



ANÁLISE DO IMPACTO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE  
RIOS ATRAVÉS DE MODELAGEM COMPUTACIONAL – ESTUDO DE CASO NO RIO  
PIABANHA/RJ

Luis Carlos Soares da Silva Junior

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

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Rio de Janeiro

Março de 2020

ANÁLISE DO IMPACTO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE  
RIOS ATRAVÉS DE MODELAGEM COMPUTACIONAL – ESTUDO DE CASO NO RIO  
PIABANHA/RJ

Luis Carlos Soares da Silva Junior

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

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Aprovada por: Prof. José Paulo Soares de Azevedo

Prof. Marcelo Gomes Miguez

Prof<sup>a</sup>. Ana Silvia Pereira Santos

Prof<sup>a</sup>. Monica de Aquino Galeano Massera da Hora

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2020

Silva Junior, Luis Carlos Soares da

Análise do impacto do esgotamento sanitário na qualidade da água de rios através de modelagem computacional – estudo de caso no rio Piabanha/RJ / Luis Carlos Soares da Silva Junior – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2020.

XV, 158 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2020.

Referências Bibliográficas: p. 120-130.

1. Gestão de Recursos Hídricos. 2. Modelagem de Qualidade de Água. 3. Bacia do Rio Piabanha. 4. Reúso. 5. Universalização do Esgotamento Sanitário I. Azevedo, José Paulo Soares de. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

*“If I have seen further it is by standing on the shoulder of Giants”*

Sir Isaac Newton (1676)

# Agradecimentos

Agradeço a todos e todas que contribuíram, de forma direta ou indireta para a manutenção da autoestima e ânimo necessários para a concluir o percurso da pós graduação.

Eterna gratidão à minha família cujo apoio e compreensão em todos os momentos foram fundamentais em todas as fases da minha vida. Assim agradeço à Aline, cuja compreensão e carinho contribuíram para a continuidade da jornada.

No âmbito institucional, agradeço: aos órgãos CAPES e CNPq pelo financiamento do programa e pessoal, respectivamente; à UFRJ por toda sua infraestrutura de alto nível disponibilizada no campus Fundão; à COPPE, por sua fama que abre portas toda vez que é mencionada; ao PEC, cuja organização e estrutura fornecidos permitem o desenvolvimento de atividades em alto nível; e ao Laboratório de Hidráulica Computacional que se tornou meu segundo lar nessa árdua jornada.

Agradeço imensamente ao meu orientador José Paulo Soares de Azevedo. Foste fundamental na, acertada, escolha do tema e obtenção dos dados necessários para realização do estudo. Sou muito grato pela oportunidade de trabalharmos juntos e aprender com suas experiências e conhecimentos. Obrigado ainda por sempre me transmitir tranquilidade em nossos encontros e reuniões.

Um especial agradecimento aos demais membros da banca examinadora, Marcelo Miguez Ana Silvia e Monica da Hora pelas preciosas considerações e contribuições para a melhoria da presente dissertação, assim como à Fernanda Tomaz pela ajuda.

Aos amigos do programa Amanda, Caroline, Débora, Filipe, Mariana, Verônica e Walter, obrigado por compartilhar diversos momentos de desespero seguidos pela alegria de ser aprovados nas disciplinas e comemorados no RU ou no Grêmio da COPPE. Ao UFRJ COPRI, reservo um grande carinho pelo aprendizado e pelas amizades conquistadas.

Reverencio os professores que fizeram parte do trajeto na COPPE: Paulo Canedo, Renato Elias, Otto Rottuno, Jerson Kelman, João Roldão, Otávio Pecly, Paulo César Rosman, Daniel Andrés, Marcelo Miguez e Claudio Neves. Suas aulas foram muito valiosas para meu crescimento na área de recursos hídricos.

Por fim, enalteço todos os cientistas e pesquisadores nos quais me baseei para adquirir os conhecimentos necessários para a execução desta pesquisa. Afinal, se contribuí para o avanço da ciência, sou apenas um dos *nanos gigantum humeris insidentes* (anões apoiados sobre o ombro de gigantes).

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

ANÁLISE DO IMPACTO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS ATRAVÉS DE MODELAGEM COMPUTACIONAL – ESTUDO DE CASO NO RIO PIABANHA/RJ

Luis Carlos Soares da Silva Junior

Março/2020

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Programa: Engenharia Civil

A crescente demanda por água somada à recorrente degradação dos corpos hídricos devido à poluição aumenta a necessidade de novos mananciais de água bruta. A ausência de saneamento é um fator que impacta negativamente o meio ambiente, a saúde pública, turismo, economia e bem estar social. Tendo em vista esses aspectos, o presente trabalho visou analisar o impacto da universalização dos serviços de esgotamento sanitário e implementação do reúso de efluentes na qualidade de água de rios. A análise foi realizada a partir de modelagem computacional de qualidade de água, por meio da ferramenta QUAL-UFMG, em uma bacia hidrográfica experimental, a bacia do rio Piabanha, no Rio de Janeiro. Foram simulados três cenários, um atual, com as condições de lançamentos e captações presentes na bacia; um no qual foi simulada a universalização dos serviços de esgotamento sanitário e; um cenário onde, após a universalização, 30% dos efluentes tratados sejam encaminhados, através do reúso, para outros fins que não o lançamento no corpo hídrico receptor. Apesar de Petrópolis ser a cidade possuir a melhor infraestrutura da bacia, foi diagnosticado o elevado lançamento de matéria orgânica nos trechos de cabeceira, região urbana da cidade, onde a capacidade de diluição rio é baixa. Através da simulação dos cenários, mensurou-se a melhoria progressiva ao longo das simulações através da redução de trechos violando os parâmetros definidos para classes de enquadramento. A variação também foi medida em função da variação das médias de concentração do DBO (redução) e OD (aumento). Constatou-se, através das variações que o reúso configura-se como uma ferramenta eficiente de gestão de recursos hídricos. Por fim, salienta-se a dificuldade de obtenção dos dados, inconsistências entre as fontes de dados oficiais.

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

ANALYSIS OF WASTEWATER IMPACT ON RIVER WATER QUALITY THROUGH  
COMPUTATIONAL MODELING - CASE STUDY IN RIO PIABANHA / RJ

Luis Carlos Soares da Silva Junior

March/2020

Advisor: José Paulo Soares de Azevedo

Department: Civil Engineering

The growing demand for water coupled with the recurrent degradation of water bodies due to pollution increases the need for new sources of raw water. The lack of sanitation is a factor that negatively affects the environment, public health, tourism, economy and social welfare. Hence, the present study analyzes the impact of the universalization of sanitary sewage services and the implementation of wastewater reuse on the water quality of rivers. An analysis was performed through computational water quality modeling, using the QUAL-UFMG tool, in an experimental watershed, the Piabanha river basin, in Rio de Janeiro. Three scenarios were simulated, the Present, with current disposal and withdraw conditions in the watershed; the Universalization in which all wastewater was collected and treated before discharge and; the Reuse scenario where, after universalization, 30% of the effluents were sent, through reuse practices, to other destinations other than discharge into the body's water receptor. Besides Petropolis is the city with the best sanitation infrastructure in the watershed, the high disposal of organic matter was diagnosed in the headwaters, the city's urban region, where the river's dilution capacity is low. Scenarios simulations showed a progressive improvement over the simulations measured by decrease of river segments violating the parameters defined for adjustment classes. The improvement was also measured in terms of mean DBO (reduction) and OD (increase) concentration rates. In conclusion, reuse acts an efficient water resource management tool by reducing the pollutants discharge and increasing water supply. Finally, it should be highlighted the difficulty to obtain official public data and inconsistencies between official data sources.

# Sumário

1.	Introdução.....	1
	Objetivos.....	3
	Estrutura da dissertação .....	3
2.	Referencial Teórico.....	5
2.1.	Hidrologia .....	5
2.2.	Gestão dos Recursos hídricos.....	8
2.3.	Qualidade das águas .....	13
2.4.	Esgoto.....	16
2.5.	Tratamento de esgotos .....	19
2.6.	Reúso.....	21
3.	Impactos do lançamento de efluentes em corpos hídricos.....	27
3.1.	Externalidades da poluição em corpos hídricos.....	27
3.2.	Despejo de efluentes.....	29
3.3.	Modelagem matemática .....	31
3.4.	Modelagem computacional.....	34
3.5.	Qual UFMG .....	37
4.	Região de Estudo – Bacia do rio Piabanha.....	45
5.	Metodologia .....	57
5.1.	Análise dos dados de monitoramento.....	61
5.2.	Dados hidrológicos e modelagem hidrodinâmica .....	62
5.3.	Dados e modelagem de qualidade de água .....	68
5.4.	Calibração.....	75
5.5.	Simulação de cenários.....	76
6.	Cenários modelados .....	79
6.1.	Análise dos dados de monitoramento.....	79
6.2.	Calibração.....	88



6.3. Cenários base .....	91
6.3.1. Cenário base $Q_{MLT}$ .....	92
6.3.2. Cenário $Q_{95}$ .....	97
6.4. Cenário universalização .....	103
6.5. Cenário reúso .....	107
6.6. Comparação .....	110
Conclusões .....	116
Recomendações .....	119
Referências .....	120
Apêndice A – Pontos notáveis, estações de monitoramento e bacias afluentes ....	131
Apêndice B – Dados dos SES dos municípios .....	134
Anexo A – SES existentes dos municípios contidos na bacia hidrográfica do rio Piabanha .....	137
Anexo B – Dados de monitoramento de qualidade de água .....	145

