

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

ROGERIO ZORZAL

**SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO PARA ANÁLISE
DE OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES
DE FONTES PONTUAIS EM RIOS**

VITÓRIA
2009

ROGERIO ZORZAL

**SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO PARA
OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES DE
FONTES PONTUAIS EM RIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências em Engenharia Ambiental, na área de concentração em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Ph.D. Antonio Sérgio Ferreira Mendonça.

VITÓRIA
2009

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Z88s Zorzal, Rogerio, 1971-
Sistema de suporte à decisão para análise de outorgas de lançamentos de efluentes de fontes pontuais em rios / Rogerio Zorzal. – 2009.
202 f. : il.

Orientador: Antônio Sérgio Ferreira Mendonça.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Recursos hídricos. 2. Sistemas de suporte de decisão. 3. Água - Qualidade. 4. Efluente - Qualidade. I. Mendonça, Antônio Sérgio Ferreira. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

“Sistema de suporte à decisão para análise de outorgas de lançamentos de efluentes de fontes pontuais em rios”.

ROGERIO ZORZAL

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça
Orientador – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira
Examinador Interno - DEA/CT/UFES

Profa. Dra. Monica Ferreira do Amaral Porto
Examinadora Externa – USP

Coordenador do PPGEA: Prof. Dr. Julio Tomás Aquije Chacaltana

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, ES, 28 de agosto de 2009.

Ao meu grande amor, Marlei Bonella, que entrou na minha vida como um raio de luz, despertando em mim a vontade de ir mais longe. Com sua dedicação acadêmica fez-me enxergar novas possibilidades, incentivando-me em cada parte desta pesquisa e sempre acreditando em mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por me permitir chegar até aqui e estar sempre presente, guiando meus passos.

Aos meus pais, Avelino e Nely, pelo respeito à minha individualidade. Em um ato de desapego e amor, permitiram que “seu filho mais novo”, com apenas nove anos de idade, saísse de casa para estudar, por entenderem que a educação transforma as pessoas. Vocês são exemplos de união e dedicação na formação intelectual e social dos seus onze filhos.

In memoriam, a meu irmão José Clovis, “Vito”, que partiu antes da minha graduação. Exemplo de amor ao próximo e renúncia. Com sua dedicação, soube demonstrar que a felicidade está no próximo e não em si próprio.

À minha irmã Marta e a meu cunhado Izaque, que tenho como meus pais, pois desde cedo vocês me educaram, não só com palavras, mas principalmente com suas condutas. Vocês foram e sempre serão um ombro amigo.

Aos meus irmãos Francisco, Penha, Lourdes e cunhados Taka, Beto e Sandra que me acolheram em suas casas durante meus estudos. Obrigado pela compreensão nos momentos difíceis e nas travessuras da juventude.

Aos meus irmãos Luzia, Helena, Carmen, Antônio e Jaime pelo apoio incondicional.

À minha tia Nair e, “*in memoriam*” a meu tio Osvaldir, que me acolheram em sua casa quando menino, como filho.

A Marli Bonella pelo carinho e amizade tão generosa

À Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) pela oportunidade oferecida pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

Ao professor Ph.D. Antônio Sergio Ferreira Mendonça, meu orientador, que, com muita paciência e dedicação, me enveredou no caminho das águas e me fez acreditar nesse tema. Um exemplo de mestre.

Ao prof. Ph.D. Edmilson Teixeira pela amizade e colaborações. Com seu jeito questionador, fez-me crescer e ser mais crítico em minhas análises, ampliando minha visão. Em outras vezes, demonstrou ser amigo e companheiro.

Aos meus professores do PPGEA, pelos valiosos ensinamentos, em especial, ao professor Dr. Julio Tomás Aquije Chacaltana, que, com seu jeito, muitas vezes, durão, contribuiu para o meu desenvolvimento e me fez ser mais observador dos detalhes.

Ao amigo João Adolfo, pelo apoio na implementação computacional do sistema. Sua amizade e disponibilidade foram indispensáveis à realização desta pesquisa.

A Mônica do GEARH pela disponibilidade, paciência e boa vontade que teve comigo na delimitação das bacias hidrográficas desta pesquisa.

Aos colegas de turma de mestrado, principalmente pelas experiências trocadas que puderam enriquecer esta pesquisa.

Aos colegas do PPGEA Marisa, Larise, Ellen Crevellin, Diego e Patrícia, que vivenciaram comigo a realização desta pesquisa e compartilharam conhecimento e amizade.

Ao PPGEA, em especial às funcionárias Rose e Penha, sempre atenciosas e prestativas.

A toda a equipe da Prefeitura Municipal de Vitória (PMV), especialmente a Paulo Mauricio, Silvio Ramos e a José Leal, cuja amizade e apoio foram fundamentais para que eu, paralelamente ao trabalho, realizasse esta pesquisa.

Aos funcionários da Gerência Regional da Grande Maruípe, principalmente nas pessoas de Marcelo Moreira e Luis Cláudio, pelo apoio e compreensão durante esta jornada.

A todos aqueles que contribuíram para a realização deste trabalho, compartilhando ideias e me incentivando, meus agradecimentos.

Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim.

Chico Xavier

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo fornecer subsídios para tomadas de decisões acerca da escolha de pontos de lançamentos de fontes pontuais em cursos de água e de suas respectivas outorgas, considerando as características hidráulicas/hidrológicas, a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos e classes de enquadramento dos cursos de água para diferentes alternativas locais. Diversos autores têm utilizado Sistemas de Suporte à Decisão (SSD) integrado ao modelo QUAL2E para análises de características qualitativas dos corpos de água, em função de lançamentos de efluentes. Esses autores utilizaram o modelo QUAL2E para quantificação dos parâmetros de qualidade de água, porém não desenvolveram análises a respeito de posicionamento do novo lançamento ao longo da extensão de trechos simulados que foram objeto do presente estudo. O (SSD) desenvolvido nesta pesquisa envolve o modelo de qualidade de água QUAL2E, banco de dados e interface de comunicação entre usuário e computador, para simulações de lançamentos em diferentes posições do curso de água. Os resultados das simulações são comparados com padrões de qualidade de água estabelecidos para o corpo receptor, indicando em quais locais poderia ser implantada a nova fonte, sem violação a limites relativos aos parâmetros de qualidade de água. As simulações podem ser verificadas de forma individualizada, comparando-se os valores dos parâmetros nos diversos trechos, antes e após o novo lançamento realizado. Apresenta, ainda, um módulo relacionado com o controle das fontes pontuais, permitindo a consideração de uma grande diversidade de cenários e possibilitando a definição de ações de redução de cargas de lançamento. O sistema desenvolvido demonstrou ser uma ferramenta útil no processo de tomada de decisão quanto à análise de alternativas locais e de solicitações de outorga de lançamento de efluentes, permitindo a análise do potencial impacto da nova fonte simulada sobre o corpo receptor, em termos de qualidade de água. O SSD também pode ser empregado para demonstração em diferentes estudos de casos associados à implementação de políticas de recursos hídricos, como: análise de influência de outorgas de captação e lançamento anteriores sobre novas outorgas e definição de eficiências de tratamento de efluentes necessárias, considerando classes de enquadramento mais restritivas para trechos de corpos receptores.

Palavras-chave: Sistema de suporte à decisão. Qualidade de água. Outorga de lançamento de efluentes.

ABSTRACT

The decision-making process related with wastewater discharges into rivers requires the analysis of several aspects: outflow structure location, water availability and receiving water body qualitative conditions. Estimates of water bodies dissolved oxygen and the biochemical oxygen demand levels as well as estimates of phosphorus and nitrogen compound concentrations after the beginning of the outflow operation are important variables to be considered. The present study aims at the development of technological instruments for supporting the decision making processes about wastewater discharges location and permit, taking into account hydraulic/hydrological characteristics, water body quality recovery capacity and water body quality restrictions. The developed Decision Support System (DSS) includes QUAL2E water quality model, database and communication interface between user and computer to allow simulation of wastewater discharges in different water course locations. Simulation results are compared with water quality parameters restrictions established for the receiving water body, indicating in what positions the new wastewater outflow structure could be located, without violating water quality parameters limits. The results are presented in such a way that the previous and simulated parameters, considering the new discharges, may be easily compared. The DSS presents a module related to the control of the existing and new wastewater outlet, allowing fast analysis of different scenarios of pollutant discharge location restriction. The system demonstrated to be a useful decision-making process tool for wastewater outlet location and permit analysis, considering potential impacts on receiving water bodies. The DSS can be utilized for demonstration of possible effects of different decisions related with water resource management, such as influence of previous water supply intakes and wastewater discharge permits over new outlet permits and needed increase in effluent discharge treatment efficiencies for respecting more restrictive water body quality conditions.

Keywords: Decision Support System. River water quality. Wastewater discharge permits.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Impacto do lançamento de efluentes.....	49
Figura 2. Perfil das zonas de autodepuração ao longo do curso de água	50
Figura 3. Estrutura típica de um sistema de suporte à decisão.....	66
Figura 4. Esquema de divisão do curso de água.....	75
Figura 5. Discretização dos balanços de vazão e massa do curso de água	77
Figura 6. Estrutura do SSD-RIOS	92
Figura 7. Fluxograma relativo à metodologia de desenvolvimento do SSD.....	93
Figura 8. Fluxograma do gerenciamento de dados do sistema.....	97
Figura 9. Localização da sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória	99
Figura 10: Pontos de monitoramento da sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória	101
Figura 11. Divisão da sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória em setores	102
Figura 12. Imagens importadas para AutoCAD da carta do IBGE para determinação do curso de água	103
Figura 13. Curso de água utilizado para simulação com os locais onde foi realizada a divisão dos trechos	103
Figura 14. Discretização do trecho simulado do rio Santa Maria da Vitória	104
Figura 15. Discretização do rio com os pontos de afluências de tributários e os principais elementos considerados no cenário 1	111
Figura 16. Localização dos lançamentos, considerando os cursos de água discretizados	114
Figura 17. Localização da captação e dos lançamentos no rio discretizado	116
Figura 18. Fluxograma de utilização do sistema.....	122
Figura 19. Fluxograma de utilização do módulo controle fontes.....	123
Figura 20. Formulário “Entrada de Dados”.....	125
Figura 21. Mensagem de erro: exemplo 1	126
Figura 22. Mensagem de erro: exemplo 2	127

Figura 23. Mensagem de erro: exemplo 3	127
Figura 24. Grade “Elementos Computacionais”	128
Figura 25. Formulário “Qualidade Temperatura”	129
Figura 26. Formulário “Dados Climáticos e Geográficos”	131
Figura 27. Formulário “Condição Inicial, Fluxo Incremental e Dados de Cabeceira”	133
Figura 28. Formulário “Constantes de Reação e Coeficientes”	135
Figura 29. Formulário “Cargas de Lançamento e Dados Hidráulicos”	136
Figura 30. Entrada da tela de simulação.....	137
Figura 31. Tela “Entrada da Fonte/Limites Qualidade de Água Corpo Receptor”	138
Figura 32. Limites para a simulação dos parâmetros estabelecidos.....	139
Figura 33. Tela “Resultado das Simulações no Curso de Água”	141
Figura 34. Tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico”	143
Figura 35. Visualização do gráfico DBO	145
Figura 36. Visualização do gráfico fósforo dissolvido.....	145
Figura 37. Visualização do gráfico fósforo total.....	146
Figura 38. Visualização do gráfico fósforo dissolvido do trecho 1.....	146
Figura 39. Visualização da tela “Parâmetros Hidráulicos”	147
Figura 40. Visualização do formulário “Balanço de OD”.....	148
Figura 41. Visualização da tela “Coeficientes de Reação”	149
Figura 42. Visualização da tela “Controle de Fontes” antes da simulação	150
Figura 43. Visualização da tela “Controle de Fontes” depois da simulação.....	152
Figura 44. Lançamento para cenário 1 no elemento 2 do trecho 4 (Lan A).....	158
Figura 45. Lançamento para cenário 1 no elemento 2 do trecho 7 (Lan B).....	159
Figura 46. Lançamento para cenário 1 no elemento 5 do trecho 2 (Lan C).....	160
Figura 47. Resultados de simulações para o novo lançamento no elemento 6 do trecho 2.....	165

Figura 48. Resultados do lançamento no elemento 6 do trecho 2 relativos ao trecho 9 do caso 1.....	166
Figura 49. Resultados para o lançamento no elemento 6 do trecho 2, relativos ao trecho 2, para o caso 2.....	166
Figura 50. Resultados para lançamento no elemento 6 trecho 2, relativos ao trecho 9, para o caso 2.....	167
Figura 51. Resultados do lançamento no elemento 11 trecho 2, alternativa B.....	172
Figura 52. Resultados do lançamento no elemento 3 trecho 7, alternativa B.....	174
Figura 53. Resultados do lançamento no elemento 11 trecho 2 alternativa C.....	176
Figura 54. Resultados do lançamento no elemento 3 trecho 7, alternativa D.....	177

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução CONAMA n.º 357/05)	43
Tabela 2. Padrões de qualidade de água.....	44
Tabela 3. Valores típicos de K_1 em condições de laboratório (Base e, 20 °C)	53
Tabela 4. Valores associados à demanda de oxigênio pelo sedimento (camada bentônica).....	54
Tabela 5. Valores médios tabelados do coeficiente de reaeração K_2 (dia ⁻¹)	55
Tabela 6. Valores do coeficiente de reaeração K_2 (dia ⁻¹), segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso de água (base e, 20 °C) desenvolvidos por pesquisadores	56
Tabela 7. Modelos de qualidade de água em rios <i>versus</i> parâmetros simulados	62
Tabela 8. Equações de estimativa do coeficiente de reaeração K_2 (base e, 20°C) incorporadas ao modelo QUAL2E.....	85
Tabela 9. Área dos setores da sub-bacia e vazões.....	102
Tabela 10. Coeficientes de reação	105
Tabela 11. Parâmetros hidráulicos do rio.....	106
Tabela 12. Vazões Q7,10 estimadas para os setores, pelos métodos tradicional e Eletrobrás	107
Tabela 13. Parâmetros de qualidade de água	109
Tabela 14. Dados das ETEs consideradas no cenário 2	114
Tabela 15. Dados das ETEs consideradas no cenário 3	115
Tabela 16. Valores-limite para os coeficientes OD, DBO, nitrogênio, fósforo, coliforme fecal e variável não conservativa em rios.....	130
Tabela 17. Dados de entrada de variáveis geográficas e climatológicas.....	132
Tabela 18. Dados de entrada de condições iniciais, fluxo incremental e dados de cabeceira.....	134
Tabela 19. Valores para preencher tipo de reaeração.....	135

Tabela 20. Padrões de qualidade para amônia e fósforo segundo Resolução CONAMA n.º 357/05 para águas doces.....	139
Tabela 21. Resultado das simulações considerando o cenário 1.....	154
Tabela 22. Resultado das simulações considerando o cenário 1 para três diferentes pontos de lançamento.....	157
Tabela 23. Dados das ETEs considerados e tipos de tratamentos adotados no cenário 2.....	161
Tabela 24. Resultado das simulações para cenário 2: casos 1 e 2.....	162
Tabela 25. Resultado da simulação de lançamento realizada no elemento 6, trecho 2, para o cenário 2.....	164
Tabela 26. Informações a respeito dos lançamentos considerados no cenário 3.....	169
Tabela 27. Resultados da simulação do cenário 3.....	170
Tabela 28. Resultados da simulação do cenário 3, alternativas A e B.....	173
Tabela 29. Resultados da simulação relativa ao cenário 3, alternativas C e D.....	175

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Característica da zona de autodepuração.....	51
Quadro 2. Enquadramento Resolução CONAMA n.º 357/2005.....	111
Quadro 3. Classes de enquadramento consideradas no cenário 2.....	114
Quadro 4. Informações a respeito do cenário 1: bases de decisão e objetivos.....	153
Quadro 6. Bases de decisão e objetivos para o cenário 2.....	161
Quadro 6. Bases de decisão e objetivos para o cenário 3.....	169

LISTA DE SIGLAS

CNHR - Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO_u - Demanda Bioquímica de Oxigênio última

DBO_{5,20} - Demanda Bioquímica de Oxigênio exercida na temperatura de 20°C no 5º dia

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

ETA - Estação de Tratamento de Água

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

FCTH - Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica

FEST - Fundação Espírito-Santense de Tecnologia

GEARH - Grupo de Estudo e Ações em Recursos Hídricos

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

IWA - International Water Association

MMA - Ministério do Meio Ambiente

OD - Oxigênio Dissolvido

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

SAD - Sistema de Apoio à Decisão

SSD - Sistema de Suporte à Decisão

UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

UPV - Universidad Politecnica de Valencia

USEPA - United States Environment Protection Agency

LISTA DE SÍMBOLOS

- A - concentração de biomassa algal (mgA/l)
- A_x - área da seção transversal (m^2)
- a, b, α e β - constantes empíricas determinadas por curvas de regressão
- c - coeficiente de retorno
- C - concentração (mg/l)
- C_s - concentração de saturação (mg/l)
- C_t - concentração em um instante t (mg/l)
- d - profundidade média do curso de água (m)
- D - déficit de oxigênio dissolvido (mg/l)
- D_0 - déficit de oxigênio dissolvido inicial no tempo $t = 0$ (mg/l)
- D_L - coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s)
- D_t - déficit de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/l)
- F_l - fração de retirada de nitrogênio pelas algas
- H - profundidade (m)
- H_f - fluxo de calor através da superfície do corpo de água (Btu/ m^2 dia)
- H_s - radiação solar devido às ondas curtas (Btu/ m^2 dia)
- H_a - radiação na atmosfera devido às ondas longas depois da reflexão (Btu/ m^2 dia)
- H_y - radiação de volta das ondas longas (Btu/ m^2 dia)
- H_c - fluxo de calor convectivo (Btu/ m^2 dia)
- H_e - perdas de calor por evaporação (Btu/ m^2 dia)
- K - constante de dispersão
- K_1 - coeficiente de desoxigenação (1/dia)
- K_2 - coeficiente de reaeração (1/dia)
- K_3 - coeficiente de decaimento da DBO na sedimentação (1/dia)
- K_4 - coeficiente de consumo de oxigênio devido à demanda bentônica (gO_2/m^2 dia)
- K_{DBO} - constante de conversão
- K_{mT} - coeficiente “ m ” a uma temperatura T qualquer (dia^{-1})
- $K_{m,20^{\circ}C}$ - coeficiente “ m ” a uma temperatura $T = 20^{\circ}C$ (dia^{-1})
- $K_{per\ capita}$ - carga *per capita* do parâmetro por habitante (g/hab.dia)
- L - concentração de DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/l)

L_0 - concentração de DBO no ponto de mistura do efluente com o corpo receptor (mg/l)
 L_u - concentração de DBO última (DBO_u) (mg/l)
 n - coeficiente de *manning*
 n_p - número total de elementos padrões cadastrados pelo sistema
 N_1 - concentração de nitrogênio amoniacal (mg/l)
 N_2 - concentração de nitrito (mg/l)
 N_4 = concentração de nitrogênio orgânico (mg/l)
 O - concentração de oxigênio dissolvido (mg/l)
 O_{sat} - concentração de saturação de oxigênio dissolvido à temperatura local (mg/l)
 P_1 - concentração de fósforo orgânico (mgP/l)
 P_2 - concentração de fósforo orgânico dissolvido (mgP/l)
 P_N - fator de preferência para mômia (mgP/l)
 Pop - população de projeto (hab)
 Q - vazão (m³/s)
 Q_{med} - vazão média (m³/s)
 QPC - cota *per capita* de água (1/hab.dia)
 R - raio hidráulico (m)
 S - fontes externas ou sumidores
 Se - declividade longitudinal (m/m)
 T - temperatura (°C)
 t - tempo (dia)
 \bar{u} - velocidade média (m/s)
 V_s - velocidade de sedimentação do poluente (m/dia)
 x - distância
 y - DBO exercida em um tempo t (mg/l)
 θ - Coeficiente de temperatura (°C)
 α_1 - nitrogênio contido na fração da biomassa algal (mgN/mgA)
 α_2 - fração de fósforo contido na biomassa algal (mgP/mgA)
 α_3 - taxa de produção de oxigênio na fotossíntese algal (mgO₂/mgA)
 α_4 - taxa de consumo de oxigênio na respiração algal (mgO₂/mgA)
 α_5 - taxa de consumo de oxigênio na oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrato, NH₃ (mgO₂/mgN)

α_6 - taxa de consumo de oxigênio na oxidação do nitrato em nitrito, NO_2^{-2} (mgO_2/mgN)

μ - coeficiente de crescimento algal (dia^{-1})

ρ - coeficiente de respiração algal (dia^{-1})

β_1 - coeficiente de oxigenação da amônia (dia^{-1})

β_2 - coeficiente de oxigenação do nitrito (dia^{-1})

β_3 - constante de transformação de nitrogênio orgânico em amônia nitrogenada (dia^{-1})

β_4 - constante de decaimento do fósforo orgânico (dia^{-1})

σ_2 - taxa de produção de fósforo dissolvido pelos bentos ($\text{mgP}/\text{m}^2\text{dia}$)

σ_3 - taxa de produção de amônia pelos bentos ($\text{mgN}/\text{m}^2\text{dia}$)

σ_4 - coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (dia^{-1})

σ_5 - taxa de sedimentação de fósforo orgânico (dia^{-1})

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
2	OBJETIVOS	27
2.1	OBJETIVO GERAL.....	27
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
3.1	GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	29
3.1.1	Instrumentos de gestão de recursos hídricos	32
3.1.2.1	Plano de Recursos Hídricos.....	32
3.1.2.2	O enquadramento dos corpos de água.....	32
3.1.2.3	A outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos	36
3.1.2.4	Cobrança pelo uso de recurso hídrico	39
3.1.2.5	Sistema de Informações Sobre Recursos Hídricos.....	39
3.2	USO E QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS	40
3.2.1	Descrição de alguns parâmetros utilizados em estudos relacionados com a qualidade de água	45
3.2.1.1	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	45
3.2.1.2	Oxigênio dissolvido (OD)	45
3.2.1.3	Nitrogênio.....	46
3.2.1.4	Fósforo.....	46
3.2.1.5	Temperatura.....	47
3.2.1.6	Coliformes	47
3.3	AUTODEPURAÇÃO EM CORPOS DE ÁGUA	48
3.3.1	O fenômeno da autodepuração	48
3.3.2	O balanço do oxigênio dissolvido	52
3.3.2.1	Fontes de consumo de oxigênio	52
3.3.2.2	Fontes de produção de oxigênio.....	54
3.3.3	A influência da temperatura	57
3.3.4	Organismos patogênicos	57

3.3.5	Modelos de qualidade da água	58
3.4	SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO	63
3.4.1	Exemplos de desenvolvimento e aplicação de sistema de suporte à decisão em recursos hídricos.....	68
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	73
4.1	MODELO PARA SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS - QUAL2E.....	73
4.1.1	Justificativa da escolha do modelo QUAL2E	73
4.1.2	Características do modelo.....	74
4.1.3	Representação conceitual.....	75
4.1.4	Representação funcional.....	77
4.1.5	Modelagem da demanda bioquímica de oxigênio.....	81
4.1.6	Modelagem do oxigênio dissolvido.....	83
4.1.7	Modelagem do ciclo do nitrogênio	86
4.1.8	Modelagem do ciclo do fósforo.....	89
4.1.9	Modelagem da temperatura	90
4.1.10	Modelagem de coliformes	91
4.2	DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO	91
4.3	APLICAÇÃO DO SISTEMA	98
4.3.1	Dados de entrada para o SSD desenvolvido.....	100
4.3.2	Demonstrações de aplicação do sistema desenvolvido	109
4.3.3	Cenários simulados.....	110
4.3.3.1	Cenário 1	110
4.3.3.2	Cenário 2	112
4.3.3.3	Cenário 3	115
5	RESULTADOS.....	117
5.1	SISTEMA DESENVOLVIDO	117
5.1.1	Módulo de base de dados	118
5.1.2	Módulo de diálogo	118
5.1.3	Função do modelo QUAL2E	119
5.1.4	Características do sistema	119

5.1.5	Considerações sobre o sistema	120
5.1.6	Especificações do <i>hardware</i> e <i>software</i> para o sistema.....	120
5.2	OPERAÇÃO DO SSD-RIOS	121
5.2.1	Entrada de dados.....	124
5.2.1.1	Tela “Cadastro de Informações”	124
5.2.1.2	Tela “Entrada da Nova Fonte/Limites Qualidade de Água Corpo Recptor”	137
5.2.2	Saída de dados	140
5.2.2.1	Tela “Resultado das Simulações no Curso de Água”	140
5.2.2.2	Tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico”	143
5.2.2.3	Tela “Controle de Fontes”	149
5.3	CENÁRIOS PARA APLICAÇÃO DO SSD-RIOS	152
5.3.1	Cenário 1	153
5.3.1.1	Análise dos resultados obtidos para o cenário 1	160
5.3.2	Cenário 2	161
5.3.2.1	Análise dos resultados obtidos para o cenário 2	167
5.3.3	Cenário 3	169
5.3.3.1	Análise dos resultados obtidos para o Cenário 3.....	177
6	DISCUSSÃO	179
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	188
7.1	CONCLUSÕES.....	188
7.2	RECOMENDAÇÕES	191
7	REFERÊNCIAS	193

1 INTRODUÇÃO

Os requisitos de qualidade da água para um determinado corpo hídrico estão relacionados com os usos para os quais está sendo destinada. O acompanhamento das características qualitativas da água e o estabelecimento de valores máximos permissíveis podem subsidiar a avaliação de níveis de poluição e de suas alterações, com vista à definição de ações preventivas e corretivas de controle.

A disponibilidade de água é um dos principais parâmetros para a sustentabilidade de um espaço territorial. A exploração desse recurso, além de sua capacidade regenerativa, pode causar desequilíbrio, com reflexos sobre os diversos usos e usuários.

Informações a respeito da bacia hidrográfica, quanto aos níveis de poluição do corpo de água, são fundamentais para um eficiente plano de gestão de recursos hídricos, objetivando o atendimento a critérios e a valores-limite adotados para parâmetros de qualidade dos corpos de água.

O modelo de Oxigênio Dissolvido e de Demanda Bioquímica de Oxigênio, desenvolvido por Streeter e Phelps, em 1925, pode ser considerado pioneiro na simulação de parâmetros de qualidade de água em rios. Esse modelo introduziu a simulação de parâmetros de qualidade de água e até hoje é muito utilizado em estudos associados à esse tema, tendo servido de base para o desenvolvimento de novos modelos, com maiores números de variáveis e de parâmetros simulados (CHAPRA, 1997; JEAN; SING, 2003; VON SPERLING, 2007).

Dentre esses modelos, cabe ressaltar o modelo QUAL2E, desenvolvido para a Environmental Protection Agency, utilizado em todo o mundo em estudos relacionados com a simulação de parâmetros de qualidade de água em rios (JEAN; SING, 2003).

Com a evolução da tecnologia e a crescente popularização dos microcomputadores, ocorreram grandes avanços na área de recursos hídricos, principalmente na utilização de Sistemas de Suporte à Decisão para auxílio na gestão de recursos hídricos, com ferramentas apresentando

diferentes funcionalidades, integrando modelos existentes e interfaces entre máquinas e usuários.

A Lei n.º 9.433/97, conhecida como Lei das Águas, estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e instituiu um conjunto de instrumentos de gestão. A outorga de direitos de uso de recursos hídricos é um dos principais instrumentos para a redução e controle de poluição dos recursos hídricos, pois possibilita assegurar legalmente um esquema de alocação quali-quantitativa da água entre os diferentes usuários e entre regiões, contribuindo para o uso sustentável de mananciais. A outorga, apesar de estar legalmente instituída, ainda não foi devidamente implantada em nível nacional e carece que sejam realizados estudos por bacias hidrográficas das cargas máximas permissíveis, considerando as classes de enquadramento conforme padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357/05 (ROQUES, 2006).

Sistemas de Suporte à Decisão (SSD) podem auxiliar no delineamento de planos de gestão que apresentem melhores desempenhos, de acordo com os objetivos propostos, por permitirem a consideração de grande quantidade de variáveis e informações. Modelos matemáticos e computacionais são ferramentas que podem ser empregadas no desenvolvimento de SSDs, para análise e seleção de alternativas para a solução de problemas. A implementação da outorga de uso de água é uma tarefa que envolve diversos aspectos: organizações eficazes, recursos humanos apropriados e base de informações. Nesse contexto, o desenvolvimento de SSDs pode contribuir para se entender melhor o comportamento dos corpos de água nas análises de aspectos de quantidade e qualidade de água (AZEVEDO et al., 2003).

O inadequado posicionamento de pontos de lançamento de efluentes, em locais nos quais os corpos receptores não apresentam capacidades de diluição e autodepuração suficientes, é responsável por graves problemas de degradação de qualidade de água em todo o mundo.

Diversos autores têm utilizado SSD integrado ao modelo QUAL2E para análises a respeito de características qualitativas dos corpos de água, em função de lançamentos de efluentes. Roriz (2002) , Salim (2004), Rodrigues (2005), Salvetti, Azzelino e Vismara (2006), Song e Sink (2009) utilizaram o modelo QUAL2E para quantificação dos parâmetros de qualidade de água. Porém, nos trabalhos desses autores, não foi considerada a possibilidade de variação do

posicionamento do novo lançamento ao longo da extensão do trecho simulado de forma automatizada.

Fatores, como disponibilidade hídrica, enquadramento do corpo de água, localização de lançamentos existentes na rede hidrográfica, características hidráulicas do corpo receptor, usos que estão submetidos à rede hidrográfica, têm influência direta na análise de concessão de outorga de novos lançamentos de efluentes em cursos de água.

Nesse contexto, foram definidos os objetivos desta pesquisa, visando a contribuir para a garantia de sustentabilidade hídrica de bacias hidrográficas, por meio de análises de licenciamento e outorga de lançamento de efluentes originados de fontes pontuais em rios.

O estudo analisa, ainda, diversos aspectos relacionados com interfaces do Sistema de Suporte à Decisão desenvolvido com a gestão de recursos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Fornecer subsídio para tomadas de decisões a respeito da escolha de locais para pontos de lançamentos de fontes pontuais em cursos de água e da concessão de suas respectivas outorgas, por meio do desenvolvimento de metodologia computacional que considere, de forma ágil, aspectos qualitativos de corpos receptores e diferentes alternativas locacionais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Facilitar e agilizar a consideração, nos processos de análise de concessão de outorga para lançamento de efluentes e captação de água, da disponibilidade hídrica, das classes de enquadramento, das características hidráulicas e das capacidades de autodepuração dos corpos receptores, em consonância com a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Facilitar a incorporação ao processo de análise de concessão de outorga para lançamento de efluentes e captações, aspectos de qualidade de água, em função de diferentes parâmetros de qualidade de água do corpo receptor e de acordo com limites preconizados pela legislação vigente.

Desenvolver um método computacional que facilite a análise a respeito de definição de ações necessárias para o controle de fontes pontuais de poluição, visando à manutenção de parâmetros de qualidade de água de corpos receptores dentro dos limites estabelecidos.

Criar um Sistema de Suporte à Decisão, para integrar os objetivos citados, envolvendo o modelo de qualidade de água QUAL2E, banco de dados e interface de comunicação entre usuário e computador.

Empregar a ferramenta desenvolvida em uma bacia hidrográfica específica, para exemplificação e teste de aplicação, enfatizando os seguintes aspectos:

- a) cargas de poluentes possíveis de serem outorgadas, em função de diferentes parâmetros de qualidade de água do corpo receptor e de acordo com limites preconizados pela legislação vigente;
- b) influência da localização de fontes pontuais sobre as cargas máximas admissíveis em diferentes trechos de cursos de água;
- c) alternativas para controle das fontes de poluição pontual existentes e da nova fonte a ser implantada para manter as características qualitativas do corpo receptor dentro dos padrões preconizados para as classes de enquadramento dos cursos de água.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Gerir recursos hídricos é uma necessidade premente que tem como objetivo ajustar as demandas econômicas, sociais e ambientais por água em níveis sustentáveis, de modo a permitir, sem conflitos, a convivência dos usos atuais e futuros da água.

Ioris (2006) ressaltou a existência de uma relação de interdependência entre a sociedade e os recursos hídricos. Devido a essa relação, o que se denomina de ciclo hidrológico é, na verdade, um ciclo “hidrossocial”. A gestão dos recursos hídricos é um processo de intervenção e redirecionamento da dialética socionatural, a qual se vale da manipulação desse ciclo para satisfazer as necessidades humanas (IORIS, 2006).

No Brasil, a partir da década de 90, pode-se observar que a gestão dos recursos hídricos passou por mudanças significativas que culminaram com a implementação da Lei n.º 9.433/97, que trata da gestão dos recursos hídricos de forma descentralizada, participativa e integrada com Políticas Estaduais e Federais, e com a instituição de Sistemas de Gerenciamento dos Recursos Hídricos.

A atual Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997, teve sua origem no Código das Águas estabelecido pelo Decreto Federal n.º 24.643, de 1934. O Código das Águas foi o primeiro diploma legal que criou instrumentos destinados à gestão dos recursos hídricos. Entretanto, sua regulamentação só aconteceu em 1957 (SOUZA JÚNIOR, 2004).

De acordo com Souza Júnior (2004), dentre as inovações trazidas pelo Código das Águas, está boa parte dos princípios orientadores da atual Política de Recursos Hídricos, dos quais se pode destacar:

- a) o uso direto para necessidades essenciais à vida;
- b) a necessidade de concessão e/ou autorização para derivação de águas públicas;
- c) o conceito poluidor-pagador, que previa a responsabilização financeira e penal para atividades que contaminassem os mananciais hídricos.

A Lei n.º 9.433/1997, que estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos, baseia-se em seis fundamentos que, em conjunto, objetivam o controle social e a racionalização da utilização desses recursos. Estabelece, a partir de seus objetivos, as metas a serem atingidas e, em seu Capítulo III, dá as diretrizes gerais de ação para a implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos, que apontam formas de integração das políticas de recursos hídricos com outras áreas e instituem um conjunto de instrumentos para a sua efetivação.

Para atingir os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei n.º 9.433/97 institui cinco instrumentos que apresentam a seguinte formulação:

- Art. 5º São instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos:
- I - os Planos de Recursos Hídricos;
 - II - o enquadramento dos corpos de água em classes de uso, segundo seu uso preponderante da água;
 - III - a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos;
 - IV - a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
 - V - Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

O novo sistema cria novas organizações deliberativas (os comitês de bacia) e executivas (as agências de bacia) descentralizadas e define a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão. Conforme preconiza a Lei n.º 9.433/1997, em seu art. 1, VI, “[...] a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.”, ou seja, com representante do Estado, da sociedade civil e dos usuários de água.

A Lei n.º 9.433 prevê diversas atribuições para os Comitês de Bacias Hidrográficas, e uma das mais importantes está na definição de critérios para a cobrança pelo uso da água bruta e na decisão de como promover a alocação dos recursos gerados pela água. Para que sejam definidos critérios de cobrança, é necessário que antes seja estabelecido um sistema de outorga do direito de uso de água bruta na bacia, pois a Lei n.º 9.433/97 afirma “[...] Art. 20. Serão cobrados os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga, nos termos do art. 12. desta Lei.”. A outorga é de competência exclusiva dos Estados e da União (art. 14.) e deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado (art. 13.). Portanto, antes que sejam realizadas cobranças pelo lançamento de efluentes, é necessária a outorga aos usuários, de acordo com o enquadramento do corpo de água em classes de uso. Cada uma dessas classes determina a qualidade que deve ser mantida no corpo de água, conforme preconiza a Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005.

Existem ainda outras atribuições previstas na Lei n.º 9.433 para os Comitês de Bacia Hidrográfica, como: promover o debate das questões relacionadas com recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes; aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia; acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas; estabelecer critérios e promover o rateio de custos das obras de uso múltiplo, de interesse comum e coletivo.

O Comitê de Bacia Hidrográfica funciona como o parlamento das águas, onde são tomadas decisões. As agências de água exercem a função de secretaria executiva do respectivo ou respectivos Comitês de Bacias Hidrográficas e têm a mesma área de atuação de um ou mais Comitês de Bacia Hidrográfica (Lei 9.433/97, art. 41 e 42.).

Na Lei n.º 9.433, as competências para as Agências de Água, dentre outras, são:

- a) manter o balanço atualizado da disponibilidade de recursos hídricos em sua área de atuação;
- b) gerir o sistema de informações sobre recursos hídricos em sua área de atuação;
- c) promover os estudos necessários para a gestão dos recursos hídricos em sua área de atuação;
- d) elaborar o Plano de Recursos Hídricos para apreciação do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica.

As agências de água apresentam o caráter de entidades técnicas executivas que têm, ainda como competência, propor ao respectivo ou respectivos Comitês de Bacias Hidrográficas:

- a) o enquadramento dos corpos de água nas classes de uso, para encaminhamento ao respectivo Conselho Nacional ou Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, de acordo com os domínios desses;
- b) os valores a serem cobrados pelo uso de recursos hídricos;
- c) o plano de aplicação dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
- d) o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo.

3.1.1 Instrumentos de gestão de recursos hídricos

3.1.2.1 Plano de Recursos Hídricos

O Plano de Recursos Hídricos constitui um dos principais instrumentos previstos na legislação para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. Pautado pela Lei nº. 9.433, de 1997, conforme preconiza em seu art. 44, X, compete às Agências de Águas elaborar o Plano de Recursos Hídricos, mas ficou legado aos Comitês de Bacias Hidrográficas, em sua área de atuação, aprovar e acompanhar o Plano de Recursos Hídricos da bacia e sugerir providências necessárias ao cumprimento de suas metas.

O plano é resultado de um processo de discussões no âmbito do Comitê de Bacia, composto de representantes do Poder Público, dos usuários de água e da sociedade civil. Ou seja, trata-se de um acordo social entre os usuários, o Poder Público e a sociedade civil acerca do futuro dos recursos hídricos e do meio ambiente.

Thomas (2002) ressaltou que o plano deve ser amplamente discutido com a sociedade, desde a sua fase de elaboração, para que os objetivos reflitam seus anseios e tenham legitimidade. Planos sem consulta à sociedade correm o grande risco de não atingirem os resultados esperados, desperdiçando tempo e recurso de todos.

3.1.2.2 O enquadramento dos corpos de água

A Lei nº. 9.433/97 contempla, em seu art. 9: assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes; e determina, em seu art. 10, que as classes de água serão estabelecidas pela legislação ambiental.

Esse artigo da Lei nº. 9.433/97 era regulamentado pela Resolução CONAMA nº. 20, de 18 de junho de 1986, que foi revogada com a promulgação da nova Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005. A nova resolução em vigor dispõe, em seu art. 1º., sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais,

bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, com destaque para as seguintes considerações:

- a) o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade;
- b) a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável;
- c) o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias obrigatórias, visando à sua efetivação;
- d) A criação de instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação às classes estabelecidas no enquadramento, é necessária, de forma a facilitar a fixação e o controle de metas, visando a atingir, gradativamente, os objetivos propostos.

O art. 2º. XX. da Resolução CONAMA nº. 357 adota a seguinte definição para enquadramento: “[...] estabelecimento da meta ou objetivo da qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo [...]”. Ou seja, o enquadramento dos corpos de água propicia aos diferentes gestores de água uma ferramenta para assegurar a disponibilidade quantitativa e qualitativa da água em uma bacia hidrográfica. É um instrumento de planejamento que objetiva garantir a qualidade de água correspondente a uma classe definida para um segmento de corpo hídrico, mas não só a identificação da atual, também procura estabelecer um nível de qualidade de água a se atingir em determinado período de tempo, de acordo com usos mais exigentes a que se destinam, conforme determinado pelo Plano de Recursos Hídricos elaborado para Bacia Hidrográfica em questão (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2000).

No entanto, o enquadramento de corpos de água, conforme a classificação da qualidade das águas e de acordo com seus usos preponderantes, indiretamente redefine a poluição hídrica, que passa a ser qualquer estado da qualidade de águas, pior do que o estabelecido. Qualquer efluente que piore a qualidade das águas, em relação a limites fixados pelo enquadramento, poderá ser considerado um poluente. Logo, representa instrumento de proteção dos níveis de qualidade dos recursos hídricos (SALDANHA, 2007). Segundo o Caderno de Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas (2007), o enquadramento tem como finalidade

principal assegurar qualidade às águas compatível com a sua destinação e reduzir custos de combate à sua poluição.

O Capítulo III da Resolução CONAMA n.º 357/05 define as condições e padrões de qualidades das águas e estabelece os limites individuais para cada substância em cada classe. A referida resolução define padrão como o valor-limite adotado como requisito normativo de um parâmetro de qualidade de água ou efluente. Os limites devem ser respeitados a fim de que seja mantida no corpo de água a qualidade requerida. Essa qualidade é expressa pelos padrões de qualidade de águas. A Tabela 2 ilustra alguns desses padrões de qualidade associados às diversas classes dos corpos de água.

Porto (2002) relatou que não devem ser utilizados mais que cinco parâmetros para enquadrar os corpos de água, pois não se consegue elaborar o planejamento de forma eficiente para muitos impactos e parâmetros de uma só vez.

No Capítulo IV, são estabelecidas as condições e os padrões de lançamentos de efluentes, com destaque para os arts. 24 e 28.

Art. 24. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

[...]

Art. 28. Os efluentes não poderão conferir ao corpo de água características em desacordo com as metas obrigatórias progressiva, intermediária e final do seu enquadramento.

No Capítulo V, são estabelecidas as diretrizes ambientais para o enquadramento que, segundo o art. 38, dar-se-á de acordo com as normas e procedimentos definidos pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos.

A Resolução CNRH n.º. 12/00 define os procedimentos para o enquadramento de corpos de água em classes segundo seus usos preponderantes e deverá ser desenvolvido observando as seguintes etapas:

- I - diagnóstico do uso e da ocupação do solo e dos Recursos Hídricos na bacia Hidrográfica;
- II - prognóstico do uso e da ocupação do solo e dos Recursos Hídricos na bacia Hidrográfica;
- III - elaboração da proposta de enquadramento;
- IV - aprovação da proposta de enquadramento e respectivos atos jurídicos.

A Resolução também considera que deverão ser elaborados, em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da Bacia e os Planos de Recursos Hídricos Estaduais e ou Distrital, Regional e Nacional. Se não existirem ou forem insuficientes, os procedimentos deverão ser tomados com base em estudos específicos propostos e provados pelas respectivas instituições competentes do sistema de gerenciamento de recursos hídricos.

De acordo com a Lei n.º 9.433/97, art. 44, cabe às agências de água propor aos Comitês de Bacia Hidrográfica o enquadramento dos corpos de água nas classes de uso para encaminhamento ao Conselho Nacional ou Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, de acordo com o domínio desses, o que vem corroborar o art. 2º. da Resolução CNRH n.º 12/00.

A legislação federal flexibilizou a participação social, transferindo para os comitês o esforço de negociações para o enquadramento dos corpos de água. Além de a sociedade possuir representatividade nos Comitês de Bacias Hidrográficas e nos Conselhos Nacionais e Estaduais de Recursos Hídricos, está prevista a sua participação por meio de audiências públicas para aprovação dos Planos de Recursos Hídricos.

Costa e Brandão (2007) relataram que o estabelecimento das classes de enquadramento no Brasil tem sido feito de uma maneira tecnocrática e pouco participativa, mas que a decisão sobre enquadramento dos corpos de água deve ser tomada pelo Comitê de Bacia Hidrográfica e que, na inexistência de comitês, os órgãos gestores devem ser responsáveis pelo enquadramento, garantindo que seja um processo participativo. Teixeira et al. (2007) desenvolveram uma simulação de processo de enquadramento do rio Santa Maria da Vitória, Estado do Espírito Santo, que contou com a participação de representantes do Comitê da respectiva bacia hidrográfica do rio. Na simulação, buscou-se evidenciar a importância do enquadramento como instrumento de planejamento regional, bem como a sua contribuição para o desenvolvimento sustentável regional e a gestão participativa. Segundo os autores, a simulação evidencia a importância de se garantir uma boa preparação dos tomadores de decisão sobre o tema enquadramento e a valorização do saber popular integrado nas diversas fases do processo.

3.1.2.3 A outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos

A outorga, segundo definição do Houaiss (2001), “[...] é o ato ou efeito de outorgar: dar por direito, facultar, conceder, permitir ou declarar por escritura pública”. A instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos, por meio da Lei Federal n.º 9.433/97, criou, como um de seus instrumentos, a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos e estabeleceu, em seu art. 18, que a outorga não implica a alienação parcial das águas, que são inalienáveis, mas o simples direito de seu uso. A lei federal citada ratificou, em seu art. 14, que a outorga efetivar-se-á por ato da autoridade competente do poder Federal, dos Estados ou do Distrito Federal. Logo, outorga de direito de uso da água é uma forma de consentimento do Poder Público acerca de seu bem, ou seja, é uma garantia de acesso à água.

Segundo o art.12, da Lei n.º 9.433 estão sujeitos à outorga os seguintes usos:

- a) a derivação ou captação;
- b) a extração da água de aquífero subterrâneo;
- c) o lançamento em corpos de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasoso, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte e disposição final;
- d) o aproveitamento de potenciais hidrelétricos;
- e) outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo hídrico.

Da mesma forma, independem da outorga, pelo Poder Público, conforme definido em regulamento:

- f) o uso para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural;
- g) as derivações e lançamentos considerados insignificantes;
- h) as acumulações de volumes classificados como insignificantes.

Cabe ressaltar que os uso insignificante não está definido na Lei n.º 9.433 e ficou a cargo de cada comitê de bacia hidrográfica fazer a definição. Dessa forma, observa-se uma flexibilização da lei que contempla as diferenças regionais entre as bacias.

A outorga do uso dos recursos hídricos é um dos instrumentos para a gestão desses recursos que tem por objetivo assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo direito de acesso à água, por parte dos usuários interessados, condicionados à disponibilidade hídrica. Azevedo (2003) enfatiza que o desenvolvimento de ferramentas adequadas para a análise de outorgas que considerem aspectos de qualidade e quantidade deve ser incentivado.

O art. 13, da Lei n.º 9.433/97, estabelece que toda outorga deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado e está condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos. Da mesma forma, a lei define que a outorga deverá preservar o uso múltiplo desse recurso prevê ainda a integração da gestão de quantidade e gestão de qualidade de recursos hídricos conforme está prevista nessa lei, no §1º. do art. 3.º, que estabelece, como diretrizes da Política Nacional de Recursos Hídricos, a gestão sistemática, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade.

A Resolução n.º. 16, de 8 de maio de 2001, do CNRH, em seu art. 12, no parágrafo 1º, estabelece que “[...] as vazões e os volumes outorgados poderão ficar indisponíveis, total ou parcialmente, para outros usos no corpo de água, considerando o balanço hídrico e a capacidade de autodepuração para o caso de diluição de efluentes”.

Outro aspecto importante a considerar é que o direito de lançar um efluente em um corpo de água é dado pelo órgão ambiental responsável pelo licenciamento, instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal 6938, de 31 de agosto 1981). Já a outorga para lançamentos de efluentes autoriza a utilização da água do corpo receptor para a diluição da carga poluente dentro dos padrões de qualidade da água correspondentes à classe de enquadramento do respectivo corpo receptor. Portanto, para a análise de outorga de lançamento de efluentes, é importante a estimativa da concentração máxima para cada poluente que pode ser lançada no corpo de água, de forma que esse continue, após o lançamento, respeitando o limite de enquadramento. No entanto, poderá a concentração do poluente reduzir-se ao longo do trecho a jusante do lançamento, de acordo com a capacidade de autodepuração de cada poluente no corpo receptor.

O art. 15º. da Resolução n.º.16/01 do CNRH adota que: “A outorga de direito de uso da água para lançamento de efluentes será dada em quantidade de água necessária para a diluição da

carga poluente, que pode variar ao longo do prazo de validade da outorga, com base nos padrões de qualidade da água correspondente à classe de enquadramento do respectivo corpo receptor e/ou em critérios específicos definidos no correspondente plano de recursos hídricos ou pelos órgãos competentes”.

Nota-se que, na análise qualitativa de outorga, a Lei n.º 9.433/97 dispõe, no art.12, III, uma outorga para lançamento de efluentes. Porém, a Resolução nº 16/01 do CNRH define a outorga como a quantidade de água necessária para a diluição da carga poluente, o que traz o conceito de vazão necessária para a diluição dos respectivos efluentes (RIBEIRO; LANNA, 2003). Salim, Roques e Souza (2007) relataram a tendência de utilização do conceito de vazão de diluição no estabelecimento de critérios de avaliação dos pleitos de outorga qualitativa.

Estudo realizado por Pereira e Mendonça (2005), a respeito da outorga de lançamento de efluentes em função da vazão de diluição, analisaram equações de diversos autores referentes ao cálculo da vazão de diluição e de sua variação ao longo do corpo receptor para manter as concentrações estabelecidas no corpo receptor, após o lançamento de efluentes. Nesse estudo, os autores observaram, por simulações de cenários variados, que cada equação apresenta diferentes considerações sobre o decaimento da vazão de diluição e da existência de lançamentos e captações a montante e a jusante do novo lançamento e, com isso, recomendaram que fosse pesquisada uma equação geral para que, antes da adoção de qualquer equação para análise de solicitações de outorga, fossem realizadas simulações de situações práticas, a fim de se evitar distorções no processo.

Além disso, antes de conceder a outorga, outras considerações deverão ser feitas, tais como:

- a) preservar o uso múltiplo dos recursos hídricos;
- b) considerar a vazão do corpo hídrico;
- c) considerar o impacto do lançamento ou captação no corpo hídrico;
- d) verificar o atendimento das metas estabelecidas nos planos de recursos hídricos para a bacia hidrográfica.

Logo, o processo de outorga é um instrumento de gestão dos recursos hídricos que tem por objetivo a racionalização do seu uso com vistas ao desenvolvimento sustentável. A sua implantação depende da definição de critérios e do estabelecimento de procedimentos que

permitam tanto a agilidade do processo como também a sua transparência, de forma a evitar conflitos entre os distintos usuários (RAMOS; BENZ; LOCH, 2007). Azevedo et al. (2003) salientaram que as decisões tomadas quanto à outorga têm consequências ambientais, sociais e econômicas e precisam ser avaliadas antes que medidas sejam tomadas, portanto é preciso entender o sistema físico de recursos hídricos, considerando as características da bacia hidrográfica, seu comportamento hidrológico e as diferentes possibilidades de operação das infraestruturas hídricas.

3.1.2.4 Cobrança pelo uso de recurso hídrico

Segundo art. 19, da Lei 9.433/97, o objetivo da cobrança é reconhecer a água como bem dotado de valor econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor. Ela deve incentivar a racionalização do uso da água e favorecer investimentos na bacia, cujos recursos arrecadados deverão ser aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados e os recursos hídricos a serem cobrados são aqueles sujeitos à outorga. Dessa forma, o legislador atrelou a cobrança à outorga. Segundo estudos apresentados pela Agência Nacional de Águas (2007), para a outorga de lançamentos de efluentes, além do volume e de seu regime de variação, devem ser consideradas as características físico-químicos, biológicas e de toxicidade do efluente.

3.1.2.5 Sistema de Informações Sobre Recursos Hídricos

Segundo o art. 25, da Lei n.º 9.433/97, o Sistema de Informações Sobre Recursos Hídricos é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e de fatores intervenientes em sua gestão. Apresenta como princípio básico para seu funcionamento:

- a) descentralização da obtenção e produção de dados e informações;
- b) coordenação unificada do sistema;
- c) acesso aos dados e informações garantidos a toda a sociedade.

O Sistema de Informações de Recursos Hídricos tem como objetivos:

- a) reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil;
- b) atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional;
- c) fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

Pode-se observar que o legislador teve a preocupação de construir um sistema de gestão que garanta à sociedade o acesso às informações. A mesma lei evidencia em seus objetivos a importância de reunir os dados relativos à situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos da bacia hidrográfica, bem como manter atualizadas as informações sobre disponibilidade e demanda. Essas informações são fundamentais para a alimentação de modelos matemáticos e sistemas de suporte à decisão, agilizando a tomada de decisão para o gerenciamento e o desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica.

Tucci, Hespanhol e Cordeiro Netto (2001) relataram que a coleta de dados hídricos é essencial para qualquer planejamento adequado, observando ainda que, no Brasil, as bacias hidrográficas de pequeno porte praticamente não são monitoradas. O trabalho realizado pela Agência Nacional de Águas (2005), intitulado Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil, relatou que as informações sobre qualidade da água no País ainda é esparsa ou inexistente em várias bacias e são poucos os Estados que possuem rede de monitoramento adequada, em termos de frequência, parâmetros e número de pontos de amostragem. Estudo apresentado por Rego (2008) sobre a gestão dos recursos hídricos da Bacia do Rio Macaé, no Rio de Janeiro, evidenciou a insuficiência de rede de monitoramento hidrometeorológica nessa bacia. Pereira et al. (2008) apresentaram um projeto piloto sobre a concepção de uma “Rede Integrada de Monitoramento Semi-Automático da Qualidade da Água do Rio Paraíba do Sul” para subsidiar o Comitê Para Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Os resultados apontaram a necessidade de ampliação do número de pontos de monitoramento, uma vez que trechos importantes dos rios da bacia estão descobertos pela rede.

3.2 USO E QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS

A água é um recurso natural, vital à natureza e essencial à maioria das atividades humanas. É útil em diversas atividades, como: abastecimento público e industrial, irrigação,

dessedentação de animais, aquicultura, preservação da fauna e da flora, harmonia paisagística, geração de energia elétrica, navegação e diluição de despejos.

Com o desenvolvimento de aglomerados urbanos, os recursos hídricos passaram a ter importante papel no desenvolvimento econômico e social de determinadas comunidades pois, cada vez mais, a disponibilidade da água em quantidade e qualidade adequada vem se tornando mais escassa aos diversos usos a que se destina (GASTALDINI; MENDONÇA; TEIXEIRA, 2001).

Diversos autores afirmam que a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. A água, mesmo a mais pura, contém muitas substâncias, incluindo bicarbonatos, sulfatos, sódio, cloretos, cálcio, magnésio e potássio (ENVIRONMENT CANADA, 2009). A composição do solo e sua cobertura influenciam a qualidade das águas, mesmo em condições naturais e com a bacia hidrográfica preservada. Por exemplo, ocorre a dissociação de íons do solo que são carregados pelas chuvas aos corpos hídricos. A interferência dos seres humanos, na forma de uso e ocupação do solo, tem efeito direto na qualidade dos recursos hídricos. Como exemplos, tem-se o lançamento *in natura* de esgotos domésticos, o uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura, bem como o manejo do solo para as plantações.

