



SUBSÍDIOS PARA O ENQUADRAMENTO DO RIO PIABANHA RESPALDADO POR
MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

Marcos Leandro Alves Nunes

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Rio de Janeiro

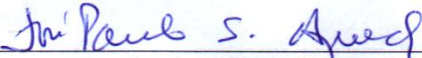
Março de 2014

SUBSÍDIOS PARA O ENQUADRAMENTO DO RIO PIABANHA RESPALDADO POR
MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

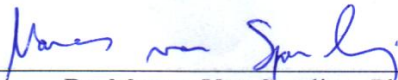
Marcos Leandro Alves Nunes

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA
(COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE
EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:



Dr. José Paulo Soares Azevedo, Ph.D.



Dr. Marcos Von Sperling, Ph.D.



Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2014

Nunes, Marcos Leandro Alves

Subsídios para o enquadramento do rio Piabanha respaldado por modelagem matemática de qualidade da água / Marcos Leandro Alves Nunes. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2014.

XVIII, 112p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2014.

Referências Bibliográficas: p. 104-112.

1. Rio Piabanha. 2. Qualidade da água. 3. Poluição. 4. QUAL-2E. I. Azevedo, José Paulo Soares de. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

*Dedico este trabalho aos meus pais, Armelino
Nunes e Zelma Carlos Alves Nunes, pelo amor
incondicional e a minha irmã Talita Alves Nunes.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pois “(...) saibam que Javé faz maravilhas por seu fiel: Javé ouve quando eu o invoco. Puseste em meu coração mais alegria. Em paz me deito e logo adormeço, porque só tu, Javé, me fazes viver tranquilo (SALMO 4)”.

A toda a minha família, pelo papel que tem desempenhado em minha vida, em especial, aos meus pais, Armelino Nunes e Zelma Carlos Alves Nunes, por todo o apoio imprescindível ao meu desenvolvimento profissional mas também pessoal, e a minha irmã Talita Alves Nunes, pelo companheirismo, amizade e estímulos sempre concedidos.

Ao meu orientador, José Paulo Soares de Azevedo, pelo suporte acadêmico oferecido durante todo esse período, aos contatos que viabilizaram e facilitaram este estudo e, sem os quais a elaboração do mesmo teria sido certamente mais morosa.

Ao Professor Otto Corrêa Rotunno Filho, que passei a admirar e respeitar no decorrer do mestrado por sua vivacidade contagiante, disposição e prontidão em responder qualquer questionamento.

À Fernanda Rocha Thomaz, pelo apoio, paciência e pelas dicas valorosas, essenciais para a etapa de calibração e validação do modelo utilizado neste estudo.

Aos professores José Otávio Goulart Pecky e Silvia Egler, pelas críticas e valorosas contribuições.

Aos meus amigos irmãos, Alberto Dresch Webler e Josiane de Brito Gomes, por terem suprido a ausência de meus pais e irmãs. Obrigado pelo amor, carinho e por cuidarem de mim nos momentos de maior atribulação.

À Claudia Daza e Daniele Paiva, pela amizade, generosidade e alegria contagiante.

Aos meus amigos de república, Jânio Otoni, Jardel Correia, Juan Marcelo Dell Oso e Moacyr Júnior, pelos diálogos edificantes nos almoços de fim de semana, pela agradável convivência e pelos momentos de descontração.

Ao Vinicius Alexandre Sikora de Souza, pelas sugestões e ajuda.

Aos amigos, Alline Lamenha, Ana Machado, Bianca Santos Molinari, Bruna Amaral, Erika Melo, Felipe Abrantes, Gabriela Veiga, Luiza Gabriela Correia e Pedro Lucas, pelas incontáveis oportunidades de aprendizado e pelos ótimos momentos de convívio.

A todos os docentes e funcionários do Programa de Engenharia Civil, que, de alguma forma, me ajudaram na realização deste estudo, em especial, à funcionária Wilma Correia de pelo seu esmero no atendimento aos discentes, sempre atenciosa e disposta a ajudar.

Ao CETEM, CPRM e INEA, que possibilitaram e viabilizaram o desenvolvimento deste estudo, com o fornecimento de diretrizes e dados.

À CAPES e ao CNPq, pelo auxílio financeiro concedido pela bolsa de estudo.

Obrigado a todas as pessoas que contribuíram para o meu crescimento como pessoa. Sou o resultado da confiança e da força de cada um de vocês (Augusto Branco).

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

SUBSÍDIOS PARA O ENQUADRAMENTO DO RIO PIABANHA RESPALDADO POR
MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

Marcos Leandro Alves Nunes

Março/2014

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Programa: Engenharia Civil

No intuito de avaliar o efeito de ações mitigadoras nas características das águas do Piabanha, sub-bacia do rio Paraíba do Sul, localizada na região serrana do estado do Rio de Janeiro, este estudo empregou a ferramenta matemática QUAL – 2E. O segmento modelado apresenta, aproximadamente, 70 km. Os seguintes cenários foram estudados: Tratamento em nível secundário dos lançamentos, saneamento das sub-bacias, saneamento dos lançamentos e das sub-bacias e aumento das cargas poluidoras dos tributários. A calibração do modelo foi efetuada com dados do monitoramento do CETEM, CPRM e INEA em condições de vazão de referência $Q_{95\%}$. A calibração e validação do modelo apresentou um ajuste satisfatório e condizente, afirmação reforçada pelos coeficientes de determinação. A simulação dos cenários evidenciou que serão necessárias ações em toda a bacia, com o tratamento dos efluentes domésticos e redução da carga poluente das sub-bacias. As variáveis DBO, CT e fósforo dissolvido destacaram-se por violarem os valores máximos permitidos de classe em uma ampla extensão do rio Piabanha. Respalhada pela modelagem da qualidade da água foram sugeridas duas propostas de enquadramentos para o rio Piabanha. A primeira considera classe 3 para os primeiros 31 km e classe 2 para o restante do rio, indicando como medida para a melhora da água, o saneamento dos despejos de esgoto e dos afluentes presentes nos trechos iniciais. A segunda, indica classe 2 para todo o rio, sendo necessário o tratamento dos efluentes em nível terciário e redução da carga poluidora das sub-bacias para a efetivação do enquadramento.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

SUBSIDIES FOR PIABANHA RIVER FRAMING SUPPORTED BY
MATHEMATICAL MODELING OF WATER QUALITY

Marcos Leandro Alves Nunes

March/2014

Advisor: José Paulo Soares de Azevedo

Department: Civil Engineering

Aiming at assessing the effect of mitigation actions on the characteristics of the Piabanha river water, sub-basin of the Paraíba do Sul river, located in the mountainous region of the State of Rio de Janeiro, the present study used the QUAL-2E mathematical tool. The segment modeled represents, approximately, 70 km. The following scenarios were studied: Secondary level treatment of discharges, sub-basin sanitation, discharge and sub-basin sanitation, and increase of tributary pollutant load. The model calibration was performed with monitoring data from CETEM, CPRM and INEA in conditions of $Q_{95\%}$ reference flow rate. The calibration and showed a satisfactory and suitable adjustment, a statement that was reinforced by the determination coefficients. The simulation of scenarios indicated that there is a need for actions in the entire basin, with domestic sewage treatment and reduction of the pollutant load of the sub-basins. The variables BOD, TC and dissolved phosphorus stood out for violating the class maximum allowed values, in a wide extent of the Piabanha river. Two proposals for Piabanha river framing were suggested supported by the water quality modeling. The first considers class 3 for the 31 km and class 2 for the remaining of the river, indicating sanitation of sewage discharges and tributaries present in the initial stretch as a measure for water quality improvement. The second indicates class 2 for the entire river, and thus tertiary level effluent treatment and reduction of the pollutant load of the sub-basins is necessary for framework effectiveness.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Contextualização.....	1
1.2	Justificativa.....	3
1.3	Objetivos.....	4
1.3.1	Geral.....	4
1.3.2	Específicos:	4
1.4	Escopo do trabalho	5
	REVISÃO DE LITERATURA	6
2	Qualidade da água	6
2.1	Comprometimento da qualidade da água por fontes pontual e difusa	12
2.2	Gestão dos recursos hídricos e a lei 9433/1997.....	12
3	VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	18
3.1	Oxigênio dissolvido (OD).....	18
3.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	20
3.3	Coliformes Termotolerantes	21
3.4	Nitrito e Nitrato.....	23
3.5	Fósforo	24
4	MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	26
4.1	Equação do transporte de massa	26
4.2	Cinética de reações	27
4.2.1	Oxigênio dissolvido.....	27
4.2.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	28
4.2.3	Coliformes Termotolerantes	29
4.2.4	Nitrito	30
4.2.5	Nitrato.....	30

4.2.6 Fósforo dissolvido	31
4.3 Modelos de qualidade da água: QUAL - 2E	36
4.3.1 Discretização espacial do sistema	37
4.3.2 Calibração.....	37
4.3.3 Validação.....	38
4.3.4 Limitações do modelo QUAL-2E	38
4.4 Estado da arte.....	38
5 BACIA DO RIO PIABANHA: CARACTERÍSTICAS GERAIS	43
5.1 Sub-bacias	44
5.2 Caracterização edafoclimática	45
5.3 Altimetria da bacia.....	49
5.4 Uso e ocupação do solo	50
5.5 Caracterização das águas superficiais da bacia do rio Piabanha: Resolução CONAMA 357/2005	51
5.5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio	53
5.5.2 Oxigênio Dissolvido.....	56
5.5.3 Nitrato.....	59
5.5.4 Coliformes Termotolerantes.....	61
5.5.5 Fósforo	64
5.5.6 Variação da qualidade da água na bacia do rio Piabanha	66
6. MATERIAIS E MÉTODOS.....	68
6.1 Escolha do trecho do rio Piabanha a ser modelado	68
6.1.1 Caracterização do trecho escolhido.....	68
6.2 Discretização do sistema fluvial	73
6.3 Aquisição dos dados de qualidade de água	74
6.4 Identificação das captações de água e lançamentos de efluentes no rio Piabanha ...	75
6.5 Variáveis hidráulicas	75

6.6 Calibração.....	78
6.7 Análise de sensibilidade	78
6.8 Validação	78
6.9 Simulação de cenários	79
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
7.1 Análise de sensibilidade	80
7.2 Calibração do Modelo QUAL – 2E.....	81
7.2.2 Coeficientes.....	81
7.2.3 Calibração e validação	82
7.2.4 Validação.....	83
7.3 Cenário de Saneamento na bacia	84
7.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	84
7.3.2 Oxigênio Dissolvido (OD)	87
7.3.3 Coliformes Termotolerantes (CT).....	89
7.3.4 Fósforo dissolvido	91
7.3.5 Nitrato.....	92
7.4 Proposta de enquadramento para o rio Piabanha.....	95
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Principais fontes de comprometimento da qualidade dos recursos hídricos superficiais.....	8
Figura 2.2 - Curvas médias de variação das variáveis de qualidade das águas para o cálculo do IQA.	10
Figura 3.1 - Fontes e reservatórios de matéria orgânica em ambientes aquáticos.....	19
Figura 3.2 - DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.....	20
Figura 3.3 - Zonas dos compostos nitrogenados na pluma de esgoto <i>in natura</i>	23
Figura 4. 1 - Representação gráfica de um trecho de rio.	37
Figura 5.1 - Localização da bacia do rio Piabanha.	43
Figura 5.2 – Bacia do rio Piabanha: Principais municípios.....	44
Figura 5.3 – Precipitação total anual (mm/ano) na bacia hidrográfica do rio Piabanha. 46	
Figura 5.4 –Climatologia de precipitação pluvial em Petrópolis - Estação 02243009 (1939-2005).	46
Figura 5.5 –Climatologia de precipitação pluvial em Pedro do Rio - Estação 02243012 (1938-2007).	47
Figura 5.6 – Climatologia de precipitação pluvial em Areal - Estação 02243013 (1939-2007).	47
Figura 5.7 – Mapa hipsométrico da bacia do rio Piabanha.	49
Figura 5.8 – Classes de uso do solo da bacia do rio Piabanha.	50
Figura 5.9 – Pontos de monitoramento da qualidade de água da CPRM na bacia do rio Piabanha.	52
Figura 5.10 – Pontos de monitoramento da qualidade de água do CETEM e INEA na bacia do rio Piabanha.....	53
Figura 5.11 – Concentração média de DBO na bacia do rio Piabanha nas estações chuvosa.	55
Figura 5.12 – Concentração média de DBO na bacia do rio Piabanha na estação seca. 55	
Figura 5.13 – Concentração média de OD na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa	58
Figura 5.14 – Concentração média de OD na bacia do rio Piabanha na estação seca....	59
Figura 5.15 – Concentração média de nitrato na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa.....	60

Figura 5.16 – Concentração média de nitrato na bacia do rio Piabanha na estação seca	61
Figura 5.17 – Concentração média de CT na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa	63
Figura 5.18 – Concentração média de CT na bacia do rio Piabanha na estação seca ...	63
Figura 5.19 – Concentração média de fósforo na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa	65
Figura 5.20 – Concentração média de fósforo na bacia do rio Piabanha na estação seca	66
Figura 6.1 – Trecho modelado do rio Piabanha.....	69
Figura 6.2 – Fluxograma da metodologia usada.....	70
Figura 6.3 – Rio Piabanha a montante da confluência com o rio Itamarati	70
Figura 6.4 – Rio Piabanha a montante da confluência com o rio Poço do Ferreira	71
Figura 6.5 – Confluência entre os rios das Araras e Piabanha	75
Figura 6.6 – Características do rio Piabanha a montante (a) e a jusante (b) da confluência com o rio Santo Antônio	72
Figura 6.7 – Confluência do rio Preto com o rio Piabanha	73
Figura 6.8 – Diagrama unifilar da bacia do rio Piabanha.....	74
Figura 6.9 – Pontos de Lançamento na bacia do rio Piabanha	75
Figura 6.10 – Vazões utilizadas no modelo.....	76
Figura 7.1 – Análise de sensibilidade.....	80
Figura 7.2 – Calibração de DBO (A), OD (B), Coliformes termotolerantes (C), fósforo dissolvido (D) e nitrato (E).....	83
Figura 7.3 – Validação de DBO (A) e OD (B).....	84
Figura 7.4 – Concentrações de DBO modeladas para o rio Piabanha.....	85
Figura 7.5 – Concentrações de OD modeladas para o rio Piabanha.....	87
Figura 7.6 – Densidade de CT modelados para o rio Piabanha.....	89
Figura 7.7 – Concentrações de fósforo dissolvido modeladas para o rio Piabanha	92
Figura 7.8 – Concentrações de nitrato modeladas para o rio Piabanha	93
Figura 7.9 – Classes de uso da bacia do rio Piabanha	96
Figura 7.10 – Primeira proposta de enquadramento para o rio Piabanha.....	97
Figura 7.11 – Segunda proposta de enquadramento para o rio Piabanha.....	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Peso dos Parâmetros para o cálculo do IQA.	9
Tabela 2.2 - Classificação do IQA.	11
Tabela 3.3 – Bacias e corpos d’água que apresentam os menores valores de Índice de	
Tabela 3. 1- Relação entre a vida aquática e os níveis de DBO.	21
Tabela 4. 1 – Valores típicos para taxa de degradação.	34
Tabela 4. 2 – Cálculo do coeficiente K2.	35
Tabela 4. 3 – Valores do parâmetro K4 (demanda bentônica).	36
Tabela 5. 1 – Variáveis climatológicas da bacia do rio Piabanha.	48
Tabela 5. 2 – Cobertura vegetal na área total dos municípios que integram a bacia do rio Piabanha.	48
Tabela 5. 3 – Valores médios de DBO (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca.	548
Tabela 5. 4 – Valores médios de OD (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca.	57
Tabela 5. 5 – Valores médios de nitrato (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca.	60
Tabela 5. 6 – Valores médios de CT (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca.	62
Tabela 5. 7 – Valores médios de fósforo dissolvido (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca.	64
Tabela 6.1 – Variáveis hidráulicas utilizadas no modelo QUAL – 2E.	77
Tabela 6.2 – Equações de ajuste para a determinação da profundidade e velocidade do rio Piabanha.	77
Tabela 7.1 – Coeficientes calibrados do modelo QUAL – 2E.	81

LISTA DE SÍMBOLOS

A	concentração de biomassa de algas
A_x	área da seção transversal
a	constante empírica
a₁	fração da biomassa de algas como nitrogênio
a₂	fração da biomassa de algas como fósforo
b	constante empírica
C	concentração do constituinte
C_s	concentração de saturação do oxigênio dissolvido a dada temperatura
D_L	coeficiente de dispersão longitudinal
E	densidade de coliformes
F_e	fontes externas - entradas ou retiradas
F₁	consumo de nitrogênio pelas algas proveniente da parcela de amônia
h	profundidade do curso de água
KDBO	coeficiente de conversão da DBO
K₁	coeficiente de desoxigenação da matéria orgânica, função da temperatura
K₃	taxa de decaimento da DBO carbonácea, devida à sedimentação, função da temperatura
K₂	coeficiente de reaeração
K₄	demanda bentônica, em função da temperatura
K₅	coeficiente de decaimento de coliformes, função da temperatura
L	concentração da DBO carbonácea remanescente
M	massa
N₁	concentração de amônia
N₂	concentração de nitrito
N₃	concentração de nitrato
P₁	concentração de fósforo orgânico
P₂	concentração de fósforo dissolvido
t	tempo
U	velocidade média do escoamento
V	volume
x	distância
α₃	taxa de oxigênio produzido por fotossíntese, por unidade de alga

α_4	taxa de remoção de oxigênio por unidade de alga respirada
α_5	taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de amônia
α_6	taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de
β	constante empírica
β_1	coeficiente cinético da oxidação de amônia, dependente da temperatura
β_2	coeficiente cinético da oxidação de nitrito, dependente da temperatura
β_4	taxa de decaimento de fósforo orgânico, dependente da temperatura
ρ	taxa de respiração de algas
μ	taxa específica local de crescimento de algas
σ_2	taxa de fonte bentônica para fósforo dissolvido, função da temperatura

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRH	Associação Brasileira de Recursos Hídricos
ANA	Agência Nacional de Águas
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPPE	Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CTEM	Centro de Tecnologia Mineral
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ECs	Elementos computacionais
EIBEX	Estudos Integrados de Bacias Experimentais
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
ICWE	International Conference on Water and Environment
INCRA	Instituto Nacional de Colonização Agrária
INEA	Instituto Estadual Ambiental
IQA	Índice de Qualidade da Água
OD	Oxigênio Dissolvido
NSF	National Sanitation Foundation
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
pH	Potencial hidrogeniônico
SIRH	Sistema de informação sobre recursos hídricos
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

Os mananciais de água superficial satisfazem múltiplos usos, destacando-se o abastecimento para consumo humano, dessedentação de animais, irrigação de áreas agricultáveis, transporte e diluição de poluentes (BRASIL, 1997; FERREIRA *et al.*, 2008; PINHEIRO *et al.*, 2007; TOMASONI *et al.*, 2009). Essas fontes de abastecimento devem concomitantemente suprir água em quantidade e qualidade a todos os usuários (HIDALGO *et al.*, 2009; ICWE, 1992). Entretanto, certos usos consuntivos da água podem restringir o seu abastecimento a outros, precisando este recurso ser gerido para se evitar litígios (TORREGROSA *et al.*, 2010), sobretudo em regiões metropolitanas, em virtude da pressão exercida pela ausência de saneamento e pelo relativo déficit hídrico verificado em muitas dessas áreas.

O comprometimento dos aspectos qualitativos das fontes de abastecimento e o desequilíbrio entre oferta e demanda de água evidencia que este recurso é limitado e precisa ser gerido (HESPANHOL, 2008). Essa gestão deve propiciar alternativas factíveis para a solução de problemas quali-quantitativos de água e garantir o seu uso múltiplo, assim como o acesso à água em quantidades e qualidades apropriadas e suficientes para as demandas atuais e futuras.

Instituída pela Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH dispõe os objetivos e instrumentos regulatórios e econômicos que orientam a gestão dos recursos hídricos no Brasil (BRASIL, 1997; SCHVARTZMAN *et al.*, 2002). Pizella e De Souza (2007) esclarecem que, dentre os instrumentos presentes nessa lei, destacam-se os relacionados à gestão da qualidade hídrica, como a classificação das águas superficiais e o enquadramento dos cursos de água em classes de qualidade, permitindo estabelecer características qualitativas para as águas emersas, conforme os seus usos previstos.

Passados quase duas décadas da promulgação da Lei 9.433, muitos dos instrumentos de gestão ainda não foram implementados. Reflexo da ausência ou da má gestão dos cursos de água superficiais pode ser verificado na degradação acentuada da qualidade da água. A grave dimensão dos problemas decorrentes de uma má utilização dos recursos hídricos no meio urbano, entre elas o descarte de esgoto doméstico, demanda medidas urgentes no sentido da previsão de seu impacto (MAROTTA *et al.*, 2008).

Paradoxalmente, as fontes de água superficiais são utilizadas para abastecer usuários, transportar e diluir poluentes oriundos de suas atividades. Práticas de descarte de efluentes brutos e parcialmente estabilizados em rios são corriqueiras, principalmente, em localidades com saneamento deficiente e em complementação às etapas de tratamento de esgoto (GRANT *et al.*, 2012). Embora o lançamento de águas residuárias possa causar características objetáveis nos mananciais e, em condições extremas, inviabilizar o abastecimento de água aos usos mais exigentes, o seu despejo, obedecendo às peculiaridades naturais de assimilação do corpo hídrico, apresenta menor potencial de degradação ambiental.

Todavia, a recepção de esgoto em rios em proporções superiores à capacidade de autodepuração poderá resultar na violação do enquadramento, restrição e conflitos quanto ao uso das fontes de água, já que a utilização da capacidade de transporte e assimilação de rejeitos pode inviabilizar o abastecimento de água com qualidade. Dessa forma, para se evitar condições ambientais desfavoráveis e conflitos quanto ao uso da água, é essencial avaliar a capacidade de assimilação de efluentes dos corpos de água.

Estudos sobre a capacidade de assimilação em rios também auxiliam a estabelecer os limites máximos de matéria orgânica lançada em seus leitos, superior ao padrão estabelecido em lei, conforme prevê a Resolução CONAMA 430/2011. Porém, um novo valor somente poderá ser usado como referência caso os estudos comprovem atendimento às metas do enquadramento estabelecidas (BRASIL, 2011). Nesse sentido, os instrumentos de previsão de qualidade da água, como os modelos matemáticos, são empregados para auxiliar em tais estudos, assim como gerar informações aos gestores para a tomada de decisões.

Os modelos matemáticos de qualidade da água possibilitam simular condições reais, dentro de uma faixa de incertezas, permitindo a apresentação de propostas e alternativas para gerenciamento dos recursos naturais (TUCCI, 2005). Permitem compreender o meio ambiente e visualizá-lo integrado, devido à sua capacidade de englobar os processos hidrológico, físico, químico e biológico de forma trivial e prática, ainda que esses sejam complexos (GASTALDINI; OPPA, 2011).

Mediante o exposto, nota-se a relevância em realizar estudos sobre a qualidade da água em distintos cenários de poluição hídrica, com o principal intuito de utilizar as informações em programas de gestão de recursos hídricos. O presente estudo objetiva descrever a condição da qualidade da água ao longo de um trecho contínuo do rio Piabanha, sub-bacia do rio Paraíba do Sul, localizado na região serrana do estado do Rio

de Janeiro, sendo utilizado o modelo matemático QUAL - 2E. Com esse modelo, simularam-se cenários de controle das fontes de degradação dos aspectos da qualidade da água em condições de vazão, entradas e retiradas consideradas constantes. As informações geradas respaldaram a proposta de enquadramento para o rio Piabanha.

1.2 Justificativa

O rio Piabanha e seus afluentes drenam regiões com elevado grau de urbanização como os municípios de Petrópolis e Teresópolis, recebendo significativas cargas pontuais no perímetro urbano dessas localidades. Embora seja perceptível o impacto causado pelos expressivos lançamentos de efluentes sanitários *in natura*, como a deterioração das características organolépticas, destacando-se os aspectos estéticos e exalação de odores desagradáveis, prever a degradação da qualidade da água do rio a jusante de tais lançamentos não é factível sem estudos em campo. Contudo, esses estudos restringem-se a descrever o estado de qualidade no momento da coleta de amostras de água e no ponto amostrado.

Mensurar o impacto desses poluentes na água também requer uma série de pontos amostrais ao longo de um curso de água, monitorados periodicamente. Em cada uma dessas localidades estudadas, são apresentadas as condições instantâneas física, química e biológica, sendo esta prática de descrever os aspectos qualitativos da água restrita a um número limitado de pontos devido a fatores técnicos e econômicos. Nesse sentido, a escassez de recursos humanos e econômicos restringem os estudos de qualidade de água no espaço e no tempo, sendo inexecutável um monitoramento constante em ambas as dimensões.

Por outro lado, ferramentas matemáticas possibilitam o estudo contínuo no espaço da qualidade da água. Esses modelos reúnem uma série de informações empregadas para descrever a qualidade dos cursos de água. Entretanto, sua eficácia e confiabilidade estão associadas aos dados coletados *in situ*, utilizados nos processos de modelagem.

Modelos de qualidade de água têm sido corriqueiramente utilizados na geração de informações, principalmente em bacias com elevado grau de antropização, sendo tais concepções de grande relevância por auxiliar estudos e a gestão dos recursos hídricos. Ainda correspondem a uma importante fonte de informações aos gestores, ajudando-os na tomada de decisões. Por outro lado, no seu emprego, é necessária uma série de dados de qualidade da água obtidos em campo para a sua calibração e validação.

A bacia do rio Piabanha apresenta uma ampla rede de monitoramento se comparada a outras sub-bacias brasileiras, sendo coberta por uma série de instrumentos, muitos dos quais obtidos por meio do projeto de pesquisa científica EIBEX – Estudos Integrados de Bacias Experimentais, desenvolvido no âmbito do MCTI/FINEP/CT-HIDRO – Bacias Representativas 04/2005, o que possibilita o desenvolvimento de uma série de estudos nessa área.

Este estudo conta com a participação de algumas instituições, permitindo a aquisição de uma considerável quantidade de dados e informações públicas, já utilizadas em pesquisas desenvolvidas pelo programa de Engenharia Civil da COPPE, entre os quais se menciona: Molinari (2011), Paula (2011), Rios (2012). A disponibilidade de uma série de dados e informações viabilizou a execução, calibração e validação do modelo utilizado para auxiliar a proposta de enquadramento para o rio Piabanha.

1.3 Objetivos

1.3.1 Geral

O presente estudo teve como precípua intenção propor enquadramentos para o rio Piabanha segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

1.3.2 Específicos:

- Avaliar a variação sazonal da qualidade da água da bacia do rio Piabanha com base na série de dados de monitoramento;
- calibrar e validar o modelo com os dados de qualidade de água, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrato e fósforo dissolvido, informações essas obtidas *in situ*;
- simular o comportamento das variáveis coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrato e fósforo dissolvido em cenários de tratamento secundário dos lançamentos, redução da carga poluidora nas sub-bacias, saneamento dos efluentes e redução da carga poluidora das sub-bacias e aumento das cargas poluidoras dos tributários;
- com o apoio das variáveis simuladas de qualidade da água, indicar propostas de enquadramento para o rio Piabanha.

1.4 Escopo do trabalho

A dissertação está organizada em oito capítulos. No primeiro, é exposta a problemática associada à poluição dos mananciais de abastecimento, os conflitos que podem surgir devido ao comprometimento dessas fontes de água, a relevância em se avaliar a capacidade de autodepuração dos cursos de água e prever os efeitos de despejos de efluentes nas características qualitativas da água.

No segundo capítulo é abordada a importância do estudo da qualidade da água e quais são as principais vias de alteração de suas propriedades, sendo frisados os fenômenos naturais e antrópicos de poluição. Mencionam-se os métodos de monitoramento de qualidade de água, destacando a apresentação dos resultados em Índice de Qualidade de Água (IQA) e os aspectos positivos e negativos em utilizá-lo. O capítulo é encerrado com o panorama da qualidade da água no Brasil e a evolução do processo de gestão dos recursos hídricos, culminando com a Lei 9.433/1997.

No terceiro capítulo é elucidado o significado sanitário das seguintes variáveis de qualidade de água: DBO, OD, coliformes termotolerantes, nitrato e fósforo. São abordadas as suas principais fontes e a problemática ambiental associada ao despejo de efluentes em desacordo ao preconizado na legislação vigente.

No capítulo seguinte é apresentado o modelo QUAL-2E, as suas principais características para a modelagem da qualidade da água e as equações de cinética de reações, sendo esclarecidos os seus termos. Por fim, são mencionados alguns estudos que utilizaram esse modelo em bacias brasileiras e bacias localizadas em outros países.

No quinto capítulo é feita uma caracterização da área estudada, com a sua localização e identificação dos principais cursos de água, altimetria, usos do solo, aspectos climáticos e a vegetação predominante. Ainda é apresentada uma revisão e discussão sobre a qualidade da água na bacia nos períodos chuvoso e seco, sendo destacado o efeito da diminuição de vazão na qualidade da água.

Na sexta sessão é descrita a metodologia utilizada para atingir os objetivos da dissertação. Definiu-se o trecho modelado pelo QUAL-2E, sendo discretizados em elementos computacionais. São definidos os principais dados de entrada do modelo e os cenários simulados.

No capítulo sete são apresentados os resultados e discussão deste estudo, sendo abordada a calibração e validação do modelo matemático e simulação dos cenários, utilizados para sugerir duas propostas de enquadramento para o rio Piabanha.

E finalmente no capítulo oito, são feitas as considerações finais da dissertação.

REVISÃO DE LITERATURA

2 Qualidade da água

A intensificação da industrialização, adensamento populacional em algumas áreas e aumento da produtividade agropecuária trouxeram, como passivos ambientais, a redução da disponibilidade de água para os usos prioritários e o comprometimento da qualidade estética, físico-química e bacteriológica dos recursos hídricos (MARQUES *et al.*, 2007). Os recentes problemas de quantidade e qualidade da água, principalmente os observados nos mananciais superficiais, evidenciaram que este recurso não é infinito e sua capacidade de autodepuração é limitada (MIRANDA *et al.*, 2009). Em virtude dessa problemática, recentemente tem se observado uma maior conscientização quanto à necessidade de conservação das boas fontes de abastecimento de água e recuperação ambiental das degradadas.

A deterioração dos aspectos estéticos dos rios e a exalação de odores fétidos nas suas proximidades, fatores estes percebidos e sentidos em muitos centros urbanos, contribuíram fortemente para a recente conscientização da necessidade de conservação da sua qualidade. Não somente os fatores estéticos foram decisivos para a adoção de práticas para atenuar e conservar a qualidade ambiental dos rios, mas também o entendimento que o comprometimento da sua qualidade restringe o seu uso.

A degradação da qualidade das águas e a sua crescente demanda, em virtude do aumento da atividade industrial e do crescimento do agronegócio, tem motivado conflitos em algumas bacias. Esses conflitos tornam-se eminentes, principalmente, em períodos de escassez hídrica. O problema de déficit hídrico ainda pode ser agravado com a poluição das águas, restringindo o seu uso, uma vez que diminui o número de boas fontes com qualidade. Sobre a limitação de uso de cursos de água em razão de sua qualidade, Vasco *et al.* (2011) elucida que o comprometimento da qualidade das águas limita a sua utilização devido, muitas vezes, às técnicas empregadas na sua depuração serem onerosas, forçando o usuário a procurar fontes de qualidade melhor e distantes dos locais de consumo.

Referente à qualidade da água, esta é resultado de ações naturais que ocorrem na bacia, assim como de ações antrópicas nela desenvolvidas, ou seja, do uso e ocupação de seu solo. De forma até certo ponto inesperada, rios localizados em bacias preservadas e ocupadas essencialmente por florestas podem apresentar água em desacordo com os

padrões de qualidade requeridos aos usos mais restritivos, e evidencia o efeito da poluição natural na qualidade da água.

Sobre a alteração da qualidade da água por processos naturais, o seu movimento dentro do ciclo hidrológico modifica as características intrínsecas. Nesse ciclo, a água incorpora diferentes elementos ao passar de um compartimento a outro, por exemplo, ao precipitar da atmosfera para a litosfera. Essas impurezas presentes no meio e inseridas na água transformam as suas propriedades, principalmente os seus aspectos físico-químicos.

No processo de formação das precipitações, a umidade da atmosfera condensa em núcleos de condensação, aerossóis presentes na troposfera, como as pequenas partículas de fuligem, poeira e sal marinho (ARTAXO *et al.*, 2006). Essas partículas são oriundas, essencialmente, do desprendimento de material particulado do solo da bacia hidrográfica ou de ações antrópicas como a queima de biomassa. Após a formação das gotas e precipitação destas, no trajeto até o solo, ocorre a incorporação de alguns poluentes presentes na atmosfera. Esse efeito é acentuado nas áreas metropolitanas em virtude das constantes cargas de poluentes emitidas na atmosfera que, em contato com a água da chuva, regressam à superfície.

Antes de atingir o solo, a água da chuva pode ser interceptada por alvos, como o dossel das árvores. O seu contato com a superfície das folhas altera as suas características físico-químicas devido à lixiviação de compostos orgânicos presentes no tecido foliar e incorporação de partículas depositadas nos troncos e ramos (OKI, 2002). Ao chegar ao solo, a água pode escoar superficialmente ou infiltrar. Ao infiltrar, permite o carreamento de partículas e constituintes presentes na matriz do solo. Já ao escoar superficialmente, transporta uma série de compostos presentes no solo. Essas vias constituem na principal forma de alteração natural da qualidade da água.

A qualidade da água também sofre a influência de ações antrópicas, entre as quais, destacam-se: o despejo de efluentes sanitários, disposição inadequada de resíduos sólidos, desmatamento, etc. Entre as principais formas de poluição e/ou contaminação dos recursos hídricos, destaca-se a por esgoto *in natura*. Assim, as atividades antrópicas desenvolvidas nas áreas urbanas, industriais e agrícolas, aliadas aos processos naturais como variação da precipitação, intemperismo das rochas e erosão, alteram a qualidade das águas superficiais, tornando-as inadequadas para o consumo humano, recreação, uso nas indústrias e na agricultura (MENDIGUCHÍA *et al.*, 2004; VIDAL-ABARCA *et al.*,

2000). A Figura 2.1 destaca as principais rotas de poluição e contaminação dos recursos hídricos superficiais.

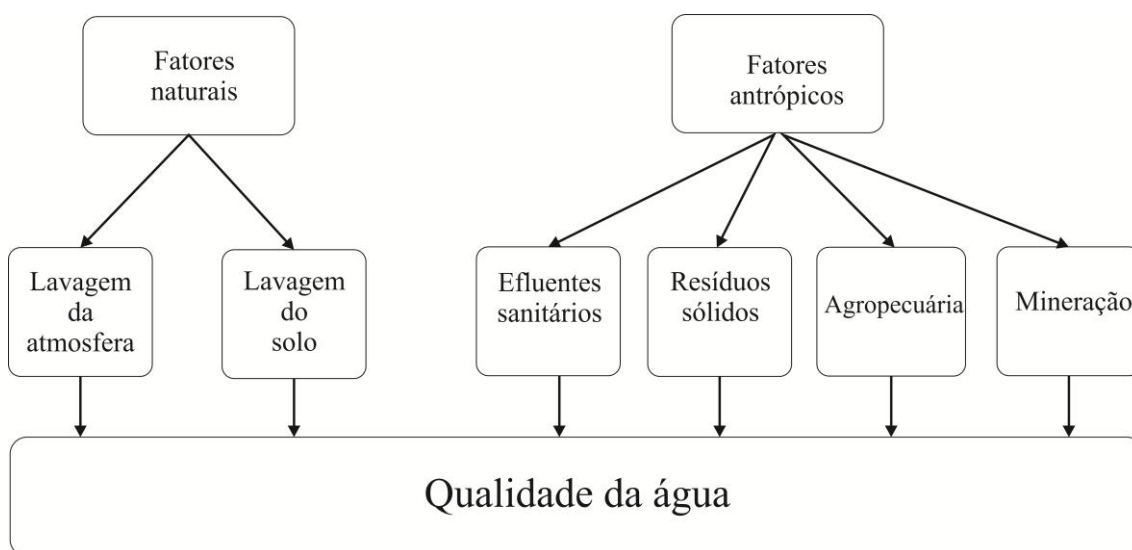


Figura 2.1 - Principais fontes de comprometimento da qualidade dos recursos hídricos superficiais

Lopes *et al.* (2010) esclarecem que o monitoramento da água possibilita acompanhar a evolução temporal de sua qualidade, informação imprescindível para a segurança do consumo, pois as fontes de contaminação podem atuar de forma contínua ou intermitente e em padrões distintos em cada região. Portanto, estudar as características das águas, sobretudo dos mananciais de água superficial, intenta prevenir possíveis prejuízos aos usuários, assim como desenvolver políticas voltadas à recuperação dos cursos d'água comprometidos (BARRETO *et al.*, 2009). Nesse sentido, os programas de monitoramento da qualidade da água são importantes instrumentos de apoio a políticas de gestão de recursos hídricos (LEMOS *et al.*, 2008).

As condições qualitativas da água são expressas pelas suas propriedades físicas, químicas e biológicas; tais características estão estabelecidas em padrões que devem ser atendidos conforme o uso da água. Todavia, essas mesmas características de qualidade da água podem sofrer a influência do ambiente natural e antrópico, motivo que justifica o seu acompanhamento constante.

Consequência da ampla variação no tempo e no espaço das variáveis biológicas, físicas e químicas, existe a necessidade de um programa de monitoramento sistemático que inclui coletas periódicas em pontos de amostragem pré-determinados e análises de um grande número de variáveis em laboratório, resultando em uma matriz de grandes

dimensões e complexa interpretação para obter a real estimativa dessa variação. Entretanto, conhecer e expressar as características da água nem sempre é uma atividade fácil e exequível, uma vez que a qualidade dos recursos hídricos envolve um número expressivo de variáveis, muitas vezes, de difícil interpretação.

Alternativamente, a utilização de algumas características da água, agrupadas em índices de qualidade da água (IQA), objetiva demonstrar facilmente a sua condição, consistindo em uma ferramenta simples e importante para analisar a evolução da qualidade da água ao longo do tempo.