# Lista de Figuras

Figura 1 - Esquema do transporte de água no ciclo hidrológico. ....	5
Figura 2 - Esquema de uma bacia hidrográfica. ....	6
Figura 3 - Instrumentos da política nacional de recursos hídricos. ....	10
Figura 4 - Principais fatos históricos da gestão de recursos hídricos no Brasil. ....	11
Figura 5 - Representação dos diversos setores interessados participando na gestão e planejamento dos recursos hídricos em um comitê de bacia hidrográfica ....	12
Figura 6 - Classes de enquadramento dos corpos de água doce segundo os usos. ....	14
Figura 7 - Processos de tratamento mais utilizados por número de estações de tratamento de esgoto ....	21
Figura 8 - Relação entre acesso ao esgotamento sanitário e IDH em 2014. ....	28
Figura 9 - Zonas de autodepuração em rios. ....	30
Figura 10 - Representação esquemática de um modelo ....	31
Figura 11 – Diagrama conceitual de um processo ideal de modelagem. ....	34
Figura 12 - Divisão espacial adotada em cada tipo de modelo hidrodinâmico. ....	35
Figura 13 - Esquema conceitual traduzido matematicamente ....	38
Figura 14 – Esquema conceitual da interação entre os constituintes modelados pelo QUAL-UFMG ....	39
Figura 15 - Bacia hidrográfica do rio Piabanha, destacando municípios, população e hidrografia. ....	45
Figura 16 - População por setor censitário da bacia do Rio Piabanha ....	48
Figura 17 - Cobertura e uso do solo na bacia do rio Piabanha. ....	50
Figura 18 - Isoietas de precipitação média anual na bacia. ....	51
Figura 19 - Vazões médias mensais na calha do rio Piabanha na estação Pedro do Rio ...	51
Figura 20 - Vazões médias mensais na calha do rio Piabanha na estação Moura Brasil ....	52
Figura 21 - Índices de atendimento considerando a distribuição de carga gerada ....	55
Figura 22 – Gráfico do acumulado de carga orgânica outorgada para lançamento no rio Piabanha. ....	56
Figura 23 - Esquema conceitual das contribuições de carga orgânica no rio e suas respectivas fontes ....	58
Figura 24 - Diagrama esquemático do cenário atual do modelo. ....	59
Figura 25 - Diagrama esquemático do cenário com universalização do sistema de esgotamento sanitário. ....	60

Figura 26 - Diagrama esquemático do cenário com o reúso de esgoto após a universalização .....	60
Figura 32 - Localização das estações de monitoramento.....	62
Figura 27 - Topologia do modelo do rio Piabanha.....	63
Figura 28 - Localização dos rios afluentes ao rio Piabanha.....	65
Figura 29 – Relações de velocidade x vazão e profundidade x vazão no rio Piabanha.....	68
Figura 30 - Localização das outorgas de lançamento e captação de água na bacia do rio Piabanha.....	69
Figura 31 - Modelo conceitual da bacia do rio Quitandinha.....	70
Figura 33 – Esquema de destinação das águas regeneradas.....	77
Figura 34 - Média histórica das concentrações médias de oxigênio dissolvido obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	79
Figura 35 - Média histórica das concentrações médias de demanda bioquímica de oxigênio obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	80
Figura 36 - Média histórica das concentrações médias de nitrogênio amoniacal obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	81
Figura 37 - Média histórica das concentrações médias de nitrato obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	81
Figura 38 - Média histórica das concentrações médias de fósforo total obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	82
Figura 39 - Média histórica das densidades de coliformes termotolerantes obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	83
Figura 40 - Média histórica das concentrações médias de temperatura da água obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha .....	83
Figura 41 - Detalhe da sub-bacia dos rios Quitandinha e Palatinato .....	84
Figura 42 - Concentrações médias de oxigênio dissolvido da água obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários.....	85
Figura 43 - Concentrações médias de demanda bioquímica de oxigênio obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários.....	85
Figura 44 - Concentrações médias de nitrato obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários.....	86
Figura 45 - Concentrações médias de fósforo total obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários.....	86
Figura 46 - Densidades médias de coliformes termotolerantes obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários.....	87
Figura 47 - Concentrações médias de temperatura da água obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários.....	87

Figura 48 - Gráfico da correlação entre as concentrações de OD observadas e calculadas nas seções calibradas.....	89
Figura 49 - Gráfico da correlação entre as concentrações de DBO observadas e calculadas nas seções calibradas.....	90
Figura 50 - Perfil de vazões ao longo do rio Piabanha ( $Q_{MLT}$ ).....	92
Figura 51 - Perfil de velocidades ao longo do rio Piabanha ( $Q_{MLT}$ ) .....	93
Figura 52 - Gráfico da relação $K_d.L/U^2$ ao longo do curso do rio ( $Q_{MLT}$ ) .....	94
Figura 53 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento ( $Q_{MLT}$ ) .....	95
Figura 54 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento ( $Q_{MLT}$ ) .....	95
Figura 55 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento ( $Q_{MLT}$ ) .....	96
Figura 56 - Perfil de vazões ao longo do rio Piabanha ( $Q_{95}$ ).....	97
Figura 57 - Perfil de velocidades ao longo do rio Piabanha ( $Q_{95}$ ) .....	98
Figura 58 - Gráfico da relação $K_d.L/U^2$ ao longo do curso do rio ( $Q_{95}$ ).....	99
Figura 59 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento ( $Q_{95}$ ) .....	100
Figura 60 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento ( $Q_{95}$ ) .....	100
Figura 61 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento ( $Q_{95}$ ) .....	102
Figura 62 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Universalização).....	104
Figura 63 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Universalização).....	104
Figura 64 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento (Universalização).....	106
Figura 65 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Reúso) .....	108
Figura 66 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Reúso) .....	108
Figura 67 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento (Reúso) .....	109
Figura 68 - Comparação entre os perfis de concentração de OD dos cenários simulados ao longo do rio Piabanha .....	111

Figura 69 - Comparação entre os perfis de concentração de DBO dos cenários simulados ao longo do rio Piabanha .....	112
Figura 70 - Estatística das concentrações de OD e DBO por cenário .....	115
Figura 71 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Areal em 2015 (Fonte: ANA, 2017b) .....	138
Figura 72 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Paraíba do Sul em 2016 (Fonte: ANA, 2017b) .....	139
Figura 73 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Paty do Alferes em 2015 (Fonte: ANA, 2017b) .....	140
Figura 74 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Petrópolis em 2016 (Fonte: ANA, 2017b) .....	141
Figura 75 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de São José do Vale do Rio Preto em 2015 (Fonte: ANA, 2017b).....	142
Figura 76 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Teresópolis em 2016 (Fonte: ANA, 2017b). .....	143
Figura 77 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Três Rios em 2016 (Fonte: ANA, 2017b); .....	144

# Lista de Tabelas

Tabela 1 - Concentrações limite para cada classe de enquadramento .....	15
Tabela 2 - Eficiências de remoção e concentrações máximas em função da carga orgânica bruta .....	16
Tabela 3 - Características físico-químicas dos esgotos sanitários.....	17
Tabela 4 - Eficiência de remoção de DBO por tecnologia de tratamento.....	20
Tabela 5 - Padrões de qualidade estabelecido na NBR 13969/1997 para reúso local .....	24
Tabela 6 Padrões de qualidade sugeridos pela PROSAB para usos urbanos de esgotos sanitários .....	25
Tabela 7 - Correlação entre constituintes modelados e programas de modelagem de qualidade de água disponíveis.....	36
Tabela 8 - Estudos de levantamento das estações de monitoramento e modelagem qualiquantitativa realizados na bacia do Rio Piabanha.....	46
Tabela 9 - Estimativa populacional na bacia do Rio Piabanha .....	49
Tabela 10 - Informações da prestação de serviço de esgotamento sanitário .....	53
Tabela 11 - Relação entre as áreas das bacias e as vazões de referência .....	65
Tabela 12 - Equações correlacionando as vazões com as velocidades e profundidades ao longo do rio Piabanha .....	67
Tabela 13 - Faixas de valores para coeficientes de desoxigenação e decomposição de DBO .....	71
Tabela 14 - Faixas de valores para coeficientes de sedimentação.....	72
Tabela 15 - Faixas de valores para coeficientes de reaeração.....	72
Tabela 16 – Equações para cálculo de $k_2$ em função da velocidade e profundidade médios do trecho.....	73
Tabela 17 – Resumo das faixas de valores para coeficientes de modelagem de nitrogênio	74
Tabela 18 - Resumo das faixas de valores para coeficientes de modelagem de fósforo.....	74
Tabela 19 - Resumo dos cenários e sucinta descrição .....	78
Tabela 20 - Dados estatísticos para calibração de OD por estação .....	88
Tabela 21 - Coeficientes inicialmente adotados e calibrados .....	89
Tabela 22 - Síntese dos percentuais de violação das concentrações por classe de enquadramento.....	113

# Lista de abreviaturas e siglas

ANA	Agência Nacional de Águas
CNARH	Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DATASUS	Departamento de Informática do SUS
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IQAFAL	Índice <i>Fuzzy</i> de Qualidade de Água para Ambiente Lótico
N	Nitrogênio
NT	Norma Técnica
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
PERHI	Plano Estadual De Recursos Hídricos
PIB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídrico
PROSAB	Produto Interno Bruto
Q7,10	Vazão específica mínima de sete dias e período de retorno de 10 anos
Q90	Vazão que ocorre com uma frequência de 90% do tempo
Q95	Vazão que ocorre com uma frequência de 95% do tempo
QMLT	Vazão média de longo termo
RH	Região hidrográfica
RJ	Rio de Janeiro
SAAE	Serviço Autônomo de Águas e Esgoto
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

# 1. Introdução

As altas taxas de crescimento populacional, seguidas pelo sucessivo processo de urbanização e falta de saneamento adequado são os principais fatores das crises hídricas e degradação dos cursos d'água, principalmente os rios urbanos. A poluição aquática se caracteriza como *stress* hídrico qualitativo e põe em risco a saúde pública da população, deteriora as condições de vida no meio ambiente, além de provocar prejuízos econômico-sociais à região poluída.

