

MODELAGEM ESPACIAL DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA DO RIO
PIABANHA/RJ

Bianca Santos Molinari

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: Otto Corrêa Rotunno Filho

Rio de Janeiro
Outubro de 2015

MODELAGEM ESPACIAL DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA DO RIO
PIABANHA/RJ

Bianca Santos Molinari

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. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph. D.

Prof. Afonso Augusto Magalhães de Araújo, D. Sc.

Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro, D. Sc.

Prof. Iene Christie Figueiredo, D. Sc.

Dr. Luciano Nóbrega Rodrigues Xavier, D. Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

OUTUBRO DE 2015

Molinari, Bianca Santos

Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do rio Piabanha/RJ /Bianca Santos Molinari. – Rio de Janeiro: UFRJ /COPPE, 2015.

XXI,204 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Otto Corrêa Rotunno Filho

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2015.

Referências Bibliográficas: p. 192-203.

1. Qualidade da água. 2. Modelagem Hidrológica. 3. Modelo HSPF. 4. Bacia do rio Piabanha. I. Rotunno Filho, Otto Corrêa II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha mãe, pelos tantos sacrifícios objetivando minha boa educação e todo o carinho e confiança. Ao meu pai Ricardo, por ser meu fã número 1, um grande incentivador. Aos meus avôs, Aparício e Anibal (*in memoriam*), e às minhas avós, Hilza e Arlette, pelo amor e paciência infinitos. A toda minha família, pelo afeto e compreensão.

Aos meus amigos e colegas, pelo incentivo e apoio. Sem vocês, tudo teria sido muito mais difícil e tortuoso. Às amigas Luiza Ribeiro e Bruna Amaral, que me acompanharam durante todo o processo, e aos amigos que foram minha inspiração: Monique Marins, Claudia Daza, Ana Caroline Pitzer, Juliana Bahiense, Osvaldo Rezende e Fernanda Thomaz.

Aos professores da COPPE/UFRJ, pela transferência de conhecimento, principalmente aos professores do Programa de Engenharia Civil e ao professor Francisco Oliveira, pertencente ao corpo docente da Universidade Texas A&M.

Ao meu orientador, Otto Corrêa Rotunno Filho, pelo grande incentivo e por ter me instruído de forma a alcançar o objetivo almejado.

Aos colegas da CPRM, Felipe, Janaína, Marta, Robinho, Daniel, Mariana e Marcelo, pela paciência infinita e ajuda.

À colega da ANA, Ligia Maria Nascimento de Araujo, que, com seu conhecimento sobre a bacia do rio Piabanha, ajudou a consolidar dados e informações para a realização desta dissertação de mestrado.

Aos meus colegas da Universidade do Porto, Belisa Marinho, André Nogueira, Luciana Mazur, Ana Floriano e Petrick Soares, vocês fizeram da minha jornada em solo estrangeiro uma experiência muito agradável.

Agradeço, especialmente, ao aluno de doutoramento André Fonseca, que, com sua ajuda e apoio, permitiu enriquecer a realização deste trabalho.

Agradeço, também, aos meus professores da Universidade do Porto, Vitor Vilar, Cidália Botelho e Rui Boaventura, por terem me recebido e me ajudado nessa trajetória.

A todos os funcionários do Programa de Engenharia Civil, que, de alguma forma, me ajudaram na realização deste estudo.

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

Agradeço ainda o suporte da FAPERJ pelo apoio financeiro através dos projetos PEC/COPPE - FAPERJ 014/2010 (2010-2012), FAPERJ – Processo E-26/103.116/2011 (2012-2014), FAPERJ – Pensa Rio – Edital 19/2011 (2012-2014) – E26/110.753/2012, FAPERJ – Pensa Rio – Edital 34/2014 (2014-2017) –E-26/010.002980/2014 e ao CNPq Edital Universal No. 14/2013 – Processo 485136/2013-9 bem como à Secretaria de Educação Superior (SESu) – Ministério da Educação (MEC) - FNDE – Programa de Educação Tutorial - PET CIVIL UFRJ, pelo contínuo apoio à pesquisa científica no Brasil.

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

A todos, que diretamente ou indiretamente, contribuíram para a finalização deste trabalho.

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

MODELAGEM ESPACIAL DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA DO RIO
PIABANHA/RJ

Bianca Santos Molinari

Outubro/2015

Orientador: Otto Corrêa Rotunno Filho

Programa: Engenharia Civil

No desenvolvimento do Brasil, o estudo do espectro de eventos de natureza hidrológica, incluindo eventos extremos como a atual crise hídrica que afeta, no presente momento, partes da região sudeste e nordeste do país, assume papel de relevância essencial como subsídio à adequada gestão dos recursos hídricos, abrangendo os correspondentes aspectos de disponibilidade em quantidade e em qualidade. Diante desse referencial, o objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade de água na bacia do rio Piabanha/RJ, mediante metodologia que articula procedimentos de análise exploratória de informações hídricas quali-quantitativas, diagnóstico anual de longo curso e aplicação do modelo hidrológico semidistribuído HSPF a partir da integração de dados hidrometeorológicos, fisiográficos, uso da água e uso e ocupação do solo. Adotou-se, no estudo, a bacia do rio Piabanha, afluente do rio Paraíba do Sul, localizada na região serrana do Rio de Janeiro, abrangendo porções urbanas, agrícolas e florestadas, constituindo-se em bacia de natureza representativa e experimental. A análise estatística multivariada indicou a necessidade de repensar a distribuição das estações de qualidade de água. A modelagem de longo curso da bacia mostrou ser uma boa ferramenta para diagnosticar a situação da bacia em escala anual. A partir desse primeiro diagnóstico, foi implementado o modelo HSPF, em escala diária, com resultados que permitiram mostrar um razoável ajuste entre dados hidrológicos e de qualidade calculados e medidos.

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

WATER QUALITY SPATIAL MODELING APPLIED TO PIABANHA RIVER
WATERSHED/RJ

Bianca Santos Molinari

October/2015

Advisor: Otto Corrêa Rotunno Filho

Department: Civil Engineering

In the development of Brazil, the study of the spectrum of hydrological events, including extreme ones such as the current water crisis that affects, at present, the Southeast and Northeast parts of the country, takes on role of vital importance as an aid to proper management of water resources, covering the relevant aspects of availability in quantity and quality. Given this framework, the aim of this work was to evaluate the water quality in the river basin Piabanha/RJ using a methodology that articulates exploratory analysis procedures of qualitative and quantitative water information, annual diagnosis of long term and support of the semidistributed hydrological model HSPF based on the integration of hydrometeorological and physiographic datasets, water use and land use and occupation. We adopted the Piabanha river watershed as case study, which is part of the Paraíba do Sul basin, located in the mountainous region of Rio de Janeiro, covering urban, agricultural and forested portions, constituting a representative and experimental basin. Multivariate statistical analysis indicated the need to rethinking the distribution of water quality stations. The long-term modeling basin proved to be a good tool to diagnose the situation of the basin at an annual scale. From this first diagnosis, the HSPF model was implemented in daily scale, with results that were able to show a reasonable fit between calculated and measured hydrologic data.

Sumário

CAPÍTULO 1- INTRODUÇÃO.....	1
1.1 JUSTIFICATIVA – HISTÓRICO E RELEVÂNCIA	2
1.2 OBJETIVO GERAL E OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	10
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	11
2. CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 CICLO HIDROLÓGICO	14
2.2 OCUPAÇÃO E USO DO SOLO	15
2.3 POLUIÇÃO E QUALIDADE DAS ÁGUAS	17
2.3.1 Fontes Pontuais.....	17
2.3.2 Fontes Difusas	17
2.3.3 Autodepuração.....	20
2.3.4 Poluentes.....	22
2.4 MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	28
2.4.1 Classificação de Modelos	29
2.4.2 Modelo Hidrológico	30
2.4.3 Histórico dos modelos de qualidade de água.....	31
2.4.4 Geoprocessamento aplicado em modelos de qualidade de água	35
2.4.5 Seleção do Modelo	39
2.5 APLICAÇÕES DE MODELAGEM MATEMÁTICO-HIDROLÓGICA.....	40
3. CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA.....	43

3.1	ANÁLISE MULTIVARIADA.....	46
3.1.1	<i>Análise de Componentes Principais</i>	47
3.1.2	<i>Análise de Agrupamento Hierárquico</i>	52
3.2	MODELAGEM DE LONGO CURSO.....	53
3.2.1	<i>Banco de dados</i>	54
3.2.2	<i>Geoprocessamento</i>	55
	<i>Direção e acumulação do fluxo de água na rede</i>	56
3.2.3	<i>Interpolação espacial da chuva</i>	57
3.2.4	<i>Determinação do fluxo de água médio estimado por área de drenagem</i>	58
3.2.5	<i>Transformação da vazão média observada (m³/s) em altura (mm/ano) em cada posto de medição</i>	58
3.2.6	<i>Relação chuva-vazão</i>	59
3.2.7	<i>Avaliação do potencial de geração de poluentes por fontes difusas</i>	59
3.2.8	<i>Avaliação do potencial de geração de N e P por fontes pontuais</i>	61
3.2.9	<i>Estimando a concentração média esperada</i>	61
3.3	MODELAGEM UTILIZANDO BASINS/ HSPF	62
3.3.1	<i>Dados de entrada</i>	64
3.3.2	<i>Delineação e segmentação da bacia</i>	67
3.3.3	<i>Equações diferenciais utilizadas pelo HSPF</i>	73
3.3.4	<i>Simulação hidrológica (PWATER)</i>	81
3.3.5	<i>Simulação hidrológica (IWATER)</i>	85
3.3.6	<i>Simulação hidrológica (HYDR)</i>	86
3.3.7	<i>Troca de calor e temperatura da água</i>	87
3.3.8	<i>Seção RQUAL no módulo RCHRES</i>	87

3.3.9	<i>Calibração e Critérios Estatísticos</i>	93
4.	CAPÍTULO 4- ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIO PIABANHA	95
4.1	LOCALIZAÇÃO.....	96
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO REGIME CLIMÁTICO	99
4.3	GEOMORFOLOGIA.....	99
4.4	CARACTERIZAÇÃO DO REGIME PLUVIAL E FLUVIAL.....	100
4.5	OCUPAÇÃO E USO DO SOLO	103
4.6	CARACTERÍSTICAS DEMOGRÁFICAS	106
4.7	CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS	108
4.8	DIVERSIDADE BIOLÓGICA	109
4.9	PROJETO EIBEX.....	110
5.	CAPÍTULO 5 – APLICAÇÃO DO MODELO E RESULTADOS	114
5.1	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	115
5.1.1	<i>Análise de Componentes principais</i>	115
5.1.2	<i>Análise de Agrupamento Hierárquico</i>	120
5.2	GEOPROCESSAMENTO.....	123
5.2.1	<i>Modelo digital de terreno hidrologicamente consistido</i>	123
5.2.2	<i>Mapa de uso e cobertura do solo</i>	124
5.3	MODELAGEM DE LONGO CURSO.....	124
5.3.1	<i>Dados de entrada</i>	125
5.3.2	<i>Direção e acumulação do fluxo de água na rede</i>	127
5.3.3	<i>Sub-bacias de drenagem</i>	128
5.3.4	<i>Determinação da relação chuva-vazão</i>	128

5.3.5	<i>Interligação entre poluentes e o uso do solo</i>	135
5.4	MODELAGEM HSPF.....	152
5.4.1	<i>Dados de Entrada</i>	152
5.1.1	<i>Período de Simulação</i>	154
5.1.2	<i>Discretização da Bacia</i>	157
5.1.3	<i>Calibração e Validação Hidrológica</i>	158
5.1.4	<i>Calibração e Validação dos Parâmetros de Qualidade de Água</i>	171
5.1.5	<i>Análise dos Resultados HSPF</i>	183
6.	CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	185
6.1	CONCLUSÕES	186
6.1.1	<i>Quanto à Análise Estatística Multivariada</i>	186
6.1.2	<i>Quanto à Modelagem de Longo Curso</i>	186
6.1.3	<i>Quanto ao Modelo HSPF</i>	187
6.2	CONTRIBUIÇÕES E DESAFIOS	189
6.3	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	190
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	192
	ANEXO A - INFORMAÇÕES EMPREGADAS NA MODELAGEM ESPACIAL DA QUALIDADE DE ÁGUA - BACIA DO RIO PIABANHA/RJ (EM CD-ROM)	204

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1 Ciclo hidrológico. Fonte: adaptado de http://gracieteoliveira.pbworks.com/w/page/49867036/subsistemas%20terrestres acesso em 22/01/2015.....	15
Figura 2-2 Fenômeno da autodepuração. Fonte: adaptado de https://guiaecologico.wordpress.com/tag/autodepuracao-de-corpos-dagua/ acesso em 22/01/2015.....	21
Figura 2-3 Principais fontes de comprometimento da qualidade dos recursos hídricos superficiais. Fonte: adaptado de Nunes (2014).....	22
Figura 2-4 Ciclo do nitrogênio. Fonte: adaptado de Rosman (2010).....	25
Figura 2-5 Ciclo do fósforo. Fonte: adaptado de Rosman (2010).....	25
Figura 2-6 Gráfico do consumo de oxigênio pela degradação da matéria orgânica. Fonte: Sperling (2005).....	26
Figura 2-7 Processos do oxigênio dissolvido. Fonte: adaptado de Palmer (2001).....	27
Figura 2-8 Componentes básicos de um SIG. Fonte: adaptado de Positano (2009).....	36
Figura 2-9 Esquema de representação em camadas do SIG (Positano, 2009).....	37
Figura 2-10 Representação espacial da bacia hidrográfica de forma (a) concentrada e discretizada (b) em sub-bacias e (c) em células. Fonte: Larentis (2004).....	37
Figura 3-1 Fluxograma dos procedimentos utilizados.....	46
Figura 3-2 Exemplo de transformação de eixos e componentes principais. Fonte: http://fspanero.wordpress.com/2009/12/30/analise-de-componente-principais-pca/	48

Figura 3-3 Fluxograma da metodologia da modelagem de longo curso.....	54
Figura 3-4 Codificação da direção de fluxo.....	56
Figura 3-5 Polígonos de Thiessen.....	57
Figura 3-6 Esquema simplificado do sistema Basins. Fonte: Larentis (2004).....	63
Figura 3-7 Fluxograma da rotina PERLND.	69
Figura 3-8 Fluxograma da rotina IMPLND.....	70
Figura 3-9 Fluxograma da rotina RCHRES	72
Figura 3-10 Balanço hídrico no módulo PERLND.....	82
Figura 3-11 Esquema do cálculo da vazão e fontes no módulo HYDR.....	86
Figura 3-12 Seção RQUAL.....	87
Figura 4-1 Representação esquemática da localização da bacia do rio Paraíba do Sul e da bacia do rio Piabanha. Fonte: adaptado do Caderno de Ações da Bacia do Rio Piabanha e Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, 2006	97
Figura 4-2 Bacia do rio Piabanha: principais tributários e municípios. (Fonte: Paula, 2011; COPPE/UFRJ, 2006)	98
Figura 4-3 Mapa de precipitação anual. Fonte: Nunes (2014).	101
Figura 4-4 Distribuição de precipitação no posto Moura Brasil. Fonte: Hidroweb.	102
Figura 4-5 Distribuição de vazão no posto Moura Brasil. Fonte: Hidroweb. ...	103
Figura 4-7 Setores censitários na bacia do rio Piabanha.	107
Figura 4-8 População por setor censitário na bacia do rio Piabanha.	108
Figura 4-9 Bacias representativas experimentais do projeto EIBEX.	111

Figura 4-10 Diagrama unifilar da bacia representativa – projeto EIBEX.....	113
Figura 5-1 ACP dos postos de qualidade considerando o nitrato.....	116
Figura 5-2 ACP dos postos de qualidade considerando o fosfato.....	119
Figura 5-3 Dendrograma das estações analisando nitrato.....	121
Figura 5-4 Dendrograma das estações analisando fosfato.....	122
Figura 5-5 Mapa digital do terreno- Bacia do rio Piabanha.	123
Figura 5-6 Mapa de uso e cobertura do solo. Fonte: adaptado de Carvalho Junior (2013).	124
Figura 5-7 Polígonos de Thiessen na bacia do rio Piabanha.	126
Figura 5-8 Plano de informação do sentido do fluxo superficial na bacia do rio Piabanha.....	127
Figura 5-9 Área de drenagem das sub-bacias de contribuição.	128
Figura 5-10 Plano de informações da chuva acumulada no ano de 2011.....	129
Figura 5-11 Plano de informações da chuva acumulada no ano de 2012.....	130
Figura 5-12 Plano de informações da chuva acumulada no ano de 2013.....	131
Figura 5-13 Regressão linear chuva-vazão para os anos de 2011, 2012 e 2013.	134
Figura 5-14 Plano de informação de vazões para o ano de 2011, 2012 e 2013.	135
Figura 5-15 Plano de informações de nitrato para o ano de 2011 na bacia do rio Piabanha.....	137
Figura 5-16 Plano de informações de nitrato para o ano de 2011 na região de Petrópolis.....	137
Figura 5-17 Plano de informações de nitrato para o ano de 2012 na bacia do rio Piabanha.....	138

Figura 5-18 Plano de informações de nitrato para o ano de 2012 na região de Petrópolis.....	138
Figura 5-19 Plano de informações de nitrato para o ano de 2013 na bacia do rio Piabanha.....	139
Figura 5-20 Plano de informações de nitrato para o ano de 2013 na região de Petrópolis.....	139
Figura 5-21 Valores observados médios e calculados de nitrato no ano de 2011.....	141
Figura 5-22 Valores observados médios e calculados de nitrato no ano de 2012.....	141
Figura 5-23 Valores observados médios e calculados de nitrato no ano de 2013.....	142
Figura 5-24 Dispersão entre os dados observados e calculados para o parâmetro nitrato nos anos de: a) 2011; b) 2012 e c) 2013.....	143
Figura 5-25 Plano de informações de fosfato para o ano de 2011 na bacia do rio Piabanha.....	145
Figura 5-26 Plano de informações de fosfato para o ano de 2011 na região de Petrópolis.....	145
Figura 5-27 Plano de informações de fosfato para o ano de 2012 na bacia do rio Piabanha.....	146
Figura 5-28 Plano de informações de fosfato para o ano de 2012 na região de Petrópolis.....	146
Figura 5-29 Plano de informações de fosfato para o ano de 2013 na bacia do rio Piabanha.....	147
Figura 5-30 Plano de informações de fosfato para o ano de 2013 na região de Petrópolis.....	147

Figura 5-31 Valores observados médios e calculados de fosfato no ano de 2011.....	149
Figura 5-32 Valores observados médios e calculados de fosfato no ano de 2012.....	149
Figura 5-33 Valores observados médios e calculados de fosfato no ano de 2013.....	150
Figura 5-34 Dispersão entre os dados observados e calculados para o parâmetro fosfato nos anos de: a) 2011; b) 2012 e c) 2013.....	151
Figura 5-35 Delineamento da bacia do rio Piabanha em sub-bacias e trechos de rio.....	157
Figura 5-36 Divisão da bacia do rio Piabanha em trechos de rio.	158
Figura 5-37 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).....	159
Figura 5-38 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de calibração no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).	160
Figura 5-39 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15); em azul, o período chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.....	161
Figura 5-40 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1)	162
Figura 5-41 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de calibração no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1).	163
Figura 5-42 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1); em azul, o período de chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.....	164

Figura 5-43 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).....	165
Figura 5-44 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de validação no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).....	166
Figura 5-45 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15); em azul, o período chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.	166
Figura 5-46 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1).	167
Figura 5-47 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de validação no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1).	168
Figura 5-48 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1); em azul, o período chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.	168
Figura 5-49 Dispersão entre as vazões calculadas (em m ³ /s) (ordenada) e vazões observadas (em m ³ /s) (abscissa): posto fluviométrico Pedro do Rio - a) período de calibração e b) período de validação; posto fluviométrico Moura Brasil - c) período de calibração e d) período de validação.....	170
Figura 5-50 Dados calculados diários e mensais e observados de temperatura de água (TW) para o período de calibração.....	172
Figura 5-51 Dados calculados diários e mensais e observados de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o período de calibração.....	172
Figura 5-52 Dados calculados diários e mensais e observados de oxigênio dissolvido (OD) para o período de calibração.	173
Figura 5-53 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrato (NO ₃) para o período de calibração.....	173

Figura 5-54 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio amoniacal (TAM) para o período de calibração.	174
Figura 5-55 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio total (NT) para o período de calibração.	174
Figura 5-56 Dados calculados diários e mensais e observados de fosfato (PO ₄) para o período de calibração.	175
Figura 5-57 Dados calculados diários e mensais de fósforo total (FT) para o período de calibração.	175
Figura 5-58 Dispersão entre os dados calculados(ordenada) e observados (abscissa) para o período de calibração de: a) temperatura de água (TW); b) demanda bioquímica de oxigênio (DBO); c) oxigênio dissolvido (OD); d) nitrato (NO ₃); e) nitrogênio amoniacal (TAM); f) fosfato (PO ₄); e g) nitrogênio total (NT).....	177
Figura 5-59 Dados calculados diários e mensais e observados de temperatura de água (TW) para o período de validação.	178
Figura 5-60 Dados calculados diários e mensais e observados de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o período de validação.....	178
Figura 5-61 Dados calculados diários e mensais e observados de oxigênio dissolvido (OD) para o período de validação.	179
Figura 5-62 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrato (NO ₃) para o período de validação.....	179
Figura 5-63 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio amoniacal (TAM) para o período de validação.	180
Figura 5-64 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio total (TN) para o período de validação.	180
Figura 5-65 Dados calculados diários e mensais de fosfato (PO ₄) para o período de validação.....	181

Figura 5-66 Dados calculados diários e mensais e observados de fósforo Total (FT) para o período de validação. 181

Figura 5-67 Dispersão entre os dados calculados (ordenada) e observados (abscissa) para o período de validação de: a) temperatura de água (TW); b) demanda bioquímica de oxigênio (DBO); c) oxigênio dissolvido (OD); d) nitrato (NO_3); e) nitrogênio amoniacal (TAM); f) nitrogênio total (NT) e g) fósforo total (FT)..... 182

LISTA DE TABELAS

Tabela 2–1 Categoria dos maiores poluentes por principais fontes. Fonte: adaptado de Lima (2001).....	23
Tabela 3–1 Coeficientes de exportação de N e P por cada classe de uso e cobertura do solo.....	60
Tabela 3–2 Cargas unitárias brutas de fósforo e nitrogênio no esgoto doméstico.....	61
Tabela 3–3 Valores mínimos e máximos de parâmetros de hidrologia recomendados pela EPA (2000) e utilizados neste trabalho.....	83
Tabela 4–1 Parâmetros climáticos anuais da região. Fonte: INMET. Disponível em < http://www.inmet.gov.br/html/clima/mapas/?mapa=evap >. Acesso em: 15 jan. 2012.....	99
Tabela 4–2 Unidades de Conservação na bacia do Piabanha. Fonte: adaptado de Carvalho (2013).	104
Tabela 4–3 Uso e ocupação do solo percentual. Fonte: adaptado de Carvalho (2013).	105
Tabela 4–4 Coeficientes de escoamento superficial (runoff) da bacia. Fonte: Brito (2014).	106
Tabela 5–1 Estações de qualidade de água utilizadas para validação do modelo de longo curso.....	115
Tabela 5–2 Autovalores da matriz de correlação para nitrato.....	116
Tabela 5–3 Autovalores da matriz de correlação para fosfato.	118
Tabela 5–4 Resultado da análise de agrupamento hierárquico para nitrato... ..	120
Tabela 5–5 Resultado da análise de agrupamento hierárquico para fosfato.. ..	122
Tabela 5–6 Estações pluviométricas utilizadas na modelagem de longo curso.....	125

Tabela 5–7 Estações fluviométricas utilizadas na modelagem de longo curso.....	126
Tabela 5–8 Conversão das vazões médias anuais de m ³ /s para mm/ano.	132
Tabela 5–9 Vazão e chuva acumulada anual nos postos fluviométricos.....	133
Tabela 5–10 Valores calculados e observados de nitrato- modelagem de longo curso.	140
Tabela 5–11 Valores calculados e observados de fosfato- modelagem de longo curso.....	148
Tabela 5–12 Estações pluviométricas utilizadas no estudo.	153
Tabela 5–13 Estações fluviométricas utilizadas no estudo.	153
Tabela 5–14 Dados meteorológicos. Fonte: INMET.	154
Tabela 5–15 Disponibilidade de dados fluviométricos	155
Tabela 5–16 Disponibilidade de dados Pluviométricos	156
Tabela 5–17 Período de simulação	156
Tabela 5–18 Resultados dos critérios estatísticos aplicados na simulação hidrológica	171
Tabela 5–19 Resultados dos critérios estatísticos obtidos na simulação dos parâmetros de qualidade de água.....	183

Capítulo 1- Introdução

A Constituição de 1988 assumiu um importante papel para a gestão dos recursos hídricos no Brasil. Ela definiu a água como bem de uso comum e alterou a dominialidade das águas do território nacional, anteriormente definida pelo Código de águas de 1934 (Decreto n.24.63, de 10.7.1934). A partir desse momento, coube à União e aos Estados promover a gestão do uso dos recursos hídricos de sua competência (Cruz, 2008).

Posteriormente, a lei nº. 9.433, de 08.01.1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, que organizou o sistema de gestão por bacias hidrográficas e estabeleceu os instrumentos de gestão dos recursos hídricos no país: enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes, outorga de direito de uso, cobrança pelo uso da água e sistema de informações sobre recursos hídricos (Porto, 2008).

Apesar de possuir uma das legislações mais avançadas do mundo (Porto, 2008), passadas mais de duas décadas da promulgação da lei 9.433, muitos dos instrumentos de gestão ainda não foram completamente implementados. Como reflexo dessa ausência ou da má gestão dos cursos de águas superficiais e subterrâneas, percebe-se uma degradação acentuada da qualidade da água em importantes rios brasileiros, o que decorre de uma má utilização dos recursos hídricos, como o descarte de esgoto doméstico no meio urbano e uso não controlado de aditivos agrícolas.

Essa é uma realidade global, atualmente, em que mais de três milhões de pessoas morrem todos os anos devido a causas relacionadas à água e ao saneamento (OPS, 1996). Os aspectos qualitativos dos mananciais evidenciam que o recurso água é limitado. Esse recurso deveria ser visto como prioridade em termos de quantidade e qualidade, o que requer, portanto, uma gestão eficiente e eficaz.

Nos últimos 50 anos, a população global cresceu de 3 bilhões para 6,5 bilhões de habitantes, e a expectativa é que cresça outros 3 bilhões até 2050 e alcance 10 bilhões até 2100 (Nations, 2011). Esse quadro reflete em uma maior demanda de água e comida, acelerando o uso do solo e urbanização, que, somados a aspectos

climáticos, podem alterar o hidrograma natural do corpo hídrico, além da qualidade de suas águas, afetando-o direta ou indiretamente (Sharma *et al.*, 2000). O controle dessas alterações e a previsão de seus possíveis impactos é uma ferramenta importante cuja modelagem pode oferecer suporte.

Nesse 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, no sentido que possibilitam simular condições reais dentro de uma faixa de incertezas, permitindo a apresentação de propostas e alternativas para gerenciamento dos recursos naturais (Tucci, 2005; Von Sperling, 2007).

Os aspectos e impactos ambientais associados ao problema da degradação da qualidade da água de rios são variados e complexos. As discussões e conceitos relacionados ao tema passam por questões políticas, culturais, técnicas e econômicas. Esta dissertação procurou apresentar algumas contribuições e reflexões ao tema, lançando mão da modelagem matemática como ferramenta de diagnóstico e apoio científico ao gerenciamento da qualidade da água de uma bacia hidrográfica real.

1.1 Justificativa – histórico e relevância

A bacia do rio Piabanha, localizada na região serrana do estado do Rio de Janeiro, afluente da bacia do rio Paraíba do Sul, foi o objeto de discussão deste trabalho. A sua proximidade à capital levou a uma ocupação humana desorganizada que deu origem a muitos dos problemas ambientais da bacia, sobretudo as alterações da qualidade da água do rio Piabanha. O rio Piabanha, principal curso de água na bacia, conjuntamente com seus afluentes, drena regiões com elevado grau de urbanização, como os municípios de Petrópolis e Teresópolis, recebendo significativas cargas pontuais de esgoto doméstico no perímetro urbano dessas localidades.

Complementarmente, o rio Piabanha drena regiões agrícolas e especialmente florestadas, o que a torna uma região extremamente interessante de ser analisada sob o ponto de vista hidrológico. Em especial, representa cerca de 20% (COPPE/UFRJ, 2006) da área de floresta de mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro, o que, por si só, revela a sua importância sob o ponto de vista de manancial de água e de serviços

ambientais, constituindo-se em uma espécie de cinturão verde para a região metropolitana do Rio de Janeiro.

O uso e ocupação do solo cresceram de forma acelerada sem acompanhamento de adequada infraestrutura. A degradação do rio é perceptível. As visitas de campo realizadas pela autora mostraram, claramente, a situação de grande parte do curso de água, onde se destaca alta turbidez e mau odor. 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) ilustram que os parâmetros fósforo e coliformes, relacionados à contaminação, principalmente, por esgotos, encontram-se acima dos limites aceitáveis para a classe de enquadramento desse rio segundo a resolução CONAMA (2005).

Apesar da perceptível degradação, não existe, atualmente, qualquer estudo simultaneamente abrangente e específico, no nível de detalhe requerido para uma adequada gestão de recursos hídricos. Por exemplo, há diversas lacunas a respeito da discussão sobre a qualidade de água da bacia, sobre a capacidade de depuração de seus rios e sobre o real impacto causado pelos diversos agentes poluidores. As amostras de qualidade de água não possuem regularidade e adequabilidade potencialmente desejável de coleta, constituindo-se em dados usualmente pontuais, de natureza discreta no tempo e no espaço, permitindo retratar, portanto, apenas o estado de qualidade da água em alguns poucos pontos da bacia no momento da coleta. De fato, o número de estações fluviométricas ou hidrométricas, com dados de vazão e de qualidade de água, ainda é muito reduzido e sua distribuição geográfica na bacia é bastante limitada, ainda que esforços estejam sendo feitos por alguns agentes públicos. A escassez de recursos humanos e econômicos, com falta de uma política de monitoramento hidrometeorológico observacional, restringem os estudos de qualidade de água no espaço e no tempo.

Por outro lado, a modelagem matemática possibilita o estudo contínuo no espaço e tempo da qualidade da água. Entretanto, sua eficácia e confiabilidade estão associadas aos dados coletados *in situ*, utilizados nos processos de calibração e validação.

Mediante o exposto, nota-se a relevância em realizar estudos sobre a qualidade da água em distintos cenários de poluição hídrica com o principal intuito de utilizar as informações como subsídio para a tomada de decisão em programas de

gestão de recursos hídricos em instâncias que envolvem naturalmente os comitês e agências técnicas da bacia do Piabanha e por extensão do Paraíba do Sul , conforme, hoje, regula a lei nº. 9.433, reconhecida como lei das águas.

Este estudo conta com a colaboração de algumas instituições, como, por exemplo, CPRM, ANA, INEA e CETEM. Em especial, diversas pesquisas já foram desenvolvidas, nesta bacia, pelo programa de Engenharia Civil da COPPE, em particular do Laboratório de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (LABH2O) que adotou e atribuiu pioneiramente o conceito de bacia representativa e experimental para a bacia do Piabanha em 2003, consolidando-se tal iniciativa mediante projeto aprovado pela FINEP em 2006. Desde então, diversos trabalhos foram realizados pelo Laboratório, com parcerias e apoios diversos, incluindo outros centros e unidades da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e de outras universidades, como é o caso, por exemplo, da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ), da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), da Universidade Federal Fluminense (UFF), do Instituto Militar de Engenharia (IME) e da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF).

Complementarmente, este estudo ganha em relevância devido ao fato da bacia do rio Piabanha ser uma bacia experimental em fase continuada e dinâmica de implementação, sendo o objeto principal do projeto de pesquisa científica do Laboratório de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (LABH2O) denominado de EIBEX – Estudos Integrados de Bacias Experimentais. Esse projeto, relativo à realização de estudos em bacias especialmente monitoradas com ênfase na região serrana do Rio de Janeiro, conforme supramencionado, envolve diversas instituições e permite a geração de grande quantidade de dados e informações. Além disso, é uma bacia que possui comitê de bacia hidrográfica implantado desde 2013.

Nos próximos parágrafos, procura-se situar, historicamente, algumas iniciativas, enfoques e principais contribuições de trabalhos desenvolvidos no âmbito do LABH2O do Programa de Engenharia Civil da COPPE/UFRJ, sem necessariamente esgotar o assunto, mas, por outro lado, oferecendo, ao leitor, uma visão mais integrada das diretrizes e proposições acadêmico-científicas, tecnológicas e de inovação concebidas e em processo de implantação na bacia do Piabanha mediante diversos projetos financiados pela FAPERJ, FINEP, CAPES e CNPq.

Inicialmente, resgata-se trabalho de Rosso (1986), que desenvolveu estudo sobre emprego de traçadores fluorescentes no Laboratório de Traçadores do LABH2O em pequeno trecho de jusante da bacia do rio Piabanha, mais precisamente no trecho compreendido entre Pedro do Rio e Areal, com vistas a produzir análises de dispersão de poluentes e capacidade de reaeração do rio. Esse enfoque na bacia com emprego de traçadores seria, mais adiante, resgatado por Silva (2013). Destacam-se, ainda, os trabalhos de Amaral (2009) e Giori (2010), que, embora não aplicados diretamente à bacia do Piabanha, estudaram o emprego de traçadores na avaliação de impactos ambientais de despejos acidentais de poluentes na bacia do Paraíba do Sul e potenciais impactos na transposição de águas para a bacia do rio Guandu, onde ocorre captação de água para a região metropolitana do Rio de Janeiro, o que pode suscitar estímulos à condução de estudos oportunos de qualidade de água na bacia do Piabanha segundo essa diretriz.

Assim, historicamente, de fato, o trabalho de modelagem hidrológica pioneiro para a bacia do Piabanha está apresentado na dissertação de mestrado de Gonçalves (2008). Nesse trabalho, explora-se o emprego dos modelos concentrados SMAPII (*Soil Moisture Accounting Procedure*), originalmente proposto por Lopes *et al.* (1981), implantado no laboratório em versão Fortran com rotina de otimização automática de parâmetros de Rosenbrock (Dib, 1985; Rotunno Filho, 1989, entre outros) e SMAP.II – versão com suavização hiperbólica (Xavier *et al.*, 2001). Adicionalmente, o autor emprega o modelo semidistribuído TopModel (Beven, 1977), fazendo uso de modelo digital do terreno obtido por meio de imagem de radar SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*), permitindo introduzir, na análise, o índice topográfico no sentido de melhor contemplar o escoamento lateral e distribuído na bacia. O trabalho apoiou-se em dados obtido junto à Agência Nacional de Águas, adotando o período de 1998 a 2000 como calibração e de 2001 a 2004 para validação. Fundamentos e conceitos de modelagem hidrológica estão lá apresentados, bem como discussão sobre os aspectos diferenciados de abordagem concentrada, de natureza mais sistêmica, versus modelagem que procura incorporar alguns aspectos de natureza espacial, potencialmente mais aderentes aos processos físicos que compõem o ciclo hidrológico.

O trabalho de Gonçalves (2008) apoiou-se em dissertações de mestrado e teses de doutorado anteriores de modelagem hidrológica desenvolvidas no LABH2O, como, por exemplo, Dib (1985), Rotunno (1989), Silva (1990), Simões (1991), Thomaz

(1992), Xavier (2002), Di Bello (2005), Araujo (2006), entre outras. Dib (1985) explora a modelagem hidrológica para simulação e complementação de registros fluviométricos com suporte do modelo chuva-vazão SMAP. Rotunno (1989), Silva (1991) e Thomaz (1992) discutem procedimentos de calibração automática de parâmetros em modelos do tipo chuva-vazão, adotando, como algoritmo de referência, o modelo SMAP. Simões (1991) examina a componente de infiltração em modelos do tipo chuva-vazão. Xavier (2002) explora o emprego do modelo semidistribuído Topmodel e discute procedimentos de análise de sensibilidade de parâmetros conjuntamente com avaliações preliminares de rede de monitoramento de chuva com base em simulações estocásticas de campos pluviométricos e correspondente recomposição por modelos de natureza geoestatística levando em conta a incerteza dessa informação em modelos hidrológicos. Di Bello (2005), a partir do experimento internacional SMEX 03 (*Soil Moisture Experiment*) conduzido na região de cerrado presente em Barreiras /BA, na bacia do rio Grande, afluente do rio São Francisco, sob a liderança da Embrapa-Cerrados e do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), com a participação da divisão de hidrologia da NASA e de diferentes instituições, incluindo o Programa de Engenharia Civil da COPPE/UFRJ, investigou o desempenho do modelo hidrológico SMAP com respeito aos diferentes reservatórios que compõem o modelo, com maior detalhe e motivação na questão da análise da série temporal de umidade do solo. Em Araujo (2006), concebe-se e elabora-se o modelo EPHSTC (Esquema de Parametrização Hidrológica da Superfície Terrestre Continental), com aplicações em bacias americanas especialmente monitoradas, com vistas a refletir corrente de pensamento consolidada nos trabalhos previamente mencionados e em literatura nacional e internacional consentânea no sentido de estender a visão de modelos hidrológicos para abranger o balanço de massa e balanço de energia de forma efetivamente integrada, onde, então, a evapotranspiração ganha relevância diante das variáveis chuva e vazão mediante as análises de temperatura de superfície com padrões de cobertura e uso do solo e de estados de umidade na escala da bacia hidrográfica.

Nessa linha de trabalho, Lou (2010) dá continuidade ao trabalho de Gonçalves (2008), adicionando a modelagem de parte da área urbana da bacia do Piabanha mediante o emprego do modelo de natureza distribuída MODCEL (Miguez, 1994; Miguez, 2001), ainda, naquela oportunidade, sem a componente de escoamento subterrâneo. Em particular, a dissertação de Lou estimulou o desenvolvimento da dissertação de mestrado de Brito (2014) com vistas a incluir esse componente no

modelo. No estudo, a partir da modelagem hidrológica mais ampla da bacia, prospectam-se cenários de urbanização configurados e implantados no modelo de células MODCEL.

Em paralelo a esses trabalhos de modelagem hidrológica, pesquisas na área de sensoriamento remoto são desenvolvidas para a bacia do Piabanha, de forma que os eixos de modelagem hidrológica e de uso de informações de satélite se articulem para a melhor compreensão da dinâmica de processos físicos na região de estudo. Nessa direção, está o trabalho de Barros (2012), que explora o emprego do algoritmo SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithm*) (Baastiansen, 1995) para examinar o balanço de energia na superfície da bacia com o suporte de algumas cenas do sensor Landsat5-TM e da estação meteorológica implantada no parque municipal de Itaipava, distrito de Petrópolis, em março de 2007, com apoio da Finep (COPPE, 2007; COPPE, 2010). A dissertação de mestrado de Barros (2012) emprega dados diários da estação denominada de EIBEX – Estudos Integrados de Bacias Experimentais, contemplando o período de 2007 a 2010, com o objetivo de estimar a evapotranspiração potencial e a evapotranspiração real por diferentes procedimentos e equações, incluindo Penman-Monteith (FAO-58,1998), concomitantemente com a avaliação da estimativa espacializada por meio do algoritmo SEBAL e de cenas Landsat. Esse trabalho encontra respaldo em teses de doutorado anteriores desenvolvidas no LABH2O, notadamente de Paiva (2005), quando emprega o sensor AVHRR da NOAA em um campo de trigo e em um campo de soja, e de Nicacio (2008), que estuda a região de Petrolina-Juazeiro, em local próximo à transposição de águas da bacia do rio São Francisco para os eixos norte e leste do projeto, mediante o emprego de imagens Landsat e Modis. Mais recentemente, estudo com o emprego do SEBAL é desenvolvido para o estado de Rondônia na Amazônia, com suporte de imagens Modis e dados do projeto LBA (Large Biosphere Atmosphere) por Gomes (2014).

Adicionalmente, segundo o eixo de sensoriamento remoto como suporte à modelagem hidrológica, destacam-se, na bacia do Piabanha, o trabalho de Rosario (2013), que mapeia as áreas de preservação permanente (APP's) na região. No trabalho, Rosario (2013) emprega o sensor AVNIR, com resolução espacial de 10 metros, contrastando os resultados de classificação da cobertura e uso do solo com estudos anteriores que empregaram cenas Landsat com resolução espacial de 30 metros para delimitar o zoneamento ecológico e econômico do estado do Rio de Janeiro (ZEERJ, 2009 *apud* Rosario (2013)). Em especial, identifica o impacto de

proposições diversas para o código florestal na identificação de áreas de preservação permanente, hoje reconhecidamente essenciais para a seguridade hídrica das diversas bacias hidrográficas brasileiras e, por conseqüência, para a bacia do Piabanha, como revela a crise hídrica que permeia o país e mais diretamente a população da região sudeste, até então não consciente de sua vulnerabilidade, tendo em vista a cultura enraizada no país, com raras exceções, de certo desperdício ou atribuição adequada de valor, no sentido mais amplo, à água, na medida em que contabiliza cerca de 13% dos mananciais de água doce do mundo (ANA, 2013).

Nessa linha de trabalho, mais recentemente, Costa (2014) explorou, para uma pequena porção da bacia do rio Piabanha, a precisão e a acurácia na elaboração de modelos digitais de superfície a partir de imagens de sensoriamento remoto adquiridas na faixa de microondas do tipo SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) face ao emprego de imagens aerofotogramétricas. Adicionalmente, Silva (2014), por sua vez, desenvolveu um estudo bastante amplo sobre a evolução da paisagem na bacia do Piabanha conjugada com a avaliação de indicadores dos setores censitários de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Investiga o uso de imagens de satélite Landsat para o mapeamento da temperatura de superfície do solo e de índices de vegetação com vistas a estimar a variabilidade de indicadores espaciais de umidade do solo e de estresse hídrico. Em especial, na região do Quitandinha, em Petrópolis, avalia o mapeamento espacial da temperatura de superfície em diferentes resoluções (Landsat- 30 m e Quickbird- 4 m), permitindo identificar e incorporar o impacto de diferentes materiais de revestimento e de pavimentos em ruas e edificações para o mapeamento de ilhas de calor e estabelecimento de diretrizes para orientar as intervenções antrópicas que afetem a evolução da paisagem da bacia do Piabanha.

Nesse ponto, que enfatiza a questão da evolução da paisagem, destaca-se a dissertação de Ribeiro (2001), que avalia, na região da bacia dos rios Iguçu-Sarapuí, as modificações espaço-temporais no mapeamento da cobertura espacial, adicionando, no estudo, prospecções dessa informação em termos de sensibilidade e impactos nos valores de vazão e estimulando estudos de modelagem hidrológica e de sensoriamento remoto que também contemplassem análises da qualidade de água dos corpos hídricos. Na direção proposta, Libos (2002) e Libos (2008) exploram, mais especificamente, a questão da qualidade de água, notadamente a poluição difusa na bacia do rio Cuiabá, que abrange uma área de cerca de 37.000 km². Essa bacia foi escolhida por estar localizada no estado de Mato Grosso, que possui uma vocação

eminentemente agrícola, localizando-se a montante do complexo Pantanal, constituindo-se em uma importante área para condução de estudos ambientais no Brasil.

Na bacia do rio Piabanha, o exame da qualidade da água foi tema da dissertação de mestrado de Paula (2011), que trata da modelagem matemática do estado de qualidade de água com enfoque no escoamento da calha do rio, sem levar em conta a dinâmica hidráulico-hidrológica integrada segundo a perspectiva conjugada hidrologia da bacia hidrográfica – canal hidráulico do curso de água. Mais recentemente, Nunes (2014) complementa o estudo de Paula (2011) para avaliar o enquadramento da bacia do Piabanha segundo padrões de qualidade de água, com maior enfoque no escoamento da calha do rio mediante emprego do modelo Qual2E/Qual2K e correspondentes considerações de aportes de poluição em diferentes trechos do curso de água do Piabanha e de análise de sensibilidade de impactos nos indicadores de qualidade de água em condições de regime estacionário de vazões.

Menção importante, ainda, cabe ao trabalho de Prodanoff (2005), que desenvolve abordagem físico-matemática para melhor compreensão da poluição urbana difusa. Nessa linha, Carvalho (2011) desenvolve trabalho de modelagem da poluição urbana difusa na região do Quitandinha, situada no município de Petrópolis, porção localizada na bacia do rio Piabanha. Em especial, propõe estudo para córrego Quitandinha, apropriando-se de ferramentas espaciais de geoprocessamento (Archydro) e de imagem do satélite Quickbird de alta resolução espacial para melhor compreensão da dinâmica desse tipo de fonte de poluição, especialmente sensível à introdução de vias preferenciais de escoamento superficial, como é o caso, por exemplo, de vias de transporte em uma dada região. Mediante a distribuição espaço-temporal de chuvas, estuda-se a influência, por exemplo, do transporte de material sedimentar e o grau de continuidade espaço-temporal dos poluentes, processos de difícil controle e monitoramento.

Destaca-se no campo da aplicação estatística para estudos em bacias hidrográficas o trabalho recente de Spitz (2014), que utilizou a análise estatística multivariada, mais precisamente a análise de componentes principais, para avaliar a distribuição das estações pluviométricas e estações virtuais do TRMM na bacia do rio Dois Rios, no estado do Rio de Janeiro. O trabalho, que se propunha a examinar a qualidade da rede hidrometeorológica de monitoramento existente na região, concluiu

que existe uma má distribuição dos postos de observação, o que instiga uma análise aprofundada da rede para um adequado posicionamento das estações existentes. Abordagem, segundo essa diretriz, é explorada no presente trabalho de pesquisa.

Dentro desse panorama historicamente contextualizado, a presente dissertação enfoca a avaliação do estado de qualidade de água na bacia do Piabanha, mais bem detalhada no corpo textual da dissertação no capítulo de metodologia.

1.2 Objetivo geral e objetivos específicos

Face ao exposto, a presente dissertação tem, como objetivo geral, compreender os processos físicos que ocorrem na bacia do rio Piabanha, situada na região serrana do Rio de Janeiro. Mais especificamente, o objetivo desta dissertação consiste em prover uma avaliação do estado de qualidade da água da bacia considerando-se as contribuições oriundas da poluição difusa e concentrada por meio de três abordagens distintas e complementares entre si de modelagem espacial de dados de qualidade de água hidrológica, a saber: análise exploratória de dados, incluindo análise de componentes principais e avaliação de dendrogramas; modelagem hidrológica espacial de longo curso e modelagem hidrológica semidistribuída.

Cabe ressaltar que há o interesse de avaliar a distribuição temporal de vazão e de qualidade de água através do emprego de uma modelagem hidrológica semidistribuída a partir da integração de uma base de dados de natureza múltipla, incluindo dados hidrometeorológicos, de qualidade da água, fisiográficos e de uso e ocupação do solo.

Primeiramente, em escala anual, emprega-se um modelo simplificado com análise de nitrato e fosfato. Em seguida, em escala diária, utilizam-se procedimentos de cálculo na escala horária, envolvendo uma gama maior de parâmetros: nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fosfato, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e temperatura da água na bacia.

O presente trabalho contempla, portanto, a análise espacial de alguns indicadores de qualidade de água, de modo a explicitar os efeitos causados pela ocupação do solo na bacia de estudo e a avaliação do desempenho desses três

procedimentos de modelagem em escalas distintas na estimativa da qualidade da água na bacia do rio Piabanha. De forma a cumprir tais objetivos, foram estabelecidas algumas metas discriminadas de forma sumária a seguir e detalhadamente ao longo desta dissertação, a saber:

1. análise espacial exploratória multivariada de dados hidrometeorológicos, climáticos e de qualidade de água, nitrato e fosfato, disponíveis e consolidados para avaliação preliminar da rede de monitoramento da qualidade de água atualmente implementada na bacia do rio Piabanha;
2. elaboração de mapas da distribuição dos poluentes nitrato e fosfato, entre outros, na bacia do rio Piabanha por meio da metodologia desenvolvida por Saunders e Maidment (1996);
3. identificação de áreas na bacia do rio Piabanha com maior grau de poluição de origem não pontual e concentrada, etapa realizada através do processo de modelagem de longo curso;
4. aplicação do modelo hidrológico semidistribuído HSPF, na área da bacia, realizando procedimentos de calibração e validação, na escala diária, a partir da vazão e de parâmetros de qualidade de água, notadamente temperatura da água, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fosfato e fósforo total.

A partir do cumprimento dessas metas, pretende-se fornecer um conjunto de informações que sejam úteis para o gerenciamento e proteção da qualidade da água na bacia do Piabanha.

1.3 Estrutura da dissertação

Esta dissertação está organizada em seis capítulos, contando com o capítulo introdutório. Nesta introdução, o contexto legal da gestão de recursos hídricos no Brasil é apresentada conjuntamente com as motivações e fundamentações de natureza histórica que deram origem a esta pesquisa, permitindo estabelecer a questão científica desta dissertação, qual seja, estabelecer metodologia para mais adequadamente examinar a qualidade de água de uma bacia hidrográfica para

avaliação dos padrões quali-quantitativos de corpos hídricos e suscitar reflexões fundamentadas para o adequado monitoramento da informação hidrológica e avaliação do seu correspondente impacto social.

No Capítulo 2, é realizada uma revisão da bibliografia, com alguns fundamentos básicos segundo o tema da dissertação, abordando aspectos como ciclo hidrológico, uso e ocupação do solo, poluição e qualidade das águas, alterações climáticas e ainda uma breve revisão de modelagem hidrológica e de qualidade de água.

No Capítulo 3, apresenta-se a metodologia do trabalho, englobando os procedimentos de análise exploratória de dados por componentes principais, diagnóstico de qualidade de água de longo curso e modelagem hidrológica com o HSPF, incluindo fluxograma geral da abordagem metodológica da dissertação e fluxogramas específicos de cada um dos procedimentos empregados de forma complementar e articulados entre si para cumprir o objetivo geral deste estudo e correspondentes objetivos específicos.

O Capítulo 4 apresenta caracterização geral da área estudada, mais especificamente, a bacia do rio Piabanha, com a sua localização e identificação dos principais cursos de água, altimetria, usos do solo, vegetação predominante, caracterização hidrológica, com análise temporal e espacial de precipitação e análise temporal da fluviometria e, por último, uma caracterização do regime climático em função de sua localização.

No Capítulo 5, são detalhados, para cada um dos três procedimentos que constituem a metodologia do trabalho apresentada no Capítulo 3, os dados de entrada, os produtos obtidos em cada etapa da metodologia e, por fim, os resultados da modelagem espacial hidrológica quali-quantitativa. O primeiro procedimento, que abrange a análise estatística multivariada, utilizou dados provenientes do projeto EIBEX (Estudos Integrados em Bacias Experimentais) coletados no período de 2011 a 2013, e, como resultado, tem-se a matriz de componentes principais e dendrogramas para cada um dos parâmetros analisados: fosfato e nitrato. No segundo procedimento, que contempla a modelagem de longo curso, foram empregados os mesmos dados da análise estatística, e o resultado obtido é um plano de informação da concentração dos nutrientes fosfato e nitrato na bacia. No terceiro e último procedimento, foram utilizados dados provenientes da ANA para calibração (2001 a 2004) e para validação

(1992 a 1995), em que os resultados correspondem a valores diários de vazão e de qualidade de água espacialmente distribuídos.

Por fim, no Capítulo 6, apresentam-se conclusões pertinentes aos resultados dos processos de modelagem espacial da qualidade de água no bacia do rio Piabanha. São também feitas recomendações e considerações finais desta dissertação.

Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica

2.1 Ciclo Hidrológico

O ciclo da água é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera (por exemplo, Gupta, 2011). O conceito de ciclo hidrológico (Figura 2-1) está ligado ao movimento e à troca de água nos seus diferentes estados físicos, que ocorre na hidrosfera e na atmosfera, impulsionada, fundamentalmente, pela energia solar, gravidade e rotação terrestre (entre outros, Brito, 2014). O Sol fornece a energia para elevar a água da superfície terrestre para a atmosfera (evaporação), e a gravidade faz com que a água condensada caia (precipitação), que, uma vez na superfície, escoar superficialmente ou se infiltra nos solos e nas rochas (escoamento subterrâneo).

No entanto, o ciclo hidrológico é bem mais complexo, e diversos fenômenos o afetam e o modificam. Nem toda a água precipitada alcança a superfície terrestre, já que uma parte, na sua queda, pode ser interceptada pela vegetação e evaporar ou mesmo evaporar sem encontrar uma superfície de interceptação. Além disso, a água que infiltra no solo é sujeita à evaporação direta para a atmosfera, através da superfície do solo, ou é absorvida pela vegetação, que, através da transpiração, a devolve para a atmosfera. Esse processo, chamado evapotranspiração, ocorre no topo da zona não saturada, ou seja, na zona onde os espaços entre as partículas de solo contêm tanto ar como água. O topo da zona saturada corresponde ao nível freático.

A água subterrânea pode ressurgir à superfície (nascentes) e alimentar as linhas de água ou ser descarregada diretamente no oceano. A água que continua a se infiltrar e atinge a zona saturada entra na circulação subterrânea e contribui para um aumento da água armazenada (recarga dos aquíferos).

A quantidade de água e a velocidade com que ela circula nas diferentes fases do ciclo hidrológico são influenciadas por diversos fatores como, por exemplo, a cobertura vegetal, altitude, topografia, temperatura, tipo de solo e geologia.



Figura 2-1 Ciclo hidrológico. Fonte: adaptado de <http://gracieteoliveira.pbworks.com/w/page/49867036/subsistemas%20terrestres> acesso em 22/01/2015

2.2 Ocupação e Uso do solo

O uso e a ocupação do solo exercem influência sobre o aporte de nutrientes e sedimentos nos corpos de água, podendo alterar a sua qualidade. De um modo geral, a ocupação por matas e florestas representa uma baixa carga de nutrientes, já que esses são lixiviados pelo solo, que tem alta capacidade de infiltração, e são absorvidos pelas raízes das plantas, permanecendo em equilíbrio com o ecossistema.

A agricultura e o desenvolvimento urbano tem o maior potencial de introdução de mudanças permanentes nas estruturas dos corpos de água e na qualidade de suas águas (EPA, 2001; Ren *et al.*, 2003). A alteração da cobertura vegetal da bacia hidrográfica pode ser considerada uma fonte de poluição, no sentido que afeta o seu comportamento hidrológico, influenciando o tempo de resposta da bacia nos eventos de chuva. Alguns dos efeitos dessas alterações podem resultar no aumento da produção de sedimentos, aumento da temperatura do escoamento superficial, perda de vegetação ripária, entre outros. Vários estudos indicam o crescimento da poluição de lagos e rios em função das alterações no uso do solo (Libos, 2008, entre outras). Da mesma forma, outras modificações das características físicas do leito do rio como a canalização ou construção de uma usina hidrelétrica também podem ter, como efeito, o impacto na qualidade da água (Larentis, 2004).

No Brasil, até os anos 50 do século XX, grande parte da produção agrícola era de pequenas propriedades familiares, onde se aplicavam fertilizantes orgânicos no solo, e os resíduos gerados eram assimilados pelo próprio solo, raízes e pelos corpos de água receptores. Após esse período, observou-se uma tendência mundial à produção agrícola intensiva, baseada no uso de fertilizantes químicos e de defensivos agrícolas em monoculturas, utilizando uma elevada quantidade de nutrientes, que, freqüentemente, são superiores à capacidade de assimilação dos vegetais. Como conseqüência, houve grande aumento da quantidade de nutrientes aportada para a rede de drenagem. Em uma escala global, a agricultura usa hoje cerca de 70% de todo o suprimento de água doce mundial, o que a torna o maior consumidor desse recurso natural. Esse fato faz com que o fluxo de retorno da irrigação seja um risco permanente de poluição difusa das águas superficiais, podendo causar, entre outros fenômenos, a eutrofização.

Projeta-se que as populações urbanas aumentarão em 2,9 bilhões de pessoas, passando de 3,4 bilhões, em 2009, para um total de 6,3 bilhões, em 2050. Assim, espera-se que as áreas urbanas do mundo absorvam todo o crescimento populacional nas próximas quatro décadas. Com o crescimento populacional esperado, prevê-se que a demanda por alimentos aumentará em 70% até 2050 (Bruinsma, 2009 *apud* UNESCO, 2012), enquanto que a demanda por fontes hidrelétricas e outros recursos energéticos renováveis aumentará em 60% (WWAP, 2009 *apud* UNESCO, 2012), além do aumento substancial do consumo de água e de energia, levando a um acirramento na competição pela água (UNESCO, 2012).

A urbanização está associada à remoção da cobertura natural do solo com a sua correspondente impermeabilização, alterando o balanço hídrico de cada parcela que o compõe. As taxas de evapotranspiração são alteradas, e a infiltração passa a sofrer redução significativa, produzindo elevação do escoamento superficial, por vezes, com sua velocidade aumentada pela ausência de barreiras físicas ou pelo próprio aumento de seu volume. Além disso, a ausência da vegetação deixa o solo exposto à ação do intemperismo, com conseqüente geração de processos erosivos e carreamento de sedimentos produzidos na bacia para o leito do rio. A bacia de drenagem, assim como o curso de água, passa por intensas modificações buscando comportar o novo volume por eles escoado (Carvalho, 2011).

O uso e o manejo não sustentável da terra estão levando à desertificação e à degradação das terras em torno do mundo, acarretando o aumento da pressão sobre

os recursos hídricos e conseqüente escassez de água. As estimativas indicam que quase dois bilhões de hectares de terra em torno do mundo estão sendo seriamente degradados, algumas regiões de forma irreversível (FAO, 2008 *apud* UNESCO,2012)

2.3 Poluição e qualidade das águas

Poluição é a introdução, direta ou indiretamente de substâncias ou energia no ambiente, que alterem a natureza do corpo hídrico, provocando um efeito negativo no seu equilíbrio, podendo vir a afetar os diversos usos da água (Von Sperling, 2005). As fontes de poluição que contribuem para degradação dos corpos de água em uma bacia hidrográfica podem ser classificadas como pontuais ou não pontuais, sendo essas últimas ainda denominadas de distribuídas ou difusas.

2.3.1 Fontes Pontuais

As fontes pontuais de poluição são introduzidas através de lançamentos individualizados, ou seja, atingem o corpo receptor de forma concentrada, como o que ocorre no lançamento de esgotos sanitários ou de efluentes industriais (Novotny, 2003).

Devido a sua facilidade de identificação e quantificação de volume, nas décadas anteriores, os esforços para preservação dos recursos hídricos eram voltados, principalmente, para essas fontes de poluição. Apesar dessa potencial facilidade de avaliação, ainda hoje elas se constituem em grande motivo de preocupação, destacando-se o lançamento de esgoto *in natura* como uma das principais formas de poluição e/ou contaminação dos recursos hídricos (EPA ,2002).

2.3.2 Fontes Difusas

Quando a água da chuva atinge o solo e escoar sobre ele, inicia-se um processo de dissolução e arraste que transportará material retirado do solo em direção aos rios e aos oceanos. Esse material influenciará diretamente na qualidade das águas superficiais.

As cargas difusas são assim chamadas por não terem um ponto de lançamento específico ou por não advirem de um ponto preciso de geração. Encontram-se dispersas no espaço, tornando mais difícil sua quantificação e identificação, trazendo maiores dificuldades na modelagem de qualidade de água (León *et al.*, 2001). Os fatores que influenciam a poluição difusa são o clima, a litologia da região, a

vegetação circundante, o ecossistema aquático e a influência do homem. Conhecer a dinâmica da atuação de cada um desses fatores e a interação estabelecida pela ação conjunta permitirá um entendimento melhor do processo para avaliação da qualidade da água (Libos, 2008).

As cargas de poluentes podem ter origem natural ou antrópica. Os poluentes de origem antrópica principais são fertilizantes, ricos em nitrogênio, fósforo e potássio, adubos e até agrotóxicos mais nocivos, com compostos tóxicos. Esses poluentes, quando utilizados inadequadamente, podem interferir na biota aquática e terrestre.

A forma com que ocorre ou as rotas de transporte dos poluentes difusos são: o ar (deposição atmosférica), o escoamento superficial, o escoamento subterrâneo ou ainda os sistemas de drenagem urbana (Novotny, 2003).

A poluição não pontual proveniente do ar (deposição atmosférica) dá-se no processo de formação das precipitações. A umidade da atmosfera condensa em núcleos de condensação, como as pequenas partículas de fuligem, poeira e sal marinho. Essas partículas são oriundas, essencialmente, do desprendimento de material particulado do solo da bacia hidrográfica ou de ações antrópicas, como a queima de biomassa. Após a formação das gotas e precipitação destas, no trajeto até o solo, ocorre a incorporação de alguns poluentes presentes na atmosfera. Esse efeito é acentuado nas áreas urbanas em virtude das constantes cargas de poluentes emitidas na atmosfera que, em contato com a água da chuva, regressam à superfície (Nunes, 2014).

Alguns exemplos de poluição não pontual proveniente do escoamento superficial são, segundo Liu e Lipták (1996), a erosão, principalmente em áreas descobertas de solo e propensas a deslizamentos, e a lavagem das superfícies e carreamento de resíduos depositados sobre o solo, como, por exemplo, resíduos vegetais, lixo urbano, despejos industriais, entre outros.

A poluição devido ao escoamento superficial é a principal contribuição na poluição não pontual. A poluição proveniente do sistema de drenagem urbana consiste no transporte de poluentes devido à lavagem da superfície (provenientes do processo de acúmulo de poluentes na superfície da bacia conhecido como *build up*) e transporte destes para o corpo de água (*wash off*). A origem dessa poluição é bastante diversificada, como, por exemplo, a deterioração de pavimentos pelo tráfego, disposição de resíduos domiciliares nas ruas, resíduo de veículos, entre outros (Porto,

1995). Além disso, muitas redes de drenagem de águas pluviais recebem contribuições de esgotos domésticos.

O escoamento subterrâneo também pode ter um efeito considerável na poluição de mananciais, principalmente quando o lençol freático é alto o suficiente para contribuir com a vazão dos rios. Nesses casos, em especial durante o período de estiagem, pode haver uma contribuição substancial de poluentes, com destaque para os que se apresentam dissolvidos na água como os nitratos (Novotny, 2003)

A poluição difusa, por suas características espaciais e temporais, dificulta as caracterizações e análises comparativas entre vazão e concentração de poluentes quanto à susceptibilidade e quanto à vulnerabilidade ambiental em função de distintas intensidades de eventos de precipitação no que tange ao propósito de estabelecer quadro comparativo entre bacias hidrográficas (Carvalho, 2011).

A maior preocupação concerne no que diz respeito à influência antrópica e a alterações do uso e cobertura de solo, como, a título de ilustração, disposição inadequada de resíduos sólidos, desmatamento, uso de agrotóxicos e excesso de fertilizantes, entre outros. Nesse sentido, o estudo das fontes de poluição não pontuais vem se intensificando. Nas décadas de 70 e 80 do século passado, a preocupação com a poluição difusa estava mais direcionada para o controle dos poluentes presentes apenas no escoamento superficial. Atualmente, o enfoque está distribuído em todos os três componentes do ciclo hidrológico: transporte e deposição atmosférica, geração e transporte superficial e fluxo de águas subterrâneas (Novotny, 2003).

