

**SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA PARA
CENÁRIOS FUTUROS ATRAVÉS DO MODELO QUAL-
2K – UM ESTUDO DE CASO PARA O RIO MACAÉ, RJ**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

ARTHUR DA FONTOURA TSCHIEDEL

**MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA PARA
CENÁRIOS FUTUROS ATRAVÉS DO MODELO QUAL-
2K – UM ESTUDO DE CASO PARA O RIO MACAÉ, RJ**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Pesquisas
Hidráulicas da Universidade Federal
do Rio Grande do Sul como requisito
parcial para a obtenção do título de
Engenheiro Ambiental.

ORIENTADOR: LUIZ FERNANDO DE ABREU CYBIS

CO-ORIENTADOR: FERNANDO MAINARDI FAN

Porto Alegre

Julho de 2013

*Dedico este trabalho a minha família
e ao grande pedaço da minha vida,
minha namorada Luciana Mieres*

Agradecimentos

- *Ao professor Luiz Fernando de Abreu Cybis, por ter me disponibilizado a oportunidade de desenvolver, neste trabalho, um tema que nunca havia estudado. Ainda, pela orientação, compreensão, conhecimentos, e acima de tudo, confiança em meu trabalho;*
- *Ao co-orientador e amigo Fernando Fan, pelas discussões, respostas imediatas, me parecendo por vezes que as versões eram corrigidas de madrugada, conhecimento, calma e grandes ideias, além de boas cervejadas e bastante vídeo-game;*
- *Ao colega Rafael Kayser, pelo provimento de informações essenciais para que este trabalho pudesse ter um pontapé inicial;*
- *Ao doutorando Eudimar Carvalho, pelo auxílio, provimento de informações e trocas de ideias desenvolvidas no começo deste trabalho;*
- *Ao professor Alfonso Risso, pelo fornecimento de toda a base de SIG utilizada no desenvolvimento deste trabalho;*
- *Aos professores avaliadores da banca, pelas críticas e sugestões que com certeza enriqueceram muito este trabalho;*
- *Aos colegas e chefes da Ecoplan Engenharia, pela compreensão em muitos momentos desesperadores de elaboração deste trabalho na reta final;*
- *A todos os professores, chefes, mestres e colegas de trabalho que tive a oportunidade de conhecer durante deste caminho (Enerbio, Leamet, DMAE, Rhama, CPRM, Ecoplan), pelas diversas experiências, oportunidades e conhecimentos construídos;*
- *À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e a todos amigos e colegas que estiveram juntos nesta caminhada rumo ao título de Engenheiro Ambiental;*
- *Aos amigos Marcelo Dal Pizzol e Maurício Andrades Paixão, pela logística disponibilizada quanto à retirada e entregas de livros à biblioteca do IPH;*
- *A todos familiares, amigos e irmãos que me acompanharam e apoiaram nesta longínqua caminhada de obtenção do título de Engenheiro Ambiental, e que certamente estarão juntos nas próximas escaladas e desafios;*
- *Ao meu pai, Edison Luiz Tschiedel, pelos valores, apoio incondicional, amor conhecimentos, carinho e compreensão a mim dedicados durante estes 26 anos. E também pelas discussões a respeito da sedimentação do Fósforo Inorgânico no módulo “IPSETL” e comparações com supostos depósitos de poeira no meio da*

sala. Ainda, principalmente, pelo grande ensinamento de que o esforço e dedicação são fundamentais para alcançar o sucesso profissional;

- *A minha mãe Nádia da Fontoura Tschiedel, pelo apoio incondicional, amor, paciência (muita), conversas, trocas de ideias e esclarecimentos de pensamentos. Ainda, principalmente, pelo grande ensinamento de que o foco e a convicção em si mesmo são fundamentais para se alcançar os sonhos e os objetivos traçados;*
- *Aos meus avós, paternos e maternos, pela torcida, cafés e pensamentos positivos;*
- *Ao Paulinho, Lena e Bia e toda família Mieres (minha 2º família), pelo acolhimento, apoio, carinho, bolos de café, arroz com abacaxi, pastéis, churrascos e muitas guloseimas;*
- *A minha amada Luciana, cuja compreensão, amor, divertimento e risadas foram essenciais no desenvolvimento e, principalmente, na conclusão deste trabalho, sendo um pedaço fundamental neste grande quebra-cabeça.*

*“...Nunca deixe que lhe
digam que não vale a pena
acreditar no sonho que se tem...”*

Renato Russo

RESUMO

O presente estudo teve por objetivo avaliar, para cenários futuros de 10, 20 e 30 anos, o grau de degradabilidade ambiental hídrica do Rio Macaé, um dos principais mananciais do estado do Rio de Janeiro, sendo o principal intuito o provimento de informações pertinentes para a gestão de recursos hídricos da região. Após a mensuração da qualidade ambiental do curso hídrico para cada horizonte de projeto, os resultados foram confrontados com os limites de enquadramento de classes conforme os usos das águas, disponibilizada pela resolução CONAMA 357/2005. A partir deste ponto, partiu-se para a proposição de um cenário ideal de enquadramento do Rio Macaé, e comparou-se o enquadramento proposto com os futuros cenários de degradabilidade ambiental da bacia. Desse modo, foi possível, para a situação ambiental mais crítica, realizar sugestões de sistemas de tratamento e diminuição de cargas poluentes aportantes no Rio Macaé, visando a determinação das eficiências mínimas de atenuação de cargas aportantes necessárias para que o curso hídrico pudesse ser enquadrado conforme o proposto para um horizonte de projeto de 30 anos. A avaliação ambiental do Rio Macaé partiu de amostragens de qualidade d'água realizadas ao longo do curso principal, e também a partir do levantamento das fontes de poluição em cada sub-bacia contribuinte para os pontos amostrados em campo. Já a determinação dos cenários futuros foi realizada através da utilização do programa de modelagem de qualidade d'água QUAL-2K, largamente utilizado em estudos de modelagem e gestão de bacias. Observou-se que em períodos chuvosos, apesar de haver maior carreamento de poluentes para o curso principal, as concentrações de poluentes são diluídas pelas grandes vazões, ocasionando menores concentrações de poluentes, quando comparados a épocas de baixas vazões. Além disso, para que a situação proposta seja atingida no futuro, são sugeridas quatro ações principais: (i) Tratamento primário de efluentes domésticos, como fossas sépticas, para pequenos centros urbanos e população rural; (ii) Tratamento secundário, como lagoas de estabilização, para centros urbanos maiores; (iii) Tratamento de dejetos oriundos da pecuária por meio de biodigestores seguidos de compostagem, e; (iv) criação ou manutenção de mata ciliar no entorno do Rio Macaé. Espera-se, que a partir da adoção destas medidas, a classificação proposta para o Rio Macaé se torne realidade, tanto para o horizonte de 30 anos, como para épocas de baixas vazões.

Palavras Chave – *Modelagem; QUAL-2K; Rio Macaé*

ABSTRACT

The present study aimed to evaluate, for future scenarios of 10, 20 and 30 years, the degree of water degradability in Macaé River, one of the main water bodies of the state of Rio de Janeiro, with the objective of providing relevant information to the water resources plan development of Macaé River's region. After the measurement of the environmental quality of the water course for each horizon project, the results were compared with the limits of environmental classes, according to the uses of water, provided by CONAMA 357/2005 Resolution. After this step, was proposed an ideal environmental classification to Macaé River, which was compared with the future scenarios of environmental watershed degradability. Thus, it was possible, for the most critical environmental situation, to make suggestions of treatment systems and reduction of pollutant input loads in Macaé River. This suggestions make possible to evaluate the necessary minimum attenuation efficiencies of loads input's in Macaé River, objecting the classification as the proposed to the future scenario of 30 years. The environmental characterization of Macaé River was made from water quality samples collected along the main course, and also from the survey of pollution sources in each sampled points sub watersheds. After, the determination of future scenarios of water degradability was performed by using the water quality modeling program QUAL-2K, widely used for modeling and watershed management. Among the results, it was observed that the Macaé River's watershed has different behavior for seasons of drought and seasons of high rainfall. In rainy seasons, although there is greater entrainment of pollutants in the main course, the contaminants are diluted by large flows, resulting in a lower concentration when compared to seasons of drought. Furthermore, in order to proposed classification be reached in the future, it is suggested four mainly actions: (i) Primary sewer treatment, as septic tanks, for small urban centers; (ii) secondary treatments as waste stabilization ponds for larger urban centers; (iii) Bio-digesters treatment, to provide attenuation to diffuse pollution loads coming from the livestock and (iv) Creation or maintenance of riparian vegetation along the Macaé River. It is expected that, after the adoption of these measures, the proposed classification for the Macaé River becomes a reality, both for a horizon of 30 years, as seasons of drought.

Sumário

1.1	OBJETIVO GERAL.....	3
1.2	Objetivos Específicos.....	3
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1	Parâmetros Utilizados para Análises de Qualidade d'água.....	4
2.2	Legislação Aplicável.....	12
2.3	Sistemas de Redução de Cargas Poluentes Geradas.....	16
2.4	Modelagem de Qualidade d'água.....	19
2.4.1	Aplicabilidade dos Modelos.....	20
2.4.2	Programas Clássicos Utilizados na Modelagem de Qualidade d'água..	21
2.5	Modelo QUAL-2K.....	24
2.5.1	Segmentação do QUAL-2K.....	25
2.5.2	Balanco de Vazão no QUAL-2K.....	26
2.5.3	Balanco de Massa no QUAL-2K.....	27
2.5.4	Equações de Modelagem de Vazão.....	31
2.5.5	Equações de Balanco de Massa na Modelagem dos Parâmetros Considerados.....	33
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	55
3.1	Área de Estudo.....	55
3.2	Dados Obtidos em Campo.....	60
3.3	Cargas Difusas e Pontuais na Bacia.....	62
3.4	Calibração do Modelo.....	66
3.5	Cenários Futuros de Uso e Ocupação da Bacia.....	69
3.5.1	Aumento da População Residente.....	69
3.5.2	Expansão das Manchas Urbanas.....	70
3.5.3	Expansão das Áreas Agrícolas.....	71
3.5.4	Expansão da Pecuária.....	71

4	RESULTADOS	73
4.1	Calibração do Modelo QUAL-2K.....	73
4.1.1	Coeficientes Físicos	73
4.1.2	Índices de Atenuação	75
4.1.3	Cargas Totais Geradas por Sub-Bacia de Estação Amostral	77
4.1.4	Curvas Calibradas.....	81
4.2	Cenários Futuros de Degradação Antrópica	84
4.3	Simulação dos Cenários Futuros.....	89
4.4	Mapas de Classes para os Horizontes de Projeto	98
4.5	Proposição de Enquadramento.....	101
4.6	Coeficientes de Abatimento de Cargas	102
4.7	Sugestão de Sistemas para Redução de Cargas	104
5	CONCLUSÕES.....	105
6	RECOMENDAÇÕES E OBSERVAÇÕES.....	108
7	REFERÊNCIAS	112

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – DBO exercida x DBO remanescente para esgoto do Campus do Vale – UFRGS, Porto Alegre (FAN, 2012)	8
Figura 2 – Ciclo natural do nitrogênio. Adaptado de Piveli (2013)	9
Figura 3 – Subdivisão do grupo Coliformes	12
Figura 4 – Avanço da instituição das Políticas Estaduais de Recursos Hídricos (ANA, 2012)	13
Figura 5 – Subdivisão dos elementos, para cada trecho de rio simulado. Fonte: Santos (2009) adaptado de Chapra (2008)	26
Figura 6 – Demonstração da ordem de simulação de elementos. Fonte: Silvino (2008) adaptado de Chapra (2008).....	26
Figura 7 – Exemplo de inserção de entradas e abstrações no modelo. Fonte: Fonseca (2008) adaptado de Chapra (2008)	26
Figura 8 – Balanço de vazões no modelo. Fonte: Santos (2009) adaptado de Chapra (2008)	27
Figura 9 – Representação da equação de transporte de massa em rios (SEO, 2011)	28
Figura 10 – Representação da equação de transporte de poluentes em rios (Adaptado de Silvino, 2008)	28
Figura 11 – Representação esquemática do balanço de massa em volume de controle no QUAL-2K (Adaptado de Silvino, 2008).....	28
Figura 12 – Relação de variáveis passíveis de modelagem pelo QUAL-2K	31
Figura 13 – Representação esquemática de dois métodos de simulação de vazões no QUAL-2K: Método do represamento e método de Manning (Adaptado de Chapra, 2008)	32
Figura 14 – Equação numérica de balanço de oxigênio dissolvido (Adaptado de Silvino, 2008).	34
Figura 15 – Representação esquemática das equações que regem abstrações e aportes de oxigênio dissolvido em dado volume de controle i (Adaptado de Chapra, 2008).....	35
Figura 16 – Metodologias disponíveis pelo modelo para o cálculo do coeficiente de reaeração (SOARES 2011).....	38
Figura 17 – Representação esquemática da equação que rege o balanço de DBO_R no QUAL-2K (Adaptado de Knapik, 2011).....	40

Figura 18 – Explicação esquemática dos coeficientes e sub-fórmulas inseridas na equação do balanço de DBO_R no QUAL-2K (Adaptado de Chapra, 2008)	42
Figura 19 – Reações envolvidas no balanço de nitrogênio em corpos hídricos (CHAPRA, 1997).....	46
Figura 20 – Presença de compostos nitrogenados com o passar do tempo (CHAPRA, 1997)	46
Figura 21 – Ordem de decomposição das formas do nitrogênio em condições não anóxicas (Adaptado de Chapra, 1997).....	47
Figura 22 – Ordem de decomposição das formas do fosfato em corpos hídricos (Adaptado de Chapra, 1997).....	52
Figura 23 – Mapa de localização da bacia do rio Macaé	56
Figura 24 – Croqui da localização das estações amostrais e as respectivas sub-bacias .	57
Figura 25 – Mapa de uso do solo, manchas urbanas e localização das estações amostrais – rio Macaé, RJ	58
Figura 26 – Perfil altimétrico do rio Macaé	59
Figura 27 – Comparação entre os índices de abatimento para as duas campanhas	77
Figura 28 – Parcelas por escopo de geração para carga poluente total – 2º Campanha .	80
Figura 29 – Parcelas por escopo de geração para carga poluente total – 3º Campanha .	80
Figura 30 – Resultados da calibração para a 2º Campanha – OD, DBO, Nitrogênio Amoniacal e Nitrato	81
Figura 31 – Resultados da calibração para a 2º Campanha –Temperatura, Fósforo Orgânico, Inorgânico e Coliformes Fecais.....	82
Figura 32 – Resultados da calibração para a 3º Campanha – OD, DBO, Nitrogênio Amoniacal e Nitrato	82
Figura 33 – Resultados da calibração para a 3º Campanha –Temperatura, Fósforo Orgânico, Inorgânico e Coliformes Fecais.....	83
Figura 34 – Estimativa do número total de habitantes por sub-bacia	86
Figura 35 – Manchas urbanas de menor representatividade na bacia do rio Macaé	86
Figura 36 – Manchas urbanas de maior representatividade na bacia do rio Macaé	86
Figura 37 – Perfil longitudinal do OD para horizontes de projeto – Campanha 2	91
Figura 38 – Perfil longitudinal da DBO para horizontes de projeto – 2º Campanha	91
Figura 39 – Perfil longitudinal do Fósforo Total para horizontes de projeto – 2º Campanha.....	91
Figura 40 – Perfil longitudinal do Nitrato para horizontes de projeto – 2º Campanha...	92

Figura 41 – Perfil longitudinal do Nitrogênio Amoniacal para horizontes de projeto – 2º Campanha.....	92
Figura 42 – Perfil longitudinal dos Coliformes para horizontes de projeto – 2º Campanha.....	92
Figura 43 – Perfil longitudinal do Oxigênio Dissolvido para os horizontes de projeto – 3º Campanha.....	93
Figura 44 – Perfil longitudinal da DBO para os horizontes de projeto – 3º Campanha .	93
Figura 45 – Perfil longitudinal do Fósforo Total para os horizontes de projeto – 3º Campanha.....	94
Figura 46 – Perfil longitudinal do Nitrato para os horizontes de projeto – 3º Campanha	94
Figura 47 – Perfil longitudinal do Nitrogênio Amoniacal para os horizontes de projeto – 3º Campanha.....	94
Figura 48 – Perfil longitudinal dos Coliformes para os horizontes de projeto – 3º Campanha.....	95
Figura 49 – Perfil longitudinal: % do Oxigênio de Saturação – 2º Campanha	97
Figura 50 – Perfil longitudinal: % do Oxigênio de Saturação – 3º Campanha	97
Figura 51 – Situação quanto às classes futuras estimadas para o rio Macaé – Baixas vazões	99
Figura 52 – Situação quanto às classes futuras estimadas para o rio Macaé – Médias vazões	100
Figura 53 – Proposta de enquadramento futuro do rio Macaé (Adaptado de Pinheiro, 2008)	101

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1– Parâmetros modelados	5
Tabela 2 – Faixas aproximadas de valores de fósforo total e graus de trofia (CETESB)	11
Tabela 3 – Enquadramento x atividades possíveis	14
Tabela 4 – Limites de classificação de interesse (CONAMA 357/2005)	15
Tabela 5 – Eficiências de sistemas de tratamento de efluentes de interesse (BENETTI, 2009)	18
Tabela 6 – Modelos de qualidade d’água usualmente empregados (adaptado de Bottino 2008)	22
Tabela 7 – Significado dos coeficientes das equações do balanço de vazões	27
Tabela 8 – Significado dos coeficientes das equações do balanço de massa	30
Tabela 9 – Parâmetros modelados	31
Tabela 10 – Significado dos coeficientes das equações do método da curva chave	32
Tabela 11 – Significado dos coeficientes da equação do oxigênio dissolvido	34
Tabela 12 – Significado dos coeficientes da equação do oxigênio dissolvido do QUAL- 2K.....	36
Tabela 13 – Faixa típica de variação dos coeficientes de reaeração (FAN, 2013)	38
Tabela 14 – Significado dos coeficientes da equação do oxigênio dissolvido	40
Tabela 15 – Valores típicos de coeficientes de remoção de DBO a 20°C (Sperling, 2007)	43
Tabela 16 – Significado dos coeficientes das fórmulas de decaimento de coliformes ou patógenos.....	44
Tabela 17 – Significado dos coeficientes das fórmulas de simulação de Nitrogênio Orgânico e Amoniacal	48
Tabela 18 – Significado dos coeficientes das fórmulas de simulação de Amônia não Ionizada, Transferência Gasosa e Nitrato	49
Tabela 19 – Faixa usual de aplicação dos coeficientes relacionados ao decaimento do nitrogênio.....	51
Tabela 20 – Significado dos coeficientes relacionados à simulação de fósforo.....	52
Tabela 21 – Faixa de aplicação dos coeficientes de decaimento do fósforo	54
Tabela 22 – Composição municipal de cada sub-bacia de estudo.....	58
Tabela 23 – Segmentação considerada para o rio Macaé	60

Tabela 24 – Condições físicas das estações amostrais.....	61
Tabela 25 – Aspectos de qualidade d’água considerados	61
Tabela 26 – Nitrogênio e fósforo no rio Macaé.....	61
Tabela 27 – Significado das equações de quantificação de cargas difusas	64
Tabela 28 – Número de animais por município (IBGE 2010)	65
Tabela 29 – Cargas por tipo de rebanho (SANTOS, 2002)	65
Tabela 30 – Carga média gerada por habitante em g/hab.dia (Adaptado de Silva e CETESB, 2013)	66
Tabela 31 – Cargas de poluentes relacionadas ao uso do solo (Adaptado de Larentis, 2004)	66
Tabela 32 – Composição de entrada de fósforo e nitrogênio total proveniente de cargas humanas (Adaptado de PROSAB, 2009)	68
Tabela 33 – Composição percentual das cargas de entrada no rio Macaé para nitrogênio e fósforo.....	68
Tabela 34 – Coeficientes utilizados para calibrar o modelo – 2º Campanha, estiagem .	74
Tabela 35 – Coeficientes utilizados para calibrar o modelo – 3º Campanha, vazões médias	74
Tabela 36 – Índices de atenuação – 2º Campanha.....	76
Tabela 37 – Índices de atenuação – 3º Campanha.....	76
Tabela 38 – População estimada por sub-bacia (2010).....	77
Tabela 39 – População animal estimada por sub-bacia (2011)	77
Tabela 40 – Composição Geral do uso do solo em cada sub-bacia (km ²)	78
Tabela 41 – Valores de cargas poluentes por tipologia de uso de solo.....	78
Tabela 42 – Cargas poluentes por segmento considerado – 2º Campanha	79
Tabela 43 – Cargas poluentes por segmento considerado – 3º Campanha	79
Tabela 44 – Parâmetros não adaptados à modelagem	84
Tabela 45 – Estimativa futura do número de habitantes dos municípios.....	85
Tabela 46 – Estimativa futura do número de habitantes urbanos por sub-bacia	85
Tabela 47 – Estimativa futura do número de habitantes rurais por sub-bacia	85
Tabela 48 – Estimativa futura de bovinos	87
Tabela 49 – Estimativa futura de equinos	87
Tabela 50 – Estimativa futura de ovinos.....	87
Tabela 51 – Estimativa futura de suínos	87
Tabela 52 – Estimativa futura de aves	87

Tabela 53 – Cabeças estimadas por município e por rebanho.....	88
Tabela 54 – Área agrícola estimada.....	89
Tabela 55 – Estimativa de decaimento da qualidade do rio Macaé na sub-bacia de M1, 2º Campanha.....	90
Tabela 56 – Estimativa de decaimento da qualidade do rio Macaé na sub-bacia de M1, 3º Campanha.....	90
Tabela 57 – Aplicação de taxas hipotéticas homogêneas de redução de cargas	102
Tabela 58 – Aplicação de taxas hipotéticas homogêneas de redução de cargas com coliformes a 99%	103
Tabela 59 – Aplicação de taxas de redução de cargas por sub-bacia	103
Tabela 60 – Técnicas sugeridas para abatimento das cargas.....	104

1 INTRODUÇÃO

A gestão de recursos hídricos vem sendo, na sociedade moderna, um dos principais meios para a adequação, direcionamento e solução de problemas relacionados aos usos d'água de bacias hidrográficas. O intuito principal desse tipo de modelo organizacional é, de modo geral, propiciar o uso sustentável de água por parte de todos os usuários da bacia, através de estudos ambientais, diagnósticos sociais e diversos outros levantamentos que possam subsidiar corretamente tomadas de decisões importantes na resolução de conflitos gerados por parte da sociedade. No Brasil, este tipo de gestão territorial vem sendo largamente aplicado, e, vista a riqueza hidrográfica que o país dispõe, diversas unidades territoriais estão empenhando tempo e recursos financeiros para a elaboração de planos de recursos hídricos, citando-se como exemplo a bacia do Rio Macaé, localizada no Rio de Janeiro, foco de estudo neste trabalho.

O estudo dos recursos hídricos baseia-se, neste sentido, em dois principais usos: (i) consuntivos e; (ii) não consuntivos. O uso consuntivo está relacionado à diminuição da disponibilidade de água para os usuários, enquanto que usos não consuntivos fazem referência àqueles que não alteram essa disponibilidade, podendo, em contrapartida, alterar a qualidade das águas. Desse modo, insere-se no tema gestão de recursos hídricos a importância da existência de informações e dados que possam averiguar, ou até mesmo estimar, o grau de poluição de recursos hídricos.

A deterioração de rios e mananciais tem sido foco de estudos desde a década de 70, intensificando-se a partir da década de 80 (MORAES, 2002), quando começaram a ocorrer conflitos de interesses entre usuários que perceberam o quão importante é a manutenção da qualidade d'água de corpos hídricos, tanto para a manutenção da qualidade do ambiente quanto para a qualidade de vida. Muitas vezes, por exemplo, são encontradas situações em que dezenas de m³ de esgoto *in natura* são despejados em locais não só a montante, mas também poucos metros distantes de captações de Estações de Tratamento de Águas, o que implica em maiores custos para a desinfecção de águas de abastecimento.

Libânio (2005) utilizou dados oriundos de diversos países com o intuito de relacionar índices de saneamento básico (como tratamento de esgotos e abastecimento de água potável), a índices de mensuração de qualidade de vida, como expectativa de vida, mortalidade por doenças de veiculação hídrica e IDH. O resultado denota que as

demandas ambientais e sanitárias não podem mais ser negligenciadas no planejamento do aproveitamento hídrico, dada a grande relação que a qualidade dos recursos hídricos exerce sob a melhoria de vida das pessoas.

Uma das grandes dificuldades atualmente encontradas pelos planejadores e tomadores de decisões em comitês de bacias hidrográficas reside justamente na dificuldade da correta mensuração da qualidade dos recursos hídricos. Considerando a existência de uma rede de monitoramento pouco densa, e as dificuldades logísticas e financeiras encontradas para a realização de medições *in loco*, a obtenção de dados que agreguem informações importantes para o gerenciamento de recursos hídricos tem sido alvo de diversas pesquisas e estudos por parte de universidades, agências reguladoras, órgãos públicos e de indústrias altamente poluidoras.

Ainda, além da dificuldade encontrada para obtenção de informações a respeito de qualidade d'água, muitas vezes esbarra-se também em questões ainda mais complexas. Como exemplo, pode-se citar a mensuração de dados de qualidade d'água para cenários futuros, ou até mesmo o comportamento de determinado poluente no decorrer do curso do rio. Quantificações desse tipo são muito importantes para que planos de bacia e obras de saneamento sejam corretamente embasados, de forma a atenderem os objetivos traçados para o futuro.

Desse modo, uma das formas de se estimar informações futuras relativas à qualidade de recursos hídricos se dá através da utilização de programas de modelagem de qualidade d'água, em que, através da calibração para cenários presentes, cenários futuros de degradação podem ser estimados a partir do crescimento da pressão antrópica na bacia de contribuição. Nesse sentido, o presente trabalho tem o intuito de utilizar técnicas de modelagem de qualidade d'água, através do modelo norte americano QUAL-2K, para estimar cenários futuros de degradação ambiental hídrica na bacia do Rio Macaé, RJ, utilizada como estudo de caso neste trabalho. Espera-se que os resultados obtidos não só auxiliem, com embasamentos coesos, o gerenciamento de recursos hídricos da citada bacia, como também forneçam uma metodologia preliminar para desenvolvimentos de estudos deste tipo em outros locais.

1.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral fornecer subsídios para o gerenciamento da qualidade de água do Rio Macaé, RJ, através do uso de ferramentas de modelagem.

1.2 Objetivos Específicos

Para cumprir o objetivo geral, foram cumpridos os seguintes objetivos específicos:

- Reunir dados referentes à geração de cargas poluentes na bacia do Rio Macaé, verificando-os para o cenário atual e estimar cenários futuros de 10, 20 e 30 anos.
- Calibrar o modelo QUAL-2K para o cenário presente e aplicação do mesmo para cenários futuros previamente estipulados;
- Propor um enquadramento preliminar para os cenários atual e futuro do Rio Macaé, conforme legislação vigente;
- Verificar os índices de eficiência de tratamento de esgotos necessários para alteração das classes previstas nos cenários futuros previstos pela modelagem e propor sistemas de tratamento;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo tem o intuito de apresentar todo o embasamento técnico-científico necessário para que os objetivos específicos anteriormente citados possam ser alcançados. Desse modo, o presente estudo baseou-se nos conceitos-chave de: (i) Indicadores de qualidade d'água; (ii) Legislação aplicável; (iii) Sistemas de redução de cargas poluentes geradas (iv) Modelagem de qualidade d'água e; (iv) Modelagem no QUAL-2K. Esses preceitos serão discutidos e esclarecidos nos itens a seguir.

2.1 Parâmetros Utilizados para Análises de Qualidade d'água

A disponibilidade tecnológica e analítica laboratorial existente atualmente permite a mensuração de diversos parâmetros ambientais que possibilitam a avaliação da qualidade de corpos hídricos superficiais. Estes parâmetros são listados pela resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 que, por relacionar as concentrações de poluentes ou indicadores ambientais em corpos hídricos com classes de enquadramento, é a base informativa majoritariamente utilizada na mensuração da degradação ambiental e na determinação relativa dos possíveis usos mais adequados em recursos hídricos superficiais.

Conforme explicado anteriormente, este trabalho foi desenvolvido com o intuito de prover informações pertinentes para o adequado gerenciamento de recursos hídricos na bacia do Rio Macaé, por meio de seu comitê de bacia. Neste sentido, foram considerados cinco parâmetros mensuradores de qualidade de águas superficiais para estudo. O fato do presente trabalho se focar em apenas alguns parâmetros para analisar a qualidade das águas da bacia tem origem nas medições realizadas em campo, as quais foram limitadas em termos de quantidade por questões financeiras e logísticas.

Na Tabela 1 são destacados os aspectos de qualidade d'águas de interesse neste estudo e, a seguir, são explicados mais detalhadamente todos os parâmetros direta e indiretamente envolvidos neste trabalho.

Tabela 1– Parâmetros modelados

Parâmetros Modelados	Unidade de Medida
Oxigênio Dissolvido	mg/l
DBO	mg/l
Nitrogênio	mg/l
Fósforo	mg/l
Coliformes Fecais	NMP/100mL

Temperatura da Água

A temperatura dos corpos hídricos desempenha um papel fundamental na dinâmica energética e metabólica de meios fluviais, de modo que leves variações podem resultar em diferenças significativas em taxas de reações de sedimentação, hidrólise e oxidação dos compostos encontrados no meio. Outros aspectos importantes que devem ser considerados fazem referência aos comportamentos de algumas propriedades como a solubilidade de gases, viscosidade e tensão superficial, que passam a ter magnitudes menores com acréscimos de temperatura. O aumento da temperatura de águas, além de ter potencial impacto na ictiofauna, também ocasiona maior taxa de transferência de gases, o que pode resultar em problemas como a possibilidade de geração de odores desagradáveis por liberação de gases em corpos hídricos muito degradados (CETESB, 2013).

As variações de temperatura da superfície da água ocorrem tanto conforme a localização geográfica como as condições atmosféricas da região onde está localizado o corpo hídrico, ocorrendo por transferência de calor via radiação, condução e convecção (CHAPRA, 2008). Além disso, a temperatura das águas dos mananciais pode ser alterada tanto por processos naturais relacionados às zonas fóticas, como também por processos antrópicos, em que haja despejos de efluentes industriais com gradientes de temperatura muito elevados.

Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH, assim como o OD, consiste em um importantíssimo parâmetro na análise da qualidade das águas superficiais, uma vez que influencia diretamente nas formas livres e ionizadas de diversos compostos químicos. As alterações deste parâmetro podem ter origem em diversos fatores, como a dissolução natural de rochas, fotossíntese e trocas gasosas de superfícies. Antropicamente, as alterações podem ser ocasionadas

por despejos industriais e domésticos nos corpos hídricos. Essas alterações podem ser diretas, no caso de descarte de efluentes com pHs muito agressivos, ou indiretamente, através do aporte de poluentes que interfiram no equilíbrio químico do pH do meio.

Um dos principais fatores que atestam a importância ambiental do pH em mananciais é dado pela sua influência na solubilidade de substâncias poluentes, bem como pelo papel definidor do potencial de toxicidade de vários elementos (CASTRO, 2011). Ainda, Santos (2009), destaca que valores de pH de magnitudes superiores a 8 tendem a solubilizar a amônia (NH_3), considerada tóxica no meio aquático, enquanto que valores abaixo de 6 estão relacionados ao aumento da concentração de dióxido de carbono e ácido carbônico.

O pH é diretamente influenciado pela concentração de íons H^+ , originados naturalmente pela presença do fraco ácido carbônico (H_2CO_3), que pode sofrer posteriormente dissociações e assumir sua forma bicarbonatada (HCO_3^-), predominante na faixa situada entre 6,5 e 10,3. Assim, valores superiores a 10,3 apresentam maiores concentrações do íon carbonato (CO_3^{2-}) do que suas outras formas (CASTRO, 2011).

Condutividade Elétrica

Medida em $\mu\text{S}/\text{cm}$, a condutividade elétrica consiste na capacidade de uma solução aquosa em conduzir corrente elétrica através da presença de íons, variando conforme a concentração, valência e mobilidade de espécies ionizadas e a temperatura da solução. Apresentando relação direta com a presença de Sólidos Dissolvidos Totais nos corpos hídricos, este parâmetro está relacionado com a concentração de macro nutrientes presentes na água como cálcio, magnésio e potássio. Além disso, pode também ser utilizado como indicador de características corrosivas da água (ESTEVES, 2011).

Turbidez

Segundo Sperling (2005), a turbidez representa o grau de interferência da passagem de luz por determinada solução, de forma que o constituinte responsável por agregar características de turbidez aos corpos hídricos são os sólidos suspensos. A turbidez pode ter origem natural, quando originada de partículas de rocha, argila, silte e algas, ou de origem antrópica, quando relacionada a despejos domésticos e industriais, ou através da erosão.

Os sólidos em suspensão que originam a turbidez das águas podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos, podendo também estar associada a compostos tóxicos e à diminuição das taxas de fotossíntese.

Sólidos Totais

A medição dos sólidos totais em corpos hídricos é muito importante, principalmente para mensurar problemas erosivos ocorrentes de intervenções em corpos hídricos por obras de engenharia ou por ser indicativo de disposição inadequada de efluentes domésticos em determinado manancial, uma vez que a média de sólidos totais presentes em esgotos sanitários sem tratamento varia em torno de 1000 mg/l (SPERLING, 1995). Além disso, por ser um parâmetro bastante genérico, a presença de sólidos totais pode também estar associado à influência de maré em rios que desagüam no oceano (como ocorre na foz do Rio Macaé).

Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido é essencial para que os organismos aeróbios, representados pela maior parte da fauna aquática, possam realizar seus processos metabólicos. Desse modo, variando entre uma faixa que vai de 0 mg/l (para rios altamente poluídos) a em torno de 14 mg/l (para rios frios em perfeito equilíbrio biológico) o oxigênio dissolvido é um dos principais indicadores de qualidade de corpos hídricos, e sua diminuição para níveis críticos, na maior parte das vezes, está associada a presença de concentrações elevadas de matéria orgânica nos mananciais. Ainda, ressalta-se que para os casos em que o oxigênio é totalmente consumido em dada massa d'água, tem-se condições chamadas de *anaeróbias*, normalmente associadas à geração de maus odores.

Em contrapartida, a origem natural do oxigênio dissolvido em corpos hídricos está associada a dois fatores: à produção por organismos fotossintéticos e à dissolução do oxigênio atmosférico.

Normalmente as estimativas do grau de degrabilidade ambiental de um manancial, frente ao oxigênio dissolvido, são realizadas por meio de comparação das concentrações obtidas com as concentrações do oxigênio de saturação para determinadas condições. Essa metodologia é normalmente adotada para averiguar se não há declínios ou aportes apenas aparentes na concentração de oxigênio dissolvido, uma vez que, assim, são

excluídas as influências físico-químicas da concentração de oxigênio dissolvido, como as promovidas pela salinidade e temperatura.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio retrata, de maneira indireta, a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em determinado corpo hídrico, expressa em mg/l. O conceito de DBO assume diversas formas, como por exemplo $DBO_{5,20}$, DBO_u , DBO exercida e DBO remanescente. De acordo com Fan (2012), a DBO exercida representa a quantidade total de oxigênio dissolvido que seria necessário, em dado corpo hídrico, para estabilizar, aerobicamente, a matéria orgânica em certo instante t , enquanto que a DBO remanescente representa a quantidade indireta de matéria orgânica presente, em termos de O_2 , na massa líquida no mesmo instante t , conforme a Figura 1. A $DBO_{5,20}$ faz referência à matéria orgânica degradada à temperatura de $20^\circ C$ durante 5 dias, e a DBO_u , ou $DBO_{última}$, representa a concentração total de matéria orgânica biodegradável na amostra.

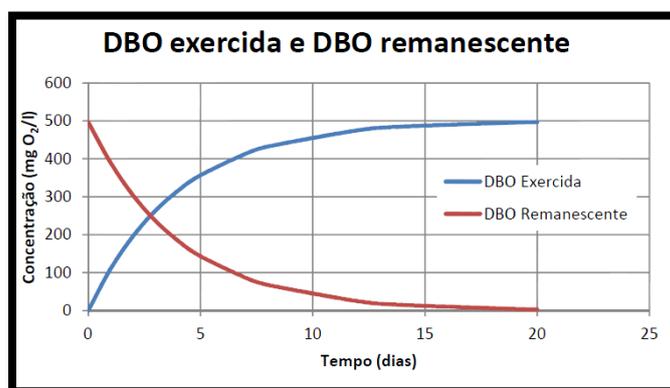


Figura 1 – DBO exercida x DBO remanescente para esgoto do Campus do Vale – UFRGS, Porto Alegre (FAN, 2012)

A mensuração da matéria orgânica presente nos corpos d'água compõe um parâmetro ambiental de primordial importância, uma vez que permite identificar um dos principais problemas de poluição das águas: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria carbonácea, constituída majoritariamente de proteínas, carboidratos e gorduras. Desse modo, altos valores de DBO são associados a baixas qualidades das águas, sendo esse

parâmetro um importante indicador para a identificação de contaminação por esgotos sanitários ou outros efluentes industriais de alta carga orgânica.

Série Nitrogênio

Considerado como um nutriente essencial para o desenvolvimento de macrófitas, esse elemento é fundamental na regulação dos balanços de energia e biomassa que ocorrem na fauna e flora aquática (CHAPRA, 1997). Alterações acentuadas neste equilíbrio, quando associadas a altas concentrações de fósforo, podem, inclusive, levar mananciais a estados de eutrofização, dificultando e encarecendo, por exemplo, o tratamento e abastecimento de água potável para determinada população.

Dentre as fontes de aporte de nitrogênio em corpos hídricos, podem ser destacados principalmente os esgotos sanitários (em geral, a principal fonte), despejos industriais e também fertilizantes a base de NPK utilizados em atividades agrícolas. Alguns autores, como Piveli (2013) destacam ainda e a lavagem da atmosfera poluída como uma considerável fonte de compostos nitrogenados em corpos hídricos. Dentre os mecanismos naturais responsáveis por aporte de nitrogênio em corpos hídricos, citam-se, por exemplo, processos como fixação biológica por bactérias e algas (que incorporam o nitrogênio dissolvido em seus tecidos) pelas águas pluviais. O ciclo do nitrogênio é composto por diversas etapas, visualizadas na Figura 2, onde são destacadas, em verde, as formas de nitrogênio mais reduzidas presentes em corpos hídricos contaminados.