As questões de disponibilidade hídrica e saneamento são muito importantes para o bom desenvolvimento da humanidade. Tal importância foi reconhecida pela ONU ao estabelecer dentro os 17 ODS<sup>1</sup>, o objetivo 6, cujo objetivo é “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos” e 8 metas relacionadas ao tema. Destaque para a meta 6.3 que trata sobre o controle da poluição, reduzindo pela metade o lançamento de esgoto não tratado até 2030 e a meta 6.6 que define o prazo até 2020 para proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água (ONU, 2015)

De acordo com a Organização Mundial da Saúde - OMS, 2.1 bilhões de pessoas não tem acesso à água encanada, sendo que 844 milhões não possuem nem acesso à serviço de água potável e utilizam poços irregulares ou água superficial sem nenhum tipo de tratamento (WHO, 2017).

À medida que ocorre diminuição da disponibilidade de água, menos comida será produzida, aumentarão as doenças por veiculação hídrica e as diferenças sociais se aprofundarão gerando conflitos por água em diversas regiões do mundo. Para isso, a gestão de recursos hídricos surge como uma área científica que pode ajudar num desenvolvimento sustentável das águas e do meio ambiente (BENEDINI; TSAKIRIS, 2013).

Apesar de apresentar evolução, em particular no período entre 2006 e 2016, o setor de saneamento no Brasil, especialmente o esgotamento sanitário, ainda possui longo caminho a percorrer para alcançar a universalização dos serviços. O baixo desempenho pode ser expressa em diversos indicadores do SNIS<sup>2</sup>, como: ineficiência

---

<sup>1</sup> A Organização das Nações Unidas – ONU deliberou sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS globais através da Agenda 2030, na qual estabeleceu 17 ODS e 169 metas que estimularão a ação em áreas de importância crucial para a humanidade e o planeta.

<sup>2</sup> Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS: Os dados dos serviços de água e esgotos são fornecidos ao SNIS por companhias estaduais, empresas e autarquias



na distribuição de água potável cujas perdas são, em média de 38.3% no país (alcançando 55,1% na região Norte); ou ainda pelos baixos índices de coleta (52,4%) e tratamento de esgotos (46,0%) (BRASIL, 2019; SILVA JUNIOR; TRINDADE, 2018).

Estudos de Das et al. (2014) afirmam que a poluição proveniente de esgotos sanitários e efluentes industriais não devidamente tratados refletem em grandes impactos à qualidade da água, além de aumentar os riscos à saúde pública devido à presença de microrganismos patogênicos.

Zschornack e Oliveira (2018) apresentam o monitoramento e avaliação da expansão da cobertura do sistema de esgotamento sanitário. O estudo apontou melhoria na qualidade dos parâmetros analisados nos corpos hídricos na bacia analisada, além de redução do desconforto devido ao mau cheiro e até presença de pescadores. Essa mudança revela o potencial de transformação que o saneamento promove na qualidade ambiental, econômico e social.

De acordo com Angelakis *et al.* (2018), com o crescimento da demanda por água, o reúso de efluentes sanitários tratados serão fundamentais no planejamento urbano. Além disso, a prática de reúso é compatível com diretrizes ambientais visando aliviar as pressões sobre corpos d'água (MAKROPOULOS *et al.*, 2018).

A degradação dos corpos d'água é um problema relevante e os esgotos sanitários representam parte da causa do problema. Portanto, levanta-se a hipótese de modelar a resposta de um corpo receptor à universalização dos serviços de esgotamento sanitário e implementação de reúso. Dessa forma, será possível analisar tanto a contribuição dessa poluição gerada pela população quanto a influência do reúso para as condições ambientais no corpo receptor.

A escolha da bacia do rio Piabanha como região de estudo se dá por alguns motivos como: proximidade e facilidade de acesso à bacia; participação do autor e orientador da presente dissertação no comitê de bacia hidrográfica do rio Piabanha; além do fato de a mesma ser uma bacia experimental e fruto dos projetos HIDROECO e EIBEX, além de fazer parte da bacia do Paraíba do Sul, uma das mais povoadas do país. O que lhe confere um grande acervo de monitoramento quando comparada à outras bacias, fato importante, uma vez que a modelagem deve ser fundamentada em dados de monitoramento.

---

municipais, empresas privadas e, em muitos casos, pelas próprias prefeituras, todos denominados no SNIS como prestadores de serviços. As informações e indicadores do sistema permitem identificar, com objetividade, aspectos da gestão dos serviços nos municípios brasileiros.

## **Objetivos**

O estudo desenvolvido na presente dissertação visa avaliar o impacto da implementação dos serviços de esgotamento sanitário na qualidade de águas superficiais na bacia hidrográfica. Dessa forma, o trabalho objetiva avaliar quantitativamente a universalização da coleta e tratamento de esgotos e aplicação do reúso de efluentes das estações de tratamento de esgoto como ferramenta de gestão de recursos hídricos na qualidade de águas superficiais, além de oferecer subsídio técnico-científico para uma gestão integrada de recursos hídricos.

Para atingir os objetivos principais deste estudo, os seguintes objetivos específicos foram delineados:

- Analisar criticamente as informações existentes sobre hidrografia e hidrologia da bacia do rio Piabanha tendo em vista a disponibilidade de dados de monitoramento e estudos prévios realizados na região;
- Fazer o diagnóstico do saneamento da região, em especial do esgotamento sanitário, através da análise de dados oficiais e discussão sobre as divergências de informações entre bases de dados;
- Definir tipo de modelo e a ferramenta de modelagem a serem utilizados nas simulações, baseando-se nas características do corpo hídrico e parâmetros a serem modelados;
- Avaliar, através da modelagem, cenários hipotéticos de universalização do esgotamento sanitário e implementação de reúso de esgotos tratados parametrizados pelas metas de enquadramento de trechos do rio;
- Discutir sobre a utilização do reúso de efluentes de estações de tratamento de esgoto como ferramenta de gestão de recursos hídricos.

## **Estrutura da dissertação**

O presente trabalho foi desenvolvido sob o formato de uma dissertação argumentativa. No entanto, a pesquisa foi dividida em duas etapas: exploratória e explicativa. Inicialmente, na fase da pesquisa exploratória, buscou-se uma primeira aproximação do autor com o tema, visando obter maior entendimento sobre o fenômeno descrito no problema definido. Após definidos os objetivos e delimitados os objetos de estudo, teve início a pesquisa explicativa, na qual procura-se verificar os fatores que

contribuem para ocorrência do fenômeno estudado através da análise e interpretação dos acontecimentos (PRODANOV; FREITAS, 2013).

Em relação à estrutura da dissertação, optou-se pela redação científica através da metodologia científica clássica com: introdução (problema, justificativa, hipótese, motivação, objetivos), referencial bibliográfico, metodologia, resultados, discussão e conclusão. Esse processo foi utilizado para que o autor dispusesse de mais clareza na fundamentação da pesquisa.

Estruturou-se a dissertação em capítulos da forma descrita, porém, dada a importância de alguns temas para a construção do texto, foram destacados da metodologia clássica, os seguintes capítulos:

- **Impactos do lançamento de efluentes em corpos hídricos:** nesse capítulo serão abordadas as externalidades da poluição em corpos hídricos, conceitos do despejo de efluentes, zona de mistura, a modelagem das reações cinéticas envolvidas, modelos disponíveis características do modelo utilizado (QUAL-UFMG);
- **Região de Estudo – Bacia do rio Piabanha:** nesse capítulo as características da bacia serão analisadas quanto ao uso e ocupação do solo, saneamento, hidrografia e condição dos corpos hídricos da região. Esse capítulo originou uma publicação nos anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, evento técnico-científico promovido pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES.