Para uma adequada gestão dos recursos hídricos, urge a avaliação não apenas do corpo de água como também de seu entorno. O dimensionamento das contribuições difusas de nutrientes incentiva uma efetiva utilização de modelos hidrológicos com aplicação direta para subsidiar processos de tomada de decisão em gestão e licenciamento ambiental bem como no estabelecimento e formulação de políticas públicas em recursos hídricos.

2.3.3 Autodepuração

O fenômeno de autodepuração em cursos de água consiste no processo natural de recuperação de um corpo hídrico que recebe lançamentos (Figura 2-2). Esse processo divide o curso de água em zonas ou fases distintas de comportamento ambiental.

Nos locais de despejo de poluentes, é criada uma zona de degradação, onde as substâncias estão mais concentradas; nessa zona, há uma diminuição de oxigênio dissolvido na água, que está sendo consumido pelas bactérias para degradação da matéria orgânica, permitindo que, assim, a população de bactérias também se eleve.

Na zona de decomposição ativa, o nitrogênio orgânico é degradado para amoniacal. Por essa razão, ocorrem o aumento desse constituinte e um maior consumo de oxigênio, reduzindo, ainda mais, o nível de oxigênio dissolvido (OD). A população de bactérias começa a decrescer na medida em que a quantidade de matéria orgânica decai.

Na terceira fase, a zona de recuperação, a matéria orgânica já está mais estabilizada, e os níveis de oxigênio começam a se recuperar, apesar de ainda haver consumo para o processo de nitrificação, ou seja, oxidação de nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato. A quarta fase é a fase de águas limpas, caso não haja novo ponto de lançamento, onde o ecossistema está em equilíbrio.

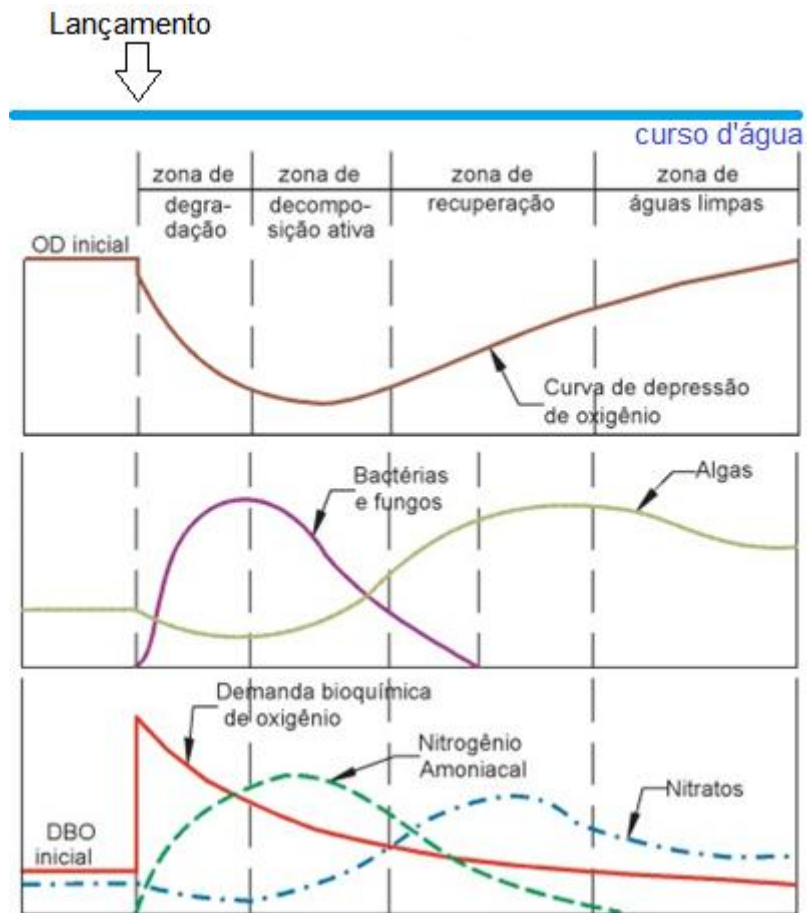


Figura 2-2 Fenômeno da autodepuração. Fonte: adaptado de <https://guiaecologico.wordpress.com/tag/autodepuracao-de-corpos-dagua/> acesso em 22/01/2015

2.3.4 Poluentes

Os parâmetros de qualidade de água que serão estudados, nesta dissertação, são: nitrogênio (nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrogênio total), fósforo (fosfato e fósforo total), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), OD (oxigênio dissolvido) e temperatura da água.

A Figura 2-3 mostra as principais causas de contaminação dos recursos hídricos superficiais.

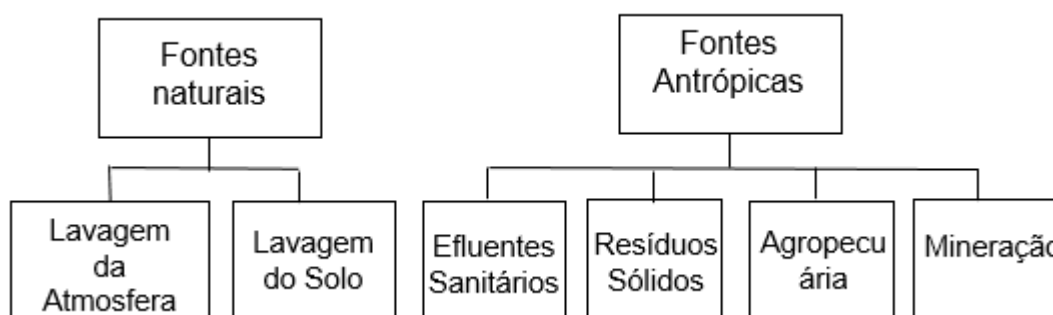


Figura 2-3 Principais fontes de comprometimento da qualidade dos recursos hídricos superficiais. Fonte: adaptado de Nunes (2014).

As principais categorias de poluentes e suas principais fontes, segundo Lima (2001), podem ser observadas na Tabela 2-1, onde os poluentes de maior representatividade incluem: material orgânico que causa a deficiência de oxigênio nos corpos de água; nutrientes, que provocam o excessivo crescimento de algas nos lagos, reservatórios, rios e mares; organismos patogênicos; material em suspensão; metais pesados; material orgânico tóxico e calor.

Tabela 2–1 Categoria dos maiores poluentes por principais fontes. Fonte: adaptado de Lima (2001)

Categoria dos Poluentes	Fontes Pontuais		Fontes Difusas	
	Esgoto Doméstico	Efluente Industrial	Escoamento Agrícola	Escoamento Urbano
Material Orgânico	x	x	x	x
Nutrientes	x	x	x	x
Patogênicos	x	x	x	x
Sólidos Suspensos/Sedimentos	x	x	x	x
Sais		x	x	x
Metais Tóxicos		x		x
Materiais Orgânicos Tóxicos		x	x	
Temperatura		x		

No Brasil, a Resolução CONAMA 357/05 determina a concentração adequada de poluentes para cada classe de uso considerando diferentes ambientes aquáticos. O artigo 42 dessa resolução estabelece que, enquanto não forem feitos os enquadramentos, as águas doces serão consideradas como Classe 2, que é o caso dos rios da bacia do rio Piabanha. Para essa classe, os teores máximos são: 0,030 mg/L de fósforo total em ambientes lênticos; 0,050 mg/L de fósforo total em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico; 0,1 mg/L de fósforo total em ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários; 1 mg/L para nitrito; 0,5 a 3,7 mg/L de nitrogênio amoniacal total, de acordo com o pH; 10 mg/L de teor de nitrato.

Nitrogênio e Fósforo

O nitrogênio e o fósforo são os elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, sendo essenciais para o crescimento de plantas, constituindo-se em componentes da fórmula básica dos fertilizantes. No entanto, quando carregados para os cursos de água em elevadas concentrações, podem desequilibrar o ecossistema. Em florestas, a quantidade desses nutrientes naturalmente disponíveis é absorvida pelas raízes das plantas e chegam ao curso de água em quantidade que permite o equilíbrio do ecossistema, o que pode não ocorrer em outros usos do solo.

A maior preocupação está dirigida à agricultura, com o uso exagerado de fertilizantes, e ao lançamento de esgoto *in natura*. Esses nutrientes podem ocasionar

o enriquecimento do meio aquático, favorecendo o crescimento excessivo de algas, em um processo denominado eutrofização.

De acordo com Rolich e Cook (1966), Ketchum (1969) e Edmondson (1974), entende-se por eutrofização o aumento na taxa de ingresso de nutrientes. Os nutrientes estimulam o crescimento das algas, que crescem rapidamente formando uma camada verde, que pode bloquear a luz, impedindo o crescimento da fauna e flora aquáticas, contribuindo, também, para a degradação da água. O excesso de biomassa, mais especificamente de algas, quando morrem, são consumidas por um número crescente de bactérias que respiram e esgotam o oxigênio da água, aumentando a DBO e podendo criar condições de anaerobiose no fundo.

Eventualmente, em períodos de inversão térmica ou de ausência de fotossíntese, pode haver esgotamento total do oxigênio no corpo de água, com grande deterioração da sua qualidade. Além disso, pode haver risco de floração de cianobactérias, que são espécies potencialmente tóxicas e podem liberar toxinas que afetam a saúde humana, tanto pela ingestão da água, como pelo contato primário em atividades de recreação (Mansor, 2005).

O nitrogênio, na sua forma amoniacal, pode levar a episódios de mortalidade de peixes. Ademais, nos processos de nitrificação catalisados por microrganismos, a amônia e o íon amônio são oxidados para nitrato, reduzindo o oxigênio dissolvido nesse 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 a montante do ponto analisado. O nitrogênio encontra-se na forma orgânica e amoniacal na presença de um lançamento recente, ou próximo, ao passo que as formas de nitrito e nitrato estão associadas à poluição remota.

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

As Figura 2-4 e Figura 2-5 mostram os ciclos de nitrogênio e fósforo, respectivamente.

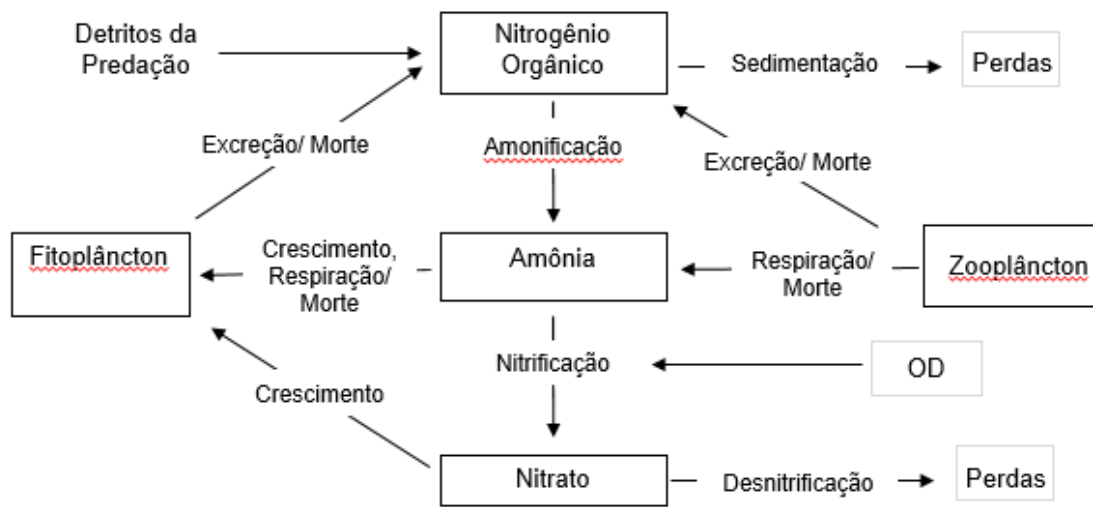


Figura 2-4 Ciclo do nitrogênio. Fonte: adaptado de Rosman (2010).



Figura 2-5 Ciclo do fósforo. Fonte: adaptado de Rosman (2010).

Demanda Bioquímica de oxigênio

A DBO, demanda bioquímica de oxigênio, representa a medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica contida na água, mediante processos biológicos aeróbicos. A DBO5 é, convencionalmente, usada, pois considera a medida a 5 dias, incubada a 20°C, associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos.

A DBO remanescente é a concentração de matéria orgânica restante na massa líquida em um dado instante, enquanto a DBO exercida é o oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até este instante. Na Figura 2-6, é possível observar o aumento do consumo acumulado de oxigênio dissolvido na medida em que a matéria orgânica vai sendo degradada.

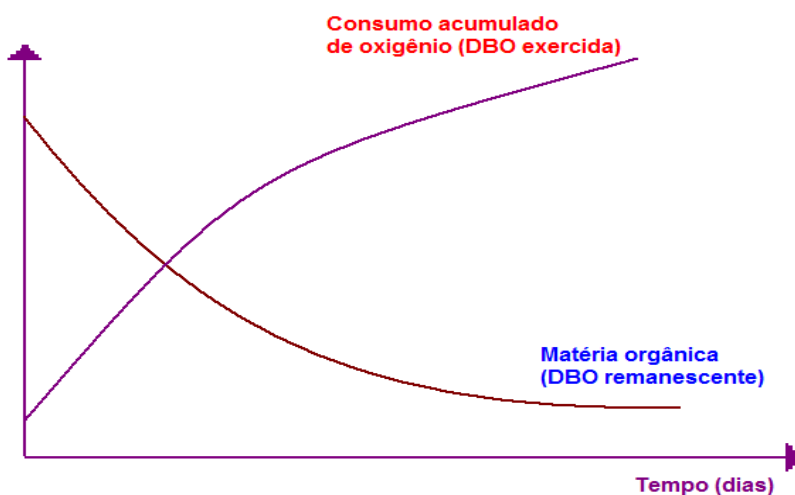


Figura 2-6 Gráfico do consumo de oxigênio pela degradação da matéria orgânica. Fonte: Sperling (2005).

No tempo igual a zero, a matéria orgânica apresenta-se em sua concentração total, enquanto o oxigênio consumido é zero. Com o passar do tempo, a matéria orgânica remanescente reduz-se, implicando aumento do consumo acumulado de oxigênio. Após um período de vários dias, a matéria orgânica está praticamente toda estabilizada (DBO remanescente igual a zero), assim como o oxigênio dissolvido também se estabiliza.

A matéria orgânica é proveniente, principalmente, do lançamento de esgotos domésticos (Rosman, 2001), mas, também, pode estar presente em efluentes industriais e em processos naturais, como já visto na Tabela 2-1.

Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD), também, é um dos principais indicadores de qualidade de água, na medida em que é indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios (Mota, 2003). A presença de certos poluentes, principalmente de origem orgânica, pode provocar a diminuição da concentração de OD, visto que a matéria orgânica é decomposta por bactérias aeróbias que utilizam oxigênio nesse processo. Como já expresso anteriormente, com a extinção de oxigênio dissolvido, podem surgir novas formas de vida no meio anaeróbio, que, por vezes, produzem resíduos tóxicos (Rosman, 2010).

A concentração de oxigênio dissolvido é em função de diversos processos físicos e bioquímicos como pode ser visto na Figura 2-7.

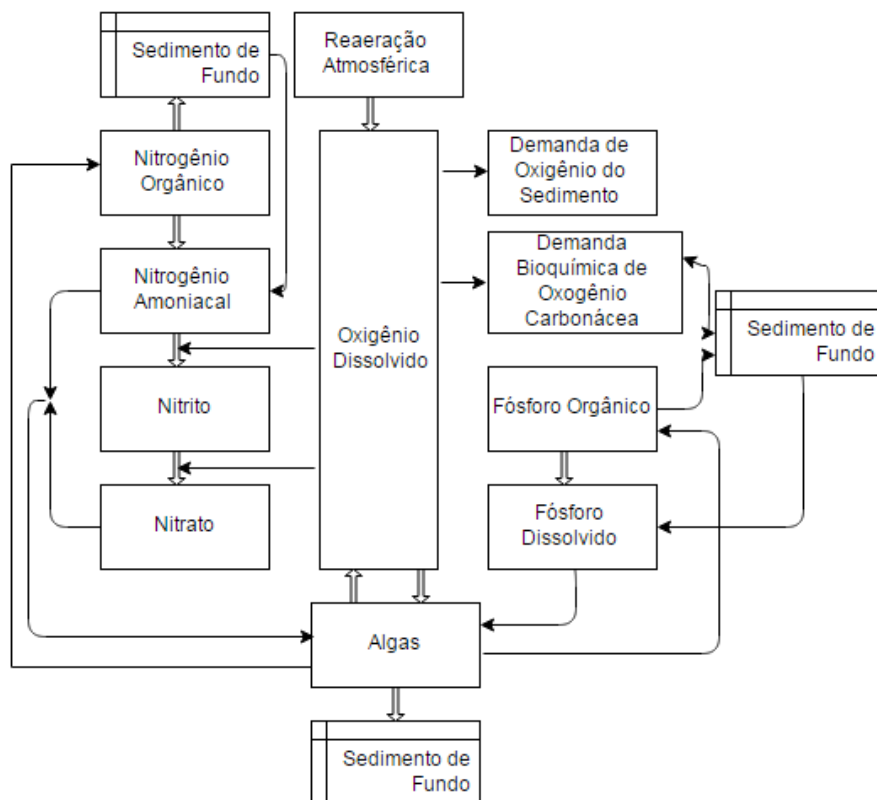


Figura 2-7 Processos do oxigênio dissolvido. Fonte: adaptado de Palmer (2001).

Temperatura da Água

A temperatura da água é um parâmetro muito importante no estudo de qualidade de água, uma vez que a descarga de efluentes em diferentes temperaturas pode causar efeitos negativos no ecossistema aquático. A temperatura influencia reações químicas, atividade biológica e afeta a densidade da água, alterando, por consequência, os processos de transporte (Thomannand Muller, 1987). Além disso, pode influir na absorção de oxigênio e precipitação de compostos. Quando se encontra ligeiramente elevada, resulta na perda de gases pela água, gerando odores e desequilíbrio ecológico (Sperling, 2005).

2.4 Modelagem Hidrológica e de Qualidade de Água

O modelo é a representação de um objeto ou sistema, com o objetivo de entendê-lo e compreender os processos físicos a ele associados. O modelo hidrológico, por sua vez, consiste em ferramenta que permite dissecar e representar o comportamento de uma bacia hidrográfica e prever condições diferentes das observadas, como avaliado, por exemplo, em Tucci (2005), entre diversas outras referências na literatura.

Os modelos matemáticos ensaiam representar a natureza dos sistemas, utilizando, para tanto, equações matemáticas, enquanto que a simulação é o processo de utilização do modelo. Para que se justifique a implementação de um modelo, deve-se ter em mente as questões e objetivos para os quais os modelos matemáticos serão empregados para prover algumas respostas. Esse procedimento auxiliará na escolha do modelo mais adequado a cada situação.

O modelo matemático funciona como uma ferramenta, que quando adequadamente validadas, isto é, aferidas com dados de campo e analisados por especialistas, auxilia 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

hidrológicas e de qualidade da água, da bacia e do rio Piabanha através dos modelos matemáticos são facilidades empregadas nesta dissertação.

2.4.1 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 vários critérios. Por exemplo, Tucci (2005), classifica os modelos da seguinte maneira:

- modelo contínuo versus modelo discreto - um modelo é dito contínuo quando os fenômenos são contínuos no tempo, enquanto que, na abordagem discreta, as mudanças de estado se dão em intervalos discretos; a escolha desse intervalo é em função da precisão requerida e da economia desejada; a maioria dos sistemas hidrológicos é do tipo contínuo e são representados por um modelo discreto;
- modelo concentrado versus modelo distribuído - um modelo é concentrado quando não leva em conta a variabilidade espacial e distribuído quando as variáveis e parâmetros do modelo dependem do espaço e/ou do tempo; na prática, não existem modelos puramente distribuídos, já que são utilizadas discretizações numéricas; apenas o modelo distribuído permite o estudo da variabilidade do comportamento físico de diferentes partes do sistema;
- modelo estocástico versus modelo determinístico - o modelo estocástico utiliza o conceito de probabilidade para relacionar variáveis de entrada e de saída; o modelo determinístico, por sua vez, segue uma lei definida e não a lei das probabilidades;
- modelo conceitual versus modelo empírico - o modelo conceitual utiliza funções que levam em consideração os processos físicos, enquanto que os modelos empíricos, também conhecidos como “caixa-preta”, ajustam os valores calculados aos valores observados através de funções que não tem qualquer relação com os processos físicos envolvidos.

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

- modelos de dimensão zero (0), concentrados, de mistura completa ou 0D são modelos matemáticos cujos gradientes espaciais das variáveis são

desconsiderados; eles não incluem efeitos hidrodinâmicos que afetam escoamentos e tratam o corpo de água como uma mistura homogênea, ou seja, o corpo de água é considerado totalmente misturado;

- modelos de dimensão um (1) ou 1D são modelos nos quais as variações das grandezas são consideradas em uma única direção espacial, geralmente na direção vertical ou longitudinal; nesses modelos, as variáveis hidrodinâmicas são tratadas de forma simplificada; os modelos de direção vertical são melhores aplicados em canais profundos ou nos quais as velocidades de escoamento longitudinal são bem pequenas; os modelos longitudinais 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 dois (2) 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 de água;

- modelos de dimensão três (3) ou 3D simulam simultaneamente os fluxos vertical e ambas as direções horizontais (transversal e longitudinal); os modelos tridimensionais necessitam de maior quantidade 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.

2.4.2 Modelo Hidrológico

A hidrologia trabalha, principalmente, com o movimento, a distribuição e armazenamento de água. Três grandes sistemas estão envolvidos em escala global: sistema atmosférico, sistema terrestre e sistema oceânico. O domínio da hidrologia está confinado ao sistema terrestre, mas pode incluir aspectos dos sistemas atmosférico e oceânico, que diretamente afetam o movimento de água no sistema terrestre. O melhor entendimento da parte terrestre do ciclo hidrológico é de extrema importância em hidrologia.

Os modelos de simulações hidrológicas possuem variadas finalidades e têm se tornado uma parte fundamental no estudo da hidrologia. Uma das aplicações de modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão é a estimativa de futuras vazões, em períodos extremos, como estiagens e enchentes, permitindo, assim, agir antecipadamente, evitando sérios danos ambientais e sociais. Esses modelos são

também empregados, por exemplo, em estudos de planejamento urbano e regional para avaliação de impactos ambientais e hídricos, que auxiliam na tomada de decisão.

Os modelos hidrológicos têm sido utilizados, desde o início do século XX, a partir do conceito de hidrógrafa unitária, que pressupõe um processo linear na transformação de chuva e vazão. Somente por volta da década de 60 do século passado, os modelos passaram a ser construídos com bases conceituais abrangendo a não linearidade dos processos físicos envolvidos na transformação chuva-vazão. A representação dos processos físicos passou a ser feita através de um conjunto de reservatórios que descreviam, de maneira simplificada, os processos de escoamento superficial, evaporação, infiltração e escoamento subterrâneo. Já no final do século XX, segundo Eagleson (1986) e O'Conneel e Todini (1996), destaca-se uma integração maior entre os modelos atmosféricos e hidrológicos, associados a esquemas de transferência solo-vegetação-atmosfera (SVAT).

2.4.3 Histórico dos modelos 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 desse rio. Dessa forma, os modelos de qualidade de água apresentam potencial de aplicação em investigações de impactos ambientais e sanitários causados pela descarga de contaminantes (Kondageski, 2008). O modelo de qualidade de água simula as mudanças (trocas) de concentração considerando os processos químicos, físicos e biológicos. O entendimento e o modelamento desses processos (ou reações) são importantes na concepção e construção do modelo

Um dos primeiros marcos na modelagem de qualidade de água foi modelo desenvolvido por Streeter e Phelps (1925) no trabalho denominado "O estudo da poluição e purificação natural do rio Ohio". Esse modelo, bastante simples, considera o escoamento permanente uniforme, a desoxigenação e a reaeração atmosférica para simular os parâmetros DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e OD (oxigênio dissolvido).

Chapra (1997) divide a evolução dos modelos de qualidade da água em quatro fases principais. Essas fases relacionam-se tanto as necessidades e anseios sociais quanto às capacidades computacionais disponíveis durante cada um destes períodos.

A primeira fase considera todos os trabalhos publicados entre 1925 e 1960, com enfoque restrito ao oxigênio dissolvido, sendo a fase marcada pelo modelo de Streeter-Phelps. Nas fases seguintes, passaram a descrever de forma abrangente os ciclos do nitrogênio, fósforo e carbono, envolvendo diversas variáveis de estado e mais recentemente micropoluentes como metais e compostos orgânicos.

A modelagem do escoamento de água a partir da década de 60 do século XX baseava-se, então, na representação da bacia hidrográfica de forma concentrada ou agregada, permitindo focar apenas as fontes pontuais de poluição. Por outro lado, Abbot *et al.* (1986b) ponderam que os modelos concentrados apresentam algumas limitações em seu uso, tais como: (i) as séries hidrometeorológicas precisam ser longas, de forma a possibilitar uma adequada calibração dos parâmetros; (ii) a calibração automática não necessariamente alcança valores com significado físico para os parâmetros; (iii) as previsões sobre os efeitos das mudanças no uso do solo com base nos parâmetros calibrados automaticamente nem sempre são confiáveis; (iv) a maior parte dos modelos não leva em consideração as informações de topografia, diferentes tipos de uso do solo e vegetação.

Adicionalmente, a partir da década de 60 do século passado, o avanço dos recursos computacionais possibilitou estudos e aplicações dos modelos para sistemas mais complexos. O foco, nesse período, ainda era em análise de oxigênio dissolvido (OD) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Foram dados, então, os primeiros passos na análise da bacia hidrográfica de forma distribuída no espaço, consolidando-se esse aporte com a formulação do modelo SHE (Sistema Hidrológico Europeu) (Abbot *et al.*, 1985) e concepção subsequente do modelo Topmodel (Beven, 1977).

Na década seguinte, anos 70, uma nova percepção da sociedade com relação ao meio ambiente começava a crescer juntamente com um movimento ecológico. Foram ampliados os estudos para os mecanismos de representação dos processos biológicos (Chapra, 1997; Silva, 2003).

Na atual fase da modelagem de qualidade da água em rios, houve, 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). Junto a essa evolução, está a disponibilidade dos mais variados programas de computador para a implementação da teoria (Chapra, 1997; Streeter e Phelps, 1925). Dentro dessa nova geração, 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.

A seguir, serão expostos alguns dos principais modelos computacionais, na atualidade, de qualidade de água em rios e correspondentes bacias hidrográficas. Em Libos (2008), o leitor pode encontrar referências adicionais para mais alguns modelos que têm sido utilizados na modelagem da qualidade de água.

SWAT- *Soil and Water Assessment Tool*. É um modelo desenvolvido pelo Dr. Jeff Arnold e equipe (USDA – *United States Department of Agriculture*), que pode ser utilizado em rios e bacias hidrográficas. O SWAT foi desenvolvido para prever o impacto de manejos de uso e ocupação do solo sobre a qualidade de água, analisando, para essa finalidade, geração de sedimentos e utilização de produtos agroquímicos. Ele permite uma simulação contínua de longo período e é voltado para bacias hidrográficas complexas. É um modelo fisicamente baseado, ou seja, não simplesmente correlaciona variáveis de entrada e saída. No entanto, requer uma grande quantidade de informações, como, por exemplo, meteorológicas, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo existentes na bacia.

MIKE 11 - *Danish Hydraulic Institute*. É modelo 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. Pode ser utilizado para simulação de poluição urbana na avaliação de descargas intermitentes. Na modelagem de rios, o modelo é unidimensional e não permanente. Os usos mais difundidos do modelo são: análise de risco de inundação; previsão de inundação em tempo real; avaliação de qualidade de água em rios, reservatórios e áreas alagadas; previsão de qualidade de água e rastreamento de poluente; transporte de sedimentos e morfologia de rio e integração da água superficial e subterrânea para análise de água. 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).

HSPF- *Hydrological Simulation Program – FORTRAN*. É um modelo de simulação de fenômenos de hidrologia e qualidade de água. Permite integrar simulações de contaminação de cargas difusas, temperatura da água, transporte de sedimentos e nutrientes. O modelo requer a divisão de toda bacia hidrográfica em

segmentos de terra relativamente homogêneos, em termos de meteorologia, uso e cobertura do solo e canais com propriedades hidráulicas uniformes (Chen, 1995).

Qual2E- Este modelo de qualidade da água foi desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA em 1985. Atualmente, é um dos mais utilizados e conhecidos no mundo devido a sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação. O modelo limita-se à simulação em condições de vazões constantes, ou seja, sua aplicação é restrita à condição de regime permanente. Entretanto, apesar dessa limitação, o modelo é amplamente empregado na simulação do efeito de cargas poluentes pontuais e difusas na qualidade da água. 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 energia para calcular a temperatura e o balanço de massa para minerais conservativos, coliformes, e constituintes não conservativos tais como substâncias radioativas.

2.4.4 Geoprocessamento aplicado em modelos de qualidade de água

A evolução dos modelos de qualidade de água levou ao desenvolvimento de algoritmos que representassem espacialmente a bacia e não somente a calha dos rios. A utilização de modelos com suporte de geoprocessamento é extremamente útil nos estudos ambientais, já que permite analisar o ambiente como um sistema e a poluição de forma distribuída e não apenas pontual.

O principal instrumento computacional do geoprocessamento, chamado de sistema de informações geográficas (SIG), permite a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao criar um banco de dados georreferenciados, baseado numa tecnologia de armazenamento, análise, tratamento de dados espaciais e temporais e na geração de informações correlatas. O SIG consiste em um ambiente que reúne diversos recursos, concebido para permitir a análise integrada dessas informações, como pode ser visto na Figura 2-8.



Figura 2-8 Componentes básicos de um SIG. Fonte: adaptado de Positano (2009).

Os modelos de dados do SIG estão relacionados à representação e ao estabelecimento de relação de objetos geográficos. Esses objetos, também chamados de feições, são representados por mapas que são ordenados em camadas, onde cada camada representa espacialmente um elemento do mundo real descrito por um conjunto de atributos georreferenciados, como pode ser visualizado na Figura 2-9. O SIG possibilita a agregação dessas matrizes na mesma resolução da discretização do modelo hidrológico.

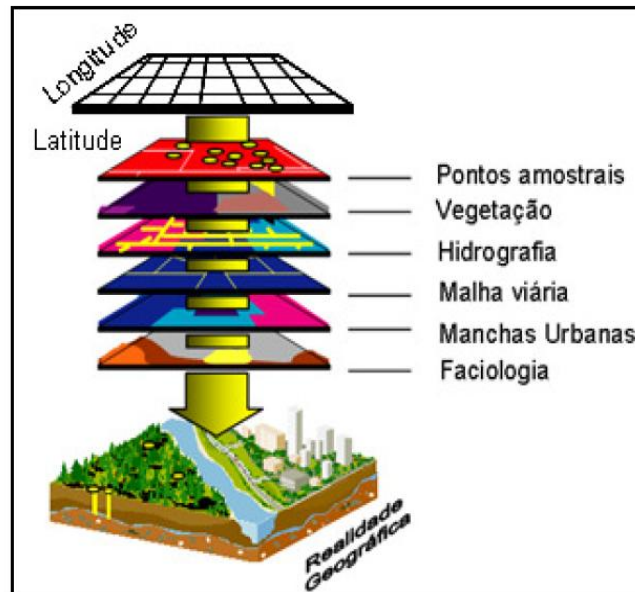


Figura 2-9 Esquema de representação em camadas do SIG (Politano, 2009).

Os modelos distribuídos de qualidade de água, atualmente, são baseados em sistemas de informação geográfica (SIG), que permitem a simulação da contribuição de fontes pontuais e não-pontuais. Nesse tipo de modelo, a bacia pode ser discretizada em sub-bacias ou células (Figura 2-10), possibilitando a simulação das alterações e da variabilidade espaço-temporal. Entretanto, cada unidade discretizada é tratada de forma pontual, constituindo, portanto, um modelo semidistribuído (Larentis, 2004).

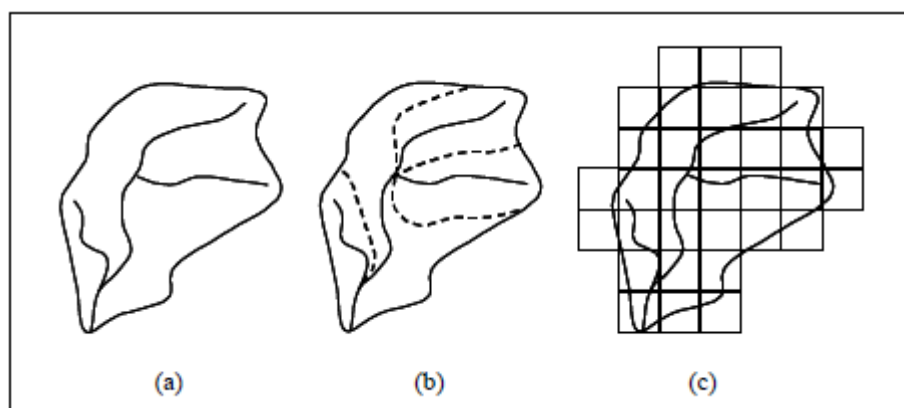


Figura 2-10 Representação espacial da bacia hidrográfica de forma (a) concentrada e discretizada (b) em sub-bacias e (c) em células. Fonte: Larentis (2004).

Os modelos distribuídos de qualidade de água são formados basicamente por duas componentes: a estimativa das cargas poluidoras geradas na bacia e transporte das cargas difusas através do escoamento superficial e transporte de poluentes na rede de drenagem principal (rios e reservatórios). A maioria dos modelos possui os seguintes componentes básicos (Porto, 2003):

- geração de carga difusa na superfície do solo - descreve a transformação da chuva em carga e seu comportamento na superfície do solo até atingir o corpo de água; inclui os processos de permeabilidade, evaporação e acúmulo de gelo e neve;
- simulação da capacidade de infiltração da água - inclui processos como evapotranspiração, limites de infiltração e perda de água para zonas profundas de solo;
- erosão - estima a perda de partículas pelo solo;
- simulação de cargas de partículas acumuladas e dispersas, normalmente provenientes de áreas urbanas;
- simulação da adsorção e desorção de solos, incluindo volatilização e equações de decaimento ou reações; esse módulo pode ser substituído por correlações entre a concentração de poluentes e sedimentos.

Os modelos distribuídos estão, em princípio, melhor relacionados com os fenômenos físicos e com a variabilidade espacial dos parâmetros, suprimindo a potencial limitação que existe nos modelos concentrados. Ainda que promovam avanços, existem restrições, segundo Novotny e Olem (1994), a precisão e a confiabilidade dos modelos distribuídos denotam limitações e requerem atenção, apresentando algumas restrições, tais como: (i) exigência de grande quantidade de dados de entrada para poder representar com maior fidelidade os fenômenos; (ii) demanda de uma abordagem discreta, geralmente na forma de malhas ou células, que se torna, então, concentrada em cada malha ou célula; (iii) carência ou falta de dados originais resultados que poderiam ser obtidos com modelos mais simplificados.

2.4.5 Seleção do Modelo

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, o que pode falsear os resultados. (Albano, 2004). Espera-se que os resultados sejam próximos aos dados experimentais, entretanto, a escolha do modelo não pode se basear unicamente no ajuste a esses dados.

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 (Sperling, 2007)

Uma grande limitação dos modelos com base física mais consistente, como HSPF e SWAT, é a grande quantidade de informação requerida. São necessárias informações sobre características físicas, valores de cargas pontuais de poluição além de uma série de dados climáticos. A discretização temporal e/ou espacial disponível dessas informações nem sempre é a mais adequada, representando uma importante fonte de incertezas nos resultados de qualidade de água (Cotter *et al.*, 2003).

A eficiência do modelo está diretamente relacionada a uma correta definição dos processos químicos, físicos e biológicos e às constantes envolvidas. Nos corpos de água brasileiros, ainda existem muito poucos dados para determinação dessas constantes, o que pode gerar um grau de incerteza bastante grande nos resultados obtidos (Rosman, 2010).

Para o caso desta dissertação, cujo objetivo geral é estimar concentrações de poluentes em escala de bacia hidrográfica, optou-se pelo emprego de duas concepções associadas aos conceitos de modelagem distribuída, precedidas por análise exploratória de dados de qualidade de água disponíveis para a região de estudo desta pesquisa, a saber: diagnóstico de longo curso com base na proposição de Saunders e Maidment (1995) e implementação do modelo matemático semidistribuído HSPF. Nesse sentido, essas duas abordagens foram desenvolvidas, conforme será melhor detalhado no Capítulo 3.

2.5 Aplicações de Modelagem Matemático-Hidrológica

Na área ambiental e em recursos hídricos, o uso de SIG em modelos hidrológicos e de qualidade de água tem sido cada vez mais intensificado e difundido, pois pode auxiliar na identificação da variabilidade espacial das características da bacia hidrográfica. Esse trabalho utilizará dois procedimentos diferentes para mensurar a situação da qualidade de água na bacia do rio Piabanha, sendo que ambas as metodologias utilizam SIG. Nesse sentido, será realizado um breve histórico de trabalhos que utilizaram essa poderosa ferramenta.

Jackson *et al.* (1977) utilizaram informação de cobertura do uso do solo, adquirida a partir de imagem Landsat para estimar coeficientes de escoamento superficial para o modelo STORM. Os autores concluíram que, exceto para bacias muito pequenas, a concordância entre simulações hidrológicas realizadas com base em formas convencionais de definição do modelo e simulações efetuadas com base em modelos alimentados por imagens Landsat é aceitável para estudos de gestão e planejamento em bacias hidrográficas. Adicionalmente, os autores revelam reduções significativas em custo associadas com o desenvolvimento de mapeamento da cobertura e uso do solo, relatando, já naquela oportunidade, que a estimativa de parâmetros para modelos hidrológicos de planejamento pode ser obtida através do uso de imagens Landsat.

Saunders e Maidment (1996) desenvolveram um método baseado em geoprocessamento para avaliar a poluição por fonte não pontual em bacias hidrográficas. A área de aplicação do método foi a bacia de San Antonio Nuaces, nos Estados Unidos, que possui uma área de aproximadamente 7.000 km² e foi discretizada em células de 10.000 m² (100 m X 100 m). Os valores, baseados na literatura, das concentrações médias esperadas (EMC) dos poluentes nitrogênio, fósforo, cádmio e coliformes fecais foram associados ao uso e ocupação do solo da bacia. O produto da distribuição espacial das concentrações médias esperadas e o escoamento em cada célula da malha da bacia foi calculado e, então, somado na direção do fluxo para o estabelecimento da distribuição espacial da carga média anual dos poluentes. Finalmente, foi criado o plano de informação da concentração de poluentes de fonte não pontual através da divisão da célula de carga média anual de poluentes pela célula do volume acumulado anual.

Oliveira *et al.* (1996) desenvolveram um modelo que foi uma generalização do modelo da hidrográfa unitária e pode ser usado para acompanhar os escoamentos superficial e subsuperficial da água, considerando a variabilidade temporal e espacial da chuva. A área da bacia é subdividida em células, cada uma delas contendo suas características físicas específicas. As células foram interconectadas utilizando o método dos oito pontos da direção do fluxo, onde, para cada célula, foi assumida uma única direção do fluxo, além das mesmas possuírem diferentes produtos de vazões e de poluentes. Esse estudo foi uma das primeiras tentativas feitas no caminho da modelagem do movimento horizontal da água e de poluentes em áreas não homogêneas implementado dentro de um ambiente SIG. A viabilidade da modelagem da direção da vazão e do transporte de poluentes dentro do ambiente SIG foi comprovada nessa pesquisa.

Osborne *et al.* (2000) estimaram a poluição de fonte não pontual em Austin, Texas, através de um modelo hidrológico baseado em células desenvolvido em ambiente SIG, com a finalidade de subsidiar um plano de gerenciamento de qualidade de água nessa cidade.

Libos (2002) utilizou a metodologia proposta por Saunders e Maidment (1995), ou seja, desenvolveu uma modelagem hidrológica distribuída, de longo curso, em escala anual, baseada em geoprocessamento através de sistema de informações geográficas (SIG). Os resultados obtidos nesse trabalho, quando confrontados com séries históricas de qualidade de água da bacia do rio Cuiabá, apontaram a aceitabilidade da metodologia proposta como indicadora da variabilidade espacial da qualidade média de água. Em seguida, Libos, (2008) realizou uma avaliação do estado de qualidade de água, na escala diária, a partir do emprego do modelo hidrológico concentrado SMAP, aplicado de forma distribuída, e do modelo hidrológico de natureza distribuída MGB-IPH (Modelo de Grandes Bacias – Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS).

Silva (2003), por sua vez, avaliou a geração de cargas difusas na bacia de Ribeirão da Estiva, usando, como ferramenta, o modelo WinHSPF, uma interface do modelo HSPF. A bacia utilizada, nesse estudo, localizada no estado de São Paulo, tem características essencialmente rurais e encontra-se em razoável estado de preservação. O modelo WinHSPF foi aplicado nessa bacia, calibrado e validado, e, de acordo com a autora, mostrou ser uma ferramenta operacional adequada para

simulação de cargas difusas, principalmente para tratamento de bases anuais de informação.

Lima (2013) teve, como objetivo, analisar o reservatório de Funil, localizado no estado do Rio de Janeiro, onde o constante aporte de poluentes orgânicos provenientes de sua bacia hidrográfica promove a degradação da qualidade das águas, com o estabelecimento de condições eutróficas e o surgimento freqüente de florações de algas. Nesse contexto, o trabalho foi dividido em três etapas: 1) avaliação dos fatores de pressão antrópica sobre o estado trófico do reservatório de Funil através da modelagem em SIG; 2) análise de suas características limnológicas mediante coleta e análise de parâmetros de qualidade da água; 3) utilização de técnicas de sensoriamento de campo e orbital para análise da concentração de clorofila-*a* na água. Os resultados encontrados no trabalho indicaram que o aporte potencial de nutrientes ultrapassariam os limites estabelecidos na maior parte da bacia, com predominância para as cargas pontuais, porém com uma significativa contribuição de fontes não pontuais (difusas). Conclui-se que a elevada carga potencial de nutrientes provenientes da bacia condiciona, em grande parte, o processo de eutrofização no reservatório de Funil e que métodos que utilizam o sensoriamento remoto para estimar a concentração fitoplanctônica podem ser de grande utilidade no estudo de sistemas aquáticos continentais.

Mais recentemente, Fonseca (2014) utilizou o modelo HSPF, adotado na presente dissertação, conforme metodologia exposta no próximo capítulo, para simular aspectos hidrológicos de quantidade e de qualidade da água, além de avaliar o impacto de águas residuais na bacia hidrográfica do rio Lena, de 176 km², localizada na região de Leiria, Portugal. Foi realizada a modelagem hidrológica, e os seguintes constituintes de qualidade da água foram estudados: temperatura, coliformes fecais, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos totais, nitratos, ortofosfatos e pH. Além disso, o autor simulou diferentes cenários de forma a mensurar o impacto da alteração de temperatura do ar e precipitação na concentração de coliformes fecais.

Capítulo 3 – Metodologia

A avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piabanha foi realizada considerando as contribuições efluentes oriundas da poluição difusa e concentrada, contemplando três abordagens distintas e complementares entre si: análise exploratória de dados, incluindo análise de componentes principais e avaliação de dendrogramas, modelagem hidrológica espacial de longo curso e modelagem hidrológica semidistribuída.

Nesse sentido, o presente capítulo apresenta, nas próximas seções, essas três abordagens com os detalhamentos metodológicos intrínsecos a cada uma delas. É importante destacar a preocupação do presente trabalho de produzir a avaliação espacial da qualidade de água na região de estudo a partir de estudos pretéritos e de investigação inicial exploratória sobre a atual rede de monitoramento de qualidade de água na bacia, bem como da disponibilidade de dados para a condução da pesquisa, embasando o referencial metodológico proposto.

Uma rede de monitoramento de dados de qualidade de água representa um conjunto de atividades de coleta de dados, projetada e operada para atender a um objetivo único ou a uma série de objetivos complementares e compatíveis entre si. Frequentemente, esses objetivos estão associados a um uso particular, por exemplo, para uma avaliação de recursos hídricos, para um plano de desenvolvimento ou para a concepção de um projeto. Uma dada estação pode ser incluída em mais de uma rede se os dados forem usados para mais de uma finalidade, que é o caso mais comum. Alternativamente, uma única rede pode ser constituída por vários tipos de estação se todas contribuem com informações para que o objetivo principal da rede seja alcançado.

Em síntese, o papel de uma rede de monitoramento seria contar com uma distribuição espacial adequada dos dados de forma a bem representar os processos físicos correspondentes. A rede de monitoramento de qualidade de água, no âmbito do projeto EIBEX (Estudos Integrados em Bacias Experimentais), foi implantada com o objetivo de compreender a resposta da bacia em diferentes áreas representativas, que representassem a bacia como um todo.

O primeiro procedimento proposto diz respeito à avaliação do posicionamento das estações de monitoramento da qualidade da água. Com essa finalidade, foi realizada uma análise estatística multivariada, através da análise de componentes principais e da análise de agrupamento hierárquico. Ambas as metodologias visam encontrar padrões e similaridades entre as estações, com objetivo de indicar aquelas com uma menor compreensão da bacia, que, portanto poderiam ser realocadas.

Na avaliação, foram utilizados os dados provenientes do projeto EIBEX, que também conta com apoios institucionais da CPRM e da ANA para a condução de estudos na bacia do Piabanha/RJ, contabilizando 7 estações pluviométricas, 5 estações fluviométricas e 9 estações de qualidade de água com dados disponíveis. O período escolhido para a análise foram os anos de 2011, 2012 e 2013.

O segundo procedimento consiste em uma metodologia simplificada de modelagem do tipo chuva-vazão de longo curso, em escala anual, integrada à estimativa de concentração dos parâmetros de qualidade da água: nitrato e fosfato. Esses dois poluentes foram escolhidos para modelagem, uma vez que essa diretriz de modelagem considera que o transporte de cargas é conservativo, ou seja, não ocorre decaimento dos poluentes ao longo do escoamento. Assim, outros parâmetros não poderiam ser calculados através desse método, como, por exemplo, oxigênio dissolvido e temperatura da água que são parâmetros não conservativos.

De forma simplificada, a modelagem de longo curso consiste em correlacionar por célula, a quantidade esperada de nutrientes provenientes de poluição pontual e difusa, e a vazão anual, obtendo, assim, um plano de informações da concentração esperada de nutrientes. É uma metodologia simples, que só necessita de séries de vazão e chuva na escala anual, além de um mapa digital de terreno e de cobertura e uso do solo. Com essas informações, foram criados mapas de direção e acumulação do volume de água na rede e mapas das concentrações médias estimadas de poluentes por uso do solo e setores censitários, permitindo a estimativa da concentração de nutrientes nitrato e fosfato. Uma de suas características é a possibilidade de ser utilizado em bacias com pouco ou nenhum monitoramento, onde as séries de dados necessárias podem ser obtidas por sensoriamento remoto.

Os dados foram os mesmos utilizados na análise estatística, obtidos do projeto EIBEX. O período de simulação foi escolhido de acordo com a disponibilidade de dados. Dessa forma, o ano de 2011 foi utilizado para calibração dos coeficientes de

exportação (quantidade esperada do poluente por uso e cobertura de solo e setor censitário), enquanto os anos de 2012 e 2013 foram utilizados para validação.

O terceiro procedimento que compõe a metodologia proposta consiste em avaliar o uso de um modelo mais complexo, que requer uma ampla base de dados. O modelo utilizado foi o HSPF, desenvolvido pela EPA, que permite a simulação abrangente de quantidade e qualidade da água em bacias hidrográficas. O HSPF é semidistribuído, possui escala horária e permite a simulação integrada de lixiviamento dos contaminantes no solo e as interações químicas *in-stream*. O resultado dessa simulação é uma série de dados contínua no tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto da bacia.

Esse modelo, por ser executado em escala horária, pressupõe, para apresentar bons resultados no sentido de captar a dinâmica dos processos físicos do ciclo hidrológico, o emprego de períodos de dados longos e contínuos. Por essa razão, os três anos de dados provenientes do projeto EIBEX não foram julgados adequados e suficientes para calibração e validação do HSPF. Nesse sentido, optou-se pela utilização de dados diários obtidos no HIDROWEB, banco de dados da ANA, que conta com 10 estações pluviométricas, 2 estações fluviométricas e 1 estação de qualidade de água com dados disponíveis na bacia. Também foram utilizados dados meteorológicos em escala diária da estação Avelar, obtidos no endereço eletrônico do INMET. Os períodos de simulação considerados foram: 2001-2004 para calibração e 1992-1995 para validação.

Todos esses procedimentos, articulados na abordagem metodológica desta dissertação, visam embasar o conhecimento da bacia hidrográfica do rio Piabanha, no sentido de apoiar a gestão dos recursos hídricos. Na Figura 3-1, é possível observar um fluxograma resumindo os procedimentos e períodos simulados.

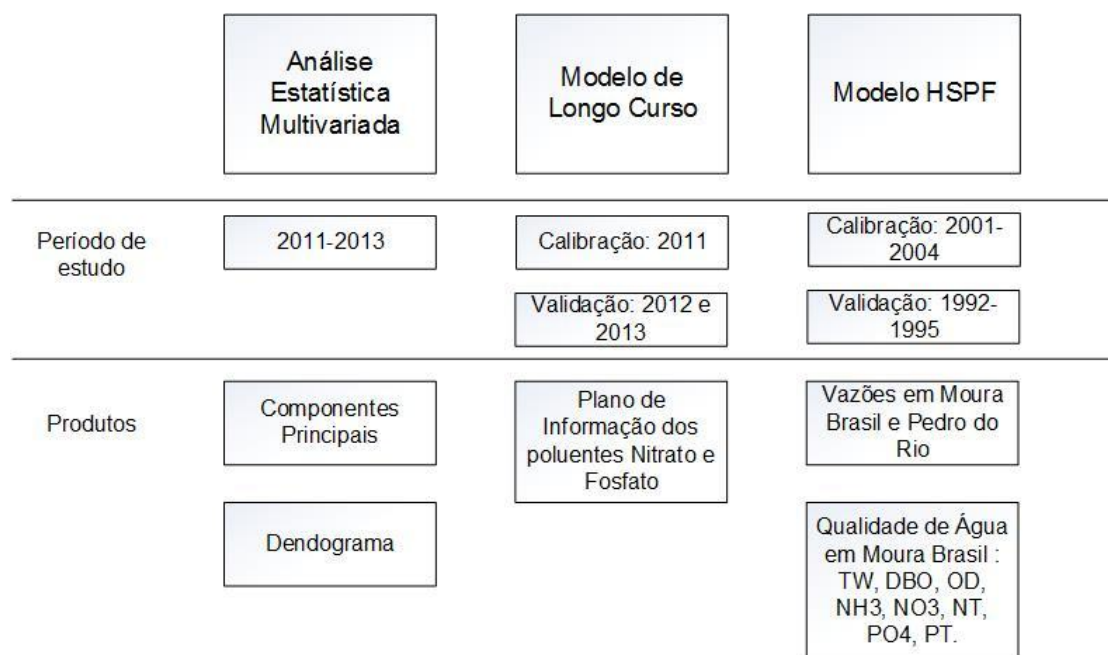


Figura 3-1 Fluxograma dos procedimentos utilizados.

Os detalhes dos procedimentos estão apresentados nos itens a seguir.

3.1 Análise Multivariada

O objetivo da análise multivariada é tentar extrair informações representativas da base de dados, fornecendo, no caso deste trabalho, meios de avaliação da localização das estações de monitoramento de qualidade de água.

O objetivo dessa análise é, por critérios matemáticos, estabelecer uma avaliação qualitativa no que concerne à distribuição de estações da rede atual implantada na área de estudo, visando identificar a sua adequabilidade e grau de redundância, isto é, evidenciar estações que apresentam resultados similares e que poderiam ser remanejadas.

A redução e otimização da massa de dados, com menor perda possível da informação, através de critérios objetivos, pode ser conseguida através da análise de componentes principais. Também é possível construir agrupamentos entre as estações de acordo com suas similaridades, e representá-las de maneira bidimensional através de um dendrograma. A análise de componentes principais e de agrupamento hierárquico são técnicas de estatística multivariada complementares.

3.1.1 Análise de Componentes Principais

A ACP (do inglês, PCA – *principal components analysis*) é uma técnica estatística multivariada que pode ser utilizada quando existe uma quantidade significativa de informações a serem compreendidas e analisadas, pois permite representar o comportamento de variação de um conjunto de variáveis no domínio do espaço e do tempo.

Essa análise pode ser definida como um método de transformação das variáveis originais em um novo conjunto de variáveis, não correlacionadas, denominadas componentes principais (Afif e Clarck, 1999); em outras palavras, ela permite reescrever as coordenadas das amostras em outro sistema de eixos mais conveniente para a análise dos dados.

As n -variáveis originais geram até n -componentes principais que explicam a variância em uma dimensão ortogonal particular. A principal característica das componentes principais, além da sua ortogonalidade, é que estas são obtidas em ordem decrescente de máxima variância, ou seja, a componente principal 1 detém mais informação estatística que a componente principal 2, que, por sua vez, tem mais informação estatística que a componente principal 3, e assim por diante. Em outras palavras, as componentes principais são extraídas na ordem da mais explicativa, em termos do percentual da variância original, para a menos explicativa, ou, em outras palavras, do maior autovalor para o menor autovalor.

A técnica agrupa os indivíduos de uma população segundo a variação de suas características. É possível, para o fenômeno de interesse, revelar características regionais e tendências de flutuações ao longo do tempo, ação baseada na identificação dos padrões presentes em um conjunto de dados, realçando suas semelhanças e diferenças.

A Figura 3-2 mostra um exemplo da transformação dos eixos e a obtenção das duas primeiras componentes principais, sendo ilustrado um problema com 2 variáveis originais. Observe-se que a componente 1 (PC_1), a primeira componente principal, está disposta ao longo do eixo de maior variabilidade, contendo, portanto, a maior parcela de explicação sobre a variabilidade do conjunto de variáveis originais, sendo essa direção aquela que melhor representa a distribuição preferencial dos dados. A segunda componente (PC_2), por sua vez, é ortogonal à primeira componente principal.

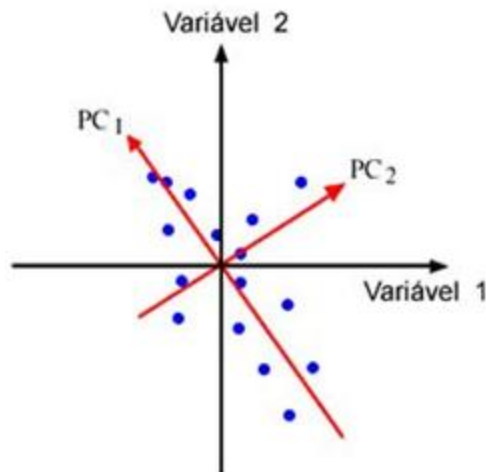


Figura 3-2 Exemplo de transformação de eixos e componentes principais.
 Fonte: <http://fspanero.wordpress.com/2009/12/30/analise-de-componente-principais-pca/>

Em síntese, a análise de componentes principais é feita a partir da diagonalização da matriz de covariância dos dados originais, com a consequente determinação de componentes, a partir dos dados originais, que não guardam correlação entre si. As componentes correspondem aos autovetores da transformação linear, enquanto os autovalores associados oferecem uma medida de dispersão ao longo dos respectivos autovetores.

Detalham-se, na seqüência, algumas equações que fundamentam a análise de componentes principais, conforme exposto conceitualmente, de forma sucinta, nesta seção. Alguns estudos foram utilizados como base para a presente exposição, como, por exemplo, Spitz (2014) e Guedes *et al.* (2010).

O primeiro passo é organizar a matriz de dados. Considere a situação em que observamos 'p' características de 'n' indivíduos de uma população π . As características observadas são representadas pelas variáveis $X_1, X_2, X_3, \dots, X_p$. A matriz de dados é de ordem 'n x p' e normalmente denominada de matriz 'X':

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & x_{13} & \cdots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & x_{23} & \cdots & x_{2p} \\ x_{31} & x_{32} & x_{33} & \cdots & x_{3p} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & x_{n3} & \cdots & x_{np} \end{bmatrix}$$

O entendimento dessa estrutura através das variáveis $X_1, X_2, X_3, \dots, X_p$, pode ser, na prática, uma coisa complicada. Assim, o objetivo da análise de componentes principais é transformar essa estrutura, representada pelas variáveis $X_1, X_2, X_3, \dots, X_p$, em uma outra estrutura representada pelas variáveis $Y_1, Y_2, Y_3, \dots, Y_p$, não correlacionadas e com variâncias ordenadas, para que seja possível comparar os indivíduos usando apenas as variáveis Y_i que apresentam maior variância.

A estrutura de interdependência entre as variáveis da matriz de dados é representada pela matriz de covariância 'S' ou pela matriz de correlação 'R'.

Calcula-se a matriz de covariância S, a partir da matriz X; a matriz obtida é simétrica e de ordem 'p x p'. A variância é a medida do desvio em relação a média em uma dimensão, enquanto a covariância é a medida do grau de interdependência (ou inter-relação) numérica entre duas variáveis aleatórias. Assim, variáveis independentes têm covariância zero.

$$Var(x) = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n-1} \quad (3.1)$$

$$cov(x, y) = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{n-1} \quad (3.2)$$

A matriz de covariância revela a estrutura de interdependência entre as variáveis da matriz de dados. Para um problema em 'p' dimensões, a matriz S é dada pelas covariâncias das variáveis como:

$$S = \begin{bmatrix} \hat{Var}(x_1) & \hat{Cov}(x_1x_2) & \hat{Cov}(x_1x_3) & \cdots & \hat{Cov}(x_1x_p) \\ \hat{Cov}(x_2x_1) & \hat{Var}(x_2) & \hat{Cov}(x_2x_3) & \cdots & \hat{Cov}(x_2x_p) \\ \hat{Cov}(x_3x_1) & \hat{Cov}(x_3x_2) & \hat{Var}(x_3) & \cdots & \hat{Cov}(x_3x_p) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \hat{Cov}(x_px_1) & \hat{Cov}(x_px_2) & \hat{Cov}(x_px_3) & \cdots & \hat{Var}(x_p) \end{bmatrix}$$

Normalmente, as características são observadas em unidades de medidas diferentes entre si, e, neste caso, segundo Regazzi (2000), é conveniente padronizar as variáveis X_j ($i=1, 2, 3, \dots, p$). A recomendação é que a padronização só deve ser feita quando as unidades de medidas das características observadas não forem as mesmas. A normalização da matriz das variáveis $x_1, x_2, x_3, \dots, x_p$, através da padronização da média e variância, pode ser realizada de duas maneiras:

- padronização com média zero e variância um

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{\sigma_{x_j}} \text{ com } i = 1, 2, \dots, p \text{ e } j = 1, 2, \dots, p \quad (3.3)$$

- padronização com média qualquer e variância um

$$z_{ij} = \frac{x_{ij}}{\sigma_{x_j}} \text{ com } i = 1, 2, \dots, p \text{ e } j = 1, 2, \dots, p \quad (3.4)$$

Após a normalização, obtém-se uma nova matriz de dados Z:

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} & z_{12} & z_{13} & \cdots & z_{1p} \\ z_{21} & z_{22} & z_{23} & \cdots & z_{2p} \\ z_{31} & z_{32} & z_{33} & \cdots & z_{3p} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & z_{n2} & z_{n3} & \cdots & z_{np} \end{bmatrix}$$

sendo:

p – número de postos ou estações;

Z – matriz com os valores centrados (normalização de X).

Após a normalização, a partir da matriz de covariância, gera-se a matriz de correlação R:

$$R = \frac{1}{p} \cdot Z \cdot Z^t \quad (3.5)$$

sendo:

p – número de postos ou estações;

Z – matriz com os valores centrados (normalização de X);

Z^t – matriz transposta de Z .

Sendo a matriz R uma matriz de correlação simétrica e positiva de dimensão ($p \times p$), a mesma será diagonalizável por uma matriz ortogonal A , de mudança de base denominada de matriz dos autovetores. Com esse procedimento, a matriz diagonal D , cujos elementos diagonais são os autovalores de R , é obtida por:

$$D = A^{-1} \cdot R \cdot A = A^t \cdot R \cdot A \quad (3.6)$$

sendo A^{-1} a matriz inversa da matriz ortogonal A e A^t a matriz transposta de A .

Um vetor $x \neq 0$ é dito autovetor da matriz A se a transformação linear desse vetor é colinear a esse vetor, isto é, $Ax = \lambda x$, em que o escalar λ é chamado de autovalor da matriz R correspondente ao autovetor x . De acordo com o teorema, toda transformação linear (matriz) em um espaço vetorial complexo tem, pelo menos, um autovetor (real ou complexo).

Se $(A - \lambda E)x = 0$, essa equação tem soluções diferentes da solução nula ($x \neq 0$) se e somente se seu determinante for 0 (zero), ou seja, $\det(A - \lambda E) = 0$, sendo essa última chamada de equação característica e o polinômio em λ definido por ela chamado de polinômio característico. Nesse caso, as raízes desse polinômio são os autovalores da matriz R , e o conjunto de autovetores é chamado de espectro da matriz.

Assim, a transformação é realizada de maneira a manter a variabilidade dos dados originais com o mesmo número de eixos primitivos não mais correlacionados entre si. Os novos eixos são os autovetores da matriz de covariância dos dados originais (Soares, 2004).

A proporção dos autovalores é a relação de importância explicativa das componentes no que diz respeito às variáveis. Se uma componente tem um autovalor baixo, significa que ela está contribuindo pouco para a explicação das variâncias nas variáveis e pode ser ignorada em relação às componentes mais importantes. Os autovalores representam o percentual da variação total apresentada ao longo da direção da componente.

As componentes principais (CP1, CP2,..., CPp) são obtidas por combinações lineares das variáveis originais, mediante a multiplicação entre a matriz transposta dos autovetores (A^t) e a matriz de observações X, ou seja:

$$CP = A^t \cdot X \quad (3.7)$$

Os valores de X_i do p -ésimo local podem ser estimados pela expressão

$$X_i = A_{j1} \cdot CP_1 + A_{j2} \cdot CP_2 + \dots + A_{jp} \cdot CP_p \quad (3.8)$$

onde as variáveis de CP_p correspondem ao conjunto dos autovetores de X em ordem decrescente dos autovalores mais significativos conforme a relação

$$CP_n = \sum_{j=1}^p a_{jn} \cdot X_p \quad (3.9)$$

O melhor ajuste das componentes é feito através da explicação da variância, pela ordem crescente dos autovalores. A soma dos valores próprios é a soma das variâncias centradas e normalizadas.

Para obtenção dos resultados das análises de componentes principais, foi utilizado o programa MINITAB.

