

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

TATIANA VIEIRA PEREIRA ROQUES

APLICAÇÃO DE MODELOS COMPUTACIONAIS NA
ANÁLISE DE OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES
EM CORPOS DE ÁGUA – FONTES PONTUAIS E DIFUSAS

VITÓRIA
2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

TATIANA VIEIRA PEREIRA ROQUES

**APLICAÇÃO DE MODELOS COMPUTACIONAIS NA ANÁLISE
DE OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES EM CORPOS
DE ÁGUA – FONTES PONTUAIS E DIFUSAS**

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 Engenharia Ambiental, na área de concentração em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof^o Ph.D. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça

VITÓRIA

2006

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

R786a Roques, Tatiana Vieira Pereira, 1981-
Aplicação de modelos computacionais na análise de outorga para
diluição de efluentes em corpos de água – fontes pontuais e difusas /
Tatiana Vieira Pereira Roques. – 2006.
201 f. : il.

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

1. Recursos hídricos. 2. Água - Qualidade. 3. Modelagem
computacional. 4. Qualidade ambiental. I. Mendonça, Antônio Sérgio
Ferreira. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico.
III. Título.

CDU: 628

TATIANA VIEIRA PEREIRA ROQUES

**APLICAÇÃO DE MODELOS COMPUTACIONAIS NA
ANÁLISE DE OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES
EM CORPOS DE ÁGUA – FONTES PONTUAIS E DIFUSAS**

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 Engenharia Ambiental, na área de concentração em Recursos Hídricos.

Aprovada em 10 de novembro de 2006.

COMISSÃO EXAMINADORA

Profº Ph.D Antônio Sérgio Ferreira Mendonça
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

Profº Ph.D Edmilson Costa Teixeira
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador Interno

Profº Dr. Oscar de Moraes Cordeiro Netto
Universidade de Brasília
Examinador Externo

A Roberto, meu marido, meu eterno namorado... Robertinho, meu melhor amigo... Beto, meu companheiro de aventuras, meu porto seguro nas horas difíceis, minha alegria nos momentos doces... meu amor, minha paixão, a razão da minha felicidade, meu brinde nas vitórias alcançadas, meu consolo nas perdas inesperadas. A você eu dedico este trabalho, por tudo isso e pelo apoio, confiança, compreensão, admiração, carinho... por sempre me colocar pra cima e me ajudar a voar cada vez mais longe. Eu te amo sempre e para sempre!

AGRADECIMENTOS

A Deus que me deu a paz verdadeira e segurou na minha mão em todos os momentos.

Aos meus pais queridos, José Aparecido e Rosicler pela alegria de viver, por acreditarem que posso sempre vencer, por me ensinarem a lutar sem desistir, pelo amor, compreensão e admiração. Saber que vocês se orgulham de mim é o melhor presente que a vida podia me dar.

A Carol, minha irmã, amiga e cúmplice, a quem gosto de proteger e que sempre me protegeu. Agradeço pela certeza que sempre teremos uma à outra, pela compreensão e pelo amor.

A Lia, Danilo, Thon, Nani, Thainá e Thaimara: minha segunda família, por participar do meu amadurecimento, vibrar e sofrer comigo em todas as etapas desse mestrado e pelo amor.

Ao professor Antônio Sérgio, pela sua orientação, amizade, confiança e incentivo sempre. Por colaborar para que o mestrado fosse uma fase agradável, de crescimento e aprendizado.

Aos professores Oscar e Edmilson pela disponibilidade em participar da banca examinadora e pelas contribuições.

Às famílias Vieira, Pereira e Roques que sempre torceram pelo meu sucesso, se orgulham de mim e me incentivam a ir sempre mais longe.

Aos amigos de ontem, hoje e sempre: Bianca, Karine, Letícia, Rubia e Dudu, pessoas com quem posso contar a qualquer momento. Pela amizade verdadeira e carinho de todos vocês.

À minha querida amiga Maíra, que sempre confortou meu coração com seu amor e carinho.

Aos colegas do IEMA, principalmente aos amigos da SUORE: Elene, Flávia, Geovane, Gizella, Guilherme, Ivo, Leonardo, Marcelo, Marquinho, Soraya, Wesley e Willton pelo convívio alegre e engrandecedor, por tornarem leve qualquer carga pesada, pelas discussões técnicas e conversas descontraídas. Pela amizade e torcida. Pelo carinho, incentivo e compreensão.

Aos colegas do sempre e inesquecível GEARH: Célio, Cinthia, Cleide, Dejanyne, Diogo, Felipe, Fubá, Igor, Karina, Leandro, Luiz André, Márcia, Marco Aurélio, Marco Eugênio, Mayra, Mônica, Tiago e Vanuza que contribuíram para meu crescimento no campo da pesquisa e da vida, me ajudaram no sufoco e me deram força em vários momentos.

Aos colegas do mestrado da minha época de outras épocas, por todos os momentos compartilhados, pelo incentivo durante todo o tempo do mestrado e pelos desabafos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, representado pelos professores, funcionários e secretários, pelo apoio e disponibilidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida.

*De tudo na vida, ficaram três coisas:
A certeza de que estamos sempre começando...
A certeza de que precisamos continuar...
A certeza de que seremos interrompidos antes de terminar...*

*Portanto, devemos:
Fazer da interrupção um caminho novo...
Da queda um passo de dança...
Do medo, uma escada...
Do sonho, uma ponte...*

Fernando Pessoa

RESUMO

A outorga para diluição de efluentes, prevista na Política Nacional de Recursos Hídricos, é um dos principais instrumentos de gestão para controle da poluição dos recursos hídricos. Para a sua implantação, é necessário, dentre outras ações, definir critérios e desenvolver ferramentas para análise integrada dos aspectos de quantidade e qualidade da água. O presente trabalho objetivou o desenvolvimento de uma metodologia para utilização de modelos computacionais no auxílio à análise de outorgas para diluição de efluentes em corpos de água, considerando fontes de poluição pontuais e difusas. Nesse sentido, analisaram-se e compararam-se metodologias de controle da poluição hídrica utilizadas no Brasil, Estados Unidos e União Européia. A metodologia proposta analisa cada lançamento paralelamente quanto à outorga para diluição em rio, em termos de DBO e temperatura, e em lago/reservatório, em termos de fósforo total. Os modelos computacionais QUAL2E e GWLF foram utilizados em conjunto, permitindo a avaliação da poluição causada por fontes pontuais e difusas. Foram realizadas análises integradas e independentes de outorgas em termos de qualidade e quantidade. A metodologia desenvolvida foi aplicada em uma sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória, localizada a montante do reservatório de Rio Bonito, Estado do Espírito Santo, sendo considerados o rio e o reservatório. Foram analisados os lançamentos de uma Estação de Tratamento de Esgotos e de uma Fábrica de Laticínio, além de um pleito referente à outorga para captação. Verificou-se que diversos pedidos de outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória que seriam deferidos, se avaliados somente em termos de DBO e temperatura, não seriam permitidos após a avaliação em termos do fósforo total no reservatório, mesmo desconsiderando a poluição difusa afluente, sendo necessário, em alguns casos, flexibilizar as classes de enquadramento dos corpos de água. O enquadramento dos corpos de água mostrou-se como um instrumento de gerenciamento dos recursos hídricos fundamental para a análise da outorga para diluição de efluentes. A metodologia desenvolvida mostrou-se eficiente e dinâmica para suporte à tomada de decisão, permitindo a avaliação dos pedidos de outorgas para diluição de efluentes, auxiliando na decisão quanto à alocação dos lançamentos e captações e na verificação dos efeitos da redução da carga lançada, tanto para rios como lagos e reservatórios, considerando parâmetros de qualidade de água e características dos efluentes.

ABSTRACT

Wastewater dilution authorization is one of the main Brazilian water resources policy instruments for water pollution control. For implementing the authorization process it is necessary criteria definition and development of tools for integrated analysis of water quantity and quality aspects. This research aimed at the development of a method for utilizing computer models for supporting the analysis of authorization solicitations for dilution of wastewater in water bodies, considering point and diffuse pollution sources. Brazilian, American and European processes for water resources pollution control are analyzed and compared. It is proposed a methodology that considers, in parallel, authorization analyses in terms of B.O.D. and temperature for rivers and in terms of total phosphorus for lakes and reservoirs. QUAL2E and GWLF computational models were jointly used for simulation of point and diffuse water body pollution parameters. Integrated and independent authorization for water derivation and wastewater dilution were considered. The proposed methodology was applied to the Rio Bonito reservoir watershed, located on the upper region of the Santa Maria da Vitória river watershed, Espírito Santo State, Brazil. There were evaluated sanitary and dairy products industry wastewater treatment effluents discharges and water derivation authorization solicitations. It was verified that solicitations for different discharges could be authorized, considering B.O.D. and temperature parameters. However, solicitations in terms of total phosphorus would not be allowed, even not considering diffuse pollution sources. For accepting such solicitations it was verified that water body classification should be relaxed. It was verified that water bodies classification is a very important instrument for the analysis of water uses authorizations solicitation. It was verified that the developed methodology is efficient and dynamic for supporting the decision taking process about effluent dilution and water derivation authorization solicitations and definition of effluent treatment efficiencies, taking into account water quality parameters limits for rivers, lakes and reservoirs and effluents characteristics.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVOS GERAIS	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	USOS E QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS	20
3.2	POLUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS	24
3.3	GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	26
3.3.1	Instrumentos de gestão de recursos hídricos.....	26
3.3.2	Sistema de Suporte à Decisão	28
3.4	OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES.....	29
3.4.1	Aspectos legais da outorga para diluição de efluentes no Brasil	29
3.4.2	Propostas existentes para avaliação da outorga para diluição de efluentes	32
3.4.3	Outorga para diluição de efluentes nos órgãos gestores de recursos hídricos	37
3.4.4	Vazão de referência e vazão máxima outorgável	38
3.4.5	Concentração limite do parâmetro no corpo receptor.....	40
3.4.6	Parâmetros considerados na avaliação.....	41
3.5	CONTROLE DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO EXTERIOR	41
3.5.1	O programa <i>Total Maximum Daily Load</i> (TMDL) dos Estados Unidos	42
3.5.2	A Diretriz Orientadora da Água da Comunidade Européia (<i>Water Framework Directive - WFD</i>).....	51
3.6	ASPECTOS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS E RESERVATÓRIOS	60
3.6.1	Características dos lagos e reservatórios	61
3.6.2	Eutrofização em corpos de água	62
3.6.3	Estimativa da concentração de fósforo no corpo de água.....	65
3.6.4	Estimativa da carga máxima admissível de fósforo no corpo de água	66

3.7	ASPECTOS DE QUALI-QUANTITATIVOS DA ÁGUA EM RIOS: O MODELO COMPUTACIONAL QUAL2E.....	66
3.8	ESTIMATIVA DA POLUIÇÃO DIFUSA: O MODELO COMPUTACIONAL GWLF.....	81
4	MATERIAIS E MÉTODOS	91
4.1	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE CONTROLE DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL E EXTERIOR.....	91
4.2	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE PROPOSTAS EXISTENTES PARA AVALIAÇÃO DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES.....	91
4.3	METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES.....	95
4.3.1	Utilização em conjunto dos modelos GWLF e QUAL2E	100
4.3.2	Parâmetros considerados na análise da outorga para diluição de efluentes.....	101
4.3.3	Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em rios	101
4.3.4	Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em lagos e reservatórios	109
4.4	APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES EM CORPOS DE ÁGUA NA BACIA-PILOTO.....	112
4.4.1	Bacia-piloto para aplicação da metodologia proposta	112
4.4.2	Implementação, calibração e validação do modelo QUAL2E.....	115
4.4.3	Avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória e no reservatório de Rio Bonito	130
4.4.4	Considerações na avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória	140
4.4.5	Considerações na avaliação da outorga para diluição no reservatório de Rio Bonito	141
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	142
5.1	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE CONTROLE DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL E EXTERIOR.....	142
5.2	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE PROPOSTAS EXISTENTES PARA AVALIAÇÃO DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES.....	143
5.3	APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES EM CORPO DE ÁGUA NA BACIA-PILOTO.....	151

5.3.1	Implementação, calibração e validação do modelo QUAL2E.....	151
5.3.2	Avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória	156
5.3.3	Avaliação da outorga para diluição no reservatório de Rio Bonito.....	172
5.3.4	Avaliação conjunta da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória e no reservatório de Rio Bonito	185
6	CONCLUSÕES.....	186
6.1	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE CONTROLE DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL E EXTERIOR.....	186
6.2	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE PROPOSTAS EXISTENTES PARA AVALIAÇÃO DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES	186
6.3	METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES.....	187
7	RECOMENDAÇÕES	189
8	REFERÊNCIAS	190

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Esquema da discretização do curso de água	69
Figura 3.2: Esquema dos balanços de vazão e massa no curso de água.....	69
Figura 3.3: Fontes de nutrientes consideradas no modelo GWLF	81
Figura 4.1: Esquema da simulação 1	92
Figura 4.2: Esquema da simulação 2.....	93
Figura 4.3: Esquema da simulação 3.....	93
Figura 4.4: Esquema da simulação 4.....	94
Figura 4.5: Esquema da simulação 5.....	94
Figura 4.6: Fluxograma da metodologia proposta para outorga para diluição em rios e lagos/reservatórios.....	97
Figura 4.7: Fluxograma da metodologia proposta para outorga para diluição em rios	98
Figura 4.8: Fluxograma da metodologia proposta para outorga para diluição em lagos/reservatórios..	99
Figura 4.9: Seção transversal com a vazão máxima outorgável para diluição de efluentes.....	107
Figura 4.10: Seção transversal com a vazão disponível para diluição de efluentes	108
Figura 4.11: Seção transversal com as vazões indisponível (círculo) e remanescente.....	108
Figura 4.12: Seção transversal com as vazões indisponíveis (círculos) e remanescente	108
Figura 4.13: Decaimento da vazão indisponível ao longo do perfil longitudinal do rio	109
Figura 4.14: Localização da sub-bacia do Rio Santa Maria da Vitória	114
Figura 4.15: Discretização do trecho simulado do rio Santa Maria da Vitória	116
Figura 4.16: Divisão da bacia-piloto em setores	119
Figura 4.17: Mapa temático de uso e ocupação do solo para os setores	120
Figura 4.18: Mapa temático de solos para os setores	121
Figura 4.19: Mapa temático dos valores das curvas numéricas (CN) para os setores.....	122
Figura 4.20: Mapa temático de erodibilidade dos solos (fator K) para os setores	123
Figura 4.21: Mapa temático do fator topográfico (fator LS) para os setores	123
Figura 4.22: Mapa temático de uso e manejo do solo (fator C) para os setores.....	124
Figura 4.23: Localização do lançamento da ETE.....	131
Figura 4.24: localização do lançamento da fábrica de laticínios.....	133
Figura 4.25: Área de drenagem de um ponto x	135
Figura 4.26: Localização dos lançamentos da fábrica de laticínios, ETE e captação	137
Figura 4.27: Localização dos lançamentos da fábrica de laticínios, ETE e captação	138
Figura 4.28: Localização dos lançamentos da fábrica de laticínios, ETE e captação	138
Figura 5.1: Resultado da simulação 1	145
Figura 5.2: Resultado da simulação 2	146
Figura 5.3: Resultado da simulação 3	147
Figura 5.4: Resultado da simulação 4	148

Figura 5.5: Resultado da simulação 5	149
Figura 5.6: Calibração para temperatura para campanha de setembro de 1997	154
Figura 5.7: Calibração para temperatura para campanha de março de 1997.....	154
Figura 5.8: Calibração para temperatura para campanha de julho de 1997	154
Figura 5.9: Calibração para temperatura para campanha de outubro de 1997	154
Figura 5.10: Calibração para OD e DBO para campanha de setembro de 1997	155
Figura 5.11: Calibração para OD e DBO para campanha de março de 1997.....	155
Figura 5.12: Calibração para OD e DBO para campanha de julho de 1997	155
Figura 5.13: Calibração para OD e DBO para campanha de outubro de 1997	155
Figura 5.14: Calibração para fósforo para campanha de setembro de 1997	155
Figura 5.15: Calibração para fósforo para campanha de março de 1997	155
Figura 5.16: Calibração para fósforo para campanha de julho de 1997.....	155
Figura 5.17: Calibração para fósforo para campanha de outubro de 1997.....	155
Figura 5.18: Planilha correspondente ao cálculo da vazão indisponível, em termos de DBO, para o usuário 1	157
Figura 5.19: Planilha correspondente ao cálculo da vazão indisponível, em termos de DBO, para o usuário 2	158
Figura 5.20: Planilha correspondente à análise quanto à disponibilidade hídrica, em termos de DBO, considerando os usuários 1 e 2, para a análise independente da outorga para diluição	159
Figura 5.21: Planilha correspondente à análise quanto à disponibilidade hídrica, em termos de DBO considerando os usuários 1 e 2 para a análise independente da outorga para diluição	161
Figura 5.22: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A1)	162
Figura 5.23: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A2)	163
Figura 5.24: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A3)	164
Figura 5.25: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A4)	164
Figura 5.26: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B1).....	165
Figura 5.27: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B1).....	165
Figura 5.28: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B2).....	166
Figura 5.29: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B3).....	166
Figura 5.30: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B4).....	168
Figura 5.31: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B4).....	168
Figura 5.32: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B5).....	169
Figura 5.33: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B5).....	169

Figura 5.34: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B6)	169
Figura 5.35: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B6).....	170
Figura 5.36: Planilha utilizada para análise da outorga para diluição em lagos e reservatórios, considerando a análise independente das outorgas para diluição e captação	174
Figura 5.37: Planilha utilizada para análise da outorga para diluição em lagos e reservatórios, considerando a análise integrada das outorgas para diluição e captação	174
Figura 5.38: Verificação da contribuição difusa no reservatório de Rio Bonito, considerando a análise independente das outorgas para diluição e captação	175
Figura 5.39: Resultados do cenário C1 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	176
Figura 5.40: Resultados do cenário C2 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	176
Figura 5.41: Resultados do cenário C3 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	177
Figura 5.42: Resultados do cenário C4 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	177
Figura 5.43: Resultados do cenário C5 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	178
Figura 5.44: Resultados do cenário C5 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	178
Figura 5.45: Verificação da contribuição difusa no reservatório, considerando a análise integrada das outorgas para diluição e captação.....	179
Figura 5.46: Resultados do cenário D1 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	180
Figura 5.47: Resultados do cenário D2 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	180
Figura 5.48: Resultados do cenário D3 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	181
Figura 5.49: Resultados do cenário D4 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	181
Figura 5.50: Resultados do cenário D5 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	182
Figura 5.51: Resultados do cenário D6 para avaliação de outorga para diluição no reservatório.....	182
Figura 5.52 Resultados do cenário D7 para avaliação de outorga para diluição e captação no reservatório.....	183
Figura 5.53: Resultados do cenário D8 para avaliação de outorga para diluição e captação no reservatório.....	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes	21
Tabela 3.2: Padrões de qualidade de água.....	21
Tabela 3.3: Condições mínimas exigidas para os efluentes de ETEs, segundo a CE	55
Tabela 3.4: Condições para as ETAs urbanas lançando em áreas sensíveis, segundo a CE	55
Tabela 3.5: Caracterização trófica de lagos e reservatórios	64
Tabela 3.6: Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia	64
Tabela 3.7: Tipos de elementos computacionais.....	68
Tabela 3.8: Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)	72
Tabela 3.9: Valores típicos de K_2 (base e, 20°C)	73
Tabela 3.10: Equações de previsão do coeficiente de reaeração K_2 (base e, 20°C) incorporadas ao modelo QUAL2E	74
Tabela 3.11: Faixas de aplicação para as equações de previsão do K_2	74
Tabela 4.1: Coeficientes de reação utilizados na calibração	116
Tabela 4.2: Coeficientes e expoentes hidráulicos obtidos para simulações	117
Tabela 4.3: Dados de qualidade de água referentes à campanha de março.....	118
Tabela 4.4: Dados de qualidade de água referentes à campanha de julho	118
Tabela 4.5: Dados de qualidade de água referentes à campanha de setembro	118
Tabela 4.6: Dados de qualidade de água referentes à campanha de outubro	118
Tabela 4.7: Dados de vazões (m^3/s)	118
Tabela 4.8: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 1.....	124
Tabela 4.9: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 2.....	124
Tabela 4.10: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 3.....	124
Tabela 4.11: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 4.....	125
Tabela 4.12: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 5.....	125
Tabela 4.13: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 4.....	126
Tabela 4.14: Dados de entrada do arquivo de transporte	126
Tabela 4.15: Taxa de descarga de sedimentos (SDR) de cada setor	127
Tabela 4.16: Dados utilizados para cálculo da capacidade total de água (cm)	128
Tabela 4.17: Média ponderada por setor dos valores de capacidade total de água	128
Tabela 4.18: Nutrientes no escoamento superficial rural por cultura.....	128
Tabela 4.19: Nutrientes dissolvidos no lençol subterrâneo	129
Tabela 4.20: Concentrações de nitrogênio e fósforo totais no sedimento para os tipos de solos.....	129
Tabela 4.21: Médias ponderadas, pelas áreas dos solos, das concentrações de nitrogênio e fósforo totais no sedimento, por setor.....	129
Tabela 4.22: Carga per capita considerada para a ETE.....	132
Tabela 4.23: Concentração considerada para a ETE nas simulações realizadas	133

Tabela 4.24: Eficiência de remoção (lagoa aerada de mistura completa – lagoa de decantação)	133
Tabela 4.25: Concentração considerada para a fábrica	134
Tabela 4.26: Eficiências médias de remoção da ETE e concentrações utilizadas.....	136
Tabela 4.27: Eficiências médias de remoção da fábrica de laticínio e concentrações utilizadas	136
Tabela 4.28: Eficiências máximas de remoção da ETE e concentrações utilizadas.....	138
Tabela 4.29: Eficiências máximas de remoção da fábrica de laticínio e concentrações utilizadas	139
Tabela 5.1: Resumo das considerações feitas em cada proposta.....	151
Tabela 5.2: Dados referentes à poluição difusa, para os meses de 1997, utilizados na calibração e validação do modelo QUAL2E	152
Tabela 5.3: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 1	152
Tabela 5.4: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 2	153
Tabela 5.5: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 3	153
Tabela 5.6: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 4	153
Tabela 5.7: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 5	154
Tabela 5.8: Valores de vazão indisponível para cada condição de tratamento e usuário, no ponto do lançamento e na foz do rio	170
Tabela 5.9: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no rio Santa Maria da Vitória, considerando cada usuário separadamente.....	171
Tabela 5.10: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no rio Santa Maria da Vitória, considerando os usuários conjuntamente	171
Tabela 5.11: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no Rio Santa Maria, considerando os usuários conjuntamente e captação a montante dos lançamentos	172
Tabela 5.12: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no Rio Santa Maria, considerando os usuários conjuntamente e captação localizada entre os lançamentos.....	172
Tabela 5.13: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no Rio Santa Maria, considerando os usuários conjuntamente e captação a jusante dos lançamentos.....	172
Tabela 5.14: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no reservatório de Rio Bonito, considerando cada usuário separadamente e desconsiderando a poluição difusa	184
Tabela 5.15: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no reservatório de Rio Bonito, considerando os usuários conjuntamente e desconsiderando a poluição difusa.....	184
Tabela 5.16: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição e captação no reservatório de Rio Bonito, considerando os usuários conjuntamente e desconsiderando a poluição difusa.....	184
Tabela 5.17: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição e captação no reservatório de Rio Bonito, considerando os usuários conjuntamente e desconsiderando a poluição difusa.....	185

LISTA DE SIGLAS

ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos
ANA - Agência Nacional de Águas
BASINS - *Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources*
BMP - *Best Management Practice*
CCME – *Canadian Council of Ministers of Environment*
CE – Comunidade Européia
CEPRAM - Conselho Estadual de Meio Ambiente do Estado da Bahia
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CFR - *Code of Federal Regulations*
CN - *Curve Number*
CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPPE – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia
COPPETEC - Fundação Coordenação de Projetos, Pesquisas e Estudos Tecnológicos
COT - Carbono Orgânico Total
CSMJ - Consórcio Santa Maria - Jucu
CTHIDRO - Fundo Setorial de Recursos Hídricos
CWA - *Clean Water Act*
DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica
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
DELWAQ - *Delft Water Quality Model*
DPSIR- *Drivers Pressures States Impacts Response*
EPA - *Environmental Protection Agency*
ET CV – *Evapotranspiration Cover Coefficient*
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
UE - União Européia
EUA – Estados Unidos da América
FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler - RS
FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos
GEARH – Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos
GWLF- *Generalized Watershed Loading Functions Model*
GWQP - *General Water Quality Parameters*
HABTEC - Engenharia Sanitária e Ambiental.
HSPF - *Hydrologic Simulation Program Fortran*
IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas
ILC - *Integrated Lake and Catchment*
INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural
KDOW - *Kentucky Department for Environmental Protection*

MDEQ - Mississippi Department of Environmental Quality
MDL - Macrodescriptors Pollution Level
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MODSIM - Modelo de Rede de Fluxo
MPCA - Minnesota Pollution Control Agency
NPDES - National Pollutant Discharge Elimination System
NPSM - Nonpoint Source Model
OD - Oxigênio Dissolvido
Pop - População
Q7,10 - Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos
QPC - Quota Per Capta
QUAL2E - Modelo de Qualidade da Água de Rios
QUAL2R - Interface Gráfica para o Modelo QUAL2E
QUAL-II - Modelo de Qualidade da Água de Reservatórios
RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos
RMI - Modelo Matemático de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água
RMA-12 - Modelo de Qualidade da Água de Reservatórios
SCS - Soil Conservation Service
SDR - Sediment Delivery Ratio
SEAMA - Secretaria de Estado para Assuntos do Meio Ambiente
SENTWA - System for the Evaluation of Nutrient Transport to Water
SIG - Sistema de Informação Geográfica
SIMCAT - Modelo Matemático de Qualidade da Água de Rios
SISDERH - Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos
SQAO - Sistema Quali-Quantitativo de Análise de Outorgas
SSD - Sistema de Suporte a Decisão
SSD RB - Sistema de Suporte a Decisão para a Gestão Quali-Quantitativa
STREAMDO - Modelo Matemático de Qualidade da Água de Rios
SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
TMDL - Total Maximum Daily Load
UFES - Universidade Federal do Espírito Santo
UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais
UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro
USEPA - United States Environmental Protection Agency
USLE - Universal Soil Loss Equation
USP - Universidade de São Paulo
UWWTD - Urban Waste Water Treatment Directive
VMP - Valor Mais Provável
WASP - Water Quality Analysis Simulation Program
WASP - Water Quality Analysis Simulation Program
WFD - Water Framework Directive
WQCD - Colorado Water Quality Control Division
WQRRS - Water Quality for River - Reservoir Systems
WQS - Water Quality Standard

LISTA DE SÍMBOLOS

- A - concentração de biomassa algal (mgA/l)
 a, b, α e β - constantes empíricas determinadas por curvas de regressão.
 AR_k - área de geradora de carga k (ha)
 a_t - Coeficiente de erosividade de chuva para cada mês do ano
 AT - área total da bacia (ha)
 Ax - área da seção transversal (m²)
 C - concentração (mg/l)
 C_0 - concentração inicial (mg/l)
 $Cantes$ - concentração do poluente no corpo receptor antes do lançamento do efluente (mg/l)
 $Cdepois$ - concentração do poluente no corpo receptor após o lançamento do efluente (mg/l)
 $Cdisponível$ - concentração do parâmetro disponível no corpo receptor para consumo (mg/l)
 Cd_k - concentração do nutriente no escoamento superficial de uma área k (mg/l)
 Ce - concentração de determinado parâmetro no efluente (mg/l)
 C_g - concentração de nutrientes na água subterrânea (mg/l)
 C_k - fator de cobertura e manejo (adimensional)
 Cm - concentração de determinado parâmetro no rio após a mistura com o efluente (mg/l)
 $Cmax$ - concentração máxima permitida de determinado parâmetro no corpo receptor (mg/l)
 $Cnat$ - concentração natural do no corpo receptor no qual é realizado o lançamento (mg/l)
 Cp - calor específico (cal/g°C)
 Cr - concentração de determinado parâmetro no rio (mg/l)
 Cs - concentração média de nutriente no sedimento (mg/kg).
 D - déficit de oxigênio dissolvido (mg/l)
 d - profundidade média do curso de água (m)
 D_0 - déficit de oxigênio dissolvido no tempo $t = 0$ (mg/l)
 DG_m - carga de nutrientes dissolvidos proveniente dos lençóis subterrâneos no mês m (kg)
 D_L - coeficiente de dispersão longitudinal (m²/s)
 dm - número dos dias no mês m
 dL/dt - taxa de oxidação da matéria orgânica (mg/l dia)
 DP_m - carga de nutrientes dissolvidos proveniente da fonte pontual no mês m (kg)
 DR_m - carga de nutrientes dissolvidos proveniente do escoamento superficial de áreas rurais no mês m (kg)
 DS_m - carga de nutrientes dissolvidos proveniente dos sistemas sépticos no mês m (kg)
 D_t - déficit de oxigênio dissolvido no tempo t (mg/l)
 E - eficiência de tratamento ou remoção (%)
 Fl - fração de retirada de nitrogênio pela biomassa algal
 Gt - descarga do lençol subterrâneo no curso de água no dia t (cm)
 H - profundidade média do curso de água (cm)
 Hf - fluxo de calor através da superfície do corpo de água (Btu/m² dia)
 Hs - radiação solar devido às ondas curtas (Btu/m² dia)
 Ha - radiação na atmosfera devido às ondas longas depois da reflexão (Btu/m² dia)
 Hr - radiação de volta das ondas longas (Btu/m² dia)
 Hc - fluxo de calor convectivo (Btu/m² dia)

H_e - perdas de calor por evaporação (Btu/m² dia)
 K - constante de dispersão
 K_{calor} - coeficiente de troca de calor (cal/cm². dia.°C)
 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 (g-O/m² dia)
 K_e - carga de fósforo do efluente (kg P/ano)
 K_k - fator de erodibilidade do solo (t.h/Mj.mm)
 K_{max} - carga de fósforo máxima admissível (kg P/ano)
 $K_{per\ capita}$ - carga per capita do parâmetro por habitante (g/hab.dia)
 K_s - coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (1/ano).
 L - carga afluente de fósforo (kgP/ano)
 Lu - concentração de DBO última (DBO_u) (mg/l)
 LD_m - carga nutriente na forma dissolvida no mês m (kg)
 LS_k - fator topográfico que expressa o comprimento e declividade de rampa
 LS_m - carga nutriente na forma particulada no mês m (kg)
 L_t - DBO remanescente em um tempo t (mg/l)
 M - massa do constituinte
 m - mês em análise
 y - número total de usuários de outorga para captação
 n - coeficiente de Manning
 N - concentração de nitrogênio (mg-N/l)
 z - número total de usuários de outorga para lançamento de efluentes
 N_1 - concentração de amônia (mg-N/l)
 N_2 - concentração de nitrito (mg-N/l)
 N_3 - concentração de nitrato (mg-N/l)
 N_4 - concentração de nitrogênio orgânico (mg-N/l)
 n_k - taxa de acumulação constante (kg/ha-day)
 O - concentração de oxigênio dissolvido (mg/l)
 O^* - concentração de saturação do oxigênio dissolvido (mg/l)
 P - concentração de fósforo (g P/m³)
 P_1 - concentração de fósforo orgânico (mg-P/l)
 P_k - fator de práticas conservacionistas (adimensional)
 P_N - fator de preferência para amônia
 Q - vazão (m³/s)
 Q_r - vazão do rio (m³/s)
 Q_{aflu} - vazão afluente (m³/s)
 Q_{capta} - vazão captada (m³/s)
 $Q_{captação}$ - vazão de captação (m³/s)
 $Q_{consumo\ montante}$ - vazão de consumo, dada pelo somatório das vazões de consumo outorgadas a montante (m³/s)
 Q_{dilui} - vazão de diluição requerida para determinado parâmetro (m³/s)
 $Q_{diluição\ montante}$ - vazão de diluição a montante (m³/s)
 Q_e - vazão de lançamento do efluente (m³/s)

Q_e autodepuração - vazão dos lançamentos a montante, considerando autodepuração (m^3/s)
 $Q_{indisp\ geral}$ - vazão indisponibilizada geral na bacia, considerando todos os usuários e parâmetros utilizados na análise da outorga para diluição (m^3/s)
 Q_{indisp} - vazão indisponibilizada pelo usuário para determinado parâmetro (m^3/s)
 Q_{k_t} - escoamento superficial da área k no dia t (cm)
 $Q_{max\ capta}$ - vazão máxima outorgável para captação (m^3/s)
 $Q_{max\ dilui}$ - vazão máxima outorgável para diluição (m^3/s)
 $Q_{mínima}$ - vazão mínima (m^3/s)
 $Q_{natural}$ - vazão natural (m^3/s)
 Q_{ref} - vazão de referência adotada para o curso de água (m^3/s)
 RE_t - erosividade da chuva no dia t (MJ.mm/ha.h)
 R_x - raio hidráulico (m)
 S - fontes externas ou sumidouros
 Se - declividade longitudinal (m/m).
 SP_m - carga de nutrientes particulados proveniente da fonte pontual no mês m (kg)
 SR_m - a carga de nutrientes particulados proveniente do escoamento superficial de áreas rurais no mês m (kg)
 SU_m - carga de nutrientes particulados proveniente do escoamento superficial de áreas urbanas no mês m (kg)
 SX_j - sedimento total gerado
 T - temperatura ($^{\circ}C$)
 t - tempo
 Te - temperatura do efluente ($^{\circ}C$)
 T_{max} - temperatura máxima permitida no corpo receptor ($^{\circ}C$)
 T_{nat} - temperatura média natural no corpo receptor ($^{\circ}C$)
 TR_j - fator de transporte no mês j
 uc - usuários de outorga para captação a montante do lançamento analisado
 ud - usuários de outorga para diluição
 \bar{u} - velocidade média (m/s)
 V - volume do lago ou reservatório (m^3)
 $V_{indisp\ total}$ - volume indisponibilizada total no lago ou reservatório, considerando todos os usuários (m^3/s);
 V_{indisp} - volume do corpo de água indisponibilizado para diluição do lançamento (m^3)
 W_{kt} - carga nutriente do escoamento superficial do uso da terra k no dia t (kg/ha).
 x - distância
 x_0 - trecho onde ocorre o lançamento
 X_{kt} - erosão na área k no dia t (ton)
 Y_m - aporte mensal de sedimento da bacia (ton)
 O_0 - concentração de oxigênio dissolvido no tempo $t = 0$ (mg/l)
 α_1 - fração de nitrogênio contido na biomassa algal (mg-N/mg-A)
 α_2 - fração de fósforo contido na biomassa algal (mg-P/mg-A)
 α_3 - taxa de produção de oxigênio na fotossíntese algal (mg-O/mg-A)
 α_4 - taxa de consumo de oxigênio na respiração algal (mg-O/mg-A)
 α_5 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de nitrogênio na forma amoniacal oxidado (mg-O/mg-N)

α_6 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de nitrogênio na forma de nitrito oxidado (O/mg-N)

β_k - coeficiente de utilização da vazão qualitativa para determinado parâmetro k

β_1 - coeficiente de oxidação da amônia (1/dia)

β_2 - coeficiente de oxidação do nitrito (1/dia)

β_3 - coeficiente de transformação de nitrogênio orgânico em amônia (1/dia)

β_4 - coeficiente de decaimento do fósforo orgânico (1/dia)

β - taxa de depleção constante (1/dia).

μ - taxa de crescimento algal (1/dia)

ρ_a - taxa de respiração algal (1/dia)

ρ - densidade da água (g/cm³)

σ_2 - taxa de produção de fósforo dissolvido pelos bentos (mg-P/m²dia)

σ_3 - taxa de produção de amônia pelos bentos (mg-N/m²dia)

σ_4 - coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (1/dia)

σ_5 - taxa de sedimentação do fósforo orgânico (1/dia)

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os recursos hídricos estão sujeitos a diversas intervenções provenientes de atividades humanas incluindo industriais, agropecuárias, dentre outras. Essas intervenções podem causar deterioração qualitativa dos corpos de água e comprometer seus usos atuais e almejados. Poluição pode ser resultante de fontes pontuais ou difusas. As primeiras podem ser representadas pelos lançamentos de efluentes, sendo mais facilmente controladas por se concentrarem em um único ponto. As últimas, advindas do escoamento superficial em áreas urbanas e rurais, distribuídas ao longo dos corpos de água receptores.

O gerenciamento e a alocação dos recursos hídricos, entre os diferentes usos, envolvem uma complexa relação de interesses e visões políticas, sociais e econômicas. As decisões devem ocorrer em um ambiente de informações e ferramentas computacionais que simulem os impactos das ações (SOUZA FILHO, 1999 apud GEARH, 2004; LOUCKS et al., 1981 apud RORIZ, 2002).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída no Brasil pela Lei Federal 9.433, de 08 de janeiro de 1997, é uma importante ferramenta legal para o gerenciamento da água, pela qual é sugerida a utilização de modelos matemáticos e computacionais no suporte à decisão entre alternativas de gestão ou de uso dos recursos hídricos.

Um dos principais instrumentos de gestão para redução e controle da poluição desses recursos é a outorga para diluição de efluentes que, apesar de estar legalmente instituída, ainda não foi devidamente implantada em nível nacional. Para isso, será necessário definir critérios de outorga, organizar e manter uma base de dados de qualidade da água e desenvolver ferramentas adequadas para análise integrada dos aspectos de quantidade e qualidade da água. Essa é uma área ainda pouco explorada cuja discussão e investigação devem ser incentivadas (AZEVEDO et al., 2003).

Em países desenvolvidos, onde a questão de tratamento de esgoto já se encontra avançada, o grande problema de poluição das águas é a poluição difusa. Procurar auxílio nessa experiência internacional de combate à poluição por meio da aplicação do processo *Total Maximum Daily Load -TMDL*, que estima a carga total máxima diária que um corpo de água é capaz de receber sem afetar os usos designados, e das diretrizes a respeito dos recursos hídricos da

União Europeia (*Water Framework Directive – WFD*), pode ser de grande valia devido aos resultados alcançados com tais procedimentos (NEVES; PORTO, 2003).

Modelos computacionais são ferramentas necessárias e comumente utilizadas para avaliação e desenvolvimento do TMDL, pois permite avaliação de fontes, fornece meios para estabelecer a ligação entre metas de qualidade de água e fontes de poluição e permite aos decisores representar e comparar as opções de controle e alocações (IMHOFF, 2003). Diversos estudos relacionados com processos TMDL utilizam modelos computacionais para consideração de fontes pontuais e difusas (AQUA TERRA CONSULTANTS, 2004a; MDEQ, 1999; USEPA, 1994a; 1994b; 1998a).

Nesse cenário, no presente trabalho, foi desenvolvida uma metodologia para utilização de modelos computacionais no auxílio da análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água, com finalidade de facilitar a avaliação de alternativas de alocação dos recursos hídricos, quanto aos seus usos e aspectos de qualidade em diferentes cenários, considerando tanto fontes de poluição pontuais como difusas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Desenvolver uma abordagem metodológica para utilização de modelos computacionais na análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água, considerando fontes pontuais e difusas e obter maior conhecimento a respeito de métodos de estimativa de carga máxima de poluentes para corpos de água, incluindo os relacionados com carga máxima total diária (*Total Maximum Daily Load -TMDL*).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar metodologias atualmente utilizadas para estabelecimento das cargas totais máximas de poluentes.
 - Analisar metodologias atualmente utilizadas para definição de medidas de controle de poluição na análise de outorga.
 - Estudar a utilização de modelos computacionais na gestão da qualidade de água, na determinação de cargas totais máximas e na análise de outorga.
 - Desenvolver metodologia para utilização de modelos computacionais no auxílio da análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água, considerando contribuições de fontes pontuais e difusas de poluição e enquadramento de corpos de água.
 - Empregar a metodologia desenvolvida em uma bacia hidrográfica específica para exemplificar sua aplicação.
 - Comparar a metodologia utilizada com as empregadas em programas TMDL.
-

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 USOS E QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS

Segundo diversos autores (DERISIO, 1992; MOTA, 2003), os usos da água podem ser classificados em consuntivos e não consuntivos.

Os usos consuntivos são aqueles em que há perda entre o que é derivado e o que retorna ao corpo de água, reduzindo a vazão ou volume na seção, e desta forma, trazendo alterações ao regime de vazões de um rio. É o caso dos abastecimentos urbanos e rurais, da dessedentação de animais, da irrigação e dos processos industriais.

Os usos não consuntivos referem-se àqueles cuja utilização não implica derivação ou redução de volume, ou, quando ocorre derivação, retorna a quase totalidade da água ao corpo hídrico. Desta forma, não provocam alterações significativas no valor numérico das vazões do corpo hídrico. Nesse caso, enquadram-se a geração energética, a piscicultura, a navegação, a preservação ambiental, o transporte e a diluição de poluentes.

Os usos não consuntivos, embora não derivem água do manancial, necessitam que a água esteja disponível no corpo de água. No caso de dois usos não concorrentes entre si, ao invés de reservar um volume ou vazão para cada uso, pode-se reservar o volume necessário para atender a maior demanda entre eles. Por exemplo, a vazão necessária para a navegação não é somada à vazão necessária para a preservação ambiental nem para diluição de um determinado poluente.

No entanto, podem ocorrer dois usos não consuntivos, porém, concorrentes como, por exemplo, a diluição de um mesmo poluente por dois usuários diferentes. Neste caso, cada lançamento deve ter reservada uma vazão independente no corpo receptor, de forma a manter o enquadramento pré-estabelecido no corpo de água.

Segundo Derisio (1992), quando a água, depois de ser utilizada, é restituída ao seu ambiente natural, a mesma não deve comprometer os possíveis usos que podem ser feitos, ou seja, deve manter o enquadramento existente. A contaminação é uma modificação da qualidade da água, de tal forma a torná-la inapta ou danosa aos diversos usos.

No Brasil, a Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, classifica as águas doces, salobras e salinas em treze classes de qualidade, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. Cada uma dessas classes determina a qualidade a ser mantida no corpo de água por meio de padrões, fazendo o seu enquadramento. As tabelas 3.1 e 3.2 apresentam, respectivamente, um resumo dos usos preponderantes das classes relativas à água doce, e de seus principais padrões de qualidade.

Tabela 3.1: Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes

Usos preponderantes	Classe			
	Especial	1	2	3
Abastecimento para consumo humano com desinfecção	x	x (a)	x (b)	x (c)
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	x			
Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	x			
Proteção das comunidades aquáticas		x	x	
Recreação de contato primário		x	x	
Irrigação		x (d)	x (e)	x (f)
Proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas		x		
Aqüicultura e atividade de pesca		x	x	
Pesca amadora				x
Recreação de contato secundário				x
Dessedentação de animais				x

(a) Após tratamento simplificado; (b) Após tratamento convencional; (c) Após tratamento convencional ou avançado; (d) Hortaliças que são consumidas cruas e de frutas rentes ao solo e ingeridas cruas com película; (e) Hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com possível contato direto com o público; (f) Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

Fonte: Adaptada de Von Sperling (1996) e CONAMA 357/05.

Tabela 3.2: Padrões de qualidade de água

Parâmetro	Unidade	Classe		
		1	2	3
DBO ₅	mg/L O ₂	≤ 3	≤ 5 (1)	≤ 10 (1)
OD	mg/L O ₂	≥ 6	≥ 5	≥ 4
Fosfato total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	mg/L P	0,1		0,15
Nitrogênio amoniacal total	mg/L N	3,7 (pH ≤ 7,5)		13,3 (pH ≤ 7,5)
		2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0)		5,6 (7,5 < pH ≤ 8,0)
		1,0 (8,0 < pH ≤ 8,5)		2,2 (8,0 < pH ≤ 8,5)
		0,5 (pH > 8,5)		1,0 (pH > 8,5)
Nitrato	mg/L N	10		
Nitrito	mg/L N	1		

(1) Podem ser elevados caso estudos da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Fonte: Adaptada de Von Sperling (1996) e CONAMA 357/05.

A seguir, apresenta-se uma descrição dos parâmetros comumente utilizados em estudos relacionados com qualidade de água.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Von Sperling (1996) descreve que a matéria orgânica presente nos corpos de água é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema decorrente da poluição das águas: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microorganismos responsáveis pela estabilização da mesma. Segundo Derisio (1992) e Von Sperling (1996), aumento da DBO em um corpo de água é provocado por despejos domésticos ou industriais de origem predominantemente orgânica.

Segundo Johnsson et al. (2003), o parâmetro DBO, além de ser representativo de esgotos domésticos, é também um dos elementos mais presentes nos diferentes tipos de efluentes industriais.

A DBO não é propriamente um poluente, mas sim o indicativo da quantidade de oxigênio necessária para a decomposição da matéria orgânica presente na água. Assim sendo, a DBO serve como forma de medição do potencial poluidor de certas substâncias biodegradáveis em relação ao consumo de oxigênio dissolvido. Do mesmo modo, a matéria orgânica, em si, não é um poluente, porém, seu despejo no meio aquático pode ocasionar um desequilíbrio entre a produção e consumo de oxigênio (BRAGA et al., 2002).

Oxigênio Dissolvido (OD)

A presença de OD na água é vital para seres aquáticos aeróbios (DERISIO, 1992). Von Sperling (1996) cita que esse parâmetro é utilizado no controle operacional de tratamento de águas residuárias e na caracterização de corpos de água. A concentração de OD possui ligação direta com a concentração de DBO. Pois durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias aeróbias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios (VON SPERLING, 1996).

Nitrogênio

Tebbutt (1992) descreve que, no ciclo do nitrogênio, a fixação converte o nitrogênio gasoso da atmosfera em nitrogênio orgânico. Este, através da amonificação, é transformado em amônia que, pela nitrificação, é oxidada a nitritos e nitratos. O nitrato é a forma mais comum de nitrogênio na natureza e praticamente ausente no esgoto bruto. A concentração de nitrito

em esgotos pode ser considerada praticamente nula (VON SPERLING, 1996), bem como em ambientes oxigenados (ESTEVES, 1988).

Segundo Esteves (1988), no meio aquático, o parâmetro nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio inorgânico particulado, nitrogênio inorgânico dissolvido (amônia total, nitrato e nitrito), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas e aminoácidos). Segundo Chapman e Kimstach (1992), a forma orgânica é representada principalmente por fitoplâncton e bactéria.

Von Sperling (1996) cita que as principais fontes de contaminação por nitrogênio em corpos de água são os despejos domésticos, industriais, excrementos de animais e fertilizantes. Browie (1985) ressalta que, além da importância desse parâmetro como nutriente, durante o processo de nitrificação há consumo oxigênio, além disso, alta concentração de amônia não-ionizável pode ser tóxica para organismos aquáticos.

Fósforo

Na água, o fósforo apresenta-se, principalmente, nas formas dissolvida e orgânica. É, geralmente, o nutriente limitante para o crescimento de algas. As fontes artificiais de fosfato mais importantes, segundo Esteves (1998) e Von Sperling (1996), são esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e detergentes. Elevadas concentrações de fósforo são a principal causa da eutrofização de corpos de água (CHAPMAN; KIMSTACH, 1992). Esse crescimento excessivo das algas (eutrofização) produz, por sua vez, DBO em consequência da sua decomposição, ocorrendo, dessa forma, aumento no consumo de OD do corpo de água (USEPA, 1992e).

Segundo Browie et al. (1985), a descarga de fósforo do efluente de uma estação de tratamento de esgoto é geralmente na forma inorgânica dissolvida, sendo facilmente convertida para alga.

Temperatura

As origens antropogênicas para o aumento da temperatura em corpos de água receptores podem ser despejos industriais, águas de torres de resfriamento e efluentes domésticos. O monitoramento, quanto à variação desse parâmetro é importante, pois o aumento da

temperatura aumenta as taxas das reações químicas e biológicas e diminui a solubilidade dos gases como, por exemplo, do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1996).

Se a elevação da temperatura tem efeitos nocivos sobre a adequação da água para ecossistemas aquáticos ou para seus usos, ocorre a chamada poluição térmica. Com o aumento da temperatura, a taxa de oxigenação é acelerada, impondo mais rápida demanda, contribuindo para redução do oxigênio dissolvido. Na presença de nutrientes, o aumento de temperatura resulta em aumento no crescimento de macrófitas e da floração de algas (MENDONÇA, 2004).

3.2 POLUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

A poluição hídrica pode ser definida como a adição de substâncias ou de formas de energia que provoquem modificações físico-químicas ou biológicas da água, afetando direta ou indiretamente a natureza do corpo e, conseqüentemente, o homem, prejudicando a sua utilização posterior ou causando rupturas nos ecossistemas naturais (HABTEC, 1997; Von Sperling 1996).

A poluição das águas é geralmente proveniente de uma das quatro principais fontes: esgotos domésticos, que são os maiores agentes de introdução de compostos orgânicos biodegradáveis, despejos industriais, dejetos de atividades agropecuárias e águas provenientes do escoamento superficial de áreas urbanas e rurais (HABTEC, 1997).

A poluição pode ser advinda de fontes pontuais ou difusas. Segundo Braga et al. (2002), as cargas pontuais são introduzidas por lançamentos individualizados, como despejo de efluentes domésticos ou industriais, sendo a identificação e o controle mais eficientes. As cargas difusas não possuem um ponto de lançamento específico, encontram-se distribuídas ao longo das bacias hidrográficas, como substâncias provenientes do escoamento superficial de campos agrícolas ou áreas urbanas.

Nos países desenvolvidos, o foco principal atualmente é a poluição difusa, pois os lançamentos pontuais já foram em grande parte equacionados. No Brasil, há ainda muito a se fazer em termos do controle da poluição pontual (VON SPERLING, 1996). No entanto é necessário avançar em termos de pesquisa para o controle de poluição pontual e difusa integradamente, visto que essas ocorrem simultaneamente no ambiente.

Estudos mostram que, em bacias onde a agricultura é uma das principais atividades, a poluição difusa corresponde a uma grande parcela de degradação da qualidade da água (USEPA, 1992e). A Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico – OCDE, estima que as fontes difusas sejam responsáveis por 50% a 80% da carga orgânica e de nutrientes dos grandes rios (MARGULIS, 2002 apud NEVES, 2005).

As cargas poluidoras também podem ser divididas em duas grandes classes: as de natureza orgânica e as de natureza inorgânica. As cargas orgânicas têm origem nos dejetos humanos e de animais e na matéria orgânica vegetal. As cargas inorgânicas têm origem nas atividades humanas, nos usos de pesticidas, nos efluentes industriais e na lavagem pelo escoamento de superfícies contaminadas, como áreas urbanas (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETTO, 2003).

Neves e Porto (2003) descrevem que para o controle da poluição das águas pode-se reduzir a concentração ou a vazão da fonte poluidora. Para fontes pontuais ambas as opções são viáveis, pois a vazão correspondente é em geral uma pequena fração do total do sistema hídrico e seu decréscimo não afeta as características hídricas do corpo de água. No entanto, para fontes difusas o controle deve ser feito apenas através da diminuição da concentração, visto que as maiores contribuições para os corpos de água são provenientes do escoamento superficial e de águas subterrâneas.

Outro aspecto relacionado com poluição dos recursos hídricos é a capacidade dos corpos de água em assimilar esgotos, ou seja, sua capacidade de autodepuração. Quando um usuário lança o efluente, os impactos desse lançamento podem ocorrer no local do lançamento e em todo o trecho a jusante. O grau desse impacto está associado com a capacidade de autodepuração do corpo hídrico (RIBEIRO; LANNA, 2003).

Derisio (1992) expõe que aproveitar essa capacidade de autodepuração é um método econômico de disposição de efluentes e um fator determinante para a carga de poluente que poderá ser lançada. Segundo o parágrafo único do artigo 25 da resolução CONAMA 357/05, o órgão ambiental competente poderá, excepcionalmente, autorizar o lançamento de efluente acima das condições e padrões estabelecidos desde que haja, entre outras exigências, o atendimento ao enquadramento do corpo receptor, ou seja, prevê a utilização da capacidade de autodepuração do corpo receptor.

3.3 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

3.3.1 Instrumentos de gestão de recursos hídricos

A Lei Federal 9.433 de 08 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, disponibiliza um conjunto de instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos: os planos de recursos hídricos; o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; a cobrança pelo uso de recursos hídricos; compensação a municípios e o sistema de informações sobre recursos hídricos.

Dentre os instrumentos citados acima, os que se relacionam intimamente com o presente trabalho são o enquadramento dos corpos de água e a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, que serão discutidos a seguir.

Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos

A outorga de direito de uso de recursos hídricos é um ato administrativo mediante o qual o poder público outorgante (União, Estado ou Distrito Federal) faculta ao outorgado (usuário) o direito de uso de recurso hídrico, por prazo determinado, nos termos e nas condições expressas no respectivo ato administrativo.

Tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água para que possa, desta forma, assegurar ao usuário o direito de utilizar os recursos hídricos, condicionado à disponibilidade hídrica.

Cabe ao poder outorgante examinar cada pedido de outorga e verificar a existência suficiente água, considerando os aspectos quantitativos e qualitativos, para que a solicitação possa ser atendida. Uma vez concedida, a outorga de direito de uso da água protege o usuário contra o uso predador de outros usuários que não possuam outorga (KELMAN, 1997 apud SCHWARTZMAN, 2000).

O artigo 12 da lei 9.433/97 discrimina os usos da água que estão sujeitos à outorga pelo Poder Público:

- Derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo;
-

-
- Extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo;
 - Lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final;
 - Aproveitamento dos potenciais hidrelétricos;
 - Outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água.

Da mesma forma, são estabelecidos os usos de recursos hídricos que independem da outorga, a serem definidos em regulamento:

- O uso de recursos hídricos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural;
- As derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes;
- As acumulações de volumes de água consideradas insignificantes.

Ainda nesta lei, o inciso I do artigo 3º estabelece que uma das diretrizes gerais de ação para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos é “a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade”. Com isto ressalta a importância da outorga para diluição de efluentes.

Segundo uma pesquisa realizada pelo Banco Mundial (AZEVEDO et al., 2003), todas as legislações estaduais prevêm a outorga para diluição de efluentes, mas sua implantação ainda é muito incipiente. Para a implantação eficaz da outorga para diluição de efluentes, será necessário definir metodologias e critérios, organizar e manter uma base de dados de qualidade da água e desenvolver ferramentas adequadas para análise integrada de quantidade e qualidade da água. Essa é uma área ainda pouco explorada cuja discussão e investigação devem ser incentivadas (AZEVEDO et al., 2003).

Enquadramento de corpos de água

Segundo o artigo 9º da lei 9.433/97, o enquadramento dos corpos de água em classes tem como objetivo assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, de acordo com a aptidão da bacia hidrográfica, determinada através do Plano de Recursos Hídricos e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

As classes segundo os usos preponderantes da água são estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/05. Essa Resolução define enquadramento como “o estabelecimento do nível de qualidade de água (classe) a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo de água ao longo do tempo”.

O enquadramento é um instrumento de planejamento importante para garantir à água um nível de qualidade que assegure os seus usos preponderantes. Sua aplicação propicia aos diferentes gestores de água uma ferramenta para assegurar a disponibilidade quantitativa e qualitativa da água em uma bacia hidrográfica, garantindo não somente o controle da poluição como também o aumento da disponibilidade hídrica (LEEUEWESTEIN, 2000; NEVES, 2005).

Leeuwestein (2000) e Habtec (1997) ressaltam ainda que o enquadramento dos corpos de água não se baseia necessariamente no seu estado atual de qualidade de água, mas nos níveis de qualidade que o curso de água deveria possuir para atender às necessidades definidas pela sociedade. Esses níveis podem ser estabelecidos por meio de metas de médio e longo prazo.

O enquadramento permite fazer a ligação entre os diversos usos da água, sem que haja conflitos de ordem qualitativa (SALIM, 2004). Nesse sentido, torna-se o enquadramento essencial na análise dos pedidos de outorga, notadamente para lançamento de efluentes (ANA, 2005).

3.3.2 Sistema de Suporte à Decisão

Porto e Azevedo (1997) descrevem uma metodologia bem-sucedida na gestão de recursos hídricos, conhecida como Sistema de Suporte à Decisão (SSD). Essa ferramenta tem como fundamentos a utilização de bases de dados, modelos matemáticos e a facilidade do diálogo entre usuário e computador. Azevedo et al. (2003) entendem que os SSD podem contribuir para uma melhor compreensão do comportamento dos sistemas de recursos hídricos, para o aprimoramento e a implantação de novos sistemas de suporte a decisões para outorga de direitos de uso da água no Brasil.

O SSD desenvolvido por Roriz (2002), denominado Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos (SISDERH) utiliza separadamente dois modelos computacionais, Um modelo simula a qualidade da água (QUAL2E) e o outro quantifica a poluição difusa (GWLF). O sistema desenvolvido visa ao gerenciamento dos recursos hídricos através da análise de impactos na qualidade de água de rios ocasionados por uma captação ou um

lançamento pontual de efluente, com auxílio do QUAL2E, e através da quantificação da poluição em reservatório por fontes difusas relacionadas com uso e ocupação do solo, por meio de um ambiente computacional amigável, com auxílio do GWLF.

Posteriormente, com o aperfeiçoamento do SISDERH (GEARH, 2004), foi iniciada a automatização do modelo de qualidade de água para fontes de poluição difusa (GWLF), com o uso de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Foi iniciada, ainda, a utilização em conjunto dos modelos de poluição difusa (GWLF) e pontual (QUAL2E), de tal forma que se possam utilizar diretamente e automaticamente os resultados obtidos pelo modelo de poluição difusa como entrada para o modelo de poluição pontual.

Em paralelo, Salim (2004) desenvolveu um Sistema de Suporte à Decisão utilizando a automatização do modelo computacional QUAL2E para que se possa estimar, simultaneamente, quais eficiências de tratamento seriam necessárias para as múltiplas fontes de poluição pontual, de forma que os parâmetros do corpo receptor satisfizessem aos padrões de qualidade específicos, considerando apenas as fontes de poluição pontuais.

3.4 OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES

Optou-se nesta dissertação por utilizar o termo “outorga para diluição de efluentes”, já adotado pela Agência Nacional de Águas. O termo “outorga para lançamento de efluentes”, normalmente empregado, apresenta uma incoerência quanto ao que verdadeiramente representa. 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). O que a outorga realmente autoriza é a utilização da água do corpo receptor para diluição de efluentes e não a atividade de lançamento propriamente dita.

