



DIAGNÓSTICO E MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA
EM TRECHO DO RIO PIABANHA/RJ

Thiago Pires de Paula

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
Outubro de 2011

DIAGNÓSTICO E MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA
EM TRECHO DO RIO PIABANHA/RJ

Thiago Pires de Paula

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:

Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph.D.

Prof. Marcos Von Sperling, Ph.D.

Prof. Jorge Henrique Alves Prodanoff, D.Sc.

Prof. José Otávio Goulart Pecly, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

OUTUBRO DE 2011

De Paula, Thiago Pires

Diagnóstico e Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Trecho do Rio Piabanha/RJ/Thiago Pires de Paula – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2011.

XI, 256 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2011.

Referências Bibliográficas: p. 224-230.

1. Bacia do rio Piabanha/RJ. 2. Qualidade de água – poluição. 3. Modelagem computacional de qualidade de água em rios. 4. OD. 5. DBO. 6. Coliformes Termotolerantes. 7. Nitrogênio. 8. Fósforo. I. Azevedo, José Paulo Soares de. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

AGRADECIMENTOS

A materialização de um trabalho científico, muitas vezes sob a forma fria e objetiva de um texto técnico, não permitem transparecer integralmente o empenho e a dedicação dos que batalharam pela sua concretização. Menos ainda, passam ao largo aqueles que de alguma forma deixaram importantes contribuições neste processo sem se darem conta da relevância de seus atos, dada a singela e tênue sinceridade de suas atitudes. A estas pessoas dirijo a mais sincera gratidão pelas variadas formas de participação que desempenharam nesta dissertação.

Ao meu orientador José Paulo Soares de Azevedo, tanto pela atenção e dedicação quanto pelas ferramentas e conhecimentos transmitidos ao longo das disciplinas cursadas no mestrado e ao longo da elaboração deste trabalho.

Aos biólogos Marco Antonio Ribeiro Pessoa, Leonardo Daemon e Silvia Egler e aos engenheiros Mauro Medeiros, Flavio José Lyra da Silva e Mariana Dias Villas Boas pelo apoio técnico e profissional que viabilizaram o desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores, guitarristas e amigos Fernando Luiz Bastos Ribeiros (Fernandão) e Eduardo de Moraes Rego Fairbairn (Dudu), pela amizade e orientação desde o princípio da minha vida acadêmica e científica junto à engenharia.

Aos meus pais, Antonio e Ligia e meu irmão Felipe que, apesar da distância que separa nossa família, sempre me forneceram o suporte e a estrutura necessários para que pudesse perseverar por uma trajetória profissional e pessoal de sucesso.

A Ingrid Seifert, minha carinhosa companheira pela compreensão, amizade e afeto irrestritos nas alegrias e percalços pelos quais passei ao longo da elaboração desta dissertação.

Aos amigos de banda Victor Artagão e Thomás Martinoia, pelo prazer da amizade e da música, ao amigo Ricardo Santos pela amizade sincera e duradoura, e ao colega de faculdade Rodrigo Cochrane Esteves, por seu brilhantismo, amizade, orientação e incentivos incondicionais ao longo de nossa graduação e mestrado.

Ao CNPq e à FAPERJ, cujos apoios financeiros garantiram minha dedicação integral ao mestrado.

Dedico este trabalho aos meus avôs

Antonio de Paula e José Vicente de Sanctis Pires (in memoriam)...

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

DIAGNÓSTICO E MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA
EM TRECHO DO RIO PIABANHA/RJ

Thiago Pires de Paula

Outubro/2011

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Programa: Engenharia Civil

Este trabalho objetiva diagnosticar e avaliar as condições atuais e futuras da qualidade da água da bacia do rio Piabanha/RJ, onde se tem verificado a existência de um processo contínuo de poluição das águas, sobretudo por lançamento de efluentes domésticos. A partir do levantamento e análise de dados e informações disponíveis, foi implementado um modelo matemático unidimensional em condições estacionárias no trecho do rio Piabanha entre as localidades de Petrópolis e Três Rios, para os parâmetros OD, DBO, coliformes, nitrogênio e fósforo. Os resultados indicaram que a maior parte do segmento simulado encontra-se fora dos padrões ambientais preconizados para a classe de enquadramento do rio em vazão de estiagem, principalmente por coliformes termotolerantes. As relações de causa e efeito entre os agentes poluidores e a concentração dos parâmetros foram investigadas a partir da simulação de cenários hipotéticos mostrando que a estratégia mais eficiente de melhoria ambiental deve envolver o controle dos lançamentos no contexto de toda a bacia, sobretudo nos tributários do rio Piabanha aos quais se atribui grande influência, e não somente junto às áreas urbanas mais populosas. Por fim, as informações reunidas neste estudo subsidiaram a elaboração de um conjunto de medidas com vistas à adequação da qualidade da água do rio Piabanha aos seus usos preponderantes.

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

ANALYSIS AND MATHEMATICAL MODELING OF THE WATER QUALITY IN
STRECH OF THE RIVER PIABANHA/RJ

Thiago Pires de Paula

October/2011

Advisor: José Paulo Soares de Azevedo

Department: Civil Engineering

This study aims to diagnose and assess current and future conditions of the water quality of the Piabanha/RJ river watershed, where it has been verified the existence of a continuous process of water pollution, mainly by domestic sewage release. From the survey and analysis of available data and information, it is implemented in the stretch between the towns of Petrópolis and Três Rios along the river Piabanha a one-dimensional mathematical model under stationary conditions, for the parameters DO, BOD, coliform, nitrogen and phosphorus. The results indicated that most of the segment is outside the recommended environmental standards for the water quality goals under drought flow conditions, especially for fecal coliform. The cause and effect relationships between pollutants and parameters concentration were investigated from the simulation of scenarios showing that the most effective strategy for environmental improvement should include control of releases in the context of the entire watershed, particularly in the tributaries of the river Piabanha to which is assigned great influence and not only along the most populated urban areas. Finally, the information gathered in this study supported the development of a set of measures aiming at the adequacy of the water quality of the river Piabanha and its predominant uses.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Apresentação.....	1
1.2	Justificativa.....	2
1.3	Objetivos.....	3
1.4	Estrutura da dissertação.....	4
2	CARACTERIZAÇÃO GERAL DA BACIA DO RIO PIABANHA.....	5
2.1	Localização.....	5
2.2	Sub-bacias.....	8
2.3	Fisiografia.....	11
2.3.1	Clima.....	11
2.3.2	Vegetação.....	12
2.3.3	Geomorfologia.....	15
2.3.4	Ocupação e Uso do Solo.....	17
2.4	Aspectos e Impactos Ambientais.....	21
2.4.1	Poluição hídrica.....	22
2.4.2	Lançamentos acidentais.....	29
2.4.3	Erosão.....	30
2.4.4	Cheias.....	32
2.4.5	Disposição de resíduos sólidos.....	34
3	CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO RIO PIABANHA.....	37
3.1	Índice de Qualidade de Água.....	38
3.2	Índice de Violação de Classe.....	45
4	DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS PARA MODELAGEM.....	53
4.1	Definição dos parâmetros de qualidade de água para modelagem.....	53
4.2	Definição do trecho para modelagem.....	54

4.2.1	Caracterização do trecho escolhido	55
5	REVISÃO DE MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	75
5.1	Definição dos objetivos da modelagem	75
5.2	Classificação de modelos.....	76
5.3	Seleção de modelos.....	78
5.4	O processo de modelagem	80
5.5	Histórico dos modelos de qualidade de água.....	83
5.6	Principais modelos computacionais de qualidade de água em rios	85
5.7	Modelagem de qualidade de água em rios.....	91
5.7.1	Modelo conceptual geral	91
5.7.2	Modelo matemático geral	92
6	MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIABANHA	101
6.1	Fenômeno de interesse.....	101
6.2	Modelo de OD e DBO	104
6.2.1	Modelo conceptual	104
6.2.2	Simplificações do modelo conceptual	107
6.2.3	Modelo matemático	108
6.3	Modelo de coliformes	117
6.3.1	Modelo conceptual	117
6.3.2	Modelo matemático	120
6.4	Modelo de nitrogênio.....	121
6.4.1	Modelo conceptual	121
6.4.2	Simplificações do modelo conceptual	126
6.4.3	Modelo matemático	126
6.5	Modelo de fósforo.....	131
6.5.1	Modelo conceptual	131
6.5.2	Simplificações do modelo conceptual	133

6.5.3	Modelo matemático	133
6.6	Modelo hidrodinâmico.....	135
6.6.1	Simplificações do modelo conceptual	136
6.6.2	Modelo matemático	137
6.7	Modelo numérico	142
6.8	Modelo computacional	143
6.8.1	Estrutura de planilha eletrônica	144
6.8.2	Estrutura de programa	149
6.9	Resumo das equações do modelo	151
7	RESULTADOS E DISCUSSÃO	152
7.1	Cenário atual (Q ₉₅).....	154
7.1.1	Modelo hidrodinâmico	157
7.1.2	Modelo de transporte.....	159
7.1.3	Análise de sensibilidade	184
7.1.4	Violação dos padrões ambientais	185
7.1.5	Análise de incerteza.....	186
7.2	Cenário médio de longo termo – validação (Q _{MLT}).....	199
7.2.1	Modelo hidrodinâmico	201
7.2.2	Modelo de transporte.....	201
7.2.3	Violação dos padrões ambientais	208
7.3	Cenário hipotético I: redução de 50% de cargas poluidoras (Q ₉₅).....	209
7.4	Cenário hipotético II: redução de coliformes (Q ₉₅)	211
7.5	Cenário hipotético III: exclusão de captações e lançamentos (Q ₉₅)	213
7.6	Cenário hipotético IV: redução de cargas poluidoras oriundas dos tributários (Q ₉₅)	215
8	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	217
8.1	Conclusões	217

8.2	Recomendações	220
8.2.1	Quanto à gestão dos recursos hídricos na bacia	220
8.2.2	Quanto à obtenção e divulgação de dados de campo	221
8.2.3	Quanto a novos estudos	222
9	REFERÊNCIAS	224
	APÊNDICES	231
A-I	Formulação do programa em FORTRAN	232
A-II	Resumo das equações do modelo	244
A-III	Dados de entrada da simulação de Monte Carlo	246
	ANEXOS	248
A-I	CNARH (2011) – Lançamentos na bacia do rio Piabanha	249
A-II	CNARH (2011) – Captações na bacia do rio Piabanha	252

1 INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais intensamente utilizados. Por ser fundamental para a existência e manutenção da vida, deve estar presente não só em quantidade, mas também em qualidade apropriada. O homem tem usado a água não só para suprir suas necessidades metabólicas, mas também para outros fins os quais impõem as mais variadas formas de consumo e degradação (BRAGA *et al.*, 2005).

Dentre as principais modalidades de degradação da qualidade da água pode-se citar a drenagem de poluentes de áreas urbanas e rurais, o lançamento de efluentes industriais e o lançamento de esgotos *in natura*, isto é, sem tratamento. O destino final dos poluentes gerados por estas atividades costumam ser na maioria das vezes os rios e que, conflituosamente, também constituem as principais fontes de abastecimento dos grandes centros urbanos.

Sobretudo nos países em desenvolvimento, onde há carência de recursos, a utilização da capacidade de assimilação da poluição por parte dos rios é amplamente difundida. Tal aspecto gera a necessidade de se conhecer o impacto resultante de todos os lançamentos, sejam eles pontuais ou difusos, para que não se atinjam condições ambientalmente inadequadas. Este conhecimento é de fundamental importância para subsidiar políticas, estudos de concepção de estações de tratamento de esgotos, processos de licenciamento ambiental e o planejamento do uso de recursos hídricos da bacia.

A medida dos impactos relacionados ao lançamento de poluentes em corpos de água naturais é dada em função de parâmetros de qualidade de água. Estes parâmetros constituem-se em uma grande variedade de substâncias cujas concentrações estão relacionadas à interação entre fatores naturais e antropogênicos e que, através de processos físicos, químicos e biológicos, alteram a quantidade destes constituintes. Desta forma, os efeitos resultantes de qualquer intervenção se apresentarão sob a forma de modificações nas concentrações de cada parâmetro de qualidade.

Neste contexto, os modelos matemáticos de qualidade da água tornam-se ferramentas úteis e extremamente eficientes na avaliação dos impactos do lançamento de cargas poluidoras bem como na análise de cenários de intervenção e medidas de controle ambiental (VON SPERLING, 2007). Por outro lado, a modelagem depende fortemente

da qualidade dos dados disponíveis bem como da correta interpretação de seus resultados e das suas limitações.

O espectro de modelos disponíveis é amplo. A conceituação e a interpretação matemática dos fenômenos modelados podem assumir formas e hipóteses diversas, de modo que os modelos podem variar largamente em complexidade e no número de parâmetros modelados. A escolha das características do modelo deve ser feita tendo em vista os objetivos e as variáveis relevantes em cada caso avaliado.

Particularmente de interesse para fins de planejamento e atendimento à legislação ambiental, os modelos de qualidade de água em regime permanente sob condições de estiagem são os mais usuais (VON SPERLING, 2007). Os parâmetros de qualidade usualmente avaliados nos casos de lançamento de efluentes industriais e domésticos abrangem principalmente o oxigênio dissolvido (OD), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), os coliformes termotolerantes além de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo.

A avaliação dos processos de depuração de poluentes e do atendimento à legislação ambiental através da utilização da modelagem matemática de qualidade de água em rios constitui o objeto principal desta dissertação. O estudo de caso abordado remonta ao rio Piabanha e à sua bacia de drenagem. Um diagnóstico detalhado da qualidade da água atual do rio Piabanha, a partir do levantamento dos dados de monitoramento existentes, e a investigação da influência dos agentes poluidores são também realizados no intuito de subsidiar as discussões propostas neste trabalho.

1.2 JUSTIFICATIVA

A bacia do rio Piabanha abrange um conjunto de municípios pertencentes à região serrana do estado do Rio de Janeiro, de elevada importância política e econômica. Dados de monitoramento de qualidade de água do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e o diagnóstico do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul (COPPE/UFRJ, 2006) mostram que os parâmetros fósforo e coliformes, relacionados à contaminação por esgotos principalmente, encontram-se acima dos limites aceitáveis para a classe de enquadramento deste rio. Ainda sim, não existe atualmente nenhum estudo específico e detalhado a respeito da qualidade da água desta bacia, a capacidade de depuração de seus rios e o real impacto causado pelos diversos agentes poluidores.

Paralelamente, em virtude de a degradação da qualidade da água de rios que banham áreas urbanizadas e rurais dependerem de diversas variáveis ambientais de difícil conjugação e previsibilidade, faz-se necessário o uso de ferramentas e modelos matemáticos para que se possa melhor avaliar os impactos de eventuais lançamentos de poluentes e assim auxiliar na gestão destes corpos d'águas.

A bacia do rio Piabanha é também bastante instrumentada sendo o objeto principal do projeto de pesquisa científica EIBEX – Estudos Integrados de Bacias Experimentais, com desenvolvimento no âmbito do MCT/FINEP/CT-HIDRO – Bacias Representativas 04/2005 (LOU, 2010). Este projeto, relativo à implantação e a estudos em bacias especialmente monitoradas com ênfase na região serrana do Rio de Janeiro, envolve diversas instituições e permite a geração de grande quantidade de dados e informações públicos, tornando viável a execução e a calibração dos modelos utilizados nesta dissertação.

1.3 OBJETIVOS

Esta dissertação tem por objetivo geral efetuar um diagnóstico da situação atual da qualidade da água do rio Piabanha bem como investigar a influência dos inúmeros agentes poluidores e o comportamento dos diversos parâmetros em face de alterações nas concentrações oriundas de medidas de melhoria ambiental através do uso de um modelo de qualidade de água suficientemente representativo.

Como objetivos específicos, pretende-se:

- Identificar os parâmetros de qualidade de água bem como o trecho mais relevante no contexto da bacia do rio Piabanha, tendo em vista a disponibilidade de dados de monitoramento e a importância dos impactos ambientais associados;
- Avaliar, através do desenvolvimento de um modelo de transporte unidimensional e em regime permanente, o comportamento destes parâmetros de interesse, a adequação aos limites de classe e a capacidade de autodepuração do rio Piabanha para condições desfavoráveis de diluição, como em vazões de estiagem;
- Avaliar a aderência do modelo desenvolvido aos dados de monitoramento disponíveis bem como a sua capacidade de representar a realidade do trecho de interesse.

A partir do cumprimento destes objetivos, pretende-se fornecer um conjunto de informações que sejam úteis para o gerenciamento e proteção da qualidade da água deste manancial, propondo-se diversas medidas que subsidiem o cumprimento de metas de enquadramento aos limites e padrões ambientais vigentes.

1.4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está organizada em oito capítulos, contando com este capítulo introdutório.

Os capítulos 2 e 3 fornecem, respectivamente, uma contextualização geral do rio Piabanha e um diagnóstico da qualidade de suas águas através do cálculo do índice de qualidade de água (IQA) e do índice de violação de classe. No capítulo 2 as principais características fisiográficas e impactos ambientais da bacia são identificados com base na literatura existente e em visitas de campo.

A partir do diagnóstico da qualidade da água e da caracterização geral da bacia, é realizada no capítulo 4 a seleção dos parâmetros e do trecho mais relevantes para a aplicação na modelagem. Os dados fluviométricos e de qualidade de água disponíveis são organizados e sucintamente analisados.

No capítulo 5 é realizada uma revisão dos princípios básicos e do processo completo de modelagem de qualidade de água, com ênfase na modelagem de rios.

Partindo dos conceitos gerais abordados no capítulo anterior, o capítulo 6 apresenta os modelos conceptual, matemático e numérico aplicados aos parâmetros de interesse modelados nesta dissertação, incluindo todas as hipóteses e simplificações pertinentes.

O capítulo 7 trás os resultados e comentários referentes à execução do modelo proposto no capítulo 6 para alguns cenários de interesse definidos em função dos objetivos desta dissertação. Os dados de entrada utilizados, a calibração e a análise de sensibilidade e de incerteza através da simulação de Monte Carlo também são abordados.

Finalmente, o capítulo 8 trás as conclusões pertinentes aos resultados do modelo e ao diagnóstico da qualidade da água do rio Piabanha. São também propostas algumas recomendações quanto à gestão dos recursos hídricos e a medidas de intervenção, bem como à modelagem e a campanhas de monitoramento.

2 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA BACIA DO RIO PIABANHA

A bacia do rio Piabanha é a unidade territorial escolhida para a análise da qualidade de água descrita nesta dissertação. Sua contextualização e caracterização objetivam identificar agentes e fatores ambientais relacionados à qualidade da água da região, bem como fornecer informações que fundamentem futuros trabalhos sobre a bacia. Esta caracterização é focada no curso d'água principal da bacia e nos seus principais tributários, em função da disponibilidade de dados e da sua importância estratégica para a gestão dos recursos hídricos.

O estudo da bacia do rio Piabanha tem sido realizado através de trabalhos de diversos órgãos gestores de recursos hídricos, dentre os quais se destaca o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, aprovado pelo CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia do Paraíba do Sul). Há também algumas teses e dissertações que abordam e contextualizam a bacia do rio Piabanha sob diferentes enfoques, com vistas à aplicação de modelos hidrológicos, estimativa de variáveis do ciclo hidrológico e avaliação de impactos ambientais e também estudos que visam subsidiar a elaboração do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Rio de Janeiro. Entretanto, todos estes trabalhos almejam ao objetivo comum de fornecer subsídios para aplicação dos instrumentos de gestão ambiental e de recursos hídricos na bacia, como a outorga e a cobrança pelo uso da água, e para garantir sua disponibilidade quali-quantitativa.

As informações apresentadas nas subseções seguintes foram obtidas do “Plano de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul”, disponível no *website* do CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul), e nos relatórios do projeto EIBEX. Outras fontes relevantes são os diagnósticos realizados por GONÇALVES (2008), LOU (2010) e KLING (2005) e pelo Zoneamento Ecológico Econômico do estado (2008). Informações do INEA (Instituto Estadual do Ambiente) e do CPRM (Serviço Geológico Brasileiro) a respeito de diversas variáveis ambientais também foram utilizadas.

2.1 LOCALIZAÇÃO

Segundo o contexto hidrológico nacional, a bacia do rio Paraíba do Sul e a sub-bacia do rio Piabanha estão inseridos dentro da região hidrográfica Atlântico Sudeste, de acordo

com a divisão hidrográfica nacional estabelecida pela resolução nº 32 de 15 de outubro de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (GONÇALVES, 2008).

A bacia do rio Paraíba do Sul possui área de drenagem de 55.500 km², compreendida entre os paralelos 20°26' e 23°00' e os meridianos 41°00' e 46°30' oeste de Greenwich. A bacia estende-se pelos estados de São Paulo (13.900 km²), do Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²) conforme mostrado esquematicamente na Figura 2.1. Esta bacia é limitada ao norte pelas bacias dos rios Grande e Doce e pelas serras da Mantiqueira, Caparaó e Santo Eduardo. A Nordeste, a bacia do rio Itabapoana estabelece o limite da bacia. Ao sul, o limite é formado pela Serra dos Órgãos e pelos trechos paulista e fluminense da Serra do Mar. A oeste, pela bacia do rio Tietê, da qual é separada por meio de diversas ramificações dos maciços da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira (COPPE/UFRJ, 2006).

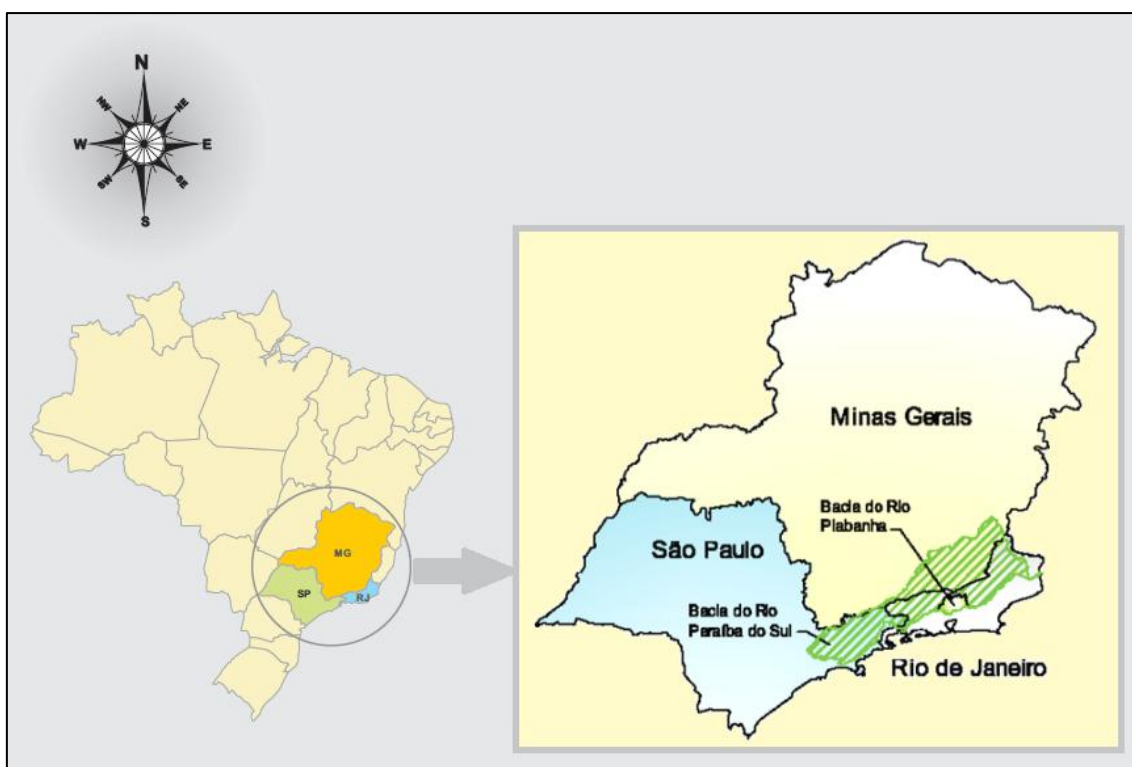


Figura 2.1 – Representação esquemática da localização da bacia do rio Paraíba do Sul e da sub-bacia do rio Piabanha (Fonte: COPPE/UFRJ, 2006).

A bacia do rio Piabanha localiza-se no reverso da Serra do Mar. Com área de drenagem de 2.065 km², é uma das menores sub-bacias do Paraíba do Sul e abrange sete municípios fluminenses – Areal, Petrópolis, Teresópolis, São José do Vale do Rio Preto, Paraíba do Sul, Paty do Alferes e Três Rios, onde vivem cerca de 625 mil pessoas.

O rio Piabanha, com cerca de 80 km de extensão, nasce na Serra do Mar a 1.546 metros de altitude na Pedra do Retiro em Petrópolis e drena em direção ao médio vale do rio Paraíba do Sul. O rio percorre Petrópolis, a maior cidade da Região Serrana com 306 mil habitantes, cuja população se concentra nas margens e estreitos vales ao longo do rio e seus primeiros afluentes. O rio Piabanha banha também os municípios de Areal, com 11 mil habitantes, e Três Rios, com população de 72 mil habitantes (COPPE/UFRJ, 2006 e IBGE, 2007).

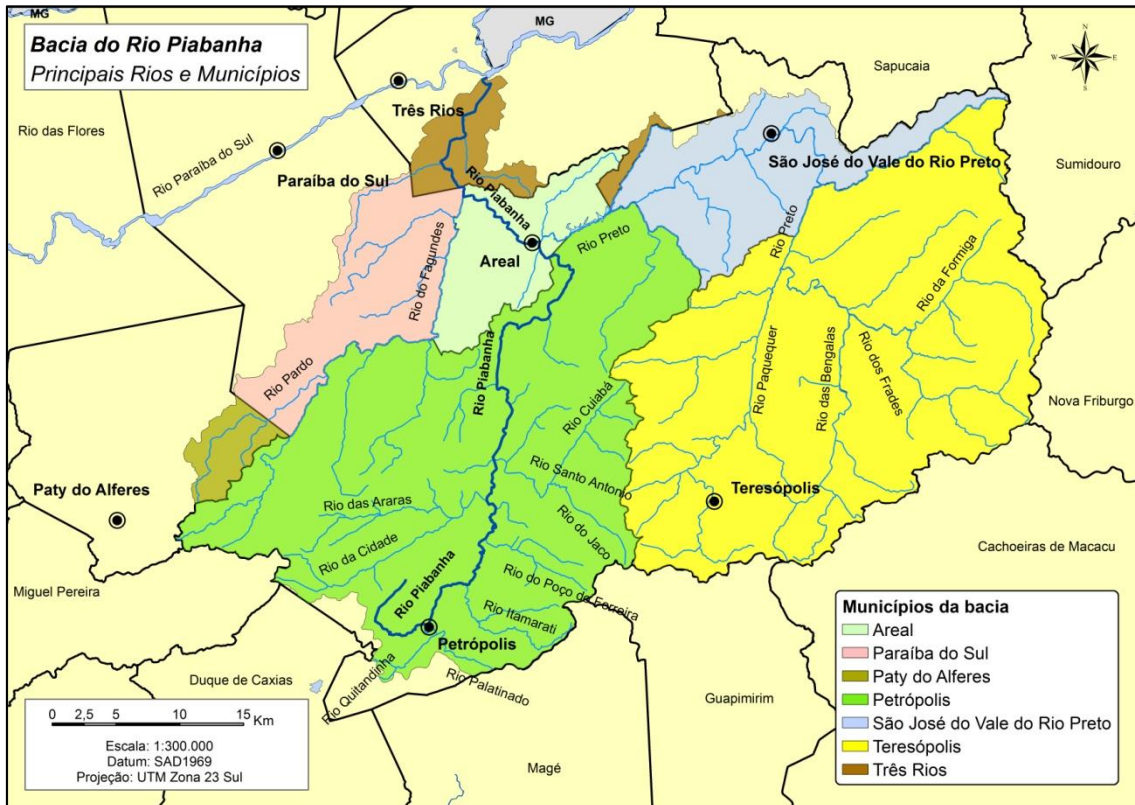


Figura 2.2 – Mapa político da bacia do rio Piabanha: principais tributários, municípios integrantes e municípios limítrofes (Fonte: elaborado com dados de COPPE/UFRJ, 2006).

Na margem direita do rio Piabanha, o rio Paquequer, de 75 km de curso, é o formador do maior afluente do Piabanha, o rio Preto, que nasce na Serra dos Órgãos e percorre a cidade de Teresópolis e São José do Vale do Rio Preto, com 150 mil e 19 mil habitantes, respectivamente (KLING, 2005 e IBGE, 2007).

2.2 SUB-BACIAS

As diferentes sub-regiões hidrográficas da bacia do rio Piabanha se distinguem quanto à extensão, forma de ocupação e disponibilidade hídrica. As principais sub-bacias do rio Piabanha são constituídas pelas bacias dos seguintes tributários, conforme mapa da Figura 2.3:

- Pela margem direita, os rios Preto, Quitandinha, Itamarati, Poço do Ferreira e Santo Antonio;
- Pela margem esquerda, os rios das Araras e do Fagundes.

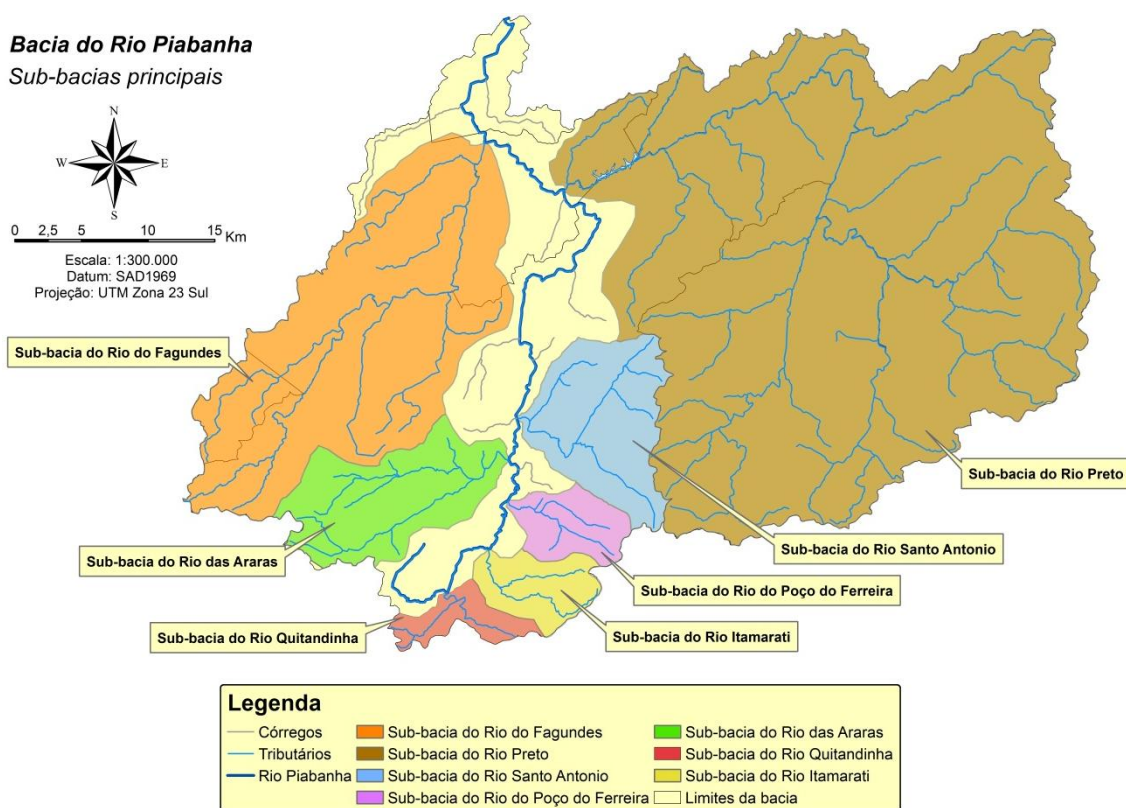


Figura 2.3 – Sub-bacias principais da bacia do rio Piabanha (Fonte: elaborado com dados de COPPE/UFRJ, 2006).

A bacia do rio Preto constitui a maior dentre as sub-bacias do rio Piabanha, abrangendo a totalidade do município de Teresópolis. Com uma área de drenagem de 1.053 km², o rio Preto apresenta vazões, no ponto de confluência com o rio Piabanha, da mesma ordem de grandeza das vazões do próprio Piabanha, especialmente no período de estiagem. Em função de sua grande área de drenagem, a sub-bacia do rio Preto sofre grande influência de áreas urbanas e atividades industriais diversas, o que reflete diretamente na qualidade de suas águas. Há também alguns aproveitamentos

hidrelétricos, como a UHE Morro Grande (20 MW), instalada no município de Areal que interfere fortemente no regime de vazões do rio Preto, por conta do represamento de suas águas (Figura 2.4).

Em segundo lugar em termos de área de drenagem, a sub-bacia do rio do Fagundes possui 364 km² de área. Assim como o rio Preto, o rio do Fagundes conflui com o rio Piabanha próximo de sua foz, no município de Três Rios. Suas vazões, semelhantemente as do rio Preto, são da mesma ordem de grandeza que as do Piabanha, o que atribui grande influência desta sub-bacia na qualidade da água do rio Piabanha. A ocupação da bacia do rio do Fagundes é predominantemente rural, com presença de pastagens e pequenos núcleos urbanos. Neste rio existe uma usina hidrelétrica, a poucos quilômetros de sua confluência com o rio Piabanha, denominada UHE Coronel Fagundes (6MW). Esta UHE é do tipo fio d'água e, apesar de dispensar o represamento das águas, ocasiona uma expressiva redução das vazões do rio do Fagundes (Figura 2.4).



Figura 2.4 – Represa da UHE Morro Grande no rio Preto em Areal (à esquerda) e barramento de desvio da UHE Coronel Fagundes no rio Fagundes em Paraíba do Sul (à direita) (Fonte: banco de imagens do Google Earth[®]).

As sub-bacias do rio do Poço do Ferreira, que conta com a contribuição do rio do Bonfim, e do rio Santo Antonio são fortemente caracterizadas pela ocupação rural (Figura 2.5). Cercados por pastagens e lavouras agrícolas, o rio do Poço do Ferreira drena uma área total de 39 km² ao passo que o rio Santo Antonio apresenta uma bacia de contribuição de 106 km². A confluência destes rios com o rio Piabanha se dá no seu curso médio, ainda no município de Petrópolis, próximo ao distrito de Itaipava.

A sub-bacia do rio das Araras, com 111 km² de área de drenagem, é constituída predominantemente por áreas de preservação da cobertura vegetal, como a Reserva

Biológica de Araras que abriga a nascente do rio das Araras (Figura 2.5). Por estar em uma bacia protegida e em função da sua área de drenagem, este rio contribui com vazões expressivas que influenciam positivamente na qualidade da água do rio Piabanha, no ponto de sua confluência em Petrópolis.



Figura 2.5 – Ocupação agrícola na bacia do rio do Poço do Ferreira (à esquerda) e mata preservada na bacia do rio das Araras (à direita) (Fonte: COPPE/UFRJ, 2010).

As sub-bacias dos rios Quitandinha e Itamarati, com 27 e 40 km², respectivamente, são bacias predominantemente urbanas. Estes rios, localizados no município de Petrópolis, drenam áreas de elevada ocupação populacional que contam com precária infraestrutura de saneamento.



Figura 2.6 – Densa ocupação urbana ao longo do rio Quitandinha (à esquerda) e vista superior da confluência do rio Itamarati com o rio Piabanha (à direita) (Fonte: banco de imagens do Google Earth®).

Como resultado, estas duas sub-bacias contribuem de maneira significativa, em termos de carga orgânica, para a deterioração da qualidade da água do rio Piabanha.

2.3 FISIOGRAFIA

2.3.1 CLIMA

A localização da bacia do rio Piabanha em região tropical e a proximidade da superfície oceânica não explicam por si só a elevada pluviosidade da região. A esses fatores, que criam pré-condições à alta pluviosidade, estão associados mecanismos dinâmicos de massas de ar polares, oceânicas, linhas de instabilidade e fatores estáticos orográficos proporcionados pela orientação SO/NE da Serra do Mar.

Esse posicionamento expõe a região ao fluxo meridional de ar frio, oriundo do polo sul sobre as águas quentes oceânicas, assegurando-lhe ainda maior frequência de invasão de frentes frias e de linhas de instabilidade tropical. A sua topografia bastante acidentada, que é proporcionada por rochas cristalinas do Escudo Brasileiro, aumenta a turbulência do ar pela ascendência orográfica, favorecendo as precipitações.

Estes fatores dinâmicos e estáticos determinam para a bacia o clima tropical de altitude úmido na região serrana, com altos índices pluviométricos e temperaturas médias a baixas. A região mais baixa, tanto pelo efeito adiabático como pela continentalidade, está condicionada a amplitudes térmicas distintas de inverno e verão de um clima sub-úmido.

Nas encostas íngremes, a pluviosidade média anual ultrapassa os 2.500 mm, como nas cidades de Petrópolis e Teresópolis. Nas vertentes mais íngremes e elevadas, acima dos 2.000 m, identificam-se formações rupestres e campos de altitude como nas proximidades dos campos do Sino e do Açu, onde podem ocorrer temperaturas negativas, inclusive com geada. Nas proximidades dos municípios de Areal e São José do Vale do Rio Preto, a média pluviométrica decresce abruptamente para 1.300 mm, com períodos secos e déficits hídricos bastante pronunciados. A distribuição pluviométrica total e a variação das temperaturas são condicionadas em boa parte pelo relevo acidentado.

Em relação à distribuição das precipitações ao longo do ano identifica-se claramente um período chuvoso de novembro a março. O mês mais seco é julho, sendo que as chuvas voltam a ocorrer no início do mês de agosto (LOU, 2010 e GONÇALVES, 2008).

2.3.2 VEGETAÇÃO

Dentre as grandes sub-bacias formadoras do rio Paraíba do Sul, a bacia do rio Piabanha é a que apresenta a maior cobertura florestal, estimada em mais de 20% de suas terras. Destaca-se também que a bacia do rio Paquequer, sub-bacia do Piabanha, apresenta o maior percentual de cobertura florestal (46%) entre todas as sub-bacias individualizadas do Paraíba do Sul (COPPE/UFRJ, 2006). Este aspecto é evidenciado pela existência de inúmeras unidades de conservação dentro da bacia, tanto de uso sustentável quanto de proteção integral, conforme mostrado na Tabela 2.1 e na Figura 2.7, mostradas a seguir.

Tabela 2.1 – Unidades de conservação existentes nos municípios pertencentes à bacia do rio Piabanha (Fonte: COPPE/UFRJ, 2006, KLING, 2005).

Nome	Instrumento Jurídico	Área (ha)	Município (RJ)
Unidades de Conservação de Uso Sustentável			
Áreas de Proteção Ambiental (A.P.A.)			
A.P.A. Floresta do Jacarandá	Decreto 8.280 de 23/07/1985	2.700	Teresópolis
A.P.A. Rio dos Frades	Decreto 1.199 de 31/05/1988	7500	Teresópolis
A.P.A. de Petrópolis	Decreto 87.561 de 13/09/1982	59.049	Petrópolis, Duque de Caxias, Magé
Unidades de Conservação de Proteção Integral			
Parques Nacionais			
Parque Nacional da Serra dos Órgãos	Decreto 1.822 de 10/11/1939	11.800	Petrópolis, Teresópolis, Magé
Reservas Biológicas			
Reserva Biológica de Araras	Resolução da SEAAP, de 22/06/1970	-	Petrópolis
Reserva Biológica do Tinguá	Decreto 97.780, de 23/05/1989	26.000	Petrópolis, Nova Iguaçu, Miguel Pereira, Duque de Caxias
Reservas da Biosfera			
Reserva da Biosfera	UNESCO, 10/10/1992	-	Remanescentes de Mata Atlântica, o “corredor de florestas” da Serra do Mar

Observando o mapa da Figura 2.7 é possível constatar que o município de Petrópolis apresenta o maior percentual relativo de território protegido, abrigando integralmente uma Reserva Biológica, uma Área de Proteção Ambiental e parte de um Parque Nacional. Este aspecto é bastante positivo no sentido de proteção das nascentes do rio Piabanha e de alguns afluentes, que se encontram dentro deste município e em área

protegida. Já Teresópolis destaca-se pelo segundo maior percentual de área protegida na bacia, enquanto que os outros municípios não possuem nenhum percentual de terras preservadas em seus territórios, evidenciando grande heterogeneidade espacial no que diz respeito à cobertura florestal conservada na bacia.

Bacia do Rio Piabanha
Unidades de Conservação

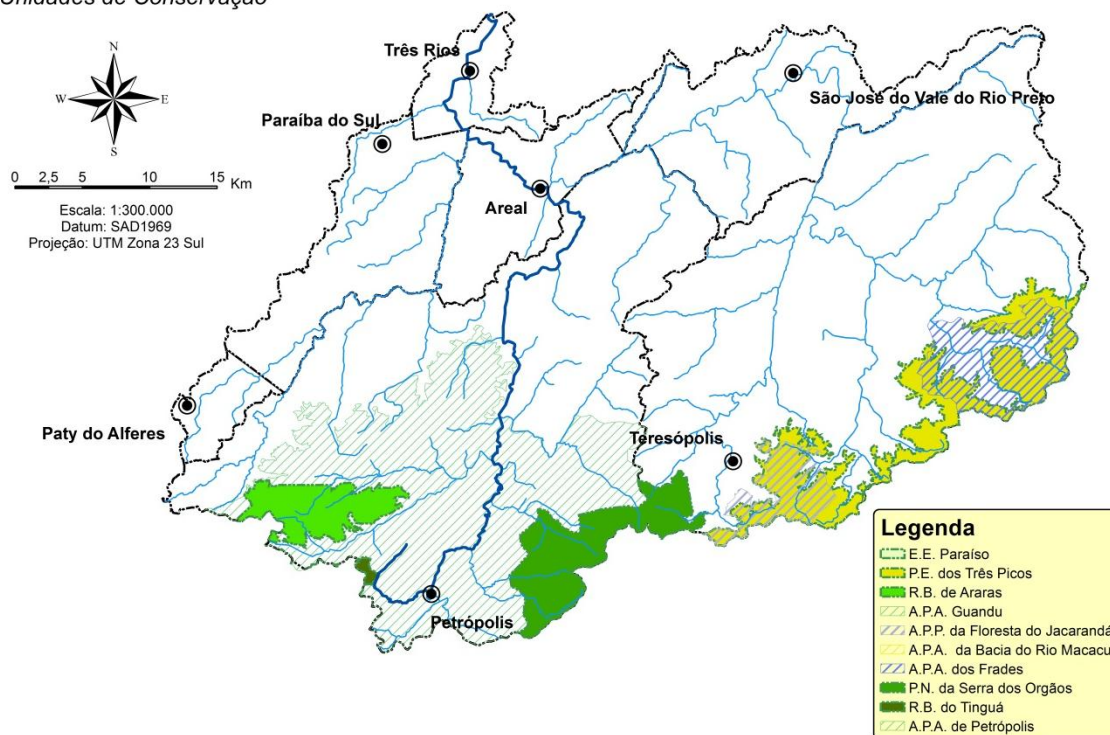


Figura 2.7 – Unidades de conservação existentes na bacia do rio Piabanha ¹ (Fonte: elaborado com dados de KLING, 2005 e COPPE/UFRJ, 2006)

A bacia do rio Piabanha está inserida no bioma Mata Atlântica cuja peculiar vegetação formada por montanhas, vales, rios e variadas espécies de fauna e flora, acumulam diferentes formas de degradação ambiental oriundas do modelo de desenvolvimento urbano e rural historicamente adotado. O comprometimento causado pelo desmatamento promove constantes mudanças na paisagem, alterando a biodiversidade (KLING, 2005).

Apesar de a bacia do rio Piabanha apresentar grande cobertura vegetal, há grande percentual (13,1%) de áreas com alta vulnerabilidade à erosão e perda de solos, em função das suas características fisiográficas e de ocupação do solo, como se verá adiante.

¹ E.E. – Estação Ecológica; P.E. – Parque Estadual; R.B. – Reserva Biológica; A.P.A. – Área de Proteção Ambiental; P.N. – Parque Nacional; A.P.P. – Área de Preservação Permanente.

Tabela 2.2 – Cobertura florestal e vulnerabilidade à erosão percentuais para a bacia do Paraíba do Sul e sub-bacia do rio Piabanha (Fonte: COPPE/UFRJ, 2006).

SUB-BACIA/BACIA	Área total (ha)	Florestas		Vulnerabilidade à erosão			
		Área (ha)	%	Muito alta	%	Alta	%
Sub-bacia do rio Piabanha	204.468	59.388	29,0	6.620	3,2	26.684	13,1
Bacia do rio Paraíba do Sul	5.547.448	603.536	10,9	242.364	4,6	810.468	15,2

Em relação à tipologia florestal, a Tabela 2.3, adaptada de KLING (2005), mostra os tipos de vegetação predominantes nos municípios pertencentes à bacia.

Tabela 2.3 – Cobertura vegetal e uso do solo (ha) na área total dos municípios que integram a bacia do rio Piabanha obtidos por sensoriamento remoto (Fonte: KLING, 2005).

Município	Floresta ombrófila	Floresta estacional	Vegetação secundária	Campo / pastagem	Área agrícola	Reflorestamento	Área urbana	Outros
Areal	112	-	5.576	5.220	-	-	58	184
Paraíba do Sul	-	800	19.924	33.684	152	-	36	3.388
Paty do Alferes	1.284	40	9.944	17.596	24	2.600	104	256
Petrópolis	23.564	-	17.692	11.812	-	72	3.732	16.948
São José do Rio Preto	5.084	-	7.552	8.780	-	-	68	2.500
Teresópolis	30.180	-	34.424	8.788	1.336	-	1.832	2.408
Três Rios	20	-	8.500	21.932	16	-	892	972
Total dos municípios	60.244	840	103.612	107.812	1.528	2.672	6.722	26.656
Percentual (%)	19,4	0,3	33,4	34,8	0,5	0,9	2,2	8,6

A floresta ombrófila a que se refere a tabela é formada por vegetação de porte arbóreo, entre 15 m e 30 m de altura, ocorrendo lianas e epífitas em abundância, desenvolve-se em ambiente tropical de elevada temperatura, média de 25°C, e alta precipitação ao longo do ano. Essa formação florestal “sempre-verde” é encontrada nas regiões mais próximas a Serra do Mar, sujeitas ao grande teor de umidade da costa atlântica.

A floresta estacional apresenta vegetação de porte arbóreo sujeita à dupla estacionalidade climática: tropical chuvosa no verão seguida por estiagens acentuadas. Nesse tipo de vegetação, o percentual de árvores caducifólias (que perdem as folhas no período seco) no conjunto florestal situa-se entre 20% e 50% durante a época seca. Essa classe de floresta tem ocorrência natural nas regiões mais próximas à Serra da Mantiqueira, onde o clima é mais seco.

A vegetação secundária, também conhecida por capoeira, compreende as áreas de floresta ombrófila ou estacional alteradas/degradadas que se encontram em processo de regeneração secundária, em diferentes estágios de sucessão, predominando o porte arbóreo.

As áreas de pastagens constituem regiões onde a vegetação natural primitiva foi substituída pela criação de gado leiteiro. Estas áreas são constituídas de cobertura graminóide rala, com ocorrência de processos erosivos acentuados decorrentes de práticas de manejo inadequadas, como queimadas e sobrepastejo. Em geral, estas pastagens se encontram abandonadas ou subaproveitadas para a pecuária devido ao seu avançado estágio de degradação, principalmente onde o relevo é mais acidentado.

O reflorestamento constitui áreas destinadas a plantios arbóreos homogêneos, com predomínio de espécies do gênero *Eucalyptus* e, em menor extensão, de *Pinus*.

Por fim, as áreas agrícolas compreendem aquelas utilizadas para cultivo temporário e permanente, passíveis de identificação através do sensoriamento remoto.

As áreas urbanas mais expressivas correspondem aos municípios de Petrópolis e Teresópolis, que são importantes polos da Região Serrana do estado. Estas áreas incluem, além dos centros urbanos, edificações industriais, comerciais e mistas (KLING, 2005).

2.3.3 GEOMORFOLOGIA

A bacia apresenta relevo montanhoso e muito acidentado de modo geral no curso médio e superior, com afloramentos rochosos e altitudes que ultrapassam os 2.000 m. O Domínio Montanhoso ocupa cerca de 50% da bacia (Gráfico 2.1), em todas as suas porções, enquanto o domínio de Pães de Açúcar e Morros Elevados ocupa mais 17,8% da área, na porção leste, totalizando mais de 67% de áreas montanhosas.

Classes Geomorfológicas - Bacia do rio Piabanha

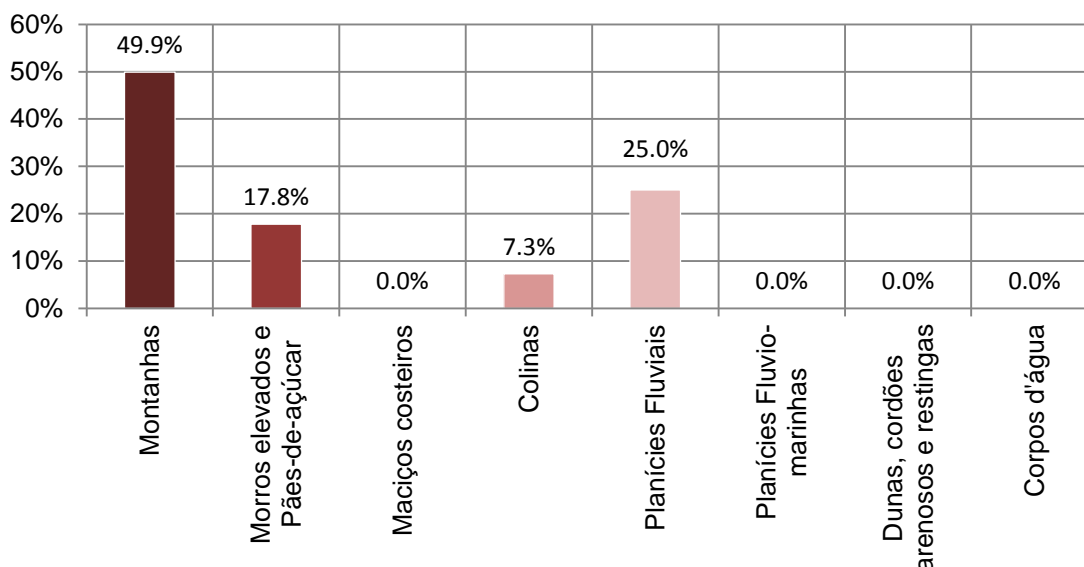


Gráfico 2.1 – Classes Geomorfológicas da bacia rio Piabanha (Fonte: ZEERJ, 2008).

Outros domínios significativos são o de Planícies Fluviais, que ocupa $\frac{1}{4}$ da área da bacia e o de áreas de colinas (7,3%) que domina a porção baixa da bacia, no extremo noroeste (ZEERJ, 2008).

As fortes restrições à ocupação dadas pelo relevo são a principal razão do nível relativamente alto de cobertura florestal natural da bacia do Piabanha (mais de 30%), se comparado com a média das sub-bacias do Paraíba do Sul (11%). Apesar da expressiva cobertura florestal, as condições de relevo e solos e a elevada pluviosidade resultam em alta vulnerabilidade à erosão na maior parte da bacia do Piabanha. Os intensos processos erosivos da sub-bacia do rio Preto se refletem no assoreamento da represa Morro Grande (Figura 2.4). Estudos realizados há 10 anos pelo DRM-RJ indicavam que o reservatório (na época com cerca de 40 anos de existência) já havia perdido mais de 50% de sua capacidade de armazenamento (GONÇALVES, 2008).

Geomorfologicamente a região está situada na Unidade Serra dos Órgãos (RADAMBRASIL, 1983). O reverso deste conjunto topográfico é definido por seu aspecto morfoestrutural, caracterizado por lineações de vales estruturais de cristas serranas, maciços graníticos, morros com desníveis altimétricos acentuados e alvéolos intermontanos. Estes reversos, pela sua localização, extensão e posição geográfica, apresentam formas de uso e ocupação inadequadas que incluem desmatamentos e o

desenvolvimento de atividades agropecuárias e urbanas em núcleos intermontanos, expandindo-se às vertentes íngremes. A região tem expressiva amplitude topográfica, vertentes predominantemente retilíneas a côncavas e escarpadas com topos e cristas.

O ambiente de Formação Montana se estende sobre litologia pré-cambriana, em formação de solos da ordem dos Latossolos, solos Podzólicos, Cambissolos e subordinadamente Litossolos com afloramentos rochosos nas vertentes mais íngremes, normalmente ocupando locais de difícil acesso, quase sempre constituindo áreas de preservação ambiental (GONÇALVES, 2008, LOU, 2010).

De acordo com BRAGA *et al.* (2005), os Latossolos e os solos Podzólicos são solos maduros, de grande espessura, cuja formação está ligada a ambientes de intenso intemperismo químico e relevos suaves. Estes possuem menor vulnerabilidade à erosão do que Cambissolos e Litossolos, que se desenvolvem sobre terrenos inclinados, junto a afloramentos rochosos e apresentam pequena espessura. Estes últimos explicam a existência de um percentual elevado de áreas vulneráveis à erosão na bacia do Piabanha, já que boa parte de sua área abrange terrenos montanhosos e acidentados.

2.3.4 OCUPAÇÃO E USO DO SOLO

Há diversos estudos que investigam a bacia do rio Piabanha quanto à ocupação e uso do solo, destacando-se os de KLING (2005), GONÇALVES (2008), o relatório do projeto EIBEX (Estudos Integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro) (COPPE, 2010) e a Análise e Qualificação Sócio Ambiental do Estado do Rio de Janeiro, que serviu de subsídio à elaboração do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Rio de Janeiro (ZEERJ, 2008). O mapa de uso e ocupação do solo, mostrado a seguir, foi elaborado a partir da base dados do projeto EIBEX (COPPE, 2010) de modo a ilustrar a análise quantitativa que se segue.

Bacia do Rio Piabanha
Uso e ocupação do solo

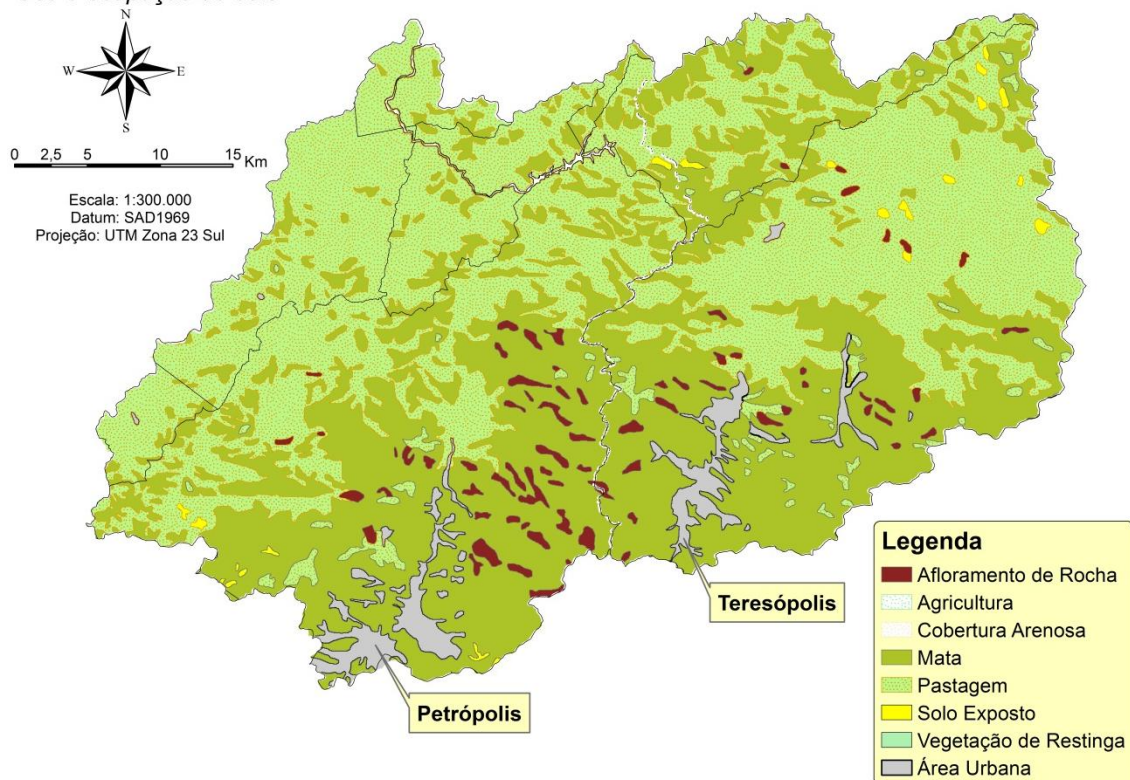


Figura 2.8 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Piabanha elaborado a partir da base de dados do projeto EIBEX. Escala do levantamento – 1:250.000 (Fonte: adaptado de COPPE, 2010).

Divulgado em 2008, o diagnóstico do uso do solo e cobertura vegetal realizado no Zoneamento Ecológico Econômico do estado partiu da interpretação e classificação de imagens LANDSAT referentes ao mês de agosto de 2007, obtidas em um intervalo máximo de 25 dias. A classificação supervisionada baseou-se nas seguintes classes de uso, que diferem um pouco daquelas apresentadas na figura acima:

- Vegetação Secundária Inicial;
- Agropasto + Vegetação Secundária Inicial
- Formações Herbáceas (Pastagens + Várzeas + Enclaves de Savanas Gramíneo-Lenhosas);
- Áreas Urbanas;
- Outras Áreas Antrópicas Indiscriminadas.

De acordo com os resultados obtidos no ZEERJ pode-se inferir que as formações florestais ocupam 43,8% da área da bacia (Gráfico 2.2) o que também pode ser

constatado no mapa da Figura 2.8 (classe de uso “mata”). Estas formações se concentram no alto das serras, na porção sul da bacia, no reverso da serra do Mar. Há ainda muitos fragmentos de menor porte na porção central, mesmo em áreas com grande urbanização. Observe que este percentual de cobertura florestal difere daquele apresentado na Tabela 2.3 em função da definição das classes de uso e da data dos estudos citados diferirem entre si.

Também na porção central, mas, sobretudo na porção sudoeste da bacia, situa-se grande parte das formações herbáceas, que recobrem mais de 27,5% da área total da bacia. Agropastos e vegetação secundária é outra formação importante (13,4%) novamente associada aos pastos e às áreas de floresta. As áreas agrícolas são bastante representativas, ocupando 12,4% da área total, localizados em diversas sub-bacias, como as dos rios Bonfim (afluente do rio do Poço do Ferreira) e Jacó (afluente do rio Santo Antonio), conforme exposto no item 2.2. Há ainda uma área urbana significativa (2,1%), que corresponde aos municípios de Petrópolis e Teresópolis.

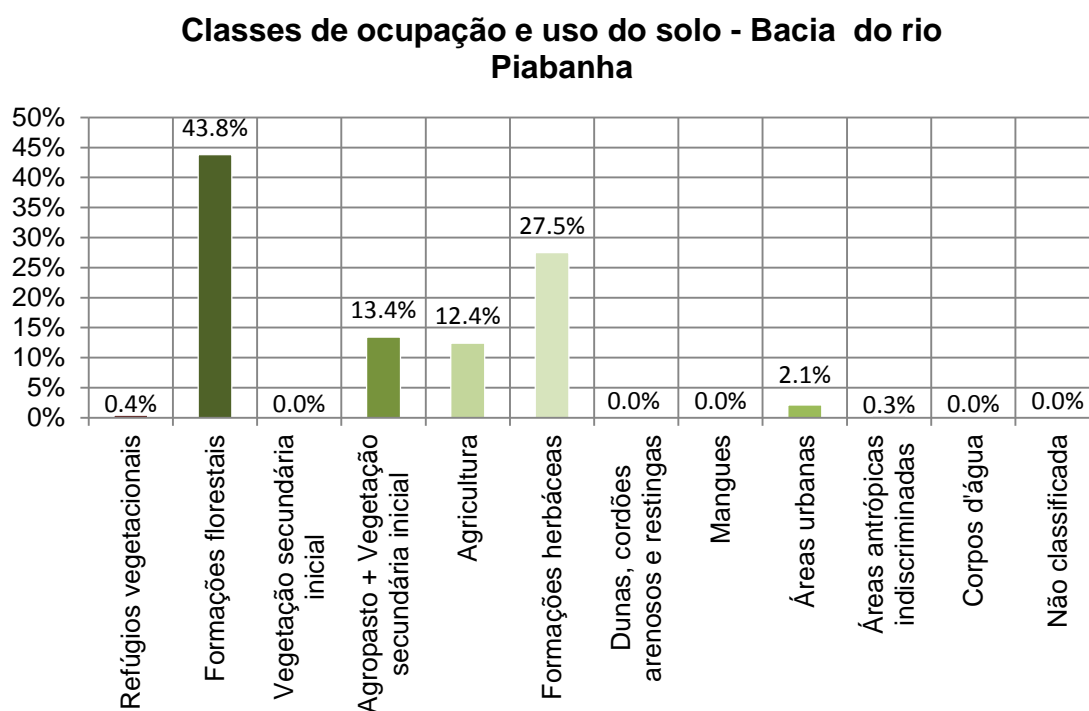


Gráfico 2.2 – Classes de ocupação e uso do solo da bacia rio Piabanha (Fonte: ZEERJ, 2008).

O Gráfico 2.3 mostrado a seguir relaciona as classes geomorfológicas com as classes de uso do solo.

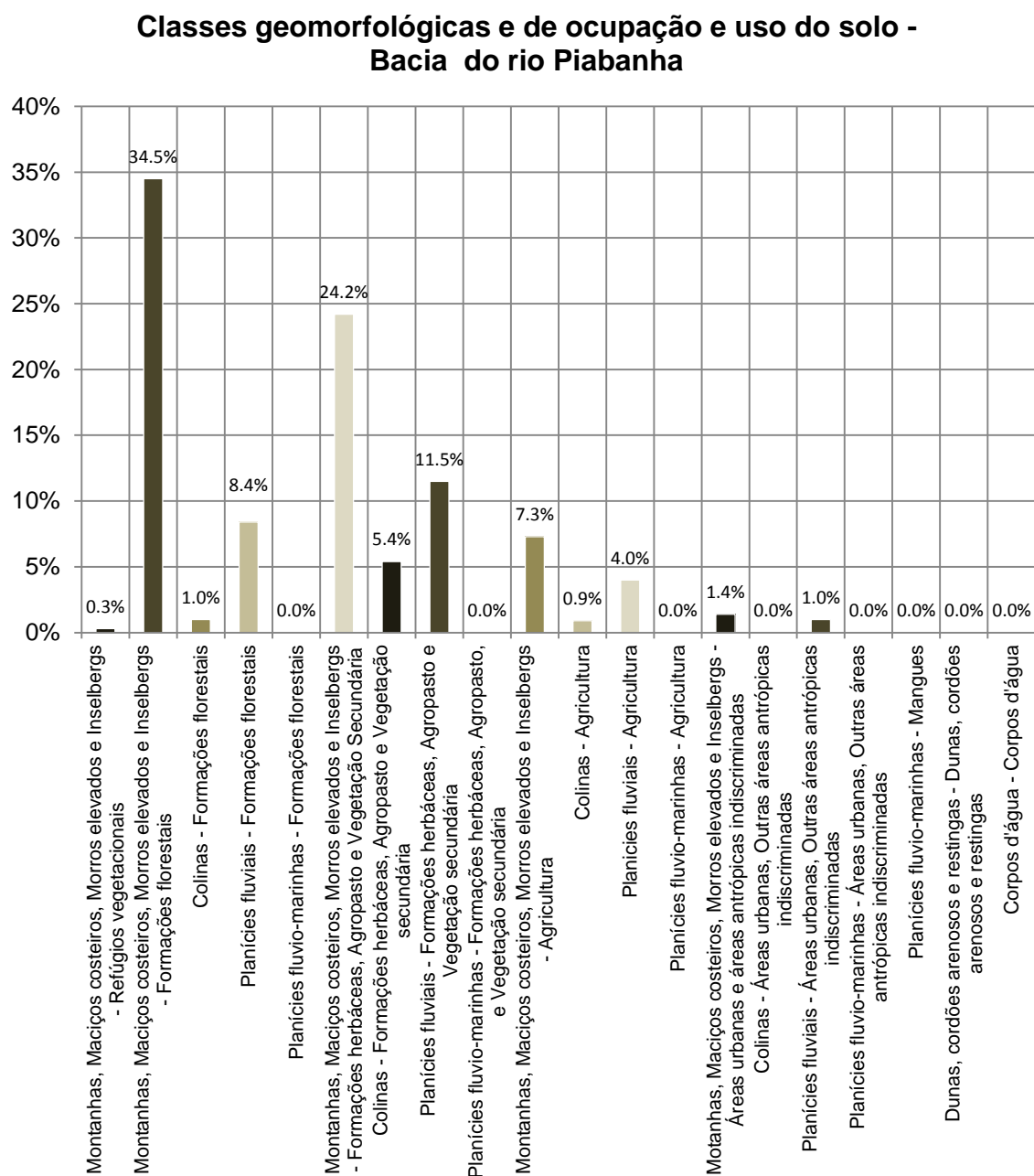


Gráfico 2.3 – Relação entre classes geomorfológicas e de ocupação e uso do solo (Fonte: ZEERJ, 2008).

Observa-se a concentração de formações florestais nas áreas montanhosas (34,5%), sendo estas pouco significativas nos demais compartimentos geomorfológicos. Mesmo nas Planícies Fluviais onde há uma proporção grande de florestas (8,4%), estas estão localizadas nas áreas altas do relevo. Também nas áreas montanhosas se encontram grande parte dos agropastos e vegetação secundária, associados ao grande número de

fragmentos das porções central e norte da bacia, formando um mosaico bastante complexo. As formações herbáceas são significativas também nas áreas de colinas (esta combinação recobre mais de 5% da área total da bacia) e, principalmente, nas planícies fluviais (11,5% do total da bacia).

Um aspecto importante revelado no Gráfico 2.3 é que as classes de uso “áreas urbanas” e “áreas antrópicas indiscriminadas”, que correspondem aos centros urbanos, se concentram integralmente em dois domínios morfológicos distintos: montanhas, maciços e morros (1,4%); e planícies fluviais (1,0%). O mesmo ocorre com o uso agrícola, que ocupa áreas montanhosas (7,3%) e planícies fluviais (4%). Isto denota que praticamente toda a população urbana da bacia bem como todas as atividades agrícolas ocupam áreas desfavoráveis, que são os topos de morros, altamente instáveis e sujeitos a movimentos de massa e erosão, e as planícies de inundação dos rios, altamente vulneráveis a cheias. As consequências de tal aspecto se materializam em perdas e impactos ambientais recorrentes, que são objeto de discussão dos próximos parágrafos.

2.4 ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS

A bacia do rio Paraíba do Sul é conhecida pelo elevado contingente populacional e importância econômica de sua indústria. O grande desenvolvimento da região, entretanto, é motivo de problemas em relação à disponibilidade e qualidade de água. Isso ocorre porque, ao mesmo tempo em que apresenta uma das maiores demandas hídricas do país, a bacia também possui uma das menores disponibilidades relativas (LOU, 2010).

Com a sub-bacia do rio Piabanha ocorre situação semelhante. A bacia abriga além de um elevado contingente populacional, muitas atividades industriais, agropecuárias, de serviços e comerciais. Sua ocupação remonta ao período colonial do início do século XIX. Os principais núcleos urbanos, Petrópolis e Teresópolis (que, juntos têm mais de 350.000 habitantes) instalaram-se em regiões intermontanas, em fundo de vales nos exíguos terraços fluviais, por vezes atingindo as encostas íngremes expandindo-se pelos vales dos rios Piabanha e Preto, respectivamente. A proximidade com o Rio de Janeiro induziu a um crescimento urbano acentuado e inadequado para as condições ambientais da bacia, acarretando nas mais variadas formas de degradação ambiental.

Apresenta-se, a seguir, uma breve descrição dos principais aspectos e impactos ambientais que vêm sendo observados na bacia do rio Piabanha e em boa parte na bacia do rio Paraíba do Sul.

2.4.1 POLUIÇÃO HÍDRICA

VON SPERLING (2005) define duas formas de poluição hídrica: a poluição pontual, onde os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço, como a descarga de um emissário de efluentes domésticos ou industriais em um rio; e a poluição difusa, quando os poluentes adentram o corpo d'água distribuídos ao longo de sua extensão, como é o caso da poluição oriunda da drenagem pluvial de áreas urbanas e rurais.

Grande atenção à poluição difusa tem sido dada em países desenvolvidos, onde os problemas relacionados à poluição pontual já foram bem equacionados. Entretanto, no Brasil, e em particular na bacia do Piabanha, há muito a ser feito em termos de poluição pontual oriunda de cidades e indústrias.

A “Análise e Qualificação Sócio-ambiental do Estado do Rio de Janeiro”, para o seu Zoneamento Ecológico Econômico, mostra que além do despejo de esgotos domésticos *in natura*, os outros aspectos determinantes da deterioração das águas são: (a) a ocupação desordenada da faixa marginal, provocando enchentes e deslizamentos, (b) despejos industriais oriundo de indústrias de bebidas, de produtos alimentícios, têxtil, de movelaria, de equipamentos de uso industrial e de confecções (estas últimas somam mais de 300, só em Petrópolis) e (c) desmatamentos e queimadas, que também desempenham papel relevante neste quesito (ZEERJ, 2008).

GONÇALVES (2008) relata também que lançamentos de efluentes de origem não urbana como de criadouros de animais (currais e pocilgas) e a erosão das margens são aspectos que também comprometem a qualidade das águas utilizadas para a irrigação das culturas e abastecimento doméstico.

Em visita a bacia, realizada em junho de 2011, pôde-se comprovar a existência de alguns destes fatores causadores da degradação, especificamente, nas águas do rio Piabanha. As imagens seguintes foram registradas nesta ocasião.



Figura 2.9 – Vista para jusante do rio Piabanha em Pedro do Rio (Petrópolis) à esquerda e detalhe de lançamento de efluentes residenciais *in natura* na mesma localidade à direita (Fonte: foto pessoal de 09 de junho de 2011)

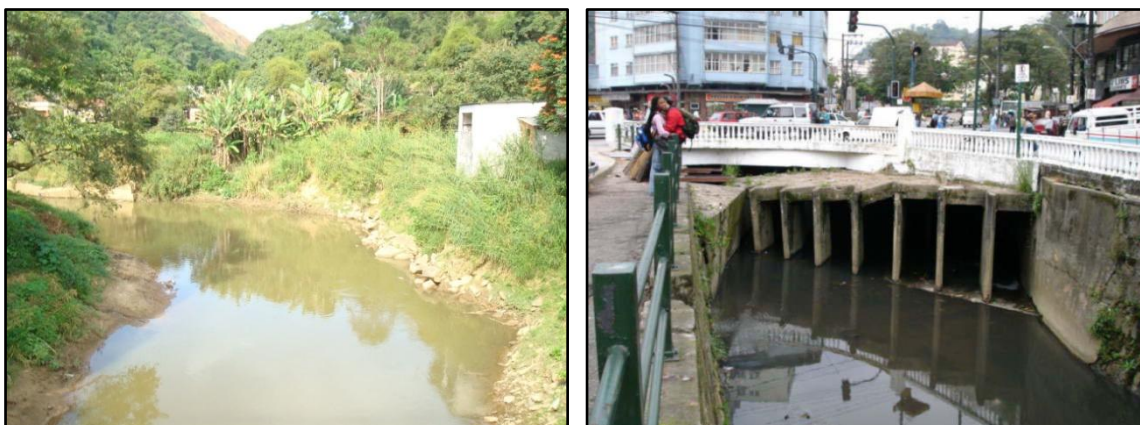


Figura 2.10 – Vista para montante do rio Piabanha em Pedro do Rio (Petrópolis) à esquerda e péssimo aspecto da água do rio Piabanha no centro de Petrópolis à direita (Fonte: foto pessoal de 09 de junho de 2011 e COPPE, 2010).

Foi constatada a ocupação da calha maior do rio (faixa marginal) em vários trechos por residências e estabelecimentos comerciais de pequeno porte, além do lançamento de efluentes *in natura* de origem diversa (Figura 2.9), a erosão das margens e a densa ocupação urbana (Figura 2.11) no centro de Petrópolis. Também pôde ser constatado que muitos sólidos são periodicamente lançados no rio, em virtude da abundante presença de pneus, resíduos plásticos e metálicos no leito. A aparência turva das águas em muitos trechos evidencia um processo erosivo avançado, em função do desmate e ocupação das margens do rio e a aparência cinza escura (Figura 2.10) no trecho de rio mais urbano é típica do lançamento recente de esgotos domésticos. Associada aos baixos níveis d'água observados em diversas seções, especialmente próximo ao centro urbano de Petrópolis, torna-se forte a suspeita de que as vazões existentes à época da

visita, junto ao período de estiagem, são insuficientes para manutenção do equilíbrio das comunidades aquáticas bem como de condições adequadas aos usos preponderantes.

A seguir, detalham-se alguns aspectos que apontam possíveis causas para estes problemas.

2.4.1.1 Poluição pontual

A bacia do Piabanha é a que possui o maior número de indústrias dentre as sub-bacias do trecho fluminense do Paraíba do Sul, contando atualmente com 57 indústrias de mais de 50 empregados e que respondem por 95% da carga de DBO outorgada anualmente para os rios da bacia. De acordo com o “Plano de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul”, estas indústrias são responsáveis pela introdução de uma carga de 1,4 t DBO/dia em toda a bacia do Piabanha.

Além da matéria orgânica biodegradável, há, em alguns trechos do Piabanha, indicativos de lançamentos de poluentes industriais importantes como fenóis, cianetos, sulfetos, alumínio, zinco, cromo, cobre, chumbo, cádmio, mercúrio e solventes orgânicos.

As principais tipologias industriais no âmbito da bacia são as indústrias de bebidas, produtos alimentícios, têxtil, movelaria, equipamentos de uso industrial e confecções. Só em Petrópolis existem 301 confecções. A captação de água mineral é importante em Teresópolis e Petrópolis e a extração mineral apresenta alto valor líquido (ZEERJ, 2008).

Os mapas seguintes, elaborados com informações do CNARH (Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos), instrumento de gestão da ANA (Agência Nacional de Águas) e anualmente divulgado pelo CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul), mostram os principais usuários da bacia do rio Piabanha. O cadastro divulgado para o ano de 2011 contabiliza 166 usuários de captação e 60 usuários de lançamento que, juntos, captam² 31 milhões de m³/ano de água e lançam³ 564 toneladas de DBO/ano. O lançamento de outros poluentes como fósforo, nitrogênio, coliformes, metais etc. não é informado no cadastro.

² As captações incluem poços rasos e profundos, barragens, lagos, lagoas, cursos d'água e nascentes; valores declarados no cadastro pelos próprios usuários;

³ Valores declarados no cadastro pelos próprios usuários.

Bacia do Rio Piabanha
 Usuários de Rec. Hídricos
 Lançamentos (CNARH, 2011)

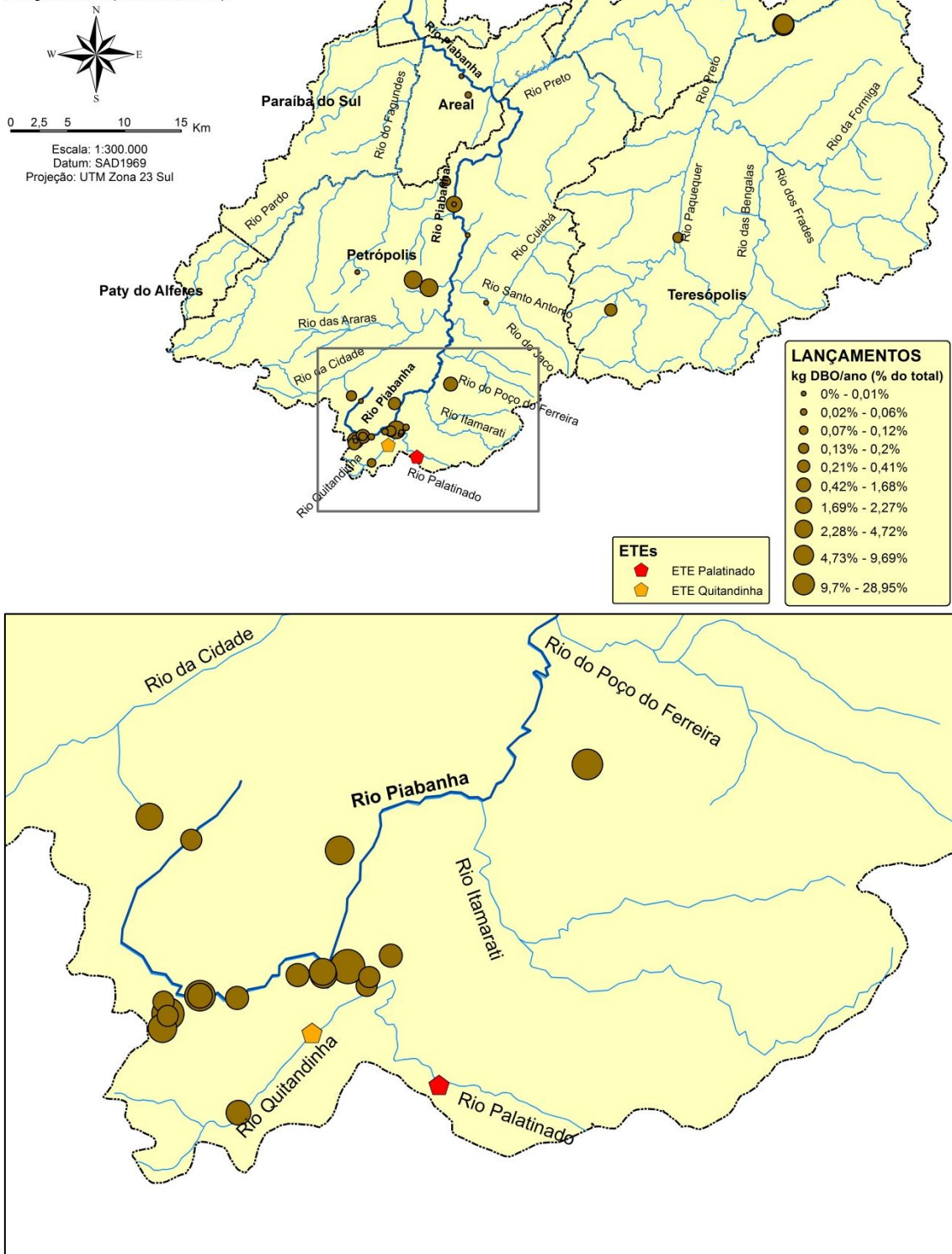


Figura 2.11 – Usuários de lançamento na bacia do rio Piabanha cadastrados no CNARH incluindo estações de tratamento de esgotos. A simbologia dos lançamentos, no mapa de cima, é relativa à participação sobre o total lançado na bacia (Fonte: elaborado com dados do CEIVAP e Águas do Imperador S/A).

Bacia do Rio Piabanha
 Usuários de Rec. Hídricos
 Captações (CNARH, 2011)

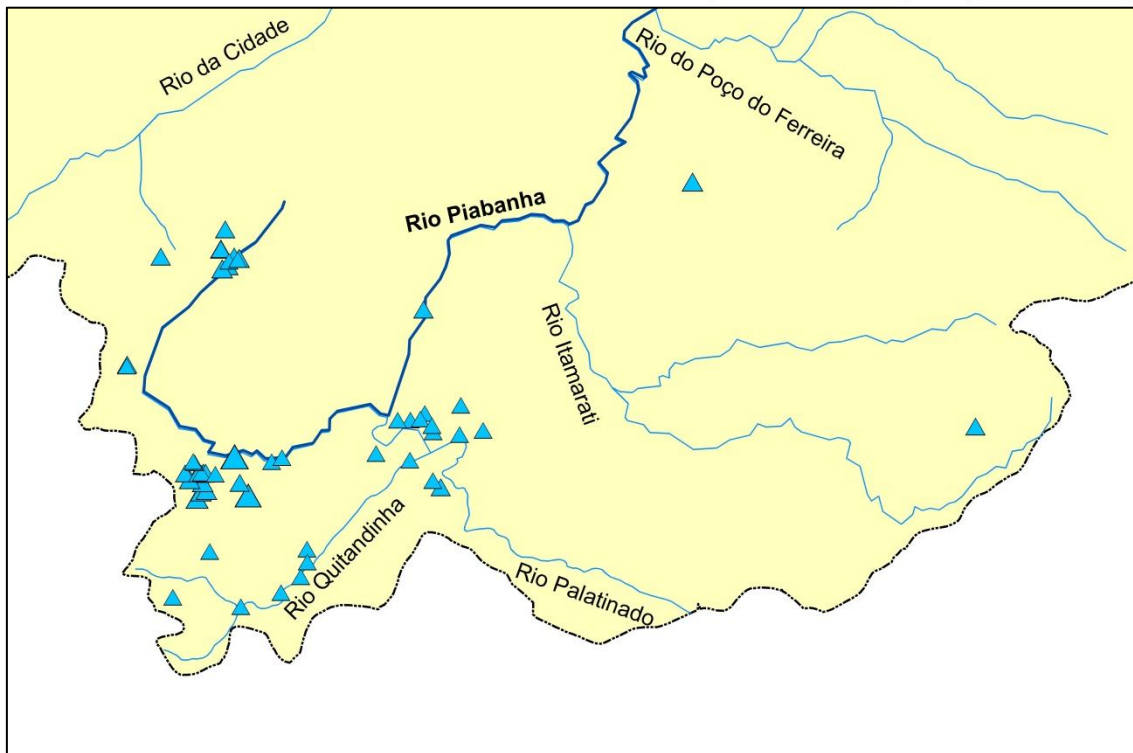


Figura 2.12 – Usuários de captação na bacia do rio Piabanha cadastrados no CNARH incluindo barramentos. A simbologia dos lançamentos, no mapa de cima, é relativa à participação sobre o total captado na bacia (Fonte: elaborado com dados do CEIVAP e Águas do Imperador S/A).

As diversificadas atividades industriais da bacia do rio Piabanha intensificaram o processo de expansão demográfica da região, contribuindo de maneira indireta para o aumento da poluição pontual oriunda dos efluentes domésticos. As áreas de maior concentração populacional apresentam situações mais críticas, sendo que as cidades não possuem um sistema capaz de eliminar a descarga direta nos corpos hídricos. A estimativa das vazões de esgotos sanitários das cidades integrantes da bacia para o ano de 2007 é apresentada na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Estimativa de vazões de esgotos sanitários para o ano de 2007 nos principais municípios da bacia do Piabanha⁴ (Fonte: adaptado de COPPE/UFRJ, 2006).