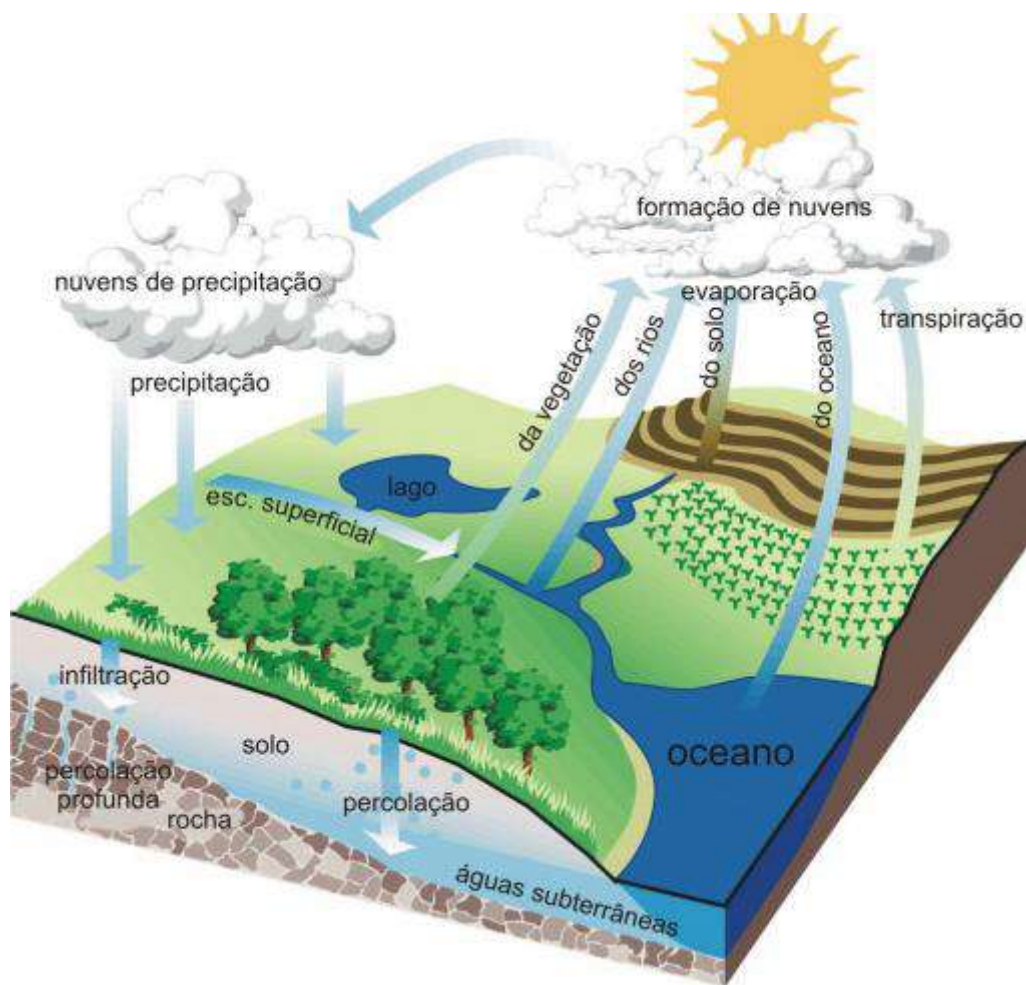
Na sessão de anexos encontram-se:

- Apêndice A – Pontos notáveis, estações de monitoramento e bacias afluentes;
- Apêndice B – Dados dos SES dos municípios;
- Anexo A – SES existentes dos municípios contidos na bacia hidrográfica do rio Piabanha;
- Anexo B – Dados de monitoramento de qualidade de água.

## 2. Referencial Teórico

### 2.1. Hidrologia

Para o entendimento das interações do ser humano com a água, é preciso, inicialmente entender os processos geofísicos inerentes ao processo de transporte de água no planeta. O ciclo hidrológico, apresentado na Figura 1, é o processo que explica e quantifica a água doce presente nos continentes e vital para todos os seres vivos.



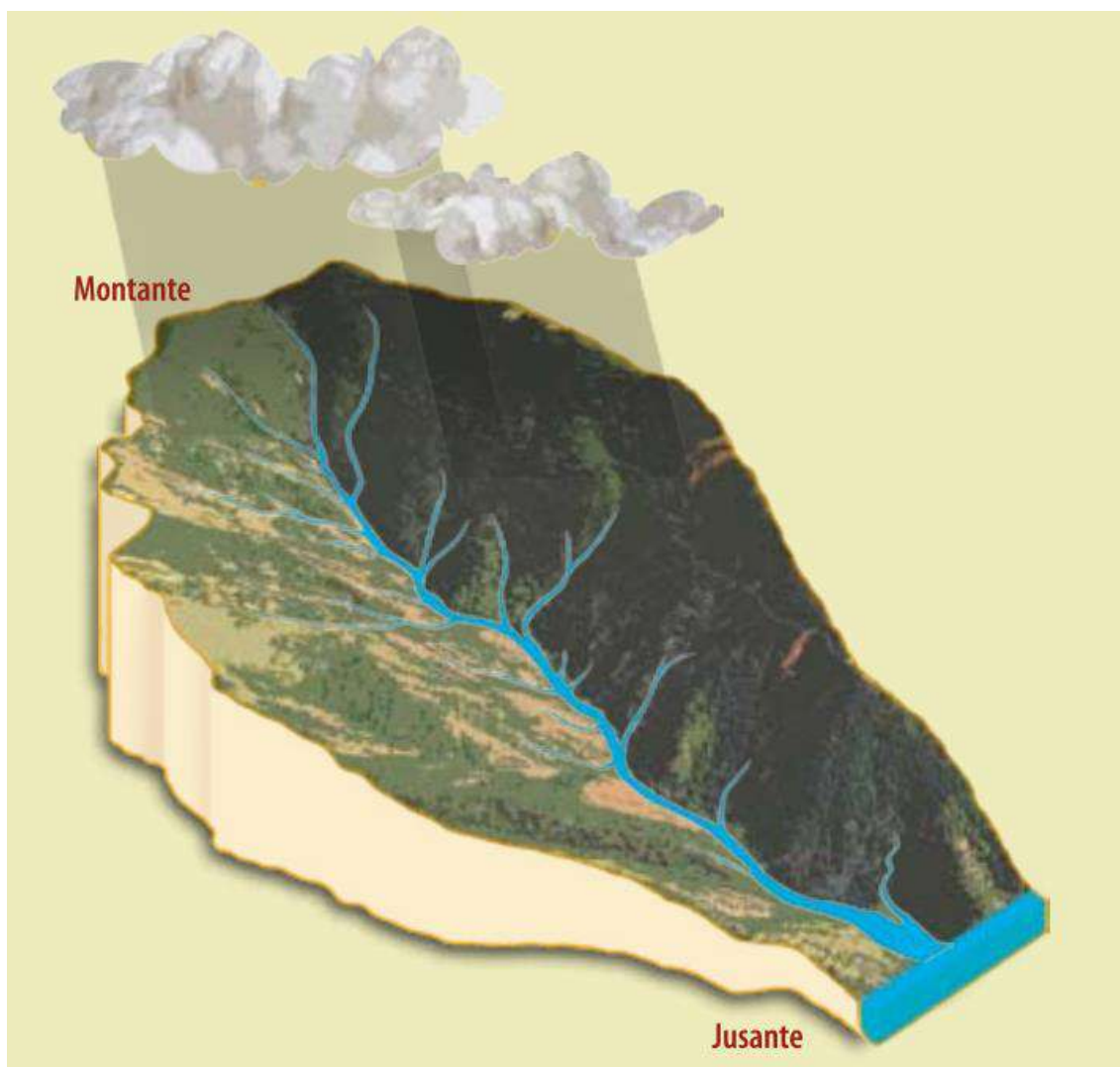
**Figura 1 - Esquema do transporte de água no ciclo hidrológico.**

Fonte: Adaptado de EPA, 1998.

A energia calorífica fornecida pela radiação solar evapora a água presente em toda superfície terrestre, majoritariamente nos oceanos, para a atmosfera, onde o vapor de água se agrupa, formando nuvens. Quando o vapor de água das nuvens condensa sobre o continente provoca a precipitação de água sobre o solo, onde parte é

interceptada por árvores e depressões, por exemplo. A água que não é interceptada escoar pelo terreno transformando-se em escoamento superficial, formando os rios e lagos, enquanto outra parcela infiltra no solo, dando origem aos aquíferos subterrâneos. Ambos escoam em direção aos oceanos, onde o processo ocorre novamente (RAMOS et al., 1989; SUBRAMANYA, 2008).

Os rios e lagos são as principais fontes de abastecimento de água nos municípios brasileiros. E para determinar a disponibilidade hídrica, é preciso saber como a água chega à calha dos córregos, rios e lagos. Para isso, a bacia hidrográfica (Figura 2), elemento fundamental de análise hidrológica, pode ser definida como um conjunto de áreas de captação natural da precipitação que drena os escoamentos superficiais para os corpos hídricos e confluem para um único ponto de saída, o exutório da bacia. (ANA, 2010; TUCCI, 2001).



**Figura 2 - Esquema de uma bacia hidrográfica.**

Fonte: SILVA, 2007.

A drenagem superficial das bacias se constitui dos canais que formam os cursos d'água, que convergem para o exutório da bacia. Uma área de grande interesse da hidrologia é a quantificação de vazões nesses canais naturais, ou vazão fluvial. Embora essa vazão seja função da intensidade e duração da precipitação, há diversas variáveis que influenciam no escoamento, tais como, tipo de solo, clima, características físicas e geográficas da bacia, uso e ocupação do solo, entre outros aspectos (DAVIE, 2008).

Além dessas variáveis, os processos hidrológicos não são constantes, mas aleatórios, o que dificulta ainda mais o planejamento de atividades relacionadas ao uso da água. Porém há diversos modelos que estimar vazões fluviais, os modelos determinísticos, empíricos e estatísticos ou estocásticos (PARSONS; ABRAHAMS, 2005; TUCCI, 2001).

Para fins de planejamento de recursos hídricos de uma bacia hidrográfica e atendimento aos padrões ambientais utiliza-se, como vazão de referência, a vazão mínima. Essa referência é utilizada para observação dos impactos dos despejos de efluentes e concessão de outorgas de captação e lançamento (VON SPERLING, 2014a).