3.4.1 Aspectos legais da outorga para diluição de efluentes no Brasil

A outorga para diluição de efluentes no Brasil, legalmente instituída pela lei Federal nº 9.433 de 8 de Janeiro de 1997 e complementada pela Resolução nº 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001, ainda não foi devidamente implantada e apresenta dificuldades quanto à adoção de metodologias e critérios.

O artigo 12, inciso III da lei 9.433/97 estabelece que “lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final” está sujeito à outorga pelo Poder Público. O artigo 13 estabelece que “toda outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos e deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado e a manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso”.

De acordo com os trechos da lei 9.433/97 expostos, o usuário poderia obter a outorga para diluição de efluentes em um corpo de água caso respeite as condições estipuladas (prioridade de uso, classe de enquadramento e manutenção da navegabilidade). Com relação ao enquadramento do corpo de água receptor, pode-se entender que na análise da outorga para diluição de efluentes deve-se estimar a concentração máxima para cada poluente que pode ser lançada no corpo de água de forma que este continue, após o lançamento, respeitando o limite de enquadramento.

Entende-se que para a verificação da concentração resultante no corpo receptor e do atendimento ao enquadramento após o lançamento do efluente, devem-se considerar os processos de diluição do poluente no corpo receptor e autodepuração do mesmo ao longo do trecho analisado.

No entanto, a lei 9.433/97 não considera os processos de diluição e autodepuração do corpo de água na análise de outorga para diluição de efluentes. Essa consideração é feita no projeto de lei Federal nº 1616 (em tramitação no Congresso Nacional desde 1999) e na Resolução CNRH nº 16/01.

O projeto de lei Federal 1616/99 considerado complementar à lei 9.433/97 (RIBEIRO; LANNA, 2003), visa, entre outras coisas, a regulamentar a outorga. No intuito de suprir a lacuna desse documento, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) emitiu a Resolução 16/01, onde são estabelecidas diretrizes para o processo de outorga, incorporando alguns dos principais aspectos referentes à outorga presentes no projeto e acrescentando disposições de cunho administrativo.

No parágrafo 1º do artigo 12 da resolução 16/01, fica estabelecido 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”. Entende-se que, no caso da diluição de efluentes, ou seja, outorga para diluição de efluentes, a vazão de diluição outorgada para um usuário não poderá ser considerada disponível a jusante do lançamento. No entanto, essa vazão de diluição não é constante ao longo do trecho a jusante do lançamento, pois irá diminuir de acordo com a capacidade de autodepuração do corpo receptor.

O parágrafo 2º deste artigo estabelece que “a vazão de diluição poderá ser destinada a outros usos no corpo de água, desde que não agregue carga poluente adicional”, ou seja, a indisponibilidade da vazão de diluição citada anteriormente é válida apenas para o mesmo poluente, podendo ser considerada para a diluição de outros poluentes desde que não comprometa a outorga já concedida, assim como, outorgada para captação, ou para fins de navegação, uma vez que a vazão de diluição permanece no corpo de água.

Como se pode notar, a diluição de efluentes no corpo de água é um uso não consuntivo, pois não deriva água do manancial. No entanto, necessita que a água esteja disponível no corpo receptor onde será feita a diluição.

A Resolução 16/01 estabelece no artigo 15º que “a outorga de direito de uso da água para o 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 correspondentes à classe de enquadramento do respectivo corpo receptor e/ou em critérios específicos definidos no correspondente plano de recursos hídricos ou pelos órgãos competentes.”.

Esse artigo estabelece que a vazão de diluição outorgada está sujeita à variação, de acordo com o enquadramento do corpo de água, que pode, por exemplo, ser estabelecido por meio de metas progressivas, de acordo com o plano de recursos hídricos ou órgãos competentes.

Dadas as bases legais para consideração da capacidade de autodepuração do corpo de água e da vazão de diluição na análise da outorga para diluição de efluentes, são apresentadas no item a seguir algumas propostas existentes.

3.4.2 Propostas existentes para avaliação da outorga para diluição de efluentes

Anteriormente à Resolução 16/01, discutida no item anterior, Kelman (1997) estabeleceu que a outorga para diluição de efluentes poderia ser dada em termos da vazão de diluição. Segundo esse autor, o usuário que lança um efluente num trecho de um curso de água se apropria virtualmente de uma vazão de água para diluí-lo de modo a manter a classe de enquadramento do corpo de água receptor. A vazão de diluição correspondente ao lançamento de cada usuário para cada parâmetro pode ser calculada pela equação 3.1.

$$Q_{dilui} = \beta_k \cdot \left[Q_e \cdot \frac{(C_e - C_{max})}{(C_{max} - C_{nat})} \right] \quad (3.1)$$

Onde, Q_{dilui} é vazão de diluição requerida para determinado parâmetro (m^3/s); Q_e é a vazão de lançamento do efluente (m^3/s); C_e é a concentração de determinado parâmetro no efluente (mg/l); e C_{max} é a concentração máxima permitida de determinado parâmetro no corpo receptor (mg/l); C_{nat} é a concentração natural do parâmetro no rio onde é realizado o lançamento (mg/l) e β_k é o coeficiente de utilização da vazão qualitativa para determinado parâmetro k .

O coeficiente de utilização da vazão qualitativa depende do tipo do parâmetro (conservativo ou não conservativo) e da distância que separa o trecho de lançamento de um localizado a jusante. Para um parâmetro não conservativo ou degradável, a vazão de diluição sofre decaimento, devido à capacidade de autodepuração do corpo receptor. Logo, o valor para o coeficiente β_k será menor que um. Caso o parâmetro seja conservativo ou não degradável, o usuário se apropria da vazão de diluição, não apenas no ponto de lançamento, mas em todo o trecho a jusante. Neste caso, β_k é unitário para qualquer trecho e a vazão de diluição outorgada torna-se indisponível para outras diluições daquele parâmetro no ponto de lançamento e em todos os trechos a jusante. Kelman (1997) sugere que o valor numérico do coeficiente de utilização β_k seja estimado com auxílio de um modelo matemático de qualidade de água, devidamente calibrado.

A Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2000) desenvolveu um Sistema de Suporte à Decisão para a análise técnica dos aspectos quantitativos e qualitativos dos usos da água, denominado Sistema Quali-Quantitativo de

Análise de Outorgas (SQAQ). Nesse sistema, a vazão de diluição (equação 3.3) baseia-se na equação 3.2 de balanço de massa.

$$C_e \cdot Q_e + C_r \cdot Q_r = C_m \cdot (Q_e + Q_r) \quad (3.2)$$

$$Q_{dilui} = Q_e \cdot \frac{(C_e - C_{max})}{(C_{max} - C_{nat})} \quad (3.3)$$

Onde, C_e é a concentração de determinado parâmetro no efluente (mg/l); Q_e é a vazão de lançamento do efluente (m³/s); C_r é a concentração de determinado parâmetro no rio (mg/l); Q_r é a vazão do rio (m³/s); C_m é a concentração de determinado parâmetro no rio após a mistura com o efluente (mg/l); Q_{dilui} é vazão de diluição requerida para determinado parâmetro (m³/s); C_{max} é a concentração máxima permitida de determinado parâmetro no corpo receptor (mg/l) e C_{nat} é a concentração natural do parâmetro no rio onde é realizado o lançamento (mg/l).

Segundo MMA (2000), esse sistema admite que o corpo receptor esteja na condição natural de concentração de determinado parâmetro de qualidade, e não a atual. Dessa forma, pode-se avaliar o quanto o usuário comprometerá qualitativamente em termos absolutos, de forma independente e sem a interferência de outros usuários.

Considera-se que ao longo dos trechos a jusante do lançamento, os valores da vazão de diluição propagam-se a jusante, podendo o seu valor aumentar, diminuir ou mesmo manter-se constante, dependendo do tipo do parâmetro em questão (conservativo ou não-conservativo) e se as concentrações máximas permitidas nos trechos de jusante são diferentes.

Esse método considera que a vazão indisponibilizada para outras diluições do mesmo parâmetro é chamada vazão indisponível (equação 3.4), sujeita a decaimento, se o parâmetro for não-conservativo.

$$Q_{indisp} = Q_{dilui} + Q_e \quad (3.4)$$

Para o decaimento do parâmetro DBO, MMA (2000) utiliza a equação 3.5 proposta por Streeter e Phelps.

$$l = l_0 \times e^{-K_1 \cdot t} \quad (3.5)$$

Onde, l_0 é a concentração inicial de DBO (mg/l); K_1 é o coeficiente de desoxigenação (1/dia); l é a concentração remanescente de DBO (mg/l); e t é o tempo (horas).

Com base nas equações 3.3, 3.4 e 3.5 e em algumas considerações feitas por MMA (2000), chega-se à equação 3.6, que representa a vazão indisponível para o parâmetro DBO a jusante do lançamento, considerando o decaimento.

$$Q_{indisp_x} = \frac{(Qe + Q_{dilui_{x0}}) \cdot C_{max_{x0}} \cdot e^{-K_1 \cdot t}}{C_{max_x}} \quad (3.6)$$

Onde, Q_{indisp_x} é a vazão que se torna indisponível para outras diluições do mesmo parâmetro (m^3/s); Qe é a vazão de lançamento do efluente (m^3/s); $Q_{dilui_{x0}}$ é a vazão de diluição no trecho onde ocorre o lançamento (m^3/s); $C_{max_{x0}}$ é a concentração máxima permitida de DBO para o trecho do corpo receptor onde ocorre o lançamento (m^3/s); C_{max_x} é a concentração máxima permitida de DBO para o trecho do corpo receptor onde se quer calcular a vazão indisponível (m^3/s); K_1 é o coeficiente de desoxigenação (1/dia) e t é o tempo de percurso do trecho de lançamento até o trecho localizado a jusante (horas).

Para o parâmetro temperatura, MMA (2000) descreve a equação 3.3 da vazão de diluição pela equação 3.7.

$$Q_{dilui} = Qe \cdot \frac{(T_e - T_{max})}{(T_{max} - T_{nat})} \quad (3.7)$$

Onde, Q_{dilui} é vazão de diluição requerida para o parâmetro temperatura (m^3/s); Qe é a vazão de lançamento do efluente (m^3/s); T_e é a temperatura do efluente ($^{\circ}C$); T_{max} é a temperatura máxima permitida no corpo receptor ($^{\circ}C$) e T_{nat} é a temperatura média natural no corpo receptor no qual é realizado o lançamento ($^{\circ}C$).

A Resolução CONAMA 357/05 preconiza que os lançamentos de efluentes não poderão ter temperatura superior a $40^{\circ}C$ e não poderão causar elevação de mais de $3^{\circ}C$ na temperatura do corpo receptor. Dessa forma, a temperatura máxima permitida no corpo receptor pode ser escrita conforme a equação 3.8.

$$T_{max} = T_{nat} + 3 \quad (3.8)$$

Combinando as equações 3.7 e 3.8, tem-se que a vazão de diluição para temperatura é dada pela equação 3.9.

$$Q_{dilui} = Qe \cdot \frac{[Te - (Tnat + 3)]}{[(Tnat + 3) - Tnat]} = Qe \cdot \frac{(Te - Tnat - 3)}{3} \quad (3.9)$$

Com base nas equações 3.7, 3.8 e 3.9 e em algumas considerações feitas por MMA (2000), chega-se à equação 3.10, que representa a vazão indisponível para o parâmetro temperatura a jusante do lançamento, considerando o decaimento.

$$Q_{indisp}_x = \frac{(Qe + Q_{dilui}_{x0}) \cdot \{[(T \max_{x0} - Tnat_{x0}) \cdot e^{-Kr \cdot t} + Tnat_{x0}] - Tnat_x\}}{T \max_x - Tnat_x} \quad (3.10)$$

Onde, Kr é expressão $\frac{Kcalor}{\rho \cdot Cp \cdot H}$ onde, $Kcalor$ é o coeficiente de troca de calor ($cal/cm^2 \cdot dia \cdot ^\circ C$), ρ é a densidade da água (g/cm^3), Cp é o calor específico ($cal/g \cdot ^\circ C$) e H é a profundidade média do curso de água (cm).

Rodrigues (2000), com base na equação da vazão de diluição proposta por Kelman (1997) e utilizando o modelo computacional QUAL2E, desenvolveu um modelo, denominado RM1, aplicável a lançamentos de poluentes degradáveis ou conservativos em rios, com objetivo de auxiliar nos processos de outorga e cobrança pelo uso da água. Rodrigues (2000) propôs a equação 3.11 para o cálculo da vazão de diluição necessária para um lançamento de poluente degradável.

$$Q_{dilui}_x = \frac{C_{depois}_x - C_{antes}_x}{C \max_x} \cdot (Qr_x + Qe) \quad (3.11)$$

Onde, C_{depois}_x é a concentração do poluente no corpo receptor após o lançamento do efluente (mg/l) e C_{antes}_x é a concentração do poluente no corpo receptor antes do lançamento, diluída na vazão do efluente com concentração de poluente igual a zero (mg/l).

Segundo Rodrigues (2000), a vazão de diluição, definida na equação 3.11, refere-se apenas ao lançamento do usuário em questão e o decaimento dessa concentração é considerado separadamente do decaimento do poluente que já esteja presente no sistema a montante do lançamento.

Rodrigues (2000) apresenta a equação 3.12 para o cálculo do coeficiente qualitativo β que quantifica a diminuição da vazão de diluição a jusante do ponto de lançamento, conforme metodologia proposta por Kelman (1997).

$$\beta = \frac{Q_{dilui_x}}{Q_{dilui_{x0}}} \quad (3.12)$$

De acordo com Rodrigues (2000), esse coeficiente qualitativo está relacionado não só com o tipo de poluente lançado no corpo receptor e com a capacidade de autodepuração do poluente no sistema, como sugere Kelman (1997), mas também com a sedimentação do poluente no sistema e a retirada de massa através de pontos de captação.

Rodrigues (2000), interpretando a lei 9.433/97, apresentou a equação 3.13 para representar a vazão de diluição, uma vez que a vazão se manteria constante ao longo dos trechos a jusante do lançamento e respeitaria o enquadramento no corpo receptor, não considerando o processo de degradação e sedimentação do poluente no sistema, nem a retirada de massa do mesmo por meio de captação a jusante.

$$Q_{dilui} = C_e \cdot \frac{Q_e}{C_{max}} \quad (3.13)$$

Hora (2001) propõe o cálculo da vazão de diluição partindo de um balanço de carga simplificado entre a carga disponível para consumo e a carga lançada pelo usuário (equação 3.14).

$$C_e \cdot Q_e = C_{disponível} \cdot Q_{dilui} \quad (3.14)$$

Considera como concentração disponível a concentração máxima permitida para o corpo de água subtraída da já existente no rio antes do lançamento simulado. Dessa forma, a equação 3.14 pode ser escrita como mostra a equação 3.15.

$$Q_{dilui} = \frac{C_e \cdot Q_e}{(C_{max} - C_r)} \quad (3.15)$$

Para o decaimento do parâmetro DBO, Hora (2001) utiliza a equação 3.5, desenvolvida por Streeter e Phelps.

3.4.3 Outorga para diluição de efluentes nos órgãos gestores de recursos hídricos

Segundo estudo realizado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2005), denominado “Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no país: diretrizes e prioridades”, até o presente momento a outorga para diluição de efluentes é realizada pela ANA e pelos Estados da Bahia, Rio Grande do Sul e São Paulo. Os Estados da Paraíba e do Paraná possuem critérios definidos, mas até a data deste estudo não haviam emitido nenhuma outorga deste tipo. Segundo esse diagnóstico, os Estados do Ceará, Goiás, Minas Gerais, Rio Grande do Norte e Tocantins estão em fase de estudos.

A ANA emite outorga para diluição de efluentes utilizando como critério o atendimento ao enquadramento de classes estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05. Utiliza o conceito de vazão de diluição e vazão indisponível por meio da equação 3.6 (MMA, 2000). A ANA considera a autodepuração na avaliação da vazão de diluição, sendo que para decaimento do parâmetro DBO utiliza o modelo matemático de Streeter e Phelps. Trabalha com os parâmetros DBO, temperatura e fósforo ou nitrogênio, no caso de reservatório (ANA, 2005; MMA, 2000).

No Estado do Espírito Santo, o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, por meio da Instrução Normativa 007, de 21 de junho de 2006 (IEMA, 2006) estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de água superficiais, cuja avaliação é feita em termos da vazão de diluição. Em cursos de água, contempla análise em termos de DBO e considera autodepuração desse parâmetro segundo modelo matemático Streeter e Phelps para verificar a inferência em outras outorgas emitidas. Para lagos e reservatórios, avalia-se em termos da carga máxima admissível de fósforo.

No Estado da Bahia, o órgão outorgante (Superintendência de Recursos Hídricos, pertencente à Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) utiliza como base legal para as tomadas de decisão, o atendimento à classe enquadrada do corpo receptor de acordo com os parâmetros determinados na Resolução CONAMA 357/05 e a Resolução Estadual 2288/00 do Conselho Estadual de Meio Ambiente - CEPRAM. Essa resolução Estadual foi criada para viabilizar o lançamento de efluentes em corpos hídricos neste Estado, por considerarem a resolução CONAMA 357/05 muito restritiva. Utiliza o conceito de vazão de diluição. Para avaliar a autodepuração, adotou o modelo matemático Streeter-Phelps e estão em fase de

estudo para utilização do modelo computacional QUAL2E. Os parâmetros analisados são DBO, OD e coliformes fecais (ANA; CABRAL, 2005).

No Rio Grande do Sul, segundo determina o artigo 29 da Lei Estadual nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994, caberá ao Departamento de Recursos Hídricos a emissão de outorga para os usos que alterem as condições quantitativas das águas e ao órgão ambiental do Estado (FEPAM) a emissão da outorga quando referente a usos que afetem as condições qualitativas das águas. Essa lei considera que a outorga para diluição de efluentes é atendida por meio da emissão da licença de operação de empreendimentos (ANA, 2005).

Quanto ao estado de São Paulo, a análise realizada pela autoridade outorgante (DAEE) é apenas quantitativa e a CETESB (órgão ambiental) faz a análise qualitativa no momento da emissão da licença de instalação (ANA, 2005).

O Estado do Paraná apresenta critérios para outorga qualitativa, conforme o Manual de outorga (GALLEGO et al., 2003), embora não tenha emitido nenhuma outorga com essa finalidade até o presente momento (ANA, 2005). Utiliza o conceito de vazão de diluição com base na concentração limite determinada para o corpo receptor, que não é necessariamente a estabelecida pelo enquadramento da Resolução CONAMA 357/05. Isto porque deverão ser definidas metas a serem atingidas ao longo do tempo até que os corpos de água do Estado estejam nas situações desejadas. Considera a autodepuração com base no modelo matemático de Streeter-Phelps e trabalha com o parâmetro DBO (GALLEGO et al., 2003).

O Estado da Paraíba também não emitiu nenhuma outorga para diluição de efluentes até o momento, mas possui critérios definidos para esse fim (ANA, 2005). Para que a outorga seja concedida, o corpo receptor deve permanecer enquadrado na classe definida com base na resolução CONAMA 357/05 e, a partir daí, define-se a vazão de diluição necessária.

3.4.4 Vazão de referência e vazão máxima outorgável

Machado et al. (2003) reconhecem que uma das questões em aberto na análise da outorga para lançamento de efluentes é a definição da vazão de referência.

A vazão de referência e a vazão máxima outorgável para outorga para diluição de efluentes são definidas nos Estados que já implantaram este instrumento. No Espírito Santo, a vazão máxima outorgável para fins de diluição é 50% da vazão de referência adotada, sendo $Q_{7,10}$

para corpos de água perenes e Q_{90} para intermitentes (IEMA, 2006). O Manual de Outorga do Paraná (SUDERHSA, 2002) adota como vazão mínima de referência a vazão Q_{95} , ou seja, a vazão que é igualada ou excedida em 95% do tempo, e aloca para os diversos usos (incluindo diluição de efluentes), 50% dessa vazão de referência. A Agência Nacional de Águas (ANA, 2005) usualmente utiliza como máximo outorgável o correspondente a 70% da Q_{95} para todos os usos, incluindo a outorga para diluição de efluentes, podendo variar em função das peculiaridades de cada região e 20% para cada usuário individual. A Bahia usualmente utiliza como máximo outorgável para outorga quantitativa o correspondente a 80% da Q_{90} (SRH, 1997), sendo para usuários individualmente o correspondente a até 20% e para outorga qualitativa a vazão máxima outorgável corresponde a 20% da $Q_{7,10}$.

A Fundação COPPETEC, através do laboratório de hidrologia e estudos de meio ambiente da COPPE/UFRJ, desenvolveu para a Agência Nacional de Águas (ANA) um sistema de informações denominado “Sistema de Informações de Recursos Hídricos para a bacia do Paraíba do Sul” (FUNDAÇÃO COPPETEC, 2002). Esse sistema engloba, entre outros subsistemas, o Subsistema de Modelos Matemáticos que é composto pelos Sistemas de Apoio à Outorga Quali-Quantitativa e de Simulação de Qualidade de Água.

No Sistema de Apoio à Outorga Quali-Quantitativa, os conceitos de vazão máxima outorgável adotados para outorga quali-quantitativa se desdobram em duas vertentes, uma quantitativa (folga quantitativa) e uma qualitativa (folga de diluição). A folga quantitativa é a vazão máxima disponível para captação no ponto em análise. A vazão máxima disponível para diluição de efluentes em um determinado no ponto é dada pela folga de diluição neste ponto e a jusante dele, considerando a autodepuração. Esses conceitos são explicitados em função da vazão natural. Neste sistema, a folga quantitativa é expressa pelas equações 3.16 e 3.17.

$$\text{Folga quantitativa} = Q_{\text{natural}} - Q_{\text{mínima}} - Q_{\text{consumo montante}} - Q_{\text{captação}} \quad (3.16)$$

$$\text{Folga diluição} = Q_{\text{natural}} - Q_{\text{diluição montante}} - Q_{\text{consumo montante}} \quad (3.17)$$

Este critério considera as outorgas quantitativa e qualitativa integradas, mas de forma que a diluição de efluentes não comprometa a vazão disponível para captação.

Ribeiro e Lanna (2003) adotaram em seu estudo a repartição da vazão máxima outorgável para os usos captação e diluição. Sugerem que no caso de não haver vazão disponível para diluir integralmente os efluentes lançados, o usuário deve racionar tais lançamentos a fim de

que sejam atendidos os padrões de qualidade estipulados no enquadramento. Sugerem ainda, que, para que o usuário aumente a eficiência ao utilizar a água captada e, dessa forma, parcela dessa vazão possa ser transferida para diluição de efluente, o órgão competente outorgaria o direito de uso como um todo, considerando a possibilidade de uso para captação e diluição como uma só e o usuário gerenciaria essa quantidade entre esses dois usos.

Neste estudo, realizou-se uma simulação na bacia do Pirapama, situada na parte sul da região Metropolitana do Recife e considerou-se que a outorga para captação teria prioridade em relação à de lançamento de efluentes. Foi adotada a vazão máxima outorgável de 80% da Q_{90} mensal, considerando captação e diluição. A simulação mostrou que não há vazão disponível para diluição dos efluentes da maioria dos usuários da bacia do Pirapama, de forma que seja atendida a concentração do enquadramento na seção do rio em análise, que os conflitos pelo uso da água são agravados quando se considera a diluição de efluentes. Na situação de ausência de vazão para outorga para diluição, poder-se-ia adotar o procedimento de flexibilização no enquadramento. Os autores sugerem também que em vez de fixar uma vazão de referência, a vazão máxima outorgável variaria segundo a dinâmica hidrológica e meteorológica da bacia para que, dessa forma, não fossem impostas restrições desnecessárias ao usuário em épocas com maior disponibilidade de água (RIBEIRO; LANNA, 2003).

3.4.5 Concentração limite do parâmetro no corpo receptor

Como discutido anteriormente, a vazão de diluição é aquela que permite a manutenção da classe do corpo receptor a jusante do ponto de descarga, sendo necessário para tanto a definição quanto o enquadramento dos corpos de água conforme os usos pretendidos para o mesmo.

A realidade brasileira mostra que ainda existem muitos rios com graves problemas de poluição e que se encontram em desacordo com a classe de enquadramento. Nesse caso, a outorga de para lançamento de efluentes deve ser vista como um instrumento adicional de gestão da qualidade da água das bacias hidrográficas. Se a concentração limite adotada for correspondente à classe de qualidade definida pelo enquadramento para os rios que estão fora da classe de enquadramento, não haverá água suficiente para outorgar todos os lançamentos (SUDERSHA, 2002).

Segundo a Resolução CONAMA 357/05, o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, visando à sua efetivação.

Dessa forma, para que a outorga para lançamento seja viável e também, de fato, contribua para a gestão da qualidade da água, é preciso que se estabeleça que a concentração limite, correspondente à classe enquadramento, seja uma meta a ser alcançada dentro de algum tempo (SUDERSHA, 2002).

Com relação à concentração limite, o Manual de Outorga do Paraná (GALLEGO et al., 2003) adota a flexibilização do processo de outorga para diluição de efluentes, partindo-se de valores mais altos e decrescendo-o ao longo do tempo, até que se tenham condições práticas de atingir os patamares de qualidade desejáveis.

Ribeiro e Lanna (2003) propõem uma flexibilização no enquadramento do corpo receptor durante um período de tempo pré-estabelecido de forma a permitir uma evolução gradual da qualidade do efluente tratado. Em uma primeira etapa, remove-se certa quantidade de carga e em uma segunda etapa buscam-se maiores remoções. Isso implica em permissão do órgão ambiental para que temporariamente sejam descumpridos os padrões de qualidade do corpo receptor e do lançamento.

3.4.6 Parâmetros considerados na avaliação

Porto (2002, apud NEVES, 2005) considera que para avaliação da outorga para diluição de efluentes devem ser considerados os poluentes que representem impactos mais significativos na bacia, ou seja, aqueles que utilizam maior quantidade de água para o decaimento ou a diluição. A outorga tem caráter diferente do licenciamento dos lançamentos. A primeira deve garantir a disponibilidade hídrica que o licenciamento supõe haver na bacia para transportar os poluentes lançados. Por isso, a outorga deve se concentrar nos poluentes de maior impacto, enquanto que o licenciamento tem de se preocupar com todos os poluentes que impactam os usos designados (NEVES, 2005).

3.5 CONTROLE DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO EXTERIOR

Segundo pesquisa realizada por Cruz (2001), uma forma utilizada para controle da poluição por vários países é a emissão de outorga para diluição de poluentes. O gerenciamento baseia-

se no princípio de permitir o lançamento no corpo hídrico de uma carga máxima de poluentes de modo que, após diluição na vazão mínima estabelecida como referência, a qualidade da água no rio permaneça satisfatória, baseada em objetivos de qualidade, estabelecidos para cada parâmetro.

Segundo Machado et al. (2003), a experiência internacional apresenta diversas formas de gestão quanto à decisão sobre autorização ou não dos lançamentos. A característica de separação entre licenciamento (padrões de efluentes) e outorga para diluição de efluentes (qualidade do corpo de água) existente no Brasil, em função de nosso arranjo institucional na área de gestão ambiental é bastante abrandada na prática internacional.

Vanrolleghem, Benedetti e Meirlaen (2005) citam que ao tentar proteger o corpo receptor dos impactos do lançamento de efluentes, os Estados Unidos e a União Européia desenvolveram regulamentos importantes. O *Clean Water Act* dos Estados Unidos estabelece um processo para facilitar a recuperação das águas superficiais que se encontram fora dos padrões de qualidade estabelecidos. É de responsabilidade do Estado e/ou das Agências Federais definirem uma carga diária máxima total apropriada (*Total Maximum Daily Load - TMDL*) para cada corpo de água e para cada poluente. Na União Européia, foi adotada em 2000 uma Diretriz Orientadora da Água (*Water Framework Directive – WFD*) que complementa diretrizes orientadoras precedentes referentes ao controle da poluição hídrica.

3.5.1 O programa *Total Maximum Daily Load* (TMDL) dos Estados Unidos

O *Clean Water Act – CWA* de 1972 é a base para a proteção da qualidade das águas dos Estados Unidos e consiste em uma série complexa de leis que governam e regulam cursos de água e melhoram a qualidade das bacias hidrográficas em todo o país.

Sob o CWA, cada Estado ajusta seus próprios padrões de qualidade da água, que são sujeitos à revisão e à aprovação da Agência Americana de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency - EPA*). O CWA concedeu ao EPA a autoridade para executar programas de controle da poluição, tal como a padronização de lançamento de efluentes. O CWA estabeleceu padrões de qualidade da água para a maioria dos rios e lagos e passou a requerer permissões para lançamento das instalações públicas e privadas (NEVES, 2005).

O *National Pollutant Discharge Elimination System – NPDES* é um dos meios preliminares para controle da poluição de fonte pontual pertencente ao CWA. As permissões do NPDES regulam os efluentes residenciais e industriais que são coletados através dos esgotos e tratados em estações de tratamento de esgoto e fontes pontuais industriais e resíduos de atividades de pecuária que são lançadas diretamente nos corpos de água (NEVES; PORTO, 2003).

O poluente de uma fonte pontual só pode ser lançado no corpo de água se a descarga for autorizada por uma licença do NPDES ou por uma licença especial emitida pelo EPA. As licenças de lançamento para as fontes pontuais devem incluir limites baseados tanto em padrões de qualidade da água do corpo receptor (*Water Quality-Based Approach*), quanto nas melhores tecnologias de tratamento do efluente disponíveis (*Best Technology Available*), o que for mais restritivo (USEPA, 1991; NEVES, 2005).

Para conseguir atingir os requisitos de qualidade de água do CWA, o primeiro objetivo da EPA é assegurar-se de que os controles de poluição de fontes pontuais baseados nas tecnologias estejam estabelecidos e mantidos. Onde tais controles são insuficientes para alcançar e manter padrões de qualidade da água, os controles baseados no corpo de água receptor são requeridos (USEPA, 1991).

No entanto, percebeu-se que o controle das fontes pontuais isoladamente, realizado pelo NPDES, não era suficiente, sendo necessário também o controle das fontes difusas de poluição. Esse controle integrado das fontes pontuais e difusas foi previsto nos Estados Unidos pelo programa *Total Maximum Daily Load – TMDL* (USEPA, 1991; NEVES, 2005). Segundo Von Sperling (1996), nos países desenvolvidos, o foco principal é a poluição difusa, pois os lançamentos pontuais já foram em grande parte equacionados.

Segundo diversos autores (NEVES; PORTO, 2003; KDOW, 1998; USEPA, 1998; WQCD, 2000), o TMDL pode ser entendido como estimativa da carga máxima de um poluente que um corpo de água pode receber sem que os padrões de qualidade da água do corpo receptor sejam violados, de forma a não comprometer os usos designados e não exceder a capacidade de assimilação de poluentes no corpo de água. Esta estimativa considera todas as cargas provenientes de fontes de poluição pontuais e difusas e um valor para margem de segurança, devido à incerteza da análise. Os TMDLs devem ser estabelecidos para cada poluente individualmente, sendo determinado ao se examinarem todas as fontes poluidoras que contribuem com aquele poluente.

Enquanto o NPDES estabelece o controle das fontes pontuais baseado tanto em padrões de qualidade da água do corpo receptor (*Water Quality-Based Approach*), quanto nas melhores tecnologias de tratamento do efluente disponíveis (*Best Technology Available*), no Programa TMDL, o controle integrado das fontes pontuais e difusas utiliza apenas o padrão do corpo de água receptor.

Os Estados são responsáveis pelo desenvolvimento desses padrões de qualidade da água, incluindo estabelecimento dos usos designados (BRADY, 2004 apud ACHLEITNER, et al., 2005). Geralmente, nos corpos de água onde são aplicados o Programa TMDL, o controle baseado nas melhores tecnologias de tratamento de efluente é insuficiente para assegurar os padrões de qualidade da água de acordo com o seu uso (USEPA, 2001).

Segundo a EPA, os corpos de água limitados quanto à qualidade de água são aqueles para os quais padrões de qualidade de água atribuídos ao uso designado não são alcançados inteiramente. O CWA requer que cada Estado identifique os corpos de água ou trechos de cursos de água impactados ou ameaçados quanto à qualidade de água em seu território, os enquadre na lista de corpos impactados e ameaçados, estabeleça um ranking de prioridade para a determinação do TMDL para tais corpos de água e desenvolva o programa TMDL para essas bacias, de modo a alcançar a qualidade do corpo de água de acordo com o uso previsto para aquela bacia, dado pelo padrão do corpo de água (USEPA, 2001).

A EPA lançou em 1995 o *Code of Federal Regulations (CFR) Title 40* para expandir o acesso aos regulamentos ambientais. Esse documento é dividido em diversas partes sendo que a designação dos usos dos corpos de água é apresentada em um documento denominado “40 CFR part 131.10” (USEPA, 1995).

No “40 CFR part 131.10” é estabelecido que seja competência dos estados o estabelecimento dos usos designados para os corpos de água, porém, sempre respeitando a meta nacional estabelecida pelo CWA, de se atender aos padrões de qualidade mínimos para garantir a pesca e a recreação de contato primário. A classificação das águas dos estados deve levar em consideração o uso e o valor da água para o fornecimento público; proteção da vida aquática e de animais selvagens; recreação de contato primário e secundário; agricultura e indústria e outros propósitos. Em nenhum caso, o estado pode adotar o transporte de dejetos ou assimilação de esgoto como uso designado para um corpo de água dos Estados Unidos (USEPA, 1995). Os lançamentos devem ser submetidos às permissões do NPDES.

Para execução do programa TMDL, o estado estima a quantidade de um poluente específico que um corpo de água pode assimilar sem que os padrões de qualidade para o corpo de água sejam violados e propõe estratégias de alocação dessa quantidade permissível entre as diversas fontes do poluente existentes, que podem ser, por exemplo, o efluente de uma estação de tratamento de esgoto e fonte difusa proveniente da agricultura. O EPA é a autoridade que revê e aprova o TMDL estabelecido pelos estados. Caso desaprove, deverá estabelecer um TMDL para aquele corpo de água (USEPA, 1998, 1999; WQCD, 2000). O TMDL é estabelecido para cada parâmetro individualmente, podendo o corpo de água ter um ou mais TMDLs.

Como o TMDL é expresso em carga, é necessário conhecer a carga atual para comparar com a máxima permitida. A carga existente é dada pela multiplicação entre a vazão da fonte do poluente afluente ao corpo de água, como por exemplo, a vazão de uma estação de tratamento de esgoto, e a concentração permitida pelo padrão de qualidade de água estabelecido para o uso designado ao corpo de água (NEVES; PORTO, 2003; KDOW, 1998).

O valor da carga máxima permitida (TMDL) é dado pela multiplicação entre a vazão de referência e a concentração permitida para o corpo receptor. Estudos de aplicação do TMDL (USEPA, 1992; 1994) determinam a vazão de referência em função de condições hidrológicas críticas de cheia (ocorrência de precipitação) ou seca (ocorrência de vazão mínima), dependendo do parâmetro em estudo.

Segundo Neves e Porto (2003), para poluentes que têm como origem principal fontes pontuais, como por exemplo, a matéria orgânica, a condição crítica geralmente ocorre na época de seca quando ocorrem as vazões mínimas no corpo receptor, pois quanto menor o volume no corpo de água, menor a capacidade de diluição, o que implica em maior concentração.

Segundo o manual do TMDL “*Technical Guidance Manual for Developing Total Maximum Daily*” (USEPA, 1997), na utilização de modelagem para alocar despejos pontuais e fontes difusas, geralmente utilizam-se a vazão mínima $Q_{7,10}$, dependendo do padrão de qualidade da água (*Water Quality Standard – WQS*) que está sendo implementado e do tipo de corpo de água.

O Estado do Mississippi utiliza como vazão de referência a vazão $Q_{7,10}$. O Estado do Texas, talvez por uma menor disponibilidade de recursos hídricos, utiliza a vazão de $Q_{7,2}$. O Estado do Colorado, por sua vez, correlaciona a vazão mínima com a toxicidade, utilizando $Q_{30,3}$ para toxicidade crônica e $Q_{1,3}$ para toxicidade aguda. Alguns estados também se referem à média harmônica das vazões, correlacionada com critérios de saúde humana (MACHADO; et al., 2003).

Rousseau et al. (2005) expõem que as estimativas do TMDL ou das alocações das fontes pontuais são geralmente baseadas na ocorrência simultânea de vazões severamente críticas na época de seca e de cargas máximas. Segundo os autores, o risco de não atender aos dados de qualidade requeridos para o corpo receptor (*Water Quality Standard – WQS*) são inversamente proporcionais ao período do retorno da vazão considerada.

Quanto às fontes difusas, Rousseau et al. (2005) avaliam que estas geralmente ocorrem com a ocorrência das chuvas e, conseqüentemente, com o escoamento superficial, sendo intimamente dependentes do tipo de uso do solo.

Segundo KDOW (1998), Neves e Porto (2003), quando a carga poluidora envolve fontes difusas e pontuais, a definição da condição crítica é mais complexa, pois o poluente está misturado com o escoamento superficial devido à ocorrência da precipitação. Nesse caso, não é possível atribuir um valor específico para a vazão. Dessa forma, atribuir um único valor para a carga máxima permitida (TMDL) não é praticável. No entanto, deve-se descrever de alguma maneira a carga máxima que o corpo de água pode receber e aplicar uma margem de segurança.

YSI (1999 apud NEVES, 2005) descreve que ao se trabalhar com TMDL o objetivo não deve ser apenas encontrar as cargas poluidoras que garantam os padrões de qualidade necessários aos usos estabelecidos, por serem de difícil controle e estimativa, mas sim em como diminuí-las.

Esses autores estipulam ainda que o controle da carga poluidora pode ser realizado de duas formas: diminuição da concentração ou da vazão da fonte poluidora. Para fontes pontuais, ambas as opções são viáveis, pois essa vazão é geralmente uma pequena fração do total do sistema e seu decréscimo não afeta as características hídricas do corpo de água.

No entanto, para fontes difusas o controle deve ser feito apenas através da diminuição da concentração, visto que as maiores contribuições para os corpos hídricos são provenientes do escoamento superficial e de águas subterrâneas. Desta forma, alterações nessas vazões influenciam demasiadamente o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica. Para redução da concentração dos poluentes referentes às fontes difusas de poluição são aplicadas medidas de controle denominadas *Best Management Practice – BMPs* (melhores práticas de gestão).

A alocação das cargas poluidoras é feita entre as diversas fontes poluidoras existentes na bacia em análise para um determinado poluente. Pode existir mais de um cenário de alocação entre as fontes existentes, podendo haver mais de uma alternativa na determinação da TMDL.

Neves (2005) verifica em seu trabalho que os principais desafios referentes ao TMDL estão relacionados diretamente ao controle de cargas difusas, no que se refere a sua implantação, monitoramento e aplicação. Contudo, os problemas de qualidade da água causados por essas fontes não podem ser ignorados e devem constituir o novo foco de ação.

Enquanto o TMDL refere-se à carga diária máxima total de um poluente para garantir a qualidade de um corpo de água, o programa TMDL refere-se ao plano para desenvolver e implantar o TMDL.

O item “*The Process for Establishing a TMDL*” do documento intitulado “*Draft Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process*” (USEPA, 1999a) explica todas as etapas a serem realizadas para estabelecimento do processo TMDL. Essas etapas foram sintetizadas por Neves (2005), como apresentado abaixo.

Após definição da área de aplicação, o primeiro passo é a caracterização da bacia hidrográfica, identificando em seguida os usos existentes ou previstos para o corpo de água, de acordo com o plano de bacia. A etapa subsequente resume-se em identificar os parâmetros de qualidade da água que devem ser considerados no enquadramento, de forma a se garantir que os usos mais exigentes possam ser atendidos.

Finda a fase de definição dos condicionantes do problema, é necessário identificar que combinação de poluentes levou à violação dos parâmetros de qualidade da água para atendimento aos usos pretendidos, destacando-se os impactos associados. Constatada a

presença dos poluentes, devem-se pesquisar quais são as fontes potenciais e conhecidas dos poluidores.

Com base nos levantamentos anteriormente realizados, parte-se para a determinação do TMDL, que pode ser expresso como carga máxima permitida no corpo de água. Para sua determinação são imprescindíveis as definições da condição crítica de vazão, da margem de segurança e das incertezas que estão relacionadas com a carga máxima permitida.

Uma vez definida a carga a ser alcançada, parte-se para o plano e para sua implementação, que deve considerar os caminhos que podem levar à obtenção dos padrões de qualidade requeridos para o corpo de água. Nessa fase, devem-se analisar quais características do corpo de água ou da bacia hidrográfica podem exacerbar ou mitigar os problemas apontados, além de se verificar quais esforços para proteção da bacia hidrográfica já estão sendo tomados, para, só então, propor ação sobre os poluidores pontuais e não pontuais, considerando sempre as reais opções potenciais de controle.

Exemplos de utilização de modelos computacionais na aplicação do TMDL

Foi aplicado o programa TMDL em um segmento do rio South Platte, Colorado (EUA), para análise de fontes pontuais e difusas de metais, nitrato, nitrito e amônia. Para a determinação das concentrações permitidas para os efluentes para que o padrão do corpo receptor fosse mantido, utilizou-se o STREAMDO, modelo de qualidade de água unidimensional para estado constante, desenvolvido pela EPA, para determinação de OD e balanço de massa. Foi alocada apenas a carga pontual de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e as demais fontes, incluindo as difusas foram consideradas como sendo naturais (USEPA, 1992a).

Estudo no rio Minnesota, localizado no Estado de Minnesota, Estados Unidos, estimou a TMDL para DBO e nitrogênio, em duas fases. A primeira fase determinou a alocação de carga pontual de duas ETEs utilizando o modelo RMA-12, uma versão do modelo QUAL II. Foi considerado que o controle da poluição difusa seria necessário para atingir as metas do corpo receptor em situação de baixa vazão. Na segunda fase, avaliou-se o efeito da poluição difusa na qualidade da água com o auxílio do modelo *Hydrologic Simulation Program Fortran - HSPF*. Por meio das duas fases estimou-se a TMDL incluindo alocação de fontes pontuais e difusas (USEPA, 1992e; MPCA, 2004).

Na bacia de Tar-Pamlico, Estado norte-americano da Carolina do Norte, foi realizado um programa de troca de nutrientes entre ETEs e agricultura. Foram avaliadas as fontes pontuais e difusas. Na primeira fase, utilizou-se um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para rastrear cargas pontuais, dados para implementação das *Best Management Practice – BMPs* (melhores práticas de gestão) e o modelo *Generalized Watershed Loading Functions – GWLF* para auxiliar na implantação dessas práticas. Na segunda fase, um modelo para estuário foi utilizado para avaliação da estratégia de redução de nutriente para efluentes (USEPA, 1993).

Na bacia do rio Appoquinimink, no Estado norte-americano do Delaware, foi realizado um estudo para determinação de TMDL para fósforo considerando poluição pontual e difusa e a vazão mínima $Q_{7,10}$. O modelo *Water Quality Analysis Simulation Program – WASP4* estimou os impactos na qualidade de água do corpo receptor em diversos cenários de redução de cargas pontuais e difusas. O sub-módulo para nutriente e eutrofização EUTRO4/WASP4, analisou os níveis de OD e nutrientes no rio. Uma ETE foi considerada como fonte pontual e o código fonte do WASP4 foi modificado para incluir a consideração de fontes difusas (USEPA, 1994a).

O estudo de determinação de TMDL na bacia do rio Truckee, Nevada (EUA), incluiu alocação para fontes difusas de uma ETE. O modelo DSSAM avaliou o efeito do aumento da eficiência da ETE no corpo receptor, e um modelo de cálculo de cargas difusas foi utilizado em conjunto com o modelo DSSAM para avaliação dos impactos na qualidade da água do corpo receptor, considerando cenários alternativos de carga de nutrientes. Baseado nos resultados da modelagem foi avaliada a capacidade dos padrões existentes em proteger os usos designados e determinada a TMDL para atender os padrões estabelecidos (USEPA, 1994b).

Foi realizado um programa TMDL para limitar a carga de DBO e amônia dos córregos Elijahs e Gunpower, localizados no município de Boone no estado norte-americano de Kentucky, devido ao baixo nível OD e à presença de amônia tóxica, provenientes do efluente do aeroporto. O modelo QUAL2E foi rodado em vários cenários de vazão para o efluente. Foram estabelecidos limites de efluentes, tanto para as condições de verão quanto para as de inverno, de forma a atingirem o padrão de qualidade de água requerido para o corpo receptor (KDOW, 1998).

Foi realizado o programa TMDL para metais no córrego Ten Mile, Virginia (EUA), utilizando o modelo *Hydrologic Simulation Program Fortran - HSPF* para simular o escoamento de poluentes para a bacia hidrográfica e a contribuição devido às fontes pontuais. O modelo foi rodado com redução de carga até alcançar o padrão de qualidade de água requerido para o corpo receptor. A modelagem mostrou que os padrões de qualidade de água poderiam ser violados durante o período seco, de baixas vazões, devido às fontes pontuais e durante períodos de alta vazão onde fontes difusas são maiores (USEPA, 1998b).

Foi aplicado um programa TMDL para redução de coliformes termotolerantes em um segmento do rio Pearl no Estado de Mississippi, Estados Unidos. O modelo *Nonpoint Source Model - NPSM* simulou a fonte difusa e o transporte e vazão de poluentes no curso de água e o modelo *Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources - BASINS* integrou fontes pontuais e difusas e avaliou as respostas de qualidade da água do corpo receptor, indicando necessidade de reduções de carga, devido à violação do padrão de qualidade da água do rio (MDEQ, 1999).

Foi desenvolvido um estudo de estimativa de TMDL para nitrogênio na bacia do córrego San Diego, localizado do município de Orange, no estado norte americano da Califórnia. Com base na modelagem de qualidade de água do corpo receptor com o modelo QUAL2E, verificou-se que a redução de carga proposta pelo programa TMDL resultaria no atendimento do padrão de qualidade de água no corpo receptor durante a estação seca (USEPA, 1998a).

Rousseau et al. (2005) em um estudo no rio Chaudière em Quebec no Canadá assumiram que os principais responsáveis pelo impacto na qualidade da água eram os despejos de esgotos domésticos não tratados e as fontes difusas provenientes das atividades agrícolas. Na época seca, considerou-se que o impacto da qualidade da água era referente aos coliformes fecais e na época úmida, referente a coliformes fecais e fósforo. Foram simulados cinco cenários com a finalidade de estimar a porcentagem do tempo que o corpo receptor permanecia fora dos padrões de qualidade em casos onde só houvesse poluição pontual e em casos onde houvesse poluição pontual e difusa. Os resultados demonstraram os benefícios de avaliar separadamente os impactos das fontes pontuais e difusas no atendimento da qualidade requerida para o corpo receptor. Os autores acreditam que esse tipo de análise na estimativa da TMDL poderia facilitar a comunicação entre os decisores e incentivar uma negociação em termos de poluição nas bacias impactadas. Essa negociação requer que uma fonte de poluição

compense outra fonte a montante ou a jusante para diminuir a carga total de poluente. As negociações podem incluir várias combinações de fontes pontuais e difusas.

3.5.2 A Diretriz Orientadora da Água da Comunidade Européia (*Water Framework Directive - WFD*)

A União Europeia (UE), através dos vários programas na área do meio ambiente, patrocinou o desenvolvimento de políticas em diversos setores, incluindo o de recursos hídricos. Ações prioritárias foram identificadas e entre as iniciativas tomadas está a elaboração de um grande número de diretrizes objetivando a redução da poluição e melhoria da qualidade da água. No entanto, no final dos anos noventa, verificou-se que as diferentes iniciativas resultaram em uma abordagem segmentada, e por vezes contraditória, dos problemas da água. Esse fato resultou em uma reflexão que deu origem à Diretriz Orientadora da Água (*Water Framework Directive - WFD*) do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, aprovada em dezembro do mesmo ano.

Esta diretriz é o principal instrumento da política da União Européia relativo à água e substituiu diversas diretrizes anteriores, criadas na década de setenta, de forma individualizada. Superou o conceito tradicional de proteção das águas, surgindo como instrumento unificador das normas de recuperação e proteção da qualidade das águas, eliminando as lacunas na legislação existente e estabelecendo uma abordagem integrada dos problemas da água. Achleitner et al. (2005) consideram que a WFD é provavelmente a diretriz orientadora de gestão ambiental mais importante da última década na União Européia e um dos mais modernos regulamentos relativos à água do mundo.

A WFD requer que os Estados Membros da UE identifiquem bacias hidrográficas que encontram-se em seu território e atribuam autoridades competentes que serão responsáveis para assegurar que os termos da WFD sejam alcançados na bacia (ZABEL; MILNE; MCKAY, 2001).

Como as diretrizes orientadoras da União Européia não são diretamente executáveis, é necessário que sejam trasladadas conforme a legislação nacional de cada Estado Membro, que deverão definir seus próprios padrões e métodos seguindo os objetivos principais da WFD (ACHLEITNER; et al., 2005).

Segundo a Comissão Europeia (2002a), os objetivos e elementos fundamentais da legislação relativa à WFD são:

- Proteção das águas (rios, lagos, águas costeiras e águas subterrâneas);
- Definição de objetivos para controle da poluição pontual ou difusa para assegurar que seja alcançado o “bom estado” de todas as águas até 2015;
- Requisito de cooperação transfronteiriça entre os países e todas as partes envolvidas;
- Garantia de participação ativa de todos os interessados, incluindo as ONGs e as comunidades locais, nas atividades de gestão dos recursos hídricos;
- Requisito de adoção de políticas de estabelecimento de preços da água e da aplicação do princípio do poluidor-pagador e equilíbrio entre os interesses do ambiente e de quem dele depende.

Pesquisadores da Europa (NEAL; HEATHWAITE, 2005) afirmam que melhorar somente a questão da fonte pontual de poluição não é suficiente para alcançar as reduções requeridas para alcançar o bom estado das águas como requer a WFD, sendo necessário avaliar a contribuição das fontes difusas de poluição em conjunto com a poluição pontual. Dessa forma, os esforços para modelar fontes difusas de nutrientes estão sendo intensificados (BOORMAN, 2003 apud NEAL; HEATHWAITE, 2005; WADE et al., 2005 apud NEAL; HEATHWAITE, 2005).

O artigo 10 da WFD estabelece que “Os Estados-Membros assegurarão que todas as descargas serão controladas de acordo com a abordagem combinada”. Os Estados Membros garantirão o estabelecimento e/ou execução do controle das emissões com base nas melhores técnicas disponíveis ou valores-limite de emissões. No caso de poluição difusa, os controles devem incluir, sempre que necessário, as melhores práticas ambientais.

A prevenção e o controle da poluição das águas devem basear-se numa abordagem combinada, que utilize o controle da poluição no lançamento pelo estabelecimento de valores-limite para as emissões e de padrões de qualidade ambiental.

A abordagem convencional do controle da poluição de fontes pontuais baseia-se principalmente em valores-limites de emissão ou limites de descarga baseados em padrões de qualidade ambiental. Os valores-limites de emissão são derivados da aplicação das melhores tecnologias disponíveis e consideram em menor escala os impactos biológicos das medidas adotadas. Por outro lado, os padrões de qualidade ambiental baseiam-se nos efeitos

ecotoxicológicos e definem concentrações onde não se espere nenhum efeito adverso no ambiente. Esses padrões são aplicados em locais específicos para descargas individuais, levando em conta a capacidade de diluição do corpo receptor, e podem ter diversas configurações, com diferentes técnicas e limitações. Na abordagem combinada, determinada pela WFD, essas medidas de controle (valores-limites de emissão e padrões de qualidade ambiental) deverão ser aplicadas em conjunto (WHITEHOUSE, 2001).

Muitos países europeus já realizam o controle da poluição combinando valores-limite de emissão e padrões de qualidade ambientais como, por exemplo, padrões de qualidade da água do corpo receptor. Geralmente, os valores-limite de emissão indicam padrões mínimos de qualidade, enquanto os padrões de qualidade ambiental objetivam melhoria da qualidade da água em longo prazo. Nem sempre valores-limite de emissão são suficientemente restritivos para proteger a biota nos corpos receptores, pois a diluição requerida para algumas substâncias não é alcançada. Essa abordagem combinada tende a aumentar na União Européia com a implantação da WFD pelos Estados Membros (WHITEHOUSE, 2001).

Achleitner et al. (2005) consideram que a abordagem combinada para o controle da poluição de fontes pontuais e difusas é um marco importante introduzido pela WFD. Segundo esses autores, dependendo da configuração e das características do sistema (tamanho da área urbana e do rio) um dos tipos de controle - padrão de qualidade do corpo receptor ou valor limite de emissão - é o mais restritivo.

As exigências dos valores limites de emissão aumentam com o aumento da área urbana e dos poluentes associados e, neste caso, a capacidade de autodepuração do corpo receptor não é considerada. Em contrapartida, no controle baseado nos padrões de qualidade do corpo receptor, as restrições aumentam com a diminuição da capacidade de autodepuração do corpo receptor. Se a área urbana for pequena, comparada ao tamanho e à capacidade de autodepuração do corpo receptor, o controle baseado em valores limites de emissão será provavelmente mais restritivo. Por outro lado, para um impacto decorrente de grande área urbana e pequeno corpo receptor, o controle baseado nos padrões do corpo receptor torna-se mais exigente.

A WFD não apresenta definição dos controles ou práticas mencionados, mas fornece uma lista de normas da Comunidade Européia nas quais a abordagem combinada já é aplicada e que pode servir de base para a aplicação da referida abordagem da WFD. São elas:

-
- Diretriz 96/61/CE (*Integrated Pollution Control and Prevention Directive*), de 24 de Setembro de 1996, relativa à prevenção e ao controle integrado da poluição;
 - Diretriz 91/271/CEE (*Urban Waste Water Treatment Directive*), de 21 de Maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuárias urbanas;
 - Diretriz 91/676/CEE (*Nitrates Directives*), de 12 de Dezembro de 1991, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola;
 - Futuras diretrizes adotadas nos termos do Artigo 16 da WFD, referente às estratégias de combate à poluição da água;
 - Diretrizes enumeradas no anexo IX da WFD (Valores-limite de emissão e padrões de qualidade ambiental), específicas para cada poluente, derivadas da diretriz 76/464/CEE, de cunho geral, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático;
 - Diretriz 75/440/CEE do Conselho de 16 de junho de 1975, relativa à qualidade requerida para as águas superficiais destinadas à produção de água potável nos Estados-Membros;
 - Diretriz 75/440/CEE, relativa às águas superficiais utilizadas para águas potáveis após tratamento conveniente,
 - Outras legislações relevantes da Comunidade Européia.

Para padrões de qualidade do corpo receptor, as diretrizes orientadoras, tais como a diretriz orientadora de potabilidade ou a referente à balneabilidade poderão ser aplicadas, enquanto que para valores limites de emissão do poluente a diretriz relativa à prevenção e ao controle integrado da poluição e a diretriz relativa ao tratamento de águas residuárias urbanas são indicadas, entre outras (ACHLEITNER et al., 2005).

A Diretriz 96/61/CE indica que os objetivos e princípios da política ambiental estabelecidos pela União Européia consistem na prevenção e no controle integrado da poluição referente às emissões para o ar, a água e o solo, levando em conta a gestão dos resíduos e a eliminação da poluição na fonte, gestão conforme o princípio do poluidor-pagador e ação preventiva. Essa diretriz estabelece que a prevenção e controle integrados da poluição são medidas que devem ser tomadas para obtenção de licença ambiental. Essas licenças devem incluir valores-limite de emissão para os poluentes. Esses valores podem ser complementados ou substituídos por parâmetros ou medidas técnicas equivalentes que devem ser baseados nas melhores técnicas disponíveis. Sob proposta da Comissão Européia, o Conselho fixa os valores-limite de emissão para as instalações industriais e poluentes determinados na WFD.

A Diretriz 91/271/CEE diz respeito à captação, tratamento e descarga de águas residuárias urbanas e ao tratamento e descarga de águas residuárias de determinados setores industriais, objetivando a proteção do ambiente dos efeitos das descargas de efluentes. Os Estados-membros devem garantir a existência de sistemas coletores das águas residuárias urbanas e que estes recebam tratamento secundário ou processo equivalente antes da descarga no corpo hídrico. Quanto ao lançamento destas águas após o tratamento em corpos de água receptores, as autoridades competentes devem garantir a regulamentação e/ou autorizações deste lançamento. A Diretriz especifica a eficiência mínima de redução da carga afluyente à estação e as concentrações máximas permitidas para os efluentes para os parâmetros DBO₅, DQO e sólidos em suspensão totais, como mostra a tabela 3.3.

Tabela 3.3: Condições mínimas exigidas para os efluentes de ETEs, segundo a CE

Parâmetro	Limite	Eficiência Mínima de remoção	Observações
DBO ₅ ⁽²⁾⁽³⁾	25 mg/l O ₂	70-90%	-
DQO ⁽³⁾	125 mg/l O ₂	75%	-
Sólidos em suspensão totais	35 mg/l 60 mg/l 150 mg/l	90% 70% -	População equivalente superior a 10.000 hab População equivalente de 2.000 a 10.000 hab Para efluentes de lagoas

Fonte: Official journal of the European Communities n° L 135/40 (1991); adaptado de Von Sperling (2005).

⁽¹⁾ Remoção em relação à carga no afluyente.

⁽²⁾ O parâmetro pode ser substituído por outro parâmetro: carbono orgânico total (COT) ou demanda total de oxigênio, se puder ser estabelecida uma relação entre DBO₅ e o novo parâmetro.

⁽³⁾ Para efluentes de lagos, a amostra deverá ser filtrada. Entretanto a concentração de sólidos em suspensão totais na amostra não filtrada não deve exercer 150 mg/l.

Nesta diretriz são estabelecidos ainda padrões complementares para nitrogênio total e fósforo total, em zonas identificadas como sensíveis à eutrofização. A tabela 3.4 apresenta os padrões de emissão de estações de tratamento de águas residuárias urbanas lançando em áreas sensíveis ou menos sensíveis.

Tabela 3.4: Condições para as ETAs urbanas lançando em áreas sensíveis, segundo a CE

Parâmetro	Concentração	Observações	Eficiência mínima de remoção ⁽¹⁾
Nitrogênio total	15 mg/l	População equivalente entre 10.000 e 100.000 hab	70 - 80
	10 mg/l	População equivalente superior a 100.000 hab ⁽²⁾	
Fósforo total	2 mg/l	População equivalente entre 10.000 e 100.000 hab	80
	1 mg/l	População equivalente superior a 100.000 hab	

Fonte: Official Journal of the European Communities n° L 135/40 (1991); adaptado de Von Sperling (2005).