Cidade	Pop. Urb. 2007	Pop. Beneficiada (90%)	Qmédia (l/s)	Qmxk ₁ xk ₂ (l/s)	Qinfiltr. (l/s)	Qmxk ₁ xk ₂ +inf (l/s)
Areal	11.009	9.908	17,89	32,21	3,58	35,78
Petrópolis	306.645	275.981	638,85	1.149,93	127,77	1.277,70
S.J. do Vale do Rio Preto	19.439	17.495	26,73	48,11	5,35	53,46
Teresópolis	150.268	135.241	275,50	495,89	55,10	550,99
Total	487.361	438.624,9	958,97	1.726,14	191,79	1.917,93

O aumento das vazões de esgotos sanitários, ligado ao crescimento da população da bacia, não foi acompanhado do aumento da infraestrutura de saneamento, com coleta e tratamento adequado destes efluentes. Nenhum dos municípios da bacia dispõe de estações de tratamento de esgotos (ETE), à exceção de Petrópolis. Neste último, de acordo com informações da concessionária local, existem duas ETE junto aos rios Palatinado e Quitandinha (ver Figura 2.11) que foram inauguradas em 2000 e 2007, respectivamente. Juntas, estas ETE tratam biologicamente 34 milhões de litros por dia de esgotos, o que corresponde a aproximadamente 30% do total gerado na cidade, com eficiência de remoção de 95% de DBO.

A Tabela 2.5 ilustra a situação do sistema de saneamento nos dois maiores municípios da bacia. Observe que mesmo os já elevados níveis de atendimento do sistema de abastecimento de água ainda podem ser melhorados.

⁴ Para os coeficientes k_1 e k_2 foram utilizados, respectivamente, os valores de 1,2 e 1,5; o consumo per capita adotado variou de acordo com o porte da localidade; o coeficiente de retorno adotado foi = 0,80; a vazão de infiltração foi considerada como 20% da vazão média.

Tabela 2.5 – Situação dos sistemas de abastecimento de água, esgotamento e tratamento sanitário nas duas principais municipalidades da bacia do rio Piabanha (Fonte: adaptado de COPPE/UFRJ, 2006 e Águas do Imperador S/A).

Cidade	Concessionária		SAA (base 2005)		SES (base 2007)	
					% de atendimento	
	água	esgoto	% de atendimento	Tratamento	Coleta	Tratamento
Petrópolis	A. do Imperador S/A		90	Conv./Desinf.	50	31
Teresópolis	CEDAE	Prefeitura	90 – 95	Conv./Desinf.	85	-

Considerando as localidades com maior densidade de população (Petrópolis e Teresópolis), pode-se dizer que 58% das populações urbanas da bacia são atendidas com rede coletora de esgotos e apenas 20% contam com o tratamento de seus efluentes domésticos.

Esses percentuais refletem, de maneira inequívoca, o grau de exposição aos agentes de doenças infectocontagiosas de veiculação hídrica a que seus habitantes estão sujeitos, além de evidenciarem a contribuição diária, em termos de carga orgânica (DBO) remanescente, que o rio Piabanha e seus afluentes estão recebendo. Portanto, ficam evidentes dois aspectos:

- A necessidade premente de investimentos destinados à implantação, ampliação e/ou melhoria dos sistemas de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos esgotos sanitários, atendendo e beneficiando o maior número possível de habitantes;
- O lançamento de efluentes domésticos *in natura* nos corpos d'água da bacia é um dos principais aspectos causadores da degradação da qualidade de água.

2.4.1.2 Poluição difusa

A Região Serrana (RJ) destaca-se neste aspecto pelo conjunto de fatores de potencial impacto negativo da atividade agrícola – relevo acidentado, chuvas intensas, alta vulnerabilidade do meio físico à erosão, agricultura temporária (olerícolas) sem práticas de conservação de solo (curvas de nível, terraceamento etc.), próximas aos cursos d'água e em encostas íngremes, com intenso uso de fertilizantes e agrotóxicos (alguns de alta toxicidade) (GONÇALVES, 2008).

A agricultura na bacia encontra-se em retração, pela ausência de recursos para vencer as dificuldades de produção em terras de pouca aptidão natural para essa atividade. Mas, embora a área ocupada com agricultura na bacia tenha sido reduzida em quase 50% entre os anos de 1985 e 1995/1996, período em que foram reduzidos os créditos agrícolas no país, nas regiões onde se concentram as lavouras, como em Paty do Alferes e boa parte da Região Serrana, a situação quanto às condições de uso dos chamados insumos químicos, fertilizantes e agrotóxicos, é muito grave. São utilizados produtos altamente tóxicos e em quantidades absurdamente altas, causando contaminação no ambiente, nos alimentos e nos trabalhadores rurais que manuseiam os produtos químicos sem o menor cuidado com as medidas de proteção necessárias (KLING, 2005).

Predominam as culturas de ciclo curto (verduras e legumes), destacando-se o cultivo do tomate cuja lavoura possui a maior produtividade de toda a bacia do Paraíba do Sul (ZEERJ, 2008) à custa do uso abusivo de agrotóxicos. Pesquisas realizadas em 1990 pelo IBGE em Teresópolis e Paty de Alferes, onde o tomate é a principal cultura agrícola, revelaram que mais de 90% dos estabelecimentos rurais aplicam agrotóxicos em quantidades de ingredientes ativos superiores à própria média brasileira e até ao maior consumidor de agrotóxicos do mundo, o Japão.

Como resultado do uso abusivo de fertilizantes e agrotóxicos, é possível que existam altas concentrações de parâmetros como o fósforo, ligado à lixiviação de fertilizantes e de alumínio, mercúrio e fenóis, ligados à lixiviação de agrotóxicos, como se verá adiante.

2.4.2 LANÇAMENTOS ACIDENTAIS

De acordo com AMARAL (2009), acidentes por derramamento de uma substância poluidora podem ocorrer em diversos pontos ao longo de um rio, tais como lançamentos de efluentes sem tratamento adequado nas unidades de tratamento, em indústrias situadas próximas a cursos de água e despejos acidentais em rodovias. Os acidentes podem acontecer de diversas formas, distantes ou não de um parque industrial, e podem estar associados a problemas por falhas em aparelhos de segurança, mau dimensionamento das unidades industriais, despejos industriais acima dos limites permitidos, despejo de substâncias em rodovias, entre outros.

Vale destacar que, devido à proximidade aos aparatos de segurança e às equipes treinadas, os acidentes industriais tendem a ser controlados com mais rapidez do que aqueles oriundos de acidentes rodoviários, que normalmente levam mais tempo para que as medidas de controle sejam tomadas.

O “Caderno de ações para o rio Piabanha” (2006), parte integrante do “Plano de Recursos Hídricos do Rio Paraíba do Sul”, revela que nos últimos anos foram registrados alguns casos de lançamentos acidentais de poluentes, tanto por indústrias como através do sistema viário na bacia do Piabanha, ocasionando grandes transtornos para a população. Destacam-se, entre eles, o rompimento da barragem da lagoa de lama tóxica da Companhia Paraibuna de Metais, ocorrido em maio de 1992 e o acidente rodoviário de outubro de 1984, quando um caminhão despejou mais de 30.000 litros de ácido sulfúrico no rio Piabanha, em Pedro do Rio (RJ). O primeiro acidente deixou cerca de meio milhão de pessoas sem abastecimento d’água, obrigando a prefeitura de Campos (RJ) a fechar escolas, hospitais e hotéis. O segundo, além de impedir o abastecimento de água por mais de 48 horas, contaminou as águas do rio Piabanha, dizimando milhares de peixes.

O referido documento destaca ainda que o desenvolvimento, calibração, teste e operação de um sistema computacional de modelagem da qualidade da água, tipo de ferramenta desenvolvida nesta dissertação, se faz necessário para simular a propagação da mancha de poluição ao longo dos principais rios e reservatórios da bacia, em condições normais e acidentais.

2.4.3 EROSIÃO

Os problemas de erosão e perda de solos se iniciam na bacia do Piabanha com os diversos ciclos econômicos que se sucederam no histórico de ocupação da bacia. São eles: o ciclo da cana-de-açúcar, o ciclo do café, o crescimento industrial e o crescimento urbano.

O cultivo da cana-de-açúcar durante o século XVI foi responsável pela expansão da região, porém, não houve manejo adequado e nem a adoção de práticas conservacionistas de uso do solo. A destruição de extensa cobertura vegetal nativa propiciou o aumento de sedimentos carregados pelas águas de chuva para os rios e para o aumento dos bancos de areia.

Posteriormente, durante os anos de 1800 a 1930, o ciclo do café foi responsável pela consolidação da ocupação da bacia, acelerando o desenvolvimento da região. Neste ciclo implantaram-se melhorias no setor de transportes principalmente, mas as regiões afetadas pelo cultivo, que situam em terrenos de declividade acentuada, foram submetidas a um intenso processo de erosão. O resultado deste processo seria o assoreamento da calha fluvial em trechos em que a declividade propiciasse a deposição de sedimentos (KLING, 2005).

Atualmente, diagnósticos realizados para a bacia do Paraíba do Sul apontam que as áreas urbanas da sub-bacia do rio Piabanha apresentam diversas situações críticas de erosão, especialmente em Petrópolis e Teresópolis, associadas à ocupação inadequada das íngremes encostas da Região Serrana. Em 1988, por exemplo, Petrópolis registrou 170 mortes e mais de 3.800 desabrigados em decorrência de desabamentos de encostas e inundações, deflagrados por chuvas intensas em áreas de risco (LOU, 2008). Mais recentemente, o temporal ocorrido em 11 de Janeiro de 2011 provocou deslizamentos de terra e enxurradas que causaram 892 mortes e deixaram milhares de pessoas desabrigadas, sendo classificado como a maior tragédia climática do país. Cidades da bacia do Piabanha como Petrópolis, Teresópolis e São José do Vale do Rio Preto foram severamente afetadas.

Eventos de movimento de massa, como os relatados anteriormente, estão associados principalmente aos seguintes fatores (COPPE/UFRJ, 2006):

- Alta vulnerabilidade à erosão do ambiente físico e antrópico na maior parte da bacia, especialmente nas regiões de relevo acidentado e onde houve redução do nível de cobertura florestal, sujeitas a problemas de natureza geotécnica;
- Crescimento urbano desordenado responsável pelo agravamento dos problemas de erosão, associados, sobretudo à execução irregular de obras que acabam por deflagrar ou agravar os movimentos de massa e voçorocas;
- Grande quantidade de sedimentos carreados para os cursos d'água, acarretando o assoreamento e a redução das profundidades e, portanto, agravando os problemas com as inundações e de deterioração da qualidade das águas;
- Obras hidráulicas e intervenções já implantadas ou planejadas para a bacia, tais como, usinas hidrelétricas, estações de bombeamento, desvios e barragens de

elevação de nível, dentre outras, que causam impactos significativos, alterando profundamente o regime hidrossedimentológico dos rios;

- Escassez de estudos sobre os processos de erosão/sedimentação e de dados e séries históricas consistentes sobre as condições hidrossedimentológicas da bacia.

2.4.4 CHEIAS

A bacia do rio Piabanha, embora seja relativamente pequena, no conjunto de trechos e sub-bacias do Paraíba do Sul, contém duas cidades de médio porte (Petrópolis e Teresópolis) e outras áreas urbanas que ocupam margens de rios e apresentam situações de risco de inundação. As causas desses problemas são basicamente as mesmas em todas as cidades e envolvem principalmente a ocupação irregular de leitos naturais de inundação dos rios, muitos extremamente assoreados por sedimentos provenientes da erosão a montante e/ou com acúmulo de resíduos sólidos dispostos inadequadamente. A grande maioria das cidades cresce sem planejamento, a ocupação das margens dos rios avança sem controle e as normas ambientais que restringem a ocupação de faixas marginais não são respeitadas (KLING, 2005 e COPPE/UFRJ, 2006).

A delimitação das áreas inundáveis depende de estudos hidrológicos e hidráulicos, como o que subsidiou a elaboração do mapa mostrado na página 33, e que raramente são realizados pelas administrações públicas. O mapa, adaptado do “Plano de Recursos Hídricos do Paraíba do Sul”, mostra um recorte da bacia do Paraíba do Sul com destaque para a bacia do Piabanha e revela seus principais trechos inundáveis: o rio Paquequer, ao longo do trecho urbano de Teresópolis, e no encontro dos rios Quitandinha, Piabanha e Palatinado, ao longo do trecho urbano de Petrópolis.

Dentre os municípios com problemas mais críticos destaca-se Petrópolis. A cidade possui uma área total de 776,6 km² e apresenta sérios problemas decorrentes de um crescimento intenso e desordenado, caracterizado pela ocupação irregular das encostas ao longo das bacias hidrográficas dos rios Piabanha e Quitandinha. Estes constituem os principais cursos de água responsáveis pela drenagem da cidade, desenvolvendo-se ao longo das duas principais vias de entrada/saída e de interligação com a Região Metropolitana do Rio de Janeiro e que apresentam graves problemas com inundações em suas bacias (COPPE/UFRJ, 2006).



Figura 2.13 – Principais trechos inundáveis da bacia do rio Piabanha (Fonte: adaptado do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Paraíba do Sul).

Estes eventos acarretam no transbordamento periódico dos cursos d'água, na inundação dos centros urbanos e geram grandes prejuízos às populações e administrações locais. LOU (2010) fornece uma extensa lista que reúne os diversos eventos de enchentes na cidade de Petrópolis, aos quais se soma a grande tragédia climática de janeiro de 2011, comentada anteriormente. Para o autor, nem mesmo o passado histórico, cultural e político da cidade foram suficientes para disciplinar o crescimento com base em um plano diretor de desenvolvimento urbano e impedir a deflagração do processo de favelização que ao longo dos anos se estabeleceu de forma disseminada.

A minimização dos impactos gerados por estas enchentes passa por medidas que visem à melhoria das condições de drenagem das áreas urbanas através da implantação de ações estruturais (canalizações a céu aberto e em galeria, dragagens, retificações, barragens de terra, construção e recuperação de diques e reconstrução de travessias etc.) e de ações não estruturais (delimitação de faixas marginais de proteção, sistemas de previsão de vazões e níveis d'água, zoneamento e controle da ocupação de margens etc.) (KLING, 2005).

O tratamento dos problemas com enchentes na bacia refletirá diretamente sobre a qualidade dos recursos hídricos, na medida em que os cursos d'água bem drenados deverão transportar menos resíduos acumulados em seus leitos de inundação.

2.4.5 DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A correta disposição de resíduos sólidos possui estreita relação com a qualidade ambiental de uma bacia. Através dos ciclos biogeoquímicos e do ciclo hidrológico a carga poluidora dos resíduos mal dispostos, como por exemplo, em lixões, pode alcançar com relativa facilidade o solo, as águas e o ar do entorno, contaminando-o.

O chorume, efluente gerado pela percolação da água de chuva através da massa de resíduos, constitui o principal poluente gerado pelo lixo. Através da percolação profunda e do escoamento superficial o chorume pode alcançar os mananciais de superfície e subterrâneos, carreando poluentes como:

- Organismos patogênicos, que encontram um ambiente propício ao seu desenvolvimento na massa de resíduos ou que sejam oriundos de componentes infectocontagiosos;
- Cianetos, sulfatos e cloretos;
- Matéria orgânica em alta concentração;
- Nutrientes, como fósforo e nitrogênio, na forma de nitritos, nitratos e amônia, oriundos da matéria orgânica presente nos resíduos;
- Metais, como cobalto, mercúrio, cromo, chumbo e arsênio, presentes em alguns componentes dos resíduos sólidos, inclusive em resíduos domiciliares.

A decomposição do lixo gera também gases malcheirosos como o gás sulfídrico (H_2S) e gases de estufa como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), principalmente durante a fase de decomposição anaeróbia. Estes gases representam perigo imediato às pessoas expostas por seu caráter tóxico e irritante, caso do H_2S , podendo deflagrar incêndios e explosões, como o CH_4 .

Há ainda, vale lembrar, o aspecto social e econômico associado à má gestão dos resíduos sólidos, que permite a atuação sob condições degradantes e insalubres de catadores, muitos dos quais crianças, e que são economicamente explorados e socialmente marginalizados.

Dados do IBAM (2001) mostram que 63,6% dos municípios brasileiros utilizam lixões como forma de destinação final de seus resíduos, sendo a região sudeste a que possui maior percentagem de aterros. Especificamente na bacia do Piabanha, a desigualdade

entre os municípios da bacia no que tange à disposição de resíduos lembra muito aquela existente entre as regiões S/SE e N/NE/CO do país.

Em relação à qualidade da disposição de resíduos domésticos não perigosos (resíduos classe II), os municípios da bacia do rio Piabanha se dividem em dois grupos: municípios de grande porte que sofreram melhorias recentes nos seus métodos de tratamento e disposição; e municípios menores, que ainda carecem de meios e fins adequados para o gerenciamento do seu lixo. Petrópolis dispõe de um aterro sanitário e Teresópolis começou a operar recentemente um aterro controlado, construído a partir de adaptações realizadas em um lixão. As cidades de Areal e São José do Vale do Rio Preto ainda dispõem seus resíduos de maneira totalmente inadequada.

Tabela 2.6 – Produção de lixo e situação da disposição de resíduos em alguns municípios da bacia do rio Piabanha (Fonte: adaptado de COPPE/UFRJ, 2006 e KLING, 2005).

Cidade	Pop. Urb. (2007)	Produção diária de lixo estimada (t)	IQR	Condições da disposição final
Areal	11.009	5,50	-	-
Petrópolis	306.645	214,65	9,3	Adequadas
S. J. do V. do Rio Preto	19.439	9,72	-	-
Teresópolis	150.268	90,16	7,2	Controladas
Total	487.361	320,04	-	-

(-) localidade não avaliada quanto ao IQR.

O IQR, índice de qualidade de resíduos, mostrado na tabela, é um indicador que fornece informações sobre a qualidade da disposição final dos resíduos de uma localidade. O IQR consiste em uma média ponderada da pontuação atribuída a cada um dos diversos aspectos da disposição dos resíduos como: características do local (profundidade do lençol freático, distância a núcleos residenciais etc.), infraestrutura implantada (drenagem de chorume, drenagem de gases etc.) e características operacionais (recobrimento diário do lixo, presença de catadores etc.). A partir do resultado obtido para esta ponderação enquadra-se o local avaliado a partir do seguinte critério:

- $0,0 \leq \text{IQR} \leq 6,0 \rightarrow$ Condições inadequadas;
- $6,1 < \text{IQR} \leq 8,0 \rightarrow$ Condições controladas;
- $8,1 < \text{IQR} \leq 10,0 \rightarrow$ Condições adequadas.

O problema dos resíduos classe I (resíduos perigosos) está razoavelmente equacionado na região em decorrência dos controles e exigências legais relativas ao licenciamento destes empreendimentos. As grandes indústrias vêm tratando estes tipos de resíduo de forma prioritária. O mesmo já não acontece com os resíduos classe IIA (resíduos não perigosos não inertes), onde a elevada quantidade produzida, em especial a escória, dificulta sua disposição adequada ou mesmo a incineração. Assim, apesar de a legislação proibir, quantidade expressiva dos resíduos produzidos é destinada a aterros urbanos, muitos deles lixões municipais, tornando imperiosa e necessária uma solução (COPPE/UFRJ, 2006).

A segregação e disposição diferenciada dos resíduos de serviço de saúde, que são resíduos perigosos, também não têm sido feita nos municípios da região. Em geral, estes resíduos são queimados a céu aberto ou dispostos em conjunto com resíduos domésticos (COPPE/UFRJ, 2006). Não há informações que comprovem a existência de equipamentos de tratamento de resíduos de serviço de saúde em todos os municípios da bacia, todavia, os valores de IQR para Petrópolis e Teresópolis fornecem indícios de que nestas localidades há formas de tratamento e disposição final suficientemente adequados para este tipo de resíduo.

3 CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO RIO PIABANHA

Atualmente, por não possuir legislação específica de classificação das águas e enquadramento dos seus corpos hídricos, o Estado do Rio de Janeiro utiliza-se do sistema de classificação e as recomendações da resolução CONAMA nº 357/2005, cujo artigo 42 estabelece que enquanto não forem feitos os enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2. Esta classe destina-se à irrigação, criação de espécies para alimentação humana, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário e abastecimento doméstico mediante tratamento adequado.

Dessa forma, como ainda não foi realizado o enquadramento dos rios fluminenses da Bacia do rio Paraíba do Sul – dentre estes o rios Piabanha – permanece válida a Classe 2 para toda a extensão destes rios e seus afluentes (COPPE/UFRJ, 2006 e CONAMA, 2005).

No entanto, de acordo com o diagnóstico realizado pelo “Plano de Recursos Hídricos do rio Paraíba do Sul”, em seu “Caderno de Ações para o rio Piabanha”, existem diversos parâmetros de qualidade de água que se encontram acima dos limites toleráveis para sua classe de enquadramento. Dados de monitoramento do INEA (Instituto Estadual do Ambiente) obtidos próximo ao centro de Petrópolis e próximo à foz do Piabanha evidenciam o recebimento em suas águas de despejos domésticos sem tratamento, além de despejos industriais. Todavia, na confluência com o rio Paraíba do Sul é notada uma melhoria na qualidade da água, ainda que níveis elevados de coliformes fecais e fósforo total se mantenham (COPPE/UFRJ, 2006).

Mediante a grande variedade de atividades que contribuem de maneira distinta à degradação das águas, conforme abordado no item 2.4.1, torna-se necessário diagnosticar a situação da qualidade da água da bacia para que parâmetros de interesse para execução de modelos possam ser adequadamente selecionados. Duas ferramentas de diagnóstico e informação da qualidade de água tornam-se úteis neste sentido: o Índice de Qualidade de Água (IQA) e o índice de violação de classe.

3.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA

O Índice de Qualidade de Água (IQA) é baseado na metodologia inicialmente desenvolvida pela *National Sanitation Foundation* (NSF), dos Estados Unidos. Este índice consiste basicamente de um produtório das notas atribuídas a cada parâmetro de qualidade de água (coliformes termotolerantes, pH, DBO, nitrato, fosfato total, temperatura ⁵, turbidez, sólidos ou resíduos totais e OD). A escolha dos parâmetros que compõem o índice, seus pesos relativos (importância) no cômputo do produtório e as relações entre a concentração medida de cada parâmetro e a nota a ser atribuída (curvas de qualidade) foram definidos através de uma pesquisa de opinião que reuniu diversos especialistas no assunto (VON SPERLING, 2007).

No Brasil, órgãos ambientais como a CETESB (SP) e o IGAM (MG) fizeram adaptações no índice original da NSF, modificando ligeiramente os parâmetros que compõem o índice, os pesos de cada parâmetro e as categorias do IQA. A metodologia descrita a seguir é baseada no IQA da CETESB.

A equação do IQA é dada por:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (3.1)$$

O valor do IQA varia de 0 a 100. O valor de q_i é referente à qualidade do i -ésimo parâmetro, obtido através da curva de qualidade (figura da página 40), podendo variar de 0 a 100. Os parâmetros pH, temperatura, resíduo total e OD possuem um ponto ótimo de qualidade, ao passo que para os demais constituintes a melhor qualidade é obtida para os menores valores de concentração. A variável w_i representa o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, estimado conforme a Tabela 3.1.

⁵ Na forma de afastamento da temperatura de equilíbrio.

Tabela 3.1 – Valores dos pesos de cada parâmetro que compõe o IQA (Fonte: CETESB, 2004).

Parâmetro	Unidade	w_i
Coliformes termotolerantes	NMP/100 ml	0,15
pH	-	0,12
DBO	mg/l	0,1
Nitrogênio total ⁶	mg/l	0,1
Fósforo total	mg PO ₄ /l	0,1
Diferença de temperatura	°C	0,1
Turbidez	NTU	0,08
Sólidos totais	mg/l	0,08
OD	% da saturação	0,17

De posse do valor final do IQA, faz-se a classificação da qualidade da água. Esta classificação pode variar a critério do órgão ambiental e das peculiaridades de cada região. PESSOA (2010) reuniu as categorias de IQA adotadas pelos órgãos ambientais estaduais de todo o país, mostradas na Tabela 3.2:

Tabela 3.2 – Classificação da qualidade da água de acordo com a faixa do IQA e com órgão ambiental estadual (Fonte: PESSOA, 2010, VON SPERLING, 2007).

Estados ⁷	Classificação	Cor	Estados ⁸	Classificação	Cor
AP, MG, MT, PR, RS			BA, GO, ES, MS, SP		
90 < IQA ≤ 100	Ótima	Azul	80 < IQA ≤ 100	Ótima	Azul
70 < IQA ≤ 90	Boa	Verde	52 < IQA ≤ 80	Boa	Verde
50 < IQA ≤ 70	Aceitável	Amarela	37 < IQA ≤ 52	Aceitável	Amarela
25 < IQA ≤ 50	Ruim	Laranja	20 < IQA ≤ 37	Ruim	Vermelha
0 < IQA ≤ 25	Péssima	Vermelha	0 < IQA ≤ 20	Péssima	Preta

A determinação e divulgação dos IQA são de extrema valia para a comunicação com o público, já que a qualidade média da água em um determinado ponto de monitoramento traduzido por um adjetivo único é de fácil entendimento por parte do leigo. Por outro lado, pelo seu caráter reducionista onde uma “nota ruim” pode ser amenizada por algumas “notas boas” em função de um tratamento meramente “mediatístico”, estes índices mascaram um possível comprometimento que a qualidade de um corpo d’água possa estar tendo em função de um determinado parâmetro.

⁶ A CETESB considera no cômputo do IQA o parâmetro Nitrogênio total, ao invés do Nitrato, originalmente proposto pela NSF.

⁷ Critério de classificação usado pela NSF.

⁸ Critério de classificação usado pela CETESB.

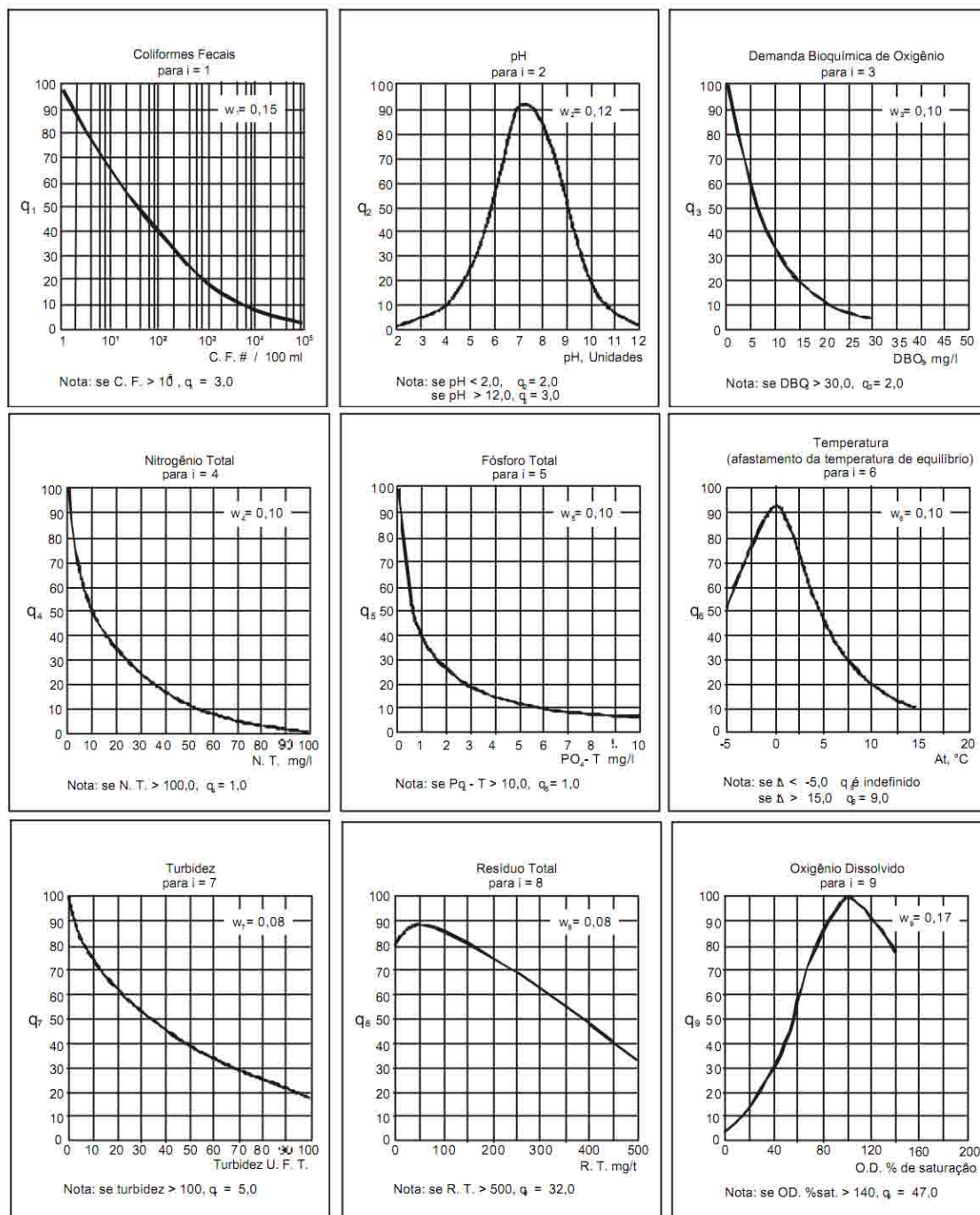


Figura 3.1 – Curvas de qualidade para cada um dos parâmetros que compõem o IQA elaborado pela NSF e modificado pela CETESB (Fonte: CETESB, 2004).

Com vistas a estas limitações, PESSOA (2010), em dissertação de mestrado, apresenta o IQA_{FAL} (IQA *Fuzzy* para Ambientes Lóticos). Este novo índice consiste de uma metodologia alternativa para o cálculo do IQA, que utiliza a lógica nebulosa (*fuzzy*) e é particularizado para ambientes lóticos. Ao aplicar o IQA_{FAL} para algumas estações de monitoramento do INEA no rio Paraíba do Sul, o autor demonstra que o novo índice

proporciona resultados que coincidem muito mais com a percepção dos especialistas sobre a qualidade da água destes locais do que o índice tradicional.

Contando com o apoio de diversos especialistas do INEA na elaboração do IQA_{FAL}, PESSOA (2010) subdivide os parâmetros do índice em quatro tipos de variáveis de interesse neste tipo de ambiente (biológica, nutrientes, oxigênio e bacteriológica), abrangendo os seguintes parâmetros: índice de diversidade de Shannon, densidade de cianobactérias, fósforo total, nitrogênio amoniacal, OD, DBO e coliformes termotolerantes.

Para cada um destes parâmetros foi elaborado um conjunto nebuloso, com papel semelhante à curva de qualidade do IQA, com a diferença de que para cada valor do parâmetro são associados termos linguísticos, como “regular”, “bom”, “ruim” etc., com certo grau de pertinência (importância).

Assim, obteve-se um termo linguístico para cada parâmetro que, através de regras de lógica nebulosa, serviu para obter um termo final para o subíndice a que pertence o parâmetro (subíndices biológico, nutrientes, oxigênio e coliforme). Estes subíndices são relacionados novamente por lógica nebulosa, compondo novos subíndices (subíndice trófico e de despejos domésticos) que finalmente irão compor o índice final conforme esquematizado na Figura 3.2.

Nesta nova abordagem, a determinação do IQA ganha um caráter mais dinâmico e mais compatível com a lógica de raciocínio do especialista, já que a classificação de um parâmetro é afetada pela classificação dos demais parâmetros do índice. Por exemplo, se todos os parâmetros que interferem no OD são determinados como excelente, mas os coliformes são classificados como péssimo todo o IQA será comprometido, pois o parâmetro coliformes possui maior pertinência no índice quando se encontrar em altas concentrações, o que só é possível de ser feito através da lógica nebulosa.

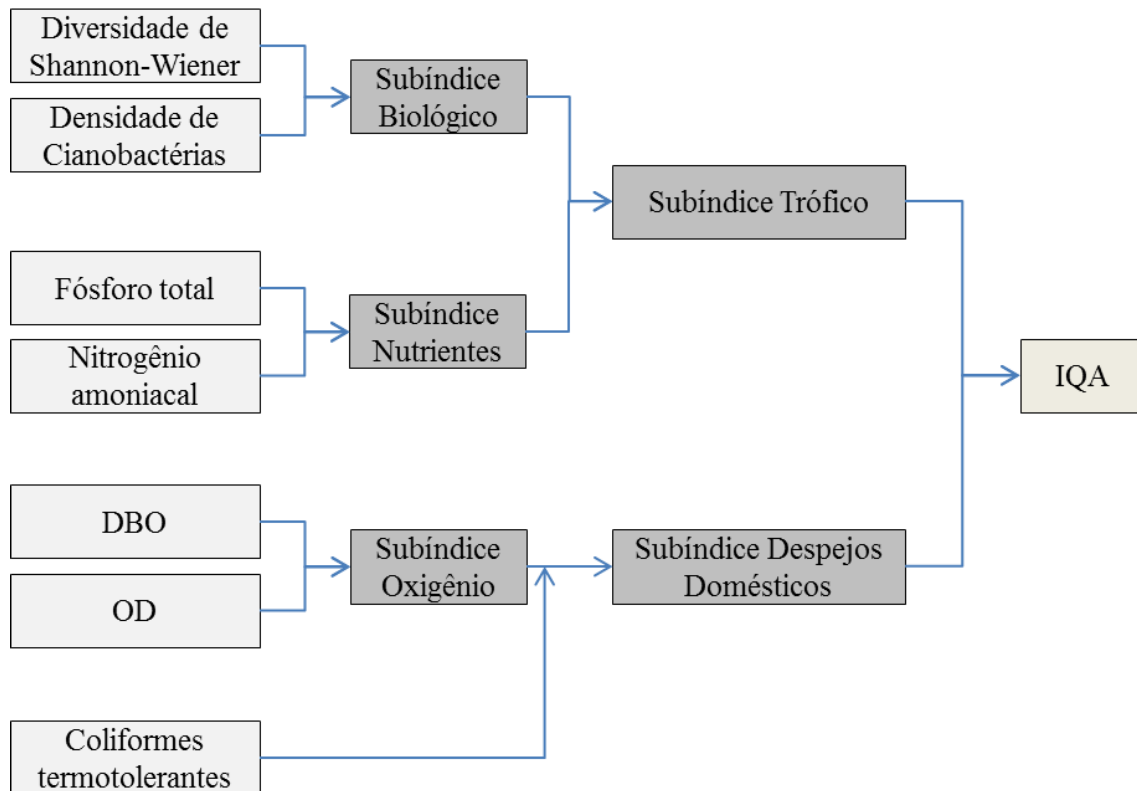


Figura 3.2 – Fluxograma dos subíndices que compõem o IQA_{FAL} (Fonte: PESSOA, 2010).

A seguir são mostrados os IQA para o rio Piabanha classificados através das metodologias da NSF e da CETESB. Foram utilizadas as medianas dos dados de qualidade de água do INEA, que desenvolve campanhas de amostragem na bacia do Piabanha desde 1980, nas localidades de Petrópolis e Três Rios, ao longo do rio Piabanha. Dados de monitoramento dos demais corpos d'água da bacia e em outros pontos ao longo do curso principal não foram considerados, já que são mais escassos e menos representativos em virtude da menor quantidade de medições existentes. Um detalhamento e uma análise completa dos dados de qualidade de água disponíveis é realizada no capítulo 4.

Tabela 3.3 – Resultados do IQA calculado pela metodologia da NSF e da CETESB.

Local	Valor do IQA	Classificação	
		Critério NSF	Critério CETESB
Petrópolis	42	Ruim	Aceitável
Três Rios	61	Aceitável	Boa

Os resultados do IQA para o rio Piabanha, calculado pela metodologia tradicional da NSF, modificada pela CETESB, demonstra uma qualidade de água em piores condições

para o centro de Petrópolis em relação àquela existente em Três Rios, próximo à foz. Isto evidencia um processo de autodepuração no trecho entre as duas localidades e de diluição das cargas poluidoras, em função do aumento das vazões tanto por drenagem da bacia contribuinte quanto pelas contribuições dos tributários.

Individualmente, a análise das notas de cada parâmetro (Gráfico 3.1) mostra que os coliformes termotolerantes, o fósforo total, o OD, o nitrogênio total, a turbidez e a DBO são, em ordem decrescente, os mais críticos para este trecho de rio, mesmo na localidade de Três Rios, que possui melhor IQA. Estas notas revelam também que tanto os critérios de classificação da CETESB quanto da NSF falham ao considerar como “boa” e “aceitável”, respectivamente, uma água que contém altas concentrações de coliformes termotolerantes, como é o caso de Três Rios, onde as concentrações medianas são de oito vezes o limite do padrão de balneabilidade. O critério da CETESB mostra-se ainda menos conservador, atribuindo à Petrópolis, com 3 parâmetros com notas abaixo de 50, uma condição “aceitável” de qualidade quando na verdade as concentrações existentes tornam esta água imprópria para a maioria dos usos que se pretenda fazer dela.

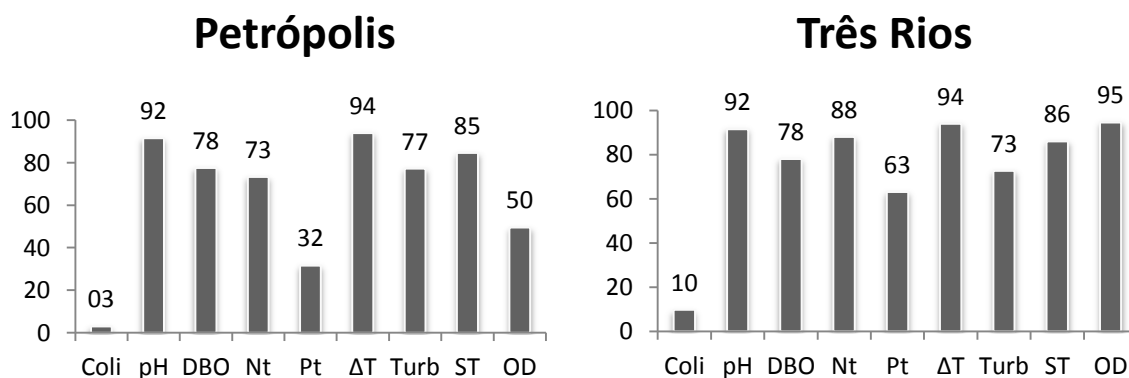


Gráfico 3.1 – Notas (q_i) de cada parâmetro⁹ que compõem o IQA calculados pela metodologia da CETESB para o rio Piabanha. As notas variam de 0 (pior qualidade) a 100 (melhor qualidade). À esquerda, notas individuais para medições no centro de Petrópolis (10 km após a nascente) e à direita para o município de Três Rios (junto à foz do rio).

⁹ Coli – Coliformes Termotolerantes (NMP/100 ml); DBO (mg/l); Nt – Nitrogênio Total (mg/l); Pt – Fósforo Total (mg/l); ΔT – afastamento da temperatura de equilíbrio (°C); Turb – Turbidez (uT); ST – Sólidos Totais (mg/l); OD (mg/l).

Os resultados da aplicação do IQA para ambientes lóticos calculado com lógica nebulosa (IQA_{FAL}) são mostrados a seguir. No cálculo foram utilizados os mesmos dados do índice tradicional, com a diferença de que o IQA_{FAL} foi calculado individualmente para cada amostra e a classificação final é dada como percentual de amostras em cada faixa de classificação. Em função da indisponibilidade de dados de diversidade biológica para a região, algumas adaptações na determinação do índice foram feitas. O subíndice trófico não foi considerado no cálculo do IQA_{FAL}, de modo que o valor final do índice considera os valores obtidos apenas para os subíndices nutrientes e despejos domésticos. Os resultados apresentados a seguir foram gerados pelo biólogo Marco Antonio Ribeiro Pessoa.

Tabela 3.4 – Resultados do IQA_{FAL} final e por subíndice mostrando o percentual de amostras em cada faixa de classificação.

Local	Subíndice Nutrientes	Subíndice Despejos Domésticos	IQA _{FAL}	Classificação
Petrópolis	0%	0%	0%	Excelente
	0%	0%	0%	Bom
	0%	0%	0%	Regular
	3,8%	1,9%	0%	Ruim
	96,2%	98,1%	100%	Péssimo
Três Rios	4,8%	0%	0%	Excelente
	31,3%	15,7%	7,2%	Bom
	28,9%	1,2%	6%	Regular
	30,1%	63,9%	74,7%	Ruim
	4,8%	19,3%	12%	Péssimo

Os resultados do IQA_{FAL} demonstram uma qualidade de água inferior àquela apontada pelo IQA tradicional, utilizando tanto os critérios da NSF quanto da CETESB. Para Petrópolis, o IQA_{FAL} aponta que 100% das amostras estão em péssimas condições de qualidade, enquanto o índice tradicional apontou condições ruins, pelo método da NSF, e aceitáveis, pelos critérios da CETESB. Para Três Rios, há uma maior variabilidade dos valores do IQA_{FAL}. Porém, boa parte dos resultados se concentra na categoria de qualidade “ruim” (74,7%) e “péssimo” (12%). Ainda que algumas amostras estejam na faixa do bom (6%), o IQA_{FAL} revelou uma qualidade de água mais crítica do que aquela apontada pelos índices tradicionais. Novamente, torna-se claro que há melhora na qualidade da água no percurso entre as duas localidades.

Analisando os subíndices, é possível perceber que em ambas as localidades o subíndice de despejos domésticos, que leva em conta as concentrações de OD, DBO e coliformes termotolerantes, sempre está em categorias de qualidade inferior a do subíndice nutrientes. Isto revela indícios de que o despejo de efluentes e todos os seus poluentes associados são aspectos a se considerar na modelagem da qualidade da água, o que está em sintonia com as aferições anteriormente realizadas a partir das notas dos parâmetros do IQA da CETESB (Gráfico 3.1).

Em relação ao desempenho dos índices, depreende-se que o IQA_{FAL} tem melhor desempenho na conjugação dos dados de qualidade de água fornecendo resultados mais coerentes com a interpretação dos especialistas a respeito da qualidade da água de uma amostra. Tal aspecto pôde ser verificado em ocasiões de visita a bacia, onde a aparência dos corpos d'água da região de fato aparentava uma qualidade muito inferior àquela apontada pelos índices tradicionais. Por outro lado, a análise das notas que compõem cada parâmetro do IQA tradicional permite identificar com clareza os parâmetros mais críticos, ainda que esta análise já não seja de fácil entendimento por parte do público. Vale lembrar que esta mesma análise de classificação individual dos parâmetros também é plenamente possível de ser feita com a metodologia do IQA_{FAL}.

3.2 ÍNDICE DE VIOLAÇÃO DE CLASSE

Ainda que os IQA tradicionais e o IQA_{FAL} sejam capazes de gerar resultados simples e de fácil entendimento, de identificar parâmetros mais críticos da qualidade da água de determinada localidade e de refletir com boa aderência a interpretação subjetiva dos especialistas, estes índices não podem ser utilizados para avaliação do atendimento aos requisitos legais de qualidade.

Adicionalmente, os IQA não contemplam em seus cálculos alguns agentes poluidores importantes tais como poluentes orgânicos (pesticidas, fenóis, BTEX etc.), poluentes inorgânicos (metais como As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn etc.) e sólidos inorgânicos dissolvidos (sais, íons etc.).

Em virtude destas limitações, foi realizada, de maneira complementar ao cálculo dos IQA, uma análise estatística dos mesmos dados de qualidade utilizados nos índices. Tal análise é semelhante à utilizada no diagnóstico de qualidade de água do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul (COPPE/UFRJ, 2006).

Para cada parâmetro de qualidade da água disponível na coleção de dados do INEA foi verificado, para cada amostra, se as concentrações medidas violaram os padrões estabelecidos pela CONAMA nº 357/2005, considerando o enquadramento do rio. No caso do parâmetro coliformes termotolerantes, os padrões de classe são preconizados pela resolução CONAMA nº 274/2000, que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras.

Em seguida, foi calculado o percentual de violações de classe para cada parâmetro dividindo-se o número total de violações pelo número total de medições.

Por fim, os parâmetros foram listados em ordem decrescente de percentual de violação de classe, indicando os constituintes mais críticos na qualidade da água do rio Piabanha.

Ressalta-se que para os parâmetros Cádmio e Cianeto, o método de análise adotado pelo INEA possui um limite de quantificação¹⁰ superior ao limite de classe estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005, de modo que o índice de violações para estes parâmetros não pode ser considerado para fins de diagnóstico.

As tabelas e gráficos seguintes apresentam esta classificação para o período total disponível de dados (1980 – 2010) e para as duas estações do INEA existentes no rio Piabanha. O desvio padrão é referente ao valor médio de toda a coleção de dados de cada parâmetro.

Tabela 3.5 – Classificação dos parâmetros de qualidade de água no rio Piabanha em ordem decrescente segundo a porcentagem de violação de classe (Fonte: elaborado a partir de dados do INEA).

ESTAÇÃO INEA 00RJ02PB0011 (1980-2010) – TRÊS RIOS, RJ.					
Parâmetro	Posição	Nº de violações	Nº de medidas	Violações médias	Desvio Padrão
Alumínio - mg/l	1	9	9	100,00%	2,24
Cianeto - mg/l	2	87	87	100,00%	0,004
Coliformes Termotolerantes - NMP mil/100 ml	3	82	87	94,25%	98,10
Chumbo - mg/l	4	102	119	85,71%	0,030
Cádmio - mg/l	5	75	94	79,79%	0,002
Fósforo Total - mg/l	6	100	151	66,23%	0,18

¹⁰ O limite de quantificação é a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceita sob as condições experimentais estabelecidas.

Ferro sol - mg/l	7	8	34	23,53%	0,21
Cobre - mg/l	8	25	113	22,12%	0,031
Manganês - mg/l	9	13	81	16,05%	0,099
DBO - mg/l	10	20	152	13,16%	19,57
Fenóis - mg/l	11	14	110	12,73%	0,002
Mercúrio - µg/l	12	12	110	10,91%	0,95
Níquel - mg/l	13	4	102	3,92%	0,005
Sólidos Dissolvidos Totais - mg/l	14	2	60	3,33%	14191,65
OD - mg/l	15	4	150	2,67%	1,12
Turbidez - u T	16	2	92	2,17%	23,22
Cromo Total - mg/l	17	1	90	1,11%	0,007
Cloretos - mg/l	18	0	71	0,00%	4,25
Nitrato - mg N/l	19	0	142	0,00%	0,45
Nitrito - mg N/l	20	0	81	0,00%	0,06
pH	21	0	153	0,00%	0,4
Sulfato dissolvido - mg/l	22	0	32	0,00%	3,11
Zinco - mg/l	23	0	100	0,00%	0,04

Tabela 3.6 – Classificação dos parâmetros de qualidade de água no rio Piabanha em ordem decrescente segundo a média das violações de classe (Fonte: elaborado a partir de dados do INEA).

ESTAÇÃO INEA 00RJ02PB0002 (1980-2010) – PETRÓPOLIS, RJ.					
Parâmetro	Posição	Nº de violações	Nº de medidas	Violações médias	Desvio Padrão
Cianeto - mg/l	1	70	70	100,00%	0,024
Coliformes Termotolerantes - NMP mil/100 ml	2	56	56	100,00%	2211,01
Fósforo Total - mg/l	3	118	120	98,33%	0,44
Alumínio - mg/l	4	8	9	88,89%	0,51
Chumbo - mg/l	5	64	81	79,01%	0,016
Cádmio - mg/l	6	50	67	74,63%	0,001
DBO - mg/l	7	86	120	71,67%	8,24
OD - mg/l	8	69	117	58,97%	1,75
Manganês - mg/l	9	33	61	54,10%	0,106
Cobre - mg/l	10	37	80	46,25%	0,218
Ferro sol - mg/l	11	12	33	36,36%	0,34
Fenóis - mg/l	12	24	95	25,26%	0,003
Níquel - mg/l	13	9	70	12,86%	0,055
Mercúrio - µg/l	14	9	80	11,25%	0,19
Sulfato dissolvido - mg/l	15	1	16	6,25%	466,12
Sólidos Dissolvidos Totais - mg/l	16	2	60	3,33%	979,73

Cromo Total - mg/l	17	2	63	3,17%	0,026
Cloretos - mg/l	18	1	39	2,56%	1629,97
Turbidez - u T	19	2	80	2,50%	26,07
Nitrato - mg N/l	20	0	109	0,00%	0,43
Nitrito - mg N/l	21	0	78	0,00%	0,05
pH	22	0	119	0,00%	0,42
Zinco - mg/l	23	0	68	0,00%	0,12

A análise do índice de violações para o OD mostra que há boa oxigenação das águas do Piabanha junto à sua foz em Três Rios (estação INEA 00RJ02PB0011), o mesmo não ocorrendo em Petrópolis (estação INEA 00RJ02PB0002). O Gráfico 3.2 mostra que as violações do padrão de OD ocorrem sobretudo junto aos trechos mais urbanizados da cidade de Petrópolis.

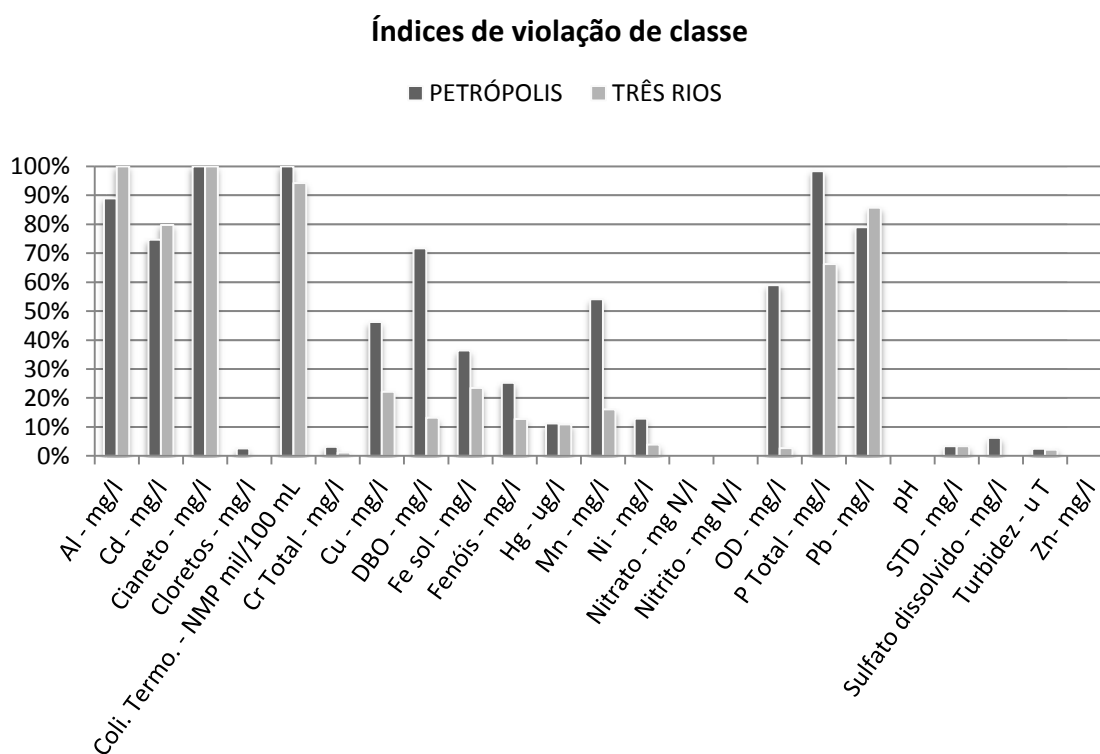


Gráfico 3.2 – Índices de violação de classe¹¹ para a coleção completa dos dados de monitoramento do INEA no rio Piabanha.

Paralelamente, os índices de violação de DBO seguem o mesmo padrão dos de OD. Em Petrópolis há um índice de violação quase seis vezes maior, mostrando que a depuração de boa parte da matéria orgânica ocorre no trecho de rio entre estas duas localidades.

¹¹ Al – Alumínio; Cd – Cádmio; Cr – Cromo; Cu – Cobre; Fe – Ferro; Hg – Mercúrio; Mn – Manganês; Ni – Níquel; P – Fósforo; Pb – Chumbo; STD – Sólidos Totais Dissolvidos; Zn – Zinco.

Evidencia-se que apesar das características físicas do rio Piabanha favorecer sua oxigenação (altas velocidades e baixas profundidades), os despejos de efluentes domésticos e industriais ricos em matéria orgânica (DBO) na altura de Petrópolis (conforme exposto na Figura 2.11 do item 2.4.1.1) ocasionam a depleção da concentração de oxigênio na água a valores abaixo do limite de classe. Nos períodos de menor vazão, quando a capacidade de diluição e autodepuração se reduz, esta depleção tende a ser mais acentuada.

Associados especificamente ao despejo de esgotos, os Coliformes Termotolerantes representam um dos parâmetros mais críticos da bacia, sendo o segundo pior em termos de índice de violações para as estações analisadas. Ao contrário dos parâmetros OD e DBO os coliformes mostram concentrações elevadas tanto na estação de Três Rios quanto de Petrópolis, extrapolando o limite de classe em 100% das amostras para esta localidade. Isto mostra que o decaimento dos organismos patogênicos ocorre a uma taxa menor do que a da matéria orgânica. Dentre os fatores que influenciam no decaimento dos coliformes estão a luz solar, a temperatura, os processos de adsorção, floculação e sedimentação, o pH, a salinidade e a predação e competição biológica (VON SPERLING, 2005) ao passo que o decaimento da carga orgânica é função de sua concentração e da taxa de reaeração, normalmente elevada em rios montanos rasos e de alta velocidade, como o rio Piabanha.

O fósforo total, presente entre os cinco parâmetros mais críticos de ambas as estações de amostragem do INEA, mostrou valores bem acima do limite de 0,1 mg/l preconizado pela CONAMA nº 357/2005. Novamente, o índice de violações foi superior em Petrópolis (98%), mas manteve-se alto em Três Rios, em torno de 66%. Embora a lixiviação de áreas agrícolas existentes à jusante de Petrópolis possa contribuir nos valores elevados de fósforo, especialmente na sub-bacia do rio do Poço do Ferreira, é provável que a maior parte deste elemento esteja vinculada ao lançamento de esgotos, causa imediata dos valores elevados de coliformes e DBO. Estas concentrações indicam um ambiente de alta produtividade primária que pode levar a eventos de eutrofização por proliferação de organismos produtores e aumento de biomassa planctônica. Entretanto, as características físicas do rio Piabanha criam condições desfavoráveis à reprodução acelerada da biomassa vegetal, salvo em locais de remanso, barragens e reservatórios.

Merece destaque o índice de violação nulo para os parâmetros Nitrito e Nitrato. Estas duas formas do nitrogênio estão relacionadas com o despejo de efluentes domésticos, que normalmente contém altas concentrações de amônia e nitrogênio orgânico. Em função das reações do ciclo do nitrogênio na água, onde a amônia é oxidada a nitrito e este a nitrato, a predominância das formas reduzidas do nitrogênio (orgânico e amoniacal) é indicativa de poluição recente ao passo que a predominância das formas oxidadas (nitrito e nitrato) denota um processo de poluição remota. A manutenção de valores baixos de nitrito e nitrato em ambas as localidades monitoradas pelo INEA pode indicar a existência de lançamentos distribuídos ao longo de todo o percurso entre as duas estações. Por outro lado, denota-se também que o processo de depuração da matéria orgânica nitrogenada com a conversão total da amônia não se completa ao longo do trajeto entre as duas localidades, já que as reações de oxidação do nitrogênio são mais lentas do que as de oxidação do carbono.

Em relação aos parâmetros tóxicos, merecem destaque os metais alumínio e chumbo, e os compostos fenólicos. O alumínio apresentou grande porcentagem de violação, em ambas as localidades monitoradas, com valores bem acima do limite para a classe 2 de 0,1 mg/l. Este metal passa a ser danoso ao ambiente aquático em concentrações acima de 1,5 mg/l e sua ingestão pode levar a problemas de saúde diversos, como cólicas abdominais, hiperatividade, perda de memória e doenças como Alzheimer e Parkinson (VON SPERLING, 2005). O alumínio está presente em efluentes de algumas das tipologias industriais existentes na bacia bem como na composição de pesticidas utilizados na agricultura.

O baixo desvio padrão associado ao conjunto de medições de alumínio nas estações do INEA indica baixa variabilidade de concentrações ao longo do período amostrado. Adicionalmente, a alta concentração de alumínio, mesmo na estação de Três Rios que possui boa qualidade de água, indica que este pode possuir uma origem natural, como da solubilização em pH ácido de rochas graníticas, presentes na região, e ricas em aluminossilicatos. O monitoramento das concentrações de alumínio nos sedimentos a jusante do lançamento de efluentes industriais, uma possível fonte não natural deste metal, pode ajudar a esclarecer a real origem deste poluente.

O chumbo é o metal mais encontrado nos efluentes das diferentes tipologias industriais presentes na bacia (indústria têxtil, de mobiliário e de produtos metalúrgicos), mas

também pode ter origem na drenagem de vias públicas e corrosão de canalizações (VON SPERLING, 2005). Sendo um elemento persistente e lipossolúvel, o chumbo se acumula nos tecidos dos organismos da base da cadeia alimentar, atingindo concentrações elevadas em consumidores de topo como o homem. Este metal pode inibir a fotossíntese, a síntese de ATP (adenosina trifosfato) e de algumas proteínas estruturais.

O chumbo foi classificado como o 4º parâmetro mais crítico na estação de Três Rios (85% de violações) e o 5º na de Petrópolis (79% de violações), com baixo desvio padrão em ambas.

Por outro lado, medições mais recentes do INEA (2004 em diante) e as campanhas de monitoramento do CPRM (2009/2010) que serão abordadas a frente, mostram que o chumbo encontra-se abaixo do limite de classe 2 (0,01 mg/l) em todas as medições. Os valores elevados encontrados possivelmente estão associados a despejos industriais e outros eventos específicos ocorridos anteriormente a 2004.

Os compostos fenólicos estão relacionados a efluentes de origem industrial e à degradação microbiológica e fotoquímica dos pesticidas. Estes compostos orgânicos são caracterizados pela presença de anéis aromáticos e radicais hidroxila na sua estrutura, conferindo-os caráter ácido e corrosivo. Os fenóis podem causar irritação das mucosas, danos ao sistema nervoso central, problemas hepáticos, renais e até câncer, no caso de exposição crônica, como através do abastecimento doméstico com água contaminada ou ingestão de alimentos contaminados. O problema se agrava em virtude de boa parte das estações de tratamento de água não serem dimensionadas para tratar micropoluentes orgânicos.

Embora o índice de violações de fenóis não seja tão alto quanto para os outros parâmetros comentados, este merece destaque pela sua toxicidade, persistência e impossibilidade de ocorrência natural. Um quarto das medições de fenóis em Petrópolis violam os limites da CONAMA nº 357/2005, o que revela indícios de uma provável contaminação por efluentes industriais. As tipologias industriais que mais geram efluentes com fenóis incluem a têxtil (tintura, remoção de goma, impermeabilização de seda etc.), fortemente presente na região de Petrópolis. Inclui-se também a indústria metalúrgica, de fabricação de herbicidas, pesticidas e fungicidas, dentre outras.

Os dados analisados, tanto através dos IQA quanto através do índice de violação de classe, permitem concluir que o despejo de efluentes domésticos e em menor grau de despejos industriais são os principais aspectos causadores da degradação da qualidade da água do rio Piabanha, devendo ser objeto principal de medidas de controle. Como consequência, altos valores de fósforo e coliformes ocorrem ao longo de toda a sua extensão, embora os valores de OD e DBO apresentem melhora próximo à foz rio Piabanha, em função do processo de autodepuração. As concentrações elevadas de alumínio podem estar ligadas a fatores naturais, embora investigações mais profundas devam ser feitas para descartar a existência de fontes antrópicas deste metal na bacia. Em segundo plano, a presença de fenóis demonstra a necessidade de maior controle das unidades industriais presentes na região de Petrópolis. Em ordem de importância, os parâmetros identificados como críticos no rio Piabanha são: coliformes totais; fósforo total; DBO; alumínio e fenóis.

4 DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS PARA MODELAGEM

Neste capítulo são definidos os principais parâmetros para a modelagem ambiental realizada nesta dissertação. Tendo por base a caracterização geral e de qualidade de água realizada nos capítulos precedentes foram escolhidos: (a) os parâmetros de qualidade de água do modelo; (b) os corpos d'água relevantes na modelagem; (c) o trecho de interesse do modelo (domínio de modelagem) e (d) os cenários de interesse.

Adicionalmente, uma breve descrição do segmento escolhido e uma análise dos dados de qualidade e fluviométricos usados no modelo são realizadas.

4.1 DEFINIÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA MODELAGEM

Os problemas ambientais discutidos ao longo do capítulo 2 fornecem, através de informações de referências diversas, um diagnóstico comum: a maior fonte de degradação da qualidade da água da bacia do Piabanha é o lançamento de efluentes domésticos e industriais dos grandes centros urbanos da bacia, no caso Petrópolis e Teresópolis.

A atividade industrial no território destes dois municípios é intensa, porém, o descarte de efluentes industriais é controlado e regulamentado de maneira mais rigorosa do que o de efluentes domésticos. A maior parte das indústrias é obrigada a tratar seus efluentes como condicionantes de suas licenças de operação, o que pode ser constatado em uma breve consulta ao anexo A-I, CNARH – Lançamentos (coluna “tratamento”), de modo que o impacto destes lançamentos é, até certo ponto, bastante amenizado.

O mesmo não ocorre com os esgotos sanitários gerados nos municípios e o controle da poluição difusa associada à drenagem das áreas urbanas, que se encontra em situação precária, conforme comentado ao longo do capítulo 2.

Adicionalmente, o resultado dos Índices de Qualidade de Água (IQA) e do índice de violação de classe revelou que os parâmetros tipicamente associados à poluição por esgotos são os mais críticos, incluindo-se os coliformes termotolerantes, o fósforo total e em menor grau o nitrogênio total, o OD e a DBO.

Haja vista estes fatores, os parâmetros de qualidade de água escolhidos para a modelagem foram: (a) o OD; (b) a DBO; (c) os coliformes termotolerantes; (d) o fósforo total e (e) o nitrogênio total. Este último, apesar de menos crítico, é especialmente relevante no balanço do oxigênio dissolvido e como indicador do estágio de depuração da poluição dos rios.

Dentro da modelagem do fósforo total e do nitrogênio total incluem-se parâmetros adicionais. No primeiro caso fazem parte da modelagem as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, e no segundo caso de nitrogênio orgânico, amoniacal e de nitrito e nitrato. Maiores detalhes a esse respeito são abordados no capítulo 6.

4.2 DEFINIÇÃO DO TRECHO PARA MODELAGEM

Dentre os cursos d'água que compõem a bacia do Piabanha, o próprio rio Piabanha é estrategicamente o mais relevante muito em função do tamanho da sua área de drenagem e por percorrer todo o centro urbano do maior município da bacia (Petrópolis). Este rio sofre influência direta de grande parte dos lançamentos e captações não só cadastrados, conforme mostra a Figura 2.11 e a Figura 2.12 do capítulo 2, mas também de lançamentos não catalogados e aportes difusos. Do ponto de vista da gestão integrada dos recursos hídricos, o rio Piabanha atravessa três municípios distintos e interfere decisivamente na disponibilidade quali-quantitativa do rio Paraíba do Sul após a confluência deste com os rios Piabanha e Paraibuna.

Por outro lado, o próprio rio Piabanha sofre grande influência de seus tributários em função das vazões de alguns destes serem de mesma ordem de grandeza que as suas junto ao ponto de confluência. Ainda sim, o rio Piabanha é o mais bem monitorado em termos de campanhas de amostragem de qualidade de água e da existência de estações fluviométricas, especialmente no trecho entre Petrópolis e Três Rios. Nestas duas localidades há grande disponibilidade de dados de qualidade em função das campanhas de amostragem do INEA, desde 1980, e mais recentemente do CPRM e do CETEM.

Tendo em vista os objetivos gerais desta dissertação e os fatores acima mencionados, o rio Piabanha, no trecho entre Petrópolis e Três Rios, torna-se um trecho atraente para execução, calibração e validação dos modelos desenvolvidos neste trabalho.

4.2.1 CARACTERIZAÇÃO DO TRECHO ESCOLHIDO

O trecho de rio entre Petrópolis e Três Rios, mais especificamente entre as estações de código 00RJ02PB0002 e 00RJ02PB0011 do INEA, possui uma extensão de aproximadamente 70 km. O trecho referido é mostrado no mapa da figura abaixo.

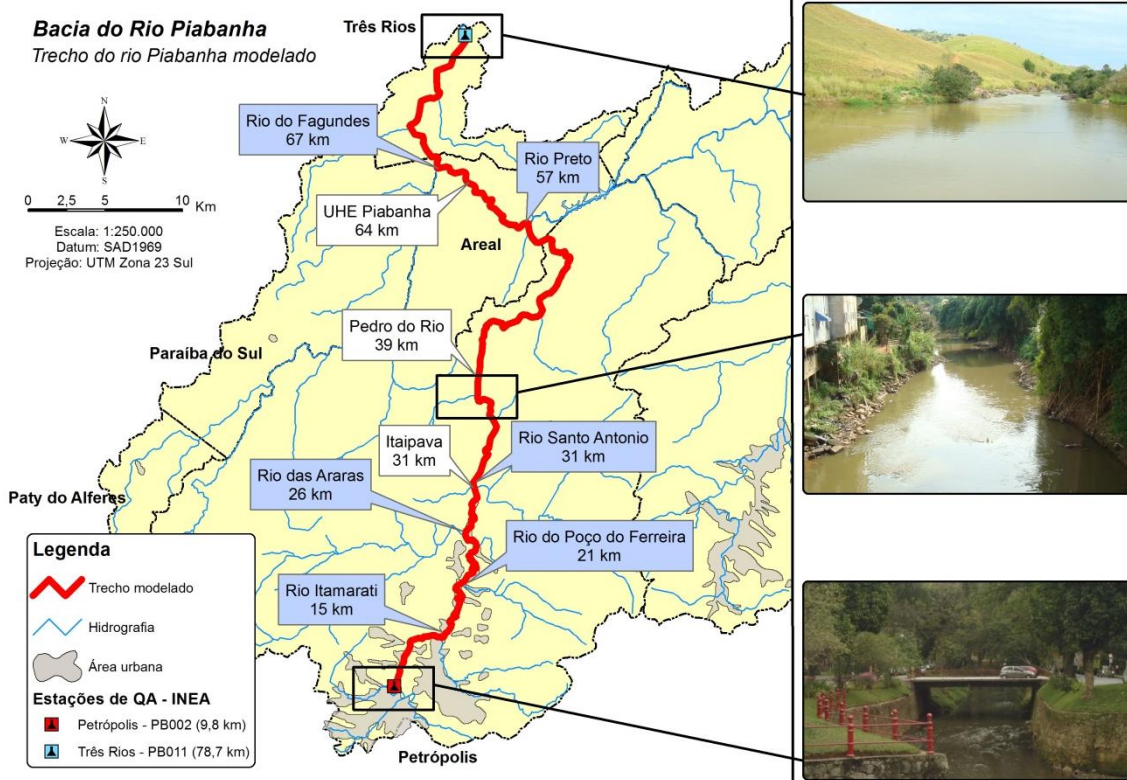


Figura 4.1 – Delimitação do trecho do rio Piabanha para modelagem: pontos de referência e aspecto visual dos locais de início, intermediário e final. As distâncias se referem ao comprimento total desde a nascente do rio até o ponto de interesse.

Ao longo deste trajeto, o rio Piabanha sofre contribuições de diversos afluentes e lançamentos. Antes do ponto de início do trecho, há contribuições do rio Quitandinha e do seu afluente o rio Palatinado. Ambos drenam áreas urbanas: o rio Palatinado atravessa o Centro Histórico e os bairros do Morin, Alto da Serra e Rua Teresa. O rio Quitandinha drena bairros importantes e populosos como o Centro e Quitandinha. Apesar da exposição a diversos agentes poluidores em função da ocupação de suas bacias, melhorias vêm sendo implementadas na qualidade da água destes rios com a instalação na última década das ETE Quitandinha e Palatinado.

Neste trecho mais urbano, o rio Piabanha possui sua calha canalizada (concretada) a fim de evitar transbordamentos e enchentes (fotografia da parte inferior direita da Figura 4.1). O mesmo ocorre com os rios Quitandinha e Palatinado.

Após o ponto de início, há contribuições do rio Itamarati e, mais a jusante, do rio do Poço do Ferreira, das Araras e Santo Antonio. Neste trajeto, o rio Piabanha mantém uma seção razoavelmente uniforme, tornando-se ligeiramente sinuoso em alguns pontos, e possui suas margens ocupadas por moradias, porém de maneira menos adensada que no centro. Próximo à localidade de Pedro do Rio, o vale do rio se apresenta encaixado e fortemente ondulado, ocupado por sedes de fazendas, casas e com alguma concentração populacional (fotografia do meio na Figura 4.1).

O trecho seguinte, entre a confluência do rio Santo Antonio e o encontro com o rio Preto, já no município de Areal, apresenta características bastante heterogêneas. Há uma pequena extensão de seção uniforme, seguida de trechos meandrados e encachoeirados, que se alternam em função das mudanças, por vezes abruptas, de declividade. Nestes pontos de maior encachoeiramento o rio atinge profundidades bastante baixas e que favorecem a reaeração, especialmente em períodos de vazões reduzidas. Nos locais de menor declividade e maior sinuosidade bancos de areia e de sedimentos afloram em diversos pontos.

Após a confluência com o rio Preto, o rio Piabanha recebe um incremento considerável de vazão, aumentando sua largura e profundidade. Em seguida, o rio permanece razoavelmente meandrado e encachoeirado por cerca de 7 km até o ponto em que se encontra o barramento da UHE Piabanha (9 MW). Esta hidrelétrica, que pode ser visualizada na Figura 4.2, é do tipo fio d'água e seu regime de operação impõe drásticas reduções na vazão do Piabanha, como pode ser observado na imagem. De acordo com a legislação vigente no estado do Rio de Janeiro ¹², os aproveitamentos hidrelétricos são obrigados a manter uma vazão remanescente entre a barragem e o lançamento no final do canal de fuga igual ou maior do que 50% da $Q_{7,10}$. O canal de restituição situa-se junto à casa de máquinas da usina, esta localizada 2,5 km a jusante da tomada d'água.

¹² Conforme disposto no art. 5º, § III, da portaria 591 da SERLA (Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas) de 2007 e que dispõe sobre “*Os procedimentos técnicos e administrativos para emissão da declaração de reserva de disponibilidade hídrica e de outorga para uso de potencial de energia hidráulica para aproveitamentos hidrelétricos em rios de domínio do estado do Rio de Janeiro e dá outras providências*”.

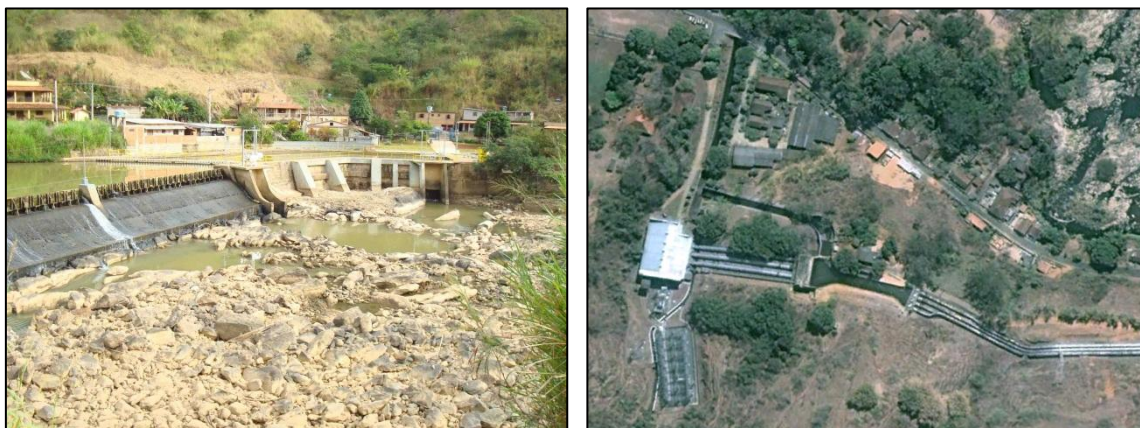


Figura 4.2 – UHE Piabanha: barramento e tomada d’água (à esquerda); casa de máquinas e canal de restituição (à direita) (Fonte: foto pessoal de 09 de junho de 2011 e banco de imagens do Google Earth®).

No trecho seguinte, na sua parte mais baixa e plana, o rio Piabanha apresenta áreas ocupadas com fazendas e pastagens. Neste percurso ocorre a confluência com o rio do Fagundes que possui seu regime de vazões alterado pela operação da UHE Coronel Fagundes, conforme comentado no capítulo 2. O rio torna-se ligeiramente meandrado mantendo seção bastante uniforme até o ponto que delimita o fim do trecho modelado, junto à estação de amostragem do INEA, no município de Três Rios (fotografia da parte superior da Figura 4.1).

4.1.1.1. Análise dos dados hidrodinâmicos disponíveis

Atualmente, há na bacia do rio Piabanha oito postos de monitoramento de variáveis fluviométricas, dos quais cinco encontram-se em operação (ANA, 2011). Ao longo do rio Piabanha são operadas quatro estações, ao passo que no rio Preto e no rio do Fagundes operam três e uma estações, respectivamente. Algumas destas estações fornecem, além dos dados hidráulicos (cota, vazão, área molhada, largura, velocidade média e profundidade), dados de medição de qualidade de água e de levantamento da seção transversal.

A tabela da página 58 trás um resumo das informações disponíveis nestas estações. São mostradas informações a respeito dos dados disponíveis, os períodos sem registro (falhas) e a consistência destes. São mostradas também as vazões de estiagem, Q_{05} e $Q_{7,10}$. Estes dados de vazão serviram de base para os estudos de regionalização realizados pelo CPRM.

Tabela 4.1 – Estações fluviométricas existentes na bacia do rio Piabanha. Vazões obtidas nos estudos de regionalização da CPRM (Fonte: ANA, 2011 e CPRM, 2003).

Código	Nome	Q_{7,10} (m³/s)	Q₉₅ (m³/s)	Rio	Município	Operadora	Área (km²)	Período de Observação	Falhas	Observações¹³
58400000	PETRÓPOLIS	0,5	0,78	RIO PIABANHA	PETRÓPOLIS	DESATIVADA	43	08/1938 a 08/1987	07 - 12/1941; 1942; 1943; 1944; 1945; 1946; 1947; 1948; 1949; 1950; 1951; 1952; 1953; 1954; 1955; 1956; 1957; 1958; 01 - 08/1959; 12/1984	α.
58405000	PEDRO DO RIO	1,98	3,1	RIO PIABANHA	PETRÓPOLIS	CPRM	413	12/1931 a 08/2010	07 - 12/1941; 1942; 1943 até 1957; 05/1987	01/2006 - 08/2010 não Consistidos; β.
58409000	AREAL - RN	2,41	3,69	RIO PIABANHA	PETRÓPOLIS	DESATIVADA	510	07/1933 a 12/1975	04 - 12/1940; 1941 até 1954; 01 - 10/1955; 1971; 1972	α.
58420000	FAZENDA SOBRADINHO	3,81	5,75	RIO PRETO	TERESÓPOLIS	CPRM	720	11/1935 a 07/2010	06 - 08/1968; 1970 até 1976; 01/1977; 12/1998	01/2006 - 07/2010 Não Consistidos; γ.
58425000	MORELI (PARADA MORELI)	4,48	6,6	RIO PRETO	PETRÓPOLIS	CPRM	926	01/1962 a 07/2010	-	01/2006 - 07/2010 Não Consistidos; γ.
58427000	TRISTÃO CÂMARA	-	-	RIO PRETO	PETRÓPOLIS	DESATIVADA	1.110	09/1930 a 07/1941	01 - 04/1936.	α.
58434000	FAGUNDES	0,94	1,26	RIO FAGUNDES	PETRÓPOLIS	CPRM	276	09/1936 a 09/2010	07 - 12/ 1941; 1942 até 1955; 01 a 02/1956	01/2006 - 09/2010 Não Consistidos; γ.
58440000	MOURA BRASIL	6,91	8,65	RIO PIABANHA	TRÊS RIOS	FURNAS	2.049	07/1933 a 07/2010	01/1983; 07 - 12/1983; 01 - 12/2006; 2007; 01 - 02/2008.	01/2006 a 07/2010 Não Consistidos; γ.

¹³ Disponibilidade de dados: α – dados hidráulicos apenas; β – dados hidráulicos e de qualidade de água; γ – dados hidráulicos, de qualidade de água e de levantamento de seção transversal.

Nestes estudos, a bacia do rio Piabanha mostrou-se uma região hidrologicamente homogênea e para ela foram definidas equações de regionalização e curvas regionais de probabilidades (CPRM, 2002). Estas equações são úteis para estimar as vazões em corpos d'água cuja série histórica de medições é pequena ou inexistente. O modelo recomendado pela CPRM para o cálculo da Q_{95} e da Q_{MLT} para a bacia do Piabanha é dado por:

$$Q_{95} = 0,0721 \times A^{0,6422} \quad (4.1)$$

$$Q_{MLT} = 0,1698 \times A^{0,6978} \quad (4.2)$$

onde A é a área de drenagem em km^2 . A equação só é válida para valores de A entre 40 e 2050 km^2 . Todos os corpos d'água afluentes ao rio Piabanha possuem bacia com área de drenagem dentro deste intervalo, à exceção dos córregos Cascatinha, Mundo Novo, do Cedro, da Jacuba, de Tabão, de Nogueira e da Manga Larga e do Ribeirão Retiro das Pedras que possuem área inferior a 40 km^2 . Estes corpos d'água são mostrados em cinza no mapa da Figura 2.3 no capítulo 2.

Para o caso específico da sub-bacia do rio do Fagundes, outras equações de regressão são recomendadas:

$$Q_{95} = 0,0049 \times A^{0,8443} \times P^{2,8897} \quad (4.3)$$

$$Q_{MLT} = 0,0095 \times A^{0,9182} \times P^{3,0797} \quad (4.4)$$

onde P é a precipitação anual média na bacia, em m. Os limites de validade destas últimas equações não são informados nos estudos de regionalização.

Em relação ao regime fluviométrico, o ano hidrológico na bacia do Piabanha coincide com o da bacia do Paraíba do Sul, correspondendo ao período de setembro a agosto. As maiores vazões ocorrem em dezembro, janeiro, fevereiro e março e as mínimas em julho, agosto e setembro, conforme se pode verificar no histograma de vazões mensais médias de longo período, para a estação de Pedro do Rio, mostrado no Gráfico 4.1.

**Vazões médias mensais
(Estação Pedro do Rio - 1931 a 2005)**

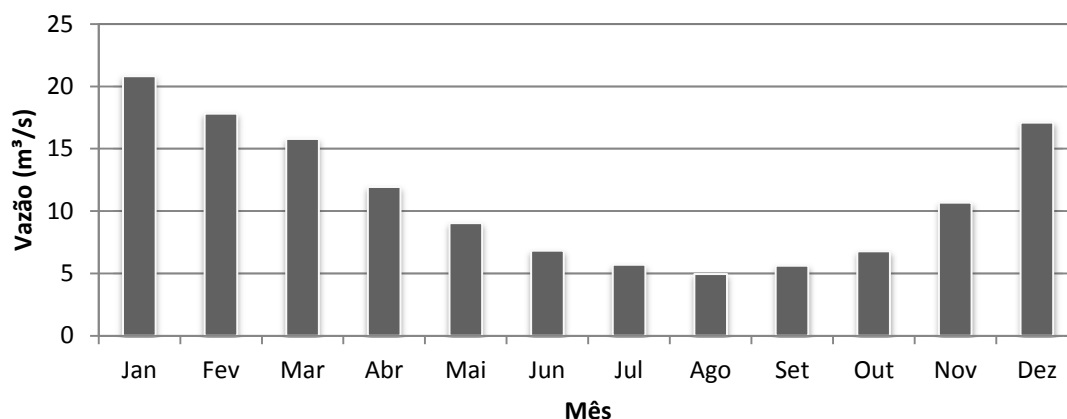


Gráfico 4.1 – Vazões médias mensais na estação fluviométrica de Pedro do Rio calculadas com dados do período de 1931 a 2005 (Fonte: elaborado com dados do *hidroweb*, ANA, 2011).

Depreende-se do gráfico anterior que agosto é estatisticamente o mês mais seco. A utilização de dados de monitoramento compatíveis com este período torna-se o mais adequado para simulação de processos que alterem a qualidade da água, uma vez que no período de escassez hídrica há condições mais críticas para diluição, transporte e decaimento de poluentes.

Além das vazões, dados de seção topobatimétrica foram obtidos em levantamentos realizados pelo CPRM, no âmbito do projeto EIBEX (COPPE/UFRJ, 2010). Ao todo, foram levantadas 14 seções em diferentes corpos d'água da bacia, das quais cinco foram no rio Piabanha. Em conjunto com o levantamento das seções, medições de vazão, velocidade e tirante hidráulico foram executadas através do método dos molinetes permitindo o esboço de curvas-chave e curvas vazão-velocidade. Embora as medições nestes locais não contemple uma série muito longa, o comportamento hidráulico do rio em vazões reduzidas encontra-se bem representado uma vez que se dá preferência ao período seco no planejamento das campanhas de campo.

LOU (2010) também fornece dados de seções transversais em sua dissertação. Estes dados, obtidos com a colaboração de técnicos do CPRM, foram utilizados para modelagem hidrológica chuva-vazão e hidrodinâmica. São fornecidos dados de seções nas localidades de Pedro do Rio, Parque Petrópolis, Praça de Nogueira, junto à confluência com o rio Santo Antonio e no rio Itamarati.

Adicionalmente, ROSSO (1986) realizou ensaios de traçadores no rio Piabanha, no trecho entre Pedro do Rio e Areal. Ao todo, foram realizadas quatro campanhas de campo que geraram, além de valores do coeficiente de dispersão, medidas de vazão, velocidade, profundidade, área molhada, largura e tempo de trânsito entre seis seções ao longo de um trecho de 20 km. Estas informações podem também ser utilizadas na estimativa de curvas-chave e curvas vazão-velocidade, resguardadas as devidas limitações pertinentes ao pequeno número de medições disponíveis.

O mapa da figura seguinte reúne todos os pontos de monitoramento e obtenção de variáveis hidráulicas. São mostradas as estações de monitoramento da ANA cadastradas no *hidroweb*, os pontos de levantamento de seção do CPRM, os pontos levantados por LOU (2010) e os pontos de controle relativos aos ensaios realizados por ROSSO (1986).