As águas estão associadas a uma multiplicidade de usos. Autores, como Meybeck e Helmer (1992), Derisio (1992) e Mota (2003), classificam seus usos em consuntivos e não consuntivos.

Os usos consuntivos trazem alterações aos regimes de vazões dos cursos de água. São aqueles que incorporam parte do recurso hídrico, reduzindo os volumes do corpo de água, incluindo o abastecimento a populações, rebanhos, indústrias e irrigação.

Os usos não consuntivos utilizam as águas sem implicar reduções de volumes, havendo o retorno da quase totalidade da água ao corpo hídrico, sem alterações significativas nos valores numéricos das vazões dos corpos hídricos. Entre os usos não consuntivos, tem-se: a navegação, geração de energia elétrica, piscicultura, recreação, turismo, diluição e transporte de poluentes.

A diversidade de aplicação da água faz com que a mesma fonte possa ser utilizada para diferentes fins, concorrentes ou não entre si. Para o caso de dois usos não concorrentes, como a navegação e a recreação, pode-se reservar o volume para atender à maior demanda. Já no caso em que há concorrência, por exemplo, a diluição de um mesmo poluente por dois usuários diferentes, cada um deve ter sua vazão reservada, independente, no corpo receptor, respeitando o enquadramento preestabelecido no corpo de água.

A utilização de uma mesma fonte de água para diversos fins pode ocasionar possíveis conflitos entre os seus usuários. Barth et al. (1987) salientaram que a água precisa ser gerida como bem econômico, ao qual deve ser atribuído o justo valor, e ser objeto de um cuidadoso planejamento.

A qualidade necessária que se deseja do recurso hídrico está relacionada com o uso que lhe será dado. É possível que uma determinada fonte de água esteja com uma boa qualidade para uma determinada atividade, como a navegação, mas não esteja satisfatória para outra atividade, por exemplo, a recreação.

Para a avaliação da qualidade de água, é essencial que sejam estabelecidos critérios de acompanhamento das características qualitativas da água, de forma que se permita avaliar os níveis de poluição e as alterações no corpo hídrico.

Dentre os critérios internacionais mais importantes, podem-se ser destacadas as normas da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, *United States Environment Protection Agency* (USEPA) e as normas canadenses do *Environment Canada* (EC)

Os critérios de qualidade de água desenvolvidos pela USEPA são valores estabelecidos por meio de conhecimentos científicos e associam concentrações ou níveis de determinados contaminantes ao efeito sobre a vida aquática ou a saúde humana (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2008a). No Canadá, são adotadas diretrizes que indicam as concentrações máximas das substâncias permitidas para determinados usos, estabelecidas cientificamente, e servem como metas para a proteção do meio ambiente (ENVIRONMENTAL CANADA, 2009).

No Brasil, a classificação e o controle dos padrões da qualidade da água são avaliados de acordo com a legislação ambiental por meio da Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005, que dividiu as águas do território nacional em águas doces, salobras e salinas. Em função dos usos previstos, foram criadas 13 classes de enquadramento para os cursos de água. Cada uma dessas classes determina a qualidade a ser mantida no corpo de água por meio de padrões de qualidade, de acordo com o enquadramento.

A Tabela 1 apresenta uma síntese dos usos preponderantes das classes relativas à água doce, na qual se observa que a Classe Especial pressupõe os usos mais nobres, e a Classe 4 os menos nobres.

Tabela 1. Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução CONAMA n.º 357/05)

Uso	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento para consumo humano	X(a)	X(b)	X(c)	X(d)	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X				
Preservação de ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	X				
Proteção de comunidades aquáticas		X	X		
Recreação de contato primário (*)		X	X		
Irrigação		X(e)	X(f)	X(g)	
Proteção de comunidades aquáticas em terras indígenas		X			
Aquicultura e atividade de pesca			X		
Pesca amadora				X	
Dessedimentação de animais				X	
Recreação de contato secundário				X	
Navegação					X
Harmonia paisagística					X

a) Com desinfecção; b) após tratamento simplificado; c) após tratamento convencional; d) após tratamento convencional avançado; e) hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rente ao solo e que são ingeridas cruas, sem remoção de película; f) hortaliças, plantas frutíferas de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; g) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras: (*) Conforme Resolução CONAMA n.º 274/2000 (Balneabilidade).

Fonte: Adaptada de von Sperling (2007) e da Resolução CONAMA n.º 357/05.

A cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo de água, que é expressa pelos padrões de qualidade. A Tabela 2 ilustra alguns desses padrões de qualidade associados às diversas classes dos corpos de água. Além dessa resolução, devem ser consultadas as legislações estaduais, pois podem ser mais restritivas ou, ainda, incluir outros constituintes não considerados na legislação federal.

Tabela 2. Padrões de qualidade de água

Parâmetro	Unidade	Classe (águas doces)			
		1	2	3	4
DBO5	mg/l O2	3	5	10	-
OD	mg/l O2	> 6	> 5	> 4	> 2
Nitrogênio amoniacal total (pH < 7,5)	mg/l N	3,7	6,7	13,3	-
Nitrogênio amoniacal total (7,5 < pH < 8,0)	mg/l N	2,0	2,0	5,6	-
Nitrogênio amoniacal total (8,0 < pH < 8,5)	mg/l N	1,0	1,0	2,2	-
Nitrogênio amoniacal total (pH > 8,5)	mg/l N	0,5	0,5	1,0	-
Nitrato	mg/l N	10,0	10,0	10,10	-
Nitrito	mg/l N	1,0	1,0	1,0	-
Fósforo total (ambiente lântico)	mg/l P	0,020	0,030	0,050	-
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambientes lânticos)	mg/l P	0,025	0,050	0,075	-
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	mg/l P	0,1	0,1	0,15	-
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	200 Resol. 274	1.000 Resul. 274	(a)	-

a) Coliformes termotolerantes: águas doces, Classe 3: dessedentação de animais criados confinados (1.000 NMP/100ml), recreação de contato secundário (2.500 NMP/100ml), demais usos (4.000 NMP/100ml).

Fonte: Adaptada da Resolução CONAMA n.º 357/05.

A Resolução CONAMA n.º 357/05 preconiza um sistema dual para controle de fontes pontuais de poluição hídrica que, além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos de água. O art. 10 dessa resolução estabelece condições específicas para os parâmetros DBO, OD, nitrogênio e fósforo.

3.2.1 Descrição de alguns parâmetros utilizados em estudos relacionados com a qualidade de água

3.2.1.1 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO é um parâmetro utilizado para a medida do consumo de oxigênio na água para que haja estabilização bioquímica da matéria orgânica. De acordo com von Sperling (1996), a matéria orgânica presente nos corpos de água é uma característica de primordial importância, pois é a causadora do principal problema decorrente de poluição das águas: o consumo de oxigênio dissolvido pelos micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

A DBO é um dos principais parâmetros utilizados para avaliar o efeito produzido pelo impacto de despejos domésticos ou industriais sobre corpos receptores. Segundo Johnsson et al. (2003), o parâmetro de DBO representa, de forma significativa, as contribuições de despejos domésticos e de diferentes tipos de efluentes industriais para corpos de água. Braga et al. (2002) citaram que, apesar de o esgoto ser composto por um grande número de substâncias biodegradáveis e possuir características distintas de consumo de oxigênio, o conhecimento da DBO do esgoto como um todo já é suficiente para a determinação do impacto do despejo desse material na concentração de oxigênio dissolvido do corpo de água receptor.

3.2.1.2 Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é o elemento principal para as formas de vida aeróbias presentes no meio aquático (DERISIO, 1992). É um parâmetro de extrema relevância na legislação de classificação das águas. Jain e Singh (2003) afirmaram que descargas em cursos de água com elevados teores de matéria orgânica e nutrientes pode levar à redução de OD, tendo como resultado o aumento das atividades microbianas durante o processo de degradação da matéria orgânica. O oxigênio é indispensável para diversos seres aquáticos. Caso o seu nível atinja concentrações abaixo de 5mg/l, pode afetar negativamente o funcionamento e a sobrevivência das comunidades biológicas. OD abaixo de 2mg/l pode levar à morte de peixes (JAIN; SINGH, 2003).

3.2.1.3 Nitrogênio

No meio aquático, as diversas formas de nitrogênio podem ser de origem natural ou antropogênicas. As elevadas concentrações dos diversos tipos de nitrogênio em corpos de água geralmente estão relacionadas com a poluição por despejos domésticos ou industriais, excrementos de animais e fertilizantes. Essa poluição tem provocado o fenômeno de eutrofização, comprometendo a qualidade das águas (BRAGA et al., 2002).

O nitrogênio encontrado na água pode estar nas seguintes formas: nitrogênio molecular (escapando para a atmosfera), nitrogênio orgânico (dissolvido ou em suspensão), amônia (livre ou ionizada), nitrito e nitrato (CHAPRA, 1997).

Segundo Pereira e Mendonça (2003), a concentração das diferentes formas de nitrogênio é um indicativo eficiente da natureza e do estágio de poluição do efluente. A determinação da forma predominante de nitrogênio no corpo de água pode fornecer informações sobre o estágio da poluição, uma vez que a poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está relacionada com o nitrogênio na forma de nitrato (TEBBUTT, 1992).

3.2.1.4 Fósforo

Pode ser proveniente de fontes de origem natural, como dissolução de composto do solo, decomposição de matéria orgânica, composição celular de micro-organismos, ou de origem antropogênica, tais como: despejos domésticos, despejos industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. Estudo apresentado por Jacobson, David e Mitchell (2008) indicou a influência da descarga de fósforo proveniente de despejos de esgotos e de efluentes de áreas agrícolas sobre a qualidade da águas do rio Illinois, nos EUA.

Na água, o fósforo apresenta-se principalmente nas forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Assis e Muratori (2007) citaram que a sua presença em lagos e represas, quando em elevadas concentrações, desencadeia o desenvolvimento de algas, podendo conduzir a um crescimento exagerado desses organismos e, também, ao processo de eutrofização. Howarth e Marino (2006) mencionaram que o fósforo é o principal causador da eutrofização dos

ecossistemas aquáticos e a redução de fósforo a montante dos ecossistemas de água doce pode contribuir para redução dos impactos da poluição nas regiões marinhas.

3.2.1.5 Temperatura

As variações de temperatura nos corpos de água fazem parte do regime climático normal e são influenciadas por muitos fatores, como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. As suas alterações na água podem ser provenientes da transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo) ou de origens antropogênicas, como águas e torres de resfriamento ou despejos industriais. O monitoramento desse parâmetro é de fundamental importância, pois o aumento de temperatura acelera a taxa das reações físicas, químicas e biológicas, diminui a solubilidade dos gases e aumenta a taxa de transferência de gases, gerando a liberação de gases com odores desagradáveis ou de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2007).

3.2.1.6 Coliformes

Os micro-organismos presentes nos esgotos desempenham diversas funções importantes, como a transformação da matéria orgânica nos ciclos biogeoquímicos. O pesquisador von Sperling (2007) salienta que, nos esgotos, podem ser encontrados micro-organismos do tipo saprófitas, comensais, simbioses ou parasitos. Os parasitos são patogênicos e podem causar doença no homem e em animais. A origem desses micro-organismos, em sua maioria, é humana ou de procedência animal (SILVA et al., 2001).

O lançamento de efluentes em corpos hídricos pode incorporar nesses corpos uma série de agentes transmissores de doenças e restringir usos preponderantes que estão destinados ao corpo hídrico, por exemplo, abastecimento de água potável, irrigação e balneabilidade. Essa última é definida pela Resolução CONAMA n.º 274, de 24 de novembro de 2000.

A verificação de contaminação bacteriológica nos ecossistemas aquáticos é feita por meio da determinação de micro-organismos indicadores de poluição fecal e, frequentemente, são recomendados os coliformes fecais (termotolerantes). O grupo coliforme apresenta maior

resistência à mortalidade do que grande parte das bactérias patogênicas, o que dá uma margem de segurança para os coliformes como indicadores de adequação sanitária de uma água. Outro aspecto é que os coliformes se apresentam em grande quantidade nas fezes humanas, diferentemente dos organismos patogênicos, que são excretados apenas por uma parcela da população. Assim, a presença de coliformes na água indica poluição fecal e possível presença de micro-organismos patogênicos (RIEDEL, 1992).

3.3 AUTODEPURAÇÃO EM CORPOS DE ÁGUA

Este item procura analisar um dos principais problemas de poluição dos cursos de água, principalmente no que diz respeito ao oxigênio dissolvido após o lançamento de um despejo predominantemente orgânico e biodegradável em um curso de água. De acordo com Braga et al. (2002), o fenômeno da autodepuração é um processo natural de recuperação de um corpo de água que foi poluído por lançamentos de matéria orgânica biodegradável e é realizado por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos. Em países em desenvolvimento, um dos principais problemas de poluição de corpos de água está relacionado com o lançamento de efluente com alto teor de matéria orgânica, como é o caso do lançamento de esgotos domésticos e industriais *in natura* em cursos de água (VON SPERLING, 2007).

3.3.1 O fenômeno da autodepuração

Este fenômeno está associado à capacidade de o meio aquático retornar ao seu equilíbrio após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (MOTA, 1998). Isso não quer dizer que serão restabelecidas as condições ecológicas iniciais. Conforme von Sperling (2007) salientou, não existe uma depuração absoluta, mesmo que a estabilização seja completa, o oxigênio consumido seja totalmente recuperado e o ecossistema atinja novamente o seu equilíbrio, haverá a formação de certos produtos e subprodutos da decomposição. Mota (1998), por sua vez, ressaltou que um manancial, após receber carga poluidora, nunca mais voltará às condições anteriores e apenas alguns constituintes dessa carga passam por processo de transformação ou eliminação completo. Entretanto, von Sperling (2007) afirmou que uma

água poderá ser considerada depurada quando suas características não forem conflitantes com os seus usos preponderantes em cada trecho do curso de água.

O processo de estabilização da matéria orgânica é realizado por micro-organismos decompositores (bactérias) presentes no corpo hídrico, que degradam a matéria orgânica lançada por processos bioquímicos, as quais consomem o oxigênio dissolvido presente no meio líquido para sua respiração e passam a competir com as demais espécies. Como os micro-organismos possuem à sua disposição alimento e conseguem sobreviver a taxas baixas de oxigênio dissolvido, ganham a competição em relação a outras espécies que precisam de um taxa maior de OD no meio, como é o caso dos peixes. Ocorre, então, um fenômeno de sucessão biológica, em que há uma sequência de substituição de comunidades por outra. Após a total degradação da matéria orgânica, o curso de água tende a se recuperar naturalmente, até o estabelecimento do equilíbrio com as comunidades locais, conforme pode ser observado na Figura 1.

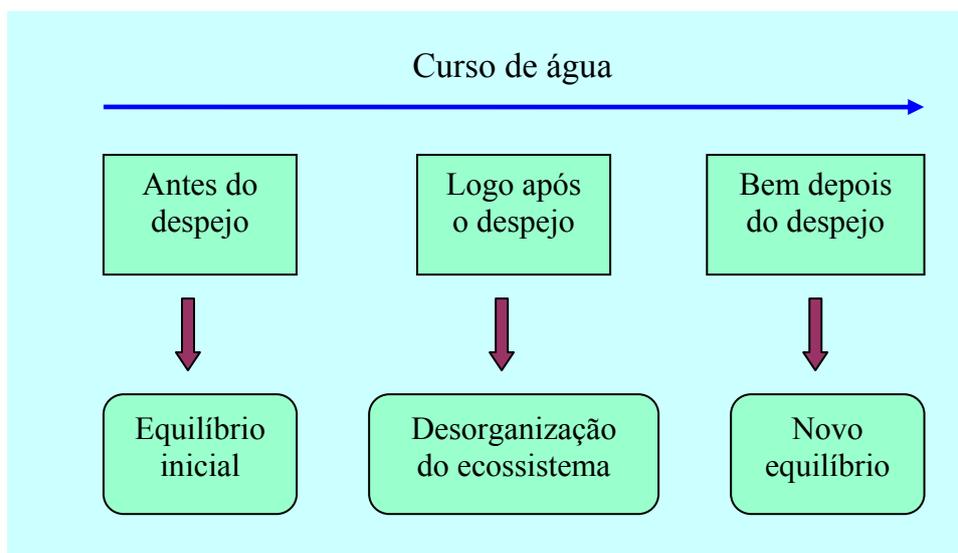


Figura 1. Impacto do lançamento de efluentes

O oxigênio dissolvido na água que será utilizado para respiração dos micro-organismos decompositores aeróbios, responsável pela completa decomposição da matéria orgânica lançada na água, é chamado de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (CHAPRA, 1997). A DBO serve como uma forma de medição da poluição no curso de água e possibilita a avaliação do estado da qualidade da água (MOTA, 1998).

O conhecimento do fenômeno da autodepuração e da sua quantificação tem como objetivos avaliar a capacidade de assimilação dos rios e impedir o lançamento de despejos acima do que possa suportar o corpo de água (VON SPERLING, 2007).

A autodepuração em rios é um processo que se desenvolve ao longo do tempo e, quando o escoamento existente é predominantemente longitudinal, podem-se associar os estágios de sucessão ecológica a trechos fisicamente identificáveis. Braga et al. (2002) denominaram esses trechos de zonas de autodepuração e as divide em quatro: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas.

A Figura 2 mostra essas zonas, delimitadas com base na trajetória de três principais parâmetros (matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido).

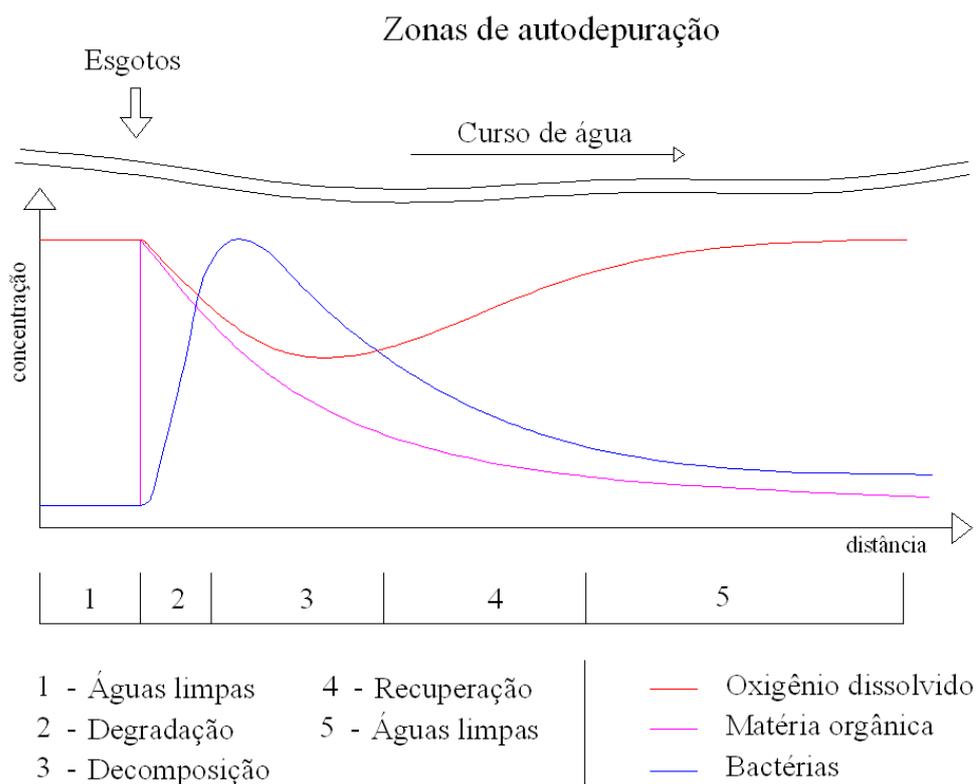


Figura 2. Perfil das zonas de autodepuração ao longo do curso de água

Fonte: Adaptada de von Sperling (2007).

As zonas de autodepuração localizam-se, uma após a outra, a partir do ponto de lançamento do efluente. No Quadro 1 é apresentada a caracterização de forma generalizada de cada zona da autodepuração.

Zonas	Características gerais
Degradação	<p>A alta concentração de matérias orgânicas, ainda em seu estado complexo</p> <p>O início do processo de consumo de oxigênio dissolvido pelos micro-organismos decompositores da matéria orgânica</p> <p>A ocorrência de sedimentação de elementos sólidos presentes no esgoto, formando o lodo de fundo</p> <p>A produção de gás sulfídrico proveniente da decomposição do lodo de fundo, onde prevalecem as condições anaeróbias, isto é, ausência de OD</p> <p>Os compostos nitrogenados apresentam-se ainda em altos teores, embora já ocorra a conversão de grande parte para a amônia</p> <p>A água apresenta-se turva</p>
Decomposição ativa	<p>Os micro-organismos decompositores encontram-se em maior número na transição da fase de degradação para a decomposição ativa</p> <p>A diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido atingindo sua menor concentração</p> <p>O consumo total do oxigênio dissolvido pode ocorrer, dependendo da quantidade de matéria orgânica presente na massa líquida, levando à condições de anaerobiose do respectivo trecho</p> <p>A ocorrência de gases com odores desagradáveis, caso se estabeleça o estado de anaerobiose</p> <p>A maior parte do nitrogênio já se encontra na forma de amônia</p> <p>O processo de oxidação da amônia em nitrito pode ser iniciado</p> <p>A água apresenta ainda coloração acentuada e depósitos de lodo escuro no fundo</p>
Recuperação	<p>A matéria orgânica já se encontra em grande parte estabilizada</p> <p>A reeração atmosférica do OD ocorre em maiores taxas que o consumo de OD para a estabilização da matéria orgânica</p> <p>A amônia é convertida em nitrito e este em nitratos</p> <p>Os compostos de fósforo são transformados em fosfatos</p> <p>As condições para o desenvolvimento das algas são estabelecidas devido à presença de sais minerais (nitratos e fosfatos)</p> <p>O aumento e a produção de OD ocorre durante o dia pelas reações fotossintéticas das algas.</p> <p>As bactérias encontram-se em números reduzidos</p> <p>A água está mais clara e com aparência melhorada.</p>
Águas limpas	<p>O oxigênio dissolvido, a matéria orgânica, os teores de bactérias e a cor da água voltam às condições anteriores à poluição</p> <p>As águas, agora, são mais ricas em nutrientes do que antes da poluição</p> <p>A produção de algas é bem maior devido à presença de nutrientes</p> <p>O lodo de fundo não está totalmente estabilizado</p> <p>A cadeia alimentar é reestabelecida</p> <p>O ecossistema atinge seu equilíbrio e a diversidade de espécies é grande</p>

Quadro 1. Características da zona de autodepuração

Fonte: Adaptada de von Sperling (2007).

O decréscimo do oxigênio dissolvido no meio líquido acarreta diversas interferências do ponto de vista ambiental. Para a existência da biodiversidade nos corpos hídricos, são necessários teores mínimos de OD.

3.3.2 O balanço do oxigênio dissolvido

Devido à simplicidade na determinação das concentrações de OD na água, esse parâmetro tem sido utilizado tradicionalmente para determinação do grau de poluição e de autodepuração em corpos de água. Durante o processo de autodepuração, ocorre um balanço entre as fontes de consumo e as fontes de produção de oxigênio. Quando as fontes de consumo são maiores que as fontes de produção, ocorre um desequilíbrio no meio, ocasionando a diminuição nos teores de concentração do OD. Quando a taxa de consumo é menor que a taxa de produção, acontece o inverso até que se atinja a saturação de OD na água ou sua total consumação. As principais fontes de consumo de oxigênio em um curso de água são: oxidação da matéria orgânica (respiração); demanda bentônica (lodo de fundo); nitrificação (oxidação da amônia). As principais fontes de produção de oxigênio são: a reaeração atmosférica e a fotossíntese (VON SPERLING, 2007)

3.3.2.1 Fontes de consumo de oxigênio

Oxidação da matéria orgânica

É o principal fator de consumo de oxigênio e pode ser expressa por meio do coeficiente de desoxigenação (K_1) que representa a taxa de degradação de matéria orgânica no meio líquido e depende das características da matéria orgânica, da temperatura, além de substâncias inibidoras. Mota (1998) descreveu que esse decréscimo de oxigênio está associado à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). A Tabela 3 apresenta os valores médios de K_1 usualmente obtidos em condições de laboratório.

Tabela 3. Valores típicos de K_1 em condições de laboratório (Base e, 20 °C)

Origem	K_1 (dia ⁻¹)
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso de água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: Adaptada de Fair et al. (1973) e Arceivala (1981), apud von Sperling (2007).

Demanda bentônica

A sedimentação de parte da matéria orgânica em suspensão formará uma camada de lodo de fundo. Grande parte desse lodo é convertida por processos anaeróbios, em virtude da dificuldade de penetração de oxigênio nessa camada, porém uma fina camada superior do lodo fundo tem acesso ao oxigênio. Caso exista oxigênio nessa região, sua estabilização se dará por processos aeróbios, ou seja, com consumo de oxigênio, resultando, assim, em sua estabilização. A demanda de oxigênio dessa fina camada de lodo é chamada de demanda bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento.

Um outro fator que pode ocasionar o consumo de OD é a reintrodução do lodo, que ainda não está totalmente digerido. O revolvimento do lodo de fundo pode ocorrer por processos como o aumento da vazão e da velocidade de escoamento das águas. Podem existir duas formas de consumo de oxigênio relacionadas com o lodo de fundo: a primeira é a demanda bentônica, e a segunda é proveniente do revolvimento do lodo de fundo que ainda não foi estabilizado.

A matéria orgânica em suspensão que sedimentou não mais contribuirá para o consumo de oxigênio e seu coeficiente de sedimentação K_3 é dado por meio da equação 3.1 (CHAPRA, 1997).

$$K_3 = V_s/H \quad (3.1)$$

Onde:

K_3 = coeficiente de sedimentação (dia^{-1})

V_s = velocidade de sedimentação do poluente (m/dia)

H = profundidade do rio (m)

O valor negativo para K_3 significa a reintrodução de DBO na massa líquida devido à ressuspensão de material sedimentado. O modelo de qualidade da água QUAL2E (BROWN; BARNWHEEL JUNIOR, 1987) aceita a variação de K_3 de (-0,36 a 0,36 d^{-1}).

A Tabela 4 apresenta os valores dos coeficientes de demanda de oxigênio pelo sedimento (K_4), em $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, a 20°C) para diferentes tipos de leito de rio.

Tabela 4. Valores associados à demanda de oxigênio pelo sedimento (camada bentônica)

Tipo de leito e localização	Demanda bentônica K_4 ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$)	
	Faixa de valores	Valores médios
Lodo oriundo de esgotos municipais, próximos de emissário	2 a 10	4
Lodo oriundo de esgotos municipais, a jusante de emissário	1 a 2	1,5
Lodo estuarino	1 a 2	1,5
Fundo arenoso	0,2 a 1,0	0,5
Solos minerais	0,05 a 0,1	0,07

Fonte: EPA (1985), Thomann e Mueller (1985), Chapra (1997), apud von Sperling (2007).

3.3.2.2 Fontes de produção de oxigênio

Reaeração atmosférica

É o processo em que há transferência de gases da atmosfera para a massa líquida, caso essa não esteja saturada com o gás (JAIN; SINGH, 2003). Como no processo de degradação da matéria orgânica ocorre um consumo de oxigênio dissolvido, haverá uma busca do sistema pelo restabelecimento do equilíbrio do déficit de oxigênio. Essa estabilização do gás pode

ocorrer por difusão molecular ou turbulenta (CHAPRA, 1997). Em seus estudos, von Sperling (2007) cita que a difusão turbulenta é bem mais eficiente, já que envolve a criação de interfaces e a renovação dessas interfaces, proporcionando uma mistura no meio, levando o gás para várias profundidades da massa líquida, ao passo que a difusão molecular é um processo mais lento e normalmente presente em águas calmas, como é o caso de lagos e reservatórios.

A determinação do coeficiente de reeração (K_2) para simulação de oxigênio dissolvido em um curso de água pode ser obtida por três métodos (VON SPERLING, 2007):

- a) valores médios tabelados;
- b) valores em função das características hidráulicas do corpo de água;
- c) valores correlacionados com a vazão do curso de água.

A Tabela 5 apresenta os valores médios tabelados do coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1}) estimados por alguns pesquisadores (VON SPERLING, 2007). Chapra (1997) apresentou, na Tabela 6, pesquisadores que tentaram correlacionar os coeficientes K_2 (dia^{-1}) com dados hidráulicas do curso de água.

Tabela 5. Valores médios tabelados do coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1})

Corpo de água	Coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1})	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos e grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixas velocidades	0,37	0,46
Grandes rios com velocidades normais	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas de água	> 1,15	> 1,61

Fonte: Adaptada de Fair et al. (1973) e Arceivala(1981), apud von Sperling (2007).

Tabela 6. Valores do coeficiente de reeração K_2 (dia^{-1}), segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso de água (base e, 20°C) desenvolvidos por pesquisadores

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada	
		Profundidade	Velocidade
O'Connor e Dobbins (1956)	$3,93.v^{0,5}.H^{-1,5}$	$0,30\text{m} < H < 9,14\text{m}$	$0,15\text{m/s} < H < 0,49\text{m/s}$
Churchil et al. (1962)	$5,0.v.H^{-1,67}$	$0,61\text{m} < H < 3,35\text{m}$	$0,55\text{m/s} < H < 1,52\text{m/s}$
Owens et al. (1964)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	$0,12\text{m} < H < 0,73\text{m}$	$0,03\text{m/s} < H < 0,55\text{m/s}$

Notas:

- v: velocidade do curso de água (m/s)

- H: altura da lâmina de água (m)

Fonte: Adaptada de Chapra (1997).

Brow e Barnweel Junior (1987) apresentaram uma outra abordagem para a obtenção dos valores de K_2 , por meio da correlação entre a vazão do curso de água e o coeficiente K_2 , uma vez que a profundidade e a velocidade estão intimamente correlacionadas com a vazão. Essa relação pode ser escrita pela equação 3.2.

$$K_2 = m.Q^n \quad (3.2)$$

Onde:

m e n = coeficientes de ajuste da equação

Fotossíntese

A fotossíntese é uma característica dos organismos clorofilados e apresenta uma reação oposta à da respiração, ou seja, de forma simplificada, por meio da energia luminosa mais gás carbônico e água, ocorre a formação da matéria orgânica e do oxigênio. A dependência que esses seres têm da luz condiciona sua existência a locais onde a luz possa penetrar. Em locais onde a turbidez é acentuada, a presença de algas é menor e, conseqüentemente, o fenômeno da fotossíntese é mais reduzido (CHAPRA, 1997).

3.3.3 A influência da temperatura

A temperatura no corpo de água irá influenciar os coeficientes de K_1 , K_2 , K_3 e K_4 , principalmente nos seguintes aspectos:

- a) o aumento da temperatura reduz a concentração de saturação;
- b) o aumento da temperatura acelera os processos de absorção de oxigênio.

Mierzwa et al. (2008) observaram que temperaturas acima das médias naturais podem indicar poluição térmica, pois essas temperaturas influenciam os processos físicos, químicos e biológicos, afetando as variáveis de qualidade de água. Brown e Barnweel Junior (1987) descreveram que os efeitos da variação da temperatura nos valores dos coeficientes K_1 , K_2 , K_3 e K_4 podem ser corrigidos por meio da seguinte equação 3.3.

$$K_{mT} = K_{m,20^{\circ}C} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3.3)$$

Onde:

K_{mT} = Coeficiente “m” a uma temperatura T qualquer (dia^{-1})

$K_{m,20^{\circ}C}$ = Coeficiente “m” a uma temperatura T = 20 °C (dia^{-1})

T = Temperatura do líquido (°C)

θ = Coeficiente de temperatura (°C)

3.3.4 Organismos patogênicos

Além da recuperação do oxigênio dissolvido, que foi consumido pela estabilização da matéria orgânica, o fenômeno da autodepuração compreende também a destruição dos organismos patogênicos que foram introduzidos no rio, com os esgotos domésticos. Os organismos de origem intestinal, quando expostos na água, encontram-se em um ambiente desfavorável à sua sobrevivência. Vários fatores contribuem para a sua destruição, como: luz solar, temperatura (valores usuais na água abaixo da média no corpo humano, em torno de 36°C), adsorção, floculação, sedimentação, salinidade, pH, toxicidade química, potencial redox, falta de

nutrientes, predação e competição (ALMEIDA, 1979; ARCEIVALA, 1981; EPA, 1985; THOMANN; MULLER, 1987, apud VON SPERLING, 2007).

Em sua pesquisa, von Sperling (2007) salientou que, para os organismos patogênicos, a concentração crítica, considerando o atendimento à legislação, situa-se no ponto de mistura esgoto-rio, portanto o atendimento à legislação tem de ser alcançado no ponto de mistura.

3.3.5 Modelos de qualidade da água

A utilização de modelos para simulação de qualidade de água em corpo de água vem ocorrendo desde o desenvolvimento do modelo clássico de OD e DBO, de Streeter e Phelps, em 1925, que representou um marco na história da modelagem da qualidade das águas, servindo como base para a maioria dos modelos mais avançados (JAIN; SINGH, 2003).

Segundo Lee (1973), o conceito de modelagem pode ser expresso como a representação simplificada da realidade, por meio de um modelo que represente o comportamento das características mais importantes de uma situação do mundo real. Os modelos de qualidade de água são instrumentos importantes para o conhecimento das interações que ocorrem nos corpos de águas e são úteis para a avaliação do comportamento dos parâmetros modelados.

Formulação do modelo de Streeter-Phelps

O modelo de Streeter Phelps é composto, de forma genérica, por duas equações: uma modela a desoxigenação, ou seja, a oxidação da matéria orgânica biodegradável, e a outra, o fluxo de oxigênio proveniente da atmosfera, a reaeração atmosférica (CHAPRA, 1997).

Matematicamente, a cinética da desoxigenação é representada como:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1.L \quad (3.5)$$

Onde:

L = concentração de DBO remanescente (mg/l)

t = tempo (dia)

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})

Por meio da integração da equação 3.5, entre os limites $L=L_0$ e $L=L_t$, e $t=0$ e $t=t$, temos:

$$L = L_u \cdot e^{-k_1 t} \quad (3.6)$$

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/l)

L_u = DBO última em t (mg/l)

Para a quantificação do consumo de oxigênio, o importante é a quantificação da DBO exercida. A DBO exercida é igual a DBO última menos a DBO remanescente, conduzindo assim à equação 3.7.

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3.7)$$

Onde:

y = DBO exercida em um tempo t (mg/l)

A formulação matemática para a cinética à reaeração é representada segundo a seguinte equação:

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (3.8)$$

Onde:

D = déficit de oxigênio dissolvido (mg/l)

K_2 = coeficiente de reaeração (dia^{-1})

Integrando-se à equação 3.8 com D_0 em $t = 0$ fornece:

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (3.9)$$

Ou

$$C = C_s - (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (3.10)$$

Onde:

D_0 = déficit de oxigênio inicial (mg/l)

C = concentração de OD em um tempo t (mg/l)

C_s = concentração de saturação de OD

Para situações em que se considera apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balanço de oxigênio dissolvido, o déficit de oxigênio com o tempo pode ser expresso pela seguinte equação, advinda das equações de desoxigenação e reaeração.

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 \cdot D \quad (3.11)$$

A integração da equação 3.11 conduz a:

$$D_t = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 \cdot e^{-k_2 t} \quad (3.12)$$

Onde:

D_t = déficit de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/l)

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia-1)

K_2 = coeficiente de reaeração (dia-1);

L_0 = concentração de DBO no ponto de mistura do efluente com o corpo receptor (mg/l)

t = tempo (d)

D_0 = déficit inicial de oxigênio dissolvido em $t=0$ (mg/l)

A equação 3.12 expressa o déficit de oxigênio dissolvido em um tempo t . Para a obtenção da concentração de OD em um instante de tempo t , teremos:

$$C_t = C_s - D_t \quad (3.13)$$

Substituindo D_t da equação 3.12 na equação 3.13, encontra-se:

$$C_t = C_s - \left\{ D_t = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 \cdot e^{-k_2 t} \right\} \quad (3.14)$$

Onde:

C_t = concentração de oxigênio em um instante t (mg/l)

No modelo de Streeter e Phelps, o tempo de percurso teórico é função apenas da velocidade e da distância a ser vencida, isso porque o modelo trabalha em regime hidráulico do tipo fluxo de pistão, não levando em consideração os efeitos da dispersão. Outras limitações devem ser consideradas, como: pressupõe mistura imediata; não leva em consideração as características hidráulicas do corpo hídrico; só funciona em decomposição aeróbia; não inclui os fenômenos de reoxigenação pela fotossíntese, sedimentação da matéria orgânica e demanda bentônica.

Rodrigues (2005) salientou que o modelo de Streeter Phelps pode ser uma ferramenta útil em um primeiro momento para prever os danos causados pelo lançamento de um efluente. Sobre essa questão, von Sperling (2007) acrescentou que esse modelo ainda é muito utilizado em nosso país devido à sua simplicidade conceitual e à menor necessidade de parâmetros de entrada.

Após o modelo de Streeter Phelps desenvolvido, em 1925, para o rio Ohio, nos Estados Unidos, muitos outros foram desenvolvidos, aumentando o número de variáveis e parâmetros simulados, mas mantendo a mesma estrutura conceitual do modelo clássico de Streeter-Phelps.

Atualmente, um dos modelos de qualidade da água mais conhecidos e utilizados é o modelo QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Entre os diversos modelos disponíveis, von Sperling (2007) apresenta uma lista comparativa feita pelo grupo de trabalho de modelagem matemática da qualidade das águas do International Water Association (IWA), resumida na Tabela 7 (RAUCH et al., 1998; SHANAHAM et al., 1998; SOMLYÓDY, 1998; IWA, 2001, apud VON SPERLING, 2007).

Tabela 7. Modelos de qualidade de água em rios *versus* parâmetros simulados

Parâmetros	Programa									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Temperatura	X		X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	
Bactérias			X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	
OD-DBO	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Nitrogênio	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Fósforo	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Silica			X		X	X	X	e.a.	e.a.	
Fitoplâncton	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Zooplâncton			X	X	X	X		e.a.	e.a.	
Algas bentônicas					X	X	X	e.a.	e.a.	

1 = QUAL2E (USEPA,1987)

2 = WASP5 (USEPA,1988)

3 = CE-QUAL-ICM (US Army Engineer Waterways Experiment Station, 1995)

4 = HEC5Q(US Army Engineer Hidrologic Engeneering Center, 1986)

5 = MIKE11 (Danish Hydroulic Institute, 1992)

6 = ATV Model (ATV, Alemanha, 1996)

7 = Salmon-Q (HR Wallingford, Inglaterra, 19945)

8 = Duflow (Univ. Wageningem, Holanda, 1995)

9 = AQUASIM (EAWAG, Suíça, 1994)

10 = DESERT (IIASA, Áustria, 1996)

e.a. = estrutura aberta (pode ser modificada pelo usuário)

Fonte: Adaptada de von Sperling (2007).

A escolha do modelo de qualidade de água a ser utilizado irá depender do propósito do estudo e do sistema a ser modelado. Existem diferentes tipos de modelos e as necessidades de cada sistema a ser modelado irão indicar o modelo apropriado para cada situação. Não existe um único modelo isolado que satisfaça a todas as situações (LOUCKS; STEDINGER; HAITH, 1981).

Modelos matemáticos para simulação da qualidade de água são ferramentas úteis no processo de gestão de recursos hídricos e auxiliam na tomada de decisão. (GASTALDINI; MENDONÇA; TEIXEIRA, 2001). Dentro desse contexto, as ferramentas de modelagem matemática são importantes no processo de gestão de uma bacia, pois permitem compreender o comportamento dos constituintes que entram nos corpos de água.

Assim, por meio da modelagem, pode-se avaliar a eficiência de tratamento que deve ser dado aos lançamentos de efluentes em corpos de água, de forma que eles não comprometam a classe de uso estabelecida para os corpos de água, preservando a capacidade de autodepuração do corpo receptor.

Segundo Bittencourt et al. (1997), o conhecimento das restrições de cada modelo, como a disponibilidade de dados, limitações de ordem temporal e espacial, são critérios importantes na definição do tipo de modelo a ser adotado. Bittencourt et al. (1997) escolheram o modelo QUAL2E após compararem as características entre os modelos MIKE 11, SIMOX, SOBEK/DELWAQ e WASP, como ferramenta para o gerenciamento de qualidade de águas a ser utilizado pela Agência de Bacia do Rio das Velhas no Estado de Minas Gerais. Baldochi (2002) utilizou o modelo QUAL2E para simulação de OD e DBO na bacia do córrego dos Bagres, no Estado de São Paulo, para analisar quais são os fatores que mais afetam as concentrações de OD no curso de água. A Universidade Federal do Espírito Santo (2008), Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos, do Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico (UFES/FEST/GEARH), utilizou o modelo QUAL2E para simulação de qualidade de água de fontes pontuais e o modelo GWF para simulação da poluição difusa, para águas interiores superficiais. Teixeira et al. (2007) utilizaram as simulações como subsídio para o estabelecimento de metodologias de enquadramento de corpos de água.

3.4 SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO

Dentro do processo de gestão de recursos hídricos, a decisão deve ser escolhida entre as diversas alternativas existentes. Tais decisões devem ser tomadas a partir de conhecimentos sólidos sobre os aspectos ambientais, hidrológicos, econômicos, políticos e sociais. Para tanto, é necessária a escolha da melhor solução entre as alternativas existentes.

O Sistema de Suporte à Decisão (SSD) é uma metodologia de auxílio à tomada de decisões e possibilita tratar e resolver os problemas de gerenciamento de recursos hídricos de forma mais rápida e eficiente, auxiliando os decisores a refletirem sobre seus problemas de forma mais clara e objetiva.

Autores como Porto e Azevedo (1997) e Tuban e Aronson (1998, apud LAUTENBACH, 2009) descreveram que sistemas de suporte à decisão (SSD) são sistemas computacionais que têm por objetivo ajudar indivíduos que tomam decisões na solução de problemas não estruturados (ou parcialmente estruturados). Porto e Azevedo (1997) reconheceram, ainda, que “qualquer coisa” que auxilie a tomada de decisão pode ser considerada um SSD.

Braga et al. (1998) relataram que a tomada de decisão é um tipo particular de processamento que resulta na escolha de um plano de ação e que o sistema de processamento de informação pode ser humano, por máquina, ou por sistema contendo a participação de ambos, o homem e a máquina. Silva (2002) enfatizou que o SSD visa a tornar o processo decisório mais ordenado, objetivo e transparente, não obrigatoriamente com as melhores técnicas científicas, mas de tal modo que seja capaz apenas de sinalizar as melhores decisões, sem que tome a decisão no lugar do operador do sistema.

Os SSDs auxiliam o tomador de decisão a escolher sobre a melhor opção, e sua probabilidade de sucesso irá depender de seu conhecimento e da qualidade das informações que dispõem. Dependendo da quantidade de dados e do tipo de informação a ser processado, o decisor não precisa de sua análise de recursos de alta tecnologia para decidir. A decisão pode ser tomada sem o auxílio dessa análise, pautada apenas em seu conhecimento e atitude própria.

À medida que o número de informações aumenta e as variáveis crescem em complexidades, torna-se necessário desenvolver sistemas sofisticados de armazenamento de dados e técnicas de análise desses dados. Dessa forma, o decisor necessita da assessoria de técnicos especializados e muitas vezes do auxílio de modelos matemáticos para simular um determinado cenário e ter uma visão do que ocorreria se determinada atitude fosse tomada (BRAGA; BARBOSA; NAKAYAMA, 1998).

Com o acelerado desenvolvimento tecnológico nas últimas décadas e a popularização dos computadores pessoais, aliados ao aumento de sua capacidade de armazenamento de informações e processamento de dados, a disponibilidade de programas e de *software* de programação impulsionaram o desenvolvimento de modelos matemáticos como ferramentas para auxiliar as tomadas de decisão.

Braga, Barbosa e Nakayama (1998) mencionaram que o grande uso de modelos atingiu um nível de complexidade que requer a assessoria contínua dos especialistas para manter e interpretar os seus resultados. Embora esses modelos sejam para auxiliar a tomada de decisão, eles aumentavam em complexidade, exigindo grande quantidade de informações. O abundante resultado que eles produzem parece, às vezes, limitar sua aceitação por aqueles que são responsáveis pela decisão. Song e Kim (2009) salientaram a necessidade de que os resultados desses modelos sejam traduzidos para uma linguagem de fácil entendimento pelos usuários.

Ainda segundo Braga, Barbosa e Nakayama (1998), é preciso uma reunião integrada de modelos, dados e rotinas de interpretação, ou seja, que os dados de entrada sejam processados eficientemente, rodem os modelos e exponham os resultados em formato fácil de ser interpretado. Tal conjunto pode ser denominado de Sistema de Suporte à Decisão. Temos, então, como diferença entre modelos de simulação e SSD, o alto grau de interação que esse estabelece entre o homem e o computador, possibilitando ao decisor controlar diretamente as atividades computacionais e os resultados.

Essa metodologia, genericamente conhecida como “Sistemas de Suporte a Decisões”, vem sendo aplicada com sucesso em diversos campos da atividade humana em que o problema de tomada de decisão é muito complexo, como é o caso do gerenciamento e do planejamento de recursos hídricos. Porto e Azevedo (1997) citaram que, com a auxílio dos SSDs, o planejamento e o gerenciamento de recursos hídricos podem ser mais bem estruturados por meio do uso dessas ferramentas, simplificando e facilitando as tomadas de decisões. Esses autores apresentaram metodologia sobre a concepção dos SSDs, em que seus componentes principais são uma base de dados, modelos matemáticos e a interface de diálogo entre o usuário e o computador. Relatório apresentado por Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (2004) salientou que o SSD é um instrumento potente para auxiliar o decisor na escolha do melhor curso de ação, mas que a finalidade de um SSD não é tomar decisões, mas auxiliá-lo na missão de decidir. A Figura 3 mostra a estrutura típica de um Sistema de Suporte a Decisões.

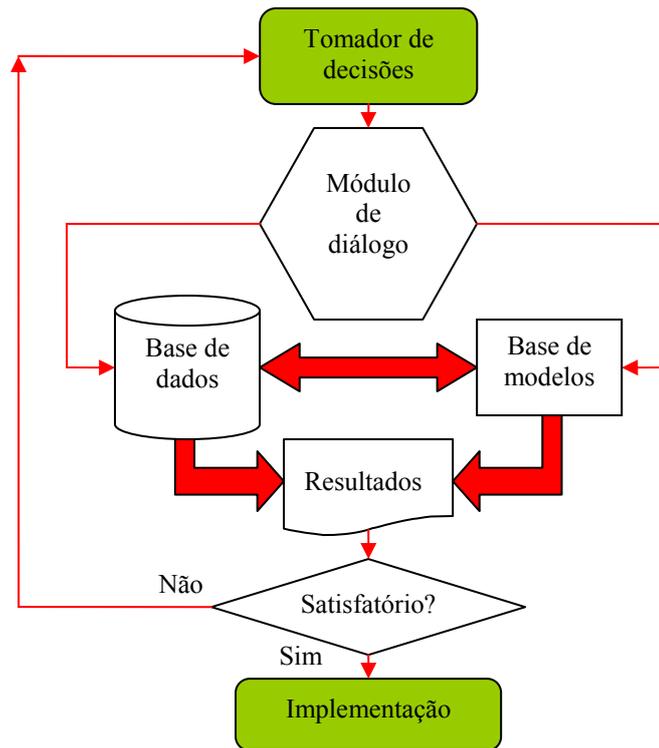


Figura 3. Estrutura típica de um sistema de suporte à decisão

Fonte: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (2004).

A função dos diversos componentes da Figura 3 pode ser resumida como segue (PORTO; AZEVEDO, 1997):

- a) Base de Modelos: constituída por modelos matemáticos responsáveis por reproduzirem as características do sistema real da maneira mais fiel possível;
- b) Base de Dados: inclui as informações sobre o sistema, alimenta a Base de Modelos e armazena os resultados dos modelos para futuras análises;
- c) Módulo de Diálogo: faz a comunicação entre o usuário e o computador por meio de interfaces.

Azevedo et al. (2003), em estudo realizado para a avaliação da utilização de SSDs para outorga, evidenciaram alguns cuidados na implementação de um SSD, abordando o tema em dois níveis de discussão. O primeiro nível é mais genérico e nele constam as seguintes tarefas:

- a) identificação dos tomadores de decisão e do nível hierárquico em que essas decisões serão tomadas;
- b) identificação dos tipos de decisões a serem apoiadas;

- c) identificação do tipo específico de informação necessária para auxiliar o processo de tomada de decisão;
- d) identificação do tipo específico de dados necessários para prover as informações necessárias;
- e) identificação dos modelos e ferramentas de análise para transformar esses dados nas informações necessárias;
- f) identificação dos requisitos gerais da interface do usuário para fazer com que as informações estejam prontamente disponíveis e sejam facilmente entendidas pelas pessoas responsáveis por tomar as decisões.

O segundo nível está relacionado com as dimensões técnicas do SSD que estão voltadas para as seguintes tarefas:

- a) planejamento de como todos esses dados serão organizados e integrados dentro do sistema;
- b) planejamento de como todos esses dados serão organizados e integrados dentro da estruturado arquivo de dados;
- c) planejamento de como os dados espaciais e dados relacionais serão integrados dentro do sistema;
- d) identificação dos modelos específicos e ferramentas de análise que deverão existir no SSD e como estas se comunicarão com o arquivo de dados;
- e) identificação das facilidades específicas que devem ser incluídas na interface do usuário, incluindo gráficos, textos e comunicação;
- f) identificação das vantagens e da forma de tornar disponíveis informações na Internet.

Braga, Barbosa e Nakayama (1998) mencionaram que um SSD deve procurar estabelecer um alto grau de interação entre o homem e o computador, que o usuário deve ter um controle direto sobre as atividades computacionais e que os resultados devem ser expostos em um formato fácil de ser interpretado.

Essa interatividade e a facilidade de diálogo entre o usuário e o computador proporcionado pelos sistemas de suporte à decisão viabiliza aos decisores e planejadores possibilidades de desenvolver estudo de problemas de difícil estruturação, a partir da elaboração interativa e do

ajuste de variadas soluções, por meio da simulação de diferentes cenários possíveis de ocorrer (VIEGAS FILHO; LANA; MACHADO, 1999).

3.4.1 Exemplos de desenvolvimento e aplicação de sistema de suporte à decisão em recursos hídricos

No cenário nacional, encontram-se diversas aplicações de SSDs na área de recursos hídricos. Azevedo, Porto e Porto (1998) desenvolveram um Sistema de Apoio à Decisão (SAD) para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade de água. Nesse trabalho, os autores utilizaram um modelo de qualidade de águas superficiais QUAL2E-UNCAS (BROWN; BARNWEEL JUNIOR, 1987), da Agência Norte-Americana de Meio Ambiente (EPA), combinado com um modelo de simulação em rede de fluxo (MODSIM) para simulação e operação dos reservatórios, e uma interface amigável. Esse sistema foi aplicado na bacia do rio Piracicaba, no Estado de São Paulo, e demonstrou ser um instrumento versátil para o gerenciamento integrado de recursos hídricos em situação complexa.

Roriz (2002) e também Mendonça, Roriz e Zorzal (2007) apresentaram um sistema de suporte à decisão em recursos hídricos que automatiza dois modelos computacionais: o QUAL2E, que simula a qualidade da água, e o Generalized Watershed Loading Functions (GWLF) (HAITH et al., 1992, apud RORIZ, 2002), que quantifica a poluição difusa. O SSD permite avaliar o impacto na qualidade da água de rios proveniente de uma captação ou de um lançamento pontual de efluente, utilizando o QUAL2E e a quantificação da poluição por fontes difusas em reservatórios, com o auxílio do GWLF, que permite estimar as cargas provenientes com o uso e ocupação do solo em um ambiente computacional amigável.

Salim (2004) desenvolveu um SSD utilizando o modelo computacional, que permitiu a automatização do QUAL2E, para estimar, simultaneamente, quais eficiências de tratamento seriam necessárias para múltiplas fontes de poluição pontual, de forma a satisfazer os padrões de qualidade específicos, levando em consideração somente fontes de poluição pontuais.

Cunha et al. (2004) desenvolveram um sistema de suporte à decisão com base em um modelo de simulação da qualidade de água inspirado no modelo QUAL2E, para a avaliação das descargas de diferentes pontos de estações de tratamento de esgoto em corpos de água.

Carvalho (2003) e Carvalho et al. (2009) apresentaram um SSD voltado para a determinação das necessidades hídricas de áreas irrigadas. O SSD ModSimLS (ROBERTO; PORTO, 2001, apud CARVALHO, 2003) foi adaptado para permitir que reservatórios superficiais fossem simulados como reservatórios de solo. A nova versão modificada do ModSimLS que foi denominada de IrrigaLS, foi utilizada para determinação de demandas de irrigação suplementares e/ou totais.

Porto et al. (2003) apresentaram o modelo de planejamento ACQUANET, originado de um modelo de rede de fluxo denominado Modsim (LABADIE, 1998) e do ModsimLS (ROBERTO; PORTO, 2001). O modelo tem como principal característica a incorporação automática de uma série de funções, que são comuns em bacias hidrográficas, sem a necessidade de que o usuário tenha que programá-las. O modelo permite realizar atividades de locação de água, avaliação da qualidade de água, determinação de alocação de água para irrigação e, também, pode servir no processo de seleção de alternativas com base em análise econômica. Carvalho et al. (2009) incorporaram ao ACQUANET o modelo IrrigaLS que passou a integrar a sua base de modelos.

Rodrigues (2005) desenvolveu um SSD que considera e integra as características qualitativas dos corpos hídricos para os processos de outorga e cobrança pelo uso da água articulados aos instrumentos da PNRH. O SSD, denominado RB, foi desenvolvido em Visual Basic 6.0 e conta com um módulo interface e um módulo Modelos, que utiliza o modelo QUAL2E para a simulação dos parâmetros de qualidade de água. Conta, ainda, com um modelo de outorga e cobrança pelo uso da água, RM1, e um módulo de Dados. O SSD RB foi aplicado na Bacia do rio Jundiaí, localizado no Estado de São Paulo.

Posteriormente, Rodrigues (2008) incorporou ao SSD RB desenvolvido o AllocServer, que é constituído por três modelos matemáticos: QUAL2E, ALOC e FISCHER e uma base de dados, que, segundo a autora, apresenta maior desempenho e não tem mais limitações quanto ao número de trechos e pontos de lançamentos e captações. O AllocServer utiliza o modelo ALOC (RODRIGUES, 2006, apud RODRIGUES, 2008), que, além do balanço de vazão, incorpora o balanço de cargas ao longo do corpo hídrico.