A obtenção dos valores das vazões mínimas pode seguir três enfoques, estatísticos, hidrológicos e ecológicos. O primeiro é bastante utilizado em bacias com monitoramento fluvial contínuo, enquanto a sua obtenção hidrológica é mais associada à falta de dados de monitoramento da calha dos rios e presença de dados pluviométricos, o que possibilita a modelagem da vazão na bacia. Já as vazões mínimas ecológicas são aquelas que garantem a sobrevivência de ecossistemas (PAIVA; PAIVA, 2016).

No Brasil, consideram-se, para fins de gestão de recursos hídricos, três vazões de referência; a  $Q_{7,10}$ , vazão mínima observada em 7 dias consecutivos com 10 anos de período de retorno; a  $Q_{90}$  e;  $Q_{95}$ , vazões cujas probabilidades de serem igualadas ou superadas são de 90% e 95%, respectivamente. (BEZERRA et al., 2013).

Já no estado do Rio de Janeiro – RJ o órgão executor das políticas estaduais do meio ambiente, de recursos hídricos e de recursos florestais, Instituto Estadual do Ambiente – INEA, definiu como vazão de referência, a  $Q_{95}$ . Essa vazão é definida como a vazão que ocorre com uma frequência de 95% do tempo e calcula-se a partir da análise estatística de séries históricas de vazão do curso d'água em causa, ou, na inexistência de série histórica, a partir de estudos de regionalização ou estudos similares disponíveis (INEA, 2018a).

## 2.2. Gestão dos Recursos hídricos

Os estudos envolvendo a definição de uma vazão ecológica têm como objetivo fornecer meios de racionalização do uso dos recursos hídricos em uma bacia. A racionalização é importante para garantir a sustentabilidade de todo o sistema da região. Hardin (1968) afirma que a ausência de regulação de recursos naturais limitados os levam ao colapso, uma vez que a ambição da sociedade leva ao consumo excessivo ou à exaustão dos recursos em troca de compensação financeira.

RAMOS et al. (1989) afirmam que o mau uso de terras ripárias, conflitos no uso das águas e poluição dos recursos hídricos são problemas crescentes ao longo dos anos. Tais inconvenientes promoveram a necessidade da criação da área de gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil.

A gestão dos recursos hídricos no Brasil teve seu primeiro marco legal na assinatura do decreto nº 24643 de 1934, conhecido como Código de Águas. Tal código foi criado para tratar sobre os direitos de propriedade e uso das águas e teve foco no potencial da água como bem econômico e em abundância. Criou cenário favorável para o desenvolvimento da industrialização do país e exploração do aproveitamento energético.

A Constituição Federal de 1988 desconstrói o direito de propriedade privada sobre as águas concedido pelo Código das Águas de 1934 e expressa que se tratam de recursos naturais pertencentes à união ou ao estado, como no artigo 20º: “são bens da União os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham” (BRASIL, 1988) e no artigo 26º “são bens dos Estados as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União” (BRASIL, 1988). A Carta Magna ainda estabelece no artigo 21º, inciso XIX que cabe à União a competência de “instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso” (BRASIL, 1988).

Após nove anos da promulgação foi regulamentado o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal. Surge então no Brasil a Lei nº 9433 de 1997, também conhecida como Lei das Águas, instituindo a Política Nacional de Recursos Hídrico – PNRH. A partir dessa lei a gestão de recursos hídricos obteve expressiva evolução no país, uma vez que estruturou, orientou e modernizou a sua gestão no território nacional (ANA, 2017a).

A Política Nacional de Recursos Hídricos deu ênfase no fato da água se tratar de um recurso natural limitado; assegurou usos prioritários; estimulou o uso múltiplo das águas; estabeleceu a importância da bacia hidrográfica como unidade de planejamento; determinou a gestão descentralizada dos recursos hídricos, envolvendo o poder público, usuários e comunidades; e definiu os instrumentos de gestão.

Os instrumentos de gestão são complementares e importantes para a boa administração da água na bacia hidrográfica. De acordo com o artigo 5º (BRASIL, 1997), os instrumentos da PNRH são:

- Os planos de recursos hídricos;
- O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- A outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- A cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- A compensação a municípios;
- O sistema de informações sobre recursos hídricos.

Os planos de recursos hídricos são planos diretores que orientam a aplicação dos instrumentos por sua grande influência sobre eles. Devem ser planejados para longo prazo e devem conter um diagnóstico da situação atual, análise de cenários de alteração do uso e ocupação do solo, informações sobre os demais instrumentos, entre outros aspectos.

O enquadramento é uma ferramenta que visa garantir a qualidade de água previamente contemplados no plano para usos mais exigentes a que forem destinadas, além de promover ações preventivas que reduzam os custos para evitar a poluição das águas.

A outorga é uma ferramenta que objetiva garantir direitos de acesso qualiquantitativo à água aos usuários cadastrados. Devem ser observadas as prioridades de uso definidas no plano para a outorga de captação, lançamento e aproveitamento de potencial hidrelétrico.

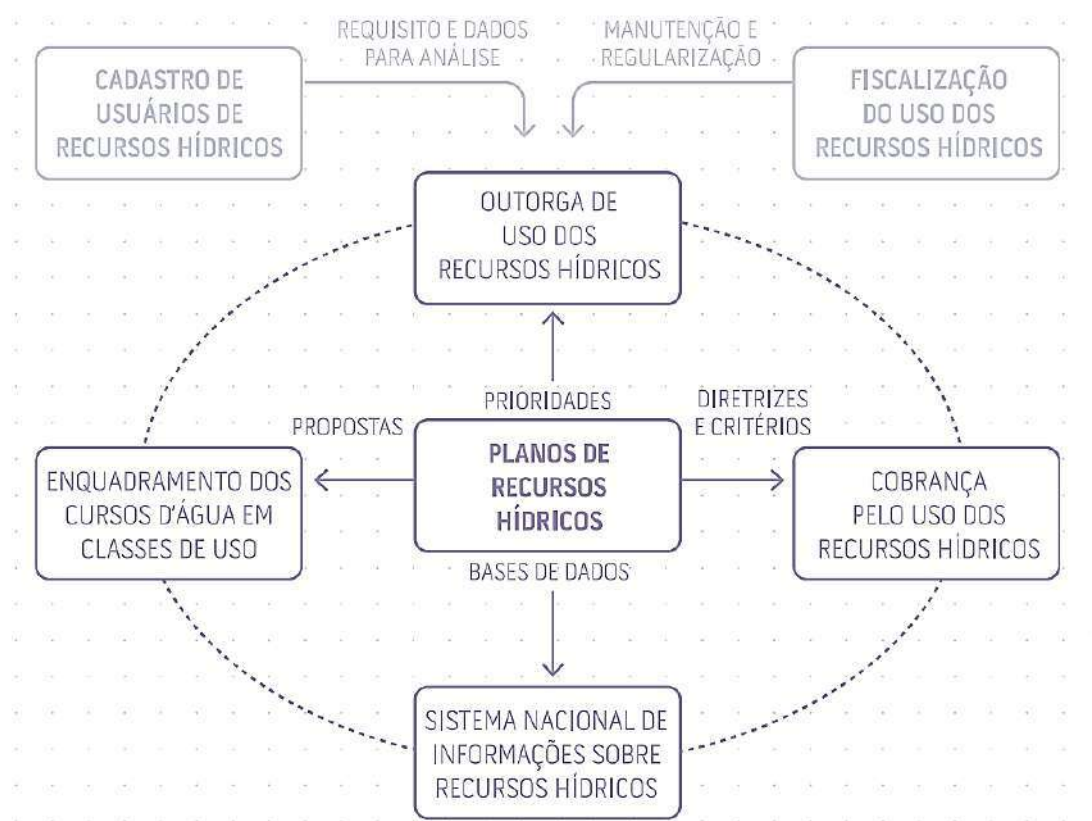
Em termos de cobrança, tal instrumento propõe-se a cobrar pela outorga de maneira a fazer reconhecer o real valor da água como bem econômico, incentivar seu uso racional e obter recursos para ações previstas no plano de recursos hídricos.

Embora a compensação a municípios não se constitua como uma ferramenta, esse instrumento visa compensar suas comunidades por eventual uso do terreno para reservatórios.



O sistema de informações é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos. Deve garantir acesso aos dados pela sociedade, ser coordenado de forma unificada e possuir obtenção e produção de dados e informações descentralizada.