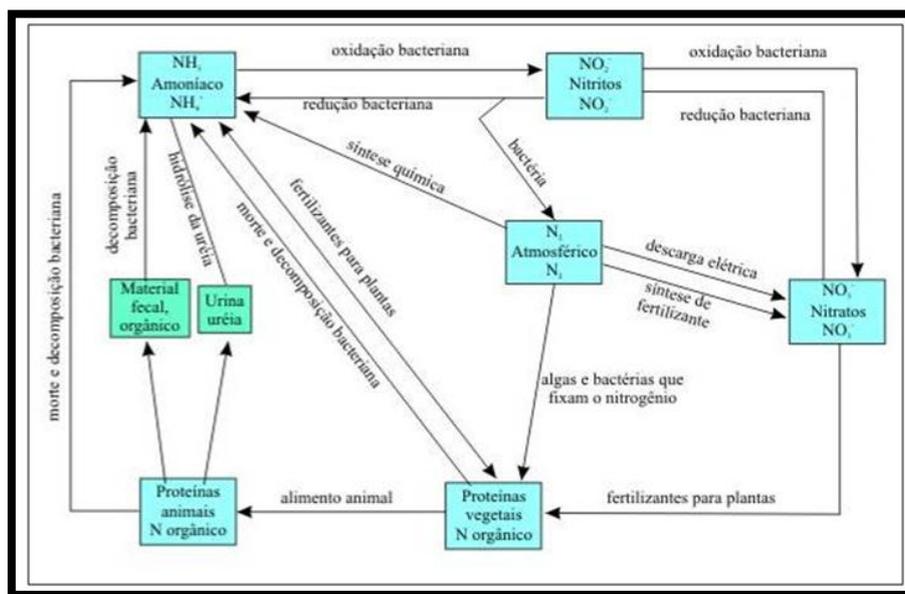


Figura 2 – Ciclo natural do nitrogênio. Adaptado de Piveli (2013)

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas na forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, de forma que as duas primeiras são conhecidas como formas reduzidas e as duas últimas como formas oxidadas. Essa segregação natural das formas do nitrogênio pode, ainda, permitir caracterizações quanto à idade do esgoto, uma vez que poluições recentes estão associadas a formas reduzidas do nitrogênio (orgânico e amoniacal), e as poluições mais remotas estão associadas a elevadas concentrações das formas oxidadas (nitrito e nitrato).

Dentre os impactos ambientais relacionados às transformações das formas nitrogenadas, destaca-se o processo responsável pelo decaimento do nitrogênio orgânico a nitrato. Esse processo ocasiona o consumo de oxigênio do meio, gerando o termo usual “demanda nitrogenada”, que nada mais é a quantificação da quantidade de oxigênio necessária para a oxidação do nitrogênio orgânico (forma mais reduzida) a nitratos (forma mais oxidada).

Santos (2009) destaca que a presença de nitrato em concentrações superiores a 2mg/l pode ser fator decisivo para levar um corpo hídrico a estados de eutrofização e consequentemente à diminuição do oxigênio dissolvido. Entretanto, esses efeitos ainda não são os mais nocivos relacionados a contaminações de mananciais por nitrogênio, conforme relata Sperling (1995) que elenca como principais impactos decorrentes deste tipo de poluente a toxicidade da forma de amônia na fauna aquática e doenças associadas a altas concentrações de nitrato como, por exemplo, a Metahemoglobina, também conhecida como síndrome do bebê-azul.

Fósforo

Presente principalmente nas formas de *ortofosfato*, *polifosfato* e *fósforo orgânico*, o fósforo, assim como o nitrogênio, está relacionado a problemas de eutrofização em corpos hídricos, por ser um nutriente essencial para o crescimento das algas e fitoplânctons. Santos (2009) destaca que concentrações acima de 0,01 mg/l já são suficientes para a manutenção dos fitoplânctons, ao passo que acima de 0,03 mg/l podem ser suficientes para o desencadeamento de processos de eutrofização.

No quesito de utilização das formas fosfatadas pela flora e fauna aquática, o ortofosfato encontra-se diretamente disponível para o metabolismo biológico, sem haver, portanto, necessidade de conversões a formas mais simples, diferentemente de moléculas mais complexas como os polifosfatos que devem ser hidrolisadas para

servirem de substrato a maior parte da comunidade aquática. Enquanto isso o fósforo orgânico não apresenta muita importância em estudos de qualidade d'água (SPERLING, 1995).

Destaca-se também, que a ocorrência de formas fosfatadas em corpos hídricos é intensificada por contaminações provenientes de lançamentos de esgotos residenciais, em especial pelo uso de detergentes fosfatados, empregados em larga escala no uso doméstico.

Usualmente, o monitoramento e modelagem de parâmetros como o fósforo é embasado principalmente na potencialidade que tem o mesmo de levar corpos hídricos a processos de eutrofização. Prova disso, é que atualmente existem várias metodologias de análise conjunta de dados disponíveis para relacionar concentrações de fósforo com graus de trofia, entre as quais se destaca a utilizada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, de São Paulo que tem uma abordagem que utiliza as concentrações de fósforo (mg/m^3), conjuntamente com as de clorofila, para estimar estas potencialidades, classificando os lagos de represas conforme a tabela simplificada abaixo.

Tabela 2 – Faixas aproximadas de valores de fósforo total e graus de trofia (CETESB)

Classe de Trofia	Concentração de Fósforo Total na Represa (mg/m^3)
Ultraoligotrófico	$P < 13$
Oligotrófico	$13 < P < 35$
Mesotrófico	$35 < P < 137$
Eutrófico	$137 < P < 296$
Supereutrófico	$296 < P < 640$
Hipereutrófico	$640 > P$

Coliformes Termotolerantes

A determinação da potencialidade de um corpo hídrico em transmitir doenças de veiculação hídrica normalmente é efetuada de forma indireta, através da identificação da presença de organismos indicadores de contaminação fecal. Os organismos pertencentes ao grupo dos coliformes termotolerantes são os principais utilizados para este fim, uma vez que são facilmente detectáveis e estão diretamente relacionados a contaminações fecais. A principal bactéria do grupo, e única de origem exclusivamente fecal é a *Escherichia Coli*, que está sempre presente em altas densidades nas fezes de animais de

sangue quente, como humanos mamíferos e pássaros (CETESB, 2013). Desse modo, através da medição deste parâmetro de qualidade ambiental é possível caracterizar a potencialidade dos corpos hídricos quanto à transmissão de doenças para os seres humanos (FAN, 2012). A Figura 3 representa as subdivisões do grupo coliformes.

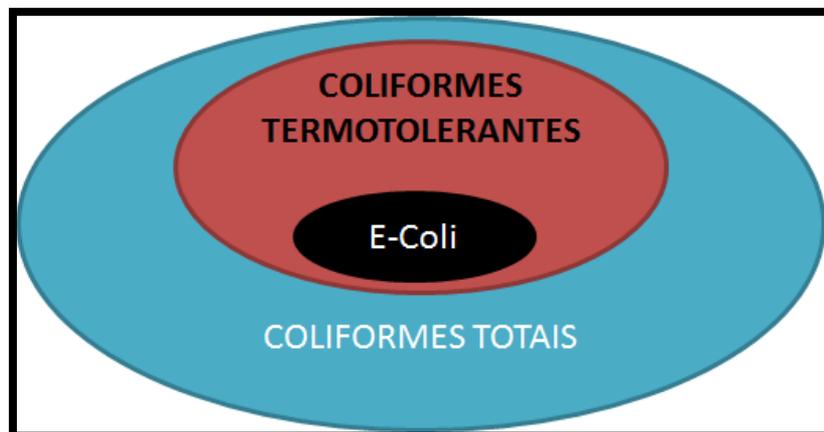


Figura 3 – Subdivisão do grupo Coliformes

2.2 Legislação Aplicável

A legislação ambiental brasileira, concentrada na resolução de conflitos quanto aos recursos hídricos, ganhou folego a partir do início dos anos 90, com a promulgação da primeira lei estadual voltada para o assunto, a LE 6663/91, que instituiu o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado de São Paulo. Seis anos após esse marco legal, era instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos e criado também o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos hídricos, que, até os dias de hoje, vem apresentando dificuldades para ser implementada em algumas regiões brasileiras (MELO, 2013).

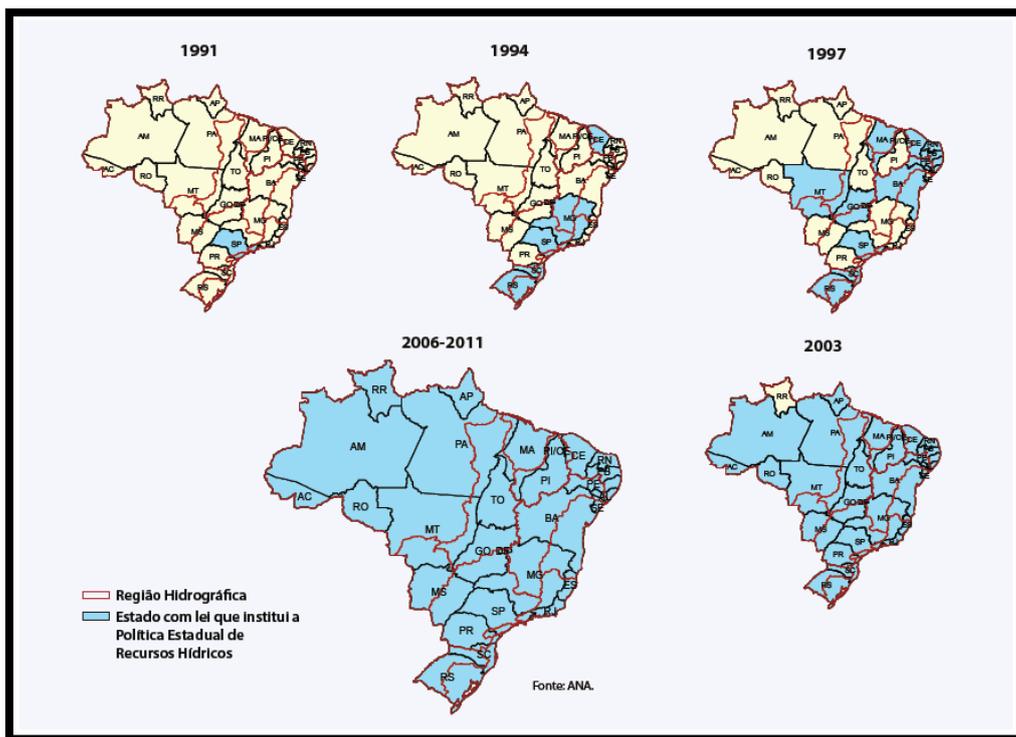


Figura 4 – Avanço da instituição das Políticas Estaduais de Recursos Hídricos (ANA, 2012)

A existência de regulamentações legais deste tipo foi fundamental para a resolução de conflitos entre diferentes usuários, uma vez que essas leis procuram se basear, principalmente, na utilização racional e integrada dos recursos hídricos, visando assegurar água em quantidade e qualidade para gerações futuras.

Neste contexto, o marco regulatório nacional está centrado em 1997, quando da criação da já referida Política Nacional dos Recursos Hídricos, que, entre outros, destacou fundamentos como: (i) a natureza pública das águas; (ii) as limitações quanto a sua disponibilidade; (iii) a definição de bacias hidrográficas como unidade territorial para implantação da política e; (iv) a necessidade do órgão gestor proporcionar o uso múltiplo das águas, sendo este sempre descentralizado, podendo contar com a participação do Poder Público, dos usuários e de comunidades envolvidas.

Ainda, de acordo com a PNRH, os fundamentos citados devem seguir algumas diretrizes de implantação, como: (i) a gestão sistemática dos recursos hídricos, tanto para qualidade como para quantidade; (ii) a adequação da gestão às diversidades inerentes a cada região brasileira; (iii) a integração dos recursos hídricos com a gestão

ambiental e; (iv) a articulação da gestão de recursos hídricos com a gestão do uso do solo.

Ainda, a referida lei previu alguns instrumentos de aplicação, de modo que, dentre outros, destacam-se, para o escopo deste trabalho: (i) a elaboração de Planos de Recursos Hídricos e; (ii) o enquadramento dos corpos de água em classes por legislação específica, segundo os usos preponderantes.

A base legal que disserta a respeito da classificação dos rios e sua relação com os usos, vigente até o presente momento, veio um pouco mais tarde, em 2005, através da resolução CONAMA 357, embasada na anterior CONAMA nº 20, de 1986. Desse modo, assim como a PNRH, a CONAMA 357 vem sendo largamente utilizada para nortear as decisões referentes ao gerenciamento da qualidade de recursos hídricos.

A resolução classifica os corpos hídricos em um total de 12 categorias, separadas conforme com o grau de salinidade e às concentrações de outros indicadores, podendo os mananciais serem enquadrados como Classe I ou especial, Classe II, Classe III ou Classe IV, tanto para águas doces como para salobras ou salinas. Tal classificação quanto aos usos é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 – Enquadramento x atividades possíveis

Classes	Usos
Classe Especial	<ul style="list-style-type: none"> a) abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; c) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
Classe I	<ul style="list-style-type: none"> a) abastecimento doméstico após tratamento simplificado; b) proteção das comunidades aquáticas; c) recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); d) irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película. e) proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas;
Classe II	<ul style="list-style-type: none"> a) abastecimento doméstico, após tratamento convencional b) proteção das comunidades aquáticas c) recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho) d) irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e) aquíicultura e atividade de pesca.
Classe III	<ul style="list-style-type: none"> a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado b) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras c) pesca amadora d) recreação de contato secundário e) dessedentação de animais.
Classe IV	<ul style="list-style-type: none"> a) Navegação b) Harmonia Paisagística

Ainda, atendendo as necessidades inerentes ao escopo deste trabalho, a Tabela 4 aponta os limites de concentrações dos poluentes e parâmetros analisados, bem como as relações com as respectivas classes apresentadas acima.

Tabela 4 – Limites de classificação de interesse (CONAMA 357/2005)

PARÂMETROS	UNIDADES	Limites de Classificação			
		C1	C2	C3	C4
Cloretos	mg/l	250	250	250	NR
Condutividade Elétrica	µS/cm	NR	NR	NR	NR
D.B.O.	mg/l	3	5	10	NR
Fósforo Total	mg/l	0,1	0,1	0,15	NR
Ortofosfato	mg/l	NR	NR	NR	NR
Nitrato	mg/l	10	10	10	NR
Nitrito	mg/l	1	1	1	NR
Nitrogênio Amoniacal		0,5 a 3,7	0,5 a 3,7	1 a 13,3	1 a 13,3
Nitrogênio Total	mg/l	NR	NR	NR	NR
Oxigênio Dissolvido	mg/l	> 6,0	> 5,0	> 4,0	> 2,0
pH	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/l	500	500	500	NR
Turbidez	N.T.U.	< 40	< 100	< 100	NR
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	200	1000	4000	NR
Densidade de Cianobactérias	cel/L	20000	50000	100000	NR

Não se pode deixar de comentar que os limites para enquadramento dos parâmetros Nitrogênio Amoniacal e aos Coliformes Termotolerantes merecem atenção especial, pois são dependentes de outros parâmetros. O nitrogênio amoniacal, por exemplo, tem os limites relacionados ao valor de pH da amostra d'água. Do mesmo modo, a classificação quanto aos Coliformes Termotolerantes está embasada no tipo de uso do recurso hídrico e ao número de amostras analisadas, de modo que para aqueles em que há recreação ou contato primário, os padrões de qualidade de balneabilidade (previstos na resolução CONAMA 274, de 2000) deverão ser obedecidos, em detrimento das informações apresentadas pela CONAMA 357/2005. Ainda, os limites estabelecidos na tabela acima devem ser obedecidos para 80% de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de 1 ano, com frequência bimestral, de acordo com a resolução CONAMA 357/2005. Cabe ressaltar que, embora a resolução preconize, corretamente, uma alta frequência de amostragem de coliformes em rios monitorados, em muitos casos, a classificação é realizada a partir de pequenos grupos amostrais, até mesmo inferiores a 6 amostras anuais, pois as restrições financeiras e logísticas relacionadas às amostragens de campo acabam se tornando grandes empecilhos para a manutenção de um monitoramento bimestral.

Os problemas relacionados à correta utilização dessa norma não se restringem unicamente à obrigatoriedade de altas frequências de campanhas de monitoramento. É evidente também a falta de classificações para alguns parâmetros em concentrações muito frequentemente encontradas em corpos hídricos monitorados. Ainda, muitas vezes a resolução CONAMA 357/2005 é interpretada como um meio de, através da medição de concentrações de poluentes em corpo hídricos, classificar quais seriam os usos adequados e restringir outras possíveis atividades presentes no manancial. A interpretação, contudo não é esta. É exatamente a contrária. Não é a lei que irá restringir os usos das águas conforme as concentrações de poluentes, e sim, estimar quais são os limites máximos de poluição que poderão ser atingidos para que dada atividade continue a perpetuar no corpo hídrico sem que haja riscos, seja à saúde humana, seja ao meio ambiente. Desse modo, a partir dos usos pré-existentes, ou até mesmo dos definidos como atividades futuras essenciais, o órgão gerenciador de determinada região hidrográfica deverá propor metas de despoluição do manancial que atendam aos limites de concentrações de poluentes, de modo que atividades possam ser ou continuem sendo desenvolvidas pela comunidade (ANA, 2007).

Sintetizando a questão, o enquadramento dos recursos hídricos em classes de qualidade é atualmente um dos instrumentos utilizados pelos comitês de bacias hidrográficas para regular a questão “usos x riscos a saúde humana x riscos ambientais”. Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2013), dentre as 27 unidades da federação, 17 tratam do enquadramento como um instrumento da PNRH, sendo que 14 delas julgam que o mesmo deve ser implantado a partir do Plano de Recursos Hídricos.

O Estado do Rio de Janeiro, local deste estudo, ainda não detém de um Plano de Recursos Hídricos Estadual, estando o mesmo em fase de finalização, devendo ser lançado ainda em 2013.

2.3 Sistemas de Redução de Cargas Poluentes Geradas

A relação existente entre a qualidade dos recursos hídricos e a presença de processos de redução de cargas geradas, como tratamento tanto de esgotos domésticos como de resíduos sólidos, são muito importantes de serem considerados em processos de elaboração de planos de bacia. De acordo com Vargas (2008), um dos grandes problemas relativos à baixa qualidade dos cursos hídricos ocorre devido às altas

concentrações de esgotos, com baixos índices de tratamento, advindos de grandes cidades. Entretanto, este problema é resultante não só de grandes aglomerados populacionais, mas também de pequenas comunidades próximas a corpos hídricos com pouca capacidade de diluição, como ocorre na parcela superior da bacia do Rio Macaé.

Desse modo, diversos são os processos de tratamento de efluentes atualmente disponíveis que visam contornar este problema ambiental. Eles podem ser divididos, segundo Sperling (2005), em 4 diferentes níveis, explicados abaixo, segundo COPASA (2013):

- Tratamento preliminar, em que se objetiva principalmente a remoção de sólidos grosseiros e de areia por mecanismos de ordem física;
- Tratamento primário, em que, por meio de mecanismos de ordem física, visa à remoção de sólidos flutuantes como óleos e graxas. Também se destina à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e parte da matéria orgânica;
- Tratamento secundário, onde predominam os mecanismos biológicos, de modo que o objetivo principal é a remoção de matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo.
- Tratamento terciário, que objetiva a remoção de poluentes específicos não retirados no tratamento secundário. Neste caso podem estar inclusos nutrientes como fósforo e nitrogênio.

Ainda, o mesmo autor explica os principais processos de tratamento de esgotos, dividindo-os em diferentes classes. Dentre eles, podem ser destacados: (i) Sistemas anaeróbios, em que são incluídos os tanques sépticos, filtros anaeróbios e reatores UASB; (ii) Lagoas de estabilização, em que são incluídas as lagoas facultativas, anaeróbias, aeradas facultativas e de maturação; (iii) Reatores aeróbios com biofilmes, como filtros biológicos percoladores; (iv) Disposição no solo; (v) Lodos ativados e; (vi) Flotação.

Esses diferentes processos apresentam também índices de eficiência de tratamento diferenciados, de modo que são aplicados a situações distintas dependentes de diversas variáveis, que vão desde a eficiência desejada de remoção de poluentes até a disponibilidade de recursos financeiros para a implantação desses projetos.

No âmbito deste estudo, são mais bem caracterizados aqueles processos com menor custo de manutenção e de implantação, descritos por Benetti (2009), que destaca as efetividades relativas às fossas sépticas e lagoas de estabilização de efluentes, conforme a Tabela 5.

Tabela 5 – Eficiências de sistemas de tratamento de efluentes de interesse (BENETTI, 2009)

Tipo de Sistema	Tratamento Primário (Tanques Sépticos)	Tratamento Primário Convencional	Tratamento Primário Avançado	Lagoa Facultativa	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa	Lagoa Aerada Facultativa	Lagoa Aerada mistura completa + lagoa sedimentação	Lagoa Anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de maturação	Lagoa Anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de alta taxa	Lagoa Anaeróbia + lagoa facult. + remoção de algas
DBO5 (%)	30 - 35	30 - 35	45 - 80	75 - 85	75 - 85	75 - 85	75 - 85	80 - 85	80 - 85	85 - 90
DQO (%)	25 - 35	25 - 35	55 - 75	65 - 80	65 - 80	65 - 80	65 - 80	70 - 83	70 - 83	75 - 83
SS (%)	55 - 65	55 - 65	60 - 90	70 - 80	70 - 80	70 - 80	80 - 87	73 - 83	73 - 83	>90
Amônia-N (%)	<30	<30	<30	<50	<50	<30	<30	50 - 65	65 - 85	<50
N total (%)	<30	<30	<30	<60	<60	<30	<30	50 - 65	75 - 90	<60
P total (%)	<35	<35	75 - 90	<35	<35	<35	<35	>50	50 - 60	<35
CF (unid. Log)	<1	<1	~1	1 - 2	1 - 2	1 - 2	1 - 2	3 - 5	3 - 4	3 - 4

Enquanto que processos de tratamento de efluentes domésticos visam à diminuição de cargas poluentes geradas por pessoas residentes em determinada bacia, outros sistemas podem ser utilizados para a diminuição da poluição aportante em corpos hídricos devido à contribuição difusa da agropecuária. A importância do tratamento dos dejetos advindos pela pecuária é confirmada pelo trabalho realizado por Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa (1993), que aponta que o lançamento de grandes quantidades de resíduos provenientes da pecuária em corpos hídricos pode levar a sérios desequilíbrios ecológicos, relativos principalmente às altas cargas orgânicas aportantes através dos dejetos que são carregados pelas águas das chuvas até o canal principal da bacia.

Desse modo, entre as mais diversas técnicas de tratamento de resíduos sólidos atualmente empregadas para cargas advindas da pecuária, pode-se destacar os processos por biodigestão. Biodigestores, segundo Embrapa (1993), são digestores anaeróbios que possibilitam tratar resíduos orgânicos por meio de processos fermentativos. O custo agregado é muito pequeno, e ainda há a geração de metano, que, segundo Angonese,

(2007), tem grande capacidade para a geração de Créditos de Carbono, podendo chegar até R\$ 5,31 animal⁻¹ ano⁻¹, para o caso específico de suínos, para o ano base de 2007.

A eficiência de remoção de poluentes por biodigestores, segundo Angonese (2007) é da ordem de 76% para dejetos advindos da suinocultura, mostrando bom abatimento de cargas. Entretanto, quando se trata de coliformes fecais, essa técnica não apresenta resultados muito satisfatórios de remoção (Embrapa, 1993). Desse modo, Junior (2007), propõe a utilização de técnicas de compostagem ao resíduo originado da biodigestão para intensificar o abatimento de coliformes fecais. Segundo esse estudo, é possível a eliminação de até 100% dos coliformes fecais em processos que combinam biodigestão anaeróbia com posterior compostagem da fração sólida resultante.

2.4 Modelagem de Qualidade d'água

O conceito de modelagem é muito vasto na literatura, sendo normalmente conceituado como uma série de equações matemáticas, agregadas a parâmetros de entrada e de saída, que procuram representar a realidade e os processos ocorridos em determinado local, através da problematização e investigação de procedimentos (PAZ, 2011).

Fazendo uso deste conceito, Chapra (1997), começa o prefácio de seu livro “Water Resources and Environmental Engineering”, citando os motivos pelos quais os estudiosos e pesquisadores de assuntos relacionados à qualidade d'água deveriam dar especial atenção ao tema “modelagem matemática”. Os motivos estão fundamentados em dois aspectos principais: (i) o notável crescimento das preocupações que envolvem a gestão econômica, racional e ambiental dos recursos hídricos e; (ii) o intenso avanço tecnológico e computacional, que vem agregando cada vez mais velocidade nos processos realizados pelo homem moderno.

Uma vez aliados, portanto, a aplicação da modelagem matemática, aos conceitos e conhecimentos já pré-estabelecidos na área da qualidade de águas, a obtenção de resultados se tornará mais dinâmica e poderá fornecer subsídios importantes para a gestão de recursos hídricos (SILVINO, 2008).

2.4.1 Aplicabilidade dos Modelos

Um modelo de qualidade d'água pode ser entendido, desse modo, como a transferência de conceitos e equações que regem, ou buscam explicar empiricamente, os fenômenos físicos de entrada, saída e transferência de poluentes ou outros parâmetros importantes, através de programas ou linguagens computacionais que sejam dotados de meios de interface com usuários.

Nos últimos anos, programas e algoritmos vêm sendo aplicados em larga escala em trabalhos focados no fornecimento de informações de qualidade d'água para planos de bacias hidrográficas e gestão de recursos hídricos. Como exemplo, cita-se Silvino (2008), que utilizou o QUAL-2K, para avaliar a qualidade das águas do Rio Coxipó, MT, com o intuito de contribuir para a gestão de recursos hídricos da região. O estudo demonstrou que o rio apresentara problemas sérios com coliformes fecais, e concluiu através de simulações de cenários futuros que somente com forte intervenção em saneamento seria possível elevar a qualidade das águas do Rio Coxipó em relação à *E coli*.

O modelo QUAL-2K também foi utilizado por Bottino (2008) para mensuração da qualidade d'água do rio Canha, SP, tanto em termos experimentais como de modelagem matemática. A autora calibrou o modelo para dados coletados em campo para confrontá-los posteriormente com hipóteses ecohidrológicas. Ao final, observou que a poluição difusa da bacia era intensificada nos períodos chuvosos e que as contaminações por nitrogênio não eram pontuais.

Dentre outros modelos disponíveis, pode ser destacado o trabalho realizado por Souza (2008), que utilizou o modelo hidrodinâmico CE-QUAL-W2 para modelar o Arroio Demétrio, o qual está inserido na sub-bacia do Rio Gravataí – RS. Este estudo provou, através de simulações de cenários futuros, que a qualidade da água deste corpo hídrico seria intensamente agravada em direção à zona urbana do município de Gravataí – RS para um futuro de 10 anos.

A utilização de modelos matemáticos aplicados a estudos de qualidade d'água tem, então, se destaca como um dos principais meios de simulação de cenários futuros de degradação ambiental, permitindo não somente a estruturação e embasamento de planos de bacia, mas também a avaliação de impactos ambientais futuros relacionados a atividades antrópicas altamente poluidoras. Desse modo, estudos de modelagem de

qualidade d'água podem ser aplicados para vários escopos diferentes, conforme exemplificado nos três itens a seguir: (i) Responsabilidades legais, para os casos de comprovação ou anulação de responsabilidades frente a órgãos ambientais, quando da mensuração da parcela de culpa de determinada indústria na poluição ambiental de um rio receptor de diversas fontes de poluições pontuais; (ii) Mensuração de gastos extras, para os casos de implantação de emissários de esgotos próximos (e a montante) a Estações de Bombeamento de águas para consumo humano e; (iii) Identificação de impactos ambientais, para os casos de intervenções em corpos hídricos por barragens ou outras obras hidráulicas.

2.4.2 Programas Clássicos Utilizados na Modelagem de Qualidade d'água

Os modelos matemáticos, de modo geral, podem ser divididos em classes diferentes que levam em consideração, principalmente, os métodos e premissas adotados nas simulações realizadas para a resolução de problemas.

Sob a ótica de James (1993), os modelos matemáticos podem ser classificados como modelos conceituais, empíricos, determinísticos ou estocásticos.

Os modelos conceituais podem variar no seu grau de representatividade, mas procuram abarcar todo processo significativo em determinado fenômeno estudado, diferentemente dos modelos empíricos, que por sua vez são mais simplificados. Este tipo de modelo utiliza relações baseadas em determinações experimentais e não permite modificações não previstas nas condições de contorno do modelo (SANTOS, 2009).

Já os modelos determinísticos são aqueles que apresentam relação fixa entre as entradas e saídas, de modo que, para dado conjunto de entradas, sempre haverá apenas uma resposta. Ainda, um modelo determinístico pode ser também conceitual, caso ele modele todos os processos significantes para dada simulação, ou empírico, caso ele seja mais simplificado.

Em contrapartida, os modelos estocásticos são aqueles que têm atrelado à linguagem utilizada métodos probabilísticos que fazem com que, através de uma distribuição de probabilidades, existam diferentes respostas para dado conjunto de dados. Do mesmo modo que os modelos determinísticos, os estocásticos podem ser empíricos ou conceituais.

Citam-se, a partir do exposto, dois exemplos. O modelo de Streeter Phelps, mundialmente conhecido, pode ser considerado como conceitual e determinístico, uma vez que um conjunto de entrada gera apenas uma resposta. Em contrapartida, modelos que se baseiam em análises de dependência temporal, para, por exemplo, prover previsões de variáveis meteorológicas, são classificados como estocásticos (CARVALHO, 2010).

Ainda, além dos modelos serem classificados quanto ao tipo de dados utilizados e suas relações, eles podem ser classificados também quanto à dimensionalidade (uni, bi ou tridimensional) e quanto à dependência temporal (estáticos ou dinâmicos).

Modelos estáticos são aqueles em que não há variações de determinados parâmetros ao longo do tempo, ou seja, os resultados são obtidos a partir de um passo de tempo único, enquanto que modelos dinâmicos apresentam resultados oriundos de processos em que a entrada dos parâmetros em dada célula é igual à saída da(s) célula(s) anterior.

A dimensionalidade dos modelos também é importante, sendo encontrados na literatura modelos bidimensionais e tridimensionais, principalmente em algumas áreas de concentração de estudos de hidráulica. Entretanto, a maior parte dos modelos de qualidade d'água é unidimensional, onde se parte do pressuposto que toda a seção do rio modelado é constante.

De acordo com Bottino (2008), os modelos amplamente utilizados para simulações de qualidade d'água são:

Tabela 6 – Modelos de qualidade d'água usualmente empregados (adaptado de Bottino 2008)

HEC-HAS
Desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidráulica, do U.S. Army Corps of Engineers, este modelo permite análises de nitrogênio, fósforo, algas, DBO e oxigênio dissolvido, através de simulações de qualidade d'água baseadas na equação de advecação dispersão (FAN, 2012). Ainda, foi desenvolvido para realizar simulações em trechos unidimensionais de corpos hídricos.
SIMCAT (SIMulation CATchment)
Desenvolvido pela agência inglesa de meio ambiente, o SIMCAT é um modelo unidimensional, que simula a degradação de poluentes em fluxo permanente, sem fazer, contudo, uso dos fenômenos de advecção-dispersão.
TOMCAT (Temporal/Overall Model for CATchment)
O TOMCAT também é um modelo do tipo unidimensional, muito similar ao SIMCAT, entretanto utiliza a abordagem estocástica de Monte Carlo.

PC-QUASAR
Desenvolvido na Inglaterra, é um modelo unidimensional dinâmico, em que o transporte e a transformação de substâncias variam no tempo. Ainda, existe a possibilidade de serem utilizados métodos de simulação estocástica através da metodologia de Monte Carlo para grandes rios com influências múltiplas.
MIKE - 11
É um modelo unidimensional que simula um fluxo dinâmico em rios sob condições homogêneas dentro do canal, através de equações de advecção – dispersão. O Mike 11 se apresenta como um modelo de alta complexidade, uma vez que as equações, resolvidas numericamente, possibilitam a simulação de diversas situações.
WASP (Water Analysis Simulation Program)
Fornecido pela <i>Environmental Protection Agency</i> (EPA), o WASP é um programa de simulação desenvolvido para simular os processos hidrodinâmicos, podendo ser aplicado para uma, duas ou três dimensões. São considerados, também, processos de advecção e dispersão, fluxo de massa, fluxos de fronteira e deposição de fundo na simulação de transporte e decaimento dos contaminantes.
AQUATOX
Bem como o WASP, o Aquatox também é fornecido pela EPA, com o intuito de prover ao modelador um método para avaliação do risco ecológico em ecossistemas aquáticos. Desse modo, é um modelo de simulação que trabalha tanto com modelagem de nutrientes como também com substâncias químicas e seus efeitos no ecossistema, incluindo peixes, invertebrados e plantas aquáticas.
SWAT 2012 (Soil and Water Assessment Tools)
Modelo desenvolvido pelo USDA Agricultural Research Service, o SWAT é um modelo acoplado a uma pequena bacia com o intuito de simular a quantidade e qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, considerando os impactos ambientais relacionados ao tipo de uso do solo. É um modelo distribuído e contínuo e se destaca pelos diferentes processos físicos que podem ser simulados de forma sequencial, em dado intervalo de tempo (BLAINSKI, 2008).
QUAL2E (Q2E)
Modelo desenvolvido pela EPA, em 1987, o QUAL2E é um dos mais difundidos atualmente, devido à sua grande aplicabilidade aliada à facilidade de manuseio. Unidimensional, trabalhando para escoamentos em estado permanente e não uniforme este modelo adota como mecanismos de transporte de poluentes a solução de equações diferenciais de advecção-dispersão por um esquema implícito de diferenças finitas (KNAPIK, 2011). Estas características, intrínsecas ao Q2E, fazem, portanto, com que ele possa ser largamente empregado na elaboração de planos de gestão de recursos hídricos e de bacias hidrográficas, conforme as diretrizes preconizadas na Lei 9.433/97, vista anteriormente. O modelo Q2E apresenta uma interface amigável que permite ao usuário facilmente modelar determinado corpo hídrico quanto à entrada e saída de vazões, uma vez que ele é dotado de ferramentas que facilitam a incorporação de descargas pontuais, tributários, captações e incrementos de vazões e/ou poluições difusas oriundas da bacia. Quatro são os componentes principais de entrada no Q2E:
<ul style="list-style-type: none"> • Dados para controle da simulação, referente à caracterização dos trechos a serem simulados e à abrangência temporal da modelagem; • Representação do sistema do rio, referente à divisão dos trechos, modo de propagação de vazões como as características hidráulicas; • Variáveis globais dos parâmetros a serem simulados como características físicas da bacia, índices de correção, dados climatológicos etc; • Dados funcionais, que são entradas específicas como qualidade e quantidade da água de lançamentos, captações e outros que serão modelados.

2.5 Modelo QUAL-2K

Desenvolvido originalmente por Steven C. Chapra, com a última versão datada de dezembro de 2008, o QUAL-2K trabalha com interface Excel para entrada e saída de dados, através de programação em linguagem VBA (EPA, 2013), com o intuito principal de simular a qualidade d'água em corpos hídricos.

Em relação aos aperfeiçoamentos, Santos (2009) destaca que, dentre os parâmetros de qualidade d'água modelados, o QUAL-2K apresentou diferenças em relação aos seus anteriores, como a representação da matéria orgânica no meio fluvial, uma vez que passou a ser diferenciada a fração dissolvida de matéria orgânica (representada por duas variáveis chamadas DBO_{Lenta} e $DBO_{Rápida}$) e a fração particulada, simulada através da contribuição de fitoplâncton (KNAPIK, 2011). A divisão entre DBO_{Lenta} e $DBO_{Rápida}$ é baseada no fato de a primeira considerar matérias orgânicas estáveis, ou recalcitrantes, com baixas velocidades de decaimento (como ocorre em alguns efluentes industriais), enquanto a segunda considera a matéria orgânica biodegradável, como esgotos domésticos, por exemplo.

Adicionalmente, o modelo QUAL-2K passou a considerar a existência de ambientes anóxicos, englobando desse modo situações em que não há presença de oxigênio dissolvido no manancial, afetando outros processos, como o de nitrificação e crescimento de algas perifíticas e fitoplâncton.

Não apenas as simulações quanto à matéria orgânica foram atualizadas em relação ao QUAL-2E. Outros parâmetros também foram adicionados ou alterados no modelo, podendo ser destacados a simulação direta de algas de fundo, a simulação do pH com base nas concentrações de alcalinidade e carbono inorgânico total e a relação entre a inibição da luz solar no ambiente aquático com o crescimento de algas, bem como a presença de detritos e de sólidos inorgânicos (SANTOS, 2009).

O QUAL-2K é um modelo unidimensional, de canal bem misturado, tanto verticalmente quanto lateralmente, estruturado em um rio principal e tributários ramificados. O fluxo no modelo é constante e em regime permanente, de modo que a discretização espacial dos canais pode representar trechos de diferentes características hidráulicas. Adicionalmente, o QUAL-2K pode simular até 18 diferentes variáveis e permite tanto a inserção de lançamentos difusos e pontuais como a manipulação de diversos índices e coeficientes de ajuste de curvas de decaimento dos poluentes.

Ainda, adota o conceito de escalas de tempo, em que as simulações são representadas em escalas temporais de 24 horas. As equações de balanço de calor, temperatura, e de cinética das reações são simuladas em escala de tempo diurna, implicando também na necessidade de entrada de informações climatológicas no modelo (SILVINO, 2008). As entradas utilizadas para este modelo são citadas por Salvai e Bezdám (2008):

- Características Geográficas locais, como longitude, latitude, fuso horário e altitudes;
- Características Meteorológicas, como temperatura do ar, ponto de orvalho da região, velocidade do vento, sombreamentos e porcentagem de cobertura de nuvens;
- Parâmetros químicos e biológicos relativos qualidade do rio principal e dos afluentes, bem como as descargas difusas e pontuais;
- As informações hidráulicas que regem ou procuram representar as características reais do rio simulado.

2.5.1 Segmentação do QUAL-2K

Conforme mencionado anteriormente, o modelo trabalha com discretização hidráulica de corpos hídricos, em que os *elementos* possuem iguais propriedades, como comprimentos, características hidráulicas, coeficientes de reação e vazões incrementais. O modelo permite, entretanto, a variação dessas propriedades entre os chamados *trechos*, que são compostos por um conjunto de *elementos* de iguais características hidráulicas. A Figura 5 elucida esta subdivisão exemplificando um *trecho* composto por 4 *elementos*. Soma-se, para completar a caracterização espacial do modelo, a denominação “*Segmento*”, que nada mais é que um conjunto de trechos representativos de um ramo do sistema (SILVINO, 2008).

Ainda, a Figura 6 permite visualizar como o QUAL-2K entende a ordem de processamento dos *elementos* inseridos no modelo. A numeração é formatada de forma crescente, de montante para jusante. A Figura 7, apresenta um exemplo de como podem ser inseridas entradas de fontes poluidoras ou abstrações provocadas por usuários do manancial.