Almeida (2006) apresentou um SSD com base nos conceitos de programação orientados a objetos (POO). Esse SSD foi denominado de Análise de Recurso Naturais (ARENA) e possui,

integrado ao SSD, um Sistema de Informações Geográficas (SIG), dois simuladores (um para fluxo de água subterrânea e outro para o ciclo hidrológico superficial), uma base de dados georreferenciada e módulos de acesso a dados. O SSD foi aplicado à bacia hidrográfica do rio Gramane, no Estado da Paraíba.

Lima, Manad e Jensei. (2007) apresentaram um SSD para o planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas, denominado “Riverhelp!”. O aplicativo é composto por quatro módulos principais e possui código aberto do tipo Open Modelling Interface and Environment (OpenMI) (OPEN MODELLING INTERFACE AND ENVIRONMENT, 2009) que permite que modelos de simulação possam ser interligados, ou seja, fornece um protocolo completo para troca de dados entre os diversos componentes dos modelos. O módulo 1 é a principal interface do sistema e foi construído em Visual Basic para Excel. O módulo 2 faz a interface com o banco de dados e pode armazenar novos dados e alterar alguns arquivos das bases de dados dos módulos 3 e 4. O módulo 3 é composto pelo sistema de informações geográficas, e só os usuários mais avançados e que tenham familiaridade com SIG poderão utilizar esse módulo. Para esse módulo, foi escolhido o *software* Arcview 9.1. Já o módulo 4 é composto por modelos de simulação e otimização incluindo modelos de quantidade e qualidade de água, águas subterrâneas, operação de reservatórios e análises estatísticas. O *software* utilizado nesse módulo foi o MIKE BASIN. Os autores concluíram que o SSD desenvolvido funciona como uma ferramenta útil e ágil para: auxiliar os decisores a estabelecer limites de desenvolvimento em determinadas regiões da bacia; avaliar o impacto de novas legislações ambientais; decidir a locação de novos investimentos; avaliar impactos ambientais e criar estratégias para controle de poluição de rios.

Collischonn e Lopes (2008) desenvolveram um sistema de apoio à decisão para outorga na bacia do Rio Grande (MG/SP). Sua principal característica está relacionada com o controle de balanço hídrico para a bacia do rio Grande, realizando análises do impacto de captações de água e de lançamentos de efluentes sobre disponibilidades hídricas e identificando os trechos críticos do rio. Segundo os autores, o sistema possui uma interface relativamente amigável que agiliza significativamente as análises técnicas de pedidos de outorga.

O pesquisador von Sperling (2007) desenvolveu o QUAL-UFMG, que é um programa em Excel que tem como objetivo a modelagem de rios por meio da utilização de um modelo de qualidade de águas baseado modelo QUAL2E. As planilhas do QUAL-UFMG tornam

possível uma simulação simples e rápida, até mesmo para usuários que desconheçam a utilização do QUAL2E.

A Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA) desenvolveu, em 1996, o modelo Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS) que teve atualizações em 1998, 2001 e 2004. Esse modelo avalia e analisa a influência das fontes pontuais e difusas para o gerenciamento da qualidade da água e constitui um sistema de análise ambiental multiobjetivo (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2007). É composto de seis subsistemas: o BASINS Project, que faz a simulação de dados espaciais; o Data Extraction, que permite ao usuário importar dados de diferentes fontes; o Project Builder, que cria o arquivo de projeto; o modelo de poluição difusa Nonpoint Source Model (NPSM); o modelo de simulação QUAL2E; e o modelo TOXIROUTE.

Chaudhury et al. (1998) utilizaram o QUAL2E no rio Blackstone, nos Estados Unidos, para modelar o oxigênio dissolvido. Os autores destacaram a capacidade do modelo em representar o sistema sob diferentes condições.

Outro modelo encontrado na literatura é o AQUATOOL, desenvolvido por Andreu et al. (1996) na Universidade Politécnica de Valência, Espanha. Esse modelo teve como objetivo auxiliar o planejamento de bacias complexas, tendo sido expandido posteriormente para dar suporte às decisões em estágios operacionais (UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA, acesso em 15 jul. 2009).

O International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), de Luxemburgo, desenvolveu, em 1996, o sistema de suporte à decisão denominado Spreadsheets Tool for River Environment Assessment Management Planning (StremPlan) para contribuir na análise de alternativas para o gerenciamento da qualidade da água em bacias hidrográficas. O sistema é composto basicamente por seis planilhas do Excel e consiste em uma extensão do modelo de Streeter-Phelps. Além de considerar a oxidação da matéria orgânica e a reaeração atmosférica, ele inclui a demanda bentônica e a nitrificação (oxidação da amônia) no balanço de oxigênio dissolvido (JOLMA et al., 1997). Também em 1996, foi lançado o Decision Support System for Evaluation of River Basins Strategies (DESERT), que utiliza a técnica da programação dinâmica para escolhas de alternativas de tratamento de água (IVANOV, 1996).

O sistema WaterWare foi desenvolvido em conjunto por universidades e empresas privadas. Esse modelo, que combina diferentes ferramentas para o gerenciamento e planejamento de bacias hidrográficas, utiliza técnicas de inteligência artificial e técnicas de otimização (LIMA; MANAD; JENSEL, 2007).

Salvetti, Azzellino e Vismara (2006) desenvolveram um SSD que integra o QUAL2E com o SWAT para a quantificação da poluição difusa na Bacia do Pó, na região da Lombardia na Itália. O QUAL2E foi utilizado nos períodos de estiagem para quantificação das cargas provenientes das fontes pontuais enquanto o SWAT foi utilizado para prever os impactos da gestão do solo na bacia de estudo.

Song e Kim (2009) utilizaram o modelo QUAL2E para o desenvolvimento de um novo índice de qualidade de água, denominado QWQLI. O QUAL2E foi utilizado principalmente para mostrar os níveis de cargas de poluição. A indexação de um SIG permite que sejam realizadas diversas análises espaciais. Os resultados sugerem que mais estudos sejam realizados para automatização de algoritmos que auxiliem os programas de apoio à tomada de decisão.

Lautenbach et al. (2009) desenvolveram um SSD denominado Elbe-DSS, para a gestão sustentável da bacia hidrográfica Elbe, localizada na Alemanha. Integram o sistema: um modelo de simulação georreferenciado, um banco de dados acessado por uma interface amigável, além de uma biblioteca de funções. O usuário pode comparar as diferentes opções de gestão (reflorestamento, controle de erosão, agricultura ecológica) e os efeitos das alterações climáticas por meio de cenários e avaliar a eficácia de ações para a gestão da bacia hidrográfica.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do Sistema de Suporte à Decisão proposto nesta pesquisa, foi realizada uma revisão bibliográfica apresentada no Capítulo 3. As referências bibliográficas disponíveis permitiram o levantamento dos principais parâmetros utilizados em estudos relacionados com a qualidade da água e a análise das resoluções CONAMA n.º. 357/2005, CONAMA n.º. 274/2000 e CNRH n.º. 16/2001 e também da Lei n.º 9.433/1997. Na revisão bibliográfica, constaram-se, ainda, a análise da autodepuração em corpos de água e os modelos de qualidade de água mais utilizados para representação desse fenômeno.

O modelo escolhido para simulação do comportamento da qualidade de água no Sistema de Suporte à Decisão proposto foi o modelo QUAL2E.

4.1 MODELO PARA SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS - QUAL2E

4.1.1 Justificativa da escolha do modelo QUAL2E

A escolha do modelo QUAL2E se justifica por se tratar de um modelo com ampla utilização em estudos que abordam qualidade de água em rios de vários países (BITTENCOURT et al. 1997; CHAUDHURY et al., 1998; RORIZ, 2002; SALIM, 2004; CUNHA et al., 2004; RODRIGUES, 2005; SALVETTI; AZZELLINO; VISMARA, 2006; MENDONÇA; RORIZ; ZORZAL, 2007; SONG; KIM, 2009). Trata-se, portanto, de um modelo já consolidado e com confiabilidade. Além de sua grande utilização, outras motivações foram preponderantes para a escolha do modelo QUAL2E, como: ser um modelo unidimensional que pode trabalhar em regime permanente, ou seja, apresenta simplicidade na entrada de dados, considerando que não é preciso representar as variações nas variáveis de estado; contemplar descargas pontuais e difusas de resíduos líquidos ou poluentes, além de pontos de captações e lançamento de água; possibilitar a divisão do corpo hídrico em trechos e subtrechos; permitir a simulação de sistemas fluviais ramificados; possibilitar a simulação da variável oxigênio dissolvido; e apresentar simplicidade na geometria do canal, que facilita a calibração do modelo (BROWN; BARNWELL JUNIOR, 1987).

4.1.2 Características do modelo

O modelo QUAL2E, desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency (USEPA), é um modelo de qualidade de águas superficiais que permite a simulação de forma espacial de até 15 parâmetros associados à qualidade das águas, listados abaixo:

1. Oxigênio dissolvido (OD)
2. Demanda bioquímica de oxigênio dissolvido (DBO)
3. Temperatura
4. Concentração de biomassa algal (Clorofila a)
5. Nitrogênio orgânico
6. Amônia
7. Nitrito
8. Nitrato
9. Fósforo Orgânico
10. Fósforo inorgânico dissolvido
11. Coliformes
12. Parâmetro não conservativo arbitrário
13. Mais três parâmetros conservativos arbitrários

O modelo é aplicável para rios ramificados e bem misturados. Utiliza uma solução de diferenças finitas para a equação de transporte de massa unidimensional do tipo advecção-dispersão, ou seja, considera os mecanismos de transporte apenas ao longo da direção principal do escoamento, o que simplifica o sistema para uma dimensão. Permite a incorporação de múltiplos pontos de descargas pontuais, captações, contribuições de tributários e vazões incrementais que podem ser relacionadas com fontes difusas. Hidraulicamente, limita-se à simulação em períodos de tempo em que são constantes as vazões ao longo do curso de água, bem como as entradas e retiradas. Com esse modelo, pode-se trabalhar em regime permanente (estado estacionário) ou não permanente (estado dinâmico). Na primeira opção, ele pode ser usado para avaliar os impactos provenientes de fontes poluidoras contínuas sobre a qualidade da água, tanto para fontes pontuais, bem como, conjuntamente, com um modelo de quantificação de poluição difusa, na avaliação das fontes não pontuais. A segunda modalidade permite a simulação dos efeitos das variações das condições meteorológicas sobre qualidade das águas.

A seguir, são descritos aspectos de maior relevância extraídos do manual do modelo desenvolvido QUAL2E *the Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual*, elaborado por Brown e Barnwell Junior (1987), e publicação de Chapra (1997).

4.1.3 Representação conceitual

A representação conceitual do QUAL2E envolve a representação esquemática de um modelo gráfico para um sistema hídrico unidimensional ramificado. O curso de água em estudo é segmentado em trechos com características hidráulicas semelhantes que, por sua vez, são subdivididos em elementos computacionais de igual comprimento, com as mesmas características hidrogeométricas e constantes físicas, químicas e biológicas. Todos os trechos devem conter um número inteiro de elementos computacionais (Figura 4).

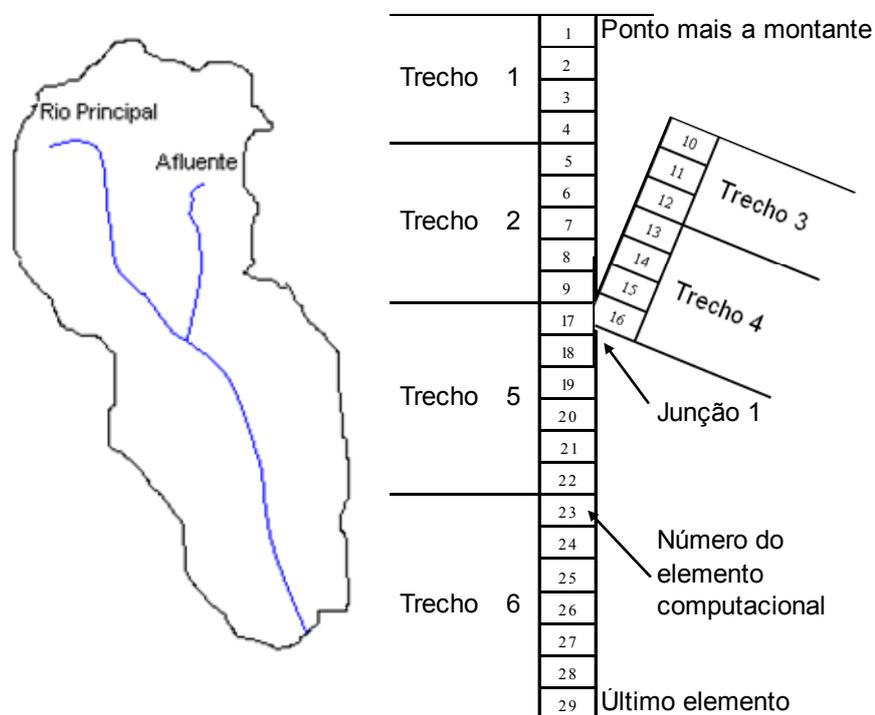


Figura 4. Esquema de divisão do curso de água

Fonte: Adaptada de Brown e Barnwell Junior (1987).

O QUAL2E permite até sete tipos de elementos computacionais, e cada elemento pode ter uma única designação, dados por:

1. Elemento de cabeceira (primeiro elemento do curso de água e também dos tributários).
2. Elemento-padrão (incluem-se nessa classe todos os elementos que não se enquadram em nenhum dos outros tipos).
3. Elemento anterior a uma junção (identifica o último elemento do curso principal antes de um tributário).
4. Elemento de junção (elemento do curso principal que recebe entrada de um tributário)
5. Elemento final (identifica o último elemento do sistema a ser considerado na simulação).
6. Entrada de efluentes (elemento que recebe afluentes e/ou tributários não simulados).
7. Captação (elementos onde ocorrem captações).

Em cada elemento, é efetuado um balanço hidrológico, no qual se consideram as vazões de entrada e saída e fontes externas ou captações. Os elementos são considerados como reatores de mistura completa, conectados uns aos outros por mecanismos de transporte e dispersão. Para cada um desses elementos, o balanço hídrico é escrito em função da vazão de entrada na face anterior do elemento computacional (Q_{i-1}), das fontes externas e captações (Q_{xi}) e da vazão de saída na face posterior (Q_i). Da mesma forma, o balanço de massa de um constituinte genérico (C) é feito considerando os mecanismos advectivo (Q.C) e dispersivo $\left(A \frac{D_L}{\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \right)$ do transporte de massa, a retirada ou adição de massa via fontes externas ou captações ($Q_x C_x$) via fontes internas ou sumidouros (S_i), provenientes, por exemplo, das transformações biológicas. A Figura 5 representa esquematicamente os balanços descritos e apresenta o processo de discretização de um trecho genérico em elementos computacionais de comprimento (Δ_x).

O modelo QUAL2E possui as seguintes limitações em sua representação estrutural:

- a) cada elemento só pode ter uma atribuição;
- b) o programa permite a incorporação de até dez elementos de cabeceira;
- c) o programa permite a incorporação de até nove elementos de junção;

- d) o número máximo de elementos computacionais é: 20 por trecho e 2000 no total;
 e) o programa permite que sejam simulados, no máximo, 200 pontos de entrada e retiradas.

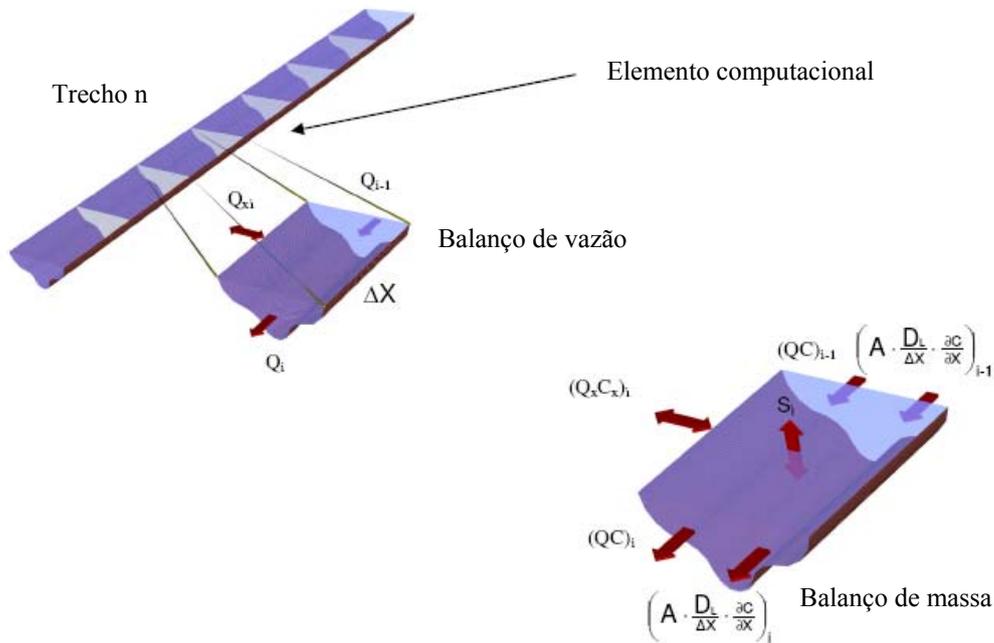


Figura 5. Discretização dos balanços de vazão e massa do curso de água

Fonte: Adaptada de Brown e Barnwell Junior (1987).

4.1.4 Representação funcional

O modelo QUAL2E baseia-se na equação de transporte de massa unidimensional do tipo advecção-dispersão, que é numericamente integrada no tempo e no espaço para cada parâmetro de qualidade de água modelado. Nessa formulação, estão incluídos os efeitos de advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre constituintes, fontes e sumidouros.

Para cada constituinte C , tem-se a equação 4.1.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S \quad (4.1)$$

Onde:

M = massa do constituinte

t = tempo

x = distancia no eixo longitudinal

C = concentração do constituinte

A_x = área da seção transversal

D_L = coeficiente de dispersão longitudinal

\bar{u} = velocidade média

S = fontes externas ou sumidouros

Como massa (M) = volume(V) x concentração (C), pode-se escrever:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(VC)}{\partial t} = V \frac{\partial(C)}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (4.2)$$

Como as simulações do QUAL2E acontecem para um intervalo de tempo em que as vazões do curso de águas são constantes, o termo $\frac{\partial V}{\partial t}$ é nulo. Reescrevendo a equação (4.2):

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial(C)}{\partial t} \quad (4.3)$$

Combinando as equações 4.1 e 4.3 e utilizando o volume incremental “V” como sendo igual ($A_x dx$):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} dx + \frac{dC}{dt} + \frac{S}{V} \quad (4.4)$$

Na equação 4.4, os termos à direita representam, respectivamente, dispersão, advecção, variações dos constituintes (taxas de decaimentos ou crescimento) e fontes externas e sumidouros. O termo $\frac{dC}{dt}$ refere-se apenas às variações individuais dos constituintes que independem da advecção, da dispersão e das fontes externas e não deve ser confundido com o termo $\frac{\partial C}{\partial t}$, que representa o gradiente de concentração local.

Em condições de regime permanente, ou seja, estado estacionário, esse gradiente é nulo, isto é, $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$. Com isso, as variações na concentração individual dos constituintes ocorrem devido a reações físicas, químicas e biológicas e interações entre constituintes, definidas no termo $\frac{dC}{dt}$.

Características hidráulicas

O modelo QUAL2E assume que não há variação no fluxo hidráulico ao longo do tempo, ou seja, $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$. Portanto, o balanço hidrológico de um elemento computacional pode ser escrito como mostra a equação 4.5.

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right)_i = (Q_x)_i \quad (4.5)$$

Onde:

$(Q_x)_i$ = a soma de todas as cargas externas e descargas existentes no elemento computacional

Dessa forma, o modelo QUAL2E considera que a vazão ao longo do tempo permanece constante, ou seja, as variações de vazões que existem em cada elemento computacional são provenientes das cargas externas e descargas existentes.

Conhecendo-se a vazão, as demais características hidráulicas dos elementos computacionais podem ser determinadas utilizando-se os coeficientes de descargas, dados pelas seguintes equações:

$$\bar{u} = aQ^b \quad (4.7)$$

$$A = \frac{Q}{u} \quad (4.8)$$

$$d = \alpha Q^\beta \quad (4.9)$$

Onde:

Q = vazão (m³/s)

\bar{u} = velocidade média (m/s)

d = profundidade média do curso de água (m)

A = área da seção transversal (m²)

a, b, α e β = constantes empíricas (podem ser determinadas por curvas de regressão que relacionam vazão e cota, ou seja, curvas-chave)

Outro método está relacionado com as características geométricas da seção transversal, isto é, considera-se que a seção transversal do curso de água aproxima-se da forma de um trapézio. Assim, estimam-se valores para a inclinação lateral, largura e declividade do canal. A velocidade média no trecho pode ser obtida por meio da equação de Manning (equação 4.10).

$$Q = \frac{1,486}{n} AR^{2/3} S_e^{1/2} \quad (4.10)$$

Onde:

Q = vazão (m³/s)

A = área da seção transversal (m²)

R = raio hidráulico (m)

n = coeficiente de manning (valor usual 0,010 a 0,10)

S_e = declividade longitudinal (m/m)

Conhecendo-se a vazão, o valor da velocidade é determinado por meio da equação 4.7, que pode ser reescrita como a equação 4.11.

$$\bar{u} = \frac{Q}{A} \quad (4.11)$$

Outro parâmetro utilizado pelo modelo QUAL2E, como dado de entrada, é a constante de dispersão (K), que serve para o cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal (D_L). O

QUAL2E considera que, imediatamente após o lançamento de um constituinte no curso de água, sua mistura se processe de forma imediata, ou seja, desconsidera a fase advectiva e leva em conta somente a fase dispersiva. Dessa forma, considera-se que a concentração do constituinte permanece inalterada ao longo das seções transversais ao escoamento, resultando em um valor praticamente constante para o coeficiente de dispersão longitudinal (EIGER, 1991).

A obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal pode ser realizada por meio de métodos que empreguem trançadores, métodos analíticos e fórmulas empíricas (VON SPERNILG, 2007).

O modelo QUAL2E utiliza a equação (4.12) de Brown e Barnwell Junior (1987) para o cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal (D_L).

$$D_L = 3,82.K.n.\bar{u}.d_e^{5/6} \quad (4.12)$$

Onde:

(D_L) = coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s)

K = constante de dispersão

n = coeficiente de Manning

\bar{u} = velocidade média (m/s)

d = profundidade do curso de água (m)

Brown e Barnwell Junior (1987) apresentaram uma tabela contendo os valores típicos para o coeficiente de dispersão longitudinal DL e para a constante de dispersão K . O modelo QUAL2E aceita valores entre 6 e 6000.

4.1.5 Modelagem da demanda bioquímica de oxigênio

O modelo QUAL2E assume que o decaimento de DBO, ao longo do curso de água, se processa segundo uma reação de primeira ordem e utiliza a seguinte equação:

$$\frac{dL}{dt} = K_1L - K_3L \quad (4.13)$$

Onde:

L = concentração de DBO última (DBOu) (mg/l)

K_1 = coeficiente de desoxigenação

K_3 = coeficiente de decaimento de DBO na sedimentação

Em uma reação de primeira ordem, a taxa de mudança da concentração de uma substância é proporcional à primeira potência da concentração.

O modelo simula valores de DBO última (DBOu), no caso geral, mas o usuário pode optar por trabalhar com a modelagem da DBO₅. O programa faz a conversão necessária, de acordo com a equação 4.14:

$$DBO_5 = DBO_u (1 - \exp(-5 \cdot k_{DBO})) \quad (4.14)$$

Onde:

k_{DBO} = constante de conversão

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e de substâncias inibidoras (VON SPERLING, 2007).

A Tabela 3, no item 3.3.2.1, apresentou os valores médios de K_1 , que foram obtidos em condições de laboratório. Brown e Barnwel Junior (1987) apresentam valores típicos para K_1 , variando de 0.02 a 3,4(dia⁻¹).

Para o cálculo do coeficiente de decaimento de DBO na sedimentação (K_3) que, além da velocidade e profundidade, também é influenciado pela temperatura, utiliza-se a equação 3.1 de Chapra (1997) apresentada no item 3.3.2.1:

Pode-se observar, na equação 3.1, que K_3 é inversamente proporcional à profundidade. Portanto, quanto mais raso o curso de água maior é o valor K_3 . O pesquisador von Sperling (2007) indicou que, para rios com profundidades elevadas o K_3 pode ser desprezível e lembrou que as maiores concentrações de sólidos sedimentáveis estão nos esgotos brutos, o

que faz com que K_3 seja maior para esgoto bruto e pequeno ou inexpressivo para esgotos tratados.

O modelo QUAL2E admite a seguinte faixa de variação do K_3 , de -0,36 a 0,36 dia⁻¹. Esse valor negativo para K_3 indica reintrodução de DBO na massa líquida devido à suspensão de material sedimentado, que pode estar associado ao aumento de velocidade do curso de água, ocasionado pelo aumento de vazão. Para simulações em condições de baixas vazões, a tendência é a sedimentação (VON SPERLING, 2007).

4.1.6 Modelagem do oxigênio dissolvido

A seguir, é apresentada a equação 4.15, utilizada pelo modelo QUAL2E para descrever o balanço de oxigênio dissolvido ao longo do curso de água.

$$\frac{dO}{dt} = \underbrace{K_2(O_{sat} - O)}_{\text{termoI}} + \underbrace{(\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A}_{\text{termoII}} - \underbrace{\frac{K_1L}{d}}_{\text{termoIII}} - \underbrace{\frac{K_4}{d}}_{\text{termoIV}} - \underbrace{\alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2}_{\text{termoV}} \quad (4.15)$$

Onde:

K_2 = coeficiente de reaeração (dia-1)

O = concentração de oxigênio dissolvido (mg/l)

O_{sat} = concentração de saturação de oxigênio dissolvido à temperatura e pressão local (mg/l)

α_3 = taxa de produção de oxigênio na fotossíntese algal (mgO₂/mg-A)

α_4 = taxa de consumo de oxigênio na respiração algal (mgO₂/mg-A)

α_5 = taxa de consumo de oxigênio na oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrato, NH₃ (mgO₂/mgN)

α_6 = taxa de consumo de oxigênio na oxidação do nitrato em nitrito, NO₂⁻² (mgO₂/mgN)

μ = coeficiente de crescimento algal (dia⁻¹)

ρ = coeficiente de respiração algal (dia⁻¹)

A = concentração de biomassa algal (mg A/l)

L = concentração de DBOu (mg/l)

d = profundidade média (m)

K_1 = coeficiente de desoxigenação da DBO carbonacea (dia^{-1})

K_2 = coeficiente de reaeração (dia^{-1})

K_4 = coeficiente de consumo devido à demanda bentônica ($\text{gO}_2/\text{m}^2\text{dia}$)

β_1 = coeficiente de oxigenação da amônia (dia^{-1})

β_2 = coeficiente de oxigenação do nitrito (dia^{-1})

N_1 = concentração de nitrogênio amoniacal (mg/l)

N_2 = concentração de nitrito (mg/l)

Os termos I, II, III, IV e V, na equação 3.107, representam, respectivamente, a reaeração atmosférica, a fotossíntese e a respiração algal, a oxidação da matéria orgânica, a demanda bentônica e a nitrificação (oxidação da amônia em nitrito).

Quando um gás se dissolve em um líquido, as moléculas gasosas podem, subsequentemente, escapar do líquido. Quando a velocidade de escape se iguala à velocidade de dissolução, é estabelecido um equilíbrio e ambos os fluxos passam a ser de igual magnitude, atingindo, assim, a concentração de solubilidade na fase líquida, de modo a manter as concentrações globais do gás em ambas as fases. Esse equilíbrio dinâmico define a concentração de saturação do gás na fase líquida (SLABAUGH; PARSONS, 1982).

Caso haja consumo do gás dissolvido na fase líquida, haverá desequilíbrio no sistema, resultando num fluxo de transferência na direção gás – líquido, para restabelecer o equilíbrio. O processo da reaeração atmosférica se desenvolve obedecendo a esse conceito. O consumo do oxigênio para estabilização da matéria orgânica na água faz com que as concentrações de oxigênio no meio líquido estejam abaixo da saturação, ocasionando, assim, maior passagem de oxigênio atmosférico para a massa líquida.

Coeficiente de reaeração

Segundo von Sperling (2007), o coeficiente de reaeração K_2 pode ser determinado em uma amostra de água por meio de métodos estatísticos. No entanto, em um curso de água, a determinação do K_2 é bastante complexa e envolve métodos como a adição de traçadores.

Existem três métodos para a estimativa do coeficiente de reaeração K_2 . Esse coeficiente pode ser obtido por meio de valores médios tabelados, em função das características hidráulicas do corpo de água e de valores correlacionados com o curso de água (VON SPERLING, 2007).

No modelo QUAL2E, existem oito opções para a estimativa do coeficiente de reaeração: seis opções são obtidas por meio de equações citadas na literatura e estão em função das características hidráulicas do corpo de água, as outras duas opções estão, respectivamente, relacionadas em função da vazão e valor definido pelo usuário. Na Tabela 8, estão as seis opções que foram incorporadas ao modelo.

Tabela 8. Equações de estimativa do coeficiente de reaeração K_2 (base e, 20°C) incorporadas ao modelo QUAL2E

Autores	Equação no SI
Churchil et. al. (1962)	$5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$
Owens et al. (1964)	$5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$
Trackston e Krenkel (1966)	$\frac{24,9(1 + F^{0,5})\mu}{H}$
Langbein e Durum (1967)	$5,14 \frac{U}{H^{1,33}}$
Tsivoglou e Wallance (1972)	86400.c.S.U

U = velocidade média no trecho (m/s)

H = altura da lâmina de água no trecho (m)

S= declividade no trecho

F = número de Froude (adimensional)

Q = vazão (m³/s)

c = coeficiente de descarga (1/m). Para vazões entre 0,42m³/s a 84,96m³/s, => c = 0,177m⁻¹

u = velocidade de cisalhamento (m/s)

Fonte: Siqueira e Cunha (1997).

Observa-se, nas equações da Tabela 8, que o coeficiente de reaeração está diretamente relacionado com a velocidade do fluxo e é inversamente proporcional à profundidade do curso de água, ou seja, corpos de águas com maior velocidade de fluxo e mais rasos tendem a possuir maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à criação de turbulência na superfície e à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade.

Das outras duas opções existentes para o coeficiente de reaeração no modelo QUAL2E, uma delas permite que o usuário predetermine os valores de K_2 a serem utilizados, e a outra está relacionada com a vazão do curso de água por meio de coeficiente de ajuste, dada pela equação a seguir:

$$K_2 = a.Q^b \quad (4.16)$$

Onde:

Q = vazão do curso de água

a e b = coeficientes de ajuste linear e exponencial, respectivamente

Outro fator de influência nos valores de K_2 é a temperatura, que altera a concentração do oxigênio dissolvido no meio, em dois diferentes aspectos. No primeiro, o aumento da temperatura causa redução na solubilidade do oxigênio dissolvido no meio líquido e, no segundo aspecto, o aumento da temperatura acelera os processos de absorção do oxigênio (aumento do coeficiente de reaeração) (VON SPERLING, 2007). Esses dois fatores atuam em sentidos opostos. Quando ocorre aumento da temperatura, há redução da concentração de saturação do oxigênio no meio líquido, o que diminui o déficit de oxigênio, resultando em redução na taxa de reaeração e, em contrapartida, o aumento de K_2 implica elevação na taxa de reaeração. No modelo QUAL2E, a influência da temperatura na concentração de saturação do oxigênio dissolvido para os valores de K_2 é corrigida por meio da equação 4.17:

$$K_2(T) = K_2(20^{\circ}C) \theta^{(T-20)} \quad (4.17)$$

4.1.7 Modelagem do ciclo do nitrogênio

Nas equações apresentadas pelo modelo QUAL2E para representar o ciclo do nitrogênio, 4.18 a 4.21, o modelo considera para o ciclo do nitrogênio as conversões do nitrogênio orgânico à amônia, desta ao nitrito e, finalmente, do nitrito a nitrato.

Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad (4.18)$$

Onde:

N_4 = concentração de nitrogênio orgânico (mg/l)

α_1 = nitrogênio contido na fração da biomassa algal (mgN/mgA)

ρ = taxa de respiração algal (dia⁻¹)

A = concentração de biomassa algal (mgA/l);

β_3 = constante de transformação de nitrogênio orgânico em amônia (dia⁻¹)

σ_4 = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (dia⁻¹)

Amônia

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{d} - F_1 \alpha_1 \mu A \quad (4.19)$$

Onde:

$$F_1 = P_N N_1 / (P_N N_1 + (1 - P_N) N_3)$$

F_1 = fração de retirada de nitrogênio pelas algas

N_1 = concentração de amônia (mgN/l)

N_3 = concentração de nitrato (mgN/l)

β_3 = constante de transformação de nitrogênio orgânico em amônia nitrogenada (dia⁻¹)

N_4 = concentração de nitrogênio orgânico (mgN/l)

β_1 = constante de oxidação biológica da amônia (dia⁻¹)

σ_3 = taxa de produção de amônia pelos bentos (mgN/m²dia)

d = profundidade média (m)

α_1 = nitrogênio contido na fração da biomassa algal (mgN/mgA)

μ = taxa de crescimento algal (dia⁻¹)

A = concentração de biomassa algal (mgA/l)

P_N = fator de preferência para amônia (define a preferência relativa da biomassa algal por amônia ou nitrato)

Nitrito

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad (4.20)$$

Onde:

N_2 = concentração de nitritos (mgN/l)

N_1 = concentração de amônia (mgN/l)

β_1 = constante de oxidação biológica da amônia (dia⁻¹)

β_2 = constante de oxidação de nitritos (dia⁻¹)

Nitrato

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (-F_1)\alpha_1 \mu A \quad (4.21)$$

Onde:

N_3 = concentração de nitrato (mgN/l)

N_2 = concentração de nitritos (mgN/l)

β_2 = constante de oxidação de nitritos (dia⁻¹)

F_1 = fração de retirada de nitrogênio pelas algas (mgN/mgA)

α_1 = nitrogênio contido na fração da biomassa algal (mgN/mgA)

μ = taxa de crescimento algal (dia⁻¹)

A = concentração de biomassa algal (mgA/l)

4.1.8 Modelagem do ciclo do fósforo

A modelagem do ciclo do fósforo no modelo QUAL2E tem muitas semelhanças com o ciclo do nitrogênio, no qual as concentrações de fósforo orgânico são geradas pela morte de algas e são convertidas em fósforo inorgânico dissolvido. As equações utilizadas pelo modelo QUAL2E para representar as reações do fósforo orgânico e dissolvido são apresentadas a seguir:

Fósforo orgânico

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 \quad (4.22)$$

Onde:

P_1 = concentração de fósforo orgânico (mgP/l)

α_2 = fração de fósforo contido na biomassa algal (mgP/mgA)

ρ = taxa de respiração algal (dia⁻¹)

A = concentração de biomassa algal (mgA/l)

β_4 = constante de decaimento do fósforo (dia⁻¹)

σ_5 = taxa de sedimentação de fósforo orgânico (dia⁻¹)

Fósforo dissolvido

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A \quad (4.23)$$

Onde:

P_2 = concentração de fósforo inorgânico dissolvido (mgP/l)

β_4 = constante de decaimento do fósforo orgânico (dia⁻¹)

P_1 = concentração de fósforo orgânico (mgP/l)

σ_2 = taxa de produção de fósforo dissolvido pelos bentos (mgP/m²dia)

d = profundidade média (m)

α_2 = fração de fósforo contido na biomassa algal (mgP/mgA)

A = concentração de biomassa algal (mgA/l)

μ = taxa de crescimento algal (dia^{-1})

4.1.9 Modelagem da temperatura

No modelo QUAL2E, a modelagem de temperatura é realizada pelo balanço de calor em cada elemento computacional do sistema. No balanço de calor, são consideradas as entradas e perdas de temperatura, bem como a troca de calor entre a superfície do corpo de água e a atmosfera. As trocas de calor entre a atmosfera e a água incluem ainda a radiação de ondas curtas e longas, convecção e evaporação, conforme equação 4.24.

$$H_f = H_s + H_a - H_r - H_c - H_e \quad (4.24)$$

Onde:

H_f = fluxo de calor através da superfície do corpo de água (Btu/m²dia)

H_s = radiação solar devido às ondas curtas (Btu/m²dia)

H_a = radiação na atmosfera devido às ondas longas depois da reflexão (Btu/m²dia)

H_r = radiação de volta das ondas longas (Btu/m²dia)

H_c = fluxo de calor convectivo (Btu/m²dia)

H_e = perdas de calor por evaporação (Btu/m²dia)

Para que o QUAL2E execute o balanço computacional de calor, o usuário deve prover uma variedade de dados de entrada, tais como: longitude, latitude, dia do ano, coeficiente de evaporação e coeficiente de atenuação de poeira.

Também devem ser fornecidas informações climatológicas locais, como temperaturas de bulbo seco e úmido, pressão atmosférica, cobertura de nuvens e velocidade do vento.

4.1.10 Modelagem de coliformes

A modelagem de coliformes no modelo QUAL2E é estimada por meio da equação 4.25, na qual a taxa de remoção é diretamente proporcional à concentração de bactérias (reação de primeira ordem).

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N$$

Onde:

N = número de coliformes (número mais provável (NMP) – por 100ml)

K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

t = tempo (dia)

4.2 DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO

Para o desenvolvimento do SSD, foi escolhida, como linguagem de programação, o Visual Basic 6.0, por ser uma ferramenta que permite a criação de interface gráfica com o usuário e utiliza a linguagem de programação Beginners All-Purpose Symbolic Instruction Code (BASIC). Cabe observar que essa é uma das linguagens mais utilizadas por programadores e que o Visual Basic proporciona a criação de aplicativos em ambientes do Microsoft Windows. O modelo QUAL2E foi desenvolvido em linguagem de programação ANSI FORTRAN 77.

A estrutura do SSD desenvolvido é composta por uma interface com usuário, pelo modelo QUAL2E e por uma base de dados.

Para o desenvolvimento da estrutura do SSD, com o uso do Visual Basic 6.0, foram necessárias atividades para a criação de:

- a) interfaces com usuário (formulários que controlam as entradas de dados e os resultados simulados);
- b) arquivos do tipo texto (responsáveis pelo armazenamento das informações na base de dados do SSD);

c) rotinas de programação (consistem nas instruções para funcionamento do SSD).

A Figura 6 apresenta essa estrutura utilizada para desenvolvimento do sistema.

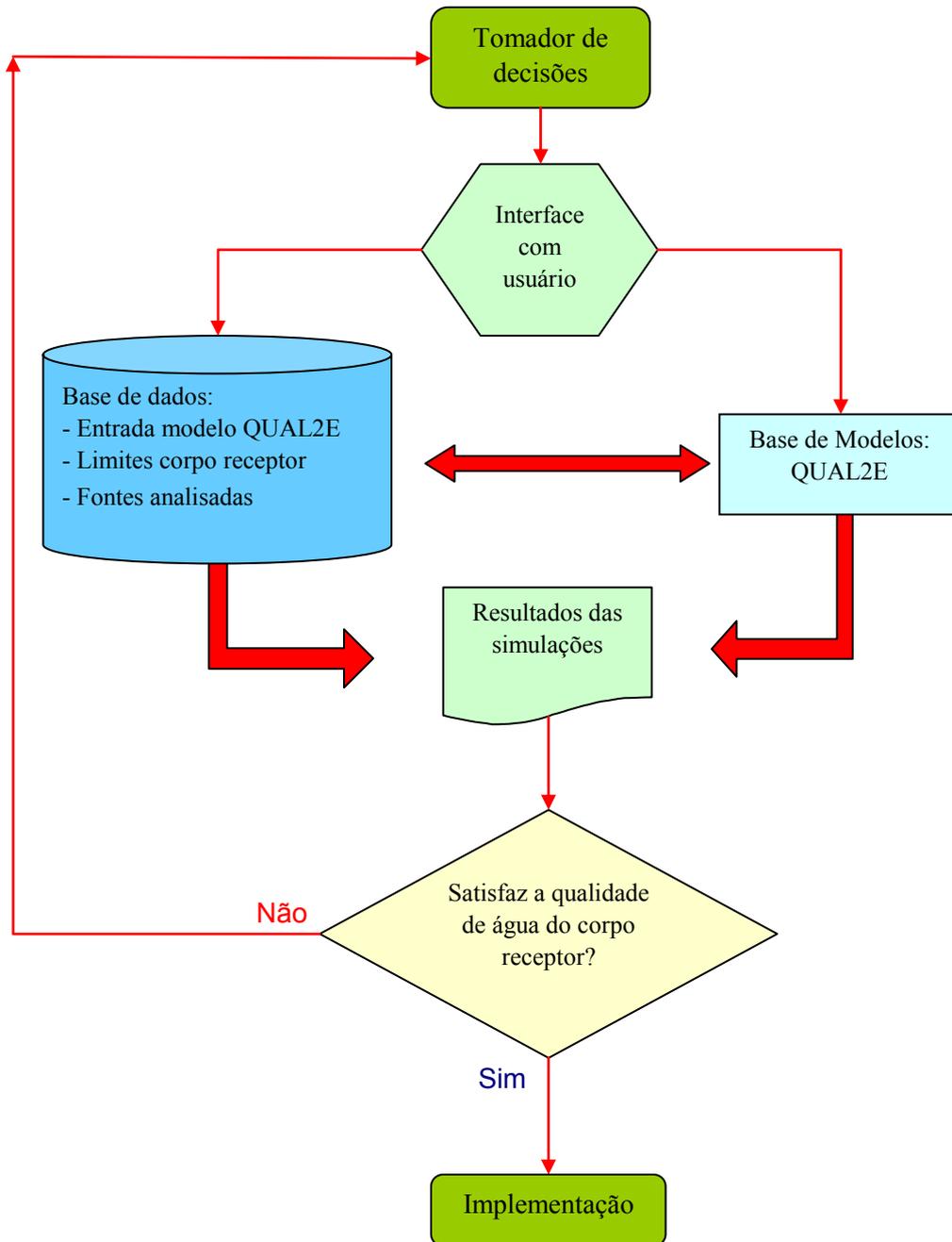


Figura 6. Estrutura do SSD-RIOS

A figura 7 apresenta fluxograma mostrando aspectos da metodologia de desenvolvimento do SSD desta pesquisa.

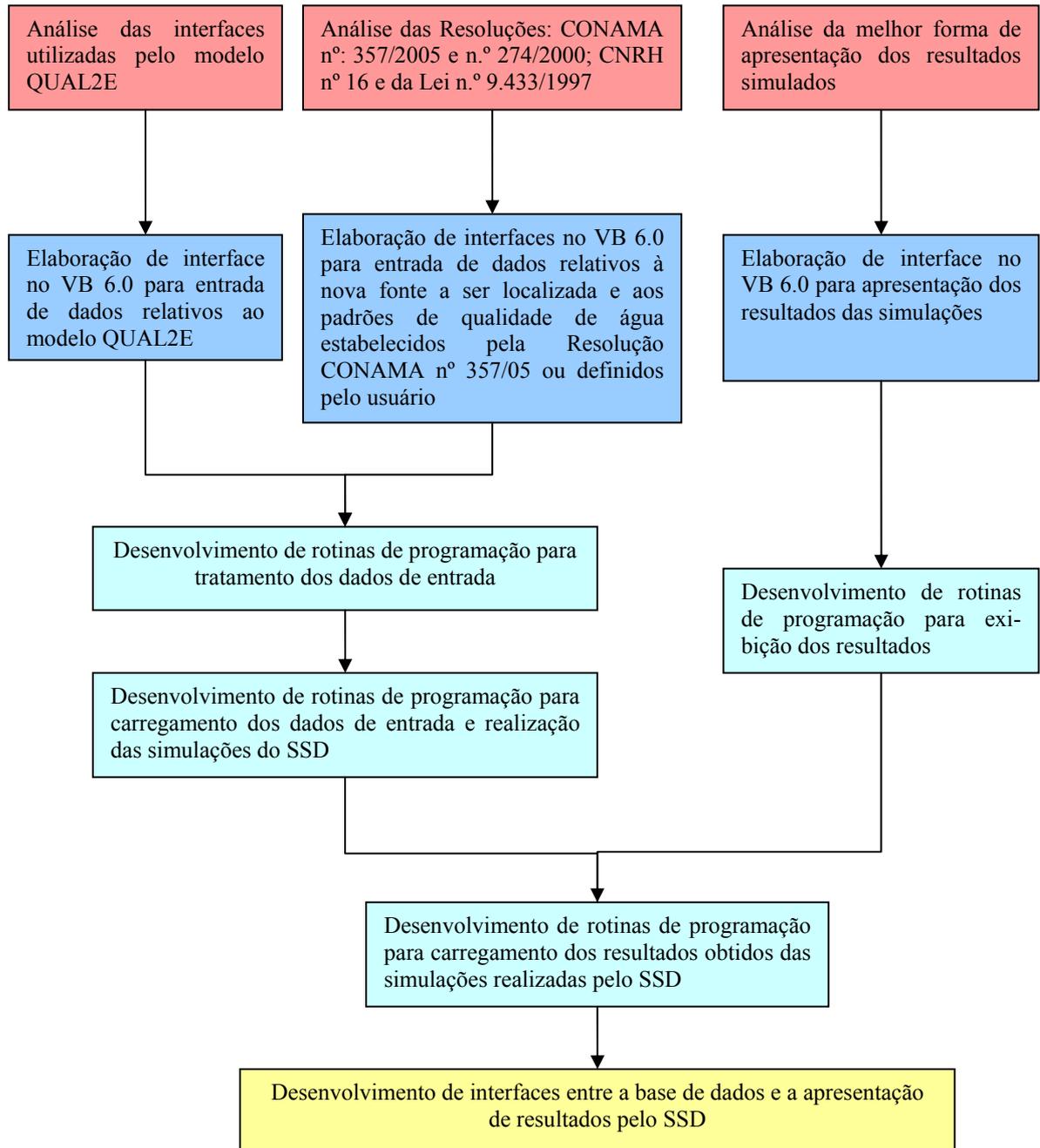


Figura 7. Fluxograma relativo à metodologia de desenvolvimento do SSD

Na elaboração da interface para a entrada de dados relativos ao modelo QUAL2E, procurou-se manter, na medida do possível, a mesma tipologia utilizada na interfase AQUAL2E usada

pelo modelo QUAL2E, objetivando facilitar a utilização do modelo por usuários que já tenham familiaridade com o modelo QUAL2E.

O SSD desenvolvido simula o lançamento de um novo efluente ao longo de toda a seção longitudinal do corpo de água. Essa variação de posicionamento proporciona uma verificação da influência desse novo lançamento sobre os parâmetros de qualidade de água do corpo receptor para todos os locais simulados, bem como uma análise individualizada para um ponto específico predeterminado, auxiliando os processos de gestão de outorgas pelo uso da água.

No SSD desenvolvido, são necessários os seguintes dados de entrada:

- a) dados de entrada do modelo QUAL2E;
- b) dados das condições iniciais do rio;
- c) dados de parâmetros e coeficientes;
- d) dados hidráulicos;
- e) dados de fontes pontuais e difusas de poluição;
- f) dados de cabeceira;
- g) dados da fonte a ser analisada;
- h) limites para parâmetros de qualidade de água (usuário/Resolução CONAMA n.º 357/05).

Com os dados fornecidos e as simulações realizadas pelo SSD, é possível comparar os valores obtidos para cada posição onde foi realizado o novo lançamento, pois o sistema realiza o novo lançamento para cada elemento discretizado do curso de água, de forma individualizada.

O SSD com as informações fornecidas em seu banco de dados gera arquivos de entrada para o modelo QUAL2E. A simulação da nova fonte é realizada em todos os elementos que forem designados como padrão, uma vez que o modelo QUAL2E não cadastra lançamento em um elemento que não seja padrão. Portanto, o SSD desenvolvido irá executar o modelo QUAL2E $(n_p + 1)$ vezes, sendo:

n_p = número total de elementos-padrão cadastrados pelo sistema

O acréscimo de um ao valor de n_p é relativo à simulação que o sistema realiza com o QUAL2E sem a nova fonte.

Todas as simulações realizadas são arquivadas no banco de dados do SSD e, por meio da interface com o usuário, os resultados são disponibilizados para análise. A análise proporciona a verificação dos locais onde seria possível lançar o novo efluente respeitando o enquadramento do curso segundo Resolução CONAMA n.º 357/05 ou valores-limite definidos pelo usuário.

A análise individualizada no SSD para um local específico proporciona uma avaliação do comportamento dos constituintes simulados ao longo do curso de água e verificação dos locais onde os limites estabelecidos foram violados.

O módulo de controle de fontes do SSD permite a gestão das fontes pontuais existentes. O SSD possibilita que sejam feitas alterações nas cargas lançadas pelas fontes existentes ou pela nova fonte, para um ponto predeterminado. O SSD executa novamente o modelo QUAL2E para o local escolhido. Essa nova simulação disponibiliza duas opções de controle.

Na primeira opção, o SSD permite o ajuste das cargas de uma fonte escolhida ou de todas as fontes. Nesse caso, o SSD executa o modelo QUAL2E uma vez.

Na segunda opção, o ajuste é feito pelo sistema. Define-se qual fonte ajustar e a variável de qualidade de água que será ajustada. Para esse caso, o SSD desenvolvido executa o modelo QUAL2E 20 vezes, em duas rodadas.

Primeira rodada

Na primeira rodada, o sistema faz o ajuste da variável selecionada com dez execuções do modelo QUAL2E. Nessa rotina, o valor da variável analisada é dividido por dez. O sistema carrega esse valor e executa a primeira simulação com o QUAL2E e, a cada nova simulação com o modelo, esse valor é acrescido à variável simulada até completar dez execuções, atingindo o valor inicial da carga existente.

Após esse procedimento, o sistema identifica, em função dos resultados simulados para a variável selecionada, em qual intervalo dessas simulações se encontra o limite estabelecido para o corpo de água. Tem-se, então, dois valores de carga para a variável selecionada mais próximos do limite, um que está dentro do limite e outro que extrapola esse limite.

Segunda rodada

Um segundo ajuste é feito pelo sistema. Utiliza-se a carga que atendeu ao limite da primeira rodada para iniciar a simulação com o modelo QUAL2E, e a diferença entre os dois valores escolhidos da primeira simulação é dividida por dez. Com esse valor encontrado, repete-se o mesmo procedimento realizado no primeiro ajuste e mais dez simulações são realizadas com o modelo QUAL2E.

O Sistema, como realizado no primeiro ajuste, seleciona os dois valores que estão mais próximos entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e grava o valor que atendeu o limite estabelecido. Esse valor encontrado corresponde a uma precisão menor ou igual a 1% da carga analisada da fonte escolhida.

Caso a carga da variável simulada seja reduzida ao menor valor possível (1% da carga analisada) e não atenda aos padrões estabelecidos para o corpo receptor, uma mensagem é enviada pelo sistema avisando não atendimento.

Após a execução do módulo controle, os resultados são exibidos. Caso se deseje fazer outra simulação, é só escolher entre as fontes cadastradas no sistema e executar novamente o mesmo procedimento.

A Figura 8 apresenta fluxograma de utilização do sistema, que serviu de base para sua implementação.

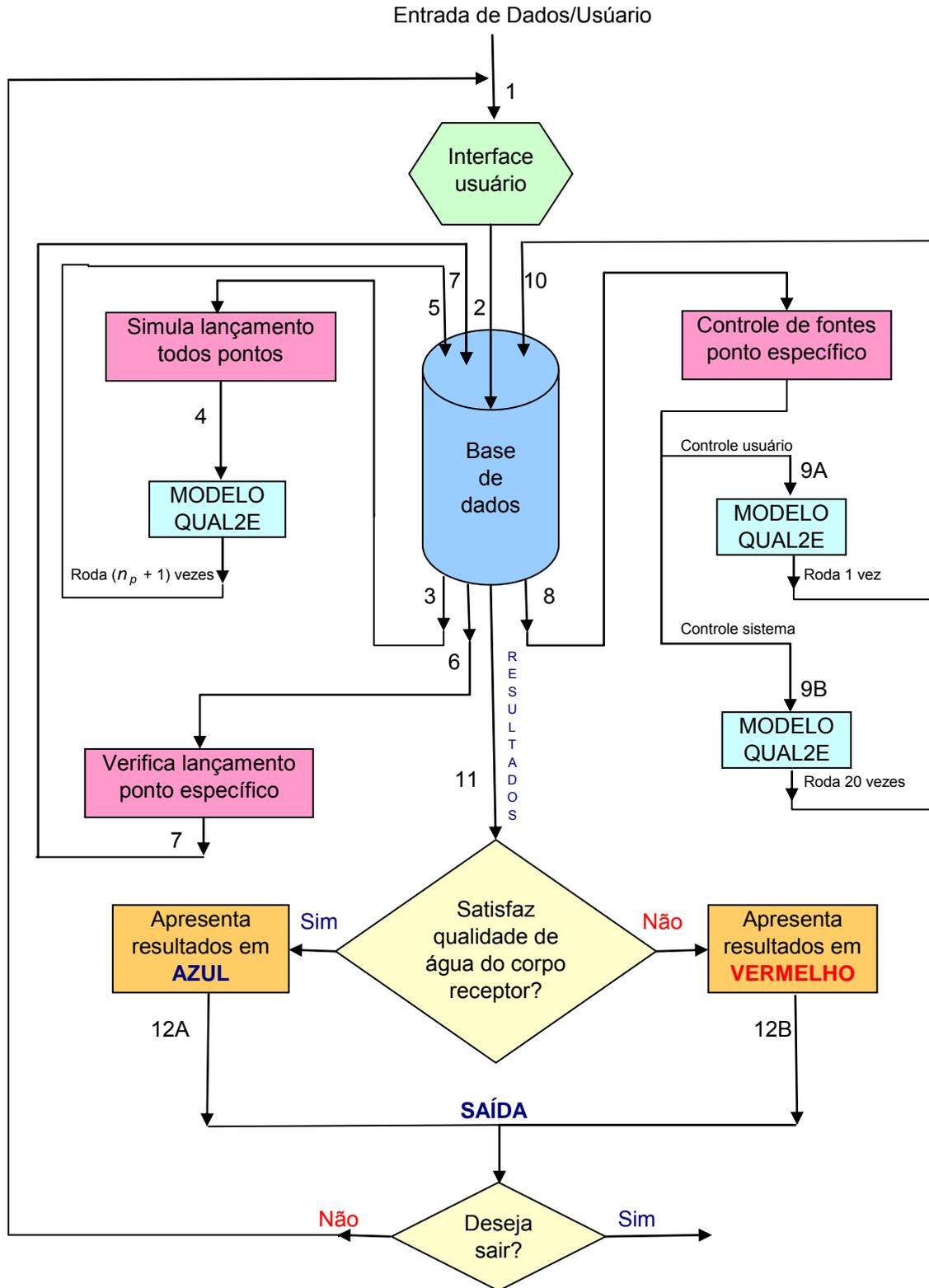


Figura 8. Fluxograma do gerenciamento de dados do sistema

4.3 APLICAÇÃO DO SISTEMA

O sistema desenvolvido foi aplicado a uma das sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória, um dos principais mananciais de abastecimento da região da Grande Vitória, no Estado do Espírito Santo.