3.1.2 Análise de Agrupamento Hierárquico

A técnica de agrupamento hierárquico (*Hierarchical Analysis ou Cluster Analysis*) interliga as amostras por suas associações, produzindo um dendrograma onde as estações semelhantes, segundo as variáveis escolhidas, são agrupadas entre si. A suposição básica de sua interpretação é esta: quanto menor a distância entre os pontos, maior a semelhança entre as amostras. Os dendrogramas são especialmente úteis na visualização de semelhanças entre amostras ou objetos representados por pontos em espaço com dimensão maior do que três, onde a representação de gráficos convencionais não é possível. Eles consistem em diagramas que representam a similaridade entre grupos de amostras numa escala que vai de um (identidade) a zero (nenhuma similaridade).

A maneira utilizada, neste trabalho, para agrupar as estações no espaço n-dimensional consiste em agrupar os pares de pontos que estão mais próximos, usando a distância euclidiana, e substituí-los por um novo ponto localizado na metade da distância entre eles.

A distância euclidiana (x_{ab}) e é dada por:

$$x_{ab}^2 = \sum_{j=1}^n (d_{aj} - d_{bj})^2 \quad (3.10)$$

Este procedimento, quando repetido até que todos os pontos sejam agrupados em um só ponto, leva à construção do dendrograma, onde, no eixo horizontal, são colocadas as amostras e, no eixo vertical, o índice de similaridade, s_{ij} , entre os pontos i e j , calculado segundo a seguinte expressão:

$$s_{ij} = 1 - \frac{d_{ij}}{d_{m\acute{a}x}} \quad (3.11)$$

onde d_{ij} é a distância entre os pontos i e j , e $d_{m\acute{a}x}$ é a distância máxima entre qualquer par de pontos.

Para obtenção dos resultados das análises de agrupamento hierárquico e construção do dendrograma, foi utilizado o programa estatístico MINITAB.

3.2 Modelagem de Longo Curso

Neste item, a metodologia aplicada para a avaliação da modelagem da qualidade de água de longo curso na bacia do rio Piabanha é descrita. A metodologia utilizada na modelagem de longo curso foi baseada em um estudo prévio realizado por Saunders e Maidment (1996), que aplica o conceito de sistema de informações geográficas (SIG) para a avaliação da poluição por fontes não pontuais na bacia de San Antonio-Nueces nos Estados Unidos da América. Essa abordagem foi reexaminada e adaptada por Libos (2002) na bacia do rio Cuiabá.

Resumidamente, os passos realizados para implementação deste modelo são: (i) estabelecimento de um banco de dados digital; (ii) confecção do modelo digital de terreno hidrologicamente consistido da bacia; (iii) definição de uma relação matemática entre chuva média e vazão média para o período estudado; (iv) interligação entre

concentração média esperada dos poluentes nitrato e fosfato com o uso do solo; (v) cálculo das cargas dos poluentes nitrato e fosfato na bacia; (vi) validação da metodologia empregada com base no banco de dados de qualidade de água existente. O fluxograma da implementação deste modelo é apresentado na Figura 3-3.

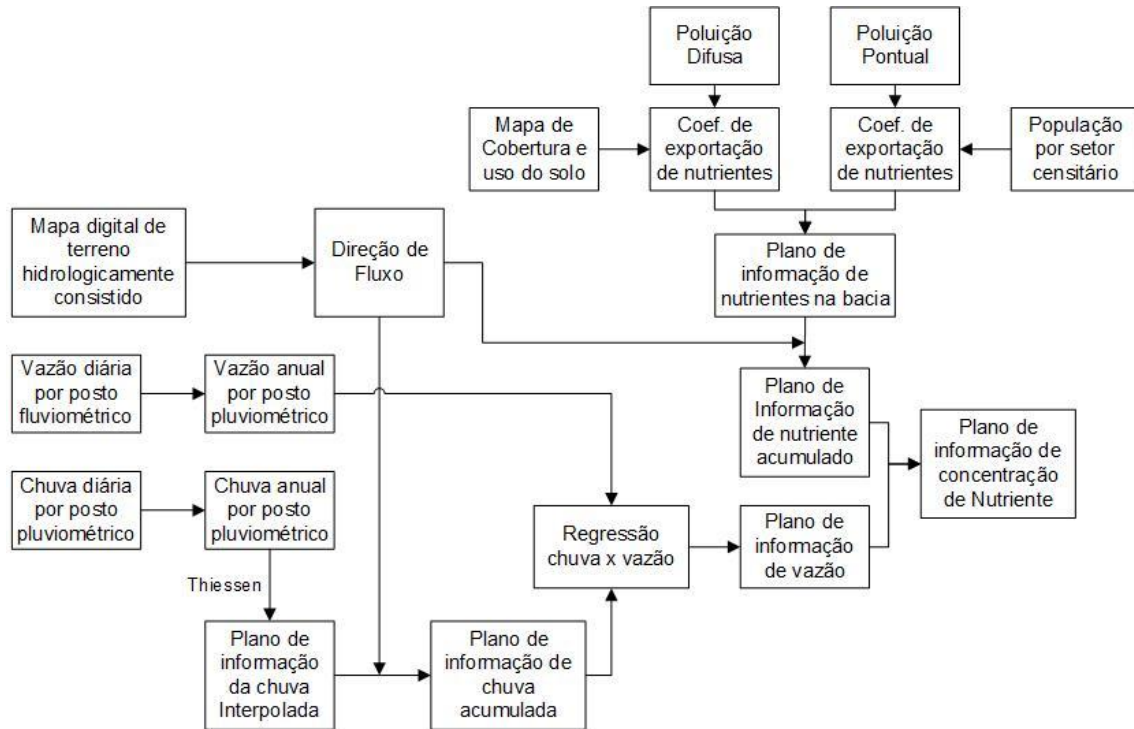


Figura 3-3 Fluxograma da metodologia da modelagem de longo curso

3.2.1 Banco de dados

Os dados diários de chuva e de vazão utilizados foram obtidos através da CPRM, no âmbito do projeto EIBEX, compreendendo o período de 2011 a 2013. De toda série disponibilizada, após a sua análise, utilizaram-se, efetivamente, 7 postos pluviométricos e 5 estações fluviométricas. Para validação dos resultados, utilizaram-se 9 estações de qualidade de água, com dados coletados bimestralmente ou mensalmente.

3.2.2 Geoprocessamento

O primeiro passo do geoprocessamento dos dados para o processo de modelagem hidrológica na bacia começou com o modelo digital de terreno hidrológicamente consistido.

O modelo digital de terreno (MDT) pode ser entendido como uma superfície sintética representando a distribuição espacial da altimetria do terreno, que possui variação contínua no espaço. Como a variável é contínua, sua medição no mundo real é realizada por amostragem. Essa amostragem utilizou curvas de nível e pontos cotados para gerar a interpolação de uma superfície sintética retratando aproximadamente a superfície do terreno no mundo real.

Nos estudos hidrológicos, o MDT possui algumas limitações oriundas, principalmente, do processo de amostragem da superfície real do terreno. As amostras geralmente não fornecem ao interpolador informações suficientes da variação do relevo em áreas planas ou de baixa declividade e fundo de vales. Dessa forma, não se produz uma superfície sintética capaz de representar certas características hidrológicas da área de estudo.

Para mitigar esse problema, há propostas de interpoladores que gerem modelos digitais de terreno hidrológicamente consistidos (MDT-HC). Esses interpoladores utilizam não só as amostras de medição do relevo, mas também os canais de drenagem, lagos, depressões no relevo e outros elementos hidrográficos. Esses interpoladores valem-se do princípio que a água é o principal agente erosivo do relevo; dessa forma, onde passa o canal de drenagem, cria-se um “finco” na superfície sintética, como se a drenagem exercesse uma ação de deformação no relevo, gerando, nessa superfície, uma pequena curvatura para baixo. Esse procedimento mitiga drasticamente o problema das amostragens insuficientes em regiões do relevo com baixa variação altimétrica comentado anteriormente.

A área da bacia do rio Piabanha (2065 km²) foi discretizada em células de área igual a 900 m² (30 m X 30 m), formando, assim, uma matriz de células sobre a região de estudo. A escolha da área da célula foi definida de forma a captar a resolução espacial máxima correlata com a qualidade das informações plani-altimétricas.

Direção e acumulação do fluxo de água na rede

Com o modelo digital de terreno gerado, torna-se possível iniciar as análises de fluxo superficial e acúmulo de fluxo. O modelo utilizado representa uma célula com seus oito vizinhos. A água de drenagem passa de cada célula para um único vizinho no sentido mais íngreme, como definido pelo modelo de elevação digital. Em cada célula, é possível determinar a direção do fluxo através de um código associado. A Figura 3-4 mostra como se chegar a esse código a partir da elevação da superfície e de como a codificação é realizada.

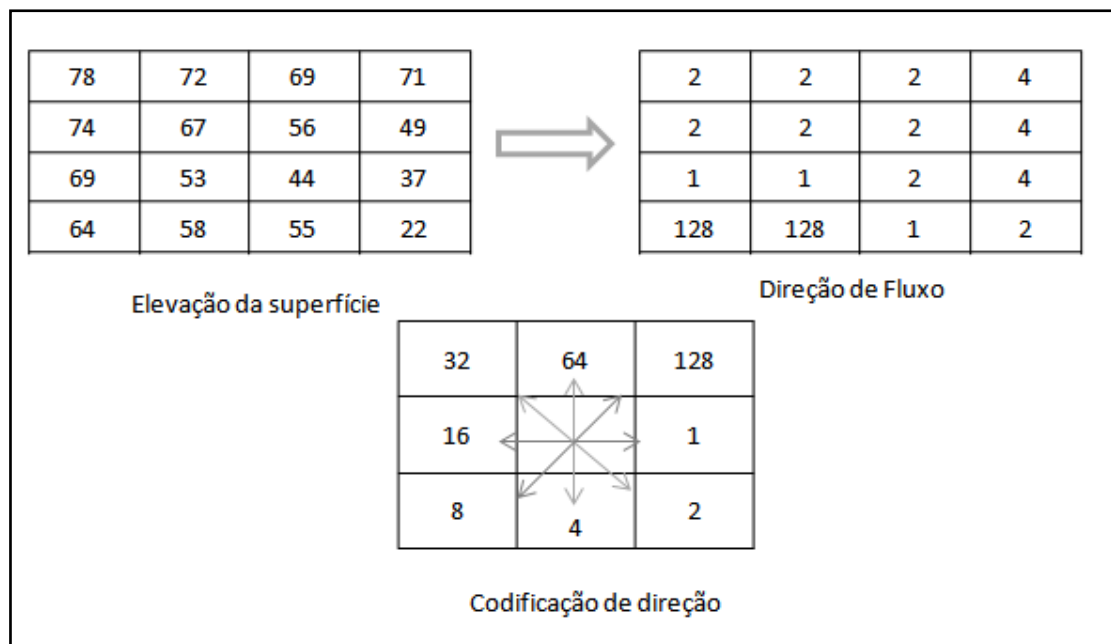


Figura 3-4 Codificação da direção de fluxo

Traçando essas conexões de drenagem entre células vizinhas no sentido de jusante, uma rede de fluxos da água para a bacia é estabelecida. Para cada célula, é possível obter a quantidade de outras células a montante que escoam o fluxo segundo essa delimitação, de forma que pode ser estabelecido um plano de informação da acumulação do fluxo de água e da rede (Oliveira e Maidment, 1999).

3.2.3 Interpolação espacial da chuva

A informação de chuva é o principal dado de entrada para qualquer modelo de poluição difusa (Saunders e Maidment, 1996). Os poluentes oriundos das poluições de fontes difusas são carregados pelo escoamento sobre o solo em direção à rede hidrográfica da região. O entendimento desse escoamento é necessário para avaliação do transporte das cargas de nutrientes, podendo ser resultante da chuva sobre essa região ou da irrigação em áreas agricultáveis. Entretanto, neste estudo, apenas a chuva foi considerada para obter o volume de água escoado em cada célula.

Com o objetivo de construir a relação matemática entre chuva e vazão, foram estabelecidas, inicialmente, as médias de longo curso para chuva e vazão a partir de médias mensais de chuva e vazão disponíveis nos postos pluviométricos e fluviométricos, respectivamente. Para a espacialização da chuva, foi utilizado o método de Thiessen.

A metodologia para traçar os polígonos de Thiessen, apresentada, por exemplo, em Tucci (1997), é composta pelas seguintes etapas: interligar os postos utilizados no estudo por trechos retilíneos, traçar linhas perpendiculares aos pontos médios de cada linha que interliga os dois postos, prolongar essas linhas até que as mesmas se interceptem; e, por último, define-se o polígono pela intersecção das linhas, o qual corresponde à área de influência de cada posto (Figura 3-5).

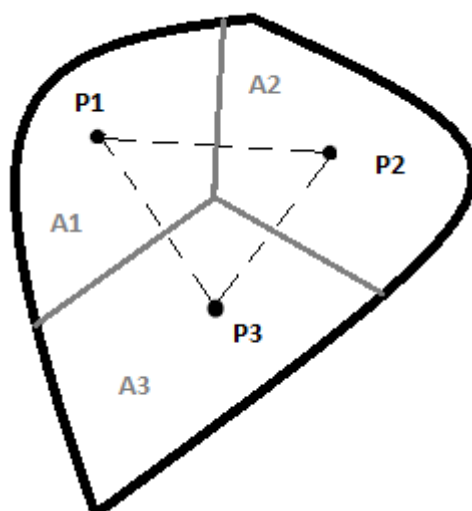


Figura 3-5 Polígonos de Thiessen

3.2.4 Determinação do fluxo de água médio estimado por área de drenagem

Para a determinação do plano de informação do fluxo de água acumulado, foram utilizados dois planos de informação: o da chuva interpolada e o do sentido do fluxo de água. Com esses dois planos, é possível determinar o plano de informação de chuva acumulada em cada célula.

Para a geração do plano de informação do fluxo de água acumulado, foi aplicado o processo chamado fluxo acumulado ponderado. Para tanto, foi criado um algoritmo para a execução desse passo, devido à necessidade de transformação da unidade de altura da chuva (mm) para volume (m³), sabendo-se que a área de cada célula é igual a 900 m². A Equação 3.12 (Saunders e Maidment, 1996) expressa essa transformação:

$$Volume(m^3) = Profundidade(mm) * n^{\circ}células * 900 \left(\frac{m^2}{cel.} \right) * 0,001 \left(\frac{m}{mm} \right) \quad (3.12)$$

A execução desse procedimento resultou em um plano de informação do fluxo de água acumulado por célula em toda a bacia. Entretanto, o modelo exige o fluxo de água acumulado por área de drenagem para estabelecer uma relação entre chuva e vazão.

O próximo passo é estimar o fluxo de água médio por área de drenagem e realizar a transformação da vazão média observada de longo curso de metros cúbicos por segundo (m³.s⁻¹) para altura em milímetros (mm) em cada um dos postos fluviométricos disponíveis.

3.2.5 Transformação da vazão média observada (m³/s) em altura (mm/ano) em cada posto de medição

Para estabelecer a relação matemática entre chuva e vazão, faz-se necessário que ambas as variáveis estejam na mesma unidade. O fluxo de água médio estimado, para cada área de drenagem, encontra-se na unidade de milímetros. Por esse motivo, faz-se necessário que a vazão observada nos postos também esteja em milímetros. A vazão foi obtida da base de dados do Hidroweb em metros cúbicos por segundo

(m³/s), e o cálculo para a transformação dessa unidade para milímetros por ano (mm/ano) está descrita na Equação 3.13:

$$Vazão\left(\frac{mm}{ano}\right) = \left(\frac{vazão\left(\frac{m^3}{s}\right) * 31.536.000\left(\frac{seg}{ano}\right)}{área.drenagem(m^2)} \right) * 1000\left(\frac{mm}{m}\right) \quad (3.13)$$

3.2.6 Relação chuva-vazão

De acordo com Triola (1998), deve-se dar preferência à regressão linear quando a série de dados for pequena, como é o caso do presente estudo. Em função do exposto, a função linear foi escolhida para representar a relação chuva-vazão na bacia do rio Piabanha.

O modelo linear do tipo $y=ax+b$ foi utilizado. Para obtenção dos parâmetros a e b , as seguintes equações são utilizadas:

$$a = \frac{n \sum (XY) - \sum X \sum Y}{n \sum X^2 - (\sum X)^2} \quad (3.14)$$

$$b = \frac{\sum X^2 \sum Y - \sum (XY) \sum X}{n \sum X^2 - (\sum X)^2} \quad (3.15)$$

3.2.7 Avaliação do potencial de geração de poluentes por fontes difusas

A medida do nível de poluente que ocorre durante um evento de escoamento é a concentração média esperada de poluentes ou EMC (*expected mean concentration*), definida como a massa de poluente transportada pelo volume do escoamento. Para este estudo, foi assumido que o EMC dos poluentes está relacionado diretamente com os usos do solo nas áreas de drenagem. Destaque-se que, para este trabalho de avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piabanha, restringiu-se a análise aos poluentes nitrato e fosfato.

Para estimar as cargas de poluentes de cada célula da malha, os valores das massas desses poluentes foram associados com as células de cada uso e ocupação

do solo. Através do processo de modelagem de qualidade de água efetuado, foi possível, então, chegar aos valores finais de concentrações médias esperadas de nitrogênio e fósforo para a bacia do rio Piabanha em cada célula.

Para estimar as cargas de poluentes de cada célula da malha, os valores das concentrações desses poluentes foram associados com as células de cada uso e ocupação do solo. Os valores das cargas de nutriente esperadas de nitrogênio e fósforo para os tipos de cobertura e uso do solo foram baseados em Jorgensen e Vollenweider (1989), Castagnino (1982) e Von Sperling (2005) conforme mostra a Tabela 3-1.

Tabela 3-1 Coeficientes de exportação de N e P por cada classe de uso e cobertura do solo.

Uso e Cobertura do Solo	Coeficientes médios de exportação sugeridos (kg.km ⁻² .ano ⁻¹)		Coeficientes médios utilizados (kg.km ⁻² .ano ⁻¹)	
	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
Afloramento rochoso	0	0	0	0
Área urbana	500	100	745	100
Água	0	0	0	0
Agricultura	850	50	4000	250
Agricultura (café)	850	50	1250	50
Floresta	340	10	500	12
Pastagem	475	45	710	70

Pode-se perceber que os valores utilizados, que foram calibrados e validados, são superiores aos indicados na bibliografia, que foram tomados como valores iniciais no processo de calibração. Esse procedimento pode ser explicado pelo fato da região possuir clima tropical e, no caso da agricultura, ser de domínio público a informação de que grande quantidade de fertilizantes utilizada não pressupõe mecanismos efetivos de controle e fiscalização, ainda que esforços sejam feitos nessa direção.

Assume-se que o processo de transporte das cargas é conservativo, isto é, nenhum declínio dos poluentes acontece ao longo dos caminhos de fluxo de água. O resultado é o plano de informação das cargas de nutrientes por célula em quilogramas por ano; em seguida, sabendo a direção do fluxo, é calculada a carga acumulada dos nutrientes.

3.2.8 Avaliação do potencial de geração de N e P por fontes pontuais

A fonte pontual mais problemática na bacia do rio Piabanha é o despejo de esgoto sanitário. Com objetivo de avaliar a carga total de nitrato e fosfato proveniente do esgoto doméstico, os dados de população total residente foram utilizados. As informações relativas à sua carga *per capita* foram baseadas na literatura.

Para realizar as estimativas da carga bruta dos nutrientes lançados através do esgoto doméstico, foram utilizados os totais de população residente por setor censitário para a quantificação pelo método da carga unitária bruta.

Os dados acerca do tratamento do esgoto na bacia são muito dispersos, portanto, como este trabalho visa diagnosticar a situação da bacia, optou-se por adotar postura mais conservadora e assumir que não existe qualquer espécie de tratamento de esgoto.

O cálculo da carga bruta gerado pelo esgoto sanitário doméstico foi baseado, inicialmente, na descarga *per capita* dessas substâncias, de acordo com os valores sugeridos por Jorgensen e Vollenweider (1989). No entanto, esses valores foram calibrados nesta dissertação, sendo considerados os valores mostrados na Tabela 3–2.

Tabela 3–2 Cargas unitárias brutas de fósforo e nitrogênio no esgoto doméstico

Nutriente	Carga unitária bruta (kg.hab. ⁻¹ .ano ⁻¹)	
	Faixa	Valores utilizados
Nitrato (NO ₃)	3,0 - 3,8	3,8
Fosfato (PO ₄)	0,8 - 1,8	0,4

Os valores encontrados na bibliografia são relativos a fósforo e nitrogênio total, tendo servido de ponto de partida no processo de calibração e validação da carga unitária bruta esperada nos esgotos para nitrato e fosfato.

3.2.9 Estimando a concentração média esperada

As concentrações dos poluentes que são amostrados em várias localizações resultam em uma mistura de todos os poluentes (provenientes de fontes pontuais e difusas) carregados durante o escoamento. Para um modelo distribuído, esse processo

de mistura é aproximado pelo quociente entre a divisão da carga acumulada em cada célula e o escoamento acumulado que ali ocorre. Matematicamente, tem-se:

$$C_a \left(\frac{mg}{L} \right) = \left(\frac{L_a \left(\frac{kg}{ano} \right)}{Q_a \left(\frac{m^3}{ano} \right)} \right) * 10^6 \left(\frac{mg}{kg} \right) * 0,001 \left(\frac{m^3}{L} \right) \quad (3.16)$$

onde L_a é a carga acumulada de nutrientes na bacia, Q_a é a vazão acumulada gerada a partir da regressão estabelecida entre chuva e vazão, 10^6 é a transformação da unidade de kg para mg e $0,001$ é a transformação da unidade de m^3 para litro (L).

Obtém-se, como resultado, a concentração média estimada pelo modelo (C_a) em miligramas por litro. Os valores das concentrações estimadas podem ser comparados com os dados observados, permitindo a validação da modelagem de qualidade de água empreendida neste trabalho.

3.3 Modelagem utilizando Basins/ HSPF

O modelo BASINS (*Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources*) é disponibilizado pela EPA (*U.S. Environmental Protection Agency* - Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana). Ele está inserido em um sistema integrado de suporte à decisão e apoio ao planejamento dos recursos hídricos nos Estados Unidos.

O BASINS integra uma série de componentes que podem ser resumidos em seis elementos (EPA, 2004): base de dados (mapa de uso e cobertura do solo, hidrografia, modelo digital do terreno, entre outros), ferramentas de análise, utilitários, relatórios de caracterização da bacia, modelos de simulação de quantidade e qualidade de água e um pós-processador que tem como objetivo facilitar a análise de informações ambientais, oferecer suporte a sistemas de análise ambiental e promover uma estrutura capaz de examinar diferentes alternativas de manejo.

O sistema BASINS, como mostra a Figura 3-6, dispõe, de forma integrada, de três modelos distribuídos, do tipo chuva-vazão: o PLOAD, desenvolvido pela EPA,

utilizado para análises sazonais ou anuais; o SWAT, desenvolvido pelo Departamento de Agricultura Norte-Americano (USDA), que simula valores diários, e ainda o HSPF, desenvolvido também pela EPA, que pode ser utilizado até em escala horária (EPA,2004).

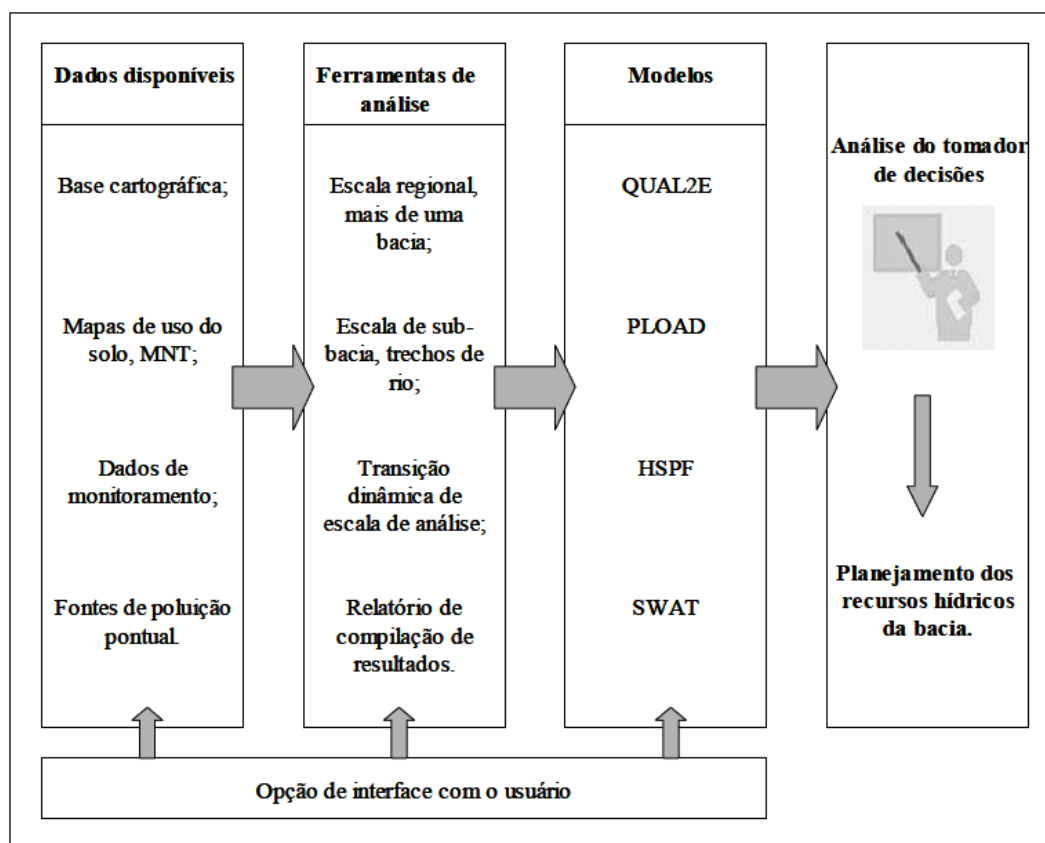


Figura 3-6 Esquema simplificado do sistema Basins. Fonte: Larentis (2004).

Para realizar a simulação de quantidade e qualidade de água, também foi utilizado, nesta dissertação, o modelo HSPF (*Hydrological Simulation Program FORTRAN*), que é atualmente também disponibilizado pela EPA. Ele é um abrangente modelo semidistribuído, na escala de bacia hidrográfica, que permite a simulação contínua de processos hidrológicos, inserção de fontes de poluição pontuais e não-pontuais, em superfícies permeáveis e impermeáveis, canais de água e reservatórios bem misturados, além de permitir a integração de diversas simulações, como uso e ocupação do solo, características hidráulicas do sistema, características meteorológicas, entre outros aspectos, com a qualidade da água.

O modelo pode ser aplicado em diversos estudos de modelagem de qualidade de água, como, por exemplo: simulação da condição de qualidade de água de bacias

hidrográficas; simulação para diferentes tipos de uso e ocupação de solo; simulação de estratégias de controle de cargas difusas e pontuais e desenvolvimento de estratégias de controle de bacias e sub-bacias.

O modelo pode simular uma única bacia ou um sistema de múltiplas bacias conectadas hidrologicamente. Cada bacia é definida como uma unidade hidrológica. O modelo discretiza o sistema, subdividindo a bacia em elementos, nós e zonas. Um nó corresponde a um ponto no espaço, e um valor de uma função variável espacialmente pode, então, ser associado a ele, como, por exemplo, a taxa de fluxo em um canal. Já uma zona corresponde a uma porção finita da bacia, associada a um dado quantitativo que varia espacialmente, como, por exemplo, o volume em um trecho de rio. Por último, um elemento, que também pode ser denominado segmento, é o conjunto de nós e/ou zonas, por exemplo, que constitui uma porção de solo com características hidrológicas similares.

Para a construção de um projeto HSPF, são necessários: modelo digital do terreno e dados de ocupação e uso do solo. Para a construção do modelo digital do terreno, faz-se necessário o limite da bacia hidrográfica, curvas de nível e pontos cotados. Foi implementado o modelo digital com os dados da rede hidrográfica para obtenção de um modelo hidrologicamente consistido, ou seja, é passível de determinação do fluxo em cada píxel. Além disso, o modelo passou por uma correção de pequenas variações de terreno, que poderiam influenciar negativamente o cálculo do escoamento superficial, uma vez que tais depressões costumam concentrar todo o escoamento de forma inequívoca.

O modelo HSP, além de simular a geração e o transporte de nutrientes, também é capaz de representar o transporte e os processos cinéticos de perdas e ganhos desses parâmetros de qualidade em trechos de rio e reservatórios como ver-se-á a seguir.

3.3.1 Dados de entrada

O modelo HSPF requer oito séries temporais de dados meteorológicos, além de outras oito séries opcionais, para cada sub-bacia hidrográfica:

- precipitação horária (PREC);
- evaporação horária (EVAP);

- temperatura horária (ATEM);
- velocidade do vento horária (WIND);
- radiação solar horária (SOLR);
- evapotranspiração potencial horária (PEVT);
- temperatura do ponto de orvalho horário (DEWP);
- nebulosidade horária (CLOU).

Há também os dados opcionais, que não são utilizados pelo HSPF, mas podem ser adicionados ao *WDM file* para obtenção das séries horárias requeridas:

- temperatura máxima diária (TMAX);
- temperatura mínima diária (TMIN);
- velocidade do vento diária (DWND);
- nebulosidade diária (DCLO);
- temperatura de ponto de orvalho (DPTP);
- radiação solar diária (DSOL);
- evapotranspiração diária (DEVT);
- evaporação diária (DEVP).

Para organização e manipulação dos dados de entrada hidrometeorológicos no modelo, foi utilizado o programa WDMUtil, desenvolvido pela AQUA TERRA Consultants, com o suporte da EPA's *Office of Science and Technology* (OST). Esse programa permite a importação dos dados meteorológicos e execução de operações para criação do arquivo *Watershed Data Management* (WDM), que contém os dados meteorológicos a serem compilados pelos modelos Basins e HSPF. Essas operações incluem, entre outras:

- preenchimento de falhas;
- edição das séries de dados;

- desagregar séries de dados existentes, de escala diária para horária;
- gerar séries de dados a partir dos dados existentes;
- criação de gráficos.

Quando não existe disponibilidade de todas as séries temporais necessárias, é recomendada a construção de séries meteorológicas através de ferramentas de transformação fornecidas pelo WDMUtil. A título de ilustração, alguns dos algoritmos disponíveis são: radiação solar, evapotranspiração potencial (PET) por Jensen, evapotranspiração por Hamon, evaporação de tanque por Penman, velocidade do vento e nebulosidade.

O algoritmo utilizado para cálculo da série de evapotranspiração foi o proposto por Jensen e Hayes (1963). Esse procedimento gera série de evapotranspiração potencial (polegadas) diárias. Os cálculos baseiam-se na fórmula

$$PET = CTS \times (TAVF - CTX) \times RIN \quad (3.17)$$

onde:

PET - evapotranspiração potencial diária (in);

CTS - coeficiente variável mensal;

TAVF - temperatura média diária do ar (°F ou °C), calculado a partir da série de temperaturas máximas e mínimas;

CTX – coeficiente;

RIN - radiação solar diária expressa em polegadas de evaporação.

Além disso, o WDMUtil contém algoritmos para desagregação. Os algoritmos utilizados foram:

Temperatura (ATEM)

Este procedimento, com o objetivo de obter a série horária de temperatura, distribui as temperaturas diárias máximas e mínimas em valores horários assumindo que o valor mínimo ocorre às 6 horas e o máximo às 16 horas.

Temperatura do Ponto de Orvalho (DEWP)

Este procedimento, que visa obter a série horária da temperatura de ponto de orvalho, distribui o valor médio de temperatura de ponto de orvalho para valores horários, assumindo, para tanto, que a média diária é constante durante todo o período de 24 horas.

Evapotranspiração (PEVT)

Este procedimento para obtenção da série horária de evapotranspiração distribui os valores diários de evapotranspiração em valores horários, assumindo, assim, uma distribuição baseada na latitude e no período do ano.

Velocidade do Vento - Desagregação (WIND)

Este procedimento, que visa obter a série horária de velocidade de vento, distribui os valores diários de movimento de vento para valores horários; permite que o usuário ajuste valores empíricos iniciais a cada hora para obter a distribuição da velocidade do vento ao longo do dia.

Precipitação (PREC)

Este procedimento, para obtenção da série de dados horários de precipitação, realiza uma distribuição triangular dos valores diários de precipitação, com o pico ocorrendo ao meio-dia.

3.3.2 Delineação e segmentação da bacia

A ferramenta de delineação e segmentação de bacia hidrográfica do BASINS permite a separação da área de estudo em múltiplas sub-bacias hidrologicamente conectadas, o que é extremamente útil na modelagem. A segmentação da bacia hidrográfica divide a bacia em segmentos de terra e canal discretos que permitem a análise do comportamento da bacia.

A delineação de sub-bacias baseia-se nos pontos de saída (*outlets*) de cada limite de sub-bacia, onde cada ponto corresponde a um posto fluviométrico ou a uma confluência com um afluente importante, no modelo digital do terreno, na rede de drenagem e no contorno da bacia hidrográfica de estudo.

O HSPF divide a bacia hidrográfica em segmentos de solo e rio/reservatórios, que são áreas com características hidrológicas similares. O módulo PERLND é o responsável pela simulação dos processos de qualidade e quantidade de água nos segmentos permeáveis de solo, enquanto que o módulo IMPLND simula os processos nos segmentos impermeáveis. O módulo RCHRES é o responsável pela simulação dos canais e reservatórios bem misturados.

Módulo PERLND

Um segmento de solo é uma subdivisão da bacia hidrográfica simulada com características hidrológicas similares. Um segmento de solo que possua capacidade de permitir alguma infiltração é considerado um solo permeável. No HSPF, o módulo PERLND é aquele cujos processos de qualidade e quantidade de água que ocorrem em um segmento de solo permeável são simulados.

A Figura 3-6 mostra os processos/simulações que ocorrem dentro desse módulo.

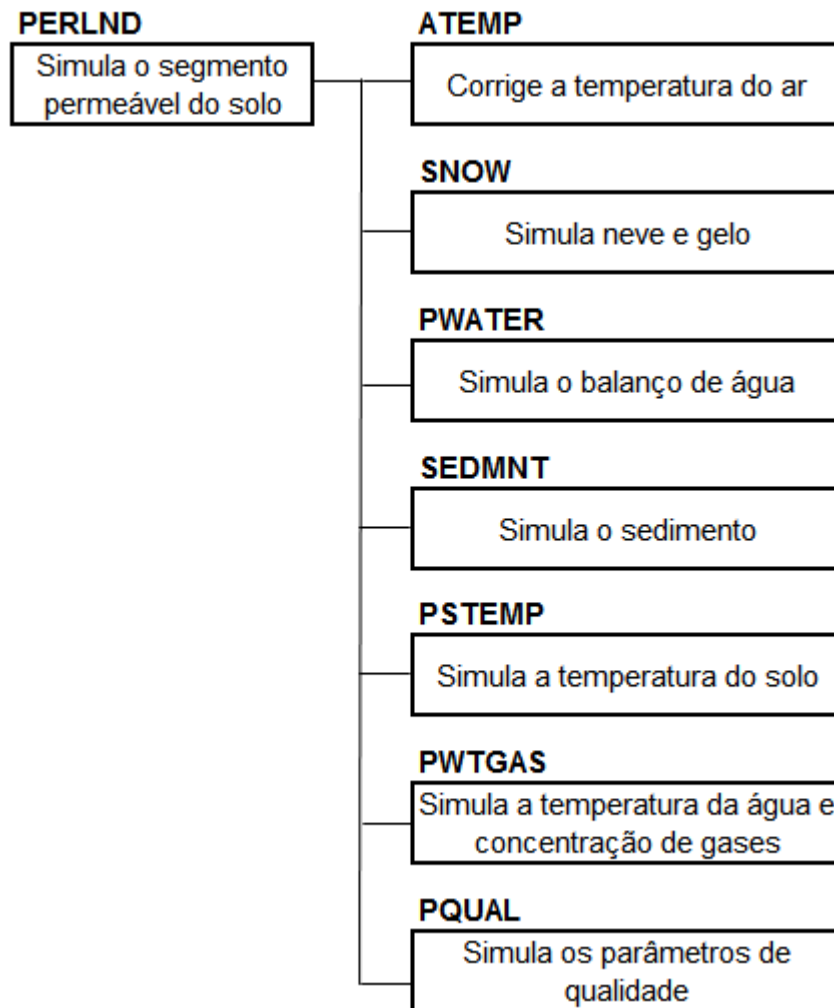


Figura 3-7 Fluxograma da rotina PERLND.

O submódulo ATEMP trabalha os dados de correção de temperatura, tanto para o módulo PERLND quanto para o módulo IMPLND. A correção da temperatura é feita em função da existência de precipitação.

O submódulo PWATER, que será visto no item 3.4.2, simula o fluxo e/ou armazenamento de água no segmento em estudo.

O submódulo SEDMNT simula a produção e remoção de sedimento, inorgânico e/ou orgânico de um segmento permeável.

O submódulo PWTGAS simula a temperatura da água e as concentrações de oxigênio e dióxido de carbono dissolvido na superfície e fluxos de água nas camadas do subsolo. Considera-se a temperatura do fluxo da água igual à temperatura do solo ou da camada onde se originou o fluxo, exceto na ocorrência de neve ou gelo. As

concentrações dos gases são consideradas como saturadas e são calculadas como funções diretas da temperatura na água.

O submódulo PQUAL simula parâmetros de qualidade e poluição da água em escoamentos em segmentos de solos permeáveis usando correlações simples com a água/sedimento gerado.

Módulo IMPLND

Um segmento de solo é uma subdivisão da bacia hidrográfica simulada com características hidrológicas similares. Um segmento de solo que possua pouca ou nenhuma infiltração é considerado um segmento impermeável. No HSPF, o módulo IMPLND é aquele cujos processos de qualidade e quantidade de água que ocorrem em um segmento de solo impermeável são simulados; apesar de não ocorrer infiltração, ocorrem outros processos como retenção de água na superfície, carreamento de poluentes, entre outros, como pode ser visto na Figura 3-8, que mostra os processos/simulações (submódulos) que ocorrem dentro deste módulo.

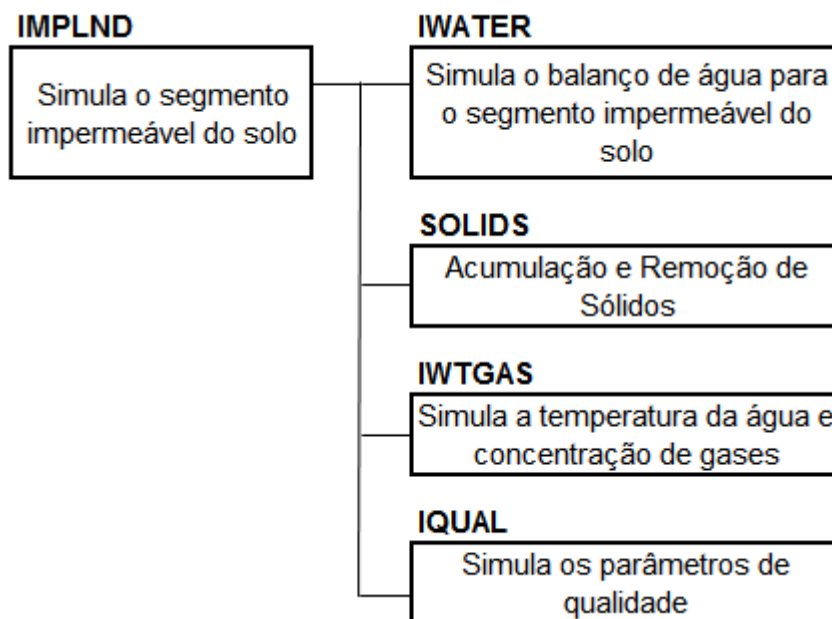


Figura 3-8 Fluxograma da rotina IMPLND.

O submódulo IWATER simula a retenção, armazenamento e evaporação em um segmento de solo impermeável, como visto mais detalhadamente no item 3.4.3.

O submódulo SOLIDS simula o acúmulo e remoção de sólidos pela carga difusa e outros meios. Os sólidos removidos são utilizados na simulação dos constituintes de qualidade associados às partículas. São simuladas a capacidade de transporte por carreamento sobre a superfície e o acúmulo e remoção de sólidos independente da carga difusa, como, por exemplo. deposição atmosférica ou limpeza de ruas.

O submódulo IWTGAS estima a temperatura e a concentração do oxigênio dissolvido e do dióxido de carbono na água que escoar pelo segmento impermeável. As concentrações dos gases são consideradas como saturadas e são calculadas como funções diretas da temperatura na água assim como no PWTGAS.

O submódulo IQUAL simula o carreamento de substâncias químicas ou poluentes pela água, usando uma relação simples com o balanço hídrico ou os sólidos; a simulação de remoção de uma substância é proporcional à remoção de sólidos.

Módulo RCHRES

O módulo RCHRES simula os processos que podem ocorrer em um trecho de rio, em um canal aberto ou em um reservatório de mistura completa. Assumindo mistura completa, o RCHRES consiste de uma única zona situada entre dois nós, cujo fluxo de vazão que o atravessa é unidirecional. A Figura 3-9 mostra os processos/simulações (submódulos) que ocorrem dentro deste módulo.

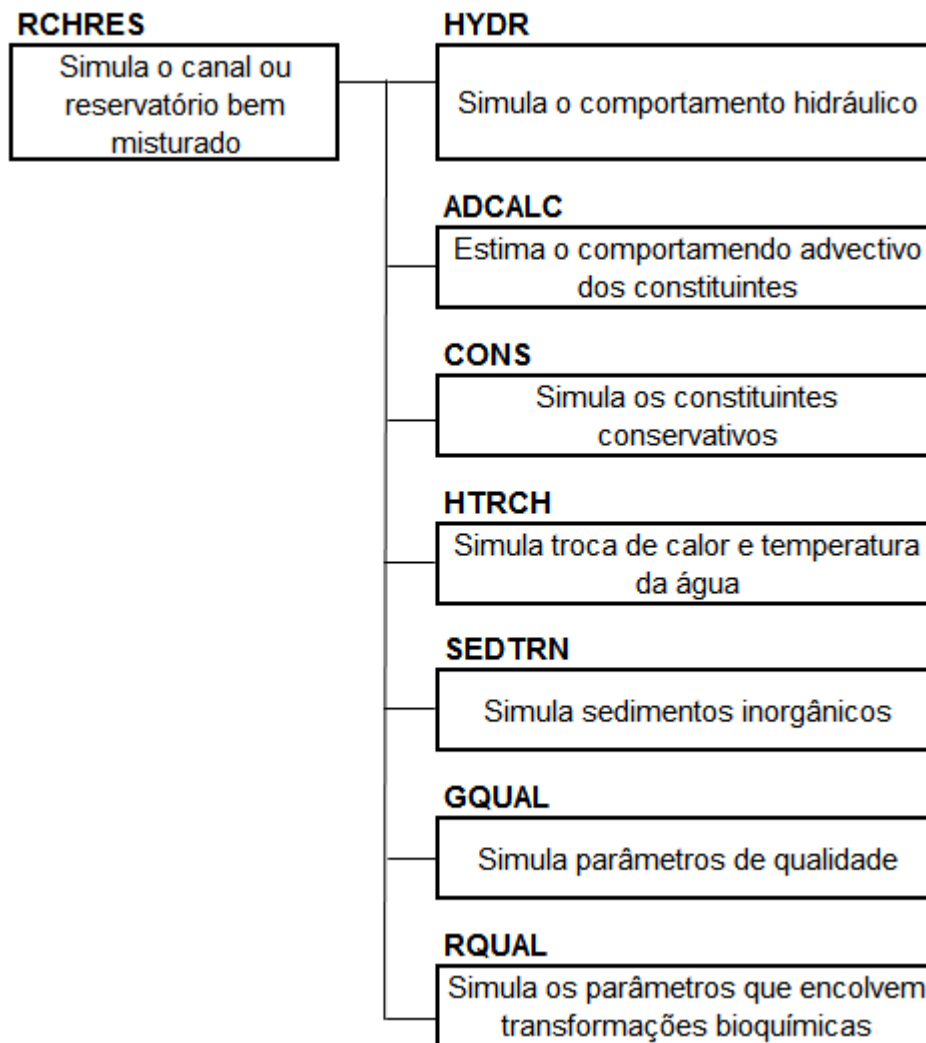


Figura 3-9 Fluxograma da rotina RCHRES

O submódulo HYDR simula os processos hidráulicos que ocorrem em RCHRES, ou seja, o comportamento hidráulico do reservatório, o comportamento dos fluxos de vazão e a análise dos constituintes dissolvidos na água.

O submódulo ADCALC calcula a advecção de substâncias dissolvidas ou em solução. As variáveis são dependentes do volume e das saídas calculadas na seção hidráulica (HYDR).

O submódulo CONS simula as substâncias conservativas. O modelo leva em consideração as concentrações de entrada da substância, no intervalo de tempo simulado, somando as possíveis fontes: deposição atmosférica, afluentes, entre outras. Na advecção longitudinal desse material, assume-se que cada substância que

sofre advecção é uniformemente dispersada através do meio e que ela se move na mesma velocidade horizontal que o fluxo de água; por fim, é calculada a massa de material remanescente após a advecção.

O submódulo HTRCH simula os processos que determinam a temperatura da água no RCHRES, considerando, para tanto, três processos principais: transferência de calor por advecção, transferência através da interface ar-água e transferência água-sedimento. O processo de difusão e dispersão não é considerado pelo modelo HSPF. Os mecanismos que aumentam o calor da água são a absorção de ondas longas de radiação, absorção da radiação solar e condução-advecção. Já os mecanismos que reduzem o calor são a emissão de ondas longas de radiação, evaporação e condução-advecção. A temperatura da água precipitada também interfere na temperatura no RCHRES e é considerada igual à temperatura da superfície da água.

O submódulo SEDTRN simula o transporte, deposição e desgaste de sedimento inorgânico.

3.3.3 Equações diferenciais utilizadas pelo HSPF

Equação da onda cinemática

Para simulação do comportamento hidráulico, pressupõe-se o canal completamente misturado (única camada) e o fluxo unidirecional. O fluxo é calculado pelo método da onda cinemática. Os modelos chamados de onda cinemática utilizam a equação de continuidade e a equação de quantidade de movimento e podem ser expressos como

$$\frac{\partial h}{\partial t} + u \frac{dh}{dx} + v \frac{\partial h}{\partial y} + h \frac{\partial u}{\partial x} + h \frac{\partial v}{\partial y} = S \quad (3.18)$$

$$u = \frac{\sqrt{|S_{0x}|}}{n} h^{2/3} \quad (3.19)$$

$$v = \frac{\sqrt{|S_{0y}|}}{n} h^{2/3} \quad (3.20)$$

onde:

u, v- velocidade da água (m s⁻¹);

S - inclinação do fundo (m m^{-1});

n - coeficiente de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$)

h - profundidade (m);

t - tempo (s).

Desprezando os termos de pressão e de inércia na equação dinâmica e sendo o HSPF um modelo unidirecional, a equação governante pode ser expressa como:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (3.21)$$

$$Q = \alpha h^m \quad (3.22)$$

Considerando a equação de Manning, tem-se

$$\text{Fórmula de Manning } Q = \frac{1}{n} AR^{2/3} S_f^{1/2} \quad (3.23)$$

onde:

q - vazão incremental lateral por unidade de largura e por unidade de comprimento ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-1} \text{m}^{-1}$);

Q - vazão por unidade de largura ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-1}$);

h - profundidade (m);

t - tempo (s);

x - distância longitudinal (m);

n - coeficiente de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$);

A - área transversal à vazão por unidade de profundidade ($\text{m}^2 \text{m}^{-1}$);

R - raio hidráulico (m);

S_f - gradiente de energia (m m^{-1}).

Oxigênio Dissolvido

Saturação

A saturação de oxigênio dissolvido, C_S , é um parâmetro básico utilizado em um grande número de modelos de qualidade da água. No HSPF, os efeitos da pressão sobre os valores de saturação são expressos como uma razão entre a pressão local e ao nível do mar; C_S é expresso como (Imhoff *et al.*, 1981)

$$C_S = (14,652 - 0,41022T + 0,007910T^2 - 7,7774 \times 10^{-5}T^3) \times \left(\frac{BP}{29,92}\right) \quad (3.24)$$

onde:

C_S - saturação de oxigênio dissolvido (mg L^{-1});

T - temperatura ($^{\circ}\text{C}$);

BP - pressão (inHg).

Reaeração

Reaeração é o processo de troca de oxigênio entre o ambiente e uma massa de água em contacto com a atmosfera. O processo é modelado como o produto de um coeficiente de transferência de massa, multiplicado pela diferença entre a saturação de oxigênio dissolvido e a concentração de oxigênio dissolvido real na forma

$$F_C = k_L(C_S - C) \quad (3.25)$$

onde:

F_C - fluxo de oxigênio dissolvido através a superfície da água (massa área⁻¹ tempo⁻¹);

C - concentração de oxigênio dissolvido (massa volume⁻¹);

C_S - concentração de oxigênio dissolvido de saturação (massa volume⁻¹);

k_L - coeficiente de transferência de superfície (comprimento tempo⁻¹).

Para a aplicação em modelagem de rio e estuários verticalmente misturados, um fluxo médio na profundidade (F'_C) é usado como

$$F'_C = \frac{F_C}{H} = \frac{k_L}{H} (C_S - C) \quad (3.26)$$

onde H - profundidade da coluna de água (comprimento).

A taxa de reaeração comumente encontrada na literatura como k_2 ou k_a , nomeada no HSPF como *KOREA*, é expressa como:

$$KOREA = k_2 = \frac{k_L}{H} \quad (3.27)$$

Demanda Bioquímica de Oxigênio

Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a utilização de oxigênio dissolvido por micróbios aquáticos para metabolizar o material orgânico, oxidar espécies reduzidas de nitrogênio e minerais. A DBO é comumente dividida em duas frações: carbonácea (CBOD) e materiais nitrogenados (NBOD).

Demanda bioquímica de oxigênio (carbonácea) (CBOD)

O HSPF caracteriza o decaimento CBOD com uma equação diferencial de primeira ordem representada por

$$\frac{\partial DO}{\partial t} = -k_d L \quad (3.27)$$

onde:

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

k_d - taxa de oxidação de primeira ordem (dia^{-1}) (KBOD no HSPF);

t - tempo (dias).

Demanda bioquímica de oxigênio (nitrogênio)

A transformação de formas reduzidas de nitrogênio para formas mais oxidadas consomem oxigênio. A nitrificação é um processo em duas fases, subdividida na oxidação da amônia em nitrito e de nitrito para nitrato. A seguinte equação diferencial é utilizada pelo HSPF:

$$\frac{\partial DO}{\partial t} = -\alpha_1 k_{n1} N_1 - \alpha_2 k_{n2} N_2 \quad (3.28)$$

onde:

k_{n1} - taxa de oxidação de amônia para nitrito (KTAM no HSPF);

k_{n2} - taxa de oxidação de nitrito para nitrato(KNO2 no HSPF);

α_1 - 3.43, tipicamente;

α_2 - 1.14, tipicamente;

N_1 – amônia;

N_2 - nitrito.

pH e Alcalinidade

O valor do pH é controlado pelo sistema de carbonato. Existem três espécies de importância para o sistema: $[H_2CO_3^*]$, $[HCO_3^-]$ e $[CO_3^{2-}]$. $[H_2CO_3^*]$ é definido como a soma de $[H_2CO_3]$ e $[CO_2]$, para propósito de modelagem; $[H_2CO_3]$ é insignificante em relação ao $[CO_2]$. O sistema de carbonato pode ser descrito pelas equações

$$k_1 = \frac{[HCO_3^-][H^+]}{[H_2CO_3^*]} \quad (3.29)$$

$$k_2 = \frac{[CO_3^{2-}][H^+]}{[HCO_3^-]} \quad (3.30)$$

$$k_w = [H^+][OH^-] \quad (3.31)$$

$$TIC = [H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad (3.32)$$

$$ALK = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (3.33)$$

onde:

[H⁺] - concentração iônica de hidrogênio (moles L⁻¹);

[OH⁻] - concentração iônica de hidroxila (moles L⁻¹);

[CO₃²⁻] - concentração iônica de carbonato (moles L⁻¹);

[HCO₃⁻] - concentração iônica debicarbonato(moles L⁻¹);

[H₂CO₃*] - concentração iônica de ácido carbônico (moles L⁻¹);

k₁ - primeira constante de dissociação de ácido carbônico, K1EQU no HSPF;

k₂ - segunda constante de dissociação de ácido carbônico, K2EQU no HSPF;

k_w - produto iônico da água, KWEQU no HSPF;

ALK - alcalinidade (moles L⁻¹).

As constantes de equilíbrio k₁, k₂ e k_w podem variar com a temperatura, de acordo com as seguintes relações (Tetra Tech 1979):

$$k_1 = 10^{\left[14,8435 - 0,032786 T_k - \left(\frac{3404,71}{T_k}\right)\right]} \quad (3.34)$$

$$k_2 = 10^{\left[6,498 - 0,02379 T_k - \left(\frac{2902,39}{T_k}\right)\right]} \quad (3.35)$$

$$k_w = 10^{\left[35,3944 - 0,00835 T_k - \left(\frac{5242,4}{T_k} - 11,826 \log(T_k)\right)\right]} \quad (3.36)$$

onde T_k é a temperatura absoluta da água (Kelvin).

Nutrientes

Nutrientes são modelados por meio de um sistema de equações de balanço de massa acopladas descrevendo cada um dos seguintes processos: nutrientes inorgânicos e orgânicos dissolvidos, nutrientes orgânicos particulados e nutrientes de

sedimentos. O HSPF não simula formas orgânicas de nutrientes dissolvidos. As equações para cada nutriente são expressas como

Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos

$$\frac{\partial S}{\partial t} = -V_S + K_1 S' - K_2 S + f_1 K_{det} S_{det} + f_2 K_{sed} S_{sed} \quad (3.37)$$

Nutrientes Orgânicos Particulados

$$\frac{\partial S_{det}}{\partial t} = e_p + M_p - K_{det} S_{det} - K_s S_{det} - G_z \quad (3.38)$$

Nutrientes no Sedimento

$$\frac{\partial S_{sed}}{\partial t} = K_s S_{det} + A_s - K_{sed} S_{sed} \quad (3.39)$$

onde:

S - concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos (massa volume⁻¹);

S' - outra forma inorgânica do nutriente que decai com a forma S (e.g., NH₃ NO₃) (massa volume⁻¹);

S_{det} - concentração de nutrientes orgânicos particulados em suspensão (massa volume⁻¹);

K₁- taxa de transformação de S' para S (L tempo⁻¹);

K₂- taxa de transformação de S em alguma outra forma do nutriente inorgânico dissolvido (L tempo⁻¹);

K_{det} - taxa de decomposição de nutriente orgânico particulado (L tempo⁻¹);

K_{sed} - taxa de decomposição de nutrientes do sedimento orgânico (L tempo⁻¹);

K_s- taxa de sedimentação do nutriente orgânico particulado (L tempo⁻¹);

V_S - taxa de absorção fotossintética de nutrientes S (massa volume⁻¹ tempo⁻¹);

f₁ - fração de produtos de decomposição de detritos que ficam imediatamente disponíveis para a absorção pelas algas;

f_2 - fração de produtos de decomposição de sedimentos que ficam imediatamente disponíveis para a absorção pelas algas;

e_p - taxa de excreção de partículas de nutrientes por todos os animais (massa volume⁻¹ tempo⁻¹);

M_p - taxa de mortalidade total de plâncton (massa volume⁻¹ tempo⁻¹);

G_z - taxa de detritos de pastejo por zooplânctons (massa volume⁻¹ tempo⁻¹);

A_s - taxa de sedimentação algal (massa volume⁻¹ tempo⁻¹).

Fitoplâncton

As dinâmicas do fitoplâncton são regidas pelos seguintes processos: crescimento, respiração e excreção, sedimentação, perdas de pastejo e de decomposição. A equação geral é expressa como

$$\frac{\partial A}{\partial t} = (\mu - r - e_x - s - m)A - G \quad (3.40)$$

onde:

A - concentração ou biomassa de fitoplâncton (massa ou massa volume⁻¹);

μ - taxa bruta de crescimento (tempo⁻¹), MALGR no HSPF;

r - taxa de respiração (tempo⁻¹), ALR20 no HSPF;

e_x - taxa de excreção (tempo⁻¹);

s - taxa de sedimentação (tempo⁻¹), PHYSET no HSPF;

m - taxa de mortalidade nãoopredatória (ou decomposição) (tempo⁻¹);

G - taxa de perda devido ao pastejo (massa tempo⁻¹ ou massa volume⁻¹ tempo⁻¹).

Esta equação é baseada quando o fitoplâncton é modelado em termos de biomassa ou de nutrientes (ou equivalentes de carbono, nitrogênio, fósforo, entre outros), que é o caso do HSPF.

Coliformes Fecais

Uma simples equação diferencial de primeira ordem é usada para modelagem de coliformes, tendo em conta a taxa de decaimento segundo

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (3.41)$$

ou

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad (3.42)$$

onde:

C - concentração de coliforme (contagem/100mL);

C₀- concentração inicial de coliforme (contagem/100mL);

C_t- concentração de coliforme no tempo t (contagem /100mL);

k - constante da taxa de desaparecimento (dia⁻¹), FSTDEC no HSPF;

t - tempo de exposição (dias).

3.3.4 Simulação hidrológica (PWATER)

O sub-módulo PWATER simula o fluxo e/ou armazenamento da água nos segmentos permeáveis. O processo hidrológico é modelado a partir da entrada de dados sobre os fluxos de água no segmento (Figura 3-10).

O balanço hídrico é expresso através da equação

$$P + SWI + GWI = ET + SWO + GWO + \Delta S \quad (3.43)$$

onde:

P - precipitação;

SWI / SWO - águas superficiais entrada / saída;

GWI / GWO - águas subterrâneas entrada / saída;

ET - evapotranspiração;

S - variação no armazenamento.

A água infiltrada pode percolar para as zonas mais profundas do solo.

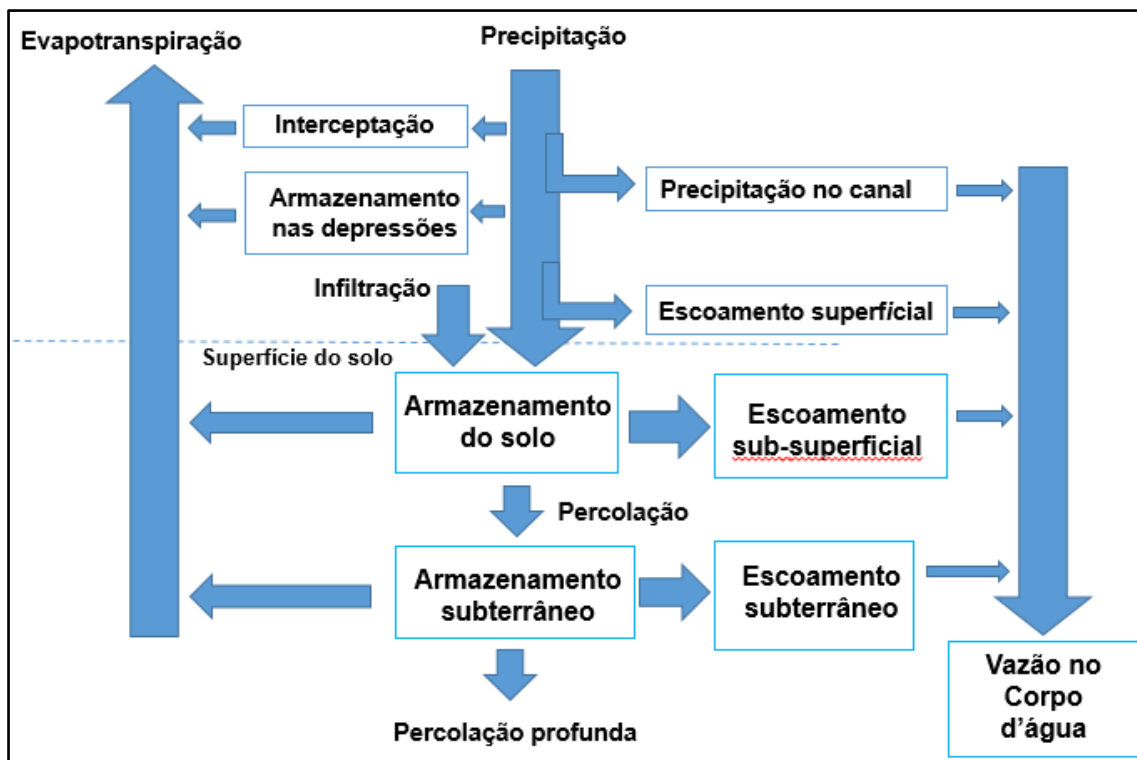


Figura 3-10 Balanço hídrico no módulo PERLND.

A infiltração superficial define-se como toda a água que, em sentido descendente, atravessa a fronteira entre o meio superficial e o solo. Simulações de infiltração e escoamento superficial são baseados no trabalho de Philips (1957) e Imhoff *et al.* (1981). Esse algoritmo, que simula a infiltração, representa a contínua variação da taxa de infiltração ao longo do tempo como uma função do tipo de solo e da área do segmento.

Alguns importantes parâmetros que influenciam sensivelmente o resultado são: INFILT (relacionado à infiltração), INTFW (relacionado à vazão subsuperficial), PERC (percolação), LZSN e UZSN (relacionado à umidade na camada inferior e superior de solo) e LZETP (relacionado à evapotranspiração). Os valores mínimos e máximos desses parâmetros, recomendados pela EPA (2000) e os utilizados neste trabalho, podem ser vistos na Tabela 3–3.

Tabela 3–3 Valores mínimos e máximos de parâmetros de hidrologia recomendados pela EPA (2000) e utilizados neste trabalho.

Parâmetro	Descrição	Unidade	Nota Técnica 6 EPA (2000)	Valor Utilizado
			Min/Máx	
INFILT	Parâmetro de infiltração	in/hr	0,001/0,5	0,5
INTFW	Parâmetro de vazão subsuperficial	-	1,0/10,0	1,0
UZSN	Umidade nominal na zona superficial	in	0,05/2,0	2
LZSN	Parâmetro para armazenamento nominal na zona inferior do solo	in	2,0/15,0	6
LZETP	Parâmetro da evapotranspiração da zona inferior	-	0,10/0,90	0,9

O parâmetro INFILT é que efetivamente controla a divisão da umidade disponível da precipitação (após a interceptação) em vazão superficial e subsuperficial e componentes de armazenamento. Assim, altos valores de INFILT produzirão mais água na zona inferior e maior escoamento subterrâneo, o que resulta em maior fluxo de base para o canal; valores baixos de infiltração gerarão mais água na zona superior e armazenamento de água subsuperficial, e, portanto, resultará em maior escoamento superficial (*runoff*) e vazão subsuperficial. INFILT é, principalmente, função das características do solo. Portanto, o uso do solo deve ser utilizado para ajustar esse parâmetro proporcionando uma gama de valores; em outras palavras, floresta, pastos e agricultura devem ter um maior valor do que os valores no uso urbano.