Esse índice foi desenvolvido em 1970 pela "*National Sanitation Foundation*" (NSF) a partir de um estudo desenvolvido nos Estados Unidos e baseado numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de água (CETESB, 2004; LERMONTOV *et al.*, 2008; SILVA; JARDIM, 2006;). Segundo Ribeiro *et al.* (1999), o IQA é uma forma de apresentar o grande número de dados existentes em um único número, possibilitando o pronto entendimento de uma série de dados. Nesse sentido, o IQA proporciona, aos gestores e usuários, a agilidade e facilidade na compreensão de informações, permitindo-lhes tomar decisões e deliberações com base nos resultados (SONG; KIM, 2009).

O IQA é composto por um conjunto de nove variáveis consideradas relevantes para a caracterização da qualidade das águas (SHINMA, 2004). Foi atribuído um peso, conforme apresentado na Tabela 2.1, para cada parâmetro, de acordo com a sua importância relativa ao cálculo do IQA (MACÊDO, 2005).

Tabela 2.1 - Peso dos parâmetros para o cálculo do IQA.

Parâmetro	Peso - w_i
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg.L^{-1})	0,10
Oxigênio Dissolvido – OD (mg.L^{-1})	0,15
Nitrogênio total ($\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_3$)	0,10
Fósforo Total ($\text{mg.L}^{-1} \text{PO}_4$)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos totais (mg.L^{-1})	0,08
Variação na Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0,10

Fonte: CETESB, 2004

Associado ao peso (w), cada parâmetro apresenta um valor de qualidade (q), obtido do gráfico de qualidade em relação a sua concentração ou medida, conforme Figura 2.2.

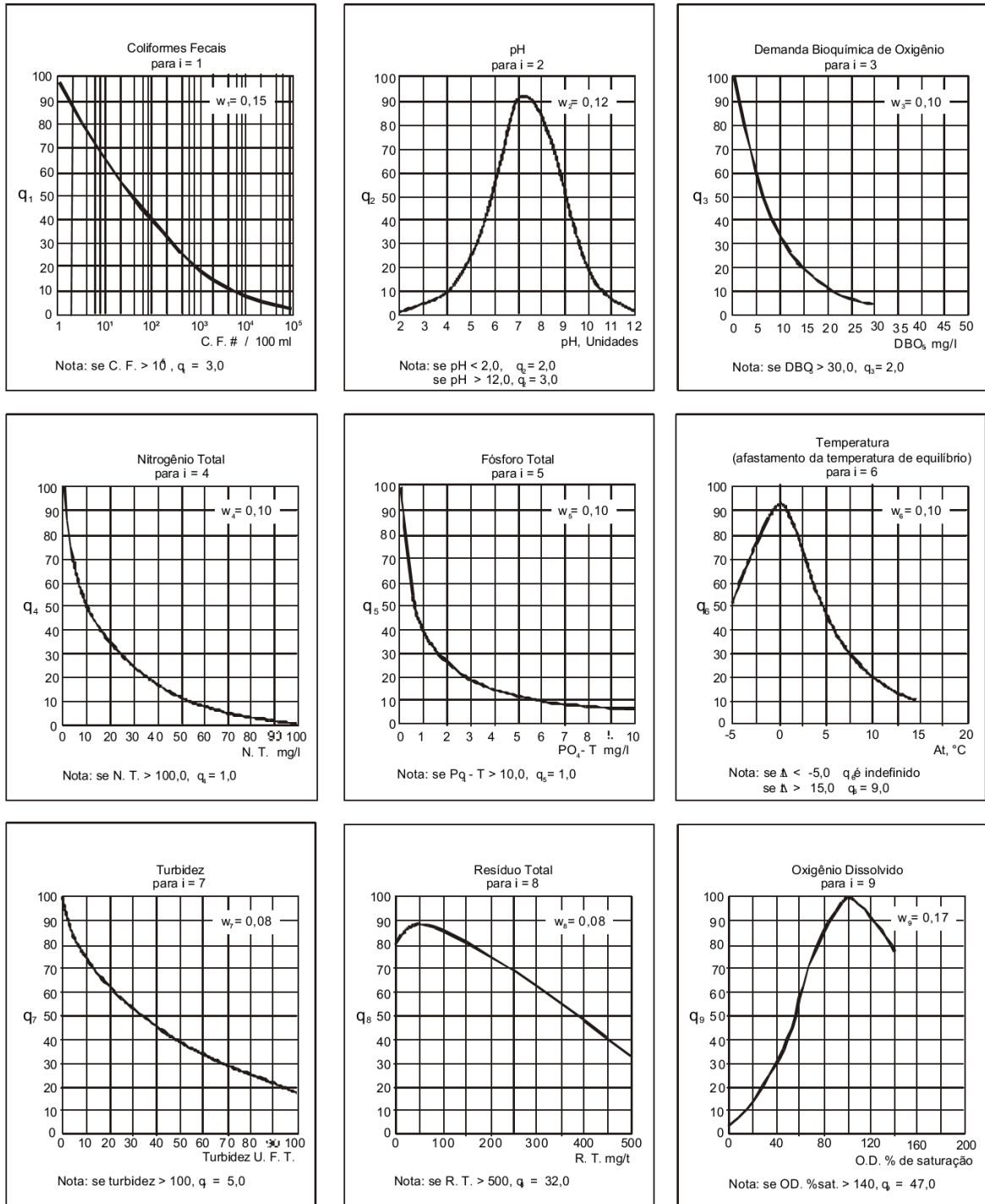


Figura 2.2 - Curvas médias de variação das variáveis de qualidade das águas para o cálculo do IQA.

Fonte: CETESB, 2004

O cálculo do IQA é efetuado conforme a Fórmula 2.1:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (2.1)$$

onde:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

q_i - qualidade do parâmetro i , obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i - peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Segundo o valor do IQA, a água pode ser classificada entre as categorias excelente e muito ruim, e para cada ponderação há uma categoria de enquadramento da qualidade da água (ver Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Classificação do IQA.

Ponderação	Categoria
$90 < IQA \leq 100$	Excelente
$70 < IQA \leq 90$	Bom
$50 < IQA \leq 70$	Médio
$25 < IQA \leq 50$	Ruim
$0,0 = IQA \leq 25$	Muito ruim

FONTE: Adaptado de CETESB (2004); MACÊDO (2005)

Apesar da praticidade do IQA em exprimir o estado de qualidade da água, este índice é pouco abrangente e incipiente para caracterizar o nível de comprometimento de um corpo hídrico. Sobre as limitações do IQA-NSF, Pereira *et al.* (2012) esclarecem que em virtude do índice ser resultado de um produtório das variáveis ponderadas pelos seus respectivos pesos, seu comportamento apresenta o inconveniente de que nas situações em que todos os parâmetros apresentam valores satisfatórios, com exceção de um deles, o resultado final é pouco influenciado negativamente. Desse modo, essa metodologia de apresentação de resultados de qualidade da água é fortemente influenciada pelo conjunto das variáveis que apresentam características satisfatórias. Em outras palavras, um parâmetro com valor totalmente fora do padrão desejado, combinado com valores de outros parâmetros que sejam satisfatórios, pode gerar um IQA que classifique a água como excelente. Os autores ainda enfatizam que as características das operações matemáticas fundamentadas em produtórios superestimam

o resultado, desconsiderando ou neutralizando um único valor fora do padrão de qualidade.

2.1 Comprometimento da qualidade da água por fontes pontual e difusa

O estado de qualidade da água sofre constante influência do ambiente, natural e antrópico. As cargas de poluentes que alcançam o corpo hídrico e modificam sua qualidade podem estar distribuídas, no espaço, de forma pontual ou difusa.

As fontes pontuais de poluição e contaminação são caracterizadas por descartes de cargas poluentes que atingem o corpo receptor de forma concentrada, ou seja, em um único ponto. Por exemplo, uma tubulação que lança águas residuárias de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, assim como o despejo de esgotos domésticos *in natura* (PRODANOFF, 2005).

Em contraposição, as fontes difusas encontram-se dispersas no espaço, e os poluentes lançados são carreados para o curso d'água, não em um único ponto, mas distribuídos ao longo do leito do corpo hídrico. Ongley (1996) elucida que as fontes não pontuais de poluição são oriundas de um conjunto de atividades humanas para as quais os poluentes não têm um ponto preciso para entrada nos corpos hídricos. Dessa forma, a poluição difusa compreende amplas áreas com arraste de material, com despejos intermitentes e relacionados a eventos de precipitação (PORTO, 1995). Entre as principais fontes difusas de poluição dos corpos hídricos em áreas urbanas, destaca-se o escoamento superficial.

Carvalho (2011) esclarece o processo pelo qual o escoamento superficial carrega os poluentes presentes no solo para os fundos de vale. Ele destaca que as torrentes originadas após os eventos de chuva lixiviam inúmeras substâncias e partículas depositadas nas diferentes superfícies presentes no ambiente urbano, sendo posteriormente conduzidas para os cursos de água. Quanto à qualidade dessas águas de escoamento superficial, Tomaz (2006) verificou altas concentrações de poluentes, o que evidencia o efeito da poluição difusa na qualidade da água. Na Figura 2.3, estão esquematizadas ambas as formas de poluição.

2.3 Gestão dos recursos hídricos e a lei 9433/1997

Consideráveis avanços foram observados no Brasil nas últimas décadas em relação à política de gestão dos recursos hídricos. No final dos anos de 1980, ocorreram

importantes mudanças nas práticas de gestão da água, as quais tinham como premissa a descentralização do processo decisório, postura oposta à tradição centralizadora no uso e alocação de recursos hídricos. Outra importante mudança notada refere-se à valorização da água como bem finito e dotado de valor econômico.

Segundo Porto e Porto (2008), atualmente os recursos hídricos são geridos no âmbito da bacia hidrográfica em todo o território nacional. Apesar da Lei 9433/1997 ter instituído a bacia hidrográfica como unidade de gestão, iniciativas estaduais e anseios da comunidade científica, anteriores a lei, já organizavam a gestão conforme estabelece a lei. Entre as experiências estaduais, destacam-se as ocorridas no Espírito Santo e nas bacias dos rios dos Sinos e Gravataí, no Rio Grande do Sul e em São Paulo, respectivamente. Quanto aos trabalhos científicos referentes ao tema, os desenvolvidos pela Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH) ganham notoriedade.

No Espírito Santo, a instituição do Consórcio Intermunicipal Santa Maria/Jucu objetivava dirimir os conflitos entre os usuários de água em períodos de déficit hídrico. O comitê dos rios dos Sinos e Gravataí, criado em 1988, possuía atribuições apenas consultivas. Já o comitê de Bacia do Alto Tietê e seus subcomitês de bacia, atuantes desde meados dos anos de 1990, vêm construindo um amplo processo de planejamento participativo em relação aos conflitos que envolvem os recursos hídricos (ALVIN; RONCA, 2007). No entanto, maior repercussão foi alcançada com o lançamento dos princípios a serem seguidos pela Política Nacional de Recursos, presentes na Carta de Foz do Iguaçu de 1989 e de autoria da ABRH. São eles: a bacia como unidade de gestão, a gestão integrada, a valorização econômica da água e a gestão descentralizada e participativa. Nesse sentido, depreende-se que a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) é resultado de um processo iniciado no fim dos anos de 1970, culminando com a Lei 9433/1997.

Sobre a Lei 9433/1997, esta institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. O intento da PNRH consiste em utilizar de forma racional e integrada os recursos hídricos, objetivando garantir água com características adequadas em qualidade e em quantidade aos seus usuários atuais e futuros, por meio de diretrizes de ação (BRASIL, 1997), como:

- integração dos aspectos de qualidade e quantidade da água;
- integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e do uso do solo;

- articulação do planejamento dos recursos hídricos com o dos setores de usuários via planejamentos regional, estadual e nacional;
- articulação entre a União e Estados;
- adequação de gestão às diversidades regionais.

Já o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos visa:

- I. coordenar a gestão integrada das águas;
- II. arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos;
- III. implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos;
- IV. planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos;
- V. promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

Os instrumentos de gestão de recursos hídricos, estabelecidos na Lei 9433 e especificados no Art. 5º, são fundamentais para se alcançar o objetivo do PNRH e viabilizar sua implementação. A seguir, são especificados esses instrumentos:

- I. Planos de recursos hídricos;
- II. Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- III. Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- IV. Cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- V. Sistema de informações sobre recursos hídricos.

Os Planos de Recursos Hídricos são planos diretores e intentam fundamentar e orientar a implementação da PNRH, além do gerenciamento dos recursos hídricos, apontando soluções de curto, médio e longo prazos, com horizonte de planejamento compatível com seus programas e projetos (BRASIL, 1997). Eles apresentam considerável versatilidade, assim como frisado na legislação, e devem estar em contínua atualização e articulados com os planejamentos setoriais e regionais e definindo parâmetros que permitam sua avaliação. Os planos deverão apresentar o seguinte conteúdo mínimo (BRASIL, 1997):

- diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;

- análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;
- balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;
- metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis;
- medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas;
- prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos;
- diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
- propostas para a criação de áreas sujeitas à restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.

Referente ao enquadramento dos corpos de água em classe, a Lei 9433/1997 esclarece que o objetivo é assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, além de diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. Sua implantação pode ser efetuada em etapas, conforme as metas iniciais, sendo que, para cada meta, são definidas estratégias de controle da poluição, recuperação e regulamentação dos usos da água (PIZELLA; DE SOUZA, 2007). Segundo Oliveira (2008), o enquadramento dos recursos hídricos superficiais pode ter distintas finalidades:

- planejamento – objetivo de qualidade *versus* situação atual para planejamento do próprio órgão gestor;
- controle ambiental – operacionalização do licenciamento preventivo e corretivo;
- preservação – limitação do lançamento de efluentes para preservação das comunidades aquáticas, aliado da política conservacionista de áreas protegidas em unidades de conservação;
- desenvolvimento regional – manutenção da qualidade necessária para atendimento ao consumidor;
- educação ambiental – incentivo à cidadania através da mobilização e da conscientização ambiental;
- monitoramento das águas – verificação da qualidade das águas;

- gestão de recursos hídricos – diminuir custos e aumentar eficácia dos serviços públicos; serve de estratégia ao convencimento da cobrança;
- planejamento territorial – utilização do zoneamento das águas como parâmetro para o zoneamento ambiental e compatibilização com os planos diretores;
- extensão rural – auxilia no controle da garantia de qualidade do agropecuarista, bem como a monitorar os impactos por ele provocados no solo.

Percebe-se, assim, que enquadrar os corpos de água em classe intenta resolver ou minimizar a degradação da qualidade de suas águas através de medidas preventivas, como a manutenção dos valores máximos permitidos de cada parâmetro.

Os autores citados anteriormente esclarecem que os estados brasileiros, entre eles Bahia, Goiás, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, não utilizam o enquadramento em seus sistemas de gestão de recursos hídricos, enquanto, nos estados que o emprega, não são estabelecidas precisamente as atribuições e responsabilidade sobre sua proposição.

A lei das águas não institui a obrigatoriedade de aplicação de todos os instrumentos de gestão especificados anteriormente, e em bacias em situação crítica, há a possibilidade de emprego de outros instrumentos além dos descritos, aspectos esses positivos para a gestão dos recursos hídricos.

A outorga de uso dos recursos hídricos objetiva assegurar o controle quali-quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. Estão sujeitos, à outorga, os usos preponderantes que alterem o regime e os aspectos de qualidade e quantidade da água presentes em um corpo de água. Toda outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos, não podendo entrar em conflito com a classe em que o corpo de água estiver enquadrado. Além disso, deve manter as condições adequadas ao transporte aquaviário e preservar o uso múltiplo das águas.

A valoração da água e a cobrança pelo seu uso almejam promover o seu uso racional, mas também angariar recursos para serem investidos na gestão das bacias (ABERS; JORGE, 2005). Conforme a Lei nº. 9.433/97, os recursos obtidos com a cobrança devem ser investidos, prioritariamente, na bacia hidrográfica em que foram gerados, e deverão ser utilizados para: financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídas nos Planos de Recursos Hídricos; implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos

Hídricos e, em projetos e obras que alterem, de modo considerado benéfico à coletividade, a qualidade, a quantidade e o regime de vazão de um corpo d'água.

No Brasil, as águas públicas são consideradas bens inalienáveis, outorgando apenas o direito de uso. Cobra-se, comumente, a remuneração das etapas de seu fornecimento, como a adução da água bruta, o seu tratamento e distribuição ou regularização (ZAGO, 2007). A cobrança pelo uso dos recursos hídricos incide sobre os detentores da outorga de uso. Zago (2007) explica melhor esse sistema de cobrança e destaca que os ônus pelo uso da água não recaem contra o consumidor da prestação de serviços de tratamento, mas naqueles que utilizam os recursos hídricos por meio de captação direta dos corpos d'água.

O quinto e último instrumento de gestão, o Sistema de informação sobre recursos hídricos (SIRH), visa reunir dados, tratá-los, armazená-los e recuperar informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão (BRASIL, 1997). O SIRH consiste em uma ferramenta de apoio na implantação da gestão dos recursos hídricos, pois as informações levantadas e organizadas, entre as quais, qualidade e quantidades de água, são imprescindíveis para implementação do enquadramento e outorga dos recursos hídricos.

3 VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA

A qualidade da água pode ser inferida com a análise de uma série de variáveis que exprimem as suas características físicas, químicas e higiênico-sanitárias. O seu grau de qualidade é obtido pela comparação dos valores das variáveis com os padrões de referência. Nesse sentido, torna-se relevante o entendimento das principais propriedades que indicam a condição sanitária da água, sendo elucidadas as seguintes variáveis: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrito, nitrato e fósforo dissolvido.

3.1 Oxigênio dissolvido (OD)

Von Sperling (2005) esclarece que o oxigênio presente nos corpos d'água pode ter procedência de fontes naturais, ou seja, proveniente da dissolução do oxigênio atmosférico e produzido pelos organismos fotossintetizantes. O mesmo autor ainda explica que o oxigênio presente na água também pode ser inserido nos corpos de água por atividades antropogênicas. Isso ocorre quando há introdução artificial por aeração e produção pelos organismos fotossintetizantes em corpos de água eutrofizados.

Em um sistema aquático não poluído, o material mais frequentemente oxidado pelo oxigênio da água é a matéria orgânica de origem biológica, como a procedente de plantas mortas e restos de animais (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005; BAIRD, 2002), conforme ilustra a Figura 3.1. A sua inserção nos cursos d'água e o processo para depurá-la consomem o oxigênio presente na água (VALENTE *et al.*, 1997). Desse modo, para que ocorra a degradação da matéria orgânica, os níveis de oxigênio em água devem ser adequados, condição atendida em cursos de águas não poluídos, pois geralmente apresentam elevadas concentrações de OD, próximo à saturação.

Em ambientes naturais, há um equilíbrio entre o oxigênio produzido e consumido, de tal modo que a sua depleção pelas atividades de decomposição da matéria orgânica seja compensada pelo oxigênio produzido na fotossíntese e com a aeração da água através da turbulência criada pelo seu fluxo. Em contraposição aos corpos de água naturais e preservados, os poluídos apresentam o equilíbrio entre o oxigênio produzido e o consumido comprometido e, corriqueiramente, o seu consumo excede a sua produção. Entre as causas para as concentrações pífias de OD ou, em condições extremas para a sua ausência, destacam-se os despejos de efluentes em volumes que suplantam a capacidade natural de autodepuração dos corpos hídricos,

provocando a degradação de suas características estéticas e liberação de odores desagradáveis.

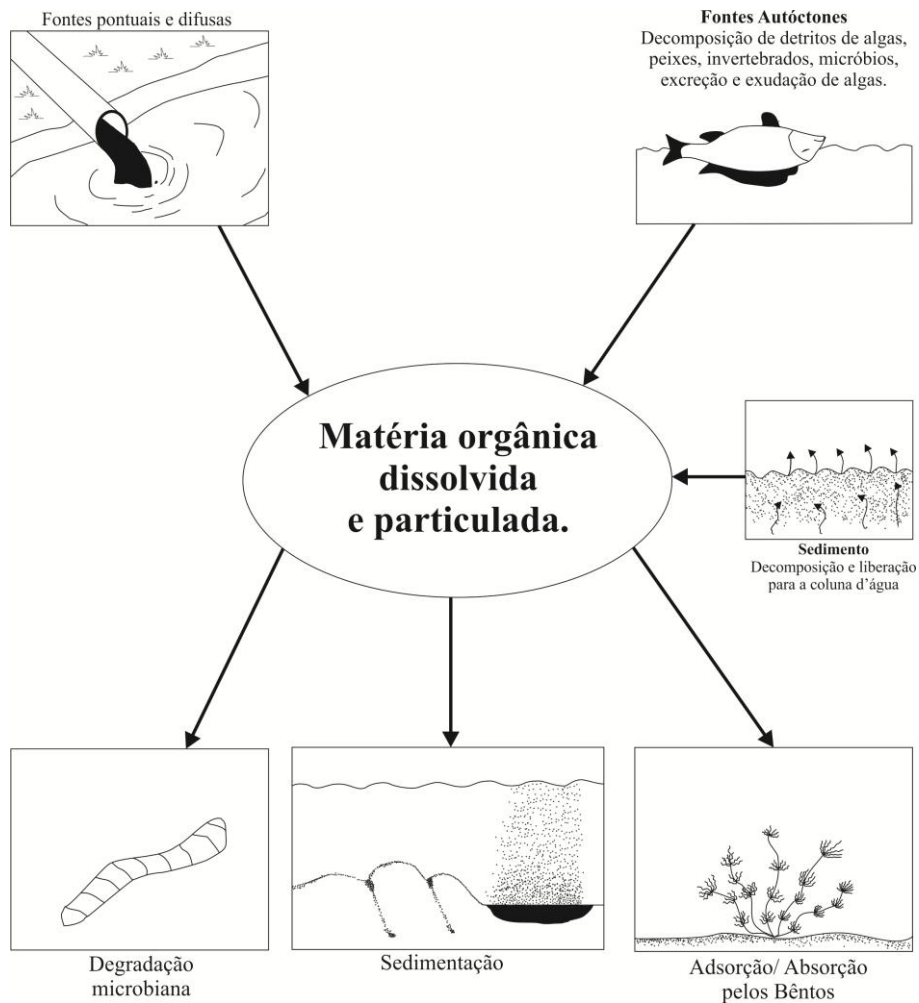


Figura 3.1 - Fontes e reservatórios de matéria orgânica em ambientes aquáticos. Fonte: Adaptado USEPA (1985).

Como a concentração de OD é inversamente proporcional à presença de material biodegradável, essa variável é empregada como principal parâmetro de qualidade da água para se inferir o impacto de cargas poluentes sobre os cursos de água superficiais (ARAÚJO *et al.*, 2004). Sua deficiência em meio aquoso não afeta negativamente a saúde humana (OMS, 2004), porém devem ser investigadas as causas dos baixos valores de OD, já que são indicativos de poluição hídrica.

Assim, depende-se que o oxigênio dissolvido na água é de extrema importância para as diferentes formas de vida aquática. Sua ausência acarreta uma mortandade de inúmeras espécies aquáticas, incluído os peixes.

3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) consiste em uma forma indireta de mensurar a matéria orgânica e, sua análise permite inferir a qualidade sanitária dos mananciais. Sua utilização como parâmetro de monitoramento qualitativo de águas e efluentes está associada à relação existente entre as concentrações de oxigênio e matéria orgânica. Como explica Lima *et al.* 2006, a DBO indica a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica. Villa (2005) ainda ressalta que a DBO quantifica o oxigênio dissolvido consumido na oxidação do nitrogênio reduzido (nitrogênio orgânico e amônia).

Quanto maior for a presença de contaminantes biodegradáveis, maior será a quantidade de oxigênio necessária para estabilizá-los, resultando no consumo de oxigênio do meio. Dessa forma, essa relação auxilia na avaliação do grau de contaminação de um corpo de água ou a predizer o potencial poluidor de um determinado efluente.

Segundo Von Sperling (2007), a DBO representa, concomitantemente, a presença de matéria orgânica e o consumo de oxigênio, ambos tendo como unidade a massa de oxigênio por um volume definido. A presença de matéria orgânica ou DBO remanescente representa a fração de matéria orgânica ainda presente em meio aquoso em um determinado instante. Para estabilizar os compostos biodegradáveis, ocorre um decréscimo de oxigênio do meio, conforme se nota na Figura 3.2, sendo este processo denominado de DBO exercida.

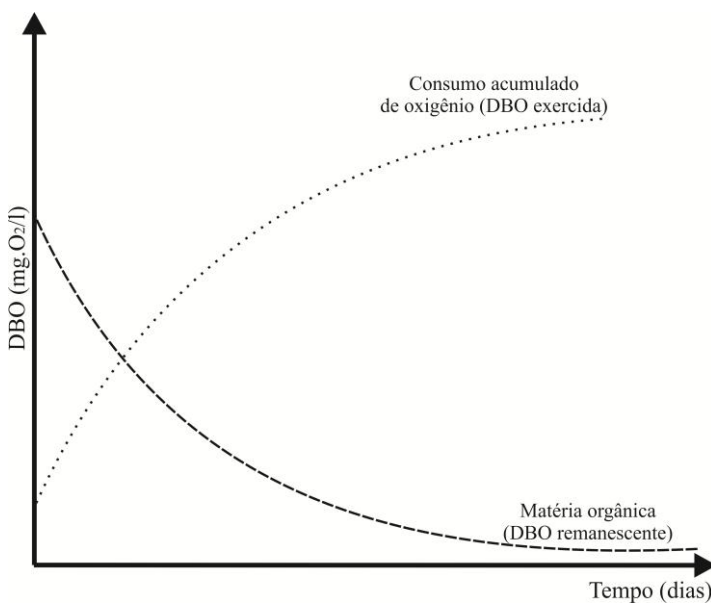


Figura 3.2 - DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.

Amostras com baixas concentrações de DBO indicam um meio pouco poluído por matéria orgânica, porém elevadas concentrações sugerem o oposto. Rios pouco poluídos, por exemplo, apresentam normalmente DBO entre 3 e 5 mg.L⁻¹ (JORDÃO; PESSOA, 2005), todavia, conforme se nota na Tabela 3.1, valores maiores de DBO indicam poluição ambiental, comprometimento das características estéticas e das condições ecológicas do rio.

Tabela 3.1 - Relação entre a vida aquática e os níveis de DBO

Condições do rio	DBO₅²⁰ (mg.L⁻¹)	Aspecto estético	OD% saturação	Vida peixes
Muito limpo	1	Bom	80	Vida aquática
Limpo	2	Bom	80	Vida aquática
Relat. limpo	3	Bom	80	Vida aquática
Duvidoso	5	Turvo	50	Só os mais resistentes
Pobre	7,5	Turvo	50	Só os mais resistentes
Mau	10	Mau	Quase nulo	Difícil
Péssimo	20	Mau	Quase nulo	Difícil

Fonte: (JORDÃO; PESSOA, 2005)

A demanda bioquímica de oxigênio é comumente associada à sigla DBO_{5,20}, e os índices representam o tempo de análise e a temperatura da amostra. Sobre o procedimento para a sua análise, os autores mencionados anteriormente esclarecem que a DBO₅ é uma metodologia utilizada numa temperatura constante (20° C) e durante um período de incubação, também fixo de cinco dias, sendo a diferença do oxigênio dissolvido antes e depois do período de incubação o indicador dos valores de DBO₅.

3.3 Coliformes Termotolerantes

A principal preocupação quanto à pureza da água relaciona-se com a presença de organismos patogênicos, ou seja, causadores de enfermidades. Entre as principais fontes desses microrganismos, destaca-se o despejo de esgoto sanitário *in natura* em corpos de

água e o solo (VON SPERLING, 2005). Alguns testes procuram determinar o grau de segurança biológico da água.

Entre os organismos deletérios encontrados na água, destacam-se os causadores da cólera, tifo, disenteria bacilar e gastroenterite.

Inferir a concentração de cada microrganismo em exames bacteriológicos é inexequível, pois estão presentes em quantidades ínfimas, porém não desprezíveis em relação aos malefícios que causam ao homem. Alternativamente, pode-se pesquisar outros grupos de bactérias que coexistem com os organismos patogênicos nas fezes (Amaral *et al.*, 1994). Assim, os testes para averiguar a pureza da água utilizam organismos indicadores, uma vez que os patógenos citados anteriormente são difíceis de serem detectados em água, e essas análises são complexas, pouco confiáveis e onerosas. Dessa maneira, a avaliação das condições higiênico-sanitária da água emprega métodos indiretos para verificar a presença ou não de poluição de origem fecal nas águas (ELPO *et al.*, 2001).

Os estreptococos fecais, enterobacteriaceae, Clostridiosulfito redutores, grupo dos coliformes, espécie *Escherichia coli* (*E. coli*), estão presentes no trato digestivo de animais homeotermos podendo, assim, ser utilizados como indicadores de poluição fecal na água. Dos microrganismos indicados, somente alguns apresentam atributos favoráveis para serem utilizados na avaliação das condições sanitárias da água, devido as suas similaridades aos patógenos de origem fecal veiculados em meio hídrico.

CETESB (2003) esclareceu os requisitos de um indicador de contaminação fecal da seguinte forma: “Ser um microrganismo ou grupo de microrganismo presente em grandes quantidades nas fezes de humanos e animais de sangue quente. Ser incapaz de multiplicar-se no meio ambiente aquático ou multiplicar-se menos do que as bactérias entéricas”. Viverem na água tão bem quanto os patógenos e por fim ser detectáveis por exames simples e rápidos. Nenhum microrganismo possui todos os critérios mencionados anteriormente, no entanto, a *E. coli* reúne boa parte desses requisitos.

Entre os indicadores de poluição fecal em água, os coliformes termotolerantes são amplamente utilizados para a avaliação da qualidade da água. Referente às suas peculiaridades, esse grupo inclui três gêneros: *Escherichia*, *Enterobacter* e *Klebsiella*, sendo o primeiro estritamente fecal e os dois últimos não. Desse modo, por estar presente no trato gastrointestinal, as análises bacteriológicas de *E. coli* têm se difundido com o intuito de averiguar o grau de contaminação das águas (SILVA,1997).

3.4 Nitrito e Nitrato

O nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-) estão presentes em pequenas concentrações nas águas superficiais e, nessas condições, apresentam efeito inócuo à saúde dos usuários dessas fontes de água. A concentração de ânions nitrito em águas naturais é raramente superior a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (Ramos *et al.*, 2006). Quanto ao nitrato, de acordo com Muchovej e Rechcigl (1995), águas com concentrações superiores a 3 mg.L^{-1} são consideradas contaminadas.

Entre as principais fontes de contaminação dos cursos d'água, por nutrientes nitrogenados, destaca-se o lançamento de efluentes (VON SPERLING, 2005). Logo após o emissário de esgoto, dependendo das condições do rio, pode-se formar uma zona redutora, onde reações consomem oxigênio na transformação da amônia em nitrito e este em nitrato. Nessas regiões, são observadas formas menos oxidadas como o nitrogênio orgânico e amônio. A jusante da zona de mistura, a presença de águas com maior concentração de oxigênio dissolvido permite a configuração de uma zona de oxidação, e com a predominância de nitratos. Antes, porém, o nitrogênio encontra-se na forma de nitrito. A seguir, a Figura 3.3 e as equações 3.1 a 3.3 descrevem o processo citado anteriormente.

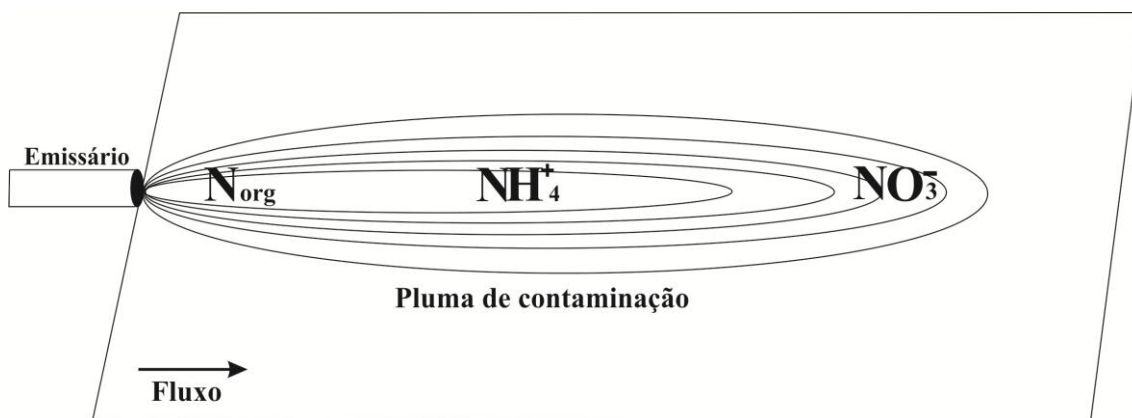
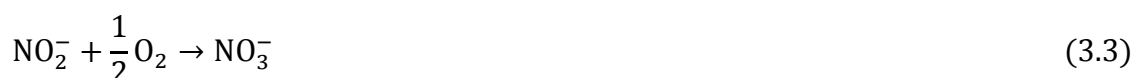


Figura 3.3 - Zonas dos compostos nitrogenados na pluma de esgoto *in natura*



Pela análise da figura anterior, percebe-se que a presença preponderante de nitrito em determinado trecho de um curso de água indica uma contaminação recente e proximidade da fonte de poluição. Entretanto, caso um determinado local apresente apreciável concentração de NO_3^- , se comparado aos teores de NO_2^- , há um forte indício que a contaminação ocorreu a um considerável tempo, e a fonte de contaminação encontra-se afastada desse ponto.

A inserção NO_2^- e NO_3^- em mananciais naturais de água, muitas vezes, possui múltiplas fontes. Além dos despejos de esgoto, as áreas agricultáveis são responsáveis por uma considerável fração de compostos nitrogenados (RESENDE, 2002), carreados para a calha do rio pelo escoamento superficial, contribuindo, assim, para a poluição e eutrofização dos corpos de água.

O estudo das concentrações de NO_2^- e de NO_3^- na água bruta é importante, pois este pode afetar de forma desfavorável a saúde humana (BAIRD, 2002). Concentrações elevadas de nitrito em águas oferecem um grande risco para a saúde, pois este pode ser indutor de doenças como neoplasias estomacais e causar a meta-hemoglobinemia, síndrome do bebê azul, em recém-nascidos e mesmo em adultos com particular deficiência enzimática (RAMOS *et al.*, 2006).

A contaminação das águas por nitratos também oferece potencial risco à saúde do homem, pois este nutriente pode ser convertido a nitrito pela ação de algumas enzimas da saliva e bactérias específicas, de acordo com a reação:



3.5 Fósforo

A principal fonte de fósforo na natureza é a litosfera. Sua liberação natural ocorre principalmente por meio de lixiviação dos solos, do intemperismo de rochas fosfáticas, excreta de animais, águas pluviais e depósito de animais fossilizados, num processo lento em que parte do fosfato é transportada para os corpos de água, meio onde pode-se sedimentar ou ser utilizado pelos seres vivos (ESTEVÃO, 1998; QUEVEDO; PAGANINI, 2011). Em virtude desse lento processo de inserção em meio aquoso e sua incorporação pela biota aquática, as águas naturais apresentam concentrações escassas de fósforo.

Os resíduos provenientes de atividades antrópicas são importantes fontes de fósforo para os cursos d'água, tendo destaque os despejos de efluentes *in natura* e a

drenagem pluvial do solo de áreas agricultáveis após eventos de chuva (ANDERSON; DOWNING, 2006; CARPENTER, 2008). Este elemento químico está presente nas águas residuárias principalmente como polifosfatos solúveis e ortofosfatos.

Os polifosfatos são moléculas formadas por dois ou mais elementos de fósforo. No esgoto bruto, tais moléculas são solubilizadas, lentamente, a ortofosfatos, sendo este último assimilado por organismos para o seu metabolismo. Na forma de ortofosfato, o fósforo está intrinsecamente associado ao pH do meio, podendo estar nos seguintes estados: PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 . Quanto à sua procedência, o fósforo pode ser classificado em orgânico ou inorgânico. O fósforo orgânico provém, principalmente, dos detergentes, porém outras fontes contribuem significativamente, como os produtos químicos. Já o fósforo inorgânico advém dos resíduos da fisiologia animal, estando associado a compostos orgânicos (WOLFE; LIND, 2010).

O fósforo ainda pode ser classificado como solúvel (dissolvido) ou particulado. No primeiro estado, predomina formas inorgânicas solubilizadas no esgoto, enquanto, na segunda, prevalecem as formas orgânicas particuladas.

O fósforo não apresenta efeitos nocivos à saúde dos seres vivos, sendo, ao contrário, imprescindível à manutenção da vida. Implicações deletérias estão relacionadas à sua presença em teores elevados em água, provocando a eutrofização (QUEVEDO; PAGANINI, 2011). Consequentemente, altas concentrações de fósforo estimulam a propagação de algas e de outras plantas aquáticas superiores, as macrófitas. Tal situação pode restringir usos prioritários como abastecimento humano e dessedentação de animais, devido às características organolépticas objetáveis e ao comprometimento da qualidade da água por toxinas liberadas pelas algas.

4 MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A modelagem matemática consiste num importante instrumento empregado para auxiliar na solução de problemas e na tomada de decisões relacionadas à qualidade da água. Sua capacidade de reunir informações de qualidade de água, difíceis de serem conjugadas, para o entendimento dos processos de poluição dos recursos hídricos, a popularizou. Sobre o uso de modelos matemáticos, estes têm sido amplamente empregados na modelagem dos processos biológicos, físicos e químicos em cursos de água superficial, a fim de gerar informações para subsidiar a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

4.1 Equação do transporte de massa

Em um curso de água, o transporte de massa ocorre em uma série de direções, prevalecendo o transporte no sentido longitudinal, motivo pelo qual é empregado nos principais modelos de qualidade de água. No modelo matemático QUAL-2E, a equação de transporte de massa utilizada para mensurar as concentrações das características qualitativas da água são apresentadas a seguir:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{U} C)}{\partial x} dx + V \frac{dC}{dt} \pm F_e \quad (4.1)$$

onde:

M - massa do constituinte

t - tempo

A_x - área da seção transversal de cada elemento computacional

D_L - coeficiente de dispersão longitudinal

C - concentração do constituinte

x - distância

U - velocidade média do escoamento

V - volume

F_e - fontes externas – entradas ou retiradas

Ao analisar a Equação 4.1, depreende-se que o primeiro termo refere-se à variação do constituinte ao longo do tempo. O segundo e terceiro termos representam os mecanismos de transporte de poluentes, os transportes dispersivo e advectivo. Já o

quarto termo retrata a criação e consumo dos constituintes através das reações biológicas, físicas e químicas (reações cinéticas). Por fim, o último termo corresponde aos despejos e captações.