As informações referentes aos aspectos gerais e às características físicas da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória foram extraídas do: Relatório Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria e Jucu (HABTEC, 1997), coordenado pelo Consórcio Intermunicipal de Recuperação das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu; do estudo realizado por Zamprogno (1999) sobre locais apropriados para implantação de reservatórios de vazão; e dos dados contidos no Relatório de Inter-Relações Entre Ambientes e Qualidade das Águas Para Bacias dos Rios Jucu e Santa Maria da Vitória (UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO, 1999).

O Córrego Santa Maria, situado no município de Santa Maria de Jetibá, foi considerado por HABTEC (1997) como a nascente principal do rio Santa Maria da Vitória. Esse rio tem um percurso de 122km até desaguar na baía de Vitória, onde forma um delta, na região da Grande Vitória. Apresenta um desnível de aproximadamente 1300m entre a nascente e a foz. Sua bacia hidrográfica drena uma área aproximada de 1660km² e apresenta um perímetro de 291km.

Possui, como principais afluentes, à sua margem esquerda, os rios Possmouser, São Sebastião de Cima, São Luiz, Bonito, da Prata e Timbui; e, pela margem direita, os rios Mangaraí, das Pedras, Caramuru, Duas Bocas, Triunfo, Jequitibá, Farinha, Fumaça e São Miguel.

Essa bacia foi convencionalmente dividida em três regiões:

- a) Alto Santa Maria da Vitória: da nascente até a represa de Rio Bonito;
- b) Médio Santa Maria da Vitória: da represa de Rio Bonito até cidade de Santa Leopoldina;
- c) Baixo Santa Maria da Vitória: da cidade de Santa Leopoldina até a foz na baía de Vitória.

A sub-bacia escolhida para demonstrar o sistema desenvolvido foi a do Alto Santa Maria da Vitória. O objetivo dessa aplicação é apresentar a ferramenta desenvolvida. Essa aplicação não objetiva a caracterização dessa sub-bacia. O que se deseja é a exemplificação do sistema e dos seus atributos, e não a representação precisa da realidade da bacia hidrográfica.

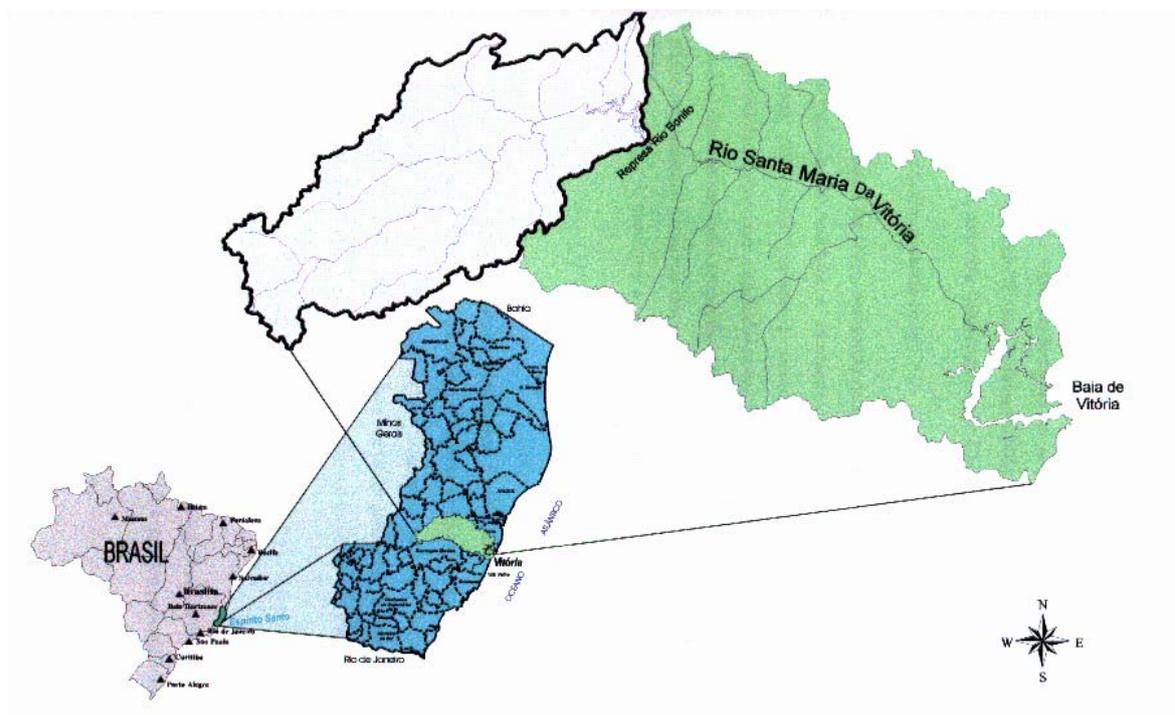


Figura 9. Localização da sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória

Esta sub-bacia possui uma área de drenagem de 616km² e compreende o trecho do rio Santa Maria desde a nascente até a represa de Rio Bonito, com uma extensão de 42km (ZAMPROGNO, 1999) (Figura 9) . Os principais afluentes do rio Santa Maria da Vitória na região são os rios Possmouser, São Sebastião de Cima e São Luis. Este último cruza a sede do município Santa Maria de Jetibá. A sub-bacia tem suas águas utilizadas para a irrigação de hortaliças, geração de energia e abastecimento público. O rio recebe efluentes sem tratamento e possui, como atividade principal, nas várzeas e baixas encostas, a agropecuária. A manutenção de qualidade de suas águas é de extrema importância para a região, considerando a diversidade de usos.

O regime de vazões apresenta um período de cheias entre os meses de dezembro e março e de baixas vazões de julho a outubro. No mês de dezembro, tem-se, geralmente, registradas as maiores vazões do ano. O mês de setembro normalmente apresenta as menores vazões.

O clima predominante no trecho estudado é o brando úmido, com uma média de 60mm de chuva no mês mais seco. A temperatura média do mês mais quente é 22^oC.

Nos últimos anos, o rio vem sofrendo impactos de origem antrópica provenientes de efluentes domésticos sem tratamento, resíduos orgânicos originários de aviculturas (granjas), suinocultura, atividade agropecuária, além de resíduos de indústrias e de rações animais.

Um estudo realizado por Macina e Mendonça (2000), para avaliação da qualidade da água do rio Santa Maria da Vitória, apresentou como resultado a constatação do comprometimento da qualidade da água, principalmente devido à influência de despejos domésticos e drenagem de áreas agrícolas. O estudo concluiu que o controle da poluição e a manutenção da qualidade das águas do rio Santa Maria da Vitória é de fundamental importância para garantir a diversidade de seus usos, tais como: abastecimento público, irrigação, geração de energia, pesca e lazer.

4.3.1 Dados de entrada para o SSD desenvolvido

Os dados de entrada para a aplicação do sistema foram obtidos da Universidade Federal do Espírito Santo (1999), no relatório de inter-relações entre ambientes e qualidade de água para as bacias dos rios Jucu e Santa Maria da Vitória e na dissertação de mestrado intitulada “Subsídio para a definição de locais apropriados para a implantação de reservatórios de regularização de vazões: refinamento e aplicação de procedimento metodológico” (ZAMPROGNO, 1999).

Para a calibração e validação do modelo QUAL2E, foram utilizados dados das campanhas realizadas em março, julho, setembro e outubro de 1997, referentes aos pontos de monitoramento denominados Alto Santa Maria, rio Possmouser e Montante Reservatório, do estudo da Universidade Federal do Espírito Santo (1999), que são apresentados na Figura 10.

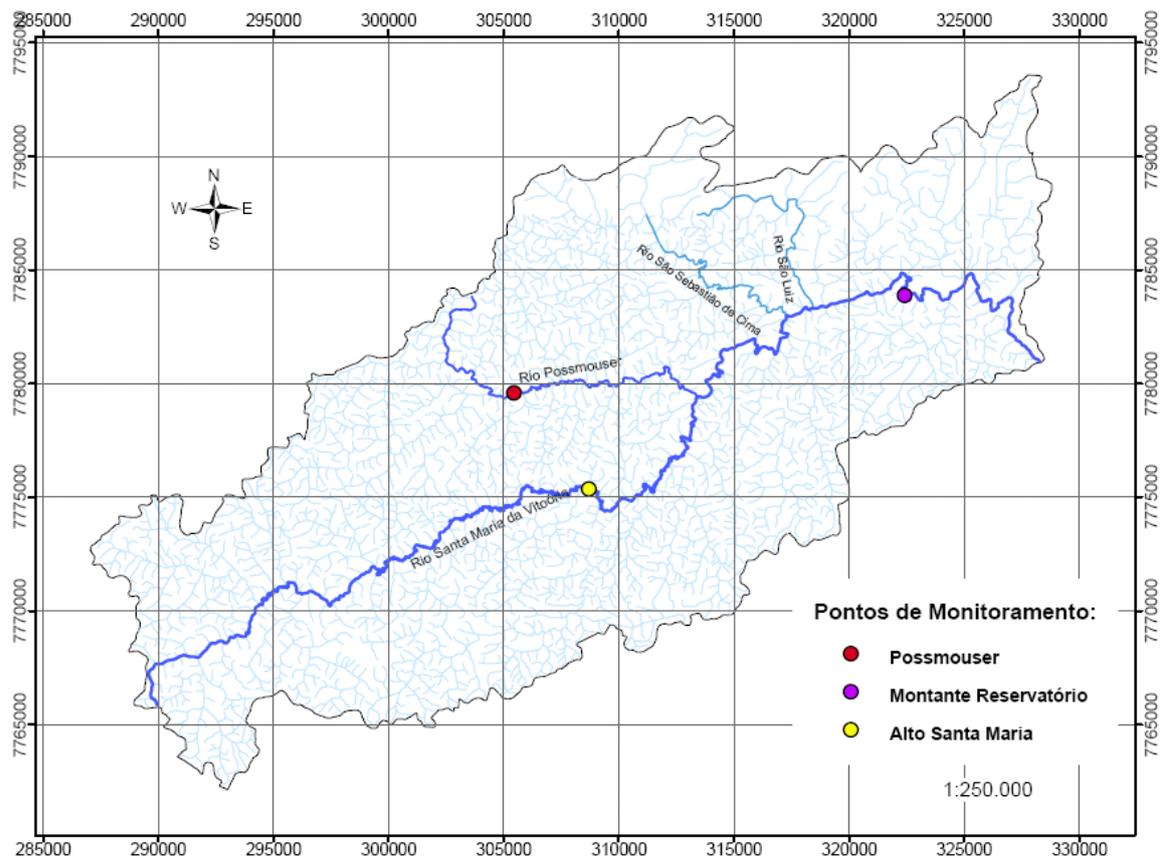


Figura 10. Pontos de monitoramento da sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória

A discretização do sistema, ou seja, a divisão do rio em trechos, foi executada com base nos dados disponíveis em cartas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2009) de Afonso Cláudio, Garrafão, Santa Leopoldina (escala 1:50000) e Colatina (escala 1:100000) e em imagens de satélite disponíveis no Google Earth (acesso em 10 maio 2009). Levou em conta que o sistema teria duas cabeceiras, ou seja, o rio Santa Maria da Vitória foi considerado como rio principal e o rio Possmouser como seu afluente. O ponto em Montante Reservatório foi considerado como o último elemento simulado (elemento final).

A partir do mapa de rede hidrográfica, foi delimitada a sub-bacia Alto Santa Maria da Vitória a montante do ponto de monitoramento Montante Reservatório com área de 531km². Essa área foi dividida em oito bacias de drenagem, cada uma representando um setor (Figura 11). A Tabela 9 mostra a área de cada um desses setores. A partir dos dados de vazões específicas apresentadas no relatório da Universidade Federal do Espírito Santo (1999), pontos de monitoramento dos rios Alto Santa Maria, Possmouser e São Luiz, foram estimadas as vazões específicas para cada um desses setores. As vazões específicas relativas ao ponto Alto Santa

Maria foram utilizadas para os setores 1, 3 e 5; os do ponto Possmouser para os setores 3, 4 e 6; e os do ponto São Luiz para os setores 7 e 8.

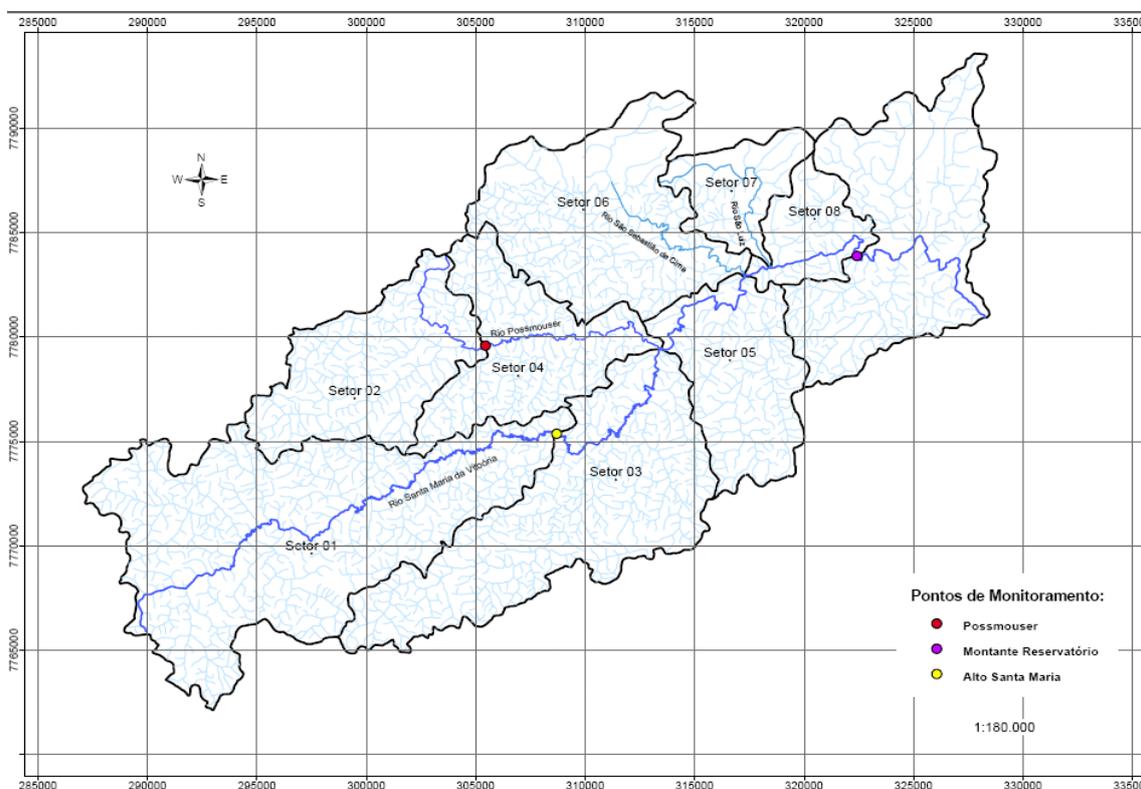


Figura 11. Divisão da sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória em setores

Tabela 9. Área dos setores da sub-bacia e vazões

Ponto Monitoramento	Setor	Área (km ²)	Vazões Específicas (m ³ /s)/km ²					Vazões por setor (m ³ /s)				
			mar/97	jul/97	set/97	out/97	Média	mar/97	jul/97	set/97	out/97	Média
Alto Sta Maria	1	150,69	0,070	0,009	0,008	0,010	0,024	10,548	1,356	1,206	1,507	3,654
Possmouser	2	58,160	0,052	0,012	0,009	0,012	0,021	3,036	0,669	0,529	0,686	1,230
Alto Sta Maria	3	100,48	0,070	0,009	0,008	0,010	0,024	7,034	0,904	0,804	1,005	2,437
Possmouser	4	51,47	0,052	0,012	0,009	0,012	0,021	2,687	0,592	0,468	0,607	1,089
Alto Sta Maria	5	47,53	0,070	0,009	0,008	0,010	0,024	3,327	0,428	0,380	0,475	1,153
Possmouser	6	78,59	0,070	0,009	0,008	0,010	0,024	5,501	0,707	0,629	0,786	1,906
Rio São Luiz	7	21,14	0,036	0,010	0,006	0,007	0,015	0,759	0,211	0,116	0,154	0,310
Rio São Luiz	8	21,83	0,036	0,010	0,006	0,007	0,015	0,784	0,218	0,120	0,159	0,320

Fonte: Relatório da Universidade Federal do Espírito Santo (1999).

Para a discretização dos percursos simulados, foi utilizado o *software* AutoCAD 2006. As imagens das cartas do IBGE (rede hidrográfica e curvas de níveis) e as capturadas pelo satélite do Google Earth foram importadas para o AutoCAD e colocadas em escala conhecida. Com a ferramenta *polilyne*, do AutoCAD, traçou-se o percurso do rio sobre as imagens

capturadas (Figura 12). Foram determinadas as extensões para cada um dos trechos e estimadas as altitudes nos pontos de divisão entre os trechos.

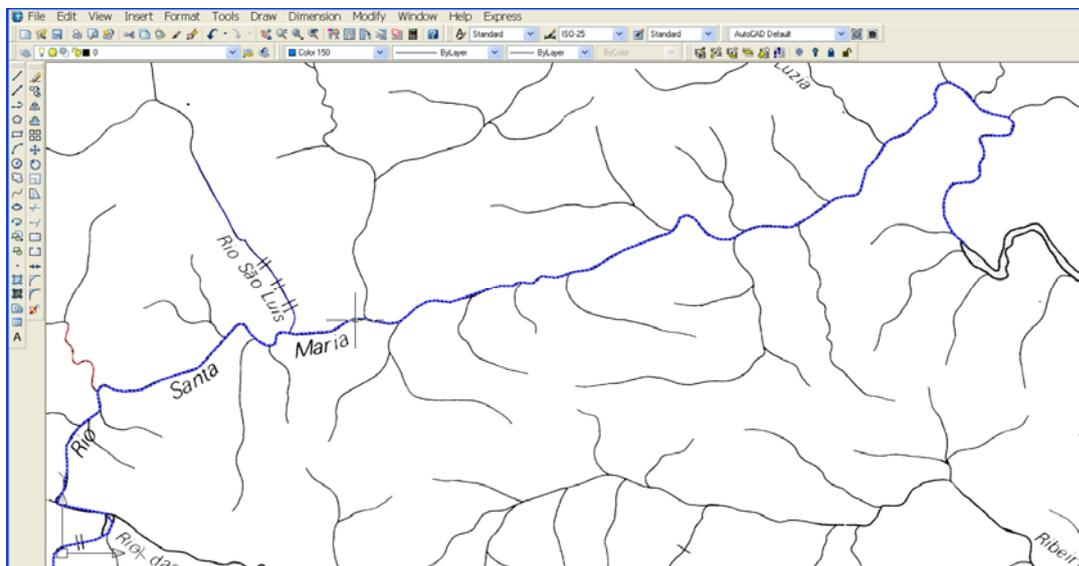


Figura 12. Imagens importadas para AutoCAD da carta do IBGE para determinação do curso de água

As imagens de satélites foram utilizadas para verificação dos melhores locais para a divisão dos trechos, em função das características hidráulicas da sub-bacia. As Figuras 12 e 13 mostram como foi realizado o traçado do rio e a determinação da extensão de cada trecho. A Figura 13 apresenta todo o trecho e os pontos onde foram localizadas as divisões dos trechos.

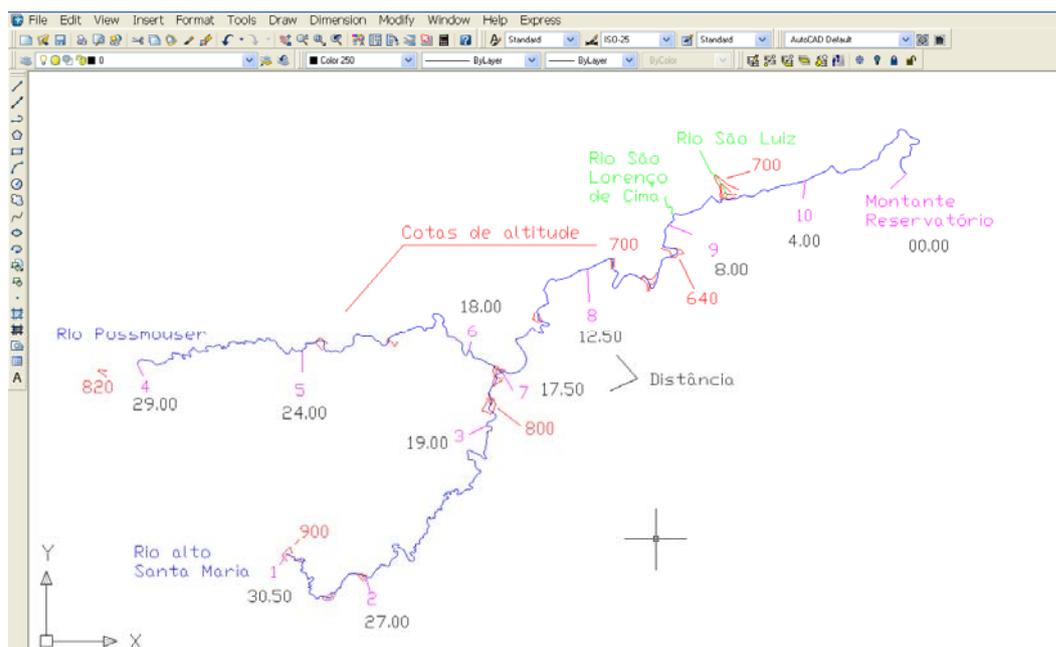


Figura 13. Curso de água utilizado para simulação com os locais onde foi realizada a divisão dos trechos

Por meio do *software* AutoCAD 2006, foram determinadas as extensões dos trechos simulados. O rio principal, com uma extensão total de 30,5km, foi dividido em sete trechos. O afluente Possmouser apresenta uma extensão de 12,0km e foi dividido em três trechos. Considerou-se a extensão de 0,5km para cada elemento computacional. A Figura 14 apresenta, de forma esquematizada, a divisão e os elementos computacionais. A Tabela 11 apresenta os valores relativos a cada trecho.

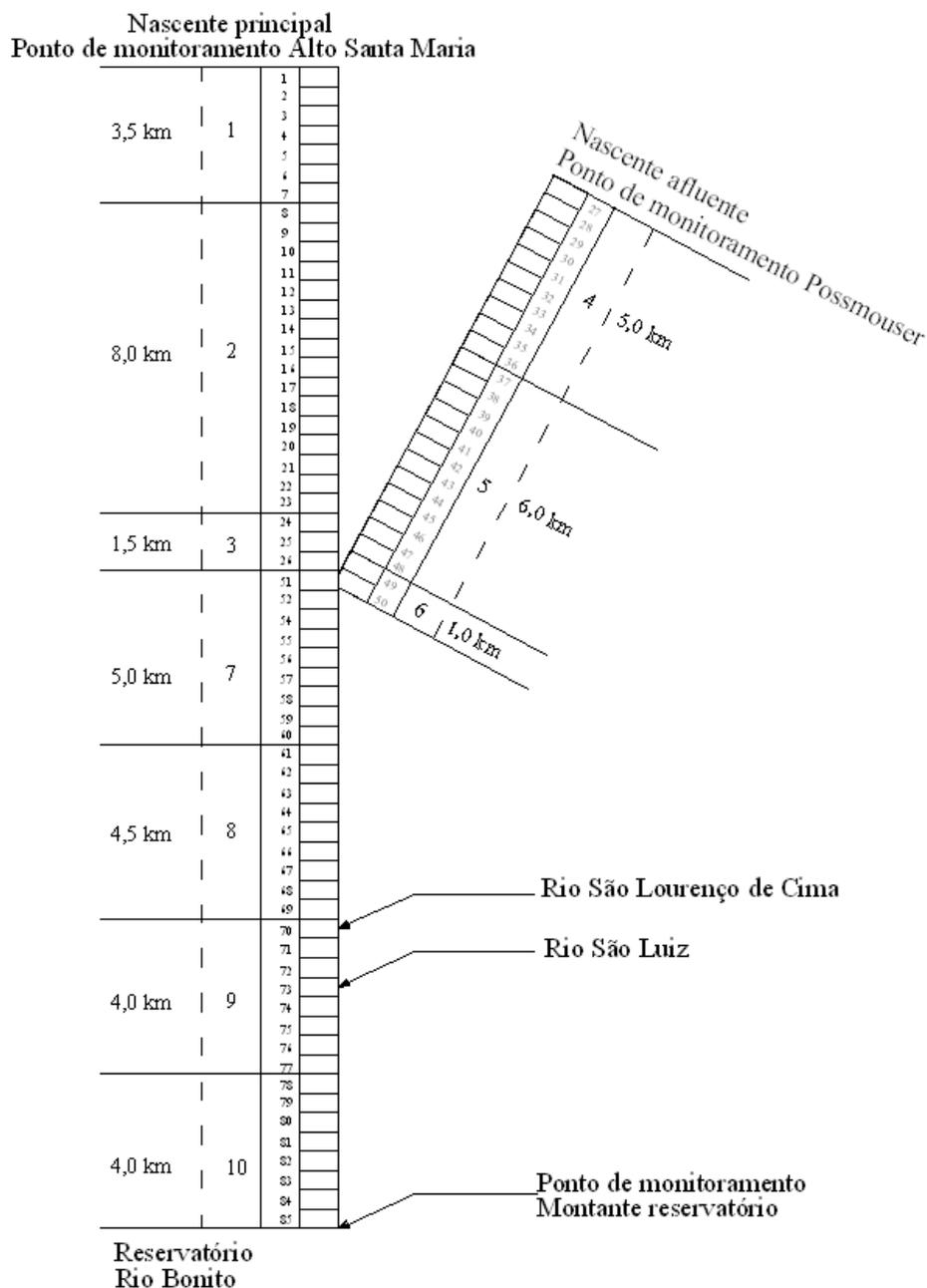


Figura 14. Discretização do trecho simulado do rio Santa Maria da Vitória

Parâmetros modelados coeficientes adotados.

Foram selecionadas, para a simulação do sistema, as variáveis de estado OD e DBO, sendo adotada, como critério de decisão, a garantia do atendimento aos padrões de qualidade da água estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357/05.

A partir do manual do QUAL2E (BROWN; BARNWELL JUNIOR, 1987) e de (VON SPERLING, 2007), foram obtidos os coeficientes de desoxigenação e sedimentação utilizados para simulação do sistema (Tabela 10).

Tabela 10. Coeficientes de reação

Parâmetro	Símbolo	Valor utilizado
Coeficiente de desoxigenação	K_1	0,21 1/dia
Coeficiente de sedimentação	K_3	0,70 1/dia

Fonte: von Sperling (2007).

Para o coeficiente de reaeração K_2 , adotou-se o valor de 0,46 (d^{-1}), que foi o valor usado para o mesmo trecho estudado pela Universidade Federal do Espírito Santo (2008).

Utilizando-se os parâmetros acima apresentados, os resultados obtidos nas simulações reproduziram razoavelmente os resultados do monitoramento realizado em setembro de 1997, apresentados na Tabela 13.

Características hidrogeométricas

No estudo realizado pela Universidade Federal do Espírito Santo (2008), intitulado “Enquadramento de corpos de água como instrumento de planejamento para o desenvolvimento sustentável regional – DES-ÁGUA”, foi utilizado o modelo QUAL2E para simular o trecho compreendido entre os pontos de monitoramento Alto Santa Maria e Montante Reservatório, que equivale ao trecho principal considerado no presente estudo. Na pesquisa realizada pelo mesmo grupo da Universidade Federal do Espírito Santo, os dados hidráulicos utilizados para simulação dos trechos em estudo foram obtidos por meio das equações de potências (4.7 e 4.9), descritas na Seção 4.1.3., que correlacionam a vazão com

velocidade e profundidade. Os valores para os coeficientes hidráulicos, a , b , α e β das equações 4.7 e 4.9 foram obtidos a partir de equações ajustadas aos dados monitorados e apresentaram os seguintes coeficientes: $a = 0,0603$; $b = 0,7765$; $\alpha = 0,5487$ e $\beta = 0,4775$.

Como nesta pesquisa se dispunha dos dados relativos às larguras aproximadas dos rios e da declividade de cada trecho, optou-se por utilizar o método que relaciona as características geométricas da seção transversal do curso de água, considerando a seção transversal com a forma aproximada por um trapézio, conforme metodologia citada na seção 4.1.1.4.

A largura do curso de água foi estimada inicialmente por meio de imagens de satélites do Google Earth (acesso em 10 maio 2009), sendo verificadas em campanha de campo. A declividade, para cada trecho, foi estimada utilizando as curvas de níveis das cartas do IBGE e considerou-se que as paredes laterais do rio teriam inclinações de 0,2 (m/m). A Tabela 11 apresenta os valores adotados para os parâmetros hidráulicos de cada trecho.

Tabela 11. Parâmetros hidráulicos do rio

Curso do rio	Trechos	Início trecho		Fim trecho		Dist. entre trechos (km)	Elevação trecho (m)	Largura (m)	Declividade (m/m)
		Elev.(m)	Dist. Início (km)	Elev.(m)	Dist. Fim (km)				
Principal	1	900	30,5	842	27,0	3,50	58	5,0	0,0166
	2	842	27,0	820	19,0	8,00	22	6,0	0,0028
	3	820	19,0	750	17,5	1,50	70	5,0	0,0467
Afluente	4	820	29,0	800	24,0	5,00	20	4,0	0,0040
	5	800	24,0	780	18,0	6,00	20	4,5	0,0033
	6	780	18,0	750	17,0	1,00	30	4,0	0,0300
Principal	7	750	17,5	720	12,5	5,00	30	7,0	0,0060
	8	720	12,5	655	8,0	4,50	65	9,0	0,0144
	9	655	8,0	650	4,0	4,00	5	13,0	0,0013
	10	650	4,0	645	0,0	4,00	5	15,0	0,0013

Outro parâmetro utilizado pelo modelo QUAL2E, como dado de entrada, foi a constante de dispersão (K) para o cálculo da dispersão longitudinal (D_L). Esse parâmetro foi calculado com o uso da equação 4.25.

Haja vista a pouca influência, observada por Pereira (1999) e Roriz (2002), do valor do coeficiente de dispersão sobre os resultados de modelagem, com o modelo QUAL2E, para experimento com uso de injeção contínua de traçadores, adotou-se o valor seis para todos os

trechos. Esse valor foi também usado pela Universidade Federal do Espírito Santo (2008). Para o coeficiente de rugosidade de Manning, adotou-se o valor 0,025, característico de canal natural de pequeno porte com largura inferior a 30 metros (VON SPERLING, 2007).

Vazões nos trechos

Estudo realizado por Coser (2003), sobre regionalização de vazões no Estado do Espírito Santo, concluiu que, para a bacia do rio Santa Maria da Vitória, a área de drenagem é a melhor variável para representar a variação das vazões. No referido estudo, foi feita a regionalização da vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de dez anos ($Q_{7,10}$), observando dois métodos: tradicional e da Eletrobrás. Os dois métodos foram considerados aceitáveis para a região de estudo. As equações 4.28 e 4.29 representam, respectivamente, os modelos de regressão recomendados para vazões mínimas, para os métodos, tradicional e da Eletrobrás.

$$Q_{7,10} = 12,4181.10^{-3}.A^{0,88959} \quad 4.28$$

$$Q_{7,10} = 10,6074.10^{-3}.A^{0,91741} \quad 4.29$$

Onde, $Q_{7,10}$ representa a vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de dez anos e A a área de drenagem.

A Tabela 12 apresenta as vazões $Q_{7,10}$ estimadas para os oito setores da bacia piloto, pelos dois métodos.

Tabela 12. Vazões $Q_{7,10}$ estimadas para os setores, pelos métodos tradicional e Eletrobrás

Setor	Área (km ²)	$Q_{7,10}$ (m ³ /s)	
		Tradicional	Eletrobrás
1	150,69	1,076	1,056
2	58,16	0,461	0,441
3	100,48	0,750	0,728
4	51,47	0,414	0,394
5	47,53	0,385	0,367
6	78,59	0,603	0,581
7	21,14	0,187	0,174
8	21,83	0,193	0,180

Foram adotadas, como vazões de referência, as vazões $Q_{7,10}$. Considerando que os valores de vazões $Q_{7,10}$ estimados pelos métodos tradicional e da Eletrobrás ficaram bem próximos, optou-se pelo método da Eletrobrás, por ter sido o mais restritivo.

As vazões dos setores 1 e 2, apresentados na Tabela 12, foram consideradas como vazões de entradas das cabeceiras Alto Santa Maria (setor 1) e Possmouser (setor 2). Porém, as vazões dos setores 3, 4, 5 e 8, foram inseridas como fluxos incrementais em seus respectivos trechos de influência, distribuídos uniformemente em cada trecho. Como o setor 6 possui uma das maiores áreas, e seu lançamento no rio Santa Maria da Vitória ocorre em um único ponto, esse foi considerado como contribuição pontual. Ao setor 7 também foi atribuída contribuição pontual, por estar relacionado com trecho que corta a cidade de Santa Maria de Jetiba e descarrega suas vazões em um único ponto, no rio Santa Maria da Vitória.

Dados geográficos e climatológicos

Dados de longitude, latitude e altitude foram obtidos a partir das cartas do IBGE. A cobertura por nuvens e a pressão barométrica constam do *site* do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os outros dados geográficos e climatológicos, como temperatura de bolbo seco, umidade relativa do ar e outros, foram obtidos a partir de dados médios de literatura. Para o dado de velocidade do ar, adotou-se o valor de zero.

Características da qualidade de água.

Os dados relativos à qualidade de água foram extraídos do trabalho realizado pela Universidade Federal do Espírito Santo (1999). Foram utilizados os dados obtidos em campanhas realizadas em março, julho, setembro e outubro de 1997, conforme apresentados na Tabela 13. Dados relativos ao OD, não disponíveis, foram estimados a partir das concentrações de saturação. Dados referentes aos pontos de monitoramento Alto Santa Maria e Possmouser, apresentados na Tabela 13, foram utilizados como dados de cabeceira, respectivamente, para os rios Santa Maria da Vitória e Possmouser, para calibração (setembro) e validação (março, julho e outubro).

Tabela 13. Parâmetros de qualidade de água

Seção de monitoramento	Campanha 1997	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	Vazões (m³/s)
Alto Santa Maria	Março	3,6	8,5	21	10,619
	Julho	2,0	8,5	21	1,308
	Setembro	<2,0	8,5	20,2	1,151
	Outubro	<2,0	8,5	18,5	1,551
Possmouser	Março	2,4	8,5	21	3,027
	Julho	<2,0	8,5	21	0,669
	Setembro	4,0	8,5	20,0	0,529
	Outubro	<2,0	8,5	18,5	0,683
Montante Reservatório	Março	2,4	7,5	22,3	-
	Julho	<2,0	7,5	22,3	-
	Setembro	<2,0	7,5	23,8	-
	Outubro	2,0	7,5	18,7	-

Fonte: Relatório da Universidade Federal do Espírito Santo (1999).

Calibração

Comparando-se os valores das vazões $Q_{7,10}$ obtidos pelo método tradicional e da Eletrobrás, apresentados na Tabela 12, com os dados monitorados relativos a campanhas de 1997 da Tabela 9, pode-se observar que as vazões $Q_{7,10}$ calculadas estão bem próximas dos valores monitorados na campanha de setembro de 1997. Portanto, para a calibração do modelo QUAL2E, foram utilizados os dados de monitoramento obtidos da campanha de setembro de 1997. Os dados relativos às campanhas de março, julho e outubro de 1997 foram utilizados para verificação da modelagem.

4.3.2 Demonstrações de aplicação do sistema desenvolvido

Procurou-se, por meio de aplicações do SSD desenvolvido, demonstrar a utilidade desse sistema, na gestão de recursos hídricos, principalmente no que concerne à outorga de lançamento de efluentes e enquadramento dos cursos de água. Para exemplificar o sistema desenvolvido, algumas considerações foram feitas:

- a) os dados referentes à campanha de setembro de 1997, nas simulações de qualidade de água, por apresentar as menores vazões, mais próximas da vazão crítica $Q_{7,10}$;
- b) as diferentes classes de enquadramento, segundo Resolução CONAMA n.º 357/05, para os diferentes trechos.

Fonte pontual para o qual foi aplicado o SSD

Por tratar-se de uma região onde a agropecuária é a atividade predominante, considerou-se a hipótese de os proprietários da localidade montar uma cooperativa para beneficiamento de leite. Com isso, essa cooperativa iria fazer a pasteurização desse leite, gerando um efluente com uma vazão de $0,020\text{m}^3/\text{s}$ e concentração de DBO de 280mg/l a uma temperatura de 28°C , segundo valores estimados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1990).

4.3.3 Cenários simulados

Para demonstração do sistema desenvolvido, foram estabelecidos três cenários hipotéticos para análise de concessão de outorga de lançamento de efluentes, considerando diferentes condições de enquadramento do corpo de água.

Considerou-se, hipoteticamente, para os três cenários simulados, que, apenas para exemplificação, a Cooperativa leiteira solicitaria um estudo para verificação dos locais possíveis para sua implantação, observando que o efluente industrial seria lançado sem tratamento no rio.

4.3.3.1 Cenário 1

Inexistência de fontes pontuais e difusas significativas de poluição

Neste primeiro cenário, considerou-se a inexistência de fontes pontuais e difusas significativas de poluição contribuindo para o rio. A Cooperativa para a qual estava sendo solicitada outorga seria a única fonte significativa a utilizar o corpo de água para lançamento

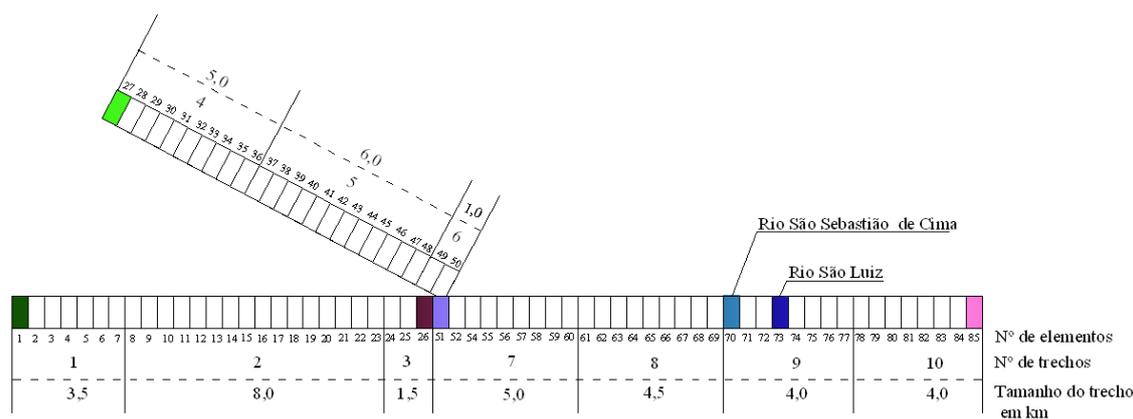
de efluentes. Adotou-se o valor de OD de 8,5mg/l e de DBO 1,0mg/l para o corpo de água simulado, conforme sugere a literatura para rios limpos (VON SPERLING, 1996).

Para o cenário 1, foram consideradas três hipóteses diferentes de enquadramento. O Quadro 2 apresenta as classes de enquadramento, segundo a Resolução CONAMA n.º 357/2005, para os três casos.

Casos	Trechos	Enquadramento
1	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10	Classe 1
2	1, 2, 3, 4, 5 e 6	Classe 1
	7, 8, 9 e 10	Classe 2
3	1, 2, 3, 4, 5 e 6	Classe 2
	7, 8, 9 e 10	Classe 1

Quadro 2. Enquadramento Resolução CONAMA n.º 357/2005

A Figura 15 apresenta diagrama unifilar mostrando a discretização do rio, os pontos de afluições de tributários e os principais elementos considerados no cenário 1



Legenda:

- Ponto de afluição do rio São Sebastião de cima
- Ponto de afluição do rio São Luiz
- Elemento anterior à junção
- Elemento junção
- Cabeceira do rio Santa Maria
- Cabeceira do rio Possmouser
- Elemento final do trecho simulado

Figura 15. Discretização do rio com os pontos de afluições de tributários e os principais elementos considerados no cenário 1

4.3.3.2 Cenário 2

Existência de duas fontes pontuais de poluição, já outorgadas, consideradas nas simulações

No segundo cenário simulado, considerou-se a existência de duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), com lançamentos de efluentes já outorgados, com emissários no rio Santa Maria da Vitória, denominadas ETE 1 e ETE 2.

O esgoto gerado pela população de Santa Maria de Jetibá seria tratado pelas ETE 1 e ETE 2. A ETE 1 estaria localizada próxima à afluição do rio São Luiz ao rio Santa Maria da Vitória. A ETE 2 seria localizada nas proximidades do afluyente Possmouser, a 6,0km da sua cabeceira (Figura 16).

Para estimativa das vazões lançadas pelas ETE 1 e ETE 2, levou-se em consideração o consumo *per capita* de água da população do município de Santa Maria de Jetiba. Estudo realizado por HABITEC (1997) apresentou uma população de 25.576 habitantes para o município. Em função dessa população, o local pode ser classificado como povoado pequeno (população entre 10.000 e 50.000 habitantes) podendo ser adotado um consumo *per capita* de 145 l/hab/dia, de acordo com von Sperling (1996).

Considerou-se que todo o esgoto proveniente dessa população seria tratado pelas ETes. Dessa forma, as vazões de lançamento desses efluentes corresponderiam, aproximadamente, aos consumos de água multiplicados por um coeficiente de retorno (c). O coeficiente de retorno representa a fração da água que retorna pelo sistema coletor de esgoto e ao curso de água, variando geralmente entre 60% e 100%. Adotou-se, no presente estudo, o valor de 80% (VOV SPERLING, 1996). A Equação 4.30 foi utilizada para determinação da vazão média de esgoto doméstico.

$$Q_{med} = \frac{Pop.QPC.c}{1000.86400} \quad 4.30$$

Onde:

Q_{med} = vazão de esgoto doméstico (m³/s)

Pop = população de projeto (hab.)

QPC = quota *per capita* de água (l/hab./dia)

c = coeficiente de retorno.

O valor médio estimado para a vazão de esgotos efluentes da população de Santa Maria de Jetiba foi 0,034m³/s.

Com o valor de vazão média estimado, procedeu-se à determinação do valor da DBO. Adotou-se para esse efluente uma carga *per capita* de 54 (g/hab.dia) de DBO. Essa carga foi estimada por meio de valores típicos de literatura (VON SPERLING, 1996). Pela equação 4.31, calculou-se a concentração de DBO desse efluente.

$$C = \frac{K_{per\ capita} \cdot Pop}{Q_{med} \cdot 86400} \quad 4.31$$

Onde:

C = concentração de DBO (mg/l)

$K_{per\ capita}$ = carga *per capita* do parâmetro por habitante (g/hab.dia)

Pop = população de projeto (hab.)

Q_{med} = vazão média de esgoto (m³/s)

$$C = \frac{54 \cdot 25576}{0,037 \cdot 86400} = 470,14 \text{ (mg/l)}$$

Considerou-se, para exemplificação, que 73,5% dos efluentes provenientes do município de Santa Maria de Jetibá seriam tratados pela ETE 1 (vazão média 0,025m³/s), e os outros 26,5% pela ETE 2 (vazão média de 0,009m³/s).

Nesse cenário, foram levados em consideração dois casos. No caso 1, o efluente da ETE 1 seria lançado sem tratamento; no caso 2, essa ETE teria seu efluente tratado. As vazões e as cargas de DBO das ETES são apresentadas na Tabela 14. As eficiências de tratamento adotadas para cada um dos casos são as apresentadas na Tabela 21. O Quadro 3 aponta as classes de enquadramento consideradas, de acordo com a Resolução CONAMA n.º 357/2005.

A Tabela 14 apresenta parâmetros considerados para cada uma das estações de tratamento de esgoto.

Tabela 14. Dados das ETEs consideradas no cenário 2

Estações de Tratamento	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	Vazões (m³/s)
ETE 1	470	0,0	25	0,025
ETE 2	470	0,0	25	0,009

Para as ETE 1 e ETE 2, adotou-se um sistema de tratamento de esgoto do tipo lagoa de estabilização aerada, que apresenta eficiência de remoção de DBO entre 75% e 85% (VON SPERLING, 1996).

Trechos	Enquadramento
1, 2, 3, 4, 5 e 6	Classe 1
7, 8, 9 e 10	Classe 2

Quadro 3. Classes de enquadramento consideradas no cenário 2

A Figura 16 apresenta diagrama unifilar mostrando a localização de pontos de lançamentos das ETE 1 e 2, consideradas no cenário 2.

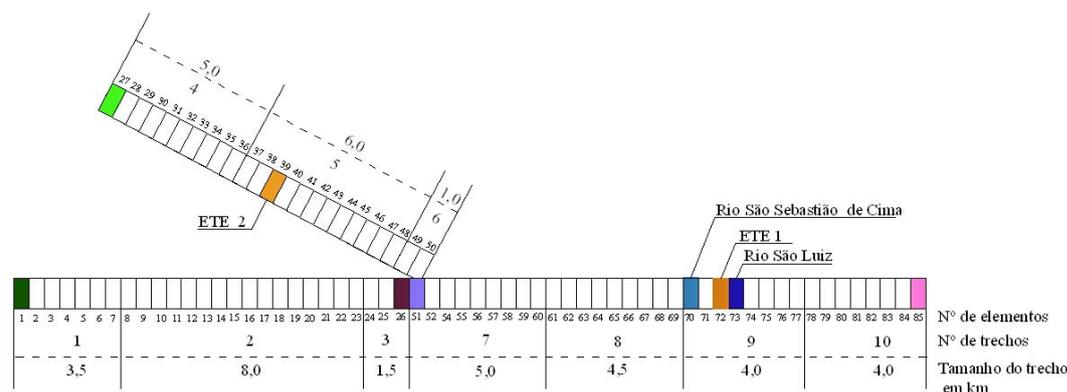


Figura 16. Localização dos lançamentos, considerando os cursos de água discretizados

4.3.3.3 Cenário 3

Existência de quatro fontes pontuais de poluição nas simulações do cenário 3

Para o terceiro cenário, além das ETE 1 e ETE 2, foram inseridas no sistema mais duas estações de tratamento de esgoto hipotéticas, com lançamentos no rio Santa Maria da Vitória já outorgados, ETE 3 e ETE 4. A finalidade dessa inserção foi simular cenários apresentando um número maior de fontes pontuais de poluição. As características dos efluentes das quatro ETEs estão apresentadas na Tabela 15.

Tabela 15. Dados das ETEs consideradas no cenário 3

Estações de tratamento	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	Vazões (m³/s)
ETE 1	470	0,0	25	0,025
ETE 2	470	0,0	25	0,009
ETE 3	300	0,0	25	0,012
ETE 4	350	0,0	25	0,020

Captação prévia considerada nas simulações do cenário 3

Para o abastecimento de água da população de Santa Maria de Jetibá, considerou-se, no cenário 3, a existência de uma estação de tratamento de água com ponto de captação de água localizado no primeiro trecho do rio principal. Adotou-se o mesmo consumo *per capita* de água utilizado para cálculo da vazão de esgoto, para o cenário anterior, ou seja 0,043m³/s (43 l/s). Não foram consideradas perdas, isto é, toda a vazão captada seria distribuída à população.

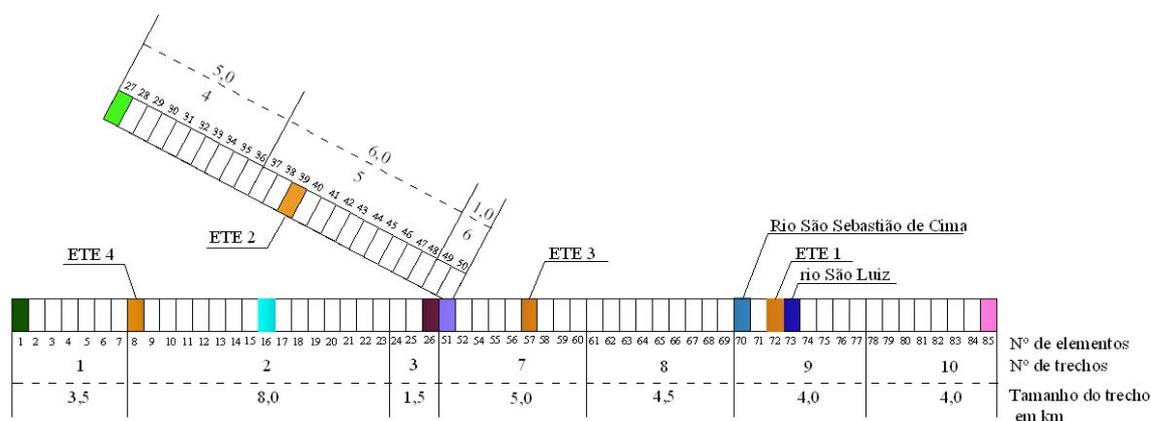
Considerações relativas à poluição difusa

Por tratar-se de uma região onde a agropecuária é a atividade predominante, considerou-se, neste cenário 3, que a poluição difusa estava associada ao fluxo incremental, recebido pelo rio proporcionalmente às áreas de drenagem. Essa forma de poluição foi considerada na vazão incremental de cada trecho, sendo adotada concentração de 3,0mg/l de DBO ao longo de todo o sistema.

Considerações gerais

Foram adotadas para o cenário 3 as mesmas classes de enquadramento apresentadas no Quadro 3, para o cenário 2. Considerou-se para exemplificação a poluição difusa distribuída uniformemente no fluxo incremental com valor de OD 8,0mg/l e DBO 3,0mg/l. As eficiências de tratamento adotadas para cada uma das estações de tratamento são apresentadas na Tabela 23.

A Figura 17 apresenta diagrama unifilar mostrando a localização de pontos de lançamentos e captações consideradas no cenário 3.



Legenda:

- Pontos de lançamento das estações de tratamento de esgoto
- Ponto de captação de água (ETA 1)
- Ponto de afluição do rio São Sebastião de cima
- Ponto de afluição do rio São Luiz
- Elemento anterior à junção
- Elemento junção
- Cabeceira do rio Santa Maria
- Cabeceira do rio Possmouser
- Elemento final do trecho simulado

Figura 17. Localização da captação e dos lançamentos no rio discretizado

5 RESULTADOS

Neste capítulo, são apresentados resultados a respeito da aplicação das metodologias.

5.1 SISTEMA DESENVOLVIDO

O sistema foi desenvolvido considerando que a escolha do melhor local para lançamento de fontes pontuais em um curso de água está condicionada a uma série de fatores, tais como: disponibilidade hídrica do local; enquadramento do corpo de água no local do lançamento ou estabelecimento de metas progressivas para o enquadramento; qualidade da água no local solicitado; localização de lançamentos já existentes na rede hidrográfica; capacidade de autodepuração do corpo hídrico; características hidráulicas do corpo receptor; localização do lançamento na rede hidrográfica solicitada; usos que estão submetidos à rede hidrográfica.

Visando a compatibilizar esses fatores, o presente trabalho desenvolveu um sistema de suporte à decisão, denominado SSD-RIOS, que permitisse a localização de uma nova fonte de lançamento no curso de água levando em consideração os aspectos de quantidade e a qualidade da água e auxiliasse o gerenciamento da qualidade das águas e as possíveis medidas dirigidas para o controle da poluição.

O SSD-RIOS foi desenvolvido com o objetivo de apoiar a análise técnica de solicitações de licenças ambientais e outorga de uso de água em rios. Nesse sentido, visa a facilitar a decisão a respeito da melhor localização de fontes de lançamento de efluentes.

O sistema permite, também, análise a respeito de eficiências de tratamento de efluentes necessárias para a manutenção de parâmetros de qualidade de água de corpos receptores dentro de padrões estabelecidos.

O sistema de suporte à decisão desenvolvido possui, em sua arquitetura, um módulo “modelo” que utiliza o modelo QUAL2E para simular o comportamento da qualidade do corpo de água, um módulo de diálogo e uma base de dados. Esse formato caracteriza-se como uma típica estrutura de sistema de suporte à decisão conforme citado por Porto e Azevedo (1997).

5.1.1 Módulo de base de dados

A base de dados que foi desenvolvida é formada por arquivos do tipo texto que armazenam os dados de entrada da bacia hidrográfica e os dados de saída. Os dados de entrada são aqueles solicitados para o carregamento da bacia hidrográfica no sistema, como: nome da bacia, nome do rio principal, número de trechos, comprimento do elemento, nome do trecho, distância do início do trecho, distância do fim do trecho, tipos de elementos, nome das fontes de lançamento, dados geográficos, dados climáticos, dados hidráulicos, etc. Já os dados de saída são os relativos aos resultados das simulações realizadas.

O módulo de base de dados é inserido por meio do módulo diálogo e é armazenado e acessado por rotinas do SSD-RIOS, de acordo com a necessidade do sistema.

5.1.2 Módulo de diálogo

O módulo de diálogo é o responsável pela interface entre o usuário e o sistema. Essa interface criada é a responsável pelo gerenciamento do sistema desenvolvido e faz a integração entre a base de dados e o modelo QUAL2E. Neste trabalho, buscou-se desenvolver uma interface para que se considerassem os seguintes aspectos: cuidados citados por Azevedo et al. (2003) na elaboração de uma interface; comunicação que deve existir entre usuário e computador na sua execução, enfatizados por Porto e Azevedo (1997); e apresentação de resultados em formato de fácil interpretação, conforme mencionado por Braga et al. (1998). É nessa interface que o usuário irá interagir com o computador e acessar a base de dados e o modelo de simulação de qualidade de água, permitindo que a entrada e a saída de dados sejam facilmente acessadas pelo usuário. O ambiente, criado em *Windows*, na medida do possível, procura ser o mais amigável possível. A navegação pelo sistema pode ser realizada com ajuda do *mouse*, o que facilita sua utilização pelo usuário.

Os resultados simulados pelo SSD-RIOS são apresentados em forma de tabelas e gráficos ao usuário e podem ser facilmente exportados para planilha eletrônica do Excel. Com os dados gerados e disponibilizados em tabelas e gráficos, é possível analisar a influência da nova fonte de lançamento nos parâmetros de qualidade de água do rio e fazer uma avaliação para a solicitação de outorga, tanto em termos de quantidade como em termos de qualidade.