Os valores de INFILT variam entre 0,001 e 0,5 onde:

Solos A: 0,40-1,00 in / hr - baixo potencial de escoamento;

Solos B: 0,10-0,40 in / hr – moderado potencial de escoamento;

Solos C: 0,05-0,10 in / hr - moderado/ elevado potencial para o escoamento;

Solos D: 0,01-0,05 in / hr - elevado potencial de escoamento.

O parâmetro INTFW determina a quantidade de água que entra no solo a partir do armazenamento e da detenção de superfície e torna-se vazão subsuperficial, em oposição ao escoamento superficial e armazenamento na zona superior. A vazão subsuperficial pode ter uma influência importante no hidrograma de tempestade; particularmente quando uma rasa camada de solo menos permeável retarda a percolação. Solos mais inclinados possuem maior INTFW.

A percolação traduz o movimento subterrâneo da água através do solo, especialmente nos solos saturados ou próximos da saturação. Quando a quantidade de água da chuva infiltrada no solo se torna maior que a capacidade de absorção deste, podem ocorrer perdas de água por percolação (água se movendo para zonas mais profundas do solo). A água que não percola fica armazenada na zona superior ou fica disponível para evapotranspiração. Percolação é calculada pela expressão empírica

$$PERC = 0,1 \times INFILT \times UZSN \times (UZRAT - LZRAT)^3 \quad (3.44)$$

onde:

PERC - percolação da zona superior (in intervalo⁻¹);

INFILT - parâmetro de infiltração (in intervalo⁻¹);

UZSN - armazenamento nominal de umidade do solo na zona superior (in);

UZRAT - zona nominal de armazenamento;

LZRAT - menor zona nominal de armazenamento.

O parâmetro UZSN está relacionado com as características da superfície da terra, com a topografia e com o parâmetro LZSN (armazenamento nominal de

umidade do solo na zona inferior do solo). Aumentar o valor UZSN aumenta a quantidade de água retida na zona superior e disponível para a evapotranspiração e, assim, diminui o comportamento dinâmico da superfície terrestre e reduz o fluxo direto; a redução de UZSN tem o efeito oposto. A zona superior é definida como o armazenamento nas depressões mais a umidade na zona superficial, essencialmente a água que está disponível para evaporação direta. É aceitável, para as zonas úmidas, ter valores de UZSN até 4 polegadas.

O parâmetro LZETP é um coeficiente que afeta a evapotranspiração da zona inferior, o que representa o armazenamento da umidade do solo e a zona de raiz no perfil do solo. LZETP comporta-se como um coeficiente de cultura, sendo essencialmente uma função de vegetação, com valores, em sua maioria, na faixa de 0,2 a 0,7.

O parâmetro LZSN está relacionado com padrões de precipitação e com as características do solo na região. As estimativas iniciais para LZSN podem ser determinadas usando um oitavo das precipitações médias anuais mais 4 polegadas para climas costeiras, úmidos ou subúmidos. Plantas profundamente enraizadas podem extrair água da zona inferior do solo; portanto, o uso do solo deve ser usado para modificar esse parâmetro fornecendo uma gama de valores para várias PERLNDs. Em outras palavras, as zonas úmidas, florestas e agricultura devem ter um valor maior que os valores definidos para área urbana e pastagens.

A fração do fluxo de entrada de zona inferior é a soma de infiltração direta, percolação, fluxo lateral na zona de infiltração, e aplicação de irrigação, que entra na zona de armazenagem inferior (LZS) e se baseia na proporção de armazenamento zona inferior LZS / LZSN, onde LZSN é a capacidade nominal da zona inferior.

3.3.5 Simulação hidrológica (IWATER)

O submódulo IWATER é similar ao PWATER, mas mais simples; devido à inexistência da infiltração, a água de carreamento é somada a precipitação. Ele simula a retenção, o armazenamento e a evaporação da água em um segmento de solo impermeável.

3.3.6 Simulação hidrológica (HYDR)

O balanço hídrico em uma célula de água é como mostrado na Figura 3-11.

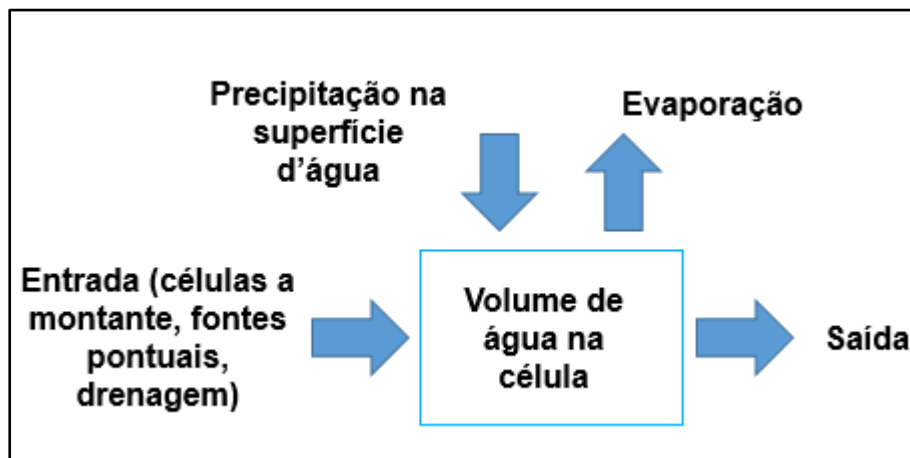


Figura 3-11 Esquema do cálculo da vazão e fontes no módulo HYDR.

A equação básica que descreve esse balanço hídrico é

$$VOL - VOLS = IVOL + PREC - EVAP - ROVOL \quad (3.45)$$

onde:

VOL - volume no final do intervalo de tempo;

VOLS - volume no início do intervalo de tempo;

ROVOL - volume de saída;

IVOL - volume de entrada;

PREC - volume de precipitação;

EVAP - volume de evaporação;

3.3.7 Troca de calor e temperatura da água

O modelo usa os seguintes dados meteorológicos e de temperatura: radiação solar; nebulosidade; temperatura do ar; temperatura do ponto de orvalho e velocidade do vento. Mecanismos que podem aumentar o teor de calor na água são: absorção da radiação solar, a absorção de radiação de ondas longas e o processo de condução-convecção. Os mecanismos que diminuem o teor de calor são: emissão de radiação de ondas longas, condução-convecção e evaporação. A temperatura da água precipitada também é respeitada, a qual é considerada igual à temperatura da superfície da água.

3.3.8 Seção RQUAL no módulo RCHRES

O módulo RQUAL (Figura 3-12) simula os seguintes componentes envolvidos em transformações bioquímicas: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato, fitoplâncton, algas bentônicas, zooplâncton, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, carbono orgânico, carbono inorgânico total, pH e dióxido de carbono.

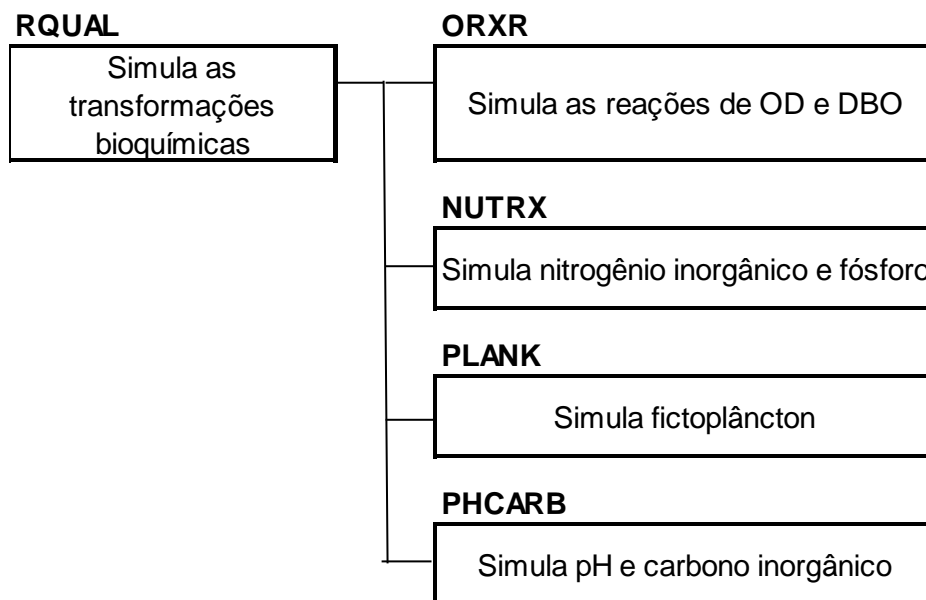


Figura 3-12 Seção RQUAL.

Balço de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio - OXR

A rotina OXR avalia os processos primários que determinam a concentração de oxigênio dissolvido em um reservatório de mistura completa ou em um rio.

Reaeração e saturação

A reaeração é o processo de troca de oxigênio entre a atmosfera e o corpo de água em contato com ela. O processo de reaeração é modelado como o produto do coeficiente de reaeração e a diferença entre a concentração de saturação do oxigênio dissolvido e a sua concentração atual.

$$DOX = DOXS + KOREA \times (SATDO - DOXS) \quad (3.46)$$

onde:

DOX - concentração de oxigênio dissolvido após reaeração (mg L^{-1});

KOREA - coeficiente de reaeração (varia de 0 a 1);

SATDO - concentração de saturação de oxigênio dissolvido para uma dada temperatura (mg L^{-1});

DOXS - concentração de oxigênio dissolvido no começo do intervalo (mg L^{-1}).

A equação permite perceber que a taxa de absorção do oxigênio pela massa líquida é tão maior quanto maior o déficit de oxigênio. Quando a concentração existente na coluna de água se iguala à concentração de saturação, o sistema atmosfera-água entra em equilíbrio, e a concentração de OD permanece constante.

A função de potência de profundidade hidráulica e velocidade é determinada pelo método de Covar, onde a reaeração é calculada como uma função da velocidade e da altura da queda de água.

$$KOREA = REAK \times (AVVELE^{EXPREV}) \times (AVDEPE^{EXPRED}) \times (TCGINV^{(TW-20)}) \times DELT60 \quad (3.47)$$

onde:

REAK - constante para a equação empírica de reaeração (h^{-1});

AVVELE - velocidade média da água (ft s^{-1});

EXPREV - expoente da função da velocidade;

AVDEPE - profundidade média da água (ft);

EXPRED - expoente a da função de profundidade;

TCGINV - coeficiente de correção de temperatura para reaeração;

DEL60 - fator de conversão de unidades por hora para unidades por intervalo.

A concentração de saturação de oxigênio dissolvido, SATDO, é um parâmetro básico utilizado em um grande número de modelos de qualidade da água. Ela varia em 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.

No HSPF, a SATDO é expressa como:

$$SATDO = 14,65 + TW \times f \times (-0,4102 + TW \times (0,007991 - 7777 \times 10^{-5} \times TW)) \quad (3.48)$$

onde:

TW - temperatura ($^{\circ}\text{C}$);

f - fator de correção baseado na elevação do trecho.

Decaimento bioquímico

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma medida indireta da quantidade de oxigênio dissolvido necessária à estabilização da matéria orgânica. O HSPF caracteriza o decaimento bioquímico com uma equação diferencial de primeira ordem representada por

$$BODOX = (KBOD20 \times TCBOD^{(TW-20)}) \times BOD \quad (3.49)$$

onde:

BODOX - quantidade de oxigênio necessária para satisfazer decaimento (Mg L^{-1} por intervalo);

KBOD20 - taxa de decaimento a 20 °C (intervalo^{-1});

TCBOD - coeficiente de correção de temperatura, padrão de 1,075;

TW - temperatura da água (° C);

BOD - concentração de DBO (Mg L^{-1}).

A equação diferencial indica que, quanto maior a concentração de DBO, mais rápida é a desoxigenação. Assim, na proximidade do ponto de lançamento de efluentes, essa taxa é mais elevada, tendendo a diminuir à medida que a desoxigenação e a diluição se processem, reduzindo a concentração de DBO.

Demanda bentônica de oxigênio

A demanda bentônica de oxigênio é influenciada pelos materiais de fundo, os quais requerem oxigênio para estabilização e a liberação e suspensão de DBO; esses processos resultam na perda direta de oxigênio. Os efeitos da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido na demanda bentônica são determinados pela equação

$$BENOX = BENOD \times (TCBEN^{TW20}) \times (1,0 - e^{(-EXP0D \times DOX)}) \quad (3.50)$$

onde:

BENOX - quantidade de demanda de oxigênio exercida por organismos bentônicos (mg m^{-2} por intervalo);

BENOD - demanda bentônica de oxigênio a 20 graus Celsius (mg m^{-2} por intervalo);

TCBEN - fator de correção de temperatura para a demanda bentônica oxigênio;

TW20 - temperatura da água a 20,0 °C;

EXPOD - fator exponencial para a função demanda de oxigênio bentônica (valor padrão = 1,22);

DOX - concentração de oxigênio dissolvido (Mg L^{-1}).

Balanco de nitrogênio e fósforo inorgânico - NUTRX

A função NUTRX simula os processos primários, que determinam o balanço de nitrogênio e fósforo inorgânico em águas naturais.

Lançamento Bentônico

$$RELEAS = BRCON(I) \times SCRFRAC \times DEPCOR \quad (3.51)$$

onde:

RELEAS - quantidade de constituinte liberado (mg L^{-1} por intervalo);

BRCON (I) - taxa de liberação bentônica (BRNIT ou BRPO4) para cada constituinte (mg m^{-2} por intervalo);

SCRFAC - fator de lavagem, dependente da velocidade média da água (SCRFAC é calculado em RQUAL);

DEPCOR - fator de conversão de Mg m^{-2} para Mg L^{-1} .

Nitrificação

$$TAMNIT = KTAM20 \times TCNIT^{(TW-20)} \times TAM \quad (3.52)$$

onde:

TAMNIT - quantidade de NH₃ oxidada (mgN L⁻¹ por intervalo);

KTAM20 - coeficiente da taxa de oxidação de amônia a 20°C (intervalo⁻¹);

TCNIT - coeficiente de correção de temperatura, padronizada para 1,07;

TW - temperatura da água (°C);

TAM - concentração de amônia total (mgN L⁻¹).

Adsorção/ Dessorção de Amônia e Ortofosfato

$$SNUT(J) = DNUT \times ADPM(J) \quad (3.53)$$

onde:

SNUT(J) - concentração de equilíbrio dos nutrientes adsorvidos na fração J de sedimento (mg kg⁻¹);

DNUT - Concentração de equilíbrio dos nutrientes dissolvidos (mg L⁻¹);

ADPM (J) - parâmetro de adsorção (ou K_d) para fração J de sedimento (L kg⁻¹).

População planctônica e reações associadas

Crescimento unitário e taxas de respiração para algas:

$$MALGRT = MALGR \times TCMALG \quad (3.54)$$

onde:

MALGRT - temperatura corrigida máxima para crescimento de algas;

MALGR - máximo crescimento unitário de algas;

TCMALG - correção de temperatura para crescimento.

Respiração das algas

$$RES = ALR20 \times \left(\frac{TW}{20}\right) \quad (3.55)$$

onde:

RES - taxa unitária de respiração das algas (interval⁻¹);

ALR20 - taxa unitária de respiração aos 20 °C;

TW - temperatura da água (°C).

3.3.9 Calibração e Critérios Estatísticos

A calibração do modelo foi realizada por um processo iterativo de avaliação, a partir de procedimento que consiste, inicialmente, em estimar os parâmetros do modelo com base em valores encontrados na literatura, seguido, então, por comparação entre os valores simulados e os valores observados. Em estudos de modelagem, o processo de calibração tem vital importância, visto que os valores de alguns parâmetros só podem ser obtidos através da calibração.

A validação do modelo é uma extensão do processo de calibração, sendo recomendado qualquer processo de modelagem. A validação visa assegurar que um dado conjunto de parâmetros pode bem representar o comportamento dos processos configurados no modelo com aderência aos dados observados.

Dois períodos de quatro anos foram escolhidos para calibração e validação, de acordo com a disponibilidade de dados. Em cada período de simulação de 4 anos, um ano era usado para inicialização. Os períodos foram definidos da seguinte forma: (1) período de calibração - 2002-2004 e (2) período de validação - 1993-1995.

O desempenho do modelo foi avaliado estatisticamente e graficamente em escalas diária e mensal. Os critérios estatísticos utilizados para medir a precisão do

modelo neste estudo foram: a eficiência Nash-Sutcliffe (E) (Nash, 1970), o desvio de escoamento (DV) e coeficiente de determinação (R^2). Eles foram calculados através das fórmulas

$$DV = \frac{\sum_i^n (O_i - P_i)}{\sum_i^n O_i} \times 100 \quad (3.56)$$

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n [(O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})]}{[\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2]^{1/2} [\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2]^{1/2}} \right]^2 \quad (3.57)$$

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (3.58)$$

onde O_i é o valor observado para o dia i ; P_i é o valor simulado para o dia i ; \bar{O} é a média dos valores observados; \bar{P} é a média dos valores simulados; e n é o número total de dias.

A eficiência de Nash-Sutcliffe (E) e o coeficiente de determinação (R^2) descrevem o desvio para os valores observados ao longo do tempo. A eficiência E pode variar de 1 a $-\infty$ e R^2 de 0 a 1; para ambos, um valor de 1 indica uma ajuste perfeito (Liu *et al.*, 2013; Fonseca *et al.*, 2014).

A diferença entre E e R^2 é que E pode interpretar o desempenho do modelo para replicar valores observados individualmente, enquanto que R^2 não pode (Liu *et al.*, 2013).

Capítulo 4- Estudo de Caso: Bacia do Rio Piabanha

A bacia do rio Piabanha é uma das grandes sub-bacias formadoras do rio Paraíba do Sul e foi escolhida para realização dos estudos propostos nesta dissertação. Esta bacia é utilizada para estudos e trabalhos de diversos autores e órgãos, possuindo uma boa quantidade de dados disponíveis, o que favoreceu a sua escolha.

O rio Piabanha tem o seu nome derivado de um dos principais peixes que existem na região da bacia do rio Paraíba do Sul. O peixe piabanha (*Brycon insignes*), que, na língua tupi, significa "o que é manchado", é um peixe raro e valioso e isto está evidenciado no próprio nome científico: *insignes*, que, no latim, significa nobre. Atualmente, corre o perigo de extinção, mas a sua importância na história do rio Paraíba do Sul é tão expressiva que está presente no brasão do município de Paraibuna.

O rio Paraíba do Sul tem um papel relevante, não só pelo fato de sua bacia ocupar metade da extensão do estado do Rio de Janeiro e localizar-se a jusante de Minas Gerais e São Paulo, mas, fundamentalmente, por ser utilizado para o abastecimento de água e de energia para cerca de 80% da população fluminense, ou seja, aproximadamente 10 milhões de habitantes. Suas águas também são utilizadas para abastecimento industrial, preservação da flora e fauna e disposição final de esgotos.

O Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, aprovado pelo CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia do Paraíba do Sul), foi um dos trabalhos utilizados como fonte de informações. Teses e dissertações que abordam e contextualizam a bacia do rio Piabanha sob diferentes enfoques, conforme destacado em seção do capítulo introdutório, também foram consultadas. Dentre elas, pode-se citar os trabalhos de Kling (2005), Gonçalves (2008) e Lou (2010). Foram utilizados também dados do INEA (Instituto Estadual do Ambiente), CPRM (Serviço Geológico Brasileiro) e CETEM (Centro de Pesquisas Minerais), entre outras referências.

4.1 Localização

A bacia do rio Piabanha, com área de drenagem de 2.065 km², faz parte da bacia do rio Paraíba do Sul, que possui área de drenagem com cerca de 55.500 km², estendendo-se pelos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (Paula, 2011). A bacia localiza-se na região montanhosa do estado do Rio de Janeiro, no reverso da Serra do Mar, abrangendo sete municípios fluminenses: Areal, Petrópolis, Teresópolis, São José do Vale do Rio Preto, Paraíba do Sul, Paty do Alferes e Três Rios.

Nas Figura 4-1e Figura 4-2,é possível observar a localização da bacia do rio Paraíba do Sul e do rio Piabanha.

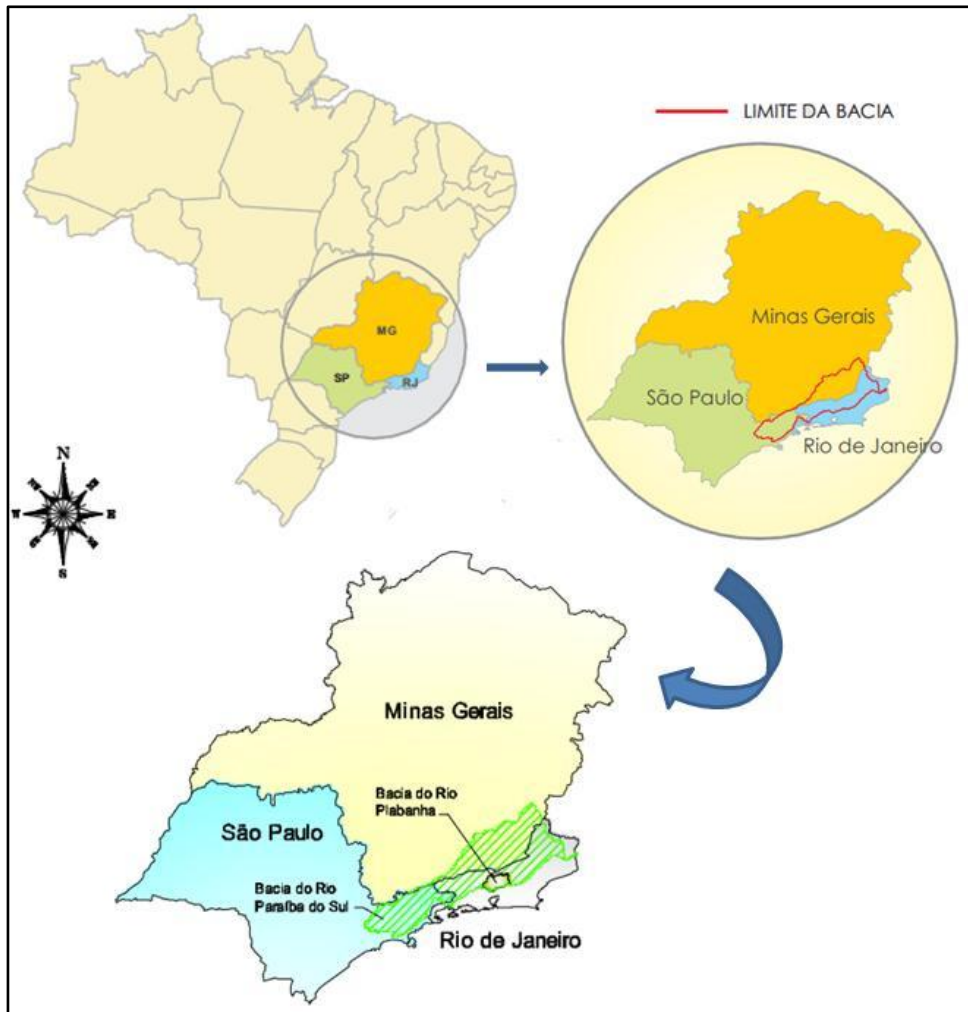


Figura 4-1 Representação esquemática da localização da bacia do rio Paraíba do Sul e da bacia do rio Piabanha. Fonte: adaptado do Caderno de Ações da Bacia do Rio Piabanha e Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, 2006

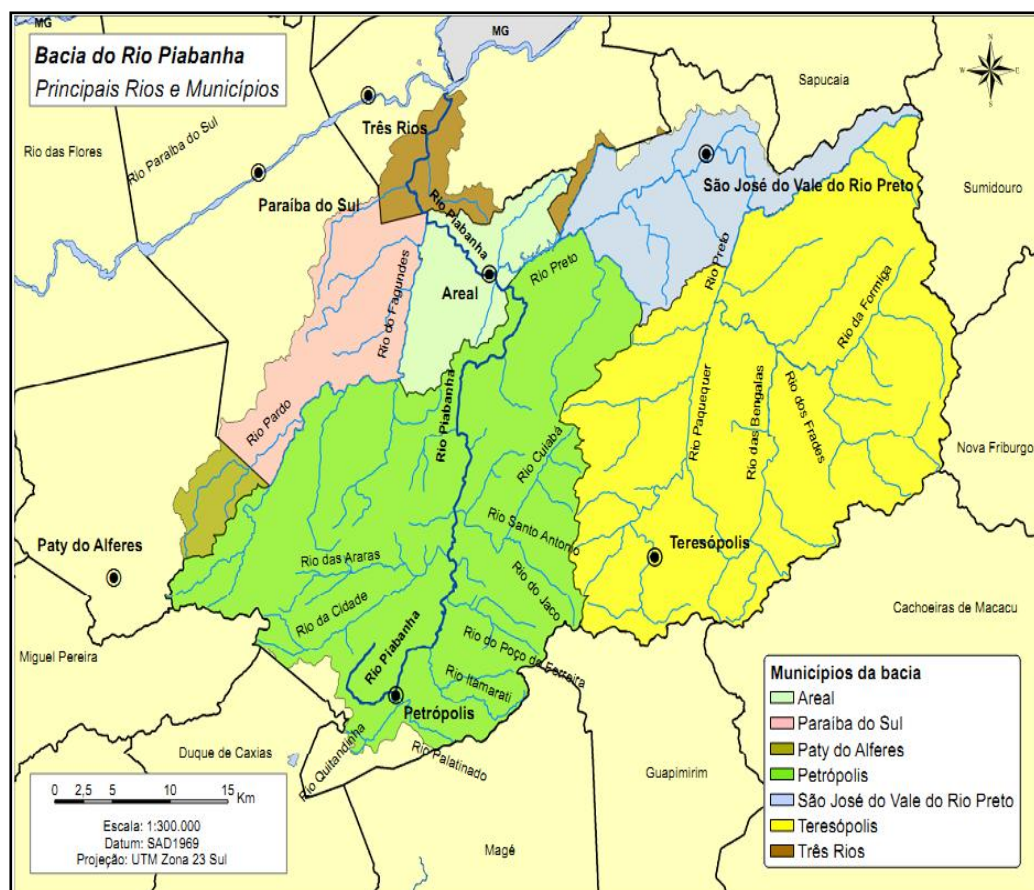


Figura 4-2 Bacia do rio Piabanha: principais tributários e municípios. (Fonte: Paula, 2011; COPPE/UFRJ, 2006)

O rio Piabanha, principal rio da bacia, com cerca de 80 km de extensão, nasce na Serra do Mar a 1.546 metros de altitude em Petrópolis, na Pedra do Retiro, e drena em direção ao médio vale do rio Paraíba do Sul. O rio Paquequer, de 75 km de curso, é o formador do maior afluente do Piabanha, o rio Preto, que possui 1.053 km² de área de drenagem e possui vazão na mesma magnitude do rio principal (COPPE/UFRJ, 2006).

A sub-bacia de Pedro do Rio possui aproximadamente 417 km² de área e está completamente inserida no município de Petrópolis. O exutório dessa bacia é o posto fluviométrico “Pedro do Rio”, que foi um dos postos estudados nesta dissertação.

4.2 Caracterização do Regime Climático

Foram analisados os parâmetros climáticos da região obtidos através das normais climatológicas disponibilizadas pelo INMET (dados obtidos de 1961 a 1990) reunidos na Tabela 4–1. De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger¹, a bacia do rio Piabanha apresenta um clima tropical de altitude, do tipo Cwb. Possui altos índices pluviométricos e temperaturas de médias a baixas. Os verões, de um modo geral, são quentes e úmidos e os invernos brandos.

Tabela 4–1 Parâmetros climáticos anuais da região. Fonte: INMET. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/html/clima/mapas/?mapa=evap>>. Acesso em: 15 jan. 2012

Temperatura Máxima	27°C
Temperatura Mínima	16°C
Evaporação	800 mm
Insolação	1900 h
Umidade Relativa do Ar	80%

4.3 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, 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 (Paula, 2011).

¹Mais conhecida por classificação climática de Köppen, é o sistema de classificação global dos tipos climáticos mais utilizado em geografia, climatologia e ecologia. A classificação foi proposta em 1900 pelo climatologista alemão Wladimir Köppen. Na determinação dos tipos climáticos de Köppen-Geiger, são considerados a sazonalidade bem como os valores médios anuais e mensais da temperatura do ar e da precipitação. Cada grande tipo climático é denotado por um código, constituído por letras maiúsculas e minúsculas, cuja combinação denota os tipos e subtipos considerados.

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).

Geomorfologicamente, a região está situada na unidade Serra dos Órgãos (Radambrasil, 1983 *apud* Paula, 2011). O reverso desse 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. A região tem expressiva amplitude topográfica, vertentes predominantemente retilíneas a côncavas e escarpadas com topos e cristas (Paula, 2011).

O ambiente de formação montana estende-se 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 (Gonçalves, 2008; Lou, 2010). 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. Esses possuem menor vulnerabilidade à erosão do que cambissolos e litossolo (Braga, 2005 *apud* Paula, 2011) Os solos da bacia, somados as condições de relevo e a alta pluviosidade, explicam a existência de uma alta vulnerabilidade à erosão na maior parte da bacia do Piabanha.

4.4 Caracterização do Regime Pluvial e Fluvial

Os altos índices pluviométricos observados na bacia ocorrem em virtude da combinação de fatores geográficos, topográficos e climáticos. A localização da bacia em região tropical e em proximidade à superfície oceânica, sob influência das zonas de convergências intertropical no verão, das massas de ar polares e oceânicas e ainda a orografia imposta pela serra do Mar, forçam a ascensão da massa de ar úmida vinda do mar, resultando em valores de precipitação pluvial próximos a 2500 mm/ano em alguns pontos na bacia, como nas encostas íngremes, nas cidades de Petrópolis e Teresópolis. Por outro lado, nas proximidades dos municípios de Areal e São José do Vale do Rio Preto, a média pluviométrica cai para 1.500 mm/ano, com períodos secos e profundos déficits hídricos. Essa distribuição pluviométrica (Figura 4-3) e a variação

das temperaturas podem ser explicadas pelo relevo acidentado da bacia (Paula, 2011; Nunes, 2014).

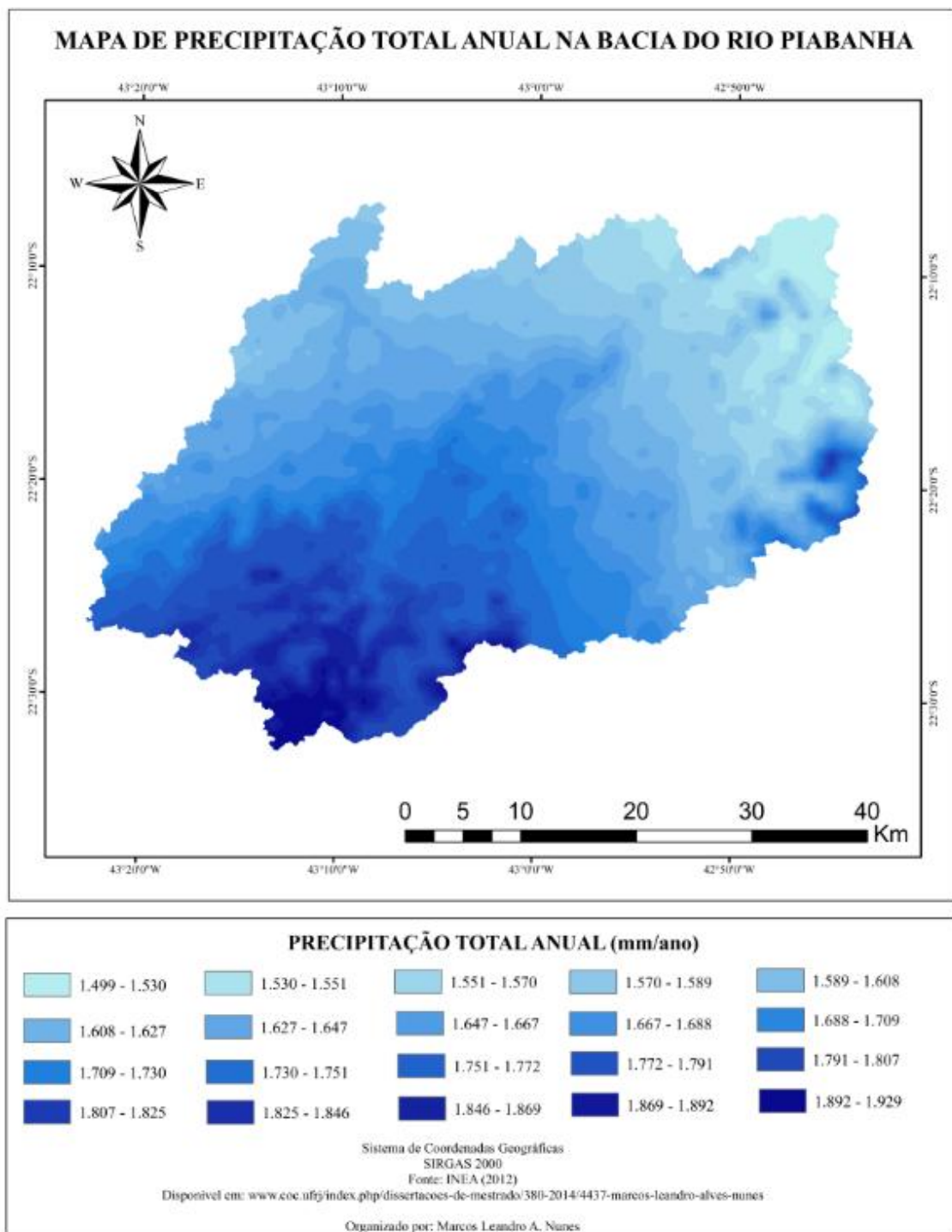


Figura 4-3 Mapa de precipitação anual. Fonte: Nunes (2014).

Em relação à distribuição das precipitações ao longo do ano, identifica-se, analisando os postos pluviométricos existentes, um período chuvoso de novembro a março. O mês mais seco em termos pluviométricos é julho, sendo que as chuvas voltam a ocorrer no início do mês de agosto, esta distribuição pode ser vista na Figura 4-4, que mostra a distribuição de precipitação entre os anos de 2001 e 2005 no posto pluviométrico de Moura Brasil.

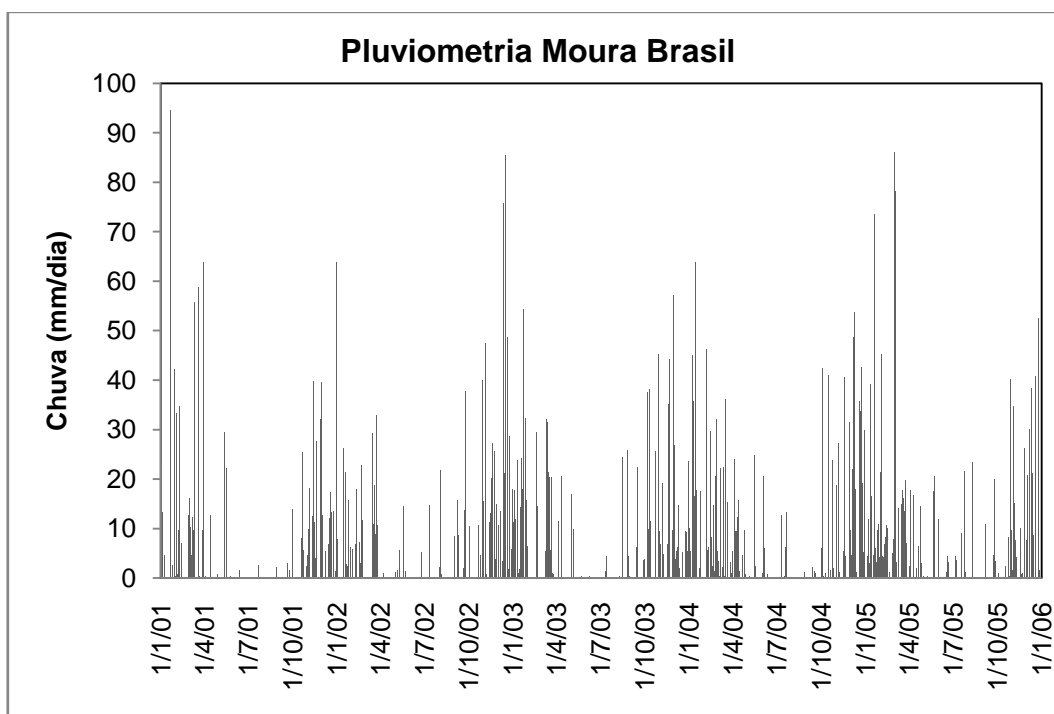


Figura 4-4 Distribuição de precipitação no posto Moura Brasil. Fonte: Hidroweb.

O ano hidrológico na bacia do Piabanha coincide com o da bacia do Paraíba do Sul. As maiores vazões ocorrem de dezembro a março e as mínimas de julho a setembro seguindo o hidrograma pluvial.

O regime de vazões segue a mesma distribuição anual da precipitação, com época de cheia começando em novembro e período de estiagem começando em abril. Na Figura 4-5, é possível observar a distribuição de vazões entre os anos de 2002 e 2005 no posto fluviométrico mais próximo a foz da bacia do rio Piabanha, mais especificamente o posto Moura Brasil.

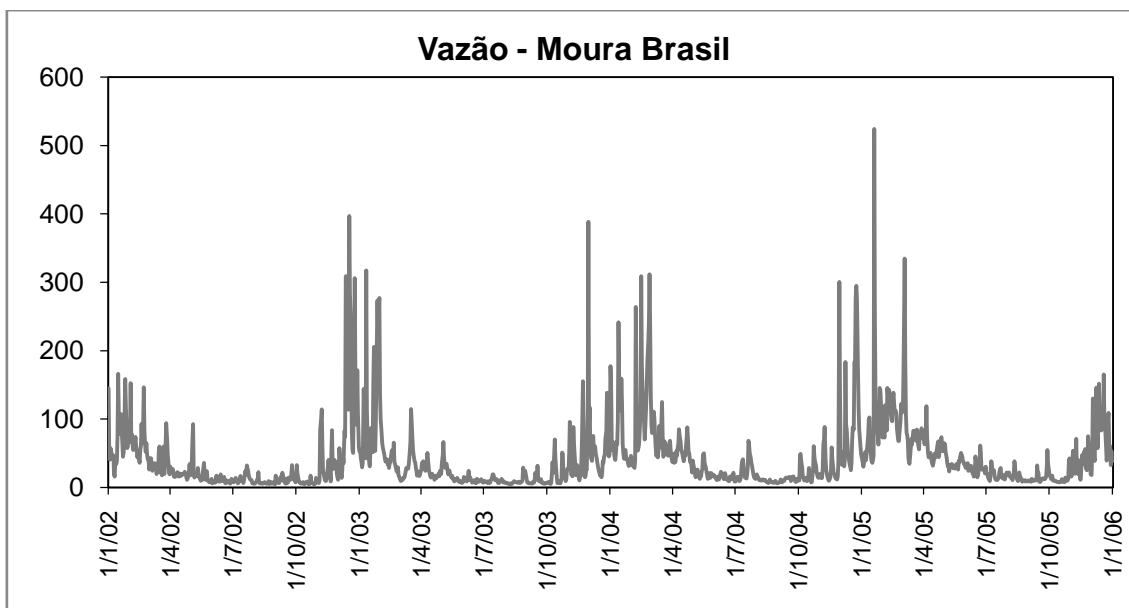


Figura 4-5 Distribuição de vazão no posto Moura Brasil. Fonte: Hidroweb.

4.5 Ocupação e Uso do Solo

A sua ocupação remonta ao período colonial do início do Século XIX. Os principais núcleos urbanos, Petrópolis e Teresópolis, apresentaram um acentuado crescimento urbano devido a sua proximidade com a capital. A bacia apresenta uma área urbana de 4%, que corresponde principalmente aos municípios de Petrópolis e Teresópolis, importantes pólos da região serrana do estado do Rio de Janeiro (Gonçalves, 2008).

Apesar dos recentes problemas com desmatamento e mau uso do solo, devido ao crescimento desordenado, dentre as grandes sub-bacias formadoras do Rio Paraíba do Sul, a bacia do rio Piabanha, inserida no bioma Mata Atlântica, é a que apresenta a maior cobertura florestal, estimada em mais de 40% de suas terras (ZEERJ, 2008). Esse fato deve-se à existência de inúmeras unidades de conservação dentro da bacia (Tabela 4-2), tanto de uso sustentável quanto de proteção integral, como a Área de Proteção Ambiental (APA) de Petrópolis, a Reserva Biológica do Tinguá, entre outras. Esse aspecto é bastante positivo, no sentido de proteção da nascente do rio Piabanha. Outro importante fator para o elevado grau de proteção da vegetação natural é explicado pelo relevo acidentado que impõe uma restrição à ocupação humana e ao desenvolvimento de práticas agropastoris (Nunes, 2014).

Tabela 4-2 Unidades de Conservação na bacia do Piabanha. Fonte: adaptado de Carvalho (2013).

Unidade de Conservação	Área inserida na bacia (km ²)	Jurisdição	Tipo	Instrumento Jurídico
APA de Petrópolis	365,8	Federal	Uso Sustentável	Decreto 87.561 de 13/09/1982
Parque Estadual dos Três Picos	106,1	Estadual	Proteção Integral	Decreto nº 31.343, de 06/06/02
Parque Nacional da Serra dos Órgãos	95,6	Federal	Proteção Integral	Decreto 1.822 de 10/11/1939
APA dos Frades	68,3	Estadual	Uso Sustentável	Decreto 1.199 de 31/05/1988
Reserva Biológica de Araras	35,4	Estadual	Proteção Integral	Resolução da SEAAP, de 22/06/1970
APA Floresta do Jacarandá	32,2	Estadual	Uso Sustentável	Decreto 8.280 de 23/07/1985
REBIO do Tinguá	1,6	Federal	Proteção Integral	Decreto 97.780, de 23/05/1989

As áreas agropastoris também são bastante representativas, ocupando 37,7% da área total, localizadas em diversas sub-bacias, como as dos rios Bonfim, Jacó e Caxambu, entre outros. Na agricultura, 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 (Paula, 2011). Além disso, não se verifica o uso de técnicas de conservação de solo, como terraceamento e plantio em curva de nível, apesar das encostas íngremes e chuvas intensas que tornam a região vulnerável à erosão do meio físico.

As áreas de pastagens mais expressivas localizam-se próximo à foz da bacia, e a cobertura vegetal predominante é a gramínea *Brachiaria brizantha*, sendo praticada, na região, a pecuária extensiva (Kling, 2005; Gonçalves, 2008; Nunes, 2014).

A Bacia do rio 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, com mais de 50 empregados cada uma delas. As principais tipologias industriais no âmbito da bacia são as indústrias de bebidas, de produtos alimentícios, têxtil, moveleira, de equipamentos de uso industrial e confecções (ZEERJ, 2008).

A distribuição da ocupação e uso do solo na bacia, como já discutido, pode ser vista na Tabela 4–3.

Tabela 4–3 Uso e ocupação do solo percentual. Fonte: adaptado de Carvalho (2013).

Uso e Ocupação do Solo Percentual	
Afloramento Rochoso	4,02%
Agricultura	2,35%
Floresta	47,40%
Ocupação Urbana	3,99%
Pastagem	35,34%
Pastagem em Várzea	0,01%
Reflorestamento	0,01%
Vegetação Secundária em Estágio Inicial	6,71%
Espelho d'água	0,16%

Considerando os coeficientes de escoamento superficial (*runoff*) na Tabela 4–4, a bacia apresenta um “C” médio da ordem de 0,30. Este valor sugere que a infiltração, que alimenta o aquífero e dá origem ao escoamento subterrâneo não é desprezível e não pode ser desconsiderada numa modelagem de longo prazo.

Tabela 4-4 Coeficientes de escoamento superficial (runoff) da bacia. Fonte: Brito (2014).

Uso e Ocupação do Solo	C
Afloramento Rochoso	0,5
Agricultura	0,3
Floresta	0,2
Ocupação Urbana (alta densidade)	0,8
Ocupação Urbana (média densidade)	0,6
Ocupação Urbana (baixa densidade)	0,5
Pastagem	0,4
Pastagem em Várzea	0,4
Reflorestamento	0,4
Vegetação Secundária em Estágio Inicial	0,4
Espelho d'água	1,0

Em termos de solo, a bacia possui Latossolos, 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).

4.6 Características Demográficas

De acordo com os dados do censo demográfico 2010 do IBGE (IBGE, 2010) a bacia do rio Piabanha totaliza 486.087 habitantes distribuídos em 788 setores censitários.

Do total de setores censitários, 633 são do tipo urbano, nos quais residem mais de 87 % da população total da bacia, enquanto os outros 155 setores censitários são classificados como rurais, onde residem apenas 13 % da população total (Figura 4-6 e 4-8).

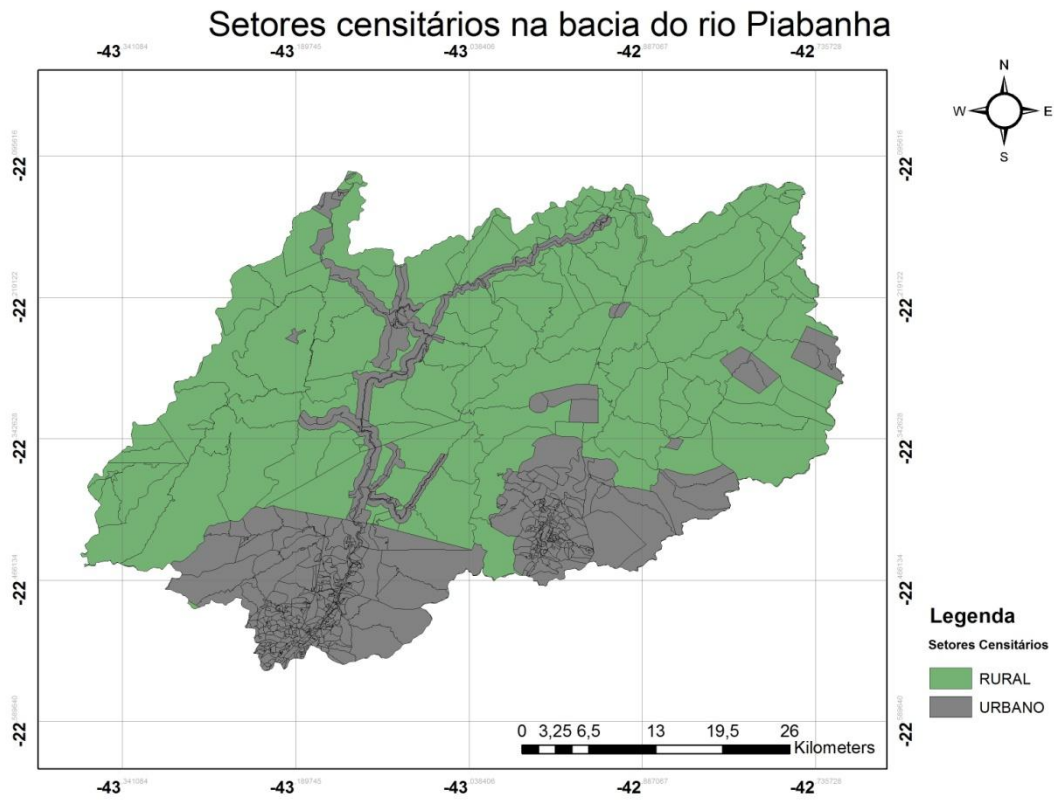


Figura 4-6 Setores censitários na bacia do rio Piabanha.

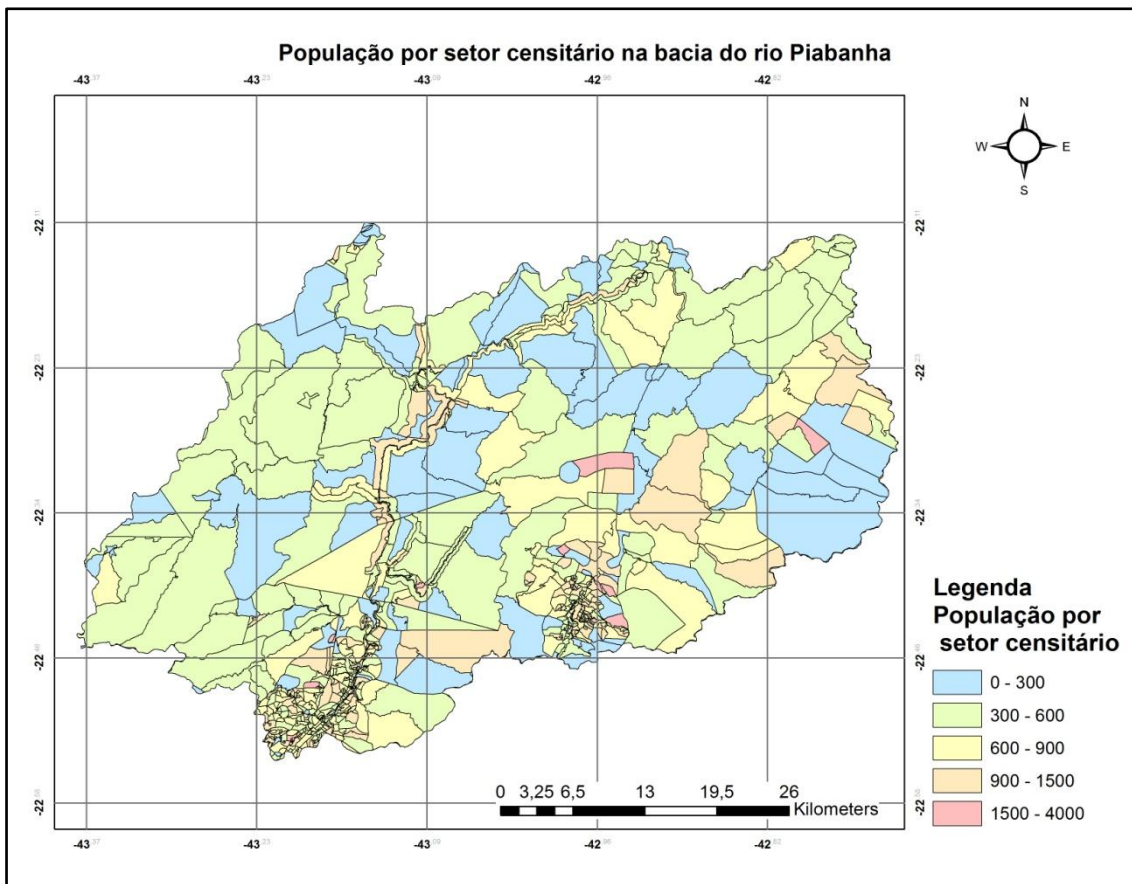


Figura 4-7 População por setor censitário na bacia do rio Piabanha.

4.7 Caracterização da qualidade das águas

O estado do Rio de Janeiro não possui legislação específica de classificação das águas e enquadramento dos seus corpos hídricos, utilizando, portanto, o sistema de classificação e as recomendações da resolução CONAMA 357. O artigo 42 desta resolução estabelece que, enquanto não forem feitos os enquadramentos, as águas doces serão consideradas como Classe 2. Dessa forma, como ainda não foi realizado o enquadramento dos rios da bacia do Piabanha, os mesmos foram enquadrados nessa classe, que se destina à irrigação, criação de espécies para alimentação humana, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário e abastecimento doméstico, mediante tratamento adequado.

Apesar de estar enquadrado na classe 2, o rio Piabanha apresenta em muitos trechos a qualidade inferior a esta classe. A infraestrutura em saneamento básico não

acompanhou o crescimento da população e não cobre todas as áreas urbanizadas. Em virtude do lançamento de esgoto sanitário in natura em muitos pontos ao longo de seu curso, principalmente nas localidades com maior densidade de população (Petrópolis e Teresópolis), há um agravamento da qualidade de água, principalmente no que se refere a matéria orgânica e concentração de fósforo (Gonçalves, 2008 *et Nunes*, 2014).

Outros problemas comuns aos cursos d'água nessas áreas são o uso abusivo de agrotóxicos, lançamento de esgotos de origem animal (currais e pocilgas) e erosão das margens que comprometem a qualidade das águas que são utilizadas à jusante para a irrigação das culturas e abastecimento doméstico. Ressalta-se que a captação de água para abastecimento de Teresópolis situa-se no rio Preto, a jusante de diversas áreas agrícolas (Carvalho, 2013).

A bacia do Piabanha, por ser contribuinte para o rio Paraíba do Sul, recebe alta prioridade para a realização de ações de proteção e recuperação de florestas, solos e águas. Recomendam-se a adoção de medidas rigorosas de restrição de uso, especialmente no curso superior do rio Piabanha e de seu afluente rio Preto, devendo receber prioridade máxima para a proteção das florestas, recuperação de áreas degradadas, planejamento e controle do parcelamento do solo urbano e dos usos da água, em geral, e do uso agrícola em especial.

4.8 Diversidade Biológica

A bacia do rio Paraíba do Sul conta com 148 espécies de peixes. As espécies de maior porte encontradas são as traíras, jejus, curimatás, Sairus, Piabanha, Pirapitinga e Dourado. Estes três últimos são mais comuns em locais de dinâmica intermediária, tais como margens vegetadas próximas as corredeiras ou nos pontos de conexão fluvial.

Os peixes elétricos, bagres e cascudos são os mais bem representados na bacia, seguindo o padrão geral verificado na região leste brasileira. Em áreas intermediárias do rio Paraíba do sul, tais como aquelas encontradas nos remansos do domínio IV, em que a bacia do Piabanha se insere, grandes bagres como o surubim coexistem com mandizinhos e os iliófagos caximbaus e alguns cascudos.

O piabanha, peixe que dá nome à bacia, é um peixe de grande porte, podendo medir aproximadamente 80 cm de comprimento e atingir cerca de 8 a 10 kg. O piabanha sobe o rio na época da piracema, no período reprodutivo de dezembro a fevereiro para estimular a desova.

Lamentavelmente, este peixe está correndo risco de extinção, e sua presença atualmente é muito rara na bacia do rio Paraíba do Sul, estando já extinto no rio Piabanha. A fecundação dos óvulos é externa, e as desovas ocorrem quando o nível das águas está em ascensão em virtude das chuvas. A incubação dos ovos é realizada nas lagoas marginais ou em áreas de remanso, onde os alevinos encontram alimento e refúgio para o seu desenvolvimento. Contudo, no atual estágio de poluição que o rio se encontra, a reprodução não é favorecida.

4.9 Projeto EIBEX

A análise estatística multivariada e a modelagem de longo curso aplicadas neste trabalho utilizaram as estações que foram implementadas no âmbito do projeto EIBEX. Portanto, para entender os resultados, é importante entender este projeto. O Projeto EIBEX, ou seja, Estudos Integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro, foi financiado, inicialmente, pelo MCT/ FINEP/CT-HIDRO, sob a coordenação do Programa de Engenharia Civil da COPPE/UFRJ, e tem recebido apoio financeiro significativo do projeto institucional da CPRM “Apoio às Bacias Experimentais e Representativas”. O projeto começou em agosto de 2007 e encontra-se ativo até os dias atuais, tendo se ampliado com diversos outros aportes de agências de fomento no âmbito dessa diretriz de pesquisa.

O projeto tem como objetivo avaliar o comportamento hidrológico em região com bioma natural Mata Atlântica, e 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. Com a implantação de uma bacia representativa e três experimentais (Figura 4-8) e a instalação da rede observacional, passou-se a monitorar continuamente áreas de variadas magnitudes de forma a possibilitar o estudo dos processos hidrológicos em variadas escalas.

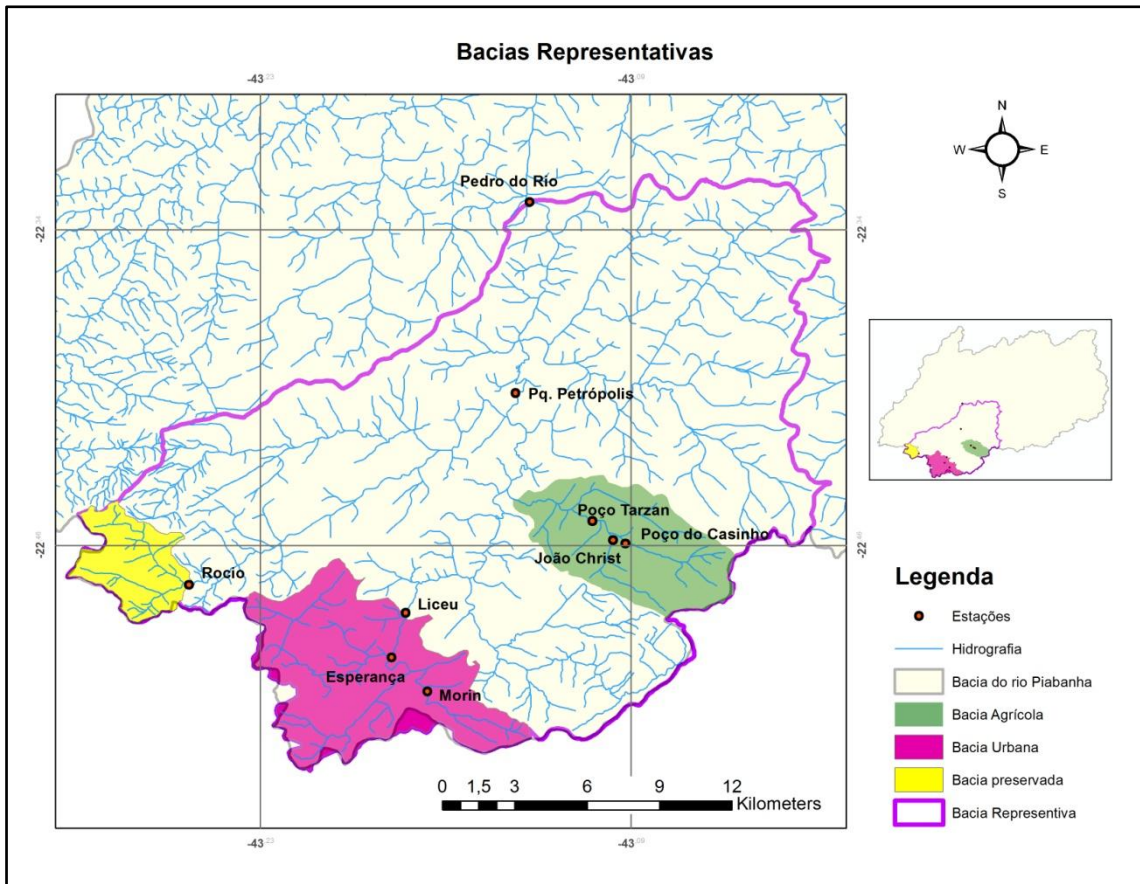


Figura 4-8 Bacias representativas experimentais do projeto EIBEX.

Na escolha da locação das bacias do Projeto EIBEX, foram consideradas as redes previstas nos estudos de outras entidades, além da rede pré-existente, para verificação das porções da bacia carentes de dados e, por consequência, mais necessitadas de monitoramento complementar.

Com o objetivo de tornar os resultados da pesquisa produtos utilizáveis na gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Piabanha, concebeu-se que a bacia representativa escolhida deveria apresentar características semelhantes aos principais padrões de uso do solo e cobertura vegetal presentes na bacia do Piabanha. Além disso, deveriam estar aninhadas umas dentro das outras em variados tamanhos para possibilitar o estudo dos processos hidrológicos em diversas escalas. Desse modo, as metodologias testadas para a bacia representativa poderiam ser facilmente estendidas para a bacia real, que abrangeria toda a bacia do Piabanha.

A bacia do Piabanha apresenta três tipos importantes de uso do solo em suas sub-bacias: regiões de mata preservada, áreas de uso predominantemente agrícola e áreas urbanas como as sedes municipais de Petrópolis e Teresópolis, ambas situadas em cabeceiras, respectivamente, do rio Piabanha e de seu afluente Paquequer/Preto.

As bacias de interesse foram identificadas com base nos mapas disponíveis do acervo de estudos existentes para a bacia: uso do solo, tipo de solos e geologia, e ainda bases digitais cartográficas. Como atividade preliminar no campo, com uso de GPS, foram cadastrados os possíveis pontos de fechamento das bacias experimentais. O cálculo das suas áreas, a facilidade de acesso, a existência prévia de estações e proximidade do município de Petrópolis, que seria base de operações de campo, foram os requisitos para definição da localização dos equipamentos e experimentos.

Condicionado pela estimativa inicial da proposta submetida e aprovada pela FINEP, o número de equipamentos fluviométricos automáticos disponíveis para o projeto foi determinante na escolha de apenas três bacias experimentais, devendo corresponder cada uma a um dos usos e coberturas predominantes na bacia do Piabanha. Foram, então, definidas as bacias experimentais: urbana – do rio Piabanha, na cidade de Petrópolis, com três sub-bacias dentro dela controlando os principais afluentes; agrícola do rio Bonfim, com as sub-bacias embutidas controlando os

formadores; e em mata original (ou de replantio) preservada – nesse caso, havia duas opções - a do rio Araras, afluente do rio da Cidade, e a das cabeceiras do próprio rio da Cidade. Vale salientar que o posicionamento das estações também levou em consideração a acessibilidade dos pontos de coleta.

Completando a rede EIBEX-I, definiu-se um outro ponto em Pedro do Rio que engloba as três bacias experimentais, onde existia uma estação pluvio-fluviométrica com dados desde 1938, escolhida como a bacia representativa do Piabanha, com um total de 409 km². O diagrama unifilar mostrado na Figura 4-9 ajuda a entender o posicionamento das estações na bacia representativa.