Da Equação 4.1, pode-se representar a massa como sendo $M = VC$ e dessa igualdade escrever:

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

Admitindo-se condições de vazão estacionária, onde $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$, ou seja, vazão constante, a Equação 4.2 pode ser escrita conforme exposto abaixo:

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

Desta forma, a Equação 4.1 assume a seguinte forma:

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial (A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{U} C)}{\partial x} dx + V \frac{dC}{dt} \pm F_e \quad (4.4)$$

4.2 Cinética de reações

4.2.1 Oxigênio dissolvido

O modelo QUAL-2E utiliza a equação de balanço de oxigênio (Equação 4.5) para estimar a concentração de oxigênio (O_2) em meio aquoso. No balanço de oxigênio dissolvido, consideram-se as principais interações responsáveis por inserir O_2 na água, como a reaeração atmosférica e a fotossíntese. A depleção do O_2 também é considerada na equação, sendo representada pela respiração das plantas e animais, demanda sedimentar, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nitrificação. Outros fatores, que influenciam na concentração de O_2 como a salinidade e temperatura, estão presentes na equação.

$$\frac{dOD}{dt} = K_2(C_s - OD) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{h} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (4.5)$$

onde:

OD - oxigênio dissolvido (mg.L^{-1});

t - tempo (dia);

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

C_s - concentração de saturação do oxigênio dissolvido na temperatura e na pressão locais (mg.L^{-1});

α_3 - taxa de produção de oxigênio por unidade de algas, devido a fotossíntese, (mg-O/mg-A);

α_4 - taxa de produção de oxigênio por unidade de algas, em função do balanço entre fotossíntese e respiração (mg-O/mg-A);

μ - taxa de crescimento de algas (dia^{-1});

ρ - taxa de respiração de algas (dia^{-1});

A - concentração da biomassa de algas (mg-A.L^{-1});

K_1 - coeficiente de desoxigenação da matéria orgânica, função da temperatura (dia^{-1});

L - concentração da DBO carbonácea (mg.L^{-1});

K_4 - demanda bentônica, em função da temperatura ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$);

h - profundidade do curso de água (m);

α_5 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de amônia na oxidação biológica, (mg-O/mg-N);

β_1 - coeficiente de oxigenação biológica de amônia para nitritos, função da temperatura (dia^{-1});

N_1 - concentração de amônia (mg-N.L^{-1});

α_6 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de nitrito, na oxidação biológica, (mg-O/mg-N);

β_2 - coeficiente de oxidação de NO_2^- para NO_3^- , função da temperatura (dia^{-1});

N_2 - concentração de nitrito (mg-N.L^{-1}).

4.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio

O modelo estima a DBO última, entretanto, com a utilização de um coeficiente de conversão da DBO, calcula-se a DBO_5 . Na modelagem da DBO última (equação 4.6), são considerados a estabilização da matéria orgânica pelos organismos, tendo como efeito a redução de O_2 do meio. Ainda é levada em conta a remoção de matéria carbonácea pelo processos de sedimentação.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \quad (4.6)$$

onde:

L - concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) última (mg.L⁻¹);

t - tempo (dia);

K₁ - coeficiente de desoxigenação, função da temperatura (dia⁻¹);

K₃ - taxa de decaimento da DBO carbonácea, devida à sedimentação, função da temperatura (dia⁻¹).

Para se obter a estimativa da DBO₅, é aplicado um coeficiente de conversão a DBO última, conforme explicitado na Equação 4.7.

$$DBO_5 = L(1 - e^{(-5.KDBO)}) \quad (4.7)$$

onde:

DBO₅ - DBO de 5 dias (mg.L⁻¹);

L - DBO última (mg.L⁻¹);

KDBO - coeficiente de conversão da DBO (dia⁻¹).

4.2.3 Coliformes Termotolerantes

A densidade de coliformes é estimada pela seguinte equação:

$$\frac{dE}{dt} = -K_5E \quad (4.8)$$

onde:

E - densidade de coliformes (colônias. 100mL⁻¹);

t - tempo (dia);

K₅ - coeficiente de decaimento de coliformes, função da temperatura (dia⁻¹).

Como se observa, a modelagem dessa variável é realizada a partir de seu decaimento; este é diretamente relacionado ao número de colônias de coliformes termotolerantes.

4.2.4 Nitrito

A Equação 4.9 é empregada na simulação do nitrito.

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad (4.9)$$

onde:

N_2 - concentração de NO_2^- (mg.L^{-1});

t - Tempo (dia);

β_1 - constante da oxidação biológica de amônia para nitrito, função da temperatura (dia^{-1});

N_1 - concentração de amônia (mg.L^{-1});

β_2 - Constante de oxidação biológica de nitrito para nitrato, função da temperatura (dia^{-1}).

4.2.5 Nitrato

O nitrato é estimado pelo modelo QUAL-2E pela Equação 4.10 apresentada a seguir.

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A \quad (4.10)$$

onde:

N_3 - concentração de nitrato (mg-N.L^{-1});

t - tempo (dia);

β_2 - constante de oxidação biológica de nitrito para nitrato, função da temperatura (dia^{-1});

N_2 - concentração de nitrito (mg/L);

F_1 - consumo de nitrogênio pelas algas proveniente da parcela de amônia (mg.L^{-1});

α_1 = fração da biomassa de algas como nitrogênio (mg-N/mg-A);

μ - taxa específica local de crescimento de algas (dia^{-1});

A - concentração da biomassa de algas (mg-A/L).

4.2.6 Fósforo dissolvido

O fósforo dissolvido é estimado pela Equação 4.11.

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{h} - \alpha_2 \mu A \quad (4.11)$$

onde:

P_2 - concentração de fósforo dissolvido (mg-P.L⁻¹);

t - tempo (dia);

β_4 - taxa de decaimento de fósforo orgânico, função da temperatura (dia⁻¹);

P_1 - concentração de fósforo orgânico (mg-P.L⁻¹);

σ_2 - taxa de fonte bentônica para fósforo dissolvido, função da temperatura (mg-P/m²dia);

h - profundidade média do rio (m);

α_2 - fração da biomassa de algas como fósforo (mg-P/mg-A);

μ - taxa de crescimento de algas (dia⁻¹);

A - concentração da biomassa de algas (mg-A.L⁻¹).

4.2 Processo de autodepuração em corpos de água

A inserção de poluentes em rios, como os provenientes de despejos de esgoto sanitário, é a principal fonte de matéria orgânica para os corpos hídricos. Ainda são responsáveis pela deterioração dos seus aspectos estéticos com o aumento da turbidez e cor e pelo enriquecimento do meio com nutrientes, nitrogênio e fósforo. Após a introdução de esgoto no curso de água incia-se, em seu interior, o fenômeno de recuperação das suas condições ambientais, processo esse denominado de autodepuração.

Efluentes orgânicos e biodegradáveis são importantes fontes de substrato para os organismos aeróbios. A sua utilização pela microbiota aquática resulta no aumento da biomassa desses microrganismos e, conseqüentemente, na estabilização do poluente. No consumo da matéria orgânica, ocorre a sua transformação de uma substância complexa a outra mais simples e inerte ao meio. Nesse processo, as bactérias aeróbias utilizam o oxigênio dissolvido para os seus processos metabólicos, consumindo o do meio aquático. Assim, altas cargas orgânicas descartadas em rios podem criar condições anóxicas, favorecendo a degradação do esgoto pelas comunidades anaeróbias.

A sedimentação de sólidos para formar a camada de fundo dos cursos de água auxilia na etapa de recuperação ambiental do corpo de água. A precipitação dos sólidos sedimentáveis é responsável por melhorias nas características visuais da água com a diminuição da turbidez. Com a menor presença de partículas em suspensão, a radiação penetra na massa líquida, favorecendo a disseminação de algas e outros organismos fotossintetizantes que introduzem oxigênio no meio. Outro fator responsável em propiciar o seu desenvolvimento é a presença de nutrientes como o fósforo e nitrogênio.

A autodepuração em um rio pode ser observada em quatro zonas distintas, conforme descreve Von Sperling (2005). A primeira corresponde à zona de degradação, seguida das zonas de decomposição ativa, recuperação e águas limpas.

Logo após o despejo de esgoto, estabelece-se uma zona de degradação caracterizada por elevada concentração de poluentes e contaminantes responsáveis por provocar uma acentuada instabilidade na comunidade aquática. No ponto de recepção de águas residuárias, zona de mistura, os aspectos estéticos são comprometidos devido a grande presença de sólidos. Na sua área de influência, a estabilização da matéria orgânica não é favorecida, e o seu consumo, quando efetuado, ocorre pelos incipientes microrganismos presentes no efluente, ainda não adaptados ao novo meio.

Após a climatização dos organismos decompositores ao novo meio e da sua proliferação, a taxa de degradação dos poluentes aumenta e, conseqüentemente, há um decréscimo do oxigênio dissolvido. Como subproduto dessa etapa de estabilização biológica da matéria orgânica, ocorre um aumento da concentração de gás carbônico no meio, o qual é posteriormente convertido a ácido carbônico, acarretando, muitas vezes, a acidificação do meio.

A camada de lodo originada do material sedimentado é decomposta pelos organismos anaeróbios, já que não há trocas gasosas com a atmosfera, prevalecendo um meio com ausência de oxigênio. Em virtude da decomposição em um ambiente anóxico, comumente, há geração de gás sulfídrico que apresenta odor fétido.

As comunidades aquáticas são diretamente afetadas pelos despejos de poluentes, prevalecendo, no meio, organismos adaptados à nova condição. Por tal motivo, nesse ambiente, há uma redução na diversidade de espécies, predominando somente alguns grupos numerosos. Por exemplo, as bactérias do grupo coliformes de origem entérica presentes em quantidade excessiva em corpos de água contaminados com efluentes domésticos.

Na zona de decomposição ativa, a água apresenta as piores características qualitativas, com elevados valores de DBO e concentrações pífias de OD. Os organismos decompositores exercem intensamente suas atividades de estabilização dos compostos carbonáceos, podendo, desta forma, prevalecer condições de anaerobiose, uma vez que o oxigênio é empregado na respiração das bactérias degradadoras. Assim, devido aos insignificantes teores de oxigênio ou até mesmo pela sua ausência, predominam as formas anaeróbias, desaparecendo os seres aeróbios. Por fim, o nitrogênio na sua forma complexa é convertido em amônia e esta oxidada a nitrito, dependendo das concentrações de oxigênio.

A próxima zona, a de recuperação, é caracterizada por uma melhora sensível dos aspectos qualitativos da água. Uma das primeiras melhoras é notada nas condições estéticas, com a redução da turbidez que conseqüentemente propicia a penetração da radiação solar na coluna de água, fato responsável por eliminar parte dos microrganismos presentes nas camadas superficiais dos cursos de água. Os odores ofensivos são minimizados, já que o lodo depositado no fundo não está a liberar gases em demasia. Nesta zona, a matéria orgânica já se encontra estabilizada, não havendo o consumo significativo de oxigênio. Os níveis de oxigênio em parte são restabelecidos com a proliferação das algas que encontram ambiente favorável ao seu desenvolvimento, rico em nutrientes. Tais nutrientes são oriundos das conversões da amônia a nitrito e este a nitrato, assim como do fósforo a fosfato. Com a presença de oxigênio suficiente na massa líquida, começam a aparecer os primeiros seres aeróbios, aumentando a diversidade de espécies.

Por fim, na zona de águas limpas, a água apresenta-se com os níveis de oxigênio, matéria orgânica e bactérias próximas às concentrações existentes a montante do lançamento. No entanto, os teores de nutrientes são superiores aos precedentes, podendo ocorrer o florescimento excessivo de algas. A recuperação das condições ambientais do ambiente pode ser verificada pelo restabelecimento da vida aquática, ou seja, a diversidade de espécies é restaurada.

Como visto, a autodepuração envolve os seguintes fenômenos: diluição, dispersão, degradação, sedimentação, reaeração, fotossíntese, mineralização de nutrientes, além de outros processos. Tais fenômenos podem ser expressos por parâmetros que são de grande importância na simulação dos processos de autodepuração, justificando assim, a sua descrição.

4.2.1 Parâmetro de desoxigenação da matéria biodegradável (K_1)

Representa a estabilização da matéria orgânica em meio líquido, sendo seu valor diretamente influenciado por peculiaridades intrínsecas à matéria orgânica, além de outros fatores como a temperatura e a presença de substâncias inibidoras. Como exemplo de substância inibidora, menciona-se o esgoto depurado, visto que a matéria orgânica facilmente assimilada já foi removida nas etapas de seu tratamento, restando as de estabilização lenta. Na Tabela 4.1 são sumarizados os principais valores de k_1 .

Tabela 4.1 – Valores típicos para coeficiente de degradação.

Tratamento	K_1 (dia^{-1} a 20°C)
Ausente	0,35 (0,20 - 0,50)
Primário	0,20 (0,10 – 0,30)
Secundário	0,075 (0,05 – 0,10)

Fonte: Chapra (1997).

4.2.2 Parâmetro de reaeração (K_2)

A inserção de oxigênio atmosférico na massa líquida consiste no principal processo de reaeração dos cursos de água. Seu valor é influenciado pela profundidade e velocidade e seu cálculo pode ser efetuado com uma das oito opções de equações dispostas na Tabela 4.2.

4.2.3 Parâmetro de sedimentação (K_3) e de demanda bentônica de oxigênio (K_4)

Os sólidos presentes nos efluentes despejados em corpos de água superficiais encontram-se parcialmente dissolvidos na massa líquida e uma fração suspensa. Os sólidos suspensos com peso suficiente sofrem a ação da gravidade e sedimentam, vindo a formar uma camada de lodo no fundo. Com a precipitação da matéria orgânica, há um decaimento dos valores da DBO da água, pois esse processo físico é responsável por retirar o material biodegradável da água.

O lodo acumulado no fundo do leito do curso de água é estabilizado, em grande parte, anaerobiamente, todavia a sua parte superficial sofre degradação aeróbia, consumindo, desta forma, o oxigênio presente na água. O uso de oxigênio pelo sedimento depositado no fundo é denominado de demanda bentônica.

Tabela 4.2 – Cálculo do coeficiente K2.

Autor (es)	K2 (dia ⁻¹ 20° C)	Unidades
Valor especificado pelo usuário		
CHURCHILL <i>et al.</i> (1962)	$5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$	U (m s ⁻¹) H (m)
O'CONNOR, DOBBINS (1958)	$3,95 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	U (m s ⁻¹) H (m)
OWENS <i>et al.</i> (1964)	$5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	U (m s ⁻¹) H (m)
THACKSTON, KRENKEL (1966)	$2,49 \frac{(1 + \sqrt{F})u^*}{H}$	F (adimensional) u* (m ⁻¹)
	$F = \frac{u^*}{\sqrt{gH}}$	U (m s ⁻¹) H (m)
	$u^* = \sqrt{HS_e g} = \frac{U_n \sqrt{g}}{H^{1,67}}$	
LANGBEIN, DURUM (1967)	$5,13 \frac{U}{H^{1,33}}$	U (m s ⁻¹) H (m)
Função potencial especificada pelo usuário		
TSIVOGLOU, WALLACE (1972); TSIVOGLOU, NEAL (1976)	$c \frac{\Delta H}{t_f}$	Q (cms) c (m ⁻¹) ΔH (m) t _f (m)

Fonte: Chapra (1997)

Para representar a decantação dos sólidos e, conseqüentemente, o decréscimo de DBO, assim como a demanda pelos bentos, utilizam-se os parâmetro K3 e K4, respectivamente. Vale destacar que ambos os parâmetros possuem uma relação, uma vez que a demanda bentônica somente ocorrerá com a deposição de material. Na Tabela 4.3, encontram-se resumidos os valores de K4, expresso em função do tipo de leito e das suas características.

Tabela 4.3 – Valores do parâmetro K4 (demanda bentônica).

Tipo de leito e características locais	Demanda bentônica (g O ₂ . m ² .dia ⁻¹)	
	Variação	Média
Lodo de esgoto – nas proximidades do ponto de lançamento	2-10	4
Lodo de esgoto – a jusante do ponto de lançamento	1-2	1,5
Leito estuariano	1-2	1,5
Leito arenoso	0,2 – 1,0	0,5
Leito de solo mineral	0,05 – 0,1	0,07

4.2.4 Parâmetro de decaimento de coliformes (K5)

Os coliformes termotolerantes encontram condições propícias à sua sobrevivência e reprodução no trato gastrointestinal humano e de alguns animais de sangue quente. Porém, fora do intestino, as condições ambientais não são favoráveis à sua sobrevivência. Entre os fatores responsáveis pelo seu decaimento no ambiente, destaca-se: radiação solar, falta de nutrientes, sedimentação, temperatura, entre outros.

4.3 Modelos de qualidade da água: QUAL - 2E

O modelo de qualidade da água QUAL-2E aplicado na simulação de variáveis que exprimem as condições qualitativas de um corpo d'água em regime permanente foi desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA em 1985 (BROWN; BARNWELL, 1987). As variáveis de qualidade da água simuladas são: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, constituintes arbitrários não conservativos e três constituintes conservativos.

Como destacado anteriormente por Brown e Barnwell (1997), o modelo limita-se à simulação em condições de vazões constantes, tanto a do curso d'água, quanto das captações e entradas de água. Entretanto, apesar dessa limitação, o modelo é amplamente empregado na simulação do efeito de cargas poluentes pontuais e difusas na qualidade da água de um curso d'água em determinados trechos. Entre os motivos para sua popularidade, destacam-se a simplicidade em manuseá-lo e compreendê-lo, além da facilidade em adquiri-lo.

Segundo Knapik *et al.* (2008), dois componentes básicos são utilizados na modelagem, o primeiro constituído por equações para representar os escoamentos e o segundo por equações de transporte de massa, para descrever a variação dos constituintes qualitativos da água.

Antes do processo de simulação de cenários com a ferramenta QUAL-2E, alguns pressupostos devem ser atendidos como: a discretização espacial do sistema, calibração e validação, descritos a seguir.

4.3.1 Discretização espacial do sistema

A divisão espacial em trechos do curso de água a ser modelado é o primeiro passo para se utilizar o QUAL-2E. Esses trechos ainda são subdivididos em elementos computacionais homogêneos, todos com o mesmo comprimento e características hidráulicas análogas em toda a sua extensão. Na Figura 4.1, nota-se a discretização de um curso de água, sendo explicitado um trecho e os seus elementos computacionais.

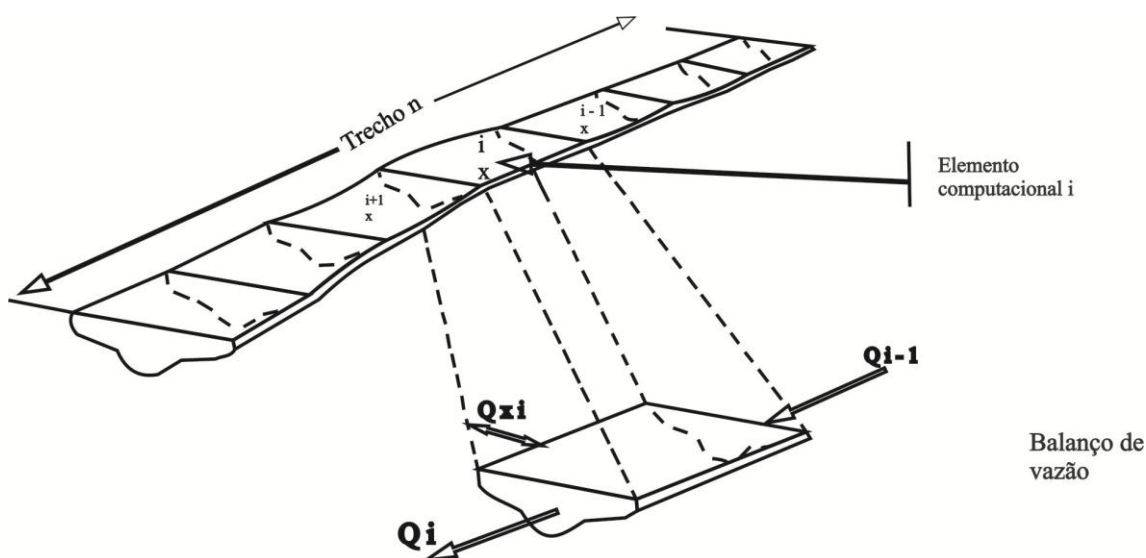


Figura 4.1 - Representação gráfica de um trecho de rio.

4.3.2 Calibração

Etapa essencial para a utilização de um modelo matemático, pois permite a adequação das informações coletadas *in situ* com os dados calculados (simulados). Esse processo baseia-se em variar os parâmetros do modelo a fim de obter um resultado satisfatório entre os dados gerados e as informações coletadas em campo. Oppa (2007) elucida simplificada o processo de calibração de um modelo como sendo o ajuste

dos parâmetros das equações matemáticas que retratam a realidade física, química e biológica de um corpo hídrico, permitindo, assim, obter resultados simulados condizentes com as peculiaridades do sistema em estudo.

4.3.3 Validação

Essa etapa consiste em avaliar se os coeficientes encontrados na calibração possuem precisão plausível. A averiguação do modelo calibrado é feita com uma série de dados de campo diferente daquela empregada na calibração (GASTALDINI; OPPA, 2011). As autoras ainda esclarecem que a calibração do modelo é apropriada quando os valores observados forem similares ao longo da série.

4.3.4 Limitações do modelo QUAL-2E

O modelo QUAL-2E possui algumas limitações existentes no seu próprio desenvolvimento, como o número de trechos, elementos computacionais e de lançamentos e retiradas ao longo do curso de água. O número de fontes pontuais de poluição também é limitado e não são consideradas as fontes de poluição difusa.

O programa aceita no máximo vinte e cinco trechos, e cada um desses suportam até vinte elementos computacionais. O número de elementos de cabeceira e junção restringe-se a sete e seis, respectivamente, enquanto o número de lançamentos a vinte e cinco.

No modelo, as fontes pontuais de degradação da qualidade da água são consideradas no processo de simulação, enquanto as fontes difusas de poluição são desprezadas. Na modelagem de bacias urbano-rurais, uma parcela apreciável é constituída por áreas destinadas a práticas agropastoris que contribuem com expressivas cargas de poluentes em épocas chuvosas. O escoamento superficial ocorrido nessas localidades lava o solo, carreando para os cursos de água poluentes, como nutrientes provenientes de fertilizantes e bactérias presentes no material fecal dos ruminantes. Percebe-se, assim, a importância em incluir essas fontes de poluição.

4.4 Estado da arte

Muitos autores utilizam o modelo QUAL-2E com o intuito de gerar informações, simulando cenários de poluição ambiental das águas e o efeito que medidas mitigadoras provocam na qualidade dos recursos hídricos. Em virtude dessas

particularidades, devido à facilidade em manuseá-lo e por ser de domínio público, esse modelo é amplamente utilizado no Brasil e no mundo.

Em ordem cronológica, merecem menção os seguintes estudos:

Van Orden e Uchrin (1993) aplicaram o modelo QUAL-2E no estudo das variáveis OD, DBO e nitrogênio no rio Whippany, no nordeste de Nova Jersey. A calibração e validação do modelo com dados coletados em campo apresentou um bom ajuste, possibilitando assim, a simulação do comportamento das variáveis mencionadas anteriormente. O estudo evidenciou o efeito das fontes pontuais de poluição na qualidade da água, o despejo de efluentes. Um dos cenários simulados, o tratamento prévio e eficiente do efluente descartado no corpo hídrico, com redução da matéria carbonácea e nutrientes, revelou uma significativa melhora na qualidade da água do rio Whippany.

Com o intento de avaliar o impacto das cargas orgânicas na qualidade da água das bacias dos rios Coxipó e Cuiabá para os anos de 1993, 1995 e 2005, Teixeira (1994) aplicou o modelo QUAL-2E. Para o estudo, formulou-se as hipóteses de tratamento do esgoto doméstico com eficiência de tratamento na ordem 80%, 50% e nulas, com vazões hidrológicas mínimas e médias da ordem de $80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $407 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivamente. A qualidade da água foi observada para cada uma das hipóteses. Cenários futuros também foram estabelecidos onde se analisou os níveis de tratamento de esgoto necessário para atender aos padrões estabelecidos para rios de classe I e II.

No Ribeirão do Feijão, em São Paulo, Fischer (1995) utilizou o QUAL-2E com o objetivo de avaliar a qualidade da água afetada por resíduos e efluentes de um aterro não controlado. O modelo foi calibrado e apresentou um bom ajuste aos dados observados, oferecendo condições para as simulações.

No rio Sava, Eslovênia, Drolc e Koncan (1996) avaliaram o efeito de despejos de esgoto doméstico na qualidade da água. O modelo QUAL-2E utilizado mostrou que as águas do rio apresentavam características em desacordo com os padrões estabelecidos no país. O comprometimento da qualidade da água foi significativo em períodos de menores vazões, sendo recomendado o lançamento de efluente com carga de DBO inferior a 30 mg.L^{-1} .

Lima e Giorgetti (1997), em estudo desenvolvido no rio Jacaré-Guaçu num trecho de 40 km, verificaram a viabilidade em utilizar o modelo QUAL-2E na simulação de descargas acidentais não permanentes de contaminantes, mesmo com

alguns erros digitais do modelo. Somente ressaltaram a necessidade de corrigir o valor a ser atribuído à dispersão física do ambiente simulado.

Com o objetivo de analisar o efeito da alocação de uma fonte pontual de poluição, Chaudhury *et al.* (1998) calibraram o modelo QUAL-2E para o rio Blackstone, nos Estados Unidos, sendo modelado a variável OD. Na calibração, os autores utilizaram dados do período de estiagem, coletados em 1991 e consideraram os efeitos da fotossíntese, da demanda bentônica e da nitrificação, proporcionando uma boa validação do modelo. Os resultados da modelagem apontaram valores de OD inferior a 5mg.L^{-1} a jusante do lançamento de efluentes.

Para aferir o efeito do tratamento de efluentes lançados na bacia do rio Simeto, região da Sicília, Itália, CIRAVOLO *et al.* (2000) aplicaram o QUAL-2E. A calibração apresentou um bom ajuste aos resultados de campo, permitindo simular a qualidade da água após receber efluentes com diferentes graus de depuração. Na modelagem, foi explicitada em quais condições de descargas de águas residuárias tratadas e reciclagem de efluentes municipais na agricultura ocorre à violação dos limites legais de qualidade da água.

Ning *et al.* (2001) calibraram e validaram o modelo QUAL-2E para o rio Kao-Ping, Taiwan, num estudo das variáveis DBO, OD, fósforo total e amônia. O modelo mostrou que a suinocultura e o despejo de esgoto *in natura* afetam a qualidade da água em muitos trechos a jusante de seu lançamento. Em épocas de escassez hídrica, as características qualitativas da água tornam-se críticas.

Ao estudar as condições atuais e futuras da qualidade da água da bacia do rio Ibicuí, Gastaldini *et al.* (2002) utilizou o modelo QUAL-2E, sendo analisadas as variáveis: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes fecais. O diagnóstico da situação atual mostrou boa condição sanitária da água, com elevados valores de oxigênio dissolvido e baixos valores de demanda bioquímica de oxigênio, indicando presença pouco significativa de carga orgânica. Em um cenário futuro, ocorre a deterioração da qualidade da água, conforme apontou as variáveis simuladas com um maior aporte de esgoto oriundo dos principais centros urbanos da bacia.

Santos e Luca (2002), em estudo sobre o comportamento de poluentes em bacia urbano-rural, com plantio direto empregaram o modelo QUAL-2E para simular a variação das variáveis de qualidade da água em função do uso e ocupação do solo. Os resultados mostraram grande variedade das condições qualitativas da água em ambiente ocupado por lavoura de soja e áreas urbanizadas, fato evidenciado pelo comportamento

da variável demanda bioquímica de oxigênio, sendo maior na área urbana. Desse modo, os autores perceberam ser adequada a ferramenta com a finalidade de prever o comportamento da qualidade da água em cenários futuros de uso do solo.

McAvoy *et al.* (2003) utilizaram o QUAL - 2E para estudar o efeito de efluentes não tratados na qualidade da água do rio Balatun, Filipinas. O modelo mostrou-se apropriado para prever a condição qualitativa do rio, apontado pela sua calibração e análise de incertezas.

Em estudo desenvolvido no Irã, no rio Zayandeh-Rood, Abrishamchi *et al.* (2005) verificaram a confiabilidade em se utilizar o modelo QUAL-2E na simulação das variáveis OD, DBO e sólidos totais dissolvidos ao longo do rio. Os autores frisam a importância em realizar a análise de confiabilidade, como eles esclarecem, esta etapa é importante para auxiliar os usuários dos modelos de qualidade de água e gestores a avaliarem a acurácia das informações fornecidas pela modelagem.

Para avaliar a qualidade das águas do rio Yamuna, Deli, Índia; Paliwal *et al.* (2007) empregaram o modelo QUAL-2E. Neste estudo, examinaram-se as características qualitativas da água, OD e DBO, em diferentes cenários de degradação. As variáveis simuladas evidenciaram a necessidade em tratar os esgotos dispostos no rio, assim como manter uma vazão mínima de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, importante para assegurar condições apropriadas de qualidade da água.

Sivri e Ertuk (2008), com o intuito de verificar o impacto do transporte de nutrientes por um rio para o Mar Negro, situados na Turquia, utilizaram o modelo QUAL-2E. Esse estudo proporcionou uma série de informações referente ao impacto na qualidade da água ocasionada por três aquiculturas localizadas nesse rio, conhecimentos necessários para a gestão de uma área de grande relevância ecológica.

Gastaldini e Oppa (2011), ao aplicarem o modelo QUAL-2E para avaliar alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim, simularam o comportamento das variáveis: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes em três cenários de vazões distintas (Q_{80} , Q_{90} , Q_{95}). Essas simulações caracterizam os períodos de déficit hídrico onde ocorre a maior demanda por água para a irrigação. Os resultados apontaram qualidade da água inferior nos trechos iniciais da bacia devido ao lançamento de efluentes sanitários e melhor qualidade a jusante. Assim, foi proposto classe 3 para os primeiros trechos do rio e categoria 2 para os demais segmentos do curso de água.

Rezende (2011) avaliou o efeito da descarga de efluentes na qualidade do rio Monjolinho, na cidade de São Carlos – SP. Foi observado o comportamento das variáveis: nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fosfato; ao longo do curso do rio antes e após a implantação da Estação de Tratamento de Esgoto. Os resultados evidenciaram alteração da qualidade da água do rio Monjolinho, mesmo com o lançamento de efluentes tratados e com características dentro dos padrões preconizados em lei.

Ao comparar os modelos QUAL-2E e QUAL-2K, Knapik *et al.* (2011) concluíram que ambos os modelos computacionais possuem conceitos distintos e que este primeiro é bastante eficaz em estratégias requeridas para atividades de gestão de recursos hídricos. Os autores ressaltam que comparado ao QUAL-2E o QUAL-2K possui uma interface mais amigável, no entanto, requer muito mais parâmetros para sua utilização

5 BACIA DO RIO PIABANHA: CARACTERÍSTICAS GERAIS

O rio Piabanha drena uma área aproximada de 2.065 km² e sua bacia está inserida no reverso da Serra do Mar. Nasce na Serra do Mar, na Pedra do Retiro a 1546 metros, no município de Petrópolis, e insere-se na bacia do rio Paraíba do Sul no município de Três Rios, sendo uma bacia de domínio estadual (Figura 5.1). A extensão do curso d'água principal é de aproximadamente 80 km (MOLINARI, 2011; PAULA, 2011; SILVA, 2012).

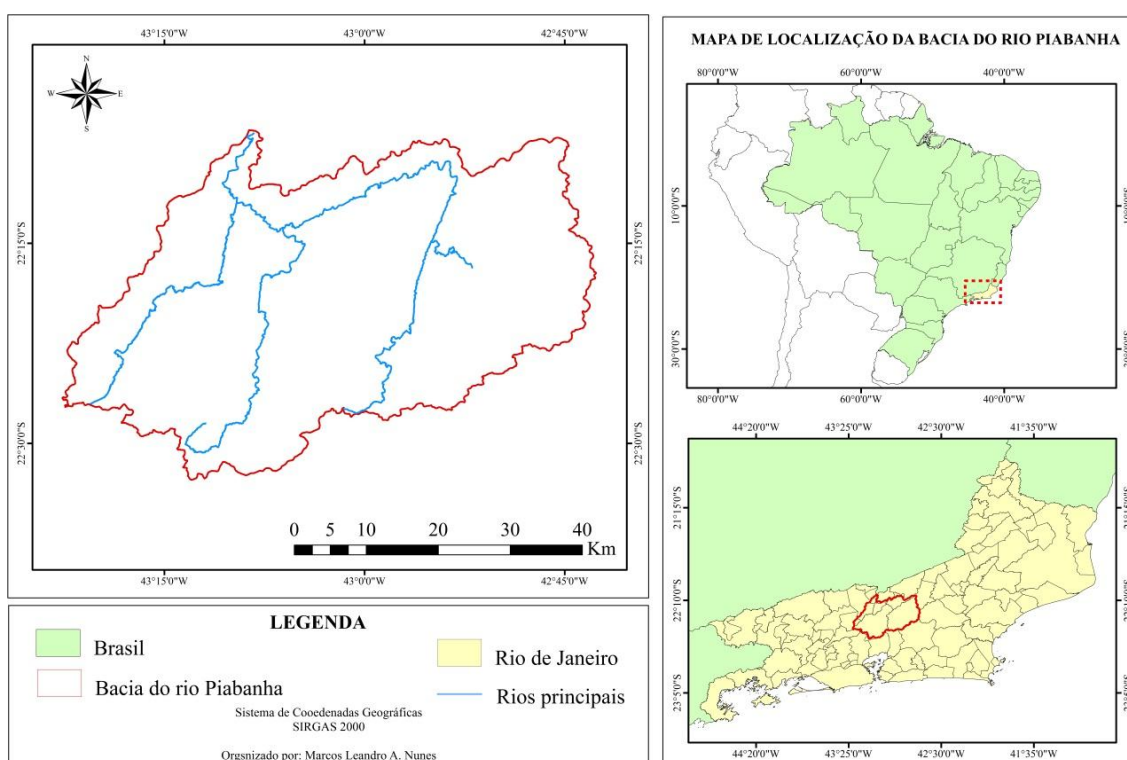


Figura 5. 1 - Localização da bacia do rio Piabanha

A bacia do rio Paraíba do Sul e a sub-bacia do rio Piabanha estão localizadas na região hidrográfica Atlântica Sudeste. A bacia do rio Piabanha compreende sete municípios fluminenses: Areal, Petrópolis, Teresópolis, São José do Vale do Rio Preto, Paraíba do Sul, Paty do Alferes e Três Rios, conforme demonstra a Figura 5.2.

O rio Piabanha drena áreas pertencentes a três municípios. O primeiro é Petrópolis com 295.917 habitantes, conforme o censo 2010 do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Este rio ainda percorre os municípios de Areal e Três Rios, o primeiro com 11.423 mil habitantes e o último com 76.432 mil habitantes.

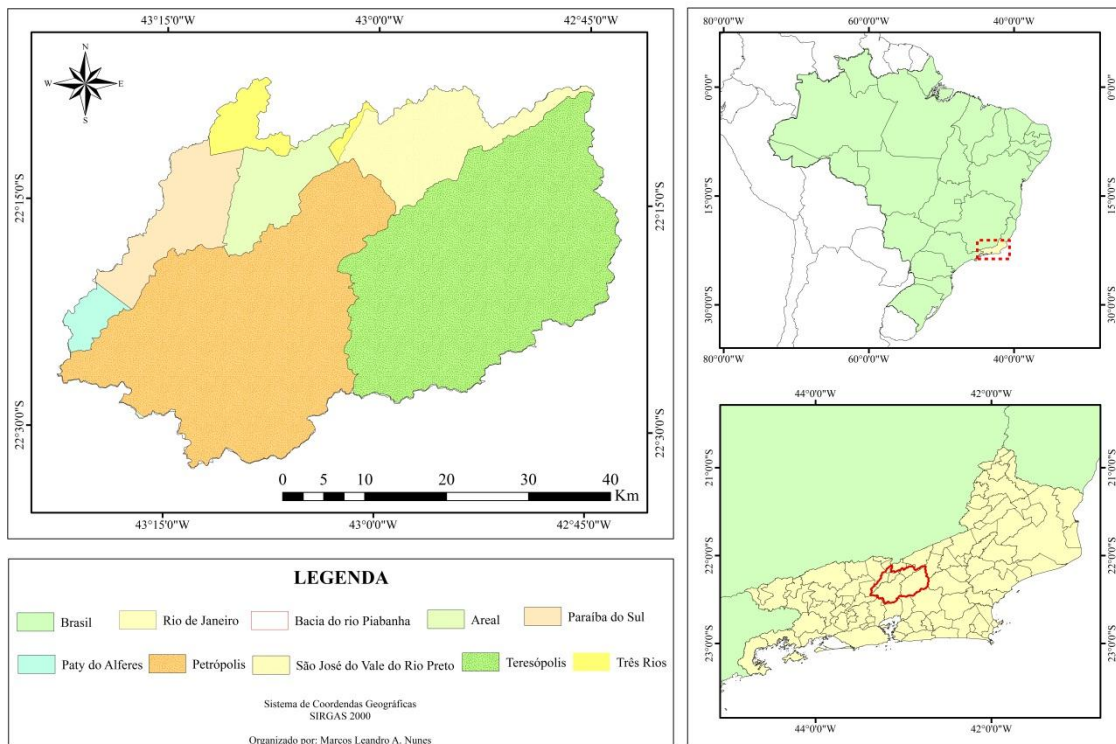


Figura 5. 2 – Bacia do rio Piabanha: Principais municípios

5.1 Sub-bacias

O rio Piabanha é constituído, principalmente, por sete sub-bacias, em sua maioria localizadas na margem direita (SILVA, 2012). Os tributários do rio Piabanha situados na margem direita são os rios: Preto, Quitandinha, Itamarati, Poço do Ferreira e Santo Antônio. Já os tributários pela margem esquerda são os rios Araras e do Fagundes.