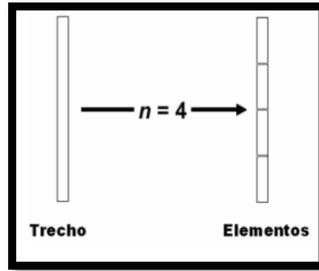


Figura 5 – Subdivisão dos elementos, para cada trecho de rio simulado. Fonte: Santos (2009) adaptado de Chapra (2008)

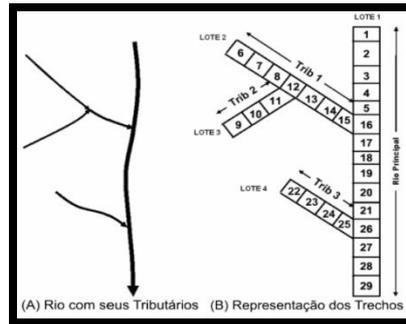


Figura 6 – Demonstração da ordem de simulação de elementos. Fonte: Silvino (2008) adaptado de Chapra (2008)

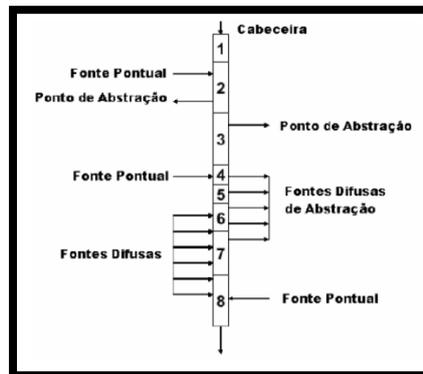


Figura 7 – Exemplo de inserção de entradas e abstrações no modelo. Fonte: Fonseca (2008) adaptado de Chapra (2008)

2.5.2 Balanço de Vazão no QUAL-2K

Conforme mencionado anteriormente, o QUAL-2K trabalha com escoamentos uniformes e permanentes, o que significa que as características de escoamento (considerando aportes e abstrações) são constantes no tempo. Desse modo, as simulações realizadas consideram não somente o vetor de velocidade constante (para

cada trecho específico), mas também outras características como, por exemplo, a massa específica do fluido e a pressão (SILVINO, 2008).

Considerando essas premissas, o balanço de vazão de um dado elemento “*i*” é determinado pelas equações representadas abaixo (BOTTINO, 2008), de modo que os significados dos coeficientes são apresentados na Tabela 7. Adicionalmente, é apresentada na Figura 8 uma representação esquemática do balanço de vazões.

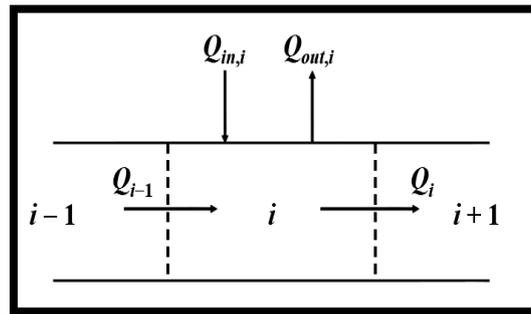


Figura 8 – Balanço de vazões no modelo. Fonte: Santos (2009) adaptado de Chapra (2008)

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{out,i} \quad 1$$

$$Q_{in,i} = \sum_{j=1}^{ps,i} Q_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{nps,i} Q_{nps,i,j} \quad 2$$

$$Q_{out,i} = \sum_{j=1}^{pa,i} Q_{pa,i,j} + \sum_{j=1}^{npa,i} Q_{npa,i,j} \quad 3$$

Tabela 7 – Significado dos coeficientes das equações do balanço de vazões

Q_i	Vazão de saída do elemento <i>i</i> e de entrada do elemento <i>i</i> + 1 a jusante (m ³ /d)
Q_{i-1}	Vazão de saída do elemento <i>i</i> - 1 a montante do elemento <i>i</i> (m ³ /d)
$Q_{in,i}$	Vazão de entrada no elemento <i>i</i> por fontes pontuais e/ou difusas (m ³ /d)
$Q_{out,i}$	Vazão de saída no elemento <i>i</i> por fontes pontuais e/ou difusas (m ³ /d)
$\sum_{j=1}^{ps,i} Q_{ps,i,j}$	Somatório das vazões de entrada no elemento <i>i</i> por fontes pontuais (m ³ /d)
$\sum_{j=1}^{nps,i} Q_{nps,i,j}$	Somatório das vazões de entrada no elemento <i>i</i> por fontes difusas (m ³ /d)
$\sum_{j=1}^{pa,i} Q_{pa,i,j}$	Somatório das vazões abstraídas no elemento <i>i</i> por fontes pontuais (m ³ /d)
$\sum_{j=1}^{npa,i} Q_{npa,i,j}$	Somatório das vazões abstraídas no elemento <i>i</i> por fontes difusas (m ³ /d)

2.5.3 Balanço de Massa no QUAL-2K

O modelo QUAL-2K simula o decaimento e transporte de poluentes através da consideração de quatro fenômenos: Dispersão, Advecção, Cinética de decaimento e Fontes Externas (incluindo fontes e sumidouros). Sob essa ótica, Seo (2011) apresentou, para um

estudo específico de qualidade d'água no rio Geum, Coréia, a equação de transporte de massa para corpos hídricos considerados unidimensionais e em estado permanente, que nada mais é que a variação da massa de determinado poluente para dado intervalo de tempo (Figura 9). Essa consideração vai também ao encontro da equação de balanço de massa apresentada por Silvino (2008) mostrada na figura seguinte. Ainda, a Figura 11 apresenta a relação esquemática das considerações do modelo QUAL-2K (CHAPRA, 2008).

$$\frac{dM}{dt} = \frac{dM}{dt}\Big|_{advection} + \frac{dM}{dt}\Big|_{dispersion} + \frac{dM}{dt}\Big|_{reaction} + \frac{dM}{dt}\Big|_{sources} - \frac{dM}{dt}\Big|_{sink}$$

Figura 9 – Representação da equação de transporte de massa em rios (SEO, 2011)

Varição da concentração no volume do controle

$$\frac{1}{A} \frac{d}{dt} (AC) = \frac{1}{A} \frac{d}{dx} \left(AD \frac{dC}{dx} \right) - \frac{1}{A} \frac{d}{dx} (AUC) - \frac{dC}{dt} + S_i$$

Advecção Fontes Externas

Dispersão Decaimento

Figura 10 – Representação da equação de transporte de poluentes em rios (Adaptado de Silvino, 2008)

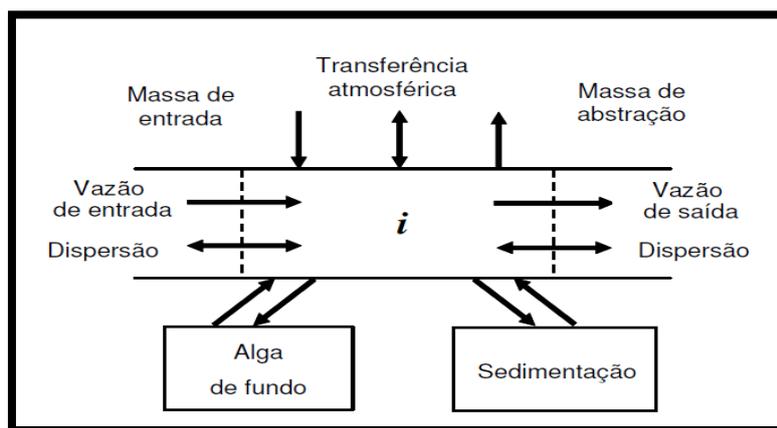


Figura 11 – Representação esquemática do balanço de massa em volume de controle no QUAL-2K (Adaptado de Silvino, 2008)

Vale a pena ressaltar que, dentre os fenômenos apresentados para transporte de massa no QUAL-2K, a *advecção* é o principal responsável pelo movimento das

partículas, e consiste no movimento unidirecional das partículas, de modo que a substância transportada não perde a identidade (Chapra, 1997 *apud* Silvino, 2008), sendo um dos principais mecanismos de transporte de constituintes.

O fenômeno da *dispersão longitudinal* é, por outro lado, função das diferenças do movimento d'água no volume de controle, como, por exemplo, o movimento diferencial associado ao perfil de velocidades de determinada seção transversal da calha de um rio (CHAPRA, 1997). A inclusão desse fenômeno permite a transferência de massa de poluentes tanto de montante como de jusante para dado elemento i , proporcionando uma melhor estimativa do espalhamento dos poluentes no decorrer do percurso dos corpos hídricos.

Para completar a explicação da Figura 10, o fenômeno de decaimento ali considerado, faz referência às taxas de degradações ou transformações de poluentes, enquanto que as *fontes externas* tratam das entradas e saídas devido a aportes ou abstrações de vazões em dado volume de controle (ou, como aqui representado, “*elemento i*”).

No QUAL-2K, Chapra (2008), utiliza a equação de balanço de massa destacada na Equação 4, onde: (i) os dois primeiros termos são a carga de entrada e saída no elemento i ; (ii) o terceiro e sexto termos são as cargas de saída por abstrações e entradas por aportes no elemento i ; (iii) o quarto e quinto termos são referentes às cargas de entradas e de saídas do volume de controle devido ao fenômeno da dispersão e; (iv) o último termo representa o aumento ou diminuição de carga devido a reações bioquímicas de incremento ou decaimento de poluentes.

Ainda, também é apresentada a equação que o modelo considera para o aporte de vazões no canal simulado.

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i \quad 4$$

$$W_i = \sum_{j=1}^{ps,i} Q_{ps,i,j} c_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{nps,i} Q_{nps,i,j} c_{nps,i,j} \quad 5$$

Tabela 8 – Significado dos coeficientes das equações do balanço de massa

$\frac{dc_i}{dt}$	Variação de concentração de determinado poluente dentro do volume de controle do elemento i (g/m ³ .dia)
Q_{i-1}	Vazão de saída do elemento $i - 1$ a montante do elemento i (m ³ /d)
Q_i	Vazão de saída do elemento i para o elemento $i + 1$ (m ³ /d)
$Q_{out,i}$	Vazão de saída no elemento i por fontes pontuais e/ou difusas (m ³ /d)
c_{i-1}	Concentração de saída do elemento $i - 1$ para determinado poluente (g/m ³)
c_i	Concentração de saída do elemento i para determinado poluente (g/m ³)
c_{i+1}	Concentração de entrada no elemento i pelo elemento $i + 1$ para determinado poluente (g/m ³)
V_i	Volume de controle do elemento (m ³)
E'_{i-1}	Coeficiente de dispersão longitudinal entre os elementos $i - 1$ e i (m ³ /d)
E'_i	Coeficiente de dispersão longitudinal entre os elementos i e $i + 1$ (m ³ /d)
W_i	Carga de constituintes externos para o elemento i (g/dia)
S_i	Fontes e/ou sumidouros de poluente devido a reações ou transferência de massa (g/m ³ .dia)
$Q_{ps,i,j}$	Vazão i proveniente de fonte pontual (m ³ /d)
$c_{ps,i,j}$	Concentração da vazão de fonte pontual i para determinado poluente (g/m ³)
$Q_{nps,i,j}$	Vazão i proveniente de fonte difusa (m ³ /d)
$c_{nps,i,j}$	Concentração da vazão de fonte difusa i para determinado poluente (g/m ³)

O modelo QUAL-2K, por ter em suas equações fundamentais de transporte de massa de poluente os termos de advecção e de dispersão, pode ser considerado, portanto, como um modelo de reator de fluxo misto (CHAPRA 1997).

Desse modo, todas as equações que representam o comportamento no transporte de poluentes, revisadas acima, servem de base para a simulação dos parâmetros abarcados pelo modelo, apresentadas a seguir na Figura 12. Entretanto, o foco deste estudo se baseou nos parâmetros destacados na

Tabela 9, de modo que as equações de decaimento e transformações serão detalhadas para cada um deles no decorrer deste estudo.

Variáveis	Símbolo	Unidade
Condutividade	s	Mmhos
Sólidos Suspensos Inorgânicos	mi	mgD/L
Oxigênio Dissolvido	o	mgO ₂ /L
DBOC reação lenta	cs	mgO ₂ /L
DBOC reação rápida	sf	mgO ₂ /L
Nitrogênio Orgânico	no	µgN/L
Nitrogênio Amoniacal	na	µgN/L
Nitrato	nn	µgN/L
Fósforo Orgânico	po	µgP/L
Fósforo Inorgânico	pi	µgP/L
Fitoplancton	ap	µgA/L
Detritos	mo	mgD/L
Patógenos	x	Cfu/100mL
Alcalinidade	Alk	mgCaCO ₃ /L
Carbono Inorgânico Total	CT	mole/L
Biomassa de Algas de Fundo	ab	mgA/m ²
Nitrogênio de Algas de Fundo	Inb	mgN/m ²
Fósforo de Algas de Fundo	Ipb	mgP/m ²

Figura 12 – Relação de variáveis passíveis de modelagem pelo QUAL-2K

Tabela 9 – Parâmetros modelados

Parâmetros de Qualidade d'água Simulados		
Oxigênio Dissolvido		
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBOC Rápida)		
Coliformes Fecais (Patógenos)		
Nitrogênio Total		
Nitrogênio Orgânico	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato
Fósforo Total	Fósforo Orgânico	Fósforo Inorgânico

2.5.4 Equações de Modelagem de Vazão

O modelo disponibiliza ao usuário três diferentes métodos hidráulicos para simular as entradas e as saídas de vazão de cada elemento computacional. Segundo Chapra (2008), os métodos são: (i) método represamento; (ii) o método da curva chave e; (iii) a equação de Manning. Apesar de na literatura serem vastos os registros de modelagens através do método de Manning, para o presente trabalho o método utilizado foi o da curva-chave, de modo que os outros métodos de simulação de vazões são apenas brevemente apresentados na Figura 13, onde é destacada a iteração interna do programa para o caso da utilização do método de Manning (flechas circulares azuis), em que a vazão é calculada e iterada até que os erros sejam inferiores a 0,001%.

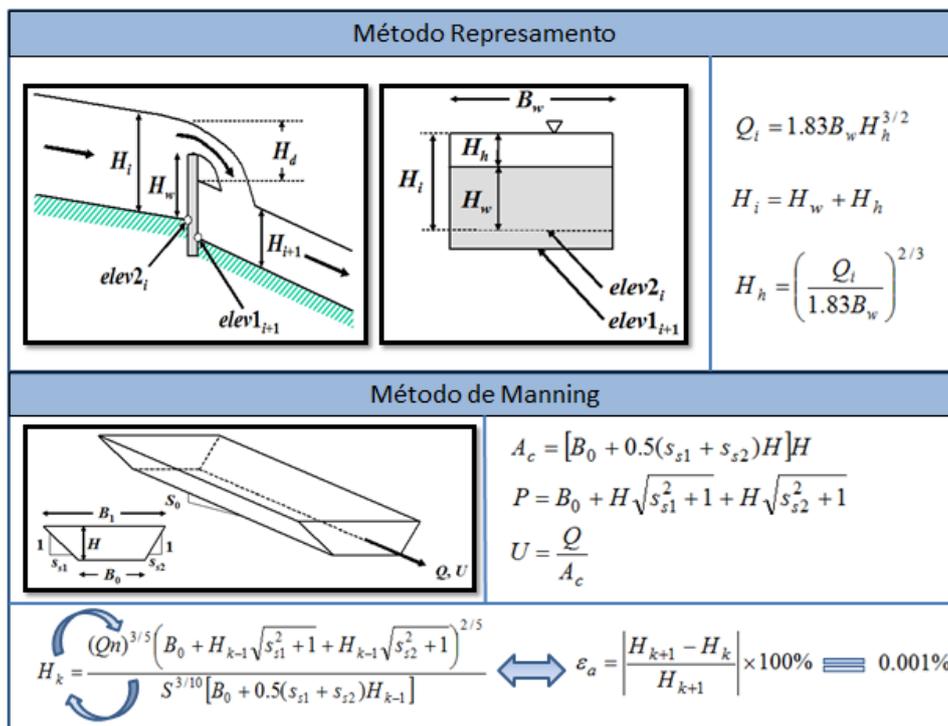


Figura 13 – Representação esquemática de dois métodos de simulação de vazões no QUAL-2K: Método do represamento e método de Manning (Adaptado de Chapra, 2008)

Destaca-se, portanto, o emprego do método de simulação hidráulica através da metodologia da curva chave, composta pelo seguinte conjunto de equações, de modo que os termos são explicados na Tabela 10.

$U = aQ^b$	6
$H = \alpha Q^\beta$	7
$A_c = \frac{Q}{U}$	8
$B = \frac{A_c}{H}$	9
$A_s = B\Delta x$	10
$V = BH\Delta x$	11

Tabela 10 – Significado dos coeficientes das equações do método da curva chave

U	Velocidade do escoamento (m/s)
H	Profundidade média do canal (m)
A_c	Área da seção do canal (m ²)
B	Largura média do elemento computacional i (m)

A_s	Área superficial do elemento computacional i (m^2)
V	Volume do elemento computacional i (m^3)
Q	Vazão de determinado elemento computacional i (m^3/s)
b	Expoente adimensional para obtenção da velocidade
β	Expoente adimensional para obtenção da profundidade
a	Coefficiente empírico adimensional para determinação da velocidade de escoamento;
α	Coefficiente empírico adimensional para determinação da profundidade;

2.5.5 Equações de Balanço de Massa na Modelagem dos Parâmetros Considerados

Os poluentes e os parâmetros mensurados como indicativos de qualidade de águas de mananciais podem ser classificados, inicialmente, em *conservativos* e *não conservativos*. Os poluentes conservativos, como o sal (em excesso), e alguns metais, por exemplo, são aqueles que não reagem com o meio ou com outras substâncias presentes, não alterando, portanto, a sua concentração ao percorrer o corpo hídrico. Já os poluentes não conservativos são aqueles que se transformam com o meio ou reagem com outras substâncias, alterando a concentração ao longo do tempo (COLLISCHON, 2010). Como exemplo para poluentes / parâmetros não conservativos, podem ser citados os modelados neste trabalho: (i) DBO; (ii) Coliformes; (iii) Nitrogênio; (iv) Fósforo e; (v) OD.

Desse modo, este capítulo tem o intuito de apresentar todas as equações utilizadas pelo modelo para simular o transporte e decaimento destes poluentes / parâmetros.

2.5.5.1 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Segundo Knapik (2011), diversos são os processos que o modelo considera nas simulações de oxigênio dissolvido. São eles: Oxidação da $DBO_{Rápida}$, reaeração atmosférica, nitrificação, respiração de fitoplâncton, respiração de algas de fundo, fotossíntese de fitoplâncton, fotossíntese de algas de fundo (também referenciadas neste trabalho como “algas perefíticas”) e demanda de oxigênio pelo sedimento.

Essas informações são também contempladas no estudo de Silvino (2008) que apontou a seguinte equação global como a regente do balanço de oxigênio dissolvido no QUAL-2K, em que o significado das variáveis é apresentado na

Tabela 11.

Figura 14 – Equação numérica de balanço de oxigênio dissolvido (Adaptado de Silvino, 2008).

Tabela 11 – Significado dos coeficientes da equação do oxigênio dissolvido

O_s	Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão (mg/l)
O	Concentração de oxigênio dissolvido, (mg/l)
D	Profundidade média da água (m)
A	Biomassa algal, (mg/l)
L	Demanda bioquímica de oxigênio (mg/l)
N_1	Concentração de nitrogênio amoniacal, (mg N/l)
N_2	Concentração de nitrito, (mg N/l)
K_1	Taxa de desoxigenação carbonácea, (1/dia)
K_2	Coefficiente de reaeração, (1/dia)
K_5	Taxa de demanda de oxigênio pelo sedimento ($g/m^2 \cdot dia$)
α_3	Produção de oxigênio por crescimento de algas, (mg O) / (mg A)
α_4	Taxa de consumo de oxigênio por respiração por unidade de algas, (mg O / mg A)
α_5	Taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrogênio amoniacal NH_3 , (mg O) / (mg N)
α_6	Taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrito, NO_2^{-2} , (mg O) / (mg N)
μ	Taxa de crescimento específico de algas, (1/dia)
ρ	Taxa de respiração algal, (1/dia)
β_1	Coefficiente de oxidação de amônia, (1/dia)
β_2	Coefficiente de oxidação de nitrito, (1/dia)
λ_1	Consumo de oxigênio para a respiração de plantas fixas, ($g O_2/m^2 \cdot dia$)

λ_2	Produção de oxigênio pela fotossíntese das plantas fixas, (g O ₂ /m ² dia)
-------------	--

Silvino (2008), através da equação representada na Figura 14, considerou todos os processos que interferem no balanço de oxigênio em uma única equação, o que não é diretamente visualizável na equação apresenta por Chapra (2008), principalmente no quesito de demanda de oxigênio pelo sedimento, demanda pelo nitrito e demanda pela amônia.

Segundo o mesmo autor, as fontes de oxigênio que o QUAL-2K considera são apenas duas: (i) a reaeração atmosférica (quando a concentração de oxigênio dissolvido é menor que a do oxigênio de saturação) e; (ii) a produção fotossintética, por algas ou fitoplâncton. Ainda, destaca que os sumidouros considerados são: (i) a reaeração atmosférica (quando a concentração do oxigênio dissolvido é maior que a do oxigênio de saturação); (ii) consumo associado à DBO carbonácea, tanto lenta como rápida; (iii) consumo associado à nitrificação (processo de oxidação da amônia a nitrato) e; (iv) o consumo resultante do processo respiratório das algas Perifíticas e fitoplâncton. A equação que governa esse equilíbrio, para dado elemento computacional *i*, é apresentada abaixo, enquanto que a Figura 15 contempla a explicação das sub-reações inseridas nesta equação global de balanço de oxigênio dissolvido. Após, na Tabela 12, são apresentados os significados dos coeficientes.

$$S_o = r_{oa} \left[(PhytoPhoto - PhytoResp) + \left(\frac{BotAlgPhoto}{H} - \frac{BotAlgResp}{H} \right) \right] - r_{oc} FastCOxid - r_{on} NH4Nitr + OxRear \quad 12$$

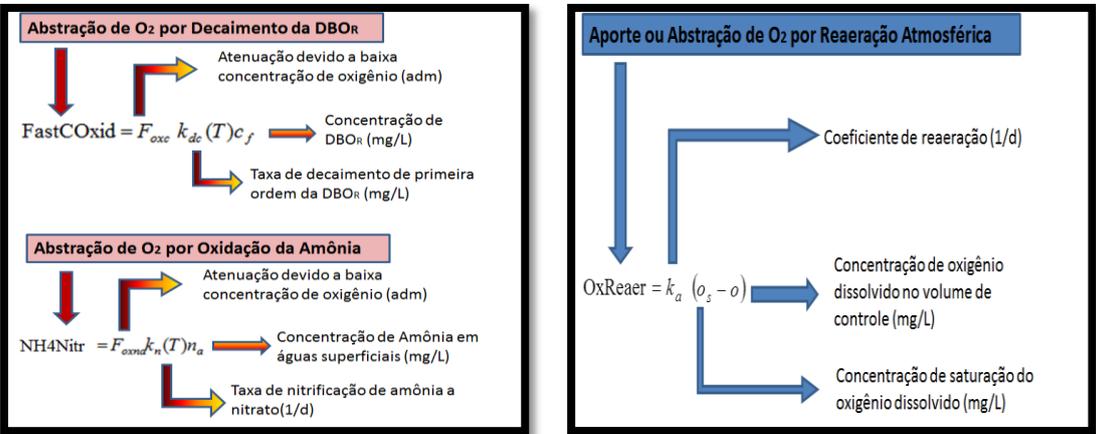


Figura 15 – Representação esquemática das equações que regem abstrações e aportes de oxigênio dissolvido em dado volume de controle *i* (Adaptado de Chapra, 2008)

Tabela 12 – Significado dos coeficientes da equação do oxigênio dissolvido do QUAL-2K

S_o	Concentração de oxigênio dissolvido (mg/l)
r_{oa}	Razão estequiométrica entre oxigênio e algas ou fitoplâncton (adm - mgO / mgA)
PhytoPhot	Taxa de fotossíntese do Fitoplâncton (mg A/m ³ .d)
PhytoResp	Taxa de Respiração do Fitoplâncton (mg A/m ³ .d)
BotAlgPhoto	Taxa de fotossíntese das algas Perifíticas (mg A/m ² .d)
BotAlgResp	Taxa de Respiração das algas Perifíticas (mg A/m ² .d)
r_{oc}	Razão entre oxigênio consumido e carbono oxidado (adm - mgO / mgC)
FastCOxid	Taxa de oxidação da DBO _R (mg /L.d)
r_{on}	Razão oxigênio / nitrogênio no processo de nitrificação (adm - mgO / mgN)
NH4Nitr	Taxa de nitrificação da amônia (mg /l.d)
OxRear	Taxa de reaeração atmosférica (mg /l.d)
H	Profundidade média do elemento computacional i (m)
K_a	Coeficiente de Reaeração (1/d)
O_s	Concentração do oxigênio de saturação (mg /l)
O	Concentração do oxigênio dissolvido no elemento i (mg/l)

Apesar do QUAL-2K disponibilizar um processo de modelagem muito completo para o oxigênio dissolvido, a modelagem deste parâmetro, no escopo deste estudo, não considerou todos os compartimentos disponíveis pelo modelo. Uma vez que não foram obtidos em campo dados relacionado à concentração de algas ou fitoplâncton, a inserção destes módulos nas simulações se tornou inviável. Com isso, os compartimentos considerados na modelagem do oxigênio se restringiram à Equação 13.

$$S_o = -r_{oc}FastCOxid - r_{on}NH4Nitr + OxRear$$

13

Salienta-se ainda, que a influência exercida pela demanda de oxigênio do sedimento, no balanço de oxigênio dissolvido, como citado por Silvino (2008) e Knapik (2011), não está diretamente visualizável na fórmula apresentada, devido ao fato de a mesma estar inserida na parcela referente à DBO_R.

A demanda de oxigênio pelo sedimento ocorre, portanto, a partir da consideração que a seção do rio estaria dividida em duas camadas: uma camada aeróbia, na superfície e uma camada anaeróbia, mais profunda. A partir dessa preposição, que é tomada apenas para simular os sedimentos, as parcelas de carbono orgânico, nitrogênio e

fósforo particulados que acabam sedimentando e entrando na parcela anaeróbica são mineralizados e transformados em metano, amônia e fósforo inorgânico. Então, esses constituintes são transportados novamente para as camadas superiores e oxidados, de modo que o metano é considerado como parte da parcela c_f , da Figura 15, e a amônia é considerada como integrante da parcela n_a , da mesma figura. A soma individualizada do oxigênio necessário para oxidar esses constituintes é então chamada de “demanda de oxigênio pelo sedimento”.

2.5.5.1.1 Determinação dos Coeficientes Utilizados na Equação de Balanço de Oxigênio Dissolvido

Este capítulo tem o intuito de apresentar os coeficientes normalmente utilizados nas equações de transporte, decréscimos e acréscimos de oxigênio dissolvido em mananciais, apresentados nos quadros da Figura 15. Excluem-se, momentaneamente, desta análise os coeficientes dos termos “Consumo pela $DBOC_R$ ”, abordado posteriormente no capítulo de simulação de DBO.

COEFICIENTES DO TERMO “REAERAÇÃO ATMOSFÉRICA”

O_s – Oxigênio de Saturação

O oxigênio dissolvido de saturação é relacionado diretamente à temperatura das águas, podendo, desse modo, ser expresso pela equação abaixo, utilizada para pressão padrão de 1 atm, em que T_a é a temperatura da água em Kelvin (CHAPRA, 2008).

$$\ln o_s(T) = -139,34411 + \frac{1,575701 \times 10^5}{T_a} - \frac{6,642308 \times 10^7}{T_a^2} + \frac{1,243800 \times 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8,621949 \times 10^{11}}{T_a^4} \quad 14$$

K_n - Coeficiente de Nitrificação

De acordo com Chapra (1997), o coeficiente de nitrificação para águas profundas normalmente varia entre 0,1 a 0,5 d^{-1} , enquanto que para águas mais rasas, valores superiores a 1,0 são frequentemente encontrados. O coeficiente encontrado como padrão no modelo é de 1,649 d^{-1} .

K_a - Coeficiente de Reaeração

Segundo Soares (2011), cinco são as principais metodologias para determinação do coeficiente de reaeração na modelagem de qualidade de cursos hídricos, de modo que as mesmas são citadas na figura a seguir. Deve-se ressaltar, entretanto, que essas metodologias foram obtidas para particulares condições de campo, para determinados corpos hídricos, não sendo, portanto, necessariamente aplicáveis para o estudo de caso do Rio Macaé.

Equação	Autores (ano)	Equação	Faixa de aplicação
(1)	Owens <i>et al.</i> (1964)	$k_2 = 5,3U^{0,67}H^{-1,85}$	$0,05 < U > 0,15$
(2)	Cadwallader e McDonnell (1969)	$k_2 = 186(SU)^{0,5}H^{-1}$	$0,07 < U > 0,65$
(3)	Tsivoglou e Wallace (1972)	$k_2 = 31,6U(1000S)$	$Q < 0,3$
		$k_2 = 15,4U(1000S)$	$Q > 0,3$
(4)	Tsivoglou e Neal (1976)	$k_2 = 31200SU$	$Q < 0,28$
		$k_2 = 15200SU$	$Q > 0,28$
(5)	Melching e Flores (1999)	$k_2 = 517(US)^{0,524}Q^{-0,242}$	$Q < 0,556$
		$k_2 = 596(US)^{0,528}Q^{-0,136}$	$Q > 0,556$

Figura 16 – Metodologias disponíveis pelo modelo para o cálculo do coeficiente de reaeração (SOARES 2011)

Onde “U” é a velocidade em m/s; “H” é a profundidade em m; “Q” é a vazão em m³/s e; “S” é a declividade em m/m. Os valores da Figura 16 foram calculados apenas para prover informações iniciais essenciais para o processo de calibração. Ainda, na Tabela 13, Fan (2013) destaca faixas típicas de aplicação de coeficientes de reaeração, denominado tanto como “ K_a ” como também “ K_2 ” na literatura.

Tabela 13 – Faixa típica de variação dos coeficientes de reaeração (FAN, 2013)

Corpo Hídrico	K_2 (d ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos e grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixas velocidades	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

2.5.5.2 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

A demanda bioquímica de oxigênio apresenta um decaimento com cinética de primeira ordem, como apresentado por Sperlíng (1995), que destaca:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L$$

15

Em que:

- dL/dt: Taxa de variação da matéria orgânica no volume de controle ($ML^{-3}T^{-1}$);
K₁: Coeficiente de desoxigenação (T^{-1});
L: Concentração de DBO remanescente (ML^{-3});
t: Tempo (T).

O comportamento da curva gerada pela Equação 15 foi apresentada no começo deste estudo, na Figura 1, através da curva da DBO remanescente. Obviamente, entretanto, essa equação é verdadeira apenas para condições de estabilidade completa do meio fluido, sem inclusive haver escoamento, o que não é de interesse deste trabalho. Quando mudanças temporais são consideradas, como por exemplo, o comportamento da DBO ao decorrer de um corpo hídrico, outros fenômenos devem ser acrescentados na equação que rege o decaimento deste parâmetro.

Como visto anteriormente, o QUAL-2K considera três modos de aporte de matéria orgânica em corpos hídricos (CHAPRA, 2008). São eles: (i) DBOC rápida, que se refere à matéria orgânica dissolvida proveniente de esgotos domésticos, por exemplo; (ii) DBOC lenta, que faz referência a compostos orgânicos dissolvidos e recalcitrantes, onde podem ser citados efluentes advindos da indústria do papel e; (iii) compostos orgânicos particulados, como por exemplo detritos suspensos resultantes da morte de fitoplânctons e algas.

O manual do modelo ressalta, ainda, que o QUAL-2K trabalha única e exclusivamente com o conceito de DBO_u , visto anteriormente no capítulo 2.1, de modo que, Chapra (2008), sugere dois métodos de obtenção desta variável. Um deles é a conversão dos valores de $DBO_{5,20}$ obtidos em campo para valores de DBO_u através da equação abaixo:

$$DBOC_u = \frac{DBOC_{5,20}}{1 - e^{-5 \times k_1}}$$

16

Em que:

- DBOC_u: Demanda Bioquímica de Oxigênio final última ($M.L^{-3}$);

$DBOC_{5,20}$: Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias a 20°C (M.L⁻³);

k_1 : Taxa de decaimento da DBO (T⁻¹).

O outro método de obtenção desta variável se daria através da quantificação direta da DBO_u em laboratório, o que dispensaria mais tempo e mais recursos financeiros para fazê-lo. Embora esse método possibilitasse a obtenção direta dos valores de DBO_u , o mesmo autor ressalta que haveria uma desvantagem considerável: A influência que a demanda nitrogenada causaria nos valores obtidos para a demanda carbonácea, uma vez que a demanda nitrogenada de oxigênio é computada por outro compartimento do modelo (NH4NITR). Desse modo, realizando a transformação da $DBOC_{5,20}$ em $DBOC_u$ através da equação acima, estaríamos livres desta interferência.

Falando mais especificamente dos fenômenos que envolvem o balanço de DBO rápida no meio fluvial, o QUAL-2K considera: (i) abstração por decaimento de primeira ordem da DBOC, rápida; (ii) abstração de DBOC por desnitrificação; (iii) aporte de DBO por incrementos de detritos dissolvidos, resultantes da morte de fitoplâncton e; (iv) aporte de DBOC rápida por transformação da DBOC lenta em rápida a partir da hidrólise.

Encontra-se na Figura 17 um esquema representativo da equação que rege o balanço de DBO rápida em um elemento computacional do QUAL-2K, bem como a tabela explicativa dos termos.

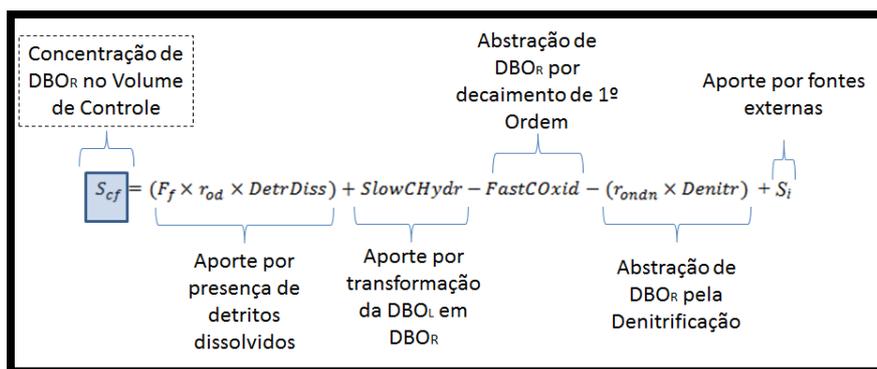


Figura 17 – Representação esquemática da equação que rege o balanço de DBO_R no QUAL-2K (Adaptado de Knapik, 2011)

Tabela 14 – Significado dos coeficientes da equação do oxigênio dissolvido

S_{cf}	Concentração de DBO rápida (mg/l)
F_f	Fração dissolvida de detritos na DBO rápida

r_{od}	Razão oxigênio / detritos (adm - gO ₂ /gDet)
$DetrDiss$	Taxa de dissolução de detritos (mg/l.d)
$SlowCHydr$	Taxa de hidrólise da DBO lenta em DBO rápida (mg/l.d)
$FastCOxid$	Taxa de oxidação da DBO rápida (mg/l.d)
r_{ondn}	Razão de perda de oxigênio por nitrato denitrificado (adm - gO ₂ /gN)
$Denitr$	Taxa de desnitrificação (mg/l.d)
Si	Aportes ou abstrações de DBO _R (mg/l.d)

Apresentadas as sub-reações que regem a concentração de DBO_R no meio fluvial, chama-se a atenção para a possibilidade de quantificação da abstração ocasionada pela desnitrificação, quarta parcela da equação apresentada na Figura 17. O processo de desnitrificação é modelado como uma reação de primeira ordem, que se intensifica quando há condições anóxicas no corpo hídrico modelado (CHAPRA, 2008). Assim, o já oxidado nitrato (NO₃⁻) é reduzido a nitrito (NO₂⁻) e posteriormente a nitrogênio gasoso (N₂), havendo o consumo de carbono orgânico, diminuindo, conseqüentemente, a DBO_R conforme a Equação 17:



Pelo fato da equação de modelagem da DBO_R apresentar diversos outros parâmetros importantes que condicionam os resultados, do mesmo modo que no mapeamento das condicionantes do oxigênio dissolvido, é apresentada a Figura 18, que procura elucidar os índices e variáveis que regem o balanço deste parâmetro nas simulações.

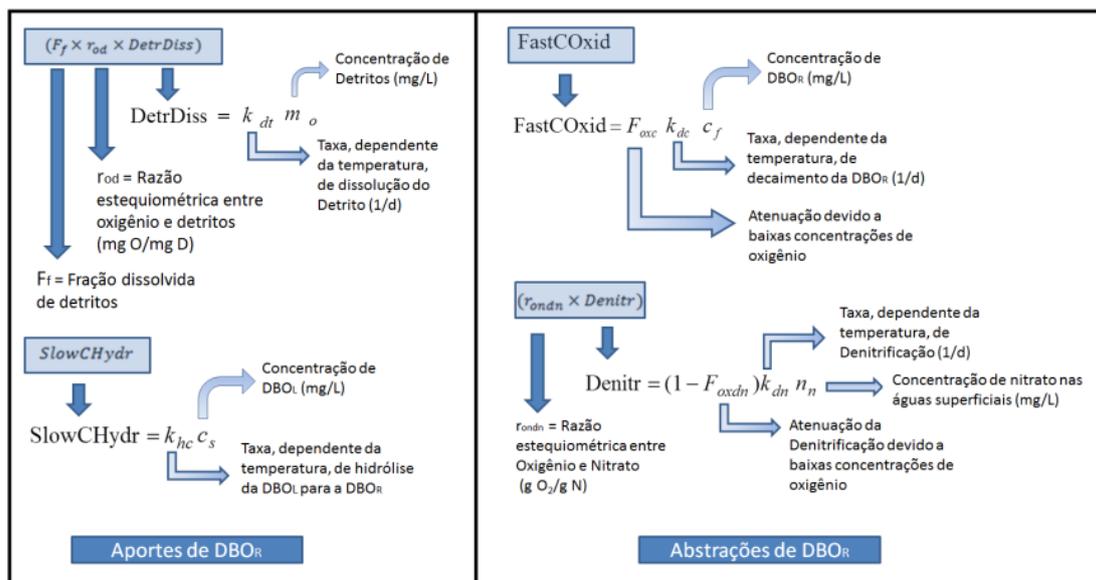


Figura 18 – Explicação esquemática dos coeficientes e sub-fórmulas inseridas na equação do balanço de DBO_R no QUAL-2K (Adaptado de Chapra, 2008)

No escopo deste trabalho, assim como ressaltado para o OD, não foram considerados todos os compartimentos de simulação disponibilizados pelo QUAL-2K, excluindo-se o processo de degradação da DBO_L e as contribuições advindas dos detritos dissolvidos. O compartimento referente à modelagem da DBO_L não foi utilizado pois não foram encontradas condições de campo que justificassem a presença desse termo na equação de modelagem da DBO. Enquanto isso, para os detritos dissolvidos, a não medição de Sólidos Suspensos Voláteis, em campo, inviabilizou a consideração deste parâmetro na modelagem. A equação da Figura 17 fica restrita, portanto, à seguinte:

$$S_{cf} = -(FastCOxid) - (r_{ondn} \times Denitr) + S_i \quad 18$$

2.5.5.2.1 Determinação dos Coeficientes Utilizados na Equação de Balanço de Demanda Bioquímica de Oxigênio

Dentre os coeficientes de decaimento apresentados na Figura 18, chama-se atenção para o coeficiente de atenuação do termo FastCoxid, devido a baixas concentrações de oxigênio. Este termo pode ser calculado pelos métodos de (i) Meia Saturação; (ii) Exponencial e; (iv) Meia Saturação de Segunda Ordem, não abordados profundamente neste trabalho, uma vez que condições de anaerobiose não foram

encontradas na Bacia do Rio Macaé, para as campanhas amostradas. Abaixo é mais bem explanado o coeficiente de decaimento utilizado na equação do termo *FastCOxid*, da Figura 18.