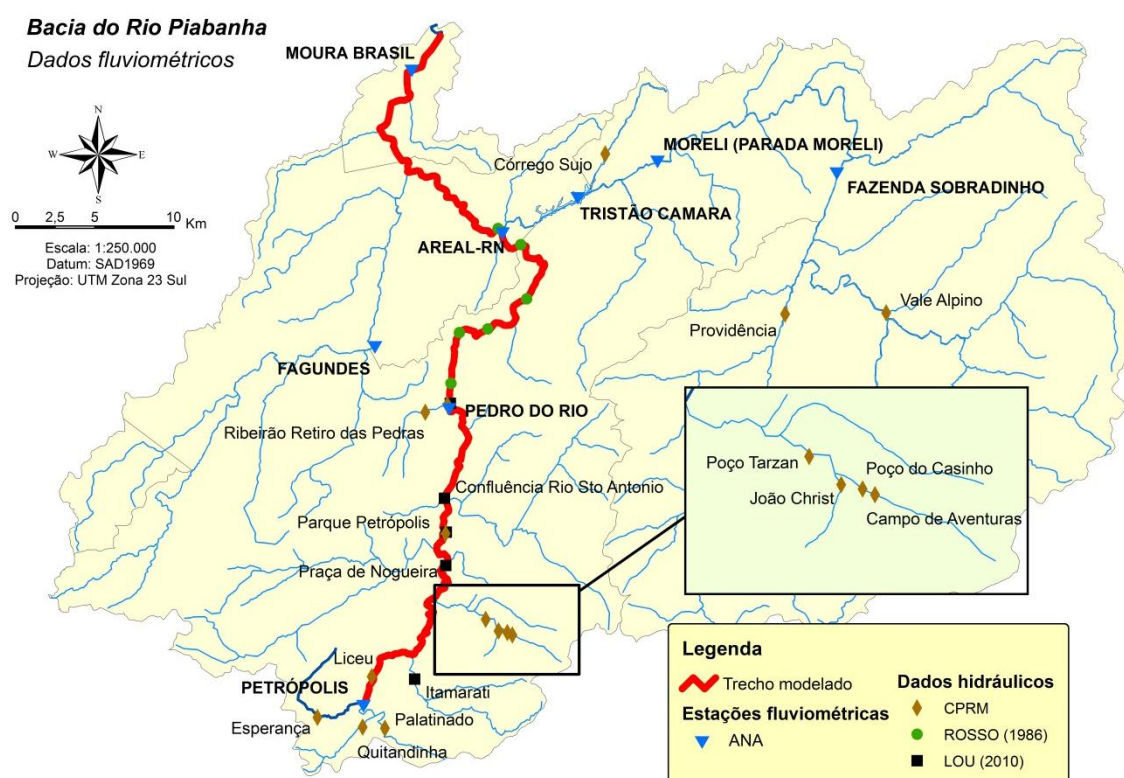


Figura 4.3 – Estações fluviométricas da bacia do rio Piabanha e pontos de levantamento de seções e de dados hidráulicos.

Há também dados de declividade obtidos a partir das bases cartográficas disponibilizadas pelo IBAMA (2011). O gráfico da figura seguinte foi elaborado a partir de carta topográfica digital disponível na base de dados do IBAMA e ilustra o perfil longitudinal do rio Piabanha, no trecho compreendido entre a nascente e a foz.

Perfil Longitudinal - Rio Piabanha

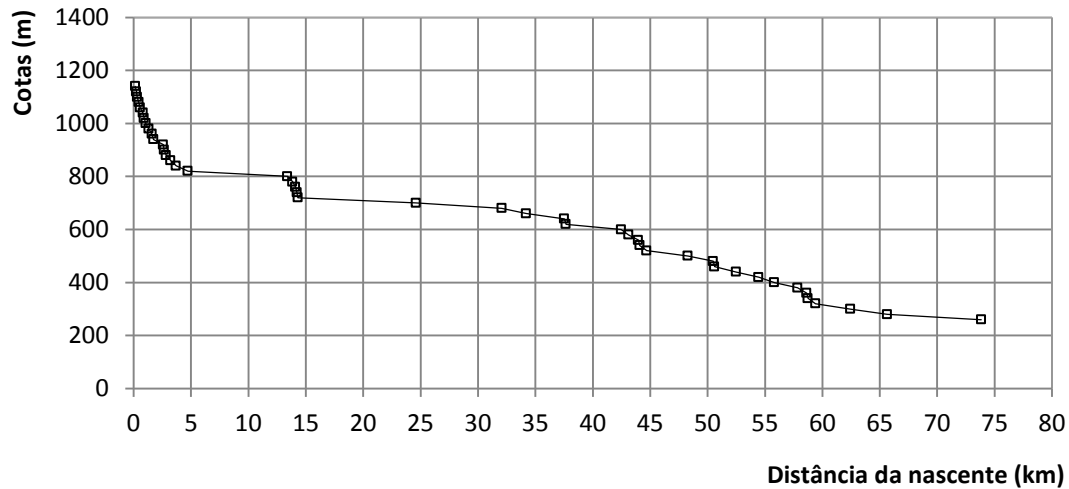


Gráfico 4.2 – Perfil longitudinal do rio Piabanha, mostrando as variações de declividade ao longo da extensão do curso d’água (Fonte: elaborado com dados do IBAMA).

O rio Piabanha apresenta um grande declive nos seus primeiros cinco quilômetros de extensão, com uma declividade média de 68 m/km. A partir deste ponto, quatro grandes trechos de declividade aproximadamente constantes podem ser identificados: (a) entre os quilômetros 5 e 14, com declividade média de 2 m/km, que corresponde ao trecho urbano do rio; (b) entre os quilômetros 15 e 42, com declividade média de 6 m/km, correspondendo ao trecho entre a confluência com o rio Itamarati e Pedro do Rio; (c) entre os quilômetros 44 e 58, com declividade média de 13 m/km, que corresponde ao trecho entre Pedro do Rio e a confluência com o rio Preto e (d) a partir do quilômetro 58, com declividade média de 5 m/km.

Partindo aproximadamente do quilômetro dez, o trecho escolhido para modelagem abrange todos estes subtrechos de declividade homogênea e os quatro pontos de alteração brusca de declividade identificáveis no Gráfico 4.2. Estes últimos correspondem a locais de grande encachoeiramento cuja representação no modelo hidrodinâmico constitui um desafio, em função da irregularidade da seção. Há que se considerar, entretanto, que estes trechos somam uma pequena parcela da extensão total modelada, não comprometendo a representatividade do modelo dada a sua escala de resolução e a natureza dos dados de entrada.

4.2.1.1 Análise dos dados de qualidade de água disponíveis

Em relação ao monitoramento da qualidade da água, a bacia do rio Piabanha não dispõe de séries tão completas quanto as existentes para os dados hidráulicos. No rio Piabanha, em particular no trecho modelado, há algumas estações fluviométricas da ANA (estações de Pedro do Rio e Moura Brasil, conforme Tabela 4.1) que dispõem publicamente dados relativos a medições de OD, temperatura, condutividade e pH, em virtude de sua facilidade de determinação em campo. Ainda assim, estes dados abrangem curtos períodos de tempo e possuem frequência de amostragem totalmente irregular, comprometendo sua utilização na execução, calibração e validação de modelos.

Paralelamente, existe uma longa série de dados de qualidade de água do INEA (Instituto Estadual do Ambiente), comentados no capítulo 3, mas que ainda não se encontram publicamente disponíveis. A esta série se somam dados mais recentes do CETEM (Centro de Tecnologia Mineral) e do CPRM (Centro de Pesquisas em Recursos Minerais) cujo livre acesso é, ainda, igualmente limitado. Todavia, todas estas informações puderam ser disponibilizadas graças à colaboração e parceria com alguns funcionários destes órgãos.

A figura da página 64 ilustra a localização de todos os pontos de amostragem de qualidade de água existentes ao longo do rio Piabanha e de seus principais tributários e que puderam ser obtidos para o desenvolvimento desta dissertação.

Os dados do INEA ¹⁴ são provenientes da coleta e análise bimestrais que o órgão vem efetuando em duas localidades ao longo do rio Piabanha como parte do seu programa de monitoramento sistemático da qualidade da água.

O INEA dispõe, na bacia do Piabanha, de duas estações de monitoramento sistemático: uma localizada junto à foz do Piabanha, na localidade de Três Rios, e outra no centro da cidade de Petrópolis. Nestas estações, coletas são realizadas mensalmente com o objetivo de avaliar os principais indicadores físico-químicos de qualidade de água, bem como acompanhar a comunidade fitoplanctônica quanto à composição quantitativa e qualitativa e realizar biotestes qualitativos para avaliar a possível toxidez de cianobactérias e de sedimentos.

¹⁴ Dados gentilmente cedidos pelo Biólogo Leonardo Daemon.

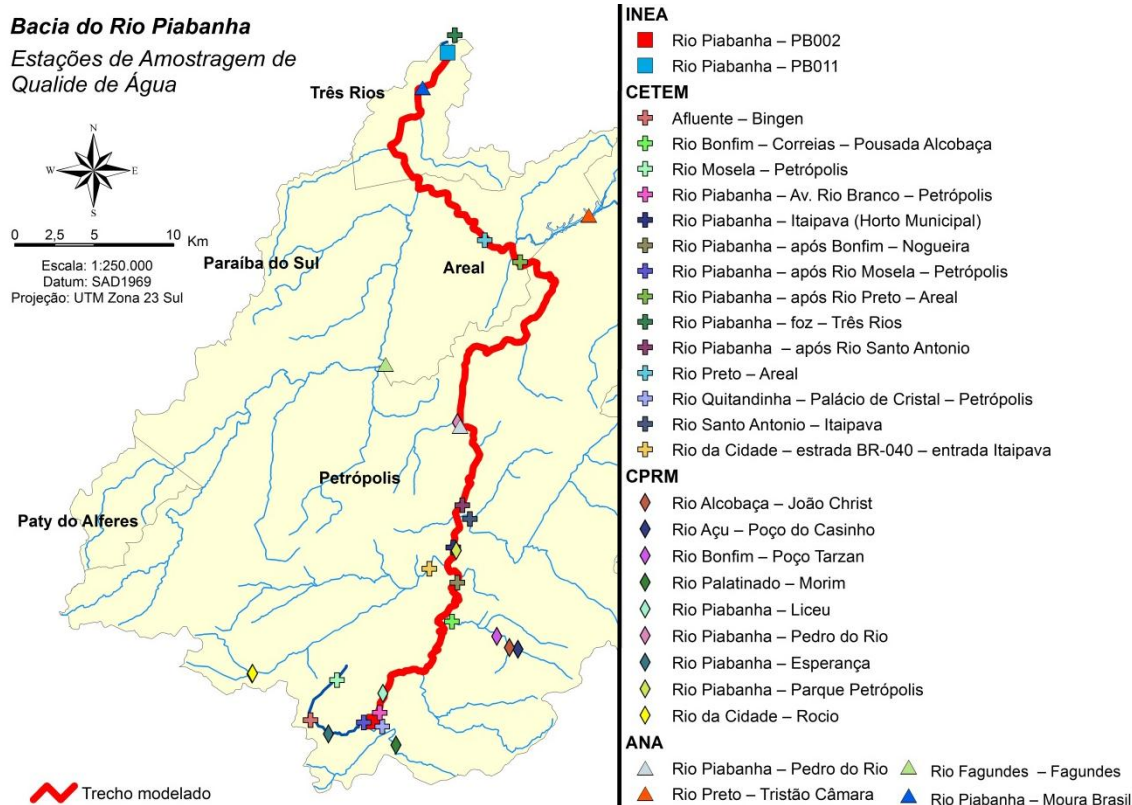


Figura 4.4 – Estações de amostragem de qualidade de água existentes ao longo do rio Piabanha e afluentes.

Apesar de os dados do INEA cobrirem um período de 30 anos, não há regularidade nas coletas de modo que existem períodos variáveis, alguns de mais de 12 meses, sem que uma única amostragem tenha sido feita. Isto não descarta, porém, a utilidade destes dados para fins da modelagem, desde que se trabalhe com as variáveis estatísticas adequadas (medianas, percentis, mínimos e máximos).

Os dados do CETEM¹⁵ foram obtidos através de coletas bimestrais com vistas a avaliar a qualidade ambiental das águas na bacia através de ensaios ecotoxicológicos agudos e crônicos, e mapear a distribuição espacial e sazonal dos impactos causados sobre a biota aquática (NEGREIRO *et al.*, 2009). Foram realizadas campanhas de coleta entre abril e dezembro de 2009, cobrindo o rio Piabanha desde a sua nascente, em Petrópolis, até sua foz em Três Rios. Ao todo foram coletadas amostras em 13 pontos ao longo da calha do rio e em alguns de seus afluentes, como o rio Preto, o rio Mosela, o rio da Cidade e o rio Santo Antônio (Figura 4.4). Medidas de pH, OD, temperatura e condutividade foram realizadas em campo. Para duas amostras de cada ponto de coleta foi avaliada também a dureza.

¹⁵ Dados gentilmente cedidos pela Bióloga Silvia Egler.

Os dados do CPRM ¹⁶ são oriundos de campanhas de coleta mensais que visam subsidiar a implementação do projeto EIBEX (Estudos Integrados de Bacias Experimentais). O projeto tem como objetivo avaliar o comportamento hidrológico de regiões com bioma natural Mata Atlântica, em áreas de ocupação agrícola e urbanizada, utilizando modelos de simulação de sistemas hídricos, de avaliação de processos erosivos, carga de sedimentos e poluição causada por fontes difusas (ARAÚJO *et al.*, 2007). Estas coletas vêm sendo realizadas desde agosto de 2009 com frequência mensal, porém, não sendo totalmente regulares, apresentam-se períodos de diversos meses sem medições. Há 9 pontos de coleta distribuídos, conforme ilustra a Figura 4.4, e que monitoram 29 parâmetros dentro dos quais se incluem alguns metais, o nitrato, a amônia, a DBO e a DQO, o fosfato, os coliformes fecais e totais.

Adicionalmente a estes parâmetros determinados em laboratório, medidas de temperatura, condutividade elétrica, OD e pH são realizadas *in situ* através de uma sonda. Foram disponibilizados para o desenvolvimento deste trabalho os resultados das 10 primeiras campanhas de coleta do CPRM, abrangendo o período de agosto de 2009 a novembro de 2010 para todos os parâmetros, exceto OD.

Objetivando facilitar a sua interpretação, toda a coleção de dados de qualidade de água disponível foi reunida e classificada de acordo com o ponto e a data de coleta. Em seguida, foram confeccionados gráficos do tipo *box-plot* que permitem a análise da variabilidade espacial e sazonal de cada um dos parâmetros monitorados. Este tipo de gráfico mostra, para cada seção de coleta, os valores mínimos e máximos da grandeza monitorada bem como os percentis ¹⁷ 25%, 50% (mediana) e 75 %.

A seguir são mostrados os gráficos elaborados apenas para os parâmetros modelados e que são regulados pela resolução CONAMA nº 357/2005 (OD, DBO, coliformes termotolerantes, nitrito, nitrato e fósforo total), para a coleção completa de dados e para o mês que estatisticamente apresenta os menores valores de vazão. Embora haja dados disponíveis para outros parâmetros e estes tenham sido usados no modelo (nitrogênio orgânico e amoniacal, fósforo orgânico e inorgânico), optou-se por omitir estas informações com o intuito de simplificar a análise.

¹⁶ Dados gentilmente cedidos pela Engenheira Mariana Dias Villas Boas.

¹⁷ O percentil x % representa o valor n para o qual $(1 - x)$ % dos valores amostrados são maiores que n ou para o qual x % são menores que n .

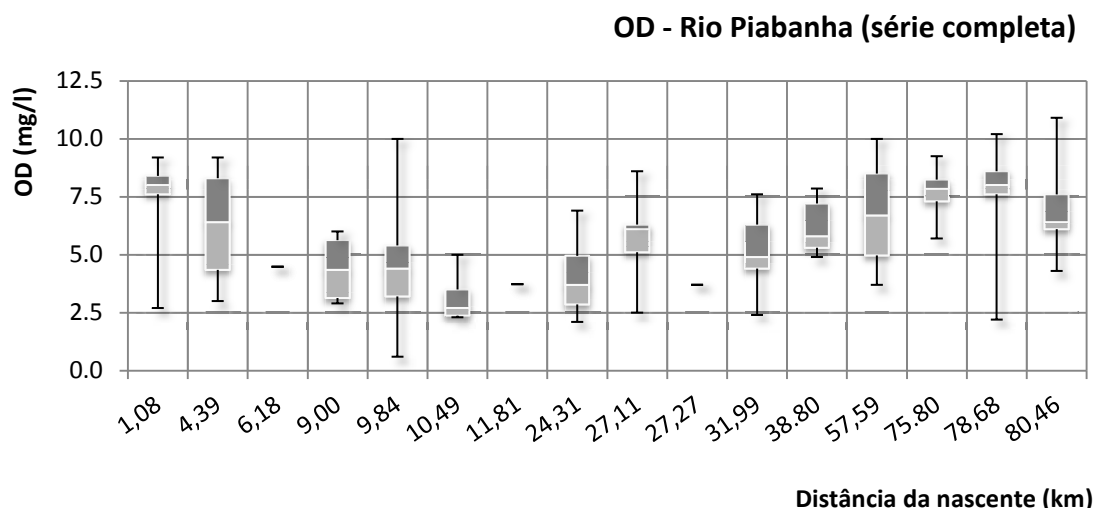


Gráfico 4.3 – Valores de OD ao longo do rio Piabanha para a coleção completa de dados.

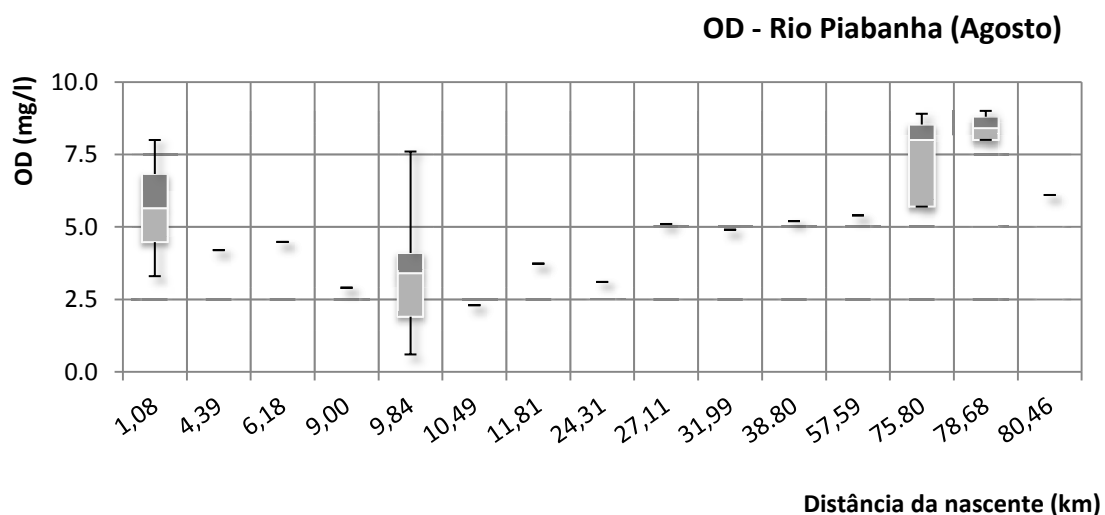


Gráfico 4.4 – Valores de OD ao longo do rio Piabanha para os valores medidos no mês de estiagem.

Os dados relativos ao OD, mostrados nos gráficos da página 66, revelam o que já havia sido evidenciado no capítulo 3: há um segmento de maior depleção junto ao trecho urbano de Petrópolis que se inicia pouco após a nascente do rio Piabanha e se estende por cerca de 25 km. O limite de classe no rio Piabanha para o OD, que seria de 5,0 mg/l de acordo com a resolução CONAMA nº 357/2005, é violado principalmente neste trecho. Torna-se claro que as condições mais desfavoráveis de depuração ocorrem

justamente na sub-bacia urbana, em função dos menores valores de OD, tanto para a série completa quanto para a série do mês de estiagem.

Tomando como base as medianas das séries (traço intermediário de cada *box*), observa-se que a concentração crítica de OD ocorre logo após o ponto de início do trecho modelado (em 9,84 km), com valores em torno de 2,5 mg/l para ambas as séries. Em relação à sazonalidade dos valores, é evidente a queda nas concentrações do OD em todas as seções ao longo do rio para os dados do mês de Agosto, onde ocorrem as menores vazões no rio.

Outro aspecto importante é a grande dispersão dos valores de concentração em cada seção refletida no comprimento vertical dos *boxes*, especialmente nos pontos onde existe grande quantidade de medições. No Gráfico 4.4, por exemplo, a diferença entre o percentil 75% e 25% em algumas seções é da ordem de 2,0 mg/l, denotando que os fatores influentes na qualidade da água não são estáticos, mas vêm sofrendo alterações ao longo dos anos. Há um longo trecho do rio que dispõe de poucas medições, especialmente para o mês de estiagem, o que é denotado pelas colunas do gráfico que possuem apenas um único traço.

Os gráficos de DBO mostrados a seguir revelam uma menor disponibilidade de pontos de amostragem. Ao contrário do OD, a DBO é um parâmetro cuja obtenção é mais trabalhosa, pois necessita de procedimentos laboratoriais e de pelo menos cinco dias de reação para sua determinação. Apenas as campanhas do INEA e do CPRM, e a estação de Moura Brasil, da ANA, dispõem de medições de DBO.

Diretamente relacionadas ao OD, observam-se maiores valores de DBO próximo ao trecho urbano da bacia. As concentrações decrescem de maneira mais acentuada logo após o ponto de início do trecho modelado, assumindo um comportamento assintótico ao final do trecho.

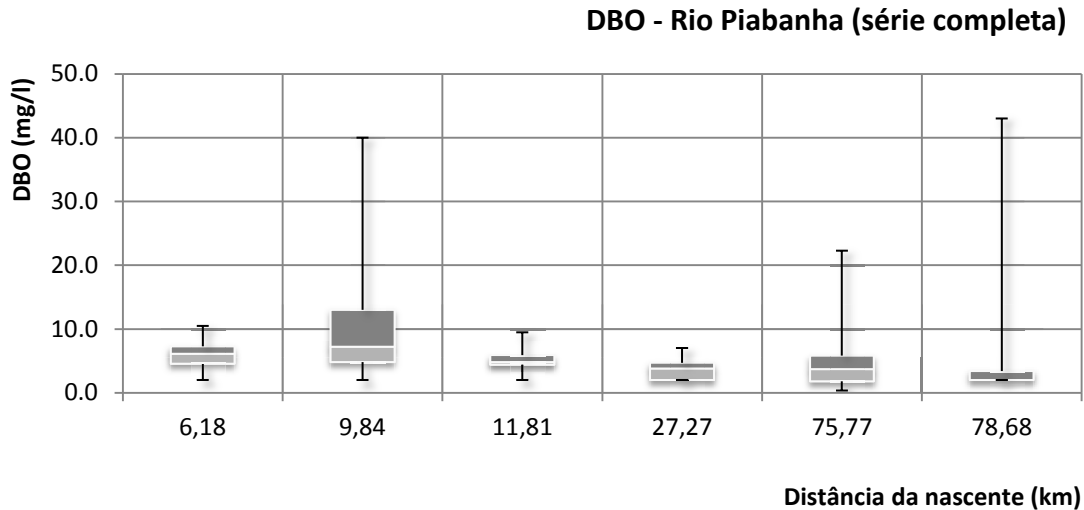


Gráfico 4.5 – Valores de DBO ao longo do rio Piabanha para a coleção completa de dados.

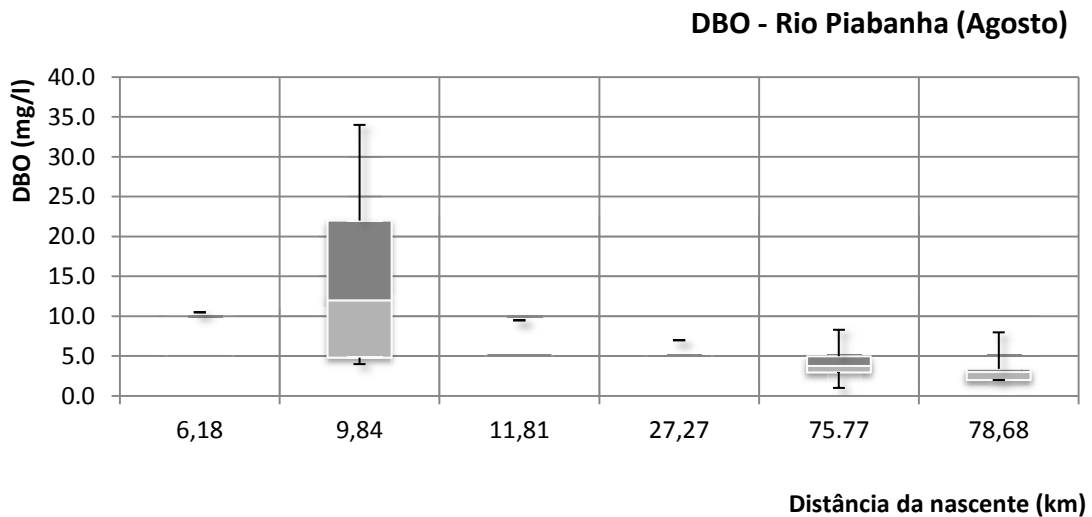


Gráfico 4.6 – Valores de DBO ao longo do rio Piabanha para os valores medidos no mês de estiagem.

A variabilidade dos valores em cada seção de monitoramento é nitidamente mais acentuada no início do trecho modelado do que no final. Em função da dinâmica das fontes de poluição urbana, lançamentos esporádicos de alta concentração, como em despejos acidentais ou em drenagem de chuvas intensas, ocorrem no início do trecho modelado. Este aspecto é denotado pelo maior comprimento da barra vertical acima de cada *box*.

A variabilidade sazonal também é bastante evidente. Os valores medianos de DBO no início do trecho de interesse (9,84 km), por exemplo, são de 7,2 mg/l para a série completa e de 12 mg/l para as medições do período de Agosto.

As concentrações medianas de coliformes no ponto de início do trecho de interesse são da ordem de 10^5 NMP/100 ml, para ambas as séries (completa e do mês de Agosto). Estas concentrações decrescem ao longo do trecho ainda que se mantendo acima de 1000 NMP/100 ml, limite máximo aceitável de acordo com a resolução CONAMA nº 274/2000. No entanto, ao contrário dos parâmetros analisados até então, as concentrações de coliformes aparentemente voltam a aumentar ao final do trecho, suscitando alguns questionamentos.

Uma possível explicação pode estar ligada à instalação das ETE Quitandinha e Palatinado, no município de Petrópolis, que entraram em operação em 2000 e 2007. As séries mais antigas do INEA (medidas em 9,84 km e em 78,68 km), entre os anos 1980 e 2000, fornecem um valor mediano de coliformes que é uma ordem de grandeza superior à mediana dos valores medidos após 2000. Como a maior parte das medições nestas estações ocorreu antes da instalação destas ETE, a mediana e os percentis nestes pontos se encontram em um patamar mais elevado do que ocorreria se descartados os dados mais antigos. Para as seções intermediárias, as medições vêm sendo realizadas pelo CPRM desde 2009, sendo estes valores uma ordem de grandeza inferior. Isto dá a impressão, nos gráficos da página 70, de que as concentrações aumentam próximo à foz, quando na verdade medições de anos bastante distintos estão sendo comparadas.

Por outro lado, é possível que algum tributário ou lançamento pontual esteja ocasionando o aumento de concentrações observado entre o ponto de medição em 27,27 km e as últimas seções de medição. Neste trecho há contribuições dos rios Santo Antonio, Preto e do Fagundes que podem elevar o aporte de coliformes para o rio Piabanha. A modelagem e a execução dos cenários selecionados ajudam na compreensão destas questões.

Observe que os gráficos de coliformes, ao contrário dos demais, estão em escala logarítmica.

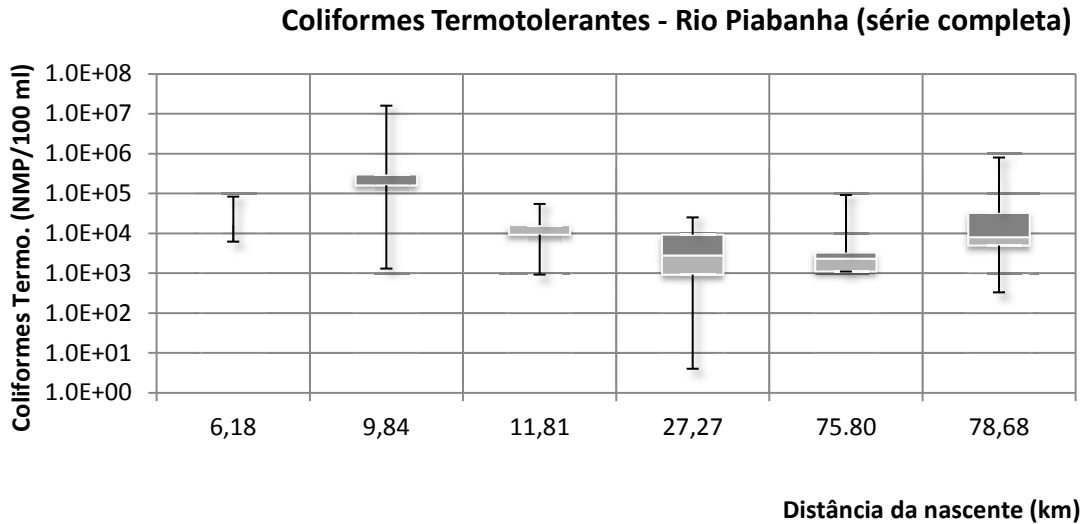


Gráfico 4.7 – Valores de coliformes termotolerantes ao longo do rio Piabanha para a coleção completa de dados.

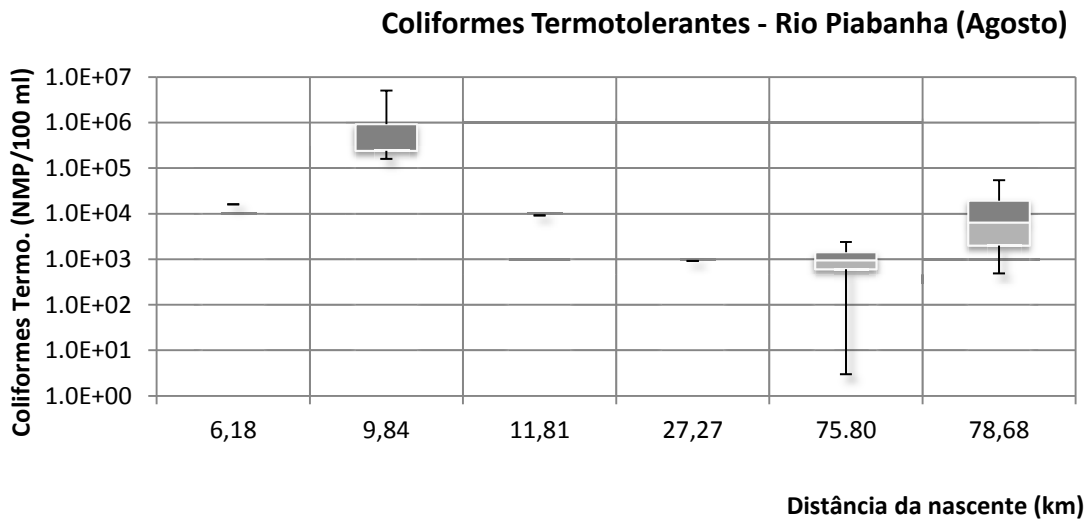


Gráfico 4.8 – Valores de coliformes termotolerantes ao longo do rio Piabanha para os valores medidos no mês de estiagem.

Os gráficos dos parâmetros nitrito e nitrato devem ser analisados tendo em vista as transformações envolvidas no ciclo do nitrogênio. Neste ciclo, a amônia, diretamente associada a despejos de esgotos, é convertida a nitrito e este a nitrato ao longo do percurso. Portanto, espera-se que após o trecho urbano, onde ocorre a maior parte dos despejos de matéria orgânica nitrogenada, as concentrações de nitrito gradativamente decresçam e as de nitrato aumentem.

Observando-se as medianas dos valores do Gráfico 4.9, nota-se que os valores de nitrito decrescem, como esperado, até a estação de monitoramento em 75,8 km, porém aumentando novamente poucos quilômetros depois, na estação de monitoramento do INEA em Três Rios (78,68 km). Situação semelhante ocorre no Gráfico 4.10, para o mês de Agosto, sendo o decréscimo das concentrações nitrito menor.

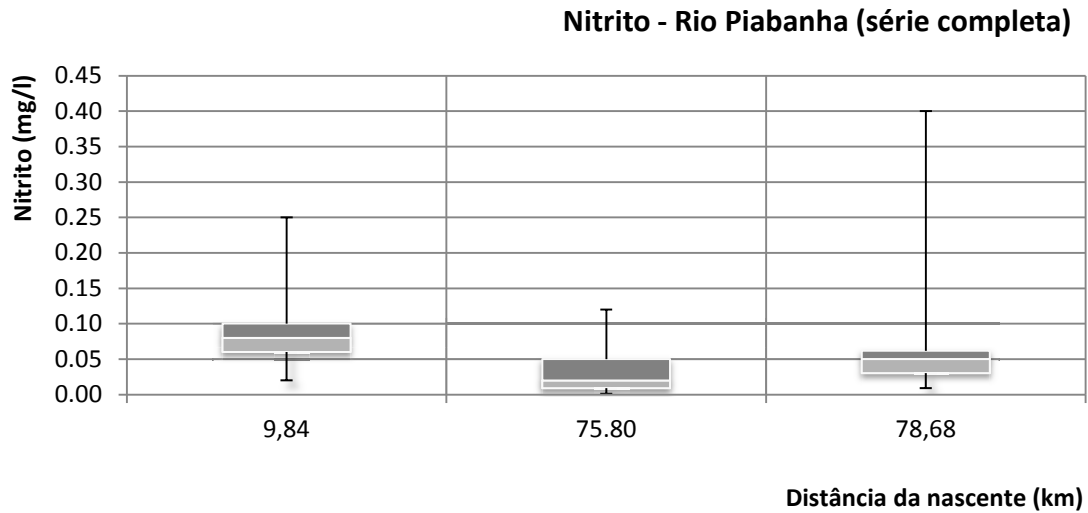


Gráfico 4.9 – Valores de nitrito ao longo do rio Piabanha para a coleção completa de dados.

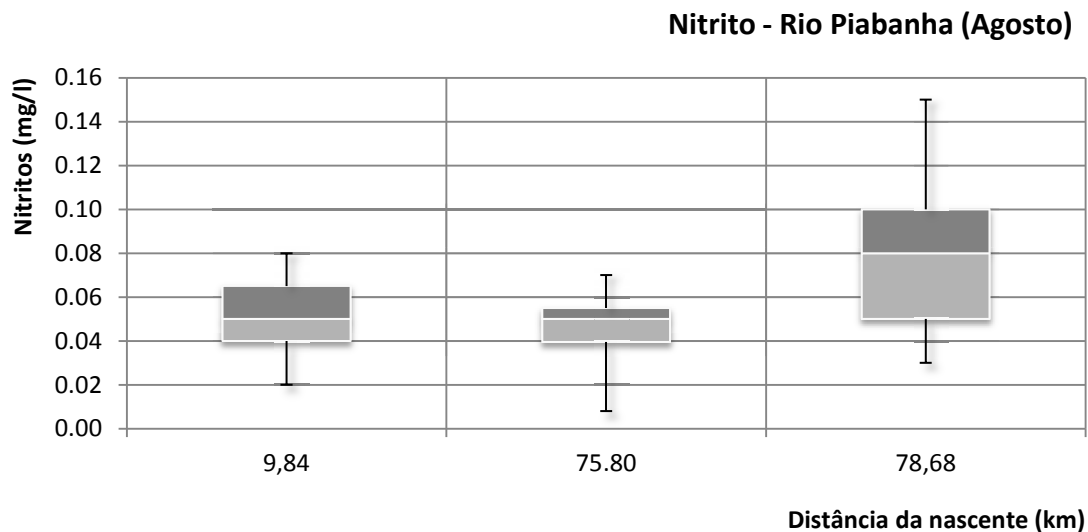


Gráfico 4.10 - Valores de nitrito ao longo do rio Piabanha para os valores medidos no mês de estiagem.

As possíveis razões para tal se assemelham àquelas levantadas para o caso dos coliformes: a existência de medições em períodos bastante distintos entre as seções monitoradas e a influência de tributários e lançamentos ao longo do trecho.

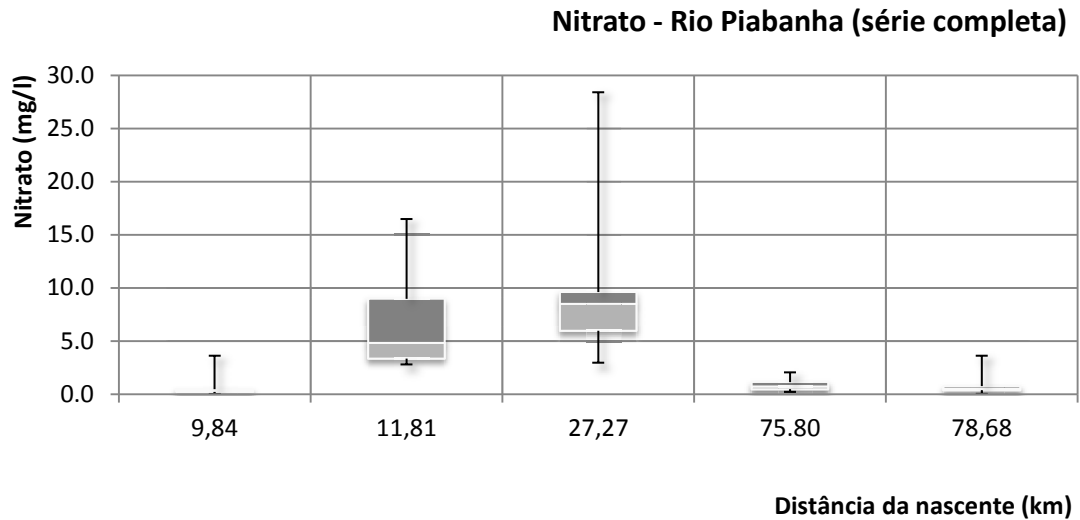


Gráfico 4.11 – Valores de nitrato ao longo do rio Piabanha para a coleção completa de dados.

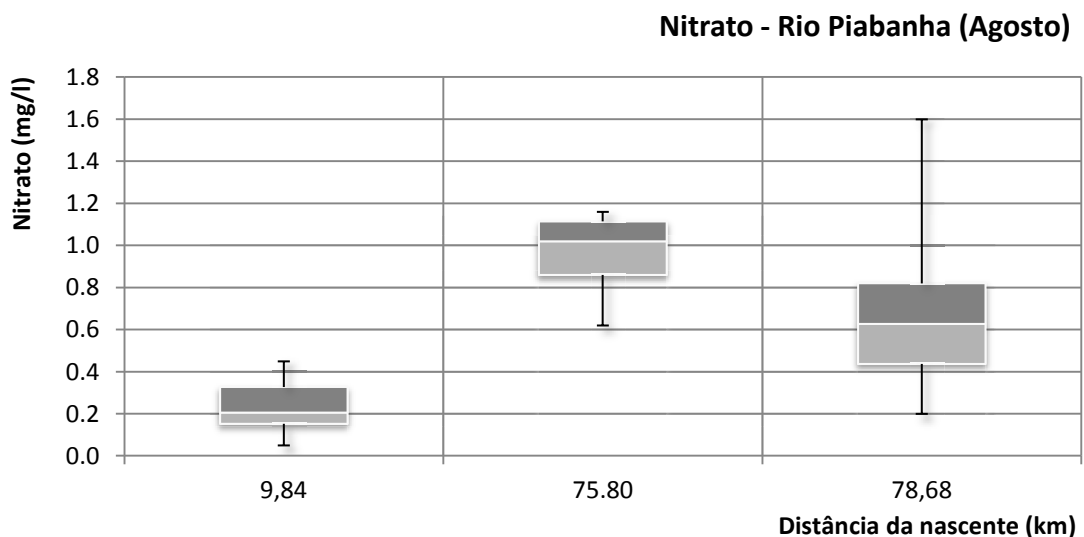


Gráfico 4.12 – Valores de nitrato ao longo do rio Piabanha para os valores medidos no mês de estiagem.

Para os valores de nitrato, os gráficos anteriores mostram que a mediana dos dados acompanha a tendência inversa das medianas dos valores de nitrito, aumentando no início do trecho e depois diminuindo nas seções finais.

Em relação à violação dos limites de classe, o nitrito mostra-se totalmente dentro do padrão preconizado que é de 1,0 mg/l, tanto para as medianas quanto para os máximos. Já para o nitrato, o limite de classe de 10 mg/l é plenamente atendido em todo o trecho se considerada a mediana dos valores.

Os dados disponíveis para o fósforo total são limitados aos pontos de monitoramento do INEA, conforme pode ser constatado no Gráfico 4.13 e no Gráfico 4.14.

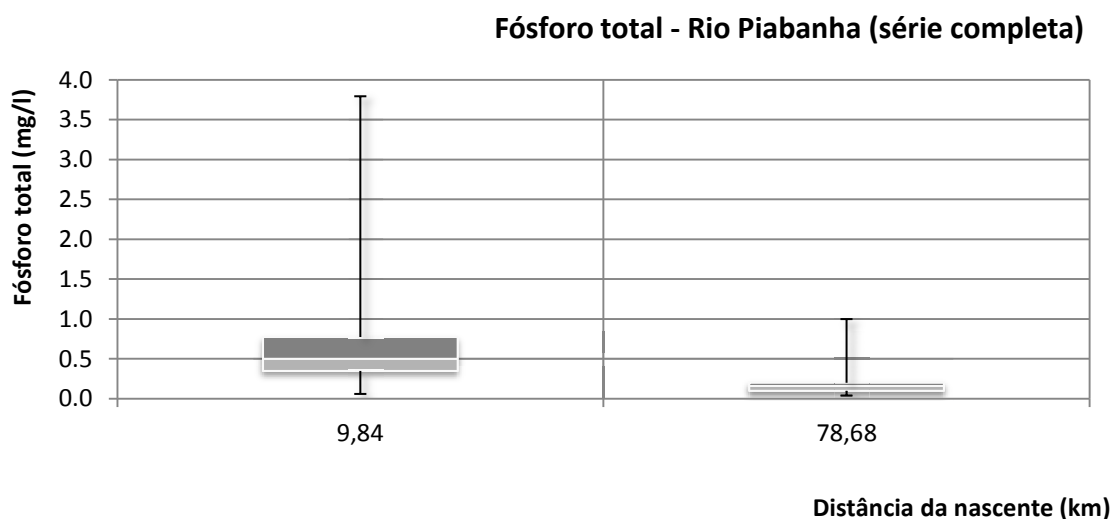


Gráfico 4.13 – Valores de fósforo total ao longo do rio Piabanha para a coleção completa de dados.

Considerando-se as medianas dos dados, observa-se que o limite de classe de 0,1 mg/l preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005 não é satisfeito em nenhuma das duas seções monitoradas, tanto na série completa quando na série do mês de Agosto. Nesta última, as concentrações apresentam valores superiores do que para a série completa.

À semelhança dos outros parâmetros analisados, há maior variabilidade nas concentrações para o ponto de início do trecho, junto à área urbana da bacia. Neste local a dispersão dos valores de concentração em torno da mediana revela uma grande assimetria, sendo os valores máximos mais afastados da média do que os valores mínimos.

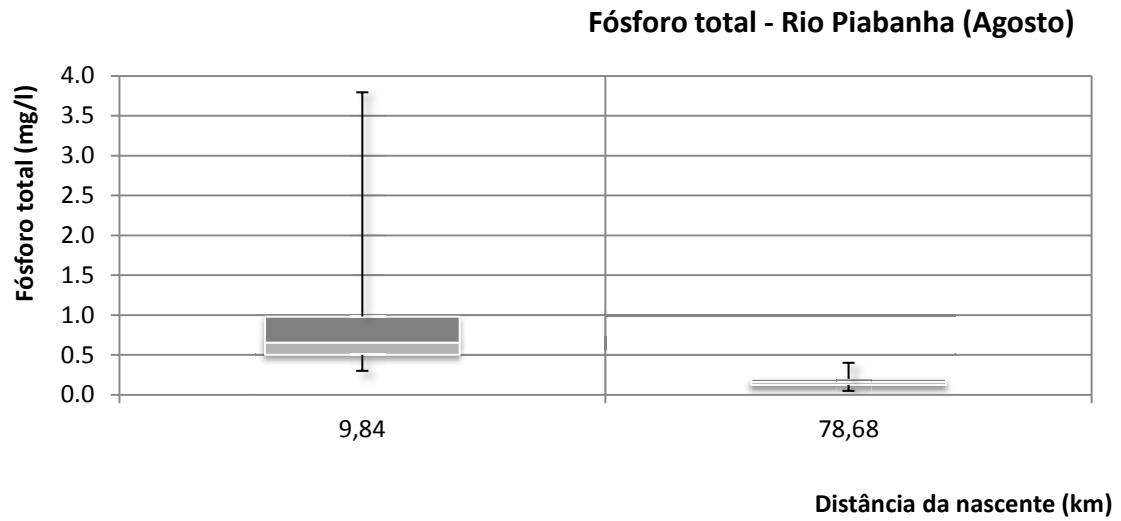


Gráfico 4.14 – Valores de fósforo total ao longo do rio Piabanha para os valores medidos no mês de estiagem.

5 REVISÃO DE MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

Segundo CHAPRA (1997), um modelo matemático de qualidade da água pode ser definido como uma representação idealizada da realidade, que fornece a resposta de um corpo hídrico a um estímulo externo, ou seja, a concentração de um poluente num ponto qualquer do rio devido ao lançamento de cargas ao longo deste rio. Desta forma, os modelos de qualidade de água apresentam potencial de aplicação, por exemplo, em estudos de alocação de descargas de estações de tratamento de esgoto, além de investigações de impactos ambientais e sanitários causados pela descarga de contaminantes (KONDAGESKI, 2008).

Estas ferramentas, quando adequadamente validadas, isto é, aferidas com dados de campo e analisados por especialistas, são úteis no diagnóstico de processos ambientais, no prognóstico de cenários, na interpolação e extrapolação de dados, normalmente escassos tanto no espaço quanto no tempo, no auxílio ao planejamento de campanhas de amostragem, dentre outras aplicações (ROSMAN, 2010). A possibilidade de previsão de respostas do rio à variações e o esclarecimento dos processos de depuração no rio Piabanha através dos modelos matemáticos são facilidades empregadas nesta dissertação.

O presente capítulo tem por objetivo apresentar de forma sucinta a evolução, os conceitos e as etapas envolvidas na elaboração e execução de modelos de qualidade de água, bem como descrever os principais modelos atualmente utilizados.

5.1 DEFINIÇÃO DOS OBJETIVOS DA MODELAGEM

Para que se justifique a implementação de um modelo deve-se ter em mente as capacidades e objetivos para os quais os modelos matemáticos serão destinados. Isto auxiliará na escolha do modelo mais adequado a cada situação e evitará equívocos desnecessários, como por exemplo: (a) gasto excessivo de tempo e dinheiro com modelos demasiado complexos para os propósitos do estudo; (b) modelos excessivamente simplificados que não representam adequadamente os fenômenos de interesse; (c) má definição do domínio e da escala de modelagem; (d) problemas na calibração e validação dos modelos por falta de dados, ou por dados incompatíveis com a escala de interesse; dentre outros.

VON SPERLING (2007) apresenta alguns objetivos para os quais os modelos matemáticos podem ser úteis: (a) a pesquisa, para melhor compreensão de um sistema ou para substituir estudos de laboratório; (b) o gerenciamento e o planejamento de recursos hídricos; (c) a previsão de condições futuras, como em estudos de adequação de padrões de qualidade e alocação de cargas poluidoras; (d) o planejamento de níveis e eficiência de tratamento de efluentes; (e) a outorga para lançamentos e (f) o controle em tempo real, como a avaliação de eventos transientes (derramamentos acidentais, eventos de chuva etc.).

Podem-se alinhar os objetivos desta dissertação à pesquisa e compreensão do sistema do rio Piabanha, bem como ao planejamento, ao gerenciamento e ao estudo de adequação aos padrões ambientais. A este respeito, VON SPERLING (2007) enfatiza que em países em desenvolvimento, como o Brasil, os modelos para planejamento são utilizados para programar atividades de melhoria ambiental e atendimento à legislação, uma vez que a maioria dos corpos d'água encontra-se sob alguma forma de degradação constante, como fora identificado no rio Piabanha.

5.2 CLASSIFICAÇÃO DE MODELOS

A classificação dos tipos de modelos reflete sua estruturação básica e seus objetivos principais. A classificação dos modelos encontrada na literatura é feita a partir de critérios bastante variáveis.

BECK (1983) classifica os modelos da seguinte maneira:

- Modelo distribuído x modelo agrupado: os modelos distribuídos são aqueles nas quais as variações das quantidades dos constituintes variam continuamente no espaço e no tempo como, por exemplo, o modelo de advecção-difusão; já os modelos agrupados agregam parte da descrição do sistema em um volume finito, onde a qualidade da água é assumida como uniforme e independente da posição (modelo de reatores de mistura completa);
- Modelo mecanístico x modelo caixa-preta: os modelos mecanísticos são conceitualmente e fisicamente fundamentados, descrevendo os mecanismos internos do fenômeno; os modelos caixa-preta enfocam apenas no que é mensurável e se baseiam normalmente em ajustes, por meio de análise de

regressão, entre a variável de entrada e de saída, sem se preocupar com o processo em si;

- Modelo estacionário x modelo dinâmico: quando se incorpora a variabilidade temporal e espacial, o modelo é dinâmico e usualmente mais complexo que os modelos estacionários (permanentes) onde se assume que todas as variáveis são constantes no tempo; em função destas características utilizam-se, usualmente, modelos dinâmicos para controle e modelos estacionários para planejamento;
- Modelo estocástico x modelo determinístico: os modelos determinísticos buscam a representação do comportamento do sistema, através de relações de causa e efeito ao passo que os modelos estocásticos valem-se das incertezas e da análise estatística para relacionar variáveis de entrada e saída.

Em relação ao tipo de fenômeno modelado, usualmente dá-se o nome de modelagem hidrodinâmica à determinação da quantidade de movimento da água, isto é, do campo de correntes e velocidades. Chama-se de modelagem do transporte de escalares a determinação da concentração de substâncias, ou outras propriedades escalares, por exemplo, quantidade de calor ou temperatura. O termo modelagem de qualidade da água é adotado quando os escalares de interesse são parâmetros que qualificam a água. Há ainda os modelos de transporte sedimentológico, que calculam erosão, transporte e deposição de sedimentos em corpos d'água (ROSMAN *et al*, 1997). Ressalta-se que os modelos de transporte de escalares, embora possam ser resolvidos desacoplados do modelo hidrodinâmico, dependem do campo de velocidades como dado de entrada fundamental.

Adicionalmente, os modelos podem ser classificados também de acordo com as dimensões consideradas no escoamento (ALBANO, 2004).

Modelos de dimensão 0 (zero), concentrados, de mistura completa ou 0D são modelos matemáticos cujos gradientes espaciais das variáveis de qualidade são desconsiderados. Eles desconsideram efeitos hidrodinâmicos que afetam escoamentos e tratam o corpo d'água como uma mistura homogênea, com a hipótese de não ocorrência, portanto, de estratificação vertical e horizontal, ou seja, o corpo d'água é considerado totalmente misturado.

Modelos de dimensão 1 (um) ou 1D são modelos nos quais as variações das grandezas são considerados em uma única direção espacial, geralmente na direção vertical ou

longitudinal. Nestes modelos as variáveis hidrodinâmicas são tratadas de forma simplificada. São abordados, por exemplo, os mecanismos de troca superficial de calor, transporte de calor por radiação de ondas longas e curtas, influência de vento, retirada seletiva de água e correntes de densidade. Os modelos de direção vertical são melhores aplicados em canais profundos ou nos quais as velocidades de escoamento longitudinal são bem pequenas, o que possibilita a análise dos efeitos de estratificação vertical. Os modelos longitudinais desprezam efeitos de estratificação e são mais indicados para análise de variações ao longo do eixo de rios onde as dimensões laterais e a profundidade sejam desprezíveis mediante o comprimento.

Modelos de dimensão 2 (dois) ou 2D são modelos nos quais as variações das grandezas são consideradas apenas no plano horizontal (2DH ou promediado na vertical) ou, pela direção vertical e longitudinal (2DV ou promediado na horizontal) orientada ao longo do escoamento principal de um corpo d'água.

Modelos de dimensão 3 (três) ou 3D simulam simultaneamente os fluxos vertical e ambas as direções horizontais (transversal e longitudinal). Os modelos tridimensionais necessitam de maior coleção de dados medidos em campo para melhor precisão dos resultados gerados, pois possuem maior número de parâmetros para calibração além de maior complexidade das equações do modelo matemático.

5.3 SELEÇÃO DE MODELOS

A escolha do modelo mais adequado aos objetivos de um determinado estudo ou projeto é uma tarefa de otimização entre o nível de precisão desejado para os resultados e a complexidade e quantidade dos parâmetros envolvidos. Modelos mais simples apresentam erros maiores e modelos mais complexos, apesar de terem menores erros, necessitam de mais dados, elevando o custo de aquisição dos mesmos e, em certo ponto, impossibilitando a sua utilização (ALBANO, 2004).

KAUARK LEITE e NASCIMENTO (*apud* VON SPERLING, 2007) descrevem que um modelo matemático deve ser escolhido de modo que apresente algumas características essenciais. Para os autores, o modelo deve possuir coerência racional, isto é, deve haver coerência entre os objetos e fenômenos percebidos e sua tradução na linguagem teórica. Espera-se também que os resultados sejam próximos aos dados experimentais, entretanto, a escolha do modelo não pode se basear unicamente no ajuste aos dados

experimentais. Deve ser respeitado o princípio da minimalidade, isto é, quando um modelo simples é suficiente, nenhum outro modelo é necessário e o conjunto de parâmetros do modelo é o mínimo necessário para se obterem os resultados que se desejam. Por fim, o modelo deve possuir poder de previsão. Quanto maior o campo de aplicação de um modelo, isto é, as condições sobre as quais o modelo é válido, maior o seu poder de previsão. Modelos determinísticos são em geral de maior poder de previsão do que modelos estocásticos, embora estes possam conduzir a melhores ajustes aos dados experimentais.

CHAU *et al.* (2002) desenvolveram um *software* que auxilia usuários de modelos, especialmente aqueles que não dominam a modelagem matemática, nesta seleção. O sistema desenvolvido considera, para a escolha do tipo de modelo matemático, três aspectos dos objetivos gerais da modelagem: (a) o propósito: tempo real ou planejamento; (b) o projeto: previsão de fluxo de rio, plano de fluxo, dinâmica de correntes, hidrodinâmica estuarina, distribuição de temperatura/densidade, intrusão de água salina, propagação de ondas, propagação de vento e chuva, poluição de água e eutrofização; (c) tarefas: corrente de água, nível d'água, advecção vertical, dispersão horizontal, oxigênio dissolvido, DQO, fitoplâncton, concentração de nutrientes, interação de sedimento, zooplâncton, outras variáveis físicas e outras variáveis de qualidade. A partir destas informações são definidos a dimensão do modelo (0D, 1D, 2D, 3D), o método numérico de solução (elementos finitos, diferenças finitas etc.), o modelo de turbulência (coeficiente de dispersão, comprimento de mistura ou $k-\epsilon$), esquema de erro (1ª ordem, 2ª ordem ou maior), condições iniciais e limites, equações (momento, continuidade, estado, densidade e pressão) e termos das equações (advecção, força de Coriolis, difusão horizontal, decaimento e interação com o sedimento).

Para o caso desta dissertação, cujo objetivo geral é estimar concentrações de poluentes em um longo trecho de rio em condições de diluição desfavoráveis, é adequado a elaboração de um modelo matemático, determinístico, unidimensional e estacionário, tendo a vista a escala de interesse do modelo, o tipo de domínio a ser modelado bem como as limitações pertinentes aos dados disponíveis. A não consideração da turbulência, normalmente modelada via coeficiente de dispersão longitudinal e as demais premissas do modelo são adequadamente justificadas no escopo dos capítulos 6 e 7.

5.4 O PROCESSO DE MODELAGEM

Modelagem é um processo de traduções em diferentes etapas, no qual o sucesso de uma etapa nunca supera o da etapa anterior. Em cada etapa, a realidade traduzida nunca é mais verdadeira que a realidade da etapa anterior. Considerando um fenômeno qualquer na natureza, a primeira e mais fundamental modelagem é a conceptual (ROSMAN *et al*, 1997).

A modelagem de qualidade de água passa por algumas etapas sequenciais principais e interdependentes. O diagrama apresentado na página 81 ilustra de maneira resumida estas etapas. O detalhamento das etapas que se segue é baseado na descrição de ROSMAN (2010).

O fenômeno de interesse, para o caso específico da modelagem de qualidade de água, são os processos de transporte e interação de substâncias nos corpos d'água. Sua modelagem permitirá melhor gerenciar as propriedades destes recursos hídricos.

As observações de um dado fenômeno são em geral apenas qualitativas, no início, tendo por intuito identificar causas, efeitos e agentes intervenientes, como foi feito ao longo dos capítulos 2 e 3. Em uma segunda etapa, parte-se para observações quantitativas, fazendo-se medições das grandezas, das causas, efeitos e agentes intervenientes inferidos na etapa de observação qualitativa, conforme realizado no capítulo 3 e sobretudo no capítulo 4. Através das observações e medições desenvolvem-se modelos conceptuais dos fenômenos de interesse, abordados neste capítulo e no que segue.

O modelo conceitual (ou conceptual) consiste em formar uma concepção do fenômeno observado, conhecer suas causas e efeitos, compreender as interações dos agentes intervenientes na sua ocorrência, permitindo que se traduza esta concepção em linguagem matemática.

Os modelos matemáticos são diferentes arranjos, incluindo um número maior ou menor de causas e efeitos e de agentes intervenientes em diferentes formas. Quando a solução dos modelos matemáticos não é muito complexa, recorre-se aos modelos analíticos (somente para situações simplificadas e particulares). Na maioria dos casos, porém, deve-se lançar mão de outros tipos de modelo, como os analógicos (analogias com fenômenos conhecidos e bem modelados), físicos (reprodução em escala reduzida do fenômeno) e numéricos.

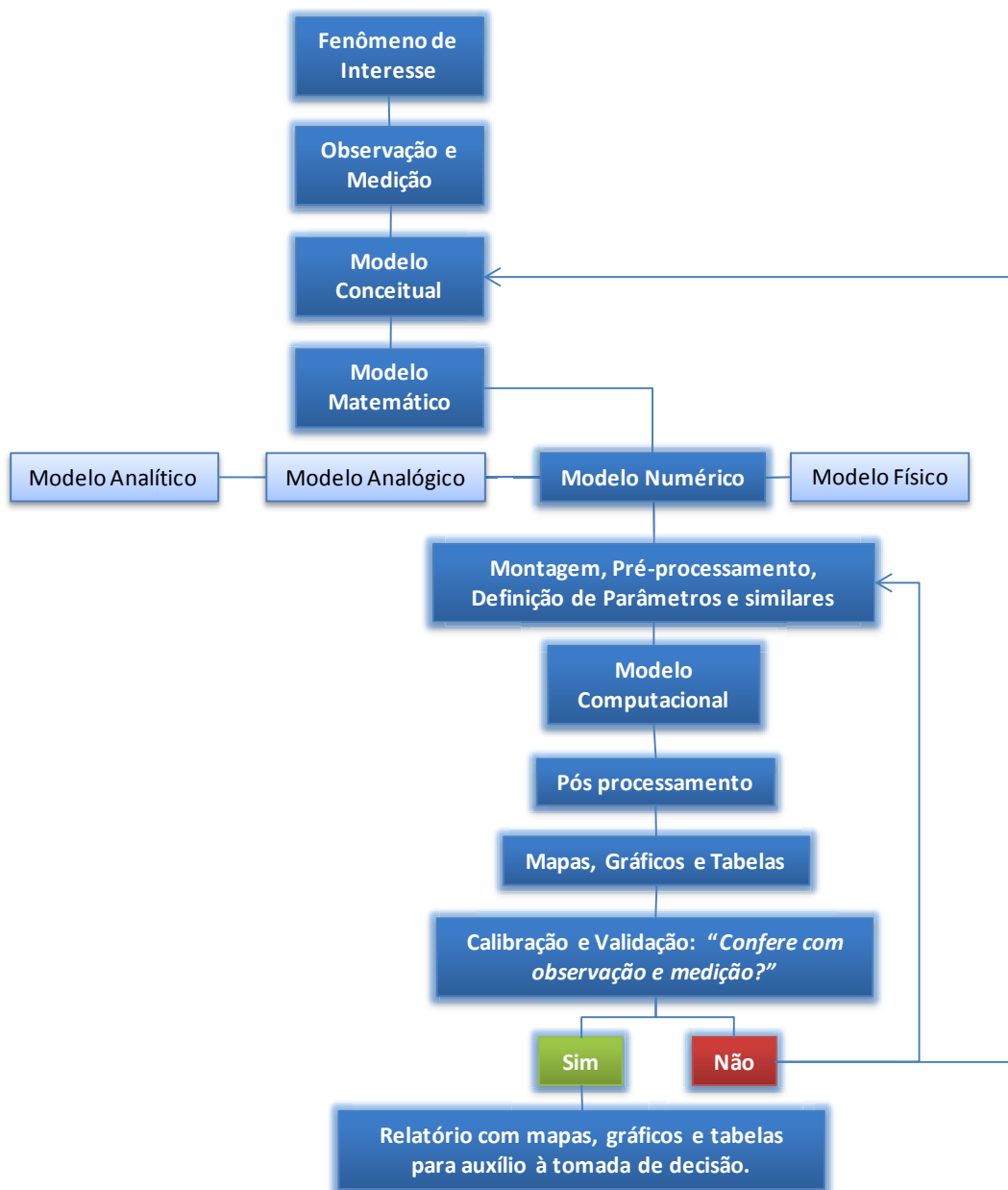


Figura 5.1 – Diagrama do processo de modelagem hidrodinâmica ambiental (Fonte: adaptado de ROSMAN, 2010).

Os modelos numéricos são traduções dos modelos matemáticos adaptados para diferentes métodos de cálculo, como por exemplo, os métodos de Euler, de Runge Kutta, das diferenças finitas, dos elementos finitos e dos elementos de contorno.

A etapa de pré-processamento inclui a obtenção de medidas quantitativas para as grandezas envolvidas no modelo conceitual e matemático. Estas informações consistem nos dados de entrada do modelo, que devem ser organizados e preparadas de acordo com o modelo numérico elaborado.

O modelo computacional é a tradução de um modelo numérico para uma linguagem computacional que possa ser compilada e executada em um computador por um operador experiente. É através do modelo computacional que se obtém os resultados quantitativos.

O pós-processamento dos dados se faz necessário para que as informações geradas pelo modelo computacional possam ser facilmente analisadas e interpretadas. Neste sentido, a elaboração de mapas, gráficos e tabelas facilitam o entendimento do fenômeno a que os valores numéricos obtidos se referem.

A etapa final de calibração e validação é essencial e merece maior atenção, uma vez que assegura se o modelo desenvolvido é capaz de representar de maneira adequada o fenômeno de interesse.

No processo de calibração variam-se os parâmetros (coeficientes) do modelo, dentro de limites aceitáveis e pré-estabelecidos, com o objetivo de se obter um bom ajuste entre os dados estimados (calculados) pelo modelo a aqueles observados (medidos) em campo (ALBANO, 2004, VON SPERLING, 2007).

O primeiro e principal passo no processo de calibração é checar se as escalas características do fenômeno e do modelo são compatíveis. ROSMAN (2010) afirma que para ser bem resolvido, um fenômeno cujas escalas temporais e espaciais sejam Δt e Δs , deve ser discretizado a uma razão de $\Delta t/8$ e $\Delta s/8$. Logo, a discretização espaço-temporal adequada antes da execução do modelo é essencial à sua calibração.

O segundo passo é checar se a geometria do domínio e suas feições estão adequadamente representadas. Devem-se corrigir feições representadas de maneira grosseira para escala de interesse e valores equivocados de profundidade, vazão etc.

O terceiro passo para a calibração refere-se à adequação da escala das condições de contorno fornecidas ao modelo para a escala em que se deseja obter os resultados. Por exemplo, se os dados de DBO no contorno à montante de um rio têm intervalo de Δt meses, não se podem obter resultados corretos para fenômenos que envolvam a concentração de DBO e que ocorram em um intervalo de tempo inferior a $8\Delta t$.

O quarto passo consiste em realizar ajustes nos parâmetros relativos ao campo de velocidades (turbulência, rugosidade, profundidades, etc.) e só poderá ser realizado após

as etapas anteriores terem sido concretizadas. Este passo encerra a calibração de um modelo hidrodinâmico.

Somente após o quarto passo o transporte advectivo de substâncias estará bem representado e poder-se-á ajustar os valores relativos ao transporte difusivo e às reações de consumo e produção da substância, encerrando a calibração de um modelo de qualidade de água.

A validação, por sua vez, é a verificação do modelo calibrado utilizando uma série de dados de campo diferente daquela utilizada na calibração. Simula-se uma situação que tenha sido adequadamente medida e o modelo mostrar-se-á adequado quando os valores observados forem similares aos simulados no decorrer da série (ALBANO, 2004).

5.5 HISTÓRICO DOS MODELOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

As técnicas de modelagem de qualidade de água vêm sendo aprimoradas desde a sua origem com o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps (1925) no trabalho denominado “O estudo da poluição e purificação natural do Rio Ohio”. Esse modelo considera o escoamento permanente uniforme, a desoxigenação e a reaeração atmosférica para simular os parâmetros DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e OD (Oxigênio Dissolvido). Apesar da grande simplicidade, este é considerado o marco dos modelos de qualidade de água e que vêm sendo continuamente aperfeiçoados.

Com o aumento dos problemas de poluição em ambientes aquáticos e com o grande avanço computacional das últimas décadas, os modelos de qualidade de água passaram por evoluções significativas.

CHAPRA (1997) apresenta a evolução dos modelos de qualidade da água em quatro fases principais. Essas fases relacionam-se tanto aos anseios sociais quanto às capacidades computacionais ora disponíveis durante cada um destes períodos. Nesta evolução os modelos partiram do enfoque restrito ao oxigênio dissolvido e passaram a descrever de forma abrangente os ciclos do nitrogênio (N), fósforo (P) e carbono (C), envolvendo diversas variáveis de estado e mais recentemente micropoluentes como metais e compostos orgânicos.

A primeira fase considera todos os trabalhos publicados entre 1925 e 1960, sendo a fase marcada pelo modelo de Streeter-Phelps, comentado anteriormente. Nos anos 60, a

disponibilidade de computadores possibilitou o estudo e aplicações dos modelos para sistemas mais complexos. O foco nesse período ainda era o OD e a DBO. Nessa época, mais do que focar problemas pontuais começa-se a avaliar o todo, sendo a bacia de drenagem visualizada como um sistema (CHAPRA, 1997, SILVA, 2003, STREETER & PHELPS, 1925, OPPA, 2007).

Na década seguinte, anos 70, uma nova percepção da sociedade com relação ao meio ambiente começava a crescer juntamente com um movimento ecológico. O principal problema de qualidade da água focado nesse período era a eutrofização, pois os pesquisadores expandiram sua percepção ambiental e passaram a ver além do oxigênio dissolvido. Consequentemente, foram ampliados os estudos para os mecanismos de representação dos processos biológicos (CHAPRA, 1997, SILVA, 2003).

A mais recente fase da modelagem de qualidade da água em rios teve como maior avanço o reconhecimento da importância do transporte e destinação de substâncias tóxicas. Dessa forma, começaram os estudos sobre o acúmulo dessas substâncias e sua atuação na cadeia alimentar (SILVA, 2003).

A evolução da modelagem de qualidade de água resultou em uma estrutura teórica unificada, abrangendo poluentes convencionais e tóxicos. Junto a essa evolução está a disponibilidade dos mais variados programas de computador para a implementação da teoria (CHAPRA, 1997, STREETER & PHELPS, 1925).

Dentro da geração relativamente mais recente, um dos modelos mais conhecidos e que merece destaque é o QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1987), o qual representa em maior profundidade os ciclos de O, N e P na água. Há ainda outra classe de modelos, entendidos como modelos de ecossistemas, que representam sólidos em suspensão, diversos grupos de algas, zooplâncton, invertebrados, plantas e peixes. A IWA – *International Water Association* (IWA Task Group on River Water Quality Modelling, 2001) desenvolveu também um modelo de qualidade baseando-se em uma estrutura similar ao modelo matemático de lodos ativados (modelo célula-substrato), bastante avançado, mas de estrutura complexa (VON SPERLING, 2007).

A Figura 5.2 ilustra esquematicamente os principais estágios da evolução dos modelos de qualidade de água, descrevendo os principais parâmetros enfocados em cada fase.

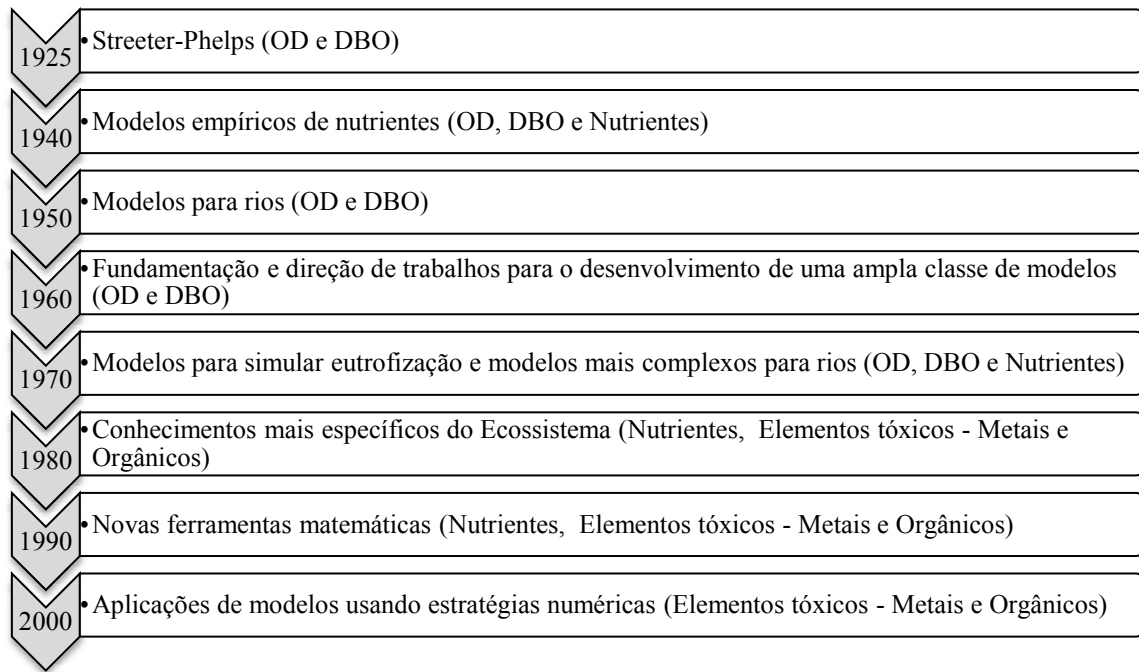


Figura 5.2 – Evolução temporal dos modelos de qualidade de água e principais parâmetros modelados (Fonte: adaptado de ROMEIRO, 2003 e CHAPRA, 1997).

5.6 PRINCIPAIS MODELOS COMPUTACIONAIS DE QUALIDADE DE ÁGUA EM RIOS

Em 1983, a Associação Internacional da Qualidade da Água (IAWQ) criou um grupo de trabalho (IAWQ Task Group on River Water Quality). Esse grupo é formado por profissionais dedicados ao avanço da ciência, ao controle da poluição da água e gestão de qualidade da água no mundo inteiro. Com a criação desse grupo, foi desenvolvida uma base científica e técnica para formular a consistente padronização dos modelos de qualidade da água e manuais para sua implementação. Esse grupo forneceu importantes contribuições, revisando o estado da arte dos modelos existentes (RAUCH *et al.*, 1998), os problemas e limitações dos modelos (SHANAHAN *et al.*, 1998) e o futuro dos modelos (SOMLYÓDY *et al.*, 1998, LIMA, 2001, JEPPSSON, 1996).

Baseados nesta revisão, BITTENCOURT *et al.* (1997) e OPPA (2007) selecionaram modelos de qualidade da água, comparando as capacidades e limitações de cada modelo. A seguir são citados alguns destes modelos para simulação da qualidade da água em rios com destaque maior para o modelo QUAL2E.

AQUASIM (EAWAG, Switzerland)

Foi desenvolvido nos anos de 1991 a 1994 no Instituto Suíço de Ciência Ambiental e Tecnologia. O modelo é capaz de executar além de simulações hidrodinâmicas e de qualidade de água, análises de sensibilidade e estimativas de parâmetro usando dados medidos. As simulações feitas pelo usuário revelam se certas suposições modelares são compatíveis com dados medidos. O AQUASIM permite que o usuário modifique a estrutura modelar e valores dos parâmetros facilmente (REICHERT, 1998).

AQUATOX (US Environmental Protection Agency – USEPA)

É um modelo de simulação de sistemas aquáticos. O AQUATOX prediz o destino de vários poluentes, como nutrientes e produtos químicos orgânicos, bem como os seus efeitos nos peixes, invertebrados e plantas aquáticas (ecossistemas). Pode ser aplicado tanto em ambientes lênticos, quanto em reservatórios, lagos, lagoas e remansos, quanto para ambientes lóticos, como rios e estuários. Este modelo é um instrumento valioso de ecologistas, biólogos e modeladores de qualidade de água interessados em avaliar os riscos ecológicos de ecossistemas aquáticos, sendo capaz de prever cenários de eutrofização e mortandade de espécies.

BASINS (US Environmental Protection Agency – USEPA)

Desenvolvido, originalmente, em 1996 com lançamentos subsequentes em 1998 e 2001, esse modelo é um sistema de análise ambiental de uso múltiplo. Projetado para agências regionais, estaduais e locais de gerenciamento de qualidade de água, o modelo é capaz de modelar fontes não pontuais e pontuais em um formato de bacia ou corpo d'água. Possui uma interface que integra sistemas de informação georreferenciados com resultados de modelos de qualidade de água.

CE-QUAL-R1V1 (US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Environmental Laboratory, 1990)

É um modelo hidrodinâmico e unidimensional para simular a qualidade de água em rios onde a variação longitudinal é importante, mas as variações na profundidade e na lateral podem ser desprezadas. Aplicável para vazões não permanentes, onde o escoamento seja altamente variável como em rios com barragens ou outras estruturas. O transporte de poluentes por advecção e dispersão é ligado à hidrodinâmica e transformações de

poluentes também são simuladas. Os constituintes modelados são: temperatura, coliformes, nitrogênio, DBO, algas, fósforo, OD e metais.

CE-QUAL-W2 (US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Environmental Laboratory, 1995)

O modelo CE-QUAL-W2 é um modelo hidrodinâmico e de transporte bidimensional 2DV (variação apenas longitudinal e vertical). Pode ser aplicado a rios, lagos, reservatórios e estuários. Suas versões mais recentes têm a capacidade de modelar bacias inteiras, interligando rios a lagos, reservatórios e/ou estuários. Esse modelo pode simular 21 constituintes, tais como salinidade, OD/DBO, nitrogênio, fósforo, fitoplâncton além da temperatura que está incluída nos cálculos hidrodinâmicos devido a sua influência na densidade da água. O modelo é limitado a situações de mistura completa na lateral, isto é, rios onde a largura seja desprezível mediante a profundidade e comprimento.

DAFLOW (US Geological Survey (USGS))

É um modelo unidimensional para simular o regime não permanente de rios bem misturados. O DAFLOW aproxima as vazões variáveis no curso para regime permanente transformando-as em fluxo crescente/decrecente uniforme. Este modelo simula o destino e o movimento dos constituintes dissolvidos em rios e foi projetado para simular o fluxo em sistemas com maior declividade. O modelo não admite afluxos laterais ao longo do rio e utiliza as equações de continuidade da massa e do momento unidimensional, e utiliza um esquema de diferenças finitas na resolução das equações (JOBSON *et al.*, 1989).

MIKE 11(Danish Hydraulic Institute)

O modelo é destinado à modelagem hidráulico-hidrológica, de qualidade de água e de transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação e outros corpos d'água continentais. Na modelagem de rios, o modelo é unidimensional e não permanente. É também amplamente utilizado para simulação de poluição urbana na avaliação de descargas intermitentes. Os usos mais difundidos do modelo são: a) análise de riscos de inundação; b) previsão de inundação de tempo real; c) avaliação de qualidade de água em rios, reservatórios e áreas alagadas; d) previsão de qualidade de água e rastreamento de poluente; e) transporte de sedimentos e morfologia de rio e f)

integração da água superficial e subterrânea para análise de água, sendo indicado para rios, canais e sistema de irrigação, pois simula escoamento superficial. Os constituintes de qualidade de água simulados são OD, DBO (com demanda bentônica), coliformes, nitrogênio, fósforo, metais e organismos aquáticos (fitoplâncton e zooplâncton) (DHI, 2006, ARAÚJO, 2005).

WASP7 (US Environmental Protection Agency (USEPA), 2006)

Esse modelo de simulação da qualidade da água é uma versão atualizada do WASP original desenvolvido em 1970. O WASP7 é um modelo de qualidade de água de mistura completa que considera afluxos e efluxos na coluna d'água bem como os processos da camada bentônica. Possui módulos 1D, 2D, e 3D para poluentes diversos. Os processos de advecção, dispersão, carga difusa e pontual são representados no modelo através da integração com modelos hidrodinâmicos e de transporte de sedimentos. Os parâmetros modelados são: nitrogênio, fósforo, OD, DBO, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, agentes patogênicos e temperatura. Amplamente utilizado nos Estados Unidos e na América Latina (EPA, 2006, DI TORO *et al.*, 1970, ARAÚJO, 2005).

QUAL2E (US Environmental Protection Agency – USEPA, 2006)

O QUAL2E é um dos modelos de qualidade da água em sistemas fluviais mais conhecidos e utilizados no mundo devido a sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação. Foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) na década de 80, porém continua sendo amplamente utilizado em diversos estudos.

O modelo é unidimensional e simula as principais reações do ciclo de nutrientes, a produção de algas, as demandas bentônica e carbonácea, a reaeração atmosférica e seus efeitos no balanço de OD. Adicionalmente, o programa inclui o balanço de calor para calcular a temperatura e o balanço de massa para minerais conservativos, coliformes, e constituintes não conservativos tais como substâncias radioativas. Os constituintes que podem ser simulados são (OPPA, 2007):

- OD – Oxigênio Dissolvido;
- N – Nitrogênio orgânico;
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio;

- P – Fósforo orgânico;
- Temperatura;
- P – Fósforo dissolvido;
- Algas;
- Coliformes Termotolerantes;
- N – Amônia;
- Constituinte arbitrário não-conservativo;
- N – Nitrito;
- Três constituintes conservativos;
- N – Nitrato.

Sua aplicabilidade é restrita à condição de regime permanente, isto é, as variações de vazões e concentrações ao longo do tempo não são consideradas. O modelo não é adequado, portanto, para casos em que se deseje considerar acentuadas variações de vazão ou concentração. As limitações do modelo são mais pronunciadas em relação à contribuição das fontes difusas de poluentes. De fato, fontes não pontuais normalmente decorrem de eventos de chuva e tanto a carga de poluentes quanto a vazão do rio variam substancialmente nestas ocasiões. Estes tipos de variação se desviam significativamente dos pressupostos adotados pelo QUAL2E (SHANAHAN *et al.*, 1998).

O modelo considera também que o transporte de massa e a difusão ocorrem em apenas uma dimensão desconsiderando o fato de que a mistura transversal é muitas vezes um processo lento. A unidimensionalidade só é adequada para fluxos que são bem misturados vertical e lateralmente (SHANAHAN *et al.*, 1998, OPPA, 2007).

OPPA (2007) aponta limitações do QUAL2E na fase de calibração do modelo. Segundo a autora, os resultados do modelo apresentam alta sensibilidade ao parâmetro coeficiente de reaeração k_2 que interfere no balanço de OD. Na maioria das vezes, k_2 é tido como função da temperatura, profundidade do canal e velocidade. Todavia, as fontes não pontuais interferem no fluxo do rio e no valor de k_2 , não sendo este tipo de ocorrência admitida pelo modelo. Ainda sim, a calibração do modelo pode gerar falsa impressão de que este é representativo uma vez que diversas combinações dos coeficientes k_1 e k_2 , relativos ao balanço de OD, ajustam os resultados aos dados medidos.

Não obstante estas limitações, o modelo vem sendo utilizado como ferramenta de auxílio à pesquisa e ao diagnóstico e gerenciamento de recursos hídricos. O QUAL2E é utilizado como um padrão contra o qual novos modelos são avaliados. Este já foi utilizado para implementar novas técnicas de calibração e modificações e adaptações no seu esquema numérico tem sido implementadas para adaptá-los à condições específicas que vão além do seu escopo original. Estas modificações tem dado origem a diversos modelos como o CE-QUAL-RIV, o CE-QUAL-ICM e o QUAL2K (SHANAHAN *et al.*, 1998, BROWN *et al.*, 1987).

A IWA (2001 *apud* VON SPERLING, 2007) apresenta um quadro-resumo comparativo entre diversos modelos atualmente disponíveis, alguns dos quais constam na listagem anterior. A tabela seguinte permite a escolha do modelo mais adequado em função dos parâmetros de qualidade de água que se desejem modelar.

Tabela 5.1 – Parâmetros de qualidade da água de rios modelados por alguns programas de computador atualmente disponíveis (Fonte: VON SPERLING, 2007).

Constituinte	Programa									
	QUAL2E ¹⁸	WASP5 ¹⁹	CE-QUAL-ICM ²⁰	HEC5Q ²¹	MIKE11 ²²	ATV Model ²³	Salmon-Q ²⁴	DUFLOW ²⁵	AQUASIM ²⁶	DESERT ²⁷
Temperatura	X		X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	
Bactérias			X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	
OD/DBO	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Nitrogênio	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Fósforo	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Sílica			X		X	X	X	e.a.	e.a.	
Fitoplâncton	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X
Zooplâncton			X		X	X		e.a.	e.a.	
Algas Bentônicas					X	X	X	e.a.	e.a.	

e.a.= estrutura aberta; pode ser modificada pelo usuário.

¹⁸ USEPA (1987)

¹⁹ USEPA (1988)

²⁰ US Army Engineer Waterways Experiment Station (1995)

²¹ US Army Engineer Hydrologic Engineering Center (1986)

²² Danish Hydraulic Institute (1992)

²³ ATV, Alemanha (1996)

²⁴ HR Wallingford, Inglaterra (1994)

²⁵ Univ. Wageningen, Holanda (1995)

²⁶ EAWAG, Suíça (1994)

²⁷ IIASA, Áustria (1996)

5.7 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA EM RIOS

Um modelo de qualidade da água é composto, basicamente, por dois módulos integrados computacionalmente: o hidrodinâmico e o de transporte. O módulo hidrodinâmico fornece o campo de velocidades, que será utilizado no módulo de transporte, enquanto que no de transporte estão inseridos os termos relacionados às perdas ou ganhos de massa do poluente que ocorrem através das reações químicas ou de mecanismos como a advecção e a difusão.