Dentre as sub-bacias do rio Piabanha, a bacia do rio Preto destaca-se pela sua área de drenagem de 1.053 km² e por sua vazão, sendo esta da mesma magnitude que o rio principal, próximo a sua confluência com o Piabanha. Sua bacia é influenciada por núcleos urbanos, como o município de Teresópolis, a maior área urbanizada, e por uma série de indústrias. O regime de vazão do rio recebe influência da Usina Hidrelétrica Morro Grande, no município de Areal, em virtude da água armazenada no reservatório da usina.

A bacia do rio Fagundes apresenta grande influência no rio Piabanha, primeiro por sua vazão ser semelhante ao Piabanha no ponto de confluência e segundo por sua área de drenagem de 364 km² (PAULA, 2011). A bacia é essencialmente rural, sendo usada para práticas agropastoris, embora existam pequenos núcleos urbanos. No rio, há

uma usina hidrelétrica de 6 GW (Usina Hidrelétrica Coronel Fagundes), do tipo fio d'água e influência sobremaneira nos valores de vazão do rio Fagundes.

As sub-bacias dos rios do Poço do Ferreira e do rio Santo Antônio possuem, respectivamente, 39 e 106 km². Ambas são fundamentalmente rurais, sendo constituídas por campos agricultáveis e pastagens (PAULA, 2011).

A sub-bacia do rio Araras apresenta expressiva área preservada por abrigar a Reserva Biológica de Araras em sua área de drenagem de 111 km² (KLING, 2005; PAULA, 2011).

As sub-bacias dos rios Itamarati e Quitandinha são preponderantemente urbanas. Apresentam áreas de drenagem de 40 e 27 km² e drenam áreas de elevado grau de urbanização no município de Petrópolis, recebendo em seu curso inúmeros despejos de águas residuárias (PAULA, 2011; SILVA, 2012).

5.2 Caracterização edafoclimática

Segundo a classificação de Köppen, a região serrana, onde está inserida parte da bacia, apresenta clima tropical de altitude, do tipo Cwb, ou seja, verões quentes e úmidos e os invernos amenos. Nas áreas mais baixas, próximas ao exutório, as variações térmicas são pronunciadas no inverno e o verão apresenta um clima sub-úmido.

Os altos índices pluviométricos observados na bacia ocorrem em virtude da combinação de fatores geográficos, topográficos e climáticos. A localização da bacia em região tropical, sob influência das zonas de convergências intertropical no verão, das massas de ar polares e oceânicas e ainda a orografia imposta pela serra do Mar, forçam a ascensão da massa de ar úmida vinda do mar, resultando em valores de precipitação pluvial próximos a 2500 mm/ano em alguns pontos na bacia.

Nos municípios de Petrópolis e Teresópolis, situados nas encostas íngremes e sob a influência da orografia, a precipitação pluvial média anual é aproximadamente 2.000 mm. Nos municípios de Areal e São José do Rio Preto, ambos próximos ao exutório, apresentam um índice pluviométrico anual é em torno de 1.500 mm, valor discrepante se comparado ao índice precipitado na cabeceira da bacia hidrográfica. Na Figura 5.3, verifica-se a distribuição dos volumes totais anuais precipitados na bacia.

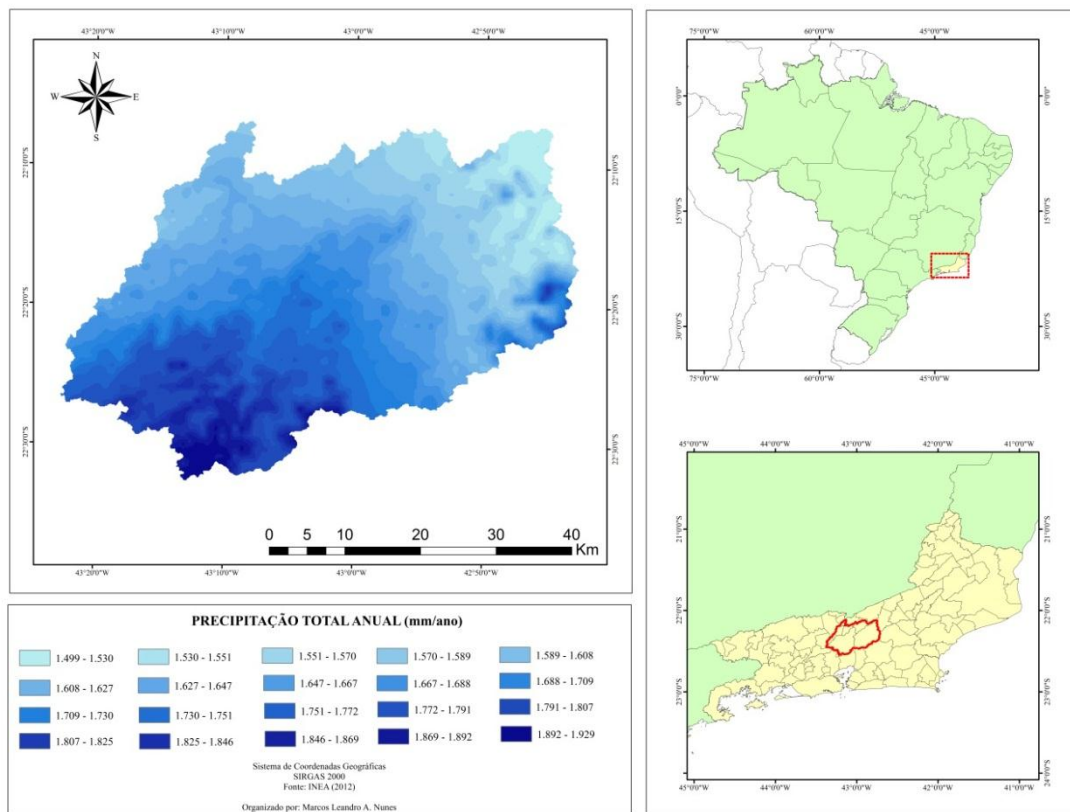


Figura 5. 3 – Precipitação total anual (mm/ano) na bacia hidrográfica do rio Piabanha

Ao verificar as distribuições das chuvas durante o ano nos municípios de Petrópolis, Areal e Três Rios nas Figuras 5.4, 5.5 e 5.6, depreende-se que há duas estações na bacia do rio Piabanha, segundo o regime de chuvas. A primeira corresponde à estação úmida, com os maiores índices de precipitação de dezembro a fevereiro, a segunda corresponde ao período seco, entre junho e agosto, ocorre o período seco, sendo julho o mês mais crítico, com menor volume de chuvas.

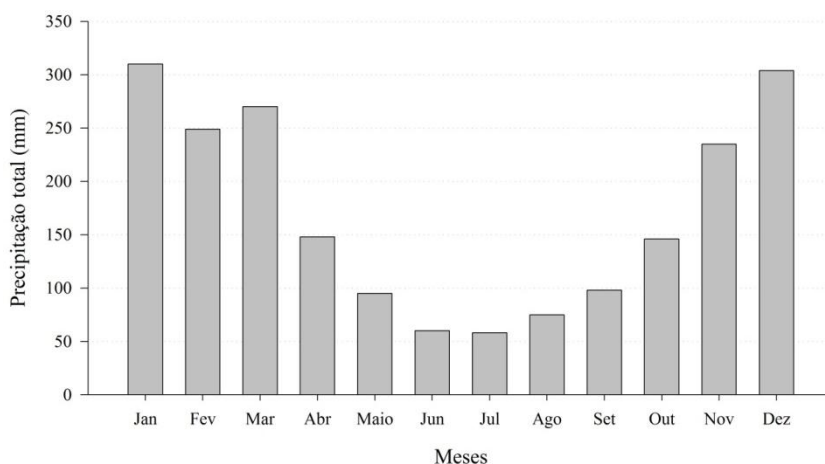


Figura 5.4 – Climatologia de precipitação pluvial em Petrópolis - Estação 02243009 (1939-2005)

Fonte: Relatório EIBEX-I (2007)

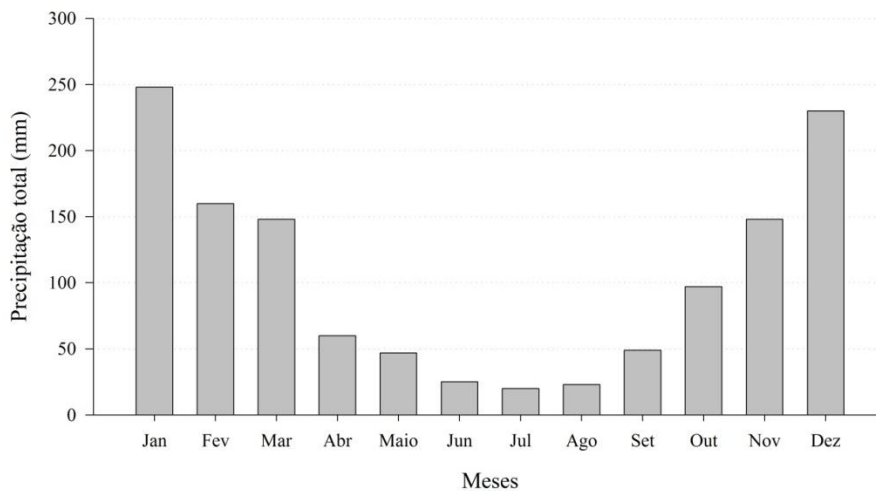


Figura 5.5 – Climatologia de precipitação pluvial em Pedro do Rio - Estação 02243012 (1938-2007)
 Fonte: Relatório EIBEX-I (2007)

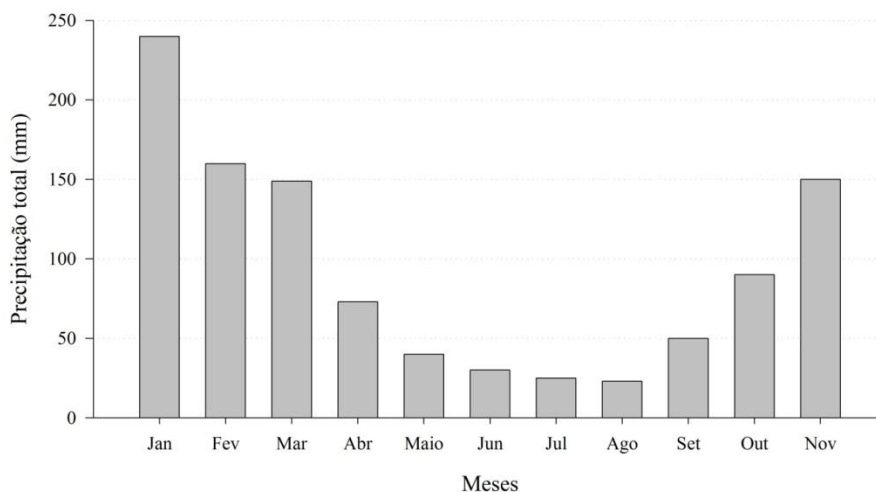


Figura 5.6 – Climatologia de precipitação pluvial em Areal - Estação 02243013 (1939-2007)
 Fonte: Relatório EIBEX-I (2007)

Entre esses períodos, é possível identificar as fases de transição, como a existente entre a estação seca para a úmida e vice-versa. Da estação seca para úmida, as chuvas tornam-se mais frequentes, sendo denominados os meses de agosto a outubro de período seco-úmido. De março a maio, os índices pluviométricos começam a diminuir, ocorrendo à passagem da estação úmida para a seca, denominando o período de úmido-seco.

As principais variáveis climatológicas, como temperatura máxima e mínima, evaporação e umidade relativa do ar estão sumarizadas na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Variáveis climatológicas da bacia do rio Piabanha

Variável meteorológica	Valor
Temperatura mínima anual	16°C
Temperatura máxima anual	27°C
Evaporação média	800 mm/ano
Umidade relativa média do ar	80%

Fonte: INMET (2012)

Quanto à vegetação, a bacia está inserida numa região de floresta tropical, pertencente ao bioma Mata Atlântica. Os sistemas ecológicos presentes na bacia, conforme se verifica na tabela 5.2, são: floresta ombrófila aberta, floresta estacional, vegetação secundária e reflorestamento.

Tabela 5.2 – Cobertura vegetal (ha) na área total dos municípios que integram a bacia do rio Piabanha

Municípios	Floresta ombrófila	Floresta estacional	Vegetação secundária	Reflorestamento
Areal	112	--	5.576	---
Paraíba do Sul	---	800	19.924	---
Paty do Alferes	1.284	40	9.944	2.600
Petrópolis	23.564	---	17.692	72
São José do Rio Preto	5.084	---	7.552	---
Teresópolis	30.180	---	34.424	---
Três Rios	20	---	8.500	---
Total dos municípios	60.224	840	103.612	2.672
Percentual (%)	19,4	0,3	33,4	0,9

Fonte: Kling (2005)

Na região, a floresta ombrófila aberta apresenta como característica a descontinuidade do dossel, facilitando a penetração da radiação solar no sub-bosque. Apresenta árvores de porte arbóreo entre 15 e 30 m de altura. Esse sistema ecológico é característico de um ambiente com elevadas temperaturas (25°C, em média) e precipitação (KLING, 2005).

A floresta estacional tem como principal característica um expressivo percentual de árvores (entre 20 e 50%), que durante a estação seca perdem as folhas, sendo denominadas de árvores caducifólias. Sua ocorrência natural é observada nas proximidades da Serra da Mantiqueira (KILING, 2005).

As áreas de floresta secundária, popularmente conhecidas por capoeiras, são ambientes em processo de recuperação, predominando na região a vegetação com porte arbóreo (PAULA, 2011). São observadas em ambientes que apresentam floresta ombrófila ou estacional que sofreram processo de remoção da vegetação. Plantios arbóreos homogêneos, com predominância de espécies do gênero *Eucalyptus* e, em menor número, de *Pinus*, compõe áreas de reflorestamento (KLING, 2005).

5.3 Altimetria da bacia

Conforme observa-se na Figura 5.7, a bacia do rio Piabanha apresenta relevo montanhoso acidentado, com altitudes em alguns casos, superiores a 2.000 m. O mapa hipsométrico da região facilita a identificação das unidades geomorfológicas. As maiores altitudes são observadas nas adjacências das nascentes dos principais rios da bacia, enquanto o ponto mais baixo encontra-se junto a foz do Piabanha

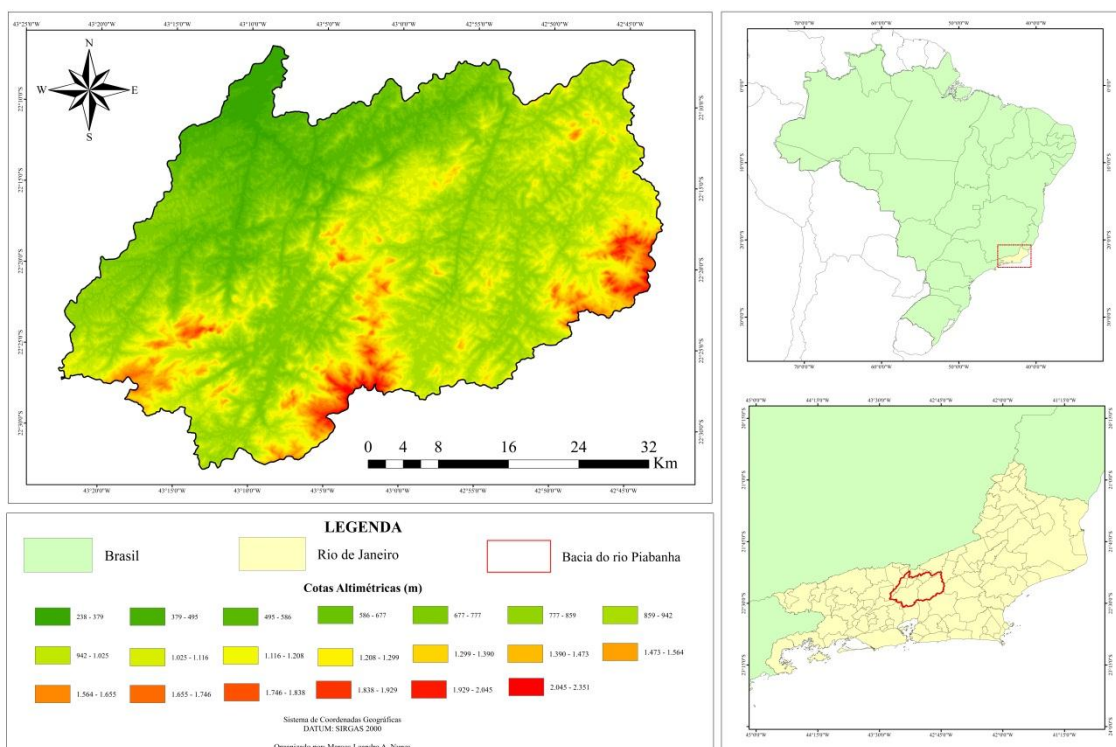


Figura 5. 7 – Mapa hipsométrico da bacia do rio Piabanha

5.4 Uso e ocupação do solo

As principais classes de uso do solo da bacia do rio Piabanha estão apresentadas na Figura 5.8. As porções antropizadas ocupam uma expressiva parte da bacia e são constituídas por localidades ocupadas por pastagem, por espaços urbanizados e campos agricultáveis. As regiões florestadas, em sua maior parte, são advindas de áreas protegidas legalmente, como unidades de conservação.

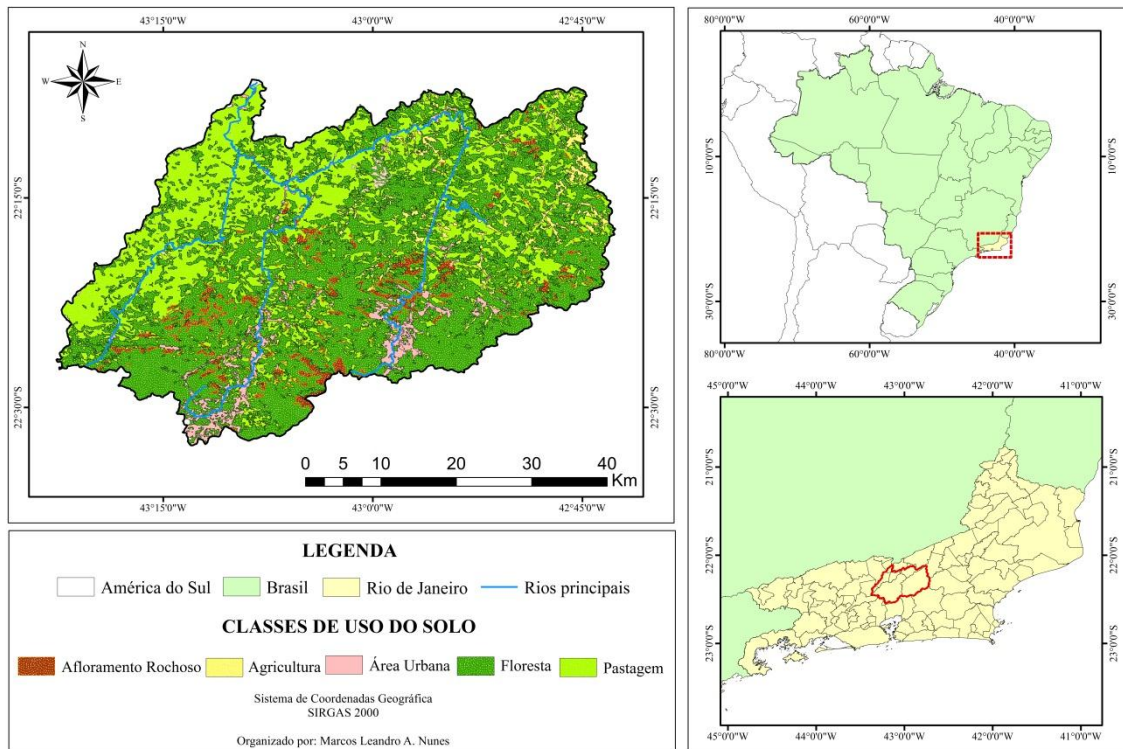


Figura 5.8 – Classes de uso do solo da bacia do rio Piabanha

A colonização da bacia teve início nas primeiras décadas do século XIX (MOLINARI, 2011). Apesar de dois séculos de ocupação, conversão de áreas florestadas em campos agricultáveis e usos indevidos do solo, a bacia apresenta consideráveis áreas preservadas, aproximadamente 40%, constituindo na maior área de mata Atlântica da bacia do rio Paraíba do Sul. A existência de espaços protegidos legalmente na bacia contribuiu fortemente para a preservação das áreas verdes, tendo destaque a Área de Proteção Ambiental de Petrópolis e a Reserva Biológica do Tinguá (KLING, 2005). Outro importante fator para o elevado grau de proteção da vegetação natural, observado na bacia, é explicado pelo o relevo acidentado que impõe restrição à ocupação humana e ao desenvolvimento de práticas agropastoris.

Os maiores centros urbanos são Petrópolis e Teresópolis, ambas as áreas destacadas na Figura 5.8. As principais áreas urbanizadas encontram-se ao sul, próximas das principais nascentes. Esses municípios situam-se em vales, encaixados entre montanhas e contam com, aproximadamente, 350.000 habitantes (IBGE, 2010).

As áreas agricultáveis representam 0,5% da área total e estão distribuídas, principalmente, nas bacias dos Rios Bonfim, Jacó e Caxambu. Essas áreas localizam-se nas adjacências dos cursos d'água, dentro da faixa destinada a mata ciliar. Mesmo situadas em terrenos de acentuada declividade e elevada propensão à erosão, não são utilizadas técnicas de conservação do solo, como o plantio em curvas de nível. Os principais cultivos desenvolvidos, nessa região, são os de ciclo-curto, como verduras e legumes.

As áreas de pastagens mais expressivas localizam-se no exutório da bacia e a cobertura vegetal predominante é a gramínea *Brachiaria brizantha*, sendo praticada na região a pecuária extensiva.

5.5 Caracterização das águas superficiais da bacia do rio Piabanha: Resolução CONAMA 357/2005

Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/2005, que versa sobre a classificação dos corpos de água e estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes, as águas doces são consideradas classe 2 enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos. Assim sendo, conforme estabelece esta Resolução, o rio Piabanha enquadra-se na classe 2, uma vez que os seus recursos hídricos não foram enquadrados em classes.

As águas enquadradas nessa classe são destinadas aos seguintes usos: ao abastecimento para consumo humano, a proteção das comunidades aquáticas, a recreação de contato primário, esqui aquático e mergulho, a 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 a aquicultura e a atividade de pesca (BRASIL, 2005).

Apesar de estar enquadrado na classe 2, o rio Piabanha apresenta em muitos trechos a qualidade inferior a esta classe, em virtude do lançamento de esgoto sanitário em muitos pontos ao longo de seu curso. Nos maiores centros urbanos da bacia, Petrópolis e Teresópolis, a infraestrutura em saneamento básico é incipiente e não cobre

todas as áreas urbanizadas. Conseqüentemente, do esgoto gerado, somente 58% é coletado e deste volume apenas 22% é devidamente tratado.

A disposição de esgoto doméstico nos rios da bacia contribui fortemente para o aporte de matéria orgânica, tendo como efeito, o aumento da DBO nos rios, que durante seu processo de estabilização consome oxigênio dissolvido no corpo d'água, se refletindo na depleção do OD. Ainda, há a inserção de patógenos e nutrientes como o nitrogênio, os quais podem causar efeitos adversos à saúde dos usuários, caso a água bruta não seja devidamente tratada, antes de ser consumida.

O monitoramento da qualidade da água da bacia é realizado periodicamente, sendo mensal a partir de 2010 pelo CPRM, CETEM e INEA, nos pontos apresentados nas Figuras 5.9 e 5.10. Na tabela 5.1, são sumarizadas as principais características dos pontos amostrais.

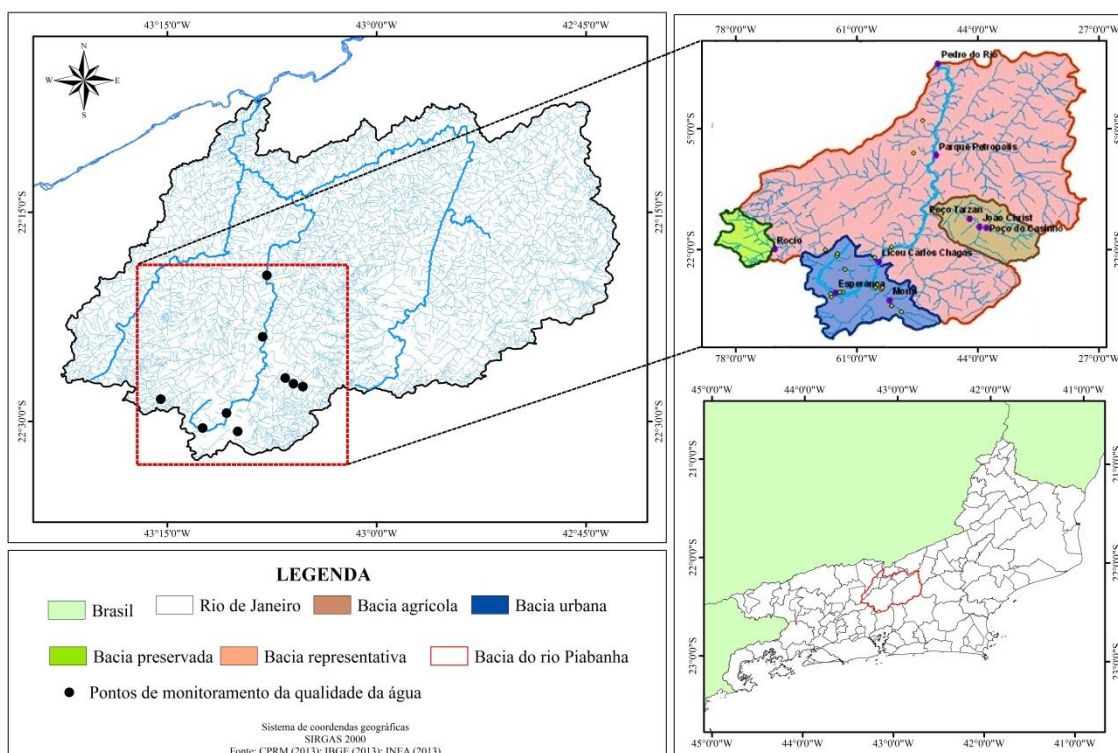


Figura 5.9 – Pontos de monitoramento da qualidade de água da CPRM na bacia do rio Piabanha

Os pontos de monitoramento da qualidade de água da CPRM estão distribuídos em áreas preservadas, de cultivo agrícola e urbanizadas. A estação do Rocio localiza-se em uma área de proteção, ocupada essencialmente por floresta. Já, a estação Esperança,

Morin e Liceu situam-se em uma bacia urbana. Os pontos de monitoramento Poço Tarzan, João Christ e Poço Cassino situam-se em uma bacia de uso agrícola.

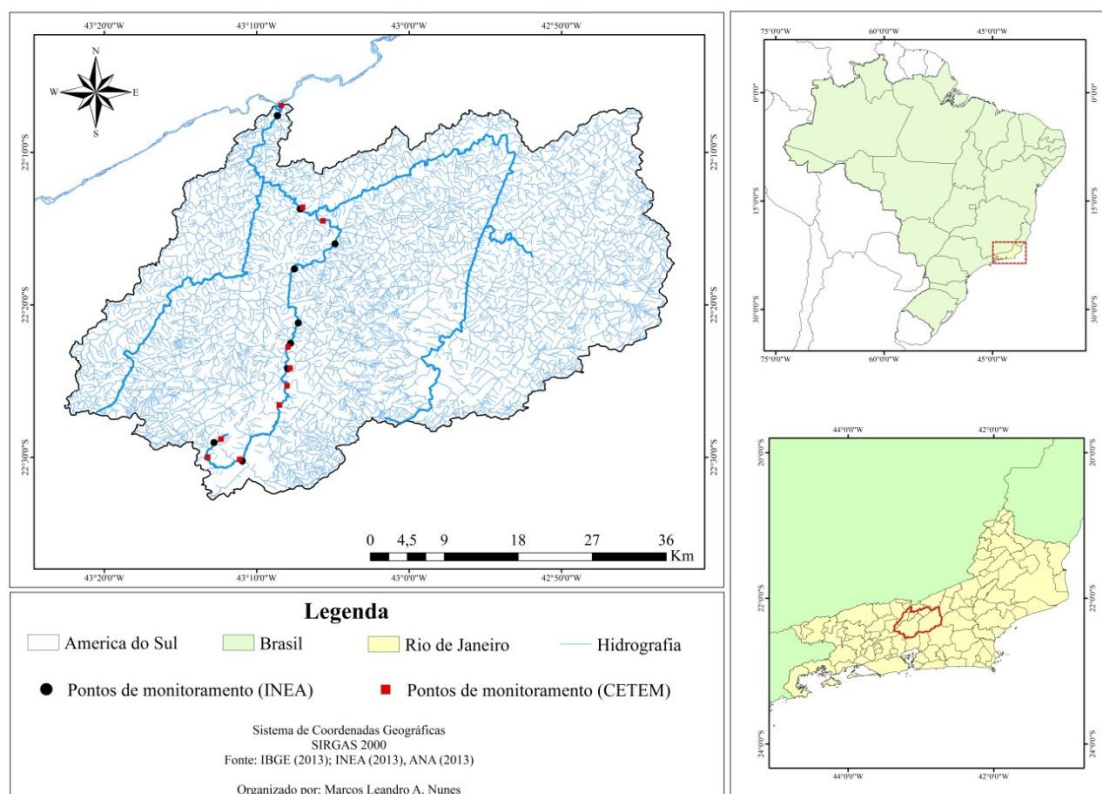


Figura 5.10 - Pontos de monitoramento da qualidade de água do CETEM e INEA na bacia do rio Piabanha

Algumas variáveis são utilizadas a seguir para descrever a qualidade da água da bacia do rio Piabanha, sendo descritas as seguintes: DBO, OD, nitrato, coliformes termotolerantes e fósforo.

5.5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou um valor médio de 3,50 mg.L⁻¹ na estação chuvosa e 4,96 mg.L⁻¹ na estação seca. Os valores médios observados em cada ponto monitorado, em ambas as estações, são apresentados na Tabela 5.3 e Figuras 5.11 e 5.12.

Dos pontos monitorados, destacam-se o S2, S4 e S5 pelos valores discrepantes observados em ambas as estações. Para S2, os valores médios de DBO nas estações chuvosa e seca foram de 4,37 e 9,14 mg.L⁻¹, respectivamente. O S4 apresentou uma concentração de DBO de 4,75 mg.L⁻¹ no período chuvoso e 6,78 mg.L⁻¹ na estação seca.

Já no S5 se verificou uma concentração de 7,45 mg.L⁻¹ de DBO na estação chuvosa e 15,05 mg.L⁻¹ no período seco. Para esses pontos, os menores valores de DBO foram notados na estação chuvosa e os maiores valores na estação seca.

Tabela 5.3 – Valores médios de DBO (mg.L⁻¹) para as estações chuvosa e seca

Pontos Amostrais	Estação	
	Chuvosa	seca
S1	3,7	3,9
S2	4,4	9,1
S3	3,3	2,4
S4	4,7	6,8
S5	7,4	15,0
S6	1,67	1,7
S7	3,8	3,3
S8	1,4	2,5
S9	1,2	2,3
S10	3,8	4,9
S11	3,1	2,4
PB01	5,04	5,4
PB 0002	7,3	5,9
PB0116	4,7	4,2
PB 0117	4,5	4,8
PB 0118	5,3	4,3
PB 0120	4,9	5,0
PB 0122	4,7	4,9
PB 0123	2,1	2,6
PB 0011	2	2
Média	3,9	4,7
Des. Padrão	1,7	3,0

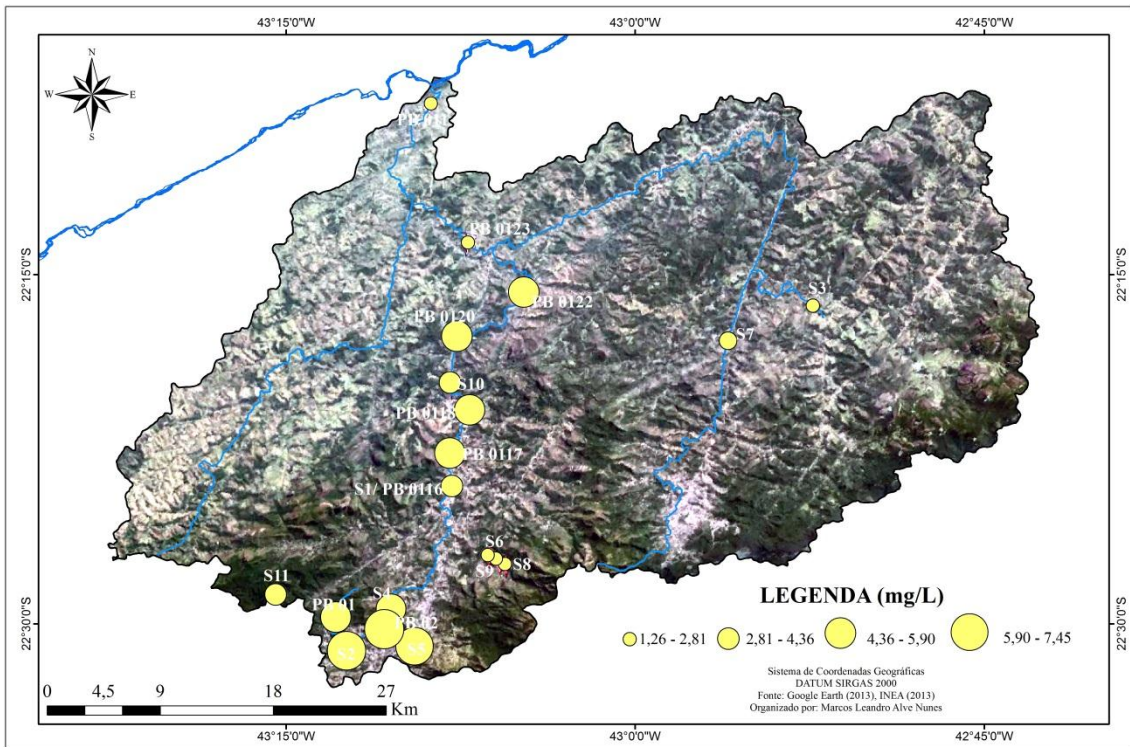


Figura 5.11 – Concentração média de DBO na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa

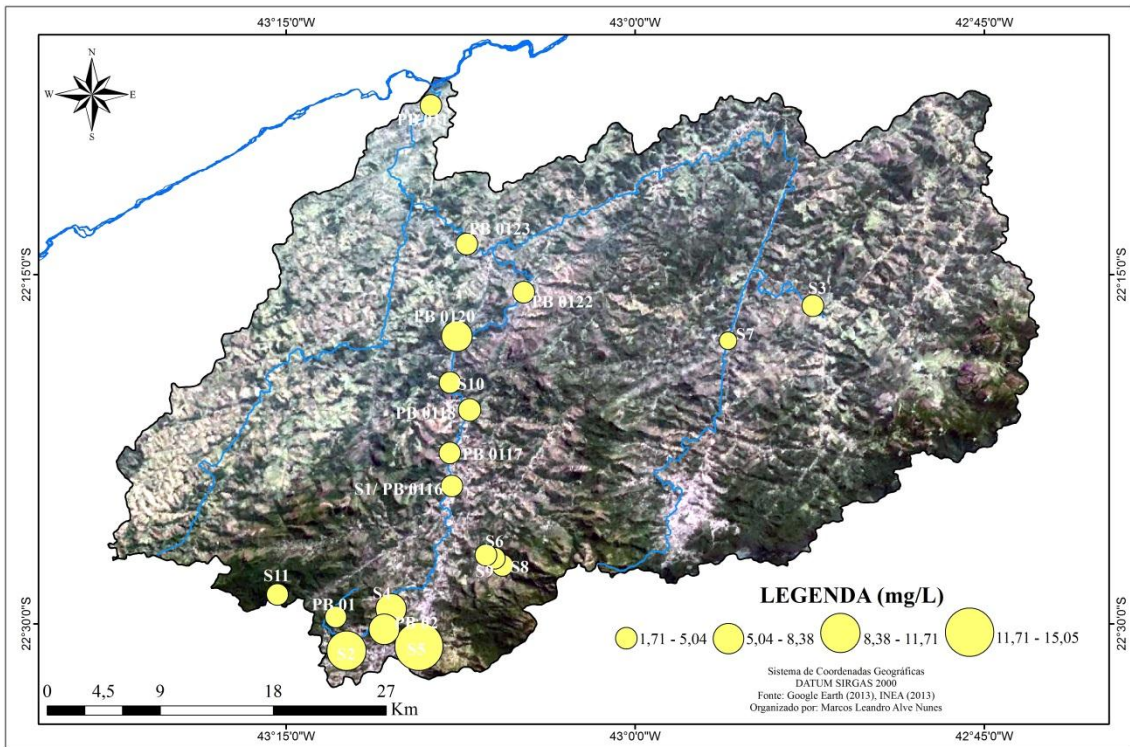


Figura 5.12 Concentração média de DBO na bacia do rio Piabanha na estação seca

Conforme se percebe ao confrontar os valores de DBO de ambas as estações, no período de chuvas escassas, ocorre um acentuado acréscimo nos valores de DBO, um

aumento de 41,31% de uma estação para outra. As maiores concentrações de DBO são notadas no período seco devido ao menor volume de água veiculado no curso d'água e, conseqüentemente, há um arrefecimento da capacidade de diluição das cargas poluentes. Em relação ao período de amostragem, Richards (1954) esclarece que a qualidade da água está intimamente vinculada à época de amostragem, pois suas características são influenciadas pela diminuição do nível das águas na estação seca.