Um ou ambos os parâmetros (nitrogênio e fósforo) devem ser considerados, dependendo da situação local.

Devem-se aplicar os valores de concentração ou de percentagem de redução.

⁽¹⁾ Remoção em relação à carga no afluyente.

⁽²⁾ Alternativamente, a média diária não deve exceder 20 mg/l N. este requisito refere-se à temperatura da água de 12°C ou mais, durante a operação do reator biológico da estação de tratamento de águas residuárias.

Estabelece que, caso seja necessário, serão aplicados requisitos de tratamento mais rigorosos do que os apresentados na diretriz, a fim de garantir que os corpos de água receptores satisfaçam às condições estabelecidas por qualquer outra diretriz aplicável.

Os efluentes industriais, que entram nos sistemas coletores e nas estações de tratamento de águas residuárias urbanas, são sujeitas ao pré-tratamento que for necessário para garantir, entre outras coisas, que as descargas das estações de tratamento não deteriorem o ambiente ou não impeçam os corpos de água receptores de estarem de acordo com o disposto em outras diretrizes da Comunidade Européia.

A Diretriz 91/676/CEE tem por objetivo reduzir a poluição das águas causada por nitratos de origem agrícola e impedir a propagação desta poluição a fim de proteger a saúde humana, os seres vivos e sistemas aquáticos e garantir outras utilizações da água. Esta diretriz considera que na Comunidade Européia os nitratos de origem agrícola são a principal causa de poluição originada por fontes difusas. A diretriz estabelece, ainda, diretrizes para um “código de boa prática agrícola”, com objetivo de reduzir este tipo de poluição.

A WFD determina que os Estados-Membros estabeleçam para cada bacia hidrográfica pertencente ao seu território um programa de medidas básicas para fontes pontuais e difusas susceptíveis de causar poluição. Estas medidas básicas deverão ser requisitos mínimos a serem cumpridos como, por exemplo, a exigência de autorização prévia, incluindo controles de emissões para os poluentes.

A diretriz 75/440/CEE, relativa às águas superficiais utilizadas para fins potáveis após tratamento conveniente, estabelece parâmetros que definem características físicas, químicas e microbiológicas das águas e os valores limites para estes parâmetros. Quando a diretriz não estabelece valor limite para determinado parâmetro, os Estados-membros são obrigados a fixar estes valores, ou podem fazê-lo se o valor fixado for mais restritivo que o da diretriz. Esta diretriz faz menção explícita à DBO, variando de 3 a 7 mg/l, dependendo do tipo de tratamento necessário à potabilização. O oxigênio dissolvido deve ficar na faixa de 30% a 70% de saturação, inversamente proporcional à DBO.

Os diversos países europeus evoluíram de forma distinta. O sistema na Alemanha é baseado no controle por valores limites de emissão. Não há um padrão ambiental de qualidade dos corpos de água, mas sim uma avaliação contínua do estado da qualidade dos corpos de água através de análises de bio-indicadores e parâmetros de qualidade da água (GFME, 2002 apud MACHADO et al., 2003).

No Reino Unido, há também uma forte predominância no controle por valores limites para emissão, combinado com o objetivo ambiental de sustentação da pesca. Para tanto, há uma classificação proposta para os corpos de água de acordo com sua possibilidade de sustentar aquele objetivo (MACHADO et al., 2003).

Na França, praticamente não existem padrões nacionais, nem para valores limites de emissão, nem para padrões de qualidade ambientais. A definição é sempre de caráter local e, usualmente, as licenças para lançamentos são baseadas em padrões ambientais definidos para cada bacia hidrográfica. Deverá haver uma adaptação deste sistema de gestão para que a Diretriz Européia seja obedecida (PORTO, 2002 apud MACHADO et al., 2003).

Exemplos de utilização de modelos computacionais na aplicação das diretrizes orientadoras da Europa

Pesquisadores de Portugal (CUNHA; et al., 2004) apresentaram um Sistema de Suporte à Decisão com base em um modelo de simulação da qualidade da água, inspirado no modelo computacional QUAL2E. Avaliaram-se os efeitos nos corpos de água receptores das descargas de diferentes opções de localização e dimensões de estações de tratamento de esgotos. O SSD permite definir a configuração correspondente ao custo mínimo e de acordo com os parâmetros de qualidade do corpo de água receptor conforme os usos pretendidos. Esse SSD visa a atender a abordagem combinada prevista na WFD, que vai além do controle por valores limites para emissão de efluentes tratados, como prevê a legislação portuguesa, pois acrescenta a verificação da qualidade da água no corpo de água receptor. Foram considerados padrões de qualidade para os corpos receptores utilizados para os parâmetros OD, nitrogênio total, fósforo total e nitrogênio de Kjeldahl. Concluiu-se que, apesar do atendimento aos valores limites de emissão para efluentes tratados, esse controle não foi suficiente para garantir atendimento aos parâmetros de qualidade de água do corpo receptor, condição requerida na abordagem combinada da WFD. Verificou-se, também, que os SSD podem ser de grande utilidade para contribuírem para a operacionalização da WFD.

Em um estudo realizado no rio Avon, na Inglaterra (BOWES, 2005), foi utilizado um SIG para estimar a carga anual de fósforo e a contribuição relativa das fontes pontuais, das estações de tratamento de esgoto, das fontes difusas, de excrementos de animais domésticos e da agricultura. Os autores ressaltam a importância em determinar as contribuições pontuais e difusas para o controle eficaz das reduções de carga no rio e gerenciamento das fontes de

nutrientes. Em outro cenário, o SIG foi utilizado promovendo uma redução de 80% da carga de fósforo total das estações de tratamento de esgoto, conforme preconiza a Diretriz 91/271/CEE. Os resultados mostraram que, após a aplicação dessa diretriz, a carga de fósforo foi extremamente reduzida em diversos tributários. Com base nesses resultados, os autores sugerem que, com a implantação da Diretriz 91/271/CEE, os recursos devem se concentrar em introduzir o tratamento terciário nas estações de tratamento de esgoto, antes de se focar na redução das fontes difusas.

Wheater e Daldorf (2003) desenvolveram um trabalho na Inglaterra utilizando um modelo de simulação de qualidade da água em rios denominado *Integrated Lake and Catchment – ILC*, que considera fontes pontuais e difusas, água subterrânea, solos, rios e lagos. Esse modelo foi utilizado para simular a concentração de fósforo em rios e, em conjunto com uma análise econômica, avaliou-se a eficácia de medidas possíveis de serem implantadas para atingir os objetivos da WFD na Inglaterra. As medidas relativas à Diretriz 91/271/CEE (UWWTD), que impõe valores limites para fósforo no efluente já são adotadas. As medidas incluem uma meta mais restritiva para o fósforo no efluente para população equivalente de 100.000 hab ($P < 0,3$ mg/l) e redução de 25% do fósforo das fontes difusas. As metas estabelecidas na WFD para redução de fósforo, considerando os corpos receptores, ainda não foram estabelecidos no Reino Unido. Entretanto, são estabelecidas concentrações de ortofosfato no corpo receptor (0,1mg/l) para identificar as áreas sensíveis à eutrofização em águas correntes, de acordo com a WFD. Os resultados das simulações foram comparados com as metas ambientais estipuladas pela WFD e com os custos de investimentos necessários para alcançá-las. As análises indicam que o alcance das metas de redução fósforo varia extremamente, dependendo da densidade populacional e da hidrologia do rio.

O estudo de caso no rio de Drau (Áustria), desenvolvido por Achleitner et al. (2005) questiona a abordagem combinada estipulada pela WFD, pela qual o controle baseado no padrão de emissão ou no padrão do corpo receptor deve ser aplicado. Para estimar as alterações de qualidade no corpo receptor, foi empregado o modelo QUAL2E. Para atender os padrões de emissão, foi aumentada a capacidade de remoção de DBO em uma das três estações de tratamento de esgoto que lançam seu efluente o rio, não resultando em melhoria significativa na qualidade da água do corpo receptor. Dessa forma, os autores questionam a redução no lançamento, prevista na abordagem combinada da WFD. Utilizam como base legal para isso o *Austrian Water Act* (WRG 2003 apud ACHLEITNER et al., 2005), onde a isenção da

abordagem combinada para fontes pontuais e difusas é possível, pelo menos temporariamente. Redução das exigências dos padrões de emissão pode ser concedida em casos especiais, quando a execução técnica das medidas não é economicamente razoável e o desrespeito aos limites de emissão for aceitável do ponto vista do corpo receptor, utilizando sua capacidade de autodepuração. Assim, os autores defendem que a execução da WFD não deve necessariamente resultar em condições de controle mais restritivas e que a gestão ambiental deve ser balanceada com as possibilidades econômicas.

A metodologia *Drivers Pressures States Impacts Response – DPSIR*, foi aplicada para análise das pressões (efeito direto de uma atividade antrópica no ambiente) e impactos destas pressões nos corpos de água superficiais (COMUNIDADE EUROPÉIA, 2002b), conforme estipulado no artigo 5º e no anexo II da WFD, que determinam que os Estados-Membros coletarão e manterão informações sobre o tipo e a magnitude das pressões antrópicas significativas a que os corpos de água superficiais podem estar sujeitos e avaliarão a susceptibilidade desses corpos de água aos impactos causados pelas pressões existentes (COMUNIDADE EUROPÉIA, 2002a). Alguns exemplos, apresentados a seguir, mostram que modelos computacionais estão sendo largamente utilizados em conjunto com esta metodologia de avaliação de pressões e impactos sobre os corpos de água.

A bacia do rio Tejo, na Espanha, foi estudada com a finalidade de identificar as fontes de poluição pontuais e difusas relevantes, para caracterização da qualidade de água e adequação aos usos atuais e propostos. O modelo QUAL2E foi utilizado para simular a qualidade de água em diversos cenários, incluindo diferentes condições hidrológicas e cargas de poluentes. Foram simulados os parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido, DBO, fosfato, nitrato e amônia. Os resultados foram comparados com os objetivos de qualidade da água padronizados pela legislações nacional e internacional. Com os resultados fornecidos pelo QUAL2E, foram gerados mapas de cores correspondentes às intensidades dos impactos resultantes no rio devido às fontes poluidoras. Concluiu-se que a presença de grandes reservatórios localizados na Espanha reduzem a DBO, mas não os nutrientes, afetando, dessa forma, os reservatórios localizados em Portugal, que já se apresentam eutrofizados. Verificou-se, também, que a indústria de papel existente e os rios afluentes ao Tejo representam contribuição significativa de poluição no corpo de água em questão (COMUNIDADE EUROPÉIA, 2002b).

Libelli, Betti e Cavalieri (2004) desenvolveram no rio Arno, Itália, um procedimento computacional integrando o modelo QUAL2E, planilhas do Microsoft Office Excel e a metodologia DPSIR para a avaliação da qualidade de água, segundo as diretrizes orientadoras da WFD. Foram simulados diversos cenários de poluição com as pressões advindas da poluição pontual (esgoto doméstico e industrial) e difusa (fertilizantes provenientes da agricultura). A avaliação do impacto sobre a qualidade da água foi feita pelo índice de qualidade denominado *Macrodcriptors Pollution Level – MDL*, introduzido pela legislação Italiana (D.L. 152/99), que quantifica o nível de poluição, de acordo com a concentração de sete parâmetros de qualidade (OD, DBO, amônia, nitrato, fosfato total e *E. Coli*). Os resultados do QUAL2E foram introduzidos na planilha do Microsoft Office Excel que calculou o MDL nos trechos do rio. Esses índices foram apresentados em um mapa apresentando cores correspondentes aos níveis de poluição. Foi comparado o cenário de poluição atual com um cenário considerando o aumento de 20% da poluição por esgotos domésticos. Através do mapa mostrando cores correspondentes aos índices de qualidade da água (MDL), observou-se que a redução da qualidade da água do rio, particularmente nos trechos médio e baixo.

Na Bélgica, foi aplicada a metodologia DPSIR prevista da WDF, considerando fontes pontuais e difusas de esgoto doméstico e industrial, da agricultura e de uma ETE. Para estimativa da poluição difusa proveniente da agricultura, foi utilizado o modelo *System for the Evaluation of Nutrient Transport to Water – SENTWA*, que calcula perda de nutrientes. Para redução das cargas de poluição foram utilizados os modelos *General Water Quality Parameters – GWQP*, que calcula o balanço de massa, e o modelo de qualidade de água SIMCAT. As cargas de vários parâmetros, entre eles DBO, OD, nitrogênio e fósforo, foram calculadas e, com isso, foi obtida a redução necessária para o alcance de padrões de qualidade ambientais (COMUNIDADE EUROPÉIA, 2002c).

3.6 ASPECTOS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS E RESERVATÓRIOS

A natureza dos problemas de qualidade da água nos lagos e reservatórios (ambientes lânticos) difere substancialmente dos problemas equivalentes nos rios (ambientes lóticos). Na maior parte das situações, embora os elementos que contribuem para a existência dos problemas ambientais possam ser os mesmos, a escala temporal e espacial dos fenômenos que ocorrem nos corpos de água é bastante distinta. Como consequência, os processos físicos, químicos e biológicos apresentam características diferenciadas (NOGUEIRA, 1991).

Os problemas ambientais em rios e estuários são normalmente mais estudados que em lagos e reservatórios. No entanto, a complexidade desses ambientes tem mostrado a importância em estudá-los. Esses sistemas de acumulação de água apresentam-se como importantes empreendimentos, com objetivos e finalidades múltiplas, como geração de energia, suprimento para irrigação, lazer, piscicultura, abastecimento de água e navegação (NOGUEIRA, 1991).

Esta dissertação ater-se-á às características de lagos e reservatórios diretamente ligadas à outorga de direito de uso da água.

3.6.1 Características dos lagos e reservatórios

Lagos são corpos de água cujo movimento é relativamente mais lento do que em rios. Reservatórios são formados pela ação direta do homem, não associados a uma bacia de drenagem natural e com as vazões de saída sujeitas ao controle (NOGUEIRA, 1991).

As principais características físicas de um lago ou reservatório são: profundidade, comprimento, largura, área de superfície líquida, área de drenagem, volume e comprimento das margens (NOGUEIRA, 1991).

Uma importante característica física de um lago ou reservatório e de fundamental importância para determinação da qualidade de suas águas é seu tempo de residência ou tempo de detenção hidráulica. O tempo de residência indica o intervalo de tempo médio em que uma determinada massa de água permanece no lago ou reservatório, desde a sua chegada até sua saída. Pode ser entendido, também, como tempo necessário para esvaziar um reservatório, ao qual cessaram de chegar todas as entradas, com vazão defluente constante e igual à vazão afluyente suprimida (NOGUEIRA, 1991). O tempo de residência relaciona o volume do lago à vazão afluyente, pela equação 3.18.

$$t = \frac{V}{Q_{aflu}} \quad (3.18)$$

Onde, t é o tempo de residência (s), V é o volume do lago ou reservatório (m^3) e Q_{aflu} é a vazão afluyente (m^3/s).

3.6.2 Eutrofização em corpos de água

A eutrofização denota o processo natural ou artificial de adição de nutrientes aos corpos de água, resultando no aumento da produtividade (SILVA, 1998). A eutrofização caracteriza-se pelo crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo de água (THOMANN; MUELLER, 1987).

O principal fator de estímulo para o processo de eutrofização é um nível excessivo de nutrientes no corpo de água, principalmente nitrogênio e fósforo. Existem várias fontes artificiais desses nutrientes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos e industriais e as atividades agropecuárias.

Segundo Nogueira (1991), eutrofização não é sinônimo de poluição, podendo ser um processo natural ou artificial de aumento de nutrientes nos corpos de águas. A eutrofização é parte do processo natural de envelhecimento dos lagos que ocorreria independentemente das atividades do homem. No entanto, ressalta que a eutrofização prematura está efetivamente associada a um processo de poluição causado principalmente pela crescente urbanização e desenvolvimento de atividades agrícolas.

O processo de eutrofização é normalmente estudado para lagos e reservatórios, podendo ocorrer, também, em rios, embora menos freqüente, devido às condições ambientais, como turbidez e velocidades elevadas serem mais desfavoráveis para o crescimento das algas e de outras plantas (VON SPERLING, 1996).

Principais problemas causados pela eutrofização

Von Sperling (1996) lista os principais efeitos indesejáveis da eutrofização, baseado em diversos trabalhos (ARCEIVALA, 1981; THOMANN, e MUELLER, 1987; VON SPERLING, 1994). A seguir, são relacionadas resumidamente as principais questões levantadas:

- Diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística;
 - Eventuais condições anaeróbias no fundo e no corpo de água como um todo;
 - Eventuais mortandades de peixes;
 - Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água;
-

- Problemas com o abastecimento de águas industrial;
- Toxicidade das algas;
- Modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial;
- Redução na navegação e na capacidade de transporte;
- Desaparecimento gradual do lago, como um todo.

A conseqüência imediata desse fenômeno em um lago ou reservatório é a ocorrência de desequilíbrio do balanço de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1994 apud SILVA, 1998).

Classificação trófica de lagos e reservatórios

Ao longo do tempo, ocorrem nos lagos e reservatórios mudanças provocadas por aporte de nutrientes pelos tributários, escoamento superficial direto e águas de chuva (NOGUEIRA, 1991).

Pode-se classificar o nível de trofia de um corpo de água em oligotrófico (lagos claros e com baixa produtividade), mesotrófico (lagos com produtividade intermediária) e eutrófico (lagos com elevada produtividade, comparada ao nível natural básico) (VON SPERLING, 1996; NOGUEIRA, 1991).

Com uma particularidade ainda mais elevada de caracterização dos corpos de água, Von Sperling (1996) apresenta outras classificações com outros níveis tróficos, tais como: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligomesotrófico, mesotrófico, mesoeutrófico, eutrófico, eupolitrófico, hipereutrófico (listados da menor para a maior produtividade). Uma caracterização, qualitativa entre os principais graus de trofia, pode ser como apresentada na tabela 3.5.

A quantificação do nível trófico é, no entanto, mais difícil, especialmente para lagos tropicais. Von Sperling (1994, apud VON SPERLING, 1996) apresenta uma coletânea de diversas referências, em termos de concentrações de fósforo total, clorofila *a* e transparência, a qual ressalta a grande amplitude das faixas propostas por diversos autores. Uma interpretação da síntese relatada pela referência citada é apresentada por Von Sperling (1996), conforme tabela 3.6, em termos da concentração de fósforo total.

Tabela 3.5: Caracterização trófica de lagos e reservatórios

Item	Níveis de trofia		
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Biomassa	Reduzida	Média	Alta
Fração de algas verdes e/ou cianofíceas	Baixa	Variável	Alta
Macrófitas	Baixa	Variável	Alta ou baixa
Dinâmica de produção	Baixa	Média	Alta
Dinâmica de oxigênio na camada superior	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado
Dinâmica de oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação à completa ausência
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Variável	Alto

Adaptado de Von Sperling (1996, apud VOLLENWEIDER apud SALAS E MARTINO, 1991).

Tabela 3.6: Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia

Classe de trofia	Concentração de fósforo total (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	< 10 – 20
Mesotrófico	10 – 50
Eutrófico	25 – 100
Hipereutrófico	> 100

Fonte: tabela construída com base nos dados apresentados por Von Sperling (1994, apud VON SPERLING, 1996).

O estabelecimento da classe de trofia com base apenas no fósforo é, por uma questão de conveniência na modelagem matemática, adotada por Von Sperling (1996).

Nutriente limitante

Von Sperling (1996) define nutriente limitante como sendo aquele, que por ser essencial para uma determinada população, limita seu crescimento. Em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento populacional é baixo. Com a elevação da concentração do nutriente limitante, o crescimento populacional também aumenta.

De acordo com Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina é limitada por fósforo. Ressaltam, ainda, que, mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, há algas com capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico que não teriam as suas concentrações reduzidas pela diminuição da carga afluyente de nitrogênio. Por essas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar eutrofização em corpos de água.

3.6.3 Estimativa da concentração de fósforo no corpo de água

De acordo com Von Sperling (1996), o modelo empírico para estimativa da concentração de fósforo na água mais difundido é o de Vollenweider (1976) para lagos temperados. A equação 3.19 apresenta esta estimativa fornecida por este modelo.

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \cdot \left(\frac{1}{t} + K_s\right)} \quad (3.19)$$

Onde, P é a concentração de fósforo no corpo de água (g P/m³); L é a carga afluyente de fósforo (kgP/ano); V é o volume da represa (m³); t é o tempo de residência (ano); K_s é o coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (1/ano).

Vollenweider (1976, apud VON SPERLING, 1996) obteve o valor de K_s por meio de análise de regressão em função do tempo de detenção na represa, conforme equação 3.20.

$$K_s = 1/\sqrt{t} \quad (3.20)$$

Castagnino (1982, apud VON SPERLING, 1996), ao analisar teoricamente a perda de fósforo por sedimentação em lagos tropicais, chegou a um valor de K_s igual a 2,5 vezes o valor de Vollenweider. Segundo Castagnino, o valor de K_s, corrigido para as condições tropicais é dado pela equação 3.21.

$$K_s = 2,5/\sqrt{t} \quad (3.21)$$

Salas e Martino (1991, apud VON SPERLING, 1996), analisando dados experimentais de 40 lagos e reservatórios na América Latina e Caribe, obtiveram, por análise de regressão, a relação para K_s apresentada na equação 3.22.

$$K_s = 2/\sqrt{t} \quad (3.22)$$

Com os valores obtidos por Salas e Martino (1991, apud VON SPERLING, 1996), a equação 3.19 passa a ser descrita pela equação 3.23.

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \cdot \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}}\right)} \quad (3.23)$$

3.6.4 Estimativa da carga máxima admissível de fósforo no corpo de água

A Equação 3.23 da concentração de fósforo no corpo de água pode ser rearranjada, para se determinar a carga máxima admissível de fósforo em corpos de água, para que não seja suplantado um valor máximo para a concentração de fósforo, conforme equação 3.24.

$$L = \frac{P.V. \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)}{10^3} \quad (3.24)$$

Segundo Von Sperling (1996), para a utilização da equação 3.24, deve-se estimar a carga de fósforo máxima admissível (L) para que a concentração de fósforo no corpo de água (P) situe-se abaixo do limite da eutrofia. Segundo a tabela 3.4, a faixa de concentração de fósforo em um corpo de água eutrófico é de 25 a 100 mg P/m³, ou seja, 0,025 a 0,100 g P/m³. A fixação de um valor ideal de concentração de fósforo no corpo de água (P), mais relaxado ou mais restritivo, deve ser feita caso a caso, analisando-se os usos múltiplos da represa e o seu grau de importância.

Von Sperling (1996) afirma que, devido ao fato de ter sido desenvolvido com base em dados regionais (inclusive brasileiros), acredita-se que o modelo empírico proposto por Salas e Martino (1991) deva ser o modelo utilizado para o planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios em nossas condições.

3.7 ASPECTOS DE QUALI-QUANTITATIVOS DA ÁGUA EM RIOS: O MODELO COMPUTACIONAL QUAL2E

Esta dissertação abordará os aspectos de qualidade e quantidade da água considerados pelo modelo QUAL2E. Para informações de ordem geral recomenda-se a leitura de bibliografia relacionadas ao tema, como por exemplo, Chapra (1996) e Eiger (1991).

O modelo QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), apresenta uma vasta utilização no Brasil e no exterior em estudos relacionados com qualidade de água, principalmente em rios, sendo este um dos principais motivos para a sua utilização na presente dissertação. Diversas aplicações desse modelo foram apresentadas no item “3.6 Controle do lançamento de efluentes no exterior” expondo a utilização desse modelo no programa *Total Maximum Daily load - TMDL* dos Estados Unidos (USEPA,

1992e; MPCA, 2004; KDOW, 1998; USEPA, 1998a) e na aplicação da Diretriz da União Europeia - *Water Framework Directive – WFD* (CUNHA; et al., 2004; ACHLEITNER et al., 2005; COMUNIDADE EUROPEIA, 2002b; LIBELLI; BETTI; CAVALIERI, 2004). Da mesma forma, na utilização em Sistemas de Suporte à Decisão, como apresentado no item “3.4.2 Sistemas de Suporte à Decisão” (RORIZ, 2002; GEARH, 2004; SALIM 2004) e no auxílio à análise de outorga para diluição de efluentes (RODRIGUES, 2000) como apresentado no item “3.5.2 Propostas existentes para avaliação da outorga para diluição de efluentes”.

Além da ampla utilização desse modelo, outros motivos para sua utilização neste trabalho são a sua relativa simplicidade (unidimensional, trabalha em regime permanente, simplicidade na geometria do canal) e a possibilidade da entrada de dados referentes à poluição difusa estimada por outros modelos para posterior simulação da qualidade da água do corpo de água. Esse modelo tem sido largamente utilizado para simular qualidade de corpos de água em processos de alocação de cargas efluentes e determinação de cargas máximas permissíveis nos Estados Unidos (BROWN; BARNWELL, 1987). Segundo a Agência Nacional de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), esse modelo é uma ferramenta simples para o planejamento da qualidade da água dentro do desenvolvimento de *Total Maximum Daily Load – TMDL* e pode também ser utilizado em conjunto com dados experimentais de campo para identificar a magnitude e características qualitativas das cargas difusas.

O modelo é aplicável para rios ramificados e bem misturados, ou segundo Chapra (1996), misturados lateralmente e verticalmente, uma vez que os principais mecanismos de transporte (advecção e dispersão) são considerados significativos apenas ao longo da direção principal do escoamento (longitudinal). Dessa forma, o modelo considera o sistema como sendo unidimensional.

Tem sido prática comum adotar-se a hipótese de que escoamentos em rios são unidimensionais. A experiência tem demonstrado que modelos matemáticos unidimensionais têm sido suficientes para a determinação de grandezas hidrodinâmicas como vazão e nível de água, ao longo da direção longitudinal de rios (EIGER, 1997 apud RODRIGUES, 2000).

Com o modelo QUAL2E, podem-se simular, em qualquer combinação, quinze variáveis de qualidade de água, considerando que estão completamente misturadas ao escoamento. Podem ser consideradas descargas pontuais de efluentes (doméstico ou industrial), captações,

entradas de tributários e vazões incrementais que podem ser relacionadas às fontes difusas. Hidraulicamente, limita-se ao regime permanente de vazões e concentrações, ou seja, não são consideradas as variações de vazões e concentrações ao longo do tempo.

A alocação das cargas do modelo QUAL2E pode ser feita de forma pontual, caracterizando a poluição pontual, ou distribuída, caracterizando a poluição difusa, sendo que ambas admitem apenas o regime permanente. Os incrementos de vazão, que podem ou não caracterizar a poluição difusa, são constantes para cada trecho em particular (RODRIGUES, 2000).

Representação computacional e matemática do modelo QUAL2E

Para utilização do modelo QUAL2E, o rio ou trecho de rio a ser simulado é dividido em trechos com características hidráulicas homogêneas. Cada trecho é subdividido em sub-trechos ou elementos computacionais com comprimentos iguais. Os elementos computacionais do sistema em um mesmo trecho têm características uniformes, tais como características hidráulicas, coeficientes de reação dos constituintes, condições iniciais e vazões incrementais. Portanto, a definição dos trechos deve ser feita observando-se a uniformidade nas características da bacia, a localização dos afluentes, efluentes e captações a serem simulados.

Os elementos computacionais podem ser de sete tipos e apresentam limitações quanto à quantidade total simulada. Podem ser simulados 25 elementos computacionais no total, podendo cada elemento apresentar, no máximo 20 sub-trechos, podendo haver 250 sub-trechos no total. A tabela 3.7 resume os tipos de elementos computacionais. A figura 3.1 mostra esquematicamente a discretização do curso de água realizada pelo QUAL2E.

Tabela 3.7: Tipos de elementos computacionais

Elemento computacional	Descrição	Máximo
Cabeceira	Primeiro elemento do curso de água principal e dos seus tributários. Cada curso de água possui apenas um.	7
Elemento imediatamente a montante de uma junção	Anterior ao entroncamento do rio principal com seu tributário, localiza-se no curso de água principal.	-
Junção	Está no curso principal e recebe o tributário.	6
Último elemento	Existe apenas um no sistema e localiza-se no final.	1
Entrada de efluente	Elemento que recebe efluente e/ou tributários não simulado como corpo de água.	25
Captação	Elemento onde ocorre a captação.	25
Elemento padrão	Elemento diferente dos demais tipos descritos. A única forma de descarga nele é a vazão incremental	-

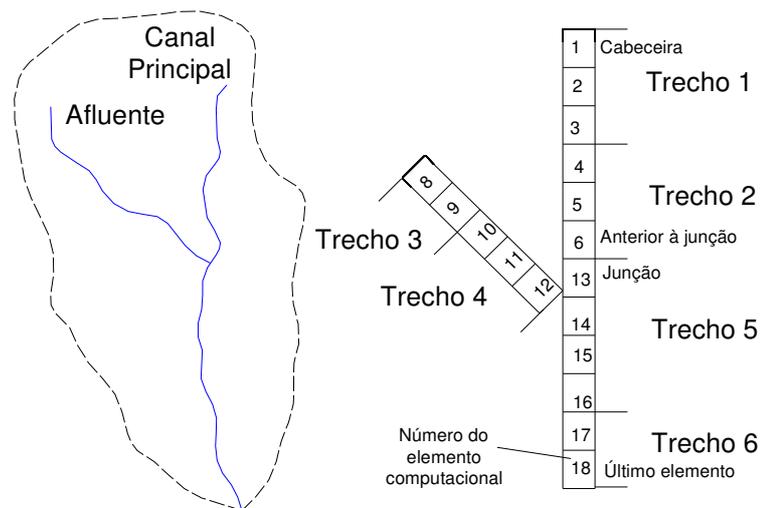


Figura 3.1: Esquema da discretização do curso de água

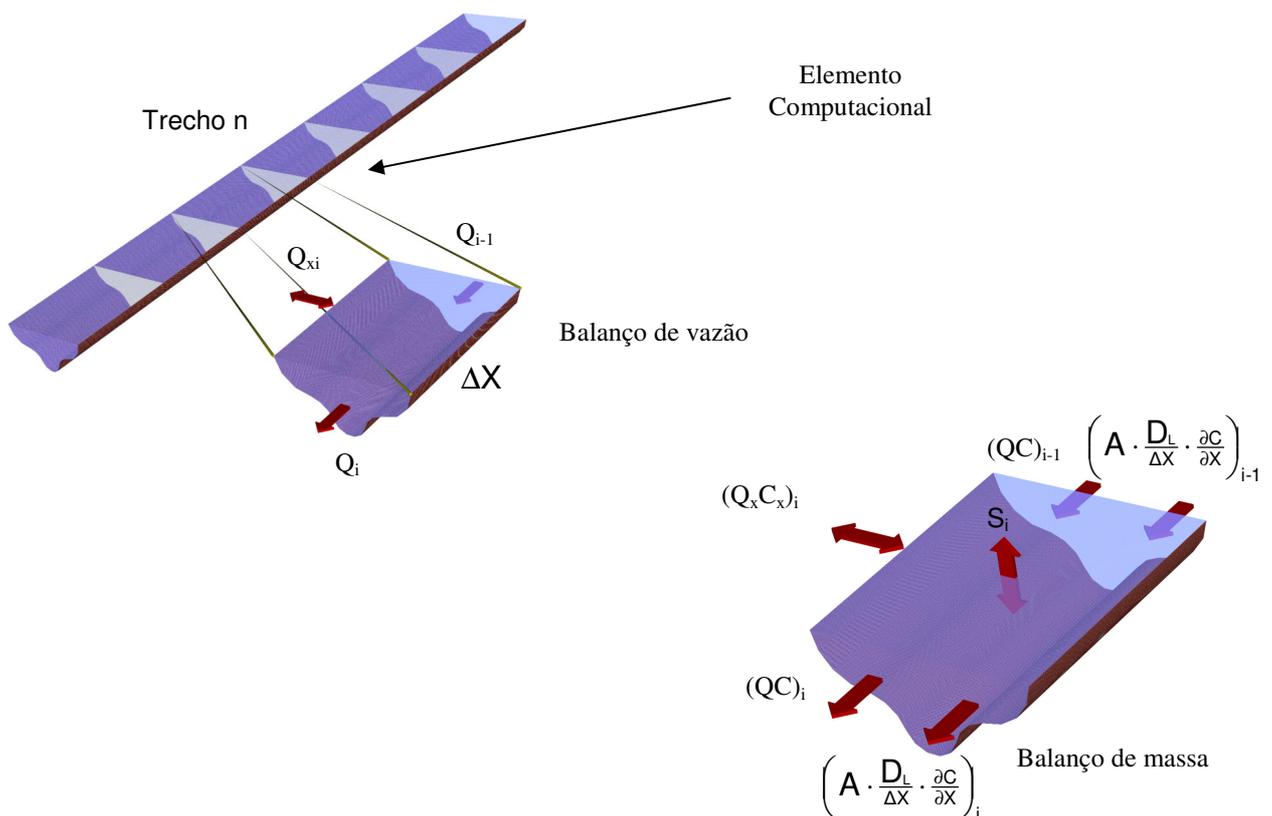


Figura 3.2: Esquema dos balanços de vazão e massa no curso de água

Os elementos computacionais funcionam como reatores de mistura completa, ligados uns aos outros por mecanismos de transporte e dispersão, sendo realizados balanços hidrológicos. O balanço de vazão é função da vazão de entrada na face anterior do elemento computacional (Q_{i-1}), das fontes externas ou captações (Q_{xi}), e da vazão de saída na face posterior (Q_i). No balanço de massa realizado para cada constituinte C , o transporte ($Q.C$) e a dispersão

$\left(A \frac{D_L}{\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \right)$ são considerados responsáveis pelo movimento da massa ao longo do eixo longitudinal do rio. Transversalmente, considera-se a retirada ou adição de massa via fontes externas ou captações ($Q_x C_x$). Internamente, têm-se variações do constituinte que ocorrem em função dele próprio ou de outro constituinte, sendo as fontes internas ou sumidouros (S_i), oriundas, por exemplo, das transformações biológicas. Estes balanços são representados esquematicamente na figura 3.2.

O modelo QUAL2E baseia-se na equação de transporte de massa unidimensional tipo advecção-dispersão, a qual é integrada numericamente, no tempo e no espaço, para cada parâmetro de qualidade de água. Esta equação considera os efeitos da advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre constituintes, fontes e sumidouros.

Para cada constituinte C, tem-se a equação 3.25.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S \quad (3.25)$$

Onde, M é a massa do constituinte; x é a distância no eixo longitudinal; t é o tempo; C é a concentração do constituinte; A_x é a área da seção transversal; D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal; \bar{u} é a velocidade média e S são as fontes externas ou sumidouros.

Para a massa, produto do volume para concentração ($M = V \times C$), tem-se a equação 3.26.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (VC)}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (3.26)$$

Como nas simulações com o QUAL2E consideram-se as vazões dos cursos de água constantes ao longo do tempo (regime de vazão permanente), o termo $\frac{\partial V}{\partial t}$ é nulo e a equação

3.26 é escrita conforme a equação 3.27.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.27)$$

Combinando as equações 3.26 e 3.27 e fazendo $V = A_x dx$, obtém-se a equação 3.28.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{S}{V} \quad (3.28)$$

A equação 3.28 é a equação básica que descreve alterações na qualidade da água em rios. Os termos do lado direito representam, respectivamente, os efeitos da dispersão, a advecção, as variações do constituinte e as fontes externas ou sumidouros.

O termo $\frac{\partial C}{\partial t}$ representa o gradiente de concentração local. Em condições de regime permanente, este gradiente é nulo. Este termo não deve ser confundido com o termo $\frac{dC}{dt}$, que se refere apenas às variações individuais dos constituintes que independem da advecção, da dispersão e de fontes externas. Estas variações incluem reações físicas, químicas e biológicas e interações entre os constituintes. Descrição detalhada do modelo é feita para os parâmetros de qualidade de água utilizados no desenvolvimento do presente trabalho.

Modelagem da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O modelo QUAL2E utiliza a equação 3.29 para descrever a taxa de oxidação da matéria orgânica ao longo do curso de água.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L_u - K_3 L_u \quad (3.29)$$

Onde, L_u é a concentração de DBO última (DBO_u) (mg/l); K_1 é o coeficiente de desoxigenação (1/dia); K_3 é o coeficiente de decaimento da DBO devido à sedimentação (1/dia) e dL/dt é a taxa de oxidação da matéria orgânica (mg/l dia).

O QUAL2E simula a DBO última (DBO_u) no caso geral. No entanto, o usuário pode escolher diretamente a modelagem da DBO_5 . O modelo faz as conversões necessárias de acordo com a equação 3.30

$$DBO_5 = DBO_u \left(1 - e^{-5K_1} \right) \quad (3.30)$$

Coefficiente de desoxigenação (K_1)

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (Von Sperling, 1996). Brown e Barnwell

(1987) apresentam valores típicos para K_1 variando de 0,02 a 3,4 (1/dia). Von Sperling (1996) apresenta um quadro com valores típicos de K_1 , o qual é apresentado na tabela 3.8.

Tabela 3.8: Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)

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

Fonte: Adaptado de Fair et al., 1973; Arceivala, 1981 apud Von Sperling, 1996

Von Sperling (1983 apud Nunes, 2000 apud Roriz, 2002) afirma que o coeficiente K_3 pode ser desprezado caso a simulação seja aplicada em trechos longos do curso de água, pois os processos de sedimentação e ressuspensão se compensam.

Modelagem do Oxigênio Dissolvido

A seguir tem-se a equação 3.31 utilizada pelo modelo QUAL2E para descrever o balanço de oxigênio dissolvido ao longo do curso de água. Os termos da equação representam as principais fontes de consumo e produção de oxigênio.

$$\frac{dO}{dt} = \underbrace{K_2(O^* - O)}_{\text{termoI}} + \underbrace{(\alpha_3\mu - \alpha_4\rho_a)A}_{\text{termoII}} - \underbrace{K_1L}_{\text{termoIII}} - \underbrace{\frac{K_4}{d}}_{\text{termoIV}} - \underbrace{\alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2}_{\text{termoV}} \quad (3.31)$$

Onde, O é a concentração de oxigênio dissolvido (mg/l); O^* é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido, dependente da temperatura e pressão local (mg/l); α_3 é a taxa de produção de oxigênio na fotossíntese algal (mg-O/mg-A); α_4 é a taxa de consumo de oxigênio na respiração algal (mg-O/mg-A); α_5 é a taxa de consumo de oxigênio na oxidação da nitrogênio amoniacal em nitrato (mg-O/mg-N); α_6 é a taxa de consumo de oxigênio na oxidação do nitrato em nitrito (mg-O/mg-N); μ é a taxa de crescimento algal (1/dia); ρ_a é a taxa de respiração algal (1/dia); A é a concentração de biomassa algal (mgA/l); L é a concentração de DBO_u (mg/l); d é a profundidade média (m); K_1 é o coeficiente de desoxigenação da DBO carbonácea (1/dia); K_2 é o coeficiente de reaeração (1/dia); K_4 é o coeficiente de consumo de oxigênio devido à demanda bentônica (g-O/m²dia); β_1 é o

coeficiente de oxidação da amônia (1/dia); β_2 é o coeficiente de oxidação do nitrito (1/dia); N_1 é a concentração de nitrogênio amoniacal (mg/l) e N_2 é a concentração de nitrito (mg/l).

Os termos I, II, III, IV e V, na equação 3.31, 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 e do nitrito).

Coefficiente de reaeração (K_2)

Segundo Von Sperling (1996), a seleção do valor do coeficiente K_2 tem uma maior influência nos resultados do balanço de oxigênio dissolvido do que do coeficiente K_1 , pelo fato da faixas de variação do último ser mais estreitas.

O coeficiente de reaeração (K_2) pode ser obtido através de valores médios tabelados, em função das características hidráulicas do corpo de água e de valores correlacionados com a vazão do curso de água (VON SPERLING, 1996).

Quanto aos valores médios tabelados, Von Sperling (1996) apresenta valores típicos de K_2 obtidos por alguns pesquisadores que estudaram corpos de água de diversas características, como mostra a tabela 3.9.

Tabela 3.9: Valores típicos de K_2 (base e, 20°C)

Corpo de água	K2 (1/dia)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	<1,15	>1,61

Fonte: Fair et al., 1973; Arceivala, 1981 apud Von Sperling, 1996.

Quanto aos valores obtidos por equações em função das características hidráulicas do corpo de água, o modelo QUAL2E apresenta oito opções para o cálculo de K_2 , sendo que seis opções baseiam-se nessas equações, uma opção é dada em função da vazão e uma outra permite o usuário entrar com o valor, sem a utilização de equações. Na tabela 3.10, estão relacionadas as seis equações que foram incorporadas ao modelo.

Tabela 3.10: Equações de previsão do coeficiente de reaeração K_2 (base e, 20°C) incorporadas ao modelo QUAL2E

Autores	Equação no SI	Equação no Sistema Inglês
Churchill et. al. (1962)	$5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$	$11,6 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	$12,9 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$
Owens et. Al. (1964)	$5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	$21,7 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$
Trackston e Krenkel (1966)	$\frac{24,9(1 + F^{0,5})u^*}{H}$	$\frac{24,9(1 + F^{0,5})u^*}{H}$
Langbein e Durum (1967)	$5,14 \frac{U}{H^{1,33}}$	$7,6 \frac{U}{H^{1,33}}$
Tsivoglou e Wallance (1972)	$86400 \cdot c \cdot S \cdot U$	$86400 \cdot c \cdot S \cdot U$

Fonte: Siqueira e Cunha (1997)

Onde, U é a velocidade média no trecho, (pés/s) ou (m/s); H é a profundidade média no trecho, (pés) ou (m); S é a declividade do trecho, (pés/pés) ou (m/m); u^* é a velocidade de cisalhamento, (pés/s) ou (m/s); F é o número de Froude, (adimensional); Q é a vazão, (pés³/s) ou (m³/s); g é a aceleração da gravidade, (m/s²) e c é o coeficiente de descarga (1/pés) ou (1/m). $c = 0,054 \text{ pés}^{-1}$ para $5 \text{ pés}^3/\text{s} \leq Q \leq 3000 \text{ pés}^3/\text{s}$ e $0,177 \text{ m}^{-1}$ para $0,42 \text{ m}^3/\text{s} \leq Q \leq 84,96 \text{ m}^3/\text{s}$.

Das equações fornecidas como opções pelo modelo QUAL2E para o cálculo de K_2 , Von Sperling (1996) considera como principais as desenvolvidas por Churchill et al. (1962), O'Connor e Dobbins (1958) e Owens et al. (1964). O mesmo autor apresenta faixas de aplicação recomendadas para utilização destas equações, como apresentado na tabela 3.11.

Tabela 3.11: Faixas de aplicação para as equações de previsão do K_2

Autores	Faixa de aplicação
Churchill et al. (1962)	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,8 \text{ m/s} \leq U < 1,5 \text{ m/s}$
O'Connor e Dobbins (1958)	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq U < 0,8 \text{ m/s}$
Owens et al. (1964)	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq U < 1,5 \text{ m/s}$

Fonte: Von Sperling (1996)

A opção do QUAL2E para cálculo de K_2 , que relaciona esse coeficiente com a vazão do curso de água por meio de coeficiente de ajuste, é mostrada na equação 3.32. Von Sperling (1996) explica como funciona este procedimento.

$$K_2 = m \cdot Q^n \quad (3.32)$$

Onde, Q é a vazão do curso de água; m é o coeficiente de ajuste e n é o expoente de ajuste.

Quanto aos demais parâmetros existentes na equação 3.31, Brown e Barnwell (1987) apresentam valores típicos para os mesmos.

Modelagem do Ciclo do Nitrogênio

Em águas naturais, a ocorrência do ciclo do nitrogênio afeta os níveis de OD. O modelo QUAL2E considera para o ciclo do nitrogênio as conversões do nitrogênio orgânico à amônia, desta ao nitrito e, finalmente, do nitrito ao nitrato, como apresentado nas equações de 3.33 a 3.37.

Nitrogênio Orgânico

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho_a A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad (3.33)$$

Onde, N_4 é a concentração de nitrogênio orgânico (mg-N/l); α_1 é a fração de nitrogênio contida na biomassa algal (mg-N/mg-A); ρ_a é a taxa de respiração algal (1/dia); A é a concentração de biomassa algal (mgA/l); β_3 é o coeficiente de transformação de nitrogênio orgânico em amônia (1/dia) e σ_4 é o coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (1/dia).

Amônia

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{d} - F_1 \alpha_1 \mu A \quad (3.34)$$

$$F_1 = P_N N_1 / (P_N N_1 + (1 - P_N) N_3) \quad (3.35)$$

Onde, F_1 é a fração de retirada de nitrogênio pelas algas; N_1 é a concentração de amônia (mg-N/l); N_3 é a concentração de nitrato (mg-N/l); N_4 é a concentração de nitrogênio orgânico (mg-N/l); β_1 é o coeficiente de oxidação da amônia (1/dia); β_3 é o coeficiente de transformação de nitrogênio orgânico em amônia (1/dia); α_1 é a fração de nitrogênio contido na biomassa algal (mg-N/mg-A); σ_3 é a taxa de produção de amônia pelos bentos (mg-N/m²dia); d é a profundidade média (m); μ é a taxa de crescimento algal (1/dia); A é a concentração de biomassa algal (mgA/l) e P_N é o Fator de preferência para amônia (define a preferência relativa da biomassa algal por amônia ou nitrato).

Nitrito

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad (3.36)$$

Onde, N_1 é a concentração de amônia (mg-N/l); N_2 é a concentração de nitrito (mg-N/l); β_1 é o coeficiente de oxidação da amônia (1/dia) e β_2 é o coeficiente de oxidação do nitrito (1/dia).

Nitrato

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A \quad (3.37)$$

Onde, F_1 é a fração de retirada de nitrogênio pela biomassa algal; α_1 é a fração de nitrogênio contido na biomassa algal (mg-N/mg-A) e μ é a taxa de crescimento algal (1/dia).

Modelagem do Ciclo do Fósforo

A modelagem do ciclo do fósforo, através do QUAL2E é feita de forma semelhante à modelagem do ciclo do nitrogênio. As concentrações de fósforo orgânico são geradas pela morte de algas e convertidas em fósforo orgânico dissolvido.

As equações utilizadas pelo modelo QUAL2E para descreverem as reações do fósforo orgânico e dissolvido são apresentadas nas equações de 3.38 e 3.39.

Fósforo Orgânico

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho_a A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 \quad (3.38)$$

Onde, P_1 é a concentração de fósforo orgânico (mg-P/l); α_2 é a fração de fósforo contido na biomassa algal (mg-P/mg-A); ρ_a é a taxa de respiração algal (1/dia); A é a concentração de biomassa algal (mgA/l); β_4 é o coeficiente de decaimento do fósforo orgânico (1/dia) e σ_5 é a taxa de sedimentação do fósforo orgânico (1/dia).

Fósforo Dissolvido

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A \quad (3.39)$$

Onde, P_2 é a concentração de fósforo inorgânico ou dissolvido (mg-P/l); β_4 é o coeficiente de decaimento do fósforo orgânico (1/dia); P_1 é a concentração de fósforo orgânico (mg-P/l); σ_2 é a taxa de produção de fósforo dissolvido pelos bentos (mg-P/m²dia); d é a profundidade média (m); μ é a taxa de crescimento algal (1/dia); α_2 é a fração de fósforo contido na biomassa algal (mg-P/mg-A) e A é a concentração de biomassa algal (mgA/l).

Brown e Barnwell (1987) apresentam valores típicos para os coeficientes acima apresentados.

Modelagem da temperatura

A modelagem da temperatura é feita pelo balanço de calor em todos os elementos computacionais do sistema. Esse balanço leva em consideração as entradas e perdas de temperatura assim como as trocas de calor entre a superfície do corpo de água e a atmosfera. Essa troca de calor inclui radiação de ondas curtas e longas, convecção e evaporação, conforme equação 3.40.

$$H_f = H_s + H_a - H_r - H_c - H_e \quad (3.40)$$

Onde, H_f é o fluxo de calor através da superfície do corpo de água (Btu/m² dia); H_s é a radiação solar devido às ondas curtas (Btu/m² dia); H_a é a radiação na atmosfera devido às ondas longas depois da reflexão (Btu/m² dia); H_r é a radiação de volta das ondas lonas (Btu/m² dia); H_c fluxo de calor convectivo (Btu/m² dia) e H_e perdas de calor por evaporação (Btu/m² dia).

Para o balanço computacional de calor, o modelo QUAL2E requer diversos dados de entrada, incluindo longitude, latitude, coeficientes de evaporação, coeficiente de atenuação da radiação solar e informações sobre o clima local, como temperatura de bulbo seco e úmido, pressão atmosférica, cobertura de nuvens e velocidade do vento.

Características Hidráulicas

O modelo QUAL2E assume que a vazão permanece constante ao longo do tempo, ou seja, $\partial Q / \partial t = 0$. Desta forma, o balanço hidrológico de um elemento computacional se resume ao balanço das cargas externas e/descargas existentes no elemento ao longo do espaço, como mostra a equação 3.41.

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = (Q_x)_i \quad (3.41)$$

Onde $(Q_x)_i$ é a soma de todas as cargas externas e/descargas existentes no elemento computacional.

Com a definição da vazão, as demais características hidráulicas dos elementos computacionais, podem ser determinadas pelas seguintes equações 3.42 a 3.44.

$$\bar{u} = aQ^b \quad (3.42)$$

$$A_x = \frac{Q}{\bar{u}} \quad (3.43)$$

$$d = \alpha Q^\beta \quad (3.44)$$

Onde, Q é a vazão (m³/s); \bar{u} é a velocidade média (m/s); d é a profundidade média do curso de água (m); A_x é a área da seção transversal (m²) e a, b, α e β são constantes empíricas e podem ser determinadas por curvas de regressão que relacionam vazão e cota, ou seja, curvas chave.

Na ausência de curva chave para o trecho do rio a ser simulado em questão, possuindo, no entanto, as características geométricas da seção transversal, pode-se considerar a seção transversal sendo aproximadamente trapezoidal. Dessa forma, o modelo QUAL2E obtém a profundidade e a velocidade, a partir da equação de Manning (equação 3.45), por tentativa e erro.

$$Q = \frac{1,486}{n} A_x R_x^{2/3} S_e^{1/2} \quad (3.45)$$

Onde, Q é a vazão (m³/s); A_x é a área da seção transversal (m²); R_x é a raio hidráulico (m); n é o coeficiente de Manning (0,001 – 0,1) e S_e é a declividade longitudinal (m/m).

Com o valor da vazão e da área da seção transversal, obtém-se a velocidade a partir da equação 3.44, sendo que a velocidade é dada pela equação 3.46.

$$\bar{u} = \frac{Q}{A_x} \quad (3.46)$$

Coefficiente de Dispersão Longitudinal

A dispersão é o efeito conjunto da difusão molecular e turbulenta (que provoca o espalhamento do constituinte devido à movimentos aleatórios das partículas do fluido) e da advecção diferenciada (transporte de partículas do fluido).

O modelo QUAL2E calcula o coeficiente de dispersão longitudinal, a partir da equação 3.47 (Brown e Barnwell, 1987).

$$D_L = 3,82 \cdot K \cdot n \cdot \bar{u} \cdot d^{5/6} \quad (3.47)$$

Onde, D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s); K é a constante de dispersão; n é o coeficiente de Manning; \bar{u} é a velocidade média (m/s) e d é a profundidade média do curso de água (m).

Segundo Eiger (1991), existem dois períodos distintos após o lançamento de um constituinte em um curso de água. No primeiro período, ocorrido após o lançamento e chamado de fase advectiva ou período de Fischer, a concentração do constituinte ao longo do tempo varia. Esse período caracteriza-se pela sobreposição dos efeitos advectivos pelos difusivos. No segundo período, chamado período de Taylor ou fase dispersiva, a concentração do constituinte é praticamente constante ao longo das seções transversais do rio e a mistura lateral é completa, resultando um coeficiente de dispersão longitudinal também constante.

O modelo QUAL2E não considera a fase advectiva, ou seja, considera o início da fase dispersiva, já a partir do lançamento, tornando, desta forma, válida a aplicação da equação unidimensional de advecção-dispersão (equação 3.25) e a utilização do coeficiente de dispersão longitudinal.

Brown e Barnwell (1987) apresentam uma tabela com valores típicos para o coeficiente de dispersão longitudinal D_L e para a constante de dispersão K . O modelo QUAL2E aceita como limites inferior e superior para a constante de dispersão K os valores 6 e 6000 respectivamente.

Pereira (1999), ao estudar a influência do método de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal na simulação da qualidade da água em rios, verificou que variações nos valores desse coeficiente não afetam significativamente os resultados obtidos para simulações com injeções contínuas de constituintes.

Roriz (2002) comparou os resultados obtidos para uma mesma simulação de qualidade de água, através do modelo QUAL2E, onde apenas os valores da constante de dispersão (K) foram alterados, alterando assim os valores do coeficiente de dispersão (D_L). Na primeira simulação, o valor de K utilizado foi 6 e na segunda 6000. Assim como constatado por Pereira (1999), alterações do coeficiente de dispersão não alteraram significativamente os resultados obtidos.

Exemplos de utilização do QUAL2E

Gallego (2001) utilizou o modelo QUAL2E para análise técnica de critérios de outorga propostos. O modelo realizou cálculos de balanço hídrico e de concentração de poluentes, permitindo a avaliação desses critérios. Essa ferramenta computacional, aliada a uma planilha de análise de múltiplos critérios, permite ao decisor (poder público outorgante) ampliar o seu campo de análise e basear a decisão da concessão de uma outorga em princípios mais fundamentados. A metodologia desenvolvida foi aplicada, para solicitações hipotéticas de outorga, para estudo de caso, na bacia hidrográfica do rio Pequeno, na região metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná.

O modelo QUAL2E foi aplicado no rio Sava, Eslovênia, a fim de avaliar o impacto do lançamento de esgotos na concentração de oxigênio dissolvido do corpo receptor, considerando diferentes cenários de vazão para o rio. Com base nas simulações realizadas com auxílio do modelo, foi possível determinar para o cenário de vazão mínima, a concentração máxima de DBO para o efluente e, conseqüentemente, a eficiência de remoção que o esgoto deveria receber, de forma a não violar o padrão esloveno de qualidade da água para o parâmetro oxigênio dissolvido (DROLC; KONCAN, 1996).

Ribeiro (2001) realizou simulações nos rios Melchior e Descoberto, em Brasília, utilizando os modelos matemáticos de simulação de águas QUAL2E e WQRRS (*Water Quality for River – Reservoir Systems*), objetivando mostrar o grau de poluição e alterações dos rios e avaliar a capacidade de autodepuração, verificando a influência dos níveis de tratamento de esgoto e localização dos pontos de lançamento desses efluentes. Verificou-se que os corpos de água possuem alta capacidade de autodepuração. Após comparação entre os resultados das simulações com os modelos, o autor concluiu que modelo QUAL2E apresentou resultados mais coerentes, tendo em vista as características dos cursos de água em estudo.

3.8 ESTIMATIVA DA POLUIÇÃO DIFUSA: O MODELO COMPUTACIONAL GWLF

O modelo de estimativa de poluição difusa *Generalized Watershed Loading Functions - GWLF* foi desenvolvido originalmente por Haith e Shoemaker, em 1987. A versão 2.0 utilizada neste trabalho, com algumas mudanças com relação ao modelo original, foi desenvolvida por Haith, Mandel e Wu do Departamento de Engenharia Agrícola e Biológica do Instituto de Recursos Hídricos da Universidade de Cornell (EUA), em 1992 (HAITH; MANDEL; WU, 1992).

Esse modelo foi escolhido devido a sua utilização em trabalhos brasileiros (RORIZ, 2002; GEARH, 2004; MOCELIN; FERNANDES; FILL; 2003; MARCINIUK et al., 1997) o que facilitou a utilização do mesmo, uma vez que a poluição difusa é um assunto ainda pouco explorado no Brasil. Outro fator que aumenta a credibilidade desse modelo para o presente trabalho é o fato de ele ter sido utilizado em programas para estimativa do TMDL dos Estados Unidos (USEPA, 1993; 1999), como apresentado anteriormente nesta dissertação.

O GWLF é um modelo computacional para a estimativa da poluição difusa. Estima as cargas mensais e anuais de nitrogênio e fósforo totais e dissolvidos, carregados para os cursos de água, bem como cargas de sedimentos. É considerado o escoamento superficial (rural e urbano) e o subterrâneo, as cargas pontuais de nutrientes e sistemas sépticos, quando existentes (HAITH; MANDEL; WU, 1992).

Para a estimativa da carga de nitrogênio e fósforo dissolvido e particulado, o modelo considera várias fontes distribuídas ao longo da bacia, como mostra a figura 3.3.

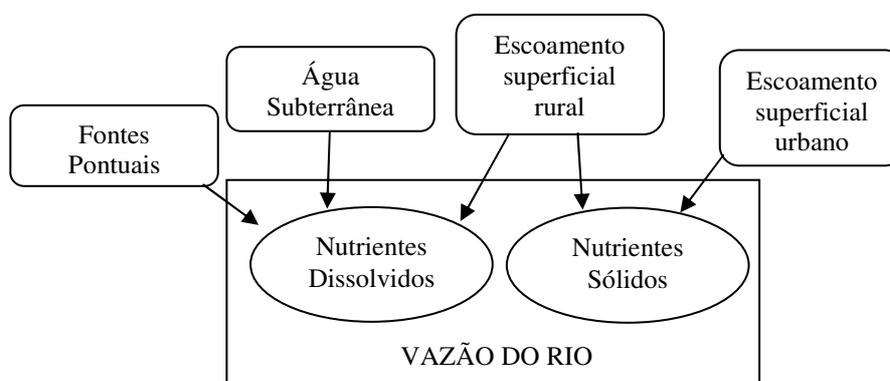


Figura 3.3: Fontes de nutrientes consideradas no modelo GWLF

Segundo Mocelin, Fernandes e Fill (2003), a principal limitação do modelo está na consideração de áreas comuns de uso do solo como sendo uniformes em relação às características físicas e de cobertura.

Dados de entrada do modelo

O modelo não requer dados de qualidade de água para calibração, sendo necessários, porém, três arquivos de dados: *Weather.dat*, *Transport.dat* e *Nutrient.dat*.

O arquivo *Weather.dat* requer um banco de dados climatológicos, como precipitações diárias e temperaturas médias diária. Para a validação do modelo é sugerido, pelo seu manual, um horizonte de até trinta anos.