5.7.1 MODELO CONCEPTUAL GERAL

As mudanças na qualidade da água em rios ocorrem em função de fenômenos físicos de transporte e de processos de conversão. O transporte de substâncias inclui os fenômenos da advecção e difusão turbulenta, que são separadamente considerados em um modelo matemático. Estes fenômenos e processos são governados por um conjunto de equações que podem ser conceitualmente representadas da seguinte maneira (IWA, 2003):

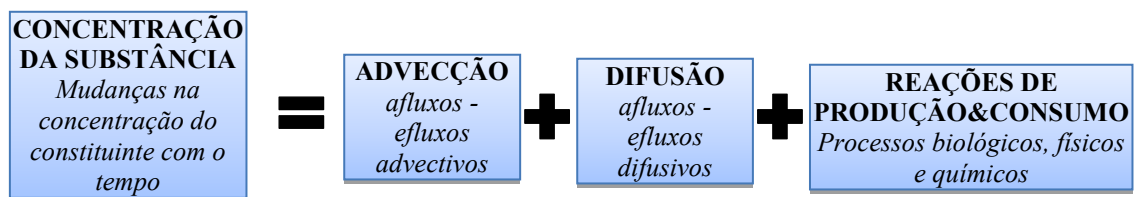


Figura 5.3 – Modelo conceitual do balanço de massa e os fenômenos que interferem na concentração de constituintes presentes na coluna d’água (Fonte: VON SPERLING, 2005, ROSMAN *et al.*, 1997, IWA, 2003).

ROSMAN *et al.* (2007) definem que todo transporte resolvível dentro da escala de interesse é denominado advectivo, ao passo que o transporte não resolvível é difusivo. Se, por exemplo, um modelo que objetive descrever o transporte de escalares em uma baía possuir uma discretização espacial de 50 m, vórtices que ocorram dentro de um espaço de 25 m serão considerados movimentos difusivos, já que são resolvidos apenas os fenômenos cuja escala espacial seja superior a 50 m. Adicionalmente, se a discretização fosse de 10 m, estes vórtices seriam reproduzidos pelo modelo e estariam associados a um campo de velocidades resolvível sendo, portanto, advectivos.

Como resultado, a advecção está ligada ao movimento unidirecional do fluido, não alterando as características da substância transportada. No caso de rios, a advecção

move o constituinte de montante para jusante, como resultado do movimento do próprio líquido, sendo esta o principal mecanismo de transporte em ambientes lóticos.

A difusão consiste no movimento de massa aleatório que ocorre no fluido. Esse transporte causa o espalhamento e diluição do constituinte ao longo do tempo, com desprezível movimento do seu centro de massa. A difusão molecular e a turbulenta diferem apenas na escala dos movimentos, sendo a primeira relativa ao movimento aleatório a nível molecular, e a segunda ao movimento aleatório no nível da maior escala não resolvível.

As reações de produção e consumo são relativas aos processos de conversão que o constituinte possa vir a sofrer e que alterem sua quantidade de massa. Embora o termo reação remeta a fenômenos de natureza química (neutralização, decomposição etc.), os processos podem também ser físicos (sedimentação, ressuspensão etc.) ou biológicos (consumo biológico, decaimento bacteriano, competição intraespecífica ou interespecífica etc.).

5.7.2 MODELO MATEMÁTICO GERAL

5.7.2.1 Modelo de transporte geral

A descrição matemática para o princípio da conservação ou balanço de massa (Figura 5.3) pode ser obtida aplicando-se o esquema do balanço de massa a um volume de controle, conforme ilustrado na figura abaixo:

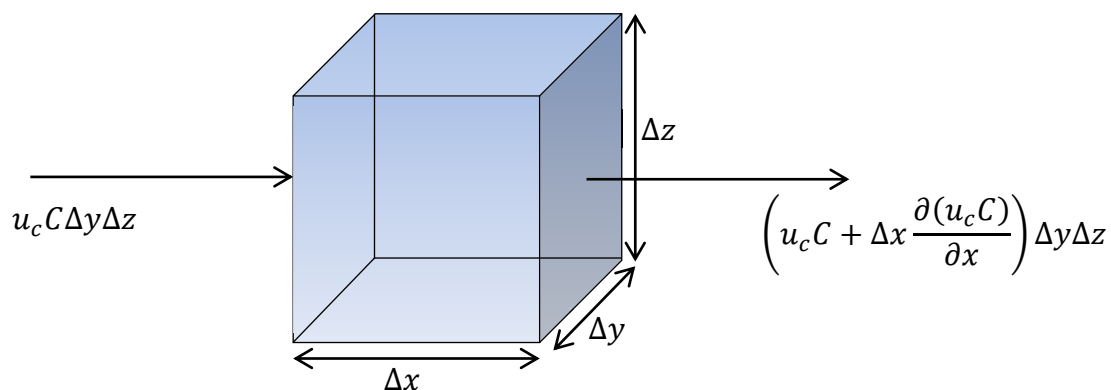


Figura 5.4 – Esquema de balanço de massa do constituinte na direção x aplicado a um volume de controle. Para as direções y e z o esquema é análogo (Fonte: adaptado de ROSMAN *et al.*, 1997).

Supondo que o volume de controle seja um cubo com dimensões Δx , Δy e Δz , em um dado instante a massa de contaminante no interior do volume de controle será o produto da concentração de contaminante C pelo volume $\Delta x \Delta y \Delta z$. A Figura 5.4 exemplifica os fluxos de entrada e saída na direção x através das faces de área $\Delta y \Delta z$ do volume de controle. A componente da velocidade com que o contaminante é transportado na direção x é u_c . O fluxo de saída foi obtido a partir do fluxo de entrada, por expansão em série de Taylor ao longo de Δx . Na expansão, apenas os dois primeiros termos são relevantes, pois o volume de controle é suficientemente pequeno para que a variação do fluxo ao longo de Δx seja quase linear.

Com os elementos indicados acima, pode-se escrever a tradução matemática do modelo conceptual do princípio de conservação de massa como:

$$\frac{\partial(C \Delta x \Delta y \Delta z)}{\partial t} = - \left(\frac{\partial u_c C}{\partial x} + \frac{\partial v_c C}{\partial y} + \frac{\partial w_c C}{\partial z} \right) \Delta x \Delta y \Delta z + \sum R_c \Delta x \Delta y \Delta z$$

onde $\sum R_c$ representa o somatório das reações de produção e consumo da substância dentro do volume de controle.

ROSMAN *et al.* (1997) expandem a equação anterior em fluxos resolvíveis (advectivos) e não resolvíveis (difusivos) e, impondo a condição de fluido incompressível, fornecem a representação matemática geral do modelo conceptual de transporte advectivo-difusivo, dada por:

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Variação local no tempo}} = \underbrace{-\frac{\partial u_i C}{\partial x_i}}_{\text{Balanço do fluxo advectivo}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_c \delta_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right)}_{\text{Balanço do fluxo difusivo}} + \underbrace{\sum R_c}_{\text{Reações de produção e consumo}} \quad (5.1)$$

onde D_c é o coeficiente de difusão molecular, ou difusividade molecular, do contaminante no meio, e δ_{ij} foi introduzido para possibilitar a notação indicial²⁸. Este termo é chamado delta de Kroenecker, e vale 1 quando $i = j$, caso contrário vale zero.

Na equação anterior, quando o contaminante é passivo as concentrações do constituinte não interferem na massa específica da água e no escoamento, por isso o campo de

²⁸ Na notação indicial considera-se $(x, y, z) \equiv (x_1, x_2, x_3)$ e $(u, v, w) \equiv (u_1, u_2, u_3)$. A regra fundamental é que em todo termo em que um índice está repetido, fica subentendido o somatório nos valores do índice.

velocidades u_i é independente de C , e a equação (5.1) é linear, se as reações de produção e consumo forem lineares. Neste caso o estudo do transporte do contaminante é um problema desacoplado da modelagem hidrodinâmica. Entretanto, quando o contaminante é ativo, ou seja, u_i depende de C , a equação (5.1) é não linear e faz parte da modelagem hidrodinâmica (ROSMAN *et al.*, 1997).

Os parâmetros de qualidade de água abordados nesta dissertação são considerados passivos, pois suas concentrações não interferem no campo de velocidades e suas reações cinéticas são todas de primeira ordem. Logo, todos os modelos de transporte desenvolvidos podem ser resolvidos desacoplados da hidrodinâmica e a equação de transporte a ser resolvida é linear.

A equação (5.1) pode ser particularizada para canais e rios de modo a torná-la mais simplificada. Para tanto, as seguintes suposições são assumidas:

- O trecho de rio a ser modelado é grande o bastante para que a largura e a profundidade do rio sejam desprezíveis em relação a comprimento, de modo que apenas as variações longitudinais sejam relevantes;
- O modelo é aplicado em um trecho de rio onde já existe a mistura completa na vertical. Isto permite calcular concentrações homogêneas na vertical, desprezando as variações que ocorrem na direção z ;
- O modelo é aplicado em um trecho onde já existe a mistura completa na transversal, isto é, além da distância de boa mistura. Neste caso, as variações das grandezas são médias na seção transversal.

De fato, após uma determinada distância do ponto de lançamento a distribuição de concentrações na direção transversal e vertical torna-se homogênea (Figura 5.5), mesmo quando do lançamento na margem, seja este pontual ou contínuo.

Através da integração na direção vertical (z) e na direção transversal (y) da equação (5.1) a equação do transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas particularizada para o caso unidimensional (1D) torna-se²⁹:

$$\frac{\partial \hat{C}}{\partial t} + U \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AD_L \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} \right) + \sum \hat{R}_c \quad (5.2)$$

²⁹ Para um maior detalhamento da dedução da equação (4.6) deve-se consultar a referência citada.

onde $\hat{C}(x,t)$ é a concentração do poluente na posição x e instante t ; $U(x,t)$ é a velocidade média na seção transversal na posição x e instante t ; $A(x,t)$ é a área hidráulica da seção transversal na posição x e instante t ; $D_L(x,t)$ é coeficiente de dispersão longitudinal na posição x e instante t e $\sum \hat{R}_c$ é o somatório das reações de produção e consumo. O sinal de acento circunflexo sobre as grandezas da equação enfatizam que se trata de valores médios na seção transversal. Os possíveis fluxos no perímetro da calha que venham a representar produção ou consumo do poluente devem ser incluídos no termo genérico de reações cinéticas.

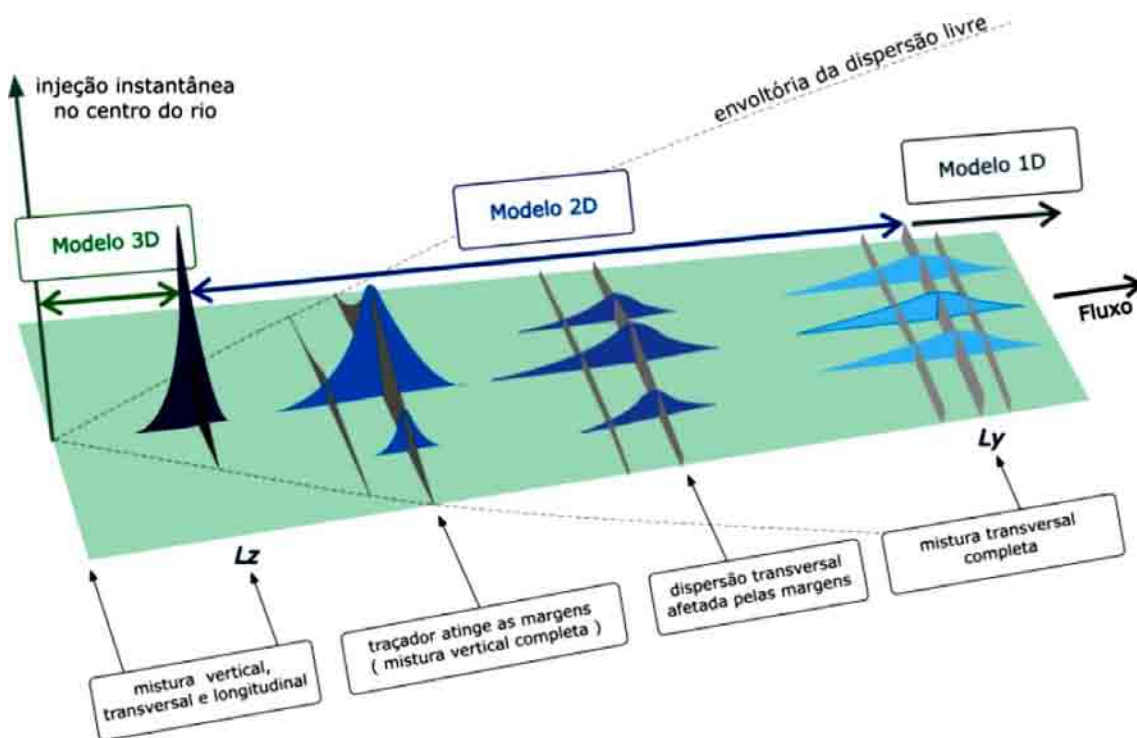


Figura 5.5 – Padrões de mistura em um canal para lançamento pontual e tipos de modelos mais adequados para cada padrão. As curvas no centro do canal representam o perfil de concentrações para o plano transversal e longitudinal (Fonte: ROLDÃO e PECLY, 2010).

Em modelos para fins de planejamento, caso desta dissertação, é mais usual a utilização de equações simplificadas para o estado estacionário (VON SPERLING, 2007). Assumindo esta condição, isto é, desprezando as variações temporais das grandezas da equação (5.2) e desprezando o efeito dispersivo (fluxo em pistão), que em geral é muito menor do que o efeito advectivo para cursos d'água de maior velocidade e em condições de regime estacionário, tem-se:

$$\frac{\partial \hat{C}}{\partial t} = 0 \text{ e } D_L \cong 0 \rightarrow U \frac{d\hat{C}(x)}{dx} = \sum \hat{R}_c$$

como:

$$U = \frac{dx}{dt}$$

chega-se à:

$$\frac{d\hat{C}(x)}{dt} = \sum \hat{R}_c \quad (5.3)$$

Desta maneira, tendo em vista as simplificações assumidas, temos que a taxa de variação da concentração ao longo do eixo do rio (x) é dada exclusivamente pelo somatório de todas as reações de produção e consumo que tenham ocorrido no trecho dx , tal que $U = dx/dt$. Os tipos de reações e suas especificidades para cada parâmetro modelado bem como as condições de validade para a desconsideração do termo dispersivo são abordadas nos dois próximos capítulos.

5.7.2.2 Modelo hidrodinâmico geral

De modo geral, a determinação do campo de velocidades de um corpo d'água se dá através da resolução das equações de estado, da continuidade e da equação da conservação da quantidade de movimento ou do momento linear para um volume de controle finito, semelhante ao mostrado na Figura 5.4.

Para a equação de estado assume-se que a massa específica da água não varia com a pressão sendo função apenas da temperatura e dos seus constituintes, como a salinidade, os sedimentos em suspensão etc., ou seja, $\rho = \rho(T, C_1, C_2, \dots, C_n)$. No caso específico de rios, onde não existem gradientes acentuados de salinidade, sedimentos e temperatura e sempre que forem modelados constituintes passivos que não interferem na massa específica da água, é uma aproximação razoável assumir a massa específica ρ como constante.

A equação da continuidade apropriada para longos trechos de rio pode ser facilmente obtida através de duas integrações sucessivas, uma ao longo da vertical e uma ao longo da transversal, da equação da continuidade para o caso tridimensional (ROSMAN *et al.*, 1997), dada por:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (5.4)$$

Assumindo uma descrição Euleriana³⁰ do escoamento e impondo as condições de contorno adequadas, chega-se a equação da continuidade para o caso 1D:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial UA}{\partial x} = 0 \quad (5.5)$$

que constitui uma das equações de Saint Venant para escoamento em canais.

Impondo-se a condição de escoamento uniforme, temos que:

$$\frac{\partial A}{\partial t} = 0 \rightarrow \frac{\partial UA}{\partial x} = 0$$

isto é, a variação do produto UA é nula ao longo de x , de modo que o produto U_1A_1 na face esquerda do volume de controle é igual ao produto U_2A_2 na face direita, logo:

$$U_1A_1 = U_2A_2 = Q \quad (5.6)$$

onde Q é a vazão.

A última das três equações mencionadas é obtida a partir da aplicação direta da segunda lei de Newton (lei da conservação da quantidade de movimento ou do momento linear) a uma partícula do fluido em movimento. A seguir, identifica-se a equação da conservação do momento 3D, para a escala de partícula:

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + u_j \frac{\partial u_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho_o} \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial p}{\partial x_j} \left[v \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \right] + (1 - \delta_{i3}) a_i - \frac{\rho}{\rho_o} g \delta_{i3} \quad (5.7)$$

onde: ρ e ρ_o são, respectivamente, a massa específica do fluido e da água; p é a pressão; v é a viscosidade cinemática do fluido; g é a aceleração da gravidade e a_i é a aceleração de Coriolis, que existe em função do movimento de rotação da terra e que incorre em variação adicional da quantidade de movimento³¹.

³⁰ A descrição Euleriana é aquela em que se observa o movimento através do escoamento das partículas que passam pelo ponto de observação. Neste caso, o movimento depende da posição do observador, ou seja, uma variável qualquer V será descrita como $V(x(t), y(t), z(t))$.

³¹ Normalmente, a força de Coriolis só passa a ser relevante na modelagem do escoamento quando há grandes massas de água envolvidas. Para rios, esta variação é em geral desprezível.

Após a adaptação da equação (5.7) para escoamentos de grande escala e sua integração na vertical, obtém-se um modelo bidimensional promediado na vertical (2DH) em que as variações das grandezas são médias na coluna d'água. Analogamente, a integração na lateral levaria a um modelo bidimensional promediado na transversal (2DV) onde as variações das grandezas são médias na lateral. A simplificação da equação para o modelo 1D pode ser feito tanto pela integração na lateral das equações do modelo 2DH quanto na vertical das do modelo 2DV, levando ambas a equação de Saint-Venant para quantidade de movimento:

$$\underbrace{\underbrace{J = I}_{\text{escoamento uniforme}} - \frac{\partial y}{\partial x} - \frac{U}{g} \frac{\partial U}{\partial x}}_{\text{escoamento variado}} - \frac{1}{g} \frac{\partial U}{\partial t} \quad (5.8)$$

escoamento transiente

sendo $U(x, t)$ a velocidade média na seção transversal, $y(x, t)$ o nível d'água no canal no instante t e na posição x , I a declividade de fundo do canal e J a declividade da linha de energia.

Para que ocorra a situação de escoamento estacionário (uniforme), hipótese assumida nesta dissertação, temos que a profundidade da água, a área molhada da seção transversal e a velocidade são constantes para todo o rio ou para um segmento de rio, como esquematizado na Figura 5.6.

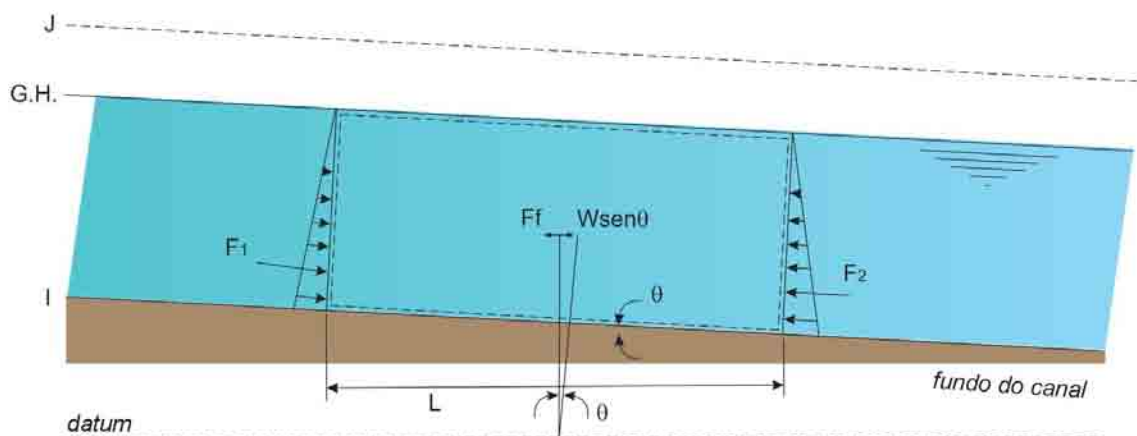


Figura 5.6 – Forças atuantes no escoamento uniforme (Fonte: VON SPERLING, 2007).

Nesta condição a linha energética total, a superfície do líquido e o fundo do canal possuem a mesma declividade, ou seja $J = I$. Desta maneira, há um equilíbrio de forças atuantes no volume de controle: o peso, a força de pressão a montante e a força de pressão a jusante do volume.

Após manipulações matemáticas nas equações de equilíbrio de forças, chega-se à formulação obtida por Chézy em 1769 e modificada por Gauckler em 1867 (VON SPERLING, 2007):

$$U = \frac{1}{n} \sqrt{R_h i} \quad (5.9)$$

onde n é o coeficiente de rugosidade de Manning que traduz a resistência ao escoamento associada ao fundo do canal, R_h é o raio hidráulico, dado pela razão entre a área molhada e o perímetro molhado e i é a declividade de fundo do canal.

Finalmente, combinando a expressão (5.9) com a equação da continuidade (5.6) chega-se à equação de Manning, largamente utilizada na modelagem hidrodinâmica de rios e canais:

$$Q = \frac{1}{n} A R_h^{2/3} i^{1/2} \quad (5.10)$$

sendo n (adimensional) o coeficiente de rugosidade, R_h o raio hidráulico (m), A a área da seção transversal (m²) e i a declividade do fundo do canal (m/m).

Através da equação de Manning é possível estimar o raio hidráulico e, a partir deste e da geometria da seção, determinar a lâmina d'água e a velocidade. As variáveis de entrada na equação são os valores de vazão e as variáveis hidráulicas n e i .

Outras formas de estimativa do campo de velocidades longitudinais em rios são possíveis. Em alguns casos, em função da grande variabilidade das características morfológicas dos rios, métodos alternativos podem fornecer valores mais representativos para as variáveis hidráulicas de interesse.

VON SPERLING (2007) relata, além da utilização das equações de hidráulica clássica, os seguintes métodos: (a) obtenção de dados em estações fluviométricas (método dos molinetes ou do ADCP); (b) medição direta no curso d'água (método dos flutuadores) e

(c) correlação com as vazões do curso d'água (curvas vazão x velocidade). O autor ressalta que se deve dar preferência, sempre que possível, à utilização da equação de Manning ou ao desenvolvimento de equações de ajuste para os registros fluviométricos (curvas vazão x velocidade).

O detalhamento completo de cada um destes métodos foge ao escopo desta dissertação, uma vez que apenas o método de correlação com as vazões (curvas chave e curvas vazão x velocidade) foi efetivamente utilizado na modelagem, em função dos melhores ajustes obtidos. As particularidades e os resultados obtidos para o modelo hidrodinâmico desenvolvido são mais bem explicitados nos capítulos seguintes.

6 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIABANHA

Neste capítulo é descrito o modelo conceptual, matemático, numérico e computacional utilizado na modelagem dos parâmetros de interesse identificados ao longo dos capítulos 2, 3 e 4. Este modelo é baseado nas descrições de ROSMAN *et al.* (1997) e de VON SPERLING (2007). Propõe-se um modelo de qualidade de água unidimensional e estacionário para diversos parâmetros, cujas equações, coeficientes e a estrutura geral são semelhantes aos do QUAL2E, desenvolvido pela EPA. Algumas hipóteses simplificadoras foram assumidas a fim de adequar o modelo aos propósitos desta dissertação. Entende-se que os fenômenos representados no modelo bem como as simplificações assumidas são adequados para atender às demandas e ao escopo deste trabalho.

6.1 FENÔMENO DE INTERESSE

Os fenômenos enfocados nesta dissertação são o consumo do oxigênio dissolvido (OD) e a autodepuração das cargas poluidoras (carbonáceas, nitrogenadas e fosfatadas) que ocorrem ao longo do rio Piabanha.

A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta, indiretamente, no consumo de OD. Tal se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração (VON SPERLING, 2007).

O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após alterações induzidas pelos despejos afluentes, se assemelhando a um processo de sucessão ecológica. Neste processo há uma sequência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais. Os compostos orgânicos são convertidos em compostos estáveis e não prejudiciais do ponto de vista ecológico (VON SPERLING, 2007).

A autodepuração do curso d'água, após o despejo de efluentes, se desenvolve ao longo do tempo e os estágios de depuração são fisicamente identificáveis ao longo do eixo do rio. A Figura 6.1 mostra as quatro principais zonas de autodepuração que se diferenciam

em função da comunidade biológica dominante e das concentrações dos parâmetros de qualidade de água.

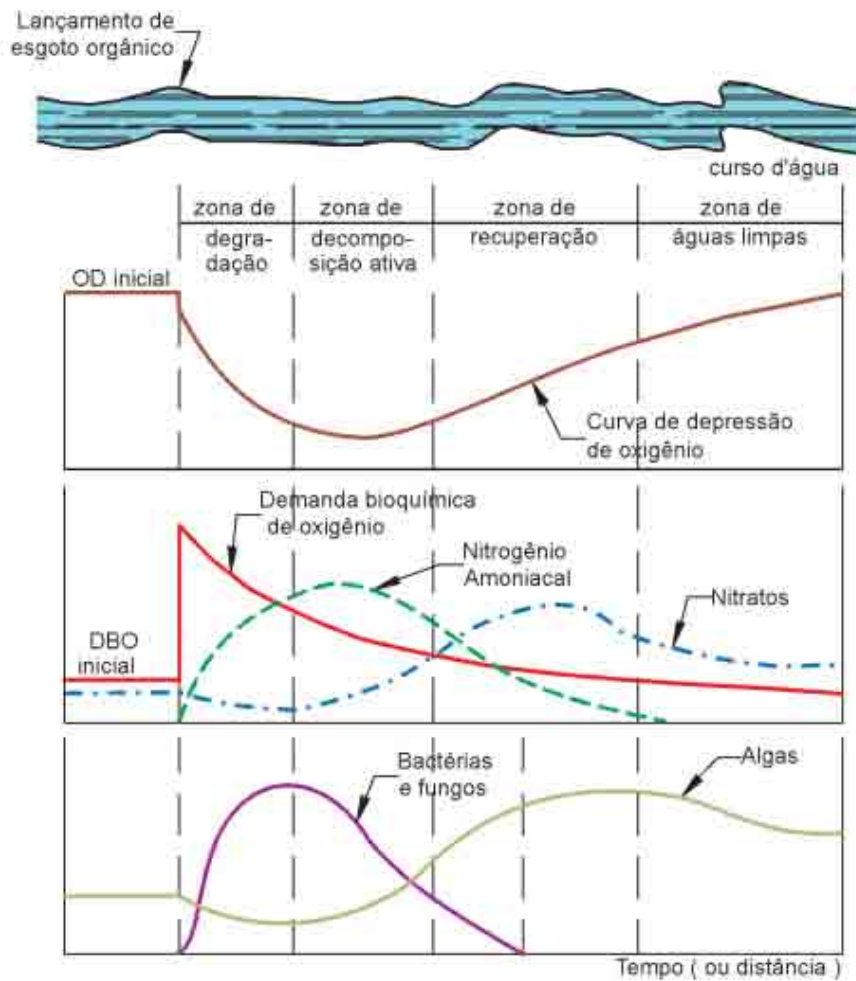


Figura 6.1 – Esquema do processo de autodepuração: perfil de concentrações de DBO, OD, amônia, nitratos, bactérias e fungos decompositores e zonas de autodepuração ao longo do tempo ou do eixo longitudinal do rio (Fonte: MOTA, 1995).

Em linhas gerais, a zona de degradação ocorre logo após o lançamento. Nesta zona a água é turva e apresenta alta concentração de matéria orgânica, ainda em estado complexo, mas potencialmente decomponível. A taxa de consumo da matéria orgânica, e conseqüentemente de OD, é ainda lenta em função de os organismos decompositores aeróbios estarem se adaptando às novas condições do meio. A concentração de matéria orgânica carbonácea biodegradável (DBO) é máxima próximo ao ponto de lançamento e boa parte do nitrogênio orgânico é convertido a amônia. Em relação às comunidades aquáticas, as espécies menos adaptadas decrescem rapidamente e a quantidade de

protozoários, fungos e bactérias, incluindo os coliformes termotolerantes de origem intestinal, torna-se bastante elevada. Pode haver a formação de lodo de fundo, em função da sedimentação dos sólidos em suspensão presentes no efluente.

Na zona de decomposição ativa a qualidade da água atinge o seu estado mais deteriorado, em função de os microrganismos atingirem seu desempenho máximo e a maior população no início deste trecho. O OD atinge sua menor concentração, podendo, inclusive, atingir valores nulos. Neste caso, os organismos aeróbios morrem e são substituídos por organismos anaeróbios que continuam o processo de estabilização da matéria orgânica. A disponibilidade de matéria orgânica decrescente bem como a competição, a luz e a precipitação principiam a reduzir a população de microrganismos, incluindo os coliformes. Ainda dentro desta zona, caso haja a presença de oxigênio, inicia-se a oxidação da amônia a nitrito e deste a nitrato.

Em seguida ocorre a zona de recuperação, onde a água volta gradativamente a apresentar uma aparência mais clara. A matéria orgânica já se encontra em boa parte estabilizada, possibilitando uma redução na taxa de respiração dos organismos decompositores e um balanço positivo para o aumento do oxigênio dissolvido. O nitrogênio na forma amoniacal e de nitrito permanece sendo transformado a nitrato e as bactérias responsáveis pela estabilização do fósforo atingem o máximo desempenho na conversão dos compostos de fósforo a fosfatos. A cadeia alimentar volta a abrigar organismos de maior nível trófico, com o surgimento de algas e dos primeiros peixes mais tolerantes.

Na zona de águas limpas voltam a serem atingidas condições semelhantes às existentes anteriormente ao lançamento, pelo menos em relação ao OD, à DBO e aos teores de bactérias, incluindo coliformes. Formas completamente oxidadas dos compostos orgânicos predominam e a concentração de OD é próxima à saturação devido ao baixo consumo da população decompositora e à produção por algas. Embora a comunidade atinja novamente o clímax, ressalta-se que as concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo), agora maiores do que as que existiam anteriormente ao lançamento, acarretam na reprodução mais acelerada de organismos produtores.

Tendo em vista a dinâmica existente entre os fenômenos envolvidos no processo de autodepuração, há que se estruturar a modelo do OD de maneira mutuamente dependente com os modelos de DBO e nitrogênio. Tal se deve ao fato de que as

concentrações de oxigênio dissolvido irão depender da taxa de remoção da DBO e da taxa de conversão da amônia. Ao mesmo tempo, o processo de nitrificação depende da disponibilidade do oxigênio dissolvido, como se verá adiante na modelagem matemática deste processo.

O quadro seguinte ilustra as relações existentes entre os modelos de cada um dos parâmetros selecionados. Observe que os modelos de coliformes e fósforo são considerados independentes dos demais modelos.

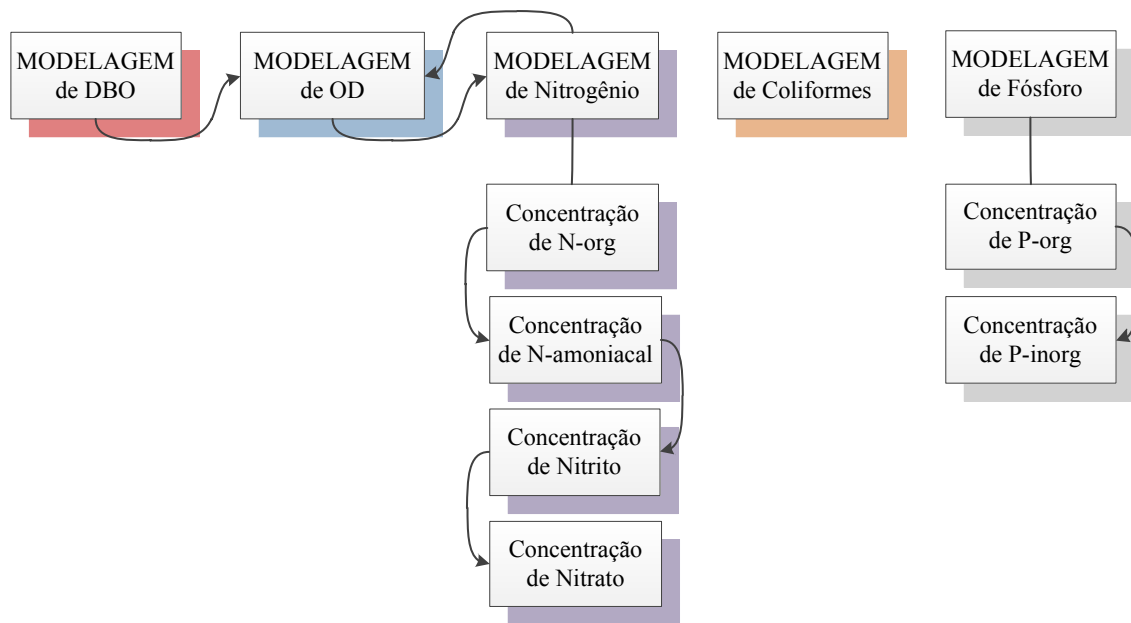


Figura 6.2 – Esquema mostrando a interdependência existente entre a modelagem dos diferentes parâmetros de qualidade de água selecionados. O sentido da seta aponta para o parâmetro dependente.

6.2 MODELO DE OD E DBO

6.2.1 MODELO CONCEPTUAL

À luz do processo geral da autodepuração, é possível formalizar um modelo conceptual para o balanço do oxigênio dissolvido. Neste modelo, os principais fenômenos interagentes podem ser divididos em:

- Fenômenos que consomem oxigênio:
 - Oxidação da matéria orgânica;
 - Demanda bentônica (lodo de fundo);
 - Nitrificação (oxidação da amônia até nitrito);

- Respiração.
- Fenômenos que produzem oxigênio:
 - Reaeração atmosférica;
 - Fotossíntese.

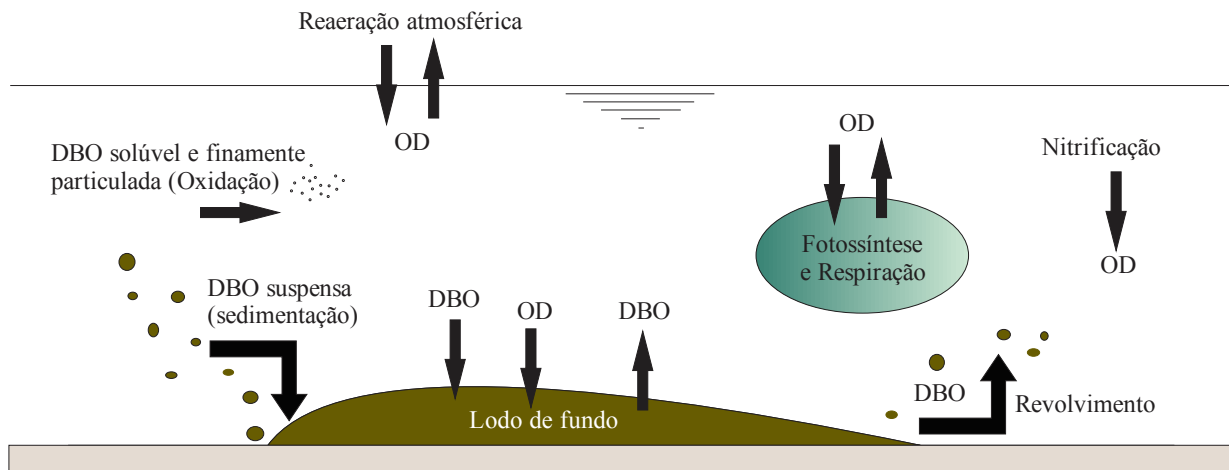


Figura 6.3 – Mecanismos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido (Fonte: adaptado de VON SPERLING, 2005).

Oxidação da matéria orgânica

A oxidação da matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio. Este consumo se deve à respiração dos microrganismos decompositores, principalmente as bactérias heterotróficas aeróbias, que utilizam o oxigênio e a matéria orgânica para gerar energia, liberando CO_2 e água.

Demanda bentônica

O lançamento de efluentes traz sólidos em suspensão que podem vir a sedimentar e formar uma camada de lodo de fundo, especialmente em cursos d'água de menor velocidade. Esta sedimentação, portanto, reduz a concentração de DBO na coluna d'água transferindo massa para os depósitos de lodo.

Na parte mais interna deste depósito ocorre a conversão anaeróbia da matéria orgânica e que não interfere no balanço do OD. Por outro lado, a camada superior, da ordem de alguns milímetros de espessura, tem acesso ao oxigênio da massa líquida demandando oxigênio para sua estabilização. Ademais, alguns subprodutos da decomposição anaeróbia, como o metano, serão oxidados na coluna d'água ao desprenderem-se, acarretando em uma demanda adicional. Este conjunto de fatores compõe a chamada

demanda bentônica ou demanda do sedimento. O revolvimento de lodo (ressuspensão) também é considerado por alguns autores como parte da demanda bentônica.

Nitrificação

A nitrificação consiste no processo de oxidação do nitrogênio da forma de amônia para nitrito e deste para nitrato. Os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes, para os quais o dióxido de carbono é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia.

O conjunto de reações de nitrificação compõe parte do ciclo do nitrogênio na água e consome o oxigênio dissolvido, sendo comumente referido como demanda nitrogenada ou de segundo estágio, por ocorrer posteriormente ao início das reações de desoxigenação carbonácea. Tal se deve ao fato de que as bactérias nitrificantes têm taxa de crescimento mais lenta.

Reaeração

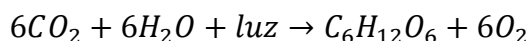
A reaeração atmosférica é frequentemente o principal fator responsável pela introdução do oxigênio no meio líquido.

A taxa de transferência de gases entre um corpo d'água e a atmosfera é proporcional à concentração destes no meio líquido. Esta troca ocorre na interface líquido-atmosfera é tão maior quanto mais longe estiver este gás da sua concentração de saturação.

Desta maneira, após episódios de despejos de esgotos que ocasionam a depleção do OD em função do processo de estabilização da matéria orgânica, ocorre uma maior taxa de absorção do oxigênio pela massa líquida.

A transferência de oxigênio para a massa líquida pode ocorrer através de dois processos: a difusão molecular e a difusão turbulenta. A primeira forma de difusão predomina em corpos d'água lênticos, sendo o mecanismo menos eficiente. A segunda ocorre junto a ambientes lóticos e é mais eficiente, pois envolve a saturação, mistura e renovação das várias camadas do líquido. Em rios de pequena profundidade e maiores velocidades, o segundo mecanismo é predominante.

A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica dos organismos clorofilados. O processo só ocorre na presença de energia luminosa dependendo, portanto, da transparência da água. A reação de fotossíntese pode ser resumida conforme a reação:



A molécula de glicose gerada no processo é um composto orgânico que serve de reserva energética para os seres heterotróficos e o oxigênio gerado permite a sobrevivência dos demais organismos aeróbios.

A respiração apresenta a reação exatamente oposta à fotossíntese. Nesta, a energia potencial química armazenada na molécula de glicose é liberada para processos metabólicos do organismo produtor através de uma reação de oxidação e que, portanto, implica no consumo de oxigênio.

No cômputo geral, os seres autotróficos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando um saldo positivo no sentido de oxigenação do meio. Ainda assim, a parcela do oxigênio dissolvido introduzida pela fotossíntese em ambientes de alta velocidade e baixas profundidades tende a ser bastante inferior àquela introduzida via reaeração atmosférica.

6.2.2 SIMPLIFICAÇÕES DO MODELO CONCEPTUAL

Dentre os fenômenos que consomem oxigênio, a oxidação da matéria orgânica carbonácea e da matéria orgânica nitrogenada são, em ordem decrescente, os que interferem de maneira mais incisiva no consumo do OD. Embora a demanda exercida pelos depósitos de lodo de fundo possa ser relevante, especialmente em rios de baixas concentrações de OD, estas camadas dificilmente se formam em cursos d'água de maior velocidade e baixas profundidades. No caso do rio Piabanha, onde tais características são predominantes na maior parte do trecho modelado, a sedimentação dos sólidos é pequena e a demanda bentônica pode ser desprezada sem maiores prejuízos. Ademais, a não consideração da sedimentação da DBO, que diminuiria sua concentração, constitui uma hipótese conservadora.

Dos fenômenos responsáveis pela introdução do oxigênio no meio líquido, a fotossíntese torna-se mais relevante em corpos d'água lênticos do que em rios e canais de maior velocidade. Mesmo em rios de baixa velocidade, a aparência turva da água e as condições adversas do ambiente aquático existentes junto às zonas de degradação e decomposição ativa reduzem a importância deste fenômeno. No caso de rios de maior velocidade, como é o caso do trecho modelado, a reaeração turbulenta é bastante elevada podendo-se desprezar o efeito da fotossíntese no balanço do OD.

Adicionalmente, VON SPERLING (2007) afirma que em modelos estacionários as contribuições conjuntas dos fenômenos de fotossíntese e respiração tendem a se anular, pois possuem taxas aproximadamente iguais não sendo simuladas as variações diurnas da produtividade líquida de oxigênio.

Desta maneira, foram desconsiderados os fenômenos da fotossíntese/respiração e demanda bentônica na modelagem do OD. Os resultados obtidos para o modelo e a análise de sensibilidade realizada corroboram a pertinência da adoção destas simplificações.

6.2.3 MODELO MATEMÁTICO

A primeira e bem sucedida tentativa de modelagem do oxigênio dissolvido foi desenvolvida em 1925 por Streeter e Phelps, que modelaram as concentrações de OD do rio Ohio, nos Estados Unidos. Conforme comentado no capítulo 5, o modelo clássico de Streeter-Phelps serviu de base para a maioria dos modelos mais avançados de qualidade de água hoje existentes, mas é ainda muito utilizado em função da pouca quantidade de parâmetros de que necessita e da sua simplicidade conceitual.

O modelo matemático proposto nesta dissertação para a desoxigenação da matéria orgânica carbonácea (DBO) e para o oxigênio dissolvido (OD) é baseado no modelo de Streeter-Phelps. Originalmente, este modelo considerava apenas os fenômenos da reaeração e da desoxigenação da DBO no balanço do oxigênio dissolvido. Algumas adaptações nos coeficientes do modelo e a inclusão do fenômeno da nitrificação foram feitas para tornar o modelo mais realista.

Adicionalmente, o modelo desenvolvido neste trabalho incorpora a influência dos lançamentos e captações pontuais existentes ao longo do trecho escolhido, bem como a contribuição de tributários e a contribuição por drenagem direta e difusa.

6.2.3.1 Modelo de transporte

A equação (5.3) deduzida no item 5.7.2.1 do capítulo 5 é um caso particular da equação geral de transporte, especificada para o regime estacionário e para os casos em que a dispersão é muito menor do que a advecção. Esta equação revela que as variações das concentrações de um constituinte passivo qualquer são função apenas da cinética das reações de produção e consumo. Estas reações constituem a essência do modelo matemático de transporte destas substâncias que, em conjunto com o campo de velocidades (modelo hidrodinâmico), permitem o cálculo das concentrações de cada um dos parâmetros em qualquer seção do trecho modelado.

Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é uma medida indireta da quantidade de oxigênio dissolvido necessária à estabilização da matéria orgânica carbonácea. Esta demanda está associada às atividades metabólicas dos organismos decompositores aeróbios. A DBO pode ser também interpretada como uma medida de quantidade de matéria orgânica, tendo sempre como unidade o mg de O₂ por litro (mg O₂/l).

Ao longo do processo de desoxigenação, a DBO pode ser interpretada como a soma de duas parcelas: a DBO exercida, que indica o oxigênio consumido até o momento da medição; e a DBO remanescente, que indica a quantidade de matéria orgânica não estabilizada (Gráfico 6.1).

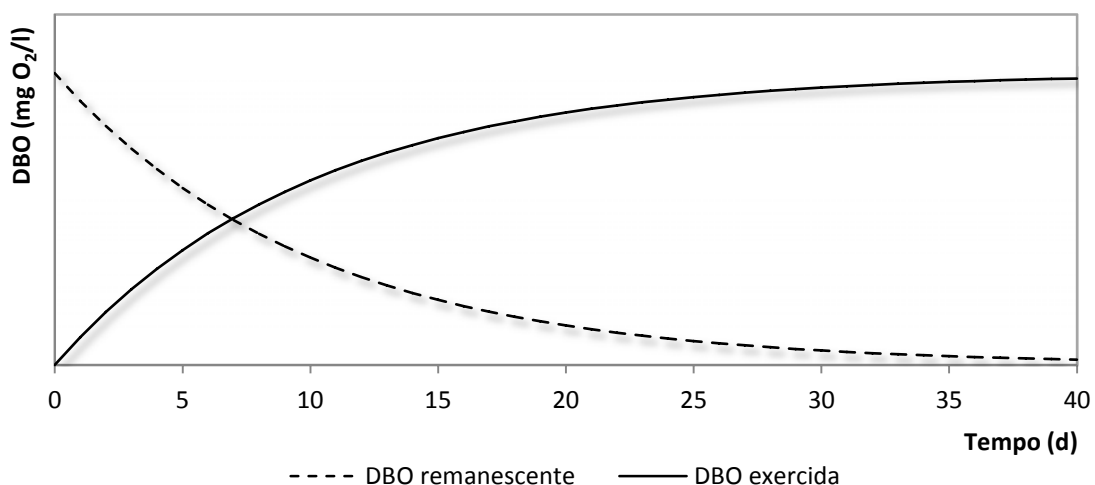


Gráfico 6.1 – DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo.

A DBO exercida inicia em zero no começo do processo e cresce com o passar do tempo, convergindo, após certo período de tempo, para um valor constante próximo ao valor inicial da DBO remanescente. A DBO remanescente inicia em seu valor máximo e decresce à mesma taxa em que aumenta a DBO exercida, também convergindo para um valor final próximo de zero.

O processo de estabilização total pode levar vários dias, mas em geral, a desoxigenação da matéria orgânica carbonácea é finalizada em torno do 15º ao 20º dia, a partir de onde se inicia a estabilização da matéria orgânica nitrogenada (demanda de segundo estágio). Neste ponto, tem-se a chamada demanda última, que corresponde à quantidade total de matéria orgânica carbonácea existente naquela amostra. Por praticidade, é mais usual adotar-se como DBO padrão a $DBO_5^{20^\circ C}$, que corresponde à DBO exercida até o 5º dia, sob 20°C.

Para a DBO ³², propõe-se que a cinética de produção e consumo se processe segundo uma reação de primeira ordem, isto é, a taxa de mudança das concentrações de DBO deve ser proporcional à primeira potência da própria concentração. Em termos matemáticos, tem-se a seguinte formulação:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (6.1)$$

onde L é a concentração de DBO (mg/l), t é o tempo (d) e k_1 é o coeficiente de desoxigenação (d^{-1}).

A interpretação da equação diferencial (6.1) se dá no sentido de que quanto maior a concentração de DBO mais rápida é a desoxigenação. Isto é, na proximidade do ponto de lançamento de efluentes esta taxa é mais elevada tendendo a diminuir à medida que a desoxigenação e a diluição se processem, reduzindo a concentração de DBO.

O coeficiente de desoxigenação (k_1) depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Em geral, efluentes tratados e parcialmente estabilizados possuem menores valores de k_1 devido ao fato de que a maior parte da matéria orgânica facilmente assimilável já foi removida.

³² Sempre que nesta dissertação for feita referência ao termo DBO, entenda-se como $DBO_5^{20^\circ C}$.

A determinação do valor do coeficiente de desoxigenação é usualmente obtida em laboratório, através da análise da progressão do consumo do oxigênio dissolvido ao longo dos dias (teste da DBO). Uma amostra da água é mantida em frasco sob temperatura constante onde se processa a desoxigenação. A partir dos valores de DBO remanescente e do tempo decorrido é possível estimar o valor de k_1 .

No entanto, ao se comparar os valores do coeficiente de desoxigenação obtido no laboratório com o observado em corpos d'água tem-se que estes valores podem ser diferentes. De acordo com CHAPRA (1997), na maioria das situações a taxa de remoção da DBO é maior no rio do que no laboratório em função da influência da sedimentação, da remoção de DBO pelo lodo de fundo e pela biomassa suspensa na massa líquida. Assim, torna-se vantajoso para o cálculo da DBO a substituição do coeficiente de desoxigenação k_1 pelo coeficiente de decomposição efetiva de DBO no rio, denominado k_d , que incorpora a influência destes fenômenos.

Comparando-se os coeficientes k_1 e k_d , tem-se que (EPA, 1985) $k_d(\text{oxidação no rio}) \geq k_1(\text{oxidação no laboratório})$.

Alguns valores de literatura para os coeficientes de desoxigenação são mostrados na tabela seguinte. Valores extremos fora das faixas apresentadas também são possíveis, embora não sejam muito comuns.

Tabela 6.1 – Valores usuais dos coeficientes de desoxigenação (k_1) e de decomposição (k_d) de DBO, em d^{-1} (base e , a 20 °C) (Fonte: VON SPERLING, 2007).

Origem	k_1 (laboratório)	k_d (rio)	
		Rios rasos ³³	Rios profundos ³⁴
Curso d'água recebendo esgoto concentrado	0,35 – 0,45	0,50 – 1,00	0,35 – 0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20

³³ Rios rasos: profundidade inferior a 1,0 a 1,5 m.

³⁴ Rios profundos: profundidade superior a 1,0 a 1,5 m.

Observa-se que a faixa de variação destes parâmetros é razoavelmente ampla e que somente no caso da simulação do lançamento de efluentes de tratamento secundário ou de rios de águas limpas a adoção de um ou outro coeficiente leva a resultados equivalentes.

Ainda sim, alguns autores preferem estimar os valores de k_d a partir de variáveis hidráulicas como a profundidade e a vazão, desconsiderando a natureza do efluente lançado. A lógica é a de que rios mais rasos tenderiam a sofrer maior influência da demanda do sedimento e dos demais fatores apontados, apresentando maiores valores de k_d . As equações propostas por estes autores (EPA, 1985, THOMANN, 1987 *apud* VON SPERLING, 2007) são mostradas a seguir:

- k_d em função da profundidade (H):

$$k_d = 0,3 \left(\frac{H}{2,5} \right)^{-0,434}, \text{ se } H \leq 2,5 \text{ m} \quad (6.2)$$

$$k_d = 0,3 \text{ d}^{-1}, \text{ se } H > 2,5 \text{ m}$$

- k_d em função da vazão³⁵ (Q):

$$k_d = 1,80Q^{-0,49} \quad (6.3)$$

$$\text{para } 0,3 \leq H \leq 10 \text{ m e } 0,15 \leq Q \leq 250 \text{ m}^3$$

A escolha destes coeficientes em função dos valores tabelados ou em função das equações anteriores, no caso do coeficiente de decomposição de DBO no rio, dependerá do método cujo ajuste aos dados medidos seja o melhor possível. Outra forma menos pragmática de se lidar com a incerteza na escolha destes coeficientes seria realizar uma análise de incerteza e investir mais tempo e recursos para determinação do coeficiente o qual o modelo é mais sensível.

Além dos fatores comentados, ambos os coeficientes k_1 e k_d sofrem influência da temperatura da água, já que esta afeta o metabolismo dos microrganismos decompositores. A relação empírica entre a temperatura e o coeficiente de desoxigenação é dada por:

³⁵ Acima de 20 m³/s, o coeficiente k_d é consistente com os valores obtidos no laboratório para k_1 .

$$k_{1T} = k_{1_{20^{\circ}C}} \theta_1^{(T-20^{\circ}C)} \quad (6.4)$$

onde k_{1T} (d^{-1}) é o valor de k_1 à temperatura T , $k_{1_{20^{\circ}C}}$ (d^{-1}) é o valor de k_1 à $20^{\circ}C$ e θ_1 (adimensional) é o coeficiente de temperatura.

A equação de correção para o coeficiente k_d é análoga. Um valor usualmente adotado para θ é 1,047, o que significa que os valores dos coeficientes aumentam de 4,7% para cada acréscimo de $1^{\circ}C$ na temperatura da água.

Oxigênio Dissolvido

Para o oxigênio dissolvido, a modelagem clássica proposta por Streeter e Phelps leva em conta apenas os fenômenos da desoxigenação da matéria orgânica carbonácea, dada pela equação (6.1), e da reaeração atmosférica. Já o modelo proposto nesta dissertação incorpora as demandas nitrogenadas referentes ao processo de nitrificação. Logo, as reações de produção e consumo do OD serão compostas de três parcelas: uma positiva (produção), referente ao processo de reaeração, e duas negativas (consumo), referente à desoxigenação da DBO e à nitrificação.

A cinética da reaeração pode ser também caracterizada por uma reação de primeira ordem, de acordo com a seguinte equação:

$$\frac{dC}{dt} = k_2(C_s - C) \quad (6.5)$$

onde C e C_s são, respectivamente, a concentração do oxigênio dissolvido no tempo t (mg/l) e a concentração de saturação (mg/l) e k_2 é o coeficiente de reaeração (d^{-1}).

A equação (6.5) traduz matematicamente a concepção apresentada anteriormente de que a taxa de absorção do oxigênio pela massa líquida é tão maior quanto maior o déficit de oxigênio, isto é, a diferença $D = C_s - C$. Quando a concentração existente na coluna d'água se iguala a concentração de saturação, o sistema atmosfera-água entra em equilíbrio e a concentração de OD permanece constante.

A concentração de saturação de OD é uma função da temperatura, da altitude e da salinidade do meio. Em relação à temperatura, tem-se que a concentração de saturação diminui com o aumento da temperatura, uma vez que as moléculas do gás aumentam

sua entropia, reduzindo sua solubilidade. Em relação à altitude, tem-se que o seu aumento reduz a concentração de saturação, já que há a diminuição da pressão atmosférica o que reduz a pressão para que o gás se dissolva na água. Já o aumento da salinidade promove a redução da solubilidade do oxigênio.

Uma formulação empírica frequentemente empregada para a determinação da C_s é (PÖPEL, 1979 *apud* VON SPERLING, 2007):

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1}T + 7,9910 \times 10^{-3}T^2 - 7,7774 \times 10^{-5}T^3 \quad (6.6)$$

onde T é a temperatura do meio (°C).

As correções para altitude (f_H) e para a salinidade (γ) são dadas pelas equações (6.7) e (6.8) (QASIM, 1985, PÖPEL, 1979 *apud* VON SPERLING, 2007):

$$f_H = 1 - \frac{\text{Altitude}}{9450} \quad (6.7)$$

$$\gamma = 1 - 9 \times 10^{-6}C_{sal} \quad (6.8)$$

onde C_{sal} é a concentração de sais dissolvidos (mg Cl⁻/l).

O coeficiente de reaeração k_2 é de determinação mais complexa do que os coeficientes k_1 e k_d , pois possui uma ampla faixa de variação e diversos métodos de determinação. Adicionalmente, o valor do coeficiente de reaeração incorpora os efeitos da turbulência e do encachoeiramento do rio na oxigenação da água, sendo estes processos de difícil modelação.

Para a estimativa do valor do coeficiente k_2 há três métodos principais: (a) por valores médios tabelados; (b) em função das características hidráulicas do corpo d'água e (c) por correlação com a vazão.

Os valores tabelados foram obtidos a partir do estudo, por diversos autores, dos valores de k_2 em rios de características variáveis entre si. Observa-se na Tabela 6.2 que rios mais rasos e velozes tendem a possuir maiores valores do coeficiente de reaeração, em função da maior facilidade de mistura vertical. De acordo com VON SPERLING (2007) os valores tabelados são usualmente bastante inferiores aos obtidos por outros métodos,

mas em casos particulares, como na modelagem de rios mais profundos, apresentam melhores ajustes aos dados medidos.

Tabela 6.2 – Valores tabelados típicos para o coeficiente de reaeração (base e, a 20°C) (Fonte: FAIR *et al.*, 1973, ARCEIVALA, 1981 *apud* VON SPERLING, 2007).

Corpo d'água	k_2 (d ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios de baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios de velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

A determinação de k_2 em função das características hidráulicas do corpo d'água foi estudada por uma grande quantidade de pesquisadores que tentaram relacionar, conceitualmente ou empiricamente, os valores do coeficiente de reaeração com variáveis como velocidade, profundidade, declividade e largura. Embora dezenas de formulações tenham sido produzidas, não existe unanimidade ou uma equação que seja universalmente adequada a todos os casos. Cada fórmula possui uma faixa de aplicabilidade restrita e que depende das características do corpo d'água em estudo.

ROSMAN (2010) analisa as faixas de aplicabilidade e as formulações propostas por O'CONNOR & DOBBINS (1958), CHURCHILL *et al.* (1962), OWENS *et al.* (1978), THOMMAN & MULLER (1987) e WANNINKHOF (1990), muito utilizadas na literatura para o cálculo de k_2 . O autor obteve uma formulação geral que pode ser utilizada para todas as faixas de valores de velocidade e profundidade dada por:

$$k_2 = \max\left(5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}} + \frac{0,8}{5+H}; \frac{1}{H} 0,0986 W_{10}^{1,64}\right) \quad (6.9)$$

onde max representa o valor máximo entre as duas equações entre parênteses, U é a velocidade do curso d'água (m/s), H a altura da lâmina d'água (m) e W_{10} a velocidade do vento medida a 10 m da superfície (m/s), cuja influência torna-se relevante apenas na modelagem de lagos e reservatórios.

Outra formulação para o coeficiente k_2 considera, além dos valores de velocidade, a influência da declividade e da vazão. MELCHING e FLORES (1999) obtiveram a formulação seguinte a partir de informações de diversas medições de campo disponíveis no banco de dados do U. S. Geological Survey. Esta formulação é empírica e recomendada para rios com poços e corredeiras, situação que ocorre usualmente junto ao período de estiagem:

$$\begin{aligned} k_2 &= 517(Ui)^{0,524}Q^{-0,242}, & \text{para } Q < 0,556 \text{ m}^3/\text{s} \\ k_2 &= 596(Ui)^{0,528}Q^{-0,136}, & \text{para } Q > 0,556 \text{ m}^3/\text{s} \end{aligned} \quad (6.10)$$

onde i é a declividade do rio no trecho considerado (m/m), podendo variar de 0,00001 a 0,06 m/m e Q é a vazão do rio (m^3/s). Os valores aceitos para U variam entre 0,003 e 1,83 m/s.

Uma terceira abordagem para determinação dos valores do coeficiente de reaeração consiste na correlação com os valores de vazão, já que tanto a velocidade e a profundidade quanto o k_2 variam com a vazão. O método consiste em, dispondo-se de valores medidos de U , H e Q da série histórica, calcular k_2 pela formulação (6.9). Em seguida, procede-se a um ajuste (usualmente do tipo potência) entre os valores do coeficiente e os valores de Q , obtendo-se uma equação do tipo:

$$k_2 = mQ^n$$

sendo m e n os coeficientes do ajuste.

A maior vantagem deste método é a possibilidade de se obter, por extrapolação, valores do coeficiente de reaeração para quaisquer vazões sem a necessidade do cálculo da velocidade e da lâmina d'água.

A temperatura também exerce influência não só nos valores de k_2 , mas também na concentração de saturação do oxigênio dissolvido, porém com efeitos antagônicos. Se por um lado o aumento da temperatura reduz a solubilidade do oxigênio dissolvido, por outro acelera o processo de absorção do gás, aumentando o k_2 . Assim, embora a taxa de reaeração aumente, o déficit diminui com a redução de C_s , o que por sua vez promove a redução da própria taxa de reaeração de modo que a influência global da temperatura no fenômeno da reaeração é, na maioria dos casos, pouco representativa.

Uma formulação semelhante à equação (6.4) é utilizada para a correção do coeficiente de reaeração para a temperatura:

$$k_{2T} = k_{2_{20^{\circ}C}} \theta_2^{(T-20^{\circ}C)} \quad (6.11)$$

onde k_{2T} (d^{-1}) é o valor de k_2 à temperatura T , $k_{2_{20^{\circ}C}}$ (d^{-1}) é o valor de k_2 à $20^{\circ}C$ e θ_2 (adimensional) é o coeficiente de temperatura, cujo valor usualmente adotado é de 1,024.

VON SPERLING (2007) comenta que, em geral, os modelos matemáticos baseados na formulação de Streeter-Phelps, como o desenvolvido nesta dissertação, são mais sensíveis aos valores de k_2 do que de K_d . Ademais, a faixa de variação do coeficiente de reaeração é muito maior, refletindo maior incerteza quanto a aferição deste coeficiente.

Reunindo as equações relativas aos fenômenos interagentes no balanço do OD deduzidas até então, chegamos à formulação geral do modelo de OD, dada por:

$$\underbrace{\frac{dC}{dt}}_{\substack{\text{Variação da} \\ \text{concentração} \\ \text{do OD}}} = \underbrace{k_2(C_s - C)}_{\text{Reaeração}} - \underbrace{k_1L}_{\text{Desoxigenação}} - \underbrace{N}_{\text{Nitrificação}} \quad (6.12)$$

A parcela N é relativa à demanda de oxigênio no processo de nitrificação, cuja modelagem matemática é abordada adiante.

6.3 MODELO DE COLIFORMES

6.3.1 MODELO CONCEPTUAL

Os microrganismos presentes nos esgotos e em cursos d'água desempenham diversas funções de fundamental importância, principalmente as relacionadas com a transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos (VON SPERLING, 2007). Em outras palavras, tanto o tratamento biológico dos efluentes bem como o processo de autodepuração dos cursos d'água dependem destes microrganismos.

Há diversos tipos de microrganismos presentes em corpos d'água sujeitos ao lançamento de esgotos. Dentre estes há: (a) saprófitos, que se alimentam da matéria orgânica em decomposição; (b) comensais, que se alimentam dos resíduos deixados por

outros organismos; (c) simbioses, que vivem em mútua cooperação com outro indivíduo e (d) parasitas, que sobrevivem à custa do metabolismo de um organismo hospedeiro prejudicando-o. Apenas esta última categoria de microrganismos é capaz de causar doenças no homem e nos animais, dentre as quais podemos citar a diarreia, a disenteria, a cólera, a febre tifoide e a hepatite. Vale lembrar que mesmo ocorrendo a exposição a uma dose infecciosa do agente patogênico o desenvolvimento da doença pode não se completar em função da resistência imunológica de cada indivíduo.

Dentre os parasitas associados às águas residuárias e às fezes humanas e animais estão bactérias, vírus, protozoários e helmintos. A concentração destes agentes patogênicos no esgoto está diretamente relacionada às condições de saneamento e às condições de saúde da população geradora, bem como do tipo de tratamento realizado no efluente. Estas concentrações, em geral, são muito baixas, em função dos seguintes fatores:

- Apenas uma determinada faixa da população apresenta doenças de veiculação hídrica;
- Nas fezes destes habitantes a presença de patógenos pode não ocorrer em elevada proporção;
- Após o lançamento no corpo receptor estas concentrações sofrem grandes diluições.

Desta forma, a determinação direta do número de organismos patogênicos exigiria uma grande quantidade de amostras, tornando-se inviável. Tal limitação é contornada através dos organismos indicadores da contaminação fecal.

Estes organismos são em geral não patogênicos, mas fornecem uma razoável indicação de quando uma água está contaminada por fezes humanas ou de animais e, portanto, é potencialmente capaz de transmitir doenças.

As bactérias do grupo coliforme são as mais comumente utilizadas como indicadores de contaminação fecal, embora o uso de bactérias do grupo *estreptococos* fecais, *clostridia*, bacteriófagos e ovos de helmintos também seja viável. O uso dos coliformes apresenta vantagens como:

- A grande quantidade presente nas fezes humanas (de 1/3 a 1/5 do peso total) e a resistência fora do corpo humano ligeiramente superior ao das bactérias patogênicas reduz a probabilidade de falsos negativos;

- Os mecanismos de remoção de coliformes são semelhantes aos dos principais organismos patogênicos (bactérias e vírus), à exceção dos ovos de helmintos e dos protozoários que normalmente são removidos por sedimentação;
- As técnicas de detecção são mais rápidas e econômicas.

Os coliformes totais (CT) constituem um grande grupo de bactérias que abriga tanto organismos de vida livre, presentes em águas e solos não contaminados, quanto os organismos do trato intestinal humano e animal. Por esta razão, os coliformes totais não guardam uma relação direta com os organismos patogênicos, não sendo recomendada sua utilização como indicador da contaminação fecal.

Dentro do grupo dos coliformes totais, os coliformes fecais (CF) constituem bactérias que resistem a condições de temperatura elevada semelhantes ao do organismo humano e animal, sendo, por isso, também chamadas de coliformes termotolerantes (CTermo). No entanto, algumas bactérias ambientais de origem não fecal também são capazes de sobreviver às temperaturas elevadas impostas no teste de CF. Todavia, o uso dos coliformes termotolerantes como indicador de contaminação fecal ainda é bastante comum, como pôde ser notado nos dados de qualidade de água disponíveis nesta dissertação.

A *Escherichia coli* é uma espécie de bactéria pertencente ao grupo dos coliformes termotolerantes e que, ao contrário das demais, é de origem exclusiva do trato intestinal. No entanto, a presença da *E. coli* não garante que a contaminação seja por fezes humanas, já que a bactéria também é encontrada em outros animais de sangue quente. Há uma tendência crescente de se utilizar a *E. coli* como indicador da contaminação por organismos patogênicos, em função da sua maior confiabilidade e facilidade de detecção.

O processo de autodepuração dos coliformes e, por conseguinte, dos organismos patogênicos está ligado à mortalidade a que estes organismos são submetidos quando expostos a condições ambientais que diferem daquelas existentes no corpo humano. Este fenômeno leva ao decréscimo das concentrações de coliformes, caracterizando o assim chamado decaimento. Mesmo quando não tratados, os efluentes contaminados com estes organismos têm sua potencialidade em transmitir doenças reduzidas em função do decaimento e da diluição que ocorrem quando do lançamento junto ao corpo d'água receptor.

Dentre os fatores que contribuem para a mortalidade bacteriana podem ser citados (VON SPERLING, 2007, EPA, 1985):

- Fatores físicos:
 - Radiação ultravioleta na forma da luz solar;
 - Temperatura, cujos valores na água são bem inferiores àqueles do corpo humano;
 - Adsorção, floculação e sedimentação, onde os organismos são removidos da coluna d'água em associação com os sólidos.
- Fatores físico-químicos:
 - Efeitos osmóticos, como a salinidade;
 - pH;
 - Toxicidade química;
 - Potencial redox;
- Fatores biológicos e bioquímicos:
 - Falta de nutrientes;
 - Predação;
 - Competição.

Estes fatores atuam conjuntamente de maneira bastante complexa e de difícil previsibilidade. A modelagem da influência destes fatores na população de coliformes é realizada através de um coeficiente que objetiva incorporar o efeito resultante da interação de todos estes agentes.

6.3.2 MODELO MATEMÁTICO

6.3.2.1 Modelo de transporte

A taxa de mortalidade bacteriana é estimada segundo a lei de Chick, na qual a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração de bactérias, sendo, portanto, uma reação de consumo de primeira ordem:

$$\frac{dN}{dt} = -k_b N \quad (6.13)$$

onde N é o número de coliformes (número mais provável por 100 ml – NMP/100 ml) e k_b o coeficiente de decaimento bacteriano.

A equação diferencial (6.13) pode ser integrada analiticamente para o cálculo da concentração de coliformes (N) ou resolvida por integração numérica, à semelhança dos demais parâmetros modelados, como se verá adiante.

O coeficiente de decaimento bacteriano representa o efeito resultante da conjugação dos fatores ambientais do corpo d'água bem como fatores biológicos. Tem-se, por exemplo, que a mortandade em águas naturais é mais rápida em latitudes tropicais do que temperadas. Rios turbulentos apresentam taxas maiores do que rios lentos e rios menos poluídos apresentam taxas menores do que rios poluídos, já que a taxa de decaimento (dN/dt) aumenta com o aumento da concentração de coliformes.

VON SPERLING (2007) relata que uma faixa usual de valores para o coeficiente k_b , a 20°C, varia de 0,5 a 1,5 d⁻¹, sendo 1,0 d⁻¹ um valor típico. Valores ligeiramente superiores de k_b seriam indicativos de uma maior proporção de bactérias patogênicas e *E. coli* na contagem de coliformes, já que estes organismos decaem com mais rapidez.

A influência da temperatura no valor do coeficiente de decaimento bacteriano é representada pela seguinte formulação:

$$k_{bT} = k_{b_{20^{\circ}C}} \theta_b^{(T-20^{\circ}C)} \quad (6.14)$$

De acordo com VON SPERLING (2007), embora exista uma ampla faixa de valores para θ_b , sugere-se adotar 1,07 como valor médio. Comparando-se este valor com os demais coeficientes de temperatura abordados, nota-se que a influência da temperatura é maior para o coeficiente de decaimento bacteriano, uma vez que, para cada acréscimo de 1°C na temperatura da água, há um aumento de 7,0% no valor de k_b .

6.4 MODELO DE NITROGÊNIO

6.4.1 MODELO CONCEPTUAL

Há diversas formas de se classificar a ocorrência do nitrogênio em águas naturais. Uma delas é quanto ao grau de oxidação do átomo de nitrogênio. As formas mais reduzidas são a amônia, NH₃, e seu ácido conjugado, o íon amônio, NH₄⁺. A forma mais oxidada é o íon nitrato, NO₃⁻, que existe em sais, soluções aquosas e no ácido nítrico, HN0₃. Em solução, as formas mais importantes entre esses extremos são o íon nitrito, NO₂⁻, e o nitrogênio molecular, N₂ (BAIRD, 2002). Os estados comuns de oxidação do nitrogênio

e os exemplos mais importantes de cada um desses estados estão resumidos na Tabela 6.3.

Tabela 6.3 – Estados de oxidação do nitrogênio em águas naturais (Fonte: BAIRD, 2002).

Estado de oxidação do N	Níveis crescentes de oxidação do nitrogênio →						
	-3	0	+1	+2	+3	+4	+5
Soluções aquosas e sais	NH ₄ ⁺ NH ₃				NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻
Fase gasosa	NH ₃	N ₂	N ₂ O	NO		NO ₂	

A influência do nitrogênio na qualidade de água pode ser considerada positiva ou negativa, dependendo da forma em que este se encontra. O nitrogênio na sua forma iônica e amoniacal é um nutriente indispensável ao crescimento dos seres vivos, inclusive algas. No entanto, o excesso destes nutrientes e de amônia na forma livre pode levar a episódios de eutrofização e de mortandade de peixes, respectivamente. Ademais, nos processos de nitrificação catalisados por microrganismos, a amônia e o íon amônio são oxidados para nitrato, reduzindo o oxigênio dissolvido neste processo. Já na desnitrificação, o nitrato e o nitrito são reduzidos para nitrogênio molecular, liberando moléculas de oxigênio durante a redução. Altas concentrações de nitrato podem levar a doenças como a methemoglobinemia.

Outro aspecto relevante acerca das formas do nitrogênio na água diz respeito à indicação do estágio de poluição ocasionado por algum lançamento de esgotos à montante. Conforme comentado no capítulo 3 e à luz do processo de autodepuração descrito no item 6.1, o nitrogênio estará na forma orgânica e amoniacal se há um lançamento recente ao passo que as formas de nitrito e nitrato, principalmente, estão associadas à poluição remota.

Nos efluentes domésticos *in natura*, predominam o nitrogênio sob a forma orgânica (grupamentos amina) e amoniacal, ambos de origem fisiológica. A soma das concentrações destes dois parâmetros constitui o chamado nitrogênio Kjeldahl (NTK). A soma do NTK com as demais formas, nitrito e nitrato, estas que são bastante reduzidas no esgoto bruto, fornece o nitrogênio total (NT). Assim, temos que (VON SPERLING, 2005):

- NTK = amônia (NH₃) + nitrogênio orgânico (N-org);
- NT = NTK + nitrito (NO₂⁻) + nitrato (NO₃⁻).

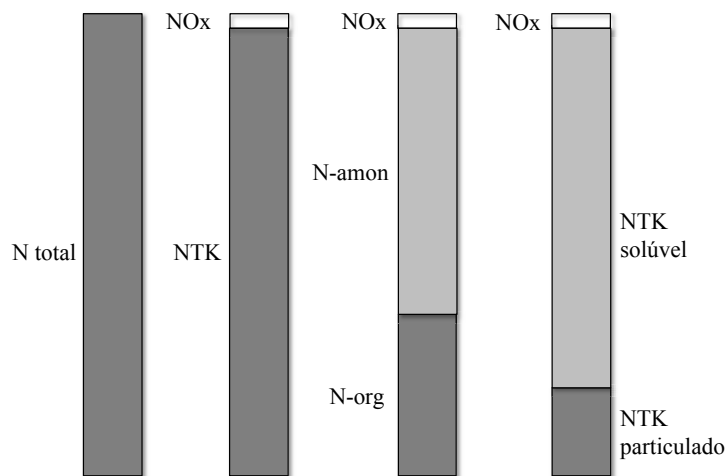
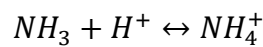


Figura 6.4 – Distribuição das formas de nitrogênio no esgoto doméstico bruto (Fonte: VON SPERLING, 2005).

A amônia, cuja origem nos esgotos está ligada à ureia, é rapidamente hidrolisada convertendo-se em íon amônio, de acordo com o equilíbrio químico:



Esta reação sofre influência dos valores de pH e de temperatura, cuja magnitude pode ser observada no Gráfico 6.2.

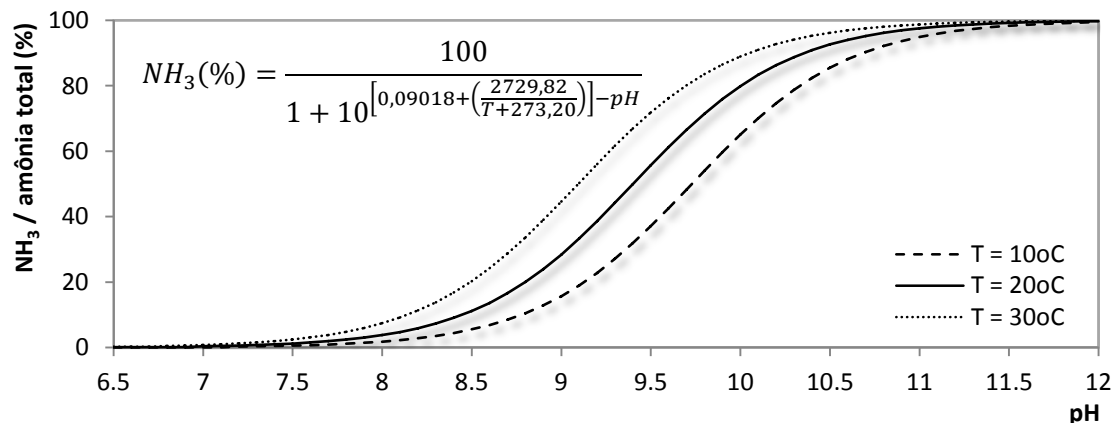


Gráfico 6.2 – Distribuição da porcentagem de amônia livre em relação ao nitrogênio amoniacal total para diferentes valores de pH e temperatura (Fonte: adaptado de VON SPERLING, 2007).

Neste sentido, tem-se que para pH < 8, toda amônia está sob a forma de íon amônio (NH₄⁺) ao passo que para pH > 11, predomina a amônia na forma livre (NH₃). Na faixa

usual de pH, portanto, a forma iônica e não tóxica é dominante. Em relação à temperatura, tem-se que o seu aumento tende a deslocar o equilíbrio da reação para a esquerda, aumentando a fração de amônia livre.

Outras abordagens para a classificação do nitrogênio de maior interesse para a modelagem são possíveis. Este pode ser representado pela sua forma particulada e dissolvida, pela forma orgânica e inorgânica ou ainda pelas formas disponível ou não disponível para o fitoplâncton (CHAPRA, 1997). Esta divisão, mostrada na Figura 6.5, é uma representação idealizada, mas que auxiliará a modelagem matemática dos processos de conversão do nitrogênio. As rotas de conversão mostradas na figura constituem os principais processos através dos quais a matéria orgânica nitrogenada se alterna entre as suas diversas formas.

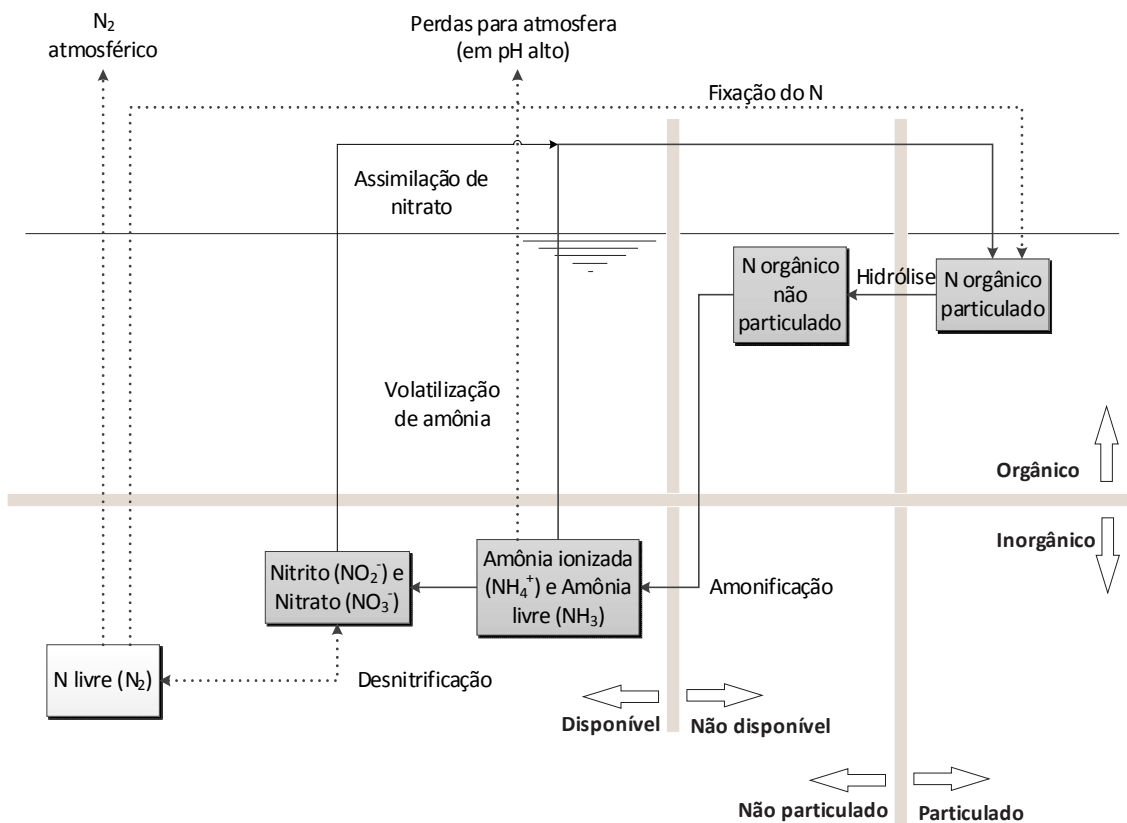


Figura 6.5 – Formas e rotas de conversão do nitrogênio em águas naturais. As setas cheias e os quadros escuros representam os processos e as formas mais importantes (Fonte: CHAPRA, 1997 apud VON SPERLING, 2007).

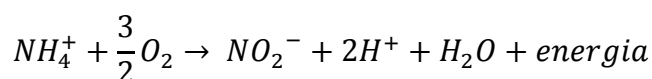
A assimilação de nitrato e amônia representa a incorporação do nitrogênio inorgânico pelo fitoplâncton. Uma vez assimilado, o nitrogênio passa para a sua forma orgânica particulada, fazendo parte da biomassa fitoplanctônica. Quando estes organismos ou

consumidores destes organismos morrem ou geram excretas, o nitrogênio orgânico sofre hidrólise convertendo-se à sua forma dissolvida (não particulada).

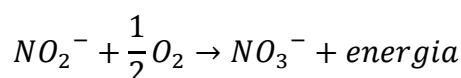
A amonificação consiste na conversão do nitrogênio orgânico a amônia, isto é, a transformação da forma orgânica para a inorgânica. Este processo não demanda oxigênio e costuma ocorrer antes mesmo do lançamento de esgotos, no trajeto deste até seu corpo receptor e ao longo do seu tratamento, caso existente.

A nitrificação, brevemente comentada no item 6.2.1, é o processo de oxidação da amônia a nitrato e que pode ser subdividida em duas etapas: a nitrosação (conversão da amônia a nitrito) e a nitratação (conversão do nitrito ao nitrato).

A transformação da amônia em nitritos se dá segundo a reação:

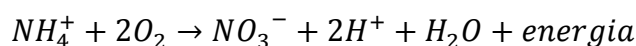


A oxidação do nitrito ao nitrato ocorre em seguida, de acordo com a seguinte reação:



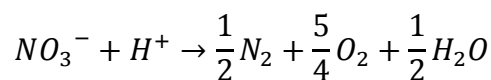
Estas duas etapas ocorrem por intermédio da ação de microrganismos autótrofos quimiossintetizantes, que utilizam o CO₂ como fonte de carbono e a energia liberada de um substrato inorgânico para a síntese da matéria orgânica. As bactérias do gênero *nitrosomonas* e *nitrobacter* são responsáveis pela nitrosação e pela nitratação, respectivamente.

Somando-se os reagentes e produtos das subreações chega-se a reação global de nitrificação:



Conforme comentado anteriormente, o processo de nitrificação envolve o consumo do oxigênio dissolvido, o qual constitui a demanda nitrogenada. De acordo com dados da EPA (1985), a oxidação completa de cada 1 mg de amônia consome cerca de 4,3 mg de oxigênio dissolvido. Observando o número de moléculas de O₂ consumidas nas reações de cada etapa da nitrificação, tem-se, por proporção, um consumo de 3,3 e 1,1 mg/l durante a nitrosação e a nitratação, respectivamente. Adicionalmente, o processo gera íons H⁺ que reduzem o pH do meio.

A redução dos nitratos a nitrogênio gasoso constitui o fenômeno da desnitrificação. Este processo só ocorre sob condições anóxicas, onde há ausência de oxigênio e presença de nitratos. A desnitrificação implica no consumo de íons H^+ e na liberação de oxigênio no meio, conforme evidencia a reação seguinte:



O fenômeno da desnitrificação, por ocorrer somente em condições anóxicas, é usualmente desconsiderado na modelagem do nitrogênio, já que este tipo de condição só é atingida em rios em circunstâncias bastante particulares.