A Resolução 357/2005 estabelece para rios de classe 1, 2 e 3 valores médios de DBO de até 3, 5 e 10 mg.L⁻¹, respectivamente. Ao se comparar esses valores de referência com os pontos de monitoramento verifica-se que as melhores características qualitativas, considerando somente a variável DBO, são encontradas nos pontos S6, S8 e S9, sendo todos esses pontos enquadrados na classe 1, já que tanto na estação chuvosa quanto na seca seus valores se mantêm inferiores a 3 mg.L⁻¹. Esses pontos estão situados em uma bacia de uso essencialmente agrícola. Enquanto as melhores classes de qualidade de água foram verificadas em S6, S8 e S9, as piores classes foram observadas para os pontos S2, S4 e S5, todos esses localizados em uma área de ocupação urbana. Desses três pontos estudados, destaca-se o S5 que apresentou classe 3 na estação chuvosa e no período seco o valor de DBO ultrapassou o limite de 10 mg.L⁻¹ da classe 3. No quadro 5.1, são apresentadas as classes para os pontos estudados em ambas as estações do ano e reflete a condição de qualidade de água atual.

Quadro 5.1 – Classe da água nos pontos estudados na bacia do rio Piabanha, considerando somente o parâmetro DBO

Pontos de monitoramento	Estação	
	Chuva	Seca
S1	Classe 2	Classe 2
S2	Classe 2	Classe 3
S3	Classe 2	Classe 1
S4	Classe 2	Classe 3
S5	Classe 3	Classe 4
S6	Classe 1	Classe 1
S7	Classe 2	Classe 2
S8	Classe 1	Classe 1
S9	Classe 1	Classe 1
S10	Classe 2	Classe 2
S11	Classe 2	Classe 2

5.5.2 Oxigênio Dissolvido

Na estação chuvosa, a concentração média de oxigênio foi de 6,30 mg.L⁻¹, tendo um acréscimo de 10,4% da estação chuvosa para a seca, sendo observada uma concentração média de 7,03 mg.L⁻¹ nesta última estação. Os valores médios de OD, para cada ponto estudado nas estações chuvosas e seca, são apresentados na Tabela 5.4 e nas Figuras 5.13 e 5.14.

Tabela 5.4 – Valores médios de OD (mg.L⁻¹) para as estações chuvosa e seca

Pontos Amostrais	Estação	
	Chuvosa	seca
CT 1	7,0	7,8
CT 2	4,9	5,4
CT 3	4,5	4,4
CT 4	7,0	8,0
CT 5	5,2	5,55
CT 6	6,6	7,8
CT 7	6,8	8,1
CT 8	6,8	7,8
CT 9	7,6	8,2
ANA 1	7,4	7,9
ANA 2	7,3	7,9
ANA 3	7,5	7,7
ANA 4	7,0	7,8
ANA 5	6,8	---
PB 0002	4,2	4,5
PB 0117	4,6	5,7
PB 0118	5,4	6,8
PB 0120	6,5	7,7
PB 0122	7,4	8,8
PB 0123	6,7	8,7
Média	6,4	7,2
Desv. Padrão	1,1	1,4

Ao confrontar os valores de OD e DBO, nota-se que as concentrações de DBO são relativamente baixas na maior parte da bacia, exceto no ponto S5 e, os valores de OD são consideravelmente altos. Por ser uma bacia com vários trechos encachoeirados, a turbulência criada no escoamento da água favorece a inserção de oxigênio no meio líquido.

Ao avaliar as concentrações de OD, percebe-se que seus valores permitem que a água seja considerada classe 1 em boa parte dos pontos monitorados, com exceção das localidades 2, 3 e 5 que apresentam concentrações inferiores a 6 mg.L^{-1} . O ponto 5 possui classe 2 em ambas as estações, já que os valores de OD são superiores a 5 mg.L^{-1} . O ponto é tido como classe 2 somente no período seco, enquanto na estação chuvosa possui classe 3, assim como o ponto 3 em ambas as estações. Esses pontos apresentam menores valores de OD em virtude de despejos de efluentes, principalmente domésticos.

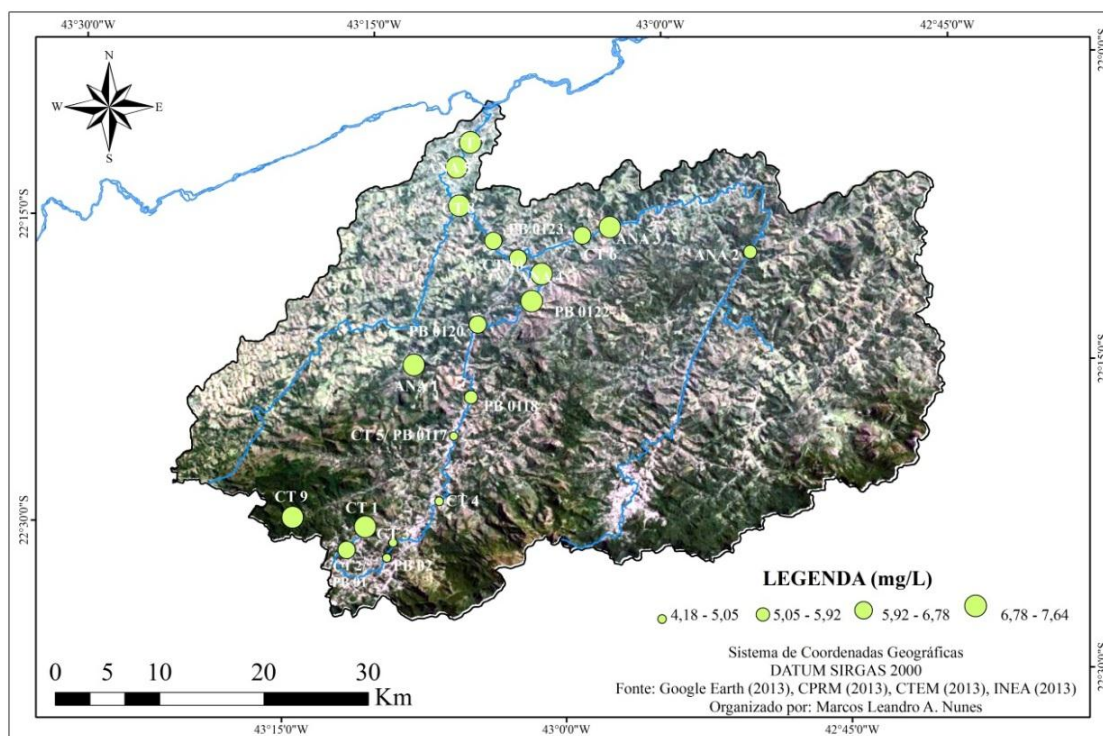


Figura 5.13 – Concentração média de OD na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa

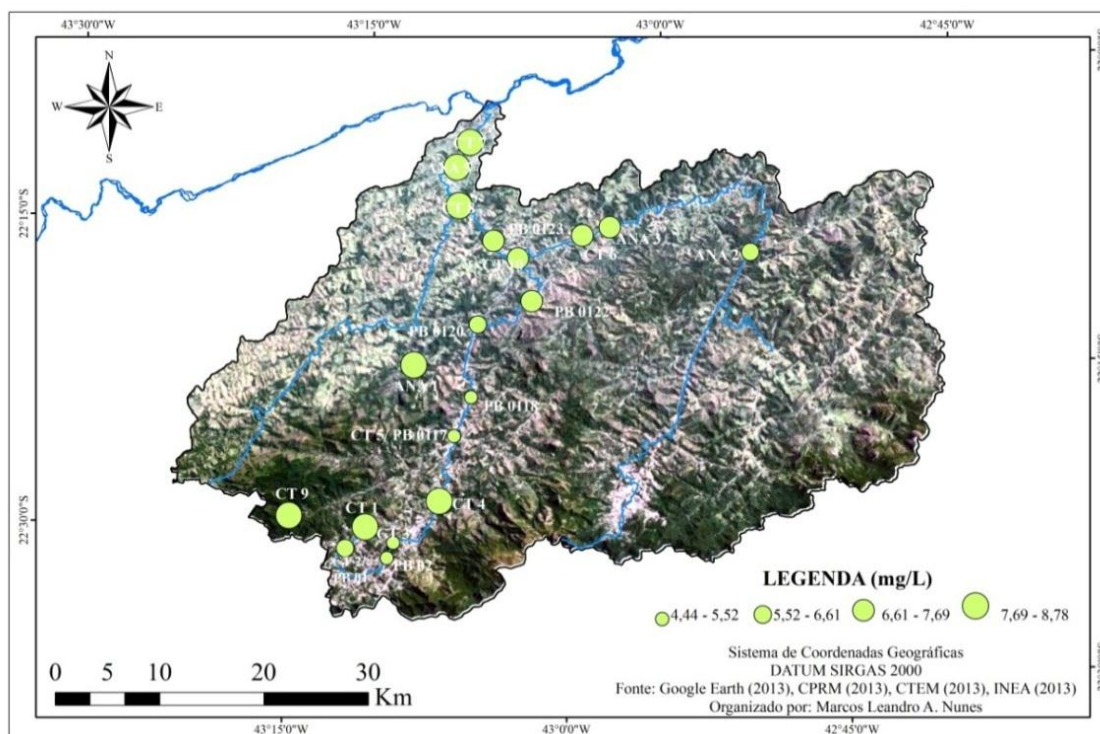


Figura 5.14 - Concentração média de OD na bacia do rio Piabanha na estação seca

Destacam-se dois pontos na bacia, os pontos 3 e 9. O primeiro pelas menores concentrações de OD sendo o seu valor na estação chuvosa de $4,54 \text{ mg.L}^{-1}$ e na estação seca $4,44 \text{ mg.L}^{-1}$. Em contraposição, o ponto 9 destaca-se pelos maiores valores de OD, apresentando no período chuvoso um valor de $7,64 \text{ mg.L}^{-1}$ e no período seco de $8,2 \text{ mg.L}^{-1}$.

5.5.3 Nitrato

A concentração média de nitrato foi $4,04 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação chuvosa e $5,76 \text{ mg.L}^{-1}$ no período seco. O aumento da concentração de nitrato de uma estação para outra foi de 42,34%, sendo este acréscimo justificado pela diminuição da vazão no corpo d'água e diminuição da capacidade de diluição. Nas Figuras 5.15 e 5.16 são apresentadas as concentrações médias em cada ponto, nas estações chuvosa e seca.

As maiores concentrações de nitrato foram verificadas nos pontos S1, S7 e S10. Na estação chuvosa, essas localidades apresentaram, respectivamente, $7,24$, $6,02$ e $6,04 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato, enquanto no período seco os valores foram de $10,67$, $11,08$ e $10,70 \text{ mg.L}^{-1}$.

Tabela 5.5 – Valores médios de nitrato (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca

Pontos Amostrais	Estação	
	Chuvosa	seca
S1	7,24	10,67
S2	6,20	5,89
S3	2,27	1,40
S4	6,94	5,60
S5	2,16	6,59
S6	3,02	6,02
S7	6,02	11,08
S8	1,44	1,07
S9	2,54	3,71
S10	6,04	10,70
S11	0,56	0,63
ANA	0,47	0,99
Média	3,74	5,36
Desvio Padrão	2,55	3,93

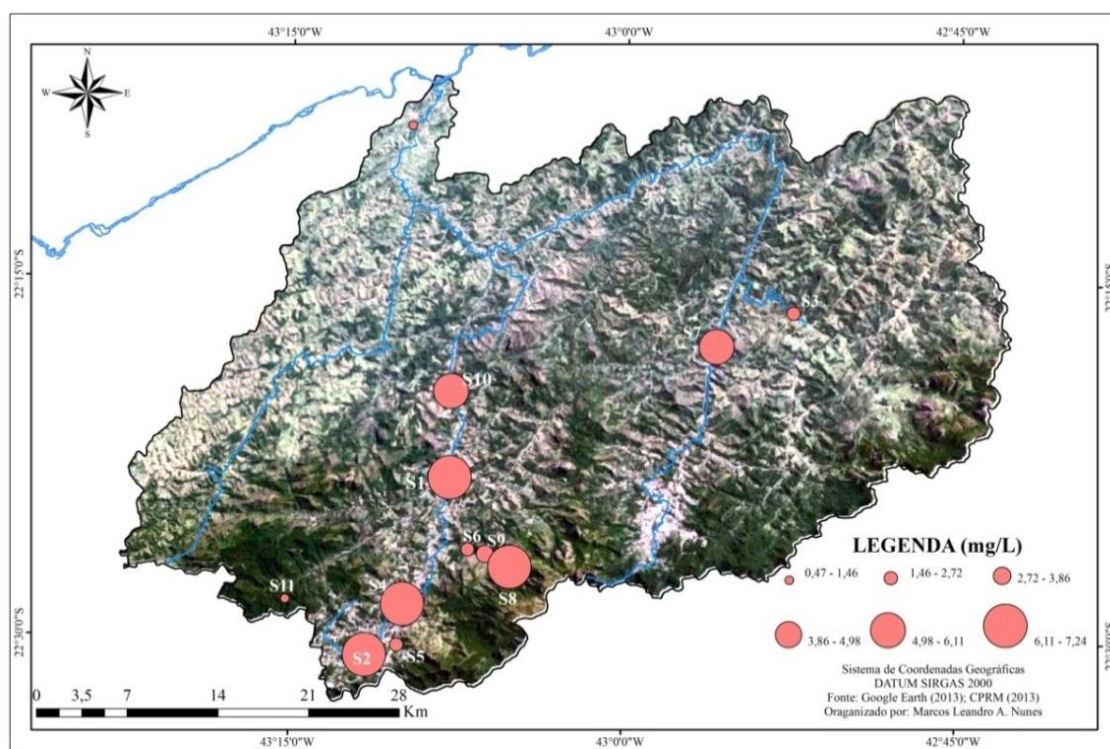


Figura 5.15 – Concentração média de nitrato na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa

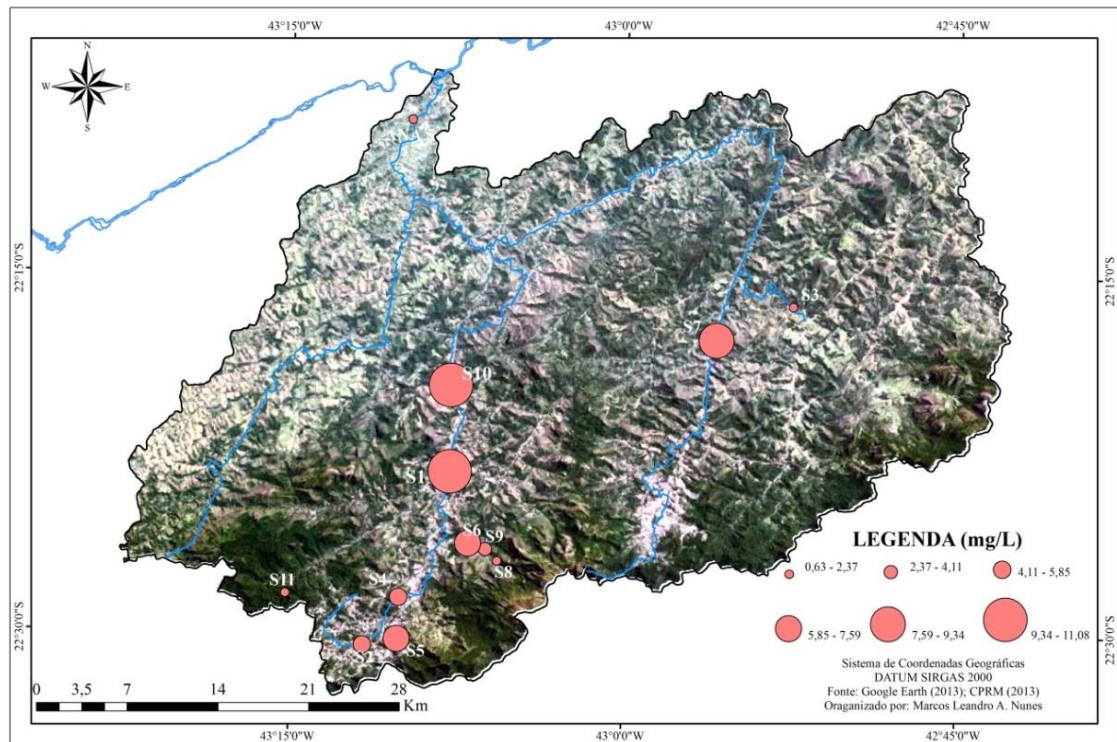


Figura 5.16 – Concentração média de nitrato na bacia do rio Piabanha na estação seca

Os pontos citados anteriormente destacam-se pelas maiores concentrações de nitrato, já o S11 merece menção pelos baixos valores de nitrato verificado em ambas as estações. No período chuvoso a concentração média no ponto foi de $0,56 \text{ mg.L}^{-1}$ e no período seco foi de $0,62 \text{ mg.L}^{-1}$. Vale destacar que os pontos S1, S7 e S10 situam-se em uma área que recebe grande influência dos centros urbanos. Já o S11 localiza-se em uma área de preservação, não recebendo contribuição das áreas urbanizadas. Desta forma, fica nítido o efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água.

O valor de referência para o íon nitrato é $10 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$ para as classes 1,2 e 3, segundo a Resolução CONAMA 357/ 2005. Desta forma, percebe-se que na estação seca os pontos S1, S7 e S10 tiveram concentrações de nitrato superior as referidas classes, possuindo características de classe 4.

5.5.4 Coliformes Termotolerantes

Na estação chuvosa, a densidade de coliformes termotolerantes (CT) foi de $3,22 \cdot 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ e no período seco, foi de $4,4 \cdot 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, um acréscimo de 26,81% de uma estação para outra. Percebe-se que em alguns pontos, como o S1, S2, S3, S5 e S8 apresentaram maior densidade de CT na estação seca, enquanto os pontos S4, S6, S7 e S9 tiveram maiores valores no período chuvoso. Na Tabela 5.6 e nas

Figuras 5.17 e 5.18 são apresentadas as densidades médias de CT para os períodos chuvoso e seco.

Tabela 5.6 – Valores médios de CT (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca

Pontos Amostrais	Estação	
	Chuvosa	seca
S1	$8,1.10^3$	$9,5.10^3$
S2	$2,9.10^4$	$8,6.10^4$
S3	$6,0.10^3$	$6,2.10^3$
S4	$2,9.10^4$	$1,0.10^4$
S5	$2,0.10^5$	$2,8.10^5$
S6	$4,7.10^3$	$5,7.10^2$
S7	$1,3.10^4$	$5,3.10^2$
S8	$5,7.10^2$	$1,1.10^3$
S9	$2,2.10^3$	$8,9.10^2$
PB01	$2,7.10^5$	$3,4.10^5$
PB 0002	$2,9.10^5$	$2,4.10^5$
PB0116	$7,4.10^4$	$3,2.10^4$
PB 0117	$1,6.10^5$	$8,7.10^4$
PB 0118	$3,6.10^4$	$3,1.10^4$
PB 0120	$2,9.10^4$	$6,1.10^4$
PB 0122	$2,9.10^4$	$1,3.10^4$
PB 0123	$1,0.10^4$	$7,7.10^3$
PB 0011	$7,1.10^3$	$8,4.10^3$
Média	$6,6.10^4$	$6,7.10^4$
Desvio Padrão	$9,4.10^4$	$1,1.10^5$

Em períodos chuvosos, o escoamento superficial pode ser responsável por carrear material particulado para os cursos d'água. Esse material pode ser rico em constituintes poluentes como coliformes termotolerantes. Esse fato, explicitado anteriormente, pode ter sido o principal responsável pelos maiores valores de CT nos pontos S4, S6, S7 e S9 na estação chuvosa. No período seco, foram observadas maiores densidades de coliformes termotolerantes nos pontos S1, S2, S3, S5 e S8.

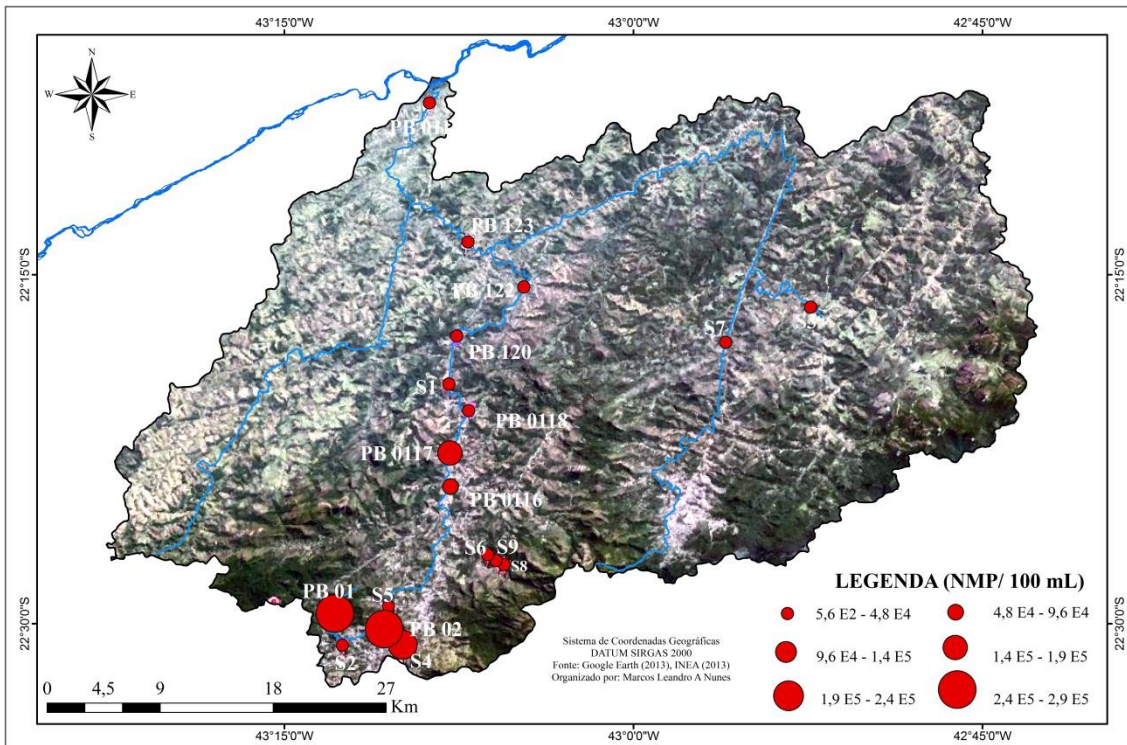


Figura 5.17 - Concentração média de CT na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa

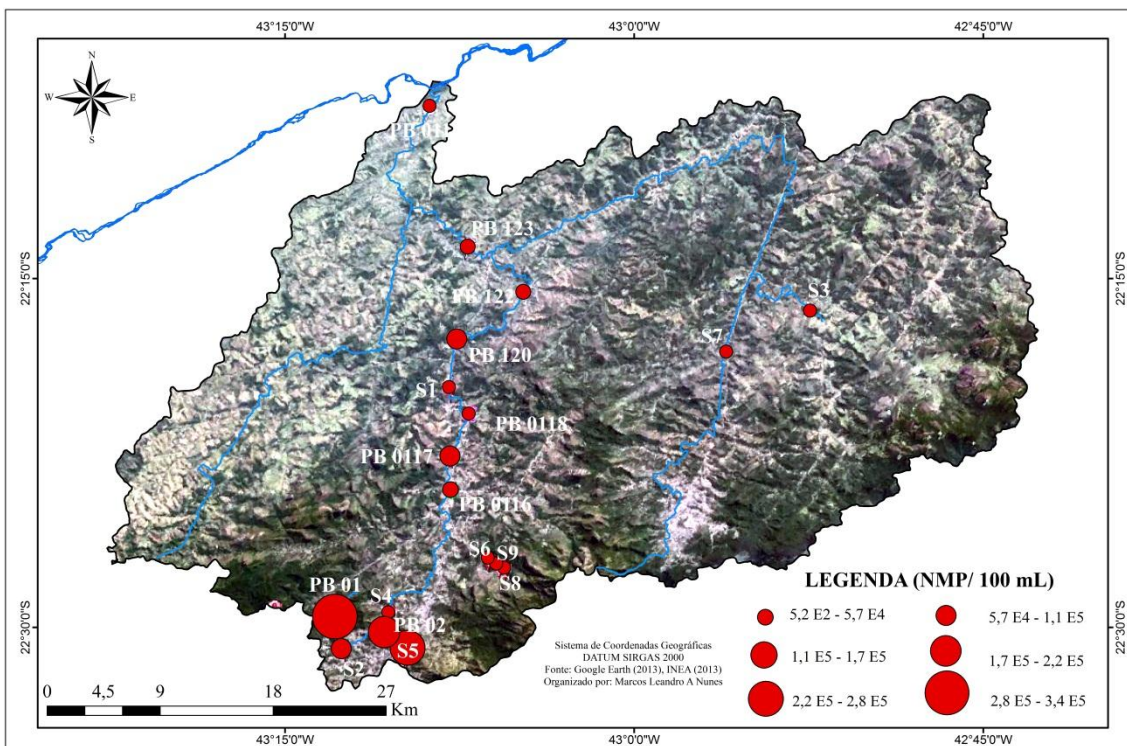


Figura 5.18 – Concentração média de CT na bacia do rio Piabanha na estação seca

A presença de CT está associada à contaminação por fezes. Quando presente em grande quantidade em água de rios que drenam regiões urbanas, comumente, está

relacionada à poluição por esgoto doméstico que possui um expressivo número de coliformes termotolerantes.

Para rios classe 1, a Resolução CONAMA 357/ 2005 estabelece um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para rios classe 2, esse limite é de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros e para rios classe 3, caso a água seja destinada à dessedentação de animais criados confinados, não deverá exceder o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros e para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. Analisando somente a variável CT para classificar a água nos pontos monitorados, o S6, S7 e S9, na estação seca, e o S8, na estação chuvosa apresentaram classe 2. As demais localidades estudadas apresentaram classe 4.

5.5.5 Fósforo

Os valores médios de fósforo total foram 0,29 e 0,42 mg.L⁻¹ para as estações chuvosa e seca, respectivamente. Os valores médios observados em cada ponto de monitoramento nas estações chuvosa e seca podem ser observados na Tabela 5.7 e nas Figuras 5.19 e 5.20.

Tabela 5.7 – Valores médios de fósforo dissolvido (mg.L⁻¹) para as estações chuvosa e seca

Pontos Amostrais	Estação	
	Chuvosa	seca
S1	0,27	0,59
S2	0,50	0,58
S3	0,10	0,10
S4	0,59	0,79
S5	1,02	1,83
S6	0,11	0,10
S7	0,10	0,12
S8	0,11	0,10
S9	0,11	0,10
S11	0,16	0,26

Continua...

(Continuação) Tabela 5.6 – Valores médios de fósforo dissolvido (mg.L^{-1}) para as estações chuvosa e seca

Pontos Amostrais	Estação	
	Chuvosa	Chuvosa
S12	0,12	0,10
ANA	0,09	0,54
PB01	0,26	0,31
PB 0002	0,43	0,55
PB0116	0,53	0,42
PB 0117	0,43	0,44
PB 0118	0,40	0,34
PB 0120	0,70	0,39
PB 0122	0,63	0,38
PB 0123	0,23	0,25
PB 0011	0,19	0,14
Média	0,34	0,40
Desvio padrão	0,25	0,38

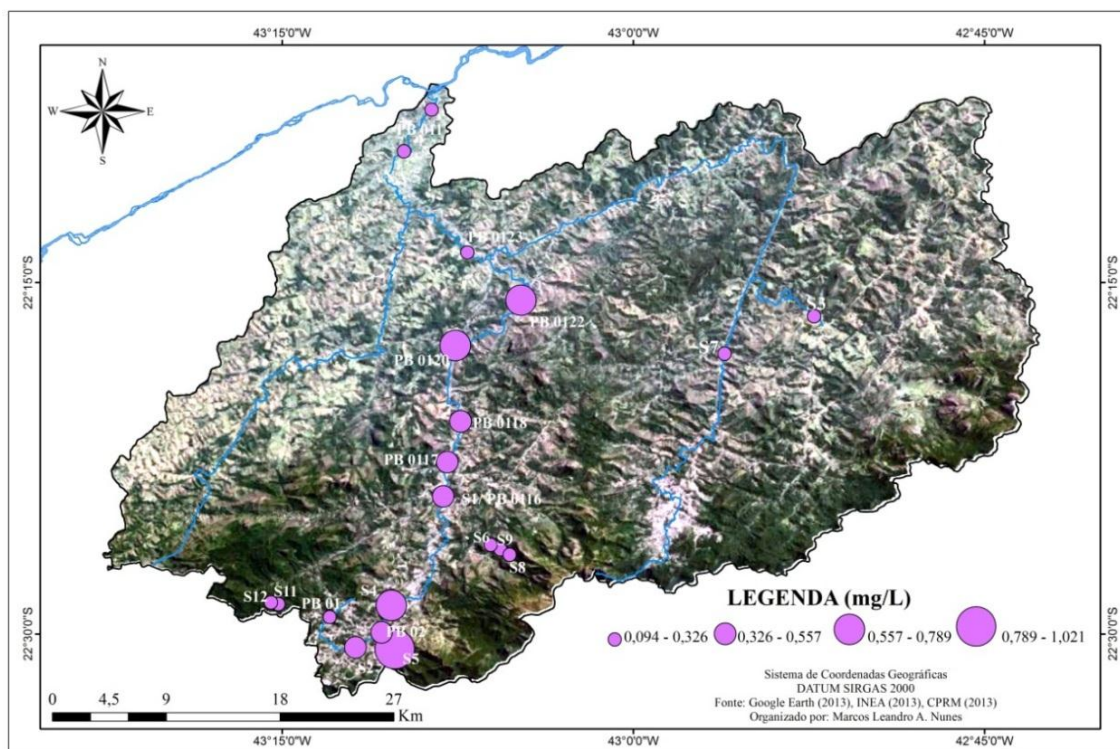


Figura 5.19 - Concentração média de fósforo na bacia do rio Piabanha na estação chuvosa

As maiores concentrações de fósforo foram verificadas nos pontos S2, S4 e S5, localizados em uma área urbana. Nessas localidades, notou-se que os valores mais expressivos de fósforo ocorreram na estação seca.

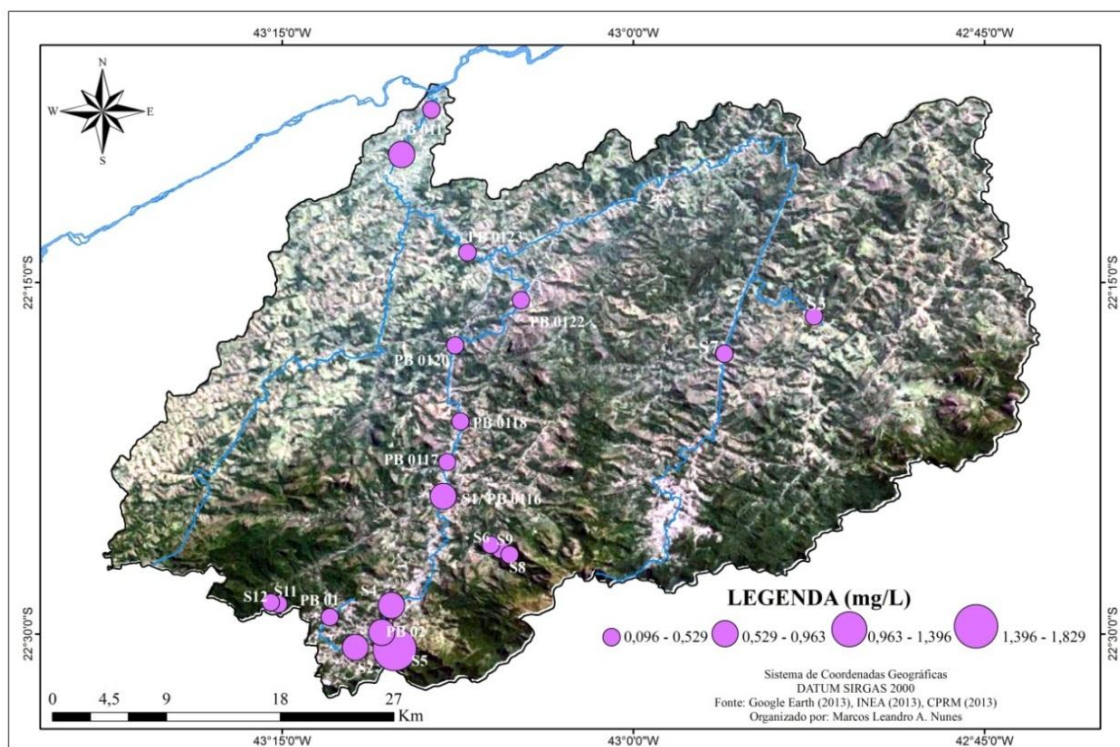


Figura 5.20 - Concentração média de fósforo na bacia do rio Piabanha na estação seca

Os pontos S8 e S9 destacam-se pelos menores valores de fósforo, com baixas concentrações na estação seca, ambos os pontos situam-se em uma área de influência agrícola. A provável justificativa para os maiores valores de fósforo no período chuvoso para esses pontos pode ser devido ao efeito da poluição difusa das áreas agricultáveis, visto que na estação chuvosa o escoamento superficial é responsável por carrear para o curso d'água material particulado rico em fertilizantes.

5.5.6 Variação da qualidade da água na bacia do rio Piabanha

Como se observou nas figuras anteriores, a qualidade da água na bacia do rio Piabanha apresentou uma considerável variação de uma estação para outra, com melhores características qualitativas em períodos de maior vazão. O teste estatístico aplicado, teste *Mean White*, reforça a afirmação anterior. Este t apontou que há diferenças significativas entre as estações para todas as variáveis estudadas. Como mencionado na discussão de cada variável de qualidade de água, o menor volume de

água carregado no corpo hídrico tem como efeito a diminuição da capacidade de diluição de poluentes. Esse efeito é notado em épocas de estiagem.

Assim como nesse estudo, Bardolo *et al.* (2001), Bertossi *et al.* (2013) mencionam o efeito da sazonalidade na qualidade da água em mananciais. Todos esses estudos destacam que o comprometimento das características qualitativas ocorre com o arrefecimento da capacidade de diluição do corpo hídrico em épocas de baixas vazões.

6. MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 Escolha do trecho do rio Piabanha a ser modelado

A bacia do rio Piabanha é composta por uma série de cursos d'água que drenam regiões com diferentes usos do solo, áreas destinadas à preservação da fauna e flora, ao desenvolvimento de práticas agropastoris e a ocupação humana de baixa a elevada intensidade. Ao afluírem para o rio principal, o rio Piabanha, esses tributários contribuem com materiais com características poluentes, os quais são provenientes de lançamentos de efluentes sanitários ou do escoamento superficial. Outros cursos de água, como o rio Preto e Fagundes, possuem em seus exutórios vazões da mesma magnitude que as do Piabanha, podendo diluir as cargas poluentes presentes neste último corpo de água. Percebe-se assim que os afluentes do Piabanha são responsáveis por fortes implicações na qualidade de sua água.

O monitoramento dos aspectos qualitativos e quantitativos da água na bacia ocorre em um maior número de pontos ao longo do rio Piabanha, destacando o trecho entre Petrópolis e Três rios, estudado por Molinari (2011) e Paula (2011). Os pontos monitorados, presentes em ambas as localidades, são estudados pelo INEA desde 1980, com falha em alguns períodos. Atualmente, a rede de monitoramento na bacia foi ampliada devido aos novos estudos desenvolvidos na bacia pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM) e pelo Centro de Tecnologia Mineral (CETEM).

No trecho entre Petrópolis e Três rios, do rio Piabanha, foi escolhido para a modelagem da qualidade de sua água em virtude de sua importância e disponibilidade de dados quali-quantificativos. A extensão monitorada possui um comprimento de aproximadamente 70 km e recebe ao longo desta distância os seguintes afluentes: rio Itamarati, rio Poço do Ferreira, rio das Araras, rio Santo Antônio, rio Preto e rio Fagundes (ver Figura 6.1).

O fluxograma a seguir, Figura 6.2, resume as principais etapas empregadas neste trabalho.

6.1.1 Caracterização do trecho escolhido

A seguir, apresenta-se a caracterização feita por Paula (2011) e Silva (2012) no trecho estudado:

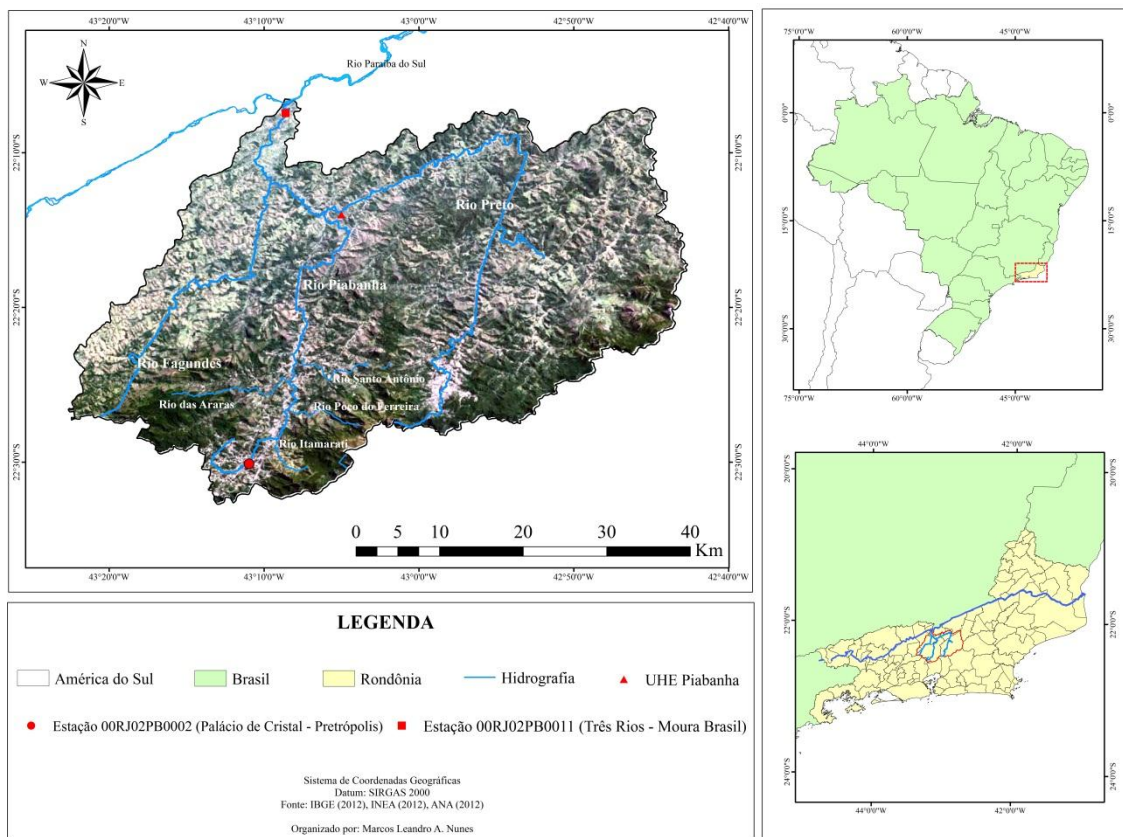


Figura 6. 1 – Trecho modelado do rio Piabanha

O trecho modelado apresenta aproximadamente 70 km, tendo início e fim nas estações de código 00RJ02PB0002 (Petrópolis – Palácio de Cristal) e 00RJ02PB0011 (Três Rios), operadas pelo INEA. Neste trecho, o rio drena as áreas ocupadas por espaços urbanos, pastagens, campos agricultáveis e locais destinados à preservação do ecossistema natural, recebendo o aporte de cargas poluentes e a contribuição de afluentes.