O módulo *Transport.dat* requer os seguintes dados:

- Número de usos do solo no meio rural e urbano e seus tipos de cultivo;
- Área de cada cultivo (ha);
- Números das curvas numéricas de cada cultivo para cálculo de escoamento superficial - *Curve Number* – CN (SCS curve number, 1972);
- Produto de erosão $K*LS*C*P$ da equação universal de perda de solo para cada cultivo – USLE (*Universal Soil Loss Equation*, 1978);
- Coeficiente evapotranspirativo de cobertura (ET CV) para cada mês do ano;
- Média de horas de luz do dia para cada mês do ano (h/dia);
- Indicador de estação de crescimento para cada mês do ano (inativo = 0/crescimento = 1);
- Coeficiente de erosividade de chuva para cada mês do ano (a_t);
- Antecedente de chuva e neve;
- Armazenamento inicial nas zonas saturadas e insaturadas (cm);
- Coeficiente de recessão (1/dia);
- Coeficiente SEEPAGE (1/dia);
- Neve inicial (cm de água);
- Taxa de descarga de sedimentos;
- Capacidade disponível de água na zona insaturada (cm);

Em *Nutrient.dat*, são solicitadas as entrada dos parâmetros químicos nitrogênio e fósforo em suas formas particuladas, dissolvidas ou totais de acordo com as fontes (rural, urbana, ou

pontual). São valores de difícil determinação e normalmente não encontrados, na literatura, para países tropicais.

A carga de nitrogênio e o fósforo dissolvido advêm de fontes pontuais, escoamentos superficiais rurais e subterrâneos e sistemas sépticos. Nas zonas rurais, o modelo permite informar os usos do solo onde a fertilização orgânica é utilizada, seu período de utilização e a concentração. Nos usos urbanos, são requeridas as cargas de nitrogênio e fósforo acumuladas no solo urbano e as cargas pontuais de nitrogênio e fósforo para cada mês.

A carga de nitrogênio e o fósforo particulado são característicos principalmente dos nutrientes retidos nos sedimentos, praticamente não existindo nas águas subterrâneas. Determinadas as concentrações por tipo de solo, determina-se a concentração média e em seguida, multiplicam-se os valores pela taxa de enriquecimento ($t = 2$), conforme recomendação do Manual GWLF (HAITH, 1992).

Os dados de entrada para o meio rural são:

- Concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidos no escoamento superficial para cada uso de solo (mg/l);
- Tipo de usos onde a fertilização orgânica é utilizada;
- Período de utilização da fertilização orgânica (meses);
- Concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidos no escoamento superficial para cada área de cultivo onde houve utilização de fertilização orgânica (mg/l).
- Concentrações de nitrogênio e fósforo no lençol subterrâneo (mg/l);
- Concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento (mg/l);

Os dados de entrada para o meio urbano são:

- Taxas diárias da acumulação de nitrogênio e fósforo para cada uso de terra urbano (Kg/ha dia);
 - Fontes pontuais de nitrogênio e fósforo, assumidos como dissolvidos, para cada mês do ano (Kg);
 - Concentrações dissolvidas de nitrogênio e de fósforo na água subterrânea (mg/l).
 - Concentrações de nitrogênio e fósforo na fase sólida contidos no sedimento (mg/Kg).
-

Dados de saída do modelo

O modelo simula vazões do rio, aportes de sedimentos e cargas de nutrientes e fornece os resultados da simulação na forma de tabelas e gráficos. As seguintes informações podem ser obtidas na saída do modelo:

- Vazões mensais do rio;
- Erosão e produção de sedimento mensal na Bacia Hidrográfica;
- Cargas mensais de nitrogênio e de fósforo na vazão do rio;
- Erosão anual para cada uso do solo;
- Cargas anuais de nitrogênio e fósforo para cada uso do solo;
- Dados mensais de precipitação e evapotranspiração;
- Contribuição da vazão mensal da água subterrânea para a vazão do rio;
- Escoamento superficial mensal da bacia hidrográfica;
- Cargas mensais de nitrogênio e fósforo dissolvido na vazão do rio;
- Cargas anuais de nitrogênio e fósforo dissolvidos para cada uso do solo;

Descrição matemática do modelo

O modelo de GWLF estima a poluição difusa carregada para o curso de água considerando contribuições provenientes do escoamento superficial em áreas rurais, erosão do solo, lixiviação urbana, descarga do lençol subterrâneo do curso de água, sistemas sépticos e fontes pontuais adicionadas pelo usuário.

A vazão do rio contém fases dissolvidas e sólidas de nutrientes. Os nutrientes dissolvidos são associados com escoamento superficial de áreas rurais, fontes pontuais e descargas de água subterrânea aos cursos de água. Os nutrientes na fase sólida são devido às fontes pontuais, à erosão rural do solo e à lixiviação do material depositado nas superfícies urbanas.

O balanço hídrico é calculado com base nos dados climatológicos diários. Através desse balanço hídrico, os valores diários são somados e fornecem estimativas mensais para as descargas do rio, dos sedimentos e dos nutrientes.

As cargas mensais de nitrogênio e de fósforo nas vazões para qualquer ano são dadas pelas equações 3.48 e 3.49.

$$LD_m = DP_m + DR_m + DG_m + DS_m \quad (3.48)$$

Onde, m é o mês em análise; LD_m é a carga nutriente na forma dissolvida no mês m (kg); DP_m é a carga de nutrientes dissolvidos proveniente da fonte pontual no mês m (kg); DR_m é a carga de nutrientes dissolvidos proveniente do escoamento superficial de áreas rurais no mês m (kg); DG_m é a carga de nutrientes dissolvidos proveniente dos lençóis subterrâneos no mês m (kg) e DS_m é a carga de nutrientes dissolvidos proveniente dos sistemas sépticos no mês m (kg).

$$LS_m = SP_m + SR_m + SU_m \quad (3.49)$$

Onde, m é o mês em análise; LS_m é a carga nutriente na forma particulada no mês m (kg); SP_m é a carga de nutrientes particulados proveniente da fonte pontual no mês m (kg); SR_m é a carga de nutrientes particulados proveniente do escoamento superficial de áreas rurais no mês m (kg) e SU_m é a carga de nutrientes particulados proveniente do escoamento superficial de áreas urbanas no mês m (kg).

Cargas de nutrientes no escoamento superficial nas áreas rurais

As cargas rurais de nutrientes que chegam ao corpo de água são provenientes do transporte promovido pelo escoamento superficial e da erosão do solo das áreas de fontes. Cada área é considerada uniforme com relação ao solo e à cobertura.

Cargas Dissolvidas

As cargas dissolvidas para cada área são obtidas pela multiplicação entre o escoamento superficial e as concentrações dissolvidas. As cargas mensais para a bacia hidrográfica são obtidas somando as cargas diárias sobre todas as áreas, como mostra a equação 3.50.

$$LD_m = 0.1 * \sum_k \sum_{t=1}^{dm} Cd_k Q_{kt} AR_k \quad (3.50)$$

Onde, LD_m é a carga nutriente na forma dissolvida no mês m (kg); Cd_k é a concentração do nutriente no escoamento superficial de uma área k (mg/l); Q_{kt} é o escoamento superficial da área k no dia t (cm); AR_k é a área de geradora de carga k (ha) e dm é o número dos dias no mês m .

O escoamento superficial (Q_{kt}) é calculado a partir dos dados climáticos diários, através da equação *Soil Conservation Service Curve Number Equation* (OGROSKY; MOCKUS, 1964 apud HAITH; MANDEL; WU, 1992).

Carga Particulada

A carga particulada de nutriente proveniente do meio rural (SR_m) é dada pelo produto do aporte mensal de sedimento pela concentração média de nutriente no sedimento, como mostra a equação 3.51.

$$SR_m = 0.001 * C_s * Y_m \quad (3.51)$$

Onde, SR_m é a carga particulada de nutriente proveniente do meio rural (g); Y_m é o aporte mensal de sedimento da bacia (ton) e C_s é a concentração média de nutriente no sedimento (mg/kg).

O aporte mensal de sedimento (Y_m) é dado pelo produto da erosão pela taxa de chegada de sedimento, como determina o modelo desenvolvido por Haith (1955, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992). Este modelo é baseado em três suposições principais:

- a ação do processo erosivo na geração de sedimentos não leva em consideração possíveis deposições, ou seja, todo o sedimento resultante da erosão é considerado no aporte de sedimentos no exultório da bacia (RORIZ, 2002);
- a capacidade de transporte de sedimento é 5/3 da capacidade do escoamento superficial (MEYER; WISCHMEIER, 1969 apud HAITH; MANDEL; WU, 1992);
- os aportes de sedimento considerados são produzidos pela erosão do solo ocorrida no ano atual, ou seja, o aporte é feito para o ano de análise.

A erosão na área k , no dia t , é dada pela equação 3.52.

$$X_{kt} = 0.132 * RE_t * K_k * (LS)_k * C_k * P_k * AR_k \quad (3.52)$$

Onde, X_{kt} é a erosão na área k no dia t (ton); RE_t é a erosividade da chuva no dia t (MJ.mm/ha.h); K_k é o fator de erodibilidade do solo (t.h/Mj.mm); $(LS)_k$ é o fator topográfico que expressa o comprimento e declividade de rampa; C_k é o fator de cobertura e manejo (adimensional); P_k é o fator de práticas conservacionistas (adimensional) e AR_k é a área geradora de carga (ha).

A constante 0,132 é um fator de conversão associado com as unidades SI do fator erosividade da chuva. Os fatores K_k , $(LS)_k$, C_k e P_k são valores padrões especificados na Equação Universal de Perda de Solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978 apud HAITH; MANDEL; WU, 1992). A erosividade da chuva (RE_t) pode ser estimada por uma equação empírica (equação

3.53) desenvolvida por Richardson et al. (1983, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992) e testada por Haith e Merrill (1987 apud HAITH; MANDEL; WU, 1992).

$$RE_t = 64.6 * a_t * R_t^{1.81} \quad (3.53)$$

Onde, RE_t é a erosividade da chuva no dia t (MJ.mm/ha.h); a_t é o coeficiente de erosividade da chuva e R_t é a precipitação (cm).

O total de sedimento gerado na bacia hidrográfica no mês j é dado pela equação 3.54.

$$SX_j = DR \sum_k \sum_{t=1}^{d_j} X_{kt} \quad (3.54)$$

Onde; SX_j é o total de sedimento gerado na bacia hidrográfica no mês j (ton); DR é a taxa de chegada de sedimento na bacia hidrográfica e X_{kt} é a erosão da fonte na área k no dia t (ton).

O transporte deste sedimento na bacia hidrográfica é baseado na capacidade de transporte do escoamento superficial durante esse mês. A equação 3.55 define o fator de transporte.

$$TR_j = \sum_{t=1}^{d_j} Q_t^{5/3} \quad (3.55)$$

Onde, TR_j é o fator de transporte no mês j e Q_t é o escoamento superficial no dia t (cm).

O sedimento total gerado (SX_j) é alocado para os meses j, proporcionalmente à capacidade do transporte para cada mês.

Cargas do escoamento superficial em áreas urbanas

O escoamento superficial urbano, suposto inteiramente sólido, é modelado por funções exponenciais de acumulação e de lixiviação propostas por Amy et por al. (1974, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992) e por Sartor e Boyd (1972, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992). O desenvolvimento matemático apresentado segue o de Overton e Prado (1976, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992). É considerado que nutrientes se acumulam em superfícies urbanas e são lixiviados devido ao escoamento superficial.

Sendo $N_k(t)$ a carga nutriente acumulada na área k no dia t (kg/ha) a taxa da acumulação durante períodos secos é dada pela equação 3.56.

$$\frac{dN_k}{dt} = n_k - \beta * N_k \quad (3.56)$$

Onde, n_k é a taxa de acumulação constante (kg/ha-day) e β é a taxa de depleção constante (1/dia).

Resolvendo a equação 3.56, tem-se a equação 3.57.

$$N_k(t) = N_{k0}e^{-\beta*t} + (n_k / \beta)(1 - e^{-\beta*t}) \quad (3.57)$$

Sendo $N_{k0} = N_k(t)$ no tempo $t = 0$.

A equação 3.56 aproxima assintoticamente do valor $N_{k,máx}$, mostrado na equação 3.58.

$$N_{k,max} = \lim_{t \rightarrow \infty} N_k(t) = n_k / \beta \quad (3.58)$$

Os dados fornecidos por Sartor e Boyd (1972, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992) indicam que $N_k(t)$ se aproxima do seu valor máximo em aproximadamente 12 dias. Se conservadoramente, for assumido que $N_k(t)$ alcança 90% de $N_{k, máx}$ em 20 dias, então para $N_{k0} = 0$,

$$0.90 * (n_k / \beta) = (n_k / \beta)(1 - e^{-20*\beta}), \text{ ou } \beta = 0.12 \quad (3.59)$$

A equação 3.57 pode também ser escrita para um intervalo do tempo $\Delta t = t_2 - t_1$ como mostra a equação 3.60.

$$N_k(t_2) = N_k(t_1)e^{-0.12*\Delta t} + (n_k / 0.12)(1 - e^{-0.12*\Delta t}) \quad (3.60)$$

ou, para um intervalo do tempo de um dia, como a equação 3.61.

$$N_{k,t+1} = N_{kt}e^{-0.12} + (n_k / 0.12)(1 - e^{-0.12}) \quad (3.61)$$

Onde N_{kt} é a acumulação do nutriente no começo do dia t (kg/ha).

A equação equação 3.61 pode ser modificada para incluir os efeitos da lixiviação, como exposto na equação 3.62.

$$N_{k,t+1} = N_{kt}e^{-0.12} + (n_k / 0.12)(1 - e^{-0.12}) - W_{kt} \quad (3.62)$$

Onde, W_{kt} é a carga nutriente do escoamento superficial do uso da terra k no dia t (kg/ha).

A carga do escoamento superficial é dada pela equação 3.63.

$$W_{kt} = w_{kt} [N_{kt} e^{-0.12} + (n_k / 0.12)(1 - e^{-0.12})] \quad (3.63)$$

Onde, w_{kt} é uma função de primeira ordem da lixiviação sugerida por Amy et al. (1974, apud HAITH; MANDEL; WU, 1992) e mostrada na equação 3.64.

$$w_{kt} = 1 - e^{-1.81 * Q_{kt}} \quad (3.64)$$

A equação 3.64 é baseada na suposição de que 1,27 centímetros, meia polegada, do escoamento superficial são suficientes para carrear 90% dos poluentes acumulados.

Desta forma, as cargas mensais do escoamento superficial para nutrientes urbanos são dadas pela equação 3.65.

$$SU_m = \sum_k \sum_{t=1}^{dm} W_{kt} * AR_k \quad (3.65)$$

Fontes de água subterrânea

A carga nutriente mensal proveniente do desaguamento do lençol subterrâneo no curso de água é dada pela equação 3.66.

$$DG_m = 0.1 C_g AT \sum_{t=1}^{dm} G_t \quad (3.66)$$

Onde, DG_m é a carga de nutrientes dissolvidos proveniente dos lençóis subterrâneos no mês m (kg); C_g é a concentração de nutrientes na água subterrânea (mg/l); AT é a área total da bacia (ha) e G_t é a descarga do lençol subterrâneo no curso de água no dia t (cm).

A descarga de água subterrânea é obtida pelo balanço hídrico da bacia hidrográfica. Os balanços diário de água são calculados para zonas saturadas, insaturadas e rasas. A percolação ocorre quando a água da zona insaturada excede a capacidade de armazenamento. A zona saturada rasa é modelada como um reservatório linear da água subterrânea.

Exemplos de aplicações do GWLF

Mocelin, Fernandes e Fill (2003) aplicaram o modelo GWLF na bacia hidrográfica do Rio Barigui, Curitiba, para identificação do potencial de poluição difusa. Os autores avaliam que a principal contribuição do trabalho foi a proposição de uma metodologia quantitativa para avaliação do potencial de poluição difusa, sem preocupação com os principais mecanismos de transporte dos nutrientes no corpo receptor. Elementos como a estimativa de nutrientes, o

impacto nas características de escoamento superficial e sub-superficial foram estimados com base no conhecimento da realidade hidrológica da bacia estudada. Segundo os autores, os resultados apresentados permitem identificar a importância de se estabelecerem mecanismos apropriados de gestão de nutrientes.

Marciniuk et al. (1997) aplicaram o modelo GWLF para a simulação de cenários de ocupação do solo na bacia hidrográfica experimental da Universidade Federal do Paraná procurando expressar a importância dos incrementos de vazão proveniente do escoamento superficial em áreas com ocupação agrícola. Avaliaram que há uma grande quantidade de dados não disponíveis para simulação com o modelo. Dessa forma, realizaram simulações de valores de alguns parâmetros para avaliação do grau de variação dos resultados de poluição difusa.

Howarth et al. (1991) utilizaram o modelo GWLF para avaliação do controle de cargas de carbono e sedimento orgânicos e vazões afluentes ao estuário do rio Hudson, nos Estados Unidos. Os autores concluíram que o referido modelo apresentou-se como uma ferramenta bastante útil para avaliação de cargas de poluição difusa.

A Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) utilizou o modelo GWLF em um estudo no lago Bear em Virginia, Estados Unidos. O modelo foi utilizado na avaliação de diferentes fontes de poluição difusa, respectivas cargas e efeitos no corpo de água. Estimou carga de nutrientes e sedimentos transportados, para os diferentes tipos de uso do solo. Os resultados apresentaram-se próximos da realidade encontrada no lago (USEPA, 1999b).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE CONTROLE DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL E EXTERIOR

Como citado no capítulo anterior, foi realizada uma revisão bibliográfica a respeito de metodologias existentes para controle de lançamento de efluentes no Brasil, Estados Unidos e União Européia. A partir dessa revisão, procedeu-se à análise e à comparação dessas metodologias. Tendo em vista que o presente estudo se relaciona com modelagem e Sistemas de Suporte à Decisão, foram analisados, principalmente, exemplos de métodos e aplicações computacionais.

A análise e a comparação realizadas visaram, especificamente, à obtenção de informações sobre metodologias e critérios que pudessem ser utilizados na análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água.

4.2 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE PROPOSTAS EXISTENTES PARA AVALIAÇÃO DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES

Foram estudadas e comparadas as propostas para metodologias de avaliação da outorga para diluição de efluentes apresentadas no capítulo anterior desta dissertação, com a finalidade de verificar-se como cada equação considera a estimativa da vazão de diluição, a sua variação ao longo do trecho simulado e a pré-existência de lançamento ou captação a jusante e a montante do lançamento simulado.

Foram utilizados, como ferramentas de auxílio, o modelo computacional QUAL2E, para simulação da qualidade da água, e planilhas do Microsoft Office Excel, para os cálculos referentes à vazão de diluição. Adotou-se a DBO como parâmetro para análise e comparação, pois esse é o parâmetro em comum considerado nas propostas apresentadas.

Após as simulações, efetuou-se o cálculo da vazão, em termos de DBO, necessária para diluir a carga lançada, de forma a obedecer ao enquadramento do trecho em análise. Os trechos foram considerados enquadrados na classe 2 da Resolução CONAMA 357/05, cujo limite máximo para a concentração de DBO é 5mg/l.

Foi escolhida para aplicação dessa metodologia a sub-bacia do córrego Sossego, localizada no município de Itarana, norte do Estado do Espírito Santo, distante 125 km da capital Vitória. Essa sub-bacia possui área total de 65 km² e está em sua totalidade na bacia do rio Santa Joana, afluyente da margem direita do rio Doce, em sua porção espírito-santense. O curso principal possui um comprimento de 18 km.

Foram utilizados alguns dados do estudo “Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para subsídio à outorga de uso de água de rios, lagos e reservatórios considerando fontes pontuais e difusas” desenvolvido em 2004 pelo Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos da Universidade Federal do Espírito Santo, no qual foram realizados monitoramentos quantitativos e qualitativos no córrego Sossego. Algumas informações necessárias e não disponíveis foram estimadas para viabilização de simulações realizadas no estudo.

Na discretização do curso de água, necessária para aplicação do modelo QUAL2E, o córrego Sossego foi dividido em 10 trechos. A divisão considerou o limite de 20 sub-trechos permitido para cada trecho pelo modelo, as seções de monitoramento de qualidade e quantidade de água e a localização dos afluentes do córrego Sossego.

Na simulação 1 (figura 4.1), foi considerado um lançamento de efluente localizado no trecho 2 (distante 1,9 km da nascente), com vazão 0,01 m³/s, temperatura 26°C, concentração de OD de 8 mg/l e concentração de DBO de 300 mg/l.

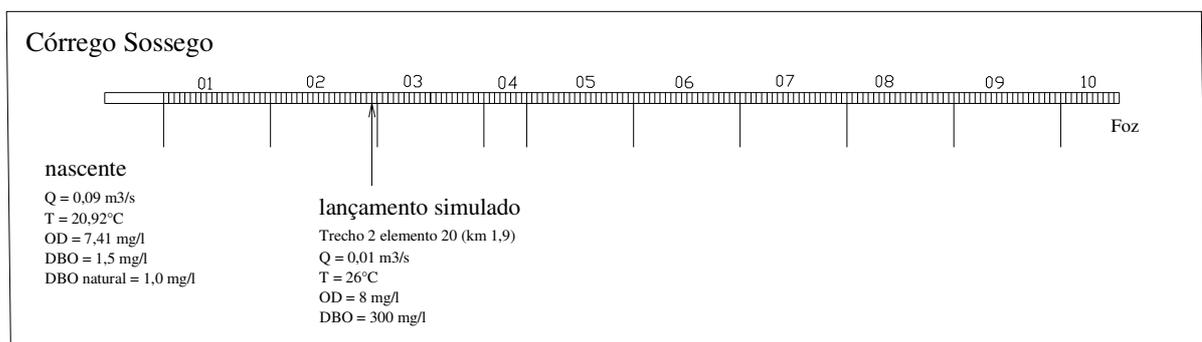


Figura 4.1: Esquema da simulação 1

As simulações de 2 a 5, apresentadas a seguir, contemplam a pré-existência de outro uso da água (captação de água ou lançamento de efluentes), localizado em diferentes posições, com relação ao lançamento referente à simulação 1. Com essas simulações, pretende-se verificar a

disponibilidade hídrica para diluição do citado lançamento, em um curso de água onde já exista um uso da água outorgado previamente.

Na simulação 2, considerou-se um lançamento pré-existente ao simulado, localizado a jusante deste, cujas características são apresentadas na figura 4.2.

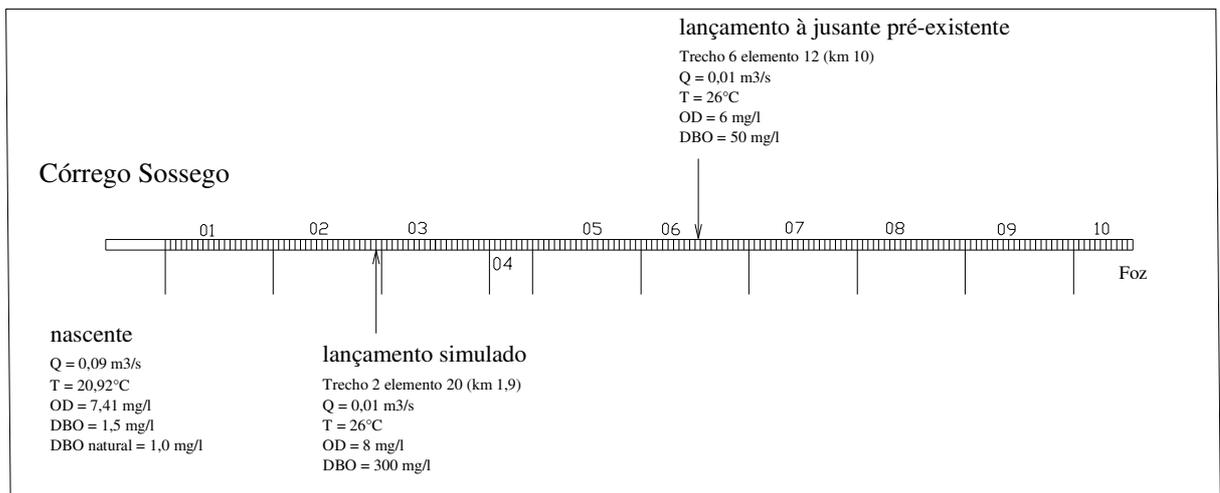


Figura 4.2: Esquema da simulação 2

Na simulação 3 (figura 4.3), foi considerada, adicionalmente ao lançamento existente, uma captação pré-existente de $0,07 \text{ m}^3/\text{s}$, localizada a jusante deste lançamento.

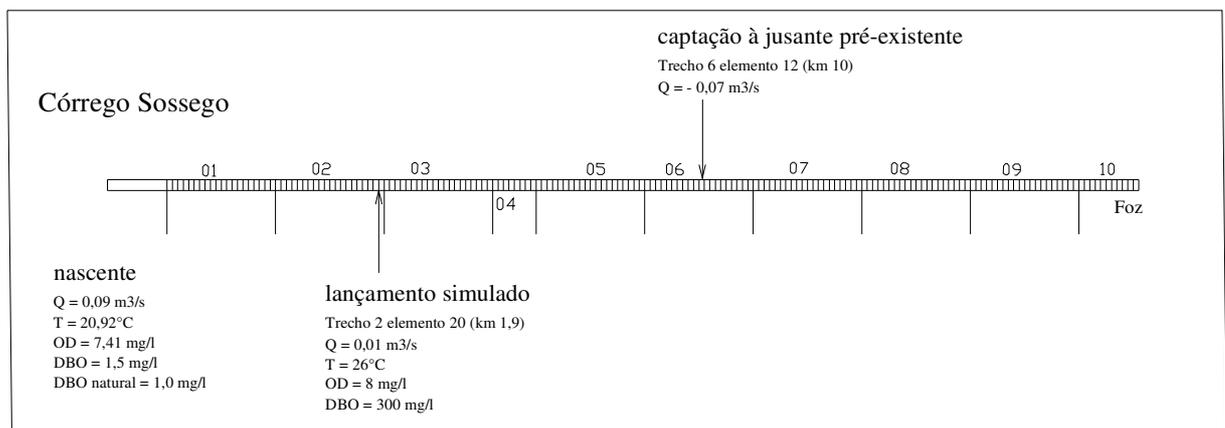


Figura 4.3: Esquema da simulação 3

Na simulação 4 (figura 4.4), foi inserido um lançamento com as mesmas características do referente à simulação 2, localizado a montante do lançamento correspondente à simulação 1.

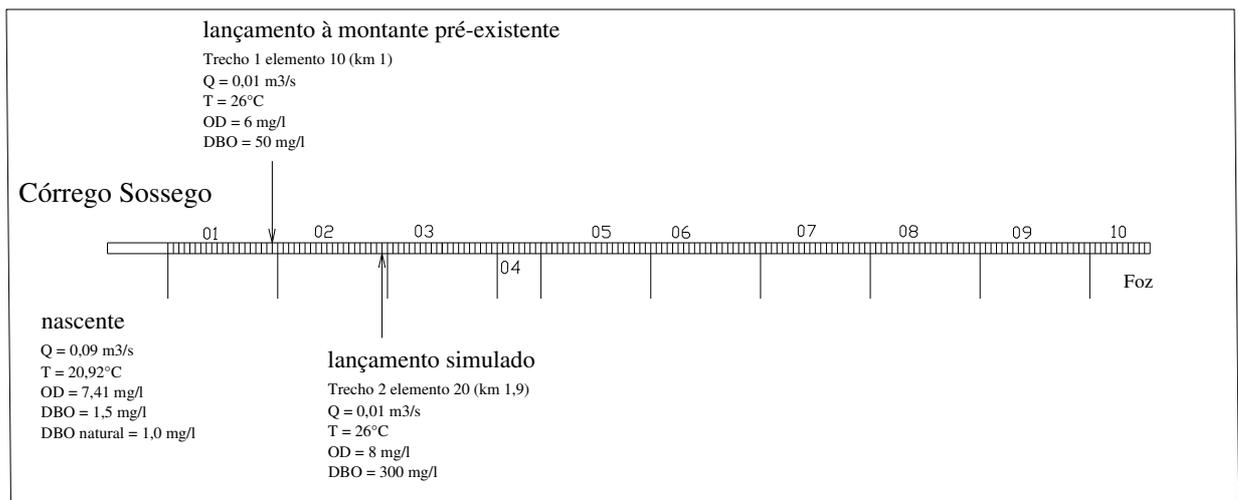


Figura 4.4: Esquema da simulação 4

Na simulação 5 (figura 4.5), foi considerada um captação de $0,07 \text{ m}^3/\text{s}$, da mesma forma que na simulação 3, no entanto localizada a montante do lançamento.

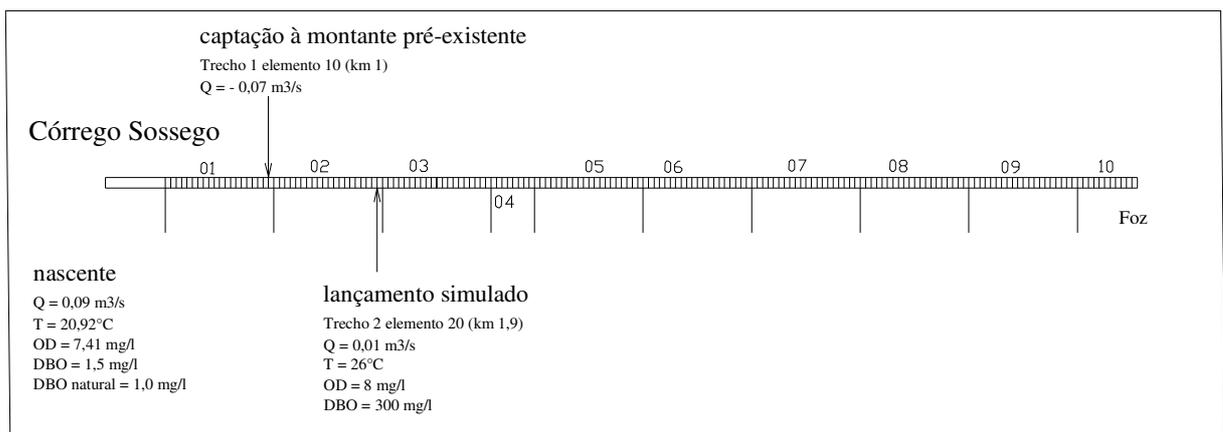


Figura 4.5: Esquema da simulação 5

Para realizar a comparação entre os cenários propostos nas simulações de 1 a 5, utilizou-se uma planilha eletrônica do Microsoft Office Excel elaborada com esse objetivo, tendo como dados de entrada os resultados das simulações realizadas com o modelo QUAL2E e dados necessários para cada equação, apresentadas no item “3.5.2 Propostas existentes para avaliação da outorga para diluição de efluentes”. A partir desse procedimento, foram gerados gráficos demonstrando a variação da vazão de diluição ao longo do trecho longitudinal do rio. As equações utilizadas foram as seguintes:

- Equação 3.1, proposta por Kelman (1997), com decaimento proposto por Streeter e Phelps (equação 3.5).

$$Q_{dilu} = \beta_k \cdot \left[Qe \cdot \frac{(C_e - C_{max})}{(C_{max} - C_{nat})} \right] \quad (3.1)$$

- Equação 3.13, proposta por MMA (2000):

$$Q_{indisp}_x = \frac{(Qe + Q_{dilu}_{x0}) \cdot C_{max_{x0}} \cdot e^{-K_1 t}}{C_{max_x}} \quad (3.13)$$

- Equação 3.11, proposta por Rodrigues (2000):

$$Q_{dilu}_x = \frac{[C_{depois_x} - C_{antes_x}]}{C_{max_x}} \cdot [Q_{r_x} + Qe] \quad (3.11)$$

- Equação 3.13 para a lei 9.433/97, proposta por Rodrigues (2000), com decaimento proposto por Streeter e Phelps (equação 3.5):

$$Q_{dilu} = Ce \cdot \frac{Qe}{C_{max}} \quad (3.13)$$

- Equação 3.15, proposta por Hora (2001), com decaimento proposto por Streeter e Phelps (equação 3.5):

$$Q_{dilu} = \beta_k \cdot \frac{Ce \cdot Qe}{(C_{max} - C_r)} \quad (3.15)$$

4.3 METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES

Na metodologia proposta, cada lançamento será analisado quanto à outorga para diluição no rio e no lago ou reservatório a jusante, sendo que o pleito será avaliado considerando parâmetros diferentes para cada corpo de água, devido às características de cada ambiente (lóticos para rios e lânticos para lagos e reservatórios).

Os modelos QUAL2E e GWLF foram utilizados em conjunto permitindo que os resultados do GWLF fossem utilizados como dados de entrada do QUAL2E para posterior simulação da qualidade de água no rio. A utilização integrada desses modelos permite a avaliação da contribuição nos corpos de água, considerando as fontes pontuais e difusas.

Com a simulação da qualidade da água pelo QUAL2E, obtém-se a concentração resultante no rio dos parâmetros simulados, após diluição e autodepuração. Com esses resultados, realiza-se a avaliação da outorga para diluição em rios e lagos ou reservatórios, com auxílio de planilhas eletrônicas no Microsoft Office Excel, automatizadas para esse fim.

Procede-se a verificações quanto à disponibilidade hídrica no rio e no lago ou reservatório a jusante do rio em questão. Comparam-se as vazões, no caso de rios, e os volumes, no caso de lagos e reservatórios, indisponibilizados para a diluição com as vazões e os volumes disponíveis no corpo de água.

Caso não haja disponibilidade hídrica no rio e/ou no lago ou reservatório, analisam-se as possíveis opções de controle da poluição para que a vazão e/ou o volume indisponibilizados não sejam superiores aos valores disponíveis.

As figuras de 4.6 a 4.8 apresentam, de forma geral, os fluxogramas relativos à metodologia proposta e que correspondem, respectivamente, ao processo para análise da outorga para diluição comum para rios e lagos ou reservatórios (figura 4.6), parte referente apenas à rios (figura 4.7) e parte específica para lagos ou reservatórios (figura 4.8). São expostos nos fluxogramas os usos dos modelos QUAL2E, GWLF e de planilhas eletrônicas do Microsoft Office Excel.

Para alcance do objetivo de desenvolvimento de uma metodologia para utilização de modelos computacionais na análise da outorga para diluição de efluentes em corpos de água, considerando fontes pontuais e difusas, foram cumpridas as etapas descritas a seguir.

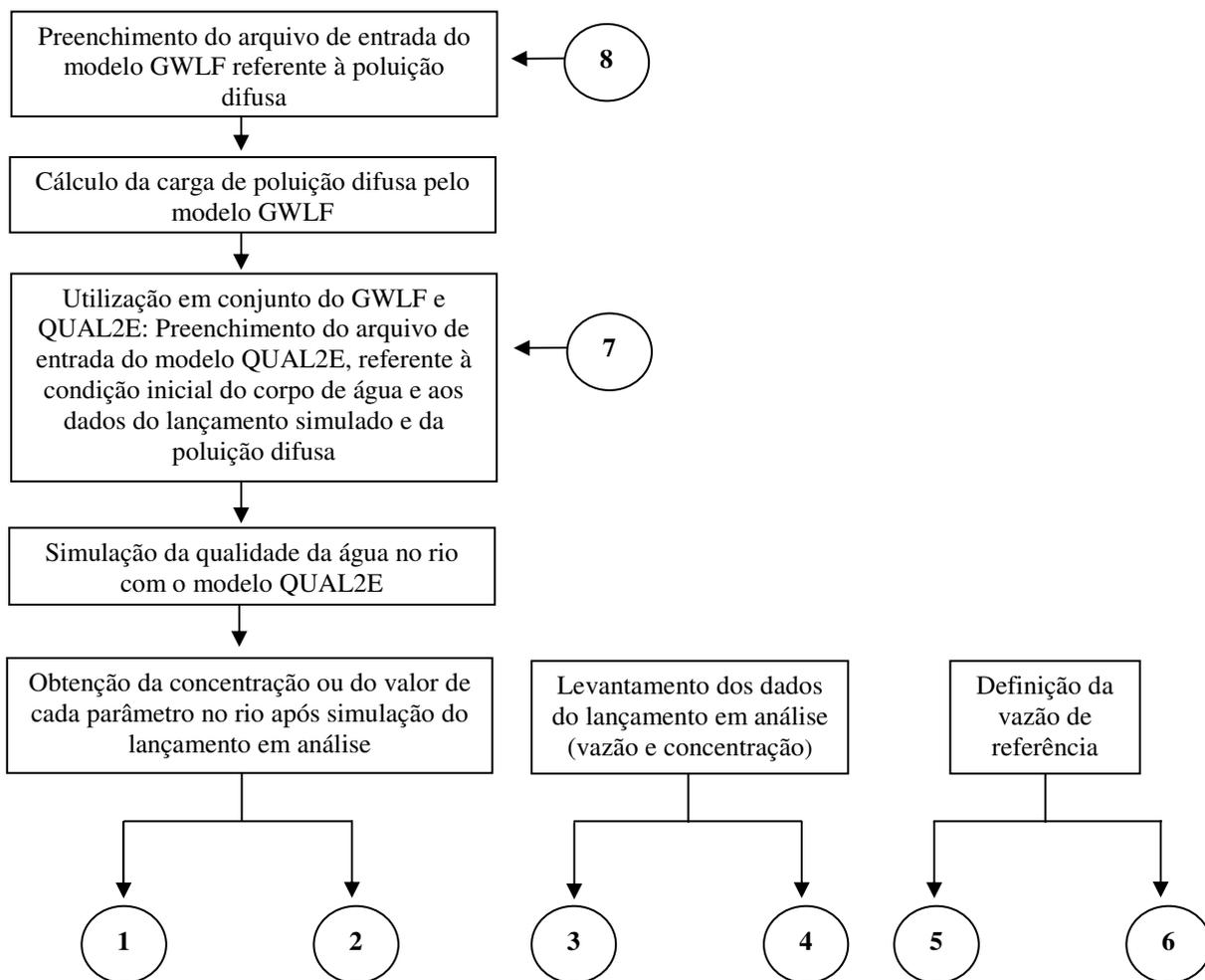


Figura 4.6: Fluxograma da metodologia proposta para outorga para diluição em rios e lagos/reservatórios

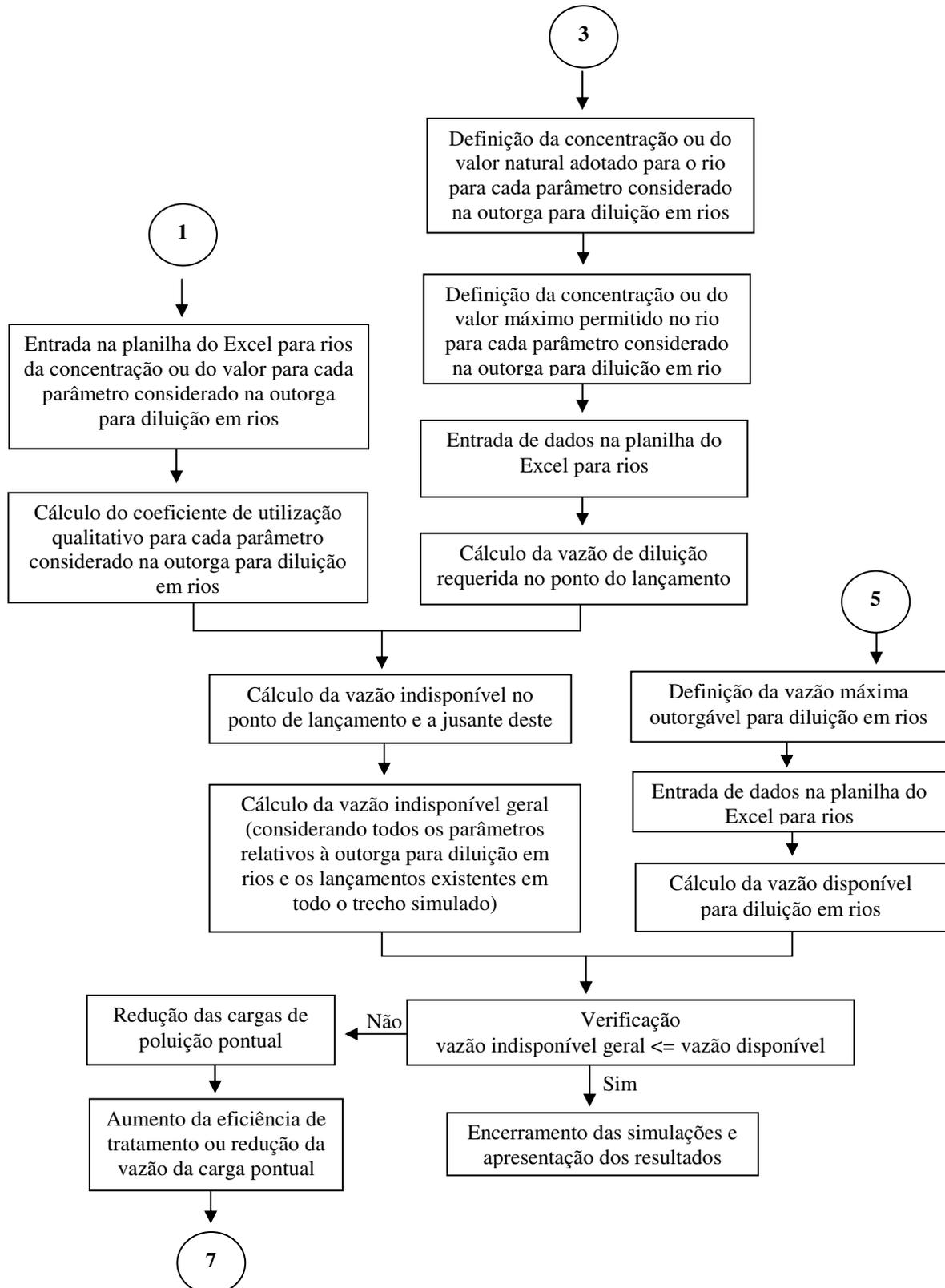


Figura 4.7: Fluxograma da metodologia proposta para outorga para diluição em rios

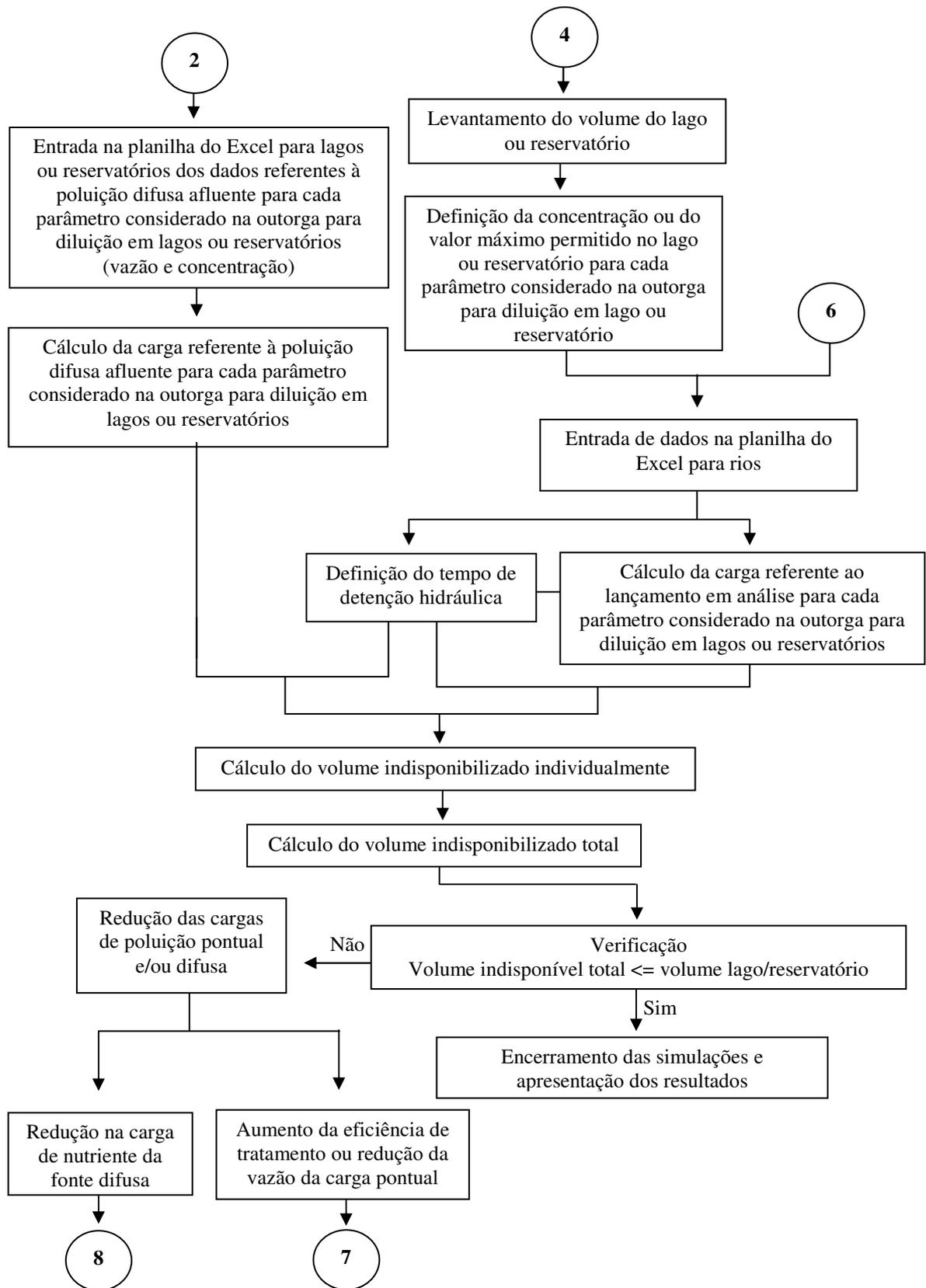


Figura 4.8: Fluxograma da metodologia proposta para outorga para diluição em lagos/reservatórios

4.3.1 Utilização em conjunto dos modelos GWLF e QUAL2E

Para a utilização em conjunto, os modelos QUAL2E e GWLF foram estudados, sendo identificados parâmetros em comum. Levantaram-se os parâmetros de saída do GWLF e de entrada do QUAL2E, avaliando-se as correlações e interações entre eles. Para a interface entre os modelos, foram feitas as devidas conversões de unidades.

A utilização em conjunto dos modelos QUAL2E e GWLF foi objeto do estudo financiado pela FINEP/CTHIDRO denominado “Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para subsídio à outorga de uso de água de rios, lagos e reservatórios considerando fontes pontuais e difusas” desenvolvido pela equipe de pesquisadores do Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH/UFES), na qual a autora da presente dissertação participou como bolsista de iniciação tecnológica e científica.

Definiu-se que cada trecho do QUAL2E corresponde a uma bacia hidrográfica ou setor do GWLF. Cada setor é simulado de forma independente por esse modelo e as cargas resultantes são consideradas distribuídas no trecho equivalente, por meio de vazões incrementais previstas como entrada do QUAL2E.

Dentre os valores estimados pelo GWLF, utilizados como dados de entrada do QUAL2E têm-se a vazão (somatório dos escoamentos superficial e subterrâneo) e cargas dissolvidas e totais de fósforo, sendo necessária as conversões de unidades.

O GWLF apresenta como resultado o fósforo total e dissolvido, e o QUAL2E considera como dados de entrada o fósforo orgânico e o dissolvido. O fósforo orgânico foi considerado equivalente à subtração entre fósforo total e o dissolvido.

A vazão considerada na entrada do modelo QUAL2E (*streamflow*) corresponde à soma das parcelas do escoamento superficial (*runoff*) e da contribuição subterrânea (*ground water flow*).

No modelo GWLF, as unidades do parâmetro fósforo são expressas em carga total mensal e no QUAL2E, em concentração. Nesse sentido, foram feitas conversões entre essas unidades, como mostrado na equação 4.1. A equação 4.2 apresenta a conversão entre as unidades de vazão do GWLF para o QUAL2E.

$$\text{concentração (mg/l)} = \text{concentração (g/m}^3\text{)} = \frac{\text{carga (ton/mês)} \cdot (10^6 \text{ g/ton})}{(86400 \text{ s/mês}) \cdot \text{vazão (m}^3\text{/s)}} \quad (4.1)$$

$$\text{vazão (m}^3\text{/s)} = \frac{\text{vazão (cm/mês)} \cdot (0,01 \text{ m/cm}) \cdot \text{área da bacia (ha)} \cdot (10^4 \text{ m}^2\text{/ha})}{(86400 \text{ s/mês})} \quad (4.2)$$

4.3.2 Parâmetros considerados na análise da outorga para diluição de efluentes

Foram considerados na avaliação da outorga para diluição em rios os parâmetros DBO e temperatura e, em lagos e reservatórios, fósforo total, sendo que todos esses parâmetros podem ser simulados pelo QUAL2E. Conforme citado na revisão bibliográfica (PORTO, 2002 apud NEVES, 2005), a escolha desses parâmetros considerou que na avaliação da outorga para diluição devem ser analisados os principais poluentes em termos de contribuição para poluição da bacia, uma vez que, se for reservada uma determinada vazão no corpo receptor para diluição desses parâmetros, os demais parâmetros não avaliados em termos de outorga serão conseqüentemente diluídos. Levou-se em consideração também o fato de que estes parâmetros são utilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) para análise da outorga para diluição de efluentes.

A DBO é indicativa de poluição de origem predominantemente orgânica, como despejos domésticos e diversos tipos de efluentes industriais existentes em abundância nas bacias hidrográficas (VON SPERLING, 1996; DERISIO, 1992; JOHANSSON ET AL., 2003). A temperatura é representativa de grande parte dos efluentes industriais, inclusive dos não representados pela DBO por ter origem diversa da orgânica (VON SPERLING, 1996). O fósforo total é encontrado nos fertilizantes agrícolas, sendo carregado de forma difusa aos corpos de água, podendo acarretar eutrofização, principalmente em lagos e reservatórios. O nitrogênio também é responsável pela aceleração do processo de eutrofização. No entanto, o fósforo é, normalmente, o nutriente limitante (VON SPERLING, 1996; ESTEVES, 1998; CHAPMAN; KIMSTACH, 1992).

4.3.3 Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em rios

Determinação da vazão indisponibilizada

Vazão de diluição

Para avaliação da outorga para diluição, foi adotada a equação para vazão de diluição proposta por Kelman (1997) e utilizada por MMA (2000) e IEMA (2006), considerando os

parâmetros DBO e temperatura. A justificativa da escolha se dá, pois, essa equação permite a avaliação do pleito considerando somente o usuário em questão, independente dos demais lançamentos, outorgados ou não (MMA, 2000).

A equação 3.3 adotada para definição da vazão de diluição baseia-se na equação 3.2 de balanço de massa.

$$\underbrace{C_e \cdot Q_e}_{\text{carga lançada}} + \underbrace{C_r \cdot Q_r}_{\text{carga existente no corpo receptor}} = \underbrace{C_m \cdot (Q_e + Q_r)}_{\text{carga no rio após mistura com o efluente}} \quad (3.2)$$

$$Q_{\text{dilui}} = Q_e \cdot \frac{(C_e - C_{\text{max}})}{(C_{\text{max}} - C_{\text{nat}})} \quad (3.3)$$

Para obtenção da equação da vazão de diluição, a partir da equação de balanço de massa, as seguintes observações são ressaltadas:

- Considera-se que o corpo de água possui uma carga natural de determinado poluente. Dessa forma, a concentração do corpo receptor (C_r) corresponde à concentração natural (C_{nat});

Com essa consideração, a concentração “disponível para consumo” é menor, porém, mais próxima da realidade, do que se não fosse contemplada a existência de uma concentração natural existente no sistema. Outro aspecto é que, se fosse considerada a concentração atual no corpo receptor e não a natural, as outorgas ficariam condicionadas a todos os usuários, outorgados ou não, não sendo avaliada a contribuição individual.

- A concentração da mistura (C_m) é equivalente à concentração máxima permitida para o corpo de água (C_{max});
- A vazão do corpo receptor (Q_r) é correspondente à parcela de vazão desse corpo receptor, necessária para diluir (Q_{dilui}) uma concentração de determinado parâmetro existente no efluente lançado.

Vazão indisponibilizada para cada usuário no ponto do lançamento

Observando a equação 3.2, percebe-se que a carga resultante no corpo receptor após a mistura é dada pela multiplicação entre a concentração da mistura e o somatório das vazões de lançamento e do corpo receptor. Partindo da premissa de que a concentração da mistura deve respeitar a concentração máxima permitida, esse somatório de vazões é o valor necessário para diluir o efluente de modo que o corpo de água permaneça com a concentração equivalente ao enquadramento. Ou seja, para respeitar a concentração máxima permitida no

corpo receptor, o usuário ao lançar um efluente, indisponibiliza para outros lançamentos deste parâmetro uma vazão correspondente à soma da vazão de diluição (parcela do corpo de água necessária para diluir o efluente) com a vazão do seu próprio lançamento, como mostra a equação 3.4.

$$Q_{indisp} = Q_{dilui} + Q_e \quad (3.4)$$

Entende-se que a vazão lançada passa a fazer parte do corpo de água, sendo utilizada para diluir o próprio lançamento, juntamente com a vazão de diluição, devendo ser indisponibilizada para diluição correspondente ao mesmo parâmetro, proveniente de outros lançamentos a jusante, estando, no entanto, disponível para diluição relativa a outros parâmetros, como também para captação.

Variação da vazão indisponibilizada para cada usuário ao longo do trecho simulado

A vazão indisponível não é fixa ao longo dos trechos a jusante do lançamento, sendo seu decaimento acarretado por processos de autodepuração. Para variação da vazão indisponibilizada, consideram-se fatores da modelagem computacional com o QUAL2E para cada tipo de parâmetro (conservativo ou não conservativo) e variações dos valores das concentrações máximas permitidas do parâmetro nos trechos a jusante do lançamento.

A equação 4.3 representa a vazão indisponível ao longo dos trechos a jusante do lançamento, considerando os fatores que a influenciam. Os termos da equação 4.3 são apresentados nas equações de 4.4 a 4.7.

$$Q_{indisp}_x = \beta_{k,x} \cdot \lambda_x \cdot Q_{indisp}_{x0} \quad (4.3)$$

Onde, Q_{indisp}_x é a vazão que se torna indisponível para outras diluições do mesmo parâmetro nos trechos x a jusante do lançamento (m^3/s); Q_{indisp}_{x0} é a vazão que se torna indisponível para outras diluições do mesmo parâmetro no trecho x_0 do lançamento (m^3/s); $\beta_{k,x}$ é o coeficiente de utilização da vazão qualitativa para determinado parâmetro k, no trecho x a jusante do lançamento e λ_x é o coeficiente de alteração da concentração máxima permitida, no trecho x a jusante do lançamento.

$$Q_{indisp}_{x0} = Q_{e_{x0}} + Q_{dilui}_{x0} \quad (4.4)$$

$$Q_{dilui_{x0}} = Q_{e_{x0}} \cdot \frac{(C_{e_{x0}} - C_{max_{x0}})}{(C_{max_{x0}} - C_{nat})} \quad (4.5)$$

$$\beta_{k,x} = \frac{Capós_x - Cantes_x}{Capós_{x0} - Cantes_{x0}} \quad (4.6)$$

$$\lambda_x = \frac{C_{max_x}}{C_{max_{x0}}} \quad (4.7)$$

Os valores para o cálculo do coeficiente de utilização da vazão qualitativa para determinado parâmetro k (β_k) é obtido por meio das simulações realizadas com o modelo computacional QUAL2E. A subtração entre as concentrações após o lançamento e antes deste, diluído na vazão do lançamento (equação 4.6), permite avaliar o incremento de poluição de forma independente para cada usuário, sem a influência de outros, outorgados ou não. Dessa forma, avalia-se a contribuição individual de cada lançamento, conforme proposto por Rodrigues (2000).

Vazão indisponível geral

Conforme apresentado no item anterior, a vazão indisponibilizada é calculada individualmente para cada lançamento e cada parâmetro. Nesse caso, o resultado em conjunto de diversos lançamentos é verificado pela vazão indisponível geral, considerando todos os lançamentos e parâmetros utilizados na análise de outorga, como descrito a seguir:

- Para cada parâmetro e lançamento, calcula-se a vazão indisponível e sua variação ao longo dos trechos simulados;
- Para cada lançamento, considera-se o maior valor da vazão indisponível, considerando todos os parâmetros avaliados;
- Faz-se, então, a soma desses valores para todos os lançamentos outorgados, incluindo o em análise. O valor resultante é a vazão indisponível geral.

A equação 4.8 apresenta o cálculo para a vazão indisponibilizada geral nos trechos x a jusante do lançamento.

$$Q_{indisp\ geral_x} = \sum_{ud=0}^z \max_{ud} (Q_{indisp_x DBO}; Q_{indisp_x T}) \quad (4.8)$$

Onde, $Q_{indisp\ geral_x}$ é a vazão indisponível geral na bacia, considerando todos os usuários e parâmetros utilizados na análise da outorga para diluição (m^3/s); $Q_{indisp_x DBO}$ é a vazão que

se torna indisponível para outras diluições do parâmetro DBO nos trechos x a jusante do lançamento (m^3/s); $Q_{indisp_x T}$ é a vazão que se torna indisponível para outras diluições do parâmetro temperatura nos trechos x a jusante do lançamento (m^3/s); ud são os usuários de outorga para diluição; Z é o número total de usuários de outorga para diluição.

Determinação da vazão disponível para diluição

A vazão disponível para diluição em cada trecho é definida pelo somatório da vazão máxima outorgável para diluição com as vazões de todos os lançamentos a montante, incluindo a do trecho em análise, como mostra a equação 4.9.

$$Q_{disp_x} = Q_{max\ dilui} + \sum_{ud=0}^Z Qe_{ud} \quad (4.9)$$

Para determinação da vazão máxima outorgável para diluição adotaram-se duas metodologias distintas: uma considera a outorga para diluição independente da outorga para captação, e a outra as considera de forma integrada.

Outorga para diluição independente da outorga para captação

Na análise integrada das outorgas para diluição e captação, reserva-se uma vazão máxima outorgável para captação, considerando que esta será totalmente retirada do corpo receptor.