A fixação do nitrogênio ocorre através da participação de cianobactérias e outros organismos específicos. Neste processo o nitrogênio gasoso é convertido à forma orgânica, reintroduzindo este elemento na massa líquida. A presença de altas populações de cianobactérias fixadoras de nitrogênio está ligada a problemas de qualidade como a eutrofização e em geral representa um aspecto negativo.

6.4.2 SIMPLIFICAÇÕES DO MODELO CONCEPTUAL

Neste modelo optou-se por não representar o fenômeno da assimilação do nitrato e da amônia pelos organismos aquáticos, sobretudo algas. De acordo com VON SPERLING (2007) este fenômeno é de difícil quantificação sendo incluído somente em modelos avançados de qualidade de água os quais fogem ao escopo desta dissertação. A sua inclusão incorreria na necessidade de estimativa de um maior número de coeficientes e dados de entrada que usualmente não são monitorados. Conforme comentado no modelo de OD e DBO, a consideração da influência das algas é importante somente na modelagem de ambientes lênticos, o que não é o caso desta dissertação.

6.4.3 MODELO MATEMÁTICO

6.4.3.1 Modelo de transporte

O modelo matemático descrito a seguir representa apenas as rotas de conversão mais relevantes no ciclo do nitrogênio na água e envolve as seguintes formas do nitrogênio: (a) nitrogênio orgânico; (b) nitrogênio amoniacal; (c) nitrito e (d) nitrato.

São representados os processos de sedimentação do nitrogênio orgânico particulado, a amonificação, a liberação de amônia pelo sedimento de fundo e a nitrificação (nitrosação e a nitratação). As equações apresentadas foram selecionadas por VON

SPERLING (2007) a partir da análise de modelos propostos por THOMANN e MUELLER (1985), EPA – QUAL2E (1985) e CHAPRA (1997), que possuem variado grau de complexidade.

Nitrogênio orgânico

A amonificação pode ser corretamente representada por uma reação de primeira ordem, assim como a sedimentação da fração particulada do nitrogênio orgânico. Ambos os fenômenos atuam no sentido de redução da concentração do nitrogênio orgânico, constituindo reações de consumo, conforme a equação:

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -k_{oa}N_{org} - k_{so}N_{org} \quad (6.15)$$

onde N_{org} é a concentração de nitrogênio orgânico (mg/l), k_{oa} é o coeficiente de amonificação ou conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1}) e k_{so} é o coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (d^{-1}).

O fenômeno da sedimentação tende a perder relevância no balanço do nitrogênio orgânico à medida que o rio apresente maiores velocidades. Comparativamente, os valores do coeficiente de amonificação são usualmente uma ordem de grandeza superiores aos valores do coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico. A Tabela 6.4, mostrada mais adiante, ilustra os valores usuais atribuídos a cada um dos coeficientes do modelo de nitrogênio.

Nitrogênio amoniacal

Para este parâmetro tem-se que o fenômeno da amonificação contribui com o aumento da concentração de amônia ao contrário da nitrosação (conversão da amônia a nitrito) que a reduz. Um terceiro fenômeno é a liberação da amônia pelo sedimento de fundo, cuja influência no balanço de massa é pequena especialmente em rios de maior velocidade, baixa profundidade e menos poluídos. O somatório destas reações de produção e consumo é dado pela equação:

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = k_{oa}N_{org} - k_{an}N_{amon} + \frac{S_{N_{amon}}}{H} \quad (6.16)$$

onde N_{amon} é a concentração de nitrogênio amoniacal (mg/l), k_{an} é o coeficiente de nitrosação ou de conversão da amônia a nitrito (d^{-1}), $S_{N_{amon}}$ é o fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($g/m^2.d$) e H a profundidade do curso d'água (m).

Nitrito

No balanço de massa do nitrito são assumidas reações de produção e consumo de primeira ordem. Tem-se que a nitrosação leva ao aumento da concentração do nitrito e que a nitratação a reduz, o que pode ser matematicamente representado por:

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = k_{an}N_{amon} - k_{nn}N_{nitri} \quad (6.17)$$

onde N_{nitri} é a concentração de nitrito (mg/l) e k_{nn} o coeficiente de nitratação ou de conversão do nitrito a nitrato (d^{-1}).

Nitrato

Para o nitrato apenas a reação de nitratação, presente na equação (6.17), interfere no seu balanço de massa. A nitratação constitui uma reação de produção para o nitrato sendo matematicamente expressa por:

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = k_{nn}N_{nitri} \quad (6.18)$$

Nota-se que as concentrações dos parâmetros constituintes do modelo de nitrogênio dependem umas das outras. Assim, para que se calcule a concentração de amônia em um determinado trecho, deve-se ter calculado a concentração do nitrogênio orgânico. O mesmo vale para as concentrações de nitrito, que dependem da concentração da amônia, e do nitrato, que depende da concentração do nitrito.

A influência da nitrificação no balanço do oxigênio dissolvido é matematicamente representada pelos coeficientes R_{O_2amon} e R_{O_2nitri} (mg O_2 /mg N) que simbolizam, respectivamente, a massa de oxigênio consumida por cada unidade de amônia oxidada a nitrito e de nitrito oxidado a nitrato. Estes coeficientes possuem valores próximos àqueles estimados no item 6.4.1 e devem multiplicar os termos referentes à nitrosação e nitratação na equação (6.12).

Semelhantemente, a influência das concentrações de oxigênio dissolvido no processo de nitrificação pode ser representada por um fator de correção f_{nitr} . Este fator simboliza a inibição no crescimento das bactérias nitrificantes em virtude das baixas concentrações de OD e é dado pela seguinte formulação, sugerida por CHAPRA (1997):

$$f_{nitr} = 1 - e^{k_{nitrOD}C} \quad (6.19)$$

onde k_{nitrOD} é o coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD (l/mg) e C a concentração de OD (mg/l).

Desta maneira, os coeficientes k_{an} e k_{nn} devem ser multiplicados pelo fator de correção f_{nitr} em todas as equações apresentadas tendo por base a concentração de OD no instante de tempo correspondente.

Nitrogênio total

Por fim, as concentrações de nitrogênio total (N_{total}) são dadas simplesmente pela soma das concentrações de cada uma das formas do nitrogênio modeladas, ou seja:

$$N_{total} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (6.20)$$

Vale lembrar que os coeficientes das equações (6.15) a (6.18) devem ser corrigidos para a temperatura através das formulações apresentadas para os demais parâmetros modelados – equações (6.4), (6.11) e (6.14). Os valores usuais para os coeficientes do modelo de nitrogênio são mostrados na Tabela 6.4.

Tabela 6.4 – Resumo dos coeficientes do modelo de nitrogênio (base e) (Fonte: adaptado de VON SPERLING, 2007).

Coeficiente	Descrição	Unidade	Faixa de valores usuais (20°C)	Faixa geral de valores (20°C)	Coeficiente de temperatura (θ)
k_{so}	Coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico	d^{-1}	- remansos: $0,1 d^{-1}$. - rios lentos: $0,05 d^{-1}$ (pouco poluídos); $0,1 d^{-1}$ (muito poluídos). - rios rápidos: $0,02 d^{-1}$ (águas naturais); $0,05 d^{-1}$ (pouco poluídos); $0,1 d^{-1}$ (muito poluídos). - corredeiras: $0 d^{-1}$.	0,001 a 0,1	1,024
k_{oa}	Coeficiente de amonificação	d^{-1}	0,20 a 0,25	0,02 a 0,4	1,047
k_{an}	Coeficiente de nitrosação	d^{-1}	0,15 a 0,25	0,1 a 1,0	1,080
k_{nn}	Coeficiente de nitratação	d^{-1}	- rios profundos: $0,1 a 0,5 d^{-1}$. - rios rasos: $0,2 a 1,0 d^{-1}$.	0,2 a 2,0	1,047
$S_{N_{amon}}$	Fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo	$g/m^2.d$	0,0 a 0,5 (menores valores para rios rápidos e limpos)	Variável	1,074
f_{nitr}	Fator de correção de k_{an}		-	-	-
k_{nitrOD}	Coeficiente de inibição da nitrificação	l/mg	0,60	0,0 a 1,0	-
R_{O_2amon}	Relação entre massa de oxigênio consumido e de amônia oxidada	$mg O_2/ mg N-amon$	3,2	-	-
R_{O_2nitri}	Relação entre massa de oxigênio consumido e de nitrito oxidado	$mg O_2/ mg N-nitri$	1,1	-	-

6.5 MODELO DE FÓSFORO

6.5.1 MODELO CONCEPTUAL

O fósforo, à semelhança do nitrogênio, constitui um dos elementos essenciais ao desenvolvimento da biota aquática. Este elemento é importante na composição da membrana e do material genético celular, sendo considerado o nutriente limitante na maioria dos corpos d'água tropicais. Em outras palavras, o fósforo é o nutriente relativamente mais escasso no meio aquático de modo que o crescimento populacional, especialmente de macroalgas e cianobactérias, é muito mais sensível ao aumento das concentrações de fósforo do que do nitrogênio.

Uma classificação possível para as formas do fósforo em águas naturais é proposta por CHAPRA (1997). Nesta divisão consideram-se as categorias orgânico ou inorgânico, particulado ou não particulado e disponível ou não disponível. As principais formas e rotas de conversão do fósforo de interesse para o modelo são mostradas esquematicamente na Figura 6.6.

O fósforo orgânico particulado é aquele constituinte da biomassa dos seres vivos e dos detritos orgânicos. A decomposição do fósforo orgânico particulado converte-o à forma não particulada, porém, ainda não disponível aos seres vivos.

A partir da forma orgânica não particulada, reações de transformação intermediadas por microrganismos se encarregam da conversão da forma orgânica para a forma inorgânica disponível do fósforo.

O fósforo inorgânico não particulado inclui espécies disponíveis e não disponíveis para a assimilação dos seres vivos. O chamado fósforo inorgânico disponível ou reativo inclui os íons ortofosfato (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}) sendo diretamente assimiláveis para a nutrição de plantas e algas. Já o fósforo inorgânico não particulado não disponível refere-se aos fosfatos condensados, isto é, fosfatos que ainda não sofreram hidrólise, como por exemplo, em sabões em pó e detergentes.

O fósforo inorgânico particulado compreende os minerais fosfatados, ortofosfato adsorvidos (em argilas) e o fosfato complexado em sólidos (como precipitados de carbonato de cálcio e hidróxido de ferro). Esta forma tem origem na dissolução de rochas e sedimentos que, em geral, são de baixa solubilidade, contribuindo com poucas quantidades deste elemento.

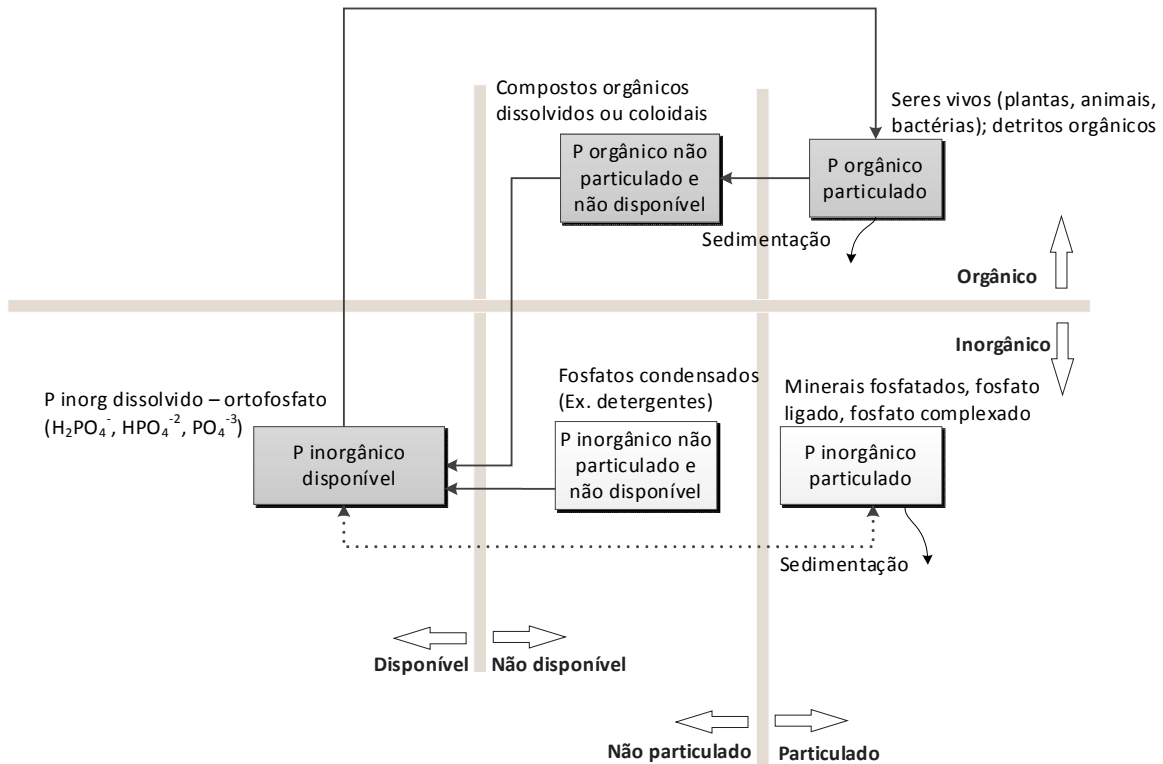


Figura 6.6 – Formas e rotas de conversão do fósforo em águas naturais. As setas cheias e os quadros escuros representam os processos e as formas mais importantes. (Fonte: CHAPRA, 1997 apud VON SPERLING, 2007).

Em esgotos domésticos, que constituem uma das principais fontes não naturais de fósforo, este se apresenta majoritariamente sob a forma de:

- Fósforo inorgânico: esta forma do fósforo tem origem principalmente em detergentes e outros produtos químicos; inclui polifosfatos e ortofosfatos que são, em sua maior parte, não particulados; os polifosfatos são convertidos em ortofosfato por hidrólise sendo estes últimos biologicamente assimiláveis;
- Fósforo orgânico: de origem fisiológica, o fósforo apresenta-se ligado à matéria orgânica particulada; predomina a forma particulada.

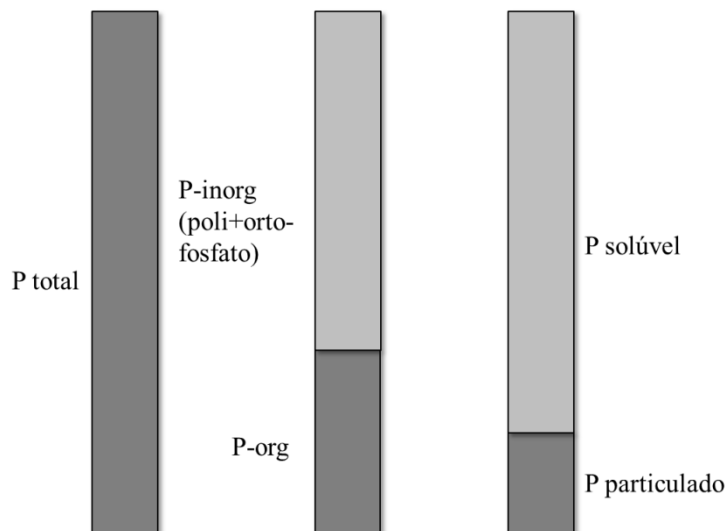


Figura 6.7 – Distribuição das formas de fósforo no esgoto doméstico bruto (Fonte: VON SPERLING, 2005).

O principal impacto associado ao aumento das concentrações de fósforo no meio aquático é o crescimento excessivo de plantas aquáticas que conduzem ao conhecido fenômeno da eutrofização. Este fenômeno é mais comum em corpos d'água de baixa velocidade, como lagos, lagoas e represas, onde há características mais favoráveis ao desenvolvimento de algas. Em rios, em função das maiores velocidades e turbidez, que prejudicam tanto o crescimento algal quanto a fotossíntese, o aporte excessivo de fósforo não causa impactos tão pronunciados na qualidade da água, salvo nos casos em que o curso d'água apresente seções de remanso ou que seja represado.

6.5.2 SIMPLIFICAÇÕES DO MODELO CONCEPTUAL

Similarmente aos modelos do nitrogênio, OD e DBO, assume-se como medida simplificadora a não inclusão do processo de conversão do fósforo inorgânico em biomassa que aumentaria os teores de fósforo orgânico particulado. A representação da dinâmica de crescimento, decaimento e sedimentação de algas é mais complexa e tem sido desconsiderada, por muitos especialistas, na maioria das aplicações de modelagem de qualidade de água em rios (VON SPERLING, 2007).

6.5.3 MODELO MATEMÁTICO

6.5.3.1 Modelo de transporte

Na modelagem matemática do fósforo optou-se pela classificação deste parâmetro nas formas orgânica e inorgânica e que guardam forte relação com as formas particulada e solúvel, respectivamente (ver Figura 6.7).

São representados os fenômenos de sedimentação do fósforo orgânico particulado, a conversão do fósforo orgânico particulado a fósforo inorgânico dissolvido e a liberação de fósforo inorgânico dissolvido pelo sedimento de fundo.

Fósforo orgânico

Os fenômenos de sedimentação do fósforo orgânico particulado e a conversão deste em fósforo inorgânico constituem reações de consumo deste parâmetro. A cinética de ambas as reações são de primeira ordem de modo que a taxa de remoção do fósforo orgânico (P_{org}) é matematicamente expressa por:

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -k_{oi}P_{org} - k_{spo}P_{org} \quad (6.21)$$

onde k_{oi} é o coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d^{-1}) e k_{spo} é o coeficiente de remoção do fósforo orgânico particulado por sedimentação (d^{-1}).

Fósforo inorgânico

A conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico é uma reação de produção do fósforo inorgânico. É incorporada no balanço de massa deste parâmetro a liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo, usualmente pequena para rios de maior velocidade e menor profundidade e que também contribui para o aumento das concentrações. A modelagem matemática deste fenômeno é bastante semelhante àquela apresentada para a liberação da amônia pelo sedimento de fundo. Assim, temos que:

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = k_{oi}P_{org} + \frac{S_{P_{inorg}}}{H} \quad (6.22)$$

onde $S_{P_{inorg}}$ é o coeficiente de liberação do fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($g\ O_2/m^2.d$) e H é a profundidade do curso d'água (m).

Fósforo total

Por analogia ao modelo do nitrogênio, tem-se que a concentração de fósforo total em cada trecho modelado será dada pela soma das concentrações do fósforo orgânico e do fósforo inorgânico, conforme a equação:

$$P_{total} = P_{org} + P_{inorg} \quad (6.23)$$

O fósforo total assume fundamental importância na análise do cumprimento com a legislação ambiental, uma vez que os padrões de classe são estipulados conforme as concentrações deste parâmetro.

Para a resolução do sistema de equações do modelo de fósforo valem as mesmas observações feitas anteriormente para o modelo de nitrogênio. Os cálculos devem contemplar as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico necessariamente nesta ordem. Tal se deve ao fato de que a taxa de variação da concentração do fósforo inorgânico depende das concentrações do fósforo orgânico.

A tabela seguinte resume a faixa de valores usualmente adotados para os coeficientes do modelo de fósforo.

Tabela 6.5 – Resumo dos coeficientes do modelo de fósforo (base e) (Fonte: adaptado de VON SPERLING, 2007).

Coeficiente	Descrição	Unidade	Faixa de valores usuais (20°C)	Faixa geral de valores (20°C)	Coeficiente de temperatura (θ)
k_{spo}	Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico	d ⁻¹	0,02 a 0,05	0,001 a 0,1	1,024
k_{oi}	Coeficiente de conversão do fósforo orgânico a inorgânico	d ⁻¹	0,2 a 0,3	0,01 a 0,7	1,047
$S_{P_{inorg}}$	Fluxo de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo	g/m ² .d	0,0 a 0,2	Variável	1,074

6.6 MODELO HIDRODINÂMICO

A modelagem hidrodinâmica desenvolvida nesta dissertação objetiva fornecer os valores de velocidade e profundidade em cada seção do trecho modelado. A partir destas informações, torna-se possível o cálculo de variáveis essenciais como os coeficientes dos modelos de transporte e o tempo de trânsito de cada subtrecho para integração numérica das equações do modelo.

A definição dos fenômenos de interesse e a concepção de um modelo hidrodinâmico para rios foram abordadas ao longo do capítulo 5. As principais hipóteses e equações decorrentes da modelagem conceptual e matemática também foram discutidas. Os itens a seguir detalham as simplificações e a metodologia utilizadas para a modelagem hidráulica do rio Piabanha.

6.6.1 SIMPLIFICAÇÕES DO MODELO CONCEPTUAL

Conforme comentado ao longo desta dissertação, o modelo hidráulico desenvolvido é unidimensional. Esta simplificação pressupõe que, no trecho modelado, todos os constituintes encontram-se uniformemente distribuídos ao longo da transversal e da profundidade, hipótese melhor esclarecida no item 5.7.2.1. Desta maneira, a velocidade tem uma componente única na direção x , dada pela variável U .

Outra suposição adotada foi a condição de regime permanente ou estacionário. Isto implica em que as vazões e concentrações de entrada e saída são constantes variando somente ao longo do eixo longitudinal. O mesmo vale para as velocidades e profundidades que dependem diretamente da vazão.

Foi visto também no capítulo 5 que o transporte de massa em rios é dado pela soma dos balanços do fluxo advectivo, difusivo e das reações cinéticas de produção e consumo. No mesmo capítulo foi assumida a hipótese de que o fluxo difusivo seria desprezível frente ao fluxo advectivo. Esta representação hidráulica do rio, onde o transporte de massa se dá exclusivamente pela advecção, é denominada de fluxo em pistão. Neste modelo, as partículas de fluido entram continuamente em uma extremidade do rio sendo empurradas ao longo do eixo principal, tal qual um êmbolo, sem que haja misturas na longitudinal.

Conceitualmente, tal hipótese pode ser considerada válida tendo em vista que todas as variáveis do modelo estão em regime estacionário, isto é, não variam no tempo. Assim, o transporte dispersivo deixa de ser importante em uma escala de tempo grande onde os lançamentos são contínuos, pois nestas condições os gradientes de concentração são igualmente pequenos (EPA, 1985).

A respeito da desconsideração da dispersão longitudinal, RUTHVEN, 1971 *apud* EPA, 1985, apresenta, sob uma perspectiva quantitativa, uma relação adimensional simples que permite definir se o efeito da dispersão pode ser desprezado ou não na simulação da

concentração de um constituinte com constante de decaimento (k), em d^{-1} , segundo uma reação cinética de primeira ordem (caso de todos os constituintes modelados nesta dissertação), com coeficiente de dispersão longitudinal D_L (m^2/s) e velocidade longitudinal U (m/s). Esta equação, adaptada para as unidades mencionadas, é dada por:

$$\frac{kD_L}{U^2} \times \frac{1}{86400(s/d)} < 0,04 \quad (6.24)$$

Se a relação acima é satisfeita, tem-se que o perfil de concentrações não será afetado por mais de 10% quando o coeficiente de dispersão longitudinal é desprezado. A título de informação, os valores de D_L para pequenos cursos d'água e rios variam entre 10^1 e 10^5 m^2/h (VON SPERLING, 2007). No capítulo 7, a aplicação da equação (6.24) aos resultados obtidos para o campo de velocidades do rio Piabanha é realizada de modo a justificar a adoção do modelo hidráulico de fluxo em pistão, com dispersão desprezível.

6.6.2 MODELO MATEMÁTICO

Vazões

Como dado de entrada principal do modelo hidráulico, a vazão de referência adotada na maior parte das simulações foi a Q_{95} , cujas equações de regressão apresentadas no capítulo 4 são reproduzidas abaixo para a bacia do rio Piabanha e do rio do Fagundes, nesta sequência:

$$Q_{95} = 0,0721 \times A^{0,6422} \quad (4.1)$$

$$Q_{95} = 0,0049 \times A^{0,8443} \times P^{2,8897} \quad (4.3)$$

Embora seja adotada a $Q_{7,10}$ como vazão de referência para fins de planejamento e licenciamento no estado do Rio de Janeiro (SERLA, 2007), a escolha pela Q_{95} justifica-se em função da facilidade de determinação face à disponibilidade de equações de regionalização, o que não ocorre para a $Q_{7,10}$. Adicionalmente, a Q_{95} é suficientemente restritiva. Suas equações de ajuste permitem estimar as vazões de estiagem para todos os tributários que interferem na hidrodinâmica do trecho modelado, ainda que não se disponha de dados de monitoramento para estes rios.

As vazões de entrada no modelo hidrodinâmico, tanto no trecho principal quanto nos tributários foram estimadas pelas equações de regionalização em função da área de drenagem da bacia contribuinte. Estas áreas foram calculadas com o auxílio do *software* ArcGis® 10.

Para tornar a simulação mais realista, o modelo hidrodinâmico incorpora vazões incrementais por drenagem direta ao longo do trecho modelado. Estas vazões são oriundas da drenagem da bacia de contribuição que aumenta à medida que se caminha do início do trecho modelado para jusante.

Contribuem para o aumento destas vazões diversos fatores como a recarga dos aquíferos (de grande relevância no período de estiagem), a drenagem superficial às margens do rio ou até pequenos córregos e canais que pelas baixas vazões não são explicitamente considerados no modelo.

Um método simplificado para o cálculo da vazão incremental proposto por VON SPERLING (2007) foi utilizado. Este método é esquematizado na Figura 6.8.

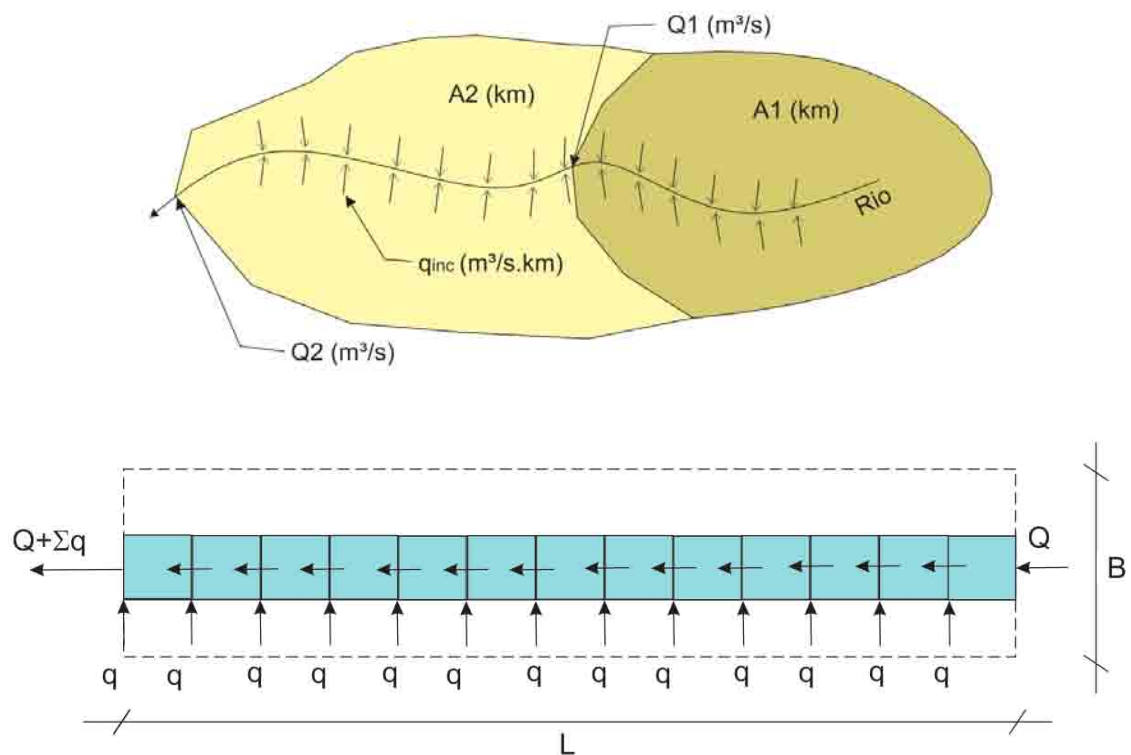


Figura 6.8 – Esquema de cálculo da vazão incremental em um trecho de rio e divisão do trecho em segmentos (Fonte: adaptado de VON SPERLING, 2007).

A metodologia utilizada consiste nos seguintes passos:

- Determinar a área de contribuição e, a partir das equações de regionalização, calcular a vazão no ponto inicial e final do trecho;
- Calcular a vazão incremental no trecho (q), pela diferença entre as vazões no ponto final e inicial;
- Dividir a vazão incremental pela distância do trecho em questão obtendo-se a vazão incremental por unidade de comprimento (q_{incr}).

Esta metodologia pressupõe uma bacia de contribuição aproximadamente retangular, conforme esquematizado na parte de baixo da Figura 6.8. Desta forma tem-se que:

$$q_{incr} = \frac{Q_2 - Q_1}{L} \quad (6.25)$$

onde Q_2 e Q_1 correspondem às vazões no final e no início do trecho em questão (m^3/s) e L o comprimento total do trecho.

A consideração da vazão incremental torna-se particularmente importante nesta dissertação, visto que a carga veiculada difusamente é representativa no cômputo da qualidade da água do rio. Desta forma, associadas às vazões incrementais computam-se no modelo de transporte as respectivas cargas incrementais de cada um dos parâmetros modelados (OD, DBO, coliformes, nitrogênio e fósforo).

Outro aspecto relevante no que diz respeito às vazões é a interferência dos barramentos existentes ao longo do trecho modelado e seus tributários. Conforme exposto no capítulo 4, estes aproveitamentos hidrelétricos ocasionam drásticas reduções de vazões sendo-lhes legalmente outorgado o limite de 50% da $Q_{7,10}$ (SERLA, 2007). Para representar a interferência destes barramentos no modelo hidrodinâmico considerou-se que a vazão na seção imediatamente a jusante do barramento seria igual à metade da vazão imediatamente à montante, isto é:

$$Q_{barramento}^{jusante} = 0,5 \times Q_{barramento}^{montante} \quad (6.26)$$

Ainda que parte deste volume seja restituída ao rio em uma seção a jusante do barramento, a vazão de devolução do volume desviado é muito inferior à redução de vazão imposta ao curso d'água no ponto de barramento. Tal aspecto é evidenciado pelo grande alargamento da seção do rio alguns metros antes do barramento e que não

existiria caso a vazão desviada fosse igual a vazão remanescente. Desta maneira, foram desconsideradas as vazões de restituição. O possível efeito destes volumes desprezados pode ser representado sob a forma da vazão incremental, o que é evidenciado nos resultados do modelo hidrodinâmico apresentados no capítulo 7.

Variáveis hidráulicas

Dentre os métodos possíveis de obtenção do campo de velocidades e das profundidades abordados no capítulo 5, optou-se por utilizar o método de correlação das variáveis hidráulicas com a vazão, através de curvas chave e curvas vazão x velocidade. Esta metodologia apresentou melhores resultados, em termos de ajuste aos dados hidráulicos medidos, do que a aplicação da equação de Manning em virtude dos seguintes fatores:

- A estimativa através da equação de Manning é mais trabalhosa exigindo o cálculo numérico iterativo, uma vez que a equação é não linear. Isto torna o modelo mais complexo, pois quanto maior o número de seções do modelo maior o número de iterações a serem feitas;
- A determinação da velocidade e da profundidade através da equação de Manning depende da estimativa da rugosidade, da declividade e da geometria da seção. A rugosidade é uma variável de difícil conjugação, uma vez que, na ausência de medições *in situ*, os métodos de estimativa apresentam alto grau de subjetividade (VON SPERLING, 2007). A estimativa da declividade depende diretamente da qualidade do levantamento topobatimétrico existente para a bacia, que nem sempre é compatível com a escala de interesse do modelo. A geometria da seção é usualmente aproximada para trapézios ou triângulos, incorporando certo grau de incerteza ante a irregularidade da morfologia destas seções, que na maior parte do trecho são desconhecidas;
- Os dados fluviométricos disponíveis contemplam medidas de vazão, velocidade, profundidade e largura para os períodos de estiagem, principalmente nas seções onde poucas medições foram realizadas. Tal se deve a maior facilidade de medição de variáveis hidráulicas no período de vazões baixas, estas que foram utilizadas no modelo hidrodinâmico das simulações. A grande disponibilidade de dados para este período permitiu a confecção de curvas de ajuste para diversas seções;

- A utilização das equações de ajuste, todas de natureza algébrica, exigem apenas cálculos diretos o que simplifica bastante a estrutura e automação do modelo.

O método da correlação com valores de vazão consiste na obtenção de uma equação de ajuste entre os valores medidos de vazão e a profundidade, e de vazão e velocidade, usualmente na forma de potência: $h = aQ^b$ e $U = cQ^d$.

A vazão e a profundidade são variáveis registradas simultaneamente na maioria das estações fluviométricas (usualmente afere-se a vazão a partir da lâmina d'água), sendo que em muitas delas velocidade e largura também são medidas, como é o caso das estações de monitoramento da ANA e do CPRM. Assim, dispondo-se dos registros históricos, é possível obter equações semelhantes à apresentada para quaisquer variáveis medidas em conjunto com a vazão. Vale lembrar que estas formulações guardam especificidades locais, não devendo ser extrapoladas para seções muito distantes do ponto de medição.

As equações de ajuste usadas no modelo hidrodinâmico foram obtidas, com o auxílio da ferramenta “adicionar linha de tendência do tipo potência” do Excel[®], para as seções apresentadas na Figura 6.9.

Estas seções dispunham de medições de vazão, profundidade, velocidade e largura e correspondem às estações Esperança, Liceu e Parque Petrópolis (do CPRM); Petrópolis, Pedro do Rio, Areal RN e Moura Brasil (da ANA) e a quatro pontos de amostragem dos ensaios de traçadores realizados por ROSSO (1986).

As seções cujo coeficiente de correlação (R^2) do ajuste foi inferior a 50% foram desprezadas. Como resultado o trecho modelado fora subdividido em 10 subtrechos para os quais os valores de U e h são dados em função da equação de ajuste da seção mais próxima.

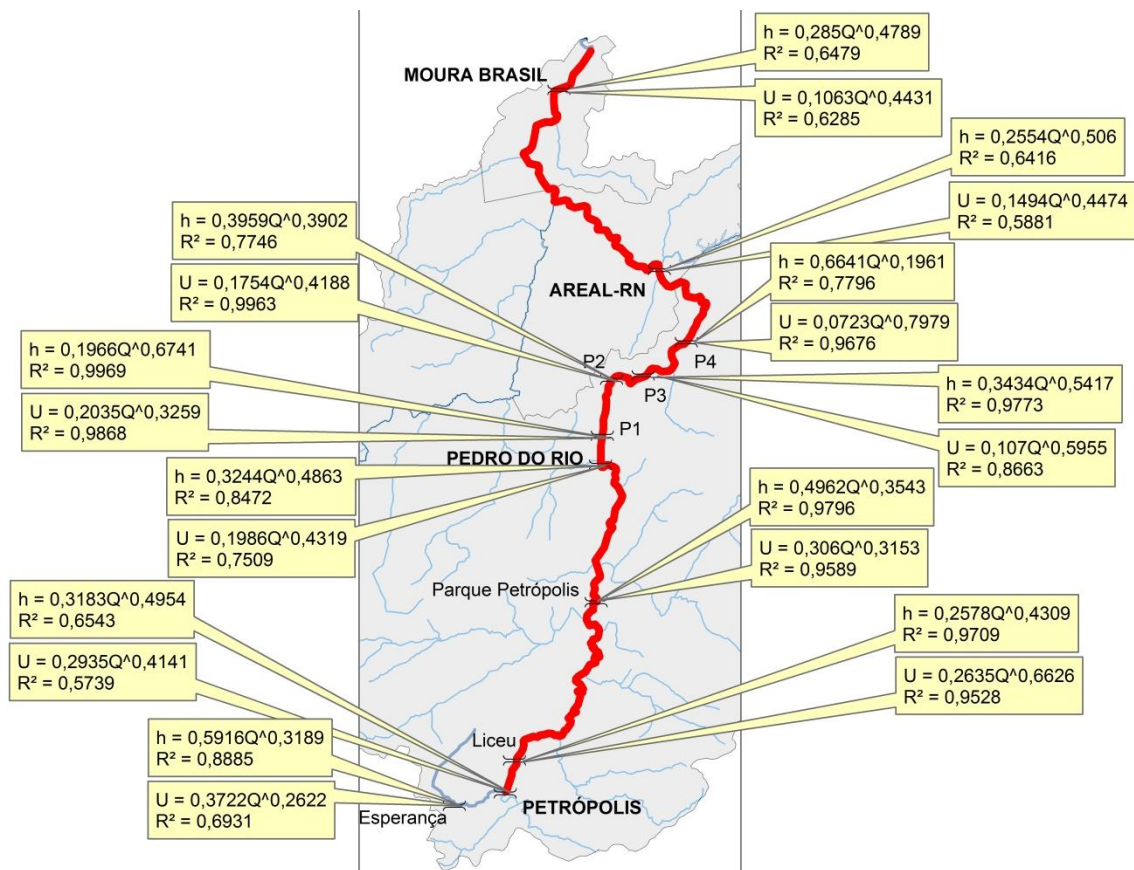


Figura 6.9 – Equações de regressão vazão x profundidade e vazão x velocidade utilizadas no modelo hidrodinâmico com respectivos coeficientes de correlação do ajuste (R^2).

6.7 MODELO NUMÉRICO

As equações diferenciais relativas aos modelos de transporte apresentadas ao longo deste capítulo podem ser resolvidas numericamente ou analiticamente. Em função da estruturação do modelo em planilhas e da simplicidade das equações, foi julgada mais conveniente a utilização de um método numérico de integração.

Dentre os diversos métodos numéricos existentes para a resolução de equações diferenciais ordinárias, foi adotado o método de Euler que se configura como um dos mais simples mas que atende plenamente aos propósitos da dissertação.

O método de Euler consiste basicamente em se expandir a função incógnita em série de Taylor e truncá-la a partir da segunda derivada, de modo que para uma função $C(t)$, obtém-se a seguinte formulação:

$$C(t) = C(t_0) + \frac{dC(t_0)}{dt} \frac{\Delta t}{1!} + \underbrace{\frac{d^2 C(t_0)}{dt^2} \frac{\Delta t^2}{2!} + \dots}_{\text{termos desprezados}}$$

Considerando que $C(t)$ seja um dos parâmetros de qualidade de água modelados, onde foram assumidas reações cinéticas de primeira ordem, teremos, à semelhança da equação (5.3):

$$\frac{dC(t_0)}{dt} = k_1 C(t_0) + k_2 C(t_0) + \dots + k_n C(t_0)$$

De modo que a formulação geral para o método de Euler será dado pela equação (6.27):

$$C(t) = C(t_0) + k_1 C(t_0) \Delta t + k_2 C(t_0) \Delta t + \dots + k_n C(t_0) \Delta t \quad (6.27)$$

onde $C(t)$ e $C(t_0)$ são, respectivamente, as concentrações do constituinte no tempo t e no instante de tempo imediatamente anterior, $k_n C(t_0)$ representa as reações de produção e consumo (o valor da constante k é positivo para produção e negativo para consumo) e Δt o passo de tempo de integração, dado por $\Delta t = t - t_0$.

Em função do truncamento da série de Taylor, a principal desvantagem deste método reside na necessidade de passos de integração pequenos. Apesar de tal limitação, considera-se que este aspecto não constitui um obstáculo dada a pequena demanda computacional exigida na implementação dos modelos.

Adicionalmente, pressupõe-se que as funções incógnitas sejam suaves e contínuas no intervalo de tempo considerado, o que também é plenamente satisfeito para as equações do modelo cujas soluções analíticas são compostas de funções exponenciais.

6.8 MODELO COMPUTACIONAL

A execução computacional dos modelos numéricos de transporte e hidrodinâmico se deram através do uso de tabelas dinâmicas em planilha eletrônica. Optou-se por esta modalidade de implementação devido à maior facilidade de interpretação do modelo e do maior dinamismo na calibração e na análise de sensibilidade. Através da planilha a alteração de quaisquer valores de entrada é automaticamente atualizada e a resposta gráfica e numérica do modelo é instantaneamente refeita.

No entanto, para a análise de incerteza optou-se pela elaboração de uma versão do modelo em linguagem de programação FORTRAN capaz de efetuar uma simulação de Monte Carlo. Tal se deve à maior praticidade na execução de inúmeras rodadas do modelo com dados de entrada variáveis.

6.8.1 ESTRUTURA DE PLANILHA ELETRÔNICA

A planilha eletrônica desenvolvida é baseada na estrutura do modelo QUAL-UFMG, criado por pesquisadores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. O QUAL-UFMG é livremente disponibilizado na internet e foi desenvolvido com base no modelo de qualidade de água QUAL2E, da EPA.

Na planilha criada para implementar o modelo desta dissertação há três blocos principais. O primeiro bloco é composto de células que armazenam os valores dos dados de entrada. O segundo bloco consiste de células que realizam as operações de correção dos coeficientes e recebem os resultados da calibração. Já o terceiro abrange as células de cálculo, cujas fórmulas efetuam a resolução das equações diferenciais do modelo retornando os valores das incógnitas.

Dados de entrada

Neste conjunto de células são introduzidos os dados de entrada do modelo, dentre os quais se incluem:

- Discretização espacial (Δx): a partir deste valor a planilha calcula o número de segmentos em que o trecho modelado será dividido e, a partir dos valores de velocidade, calcula o passo de tempo de integração das equações (Δt);
- Dados iniciais do rio no início do trecho modelado abrangendo os valores de cada um dos parâmetros (vazão, DBO, OD, coliformes, nitrogênio orgânico e amoniacal, nitrito e nitrato e fósforo orgânico e inorgânico). Caso exista um lançamento no ponto de início do modelo, deve-se calcular a concentração resultante através da equação de mistura, que será abordada adiante;
- Valores dos coeficientes de cada um dos modelos de transporte bem como os respectivos coeficientes de correção para temperatura;

- Valores de temperatura e de altitude média do trecho modelado. A planilha calcula o oxigênio dissolvido de saturação (C_{sat}) através das equações (6.6) e (6.7);
- Células que permitem escolher se o modelo utilizará os valores calibrados ou não para os coeficientes. Útil para comparar os resultados antes e depois da calibração;
- Valores dos limites de classe dos parâmetros modelados.

Alguns dados de entrada como as vazões e concentrações dos tributários, dos lançamentos, das captações, a vazão incremental e a declividade de cada segmento são inseridos nas células do bloco de cálculo.

A Figura 6.10, exibida na página seguinte, ilustra o conteúdo das células referentes aos dados de entrada do modelo em planilha eletrônica.

	A	B	C	D	E	F
1	Parâmetros do modelo				Símbolo	Valor
2	CENÁRIO Q95; dados do mês de Agosto (coli > dados após 2000)					
3	Distância de início do modelo (km)				d0	9.84
4	Distância da nascente (km)				s	-
5	Discretização espacial (m)				Δx	100
6	Vazão do rio no ponto de início (m³/s)				Qr	0.77
7	OD do rio (mg/l)				ODr	3.4
8	DBO ₅ do rio (mg/l)				DBOr	12
9	Coliformes no rio (NMP/100 ml)				Colir	2.40E+05
10	Norg do rio (mg/l)				Norg	3.00
11	Namonnial do rio (mg/l)				Namon	2.60
12	Nitrito do rio (mg/l)				Nitri	0.05
13	Nitrito do rio (mg/l)				Nitra	0.21
14	Porgânico do rio (mg/l)				Porg	0.20
15	Pinorgânico do rio (mg/l)				Pinorg	0.36
16	Temperatura (°C)				T	21.1
17	Altitude média (m)				Alt	850
18	OD de saturação (mg/l)				ODsat	8.216110511
19	Coef. de desoxygenação (1/d)				K1	0.1
20	Coef. de desoxygenação efetiva (1/d)				Kd	-
21	Coef. de reaeração (1/d)				K2	-
22	Coef. de decaimento de coliformes (1/d)				Kb	1.5
23	Valor máximo de K2 (mg/l)				K2 máx	1000
24	Coef. de sedimentação DBO (1/d)				Ks	0
25	Coef. correção para temp. (K1)				Θ (K1)	1.047
26	Coef. correção para temp. (Kd)				Θ (Kd)	1.047
27	Coef. correção para temp. (K2)				Θ (K2)	1.024
28	Coef. correção para temp. (Kb)				Θ (Kb)	1.07
29	Coef. correção para temp. (Ks)				Θ (Ks)	1.024
30	Cst. Transf. DBOu				Kt	-
31	Coef. sedimentação Norg (1/d)				Kso	0.02
32	Coef. conversão Norg-Namonn (1/d)				Koa	0.1
33	Coef. conversão Namonn-Nnitrito (1/d)				Kan	0.12
34	Coef. conversão Nnitrito-Nnitrito (1/d)				Knn	1
35	Coef. liberação Namonn pelo sedimento de fundo (g/m2.d)				SNamonn	0
36	Coef. correção para temp. (Kso)				Θ (Kso)	1.024
37	Coef. correção para temp. (Koa)				Θ (Koa)	1.047
38	Coef. correção para temp. (Kan)				Θ (Kan)	1.08
39	Coef. correção para temp. (Knn)				Θ (Knn)	1.047
40	Coef. correção para temp. (SNamonn)				Θ (SNamonn)	1.074
41	O2 equiv. conversão Namonn-Nnitrito (mgO2/mgNamonn oxid)				O2Namonn	3.2
42	O2 equiv. conversão Nnitrito-Nnitrito (mgO2/mgNnitrito oxid)				O2Nnitri	1.1
43	Coef. inibição da nitrificação por baixo OD				knitrOD	0.6
44	pH (para cálculo NH3 livre)				pH	7.185
45	Fração da amônia livre				fNH ₃	0.008546223
46	Coef. sedimentação Porg (1/d)				Kspo	0.001
47	Coef. conversão Porg-Pinorg (1/d)				Koi	0.478823379
48	Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo (g/m2.d)				Spinorg	0
49	Coef. correção para temp. (Kspo)				Θ (Kspo)	1.024
50	Coef. correção para temp. (Koi)				Θ (Koi)	1.047
51	Coef. correção para temp. (Spinorg)				Θ (Spinorg)	1.074
52	USA CALIBRAÇÃO PARA K1? (S - sim / N - não)					s
53	USA CALIBRAÇÃO PARA K2? (S - sim / N - não)					s
54	USA CALIBRAÇÃO PARA Kd? (S - sim / N - não)					s
55	USA CALIBRAÇÃO PARA Koi? (S - sim / N - não)					S
56	USA CALIBRAÇÃO PARA Kb? (S - sim / N - não)					s
57	USA CALIBRAÇÃO PARA Kso, Kan, Koa, Knn, KnitrOD? (S - sim / N - não)					s
58	USA Kd (Q) ou Kd (H)? (Q - vazão / H - prof.)					Q
59	Padrões de classe					
60	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Coli. T. (NMP/100 ml)	Ptotal (mg/l)	Nitrito (mg/l)	
61	5.00	5.00	1.00E+03	0.10	1.00	
62	Nitrato (mg/l)	N-amon (mg/l)	pH < 7.5			
63	10.00	3.70				

Figura 6.10 – Implementação computacional do modelo em planilha eletrônica: dados de entrada.

Correção dos coeficientes

Este bloco é composto de um conjunto de colunas que recebem os valores dos coeficientes do modelo fornecidos no campo dos dados de entrada e, através das

equações e dos coeficientes de correção, ajustam os valores dos coeficientes para a temperatura. A cada linha (segmento) há uma coluna (coeficiente) com o valor do coeficiente pertinente àquele trecho.

Caso se tenha optado pelo uso dos coeficientes calibrados no bloco de entrada (ver Figura 6.10), estas células assumem como dado de entrada o novo valor do coeficiente calculado por uma folha auxiliar na mesma planilha onde se encontram os valores calibrados.

Os valores deste grupo de células são dados de entrada para o cálculo das concentrações dos parâmetros, realizadas no âmbito das células do bloco seguinte.

Células de cálculo

Este bloco da planilha é constituído de um conjunto de linhas e colunas inter-relacionadas. Cada linha corresponde a um segmento do trecho total modelado e cada coluna corresponde aos valores de uma das variáveis do modelo.

Há 17 grupos de colunas, dos quais 10 se destinam ao cálculo das vazões e concentrações de cada um dos parâmetros de qualidade de água no início do segmento e 6 se dedicam ao cálculo das concentrações no fim do segmento através da integração numérica das equações do modelo.

Os 12 primeiros grupos de colunas são assim denominados:

- Distâncias e tempos: possui uma coluna com o comprimento e uma com o tempo de trânsito de cada segmento, calculado a partir da velocidade ($t = \Delta x/U$);
- Parâmetros hidráulicos: possui uma coluna para os valores de velocidade, profundidade e declividade, sendo os dois primeiros valores calculados pelas equações de regressão pertinentes ao segmento;
- Vazões: possui uma coluna para a vazão total (da mistura) no início do segmento e uma coluna para a vazão de tributários, uma para as vazões de lançamento, uma para as vazões de captação e uma para a vazão incremental, todas fornecidas pelo usuário;
- DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, OD e coliformes: semelhantemente às vazões, para cada um destes parâmetros há um conjunto de colunas que abrigam os valores

das concentrações totais (da mistura), dos tributários, de lançamentos, de captações e incrementais no início do segmento.

A concentração no início de cada segmento é calculada através de uma média ponderada das concentrações e vazões afluentes, denominada equação de mistura – equação (6.28). A equação de mistura pressupõe que ao longo do segmento haja conservação da massa e que exista uma mistura perfeita e instantânea dos constituintes. As vazões afluentes constituem todos os lançamentos, captações, vazões incrementais ou contribuições de tributários que tenham ocorrido no segmento anterior, conforme esquematizado na Figura 6.11.

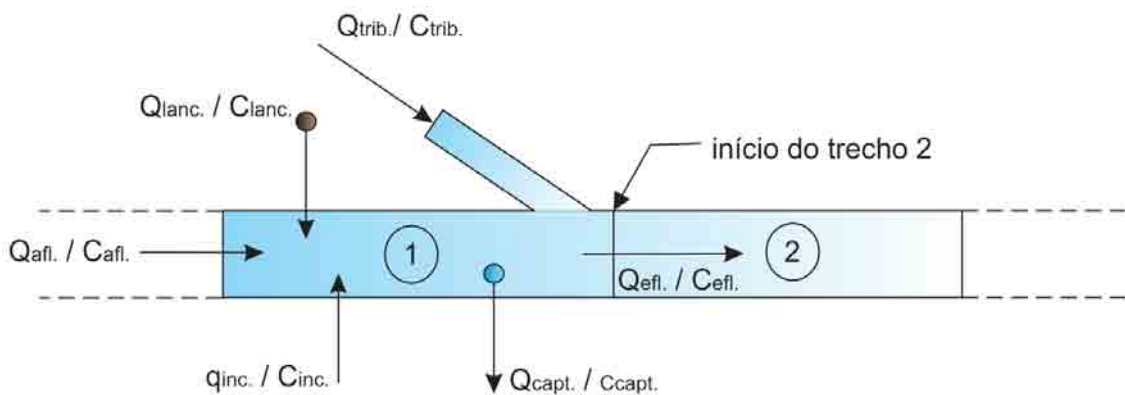


Figura 6.11 – Esquema de balanço de massa para cálculo de vazões e concentrações no início de cada segmento.

Assim, aplicando a equação de mistura para os segmentos da figura anterior, temos que a concentração no início do trecho 2 será:

$$C_{efl.} = \frac{Q_{afL}.C_{afL.} + Q_{lanc.}.C_{lanc.} + Q_{trib.}.C_{trib.} + q_{inc.}.C_{inc.} - Q_{capt.}.C_{capt.}}{Q_{afL.} + Q_{lanc.} + Q_{trib.} + q_{inc.} - Q_{capt.}} \quad (6.28)$$

onde Q e C são, respectivamente, as vazões e concentrações afluentes (“afL.”), de lançamento (“lanc.”), dos tributários (“trib.”), incrementais (“inc.”) e de captação (“capt.”).

Os outros cinco grupos de colunas da planilha se dedicam à integração numérica das equações do modelo retornando as concentrações ao final do segmento. Há um grupo de colunas para cada um dos parâmetros modelados: OD, DBO, coliformes, fósforo e nitrogênio.

A sequência de cálculo se inicia com a determinação da concentração no início do trecho através da equação de mistura. Em seguida, este valor entra como concentração inicial na fórmula do método de Euler – equação (6.27). O resultado fornece a concentração ao final do segmento (DBO calculada). Esta concentração passa então a ser usada como dado de entrada na equação de mistura do trecho seguinte, reiniciando a rotina de cálculos (ver Figura 6.12).

	Q	R	S	U	V	CL	CM
64	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO					64	DBO calculada
65	DBO tributário	DBO lançamento	DBO incremental	DBO captação	DBO MISTURA	dDBO5	DBO5
66					(início do trecho)	(mg/l)	(mg/l)
67			(mg/l)				
68	-	-	-	-	-	-	12
69	Segmento		8	12	11,97980602	-0,085233478	11,89457255
70			8	11,89457255	11,87500958	-0,084376393	11,79063319
71			8	11,79063319	11,7716875	-0,083532437	11,68815506
72			8	11,68815506	11,66981323	-0,082701353	11,58711188
73			8	11,58711188	11,56936083	-0,081882892	11,48747794
74			8	11,48747794	11,47030491	-0,081076811	11,3892281
75			8	11,3892281	11,37262066	-0,080282871	11,29233779

Figura 6.12 – Implementação computacional do modelo em planilha eletrônica: exemplo de células para cálculo da concentração de mistura e para integração numérica.

6.8.2 ESTRUTURA DE PROGRAMA

Um programa foi desenvolvido em linguagem FORTRAN com objetivo exclusivo de adaptar o modelo numérico da planilha à simulação de Monte Carlo para análise de incerteza.

A simulação de Monte Carlo consiste na execução de um elevado número de rodadas do modelo, cada qual com um conjunto diferente de valores dos dados de entrada, selecionados aleatoriamente dentro de uma faixa específica. Esta faixa de valores é determinada de acordo com a incerteza do valor dos dados do modelo. Os resultados obtidos pelas diversas rodadas são então analisados estatisticamente, obtendo-se não mais resultados determinísticos oriundos de uma única rodada do modelo, mas sim resultados probabilísticos. Desta maneira, computa-se a influência da incerteza do modelo na análise dos resultados.

Um algoritmo simplificado para a simulação de Monte Carlo é mostrado no fluxograma da página 150.

O primeiro passo do programa consiste na leitura dos dados de entrada, semelhantes àqueles da planilha sendo que a cada dado de entrada é fornecido também um percentual de variação. Este percentual é proporcional à incerteza que se tem a respeito de um determinado parâmetro, por exemplo, vazão, DBO inicial, nitrogênio amoniacal de certo tributário, coeficiente de reaeração, velocidades etc.

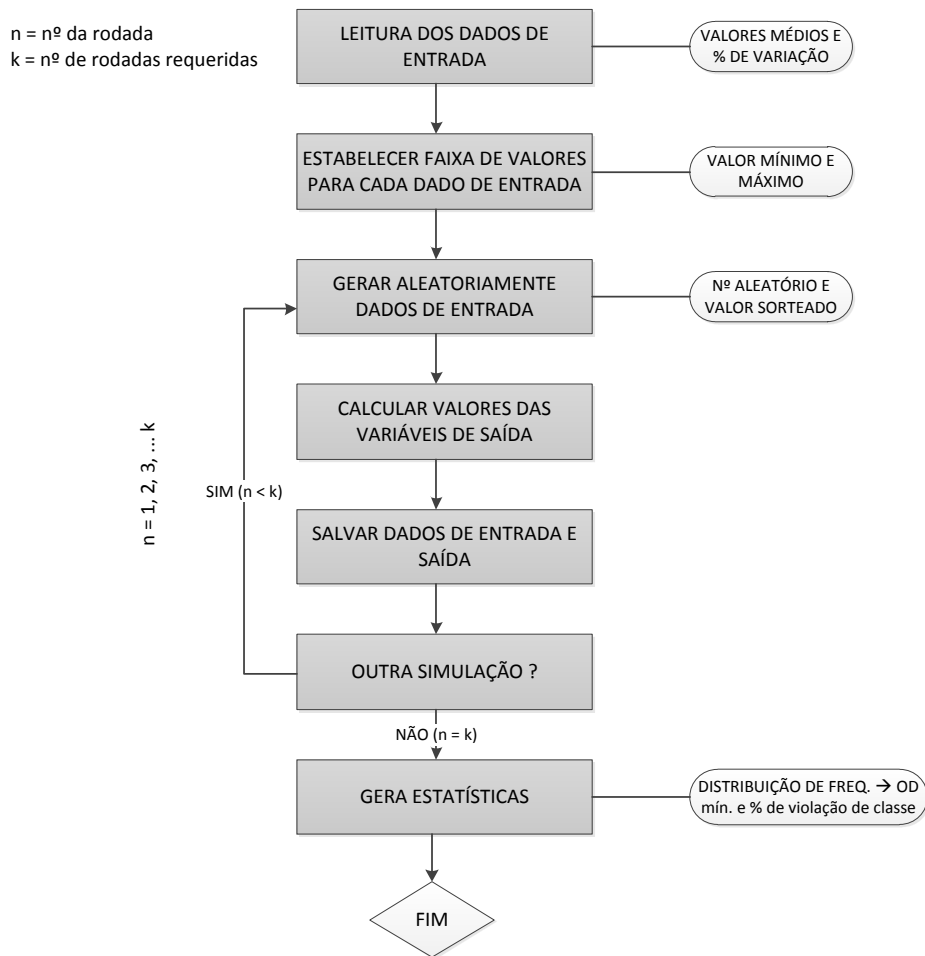


Figura 6.13 – Algoritmo simplificado para implementação do modelo com simulação de Monte Carlo (Fonte: VON SPERLING, 2007).

O segundo passo consiste no estabelecimento da faixa de valores dos dados de entrada. Esta faixa de valores é obtida a partir do valor inserido (valor médio) e do percentual de variação de cada parâmetro. Os valores mínimo e máximo, que definem a faixa de valores possíveis de cada dado de entrada do modelo, são dados pelas seguintes expressões:

$$\text{Valor mín.} = \text{Valor médio} \times [1 - (\% \text{ de variação})/100]$$

$$\text{Valor máx.} = \text{Valor médio} \times [1 + (\% \text{ de variação})/100]$$

No terceiro passo, um número aleatório deve ser gerado e a partir dos valores mínimos e máximos um conjunto de dados de entrada é criado com base na aplicação da expressão seguinte para cada variável de entrada do modelo:

$$\text{Valor} = \text{Valor mín.} + \text{ALEATÓRIO}() \times (\text{Valor máx.} - \text{Valor mín.})$$

A geração do número aleatório é usualmente feita a partir de uma distribuição uniforme ou normal. Embora a maioria dos dados ambientais se aproxime mais da distribuição normal (OLIVEIRA, 2006 *apud* VON SPERLING, 2007), optou-se pela utilização da distribuição uniforme em função da sua maior simplicidade de obtenção.

No passo seguinte, o conjunto de dados de entrada gerado é salvo e o modelo é executado normalmente, com base nas equações apresentadas. Os resultados obtidos são salvos em um arquivo de saída.

Repete-se o processo do terceiro passo em diante até que se tenha atingido o número de rodadas pré-estabelecido. Este número deve ser tão maior quanto maior a incerteza e o número de variáveis envolvidas na simulação.

Por fim, os resultados de todas as rodadas são utilizados para gerar estatísticas. O programa desenvolvido calcula a distribuição simples e acumulada dos valores mínimos do OD e da porcentagem de violação de classe do OD, da DBO, dos coliformes termotolerantes, do nitrito, do nitrato e do fósforo total.

A formulação completa do programa em FORTRAN é mostrada no apêndice A-I e os resultados obtidos pela simulação são abordados ao longo do capítulo 7.

6.9 RESUMO DAS EQUAÇÕES DO MODELO

As equações diferenciais do modelo proposto para OD, DBO, coliformes, nitrogênio e fósforo são resumidas no apêndice A-II. Ressalta-se que estas equações pressupõem a validade das simplificações assumidas e comentadas ao longo do capítulo.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e analisados os resultados da execução dos modelos hidrodinâmico e de transporte. Os dados de entrada foram definidos de acordo com alguns cenários de interesse, detalhados adiante.

A definição dos cenários envolveu a escolha dos dados de entrada e das condições de contorno mais adequados tendo em vista o conjunto de informações disponíveis e suas limitações, bem como os objetivos gerais da dissertação.

Foram avaliados seis cenários. O primeiro busca representar as condições atuais de qualidade de água do rio Piabanha sob condições de vazão de estiagem, ao passo que o segundo considera vazões médias, onde há melhor capacidade de diluição. Os demais cenários são cenários hipotéticos. O primeiro objetiva investigar a influência do centro urbano de Petrópolis na qualidade da água. O segundo trata da ordem de grandeza de redução de coliformes necessária a adequação deste parâmetro aos limites de classe. O terceiro cenário hipotético investiga a influência dos lançamentos e captações cadastrados e o último cenário avalia a influência dos tributários na qualidade da água do rio Piabanha.

Para todos os cenários propostos, avalia-se a porcentagem do trecho modelado dentro dos limites de classe e obtém-se um perfil contínuo de concentrações que revele em que extensões do trecho estes padrões são violados.

A calibração do modelo é realizada a partir do cenário atual, que busca representar a situação corrente da qualidade da água do rio Piabanha.

A validação do modelo é feita a partir da execução do modelo hidrodinâmico com vazões médias de longo termo e dados de entrada correspondentes aos valores medianos da série completa de dados observados disponíveis.

A partir do cenário atual é também realizada a análise de sensibilidade e uma análise de incerteza, através de uma simulação de Monte Carlo.

A avaliação do ajuste entre os valores estimados e observados se dá através da análise gráfica e de variáveis estatísticas. Os indicadores estatísticos utilizados foram o Coeficiente de Determinação (CD) e a Raiz da Média dos Erros ao Quadrado (RMEQ).

O coeficiente de determinação (CD) guarda uma relação entre a soma dos resíduos ao quadrado e a variância total dos dados observados, sendo expresso por (VON SPERLING, 2007):

$$CD = 1 - \frac{\sum(Y_{obs} - Y_{mod})^2}{\sum(Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (7.1)$$

onde Y_{obs} e $Y_{obsméd}$ são respectivamente os valores observados e sua média, e Y_{mod} corresponde aos valores calculados pelo modelo.

Os valores de CD variam entre $-\infty$ e $+1$ sendo que quanto mais próximos de 1, melhor a qualidade do ajuste. Valores elevados de CD são mais fáceis de serem obtidos quando os dados observados apresentam tendências de aumento ou redução (maior variância), sendo o seu uso mais indicado nestas circunstâncias. Adicionalmente, o CD, por ser uma medida relativa, permite a comparação do ajuste obtido para diferentes variáveis.

A raiz média dos erros ao quadrado (RMEQ) é um indicador utilizado de maneira complementar ao CD, sendo dada por (VON SPERLING, 2007):

$$RMEQ = \sqrt{\frac{\sum(Y_{obs} - Y_{mod})^2}{n}} \quad (7.2)$$

onde n corresponde ao número de dados observados disponíveis.

A RMEQ é útil na avaliação do ajuste quando muito poucos dados de medição estão disponíveis, o que afeta a média dos valores observados ($Y_{obsméd}$) e prejudica a determinação do CD. Os valores da RMEQ variam de 0 a $+\infty$, sendo que quanto mais próximo de zero melhor o ajuste.

Dispondo-se do modelo devidamente calibrado e validado, procedeu-se à execução de diversos cenários hipotéticos através da alteração de alguns dados de entrada e condições de contorno do modelo.

Uma análise da relevância da dispersão nos resultados do modelo é realizada a partir do campo de velocidades obtidos no modelo hidrodinâmico.

Ressalta-se que todos os cenários assumem a condição de regime permanente, isto é, as vazões e concentrações são consideradas constantes nos dados de entrada do modelo. À exceção da validação, a vazão adotada em todos os cenários é a Q_{95} .

7.1 CENÁRIO ATUAL (Q_{95})

Este cenário busca reproduzir a situação corrente da qualidade da água do rio Piabanha na condição de baixas vazões, conjugando os lançamentos, captações, vazões de tributários e contribuições difusas que hoje ocorrem na bacia.

Objetiva-se obter informações acerca da variabilidade de cada um dos parâmetros modelados ao longo de todo o percurso de interesse, uma vez que existem diversos e longos trechos não monitorados quanto à qualidade da água.

Os dados de entrada utilizados no modelo de transporte foram às medianas dos valores de cada um dos parâmetros para o mês de menores vazões. Estes valores medianos foram abordados ao longo do item 4.2.1.1. do capítulo 4.

Assim, o valor inicial de OD no rio Piabanha, por exemplo, foi igual ao valor da mediana do conjunto de medições do mês de Agosto no ponto de início (9,82 km), o mesmo ocorrendo para os outros parâmetros e para os tributários que interferem no modelo.

Nos tributários em que não se dispunha de medições, assumiram-se concentrações próximas ao limite de classe do rio e compatíveis com a forma de ocupação (urbana, rural ou vegetação) e com a densidade populacional da sua sub-bacia. Esta última abordagem foi também adotada para os valores de concentração associados à vazão incremental em cada segmento de cálculo.

Para os lançamentos cadastrados na bacia, apenas as concentrações de DBO são informadas. Assim, os valores dos demais parâmetros modelados foram estimados por valores de literatura de acordo com o tipo de efluente lançado (esgotos domésticos em sua maioria) e o tipo de tratamento realizado. Para tratamento primário convencional, assumiu-se uma eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 35% e para tratamento secundário uma eficiência de 75% para este mesmo parâmetro. Para as formas do nitrogênio e fósforo assumiu-se eficiência nula de remoção uma vez que apenas etapas específicas de tratamento são capazes de atingir reduções significativas

destes parâmetros (VON SPERLING, 2005). Para o oxigênio dissolvido, assumiram-se concentrações nulas nos lançamentos para ambos os níveis de tratamento.

Os dados de entrada de vazão (Q_{95}) para o modelo hidrodinâmico foram obtidos a partir das equações de regionalização abordadas no capítulo 4. As vazões incrementais e dos tributários nos pontos de confluência foram obtidas pela metodologia abordada no capítulo 6, sendo também alteradas durante o processo de calibração.

A Figura 7.1 traz um fluviograma esquemático que resume os principais dados de entrada relativos ao cenário atual para o modelo hidrodinâmico e de transporte.

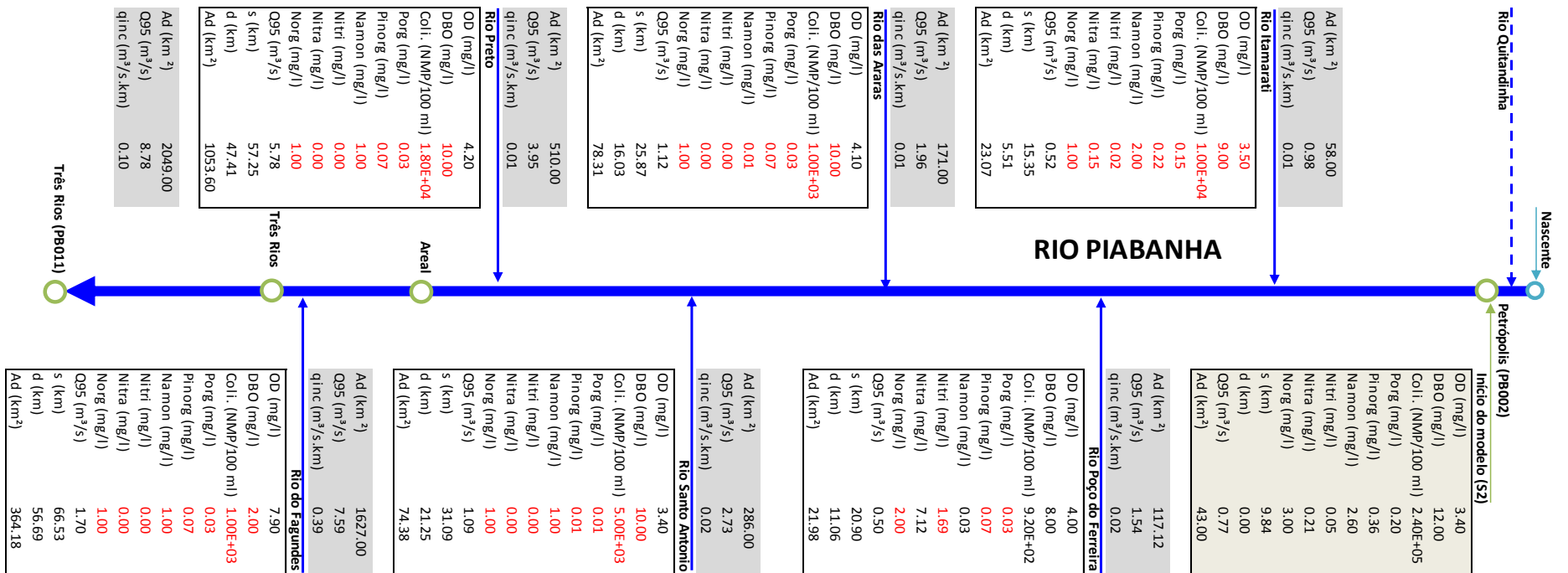


Figura 7.1 – Fluviograma e dados de entrada do cenário atual. As caixas brancas mostram os dados de entrada utilizados: valores em vermelho indicam dados estimados e valores em preto indicam dados medidos. As caixas em cinza indicam a área de drenagem e a vazão de estiagem para cálculo da vazão incremental no segmento entre dois tributários.

7.1.1 MODELO HIDRODINÂMICO

Os gráficos seguintes mostram os perfis de vazões, velocidades e profundidades obtidos para o trecho modelado através da execução e calibração do modelo hidrodinâmico.

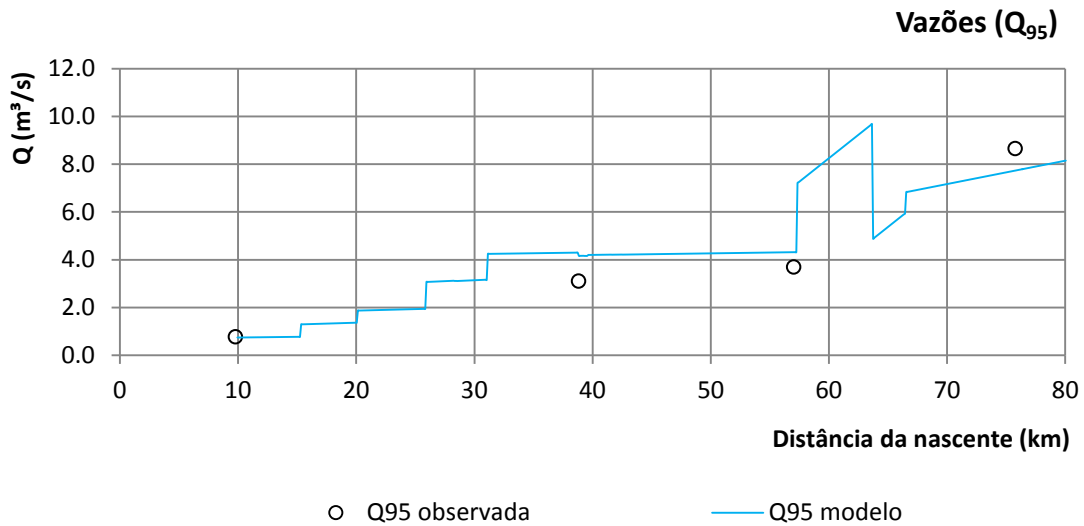


Gráfico 7.1 – Cenário atual: vazões de estiagem (Q_{95}) obtidas através do modelo hidrodinâmico após calibração e comparação com dados observados.

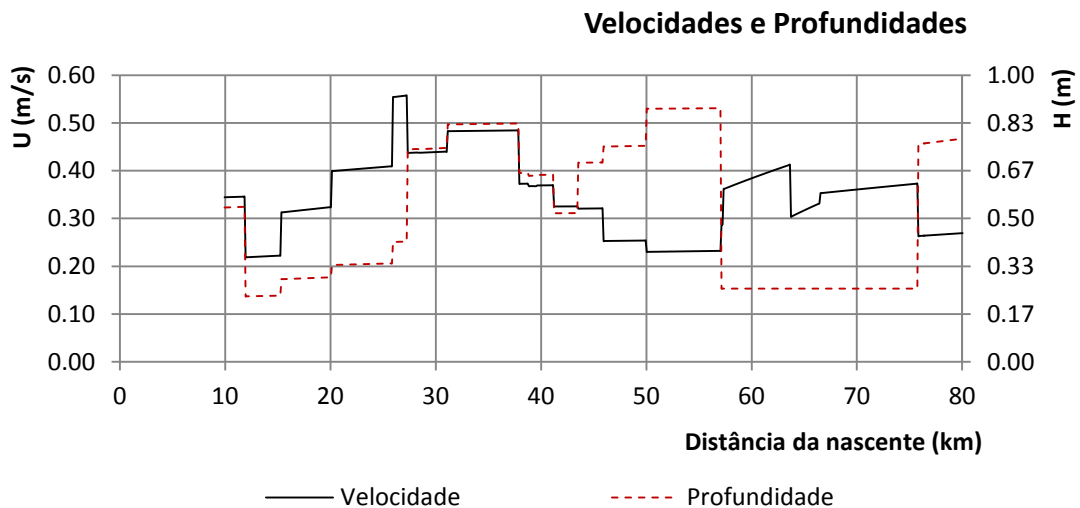


Gráfico 7.2 – Cenário atual: resultados do modelo hidrodinâmico para o campo de velocidades e profundidades após calibração.

As vazões obtidas no modelo hidrodinâmico mostram que, no trecho modelado, a disponibilidade hídrica do rio Piabanha é fortemente influenciada por seus tributários. Tal aspecto é evidenciado pelas abruptas elevações do patamar de vazões nos pontos de confluência do Gráfico 7.1. O rio Preto merece destaque em função de que no seu ponto

de confluência com o rio Piabanha (a 56 km da nascente) ocorre um acréscimo considerável de vazões cujo volume é próximo ao existente no trecho principal. A influência das captações e dos lançamentos ao longo do trecho não se faz visualmente notável, à exceção da pequena redução de volume que ocorre no km 36 do Gráfico 7.1. Esta queda é ocasionada pelas captações de uma grande indústria de bebidas da cidade de Petrópolis.

O campo de velocidades e as profundidades obtidas seguem as mesmas tendências de variação das vazões e da calha do rio. No início do trecho modelado, onde o vale do rio Piabanha é mais encaixado e as declividades são maiores, o Gráfico 7.2 tende a valores mais elevados de velocidade e baixos valores de profundidades. No trecho intermediário ocorre o alargamento gradual da calha do rio e a tendência dos valores de velocidade e profundidade se inverte. As variações abruptas dos valores de velocidade e profundidade, embora de pequena ordem de grandeza, são proporcionadas pelas diferentes equações de regressão e refletem a heterogeneidade do rio Piabanha, ora encachoeirado ora meandrado.

Um aspecto relevante é a influência do barramento da UHE Piabanha na seção localizada a 63 km da nascente. Neste ponto ocorre um decréscimo considerável de vazões em função do efeito de redução de 50% das vazões afluentes à barragem. Tal decréscimo é imediatamente acompanhado da redução das profundidades e do aumento das velocidades.

A curva de vazões segue uma trajetória ascendente ao longo do trecho em função das vazões incrementais. Estas vazões incrementais foram utilizadas como variável para a calibração do modelo hidrodinâmico. Tal se deve ao fato de que a sua determinação, através da metodologia mostrada no item 6.6.2 do capítulo 6, envolve simplificações diversas como a de que a bacia de contribuição é retangular e a não consideração do uso do solo nesta estimativa, o que acarreta em maiores incertezas.

A calibração foi realizada com o auxílio da ferramenta *Solver*, do Excel[®] e que consiste em um algoritmo de otimização. Como argumentos de entrada do algoritmo definiu-se por objetivo da otimização maximizar a célula com o valor do coeficiente de determinação (CD) do modelo hidrodinâmico, alterando-se os valores das vazões incrementais dentro dos limites de zero a 0,4 m³/s.km, valor máximo calculado para q_{inc} pela equação (6.25).

O ajuste aos dados medidos mostrado no Gráfico 7.1 revela um pequeno erro sistemático, mas que segue a tendência dos dados observados. No trecho inicial e intermediário, até o barramento da UHE Piabanha, os resultados do modelo sobrestimam as vazões observadas. O inverso ocorre após o barramento. Esta discrepância pode estar associada tanto ao erro inerente às equações de regionalização quanto à precisão na estimativa da área de drenagem para a cálculo das vazões dos rios afluentes ao Piabanha. A subestimativa dos valores de vazão ante os dados observados após o barramento está associada principalmente a não consideração da restituição dos volumes desviados.

Entretanto, considera-se o resultado do ajuste bastante satisfatório, frente à limitação dos métodos de estimativa de vazões disponíveis. A quantificação da qualidade do ajuste é fornecida pelo cálculo do coeficiente de determinação (CD), mostrado na tabela seguinte. Os dados observados correspondem às vazões de permanência de 95% nas três estações fluviométricas da ANA presentes no trecho modelado (CPRM, 2003):

Tabela 7.1 – Cenário atual: estatísticas do ajuste do modelo hidrodinâmico para vazão de estiagem (Q_{95}), antes e após a calibração, em relação à mediana dos dados observados.

Vazões (m ³ /s)	Estações de monitoramento – distância da nascente			
	9,78 (início do modelo)	Pedro do rio (38,82 km)	Areal RN (57,02 km)	Moura Brasil (75,77 km)
$Q_{95\ obs}$	-	3,10	3,69	8,65
$Q_{95\ est}$	0,77	6,26	7,00	9,08
$Q_{95\ est\ calibrado}$	0,77	4,30	4,32	7,73
$CD(Q_{95})$	-14,28%			
$CD(Q_{95})_{calibrado}$	86,61%			

7.1.2 MODELO DE TRANSPORTE

Conforme comentado no capítulo 6, a desconsideração da dispersão longitudinal na execução de modelos de transporte estacionários pode ser uma simplificação bastante razoável, uma vez que a razão entre o balanço do transporte difusivo e o balanço do transporte advectivo torna-se pequena.

Neste contexto, foi apresentada a equação (6.24) sugerida pela EPA (1985) que permite avaliar se o efeito dispersivo é de fato relevante no modelo de transporte a partir dos

valores de velocidade, do coeficiente de dispersão e do coeficiente de decaimento da substância. Para valores da equação abaixo de 0,04, considera-se que o perfil de concentrações não será afetado em mais de 10% se desconsiderado o coeficiente de dispersão longitudinal na modelagem.

Tendo em vista o campo de velocidades obtido no modelo de transporte, procedeu-se à aplicação da equação (6.24) ao longo de todo o trecho simulado utilizando-se o coeficiente k_2 , cuja ordem de grandeza dos valores é a maior entre todos os coeficientes do modelo e que, portanto, leva aos maiores valores da equação.

Para o coeficiente de dispersão longitudinal foram utilizados dois valores: o primeiro referente ao coeficiente de dispersão longitudinal médio obtido através de ensaios de traçadores por ROSSO (1986) em um trecho do rio Piabanha entre a localidade de Pedro do Rio e Areal; o segundo corresponde ao maior dos valores usualmente encontrados na literatura para o coeficiente de dispersão em rios. Referências indicam que cursos d'água maiores e rios apresentam coeficiente de dispersão longitudinal da ordem de 10^3 a 10^5 m²/h (ARCEIVALA, 1981 *apud* VON SPERLING, 2007).

Os resultados deste procedimento são mostrados no Gráfico 7.3. Os valores de velocidade correspondem àqueles obtidos junto à Q_{95} .

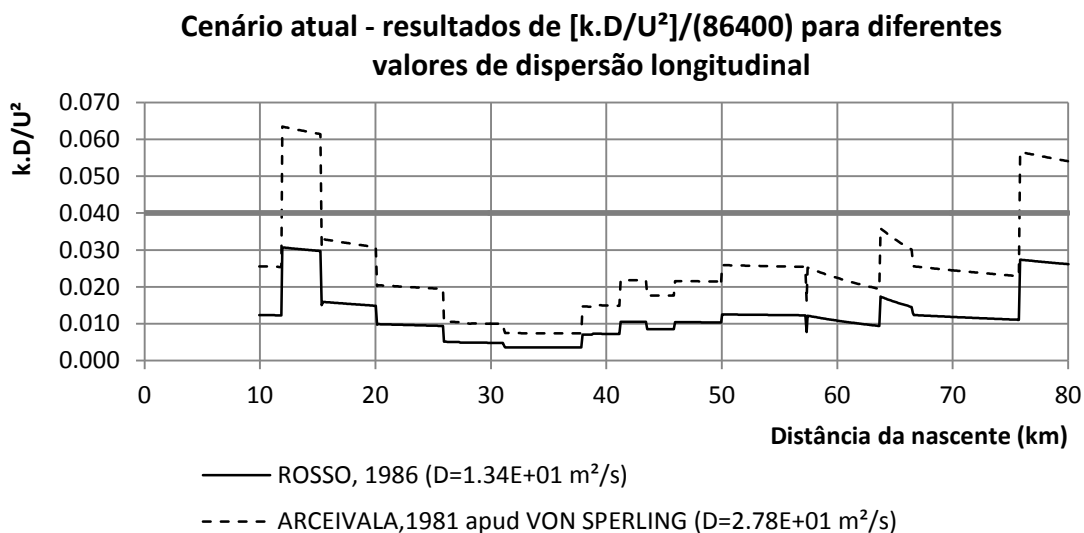


Gráfico 7.3 – Cenário atual: resultados da avaliação da relevância da dispersão longitudinal no perfil de concentrações.

Observa-se que ao longo de todo o trecho a relação proposta pela EPA mantém-se abaixo do limiar de 0,04 para os valores máximos do coeficiente de dispersão

longitudinal medidos no rio Piabanha em trabalhos desenvolvidos por ROSSO (1986). Por outro lado, dois pequenos trechos de rio, próximo ao início e ao final do segmento simulado, apresentaram valores superiores a 0,04 para a equação (6.24) no caso da utilização de valores de D_L comuns na literatura. No entanto, é evidente que os valores obtidos para a relação não são muito superiores ao valor limite e que os valores de literatura não necessariamente correspondem à realidade do rio Piabanha que é mais bem representada pelos coeficientes obtidos por ROSSO (1986). Além disto, estes trechos constituem uma parcela reduzida do percurso total modelado. Desta forma, considera-se que os resultados obtidos para o modelo de transporte e mostrados a seguir não são comprometidos pela desconsideração do efeito dispersivo.

OD e DBO

O Gráfico 7.4 ilustra os resultados já calibrados para o oxigênio dissolvido no cenário atual.