Em sua porção mais antropizada, no município de Petrópolis, o Piabanha apresenta suas margens estabilizadas, intervenção efetuada em sua calha para mitigar os efeitos de enchentes.

No próximo trecho, os seguintes rios desaguam no Piabanha: rio Itamarati, Poço do Ferreira, das Araras e Santo Antônio. Neste segmento, suas margens são ocupadas por moradias, sendo o padrão de ocupação de baixa intensidade. Em seu percurso até Pedro do Rio, a seção do rio possui características uniformes, exceto em certos pontos onde este curso de água é levemente sinuoso. Nas proximidades de Pedro do Rio, seu vale passa a ser ocupado por fazendas e por algumas casas e, o rio apresenta-se encaixado e fortemente ondulado.

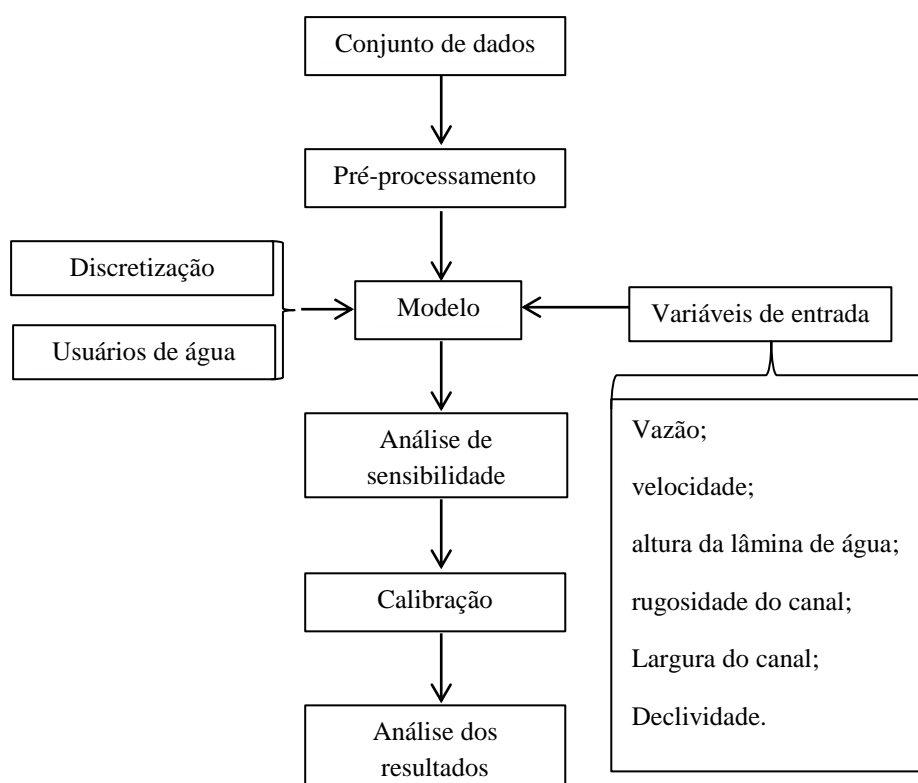


Figura 6.1 – Fluxograma da metodologia usada

Próximo à confluência com o rio Itamarati, o Piabanha é bastante encachoeirado, possui expressiva quantidade de lixo, vegetação e casas próximas às margens (ver Figura 6.3).



Figura 6.3 – Rio Piabanha a montante da confluência com o rio Itamarati
Fonte: Silva (2012)

Ligeiramente a montante da confluência entre os rios Piabanha e Poço do Ferreira, o trecho possui declividade suave e a largura da calha sofre variação de uma seção para outra. Neste trecho, o leito do escoamento é arenoso e apresenta uma expressiva quantidade de rochas. Visualmente, a água apresentava-se turva, porém sem odor fétido. As margens do rio são bem vegetadas e com algumas residências nas proximidades, conforme se verifica na Figura 6.4.



Figura 6.4 – Rio Piabanha a montante da confluência com o rio Poço do Ferreira
Fonte: Silva (2012)

Na confluência entre rio Piabanha e o das Araras, o leito do escoamento de ambos os cursos de água é arenoso, apresentando pontos de depósito de sedimentos na confluência. No rio das Araras, percebe-se o transporte de lixo, assim como grandes depósitos de resíduos sólidos em suas margens. As características expostas são percebidas na Figura 6.5.



Figura 6.5 – Confluência entre os rios das Araras e Piabanha
Fonte: Silva (2012)

Nas proximidades da confluência com o rio Santo Antônio, o Piabanha apresenta baixa declividade, água de cor escura, não se verificou o transporte de lixo e os depósitos de resíduos eram inexpressivos. A montante do ponto de deságue das águas do rio do Santo Antônio, as margens são bem vegetadas e a jusante estavam sendo efetuadas obras de proteção das margens, assim como nota na Figura 6.6.



Figura 6.6 – Características do rio Piabanha a montante (a) e a jusante (b) da confluência com o rio Santo Antônio

Fonte: Silva (2012)

Entre a confluência dos rios Santo Antônio e Preto, no município de Areal, as características fisiográficas do Piabanha mudam visivelmente entre as seções. Neste trecho de aproximadamente 26 km, o rio apresenta seção uniforme, seguida por outros meandrados e encachoeirados. Em sua extensão encachoeirada, a turbulência e a pequena profundidade da lâmina de água propiciam a reaeração. Já em seu trecho meandrado, ocorre a deposição de sedimentos, podendo ser notada a presença de bancos de areia em alguns pontos.

Em relação às características do rio Preto, este possui coloração escura, enquanto o Piabanha apresenta aspecto barrento. No leito do Piabanha, próximo a confluência com o rio Preto, há presença de rochas (ver Figura 6.7). Após receber as águas do rio Preto, é observado no Piabanha um aumento de profundidade e largura. As margens são ocupadas por vegetação e por muitas moradias. Da confluência com o rio Preto até a Usina Hidrelétrica (UHE) Piabanha, o rio apresenta-se meandrado e encachoeirado. Por fim, na sua parte mais baixa e plana, o Piabanha drena regiões ocupadas essencialmente por pastagem. Após receber as águas do rio Fagundes apresenta-se meandrado e mantendo-se bastante uniforme junto à estação do INEA.

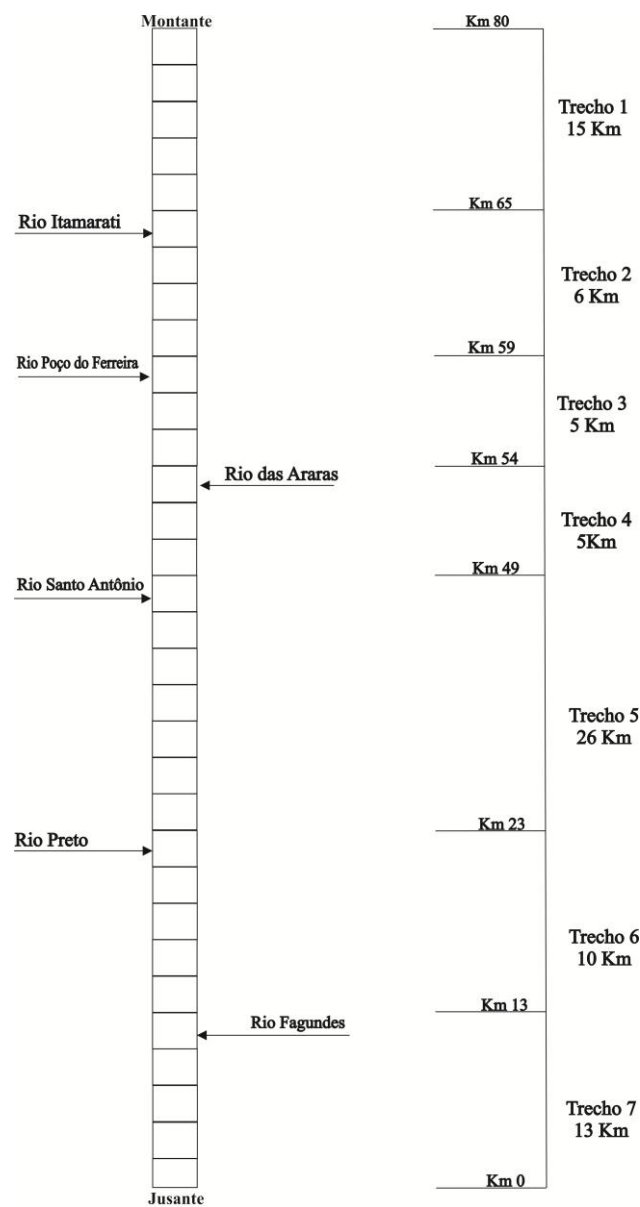


Figura 6.7 - Confluência do rio Preto com o rio Piabanha
Fonte: Silva (2012)

6.2 Discretização do sistema fluvial

O trecho a ser modelado do rio Piabanha, entre as estações 00RJ02PB0011 e 00RJ02PB0002, ambas operadas pelo INEA, possui uma extensão de aproximadamente 70 km. Esse segmento foi escolhido por compreender os principais pontos de monitoramento da bacia.

Para a modelagem, o sistema hídrico foi dividido em dez trechos, definidos segundo a análise do perfil longitudinal do rio Piabanha. Posteriormente, os segmentos foram subdivididos em elementos computacionais (ECs) de 0,1 km, totalizando 701 ECs. Os tributários foram considerados como fontes pontuais, sendo utilizados nas confluências com o curso d'água principal, dados quali-quantitativos para caracterizar tais lançamentos. Não foram consideradas as contribuições difusas, pois a modelagem foi efetuada para períodos de estiagem. A segmentação da bacia e as contribuições dos afluentes (lançamentos - fontes pontuais) são explicitadas na Figura 6.8, com uma simplificação do diagrama unifilar.



Legenda

□ Elemento computacional → Afluente

Figura 6.8 – Diagrama unifilar da bacia do rio Piabanha

6.3 Aquisição dos dados de qualidade de água

As informações de qualidade de água foram obtidas dos programas de monitoramento do CETEM, CPRM e INEA. A localização dos pontos monitorados e a condição qualitativa da água da bacia do rio Piabanha foram descritas no item 5.5.

6.4 Identificação das captações de água e lançamentos de efluentes no rio Piabanha

As informações, como a localização dos pontos de lançamentos e captações ao longo do curso do rio Piabanha, foram obtidas do cadastro de usuários, disponibilizado no sítio do comitê de bacia (<http://www.comitepiabanha.org.br/>). Os usuários cadastrados na bacia são mostrados na Figura 6.9 (vide Anexo). Embora explicitadas as coordenadas geográficas, latitude e longitude, que permitem a identificação desses pontos, foi necessário o seu georreferenciamento no *software* ArcGis 9.1. Este procedimento visou apontar a distância, em relação à nascente do rio Piabanha, de cada lançamento e captação de água, procedimento necessário para alocar nos elementos computacionais tais pontos.

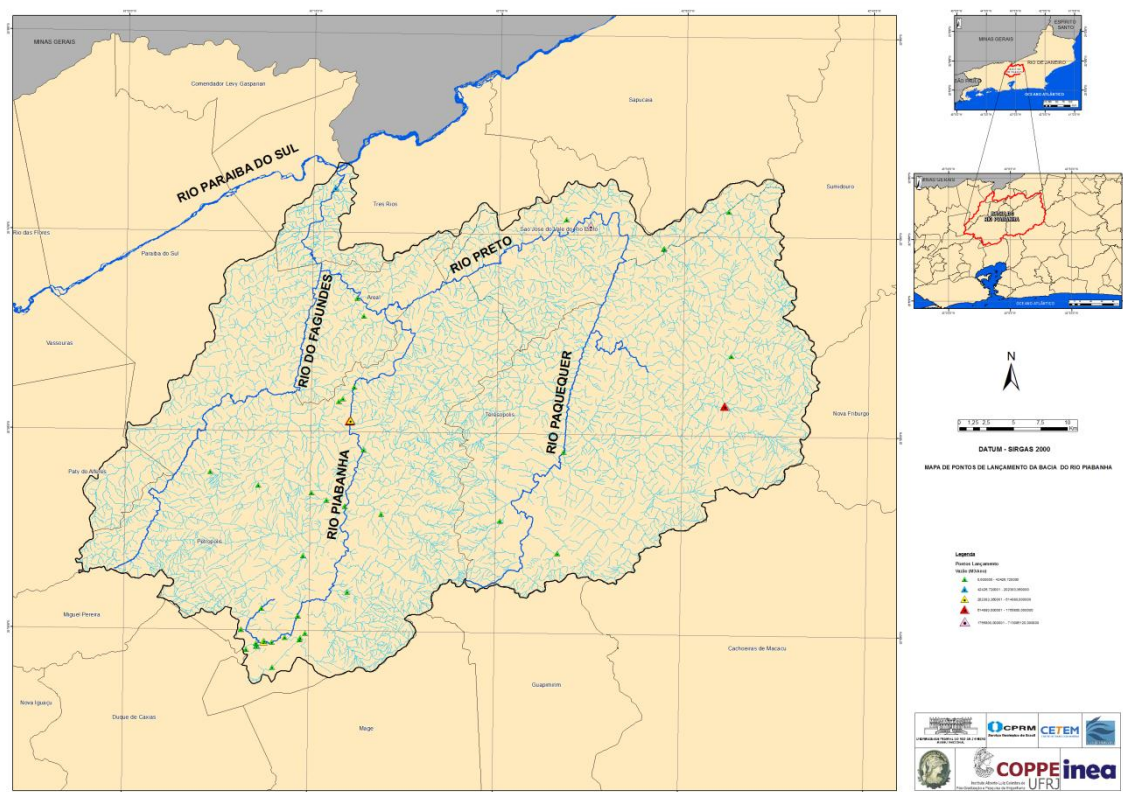


Figura 6.9 – Pontos de Lançamento na bacia do rio Piabanha.

6.5 Variáveis hidráulicas

As vazões foram calculadas segundo as equações de regionalização propostas pela CPRM (2003), equações 6.1 e 6.2.

$$Q_{95} = 0,0721 \cdot A^{0,6298} \quad (6.1)$$

$$Q_{95}(\text{Fagundes}) = 0,0049 \cdot A^{0,8443} \cdot P^{2,8897} \quad (6.2)$$

onde:

Q – vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);

A – área de drenagem (Km^2)

P – Precipitação média (mm)

A Equação 6.1 foi utilizada para a bacia do Piabanha e seus tributários, com exceção do rio Fagundes, em que se utilizou a Equação 6.2, já que esta sub-bacia pertence à outra região hidrológica. As vazões usadas no modelo são explicitadas na Figura 6.10. Como esperado, as vazões crescem da nascente rumo à foz e os principais saltos notados devem-se às contribuições dos tributários. O decréscimo súbito entre os quilômetros 60 e 70 deve ao barramento no rio Piabanha.

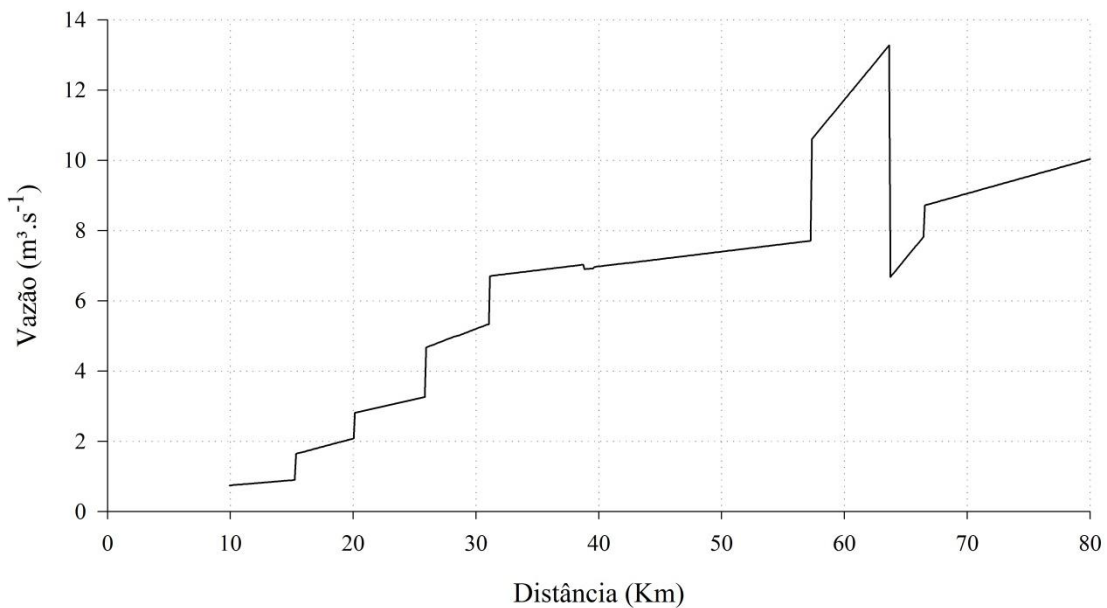


Figura 6.10 – Vazões utilizadas no modelo

O coeficiente de rugosidade (n) foi estimado segundo o método de Cowan e os valores para cada trecho estão expostos na Tabela 6.1. Já a declividade (i) de cada trecho foi calculada a partir do perfil longitudinal do rio Piabanha.

A largura média do trecho modelado do rio Piabanha foi considerada constante e igual a 20 metros, tendo o rio uma geometria retangular. As profundidades da lâmina de

água e a velocidade em cada seção foram calculadas com as equações presentes no estudo de Paula (2011). A seguir (Tabela 6.2), as equações utilizadas na determinação da velocidade e profundidade.

Tabela 6.1 – Variáveis hidráulicas utilizadas no modelo QUAL – 2E

Trecho	Parâmetros Hidráulicos					
	n	i (m/m)	L (m)	h (m)	U (m.s ⁻¹)	Q (m ³ .s ⁻¹)
1	0,0430	0,002306	20	0,45	0,30	0,75
2	0,0504	0,002306	20	0,25	0,15	1,66
3	0,0979	0,002306	20	0,70	0,26	2,83
4	0,1150	0,002677	20	0,76	0,35	4,87
5	0,0569	0,006005	20	0,60	0,46	7,23
6	0,0862	0,004151	20	0,45	0,31	7,41
7	0,0623	0,005571	20	0,68	0,23	7,71
8	0,0260	0,009910	20	0,85	0,25	10,68
9	0,0310	0,009910	20	0,28	0,29	8,73
10	0,0295	0,002438	20	0,60	0,21	9,63

Tabela 6.1 – Equações de ajuste para a determinação da profundidade e velocidade do rio Piabanha

Seção	Equação de ajuste	
Petrópolis	$U = 0,2935Q^{0,4141}$	$h = 0,3183Q^{0,4954}$
Esperança	$U = 0,3722Q^{0,2622}$	$h = 0,5916Q^{0,3189}$
Liceu	$U = 0,2635Q^{0,6626}$	$h = 0,2578Q^{0,4309}$
Parque Petrópolis	$U = 0,306Q^{0,3153}$	$h = 0,4962Q^{0,3543}$
Pedro do Rio	$U = 0,1986Q^{0,4319}$	$h = 0,3244Q^{0,4863}$
Areal RN	$U = 0,1494Q^{0,4474}$	$h = 0,2554Q^{0,506}$
Moura Brasil	$U = 0,1063Q^{0,4431}$	$h = 0,285Q^{0,4789}$
P1	$U = 0,2035Q^{0,3259}$	$h = 0,1966Q^{0,6741}$
P2	$U = 0,1754Q^{0,4188}$	$h = 0,3959Q^{0,3902}$
P3	$U = 0,107Q^{0,5955}$	$h = 0,3434Q^{0,5417}$
P4	$U = 0,0723Q^{0,7979}$	$h = 0,6641Q^{0,1961}$

Fonte: Paula (2011).

6.6 Calibração

O modelo QUAL-2E, na sua interface QUAL-2R, foi calibrado para as seguintes variáveis: OD, DBO, fósforo total, nitrato e coliformes termotolerantes. Os coeficientes foram variados para se obter um ajuste que melhor represente a qualidade da água do rio Piabanha, conforme os dados de monitoramento. Nesse processo, se analisou o gráfico de resposta do modelo com os dados obtidos *in situ*, média do período seco, até ser obtido um bom ajuste entre ambos.

Os dados de qualidade da água usados nessa etapa foram obtidos junto a CPRM, do programa de monitoramento realizado na bacia, entre os anos de 2009 e 2012. Foram usados na calibração, somente os valores médios das variáveis de qualidade de água do período seco.

6.7 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade foi o primeiro procedimento efetuado no QUAL – 2E e teve o intuito de apontar quais os coeficientes que mais influem nos resultados da modelagem. Assim como realizado por Oppa (2007) e Paula (2011), a análise de sensibilidade foi efetuada para a variável oxigênio dissolvido, uma vez que esta possui um maior número de parâmetro e, conseqüentemente, é mais dispendiosa para a calibragem.

Este procedimento é descrito por Von Sperling (2005) e consistiu em variar os valores de cada parâmetro, um de cada vez, mantendo os valores iniciais dos demais. Cada coeficiente analisado possui um intervalo de valores estabelecidos na literatura, onde foram usados 30% do intervalo.

Esse processo permitiu verificar se variações pequenas nos dados de entrada resultam em variações significativas nos dados de saída. O coeficiente que apresentou esse comportamento teve uma atenção maior na etapa de calibração

6.8 Validação

A validação consistiu em verificar se o modelo calibrado possui satisfatória acurácia em reproduzir os fenômenos que modificam a qualidade da água. Nesse processo, os coeficientes definidos na calibração do modelo foram mantidos e se avaliou o ajuste da nova curva modelada aos dados monitorados. As informações qualitativas utilizadas foram distintas das usadas na calibração. Foram usados os

valores médios de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio do período seco. Essas informações foram obtidas do monitoramento realizado pelo CTEM, INEA e ANA.

6.9 Simulação de cenários

O estudo de qualidade de água da bacia do Piabanha foi realizado em cenários com ações de saneamento na bacia. Foram simuladas quatro medidas de saneamento, sendo elas:

- Tratamento secundário dos lançamentos;
- Saneamento nas sub-bacias;
- Saneamento na cabeceira e sub-bacias;
- Aumento das cargas poluidoras dos tributários.

Avaliaram-se as características qualitativas da água após cada um dos cenários de saneamento. Para a primeira ação de saneamento, com tratamento secundário das fontes de poluição, considerou-se a eficiência de remoção de 80% de DBO, 90% de atenuação das densidades iniciais de coliformes termotolerantes e 35% de fosfato. Na segunda ação de saneamento, as cargas poluidoras dos tributários do Piabanha foram reduzidas em 30%. No próximo cenário, simulou-se o efeito conjunto das ações de tratamento secundário das fontes de poluição, com a mesma eficiência de remoção de DBO, coliformes e fosfato citada anteriormente e, redução das cargas poluidoras dos tributários em 30%. No último cenário, as cargas poluidoras dos tributários sofreram um acréscimo de 30%.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 Análise de sensibilidade

Na Figura 7.1, encontra-se o resultado da análise de sensibilidade. As concentrações de OD, presentes nessa figura, são a resposta do modelo à variação dos coeficientes. Os valores médios de OD obtidos foram: 6,50 mg.L⁻¹ para K1, 7,10 mg.L⁻¹ para K2, 6,05 mg.L⁻¹ para K3 e 6,30 mg.L⁻¹ para K4. Verifica-se pelos resultados presentes na Figura 7.1, que a variação do coeficiente de reaeração (K2) resultou em maiores valores de OD, denotando a influência preponderante desse coeficiente. Os demais coeficientes testados, coeficiente de desoxigenação (K1), taxa de DBO carbonácea (K3) e o coeficiente de demanda bentônica (K4) tiveram uma menor influência nos valores de OD. Os resultados obtidos com essa análise estão de acordo com os apresentados por Oppa (2007) e Paula (2011).

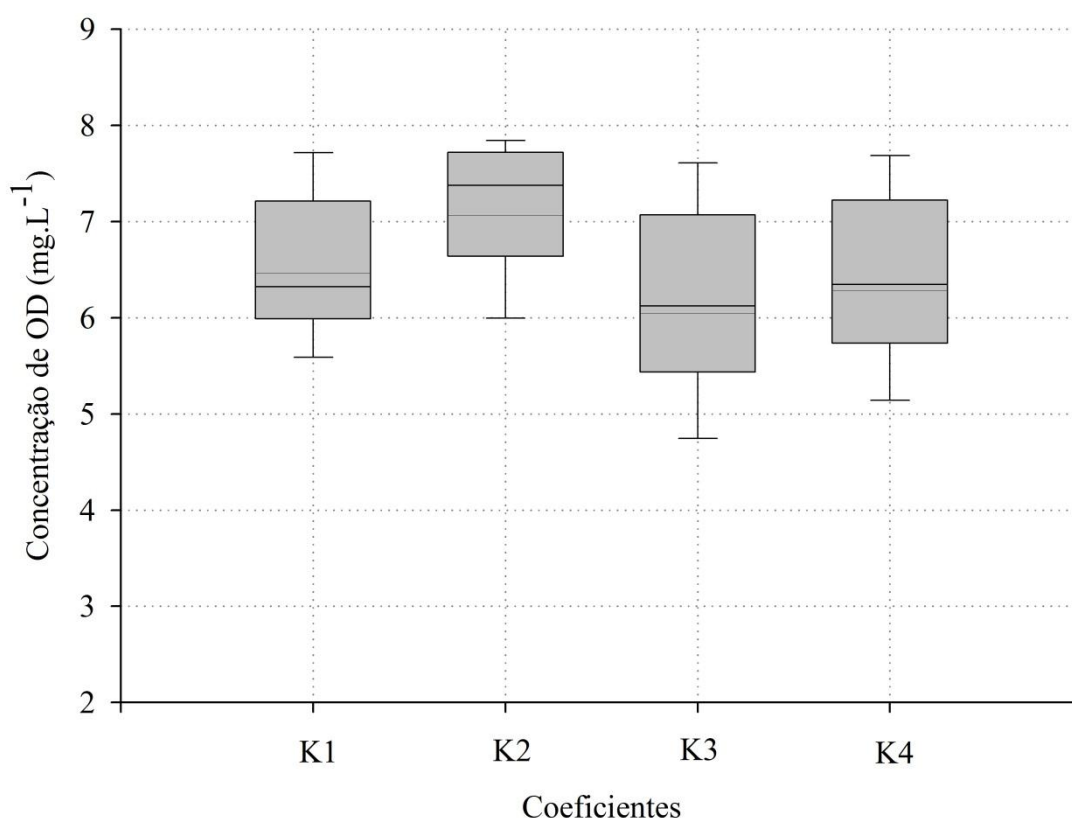


Figura 7.1 – Análise de sensibilidade

Em ambos os estudos, o K2 apresentou maior peso no cálculo do OD. Para avaliar qual o coeficiente influi mais na estimativa do OD, Paula (2011) utilizou como parâmetro o quadrado dos resíduos. Os valores obtidos foram 10420,7 para K2, 8757,2 e 6444,8 para

K1 e K3, respectivamente. Como elucida Von Sperling (2005), o K2 apresenta uma ampla faixa de valores, refletindo a incerteza para a sua estimativa.

7.2 Calibração do Modelo QUAL – 2E

7.2.2 Coeficientes

Os principais coeficientes utilizados no modelo estão presentes na Tabela 7.1. Vale destacar que o coeficiente de reaeração foi calculada segundo a equação proposta por Owens *et al.* (1964), presente na Tabela 4.2.

Tabela 7.1 – Coeficientes calibrados do modelo QUAL – 2E

Trechos	Parâmetro				
	K1*	K2*	K3*	K4**	K5*
1	0,104	9,31	2,00	8	0,90
2	0,100	9,80	1,20	8	0,90
3	0,106	9,91	1,10	8	0,90
4	0,105	9,84	0,85	3	0,90
5	0,107	5,61	0,75	3	1,06
6	0,104	4,96	0,72	3	1,06
7	0,106	6,23	0,75	3	1,06
8	0,107	7,01	0,12	3	1,06
9	0,103	10,15	0,82	8	1,06
10	0,107	9,70	0,86	8	1,06

* dia⁻¹; ** gO₂.m².d⁻¹

Os valores de K1 variaram de 0,100 a 0,107 dia⁻¹, estando compreendidos no intervalo relativo a rios de águas limpas. Oppa (2007) utilizou 0,5 nos três primeiros trechos do rio Vacacaí Mirim, onde as concentrações de matéria orgânica são maiores devido aos despejos de esgoto, e 0,1 nos 11 trechos restantes. Embora o rio Piabanha receba significativa influência dos centros urbanos, principalmente, próximo à cabeceira da bacia, os valores de K1 que melhor se ajustaram são relativos a cursos de água pouco poluídos. Para o coeficiente de reaeração (K2), os seus valores oscilaram entre 4,96 a 10,15 dia⁻¹ e evidencia a sua ampla faixa de variação. Os valores expressivos denotam a influência dos trechos encachoeirados.

Os valores de K3 variaram entre 0,120 a 2,000 dia⁻¹. Para os três primeiros trechos, os valores sugerem que o corpo hídrico recebe esgoto sem prévio tratamento. O trecho entre 4 a 7 apresenta coeficiente característico de corpos de água que recebem contribuição de esgoto bruto pouco concentrado. No estudo de Oppa (2007), o valor que melhor se ajustou foi 0,3 dia⁻¹, sendo este utilizado somente nos três primeiros trechos que recebem a contribuição de efluentes domésticos.

O coeficiente de demanda bentônica (K4) apresentou valores que variaram de 3 a 8 gO₂/m².d. Tais valores são típicos de locais próximos a emissários de esgoto doméstico bruto. Os valores de K5 variaram de 0,900 a 1,065, similares ao valor típico de 1,0 dia⁻¹.

7.2.3 Calibração e validação

Os resultados da calibração do modelo para as variáveis DBO, OD, coliformes termotolerantes, fósforo dissolvido e nitrato são apresentadas na Figura 7.2.

Os coeficientes de determinação de 0,97 para a DBO, 0,98 para OD, 0,95 para CT, 0,98 para fósforo dissolvido e 0,99 para nitrato indicam que os valores calculados pelo modelo possuem um excelente ajuste aos dados observados em campo. A comparação da calibração do modelo obtida para o rio Piabanha com as calibrações obtidas nos estudos de Gastaldini e Oppa (2011) e Gastaldini *et al.* (2002) reforça a afirmação anterior. Gastaldini e Oppa (2011) obtiveram uma calibração satisfatória do modelo QUAL-2E para o rio Vacacaí Mirim e os coeficientes de determinação, entre as concentrações observadas e calculadas foram de 0,90 para DBO, 0,89 para OD e 0,94 para coliformes termotolerantes. Gastaldini *et al.* (2002) encontraram os seguintes coeficientes de correlação com a calibração do modelo QUAL-2E para o rio Ibicuí: 0,71 para DBO, 0,92 para OD, 0,81 para coliformes termotolerantes, possuindo boa concordância entre os resultados observados e calculados pelo modelo.

Na calibração e validação do modelo AcquaNet, para a bacia do rio Piracicaba, notou-se que os valores máximos da concentração de DBO medidos são provavelmente picos de lançamentos que ocorreram em determinados meses (TEIXEIRA; PORTO, 2008). Os autores ainda destacam que estes valores não foram representados pelo AcquaNet, porque o modelo utiliza valores médios de lançamentos. Do mesmo modo que no estudo mencionado, este utilizou valores médios de descarga de poluentes, sendo essa simplificação, a possível explicação da discreta discrepância entre os dados medidos e calculados.

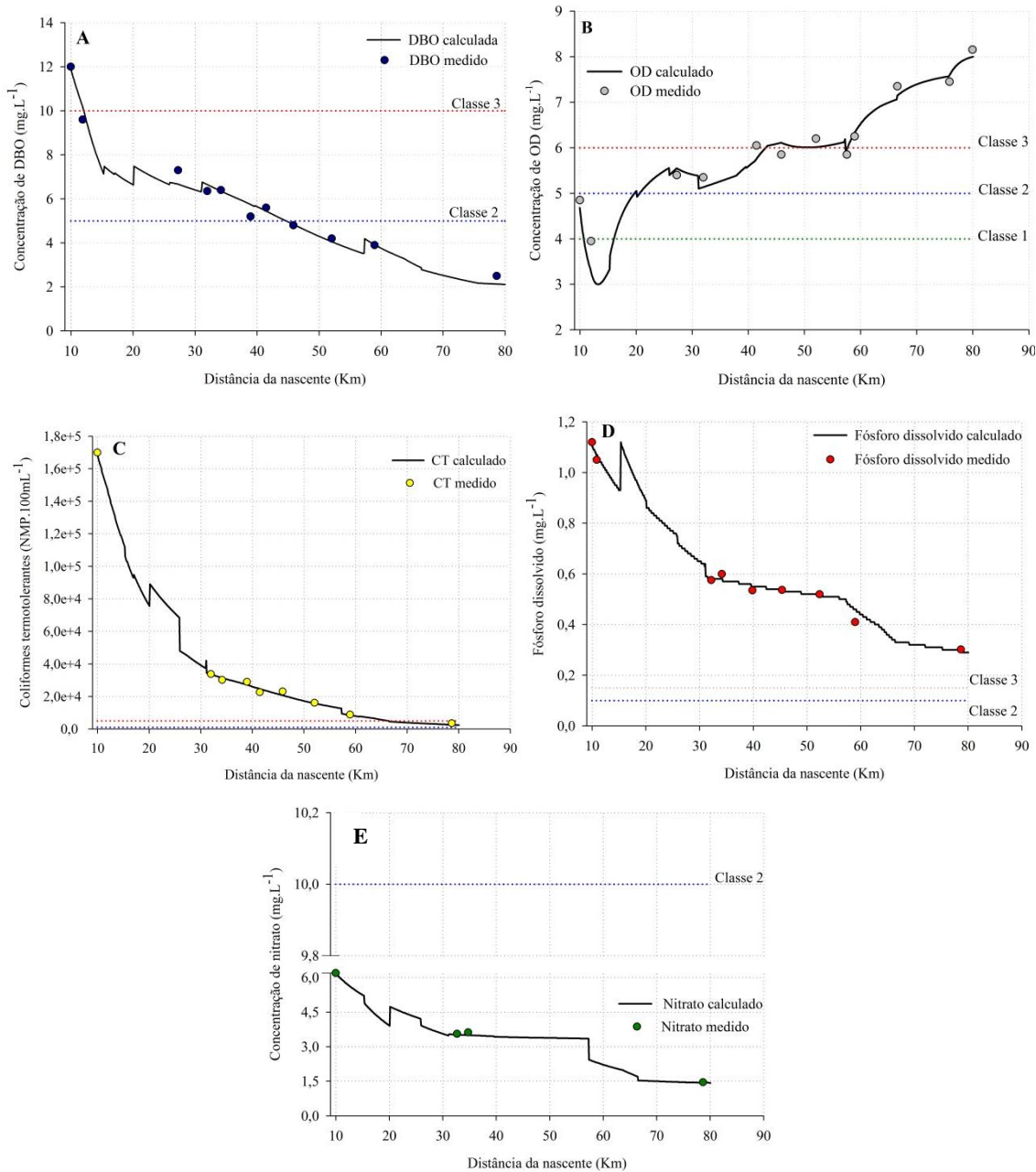


Figura 7.2 – Calibração de DBO (A), OD (B), Coliformes termotolerantes (C), fósforo dissolvido (D) e nitrato (E)

7.2.4 Validação

A validação do modelo foi feita para as variáveis DBO e OD, sendo o resultado mostrado nas Figuras 7.3 (A) e 7.3 (B).

Ao confrontar os resultados calculados pelo modelo com os dados medidos *in situ*, presentes nas Figuras 7.3 (A) e 7.3 (B), observa-se uma coerência entre ambos. O

coeficiente de determinação de 0,91 para DBO e 0,89 para OD reforça essa afirmação, pois tais valores indicam um bom ajuste entre os dados estimados e observados.

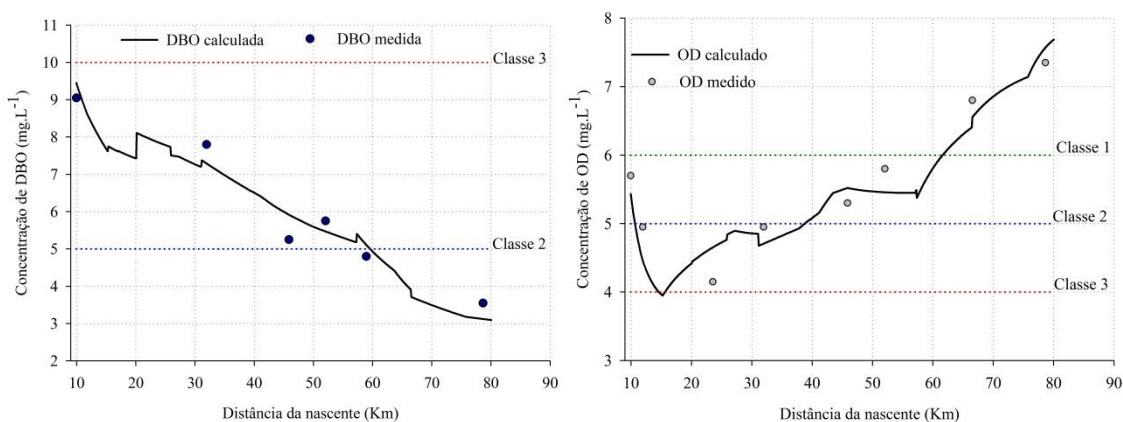


Figura 7.3 – Validação de DBO (A) e OD (B)

7.3 Cenário de Saneamento na bacia

Neste tópico, foram simulados quatro cenários: Saneamento das cargas pontuais de poluição da bacia, saneamento das sub-bacias, saneamento na cabeceira da bacia e sub-bacias e aumento das cargas poluidoras dos tributários.