5.1.3 Função do modelo QUAL2E

A função do modelo de qualidade de água QUAL2E no SSD-RIOS é calcular a concentração das variáveis simuladas ao longo do eixo principal do rio. No modelo QUAL2E, as fontes de lançamento são locadas nos elementos computacionais do modelo e só podem ser alteradas por meio da utilização da interface AQUAL2E. O sistema desenvolvido permite que o novo lançamento possa ser variado em seu posicionamento ao longo de todo o trecho do rio. Ou seja, o modelo QUAL2E será rodado para cada local onde a fonte de lançamento foi posicionada pelo sistema. Todo esse posicionamento da nova fonte de lançamento é feito de forma automática pelo sistema desenvolvido.

5.1.4 Características do sistema

A principal característica que o SSD-RIOS apresenta é a possibilidade de análise de locação de uma nova fonte pontual, variando seu posicionamento ao longo de todo o trecho do rio. O sistema calcula, por meio do modelo de qualidade de água QUAL2E, o decaimento da concentração de poluente no sistema e permite verificar quais as influências que os constituintes presentes acarretaram nos parâmetros de qualidade de água. Esses dados são disponibilizados em tabelas e gráficos. Espera-se, com isso, dependendo da interferência causada pela fonte no corpo receptor, que o usuário possa alocar a fonte em um trecho do rio onde cause menos impacto e seja o local mais viável ao solicitante.

Outra característica que o sistema oferece está relacionada com o módulo Controle de Fontes. Nesse módulo, a partir da escolha de um ponto específico para localizar a nova fonte, é possível fazer o ajuste das cargas das variáveis de qualidade de água simuladas para as fontes pontuais existentes e para a nova fonte analisada. Com a utilização desse módulo, criam-se inúmeras possibilidades para gestão das fontes pontuais, uma vez que são disponibilizados cenários variados permitindo uma avaliação da qualidade da água para os parâmetros simulados, e uma análise qualitativa e quantitativa das fontes pontuais existentes para auxílio nos processos de outorga pelo uso da água.

5.1.5 Considerações sobre o sistema

O sistema possui as mesmas limitações que o modelo QUAL2E, na versão 3.22, de maio de 1996, em sua representação estrutural, apresentadas no item 4.1.3 e discutidas no Capítulo 6.

Para o desenvolvimento do SSD-RIOS, algumas simplificações foram consideradas, relacionadas com as simulações com o modelo QUAL2E. O sistema não simula a variável “alga” e a variável temperatura só é simulada no estado estacionário. Dessa forma, tais variáveis foram retiradas do módulo de interface com o usuário.

Como, no modelo de qualidade de águas QUAL2E, o SSD-RIOS possui a limitação de que cada elemento computacional só pode representar um tipo de elemento, a simulação da nova fonte será realizada em todos os elementos que forem do tipo padrão, não sendo feita nos outros elementos do tipo: cabeceira, junção, elemento anterior à junção, captação, lançamento e elemento final, limitando o posicionamento da nova fonte aos locais em que os elementos forem padrões.

O sistema permite que o usuário inicie uma nova simulação de uma bacia ou abra uma já existente. No momento em que um arquivo novo ou existente é iniciado, um banco de dados temporário é criado e nele são armazenadas todas as informações fornecidas pelo usuário.

O ambiente do SSD-RIOS foi desenvolvido na linguagem de programação Visual Basic 6.0, em ambiente *Windows*, conhecido e difundido no mundo inteiro.

5.1.6 Especificações do *hardware* e *software* para o sistema

Especificações do *Hardware* e *software* para instalação e uso do sistema desenvolvido:

- a) sistema operacional microsoft *Windows* 95, 2000 e XP;
- b) memória RAM exigida 128Mb, recomendada 512 Mb;
- c) espaço livre em disco 200Mb;
- d) resolução mínima do monitor *Super VGA* 1152 x 864 *pixels*;

- e) Microsoft *Excel* (somente para ferramenta de exportação de resultados no formato .xls)
- f) configurações do *Windows* em número decimal (configurar com ponto “.” as “Configurações Regionais” do *Windows*).

Antes da utilização do SSD-RIOS, o *Windows* deve ser configurado com a notação de ponto para separação dos algarismos decimais, pois o *Visual Basic*, *software* em que foi desenvolvido o sistema, faz essa consideração.

Para fazer essa configuração no *Windows*, deve-se entrar em “Painel de controle” do *Windows* e acessar “Opções Regionais e de Idioma”, e configurar o campo “número” com separação do decimal como ponto.

5.2 OPERAÇÃO DO SSD-RIOS

A interface criada para o sistema é responsável pelo gerenciamento do programa desenvolvido, fazendo a comunicação entre o usuário e o computador. É por meio dela que se faz a entrada e a saída de dados e a integração entre a base de dados e o modelo de qualidade de água QUAL2E.

Essa interface é composta por cinco telas: as duas primeiras são relativas ao cadastro de informações (entrada de dados); a terceira e a quarta são responsáveis pela apresentação dos resultados simulados (saída de dados); e à última tela cabe o controle das fontes pontuais de poluição.

A Figura 18 apresenta fluxograma de utilização do SSD-RIOS e permite visualizar como ocorre o funcionamento do sistema.

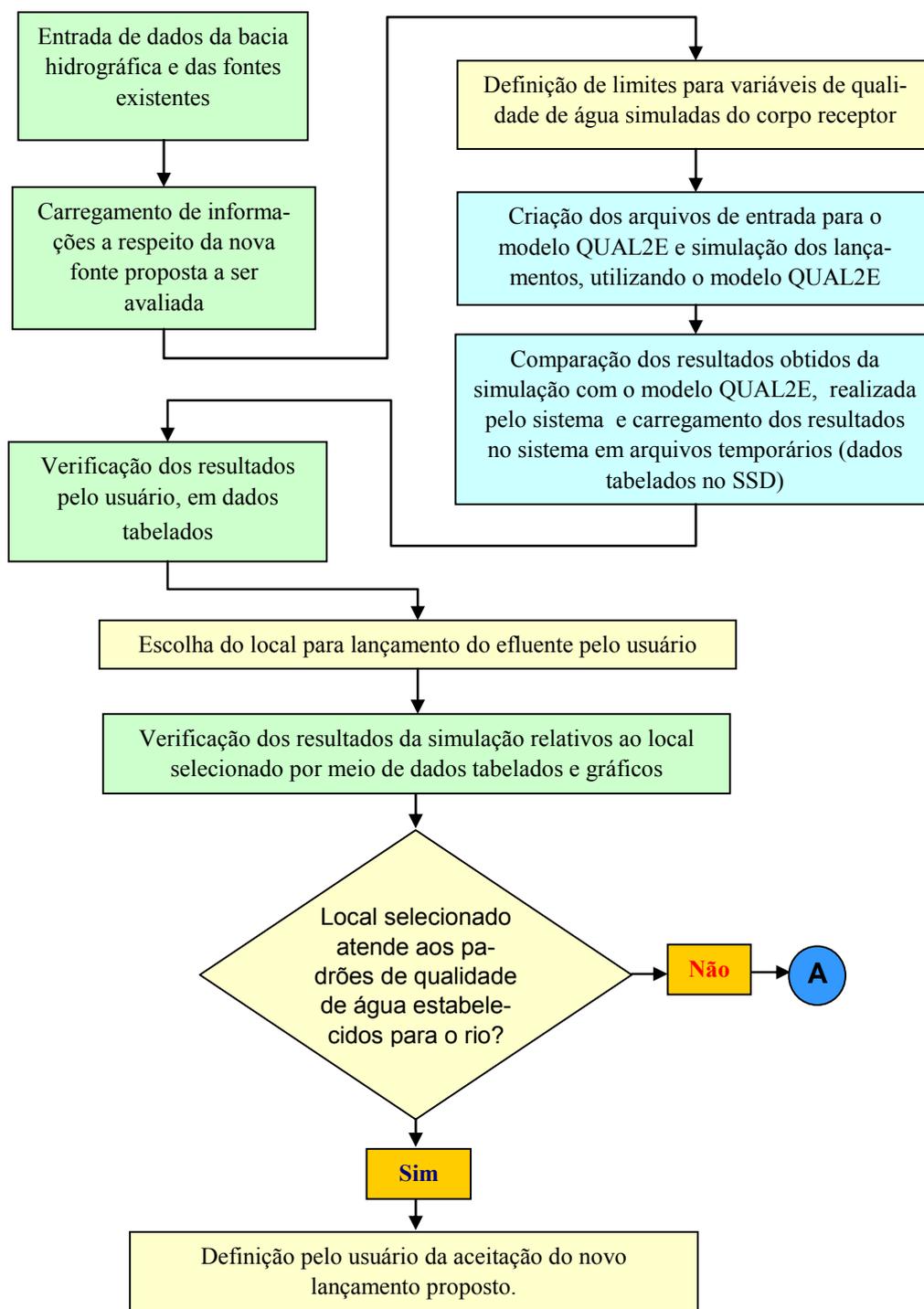


Figura 18. Fluxograma de utilização do sistema

A Figura 19 apresenta fluxograma de utilização do módulo controle de fontes.

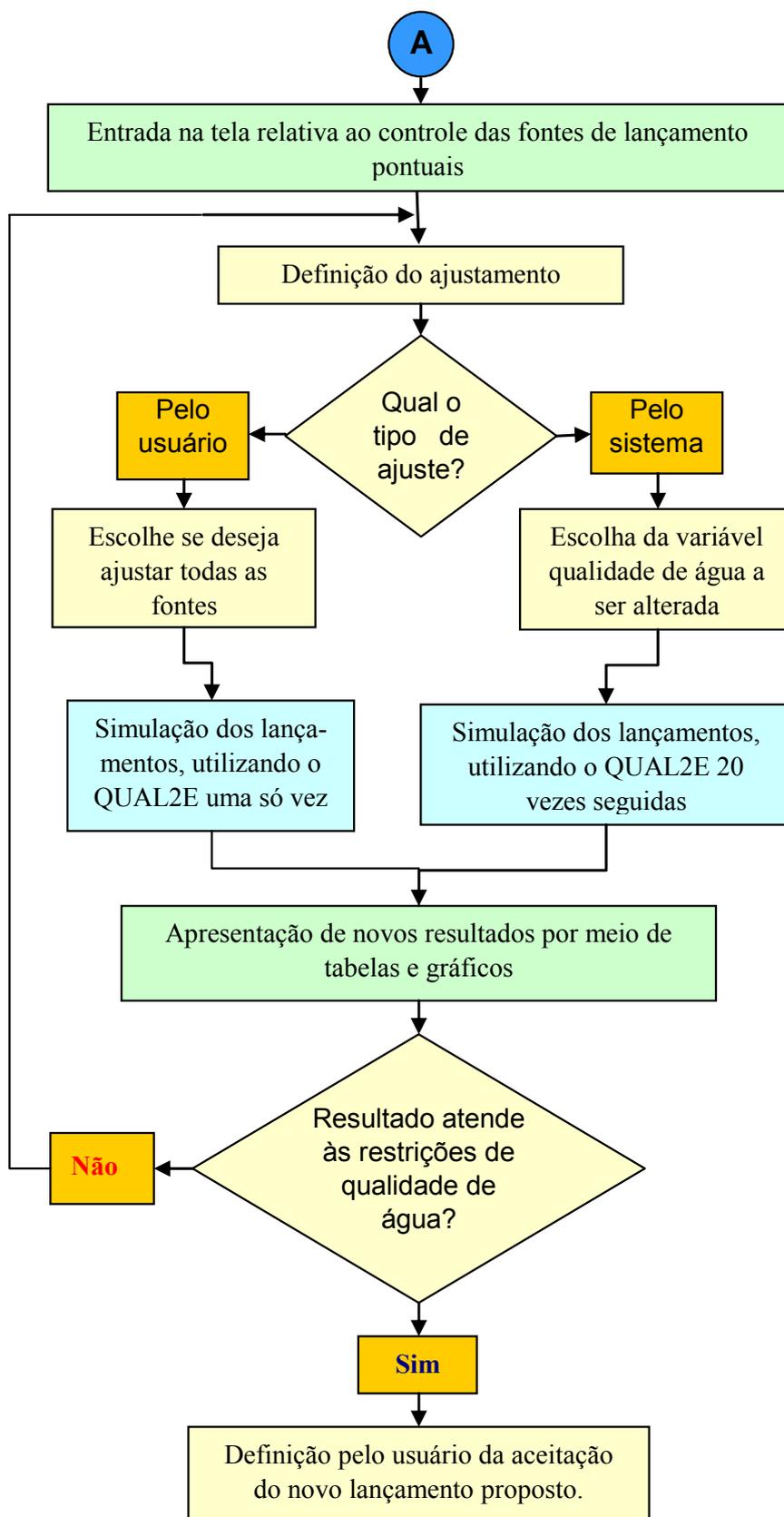


Figura 19. Fluxograma de utilização do módulo controle fontes

5.2.1 Entrada de dados

A primeira tela possui seis formulários para entrada de dados relativos ao modelo QUAL2E e substitui a interface (AQUAL2E) utilizada pelo modelo QUAL2E de Brown e Barnwell (1987). A segunda tela possui um único formulário e é utilizada para cadastramento dos dados da nova fonte a ser simulada e dos limites estabelecidos para o corpo receptor relativo às variáveis de qualidade de água.

5.2.1.1 Tela “Cadastro de Informações”

Ao inicializar o SSD-RIOS, o usuário deverá fornecer informações que serão inseridas na tela de “Cadastro de Informações” (Figura 20).

Essa tela é utilizada para a entrada de dados referentes às condições iniciais do corpo de água que será simulado, ou seja, antes do lançamento de efluentes a ser simulado. Os formulários dessa tela substituem a entrada de dados feita pelo AQUAL2E no módulo original QUAL2E e objetivam permitir maior interatividade entre o usuário e o sistema desenvolvido. Este módulo facilita o preenchimento das variáveis de entrada e é composto por seis formulários:

- a) “Entrada Principal” (definição da bacia, número de trechos, elementos e fontes de lançamentos e captações existentes);
- b) “Qualidade e Temperatura” (parâmetros de qualidade de água e fator de correção de temperatura);
- c) “Dados Climáticos e Geográficos”;
- d) “Condição Inicial, Fluxo Incremental e Dados de Cabeceira”;
- e) “Constante de Reação e Coeficientes”;
- f) “Cargas de Lançamentos e Captações e Dados Hidráulicos”.

Formulário “Entrada Principal”

Após inicialização do SSD-RIOS, o formulário de “Entrada Principal” fica disponível (Figura 20). No caso de uma nova simulação, o SSD requer a entrada de uma série de dados, como:

nome da bacia que será simulada, nome do rio principal, número de trechos nos quais o rio será dividido e comprimento dos elementos.

SSD - RIOS - Cadastro de Informações - Versão 1.0

Arquivo Créditos

Cond. Inicial, Fluxo, Incr. e Dados Cab. Const. de Reação e Coef. Cargas Lanc./Cap. e Dados Hidráulicos

Entrada Principal Qualidade e Temperatura Dados Climáticos e Geográficos

Nome da Bacia: Bacia Teste Nº de Trechos: 8 Seção do Canal

Nome do Rio: Rio Teste Comp. do Elemento (km): 2 Trapezoidal

Trechos	Nome do Trecho	Início (km)	Fim (km)	Nome Cabeceira
1	P1	100	80	Cab. Principal
2	P2	80	50	
3	TA1	65	57	Cab. Tributario
4	TA2	57	49	
5	P3	50	38	
6	P4	38	30	

Ordem	Nome da junção
1	Junção1

Calcular Limpar

Elementos Computacionais:

Trechos	Total de Elemento	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1	10	1	2	6	2	2	2	2	2	2	2											
2	15	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3						
3	4	1	6	2	2																	
4	4	2	2	2	2																	
5	6	4	2	2	2	2	2															

(1) Cabeceira (3) Elemento anterior a uma junção (5) Último elemento do curso principal (7) Captação
(2) Padrão (4) Junção (6) Lançamento

Calcular Lanc./Cap.

Lançamentos/Captações:

Ordem	Trecho	Número do Elemento	Tipo	Nome
3	1	3	Lançamento	ETE 01
27	3	2	Lançamento	ETE 02

10:03 SSD-RIOS - Versão 1.0 UFES - 2009

Figura 20. Formulário “Entrada de Dados”

Após a inserção dos dados, já citados, é realizada a validação dessas informações pelo sistema, informada em uma caixa de mensagem. Com a validação realizada, as grades “Trechos” e “Elementos Computacionais” são automaticamente divididas de acordo com o número de trechos definido pelo usuário. O sistema solicita, então, a entrada de dados relativos aos comprimentos dos trechos que compõem o rio principal e seus afluentes, na grade “Trechos”.

O preenchimento da grade “Trechos” necessita atender a pré-requisitos, alguns deles inerentes às limitações do modelo QUAL2E:

- a) o trecho 1 será sempre a cabeceira do rio principal;
- b) o valor da cota de distância “Início” deve ser maior do que a cota “Fim”;

- c) o valor da distância entre o “Início” e o “Fim” deve ser um múltiplo do comprimento do elemento;
- d) o valor da distância entre o “Início” e o “Fim” dividido pelo comprimento do elemento deve ser igual ou menor que 20;
- e) o valor da cota final do trecho anterior deve ser igual ao valor da sua cota inicial, para um trecho ser considerado como a continuidade do outro;
- f) para se iniciar um tributário (afluente) ao rio, deve-se digitar o valor da cota inicial diferente da cota final do último trecho digitado. Caso contrário, ocorrerá a condição citada no item (e). Após a digitação da cota inicial, uma mensagem solicitará confirmação da manutenção de um nome de cabeceira sugerido pelo sistema ou a digitação de outro nome;
- g) se um tributário estiver iniciado e o usuário quiser que ele possua mais de um trecho, basta respeitar a condição (e);
- h) a distância “Fim” do último trecho de um tributário deve ser menor que o valor “Início” e maior que o valor “Fim” do elemento de junção do rio principal, onde será inserido o tributário;
- i) para retornar ao trecho principal, basta iniciá-lo com o valor digitado relativo ao “Fim” do último trecho do rio principal;
- j) o último trecho digitado deve ser sempre o trecho referente ao rio principal.

Todas essas condições são validadas à medida que é feita a digitação e, caso ocorra alguma digitação que não atenda aos pré-requisitos estabelecidos, uma caixa de mensagem é aberta, avisando ao usuário da não conformidade da operação realizada. Algumas dessas situações estão ilustradas nas Figuras 21, 22 e 23.

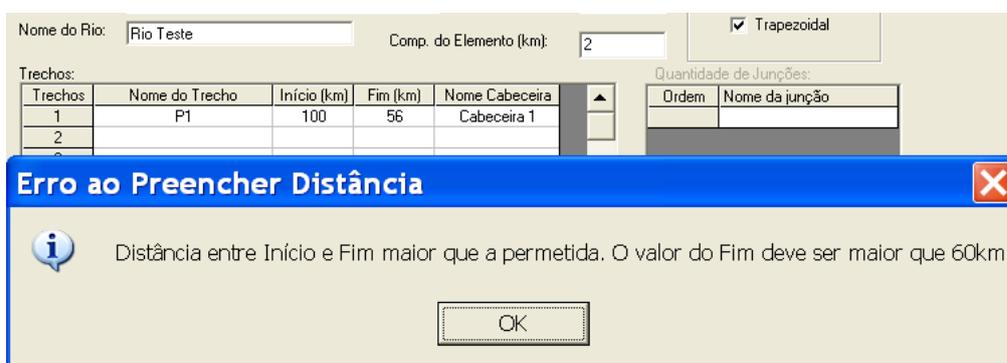


Figura 21. Mensagem de erro: exemplo 1

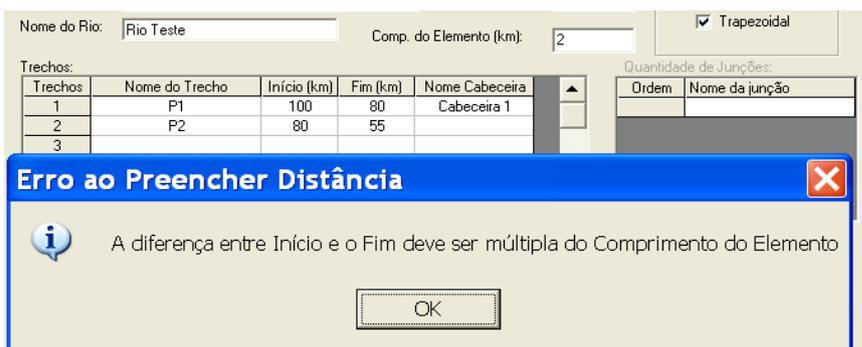


Figura 22. Mensagem de erro: exemplo 2

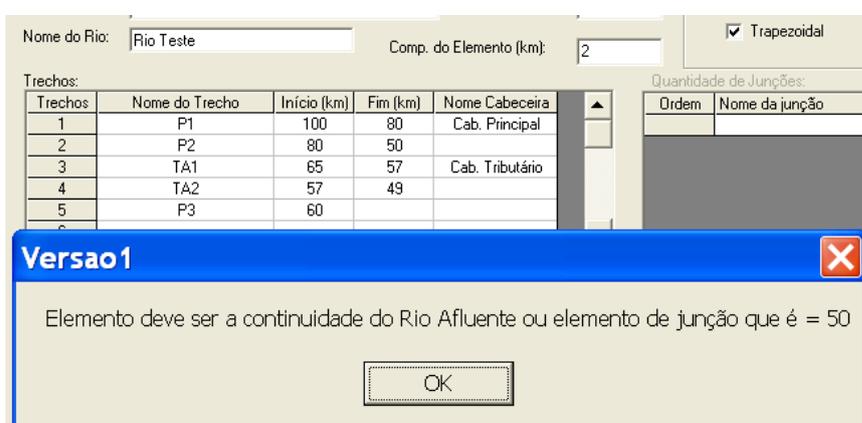


Figura 23. Mensagem de erro: exemplo 3

Após a digitação do último trecho, é enviada uma mensagem pelo programa ao usuário, questionando se ele deseja concluir a digitação dos trechos. Caso afirmativo, o botão “Calcular” é ativado (Figura 20).

Ao se clicar o botão “Calcular”, o SSD-RIOS calcula o número de elementos por trechos e preenche a grade “Elementos Computacionais” com os respectivos elementos, que podem apresentar as seguintes designações:

1. elemento de cabeceira (primeiro elemento do trecho inicial de rio ou tributário);
2. elemento-padrão (incluem-se, nesta classe, todos os elementos que não se enquadram em quaisquer outros tipos);
3. elemento anterior a uma junção (identifica o último elemento do curso principal antes de um tributário);
4. elemento de junção (elemento do curso principal que recebe entrada de um tributário);

5. elemento final (identifica o último elemento do sistema a ser considerado na simulação);
6. entrada de efluentes (elemento que recebe afluentes e/ou tributários não simulados);
7. captação (elemento onde ocorre captação).

Ao se clicar o botão “Calcular”, essa rotina já posiciona os elementos de: cabeceira; anterior a uma junção; elemento de junção e elemento final, na grade, e esses não poderão ser alterados posteriormente pelo usuário, pelo fato de já terem sido definidos de acordo com o preenchimento feito na grade “Trechos” e, assim, calculados automaticamente pelo programa. Cada elemento da grade “Elementos Computacionais” pode apresentar uma única designação.

Com a grade “Elementos Computacionais” ativa, após clicar o botão “Calcular”, o usuário passa a inserir as fontes de lançamento e captações. Para tanto, basta que ele clique no elemento-padrão (2), onde irá inserir a fonte. Uma barra de rolagem se abrirá (Figura 24) com as opções dos tipos de elementos que estão disponíveis para alteração: (2) padrão, (6) lançamento e (7) captação.

Elementos Computacionais:

Trechos	Total de Elemento	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	10	1	2	3	2	2	2	2	2	2	2										
2	15	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3					
3	4	1	6	7	2																
4	4	2	2	2	2																

(1) Cabeceira (3) Elemento anterior a uma junção (5) Último elemento do curso principal (7) Captação
 (2) Padrão (4) Junção (6) Lançamento

Calcular Lanç./Cap.

Figura 24. Grade “Elementos Computacionais”

Ao se clicar o botão “Calcular Lan./Cap.”, essa rotina ativa a grade “Lançamentos/Captações” para inserção dos respectivos nomes dessas fontes (Figura 20).

Na grade “Lançamentos/Captações” são nomeadas as fontes de lançamento e captações. Após a inserção desses dados, o sistema ativa o formulário “Qualidade e Temperatura”, para escolha das variáveis de qualidade que serão simuladas.

O sistema permite que sejam feitas alterações nos lançamentos e nas captações. Para isso, deve-se clicar com o “mouse” a grade “Elementos Computacionais” e fazer a alteração pontualmente e clicar novamente o botão “Calcular Lan./Cap.” para inserção da nova fonte. Pode-se, ainda, utilizar o botão “Limpar”. Esse comando irá limpar a grade “Elementos Computacionais” e deverá clicar novamente “Calcular” para que a grade “Elementos Computacionais” seja novamente calculada, retornando à forma original, sem as fontes de captações e lançamentos que haviam sido inseridas.

Formulário “Qualidade e Temperatura”

No formulário “Qualidade e Temperatura” (Figura 25), são definidas quais variáveis serão consideradas para a simulação da bacia hidrográfica, bastando que sejam marcadas as opções que serão simuladas. As variáveis presentes no sistema, para simulação, são: OD, DBO, fósforo, coliforme fecal, temperatura (simulação estática), nitrogênio, três variáveis conservativas e uma variável não conservativa. Esse formulário possui ainda a opção de converter os dados de saída de DBO₅ para DBO última.

Figura 25. Formulário “Qualidade Temperatura”

Caso se deseje alterar o valor *default* do fator de correção de temperatura, é feita uma verificação pelo sistema do novo valor digitado. Se o valor for inválido, uma mensagem é enviada pelo sistema informando qual a faixa de valores possíveis de serem adotados para a variável escolhida. Na Tabela 16, são apresentados esses valores-limite, bem como o valor *default* adotado para cada variável.

No que diz respeito à cinética global, o valor-limite para consumo de OD pela oxidação da amônia está entre 3 e 3,5 (mgO_2/mgN), sendo seu valor *default* 3,43 (mgO_2/mgN). Já para o consumo de OD, pela oxidação do nitrito, esse valor fica entre 1 e 1,2 (mgO_2/mgN) e seu valor *default* é 1,14 (mgO_2/mgN). O coeficiente de inibição da nitrificação está entre os valores-limite de 0 e 10, com valor *default* 10. O coeficiente de conversão de DBO5 para DBOu possui o valor *default* 0,23. Todos esses valores *default* são carregados automaticamente pelo sistema.

Tabela 16. Valores-limite para os coeficientes OD, DBO, nitrogênio, fósforo, coliforme fecal e variável não conservativa em rios

Coeficientes	Descrição	Unidade	Limites aceitos	Valor "Default"	Coeficiente de temperatura θ (adimensional)	
					Limites aceitos	Valor "Default"
OD	Taxa de OD do sedimento	g/m^2 -dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,060
	Coeficiente de reaeração	-	0 a 100	1	1 a 1,1	1,024
	Tipo de reaeração	-	1 a 8	0	-	-
	Coeficiente (a) para opção 7	-	Variável	0	-	-
	Coeficiente (b) para opção 7	-	Variável	0	-	-
	Coeficiente "c" de Tsvoglou e Wallace para opção 8	1/m	Variável	0	-	-
	Declividade para opção 8	m/m	0 -1	0	-	-
DBO	Decaimento	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,047
	Sedimentação	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,024
Nitrogênio	Hidrólise do nitrogênio orgânico	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,047
	Sedimentação do nitrogênio orgânico	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,024
	Oxidação da amônia	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,083
	Taxa liberação da amônia do sedimento de fundo	mg/m^2 -dia	Variável	0	1 a 1,1	1,074
	Oxidação do nitrito	1/dia	0 a 10	2	1 a 1,1	1,047
Fósforo	Decaimento do fósforo orgânico	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,047
	Sedimentação do fósforo orgânico	1/dia	Variável	0	1 a 1,1	1,024
	Taxa liberação do fósforo dissolvido do sedimento	mg/m^2 -dia	Variável	0	1 a 1,1	1,000
Não Conservativo	Decaimento da variável não conservativa	1/dia	Variável	0	1 a 1,1	1,000
	Sedimentação da variável não conservativa	1/dia	Variável	0	1 a 1,1	1,024
	Taxa liberação da variável não conservativa do sedimento	mg/m^2 -dia	Variável	0	1 a 1,1	1,000
Coliforme Fecal	Decaimento do coliforme	1/dia	0 a 10	0	1 a 1,1	1,047

Fonte: Adaptada de Brown e Barnwell Junior (1987).

Formulário “Dados Climáticos e Geográficos”

A Figura 26 apresenta esse formulário que é composto por duas janelas de entrada relativas aos dados geográficos e climatológicos da bacia simulada.

A primeira janela é referente aos dados geográficos e tem como entrada os seguintes campos: latitude, longitude, meridiano-padrão (deg), elevação da bacia (m), coeficiente de atenuação de poeira, coeficiente de evaporação, data e hora.

Figura 26. Formulário “Dados Climáticos e Geográficos”

A segunda janela é relativa aos dados climatológicos da bacia simulada que compõem as seguintes entradas: temperatura bulbo seco, temperatura bulbo úmido, nebulosidade, pressão barométrica (mbar) e velocidade do vento (m/s).

A Tabela 17 apresenta os valores-limite e *default* do formulário, dados climatológicos e geográficos bem como as unidades utilizadas de cada variável.

Tabela 17. Dados de entrada de variáveis geográficas e climatológicas

Variáveis	Descrição	Unidade	Valor "Default"	Limites
Geográficas	Latitude	Graus	0	0 a 90
	Longitude	Graus	1	0 a 180
	Meridiano-padrão	Graus	75	0 a 180
	Elevação da bacia	m	800	-120 a 3650
	Coeficiente atenuação de poeira	-	0,06	0,01 a 0,15
	Coeficiente de evaporação AE	(m/hr)/mbar	0,000094	0,000005 a 0,000062
	Coeficiente de evaporação BE	(m/hr)/mbar-m/s	0,000032	0,0000032 a 0,0000055
Climatológicas	Temperatura bulbo seco	°C	15	1 a 38
	Temperatura bulbo úmido	°C	15	1 a 38
	Nebulosidade	-	0	0 a 1
	Pressão barométrica	mbar	1017	900 a 1100
	Velocidade do vento	m/s	0	0 a 36

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell Junior (1987).

Formulário “Condições Inicial, Fluxo Incremental e Dados de Cabeceira”

Este formulário possui três grades (Figura 27). A primeira trata das condições iniciais do rio, onde estão presentes todas as variáveis selecionadas no formulário “Qualidade e Temperatura”, que são: OD, DBO, cons. 1; cons. 2, cons. 3, não conser., coliforme (n./ml), N-org (mg/l), amônia (mg/l), nitrito (mg/l), nitrato (mg/l), P-Org. (mg/l) e P-Dis. (mg/l), que representam as condições do rio antes do recebimento de cargas de lançamento. As variáveis que não foram selecionadas ficaram ocultas no formulário.

O sistema possui também uma tela para agilizar a entrada de dados nas colunas dos formulários (Figura 27). Para ativar esse formulário, clica-se o botão direito do *mouse* na coluna que se deseja entrar com os valores. Então, uma tela é disponibilizada, permitindo que seja realizada a entrada de dados relativa à coluna escolhida. Essa tela indica qual formulário e variável foram selecionados. Define-se qual intervalo e valor se deseja preencher na coluna selecionada. Após a escolha do trecho, digitação do valor e clicar o botão “OK”, a coluna será preenchida automaticamente com o valor digitado no campo “Valores”. Possui, ainda, a opção de limpar todos os valores digitados de uma coluna.

Essa tela está disponível também para os outros formulários de entrada que possuam dados em grades dispostos em colunas.

Condição Inicial

Trecho	Temperatura(C)	OD (mg/l)	DBO(mg/l)	Cons. 1	Não Cons.	N-org.(mg/l)	Amônia(mg/l)	Nitrato(mg/l)	Nitra
1	21	7.1		0	0	0	0	0	0
2	21	7.1		0	0	0	0	0	0
3	21	7.1		0	0	0	0	0	0
4	21	7.1		0	0	0	0	0	0
5	21	7.1		0	0	0	0	0	0
6	21	7.1		0	0	0	0	0	0

Fluxo Incremental:

Trecho	Vazão(m3/s)	Temperatura(C)	OD (mg/l)	DBO(mg/l)	Cons. 1	Não Cons.	N-org.(mg/l)	Amônia(mg/l)	Nitrato(mg/l)	Nitra
1	0.130	21	7.5							
2	0.195	21	7.5							
3	0.052	21	7.5							
4	0.052	21	7.5							
5	0.078	21	7.5							
6	0.052	21	7.5							

Dados de Cabeceira:

Trecho	Nome Cabeceira	Vazão(m3/s)	Temperatura(C)	OD (mg/l)	DBO(mg/l)	Cons. 1	Não Cons.	N-org.(mg/l)	Am	Nitrat
1	Cab. Principal	0.76	21	7.1	2	0	0	1	1	1
3	Cab. Tributario	0.25	21	7	2	0	0	1	1	1

Figura 27. Formulário “Condição Inicial, Fluxo Incremental e Dados de Cabeceira”

A grade “Fluxo Incremental” é utilizada para a entrada ou retirada de fluxo e possui as mesmas variáveis da grade “Condição Inicial”, com o incremento da variável vazão (m^3/s) por trecho simulado. Essa grade serve para acrescentar o fluxo incremental proveniente da bacia ao corpo de água. Também serve para a entrada de dados relativos à poluição difusa, bastando que ela seja quantificada e esteja na mesma unidade das variáveis apresentadas nesta grade.

A última grade deste formulário é relativa aos dados de cabeceira e possui as mesmas variáveis da grade anterior. Nela o usuário irá informar as vazões de cada cabeceira e os valores das variáveis para o primeiro elemento de cada uma das cabeceiras.

A Tabela 18 apresenta os valores-limite e *default* das grades: condições iniciais, fluxo incremental e dados de cabeceira das variáveis.

Tabela 18. Dados de entrada de condições iniciais, fluxo incremental e dados de cabeceira

Descrição da variável	Unidade	Valor "Default"	Limites
Temperatura	°C	21	2 a 55
OD	mg/l	0	0 a 15
DBO	mg/l	0	0 a 1000
Vazão	m ³ /s	-	-999 a 999
Coliforme fecal	Número/100ml	0	variável
Conservativo 1, conservativo 2, conservativo 3 e não conservativo	Definida pelo usuário	0	variável

Notas:

- As demais variáveis: nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico e fósforo dissolvido possuem valor-limite maior e igual a zero e unidade em mg/l.

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell Junior (1987).

Formulário “Constantes de Reação e Coeficientes”

Na primeira grade deste formulário, são inseridos dados referentes às variáveis OD e DBO (Figura 28). Os dados de entrada para DBO são: coeficiente de decaimento e coeficiente de sedimentação. Para a variável OD, têm-se os seguintes dados: taxa de OD do sedimento (demanda bentônica), tipo de reaeração, coeficiente de reaeração, coeficiente K_2 (a) ou coeficiente de Tsivoglou e Wallance e Expoente K_2 (b) ou declividade.

O tipo de reaeração que será considerado pelo sistema pode ser escolhido por meio de coeficientes já estabelecidos, conforme a Tabela 19. Essas opções são referentes às equações utilizadas pelo modelo QUAL2E já referenciadas no Capítulo 4 (item. 4.1.6). Outra alternativa é de valores fornecidos pelo usuário. Para que isso ocorra, o usuário deve preencher os dados da coluna “Tipos de Reaeração” com o valor 1 e colocar o valor do coeficiente de reaeração na coluna “Coef. Reaeração”.

Para as opções 7 ou 8, o usuário deverá preencher as colunas "Coef.K2 (a) ou Coef.TSIV (1/m)" e "Exp.K2 (b) ou Declividade (m/m)". Ao escolher a opção 7, os dados são relativos às constantes empíricas obtidas com o método de ajuste dado pela equação 4.15, coeficiente (a) e expoente (b). Já para a opção 8, os dados são relativos ao coeficiente “c” da fórmula de Tsivoglou e Wallance e à declividade do canal.

Tabela 19. Valores para preencher tipo de reaeração

Valores possíveis para “Tipo de Reaeração”	Tipo de equação utilizada para calcular o coeficiente de reaeração	
1	Deve-se preencher a coluna “Coef. de reaeração” com o valor definido pelo usuário	
2	Churchill	
3	O’Connor and Dobins	
4	Owens Edward and Gibbs	
5	Thackston and Krentel	
6	Langbien and Durum	
7	Coeficientes da equação de potência	Preencher dados das colunas "Coef. K2 (a) ou Coef. TSIV (1/m)" e "Exp. K2 (b) ou Declividade (m/m)"
8	Tsivoglou e Wallace	

SSD - RIOS - Cadastro de Informações - Versão 1.0

Arquivo Créditos

Entrada Principal Qualidade e Temperatura Dados Climáticos e Geográficos

Cond. Inicial, Fluxo, Incr. e Dados Cab. Const. de Reação e Coef. Cargas Lanc./Cap. e Dados Hidráulicos

Constantes de Reação (DBO e OD)

Trecho	Coef. Dec. DBO (1/d)	Coef. Sed. DBO (1/d)	Taxa OD do Sedim (g/m ² .d)	Tipo de Reaeração	Coef. de Reaeração
1	0.4	0.7	0	1	5.25
2	0.4	0.7	0	1	5.25
3	0.4	0.7	0	1	5.25
4	0.4	0.7	0	1	5.25
5	0.4	0.7	0	1	5.25
6	0.4	0.7	0	1	5.25

Coeficientes (N e P)

Trecho	Coef. Hidrol. N-Org (1/d)	Coef. Sed. N-Org (1/d)	Coef. Oxid. NH3 (1/d)	Taxa Lib. NH3 do Sed. (mg/m ² .d)	Coef. Oxid
1	0.2	0.05	0.2	0.05	0.2
2	0.2	0.05	0.2	0.05	0.2
3	0.2	0.05	0.2	0.05	0.2
4	0.2	0.05	0.2	0.05	0.2
5	0.2	0.05	0.2	0.05	0.2
6	0.2	0.05	0.2	0.05	0.2

Coeficientes Coliformes e Variável não Conservativa

Trecho	Coef. Dec. Não Conserv. (1/d)	Coef. Sed. Não Conserv. (1/d)	Taxa Lib. Não Conserv. (mg/m ² .d)
1	0	0	0
2	0	0	0
3	0	0	0
4	0	0	0
5	0	0	0
6	0	0	0
7	0	0	0
8	0	0	0

09:59 SSD-RIOS - Versão 1.0 UFES - 2009

Figura 28. Formulário “Constantes de Reação e Coeficientes”

Na segunda grade, “Coeficientes (N e P)”, são inseridos os dados referentes aos coeficientes de nitrogênio e fósforo, que são: hidrólise do nitrogênio orgânico, sedimentação do nitrogênio orgânico, oxidação da amônia (NH₃), taxa de liberação da amônia do sedimento, oxidação do nitrito, decaimento do fósforo orgânico, sedimentação do fósforo orgânico, taxa de liberação do fósforo dissolvido do sedimento.

Na terceira grade, “Coeficientes Coliformes e Variável Não Conservativa”, são inseridos os dados de coeficientes dessas variáveis, que são: decaimento do coliforme, decaimento da

variável não conservativa, sedimentação da variável não conservativa e taxa de liberação da variável não conservativa.

Os coeficientes para OD, DBO, nitrogênio, fósforo, coliforme fecal e variável não conservativa e os coeficientes de temperatura θ foram apresentados na Tabela 16.

Formulário “Cargas de Lançamento e Dados Hidráulicos”

Este formulário possui duas grades (Figura 29), uma relativa à entrada de dados das fontes de lançamento e captações, fontes essas já cadastradas no formulário “Entrada de Dados”, e a outra com entrada dos dados hidráulicos de cada trecho. Para a entrada de dados da grade “Cargas e Lançamentos”, temos as seguintes variáveis: tratamento, vazão, temperatura, OD, DBO, cons. 1, cons. 2, cons. 3, não cons., coliformes, N-org (mg/l), amônia (mg/l), nitrito (mg/l), nitrato (mg/l), P-Org. (mg/) e P-Dis. (mg/). Apareceram, nesta grade, as variáveis que foram selecionadas para a simulação no formulário “Qualidade e Temperatura”.

SSD - RIOS - Cadastro de Informações - Versão 1.0

Arquivo Créditos

Entrada Principal | Qualidade e Temperatura | Dados Climáticos e Geográficos

Cond. Inicial, Fluxo, Incr. e Dados Cab. | Const. de Reação e Coef. | Cargas Lanc./Cap. e Dados Hidráulicos

Carga de Lançamento e Captação:

Trecho	Nº. do Elemento	Tipo	Nome	Tratamento(%)	Vazão(m3/s)	Temperatura(C)	OD(mg)	DBO(mg/l)	N-org(mg/l)
1	3	Lançamento	ETE 01	80	0.065	25	0	341	6
3	2	Lançamento	ETE 02	80	0.04	25	0	300	6

Dados Hidráulicos:

Trecho	Constante Dispersão	Lado 1 (m/m)	Lado 2 (m/m)	Largura (m)	Decliv. (m/m)	N. Manning
1	6	1.5	1.5	12	0.001	0.025
2	6	1.5	1.5			
3	6	1.5	1.5			
4	6	1.5	1.5			
5	6	1.5	1.5			
6	6	1.5	1.5			
7	6	1.5	1.5			
8	6	1.5	1.5			

SSD-RIOS-Versão 1.0 - ...

Dados Hidráulicos

Lado 2 (m/m)

Trecho 1 | Trecho 8 | Limpar Valores

Valores: 1.5

OK

11:05 | SSD-RIOS - Versão 1.0 | UFES - 2009

Figura 29. Formulário “Cargas de Lançamento e Dados Hidráulicos”

A segunda grade é referente aos dados hidráulicos. No formulário “Entrada de Dados”, existe a opção de marcar a simulação como canal “Trapezoidal” ou não. Caso a opção marcada seja simular por canal trapezoidal, os dados de entrada serão: constante de dispersão, lado 1 (m/m), lado 2 (m/m), largura (m), declividade (m/m), N.Manning. Porém, se a opção não for marcada, a simulação será realizada considerando a vazão, e as características hidráulicas serão determinadas utilizando-se os coeficientes de descargas, conforme as equações 4.7, 4.8 e 4.9 do Capítulo 4 (subitem 4.13). Os dados de entrada para essa opção são: constante de dispersão, vel. (coef.Q), vel (Exp.Q), prof. (coef. Q), prof. (exp. Q) e N.Manning.

Após a entrada de dados nos seis formulários e validação, o próximo passo é passar para o módulo de entrada de dados da fonte de efluente a ser locada no curso de água e fazer a simulação para gerar os resultados para análise.

5.2.1.2 Tela “Entrada da Nova Fonte/Limites Qualidade de Água Corpo Receptor”

O acesso a essa tela é feito por meio de um botão presente na barra da tela “Cadastro de Informações”, que está marcado com círculo na Figura 30. Com um clique neste botão, a nova tela é exibida pelo sistema e ficam disponíveis uma caixa de texto e duas janelas para entrada de dados. A primeira janela, “Dados do Efluente”, é relativa aos dados da nova fonte a ser simulada, e a segunda janela, “Limites Para Simulação dos Parâmetros Estabelecidos”, é referente aos limites a serem estabelecidos para o corpo receptor para as variáveis de qualidade de água (Figura 31).

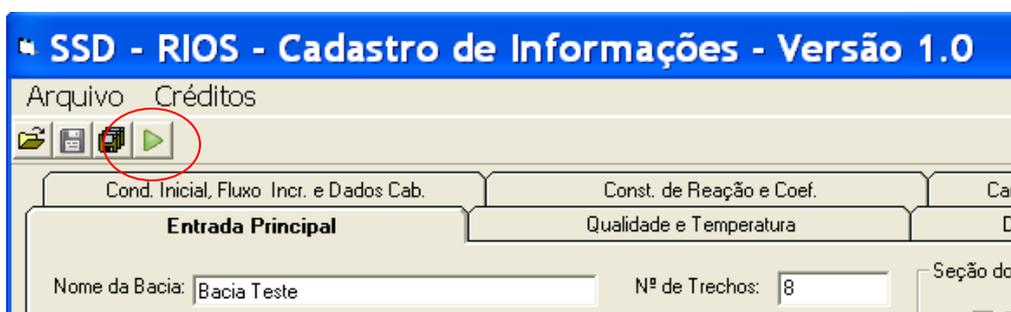


Figura 30. Entrada da tela de simulação

Na caixa de texto “Tipo de Fonte” define-se qual fonte analisar, lançamento ou captação.

A primeira janela, relativa aos dados para lançamento de efluente, possui os seguintes campos: nome, eficiência tratamento, temperatura, vazão; OD, DBO, cons. 1, cons. 2, cons. 3, não cons., coliformes, Norg, amônia, nitrito, nitrato, Porg e Pdis. As variáveis que ficam disponíveis nessa janela são aquelas que foram habilitadas no formulário de entrada “Qualidade e Temperatura” da tela “Cadastro de Informações” (Figura 25). Caso a opção seja “Captação”, apenas os campos nome e vazão ficaram disponíveis para entrada de dados.

Figura 31. Tela “Entrada da Fonte/Limites Qualidade de Água Corpo Receptor”

Para a segunda janela, existem duas opções. Na primeira opção, os limites para as variáveis de qualidade de água são escolhidos de acordo com os valores da Resolução CONAMA n.º 357/2005 e, na segunda, conforme limites estabelecidos pelo usuário.

Na primeira opção, o sistema definirá quais são os valores-limite de cada trecho, de acordo com as classes de uso estabelecidas pela Resolução CONAMA n.º 357/05. Nessa opção, existem três colunas de preenchimento. Na primeira coluna, escolhe-se entre as classes de uso

1, 2 e 3 (Figura 32). Não foi considerada no sistema a Classe 4, pois ela tem restrições apenas para o parâmetro OD, dentro dos possíveis parâmetros de serem simulados pelo sistema.

A segunda coluna é relativa ao pH da água para cada trecho. O sistema adota como valor *default* pH entre 7,5 e 8,0. Para alterar o pH *default*, é só clicar na célula e uma lista com quatro opções ficará disponível. Isso se faz necessário pois, na Resolução CONAMA n.º 357/07, ficou estabelecido que os limites para a amônia estão em função do pH (ver Tabela 20). O mesmo ocorre para o parâmetro fósforo total, em que a Resolução CONAMA n.º 357/07 classifica os corpos de água conforme a Tabela 20. O sistema disponibiliza, na terceira coluna, a opção de escolher entre as três possíveis alternativas e utiliza como valor *default* os limites estabelecidos para ambiente intermediário da referida resolução.

Limites Para Parâmetros Estabelecidos :

Pela Resolução CONAMA nº 357/05

Trecho	Classe	pH	Ambiente
1	1	7.5<pH<8.0	Ambiente Intermediário
2	1	7.5<pH<8.0	Ambiente Intermediário
3	1	7.5<pH<8.0	Ambiente Intermediário
4	2	7.5<pH<8.0	Ambiente Intermediário
5	3	7.5<pH<8.0	Ambiente Intermediário

Validar

Pelo Usuário

Trecho	OD(mg/l)	DBO(mg/l)	N-org.(mg/l)	Amônia(mg/l)	Nitrito(mg/l)	Nitrito(mg/l)	N-Total(mg/l)	P- Org.(mg/l)
1	6	3	10	2	1	10	10	0.025
2	6	3	10	2	1	10	10	0.025
3	5	5	10	2	1	10	10	0.05
4	5	5	10	2	1	10	10	0.05
5	5	5	10	2	1	10	10	0.05

Figura 32. Limites para a simulação dos parâmetros estabelecidos

Tabela 20. Padrões de qualidade para amônia e fósforo segundo Resolução CONAMA n.º 357/05 para águas doces

Parâmetro	Unidade	Classes de águas doces				
		1	2	3	4	
Amônia	pH < 7,5	mgN/l	3,7	3,7	13,3	-
	7,5 ≤ pH ≤ 8,0	mgN/l	2,0	2,0	5,6	-
	8,0 ≤ pH ≤ 8,5	mgN/l	1,0	1,0	2,2	-
	pH > 8,5	mgN/l	0,5	0,5	1,0	-
Fósforo Total	Ambiente lântico	mgP/l	0,020	0,030	0,050	-
	Ambiente intermediario, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, tributários diretos de ambiente lânticos	mgP/l	0,025	0,050	0,075	-
	Ambiente lótico e tributários de ambiente intermediários	mgP/l	0,10	0,10	0,15	-

Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA n.º 357/2005.

Na segunda opção, os limites para as variáveis de qualidade de água são definidos pelo usuário. O sistema disponibiliza em uma grade as variáveis de qualidade de água que foram selecionadas para simulação (Figura 32).

Como os limites para as variáveis de qualidade de água são estabelecidos por trecho, recomenda-se que a divisão do curso de água em trechos seja feita de acordo com os limites estabelecidos para cada um desses trechos.

Quando a opção do usuário for pela Resolução CONAMA n.º 357/07, existe um botão para validar os dados selecionados. Ao clicar esse botão, o sistema disponibilizará os valores-limite estabelecidos pela resolução na grade onde o usuário faz a definição dos limites, que tem a finalidade de demonstrar ao usuário os valores-limite estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357/07.

Após a conclusão desse formulário, procede-se à simulação do sistema, com um clique no botão “Simular”. O sistema fará a simulação ao longo de todo o curso de água e ativará a tela “Resultado das Simulações no Curso de Água”.

5.2.2 Saída de dados

A terceira tela é composta por um formulário e possui duas grades para apresentação dos resultados das simulações. A quarta tela é constituída por quatro formulários principais e oito formulários gráficos e é responsável pela apresentação dos resultados das simulações individualizadas. A quinta tela é relativa ao módulo controle de fontes que realiza o ajuste de cargas das fontes pontuais existentes.

5.2.2.1 Tela “Resultado das Simulações no Curso de Água”

Nesta tela, são carregados os resultados simulados pelo sistema. Duas grades são disponibilizadas com os resultados das simulações realizadas (Figura 33): na primeira grade, são exibidos os dados relativos aos parâmetros de qualidade de água para o corpo receptor antes de realizar o novo lançamento; na segunda grade, são disponibilizados os resultados das simulações após a inclusão da nova fonte.

Os valores disponibilizados na cor azul são aqueles que estão dentro dos padrões estabelecidos para o corpo receptor; já os de cor vermelha são os que extrapolaram esses padrões.

Valores-limite nos Elementos Antes da Inclusão da Nova Fonte

Ordem	Trecho	Elemento	OD	DBO	N-org	Amônia	Nitrito	Nitrato	N-Total
1	1	1	7.53	1.87	0.98	1.00	0.01	0.00	2.00
2	1	2	7.84	1.75	0.97	1.00	0.03	0.00	1.99
3	1	3	7.62	2.65	1.30	1.48	0.04	0.00	2.83
4	1	4	7.87	2.48	1.28	1.47	0.06	0.00	2.81
5	1	5	8.07	2.32	1.25	1.46	0.08	0.00	2.80
6	1	6	8.21	2.17	1.23	1.45	0.09	0.00	2.78
7	1	7	8.33	2.04	1.21	1.44	0.11	0.00	2.77
8	1	8	8.42	1.91	1.19	1.43	0.12	0.01	2.75
9	1	9	8.48	1.80	1.17	1.43	0.14	0.01	2.74
10	1	10	8.54	1.69	1.15	1.42	0.15	0.01	2.73
11	2	1	8.58	1.59	1.13	1.41	0.16	0.01	2.71
12	2	2	8.61	1.50	1.11	1.40	0.18	0.01	2.70
13	2	3	8.64	1.42	1.10	1.39	0.19	0.02	2.69

Valores-Limite Calculados Para a Nova Fonte em Cada Elemento do Rio

Ordem	Trecho	Elemento	OD	DBO	N-org	Amônia	Nitrito	Nitrato	N-Total
1	1	1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
2	1	2	7.46	4.87	1.45	1.66	0.46	0.12	3.16
3	1	3	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
4	1	4	7.62	4.82	1.42	1.65	0.46	0.12	3.14
5	1	5	7.87	4.63	1.4	1.64	0.46	0.12	3.12
6	1	6	8.07	4.45	1.37	1.63	0.46	0.12	3.1
7	1	7	8.18	4.29	1.35	1.62	0.46	0.12	3.08
8	1	8	8.27	4.13	1.33	1.6	0.46	0.11	3.06
9	1	9	8.34	3.99	1.31	1.59	0.46	0.11	3.04
10	1	10	8.39	3.86	1.29	1.58	0.46	0.11	3.02
11	2	1	8.44	3.73	1.27	1.57	0.46	0.11	3.01
12	2	2	8.47	3.62	1.25	1.56	0.46	0.11	2.99
13	2	3	8.5	3.51	1.23	1.55	0.46	0.11	2.98
14	2	4	8.52	3.41	1.21	1.54	0.46	0.11	2.96
15	2	5	8.54	3.31	1.19	1.52	0.46	0.11	2.95

Figura 33. Tela “Resultado das Simulações no Curso de Água”

Grade “Valores-Limite nos Elementos Antes da Inclusão da Nova Fonte”

Esta grade retorna como resultado da situação do corpo de água antes da inclusão da nova fonte e disponibiliza os valores calculados para cada variável de qualidade de água ao longo do curso de água.

Grade “Valores-Limite Calculados Para a Nova Fonte em Cada Elemento do Rio”

Nesta grade, têm-se resultados de toda a simulação feita pelo sistema ao longo de todos os elementos computacionais. Também é verificado em quais pontos do lançamento simulados

os limites estabelecidos foram atendidos. Os valores numéricos representam as concentrações das variáveis simuladas para o curso de água a jusante do ponto de lançamento. Os elementos apresentando valores numéricos na cor azul representam aqueles nos quais a fonte prevista poderia ser localizada naquele ponto sem que ocorra violação dos limites estabelecidos no corpo receptor. Por outro lado, valores em vermelho indicam elementos nos quais a nova fonte localizada naquele ponto causaria violação a limites relativos aos respectivos parâmetros de qualidade.

O sistema traz o maior valor onde houve a extrapolação do limite estabelecido para o corpo receptor e apresenta seu valor na cor vermelha. Caso não haja extrapolação do limite em nenhum ponto para a variável analisada, é carregado o maior valor encontrado para o parâmetro de qualidade de água simulado e disponibiliza seu valor na cor azul. Para o caso da variável oxigênio dissolvido, a análise é feita com o menor valor.

Os elementos com notação NS correspondem àqueles nos quais não é permitido lançamento, devido às limitações inerentes à operação do modelo QUAL2E, pois a simulação da fonte será realizada em todos os elementos que forem do tipo “Padrão (2)” e não é realizada nos outros elementos do tipo: cabeceira, junção, elemento anterior à junção, captação, lançamento e elemento final.