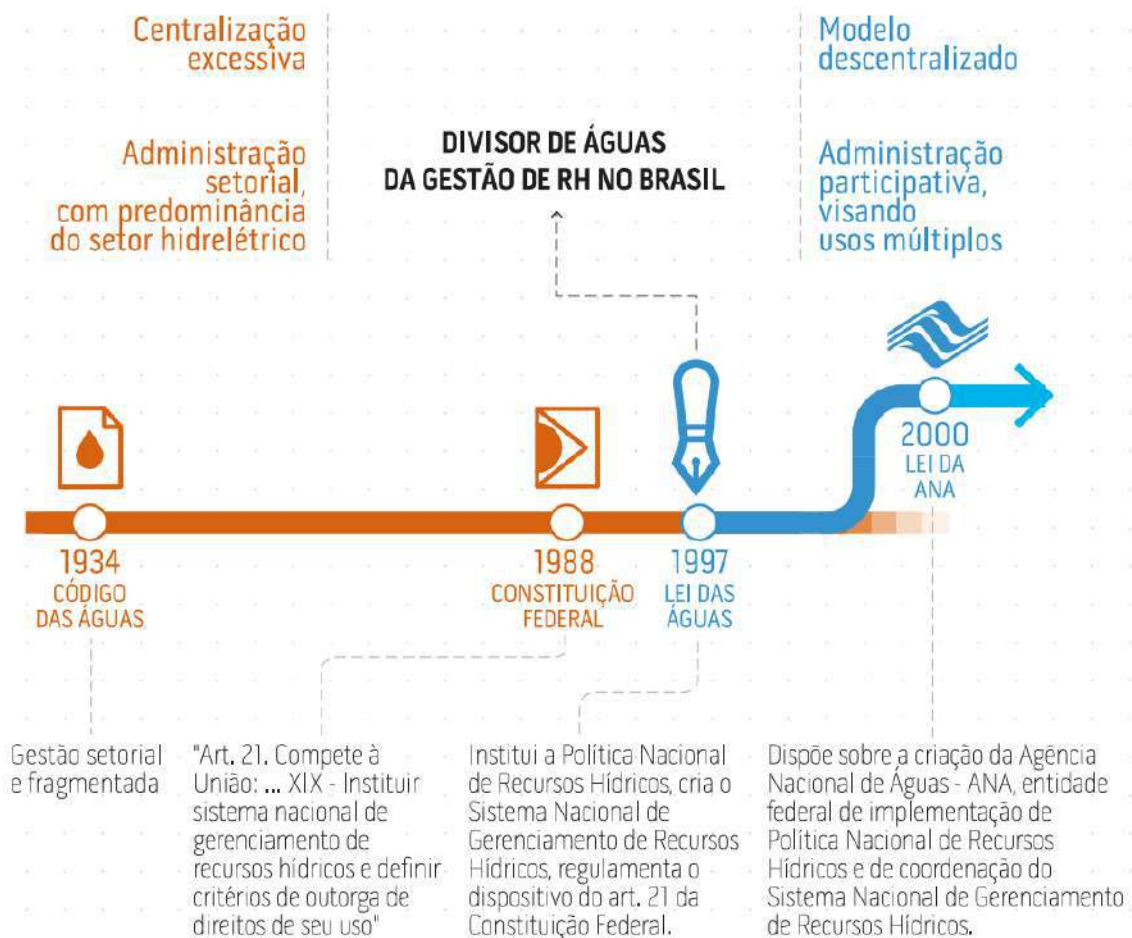
A Figura 3 apresenta uma visão geral de como os instrumentos de gestão de recursos hídricos se complementam e inter-relacionam.



**Figura 3 - Instrumentos da política nacional de recursos hídricos.**  
 Fonte: ANA, 2017a.

Logo após a normatização da gestão de recursos hídricos, foi estabelecida a criação de uma entidade federal responsável por, entre outras atividades, a implementação da Lei das Águas. A entidade denominada Agência Nacional de Águas – ANA tem como funções aplicar os instrumentos de gestão dos recursos hídricos previstos na PNRH aos corpos de água de domínio da União (BRASIL, 2000).

A Figura 4 resume, de forma infográfica, a evolução dos aspectos jurídicos e normativos da gestão de recursos hídricos na história do Brasil. Destaca ainda os principais pontos de cada um dos marcos legais e mostra suas características.



**Figura 4 - Principais fatos históricos da gestão de recursos hídricos no Brasil.**

Fonte: ANA, 2017a.

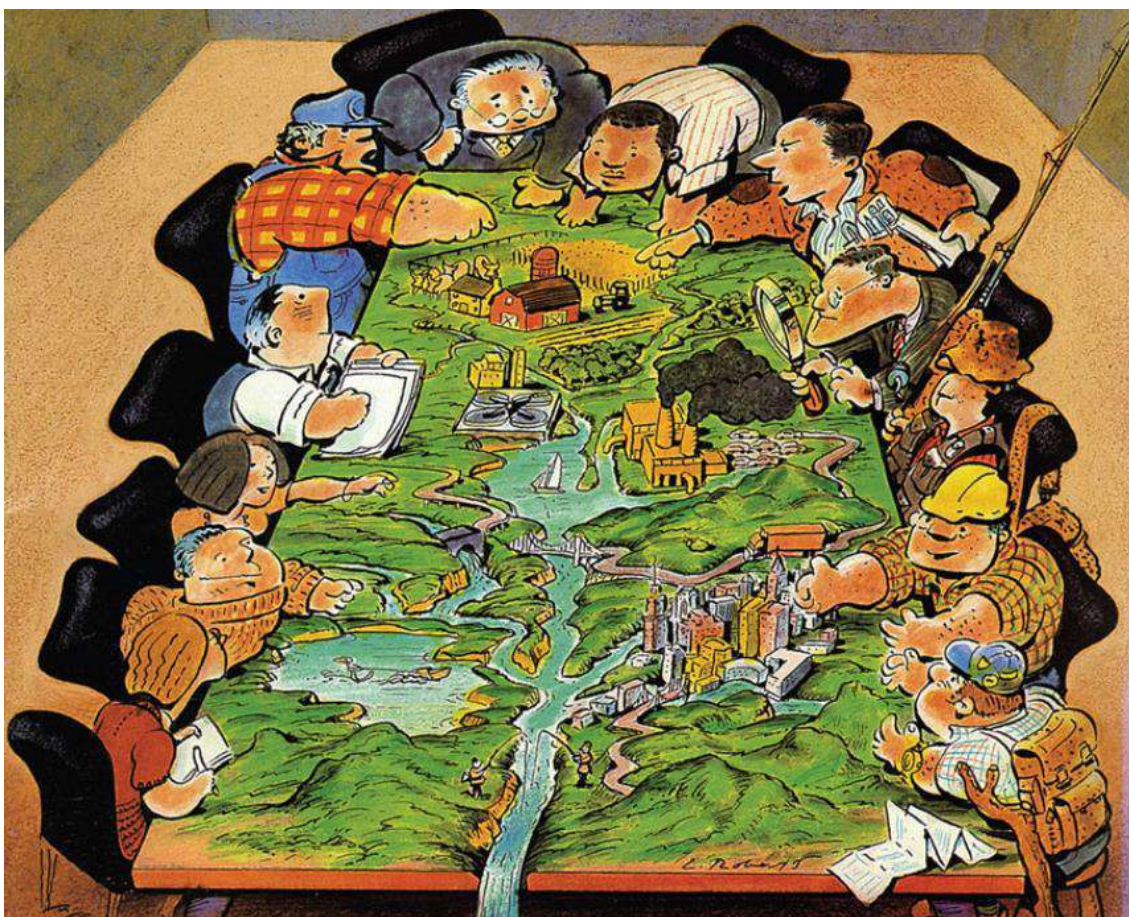
A nível estadual, a Lei nº 3239 de 1999 instituiu a política estadual de recursos hídricos no estado do Rio de Janeiro. A legislação reafirmou o que estabelecido na PNRH, modificou as normas de alguns instrumentos além de estabelecer duas novas ferramentas em relação à legislação federal, o Plano Estadual De Recursos Hídricos – PERHI e o programa estadual de conservação e revitalização de recursos hídricos (RIO DE JANEIRO, 1999).

Através do plano estadual de recursos hídricos se estabelece uma divisão do território em regiões hidrográficas e as diretrizes do plano de recursos hídricos à nível estadual, englobando as bacias hidrográficas nele contidas. Determinou prazo de atualização contemplando necessidades das bacias hidrográficas e os aspectos necessários para sua elaboração.

Já o programa estadual de conservação e revitalização de recursos hídricos constitui um instrumento de organização da ação governamental visando a realização dos objetivos contemplados no PERHI e no plano plurianual. O programa visa

proporcionar a revitalização sob a ótica do ciclo hidrológico através do manejo dos elementos do meio físico e biótico, tendo a bacia hidrográfica como unidade de planejamento.

No contexto da participação da sociedade no processo de gestão dos recursos hídricos, os comitês de bacia hidrográfica se mostram como estruturas integradoras com escala local. Conforme ilustrado na Figura 5, a composição desses comitês incorpora membros dos diversos níveis de governo, usuários dos recursos hídricos da bacia e sociedade civil de forma a garantir os interesses dos diversos agentes envolvidos para aplicação das ferramentas de gestão. As decisões tomadas no âmbito dos comitês são participativas de forma a contemplar os múltiplos aspectos da gestão hídrica (BRASIL, 1997; PORTO; PORTO, 2008).



**Figura 5 - Representação dos diversos setores interessados participando na gestão e planejamento dos recursos hídricos em um comitê de bacia hidrográfica**  
Fonte: Loucks; van Beek, (2017)










### 2.3. Qualidade das águas

De acordo com Von Sperling (2014), no meio ambiente, a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Enquanto a qualidade desejável para uma determinada água é função do seu uso previsto, sendo principais usos: abastecimento doméstico, abastecimento industrial, irrigação, dessedentação de animais, preservação da flora e da fauna, recreação e lazer, criação de espécies, geração de energia elétrica, navegação, harmonia paisagística e diluição e transporte de despejos.