A vazão máxima outorgável para diluição em um determinado ponto, mostrada na equação 4.10, é a subtração entre a vazão de referência naquele ponto e a vazão máxima outorgável para captação, definida previamente. Dessa forma, a vazão disponível para diluição (equação 4.9) em cada trecho, será obtida pela equação 4.11.

$$Q_{max\ dilui} = Q_{ref} - Q_{max\ capta} \quad (4.10)$$

$$Q_{disp_x} = (Q_{ref} - Q_{max\ capta}) + \sum_{ud=0}^Z Qe_{ud} \quad (4.11)$$

Outorga para diluição integrada à outorga para captação

Na análise integrada, a vazão máxima outorgável para diluição é a diferença entre a vazão de referência e a vazão outorgada para captação, não considerando que toda vazão disponível para captação será retirada do corpo de água, mas somente o valor efetivamente outorgado,

como mostra a equação 4.12. Dessa forma, a vazão disponível para diluição (equação 4.11) em cada trecho poderá ser calculada pela equação 4.13.

$$Q_{\max \text{ dilui}} = Q_{\text{ref}} - \sum_{uc=0}^y Q_{\text{capta}_{uc}} \quad (4.12)$$

$$Q_{\text{disp}_x} = \left(Q_{\text{ref}} - \sum_{uc=0}^y Q_{\text{capta}_{uc}} \right) + \sum_{ud=0}^z Q_{e_{ud}} \quad (4.13)$$

A vazão máxima outorgável para captação continua tendo o mesmo valor correspondente à metodologia apresentada no item anterior. A diferença é que se considera apenas a parcela efetivamente outorgada, resultando em uma parcela maior de água para diluição, sendo a pior situação equivalente à metodologia anterior, quando toda vazão disponível para captação for outorgada.

Análise da disponibilidade hídrica para captação

Na metodologia que considera a outorga para diluição integrada à outorga para captação, além do balanço hídrico para análise da outorga para diluição, é realizado o balanço para análise da outorga quantitativa.

Considera-se que deve permanecer no corpo de água uma vazão mínima dada pela equação 4.14.

$$Q_{\min} = Q_{\text{ref}} - Q_{\max \text{ capta}} \quad (4.14)$$

Para verificação do pleito quanto à outorga para captação, a vazão residual pode ser calculada por meio da equação 4.15.

$$Q_{\text{residual}} = Q_{\text{ref}} - \sum_{uc=0}^y Q_{\text{capta}_{uc}} \quad (4.15)$$

Nota-se que na vazão residual em termos de quantidade, as vazões de lançamento não são consideradas como disponíveis para captações, pois esses lançamentos poderão ser interrompidos aleatoriamente, comprometendo as outorgas para captação.

Para que a vazão de captação pleiteada seja outorgada, a vazão residual deve ser no mínimo igual à vazão mínima.

Análise da disponibilidade hídrica para diluição

A determinação da vazão indisponível e o cálculo da sua variação ao longo do curso de água, devido ao processo de autodepuração, são feitos individualmente para cada lançamento e parâmetro, sendo avaliados de forma independente os impactos no corpo receptor.

No ponto do lançamento, verifica-se se a vazão indisponibilizada é menor ou igual à vazão disponível, ou seja, se a vazão remanescente, dada pela subtração das vazões disponível e indisponível é maior que zero (equação 4.16).

$$Q_{reman_x} = Q_{disp_x} - Q_{indisp_x} \geq 0 \quad (4.16)$$

Determinação da vazão utilizada para simulação com o modelo QUAL2E

Para as simulações de qualidade da água, considera-se a condição mais crítica do corpo de receptor, normalmente representada pela vazão de referência. Para cada metodologia de cálculo da vazão disponível, haverá um valor de vazão para corpo receptor considerado na entrada de dados do modelo QUAL2E.

Outorga para diluição independente da outorga para captação

$$Q_{simulação} = Q_{ref} - Q_{max\ capta} \quad (4.17)$$

Outorga para diluição integrada à outorga para captação

$$Q_{simulação} = Q_{ref} \quad (4.18)$$

Visualização esquemática da análise da outorga para diluição de efluentes

A figura 4.9 representa uma seção transversal de um rio, considerando que a sua vazão é correspondente à vazão máxima outorgável para diluição. Considera-se que, para determinado parâmetro, essa vazão está com a concentração natural do rio.

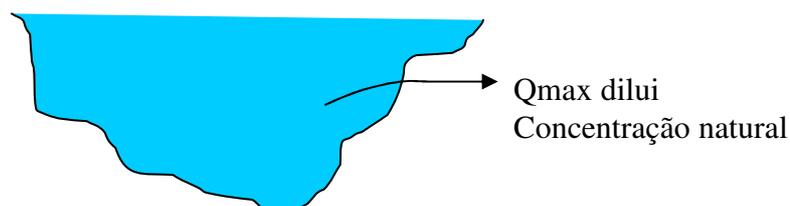


Figura 4.9: Seção transversal com a vazão máxima outorgável para diluição de efluentes

Após um lançamento, a vazão disponível para diluição para o lançamento em análise será o somatório da vazão máxima outorgável para diluição e a vazão do referido lançamento. A figura 4.10 mostra esquematicamente esta vazão.



Figura 4.10: Seção transversal com a vazão disponível para diluição de efluentes

Ao outorgar-se uma determinada vazão para diluição de efluente (representada na figura 4.11 pela círculo), tem-se que a vazão indisponibilizada (somatório da vazão de diluição e a vazão do próprio lançamento) estará com a concentração máxima permitida para o corpo receptor e o restante da vazão disponível (vazão remanescente) permanecerá com a concentração natural do rio.

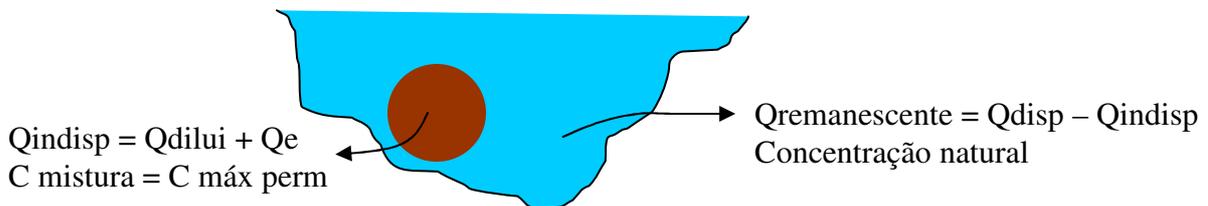


Figura 4.11: Seção transversal com as vazões indisponível (círculo) e remanescente

Desta forma, pode-se indisponibilizar valores de vazões para diluição até que o somatório destes “consuma” toda vazão remanescente. A figura 4.12 esquematiza diversos valores de vazão indisponível (círculos), todos com a concentração máxima permitida para o corpo receptor e a vazão remanescente reduzida, em relação à figura 4.12.

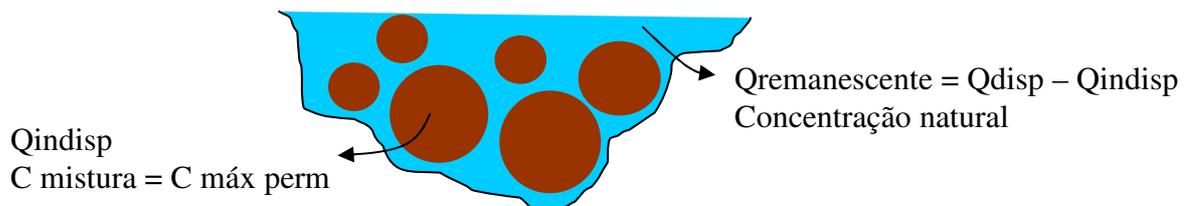


Figura 4.12: Seção transversal com as vazões indisponíveis (círculos) e remanescente

Conforme foi citado no item “Determinação da vazão indisponibilizada para diluição do lançamento”, considera-se que no corpo de água existe uma carga de poluente natural do ambiente. Cabe ressaltar que, conforme foi ilustrado nas figuras 4.9 a 4.12, essa consideração é feita para todos os lançamentos e não apenas para o primeiro.

Longitudinalmente, ou seja, ao longo do rio, as vazões indisponíveis vão diminuindo, devido ao processo de autodepuração, desta forma, ilustrativamente pode-se imaginar que na seção transversal o diâmetro do círculo vai reduzindo ao longo da seção longitudinal, tornando cada vez mais vazões disponíveis para outras diluições. A figura 4.13 representa longitudinalmente essa redução no valor da vazão indisponível.

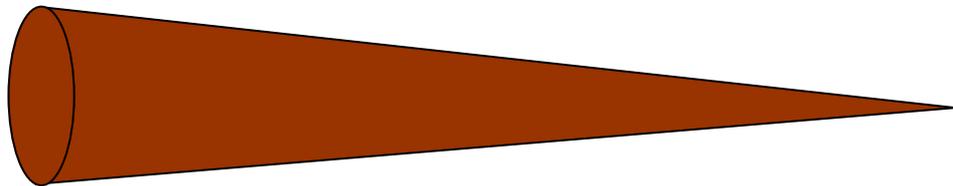


Figura 4.13: Decaimento da vazão indisponível ao longo do perfil longitudinal do rio

4.3.4 Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em lagos e reservatórios

Estimativa da carga máxima admissível de fósforo no corpo de água

A carga máxima admissível considerada é obtida por meio da equação 3.23 de estimativa da concentração de fósforo, definida por Vollenweider (1976), considerando o coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (K_s) da equação 3.19 obtido por Salas e Martino (1991), para lagos tropicais (equação 3.5). Dessa forma, a equação da carga máxima admissível utilizada é dada pela equação 3.24.

$$L = \frac{P.V. \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)}{10^3} \quad (3.24)$$

Tempo de residência

O tempo de residência é calculado pela equação 3.18, definida por Nogueira (1991).

$$t = \frac{V}{Q_{aflu}} \quad (3.18)$$

A vazão afluyente ao lago ou reservatório é a soma da vazão máxima outorgável para diluição no rio com as vazões de lançamento outorgadas a montante, incluindo o lançamento em análise, conforme equação 4.19.

$$Q_{aflu} = Q_{\max\ dilui} + \sum_{ud=0}^z Qe_{ud} \quad (4.19)$$

Cabe ressaltar que o fósforo total lançado no rio e considerado na análise de outorga em lagos e reservatório não decai com a autodepuração, pois o modelo QUAL2E considera o decaimento de fósforo orgânico para fósforo dissolvido, mantendo a soma entre esses, ou seja, o fósforo total, constante.

Para a vazão máxima disponível para diluição, são válidas as equações 4.10 e 4.12 apresentadas no item “4.3.3 Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em rios”. Dessa forma, a vazão afluyente ao lago ou reservatório (Q_{aflu}) e o tempo de residência podem ser obtidos conforme as duas metodologias adotadas.

Outorga para diluição independente da outorga para captação

A vazão afluyente ao lago ou reservatório, mostrada na equação 4.19, será dada pela equação 4.20 e o tempo de residência, pela equação 4.21.

$$Q_{aflu} = (Q_{ref} - Q_{\max\ capta}) + \sum_{ud=0}^z Qe_{ud} \quad (4.20)$$

$$t = \frac{V}{(Q_{ref} - Q_{\max\ capta}) + \sum_{ud=0}^z Qe_{ud}} \quad (4.21)$$

Outorga para diluição integrada à outorga para captação

A vazão afluyente ao lago ou reservatório, mostrada na equação 4.19, será dada pela equação 4.22 e o tempo de residência, pela equação 4.23.

$$Q_{aflu} = \left(Q_{ref} - \sum_{uc=0}^y Q_{capta_{uc}} \right) + \sum_{ud=0}^z Qe_{ud} \quad (4.22)$$

$$t = \frac{V}{\left(Q_{ref} - \sum_{uc=0}^y Q_{capta_{uc}} \right) + \sum_{ud=0}^z Qe_{ud}} \quad (4.23)$$

Volume indisponibilizado para cada lançamento

De forma análoga à metodologia proposta para rios, onde o lançamento do usuário indisponibiliza uma vazão do curso de água, para lagos e reservatórios cada lançamento indisponibiliza um volume do corpo de água para diluir seu lançamento.

Esse volume é calculado pela equação 3.24 isolando a variável V e ajustando os termos da equação para os valores necessários, como apresentado na equação 4.24.

$$V_{indisp} = \frac{L \cdot 10^3}{P \cdot \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)} \quad (4.24)$$

Na equação 3.24, calcula-se a carga máxima admissível de fósforo, considerando que todo volume do lago ou reservatório será utilizado para diluir os lançamentos analisados. Para a estimativa do volume indisponibilizado por um determinado lançamento, pela equação 4.24, considera-se apenas a carga lançada em questão e verifica-se quanto do volume total é requerido para promover a diluição.

Esse volume indisponibilizado foi considerado constante ao longo do espaço e do tempo, não sendo apresentada variação ao longo do eixo longitudinal, como ocorre para a vazão indisponibilizada nos caso de rios. Também não foi avaliada a redução do volume indisponibilizado devido à sedimentação do fósforo. Para essas considerações, faz-se necessária a utilização de um modelo matemático de simulação de corpo de água com características de lagos e reservatórios, não sendo escopo do presente trabalho.

Volume indisponível total

Conforme apresentado no item anterior, o volume indisponibilizado é calculado individualmente para cada lançamento. Nesse caso, a interferência de vários usuários em um mesmo corpo de água é verificada por meio do volume indisponível total, ou seja, considerando todos os usuários. Esse volume indisponível total é a soma de todos os volumes indisponibilizados individualmente para cada lançamento, como mostrado pela equação 4.25.

$$V_{indisp \text{ total}} = \sum_{ud=0}^z V_{indisp}_{ud} \quad (4.25)$$

Consideração da poluição difusa

A carga de poluição difusa estimada pelo modelo GWLF foi inserida no modelo QUAL2E para cálculo da carga resultante de fósforo total afluente ao lago ou reservatório.

Como mostrado no item “3.6 Controle do lançamento de efluentes no exterior”, uma prática comumente adotada é a verificação das contribuições referentes às poluições pontuais e difusas para diagnosticar o problema, promovendo, no entanto, apenas o controle das fontes pontuais, devido à complexidade existente no controle de fontes difusas. No presente trabalho, adotou-se metodologia similar às executadas no exterior, ou seja, serão estimadas as contribuições provenientes de fontes pontuais e difusas, sendo as primeiras sujeitas à controle e outorga, enquanto as últimas não sofrerão nenhum controle, sendo consideradas como fontes pré-existentes no corpo de água em análise.

Verificação feita para avaliação da outorga para diluição

Verifica-se se o volume indisponibilizado total, considerando todos os lançamentos e a poluição difusa da bacia é menor ou igual ao volume disponível, correspondente ao volume do lago ou reservatório.

4.4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES EM CORPOS DE ÁGUA NA BACIA-PILOTO

4.4.1 Bacia-piloto para aplicação da metodologia proposta

A metodologia proposta no item “4.3 Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes” foi aplicada, para fins de exemplificação, em uma sub-bacia do rio Santa Maria da Vitória, um dos principais mananciais de abastecimento de água da Grande Vitória, no Estado do Espírito Santo. O objetivo desta aplicação é mostrar a metodologia desenvolvida e não realizar a caracterização da bacia. Neste sentido, esperam-se apenas resultados teóricos desta aplicação e não necessariamente representativos da realidade desta bacia hidrográfica.

O estudo intitulado “Diagnóstico e Plano Diretor das bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu” (HABTEC, 1997), coordenado pelo Consórcio Intermunicipal de Recuperação das

Bacias Rios Santa Maria da Vitória e Jucu, apresenta uma descrição detalhada dessa bacia. Nessa mesma região, Zamprogno (1999) realizou um estudo sobre implantação de reservatórios e regularização de vazão. Nesse estudo, foi realizado um levantamento detalhado das características do solo, seu uso e ocupação. As informações levantadas nesses estudos foram os principais subsídios para os dados utilizados no presente trabalho.

A bacia do rio Santa Maria da Vitória possui uma área de drenagem com aproximadamente 1.660 km², com altitudes variando entre 0 e 1.300 metros. Seu perímetro é de 291 km. Limita-se a leste com a baía de Vitória, ao norte e a oeste com as bacias dos rios Reis Magos e Doce e ao sul com as bacias dos rios Jucu, Bubu e Formate-Marinho (HABTEC, 1997).

Conforme considerado por HABTEC (1997), adotou-se a localização da nascente principal desse rio no córrego Santa Maria situado próximo ao povoado de Alto de Santa Maria, no município de Santa Maria de Jetibá.

Segundo o Consórcio Santa Maria - Jucu (CSMJ, 1995 apud HABTEC, 1997) o rio Santa Maria é convencionalmente dividido da seguinte forma:

- Alto Santa Maria da Vitória: da nascente até a Represa de Rio Bonito;
- Médio Santa Maria da Vitória: da Represa de Rio Bonito até a cidade de Santa Leopoldina;
- Baixo Santa Maria da Vitória: da cidade de Santa Leopoldina até a foz, na Baía de Vitória.

A sub-bacia onde foi aplicada a metodologia proposta corresponde ao Alto Santa Maria da Vitória, trecho da bacia do rio Santa Maria da Vitória compreendido entre a nascente do rio Santa Maria e a Represa de Rio Bonito. Essa sub-bacia apresenta uma área de aproximadamente 616 km² e 42 km de extensão. A figura 4.14 mostra a localização da bacia do rio Santa Maria da Vitória no Estado do Espírito Santo e destaca a sub-bacia utilizada neste trabalho.

O período de cheia do rio Santa Maria corresponde aos meses de dezembro a março, com as maiores vazões ocorrendo em dezembro e as menores nos meses de julho a outubro, sendo as mais baixas vazões, geralmente registradas em setembro.

O curso principal do rio apresenta dois barramentos, responsáveis pela formação dos reservatórios de rio Bonito e Suíça. Após os reservatórios, o rio atravessa a cidade de Santa

Leopoldina e, já no final de seu curso, tem parte de suas águas captadas para parte do abastecimento da população da Grande Vitória.

O reservatório de Rio Bonito, localizado a jusante do trecho denominado “Alto do Santa Maria”, possui uma área de cerca de 2,2 km² e um volume de 26.350.000 m³, segundo informações apresentadas no sítio eletrônico da Escelsa (www.escelsa.com.br/aescelsa/usinas.asp).

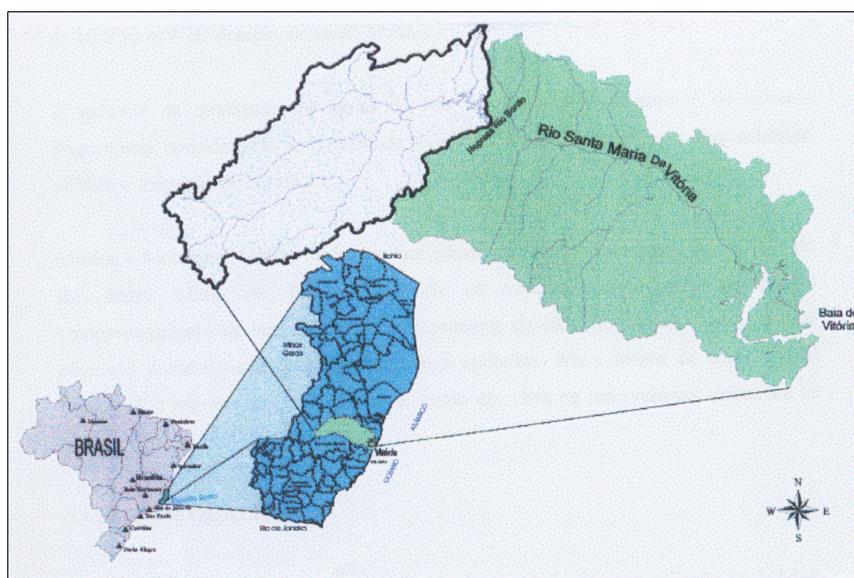


Figura 4.14: Localização da sub-bacia do Rio Santa Maria da Vitória
Fonte: Zamprogno (1999)

A bacia do rio Santa Maria da Vitória está localizada em uma área fortemente antropizada pela urbanização e pela agricultura. A qualidade da água desse rio é afetada, principalmente, pelas atividades agropecuárias do município de Santa Maria de Jetibá, principalmente os relacionados com café, banana e a oleicultura (hortaliças e legumes), e pela disposição inadequada de esgotos domésticos, que são despejados sem tratamento no rio Santa Maria da Vitória pelo seu afluente, o rio São Luiz. A atividade industrial é pouco significativa, não afetando grandemente a qualidade desse manancial.

Segundo Macina e Mendonça (2001), que realizaram um estudo de avaliação da qualidade de água do rio Santa Maria da Vitória, o rio tem apresentado comprometimento de sua qualidade, principalmente devido à influência de despejos de efluentes domésticos e drenagem de áreas agrícolas. Altos teores de fosfato total encontrados representam um agravante, tendo em vista os reservatórios existentes na região.

Os principais usos da água nessa bacia são: irrigação, produção de energia e abastecimento público. Dessa forma, esse recurso assume requisitos de qualidade mais exigentes, devendo o controle da poluição permitir condições satisfatórias para seus usos preponderantes.

4.4.2 Implementação, calibração e validação do modelo QUAL2E

Utilizaram-se dados obtidos no “Diagnóstico e Plano Diretor das bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu” (HABTEC, 1997) coordenado pelo Consórcio Intermunicipal de Recuperação das Bacias Rios Santa Maria da Vitória e Jucu 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 calibração e validação do modelo QUAL2E, utilizaram-se as campanhas realizadas em março, julho, setembro e outubro de 1997 para o estudo “Diagnóstico e Plano Diretor das bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu” (HABTEC, 1997). Os pontos de monitoramento existentes neste estudo para o rio Santa Maria da Vitória são denominados “Alto do Santa Maria” e “Montante do Reservatório”.

Discretização do curso de água em elementos computacionais

A partir das informações levantadas, com base nas cartas do IBGE, incluindo as de Santa Leopoldina, Garrafão, Afonso Cláudio (escala 1:50000) e Colatina (escala 1:100000), foi realizada a discretização, ou seja, a divisão dos trechos dos rios em sub-trechos (elementos computacionais), do curso principal da parte alta do Rio Santa Maria da Vitória, com auxílio do software AUTOCAD 2005.

Na discretização, apresentada na figura 4.15, o rio Santa Maria da Vitória foi dividido em 5 trechos, com 6 quilômetros cada, totalizando 30 quilômetros, sendo cada elemento computacional com 300 metros de comprimento. Essa divisão considerou a limitação do modelo de 20 elementos computacionais por trecho. Na figura, são mostradas as seções de monitoramento e a localização dos principais afluentes do rio Santa Maria da Vitória (rios Possmouser e São Luiz), considerados na estimativa da poluição difusa pelo modelo GWLF.

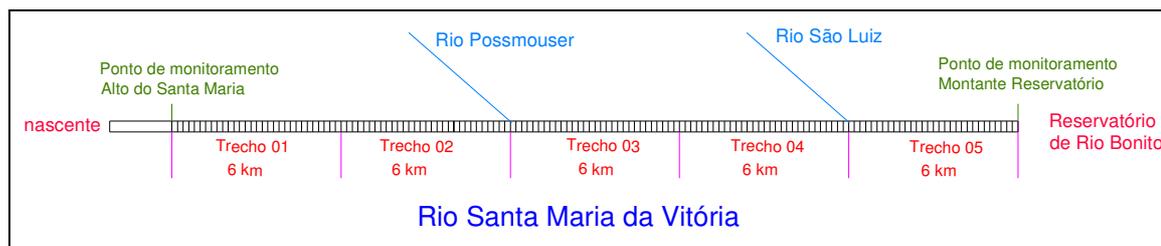


Figura 4.15: Discretização do trecho simulado do rio Santa Maria da Vitória

Definição dos parâmetros a serem modelados e coeficientes

Foram modelados os parâmetros OD, DBO, temperatura, fósforo orgânico, fósforo dissolvido e fósforo total.

Os coeficientes e taxas de decaimento utilizados para os parâmetros de qualidade de água, apresentados na tabela 4.1, foram obtidos a partir do manual do QUAL2E (BROWN & BARNWELL, 1987) e de outras fontes bibliográficas (VON SPERLING, 1995; BOWIE et al., 1985), sendo posteriormente ajustados na calibração e na validação do modelo.

Tabela 4.1: Coeficientes de reação utilizados na calibração

Parâmetro	Valor utilizado	Fonte bibliográfica
Coefficiente de desoxigenação (K_1)	0,21 1/dia	Von Sperling (1996)
Coefficiente de reaeração (K_2)	0,46 1/dia	Von Sperling (1996)
Constante de decaimento de fósforo orgânico para fósforo dissolvido (β_4)	0,20 1/dia	Thomann; Fitzpatrick (1982) apud Bowie et al. (1985)
Taxa de sedimentação de fósforo (σ_3)	0,001 1/dia	Brown, Barnwell (1987)

Levantamento das características hidrogeométricas

Os coeficientes a e α e expoentes b e β , correlacionam vazão (Q) com velocidade (U) e com profundidade (H), respectivamente, segundo as funções apresentadas nas equações 4.26 e 4.27, consideradas no modelo QUAL2E. Estes coeficientes e expoentes foram obtidos a partir de equações ajustadas aos dados monitorados, com o auxílio do Microsoft Office Excel.

$$U = aQ^b \quad (4.26)$$

$$H = \alpha Q^\beta \quad (4.27)$$

Não foram utilizados dados relativos às campanhas de 1997 do estudo da HABTEC (1997) devido a não disponibilidade dos dados de cota e velocidade. Os valores obtidos para os coeficientes e expoentes citados são apresentados na tabela 4.2.

Tabela 4.2: Coeficientes e expoentes hidráulicos obtidos para simulações

Coeficiente	Valor obtido
a	0,0603
b	0,7765
α	0,5487
β	0,4775

Além dos parâmetros apresentados acima, o modelo QUAL2E utiliza como dado de entrada a constante de dispersão (K) para o cálculo da dispersão longitudinal (D_L) na equação 4.28.

$$D_L = 3,82 \cdot K \cdot n \cdot \bar{u} \cdot d^{5/6} \quad (4.28)$$

Onde, D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s); K é a constante de dispersão; n é o coeficiente de Manning; \bar{u} é a velocidade média (m/s) e d é a profundidade média do curso de água (m).

Adotou-se para a constante de dispersão longitudinal (K) o valor de 6 para todos os trechos, devido à pouca sensibilidade dos resultados de modelagens de injeção contínua, características do QUAL2E, à variação do valor da constante de dispersão, conforme observado por Pereira (1999). Para o coeficiente de rugosidade de Manning, adotou-se o valor de 0,025, valor característico de canal natural de rio limpo e liso (HENDERSON, 1966 apud BROWN e BARNWELL, 1987; NEVES, 1968).

Levantamentos das características de qualidade de água

Para o levantamento das características de qualidade da água, foram utilizados os dados das campanhas de março, julho, setembro e outubro de 1997 realizadas para o trabalho intitulado “Diagnóstico e Plano Diretor das bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu” (HABTEC, 1997) para os pontos de monitoramento denominados “Alto do Santa Maria” e “Montante do Reservatório”.

Os dados do ponto “Alto do Santa Maria” para qualidade de água (tabelas 4.3 a 4.6) e para vazões (tabela 4.7) foram utilizados como dados de cabeceira do rio Santa Maria da Vitória para calibração (setembro) e validação (março, julho e outubro). Os dados referentes ao ponto “Montante Reservatório” foram utilizados para comparação dos valores medidos em campo com os obtidos com a simulação. Os dados de OD, não disponíveis, foram estimados considerando as características locais e as concentrações de saturação.

Tabela 4.3: Dados de qualidade de água referentes à campanha de março

Seção de monitoramento	OD estimada (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	Fósforo (mg/l)
Alto Santa Maria	8,50	3,6	21	0,06
Montante Reservatório	7,50	2,4	22,3	0,02

Tabela 4.4: Dados de qualidade de água referentes à campanha de julho

Seção de monitoramento	OD estimada (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	Fósforo (mg/l)
Alto Santa Maria	8,50	2	21	0,06
Montante Reservatório	7,50	<2,00	22,3	0,08

Tabela 4.5: Dados de qualidade de água referentes à campanha de setembro

Seção de monitoramento	OD estimada (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	Fósforo (mg/l)
Alto Santa Maria	8,50	<2,0	20,19	0,05
Montante Reservatório	7,50	2	23,8	0,11

Tabela 4.6: Dados de qualidade de água referentes à campanha de outubro

Seção de monitoramento	OD estimada (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	Fósforo (mg/l)
Alto Santa Maria	8,50	<2,00	18,5	0,09
Montante Reservatório	7,50	<2,00	18,7	0,16

Tabela 4.7: Dados de vazões (m³/s)

Campanhas de campo	Seção de monitoramento	
	Alto Santa Maria	Montante Reservatório
Março	10,619	1,488
Julho	1,308	0,353
Setembro	1,151	0,202
Outubro	1,551	0,312

Estimativa de cargas difusas com o modelo GWLF

Para cada trecho considerado na modelagem com o modelo QUAL2E, foi definido um setor ou sub-bacia correspondente para a estimativa da poluição difusa com o modelo GWLF, totalizando 5 setores, como mostra a figura 4.16. As contribuições dos rios Possmouser e São Luiz foram consideradas como fontes difusas nos setores 3 e 5, respectivamente, conforme a localização desses afluentes.

Os dados referentes à poluição difusa foram gerados, separadamente para cada setor, pelo modelo GWLF e inseridos nos trechos correspondentes no QUAL2E pela tela *incremental inflow*, representando vazões incrementais ao sistema. O GWLF fornece dados de nitrogênio, fósforo, escoamentos superficial e subterrâneo da área drenada. Para os dados de temperatura, OD e DBO foram utilizados os valores dos trechos correspondentes.

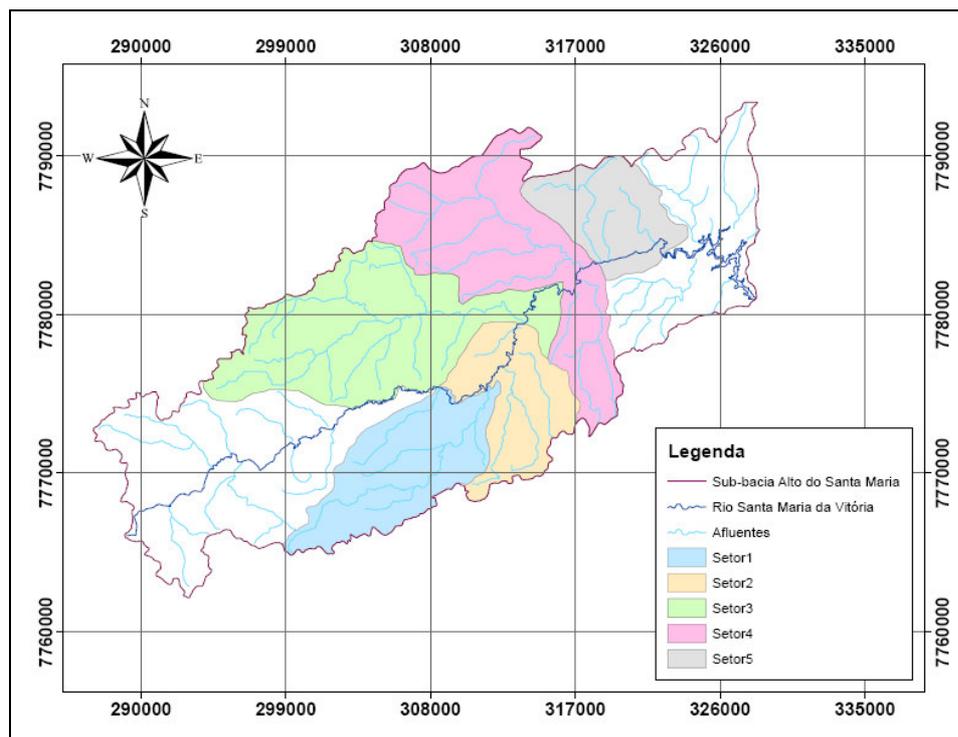


Figura 4.16: Divisão da bacia-piloto em setores

Devido à escassez de literatura sobre o modelo GWLF para regiões de clima tropical, diversos parâmetros, não disponíveis para a área de estudo, foram obtidos do trabalho desenvolvido por GEARH (2004), para uma região adjacente à região de estudo. Para os parâmetros não estimados por esta referência, utilizaram-se valores recomendados pelo manual do GWLF (HAITH, 1992). Os mapas temáticos para os setores foram elaborados a partir dos mapas disponibilizados por Zamprogno (1999; 2004) para a sub bacia do Alto do Santa Maria.

O arquivo *Weather.dat* foi definido pela série histórica dos dados de temperatura e precipitação diários adquirida do Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural (INCAPER) – Estação Agroclimatológica de Santa Teresa (Código 83647), para o período de janeiro de 1992 a julho de 2004.

Os dados necessários para o módulo *Transport.dat* apresentados no item “3.8 Modelo computacional GWLF” são relacionados a seguir.

Número de usos do solo no meio rural e urbano e seus tipos de cultivo

O mapa de uso e ocupação do solo por setor (figura 4.17) foi elaborado a partir do mapa construído por Zamprogno (1999) com base nos resultados obtidos pelo consórcio Santa Maria – Jucu (HABITEC, 1997). Os tipos de cultivo considerados foram descritos por Zamprogno (1999) e são apresentados a seguir, totalizando cinco usos no meio rural.

- Comunidades florestais em estágio avançado de regeneração: apresentam fisionomia arbórea dominante sobre as demais.
- Comunidades florestais em estágio médio de regeneração: apresentam fisionomia arbórea e/ou arbustiva predominando sobre a herbácea.
- Comunidades florestais em estágio inicial de regeneração: apresenta fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo.
- Comunidade vegetais de campo e pastagem: os campos e as pastagens estão presentes em profusão nas bacias, tanto na baixada quanto nas áreas serranas. São essencialmente de origem antrópica e formadas por ervas invasoras.
- Silvicultura: termo adotado ao invés de reflorestamento pelo fato de que, tecnicamente, uma plantação de eucalipto não pode ser conceituada como uma floresta.
- Áreas Agrícolas: a agricultura na bacia tem como principais culturas o café, a banana e a olericultura.

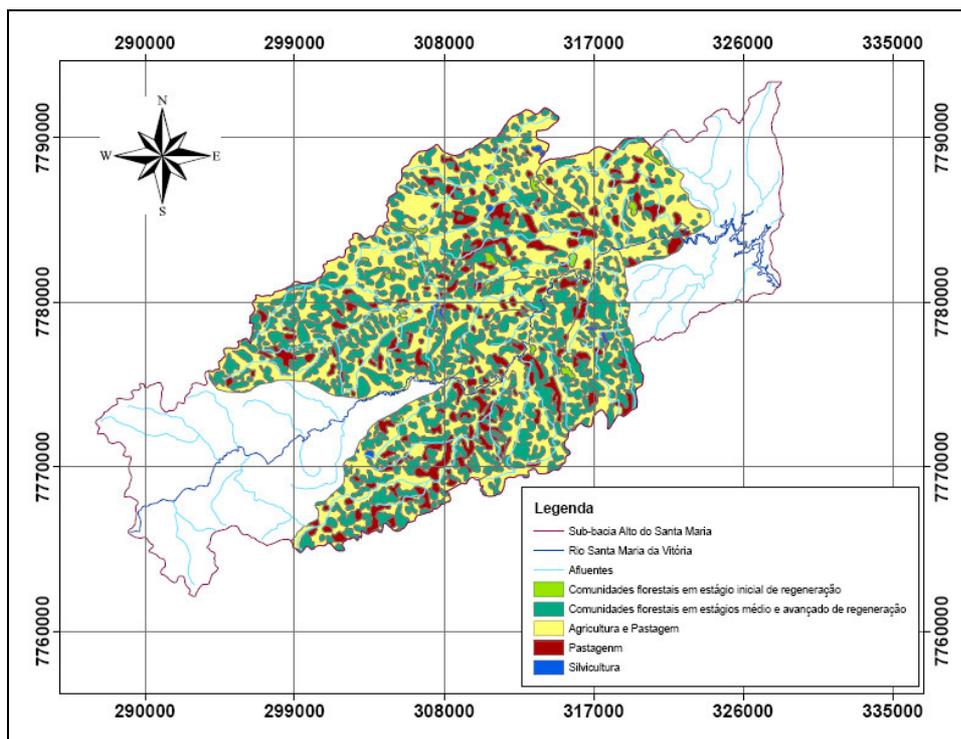


Figura 4.17: Mapa temático de uso e ocupação do solo para os setores

Área de cada cultivo (ha)

A área de cada cultivo para cada setor foi obtida pelo mapa de uso e ocupação do solo por setor (figura 4.17) com auxílio do software Arcgis 9.0 e são apresentadas nas tabelas de 4.8 a 4.12.

Valores das curvas numéricas de cada cultivo (Curve Number – CN)

Para obtenção dos valores das curvas numéricas (CN) por cultura em cada setor, obteve-se, a partir do mapa de uso e ocupação do solo por setor (figura 4.17), um mapa separado de cada cultura por setor e procederam-se ao cruzamento de cada um desses com o mapa de solos (figura 4.18), onde foi atribuído para cada tipo e grupo hidrológico de solo um valor de CN (figura 4.19), a partir dos valores estimados utilizando a metodologia de Setzer e Porto (1979) para o Estado de São Paulo. Esses valores são apresentados nas tabelas de 4.8 a 4.12.

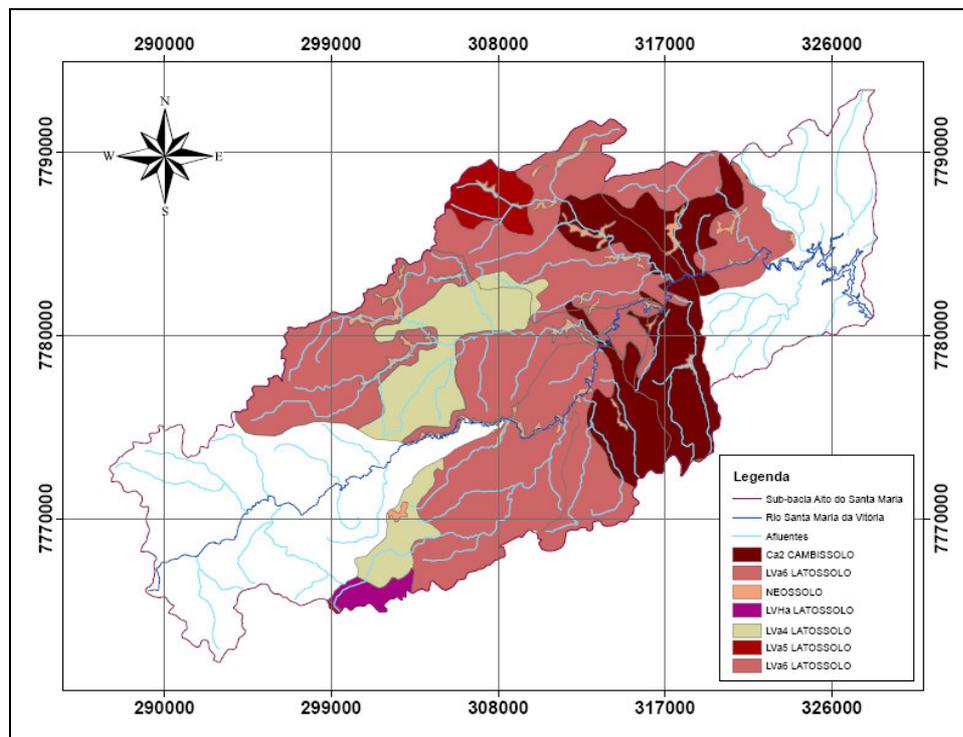


Figura 4.18: Mapa temático de solos para os setores

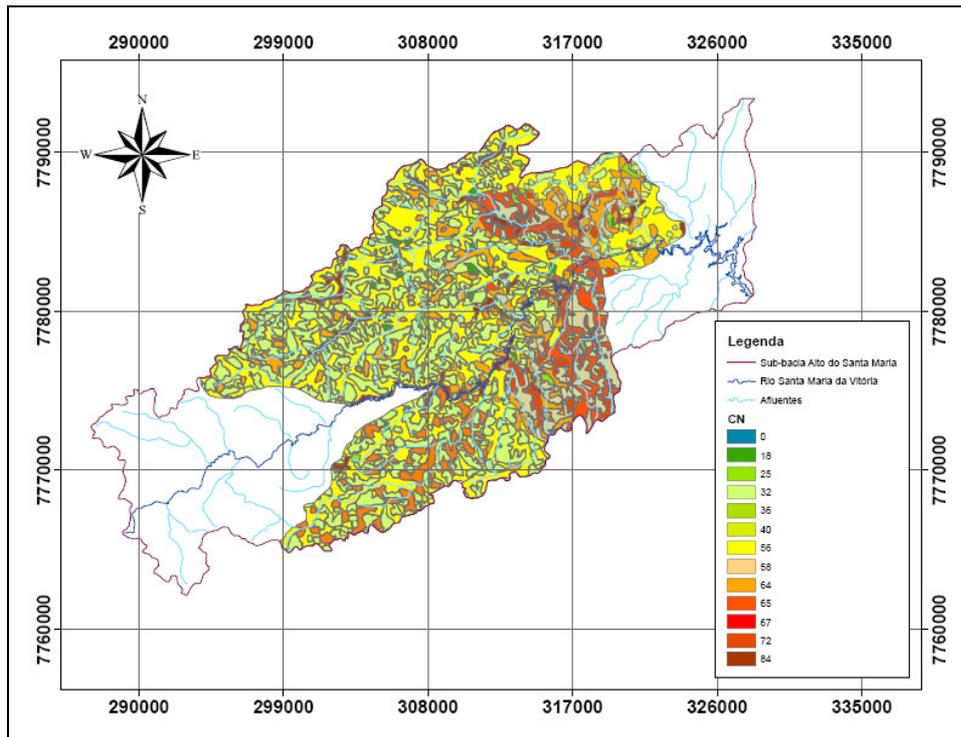


Figura 4.19: Mapa temático dos valores das curvas numéricas (CN) para os setores

Produto de erosão KLSCP

Os valores utilizados para cálculo do produto de erosão foram obtidos por cultivo para cada setor pela multiplicação entre os coeficientes K, LS, C e P extraídos dos mapas dos fatores por setor (figuras de 4.20 a 4.22), elaborados a partir dos mapas desenvolvidos por Zamprogno (2004). Para o valor do fator práticas conservacionistas (P), adotou-se o valor 1 (adimensional), utilizado por Zamprogno (2004), considerando declive maior que 25%.

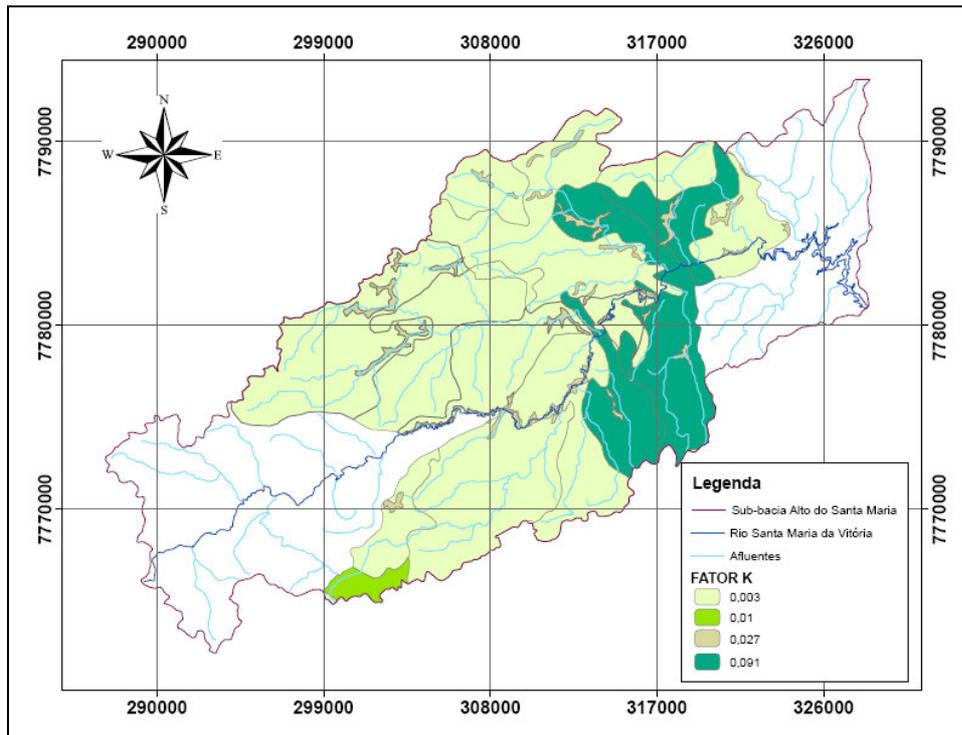


Figura 4.20: Mapa temático de erodibilidade dos solos (fator K) para os setores

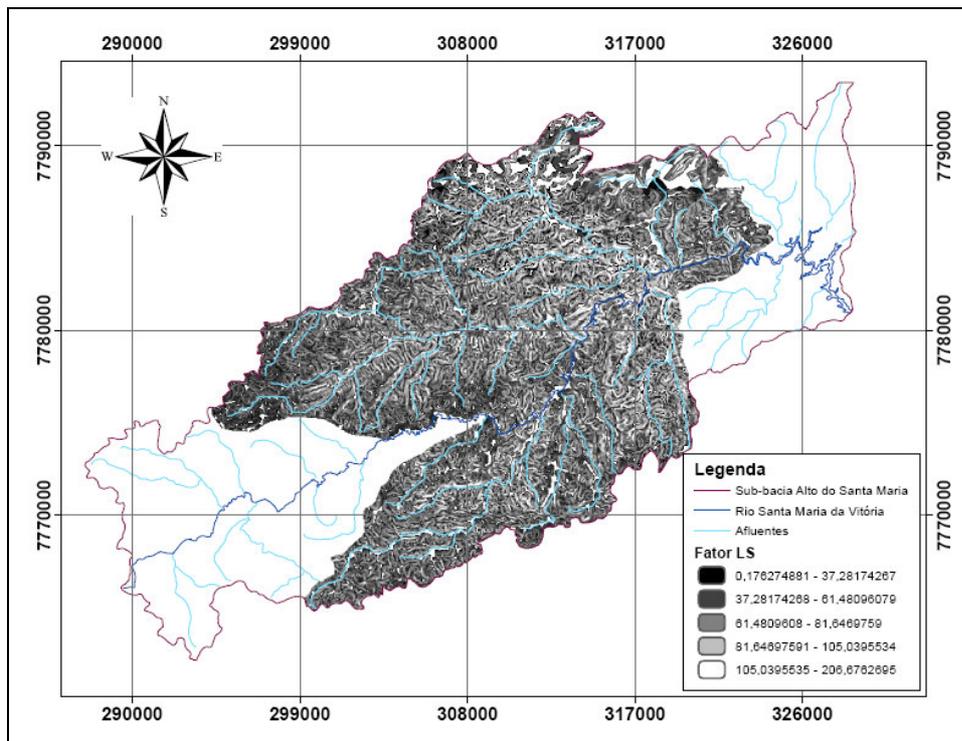


Figura 4.21: Mapa temático do fator topográfico (fator LS) para os setores

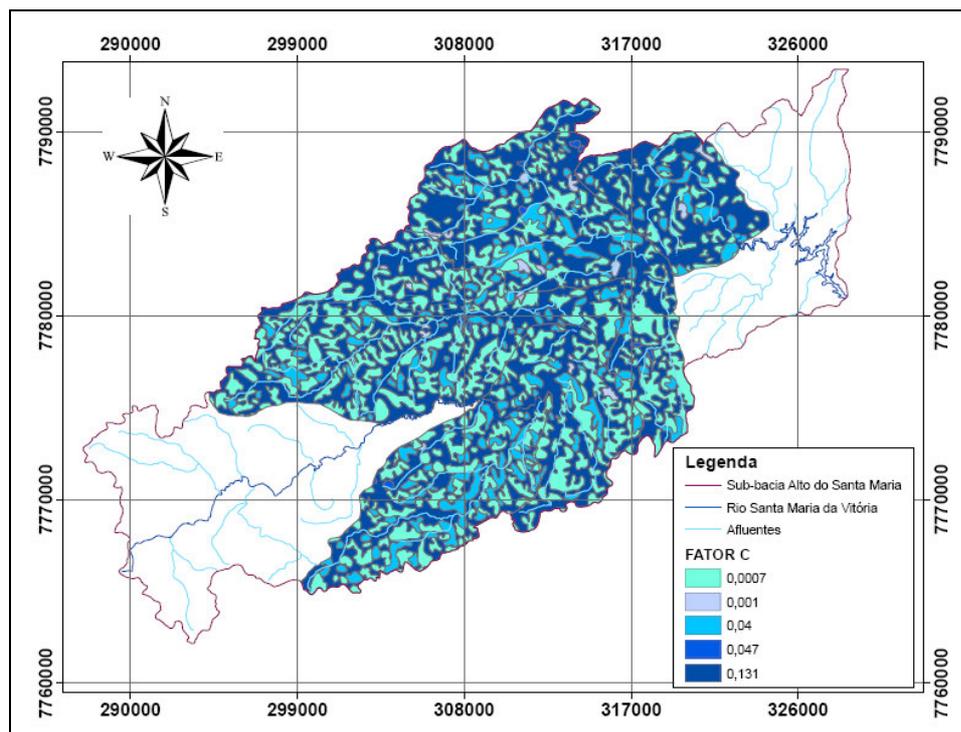


Figura 4.22: Mapa temático de uso e manejo do solo (fator C) para os setores

Para cada cultura, as tabelas de 4.8 a 4.12 apresentam para os setores de 1 a 5, respectivamente, os valores utilizados no módulo *Transport.dat* para área, os números das curvas numéricas de cada cultivo para cálculo de escoamento superficial (CN) e o fator de erosão KLSCP.

Tabela 4.8: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 1

Classes de uso do solo	Área (ha)	CN	KLSCP
Comunidades Florestais em estado médio e avançado de regeneração	2431	35	0,0002
Pastagens	1399	63	0,0113
Comunidades Florestais em estado inicial de regeneração	11	26	0,0003
Silvicultura	26	30	0,0133
Agricultura e pastagem	2976	56	0,0371

Tabela 4.9: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 2

Classes de uso do solo	Área (ha)	CN	KLSCP
Comunidades Florestais em estado médio e avançado de regeneração	2037	28	0,0017
Pastagens	542	67	0,0113
Comunidades Florestais em estado inicial de regeneração	56	33	0,0024
Silvicultura	0	0	0
Agricultura e pastagem	2511	58	0,3168

Tabela 4.10: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 3

Classes de uso do solo	Área (ha)	CN	KLSCP
Comunidades Florestais em estado médio e avançado de regeneração	5073	35	0,0003
Pastagens	960	64	0,0185
Comunidades Florestais em estado inicial de regeneração	88	23	0,0005
Silvicultura	29	32	0,0218
Agricultura e pastagem	6202	56	0,0607

Tabela 4.11: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 4

Classes de uso do solo	Área (ha)	CN	KLSCP
Comunidades Florestais em estado médio e avançado de regeneração	3717	39	0,0019
Pastagens	1210	66	0,1105
Comunidades Florestais em estado inicial de regeneração	5963	23	0,0028
Silvicultura	177	36	0,1298
Agricultura e pastagem	79	58	0,3618

Tabela 4.12: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 5

Classes de uso do solo	Área (ha)	CN	KLSCP
Comunidades Florestais em estado médio e avançado de regeneração	1052	41	0,0020
Pastagens	479	67	0,1150
Comunidades Florestais em estado inicial de regeneração	75	29	0,0029
Silvicultura	0	0	0
Agricultura e pastagem	2971	59	0,3767

Coefficiente evapotranspirativo de cobertura (ET CV)

Pela dificuldade em se identificarem na literatura valores-padrão para condições tropicais, utilizaram-se os obtidos para uma região próxima à região de estudo, por GEARH (2004), apresentados na tabela 4.13.

Média de horas de luz do dia para cada mês do ano

A partir dos dados de insolação diária adquiridos do Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural (INCAPER) para a Estação Agroclimatológica de Santa Teresa (Código 83647), para o período de janeiro de 1980 a dezembro de 1984, calcularam-se as médias de horas do dia para cada mês, mostradas na tabela 4.13.

Indicador de estação de crescimento

Para regiões de clima tropical, não há grande distinção entre as estações, sendo todo período do ano com temperatura média acima de 18°C, sendo propício o crescimento contínuo da vegetação. Nesse caso, foi atribuído o valor 1 para referência da estação de crescimento para todos os meses do ano, como mostrado na tabela 4.13.

Coefficiente de erosividade de chuva (a_r)

A equação 3.52, utilizada pelo modelo GWLF para obtenção da erosividade de chuva (REt), trata-se de uma equação empírica, obtida para regiões de clima temperado. Dessa forma, o coeficiente de erosividade de chuva (a_r), utilizado nessa equação, é específico para esse tipo de região, não sendo objeto de estudos em países de clima tropical. Dado o exposto, utilizou-

se para esse coeficiente o valor obtido para uma região próxima à região de estudo (GEARH, 2004), conforme tabela 4.13.

Tabela 4.13: Dados obtidos para entrada no módulo transporte para o setor 4

Mês	ET CV	Insolação (h/dia)	Estação de crescimento	at
Janeiro	1,00	4,58	1	0,199
Fevereiro	1,00	5,46	1	0,199
Março	1,00	4,85	1	0,199
Abril	1,00	3,89	1	0,199
Maio	0,45	5,05	1	0,199
Junho	0,45	4,80	1	0,199
Julho	0,45	4,68	1	0,199
Agosto	0,45	4,98	1	0,199
Setembro	0,45	3,45	1	0,199
Outubro	1,00	3,87	1	0,199
Novembro	1,00	4,42	1	0,199
Dezembro	1,00	4,05	1	0,199

Antecedente de chuva e neve, armazenamento inicial nas zonas saturadas e insaturadas, coeficiente de recessão e infiltração, neve inicial

Os valores para antecedente de chuva e neve foram considerados igual a zero. Os demais valores, apresentados na tabela 4.14, foram obtidos no manual do GWLF (HAITH, 1992).

Tabela 4.14: Dados de entrada do arquivo de transporte

Dados de entrada do GWLF	Valores padrão
Armazenamento Saturado Inicial (cm)	0
Armazenamento insaturado Inicial (cm)	10
Coeficiente de Recessão (l/dia)	0,01
Coeficiente de Infiltração (l/dia)	0*
Neve (cm)	0

* Considera-se toda precipitação sai da bacia hidrográfica por evapotranspiração ou descarga fluvial.

Fonte: Manual do GWLF (HAITH, 1992)

Taxa de descarga de sedimentos (SDR)

Segundo o manual do GWLF (HAITH, 1992), a taxa de descarga de sedimento é geralmente obtida por uma relação baseada na área da bacia hidrográfica. No manual, é apresentado um ábaco elaborado por Vanoni (1975) que relaciona essa taxa com a área do setor. Ouyang e Bartholic (1997) apresentam a equação 4.29 para estimar a taxa de descarga de sedimentos (SDR). Essa equação foi utilizada por GEARH (2004) e é equivalente ao ábaco citado. Os valores obtidos para cada setor são apresentados na tabela 4.15.

$$SDR = 0,42 \cdot A^{-0,125} \quad (4.29)$$

Onde, SDR é a taxa de descarga de sedimento e A é a área do setor (milhas²).

Tabela 4.15: Taxa de descarga de sedimentos (SDR) de cada setor

Setor	Área (ha)	SDR
1	6842	0,279
2	5150	0,289
3	12353	0,259
4	11153	0,262
5	4578	0,293

Capacidade disponível de água na zona insaturada

A capacidade total de água (CTA) foi obtida a partir da disponibilidade total de água no solo (DTA), calculada conforme indicado por Bernardo (1995), a partir dos teores de umidade correspondentes à capacidade de campo (Cc) e ao ponto de murchamento (Pm) e da densidade aparente do solo, como mostra a equação 4.30.

$$DTA = \left(\frac{Cc - Pm}{10} \right) * Da \quad (4.30)$$

Onde, DTA é a disponibilidade total de água (mm/cm de solo); Cc é a capacidade de campo (% em peso); Pm é o ponto de murchamento (% em peso) e Da é a densidade aparente do solo (g/cm³).

A capacidade total de água no solo (mm) é considerada disponível para a cultura no perfil do solo que esteja ocupado pelo seu sistema radicular, conforme apresentado na equação 4.31.

$$CTA = DTA \cdot Z \quad (4.31)$$

Onde, CTA é a capacidade total de água do solo (mm); DTA é a disponibilidade total de água (mm/cm de solo) e Z é a profundidade efetiva do sistema radicular (cm).

Para definição dos valores da capacidade de campo e ponto de murchamento, utilizaram-se os valores indicados por Costa (1994). Devido à indisponibilidade de dados de densidade aparente dos solos para a região de aplicação do modelo, foram utilizados os valores identificados no levantamento pedológico para a área de estudo do trabalho desenvolvido por GEARH (2004), adjacente à bacia-piloto do presente trabalho. O valor da profundidade para cálculo da capacidade total de água (CAD) utilizado (Z = 120 cm) foi indicado por Rossato (2002) para os tipos de solos encontrados na região. Os dados utilizados para cálculo da

capacidade total de água e os valores de capacidade total de água para cada tipo de solo são apresentados na tabela 4.16.

Tabela 4.16: Dados utilizados para cálculo da capacidade total de água (cm)

Tipo de solo	Dados de solo				
	DA (g/cm ³)	PMP (%)	CC (%)	Z (cm)	CTA (cm)
Neossolos	1,65	4	9	120	9,9
Cambissolo (Ca2)	1,25	17	5	120	27,0
Latossolo (Lva4)	1,30	13	27	120	21,84
Latossolo (Lva5)	1,30	13	27	120	21,84
Latossolo (Lva6)	1,30	13	27	120	21,84
Latossolo (LvaHa)	1,30	13	27	120	21,84

Para definição do valor de capacidade disponível de água por setor, calculou-se a média ponderada, em função da área de cada tipo de solo presente em cada setor. Os valores são apresentados na tabela 4.17.

Tabela 4.17: Média ponderada por setor dos valores de capacidade total de água

Setor	CTA (cm)
1	22
2	23
3	21
4	23
5	23

Os dados necessários para o módulo *Nutrient.dat* apresentados no item “Modelo computacional GWLF” são relacionados a seguir.

Concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidas no escoamento superficial para cada tipo de solo

As concentrações dos nutrientes no escoamento superficial rural para cada uso de solo, mostradas na tabela 4.18, foram estimadas com base em valores da literatura indicados pelo manual do GWLF (DORNBUSH ET AL., 1974 apud USEPA, 1999c; EDWARDS ET AL., 1972 apud USEPA, 1999c) e dados utilizados por GEARH (2004).