Taxa de decaimento da DBO_R K_{dc}

Segundo Chapra (1997 *apud* Fonseca, 2008), a taxa de decaimento de DBO em ensaios de laboratório (K_l) é igual ou ligeiramente menor do que as taxas obtidas para o decaimento de DBO em mananciais, uma vez que o decaimento de DBO em corpos hídricos (K_d) considera a degradação da matéria orgânica suspensa e a contida no lodo de fundo. Esses resultados são compilados por Sperling (2007), através da Tabela 15.

Tabela 15 – Valores típicos de coeficientes de remoção de DBO a 20°C (Sperling, 2007)

Origem	K1 (Laboratório)	Kd (1/d)	
		Profundo	Raso
Curso de água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35 - 0,45	0,50 - 1,00	0,35 - 0,50
Curso de água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30 - 0,40	0,40 - 0,80	0,30 - 0,45
Curso de água recebendo efluente primário	0,30 - 0,40	0,40 - 0,80	0,30 - 0,45
Curso de água recebendo efluente secundário	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24
Curso de água com águas limpas	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20

2.5.5.3 COLIFORMES FECAIS

Os coliformes fecais têm taxa de mortandade seguindo uma cinética de primeira ordem, segundo a qual a taxa é mais elevada quanto maior for a concentração de bactérias (SPERLING, 1995). A equação numérica que rege o decaimento de coliformes pode ser expressa da seguinte forma:

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \times N \quad 19$$

Em que:

- N: Número de coliformes (NMP/100ml);
- K_b : Coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1});
- t: Tempo (d).

Quanto aos valores usuais para o coeficiente de decaimento, Sperling (1995) destaca que o coeficiente de decaimento bacteriano varia de 0,5 a 1,5 d⁻¹, com valores típicos em torno de 1,0.

No QUAL-2K, as abstrações dos coliformes não ocorrem unicamente pelo decaimento de primeira ordem, como explicado acima. No modelo, também são considerados o decaimento por diminuição da luz solar, baseada na lei de Beer-Lambert, e as abstrações por sedimentação dos coliformes, seguindo o conjunto de equações:

$$S_x = Aportes - PathDeath - PathSettl \quad 20$$

$$PathDeath = K_{dX}X + \alpha_{path} \frac{I}{K_e H} (1 - e^{-K_e H})X \quad 21$$

$$PathSettl = \frac{v_x}{H} X \quad 22$$

Tabela 16 – Significado dos coeficientes das fórmulas de decaimento de coliformes ou patógenos

S_x	Concentração de Coliformes Fecais na saída do volume de controle i (NMP/100 ml)
X	Concentração de Coliformes Fecais na entrada do volume de controle i (NMP/100 ml)
$PathDeath$	Número de patógenos mortos (NMP/100 ml)
$PathSettl$	Número de patógenos sedimentados (NMP/100 ml)
K_{dX}	Taxa de morte dos patógenos (1/d)
K_e	Coefficiente de extinção de luz (1/m)
α_{path}	Fator de eficiência solar (adm)
H	Profundidade (m)
v_x	Velocidade de sedimentação dos coliformes (m/d)

No escopo deste estudo os valores considerados para os coeficientes destacados acima foram os padrões encontrados no modelo, tanto para a sedimentação como para a atenuação solar. Já para o coeficiente de decaimento bacteriano, o mesmo variou entre 0,5 e 0,8 d⁻¹.

2.5.5.4 SÉRIE NITROGÊNIO

Mesmo que alguns parâmetros relacionados aos compostos nitrogenados presentes em corpos hídricos já tenham sido discutidos em capítulos anteriores, necessita-se trazer à tona o fato de que o modelo QUAL-2K é extremamente complexo no quesito de

modelagem de compostos de nitrogênio. E, devido a esse fato, a modelagem e as analogias internas relacionadas a este composto precisam ser mais bem explicadas.

O nitrogênio pode estar presente em corpos hídricos através de cinco principais formas, que são: (i) Nitrogênio Orgânico; (ii) Nitrogênio Amoniacoal, na sua forma iônica ou não; (iii) Nitrito; (iv) Nitrato e (v) Nitrogênio Gasoso, como apresentado anteriormente na Figura 2. A presença, equilibrada, de todas essas formas em ambientes aquáticos é crucial para a manutenção da fauna e flora fluvial. O nitrogênio está diretamente ligado ao equilíbrio biológico dos mananciais, uma vez que sua presença, nas mais diversas formas, está relacionada a parâmetros como:

- Crescimento e morte de algas;
- Crescimento e morte de fitoplâncton;
- Diminuição do Oxigênio Dissolvido;
- Diminuição da DBOC;
- Eutrofização;
- Doenças humanas;
- Toxicidade a peixes

Ou seja, as interações que envolvem o nitrogênio são interconectadas e multifacetadas. A amônia pode, por exemplo, causar depleção do oxigênio via nitrificação, o que tem como subproduto o nitrato, que por si só, é poluente e está relacionado a doenças como a do “bebê azul”, vista anteriormente. Ainda, dependendo da temperatura e do pH, a amônia pode se manifestar como não ionizada, forma que é tóxica aos organismos aquáticos. Em contraponto, tanto a amônia como o nitrato são nutrientes essenciais para a fotossíntese, processo fundamental para a manutenção da base da cadeia alimentar em um ecossistema aquático. Entretanto, ocorrendo em excesso, pode constituir em um sério problema de qualidade de águas, uma vez que o exacerbado crescimento de algas pode levar o rio a processos de eutrofização. Esses processos são sintetizados abaixo.

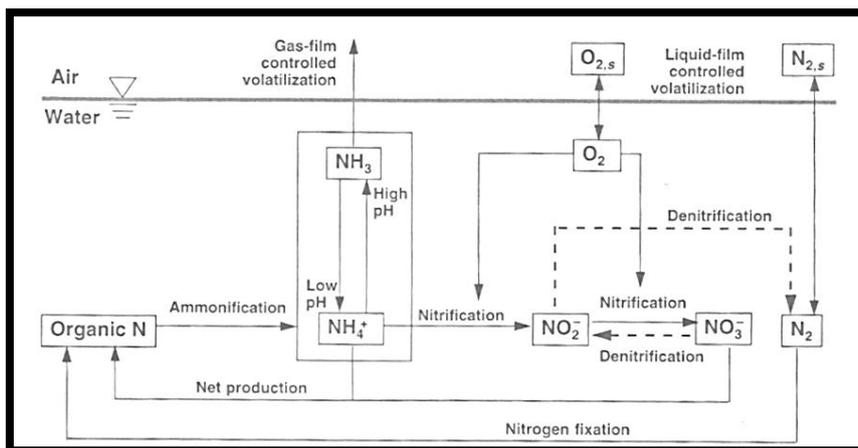


Figura 19 – Reações envolvidas no balanço de nitrogênio em corpos hídricos (CHAPRA, 1997)

Para tentar elucidar essas múltiplas interações, Chapra (1997) estimou o comportamento das principais formas do nitrogênio em uma simulação que levou em consideração transformações e reações de hidrólise, amonificação e nitrificação entre as espécies. Este estudo é graficado abaixo, de modo que, como condições de contorno iniciais, 50% do nitrogênio está na forma de amônia os outros 50% na forma de nitrogênio orgânico. No eixo “y” são plotadas as concentrações expressas em “mgN/l”, enquanto que no eixo “x” representa o tempo (dias).

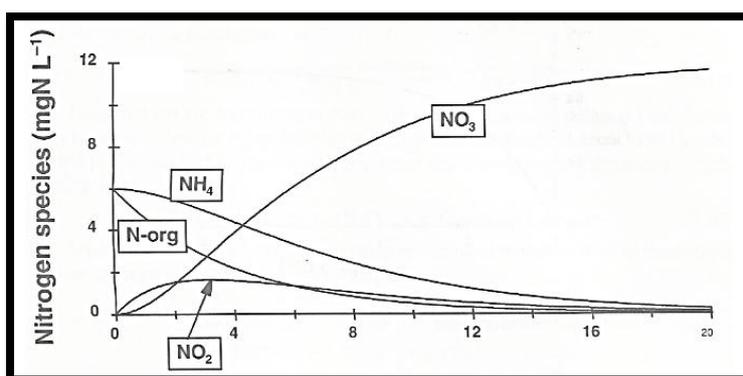


Figura 20 – Presença de compostos nitrogenados com o passar do tempo (CHAPRA, 1997)

Observa-se na figura que a forma predominante, após um tempo suficiente, passa a ser a espécie mais oxidada do nitrogênio, ou seja, o nitrato. Estas curvas foram obtidas através da consideração que existe um decaimento, bem como aportes subsequentes, de

primeira ordem para todas as formas de nitrogênio, sem considerar outros processos, como por exemplo, abstração ou aporte por sedimentação ou respiração fotossíntese de algas, ou ambientes anóxicos. O ordenamento de transformação das espécies para essas condições é ilustrado abaixo.

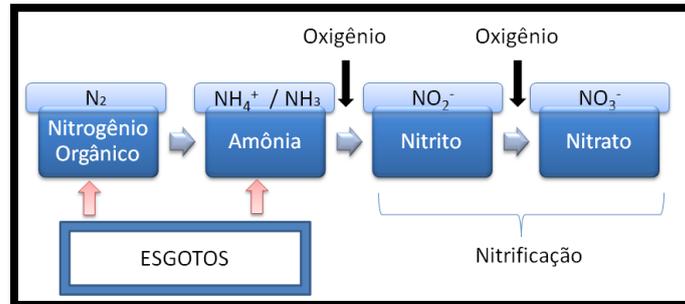
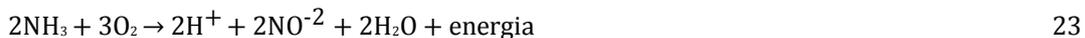


Figura 21 – Ordem de decomposição das formas do nitrogênio em condições não anóxicas (Adaptado de Chapra, 1997)

As equações relacionadas às transformações apresentadas na figura acima são explicadas abaixo (FAN, 2012).

NITRITAÇÃO (Amônia a Nitrito)



NITRATAÇÃO (Nitrito a Nitrato)



NITRIFICAÇÃO (Amônia a Nitrato)



Todos os processos comentados na Figura 21 estão inseridos no módulo de simulação de nitrogênio do QUAL-2K, em conjunto com outros que serão comentados a seguir. O modelo QUAL-2K tem, portanto, as simulações de nitrogênio estruturadas em cinco equações fundamentais, que modelam as concentrações de: (i) nitrogênio orgânico; (ii) Amônia; (iii) Amônia não ionizada; (iv) Transferência de amônia gasosa e; (v) Nitrato, as quais são apresentadas e comentadas abaixo.

NITROGÊNIO ORGÂNICO

$$S_{no} = f_{onp}q_{Np}PhytoDeath + f_{onb}q_{Nb}\frac{BotAlgDeath}{H} - ONHydr - ONSetl \quad 26$$

$$ONHydr = K_{hn}n_o \quad 27$$

$$ONSetl = \frac{v_{on}}{H}n_o \quad 28$$

NITROGÊNIO AMONIAL

$$S_{na} = ONHydr + (1 - f_{onp})q_{Np}PhytoDeath + (1 - f_{onb})q_{Nb}\frac{BotAlgDeath}{H} + PhytoExN + \frac{BotAlgExN}{H} - Nitrif - P_{ap}PhytoUpN - P_{ab}\frac{BotAlgUpN}{H} - NH3GasLos \quad 29$$

Tabela 17 – Significado dos coeficientes das fórmulas de simulação de Nitrogênio Orgânico e Amoniacal

S_{no}	Concentração de Nitrogênio Orgânico depois de modelado (mg/l)
$PhytoDeath$	Taxa de morte do fitoplâncton (mg A/m ² .d)
$BotAlgDeath$	Taxa de morte de algas Perifíticas (mg A/m ² .d)
$PhytoExN$	Taxa de excreção de nitrogênio por fitoplâncton (mg A/m ² .d)
$BotAlgExN$	Taxa de excreção de nitrogênio por algas Perifíticas (mg A/m ² .d)
$PhytoUpN$	Taxa de absorção de nitrogênio por fitoplâncton (mg N/m ² .d)
$BotAlgUpN$	Taxa de absorção de nitrogênio por algas Perifíticas (mg N/m ² .d)
$NH3GasLoss$	Perda da amônia por transferência gasosa (mg/l)
$Nitrif$	Taxa de nitrificação (mg/l.d)
$ONHydr$	Taxa de hidrólise de nitrogênio orgânico (mg/l.d)
$ONSetl$	Taxa de sedimentação de nitrogênio orgânico (mg/l.d)
f_{onb}	Fração de Nitrogênio em forma orgânica em algas Perifíticas (adm)
f_{onp}	Fração de Nitrogênio em forma orgânica no fitoplâncton (adm)
P_{ab}	Fator de preferência de amônia por algas Perifíticas (adm)
P_{ap}	Fator de preferência de amônia pelo fitoplâncton (adm)
K_{hn}	Taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico (1/d)
v_{on}	Velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico (m/d)
H	Profundidade do corpo hídrico (m)
n_o	Concentração de nitrogênio orgânico antes de ser modelado (mgN/m ³)

AMÔNIA NÃO IONIZADA

$$n_{au} = F_u n_a \quad 30$$

$$F_u = \frac{K_a}{10^{-pH} + K_a} \quad 31$$

$$pK_a = 0,09018 + \frac{2729,92}{T_a} \quad 32$$

TRANSFERÊNCIA DE AMÔNIA GASOSA

$$NH3GasLoss = \frac{v_{nh3}}{H} (n_{aus} - n_{au}) \quad 33$$

NITRATO

$$S_{ni} = Nitrif - Denitr - (1 - P_{ab}) \frac{BotAlgUptakeN}{H} \quad 34$$

Tabela 18 – Significado dos coeficientes das fórmulas de simulação de Amônia não Ionizada, Transferência Gasosa e Nitrato

S_{ni}	Concentração de nitrato depois de modelado (mg/l)
n_{au}	Concentração de amônia não ionizada (mg /m ³)
F_u	Fração do total de amônia que está na forma não ionizada (adm)
n_a	Concentração de amônia ionizada (mg /l)
K_a	Coefficiente de equilíbrio da dissociação da amônia (adm)
T_a	Temperatura absoluta da água (Kelvin)
v_{nh3}	Coefficiente de transferência de amônia gasosa (m/d)
n_{aus}	Concentração de saturação de amônia não ionizada (mg /m ³)
$Denitr$	Taxa de desnitrificação (mg/l.d)

Através da análise das equações apresentadas, percebe-se que a concentração de nitrogênio orgânico é influenciada positivamente pelo aporte devido à morte de algas Perifíticas e de fitoplâncton, e negativamente com as abstrações resultantes da hidrólise e sedimentação do nitrogênio orgânico.

Enquanto isso, a amônia na forma de NH_4^+ é positivamente influenciada pelo aporte resultante da hidrólise do nitrogênio orgânico, pela fração de amônia presente tanto nas algas Perifíticas e fitoplâncton mortos como nos excrementos dos mesmos. As abstrações são devido à nitrificação da amônia, aos processos metabólicos de algas perifíticas e fitoplânctons e à perda de amônia por transferência gasosa (relacionada principalmente ao grau de saturação de amônia dissolvida no corpo hídrico).

Já a amônia não ionizada, presente normalmente para altos pHs e tóxicas aos peixes (CHAPRA 1997) é simulada a partir da determinação da fração de amônia ionizada que se torna não ionizada pelo aumento do pH.

Em relação ao Nitrato, ressalta-se que o aporte do mesmo é unicamente devido ao processo de nitrificação, explicado na Figura 15, uma vez que as algas perifíticas e

fitoplânctons não excretam essa forma nitrogenada. As abstrações ficam por conta da desnitrificação, explicada na Figura 18, e da utilização desta forma por algas perifíticas.

Uma vez que o presente estudo não considerou as contribuições resultantes de fitoplâncton e de algas perifíticas, as equações resultantes para modelagem do nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato se restringem ao seguinte:

$$S_{no} = Aportes - ONHydr - ONSetl \quad 35$$

$$S_{na} = Aportes + ONHydr - Nitrif \quad 36$$

$$S_{ni} = Aportes + Nitrif - Denitr \quad 37$$

As faixas de aplicação dos coeficientes envolvidos nas equações acima são apresentadas a seguir, na Tabela 19.

Tabela 19 – Faixa usual de aplicação dos coeficientes relacionados ao decaimento do nitrogênio

TAXA	Unidade	EQUAÇÃO	SIMBOLO	VALOR PADRÃO DO MODELO	FAIXA DE APLICAÇÃO		Autor
					MÍNIMA	MÁXIMA	
Desnitrificação do Nitrato	1/d	DENITRF	k_{dn}	0	0,05	2	Neilson, 2012
Taxa de Nitrificação da Amônia	1/d	NITRIF	k_{na}	1,649	0,10 - 0,15	0,25 - 1,00	Chapra, 1997
Taxa de Hidrólise do Nitrogênio Orgânico	1/d	ONHYDR	k_{hn}	-	0,2	0,25	Fan, 2013
Velocidade de Sedimentação do Nitrogênio Orgânico	m/d	ONSETL	v_{on}	-	0,05	0,25	Neilson, 2012

2.5.5.5 FÓSFORO

O fósforo é um elemento essencial para a manutenção da vida em ambientes aquáticos, embora seja relativamente escasso na natureza, quando comparado ao nitrogênio. Fan (2012) destaca que o aporte de fósforo nos corpos hídricos tem grandes contribuições por fontes difusas, (através do uso de fertilizantes em atividades agrícolas) e por fontes pontuais, como esgotos domésticos, por exemplo. Sperlling (1995) cita também a drenagem pluvial como outra fonte potencial de fósforo, contudo, em menor escala.

Conforme exposto anteriormente, as formas oxidativas em que o fósforo se apresenta em corpos hídricos são duas: inorgânica e orgânica. Na forma inorgânica, as principais formas são polifosfato e ortofosfatos, e na forma orgânica, as formas particuladas e dissolvidas. Ainda, Chapra (1997) subdivide também as formas fosfatadas quanto à solubilidade e quanto à disponibilidade à comunidade aquática, conforme a figura que segue.

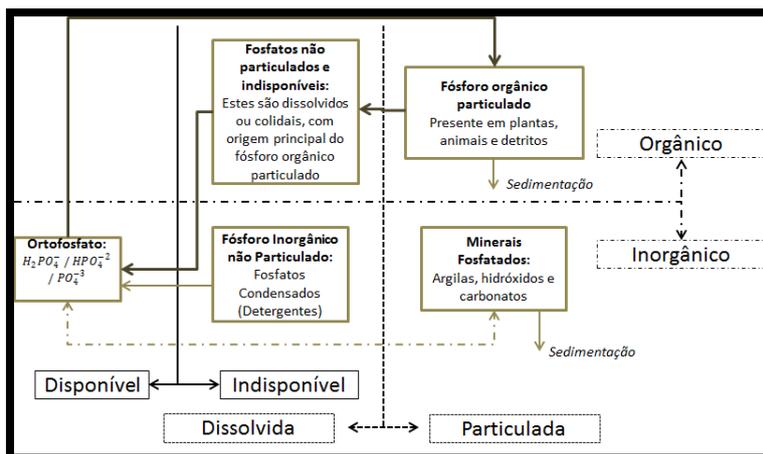


Figura 22 – Ordem de decomposição das formas do fosfato em corpos hídricos (Adaptado de Chapra, 1997)

As equações 38 a 42 quantificam e regulam as transformações de fósforo consideradas pelo QUAL-2K, enquanto que a Tabela 20 traz os significados dos coeficientes relacionados.

FÓSFORO ORGÂNICO

$$S_{po} = f_{opp}q_{pp} \frac{PhytoDeath}{H} + f_{opb}q_{pb} \frac{BotAlgDeath}{H} - OPHydr - OPSetl \quad 38$$

$$OPHydr = K_{hp}p_o \quad 39$$

$$OPSetl = \frac{v_{op}}{H} p_o \quad 40$$

FÓSFORO INORGÂNICO

$$S_{pi} = OPHydr + (1 - f_{opp})q_{pp}PhytoDeath + (1 - f_{opb})q_{pb} \frac{BotAlgDeath}{H} + PhytoExp + \frac{BotAlgExp}{H} - PhytoUpP - \frac{BotAlgUpP}{H} - IPSetl \quad 41$$

$$IPSetl = \frac{v_{ip}}{H} p_i \quad 42$$

Tabela 20 – Significado dos coeficientes relacionados à simulação de fósforo

S_{po}	Concentração de Fósforo Orgânico depois de modelado (mg/l.d)
S_{pi}	Concentração de Fósforo Inorgânico depois de modelado (mg/l.d)
$PhytoExp$	Taxa de excreção de fósforo por fitoplâncton (mgA/m ² .d)
$BotAlgExp$	Taxa de excreção de fósforo por algas Perifíticas (mgA/m ² .d)
$PhytoUpP$	Taxa de absorção de fósforo por fitoplâncton (mgP/m ² .d)
$BotAlgUpP$	Taxa de absorção de fósforo por algas Perifíticas (mgP/m ² .d)

$OPHydr$	Taxa de hidrólise de fósforo orgânico (mg/l.d)
$OPSetl$	Taxa de sedimentação de fósforo orgânico (mg/l.d)
$IPSetl$	Taxa de sedimentação de fósforo inorgânico (mg/l.d)
f_{opb}	Fração de Fósforo em forma orgânica em algas Perifíticas (adm)
f_{opp}	Fração de Fósforo em forma orgânica no fitoplâncton (adm)
K_{hp}	Taxa de hidrólise do fósforo orgânico (1/d)
v_{op}	Velocidade de sedimentação do fósforo orgânico (m/d)
H	Profundidade do corpo hídrico (m)
p_o	Concentração de fósforo orgânico antes de ser modelado (mg/m ³)
v_{ip}	Velocidade de sedimentação do fósforo inorgânico (m/d)
p_i	Concentração de fósforo inorgânico antes de ser modelado (mg/m ³)
q_{pp}	Porção de fósforo orgânico liberada por morte de fitoplâncton (adm - mgP/mgA)
q_{pb}	Porção de fósforo orgânico liberada por morte de algas Perifíticas (adm - mgP/mgA)

As equações apresentadas denotam que o QUAL-2K considera como aporte de fósforo orgânico aquele proveniente da morte de algas Perifíticas e fitoplânctons, bem como os produtos fosfatados excretados desses organismos, sendo somados também os aportes provenientes de cargas pontuais e difusas. Como abstrações, o modelo considera um decaimento de primeira ordem por hidrólise, além da sedimentação.

Os processos que envolvem a simulação de fósforo inorgânico levam em consideração outros componentes. A principal forma de aporte é proveniente da hidrólise do fósforo orgânico, mas o modelo também contabiliza tanto os aportes advindos da fração de fósforo inorgânico contido nos detritos de fitoplânctons e de algas Perifíticas mortas como as adições ocasionadas pelas excretas fosfatadas desses organismos. Como abstrações, contudo, o QUAL-2K leva em consideração principalmente o uso do fósforo inorgânico para os processos metabólicos de algas e fitoplânctons, além de saídas por sedimentação.

As limitações envolvidas no parâmetro de análise Nitrogênio são as mesmas para o Fósforo, de modo que se fez necessária a exclusão da atividade de algas e fitoplâncton no balanço desse parâmetro. As equações que regem o balanço de fósforo no Rio Macaé ficam, portanto, restritas ao seguinte:

$$S_{p_o} = Aportes - OPHydr - OPSetl \quad 43$$

$$S_{p_i} = Aportes + OPHydr - IPSetl \quad 44$$

Apresentadas as relações consideradas pelo QUAL-2K, abaixo segue a relação das faixas de valores usualmente encontrados em estudos de modelagem d'água, para os parâmetros envolvendo as transformações do fósforo.

Tabela 21 – Faixa de aplicação dos coeficientes de decaimento do fósforo

TAXA	Unidade	EQUAÇÃO	SÍMBOLO	VALOR PADRÃO DO MODELO	FAIXA DE APLICAÇÃO		Autor
					MÍNIMA	MÁXIMA	
Velocidade de Sedimentação do Fósforo Inorgânico	m/d	DENITRF	v_{ip}	2	0,05	0,25	Neilson, 2012
Velocidade de Sedimentação do Fósforo Orgânico	m/d	NITRIF	v_{op}	1,999	0	2	Mendes, 2010
Taxa de Hidrólise do Fósforo Inorgânico	1/d	ONHYDR	k_{hp}	-	0,05	0,3	Neilson, 2012

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados os métodos, conceitos e simplificações consideradas para avaliar, estimar ou mensurar os seguintes itens: (i) Área de estudo; (ii) Dados obtidos em campo; (iii) Cargas difusas e pontuais na bacia; (iv) Calibração do modelo; (v) Índices de atenuação ou intensificação e; (vi) Cenários futuros de degradação.

Vale a pena ressaltar, antes da apresentação geral deste capítulo, que o modelo QUAL-2K permite dois métodos de aporte de poluição (fontes pontuais e fontes difusas) para simular a qualidade de corpos hídricos. No escopo deste trabalho, considerou-se como fonte pontual de contaminação o aporte de grandes rios, enquanto que as cargas difusas são compostas por toda a poluição aportada gradualmente em determinado segmento considerado. Estas informações somadas à calibração dos coeficientes tornaram possível a delimitação de cenários de degradação ambiental que posteriormente foram simulados para condições de contorno futuras.

3.1 Área de Estudo

O Rio Macaé, é um dos principais rios do estado do Rio de Janeiro. Possuindo em torno de 136 km de extensão e desaguando no Oceano Atlântico, o Rio Macaé nasce no município de Nova Friburgo, e faz parte da divisa entre os municípios Casemiro de Abreu e Macaé. A área de drenagem total deste corpo hídrico é de 1766 Km² e, percorrendo um total de 352 km, intercepta seis municípios da região norte do Rio de Janeiro: Nova Friburgo, Casimiro de Abreu, Macaé, Rio das Ostras, Conceição de Macabu e Carapebus, conforme o mapa de localização abaixo. A área de drenagem foi delimitada via ferramentas de SIG, através da utilização do software ArcGis 10 e o pacote de expansão ArcHydro.

Ainda, destacam-se os usos das águas da bacia, que são os mais diversos. Na parte serrana da bacia do Rio Macaé são encontradas inúmeras atividades de esportes aquáticos radicais, como *rafting* e canoagem (PINHEIRO, 2008). Em contrapartida, na porção mais baixa da bacia, atividades relacionadas à agropecuária são mais predominantes.

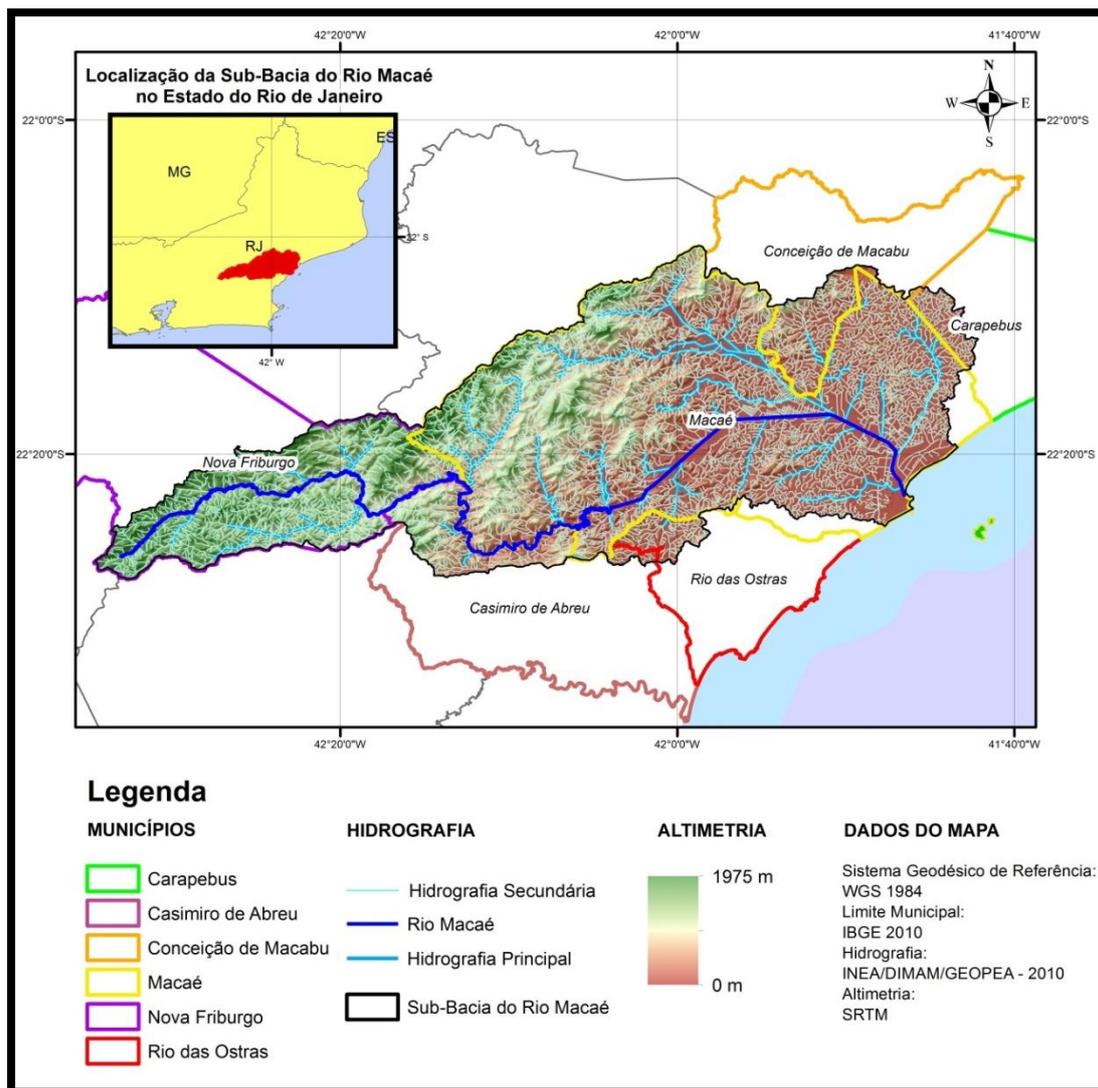


Figura 23 – Mapa de localização da bacia do rio Macaé

Dentre os municípios que apresentam relação direta ou indireta com o Rio Macaé, a cidade Rio das Ostras é a que apresenta maior densidade populacional, com 459 hab/km². De maneira análoga, o município de Casimiro de Abreu é o que apresenta menor densidade populacional, com 45 hab/Km². Por fim, o município Macaé, que tem quase sua totalidade inserida na bacia do Rio Macaé apresenta uma densidade populacional de 179 hab/km², se concentrando a maior parte no litoral do município.

Como pode ser observado na figura acima, o Rio Macaé apresenta uma grande amplitude altimétrica, de 1975 metros, propiciando, portanto, usos múltiplos de suas águas. Estes usos variam desde atividades esportivas radicais nas porções superiores até a utilização das águas para irrigação nas porções altimétricas menores. Além disso, são

destacados na Figura 24 os corpos hídricos que assumem grande importância neste trabalho, uma vez que a escolha dos locais de obtenção de dados de campo foi feita levando em consideração a confluência desses grandes corpos hídricos com o Rio Macaé. A modelagem da qualidade das águas do Rio Macaé baseou-se, portanto, nos dados de campo obtidos em 11 estações amostrais, nomeadas de “M1” a “M11”, que foram localizadas a montante e a jusante das interseções ocasionadas entre o Rio Macaé e outros grandes corpos hídricos, como os rios: (i) Bonito; (ii) Sana; (iii) Dantas e; (iv) São Pedro. Desse modo, a Figura 24 apresenta um croqui desta subdivisão (onde as estações amostrais são os pontos verdes), bem como as sub-bacias de cada estação amostral, com nomes respectivamente iguais.

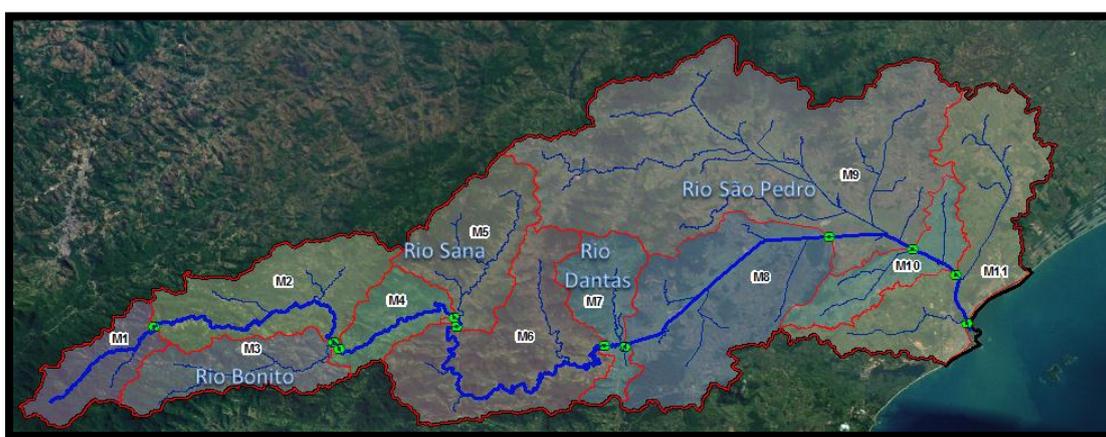


Figura 24 – Croqui da localização das estações amostrais e as respectivas sub-bacias

A Figura 25 destaca o mapa de uso dos solos da bacia do Rio Macaé, elaborado por Pinheiro (2008) e utilizado para a mensuração tanto dos aportes poluentes referentes aos usos do solo, como também das manchas urbanas dos municípios envolvidos, digitalizadas visualmente através do software Google Earth. São destacados também, em forma de pequenos desenhos representando casas, os maiores distritos e aglomerações populacionais, fora a cidade de Macaé, inseridas na bacia de análise. Os mesmos foram numerados e nomeados na mesma figura. Enquanto isso a Tabela 22 apresenta a composição geral de cada sub-bacia quanto à presença municipal, levando em consideração tanto áreas urbanas como rurais.

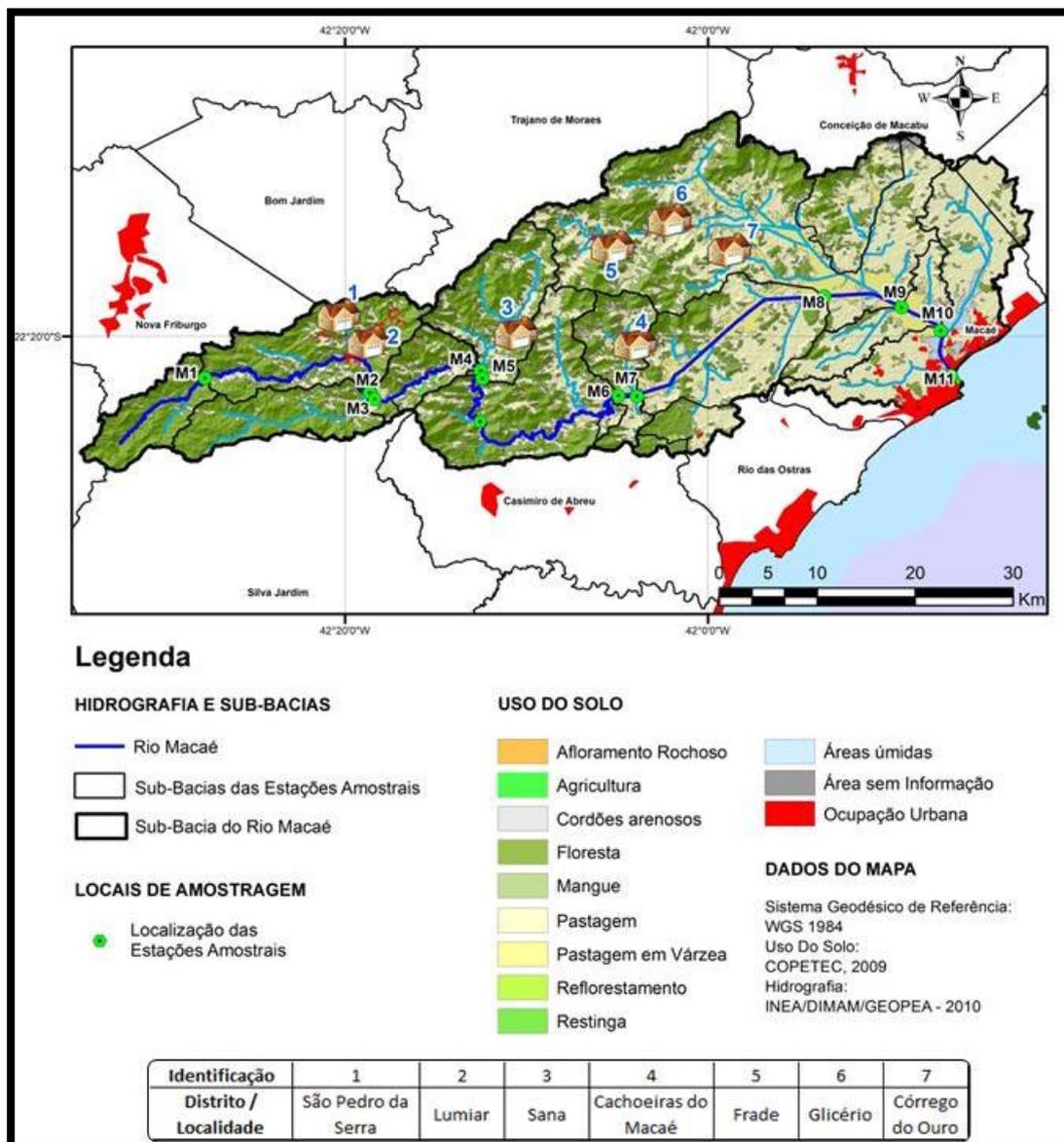


Figura 25 – Mapa de uso do solo, manchas urbanas e localização das estações amostrais – rio Macaé, RJ

Tabela 22 – Composição municipal de cada sub-bacia de estudo

Área Municipal por Sub-Bacia de Estação Amostral								
Trechos de Rio	Tipo de Área*	Carapebus (308.8 Km ²)	Casimiro de Abreu (461.4 Km ²)	Conceição de Macabu (347.9 Km ²)	Macaé (1218 Km ²)	Nova Friburgo (934.2 Km ²)	Rio das Ostras (229,4 Km ²)	Total por Sub-Bacia (Km ²)
Nascente-M1	U							67,6
	R					67,63		
M1-M2	U					5,13		143,5
	R					138,35		
M2-M3	U							90,9
	R					90,91		
M3-M4	U		0,02			0,06		55,3
	R		13,36		1,22	40,63		
M4-M5	U		0,08		0,40	0,02		116,8
	R		0,84		115,44			

Área Municipal por Sub-Bacia de Estação Amostral								
Trechos de Rio	Tipo de Área*	Carapebus (308.8 Km ²)	Casimiro de Abreu (461.4 Km ²)	Conceição de Macabu (347.9 Km ²)	Macaé (1218 Km ²)	Nova Friburgo (934.2 Km ²)	Rio das Ostras (229,4 Km ²)	Total por Sub-Bacia (Km ²)
M5-M6	U		0,03		0,09			193,9
	R		72,87		120,94			
M6-M7	U				0,07			72,0
	R				71,96			
M7-M8	U				0,12		0,20	213,5
	R		7,38		174,98		30,77	
M8-M9	U				2,80			519,6
	R			76,89	439,91			
M9-M10	U				0,23			70,7
	R				70,47			
M10-M11	U				21,59			203,6
	R	26,87			155,14			

*Em que U = Área Urbana e R = Área Rural

Através do Modelo Digital de Elevação utilizado e das informações hidrográficas obtidas, foi possível estimar, também, o perfil topográfico do Rio Macaé, visando prover o auxílio na estimativa do coeficiente de reaeração “ K_a ” apresentado anteriormente. Esse perfil foi calculado a partir do MDT SRTM, utilizando o mesmo algoritmo apresentado por Tschiedel (2012) que calculou os perfis longitudinais dos principais rios da Sub-Bacia 87, no estado do Rio Grande do Sul. Esse algoritmo corrige os ruídos provenientes da determinação de perfis longitudinais via SIG, comumente presentes quando se utiliza dados de MDTs em conjunto com informações de traçado de rios obtidos por outros meios. Observa-se na Figura 26 os diferentes gradientes de declividades existentes até a distância de em torno de 80 km da nascente do rio, tornando-se quase nulo a partir deste ponto. Ainda, a segmentação considerada para fins de modelagem é, conjuntamente com a declividade média entre cada estação, apresentada na Tabela 23.