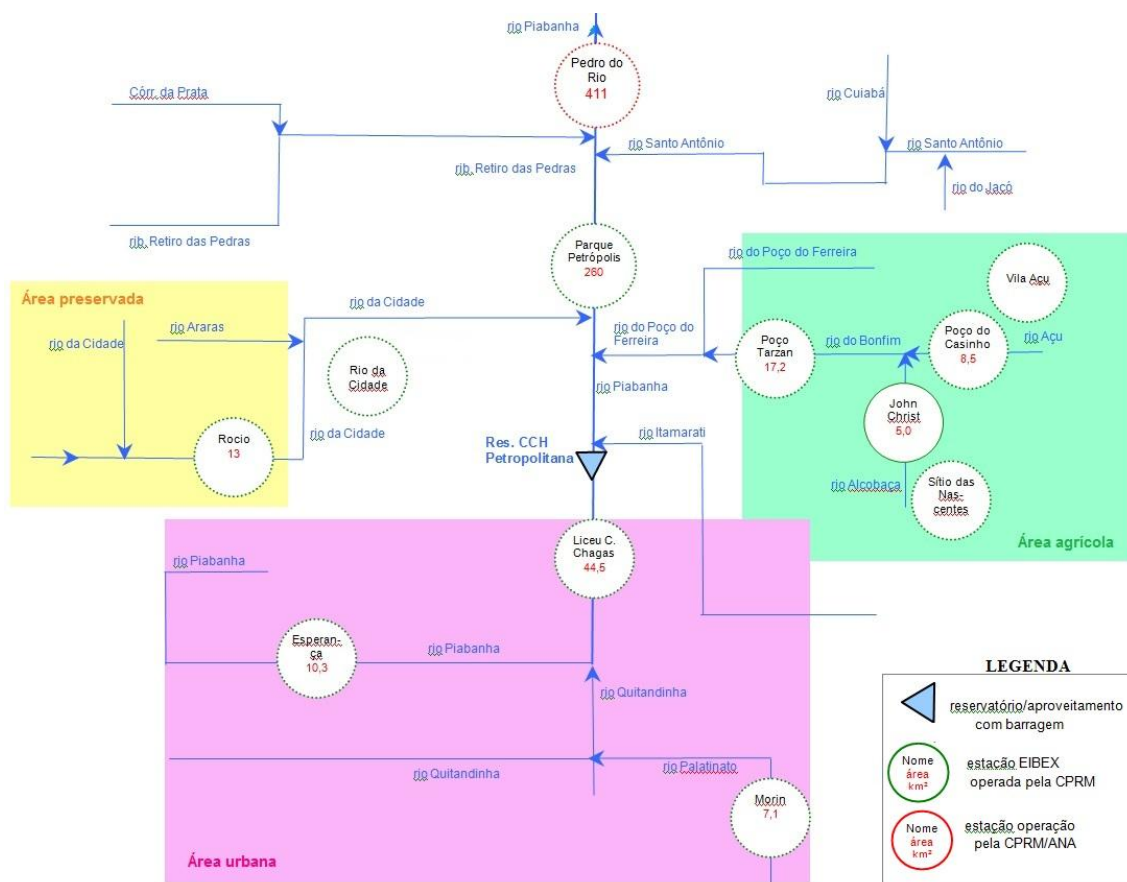


Figura 4-9 Diagrama unifilar da bacia representativa – projeto EIBEX

Capítulo 5 – Aplicação do Modelo e Resultados

Este capítulo apresenta a aplicação dos três procedimentos que compõem a metodologia, reunindo os dados de entrada utilizados em cada um dos procedimentos, os estudos parciais desenvolvidos e os resultados produzidos a partir da análise conduzida nesta pesquisa.

O primeiro procedimento incluiu análise estatística multivariada, abrangendo análise de componentes principais e dendrogramas. O estudo utilizou os dados de nove estações de qualidade de água, provenientes do projeto EIBEX, que envolveu o período de 2011 a 2013, permitindo estabelecer agrupamentos segundo os parâmetros de qualidade de água analisados: fosfato e nitrato.

No segundo procedimento, a modelagem de longo curso, foram utilizados os dados de vazão, precipitação e qualidade de água, provenientes do projeto EIBEX no período de 2011 a 2013. Além disso, foi utilizado o modelo digital de terreno hidrologicamente consistido, o mapa de uso e cobertura de solo, e o mapa dos setores censitários da bacia do Piabanha. Os resultados, obtidos na escala da bacia, são: mapa de direção e acumulação do fluxo, sub-bacias de drenagem, relação entre a chuva acumulada e a vazão na foz das sub-bacias de drenagem e mapa da distribuição de carga de nutrientes, provenientes de fontes difusas e pontuais, e plano de informação da concentração dos nutrientes fosfato e nitrato.

Para o terceiro procedimento, que diz respeito à modelagem com base no código computacional HSPF integrado ao BASINS, foram utilizados dados de pluviometria, fluviometria e qualidade da água provenientes da ANA, e dados climáticos provenientes do INPE, optando-se pelo período de 2001 a 2004 para calibração e pelo período de 1992 a 1995 para validação. Além disso, foi utilizado o modelo digital de terreno hidrologicamente consistido e o mapa de uso e cobertura de solo da bacia. Os resultados são valores calculados diários de vazão comparados aos valores observados nas estações Moura Brasil e Pedro do Rio, além de valores diários de qualidade de água comparados aos valores observados na estação Moura Brasil.

5.1 Análises Estatísticas

As análises estáticas foram feitas para os postos de qualidade de água disponíveis, analisando os resultados da observação dos parâmetros nitrato e fosfato para os anos de 2011, 2012 e 2013. As estações com dados de nitrato e fosfato podem ver visualizadas na Tabela 5–1.

Tabela 5–1 Estações de qualidade de água utilizadas para validação do modelo de longo curso

Nome	Latitude (Graus)	Longitude (Graus)
Pq.Petrópolis	-22,11	-43,13
Esperança	-22,51	-43,21
Liceu	-22,49	-43,17
Morin	-22,52	-43,17
Poço Tarzan	-22,45	-43,11
Poço do Casinho	-22,43	-43,09
Joao Christ	-22,46	-43,10
Pedro do rio	-22,33	-43,13
Rocio	-22,48	-43,26

5.1.1 Análise de Componentes principais

Primeiramente, foram analisados os resultados de nitrato nas estações para os anos de 2011, 2012 e 2013 utilizando a análise de componentes principais. Na Tabela 5–2, é possível observar a análise de autovalores da matriz de correlação. Ao final da tabela, é possível observar o autovalor de cada componente principal, que indica sua variância, além da proporção de cada estação na construção dessa componente.

Na Figura 5-1, é mostrada a análise de componentes principais considerando somente os dados de nitrato para os 9 postos.

Tabela 5-2 Autovalores da matriz de correlação para nitrato

Variável/ Componente Principal	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8	CP9
Pq.Petrópolis	-0,118	-0,060	-0,110	-0,654	-0,719	-0,134	-0,024	0,079	0,019
Esperança	-0,094	0,621	0,177	0,089	-0,127	0,322	-0,094	0,659	0,053
Liceu	-0,183	0,323	-0,082	-0,432	0,537	-0,593	-0,113	0,126	0,002
Morin	-0,149	0,637	0,105	0,034	-0,166	0,062	-0,066	-0,720	-0,073
Poço tarzan	0,464	0,089	-0,388	0,215	-0,158	-0,199	-0,714	0,028	-0,069
Poço do Casinho	0,508	0,034	0,346	-0,318	0,107	0,131	0,059	0,012	-0,699
Joao Christ	0,521	0,046	0,322	-0,290	0,110	0,117	-0,047	-0,116	0,705
Pedro do rio	0,416	0,283	-0,288	0,210	-0,183	-0,365	0,667	0,077	0,039
Rocio	0,056	0,098	-0,694	-0,317	0,262	0,565	0,112	-0,064	0,000
Autovalor	2,770	0,237	0,140	0,121	0,099	0,067	0,022	0,006	0,002
Proporção	30,80%	23,70%	14%	12,10%	9,90%	6,70%	2,20%	0,60%	0%
Proporção Acumulada	30,80%	54,50%	69%	81%	91%	97%	99%	100%	100%

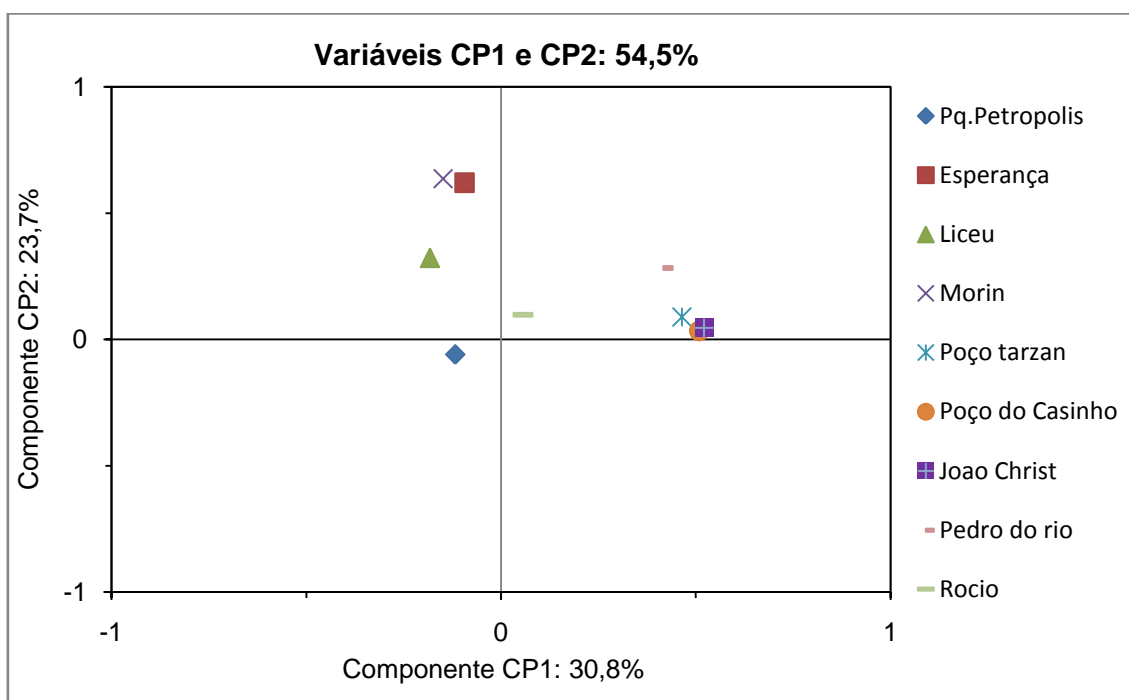


Figura 5-1 ACP dos postos de qualidade considerando o nitrato.

Analisando os resultados, é possível notar que existe certo grau de redundância na observação dos dados por meio da disposição dos postos. Essa disposição concentrada em alguns dos quadrantes indica que algumas estações estão contribuindo, de forma limitada, com informações complementares adicionais para explicar a variabilidade na bacia em estudo. É possível notar 2 grupos de estações que apresentam resultados da análise qualitativa (ACP) dos dados de precipitação dos postos com observações similares:

- Poço Tarzan, Poço do Casinho, João Christ;
- Morin e Esperança.

Como pode ser visto na Figura 4-8, as estações Poço Tarzan, Poço do Casinho e João Christ estão bem próximas geograficamente, na bacia representativa da are agrícola, assim como as estações Morin e Esperança fazem parte da bacia representativa urbana, o que explica a sua colaboração limitada para compreensão da bacia como um todo.

Como foram analisadas 9 estações, ao todo, tem-se 9 componentes principais. A primeira componente é representada, principalmente, pelos postos Poço do Casinho, Poço Tarzan e Pedro do Rio, enquanto que a segunda componente é explicada, especialmente, pelas estações Esperança, Liceu e Morin. Observa-se que as componentes CP1 e CP2 determinadas nos eixos das abcissas e ordenadas, respectivamente, conseguem explicar 54,5% da variabilidade do nitrato observado. Em uma avaliação tridimensional, as três primeiras componentes principais explicariam 69% dos dados.

Em seguida, foram analisados os resultados de fosfato nas estações para os anos de 2011, 2012 e 2013. Na Tabela 5-3, é possível observar a análise de autovalores da matriz de correlação. Ao final da tabela, é possível observar o autovalor de cada componente principal, que indica sua variância, além da proporção de cada estação para construção dessa componente.

Tabela 5–3 Autovalores da matriz de correlação para fosfato.

Variável/ Componente Principal	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8	CP9
Pq.Petropolis	-0,417	0,116	-0,221	0,072	-0,547	0,516	0,256	0,353	-0,055
Esperança	-0,391	0,039	-0,463	-0,070	0,697	0,068	-0,139	0,339	0,039
Liceu	-0,436	0,024	-0,105	0,231	-0,001	-0,573	0,600	-0,236	-0,012
Morin	-0,428	0,141	-0,143	0,155	-0,131	0,117	-0,545	-0,651	0,012
Poço tarzan	0,103	0,575	-0,053	-0,391	0,111	0,079	0,179	-0,194	-0,644
Poço do Casinho	0,049	0,558	0,183	0,590	-0,035	-0,260	-0,281	0,383	-0,099
Joao Christ	0,162	0,561	-0,105	-0,166	0,027	0,091	0,190	-0,136	0,746
Pedro do rio	-0,396	0,078	0,317	-0,611	-0,228	-0,394	-0,270	0,266	0,109
Rocio	0,323	-0,038	-0,747	-0,104	-0,362	-0,387	-0,192	0,083	-0,046
Autovalor	4,864	2,705	0,809	0,297	0,152	0,094	0,043	0,035	0,000
Proporção	54%	30%	9%	3%	2%	1%	1%	0%	0%
Proporção Acumulada	54%	84%	93%	96%	98%	99%	100%	100%	100%

Na Figura 5-2, é mostrada a análise de componentes principais considerando somente os dados de fosfato para os 9 postos.

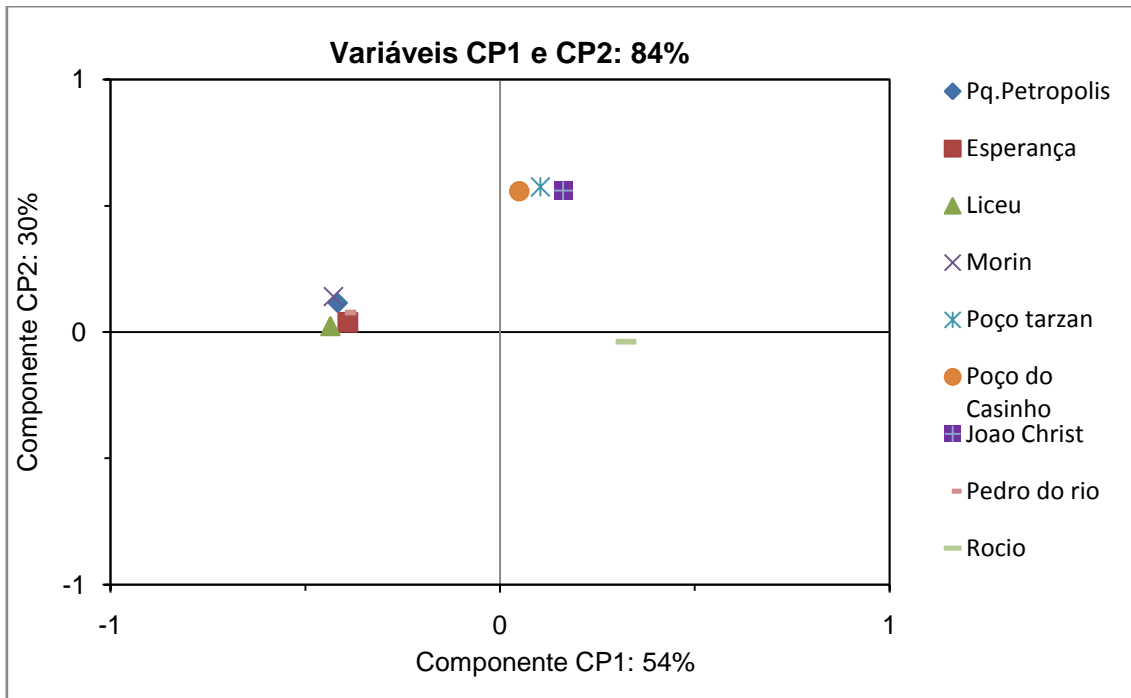


Figura 5-2 ACP dos postos de qualidade considerando o fosfato.

Da mesma forma que para o nitrato, é possível notar que existe certo grau de redundância na observação dos dados por meio da disposição dos postos. A disposição concentrada em alguns dos quadrantes indica que algumas estações estão contribuindo, de forma limitada, com informações complementares adicionais para explicar a variabilidade da precipitação na bacia em estudo. É possível notar 2 grupos de estações que apresentam resultados da análise qualitativa (ACP) dos dados de precipitação dos postos com observações similares:

- Poço Tarzan, Poço do casinho e João Christ;
- Morin, Esperança, Pq. Petrópolis, Liceu e Pedro do Rio.

Como pode ser observado na Figura 4-8, as estações Poço Tarzan, Poço do Casinho e João Christ estão bem próximas geograficamente na bacia representativa da área agrícola, assim como as estações Morin, Esperança e Liceu fazem parte da bacia representativa urbana, e Parque Petrópolis e Pedro do Rio são as estações mais a jusante da bacia.

Como foram analisadas 9 estações, ao todo, tem-se 9 componentes principais. A primeira componente é representada, principalmente, pelas estações Parque Petrópolis, Liceu e Morin, enquanto que a segunda componente é explicada principalmente pelas estações Poço do Casinho, Poço Tarzan e João Christ. Observa-se que as componentes CP1 e CP2 determinadas nos eixos das abcissas e ordenadas, respectivamente, conseguem explicar 84% da variabilidade do fosfato observado. Em uma avaliação tridimensional, as três primeiras componentes principais explicariam 93% dos dados.

Essa primeira análise exploratória da rede atual mostra que, apesar do posicionamento dos postos instalados ter sido pensado de forma a captar o comportamento diversificado da bacia, contemplando diferentes usos e coberturas de solo, percebeu-se que alguns postos instalados apresentam informações até certo ponto superpostas ou redundantes, sendo necessária a realização de uma avaliação mais aprofundada da rede e um possível remanejamento das estações supracitadas para outros locais sem monitoramento.

5.1.2 Análise de Agrupamento Hierárquico

Como complemento da análise, foi utilizado o procedimento de agrupamento hierárquico para avaliar os resultados de nitrato e fosfato nas estações de qualidade de água para os anos de 2011, 2012 e 2013.

Na Tabela 5-4, Figura 5-3 e na Figura 5-2, é possível observar os resultados da análise de agrupamento hierárquico e a construção do dendrograma para o parâmetro nitrato.

Tabela 5-4 Resultado da análise de agrupamento hierárquico para nitrato.

Passo	Similaridade	Distância Euclidiana	Clusters reunidos	Novo cluster	N° observações no novo cluster
1	84,13	1,43	6 9	6	2
2	63,79	3,26	5 7	5	2
3	61,05	3,50	5 6	5	4
4	59,31	3,66	4 5	4	5
5	53,33	4,20	2 4	2	6
6	47,22	4,75	2 8	2	7
7	41,01	5,30	2 3	2	8
8	35,29	5,82	1 2	1	9

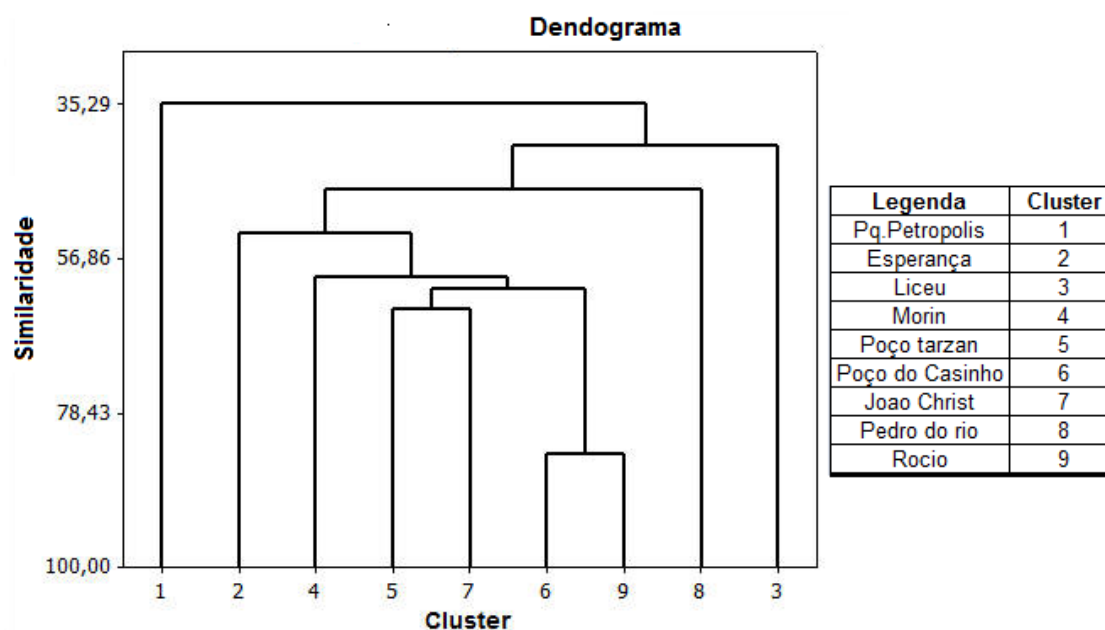


Figura 5-3 Dendrograma das estações analisando nitrato

Esses resultados confirmam a avaliação realizada mediante a análise de componentes principais. É possível observar que existe uma grande similaridade entre as estações Poço do Casinho e Rocio, que estão localizadas em uma área mais preservada, e entre Poço do Tarzan e João Christ. João Christ drena uma área agrícola, e o Poço Tarzan encontra-se um pouco mais a jusante dessa estação. Na parte mais externa do dendrograma, tem-se as estações Pq. Petrópolis, Liceu e Pedro do Rio, que tem menos similaridade em relação às outras estações.

O próximo passo é a construção do dendrograma analisando o parâmetro fosfato nas mesmas estações e para o mesmo período de tempo. Os resultados encontram-se na Tabela 5-5 e Figura 5-4.

Tabela 5-5 Resultado da análise de agrupamento hierárquico para fosfato.

Passo	Similaridade	Distância Euclidiana	Clusters reunidos	Novo cluster	N° observações no novo cluster
1	99,4217	0,07093	5 7	5	2
2	99,1161	0,10841	5 6	5	3
3	96,8727	0,38356	5 9	5	4
4	94,0898	0,72488	5 8	5	5
5	84,3582	1,91847	1 5	1	6
6	81,4907	2,27016	2 3	2	2
7	75,9935	2,94438	1 2	1	8
8	36,0743	7,84046	1 4	1	9

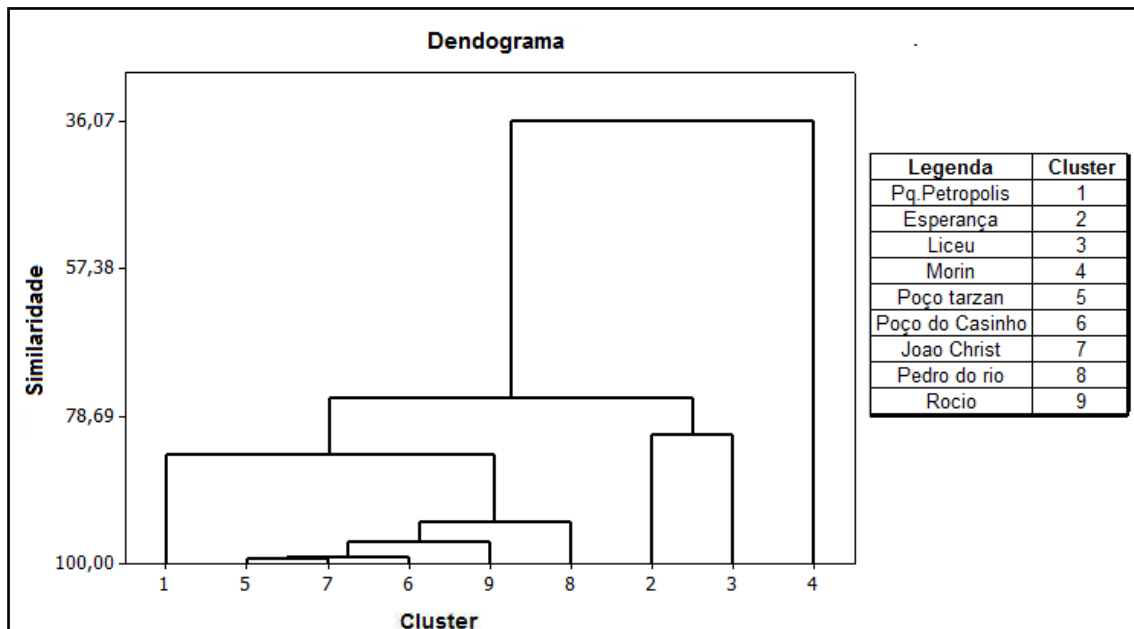


Figura 5-4 Dendrograma das estações analisando fosfato.

Percebe-se que, para o fosfato, as similaridades são superiores em relação ao nitrato. Esse fato deve-se à hipótese que foi tomada de utilizar o valor mínimo detectável quando os valores observados fossem inferiores a esse limiar. Ainda assim, o padrão é o mesmo encontrado nas análises anteriores, ou seja, é possível observar que existe uma grande similaridade entre as estações Poço do Tarzan e João Christ, e, posteriormente, são similares à estação Poço do Casinho, que está na mesma área de estudo, apesar de drenar uma área mais preservada. Na parte mais externa do dendrograma, tem-se a estação Morin, que possui pouca similaridade em relação às

outras estações. Essa constatação pode ser explicada devida aos altos valores de fosfato encontrados nessa estação, em contraste com os baixos valores encontrados no restante dos pontos de medição.

Essa segunda análise exploratória da rede atual reforça a evidência da limitada e insuficiente distribuição das estações percebida na análise de componentes principais, uma vez que se registra que existem postos com informações muito similares que poderiam ser remanejados de forma a captar melhor a funcionalidade dos processos físicos que representam o comportamento da bacia como um todo.

5.2 Geoprocessamento

5.2.1 Modelo digital de terreno hidrologicamente consistido

O modelo digital do terreno hidrologicamente consistido (Figura 5-5) foi confeccionado através dos seguintes dados fornecidos pela CPRM: pontos cotados, rede hidrográfica, curvas de nível (50 m) e limite geográfico da bacia.

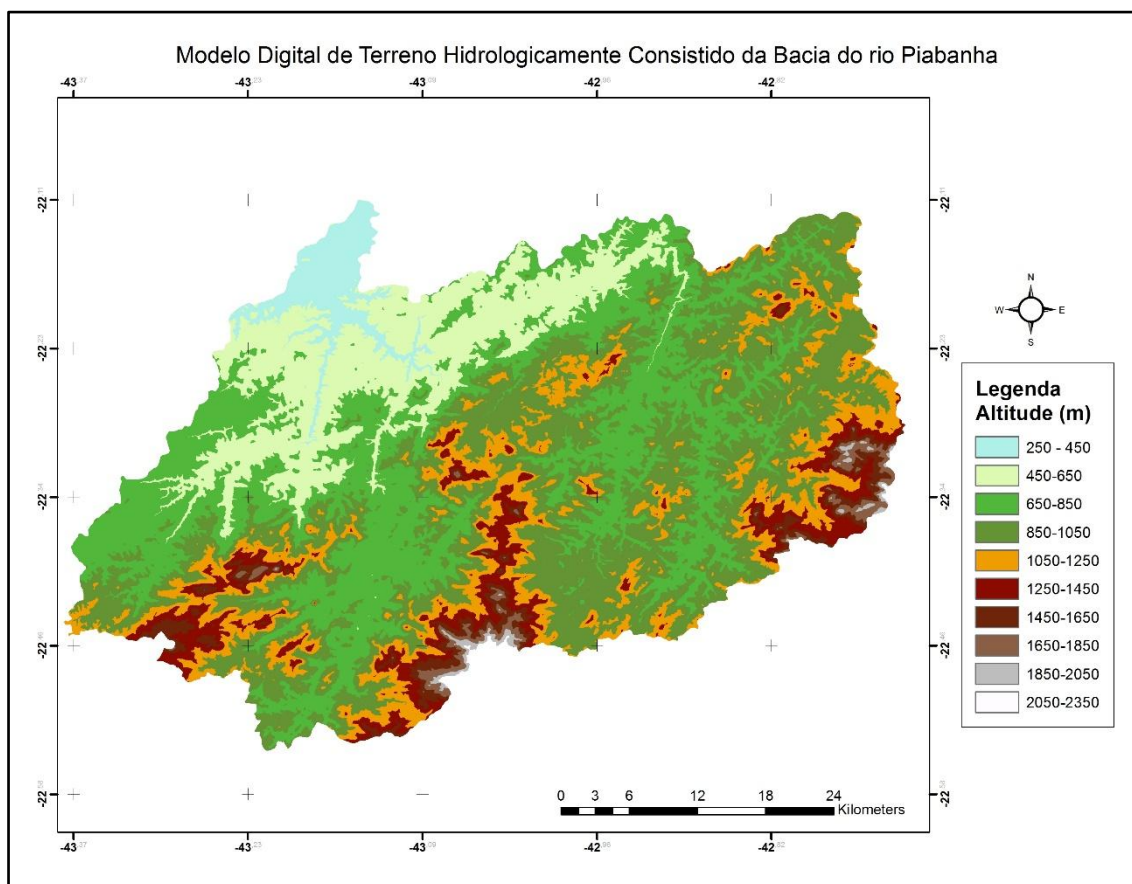


Figura 5-5 Mapa digital do terreno- Bacia do rio Piabanha.

5.2.2 Mapa de uso e cobertura do solo

O mapa de uso e cobertura do solo utilizado nesta dissertação (Figura 5-6) foi confeccionado pelo Mauro Medeiros de Carvalho Junior (2013), no âmbito de sua dissertação de mestrado. Para sua confecção, ele utilizou o estudo do ZEERJ (2008).

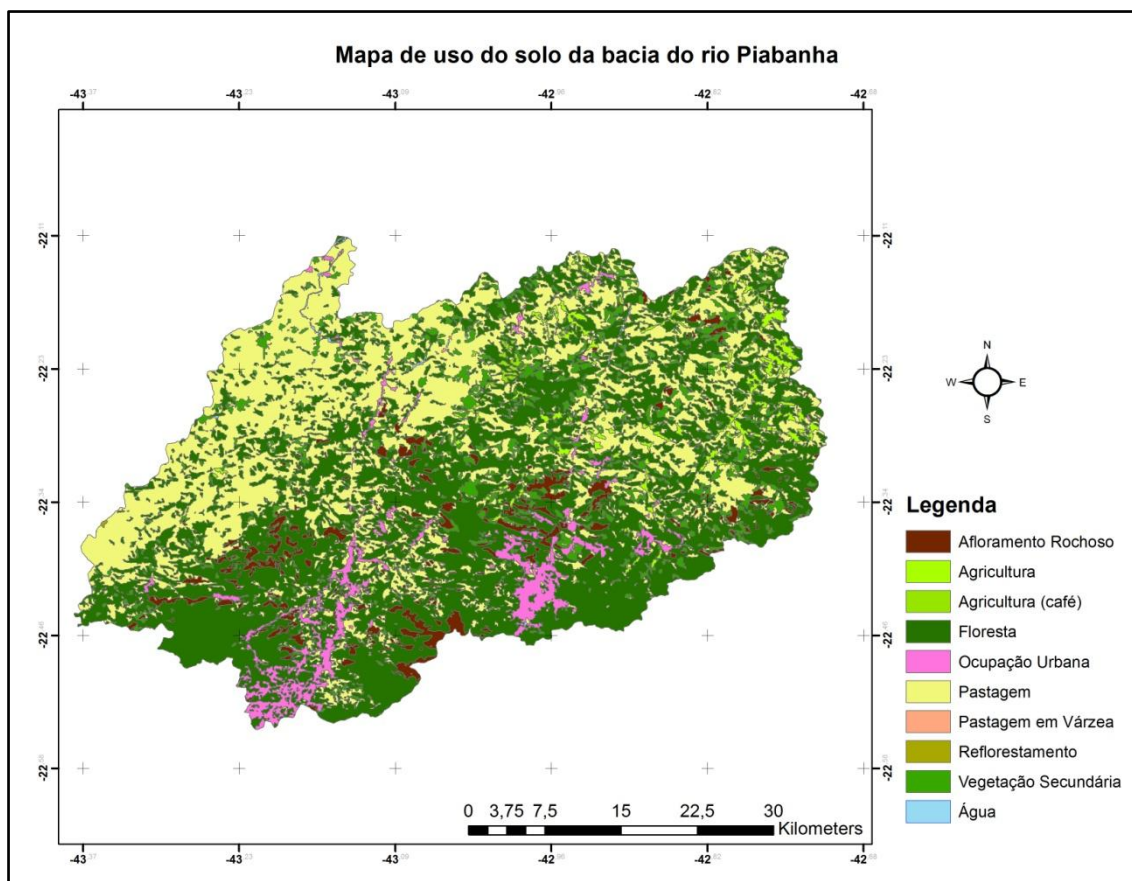


Figura 5-6 Mapa de uso e cobertura do solo. Fonte: adaptado de Carvalho Junior (2013).

5.3 Modelagem de Longo Curso

Na modelagem de longo curso, ou seja, em escala anual, optou-se por utilizar dados mais recentes obtidos no âmbito do projeto EIBEX. Nesse sentido, os dados de entrada foram obtidos nessas estações, que, por sua vez, diferem das utilizadas na modelagem com suporte de análise estatística multivariada. Por outro lado, a

simulação será realizada nos anos de 2011, 2012 e 2013, tendo esses anos sido escolhidos por sua disponibilidade de dados, identificando-se correspondência com o período de dados empregados no procedimento de análise estatística.

5.3.1 Dados de entrada

Para construção do modelo de longo curso, foram utilizados dados mais atuais, obtidos pelo projeto EIBEX, as séries históricas estão disponíveis no Anexo A.

Dados Pluviométricos

As estações pluviométricas selecionadas para o estudo, com dados para o período de estudo na bacia do rio Piabanha podem ver visualizadas na Tabela 5–6. Com as estações pluviométricas, foi possível traçar os polígonos de Thiessen, de forma a obter a precipitação em cada polígono representativo e, por conseguinte, em cada célula (Figura 5-7).

Tabela 5–6 Estações pluviométricas utilizadas na modelagem de longo curso

Código	Nome	Latitude (Graus)	Longitude (Graus)	Altitude (m)
2242122	Vale Alpino	-22,28	-42,87	778
2243012	Pedro do Rio	-22,33	-43,13	645
2243288	Morin	-22,52	-43,17	818
2243289	Liceu	-22,49	-43,17	815
2243291	Sítio das Nascentes	-22,47	-43,10	-
2243301	Vila Açú	-22,46	-43,10	1004
2243302	Rocio	-22,48	-43,26	972

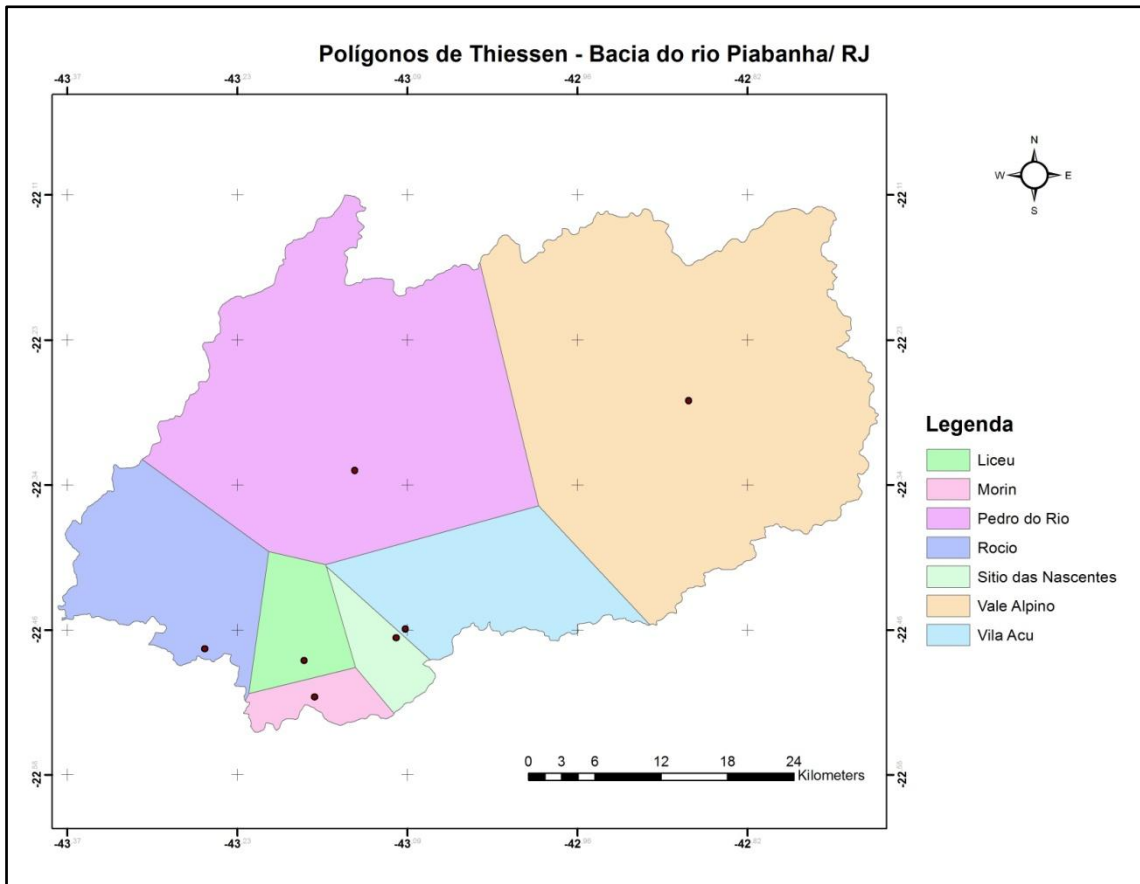


Figura 5-7 Polígonos de Thiessen na bacia do rio Piabanha.

Dados Fluviométricos

As estações fluviométricas selecionadas para o estudo podem ser visualizadas na Tabela 5-7. Apenas a estação Moura Brasil não possuía dados para o ano de 2013.

Tabela 5-7 Estações fluviométricas utilizadas na modelagem de longo curso

Código	Nome	Latitude (Graus)	Longitude (Graus)	AD (km²)
58405000	Pedro do Rio	-22,332	-43,134	435
58400030	Morin	-22,52	-43,17	7,08
58400050	Liceu	-22,49	-43,17	44,5
58400211	Rocio	-22,48	-43,26	-
58440000	Moura Brasil	-22,142	-43,158	2040

Esses dados foram utilizados para fazer a regressão entre chuva e vazão como explicado na metodologia.

Dados de Qualidade de Água

Os dados de qualidade de água são os mesmos utilizados para análise estatística, conforme mostrado na Tabela 5-1.

5.3.2 Direção e acumulação do fluxo de água na rede

Com o modelo digital do terreno, foi possível caracterizar o fluxo de água na bacia, conforme mostra a Figura 5-8

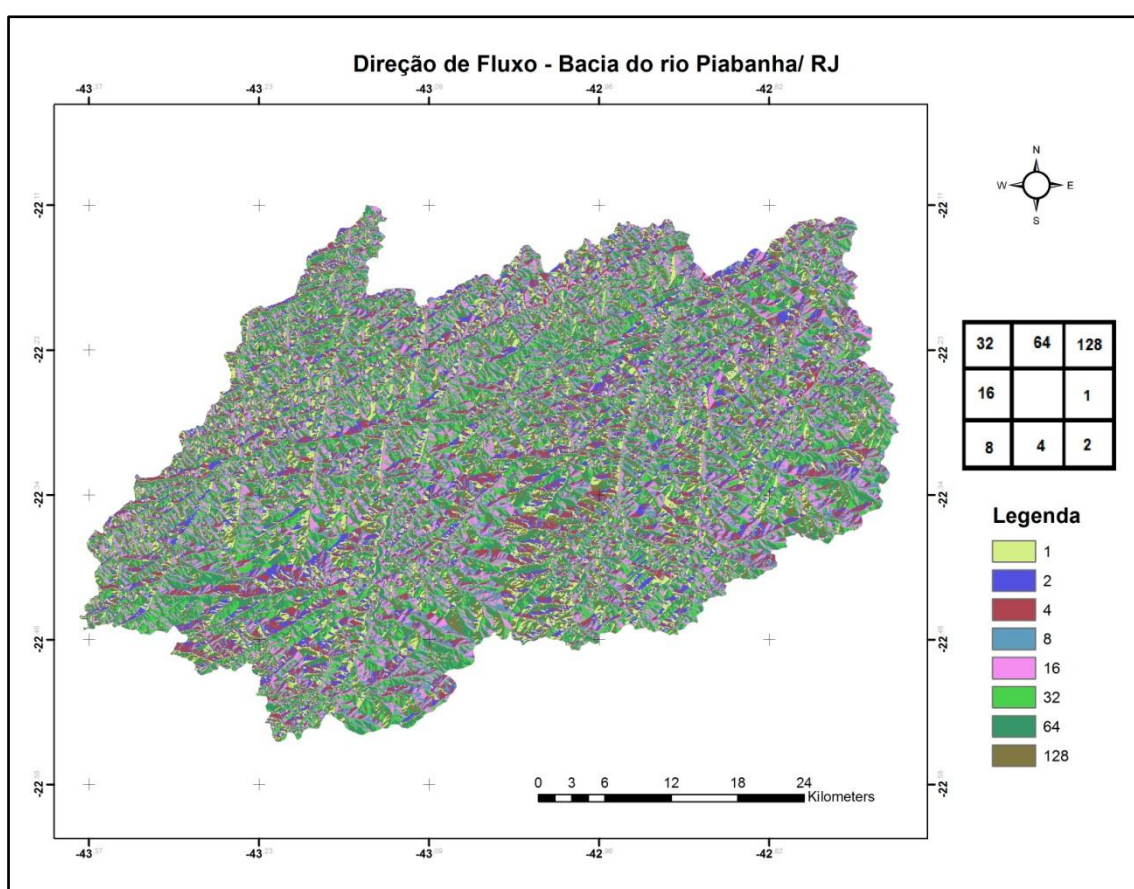


Figura 5-8 Plano de informação do sentido do fluxo superficial na bacia do rio Piabanha.

5.3.3 Sub-bacias de drenagem

As sub-bacias de drenagem foram geradas a partir dos postos de medição de vazão, que foram utilizados como exutórios, e do plano de informação da direção do fluxo. A Figura 5-9 mostra a distribuição e localização das áreas de drenagem dentro da bacia.

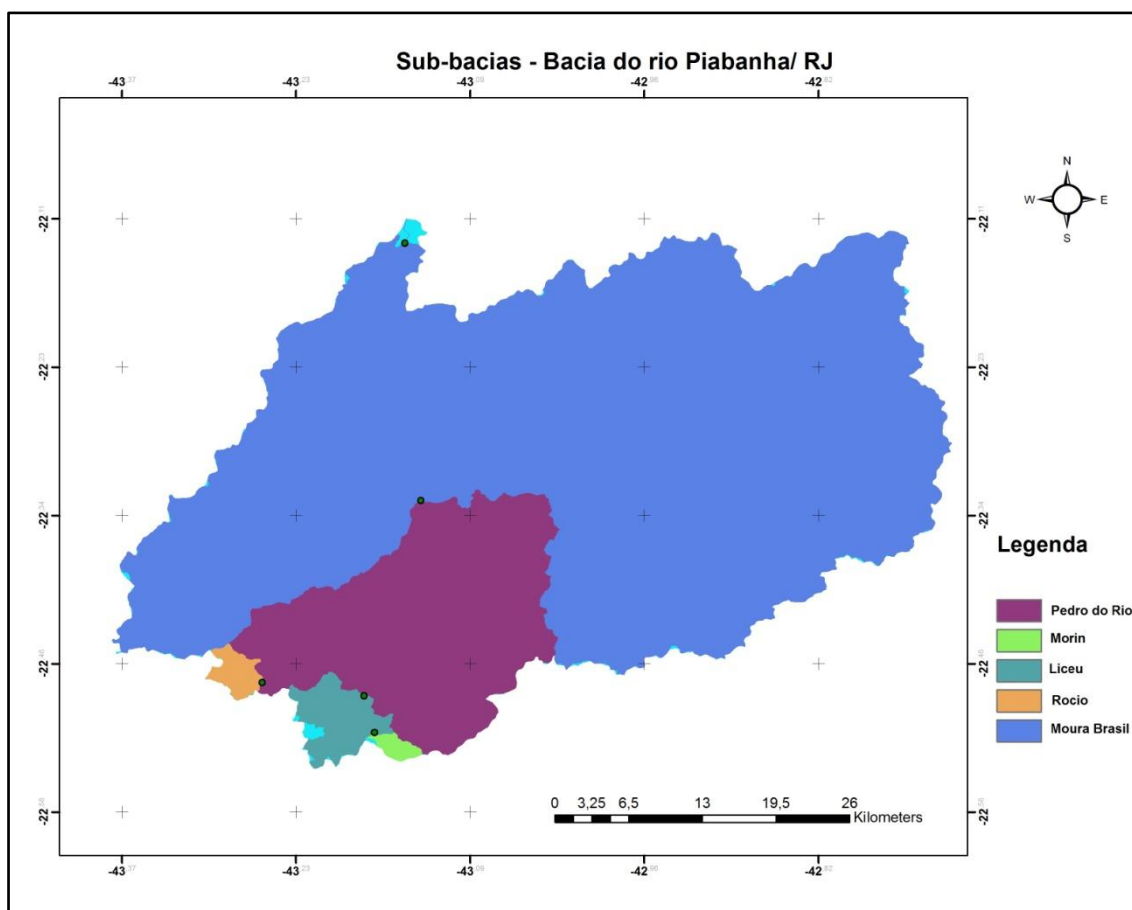


Figura 5-9 Área de drenagem das sub-bacias de contribuição.

5.3.4 Determinação da relação chuva-vazão

Determinação do volume médio por área de drenagem

Este procedimento combinou os planos de informação do sentido do fluxo e o da chuva interpolada, obtendo-se, então, o volume anual acumulado das chuvas para cada ano para cada célula da bacia. As Figura 5-10, Figura 5-11 e Figura 5-12 mostram, respectivamente, os planos de informações da chuva acumulada para os anos de 2011, 2012 e 2013.

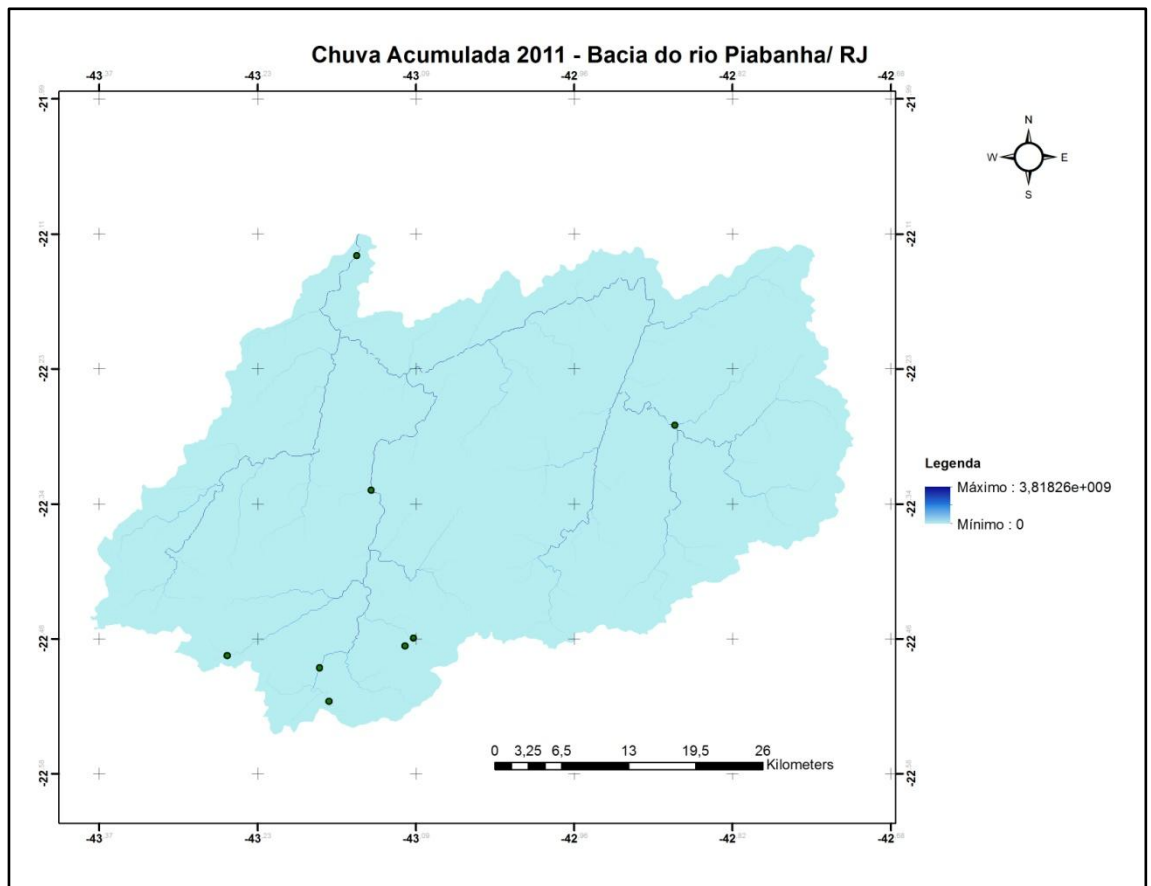


Figura 5-10 Plano de informações da chuva acumulada no ano de 2011.

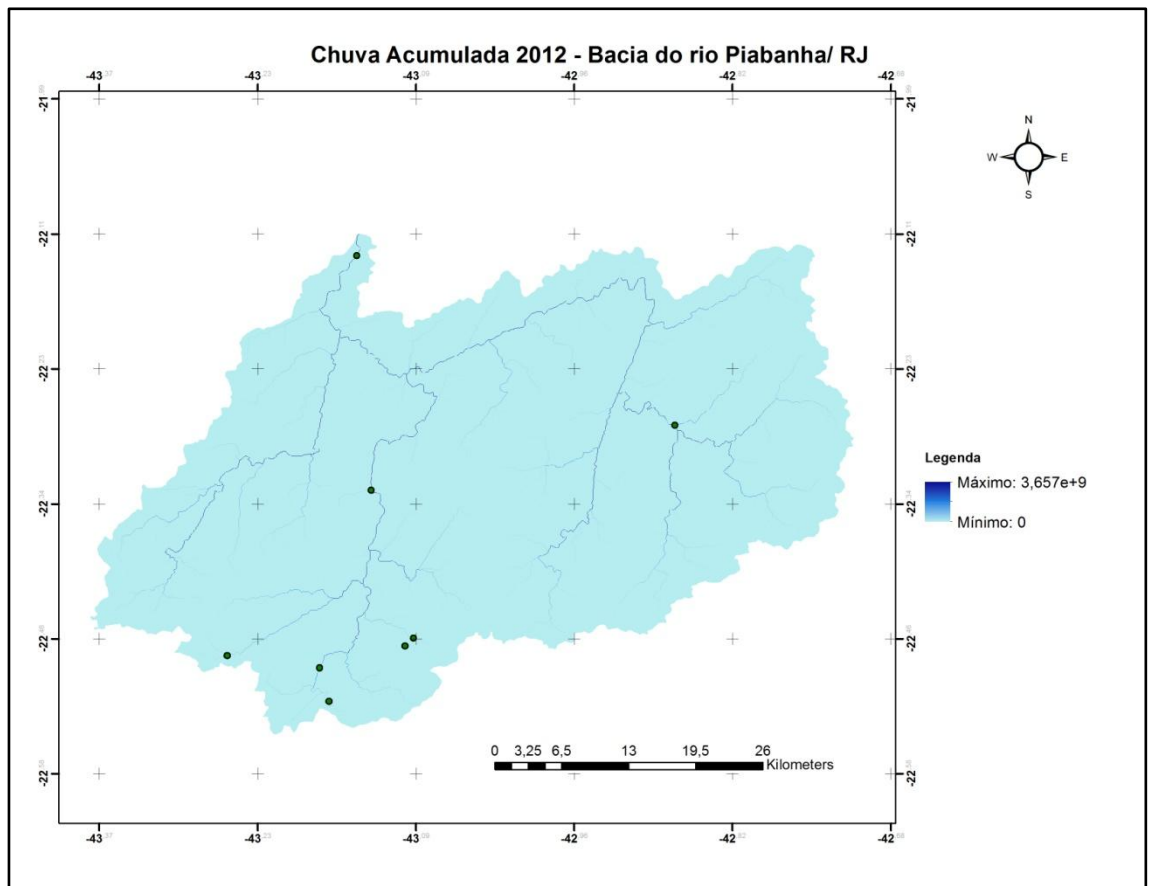


Figura 5-11 Plano de informações da chuva acumulada no ano de 2012.

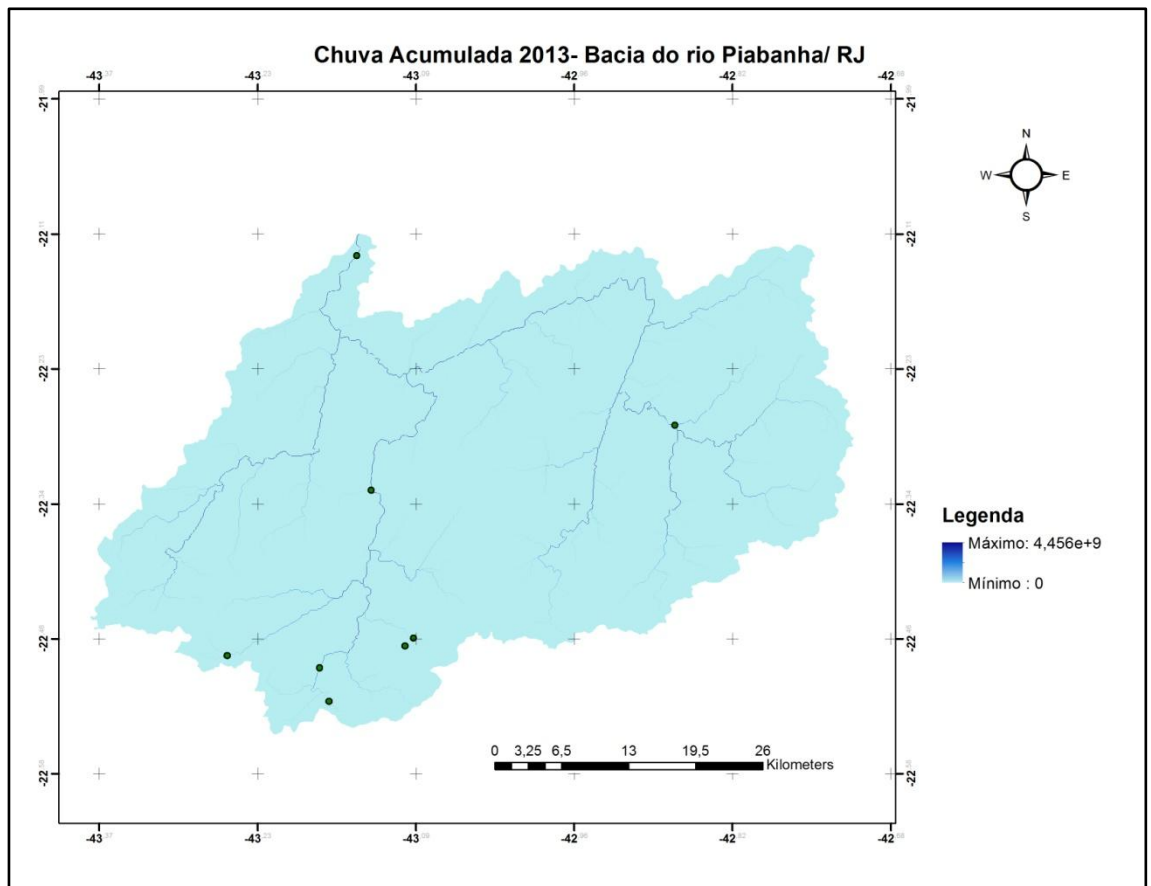


Figura 5-12 Plano de informações da chuva acumulada no ano de 2013.

Transformação da vazão média observada (m³/s) em altura (mm/ano) em cada posto fluviométrico

O próximo passo é transformar a vazão média observada em altura anual (Tabela 5–8).

Tabela 5–8 Conversão das vazões médias anuais de m³/s para mm/ano.

	Estação	Vazão média anual (m³/s)	Vazão média anual (mm/ano)
2011	Pedro do Rio	12,27	4,30E+08
	Morin	0,32	1,13E+07
	Liceu	2,70	9,46E+07
	Rocio	0,29	1,02E+07
	Moura Brasil	57,93	2,03E+09
2012	Pedro do Rio	9,90	3,47E+08
	Morin	0,28	9,86E+06
	Liceu	1,88	6,58E+07
	Rocio	0,17	5,86E+06
	Moura Brasil	52,72	1,85E+09
2013	Pedro do Rio	11,55	4,05E+08
	Morin	0,87	3,05E+07
	Liceu	3,45	1,21E+08
	Rocio	0,27	9,46E+06

Relação matemática entre Chuva e Vazão

A chuva e a vazão média de longo curso por célula, em milímetro por ano, correspondentes aos postos fluviométricos analisados, podem ser observadas na Tabela 5–9. A chuva foi obtida a partir do plano de informação das chuvas acumuladas para cada ano.

Tabela 5–9 Vazão e chuva acumulada anual nos postos fluviométricos

	Estação	Vazão anual (mm/ano)	Chuva Acumulada anual (mm/ano)
2011	Pedro do Rio	4,30E+08	8,38E+08
	Morin	1,13E+07	5,14E+07
	Liceu	9,46E+07	1,03E+08
	Rocio	1,02E+07	3,55E+07
	Moura Brasil	2,03E+09	3,81E+09
2012	Pedro do Rio	3,47E+08	7,98E+08
	Morin	9,86E+06	5,11E+07
	Liceu	6,58E+07	1,01E+08
	Rocio	5,86E+06	3,58E+07
	Moura Brasil	1,85E+09	3,65E+09
2013	Pedro do Rio	4,05E+08	9,26E+08
	Morin	3,05E+07	7,17E+07
	Liceu	1,21E+08	1,36E+08
	Rocio	9,46E+06	4,57E+07

Foi aplicada a regressão estatística linear ($y=ax+b$), para os três anos estudados, conforme pode ser visto na Figura 5-13, que mostra as regressões para cada ano com os valores dos coeficientes a e b da equação linear anual e o coeficiente de determinação (R^2).

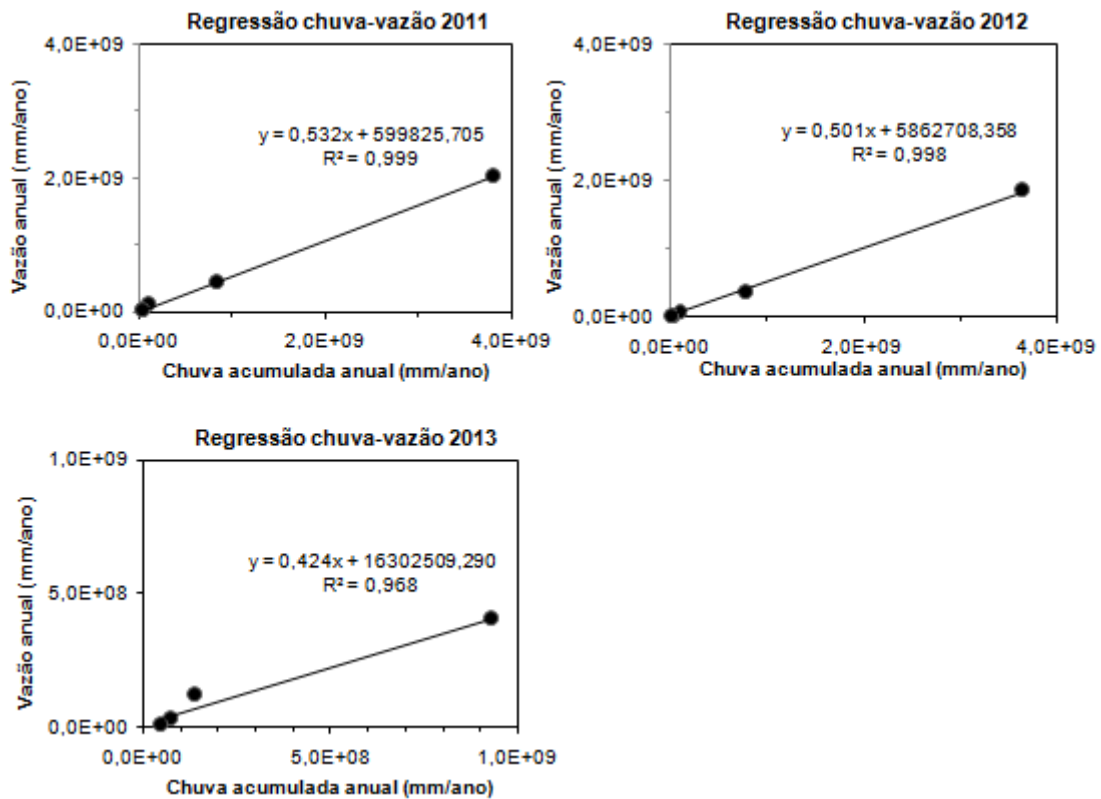


Figura 5-13 Regressão linear chuva-vazão para os anos de 2011, 2012 e 2013.

Baseado na análise da regressão estatística, o modelo linear que melhor aproxima a relação chuva-vazão na bacia do rio Piabanha está mostrada através das equações abaixo:

$$2011: Q = 0,532 * P + 599825,71$$

$$2012: Q = 0,501 * P + 5862708,36$$

$$2013: Q = 0,424 * P + 16302509,29$$

onde:

Q - representa a vazão em milímetro/ano;

P - representa a precipitação acumulada em milímetro/ano.

De posse do resultado da relação chuva-vazão e com base no plano de informação da chuva acumulada por célula, foi gerado o plano de informação da vazão

média de longo curso estimada por célula, por ano, conforme pode ser visto na Figura 5-14.

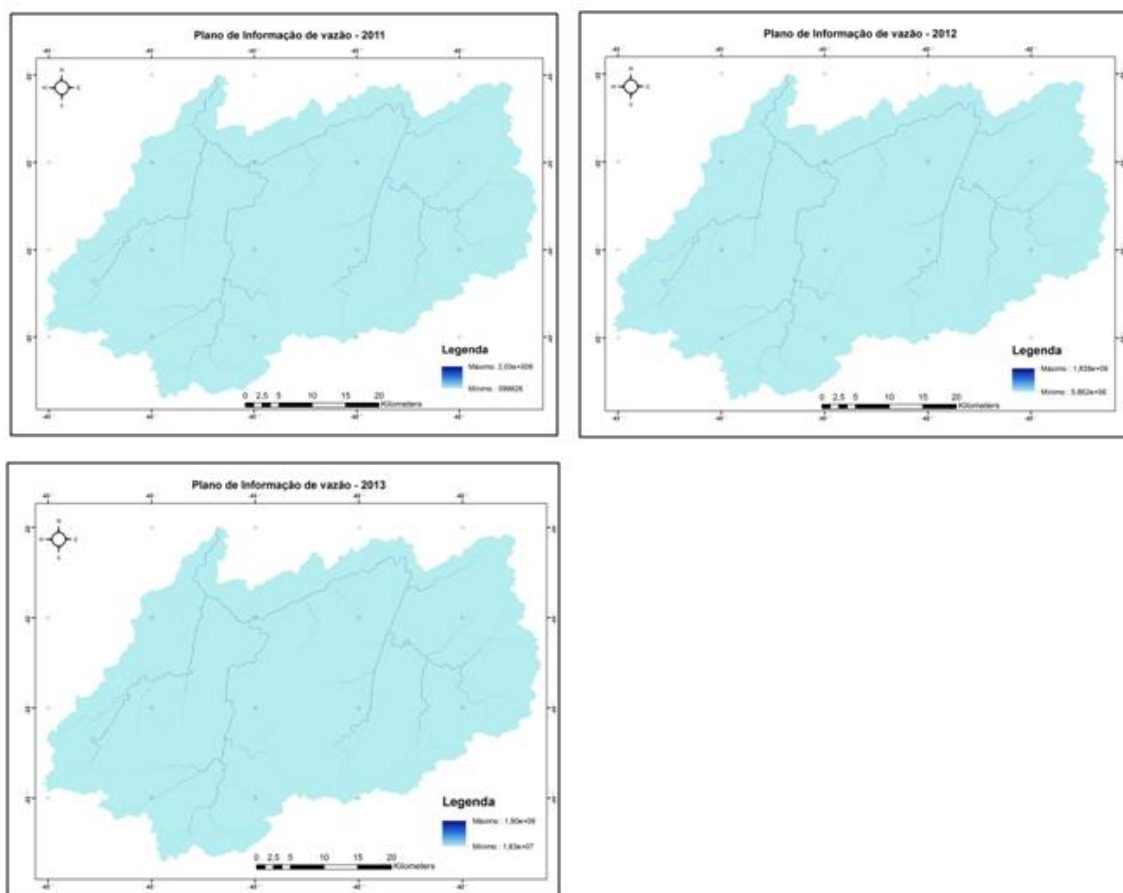


Figura 5-14 Plano de informação de vazões para o ano de 2011, 2012 e 2013.