A alteração da qualidade das águas é função da introdução de poluentes no meio aquático que podem ser de origem pontal ou difusa. A poluição pontual se dá pelo lançamento individualizado em um ponto do corpo hídrico, como esgotos ou efluentes industriais. Esse tipo de poluição é de mais fácil identificação e controle. Já a poluição difusa não possuem um ponto específico e ocorrem ao longo do corpo hídrico, como em regiões agrícolas e drenagem pluvial (BRAGA et al., 2005).

Com a finalidade de regular os múltiplos usos da água foi criada a resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. A resolução estabeleceu classes de enquadramento para águas doces, salobras e salgadas, além de parâmetros de qualidade de água máximos e usos previstos para cada classe, conforme Figura 6. Para águas doces, definidas como águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, foram estabelecidas as classes: especial, 1, 2, 3 e 4 em ordem crescente de restrição (BRASIL, 2005).



USOS DAS ÁGUAS DOÇES	CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
	Especial	1	2	3	4
 PRESERVAÇÃO DO EQUILÍBRIO NATURAL DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS	Mandatário em UC de Proteção Integral				
 PROTEÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS		Mandatário em Terras Indígenas			
 RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO					
 AQUICULTURA					
 ABASTECIMENTO PARA CONSUMO HUMANO	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
 RECREAÇÃO DE CONTATO SECUNDÁRIO					
 PESCA					
 IRRIGAÇÃO		Hortaliças cruas ou frutas com película	Hortaliças, frutíferas, parques, jardins e campos	Culturas arbóreas, cerealíferas ou forrageiras	
 DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS					
 NAVEGAÇÃO					
 HARMONIA PAISAGÍSTICA					

**Figura 6 - Classes de enquadramento dos corpos de água doce segundo os usos.**

Fonte: ANA, 2017a.

As classes de enquadramento trazem consigo, além dos usos para cada classe, características físico químicas através de parâmetros de qualidade de água. Há diversos parâmetros constantes na resolução que tem como finalidade analisar uma vasta gama de possíveis fontes de contaminação.

Entretanto, destaca-se a importância de alguns para fins de gestão do saneamento, as concentrações de Oxigênio Dissolvido - OD, Demanda Bioquímica de

Oxigênio – DBO, nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato e fósforo total. As concentrações limites para cada classe são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1 - Concentrações limite para cada classe de enquadramento**

<b>Parâmetro</b>	<b>Classe</b>	<b>Concentração (mg/L)</b>
Oxigênio dissolvido	Classe 1	6,0
	Classe 2	5,0
	Classe 3	4,0
	Classe 4	2,0
Demanda bioquímica de oxigênio (5 dias a 20°C)	Classe 1	3,0
	Classe 2	5,0
	Classe 3	10,0
	Classe 4	10,0
Nitrogênio amoniacal total <sup>1</sup>	Classe 1	3,7
	Classe 2	3,7
	Classe 3	13,3
	Classe 4	13,3
Nitrito	Classe 1	1,0
	Classe 2	1,0
	Classe 3	1,0
	Classe 4	1,0
Nitrato	Classe 1	10,0
	Classe 2	10,0
	Classe 3	10,0
	Classe 4	10,0
Fósforo total <sup>2</sup>	Classe 1	0,1
	Classe 2	0,1
	Classe 3	0,15
	Classe 4	0,15

Fonte: BRASIL (2005).

Observação: <sup>1</sup> utilizou-se a concentração para pH ≤ 7,5.

<sup>2</sup> utilizou-se a concentração para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários.

Além das classes de enquadramento, a CONAMA 357 estabelece ainda padrões para o lançamento de efluentes em corpos de água, porém com pouca clareza quanto à concentração de DBO. Entretanto a resolução CONAMA 430 altera a resolução anterior ao estabelecer condições de lançamento específicas, das quais se destacam: para efluentes em geral, remoção mínima de 60% de DBO; e, especificamente para

efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, uma concentração máxima de 120 mg/L, exceto quando o tratamento promova remoção de 60% de DBO. Em ambas, a concentração permitida de nitrogênio amoniacal total é de 20 mg/L e não há disposição sobre a concentração limite de fósforo, nutrientes chave para condições de eutrofização (BRASIL, 2011).

No Rio de Janeiro, o INEA instituiu padrões próprios de lançamento de efluentes líquidos através da Norma Técnica – NT 202.R-10, onde destaca-se a limitação da concentração de amônia a 5 mg/L para corpos lóticos. Além de criar uma limitação de 10 mg/L para nitrogênio total e 1 mg/L para fósforo total para lançamento em corpos d'água contribuintes de lagoas (INEA, 1986).

O INEA estabeleceu, através da DZ 215.R-4 as exigências de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial, incluindo Estações de Tratamento de Esgoto - ETEs. Tanto a eficiência mínima de remoção percentual quanto os limites de concentração máxima permitidas para lançamento de efluentes em corpo receptor são estabelecidos em função da carga orgânica bruta conforme apresentado na Tabela 2. A contribuição *per capita* considerada pela diretriz é de 0,054 kg DBO (INEA, 2007).

**Tabela 2 - Eficiências de remoção e concentrações máximas em função da carga orgânica bruta**

<b>Carga orgânica bruta (C)</b> (kg DBO/dia)	<b>Eficiência mínima de remoção</b> (%)	<b>Concentração máxima de DBO</b> (mg O <sub>2</sub> /l)
C ≤ 5	30	180
5 < C ≤ 25	65	100
25 < C ≤ 80	80	60
C > 80	85	40

Fonte: Elaboração própria a partir de (INEA, 2007).

## 2.4. Esgoto

Os esgotos sempre foram um grave problema para as sociedades e, com o desenvolvimento de centros urbanos, o saneamento se tornou necessário por conta da saúde pública. Historicamente, efluentes eram despejados nos corpos hídricos mais próximos. No entanto, percebeu-se que os corpos receptores possuem capacidade limitada de absorver poluição. Isso levou à concepção de sistemas para promoverem o

encaminhamento dos esgotos à estruturas de purificação antes do seu lançamento (SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 2003).

Jordão & Pessoa (2017) afirmam que os efluentes sanitários possuem uma pequena fração de sólidos presentes em sua constituição, 0,08%; o restante, 99,92% é água. Entretanto, essa pequena contribuição de material sólido é responsável pelos problemas associados à saúde pública, ao meio ambiente entre outros. Na Tabela 3 é possível observar as contribuições e concentrações usuais dos principais constituintes dos esgotos sanitários.

**Tabela 3 - Características físico-químicas dos esgotos sanitários**

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração (mg/L, exceto pH)	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
SÓLIDOS TOTAIS	120–220	180	700–1350	1100
Em suspensão	35–70	60	200–450	350
Fixos	7–14	10	40–100	80
Voláteis	25–60	50	165–350	320
Dissolvidos	85–150	120	500–900	700
Fixos	50–90	70	300–550	400
Voláteis	35–60	50	200–350	300
Sedimentáveis	–	–	10–20	15
MATÉRIA ORGÂNICA				
DBO5	40–60	50	250–400	300
DQO	80–120	100	450–800	600
DBO última	60–90	75	350–600	450
NITROGÊNIO TOTAL	6,0–10,0	8	35–60	45
Nitrogênio orgânico	2,5–4,0	3,5	15–25	20
Amônia	3,5–6,0	4,5	20–35	25
Nitrito	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Nitrato	0,0–0,3	≈ 0	0–2	≈ 0
FÓSFORO	0,7–2,5	1	4–15	7
Fósforo orgânico	0,7–1,0	0,3	1–6	2
Fósforo inorgânico	0,5–1,5	0,7	3–9	5
PH	-	-	6,7–8,0	7
ALCALINIDADE	20–40	30	100–250	200
METAIS PESADOS	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
COMPOSTOS ORGÂNICOS TÓXICOS	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0

Fonte: Von Sperling (2014b)



Tais parâmetros são importantes para a caracterização prévia do efluente, de maneira a determinar as tecnologias mais adequadas para cada composição de esgoto afluente. Assim como para monitoramento de redução de carga poluidora e operação adequada do sistema.

De acordo com a ABNT (1986), norma que fundamenta o estudo e concepção de sistemas de esgoto sanitário, o esgoto possui as seguintes definições:

- Esgoto sanitário é definido como dejetos líquidos constituídos de esgotos doméstico, industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária;
- Esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas;
- Esgoto industrial é o despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos;
- Água de infiltração é toda água, proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações;
- Contribuição pluvial parasitária é a parcela de deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede coletora de esgoto sanitário.

Os Sistemas de Esgotamento Sanitário – SES podem ser individuais ou coletivos. As soluções individuais, ou ainda descentralizadas, são um conjunto composto por um tanque séptico seguido de unidades complementares com uma disposição final por infiltração ou lançamento em corpo hídrico (BRASIL, 2015).

Quando coletivos, podem ser concebidos e projetados como unitário, misto ou separador absoluto. No Brasil, o sistema separador absoluto é o modelo de transporte de esgotos previsto em normatização. Nesse sistema, os esgotos gerados nos domicílios e indústrias, desde que autorizadas pela companhia de saneamento, são transportados juntamente com águas de infiltração pelas redes coletoras e encaminhados para estações de tratamento (ABNT, 1986; TSUTIYA; ALÉM SOBRINHO, 2011).

Os sistemas separadores absolutos são compostos por diversos componentes, dos quais se ressaltam: as redes coletoras, coletores troco e interceptores emissários, que possuem função de transportar esgoto ao destino final; as estações elevatórias e linhas de recalque para bombear esgoto para outras bacias, elevar o nível de terreno da tubulação, travessias de rios, rodovias, etc.; e a estação de tratamento onde o efluente é devidamente tratado antes de ser disposto em corpos hídricos (BRASIL, 2015).