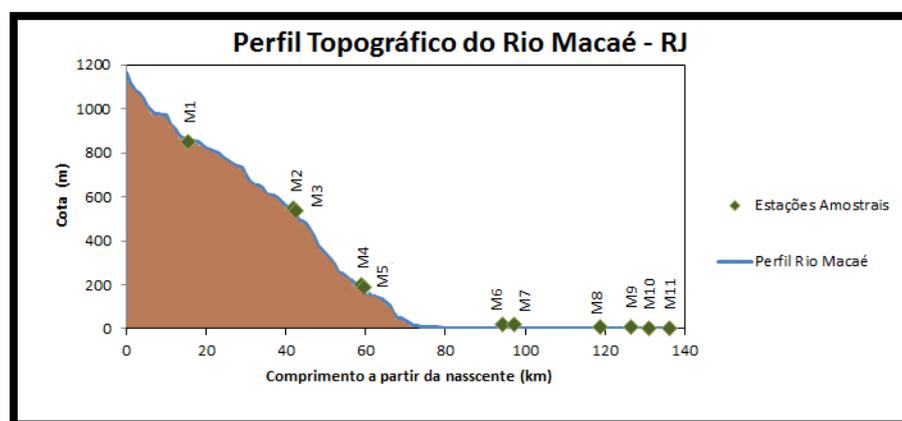


Figura 26 – Perfil altimétrico do rio Macaé

Tabela 23 – Segmentação considerada para o rio Macaé

EAs	CARACTERÍSTICAS DAS ESTAÇÕES			
	Altura de Montante (m)	Altura de Jusante (m)	Comprimento do Trecho	I (m/m)
Macaé 1	870,8	543,0	26,1	0,0125
Macaé 2	543,0	514,0	0,9	0,0339
Macaé 3	514,0	186,4	15,4	0,0213
Macaé 4	186,4	183,9	1,2	0,0020
Macaé 5	183,9	74,8	35,1	0,0031
Macaé 6	74,8	51,6	2,9	0,0080
Macaé 7	51,6	15,8	21,8	0,0016
Macaé 8	15,8	8,0	7,7	0,0010
Macaé 9	8,0	3,0	4,5	0,0011
Macaé 10	3,0	0,3	5,0	0,0005
Macaé 11	0,3	0,0	0,7	0,0004

Historicamente, esta região vem sendo alvo de diversos estudos quanto à qualidade das águas, devido aos usos múltiplos ocorrentes. Entretanto, ainda que sejam facilmente encontrados dados e documentos históricos desta região, e ocorrentes os conflitos entre os usuários das bacias, o Governo do Estado do Rio de Janeiro ainda não havia, até o momento da finalização deste trabalho, divulgado o Plano de Recursos Hídricos da região hidrográfica do Macaé / Ostras, que estava em fase final de elaboração. Desse modo, não há disponíveis estudos que proponham, via força de lei, o enquadramento das porções que compõe o Rio Macaé. Legalmente, tem-se apenas o disposto no artigo 42º da Resolução CONAMA 357/2005, que prevê que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, corpos hídricos de águas doces devem ser enquadrados como Classe 2, enquanto que águas salobras e salinas (como ocorre na foz do Rio Macaé), devem ser enquadradas em Classe 1.

3.2 Dados Obtidos em Campo

Os dados brutos utilizados como entrada nas calibrações foram coletados em 3 diferentes épocas no Rio do Macaé, objetivando estimar a qualidade das águas em épocas de vazões baixas, médias e altas. As coletas de amostras de água foram realizadas de modo a diminuir a influência de maré, para os trechos em que são observadas influências pela entrada de águas salinas adentro do Rio Macaé. Desse modo, as coletas foram realizadas sempre em horários de baixas marés. A primeira campanha representa o período de cheias, a segunda campanha, o período de baixas

vazões, e a terceira campanha um período de médias vazões. As tabelas abaixo apresentam os resultados analíticos obtidos para cada uma delas.

Tabela 24 – Condições físicas das estações amostrais

EAs	Condições Físicas Naturais											
	Vazão (m³/s)			Velocidade (m/s)			Profundidade (m)			Temperatura da Água (°C)		
	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C
M1	1,61	0,78	1,12	-	0,11	0,16	-	0,85	0,59	14	15,9	19,7
M2	5,84	1,83	2,86	-	0,43	0,65	-	0,85	0,49	16,2	16,7	24,9
M3	6,12	3,20	5,62	-	0,26	0,37	-	0,90	0,56	16,2	16,8	25,7
M4	8,09	4,23	5,04	-	0,28	0,34	-	0,95	0,63	16,5	18,8	27,8
M5	11,65	4,98	6,65	-	0,20	0,26	-	1,15	0,65	17	19,9	27,6
M6	16,27	6,13	13,91	-	0,40	0,66	-	0,85	0,76	21	25	25,6
M7	17,09	8,28	17,95	-	0,49	0,74	-	0,55	0,52	21,6	25	27,6
M8	18,55	7,92	11,64	-	0,42	0,45	-	0,65	0,72	24,1	25,5	30,8
M9	33,13	9,51	22,46	-	0,37	0,51	-	0,95	0,54	24,8	24,3	32,2
M10	47,56	10,08	29,60	-	0,21	0,38	-	1,11	1,01	25	21,6	30,5
M11	-	-	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	25	20,5	28,8

Tabela 25 – Aspectos de qualidade d'água considerados

EAs	Aspectos de Qualidade d'Água														
	pH			Cond (uS,cm ⁻¹)			Oxigênio Dissolvido (mg/l)			DBO _{5,20} (mg/l)			Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)		
	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C
M1	7,3	7,2	7,2	10	12	54	4,8	7,1	8,2	<2,0	<2,0	<2,0	49	45	230
M2	7,2	7,7	7,7	17	20	25	4,8	6,6	8,2	<2,0	<2,0	<2,0	130	130	490
M3	7,2	7,8	7,4	17	20	24	4,8	11,6	7,8	<2,0	<2,0	<2,0	130	170	330
M4	7,1	7,7	7,2	16	19	21	10	6,2	7,8	<2,0	<2,0	<2,0	45	20	130
M5	7,1	7,8	7,2	17	21	23	9,4	6,4	7,6	<2,0	<2,0	<2,0	1.300	68	230
M6	7,1	7,3	6,9	19	24	35	8,6	4,7	7,4	<2,0	<2,0	<2,0	130	78	1.000
M7	7,1	7,3	6,8	20	24	27	8,8	5,5	7,4	<2,0	<2,0	<2,0	130	130	490
M8	6,8	7,3	6,9	28	27	38	4,3	5,6	7,0	<2,0	<2,0	<2,0	780	45	330
M9	7,2	7,3	6,9	46	42	32	3,8	6,0	6,8	<2,0	<2,0	<2,0	200	78	490
M10	6,7	7,5	6,9	81	34	38	3,7	6,9	6,4	<2,0	<2,0	<2,0	450	130	490
M11	6,3	7,6	7,6	1966	9800	3000	1,7	7,0	7,0	<2,0	<2,0	<2,0	9,2 x 10 ⁴	4,9 x 10 ³	16 x 10 ³

Tabela 26 – Nitrogênio e fósforo no rio Macaé

As	Nutrientes no Rio Macaé														
	Nitrito (ug/L)			Nitrito (ug/L)			Nitrogênio Amoniacal (ug/L)			Orto-fosfato (ug/L)			Fósforo Total (ug/L)		
	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C	1º C	2º C	3º C
M1	-	<1	8	-	80	130	10	<10	<100	20	<10	10	30	20	50
M2	-	<1	7	-	100	160	10	<10	<100	30	<10	10	40	30	60
M3	-	<1	6	-	80	130	10	<10	<100	30	<10	10	40	<10	50
M4	-	<1	8	-	60	110	20	<10	<100	20	<10	10	40	20	50
M5	-	<1	6	-	50	110	10	<10	<100	30	<10	10	40	30	60
M6	-	<1	7	-	70	130	20	<10	<100	20	<10	<10	50	20	<10
M7	-	<1	7	-	70	140	<10	<10	<100	30	<10	10	60	30	50
M8	-	<1	6	-	120	160	60	<10	<100	20	<10	<10	30	<10	20
M9	-	<1	6	-	140	170	70	<10	<100	10	<10	10	30	40	80
M10	-	<1	7	-	130	170	50	<10	<100	20	<10	10	50	20	110
M11	-	220	50	-	140	120	740	110	20	60	<10	20	130	40	90

Nota-se que os dados da primeira campanha não são completos, havendo falta de informações a respeito tanto da profundidade como da velocidade nas estações amostrais. Devido a essa falta de informações, essenciais de entrada no modelo, optou-se em não realizar a calibração e modelagem para este período. Ainda, considerou-se que todo fósforo inorgânico presente no rio Macaé é composto por Ortofosfatos, sendo, portanto, o fósforo orgânico estimado pela seguinte equação:

$$P_{org} = P_t - P_{orto} \quad 45$$

Em que:

P_{org} : Fósforo orgânico (mg/l);

P_t : Fósforo total (mg/l);

P_{orto} : Ortofosfato (mg/l).

Ainda, é possível notar, através da observação dos resultados obtidos em campo (para as 3 campanhas, especificamente), os altos valores de condutividade elétrica medidos em M-11. Esse fato corrobora a grande influencia que esse ponto sofre por parte da intrusão salina do mar no Rio Macaé (AMARAL, 2003). Entretanto, não só a condutividade é influenciada pela presença das marés. Todos os outros parâmetros estudados também são modificados com esta situação. Outro exemplo claro é a temperatura do Rio Macaé, que apresenta quedas bruscas em M10 e M11, não acompanhando, portanto, o perfil observado desde os pontos de montante. Apesar dessas influencias, para fins de calibração, modelagem e classificação das águas frente à resolução CONAMA 357/2005, considerou-se todo o Rio Macaé como rio de águas doces.

3.3 Cargas Difusas e Pontuais na Bacia

De acordo com a espacialização das Estações Amostrais utilizadas neste estudo (Figura 24) a quantificação das cargas difusas foi efetuada para os trechos inseridos entre as Estações Amostrais M1-M2, M3-M4, M5-M6, M7-M8 e M9-M10 enquanto que para os trechos inseridos entre as Estações Amostrais M2-M3, M4-M5,

M6-M7, M8-M9, M10-M11 foram considerados aportes pontuais. Ressalta-se ainda que, para tornar o modelo mais representativo da realidade, foi necessária, em dois segmentos de aportes difusos, a inserção de aportes pontuais, representados por grandes cursos hídricos presentes. São trechos compostos, portanto, os inserido entre as Estações Amostrais M1-M2 e M5-M6.

Para a quantificação das cargas, levou-se em consideração que os poluentes gerados em cada sub-bacia correspondente eram devidos à contaminação proveniente de 3 diferentes fontes: (i) Atividades pecuárias; (ii) Uso do solo e; (iii) Poluição antrópica. Ainda, como estes poluentes podem ser gerados longe do Rio Macaé, tanto em solo firme quanto em corpos hídricos secundários ou terciários, índices de atenuação de cargas foram aplicados, de modo a representar a degradação natural dos poluentes, diminuindo, conseqüentemente, as concentrações de entrada dos mesmos, no Rio Macaé.

O cálculo de aporte total de cargas poluentes por sub-bacia foi efetuado de modo a considerar a poluição gerada por município presente em cada sub-bacia de estação amostral de interesse, baseando-se principalmente na relação direta das áreas inseridas nas sub-bacias, com a seguinte relação: (i) Área percentual de uso do solo por sub-bacia para mensuração das cargas difusas pelo uso dos solos; (ii) Número de cabeças por rebanhos e por município, para a mensuração de cargas geradas por pecuária e (iii) Número de habitantes por município, para estimativas relacionadas à poluição por esgotos domésticos. As fórmulas abaixo equacionam, empiricamente, essas considerações, já contabilizando os índices de atenuação e proporcionalidade de cada município para cada sub-bacia:

$$P = P_{Pec} + P_{Uso} + P_{Hab} \quad 46$$

$$P_{Pec} = \sum_{i=1}^{i=n} p.at_i \times (N_{cabi} \times Ca_{pec_i}) \times \frac{A_{mun_bacia}}{A_{mun}} \quad 47$$

$$P_{Uso} = \sum_{i=1}^{i=n} u.at_i \times (Area_{uso_i} \times Ca_{uso_i}) \quad 48$$

$$Hab_{sb} = \left[(Pop_{urb} \times \frac{A_{urb_sb}}{A_{urb_mun}}) + (Pop_{rur} \times \frac{A_{rur_sb}}{A_{rur_mun}}) \right] \quad 49$$

$$P_{Hab} = a.at \times Ca_{Hab} \times [Hab_{sb}] \quad 50$$

Em que o significado dos parâmetros é dado pela Tabela 27.

Tabela 27 – Significado das equações de quantificação de cargas difusas

P	Carga de poluição de município de interesse inserido entre duas estações amostrais de interesse (g/s)
P_{Pec}	Poluição resultante das atividades pecuárias para o município de interesse (g/s);
P_{Uso}	Poluição resultante do uso de solo para o município de interesse (g/s);
P_{Hab}	Poluição resultante da presença de habitantes nas sub-bacias (g/s);
Hab_{sb}	População residente em determinada sub-bacia (adm)
$p.at_i$	Coefficiente de atenuação de cargas pela pecuária para rebanho i (adm);
N_{cab_i}	Número de cabeças de animais para rebanho i presentes no município de interesse (adm)
Ca_{pec_i}	Carga de poluentes por cabeça de rebanho i (g/cabeça.s)
A_{mun_bacia}	Área do município de interesse inserido na sub-bacia da estação amostral (ha)
A_{mun}	Área do município de interesse (ha)
$u.at_i$	Coefficiente de atenuação de cargas pelo uso do solo para uso de solo i (adm)
$Area_{uso_i}$	Área do uso de solo i inserida no município de interesse (ha)
Ca_{uso_i}	Carga proveniente do uso de solo i (g/ha.s)
Pop_{urb}	População urbana total de dado município (adm)
A_{urb_sb}	Área de manchas urbanas de determinado município inserido em dada sub-bacia (km ²)
A_{urb_mun}	Área de mancha urbana total municipal (km ²)
Pop_{rur}	População rural total de dado município (adm)
A_{rur_sb}	Área rural de dado município inserida em determinada sub-bacia (km ²)
A_{rur_mun}	Área rural municipal total (km ²)
$a.at$	Coefficiente de atenuação de cargas antrópicas (adm)
Ca_{Hab}	Carga de poluente considerada por pessoa (g./hab.s)

Ressalta-se que as equações acima foram utilizadas para estimar a carga de determinado poluente “ x ” proveniente de dado município “ y ”. Desse modo, para quantificar as poluições difusas totais de cada estação amostral, as equações apresentadas foram aplicadas para todos os municípios presentes nas sub-bacias consideradas, e também para os quatro parâmetros de qualidade de água mensurados a partir do aporte de cargas por unidade geradora, excluindo-se o OD. Seguem abaixo as informações utilizadas para a quantificação das cargas municipais geradas por sub-bacia.

REFERÊNCIAS PARA CÁLCULO DE CARGAS PROVENIENTES DA PECUÁRIA

De acordo com o levantamento realizado pelo último censo agropecuário (IBGE, 2013), a atividade pecuária presente nos municípios da área de estudo é vasta e composta principalmente por bovinos, conforme a Tabela 28.

As cargas de cada cabeça são estimadas a partir do estudo realizado por Santos (2002), que apresentou as cargas médias de poluentes geradas por tipo de rebanho (Tabela 29). Ainda, partiu-se da premissa que as cargas provenientes da pecuária são originadas de maneira uniforme e homogênea na região de contribuição de cada estação amostral. Essas informações foram utilizadas para o cálculo de P_{Pec} .

Tabela 28 – Número de animais por município (IBGE 2010)

Distrito	Número de cabeças por município				
	Aves	Bovinos	Equinos	Ovinos	Suínos
Carapebus	18000	28000	3000	1200	920
Casimiro de Abreu	8300	43000	1500	1100	1345
Conceição de Macabu	7000	24700	600	60	400
Macaé	15050	99000	2900	700	1360
Nova Friburgo	28480	7105	1160	272	7810
Rio das Ostras	4500	25000	180	150	650

Tabela 29 – Cargas por tipo de rebanho (SANTOS, 2002)

Parâmetro de Análise	Carga unitária por rebanho (g/cabeça.dia)				
	Aves	Bovinos	Equinos	Ovinos	Suínos
DBO	20	730	770	160	460
Nitrogênio Total	1.1	178	136	190	236
Fósforo Total	0.3	43	32	39	82
Coliformes (NMP x 10 ⁶ /cabeça.dia)	240	5400	5700	18000	8900

REFERÊNCIAS DE CARGAS PROVENIENTES DOS EFLUENTES DOMÉSTICOS

Bem como a premissa de espacialização utilizada para a quantificação das cargas provenientes da pecuária, a poluição gerada por efluentes domésticos foi quantificada a partir da consideração que toda a população urbana se encontra nas manchas urbanas municipais e toda a população rural se encontra proporcionalmente no restante da área. A partir dessa premissa, sintetizada pela Equação 49, estimou-se o número de pessoas geradoras de cargas pontuais por sub-bacia considerada. Esses dados foram utilizados para o cálculo de P_{Hab} . A Tabela 30 apresenta as cargas poluentes médias geradas por habitante.

Tabela 30 – Carga média gerada por habitante em g/hab.dia (Adaptado de Silva e CETESB, 2013)

Parâmetro	Valores Típicos (g/hab.dia)
DBO	54
Coliformes Fecais*	$1,00 \times 10^{10}$
Nitrogênio Orgânico	3,5
Nitrogênio Amoniacal	4,5
Nitrato/Nitrito	0
Nitrogênio Total	8
Fósforo Orgânico	0,8
Fósforo Inorgânico	1,7
Fósforo Total	2,5

*Em NMP/hab.dia

REFERÊNCIAS DE CARGAS PROVENIENTES DO USO DO SOLO

Utilizando a mesma premissa das fontes anteriores, a metodologia empregada para a quantificação de cargas difusas por uso do solo passou pela classificação das áreas e determinação da composição de cada sub-bacia frente ao tipo de uso do solo. Essas informações foram obtidas via SIG, no software ArcGis 10 e apresentadas anteriormente no mapa da Figura 25. A Tabela 31 apresenta as cargas geradas por tipologia de uso, segundo Larentis (2004), utilizada para o cálculo de P_{uso} . Por fim, as cargas entre as estações amostrais, em g/s, foi convertida em mg/l, de acordo com a vazão incremental entre cada estação.

Tabela 31 – Cargas de poluentes relacionadas ao uso do solo (Adaptado de Larentis, 2004)

Uso do solo	Carga unitária de poluentes (kg/ha,ano)			
	DBO	N total	P total	Coliformes*
Agricultura	18	5	1,05	$2,5 \times 10^{13}$
Floresta	2	2,7	0,4	0,0
Pastagem	10	6	0,5	$2,5 \times 10^{14}$
Urbano	50	8,5	2	$1,5 \times 10^9$

*NMP/ha,ano

3.4 Calibração do Modelo

A calibração e a simulação de cenários futuros foram realizadas com o auxílio de um pequeno módulo de manejo de cargas poluentes, criado e acoplado ao modelo QUAL-2K. A partir desse módulo de quantificação de cargas, foi possível trabalhar

conjuntamente com a alocação de: (i) cargas; (ii) índices de atenuação; (iii) coeficientes de decaimento e; (iv) composição oxidativa dos nutrientes fósforo e nitrogênio. O módulo foi criado de modo a possibilitar o usuário para trabalhar separadamente tanto por sub-bacia como por fonte geradora de cargas, procurando, portanto, representar a alocação de cargas da maneira mais fiel possível ao observado na bacia do Rio Macaé.

Assim, através deste módulo de quantificação e alocação de cargas geradas, proveu-se a calibração do QUAL-2K, que foi realizada para os períodos de estiagem e médias vazões, de modo a fixar o comportamento quanto ao transporte de poluentes do Rio Macaé para duas diferentes épocas do ano.

O método utilizado para realizar a calibração através do módulo de quantificação e alocação de cargas foi manual, e consistiu na adequação de três fontes de incerteza: (i) coeficientes físicos; (ii) cargas de entrada no sistema e; (iii) composição oxidativa de entrada dos parâmetros fósforo total e nitrogênio total.

A premissa utilizada para lidar com tantas fontes de incerteza foi a manutenção, quando possível, dos coeficientes dentro de faixas encontradas na bibliografia e usualmente mensurada em laboratórios.

A fixação dos coeficientes, dentro das faixas de aceitação apresentadas na revisão bibliográfica, foi realizada, então, com base nas características altimétricas e de uso do solo para cada segmento considerado na Tabela 23.

Ainda, para lidar com as variações referentes à composição de entrada de Fósforo e Nitrogênio Total no sistema, utilizaram-se os padrões apontados pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB (2009), para cargas humanas. Enquanto isso, para cargas referentes ao uso do solo e da pecuária, arbitrou-se valores diferenciados, determinados através da observação do comportamento das curvas de calibração. Para estas cargas, partiu-se da premissa que o nitrogênio orgânico gerado chega ao corpo hídrico com relativo grau de oxidação, e que os compostos de fósforo aportantes são formados em sua maioria por fósforo orgânico, dadas as baixas concentrações de fósforo inorgânico mensurados em campo. A Tabela 32 mostra a composição de nitrogênio e fósforo segundo PROSAB (2009).

Tabela 32 – Composição de entrada de fósforo e nitrogênio total proveniente de cargas humanas (Adaptado de PROSAB, 2009)

Composto	Min	Max
Nitrogênio Orgânico	42%	43%
Nitrogênio Amoniacal	57%	58%
Nitrito	0%	0%
Nitrato	0%	2%

Fósforo Orgânico	25%	42%
Fósforo Inorgânico	58%	75%

A composição dos nutrientes aportantes por cargas humanas, entretanto, sofreu pequenas variações, em que se tentou representar mais fielmente as características reais da sub-bacia, além de simular uma pequena oxidação dos compostos durante o caminho percorrido em outros corpos hídricos até o Rio Macaé. Os valores finais utilizados na composição do nitrogênio e fósforo total são descritas na Tabela 33.

Tabela 33 – Composição percentual das cargas de entrada no rio Macaé para nitrogênio e fósforo

Parâmetro	C.H	U.S	P
Fósforo Orgânico	45%	80%	80%
Fósforo Inorgânico	55%	20%	20%

Nitrogênio Orgânico	37%	20%	20%
Nitrogênio Amoniacal	49%	5%	5%
Nitrito	4%	23%	23%
Nitrato	10%	52%	52%

C.H = Cargas Humanas

U.S = Uso do Solo

P = Pecuária

A partir de então, uma vez quantificadas as composições oxidativas dos nutrientes e as as cargas geradas por categoria de aporte, foram aplicados índices de atenuação para cada categoria e rodado o modelo. Essa etapa foi repetida inúmeras vezes até que uma curva próxima do mensurado em campo fosse obtida.

Como abordado anteriormente, o QUAL-2K é provido de um módulo para a simulação de organismos fitoplanctônicos e de algas de fundo presentes nos corpos hídricos que não foi utilizado na modelagem. A utilização destes módulos, porém, é consideravelmente importante em estudos de modelagem de corpos hídricos de características lânticas, uma vez considerada a grande influência que as atividades metabólicas e fitoplânctônicas exercem sobre o equilíbrio de águas nessas condições. Entretanto, Sperling (2007) destaca que, para muitos rios lóticos, de grande porte, a presença de algas e de fitoplâncton acaba exercendo pouca influencia nos constituintes

estudados, uma vez que o tipo de regime hídrico não é propício para a formação de grandes comunidades desses organismos. Mesmo assim, apesar do suprimento potencial de reações e transformações bioquímicas na modelagem, a potencialidade prejudicial às simulações devido à falta dessas considerações é atenuada pela compensação na determinação dos coeficientes de decaimento de variáveis, as quais difeririam, em alguns casos, dos coeficientes usualmente utilizados, justamente por compensar aportes ou abstrações que estariam sendo computadas por outros módulos presentes no QUAL-2K, não simulados neste trabalho.

Já quanto à calibração do Fósforo, observou-se pelos dados obtidos em campo que as entradas são na maioria de fósforo orgânico, mantendo-se o inorgânico a concentrações inferiores a 10 µg/L, uma vez observado o aumento de fosforo orgânico associado à inércia do fosforo inorgânico para a maior parte dos trechos simulados.

3.5 Cenários Futuros de Uso e Ocupação da Bacia

Objetivando encontrar cenários futuros de pressão antrópica nas sub-bacias de cada estação amostral, realizaram-se simulações de: (i) aumento da população residente; (ii) expansão das manchas urbanas; (iii) expansão de áreas agrícolas e; (iv) expansão da pecuária, projetando, desse modo, as pressões antrópicas prováveis para 10, 20 e 30 anos.

3.5.1 Aumento da População Residente

A partir dos dados históricos de população total extraídos dos últimos censos populacionais do IBGE, estimou-se a população total dos municípios para os horizontes de projeto através da utilização do método do crescimento geométrico, para os municípios de Macaé, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Carapebus dado pela seguinte conjunto de equações:

$$P_n = P_1 \times e^{K_g(t_n - t_1)} \quad 51$$

$$K_g = \frac{\ln(P_2) - \ln(P_1)}{P_2 - P_1} \quad 52$$

Em que:

- P_2 : População do último censo, realizado no ano t_1
- P_1 : População do penúltimo censo, realizado no ano t_2
- P_n : População estimada, para o ano t_n
- K_g : Taxa de crescimento geométrico populacional

Para os municípios Conceição do Macabu e Nova Friburgo, entretanto, utilizou-se o crescimento aritmético, uma vez que, para as projeções realizadas, esta técnica resultou em incrementos maiores de populações que o método geométrico. A explicação desta peculiaridade reside principalmente nos dados populacionais obtidos através dos últimos censos realizados pelo IBGE, em que há uma taxa de crescimento muito pequena para estes municípios. A equação que rege essa metodologia é apresentada abaixo.

$$P = P_2 + k_a(t - t_2) \quad 53$$

$$k_a = \frac{(P_2 - P_1)}{(t_2 - t_1)} \quad 54$$

Em que:

- P_2 : População do último censo, realizado no ano t_1
- P_1 : População do penúltimo censo, realizado no ano t_2
- P_n : População estimada, para o ano t_n
- K_a : Taxa de crescimento aritmético populacional (hab/ano)

3.5.2 Expansão das Manchas Urbanas

A expansão das manchas urbanas nos municípios que fazem parte da Bacia do Rio Macaé partiu da consideração que a densidade demográfica de cada município, com exceção de Rio das Ostras, se mantém igual, para 2020, 2030 e 2040. Para o caso específico do município Rio das Ostras, utilizou-se uma densidade demográfica alta, de 8.000 hab/Km². Esse valor foi utilizado uma vez que, considerando-se a mesma

densidade demográfica atualmente registrada, para o horizonte de 30 anos, a mancha urbana seria maior que a área municipal inteira. Entretanto, considerando que tal município contribui com apenas 0,6% da área de mancha urbana de toda a bacia do Macaé, esta consideração, não altera significativamente os resultados.

Ainda, considerou-se também que a composição entre população rural e urbana manteve-se proporcionalmente igual, e que as atuais manchas identificadas na Figura 25 cresceriam sem interferências externas, proporcionalmente ao crescimento de todo município. As áreas urbanas cresceriam, por fim, individualmente dentro das sub-bacias previamente identificadas pela Figura 24, no item 3.1. Ainda, optou-se por considerar apenas expansões advindas das manchas urbanas presentes atualmente, excluindo-se a possibilidade de formação de novas manchas urbanas em locais não previamente delimitados na Figura 25.

3.5.3 Expansão das Áreas Agrícolas

O mapa de uso de solos apresentado na Figura 25, fornecido por Pinheiro (2008), aponta que a grande parcela relacionada à agropecuária da Bacia do Rio Macaé é composta principalmente por pastagens e pastagens de várzea, de modo que áreas agrícolas ficam restritas a porções muito pequenas mais a montante da bacia. Uma vez analisados mais criteriosamente os usos dos solos da região, via Google Earth, fica evidente, entretanto, que o mapa de uso dos solos utilizado apresenta erros agregados na classificação de áreas, principalmente no quesito da presença de áreas agrícolas. Uma vez considerado esse erro como parte inerente deste estudo, optou-se pela manutenção dessas pequenas áreas no futuro, arbitrando-se uma taxa hipotética de duplicação da extensão a cada 10 anos, sem levar em consideração as restrições de relevo nem a aptidão do uso do solo, o que se torna um fator de incerteza neste trabalho.

3.5.4 Expansão da Pecuária

Conforme comentado anteriormente, o mapa de uso dos solos utilizado aponta o uso para pastagens como principal componente da bacia de análise. Se confrontado com

imagens do Google Earth, essa constatação é facilmente percebível como exagerada, uma vez presentes consideráveis áreas agrícolas na bacia, principalmente na porção com menores perfis altimétricos. Esse erro agregado observado, entretanto, não interferiu nos processos de calibração de cargas pontuais e difusas no QUAL-2K, uma vez que os dados para mensuração das cargas (para o cenário atual) provenientes da pecuária foram obtidos diretamente dos censos agropecuários fornecidos pelo IBGE.

Pelo mesmo motivo, a mensuração das cargas animais futuras não foi obtida por meio da expansão da mancha de pastagens no mapa de uso de solo, e sim, através de projeções conservadoras calculadas através do histórico de animais em cada município, do ano de 2004 até 2011, através do censo agropecuário fornecido pelo IBGE. Para tal, aplicou-se um coeficiente de crescimento (ou decréscimo) linear para todos os municípios, por tipo de rebanho, obtido de modo a tentar representar a realidade do município frente ao comportamento temporal de número de animais, através da seguinte equação de ajuste:

$$R_1 = R_0 + K_r(t_1 - t_0) \quad 55$$

Em que:

R_1 : Número de animais por rebanho em t_1 ;

R_0 : Número de animais por rebanho em t_0 ;

K_r : Taxa de comportamento temporal animal (+- animais/ano).

4 RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados obtidos neste estudo, sendo composto pelos seguintes itens:

- Calibração do QUAL-2K para a 2ª e 3ª campanhas;
 - Coeficientes físicos utilizados;
 - Índices de atenuação;
 - Cargas totais geradas no presente;
 - Curvas calibradas;
- Cenários futuros de degradação antrópica;
- Simulação dos cenários futuros;
- Mapas de classes para os horizontes de projeto;
- Proposição de enquadramento;
- Coeficiente de abatimento de cargas;
- Sistemas indicados para a redução de cargas.

4.1 Calibração do Modelo QUAL-2K

O primeiro resultado gerado neste trabalho constituiu na calibração do modelo, em que se obtiveram concomitantemente os coeficientes de decaimento das equações para cada segmento, e os índices de atenuação de cargas totais geradas por cada sub-bacia. A partir dessas informações, conseqüentemente, foram encontradas as cargas poluentes geradas nas sub-bacias para cada campanha de monitoramento estudada.

4.1.1 Coeficientes Físicos

Os coeficientes físicos foram calibrados diferentemente para cada segmento, para cada um dos períodos de dados analisados. As tabelas abaixo apresentam os valores obtidos segundo a calibração para cada campanha. Observa-se, entretanto, que alguns coeficientes saíram da faixa usual apresentada na revisão bibliográfica. Salienta-se que este problema foi majoritariamente intensificado na porção final do Rio Macaé, principalmente no que se diz respeito às velocidades de sedimentação do fósforo orgânico e inorgânico. Essa premissa foi assumida uma vez que o canal, retificado nesta parte do rio, poderia favorecer velocidades de sedimentação maiores.

Tabela 34 – Coeficientes utilizados para calibrar o modelo – 2º Campanha, estiagem

SEGUNDA CAMPANHA - VAZÕES DE ESTIAGEM									
Trecho	Balança de Oxigênio		Nitrogênio orgânico		Amônia	Nitrato	Fósforo Orgânico		Fósforo Inorgânico
	Taxa de Reaeração	Taxa de Desoxigenação	Taxa de Hidrólise	Velocidade de Sedimentação	Taxa de Nitrificação	Taxa de Desnitrificação	Taxa de Hidrólise	Velocidade de Sedimentação	Velocidade de Sedimentação
	/d	/d	/d	m/d	/d	m/d	/d	m/d	m/d
	K _a	k _{dx}	k _{hn}	v _{on}	k _{na}	v _{di}	k _{hp}	v _{op}	v _{ip}
M1	1,00	0,90	0,20	0,25	1,00	0,05	0,30	0,20	2,00
M2	2,50	1,30	0,25	0,25	1,00	0,05	0,30	0,40	2,00
M3	0,65	1,20	0,25	0,25	0,50	0,10	0,30	0,50	2,00
M4	0,80	0,80	0,25	0,25	0,50	0,10	0,30	1,00	2,00
M5	0,30	0,95	0,25	0,25	0,50	0,10	0,20	1,00	2,00
M6	0,36	0,60	0,25	0,25	1,00	0,05	0,30	0,60	2,00
M7	0,28	0,40	0,25	0,30	1,00	0,05	0,80	0,80	2,00
M8	1,50	0,40	0,25	0,33	1,00	0,05	0,30	1,00	2,30
M9	2,00	0,30	0,25	0,36	0,50	0,10	0,80	4,00	2,75
M10	1,50	0,80	0,25	0,39	1,00	0,05	0,10	0,20	5,00
M11	1,40	1,00	0,25	0,42	0,10	0,05	0,10	0,20	7,00

Tabela 35 – Coeficientes utilizados para calibrar o modelo – 3º Campanha, vazões médias

TERCEIRA CAMPANHA - VAZÕES MÉDIAS									
Trecho	Balança de Oxigênio		Nitrogênio orgânico		Amônia	Nitrato	Fósforo Orgânico		Fósforo Inorgânico
	Taxa de Reaeração	Taxa de Desoxigenação	Taxa de Hidrólise	Velocidade de Sedimentação	Taxa de Nitrificação	Taxa de Desnitrificação	Taxa de Hidrólise	Velocidade de Sedimentação	Velocidade de Sedimentação
	/d	/d	/d	m/d	/d	m/d	/d	m/d	m/d
	K _a	k _{dx}	k _{hn}	v _{on}	k _{na}	v _{di}	k _{hp}	v _{op}	v _{ip}
M1	2,00	0,30	0,20	0,05	1,00	0,05	0,10	0,50	2,00
M2	1,50	0,30	0,25	0,05	0,50	0,05	0,30	0,50	2,00
M3	1,40	0,15	0,10	0,25	0,50	3,00	0,05	0,30	2,00
M4	1,00	0,40	0,25	0,05	0,50	3,00	0,30	0,50	2,10
M5	1,50	0,15	0,25	0,07	1,00	0,05	0,40	1,20	2,00
M6	0,90	0,60	0,25	0,09	1,00	0,05	0,30	1,00	2,00
M7	1,00	0,50	0,10	0,11	1,00	0,05	0,40	2,20	2,00
M8	0,35	0,40	0,25	0,13	0,50	0,05	0,05	1,00	2,00
M9	0,40	0,12	0,25	0,15	1,00	0,05	0,05	1,00	2,00
M10	1,10	0,70	0,10	0,17	0,50	2,00	0,05	1,00	1,00
M11	1,20	0,80	0,10	0,19	0,50	0,05	0,40	2,00	1,00

Observa-se que os coeficientes referentes à taxa de reaeração, principalmente para a segunda campanha, não acompanharam em termos de magnitude o perfil longitudinal do Rio Macaé, apresentado na Figura 26. Essa discrepância está diretamente relacionada às medições realizadas em campo, em que são observados,

nestes pontos, acréscimos de oxigênio dissolvido. Ainda, poder-se-ia atrelar estes incrementos à ausência de informações a cerca dos parâmetros modelados nos grandes corpos hídricos aportantes no Rio Macaé, uma vez que as incertezas dos dados de entrada no modelo (quanto à concentração de oxigênio dissolvido) poderiam estar sendo compensadas pelos altos coeficientes de reaeração apresentados. Desse modo, as altas taxas de reaeração encontradas em M8, M9, M10 e M11 poderiam ser relacionadas tanto a compensações de diferentes aportes de oxigênio não modelados neste estudo (presença de fitoplâncton e algas), como também a particularidades locais presentes no momento das coletas e das análises laboratoriais.

4.1.2 Índices de Atenuação

A determinação das cargas aportantes em cada segmento foi realizada em conjunto com a determinação tanto a partir dos coeficientes de decaimento, como também dos índices de atenuação de cargas. Os índices eram alterados no momento em que não era possível obter resultados satisfatórios nas curvas de calibração alterando unicamente os coeficientes apresentados anteriormente, de modo iterativo.