Por meio desse formulário, o decisor poderá observar um panorama e verificar em quais pontos do curso de água seria possível alocar a nova fonte sem que o corpo receptor apresente parâmetros fora dos respectivos limites. Caso o local em que se deseja implantar a nova fonte não atenda aos limites, o usuário poderá retornar ao formulário anterior e definir novos limites, ou alterar as variáveis de entrada da fonte em questão, por exemplo, aumentando a eficiência do tratamento ou diminuindo a vazão e, então, proceder a uma nova simulação.

Outra opção que o sistema disponibiliza é escolher qualquer ponto onde foi realizada a simulação da nova fonte e analisar o resultado individualmente. Para isso, basta que ele clique um elemento da grade “Valores-limite Calculados Para o Lançamento em Cada Elemento do Rio”, ativando a tela de “Resultado Individualizado Para a um Ponto Específico” (Figura 34).

5.2.2.2 Tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico”

Na tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico”, são disponibilizados quatro formulários: o primeiro mostra os resultados relativos aos parâmetros de qualidade de água; o segundo disponibiliza os parâmetros hidráulicos; o terceiro exibe os resultados para a variável oxigênio dissolvido; e o quarto mostra os parâmetros e coeficientes utilizados (Figura 34).

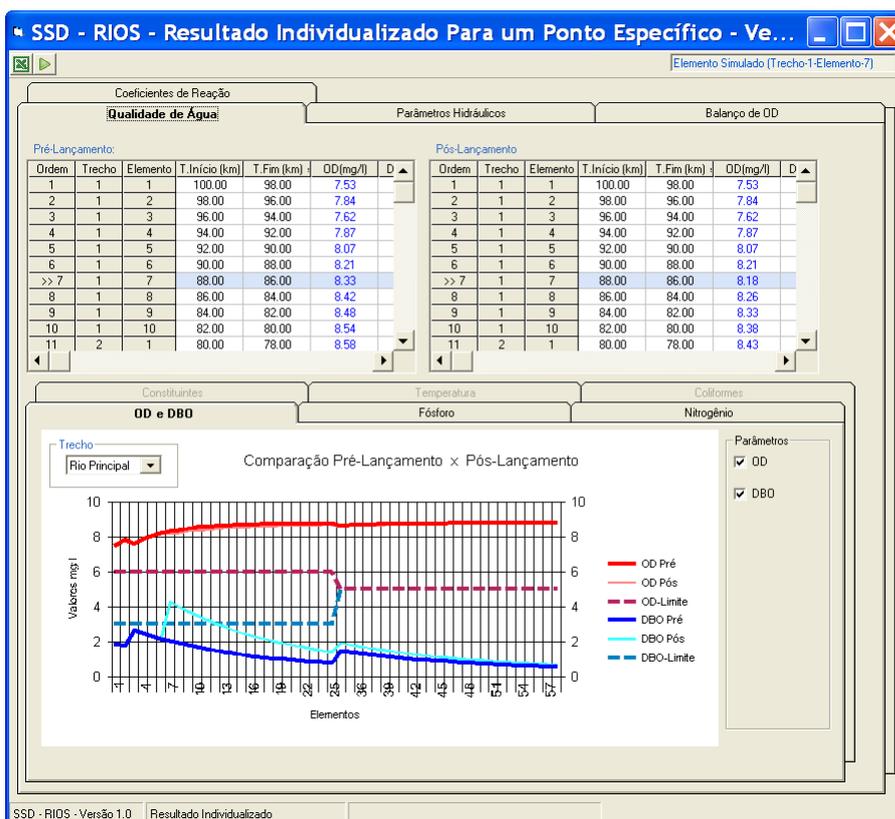


Figura 34. Tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico”

No canto superior direito dessa tela, após o título, aparece o trecho e o elemento onde foi localizada a nova fonte. Já no canto esquerdo, existem dois botões: o primeiro exporta os dados das grades para uma planilha do Excel e o segundo ativa o módulo “Controle de Fontes Para um Ponto Específico”.

Formulário “Qualidade de Água”

No formulário (Figura 34) “Qualidade de Água” é apresentada uma série de gráficos e duas grades com os valores simulados. Os parâmetros apresentados são: OD, DBO, fósforo (P-

orgânico, P-dissolvido, P-total), nitrogênio (N-orgânico, amônia, nitrito, nitrato, N-total), coliforme fecal, temperatura (simulação estática), três variáveis conservativas e uma variável não conservativa. Apareceram, neste formulário, os parâmetros que foram selecionados na tela de entrada no formulário “Qualidade e Temperatura”.

A grade da esquerda “Pré-Lançamento” traz os valores dos parâmetros simulados antes do lançamento, e a grade da direita “Pós-Lançamento”, os resultados após a localização da nova fonte. Nas duas grades, o local onde foi localizada a nova fonte é identificado por um marcador “>>” e a linha desse local fica em destaque. Todos os valores que não atenderam aos limites estabelecidos são destacados na cor vermelha, e os que respeitaram esse limite aparecem na cor azul.

Abaixo das tabelas, existem seis formulários gráficos. Esses formulários apresentam os resultados simulados por meio de gráficos de cada parâmetro avaliado. Para melhor visualização, eles foram agrupados com as seguintes variáveis correlatas:

- a) OD e DBO;
- b) fósforo
- c) nitrogênio;
- d) temperatura;
- e) coliformes fecais;
- f) variáveis conservativas e não conservativas.

Os gráficos desses formulários apresentam, assim como as grades, os valores das variáveis antes da simulação da nova fonte e depois da simulação. Possui uma terceira variável que é o limite de cada parâmetro para o trecho simulado conforme definido na grade “Limite Para Simulação dos Parâmetros Estabelecidos” da tela “Entrada Nova Fonte/Limites Qualidade de Água”. A linha desse limite é representada por uma linha colorida e pontilhada para cada parâmetro.

Por meio da tela “**Resultado Individualizado Para a um Ponto Específico**”, é possível verificar quais são as alterações que a nova fonte simulada causaria na qualidade de água do rio e observar como estava o rio antes do lançamento e comparar com os valores após o lançamento, podendo verificar qual o comportamento do constituinte ao longo da seção

longitudinal do corpo de água por meio dos valores das grades e pelos gráficos. Esses gráficos podem ser visualizados para o rio principal, afluente ou para trechos específicos. O sistema desenvolvido permite a escolha das variáveis que serão visualizadas, facilitando a análise individualizada (Figuras 35 e 36).

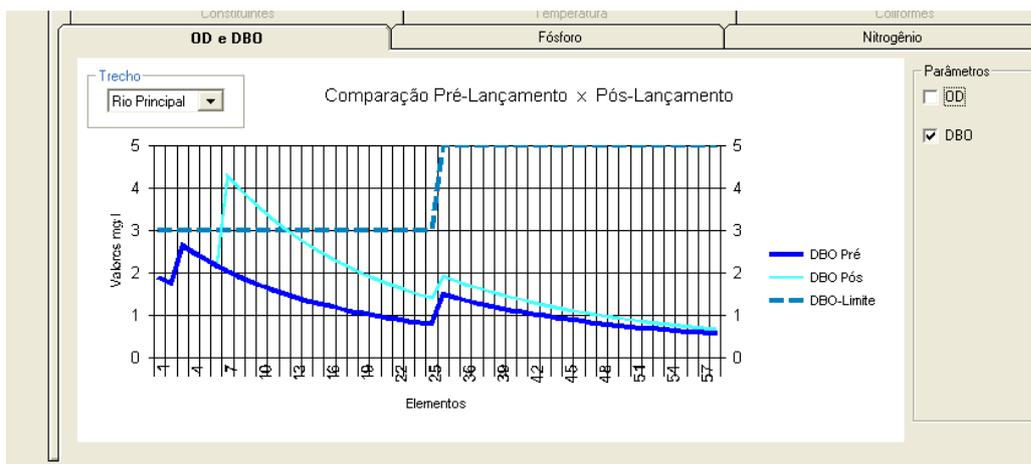


Figura 35. Visualização do gráfico DBO

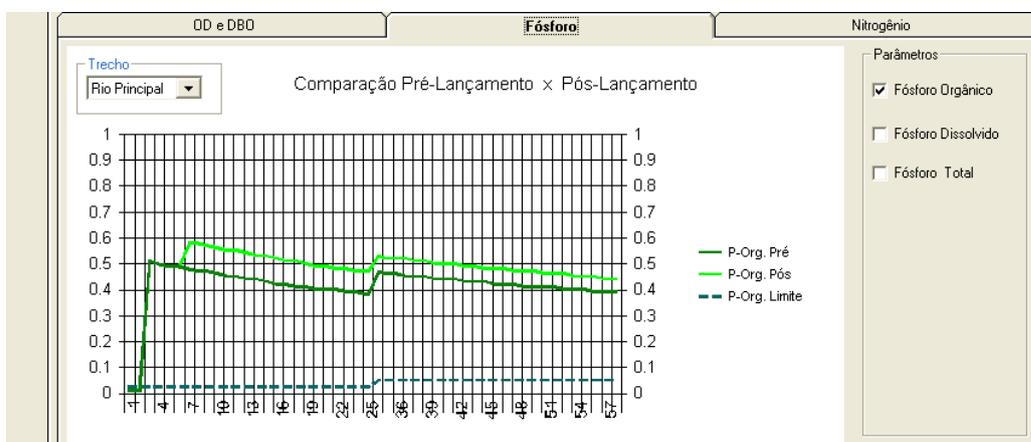


Figura 36. Visualização do gráfico fósforo dissolvido

Na Figura 37 estão apresentadas as concentrações do fósforo total ao longo de todo o rio principal. O gráfico apresenta os valores do P-total antes do lançamento e o P-total depois do lançamento, além de uma linha pontilhada que indica o limite estabelecido. O sistema permite, ainda, a visualização por trechos (Figura 38).

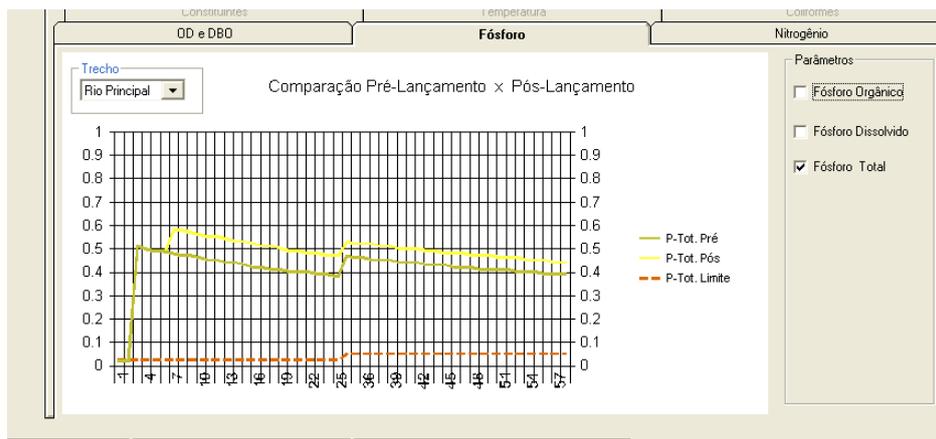


Figura 37. Visualização do gráfico fósforo total

A Figura 38 exemplifica o gráfico apresentando valores de fósforo dissolvido. Observa-se agora com mais detalhe a extrapolação do parâmetro fósforo total para o trecho escolhido.

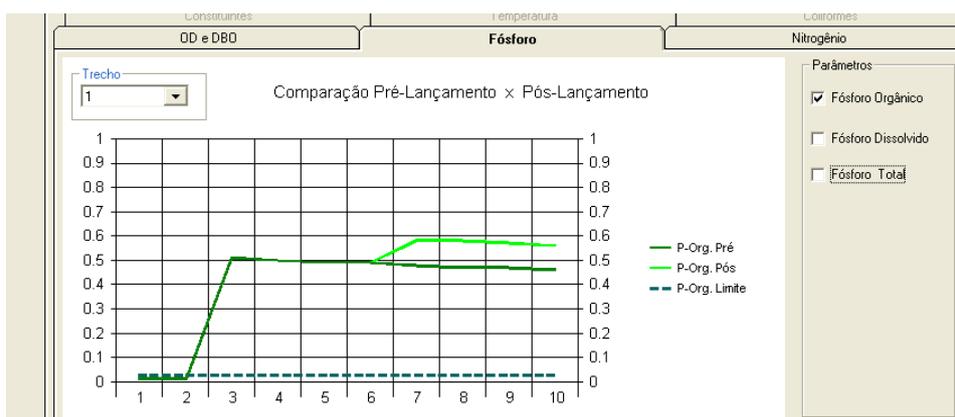


Figura 38. Visualização do gráfico fósforo dissolvido do trecho 1

O usuário dispõe dos resultados nas grades na mesma tela em que visualiza os gráficos, o que lhe permite fácil interpretação dos resultados obtidos. Por meio das grades e gráficos, ele terá uma visão geral do que está acontecendo no corpo de água em relação aos parâmetros de qualidade de água simulados antes do lançamento e depois do lançamento.

Formulário “Parâmetros Hidráulicos”

Este formulário disponibiliza os dados hidráulicos antes e depois da localização da nova fonte. Possui a mesma dinâmica do formulário “Qualidade de Água” e apresenta as seguintes

variáveis: vazão, fluxo incremental, velocidade, tempo, profundidade, largura volume, área do leito, área seção transversal, coeficiente de dispersão. Possui dois formulários de gráficos para melhor visualização das variáveis. Como não existem limites estabelecidos para esses parâmetros, o gráfico representa os valores antes e depois da localização da nova fonte simulada. A Figura 39 apresenta esse formulário.

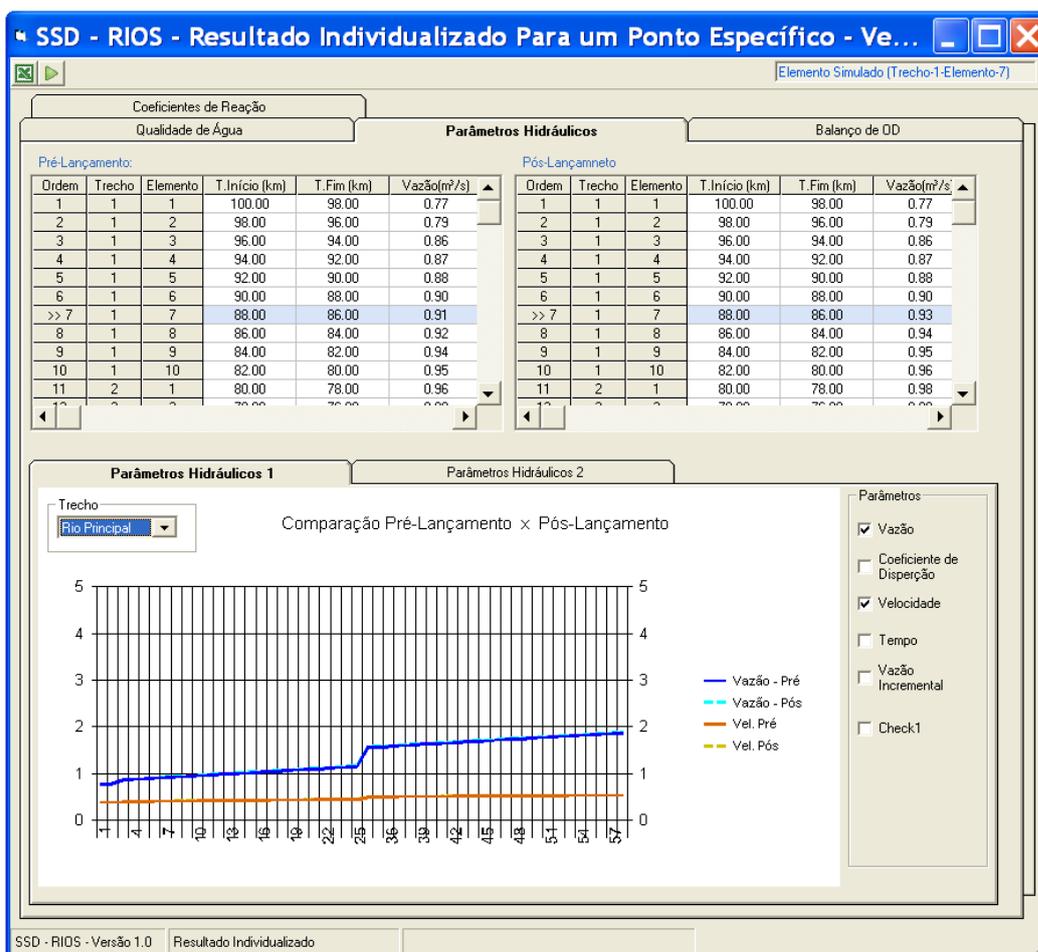


Figura 39. Visualização da tela “Parâmetros Hidráulicos”

Formulário “Balanço de Oxigênio Dissolvido”

Neste formulário, são apresentadas duas grades com os valores simulados (Figura 40). Os parâmetros apresentados são: início (km), fim (km), temperatura (°C), OD saturação (mg/l); OD (mg/l), *déficit* de OD (mg/l), fator inibição da nitrificação (mg/l), função força (mg/l.d), reaeração (mg/l.d), consumo OD DBOc (mg/l.d), consumo OD do Sed. (mg/l.d), Net P-R (mg/l.d), consumo OD Oxid, NH₃ (mg/l.d) e consumo OD Oxid. NO₂ (mg/l.d).

A grade da esquerda, “Pré-Lançamento”, traz os valores dos parâmetros simulados antes do lançamento, e a grade da direita “Pós-lançamento”, mostra os resultados após a localização da nova fonte. Nas duas grades, o local onde foi localizada a nova fonte é identificado por um marcador “>>” e a linha desse local fica em destaque.

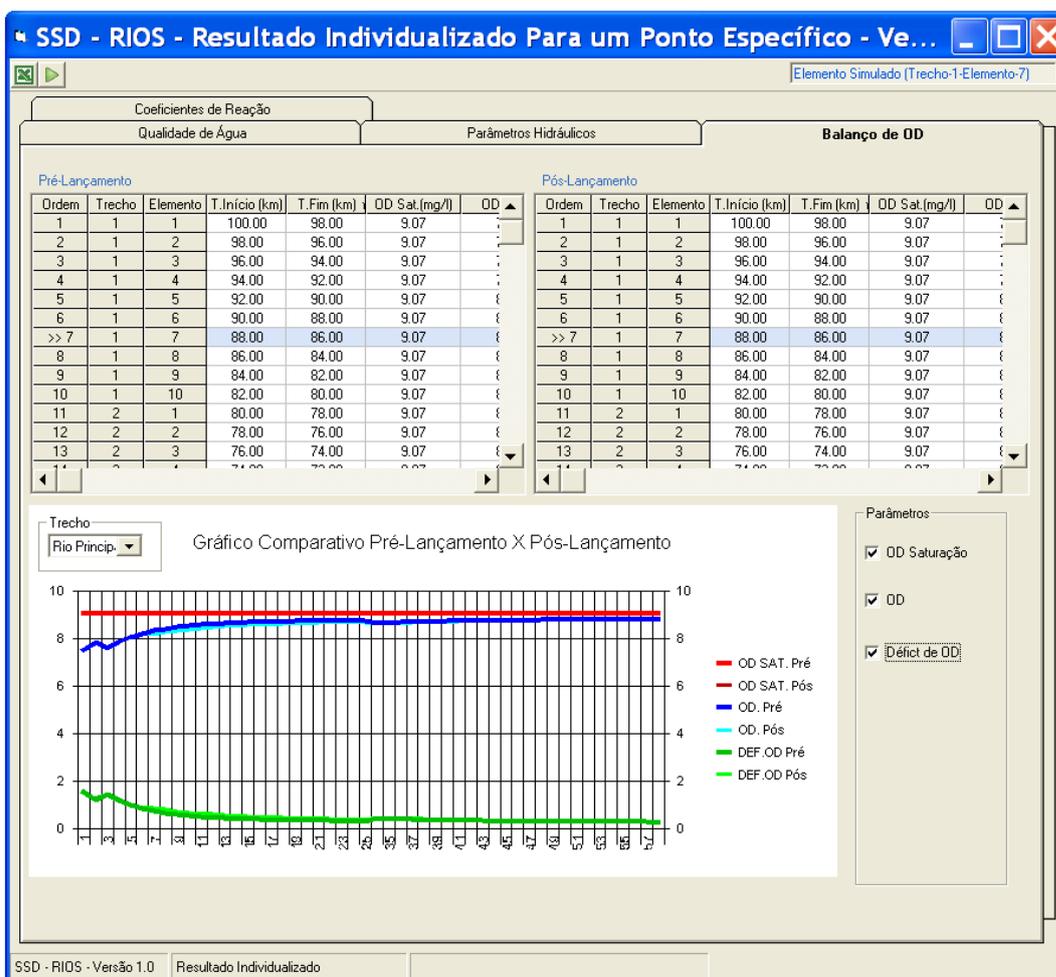


Figura 40. Visualização do formulário “Balço de OD”

Formulário “Coeficientes de Reação”

Esse formulário disponibiliza os coeficientes de reação antes e depois da localização da nova fonte (Figura 41).

Possui a mesma dinâmica do formulário “Balço de OD” e apresenta as seguintes variáveis: OD saturação (mg/l), opção de K_2 , reaeração (d^{-1}), decaimento da DBO (d^{-1}), sedimentação da

DBO (d^{-1}), decaimento do N-orgânico (d^{-1}), sedimentação do N-orgânico (d^{-1}), decaimento do NH_3 (d^{-1}), liberação sedimento NH_3 ($mg/m^2.d$), decaimento N-orgânico (d^{-1}), decaimento do P-orgânico (d^{-1}), sedimentação do P-orgânico (d^{-1}), liberação sedimento do P-dissolvido ($mg/m^2.d$), decaimento coliforme fecal (d^{-1}), decaimento variável não conservativa (d^{-1}), sedimentação da variável não conservativo (d^{-1}) e liberação sedimento variável não conservativa ($mg/m^2.d$).

Pré-Lançamento							Pós-Lançamento						
Ordem	Trecho	Elemento	T.Início (km)	T.Fim (km)	OD Sat.(mg/l)	C	Ordem	Trecho	Elemento	T.Início (km)	T.Fim (km)	OD Sat.(mg/l)	C
1	1	1	100.00	98.00	9.07		1	1	1	100.00	98.00	9.07	
2	1	2	98.00	96.00	9.07		2	1	2	98.00	96.00	9.07	
3	1	3	96.00	94.00	9.07		3	1	3	96.00	94.00	9.07	
4	1	4	94.00	92.00	9.07		4	1	4	94.00	92.00	9.07	
5	1	5	92.00	90.00	9.07		5	1	5	92.00	90.00	9.07	
6	1	6	90.00	88.00	9.07		6	1	6	90.00	88.00	9.07	
>> 7	1	7	88.00	86.00	9.07		>> 7	1	7	88.00	86.00	9.07	
8	1	8	86.00	84.00	9.07		8	1	8	86.00	84.00	9.07	
9	1	9	84.00	82.00	9.07		9	1	9	84.00	82.00	9.07	
10	1	10	82.00	80.00	9.07		10	1	10	82.00	80.00	9.07	
11	2	1	80.00	78.00	9.07		11	2	1	80.00	78.00	9.07	
12	2	2	78.00	76.00	9.07		12	2	2	78.00	76.00	9.07	
13	2	3	76.00	74.00	9.07		13	2	3	76.00	74.00	9.07	
14	2	4	74.00	72.00	9.07		14	2	4	74.00	72.00	9.07	
15	2	5	72.00	70.00	9.07		15	2	5	72.00	70.00	9.07	
16	2	6	70.00	68.00	9.07		16	2	6	70.00	68.00	9.07	
17	2	7	68.00	66.00	9.07		17	2	7	68.00	66.00	9.07	
18	2	8	66.00	64.00	9.07		18	2	8	66.00	64.00	9.07	
19	2	9	64.00	62.00	9.07		19	2	9	64.00	62.00	9.07	
20	2	10	62.00	60.00	9.07		20	2	10	62.00	60.00	9.07	
21	2	11	60.00	58.00	9.07		21	2	11	60.00	58.00	9.07	
22	2	12	58.00	56.00	9.07		22	2	12	58.00	56.00	9.07	
23	2	13	56.00	54.00	9.07		23	2	13	56.00	54.00	9.07	
24	2	14	54.00	52.00	9.07		24	2	14	54.00	52.00	9.07	
25	2	15	52.00	50.00	9.07		25	2	15	52.00	50.00	9.07	
26	3	1	65.00	63.00	9.07		26	3	1	65.00	63.00	9.07	
27	3	2	63.00	61.00	9.07		27	3	2	63.00	61.00	9.07	
28	3	3	61.00	59.00	9.07		28	3	3	61.00	59.00	9.07	
29	3	4	59.00	57.00	9.07		29	3	4	59.00	57.00	9.07	

Figura 41. Visualização da tela “Coeficientes de Reação”

5.2.2.3 Tela “Controle de Fontes”

Esta tela possibilita que o usuário faça o controle das fontes existentes ou da nova fonte para o local específico em que foi escolhido o novo lançamento (Figura 42).

A caixa de texto “Fonte” lista todas as fontes cadastradas inclusive a nova fonte. Procedese a escolha de uma dessas fontes para realizar o ajuste e o sistema irá disponibilizá-la na grade “Fonte Avaliada”. Após a escolha da fonte, existem duas opções de ajuste, “Pelo usuário” (manual) e “Pelo sistema” (automática), que estão disponíveis na caixa “Definição do Ajuste”.

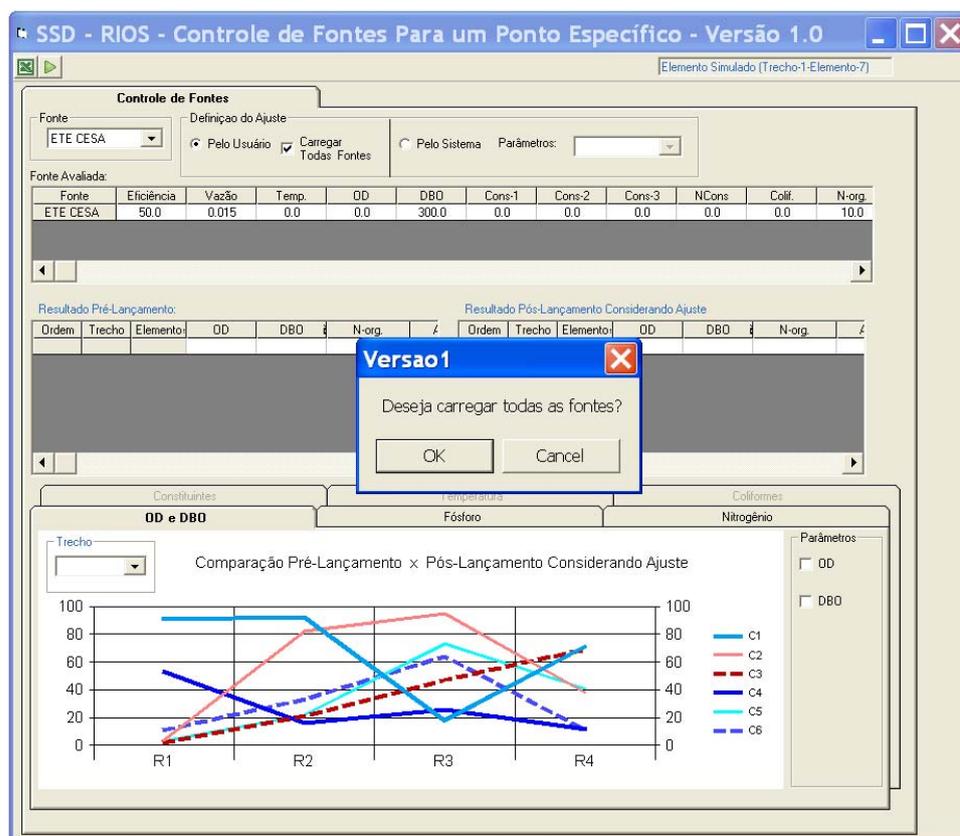


Figura 42. Visualização da tela “Controle de Fontes” antes da simulação

Ajuste pelo sistema

Nesta opção, deve-se definir, na caixa de texto “Parâmetro”, qual variável o sistema irá ajustar. As variáveis possíveis de serem ajustadas pelo sistema são: DBO, fósforo (P-orgânico, P-dissolvido, P-total), nitrogênio (N-orgânico, amônia, nitrito, nitrato, N-total), coliforme fecal, temperatura (simulação estática), três variáveis conservativas e uma variável não conservativa.

O sistema ajusta apenas a variável escolhida. Após a escolha da variável, procede-se à simulação do ajuste e o sistema executará o modelo QUAL2E 20 vezes, conforme descrito no item 4.2, até encontrar o valor máximo permitido de lançamento dessa carga no corpo de água, sem que ocorra violação dos padrões estabelecidos. Caso a variável simulada, mesmo que sua carga seja reduzida a zero, não atenda aos padrões estabelecidos para o corpo receptor, uma mensagem é enviada pelo sistema indicando o não atendimento.

Ajuste pelo usuário

Outra opção considera o usuário fazendo o ajuste. Para essa opção, o sistema disponibiliza o controle de forma manual, ou seja, o usuário irá definir os valores das variáveis e, nesse caso, ele poderá fazer alterações em todas as variáveis disponíveis na grade “Fonte Avaliada”. Poderá, também, marcar a caixa “Carregar Todas as Fontes” e terá, nessa grade, à sua disposição, todas as fontes pontuais cadastradas na simulação. Por meio dessa opção, o usuário pode fazer alterações em todas as fontes ao mesmo tempo e realizar a simulação. Nesse caso, o sistema executará o modelo QUAL2E uma única vez, pois o usuário já definiu previamente os valores de todos os parâmetros para rodar a simulação.

O próximo passo, após a definição da forma como será o ajuste, é a simulação. Os dados da simulação são expostos em duas grades de resultados e gráficos com valores de parâmetros de qualidade de água antes e depois da localização da nova fonte, com o ajuste realizado. Os dados apresentados nas grades e nos gráficos possuem os mesmos dados apresentados no formulário “Qualidade de água” da tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico”.

Após a escolha do tipo de ajuste, pelo usuário ou pelo sistema, e a execução da simulação, os valores são disponibilizados em duas grades e seis formulários gráficos. As grades contêm os valores antes e depois do ajuste realizado para os parâmetros de qualidade de água e os formulários gráficos disponibilizam os valores dos resultados em gráficos.

A tela “Controle de Fontes” apresenta, como resultados, os valores dos parâmetros de qualidade de água em duas grades e seis formulários gráficos (Figura 43). As grades e os gráficos apresentados possuem as mesmas saídas utilizadas no formulário “Qualidade de Água” da tela “Resultado Individualizado Para a um Ponto Específico” e estão dispostos da mesma forma. A diferença está no fato de que os resultados expostos nesta tela apresentam, no lugar dos resultados relativos à nova fonte sem ajuste, os resultados obtidos e partem do ajuste realizado pelo sistema ou pelo usuário.

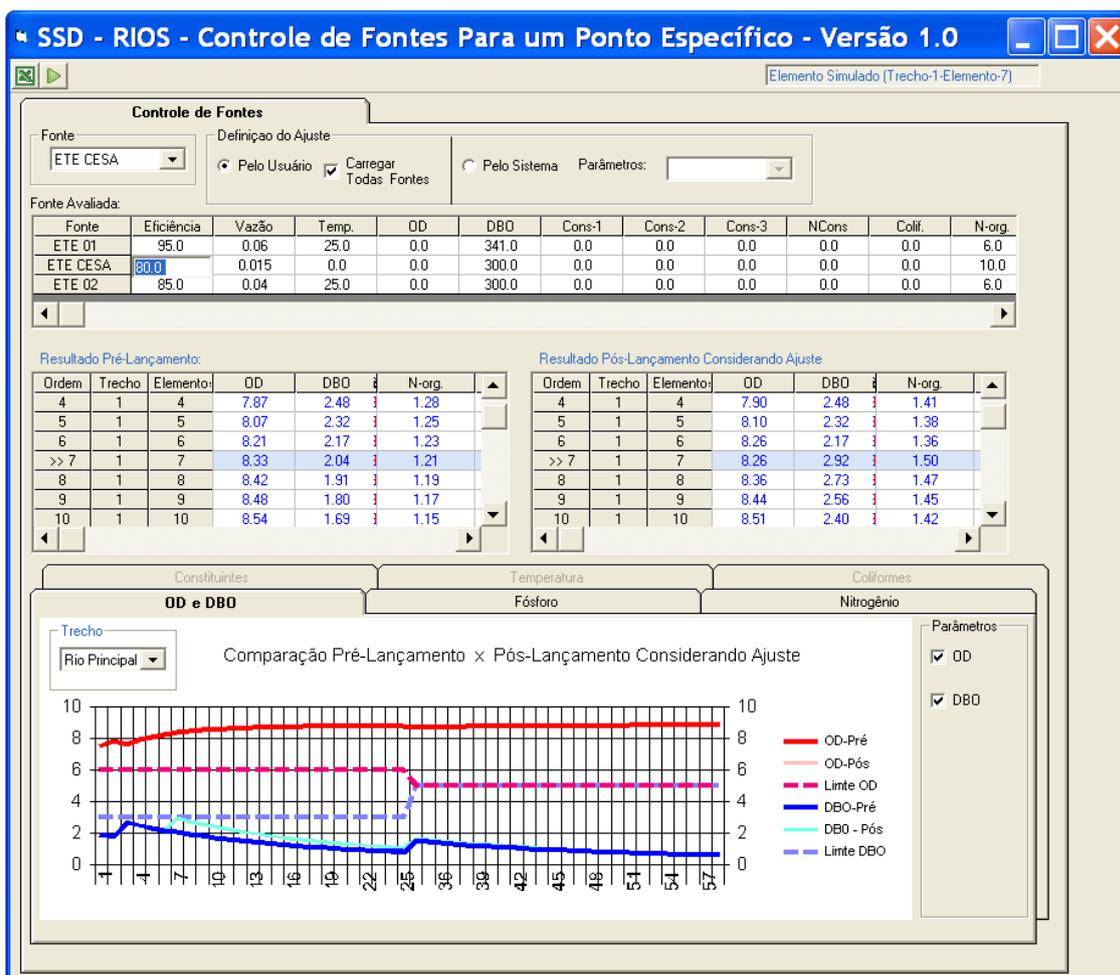


Figura 43. Visualização da tela “Controle de Fontes” depois da simulação

5.3 CENÁRIOS PARA APLICAÇÃO DO SSD-RIOS

Para a aplicação do sistema desenvolvido, foram criados três cenários distintos para a sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória.

Com a utilização do SSD-RIOS, foi avaliada a viabilidade dos lançamentos realizados, baseando-se nas características de concentração de DBO e OD, tendo como critério de decisão a garantia do atendimento aos padrões de qualidade da água por Classe, conforme estabelecido na Resolução CONAMA n.º 357/05.

5.3.1 Cenário 1

O Quadro 4 apresenta um resumo das condições consideradas no cenário 1.

Casos	Trechos	Enquadramento	Base de decisão	Objetivos
1	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10	Classe 1	<ul style="list-style-type: none"> • Considerar o corpo de água sem poluição significativa antes do lançamento • Variar a posição de lançamento do efluente ao longo de todo rio • Variar o enquadramento entre Classes 1 e 2 considerando os parâmetros OD e DBO 	Análise da concessão de outorga de lançamento no rio em função do: <ul style="list-style-type: none"> • Enquadramento • Alterações ocorridas nos parâmetros OD e DBO • Capacidade de diluição e autodepuração do rio
2	1, 2, 3, 4, 5 e 6	Classe 1		
	7, 8, 9 e 10	Classe 2		
3	1, 2, 3, 4, 5 e 6	Classe 2		
	7, 8, 9 e 10	Classe 1		

Quadro 4. Informações a respeito do cenário 1: bases de decisão e objetivos

O cenário 1 foi criado com o objetivo de permitir a análise da influência da definição de classes de enquadramento na concessão de outorga de lançamento de efluente em rios em cujas bacias não existam fontes significativas de poluição, ou seja, quando o lançamento a ser outorgado representa a primeira fonte de poluição significativa a ser lançada no curso de água. As simulações das condições do cenário 1 visam, também, a permitir a observação de como, para um determinado local escolhido para lançamento, se processa o fenômeno da autodepuração.

Foram considerados três casos de enquadramento para esse cenário, conforme apresentados no Quadro 4. A Tabela 21 apresenta os resultados obtidos nas simulações. Os valores numéricos representam as concentrações mínimas para o OD e as máximas para a DBO simuladas para o curso de água, a jusante do ponto de lançamento. Os elementos apresentando valores numéricos na cor azul representam aqueles nos quais o efluente previsto poderia ser lançado sem que ocorra violação dos limites CONOMA no corpo receptor. Por outro lado, valores em vermelho indicam elementos nos quais os lançamentos causariam violação a limites relativos aos respectivos parâmetros de qualidade.

Os elementos com notação NS correspondem àqueles nos quais não é permitido lançamento, devido às limitações inerentes à operação do modelo QUAL2E.

Tabela 21. Resultado das simulações considerando o cenário 1

RIO	Posição do lançamento			Valores máximos de DBO e mínimos de OD/Classes de enquadramento consideradas									
				Caso 1			Caso 2			Caso 3			
	Ordem	Trecho	Elemento	OD	DBO	Classes	OD	DBO	Classes	OD	DBO	Classes	
PRINCIPAL	1	1	1	NS	NS	1	NS	NS	CLASSE	NS	NS	CLASSE	
	2	1	2	8,34	5,93		8,34	5,93		8,34	5,93		
	3	1	3	8,34	5,82		8,35	5,80		8,34	5,82		
	4	1	4	8,34	5,71		8,35	5,70		8,34	5,71		
	·	·	·	·	·		·	·		·	·		·
	11	2	4	8,36	5,07		8,36	5,07		8,36	5,07		
	12	2	5	8,37	4,99		8,37	4,99		8,37	3,03		
	13	2	6	8,37	4,92		8,37	4,92		8,37	3,04		
	·	·	·	·	·		·	·		·	·		
	24	3	2	8,40	4,26		8,40	4,26		8,40	3,17		
	25	3	3	8,40	4,22		8,40	4,22		8,40	3,18		
	26	3	4	NS	NS		NS	NS		NS	NS		
	AFLUENTE	27	4	1	NS		NS	1		NS	NS		1
28		4	2	8,12	12,24	8,12	12,24		8,12	12,24			
29		4	3	8,13	11,89	8,13	11,89		8,13	11,89			
29		4	3	8,14	11,56	8,14	11,56		8,14	11,56			
30		4	4	8,15	11,25	8,15	11,25		8,15	11,25			
·		·	·	·	·	·	·		·	·			
·		·	·	·	·	·	·		·	·			
49		6	1	8,30	7,72	8,30	7,72		8,30	7,72			
50		6	2	8,31	7,61	8,31	7,61		8,31	7,61			
PRINCIPAL		51	7	1	NS	NS	1		NS	NS	CLASSE	NS	
	52	7	2	8,40	3,17	8,40		3,17	8,40	3,17			
	53	7	3	8,40	3,15	8,40		3,15	8,40	3,15			
	54	7	4	8,40	3,14	8,40		3,14	8,40	3,14			
	·	·	·	·	·	·		·	·	·			
	61	8	1	8,41	3,03	8,41		3,03	8,41	3,03			
	62	8	2	8,41	3,01	8,41		3,01	8,41	3,01			
	63	8	3	8,41	3,00	8,41		3,00	8,41	3,00			
	64	8	4	8,41	2,99	8,41		2,99	8,41	2,99			
	65	8	5	8,41	2,97	8,41		2,97	8,41	2,97			
	66	8	6	8,42	2,96	8,42		2,96	8,42	2,96			
	67	8	7	8,42	2,95	8,42		2,95	8,42	2,95			
	68	8	8	8,42	2,93	8,42		2,93	8,42	2,93			
69	8	9	8,42	2,92	8,42	2,92	8,42	2,92					
PRINCIPAL	70	9	1	NS	NS	2	NS	NS	CLASSE	NS	NS	CLASSE	
	71	9	2	8,42	2,58		8,42	2,58		8,42	2,58		
	72	9	3	8,42	2,57		8,42	2,57		8,42	2,57		
	73	9	4	NS	NS		NS	NS		NS	NS		
	74	9	5	8,43	2,48		8,43	2,48		8,43	2,48		
	75	9	6	8,43	2,47		8,43	2,47		8,43	2,47		
	·	·	·	·	·		·	·		·	·		
	·	·	·	·	·		·	·		·	·		
	83	10	6	8,45	2,38		8,45	2,38		8,45	2,38		
	84	10	7	8,45	2,37		8,45	2,37		8,45	2,37		
	85	10	8	NS	NS		NS	NS		NS	NS		

Trechos do rio principal Santa Maria da Vitória

Trechos do rio afluente Possmouser

De forma geral, os piores resultados encontrados para DBO no cenário simulado ocorreram quando o lançamento foi realizado onde havia menor vazão, ou seja, na parte inicial do

afluente Possmouser (elemento 2 do trecho 4). Em contrapartida, os melhores resultados relativos à DBO ocorreram no caso do lançamento no elemento apresentando a maior vazão (elemento 7 do trecho 10).

O balanço de DBO no ponto de mistura justifica o fato de o maior valor a jusante ocorrer para a condição de menor vazão no rio. O menor valor de OD correspondeu, como esperado, ao lançamento em trecho com menor vazão. Cabe observar que o modelo QUAL2E considera que imediatamente a jusante do lançamento do efluente este já está completamente misturado, não levando em consideração a zona de mistura. Como os comprimentos da zona de mistura, para o caso de rios com menores largura, costumam ser pequenos, a introdução de erros, do ponto de vista prático, geralmente não afeta significativamente os resultados. Cabe observar que, para o caso de rios largos, a zona de mistura pode ter extensão muito significativa.

O maior consumo de OD ocorreu quando o lançamento foi realizado no elemento representando menor vazão, pois, imediatamente a jusante ocorreu a maior concentração de DBO, ou seja, maior demanda de oxigênio por unidade de volume, para a estabilização da matéria orgânica lançada no rio.

Outro aspecto que fica evidente a partir da análise dos dados da Tabela 21 está relacionado com a importância do enquadramento adequado para o curso de água.

No caso 1 analisado, para o cenário 1, considerou-se que toda a extensão da simulação estava enquadrada na Classe 1. Neste caso, os resultados das simulações mostraram que ocorreriam restrições à outorga de lançamento de efluentes em pontos localizados a montante do elemento 3 do trecho 8 do rio principal.

No caso 2, considerou-se que o trecho a jusante do ponto de junção estaria enquadrado na Classe 2. Os resultados das simulações, para este caso, indicam que ocorreriam diferenças em relação à análise da possibilidade de outorga relativa ao caso 1. As simulações, neste caso, indicam que, diferentemente do ocorrido para o caso 1, a alteração da Classe 1 para a Classe 2, menos restritiva, no trecho a jusante da afluição do tributário, permitiria outorgar lançamento do efluente em pontos localizados a jusante da junção do tributário com o rio principal. Isso decorre do fato do limite para DBO para a Classe 2 corresponder a 5mg/l, enquanto, para Classe 1 (Caso 1) o mesmo limite é 3mg/l.

No caso 3, também para o cenário 1, considerou-se que os trechos a montante da junção estariam enquadrados na Classe 2 e os trechos a jusante na Classe 1. As simulações, neste caso, indicam que não ocorreriam diferenças em relação à análise da possibilidade de outorga relativa ao caso 1. O motivo da semelhança está relacionado com a capacidade de autodepuração do rio em seu trajeto localizado a jusante da afluência do tributário, trecho este que manteve seu enquadramento na Classe 1, nos casos 1 e 3, correspondendo a uma menor flexibilização.

Em geral, a análise dos resultados das simulações, considerando os casos 1, 2 e 3 do enquadramento, indica a grande relevância da definição adequada das classes de enquadramento para os diversos trechos.

As classes do enquadramento apresentam importância fundamental na definição de locais mais apropriados para a localização de pontos de lançamento de efluentes. Os resultados demonstram, ainda, a inter-relação entre os instrumentos das políticas nacional e estaduais de recursos hídricos denominados outorga e enquadramento.

No sentido de exemplificação e melhor compreensão dos resultados das simulações para as considerações dos casos 1, 2 e 3 de enquadramento, são apresentados, a seguir, tabelas e gráficos registrando valores de OD e DBO no corpo receptor, considerando três diferentes pontos de lançamento, dois correspondentes a condições nas quais não seria permitida a outorga (elemento 2 do trecho 4 - rio afluente, e elemento 5 do trecho 2 - rio principal a montante da junção com o tributário). Para o caso no qual seria permitida outorga, utilizou-se, para exemplificação, o lançamento no elemento 2 do trecho 7, no rio principal.

A Tabela 22 e as Figuras 44, 45 e 46 apresentam, em grades e gráficos, os valores simulados de OD e DBO para os três lançamentos realizados no curso de água. Os lançamentos simulados foram denominados Lan A; Lan B e Lan C, correspondendo, respectivamente, aos pontos de lançamentos localizados no elemento 2 do trecho 4, elemento 2 do trecho 7 e elemento 5 do trecho 2.

Tabela 22. Resultado das simulações considerando o cenário 1 para três diferentes pontos de lançamento

R I O	Discretização do curso de água em trechos e elementos			Valores máximos de DBO e mínimos de OD / Classes de enquadramento consideradas											
				Resultados da simulação realizada antes do lançamento		Resultados das simulações realizadas considerando três diferentes pontos de lançamentos									
	Ordem	Trecho	Elemento			OD	DBO	Lançamento no elemento 2, trecho 4			Lançamento no elemento 2, trecho 7			Lançamento no elemento 5, trecho 2	
				OD	DBO			Clas-ses	OD	DBO	Clas-ses	OD	DBO	Clas-ses	
P R I N C I P A L	1	1	1	8,50	1,01	8,50	1,01		8,50	1,01		8,50	1,01		
	2	1	2	8,50	1,02	8,50	1,02		8,50	1,02		8,50	1,02		
	3	1	3	8,50	1,03	8,50	1,03		8,50	1,03		8,50	1,03		
		
	11	2	4	8,51	1,07	8,51	1,07		8,51	1,07		8,51	1,07		
	12	2	5	8,51	1,07	8,51	1,07		8,51	1,07		8,38	4,99		
	13	2	6	8,51	1,07	8,51	1,07		8,51	1,07		8,38	4,90		
	14	2	7	8,51	1,07	8,51	1,07		8,51	1,07		8,38	4,80		
	15	2	8	8,51	1,08	8,51	1,07		8,51	1,07		8,38	4,71		
	16	2	9	8,51	1,08	8,51	1,07		8,51	1,07		8,37	4,62		
	17	2	10	8,51	1,08	8,51	1,08		8,51	1,08		8,37	4,54		
	18	2	11	8,51	1,08	8,51	1,08		8,51	1,08		8,37	4,46		
	19	2	12	8,51	1,08	8,51	1,08		8,51	1,08		8,37	4,38		
		
	25	3	2	8,51	1,09	8,51	1,09		8,51	1,09		8,37	3,99		
	26	3	3	8,51	1,10	8,51	1,09		8,51	1,09		8,37	3,94		
	A F L U E N T E	27	4	1	8,50	1,01	8,50	1,01		8,50	1,01		8,50	1,01	
		28	4	2	8,50	1,02	8,14	12,24		8,50	1,02		8,50	1,02	
		29	4	3	8,50	1,02	8,14	11,81		8,50	1,03		8,50	1,03	
30		4	4	8,50	1,03	8,13	11,41		8,50	1,04		8,50	1,04		
31		4	5	8,50	1,04	8,13	11,03		8,50	1,04		8,50	1,04		
32		4	6	8,51	1,04	8,13	10,68		8,51	1,05		8,51	1,05		
33		4	7	8,51	1,05	8,13	10,35		8,51	1,06		8,51	1,06		
34		4	8	8,51	1,05	8,13	10,03		8,51	1,06		8,51	1,06		
...			
46		5	10	8,51	1,08	8,12	7,29		8,51	1,09		8,51	1,09		
47	5	11	8,52	1,08	8,12	7,13		8,51	1,10		8,51	1,10			
48	5	12	8,52	1,08	8,12	6,97		8,52	1,10		8,52	1,10			
49	6	1	8,52	1,08	8,12	6,83		8,51	1,10		8,51	1,10			
50	6	2	8,52	1,09	8,13	6,70		8,51	1,10		8,51	1,10			
P R I N C I P A L	51	7	1	8,51	1,09	8,39	2,89		8,51	1,10		8,41	3,03		
	52	7	2	8,51	1,09	8,39	2,87		8,45	3,17		8,41	3,00		
	53	7	3	8,51	1,09	8,39	2,85		8,45	3,14		8,41	2,98		
	54	7	4	8,51	1,09	8,39	2,83		8,45	3,12		8,41	2,96		
	55	7	5	8,51	1,09	8,39	2,81		8,44	3,09		8,41	2,93		
	56	7	6	8,51	1,09	8,39	2,79		8,44	3,07		8,41	2,91		
	57	7	7	8,51	1,08	8,39	2,77		8,44	3,05		8,41	2,89		
	58	7	8	8,51	1,08	8,38	2,75		8,44	3,02		8,41	2,87		
		
	81	10	4	8,50	0,98	8,38	2,03		8,41	2,20		8,39	2,11		
82	10	5	8,50	0,98	8,38	2,01		8,41	2,18		8,39	2,09			
83	10	6	8,50	0,97	8,38	1,99		8,41	2,16		8,39	2,07			
84	10	7	8,50	0,96	8,37	1,97		8,40	2,14		8,39	2,05			
85	10	8	8,50	0,96	8,37	1,96		8,40	2,12		8,39	2,03			

Localização dos lançamentos :

 Lançamento no elemento 5 do trecho 2

 Lançamento no elemento 2 do trecho 4

 Lançamento no elemento 2 do trecho 7

 Trechos do rio principal Santa Maria da Vitória

 Trechos do rio afluente Possmuser

No primeiro lançamento (Lan A) analisado (Figura 44 e Tabela 22), considerou-se sua localização no elemento 2, trecho 4, relativo ao caso 1, onde toda a extensão da simulação está enquadrada na Classe 1. Nesse caso, os resultados da simulação mostraram que o valor máximo de DBO extrapolou o limite estabelecido. O ponto correspondente ao maior valor está localizado imediatamente a jusante do novo lançamento. O valor mínimo de OD ocorreu entre o elemento 4 do trecho 5 e o último elemento do trecho 6. Porém, este não violou o limite estabelecido. O motivo de a DBO ser máxima imediatamente a jusante do lançamento e a razão do menor valor de OD ocorrer em um trecho mais a jusante está relacionado com o fenômeno da autodepuração no trecho simulado.

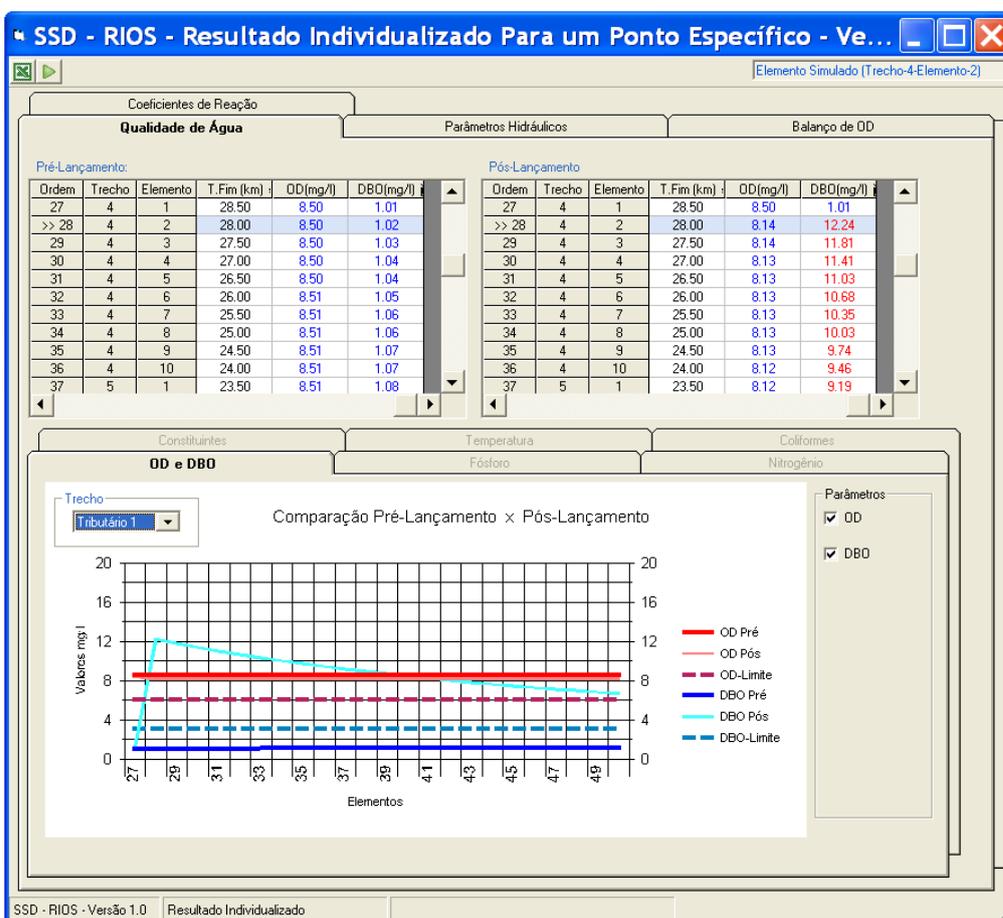


Figura 44. Lançamento para cenário 1 no elemento 2 do trecho 4 (Lan A)

O segundo lançamento (Lan B) (Figura 45 e Tabela 22) foi localizado no elemento 2 do trecho 7 e considerou a simulação realizada no caso 2, pela qual o trecho a jusante do ponto de junção estaria enquadrado na Classe 2. Para esse caso, não houve violação dos limites e o efluente poderia ser lançado sem violar os limites de OD e DBO no trecho simulado.