5.3.5 Interligação entre poluentes e o uso do solo

Nesta seção, foi estabelecida a interligação entre os poluentes e a ocupação e uso do solo. O mapa de cobertura de solo utilizado foi o mostrado na Figura 5-6.

Atribui-se, para cada classe, o valor esperado dos poluentes nitrato e fosfato. Somou-se, também, a contribuição da poluição pontual proveniente de esgoto doméstico. Somando a essas duas informações o plano de vazões, foi obtido o plano de informação da concentração esperada de nutrientes.

Nitrato

Na Figura 5-15, na Figura 5-17 e na Figura 5-19, é possível ver o plano de informação de nitrato para toda bacia, enquanto, na Figura 5-16, na Figura 5-18 e na Figura 5-20, é possível ver o mesmo plano, mas na área de Petrópolis.

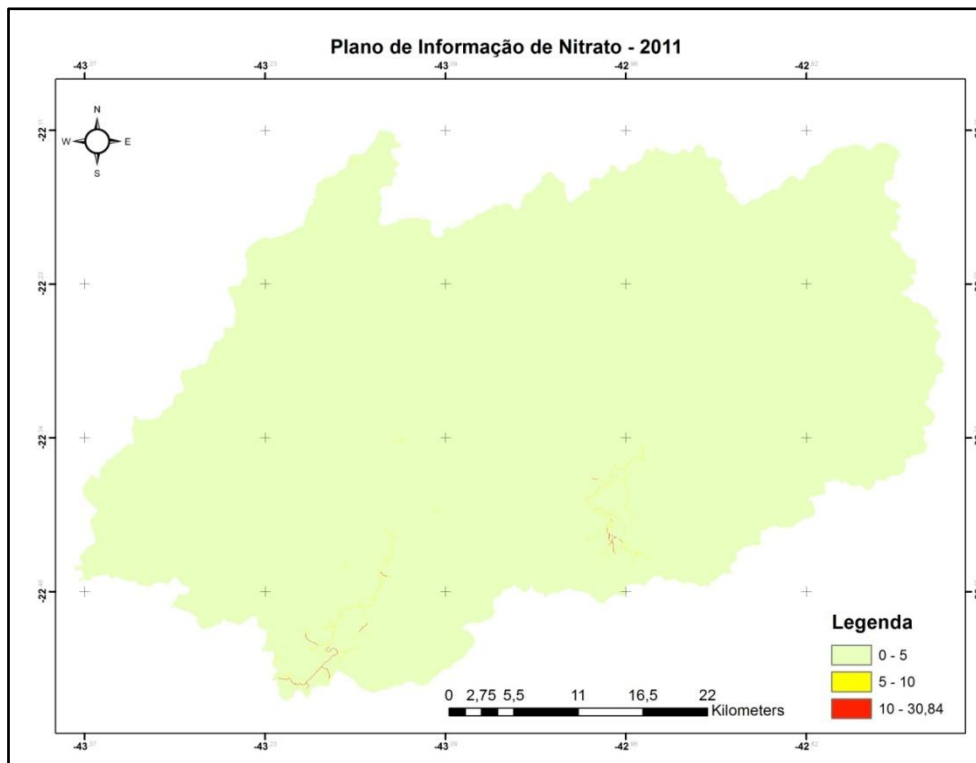


Figura 5-15 Plano de informações de nitrato para o ano de 2011 na bacia do rio Piabanha.

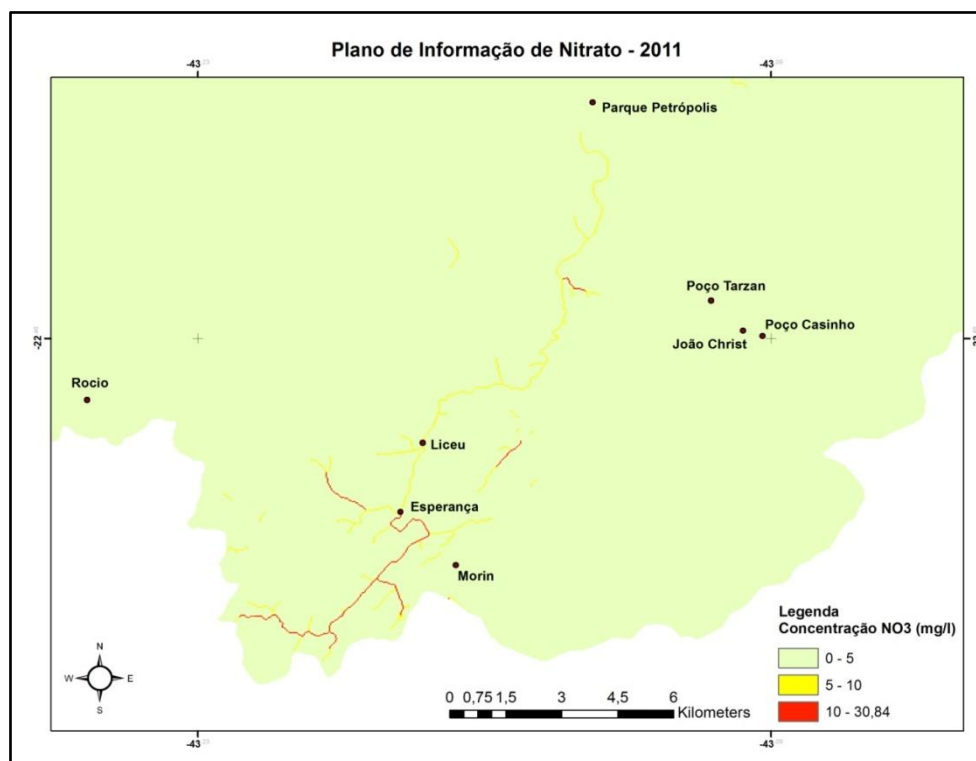


Figura 5-16 Plano de informações de nitrato para o ano de 2011 na região de Petrópolis.

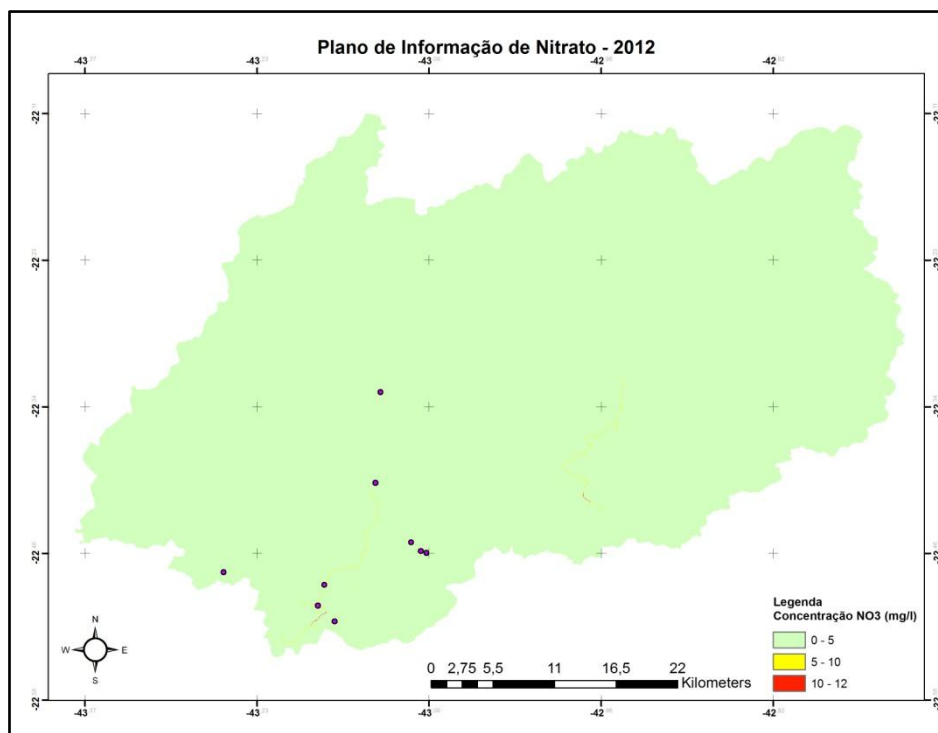


Figura 5-17 Plano de informações de nitrato para o ano de 2012 na bacia do rio Piabanha.

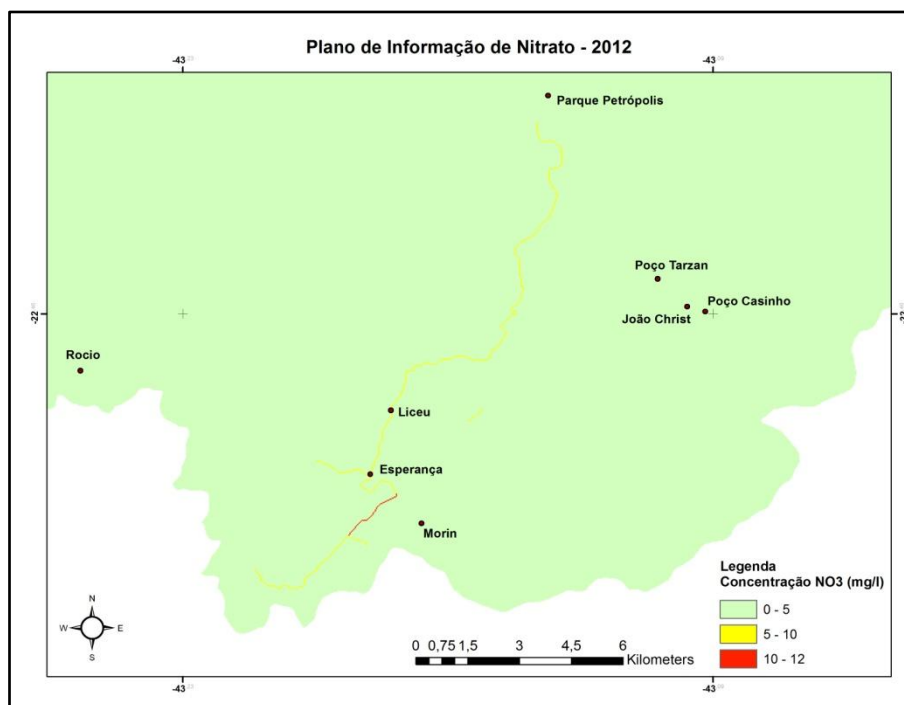


Figura 5-18 Plano de informações de nitrato para o ano de 2012 na região de Petrópolis.

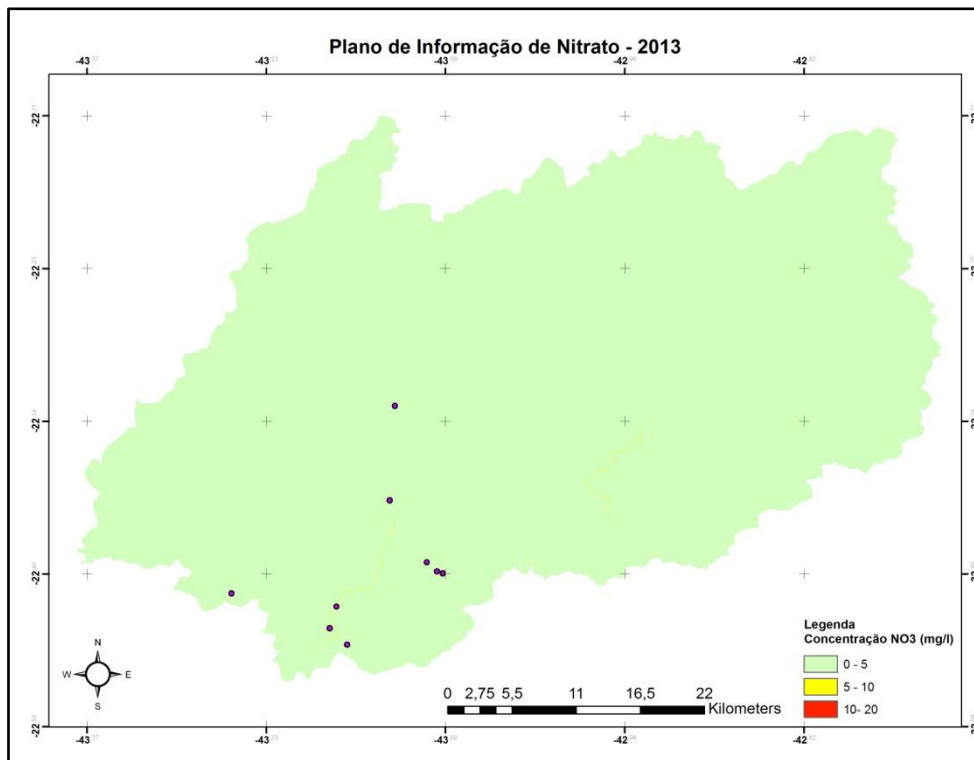


Figura 5-19 Plano de informações de nitrato para o ano de 2013 na bacia do rio Piabanha.

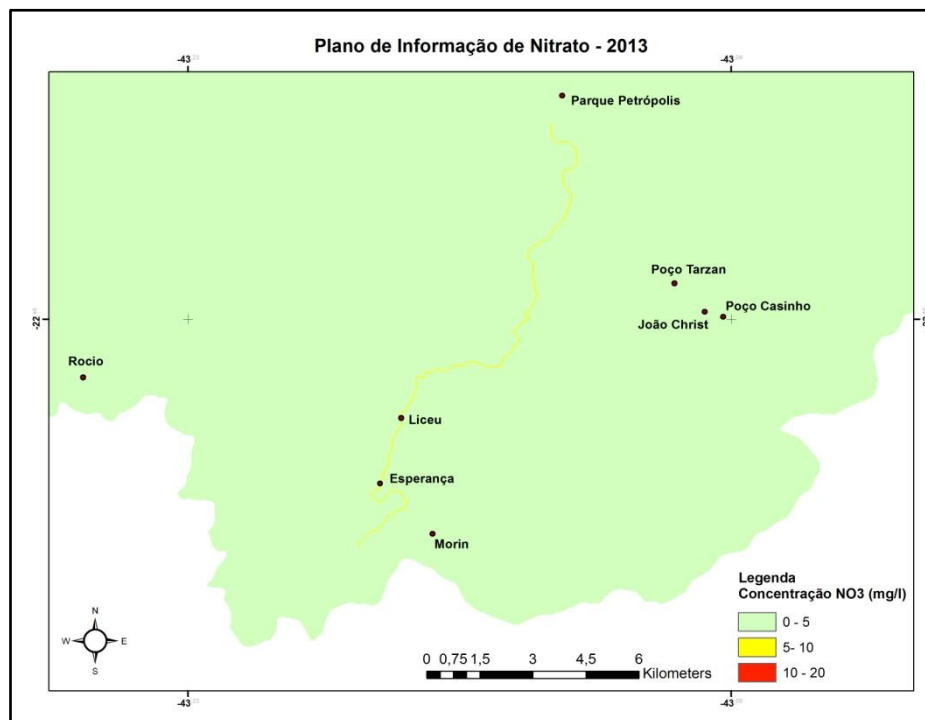


Figura 5-20 Plano de informações de nitrato para o ano de 2013 na região de Petrópolis.

A Tabela 5–10 apresenta os valores observados e calculados de nitrato nas estações de monitoramento localizadas na bacia do rio Piabanha.

Tabela 5–10 Valores calculados e observados de nitrato- modelagem de longo curso.

Conc. Nitrato (mg/L)	2011		2012		2013	
	Observado	Calculado	Observado	Calculado	Observado	Calculado
Nome						
Pq.Petropolis	6,00	3,49	10,16	3,80	7,85	3,49
Esperança	-	-	11,05	9,21	6,69	6,93
Liceu	-	-	8,33	9,28	6,94	7,06
Morin	-	-	7,25	2,33	3,12	1,27
Poço Tarzan	5,12	1,03	5,12	0,91	4,48	0,64
Poço do Casinho	1,03	0,53	0,84	0,40	0,95	0,24
Joao Christ	3,01	1,41	3,93	0,66	3,19	0,31
Pedro do Rio	8,94	2,85	9,80	3,13	8,24	3,11
Rocio	0,62	0,52	0,59	0,42	0,65	0,28

Na Figura 5-21, na Figura 5-22 e na Figura 5-23, é possível ver a síntese da Tabela 5–10.

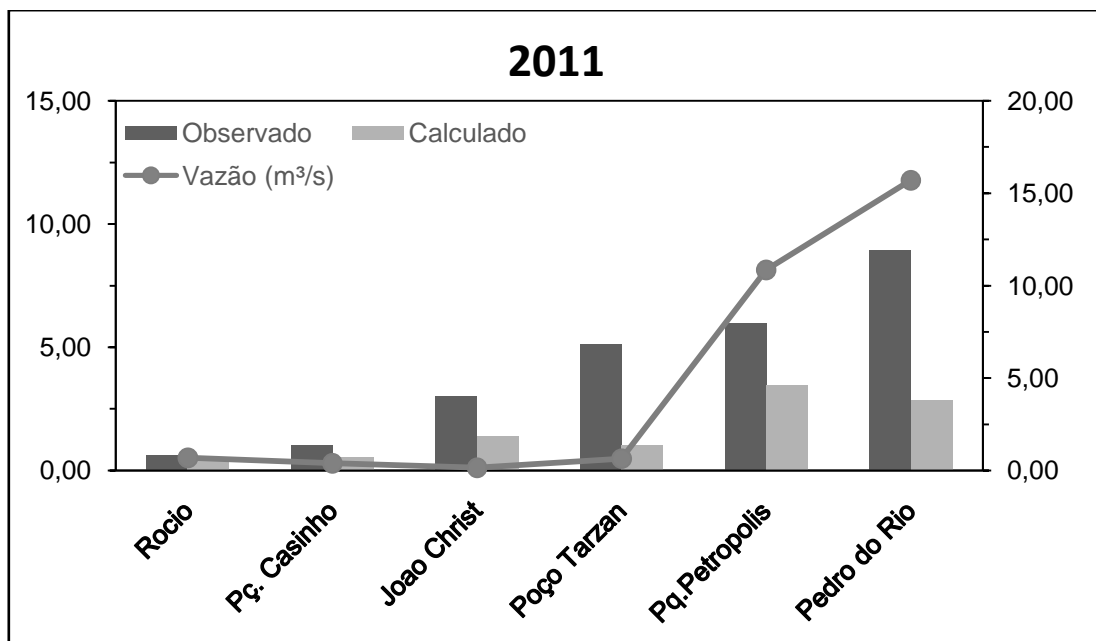


Figura 5-21 Valores observados médios e calculados de nitrato no ano de 2011.

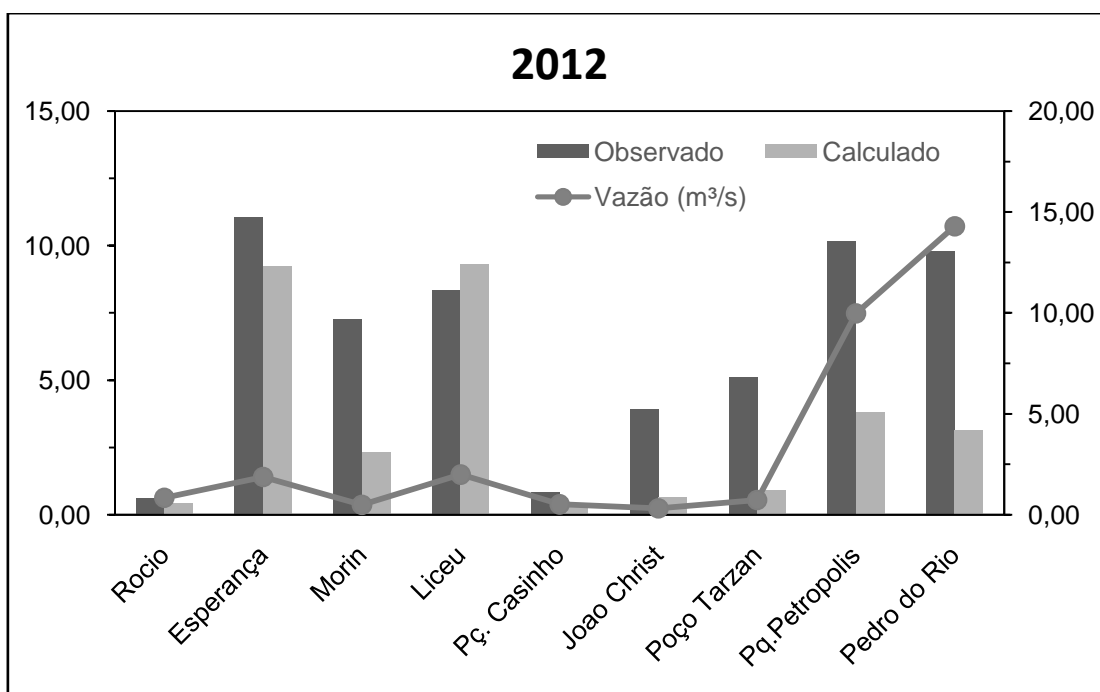


Figura 5-22 Valores observados médios e calculados de nitrato no ano de 2012.

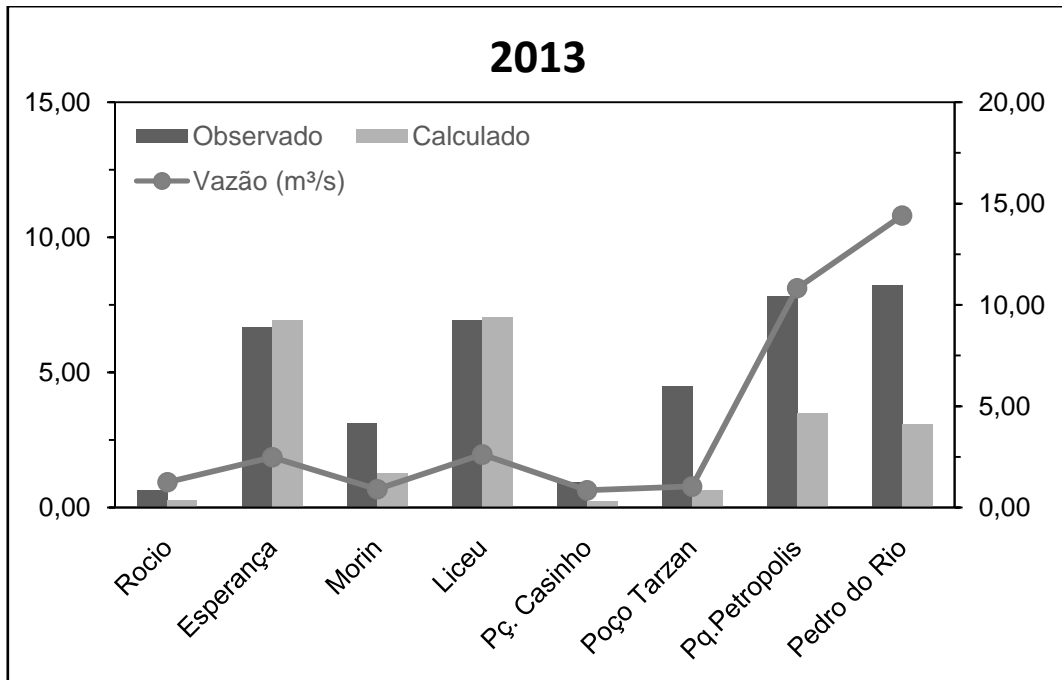


Figura 5-23 Valores observados médios e calculados de nitrato no ano de 2013.

Na Figura 5-24, é possível observar a dispersão entre os dados observados e calculados do parâmetro nitrato para os anos estudados.

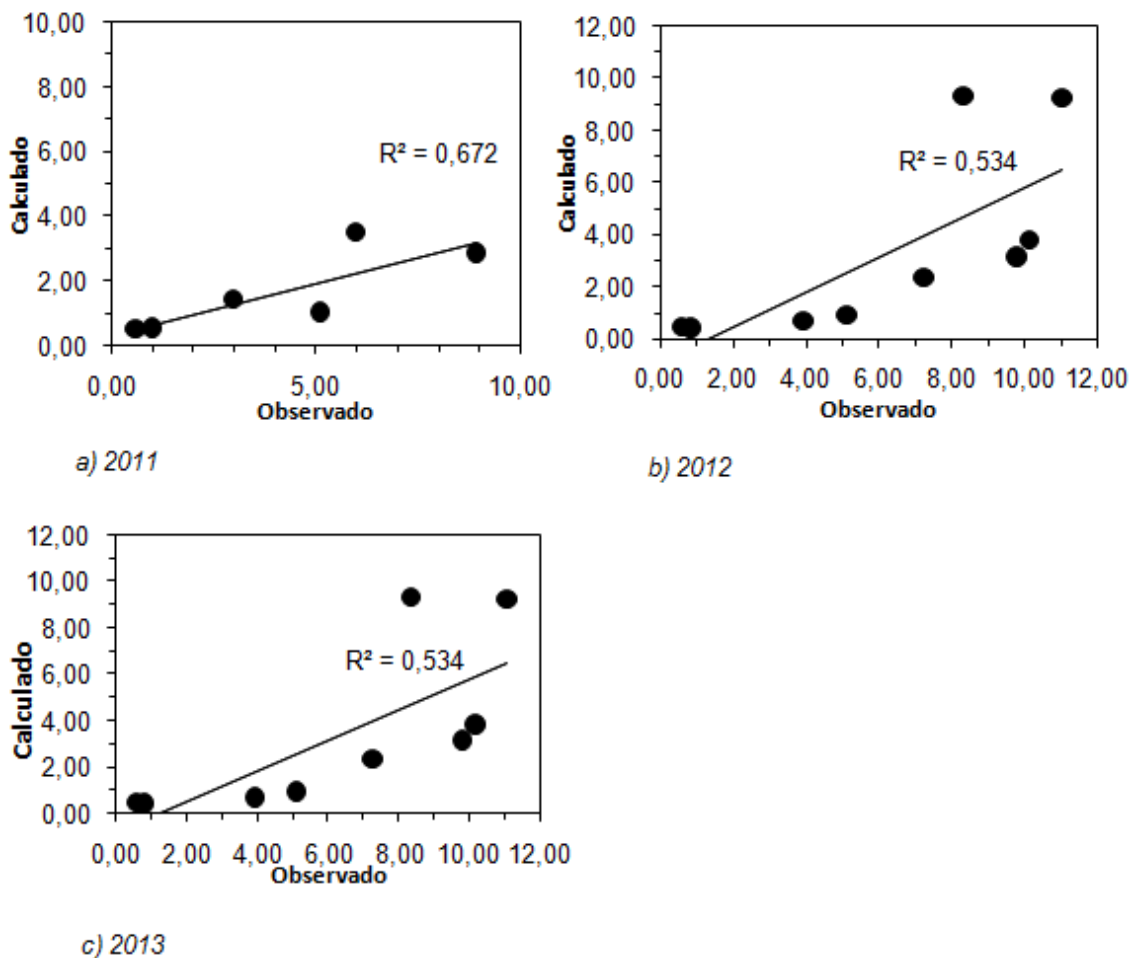


Figura 5-24 Dispersão entre os dados observados e calculados para o parâmetro nitrato nos anos de: a) 2011; b) 2012 e c) 2013.

Observou-se que os valores calculados se encontram, em sua maioria, inferiores aos valores médios observados, com a linha de tendência menos inclinada, encontrando um melhor ajuste nas áreas urbanas e na região mais preservada do Rocio. Os resultados são ainda inferiores nas estações de João Christ e Tarzan (área agrícola). Esse fato pode ser explicado por uma possível subestimação nos valores esperados para este uso, visto que o uso de fertilizantes é feito de forma não controlada, com uso abusivo e não consciente. Os baixos valores calculados nessas estações acabaram também por abaixar os valores nas estações a jusante, Parque Petrópolis e Pedro do Rio, pois o modelo entendeu que essas águas estavam vindo mais limpas e diluindo o poluente advindo da área urbana, o que não acontece na realidade.

Apesar disso, o coeficiente de determinação apresenta valores razoáveis, o que mostra que os dados seguem um padrão. Os valores abaixo do esperado podem ser explicados devido à escala do mapa de uso do solo, a uma possível subestimação dos coeficientes de exportação utilizados ou ainda à utilização de uma vazão média anual que não consegue capturar as flutuações no nível diário e anual.

Fosfato

A seguir, seguem os resultados para o fosfato. Na Figura 5-25, na Figura 5-27 e na Figura 5-29, é possível ver o plano de informação de fosfato para toda bacia, enquanto, na Figura 5-26, na Figura 5-28 e na Figura 5-30, é possível ver o mesmo plano, mas na área de Petrópolis.

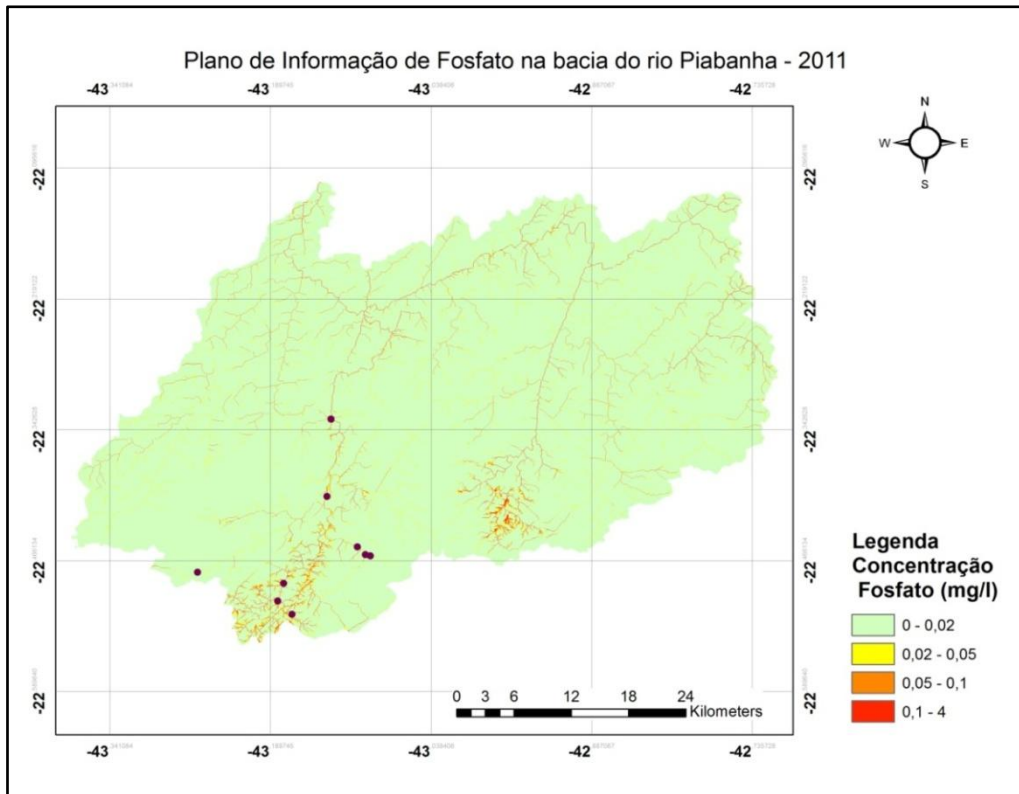


Figura 5-25 Plano de informações de fosfato para o ano de 2011 na bacia do rio Piabanha.

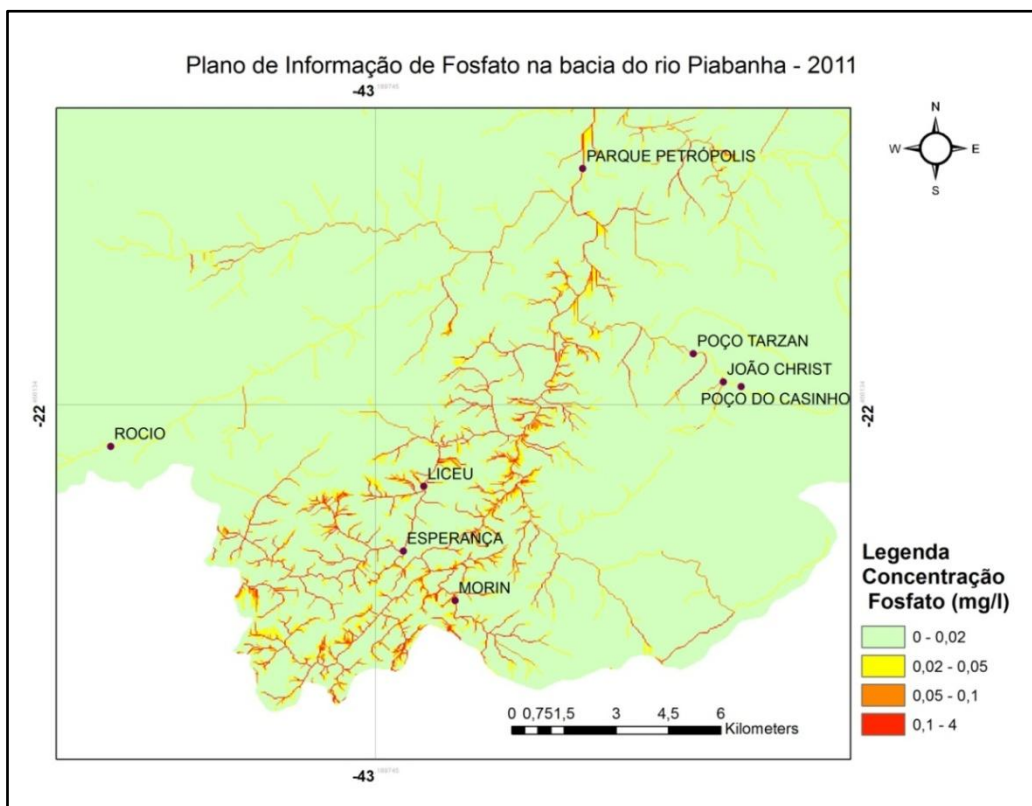


Figura 5-26 Plano de informações de fosfato para o ano de 2011 na região de Petrópolis.

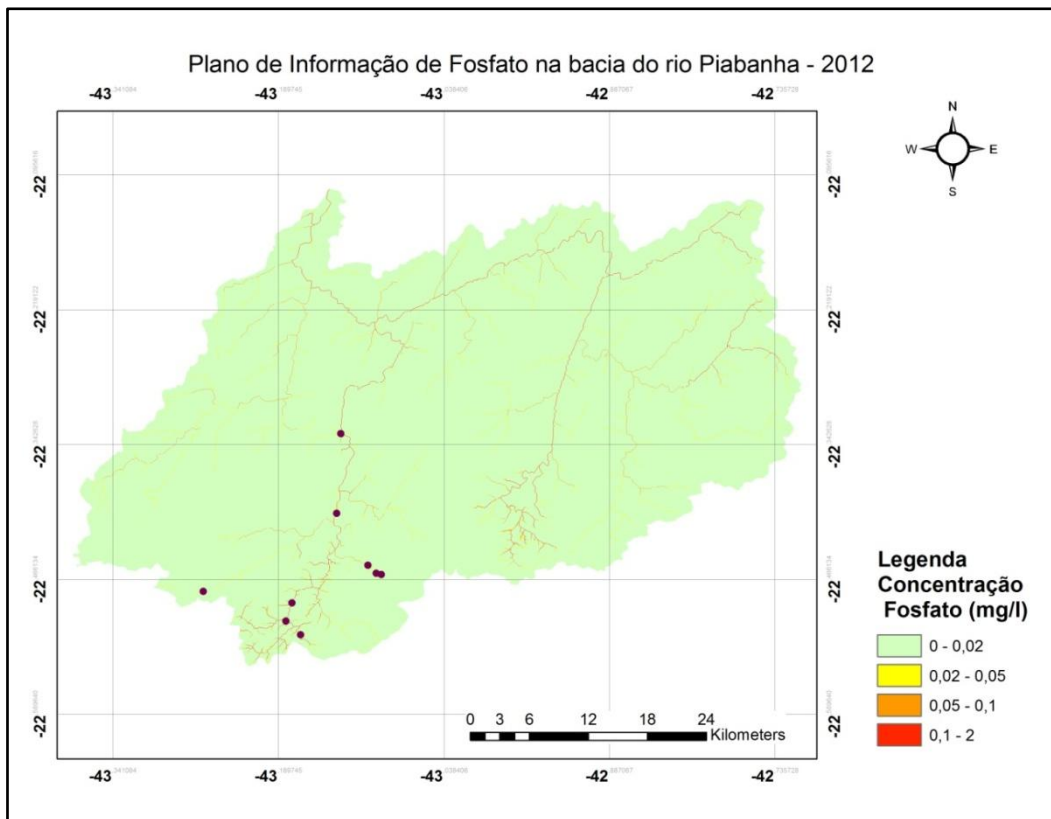


Figura 5-27 Plano de informações de fosfato para o ano de 2012 na bacia do rio Piabanha.

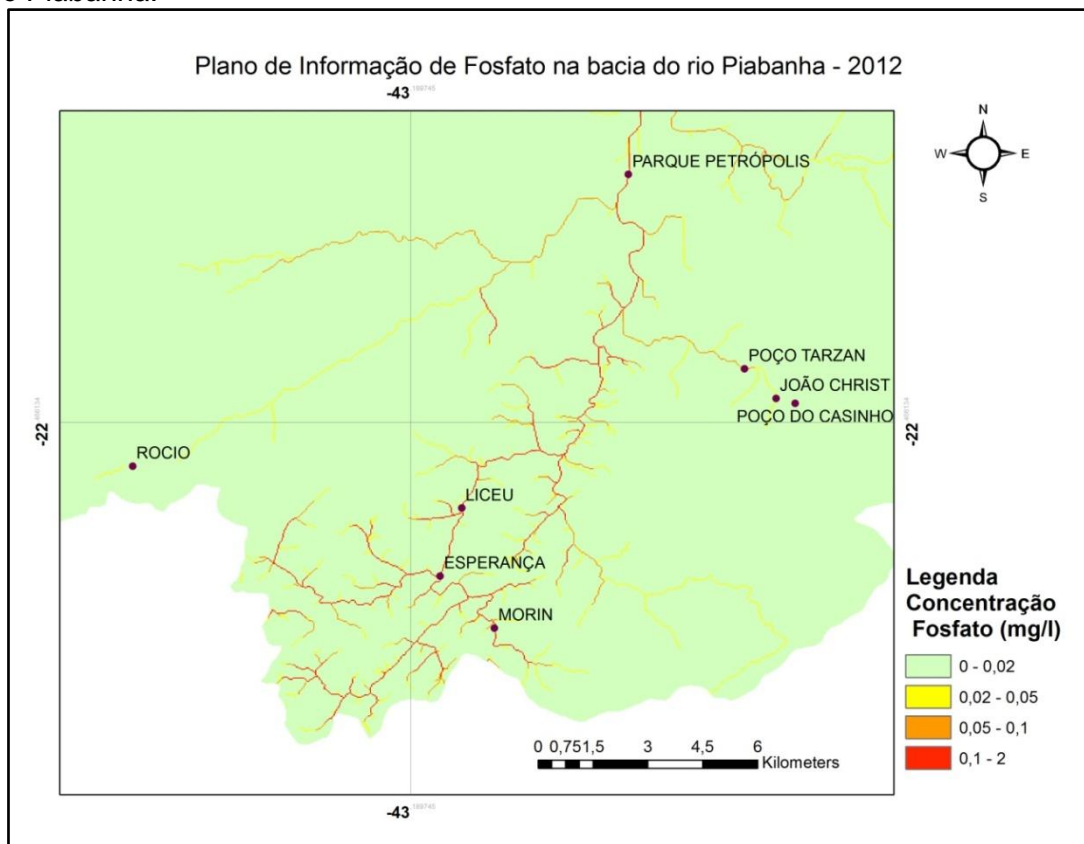


Figura 5-28 Plano de informações de fosfato para o ano de 2012 na região de Petrópolis.

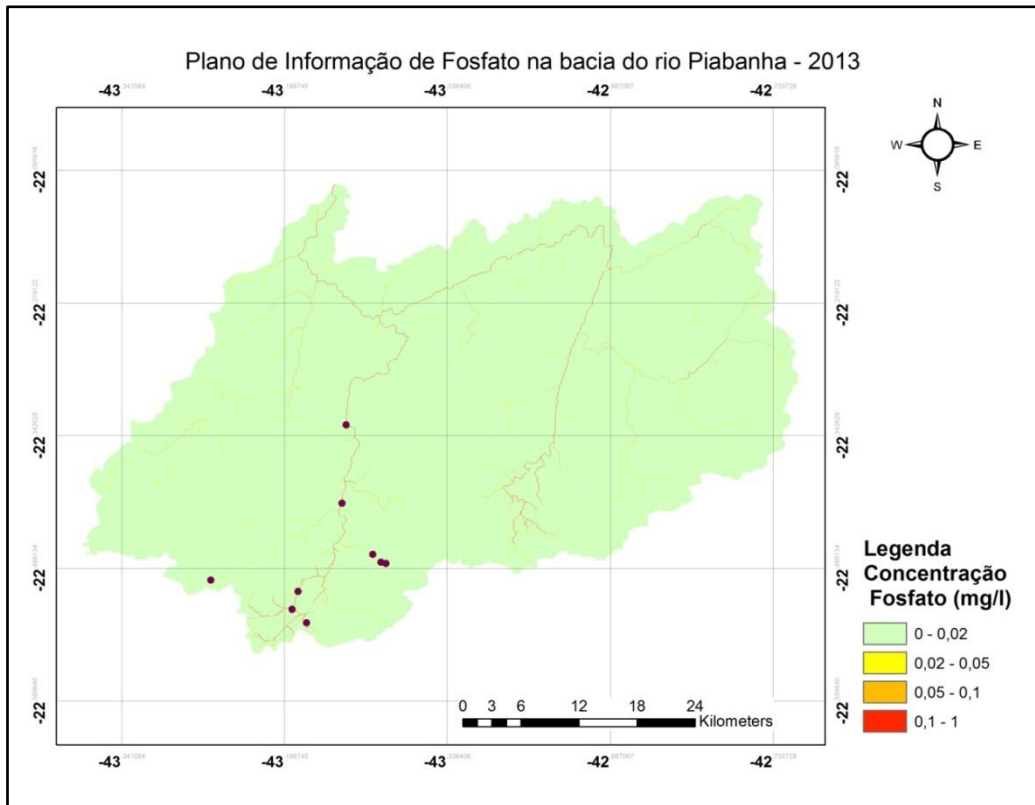


Figura 5-29 Plano de informações de fosfato para o ano de 2013 na bacia do rio Piabanha.

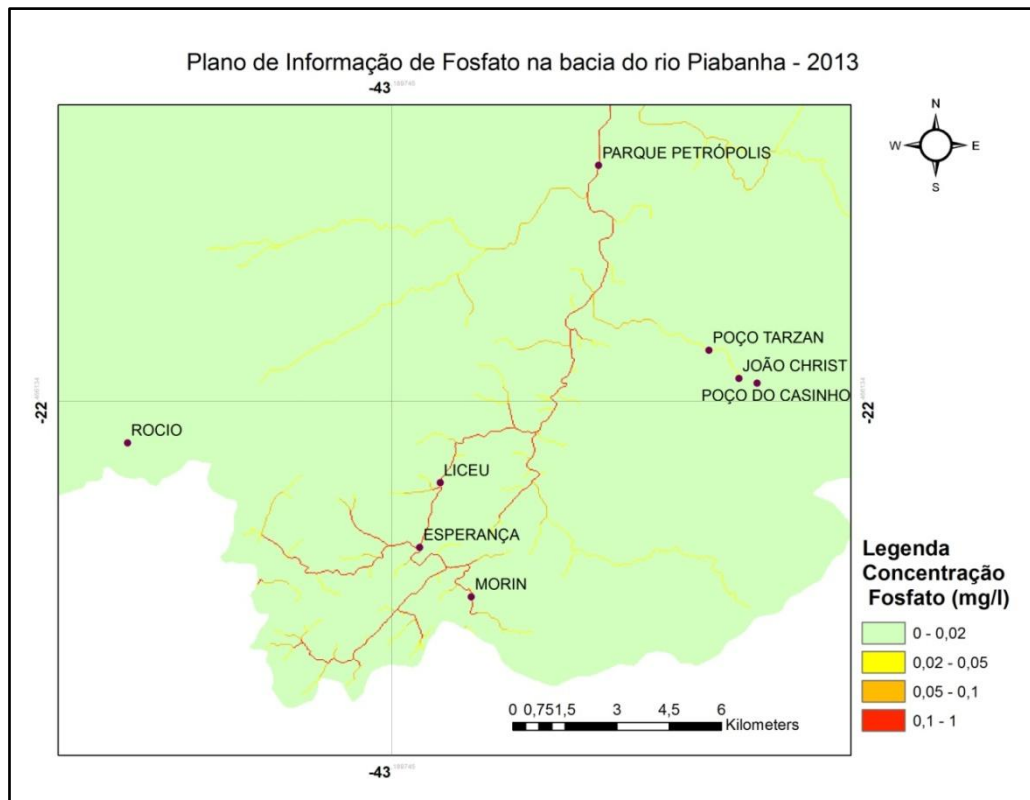


Figura 5-30 Plano de informações de fosfato para o ano de 2013 na região de Petrópolis.

A Tabela 5–11 apresenta os valores observados e calculados de fosfato nas estações de monitoramento localizadas na bacia do rio Piabanha.

Tabela 5–11 Valores calculados e observados de fosfato- modelagem de longo curso

Conc. Fosfato (mg/L)	2011		2012		2013	
	Observado	Calculado	Observado	Calculado	Observado	Calculado
Pq.Petropolis	0,36	0,34	0,64	0,37	0,31	0,34
Esperança	0,43	0,98	0,90	0,96	0,49	0,72
Liceu	0,73	0,97	0,98	0,96	0,49	0,73
Poço Tarzan	0,11	0,08	0,12	0,05	0,12	0,04
Poço do Casinho	0,12	0,02	0,09	0,04	0,12	0,01
Joao Christ	0,11	0,08	0,12	0,02	0,12	0,02
Pedro do Rio	0,21	0,27	0,27	0,30	0,14	0,30
Rocio	0,10	0,04	0,12	0,02	0,12	0,01
Morin	1,48	0,35	2,05	0,23	1,23	0,12

Na Figura 5-31, na Figura 5-32 e na Figura 5-33, é possível ver a síntese da Tabela 5–11.

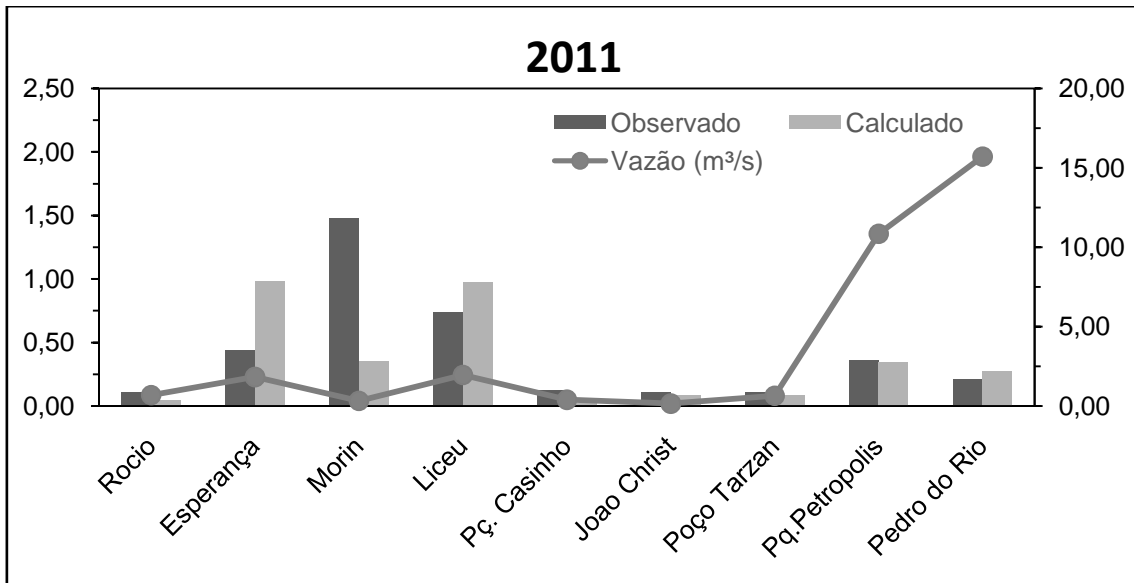


Figura 5-31 Valores observados médios e calculados de fosfato no ano de 2011.

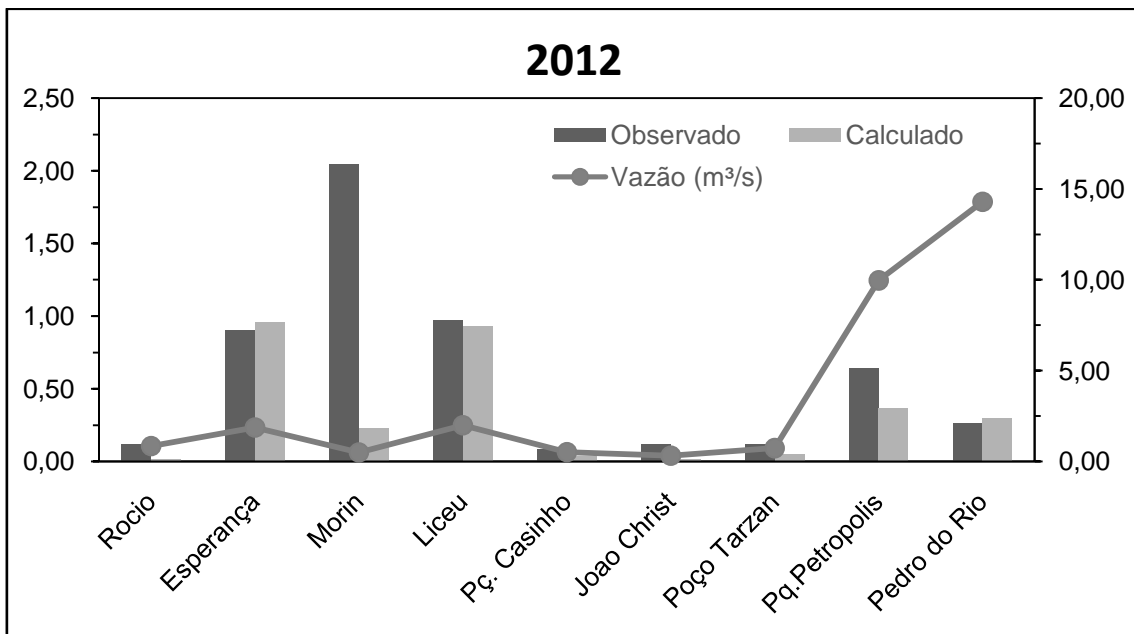


Figura 5-32 Valores observados médios e calculados de fosfato no ano de 2012.

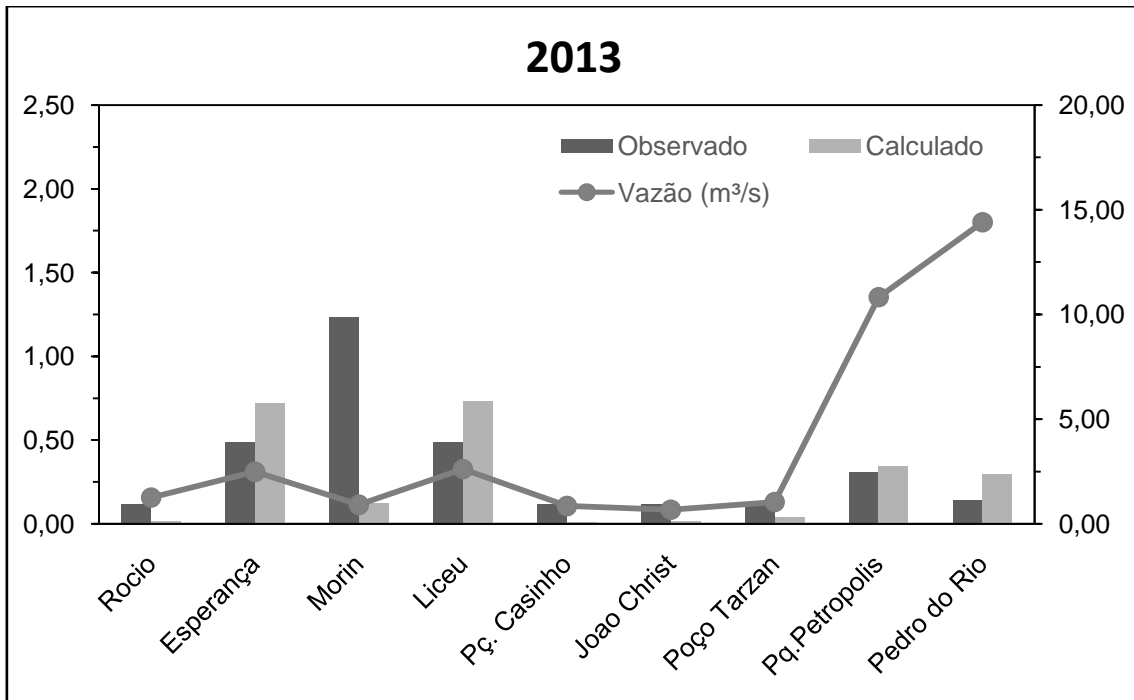
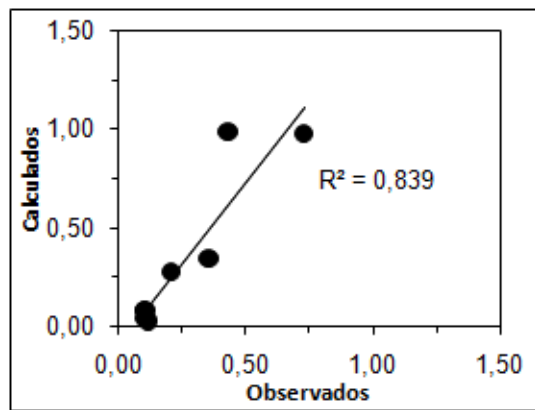
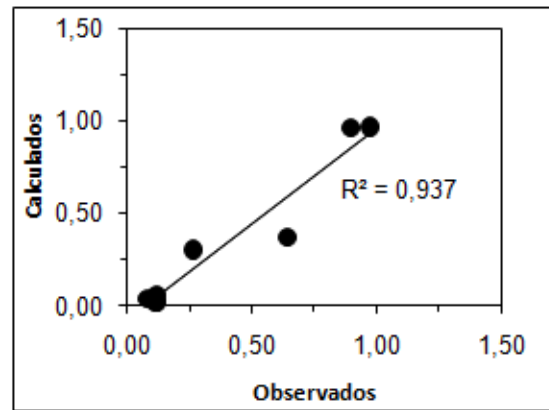


Figura 5-33 Valores observados médios e calculados de fosfato no ano de 2013.

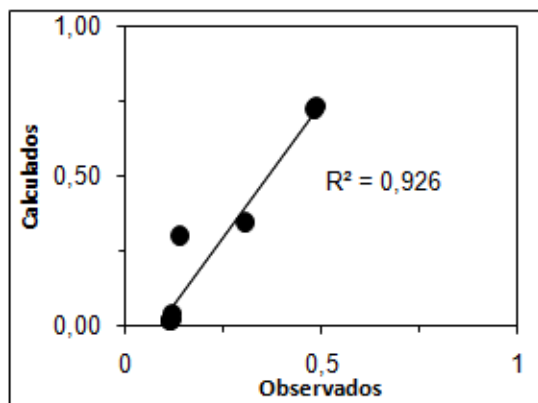
Na Figura 5-34, é possível observar a dispersão entre os dados observados e calculados do parâmetro fosfato para os anos estudados.



a) 2011



b) 2012



c) 2013

Figura 5-34 Dispersão entre os dados observados e calculados para o parâmetro fosfato nos anos de: a) 2011; b) 2012 e c) 2013.

Observa-se, através dos gráficos de dispersão, que os valores estão bem ajustados, com bons valores encontrados para o coeficiente de determinação (R^2). Esse resultado indica que os dados seguem um padrão. Na área urbana, o modelo superestimou a concentração em Liceu e em Esperança, mas subestimou os valores em Morin. Esse fato pode ser explicado por um possível lançamento de esgoto vindo de outras regiões. Nas áreas agrícola e preservada, o modelo subestimou a concentração em João Christ e Tarzan, que pode ser devido a uma subestimação nos valores esperados para este uso, visto que o uso de fertilizantes é feito de forma não controlada, com uso abusivo e não consciente. Os valores encontrados nas estações em áreas mais preservadas (Poço do Casinho e Rocio) também estão baixos comparados aos observados. Por fim, as estações mais a jusante, Parque Petrópolis e Pedro do Rio, apresentaram bom ajuste. Esses resultados indicam que o modelo está conseguindo representar o padrão da bacia, ainda que apresente apenas um

diagnóstico. Entre os anos estudados, percebeu-se o melhor ajuste para o ano de 2012.

A escala temporal utilizada é inadequada, tanto pelo modelo como dos intervalos de coleta. Até mesmo uma medição diária e um modelo diário falhariam em compreender a bacia, visto que existe uma flutuação diária, principalmente, devido à contribuição de esgoto, que varia muito ao longo do dia. Visto isso, dentro da escala utilizada, pode-se dizer que o modelo satisfaz a hipótese inicial de fornecer um diagnóstico inicial da qualidade, mas não despreza a necessidade de um modelo mais complexo com uma escala temporal mais detalhada.

5.4 Modelagem HSPF

5.4.1 Dados de Entrada

As séries históricas utilizadas como dados de entrada no modelo estão disponíveis no Anexo A.

Dados Pluviométricos

As estações pluviométricas selecionadas para o estudo, com dados consistidos para o período de estudo na bacia do rio Piabanha, podem ver visualizadas na Tabela 5-12.

Tabela 5–12 Estações pluviométricas utilizadas no estudo.

Código	Código do rio	Nome	Latitude (graus)	Longitude (graus)
2242026	58411000	Bom Sucesso	-22,271	-42,795
2242027	58411000	Fazenda Sobradinho	-22,201	-42,900
2243009	58400000	Petrópolis	-22,512	-43,171
2243010	58400000	Itamarati	-22,485	-43,149
2243011	58400000	Rio da Cidade	-22,438	-43,170
2243012	58400000	Pedrodo Rio	-22,333	-43,136
2243013	58400000	Areal	-22,242	-43,104
2243014	58412000	Fagundes	-22,300	-43,178
2243015	58400000	Moura Brasil	-22,127	-43,152
2243016	58411000	Moreli	-22,201	-43,027

O modelo exige uma série diária de dados de chuva para cada sub-bacia; portanto, para cada uma, foi feita uma média aritmética entres os postos pertencentes a cada sub-bacia ou mais próximos a ela.

Dados Fluviométricos

As estações fluviométricas selecionadas, com dados consistidos para o período de estudo na bacia do rio Piabanha, podem ver visualizadas na Tabela 5–13.

Tabela 5–13 Estações fluviométricas utilizadas no estudo.

Código	Nome	Latitude (graus)	Longitude (graus)	Responsável	Operadora
58405000	PEDRO DO RIO	-22,332	-43,134	ANA	CPRM
58440000	MOURA BRASIL	-22,142	-43,158	ANA	FURNAS

Dados Meteorológicos

Para obtenção da série diária de dados meteorológicos, como velocidade do vento, radiação solar, cobertura de nuvens, temperatura mínima e temperatura

máxima e evaporação, foi utilizada a estação de Avelar (Tabela 5–14), localizada na cidade de Paty dos Alferes.

Tabela 5–14 Dados meteorológicos. Fonte: INMET.

Código	Nome	Latitude (graus)	Longitude (graus)	Altitude	Responsável
OMM 83049	AVELAR	-22,35	-43,41	507 m	INMET

As séries de evapotranspiração, temperatura média e temperatura de ponto de orvalho foram obtidas através de funções descritas na metodologia; além disso, também foi realizada uma desagregação dos dados diários em dados horários.

5.1.1 Período de Simulação

A escolha do período de simulação foi baseada, primordialmente, na disponibilidade de dados fluviométricos e pluviométricos, essenciais para calibração e validação do modelo, assim como na existência de dados meteorológicos e de qualidade da água.

Através da análise matriz de falhas (Tabela 5–15), dois períodos de simulação foram escolhidos: entre 1992 e 1995 e entre 2001 e 2004. O primeiro ano de cada série de dados foi utilizado para estabilização do modelo, e os três anos seguintes foram efetivamente utilizados na calibração e validação.

Tabela 5–15 Disponibilidade de dados fluviométricos

Ano	Pedro do Rio	Moura Brasil
1931		
1932		
1933		
1934		
1935		
1936		
1937		
1938		
1939		
1940		
1941		
1942		
1943		
1944		
1945		
1946		
1947		
1948		
1949		
1950		
1951		
1952		
1953		
1954		
1955		
1956		

Ano	Pedro do Rio	Moura Brasil
1957		
1958		
1959		
1960		
1961		
1962		
1963		
1964		
1965		
1966		
1967		
1968		
1969		
1970		
1971		
1972		
1973		
1974		
1975		
1976		
1977		
1978		
1979		
1980		
1981		
1982		

Ano	Pedro do Rio	Moura Brasil
1983		
1984		
1985		
1986		
1987		
1988		
1989		
1990		
1991		
1992		
1993		
1994		
1995		
1996		
1997		
1998		
1999		
2000		
2001		
2002		
2003		
2004		
2005		

Tabela 5-16 Disponibilidade de dados Pluviométricos

Ano	Estação Pluviométrica									
	Bom Sucesso	Fazenda Sobradinho	Petrópolis	Itamarati	Rio da Cidade	Pedro do Rio	Areal	Fagundes	Moura Brasil	Moreli
1937										
1938										
1939										
1940										
1941										
1942										
1943										
1944										
1945										
1946										
1947										
1948										
1949										
1950										
1951										
1952										
1953										
1954										
1955										
1956										
1957										
1958										
1959										

Ano	Estação Pluviométrica									
	Bom Sucesso	Fazenda Sobradinho	Petrópolis	Itamarati	Rio da Cidade	Pedro do Rio	Areal	Fagundes	Moura Brasil	Moreli
1960										
1961										
1962										
1963										
1964										
1965										
1966										
1967										
1968										
1969										
1970										
1971										
1972										
1973										
1974										
1975										
1976										
1977										
1978										
1979										
1980										
1981										
1982										

Ano	Estação Pluviométrica									
	Bom Sucesso	Fazenda Sobradinho	Petrópolis	Itamarati	Rio da Cidade	Pedro do Rio	Areal	Fagundes	Moura Brasil	Moreli
1983										
1984										
1985										
1986										
1987										
1988										
1989										
1990										
1991										
1992										
1993										
1994										
1995										
1996										
1997										
1998										
1999										
2000										
2001										
2002										
2003										
2004										
2005										

Tabela 5-17 Período de simulação

Período	Estabilização	Anos utilizados
Calibração	2001	2002-2004
Validação	1992	1993-1995

5.1.2 Discretização da Bacia

Um total de 17 trechos de rios e 6 sub-bacias foram delineados na bacia através do código computacional Basins (Figura 5-35). As duas estações fluviométricas de Pedro do Rio e de Moura Brasil foram utilizadas, além do mapa digital do terreno.