7.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na Figura 7.4, encontram-se resumidos os resultados da simulação da variável DBO em cenários de saneamento. Ao analisar essa figura, percebe-se que o limite de DBO para a classe 2 foi ultrapassado, principalmente, nos cenários 1 e 4, e no trecho inicial do segundo e terceiro cenário.

Para o cenário 1, ou seja, o tratamento das fontes pontuais de poluição, oriundas do principal centro urbano da bacia, nota-se na Figura 7.4 uma diminuição nas concentrações iniciais de DBO. Antes da confluência do rio Piabanha com o rio Itamarati (15,3 km) ocorre uma notável assimilação de matéria orgânica, onde o valor inicial de 8,45 mg.L⁻¹ decaiu para 5,36 mg.L⁻¹, um decréscimo de 36,56%. Junto à confluência dos corpos de água Poço do Ferreira, Araras e Santo Antônio, nos quilômetros 20, 26 e 31, respectivamente, ocorre um aumento nos valores de DBO, acompanhado da melhoria na qualidade da água. Os valores aumentaram, respectivamente, de 5,97 mg.L⁻¹ para 6,97 mg.L⁻¹, 6,27 mg.L⁻¹ para 6,48 mg.L⁻¹ e 6,11

mg.L⁻¹ para 6,56 mg.L⁻¹. Esses resultados evidenciam o efeito preponderante dessas sub-bacias na qualidade da água do Piabanha, determinando os valores de DBO.

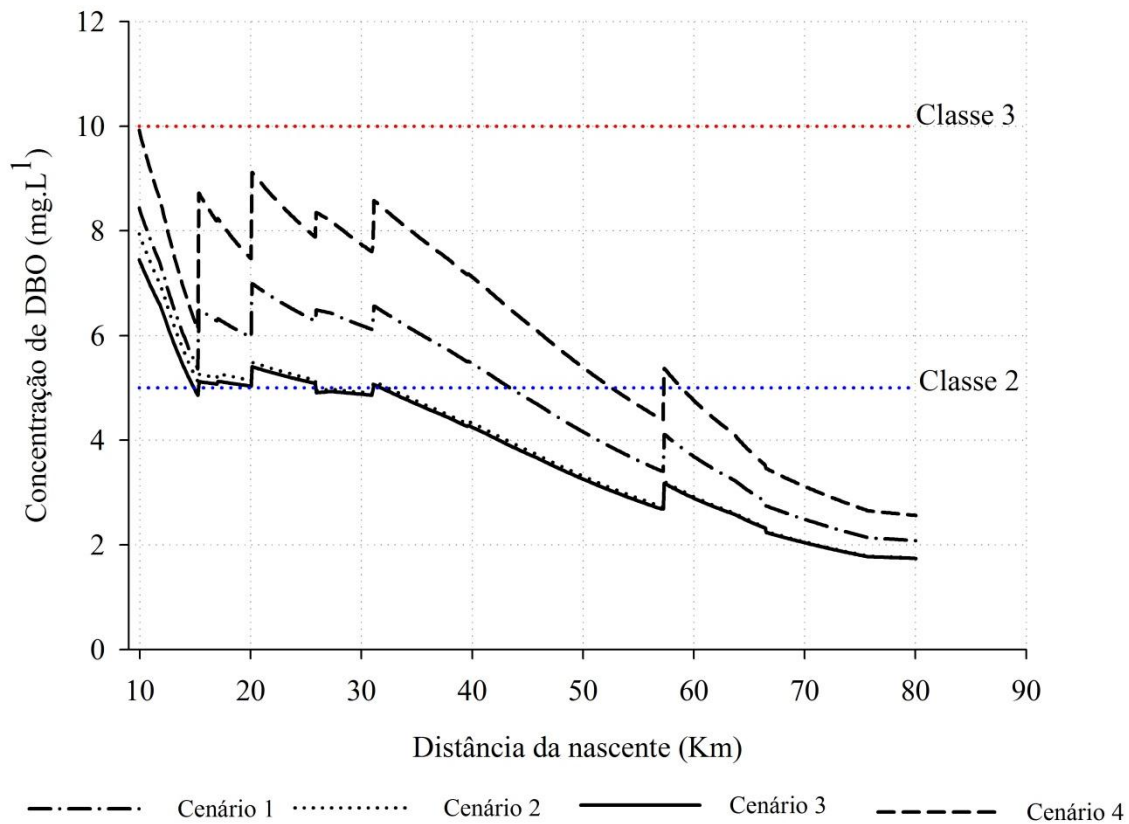


Figura 7.4 – Concentrações de DBO modeladas para o rio Piabanha

Após os picos de DBO ocorre sempre um rápido decaimento nos valores dessa variável, assim como verificado nos trechos seguintes às confluências dos principais tributários do Piabanha. O decaimento nas concentrações de DBO ocorre devido à diluição das cargas poluentes dos afluentes pelas águas do Piabanha de melhor qualidade e pela sedimentação do material particulado de maior peso.

A recuperação do curso de água principal evidencia a sua capacidade de autodepuração. Após a confluência com o rio Santo Antônio, trecho entre os quilômetros 31 e 57,3, observou-se uma pronunciada recuperação da qualidade da água do Piabanha, em relação à variável DBO, valor que variou de 6,56 mg.L⁻¹ para 3,41 mg.L⁻¹. Isto ocorreu já que não há inserção de expressivas fontes de contaminação e afluentes, permitindo que haja a recuperação da qualidade da água. Os valores de DBO voltaram a aumentar junto a confluência do rio Preto, uma vez que este afluente possui

valores de DBO superiores ao do rio Piabanha, sendo observado, posteriormente, uma diminuição nos valores de matéria orgânica.

Para este cenário, os piores valores de DBO foram observados no trecho inicial e entre os quilômetros 15 e 31. Esses trechos recebem a influência de despejos de esgoto sanitário da área urbana de Petrópolis e de alguns cursos de água que drenam o perímetro urbano. Desta forma, o saneamento das cargas poluidoras não resultou em melhorias ao longo de todo o curso do Piabanha, sendo a sua qualidade determinada pelos principais afluentes.

Assim, objetivando verificar o efeito da redução da carga poluidora dos afluentes, simulou-se o cenário 2. Nesse cenário, as cargas de poluição dos rios foram reduzidas em 70%. Não foi considerado o saneamento das cargas pontuais do início do trecho. Os resultados presentes na Figura 7.4 demonstram significativa melhora da qualidade da água em termos de DBO, para o segmento do Piabanha após o rio Itamarati (15,3 Km). Ao confrontar as curvas de DBO do cenário 1 e 2, fica nítido a influência dos afluentes na qualidade da água. Ocorreu uma diminuição dos picos de DBO observados no cenário 1. O limite de classe 2 neste cenário é ultrapassado no trecho inicial, entre 10 e 26 Km da nascente.

No cenário 3, as concentrações de DBO foram similares ao cenário anterior, exceto o valor inicial, ligeiramente menor. A diferença entre o cenário atual e o anterior consistiu na adoção de medidas de saneamento das fontes pontuais de poluição, ações que se mostram insuficientes para produzir um decréscimo significativo nos valores de DBO verificado no cenário 2. A análise conjunta dos três cenários revela que as cargas de poluentes das sub-bacias influí decisivamente nas concentrações de DBO. Nesse cenário, somente o trecho inicial, entre os quilômetros 10 e 26 ultrapassam o limite de classe 2.

Os resultados do cenário 4, onde não ocorreriam ações de saneamento na bacia e aumento de 30% da carga poluidora dos afluentes, é mostrado na Figura 7.4. Como destacado anteriormente, a influência dos afluentes nas concentrações de DBO é significativa e evidencia que a melhora da qualidade da água ocorrerá com ações de saneamento aplicadas a toda a bacia.

7.3.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

Os resultados do comportamento da variável de qualidade de água OD, nos cenários de saneamento e aumento das cargas poluidoras da bacia, são apresentados na Figura 7.5.

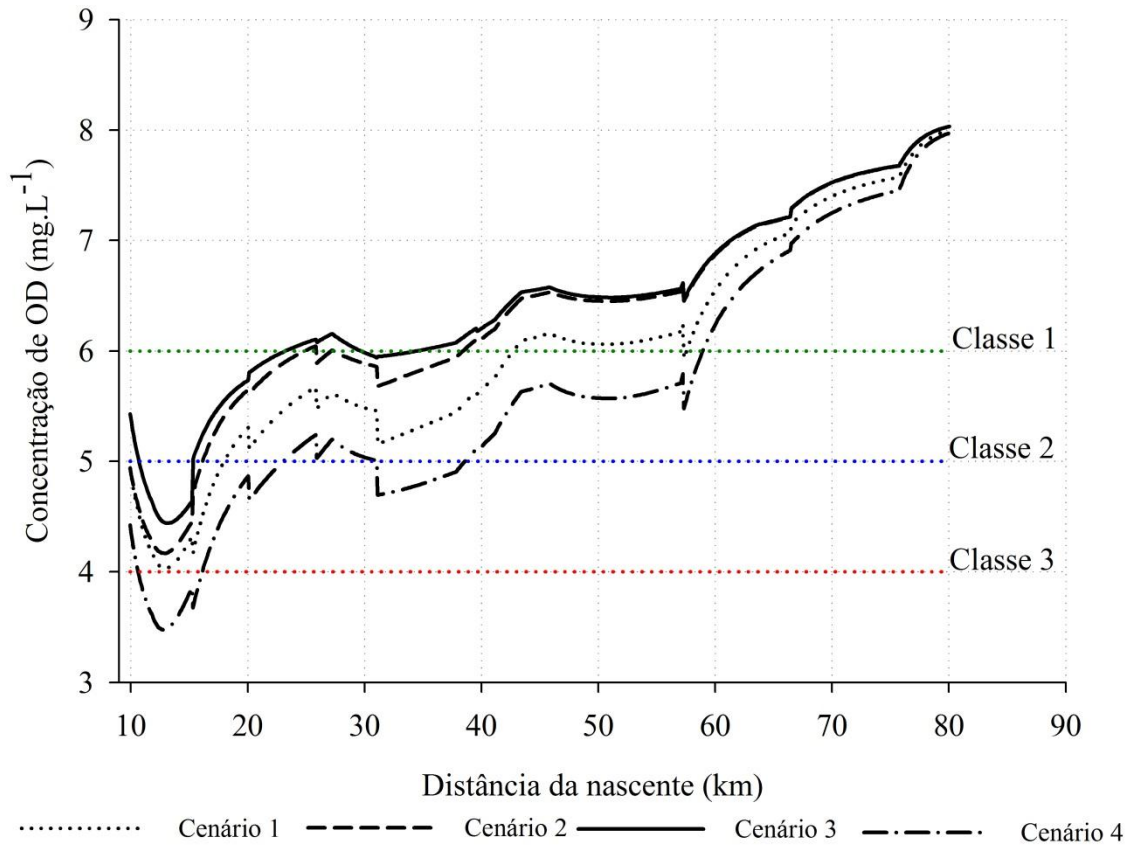


Figura 7.5 – Concentrações de OD modeladas para o rio Piabanha

A análise dos cenários simulados permite averiguar o efeito das medidas de saneamento nas concentrações de OD. Para os quatro cenários estudados, as concentrações de OD aumentam após os primeiros trechos, onde ocorrem os despejos mais significativos de esgoto. Os resultados denotam que a turbulência provocada pelos numerosos trechos encachoeirados presentes no rio Piabanha auxilia no restabelecimento das concentrações de OD. Tal fato é reforçado ao identificar no gráfico a localização de algumas cascatas e o comportamento das curvas de OD. Entre os quilômetros 13,6 a 15,3 são identificados alguns trechos encachoeirados e com declividade acentuada, como na localidade conhecida como Cachoeira da Cascatinha e nos dois quilômetros que seguem. Em estudo na bacia do rio Pomba, com características topográficas análogas a do Piabanha, Mattos *et al.* (2011) obteve maiores valores de

coeficiente de reaeração nos trechos com presença de corredeiras, implicando em maior inserção de OD nesses pontos.

No cenário 1, onde ocorre o tratamento das fontes pontuais, com eficiência de remoção de DBO de 70%, os valores de OD são menores no início do trecho, com concentração de $4,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Os maiores valores de OD foram verificados no sentido da foz, com concentração de $7,9 \text{ mg.L}^{-1}$ de oxigênio dissolvido. Como se nota na Figura 7.7, nos primeiros 18 Km, é violado o limite de classe 2, sendo este trecho enquadrado na classe 3, considerando apenas a variável OD. Neste trecho, encontram-se os principais despejos de esgoto doméstico, responsáveis pela depleção de OD do corpo receptor.

Nos pontos de confluência dos rios Itamarati (15,3 Km), Poço do Ferreira (20 Km), Araras (26 Km), Santo Antônio (31 Km) e Preto (57,3 Km), ocorre decréscimo nas concentrações de OD. Ao comparar as Figuras 7.4 e 7.5, percebe-se que nas confluências dos principais tributários existe um significativo aumento nas concentrações de DBO e decréscimo nos valores de OD. Esses resultados sugerem que ocorre o consumo de OD para estabilizar a carga poluente oriunda das sub-bacias. Entre os quilômetros 18 e 42,6, as concentrações de OD encontram-se dentro da classe 2. A recuperação da qualidade da água do Piabanha permite enquadrá-lo na classe 1 a partir do quilômetro 42,7.

No cenário 2, com a redução das cargas poluentes oriundas das principais sub-bacias, a depleção de oxigênio nas confluências dos tributários é menor que no cenário anterior. Assim como no cenário 1, destaca-se neste cenário o trecho inicial onde ocorre o consumo de oxigênio dissolvido. A curva de OD para o cenário 3 apresentou resultados bem próximos ao cenário anterior, e sugere que a influência das sub-bacias é preponderante, já que a redução da carga poluente conjugada às ações de saneamento resultaram em valores similares ao cenário de redução das cargas poluentes. No cenário 2, a violação a classe 2 ocorre no trecho 10 a 16,2 Km, enquanto no cenário 3, os limites são ultrapassados entre 10,7 e 15,3 Km.

No cenário 4, o aumento das cargas poluentes das sub-bacias acarretou acentuada diminuição das concentrações de OD. Os menores valores foram notados no início do trecho modelado, na zona de degradação, entre 10 e 13,2 Km da nascente. Já as maiores concentrações foram observadas nos trechos finais, com valores próximos a 8 mg.L^{-1} . A violação da classe 2 ocorre entre 10 e 22,9 Km da nascente e posteriormente, entre 31,1 e 38,5, com exceções.

Nos cenários analisados, fica nítida a capacidade de recuperação e restabelecimento das condições ambientais do rio Piabanha. Os trechos encachoeirados são responsáveis por introduzir oxigênio na massa líquida e favorecem o processo de autodepuração.

7.3.3 Coliformes Termotolerantes (CT)

A simulação da variável CT em cenários de saneamento encontra-se na Figura 7.6. Ao confrontar os quatro cenários simulados, é possível identificar qual medida apresentou maior efeito na diminuição das densidades de coliformes termotolerantes.

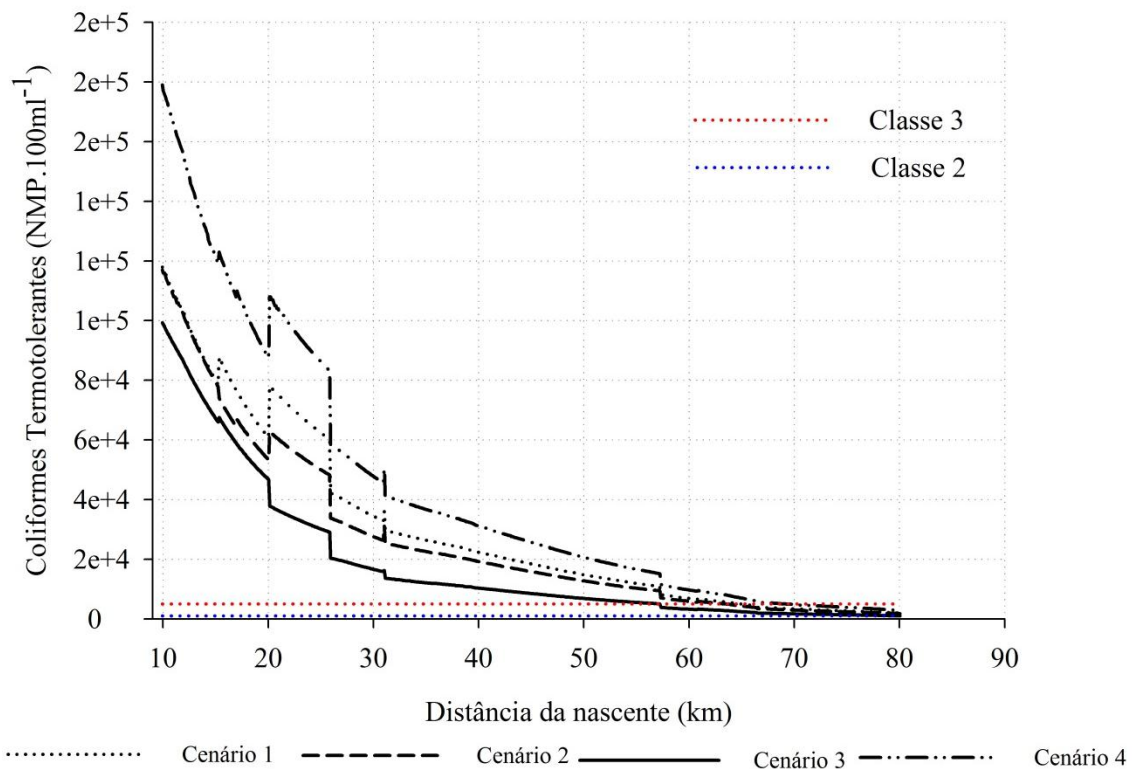


Figura 7.6 – Densidade de CT modelados para o rio Piabanha

Ao analisar a Figura 7.6, depreende-se que em todos os cenários estudados ocorre acentuada diminuição das densidades iniciais de CT. O decaimento desse indicador acontece em virtude do meio em que se encontra, apresentando condições adversas à sua sobrevivência e reprodução, condições essas, oposta as encontradas em seus hospedeiros (LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 2005).

Segundo Von Sperling (2005), a concentração crítica de CT situa-se no ponto de mistura esgoto – rio. A partir desse ponto, a concentração tende a decrescer. Esse mesmo comportamento nos valores de CT foi verificado nos cenários estudados no rio Piabanha. Para todos os cenários, são observados maiores valores de CT no início do trecho estudado. Neste ponto há grande contribuição de esgoto doméstico da área urbanizada de Petrópolis e os valores médios observados foram de, aproximadamente, $1,2 \cdot 10^5$ NMP.100mL⁻¹. Após a confluência do rio Santo Antônio com o rio Piabanha (31 Km), não se observa aumentos significantes das densidades de CT, sendo verificadas reduções em seus valores, já que não existe entradas expressivas de cargas poluentes.

Para o cenário 1, tratamento das fontes pontuais de poluição, as maiores densidades de CT foram notadas nos primeiros trechos, com aproximadamente, $1,18 \cdot 10^5$ NMP.100mL⁻¹. Nesse ponto se localiza o principal centro urbano, sendo esses pronunciados valores de CT indicativos de despejos de esgoto doméstico. A simulação com o tratamento secundário dos despejos de esgoto cadastrados mostrou-se insuficiente para enquadrar o rio Piabanha na classe 2, ou seja, toda a extensão do corpo hídrico possui valores que ultrapassam o limite máximo permitido de $1,0 \cdot 10^5$ NMP.100mL⁻¹. A partir de 64,8 km da nascente o rio Piabanha possui características que o enquadram na classe 3. Esses resultados evidenciam que a melhora bacteriológica da água ocorrerá com medidas que vão além do tratamento secundário das fontes pontuais.

No cenário 2, com a redução da carga poluente dos principais afluentes do Piabanha, a diminuição do número de CT foi visivelmente superior que no cenário 1. O valor inicial de $1,17 \cdot 10^5$ NMP.100mL⁻¹ decai para $1,8 \cdot 10^3$ Log.NMP.100mL⁻¹. O maior decréscimo ocorreu do trecho inicial para o médio. Esse resultado evidencia a significativa influência das sub-bacias na qualidade da água do Piabanha, resultado já esperado. Desta forma, para que ocorram melhorias na qualidade da água, as ações devem contemplar o saneamento das cargas pontuais, assim como uma diminuição das cargas poluidoras das sub-bacias. Para este cenário, as menores densidades de CT foram observadas no trecho final, sendo este enquadrado na classe 3 a partir de 63,4 Km da nascente.

No cenário 3, redução da carga poluidora e tratamento secundário das fontes pontuais, houve a maior atenuação dos valores de CT. O valor inicial de CT de $9,9 \cdot 10^4$ NMP.100mL⁻¹ decaiu para $1,0 \cdot 10^3$ NMP.100mL⁻¹, uma redução de 98,973%. Percebe-se pela Figura 7.6 que, apesar das ações mencionadas não foram suficientes para colocar

todo o trecho modelado na classe 2, sendo enquadrado na classe 3, a partir de 57,34 Km da nascente.

Para o cenário 4, o valor máximo de CT foi de $1,8 \cdot 10^5$ a $2,9 \cdot 10^3$ NMP.100mL⁻¹ e o mínimo 3,47 log.NMP.100mL⁻¹. Esse cenário evidencia o efeito que as sub-bacias, presentes nos trechos iniciais, exercem na atenuação e/ou acréscimo das densidades de CT. O aumento das cargas poluidoras dos principais afluentes sobrelevaram as densidades de CT na porção inicial da bacia, como esperado. No entanto, o decaimento bacteriológico foi acentuado, uma redução de 98,36%, permitindo enquadrar esse corpo hídrico, a partir de 69,2 km da nascente, na classe 3.

7.3.4 Fósforo dissolvido

Os valores de fósforo dissolvido, calculados pelo modelo, são apresentados na Figura 7.7.

Ao comparar as curvas encontradas para os quatro cenários estudados, com os valores limites das classes 2 e 3, sendo que o valor máximo permitido (VMP) para cada uma dessas classes 0,1 mg.L⁻¹ e 0,15 mg.L⁻¹, respectivamente, percebe-se que uma grande extensão do curso do rio Piabanha excede o limite de classe 3. Para os três primeiros cenários estudados, as concentrações de fósforo dissolvido decaem para valores próximos ao VMP de classe 2 num pequeno trecho, já no exutório da bacia. Como se verifica na Figura 7.7, os valores são inferiores ao VMP para classe 2 para os cenários 2 e 3 nos pontos 57,3 Km e 30,2 Km da nascente.

Assim, os piores valores de fósforo foram verificados nos trechos iniciais, onde se localizam os despejos de esgoto doméstico mais significativo. Já, as menores concentrações dessa variável de qualidade de água foram verificadas no fim da bacia, onde não há contribuições expressivas de águas residuárias e a confluência com os rios Preto e Fagundes, ambos com valores inferiores de fósforo se comparado com o rio Piabanha, favorece a diluição das concentrações de fósforo. Vale ainda destacar, que as concentrações de fósforo dissolvido diminuem, visivelmente, após a confluência dos principais cursos de água da bacia, como se observa nos quilômetros 15,3 Km, 20 km, 26 Km e 31 Km e reflete o efeito da diluição.

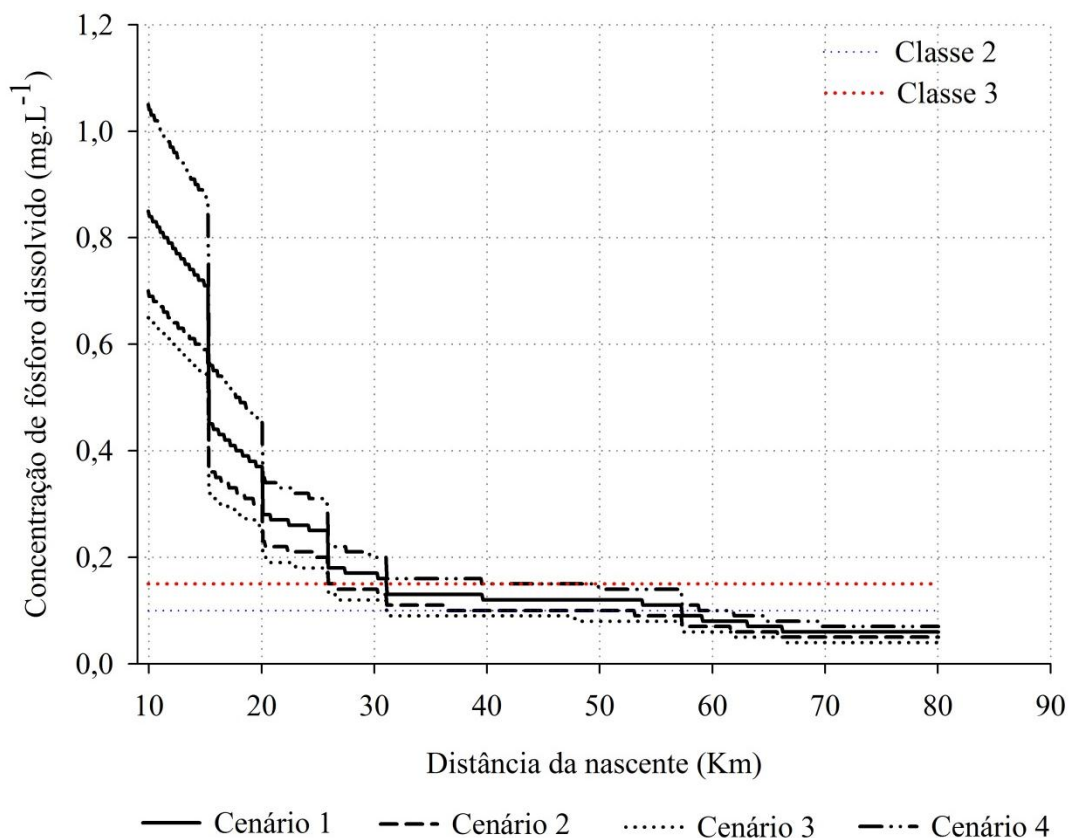


Figura 7.7 -- Concentrações de fósforo dissolvido modeladas para o rio Piabanha

Os resultados dos três primeiros cenários não diferem significativamente entre si, assim como se nota nas curvas de cada um. Os valores mínimos para cada um dos três cenários foram, respectivamente, 0,06 mg.L⁻¹, 0,05 mg.L⁻¹ e 0,04 mg.L⁻¹. Já os valores máximos foram, respectivamente, 0,85 mg.L⁻¹, 0,70 mg.L⁻¹ e 0,65 mg.L⁻¹. O teste ANOVA, com um $F_{cal} < F_{crit}$, confirma que não há evidências estatísticas, com um nível de significância de 0,05, para supor que haja alguma diferença entre as médias de fósforo dissolvido.

No cenário 4, onde não ocorreriam ações de saneamento e sim um aumento da carga poluente dos afluentes, o valor mínimo de fósforo dissolvido encontrado foi de 0,07 e o máximo de 1,05 mg.L⁻¹. Tais resultados refletem o efeito dos cursos de água na qualidade da água do Piabanha.

7.3.5 Nitrato

As concentrações simuladas de nitratos para os quatro cenários estudados são mostradas na Figura 7.8.

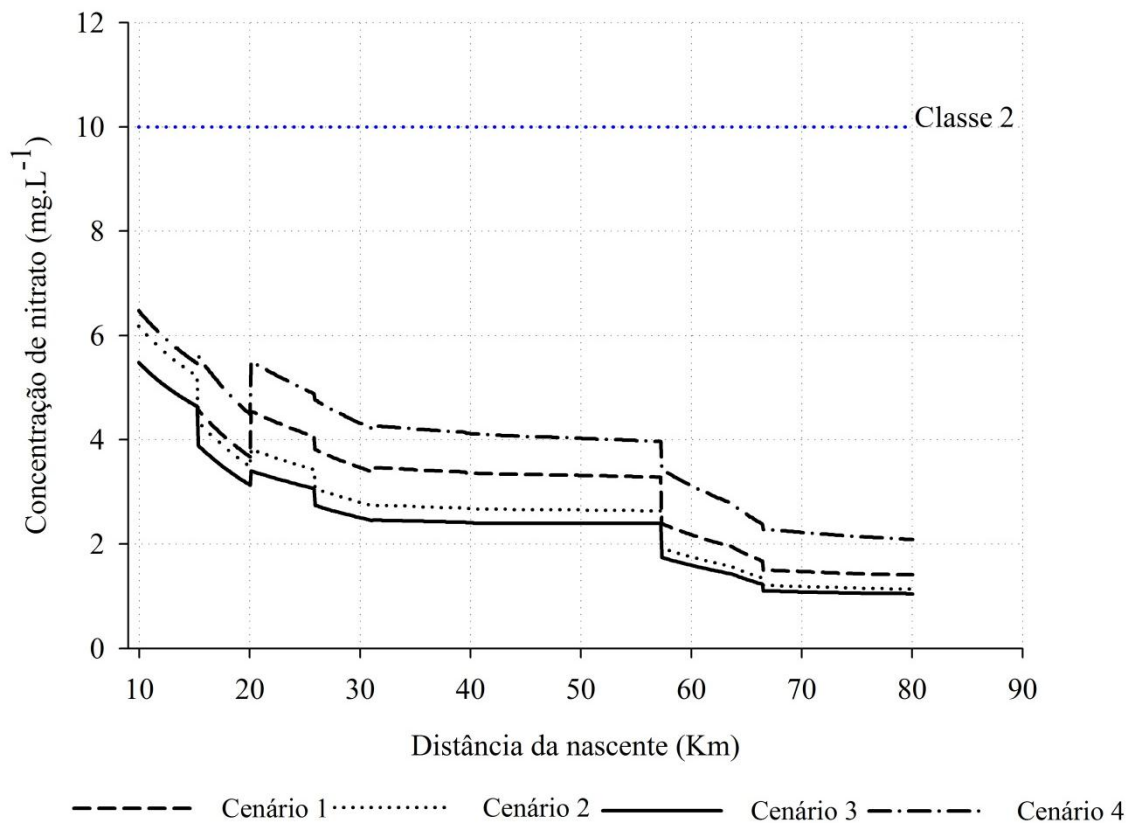


Figura 7.8 – Concentrações de nitrato modeladas para o rio Piabanha

Para os quatro cenários simulados, os valores de nitrato foram inferiores ao limite máximo permitido em corpos de água superficiais classe 2. O maior valor foi verificado no cenário 4, sendo este de $6,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

No cenário 1, tratamento secundário das fontes pontuais de poluição, não há remoção considerável de compostos nitrogenados, sendo o objetivo do tratamento atenuar as concentrações de matéria orgânica. Para este cenário, os valores de nitrato variaram de $1,41 \text{ mg.L}^{-1}$ a $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$, com máximo observado no início do corpo hídrico simulado, ponto de maior despejo de esgoto doméstico. Na modelagem da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim, Oppa (2007) percebeu que o pico das concentrações de nitrato ocorreu no primeiro trecho e início do segundo onde as concentrações de esgoto doméstico estão presentes. Como destaca Baird (2005), os efluentes domésticos são importantes fontes de nitrogênio orgânico e de amônia, a qual se oxida a nitrito e posteriormente a nitrato, explicando assim, as maiores concentrações de nitrato próximo aos pontos de recepção de águas residuárias.

O rápido aumento dos valores de nitrato, um acréscimo de 19,2%, observado a 20,1 Km da nascente, ocorre no ponto de encontro do rio Poço do Ferreira com o Piabanha. No trecho seguinte, há um rápido decréscimo nos valores de nitrato, já que a melhor qualidade da água do rio Piabanha, quanto à variável nitrato, favorece a recuperação da qualidade da água. No ponto de encontro do rio das Araras com o Piabanha, localizado a 25,9 Km, a baixa concentração de nitrato presente nesse primeiro curso de água favorece a melhora das características da água do rio Piabanha, com a atenuação dos valores de nitrato, um decaimento de 6,16% logo após a confluência desses cursos de água. Nas confluências dos rios Preto e Fagundes com o Piabanha, a 57,3 Km e 66,5 Km da nascente, há um notável decaimento dos valores de nitrato, pois tais corpos de água possuem uma menor concentração de nitrato. As reduções foram, respectivamente, 27,10% e 11,76%.

No cenário 2, ao comparar os resultados com o cenário anterior, nota-se uma pequena melhora na qualidade da água para a variável nitrato, exceto no trecho inicial que apresentou concentrações ligeiramente superiores. No primeiro cenário, há o tratamento dos efluentes dispostos no segmento inicial e uma discreta remoção de nitrato o que não ocorre no segundo cenário, sendo esse o motivo dos maiores valores de nitrato. Neste cenário, os menores valores foram observados no fim do trecho, valor este de $1,14 \text{ mg.L}^{-1}$. A maior concentração foi observada no ponto inicial, sendo este valor de $6,18 \text{ mg.L}^{-1}$. Ao comparar as concentrações mínimas e máximas de nitrato do cenário 2, com os valores do primeiro cenário, percebe-se um aumento de 12,4% no início do trecho simulado e uma redução de 19,15% no fim do sistema hídrico. Assim, como no primeiro cenário, após a confluência dos rios (Araras, Santo Antônio, Preto e Fagundes), ocorrem sucessivos decréscimos nas concentrações de nitrato devido ao efeito de diluição.

As menores concentrações de nitrato foram notadas no cenário 3. O valor máximo foi $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e o mínimo $1,04 \text{ mg.L}^{-1}$. A atenuação do valor inicial de nitrato foi de 81,1% e denota a importância de implantar ações de saneamento em toda a bacia, com coleta e tratamento de esgoto e melhora qualitativa das sub-bacias.

No cenário 4, foram notados os maiores valores de nitrato, com mínimo de $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $6,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Esse resultado evidencia que os afluentes do Piabanha exercem expressiva influência na qualidade de sua água, diluindo as cargas poluentes e, em outros momentos, contribuem negativamente para o comprometimento da qualidade da água.

Para todos os cenários, destaca-se a sub-bacia do rio do Poço do Ferreira responsável pelos aumentos de nitrato verificado a 20,1 Km. Essa sub-bacia é essencialmente usada para fins agrícolas e o aumento expressivo dos valores de nitrato pode ser explicado pelo superdimensionamento de quantidades de fertilizantes, acima da capacidade de aproveitamento das culturas. Resende (2002) elucida que o excedente de nutrientes, como fósforo e nitrato, não assimilados pelas plantas são carreados para os cursos de água, sendo o íon nitrato um dos principais contaminantes das fontes de água potável (WARD *et al.*, 2007). Desse modo, possivelmente, os maiores valores de nitrato no rio do Poço do Ferreira deve-se ao arraste de nutrientes das áreas cultivadas dessa sub-bacia.

No ajuste do nitrato, considerou-se somente o processo de nitrificação, ou seja, a conversão de nitrito a nitrato, responsável pela inserção no sistema e aumento de suas concentrações. Seus sumidouros, a desnitrificação e a fixação de nitrogênio pelos organismos, foram desconsiderados. Portanto, nos cenários estudados, o decaimento dos valores iniciais dessa variável deve-se ao efeito de diluição, águas de melhor qualidade são responsáveis pela melhora das características qualitativas.

7.4 Proposta de enquadramento para o rio Piabanha

A proposta para o enquadramento do rio Piabanha apresentada, nesse estudo, visou auxiliar o Comitê de bacia no processo de tomada de decisão para a definição do enquadramento apropriado para as águas do rio Piabanha. Vale destacar que cabe aos comitês de bacias hidrográficas a função de enquadrar os cursos de água superficiais de domínio estadual. Nesse processo, os comitês, através de audiências públicas, intentam conhecer os anseios dos setores sociais envolvidos, sendo definidos os usos pretendidos para o curso de água (BRITES *et al.*, 2007). As ações de enquadramento em classe objetivam assegurar as condições qualitativas para os usos atuais e futuros (AMARO *et al.*, 2008).

Os resultados do monitoramento qualitativo das águas da bacia do rio Piabanha auxiliaram na proposta de enquadramento desse rio. Na Figura 7.9, são apresentadas as classes de uso nos pontos de monitoramento, classificados com base nas condições qualitativas da água da bacia.

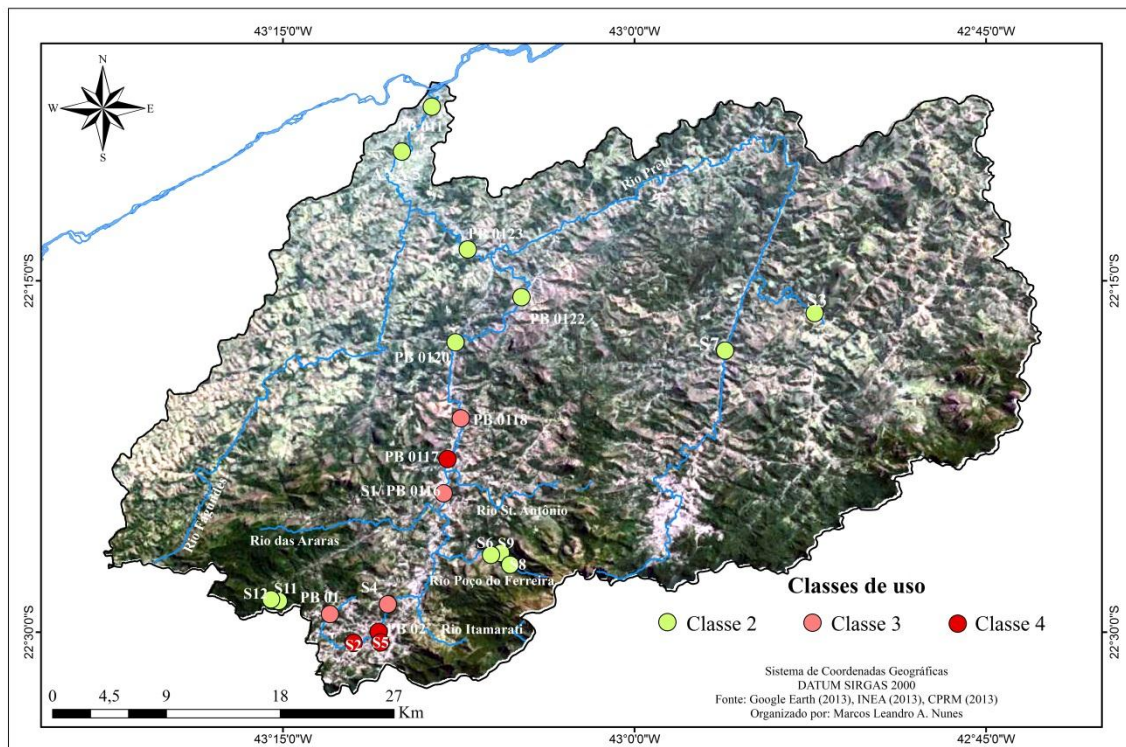


Figura 7.9 – Classes de uso da bacia do rio Piabanha

Como mencionado no item 5.5.1, a qualidade das águas do Piabanha é melhor no período chuvoso. Em ambos os períodos, os limites de classe 2 são violados em alguns pontos de monitoramento, no entanto, na estiagem a qualidade da água torna-se crítica, com sensível piora qualitativa, e violação dos padrões de classe 2 em número maior de pontos. A deterioração da qualidade higiênico-sanitária e o aumento das concentrações de fósforo dissolvido apresentam valores além dos limites de classe 3.