Tabela 4.18: Nutrientes no escoamento superficial rural por cultura

Cultura	Nitrogênio (mg/l)	Fósforo (mg/l)
Comunidades Florestais em estado médio e avançado de regeneração (valor correspondente à mata)	1,07	0,03
Pastagens	3,00	0,25
Comunidades Florestais em estado inicial de regeneração (valor correspondente à mata)	1,07	0,03
Silvicultura (valor correspondente à eucalipto)	1,78	0,03
Agricultura e pastagem (valor médio dos valores de pastagem, café e culturas temporárias)	2,24	0,24

Fonte: USEPA (1999c); GEARH/UFES (2004)

Concentrações de nitrogênio e fósforo no lençol subterrâneo

Para os dados de nutrientes no lençol subterrâneo (tabela 4.19), considerou-se a média dos valores resultantes das análises laboratoriais de água para os parâmetros nitrogênio e fósforo totais, obtidos nas campanhas de qualidade de água ocorridas em período de estiagem (julho e setembro), do ponto de monitoramento mais de montante do rio Santa Maria a Vitória, conforme sugerido por HAITH (1992). A maior contribuição para a descarga do rio nesse período é proveniente do lençol subterrâneo uma vez que esse se encontra distante de pontos possíveis de despejos pontuais.

Tabela 4.19: Nutrientes dissolvidos no lençol subterrâneo

Nitrogênio (mg/l)	Fósforo (mg/l)
0,77	0,06

Concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento

As cargas totais de nutrientes contidas nos sedimentos utilizadas (tabela 4.20) foram determinadas pela análise química de amostras de solo da região adjacente à região da bacia-piloto, no estudo desenvolvido por GEARH (2004).

Tabela 4.20: Concentrações de nitrogênio e fósforo totais no sedimento para os tipos de solos

Tipo de solo	Concentração (mg/kg)	
	Nitrogênio total	Fósforo total
Neossolos	91	61,3
Cambissolo (Ca2)	294	18,96
Latossolo (Lva4)	174	26,04
Latossolo (Lva5)	174	26,04
Latossolo (Lva6)	174	26,04
Latossolo (LvaHa)	174	26,04

Como sugerido pelo manual do modelo (HAITH, 1992), os valores médios de nitrogênio e fósforo total para cada tipo de solo foram ponderados pela área dos solos por setor e multiplicados pelo fator de enriquecimento ($t = 2$). Esses valores são apresentados na tabela 4.21.

Tabela 4.21: Médias ponderadas, pelas áreas dos solos, das concentrações de nitrogênio e fósforo totais no sedimento, por setor

Setor	Concentração (mg/kg)	
	Nitrogênio total	Fósforo total
1	345	54
2	427	49
3	347	55
4	428	50
5	428	50

Calibração e validação do modelo computacional QUAL2E

Como exposto anteriormente, os resultados da campanha de setembro foram utilizados para a calibração do modelo, pelo fato de ter apresentado a menor vazão, enquanto que os resultados da campanha de março, julho e outubro foram utilizados para a verificação dos resultados obtidos, com finalidade de verificação da validade da calibração realizada.

A verificação dos resultados obtidos na busca da validação foi feita pela implementação dos dados de entrada característicos das campanhas de março, julho e outubro, como dia e hora de realização, dados de qualidade e quantidade da cabeceira e os dados referentes à condição climática (coeficientes de evaporação, coeficiente de atenuação de radiação solar, temperatura de bulbo seco e úmido, velocidade do vento, cobertura de nuvem, pressão barométrica).

Permanecem inalterados, para essa verificação, os dados relativos à localização geográfica da bacia (latitude, longitude, meridiano padrão, elevação da bacia), dados das características hidráulicas (coeficiente de Manning, constante de dispersão, coeficientes e expoentes que relacionam velocidade e profundidade com vazão) e taxas de decaimento e coeficientes dos constituintes.

Os ajustes para a validação podem ser feitos nas taxas de decaimento e coeficientes dos constituintes, de forma que correspondam às campanhas utilizadas para calibração e validação. Foram testados outros valores. No entanto, os utilizados na calibração, apresentados na tabela 4.1, foram os que melhor se ajustaram aos dados das campanhas utilizadas na validação.

4.4.3 Avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória e no reservatório de Rio Bonito

Simulação da qualidade da água com o modelo QUAL2E

Para as simulações, consideraram-se os dados de qualidade para a cabeceira correspondente à campanha de setembro de 1997, apresentados na tabela 4.4 para o ponto “Alto do Santa Maria”. Essa campanha apresentou a menor vazão quando comparada com as demais, sendo a mais próxima da vazão crítica $Q_{7,10}$, utilizada nas simulações.

Poluição difusa considerada nas simulações

Para as simulações, a poluição difusa foi considerada como uma fonte existente, não sujeita à controle para sua redução. Para a vazão e as concentrações de fósforo orgânico e dissolvido, foram utilizadas as médias dos valores médios mensais obtidos para a calibração do modelo QUAL2E, conforme o item “Estimativa de cargas difusas com o modelo GWLF”.

Lançamentos pontuais considerados nas simulações

Nas simulações, foram considerados dois usuários solicitando outorga de direito de uso para diluição de seus efluentes, conforme mostrado, a seguir, nos cenários simulados. O usuário 1 é uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) e o usuário 2 uma fábrica de laticínio produtora de leite pasteurizado.

A existência de dois usuários representará a influência de um usuário já outorgado na avaliação do pleito de um segundo usuário. Será necessário verificar quanto o usuário terá de remover no seu lançamento, considerando a existência de outro lançamento já outorgado. No entanto, os cálculos da vazão e do volume indisponibilizados no rio e no lago ou reservatório para cada lançamento, respectivamente, são realizados independentes da influência de outros, verificando-se posteriormente se o efeito combinado dos dois usuários respeita as limitações existentes.

Usuário 1: Estação de Tratamento de Esgotos

Considerou-se que o esgoto gerado pela população do município de Santa Maria de Jetibá seria tratado por uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) localizada próxima à aflúncia do rio São Luis com o rio Santa Maria da Vitória, a 24,3 km da cabeceira do trecho simulado. A figura 4.23 mostra a localização desta ETE.

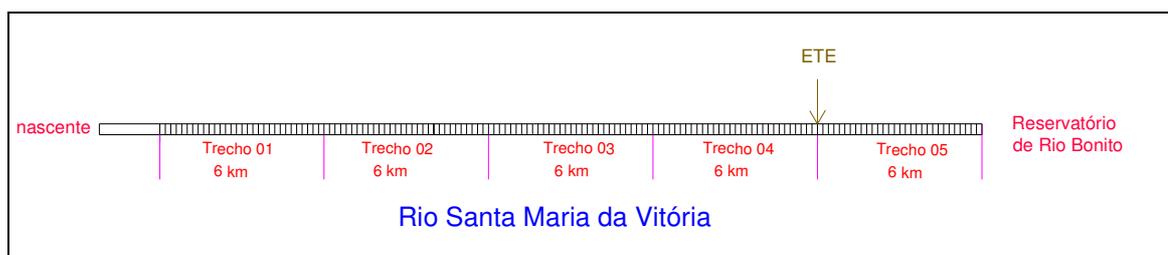


Figura 4.23: Localização do lançamento da ETE

O valor estimado para a vazão de esgoto doméstico proveniente do município de Santa Maria de Jetibá foi calculado em função da população e de um valor atribuído para o consumo

médio diário de água de um indivíduo, denominado quota per capita (QPC). Segundo Habitec (1997), o município de Santa Maria de Jetibá apresenta uma população de cerca de 25.576 habitantes. Dessa forma, pode ser classificado como um povoado pequeno (entre 10.000 e 50.000 habitantes) e o consumo per capita de água adotado foi de 145 l/hab/dia (VON SPERLING, 1996).

De maneira geral, a produção de esgotos corresponde aproximadamente ao consumo de água multiplicado por um coeficiente de retorno (c). Os valores típicos deste coeficiente variam de 60% a 100%, sendo que o valor usualmente adotado tem sido de 80% (VON SPERLING, 1996). O cálculo da vazão média de esgoto doméstico para cada propriedade é dado pela equação 4.32.

$$Q_{med} = \frac{Pop \cdot QPC \cdot c}{1000 \cdot 86400} \quad (4.32)$$

Onde, Q_{med} é a vazão doméstica de esgoto (m^3/s); Pop é a população de projeto (hab); QPC é a quota per capita de água (l/hab.dia) e c é o coeficiente de retorno esgoto/água.

Dessa forma, para a população de Santa Maria de Jetibá, o valor estimado para a vazão média de esgotos efluente da ETE foi de 0,037 m^3/s .

As características qualitativas químicas desse efluente foram estimadas por valores típicos de esgotos predominantemente domésticos, encontrados na literatura (VON SPERLING, 1996).

Foi adotada a temperatura de 25° C para o efluente da ETE. A tabela 4.22 apresenta a carga per capita dos parâmetros considerados nas simulações.

Tabela 4.22: Carga per capita considerada para a ETE

Parâmetro	Carga per capita (g/hab.dia)
DBO	54
Nitrogênio orgânico	3,5
Amônia	4,5
Nitrito	0
Nitrato	0
Fósforo Orgânico	0,8
Fósforo Inorgânico	1,7

Com a vazão estimada de 0,037 m^3/s e a carga per capita adotada como mostra a tabela 4.22, calculou-se a concentração de cada parâmetro considerado com base na equação 4.33. Os valores encontrados são apresentados na tabela 4.23.

$$C = \frac{K_{per\ capita} \cdot Pop}{Q_{med} \cdot 86400} \quad (4.33)$$

Onde, C é a concentração do parâmetro (mg/l); $K_{per\ capita}$ é a capita do parâmetro por habitante (g/hab.dia); Pop é a população de projeto (hab) e Q_{med} é a vazão média de esgoto (m^3/s).

Tabela 4.23: Concentração considerada para a ETE nas simulações realizadas

Parâmetro	Concentração (mg/l)
DBO	465,62
Nitrogênio orgânico	30,17
Amônia	38,79
Nitrito	0,00
Nitrato	0,00
Fósforo Orgânico	6,9
Fósforo Inorgânico	14,66
Temperatura	25 °C

Adotou-se para a ETE um tratamento do tipo lagoa aerada de mistura completa em série com uma lagoa de decantação. A tabela 4.24 apresenta a eficiência na remoção neste tipo de tratamento (VON SPERLING, 1996).

Tabela 4.24: Eficiência de remoção (lagoa aerada de mistura completa – lagoa de decantação)

Parâmetro	Eficiência (%)
DBO	70-90
Nitrogênio	30-50
Fósforo	20-60

Usuário 2: Fábrica de Leite Pasteurizado

Considerou-se uma fábrica de laticínios produtora de leite pasteurizado localizada a 15 km da cabeceira, estando, portanto, a montante do lançamento da ETE. A figura 4.24 mostra a localização dessa fábrica.

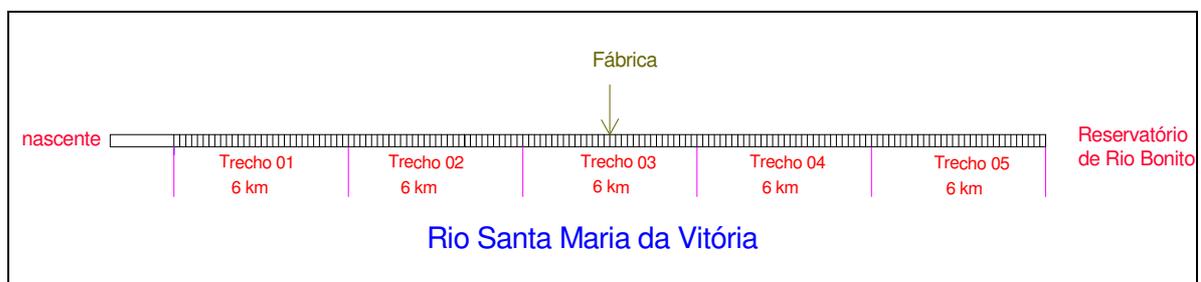


Figura 4.24: localização do lançamento da fábrica de laticínios

Foi considerada uma produção de 300 toneladas de leite pasteurizado por dia e uma vazão de $5,5\ m^3/ton$ (CETESB, 1990). Desta forma, tem-se uma vazão de $0,019\ m^3/s$. As características

qualitativas do efluente gerado, baseadas na estimativa de CETESB (1990), são apresentadas na tabela 4.25.

Tabela 4.25: Concentração considerada para a fábrica

Parâmetro	Concentração (mg/l)
DBO	290,00
Nitrogênio Total	56,70
Fósforo Total	18,8
Temperatura	29 °C

Considerando a possível necessidade de tratamento desse efluente lançado, adotou-se que o sistema de tratamento seria o mesmo utilizado para ETE, lagoa aerada de mistura completa em série com uma lagoa de decantação, sendo as eficiências de remoção apresentadas na tabela 4.24.

Vazão de referência considerada nas simulações

A vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$) foi adotada como vazão de referência para o rio Santa Maria da Vitória nas simulações. A estimativa dessa vazão para a bacia-piloto foi baseada nos resultados da dissertação de Coser (2003) denominada “Regionalização de vazão $Q_{7,10}$ no Estado do Espírito Santo”.

Nesse trabalho, foi feita a regionalização da $Q_{7,10}$ considerando dois métodos: Tradicional e da Eletrobrás. Foram obtidas três regiões hidrográficas homogêneas por intermédio de cada método de regionalização.

Para a região onde se encontra a bacia do rio Santa Maria da Vitória, observou-se que tanto o método Tradicional quanto o da Eletrobrás foram considerados satisfatórios, sendo que, em ambos os métodos, a variável que melhor representou a variação da $Q_{7,10}$ foi a área de drenagem. No presente trabalho, adotou-se o valor médio obtido pelos métodos. As equações 4.34 e 4.35 apresentam os modelos de regressão recomendados para representação da vazão mínima $Q_{7,10}$ para os métodos Tradicional e da Eletrobrás, respectivamente.

$$Q_{7,10} = 12,4181 \cdot 10^{-3} \cdot A^{0,88959} \quad (4.34)$$

$$Q_{7,10} = 10,6074 \cdot 10^{-3} \cdot A^{0,91741} \quad (4.35)$$

Onde, $Q_{7,10}$ é a vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de 10 anos (m^3/s) e A é a área de drenagem (km^2).

A área de drenagem de um ponto localizado em um curso de água é a área da bacia hidrográfica a montante desse ponto que contribui para a sua vazão. A figura 4.25 mostra a área total da bacia e a área de drenagem do ponto x hachurada.

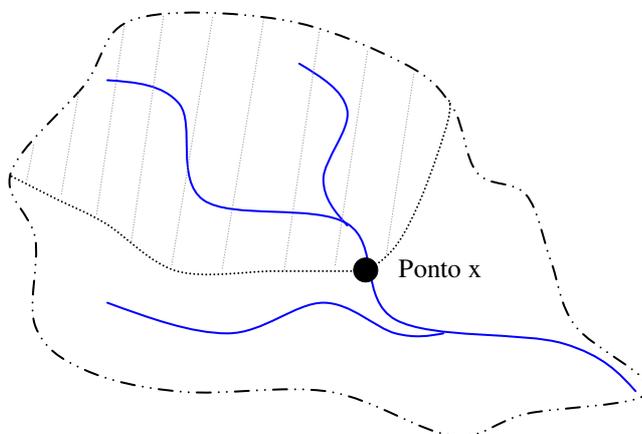


Figura 4.25: Área de drenagem de um ponto x

A área de drenagem do ponto considerado como cabeceira do trecho simulado é aproximadamente 136 km². Os valores obtidos para a vazão mínima ($Q_{7,10}$) pelos métodos Tradicional e da Eletrobrás foram, respectivamente, 0,98 e 0,96 m³/s, sendo 0,97 m³/s o valor médio.

Para o reservatório de Rio Bonito, a vazão de referência foi calculada no ponto do exutório do reservatório de modo a abranger toda área de drenagem, inclusive a que contribui para as margens desse corpo de água. Conforme a equação 3.18, a vazão considerada para cálculo do tempo de residência é correspondente à vazão afluente ao lago ou reservatório. A área de drenagem desse ponto considerado é aproximadamente 630 km². Os valores obtidos para a vazão mínima ($Q_{7,10}$) pelos métodos Tradicional e da Eletrobrás, foram, respectivamente, 3,84 e 3,92 m³/s, sendo 3,88 m³/s o valor médio.

Cenários simulados: Avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória

Cenários A - Outorga para diluição independente da outorga para captação

Para os cenários “A” considerou-se que outorgas para captação e diluição de efluentes são independentes. Dessa forma, para estabelecimento da vazão disponível para diluição, no caso de rios, utilizou-se a equação 4.11 e, no caso de lagos e reservatórios, utilizou-se a equação 4.21, para estimativa do tempo de residência para cálculo do volume indisponibilizado (equação 4.24).

Cenário A1: considerou-se o lançamento da ETE, localizada conforme figura 4.23, sem tratamento prévio com as concentrações conforme tabela 4.23.

Cenário A2: adotaram-se valores médios de eficiência de tratamento para o lançamento da ETE, considerando um tratamento do tipo lagoa aerada de mistura completa em série com uma lagoa de decantação, cujas faixas de eficiência são mostradas na tabela 4.24. Dessa forma, os valores de eficiência e as concentrações utilizadas são apresentados na tabela 4.26.

Tabela 4.26: Eficiências médias de remoção da ETE e concentrações utilizadas

Parâmetro	Eficiência (%)	Concentração (mg/l)
DBO	80	150,00
Nitrogênio orgânico		29,17
Amônia		37,50
Nitrito	40	0,00
Nitrato		0,00
Fósforo Orgânico		6,67
Fósforo Inorgânico		14,17
Temperatura	-	25°C

Cenário A3: adotou-se a mesma configuração do cenário A2 para a ETE (tratamento com eficiência média. No entanto, considerou-se que o usuário 1 (ETE) estaria outorgado, verificando a possibilidade de outorgar o lançamento do usuário 2 (fábrica de laticínio), localizado como apresentado na figura 4.24 e sem tratamento prévio do efluente, com as concentrações mostradas na tabela 4.25.

Cenário A4: adotou-se a mesma configuração do cenário A2 para a ETE (tratamento com eficiência média), considerando que o usuário 1 (ETE) estaria outorgado e o usuário 2 (fábrica de laticínio), localizado como apresentado na figura 4.24, pleiteando outorga para diluição com lançamento com eficiência média de tratamento e concentrações apresentadas na tabela 4.27.

Tabela 4.27: Eficiências médias de remoção da fábrica de laticínio e concentrações utilizadas

Parâmetro	Eficiência (%)	Concentração (mg/l)
DBO	80	58,00
Nitrogênio Total	40	34,02
Fósforo Total	40	11,28

Cenários B - Outorga para diluição integrada à outorga para captação

Para os cenários “B”, considerou-se que outorgas para captação e diluição de efluentes são analisadas de forma integrada. Nesse caso, para estabelecimento da vazão disponível para

diluição, no caso de rios, utilizou-se a equação 4.13 e, no caso de lagos e reservatórios, para estimativa do tempo de residência para cálculo do volume indisponibilizado (equação 4.24), utilizou-se a equação 4.23.

Cenário B1: considerou-se o lançamento da ETE sem tratamento prévio, com as concentrações conforme tabela 4.23.

Cenário B2: considerou-se a ETE pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência média, com localização do lançamento mostrada na figura 4.23 e com as concentrações mostradas na tabela 4.26.

Cenário B3: considerou-se o usuário 1 (ETE) outorgado conforme cenário B2 (efluente tratado com eficiência média) e verificou-se a possibilidade de outorgar o lançamento do usuário 2 (fábrica de laticínio), sem tratamento prévio do efluente, com as concentrações mostradas na tabela 4.25 e localização conforme figura 4.24.

Cenário B4: simulou-se a mesma configuração do cenário B3, considerando que os usuários 1 e 2 estariam outorgados e um dos usuários de captação estaria pleiteando outorga a montante dos usuários já outorgados, com vazão de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo sua localização mostrada na figura 4.26.

Cenário B5: houve alteração com relação ao cenário B4 em termos da localização do usuário requerendo outorga para captação, que foi simulado a montante da ETE, porém a jusante da fábrica de laticínio, ou seja, entre os usuários outorgados para diluição de efluentes, com vazão de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ e localização como mostrado na figura 4.27.

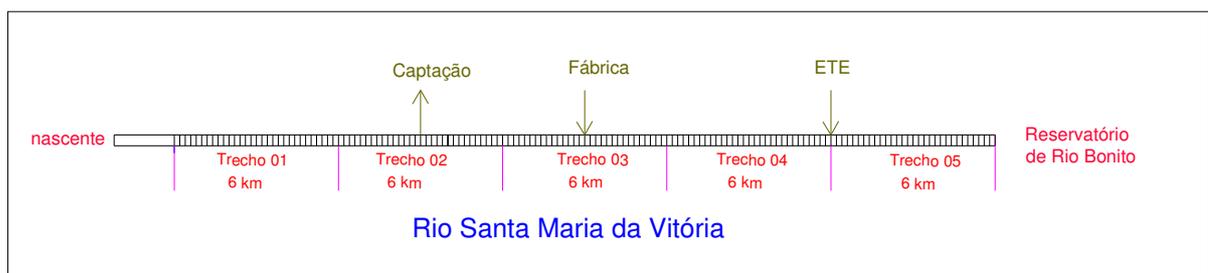


Figura 4.26: Localização dos lançamentos da fábrica de laticínios, ETE e captação

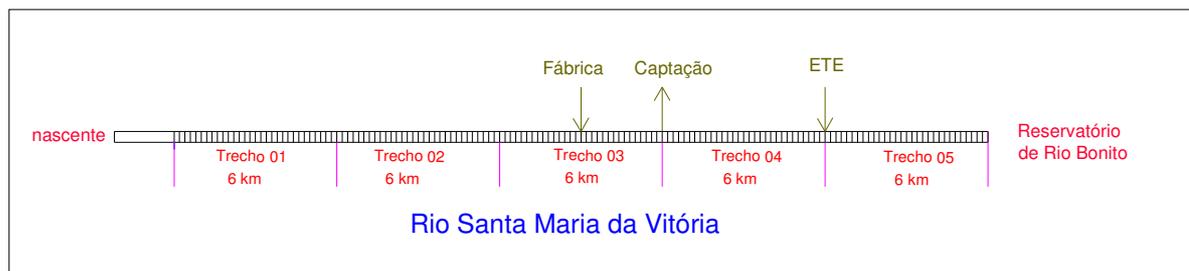


Figura 4.27: Localização dos lançamentos da fábrica de laticínios, ETE e captação

Cenário B6: a localização do usuário requerendo outorga para captação foi deslocada para jusante dos usuários 1 e 2, com vazão de 1,5 m³/s e localização como mostra a figura 4.28.

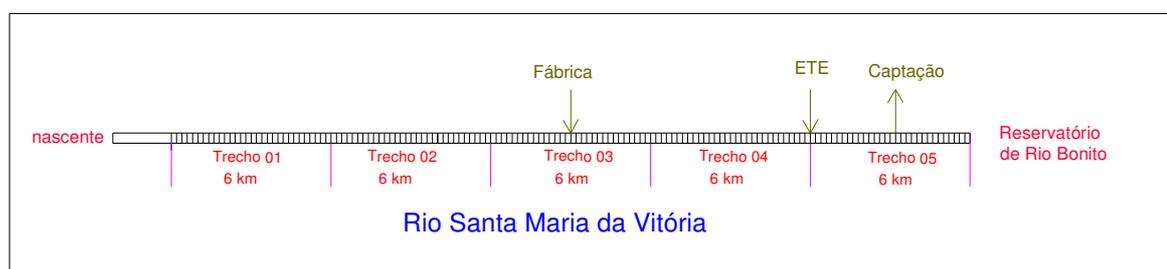


Figura 4.28: Localização dos lançamentos da fábrica de laticínios, ETE e captação

Cenários simulados: Avaliação da outorga para diluição no Reservatório de Rio Bonito

Cenários C - Outorga para diluição independente da outorga para captação

Cenário C1: considerou-se o lançamento da ETE, localizada conforme figura 4.23, sem tratamento prévio com as concentrações conforme tabela 4.23.

Cenário C2: considerou-se a ETE, localizada conforme figura 4.23, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência média, com as concentrações mostradas na tabela 4.26.

Cenário C3: considerou-se a ETE, localizada conforme figura 4.23, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência máxima, com as concentrações mostradas na tabela 4.28.

Tabela 4.28: Eficiências máximas de remoção da ETE e concentrações utilizadas

Parâmetro	Eficiência (%)	Concentração (mg/l)
DBO	90	75,00
Nitrogênio orgânico		19,44
Amônia		25,00
Nitrito	60	0,00
Nitrato		0,00
Fósforo Orgânico		4,44
Fósforo Inorgânico		9,44
Temperatura	-	25°C

Cenário C4: considerou-se a ETE, localizada conforme figura 4.23, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência máxima, com as concentrações mostradas na tabela 4.26. Foi considerada a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3.

Cenário C5: considerou-se a fábrica de laticínio, localizada conforme figura 4.24, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência máxima, com as concentrações mostradas na tabela 4.29.

Tabela 4.29: Eficiências máximas de remoção da fábrica de laticínio e concentrações utilizadas

Parâmetro	Eficiência (%)	Concentração (mg/l)
DBO	90	29,00
Nitrogênio Total	60	28,35
Fósforo Total	60	7,52

Cenário C6: considerou-se a fábrica de laticínio, localizada conforme figura 4.24, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência máxima, com as concentrações mostradas na tabela 4.29. Foi considerada a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3.

Cenários D - Outorga para diluição integrada à outorga para captação

Cenário D1: considerou-se o lançamento da ETE, localizada conforme figura 4.23, sem tratamento prévio com as concentrações conforme tabela 4.23.

Cenário D2: considerou-se a ETE, localizada conforme figura 4.23, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência média, com as concentrações mostradas na tabela 4.26.

Cenário D3: considerou-se a ETE, localizada conforme figura 4.23, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência máxima, com as concentrações mostradas na tabela 4.26.

Cenário D4: considerou-se a ETE, localizada conforme figura 4.23, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência máxima, com as concentrações mostradas na tabela 4.28. Foi considerada a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3.

Cenário D5: considerou-se a fábrica de laticínio, localizada conforme figura 4.24, pleiteando o direito de uso da água para diluir seu efluente tratado com eficiência média, com as concentrações mostradas na tabela 4.27.

Cenário D6: consideraram-se a ETE e a fábrica de laticínio pleiteando o direito de uso da água para diluir seus efluentes tratados com eficiência máxima, com as concentrações mostradas nas tabelas 4.28 e 4.29, respectivamente. Foi considerada a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3.

Cenário D7: considerou-se que o lançamento da ETE seria outorgado com as condições do cenário D4 e um usuário estaria pleiteando outorga para captação de 1,5 m³/s a montante do reservatório.

Cenário D8: foi considerado o lançamento da fábrica de laticínio outorgado com eficiência de remoção máxima, conforme tabela 4.29 e verificou-se se seria viável o deferimento para um pedido de outorga de captação de 1,5 m³/s.

Concentrações máximas permitidas para os corpos de água

Nas simulações, consideraram-se os trechos do rio Santa Maria e o reservatório do Rio Bonito enquadrados na classe 2 da Resolução CONAMA 357/05. Nesse caso, os valores máximos permitidos para o corpo de água preconizados são 5 mg/l para DBO; 0,03 mg/l para fósforo total e, no caso da temperatura, o valor do corpo receptor não pode se elevar em mais de 3°C devido ao lançamento.

4.4.4 Considerações na avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória

Concentração ou valor natural no rio

Demanda Bioquímica de Oxigênio: a concentração de DBO natural do corpo receptor foi considerada equivalente a um rio com a condição denominada “bastante limpo”, segundo Von Sperling (1996). Para essa condição, o valor da DBO adotado é 1 mg/l.

Temperatura: a temperatura natural média do corpo de água foi considerada como a temperatura média do ponto “Alto de Santa Maria” de 20°C.

Calculo da vazão máxima outorgável para diluição

Considerando as duas metodologias apresentadas no item “4.3.3 Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em rios”, adotadas para cálculo da vazão disponível, foram calculados os valores das vazões máximas outorgáveis para diluição utilizados nas simulações, considerando a vazão máxima outorgável para captação igual a 50% da vazão de referência (50% $Q_{7,10}$).

4.4.5 Considerações na avaliação da outorga para diluição no reservatório de Rio Bonito**Calculo do tempo de residência**

Considerando as duas metodologias, apresentadas no item “4.3.4 Metodologia proposta para análise da outorga para diluição de efluentes em lagos e reservatórios” adotadas para cálculo do tempo de residência, esses valores foram calculados considerando que a vazão máxima outorgável para captação adotada foi de 50% da vazão de referência (50% $Q_{7,10}$).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE CONTROLE DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL E EXTERIOR

Como visto no item “3.5.3 outorga para diluição de efluentes nos órgãos gestores de recursos hídricos”, atualmente, no Brasil, a outorga para diluição de efluentes está em fase inicial de implantação. Apenas a ANA e os Estados do Espírito Santo, Bahia, Paraná e Paraíba trabalham com o conceito de vazão de diluição e autodepuração. A ANA e esses Estados consideram os padrões de qualidade para o corpo receptor de forma a manter o enquadramento nas classes previamente definidas conforme o uso requerido. O parâmetro DBO é utilizado em todos os Estados e o modelo matemático de Streeter e Phelps é usualmente utilizado para a consideração da autodepuração desse poluente. Na Bahia, o modelo computacional QUAL2E está sendo inserido no processo. Os Estados do Rio Grande do Sul e São Paulo emitem a outorga para diluição de efluentes juntamente com a licença ambiental. Dessa forma, não consideram a vazão de diluição. Comumente, no Brasil, utiliza-se como vazão para definição da outorga para diluição de efluentes uma parcela da vazão de referência. O controle de poluição hídrica no Brasil ainda não considera a contribuição das fontes difusas de poluição.

Conforme exposto no item “3.6.1 O programa *Total Maximum Daily Load* (TMDL) dos Estados Unidos”, nos Estados Unidos, os lançamentos pontuais devem respeitar os limites baseados tanto em padrões de qualidade da água do corpo receptor, quanto em tecnologias de tratamento do efluente, o que for mais restritivo. Como medida de controle da poluição difusa, são adotadas as “melhores práticas de gestão”. O controle integrado da poluição pontual e difusa, feito pelo programa TMDL, utiliza a capacidade de autodepuração do corpo receptor, pois a carga máxima permitida é estabelecida de forma que os padrões de qualidade da água do corpo receptor sejam respeitados, não comprometendo seus usos designados. Utilizam-se como vazão de referência, vazões mínimas, sendo mais comum o uso da $Q_{7,10}$. Nas aplicações apresentadas, geralmente, os parâmetros analisados são OD, DBO e nutrientes (nitrogênio e fósforo). Grande parte utiliza modelos computacionais, incluindo os modelos QUAL2E e GWLF, seja para avaliar a alocação das fontes de poluição ou estimar reduções de carga necessárias. A maioria dos exemplos apresentados considera tanto fontes pontuais como difusas, avaliando cenários de condições críticas tanto na época úmida (fonte difusa) quanto

para época seca (fonte pontual). Diversos programas TMDL são realizados em mais de uma fase, promovendo o alcance progressivo das metas propostas para redução das cargas. As fases abordam trechos diferentes do rio em questão ou avaliação separada das fontes pontuais e difusas. Geralmente, as fontes pontuais são analisadas e verifica-se a necessidade de reduções adicionais para o posterior controle da poluição difusa.

Conforme visto no item “3.6.2 A Diretriz Orientadora da Água da Comunidade Européia - *Water Framework Directive* (WFD)”, na União Européia, com a abordagem combinada da WFD, as medidas de controle dos lançamentos pontuais são feitas com base nas melhores técnicas disponíveis para o tratamento de efluentes ou valores limites de emissões, o que for mais restritivo e em padrões de qualidade ambiental, como, por exemplo, padrões de qualidade da água do corpo receptor. Dessa forma, também considera a autodepuração do corpo de água. No caso de poluição difusa, os controles incluem as “melhores práticas ambientais”. Também é determinada a utilização de tratamentos mais rigorosos para que o lançamento dos efluentes das estações de tratamento não prejudique a qualidade do corpo receptor, sendo que a prioridade é o controle preventivo na fonte e não no corpo receptor. Os exemplos apresentados mostram a utilização de modelos computacionais na aplicação dessa diretriz, inclusive o QUAL2E. Os principais parâmetros analisados no lançamento de efluentes são OD, DBO, nitrogênio e fósforo, principalmente o fósforo, característico da poluição difusa. Nos exemplos apresentados, o controle da poluição era realizado para fontes pontuais e difusas.

5.2 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE PROPOSTAS EXISTENTES PARA AVALIAÇÃO DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES

As equações apresentadas no item “3.5.2 Propostas existentes para avaliação da outorga para diluição de efluentes” podem ser reescritas, conforme apresentado a seguir.

- Equação proposta por Kelman (1997) e MMA (2000):

$$\underbrace{C_e \cdot Q_e}_{\text{(I) carga lançada}} = \underbrace{C_{\max} \cdot (Q_e + Q_r)}_{\substack{\text{carga máxima permitida no rio} \\ \text{considerando a vazão do efluente}}} - \underbrace{(C_{\text{nat}} \cdot Q_r)}_{\text{carga natural do rio}} \quad (5.1)$$

(II) carga disponível no rio

- Equação proposta por Rodrigues (2000):

$$\underbrace{(C_{depois} - C_{antes}) \cdot (Q_r + Q_e)}_{\text{(I) carga lançada diluída no rio}} = \underbrace{C_{max} \cdot Q_r}_{\text{(II) carga disponível no rio = carga máxima permitida no rio}} \quad (5.2)$$

- Equação proposta por Rodrigues (2000) referente à lei 9.433/97:

$$\underbrace{C_e \cdot Q_e}_{\text{(I) carga lançada}} = \underbrace{C_{max} \cdot Q_r}_{\text{(II) carga disponível no rio = carga máxima permitida no rio}} \quad (5.3)$$

- Equação proposta por Hora (2001):

$$\underbrace{C_e \cdot Q_e}_{\text{(I) carga lançada}} = \underbrace{(C_{max} \cdot Q_r) - (C_r \cdot Q_r)}_{\text{(II) carga atual disponível no rio}} \quad (5.4)$$

Pensando em termos da carga lançada, tem-se que, em termos gerais, quanto maior for a carga de efluente possível de ser lançada, maior será a carga que o corpo receptor poderá assimilar, permanecendo com a concentração máxima permitida e vice-versa. Nesse sentido, analisando as equações de 5.1 a 5.4, tem-se que o termo à esquerda das equações (termo I) refere-se à carga de efluente lançada, enquanto os termos da direita (termos II) expressam a carga que o corpo receptor pode assimilar em cada caso.

Quanto à equação 5.1, referente às propostas de Kelman (1997) e MMA (2000), a carga máxima permitida no rio é maior que as demais, pois está acrescida da vazão do efluente. No entanto, essa vazão é normalmente muito pequena em relação à do rio. Dessa forma, essa adição é pouco representativa. Na equação 5.1, a carga disponível no rio para consumo (termo II) é menor que a das equações 5.2 e 5.3, referentes à Rodrigues (2000) e à lei 9.433/97, respectivamente, pois desconta a carga natural do rio, e maior que da equação 5.4, pois essa considera a carga atual no rio, geralmente superior.

Dessa forma, o termo II (referente à carga disponível para consumo) da equação 5.1 é maior que o da equação 5.4 e menor que o das equações 5.2 e 5.3. Com isso, conclui-se que as equações 5.2 e 5.3, referentes às propostas de Rodrigues (2000) e lei 9.433/97 consideram maior capacidade de assimilação do corpo receptor do que as demais e dessa forma as suas vazões de diluição necessárias serão as menores. Para a equação 5.1, referente à MMA (2000) e Kelman (1997), a capacidade de assimilação é intermediária às demais. Desta forma, as vazões de diluição terão valores intermediários. A equação 5.4, proposta por Hora (2001),

considera a menor capacidade de assimilação e, com isso, terá vazões de diluição superiores às demais. No entanto, quando a concentração atual do rio for menor que a natural, os valores relativos à Hora (2001) serão inferiores aos valores à MMA (2000) e Kelman (1997).

As equações 5.2 e 5.3, referentes às propostas de Rodrigues (2000) e lei 9.433/97, respectivamente, diferem pelo fato de que na equação 5.2, proposta por Rodrigues, o decaimento já está implícito, uma vez que considera a subtração entre as concentrações após o lançamento e antes do lançamento, diluídas na vazão de lançamento. Essa subtração (termo I) representa a concentração lançada já diluída no ponto de lançamento e ao longo dos trechos a jusante do lançamento contempla a redução dessa concentração pelos processos de autodepuração, sedimentação e retirada de carga poluente por captações a jusante. Por outro lado, a equação 5.3, referente à lei 9.433/97, não inclui esses processos de redução, sendo necessário utilizar coeficiente de utilização, citado anteriormente. Uma vez considerado esse coeficiente, espera-se que as equações 5.2 e 5.3 sejam equivalentes no ponto de lançamento, diferindo quanto ao seu decaimento ao longo dos trechos a jusante, caso os processos considerados nesse decaimento sejam diferentes.

Depois de analisadas as propostas foram verificados os resultados das simulações realizadas, de modo a comparar essas propostas. A figura 5.1 apresenta resultados da simulação 1, com somente um lançamento simulado. Conforme esperado e discutido anteriormente, observa-se que os valores resultantes da equação de Hora (2001) são os maiores em todo trecho, seguidos pelos valores relativos à MMA (2000), Kelman (1997), lei 9.433/97 e Rodrigues (2000).

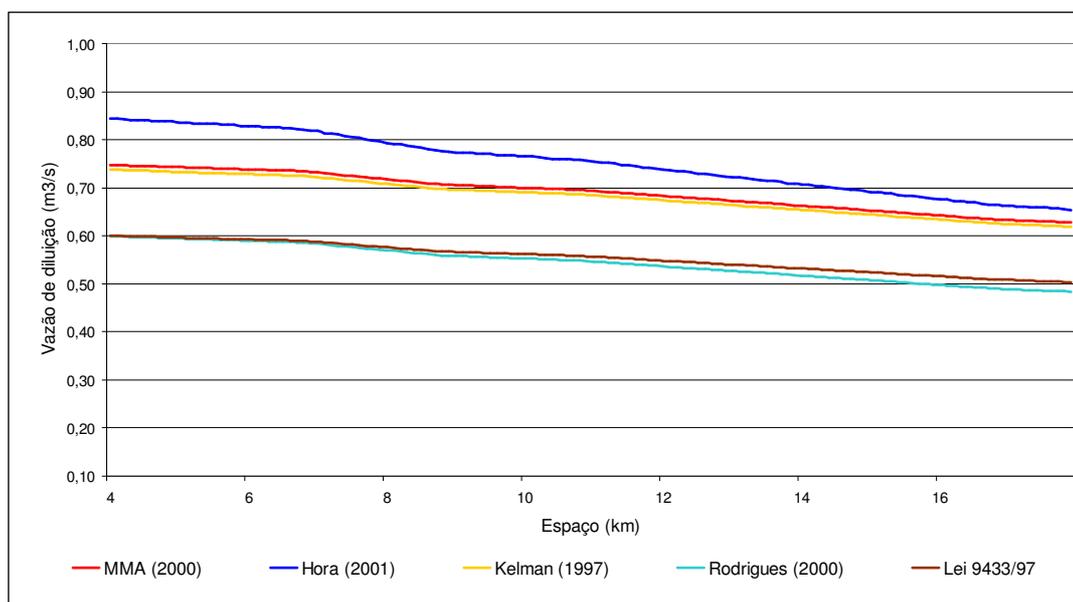


Figura 5.1: Resultado da simulação 1

Os valores referentes às equações de MMA (2000) e Kelman (1997) são próximos pelo fato de que a equação para a vazão de diluição é a mesma. No entanto, os valores obtidos pela equação de MMA (2000) são ligeiramente superiores, pois esta considera a vazão indisponibilizada, que é o somatório da vazão de diluição com a vazão lançada pelo próprio usuário, que, como citado anteriormente, é pequena comparada com a vazão do rio.

O decaimento da vazão de diluição calculada pela equação de Hora (2001) é o mais acentuado comparado com os demais. Uma das explicações desse fato é que, na equação proposta por Hora (2001), considera-se a concentração atual do rio antes do lançamento simulado. Dessa forma, considerando o decaimento de poluente já presente no sistema.

As equações de Rodrigues (2000) e lei 9.433/97 partem de um mesmo valor para a vazão de diluição no ponto do lançamento, apresentando decaimento levemente diferentes. O fato do decaimento para a vazão de diluição calculada por Rodrigues (2000) ser mais acentuado, pode ser explicado pelo fato de o coeficiente utilizado na equação referente à lei 9.433/97 ser baseado no decaimento proposto por Streeter Phelps, que considera a capacidade de autodepuração, enquanto que, para a equação de Rodrigues (2000), o decaimento considera tanto a capacidade de autodepuração como a sedimentação.

A simulação 2 (figura 5.2) apresenta resultados referentes à pré-existência de um lançamento localizado a jusante do lançamento simulado.

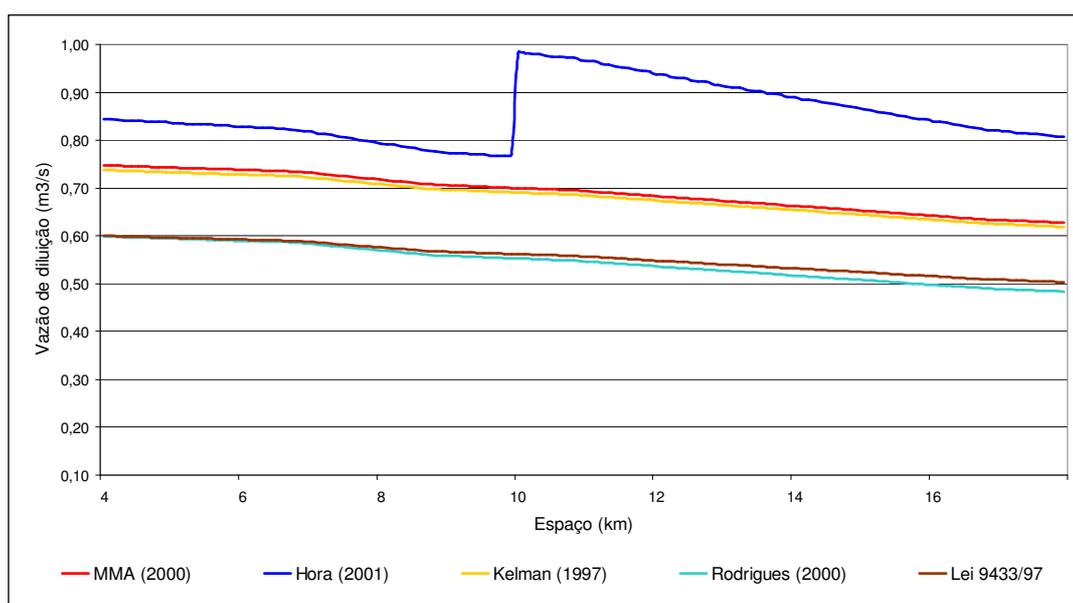


Figura 5.2: Resultado da simulação 2

Comparando a figura 5.1 (simulação 1) com a figura 5.2 (simulação 2), percebe-se que os valores obtidos pelas equações de MMA (2000), Kelman (1997), lei 9.433/97 e Rodrigues (2000) não apresentam variação, devido à presença de um lançamento a jusante pré-existente. Isso ocorre pois as equações de MMA (2000) e Kelman (1997) dependem da vazão e da concentração do efluente, da concentração máxima permitida para o corpo receptor e da concentração natural do rio. A equação referente à lei 9.433/97 depende da vazão, da concentração do efluente e da concentração máxima permitida para o corpo receptor. Conforme exposto anteriormente, Rodrigues (2000) estabelece que como condição de utilização da equação para vazão de diluição proposta, o lançamento simulado deve ser considerado separadamente dos lançamentos a jusante pré-existentes. Conclui-se que para essas equações a vazão de diluição não sofre influência devido a um lançamento pré-existente localizado a jusante do simulado.

Os valores obtidos por Hora (2001) apresentam aumento, no ponto do lançamento pré-existente localizado a jusante do simulado, com relação à simulação 1. Essa equação depende da concentração atual do rio antes do lançamento simulado, que se altera com um lançamento pré-existente.

Na simulação 3, foi considerada uma captação pré-existente a jusante do lançamento em análise.

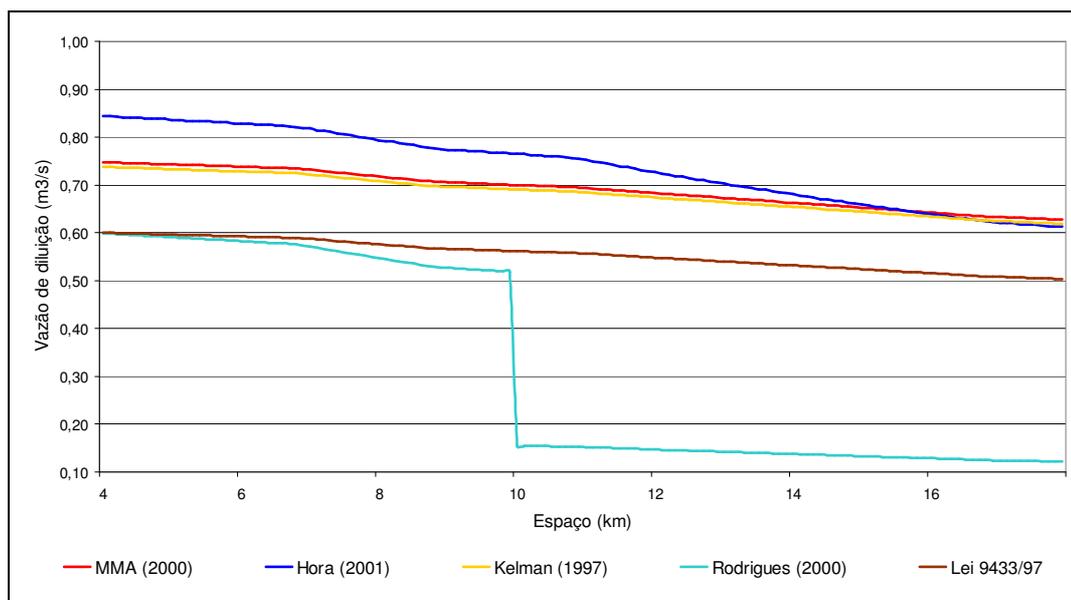


Figura 5.3: Resultado da simulação 3

Comparando a figura 5.1 (simulação 1) com a figura 5.3 (simulação 3), percebe-se, novamente, que os valores obtidos pelas equações de MMA (2000), Kelman (1997) e lei 9.433/97 não apresentam variação devido à presença de uma captação a jusante.

Nota-se que os valores correspondentes à equação de Rodrigues (2000) apresentam diminuição no ponto dessa captação. Isto se deve ao fato de que Rodrigues (2000) considera que pontos de captação a jusante devem ser considerados na análise de um lançamento, reduzindo, assim, a vazão do corpo receptor, mas a redução correspondente da concentração ocorre ao longo do trecho.

Os valores obtidos por Hora (2001) apresentam diminuição a partir do ponto da captação com relação à simulação 1. Isso se deve ao fato de a concentração atual antes ao lançamento simulado estar reduzida com relação à simulação 1, devido à retirada de poluente pela captação. Observa-se que, conforme suposto anteriormente, a partir do ponto onde os valores de Hora (2001) apresentam-se menores que os valores de MMA (2000) e Kelman (1997), tem-se que a concentração atual do rio é menor que a natural, devido à retirada de carga poluente do rio pela captação.

A simulação 4 (figura 5.4) possui um lançamento pré-existente a montante do lançamento simulado.

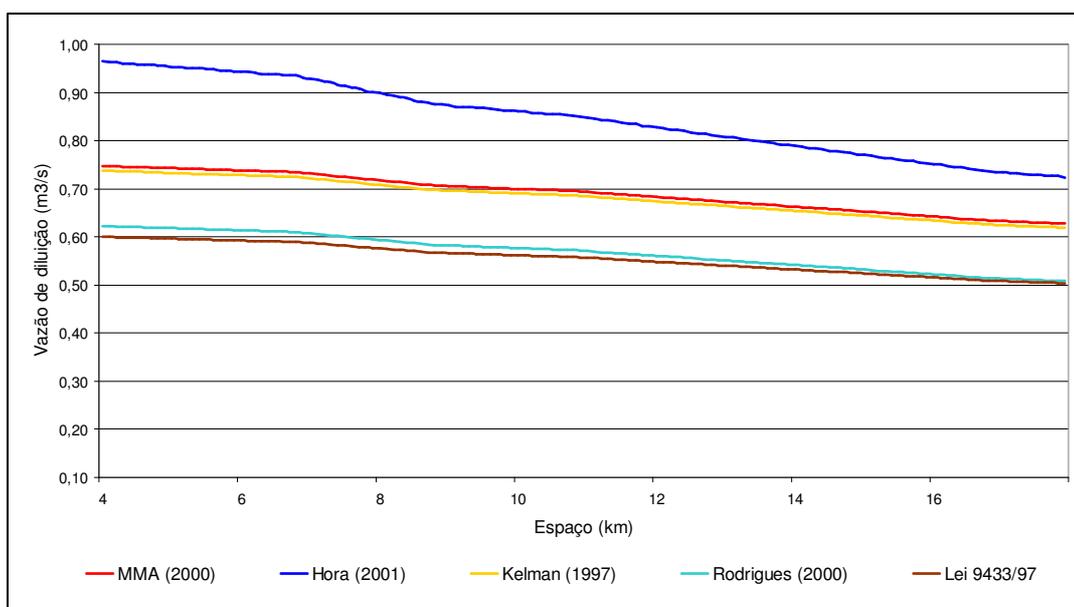


Figura 5.4: Resultado da simulação 4

Comparando a figura 5.1 (simulação 1) com a figura 5.4 (simulação 4), percebe-se que, assim como nas simulações anteriores, os valores obtidos pelas equações de MMA (2000), Kelman (1997) e lei 9.433/97 não apresentam variação devido à presença do lançamento a montante.

Os valores de Hora (2001) apresentaram um aumento com relação à simulação 1, devido ao aumento da concentração do corpo receptor antes do lançamento simulado, causando pelo lançamento a montante.

Os valores de Rodrigues (2000) apresentaram um leve aumento no valor da vazão de diluição com relação à simulação 1. Isso porque, apesar de a vazão do corpo de água ter sido mantida constante, como requer sua metodologia, a diferença entre a concentração antes e posterior ao lançamento apresentaram um aumento e não se mantiveram constante com relação à simulação 1, devido à formulação matemática utilizada.

A simulação 5 (figura 5.5) apresenta uma captação pré-existente, localizada a montante do lançamento simulado.

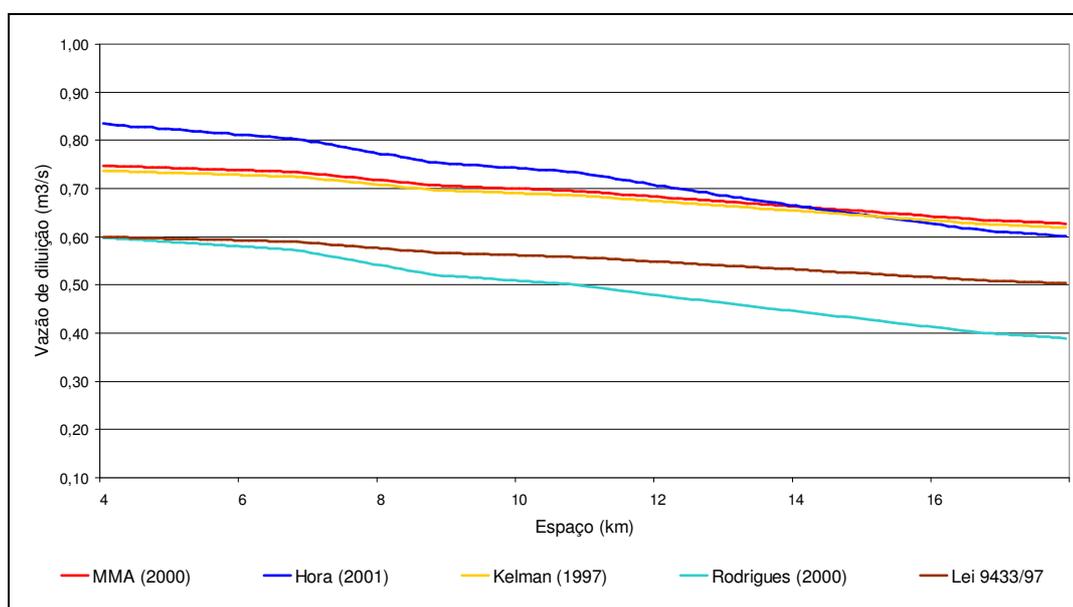


Figura 5.5: Resultado da simulação 5

Comparando a figura 5.1 (simulação 1) com a figura 5.5 (simulação 5), percebe-se que, como nas demais simulações, os valores obtidos pelas equações de MMA (2000), Kelman (1997) e lei 9.433/97 não apresentam variação devido à presença da captação a montante.

Os valores de Hora (2001) apresentaram uma diminuição com relação à simulação 1, devido à diminuição da concentração do corpo receptor antes do lançamento simulado, causada pela

captação a montante. Pelos mesmos motivos citados na análise da simulação 3, observa-se que, a partir do ponto onde os valores de Hora (2001) apresentam-se menores que os valores correspondentes a MMA (2000) e Kelman (1997), pois a concentração natural do rio é menor que a atual, devido à retirada de carga poluente do rio pela captação.

Os valores de Rodrigues (2000) são menores dos que os relativos à simulação 1. Isso ocorre porque com a captação a montante ocorre diminuição da vazão e das concentrações antes e após a simulação do lançamento, conforme definido por Rodrigues (2000), que considera a retirada de carga por meio de captações.

Dos resultados apresentados anteriormente tem-se que em todas as simulações realizadas, os valores da vazão de diluição para as equações propostas por MMA (2000), Kelman (1997) e lei 9.433/97, com coeficiente de utilização baseado no decaimento proposto por Streeter Phelps, não foram alterados em relação à simulação 1. Verifica-se, com isso, que essas equações consideram apenas o efeito do lançamento em questão para o cálculo da vazão de diluição. Nesses casos, a interferência de demais usos em um mesmo curso de água pode ser verificada no momento de comparação da vazão outorgável, após os devidos balanços hídricos, com a vazão de diluição necessária e verificação da possibilidade da outorga.

As equações de MMA (2000) e Kelman (1997) apresentam uma vantagem sobre a referente à lei 9.433/97, pois consideram a carga natural presente no rio. Dessa forma, tornam mais próxima da realidade a avaliação da vazão de diluição, uma vez que, naturalmente, encontra-se a presença de poluentes em um curso de água.

Considera-se que a equação de MMA (2000) apresenta uma vantagem quanto à referente à Kelman (1997) uma vez que considera a vazão tornada indisponível pelo usuário para que a concentração no corpo receptor, após a mistura, permaneça em conformidade com o enquadramento. A concentração da mistura, que deve respeitar o enquadramento, é associada à vazão do corpo de água após o lançamento. Dessa forma, a vazão de diluição utilizada para manter o corpo receptor em condições de acordo com o enquadramento é a vazão do rio adicionada à vazão de lançamento, ou seja, a vazão indisponível, como determina MMA (2000).

A equação proposta por Hora (2001) considera a concentração atual do corpo de água. Dessa forma, no cálculo da vazão de diluição, não avalia somente a contribuição do lançamento simulado, mas também a existência de outros usuários já outorgados ou não.

A intenção da equação de Rodrigues (2000) é calcular a vazão de diluição para cada usuário independente de outros lançamentos existentes. Para isso considera a subtração das concentrações depois e antes do lançamento simulado. No entanto, a formulação matemática permite ligeira variação na vazão de diluição, devido à presença de lançamentos pré-existentes a montante. A equação considera retirada de carga poluente com a existência de uma captação, de acordo com metodologia proposta.

A tabela 5.1 mostra um resumo das considerações feitas em cada proposta.

Tabela 5.1: Resumo das considerações feitas em cada proposta

Equação	Variáveis consideradas no cálculo e variação da vazão de diluição
Rodrigues (2000)	Vazão e concentração do efluente, concentração do enquadramento, autodepuração, sedimentação e captação pré-existentes.
Lei 9.433/97	Vazão e concentração do efluente, concentração do enquadramento, autodepuração.
Kelman (1997)	Vazão e concentração do efluente, concentração do enquadramento, concentração natural do rio, autodepuração.
Hora (2001)	Vazão e concentração do efluente, concentração do enquadramento, concentração atual do corpo de água, autodepuração, lançamento e captação pré-existentes.
MMA (2000)	Vazão e concentração do efluente, concentração do enquadramento, concentração natural do rio, autodepuração. (considera vazão indisponível = vazão diluição + vazão efluente)

5.3 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES EM CORPO DE ÁGUA NA BACIA-PILOTO

5.3.1 Implementação, calibração e validação do modelo QUAL2E

Estimativa de cargas difusas com o modelo GWLF

Após levantamento dos dados utilizados na entrada do modelo GWLF, procedeu-se às simulações dos 5 setores. Foram obtidos resultados mensais para cada um dos treze anos de dados de temperatura e precipitação utilizados no arquivo *Weather.dat* e as médias mensais para esses anos. Para a calibração, foram utilizados os dados dos meses de março, julho,

setembro e outubro, referentes ao ano de 1997 e, para as simulações, utilizou-se a média dos valores médios mensais. A tabela 5.2 mostra os resultados de vazões e de concentrações de fósforo com as unidades convertidas, conforme as equações 4.1 e 4.2, para todos os setores, nos meses das campanhas de 1997, utilizadas na calibração e validação do modelo QUAL2E. As tabelas 5.3 a 5.7 mostram os resultados de vazão e de concentração de fósforo para os setores de 1 a 5, respectivamente, com as unidades convertidas, conforme as equações 4.1 e 4.2 e as médias destes valores utilizadas nas simulações.