Na Figura 5-36, é possível ver o resultado da delimitação em trechos e sub-bacias. Através desse fluxograma, também é possível ver como se dá a direção do fluxo e acumulação.

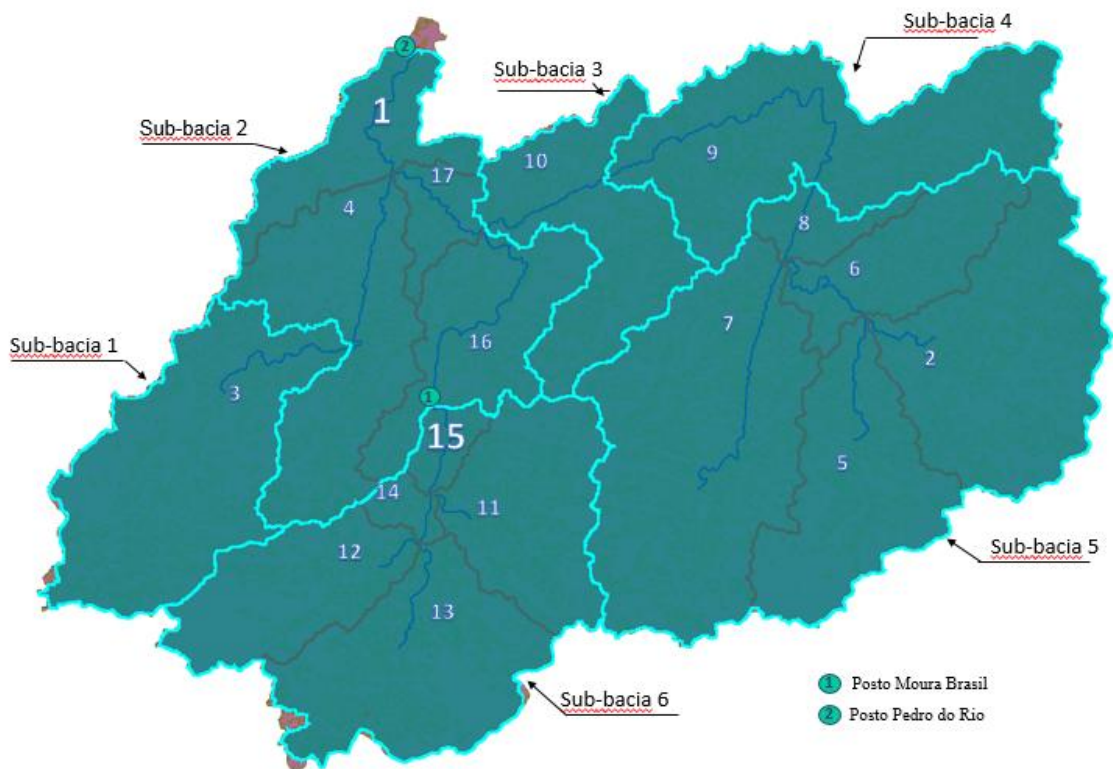


Figura 5-35 Delineamento da bacia do rio Piabanha em sub-bacias e trechos de rio.

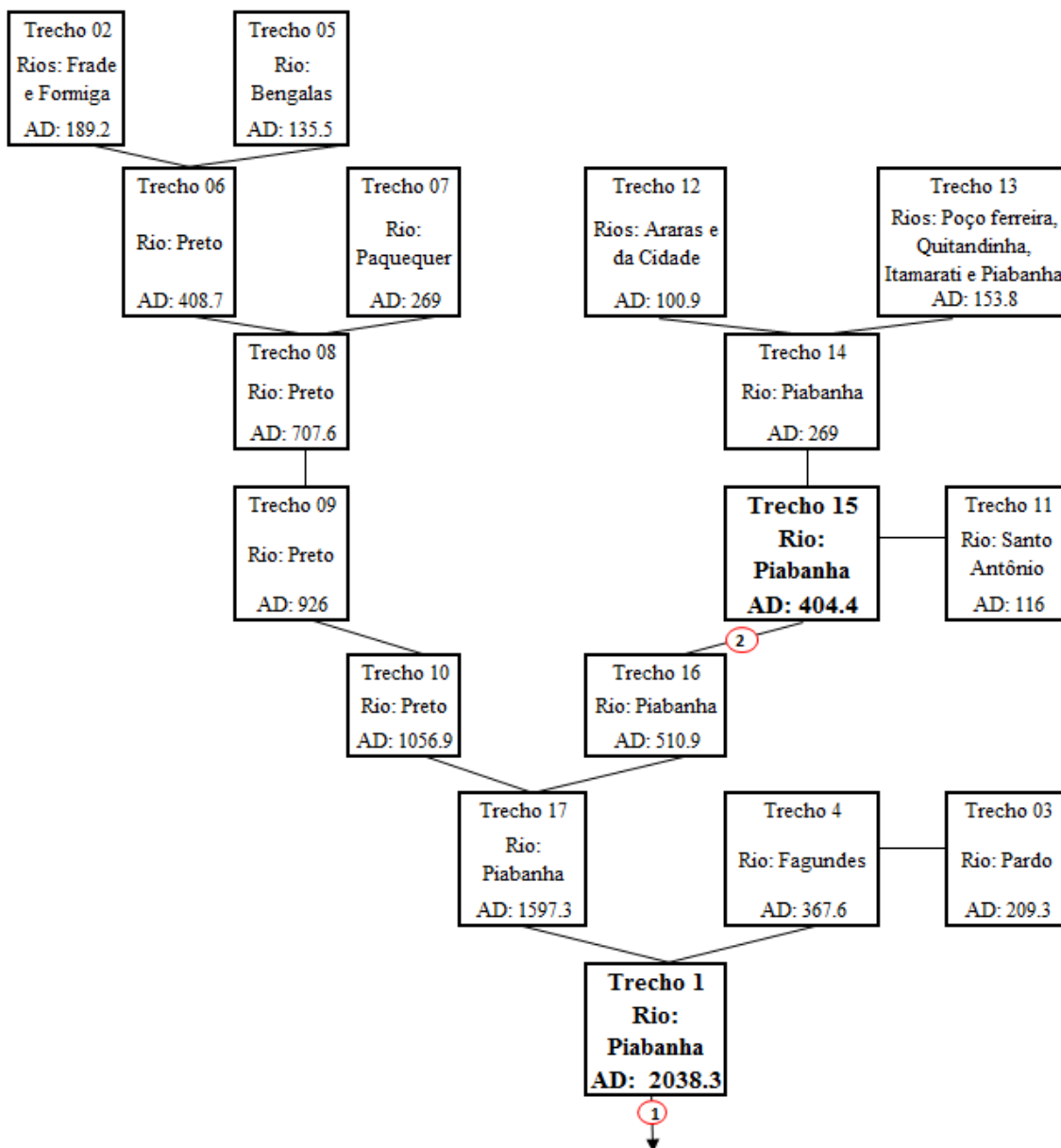


Figura 5-36 Divisão da bacia do rio Piabanha em trechos de rio.

5.1.3 Calibração e Validação Hidrológica

Os dados diários e mensais obtidos através da simulação no modelo HSPF foram plotados com os respectivos dados observados nas duas estações fluviométricas utilizadas neste estudo: a estação Moura Brasil, correspondente à foz do rio Piabanha no trecho 1, e a estação Pedro do Rio, correspondente à foz da sub-bacia referente no trecho 15 (Figura 5-37 e Figura 5-40). Os hidrogramas

apresentados retratam o regime do rio, permitindo visualizar a distribuição temporal das vazões e os períodos de secas e enchentes.

Além disso, também foram plotados hidrogramas das vazões acumuladas observadas e calculadas (Figura 5-38 e Figura 5-41) e dos resíduos diários (Figura 5-42 e Figura 5-45), que mostram as diferenças entre as vazões observadas e calculadas diárias. Ambos os gráficos juntos, possibilitam perceber o comportamento da simulação, destacando melhor as diferenças entre os períodos chuvoso e seco.

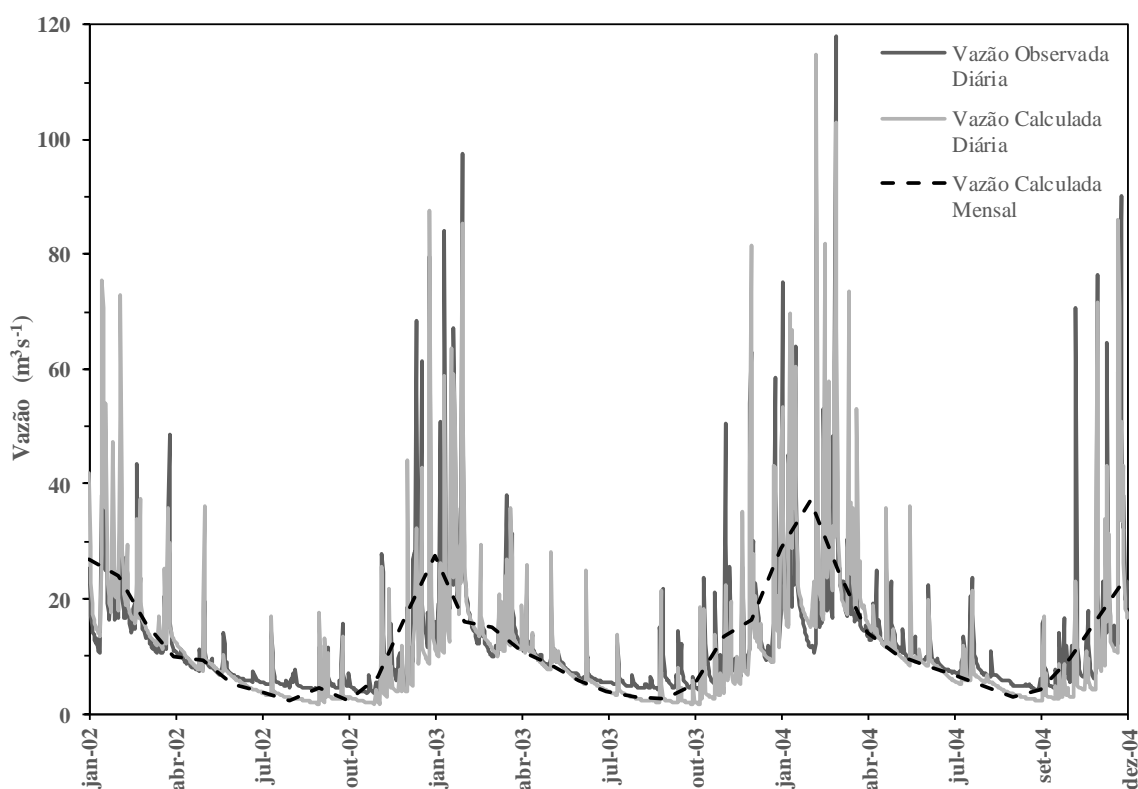


Figura 5-37 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).

A análise comparativa entre os hidrogramas das vazões simuladas e observadas no trecho 15, para o posto fluviométrico de Pedro do Rio (ponto da foz do trecho 15), mostra uma boa aderência entre as curvas. Pode-se perceber a variação sazonal da vazão entre o período de cheia e de estiagem; no período de cheia, a vazão atinge picos superiores a $100 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto, na estiagem, os valores encontram-se inferiores a $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

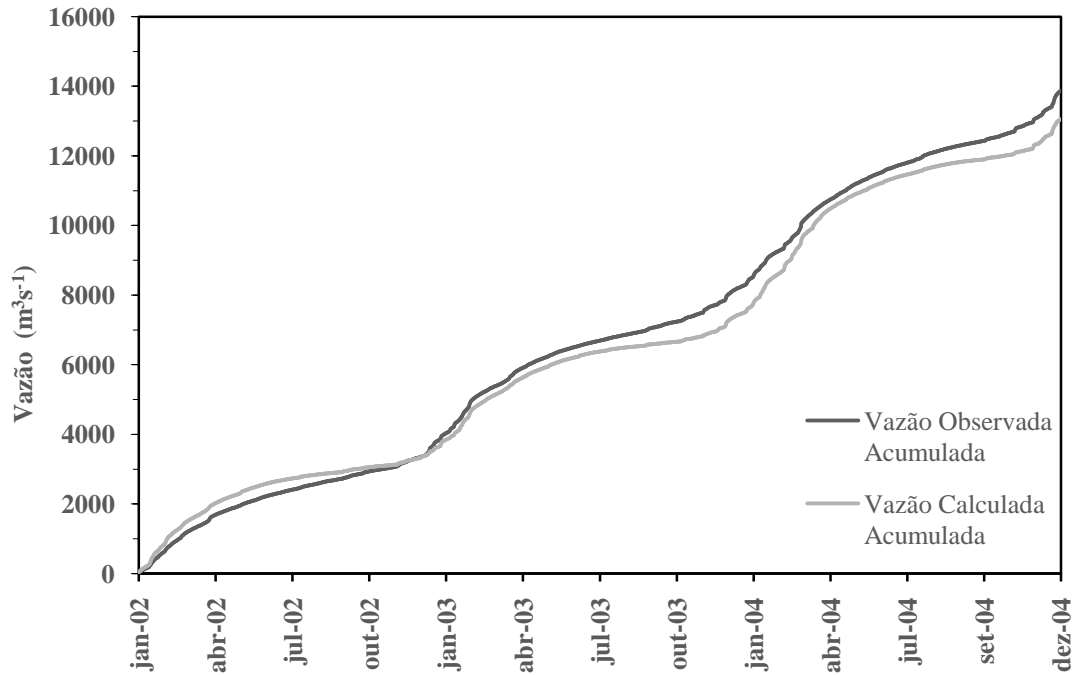


Figura 5-38 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de calibração no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).

Complementarmente, no gráfico das vazões acumuladas, é possível observar a aderência entre a vazão calculada e a vazão observada ao longo do tempo, visto que as pequenas variações diárias não influenciam tanto no resultado. No ano de 2002, a curva da vazão calculada está acima da curva da vazão observada, no entanto, em 2013, há uma inversão, passando, então, a curva da vazão observada a se situar ligeiramente acima da curva de vazão calculada no trecho 15.

Na seqüência da exposição de resultados, configura-se a distribuição dos resíduos ou diferenças entre os valores de vazão calculada e vazão observada para o trecho 15 (Figura 5-39).

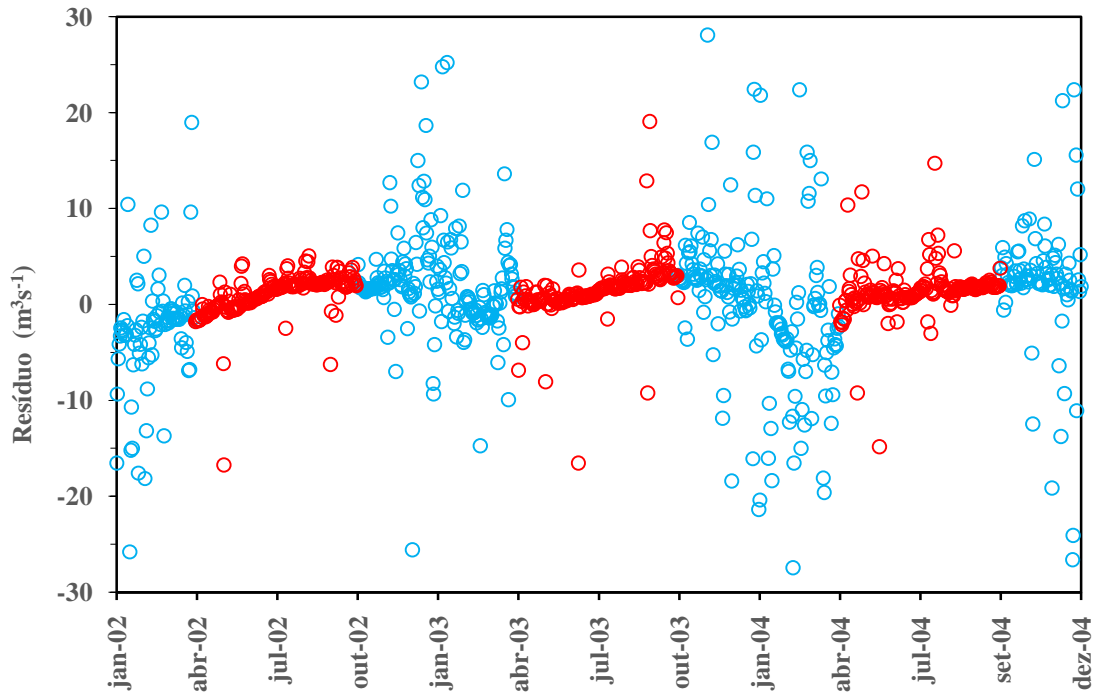


Figura 5-39 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15); em azul, o período chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.

O gráfico de resíduos consiste na diferença entre as vazões calculada e observada, em escala diária. Através desse gráfico, é possível observar que a vazão calculada falha em representar alguns picos tanto no período de chuvas (em azul) como no de estiagem (em vermelho). No período de chuva, a diferença chega a quase 30 m³/s com maior dispersão de valores, enquanto, na estiagem, observam-se poucos resíduos superiores a 15 m³/s, denotando menor variação nos valores dos resíduos.

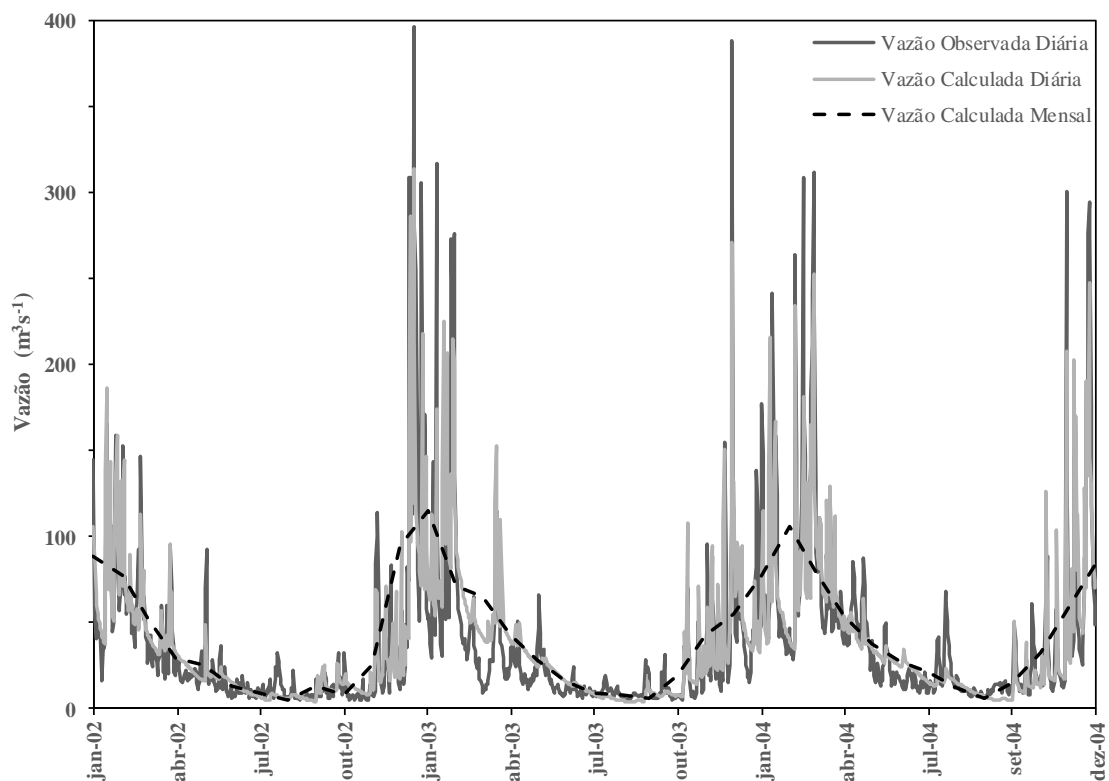


Figura 5-40 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1)

O contraste entre o hidrograma das vazões simuladas e das vazões observadas no trecho 1, para o posto fluviométrico de Moura Brasil (ponto da foz do trecho 1 e de toda bacia do rio Piabanha), da mesma forma que em Pedro do Rio, denota uma boa aderência entre as curvas. Pode-se perceber a variação significativa da vazão entre o período de cheia e de estiagem. No período de cheia, a vazão atinge picos superiores a $300 \text{ m}^3/\text{s}$. Por outro lado, na estiagem, os valores são inferiores a $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

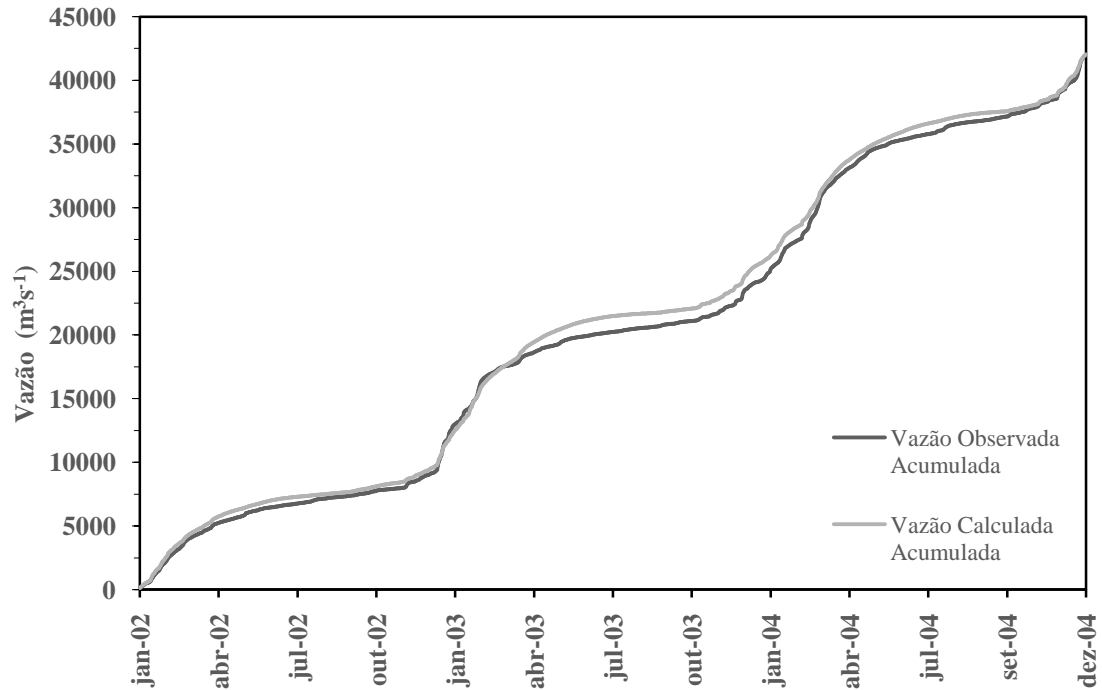


Figura 5-41 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de calibração no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1).

Mediante a análise do gráfico de vazões acumuladas, é possível observar a boa aderência entre a vazão calculada e observada ao longo do tempo, visto que as pequenas variações diárias não são significativas no resultado. Apesar da boa aderência, nota-se que a curva da vazão calculada, em relação à curva da vazão observada, apresenta valores superiores durante todo o período simulado, principalmente no ano de 2003.

Em seguida, dispõem-se os resíduos ou diferenças entre os valores de vazão calculada e vazão observada para o trecho 1 (Figura 5-42).

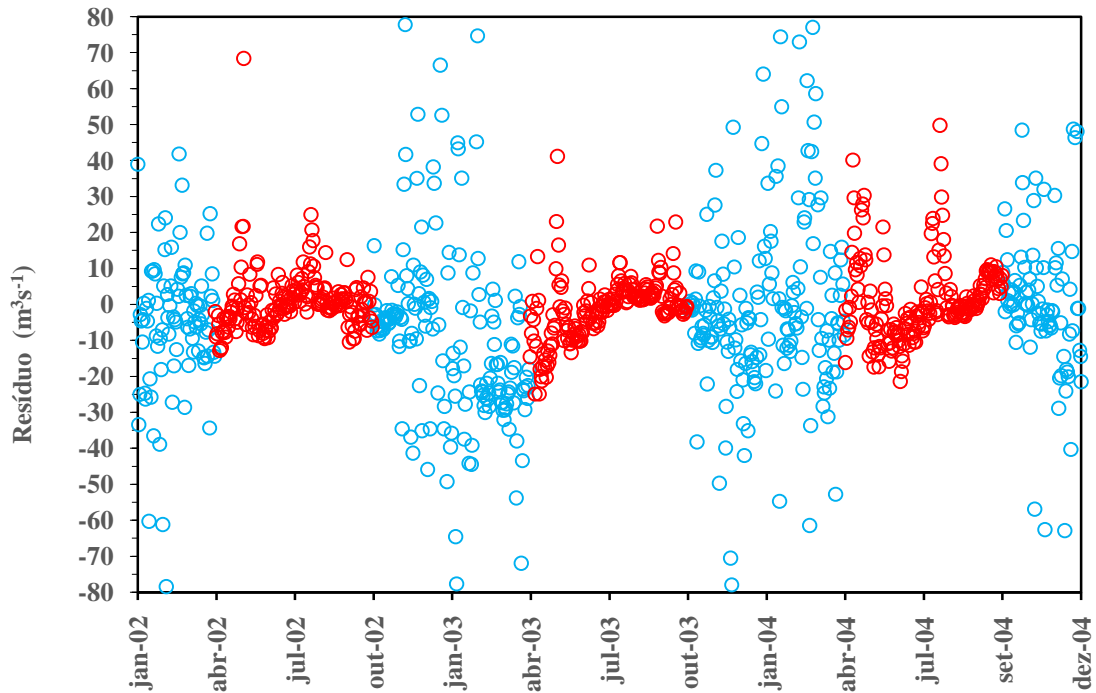


Figura 5-42 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de calibração no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1); em azul, o período de chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.

O gráfico de resíduos consiste na diferença entre a vazão calculada e observada, em escala diária. Através dessa ilustração, é possível notar que a vazão calculada falha em representar alguns picos tanto no período de chuvas (em azul) como no de estiagem (em vermelho). No período de chuva, a diferença chega a quase 80 m³/s com maior variância da série de resíduos, enquanto, na estiagem, obtêm-se valores que podem chegar a 70 m³/s, porém com menor dispersão. Nesse sentido, reproduz-se padrão semelhante de resíduos encontrado para o trecho 15, ainda que, neste trecho 1, foram obtidos valores de resíduos superiores àqueles calculados para o trecho 15.

Pode-se perceber analisando os gráficos de calibração do modelo, tanto para Pedro do Rio como para Moura Brasil que o modelo apresentou melhor ajuste na escala mensal, tendo dificuldade em representar os picos tanto de cheia como estiagem, como pôde ser observado nos gráficos de resíduos (Figuras 5-39 e 5-42). Esse fato pode ser explicado pela utilização de dados diários de chuva, quando o mais adequado seria usar dados horários, visto que a bacia possui tempo de concentração inferior a 24 horas. Os gráficos de vazões acumuladas (Figuras 5-38 e 5-41) mostram

que, apesar do modelo não ter um bom ajuste nos picos, ao longo do período estudado, as curvas das vazões observadas e calculadas apresentam boa aderência.

A simulação para o período de validação foi realizada sem qualquer alteração dos valores dos parâmetros, tendo sido apenas alterados os dados de entrada, tanto para o trecho 15 como para o trecho 1. Os resultados, na forma de hidrogramas diários e mensais, foram dispostos com os respectivos dados observados (Figura 5-43 a Figura 5-46) (trecho 15). Da mesma forma que na calibração, também foram configurados gráficos das vazões acumuladas e de resíduos (Figura 5-44, Figura 5-45, Figura 5-47 e Figura 5-48) (trecho 1).

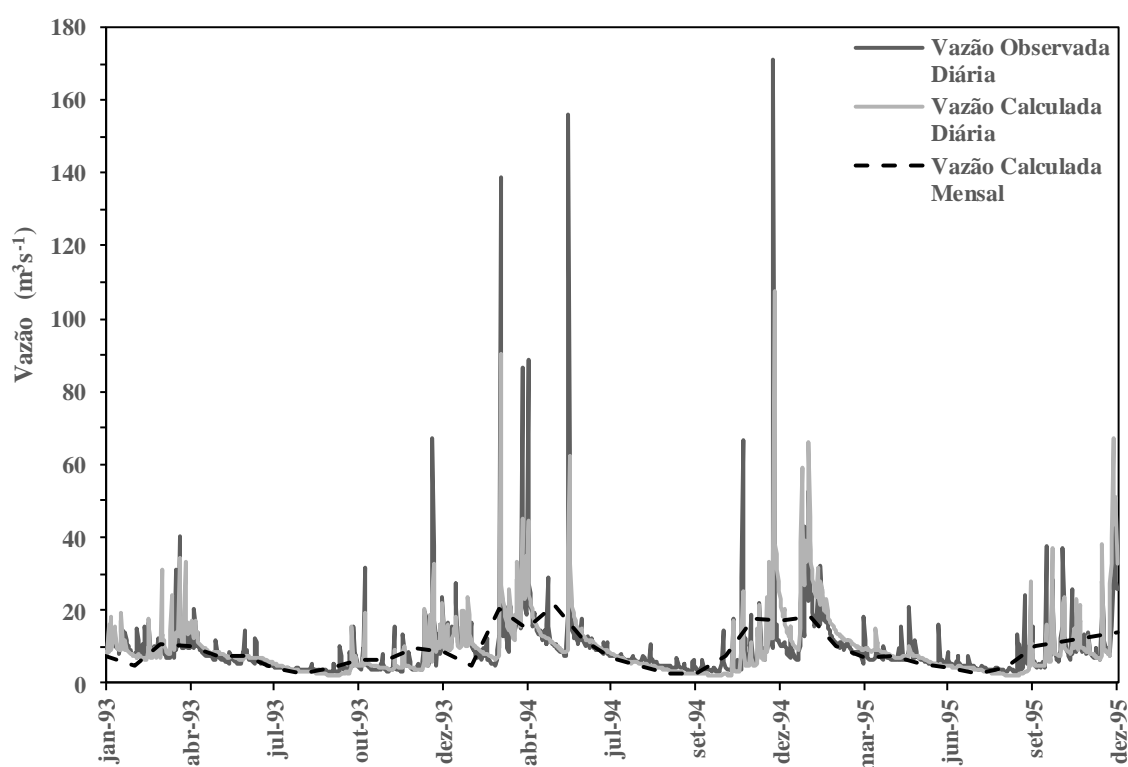


Figura 5-43 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).

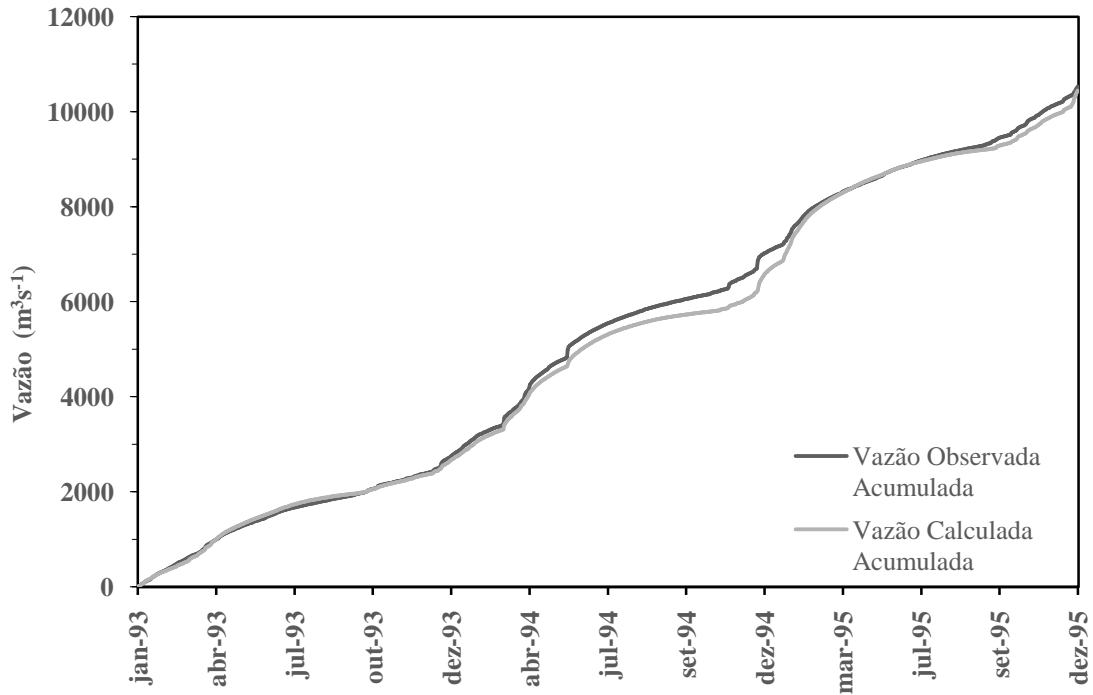


Figura 5-44 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de validação no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15).

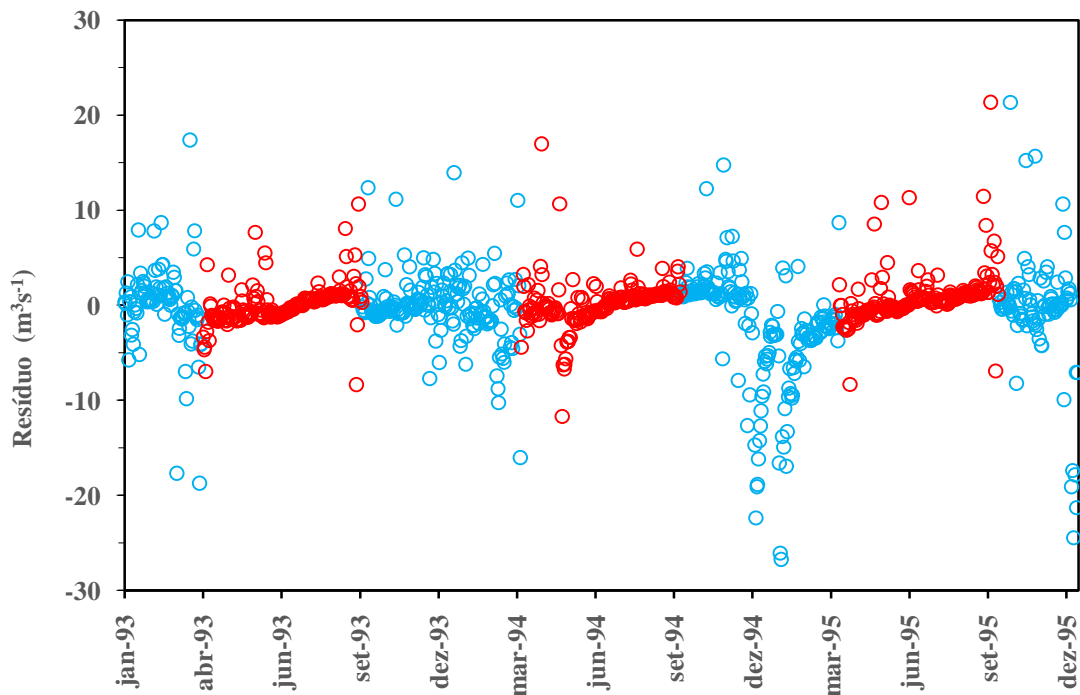


Figura 5-45 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Pedro do Rio (trecho 15); em azul, o período chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.

Como previamente identificado, o gráfico de resíduos consiste na diferença entra a vazão calculada e observada, em escala diária. Através desse tipo de gráfico, é possível observar que, no período de validação, a vazão calculada falha em representar alguns picos tanto no período de chuvas (em azul) como no de estiagem (em vermelho). No período de chuva, a diferença atinge quase 30 m³/s, enquanto, na estiagem, alguns poucos valores superiores a 10 m³/s são encontrados. Os valores de resíduos são mais dispersos para o período chuvoso, conforme também identificado no período de calibração.

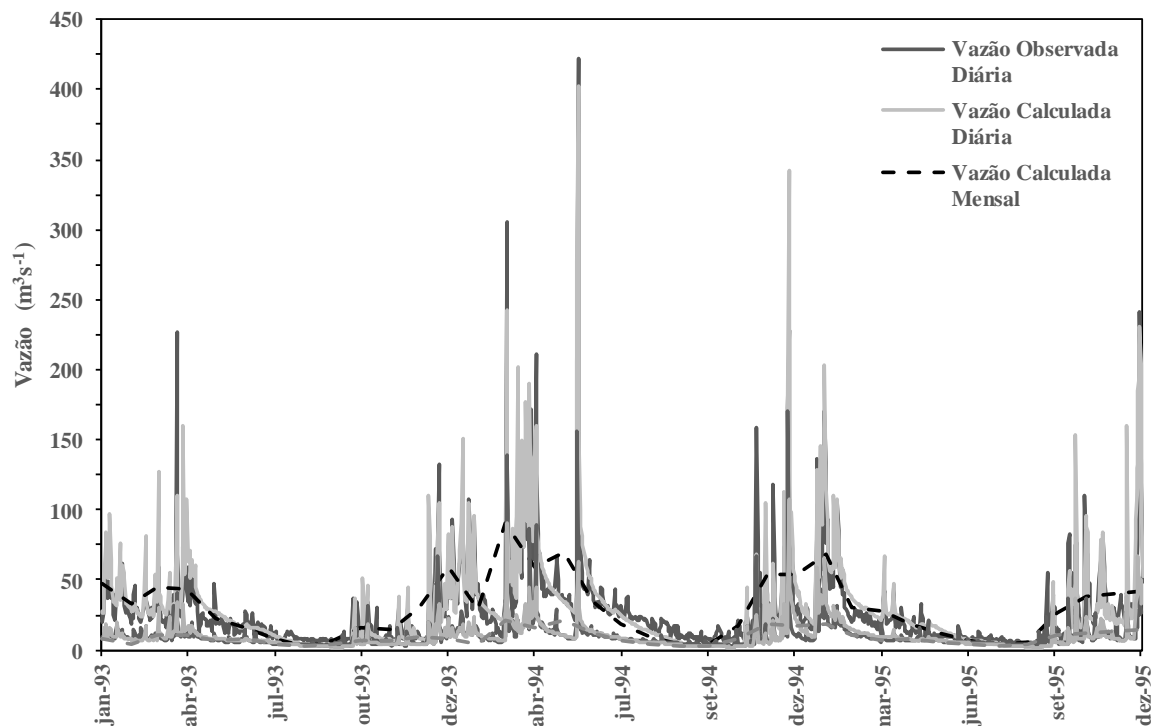


Figura 5-46 Hidrograma das vazões simuladas diárias e médias mensais e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1).

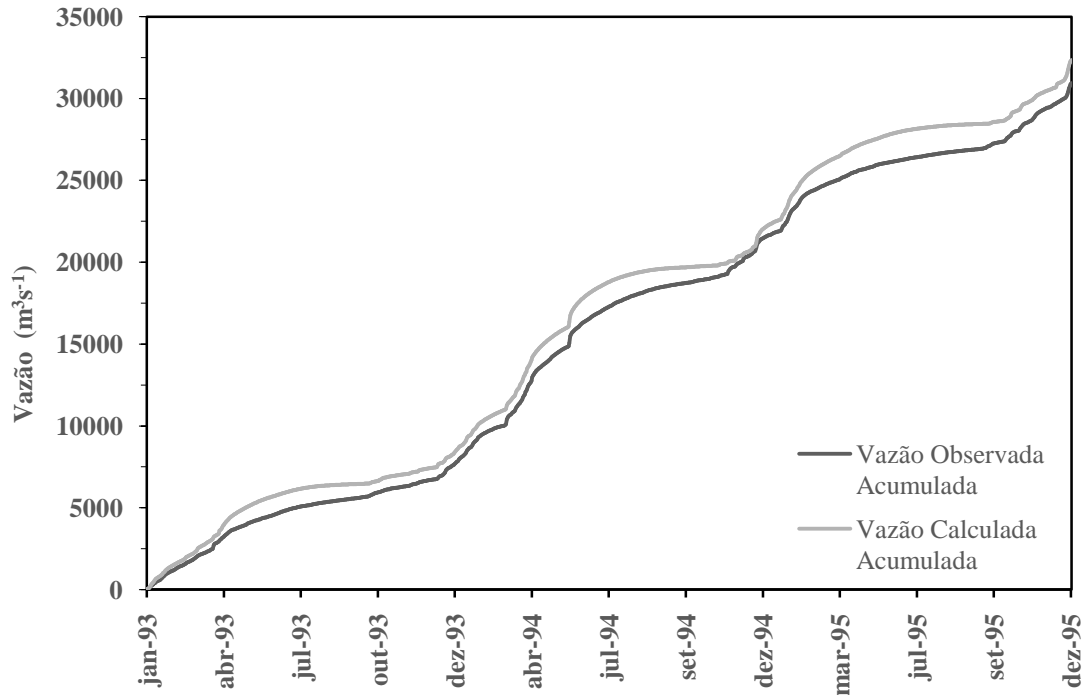


Figura 5-47 Vazões simuladas e observadas acumuladas ao longo do período de validação no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1).

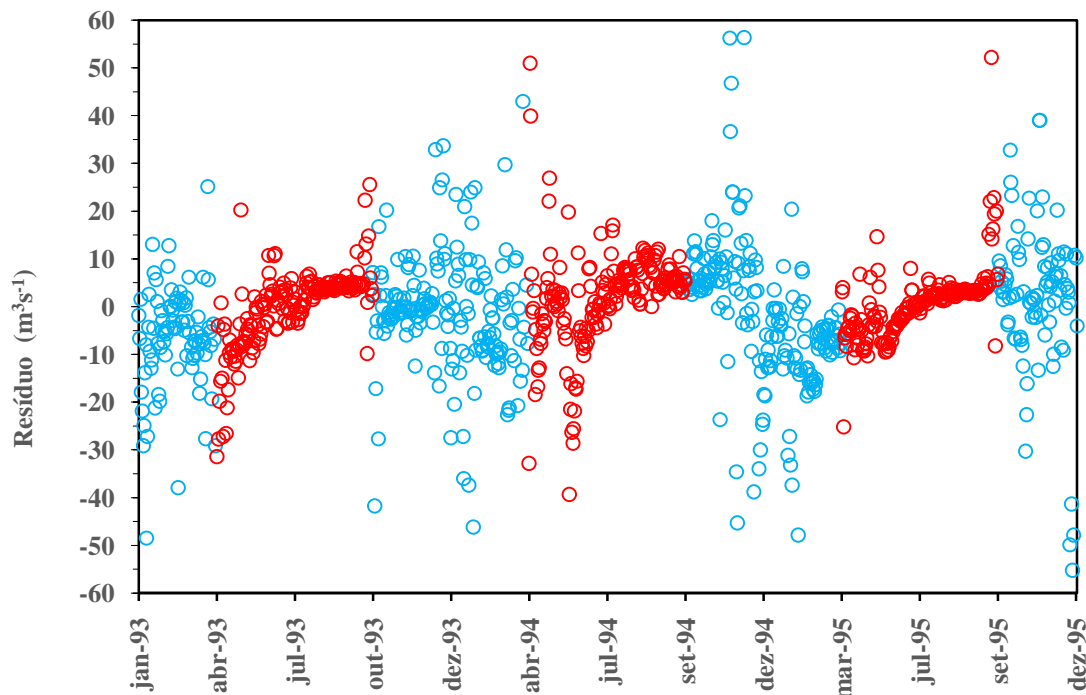


Figura 5-48 Resíduos entre vazões simuladas e observadas diárias no período de validação no posto fluviométrico Moura Brasil (trecho 1); em azul, o período chuvoso, e, em vermelho, o período de estiagem.

Observa-se, no gráfico de resíduos, novamente, que a vazão calculada falha em representar alguns picos tanto no período de chuvas (em azul) como no de estiagem (em vermelho). No período de chuva, a diferença chega a quase 60 m³/s, e, na estiagem, podem ser verificados alguns poucos valores superiores a 50 m³/s.

A dispersão dos resíduos no período chuvoso é maior do que no período de estiagem, padrão já identificado e comentado anteriormente. Por outro lado, diferente dos outros gráficos de resíduos, na validação no posto Moura Brasil, em alguns períodos, a vazão calculada esteve bem abaixo da observada, com valores de até 40 m³/s de diferença, o que influenciará diretamente nos resultados de qualidade da água apresentados mais adiante.

Da mesma forma que para a calibração, a validação apresentou melhor ajuste analisando os valores mensais de vazão, não conseguindo representar bem os picos tanto de cheia como de estiagem. O gráfico de vazões acumuladas mostrou também uma boa aderência entre as curvas das vazões observadas e calculadas.

Foram construídos gráficos de dispersão para os dois períodos de simulação, tanto para calibração como validação (Figura 5-49).

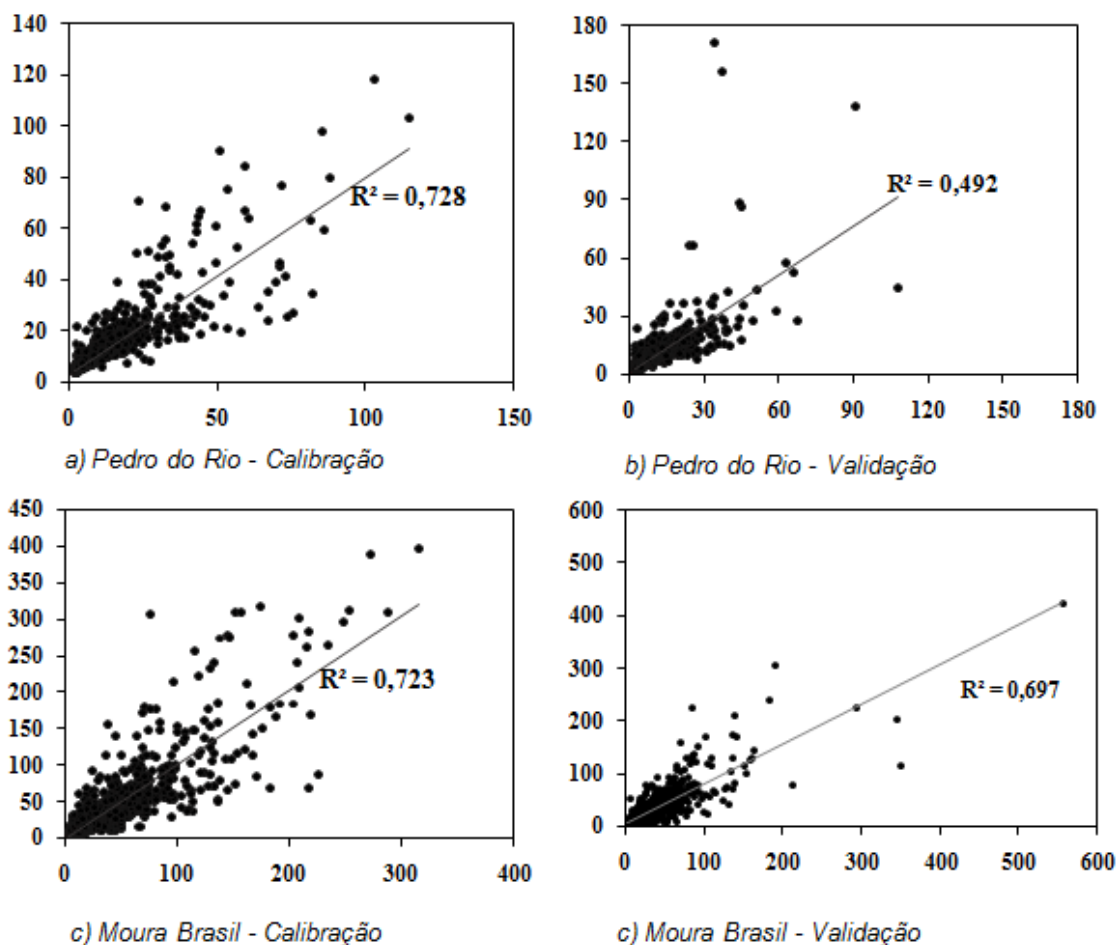


Figura 5-49 Dispersão entre as vazões calculadas (em m^3/s) (ordenada) e vazões observadas (em m^3/s) (abscissa): posto fluviométrico Pedro do Rio - a) período de calibração e b) período de validação; posto fluviométrico Moura Brasil - c) período de calibração e d) período de validação

Analisando os gráficos de dispersão, é possível observar que existem pontos bem afastados da reta de regressão, que indicam a presença de picos observados que não conseguiram ser captados pelo modelo matemático. No entanto, de forma geral, os valores encontram-se bem ajustados à reta de regressão, com coeficientes de determinação significativos no nível de confiança de 95%.

Para medir a acurácia do modelo, além dos gráficos de dispersão e cálculo do coeficiente de determinação (R^2), tanto para calibração como para validação, os seguintes parâmetros estatísticos foram calculados: eficiência de Nash-Sutcliffe (E) e desvio de *runoff* (Dv). Os resultados podem ser vistos na Tabela 5-18.

Tabela 5–18 Resultados dos critérios estatísticos aplicados na simulação hidrológica

	Trecho 01(MB)			Trecho15(PR)		
	<i>E</i>	<i>R</i> ²	<i>Dv</i> (%)	<i>E</i>	<i>R</i> ²	<i>Dv</i> (%)
Calibração(2001-2004)						
Diária	0,00	0,72	6	0,00	0,73	5
Mensal	0,86	0,87	-6	0,83	0,92	5
Validação (1992-1995)						
Diária	1,00	0,70	5	1,00	0,49	1
Mensal	0,89	0,83	-6	0,81	0,86	9

Os valores encontrados dos parâmetros estatísticos para o período de calibração foram satisfatórios em ambas as estações estudadas, com valores do coeficiente de determinação variando entre 0,49 e 0,92 e eficiência *Nash-Sutcliffe* variando entre 0,47 e 0,89, o que indica o bom ajuste do modelo. Observa-se que, na escala diária, a eficiência é menor, no entanto uma excelente aproximação foi obtida em escala mensal. Esse resultado é de certa forma, esperado, visto que a escala mensal incorpora o efeito das oscilações diárias, produzindo uma variação mais suave do comportamento hidrológico nas seções fluviométricas estudadas.

5.1.4 Calibração e Validação dos Parâmetros de Qualidade de Água

Inicialmente, os resultados correspondentes à simulação das concentrações de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, fosfato, fósforo total, nitrogênio total e temperatura da água, nas escalas diária e mensal, foram configurados com os respectivos dados observados de qualidade de água em Moura Brasil (trecho 1) para o período de calibração (Figura 5-50 a Figura 5-57).

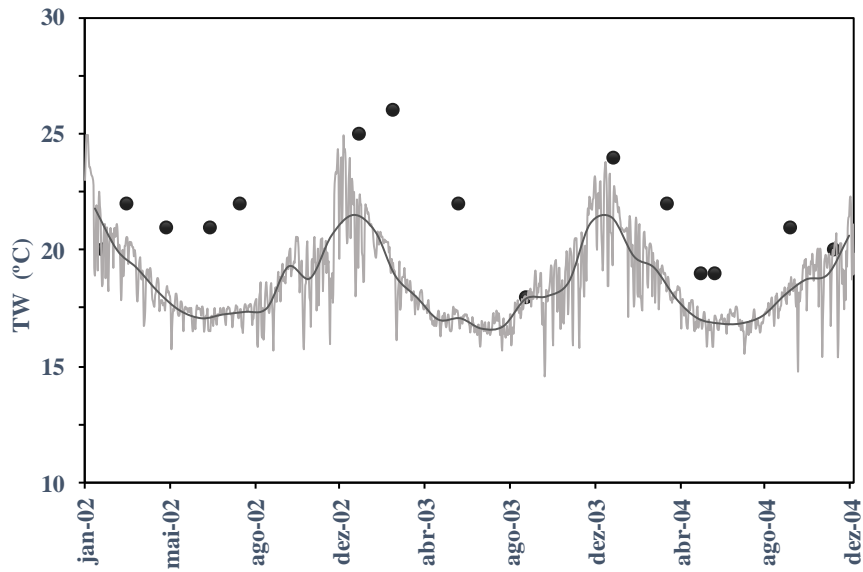


Figura 5-50 Dados calculados diários e mensais e observados de temperatura de água (TW) para o período de calibração.

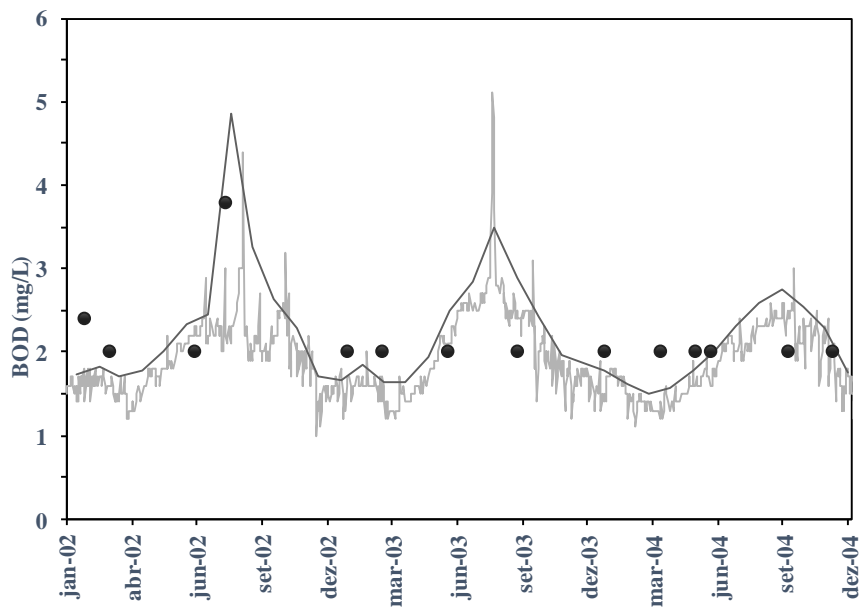


Figura 5-51 Dados calculados diários e mensais e observados de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o período de calibração.

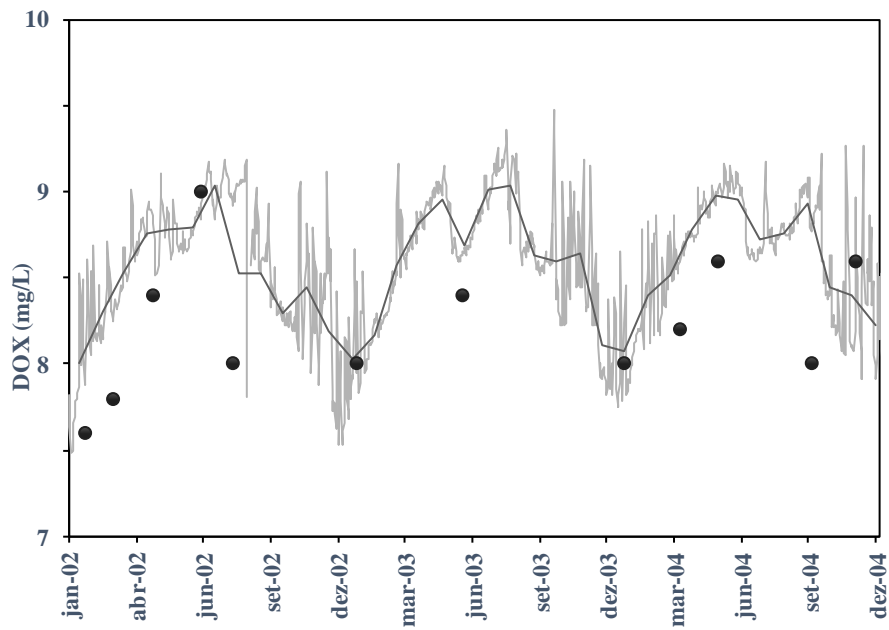


Figura 5-52 Dados calculados diários e mensais e observados de oxigênio dissolvido (OD) para o período de calibração.

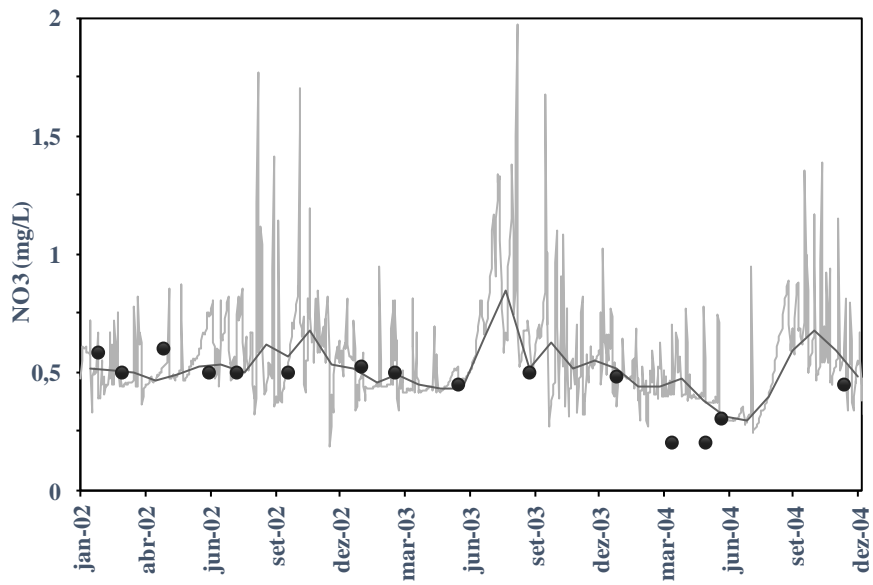


Figura 5-53 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrato (NO₃) para o período de calibração.

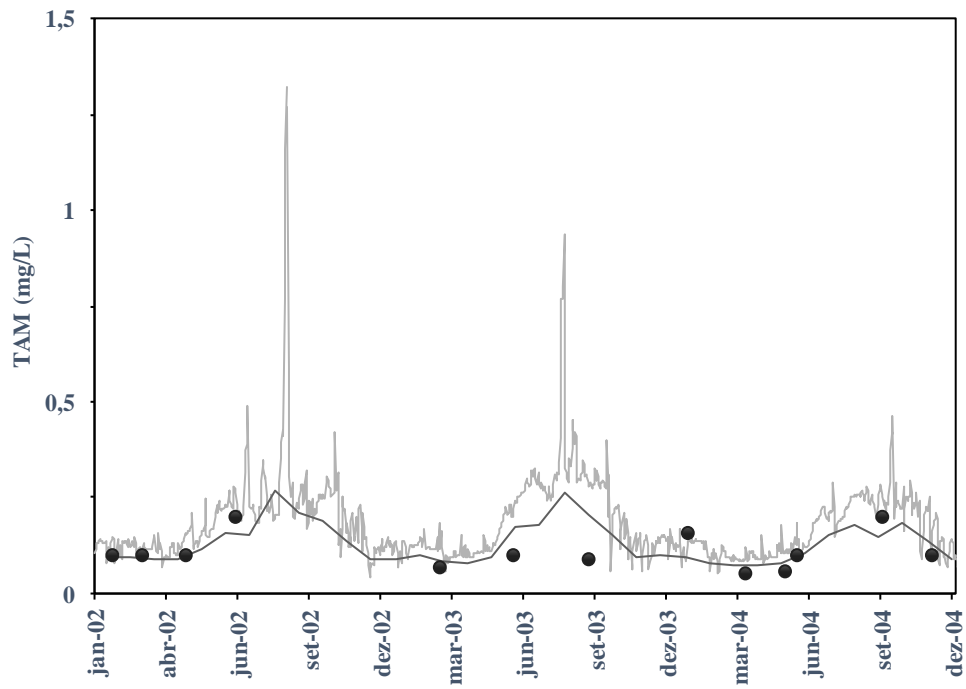


Figura 5-54 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio amoniacal (TAM) para o período de calibração.

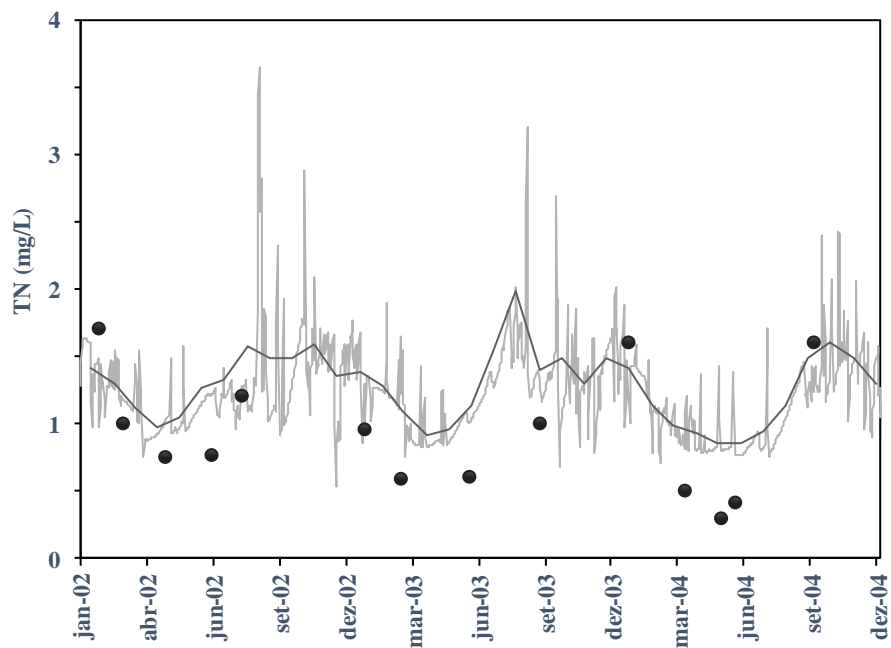


Figura 5-55 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio total (NT) para o período de calibração.