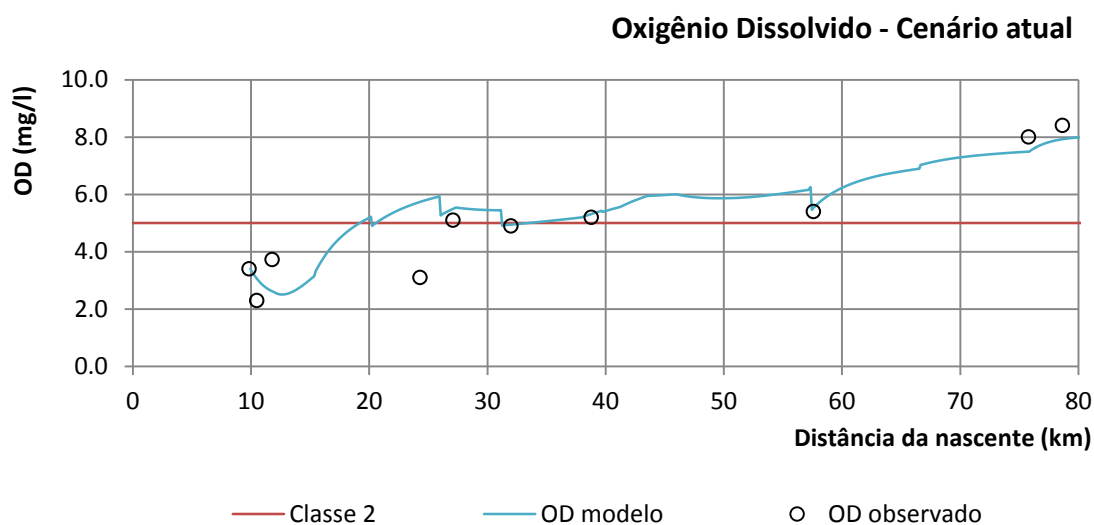


Gráfico 7.4 – Cenário atual: resultados do modelo de OD após calibração e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

É possível observar que logo após o início do modelo, que coincide com a parte central do município de Petrópolis, ocorre uma depleção do oxigênio dissolvido. As concentrações de OD apresentam uma tendência decrescente até aproximadamente 12,5 km da nascente, ponto no qual a concentração mínima de OD de 2,5 mg/l é atingida.

Esta depleção máxima do oxigênio dissolvido neste ponto revela que a zona de decomposição ativa da matéria orgânica ocorre logo após o início do trecho modelado e

a zona de degradação, onde existem os lançamentos mais concentrados, situa-se a montante deste ponto, ainda no centro urbano do município de Petrópolis.

Após atingir seu valor mínimo, uma tendência de aumento da oxigenação das águas do rio Piabanha é registrada. Este crescimento acompanha o aumento das velocidades e a redução das profundidades constatadas a partir do km 15 no Gráfico 7.2.

A partir do km 20, o nível de oxigênio dissolvido atinge valores superiores ao limite de classe no qual o rio Piabanha encontra-se enquadrado, mantendo-se sempre acima deste limite de 5,0 mg/l até o final do trecho. A tendência da curva de OD neste segmento intermediário é de um aumento discreto, em função da redução das taxas de reaeração dada pela diminuição gradual das velocidades e do alargamento da calha.

O segmento final do trecho modelado, após a confluência com o rio Preto no km 56, evidencia taxas mais elevadas de aumento do OD. Nesta parte do rio as concentrações de oxigênio atingem valores próximos à saturação, o que indica um retorno das condições de qualidade anteriores à degradação, pelo menos no tocante ao OD.

A influência da oxigenação das águas dos tributários se faz sentir nos sucessivos desníveis da curva de concentrações de OD do Gráfico 7.4. Em geral, estes tributários apresentam concentrações de OD inferiores às existentes no rio Piabanha no ponto de confluência, o que contribui à redução dos níveis de oxigenação. Quantitativamente, pouco se pode inferir a respeito da influência destes tributários, uma vez que em muitos destes não existem medições de OD para condição de estiagem, tendo sido arbitrada a concentração de oxigênio dissolvido em alguns afluentes.

Os resultados do modelo de DBO são mostrados no Gráfico 7.5. Este gráfico permite visualizar com maior nitidez a influência das cargas oriundas dos tributários, sobretudo do rio Preto na altura do km 56.

Um segmento inicial compreendido entre o início do trecho e o km 20 apresenta taxas mais elevadas de decomposição da matéria orgânica, o que se reflete na maior declividade da curva de DBO. Tal se deve à proximidade da zona de degradação e decomposição ativa, onde altas concentrações de DBO estimulam o crescimento e a atividade dos microrganismos decompositores. Observe que este segmento coincide com aquele de maior depleção do oxigênio dissolvido, mostrado no Gráfico 7.4.

Demanda Bioquímica de Oxigênio - Cenário atual

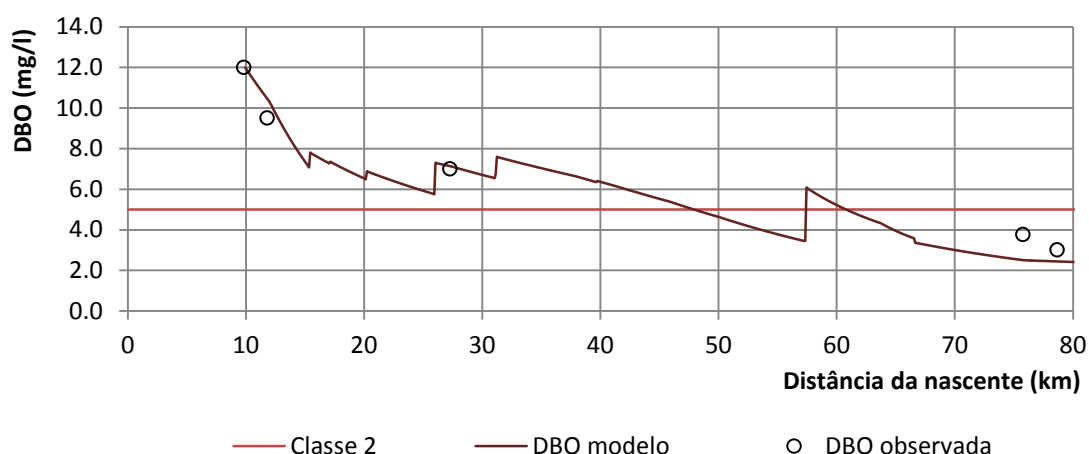


Gráfico 7.5 – Cenário atual: resultados do modelo de DBO após calibração e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

O segmento intermediário do rio denota uma redução na taxa de decomposição de DBO, tendência esta mantida até o final do trecho modelado. Tal tendência se processa em função da gradativa melhoria na qualidade da água.

Ao contrário do oxigênio dissolvido, observa-se que uma parcela considerável do trecho estudado apresenta concentrações de DBO superior ao limite de classe de 5,0 mg/l. Estes limites deixam de ser violados somente após o rio percorrer 48 km desde a sua nascente. Todavia, poucos quilômetros após este ponto o aporte de matéria orgânica trazida pelo rio Preto conduz a um novo segmento fora de classe.

O ajuste dos valores de OD à mediana e à coleção completa dos dados observados pode ser visualizado, respectivamente, no Gráfico 7.4 e no Gráfico 7.6, mostrados a seguir. Visualmente, estes gráficos não revelam tendências de erros sistemáticos, estando quase todos os valores estimados próximos à mediana e entre os percentis 25% e 75%.

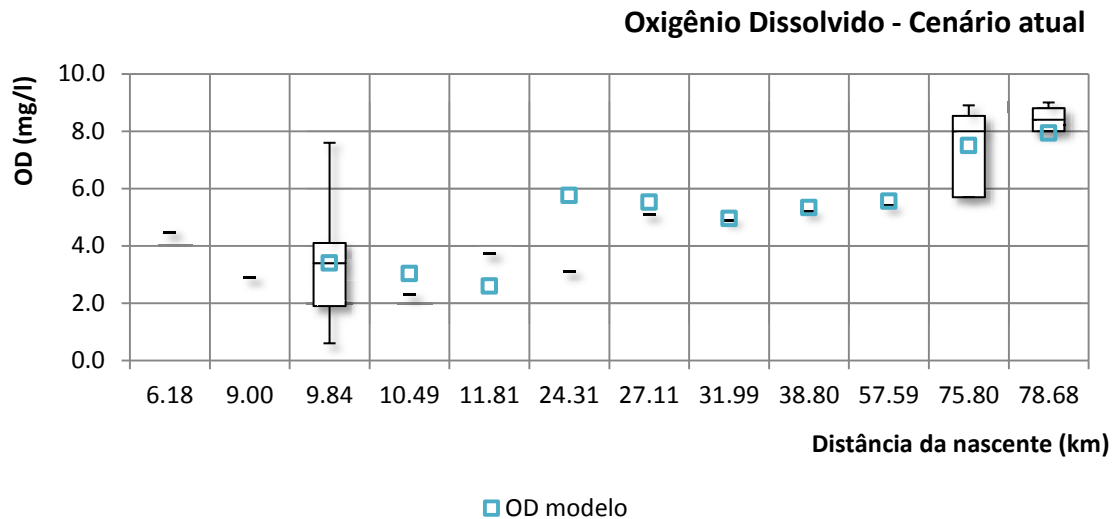


Gráfico 7.6 – Cenário atual: resultados do modelo de OD após calibração e comparação com a coleção de dados observados.

As estatísticas do modelo após a calibração consolidam um ajuste satisfatório, apesar da grande variabilidade dos dados observados ao longo do eixo do rio. Tal variabilidade está vinculada à própria dinâmica do OD no rio Piabanha e de certa forma à escolha dos pontos de medição, muitas vezes junto à área de influência de tributários ou de lançamentos pontuais. A este respeito, o número de medições em cada seção de monitoramento também exerce grande influência.

Este aspecto torna-se evidente no Gráfico 7.6 na altura da seção a 24,31 km da nascente, onde os dados observados revelam concentrações bastante inferiores às estimadas pelo modelo. É notável que no ponto em questão, assim como em outras seções, a coleção de dados observados dispõe de apenas uma medição (medianas, percentis, máximos e mínimos coincidem), de modo que a variabilidade dos valores de OD neste ponto não pode ser capturada com grande confiabilidade.

Os resultados anteriores para a DBO e o Gráfico 7.7 mostrado abaixo ilustram a qualidade do ajuste obtido para este parâmetro.

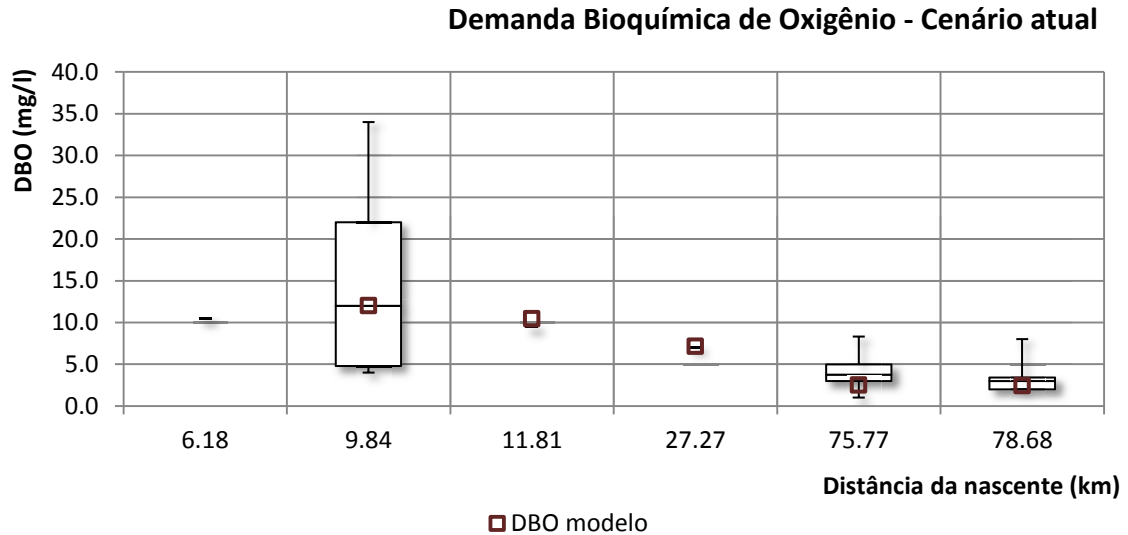


Gráfico 7.7 – Cenário atual: resultados do modelo de DBO após calibração e comparação com a coleção de dados observados.

É possível observar que há um ajuste mais preciso em todas as seções em relação ao ajuste obtido para o modelo de OD. Este resultado mais favorável está vinculado a dois fatores.

O primeiro deles é o menor número de medições disponíveis para avaliação do ajuste. Isto reduz a variância dos dados observados e favorece o aumento do coeficiente de determinação (CD).

O segundo aspecto é o menor número de coeficientes envolvidos no modelo de DBO. Enquanto a determinação do oxigênio dissolvido depende fundamentalmente dos coeficientes k_1 , k_d e k_2 , além dos coeficientes relativos às demandas nitrogenadas, a determinação da DBO depende apenas de k_d , o que facilita o ajustamento do modelo.

A calibração do modelo de OD e de DBO foi realizada em conjunto tendo em vista o fato de os modelos compartilharem alguns coeficientes. A estratégia de calibração adotada consistiu em alterar os valores dos coeficientes k_1 , k_d e k_2 para maximizar o coeficiente de determinação da DBO e do OD simultaneamente. À exceção do k_2 , a faixa de variação aceita para os coeficientes foi limitada aos valores usuais de literatura mostrados no capítulo 6. Os coeficientes do modelo do nitrogênio, como se verá adiante, apresentam pouca influência nas concentrações de OD e por isso foram desacoplados da calibração deste parâmetro.

Os resultados obtidos para as variáveis estatísticas antes e após o processo de calibração são mostrados nas tabelas seguintes.

Tabela 7.2 – Cenário atual: estatísticas do ajuste do modelo de oxigênio dissolvido (OD), antes e após a calibração, em relação à mediana dos dados observados.

Parâmetros (mg/l)	Estações de monitoramento – distância da nascente								
	10,49 km	11,81 km	24,31 km	27,11 km	31,99 km	38,80 km	57,59 km	75,80 km	78,68 km
OD_{obs}	2,30	3,73	3,10	5,10	4,90	5,20	5,40	8,00	8,40
OD_{mod}	2,99	2,51	6,16	6,16	5,06	5,37	6,21	8,03	7,64
$OD_{mod\ calibrado}$	3,03	2,59	5,76	5,53	4,95	5,34	5,56	7,49	7,93
$CD(OD)$	58,52%								
$CD(OD)_{calibrado}$	71,07%								

Tabela 7.3 – Cenário atual: estatísticas do ajuste do modelo de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), antes e após a calibração, em relação à mediana dos dados observados.

Parâmetros (mg/l)	Estações de monitoramento – distância da nascente			
	11,81 km	27,27 km	75,77 km	78,68 km
DBO_{obs}	9,50	7,00	3,76	3,00
DBO_{mod}	10,39	7,40	2,46	2,23
$DBO_{mod\ calibrado}$	10,43	7,13	2,51	2,44
$CD(DBO)$	88,06%			
$CD(DBO)_{calibrado}$	89,81%			

Os valores obtidos para o coeficiente de determinação (CD) reiteram o melhor ajuste do modelo de DBO. Observa-se que antes da calibração dos coeficientes, o ajuste da DBO, com CD igual a 88,06%, já é considerado bastante razoável o que não ocorre com o ajuste do OD. Entretanto, a calibração proporciona maior ganho percentual de acurácia no modelo de OD, mostrando que este parâmetro é bastante sensível a variações nos valores de seus coeficientes.

Os valores dos coeficientes k_1 , k_d e k_2 ao longo do eixo longitudinal do rio antes e após a calibração são exibidos nos gráficos a seguir.

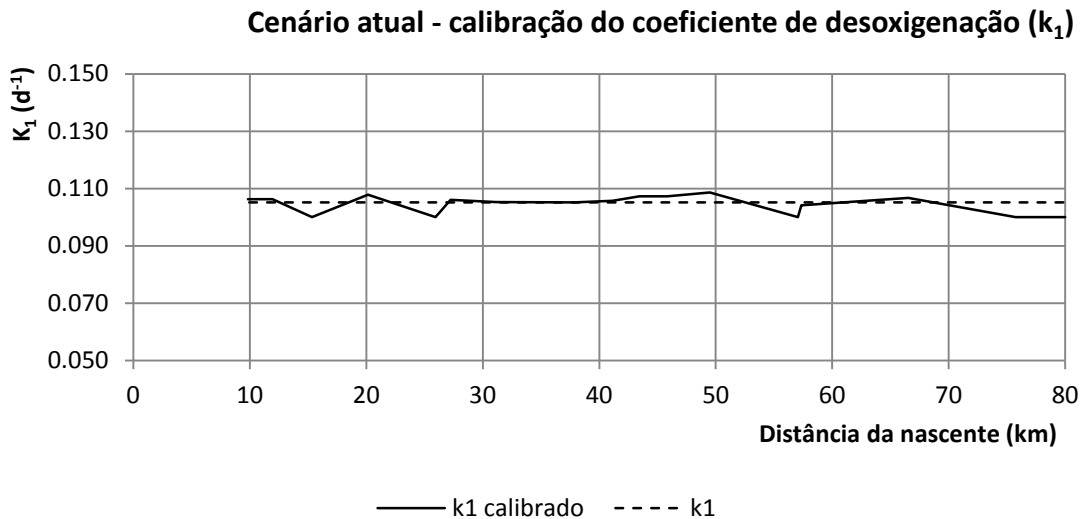


Gráfico 7.8 – Cenário atual: valores do coeficiente de desoxigenação (k_1) antes e após a calibração.

No Gráfico 7.8 os valores do coeficiente de desoxigenação (k_1) foram inicialmente arbitrados de acordo com a faixa usual de valores mostrados na Tabela 6.1. Foi assumido que k_1 fosse constante ao longo de todo o trecho modelado. Tal hipótese se mostrou consistente visto que os valores do coeficiente após a calibração foram pouco alterados, oscilando ligeiramente em torno de $0,10 \text{ d}^{-1}$. Este valor é compatível, ainda de acordo com a Tabela 6.1, com um curso d'água recebendo efluentes secundários, isto é, lançamentos que já tenham sofrido uma decomposição parcial. De fato, a zona de degradação já se inicia antes do início do trecho simulado.

O Gráfico 7.9 compara os valores do coeficiente de reaeração (k_2) estimado pela formulação (6.9) com os valores calibrados. Nota-se que o trecho simulado apresenta elevados valores para o coeficiente de reaeração refletindo as características hidráulicas do rio Piabanha que favorecem a oxigenação. Do início do trecho simulado até a confluência com o rio Preto, os valores de k_2 calibrados oscilam dentro do intervalo de $5,0$ a 10 d^{-1} , valores próximos àqueles estimados pelas formulações empíricas de O'CONNOR & DOBBINS (1958), CHURCHILL *et al.* (1962) e OWENS *et al.* (1978). Já no trecho seguinte, os valores calibrados diferem sensivelmente dos valores calculados pelas fórmulas empíricas, provavelmente em função da menor qualidade das curvas de ajuste vazão x velocidade e vazão x profundidade disponíveis neste segmento. A redução drástica de profundidades ocasionada pelo barramento da UHE Piabanha também contribui para a grande elevação nos valores calculados de k_2 .

Cenário atual - calibração do coeficiente de reaeração (k_2)

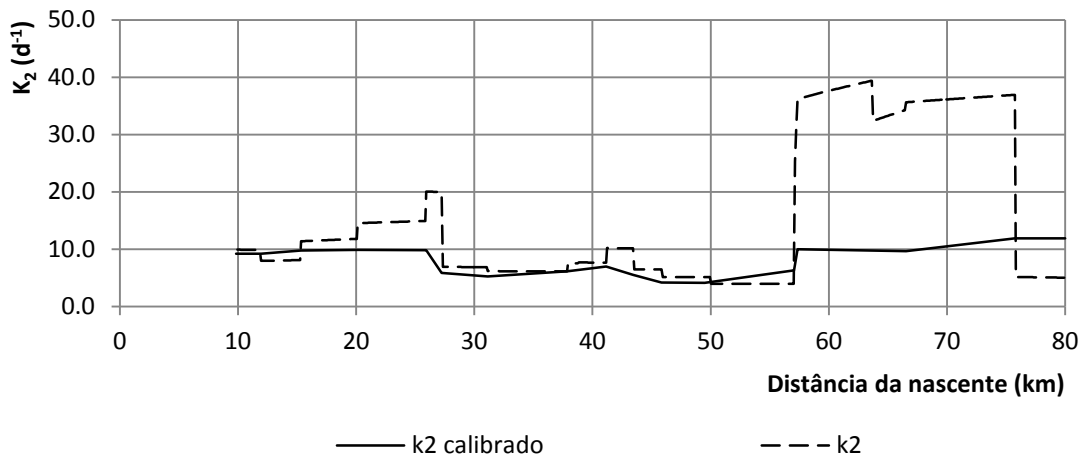


Gráfico 7.9 – Cenário atual: valores do coeficiente de reaeração (k_2) antes e após a calibração.

Os valores obtidos para o coeficiente de decomposição efetiva de DBO no rio (k_d) são mostrados no Gráfico 7.10. Os valores de k_d foram estimados em função da vazão através da formulação (6.3) em detrimento da profundidade – equação (6.2). Esta escolha conduziu a melhores ajustes do modelo devido à maior precisão relativa aos dados de vazão.

Os valores do coeficiente k_d , inclusive após a calibração, apresentam uma tendência decrescente. No início do trecho simulado o coeficiente assume valores na faixa de 2,0 a 2,2 d^{-1} que se reduzem gradativamente até a faixa de 0,14 a 0,70 d^{-1} . À luz dos valores expostos na Tabela 6.1 do capítulo 6 considera-se que esta tendência esteja coerente com a gradativa melhoria que ocorre na qualidade da água do rio Piabanha. Por outro lado, a faixa de valores para o coeficiente k_d após a calibração é mais compatível com a formulação (6.3) do que com os valores usuais de literatura da tabela. Tal aspecto denota que as variáveis hidráulicas, no caso a vazão, exercem maior influência nas taxas de remoção de DBO no rio Piabanha do que a natureza propriamente dita dos efluentes lançados. A queda nos valores de k_d próximo aos quilômetros 50 e 65 reflete a entrada das contribuições dos rios Preto e do Fagundes, que acarreta alterações nas características de degradação da matéria orgânica e nas variáveis hidráulicas do rio.

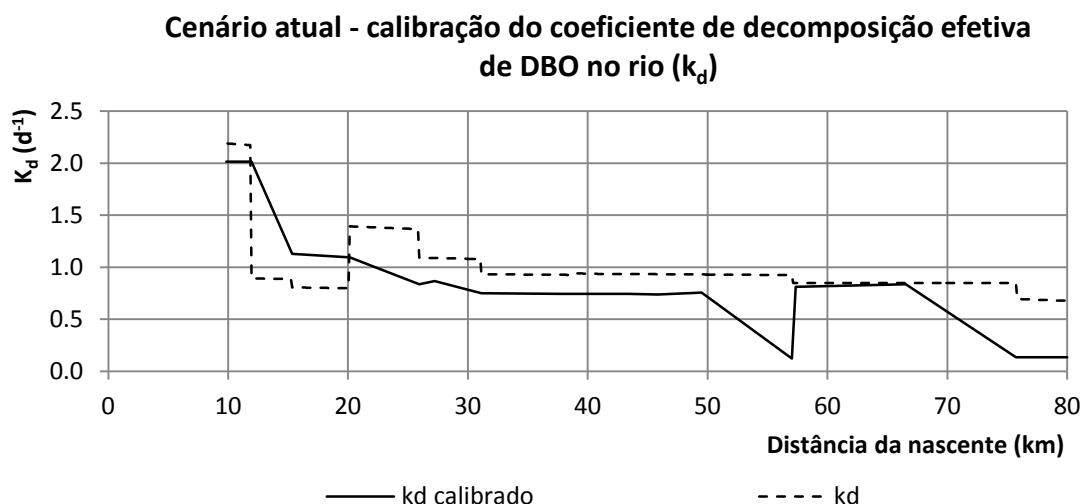


Gráfico 7.10 – Cenário atual: valores do coeficiente de decomposição efetiva de DBO no rio (k_d) antes e após a calibração.

Coliformes

O gráfico seguinte mostra as concentrações de coliforme termotolerantes resultantes do modelo de transporte. Conforme comentado no capítulo 4, a série de dados observados disponíveis contém poucas medições de coliformes após o início dos anos 2000, época a partir da qual a cidade de Petrópolis iniciou a implantação de suas ETE.

Tal fato gerou a necessidade da execução do modelo de coliformes com dados de entrada diferentes: uma associada às séries pré-2000, e outra associada às medições pós-2000, já que os valores e a faixa de variabilidade são bastante distintos. As medianas das séries correspondentes a estes momentos distintos são ilustradas no Gráfico 7.11.

Para a série mais antiga, as concentrações de coliformes termotolerantes confirmam os diagnósticos realizados no capítulo 3 a respeito da criticidade deste parâmetro. As concentrações no início do trecho simulado são cerca de duas ordens de grandeza superiores ao padrão de balneabilidade de 10^3 NMP/100 ml estabelecido pela CONAMA nº 274/2000 para águas em que se faça o uso com contato primário. Estas concentrações diminuem consideravelmente ao longo do rio embora ainda se mantenham acima dos padrões legais ao final do trecho.

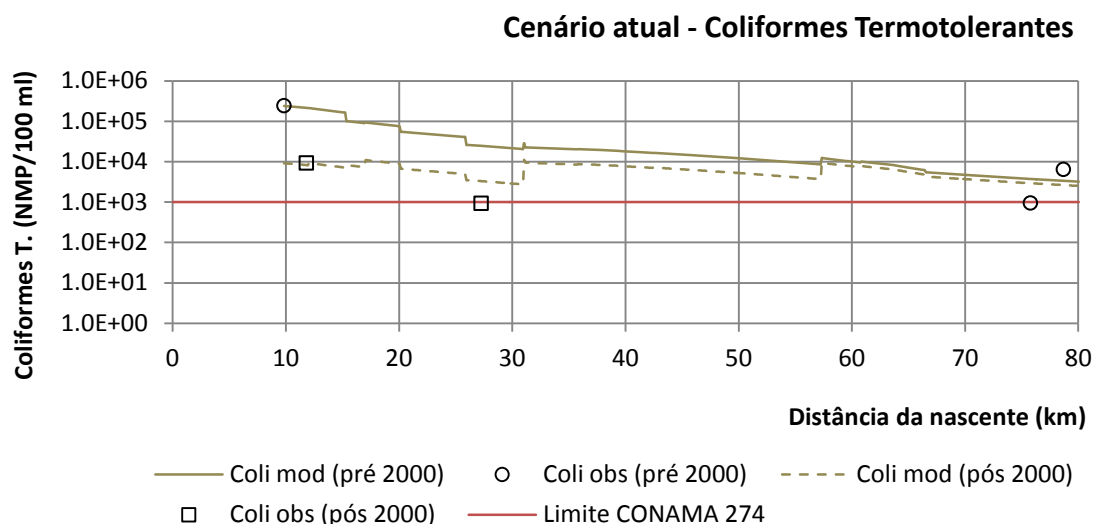


Gráfico 7.11 – Cenário atual: resultados do modelo de coliformes após a calibração e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados antes e após o início da década de 2000.

Para a série mais recente há apenas três medições realizadas no mês de estiagem, sendo que apenas duas ocorrem dentro do trecho simulado. Como concentração inicial de coliformes no rio foi adotado o valor medido no ponto mais próximo da seção inicial do modelo, já que nesta seção não se dispunha de nenhuma medição no período mais recente. Os resultados indicam uma tendência de queda menos acentuada do que aparentam os dados observados. No entanto, para esta série as concentrações de coliformes nos tributários parecem exercer maior influência. Tal aspecto é evidenciado pelas duas elevações da curva pontilhada no Gráfico 7.11 que causa distúrbios na trajetória de queda das concentrações.

Excluída a influência destes tributários, é bastante razoável supor que a curva de concentrações de coliformes tenderia rapidamente a valores abaixo do padrão legal, pois esta seguiria a tendência dos dados observados que já na seção a 27 km da nascente mostra valores inferiores a 10^3 NMP/ 100 ml.

Em relação à qualidade do ajuste, o Gráfico 7.12 revela um panorama de erros sistemáticos, ainda que a tendência dos dados observados seja respeitada. Todavia, os valores estimados para a série mais antiga estão dentro da faixa de variabilidade das concentrações medidas, ainda que isto não fique claro no Gráfico 7.11.

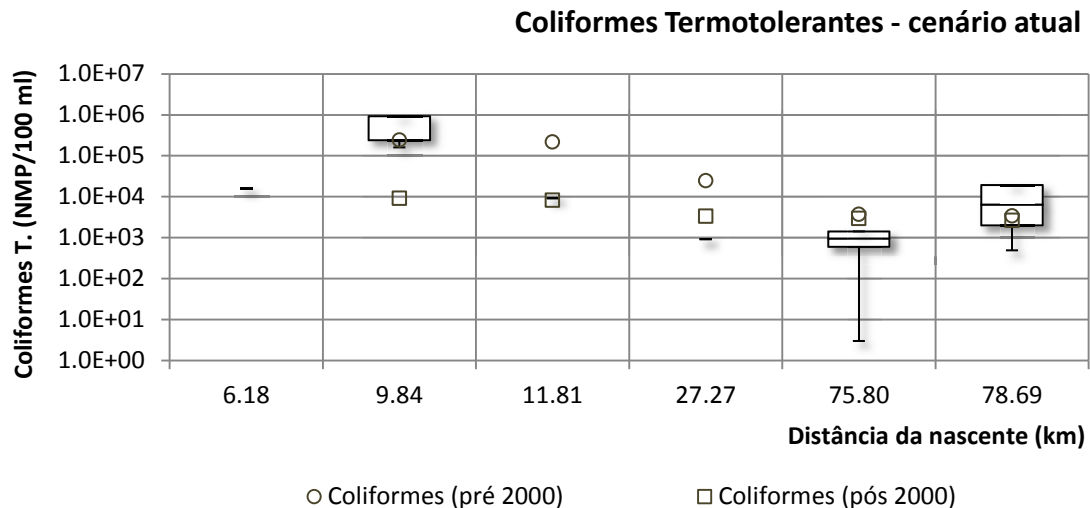


Gráfico 7.12 - Cenário atual: resultados do modelo de coliformes após calibração e comparação com a coleção de dados observados antes e após o início da década de 2000.

Para a série mais recente, o Gráfico 7.12 torna evidente a carência de dados, o que sujeita estas observações a interferências momentâneas e que não necessariamente sejam representativas das concentrações de coliformes nas condições avaliadas neste cenário. O ajuste do modelo a esta série não foi muito boa, apesar de que valores de mesma ordem de grandeza dos dados observados foram estimados.

As estatísticas do ajuste do modelo de coliformes foram calculadas para a série antiga e recente. Os resultados são mostrados na tabela seguinte.

Tabela 7.4 – Cenário atual: estatísticas do ajuste do modelo de coliformes termotolerantes, antes e após a calibração, em relação à mediana dos dados observados, antes e após a década de 2000.

Parâmetros (NMP / 100 ml)	Estações de monitoramento – distância da nascente			
	Dados pré-2000		Dados pós-2000	
	75,80 km	78,69 km	11,81 km	27,27 km
$Coli_{obs}$	9,50E+02	6,45E+03	9,20E+03	9,20E+02
$Coli_{mod}$	1,97E+03	1,55E+03	8,13E+03	3,25E+03
$Coli_{mod\ calibrado}$	3,73E+03	3,36E+03	8,24E+03	3,29E+03
$CD(Coli)$	-65,84%		80,84%	
$CD(Coli)_{calibrado}$	-14,15%		80,86%	

Os coeficientes de determinação obtidos foram bastante elevados para a série mais recente em função do valor observado no ponto de medição na seção em 11,81 km ter sido o mesmo adotado como concentração no segmento inicial. Já para a série antiga, os valores de CD são negativos, mesmo após a calibração. Tal se deve a natureza dos valores envolvidos no modelo da ordem de milhares, de modo que diferenças visualmente pequenas entre o valor medido e calculado são potencializadas no cálculo do coeficiente de determinação.

Na calibração do modelo de coliformes foi utilizada a série de dados mais antigos. Assumiu-se que esta série, por ser mais completa, permitiria estimar com mais precisão as taxas de mortalidade da população de organismos patogênicos. Admitiu-se também que o coeficiente de decaimento k_b não se alteraria significativamente para a série mais recente uma vez que fatores ambientais como pH, temperatura, salinidade etc. se manteriam idênticos.

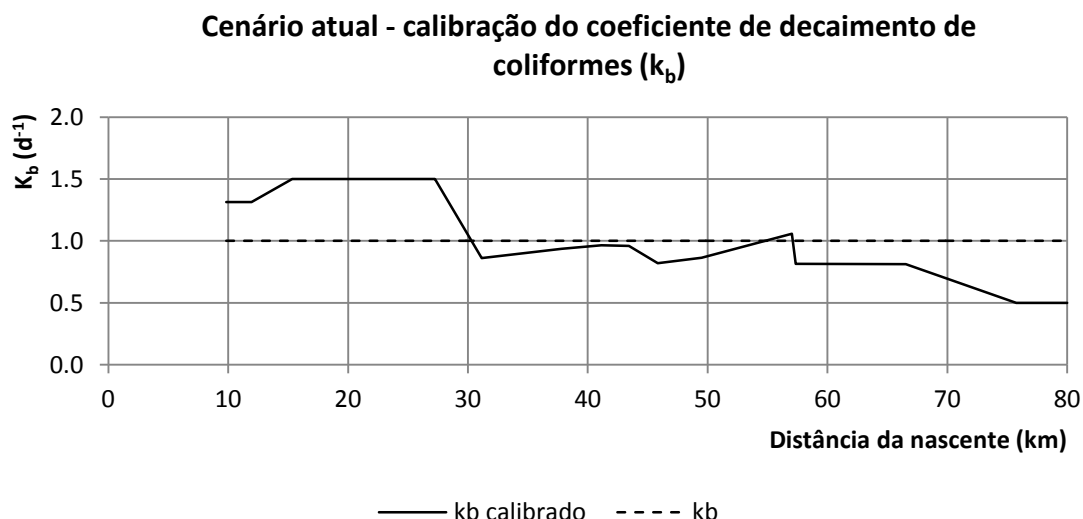


Gráfico 7.13 – Cenário atual: valores do coeficiente de decaimento de coliformes (k_b) antes e após a calibração.

Os valores de k_b calibrados oscilam em torno do valor inicialmente adotado de $1,0 d^{-1}$, seguindo uma tendência decrescente ao longo do percurso. Os valores mais elevados da taxa de decaimento no segmento inicial estão relacionados à maior competição entre os organismos e a menor profundidade do rio, que favorecem o decaimento pela exposição solar. Embora os valores do coeficiente de calibração tenham sido limitados à faixa de $0,5$ a $1,5 d^{-1}$, na maior parte do trecho os valores ajustados permaneceram entre estes dois extremos e próximos ao valor usual de $1,0 d^{-1}$.

Nitrogênio

Os resultados obtidos para as concentrações das diferentes formas do nitrogênio na água são mostrados nos gráficos seguintes.

As concentrações do nitrogênio orgânico apresentam um perfil de decrescimento, assim como as concentrações do nitrogênio amoniacal. O Gráfico 7.14 mostra que o nitrogênio orgânico inicia o trecho modelado em altas concentrações, o que denota proximidade com lançamentos de esgotos.

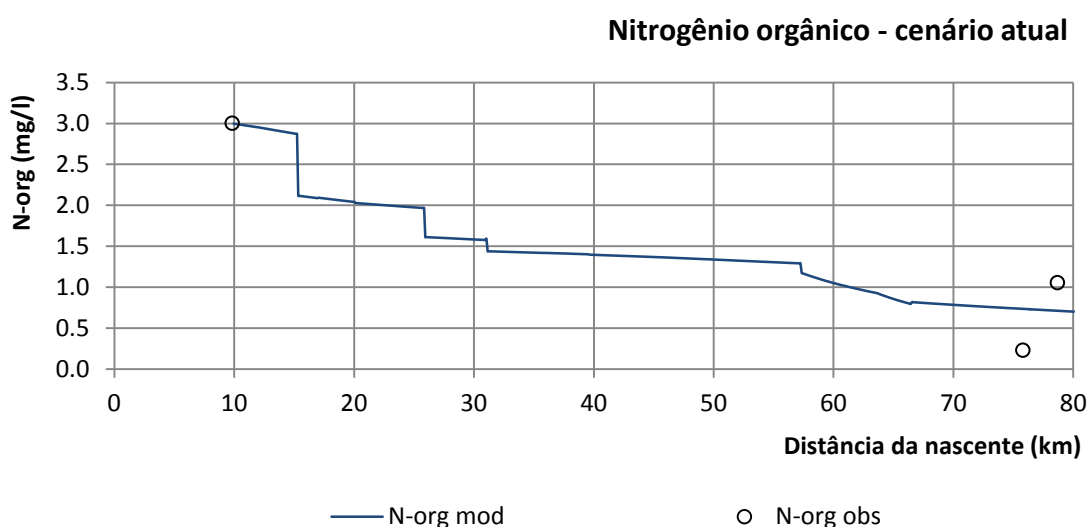


Gráfico 7.14 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para o nitrogênio orgânico após calibração e comparação com a mediana dos dados observados.

Esta forma complexa do nitrogênio apresenta-se, conforme comentado no capítulo 6, sob a forma particulada e dissolvida, sendo convertido de uma forma à outra através de uma reação de hidrólise, mas que não altera as concentrações do nitrogênio orgânico. A redução gradual das concentrações se dá principalmente através do fenômeno da amonificação e em menor escala pela sedimentação do nitrogênio orgânico, como se verá adiante na análise dos coeficientes k_{oa} e k_{so} .

As altas concentrações do nitrogênio amoniacal no ponto de início do trecho reforçam os indícios de proximidade a lançamentos recentes. O Gráfico 7.15 mostra uma taxa de redução de concentrações bastante acentuada, o que está diretamente vinculada ao processo de nitratação, matematicamente representada pelo coeficiente k_{an} .

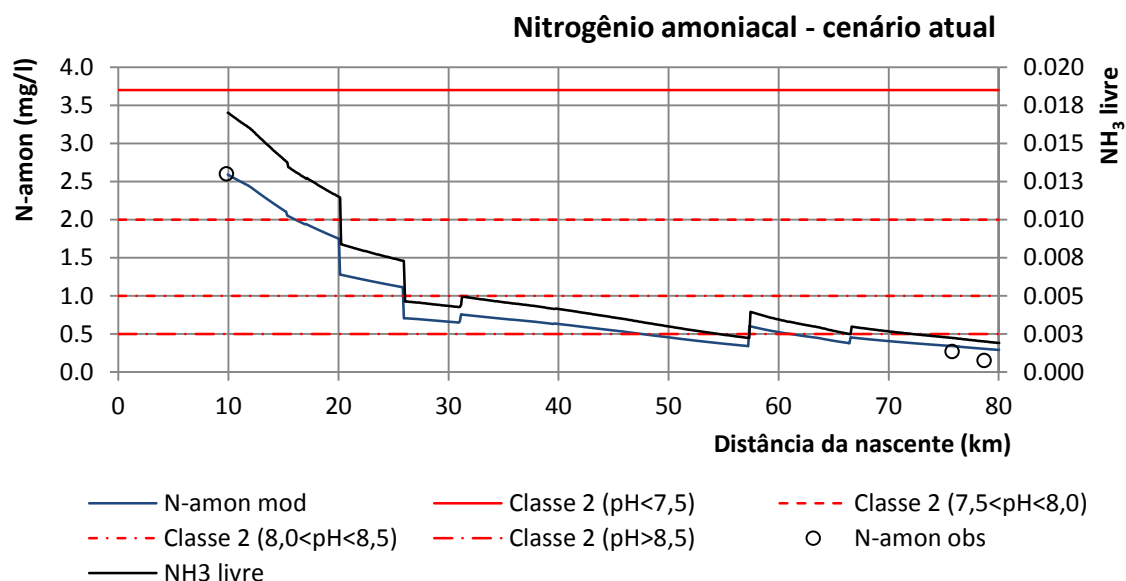


Gráfico 7.15 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para o nitrogênio amoniacal após calibração e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

O Gráfico 7.15 mostra também no eixo vertical da direita as concentrações do nitrogênio amoniacal sob a forma de amônia livre. No capítulo 6 foi abordado o equilíbrio dinâmico existente entre as formas livre e ionizada da amônia que dependem da temperatura e do pH do meio. Para os resultados obtidos no modelo, constata-se que há predomínio da amônia ionizada, em função das reduzidas concentrações de amônia livre em todo o segmento, que variam de 0,0019 a 0,017 mg/l, ou de 0 a 0,77% da amônia total. Estas frações reduzidas decorrem dos baixos valores de pH e temperatura característicos do rio e que favorecem a ionização da amônia. Este aspecto é bastante positivo para a qualidade da água do rio Piabanha, uma vez que a amônia livre é tóxica aos peixes, mesmo em baixas concentrações.

Em relação aos limites de classe para o nitrogênio amoniacal, a CONAMA nº 357/2005 estabelece quatro faixas de valores limites em função do pH do meio e que podem ser visualizados no Gráfico 7.15. Os dados de monitoramento mais recentes para o trecho simulado revelam um pH pouco variável em torno de 7,12, de modo que a concentração limítrofe de 3,7 mg/l não é violada em nenhuma seção do segmento modelado.

O decréscimo das concentrações do nitrogênio amoniacal principia logo no início do trecho, em função das reações do processo de nitrificação, denotando um estágio já

secundário de degradação da matéria orgânica. Este processo permite a ascensão direta das concentrações do nitrito que são exibidas no gráfico abaixo.

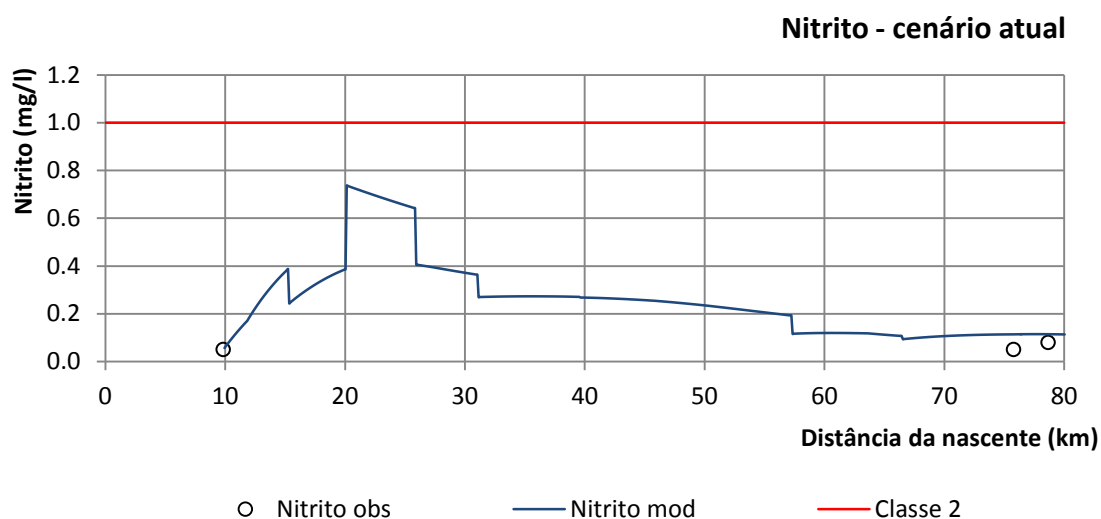


Gráfico 7.16 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para o nitrito após calibração e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

Diferentemente do nitrogênio orgânico e amoniacal, a curva de concentrações do nitrito apresenta uma tendência ascendente no segmento inicial, um pico de concentrações próximo à confluência com o rio do Poço do Ferreira (km 20) e um decrescimento no segmento intermediário e final.

O crescimento inicial da curva é explicado pelo início do processo de nitrificação, onde a amônia é convertida a nitrito em altas taxas, devido às elevadas concentrações do nitrogênio amoniacal. Paralelamente, as concentrações ainda reduzidas do nitrito retardam a taxa de conversão deste parâmetro ao nitrato.

A sub-bacia do rio do Poço do Ferreira, conforme comentado no capítulo 2, possui uma ocupação predominantemente rural de modo que os valores observados de nitritos e principalmente nitratos neste afluyente são bastante elevados. Este aspecto contribui com o aumento significativo das concentrações destes dois parâmetros no ponto de confluência.

No segmento final, a taxa de acúmulo de massa do nitrito torna-se negativa em função de o fenômeno de nitratação tornar-se predominante. Neste ponto, as concentrações do

nitrito, mostradas no Gráfico 7.17, aumentam continuamente e as de nitrito se estabilizam.

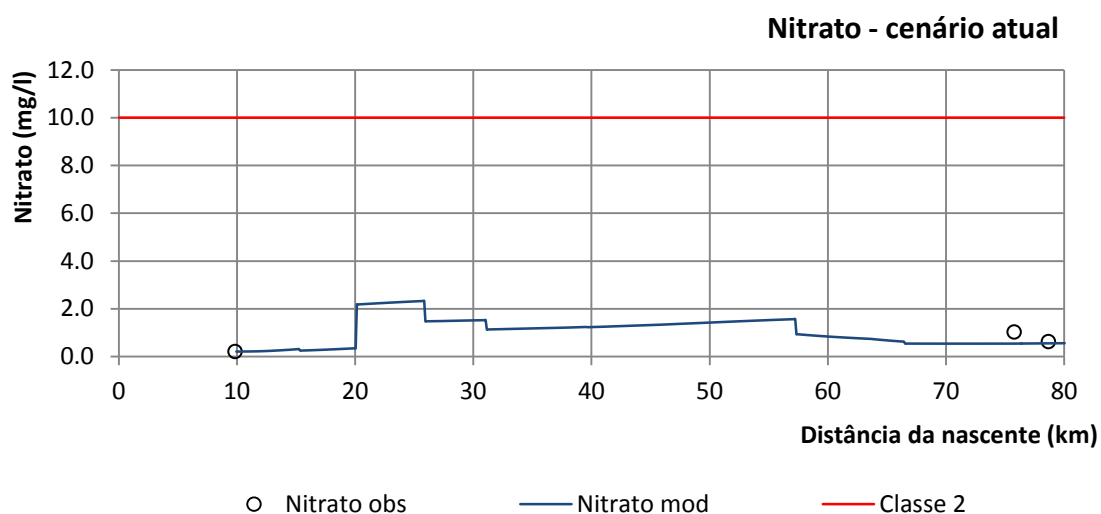


Gráfico 7.17 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para o nitrato após calibração e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

Em complemento à curva de concentrações do nitrito, o nitrato apresenta três fases diferenciadas quanto à taxa de acumulo de massa: uma fase inicial de aumento, um pico de concentrações no segmento intermediário e uma fase final de decréscimo e estabilização.

Um aspecto relevante que se torna mais aparente nas curvas do nitrito e do nitrato é a grande influência dos tributários do rio Piabanha. Neste sentido, não apenas o rio Preto torna-se importante em função das grandes vazões, mas também o rio do Poço do Ferreira, em função das elevadas concentrações destes parâmetros reveladas nos dados de monitoramento inseridos como valores de entrada no modelo.

No que diz respeito à violação de classe, tem-se que nenhuma das formas do nitrogênio legalmente reguladas ultrapassou os padrões estabelecidos. Este resultado revela que o nitrogênio, ante os demais parâmetros como os coliformes, não se revela crítico neste segmento de rio, o que reforça os resultados obtidos através das ferramentas de diagnóstico de qualidade abordados no capítulo 3.

Em relação à distribuição das formas do nitrogênio, o Gráfico 7.18 mostrado a seguir revela o decréscimo do nitrogênio total ao longo do trecho e a contribuição significativa

dos afluentes da sub-bacia do rio do Poço do Ferreira especialmente nas concentrações do nitrato.

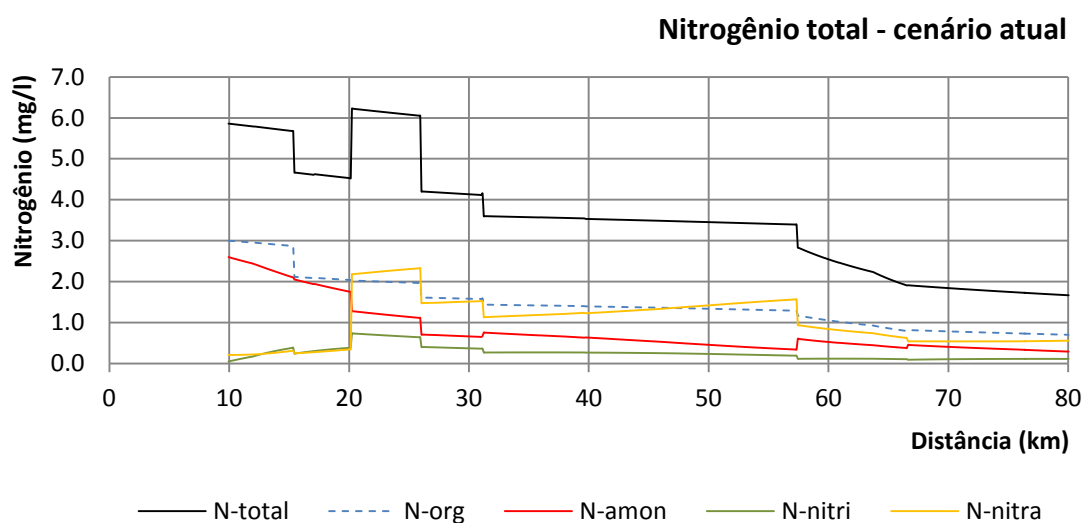


Gráfico 7.18 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para o nitrogênio total após calibração.

É possível constatar que, em termos quantitativos, o nitrogênio orgânico e amoniacal predominam no início do trecho ao passo que as formas de nitrato ganham importância ao longo do segmento. As concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal bastante reduzidas ao final do trecho são o produto da poluição remota, ocorrida principalmente à montante do início do segmento modelado.

No diz respeito ao consumo global de oxigênio dissolvido por parte do ciclo do nitrogênio, foi assumido como hipótese simplificadora que esta parcela seria bastante inferior àquela advinda da oxidação da matéria orgânica carbonácea. Tal premissa é de fato verdadeira conforme se pode verificar no Gráfico 7.19, mostrado na página 178.

Neste gráfico são plotados o consumo e a produção de oxigênio dissolvido por passo de tempo de integração, em cada segmento de cálculo. Os fenômenos da reaeração e da demanda carbonácea são os mais importantes no balanço de OD, especialmente no início do trecho. Isto ocorre em função de a matéria orgânica carbonácea da seção inicial estar pouco estabilizada, levando a maiores taxas de desoxigenação e de o déficit de oxigênio na água ser mais acentuado, acelerando as trocas de oxigênio entre a água e atmosfera.

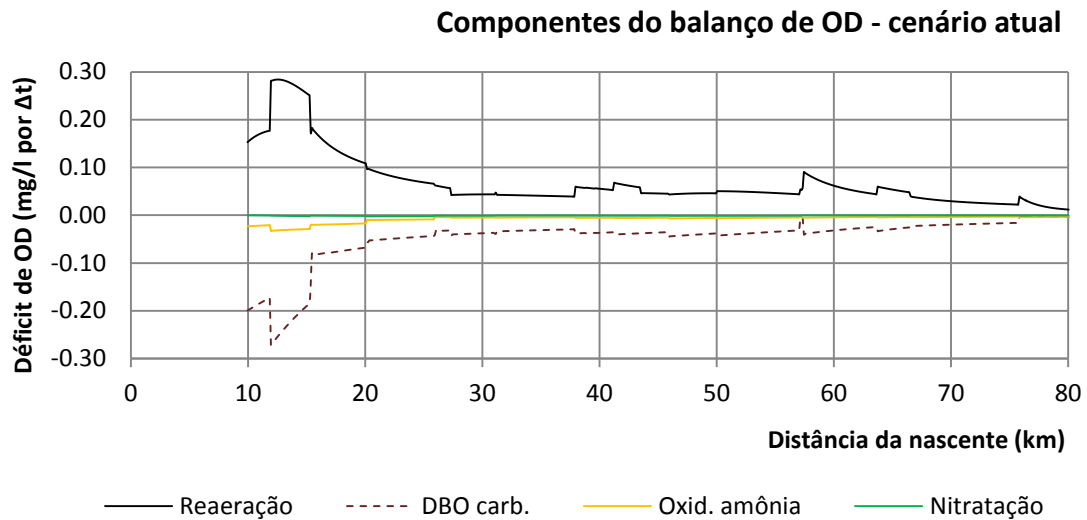


Gráfico 7.19 – Cenário atual: componentes do balanço de OD e respectivos déficits relativos.

A demanda nitrogenada para oxidação da amônia a nitrito exerce pouca influência no consumo do oxigênio, como revela a curva amarela do Gráfico 7.19. Assim como a demanda carbonácea, o consumo do oxigênio para oxidação da amônia reduz-se ao longo do trecho, uma vez que a concentração do nitrogênio amoniacal diminui gradativamente.

Para a nitratação, isto é, a conversão do nitrito ao nitrato representada pela curva verde do gráfico anterior, o consumo de oxigênio é praticamente desprezível frente às demandas carbonácea e para a oxidação da amônia.

Em relação ao ajuste dos resultados do modelo aos dados observados, foram obtidos resultados razoáveis, ainda que bem inferiores àqueles obtidos para o modelo de OD e DBO. Tal aspecto pode estar relacionado às hipóteses simplificadoras assumidas no modelo conceptual do nitrogênio, onde os fenômenos da assimilação do nitrato e da amônia pelos organismos plactônicos, bem como a fixação do nitrogênio gasoso foram desconsiderados. Paralelamente, as estimativas dos valores de nitrogênio na maior parte dos afluentes não foi feito com base em dados de campo, o que também ajuda a explicar o ajuste mais pobre deste modelo.

A partir do Gráfico 7.20 e do Gráfico 7.21 mostrados a seguir é possível avaliar a qualidade do ajuste obtido.

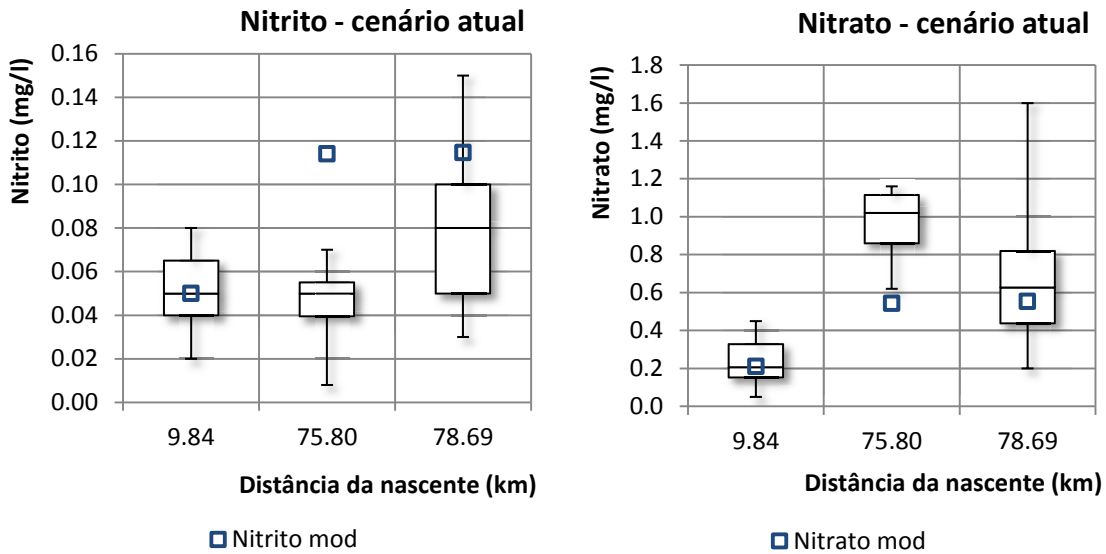


Gráfico 7.20 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para nitrito e nitrato após calibração e comparação com a coleção de dados observados.

Para as concentrações do nitrito e do nitrato, observa-se um ajuste pior na seção a 75,8 km, já próximo à foz do rio Piabanha. Esta seção corresponde à estação fluviométrica de Moura Brasil, da ANA, a qual dispõe de uma pequena série de dados de qualidade que compreende coletas bimestrais realizadas de 1993 a 1997. Enquanto as concentrações de nitrito estimadas sobrestimam os valores observados, as de nitrato são subestimadas.

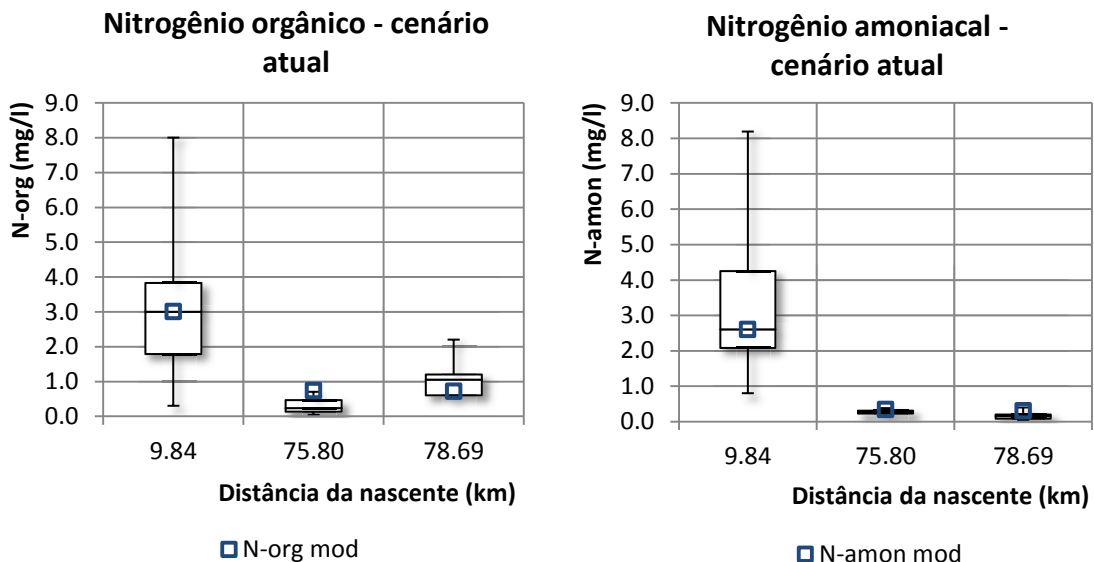


Gráfico 7.21 – Cenário atual: resultados do modelo de nitrogênio para nitrogênio orgânico e amoniacal após calibração e comparação com a coleção de dados observados.

Já para o nitrogênio orgânico e amoniacal o ajuste é mais preciso. Para ambos os parâmetros as concentrações estimadas encontram-se todas dentro da faixa de valores mínimos e máximos associados às seções monitoradas.

A tabela seguinte resume os valores dos coeficientes de determinação obtidos para os diferentes parâmetros do modelo de nitrogênio. Nota-se que a calibração levou a um expressivo aumento dos valores do CD, ainda que estes permaneçam negativos. Tais valores estão relacionados principalmente ao menor número de pontos de monitoramento para calibração do modelo.

Tabela 7.5 – Cenário atual: estatísticas do ajuste do modelo de nitrogênio, antes e após a calibração, em relação à mediana dos dados observados.

Parâmetros (mg/l)	N-org		N-amon		Nitrito		Nitrato	
	75,80 km	78,69 km	75,80 km	78,69 km	75,80 km	78,69 km	75,80 km	78,69 km
N_{obs}	0,23	1,05	0,27	0,15	0,05	0,08	1,02	0,63
N_{mod}	0,69	0,67	0,68	0,67	0,06	0,06	0,33	0,33
$N_{mod\ calibrado}$	0,74	0,71	0,34	0,31	0,11	0,11	0,54	0,55
$CD(N)$	-7,15%		-5984,05%		-16,94%		-632,90%	
$CD(N)_{calibrado}$	-9,71%		-312,65%		-1076,76%		-200,79%	
$CD_{medio}(N)$	-1660,26%							
$CD_{medio}(N)_{calibrado}$	-399,98%							

A calibração dos coeficientes do modelo é resumida na tabela seguinte. Os valores adotados na execução do modelo bem como os valores mínimos e máximos aceitáveis foram respectivamente escolhidos de acordo com a faixa usual e com a faixa geral de valores apresentados na Tabela 6.4 do capítulo 6 para rios rápidos e pouco profundos.

Tabela 7.6 – Cenário atual: valores dos coeficientes do modelo de nitrogênio antes e após a calibração.

Coeficientes	Unidade	Valor adotado	Valor após calibração
k_{an}	d ⁻¹	0,12	0,787
k_{oa}	d ⁻¹	0,10	0,020
k_{nn}	d ⁻¹	1,00	2,000
k_{nitroD}	-	0,60	1,000
k_{so}	d ⁻¹	0,02	0,050
$S_{N_{amon}}$	g/m ² .d	0,00	0,000

Ao contrário dos demais parâmetros, foram assumidos valores constantes para os coeficientes do modelo de nitrogênio ao longo de todo o trecho, em função da menor disponibilidade de dados para calibração.

Os valores calibrados diferiram ligeiramente dos valores adotados, à exceção do coeficiente de fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo, o qual permaneceu nulo. De fato, a influência do sedimento costuma ser mais relevante em rios profundos e lentos, onde há maior formação de lodo de fundo.

Para os demais coeficientes, os valores calibrados foram superiores aos valores adotados. Em especial, o coeficiente de nitrosação que diz respeito à taxa de conversão da amônia a nitrito (k_{an}) foi bastante elevado, assim como o coeficiente de nitratação (k_{nn}).

Fósforo

O Gráfico 7.22 exibe os resultados obtidos para as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico bem como de fósforo total.

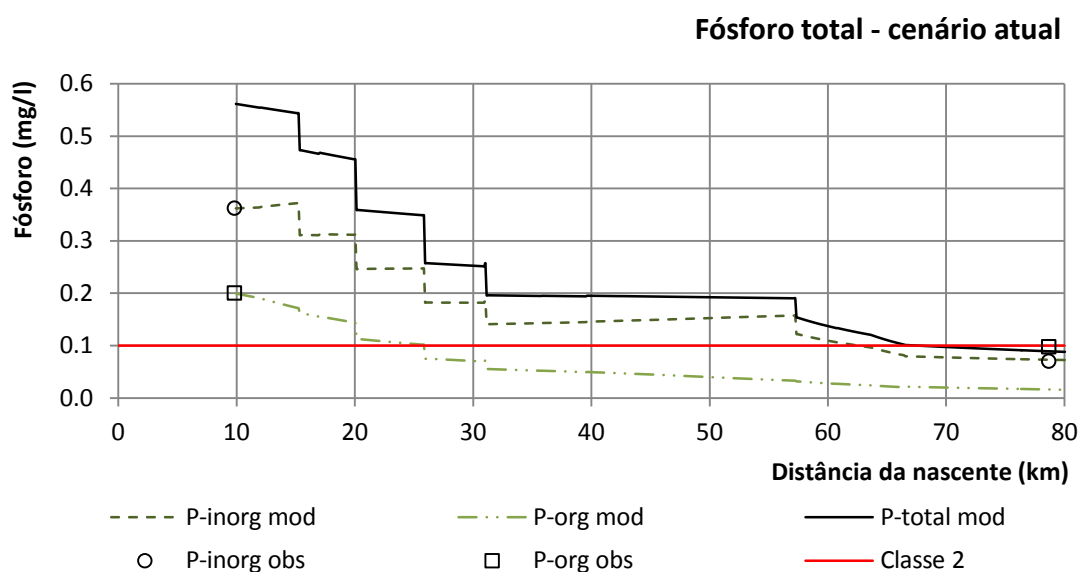


Gráfico 7.22 – Cenário atual: resultados do modelo de fósforo após calibração e comparação com a mediana dos dados observados.

Os valores inicial e final da forma inorgânica do fósforo revelam que a concentração deste parâmetro é diminuída ao longo do trecho. Entretanto, o fósforo inorgânico possui uma taxa de variação positiva em função da reação de conversão do fósforo orgânico a

inorgânico. Esta redução de concentrações ao longo do trecho em detrimento das reações de produção ocorre em função das sucessivas diluições impetradas pelos tributários do rio Piabanha, os quais, aparentemente, apresentam baixas concentrações deste elemento. Salienta-se que muitos destes valores foram estimados e não necessariamente correspondem à realidade destes rios.

A taxa de aumento das concentrações do fósforo inorgânico é maior no início do trecho onde há grandes concentrações da forma orgânica do fósforo e bastante reduzida ao final, onde predominam as formas inorgânicas.

Para a forma orgânica, o Gráfico 7.22 revela uma tendência de redução das concentrações em função das duas reações de consumo associadas a este parâmetro: a conversão para fósforo inorgânico e a sedimentação. Neste sentido, o primeiro processo mostrou-se predominante em função dos valores obtidos após calibração para os coeficientes do modelo, abordados adiante.

Outro aspecto notável diz respeito às concentrações de fósforo total, que na maior parte do trecho simulado encontra-se acima dos limites de classe estabelecidos para classe 2 de 0,1 mg/l. Apenas ao final do segmento, já próximo a sua foz, o rio Piabanha volta a apresentar concentrações compatíveis com a classe na qual se encontra enquadrado.

O Gráfico 7.23 compara os resultados obtidos com a faixa de variabilidade dos dados observados.

Para o ajuste destes resultados, constata-se melhor aderência do modelo ao fósforo inorgânico, este que na estação de monitoramento do INEA em Três Rios (km 78,69) apresentou concentrações idênticas à mediana dos dados monitorados.

Já para o fósforo orgânico, o ajuste subestima as concentrações, embora o valor calculado pelo modelo esteja dentro do intervalo entre os valores mínimos e máximos desta estação. Estes valores inferiores encontrados pelo modelo podem estar relacionados à hipótese simplificadora de não inclusão do processo de conversão do fósforo inorgânico em biomassa, o que aumentaria os teores de fósforo orgânico particulado ao final do segmento. Outra possibilidade seria a existência de lançamentos pontuais ou difusos não catalogados e, portanto, não incorporados nas condições de contorno do modelo.

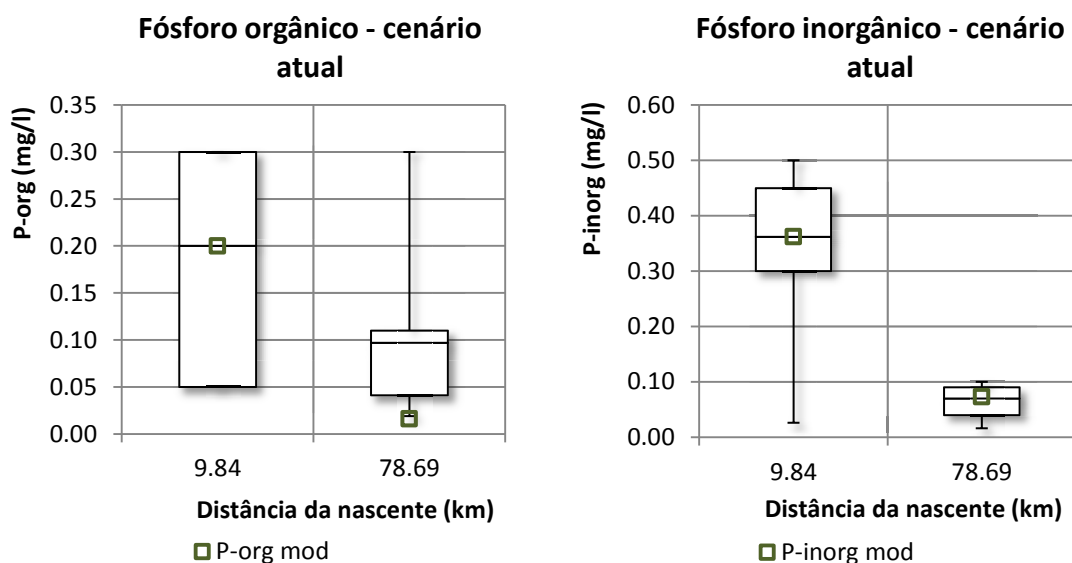


Gráfico 7.23 – Cenário atual: resultados do modelo de fósforo para as formas orgânica e inorgânica após calibração e comparação com a coleção de dados observados.

Em função da existência de apenas um ponto de calibração, o coeficiente de determinação não pôde ser utilizado para o modelo de fósforo já que a média dos dados observados perde o sentido quando calculada com apenas um ponto. Neste caso, adotou-se a raiz média dos erros ao quadrado (RMEQ) como indicador estatístico do ajuste.

Os valores de RMEQ mostrados na Tabela 7.7 revelam erros pequenos tanto antes quanto após a calibração, sendo o ganho da calibração em termos de ajuste bastante discreto.

Tabela 7.7 – Cenário atual: estatísticas do ajuste do modelo de fósforo, antes e após a calibração, em relação à mediana dos dados observados.

Parâmetros (mg/l)	P-org	P-inorg
	78,69 km	78,69 km
P_{obs}	0,097	0,070
P_{mod}	0,016	0,073
$P_{mod\ calibrado}$	0,016	0,073
RMEQ(P)	8,12%	0,28%
RMEQ(P)_{calibrado}	8,08%	0,30%
RMEQ_{média}(P)	4,20%	
RMEQ_{média}(P)_{calibrado}	4,19%	

Cabe observar que os valores de RMEQ, ao contrário do CD, são medidas absolutas de erro, de modo que quanto menor a ordem de grandeza dos valores, menor tende a ser a diferença dos erros ao quadrado, $(Y_{obs} - Y_{mod})^2$, o que leva a baixos valores de RMEQ. A ordem de grandeza dos valores de concentração de fósforo é bastante reduzida, de modo que valores encontrados para RMEQ não indicam um ajuste muito melhor do que aquele visualmente constatado nos gráficos apresentados.

A Tabela 7.8 resume os valores dos coeficientes do modelo, antes e após a calibração. Assim como no modelo de nitrogênio, os valores dos coeficientes do modelo de fósforo foram considerados constantes para o trecho modelado.

Nota-se que os valores calibrados para o coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (k_{spo}) são bastante reduzidos, o que é compatível com rios pouco profundos e de maior velocidade. O mesmo ocorre com o coeficiente de fluxo de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($S_{P_{inorg}}$) cujo valor zero se manteve após a calibração, sendo este compatível com rios mais rápidos. O coeficiente de conversão do fósforo orgânico a inorgânico (k_{oi}) resultou em um valor elevado, mas dentro da faixa de variabilidade usual deste parâmetro de acordo com a Tabela 6.5.

Tabela 7.8 – Cenário atual: valores dos coeficientes do modelo de fósforo antes e após a calibração.

Coeficientes	Unidade	Valor adotado	Valor após calibração
k_{spo}	d ⁻¹	0,02	0,001
k_{oi}	d ⁻¹	0,20	0,48
$S_{P_{inorg}}$	g/m ² .d	0,00	0,00

7.1.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Em relação à sensibilidade do modelo de OD aos diversos coeficientes, uma análise simplificada foi realizada. O modelo de OD foi escolhido para a análise de sensibilidade em função do maior número de coeficientes envolvidos e porque este se mostrou o mais difícil de calibrar.

A análise consistiu em variar em 50% o valor dos coeficientes k_1 , k_d e k_2 , um de cada vez. Em seguida, foi calculado o somatório do quadrado dos resíduos entre os valores de OD antes e depois da variação de cada coeficiente.

Os resultados desta análise são mostrados no Gráfico 7.24. Visualmente, a sensibilidade do modelo aos valores de k_2 parece ser ligeiramente superior. De fato, o somatório do quadrado dos resíduos para a variação do k_2 foi de 10.420,7. Para os coeficientes k_1 e k_d , obteve-se 8.757,2 e 6.444,8, respectivamente. Isto indica que os resultados são mais sensíveis a variações no coeficiente de reaeração do que nos demais coeficientes.

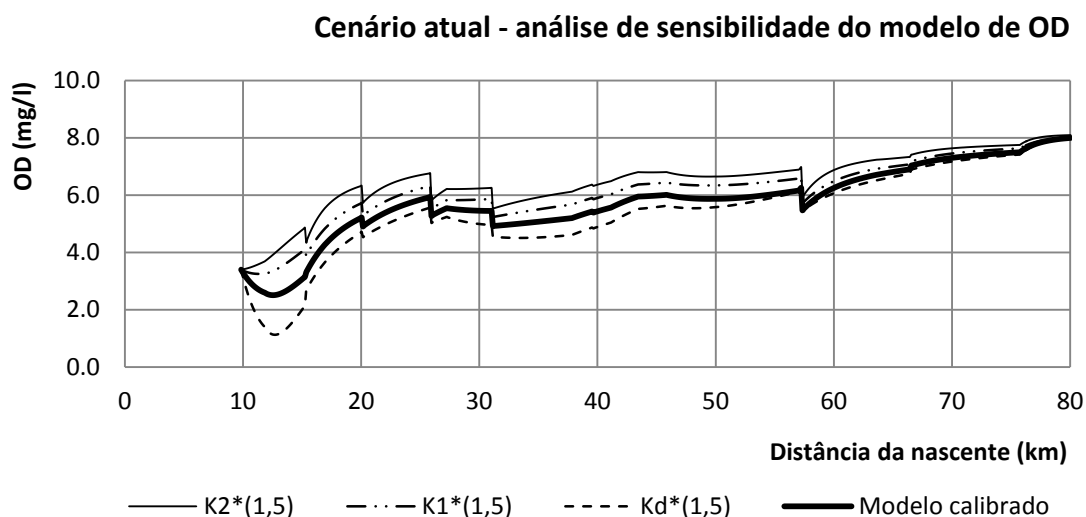


Gráfico 7.24 – Cenário atual: resultados da análise de sensibilidade para o modelo de OD. Cada curva representa a resposta do modelo a uma variação de 50% no valor de cada coeficiente.

7.1.4 VIOLAÇÃO DOS PADRÕES AMBIENTAIS

Os resultados gráficos obtidos para o cenário atual em vazão de estiagem demonstram que diversos parâmetros encontram-se fora dos limites preconizados para a classe a qual o rio Piabanha encontra-se enquadrado.

No Gráfico 7.25 são resumidos os índices de violação de classe de cada parâmetro do modelo para os quais existam padrões ambientais de qualidade. Estes índices indicam qual fração do trecho total simulado apresentou concentrações acima ou abaixo do máximo ou do mínimo permitido para aquele parâmetro.

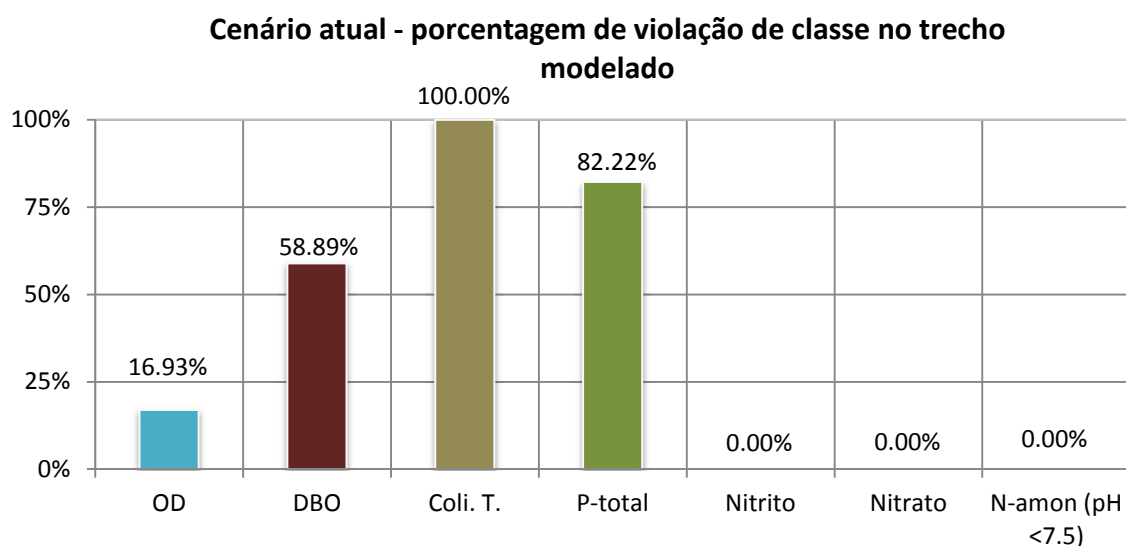


Gráfico 7.25 – Cenário atual: resultados do modelo para a porcentagem do trecho com concentrações fora do limite de classe.

Os resultados mostrados no gráfico anterior são perfeitamente compatíveis com o diagnóstico de qualidade de água realizado no âmbito do capítulo 3. Depreende-se que os coliformes termotolerantes, fósforo total e DBO são os mais críticos nas condições de vazão de estiagem. São notáveis as elevadas porcentagens de violação associadas aos coliformes e ao fósforo, sendo que para o primeiro o trecho de interesse encontra-se integralmente comprometido. Por outro lado, a influência das condições hidráulicas do rio Piabanha, que favorecem sua oxigenação, são marcadamente refletidas na porcentagem de violação de classe razoavelmente baixa do oxigênio dissolvido.

Estes valores, no entanto, não devem ser tomados como a representação mais fiel da realidade do rio Piabanha, uma vez que o modelo pressupõe simplificações diversas e é alimentado por um conjunto de dados e parâmetros de difícil determinação. Tendo em vista estas limitações, é realizada a seguir uma análise que permite avaliar e incorporar boa parte das incertezas aos resultados do modelo.

7.1.5 ANÁLISE DE INCERTEZA

A discussão dos resultados obtidos para o cenário atual revelam inúmeras incertezas. Tais incertezas estão associadas aos dados de entrada do modelo, aos coeficientes, às concentrações nos tributários e a diversas outras informações. Assim, os resultados obtidos até então de forma determinística tornam-se de certa forma limitados quanto a sua representatividade ante a realidade do trecho modelado.

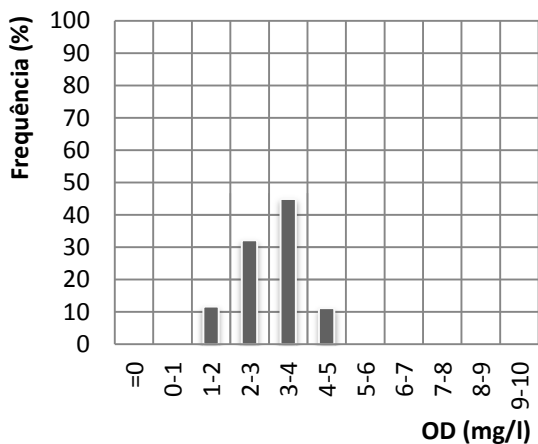
Tendo em vista esta limitação, procedeu-se a uma análise de incerteza através da simulação de Monte Carlo com o objetivo de incorporar aos resultados a variabilidade dos diversos dados e coeficientes, fornecendo resultados probabilísticos que levem em conta as incertezas do modelo.

O escopo da análise de Monte Carlo bem como detalhes de sua implementação foram discutidos no capítulo 6. Os dados de entrada utilizados na simulação são resumidos no apêndice A-III. Foram utilizados como valores médios os dados de entrada do modelo para o cenário atual, após a calibração. A partir destes dados, são calculados os valores máximos e mínimos de cada parâmetro, utilizando-se a distribuição uniforme na geração de números aleatórios, conforme a metodologia apresentada no item 6.8.2 do capítulo 6. A porcentagem de variação de cada parâmetro foi definida em função da faixa de variação dos valores medidos ou, no caso dos coeficientes do modelo, em função da qualidade do ajuste obtido. Quanto melhor a qualidade do ajuste, menor a faixa de variação associada ao coeficiente.

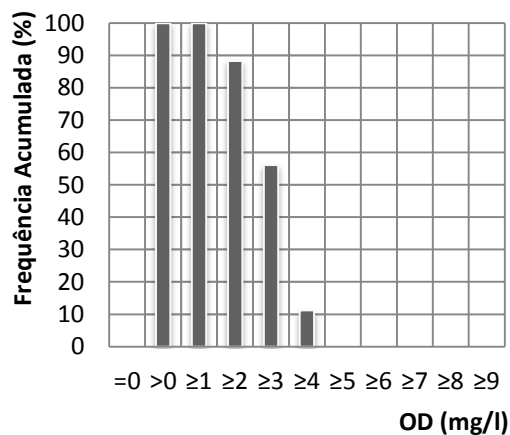
Nas páginas seguintes são mostrados os gráficos resultantes da execução de 2000 rodadas do modelo para todos os parâmetros dos quais se dispõem de limites de classe, à exceção do nitrogênio amoniacal devido ao fato de que os padrões dependem do valor de pH e temperatura, tidos como variáveis ao longo da simulação. Para cada um destes parâmetros é mostrada a frequência simples e acumulada da porcentagem do trecho fora de classe e a envoltória de concentrações obtidas ao longo do trecho. Nestes gráficos de concentração a distância é dada a partir do ponto de início do trecho simulado, ou seja, a partir de 9,84 km da nascente do rio Piabanha.

Na parte superior da Figura 7.2 são exibidos os gráficos de distribuição de frequências de OD mínimo calculado a partir das simulações do modelo de OD. Depreende-se do gráfico da parte superior da figura que as concentrações mínimas de OD compreendem valores que variam entre 1 e 5 mg/l, sendo que 45% das simulações levaram a valores na faixa de 3 e 4 mg/l. Embora o resultado determinístico obtido anteriormente leve ao valor de 2,5 mg/l, torna-se mais criterioso afirmar que o valor mínimo de oxigênio dissolvido no cenário atual tem 70% de probabilidade de estar na faixa de 2 a 4 mg/l. Adicionalmente, há uma chance nula de que as concentrações de OD mínimo atinjam condições de anaerobiose, já que em nenhuma das 2000 simulações tais condições foram atingidas.