Assim, como explicado anteriormente, para cada sub-bacia de estação amostral esses índices de atenuação foram aplicados com o objetivo de controlar as entradas em cada segmento do QUAL-2K. Esse método permitiu controlar as curvas de decaimento das variáveis analisadas, de modo que correspondessem aos valores obtidos em campo.

A campanha de baixas vazões foi calibrada primeiramente, e os resultados, referentes aos índices de atenuação, utilizados como base para a calibração da campanha de altas vazões. Para que se conseguisse correlacionar ambas, considerou-se, inicialmente, que as cargas de entrada na campanha de médias vazões eram correspondentes a 101% das cargas de entrada na campanha de baixas vazões. Esse incremento de 1% foi considerado de modo a estimar o efeito ocasionado pelo aumento do carreamento dos poluentes até o curso principal, devido aos maiores índices pluviométricos. Como resultado parcial, a curva de calibração da campanha de médias vazões apresentou resultado positivo, em que os valores obtidos em campo foram parcialmente correspondidos pela curva de calibração.

Após esse resultado inicial, entretanto, partiu-se para a calibração mais detalhada da campanha de médias vazões, de modo que foram necessários aportes mais

substanciais de cargas poluentes, principalmente no que tange os parâmetros fósforo e coliformes fecais. A Tabela 36 apresenta os valores percentuais de decaimento aplicados por parâmetro e por sub-bacia, para ambas campanhas. Ainda, a Figura 27 apresenta graficamente a tendência de menores índices de abatimento de cargas para a campanha de médias vazões (3°), o que comprova o maior carreamento de poluentes durante épocas de alta pluviosidade. Essa inferência é feita ao se observar a maior densidade de pontos abaixo da curva $x = y$.

Tabela 36 – Índices de atenuação – 2ª Campanha

Estação	Redução de cargas (%) - 2ª campanha											
	DBO			Nitrogênio Total			Fósforo Total			Coliformes		
	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P
M1	90%	60%	95%	90%	99%	90%	98%	99%	100%	99%	99%	100%
M2	70%	60%	85%	98%	95%	99%	95%	99%	99%	97%	99%	96%
M3	50%	80%	90%	98%	95%	99%	70%	100%	100%	100%	90%	95%
M4	5%	50%	65%	98%	99%	100%	95%	50%	99%	99%	99%	97%
M5	60%	90%	95%	93%	100%	100%	80%	80%	99%	100%	99%	99%
M6	20%	20%	88%	70%	99%	99%	98%	99%	99%	93%	70%	95%
M7	50%	50%	86%	98%	90%	98%	50%	50%	95%	90%	99%	98%
M8	50%	80%	95%	90%	90%	98%	98%	85%	99%	98%	99%	99%
M9	80%	87%	99%	100%	97%	100%	90%	80%	99%	100%	99%	100%
M10	85%	50%	98%	98%	99%	100%	100%	100%	100%	95%	90%	98%
M11	90%	70%	99%	80%	99%	99%	92%	100%	99%	94%	99%	93%

C.H = Cargas Humanas

U.S = Uso do Solo

P = Pecuária

Tabela 37 – Índices de atenuação – 3ª Campanha

Estação	Redução de cargas (%) - 3ª campanha											
	DBO			Nitrogênio Total			Fósforo Total			Coliformes		
	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P
M1	90%	59%	94%	90%	98%	89%	98%	98%	99%	99%	98%	99%
M2	85%	59%	84%	98%	94%	94%	95%	98%	93%	97%	98%	95%
M3	50%	79%	89%	98%	90%	92%	70%	80%	96%	100%	89%	94%
M4	5%	49%	64%	98%	98%	100%	95%	20%	94%	99%	85%	80%
M5	60%	89%	94%	93%	99%	100%	80%	79%	98%	100%	80%	95%
M6	20%	19%	87%	70%	98%	97%	98%	98%	98%	93%	30%	10%
M7	50%	49%	85%	98%	89%	93%	50%	49%	70%	70%	98%	90%
M8	50%	79%	94%	90%	89%	97%	98%	84%	98%	90%	98%	90%
M9	80%	86%	98%	100%	96%	97%	90%	79%	92%	90%	98%	98%
M10	85%	49%	97%	98%	98%	80%	80%	30%	30%	70%	90%	70%
M11	60%	98%	98%	92%	98%	98%	92%	98%	90%	35%	98%	80%

C.H = Cargas Humanas

U.S = Uso do Solo

P = Pecuária

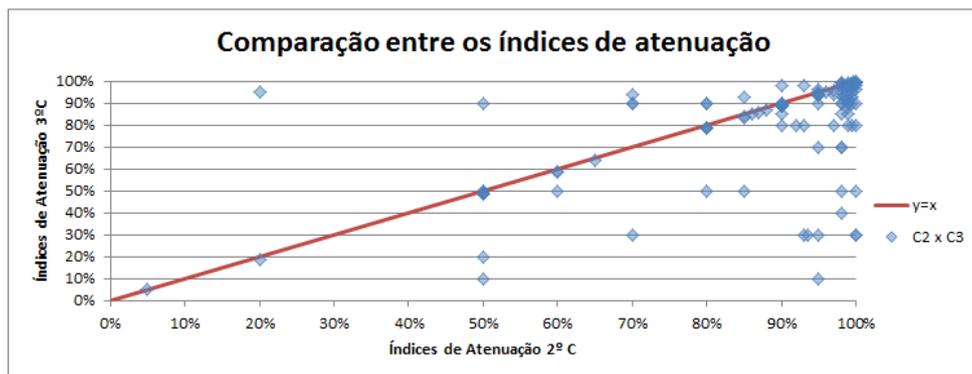


Figura 27 – Comparação entre os índices de abatimento para as duas campanhas

4.1.3 Cargas Totais Geradas por Sub-Bacia de Estação Amostral

A etapa anterior ao cômputo das cargas totais geradas por sub-bacia passou pela determinação aproximada do número de unidades geradoras de cargas poluentes, que no escopo deste trabalho foram: (i) número de pessoas residentes por sub-bacia; (ii) número de cabeças de animais por sub-bacia e; (iii) unidade de área de uso do solo por sub-bacia. Os resultados referentes ao total de unidades geradoras de cargas poluentes são, portanto, apresentados abaixo.

Tabela 38 – População estimada por sub-bacia (2010)

Estação Amostral	População Urbana	População Rural	População Total	Área (km²)	Densidade Populacional (hab/km²)
M1		170	170	67,6	3
M2	28135	347	28482	143,5	199
M3		228	228	90,9	3
M4	399	307	707	55,3	13
M5	2486	391	2877	116,8	25
M6	583	1495	2078	193,9	11
M7	346	236	582	72,0	8
M8	1383	1561	2944	213,5	14
M9	14886	2083	16970	519,6	33
M10	1195	231	1426	70,7	20
M11	114665	756	115421	203,6	567

Tabela 39 – População animal estimada por sub-bacia (2011)

Rebanho	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
Bovinos	484	1.019	649	1.588	8.499	15.470	5.248	16.239	38.580	5.241	15.270
Equinos	71	150	95	91	240	499	148	407	1.037	147	545
Ovinos	21	43	28	39	69	213	42	152	349	42	228
Suínos	539	1.137	724	365	123	334	75	282	543	75	268
Aves	1.939	4.086	2.602	1.443	1.405	2.863	865	2.971	6.403	864	3.618

Tabela 40 – Composição Geral do uso do solo em cada sub-bacia (km²)

Tipologia de Solo	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
Afloramento Rochoso	0,1	0,7		0,5	0,2	1,9	0,7	0,3	2,2		
Agricultura		0,2	0,1	1,0							
Água				0,0	0,1	1,4		0,7	0,6	0,3	0,4
Áreas úmidas										3,6	12,8
Cordões arenosos											0,3
Floresta	62,4	108,1	80,6	36,7	76,1	123,4	37,0	69,8	190,1	9,5	15,9
Mangue											1,1
Ocupação Urbana		5,1		0,1	0,5	0,1	0,1	0,3	0,7	0,2	21,6
Pastagem	3,0	25,9	8,2	16,1	38,1	57,3	28,3	104,7	250,8	44,5	145,4
Pastagem em Várzea						6,4	4,7	31,7	68,9	12,5	3,8
Reflorestamento								2,0			
Restinga											0,3
TOTAL (km²)	65,5	140,0	88,9	54,4	115,0	190,4	70,8	209,6	513,3	70,7	201,5

Quanto ao uso do solo, ressalta-se a diferença presente entre a Tabela 31, referente às cargas poluentes geradas por tipo de uso do solo (LARENTIS, 2004), e a Tabela 40, que representa a realidade (para o ano de elaboração - 2008), em termos de unidade de área de uso do solo. Dadas essas discrepâncias, procurou-se adequar os dados bibliográficos de cargas geradas às informações de uso do solo consideradas como realidade de campo no âmbito deste estudo. Os resultados são apresentados na Tabela 41.

Tabela 41 – Valores de cargas poluentes por tipologia de uso de solo

Uso do solo	Carga unitária de poluentes (g/ha,dia)			
	DBO	N total	P total	Coliformes**
Afloramento Rochoso	-	-	-	-
Agricultura	49,3	13,7	2,9	6,88 x 10 ¹⁰
Água	-	-	-	-
Áreas úmidas	5,5	7,4	1,1	-
Cordões Rochosos	-	-	-	-
Floresta	5,5	7,4	1,1	-
Mangue	5,5	7,4	1,1	-
Ocupação Urbana	137,0	23,3	5,5	4,11E x 10 ⁶
Pastagem*	-	-	-	-
Pastagem em Várzea*	-	-	-	-
Reflorestamento	5,5	7,4	1,1	-
Restinga	5,5	7,4	1,1	-

* Já considerado na fonte "Pecuária"

** NMP/ha.ano

A partir das considerações apresentadas, e aplicando os índices de atenuação explicados anteriormente, estimaram-se as cargas poluentes aportantes no Rio Macaé, discretizadas para o uso do solo, manchas urbanas e atividades pecuárias. Ressalta-se que as cargas totais apresentadas abaixo não são as totais geradas na bacia, representando, portanto, a totalidade apenas das cargas que conseguem chegar ao Rio

Macaé após sofrer transformações bioquímicas e físicas que ocorrem no processo de carregamento de poluentes até o canal principal. A tabela abaixo sintetiza esses valores, para cada campanha.

Tabela 42 – Cargas poluentes por segmento considerado – 2º Campanha

Estação	Cargas que chegam ao Rio Macaé (mg/s)											
	DBO			Nitrogênio Total			Fósforo Total			Coliformes		
	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P
M1	10,6	158,3	422,4	1,6	5,3	275,0	0,1	0,8	0,1	1,96E+05	0,00E+00	8,29E+03
M2	5991,1	277,8	2670,5	163,4	46,4	58,0	67,2	1,4	10,4	9,89E+07	1,28E+05	8,74E+06
M3	71,3	102,9	1133,7	0,4	34,6	55,4	2,0	0,1	0,4	2,64E+03	4,32E+05	6,96E+06
M4	419,6	152,0	5927,4	1,3	3,3	0,5	1,0	25,2	18,3	8,18E+05	8,20E+05	4,78E+06
M5	719,4	56,2	4096,3	18,6	2,0	0,0	16,7	19,9	58,5	1,33E+06	2,37E+01	3,77E+06
M6	1039,2	641,5	17466,5	57,7	10,6	215,8	1,2	1,6	105,2	1,68E+07	1,76E+02	5,74E+07
M7	181,9	122,5	7085,1	1,1	31,9	222,9	8,4	23,7	150,5	6,74E+06	3,10E+00	7,76E+06
M8	920,0	101,3	7915,2	27,3	62,4	699,7	1,7	14,0	66,2	6,81E+06	1,52E+01	1,22E+07
M9	2121,2	214,5	3657,3	0,0	51,1	447,3	49,1	51,8	217,5	9,82E+06	1,33E+02	1,40E+06
M10	133,7	59,3	1010,9	2,6	1,2	56,9	0,0	0,0	0,3	8,25E+06	1,07E+02	7,75E+06
M11	7213,8	1084,4	1510,2	2137,4	8,4	259,1	267,2	0,2	90,0	8,68E+08	1,03E+03	8,25E+07

Tabela 43 – Cargas poluentes por segmento considerado – 3º Campanha

Estação	Cargas que chegam ao Rio Macaé (mg/s)											
	DBO			Nitrogênio Total			Fósforo Total			Coliformes		
	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P
M1	10,6	164,3	506,9	1,6	13,4	302,5	0,1	2,0	8,3	1,96E+05	0,00E+00	1,04E+06
M2	3158,2	288,2	2848,6	163,4	60,3	347,8	67,2	3,4	121,4	9,89E+07	3,19E+05	1,09E+07
M3	71,3	110,6	1247,0	0,4	69,1	295,3	2,0	20,5	44,2	2,64E+03	4,97E+05	8,35E+06
M4	419,6	156,5	6096,8	1,3	8,3	4,6	1,0	40,3	73,3	8,18E+05	1,23E+07	3,19E+07
M5	719,4	64,6	4915,6	18,6	6,6	20,1	16,7	21,4	107,2	1,33E+06	4,74E+02	3,14E+07
M6	1039,2	653,6	18922,0	57,7	26,5	1079,2	1,2	3,9	192,9	1,68E+07	4,10E+02	1,03E+09
M7	181,9	126,2	7591,2	1,1	36,6	867,0	8,4	24,4	903,0	2,02E+07	7,76E+00	3,88E+07
M8	920,0	108,9	9498,2	27,3	71,7	1088,4	1,7	15,4	160,9	3,41E+07	3,80E+01	1,22E+08
M9	2121,2	239,2	12800,7	0,0	76,6	2326,1	49,1	55,7	1740,0	1,96E+08	3,33E+02	5,60E+07
M10	133,7	61,1	7581,5	2,6	3,0	2473,9	8,3	12,6	2104,4	4,95E+07	1,07E+02	1,16E+08
M11	28855,3	2168,7	30204,6	855,0	21,0	629,2	267,2	2,8	899,9	8,68E+09	2,57E+03	2,36E+08

Através destes resultados, é possível também estimar a representatividade em termos de grandeza de cada poluente considerado, através de uma análise comparativa. É notável a grande sensibilidade da calibração às cargas advindas de atividade de pecuária, bem como a pouca sensibilidade para os aportes relativos aos usos do solo, para a maior parte das sub-bacias consideradas. Esses valores são representados graficamente nas composições da Figura 28 e da Figura 29.

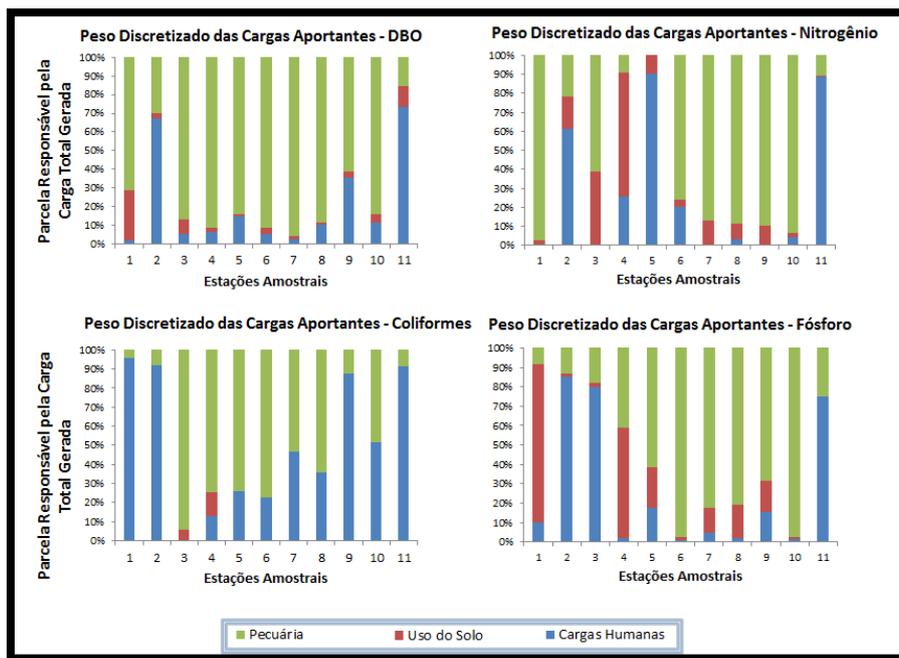


Figura 28 – Parcelas por escopo de geração para carga poluente total – 2º Campanha

Observa-se, para a campanha de baixas vazões, que as cargas humanas representam grande parte dos lançamentos de coliformes fecais, com exceção das sub-bacias de M3 e M4. Ainda, as cargas provenientes do uso do solo são mais representativas na sub-bacia de M1, não antropizada, e de M4 e M5, onde são notadas manchas agrícolas.

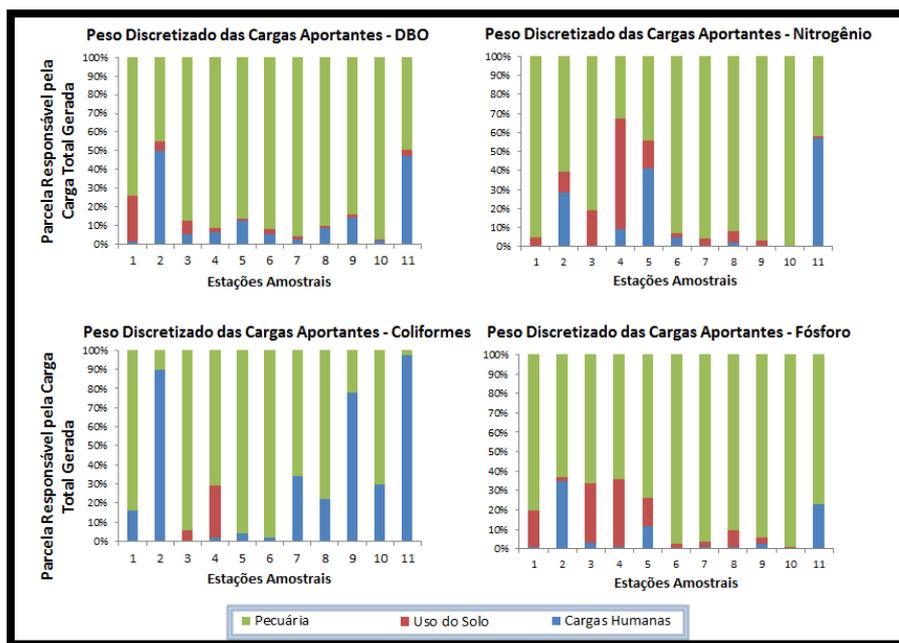


Figura 29 – Parcelas por escopo de geração para carga poluente total – 3º Campanha

De acordo com a figura acima, a representatividade das cargas provenientes da pecuária são muito evidentes, para a campanha de médias vazões. Isto era de se esperar, uma vez que há a intensificação de processos erosivos e lixiviantes em épocas de alta pluviosidade. Do mesmo modo como apresentado na Figura 28, o uso do solo tem especial representatividade nas sub-bacias em que há cultivos agrícolas, de acordo com o mapa de uso do solo utilizado. Observa-se também, a grande representatividade das cargas humanas nas cargas de DBO, Nitrogênio e Coliformes em M11, quando o Rio Macaé entra contato direto com zonas urbanas.

4.1.4 Curvas Calibradas

Abaixo são apresentadas as curvas obtidas na etapa de calibração do modelo, para cada uma das campanhas analisadas. Observa-se que a maior parte dos pontos correspondeu à calibração. Ressalta-se também, no quadro de Oxigênio Dissolvido, da Figura 30, a ausência do 3º ponto de análise. Esse ponto não é visualizável, pois, além de ficar fora da escala de visualização gráfica, não foi possível representar o valor de concentração de 11,6 mg/l medido em campo, através do modelo QUAL-2K.

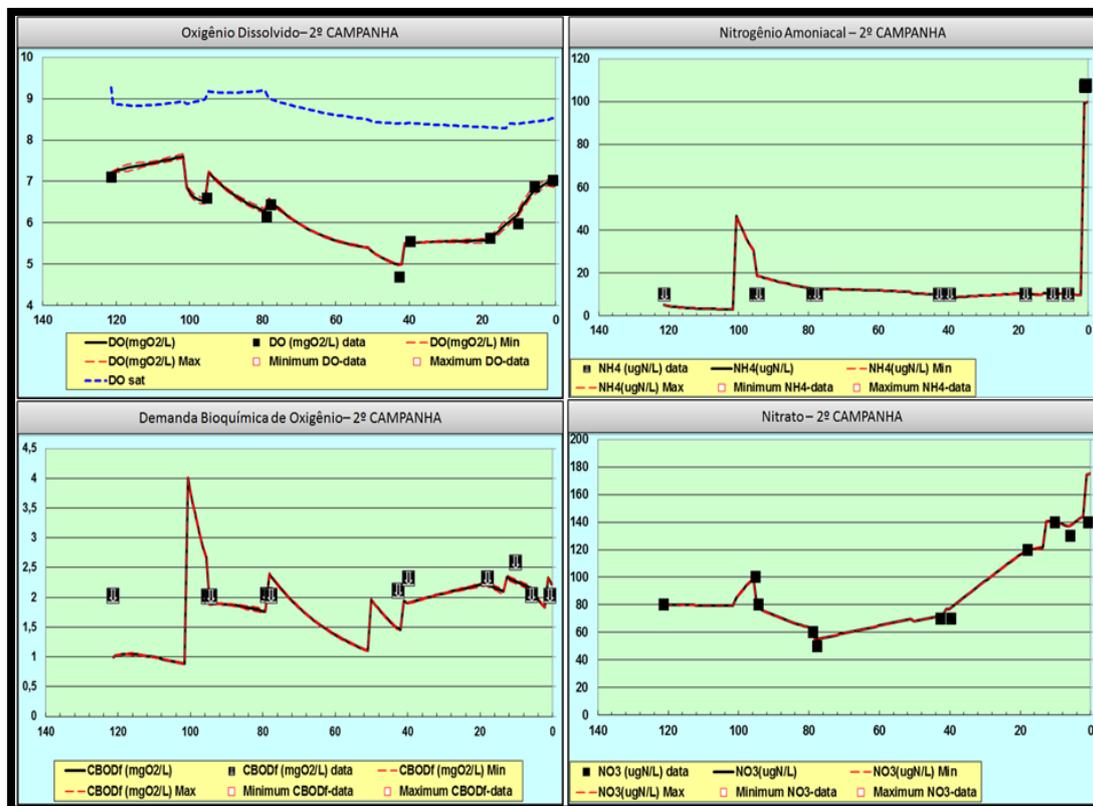


Figura 30 – Resultados da calibração para a 2ª Campanha – OD, DBO, Nitrogênio Amoniacal e Nitrato

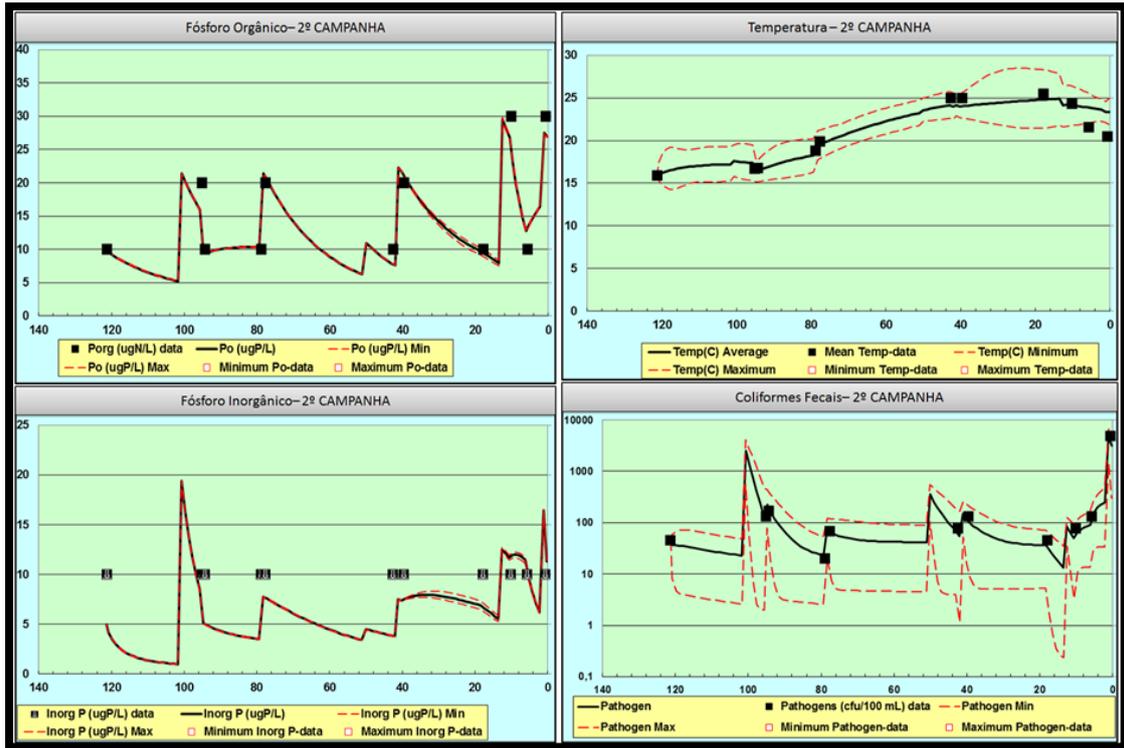


Figura 31 – Resultados da calibração para a 2ª Campanha –Temperatura, Fósforo Orgânico, Inorgânico e Coliformes Fecais

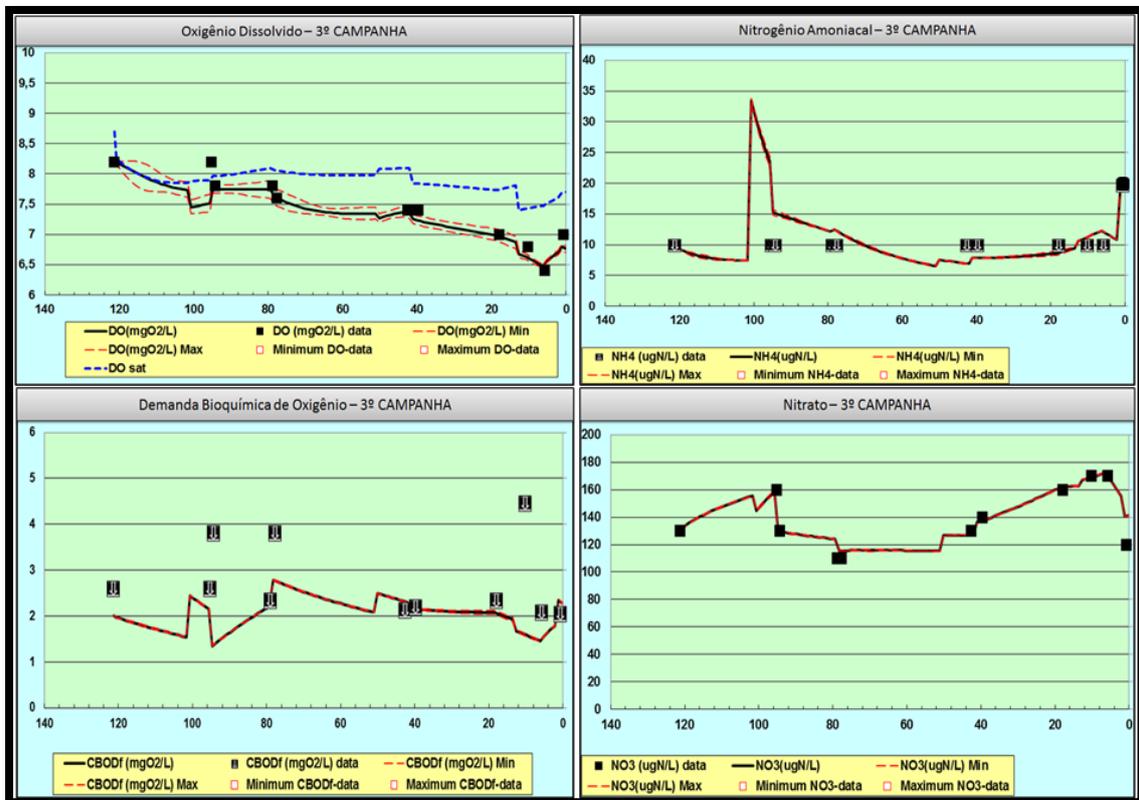


Figura 32 – Resultados da calibração para a 3ª Campanha – OD, DBO, Nitrogênio Amoniacal e Nitrato

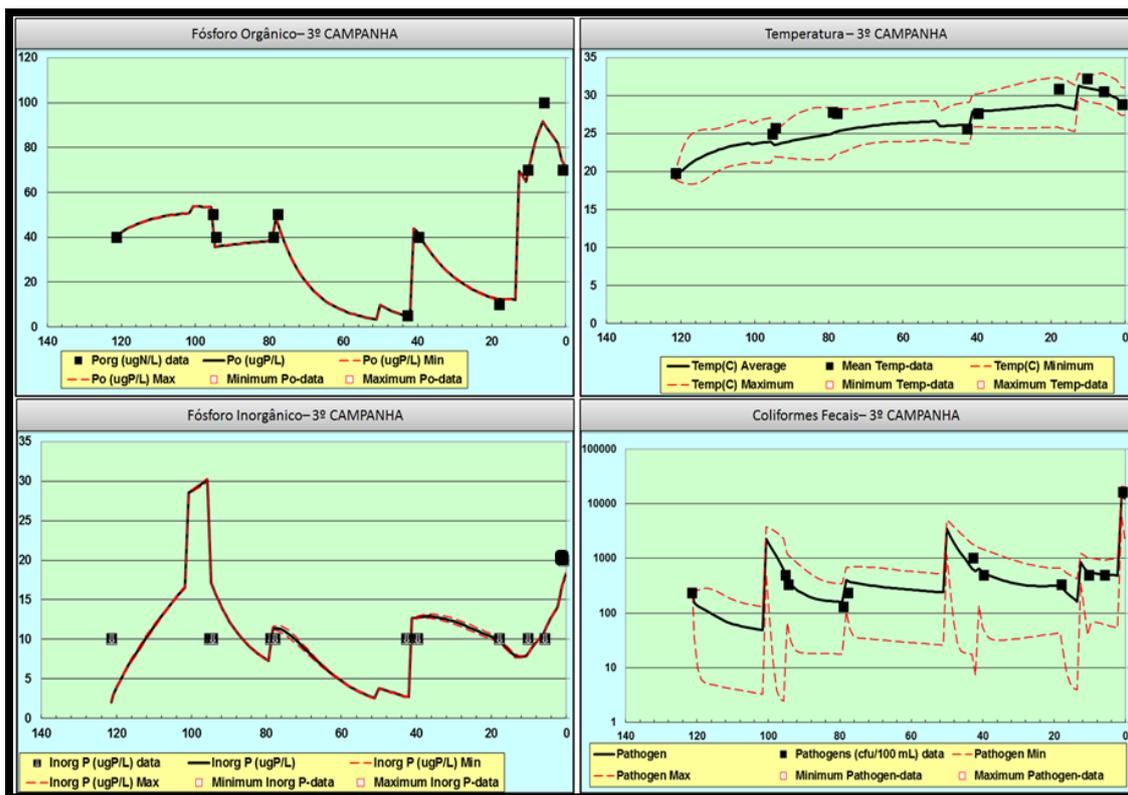


Figura 33 – Resultados da calibração para a 3ª Campanha –Temperatura, Fósforo Orgânico, Inorgânico e Coliformes Fecais

Através da análise das curvas calibradas, ressalta-se a presença de esgotos domésticos contribuintes para os picos de nitrogênio amoniacal, DBO, fósforo inorgânico e coliformes fecais, nas proximidades de M2 (distritos de Lumiar e São Pedro da Serra) e M11 (cidade de Macaé), tanto para a segunda como para a terceira campanha. Esses picos são acompanhados, ainda, de um forte decréscimo de oxigênio dissolvido para a o ponto M2, tanto na segunda quanto na terceira campanha. Ainda, mesmo com aporte de esgotos domésticos em M11, ambas campanhas apontaram um aumento do oxigênio dissolvido neste ponto.

A calibração do QUAL-2K atendeu, em boa parte dos pontos analisados, os resultados referentes às campanhas de monitoramento. Ressalta-se que para alguns parâmetros, as análises laboratoriais disponibilizaram apenas patamares superiores, oferecendo, portanto, os valores máximos que poderiam ter sido observados nos locais de amostragens. Esses patamares são representados nos gráficos por pontos pretos com flechas brancas. Para o caso específico da DBO, entretanto, calculou-se a DBO_u como patamar superior (Equação 16), de acordo com os coeficientes de desoxigenação utilizados para cada trecho de simulação (Tabela 34 e Tabela 35) e, devido a esse fato,

não há obrigatoriedade da curva passar próxima ao ponto, havendo a única exigência que tenha valores inferiores aos marcados no gráfico.

A maior parte das curvas se adaptou bem às campanhas, entretanto, mesmo assim são ressaltados na Tabela 44 os locais onde não houve boa compatibilidade entre a calibração e os pontos medidos em campo. Essas discrepâncias podem ser explicadas tanto pelo método manual utilizado para realizar a calibração (em que nem sempre as condições são 100% atendidas), como também possíveis particularidades locais ocorridas no momento das medições em campo. Ainda, os resultados podem, também, não ter correspondido bem a esses pontos devido a influências de parâmetros não modelados neste estudo, para o caso dos locais mais de montante (M2 e M3), ou devido à influência de maré observada nos locais de jusante (M10 e M11).

Tabela 44 – Parâmetros não adaptados à modelagem

Local	Parâmetro	
	2ª Campanha – Baixas Vazões	3ª Campanha – Médias Vazões
M2	Nitrogênio Amoniacal e DBO	Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Inorgânico e OD
M3	OD	Nitrogênio Amoniacal
M10	Temperatura	-
M11	Fósforo Inorgânico e Temperatura	-

4.2 Cenários Futuros de Degradação Antrópica

Os cenários futuros foram obtidos para horizontes de projeto de 10, 20 e 30 anos, partindo de algumas considerações básicas, como a manutenção de condições passadas e a extrapolação das mesmas para o futuro, como abordado nos itens anteriores. Esses dados gerados, em conjunto com a calibração realizada no QUAL-2K permitiram a modelagem de cenários futuros de degradação da bacia do Macaé. Desse modo, dividem-se aqui os cenários futuros quanto: (i) número de habitantes por sub-bacia; (ii) extensão da mancha urbana por sub-bacia; (iii) número de cabeças de animais por tipo de rebanho para cada sub-bacia e; (iv) área agrícola futura.

NÚMERO DE HABITANTES POR SUB-BACIA

A estimativa do número de habitantes para a situação atual partiu da aplicação da Equação 49 para cada sub-bacia analisada, com os dados do último censo realizado pelo IBGE. Após, as populações municipais futuras foram obtidas a partir de projeções

geométricas e aritméticas, segundo as Equações 51 e 53. Os resultados das projeções populacionais para os municípios estudados são apresentados na Tabela 45.

Observa-se que o município de Rio das Ostras é o que apresenta maior taxa de crescimento de acordo com os últimos censos realizados pelo IBGE. Entretanto, como ressaltado anteriormente, mesmo que esse município possa alcançar, no horizonte de projeto, um grande número de habitantes, sua interferência na qualidade das águas do Rio Macaé não é significativa, considerando a pequena área de mancha urbana drenante para as águas no canal principal.

Tabela 45 – Estimativa futura do número de habitantes dos municípios

MUNICÍPIO	1991	1996	2000	2007	2010	2020	2030	2040
<i>Carapebus</i>			8.666	10.677	13.359	20.593	31.746	48.937
<i>Casimiro de Abreu</i>	33.845	20.058	22.152	27.086	35.347	56.402	89.998	143.606
<i>Conceição de Macabu</i>	16.963	17.672	18.782	19.479	21.211	26.984	32.758	38.531
<i>Macaé</i>	100.895	120.009	132.461	169.513	206.728	322.634	503.526	785.838
<i>Nova Friburgo</i>	167.081	168.270	173.418	177.376	182.082	197.769	213.455	229.142
<i>Rio das Ostras</i>		27.842	36.419	74.750	105.676	273.996	710.417	1.289.377

A partir da tabela acima associada às técnicas e considerações anteriormente discutidas, foi possível estimar, portanto, o número de habitantes rurais e urbanos para os horizontes de projeto, por sub-bacia. As tabelas a seguir apresentam essa evolução, considerada para os estudos de modelagem, de modo que a Figura 34 mostra a evolução temporal de habitantes totais por sub-bacia.

Tabela 46 – Estimativa futura do número de habitantes urbanos por sub-bacia

POPULAÇÃO URBANA											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2010	28.135	399	2.486	583	346	1.383	14.886	1.195	114.665		
2020	30.559	462	3.842	915	541	2.927	23.232	1.865	178.954		
2030	32.983	545	5.960	1.434	844	6.562	36.258	2.911	279.289		
2040	35.407	659	9.267	2.248	1.317	11.515	56.587	4.543	435.877		

Tabela 47 – Estimativa futura do número de habitantes rurais por sub-bacia

POPULAÇÃO RURAL											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2010	170	347	228	307	391	1.495	236	1.561	2.083	231	756
2020	184	377	248	438	611	2.372	368	3.345	3.066	360	1.176
2030	199	407	267	642	954	3.763	574	7.572	4.503	562	1.828
2040	214	437	287	962	1.490	5.970	896	13.325	6.646	878	2.841

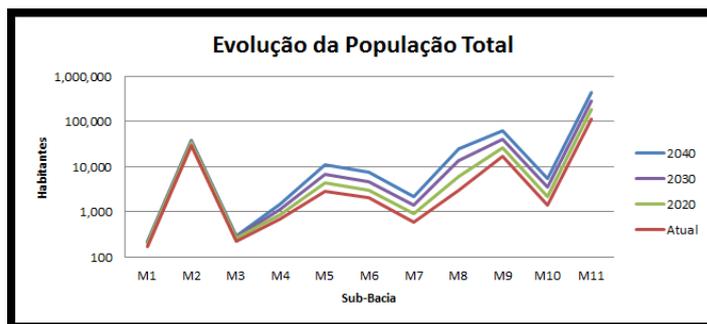


Figura 34 – Estimativa do número total de habitantes por sub-bacia

EXTENSÃO DA MANCHA URBANA POR SUB-BACIA

A partir das considerações apresentadas no item 3.5.2 (referente à metodologia utilizada para estimar a expansão das manchas urbanas) a área das manchas urbanas para horizontes de projeto de 10, 20 e 30 anos é calculada e apresentada, neste item, em duas parcelas. Na Figura 35, observa-se a expansão das manchas de menor representatividade nas sub-bacias estudadas (com áreas máximas inferiores a 2 km²), enquanto que na Figura 36 observam-se as manchas urbanas de maior representatividade (com áreas superiores a 2 Km²). Ainda, considerou-se que as sub-bacias contribuintes da Estação Amostral M1 e M3 não foram densamente urbanizadas.