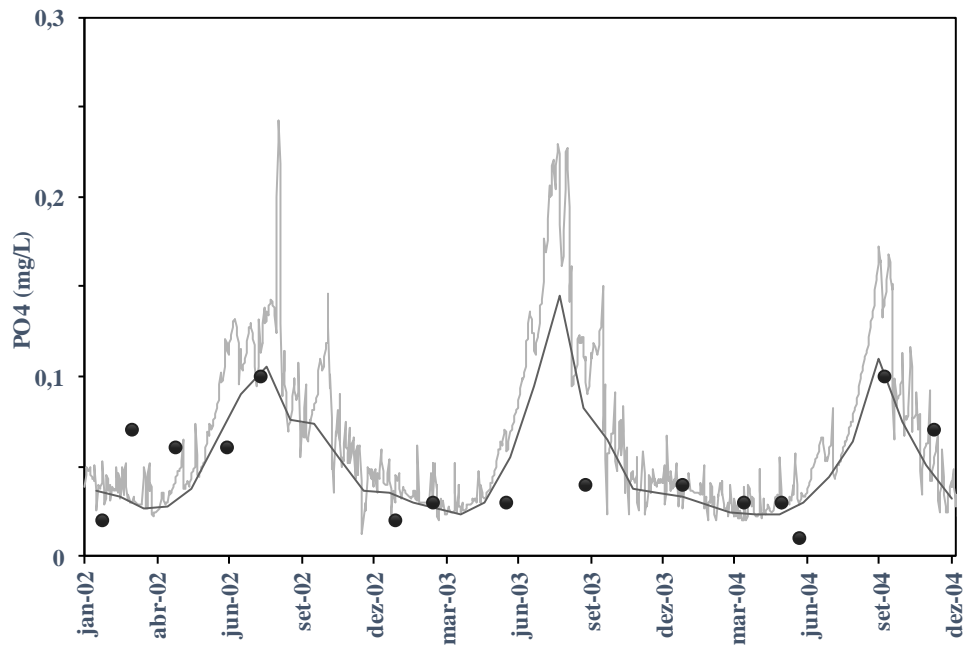


Figura 5-56 Dados calculados diários e mensais e observados de fosfato (PO_4) para o período de calibração.

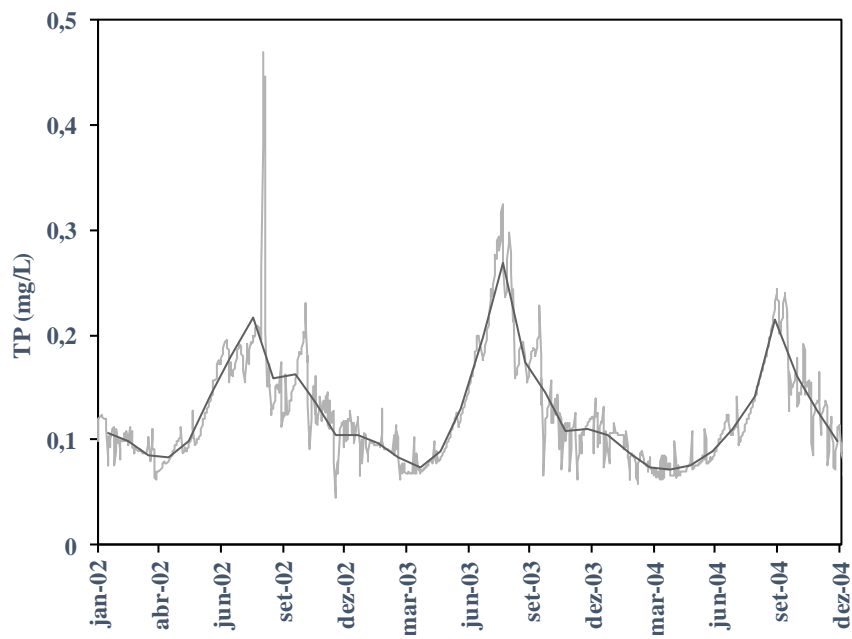


Figura 5-57 Dados calculados diários e mensais de fósforo total (FT) para o período de calibração.

Comparando-se os valores diários e mensais calculados aos valores observados, é possível observar que o modelo está bem ajustado. No entanto, a pouca quantidade de dados coletados dificulta uma análise mais completa, visto que existem variações horárias e diárias que passam despercebidas quando se realizam campanhas bimestrais de coleta para análise da qualidade da água. O modelo HSPF, por ter uma escala diária, consegue captar picos que os dados observados não refletem.

Analisando a temperatura da água, pode-se constatar que os valores observados estão um pouco acima dos valores calculados, no entanto, como será visto a seguir, os valores ficaram bem ajustados no período de validação, que possuía maior disponibilidade de dados medidos. Os valores observados de demanda bioquímica de oxigênio são bem estáveis, em torno de 2 mg/l, o que pode ser atribuído à frequência e ao horário de coleta, não refletindo as variações que ocorrem na bacia. Os valores calculados para fosfato, formas de nitrogênio e oxigênio dissolvido encontram-se próximos aos calculados, entretanto existem alguns picos que o modelo prevê que não foram captados pela frequência de análise de qualidade de água. Para o período de calibração, não houve medição de fósforo total, portanto o gráfico mostra apenas os valores calculados diários e mensais. De forma geral, o modelo representou bem a qualidade de água na bacia, considerando-se, no presente estudo, a escala diária na foz da bacia, referente ao posto Moura Brasil, conforme enfatizado anteriormente.

Para auxiliar a compreensão dos resultados, mediante a configuração de uma visão integrada das análises conduzidas, foram construídos gráficos de dispersão para todos os parâmetros de qualidade avaliados nesta dissertação (Figura 5-58).

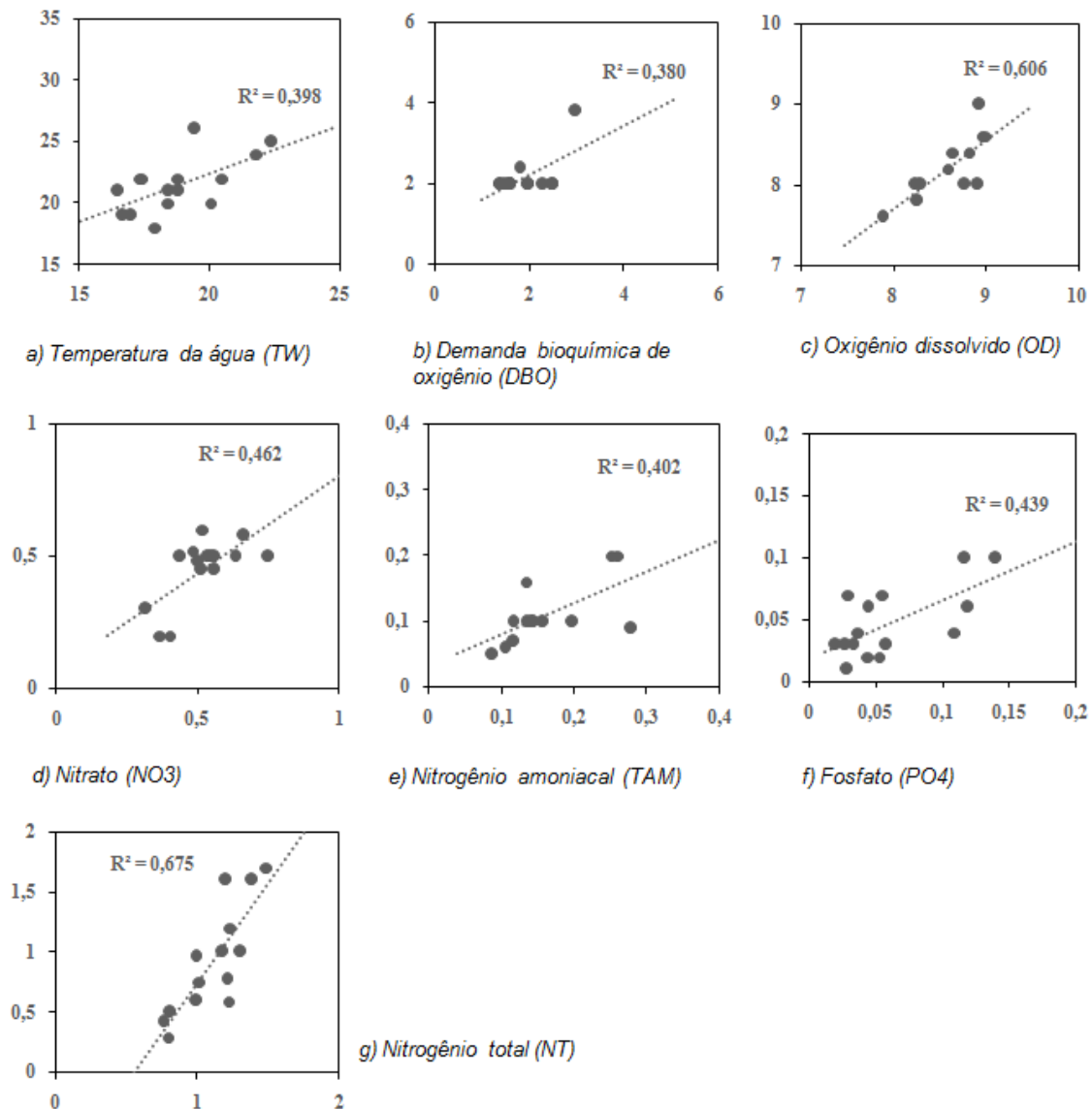


Figura 5-58 Dispersão entre os dados calculados(ordenada) e observados (abscissa) para o período de calibração de: a) temperatura de água (TW); b) demanda bioquímica de oxigênio (DBO); c) oxigênio dissolvido (OD); d) nitrato (NO_3); e) nitrogênio amoniacal (TAM); f) fosfato (PO_4); e g) nitrogênio total (NT)

Através dos gráficos de dispersão, é possível perceber que os valores calculados estão bem ajustados aos valores observados, com apenas alguns pontos mais afastados da reta de regressão, significativas no nível de confiança de 95%. Como citado na leitura dos gráficos anteriores, é possível observar que os valores medidos para demanda bioquímica de oxigênio formam praticamente uma reta horizontal, o que de forma alguma reflete a realidade da bacia.

A simulação para o período de validação, ou seja, o período entre 01/1993 e 12/1995, foi realizada sem qualquer alteração dos parâmetros do modelo HSPF; apenas foram alterados os dados de entrada. Os resultados dos parâmetros de qualidade de água foram dispostos com os respectivos dados observados (Figura 5-59 a Figura 5-66).

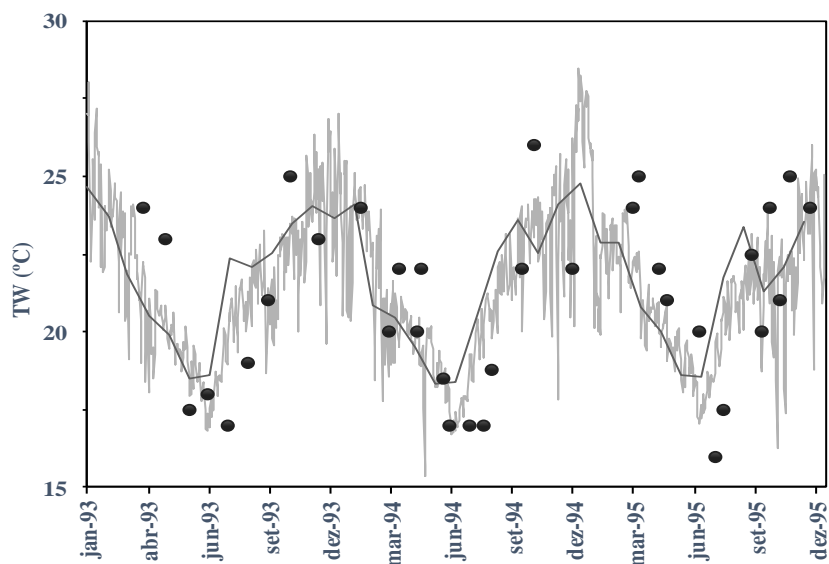


Figura 5-59 Dados calculados diários e mensais e observados de temperatura de água (TW) para o período de validação.

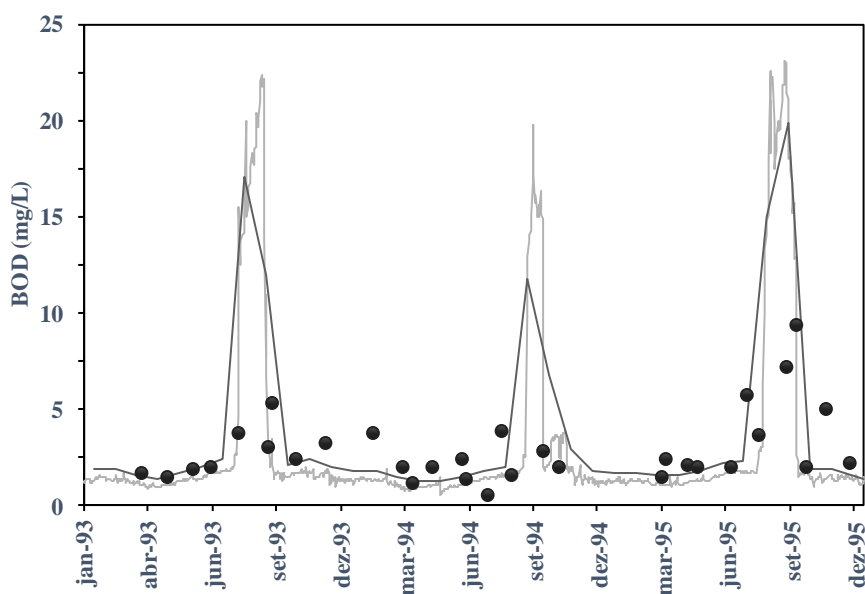


Figura 5-60 Dados calculados diários e mensais e observados de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o período de validação.

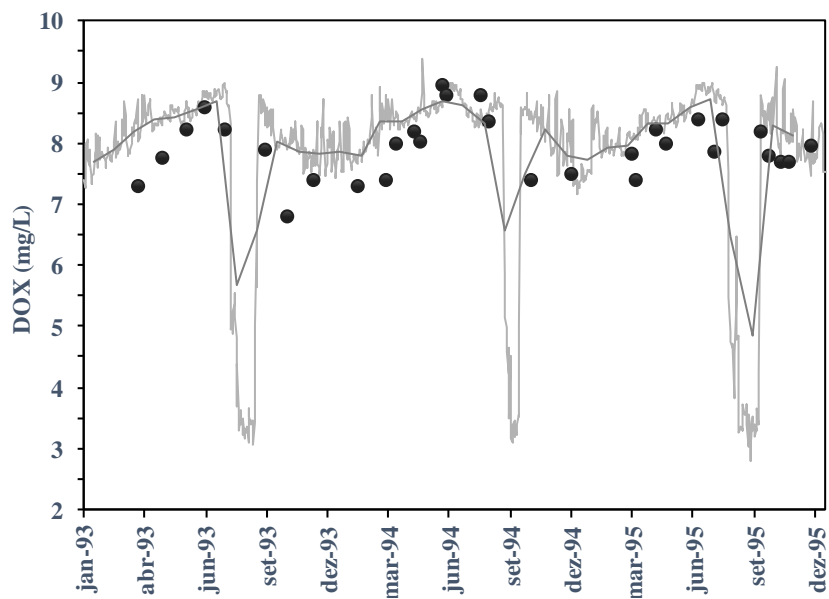


Figura 5-61 Dados calculados diários e mensais e observados de oxigênio dissolvido (OD) para o período de validação.

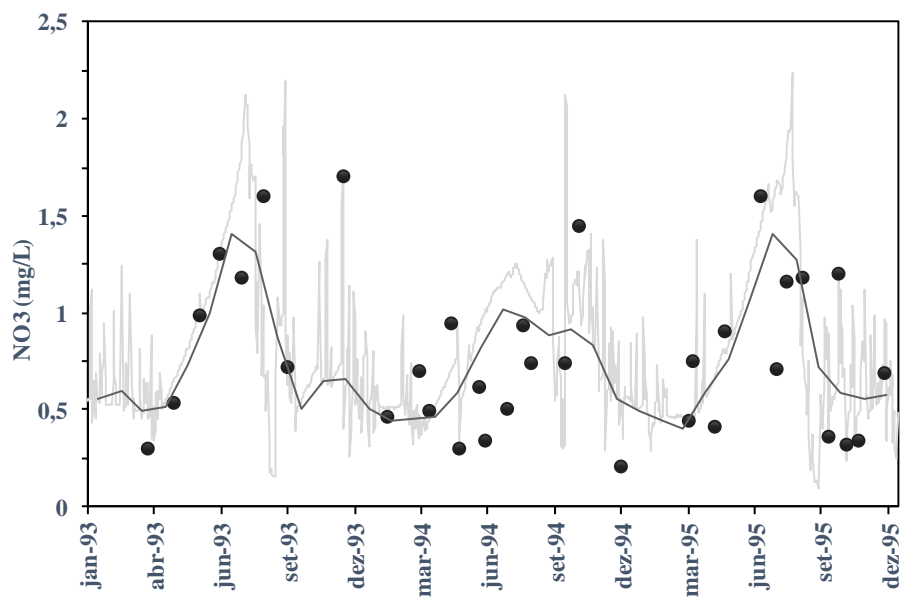


Figura 5-62 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrato (NO_3) para o período de validação.

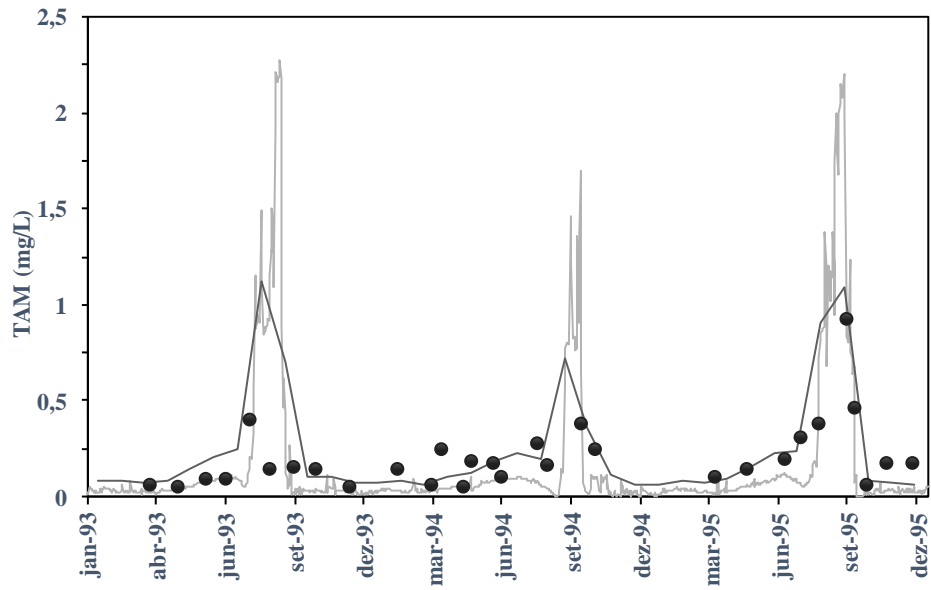


Figura 5-63 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio amoniacal (TAM) para o período de validação.

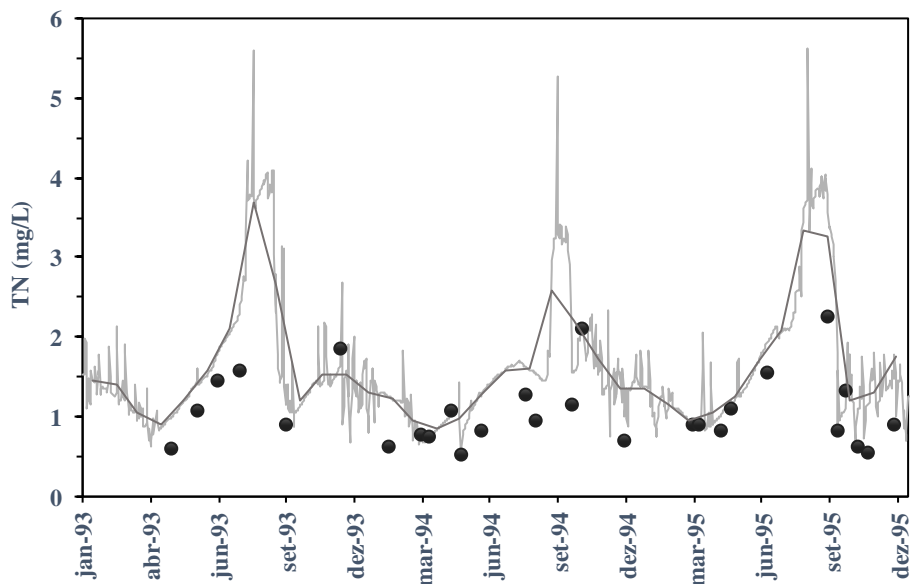


Figura 5-64 Dados calculados diários e mensais e observados de nitrogênio total (TN) para o período de validação.

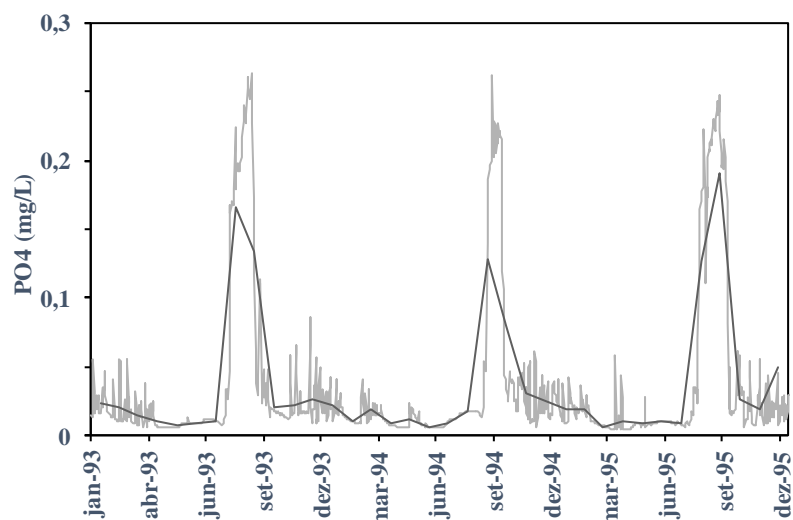


Figura 5-65 Dados calculados diários e mensais de fosfato (PO_4) para o período de validação.

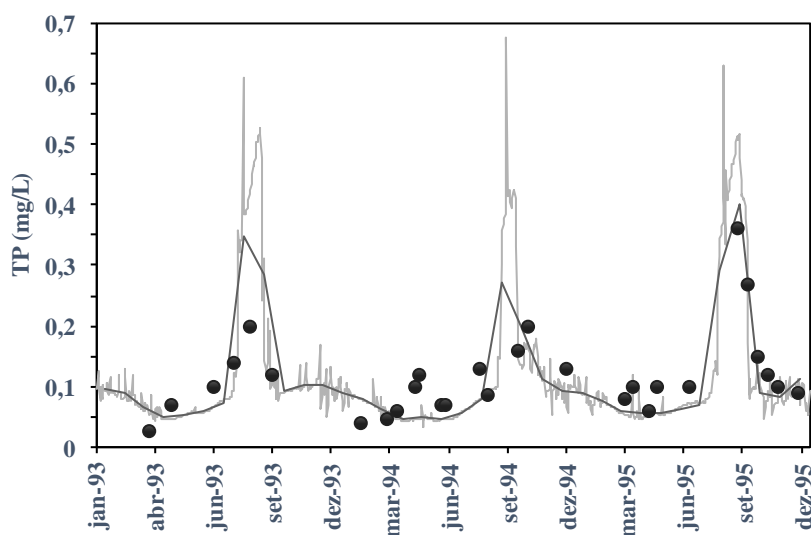


Figura 5-66 Dados calculados diários e mensais e observados de fósforo Total (FT) para o período de validação.

Analisando a temperatura da água, é possível observar que os valores calculados estão bem ajustados aos valores observados. Os valores calculados para demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, formas de nitrogênio e oxigênio dissolvido situam-se próximos aos calculados, todavia existem alguns picos no resultado do modelo, devido a uma subestimação da vazão na época de estiagem, que acabou por criar esses picos de concentração dos nutrientes. Para o período de calibração, não houve medição de fosfato, portanto o gráfico mostra apenas os valores

calculados diários e mensais. De forma geral, o modelo representou bem a qualidade de água na bacia no período de validação, considerando-se, para tanto, a escala diária na foz da bacia, referente ao posto Moura Brasil.

Analogamente à análise conduzida para o período de calibração, foram construídos gráficos de dispersão para todos os parâmetros de qualidade de água no período de validação (Figura 5-67).

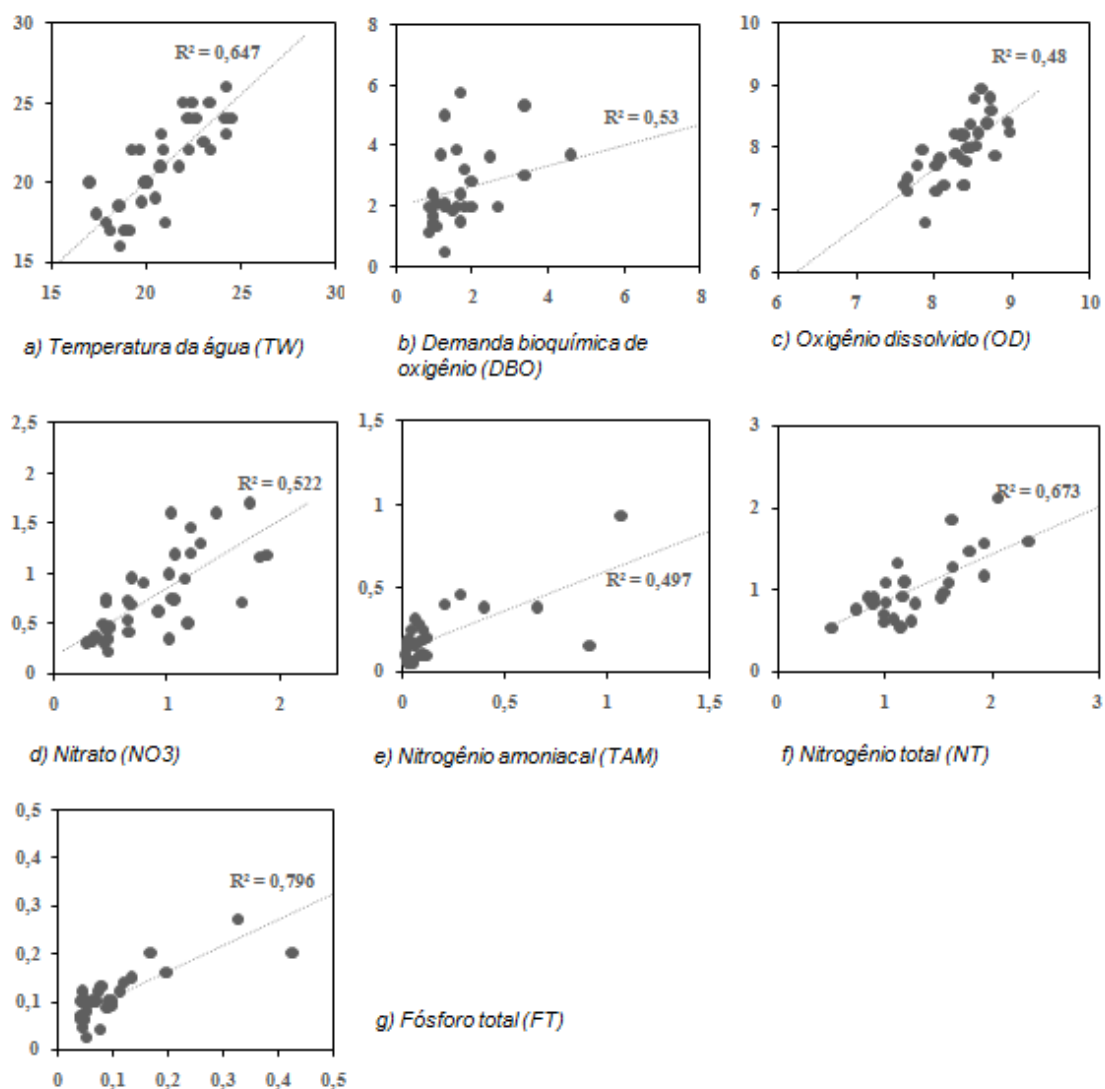


Figura 5-67 Dispersão entre os dados calculados (ordenada) e observados (abscissa) para o período de validação de: a) temperatura de água (TW); b) demanda bioquímica de oxigênio (DBO); c) oxigênio dissolvido (OD); d) nitrato (NO_3); e) nitrogênio amoniacal (TAM); f) nitrogênio total (NT) e g) fósforo total (FT)

Como já registrado nas figuras anteriores, o gráfico de dispersão reforça a análise do bom ajuste do modelo, permitindo identificar pontos bem aderentes às retas de regressão, significativas no nível de confiança de 95%. Pode-se citar o fósforo total, com coeficiente de determinação da ordem de 0,80, e o nitrogênio total, com valor de R^2 próximo a 0,70. Alguns valores calculados de demanda bioquímica de oxigênio e nitrogênio amoniacal estão um pouco subestimados, porém considerou-se que o modelo apresentou bom ajuste para todos os parâmetros de qualidade estudados.

5.1.5 Análise dos Resultados HSPF

Os parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a aplicabilidade do modelo na bacia em estudo, no que se refere à qualidade de água foram desvio de escoamento superficial (*runoff*) e coeficiente de determinação (Tabela 5–19). Devido à baixa disponibilidade de dados observados, os resultados obtidos para o coeficiente de determinação foram considerados razoáveis.

Foi possível observar que, quanto maior a quantidade disponível, melhores resultados foram obtidos, portanto, apesar de, para alguns parâmetros, o R^2 ter sido inferior a 0,5, o modelo de qualidade de água foi considerado aceitável. Observa-se, também, que o modelo apresentou bons resultados tanto na calibração quanto na validação, o que indica que o modelo está refletindo, potencialmente, dentro das limitações de dados disponíveis e empregados para o estudo, a realidade da bacia.

Tabela 5–19 Resultados dos critérios estatísticos obtidos na simulação dos parâmetros de qualidade de água

	TW		FT		NT		DBO		OD		NO ₃		TAM		PO ₄	
	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)	Dv	R ² (%)
Calibração																
(2001-2004)	0,4	0,0	-	-	0,7	0,2	0,4	-0,1	0,6	0,0	0,5	0,2	0,4	0,2	0,4	0,3
Validação																
(1992-1995)	0,7	0,0	0,8	0,0	0,7	0,3	0,5	0,0	0,5	0,0	0,5	0,1	0,5	-0,2	-	-

Em síntese, ressalta-se que os resultados demonstram que, na região de estudo, a maior preocupação diz respeito aos valores de concentração de fósforo total. O valor limite permitido pela legislação, no que concerne a esse parâmetro, para o rio Piabanha, é de 0,1 mg/L. Observa-se que, durante quase a totalidade do período

simulado, os valores calculados encontram-se acima desse limiar tanto para o período de calibração como de validação.

Os outros parâmetros estudados apresentam-se abaixo dos valores limites permitidos na legislação durante quase a totalidade do período estudado, apenas ultrapassando esses limiares em alguns dias do ano no período de estiagem. Por outro lado, esses picos gerados pelo modelo merecem uma análise cuidadosa, visto que o modelo hidrológico falhou em bem representar os períodos mais secos, calculando vazões inferiores às vazões observadas. Na bacia em estudo, notou-se uma forte correlação entre a vazão e a concentração de poluentes, o que reforça a necessidade de um modelo hidrológico extremamente bem ajustado para que se possam extrair valores confiáveis de qualidade de água.

O HSPF é um modelo robusto, com uma significativa quantidade de parâmetros de entrada, visto que simula não só o balanço de massa como o balanço de energia. Neste estudo, pôde-se perceber especial sensibilidade de alguns parâmetros, notadamente LZSN e UZSN, relacionados à umidade na camada inferior e superior de solo respectivamente, e INFILT, relacionado ao processo de infiltração. A modificação desses parâmetros acarreta alterações significativas nos resultados de hidrologia e, conseqüentemente, nos resultados de qualidade de água. Saliente-se que esses parâmetros não foram extraídos de medição em campo, tendo sido sua estimativa inicial feita com base na literatura, permitindo, então, que esses valores fossem submetidos ao processo de calibração e validação. Vale ressaltar que um melhor monitoramento da bacia em questão, com medições em campo de elementos que influenciam diretamente o balanço hídrico e o balanço de energia, pode conduzir à formulação de um modelo operacionalmente mais bem ajustado para melhor subsidiar um processo de gestão dinâmica e adaptativa dos recursos hídricos na região de estudo.

Capítulo 6 – Conclusões e Recomendações

Este capítulo apresenta as conclusões e recomendações reunidas ao longo da realização do trabalho, além das contribuições e principais dificuldades encontradas, o que incentiva a realização de novas pesquisas. O objetivo da dissertação envolveu a modelagem da qualidade de água na bacia do rio Piabanha, situada na região serrana do Rio de Janeiro.

Em especial, procurou-se estabelecer, inicialmente, um diagnóstico da rede qualidade de água na região de estudo com base em análise estatística multivariada por meio de análise de componentes principais, que demonstrou a necessidade de repensar a rede atual implementada, e realça a importância da análise estatística no estudo dos projetos, que pode auxiliar a existência de uma rede ótima, com menor custo.

Em seguida, de forma a diagnosticar a qualidade de água, analisando os parâmetros fósforo total e nitrogênio total, foi realizada uma modelagem hidrológica chuva-vazão de longo curso, na escala anual, que apresentou bons resultados. É necessário salientar que, essa metodologia deve ser utilizada de maneira limitada, visto que a escala é anual e nem todos os parâmetros de qualidade de água podem ser considerados, visto que esse modelo considera o transporte de poluentes conservativo. Apesar disso, essa ferramenta se mostrou adequada em bacias com pouco ou nenhum monitoramento como veremos nos itens a seguir.

Por último, foi empregado um modelo hidrológico de natureza semidistribuída para avaliação da quantidade e qualidade de água, com calibração e validação efetuadas na escala diária, com suporte de dados hidrometeorológicos horários disponíveis ou desagregados a partir de bases de dados diários, que apresentou resultados considerados bons, principalmente considerando a escassez de dados disponíveis.

Pode-se perceber, nesse trabalho, a importância dessa metodologia que integrou três diferentes ferramentas com o objetivo de avaliar a qualidade de água na

bacia do rio Piabanha. Na seqüência do texto, discriminam-se mais detalhadamente as conclusões e recomendações do trabalho.

6.1 Conclusões

A aplicação dos três procedimentos avaliados na presente dissertação ensejou algumas conclusões, que permitem compreender a situação atual da bacia do rio Piabanha quanto ao diagnóstico da qualidade de água, à distribuição espacial das estações de qualidade de água existentes e à distribuição temporal dos dados utilizados. Também foi possível melhor avaliar o desempenho dos modelos hidrológicos no tocante à representação espaço-temporal da quantidade e da qualidade de água face à disponibilidade de dados e à área da bacia.

Os itens a seguir apresentam as conclusões em relação a cada um dos procedimentos estudados.

6.1.1 Quanto à Análise Estatística Multivariada

A análise estatística da distribuição das estações de qualidade de água na bacia representativa, no âmbito do projeto EIBEX, mostrou que algumas estações estão pouco contribuindo à compreensão do estado de qualidade de água na bacia do rio Piabanha, visto que estão muito próximas geograficamente a outras estações. No entanto, existem outras regiões sem qualquer monitoramento.

A análise de componentes principais e a análise de agrupamento hierárquico mostram que existe grande similaridade entre as estações localizadas dentro das mesmas bacias representativas, ou seja, Esperança, Liceu e Morin, na bacia representativa urbana, e Poço do Casinho, Poço Tarzan e João Christ na bacia representativa agrícola.

6.1.2 Quanto à Modelagem de Longo Curso

Os pontos relevantes do procedimento proposto estão associados, primeiramente, ao fato de ser uma abordagem de fácil aplicação e que pode ser desenvolvida a partir de dados provenientes de diversas formas de aquisição, sejam eles de monitoramento *in situ* ou ainda oriundos de sensoriamento remoto ou radar. Por conseguinte, esse procedimento pode ser empregado em bacias sem

monitoramento, isto é, em bacias que não possuem qualquer estação física, seja ela convencional ou automática, onde os dados de sensoriamento remoto e de radar, para desenvolvimentos das análises, poderiam ser oriundos de bases globais.

Uma das limitações desse modelo é sua escala anual. Até mesmo uma escala diária não conseguiria capturar o que acontece na bacia, visto que existe uma grande variação da concentração de poluentes ao longo do dia. A contribuição de esgoto é notável e variável, e um modelo em escala diária não consegue reproduzir a flutuação diária.

Além disso, em escala anual, os resultados finais são uma média dos dados de estiagem e de cheia, e não capturam o período mais crítico de estiagem onde as concentrações dos poluentes são muito superiores aos valores médios.

Por outro lado, verificou-se que os poucos dados de qualidade monitorados dificultaram a compreensão e ajuste do modelo. Vale ressaltar que resultados dos valores calculados esperados dos poluentes nitrato e fosfato poderiam estar mais acurados se houvesse um melhor posicionamento nas estações de qualidade de água, que ajudariam a melhor interpretação dos resultados na totalidade da bacia hidrográfica. As áreas sem monitoramento funcionam como caixas-pretas que dificultam o ajuste do modelo.

Percebe-se, de forma geral, que o modelo apresentou melhor ajuste nos pontos mais a jusante da bacia. Apesar disso, entende-se que o modelo apresentou um bom diagnóstico de qualidade ainda que com ressalvas.

6.1.3 Quanto ao Modelo HSPF

Para a modelagem matemática, foram aplicados, na bacia do rio Piabanha, os códigos computacionais BASINS e HSPF, que, em conjunto, permitem a simulação de fenômenos hidrológicos de quantidade e de qualidade de água. O modelo permitiu a integração de dados de naturezas múltiplas e simulações de contaminação de cargas difusas e pontuais, com resultados de vazão, temperatura da água, concentração de nutrientes, dentre outros.

O modelo HSPF, em particular, impõe dificuldade significativa de calibração em função do grande número de variáveis a serem trabalhadas, principalmente em bacias com escassez de dados, como é o caso da bacia do rio Piabanha. Apesar dessa limitação, o modelo foi calibrado e validado com relativo sucesso, mediante emprego

de períodos correspondentes de quatro anos. O HSPF mostrou a capacidade de reprodução de vazão, além de temperatura de água e concentrações de vários constituintes da água do rio.

Ao contrário de dados hidrológicos de precipitação, evaporação e vazão, que são, muitas vezes, disponíveis na forma de registros diários contínuos, a qualidade da água possui dados normalmente limitados ou escassos. Portanto, a validação realizada, neste trabalho, é importante para avaliar o cumprimento das metas de qualidade da água para o enquadramento do rio.

O modelo revelou que a poluição no rio Piabanha é oriunda de fontes pontuais e difusas. Os valores de concentração de fósforo foram encontrados em níveis superiores ao máximo recomendado pela legislação ao longo da totalidade do período de simulação. Uma análise sazonal denota uma maior preocupação em relação ao aumento da concentração desse poluente, em especial nos meses de inverno. O estudo mostrou que o rio Piabanha apresenta qualidade insuficiente no que concerne aos parâmetros indicados na resolução CONAMA 357 para rios de classe 2, chamando atenção para que haja um processo de conscientização com respeito a uma mudança de comportamento na gestão de resíduos e dos recursos hídricos, a fim de impedir a escalada desses efeitos, com especial atenção para o fósforo.

Os dados de qualidade utilizados para calibração e validação do modelo têm escala de tempo muito variável, com dados bimensais ou até com intervalo de tempo maior. Um modelo robusto como o HSPF, que permite realizar simulações em escala horária, talvez não seja o mais adequado, no momento, diante da escassez de dados existente na bacia estudada, fato esse observado em grande parte das bacias brasileiras.

Por outro lado, não se deve descartar o emprego desse tipo modelo, mais abrangente, que integra dados atualizados e diversos; pelo contrário, deve-se incentivar campanhas de medição para aquisição de dados em múltiplas plataformas, com novos equipamentos e tecnologias, que podem torná-lo uma ferramenta ainda mais poderosa e robusta no sentido de prover respostas mais adequadas para a sociedade.

Apesar da escassez de dados de entrada, os resultados indicam que o modelo HSPF poderia fornecer apoio à decisão por ações para a restauração da qualidade da água e proteção, tendo em vista que fornece um bom diagnóstico de qualidade de

água. Com mais dados, medidos em escala adequada, tem potencial de fornecer ainda melhores resultados. Este trabalho também destaca a importância da implementação de um plano de amostragem da qualidade da água e concepção de uma rede de dados hidrometeorológicos que se faz fundamental para que os tomadores de decisão implantem uma gestão adequada das bacias hidrográficas.

6.2 Contribuições e desafios

A principal contribuição deste trabalho, portanto, é apontar a possibilidade e a necessidade de monitoramento não apenas da calha do rio, mas como também de seu entorno. A modelagem semidistribuída, abrangendo toda a bacia hidrográfica, é um importante avanço realizado nesta dissertação. Além disso, foi realizado um diagnóstico de qualidade de água, onde diversos parâmetros foram modelados, inclusive a temperatura da água, olhando a bacia como um todo, e considerando diferentes fontes de poluição, o que não havia sido realizado até o momento para a região de estudo.

Por último, a escala temporal utilizada, neste trabalho, foi horária. Embora os dados tenham sido tratados nas escalas diária, mensal e anual, o modelo perfaz a simulação em escala horária, o que representa um significativo avanço em relação aos trabalhos anteriores. Não havia dados horários disponíveis na ocasião do período de inserção de dados no modelo. Portanto, foram utilizadas fórmulas de distribuição, que transformaram os dados diários em horários, o que não é naturalmente o ideal, mas já prepara o modelo para futuros dados com maior qualidade e detalhamento bem como para estudos posteriores de avaliação dessa distribuição na escala horária. A bacia do rio Piabanha, por ter um tempo de concentração inferior a um dia, faz com que seja necessário que se conduzam investigações em escalas de tempo inferiores ao dia.

O maior desafio deste trabalho esteve justamente associado à limitação de dados, com correta consistência e distribuições temporal e espacial adequadas. Além da ausência ou escassez de dados, é preciso destacar a dificuldade em obtê-los, sendo que não estão disponíveis, por vezes, em endereços eletrônicos facilmente acessíveis ou ainda requerem que sejam melhor organizados e consolidados. Os dados de entrada bem como os dados utilizados para calibração e validação são fundamentais para uma adequada implementação e aplicação da concepção

metodológica exposta nesta pesquisa. É urgente a necessidade de organização dessa base de dados e sua disponibilização imediata no sentido de auxiliar a gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Esforços no sentido de monitoramento por parte das agências públicas e privadas são aqui reconhecidos e enaltecidos.

6.3 Recomendações para trabalhos futuros

O estudo efetuado, neste trabalho, esteve submetido a uma série de limitações dissecadas ao longo do texto, intrinsecamente e diretamente conectadas a incentivos e a desafios para a condução de novas pesquisas, que serão novamente revisitadas, sem esgotá-las, conforme destacado a seguir:

- aplicar a modelagem de longo curso em escala mensal ou bimestral, em sintonia com a escala de tempo em que as coletas vêm sendo realizadas;
- repensar a influência de outros fatores na modelagem de longo curso, como presença de reservatórios, poluição advinda de uso industrial, entre outros.
- verificar se o uso exclusivo de dados de sensoriamento remoto podem fornecer bons resultados no nível do diagnóstico;
- relacionar e comparar resultados obtidos com base na representação dos processos físicos adotada na presente dissertação com os obtidos através de outros códigos computacionais, como o Topmodel, por exemplo, de natureza semidistribuída, ou obtidos mediante o uso de modelos distribuídos ou ainda com modelos de natureza concentrada aplicados de forma espacialmente distribuída, avaliando a aplicabilidade em diferentes escalas;
- estudar a aplicação do modelo HSPF em outros períodos de tempo;
- calibrar o modelo HSPF através de outras características físicas;
- implementação da modelagem espacial quali-quantitativa em caráter operacional para a bacia de estudo, incluindo medições *in situ* e de satélite.

Observa-se que está sendo instalada, na bacia, na estação Parque Petrópolis, uma sonda de qualidade de água fixa multiparamétrica que fará um monitoramento contínuo na bacia de cinco parâmetros: pH, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura da água. Esses novos dados, aliados a novas informações

coletadas em outros pontos da bacia do Piabanha, como chuva estimada por radar meteorológico, por exemplo, em muito contribuirão nos trabalhos futuros para a região.

Por fim, espera-se que o presente trabalho contribua para novas concepções de modelagem hidrológica distribuída da quantidade e da qualidade de água, seja na bacia do rio Piabanha/RJ ou em outras bacias do país.

Referências Bibliográficas

- Abbott, M.B., Bathurst, J.C, Cunge, J.A., O'Connell, P.E., Rasmussen, J., 1985. An introduction to the European Hydrological System — Système Hydrologique Européen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system J. Hydrol., 87, pp. 61–77.
- Akter, A. e M. S. Babel ,2012. "Hydrological modeling of the Mun River basin in Thailand." Journal of Hydrology 452–453(0): 232-246.
- 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., ALBANO, G.D., Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento – USP, São Paulo, Brasil.
- Albek, M., Ogutveren, U. B., Albek, E., 2004. "Hydrological modeling of Seydi Suyu watershed (Turkey) with HSPF." Journal of Hydrology 285(1–4): 260-271.
- Amaral, V. M. Avaliação de efeitos de cargas poluidoras oriundas de acidentes rodoviários na qualidade de água. Estudo de caso do médio Paraíba do Sul - RJ. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro. 2009.
- ANA, Hidroweb, 2012. Sistemas de informações hidrológicas. Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 05 fev. 2012.
- ANA, Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos. Agência Nacional de Águas. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/>. Acesso em: 20 jul. 2015..
- Araujo, A. A. M, 2006, *Um novo esquema de parametrização hidrológica da superfície terrestre com redistribuição lateral da água no solo*, Tese D. Sc., COPPE-UFRJ, Rio de Janeiro, R.J., Brasil.

- Barros, V. R., 2012. Avaliação da Evapotranspiração utilizando o algoritmo SEBAL e imagens Landsat5 –TM – Estudo de caso: Bacia do Rio Piabanha/RJ. Tese de M. Sc. Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Beven, K.J., 1977. TOPMODEL -- A physically-based variable contributing model of catchment hydrology. School Geogr., Univ. of Leeds, Leeds, Work. Pap. No. 183.
- Bezerra, B.G., 2006. Balanço De Energia e Evapotranspiração em Áreas com Diferentes Tipos de Cobertura de Solo no Cariri Cearense através do Algoritmo SEBAL. Campina Grande. Tese de M. Sc. em Meteorologia – Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas, UFCG, Brasil.
- Borah, D. K. and M. Bera, 2003. "Watershed-Scale hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: Review of Mathematical Bases." American Society of Agricultural Engineers(ISSN 0001-2351).
- Brito, P. L. C., 2014. Desenvolvimento do módulo para representação de escoamento de base no modelo MODCEL. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil.
- Carvalho Junior, M. M., 2013. Metodologia para determinação das Áreas de Preservação Permanente das margens de cursos d'água: um estudo de caso na bacia do rio Piabanha – Rio de Janeiro: UFRJ / COPPE.
- Carvalho, S. L., 2011. Avaliação da Poluição Urbana Difusa na Bacia do Córrego Quitandinha no Município de Petrópolis, RJ/ Selena Lopes Carvalho - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE.
- Chapra, S. C., 1997, Surface water-quality modeling, 1 ed., Boston, WCB – McGraw-Hill.
- Chen, Y.D., McCutcheon S., Norton D., Nutter, W., 1995. Validation of HSPF for the water balance simulation of the Upper Grande Ronde watershed, Oregon, USA. Man's Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use (Proceedings of a Boulder Symposium, July 1995). IAHS Publ. no. 230, 1995.
- CONAMA, C. N. d. M. A.-., 2005. RESOLUÇÃO Nº357, DE 17 DE MARÇO DE 2005. DOU nº 053, Diário Oficial da União, Brasília - DF. 357: 58-63.

- COPPE/UFRJ, 2006. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Caderno de Ações da Bacia do Rio Piabanha. Relatório Contratual R-10, elaborado como parte dos documentos de compõem o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul,, Fundação COPPETEC.
- COPPE/UFRJ. “Projeto – EIBEX-I - Estudos Integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro – Relatório 1”, COPPE/UFRJ, Fundação COPPETEC. 2007
- 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).
- Costa, F. S., 2014, *Extração fotogramétrica de modelos digitais de superfície: um estudo comparativo para a bacia hidrográfica do rio Piabanha/RJ*. Dissertação de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, R. J., Brasil.
- Cotter, A. S.; Chaubey, I.; Costello, T. A., Soerens, T. S. e Nelson, M. A., 2003. Water Quality Model Output Uncertainty as Affected by Spatial Resolution of Input Data. *Journal of the American Water Resources Association*, n. 3001, pg. 977- 986.
- Covar, A. P., 1976. "Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in WaterQuality Models." *Proceedings of the Conference on Environmental Modeling and Simulation EPA 600/9-76-016*: 861.
- Cruz, J.C; Tucci, C.E.M., 2008. Estimativa da Disponibilidade Hídrica Através da Curva de Permanência. *RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos* Volume 13 n.1 Jan/Mar 2008, p.111-124.
- DHI, 2006. Managed river flows for RHEP.
- Di Bello, R. C., 2005, *Análise do comportamento da umidade do solo no modelo chuva-vazão SMAP II – versão com suavização hiperbólica. Estudo de Caso: Região de Barreiras na bacia do rio Grande – BA*. Dissertação de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, R. J., Brasil.

- Dib, K. R., 1986, *Manual de apresentação do modelo SMAP II*, Publicação Interna da Enge-Rio, Engenharia e Consultoria S.A., Rio de Janeiro, R.J., Brasil.
- EPA, 2000. BASINS Technical Note 6: Estimating Hydrology and Hydraulic Parameters for HSPF. EPA, July 2000.
- EPA, 2001. Stream Corridors Restoration, The federal Interagency of Stream Restoration Working Groups, Environmental protection Agency, EUA.
- EPA, 2004. BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources) User's Manual. Environmental protection Agency, EUA.
- Feitosa, F.A.C.; MANOEL FILHO, J. (Coord.) Hidrogeologia: Conceitos e aplicações. 3ed. Rio de Janeiro: CPRM-UFPE-LABHID, 2008.
- Fonseca, A., Ames, D. P., Yang, P., Botelho, C., 2014a. "Watershed model parameter estimation and uncertainty in data-limited environments." Environmental Modelling & Software 51(0): 84-93.
- Fonseca, A., Ames, D. P., Yang, P., Botelho, C., 2014b. "Integrated hydrological and water quality model for river management: A case study on Lena River." Science of The Total Environment 485–486(0): 474-489.
- Giori, J. Z. Análise dos efeitos de despejos acidentais de poluentes em corpos hídricos usando traçadores fluorescentes – Estudos de caso: Bacia do rio Guandu/RJ. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.
- Gomes, J.B., Modelagem da Radiação Líquida Via Sensoriamento Remoto Aplicada à Estimativa da Evapotranspiração - Estudo de Caso para as Condições Amazônicas. Dissertação de M.Sc, Curso de Engenharia Civil, COPPE / UFRJ, Rio de Janeiro. 2014.
- Gonçalves, R. C., 2008. Modelagem hidrológica do tipo chuva-vazão via SMAP e TOPMODEL - Estudo de Caso: Bacia do Rio Piabanha/RJ. Curso de Engenharia Civil. Rio de Janeiro, COPPE / UFRJ.
- Gupta, S.K., 2011. Modern hydrology and sustainable water development. John Wiley & Sons.

- Guedes, R.V.S., Lima, F.J.L., Amanajás, J.C., Braga, C.C., 2010. Análise em componentes principais da precipitação pluvial no estado do Piauí e agrupamento pelo método de Ward. *Revista de Geografia*, v. 27, n. 1 (jan/mar), pp. 218-233.
- IAG- Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, USP, Universidade de São Paulo. Disponível em <<http://www.iag.usp.br/siae98/meteorologia/radiacao.htm>>. Acesso em 29 de outubro de 2014 15:59.
- IBGE, 2007. Contagem da população. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística em 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/contagem.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2011, 11:30:31.
- Imhoff, J. C., Kittle JR., J. L., Donigian Jr., A. S., 1981. "User's Manual for Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF)." U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.
- Jackson, T. J., Ragan, R. M., Fitch, W. N., 1977, "Test of Landsat-Based Urban Hydrologic Modelling", *Journal of Water Resources Planning Management Div.*, ASCE, 103 (WR1), pp. 141 – 158.
- J. Gondim, 2006. Apresentação na 51ª Reunião da CTAP – Câmara Técnica de Análise de Projetos do CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- Jensen, M.E. , Haise, H.R., 1963, Estimating evapotranspiration from solar radiation: *Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of Irrigation and Drainage*, Vol. 89, No. IR4, p 15-41.
- Jeon, J.-H., Yoon, C. G., Donigian Jr, A. S., Jung, K., 2007. "Development of the HSPF-Paddy model to estimate watershed pollutant loads in paddy farming regions." *Agricultural Water Management* 90(1–2): 75-86.
- Jorgensen, S. E. , Vollenweider, R. A. 1989. Guidelines of lake management. Vol.1. principles of lake management, International Lake Environment Committee federation, Otsu. 199 pp.

- Jury, W.A., Vaux Jr. H.J., Kittle, J., Donigian, A., 1981. User's Manual for the Hydrologic Simulation Program - FORTRAN (HSPF): Release 7.0. US EPA Environmental research Laboratory, Athens, GA.
- Kirkby, M. J., 1997, "TOPMODEL: a personal view", *Hydrological Processes*, vol. 11, pp 1087-1097
- 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.
- Kling, A. S. M., 2005. Aplicação do Método Battelle na avaliação do impacto ambiental na bacia hidrográfica do rio Piabanha. Ciências da Área de Saúde Pública da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca. Rio de Janeiro, Fiocruz.
- Larentis, D.G., 2004. Modelagem Matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas-RS. Dissertação de M.Sc. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – UFRS, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Leon, L. F., Soulis, E. D., Kouwen, N. and Farquhar, G. J., 2001. Nonpoint Source Pollution: A Distributed Water Quality Modeling Approach. *Wat. Res.* (Vol. 35, No. 4, pp. 997±1007).
- Libos, M.I.P.C., 2002. Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento. Dissertação de M.Sc, Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Libos, M.I.P.C., 2008. *Modelagem hidrológica quali-quantitativa: estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Manso - MT*. Tese de D.Sc, Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Lima, E. B. N. R., 2001. Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE [Rio de Janeiro]
- Lima, R. N. S., 2013. Utilização de técnicas de sensoriamento remoto de campo e orbital e aplicação de modelagem em SIG para avaliação de características

ambientais em ecossistemas aquáticos. Dissertação (Mestrado em Ecologia)—
Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.

Liu, D. H. F. e Lipták, B. G (eds), 1996. Environmental Engineer's Handbook. Ed.
Lewis Publishers, NY, EUA.

Liu, R., Zhang, P. Wang, X., Chen, Y., Shen, Z., 2013. "Assessment of effects of best
management practices on agricultural non-point source pollution in Xiangxi River
watershed." Agricultural Water Management 117(0): 9-18.

Lopes, J. E. G., Braga, B. P. F., Conejo, J. G. L., 1981. "SMAP – a simplified
hydrological model", *Proceedings of the International Symposium on Applied
Modelling*, Mississippi, USA.

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.

Mansor, M. T. C., 2005. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não
pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, Limeira –SP.
Engenharia Agrícola. Campinas, UNICAMP.

Miguez, M. G., 1994. Modelação Matemática de Grandes Planícies de Inundação,
através de um Esquema de Células de Escoamento, com Aplicação ao Pantanal
Mato-Grossense. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Miguez, M. G., 2001. Modelo Matemático de Células de Escoamento para Bacias
Urbanas, Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Mota, Suetônio, 2003. Introdução à engenharia ambiental. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES

Nash, J. E., Sutcliffe, J.V., 1970. "River flow forecasting through conceptual models
part I – A discussion of principles." Journal of Hydrology 10: 282-290.

Nations, 2011. World Population Prospects: The 2010 Revision. United Publications,
New York. <<http://esa.un.org/unpd/wpp/>>. Acesso em: 12 mar. 2015.

NBR 12614: Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) -
Método de incubação (20°C, cinco dias).ABNT-Associação Brasileira de Normas
Técnicas. 1992.

- Novotny, V.; Olem, H. (1994). *Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold.
- Novotny, V., 2003. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*. Ed. John Wiley & Sons, Inc., NY, USA.
- Nunes, M. L. A., 2014. *Subsídios para o enquadramento do rio Piabanha respaldado por modelagem matemática de qualidade da água*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Oliveira, C. S., 2014. *Avaliação da eficiência do método DODIS com e sem o uso de concentrador solar para desinfecção de água da cisterna localizada na zona rural de Alagoa Nova - PB*. Trabalho de conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia.
- Oliveira, F., Maidment, D. R., 1999. "GIS Tools for HMS Modeling Support". In: 19th Annual ESRI International User Conference. July 26-30. San Diego, California.
- Olivera, F., Maidment, D. R., CHARBENEAU, R. J., 1996. *Spatially Distributed Modeling of Storm Runoff and Non-Point Source Pollution Using Geographic Information Systems*, The University of Texas at Austin.
- Osborne, K. G., Barrett, M., Maidment, D. R., 2000. *A Water Quality Gis Tool for the City of Austin Incorporating Non Point Sources and Best Management Practices*, The University of Texas at Austin.
- OPS, ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD, 1996. *La calidad del agua potable em América Latina: ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química*. Argentina, 1996.
- Palmer, M., 1981. Some measurements of near surface turbulence in the depth direction and some phytoplankton distribution implications. *Journal of Great Lakes Research* 7, 171-181.
- Paula, T. P., 2011. *Diagnóstico e Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Trecho do Rio Piabanha/RJ*. Tese de M. Sc. Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

- Politano, A.T., 2009. Investigação de Técnicas Exploratórias de Dados Aplicadas a Qualidade Ambiental em Sistemas de Informação Geográfica. Dissertação de M.Sc, Curso de Engenharia Civil – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Porto, M. F. A., 1995. Aspectos qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas. In: TUCCI, C.E.M.; Porto, R.L.; Barros, M. T. (orgs.). Drenagem Urbana. Editora da Universidade, c. 9, Porto Alegre, RS.
- Porto, M. F. A. e Silva, A.L., 2003. A utilização do Modelo WinHSPF no Estudo das cargas Difusas de Poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, SP> In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Porto, M. F. A. , Porto, R. L. L., 2008. Gestão de bacias hidrográficas. Estud. av. [online]. 2008, vol.22, n.63, pp. 43-60.
- Philips, J. R., 1957. "The Theory of Infiltration: The Infiltration Equation and Its Solution, Soil Science. 83:345-375."
- Prodanoff, J. H. A., 2005. Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano. Tese D.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- Ren, W. J., Zhong, Y., Meligrana, J., Anderson, B., Watt, E., Chen, J. Leung, H., 2003. Urbanization, Land Use and Water Quality in Shanghai. Environment International, n. 29, pg. 649-659.
- Ribeiro, C. B. M., 2001. Sensoriamento Remoto Aplicado à Detecção de Mudanças na Cobertura do Solo de uma Bacia Hidrográfica, Dissertação M.Sc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- Rolich, G. A., COOK, C. W., 1966. Eutrophication, Austin, USA, University of Texas.
- Rosario, L.S., 2013. Análise das Áreas de Proteção Permanente com Suporte de Geotecnologias face a Possíveis Alterações no Código Florestal Brasileiro - Estudo de Caso: Bacia do Rio Piabanha/ RJ. Dissertação de M. Sc., COPPE / UFRJ, Rio de Janeiro, R. J., Brasil.

- Rosman, P. C. C., 2010. Referência técnica do SisBaHiA – Versão 8; Disponível em <http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/SisBAHIA_RefTec_V95.pdf>. Acesso em 29 de outubro de 2014 às 17:30.
- Rosso, T. C. A., 1986. Determinação do coeficiente de dispersão em rios, através de traçadores radioativos e fluorescentes. Programa de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Rotunno Filho, O. C., 1989. *Comparação de dois métodos de otimização em modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão*, Tese de Mestrado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, R.J., Brasil.
- Saunders, W., Maidment, D., 1996. A GIS Assessment of Nonpoint Source Pollution in the San Antonio-Nueces Coastal Basin, Center for Research in Water Resources, Online Report 96-1, University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- Silva, A. L., 2003. A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, SP. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. Recuperado em 2014-11-04, de <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-27102003-134040/>.
- Silva, A. G. L., 2014. *Análise da paisagem com suporte de geotecnologia como subsídio para a gestão urbano-hídrica – estudo de caso: bacia do rio Piabanha/RJ*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Silva, L. P., 1990. Calibração automática de modelos tipo chuva-vazão utilizando técnicas de suavização – uma aplicação modelo SMAP – II, Tese de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, R. J., Brasil.
- Silva, P. V. R. M., 2014. Uso de traçadores fluorescentes para determinar características de transporte e dispersão no rio Piabanha/RJ. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Simões, A. P., 1991. Simulação do Fenômeno de infiltração em modelos chuva-vazão, tese (doutorado em Engenharia Civil) –COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Sharma, K.P., Moore Iii, B., Vorosmarty, C.J., 2000. Anthropogenic, climatic, and hydrologic trends in the Kosi Basin, Himalaya, *Climatic Change* 47, 141-165.

- Sherwood, S. C., Bony, S., Dufresne, J. L., 2014. "Spread in Model Climate Sensitivity Traced to Atmospheric Convective Mixing." *Nature* 505: 37-42.
- 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.
- 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.
- Tetra Tech, I., 1979. "Methodology for Evaluation of Multiple Power Plant Cooling System Effects, Volume II: Technical Basis for Computations." Electric Power Research Institute, Report EPRI EA-1111.
- Thomaz, F. R., 1992, *Análise e superação de algumas dificuldades na calibração automática do modelo SMAP –II – versão suavizada*, Tese de M. Sc., COPPE / UFRJ, Rio de Janeiro, R. J., Brasil.
- Thomann, R. V. & Muller, J. A., 1987. Principle of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper and Row, New York.
- Tucci, 2005. Modleos Hidrológicos, Carlos E.M. Tucci; colaboração da Associação Brasileira de Recursos Hídricos/ABRH. - e.ed. - Porto Alegre: Editora UFRGS, 2005.
- UNESCO, 2012. Relatório mundial das nações unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos. O manejo dos recursos hídricos em condições de incerteza e risco. United Nations World Water Assessment Programme.
- Van Orden, G. N. V.; Uchrin, C. G., 1993. "The Study of Dissolved Oxygen Dynamics in the Whippany River, New Jersey Using the QUAL2E Model", *Ecological Modeling*, v. 70, pp. 1 - 17.
- Von Sperling, M., 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.
- Wentz, F. J. e. a., 2007. "How much more rain will global warming bring?" *Science* 317: 233-235.

Xavier, T. M. B. S., Xavier, A. F. S., Silva Dias, P. L., 2001, "Modelos Estocásticos de Previsão Climática Regional da Chuva no Ceará - NE do Brasil: 1964-2001". *XII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia*. Fortaleza.

Xavier, L. N. R., 2002. *Análise da incerteza causada pela representação da precipitação no modelo Topmodel*, Dissertação de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

ZEERJ, 2008. Análise e qualificação socioambiental 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.

Anexo A - Informações empregadas na
modelagem espacial da qualidade de
água - bacia do rio Piabanha/RJ (em
CD-ROM)