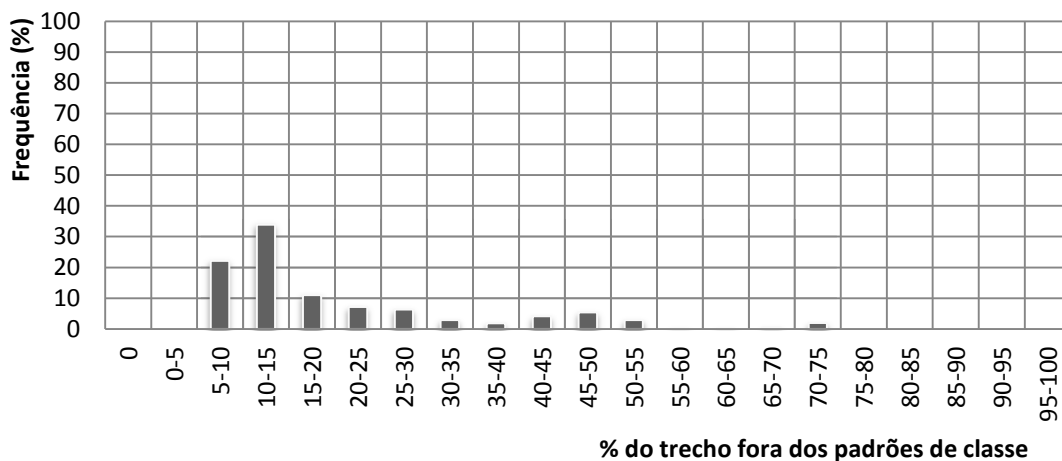
Frequência de valores mínimos de OD



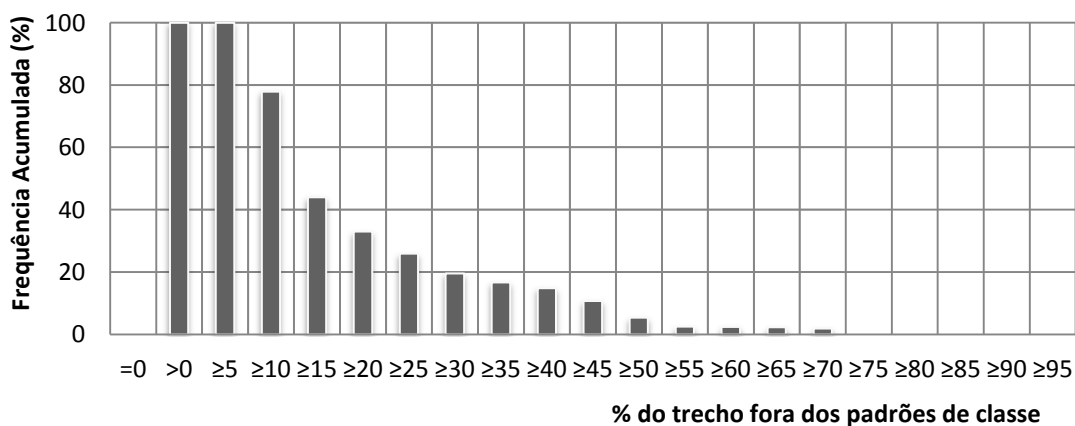
Frequência acumulada de valores mínimos de OD



Frequência da porcentagem do trecho fora de classe (OD)



Frequência acumulada da porcentagem do trecho fora de classe (OD)



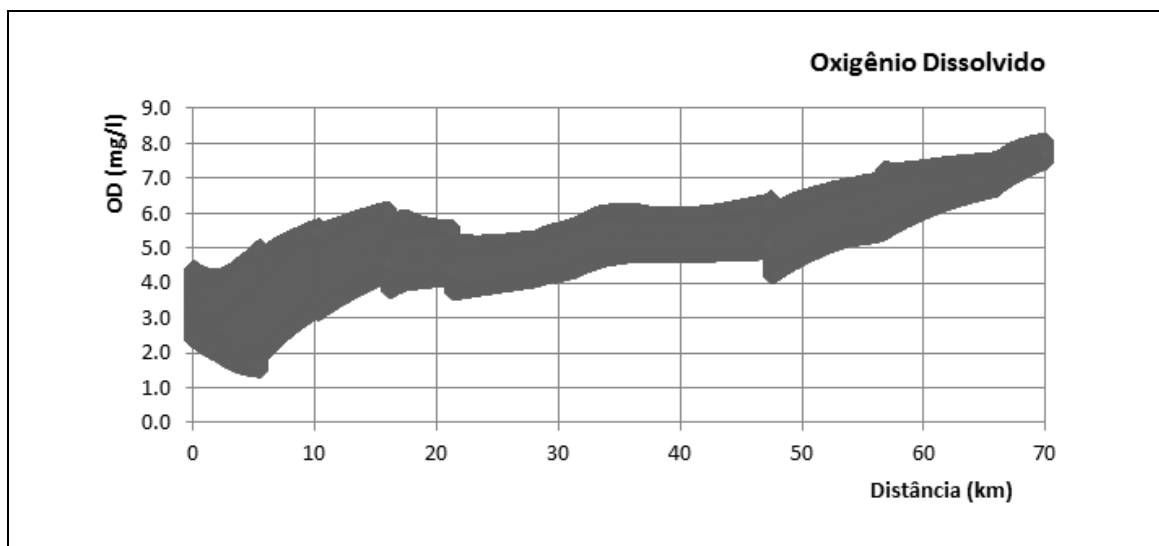


Figura 7.2 – Cenário atual: resultados da simulação de Monte Carlo para OD, com 2000 rodadas do modelo.

Ainda na Figura 7.2, a frequência da porcentagem do trecho fora de classe mostra uma grande dispersão, reforçando a sensibilidade do modelo de OD frente à variação dos coeficientes e dos dados de entrada. Apesar desta dispersão, tem-se que nenhuma das simulações levou a porcentagens de violação de classe inferiores a 5% do trecho simulado.

Adicionalmente, 11% das simulações levaram à violação de OD na faixa de 15 a 20% do segmento total. Para o cenário atual, havia sido obtido que 17% do trecho total está fora de classe, quando na verdade há maior probabilidade (56%) de que este segmento represente menos do que 15% do percurso total.

A nuvem de valores de concentração obtida para o OD (parte inferior da Figura 7.2) mostra que existe uma faixa de variação mais ampla no início do trecho modelado, no ponto onde ocorre maior depleção da curva. Neste local, a amplitude de variação é de 4,0 mg/l, de modo que maior esforço deve ser empreendido na coleta de dados hidráulicos e de qualidade neste local.

Para a DBO, as estatísticas da simulação mostradas na Figura 7.3 evidenciam uma dispersão bem menor do que para o OD. Mais de 76% das simulações conduziram a faixa de 55 a 60% do trecho fora dos limites de classe, de 5,0 mg/l, o que está bastante próximo dos 58,89% obtidos anteriormente de maneira determinística.

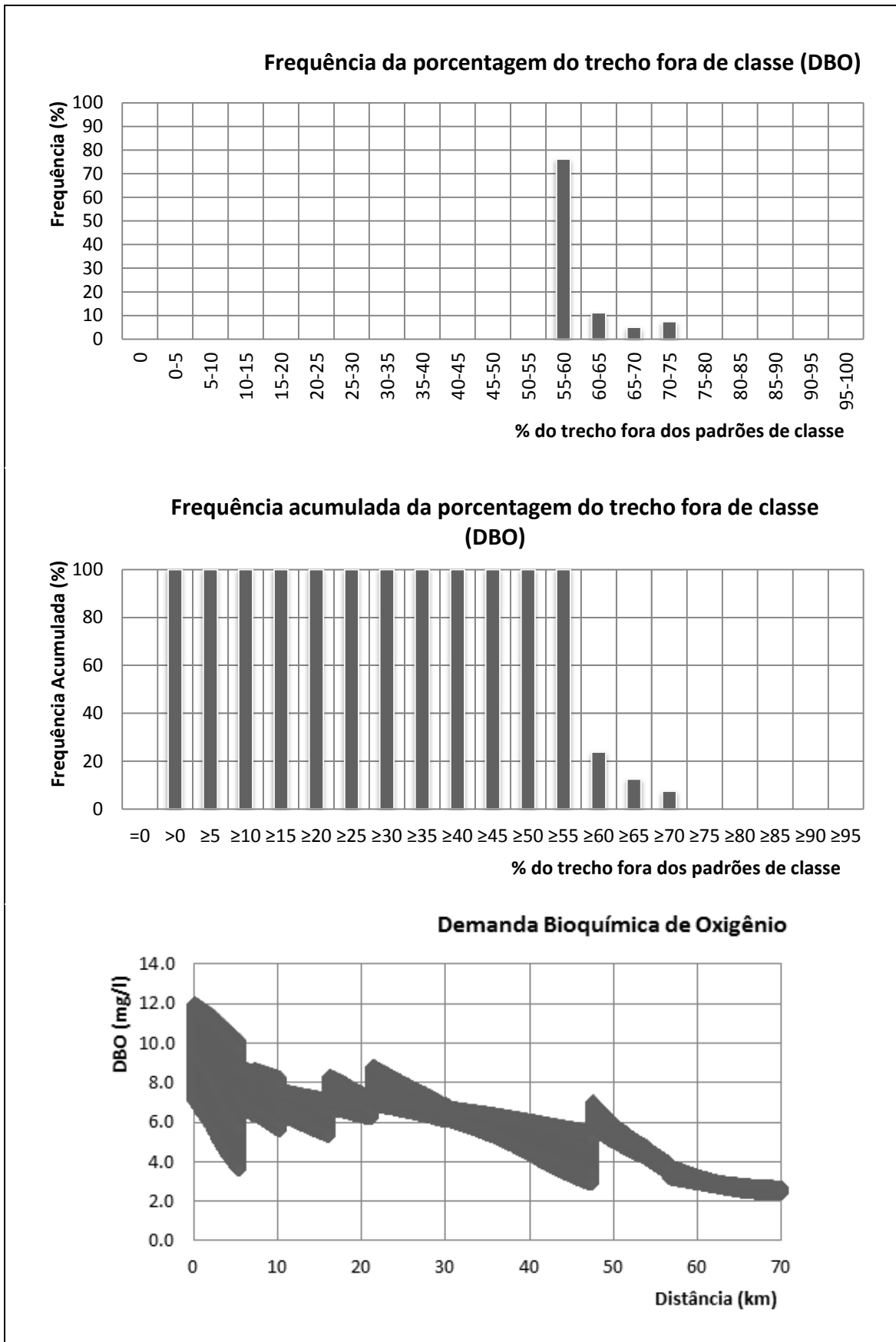


Figura 7.3 – Cenário atual: resultados da simulação de Monte Carlo para DBO, com 2000 rodadas do modelo.

A distribuição de frequências da porcentagem do trecho fora dos padrões abrange uma faixa restrita de valores, de 55 a 75% do trecho. Portanto, nenhuma das simulações levou à condição de cumprimento integral dos limites de classe para a DBO.

Somando-se a curva de concentrações obtida por todas as simulações tem-se a envoltória de valores mostrada na parte inferior da Figura 7.3. Percebe-se que a maior amplitude de valores possíveis para a curva ocorre também no trecho inicial do modelo, entre 0 e 10 km de distância. Neste ponto, as simulações conduziram a valores que variam entre 4,0 e 11 mg/l, aproximadamente. No restante do percurso, no entanto, a faixa de variação de concentrações é visivelmente mais tênue.

Esta dispersão de valores menos acentuada obtida para o modelo de DBO demonstra menor incerteza com relação aos valores estimados e menor sensibilidade do modelo aos coeficientes e dados de entrada.

No Figura 7.4 são mostrados os resultados obtidos para a simulação de Monte Carlo no tocante ao modelo de coliformes termotolerantes.

Os resultados apresentados para o cenário atual haviam revelado uma baixa qualidade de ajuste para este modelo em função do período diferenciado com que os dados observados foram coletados e da pouca disponibilidade de dados. Este aspecto gera uma grande incerteza em relação às reais concentrações de coliformes que ocorrem ao longo do rio, as quais se tentaram incorporar na simulação de Monte Carlo.

Apesar de todas estas incertezas, a distribuição das frequências para a fração do trecho fora de classe foi unânime em evidenciar o comprometimento integral do rio Piabanha quanto a este parâmetro. Em 100% das simulações todo o percurso simulado mostrou-se com concentrações acima do padrão de balneabilidade de 1000 NMP/ 100 ml. Este resultado é compatível com aquele obtido deterministicamente onde 100% do trecho modelado encontrava-se em situação de violação quanto ao padrão legal.

Em relação à distribuição dos valores de concentração, a envoltória de resultados possíveis é mostrada na parte inferior do Figura 7.4. Constata-se que a maior amplitude de variação das concentrações ocorre em um segmento intermediário na distância aproximada de 47 km. Neste ponto, as concentrações obtidas nas diversas simulações variam de 5×10^3 a 5×10^4 NMP/100 ml.

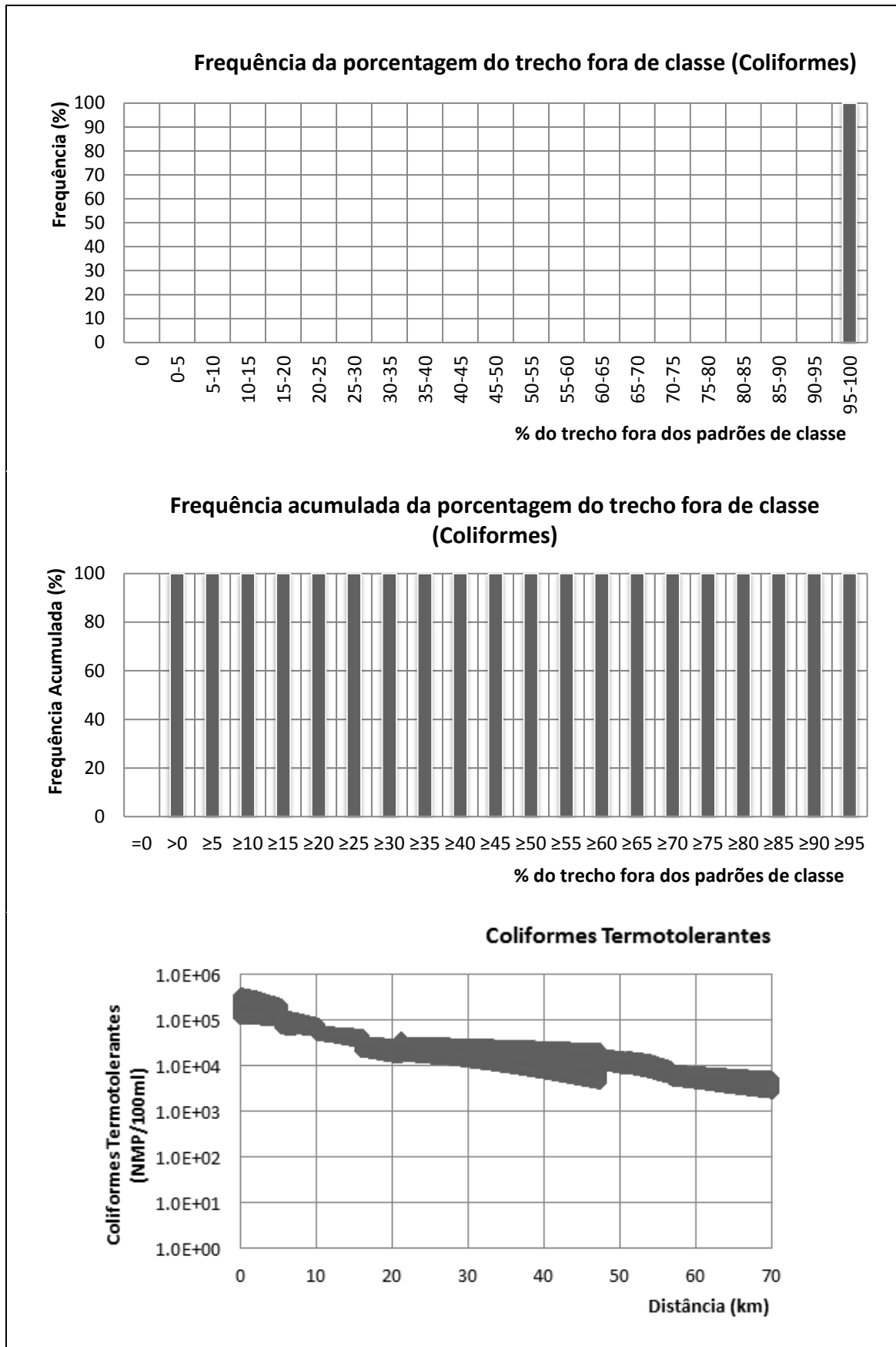


Figura 7.4 – Cenário atual: resultados da simulação de Monte Carlo para coliformes termotolerantes, com 2000 rodadas do modelo.

Nas demais seções, a amplitude de variação é bastante semelhante, dando indícios de que o modelo de coliformes é mais sensível aos valores de concentração inicial e dos afluentes do que aos valores do coeficiente k_b . Tal se deve às curvas de concentração das diversas simulações mostradas na parte inferior da figura anterior que aparentam manter inclinação semelhante entre si. De fato, os valores usuais do coeficiente de decaimento são baixos e pouco interferem no valor das concentrações ao final do trecho.

Na Figura 7.5 são ilustrados os resultados estatísticos e a distribuição das concentrações possíveis para o nitrito.

Na modelagem determinística para o cenário atual, haviam sido encontradas baixas concentrações de nitrito em todo o trecho, de modo que em nenhuma seção do modelo ocorria violações ao limite de classe de 0,1 mg/l.

Todavia, os resultados obtidos através da simulação de Monte Carlo revelam que uma porcentagem considerável das simulações leva a concentrações que extrapolam o limite de classe. Das inúmeras rodadas do modelo, cerca de 20% convergiram para uma fração de violação de classe na faixa de 0 a 5% do trecho simulado. O restante, 80%, convergiu para o índice de violações nulo.

É notável que, apesar de algumas das simulações indicarem concentrações acima do padrão ambiental, estas extrapolam o limite de 1,0 mg/l em pouca quantidade. Além disto, a porcentagem do trecho fora do padrão nunca é superior a 5% ou 3,5 km, o que é muito pouco frente ao comprimento total simulado e a escala de interesse do modelo.

Para a envoltória de concentrações resultantes das simulações, nota-se uma grande amplitude de concentrações possíveis em todo o trecho, sobretudo no segmento inicial junto ao ponto de confluência com o rio do Poço do Ferreira (11 km do início do trecho). Esta sub-bacia é fortemente marcada pela ocupação rural, conforme comentado no capítulo 2, e apresenta altas concentrações dos íons nitrito e nitrato, como resultado imediato da drenagem de áreas agrícolas. Nestes locais, o uso intensivo de fertilizantes e insumos proporciona um aumento nas concentrações, sobretudo do nitrogênio, e que não é acompanhada na mesma proporção pelos valores de DBO e coliformes, tipicamente associados a esgotos domésticos.

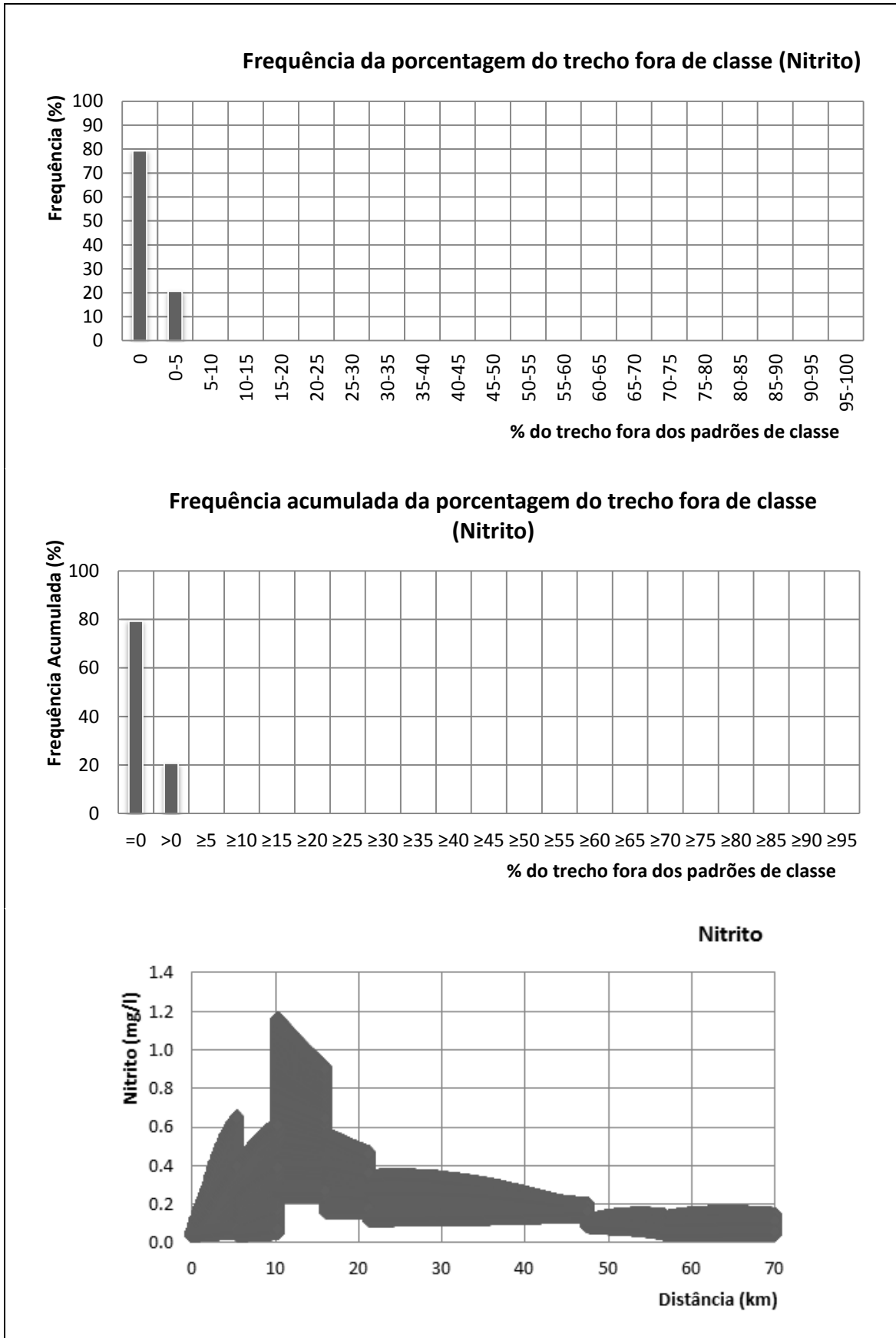


Figura 7.5 – Cenário atual: resultados da simulação de Monte Carlo para nitrito, com 2000 rodadas do modelo

Ao final do trecho, a partir de 30 km, as curvas de concentração resultantes das diversas simulações convergem para um intervalo de valores semelhantes e bastante inferiores ao limite de classe para o nitrito.

A simulação de Monte Carlo para o nitrato revela uma situação bastante “confortável” quanto à violação do padrão ambiental.

Na Figura 7.6 a frequência simples e acumulada da porcentagem do trecho com concentrações de nitrato acima de 10 mg/l é nula. Isto demonstra que em nenhuma das rodadas do modelo o nitrato apresentou concentrações acima do limite de classe, apesar dos diferentes valores de entrada e dos coeficientes a cada rodada. Este resultado reitera os valores obtidos no modelo determinístico do cenário atual, onde uma porcentagem de violação semelhante foi calculada, e o diagnóstico de qualidade de água realizado no capítulo 3, que mostrou pouca relevância dos valores de nitrato na qualidade da água do rio Piabanha junto a Petrópolis e a Três Rios.

Para o conjunto de valores de concentrações obtidos ao longo do trecho nas diversas rodadas da simulação de Monte Carlo ocorre uma situação semelhante àquela da curva de nitrito. Junto à confluência com o rio do Poço do Ferreira há uma grande elevação nos valores de concentração, que aumentam de 0,5 mg/l para 1,0 a 3,5 mg/l. De fato, dados de monitoramento do CPRM para a sub-bacia do rio Bonfim, afluente do rio do Poço do Ferreira, revelam altíssimos valores de nitrato nestes rios da ordem de 7,0 mg/l no período de baixas vazões.

Ainda em relação à distribuição de concentrações ao longo da distância, observa-se uma grande amplitude de variação das concentrações na seção de 47 km, antes da confluência com o rio Preto, e um decréscimo acentuado após a mesma. Neste ponto, as concentrações variam de 0,3 a 2,7 mg/l e a curva da parte inferior da Figura 7.6 apresenta uma tendência de crescimento. Isto ocorre em função do processo de nitratação aonde o nitrito vem sendo convertido a nitrato desde o início do trecho até que as concentrações são instantaneamente diluídas pelo aporte de vazões do rio Preto, cujas concentrações de nitrito estimadas são baixas.

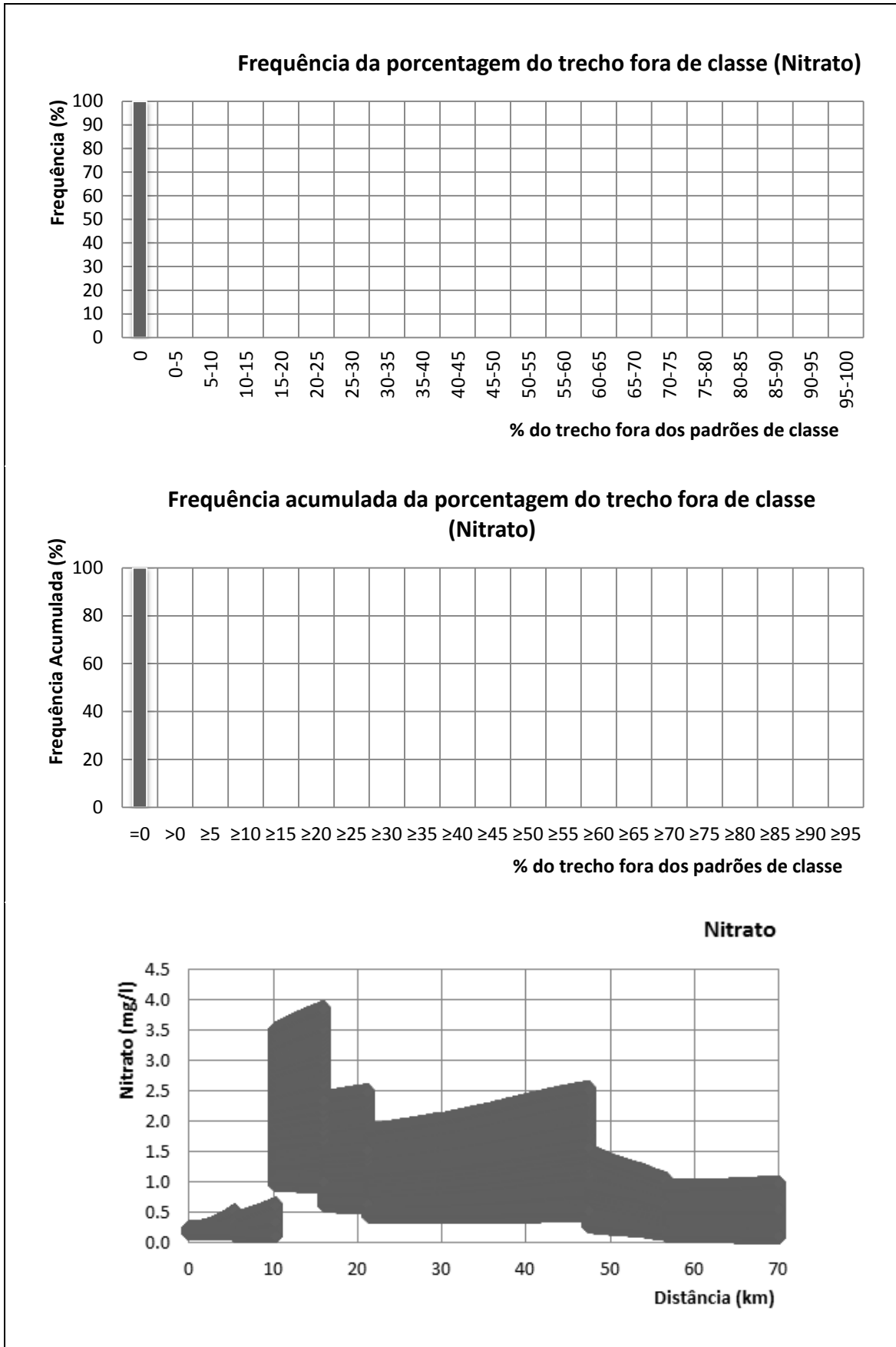


Figura 7.6 – Cenário atual: resultados da simulação de Monte Carlo para nitrato, com 2000 rodadas do modelo.

Na Figura 7.7 são mostrados os resultados estatísticos e numéricos para o fósforo total, obtido a partir da soma das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico.

De maneira semelhante ao modelo de OD, a frequência simples da porcentagem do trecho acima do limite de 0,1 mg/l de fósforo total apresenta uma dispersão razoável e assimétrica. O gráfico mostra que uma parcela relevante de quase 40% das simulações leva a um comprometimento de 95 a 100% do trecho simulado frente ao padrão ambiental.

A faixa de 75 a 80% do trecho fora do padrão de classe é também importante, pois foi atingida em praticamente um quarto (25%) das simulações. Por outro lado, a faixa de valores de 80 a 85% na qual se insere o resultado obtido anteriormente de maneira determinística, responde por apenas 8% das simulações.

Ainda que os resultados determinísticos difiram um pouco da tendência apontada pelas estatísticas, observa-se que em todas as simulações pelo menos 65% do trecho, que ainda sim é um valor bastante elevado, encontra-se comprometido.

A faixa de variação das concentrações mostrada na parte inferior da Figura 7.7 mostra que a maior variabilidade de concentrações se dá no ponto de início do trecho modelado, tendo menor relevância a incerteza dos dados de entrada dos tributários.

A influência dos valores dos coeficientes do modelo de fósforo também parece ser menor frente aos dados de entrada no início do modelo. Este aspecto é denotado em função da pequena amplitude de variação das concentrações em todo o trecho e das pequenas inclinações da curva.

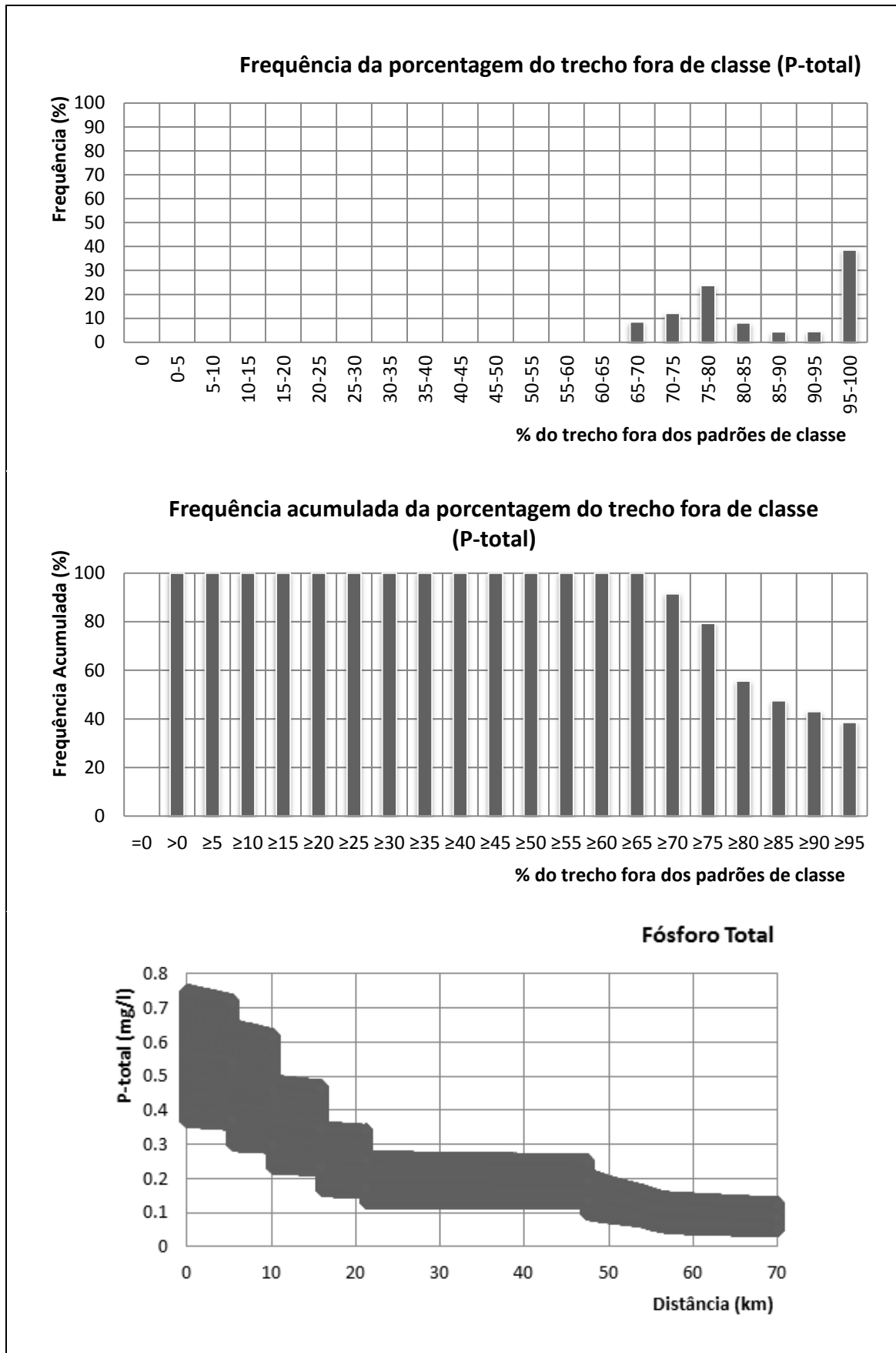


Figura 7.7 – Cenário atual: resultados da simulação de Monte Carlo para fósforo total, com 2000 rodadas do modelo.

7.2 CENÁRIO MÉDIO DE LONGO TERMO – VALIDAÇÃO (Q_{MLT})

A execução deste cenário tem por objetivo estimar os valores de concentração correspondentes a uma situação de vazões médias no rio Piabanha. Essencialmente, pretende-se validar o modelo desenvolvido avaliando os resultados obtidos para uma situação diferente daquela do cenário atual.

A validação de um modelo, a rigor, consiste na simulação de uma situação que tenha sido adequadamente medida e o modelo mostrar-se-á adequado quando os valores observados forem similares aos simulados no decorrer da série (ALBANO, 2004).

No caso específico deste estudo, dever-se-ia dispor de uma série “reserva” de dados de monitoramento medidos nas mesmas vazões de estiagem e em pontos diferentes dos utilizados na calibração.

Entretanto, em função da pequena e dispersa coleção de dados de qualidade de água disponíveis, optou-se por utilizar toda coleção dos dados medidos na vazão de estiagem para a calibração. E, para a validação, utilizou-se a coleção completa dos dados medidos (abrangendo todos os meses) no modelo de transporte e a vazão média de longo termo no modelo hidrodinâmico.

Os coeficientes do modelo utilizados neste cenário médio de longo termo correspondem àqueles do cenário atual, após a calibração. Como exceção, os coeficientes que dependem diretamente das características hidráulicas do rio foram calculados conforme os dados de vazão, velocidade e profundidade resultantes do modelo hidrodinâmico para a Q_{MLT} .

Os demais dados de entrada do modelo foram adotados de acordo com as medianas das séries de dados observados, mas para a coleção completa dos dados, e não apenas para o mês de estiagem. Assim, os valores adotados representam concentrações representativas das condições que predominam na maior parte do ano ao longo do rio Piabanha.

Para o modelo hidrodinâmico, a vazão inicial no rio, nos tributários e a vazão incremental foram obtidas a partir das equações de regionalização do CPRM, dadas pelas formulações (4.2) e (4.4) abordadas no capítulo 4. O fluviograma apresentado na Figura 7.8 ilustra todos os dados de entrada utilizados neste cenário.

Figura 7.8 – Fluviograma e dados de entrada do cenário médio de longo termo. As caixas brancas mostram os dados de entrada utilizados: valores em vermelho indicam dados estimados e valores em preto indicam dados medidos. As caixas em cinza indicam a área de drenagem e a vazão média de longo termo para cálculo da vazão incremental no segmento entre dois tributários.

7.2.1 MODELO HIDRODINÂMICO

O Gráfico 7.26 mostra os resultados obtidos para as vazões médias de longo termo utilizadas neste cenário. Os resultados gráficos e estatísticos, estes mostrados na Tabela 7.9 ao final deste item, evidenciam um bom ajuste aos dados observados com valores do CD bastante similar aos obtidos no cenário atual (vazões de estiagem).

No ponto equivalente à estação fluviométrica de Moura Brasil, no trecho final do modelo, houve a maior discrepância entre as vazões calculadas e observadas. Esta diferença mais acentuada pode estar ligada a representação da influência do barramento da UHE Piabanha, para a qual se assumiu uma redução de 50% da Q_{MLT} afluente. Tal hipótese pode não ser inteiramente verdadeira, já que para maiores vazões o impacto de redução do volume afluente pela operação do reservatório não chega a ser tão grande quanto para vazões de estiagem.

Ainda sim, o ajuste obtido para o modelo hidrodinâmico apresentou um coeficiente de determinação de 86%.

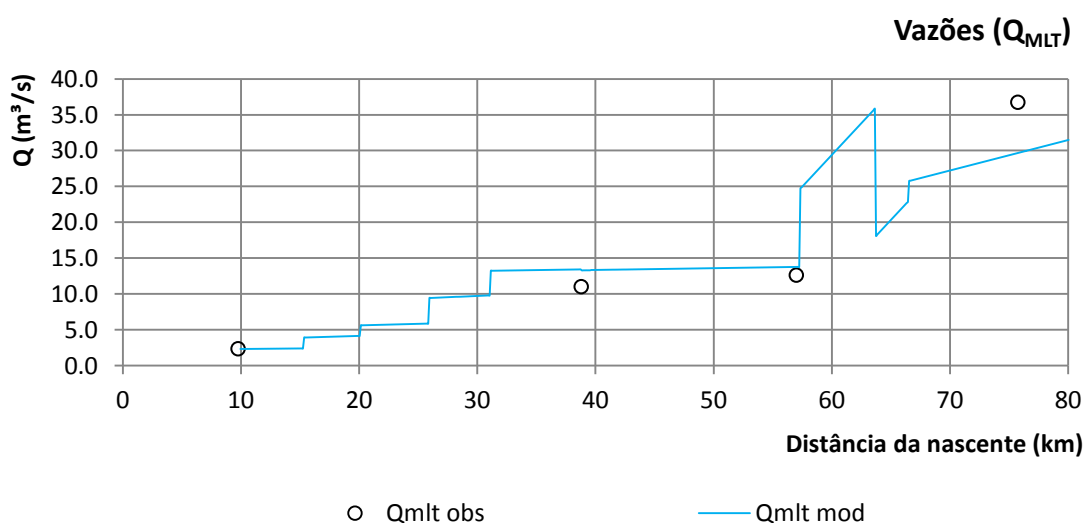


Gráfico 7.26 – Cenário médio de longo termo: vazões médias de longo termo (Q_{MLT}) obtidas através do modelo hidrodinâmico e comparação com dados observados.

7.2.2 MODELO DE TRANSPORTE

Os resultados do modelo de transporte para os parâmetros OD, DBO, coliformes, nitrogênio e fósforo são mostrados nos gráficos das páginas seguintes.

Para o OD e a DBO, obteve-se um ajuste inferior àquele obtido para o cenário atual. Entretanto, o ajuste é visualmente satisfatório para a maior parte dos pontos de monitoramento existentes. Dado que a faixa de variabilidade de todos os parâmetros no cenário de longo prazo é maior, torna-se mais difícil um ajuste preciso aos dados observados.

O Gráfico 7.27 mostra que a curva do oxigênio dissolvido para as vazões mais elevadas possui uma depleção menos acentuada do que para o cenário de vazões de estiagem. O valor mínimo calculado para o OD em todo o segmento é de 3,86 mg/l. A recuperação das concentrações de oxigênio é também mais acelerada, em função da maior diluição das cargas de DBO e das maiores taxas de reaeração, decorrentes das vazões mais elevadas.

Os padrões de classe para o OD são violados apenas em um pequeno segmento inicial, logo após o início do modelo por cerca de 5 km. Todavia, as medianas dos dados observados mostram que este trecho fora de classe pode se estender por até 15 km do início do segmento simulado.

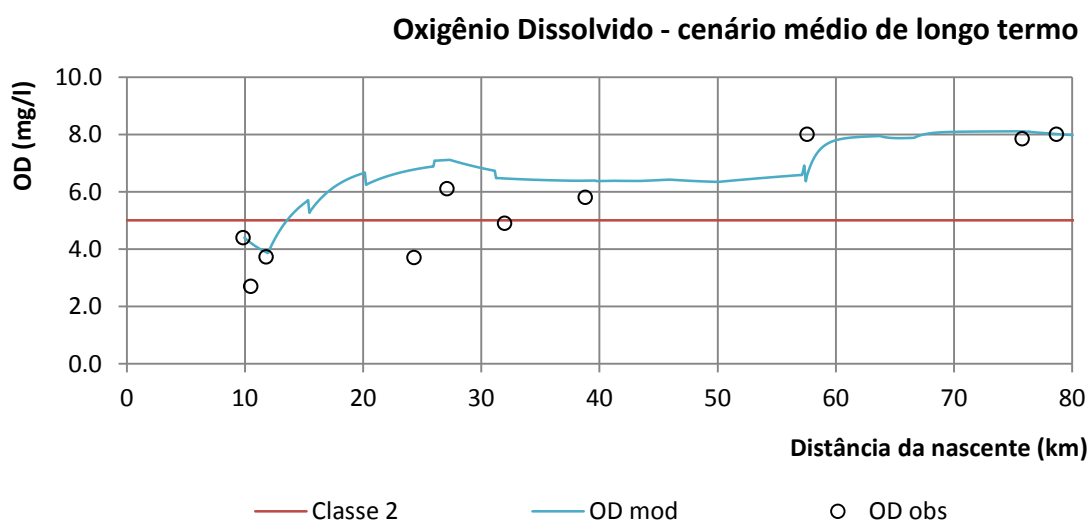


Gráfico 7.27 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de OD e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

As concentrações de DBO no cenário médio de longo termo encontram-se abaixo do padrão de classe na maior parte do trecho. Tal aspecto é resultado da baixa concentração inicial de DBO na mistura, em torno de 7,0 mg/l, que ocorre em função da maior capacidade de diluição do rio Piabanha na condição de vazões médias.

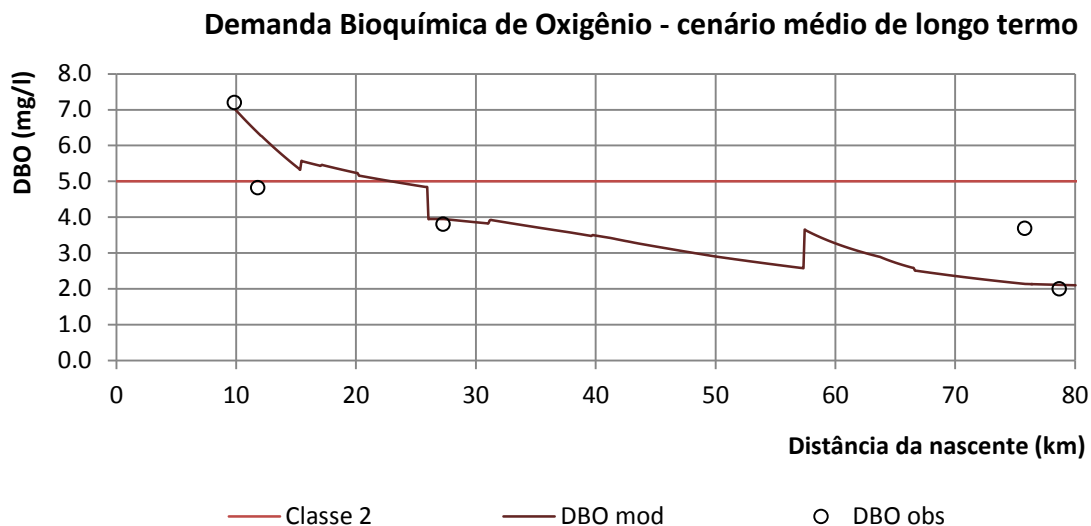


Gráfico 7.28 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de DBO e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

Em relação aos coliformes termotolerantes, mesmo para as vazões médias adotadas neste cenário as concentrações resultantes são bastante elevadas. Ainda que o ajuste dos resultados mostrado no Gráfico 7.29 não seja ideal, nota-se que nenhuma das medianas dos dados observados encontra-se dentro dos padrões de balneabilidade minimamente exigidos pela CONAMA nº 274/2000. Esta condição é igualmente representada pelo modelo.

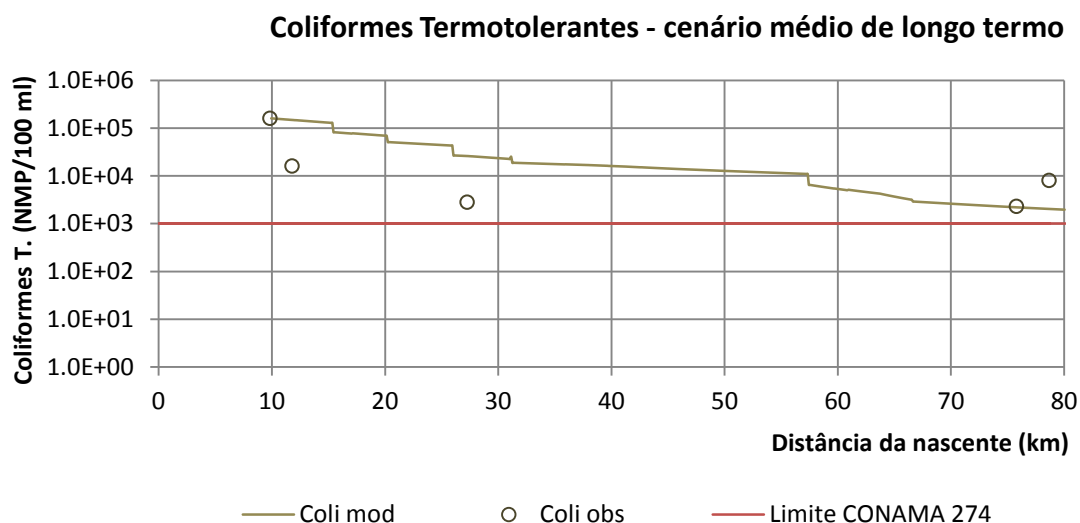


Gráfico 7.29 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de coliformes e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

O Gráfico 7.30 mostra os resultados obtidos para o nitrogênio amoniacal. Observa-se que os padrões de classe são plenamente satisfeitos ao longo do trecho simulado para a faixa usual de pH do rio Piabanha, em geral abaixo de 7,5. Nestas condições, a fração de amônia livre em todo o trecho é também bastante reduzida, sendo sempre inferior a 0,65% da amônia total.

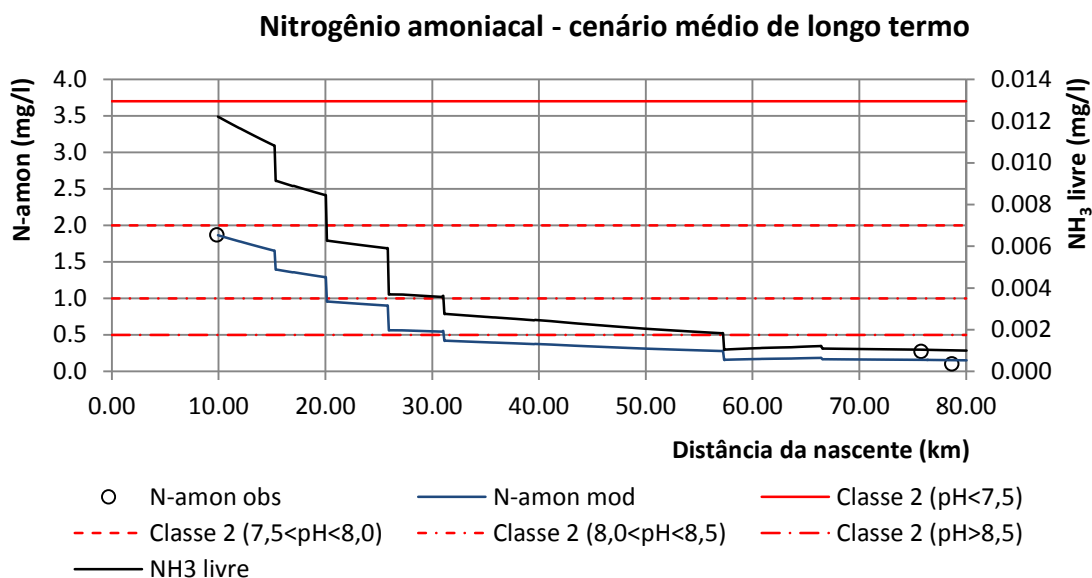


Gráfico 7.30 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de nitrogênio para nitrogênio amoniacal e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

Para o nitrito e o nitrato, os resultados mostrados respectivamente no Gráfico 7.31 e no Gráfico 7.32 revelam ajustes distintos.

O ajuste aos dados observados do nitrito são visualmente adequados, estando as concentrações calculadas bastante próximas aos valores medianos. À semelhança dos resultados obtidos na vazão de estiagem, o nitrito não apresenta nenhuma seção onde as concentrações tenham violado os limites de classe.

Já o desempenho do modelo frente aos dados observados para o nitrato é bastante ruim em duas seções no segmento inicial do modelo, em 11,87 e 27,27 km. Tal se deve em primeiro lugar à grande variabilidade dos dados observados na condição de vazão média nestes pontos e em segundo lugar à época em que estes dados foram coletados, que são bem mais recentes que nos demais pontos de monitoramento. Os dados observados nestas seções pertencem às campanhas de monitoramento de qualidade do CPRM, e abrangem dados bimestrais de menos de um ano obtidos entre 2009 e 2010.

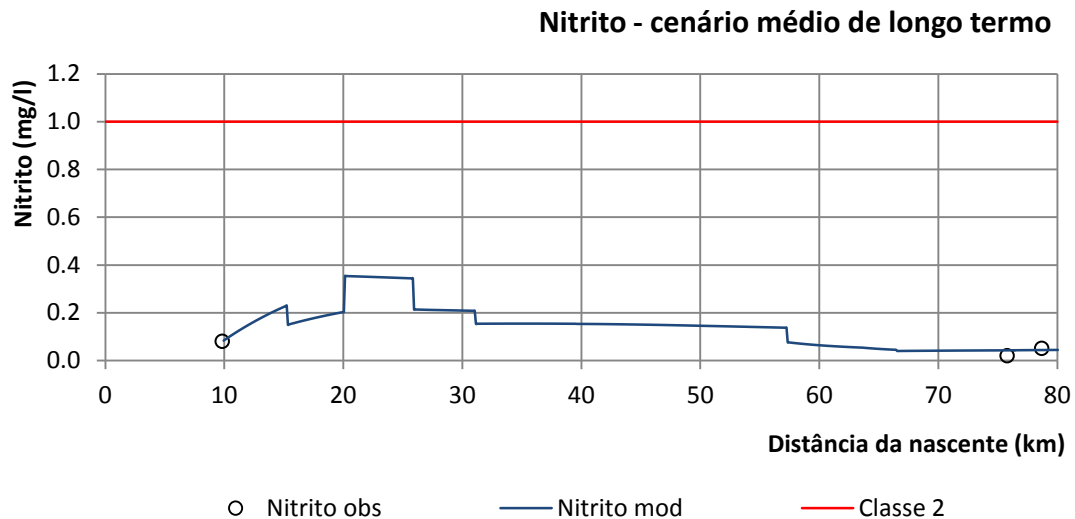


Gráfico 7.31 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de nitrogênio para nitrito e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

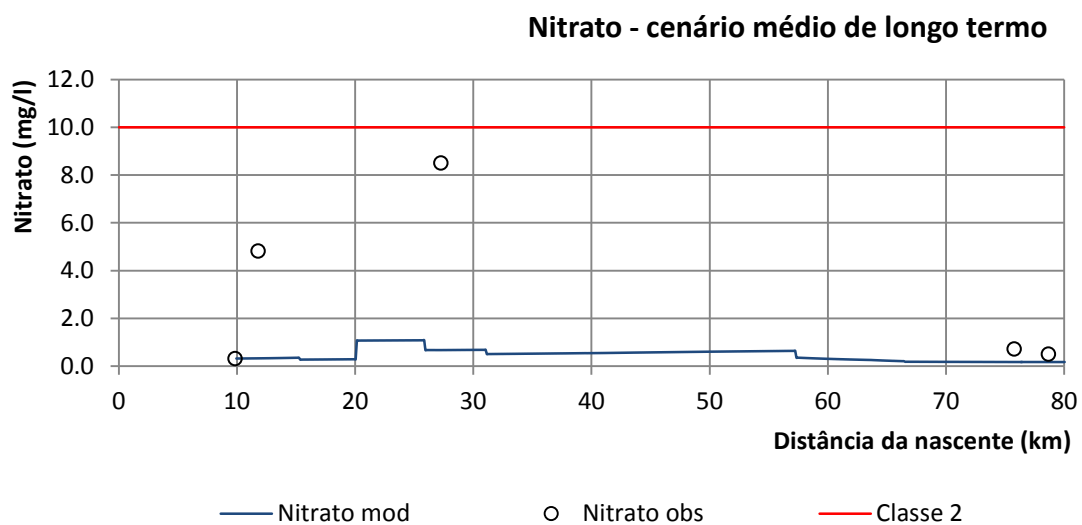


Gráfico 7.32 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de nitrogênio para nitrato e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

Ainda que os valores observados nestas duas seções de monitoramento sejam bastante elevados, em nenhuma seção do trecho simulado e em nenhum dos pontos monitorados as concentrações de nitrato superam o limite estabelecido para a classe de qualidade ao qual o rio Piabanha se enquadra.

Para o fósforo, tem-se que as concentrações do fósforo total se mantêm elevadas em boa parte do trecho, apesar das maiores diluições impostas pelas vazões médias. Semelhantemente ao ajuste obtido no cenário atual com Q_{95} , há melhor aderência do modelo aos dados observados de fósforo inorgânico do que para o fósforo orgânico.

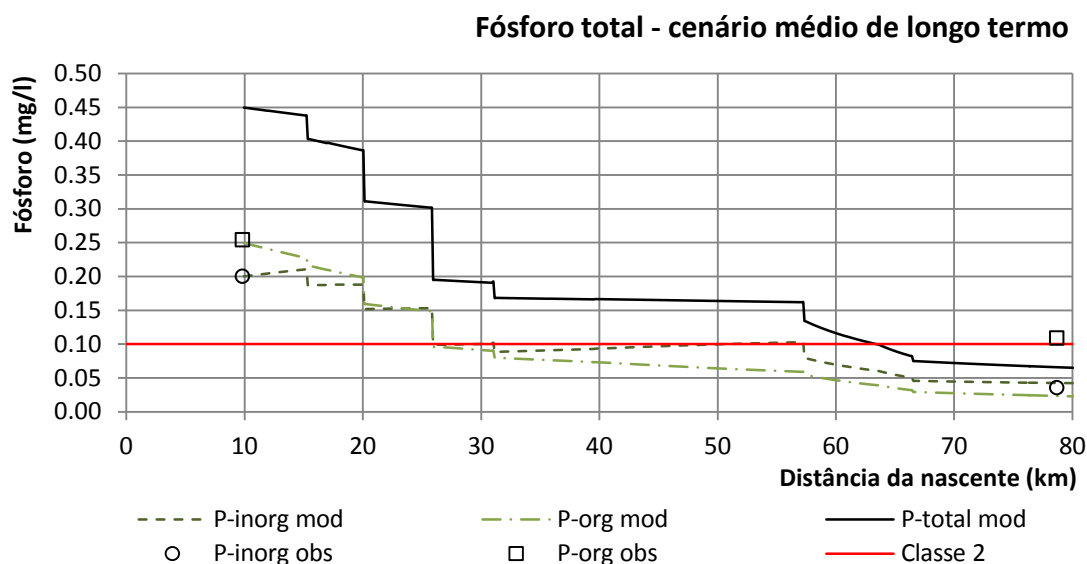


Gráfico 7.33 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo de fósforo e comparação com o limite de classe e com a mediana dos dados observados.

Na Tabela 7.9 são resumidos os resultados obtidos para a avaliação estatística dos modelos. A raiz média dos erros ao quadrado (RMEQ) é utilizada na avaliação do ajuste do modelo de fósforo em função de se dispor de apenas uma seção de dados observados para comparação.

Observa-se que o modelo hidrodinâmico apresenta um bom ajuste, com CD de 86,25% existente entre os valores de Q_{MLT} medidos e calculados. Este aspecto denota que o método de estimativa das vazões através das equações de regionalização e o método de estimativa de vazões incrementais podem fornecer resultados satisfatórios.

Para o modelo de OD, obteve-se um ajuste ligeiramente inferior, com CD igual a 46,90%. Ressalta-se que foram utilizados os mesmos valores dos coeficientes do modelo calibrado para o cenário atual (em Q_{95}), à exceção do k_2 , estimado diretamente em função dos novos valores de velocidade e profundidade. Portanto, considera-se o modelo válido, lembrando que estes novos valores calculados para k_2 não sofreram calibração.

Tabela 7.9 – Cenário médio de longo termo: variáveis estatísticas dos diversos parâmetros do modelo calculadas em função dos dados observados.

Parâmetros	Coefficiente de determinação (CD)	Raiz média dos erros ao quadrado (RMEQ)
Q _{MLT} (m ³ /s)	86,25%	-
OD (mg/l)	46,90%	-
DBO (mg/l)	-16,60%	-
Coliforme Termotolerantes (NMP/100 ml)	-14544,63%	-
N-org (mg/l)	-5,32%	-
N-amon (mg/l)	-5,44%	-
Nitrito (mg/l)	-23,78%	-
Nitrato (mg/l)	-88,57%	-
N-total (mg/l)	-30,78%	-
P-org (mg/l)	-	8,57%
P-inorg (mg/l)	-	0,70%
P-total (mg/l)	-	4,64%

Para o modelo de DBO e de coliformes, as estatísticas revelam baixos CD, com valores negativos inclusive.

Em relação ao ajuste das concentrações de DBO, considera-se que o modelo seja válido tendo em vista que os valores calculados respeitam as tendências indicadas pelos dados observados, estando dentro do intervalo de variação destas concentrações medidas.

Já para o modelo de coliformes, apenas nas estações de monitoramento ao final do trecho ocorre um ajuste razoável aos dados medidos, de modo que mais informações se fazem necessárias para calibração e posterior validação deste modelo. Ainda que o modelo não consiga estimar concentrações de coliformes suficientemente próximas às medianas dos dados, este se mostrou capaz de representar as tendências mais gerais do decaimento destes organismos no corpo d'água, dentro da faixa de variabilidade dos dados observados.

Para o modelo de nitrogênio, os coeficientes de determinação também foram baixos. O nitrogênio orgânico e amoniacal apresentam melhores ajustes, ao contrário do nitrito e especialmente do nitrato. Considera-se o modelo parcialmente válido, uma vez que o ajuste visual dos resultados aos dados medidos é satisfatório, sendo capaz de representar bem as tendências dos dados observados. No entanto, mais informações acerca da

variabilidade dos valores do nitrato bem como das concentrações deste parâmetro nos afluentes podem melhorar os resultados do modelo no trecho intermediário do segmento simulado.

No modelo do fósforo, o cálculo da RMEQ demonstra erros pequenos da ordem de 1 e 8% para o fósforo inorgânico e orgânico, respectivamente. O valor médio de RMEQ para ambas as formas do fósforo também é baixo, embora seja aparente no Gráfico 7.33 que as tendências dos valores medianos não são muito bem reproduzidas para o fósforo orgânico. Consideram-se os resultados do modelo parcialmente válidos, uma vez que a variabilidade das concentrações do fósforo orgânico não é muito bem representada, embora o erro absoluto associado seja bastante reduzido. Maiores informações acerca das concentrações de fósforo nos afluentes devem ser introduzidas no modelo.

7.2.3 VIOLAÇÃO DOS PADRÕES AMBIENTAIS

Para este cenário sob a influência de vazões médias de longo termo, os resultados do modelo revelam menores índices de violação de classe para todos os parâmetros, exceto para os coliformes termotolerantes, conforme exposto no Gráfico 7.34.

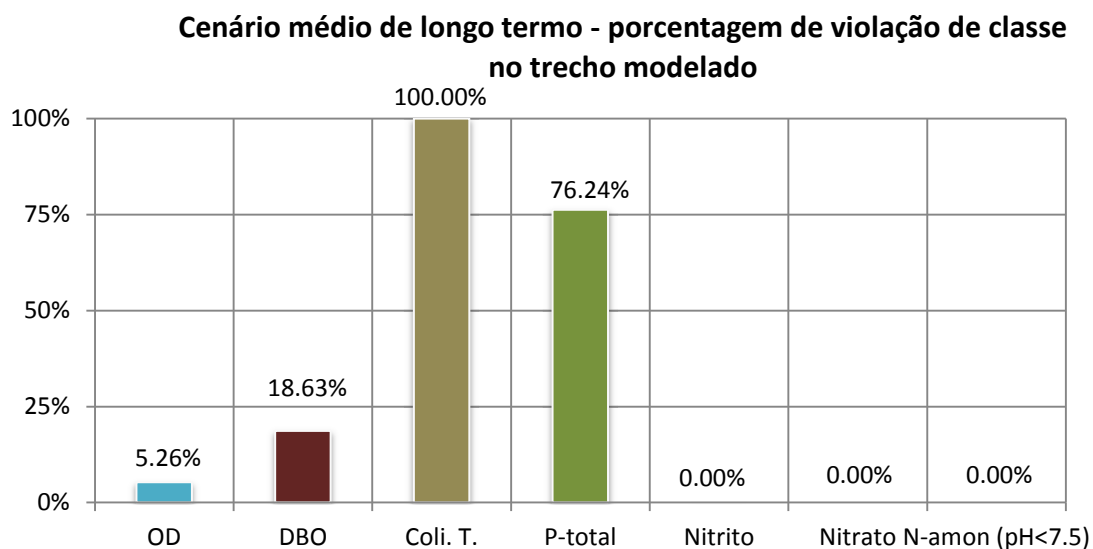


Gráfico 7.34 – Cenário médio de longo termo: resultados do modelo para a porcentagem do trecho com concentrações fora do limite de classe.

Embora, a princípio, as maiores vazões existentes neste cenário possibilitem uma diluição mais eficiente dos organismos patogênicos, a mediana dos valores de concentração em todo o trecho simulado se mantém alta. Isto ocorre porque as concentrações de coliformes são de várias ordens de grandeza, com valores iniciais

próximos de 10^5 NMP/100 ml, de modo que somente um volume de água 100 vezes maior que o atual é capaz de proporcionar uma redução aceitável, sob o ponto de vista legal, das concentrações. A diluição mostra-se, portanto, um mecanismo ineficiente na resolução dos problemas relacionados a coliformes.

Por outro lado, a porcentagem do trecho fora dos padrões ambientais para OD e DBO é mais reduzida na comparação com o cenário atual em vazão de estiagem. Para estes parâmetros as maiores diluições proporcionadas pela vazão média reduzem efetivamente as concentrações de DBO e conseqüentemente contribuem para menor consumo do OD ao longo do trecho. Sobretudo para a DBO, há uma redução de 40% na extensão total do trecho comprometido.

Já em relação ao fósforo total, apesar da redução da porcentagem do percurso fora de classe, boa parte do segmento modelado ainda se encontra comprometido. Tal se deve as elevadas concentrações deste parâmetro, cerca de quatro vezes e meia o limite de classe de 0,1 mg/l, que ocorrem já à montante do início do trecho simulado.

Finalmente, para as formas do nitrogênio tem-se que todo o trecho de interesse encontra-se integralmente adequado aos padrões legais, tomando-se as ressalvas já comentadas no item 7.1.4 acerca das limitações e incertezas associadas a estes resultados.

7.3 CENÁRIO HIPOTÉTICO I: REDUÇÃO DE 50% DE CARGAS POLUIDORAS (Q₉₅)

Neste cenário objetiva-se avaliar a magnitude dos ganhos na qualidade da água do rio Piabanha caso existisse uma redução de 50% nas cargas poluidoras no início do trecho modelado e nas cargas difusas ao longo do rio. Esta redução poderia ser obtida a partir da implementação de medidas de controle da poluição tais como a ampliação do atendimento à população pelo sistema de esgotamento sanitário em Petrópolis, embora seja difícil avaliar com exatidão que porcentagem de atendimento corresponderia a esta nova situação e que processos de tratamento corresponderiam a uma redução igualitária de 50% para todos os parâmetros. Entende-se por carga difusa aquela que adentra o corpo d'água diluída nas vazões incrementais que ocorrem à medida que a área da bacia de contribuição aumenta.

Assim, os valores iniciais de concentração de cada um dos parâmetros (no ponto de início) foram iguais à metade dos valores mostrados no fluviograma da Figura 7.1. A única exceção foi para o oxigênio dissolvido cuja concentração inicial foi igual a do cenário atual, pois se considera que a maior parte dos processos de tratamento de efluentes não altera significativamente as quantidades de OD na água (VON SPERLING, 2007).

Os dados de entrada para o modelo hidrodinâmico permaneceram os mesmos do cenário atual, isto é, utiliza-se a Q_{95} como vazão de referência, e os dados de entrada referentes aos tributários, lançamentos e captações também permanecem inalterados.

Por simplicidade, os resultados obtidos são avaliados quanto à porcentagem do trecho fora dos padrões de classe, esta mostrada no Gráfico 7.35.

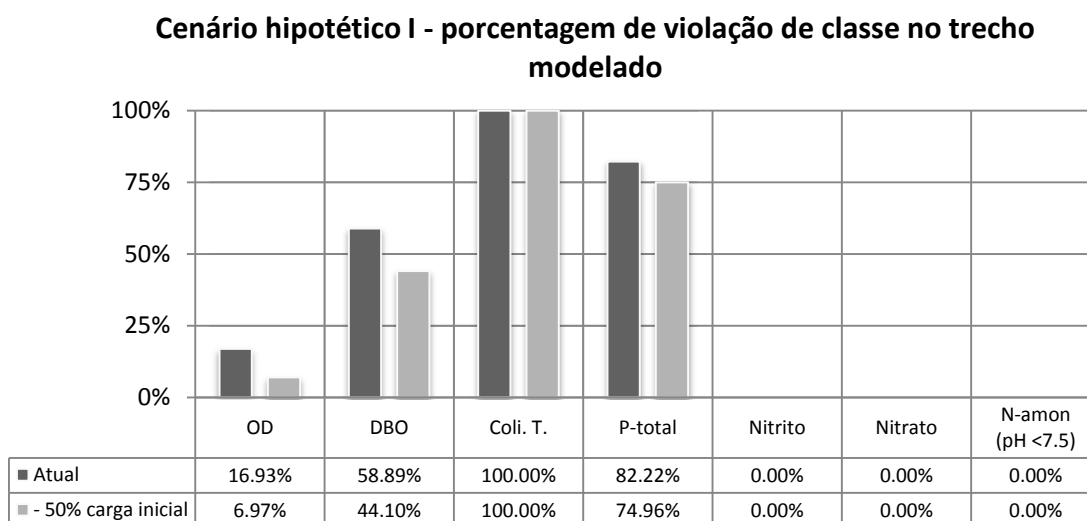


Gráfico 7.35 – Cenário hipotético I: resultados do modelo para a porcentagem do trecho com concentrações fora do limite de classe na redução de 50% das cargas iniciais.

Os resultados indicam que há redução do trecho comprometido quanto aos limites de classe para todos os parâmetros, à exceção dos coliformes termotolerantes. Isto revela que reduções de 50% na concentração de patógenos são muito pouco para que se obtenha adequabilidade aos padrões ambientais.

A porcentagem do trecho fora dos padrões ambientais para o OD é reduzida de 17%, no cenário atual, para 7% neste cenário apenas com a redução das concentrações dos demais parâmetros, já que o OD inicial é o mesmo adotado no cenário atual. Isto

demonstra que as medidas de controle do lançamento de carga orgânica ao longo do rio por si só já seriam praticamente suficientes para atender aos requisitos de qualidade no que diz respeito ao oxigênio dissolvido.

Para a DBO, a redução da fração do trecho total em comprometimento é mais tímida, em torno de 15%. Tal aspecto denota que apesar de a DBO iniciar o modelo com concentrações abaixo do limite, os lançamentos pontuais e, sobretudo, os tributários contribuem para elevar os valores de carga orgânica carbonácea ao longo do percurso.

Já para o fósforo total, mesmo com redução de 50% das concentrações iniciais estas ainda se encontram acima do padrão legal e levam a uma porcentagem de violação elevada. A redução na extensão do trecho comprometido em relação ao cenário atual foi de 7,3%.

7.4 CENÁRIO HIPOTÉTICO II: REDUÇÃO DE COLIFORMES (Q_{95})

Para este cenário foram mantidos os dados de entrada do cenário I variando-se apenas as concentrações de coliformes termotolerantes no início do trecho modelado e nos tributários.

O objetivo é avaliar até que ponto a redução destas concentrações é capaz de aumentar a porcentagem do trecho dentro dos padrões de classe, mantendo-se os lançamentos e captações inalterados. Pretende-se estimar, indiretamente, a influência dos tributários neste parâmetro que foi identificado como o mais crítico para o rio Piabanha.

O procedimento de simulação consistiu em reduzir as concentrações iniciais do modelo de uma a quatro ordens de grandeza, mantendo as concentrações dos afluentes constantes. Isto equivale em reduzir o valor de entrada de 90 a 99,99%. Em um momento seguinte, o passo anterior foi repetido mas com a concentração dos afluentes reduzidas de uma ordem de grandeza. O procedimento foi feito para reduções de até quatro ordens de grandeza nos tributários, de modo que todas as combinações possíveis de redução no início do trecho e nos tributários pudessem ser avaliadas.

Reduções desta magnitude podem ser facilmente obtidas através do tratamento a nível secundário e terciário dos esgotos, cuja eficiência de remoção de organismos patogênicos varia na faixa de 80 a 99,99% ou mais.

Os resultados obtidos para esta simulação são mostrados na Tabela 7.10 em termos da porcentagem de violação de classe correspondente a cada ordem de grandeza de redução.

Tabela 7.10 – Cenário hipotético II: resultados do modelo para as porcentagens do trecho com concentrações fora do limite de classe obtidos para diferentes possibilidades de redução na concentração de coliformes termotolerantes nos tributários e no início do trecho.

Redução no início do trecho \ Redução nos tributários	0.00%	90.00%	99.00%	99.90%	99.99%
0.00%	100.00%	100.00%	100.00%	96.87%	95.16%
90.00%	100.00%	93.60%	90.75%	85.63%	83.21%
99.00%	100.00%	85.63%	82.36%	74.11%	71.98%
99.90%	100.00%	84.78%	81.37%	72.83%	70.55%
99.99%	100.00%	84.78%	81.22%	72.69%	70.41%

A tabela permite inferir que para a redução de uma a quatro ordens de grandeza do valor de concentrações nos tributários não ocorrem melhorias na adequação do trecho aos padrões ambientais se nenhuma redução no valor inicial for implementada. Isto demonstra que só as concentrações no início do trecho já são altas o bastante para comprometer integralmente o trecho de interesse, independente da interferência dos tributários.

Por outro lado, a redução considerável de 99,99% no valor de coliformes termotolerantes no início do modelo é capaz de adequar menos de 5% do trecho total ao limite de 1000 coliformes (NMP) por 100 ml caso não se promovam melhorias nos rios que confluem para o rio Piabanha.

Na situação mais favorável em que as concentrações de coliformes são reduzidas quatro ordens de grandeza (99,99%) tanto nos tributários quanto no ponto inicial do modelo obtém-se no máximo 29,59% do trecho dentro dos padrões. Este resultado não é muito melhor do que a redução de três ordens de grandeza (99,90%), que fornece 27,17% do trecho em adequação à legislação. Tal limitação decorre da redução contínua do número de organismos patogênicos, mas que a partir de certo valor passa a ser compensada pelos lançamentos cadastrados. Este aspecto foi avaliado através de novas simulações

do modelo que combinaram para cada redução simultânea nas concentrações de coliformes nos tributários e no início do trecho uma redução na concentração dos lançamentos. Os resultados são exibidos na tabela seguinte.

Tabela 7.11 – Cenário hipotético II: resultados do modelo para as porcentagens do trecho com concentrações fora do limite de classe obtidos para diferentes possibilidades de redução na concentração de coliformes termotolerantes em toda os rios da bacia e nos lançamentos cadastrados ao longo do rio Piabanha.

Redução no início do trecho e tributários	0.00%	90.00%	99.00%	99.90%	99.99%
Redução lançamentos					
0.00%	100.00%	93.60%	82.36%	72.83%	70.41%
90.00%	100.00%	64.73%	13.66%	0.00%	0.00%
99.00%	100.00%	54.20%	8.11%	0.00%	0.00%
99.90%	100.00%	52.49%	8.11%	0.00%	0.00%
99.99%	100.00%	52.35%	8.11%	0.00%	0.00%

A análise da Tabela 7.11 permite inferir que o trecho modelado atenderá integralmente aos limites legais (0% de violação) se for implementada uma meta de redução de 3 ordens de grandeza na concentração de coliformes termotolerantes em todos os rios envolvidos no trecho simulado associada à redução de ao menos 90% na carga de coliformes dos lançamentos cadastrados. Observe que mesmo implementando drásticas reduções de concentração nos lançamentos cadastrados, nenhuma melhora é obtida caso se mantenham as concentrações atuais deste parâmetro no rio Piabanha e afluentes.

Desta maneira, extensões dentro dos padrões legais de coliformes superiores a 30% do percurso simulado só poderão ser atingidas mediante a redução global de ao menos 90% de coliformes nos corpos d'água da bacia bem como em seus lançamentos.

7.5 CENÁRIO HIPOTÉTICO III: EXCLUSÃO DE CAPTAÇÕES E LANÇAMENTOS (Q₉₅)

Objetiva-se avaliar a influência dos lançamentos e captações cadastrados no CNARH na qualidade da água do rio Piabanha. Os lançamentos contribuem com o aumento da carga de poluentes no rio. Já as captações, ao mesmo tempo em que reduzem o volume disponível para diluição dos poluentes também retiram os constituintes dissolvidos na água.

Em um primeiro momento foram excluídos todos os lançamentos, mantendo-se inalterados os demais dados de entrada e condições de contorno pertinentes ao cenário atual em vazão de estiagem. Em seguida, os lançamentos foram reinsertados no modelo e as captações foram excluídas.

Os resultados obtidos foram avaliados em termos da porcentagem do trecho fora dos padrões de classe para cada situação descrita, comparando-se com os resultados da situação atual, conforme ilustra o Gráfico 7.36.

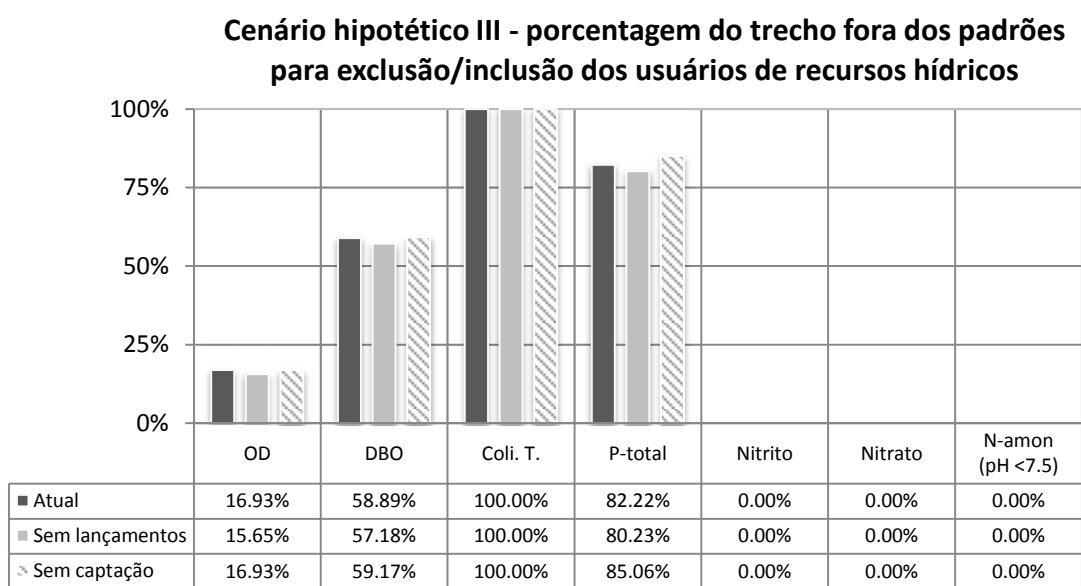


Gráfico 7.36 – Cenário hipotético III: resultados do modelo para porcentagem do trecho fora de classe no cenário atual e na exclusão de captações e de lançamentos cadastrados.

Na situação em que os lançamentos são excluídos, observa-se que ocorre uma pequena redução de pouco mais de 1% na extensão do trecho fora dos padrões quanto ao OD e à DBO. Para o fósforo, a redução ocasionada é ligeiramente mais alta, da ordem de 2%. Em relação aos coliformes termotolerantes, não há qualquer redução no comprimento do trecho comprometido, já que permanecem elevadas as concentrações destes organismos à montante do trecho e nos afluentes.

Para a situação em que as captações são excluídas, apenas as porcentagens de violação de classe da DBO e do fósforo total se alteram. Estes dois parâmetros sofrem um pequeno aumento no índice de violação, da ordem de 0,3% para a DBO e de 2,9% para o fósforo total.

Isto ocorre porque a concentração dos parâmetros na água captada é igual à concentração na água do rio já que o modelo considera estes constituintes 100% misturados. No entanto, parte das vazões captadas é reposta pela vazão incremental ao longo do segmento, porém, com menores concentrações associadas. Portanto, no balanço de massa global a captação gera uma pequena contribuição à redução da massa de constituintes no rio.

No cômputo geral, os lançamentos e captações cadastrados ao longo do rio Piabanha possuem uma influência bastante sutil nas concentrações dos diversos parâmetros modelados. Tal se deve à pequena magnitude das vazões lançadas e captadas, mesmo ante a vazões de estiagem.

7.6 CENÁRIO HIPOTÉTICO IV: REDUÇÃO DE CARGAS POLUIDORAS ORIUNDAS DOS TRIBUTÁRIOS (Q95)

Neste cenário procura-se estimar diretamente a influência na qualidade da água dos tributários do rio Piabanha para todos os parâmetros.

Foram realizadas simulações mantendo-se constantes todos os dados de entrada da situação atual (cenário I) reduzindo-se tão somente as concentrações de cada um dos parâmetros modelados nos tributários em 50%, à exceção do oxigênio dissolvido que foi mantido constante.

Os resultados são exibidos no Gráfico 7.37 que também compara a porcentagem de violação de classe com o obtido no cenário atual.

Observa-se que a melhora quanto às concentrações de DBO e fósforo total é mais relevante do que para o OD. No cenário hipotético I havia sido obtida uma redução de 10% no trecho comprometido quanto ao OD, ao passo que neste cenário esta redução é de 5%. Para a DBO e o fósforo total, no entanto, o cenário anterior obtinha reduções de 15 e 7% respectivamente contra 44 e 12% neste cenário. Estes resultados denotam que as concentrações iniciais a montante do início do modelo são mais influentes nas concentrações de OD ao passo que os tributários são mais importantes na redução da DBO no trecho de interesse. Para o fósforo total, tem-se que os tributários do rio Piabanha exercem uma influência um pouco mais relevante na qualidade da água do trecho de interesse.

Cenário hipotético IV - porcentagem do trecho fora dos padrões para redução de 50%

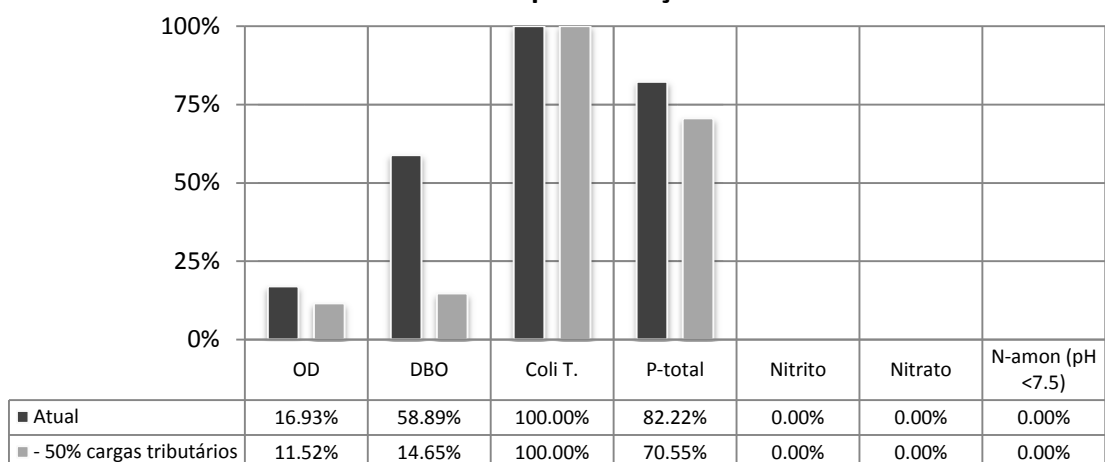


Gráfico 7.37 – Cenário hipotético IV: resultados do modelo para porcentagem do trecho fora de classe no cenário atual e na redução de 50% das cargas poluidoras dos afluentes.

No cômputo geral, as contribuições oriundas dos tributários mostram-se tão significativas quanto as cargas a montante do trecho simulado na manutenção de condições inadequadas de qualidade, o que pôde ser visualmente comprovado através dos gráficos exibidos ao longo deste capítulo. Como exceção, no entanto, os valores de OD e de coliformes termotolerantes ao longo do trecho, conforme comentado no item 7.4, são aparentemente mais sensíveis aos valores iniciais.

8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

8.1 CONCLUSÕES

Os aspectos e impactos ambientais associados ao problema da degradação da qualidade da água de rios são variados e bastante complexos. As discussões e conceitos relacionados ao tema passam por questões políticas, culturais, técnicas e econômicas e que estão longe de serem esgotadas, especialmente nos países em desenvolvimento. Esta dissertação procurou apresentar contribuições, sobretudo em torno da variável técnica, lançando mão da modelagem matemática como ferramenta de diagnóstico e apoio científico ao gerenciamento da qualidade da água de uma bacia hidrográfica real.

A bacia do rio Piabanha, localizada junto à região serrana do estado do Rio de Janeiro, foi o objeto de discussão deste trabalho. A avaliação que se faz desta bacia é a de um ambiente heterogêneo e que guarda fortes relações com seus aspectos topográficos e climáticos, sendo as limitações físicas impostas pela natureza e as formas de ocupação humana a origem de muitos dos problemas ambientais da bacia, sobretudo as alterações da qualidade da água do rio Piabanha.

O rio Piabanha figura-se como o curso d'água de maior relevância no contexto da bacia. Este rio encontra-se atualmente submetido à influência de inúmeros agentes poluidores dentre os quais o lançamento de esgotos domésticos e industriais, legalmente outorgados ou não, se destacam. Estes agentes encontram-se distribuídos ao longo do rio, especialmente próximo à sua nascente no centro mais urbanizado do município de Petrópolis, e também no contexto de algumas sub-bacias contribuintes. Foi possível compreender que vários dos parâmetros críticos para a qualidade da água do rio Piabanha são fortemente influenciados por seus tributários, sobretudo pelo rio do Poço do Ferreira, a respeito do nitrito e do nitrato e pelo rio Preto, no tocante às vazões e aos demais parâmetros. Deste modo, as ações de melhoria ambiental devem ser implementadas no âmbito da bacia como um todo, e não apenas junto aos centros urbanos mais populosos como a princípio poderia se supor ser mais eficiente.