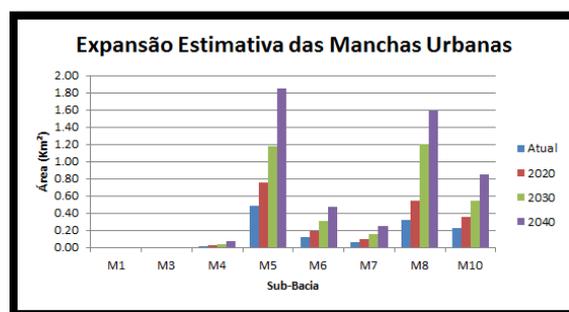


Figura 35 – Manchas urbanas de menor representatividade na bacia do rio Macaé

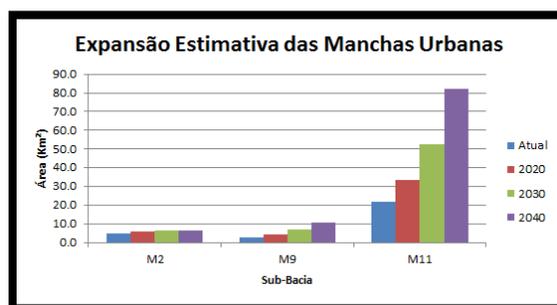


Figura 36 – Manchas urbanas de maior representatividade na bacia do rio Macaé

NÚMERO DE CABEÇAS POR SUB-BACIA

A estimativa do número de animais por sub-bacia partiu da combinação da Equação 55 com a relação proporcional de áreas municipais inseridas em cada sub-bacia, de acordo com a Tabela 22. As tabelas abaixo apresentam, portanto, o número estimado de cabeças por rebanho para cada sub-bacia, por horizonte de projeto.

Tabela 48 – Estimativa futura de bovinos

BOVINOS											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2020	639	1.347	858	2.211	10.848	20.664	6.692	21.050	47.219	6.683	19.922
2030	789	1.663	1.059	2.870	12.424	25.293	7.653	24.225	53.020	7.643	23.088
2040	939	1.979	1.260	3.528	14.001	29.923	8.614	27.401	58.821	8.603	26.255

Tabela 49 – Estimativa futura de equinos

EQUINOS											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2020	128	270	172	137	317	636	196	550	1.396	195	1.048
2030	179	378	241	183	363	764	223	648	1.606	223	1.446
2040	230	486	309	229	408	892	251	746	1.816	251	1.844

Tabela 50 – Estimativa futura de ovinos

OVINOS											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2020	9	20	13	28	81	203	50	133	313	50	273
2030	0	0	0	12	96	159	59	150	371	59	344
2040	0	0	0	1	110	115	69	166	430	68	414

Tabela 51 – Estimativa futura de suínos

SUÍNOS											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2020	672	1.416	901	466	113	435	68	328	572	68	326
2030	802	1.691	1.077	567	98	538	58	362	562	58	383
2040	933	1.966	1.252	668	83	642	48	397	551	48	439

Tabela 52 – Estimativa futura de aves

AVES											
Ano	Sub-Bacia										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
2020	2.446	5.156	3.283	1.689	2.744	3.875	1.702	5.257	13.681	1.700	7.373
2030	2.919	6.152	3.917	1.929	4.075	4.957	2.533	7.706	20.347	2.530	11.156
2040	3.392	7.148	4.551	2.168	5.407	6.040	3.364	10.154	27.014	3.360	14.939

É possível observar que alguns rebanhos apresentam uma tendência de queda até certo ponto no tempo, e aumentos posteriores. Isso é explicado pelo fato de que o cálculo para estimativa de animais por sub-bacia considerou o histórico municipal discretizado, de modo que, como observado na tabela abaixo, principalmente sob a taxa anual, alguns municípios apresentam tendências de queda produtiva enquanto que outros, tendências de aumento produtivo para mesmos rebanhos específicos.

Tabela 53 – Cabeças estimadas por município e por rebanho

MUNICÍPIO	REBANHO	CABEÇAS – IBGE								CABEÇAS ESTIMADAS			Taxa Anual
		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2020	2030	2040	
RIO DAS OSTRAS	Bovinos	17194	22595	23500	21500	19790	21904	20980	25000	28608	32616	36624	401
	Equinos	400	580	590	150	130	180	175	180	330	497	663	17
	Ovinos	350	430	440	687	634	250	260	150	-	-	-	-47
	Suínos	475	440	455	623	540	570	580	650	965	1315	1665	35
	Aves	2410	2450	2520	8347	6920	5300	5400	4500	7575	10992	14408	342
NOVA FRIBURGO	Bovinos	9646	9554	6048	6643	6837	6432	6816	7105	9008	11122	13236	211
	Equinos	750	747	800	780	915	982	1000	1160	1808	2528	3248	72
	Ovinos	400	340	350	334	310	300	290	272	132	-	-	-16
	Suínos	8100	6957	6890	7210	7480	7430	7600	7810	9466	11306	13146	184
	Aves	29500	25073	25150	25500	27100	27455	27320	28480	34474	41134	47794	666
MACAÉ	Bovinos	87376	87700	77183	68700	104612	101000	90663	99000	115606	132211	148817	1661
	Equinos	2565	2800	2805	2218	2550	2500	2550	2900	3379	3857	4336	48
	Ovinos	587	1400	780	1558	1415	1550	730	700	861	1023	1184	16
	Suínos	1485	1679	1635	1420	1420	1330	1300	1360	1181	1003	824	-18
	Aves	5000	5380	5450	13353	14400	14800	14950	15050	29407	43764	58121	1436
CONCEIÇÃO DE MACABU	Bovinos	28221	28085	25220	23690	28410	28710	25556	24700	23660	22620	21580	-104
	Equinos	510	502	535	430	510	510	500	600	763	927	1090	16
	Ovinos	190	210	230	190	300	400	380	60	-	-	-	-25
	Suínos	485	252	245	298	300	330	320	400	647	893	1140	25
	Aves	4530	3060	3770	3921	4430	4400	4400	7000	13567	20133	26700	657
CASIMIRO DE ABREU	Bovinos	29576	31956	33780	37200	40900	4200	42600	43000	60259	79437	98614	1918
	Equinos	1137	1152	1264	1400	1600	1500	1600	1500	1967	2485	3004	52
	Ovinos	1365	1450	1720	1940	2050	1200	900	1100	759	381	2	-38
	Suínos	810	970	1250	1380	1660	1350	1320	1345	2033	2797	3561	76
	Aves	9640	10450	8300	8450	7670	8000	9000	8300	6577	4663	2749	-191
CARAPERUS	Bovinos	21958	24328	25450	26000	27500	28000	24001	28000	35768	44400	53031	863
	Equinos	370	500	650	720	800	2000	2000	3000	6381	10139	13896	376
	Ovinos	820	1200	1500	1800	700	1500	1400	1200	1689	2231	2774	54
	Suínos	260	534	830	1080	550	960	900	920	1769	2711	3654	94
	Aves	4400	8000	10800	12000	14000	17000	16550	18000	35486	54914	74343	1943

ÁREA AGRÍCOLA FUTURA

As áreas agrícolas futuras se restringem a porção superior do rio Macaé, mais próximas da serra, em que são duplicadas a cada dez anos, conforme explicado anteriormente. Ressalta-se, ainda, que apesar de serem observadas outras áreas de pastagens nas sub-bacias mais de jusante, as mesmas não foram consideradas nesse estudo, uma vez que a contribuição destas áreas acaba sendo suprida pela presença intensa de pastagens e pastagens de várzea em áreas de menor altitude da bacia do Rio Macaé.

Tabela 54 – Área agrícola estimada

Sub-Bacia	Área Estimada Agrícola (Km ²)		
	2020	2030	2040
M1	-	-	-
M2	0,3	0,6	1,3
M3	0,1	0,2	0,4
M4	2,1	4,1	8,2
M5	-	-	-
M6	-	-	-
M7	-	-	-
M8	-	-	-
M9	-	-	-
M10	-	-	-
M11	-	-	-

4.3 Simulação dos Cenários Futuros

Os resultados obtidos via a etapa de calibração, somados aos dados oriundos da etapa de simulação de cenários futuros de degradação são, neste item, confrontados e utilizados em conjunto para se estimar a qualidade do Rio Macaé nos horizontes considerados. A modelagem de qualidade d'água do Rio Macaé gerou, portanto, 6 cenários diferentes, para cada parâmetro, fora a calibração dos dados atuais. Para cada horizonte de projeto foram modeladas as campanhas de baixas e médias vazões, a fim de identificar os diferentes comportamentos das cargas poluentes aportantes em diferentes épocas do ano.

A modelagem foi, então, realizada com as mesmas tabelas utilizadas na calibração do modelo para cada campanha, diferenciadas, entretanto, no que diz respeito aos *inputs* relacionados às pressões antrópicas. Desse modo, foram modificadas as seguintes entradas, conforme o horizonte de projeto:

- Número de cabeças de animais por tipo de rebanho para cada sub-bacia de ponto de monitoramento;
- População residente em cada sub-bacia de estação amostral;
- Área de uso do solo urbano e agrícola;
- Dados de entrada de montante;

Chama-se a atenção para o último item da listagem acima. Os dados de entrada de montante são referentes às concentrações de poluentes medidas em M1, considerados como ponto de partida no modelo. Como o trecho a montante deste local não foi modelado, os parâmetros de qualidade sofreram alguns ajustes empíricos considerando as pressões antrópicas geradas para cada horizonte de projeto. Assim, procurando

contornar o problema, calculou-se, para cada cenário, as percentagens de acréscimo nas cargas geradas, conforme a tabela abaixo:

Tabela 55 – Estimativa de decaimento da qualidade do rio Macaé na sub-bacia de M1, 2º Campanha

Escopo	Variação de Cargas em M1 (mg/s)				% de Acréscimo		
	Atual	10 anos	20 anos	30 anos	10 anos	20 anos	30 anos
COLIFORMES TOTAL (NMP/S)	204681	223414	242379	261498	9%	18%	28%
FÓSFORO TOTAL	0,97	1,00	1,03	1,06	3%	6%	9%
NITROGÊNIO TOTAL	282	348	421	496	23%	49%	76%
DBO TOTAL	591	705	831	959	19%	41%	62%

Tabela 56 – Estimativa de decaimento da qualidade do rio Macaé na sub-bacia de M1, 3º Campanha

Escopo	Variação de Cargas em M1 (mg/s)				% de Acréscimo		
	Atual	10 anos	20 anos	30 anos	10 anos	20 anos	30 anos
COLIFORMES TOTAL (NMP/S)	1241335	1486893	1761493	2055703	20%	42%	66%
FÓSFORO TOTAL	10,39	12,35	14,53	16,75	19%	40%	61%
NITROGÊNIO TOTAL	317	390	470	553	23%	48%	74%
DBO TOTAL	682	818	970	1122	20%	42%	65%

Essas percentagens de acréscimo das cargas foram repassadas como percentagens de acréscimos nas concentrações encontradas em M1, para os parâmetros citados nas tabelas anteriores, para cada horizonte de projeto.

Em relação à concentração de oxigênio dissolvido dos corpos hídricos afluentes não modelados, constata-se que, enquanto as cargas de DBO, Fósforo, Nitrogênio e Coliformes podem ser estimadas por unidade geradora de carga (como habitantes, animais e hectares de uso do solo), o mesmo não se aplica ao oxigênio dissolvido. Assim, como a metodologia utilizada para a modelagem da qualidade de água do Rio Macaé não considerou simulações futuras nos afluentes do Rio Macaé, a determinação do OD nestes cursos hídricos passou a ser um fator de incerteza neste estudo. Mesmo assim, ainda que nos horizontes de projeto possa ocorrer aumento da degradação desses corpos hídricos secundários (como aumento da concentração de DBO, Nitrogênio e Fósforo), optou-se pela manutenção da mesma concentração de oxigênio dissolvido determinada na calibração, gerando, portanto uma incerteza otimista em relação aos resultados obtidos.

As figuras abaixo mostram os resultados, confrontados com a legislação atual (CONAMA 357/2005), para ambas campanhas estudadas. Ainda, é realizada também uma análise quanto ao perfil de oxigênio de saturação, visto posteriormente.

RESULTADOS DA 2ª CAMPANHA – ESTIAGEM

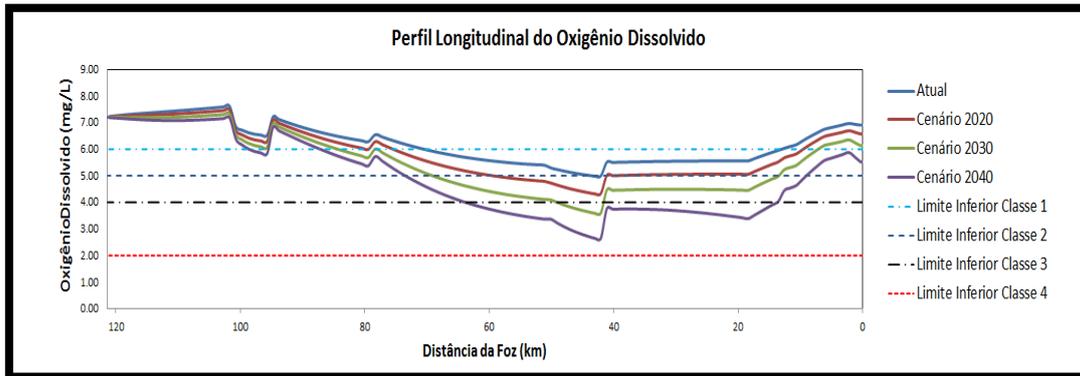


Figura 37 – Perfil longitudinal do OD para horizontes de projeto – Campanha 2

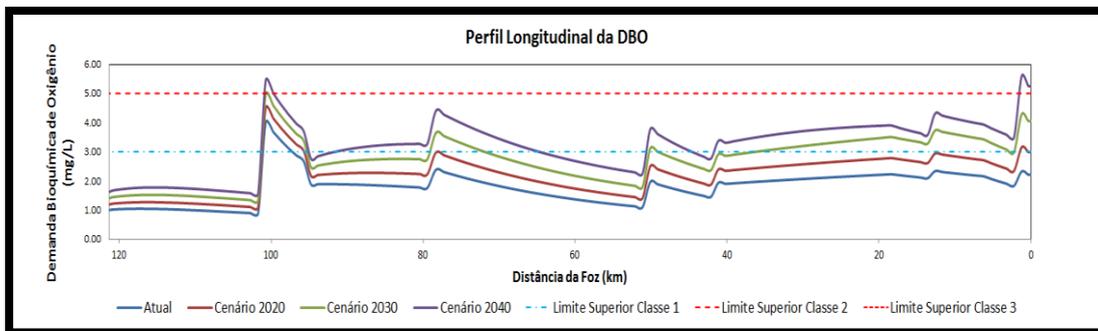


Figura 38 – Perfil longitudinal da DBO para horizontes de projeto – 2ª Campanha

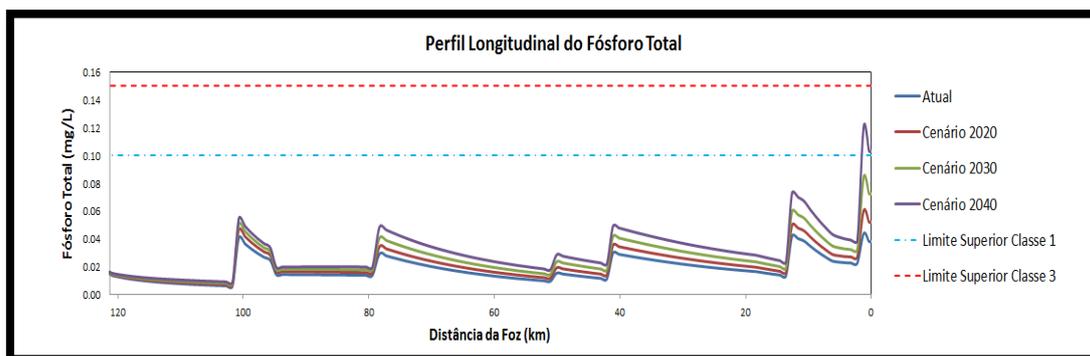


Figura 39 – Perfil longitudinal do Fósforo Total para horizontes de projeto – 2ª Campanha

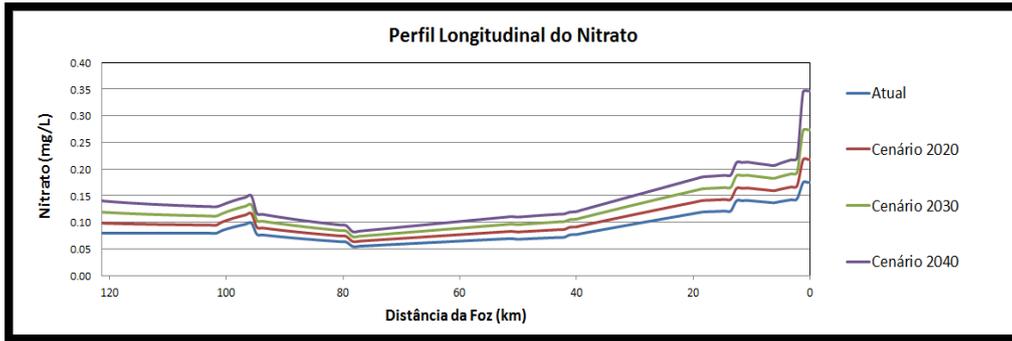


Figura 40 – Perfil longitudinal do Nitrato para horizontes de projeto – 2º Campanha

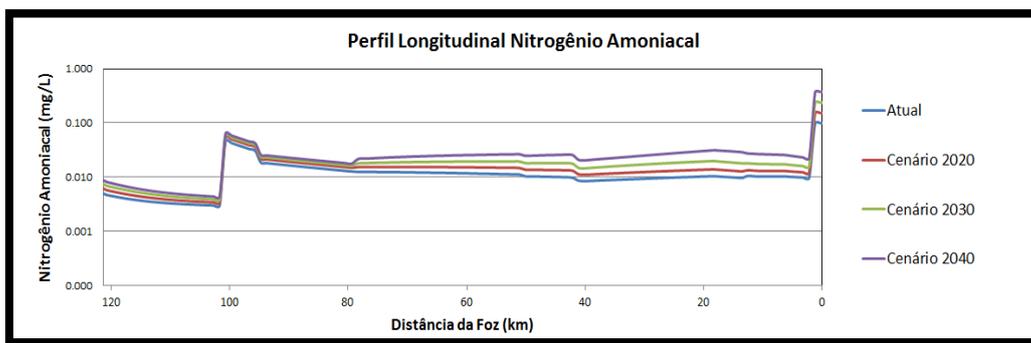


Figura 41 – Perfil longitudinal do Nitrogênio Amoniacoal para horizontes de projeto – 2º Campanha

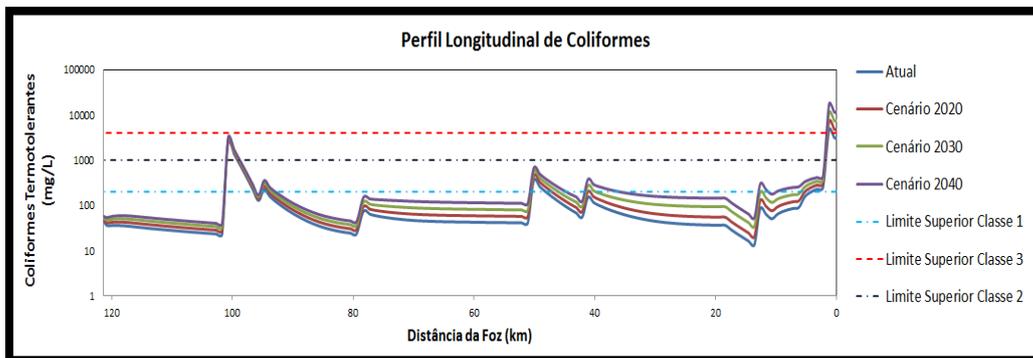


Figura 42 – Perfil longitudinal dos Coliformes para horizontes de projeto – 2º Campanha

Através da análise das figuras acima se percebe que, para as considerações de previsões de cenários futuros inicialmente apresentadas, há um decréscimo significativo nas concentrações de oxigênio dissolvido no horizonte máximo de modelagem, relativo ao ano 2040. Enquanto isso, devido às baixas concentrações encontradas no presente, os compostos de nitrogênio modelados não apresentaram, para os cenários futuros,

aumentos significativos. Esse fato também é responsável pela ausência de limites de enquadramentos na Figura 41 e Figura 40, uma vez que a ordem de grandeza dos limites impostos pela Resolução CONAMA 357/2005 e as concentrações modeladas são diferentes. Em relação à DBO, espera-se que a partir de 2030 o Rio Macaé comece a apresentar, para boa parte de sua extensão, concentrações superiores ao limite de enquadramento para Classe 1, enquanto que para os coliformes, condições críticas só serão encontradas após a entrada de esgotos provenientes do distrito de Lumiar, na sub-bacia M2, e da cidade de Macaé, na foz do corpo hídrico.

RESULTADOS DA 3ª CAMPANHA – VAZÕES MÉDIAS

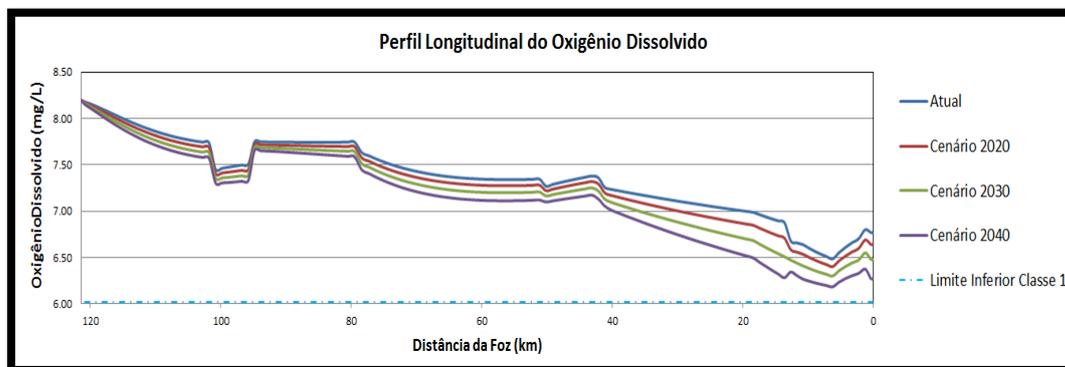


Figura 43 – Perfil longitudinal do Oxigênio Dissolvido para os horizontes de projeto – 3ª Campanha

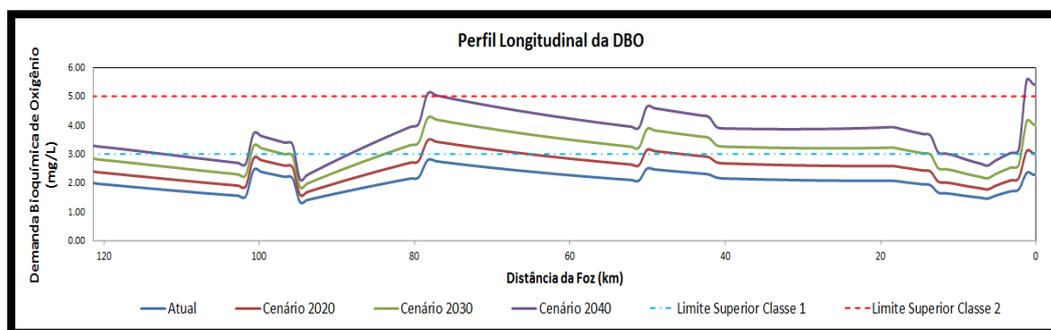


Figura 44 – Perfil longitudinal da DBO para os horizontes de projeto – 3ª Campanha

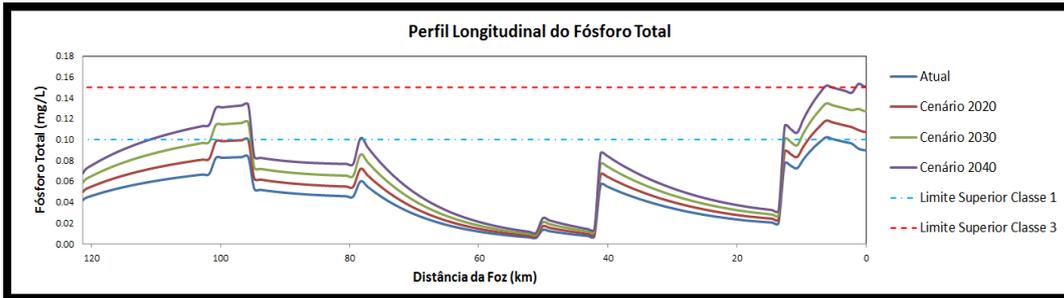


Figura 45 – Perfil longitudinal do Fósforo Total para os horizontes de projeto – 3º Campanha

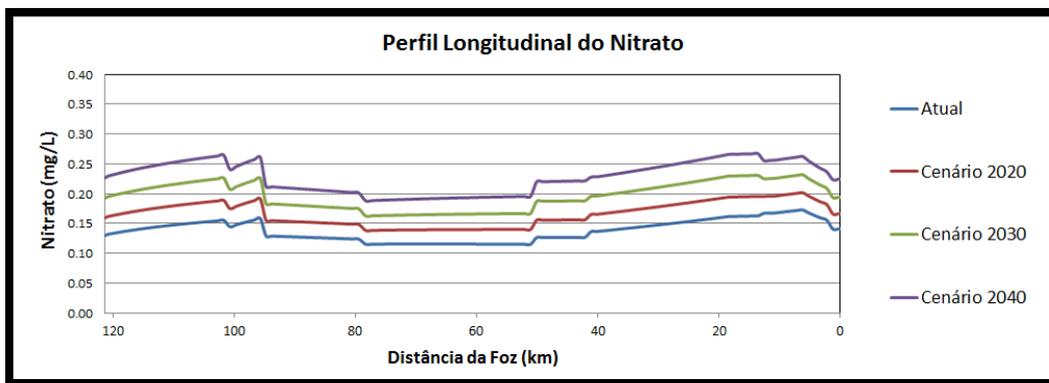


Figura 46 – Perfil longitudinal do Nitrato para os horizontes de projeto – 3º Campanha

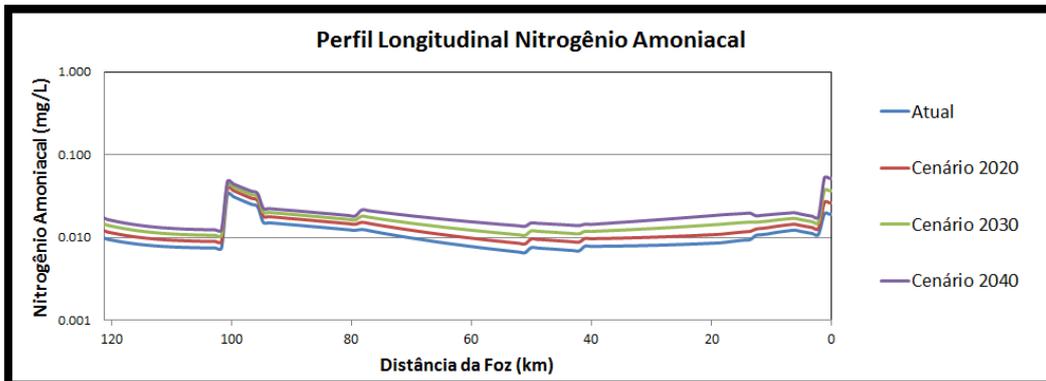


Figura 47 – Perfil longitudinal do Nitrogênio Amoniacal para os horizontes de projeto – 3º Campanha

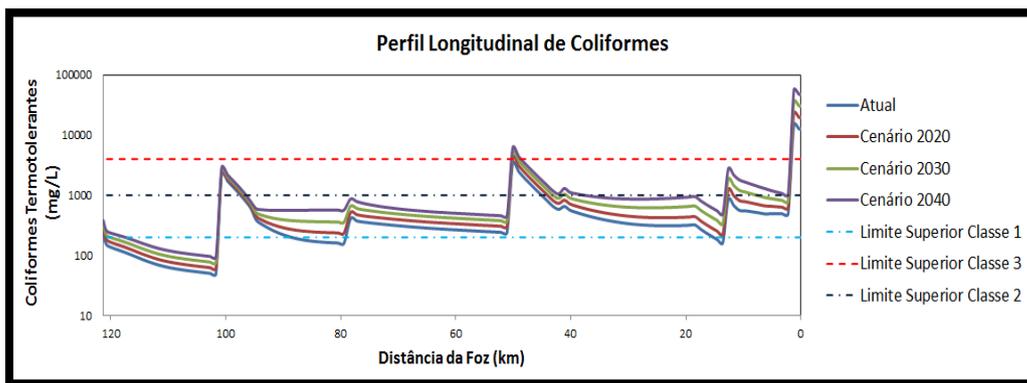


Figura 48 – Perfil longitudinal dos Coliformes para os horizontes de projeto – 3º Campanha

É possível observar que a campanha de altas vazões apresenta a tendência de dissolução de poluentes, uma vez que o perfil longitudinal de oxigênio dissolvido mostra pequenas variações de concentrações para o horizonte de projeto. Desse modo, mesmo que haja maior aporte de contaminação por crescimento da pressão antrópica, associada ao carreamento da poluição difusa no período de alta pluviosidade, as concentrações de oxigênio dissolvido não seriam inferiores a 6 mg/l, enquadrando-se, portanto, em Classe 1 para este parâmetro de análise.

Do mesmo modo como observado para a campanha de baixas vazões, constata-se que a DBO passaria a ser um problema, considerando as projeções futuras como verdadeiras, a partir de 2020, em que grande parte do trecho do Rio Macaé estaria enquadrado como Classe 2 para este parâmetro.

Enquanto isso, as concentrações de nitrogênio não chegariam a valores de magnitude similares às dos encontrados na resolução CONAMA 357 para águas de Classe 1.

O Fósforo Total apresenta, entretanto, comportamento diferenciado para a campanha de médias vazões. Enquanto que é observado para o período de estiagem grande aporte devido à cidade de Macaé, localizada bem na foz do Rio Macaé, para a campanha de altas vazões a calibração do modelo apontou que esta contribuição é diluída e não tão representativa. Isso é corroborado pelo fato da curva de Fósforo Total apresentar sensível aumento de concentração apenas no horizonte de 2040, quando se intensificam muito o lançamento de esgotos no local. Para os outros horizontes de projeto, entretanto, nota-se que há aumento substancial da concentração de fósforo devido à entrada no sistema do rio São Pedro, cuja bacia é relacionada majoritariamente

ao desenvolvimento da pecuária, grande responsável pelo aporte de fósforo no manancial.

Outro parâmetro onde também se notam curvas distintas, quando comparado aos resultados da campanha de baixas vazões, é relativo aos coliformes fecais. É observado para a campanha de médias vazões, que, a partir de 2020, após a entrada de esgoto da cidade de Lumiar, em nenhum momento o Rio Macaé voltaria a apresentar características de Rio Classe 1, fato obviamente mantido e com boa parcela de contribuição do aporte difuso de coliformes no Rio Macaé durante o período de vazões mais altas.

ANÁLISE DO PERFIL DO OXIGÊNIO DE SATURAÇÃO

Conforme apresentado no item referente à área de estudo, a Bacia do rio Macaé apresenta distintas características ao longo do canal principal. Dentre estas diferenças existentes, que vão desde o perfil altimétrico até os usos relacionados, destacam-se as diferentes temperaturas medidas ao longo do curso d'água, durante as campanhas de monitoramento. A diferença é tal que foram encontradas amplitudes térmicas de até mesmo 12,5° entre pontos da porção superior e da porção inferior do rio Macaé. Considerando também que a temperatura tem papel fundamental na concentração de oxigênio dissolvido, a análise do perfil de saturação do oxigênio para o rio Macaé torna-se de fundamental análise.

Através do estudo do perfil de oxigênio de saturação, e a comparação do mesmo com as concentrações, medidas em mg/l, é possível eliminar da análise as influências que a temperatura causa na concentração, diminuindo também a possibilidade de se chegar a conclusões equivocadas na análise ambiental do manancial quanto ao oxigênio dissolvido.

Desse modo, buscou-se avaliar se os resultados das simulações, obtidos em mg/l, seriam representativos quanto ao grau de degradabilidade da bacia do rio Macaé, através da comparação dos mesmos com os perfis de oxigênio de saturação. A Figura 49 mostra o perfil longitudinal da porcentagem da concentração de oxigênio frente ao oxigênio de saturação para a campanha de estiagem, enquanto que a Figura 50 mostra o perfil longitudinal para a campanha de médias vazões.

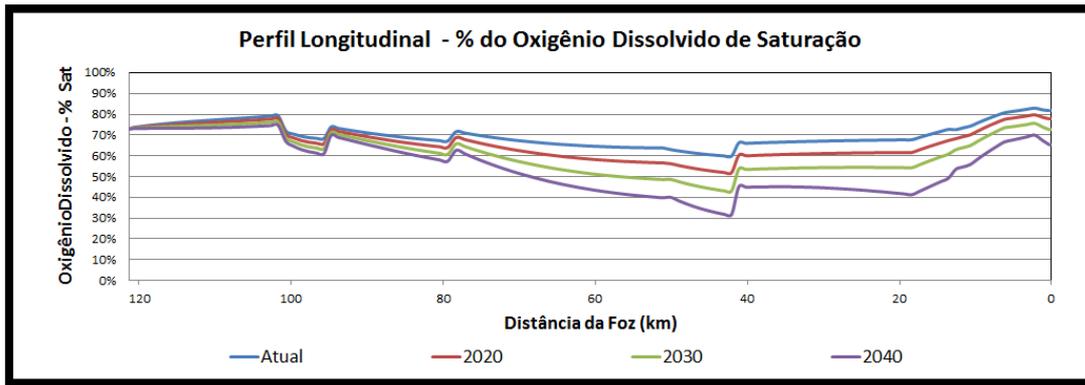


Figura 49 – Perfil longitudinal: % do Oxigênio de Saturação – 2º Campanha

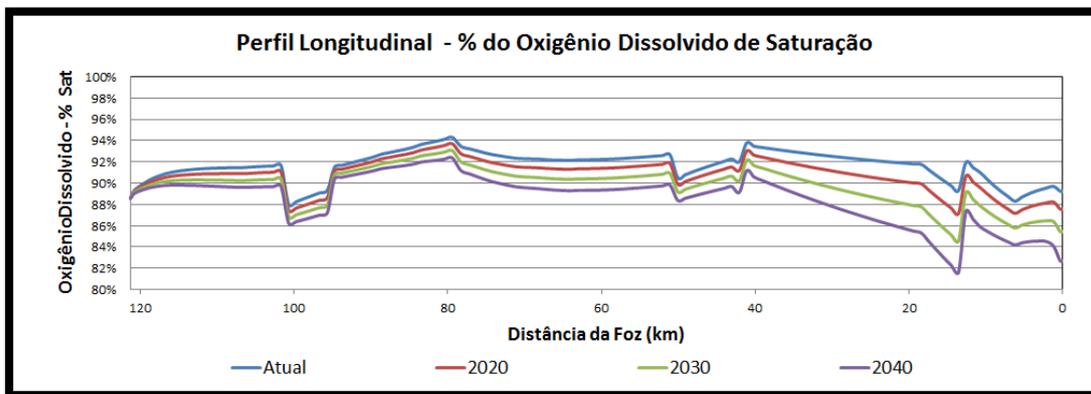


Figura 50 – Perfil longitudinal: % do Oxigênio de Saturação – 3º Campanha

Através das figuras acima, pode-se perceber que, para a campanha de baixas vazões (2º), o decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido não é resultado unicamente do aumento de temperaturas no sentido montante - jusante. Caso fosse, a relação entre o oxigênio dissolvido em mg/l com oxigênio de saturação seria constante, ou com poucas mudanças, uma vez que o decaimento de oxigênio acompanharia proporcionalmente os decréscimos do oxigênio de saturação. Além disso, a partir da Figura 30 (que mostrou a calibração da curva de OD, para o cenário atual, em conjunto com a curva de OD de saturação) foi possível perceber visualmente que as inclinações, entre as curvas de OD e de OD de saturação, não apresentam muita relação entre si.

Este comportamento não é, entretanto, observado no perfil longitudinal da 3ª campanha, que apresenta pequena variação na concentração de oxigênio de saturação (Figura 50). Esse resultado pode ser decorrente tanto da pequena variação na concentração em mg/l observada nas medições de campo, como também uma

confirmação que, para esta campanha, o oxigênio dissolvido estaria apresentando mais sensibilidade à temperatura do que os aportes de matéria orgânica. Através da análise do quadro referente ao oxigênio dissolvido da Figura 32, foi possível perceber também, para as partes serranas da bacia do Rio Macaé, que o oxigênio dissolvido apresenta relação visual direta com o oxigênio de saturação, corroborando ainda mais com essa hipótese, principalmente para as regiões altas do Rio Macaé.

4.4 Mapas de Classes para os Horizontes de Projeto

Após a simulação dos parâmetros DBO, Coliformes, Fósforo Total, Nitrato e Nitrogênio Amoniacal para situações futuras, aplicaram-se aos resultados os limites de concentrações da resolução Conama 357/2005, a fim de identificar as classes futuras por trechos do Rio Macaé. Ressalta-se, entretanto, que esta classificação futura estimada é baseado unicamente na análise dos parâmetros citados, de modo que a mesma foi determinada a partir da pior classe encontrada na análise dos parâmetros, para dado trecho de rio. Ainda, é suprimida toda e qualquer influência que por ventura outros parâmetros de qualidade d'água não modelados neste estudo possam causar. Este caso pode ocorrer especificamente na foz do Rio Macaé, devido à, como anteriormente visto, presença de águas salinas em M11, M10 e M9. Excluem-se dos mapas, entretanto, os incrementos visuais de manchas urbanas, agrícolas e de pecuária. Estas informações foram suprimidas uma vez que estudos mais aprofundados de ocupação territorial e agropecuário deveriam ser estudados, principalmente levando em consideração os possíveis planos de desenvolvimento urbano de cada município. Os resultados visuais quanto à classificação do Rio Macaé, aplicáveis apenas para os cenários futuros inicialmente estimados no item 3.5, são ilustrados na Figura 51 e na Figura 52.