Tabela 5.2: Dados referentes à poluição difusa, para os meses de 1997, utilizados na calibração e validação do modelo QUAL2E

Setor	Mês	Vazão (m ³ /s)	Pdiss (mg/l)	Porg (mg/l)
1	Mar	30,55	0,11	0,00
	Jul	50,86	0,13	0,00
	Set	71,91	0,15	0,00
	Out	6,92	0,13	0,00
2	Mar	23,42	0,11	0,00
	Jul	37,98	0,13	0,00
	Set	52,69	0,15	0,00
	Out	5,21	0,13	0,00
3	Mar	55,85	0,10	0,00
	Jul	91,41	0,12	0,00
	Set	128,35	0,14	0,00
	Out	12,41	0,12	0,00
4	Mar	54,67	0,07	0,00
	Jul	79,74	0,07	0,00
	Set	103,60	0,07	0,00
	Out	10,99	0,07	0,00
5	Mar	19,78	0,12	0,00
	Jul	34,41	0,15	0,00
	Set	49,58	0,17	0,00
	Out	4,72	0,15	0,00

Tabela 5.3: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 1

Mês	Vazão (m ³ /s)	Pdiss (mg/l)	Porg (mg/l)
Jan	41,36	0,12	0,00
Fev	37,40	0,13	0,00
Mar	31,14	0,12	0,00
Abr	40,98	0,12	0,00
Mai	34,10	0,12	0,00
Jun	41,36	0,13	0,00
Jul	38,17	0,12	0,00
Ago	32,93	0,12	0,00
Set	40,16	0,13	0,00
Out	24,42	0,13	0,00
Nov	30,78	0,13	0,00
Dez	43,53	0,13	0,00
Média	36,36	0,12	0,00

Tabela 5.4: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 2

Mês	Vazão (m³/s)	Pdiss (mg/l)	Porg (mg/l)
Jan	31,02	0,12	0,00
Fev	28,25	0,13	0,00
Mar	23,50	0,11	0,00
Abr	30,92	0,12	0,00
Mai	25,67	0,12	0,00
Jun	31,05	0,13	0,00
Jul	28,67	0,12	0,00
Ago	24,73	0,12	0,00
Set	30,27	0,12	0,00
Out	18,32	0,12	0,00
Nov	23,19	0,12	0,00
Dez	32,73	0,12	0,00
Média	27,36	0,12	0,00

Tabela 5.5: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 3

Mês	Vazão (m³/s)	Pdiss (mg/l)	Porg (mg/l)
Jan	74,53	0,12	0,00
Fev	67,75	0,12	0,00
Mar	56,36	0,11	0,00
Abr	74,02	0,12	0,00
Mai	61,57	0,11	0,00
Jun	74,53	0,12	0,00
Jul	68,86	0,11	0,00
Ago	59,45	0,11	0,00
Set	72,64	0,12	0,00
Out	44,00	0,12	0,00
Nov	55,53	0,12	0,00
Dez	78,45	0,12	0,00
Média	65,64	0,12	0,00

Tabela 5.6: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 4

Mês	Vazão (m³/s)	Pdiss (mg/l)	Porg (mg/l)
Jan	66,33	0,07	0,00
Fev	62,21	0,08	0,00
Mar	51,72	0,07	0,00
Abr	67,54	0,07	0,00
Mai	55,59	0,07	0,00
Jun	66,50	0,07	0,00
Jul	61,67	0,07	0,00
Ago	53,30	0,07	0,00
Set	66,21	0,07	0,00
Out	39,06	0,07	0,00
Nov	50,05	0,07	0,00
Dez	70,16	0,07	0,00
Média	59,19	0,07	0,00

Tabela 5.7: Dados médios mensais e suas médias utilizadas nas simulações para o setor 5

Mês	Vazão (m ³ /s)	Pdiss (mg/l)	Porg (mg/l)
Jan	27,79	0,14	0,00
Fev	24,82	0,14	0,00
Mar	20,68	0,13	0,00
Abr	27,35	0,14	0,00
Mai	22,82	0,13	0,00
Jun	27,79	0,14	0,00
Jul	25,59	0,14	0,00
Ago	22,05	0,14	0,00
Set	26,71	0,14	0,00
Out	16,44	0,14	0,00
Nov	20,66	0,14	0,00
Dez	29,26	0,14	0,00
Média	24,33	0,14	0,00

Calibração e validação do modelo computacional QUAL2E

Com os dados de entrada necessários para simulação do QUAL2E, incluindo os dados referentes à poluição difusa estimados pelo GWLF, realizou-se a calibração do modelo QUAL2E. As figuras de 5.6 a 5.17 mostram os valores monitorados e os simulados para temperatura, OD, DBO e fósforo.

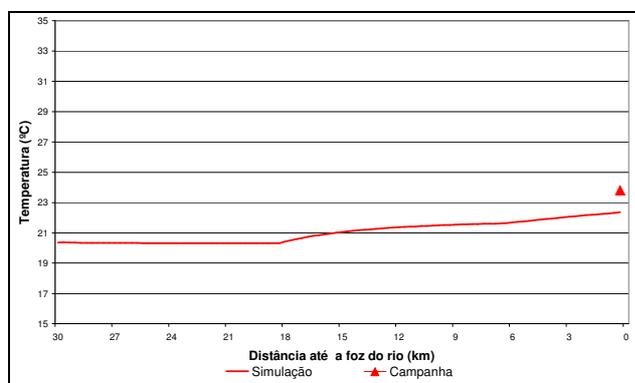


Figura 5.6: Calibração para temperatura para campanha de setembro de 1997

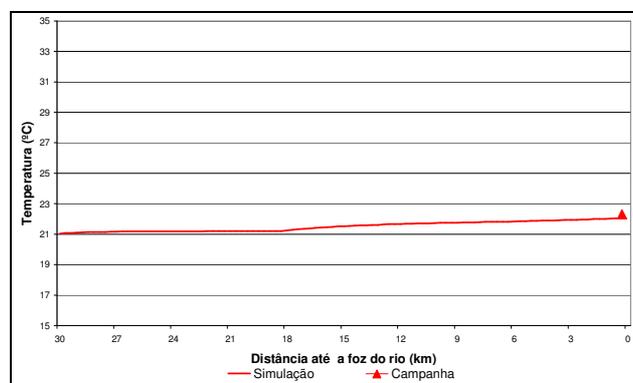


Figura 5.7: Calibração para temperatura para campanha de março de 1997

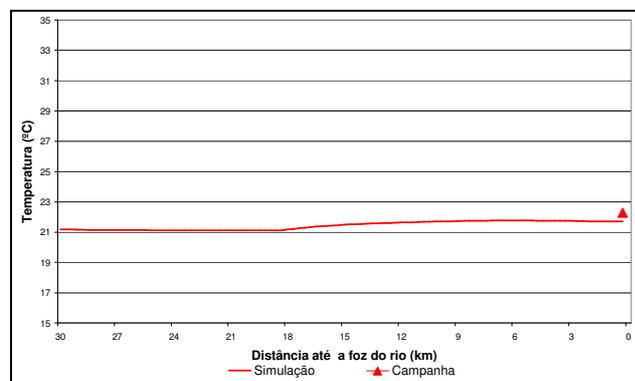


Figura 5.8: Calibração para temperatura para campanha de julho de 1997

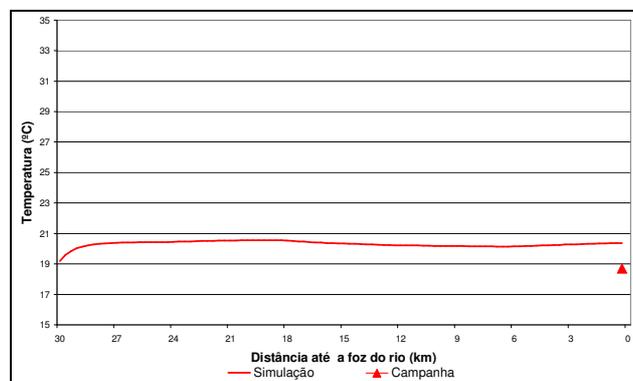


Figura 5.9: Calibração para temperatura para campanha de outubro de 1997

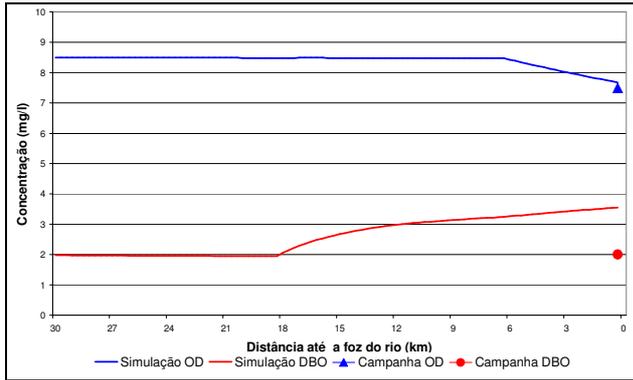


Figura 5.10: Calibração para OD e DBO para campanha de setembro de 1997

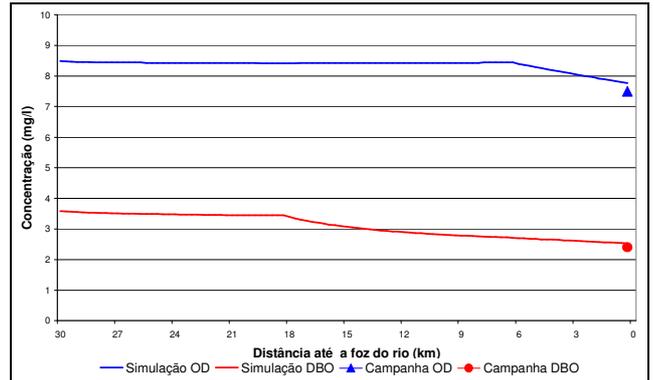


Figura 5.11: Calibração para OD e DBO para campanha de março de 1997

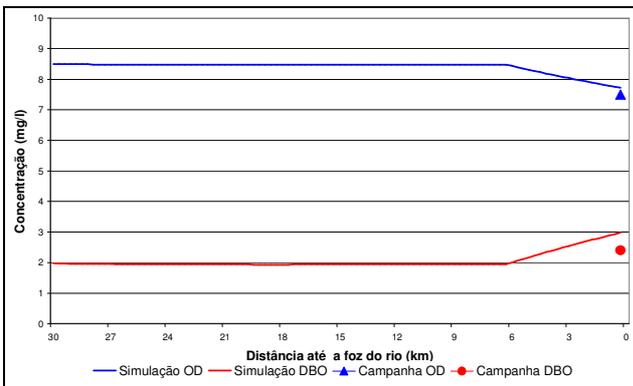


Figura 5.12: Calibração para OD e DBO para campanha de julho de 1997

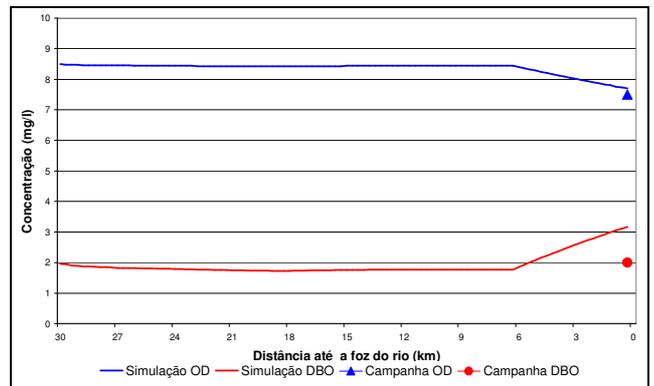


Figura 5.13: Calibração para OD e DBO para campanha de outubro de 1997

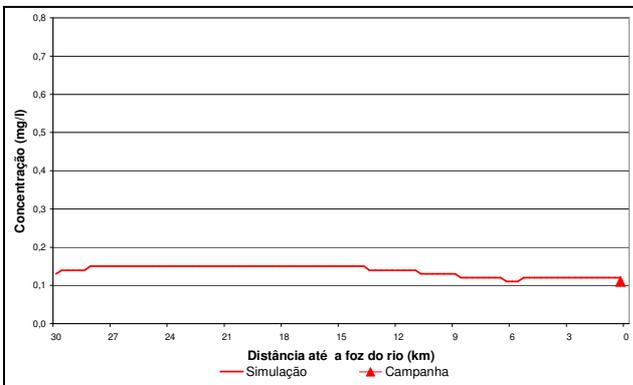


Figura 5.14: Calibração para fósforo para campanha de setembro de 1997

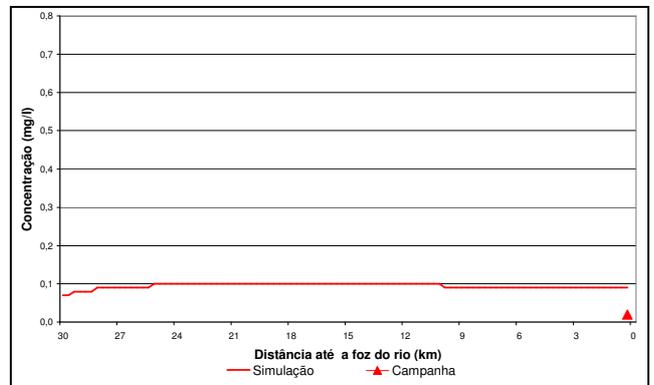


Figura 5.15: Calibração para fósforo para campanha de março de 1997

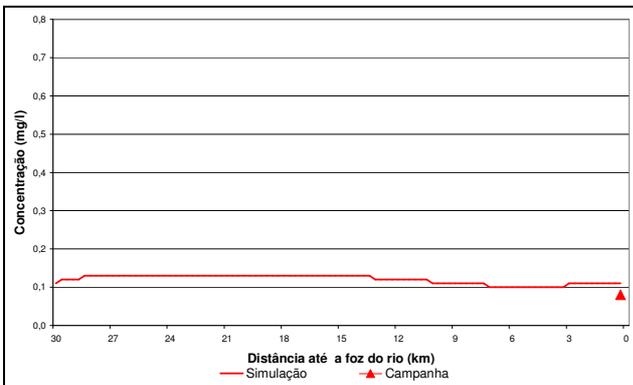


Figura 5.16: Calibração para fósforo para campanha de julho de 1997

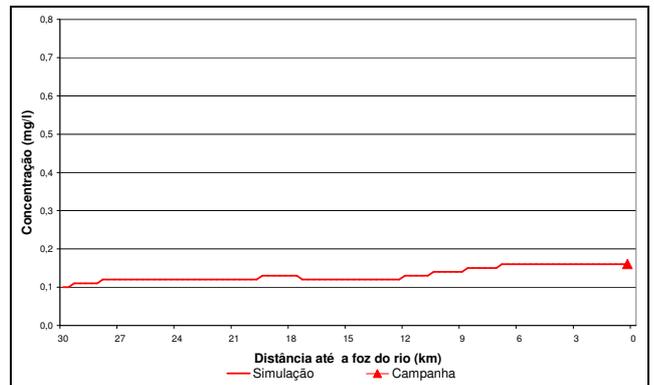


Figura 5.17: Calibração para fósforo para campanha de outubro de 1997

Cabe observar que a calibração realizada poderia ter sido melhorada significativamente, caso estivessem disponíveis resultados de monitoramentos realizados em maior número de campanhas, abrangendo pontos adicionais situados no trecho de estudo.

Avaliação da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória

Conforme apresentado na metodologia, a poluição difusa foi estimada utilizando o modelo GWLF e inserida no modelo QUAL2E com os demais dados de entrada para simulação da qualidade da água e esses resultados foram inseridos nas planilhas automatizadas para análise dos pedidos de outorgas. As figuras 5.18 e 5.19 mostram as planilhas utilizadas para tal fim, de forma a explicar o funcionamento das mesmas.

Automatização das planilhas para análise da outorga para diluição em rios

As figuras 5.18 e 5.19 são as planilhas correspondentes ao cálculo da vazão indisponível em termos de DBO para os usuários 1 (ETE) e 2 (fábrica de laticínio), respectivamente. Esse parâmetro apresentou valores indisponíveis maiores que os requeridos em termos de temperatura, para todos os cenários simulados.

No quadro superior, são inseridos os dados utilizados para cálculo da vazão de diluição conforme equação 4.16. A coluna E recebe os valores resultantes da simulação com o QUAL2E, Este valor já é a subtração entre a concentração de DBO no corpo receptor após a mistura, com o efluente lançado e a concentração no corpo receptor antes do lançamento, diluído na vazão do lançamento, como mostrado na equação 4.6 do cálculo do coeficiente β_k , cujos resultados são apresentados na coluna F. A coluna G apresenta os resultados do coeficiente λ , conforme equação 4.7. Na coluna H ocorre o cálculo da vazão indisponível a jusante do lançamento, segundo a equação 4.3.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1															
2															
3															
4															
5															
6															
			<div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> Csat (mg/l): 1,00 Qe (m³/s): 0,004 Ce (mg/l): 58,00 Qdilui x0 (m³/s): 0,05 </div>												
7	Trecho	DF (km)	Usuário	Cmax (mg/l)	Cx (mg/l)	β	λ	Qindisp (m³/s)							
56	3	15,6													
57		15,3	Usuário 2	5,00	0,44	1,00	1,00	0,06							
58		15,0		5,00	0,42	0,95	1,00	0,05							
59		14,7		5,00	0,39	0,89	1,00	0,05							
60		14,4		5,00	0,37	0,84	1,00	0,05							
61		14,1		5,00	0,35	0,80	1,00	0,05							
62		13,8		5,00	0,33	0,75	1,00	0,04							
63		13,5		5,00	0,31	0,70	1,00	0,04							
64		13,2		5,00	0,29	0,66	1,00	0,04							
65		12,9		5,00	0,27	0,61	1,00	0,03							
66	12,6		5,00	0,25	0,57	1,00	0,03								
67	12,3		5,00	0,24	0,55	1,00	0,03								
68	12,0		5,00	0,23	0,52	1,00	0,03								
69	4	11,7		5,00	0,21	0,48	1,00	0,03							
70		11,4		5,00	0,20	0,45	1,00	0,03							
71		11,1		5,00	0,18	0,41	1,00	0,02							
72		10,8		5,00	0,18	0,41	1,00	0,02							
73		10,5		5,00	0,17	0,39	1,00	0,02							
74		10,2		5,00	0,16	0,36	1,00	0,02							
75		9,9		5,00	0,14	0,32	1,00	0,02							
76		9,6		5,00	0,13	0,30	1,00	0,02							
77		9,3		5,00	0,12	0,27	1,00	0,02							
78		9,0		5,00	0,12	0,27	1,00	0,02							
79		8,7		5,00	0,12	0,27	1,00	0,02							
80		8,4		5,00	0,11	0,25	1,00	0,01							
81		8,1		5,00	0,10	0,23	1,00	0,01							
82		7,8		5,00	0,09	0,20	1,00	0,01							
83		7,5		5,00	0,09	0,20	1,00	0,01							
84		7,2		5,00	0,08	0,18	1,00	0,01							
85		6,9		5,00	0,07	0,16	1,00	0,01							
86		6,6		5,00	0,08	0,18	1,00	0,01							
87	6,3		5,00	0,07	0,16	1,00	0,01								
88	6,0		5,00	0,07	0,16	1,00	0,01								
89	5	5,7		5,00	0,06	0,14	1,00	0,01							
90		5,4		5,00	0,06	0,14	1,00	0,01							
91		5,1		5,00	0,05	0,11	1,00	0,01							
92		4,8		5,00	0,05	0,11	1,00	0,01							
93		4,5		5,00	0,05	0,11	1,00	0,01							
94		4,2		5,00	0,04	0,09	1,00	0,01							
95		3,9		5,00	0,04	0,09	1,00	0,01							
96		3,6		5,00	0,04	0,09	1,00	0,01							
97		3,3		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00							
98		3,0		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00							
99	2,7		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00								
100	2,4		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00								
101	2,1		5,00	0,02	0,05	1,00	0,00								
102	1,8		5,00	0,02	0,05	1,00	0,00								
103	1,5		5,00	0,02	0,05	1,00	0,00								
104	1,2		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00								
105	0,9		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00								
106	0,6		5,00	0,03	0,07	1,00	0,00								
107	0,3		5,00	0,02	0,05	1,00	0,00								
108															

Figura 5.19: Planilha correspondente ao cálculo da vazão indisponível, em termos de DBO, para o usuário 2

Outorga para diluição independente da outorga para captação

A figura 5.20 mostra a planilha correspondente à análise quanto à disponibilidade hídrica para diluição de DBO, considerando os usuários 1 e 2 para a análise independente da outorga para diluição. No quadro superior, é indicada a porcentagem da vazão referência destinada à outorga para captação. Com esse valor e os valores da vazão de referência calculados na coluna F, a partir da área de drenagem, são calculados, na coluna G, os valores da vazão máxima outorgável para diluição, conforme equação 4.10 e, a partir dessa e da vazão de

lançamento apresentada na coluna D, calcula-se a vazão disponível na coluna H, conforme equação 4.11.

A vazão indisponível geral calculada na coluna I é obtida conforme metodologia apresentada no item “vazão indisponível geral”, ou seja, somando-se a vazão indisponível em termos de DBO para cada usuário. Com os valores das colunas H e I calcula-se a vazão remanescente na coluna J, conforme equação 4.16, e verifica-se se esse valor é positivo ou negativo. Se positivo, aparecerá na coluna K a resposta “OK”, caso contrário aparecerá a resposta “NÃO”.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	M
1												
2		<div style="border: 1px solid black; padding: 2px; display: inline-block;"> Q_{max capta} (% Q_{T,10}): 50% </div>										
3												
4												
5												
6	Trecho	DF (km)	Usuário	Q _e (m³/s)	Área de drenagem (Km²)	Q _{ref} Q _{T,10} (m³/s)	Q _{max} dilui (m³/s)	Q _{disp} quali (m³/s)	Q _{indisp} geral (m³/s)	Q _{reman} (m³/s)	Verificação	
55	3	15,6										
56		15,3	Usuário 2	0,004	370	2,40	1,20	1,20	0,06	1,14	OK	
57		15,0			370	2,40	1,20	1,20	0,05	1,15	OK	
58		14,7			371	2,40	1,20	1,20	0,05	1,15	OK	
59		14,4			371	2,41	1,20	1,20	0,05	1,16	OK	
60		14,1			371	2,41	1,20	1,20	0,05	1,16	OK	
61		13,8			372	2,41	1,21	1,21	0,04	1,16	OK	
62		13,5			372	2,41	1,21	1,21	0,04	1,17	OK	
63		13,2			373	2,42	1,21	1,21	0,04	1,17	OK	
64		12,9			373	2,42	1,21	1,21	0,03	1,17	OK	
65	12,6			373	2,42	1,21	1,21	0,03	1,18	OK		
66	12,3			374	2,42	1,21	1,21	0,03	1,18	OK		
67	12,0			373	2,42	1,21	1,21	0,03	1,18	OK		
68	11,7			373	2,42	1,21	1,21	0,03	1,18	OK		
69	11,4			382	2,47	1,23	1,23	0,03	1,21	OK		
70	11,1			390	2,52	1,26	1,26	0,02	1,24	OK		
71	10,8			398	2,56	1,28	1,28	0,02	1,26	OK		
72	10,5			407	2,61	1,31	1,31	0,02	1,28	OK		
73	10,2			415	2,66	1,33	1,33	0,02	1,31	OK		
74	9,9			423	2,71	1,35	1,35	0,02	1,34	OK		
75	9,6			431	2,76	1,38	1,38	0,02	1,36	OK		
76	9,3			440	2,80	1,40	1,40	0,02	1,39	OK		
77	9,0			448	2,85	1,43	1,43	0,02	1,41	OK		
78	8,7			456	2,90	1,45	1,45	0,02	1,43	OK		
79	8,4			464	2,95	1,47	1,47	0,01	1,46	OK		
80	8,1			473	2,99	1,50	1,50	0,01	1,48	OK		
81	7,8			481	3,04	1,52	1,52	0,01	1,51	OK		
82	7,5			489	3,09	1,54	1,54	0,01	1,53	OK		
83	7,2			497	3,14	1,57	1,57	0,01	1,56	OK		
84	6,9			506	3,18	1,59	1,59	0,01	1,58	OK		
85	6,6			514	3,23	1,61	1,61	0,01	1,60	OK		
86	6,3			522	3,28	1,64	1,64	0,01	1,63	OK		
87	6,0			514	3,23	1,61	1,61	0,01	1,61	OK		
88	5,7	Usuário 1	0,011	514	3,23	1,61	1,61	2,07	-0,45	NÃO		
89	5,4			515	3,24	1,62	1,62	2,02	-0,40	NÃO		
90	5,1			517	3,25	1,62	1,62	1,97	-0,35	NÃO		
91	4,8			519	3,26	1,63	1,63	1,92	-0,29	NÃO		
92	4,5			520	3,26	1,63	1,63	1,88	-0,24	NÃO		
93	4,2			522	3,27	1,64	1,64	1,83	-0,19	NÃO		
94	3,9			523	3,28	1,64	1,64	1,79	-0,14	NÃO		
95	3,6			525	3,29	1,65	1,65	1,74	-0,10	NÃO		
96	3,3			526	3,30	1,65	1,65	1,70	-0,05	NÃO		
97	3,0			528	3,31	1,65	1,65	1,66	-0,01	NÃO		
98	2,7			529	3,32	1,66	1,66	1,62	0,04	OK		
99	2,4			531	3,33	1,66	1,66	1,58	0,08	OK		
100	2,1			532	3,33	1,67	1,67	1,54	0,12	OK		
101	1,8			534	3,34	1,67	1,67	1,51	0,17	OK		
102	1,5			535	3,35	1,68	1,68	1,47	0,21	OK		
103	1,2			537	3,36	1,68	1,68	1,44	0,24	OK		
104	0,9			538	3,37	1,68	1,68	1,40	0,28	OK		
105	0,6			540	3,38	1,69	1,69	1,37	0,32	OK		
106	0,3			540	3,38	1,69	1,69	1,34	0,35	OK		
107												

Figura 5.20: Planilha correspondente à análise quanto à disponibilidade hídrica, em termos de DBO, considerando os usuários 1 e 2, para a análise independente da outorga para diluição

Outorga para diluição integrada à outorga para captação

A figura 5.21 mostra a planilha correspondente à análise quanto à disponibilidade hídrica para diluição de DBO, considerando os usuários 1 e 2, para a análise integrada da outorga para diluição e captação. No quadro superior, é indicada a porcentagem da vazão referência destinada à outorga para captação. Como definido na metodologia, a verificação da disponibilidade hídrica é feita quantitativamente e qualitativamente. Com o valor da vazão máxima outorgável para captação e os valores da vazão de referência calculados na coluna F, são calculados, na coluna G, os valores da vazão mínima que deve permanecer no curso de água, conforme equação 4.14. A coluna H calcula a vazão residual após inclusão da captação e análise, conforme equação, e então, na coluna I, verifica-se se essa vazão residual é maior que a vazão mínima.

Qualitativamente, a verificação é análoga à da metodologia que considera as outorgas independentes. A coluna J calcula a vazão máxima outorgável para diluição, conforme equação 4.12, considerando a vazão de referência e as vazões efetivamente captadas a montante. Conforme equação 4.13 e, a partir desta e da vazão de lançamento apresentada na coluna D, calcula-se a vazão disponível na coluna K. A vazão indisponível geral, calculada na coluna L, é obtida conforme metodologia apresentada no item “vazão indisponível geral”, ou seja, somando-se a vazão indisponível em termos de DBO para cada usuário. Com os valores das colunas K e L, calcula-se a vazão remanescente na coluna M, conforme equação 4.16, e verifica-se se esse valor é positivo ou negativo. Se positivo, aparecerá na coluna N a resposta “OK”. Caso contrário, aparecerá a resposta “NÃO”.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	OE	OF					
1																					
2			Quantidade [X 10 ³ lit]		SBX																
4								Qualidade			Qualidade										
5																					
	Trunks	DF [km]	Usuário	Q ₀ [m³/s]	Área de drenagem [Km²]	Q ₀ 07,48 [m³/s]	Q _{min} [m³/s]	Q _{residual} [m³/s]	Verificação	Q _{max diluí} [m³/s]	Q _{limp} [m³/s]	Q _{limp geral} [m³/s]	Q _{resma} [m³/s]	Verificação							
36	2	24,8	Usuário 3	-1,58	294,58	1,35	0,38	0,45	☹☹☹												
37		28,7					0,38	0,51	☹☹☹												
38		28,4					0,38	0,56	☹☹☹												
39		28,1					0,38	0,51	☹☹☹												
40		19,8					0,38	0,57	☹☹☹												
41		19,5					0,38	0,52	☹☹☹												
42		19,2					0,38	0,47	☹☹☹												
43		18,9					0,38	0,42	☹☹☹												
44		18,6					0,38	0,37	☹☹☹												
45		18,3					0,38	0,32	☹☹☹												
46		18,0					0,38	0,27	☹☹☹												
47		17,7					0,38	0,22	☹☹☹												
48		17,4					0,38	0,17	☹☹☹												
49		17,1					0,38	0,12	☹☹☹												
50		16,8					0,38	0,07	☹☹☹												
51		16,5					0,38	0,02	☹☹☹												
52		16,2					0,38	0,00	☹☹☹												
53		15,9					0,38	0,00	☹☹☹												
54	15,6	0,38	0,00	☹☹☹																	
55	15,3	0,38	0,00	☹☹☹																	
56	15,0	0,38	0,00	☹☹☹																	
57	14,7	0,38	0,00	☹☹☹																	
58	14,4	0,38	0,00	☹☹☹																	
59	14,1	0,38	0,00	☹☹☹																	
60	13,8	0,38	0,00	☹☹☹																	
61	13,5	0,38	0,00	☹☹☹																	
62	13,2	0,38	0,00	☹☹☹																	
63	12,9	0,38	0,00	☹☹☹																	
64	12,6	0,38	0,00	☹☹☹																	
65	12,3	0,38	0,00	☹☹☹																	
66	12,0	0,38	0,00	☹☹☹																	
67	11,7	0,38	0,00	☹☹☹																	
68	11,4	0,38	0,00	☹☹☹																	
69	11,1	0,38	0,00	☹☹☹																	
70	10,8	0,38	0,00	☹☹☹																	
71	10,5	0,38	0,00	☹☹☹																	
72	10,2	0,38	0,00	☹☹☹																	
73	9,9	0,38	0,00	☹☹☹																	
74	9,6	0,38	0,00	☹☹☹																	
75	9,3	0,38	0,00	☹☹☹																	
76	9,0	0,38	0,00	☹☹☹																	
77	8,7	0,38	0,00	☹☹☹																	
78	8,4	0,38	0,00	☹☹☹																	
79	8,1	0,38	0,00	☹☹☹																	
80	7,8	0,38	0,00	☹☹☹																	
81	7,5	0,38	0,00	☹☹☹																	
82	7,2	0,38	0,00	☹☹☹																	
83	6,9	0,38	0,00	☹☹☹																	
84	6,6	0,38	0,00	☹☹☹																	
85	6,3	0,38	0,00	☹☹☹																	
86	6,0	0,38	0,00	☹☹☹																	
87	5,7	0,38	0,00	☹☹☹																	
88	5,4	0,38	0,00	☹☹☹																	
89	5,1	0,38	0,00	☹☹☹																	
90	4,8	0,38	0,00	☹☹☹																	
91	4,5	0,38	0,00	☹☹☹																	
92	4,2	0,38	0,00	☹☹☹																	
93	3,9	0,38	0,00	☹☹☹																	
94	3,6	0,38	0,00	☹☹☹																	
95	3,3	0,38	0,00	☹☹☹																	
96	3,0	0,38	0,00	☹☹☹																	
97	2,7	0,38	0,00	☹☹☹																	
98	2,4	0,38	0,00	☹☹☹																	
99	2,1	0,38	0,00	☹☹☹																	
100	1,8	0,38	0,00	☹☹☹																	
101	1,5	0,38	0,00	☹☹☹																	
102	1,2	0,38	0,00	☹☹☹																	
103	0,9	0,38	0,00	☹☹☹																	
104	0,6	0,38	0,00	☹☹☹																	
105	0,3	0,38	0,00	☹☹☹																	

Figura 5.21: Planilha correspondente à análise quanto à disponibilidade hídrica, em termos de DBO considerando os usuários 1 e 2 para a análise independente da outorga para diluição

Cenários simulados

Para todos os cenários “A” e “B”, a vazão indisponível em termos do parâmetro DBO foi superior à do parâmetro temperatura. Isto ocorreu, pois os valores de temperatura do efluente foram mais próximos do valor máximo permitido do que no caso do parâmetro DBO. Nesse sentido, as outorgas deferidas em termos de DBO também estão deferidas em termos de

temperatura, pois a vazão indisponibilizada é suficiente para diluir os dois parâmetros utilizados na análise, pelo fato de serem distintos.

Nos cenários “A” e “B”, são verificadas as possibilidades de deferimento dos pleitos analisados, considerando apenas os parâmetros DBO e temperatura em relação ao rio Santa Maria da Vitória. A análise final quanto ao deferimento é realizada verificando os cenários correspondentes à análise global, considerando também os cenários “C” e “D”, referentes à avaliação no reservatório de Rio Bonito em termos do parâmetro fósforo total.

Cenários A - Outorga para diluição independente da outorga para captação

Cenário A1: considerou-se o lançamento da ETE, localizado conforme figura 4.23, sem tratamento prévio, com as concentrações conforme tabela 4.23. A figura 5.22 mostra o gráfico ao longo do rio com a vazão indisponibilizada geral e a vazão disponível. Verificou-se que, com a configuração, o lançamento pela ETE não seria outorgado, pois a vazão indisponível geral é superior à vazão disponível ao longo de todo trecho a jusante do lançamento.

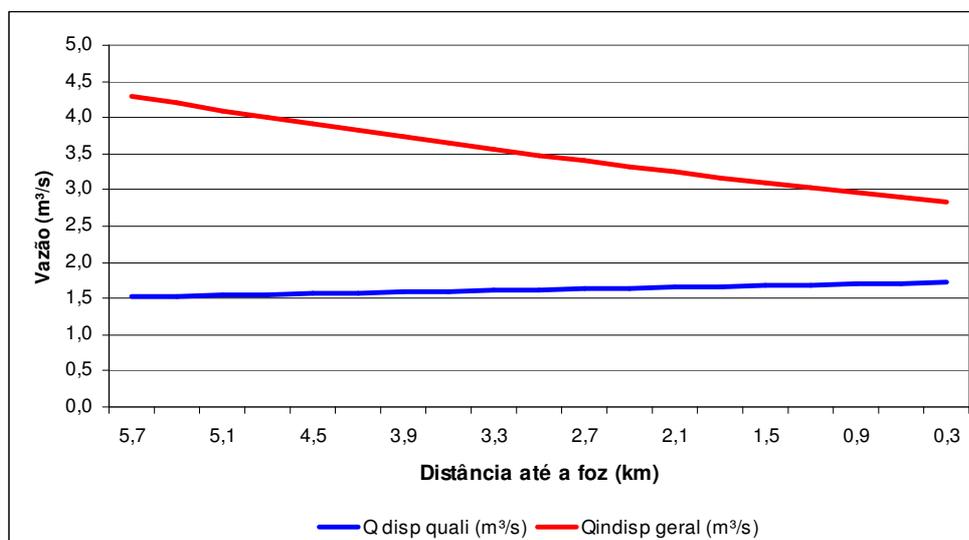


Figura 5.22: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A1)

Cenário A2: objetivou-se verificar se com um tratamento com eficiência média de remoção para o lançamento da ETE (eficiência e concentrações apresentadas na tabela 4.26), essa outorga poderia ser deferida. A figura 5.23 mostra que, com essa configuração, esse lançamento poderia ser outorgado, pois a vazão indisponível geral é inferior à vazão disponível ao longo de todo o trecho a jusante do lançamento.

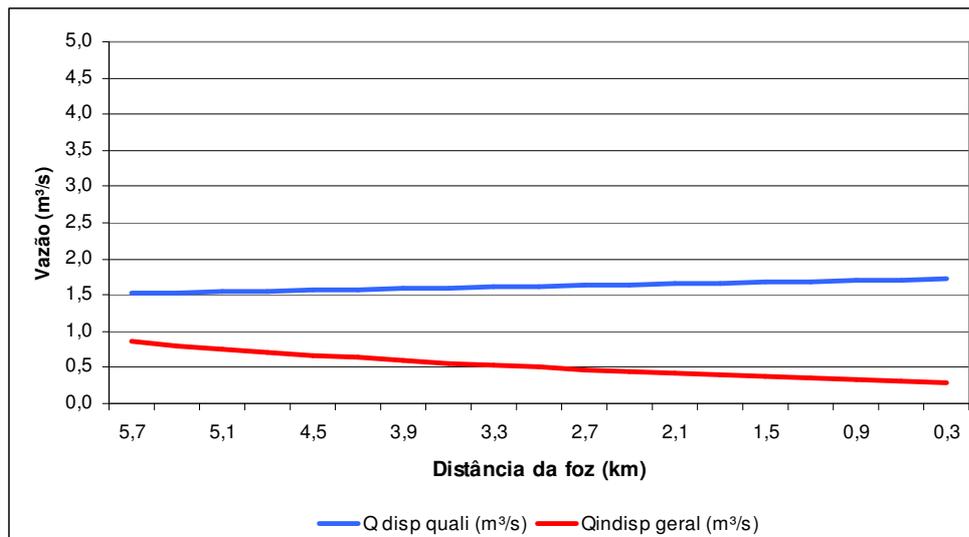


Figura 5.23: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A2)

Cenário A3: o objetivo foi mostrar qual a influência de um usuário requisitando o direito de lançar seu efluente em um corpo de água onde exista outro uso já outorgado. Com essa finalidade, adotou-se a mesma configuração do cenário A2 para a ETE (tratamento com eficiência média e concentrações conforme tabela 4.26), considerando que esse lançamento estaria outorgado e verificou-se a possibilidade de outorgar o lançamento da fábrica de laticínio, sem tratamento prévio do seu efluente (concentrações mostradas na tabela 4.29). A figura 5.24 que mostra que em um trecho imediatamente a jusante desse lançamento, a vazão indisponibilizada geral é maior que a disponível. Conclui-se que o segundo lançamento não poderia ser outorgado com as características simuladas, pois não há disponibilidade hídrica no local do lançamento. No entanto, pela figura 5.24, observa-se, também que esse usuário não comprometeria a outorga concedida para o lançamento da ETE, apesar de a vazão indisponível geral ter aumentado a jusante do lançamento da fábrica.

Cenário A4: foi verificado se um tratamento com eficiência média de remoção para o lançamento da fábrica seria suficiente para deferir seu pedido de outorga, considerando o lançamento da ETE outorgado conforme cenário A2 (tratamento com eficiência média e concentrações conforme tabela 4.26). Pela figura 5.25, conclui-se que, com essa configuração, os dois usuários poderiam lançar seus efluentes no rio Santa Maria da Vitória, uma vez que a vazão indisponibilizada geral é inferior à disponível em todo trecho simulado.

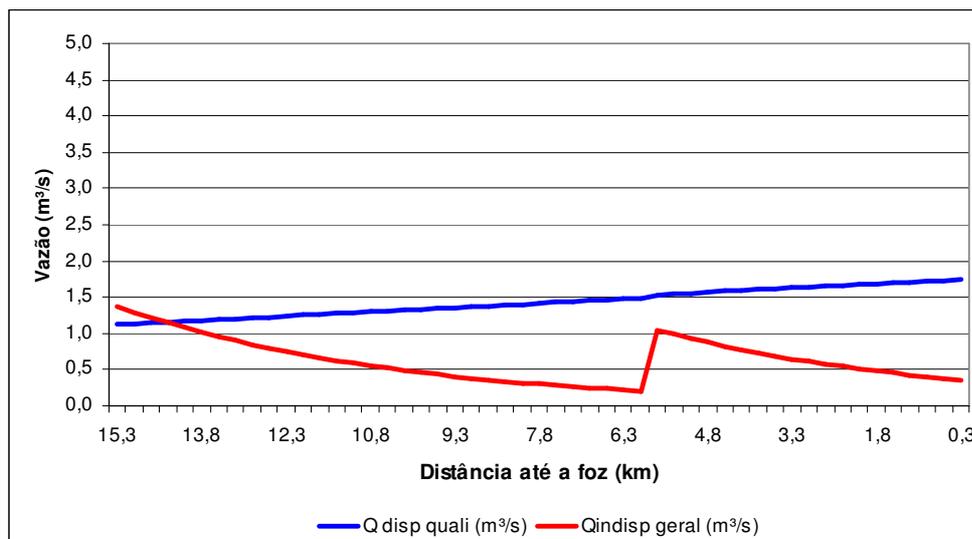


Figura 5.24: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A3)

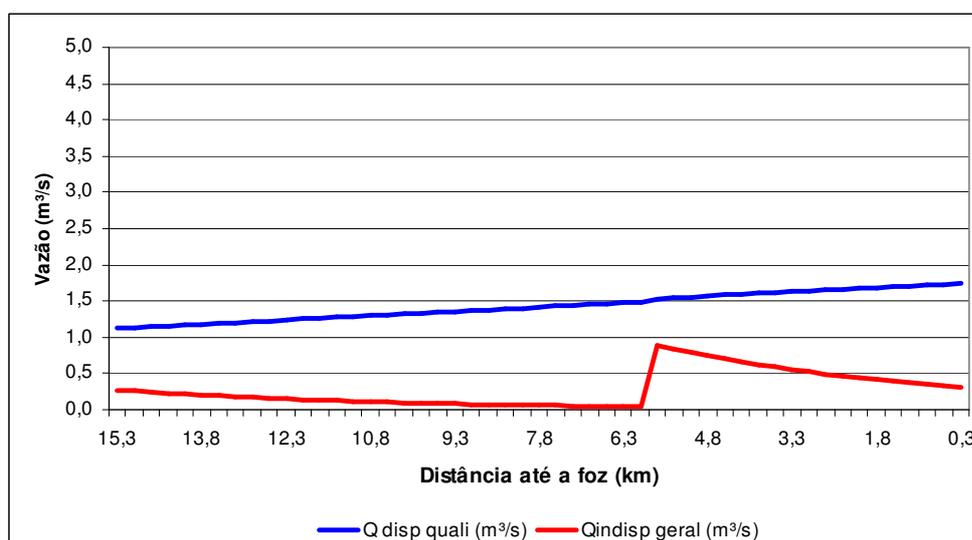


Figura 5.25: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário A4)

Cenários B - Outorga para diluição integrada à outorga para captação

Cenário B1: o objetivo foi investigar qual seria a alteração, com relação ao cenário A1, na análise do pedido de outorga para lançamento da ETE, considerando a análise integrada e não independente. Assim como o cenário A1, esse lançamento não apresenta tratamento prévio (concentrações mostrada na tabela 4.23). Pela figura 5.26, nota-se que, apesar de a vazão disponível ser aproximadamente o dobro quando comparada ao cenário A1 (figura 5.22), a vazão indisponível geral é superior à vazão disponível nas proximidades da foz do rio Santa Maria da Vitória, devendo ser o pedido de outorga indeferido.

Como não foi simulada nenhuma captação, a figura 5.27 mostra que a vazão residual é o valor correspondente à vazão de referência e a vazão mínima é a vazão que deve permanecer no corpo de água, ou seja, 50% da vazão de referência, conforme metodologia desenvolvida.

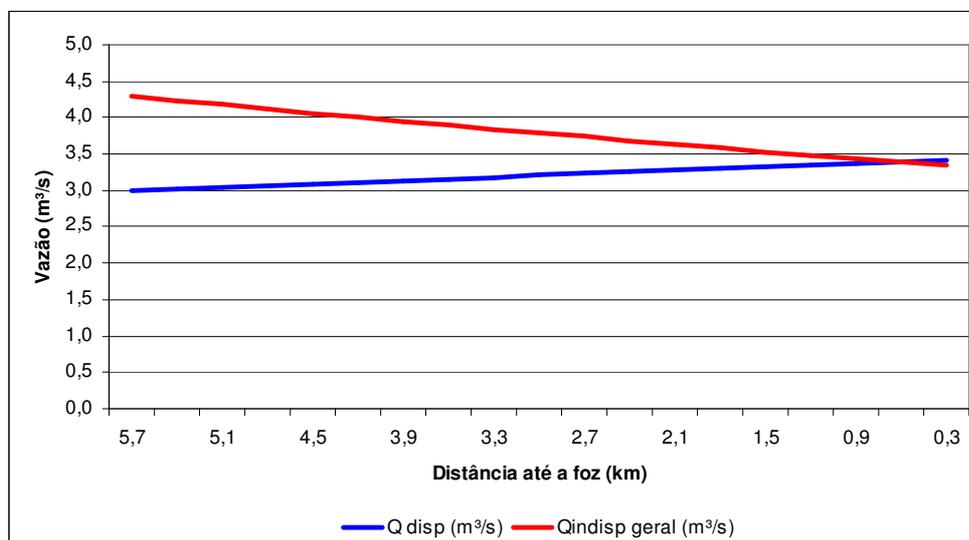


Figura 5.26: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B1)

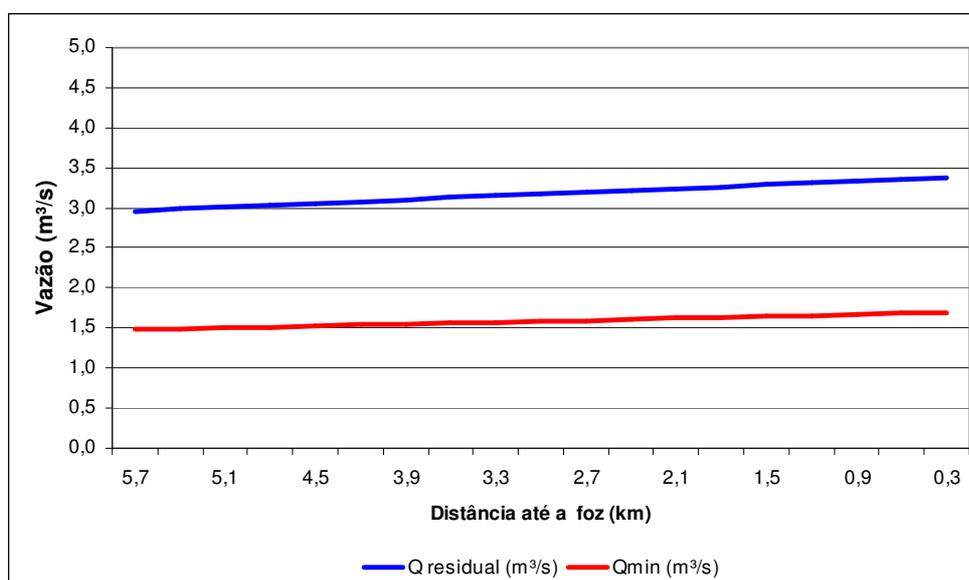


Figura 5.27: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B1)

Cenário B2: como no cenário B1, verificou-se a necessidade de tratamento prévio para o lançamento de efluente da ETE, foi simulado um tratamento com eficiência média de remoção (concentrações mostradas na tabela 4.26). Nesse caso, o pleito poderia ser deferido, pois há disponibilidade hídrica em todo trecho a jusante do lançamento, como pode ser observado na figura 5.28.

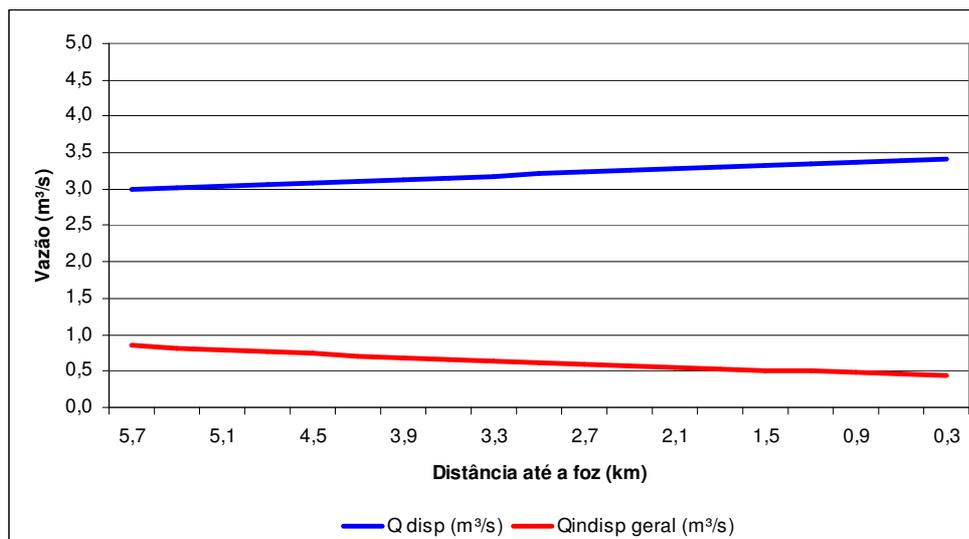


Figura 5.28: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B2)

Cenário B3: procurou-se verificar qual a vantagem em considerar a análise integrada das outorgas qualitativa e quantitativa, comparando esse cenário com o cenário A3. Com esse propósito, considerou-se o lançamento da ETE outorgado com as características do cenário B2 (efluente tratado com eficiência média), e verificou-se a possibilidade de outorgar o lançamento da fábrica de laticínio, sem tratamento prévio do efluente (concentrações mostradas na tabela 4.29). Verificou-se que, ao contrário do cenário A3, o pedido de outorga para o lançamento da fábrica poderia ser outorgado com as configurações apresentadas, conforme observado na figura 5.29, devido ao aumento da vazão disponível para diluição de efluentes.

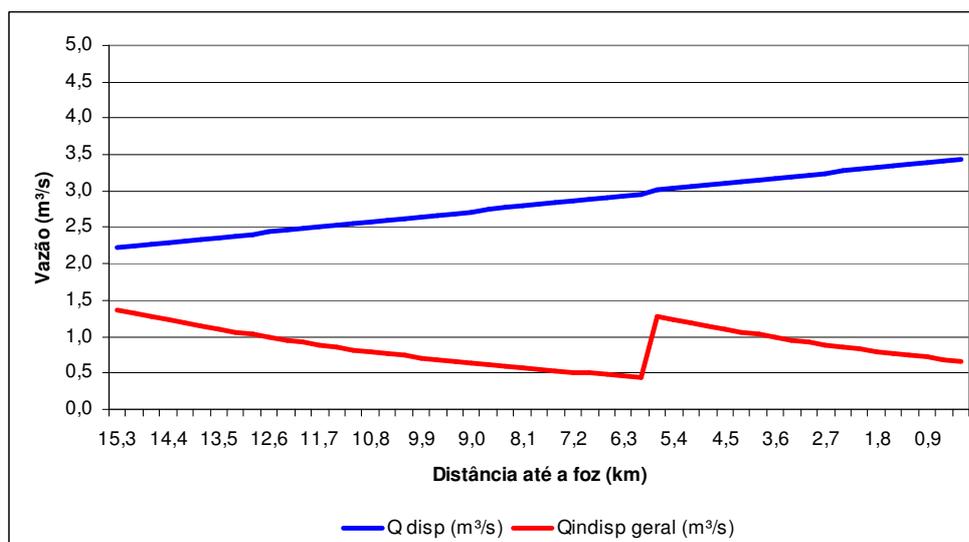


Figura 5.29: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B3)

Cenário B4: o objetivo foi verificar a interferência de um usuário pleiteando outorga para captação em um corpo de água com dois usuários cujos lançamentos estão outorgados. Os lançamentos outorgados apresentam as configurações simuladas no cenário B3. O terceiro usuário a ser analisado requer uma captação de 1,5 m³/s situada a montante dos demais usuários. Para a vazão captada, verifica-se, pela Figura 5.30, que a vazão residual, depois da retirada da vazão captada, é inferior à vazão mínima que deve permanecer no rio em grande parte do trecho a jusante da captação, não sendo, dessa forma, possível seu deferimento. Na Figura 5.31, observa-se que essa captação afetaria a outorga concedida ao lançamento referente à fábrica de laticínio, pois a vazão disponível para diluição apresenta-se inferior à indisponível geral nos primeiros trechos a jusante desse lançamento. Comparando a Figura 5.31 com a Figura 5.30, do cenário B3, nota-se que os valores das vazões indisponíveis gerais são iguais, pois, conforme metodologia proposta, a intenção é avaliar a vazão indisponibilizada considerando apenas o lançamento em questão, para verificação da sua contribuição individual. A vazão disponível para diluição apresenta-se inferior à do cenário B3, pois, com a captação, esse valor é reduzido, conforme equação 4.13.

Cenário B5: foi avaliada se a alteração no posicionamento da captação modificaria o resultado da análise, com relação ao cenário B4. Com esse objetivo, simulou-se a mesma configuração do cenário anterior, alterando o posicionamento da captação de montante dos lançamentos outorgados para uma localização entre esses, ou seja, a jusante do lançamento da fábrica e a montante do lançamento da ETE. Para a vazão captada, verifica-se pela figura 5.32 que a vazão residual, após a retirada da vazão captada, é inferior à vazão mínima que deve permanecer no rio, em parte do trecho a jusante da captação, inviabilizando o deferimento do pedido. No entanto, ao contrário do resultado do cenário B4, a figura 5.33 mostra que esta captação não afetaria às outorgas concedidas aos lançamentos, pois a vazão disponível para diluição permanece superior à indisponível geral, mesmo com a subtração da vazão captada da vazão disponível.

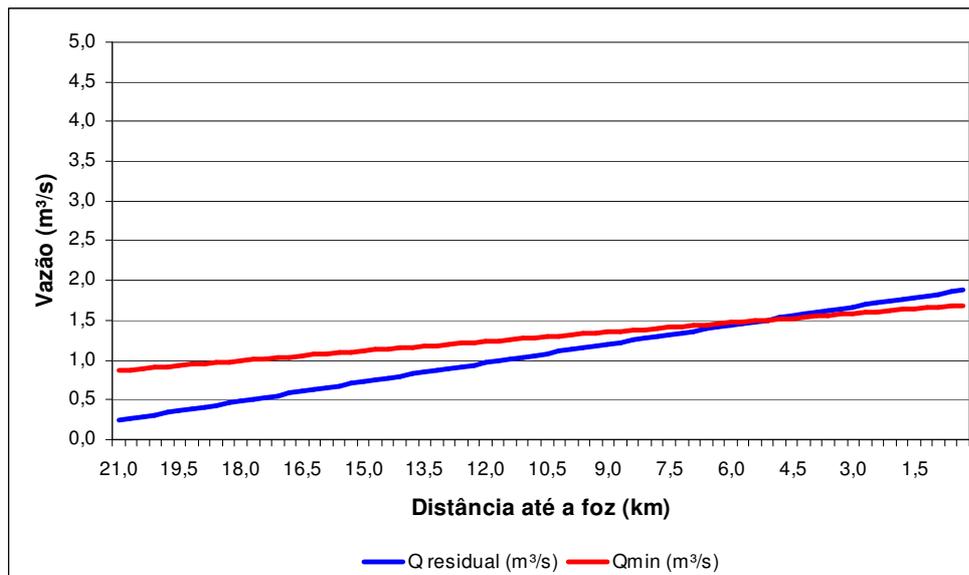


Figura 5.30: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B4)

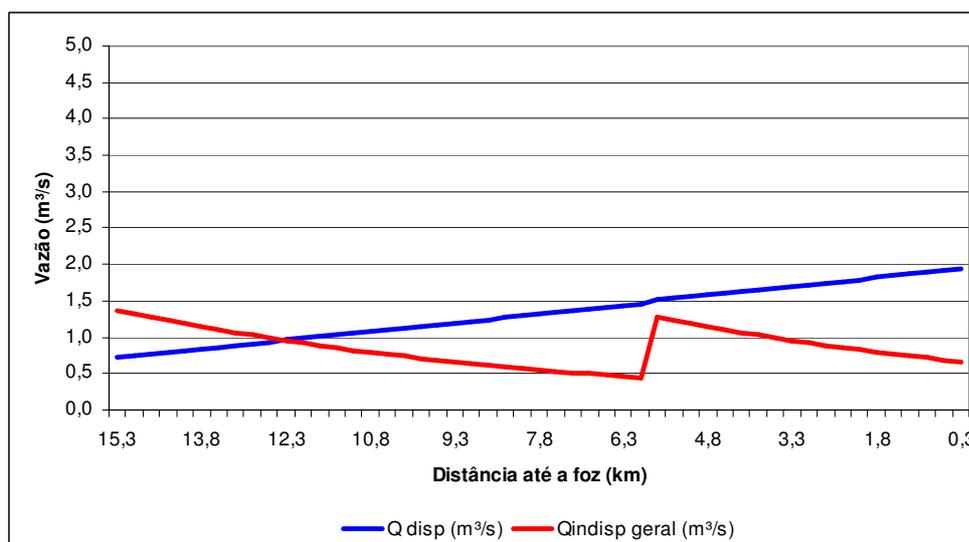


Figura 5.31: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B4)

Cenário B6: com o mesmo objetivo de verificar a influência da localização da captação na análise da outorga, considerando os lançamentos outorgados, no cenário B6, simulou-se a mesma configuração do cenário B4, alterando o posicionamento do ponto de captação para uma localização a jusante desses lançamentos. Apenas com a alteração de localização da vazão a ser captada, verifica-se a disponibilidade para esse fim, isso devido ao aumento da vazão de referência em função do aumento da área de drenagem, conforme apresentado na Figura 5.34. Na Figura 5.35, observa-se que essa captação não afetaria as outorgas concedidas para lançamento de efluentes, pois a vazão disponível para diluição permanece superior à indisponível geral. Dessa forma, com essa configuração, os três usuários poderiam ter seus pedidos de outorga deferidos.