Nas seções do rio junto ao centro urbano de Petrópolis e ao município de Três Rios próximo à foz o diagnóstico de qualidade de água através da metodologia do IQA revelou condições ruins e aceitáveis, respectivamente. Metodologias alternativas de análise, como o IQA_{FAL} e o índice de violação de classe, mostraram condições mais

críticas, especialmente para os parâmetros coliformes termotolerantes, fósforo total, DBO, OD, alumínio e fenóis.

No restante do trecho entre estas duas localidades, a execução de um modelo matemático de qualidade de água unidimensional em condições permanentes permitiu o conhecimento mais detalhado do comportamento de alguns destes parâmetros críticos. As concentrações de OD, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e fósforo (total, orgânico e inorgânico) foram avaliados quanto à violação dos padrões ambientais em condições de vazão de estiagem mostrando que o rio encontra-se segmentado em três zonas de depuração das cargas orgânicas lançadas: uma zona de degradação que vai da nascente até cerca de 10 km junto ao centro de Petrópolis; uma zona de decomposição ativa que se estende do ponto anterior até alguns quilômetros antes do município de Areal e uma zona de recuperação que em parte se confunde com a zona precedente e segue até o final do trecho estudado. A distribuição relativa das formas do nitrogênio apresenta o predomínio de espécies reduzidas junto ao início do trecho e das formas oxidadas ao final, dando indícios de poluição remota. Associada a estes fatores, a hidrodinâmica do rio Piabanha avaliada para condições de Q_{95} favorece o aumento da velocidade de deslocamento destes constituintes, de forma que os efeitos sobre a qualidade da água gerados pela poluição de Petrópolis são, de fato, sentidos por dezenas de quilômetros a jusante.

Em termos de criticidade, os coliformes termotolerantes constituem o parâmetro que demanda maior atenção e medidas de adequação, já que a totalidade do trecho estudado, mesmo para vazões médias onde as condições de diluição são mais favoráveis, encontra-se comprometido. Quantitativamente, estimou-se que reduções de ao menos 99,90% nos rios da bacia e de 90% nos lançamentos cadastrados devem ser atingidas para que o trecho entre os municípios de Petrópolis e Três Rios se mantenha dentro dos padrões ambientais preconizados para estes indicadores de contaminação fecal.

Em alguns cenários hipotéticos de melhoria da qualidade da água do rio Piabanha foi comprovado que um papel significativo é exercido pelos afluentes, sobretudo para os parâmetros DBO, fósforo total, nitrito e nitrato. Por outro lado, uma importância menor é contabilizada aos lançamentos e captações legalmente outorgados ao longo da calha do rio em função dos pequenos valores de vazão associados a estas demandas. Todavia, o modelo mostrou que uma suposta melhoria da qualidade da água em toda a bacia

passará a ser restringida por estes lançamentos assim que as concentrações no rio Piabanha e afluentes comecem a ser reduzidas.

O modelo de qualidade desenvolvido e aplicado nesta dissertação assumiu, dentre outras simplificações, a condição de regime permanente desconsiderando na modelagem dos parâmetros de qualidade a influência das algas, da demanda bentônica e da dispersão. O ajuste aos dados observados revelou que estes pressupostos atendem ao conceito de minimalidade do modelo e convergem para o que a maioria dos especialistas vem adotando na modelagem de rios para objetivos semelhantes aos deste trabalho.

O desempenho do ajuste obtido pelo modelo, avaliado visual e estatisticamente, foi considerado satisfatório, sobretudo para os valores de vazão, OD, DBO, nitrogênio orgânico, amoniacal e fósforo inorgânico. Todavia, a escassez de séries históricas mais robustas e de estações de amostragem ao longo do trecho impõem sérias limitações às etapas de calibração e validação. As curvas de concentração obtidas para coliformes, nitrito, nitrato e fósforo orgânico apresentaram tendências de erros sistemáticos, mas ainda assim foram capazes de reproduzir o comportamento dos dados observados. Os valores obtidos para todos os coeficientes do modelo se mostraram compatíveis com a faixa de variabilidade usual e refletiram de maneira inequívoca as características hidráulicas e qualitativas do rio Piabanha, de um curso d'água de velocidades elevadas, profundidades reduzidas, bastante encachoeirado em alguns segmentos e mais poluído junto ao centro de Petrópolis e nas confluências com os tributários que drenam bacias urbanas.

O modelo mostrou-se limitado quanto à capacidade de reproduzir algumas variações de concentração em seções específicas, especialmente no trecho logo após o início do segmento simulado, ainda junto à região de ocupação urbana mais densa. Neste ambiente ocorrem focos pontuais e distribuídos de poluição, constatados durante visitas à bacia, cujos efeitos sobre as concentrações encontram-se em uma escala espacial de resolução muito inferior àquela para a qual o modelo se propõe a resolver. Estas limitações e as demais incertezas do modelo puderam ser incorporadas na discussão através de uma simulação de Monte Carlo, que levou a resultados similares aos obtidos deterministicamente, ajudando a minimizar os erros associados ao modelo.

Desta forma, acredita-se que os diagnósticos e informações reunidos no escopo desta dissertação possam gerar valiosas contribuições não só para futuros trabalhos e estudos sobre a bacia do rio Piabanha ou outras bacias semelhantes, mas também para a melhoria da gestão ambiental da região, algumas destas materializadas nas recomendações propostas a seguir.

8.2 RECOMENDAÇÕES

8.2.1 QUANTO À GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA

Os resultados obtidos pelo modelo evidenciaram que reduções da ordem de 50% nas cargas orgânicas e de pelo menos 99% nas concentrações de coliformes podem levar a uma efetiva melhoria na adequação do rio Piabanha aos padrões legais. Entretanto, estas melhorias devem ser amplas, incluindo o curso principal, seus tributários (sub-bacias) e os lançamentos cadastrados ao longo da calha do rio, sobretudo no município de Petrópolis.

Neste sentido, propõe-se a adoção das seguintes etapas e metas para enquadramento do rio Piabanha a sua classe de uso através da implantação de medidas de coleta e tratamento dos efluentes gerados:

Etapa 1

Redução de 30 a 65% de carga orgânica, em termos de DBO, através da implementação de fossas sépticas (JORDÃO *et al.*, 2005), biodigestores e outros tipos de tratamento de caráter individual junto à população das sub-bacias menos urbanizadas e aos lançamentos cadastrados que não efetuam nenhum tipo de tratamento, constituídos em sua maioria por condomínios residenciais. Mecanismos de tratamento desta natureza também são capazes de atingir graus de remoção que variam de 30% a 90% para os demais parâmetros, como o nitrogênio total, o fósforo total e os coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2005). Alternativas semelhantes a estas já vêm sendo implementadas no município de Petrópolis com a instalação de biodigestores nos bairros de Independência, Bonfim, Siméria, Nogueira e Vila Ipanema, estes ainda não atendidos pelas ETE atualmente em operação.

Um maior detalhamento dos tipos de tratamento recomendados, tendo em vista as características fisiográficas da região, demanda estudos mais aprofundados os quais fogem ao escopo da dissertação.

Etapa 2

Em um momento posterior, propõe-se a ampliação do sistema de coleta e tratamento de esgotos do município de Petrópolis a fim de atender não apenas os bairros hoje não contemplados, mas também ao crescimento populacional esperado para o período. Recomenda-se que estas instalações contemplem o tratamento biológico dos efluentes a nível secundário, onde a eficiência de remoção de carga orgânica carbonácea varia de 80 a 98%. Remoções de mais de 99% de coliformes termotolerantes podem ser obtidos através da execução de processos específicos a nível terciário, como por lagoas de polimento, desinfecção por cloração, ozonização etc. O custo estimado de implantação do tratamento ao nível proposto varia amplamente na faixa de R\$ 35 a R\$ 200 por habitante, com gastos de operação e manutenção igualmente variáveis da ordem de R\$ 4 a R\$ 25 (VON SPERLING, 2005).

Para as comunidades mais isoladas, sobretudo das áreas rurais, propõe-se a manutenção das soluções individuais para tratamento dos esgotos gerados.

Paralelamente, recomenda-se que a emissão de licenças ambientais e a outorga para novos lançamentos no rio Piabanha estejam condicionadas à implantação de mecanismos de tratamento e considerem a possibilidade de avaliar o impacto causado por estes despejos através da execução de novos modelos.

8.2.2 QUANTO À OBTENÇÃO E DIVULGAÇÃO DE DADOS DE CAMPO

A dispersa e pouco acessível coleção de dados disponíveis, sobretudo os de qualidade de água, foi fortemente sentida no desempenho dos modelos implementados ao longo desta dissertação. Em diversos tributários importantes e mesmo ao longo do próprio rio Piabanha a disponibilidade de dados de DBO, coliformes e nutrientes é bastante reduzida, com séries históricas muito curtas e que prejudicam a execução e calibração dos modelos.

Neste sentido é recomendado que as campanhas de coleta realizadas atualmente no âmbito da bacia se voltem ao monitoramento dos parâmetros aqui modelados e identificados como de maior interesse. É necessário diagnosticar as concentrações com as quais os tributários do rio Piabanha se apresentam nas proximidades do seu ponto de confluência, e não somente dezenas de metros a montante deste local, como se faz atualmente.

Quanto ao planejamento das campanhas, PRODANOFF (2005) recomenda que os postos de monitoramento existam em número suficiente para definir adequadamente a variabilidade espacial da QA, e que a duração e a frequência de amostragem sejam apropriadas para definir a sazonalidade e as mudanças e tendências de longo termo. O autor ressalta também que o processo de amostragem deve ser dinâmico no espaço e no tempo, não se podendo confiar cegamente em amostragem fixa, com intervalo de tempo fixo, uma vez que os processos de poluição são variáveis e não estáticos.

Outra questão a ser considerada diz respeito às concentrações de alumínio, chumbo e fenóis que, embora não tenham sido envolvidos na modelagem, merecem maior atenção em função do elevado índice de violação de classe e da elevada toxicidade. Recomenda-se ampliar os locais de análise destes parâmetros bem como efetuar campanhas de coleta e monitoramento dos sedimentos junto às grandes indústrias da bacia a fim de se esclarecer e controlar a real origem destes poluentes.

Para os dados fluviométricos, recomenda-se que seja mais bem investigada a real influência dos barramentos existentes na bacia através do monitoramento das vazões imediatamente a montante e a jusante do barramento. Atualmente, os dados de monitoramento de vazões publicamente disponíveis não permitem estimar com precisão os volumes que são de fato desviados do curso principal.

De modo a envolver tanto o público leigo quanto o técnico na descentralização da gestão dos recursos hídricos sugere-se a criação de uma plataforma de divulgação *online* de livre acesso onde os resultados das campanhas de monitoramento da qualidade sejam divulgados. Propõe-se que estas informações sejam apresentadas pelos órgãos responsáveis sob a forma de gráficos e tabelas, e que os IQA das seções monitoradas sejam regularmente estimados e noticiados nos veículos de comunicação. Espera-se que assim a população possa despertar para as questões ligadas à qualidade e escassez da água cobrando de seus administradores a melhoria das condições ambientais de sua região.

8.2.3 QUANTO A NOVOS ESTUDOS

No tocante a trabalhos e estudos futuros, sugere-se a execução de novos modelos que levem em conta os efeitos dispersivos e a influência das algas no transporte dos constituintes. Torna-se interessante a aplicação de um modelo no segmento de rio logo

após o início do trecho simulado onde não foi obtido um bom ajuste aos dados observados e onde coexistem diversos agentes poluidores que não puderam ser incorporados na escala de resolução adotada.

Por fim, recomenda-se também que seja realizada uma análise investigativa da real origem e do comportamento de alguns metais e compostos orgânicos, envolvendo ou não a modelagem do transporte, já que estes não foram contemplados no escopo desta dissertação, apesar das altas concentrações com as quais se apresentam no curso d'água.

9 REFERÊNCIAS

ALBANO, G.D., 2004, *Integração de um Modelo Matemático de Quantidade de Água em Rede de Fluxo (ACQUANET) com um Modelo Matemático de Qualidade de Água em Represas (CE-QUAL-R1) – Estudo de Caso: Represa Jaguari-Jacareí, Sistema Cantareira*. Dissertação de M.Sc., Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento – USP, São Paulo, Brasil.

AMARAL, V.M., 2009, *Avaliação de Efeitos de Cargas Poluidoras Oriundas de Acidentes Rodoviários na Qualidade de Água. Estudo de Caso do Médio Paraíba do Sul – RJ*. Dissertação de M.Sc., Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

ANA, 2011, *Hidroweb – Banco de Dados Hidrológicos*. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 07 de abril. 2011, 15:24:02.

ARAÚJO, L. M. N., MORAIS, A., VILLAS-BOAS, M.D. *et al.*, 2007, *Estudos Integrados de Bacias Experimentais Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piabanha*. In: *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 11., São Paulo.

ARAÚJO, S.C.S., 2005, *Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas*. Tese de D.Sc., Doutorado em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

BAIRD, C., 2002, *Química ambiental*, 4 ed., capítulo 8, São Paulo, Brasil, BMA-Bookman.

BECK, M. B., 1983, *A procedure for modeling*. In: ORLOB, G. T. (ed). *Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs*. John Wiley & Sons, p. 11-41.

BITTENCOURT, A.G., PEREIRA, C.A.A.O., TAKIISHI, M. *et al.*, 1997, *Desenvolvimento de modelo matemático de qualidade de água para a implantação da agência de bacia do rio das Velhas*. In: *Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 2019-2032, Foz do Iguaçu.

BRAGA, B., HESPANHOL, I., CONEJO, J.G.L., *et al.*, 2005, *Introdução à Engenharia Ambiental*, 2 ed., São Paulo, Brasil, Pearson Prentice Hall.

BROWN, L.C. & BARNWELL, JUNIOR, T.O., 1987, *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. In: Environmental Research Laboratory, US EPA, EPA /600/3-87/007, Athens, GA.

CEIVAP, 2011, *Localização dos Usuários de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul*. Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/downloads2009/CNARH_PBS.kmz>. Acesso em 24 de jun. 2011, 17:59:43.

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: 27 de jun. 2011, 18:19:36.

CHAPRA, S. C., 1997, *Surface water-quality modeling*, 1 ed., Boston, WCB – McGraw-Hill.

CHAU, K. W., CHENG, C., LI, C. W., 2002, *Knowledge management system on flow and water quality modeling*. Expert Systems with Applications. Vol. 22, N°4, p.321-330.

CONAMA, *Resolução n° 274, de 29 de novembro de 2000*. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Diário Oficial da União, Brasília - DF, de 25 de janeiro de 2001, n° 18, Seção 1, páginas 70-71. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.

CONAMA, *Resolução n° 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 - DF, de 8 de março de 2005, n° 53, Seção 1, páginas 58-63. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.

COPPE/UFRJ, 2006, *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul*. In: Relatório Contratual R-7 PSR-010-R0, ANA, LabHid COPPE/UFRJ, Fundação COPPETEC.

COPPE/UFRJ, 2006, *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Caderno de Ações da Bacia do Rio Piabanha*. In: Relatório Contratual R-10, elaborado

como parte dos documentos que compõem o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul, ANA, LabHid COPPE/UFRJ, Fundação COPPETEC.

COPPE/UFRJ, 2010, *Projeto EIBEIX-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. Elaborado conjuntamente pela fundação COPPETEC-COPPE-UFRJ com colaboração do IGEO-UFRJ-UERJ-CPRM-SERLA (INEA).

CPRM, 2003, *Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58*. In: Relatórios-Síntese de Regionalização de Vazões Elaborados em Convênio com a ANEEL. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/rehi/regionalizacao/sint_reg58.pdf>. Acesso em 09 de maio. 2011, 20:12:47.

DANISH HYDRAULIC INSTITUTE (DHI), 2006, *MIKE11 – Dynamic modeling of river, channel and reservoir hydraulics*. Disponível em: <<http://www.dhigroup.com/Software/WaterResources/MIKE11.aspx>>. Acesso em 10 de abril. 2011, 18:36:42.

DI TORO, D. M., FITZPATRICK, J. J., THOMANN, R.V., 1970, *Water quality analysis simulation program (WASP) and model verification program (MVP) documentation*. National Environmental Research Center, UK.

EPA (United States Environmental Protection Agency), 1985, *Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modeling*, 2 ed. Disponível em: <http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models/rates_and_constants/index.html>. Acesso em 28 de julho. 2011, 14:26:42.

EPA (United States Environmental Protection Agency), 1987, *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Documentation and user model*. 189p., Athens.

EPA (United States Environmental Protection Agency), 2004, *BASINS: Better assessment Science integrating point and nonpoint sources*. Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/basins/basinsv3.htm>>. Acesso em 10 de abril de 2011, 22:01:56.

EPA (United States Environmental Protection Agency), 2006, *WASP: Water Quality Analysis Simulation Program*. Disponível em: <<http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html>>. Acesso em 10 de abril de 2011, 21:40:29.

GONÇALVES, R.C., 2008, *Modelagem Hidrológica do tipo chuva-vazão via SMAP e TOPMODEL - Estudo de Caso: Bacia do Rio Piabanha/RJ*. Dissertação de M.Sc, Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

IBAMA, 2011, *Temas vetoriais. Banco de dados geográficos*. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/shapes/>>. Acesso em: 13 de julho. 2011, 12:30:33.

IBGE, 2007, *Contagem da população*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/contagem.pdf>>. Acesso em: 15 de março. 2011, 11:30:31.

IWA Task Group on River Water Quality Modelling, 2001, *River water quality model No. 1*. In: International Water Association, Scientific and Technical Report No. 12. IWA Publishing, 131p.

JEPPSSON, U., 1996, *Modelling aspects of wastewater treatment processes*. Ph.D. dissertation, IEA, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden.

JOBSON, H. E., HARBAUGH, A. W., 1989, *DAFLOW: User's manual for an open-channel streamflow model based on the diffusion analogy*. In: Report 89-4133, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations, Reston, Virginia. Disponível em: <<http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/daflow/99-217.pdf>>. Acesso em 10 de abril. 2011, 20:05:12.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A., 2005, *Tratamento de Esgotos Domésticos*, 4 ed., Rio de Janeiro, Brasil, SEGRAC.

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

- KONDAGESKI, J. H., 2008, *Calibração de Modelo de Qualidade de Água para Rio Utilizando Algoritmo Genético*. Dissertação de M.Sc. Curso de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental – UFPR, Curitiba, Brasil.
- LIMA, E. B. N. R., 2001, *Modelação Integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá*. Tese de D.Sc. Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- LOU, R.F., 2010, *Modelagem Hidrológica Chuva-vazão e Hidrodinâmica Aplicada na Bacia Experimental do Rio Piabanha/RJ*. Dissertação de M.Sc, Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- MELCHING, C.S., FLORES, H.E., 1999, *Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey database*. In: *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, pp. 407-414.
- MOTA, S., *Preservação e Conservação de Recursos Hídricos*, 2 ed. Rio de Janeiro:, Brasil, ABES, 1995.
- NEGREIRO, B. T. B., EGLER, S., 2009, *Avaliação Ecotoxicológica da Qualidade das Águas do Rio Piabanha/RJ*. In: Relatório da XVII Jornada de Iniciação Científica do CETEM, pp. 276 a 282, Rio de Janeiro, Brasil.
- OLIVEIRA, R., SILVA, S. A., ATHAYDE, G. B. J., SILVA, S. T. A., 1999, *Relação entre Condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos em Amostras de Esgoto Bruto e de Lagoas de Estabilização*. In: *Anais 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 869-874, Rio de Janeiro.
- 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, Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil – UFSM, Rio Grande do Sul, Brasil.
- PESSOA, M. A. R., 2010, *IQA_{FAL} – Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico*. Dissertação de M.Sc, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Computação – UERJ, Rio de Janeiro, Brasil.

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

RADAMBRASIL (PROJETO), 1983, *Levantamento de Recursos Naturais do Brasil*, folhas SF.23/24, Rio de Janeiro/Vitória, vol. 32. 775p.

RAUCH, M. H., KONCSONS, L., REICHERT, P. *et al.*, 1998, *River water quality modeling: I state of the art*. In: *IAWQ Biennial International Conference*, Vancouver, British Columbia, Canada. Disponível em: <<http://www.hydroanalysisinc.com/RWQM-P1.pdf>>. Acesso em 8 de abril. 2011, 20:07:52.

REICHERT, P., 1998, *AQUASIM 2.0 – User manual. Computer program for identification and simulation of aquatic systems*. Swiss Federal Institute For Environmental Science And Technology (EAWAG). Switzerland.

ROLDÃO, J., PECLY, J., 2010, *Apostila da disciplina Traçadores em Hidrologia*. Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

ROMEIRO, N. M. L., 2003, *Simulação Numérica de Modelos de Qualidade de Água Usando o Método de Elementos Finitos Estabilizados*. Tese de D.Sc. Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

ROSMAN, P. C. C., 2010, *Referência técnica do SisBaHiA – Versão 8*; Disponível em <http://www.SisBaHiA.coppe.ufrj.br/SisBaHiA_RefTec_V8.pdf>. Acesso em 15 de fevereiro. 2011, 18:19:57.

ROSMAN, P. C. C., MASCARENHAS, F. C. B., MIGUEZ, M. G. *et al.*, 1997, *Subsídios para Modelagem de Sistemas Estuarinos*. In: *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 3*, 1 ed., capítulo 3. Rio de Janeiro, Brasil, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1997.

SERLA, *Portaria nº 591, de 14 de agosto de 2007*. Estabelece os procedimentos técnicos e administrativos para emissão da declaração de reserva de disponibilidade hídrica e de outorga para uso de potencial de energia hidráulica para aproveitamentos hidrelétricos em rios de domínio do estado do Rio de Janeiro e dá outras providências. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, de 14 de agosto de 2007. SERLA - Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas.

SHANAHAN, P., HENZE, M., KONCSOS, L. *et al.*, 1998, *River water quality modeling: II Problems of the art*. In: *IAWQ Biennial International Conference*, Vancouver, British Columbia, Canada. Disponível em: <<http://www.hydroanalysisinc.com/RWQM-P2.pdf>>. Acesso em 8 de abril.2011, 20:35:44.

SILVA, A. L., 2003, *Utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva/SP*. Dissertação de M.Sc. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Mestrado em Engenharia Hidráulica – USP, São Paulo, Brasil.

SOMLYÓDY, L., HENZE, M., KONCSOS, L. *et al.*, 1998, *River water quality modelling: III Future of the art*. In: *IAWQ Biennial International Conference*, Vancouver, British Columbia, Canada. Disponível em: <<http://www.hydroanalysisinc.com/RWQM-P3.pdf>>. Acesso em 8 de abril.2011, 20:35:44.

STREETER, H. W., PHELPS, E. B., 1925, *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. Vol III, Public Health Bulletin, Nº 146, U.S. Public Health Service.

VON SPERLING, M., 2005, *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, 3 ed., vol. 1. Belo Horizonte, Brasil, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG.

VON SPERLING, M., 2007, *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios*, 1 ed., vol. 7. Belo Horizonte, Brasil, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG.

ZEERJ, 2008, *Análise e Qualificação Sócio-ambiental do Estado do Rio de Janeiro (escala 1:100.000): subsídios ao ZEE – Zoneamento Ecológico Econômico*. Relatório da Etapa VI. Fase 02: Regiões Hidrográficas Médio Vale do Paraíba do Sul (RH-III), Piabanha (RH-IV), Dois Rios (RH-VII). Vol. 03. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.sematur.rj.gov.br/download_ze/Relatorio%204/ZEE-RJ%20Relatorio%2004.pdf>. Acesso em 16 de mar. 2011, 21:10:25.

APÊNDICES

A-I FORMULAÇÃO DO PROGRAMA EM FORTRAN

```

!*****
!*****      Modelo de Qualidade de Água 1D Estacionário      *****
!*****      OD/DBO/Coliformes/Nitrogênio/Fósforo          *****
!*****      + Simulação de Monte Carlo                    *****
!*****      Autor: Thiago Pires de Paula                  *****
!*****      COPPE/UFRJ 2011.                               *****
!*****
!
! ***Programa principal***
!
program OD DBO Coliformes Nitrogenio Fosforo
implicit none

!-----
! 1. Declaração de variáveis:
!-----
character*80 entrada,saída,saída1
integer i,j,m,k,s,p !k - n° de trechos do modelo: k=d/dx
!s - n° de rodadas da sim. de M. Carlo
!p = 1 (varia tudo); p = 0 (varia dados de entrada)
!i,j,m - contadores auxiliares

!-----
! 1.1 Dados de Entrada:
!-----
real*8 d !Distância (km)
real*8 dx !Discretização espacial (km)
real*8 U !Velocidade (m/s)
real*8 Q !Varões em função de x (m³/s)
real*8 Qr !Vazão do rio no ponto de início (m³/s)
real*8 ODr !OD inicial do rio (mg/l)
real*8 DBOr !DBO5 inicial do rio (mg/l)
real*8 Colir !Coliformes inicial no rio (NMP/100 ml)
real*8 Norg,Namon,Nitri,Nitra !Nitrogênio inicial no rio (mg/l)
real*8 Porg,Pinorg !Fósforo inicial no rio (mg/l)
real*8 Temp !Temperatura (°C)
real*8 Alt !Altitude média (m)
real*8 CsatOD !Concentração de saturação de OD(mg/l)
real*8 K2max !Valor máximo de K2 (mg/l)
! Coef. correção para temp. (K1,Kd,K2,Kb)
real*8 t1,td,t2,tb
! Coef. correção para temp. (Kso,Koa,Kan,Knn,Snamon,Kspo,Koi,Kspinorg)
real*8 tso,toa,tan,tnn,tsam,tspo,toi,tspinorg
! Matriz com os dados de entrada (d,Q,DBO,Coli,OD,U,K1,Kd,K2,Kb)
real*8 in
! Vetor com os valores da % de variação dos parâmetros na sim. de M. Carlo:
real*8 var(72)
! Vetor que guarda o valor dos numeros aleatórios associados a cada parâmetro:
real*8 r

!-----
! 1.2 Variáveis do modelo:
!-----
real*8 OD !Vetor com valores calculados de OD.
real*8 DBO !Vetor com valores calculados de DBO.
real*8 Coli !Vetor com valores calculados de Coliformes.
real*8 Norg,Namon,Nitri,Nitra !Vetores com os valores calculados de N.
real*8 Porg,Pinorg !Vetores com os valores calculados de P.
real*8 ODmin !Guarda o valor do ODmin de cada simulação.
! Guarda a % de violação de trechos para cada simulação.
real*8 vod,vdbo,vcoli,vnitri,vnitra,vp
allocatable Q(:),OD(:),DBO(:),Coli(:),Norg(:),Namon(:),Nitri(:),
Nitra(:),Porg(:),Pinorg(:),in(:,:),ODmin(:),vod(:),
vdbo(:),vcoli(:),vnitri(:),vnitra(:),vp(:)

!-----
! 1.3 Entrada dos dados de discretização:
!-----
print*, 'Digite comprimento total do rio (km) e dx(km): '
read (*,*) d,dx
k=(d/dx)

!-----
! 1.4 Lê arquivo com dados de entrada:
!-----
print*, 'Digite o nome do arquivo dos dados de entrada: '
read (*,*) entrada

!-----
! 1.5 Alocação de memória dos arranjos:
!-----

```

```

.....
allocate (Q(k+1),OD(k+1),DBO(k+1),Coli(k+1),Norg(k+1),Namon(k+1),
Nitri(k+1),Nitra(k+1),Porg(k+1),Pinorg(k+1),in(k,47))
.....
1.6 Simulação de Monte Carlo:
.....
print*, 'Faz simulação de Monte Carlo? (S = sim / N = não): '
read(*,*)saida
if(saida.eq.'s')then
print*, 'Numero de rodadas da simulação (maior que 1): '
read(*,*)s
print*, 'Variar somente dados de entrada (Qr,DBOr,Colir,Nr,Pr)?
(S= sim / N = não): '
read(*,*)saidal
if (saidal.eq.'s') then
p=1
else
p=0
end if
else
end if
if(saida.eq.'s')then
s=s
else
s=1
end if
allocate (ODmin(s),vod(s),vdbo(s),vcoli(s),vnitri(s),vnitra(s),
vp(s))
.....
! Roda o modelo 's' vezes ou 1 vez caso não peça simulação de Monte Carlo:
do 100 m=1,s
.....
2. Leitura dos dados de entrada:
.....
call readdatal(k, in, Qr, ODr, DBOr, Colir, Norg, Namonr, Nitri, Nitra,
Porg, Pinorg, Temp, Alt, K2max, t1, td, t2, tb, tso, toa,
tan, tnn, team, tspo, toi, tspinorg, saida, s, var, entrada)
.....
3. Pré-processamento:
.....
call init_random_seed()
call random_number(r) !r é o n° aleatório da rodada
if (s.eq.1) then !se não pedir sim. de M. Carlo, sera a faixa
r=0 !de variação.
var(:)=0.
else
r=r
end if
Q(1)=Qr*(1+var(1)*(2*r-1))
OD(1)=ODr*(1+var(2)*(2*r-1))
DBO(1)=DBOr*(1+var(3)*(2*r-1))
Coli(1)=Colir*(1+var(4)*(2*r-1))
Norg(1)=Norg*(1+var(5)*(2*r-1))
Namon(1)=Namonr*(1+var(6)*(2*r-1))
Nitri(1)=Nitri*(1+var(7)*(2*r-1))
Nitra(1)=Nitra*(1+var(8)*(2*r-1))
Porg(1)=Porg*(1+var(9)*(2*r-1))
Pinorg(1)=Pinorg*(1+var(10)*(2*r-1))
Temp=Temp*(1+var(11)*(2*r-1))
Alt=Alt*(1+var(12)*(2*r-1))
CsatOD=(14.652-4.1022*(0.1)*Temp+7.59*(0.001)*((Temp)**2)-
7.7774*(0.00001)*((Temp)**3))*(1-(Alt/9450))
.....
4. Cálculo dos valores de OD/DBO/Coliformes/Nitrogênio/Fósforo:
.....
call calc(k, Q, OD, DBO, in, K2max, CsatOD, Coli, Temp, t1, td, t2, tb, Norg,
Namon, Nitri, Nitra, Porg, Pinorg, tso, toa, tan, tnn, team, tspo,
toi, tspinorg, p, E, var, s, m)
.....
5. Geração e saída das estatísticas:
.....
ODmin(m)=minval(OD)
call statistics (OD, DBO, Coli, Nitri, Nitra, Porg, Pinorg, ODmin, vod, vdbo
,vcoli, vnitri, vnitra, vp, m, k, s)
.....

```

```

! 6. Escreva os resultados em arquivo:
call writedata(in,OD,DO,Coli,k,Norg,Namon,Nitri,Nitra,Porg,Pinorg,m,s)
100 continue
end
.....
! ***Subrotinas***
.....
subroutine readdatal(k,in,Qr,ODr,DBOr,Colir,Norgr,Namonr,Nitrir,
- Nitrar,Porgr,Pinorgr,Temp,Alt,K2max,t1,td,
- t2,tb,tso,toa,tan,tnn,tsam,tspo,toi,tspinorg,
- saida,s,var,entrada)
!
real*8 in(k,47),Qr,ODr,DBOr,Colir,Norgr,Namonr,Nitrir,Nitrar,Porgr,
- Pinorgr,Temp,Alt,K2max,t1,td,t2,tb,tso,toa,tan,tnn,tsam,
- tspo,toi,tspinorg,var(72)
integer i,j,k,s
character*80 entrada,saida
!
open(unit=1,file=entrada)
read(1,*)(var(j),j=1,72)
read(1,*)(Qr,ODr,DBOr,Colir,Norgr,Namonr,Nitrir,Nitrar,Porgr,
- Pinorgr,Temp,Alt,K2max,t1,td,t2,tb,tso,toa,tan,tnn,tsam,
- tspo,toi,tspinorg)
do 100 i=1,k
read(1,*)(in(i,j),j=1,47)
100 continue
close(1)
return
end
.....
subroutine calc(k,Q,OD,DO,in,K2max,CsatOD,Coli,Temp,t1,td,t2,tb,
- Norg,Namon,Nitri,Nitra,Porg,Pinorg,tso,toa,tan,
- tnn,tsam,tspo,toi,tspinorg,p,r,var,s,m)
!
integer i,j,k,p,m,s,n
real*8 a,Q(k+1),OD(k+1),DO(k+1),in(k,47),U,CsatOD,K2max,Coli(k+1),
- Temp,t1,td,t2,tb,Norg(k+1),Namon(k+1),Nitri(k+1),
- Nitra(k+1),Porg(k+1),Pinorg(k+1),tso,toa,tan,tnn,tsam,tspo,
- toi,tspinorg,fnitrod,r,var(72)
real*8 K1(k),Kd(k),K2(k),Kb(k),Kt(k),Koa(k),Kso(k),Kan(k),
- Snamon(k),H(k),Knn(k),KnitroD(k),Koi(k),Kspo(k),Spinorg(k)
!
! 1. Gera novo valor de todos os dados lidos, a partir do número aleatório,
! se pedido simulação de Monte Carlo com variação de todos os parâmetros (p=0):
!
if (p.eq.0) then
do 100 n=1,k
do 100 j=1,47
in(n,j)=in(n,j)*(1+var(25+j)*(2*r-1))
150 continue
100 continue
else
end if
!
! 2. Correção dos coeficientes para temperatura / monta vetor de prof. H(i):
!
do 50 i=1,k
K1(i)=in(i,16)*t1**(Temp-20)
Kd(i)=in(i,17)*td**(Temp-20)
K2(i)=in(i,18)*t2**(Temp-20)
Kb(i)=in(i,19)*tb**(Temp-20)
Kt(i)=1/(1-exp(-5*K1(i)))
Koa(i)=in(i,38)*toa**(Temp-20)
Kso(i)=in(i,39)*tso**(Temp-20)
Kan(i)=in(i,40)*tan**(Temp-20)
Snamon(i)=in(i,41)*tsam**(Temp-20)
Knn(i)=in(i,43)*tnn**(Temp-20)
Koi(i)=in(i,45)*toi**(Temp-20)
Kspo(i)=in(i,46)*tspo**(Temp-20)
Spinorg(i)=in(i,47)*tspinorg**(Temp-20)
H(i)=in(i,42)
50 continue
end do

```

50 continue

3. Equações de mistura de OD/DBO/Coliformes/Nitrogênio/Fósforo:

do 200 i=1,k

3.1 Vazão total no início do segmento:

$$Q(i+1)=Q(i)+in(i,2)+in(i,6)+in(i,11)-in(i,10)$$

3.2 DBO total no início do segmento:

$$DBO(i+1)=(DBO(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,4)+in(i,6)*in(i,8)+in(i,11)*in(i,13)-in(i,10)*DBO(i))/Q(i+1)$$

3.3 OD total no início do segmento:

$$OD(i+1)=(OD(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,3)+in(i,6)*in(i,7)+in(i,11)*in(i,12)-in(i,10)*OD(i))/Q(i+1)$$

3.4 Coliformes totais no início do segmento:

$$Coli(i+1)=(Coli(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,5)+in(i,6)*in(i,9)+in(i,11)*in(i,14)-in(i,10)*Coli(i))/Q(i+1)$$

3.5 N-org total no início do segmento:

$$Norg(i+1)=(Norg(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,20)+in(i,6)*in(i,22)+in(i,11)*in(i,21)-in(i,10)*Norg(i))/Q(i+1)$$

3.6 N-amon total no início do segmento:

$$Namon(i+1)=(Namon(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,23)+in(i,6)*in(i,25)+in(i,11)*in(i,24)-in(i,10)*Namon(i))/Q(i+1)$$

3.7 Nitrito total no início do segmento:

$$Nitri(i+1)=(Nitri(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,26)+in(i,6)*in(i,28)+in(i,11)*in(i,27)-in(i,10)*Nitri(i))/Q(i+1)$$

3.8 Nitrato total no início do segmento:

$$Nitra(i+1)=(Nitra(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,29)+in(i,6)*in(i,31)+in(i,11)*in(i,30)-in(i,10)*Nitra(i))/Q(i+1)$$

3.9 P-org total no início do segmento:

$$Porg(i+1)=(Porg(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,32)+in(i,6)*in(i,34)+in(i,11)*in(i,33)-in(i,10)*Porg(i))/Q(i+1)$$

3.10 P-inorg total no início do segmento:

$$Pinorg(i+1)=(Pinorg(i)*Q(i)+in(i,2)*in(i,35)+in(i,6)*in(i,37)+in(i,11)*in(i,36)-in(i,10)*Pinorg(i))/Q(i+1)$$

4. Cálculo do tempo de trânsito no trecho:

```
U=in(i,15)*36.4
if (i.eq.1) then
a=in(i,1)/U
else
a=(in(i,1)-in(i-1,1))/U
end if
```

5. Cálculo de OD pelo método de Euler - $C(t)=dC/dt+C(t-i)$:

Demanda carbonácea:

$$a1=-DBO(i+1)*Kt(i)*Kd(i)*a$$

Demanda para oxidação da amônia a nitrito:

$$KnitrOD(i)=in(i,44)$$

$$fnitrod=1-exp(-KnitrOD(i)*OD(i))$$

$$a2=-3.2*Namon(i+1)*fnitrod*Kan(i)*a$$

Demanda para oxidação do nitrito a nitrato:

$$a3=-1.1*Nitri(i+1)*fnitrod*a$$

```

! Acréscimo por reeração:
  a4=K2(i)*(CsatOD-OD(i+1))*a
! Balanço final de OD:
  OD(i+1)=OD(i+1)+a1+a2+a3+a4
!-----
! 6. Cálculo de DBO:
!-----
  DBO(i+1)=DBO(i+1)*exp(-Kd(i)*a)
!-----
! 7. Cálculo de Coliformes:
!-----
  Coli(i+1)=Coli(i+1)*exp(-Kb(i)*a)
!-----
! 8. Cálculo de Nitrato pelo método de Euler - C(t)=dC/dt+C(t-1):
!-----
  Nitra(i+1)=Nitra(i+1)+Knn(i)*fnitrod*Nitri(i+1)*a
!-----
! 9. Cálculo de Nitrito pelo método de Euler - C(t)=dC/dt+C(t-1):
!-----
  Nitri(i+1)=Nitri(i+1)+fnitrod*
  (Kan(i)*Namon(i+1)-Knn(i)*Nitri(i+1))*a
!-----
! 10. Cálculo de N-amon pelo método de Euler - C(t)=dC/dt+C(t-1):
!-----
  Namon(i+1)=Namon(i+1)+(Norg(i+1)*Koa(i)-Kan(i)*fnitrod*Namon(i+1)+
  Snamon(i)/H(i))*a
!-----
! 11. Cálculo de N-org pelo método de Euler - C(t)=dC/dt+C(t-1):
!-----
  Norg(i+1)=Norg(i+1)-Norg(i+1)*(Koa(i)+Kso(i))*a
!-----
! 12. Cálculo de P-inorg pelo método de Euler - C(t)=dC/dt+C(t-1):
!-----
  Pinorg(i+1)=Pinorg(i+1)+(Koi(i)*Porg(i+1)+Spinorg(i)/H(i))*a
!-----
! 13. Cálculo de P-org pelo método de Euler - C(t)=dC/dt+C(t-1):
!-----
  Porg(i+1)=Porg(i+1)-Porg(i+1)*(Koi(i)+Kspo(i))*a
200 continue
return
end
!-----
subroutine writedata (ih, OD, DBO, Coli, k, Norg, Namon, Nitri, Nitra, Porg,
  Pinorg, m, s)
!-----
integer i, j, k, s
real*8 OD(k+1), DBO(k+1), Coli(k+1), in(k, 47), Norg(k+1), Namon(k+1),
  Nitri(k+1), Nitra(k+1), Porg(k+1), Pinorg(k+1)
!-----
open(unit=7, file='Resultados.txt')
open(unit=9, file='Resultados Gráficos.txt')
!-----
! Escreve resultados para plotar no Excel:
!-----
  if (m.eq.1) then
    write(9,1)
1 format(' ', T4, 'Distância (km)', T20, 'OD (mg/l)', T32, 'DBO (mg/l)',
  T45, 'Coliformes Termo. (NMP/100 ml)', T77, 'Norg (mg/l)',
  T90, 'Namon (mg/l)', T104, 'Nitrito (mg/l)',
  T120, 'Nitrato (mg/l)', T135, 'Porg (mg/l)',
  T149, 'Pinorg (mg/l)')
  write(9,2)
2 format (1X, T4, '=====', T20, '=====', T32, '====='
  ' ', T45, '=====', T77, '
  '=====', T90, '=====', T104, '=====', T120, '====='
  '=====', T135, '=====', T149, '====='
  )
  else
    end if
  write(9,3) 0.0, OD(1), DBO(1), Coli(1), Norg(1), Namon(1), Nitri(1),
  Nitra(1), Porg(1), Pinorg(1)
  do 100 i=1, k
  write(9,3) in(i,1), OD(i+1), DBO(i+1), Coli(i+1), Norg(i+1),
  Namon(i+1), Nitri(i+1), Nitra(i+1), Porg(i+1), Pinorg(i+1)
100 continue

```

```

3 format (T7,F6.2,T18,F10.4,T30,F10.4,T65,ES10.4,T76,F10.4
  T89,F10.4,T103,F10.4,T119,F10.4,T134,F10.4,T147,F10.4)
! Escreve resultados organizados para visualização:
!-----
write (7,10)m
10 format (' ', T4,/'Rodada n°:',T14,I4/)
write (7,1)
write (7,2)
write (7,3)0.0,OD(i),DBO(i),Coli(i),Norg(i),Mamon(i),Nitri(i),
Nitra(i),Porg(i),Pinorg(i)
do 200 i=1,k
write(7,3)in(i,1),OD(i+1),DBO(i+1),Coli(i+1),Norg(i+1),
Mamon(i+1),Nitri(i+1),Nitra(i+1),Porg(i+1),Pinorg(i+1)
200 continue
return
end

!-----
subroutine init_random_seed() !Gera semente para o n° aleatório
!-----
integer :: i, n, clock
integer, dimension(:), allocatable :: seed

call random_seed(size=n)
allocate(seed(n))
call system_clock(count=clock)
seed=(10**4)*clock+3700*(/(i-1,i=1,n)/)
call random_seed(put=seed)
deallocate(seed)
end

!-----
subroutine statistics(OD,DBO,Coli,Nitri,Nitra,Porg,Pinorg,ODmin,
  vod,vdbo,vcoli,vnitri,vnitra,vp,m,k,s)
!-----
integer i,j,k,m,f,s,e
real*8 OD(k+1),DBO(k+1),Coli(k+1),Nitri(k+1),Nitra(k+1),Porg(k+1),
  Pinorg(k+1)
real*8 ODmin(s),a,c(11),d(11),g(11),v,vod(s),vod1(21),vod2(21),
  vdbo(s),vdbol(21),vdbol2(21),vcoli(s),vcoli1(21),vcoli2(21),
  vnitri(s),vnitri1(21),vnitri2(21),vnitra(s),vnitra1(21),
  vnitra2(21),vp(s),vp1(21),vp2(21)

! 1. Cálculo e saída dos valores de OD mínimo por rodada do modelo:
!-----
open(unit=2,file='OD min.txt')
open(unit=3,file='Estatísticas.txt')
if (m.eq.1) then
write(2,10)
10 format(' ',T4,'Valores mínimos de OD (mg/l) por rodada: '/')
write(2,11)
11 format(' ',T4,'Rodada',T12,'OD min (mg/l)')
write(2,12)
12 format(1X,T4,'=====',T12,'=====')
write(2,13)m,ODmin(m)
13 format(T4,I4,T14,F8.4)
else
write(2,13)m,ODmin(m)
end if

! 1.1 Cálculo e saída da frequência dos valores de OD mínimo por intervalo,
! somente após a última rodada do modelo:
!-----
if (m.eq.s) then
do 100 j=1,s
f=0
if(ODmin(j).lt.0) then
f=f+1
else
f=f
end if
end do
c(1)=f !Guarda quantos valores são <0.
c(2)=s-f !Guarda quantos valores são >0.
100 continue
do 50 i=1,5

```



```

e=10-i
f=0
do 110 j=1,s
  if(ODmin(j).gt.e) then
    f=f+1
  else
    f=f
  end if
110 continue
c(12-i)=f !Guarda quantos valores são >1,>2,...,>9.
50 continue
d(1)=c(1)
do 60 i=2,10
d(i)=(c(i)-c(i+1))/s !Freq. simples por intervalo.
60 continue
g(1)=d(1)
do 120 i=2,11
a=0
do 130 j=2,i
a=a+d(j-1)
130 continue
g(i)=sum(d)-a !Freq. acumulada por intervalo.
120 continue
.....
1.2 Escreve as estatísticas para OD mínimo:
.....
write(3,14)
14 format('/',I4,'Distribuição de frequências de valores mínimos
de OD (mg/l) :')
write(3,15)
15 format('/',I4,'Faixa de concentração (mg/l)',T34,'Freq. simples
(%)',
T53,'Concentração min. (mg/l) maior que',T88,
'Freq. acumulada (%)')
write(3,16)
16 format(IX,I4,'=====',T34,'=====
==',
T53,'=====',T88,
'=====')
write(3,17)100*(d(1)/s),100*(g(1)/s)
17 format(T16,'< 0',T38,F8.4,T68,'< 0',T92F8.4)
write(3,18)(i-1,i,100*(d(i+1)),i-1,100*(g(i+1)),i=1,10)
18 format(T14,I2,T17,'-',T18,I2,T38,F8.4,T69,I2,T92,F8.4)
else
end if
.....
2. Cálculo e saída da frequência da % de violação de OD por intervalo:
.....
f=0
e=0
do 200 j=1,k+1
  if(OD(j).lt.e) then
    f=f+1
  else
    f=f
  end if
200 continue
v=f
v=100*(v/(k+1)) !v= % de violações do padrão
vod(m)=v
.....
2.1 Na última rodada, conta a freq. acumulada de cada % de violação:
.....
if (m.eq.s) then
do 210 i=1,21
e=5*(i-1)
f=0
do 220 j=1,s
  if(vod(j).gt.e) then
    f=f+1
  else
    f=f
  end if
220 continue

```

```

a=f
vod1(i)=(a/s)*100 (Freq. acumulada de violação >i% do trecho)
210 continue
-----
2.2 Na última rodada, conta a freq. simples de cada % de violação:
do 230 i=2,21
vod2(i-1)=vod1(i-1)-vod1(i)
230 continue
-----
2.3 Na última rodada, escreve as estatísticas para a % de violação de OD:
write(3,19)
19 format('/',I4,'Distribuição de frequências da porcentagem de
violação de classe (OD):')
write(3,20)
20 format('/',I4,'% do trecho total fora de classe (OD)',I43,'Freq.
simples (%)',I62,'% do trecho total fora de classe (OD) maior que
que',I11,'Freq. acumulada (%)')
write(3,21)
21 format(IX,I4,'=====',I43,'=====
=====',I62,'=====')
write(3,22) (S*(i-1),S*(i-1)+S,vod2(i),S*(i-1),vod1(i),i=1,20)
22 format(I17,I2,I20,'-',I22,I3,I47,F8.4,I83,'>',I85,I2,I116,F8.4)
end if
-----
3. Cálculo e saída da frequência da % de violação de DBO por intervalo:
f=0
e=0
do 300 j=1,k+1
if(DBO(j).gt.5) then
f=f+1
else
f=f
end if
300 continue
v=f
v=100*(v/(k+1)) (v = % de violações do padrão)
vdbo(m)=v
-----
3.1 Na última rodada, conta a freq. acumulada de cada % de violação:
if (m.eq.s) then
do 310 i=1,21
e=5*(i-1)
f=0
do 320 j=1,s
if(vdbo(j).gt.e) then
f=f+1
else
f=f
end if
320 continue
a=f
vdbol(i)=(a/s)*100 (Freq. acumulada de violação >i% do trecho)
310 continue
-----
3.2 Na última rodada, conta a freq. simples de cada % de violação:
do 330 i=2,21
vdbo2(i-1)=vdbol(i-1)-vdbol(i)
330 continue
-----
3.3 Na última rodada, escreve as estatísticas para a % de violação de DBO:
write(3,23)
23 format('/',I4,'Distribuição de frequências da porcentagem de
violação de classe (DBO):')
write(3,24)
24 format('/',I4,'% do trecho total fora de classe (DBO)',I44,'Freq.
simples (%)',I63,'% do trecho total fora de classe (DBO) maior
que',I113,'Freq. acumulada (%)')

```

```

write(3,26)
26 format(1X,T4,'=====',T44,
'-----',T63,'-----'
'-----',T113,'-----')
write(3,27)(S*(i-1),S*(i-1)+5,vdbol(i),S*(i-1),vdbol(i),i=1,20)
27 format(T18,I2,T21,'-',T23,I3,T48,F8.4,T84,'> ',T86,I2,T116,F8.4)
end if
/
4. Cálculo e saída da frequência da % de violação de Coliformes por inter-
valo:
/
f=0
e=0
do 400 j=1,k+1
if(Coli(j).gt.1000) then
f=f+1
else
f=f
end if
400 continue
v=f
v=100*(v/(k+1)) !v = % de violações do padrão
vcoli(m)=v
/
4.1 Na última rodada, conta a freq. acumulada de cada % de violação:
/
if (m.eq.s) then
do 410 i=1,21
e=S*(i-1)
f=0
do 420 j=1,s
if(vcoli(j).gt.e) then
f=f+1
else
f=f
end if
420 continue
a=f
vcoli1(i)=(a/s)*100 !Freq. acumulada de violação >i% do trecho.
410 continue
/
4.2 Na última rodada, conta a freq. simples de cada % de violação:
/
do 430 i=2,21
vcoli2(i-1)=vcoli1(i-1)-vcoli1(i)
430 continue
/
4.3 Na última rodada, escreva as estatísticas para a % de violação de Coli-
formes:
/
write(3,28)
28 format('/',T4,'Distribuição de frequências da porcentagem de
violação de classe (Coliformes):')
write(3,29)
29 format('/',T4,'% do trecho total fora de classe (Coliformes)',T81
,'Freq. simples (%)',T70,'% do trecho total fora de classe
(Coliformes) maior que',T127,'Freq. acumulada (%)')
write(3,30)
30 format(1X,T4,'=====',T61
'-----',T70,'-----'
'-----',T127,'-----')
write(3,31)(S*(i-1),S*(i-1)+6,vcoli2(i),S*(i-1),vcoli1(i),i=1,20)
31 format(T18,I2,T21,'-',T23,I3,T55,F8.4,T95,'> ',T97,I2,T133,F8.4)
end if
/
5. Cálculo e saída da frequência da % de violação de Nitritos por intervalo:
/
f=0
e=0
do 500 j=1,k+1
if(Nitri(j).gt.1) then
f=f+1
else

```

```

        f=f
        end if
500 continue
v=f
v=100*(v/(k+1)) !v = % de violações do padrão
vnitri(m)=v
!-----
5.1 Na última rodada, conta a freq. acumulada de cada % de violação:
!-----
        if (m.eq.s) then
            do 510 i=1,21
                e=5*(i-1)
                f=0
                do 520 j=1,s
                    if(vnitri(j).gt.e) then
                        f=f+1
                    else
                        f=f
                    end if
220         continue
                a=f
                vnitri1(i)=(a/s)*100 !Freq. acumulada de violação >i% do trecho.
310         continue
!-----
5.2 Na última rodada, conta a freq. simples de cada % de violação:
!-----
                do 530 i=2,21
                    vnitri2(i-1)=vnitri1(i-1)-vnitri1(i)
330         continue
!-----
5.3 Na última rodada, escreve as estatísticas para a % de violação de Ni-
trito:
!-----
                write(3,32)
32         format('/',T4,'Distribuição de frequências da porcentagem de
violação de classe (Nitritos):')
                write(3,33)
33         format('/',T4,'% do trecho total fora de classe (Nitritos)',T49
,'Freq. simples (%)',T68,'% do trecho total fora de classe
(Nitritos) maior que',T123,'Freq. acumulada (%)')
                write(3,34)
34         format(1X,T4,'=====',T49
,'-----',T68,'-----')
                write(3,35) (5*(i-1),5*(i-1)+5,vnitri2(i),5*(i-1),vnitri1(i),i=1,
20)
35         format(T18,I2,T21,'-',T23,I3,T53,F8.4,T93,'>',T95,I2,T129,F8.4)
                end if
!-----
6. Cálculo e saída da frequência da % de violação de Nitratos por intervalo:
!-----
        f=0
        e=0
        do 600 j=1,k+1
            if(Nitra(j).gt.10) then
                f=f+1
            else
                f=f
            end if
600 continue
v=f
v=100*(v/(k+1)) !v = % de violações do padrão
vnitra(m)=v
!-----
6.1 Na última rodada, conta a freq. acumulada de cada % de violação:
!-----
        if (m.eq.s) then
            do 610 i=1,21
                e=5*(i-1)
                f=0
                do 620 j=1,s
                    if(vnitra(j).gt.e) then
                        f=f+1
                    else

```

```

        f=f
        end if
600   continue
        a=f
        vnitral(i)=(a/s)*100 !Freq. acumulada de violação >i% do trecho.
610   continue
.....
6.2 Na última rodada, conta a freq. simples de cada % de violação:
.....
        do 630 i=2,21
        vnitra2(i-1)=vnitral(i-1)-vnitral(i)
630   continue
.....
6.3 Na última rodada, escreve as estatísticas para a % de violação de Ni-
trato:
.....
        write(3,36)
64   format('/',I4,'Distribuição de frequências da porcentagem de
violação de classe (Nitratos):')
        write(3,37)
67   format('/',I4,'% do trecho total fora de classe (Nitratos)',I49
,'Freq. simples (%)',I68,'% do trecho total fora de classe
(Nitratos) maior que',T123,'Freq. acumulada (%)')
        write(3,38)
68   format(IX,I4,'=====',I49
,'-----',I68,'-----',
T123,'-----')
        write(3,39){5*(i-1),5*(i-1)+5,vnitra2(i),5*(i-1),vnitral(i),i=1,
20)
69   format(T16,I2,T21,'-',T23,I3,T53,F8.4,T93,'>',T95,I2,T129,F8.4)
        end if
.....
7. Cálculo e saída da frequência da % de violação de Nitratos por intervalo:
.....
        f=0
        e=0
        do 700 j=1,k+1
        a=Porg(j)+Pinorg(j)
        if(a.gt.(0.1)) then
        f=f+1
        else
        f=f
        end if
700   continue
        v=f
        v=100*(v/(k+1)) !v = % de violações do padrão
        vp(m)=v
.....
7.1 Na última rodada, conta a freq. acumulada de cada % de violação:
.....
        if (m.eq.s) then
        do 710 i=1,21
        e=5*(i-1)
        f=0
        do 720 j=1,s
        if(vp(j).gt.e) then
        f=f+1
        else
        f=f
        end if
720   continue
        a=f
        vpl(i)=(a/s)*100 !Freq. acumulada de violação >i% do trecho.
710   continue
.....
7.2 Na última rodada, conta a freq. simples de cada % de violação:
.....
        do 730 i=2,21
        vp2(i-1)=vpl(i-1)-vpl(i)
730   continue
.....
7.3 Na última rodada, escreve as estatísticas para a % de violação de Fós-
foro Total:
.....

```

```

write(3,40)
40 format('/',T4,'Distribuição de frequências da porcentagem de
violação de classe (Fósforo Total):')
write(3,41)
41 format('/',T4,'% do trecho total fora de classe (Fósforo Total)',
T54,'Freg. simples (%)',T73,'% do trecho total fora de classe
(Fósforo Total) maior que',T133,'Freg. acumulada (%)')
write(3,42)
42 format(1X,T4,'=====',
T54,'=====',T73,'=====',
T133,'=====')
write(3,43)(5*(i-1),5*(i-1)+5,vp2(i),5*(i-1),vp1(i),i=1,
20)
43 format(T22,I2,T24,'-',T26,I3,T53,F8.4,T97,'>',T99,I2,T138,F8.4)
end if
return
end

```

A-II RESUMO DAS EQUAÇÕES DO MODELO

DBO

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L \quad (6.1)$$

OD

$$\frac{dC}{dt} = k_2(C_s - C) - k_1L - R_{O_2amon}f_{nitr}k_{an}N_{amon} - R_{O_2nitri}f_{nitr}k_{nn}N_{nitri} \quad (6.12)$$

Coliformes

$$\frac{dN}{dt} = -k_bN \quad (6.13)$$

Nitrogênio

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -k_{oa}N_{org} - k_{so}N_{org} \quad (6.15)$$

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = k_{oa}N_{org} - f_{nitr}k_{an}N_{amon} + \frac{S_{N_{amon}}}{H} \quad (6.16)$$

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = f_{nitr}k_{an}N_{amon} - f_{nitr}k_{nn}N_{nitri} \quad (6.17)$$

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = f_{nitr}k_{nn}N_{nitri} \quad (6.18)$$

Fósforo

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -k_{oi}P_{org} - k_{spo}P_{org} \quad (6.21)$$

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = k_{oi}P_{org} + \frac{S_{P_{inorg}}}{H} \quad (6.22)$$

Vazões

$$Q_{95} = 0,0721 \times A^{0,6422} \quad (4.1)$$

$$Q_{MLT} = 0,1698 \times A^{0,6978} \quad (4.2)$$

$$Q_{95} = 0,0049 \times A^{0,8443} \times P^{2,8897} \quad (4.3)$$

$$Q_{MLT} = 0,0095 \times A^{0,9182} \times P^{3,0797} \quad (4.4)$$

Velocidades e profundidades

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

A-III DADOS DE ENTRADA DA SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO

Parâmetros da simulação de Monte Carlo				Nº rodadas:	2000
Dados de entrada	Unidade	Valor fixo	% de variação	Valor mín.	Valor máx.
D	km	70.20	0%	70.20	70.20
U	m/s	*	40%	*	*
h	m	*	50%	*	*
Q rio	m³/s	0.77	10%	0.69	0.85
DBO rio	mg/l	12.00	20%	9.60	14.40
OD rio	mg/l	3.40	30%	2.38	4.42
Coli rio	NMP/100 ml	1.60E+04	50%	8.00E+03	2.40E+04
N-org rio	mg/l	3.00	30%	2.10	3.90
N-amon rio	mg/l	2.60	30%	1.82	3.38
Nitrito rio	mg/l	0.05	20%	0.04	0.06
Nitrato rio	mg/l	0.21	20%	0.17	0.25
P-org rio	mg/l	0.20	50%	0.10	0.30
P-inorg rio	mg/l	0.36	25%	0.27	0.45
Temperatura	°C	21.10	10%	18.99	23.21
Altitude	m	650.00	10%	585.00	715.00
Θ (todos)	-	*	0%	*	*
Q trib	m³/s	*	30%	*	*
OD trib	mg/l	*	30%	*	*
DBO trib	mg/l	*	30%	*	*
Coli trib	NMP/100 ml	*	50%	*	*
N-org trib	mg/l	*	50%	*	*
N-amon trib	mg/l	*	50%	*	*
Nitrito trib	mg/l	*	50%	*	*
Nitrato trib	mg/l	*	50%	*	*
P-org trib	mg/l	*	50%	*	*
P-inorg trib	mg/l	*	50%	*	*
Q inc	m³/s	*	30%	*	*
OD inc	mg/l	*	30%	*	*
DBO inc	mg/l	*	30%	*	*
Coli inc	NMP/100 ml	*	30%	*	*
N-org inc	mg/l	*	30%	*	*
N-amon inc	mg/l	*	30%	*	*
Nitrito inc	mg/l	*	30%	*	*
Nitrato inc	mg/l	*	30%	*	*
P-org inc	mg/l	*	30%	*	*
P-inorg inc	mg/l	*	30%	*	*
Q lanc	m³/s	*	0%	*	*
OD lanc	mg/l	*	0%	*	*
DBO lanc	mg/l	*	0%	*	*
Coli lanc	NMP/100 ml	*	0%	*	*
N-org lanc	mg/l	*	0%	*	*
N-amon lanc	mg/l	*	0%	*	*

Nitrato lanc	mg/l	*	0%	*	*
Nitrato lanc	mg/l	*	0%	*	*
P-org lanc	mg/l	*	0%	*	*
P-inorg lanc	mg/l	*	0%	*	*
Q capt	m ³ /s	*	0%	*	*
k₁	1/d	*	30%	*	*
k₂	1/d	*	80%	*	*
k_d	1/d	*	80%	*	*
k_b	1/d	*	80%	*	*
k_{oa}	1/d	0.020	90%	0.002	0.038
k_{so}	1/d	0.050	50%	0.025	0.075
k_{an}	1/d	0.787	80%	0.157	1.417
S_{Namon}	g/m ² .d	0.000	50%	0.000	0.000
k_{nn}	1/d	2.000	80%	0.400	3.600
k_{nitrOD}	l/mg	1.000	90%	0.100	1.900
k_{oi}	1/d	0.479	97%	0.014	0.943
k_{spo}	1/d	0.001	98%	0.000	0.002
S_{Pinorg}	g/m ² .d	0.000	50%	0.000	0.000

ANEXOS

A-I CNARH (2011) – LANÇAMENTOS NA BACIA DO RIO PIABANHA

Nome	Latitude	Longitude	Município	Receptor	Efluente	Tratamento	m³/ano	DBO (mg/l)
Advanced Nutrition Indústria E Comércio De Alimentos E Cosméticos Ltda.	-22,2372825	-43,12062444	Areal/RJ	Rio Piabanha	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Tratamento Primário Melhorado Quimicamente (Baixa Dosagem)	6019,2	25,6
Alps Auto Posto Ltda.	-22,53160722	-43,19944972	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	1013,8	300
Auto Posto Montecaseros Ltda.	-22,50663861	-43,18831417	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	350,4	300
Carl Zeiss Vision Brasil Indústria Óptica Ltda.	-22,51172389	-43,21425806	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Outro - Tratamento Biológico Físico Químico	0,8	243
Carl Zeiss Vision Brasil Indústria Óptica Ltda.	-22,505	-43,17861111	Petrópolis/RJ	Rio do Carmo	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Outro - Tratamento Biológico Mais Decantação	12588,1	1418,2
Cervejaria Petrópolis As	-22,17806083	-42,85233222	Teresópolis/RJ	Rio do Capim	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facult. + Lagoa De Maturação	3317587,2	33
Cervejaria Petrópolis Ltda.	-22,17757194	-42,85191694	Petrópolis/RJ	Rio do Capim	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Uasb + Lagoa Aerada Mist. Compl. + Lagoa Decantação	732814,1	50
Cervejaria Petrópolis Ltda.	-22,17757194	-42,85191694	Teresópolis/RJ	Rio do Capim	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Uasb + Lagoa Aerada Mist. Compl. + Lagoa Decantação	732814,1	50
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32462833	-43,13160917	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Uasb + Flotação Por Ar Dissolvido	0	14
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,32462833	-43,13160917	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Uasb + Flotação Por Ar Dissolvido	613200	14
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,32462833	-43,13160917	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Uasb + Flotação Por Ar Dissolvido	613200	14
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17806083	-42,85233222	Petrópolis/RJ	Rio do Capim	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facult. + Lagoa De Maturação	3317587,2	33
Concessionária Rio-Teresópolis S.A.	-22,34888889	-42,93977778	Teresópolis/RJ	-	Outro	Tratamento Primário	3504	210
Concessionária Rio-Teresópolis S.A.	-22,14619444	-42,79447222	Teresópolis/RJ	-	Outro	Tratamento Primário	581,8	210
Concreto Nova Estrela Ltda.	-22,34911944	-43,11955833	Petrópolis/RJ	-	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Tratamento Primário (Tanques Sépticos)	7200	1,7
Cond. Parque Da Boa Vista	-22,38527778	-43,16583333	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	42310,8	300
Condomínio Solar Das Hortências	-22,5029214	-43,17030444	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	700,8	300
Condomínio Vargem Alegre	-22,391425	-43,15224444	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	40588,8	300
Cope Construções Projetos E Engenharia Ltda.	-22,40724722	-42,99641667	Teresópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	5139,2	300

Darrow Laboratórios S.A.	-22,22248778	-43,12676639	Areal/RJ	Córrego sem nome	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Tratamento Primário	22560	2
Dentsply Indústria E Comércio Ltda.	-22,516525	-43,21442222	Petrópolis/RJ	Córrego sem nome	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Precipitação Primária (Alta Dosagem)+Biológico	14784	79
Fernando Madeira Gomes Coelho	-22,51088778	-43,20001972	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	322	300
Ferreira International Ltda.	-22,11833333	-43,18555556	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Tratamento Primário E Lodo Ativado (Baixa Carga)	189800	10
Ge Celma Ltda.	-22,51389028	-43,213365	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Lodos Ativados - Aeração Prolongada	150672	47,6
Ge Celma Ltda.	-22,51427028	-43,21343806	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Precipitação Primária (Alta Dosagem)	24361,9	0
Jbs S/A	-22,11833333	-43,18583333	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Lodos Ativados - Aeração Prolongada	240900	12,8
Jbs S/A	-22,11833333	-43,18583333	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Lodos Ativados - Aeração Prolongada	146000	9,5
Lafarje Brasil S/A	-22,40275833	-43,10315833	Petrópolis/RJ	-	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	292	0
Latapack-Ball Embalagens Ltda.	-22,10846611	-43,17071722	Três Rios/RJ	Córrego sem nome	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Precipitação Primária (Alta Dosagem)	219000	50
Latapack-Ball Embalagens Ltda.	-22,10848389	-43,17069778	Três Rios/RJ	Córrego sem nome	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Uasb + Filtro Biológico Percolador De Alta Carga	14629,2	36
Mauricio Teixeira Dos Santos	-22,30875833	-43,14226111	Petrópolis/RJ	-	Outro	(Sem Tratamento)	288	0
Mauro Roberto Gomes De Mattos	-22,30653722	-43,13847861	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	1489,2	300
Moinho Verde Alimentos Ltda.	-22,47805556	-43,21813889	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	10512	69,6
Museu Imperial	-22,50683361	-43,17440306	Petrópolis/RJ	Rio Quitandinha	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	148,9	1
Museu Imperial	-22,50842889	-43,17491694	Petrópolis/RJ	Rio Quitandinha	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	148,9	1
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,50842889	-43,20972222	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Lodos Ativados Convencional	1080,4	10
Nm Indústria e Comércio De Roupas Ltda.	-22,12916667	-43,23444444	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Tratamento Primário Convencional	71722,9	16
Nova Kaeru Indústria e Comercio De Couros Ltda.	-22,17219444	-43,084	Três Rios/RJ	-	ETE (Tratamento de esgoto sanitário doméstico ou de unidade industrial)	Tratamento Primário E Lodo Ativado (Baixa Carga), Asp	1996,8	108
Nova Kaeru Indústria e Comercio De Couros Ltda.	-22,16811389	-43,08728333	Três Rios/RJ	-	Outro	(Sem Tratamento)	499,2	0
Pedro Cardoso Martins Moreira	-22,37963611	-43,21364167	Petrópolis/RJ	-	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	86,4	0
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,11972222	-43,20527778	Três Rios/RJ	Córrego Purys	Emissário e/ou interceptor sem tratamento de esgoto domiciliar	(Sem Tratamento)	5830831,2	300
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,11972222	-43,20527778	Três Rios/RJ	Córrego Purys	Emissário e/ou interceptor sem tratamento de esgoto domiciliar	(Sem Tratamento)	3433657,2	300

Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,11852778	-43,19794444	Três Rios/RJ	Córrego Vila Isabel	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	1230955,2	300
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,12708333	-43,22822222	Três Rios/RJ	Córrego Passatempo	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	1166218,8	300
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,11972222	-43,20527778	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	647802	300
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,11972222	-43,20527778	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	647802	300
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,12694444	-43,23166667	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	Efluente de ETA	Outro	337435,2	0
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,12694444	-43,23166667	Três Rios/RJ	Rio Paraíba do Sul	Efluente de ETA	Outro	337435,2	0
Transporte Unica Petrópolis Ltda.	-22,50599694	-43,18345306	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	5343,6	101
Transporte Unica Petrópolis Ltda.	-22,50651917	-43,18332972	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	Processo sem tratamento	(Sem Tratamento)	5343,6	101
Werner Fábrica De Tecidos S/A.	-22,51055556	-43,20722222	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Outro - Tratº Físico Quím./Biolog. (Lodo Ativado)	372556,8	17
Werner Fábrica De Tecidos S/A.	-22,51055556	-43,20722222	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Outro - Tratº Físico Quím./Biológ.(Lodo Ativado)	19578,2	17
Xerium Technologies Brasil Indústria E Comércio Ltda.	-22,48403417	-43,18047889	Petrópolis/RJ	Rio Piabanha	ETAR/ETDI (Tratamento de efluentes de processo)	Tratamento Primário Melhorado Quimicamente (Baixa Dosag.)+Biológico (Asp)	8400	92
Zuleika Borges Torrealba	-22,46800194	-43,13264556	Petrópolis/RJ	-	Esgoto domiciliar difuso sem tratamento	(Sem Tratamento)	15321,6	300

A-II CNARH (2011) – CAPTAÇÕES NA BACIA DO RIO PIABANHA

Nome	Latitude	Longitude	Município	Corpo hídrico	m³/ano
Advanced Nutrition Indústria E Comércio De Alimentos E Cosméticos Ltda.	-22,23331722	-43,12098472	Areal/RJ	Poço Profundo	17424
Darrow Laboratórios S.A.	-22,22373444	-43,12607194	Areal/RJ	Poço Profundo	32400
Darrow Laboratórios S.A.	-22,2236575	-43,12723694	Areal/RJ	Poço Profundo	4320
Academia C.Água Ltda.	-22,53390361	-43,20615694	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	1248
Albertino Cabral De Figueiredo	-22,51425556	-43,17477778	Petrópolis/RJ	Poço Raso	57,6
Alps Auto Posto Ltda.	-22,53167167	-43,19955583	Petrópolis/RJ	Poço Raso	1267,2
Associação Faculdades Católicas Petropolitanas	-22,50644694	-43,16660361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	3887,3
Brasceras S.A. Indústria E Comércio	-22,14908333	-43,30019444	Paraíba do Sul/RJ	Poço Profundo	3000
Associação Faculdades Católicas Petropolitanas	-22,51019556	-43,18419528	Petrópolis/RJ	Nascente	1806,8
Auto Posto Montecaseros Ltda.	-22,42003222	-43,14996639	Petrópolis/RJ	Poço Raso	1752
Carl Zeiss Vision Brasil Indústria Óptica Ltda.	-22,51195583	-43,21401194	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	0,5
Carl Zeiss Vision Brasil Indústria Óptica Ltda.	-22,51173278	-43,21426778	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	0,5
Carl Zeiss Vision Brasil Indústria Óptica Ltda.	-22,49702639	-43,22532222	Petrópolis/RJ	Nascente	11212,8
Carl Zeiss Vision Brasil Indústria Óptica Ltda.	-22,49724417	-43,22540694	Petrópolis/RJ	Poço Raso	4522,4
Casa De Repouso Despertar S/C Ltda.	-22,52694444	-43,19527778	Petrópolis/RJ	Poço Raso	547,5
Celso Rodrigues Teixeira	-22,51161639	-43,20137083	Petrópolis/RJ	Nascente	1401,6
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,40999139	-43,14931167	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	36792
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,41134361	-43,14909944	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	76650
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,38477472	-43,13537361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	21900
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,40740944	-43,14781111	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	76650
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,40006222	-43,13603417	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	182500
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,38258528	-43,13424722	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	32850
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,29883056	-43,13737722	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	43800
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,29913722	-43,13736361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	10220
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,29922639	-43,13804167	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	36500
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32740194	-43,13251361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	26280
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32710444	-43,13255639	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	40150
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32680722	-43,13261861	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	24309
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32671944	-43,13253528	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	36500
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,33264694	-43,13235639	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	36500
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,33244917	-43,13163111	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	84680
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,3325	-43,13134889	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	59860
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,33116722	-43,13168694	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	58400
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32701417	-43,13177139	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	35040
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,32484056	-43,13201389	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	32850
Cervejaria Petrópolis S.A.	-22,30701694	-43,13070806	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	109500
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35311972	-43,16551972	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	134451,4
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,34998167	-43,16274556	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	109427

Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35464722	-43,16404361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	227030
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35772528	-43,16391583	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	74116,9
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,34760694	-43,16040778	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	109500
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35862944	-43,16639917	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	55136,9
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,36054444	-43,16737389	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	87702,2
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,36005306	-43,16704056	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	333712,2
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35199389	-43,15625333	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	109500
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35516556	-43,15496861	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	88768
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35979667	-43,1585875	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	182500
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35532333	-43,16407333	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	293562,2
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35801806	-43,16677583	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	256814
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,36165306	-43,15990306	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	73000
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35841139	-43,1672175	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	146000
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35868806	-43,1675925	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	219073
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,3589	-43,16672972	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	365657
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35232444	-43,16310306	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	34616,6
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35391361	-43,16385889	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	109083,9
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35929	-43,16572056	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	27528,3
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,36026389	-43,16720306	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	321200
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35269083	-43,16433139	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	31390
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35348917	-43,16465083	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	113296
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35393167	-43,16547028	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	55056,6
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35672417	-43,16563778	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	27528,3
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35921056	-43,16909056	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	99718
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,36030472	-43,16921222	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	156293
Cervejaria Petrópolis S/A	-22,35984056	-43,16889806	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	231264
Comunidade Evangélica De Confissão Luterana Em Petrópolis	-22,503965	-43,17625833	Petrópolis/RJ	Poço Raso	438
Comunidade Evangélica De Confissão Luterana Em Petrópolis	-22,50481278	-43,17697611	Petrópolis/RJ	Poço Raso	182,5
Concreto Nova Estrela Ltda.	-22,348375	-43,11931389	Petrópolis/RJ	Poço Raso	9600
Concreto Nova Estrela Ltda.	-22,37091444	-43,12764	Petrópolis/RJ	Poço Raso	3600
Cond. Parque Da Boa Vista	-22,39006611	-43,16802667	Petrópolis/RJ	Açude Ou Barragem De Acumulação	55676,2
Condomínio Do Edificio Hotel Quitandinha	-22,52552694	-43,21137833	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	1241
Condomínio Galeria Petrópolis	-22,51523944	-43,17345694	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	5616
Condomínio Quinta Do Lago	-22,43385167	-43,17239667	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	54800
Condomínio Quinta Do Lago	-22,43351917	-43,17255639	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	109600
Condomínio Residencial Parque Das Flores	-22,40068278	-43,14624528	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	3650
Condomínio Solar Das Hortências	-22,50266028	-43,1703275	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	876
Condomínio Vargem Alegre	-22,3876275	-43,16086278	Petrópolis/RJ	Açude Ou Barragem De Acumulação	40996,8
Confeitaria Pão Brasil Ltda. Me	-22,51112583	-43,17861361	Petrópolis/RJ	Poço Raso	1752
Conjunto São José	-22,52571139	-43,17232778	Petrópolis/RJ	Poço Raso	6,5
Dentsply Indústria E Comércio Ltda.	-22,51357556	-43,21555917	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	8640

Dentsply Indústria E Comércio Ltda.	-22,51453333	-43,21478889	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	15600
Escolinha De Artes E Lazer Xameguinho Ltda.	-22,51365222	-43,21062722	Petrópolis/RJ	Poço Raso	547,5
Fernando Madeira Gomes Coelho	-22,5109925	-43,19967806	Petrópolis/RJ	Poço Raso	405,6
Companhia Estadual De Águas E Esgotos	-22,16666667	-43,28333333	Paraíba do Sul/RJ	Rio Ou Curso D'Água	3153600
Ge Celma Ltda.	-22,513435	-43,21221417	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	7008
Ge Celma Ltda.	-22,513475	-43,21257333	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	17520
Ge Celma Ltda.	-22,51352361	-43,21288389	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	700,8
Ge Celma Ltda.	-22,51352639	-43,21312667	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	10512
Ge Celma Ltda.	-22,51352639	-43,21312667	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	17520
Ge Celma Ltda.	-22,5135475	-43,21338889	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	7008
Ge Celma Ltda.	-22,51393722	-43,21352972	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	61320
Ge Celma Ltda.	-22,51588444	-43,21239667	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	33792
Ge Celma Ltda.	-22,51497472	-43,21262222	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	18585,6
Ge Celma Ltda.	-22,51638639	-43,21288583	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	20655,4
Ge Celma Ltda.	-22,51739639	-43,21355333	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	35040
Ge Celma Ltda.	-22,51614222	-43,21203361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	20655,4
Hotel York Ltda.	-22,50712306	-43,17046306	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	730
Ipi Center	-22,50505389	-43,180715	Petrópolis/RJ	Poço Raso	255,5
Itaipava Pneus Ltda.	-22,39111111	-43,15829361	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	900
Lafarje Brasil S/A	-22,40264167	-43,10312778	Petrópolis/RJ	Poço Raso	3358
Lafarje Brasil S/A	-22,40213833	-43,10212861	Petrópolis/RJ	Poço Raso	438
Maurício Teixeira Dos Santos	-22,30863611	-43,14210556	Petrópolis/RJ	Poço Raso	144
Maurício Teixeira Dos Santos	-22,308675	-43,14213611	Petrópolis/RJ	Poço Raso	108
Maurício Teixeira Dos Santos	-22,30874722	-43,14215278	Petrópolis/RJ	Poço Raso	108
Mauro Roberto Gomes De Mattos	-22,30673194	-43,1389225	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	1825
Elc Produtos De Segurança Indústria E Comércio Ltda.	-22,11341667	-43,32694444	Paraíba do Sul/RJ	Poço Profundo	57816
Moinho Verde Alimentos Ltda.	-22,48041417	-43,22000472	Petrópolis/RJ	Nascente	5840
Moinho Verde Alimentos Ltda.	-22,31080139	-43,21819333	Petrópolis/RJ	Nascente	5840
Museu Imperial	-22,50582028	-43,17502889	Petrópolis/RJ	Poço Raso	0,4
Museu Imperial	-22,50675722	-43,17483194	Petrópolis/RJ	Poço Raso	365
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,48219444	-43,20988889	Petrópolis/RJ	Nascente	21900
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,47916667	-43,21013889	Petrópolis/RJ	Nascente	13140
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,48053056	-43,20710833	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	16425
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,48169444	-43,20897222	Petrópolis/RJ	Nascente	25404
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,47913889	-43,21013889	Petrópolis/RJ	Nascente	15768
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,480725	-43,20733889	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	3285
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,481	-43,20877222	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	4599
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,47611111	-43,20944444	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	7884
Nestle Waters Brasil - Bebidas E Alimentos Ltda.	-22,48026111	-43,20793611	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	7029,9
Pedro Cardoso Martins Moreira	-22,38005	-43,21379167	Petrópolis/RJ	Poço Raso	864
Pedro Cardoso Martins Moreira	-22,38001639	-43,21257417	Petrópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	12
Posto De Gasolina Alcatraz Ltda.	-22,38736444	-43,1315975	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	22075,2
Posto De Gasolina Alcatraz Ltda.	-22,38736444	-43,1315975	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	22075,2

Posto De Serviços Ninos Ltda.	-22,505	-43,17861111	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	489,1
Posto Regente Ltda.	-22,52922222	-43,19634444	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	1497,6
Serviço Social Do Comércio - Adm. Reg. Rio De Janeiro	-22,52496556	-43,19536306	Petrópolis/RJ	Poço Raso	1248
Transporte Unica Petrópolis Ltda.	-22,50490778	-43,08554778	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	13286
Vep- Veículos Especiais De Petrópolis Ltda.	-22,53258306	-43,21735333	Petrópolis/RJ	Nascente	374,4
Werner Fábrica De Tecidos S/A.	-22,51091667	-43,20747222	Petrópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	258065,3
Werner Fábrica De Tecidos S/A.	-22,51686111	-43,20516667	Petrópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	143953,9
Werner Fábrica De Tecidos S/A.	-22,51494444	-43,20655556	Petrópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	5258,9
Xerium Technologies Brasil Indústria E Comércio Ltda.	-22,48805556	-43,17666667	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	9120
Zuleika Borges Torrealba	-22,46800194	-43,13264556	Petrópolis/RJ	Poço Profundo	16128
Cervejaria Petrópolis Ltda.	-22,16313889	-42,807	Teresópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	1024920
Cervejaria Petrópolis Ltda.	-22,18166667	-42,80205556	Teresópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	880380
Cervejaria Petrópolis Ltda.	-22,17869639	-42,85292417	Teresópolis/RJ	Rio Ou Curso D'Água	607600
Cervejaria Petrópolis Ltda.	-22,17824278	-42,84901139	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	18228
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,19278333	-42,83000611	Teresópolis/RJ	Açude Ou Barragem De Acumulação	1249176
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17957972	-42,85042583	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	36456
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17767028	-42,84901417	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	18228
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17895	-42,85292417	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	23736
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17968833	-42,85148333	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	20050,8
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17830972	-42,85109472	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	27342
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17903833	-42,85190472	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	36456
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17750639	-42,84930361	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	24304
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,17889111	-42,85190472	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	24304
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,16433333	-42,81897222	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	51100
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,16025	-42,81002778	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	43800
Paraíba Do Sul - Companhia Estadual De Águas E Esgotos	-22,16666667	-43,28333333	Paraíba do Sul/RJ	Rio Ou Curso D'Água	3784320
Paty Do Alferes - Companhia Estadual De Águas E Esgotos	-22,33333333	-43,4	Paty do Alferes/RJ	Rio Ou Curso D'Água	693792
Paty Do Alferes - Companhia Estadual De Águas E Esgotos	-22,4	-43,4	Paty do Alferes/RJ	Rio Ou Curso D'Água	2302128
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,16488889	-42,81525	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	51100
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,15930556	-42,80947222	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	146000
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,16472222	-42,81652778	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	40150
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,16369444	-42,81811111	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	94900
Cervejaria Petrópolis Sa	-22,15947222	-42,80886111	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	109500
Concessionária Rio-Teresópolis S.A.	-22,34875	-42,93994444	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	4380
Posto Staniel Ltda.	-22,44388333	-43,44058333	Paty do Alferes/RJ	Poço Raso	3942
Concessionária Rio-Teresópolis S.A.	-22,14613889	-42,79463889	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	727,1
Cope Construções Projetos E Engenharia Ltda.	-22,40802222	-42,99681111	Teresópolis/RJ	Poço Profundo	6424
Ferreira Internacional Ltda.	-22,1175	-43,18694444	Três Rios/RJ	Rio Ou Curso D'Água	217152
Jbs S/A	-22,13055556	-43,24111111	Três Rios/RJ	Rio Ou Curso D'Água	328680
Latapack-Ball Embalagens Ltda.	-22,10880583	-43,16639028	Três Rios/RJ	Poço Profundo	47128,8
Latapack-Ball Embalagens Ltda.	-22,10816167	-43,17014944	Três Rios/RJ	Poço Profundo	402960
Nm Indústria E Comércio De Roupas Ltda.	-22,12930556	-43,23446389	Três Rios/RJ	Rio Ou Curso D'Água	63360

Nova Kaeru Indústria E Comercio De Couros Ltda.	-22,17219444	-43,084	Três Rios/RJ	Nascente	3120
Serviço Autônomo De Água E Esgoto De Três Rios	-22,11683333	-43,22472222	Três Rios/RJ	Rio Ou Curso D'Água	8760000