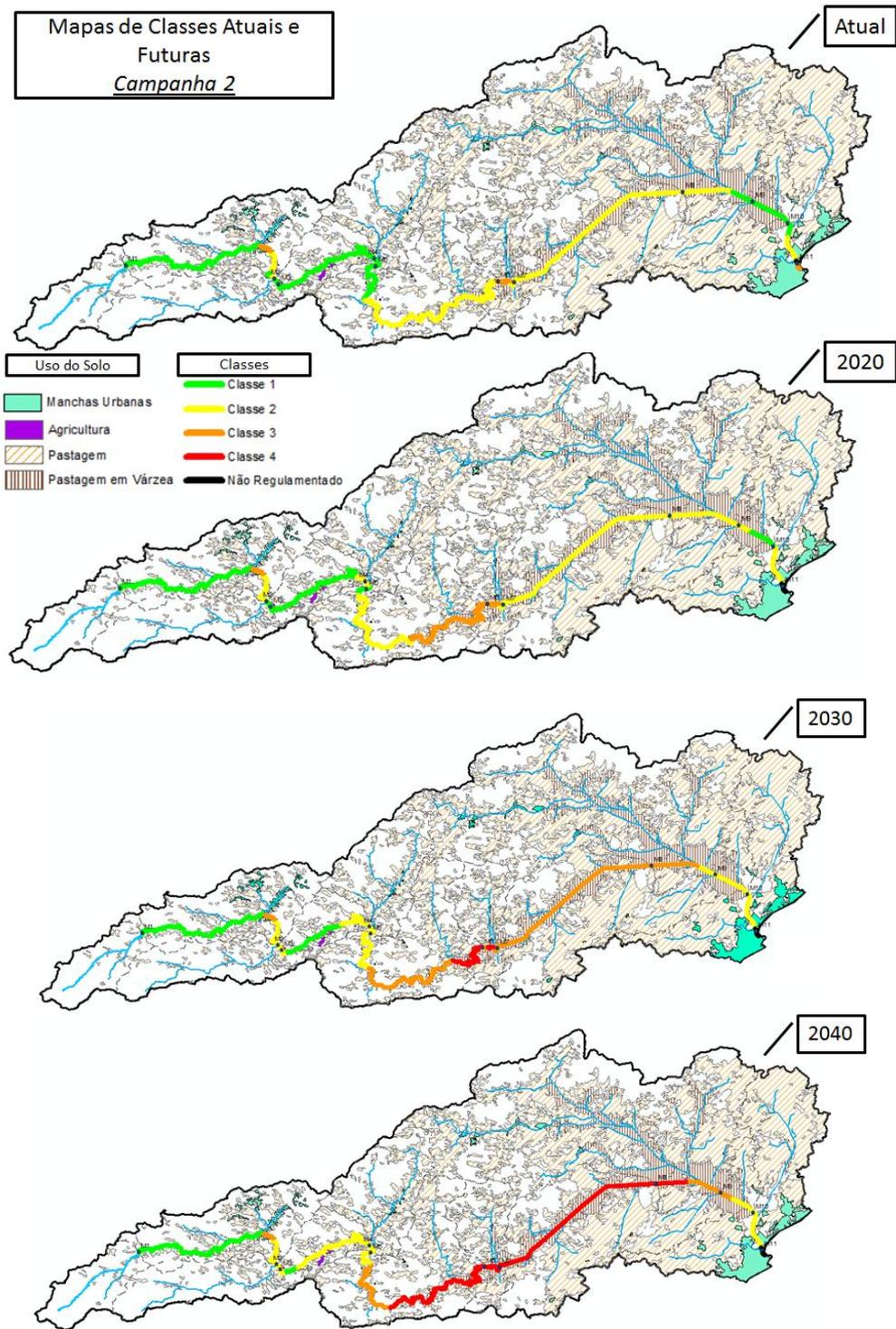


Figura 51 – Situação quanto às classes futuras estimadas para o rio Macaé – Baixas vazões

A Figura 51 apresenta a evolução de piora de classes para o Rio Macaé, conforme o passar do tempo. Essa evolução seria consequência não só da manutenção futura das condições atuais de tratamento de esgotos nas manchas urbanas, mas também do sustento das atuais práticas de manejo agrícola e agropecuário na bacia, sem haver

nenhum tipo de redução de cargas por algum tipo de tratamento de efluentes ou de resíduos sólidos complementares. A Figura 52 apresenta os mapas de classificação para a campanha de médias vazões.

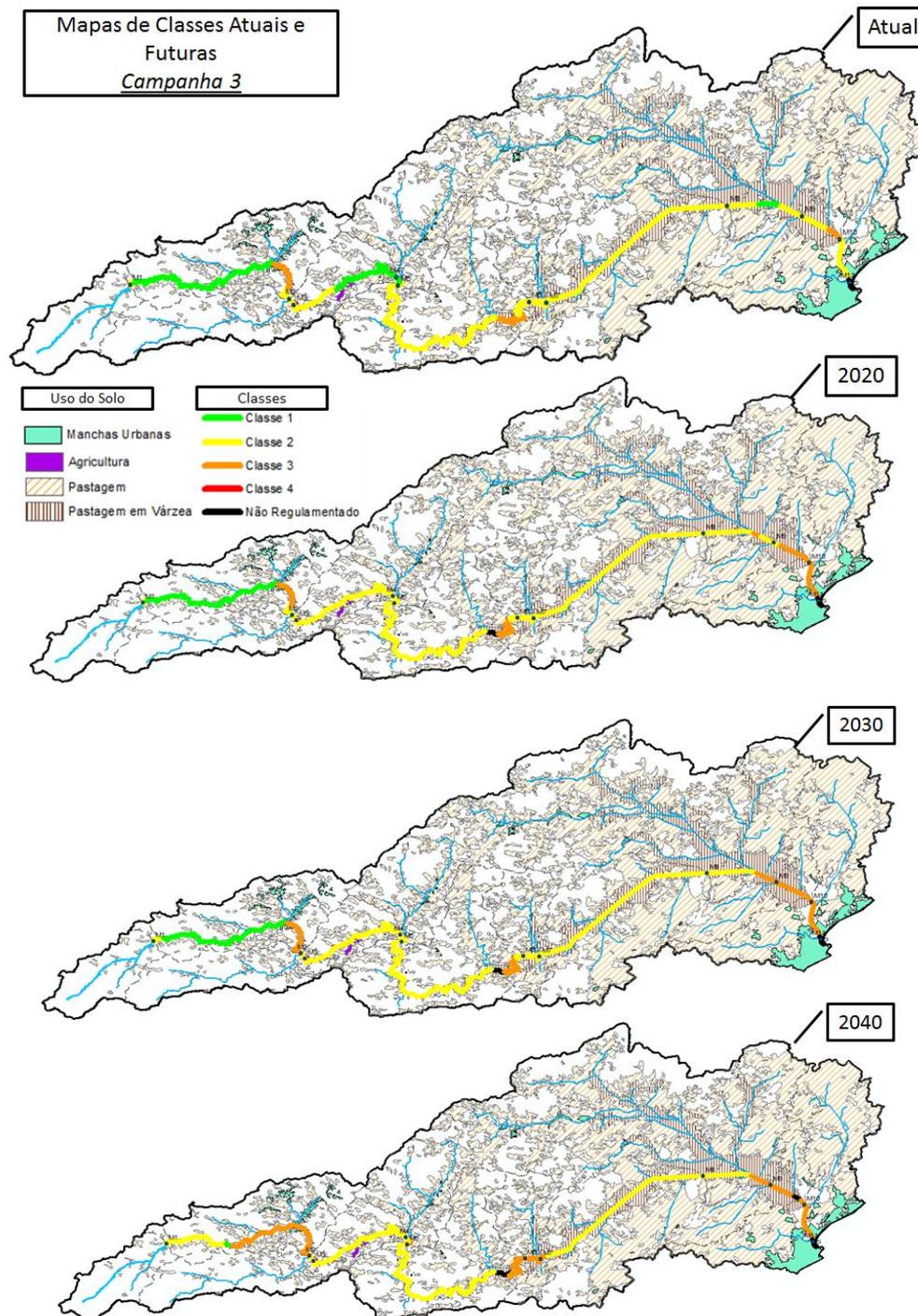


Figura 52 – Situação quanto às classes futuras estimadas para o rio Macaé – Médias vazões

4.5 Proposição de Enquadramento

Como visto no capítulo de caracterização da área de estudo, a porção superior do rio Macaé apresenta muitas opções de recreação que ocasionam contato direto com as águas, através de atividades de *rafting*, canoagem entre outros. Ainda, chama-se a atenção para as atividades de aquicultura e abastecimento humano. Na porção inferior, dentre os usos preponderantes, podem ser destacados a prática de pesca (principalmente na foz), irrigação e abastecimento industrial, além do abastecimento populacional. Baseando-se nestas características de uso e ocupação da bacia, Pinheiro (2008), fez uma proposta de enquadramento, dividindo o Rio Macaé em 3 trechos: Classe Especial, Classe 1 e Classe 2. Essa proposição é reproduzida abaixo, com algumas pequenas modificações referentes à visualização do uso do solo.

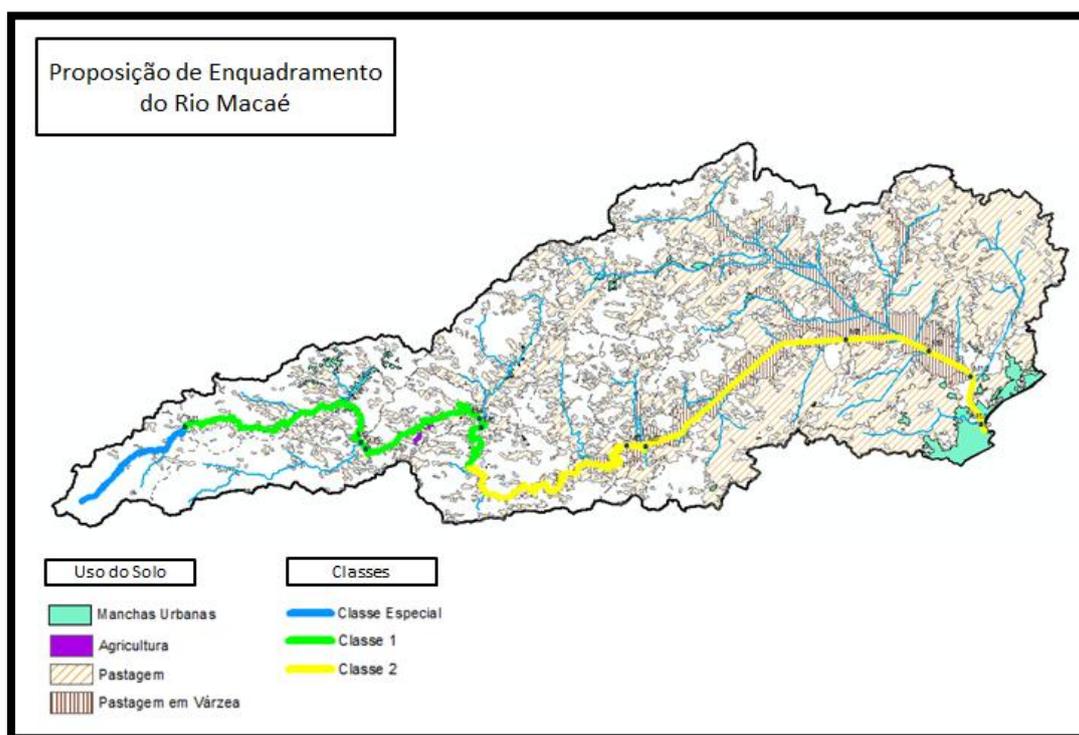


Figura 53 – Proposta de enquadramento futuro do rio Macaé (Adaptado de Pinheiro, 2008)

4.6 Coeficientes de Abatimento de Cargas

Uma vez definidas as classes a serem alcançadas, ou mantidas para alguns trechos, foram definidos quais seriam os coeficientes de abatimento de cargas mínimos que seriam necessários, por sub-bacia, para que o objetivo fosse alcançado no maior horizonte de projeto, para a situação de maior degradabilidade. Ou seja, o horizonte de projeto de 2040, para vazões de estiagem. A busca por resultados para este cenário partiu, então, de testes em que foram aplicadas taxas hipotéticas de diminuição iguais para todas as sub-bacias. Estes testes foram realizados para buscar entender a representatividade das cargas geradas na bacia, de forma geral. Assim, o Rio Macaé foi dividido em 124 trechos, que foram analisados quanto ao enquadramento proposto na Figura 53, proporcionando a visualização da porcentagem não atendida pela proposta de enquadramento. Os resultados são apresentados abaixo.

Tabela 57 – Aplicação de taxas hipotéticas homogêneas de redução de cargas

Teste	% de Redução Homogênea		Atendimento da Proposta	% Não Atendida
	Humano	Animal		
1	0%	100%	Não	6,5%
2	25%	100%	Não	6,5%
3	50%	100%	Não	5,6%
4	75%	100%	Não	4,8%
5	90%	100%	Não	3,2%
6	100%	0%	Não	48,4%
7	100%	25%	Não	5,6%
8	100%	50%	SIM	0%
9	100%	75%	SIM	0%
10	100%	90%	SIM	0%

Nota-se através da tabela acima a confirmação da grande representatividade que as cargas difusas provenientes da agropecuária têm na sub-bacia. Mesmo que houvesse 100% de redução de cargas humanas, em todas as sub-bacias, 48% do Rio Macaé não poderia ser enquadrado conforme o estudo proposto por Pinheiro (2008). Para que isso ocorresse, a redução total das cargas poluentes humanas geradas deveria vir acompanhada de um abatimento de em torno de 50% das cargas provenientes da agropecuária.

Outro teste realizado foi a variação das taxas hipotéticas de redução para todos os parâmetros, exceto coliformes fecais humanos, fixado em 99% de abatimento. Os resultados apontaram que um dos principais problemas da sub-bacia para atingir o

enquadramento proposto é devido a este parâmetro de qualidade da água. Estes resultados são mostrados na tabela abaixo.

Tabela 58 – Aplicação de taxas hipotéticas homogêneas de redução de cargas com coliformes a 99%

Teste	% de Redução Homogênea		Atendimento da Proposta	% Não Atendida
	Humano	Animal		
1	0%	100%	Não	3,2%
2	25%	100%	Não	1,6%
3	50%	100%	SIM	0%
4	75%	100%	SIM	0%

Finalmente, estimou-se, separadamente para cada sub-bacia, a percentagem de abatimento das cargas mínimas geradas para que o enquadramento proposto fosse alcançado no cenário estipulado. Como apresentado anteriormente, no item de modelagem de cenários futuros, nutrientes como fósforo e nitrogênio não foram apontados como grandes causadores de poluição em boa parte do Rio Macaé, sendo a exceção dessa constatação a foz do Rio Macaé, em que foram simulados aportes excessivos de Fósforo, provenientes dos esgotos domésticos. Desse modo, as necessidades de abatimentos de cargas poluentes ficam mais restritas às cargas de DBO e Coliformes fecais, para grande parte da extensão do Rio Macaé. A Tabela 59 sintetiza estes resultados.

Tabela 59 – Aplicação de taxas de redução de cargas por sub-bacia

ESCOPO	Taxas de Abatimento das Cargas Geradas										
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
DBO Humano	30%	70%	30%	30%	60%	35%	-	-	-	-	90%
DBO Animal	30%	40%	30%	50%	50%	60%	-	-	-	-	-
Coliformes Humano	50%	95%	50%	-	-	-	-	-	-	-	99%
Coliformes Animal	-	90%	30%	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Humano	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Animal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Humano	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30%
Fósforo Animal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

4.7 Sugestão de Sistemas para Redução de Cargas

A partir da mensuração do abatimento de cargas necessárias por sub-bacia, e também do levantamento das fontes causadoras de poluição pelo mapa de uso dos solos apresentado (Figura 24), são propostas medidas que poderiam ser utilizadas para tornar viáveis os abatimentos de cargas por sub-bacia apresentados na Tabela 59.

Essas medidas incluem tanto o tratamento de esgotos domésticos gerados pelas pessoas residentes nos distritos que compõe a Bacia do Rio Macaé, como ações para diminuir o aporte de poluição agropecuária difusa nas margens do corpo hídrico. A tabela abaixo resume as indicações para diminuição do aporte de cargas no Rio Macaé.

Tabela 60 – Técnicas sugeridas para abatimento das cargas

Sub-Bacia	Tipo de Tratamento - Cargas Humanas	Tipo de Tratamento - Cargas Animais	Tipo de Tratamento - Uso do Solo
M1	Fossa Séptica	Biodigestores	Manutenção / Criação de Mata Ciliar
M2	Lagoa Facultativa	Biodigestores	
M3	Fossa Séptica	Biodigestores	
M4	Fossa Séptica	Biodigestores	
M5	Lagoa Facultativa	Biodigestores	
M6	Fossa Séptica	Biodigestores	
M7	-	-	
M8	-	-	
M9	-	-	
M10	-	-	
M11	Lagoas de Estabilização (Anaeróbia + Facultativa + Remoção Algas)	-	

Como apresentado no item referente às eficiências de diferentes sistemas de tratamento de efluentes domésticos e de resíduos da pecuária, os sistemas mencionados na tabela acima já seriam suficientes para diminuir as cargas geradas na Bacia do Rio Macaé. Ressalta-se que, como a bacia não apresenta grandes problemas relativos aos nutrientes fósforo e nitrogênio (com exceção da foz), não seriam necessários grandes investimentos em processos muito eficientes de tratamento de esgotos domésticos, bastando tratamentos primários na porção superior da bacia, e tratamento secundários para a foz do Rio Macaé com o Oceano Atlântico, não havendo a necessidade de tratamento terciários.

5 CONCLUSÕES

Este trabalho procurou estimar, através de ferramentas de modelagem de qualidade d'água, uma visão integrada futura, não só dos principais impactos ambientais identificados na Bacia do Rio Macaé, RJ, como também a degradabilidade dos mananciais hídricos e as possíveis soluções para estes problemas.

Primeiramente, procurou-se avaliar a sub-bacia de forma a identificar e quantificar as principais fontes poluentes relacionadas a cargas humanas, uso do solo e pecuária. Constatou-se, então, que a bacia apresenta além da cidade de Macaé, na foz do corpo hídrico com o Oceano Atlântico, algumas manchas urbanas responsáveis pelo aporte de esgotos sanitários, como as comunidades dos distritos de Lumiar, Sana, Córrego do Outro, Frade e Glicério. Além disso, constatou-se também que a extensa presença de agropecuária, em grande parte da bacia, é detentora de uma boa parcela das cargas poluentes aportantes no Rio Macaé. Entre os usuários das águas do Rio Macaé também estão grandes indústrias, como a Petrobrás, instalada na sub-bacia da estação M11 e as UTEs Mário Lago e Fluminense, instaladas na sub-bacia da estação M-09.

Uma vez obtidos os resultados laboratoriais e levantadas as principais fontes de poluição da bacia, partiu-se para a calibração do QUAL-2K. A calibração do modelo foi baseada tanto em índices de atenuação de cargas, como na composição oxidativa dos nutrientes nitrogênio e fósforo, para diferentes fontes de geração de cargas. Rodado o modelo para o cenário presente, os resultados foram satisfatórios, uma vez que, para a maior parte dos locais amostrados, o modelo correspondeu bem aos resultados laboratoriais. Ainda, vale destacar que a maior parte dos coeficientes de decaimento utilizados ficou dentro das faixas de aplicação indicadas pela análise bibliográfica.

A modelagem dos cenários futuros partiu, então, do estudo da evolução temporal dos usos da bacia do Rio Macaé para os próximos anos. Concluiu-se, a partir dos cenários estipulados, que a bacia tende a apresentar incrementos consideráveis tanto de número de habitantes como das manchas urbanas, principalmente nas sub-bacias onde estão as maiores populações urbanas, como a sub-bacia de M11, onde situa-se a cidade de Macaé, como as sub-bacias de M-09 (distritos de Córrego do Ouro, Glicério e Frade) e M2, em que situa-se as comunidade de São Pedro da Serra e Lumiar. Em relação à evolução agropecuária, salienta-se que, respeitadas as incertezas causadas pelas flutuações históricas apresentadas pelo censo agropecuário do IBGE, notou-se tendência

de acréscimos médios significativos para alguns tipos de rebanhos, como os bovinos, e decréscimo de outros, como os ovinos.

Visando identificar situações diferentes para confrontá-las posteriormente, optou-se por rodar o modelo para 6 cenários distintos. Esses cenários de degradação e aumento de pressão antrópica nos recursos naturais, estimados para os anos de 2020, 2030 e 2040, para campanhas de estiagem e médias vazões, apresentaram diferentes características, em que se observou, através da determinação dos índices de atenuação de cargas e da análise das concentrações medidas em campo, um aumento do carreamento de poluentes para o corpo hídrico. Esse processo, entretanto, é acompanhado de um aumento substancial de vazões, fazendo com que as concentrações, principalmente de DBO e Oxigênio dissolvido sejam mais sensíveis à capacidade de diluição do corpo hídrico, do que as cargas de entrada. A concentração de coliformes, entretanto, respondeu o contrário, como era de se esperar. Em épocas com maior pluviosidade a concentração de coliformes fecais foi maior, devido à baixa resistência que esses organismos têm em ambientes muito secos.

Desse modo, foi constatado, através das projeções realizadas para os horizontes de projeto, que tanto a pressão antrópica populacional como também os incrementos de áreas destinadas à pecuária e à agricultura podem aumentar consideravelmente a degradação do curso hídrico principal, principalmente relativo aos parâmetros DBO, OD e Coliformes Fecais. Assim, para o cenário de maior degradação, de vazões de estiagem para 2040, constatou-se que, sem sistemas de tratamento de cargas é provável que em torno de 56% do Rio Macaé apresente condições piores do que Classe 2, dos quais 42% seriam enquadrados em Classe 4 ou pior.

A partir, portanto, da adequação da proposta de enquadramento realizada por Pinheiro (2008), que mantém o Rio Macaé com a porção superior em Classe 1 e a porção inferior em Classe 2, para toda a sua extensão, sugeriu-se que fosse implementada na bacia sistemas de redução de cargas poluentes, como Fossas Sépticas para pequenas comunidades e Lagoas de Estabilização para aglomerados populacionais mais densos. Além disso, sugere-se também a utilização de biodigestores como sistemas de redução de cargas agropecuárias na bacia, além da manutenção ou criação de faixas de proteção de mata ciliar no entorno do Rio Macaé. A partir destas medidas, é esperado que, no futuro, seja possível o enquadramento do Rio Macaé nos limites de classificação apresentados por este estudo.

Com os resultados encontrados neste trabalho espera-se também auxiliar no processo de entendimento da dinâmica de qualidade da água do Rio Macaé, bem como fornecer estimativas futuras de regiões críticas de degradabilidade ambiental, visando o melhor gerenciamento da bacia. Também, espera-se que as técnicas aplicadas neste trabalho sirvam como referência para outros trabalhos em outras bacias, uma vez que as etapas aqui utilizadas no processo de modelagem de qualidade d'água se mostraram eficazes e coerentes com a realidade física dos processos de transformações de poluentes em bacias hidrográficas.

6 RECOMENDAÇÕES E OBSERVAÇÕES

Salienta-se que os resultados oriundos deste trabalho foram originados através de processos de manipulação de dados obtidos, tanto em campo, como em censos, pesquisas de instituições e trabalhos universitários. Estas informações foram então processadas para que se estimasse outras informações, das quais muitas delas foram a partir de técnicas simplificadas e empíricas.

Muito embora para a realização deste trabalho tenha sido procurada a utilização das melhores técnicas e informações disponíveis, existem possíveis erros agregados nos resultados. Podem ser citados, por exemplo, erros oriundos das simulações de cenários futuros a partir de fórmulas empíricas baseadas em relação proporcionais. Também podem ter sido carregadas para os resultados as observadas discrepâncias relativas aos usos dos solos da região.

Essa informação, relativa ao uso do solo, se faz de extrema importância, uma vez que foram observadas, durante o desenvolvimento deste trabalho, algumas diferenças entre o uso e ocupação real do solo da bacia do rio Macaé e o mapa de uso do solo utilizado, relativas principalmente à presença de agricultura nas porções inferiores da bacia. Entretanto, como a calibração do modelo se baseou no abatimento das cargas obtidas a partir de análise bibliográfica, acredita-se que as cargas resultantes de possíveis áreas agrícolas não computadas inicialmente estariam inseridas nos aportes relativos a atividades pecuárias, não proporcionando, desse modo, cenários futuros muito distantes do que de fato possa acontecer.

Outra fonte de incerteza, comentada durante o desenvolvimento do trabalho e enfocada neste capítulo é referente à etapa de calibração do modelo, em que agregam-se as incertezas referentes à determinação de valores para três diferentes escopos:

- Índices de atenuação utilizados;
- Composição oxidativa das concentrações de compostos que contemplam o Nitrogênio Total e o Fósforo Total;
- Coeficientes das fórmulas de modelagem.

Os erros agregados a estes escopos, entretanto, são relativizados, uma vez que a maior parte dos coeficientes utilizados neste estudo está dentro da faixa de aplicação historicamente utilizada, mesmo caso para a composição oxidativa dos nutrientes. Ainda, como os índices de atenuação foram determinados com auxílio visual do mapa

de uso dos solos, não se espera que haja resoluções muito diferentes para a calibração aquém da proposta por este trabalho, para as condições aqui pré-determinadas.

A calibração do modelo partiu também de outras simplificações, principalmente relativas às entradas de poluentes em cada trecho de sub-bacia modelado. As entradas foram feitas a partir de um módulo criado e acoplado ao QUAL-2K para gerenciar os dados de entrada no modelo, os índices de atenuação aplicados e os coeficientes de decaimento considerados. Esse módulo, como explicado no desenvolvimento deste estudo, foi criado numa tentativa de adaptar o modelo e representa-lo o mais fielmente possível às entradas reais de poluentes no Rio Macaé, funcionando através da determinação do tipo de entrada de carga (pontual ou difusa) por fonte de geração e por sub-bacia. Entretanto, conforme apresentado por Fan (2013), todo modelo que tenta representar o funcionamento do mundo real possui limitações. E as limitações desse pequeno módulo são relativas principalmente às entradas de poluentes no Rio Macaé. As cargas aportantes, divididas neste estudo em: (i) cargas humanas; (ii) cargas de pecuária e; (iii) cargas do uso do solo, podem ser aplicadas difusamente ou pontualmente, mas não parceladamente, dentro de uma mesma sub-bacia. Isso significa dizer que as cargas oriundas do uso do solo da localidade de Lumiar (sub-bacia da estação M2), por exemplo, podem ser aplicadas, em sua totalidade, como pontuais, em determinado ponto de entrada, ou como difusas. Se aplicada como pontuais, assume-se que os poluentes de toda mancha urbana da sub-bacia são carreados para um mesmo exutório (o que não é representativo da realidade), enquanto que, se aplicada como difusa, assume-se que todos os poluentes gerados aportam proporcionalmente em todo o canal principal da sub-bacia contribuinte de M2, o que também acarreta incertezas. A mesma premissa é válida para as cargas provenientes do uso do solo e de fontes humanas. Ressalta-se também que, como este modelo não foi acoplado a um SIG (Sistemas de Informações Geográficas), este tipo de limitação se torna muito intensa, de modo que o tempo necessário para se dispor manualmente, no correto local, todas as cargas geradas na bacia, seria impraticável. Desse modo, mesmo que se tenha tomado precauções quanto à alocação de cargas poluentes, não foi possível eliminar todas as incertezas ocorrentes sob este aspecto.

Chama-se especial atenção, também, para as sugestões de sistemas de diminuição de cargas aportantes. A proposição de percentagens referentes aos sistemas atenuadores de cargas aportantes deve ser avaliada de forma adicional aos possíveis tratamentos de

cargas atualmente aplicados à bacia. Ou seja, a sugestão de que sistemas de fossas sépticas sejam aplicados em locais que devam ter seus índices atenuadores de carga diminuídos em 30% significa dizer que, para o horizonte de projeto de 2040, uma atenuação adicional (à situação presente) de 30% das cargas deve ser aplicada nestes locais. Desse modo, considerando que a população de determinada região não trate o esgoto com nenhum tipo de sistema, fossas sépticas poderiam ser indicadas para este caso.

Ainda, excluiu-se da análise possíveis contribuições poluentes das indústrias da região, por se acreditar que as mesmas cumprem a legislação ambiental em vigor, lançando portanto os efluentes dentro dos padrões pré-estabelecidos.

Por fim, considerando as limitações encontradas no desenvolvimento desse trabalho, e também as simplificações tomadas como verdadeiras, sugere-se, como trabalhos futuros os tópicos abaixo:

- Obtenção dos dados secundários a partir de um mapa de uso dos solos mais representativo do uso real da sub-bacia;
- Preferência pela medição da qualidade d'água nos afluentes do rio Macaé, em detrimento da medição logo a jusante do encontro das águas, para as entradas consideradas como “pontuais”;
- Estimativa inicial de índices de tratamento de efluentes aplicados nos distritos de cada sub-bacia contribuinte para o rio Macaé;
- Melhor estimativa ou contagem populacional para os distritos presentes na alta porção do Rio Macaé;
- Melhor estimativa das cargas futuras resultantes da expansão agropecuária local, levando em consideração a aptidão dos solos para a agricultura e as áreas de pecuária para locação mais correta de rebanhos;
- Consideração dos efluentes industriais, tanto na calibração como na modelagem de cenários futuros de degradação;
- Modelagem conjunta dos grandes corpos hídricos aportantes no rio Macaé, para eliminar as incertezas relativas à concentração de oxigênio dissolvido dos mesmos nos cenários futuros;
- Modelagem não só campanhas de baixas e médias vazões, mas também uma campanha de altas vazões, gerando, portanto 9 cenários ao invés de apenas 6;

- Estimacão de índices de tratamento de efluentes para todos os cenários, baseados no enquadramento proposto, seguido de análise da situao de maior degradabilidade ambiental para escolher quais são os índices que realmente devem ser aplicados;

- Avaliaco da viabilidade técnica e financeira de aplicao dos sistemas de tratamento sinalizados;

- Previsão do comportamento do curso hídrico quanto  degradabilidade ambiental por horizonte de projeto, procurando mapear a evoluo temporal do enquadramento do manancial com a implantao das medidas propostas.

- Acomplamento do QUAL-2K a um *software* de SIG, visando eliminar as incertezas referentes ao local de aporte de cargas e facilitar o cômputo especializado das cargas poluentes geradas.

As etapas citadas acima não se restringem unicamente a este estudo de caso do Rio Macaé. Ressalta-se que elas podem servir também para nortear futuros estudos em outras bacias, ou trabalhos que visam fornecer informao de degradabilidade futura dos recursos hídricos através de técnicas de modelagem de qualidade d'gua.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. 2013. **Disponível em:** <http://pnqa.ana.gov.br/Padres/enquadramento_baseslegais.aspx>. Acesso em: 15 de maio de 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Informe 2011. **Disponível em :** <<http://conjuntura.ana.gov.br/conjuntura/>>. Acesso em: 10 de maio de 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Panorâma do enquadramento dos corpos d'água. 2007. **Disponível em:** <<http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA%20DO%20ENQUADRAMENTO.pdf>>. Acesso em: 20 de junho 2013

AMARAL, K. **Estuário do rio Macaé: modelagem computacional como ferramenta para o gerenciamento integrado de recursos hídricos.** 2003. 150f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2003.

ANGONESE, A.R. et al. Potencial de Redução de Emissão de Equivalente de Carbono de uma Unidade Suinícola com Biodigestor. **Revista Engenharia Agrícola.** V. 27 n. 3, p. 648 - 657, 2007.

BENETTI, A.D. Disciplina de Tratamento de Efluentes: Modelos de reatores. 2009. Notas de aula.

BLAINSKI, E. et al. Utilização do modelo hidrológico SWAT para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. In: **Taller International Red Riegos - Cytel.** Florianópolis, 2008

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ec hidrologia fluvial de pequenas bacias: Estudo de caso do Rio Canha, Baixo Ribeira, de Iguape, SP.** 2008. 208f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-

Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 8 de janeiro de 1997.

CARVALHO, D. M. *Downscaling* Estocástico para Extremos Climáticos *via* Regressão Quantílica e Interpolação Espacial dos Parâmetros das Distribuições de Valores extremos (GEV e GPD). In: Congresso Brasileiro de Meteorologia (CBMET), 2010, **Anais..** Belém do Pará, 2010.

CASTRO, C.M.B. Disciplina de tratamento de água: Introdução ao tratamento de água para consumo humano. 2011. Notas de aula.

CENTRE FOR ECOLOGY & HYDROLOGY – CEH. 2013. **Disponível em:** <http://www.ceh.ac.uk/products/software/CEHSoftware-PC-QUASAR_000.htm>.

Acesso em 22 de abril de 2013

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill Series in water resources and environmental engineering. 1997. 843p.

CHAPRA, S.C., PELLETIER, G.J. and TAO, H. 2008. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11**. Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA. 2008.

COLLISCHONN, W. & TASSI, R. Disciplina de Hidrologia I: Introduzindo hidrologia. 2010. Notas de aula.

COMPANHIA AMBIENTAL DE SÃO PAULO – CETESB. **Disponível em :** <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf>>. Acesso em: 28 de abril de 2013.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA. 2013. **Disponível em:** <<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=34>>. Acesso em: 11 de junho de 2013.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 2013. **Disponível em:** <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas#temperatura>> . Acesso em 10 de maio de 2013

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 2013. **Disponível em:** <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/demanda_bioquimica_de_oxigenio.pdf>. Acesso em 15 de maio de 2013.

CONAMA. Resolução n° 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de junho de 1986.

CONAMA. Resolução n° 274, de 29 de novembro de 2000. Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 29 de novembro de 2000.

CONAMA. Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 de março de 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia, SC. 1993, 96 f.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2013. **Disponível em:** <<http://epa.gov/athens/wwqtsc/html/QUAL-2K.html>>. Acesso em 12 de abril de 2013.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2013. **Disponível em:** <<http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html>>. Acesso em 22 de abril de 2013

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, RJ. Interciência, 2011. 828p.

FAN, F. M. **Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica**. 2013. 241f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2013.

FAN, F.M. (Coord.). **Quantificação do impacto de lançamento de esgotos em rios**. Porto Alegre, 2012, 33p. Apostila do curso de quantificação do impacto de lançamento de esgotos em rios ministrado durante a V Semana Acadêmica da Engenharia Ambiental – Faculdade de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

FONSECA, W. C. **Ajuste do modelo QUAL-2K e simulação de cenários para o Ribeirão Claro**. 2008. 75f. Monografia. Graduação em Engenharia Ambiental, Instituto de Geociências e Ciências Exatas – Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA - IBGE. 2010 - **Disponível em:** <<http://www.sidra.ibge.gov.br/cd/cd2010rpu.asp?o=6&i=P>>. Acesso em 01 de junho de 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA - IBGE. 2013 - **Disponível em:** < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php>>. Acesso em: 05 de junho de 2013

JAMES, A. **An introduction to water quality modeling**. 2^aed. England. Wiley, 1993, 311p.

KNAPIK, H.G. et al. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. V. 16 n.2, p. 75-88, 2011.

LARENTIS, D. G. **Modelagem da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari Antas – RS**. 2004. 177f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação

em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.

LIBÂNIO, P.A.C et al. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, V.10, nº3, p.219-228, 2005.

MACIEL Jr., P. Zoneamento das águas: um instrumento de gestão dos recursos hídricos. Belo Horizonte: 2000. **Disponível em:** <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v10n3/a06v10n3.pdf>>. Acesso em 02 de maio de 2013

MELO, G.K.R.M.M, et al. Histórico evolutivo legal dos recursos hídricos no Brasil: uma análise da legislação sobre a gestão dos recursos hídricos a partir da história ambiental. **Dsiponível em:** <http://www.ambito-juridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=11606>. Acesso em 21 de junho de 2013.

MENDES, D. A. R. **Aplicação do modelo QUAL-2kw para avaliação de cargas pontuais no Rio Itapanhaú**. 2010. 204p. Programa de Mestrado em Engenharia, Escola Politécnica de Engenharia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.

MORAES, D.S.L. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v.36, nº3, São Paulo, 2002.

MOTA, S. (Org.) ; von SPERLING, M. (Org.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro, RJ: PROSAB/FINEP, 2009. v1. 428p .

NEILSON, B.T. et al. Using Qual2K Modeling to Support Nutrient Criteria Development and Wasteload Analyses in Utah. **Disponível em:** <http://www.waterquality.utah.gov/WQM/documents/UtahQ2kModelingDataGuidance-Final_12-12-12.pdf>. Acesso em: 05 de maio de 2013.

ORRICO, J.P.A.M. **Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos**. 2007, 93f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual de São Paulo. São Paulo, 2007.

PAZ, D.H.F. et al. **Modelagem matemática da qualidade da água no rio Capibaribe, Pernambuco.** In: VI CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO IFPE, **Anais.** Pernambuco, 2011

PINHEIRO, M.R.C. **Avaliação de usos preponderantes e qualidade da água como subsídios para os instrumentos de gestão dos recursos hídricos aplicada à bacia hidrográfica do rio Macaé.** 2008, 152f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica, Universidade da Tecnologia e Trabalho. Campos dos Goytacazes. Rio de Janeiro, 2008.

PIVELI, R.P. **Disponível em :** <http://www.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%2010%20-%20Oxigenio%20Dissolvido%20e%20Materia_Organica.pdf>. Acesso em: 28 de abril de 2013.

PROGRAMA ÁGUA AZUL. 2013. **Disponível em:** <http://www.programaaguaazul.rn.gov.br/indicadores_03.php>. Acesso em 18 de junho de 2013.

SALVAI, A. & BESDAM, A. Water Quality Model QUAL2K in TMDL Development. **Conference on water observation and information system for decision support – Balwois.** Ohrid, Republic of Macedonia, 2008.

SANTOS, A.F. Contribuição potencial de cargas poluentes na bacia do Rio das Pedras, no município de Guarapuava – PR. **Revista de Ciências Exatas e Naturais**, V. 5, nº, 2003.

SANTOS, V. R. **Avaliação da qualidade da água do Rio Andrada através do modelo QUAL-2K.** 2009. 142f. Monografia. Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo, 2009.

SCARIOT, M. R. **Modelagem e Simulação Sistêmica de Rios: Avaliação dos impactos ambientais no Rio Mogi-Guaçu/SP.** 2008. 200f. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos. Campinas, 2008.

SEO, D. et al. Development of the CAP Water Quality Model and Its Application to the Geum River, Korea. **Environmental Engineering Research**. P.121-129, 2011

SILVA, C.E. Tratamento de Resíduos e Impactos Ambientais. Universidade Federal de Santa Maria. Notas de Aula. **Disponível em:** <<http://jararaca.ufsm.br/websites/ces/download/A1.pdf>>. Acesso em 10 de abril de 2013.

SILVINO, A. N. O. **Avaliação e modelagem da qualidade da água da bacia do Rio Coxipó – MT**. 2008. 173f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2008.

SOARES, P. A. **Estimativa e aplicação dos coeficientes de dispersão longitudinal e de reaeração em corpos de água naturais**. 2011. 119f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, 2011.

SOUZA, R. S. **Simulação hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: Ajuste do modelo CE-QUAL-W2 à sub-bacia do arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí/RS**. 2006. 156f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006.

SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. UFMG. 2007.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3º ed. Belo Horizonte, MG. UFMG, 2005.452p.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. Belo Horizonte, MG. DESA/UFMG, 1996, 243 f.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. Belo Horizonte, MG. DESA/UFMG, 1995, 240 f.

TSCHIEDEL, A. F. et al. **Análise Hidromorfológica da Sub-Bacia 87**. In: XI CONGRESSO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, **Anais..** João Pessoa, 2012.

VARGAS, G.D.L.P. **Tratamento terciário de esgoto sanitário através de processos oxidativos avançados para a obtenção de águas de reuso**. 2008, 289f. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. Santa Catarina, 2008.

ZHANG, R. et al. Simulation of Water Environmental Capacity and Pollution Load Reduction Using QUAL2K for Water Environmental Management. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, nº9, p.4504-4521, 2012