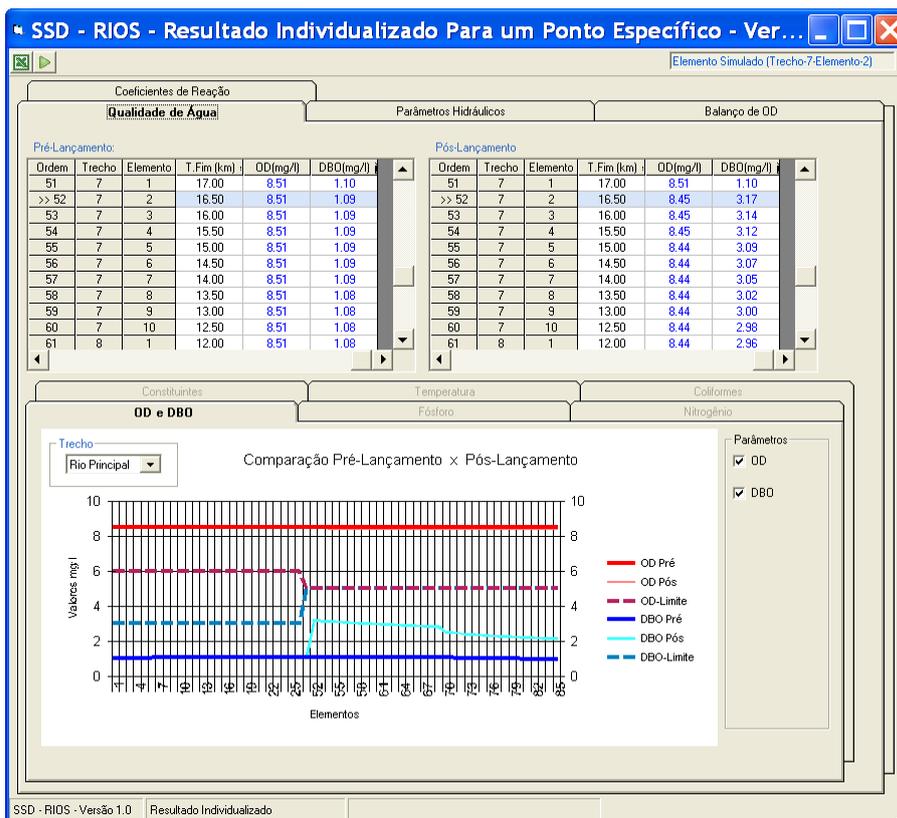


Figura 45. Lançamento para cenário 1 no elemento 2 do trecho 7 (Lan B)

No terceiro lançamento (Lan C) (Figura 46 e Tabela 22), considerou-se a simulação do caso 3, pelo qual o trecho a montante da junção estaria enquadrado na Classe 2 e os trechos a jusante na Classe 1. Para o caso 3, com o lançamento realizado no elemento 5 do trecho 2, constata-se, nos resultados apresentados, que o valor máximo de DBO é de 4,96mg/l, no ponto onde foi realizado o lançamento, com valor situado dentro dos padrões estabelecidos para esse trecho. Porém, a análise dos valores a jusante do lançamento indica que, nos elementos 1 e 2 do trecho 7, os valores de DBO estão acima do limite estabelecido para o local. A explicação para esse fato pode ser facilmente entendida, ao se visualizar o gráfico de DBO da Figura 45. Nota-se que, a partir dos trechos a jusante do ponto de lançamento, os valores do parâmetro DBO vão decrescendo. Porém, no trecho a jusante do ponto de junção do rio com o afluente, os valores de DBO, para os elementos 1 e 2 do trecho 7, estão acima do valor-limite estabelecido para o local e possuem, respectivamente, os valores de 3,04 e 3,01mg/l. Isso significa que a carga de DBO adicional, proveniente do novo lançamento, mesmo depois do processo de autodepuração do rio principal, a montante da afluição do rio Possmouser, somada à carga proveniente desse afluente, ultrapassaria o limite, 3mg/l, imediatamente após a junção.

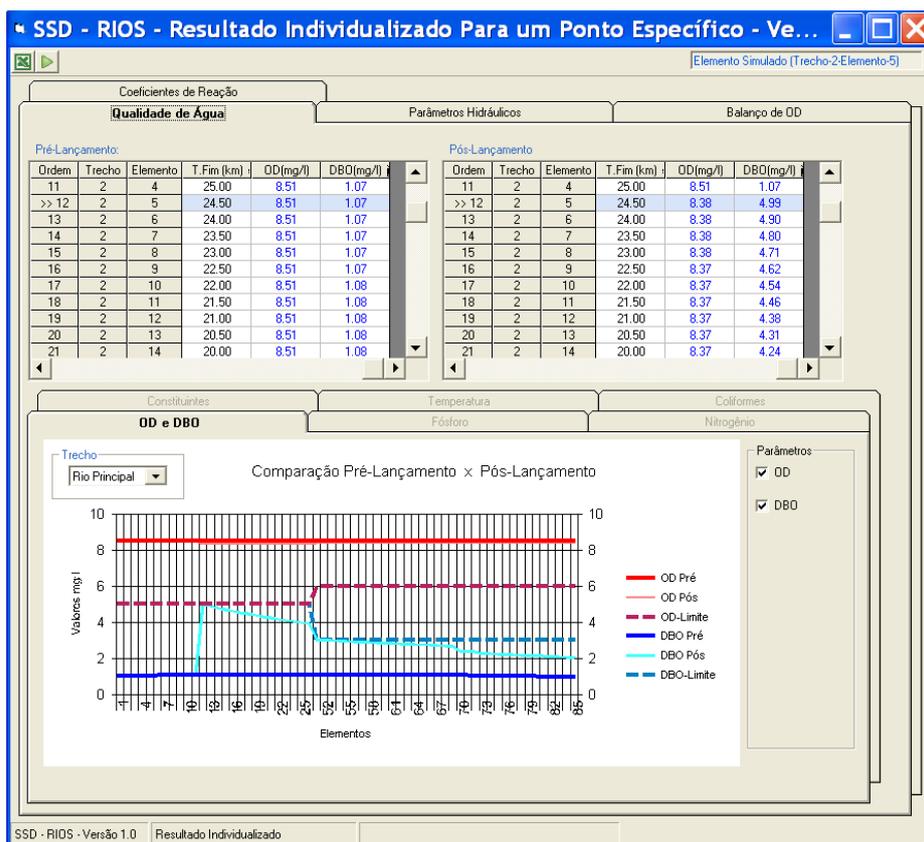


Figura 46. Lançamento para cenário 1 no elemento 5 do trecho 2 (Lan C)

5.3.1.1 Análise dos resultados obtidos para o cenário 1

De uma forma geral, as simulações para o cenário 1 apresentaram teores de OD altos, bem próximos dos níveis de saturação. Observa-se que a fonte lançada em qualquer ponto não comprometeu os níveis de OD para os trechos simulados, estando eles em todos os pontos acima dos valores-limite estabelecidos para os casos considerados. No entanto, a matéria orgânica presente nesse efluente ocasionou, em alguns trechos do rio, a extrapolação dos níveis da DBO acima dos limites estabelecidos.

Cabe ressaltar que a Resolução CONAMA n.º 357/2005, em seu art. 10, I, indica que os limites de DBO, estabelecidos para as águas doces classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de OD previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Em geral, a análise dos resultados das simulações, considerando os casos 1, 2 e 3 do enquadramento, indica a grande relevância da definição adequada das classes de enquadramento para os diversos trechos. As classes apresentam importância fundamental na definição de locais mais apropriados para a localização de pontos de lançamento de efluentes. Dependendo das classes estabelecidas para o corpo receptor, ocorrerão mais ou menos restrições a novos lançamentos, influenciando muito significativamente os processos de análise de outorgas. Os resultados permitem a visão da interdependência dos instrumentos enquadramento e outorga das políticas de recursos hídricos.

5.3.2 Cenário 2

A Tabelas 25 e o Quadro 5 apresentam informações relativas ao segundo cenário analisado, com a finalidade de demonstração da aplicação do SSD-RIOS.

Tabela 23. Dados das ETEs considerados e tipos de tratamentos adotados no cenário 2

Casos	Fontes existentes	Características do efluente				Tipo de tratamento adotado	Eficiência média remoção DBO ₅ (%)
		DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	Vazões (m ³ /s)		
1	ETE 1	470	0	25	0,025	Sem tratamento	0
	ETE 2	470	0	25	0,009	Lagoa facultativa	80
2	ETE 1	470	0	25	0,025	Lagoa facultativa	70
	ETE 2	470	0	25	0,009	Lagoa facultativa	80

Base de decisão	Objetivos
<ul style="list-style-type: none"> • Considerar o corpo de água com duas fontes de poluição pontuais • Variar o local de lançamento do novo efluente ao longo dos cursos de água • Adotar medidas de controle de poluição das fontes a serem outorgadas • Fixar as classes de enquadramento para o corpo de água 	<p>Análise da concessão de outorga de lançamento no rio em função de:</p> <ul style="list-style-type: none"> • condições quali-quantitativas dos cursos de água • fontes de poluição existentes • alterações ocorridas nos parâmetros de OD e DBO • capacidade de diluição e autodepuração do rio

Quadro 5. Bases de decisão e objetivos para o cenário 2

Este segundo cenário foi criado com o objetivo de possibilitar a análise da influência das fontes de poluição pontuais preexistentes na concessão de outorga em rios sobre a definição

de um novo lançamento a ser outorgado. Dessa forma, visa à demonstração da influência de outras fontes de poluição pontuais e do fenômeno da autodepuração, considerando os parâmetros OD e DBO, sobre a localização ou não, em função de restrições qualitativas definidas para o corpo receptor da nova fonte poluidora pontual. A Tabela 24 apresenta os resultados obtidos nas simulações do cenário 2.

Tabela 24. Resultado das simulações para cenário 2: casos 1 e 2

R I O	Posição do lançamento			Fontes pontuais existentes/ Tipos de elementos	Clas- ses	Caso 1				Caso 2			
						Antes lançamento		Depois lançamento		Antes lançamento		Depois lançamento	
	Ordem	Trecho	Elemento			OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO
P R I N C I P A L	1	1	1	Cabeceira 1	C L A S S E 1	8,5	1,01	NS	NS	8,5	1,01	NS	NS
	2	1	2			8,50	1,02	8,23	5,93	8,5	1,02	8,28	5,93
	3	1	3			8,50	1,03	8,23	5,82	8,5	1,03	8,28	5,82
	4	1	4			8,50	1,03	8,23	5,71	8,5	1,03	8,28	5,71
	5	1	5			8,50	1,04	8,23	5,66	8,5	1,04	8,28	5,61
	6	1	6			8,50	1,05	8,23	5,66	8,5	1,05	8,28	5,52

	25	3	3
	26	3	4	Ant. junção		8,51	1,09	8,25	5,80	8,51	1,09	8,3	4,22
A F L U E N T E	27	4	1	Cabeceira 2	8,51	1,09	NS	NS	8,51	1,09	NS	NS	
	28	4	2		8,50	1,01	NS	NS	8,5	1,01	NS	NS	
	29	4	3	.	8,50	1,02	8,01	12,24	8,5	1,02	8,01	12,24	
	8,50	1,03	8,02	11,89	8,5	1,03	8,02	11,89	
	
	
	34	4	8	.	8,51	1,06	8,07	10,42	8,51	1,06	8,07	10,42	
	35	4	9	.	8,51	1,07	8,08	10,18	8,51	1,07	8,08	10,18	
	36	4	10	.	8,51	1,07	8,09	10,24	8,51	1,07	8,09	10,24	
	37	5	1	.	8,51	1,08	8,10	10,29	8,51	1,08	8,1	10,29	
38	5	2	ETE 2	8,51	1,08	8,11	10,34	8,51	1,08	8,11	10,34		
39	5	3	.	8,39	2,33	NS	NS	8,39	2,33	NS	NS		
40	5	4	.	8,40	2,30	8,12	10,18	8,4	2,30	8,12	10,18		
.		
.		
49	6	1	.	8,41	2,04	8,20	8,56	8,41	2,04	8,2	8,56		
50	6	2	.	8,41	2,02	8,21	8,43	8,41	2,02	8,21	8,43		
P R I N C I P A L	51	7	1	Junção	C L A S S E 2	8,48	1,39	NS	NS	8,48	1,39	NS	NS
	52	7	2			8,48	1,38	8,25	5,81	8,48	1,38	8,30	3,58
	53	7	3			8,48	1,38	8,25	5,82	8,48	1,38	8,30	3,59
	54	7	4			8,48	1,37	8,26	5,83	8,48	1,37	8,31	3,59

	69	8	9	.		8,48	1,31	8,27	5,91	8,48	1,31	8,32	3,68
	70	9	1	Rio São Lor.		8,48	1,26	NS	NS	8,48	1,26	NS	NS
	71	9	2	.		8,48	1,25	8,27	5,92	8,48	1,25	8,32	3,69
	72	9	3	ETE 1		8,42	4,44	NS	NS	8,42	2,19	NS	NS
73	9	4	Rio São Luis	8,41	4,24	NS	NS	8,42	2,12	NS	NS		
74	9	5	.	8,41	4,20	8,28	5,62	8,42	2,1	8,33	3,53		
75	9	6	.	8,40	4,16	8,28	5,58	8,42	2,08	8,33	3,51		
.		
.		
82	10	7	.	8,36	3,89	8,30	5,28	8,40	1,96	8,35	3,36		
83	10	8	.	8,36	3,85	8,30	5,24	8,40	1,94	8,35	3,34		
84	10	9	.	8,35	3,81	8,30	5,19	8,40	1,93	8,35	3,32		
85	10	10	Elem. final	8,35	3,77	NS	NS	8,40	1,91	NS	NS		

Trechos do rio principal Santa Maria da Vitória

Trechos do rio afluente Possmouser

Para dois diferentes casos, foi considerada a existência de duas fontes de poluição (ETE 1 e ETE 2). Para o primeiro, a ETE 1 lançaria seus efluentes sem passar por tratamento, enquanto a ETE 2 passaria por tratamento. No segundo caso, ambas as estações tratariam os seus efluentes.

Na Tabela 24, os valores numéricos em azul ou vermelho representam as concentrações mínimas de OD e máximas de DBO simuladas para o curso de água, a jusante do ponto de lançamento. Os elementos apresentando valores numéricos na cor azul são aqueles nos quais o novo efluente poderia ser lançado sem que ocorresse violação dos limites CONAMA estabelecidos para o corpo receptor. Por outro lado, valores em vermelho indicam elementos nos quais os lançamentos causariam violação a limites relativos a parâmetros de qualidade.

Assim como para o cenário 1, os piores resultados simulados de DBO para o cenário 2 ocorreram quando o lançamento foi localizado no elemento apresentando menor vazão, ou seja, na parte inicial do afluente Possmouser (trecho 4, elemento 2). Em contrapartida, os melhores resultados relativos à DBO foram identificados no caso do lançamento no elemento apresentando a maior vazão (trecho 10, elemento 7).

Pela análise dos resultados apresentados, pode ser observado que apenas para o caso 2 existiria possibilidade de localização da nova fonte, sem desrespeito aos limites estabelecidos, para DBO, para o corpo receptor. Cabe observar que, para o caso 1, os valores de DBO máximos simulados para localização da fonte, nos trechos 1 a 3, ordens 5 a 25, são crescentes, enquanto, para o caso 2 são decrescentes. A diferença de tendência e de valores de DBO máximos simulados para localização da nova fonte em diferentes elementos dos trechos 1 a 3, mais próximos das cabeceiras do rio principal, considerando tratamento ou não do efluentes pela ETE 1, situada no trecho 9, muito a jusante, demonstra a influência de variações em cargas poluidoras situadas a jusante sobre a localização e a outorga de novas fontes poluidoras, mesmo situadas a montante.

Pode ser observado, na Tabela 24, que houve crescimento da DBO entre o elemento 8 do trecho 4 e o elemento 2 do trecho 5, para os casos 1 e 2. Verifica-se que a ETE 2, localizada no elemento 2 do trecho 5, da mesma forma que a ETE 1, influencia a outorga do lançamento considerado. Tendo em vista que, tanto para o caso 1 como para o caso 2, foram consideradas as mesmas eficiências de tratamento para a ETE 2, os resultados foram semelhantes.

A DBO do novo efluente considerado, mesmo passando por processos de diluição e de autodepuração ao longo do curso de água, contribui com carga para o trecho situado a jusante do lançamento da ETE 1. A carga proveniente da ETE 1 influi significativamente na localização e na carga máxima permitida para o novo lançamento, tendo em vista os efeitos acumulados para o trecho a jusante da ETE 1.

As Figuras 47 e 48 apresentam as concentrações de OD e DBO, considerando o novo lançamento, realizado no elemento 2, trecho 6, relativo ao caso 1.

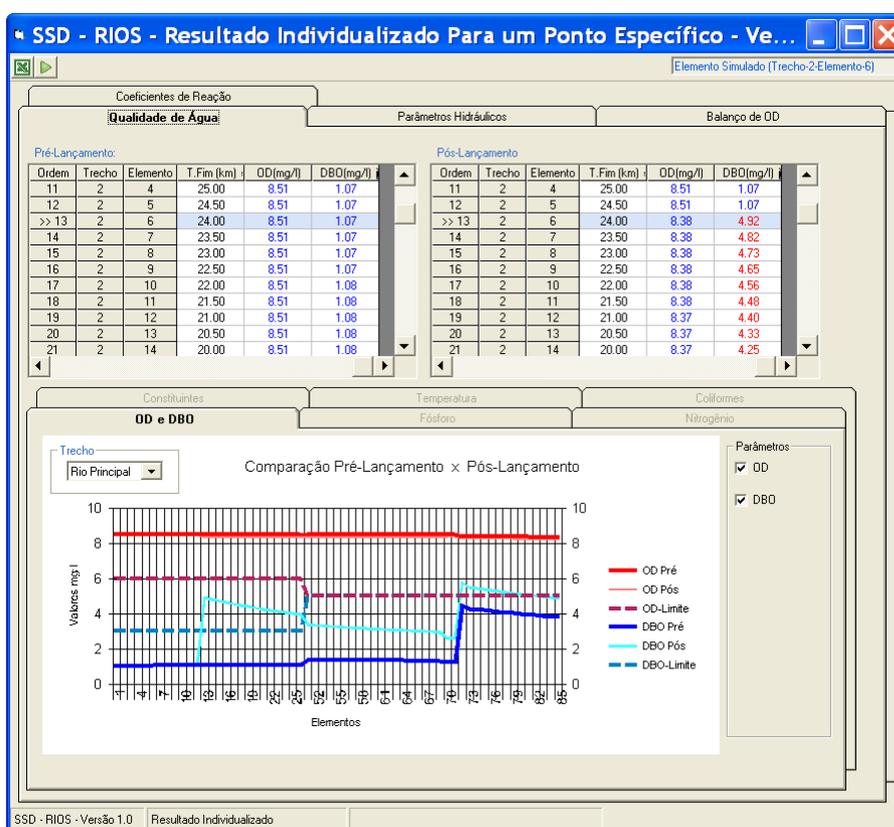


Figura 47. Resultados de simulações para o novo lançamento no elemento 6 do trecho 2

Por meio dos gráficos e dos dados tabelados apresentados nas Figuras 47 e 48, gerados pelo sistema desenvolvido, é possível observar a violação do limite estabelecido para DBO em dois trechos, estando o primeiro trecho compreendido entre o local de lançamento e a junção com o rio Possmouser e o segundo iniciando no elemento 3 do trecho 9 e estendendo-se até o elemento 4 do trecho 10, retratando a influência dos lançamentos da ETE 1 sobre a DBO do novo lançamento realizado.

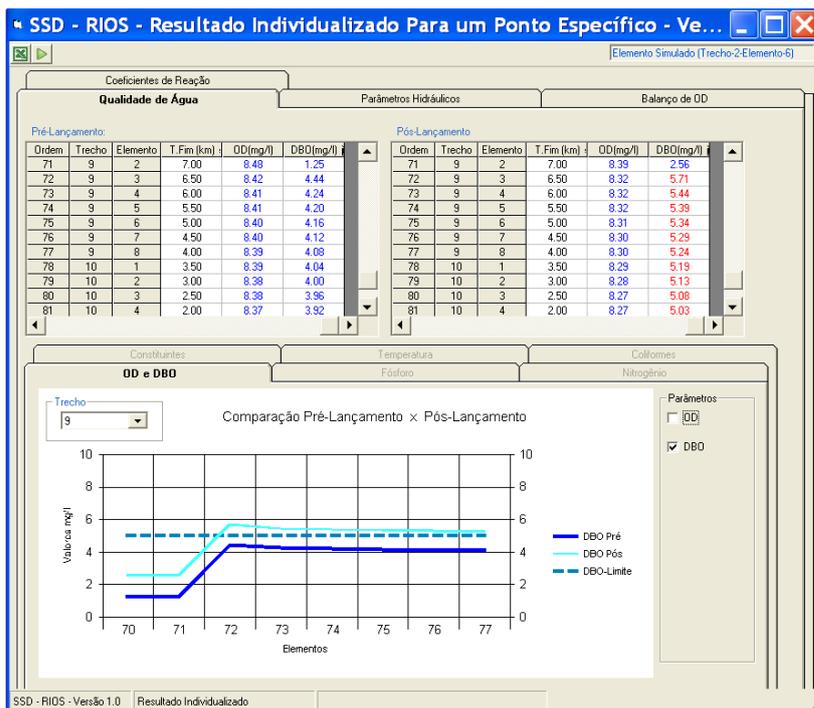


Figura 48. Resultados do lançamento no elemento 6 do trecho 2 relativos ao trecho 9 do caso 1

As Figuras 49 e 50 apresentam os resultados para o novo lançamento realizado no elemento 2 do trecho 6, relativo ao caso 2.

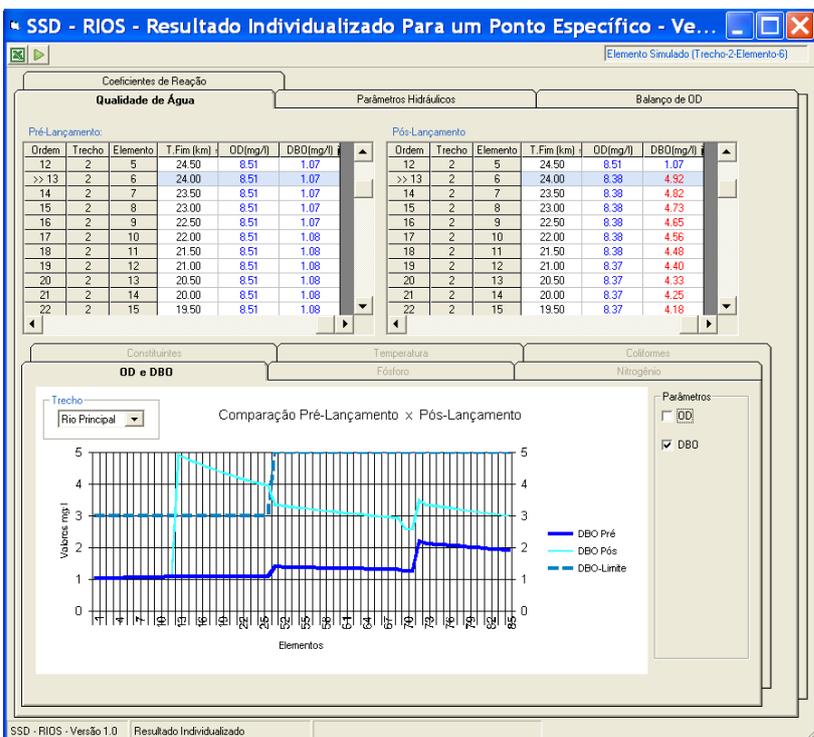


Figura 49. Resultados para o lançamento no elemento 6 do trecho 2, relativos ao trecho 2, para o caso 2

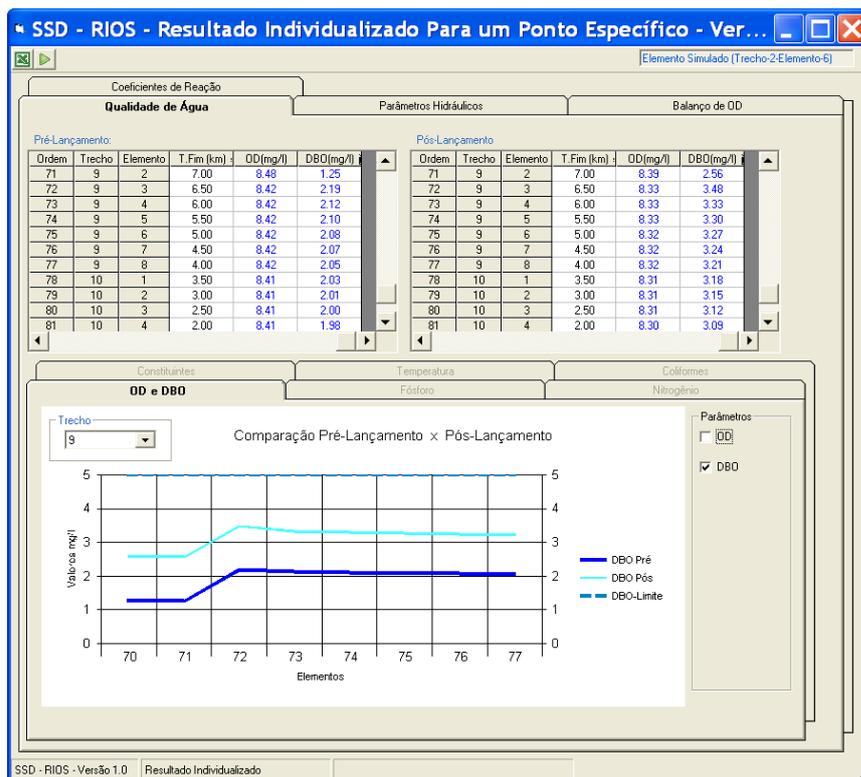


Figura 50. Resultados para lançamento no elemento 6 trecho 2, relativos ao trecho 9, para o caso 2

Para o caso 2, a violação do limite estabelecido para DBO, relativo ao novo lançamento, ocorreu somente em um trecho, entre o ponto de lançamento do novo efluente (elemento 6 do trecho 2) e a junção com o rio Possmouser, conforme apresentado nas Figuras 49 e 50, e na Tabela 25.

5.3.2.1 Análise dos resultados obtidos para o cenário 2

A análise relativa aos teores de OD, ao longo do curso de água, após o lançamento, indicou que não houve violação desse parâmetro, estando as concentrações acima dos limites permitidos para a classe do enquadramento estabelecida para todos os trechos.

A comparação entre os valores de DBO simulados para os casos 1 e 2 indica como o tratamento de efluentes correspondentes a fontes poluidoras preexistentes pode influenciar a outorga e a localização de um novo lançamento de efluentes. No caso 1, desconsiderando a remoção de DBO pela ETE 1, não seria possível a localização do novo lançamento no corpo receptor, pois os limites de DBO seriam violados. No caso 2, considerando a ETE 1 com uma eficiência de remoção de DBO de 70%, seria possível fazer o lançamento do novo efluente a

jusante do ponto de influência do rio Possmouser, sem violação do limite estabelecido para a DBO do corpo receptor.

Os resultados das simulações mostram como cargas poluidoras preexistentes situadas a jusante de um novo lançamento podem influenciar a sua localização e outorga. Essa possibilidade deve ser considerada na análise de outorgas de lançamento de efluentes mesmo em trechos inferiores dos cursos de águas, pois podem inviabilizar futuros lançamentos a montante e, em muitos casos, impossibilitando a localização de novas comunidades e indústrias em regiões médias e superiores de bacias hidrográficas.

Dessa forma, os resultados das simulações realizadas com o SSD, para as diversas alternativas consideradas, demonstram a necessidade da análise integrada, considerando todas as fontes poluidoras das bacias hidrográficas nos processos de escolha de locais e análise de concessão de outorga de lançamentos de efluentes.

Na simulação desse cenário, fica evidente a influência que um determinado constituinte presente no efluente do lançamento a ser realizado e no efluente de uma fonte existente tem sobre os processos de autodepuração do curso de água. Esse processo está relacionado com as quatro fases de autodepuração citadas por Braga et al. (2002). O fato de o processo de autodepuração relativo a lançamentos a montante não estar completo no ponto previsto para implantação da nova fonte reduz a capacidade disponível para esse novo lançamento.

Esse fato indica que os gestores devem considerar a hipótese de que a existência de uma fonte de poluição pontual a jusante do novo lançamento, mesmo a distâncias consideráveis, pode influenciar a concessão de outorgas de novos lançamentos a montante da fonte existente.

O pesquisador von Sperling (2007) salientou que a água poderá ser considerada depurada quando suas características não forem conflitantes com os seus usos preponderantes em cada trecho do curso de água, ou seja, não ultrapassem os limites estabelecidos pelo enquadramento. O sistema desenvolvido nesta pesquisa permite a dinamização do processo de análise e tomada de decisão do gestor responsável pela concessão da outorga, uma vez que apresenta os valores que ultrapasaram os limites estabelecidos pelo enquadramento em notação vermelha nas tabelas e por meio de linhas pontilhadas nos gráficos, demarcando os limites de acordo com o enquadramento ou limites estabelecidos para cada trecho.

5.3.3 Cenário 3

A Tabela 26 e o Quadro 6 apresentam informações a respeito do terceiro cenário analisado.

Tabela 26. Informações a respeito dos lançamentos considerados no cenário 3

Fontes existentes	Características do efluente				Tipo de tratamento adotado	Eficiência média remoção DBO ₅ (%)
	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	Vazões (m ³ /s)		
ETE 1	470	0	25	0,025	Lagoa facultativa	70
ETE 2	470	0	25	0,009	Lagoa facultativa	80
ETE 3	380	0	25	0,022	Trat. primário avançado	45
ETE 4	350	0	25	0,006	Trat. primário avançado	45
Fonte difusa	3	8,0	20	Por trecho	Sem tratamento	0
ETA 1	-	-	-	-0,043	-	-

Base de Decisão	Objetivos
<ul style="list-style-type: none"> • Considerar o corpo de água com quatro fontes de poluição pontuais • Escolher um ponto de lançamento, considerando todos os trechos • Adotar medidas de controle de poluição das fontes a ser outorgada • Fixar as classes de enquadramento para o corpo de água • Considerar fontes difusa de poluição 	<p>Análise da concessão de outorga de lançamento no rio em função de:</p> <ul style="list-style-type: none"> • condições quali-quantitativas dos cursos de água • fontes de poluição existentes • alterações ocorridas nos parâmetros de OD e DBO • capacidade de diluição e autodepuração do rio

Quadro 6. Bases de decisão e objetivos para o cenário 3

O cenário 3 foi formulado com o objetivo de verificar alternativas de redução de cargas de DBO necessárias para o novo lançamento a ser outorgado ou das fontes pontuais existentes, para casos nos quais o novo lançamento, como proposto, violasse os limites definidos para o corpo receptor.

A Tabela 27 apresenta os resultados, para o cenário 3, relativos às concentrações mínimas para o OD e máximas para a DBO, simulados, considerando a localização da nova fonte situada em diferentes elementos.

Tabela 27. Resultados da simulação do cenário 3

R I O	Posição do lançamento			Fontes pontuais existentes	Clas- ses	Antes do lançamento		Depois do lançamento		
	Ordem	Trecho	Elemento			OD	DBO	OD	DBO	
P R I N C I P A L	1	1	1	Cabeceira 1	1	8,49	1,05	NS	NS	
	2	1	2			8,48	1,10	7,96	6,33	
	3	1	3			8,46	1,14	7,96	6,35	
	4	1	4			8,45	1,18	7,96	6,36	
	5	1	5			8,44	1,22	7,96	6,38	
	6	1	6			8,43	1,26	7,96	6,39	
	7	1	7			8,42	1,29	7,96	6,41	
	8	2	1	ETE 4		8,37	2,21	NS	NS	
	9	2	2			8,37	2,21	7,96	6,33	

	15	2	8			8,32	2,22	7,97	5,88	
	16	2	9			ETA 1	8,32	2,22	NS	NS
	17	2	10			8,31	2,22	7,97	5,85	
	18	2	11			8,3	2,22	7,97	5,84	
	19	2	12			8,3	2,22	7,97	5,85	

	25	3	3			8,27	2,24	7,98	5,92	
	26	3	4			Ant. junção	8,26	2,24	NS	NS
	27	4	1			Cabeceira 2	8,48	1,06	NS	NS
	28	4	2			8,47	1,12	7,8	12,34	
	29	4	3			8,45	1,18	7,81	12,03	

	36	4	10			8,37	1,46	7,86	10,94	
37	5	1		8,36	1,49	7,87	10,99			
38	5	2		ETE 2	8,24	2,80	NS	NS		
39	5	3		8,23	2,78	7,89	10,84			
.			
.			
49	6	1		8,18	2,66	7,97	9,17			
50	6	2		8,17	2,66	7,98	9,06			
51	7	1		Junção	8,23	2,38	NS	NS		
52	7	2		8,23	2,37	7,98	5,93			
53	7	3		8,23	2,37	7,98	5,94			
54	7	4		8,23	2,36	7,98	5,95			
55	7	5		8,22	2,36	7,98	5,95			
56	7	6		8,22	2,35	7,98	5,96			
57	7	7	ETE 3	8,15	3,99	NS	NS			
58	7	8		8,15	3,97	7,98	5,93			
.		
.		
68	8	8		8,12	3,77	7,99	5,64			
69	8	9		8,12	3,75	7,99	5,65			
70	9	1	Rio São Lor.	8,18	3,28	NS	NS			
71	9	2		8,17	3,26	7,99	5,66			
72	9	3		ETE 1	8,11	4,17	NS	NS		
73	9	4		Rio São Luis	8,13	3,99	NS	NS		
74	9	5		8,12	3,96	8	5,39			
75	9	6		8,12	3,93	8	5,35			
.		
.		
83	10	8		8,08	3,67	8,02	5,06			
84	10	9	8,07	3,64	8,02	5,02				
85	10	10	Últ. elemento	8,07	3,61	NS	NS			

Trechos do rio afluente Possmouser

Trechos do rio principal Santa Maria da Vitória

As simulações, considerando esse cenário visam a demonstrar como a utilização do módulo de controle de fontes do SSD-RIOS poderia auxiliar no gerenciamento da qualidade das águas e, mais especificamente, no planejamento de ações necessárias ao controle de fontes de poluição pontuais, a fim de garantir as características qualitativas do corpo receptor que viabilizem a outorga do novo lançamento.

Os resultados obtidos para o cenário 3, como aqueles para o cenário 2, mostram a influência de fontes poluidoras existentes sobre escolha de local e outorga de novo lançamento. Observando os resultados da simulação do cenário 3, constata-se que não seria possível a alocação da nova fonte simulada em qualquer trecho, pois o novo lançamento causaria extrapolação dos valores-limite estipulados a DBO do corpo receptor.

Haja vista a não existência de locais possíveis para localizar a nova fonte no cenário 1, fez-se a utilização de outro recurso que o sistema desenvolvido oferece, relacionado com o controle dos lançamentos existentes ou do novo lançamento a ser outorgado.

Foram escolhidos dois pontos para a localização da nova fonte: um localizado no elemento 11 do trecho 2, e o outro no elemento 3 do trecho 7, ambos no rio principal. Para esses locais, foram analisadas quatro alternativas, para implantação do novo lançamento, denominadas A, B, C e D.

Nas alternativas A e B, procurou-se verificar a possibilidade de outorga de novo lançamento, adotando-se sistemas de tratamento para o seu efluente. Na alternativa C, foi analisada a possibilidade de outorga do novo lançamento por meio de aumento da eficiência de tratamento do efluente relativo a uma fonte existente. Para a alternativa D, considerou-se aumento nas eficiências de tratamento de efluentes de uma fonte existente e da nova fonte, a ser outorgada.

Alternativa A

Na alternativa A, optou-se por utilizar controle de fontes definido pelo usuário. Foi considerado que o efluente do novo lançamento passaria por um sistema de tratamento com

eficiência de remoção de DBO de 70%. Esse valor foi inserido no módulo controle de fontes e foram executadas simulações considerando os dois pontos escolhidos para lançamento.

Pela análise dos resultados apresentados na Tabela 28, observa-se que apenas o lançamento realizado no elemento 3 do trecho 7 respeitaria os limites estabelecidos para a DBO do corpo receptor. No caso do lançamento no elemento 11 do trecho 2, ocorreriam violações dos limites estabelecidos para DBO a jusante do novo lançamento.

Alternativa B

Nesta alternativa, o controle da carga de DBO a ser lançada pela nova fonte foi ajustado pelo sistema. Foram realizadas duas simulações, uma para cada ponto escolhido. Os resultados, após a simulação realizada pelo sistema, são apresentados na Tabela 28 e nas Figuras 51 e 52.

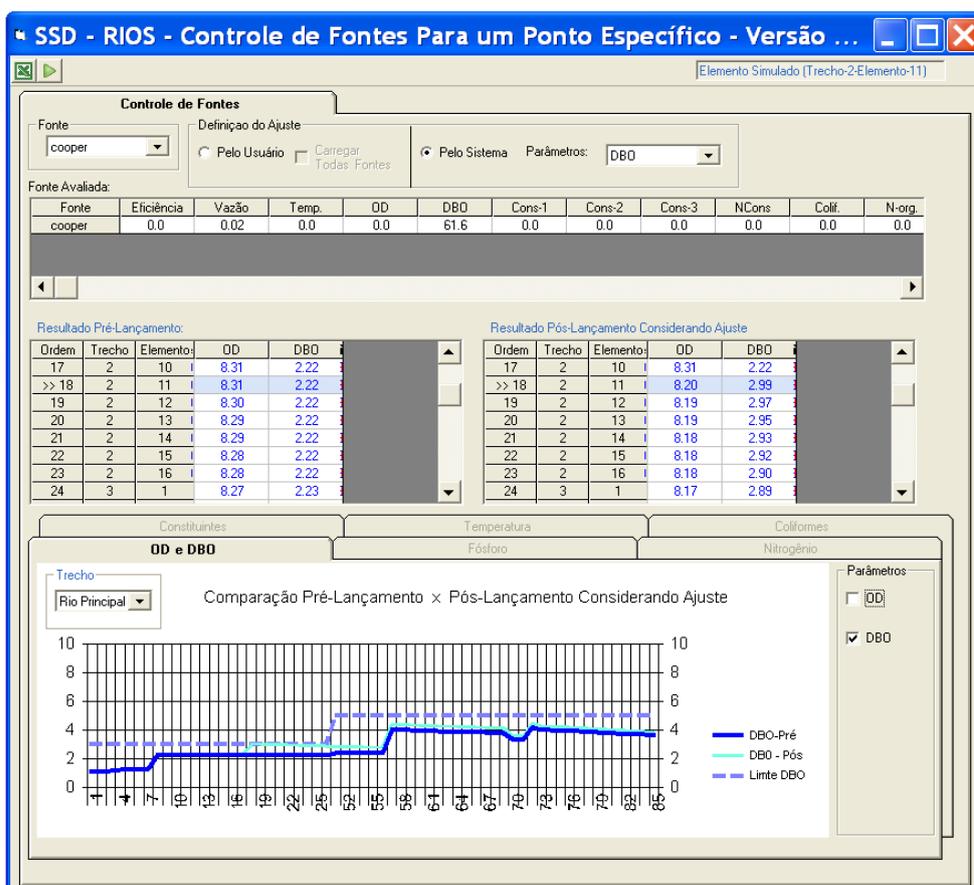


Figura 51. Resultados do lançamento no elemento 11 trecho 2, alternativa B

Para o caso do lançamento no elemento 11 do trecho 2 o valor encontrado de DBO foi de 61,6mg/l, demandando um sistema de tratamento com eficiência de 78% para remoção de DBO (Figura 51).

Tabela 28. Resultados da simulação do cenário 3, alternativas A e B

R I O	Discretização do rio simulado			Fontes pontuais existentes	Clas- ses	Resultados das simulações para os dois locais escolhidos				Resultados após utilização do módulo controle de fontes								
						Elemento 11 Trecho 2		Elemento 3 Trecho 7		Alternativa A Controle feito pelo usuário				Alternativa B Controle feito pelo sistema				
	Ordem	Trecho	Elem.			OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	
P R I N C I P A L	1	1	1	Cabeceira 1	C L A S S E 1	8,49	1,05	8,49	1,05	8,49	1,05	8,49	1,05	8,49	1,05	0	0,00	
	2	1	2			8,48	1,10	8,48	1,09	8,48	1,10	8,48	1,10	8,48	1,1	0	0,00	
	7	1	7			8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	
	8	2	1			ETE 4	8,37	2,21	8,38	2,20	8,37	2,21	8,37	2,21	8,37	2,21	8,37	2,21
	9	2	2	8,37		2,21	8,37	2,21	8,37	2,21	8,37	2,21	8,37	2,21	8,37	2,21		
	15	2	8	ETA 1		8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	
	16	2	9			8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22	
	17	2	10			8,31	2,22	8,31	2,22	8,31	2,22	8,31	2,22	8,31	2,22	8,31	2,22	
	18	2	11			8,19	5,79	8,31	2,22	8,2	3,27	8,3	2,22	8,2	2,98	8,3	2,22	
	19	2	12			8,18	5,70	8,30	2,22	8,19	3,25	8,3	2,22	8,19	2,97	8,3	2,22	
	20	2	13			8,18	5,62	8,29	2,22	8,19	3,22	8,29	2,22	8,19	2,95	8,29	2,22	
	21	2	14			8,17	5,55	8,29	2,22	8,18	3,20	8,29	2,22	8,18	2,93	8,29	2,22	
	22	2	15			8,16	5,47	8,28	2,22	8,18	3,18	8,28	2,22	8,18	2,92	8,28	2,22	
	23	2	16			8,16	5,40	8,28	2,22	8,17	3,16	8,28	2,22	8,18	2,9	8,28	2,22	
	24	2	17			8,15	5,34	8,27	2,23	8,17	3,14	8,27	2,23	8,17	2,89	8,27	2,23	
	25	3	3	8,15		5,29	8,27	2,23	8,17	3,13	8,27	2,24	8,17	2,89	8,27	2,24		
	26	3	4	Ant. junção		8,14	5,24	8,26	2,24	8,16	3,12	8,26	2,24	8,17	2,88	8,26	2,24	
	A F L U E N T E	27	4	1		Cabeceira 2	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06
		26	4	2		8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12	
		28	4	3		8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18	
		47	5	11		8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68	
		48	5	12		8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67	
		49	6	1		8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66	
		50	6	2		8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66	
		51	7	1		Junção	8,15	4,39	8,23	2,38	8,17	2,97	8,23	2,38	8,17	2,81	8,23	2,38
		52	7	2			8,15	4,36	8,23	2,37	8,16	2,96	8,23	2,37	8,16	2,8	8,23	2,37
53		7	3	8,14	4,33		8,16	4,44	8,16	2,94	8,17	2,97	8,16	2,78	8,17	3,43		
54	7	4	8,14	4,30	8,16		4,41	8,16	2,93	8,16	2,96	8,16	2,77	8,16	3,42			
55	7	5	8,14	4,28	8,16		4,38	8,16	2,92	8,16	2,95	8,16	2,76	8,16	3,4			
56	7	6	8,13	4,25	8,15		4,35	8,15	2,91	8,16	2,94	8,16	2,76	8,16	3,38			
P R I N C I P A L	57	7	7	ETE 3	8,06	5,84	8,08	5,94	8,09	4,52	8,09	4,55	8,09	4,37	8,09	4,99		
	58	7	8		8,06	5,80	8,08	5,90	8,08	4,49	8,09	4,52	8,09	4,35	8,09	4,95		
	59	7	9		8,06	5,75	8,08	5,86	8,08	4,47	8,09	4,49	8,08	4,32	8,08	4,92		
	60	7	10		8,05	5,71	8,07	5,81	8,08	4,44	8,08	4,47	8,08	4,29	8,08	4,89		
	68	7	18	Rio São Lor.	8,03	5,42	8,04	5,51	8,06	4,24	8,06	4,27	8,06	4,11	8,06	4,66		
	69	8	9		8,02	5,38	8,04	5,47	8,05	4,22	8,06	4,25	8,06	4,09	8,05	4,63		
	70	9	1		8,1	4,64	8,11	4,72	8,12	3,68	8,13	3,7	8,13	3,57	8,12	4,02		
	71	9	2		8,09	4,60	8,10	4,68	8,12	3,65	8,12	3,67	8,12	3,54	8,12	3,98		
	72	9	3		ETE 1	8,03	5,49	8,04	5,56	8,06	4,55	8,06	4,57	8,06	4,44	8,06	4,88	
	73	9	4		Rio São Luis	8,04	5,24	8,06	5,31	8,07	4,35	8,08	4,37	8,08	4,25	8,07	4,67	
	74	9	5		8,04	5,19	8,05	5,26	8,07	4,32	8,07	4,34	8,07	4,22	8,06	4,63		
	75	9	6		8,03	5,15	8,04	5,22	8,06	4,28	8,07	4,3	8,07	4,18	8,06	4,59		
	76	9	7		8,02	5,10	8,04	5,17	8,06	4,25	8,06	4,26	8,06	4,15	8,05	4,55		
	77	9	8		8,02	5,06	8,03	5,13	8,06	4,21	8,06	4,23	8,06	4,11	8,05	4,51		
	78	10	1	8,01	5,01	8,02	5,08	8,05	4,17	8,05	4,19	8,05	4,08	8,04	4,47			
	79	10	2	8,01	4,97	8,02	5,03	8,04	4,14	8,05	4,15	8,05	4,04	8,04	4,43			
	80	10	3	8,00	4,92	8,01	4,99	8,04	4,1	8,04	4,12	8,04	4,01	8,03	4,39			
	81	10	4	7,99	4,88	8,00	4,94	8,03	4,06	8,04	4,08	8,04	3,97	8,03	4,35			
	82	10	5	7,99	4,83	8,00	4,90	8,03	4,03	8,03	4,05	8,03	3,94	8,02	4,31			
83	10	6	7,98	4,79	7,99	4,85	8,02	3,99	8,03	4,01	8,03	3,9	8,01	4,27				
84	10	7	7,97	4,74	7,98	4,81	8,02	3,96	8,02	3,98	8,02	3,87	8,01	4,24				
85	10	8	Últ. elem.	7,97	4,70	7,98	4,76	8,01	3,92	8,02	3,94	8,02	3,83	8,00	4,2			
Ponto lançamento elemento 11 trecho 2						0%	0%	70%	70%	78%	48%							
Ponto lançamento elemento 3 trecho 7						Eficiências adotadas para remoção de DBO do lançamento considerado												

Para o caso do lançamento no elemento 3 do trecho 7, o valor foi 145,6mg/l, demandando um sistema de tratamento com uma eficiência de 48% (ver Figura 52).

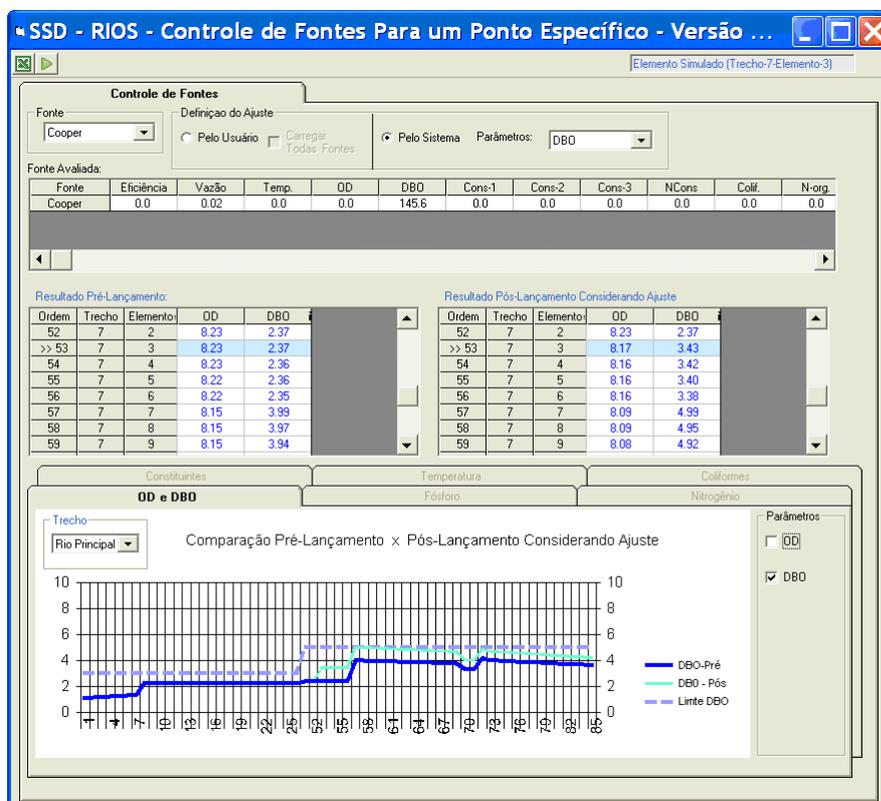


Figura 52. Resultados do lançamento no elemento 3 trecho 7, alternativa B

Para as alternativas C e D, considerou-se apenas um local para a realização do novo lançamento.

Alternativa C

Esta alternativa considera o ponto de lançamento no elemento 11 do trecho 2. O controle de fontes seria realizado pelo usuário com a opção “carregar todas as fontes” marcada na “Definição do Ajuste” do formulário (Figura 53), disponibilizando, dessa forma, todas as fontes na grade “fonte avaliada”. Neste caso, adotou-se a ETE 4 para controle. A eficiência de remoção de DBO foi aumentada de 45% para 70%, tendo sido adotada a mesma eficiência de tratamento para a ETE cujo lançamento estaria sendo outorgado. Os resultados dessa simulação mostram que, com as eficiências adotadas para a ETE 4 e para a nova ETE, seria

possível localizar o novo lançamento no elemento 11 do trecho 2 sem que ocorresse violação aos limites estabelecidos para o corpo receptor.

Tabela 29. Resultados da simulação relativa ao cenário 3, alternativas C e D

R I O	Discretização do rio simulado			Fontes pontuais existentes	Clas- ses	Alternativa C				Alternativa D						
						Elemento 11 Trecho 2		Elemento 3 Trecho 7		Elemento 3 Trecho 7		Elemento 3 Trecho 7				
	Ordem	Trecho	Elem.			Sem controle de fontes		Com controle de fontes		Sem controle de fontes		Com controle de fontes				
						OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO			
P R I N C I P A L	1	1	1	Cabeceira 1	1	8,49	1,05	8,49	1,05	8,49	1,05	8,49	1,05			
	2	1	2			8,48	1,10	8,48	1,1	8,48	1,09	8,48	1,1			
	
	7	1	7			8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	8,42	1,29	
	8	2	1			ETE 4	8,37	2,21	8,37	1,80	8,38	2,20	8,37	2,21	8,37	2,21
	9	2	2			...	8,37	2,21	8,37	1,82	8,37	2,21	8,37	2,21	8,37	2,21
	
	15	2	8			...	8,32	2,22	8,33	1,88	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22
	16	2	9			ETA 1	8,32	2,22	8,32	1,89	8,32	2,22	8,32	2,22	8,32	2,22
	17	2	10			...	8,31	2,22	8,31	1,90	8,31	2,22	8,31	2,22	8,31	2,22
	18	2	11			...	8,19	5,79	8,2	2,96	8,31	2,22	8,3	2,22	8,3	2,22
	19	2	12			...	8,18	5,70	8,2	2,95	8,30	2,22	8,3	2,22	8,3	2,22
	20	2	13			...	8,18	5,62	8,19	2,93	8,29	2,22	8,29	2,22	8,29	2,22
	21	2	14			...	8,17	5,55	8,19	2,91	8,29	2,22	8,29	2,22	8,29	2,22
	22	2	15			...	8,16	5,47	8,18	2,90	8,28	2,22	8,28	2,22	8,28	2,22
	23	2	16			...	8,16	5,40	8,18	2,88	8,28	2,22	8,28	2,22	8,28	2,22
	24	2	17			...	8,15	5,34	8,18	2,87	8,27	2,23	8,27	2,23	8,27	2,23
	25	3	3			...	8,15	5,29	8,17	2,87	8,27	2,23	8,27	2,23	8,27	2,24
	26	3	4			Ant. junção	8,14	5,24	8,17	2,86	8,26	2,24	8,26	2,24	8,26	2,24
	27	4	1			Cabeceira 2	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06	8,48	1,06
	28	4	2			...	8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12	8,47	1,12
	29	4	3			...	8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18	8,45	1,18

	47	5	11			...	8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68	8,19	2,68
	48	5	12			...	8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67	8,18	2,67
	49	6	1			...	8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66	8,18	2,66
50	6	2	...	8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66	8,17	2,66			
51	7	1	Junção	2	8,15	4,39	8,17	2,79	8,23	2,38	8,23	2,38				
52	7	2			8,15	4,36	8,17	2,78	8,23	2,37	8,23	2,37				
53	7	3			8,14	4,33	8,17	2,77	8,16	4,44	8,16	4,43				
54	7	4			8,14	4,30	8,16	2,76	8,16	4,41	8,16	4,4				
55	7	5			8,14	4,28	8,16	2,75	8,16	4,38	8,16	4,38				
56	7	6			8,13	4,25	8,16	2,74	8,15	4,35	8,15	4,35				
57	7	7			ETE 3	8,06	5,84	8,09	4,36	8,08	5,94	8,09	4,98			
58	7	8			...	8,06	5,80	8,09	4,34	8,08	5,90	8,08	4,94			
...		
68	7	18			...	8,03	5,42	8,06	4,10	8,04	5,51	8,05	4,65			
69	8	9			...	8,02	5,38	8,06	4,08	8,04	5,47	8,05	4,62			
70	9	1			Rio São Lor.	8,1	4,64	8,13	3,56	8,11	4,72	8,12	4,01			
71	9	2			...	8,09	4,60	8,13	3,53	8,10	4,68	8,11	3,98			
72	9	3			ETE 1	8,03	5,49	8,06	4,44	8,04	5,56	8,05	4,87			
73	9	4			Rio São Luis	8,04	5,24	8,08	4,25	8,06	5,31	8,07	4,66			
74	9	5			...	8,04	5,19	8,07	4,21	8,05	5,26	8,06	4,62			
75	9	6			...	8,03	5,15	8,07	4,17	8,04	5,22	8,06	4,58			
76	9	7			...	8,02	5,10	8,07	4,14	8,04	5,17	8,05	4,54			
77	9	8			...	8,02	5,06	8,06	4,11	8,03	5,13	8,05	4,5			
78	10	1			...	8,01	5,01	8,06	4,07	8,02	5,08	8,04	4,46			
79	10	2			...	8,01	4,97	8,05	4,03	8,02	5,03	8,04	4,42			
80	10	3			...	8,00	4,92	8,05	4,00	8,01	4,99	8,03	4,38			
81	10	4			...	7,99	4,88	8,04	3,96	8,00	4,94	8,02	4,34			
82	10	5			...	7,99	4,83	8,04	3,93	8,00	4,90	8,02	4,3			
83	10	6			...	7,98	4,79	8,03	3,90	7,99	4,85	8,01	4,27			
84	10	7			...	7,97	4,74	8,03	3,86	7,98	4,81	8,01	4,23			
85	10	8	Últ. elem.	7,97	4,70	8,02	3,83	7,98	4,76	8,00	4,19					

Ponto lançamento elemento 11 trecho 2

Ponto lançamento elemento 3 trecho 7

0% | 70% | 0% | 0%
Eficiências adotadas para remoção de DBO do novo lançamento considerado

A figura 53 apresenta os resultados relativos a alternativa C com lançamento no elemento 11 do trecho 2.