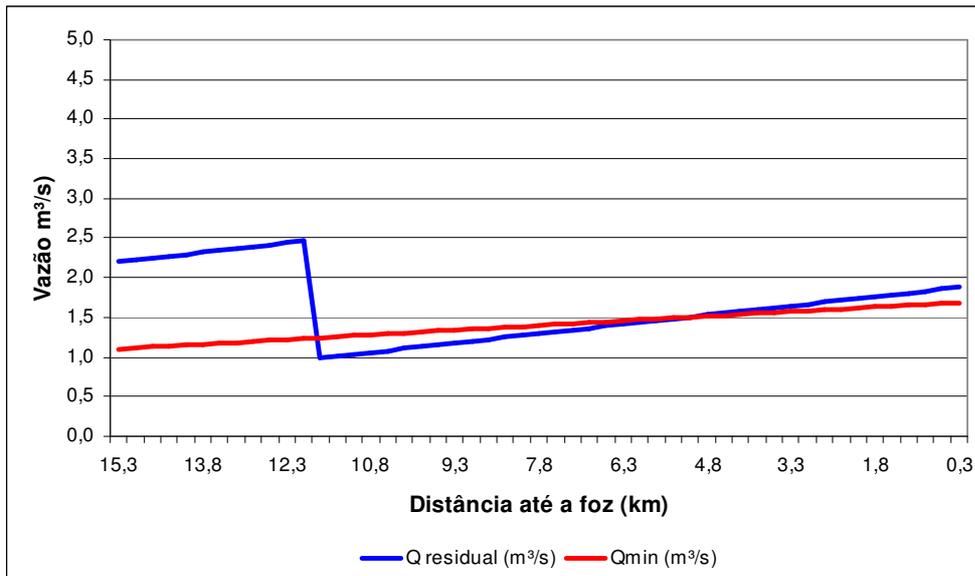


Figura 5.32: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B5)

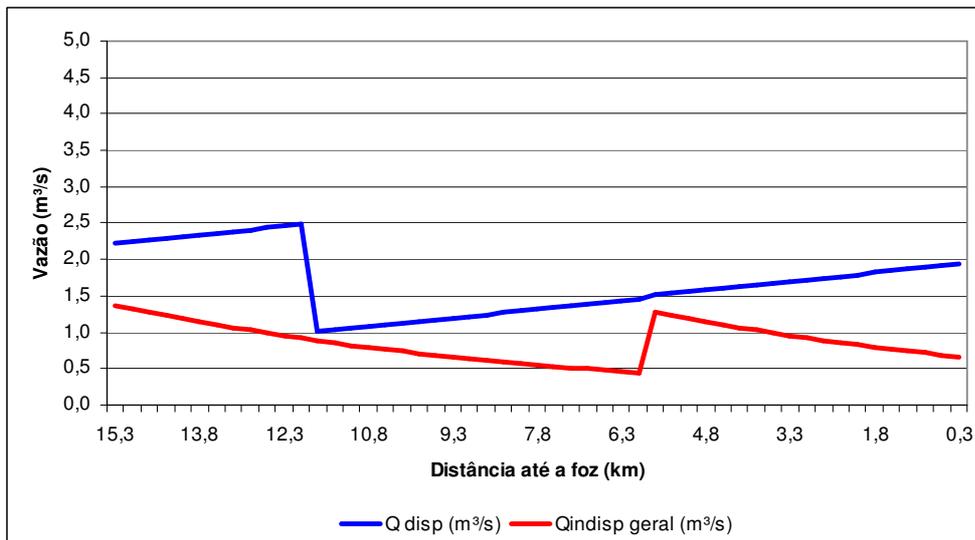


Figura 5.33: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B5)

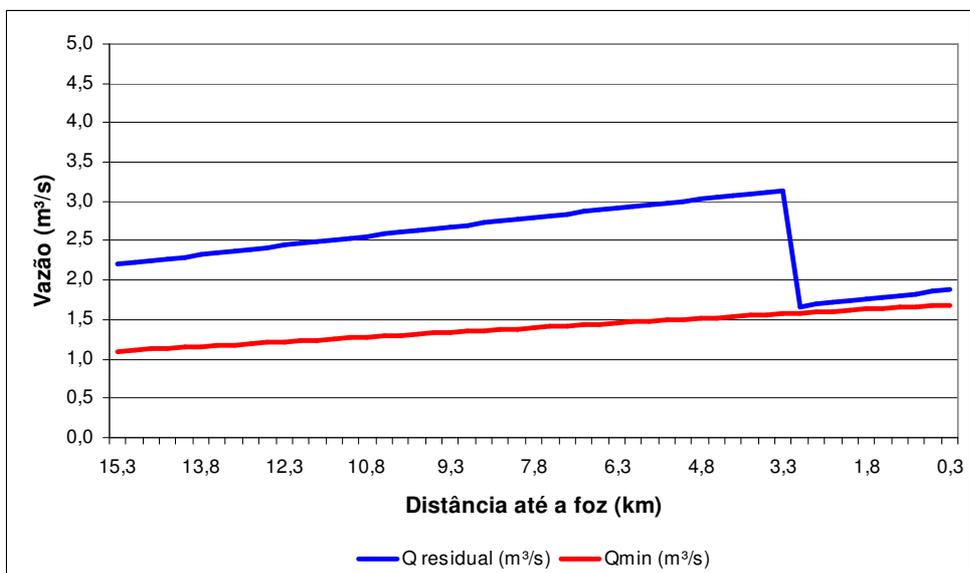


Figura 5.34: Vazões residual e mínima para outorga para captação (cenário B6)

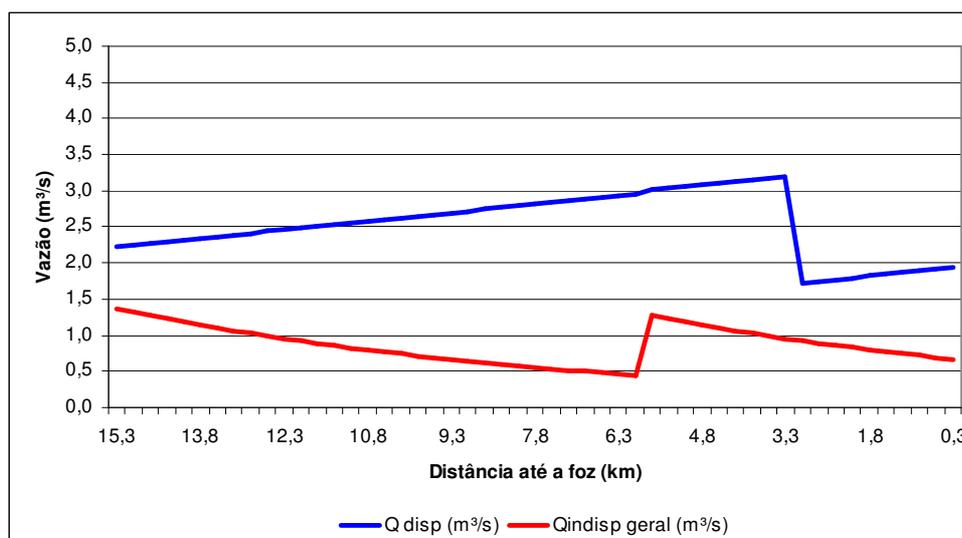


Figura 5.35: Vazões disponível e indisponível geral para outorga para diluição de efluentes (cenário B6)

Com os resultados encontrados, elaborou-se a tabela 5.8 que apresenta, para cada condição de tratamento de cada usuário, qual a vazão indisponibilizada no ponto do lançamento e na foz do rio Santa Maria da Vitória.

Tabela 5.8: Valores de vazão indisponível para cada condição de tratamento e usuário, no ponto do lançamento e na foz do rio

Análise	Tratamento	Q indisponível geral (m³/s)			
		ETE		Laticínio	
		Lançamento	Foz	Lançamento	Foz
Independente	Sem tratamento	4,30	2,83	1,37	0,07
	Eficiência média	0,85	0,29	0,27	0,01
	Eficiência máxima	0,42	0,15	0,13	0,01
Integrada	Sem tratamento	4,30	3,34	1,37	0,22
	Eficiência média	0,85	0,45	0,27	0,04
	Eficiência máxima	0,42	0,22	0,13	0,02

Pela tabela, verifica-se que a vazão indisponível no ponto do lançamento é a mesma tanto para a metodologia que considera as outorgas para diluição e captação independentes, quanto integradas. Isto se deve ao fato de que, no ponto do lançamento, a vazão indisponível não sofreu processo de autodepuração, mas apenas de diluição. Ao longo do trecho, as vazões indisponíveis são multiplicadas pelo coeficiente de utilização da vazão qualitativa (β_k), que apresenta valores distintos referentes às metodologias independente e integrada, pois os valores da vazão utilizados na simulação da qualidade da água pelo modelo QUAL2E são diferentes, ocasionando diferença no cálculo desse coeficiente e, conseqüentemente, da vazão indisponível.

Percebe-se que, no final do trecho simulado, ou seja, na foz do rio Santa Maria da Vitória, os

valores das vazões indisponíveis gerais para a metodologia que avalia as outorgas de forma independente são inferiores aos da metodologia integrada. A explicação está no fato de que, no primeiro caso, a vazão utilizada nas simulações com o QUAL2E é menor que no segundo caso, resultando em maiores concentrações de determinado parâmetro no corpo receptor, devido à menor capacidade de diluição. No entanto, quanto maior a concentração de determinado parâmetro em um corpo de água, maior é seu decaimento, e, dessa forma, resulta em coeficientes β_k menores e, em consequência, em vazões indisponíveis menores.

Cabe ressaltar que o fato de o valor da vazão indisponível ser menor não significa que haja maior disponibilidade de vazão para diluição. Ao contrário, no caso da metodologia independente, a vazão disponível é menor do que no caso da metodologia integrada. Como visto, a verificação da disponibilidade é feita comparando a vazão indisponível geral com a vazão disponível para diluição de efluentes, sendo que os resultados mostraram que, como previsto, a avaliação independente das outorgas é mais restritiva para avaliação da outorga para diluição quando comparada com a avaliação integrada.

Nesse sentido com base nos resultados expostos, pôde-se construir uma matriz de avaliação para diversos casos, incluindo os apresentados nos cenários simulados, como mostra as tabelas de 5.9 a 5.13.

Tabela 5.9: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no rio Santa Maria da Vitória, considerando cada usuário separadamente

	Análise	ETE	Laticínio
Independente	Sem tratamento	NÃO	NÃO
	Eficiência média	OK	OK
	Eficiência máxima	OK	OK
Integrada	Sem tratamento	NÃO	OK
	Eficiência média	OK	OK
	Eficiência máxima	OK	OK

Tabela 5.10: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no rio Santa Maria da Vitória, considerando os usuários conjuntamente

Análise	ETE	Laticínio		
		Sem tratamento	Eficiência média	Eficiência máxima
Independente	Sem tratamento	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência média	NÃO	OK	OK
	Eficiência máxima	OK	OK	OK
Integrada	Sem tratamento	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência média	OK	OK	OK
	Eficiência máxima	OK	OK	OK

Tabela 5.11: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no Rio Santa Maria, considerando os usuários conjuntamente e captação a montante dos lançamentos

Análise	ETE	Laticínio		
		Sem tratamento	Eficiência média	Eficiência máxima
Integrada	Sem tratamento	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência média	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência máxima	NÃO	NÃO	NÃO

Tabela 5.12: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no Rio Santa Maria, considerando os usuários conjuntamente e captação localizada entre os lançamentos

Análise	ETE	Laticínio		
		Sem tratamento	Eficiência média	Eficiência máxima
Integrada	Sem tratamento	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência média	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência máxima	NÃO	NÃO	NÃO

Tabela 5.13: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no Rio Santa Maria, considerando os usuários conjuntamente e captação a jusante dos lançamentos

Análise	ETE	Laticínio		
		Sem tratamento	Eficiência média	Eficiência máxima
Integrada	Sem tratamento	NÃO	NÃO	NÃO
	Eficiência média	OK	OK	OK
	Eficiência máxima	OK	OK	OK

5.3.2 Avaliação da outorga para diluição no reservatório de Rio Bonito

Conforme apresentado na metodologia, a análise da outorga para diluição contempla a verificação em lagos e reservatórios da disponibilidade hídrica para diluição em termos do parâmetro fósforo total. Para essa análise, a poluição proveniente de fontes difusas, estimada pelo GWLF, é considerada como existente no ambiente, como em diversos exemplos de aplicação da metodologia de controle da poluição nos Estados Unidos, o *Total Maximum Daily Load – TMDL*. A partir dessa consideração, verifica-se a possibilidade de os usuários diluírem seus efluentes no corpo de água receptor.

A contribuição difusa considerada é equivalente aos valores de vazão e concentração de fósforo orgânico e dissolvido obtidos pela média dos valores médios mensais resultantes da calibração do modelo QUAL2E. Esses valores são apresentados nas tabelas 5.3 a 5.7.

Automatização das planilhas para análise da outorga para diluição em lagos e reservatórios

As figuras 5.36 e 5.37 apresentam as planilhas utilizadas para análise da outorga para diluição em lagos e reservatórios, considerando análise independente e integrada das outorgas para diluição e captação, respectivamente.

Na tabela de dados de entrada dessas planilhas, define-se a classe de enquadramento do corpo de água, segundo Resolução CONAMA 357/05 e a classificação do ambiente (lêntico, intermediário ou lótico). Esses dados são utilizados para estimativa da concentração máxima de fósforo total permitida para o corpo receptor. Para cálculo da vazão de referência (linha 17), informa-se o volume do corpo de água em análise (linha 14) e a área de drenagem que contribui para o lago ou reservatório (linha 15).

Para cálculo da vazão afluente ao corpo de água em análise, na linha 18, é informada a vazão máxima outorgável para captação, no caso da análise independente das outorgas, ou o somatório das vazões outorgadas a montante do corpo de água em análise, no caso da análise integrada, conforme equações 4.20 e 4.22, respectivamente. Nessas equações, também estão incluídas as vazões de lançamento, consideradas afluentes ao corpo de água em questão.

Com os valores de volume do lago ou reservatório e da vazão afluente a este, calcula-se, na linha 20, o tempo de detenção hidráulica, conforme equações 4.21 e 4.23. Esse resultado, o volume do corpo de água e a concentração máxima permitida de fósforo total são utilizados para cálculo da carga máxima admissível de fósforo no lago ou reservatório, ou seja, a capacidade suporte do mesmo, conforme equação 3.24.

Na segunda tabela, são inseridos os dados de concentração e vazão correspondente à poluição difusa e dos lançamentos em análise. A partir desses valores, do tempo de detenção hidráulica e da concentração máxima permitida de fósforo no corpo de água, calcula-se o volume indisponibilizado para cada lançamento, conforme equação 4.24. O volume indisponível total é a soma dos volumes individuais, como mostrado na equação 4.25.

Com os valores do volume do corpo de água e dos volumes indisponibilizados, calcula-se a porcentagem de comprometimento do volume do lago ou reservatório, que poderá ser no máximo igual a 100%. Enquanto o volume total indisponibilizado total for menor ou igual ao volume do corpo de água, os lançamentos poderão ser outorgados, em termos de fósforo total.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
11	Dados de entrada									
12	Classe de enquadramento do reservatório:				Classe II					
13	Ambiente do reservatório:				Lêntico					
14	Volume do reservatório (m³):				26.350.000					
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):				630					
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):				0,030					
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):				3,9					
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):				1,9					
19	Vazão afluente (m³/s):				2,0					
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):				0,418					
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):				4334					
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida			
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total		
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	4.415.335.886	4.415.335.886	16756	16756		
26	ETE	0,037	12,93	15087	91.736.823	4.507.072.709	348	17105		
27	Fábrica de Laticínio	0,019	18,80	11265	68.494.374	4.575.567.083	260	17365		

Figura 5.36: Planilha utilizada para análise da outorga para diluição em lagos e reservatórios, considerando a análise independente das outorgas para diluição e captação

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
11	Dados de entrada									
12	Classe de enquadramento do reservatório:				Classe II					
13	Ambiente do reservatório:				Lêntico					
14	Volume do reservatório (m³):				26.350.000					
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):				630					
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):				0,030					
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):				3,9					
18	Somatório vazões captadas (m³/s):				0,0					
19	Vazão afluente (m³/s):				3,9					
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):				0,212					
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):				7158					
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida			
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total		
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.673.096.004	2.673.096.004	10145	10145		
26	ETE	0,037	12,93	15087	55.538.546	2.728.634.550	211	10355		
27	Fábrica de Laticínio	0,019	18,80	11265	41.467.295	2.770.101.845	157	10513		

Figura 5.37: Planilha utilizada para análise da outorga para diluição em lagos e reservatórios, considerando a análise integrada das outorgas para diluição e captação

Cenários simulados

Nos cenários “C” e “D”, são verificadas as possibilidades de deferimento dos pleitos analisados, considerando apenas o parâmetro fósforo total em relação ao Reservatório de Rio Bonito. A análise final quanto ao deferimento é realizada verificando os cenários correspondentes à análise global, considerando também os cenários “A” e “B”, referentes à avaliação no Rio Santa Maria da Vitória em termos dos parâmetros DBO e temperatura.

Cenários C - Outorga para diluição independente da outorga para captação

A contribuição difusa para os cenários “C” correspondeu a 17102% do volume disponível para diluição, como pode ser observado na figura 5.38. Dessa forma, já seria inviável a liberação de qualquer outro lançamento em termos de fósforo total. No entanto, considerando que essa é uma contribuição cujo controle apresenta maior complexidade, comparativamente ao controle de fontes pontuais, os lançamentos pontuais correspondentes aos usuários serão analisados considerando a poluição difusa existente, no entanto, não contabilizando seu comprometimento no total permitido para fins de outorga.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12		Classe de enquadramento do reservatório:			Classe II				
13		Ambiente do reservatório:			Lêntico				
14		Volume do reservatório (m³):			26.350.000				
15		Área de drenagem na saída do reservatório (km²):			630				
16		Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):			0,030				
17		Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):			3,9				
18		Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):			1,9				
19		Vazão afluente (m³/s):			1,9				
20		Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):			0,430				
21		Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):			4246				
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	4.506.317,951	4.506.317,951	17102	17102	

Figura 5.38: Verificação da contribuição difusa no reservatório de Rio Bonito, considerando a análise independente das outorgas para diluição e captação

Cenário C1: considerou-se o lançamento da ETE no rio Santa Maria da Vitória, sem tratamento prévio, com as concentrações conforme tabela 4.23. Verificou-se na planilha da Figura 5.39, que a ETE comprometeria 584% do volume do reservatório, não podendo ser outorgado esse lançamento, em termos do parâmetro fósforo total.

Cenário C2 e C3: foi analisado qual o efeito do tratamento do efluente da ETE no comprometimento do volume do reservatório. Adotaram-se, respectivamente, valores médios e máximos de eficiências de tratamento para o lançamento da ETE. Os valores de eficiência e as concentrações utilizadas foram apresentados na tabela 4.26 e 4.28, respectivamente. O comprometimento individual da ETE para os cenários C2 e C3 foram, respectivamente, 351% (figura 5.40) e 234% (figura 5.41). Para os dois cenários, o lançamento da ETE não poderia ser efetivado.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):					1,9			
19	Vazão afluente (m³/s):					2,0			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,422			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					4304			
22									
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	4.445.733.481	4.445.733.481	16872	16872	
26	ETE	0,037	21,55	25145	153.947.316	4.599.680.797	584	17456	
27									
28									

Figura 5.39: Resultados do cenário C1 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):					1,9			
19	Vazão afluente (m³/s):					2,0			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,422			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					4304			
22									
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	4.445.733.481	4.445.733.481	16872	16872	
26	ETE	0,037	12,93	15087	92.368.390	4.538.101.871	351	17222	
27									
28									

Figura 5.40: Resultados do cenário C2 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,88			
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):					1,9			
19	Vazão afluente (m³/s):					2,0			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,422			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					4304			
23			Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida	
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	4.445.733.481	4.445.733.481	16872	16872	
26	ETE	0,037	8,62	10058	61.578.927	4.507.312.408	234	17106	
27									
28									

Figura 5.41: Resultados do cenário C3 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenário C4: o objetivo foi verificar se o lançamento da ETE poderia ser outorgado considerando a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3, mantendo eficiência máxima de remoção de fósforo total. Na figura 5.42, constata-se que o deferimento da outorga não seria possível, pois o lançamento, nessas condições, compromete 140% do volume do reservatório.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe III			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,050			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,88			
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):					1,9			
19	Vazão afluente (m³/s):					2,0			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,422			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7173			
23			Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida	
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.667.440.089	2.667.440.089	10123	10123	
26	ETE	0,037	8,62	10058	36.947.356	2.704.387.445	140	10263	
27									
28									

Figura 5.42: Resultados do cenário C4 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenário C5: foi simulado o pedido de outorga da fábrica de laticínio, não considerando a presença de nenhum outro usuário. Esse lançamento foi considerado com eficiência máxima de remoção, conforme tabela 4.29. A figura 5.43 mostra que o comprometimento do volume do reservatório, nesse caso, é de 105%, não podendo ser deferido o pedido de outorga.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):					1,9			
19	Vazão afluente (m³/s):					2,0			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,426			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					4276			
22									
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	4.474.973.978	4.474.973.978	16983	16983	
26	Fábrica de Laticinio	0,019	7,52	4506	27.767.812	4.502.741.790	105	17088	
27									
28									

Figura 5.43: Resultados do cenário C5 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenário C6: considerando a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3 e mantendo a eficiência máxima de remoção de fósforo total, o comprometimento do lançamento da fábrica de laticínio é reduzido para 63%. Nesse caso, esse lançamento somente poderia ser outorgado nas condições simuladas, caso fosse desconsiderada a poluição difusa que flui ao reservatório.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe III			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,050			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Q máxima outorgável para captação = 50% Q7,10 (m³/s):					1,9			
19	Vazão afluente (m³/s):					2,0			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,426			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7126			
22									
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.684.984.387	2.684.984.387	10190	10190	
26	Fábrica de Laticinio	0,019	7,52	4506	16.660.687	2.701.645.074	63	10253	
27									
28									

Figura 5.44: Resultados do cenário C5 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenários D - Outorga para diluição integrada à outorga para captação

A contribuição difusa para os cenários “D” correspondeu a 10256% do volume disponível para diluição, como mostra a Figura 5.45. Da mesma forma que verificado para os cenários “B” seria inviável a liberação de qualquer outro lançamento em termos de fósforo total. Como já citado, o comprometimento da fonte difusa não será contabilizado no total permitido para fins de outorga.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0			
19	Vazão afluente (m³/s):					3,9			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,215			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7081			
22									
23	Usuário	Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24		Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.702.343.715	2.702.343.715	10256	10256	
26									

Figura 5.45: Verificação da contribuição difusa no reservatório, considerando a análise integrada das outorgas para diluição e captação

Cenário D1: considerou-se o lançamento da ETE, sem tratamento prévio, com as concentrações conforme tabela 4.23. Verificou-se na planilha da figura 5.46 que a ETE comprometeria 353% do volume do reservatório, valor inferior ao encontrado no cenário C, no entanto superior ao volume outorgável.

Cenário D2 e D3: verificou-se quais seriam os volumes comprometidos se o efluente da ETE estivesse sujeito à tratamento com eficiências média e máxima, respectivamente. Os comprometimentos seriam de 212% (figura 5.47) e 141% (figura 5.48), respectivamente, não viabilizando o deferimento do pleito de outorga.

Cenário D4: o objetivo foi verificar se o lançamento da ETE poderia ser outorgado considerando a flexibilização da classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3, mantendo eficiência máxima de remoção de fósforo total. Na figura 5.49, constata-se que esse lançamento, que compromete 85% do volume do reservatório, somente poderia ser outorgado nas condições simuladas, caso fosse desconsiderada a poluição difusa existente no reservatório.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0			
19	Vazão afluente (m³/s):					3,9			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,213			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7132			
23			Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida	
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.682.940.725	2.682.940.725	10182	10182	
26	ETE	0,037	21,55	25145	92.905.147	2.775.845.872	353	10535	
27									

Figura 5.46: Resultados do cenário D1 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0			
19	Vazão afluente (m³/s):					3,9			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,213			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7132			
23			Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida	
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.682.940.725	2.682.940.725	10182	10182	
26	ETE	0,037	12,93	15087	55.743.088	2.738.683.813	212	10393	
27									

Figura 5.47: Resultados do cenário D2 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0			
19	Vazão afluyente (m³/s):					3,9			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,213			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7132			
23	Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida			
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.682.940.725	2.682.940.725	10182	10182	
26	ETE	0,037	8,62	10058	37.162.059	2.720.102.784	141	10323	
27									
28									

Figura 5.48: Resultados do cenário D3 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11	Dados de entrada								
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe III			
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico			
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000			
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630			
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,050			
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9			
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0			
19	Vazão afluyente (m³/s):					3,9			
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,213			
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					11886			
23	Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida			
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total	
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	1.609.764.435	1.609.764.435	6109	6109	
26	ETE	0,037	8,62	10058	22.297.235	1.632.061.670	85	6194	
27									
28									

Figura 5.49: Resultados do cenário D4 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenário D5: foi simulado o pedido de outorga da fábrica de laticínio, sem a presença de nenhum outro usuário. Esse lançamento foi considerado com eficiência média de remoção, conforme tabela 4.27. A figura 5.50 mostra que o comprometimento do volume do reservatório neste caso é de 95%. Nesse caso, o pedido de outorga seria deferido se a poluição difusa não fosse considerada.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
11	Dados de entrada									
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe II				
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico				
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000				
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630				
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,030				
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9				
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0				
19	Vazão afluyente (m³/s):					3,9				
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,214				
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					7107				
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida			
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total		
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.692.341.456	2.692.341.456	10218	10218		
26	Fábrica de Laticínio	0,019	11,28	6759	25.059.508	2.717.400.964	95	10313		
27										

Figura 5.50: Resultados do cenário D5 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenário D6: o objetivo foi verificar se em qual configuração os dois usuários poderiam ser outorgados. No entanto, verificou-se que, mesmo considerando a eficiência máxima de remoção para os dois lançamentos e ainda flexibilizando a classe de enquadramento do Reservatório de Rio Bonito, segundo a resolução CONAMA 357/05, de classe 2 para classe 3, os dois lançamento não poderiam ser outorgados em termos de fósforo total, pois a soma dos seus comprometimentos corresponderia a 122% do volume do reservatório, como apresentado na figura 5.51.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
11	Dados de entrada									
12	Classe de enquadramento do reservatório:					Classe III				
13	Ambiente do reservatório:					Lêntico				
14	Volume do reservatório (m³):					26.350.000				
15	Área de drenagem na saída do reservatório (km²):					630				
16	Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):					0,050				
17	Vazão de referência - Q7,10 (m³/s):					3,9				
18	Somatório vazões captadas (m³/s):					0,0				
19	Vazão afluyente (m³/s):					3,9				
20	Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):					0,212				
21	Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):					11930				
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida			
24	Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total		
25	Poluição difusa	212,88	0,11	726151	1.603.857.602	1.603.857.602	6087	6087		
26	ETE	0,037	8,62	10058	22.215.418	1.626.073.021	84	6171		
27	Fábrica de Laticínio	0,019	7,52	4506	9.952.151	1.636.025.171	38	6209		

Figura 5.51: Resultados do cenário D6 para avaliação de outorga para diluição no reservatório

Cenários D7: simulou-se a mesma configuração do cenário D4, considerando que o lançamento da ETE seria outorgado com as condições do cenário D4 e um usuário estaria pleiteando outorga para captação de 1,5 m³/s a montante do reservatório. Para o reservatório a posição da captação no rio não importa. Pode-se verificar, pela Figura 5.52, que, nesse caso, a captação influi no lançamento já outorgado, sendo que esse passaria a comprometer 121% do volume do reservatório. Dessa forma, estando o lançamento da ETE outorgado, a solicitação para captação deveria ser indeferida.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11		Dados de entrada							
12		Classe de enquadramento do reservatório:			Classe III				
13		Ambiente do reservatório:			Lêntico				
14		Volume do reservatório (m ³):			26.350.000				
15		Área de drenagem na saída do reservatório (km ²):			630				
16		Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):			0,050				
17		Vazão de referência - Q7,10 (m ³ /s):			3,9				
18		Somatório vazões captadas (m ³ /s):			-1,5				
19		Vazão afluente (m ³ /s):			2,4				
20		Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):			0,345				
21		Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):			8298				
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24		Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total
25		Poluição difusa	212,88	0,11	726151	2.305.904.438	2.305.904.438	8751	8751
26		ETE	0,037	8,62	10058	31.939.638	2.337.844.077	121	8872
27									

Figura 5.52 Resultados do cenário D7 para avaliação de outorga para diluição e captação no reservatório

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
11		Dados de entrada							
12		Classe de enquadramento do reservatório:			Classe II				
13		Ambiente do reservatório:			Lêntico				
14		Volume do reservatório (m ³):			26.350.000				
15		Área de drenagem na saída do reservatório (km ²):			630				
16		Concentração permitida de Fósforo Total (mg/l):			0,030				
17		Vazão de referência - Q7,10 (m ³ /s):			3,9				
18		Somatório vazões captadas (m ³ /s):			-1,5				
19		Vazão afluente (m ³ /s):			2,4				
20		Tempo de detenção hidráulica em função de Q7,10 (anos):			0,348				
21		Carga Máxima Admissível de Fósforo Total (kg/ano):			4952				
23		Lançamento de Fósforo Total			Volume indisponível (m³)		% Comprometida		
24		Usuário	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/l)	Carga (Kg/ano)	individual	total	individual	total
25		Poluição difusa	212,88	0,11	726151	3.864.173.668	3.864.173.668	14665	14665
26		Fábrica de Laticínio	0,019	7,52	4506	23.977.714	3.888.151.382	91	14756
27									

Figura 5.53: Resultados do cenário D8 para avaliação de outorga para diluição e captação no reservatório

Cenários D8: foi considerado o lançamento da fábrica de laticínio outorgado com eficiência de remoção máxima (não considerando a contribuição da poluição difusa). Com esse cenário, verificou-se se seria viável o deferimento para um pedido de outorga de captação de 1,5 m³/s. Nesse caso, pela figura 5.53 tem-se que a captação poderia ser outorgada, pois para a diluição do lançamento da fábrica de laticínio seria necessário um volume correspondente a 91% do volume do reservatório.

Neste sentido, com base nos resultados apresentados, pôde-se construir uma matriz de avaliação para diversos cenários, incluindo os apresentados, como mostra as tabelas 5.14 a 5.17.

Tabela 5.14: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no reservatório de Rio Bonito, considerando cada usuário separadamente e desconsiderando a poluição difusa

		Análise	ETE	Laticínio
Independente	Classe 2	Sem tratamento	NÃO	NÃO
		Eficiência média	NÃO	NÃO
		Eficiência máxima	NÃO	NÃO
	Classe 3	Sem tratamento	NÃO	NÃO
		Eficiência média	NÃO	NÃO
		Eficiência máxima	NÃO	OK
Integrada	Classe 2	Sem tratamento	NÃO	NÃO
		Eficiência média	NÃO	OK
		Eficiência máxima	NÃO	OK
	Classe 3	Sem tratamento	NÃO	NÃO
		Eficiência média	NÃO	NÃO
		Eficiência máxima	OK	OK

Tabela 5.15: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição no reservatório de Rio Bonito, considerando os usuários conjuntamente e desconsiderando a poluição difusa

Análise	ETE	Laticínio		
		Sem tratamento	Eficiência média	Eficiência máxima
Integrada	Classe 2	Sem tratamento	NÃO	NÃO
		Eficiência média	NÃO	NÃO
		Eficiência máxima	NÃO	NÃO
	Classe 3	Sem tratamento	NÃO	NÃO
		Eficiência média	NÃO	NÃO
		Eficiência máxima	NÃO	NÃO

Tabela 5.16: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição e captação no reservatório de Rio Bonito, considerando os usuários conjuntamente e desconsiderando a poluição difusa

Análise	ETE	Captação	
Integrada	Classe 2	Sem tratamento	NÃO
		Eficiência média	NÃO
		Eficiência máxima	NÃO
	Classe 3	Sem tratamento	NÃO
		Eficiência média	NÃO
		Eficiência máxima	NÃO

Tabela 5.17: Matriz de avaliação quanto à outorga de diluição e captação no reservatório de Rio Bonito, considerando os usuários conjuntamente e desconsiderando a poluição difusa

Análise	Laticínio	Captação
Integrada	Sem tratamento	NÃO
	Classe 2 Eficiência média	NÃO
	Eficiência máxima	NÃO
	Sem tratamento	NÃO
	Classe 3 Eficiência média	NÃO
	Eficiência máxima	OK

5.3.3 Avaliação conjunta da outorga para diluição no rio Santa Maria da Vitória e no reservatório de Rio Bonito

Foram verificados os resultados dos cenários “A” e “B” para o rio Santa Maria da Vitória, em termos dos parâmetros DBO e temperatura e os cenários “C” e “D” para o reservatório de Rio Bonito, em termos do parâmetro fósforo total. Verificou-se que, considerando a poluição difusa, nenhuma solicitação de outorga para diluição poderia ser deferida, tanto se considerada a análise independente como integrada das outorgas para captação e diluição.

No entanto, não considerando a poluição difusa para a análise independente das outorgas de captação e lançamento, a fábrica de laticínio teria seu lançamento outorgado somente se, além de promover remoção com eficiência máxima, fosse permitida a flexibilização do enquadramento para o reservatório de Rio Bonito de classe 2 para classe 3, não sendo necessária essa flexibilização para o rio Santa Maria da Vitória. Por outro lado, para a ETE, esse mesmo cenário não é suficiente para permitir o deferimento do seu lançamento.

Para a análise integrada das outorgas de captação e lançamento, não considerando a poluição difusa, a fábrica de laticínio teria seu lançamento outorgado se esse fosse tratado com eficiência média de remoção ou poderia ser outorgado o lançamento da ETE se, além de promover remoção com eficiência máxima, fosse permitida a flexibilização do enquadramento para o reservatório de Rio Bonito de classe 2 para 3, não sendo necessária essa flexibilização para o rio Santa Maria da Vitória. No entanto, mesmo se considerasse essa flexibilização para o reservatório e o tratamento com remoção máxima tanto para ETE quanto para a fábrica de laticínio, os dois lançamentos não poderiam ser outorgados em conjunto.

Quando considerado um usuário pleiteando captação, verifica-se que somente é possível a combinação dessa captação com o lançamento da fábrica de laticínio, sendo esta sujeita a tratamento com remoção máxima. Além disso, dentre os posicionamentos simulados para essa captação, apenas o correspondente à simulação B6 poderia ser outorgado.

6 CONCLUSÕES

6.1 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE CONTROLE DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL E EXTERIOR

Nos Estados Unidos e na União Européia, o controle da poluição é feito considerando tanto fontes pontuais como difusas. No Brasil, há ainda muito a se fazer em termos do controle da poluição pontual. No entanto, é necessário avançar em termos do controle integrado de fontes de poluição pontual e difusa, visto que essas ocorrem simultaneamente no ambiente.

De forma geral, as metodologias utilizadas para análise da conformidade das cargas poluidoras provenientes de fontes pontuais no Brasil, nos Estados Unidos e na União Européia são muito parecidas. No caso do Brasil, esta análise é geralmente realizada durante o licenciamento ambiental, através de estudo de capacidade de autodepuração dos corpos receptores. Cabe observar que a outorga para diluição de efluentes é o instrumento atualmente utilizado para este fim pela ANA e pelos órgãos gestores de recursos hídricos dos estados da Bahia, Espírito Santo, Paraná e Paraíba.

A análise para concessão de outorga para diluição de efluentes em bacias brasileiras necessita que sejam definidas as classes de enquadramento dos cursos de água receptores. Ressalte-se que poucos trechos de cursos d'água situados no território nacional foram, até a presente data, submetidos ao processo de enquadramento, na forma da Resolução CONAMA 357/05.

6.2 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE PROPOSTAS EXISTENTES PARA AVALIAÇÃO DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES

A análise e a comparação de diversas equações existentes para avaliação da vazão de diluição tiveram como principal objetivo auxiliar na decisão sobre quais conceitos adotar para a proposta metodológica deste trabalho, quanto à avaliação da outorga para diluição em rios. Nesse sentido, a proposta apresentada incorporou os conceitos de vazão de diluição correspondentes à metodologia, proposta por Kelman (1997) e adotada pelo MMA (2000), de vazão indisponível proposto em MMA (2000) e de estimativa do coeficiente de utilização qualitativa por meio de modelagem matemática, conforme sugerido por Kelman (1997). Utilizou-se o artifício matemático proposto por Rodrigues (2000) para considerar apenas a concentração resultante da modelagem do QUAL2E correspondente ao usuário em questão.

Quanto às equações, conclui-se que a consideração da concentração atual existente no rio proposta por Hora (2001) não é recomendável para uma análise de outorga, pois, desta forma, se estaria avaliando um determinado pedido de outorga considerando demais usuários outorgados ou não, o que não corresponde com o objetivo deste trabalho de avaliar individualmente a contribuição de cada lançamento. No outro extremo, a consideração da carga disponível no rio como sendo a concentração máxima para a classe de enquadramento proposta por Rodrigues (2000) também não atende o objetivo do presente trabalho, pois considera como se não houvesse a contribuição natural do ambiente de determinado parâmetro, resultante da característica do solo, das rochas e do meio em geral onde se encontra o curso de água. Neste sentido, a consideração da concentração natural do parâmetro proposta por Kelman (1997) e MMA (2000) é mais recomendável, pois se aproxima mais da situação real.

6.3 METODOLOGIA PROPOSTA PARA ANÁLISE DA OUTORGA PARA DILUIÇÃO DE EFLUENTES

Conclui-se que a avaliação das outorgas para captação e diluição de efluentes de forma independente apresenta simplificação quanto à metodologia. No entanto, neste caso, não há flexibilização, pois a vazão máxima outorgável para diluição de efluentes é fixa e inferior à da metodologia integrada das outorgas, resultando em uma análise mais restritiva.

No caso da metodologia integrada, a análise torna-se mais complexa. Contudo, mais flexível, evidenciando a vantagem da utilização do conceito de vazão e volume de diluição, pois permite a avaliação conjunta das outorgas qualitativa e quantitativa.

Conclui-se que a consideração de mais de um parâmetro na análise de outorga para diluição é interessante, principalmente no caso de diferentes tipologias industriais, onde os parâmetros mais impactantes sejam distintos entre os usuários.

Os parâmetros DBO e temperatura apresentam decaimento ao longo do curso de água, devido à consideração do processo de autodepuração. Como consequência disso, as vazões indisponibilizadas ao longo do espaço vão diminuindo, tornando-se disponíveis para diluição do mesmo parâmetro e para captações. No entanto, o parâmetro fósforo total permanece constante ao longo do espaço e do tempo por não ter sido considerada a sedimentação deste.

Esse fato contribui para que esse parâmetro apresente elevados comprometimentos do volume de lagos ou reservatórios.

Quanto à poluição por fontes difusas, conclui-se que esta pode inviabilizar outorgas de fontes pontuais, principalmente em bacias onde a atividade agrícola seja predominante, sendo de difícil estimativa e controle. A existência de lagos e reservatórios a jusante de lançamentos é um fator importante para outorga para diluição de efluentes em bacias hidrográficas com presença significativa de fósforo.

O enquadramento dos corpos de água mostrou-se um instrumento de gerenciamento dos recursos hídricos fundamental para a análise da outorga para diluição de efluentes, assim como a flexibilização das classes de enquadramento mediante metas progressivas, previstas da Resolução CONAMA 357/05.

Com base nos exemplos de utilização de modelos computacionais na aplicação do TMDL, conclui-se que a metodologia proposta no presente trabalho é muito próxima às utilizadas no exterior, que também consideram fontes pontuais e difusas. Em comum, podem-se ressaltar a consideração das fontes difusas como fontes naturais do ambiente e gerenciamento da alocação das fontes pontuais.

A metodologia, de forma geral, mostrou-se útil e dinâmica para suporte à tomada de decisão, permitindo a análise das solicitações de outorgas para diluição de efluentes, auxiliando na decisão quanto à alocação de lançamento e captações e na verificação dos efeitos da redução da carga lançada.

7 RECOMENDAÇÕES

Quanto à implementação da outorga para lançamento de efluentes no Brasil, recomenda-se que sejam realizados estudos, por bacias hidrográficas, das cargas máximas permitidas, considerando as classes de enquadramento. Nesse sentido, recomenda-se uma aceleração do processo de enquadramento de cursos de água brasileiros, bem como a implantação de metas progressivas, conforme Resolução CONAMA 357/05.

Quanto à metodologia proposta, recomendam-se estudos visando um maior conhecimento das fontes de poluição difusas. Nesse sentido, tornam-se necessários levantamentos de dados em campo e pesquisa sobre modelos computacionais que estimem essa contribuição e de seus parâmetros utilizados como dados de entrada, gerando, conseqüentemente, valores de referência para localidades de climas tropicais, escassos atualmente.

Ainda quanto à metodologia proposta, recomenda-se a utilização de um modelo computacional para consideração da hidrodinâmica de lagos e reservatórios de forma a considerar a sedimentação e o decaimento do fósforo.

Devido ao grande volume de trabalho associado à metodologia desenvolvida para análise de outorga, recomenda-se o desenvolvimento de ferramentas computacionais, para automatização, na forma de sistemas de suporte à decisão, que permitam a ligação entre modelos computacionais, ferramentas de geoprocessamento, planilhas, gráficos e relatórios, sem, contudo, impedir a flexibilidade das análises por parte dos tomadores de decisões.

8 REFERÊNCIAS

ACHLEITNER, S.; et. al. **The European Water Framework Directive: Water Quality Classification and Implications to Engineering Planning.** Environmental Management. Austria, 2005, v. 35, n. 4, p. 517–525.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Ministério do Meio Ambiente. Superintendência de outorga e Cobrança. **Outorga de direito de uso de recursos hídricos: diretrizes e prioridades.** Brasília, 2005. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/pnrh_novo/documentos/07%20Outorgas/VF%20Outorga.pdf>. Acesso em: 16 set. 2005.

AQUA TERRA CONSULTANTS. **Assistance In Developing A Revised TMDL For The Truckee River, Nevada.** 2004a. Disponível em: <<http://hspf.com/9901-01.html>>. Acesso em: 06 dez. 2004.

AQUA TERRA CONSULTANTS. **Development of TMDL USLE, a Visual Basic Spreadsheet Model for Estimating Watershed Sediment Loadings.** 2004b. Disponível em: <<http://hspf.com/basins.html>>. Acesso em: 06 dez. 2004.

AZEVEDO, L. G. T. et al. Sistemas de Suporte à Decisão para a Outorga de Direitos de Uso da Água no Brasil. In: AZEVEDO, L. G. T; MEJIA, A (Coord). **Série Água Brasil.** Brasília: Banco Mundial, 2003. 48p.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação.** 6 ed. Viçosa: Imprensa Universitária – UFV, 1995. pg 41-42.

BOWES, M.J.; et al. **The relative contribution of sewage and diffuse phosphorus sources in the River Avon catchment, southern England:** Implications for nutrient management. Science of the Total Environment. England, 2005. v. 344, n. 1-3. pg 67 -68.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002. p. 72-123.

BRASIL. Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil,** Brasília, 17 mar. 2005.

BRASIL. Resolução n.º 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 nº. 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 14 maio. 2001.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.433 de 8 de Janeiro de 1997.**

BROWIE, et. al. **Rates, Constants, and Kinetics formulations in surface water quality modeling.** 2 ed. Califórnia: EPA, 1985. 455 p.

BROWN, L. C.; BARNWELL Jr, T. O. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual.** Georgia: EPA, 1987, 189 p.

CABRAL, P. G. **Outorga** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <Gustavo@srh.gov.ba.br> em 15 jun. 2005.

CAIADO, M. A. C.; et al. Desenvolvimento regional e qualidade das águas da bacia do rio Santa Maria da Vitória. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13, 1999. Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 1999.

CASTRO, C.B. **Impactos da Ocupação Antrópica sobre os Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas em Região Serrana do Estado do Espírito Santo.** 2001. 164 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Nota Técnica sobre Tecnologia de Controle:** indústria de laticínios. NT-17. São Paulo: CETESB, 1990. 30 p.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Nota Técnica sobre Tecnologia de Controle:** indústria de laticínios. NT-17. São Paulo: CETESB, 1990. 30 p.

CHAPMAN, D. KIMSTACH, V. The selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessment:** a guide to use biota, sediments and water in environmental monitoring. Londres: Chapman and Hall, 1992.

CHAPRA S.C. **Surface Water Quality Modeling.** McGraw-Hill: EUA, 1996.

CHEN, C. W. et al. Impacts of a thermal power plant on the phosphorus TMDL of a reservoir. **Environmental Science e Policy.** v. 3, p. S217-S223, 2000.

COMUNIDADE EUROPÉIA. **A Directiva-quadro da Água:** Algumas informações. Luxemburgo: Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, 2002a, 12 p. ISBN 92-894-3043-5.

COMUNIDADE EUROPÉIA. **Guidance for the analysis of Pressures and Impacts In accordance with the Water Framework Directive: Case of study 12 - Water quality modelling in River Tejo. Portugal, 2002b.** Disponível em: <<http://www.shmu.sk/File/projekty/tpds/docs/impactGuidance.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2005.

COMUNIDADE EUROPÉIA. **Guidance for the analysis of Pressures and Impacts In accordance with the Water Framework Directive: Case of study 2 - Water Quality Plans in Flanders. Belgium, 2002c.** Disponível em: <<http://www.shmu.sk/File/projekty/tpds/docs/impactGuidance.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2005.

COSTA. M. H. **Balanço Hídrico segundo Thornthwaite e Mather, 1995.** Viçosa: AEAGRI/DEA/UFV. Caderno Didático 19. 1994. pg 3.

CRUZ. J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais.** 2001. 190f. Tese (Doutorado em recursos hídricos e saneamento ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2001.

CUNHA, M. C.; et al. **Modelos de apoio à decisão para o 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 <http://www.us.es/ciberico/archivos_word/106b.doc>. Acesso em: 28 jun. 2005.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 1992. p 23-106.

DROLC, A.; KONCAN, Z. **Water quality modeling of the river Sava, Slovenia.** Water Resources, 1996. v. 30. n. 11, p. 2587-2592.

EIGER, S. Qualidade da água em rios e estuários. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Hidrologia Ambiental.** v. 3. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1991. 91p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de liminologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 1988. p.197-236.

FUNDAÇÃO COPPETEC. Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente da COPPE/UFRJ. **Projeto Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul: Sistema de Informações de Recursos Hídricos para a Bacia do Paraíba do Sul,** 2002. Disponível

em:<http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/ContratosConvenios/_docs/019_2001/pgrh-re-022-r1.pdf> Acesso em: 18 mar. 2005.

GALLEGO, C. E. C. **Critérios de análise técnica para concessão de outorgas de direito de uso de recursos hídricos**. 2001. 127 p. Dissertação (Mestrado em engenharia hidráulica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

GALLEGO, C. E. C., et al. O manual de outorgas de direito de recursos hídricos do Estado do Paraná. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2003.

HABTEC Engenharia Sanitária e Ambiental. **Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu: Ecosistemas Aquáticos Interiores e Recursos Hídricos**. Relatório Diagnóstico. Volume I. Consórcio Intermunicipal de Recuperação das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Convênio MMA/SRH 181/96. 1997.

HAITH, D. A.; MANDEL, R.; WU, R. S. **GWLF 2.0 User's Manual**. Ithaca: Department of Agricultural and Biological Engineering. Cornell University, EUA. 1992. 52p.

HORA, A. F. **Metodologia para outorga do uso de recursos hídricos com ênfase no caso de aproveitamentos hidrelétricos**. 2001. 256 f. Tese (doutorado em ciências em engenharia de produção) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

HOWARTH R.W., FRUCI J.R., SHERMAN D. **Inputs of Sediment and Carbon to an Estuarine Ecosystem: Influence of Land Use**. Ecological Applications, 1991. v 1. n. 1. p 27-39.

IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Instrução Normativa nº. 007 do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, de 21 de junho de 2006. **Diário Oficial do Estado do Espírito Santo**, Vitória, 27 junho. 2006.

IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). **Portaria administrativa nº10/98**. Belo Horizonte, 1998.

IMHOFF, J.C. Recent Comparison Studies to Assist in Selection of Advanced Modeling Tools for TMDL Development. **WEF TMDL 2003**, Chicago, 16-19 nov. 2003. CD-ROM.

IORIS, A. A. R. **Gestão de uso dos recursos hídricos na Escócia**. In: CONGRESSO IBÉRICO SOBRE GESTÃO E PLANIFICAÇÃO DA ÁGUA, 4, 2004. Tortosa. Disponível em <http://www.us.es/ciberico/archivos_word/106b.doc>. Acesso em: 28 jun. 2005.

JOHNSSON, 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.

JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **Decisão 2455/2001/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 20 de Novembro de 2001**, 2001.

JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho** (Water Framework Directive), 2000.

JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **Directiva do conselho de 21 de Maio de 1991**: relativa ao tratamento de águas residuais urbanas (91/271/CEE), 1991.

JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **Directiva do conselho de 12 de Dezembro de 1991**: relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola (91 /676/CEE), 1991.

JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **Directiva do conselho de 4 de Maio de 1976**: relativa à poluição cansa da por determinadas substâncias perigosas lançadas o meio aquático da Comunidade (76/464/CEE), 1976.

JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **Directiva do conselho de 24 de Setembro de 1996**: relativa à prevenção e controlo integrados da poluição (96/61/CE), 1996.

KDOW (Kentucky Department for Environmental Protection. Division of Water). **Impacts of deicing fluids on Elijahs and Gunpowder Creeks**. Frankfourt, 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/organics/ky_elijahgunpowder.pdf>. Acesso em: 22 out. 2004.

KELMAN, J. Gerenciamento de recursos hídricos: parte I – outorga. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12, 1997, Vitória. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 1997

LANNA, A. E. Gestão dos recursos hídricos no contexto das políticas ambientais: a inserção da gestão das águas na gestão ambiental. In: Héctor Raúl Muñoz (Org). **Interfaces da Gestão de Recursos Hídricos**: Desafios da lei de águas em 1997. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000. p 104-105.

LEEUWESTEIN, J.M. **Proposição de suporte metodológico para enquadramento de cursos de água**. 2000. 204 p. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

-
- LIBELLIA, S. M.; BETTIB, F.; CAVALIERI, S. **Introducing River Modelling in the Implementation of the DPSIR Scheme of the Water Framework Directive**. *International Environmental Modelling and Software Society: Complexity and Integrated Resources Management*. Germany, 2004.
- LIMA, E. B. N. R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. 206 p. Tese (doutorado em engenharia civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.
- MACHADO E. S., et al. Um avanço na gestão da qualidade da água: a outorga para diluição de efluentes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2003.
- MARCINIUK C.R., et al. Aplicação do Modelo GWLF à Bacia Experimental do Canquiri. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12, 1997, Vitória. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 1997.
- MDEQ Mississippi Department of Environmental Quality. Office of Pollution Control. **Fecal Coliform TMDL for Pearl River**, Leake and Neshoba Counties. Mississippi, 1999. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/pathogens/ms_pearlriver.doc>. Acesso em: 05 dez. 2004.
- MENDONÇA, A. S. F. **Propriedades físicas da água**. Notas de aula, 2004.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Secretaria de Recursos Hídricos (SRH/MMA). **SISAGUA - Sistemas de Apoio Ao Gerenciamento de Usuários da Água**. Brasília, 2000.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Superintendência de outorga e Cobrança. **Outorga de direito de uso de recursos hídricos: diretrizes e prioridades**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://ana.gov.br>>. Acesso em: 16 set. 2005.
- MOCELIN, G., FERNANDES, C. V. S., FILL, H. D. Avaliação preliminar do potencial de poluição difusa da bacia do rio barigui com base no modelo GWLF. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2003.
- MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2003. 3 ed. p 144-146.
- MPCA Minnesota Pollution Control Agency. **Lower Minnesota River Low Flow Dissolved Oxygen TMDL**. Minnesota, 2004.
-

NEAL, C.; HEATHWAITE, A.L. **Nutrient mobility within river basins: a European perspective.** Journal of Hydrology. 2005. v. 304. pg 477 – 490.

NEVES, M. M. **Potencial da metodologia TMDL como mecanismo de enquadramento de corpos de água.** 2005. 256 p. Dissertação (Mestrado em engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005

NEVES, M. M., PORTO, M. O emprego do TMDL como mecanismo de enquadramento de corpos de água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 2003.

NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Hidrologia Ambiental.** v. 3. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1991. 91p.

OUYANG, D.; BARTHOLIC, J. **Predicting sediment delivery ration in Saginaw Bay watershed.** Michigan: Institute of Water Research. 1997. Disponível em: <http://www.iwr.msu.edu/~ouyangda/sdr/sag-sdr.htm>. Acessado em: 07 ago 2006.

PORTO, R. L. L.; AZEVEDO, L. G. T. Sistemas de Suporte a Decisões Aplicados a Problemas de Recursos Hídricos. In: PORTO, R. L. L (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.** Porto Alegre: Editora Universidade - UFRGS, 1997. p. 43-95.

RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. L. A Outorga integrada das vazões de captação e diluição. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos,** Porto Alegre, v. 1, n. 3, p. 151-168, 2003.

RIBEIRO, M. O. **Estudo da poluição e autodepuração nos rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF/GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futuro.** 2001. 162 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília. Brasília, 2001.

RIGHETTO, A., M. **Hidrologia e Recursos Hídricos.** São Carlos: EESC/USP, 1998. p. 117-124.

RODRIGUES, R. B., PORTO, M. Análise comparativa de metodologias de apoio para os processos de concessão de outorga para diluição de efluentes e cobrança pelo uso da água. In:

SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14, 2001, Aracajú. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 1999.

RODRIGUES, R. B., PORTO, M. Modelo matemático proposto para auxílio nos processos de outorga e cobrança pelo uso da água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 1999.

RODRIGUES, R.B. **Metodologia de apoio à concessão de outorga para diluição de efluentes e cobrança pelo uso da água - o modelo RM1.** 2000. 140 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

RORIZ, G. M. **Desenvolvimento de ferramenta de suporte à decisão em recursos hídricos através da automatização dos modelos QUAL2E e GWLF.** 2002. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

ROSSATO, L. **Estimativa da capacidade de armazenamento de água no solo do Brasil.** 2002. 147 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002.

ROUSSEAU, A. N.; et al **Information technologies in a wider perspective: integrating management functions across the urban-rural interface.** Environmental Modelling & Software, Canadá, 2005, V. 20, ed. 4, pg. 443-455.

SALAS, H.; MARTINO, P. **A simplified phosphorus trophic state model for warm-water troícal lakes.** Water Resources, 1991. v. 25. n. 3, p. 341-350.

SALIM, F. P. C. **Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual.** 2004. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

SCHWARTZMAN, A. S. **Outorga e Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paraopeba, em Minas Gerais.** 2000. 144 p. dissertação (mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2000.

SETZER, J; PORTO, R. L. L. **Tentativa de avaliação de escoamento superficial de acordo com o solo e o seu recobrimento vegetal nas condições do Estado de São Paulo.** São Paulo: DAEE. 1979. pg 82-135.

-
- SILVA, L. H. P. **Avaliação qualitativa da lagoa jacuném com ênfase em eutrofização**. 1998. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1998.
- SIQUEIRA, E. Q. O coeficiente de reoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro: ABRH, 1997.
- SUDERHSA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). **Portaria 20/99**. Curitiba, 2002.
- SUDERHSA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). **Desenvolvimento e Implantação do Sistema de Declaração de Uso de Recursos Hídricos e de Automonitoramento e Elaboração do Manual de Outorga: Elaboração do Manual de Outorga**. Curitiba, 2002.
- SRH (Superintendência de Recursos Hídricos). **Decreto nº 6.296 de 21 de março de 1997**. Bahia, 1997.
- TEBBUTT, T. H. Y. **Principles of Water Quality Control**. 4. ed. Oxford, Inglaterra: Pergamon, 1992. p. 16.
- THOMANN, R. V., MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper International Edition. 1987. 644 p.
- TUCCI, C. E. M., HESPANHOL, I., CORDEIRO NETTO, O. M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2003. 156 p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH). **Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para subsídio à outorga de uso de água de rios, lagos e reservatórios considerando fontes pontuais e difusas**. Vitória, 2004.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH). **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas das bacias dos rios Jucu e Santa Maria da Vitória**. Vitória, 1999.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). **CFR Title 40: Protection of Environment**, 1995. Disponível em <<http://www.epa.gov/epacfr40/about.htm>>. Acesso em 15 dez 05.
-

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Draft Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process**. 2nd ed. EPA 841-D-99-001. Washington, 1999a.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process**. Washington, 1991. EPA 440/4-91-001.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Technical Guidance Manual For Developing Total Maximum Daily Loads: Book II, Streams And Rivers, Part 1: Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen and Nutrients/Eutrophication**. Washington, EUA, 1997. EPA 823-B-97-002.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: Denver Metro The South Platte River Segment**. EPA841-F-93-001. Washington: EPA, 1992a Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs1/cs1.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: South Fork of the Salmon River**. EPA841-F-93-002. Washington: EPA, 1992b Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs2/cs2.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: West Fork of Clear Creek**. EPA841-F-93-003. Washington: EPA, 1992c Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs3/cs3.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: Nomini Creek Watershed**. EPA841-F-93-004. Washington: EPA, 1992d Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs4/cs4.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: The Lower Minnesota River**. EPA841-F-92-011. Washington: EPA, 1992e Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs6/cs6.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: Tar-Pamlico Basin, North Carolina**. Washington: EPA, 1993. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs10/cs10.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: Modeling the Appoquinimink River**. EPA841-F-94-004. Washington: EPA, 1994a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs12/cs12.htm>>. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDL Case study: Truckee River, Nevada.** EPA841-F-94-006. Washington: EPA, 1994b Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs12/cs12.htm> >. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **TMDLS for Bear Lake Ohio County, West Virginia,** 1999b. Disponível em: <http://www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/wv_tmdl/Bear%20Rocks%20Lake/2961_BearFinal.pdf >. Acesso em: 12 set 2005.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Total Maximum Daily Loads for Nutrients San Diego Creek and Newport Bay, California.** California, 1998a. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients/ca_sdnbay.pdf >. Acesso em: 22 out. 2004.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Total Maximum Daily Loads (TMDL) Ten Mile Creek.** Virginia, 1998b. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/metals/wv_tenmile.pdf>. Acesso em: 22 out. 2004.

VANROLLEGHEM, P. A.; BENEDETTI, L.; MEIRLAEN, J. **Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system.** Environmental Modelling & Software, Belgium, 2005, v 20, ed. 4, pg 427-442.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005. 452 p.

WHEATER, H.S.; DALDORF, P.W.G. **Decision-support modelling for water quality management:** a pre-pilot case study for the EU water framework directive. In: LEKKAS TDPROC OF INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY, 8, 2003. Greece.

WHITEHOUSE, P. **Measures for Protecting Water Quality:** Current Approaches and Future Developments. Ecotoxicology and Environmental Safety. United Kingdom, 2001, v. 50, ed. 2, pg 115-126.

WQCD (Colorado Water Quality Control Division). **Total Maximum Daily Loads assessment:** mainstem of un-named tributary to Willow Creek from the Willow Creek Reservoir Road to the confluence with Willow Creek. Califórnia, 2000 Disponível em:

<[http:// www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients/ co_willowcreek.pdf](http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients/co_willowcreek.pdf) >. Acesso em: 22 out. 2004.

ZABEL, T; MILNE, I; MCKAY, G. **Approaches adopted by the European Union and selected Member States for the control of urban pollution.** Urban Water. Hong Kong, 2001,v. 3, ed. 1-2, pg 25-32.

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 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1999.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)