Conforme estabelece o artigo 45 da Resolução CONAMA 357/2005, enquanto não estabelecido o enquadramento dos cursos de água, esses são enquadrados na classe 2, motivo pelo qual, a bacia do rio Piabanha recebe esse enquadramento. Entretanto, pelo atual cenário, o rio Piabanha apresenta pontos que violam os valores padrões para classe 2, assim como se observa na Figura 7.9. O trecho na área urbana de Petrópolis possui características qualitativas de classe 4 como sugerem as cinco variáveis estudadas. Esse segmento do Piabanha, com início na área urbana e fim logo após a confluência com o rio Santo Antônio, recebe uma expressiva descarga de efluentes domésticos e o aporte de poluentes oriundos das sub-bacias dos rios Itamarati, Poço do Ferreira, Araras e Santo Antônio.

Em razão do presente enquadramento da bacia do rio Piabanha na classe 2 apresentar incongruências com a qualidade da água atual, foi proposto outro

enquadramento para esse rio, mostrado na Figura 7.10. Nessa sugestão, o rio Piabanha recebe o enquadramento classe 3, a partir do ponto inicial da simulação até a confluência do rio Santo Antônio com o Piabanha, trecho esse que apresenta características em desacordo com os padrões de classe 2. A jusante do segmento anterior, o rio Piabanha foi considerado classe 2.

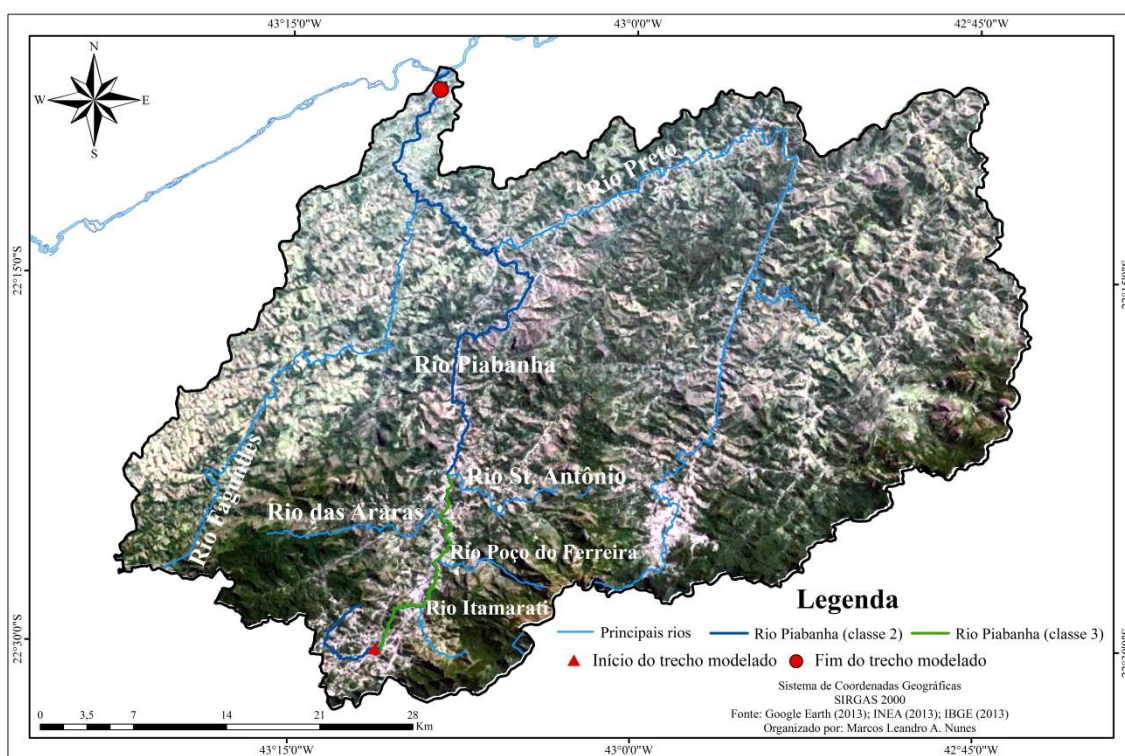


Figura 7.10 - Primeira proposta de enquadramento para o rio Piabanha

Os resultados das simulações evidenciaram que esse enquadramento proposto seria respeitado, não sendo violados os valores máximos de DBO, nos cenários 2 e 3. Para o OD, o tratamento em nível secundário de todos os despejos cadastrados seria suficiente para o atendimento aos limites de classe. Os valores de nitrato estão de acordo com os valores de referência das classes propostas e, mesmo num cenário sem ações de saneamento e aumento das cargas poluidoras das sub-bacias, não haveria violação dos limites estabelecidos para cada classe. Já as variáveis CT e fósforo dissolvido, somente apresentam valores conforme a sua classe no exutório da bacia. Para ambas, não houve uma redução satisfatória em seus valores nos cenários analisados que possibilitasse o atendimento ao enquadramento. Os resultados das simulações sugerem que, para o atendimento dos limites de classe para CT e fósforo

dissolvido, serão necessárias reduções maiores nas cargas poluidoras nas sub-bacias e o tratamento avançado dos efluentes.

O segundo enquadramento proposto é apresentado na Figura 7.11. Foi considerado para todo o trecho simulado classe 2, como no presente enquadramento. Essa proposta se baseou na premissa que no enquadramento são estabelecidas metas para a preservação da qualidade atual dos mananciais de água superficial ou melhora de suas características. Desta forma, pretende-se verificar quais ações seriam necessárias para atender a essa proposta e melhorar a qualidade da água.

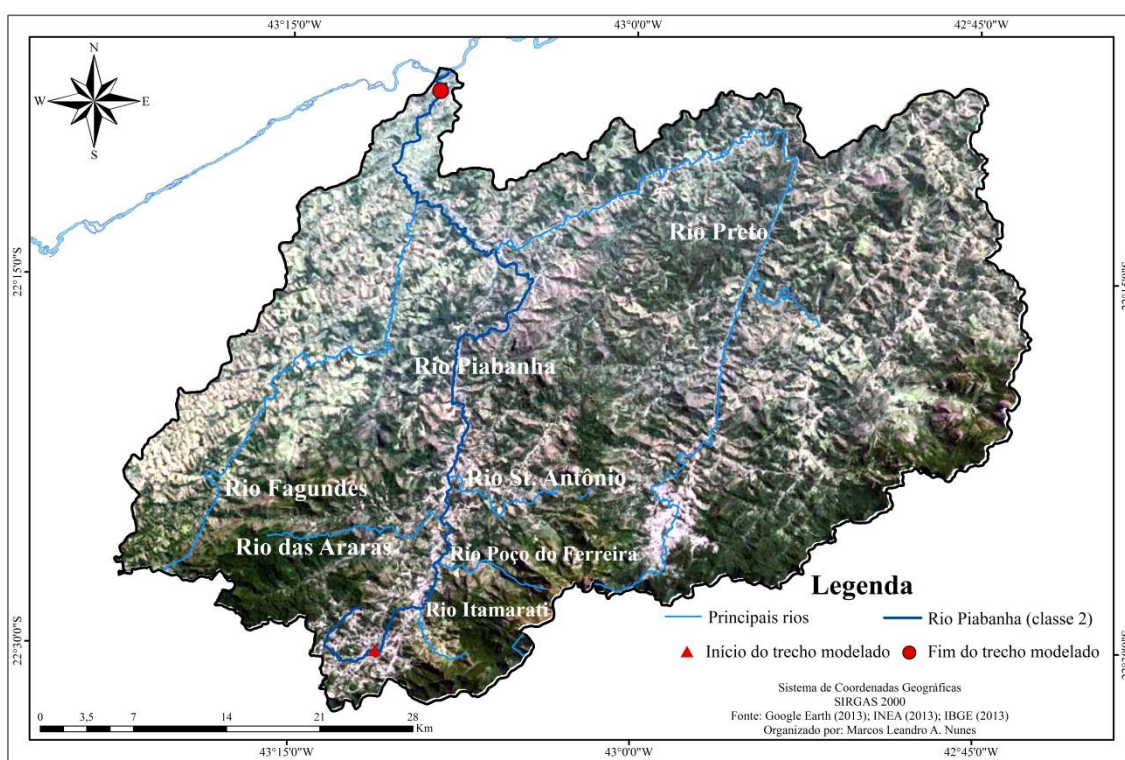


Figura 7.11 – Segunda proposta de enquadramento para o rio Piabanha

Para o efetivo cumprimento dos padrões de qualidade para a classe 2, os resultados das simulações apontam que serão necessárias ações em toda a bacia, com a universalização do sistema de coleta e tratamento de esgoto e redução da carga poluidora nas sub-bacias. As ações de despoluição devem ocorrer mais intensamente na área urbanizada de Petrópolis, onde se observou os maiores valores de DBO, CT, fósforo e as menores concentrações de OD.

O atendimento aos valores de referência de classe 2, para as variáveis DBO e OD, serão satisfeitos com a coleta e tratamento em nível secundário dos efluentes domésticos, conjuntamente, com a melhora da qualidade da água das sub-bacias. A

eficiência de remoção de matéria orgânica das águas residuárias deverá ser superior a 80%. As simulações apontaram que, em cenários de apenas tratamento secundário dos esgotos domésticos e de tratamento das fontes pontuais conjuntamente com a atenuação das cargas poluidoras das sub-bacias, foram suficientes para enquadrar uma considerável extensão do rio Piabanha na classe 2, exceção de um pequeno segmento na área urbana de Petrópolis. Vale destacar que os limites de classe são excedidos somente entre os quilômetros 10 e 26, onde há maior recepção de efluentes e entre os quilômetros 15,5 e 26 as concentrações de DBO são próximas ao valor padrão de classe 2.

Os limites de DBO, estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura (BRASIL, 2005). Portanto, os valores de DBO, ligeiramente superiores ao valor máximo permitido para a classe 2, poderão ser aceitos na bacia do rio Piabanha, pois as concentrações de OD são maiores que o limite de classe, exceto na zona de recepção de efluentes.

As concentrações de nitrato apresentam valores dentro dos padrões e, mesmo em cenário de aumento das cargas poluidoras, as concentrações ficam aquém do limite de classe 2.

Diferentemente da variável anterior, os valores de CT e fósforo dissolvido foram expressivos, sendo violados os limites de classe 2, mesmo com a adoção de medidas mitigadoras. Os valores de ambos serão atenuados com medidas específicas. A utilização de quantidades apropriadas de fertilizantes, que atenda a capacidade de assimilação das plantas, pode evitar que o excedente seja carregado para os cursos de água. Quanto ao tratamento de esgoto, deverá ser adicionada a desinfecção, objetivando reduzir as densidades de CT e o tratamento avançado para minimizar as concentrações de fósforo dissolvido.

Para cada classe de uso da água definiu-se a qualidade compatível com as demandas mais exigentes a que forem destinadas (BRASIL, 1997). Pizzela e Souza (2007) elucidam que para as classes de enquadramento 1 e 2 de águas doces, salinas e salobras estabeleceu-se que os valores de referência não devem proporcionar efeitos crônicos à biota aquática. Já a classe 3, não deve apresentar efeito agudo. Assim, depreende-se que o enquadramento das águas emersas visa definir as características

qualitativas mínimas a serem exigidas e mantidas (BRITES, 2006). E ainda, evidencia as pretensões da sociedade em proteger os usos antrópicos dos recursos hídricos e manter a qualidade dos ecossistemas aquáticos (CUNHA; CALIJURI, 2010).

O enquadramento das águas superficiais demonstra os anseios dos usuários em conservar os atuais usos antrópicos dos recursos hídricos, ou até mesmo incorporar outros, sem comprometer o abastecimento de qualidade das futuras gerações. Essa ação visa diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante atos preventivos permanentes (BRASIL, 1997). Portanto, cabe aos setores usuários expressarem o rio que desejam, assim como definirem as metas e objetivos para a manutenção e/ou melhora da qualidade ambiental da bacia hidrográfica.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As características do rio Piabanha são influenciadas essencialmente pelos despejos de esgotos domésticos provenientes dos principais centros urbanos. Além dessa fonte de poluição, nas simulações dos cenários com o modelo QUAL-2E, ficou evidente que os afluentes, rio Itamarati, Poço do Ferreira, Araras, Santo Antônio, Preto e Fagundes, são determinantes nas características qualitativas das águas.

O monitoramento da qualidade das águas do rio Piabanha indica o seu comprometimento por efluentes domésticos. Os expressivos valores de coliformes termotolerantes, em média $5,1 \text{ Log.NMP.100mL}^{-1}$, sugerem o descarte de esgoto. Outras variáveis de qualidade de água, como a demanda bioquímica de oxigênio reforçam que há despejos de efluentes. Os maiores valores de DBO foram percebidos nos trechos iniciais do rio Piabanha e indicam contaminação por esgoto. Quanto ao oxigênio dissolvido, seus valores foram menores nos primeiros trechos, onde ocorrem os despejos mais expressivos de efluentes.

Os resultados do monitoramento evidenciaram que em períodos de estiagem ocorre a perda de qualidade de água, já que há uma menor capacidade de diluição dos poluentes, devido ao menor volume de água veiculada no corpo hídrico. Quando comparadas as concentrações médias das variáveis de qualidade de água com os valores de referência da Resolução 357/2005 do CONAMA, as que mais violam os limites de classe foram DBO, CT e fósforo dissolvido. Pelo atual cenário, o rio Piabanha apresenta características que o enquadram na classe 4, nos primeiros quilômetros simulados, entre a localidade Palácio de Cristal e a confluência com o rio Santo Antônio. Os trechos seguintes são classificados na classe 2.

A calibração e validação do modelo QUAL-2E para o rio Piabanha apresentou um bom ajuste às variáveis de qualidade de água DBO, OD, coliformes termotolerantes, fósforo dissolvido e nitrato. Os valores dos coeficientes de determinação, próximos de 1 e a análise das curvas geradas com os dados observados indicam um bom ajuste, podendo este modelo ser utilizado no estudo de cenários que auxiliem no planejamento de recursos hídricos.

O estudo dos cenários indicou que o rio Piabanha possui uma zona de degradação logo no início do trecho simulado, entre o Palácio de Cristal e a confluência com o rio Santo Antônio. Nesse segmento, o tratamento dos efluentes em nível secundário e a redução da carga poluidora dos afluentes, não foram suficientes para restabelecer as características qualitativas, condizentes com a classe 2. Após este

primeiro trecho, os valores de DBO decaem, sendo mais significante nos cenários 2 e 3, atingindo concentrações compatíveis aos padrões de classe 2. Ao longo do rio, as concentrações de OD são restabelecidas, em grande parte devido à turbulência, alcançando valores de classe 1, porém a recuperação foi maior nos cenários 2 e 3, onde um menor trecho do Piabanha apresentou valores de OD inferiores ao limite de classe 2. Para as variáveis coliformes termotolerantes e fósforo dissolvido, as medidas de saneamento estudadas nos cenários não foram eficazes para atenuar seus expressivos valores, sendo necessário o tratamento dos efluentes em nível terciário para removê-los eficientemente. O nitrato não apresentou valores em desacordo com a classe 2, mesmo com o aumento das cargas poluidoras dos afluentes.

Sugerem-se duas propostas de enquadramento para o rio Piabanha, a primeira considera classe 3 do início do trecho modelado até a confluência do rio Santo Antônio com o rio Piabanha e classe 2 para o restante do rio e a segunda considera classe 2 para todo o rio. Para a efetivação da primeira proposta de enquadramento, as simulações demonstraram que o saneamento dos efluentes domésticos em nível secundário e a redução da carga poluente dos afluentes conjuntamente com o tratamento dos lançamentos cadastrados são suficientes para reduzir as concentrações de DBO, não sendo violados os limites de classe estabelecidos. Para atendimento dos valores de oxigênio dissolvido, a redução da carga orgânica dos efluentes e dos tributários será necessária para o cumprimento do enquadramento. Mesmo com essa medida, na zona de maior recepção de efluentes, junto à área urbana de Petrópolis, as concentrações de OD violam o limite de classe. Para as variáveis coliformes termotolerantes e fósforo dissolvido, não houve redução satisfatória de suas concentrações, sendo necessário o tratamento avançado para que sejam alcançados os valores apropriados para o enquadramento.

Na segunda proposta de enquadramento, pelos cenários estudados, somente a variável nitrato não o viola. Para o efetivo cumprimento dessa proposta, serão necessárias ações de saneamento em toda a bacia, com o tratamento das águas residuárias provenientes das áreas urbanas, principalmente de Petrópolis, assim como melhorias das condições qualitativas da água das sub-bacias. A eficiência de remoção de matéria orgânica em 80% não foi suficiente para atender ao enquadramento, pois os valores de DBO e OD não atendem os limites de classe. Desta forma, uma eficiência maior que 80% deverá ser utilizada ou uma etapa posterior para remoção adicional de matéria orgânica. Para atendimento dos valores de referência de CT e fósforo

dissolvido, será necessário o tratamento mais rigoroso do efluente, com etapas terciárias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABERS, R.; JORGE, K. D., 2005, “Descentralização da Gestão da Água: Por que os comitês de bacia estão sendo criados?”, *Ambiente & Sociedade*, v. 8, n. 2, pp. 1 - 26.

ABRISHAMCHI, A.; TAJRISHY, M.; SHAFIEIAN, P., 2005. “Uncertainty Analysis in QUAL - 2E Model of Zayandeh-Rood River”, *Water Environment Research*, v. 77. n. 3. pp. 279 – 286.

ALMEIDA, M D.; LACERDA, L. D.; ALMEIDA, R.; *et al*, 2009, “Degassing de mercúrio em solo de floresta e pastagem em Candeia do Jamarí-RO”, *Geochimica Brasiliensis*, v. 23, n. 1, pp. 151 - 158.

ALMEIDA, M D.; LACERDA, L. D.; BASTOS, W. R.; *et al.*, 2005, “Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil”, *Environmental Pollution*, v. 137, pp. 179 - 186.

ALVIN, A. A. T. B; RONCA, J. L. C, 2007, “Metodologia de avaliação qualitativa das ações dos comitês de bacias com ênfase na gestão integrada: o comitê do alto Tietê em São Paulo”. *Rev. Eng. Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 3, pp. 325 - 334.

AMARAL, L. A.; ROSSI JÚNIOR, O. D.; NADER FILHO, A.; *et al.*, 1994, “Avaliação da qualidade higiênico-sanitária da água de poços rasos localizados em uma área urbana: utilização de colífagos em comparação com indicadores bacterianos de poluição fecal”, *Rev. Saúde Pública*, v. 28, n. 5, pp. 345 - 348.

AMARO, C. A. *et al.*, 2008, “Estudo Preliminar de um Índice de Conformidade ao Enquadramento de Corpos Hídricos”. In: *II Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste*, pp..., Rio de Janeiro.

ANA, 2012, *Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil: 2012*. Brasília, ANA.

ANDERSON, K. A.; DOWNING, J. A, 2006, “Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region”, *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 176, pp. 351 - 374.

ARAÚJO, S. C. de S.; SALLES, P. S. B. de A.; SAITO, C. H., 2004, *Desenvolvimento tecnológico e metodológico para medição entre usuários e comitês de bacia hidrográfica*. 1 ed. Brasília, Editora da UNB.

ARTAXO, P.; OLIVEIRA, P. H.; LARA, L. L.; *et al.*, 2006, “Efeitos climáticos de partículas de aerossóis biogênicos e emitidos em queimadas na Amazônia”, *Rev. Brasileira de Meteorologia*, v.21, n. 3a, pp. 1 - 22.

BAIRD, C, 2002, *Química ambiental*. 2 ed., Porto Alegre, Bookman.

Bardolo, A. A.; NILSIMANCHIT, W.; CHALERMWAT, K., 2001, “Water quality and uses of the Bangpakong river (eastern Thailand)”. *Water Research*, v.35, n. 15, pp. 3635-3642.

BARBOSA, R. I; FEARNSTIDE, P. M., 2000, “Erosão do solo na Amazônia: Estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil”. *Acta Amazônica*, v. 30, n. 4, pp. 601-613.

BERTOSSI, A. P. A.; CECILIO, R. A.; NEVES, M. A *et al.*, 2013, “Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo”, *Rev. Árvore*, v. 37, n. 1, pp. 107-117.

BRASIL. Lei n. 9.433 de 08 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 União*, Brasília, n. 29, pp. 470-474, 09 jan 1997, Seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 53, pp. 58-63, 18 mar. de 2005, Seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 92, pp. 89-, 16 de maio de 2011, Seção 1.

BRITES, A. P. Z.; PORTO, M. F. A.; FERNANDES, C. V. S., 2007, “Proposta de uma Ferramenta de Auxílio para Aplicação do Enquadramento dos Corpos d’Água”. In: *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, pp. ,São Paulo, .

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. Jr, 1987, “The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Computer Program Documentation and User Manual”. Athens: United States Environmental Protection Agency, 1987.

CARPENTER, S. R., 2008, “Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 32, pp. 11039 – 11040.

CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D., 2000, “Hg biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós river region, Amazonia, Brazil”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicol*, v. 64, n. 5, pp. 693 - 700.

CETESB, COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2003, *Microbiologia ambiental*. São Paulo: CETESB, 2003.

CETESB, 2004, *Índice de Qualidade das Águas*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>>. Acesso em: 20 de mar. 2013.

CHAPRA, S. C., 1997, *Surface water-quality modeling*, Boston, WCB – McGraw-Hill.

CHAUDHURY, R. R.; SOBRINHO, J. A. H.; WRIGHT, R. M.; *et al.*, “Dissolved oxygen modeling of the Blackstone River (Northeastern United States)”, *Water Resources*, v. 32, n. 8, pp. 2400 - 2412.

CIRAVOLO, L.; INDELICATO, S.; VIVIANI, G., 2000, “Stream Water quality models: an application to the Simeto River Basin”, *Measurements and Modelling in Environmental Pollution*, pp. 53 - 62.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB, 2003, *Microbiologia ambiental*, 1 ed., São Paulo, CETESB.

COPPE/URFL, 2010, *Projeto EIBEX – I: Estudos Integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro*. In: Relatório Técnico Parcial 2, Chamada Pública MCT/FINEP/CT-HIDRO – Bacias Representativas 04/2005.

CPRM, 2003, *Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58*. In: Relatório-Síntese de Regionalização de Vazões Elaboradas em Convênio com a ANEEL. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/rehi/regionalizacao/sint_reg58.pdf> Acessado em: 12 de abril de 2013.

DROLC, A.; KONCAN, J. Z., 1996, “Water quality modeling of river Sava, Slovenia”, *Water Resources*, v. 30, n. 11, pp. 2587 - 2592.

ELPO, E. R. S.; GOMES, E. C.; ESPÍNOLA, H. M., 2001, “Análise Microbiológica da Água na Universidade Federal do Paraná, Sub sede do Setor de Ciências da Saúde, Jardim Botânico, Campus III”, *SANARE*, v. 16.

ESTEVEZ, F. A., 1998, *Fundamentos de Limnologia*, 2 ed, Rio de Janeiro, Interciência/FINEP.

FERREIRA, W. R.; RODRIGUES, D. N.; ALVES, C. B. M.; *et al.*, 2012, “Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico”, *Rev. Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 3, pp. 253 - 259.

FERREIRA, M. I. P.; KURY, K. A.; PINHEIRO, M. R. C., 2008, “Gestão da água no Brasil: aspectos jurídicos”, *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, v. 2, n. 2, pp. 59 - 91.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E., 2005, “A importância do Oxigênio Dissolvido em ambientes aquáticos”, *Química Nova na Escola*, v 22, pp .

FISHER, E. G., 1995, *Determinação do grau de contaminação do Ribeirão do Feijão através de levantamento de dados e Modelo matemático de qualidade da água*. Dissertação de M.Sc. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F; PAZ, M. F., 2002, “Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E”, *Rev. Eng. Sanitária e Ambiental*, v. 7, n. 3, pp. 129 - 138.

GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F., 2011, “Análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim utilizando modelo matemático de qualidade da água”, *Rev. Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 1, pp 17 - 27.

GRANT, S. b. *et al.* 2012, “Taking the Waste Out of Wastewater for Human Water Security and Ecosystem Sustainability”, *Science*, v. 337, n. 6095, pp. 681-686.

HERRMANN, J. C; BERNARDI, J. V. E; BASTOS, W. R.; *et al.*, 2009, “Dispersão espacial x amostragem pontual: Ageoestatística como ferramenta de análise do mercúrio em solos de Rondônia, Amazônia Ocidental”. *Geochimica Brasiliensis*, v. 23, n. 1, pp 131 - 138.

HESPANHOL, I., 2008, “Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos”, *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, pp 131 - 158.

HIDALGO, H. S.; DOMÍNGUEZ, I. R. M.; HERRERA, M. T. A.; *et al.*, “Mathematical Modelling for the Integrated Management of Water Resources in Hydrological Basins”, *Water Resour Manage*, v. 23, n. 4, pp. 721 - 730.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades por Unidades Federativas. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> Acesso em: 20 mar. 2013.

International Conference on Water and Environment – ICWE. The Dublin statement on water and sustainable development, 1992. Disponível em: <www.inpim.org/files/Documents/DublinStatmt.pdf>. Acessado em: 24 jan. 2013.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A, 2005, *Tratamento de esgotos domésticos*. 4 ed., Rio de Janeiro, SEGRAC.

KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; FERNANDES, C. V. S.; *et al.* “Análise crítica da calibração do modelo de qualidade de água QUAL - 2E – Estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu”, *Rev. de Gestão de Água da América Latina*, v. 5, n. 2, pp 25 - 37.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; BASSANESI, K.; *et al.*, 2011, “Qualidade da água da bacia do rio Iguaçu: Diferenças conceituais entre os modelos QUAL2E e QUAL2K”, *Rev. Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 2, pp 75 - 88.

KLING, A.S.M., 2005, *Aplicação do Método Battelle na avaliação do impacto ambiental na bacia hidrográfica do rio Piabanha*. Dissertação de M.Sc, Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fiocruz, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; *et al.*, 2008, “Aplicação da Lógica Nebulosa na Parametrização de um novo índice qualidade de Água”, *Engevista*, v. 10, n. 2, pp. 106 - 125.

LIBÂNIO, M., 2005, *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas, Átomo.

LIMA, C. A. A.; GIORFETTI, M. F., 1997, “Aplicação do modelo QUAL2E na simulação de descargas acidentais contaminantes”. In: *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 2534-2547, Foz do Iguaçu, set.

LIMA, L.S.; IZARIO FILHO, H. J.; CHAVES, F. J. M., 2006, “Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores ≤ 5 mg/L O₂”, *Revista Analytica*, n. 25, p. 52 - 57.

LOPES, L. G.; HOJAIJ, A.; PINTO, R. A.; PINTO, F. de R.; AMARAL, L. A.; FERRAUDO, A. S., 2010, “Sazonalidade de indicadores de qualidade de água em poços do município de Jaboticabal – SP.” *Nucleus*, v. 7, n. 1, pp. 155- 168.

MACÊDO, J. A .B., 2005, *Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas*, Belo Horizonte, Macêdo.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A., 2008, “Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais”, *Ambiente soc.*, v. 11, n. 1, pp 67 - 79.

MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F.; *et al.*, 2007, “Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio ribeira de Iguapé”, *Quím. Nova*, v. 30, n. 5, pp. 1171 - 1178.

MATTOS, A. T.; ALMEIDA, T. V.; SILVA, D. D *et al.*, 2011, “Coeficiente de reaeração em três trechos do rio Pomba (MG), obtidos nos períodos chuvoso e seco. *Engenharia na Agricultura*, v. 19, n. 4, pp. 361-369.

MCAVOY, D. C.; MASSCHELEYN, P.; PENG, C., *et al.*, 2002, “Risk Assessment Approach for Untreated Wastewater Using the QUAL2E Water Quality Model”. *Chemosphere*. v. 52, pp. 55-66.

MENDIGUCHÍA, C.; MORENO, C.; GALINDO-RIANO, M. D.; *et al.* 2004, “Using chemometric tools to assess antropogenic effects in river water a case study: Guadalquivir river (Spain)”, *Analytica Chimica Acta*, v.515, pp.143 - 149.

MIRANDA, R. G.; PEREIRA, S. F. P.; ALVES, D. T.V.; *et al.* 2009, “Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos”, *Rev. Ambiente & Água*, v. 4, n. 2, pp. 75 – 92.

MOLINARI, B. S., 2011, *Avaliação da vazão ecológica do ponto de vista da qualidade das águas da bacia do rio Piabanha/RJ*. Monografia de graduação de curso. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

MUCHOVEJ, R. M. C.; RECHCIGL, J. E, “Nitrogen fertilizers”. In: RECHCIGL, J. E. (eds.), *Soil amendments and environmental quality*, Chapter 01, Boca Raton, EUA, Lewis Publishers, 1995.

NING, S. K.; CHANG, N. B.; YANG, L.; *et al.*, 2001, Assessing Pollution Prevention Program by QUAL2E Simulation Analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. *Journal Environmental Management*, v. 61, n. 1, pp. 61 - 76.

NUVOLARI, A, 2003, *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola*. São Paulo, Edgard Blucher.

OKI, V. K., 2002, *Impactos da colheita de Pinus taeda sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e a ciclagem de nutrientes em microbacias*. Dissertação de M.Sc., Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Piracicaba, SP, Brasil.

ONGLEY, E. D., 1996, *Control of Water Pollution from Agriculture.*, Rome, FAO Irrigation and Drainage Paper n. 55.

OPPA, L. F., 2007, *Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim*. Dissertação de M.Sc. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A., 2006, “Water quality modelling of the river Yamuna (Índia) using QUAL2E - UNCAS”, *Journal of Environmental Management*, v. 83, v. 2, pp. 131 - 144.

PAULA, T. P., 2011, *Diagnóstico e Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Trecho do Rio Piabanha/ RJ*. Dissertação de M.Sc. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

PINHEIRO, M. C. N.; GUIMARÃES, G. A.; NAKANISHI, J.; *et al.*, 2000, “Avaliação da contaminação mercurial mediante análise do teor de Hg total em amostras de cabelo em comunidades ribeirinhas do Tapajós, Pará, Brasil”, *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, v.33, n.2, pp. 181 - 184.

PINHEIRO, M. R. C.; BRANDÃO, F. M.; OLIVEIRA, V. P. S.; *et al.*, 2007, “Desafios da integração entre os usos múltiplos e a qualidade da água para a bacia hidrográfica do Rio Macaé”, *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, v. 1, n. 2, pp. 99 - 114.

PNSB. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008. Abastecimento de água chega a 99,4% dos municípios, coleta de lixo a 100%, e rede de esgoto a 55,2%. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Rio de Janeiro, 2010. Disponível em:<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1> Acesso em: 26 de nov. 2012.

PORTO, M. F. A., 1995. *Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas*

Urbanas. Porto Alegre, Editora da UFRGS.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L., 2008, “Gestão de bacias hidrográficas”. *Estudos Avançados*, v. 22, n.63, pp. 43-60.

PIZELLA, D. G.; DE SOUZA, M. P., 2007, “Análise da Sustentabilidade Ambiental do Sistema de Classificação das Águas Doces Superficiais Brasileiras”, *Rev. de Eng. Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2, pp. 139 - 148.

PRODANOFF, J. H. A., 2005, *Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano*. Tese de D.Sc. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S., 2011, “Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública”, *Ciênc. saúde coletiva*, v. 16, n. 8, pp. 3529-3539.

RAMOS, L. A.; CAVALHEIRO, C. C. S.; CAVALHEIRO, E. T. G. 2006, “Determinação de nitrito em águas utilizando extrato de flores”, *Quim. Nova*, v. 29, n. 5, pp. 1114 – 1120.

RESENDE, A. V., 2002, “Agricultura e qualidade da água: Contaminação da água por nitrato”. Planaltina, Embrapa Cerrados.

REZENDE, G. R., 2011, “Aplicação do modelo de qualidade da água QUAL2E para o estudo do comportamento dos nutrientes nitrogênio e fósforo no rio Monjolinho, São Carlos – SP”. In: *XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, pp. 1 – 16, Maceió, nov. 2011.

RIBEIRO, M. L.; DEUS, A. B.; LUCA, S. J., 1999, “Bacia hidrográfica do rio Caí/RS: Índices podem mascarar a avaliação da qualidade da água?” In: *20º Congresso Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro.

RICHARDS, L. A., 1954, *Diagnosis and improvement of saline and alkalisols*. Washington: United States Salinity Laboratory. 160p. Agriculture Handbook, 60.

SANTOS, Z. S.; LUCA, S. J., 2002, “Comportamento de poluentes em bacia urbano-rural como plantio direto: simulação com o modelo QUAL2E”. In: *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 1 – 8, Vitória, set. 2002.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G. *et al.*, 2008, “Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP)”. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 13, n. 3, pp. 329-338.

SHINMA, E. A., 2004, *Avaliação da qualidade das águas dos rios da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai – Pantanal*. Dissertação de M.Sc. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F., 2006, “Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicada ao rio Atibaia, Região de Campinas/Paulínia – SP”. *Química Nova*, v. 4, n. 29, pp. 689-694.

SILVA, N., 1997, *Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos*. São Paulo, Livraria Varela Editora.

SILVA, P. V. R. M., 2012, *Uso de Traçadores Fluorescentes para Determinar Características de Transporte e Dispersão no Rio Piabanha/RJ*. Dissertação de M.Sc. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SIVRI, N.; ERTUK, A., 2008, “The effects of a fish farming scenario using QUAL2Emodelling at Firtina Creek (Black Sea Region), Turkish”, *Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, v. 8, pp. 293 – 300.

SONG, T; KIM, K., 2009, “Development of a water quality loading index based on water quality modeling”, *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 3, p. 1534 - 1543.

TEIXEIRA, C. A.; PORTO, R. L., 2008, “Avaliação da qualidade da água e autodepuração dos rios da bacia do rio Piracicaba”. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 16, pp. 20-31.

TEIXEIRA, I., 1994, Modelagem Matemática do Rio Cuiabá – Estudos de Autodepuração, *Relatório Técnico*, FEMA/PNMA.

TEIXEIRA, T. P. B.; LIMA, E. B. N. R., 2000, “Determinação de Indicadores de Desempenho para Avaliação de Sistemas de Abastecimento como uma Ferramenta de Gestão”, *Rev. Eng. Sanitária e Ambiental*, v. 5, n. 3, pp. 161-172.

THEBALDI, M.; SANDRI, D.; FELISBERTO, A. B. *et al.*, 2011, “Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino”. *Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 1,5, n.3, pp.302-309.

TOMASONI, M. A.; PINTO, J. E. S.; SILVA, H. P., 2009, “A questão dos recursos hídricos e as perspectivas para o Brasil”. *GeoTextos*, v. 5, n. 2, pp. 107 – 127.

TOMAZ, P. 2006, *Poluição Difusa*. São Paulo, Navegar Editora.

TORREGROSA, T.; SEVILLA, M.; MONTAÑO, B.; *et al.*, 2010, “The Integrated Management of Water Resources in Marina Baja (Alicante, Spain). A Simultaneous Equation Model”, *Water Resources Manager*, v. 24, n. 14, pp. 3799 – 3815.

TUCCI, C. E. M., 2005, *Modelos hidrológicos*. 2. ed., Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul/ Associação Brasileira de Recursos hídricos (UFRS/ ABRH).

USEPA, *United States Environmental Protection Agency*, 1985, *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*. Athens, Georgia: EPA.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M., 2012, “Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP”, *Eclét. Quím.*, v. 22, pp. 49 – 66.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; *et al.*, 2011, “Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil”, *Rev. Ambiente & Água*, v. 6, n. 1, pp 118 - 130.

VIDAL-ABARCA, M. R.; SUÁREZ, M. L.; MORENO, J. L.; *et al.*, 2000, “Hidroquímica de um río de características semiáridas (Río Chícamo; Murcia): Análisis espacio-temporal”. *Limnética*, v. 18, pp. 57 - 73.

VILLA, A. T, 2005, *Avaliação ambiental de qualidade da água do lago do Parque Barigüi: Potencial de poluição orgânica*. Dissertação M.Sc., Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.

VAN ORDEN, G. N. V.; UCHRIN, C. G., 1993, “The Study of Dissolved Oxygen Dynamics in the Whippany River, New Jersey Using the QUAL2E Model”, *Ecological Modeling*, v. 70, pp. 1 - 17.

VON SPERLING, M., 2005, *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3 ed, Belo Horizonte, UFMG.

VON SPERLING, M., 2005, *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*, Belo Horizonte, UFMG.

WARD, M. H; RUSIECKI, J. A.; LYNCH, C.F. *et al.*, 2007, “Nitrate in public water supplies and the risk of renal cell carcinoma”. *Cancer causes control*, v.8, pp. 1141-1151.

WOLFE, J. E; LIND, O. T., 2010, “Phosphorus uptake and turnover by periphyton in the presence of suspended clays”, *Limnology*, v. 11, n. 1, pp. 31 - 37.

ZAGO, V. C. P., 2007, “A valoração econômica da água - uma reflexão sobre a legislação de gestão dos recursos hídricos do Mato Grosso do Sul”, *Rev. Internacional de Desenvolvimento Local*, v. 8, n. 1, pp. 27 – 32.