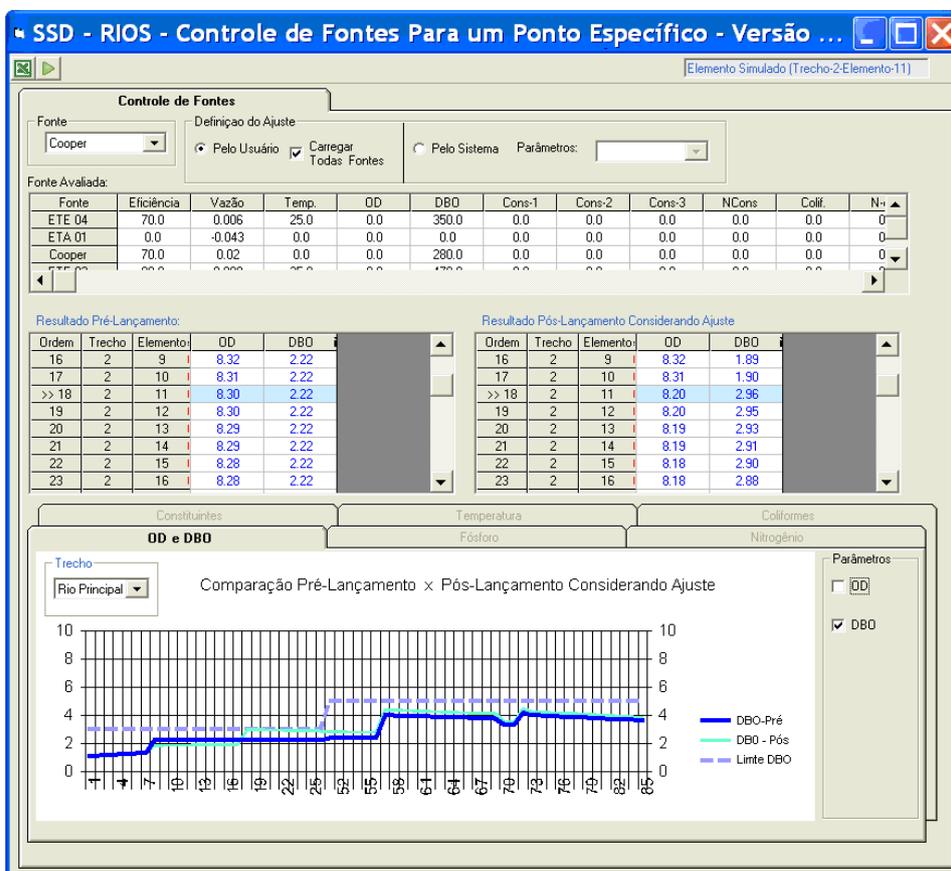


Figura 53. Resultados do lançamento no elemento 11 trecho 2 alternativa C

Alternativa D

Na alternativa D, o ponto escolhido para o novo lançamento foi o elemento 3 do trecho 7, com ajuste realizado pelo sistema. Pelo fato de o ajuste realizado pelo sistema só permitir o controle de uma única fonte, optou-se por fazer o controle da fonte ETE 3, por ser a que apresentaria maior influência sobre o novo lançamento.

Após a simulação, o resultado encontrado para o valor máximo de DBO admissível para ETE 3, sem desrespeitar os limites considerados para o corpo receptor, foi 87,4mg/l. Para que isso ocorra, seria necessário que a ETE 3 apresentasse eficiência de remoção de DBO superior a 77%. A Figura 54 apresenta resultados, considerando a ETE 3, apresentando eficiência 77%.

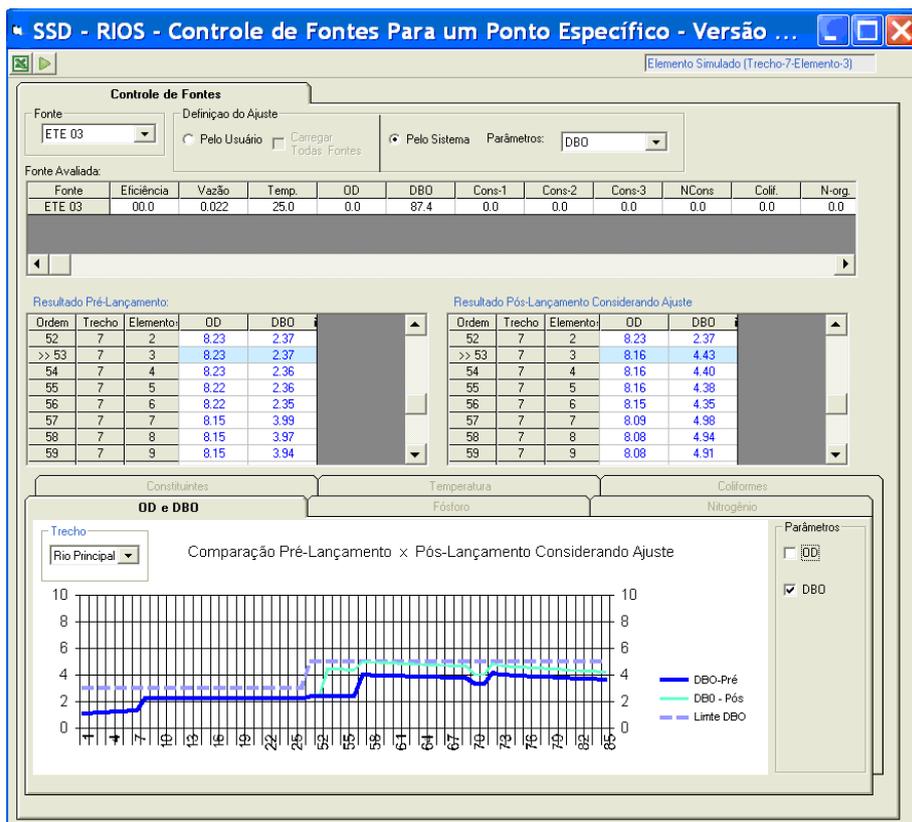


Figura 54. Resultados do lançamento no elemento 3 trecho 7, alternativa D

5.3.3.1 Análise dos resultados obtidos para o Cenário 3.

A adição, neste cenário, de duas fontes pontuais (ETE 3 e ETE 4) e a inserção de fonte de poluição difusa, em relação ao cenário 2, mostra maior dificuldade para outorga de novos lançamentos. Os resultados apresentados na Tabela 27, relativa ao cenário 3, mostram que ocorreria violação dos limites estabelecidos para o corpo receptor para qualquer um dos possíveis locais para implantação do novo lançamento.

Com a utilização do módulo Controle de Fontes do SSD-RIOS, foi possível verificar opções para a localização do novo lançamento em dois pontos previamente definidos.

Para esses dois pontos, foram criadas quatro alternativas (A, B, C e D) para análise da possibilidade de autorização de um novo lançamento.

Para as alternativas A e B, optou-se por fazer o controle somente sobre o novo lançamento, com o objetivo de demonstrar o processo de escolha de ponto de localização de um novo

lançamento, sem considerar alterações nas fontes existentes. Os resultados apresentados nas simulações, para as alternativas A e B, mostram que seria possível lançamento da nova fonte, sem violação dos limites preconizados para o corpo receptor, caso fossem reduzidas as cargas relativas a esta nova fonte, pelo tratamento de efluentes mais eficiente.

Na alternativa C, o controle foi realizado somente sobre uma das fontes de poluição previamente existentes. O resultado dessa simulação demonstra que o aumento da eficiência de tratamento para efluentes previamente lançados no corpo amplia a possibilidade de autorização para novos lançamentos sem que ocorram violações relativas a parâmetros qualitativos. Para essa alternativa, o aumento da eficiência de tratamento da ETE 3, de 45% para 78%, permitiria que toda a carga do novo lançamento fosse assimilada pelo corpo receptor sem que ocorresse a violação dos limites estabelecidos.

A alternativa D visou a demonstrar que não só o controle de eficiências do efluente da nova fonte a ser lançada, mas também o aumento nas eficiências de tratamento dos efluentes de fontes previamente existentes pode viabilizar a implantação de um novo lançamento. Os resultados apresentados para essa alternativa mostram que o aumento da eficiência de tratamento da ETE 4, de 45% para 70%, aliado à adoção de um sistema de tratamento para o novo lançamento, possibilitaria a implantação dessa nova fonte, sem violação de limites para parâmetros de qualidade para o corpo receptor.

Os resultados mostram que a melhora na eficiência do tratamento dos efluentes da ETE 4, considerado na alternativa D, possibilitaram menores concentrações de DBO para o corpo receptor, o que permitiu uma maior capacidade de assimilação remanescente para o novo lançamento.

Os diversos cenários simulados com uso do SSD desenvolvido demonstram a importância da consideração das fontes de poluição existentes, e de seu controle, na análise e viabilização de um novo lançamento, a ser outorgado, de forma a garantir a manutenção da qualidade do corpo de água receptor, de acordo com padrões estabelecidos.

6 DISCUSSÃO

Na análise de solicitações de licenças ambientais para lançamentos de efluentes em corpos de água e apoio à tomada de decisão a respeito de suas respectivas outorga, é fundamental o conhecimento das concentrações dos parâmetros de qualidade de água do emissário e do corpo receptor, sobretudo dos níveis de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica para oxidação da matéria orgânica. Todos esses fatores contribuem para a realização da escolha do local ideal para a implantação da nova fonte de lançamento, evitando que o nível de oxigênio dissolvido no meio aquático atinja concentrações que possam afetar negativamente o funcionamento das comunidades biológicas (DERISIO, 1992; JAIN; SINGH, 2003).

Optou-se, nesta pesquisa, em trabalhar a análise da outorga a partir da verificação das concentrações dos constituintes do efluente no corpo receptor, após a sua mistura. Existe o entendimento, conforme preconizado na Resolução n.º 16/2001 do CNRH, que a outorga se dá em termos do cálculo da vazão de diluição necessária para atender ao limite de concentração de cada parâmetro estabelecido pela classe de enquadramento. Pereira e Mendonça (2005) salientaram a importância da realização de simulações práticas, antes da adoção de qualquer equação para o cálculo da vazão de diluição e de sua variação ao longo do corpo receptor na análise de solicitações de outorga.

Nesse aspecto observado por esses autores, procurou-se, nesta pesquisa, desenvolver um SSD que fizesse a análise considerando a concentração do constituinte no corpo receptor. A análise, em termos de vazão de diluição, deve considerar as equações de diluição existentes, baseadas nas concentrações dos parâmetros já calculadas ao longo do corpo de água, para pesquisa posterior.

Com o intuito de analisar os impactos causados pelo lançamento de efluentes em cursos de água que afetam os parâmetros de qualidade de água do corpo receptor, foi utilizado, neste trabalho, o QUAL2E, modelo de qualidade de água unidimensional que permite a simulação de forma espacial de até 15 parâmetros associados à qualidade das águas, fornecendo valores das concentrações dos parâmetros simuladas no curso de água. Lee (1973) descreveu que, por meio de um modelo, podem-se representar as características mais importantes de uma

situação do mundo real. Por sua vez Loucks, Stedinger e Haith (1981) lembraram que não existe um modelo isolado que irá satisfazer a todas as situações.

As simulações executadas com o modelo QUAL2E em cursos de água possuem as limitações de representar os mecanismos de transporte de massa apenas ao longo da direção longitudinal do curso de água e de considerar que os elementos computacionais dos trechos são de igual comprimento, conectados uns aos outros por mecanismos de transporte e dispersão, considerados como reatores de mistura completa em série. Por isso, esse modelo deve ser utilizado para rios bem misturados (BROWN; BARNWELL JUNIOR, 1987). O conhecimento das limitações de um modelo é fundamental para a definição de sua escolha (BITTENCOURT et al., 1997). Nesta pesquisa, optou-se pelo modelo QUAL2E, pois a utilização da equação de transporte de massa unidimensional do tipo advecção-dispersão (equação 4.1) reduz o sistema para uma dimensão, diminuindo o número de variáveis de entrada desse modelo. Outro aspecto importante que foi levado em consideração na escolha desse modelo é que as simulações acontecem para um intervalo de tempo em que as vazões do curso de água são constantes. Portanto, o gradiente de volume ($\frac{\partial V}{\partial t}$) é nulo, simplificando a equação 4.2. Essa consideração se aplica a este estudo, pois o modelo QUAL2E foi utilizado para representar um regime de vazão constante tanto do corpo receptor quanto para as fontes de lançamentos e captações. Além disso, com o uso desse modelo, pode-se trabalhar em regime permanente (estado estacionário), o que simplifica a equação 4.4, uma vez que não há variação do gradiente de concentração local ($\frac{\partial C}{\partial t}$), resultando em gradiente nulo, o que possibilitou a utilização do modelo QUAL2E para análise dos impactos provenientes de fontes pontuais poluidoras contínuas sobre os parâmetros de qualidade da água neste estudo. Outro aspecto relevante, na simulação do modelo QUAL2E, é o comprimento adotado para os elementos computacionais, pois quanto menor forem as extensões desses elementos, melhor será a representação da variação do constituinte no rio.

Bittencourt et al. (1997) citaram que a utilização de muitas variáveis para a simulação de parâmetros de qualidade de água fica limitada pela dificuldade de obtenção de dados. O trabalho da Agência Nacional de Águas (2005) sobre qualidade das águas superficiais no Brasil evidenciou a dificuldade apontada por Bittencourt et al. (1997) em obter informações sobre esse assunto em nosso país. Essa dificuldade também ocorreu durante a realização desta

pesquisa, referente à obtenção de dados de parâmetros de qualidade de água na bacia utilizada para a simulação dos “cenários” propostos. Em virtude desse fato, e por limitações financeiras, optou-se por realizar as simulações utilizando informações previamente existentes, contidas no relatório da Universidade Federal do Espírito Santo (1999) e em relatório do trabalho de Zamprogno (1999), por apresentarem resultados de monitoramento para pontos situados em locais adequados para o presente estudo.

O QUAL2E apresenta a opção de inserção de fluxo incremental, possibilitando a consideração da poluição difusa. O SSD desenvolvido por Roriz (2002) utilizou os valores das simulações realizadas pelo GWLF como entrada de poluição difusa para o modelo QUAL2E. Salvetti, Azzellino e Vismara (2006), no SSD desenvolvido, utilizaram o modelo SWAT, em combinação com o QUAL2E, para determinação da poluição difusa e prevenção de impactos da gestão do solo na bacia de estudo. Portanto, a utilização de um modelo para simulação de poluição difusa permitiria que as cargas difusas fossem consideradas no modelo QUAL2E para modelagem do curso de água. Como a interface criada no SSD-RIOS, manteve a entrada para o fluxo incremental, este SSD permite simulações que consideram o fluxo incremental relativo à poluição difusa. No trabalho de Roriz (2002), foi realizado um tratamento nos dados de saída do GWLF, para que fosse utilizado no arquivo de entrada do QUAL2E. Procedimento análogo pode ser feito, caso se decida utilizar o GWLF com o SSD desenvolvido neste trabalho.

Outro fator considerado para a adoção do modelo QUAL2E é sua ampla utilização em estudos que abordam qualidade de água em rios de vários países (BITTENCOURT et al. 1997; CHAUDHURY et al., 1998; RORIZ, 2002; SALIM, 2004; CUNHA et al., 2004; RODRIGUES, 2005; SALVETTI; AZZELLINO; VISMARA, 2006; MENDONÇA; RORIZ; ZORZAL, 2007; SONG; KIM, 2009), o que dá credibilidade ao sistema desenvolvido neste trabalho.

Após a definição do modelo QUAL2E para a simulação de parâmetros de qualidade de água, a linguagem de programação Visual Basic 6.0 foi escolhida para desenvolver o SSD-RIOS. Optou-se por essa linguagem por ser conhecida pelo pesquisador e pelo fato de ser uma ferramenta que permitiu a criação de uma interface gráfica com o usuário em ambiente do Microsoft Windows, que é conhecido pela maioria dos usuários de computadores.

O SSD-RIOS possui uma interface de comunicação com o usuário, um modelo de qualidade de água e uma base de dados. Segundo Porto e Azevedo (1997), essa é uma típica estrutura de Sistema de Suporte à Decisão. Foi dentro desse foco que a presente pesquisa desenvolveu um SSD para auxiliar na análise de tomada de decisão, utilizando o modelo QUAL2E, considerando os seguintes aspectos: estrutura citada por Porto e Azevedo (1997); cuidados na elaboração de SSD apresentados por Azevedo et al. (2003); apresentação de resultados em formato de fácil interpretação, conforme mencionado por Braga et al. (1998) e apresentação de diferentes cenários sugeridos por Viegas Filho et al. (1999).

A opção de manter, na medida do possível, a mesma tipologia de entrada de dados utilizada na interface AQUAL2E, relativa ao modelo QUAL2E, teve como objetivo facilitar a utilização do SSD-RIOS por usuários que já tenham familiaridade com o modelo. Conforme já mencionado e referenciado, o modelo QUAL2E é utilizado por inúmeros pesquisadores. Rodrigues (2005), assim como nesta pesquisa, procurou estabelecer a mesma tipologia de entrada de dados utilizada pela interface do modelo QUAL2E para o SSD que desenvolveu. Porém, na interface, todas as fontes pontuais são inseridas juntas. No atual SSD desenvolvido, a entrada de dados relativa à nova fonte pontual a ser analisada foi feita separadamente das demais fontes existentes e foi criada uma tela separada para o seu cadastramento. No SSD-RIOS, faz-se a análise separada da nova fonte a ser outorgada que é localizada ao longo de toda a seção longitudinal do curso de água em simulações individualizadas do QUAL2E para cada elemento computacional discretizado. No sistema desenvolvido por Rodrigues (2005), as simulações são realizadas para cenários diversificados de vazões e todas as fontes pontuais são inseridas no mesmo formulário.

Roriz (2002), que desenvolveu o SSD denominado Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos (SISDERH), utilizando dois modelos computacionais (QUAL2E e GWLF), em separado, e Salim (2004), que desenvolveu um SSD utilizando a automatização do modelo computacional QUAL2E, considerando múltiplos lançamentos de efluentes, buscaram estabelecer ambientes amigáveis para a utilização desses modelos. Porém, para realizar a entrada de dados relativa ao modelo QUAL2E, mantiveram a interface original do programa QUAL2E, que é acessado por meio da interface desenvolvida por esses autores. Na atual pesquisa e no SSD desenvolvido por Rodrigues (2005), as interfaces, que foram criadas para entrada de dados relativos ao modelo QUAL2E, demonstraram ser mais interativas e amigáveis que a interface original do QUAL2E. Porto e Azevedo (1997) indicaram que um

bom SSD deve criar um ambiente interativo e didático que proporcione o aprendizado do usuário.

A opção por duas entradas para os valores-limite dos parâmetros de qualidade de água na tela “Entrada da fonte - Limite qualidade de água” objetivou uma flexibilização entre valores adotados pela Resolução CONAMA n.º 357/05 ou definidos pelo usuário. Essa flexibilização é importante, pois possibilita a adoção de variados valores-limite, permitindo o uso do SSD-RIOS, caso se queiram considerar metas progressivas no planejamento da recuperação da qualidade da água do corpo receptor.

Outro aspecto relevante foi a definição de valores-limite por trecho, possibilitando o enquadramento do curso de água em diferentes classes, como evidenciado por Teixeira et al. (2007) na pesquisa apresentada sobre enquadramento do rio Santa Maria da Vitória, no qual a divisão do curso de água foi feita em diferentes classes, propiciando análises diferenciadas em relação ao uso do corpo hídrico.

Mensagens enviadas pelo sistema, no momento da entrada de dados, mostraram ser uma alternativa interessante para a verificação de seus valores, em relação ao respeito aos limites aceitos pelo sistema, como foi exemplificado no item 5.2.1.1 no “Formulário Entrada Principal” (Figuras 21, 22 e 23) e “Formulário Qualidade e Temperatura”. No SSD desenvolvido por Rodrigues (2005), a verificação é feita por meio de um botão, após o preenchimento de cada um dos formulários existentes. No sistema desenvolvido nesta pesquisa, a verificação dos dados ocorre à medida que eles são inseridos. Com isso, os erros de preenchimento de dados são minimizados, proporcionando maior agilidade e interatividade entre usuário e computador, sendo as não conformidades detectadas logo após a digitação.

A primeira tela de resultado apresentada pelo sistema (Figura 33) possibilita ao decisor uma verificação imediata dos resultados obtidos nas simulações. A disponibilização dos valores antes da simulação, na grade “Valores-Limite Antes da Inclusão da Nova Fonte”, permite ao analista de recursos hídricos uma visão de como está o corpo de água sem a implantação do novo lançamento, enquanto os resultados apresentados na grade “Valores-Limite Calculados Para a Nova Fonte em Cada Ponto do Rio”, fornecem uma visão dos possíveis locais para a implantação da nova fonte sem que ocorra comprometimento dos níveis da qualidade da água do corpo receptor.

As Tabelas 23, 24 e 29, relativas aos cenários analisados nesta pesquisa, mostram esses resultados. Optou-se, neste trabalho, por apresentar os resultados em tabelas, pois, se fosse utilizada apenas a tela do sistema (Figura 33), não seria possível a visualização das condições qualitativas para todo o curso de água. É importante lembrar que o sistema permite a visualização de todo o curso de água, pelo fato de a grade que apresenta os parâmetros de qualidade de água possuir uma barra de rolagem. Procedimento análogo é permitido pelo sistema para apresentação dos resultados das análises individualizadas de lançamentos.

A rotina de programação desenvolvida no SSD-RIOS para apresentação dos resultados obtidos das simulações nas cores vermelha e azul facilita a interpretação dos resultados, mesmo para as pessoas que desconheçam os valores-padrão estabelecidos para o corpo receptor. Porto e Azevedo (1997), Braga et al. (1998), Azevedo et al. (2003) e Song e Kim (2009) lembraram a necessidade de que os modelos apresentem resultados em linguagem de fácil interpretação, o que parece ser um consenso entre os especialistas.

A Lei n.º 9.433/97 preconiza que a gestão de recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação de representantes do Poder Público, dos usuários e da sociedade civil. Esses representantes fazem parte dos Comitês de Bacia e são responsáveis pela discussão para a elaboração do Plano de Recursos Hídricos. Muitos deles não possuem conhecimento técnico sobre determinados assuntos. Thomas (2002) ressaltou a relevância da discussão do Plano de Recursos Hídricos com a sociedade. A pesquisa de Teixeira et al. (2007) demonstrou a importância do saber popular para o enquadramento do curso de água. A utilização de cores para apresentação dos resultados das simulações do SSD-RIOS pode facilitar a interpretação dos resultados obtidos por pessoas sem conhecimento profundo no assunto, possibilitando seu uso de forma didática e interativa nos processos de gestão de recursos hídricos, auxiliando a tomada de decisão por esses atores.

O armazenamento dos resultados obtidos com a simulação do QUAL2E pelo sistema no módulo de base de dados permite que a análise dos resultados de cada uma das simulações seja feita de forma individualizada, sem a necessidade de uma nova execução do modelo QUAL2E para o ponto escolhido. Na tela de resultados individualizados, a apresentação de resultados antes do lançamento e após o lançamento teve o intuito de apresentar uma comparação das condições do corpo de água antes e depois da implementação da nova fonte. Assim, o usuário poderá verificar em quanto o novo lançamento estará comprometendo o

corpo receptor, comparativamente às demais fontes existentes. A identificação dos valores que extrapolam os valores-limite estabelecidos para o corpo receptor na tela de resultados, por meio da cor nos dados tabelados e de uma linha pontilhada limite nos gráficos (Figuras 34, 35, 36, 37, 38, 43), auxilia na verificação dos locais onde houve a violação dos padrões da qualidade da água estabelecidos para o corpo receptor.

A exibição dos gráficos por trechos, tributários ou rio principal aliada à possibilidade de escolha das opções que serão visualizadas, ajudou na interpretação dos resultados obtidos nas simulações desta pesquisa.

Tanto Salim (2004) como Roriz (2002) desenvolveram SSDs em linguagem de programação Delphi 5 e demonstraram a visualização dos resultados por meio de tabelas e gráficos. Salim (2004) concluiu que o uso dessas ferramentas permite ao analista a avaliação de resultados de forma rápida e interativa. Rodrigues (2005) também apresentou os resultados do SSD desenvolvido por meio de tabelas e gráficos, utilizando a linguagem de programação Visual Basic 6.0.

O módulo “Controle de fontes pontuais” demonstrou ser uma ferramenta importante do SSD-RIOS. Por meio das simulações realizadas no cenário 3, com a utilização desse módulo, foi possível analisar uma diversidade de cenários para alocação da nova fonte em um ponto predeterminado. No SSD desenvolvido por Salim (2004), para controle de múltiplas fontes de poluição pontuais, o sistema realiza, de forma automatizada, a variação da vazão ou da eficiência de tratamento das fontes pontuais existentes. Na presente pesquisa, podem-se escolher, além da vazão e da eficiência de tratamento, outras variáveis para controle, conforme metodologia definida no item 4.2. O SSD-RIOS permite, ainda, a opção de ajuste pelo usuário.

Assim como para os demais modelos de qualidade de água e Sistemas de Suporte à Decisão, resultados de simulações com o uso do QUAL2E e do SSD-RIOS devem ser interpretados com cautela, uma vez que são influenciados por simplificações conceituais e aproximações de parâmetros. Esses resultados são influenciados, dentre outros fatores, pela experiência e conhecimento do analista de recursos hídricos, pelas informações disponíveis a respeito da bacia hidrográfica e do corpo receptor e pela propriedade dos processos de calibração e validação.

A limitação do modelo QUAL2E, no qual cada elemento computacional só pode ter uma designação, é também uma limitação do SSD-RIOS. Essa limitação pode interferir na utilização do SSD-RIOS. Em um curso de água com muitas captações e lançamentos, os elementos computacionais designados para representar essas fontes não podem receber novas fontes. No cenário 3 do presente estudo, pode-se verificar essa consideração no trecho 9 (Tabela 28), onde os elementos 1, 3 e 4 já estão sendo utilizados, impedindo a simulação do SSD para nova fonte situada nesses elementos. Uma medida que pode ajudar a contornar esse problema é diminuir o comprimento do elemento computacional, o que aumentaria o número de elementos disponíveis para todos os trechos simulados.

Após a calibração do sistema e definição dos coeficientes dos parâmetros de entrada, o arquivo contendo as informações da bacia a ser simulada pode ser gravado. Com isso, todas as informações que foram digitadas no formulário “Cadastro de Informações” ficam salvas. Isso representa uma vantagem do SSD-RIOS, pois usuários menos experientes poderão operar o sistema, bastando apenas definir quais parâmetros serão simulados e cadastrar os dados da nova fonte a ser analisada.

A exportação dos resultados simulados para planilha eletrônica do Excel permite que relatórios e tabelas sejam montados para apresentação dos resultados, como foi realizado nesta pesquisa (Tabelas 26, 27 e 29). Essa facilidade pode contribuir nas discussões com os Comitês de Bacias, pela possibilidade de elaboração de material didático para apresentação de resultados, em que são utilizadas planilhas do Excel com bases para confecção de relatórios com tabelas e gráficos ilustrativos.

Os cenários propostos nesta pesquisa tiveram o intuito de ilustrar as inter-relações existentes entre o fenômeno de autodepuração, a localização de lançamentos existentes e o enquadramento do curso de água sobre a localização de um novo lançamento, conforme já discutido nas análises dos resultados obtidos do item 5.3. Cabe ressaltar a importância do enquadramento de corpos de água como instrumento de planejamento regional e a valorização do saber popular nos Comitês de Bacias, conforme destacado por Teixeira et al. (2007). Mas, no Brasil, Costa e Brandão (2007) lembraram que o estabelecimento das classes de enquadramento tem sido feito de uma forma tecnocrática e pouca participativa. Portanto parece razoável que mais trabalhos sejam feitos conforme proposição de Teixeira et al.

(2007), com o intuito de fomentar a participação popular nos processo de enquadramento das bacias hidrográficas. Dentro desse aspecto, o SSD-RIOS poderá servir como uma ferramenta didática para a definição das classes pretendidas para o curso de água.

Merece destaque, também, a consideração do fenômeno da autodepuração e a influência dos lançamentos de cargas poluidoras existentes sobre a qualidade de água dos cursos de água. Os cenários 2 e 3 desta pesquisa evidenciam essa influência. No cenário 3, com o uso do SSD-RIOS, alternativas são apresentadas para minimização dos impactos decorrentes das cargas poluidoras sobre os cursos de água, com o intuito de alocar um novo lançamento de efluente dentro do enquadramento estabelecido para o curso de água. Cabe observar que Azevedo et al. (2003) indicaram que tomadas de decisão, quanto à outorga, apresentam consequências ambientais, sociais e econômicas.

Nesta pesquisa, foram apresentadas apenas simulações relacionadas com o lançamento de efluentes. Contudo, o SSD-RIOS permite que também sejam feitas análises considerando a implantação de captações de água para abastecimento. É preciso ressaltar que a retirada de água por meio de captações apresenta influência sobre parâmetros qualitativos dos cursos de água, devido à redução de suas capacidades de diluição e autodepuração.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 CONCLUSÕES

O sistema desenvolvido apresentou-se como uma alternativa versátil para agilização da análise de alternativas locais e de solicitações de outorga de lançamento de efluentes por permitir, de forma automática, a simulação de parâmetros de qualidade ao longo de todo o corpo receptor, considerando diferentes posições de lançamentos. A geração automática de tabelas e gráficos, apresentando os valores dos parâmetros simulados, possibilita ao usuário visualização imediata do impacto de nova fonte poluidora sobre a qualidade da água, para diferentes alternativas locais.

O sistema proposto mostrou-se como uma importante ferramenta para auxílio nos processos de análises de outorgas de novas fontes pontuais em cursos de água, na medida em que considera os aspectos hidráulicos/hidrológicos da bacia hidrográfica, aliados à capacidade de autodepuração dos cursos de água, trabalhando em consonância com outros instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos: os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos de água e o Sistema de Informações Sobre Recursos Hídricos.

A simulação de parâmetros de qualidade de água ao longo das seções longitudinais de cursos de água, com uso do modelo QUAL2E, incorporou ao SSD-RIOS a capacidade de análise comparativa dos parâmetros de qualidade de água no corpo receptor da nova fonte com padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357/05 para diferentes classes de enquadramento ou com valores definidos pelo usuário.

O módulo controle de fontes do SSD-RIOS mostra-se como uma alternativa para a gestão, não só relativa à nova fonte a ser implantada, mas também às fontes existentes, pois permite aos usuários avaliação das diferentes alternativas de gestão para os diferentes cenários, de forma rápida e interativa. O sistema não apenas possibilita a definição do melhor local para o licenciamento e a possível outorga, mas também auxilia na avaliação das condições qualitativas dos corpos de água, considerando as fontes existentes, oferecendo ao gestor maior flexibilidade na gestão dos recursos hídricos.

Com os resultados disponibilizados pelo SSD-RIOS, o gestor poderá, em uma única rodada do sistema, verificar em quais trechos dos cursos de água seria possível alocar novo lançamento de efluentes, sem comprometimento dos padrões de qualidade de água estabelecidos para o corpo receptor, possibilitando ao gestor uma visão geral do corpo de água. Dessa forma, o decisor poderá escolher, dentre os diversos cenários simulados, a melhor alternativa para a localização da nova fonte pontual a ser outorgada de acordo com os limites estabelecidos pela legislação para o corpo receptor.

Pelo módulo “Controle de Fontes”, o sistema permite a verificação das alternativas de controle para a nova fonte ou para as fontes previamente existentes, para viabilizar a implantação da nova fonte no curso de água em um local específico, sem violação de limites estabelecidos para parâmetros de qualidade dentro das classes de enquadramento dos cursos de água.

As simulações demonstrativas realizadas com o SSD-RIOS, cujos resultados foram apresentados neste estudo, mostram que esse sistema pode ser utilizado para melhor entendimento das inter-relações entre qualidade de efluentes, posições de lançamentos, outorgas de lançamento, classes de enquadramento de trechos de corpos receptores e processo de autodepuração. Os resultados obtidos comprovam a importância da consideração desses fatores na outorga de lançamento de efluentes em cursos de água.

O SSD-RIOS permite boa comunicação com o usuário, tanto com relação à entrada de dados como na análise dos resultados simulados, pois possibilita ao usuário interatividade na entrada de dados e visualização imediata dos resultados obtidos nas simulações realizadas. Os resultados das simulações são disponibilizados em grades e gráficos que apresentam fácil visualização, nos quais o usuário pode observar os valores obtidos, antes e depois do novo lançamento considerado. Esses gráficos podem ser visualizados para o rio principal, afluentes ou trechos específicos. Outra facilidade fornecida pelo sistema desenvolvido é a possibilidade da escolha das variáveis que serão visualizadas, auxiliando as análises individualizadas.

Como o sistema disponibiliza os resultados de simulações, para condições antes e depois do novo lançamento de efluentes considerado, o gestor de recursos hídricos poderá realizar a análise de qual será efetivamente o impacto da nova fonte simulada sobre o corpo receptor, no que diz respeito aos parâmetros hidráulicos/hidrológicos e de qualidade de água,

considerando, dessa forma, o seu impacto específico sobre a qualidade de água nos diferentes trechos dos cursos de água.

Os dados disponibilizados em grades e gráficos pelo sistema permitem a identificação de locais de lançamento, ao longo do curso de água, para os quais ocorreria extrapolação de limites estabelecidos para o corpo receptor. No módulo “Controle de Fontes”, as duas opções de ajuste, “pelo usuário” e “pelo sistema”, mostraram ser importantes alternativas para o gerenciamento e planejamento de implantação de novos lançamentos de efluentes.

O SSD-RIOS permite ao gestor de recursos hídricos a ágil consideração de uma grande diversidade de cenários para a avaliação do novo lançamento em um local predeterminado, considerando, também, lançamentos previamente existentes.

Os diversos cenários simulados durante o estudo, com o uso do SSD-RIOS, indicam a grande importância da gestão integrada de bacias hidrográficas, considerando o controle de novos e preexistentes lançamentos de efluentes.

A utilização do SSD-RIOS desenvolvido nas simulações, cujos resultados foram apresentados neste documento, mostrou claramente a necessidade de que as análises de localização e de outorgas de lançamentos de efluentes sejam feitas considerando as bacias hidrográficas como unidades de gestão, conforme preconizado pelas políticas nacional e estaduais de recursos hídricos, tendo em vista que, por exemplo, outorgas concedidas para lançamento em trechos mais a jusante podem influenciar futuras outorgas a montante.

Sistemas de Suporte à Decisão são ferramentas utilizadas para auxiliar a tomada de decisões e não para fornecer respostas exatas sobre problemas relacionados com a gestão de recursos hídricos. Cabe ao gestor de recursos hídricos, dentro das alternativas existentes simuladas pelos sistemas ou modelos utilizados, escolher a que melhor se adapte à realidade da bacia em estudo.

De forma geral, o SSD-RIOS pode facilitar a análise de solicitações de outorga de lançamento de efluentes, ao permitir uma visão global e rápida de aspectos relacionados com o enquadramento em classes de uso, disponibilidade hídrica e a qualidade de água dos corpos receptores, por meio da rápida simulação de grande quantidade de cenários simulados.

7.2 RECOMENDAÇÕES

As simulações apresentadas pelo sistema desenvolvido mostraram a importância do enquadramento para definição de outorgas de lançamento de efluentes em cursos de água. Nos casos simulados, percebe-se a necessidade de uma visão global da bacia nos processos de outorga, visto que devem ser respeitados padrões de qualidade do corpo de água estabelecidos pelo enquadramento. Logo, recomenda-se o desenvolvimento de metodologias para auxílio aos processos de enquadramento.

Importante aspecto a ser considerado para maior eficácia do SSD-RIOS está relacionado com o Sistema de Informações de Recursos Hídricos, que deve possuir informações sobre a bacia hidrográfica capazes de subsidiar a alimentação do sistema, viabilizando a gestão e o planejamento sustentável para a região em estudo. Recomenda-se que ações sejam desenvolvidas para a estruturação e operação de redes de monitoramento de qualidade e de quantidade da água, visando à utilização de modelos de qualidade de água e do SSD-RIOS, na gestão integrada de recursos hídricos. A escolha das variáveis e dos pontos de monitoramento na bacia hidrográfica deve considerar critérios técnicos e os usos de recursos hídricos na bacia.

Modelos computacionais ou sistemas de apoio à decisão na gestão de recursos hídricos são utilizados para aproximações do comportamento dos cursos de águas reais. Os resultados obtidos nas simulações representam estimativas de valores reais e são dependentes da calibração do modelo, a partir dos parâmetros monitorados em campo. Para uma boa aproximação da realidade, é necessária uma criteriosa seleção de dados e parâmetros para simulações, de acordo com o modelo adotado. Devido à dificuldade de obtenção de dados no Brasil e às deficiências apresentadas pelas redes de monitoramento, recomenda-se o desenvolvimento de modelos que possam oferecer auxílio aos gestores de recursos hídricos, apresentando menores requisitos a respeito de quantidade e qualidade de dados de entrada.

As simulações apresentadas neste trabalho buscaram, de forma simples, verificar as interferências que cargas poluidoras localizadas a montante e a jusante têm sobre um novo lançamento, porém só foram analisados parâmetros de OD e DBO. Contudo, o SSD desenvolvido permite a consideração de outros parâmetros, relacionados com fósforo e nitrogênio. Recomenda-se o emprego deste SSD-RIOS em análises de concessão de outorga

de lançamento de efluentes considerando estes parâmetros, principalmente para cursos de água propensos à eutrofização.

O SSD-RIOS possui as mesmas limitações do modelo QUAL2E, em sua versão 3.22, de maio de 1996. Recomenda-se, relativamente à limitação quanto a não simulação de lançamento em elementos especiais, que seja desenvolvida uma rotina de programação para que o novo lançamento seja agregado ao existente, tornando-se, assim, um único lançamento, possibilitando a entrada desse lançamento no modelo QUAL2E. Como sugestão para agregar os dois lançamentos em um único, poderia ser utilizada a equação de mistura. Para as outras limitações do modelo, recomenda-se que estas possam ser contornadas no código fonte do modelo QUAL2E.

Sugere-se, ainda, a inclusão de um novo módulo no sistema que considere as equações existentes para avaliar a vazão de diluição, quanto à outorga para a diluição em rios. O novo módulo utilizaria os resultados gerados do modelo QUAL2E para fornecimento dos coeficientes utilizados nas equações de diluição.

Para facilitar a calibração do sistema SSD-RIOS, recomenda-se a criação de uma nova tela específica para esse fim com uma rotina de programação que execute o QUAL2E uma só vez. Essa nova tela teria as mesmas características da tela “Resultado Individualizado Para um Ponto Específico” (Figura 33), mas apresentaria os resultados sem a inclusão da nova fonte.

Quanto à quantificação da poluição difusa por esse sistema, sugere-se a inclusão de um modelo existente para fazer parte da base de modelos deste SSD-RIOS e o desenvolvimento de novas telas para as interfaces do modelo de quantificação de poluição difusa e a base de dados do SSD-RIOS.

7 REFERÊNCIAS

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no Brasil e fiscalização dos usos de recursos hídricos no Brasil. **Caderno de Recursos Hídricos**, Brasília, n. 4, 2007.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. **Caderno de Recursos Hídricos**, Brasília, n. 1, 2005.

ALMEIDA, C. N. **Modelagem integrada de recursos hídricos com apoio de um sistema de informações geográficas**. 2006. 115 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

ANDREU, J. et al. AQUATOOL: a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. **Journal of Hydrology**, n. 177, p. 269-291, 1996.

ASSIS, F. O.; MURATORI, A. M. Poluição hídrica por dejetos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de Quilombo, Santa Catarina. **Revista Eletrônica Geográfica**, v. 2, n. 1, p. 42-59, jan./jun. 2007.

AZEVEDO, L. G. T. et al. Sistema de suporte à decisão para outorga de direitos de uso da água no Brasil. In: AZEVEDO, L. G. T.; MIEJA, A. (Coord.). **Série Água Brasil**, Brasília: Banco Mundial, 2003.

AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. L.; PORTO, M. Sistema de apoio à decisão para gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água: metodologia e estudo de caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**, Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 21-51, 1998.

BALDOCHI, M. A. **Utilização do modelo QUAL2E como apoio ao gerenciamento da qualidade das águas de Bacia do Córrego dos Bagres**. 2002. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2002.

BARTH, F. T et al. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: ABRH, 1987. v. 1 (Coleção ABRH de recursos hídricos).

BITTENCOURT, G. A. et al. Desenvolvimento de modelo matemático de qualidade da água para a implantação da Agência de Bacia do Rio das Velhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

BRAGA, B; BARBOSA, P. S. F.; NAKAYAMA, P. T. Sistema de suporte à decisão em recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**, Porto Alegre, v. 3, n. 3, p. 73-95, 1998.

BRAGA, B. et al. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo: Ed. Pretince Hall, 2002. cap. 8, p. 72-122.

BRASIL. Lei Federal n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 8 jan. 1997.

BRASIL. Lei Federal n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2 set. 1981.

BRASIL. Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 19 mar. 2005.

BRASIL. Resolução n. 12 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 19 de julho de 2000. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 19 jul. 2000.

BRASIL. Resolução n.º 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 8 de maio de 2001. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 8 maio 2001.

BROWN, L.C.; BARNWEEL JUNIOR, T.O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Georgia: EPA. 1987.

CARVALHO, M. A. et al. Sistema de suporte à decisão para alocação de água em projeto de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n.1, p. 10-17, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v13n1/v13n01a02.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2009.

CARVALHO, M. A. **Sistema de suporte à decisão para alocação de água em projeto de irrigação**. 2003. 219 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. [S.l.]: WCB/McGraw-Hill. 1997.

CHAUDHURY, R. R. et al. Dissolved oxygen modeling of the Blackstone River (Northeastern United States). **Water Research**, v. 32, n. 8, p. 2400-2412, 1998.

COLLISCHONN, B.; LOPES, A. V. Sistema de apoio à ecisão para outorga na bacia do rio Grande (MG/SP). In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS SUL-SUDESTE, 2., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2008. 1 CD-ROM.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (CETESB). **Nota técnica sobre tecnologia de controle:** indústria de laticínios. NT-17. São Paulo: CETESB, 1990.

COSER, M. C. **Regionalização de vazões $Q_{7,10}$ no Estado do Espírito Santo.** 2003. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

COSTA, M. P.; BRANDÃO, V. S. Enquadramento dos corpos d'água no Brasil: situação atual e perspectivas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007. 1 CD-ROM.

CUNHA, M. C. et al. Modelos de apoio à decisão para planejamento e gestão de sistemas regionais de drenagem e tratamento de águas residuais. In: CONGRESSO IBÉRICO SOBRE GESTÃO E PLANIFICAÇÃO DA ÁGUA, 4., 2004. Tortosa. Disponível em: <https://www.institucional.us.es/ciberico/archivos_word/106b.doc>. Acesso em: 30 jun. 2009.

DERISIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 1992.

EIGER, S. Qualidade da água em rios e estuários. In: PORTO, R. L. (Org.). **Hidrologia ambiental.** São Paulo: EDUSP/ABRH, 1991. v. 3 (Coleção ABRH de recursos hídricos).

ENVIRONMENTAL CANADA (EC). Site institucional. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/water>>. Acesso em: 27 jun. 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Site institucional. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 26 jul. 2008.

_____. (2008a). **Water quality criteria.** Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/>>. Acesso em: 26 jul. 2008.

ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (EPUSP/FCTH). **Relatório final:** sistema de suporte a decisões aplicados à gestão e planejamento de recursos hídricos. São Paulo: EPUSP/FCTH, 2004. (Parte I - Módulo 1).

GASTALDINI, M. C.; MENDONÇA, A. S. F.; TEIXEIRA, E. C. Introdução à qualidade da água. In: PAIVA J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**: Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2001.

HABTEC Engenharia Sanitária e Ambiental. **Relatório Diagnóstico e Plano Diretor dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu**: ecossistemas interiores e recursos hídricos. Consórcio intermunicipal de recuperação das bacias dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Convênio MMA/SRH 181/96, 1997. v. I.

HOUAISS, A.; VILLAR, M. S. Outorga. In: **Dicionário Houaiss da Língua Portuguesa**. Rio de Janeiro: Objetiva, 2001.

HOWARTH, R. W.; MARINO, R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. **American Society of Limnology and Oceanography**, n. 51, p. 364-376, 2006. Disponível em: <http://www.aslo.org/lo/toc/vol_51/issue_1_part_2/0364.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2009.

INTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA (IBGE). **Mapas topográficos**. Disponível em: <<ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas/topograficos>>. Acesso em: 27 mar. 2009.

IORIS, A. A. R. Passado e presente da política de gestão dos recursos hídricos no Brasil. **Revista Portuguesa de Geografia (FINISTERRA)**, v. XLI, n. 82, p. 87-99, 2006. Disponível em: <<http://www.ceg.ul.pt/finisterra/>>. Acesso em: 6 jun. 2008.

IVANOV, P. et al. **Decision support system for evaluating river basin strategies**: DESERT user's manual. Laxenburg: IIASA. 1996. Disponível em: <http://www.iiasa.ac.at/collections/IIASA_Research/WAT/docs/getit.html>. Acesso em: 15 jul. 2009.

JACOBSON, L. M.; DAVID, M. B.; MITCHELL, C. A. Algal growth response in two illinois rivers receiving sewage effluent. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 23, n. 2, p. 179-187, jun. 2008. Disponível em: <<https://netfiles.uiuc.edu/mbdavid/www/Biogeochemistry/pdfs/Jacobson%20et%20al%20J%20Freshwater%20Ecology%202008.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2009.

JAIN, S.K.; SINGH, V. P. **Water resources systems planning and management**. [S.l.]: Elsevier Science & Technology, 2003.

JOHNSON, R. M. F. et al. A construção do pacto em torno da cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2003. 1 CD-ROM

JOLMA, A. et al. StreamPlan: a support system for water quality management on a river basin scale. **Environmental Modelling & Software**, n. 12, p. 275-284, 1997.

LABADIE, J. W. **MODSIM - River basin network flow model for conjunctive stream-aquifer management**. Colorado: Department of Civil Engineering, 1998.

LAUTENBACH, S. et al. Scenario analysis and management options for sustainable river basin management: application of the Elbe DSS. **Environmental Modelling & Software**, n. 24, p. 26-43, 2009.

LEE, C. **Models in planning**: an introduction to the use of quantitative models in planning. Oxford: Pergamon Press, 1973.

LIMA, G.; MANAD, F. F.; JENSEL, R. A. "RIVERHELP!": Sistema de suporte a decisão para planejamento e gerenciamento integrado de recursos hídricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007. 1 CD-ROM.

LOUCKS, P. D.; STEDINGER, R. J.; HAITH, A. D. **Water resource system planning and analysis**: [S.l.]: Prentice Hall, 1981.

MACINA I. L. F.; MENDONÇA A. S. F. Avaliação da qualidade da água a montante e a jusante de reservatórios localizados na bacia do rio Santa Maria da Vitória. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS); Associação Brasileira de Engenharia Ambiental (ABES), 2000.

MENDONÇA, A. S. F.; RORIZ, G. M.; ZORZAL, R. Decision support system for analysis of authorization for effluent discharges: point and diffuse sources. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DIFFUSE POLLUTION, 11th., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: International Water Association (IWA), 2007. 1 CD-ROM.

MIERZWA, J. C. et al. Variáveis de qualidade para apoio ao sistema nacional de informações sobre os recursos hídricos. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS SUL-SUDESTE, 2., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2008. 1 CD-ROM.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessment: a guide to use of biota, sediments e water in environmental monitoring.** Londres: Chapman e Hall, 1992. cap.1, p. 1-17.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Secretaria de Recursos Hídricos. Procedimentos técnicos para enquadramento de corpos de água. Documento orientativo. Brasília, 2000.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental.** 3. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2003.

MOTA, S. **Preservação de recursos hídricos.** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1998.

OPEN MODELLING INTERFACE AND ENVIRONMENT (OpenMI). Site institucional. Disponível em: < <http://www.openmi.org/openminew/>>. Acesso em: 15 jul. 2009.

PEREIRA, C. B. **Determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em rios:** análise de métodos existentes e modelagem de qualidade de água do rio Muqui do Sul. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1999.

PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. F. Demonstração do uso de modelagem computacional na definição de eficiências de tratamento de esgotos relacionadas com compostos nitrogenados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 22., 2003, Joenvile. **Anais...** Joenvile: ABES, 2003.

PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. F. Outorga de lançamento de efluentes: comparação de alternativas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.

PEREIRA, V. S. A. et al. Rede integrada de monitoramento semi-automático da qualidade da água da bacia do Rio Paraíba do Sul. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS SUL-SUDESTE, 2., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2008. 1 CD-ROM.

PORTO, M. F. A. **Sistemas de gestão da qualidade das águas:** uma proposta para o caso brasileiro. 2002. Tese de Livre-Docência. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

PORTO, R. L. L., AZEVEDO, L. G. T. Sistemas de suporte a decisões aplicados a problemas de recursos hídricos. In: PORTO R. L. L. **Técnicas quantitativas para o gerenciamento dos recursos hídricos**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1997. p. 43-95.

PORTO, R. L. L. et al. Sistema de suporte a decisão para análise de sistemas de recursos hídricos. In: Silva, R. C. V. **Métodos numéricos em recursos hídricos**. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap. 2, p. 93-240.

RAMOS, P. R.; BENEZ, M. C.; LOCH, C. Avaliação do desempenho de candidatos à outorga de uso da água para abastecimento humano: estudo de caso da bacia do rio Cubatão do Sul. **Revista Produção On-line**. Florianópolis, v. 7, n. 1, p. 110, abr., 2007. Disponível em: <<http://producaoonline.org.br/index.php/rpo/article/viewFile/99/113>>. Acesso em: 13 jul. 2009.

REGO, V. V. B. A gestão dos recursos hídricos da bacia do rio Macaé (RJ) e sua rede de monitoramento hidrometeorológico. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS SUL-SUDESTE, 2., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2008. 1 CD-ROM.

RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. L. A outorga integrada das vazões de captação e diluição. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**, Porto Alegre, v. 8, n. 3, p. 151-168, 2003.

RIEDEL, G. **Controle sanitário dos alimentos**. São Paulo: Atheneu, 1992.

ROBERTO, A. N.; PORTO, R. L. L. O sistema ModsimLS: um modelo de rede de fluxo para simulação de bacias hidrográficas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14., 2001, Aracaju. **Anais...** Aracaju: ABRH, 2001. 1 CD-ROM.

RODRIGUES, R. B. ALOCSERVER: sistema WEB e georreferenciado para auxiliar na integração do instrumentos: enquadramento outorga e cobrança. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS SUL-SUDESTE, 2., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2008. 1 CD-ROM.

RODRIGUES, R. B. **SSD RB**: sistema de suporte à decisão proposto para a gestão qualitativa dos processo de outorga e cobrança pelo uso da água. 2005. 179 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROQUES, T. V. P. P. **Aplicação de modelos computacionais na análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água**: fontes pontuais e difusas. 2006. 201 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

RORIZ, G. M. **Desenvolvimento de ferramenta de suporte à decisão em recursos hídricos através da automatização dos modelos QUAL2E e GWLF**. 2002. 147 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

SALDANHA, J. C. S. **Análise da influência do rio Santa Maria da Vitória na Baía de Vitória, através da modelagem computacional**: uma contribuição ao processo de enquadramento. 2007. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

SALIM, F. P. C. **Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes**. 2004. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

SALVETTI, R.; AZZELLINO, A.; VISMARA, R. Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the Adriatic sea: assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. **Chemosphere**, n. 65, p. 2168–2177, 2006.

SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. O coeficiente de desoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

SILVA, S. M. C. P. et al. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: lodo de esgotos, tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001. v. 6, p. 69-121.

SILVA, L. M. C. **Açudes e reservatórios**: mecanismos técnicos, legais e institucionais para uma gestão sustentável. 2002. 319 f. Tese (Doutorado Política e Gestão Ambiental) – Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2002.

SLABAUGH, W. H.; PARSONS, T. D. **Química geral**. Tradução de Acides Caldas e Terezinha Marialva Tavares. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC- Livros Técnicos e Científicos Editora, 1982. cap. 12, p.152-161.

SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**, n. 90, p. 1534-1543, 2009.

SOUZA JÚNIOR, W. C. Gestão das águas n Brasil: aspectos institucionais. In: _____. **Gestão das águas no Brasil: reflexões, diagnósticos e desafios**. São Paulo: Peirópolis. IEB, 2004. p. 47- 70.

TEBBUTT, T. H. Y. **Principles of water quality control**. 4. ed. Oxford, Inglaterra: Pergamon, 1992.

TEIXEIRA, E. C. et al. Simulação do processo de enquadramento do rio Santa Maria da Vitória/ES com participação do comitê de bacia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007. 1 CD-ROM.

THOMAS, P. T. **Proposta de uma metodologia de cobrança pelo uso da água vinculada à escassez**. 2002. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. C. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Quality criteria for water**. Washington: D.C. Office of Water regulation an standarts, EPA 440/5 86-001, 1986. Disponível em: <<http://www.epa.gov.waterscience/criteria/library/golbook.pdf>>. Acesso em: 26 jul. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS)**. 2007. Disponível em:< <http://www.epa.gov/waterscience/BASINS/>>. Acesso em: 15 jul. 2009.

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA (UPV). Instituto de Engeneiria del Agua y Medio Ambiente. Site institucional. Disponível em: <<http://www.upv.es/aquatool/>>. Acesso em: 15 jul. 2009.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Fundação Espírito-Santense de Tecnologia. Grupo de Estudo e Ações em Recursos Hídricos (UFES/FEST/GEARH). **Relatório final do projeto n.º 4: enquadramento de corpos d'água como instrumento de planejamento para o desenvolvimento sustentável regional**. Vitória: UFES, 2008.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Grupo de Estudo e Ações em Recursos Hídricos (UFES/GEARH). **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas das bacias dos rios Jucu e Santa Maria da Vitória**. Vitória: UFES, 1999.

VIEGAS FILHO, J. S.; LANNA, A. E. L.; MACHADO, A. A. A modelagem orientada a objetos aplicada a sistemas de apoio à decisão em recursos hídricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996.

ZAMPROGNO, D. P. **Subsídio para a definição de locais apropriados para a implantação de reservatórios de regularização de vazões**: refinamento e aplicação de procedimento metodológico. 1999. 118 f. (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1999.