Estações elevatórias de esgoto são necessárias em casos onde há terrenos planos, áreas com soleira baixa, transposição de esgoto entre bacias, descarga de interceptores, emissários ou ETEs em corpos receptores, por exemplo. Embora novas tecnologias tenham surgido para otimizar sua operação, os custos envolvidos,

principalmente na operação são elevados devido ao consumo de energia elétrica (TSUTIYA; ALÉM SOBRINHO, 2011).

Uma vez captados e destinados à uma estação de tratamento, o esgoto passa então por uma série de etapas de tratamento. Dentre as etapas há diversas opções de tecnologias que podem ser aplicadas com os objetivos reduzir a concentração de constituintes que impactam ambientalmente o corpo receptor e atender às legislações vigentes que dispõe sobre lançamentos em corpos hídricos (VON SPERLING, 2014b).

## **2.5. Tratamento de esgotos**

A forma de tratar esgotos evoluiu consideravelmente desde as mais tecnológicas mais simplificadas e que ocupavam grandes áreas. Para resolver esse problema, foram desenvolvidos métodos para acelerar os processos, diminuir a área requerida e aumentar a eficiência. Inicialmente, o tratamento visava remover material suspenso, carga orgânica e organismos patogênicos. (METCALF; EDDY, 2014).

Atualmente, procura-se remover, além desses, outros constituintes que possam causar danos à saúde pública e ao meio ambiente. Jordão e Pessôa (2017) consideram alguns fatores básicos para adoção de tecnologias: grau de tratamento necessário; possível reúso de água; disponibilidade financeira; fator custo/benefício; facilidade operacional; consumo energético; características do esgoto afluente; geração de lodo no processo; características geográficas; disponibilidade de terreno e topografia; questões iminentemente locais; e fragilidade ambiental local.

Definidos os requisitos básicos a serem atendidos, a definição dos processos de tratamento de esgotos em uma estação pode ser classificada em diferentes níveis de remoção (VON SPERLING, 2014b; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005):

- Preliminar, para sólidos grosseiros e areia;
- Primário, para sólidos suspensos e matéria orgânica sedimentáveis;
- Secundário, para matéria orgânica não sedimentável e dissolvida;
- Terciário, para remoção de nutrientes, organismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos remanescentes.

A seguir, na Tabela 4, são apresentadas as faixas de remoção de DBO das principais tecnologias utilizadas no Brasil, levando em consideração as tecnologias apresentadas na Norma Brasileira NBR 12209 (ABNT, 2011) e principais fontes nacionais utilizadas para dimensionamento de estações de tratamento de esgotos.

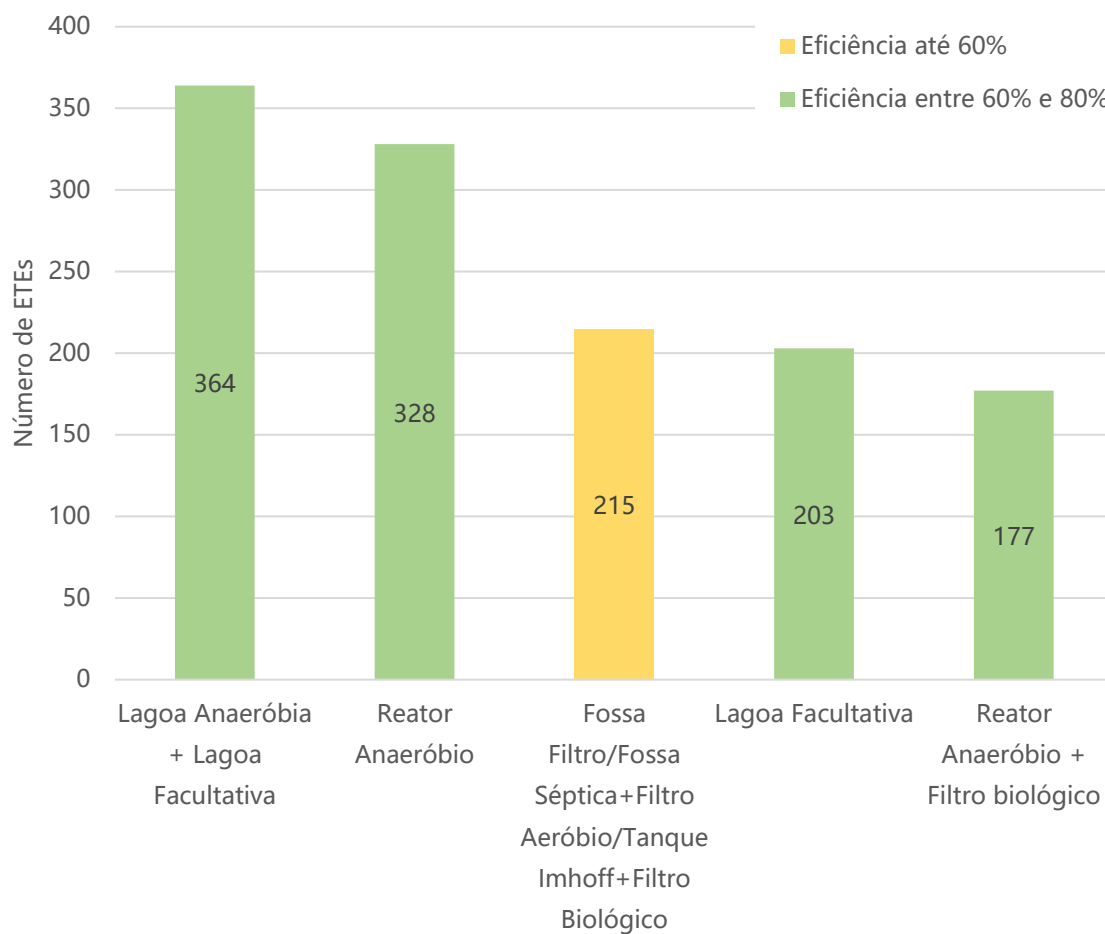
**Tabela 4 - Eficiência de remoção de DBO por tecnologia de tratamento**

Tratamento		Remoção DBO (%)
Primário	Decantador primário	25 a 30
	CEPT	40 a 55
	UASB	45 a 85
Secundário	LA convencionais	85 a 95
	LA com nitrificação	90 a 95
	LA de alta taxa	80 a 90
	LA de aeração prolongada	90 a 95
	FBP alta taxa	80 a 90
	FBP baixa taxa	80 a 90
	Reator Biológico de Contato	90
	Biofiltro Aeróbio Submerso	95
	Filtro Aeróbio Submerso	90
Decantador secundário	Não se aplica	
Lagoas	Lagoa anaeróbia	50 a 60
	Lagoa aerada	90 a 95
	Lagoa facultativa	75 a 85
	Lagoa de maturação	90 a 95
	Lagoa de polimento	75 a 85

Fonte: Elaboração própria a partir de Jordão e Pessoa (2017), Von Sperling (2016).

No Brasil, os sistemas mais comumente encontrados são: lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa, também conhecido como sistema australiano, contabilizando 364 estações; 328 com reatores anaeróbios; 215 com tanques sépticos associados a filtros anaeróbios; 203 com apenas lagoas facultativas; 177 unidades com associação de reatores anaeróbios com filtros biológicos, conforme Figura 7. Em termos geográficos, depreende-se que o sistema australiano é comum na região Sudeste, enquanto nas demais regiões, os reatores anaeróbios são mais predominantes (ANA, 2017b).

**Figura 7 - Processos de tratamento mais utilizados por número de estações de tratamento de esgoto**



Fonte: ANA, 2017a.

De acordo com Chernicharo et al. (2018), do total de 1.667 ETEs instaladas nas regiões mais populosas (Centro-Oeste, Sudeste e Sul) do Brasil, 90% das ETEs possuem reatores anaeróbios, sistemas de lagoas de estabilização ou lodos ativados como etapas de tratamento.

## 2.6. Reúso

De acordo com as metas que compõe o sexto ODS, salienta-se a 6.4 que visa:

Até 2030, aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores e assegurar retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez de água, e reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água (ONU, 2015).

Essa meta, assim com a Lei das Águas (BRASIL, 1997) remetem à conservação e uso racional dos recursos hídricos. Dessa forma, o conceito de reúso de água implica no aproveitamento de recursos hídricos ora a nível macro ora localizado, a depender da escala, visando a otimização do seu uso. No Brasil, há uma tendência ao reúso em áreas urbanas, para uso doméstico (prioritariamente em edificações) e industrial; e em áreas agrícolas para irrigação (JORDÃO; PESSÔA, 2017). As principais aplicações são:

- Irrigação de áreas cultiváveis (agricultura);
- Aspersão de áreas de partes e campos esportivos (golfe, futebol, jôquei);
- Recarga de aquíferos;
- Reúso industrial;
- Uso domiciliar e comercial como água não potável;
- Uso público (lavagem de ruas, rega de jardins, combate a incêndio);
- Uso na construção civil;
- Reúso nas próprias atividades do setor de saneamento;
- Reservação para fins recreacionais;
- Uso residencial como água potável.

Haak, Sundaram e Pagilla (2018) afirmam que o reúso de efluentes categoriza-se como uma ferramenta de gestão de recursos hídricos que otimiza o uso da água, intensifica a resiliência a crises hídricas e tem potencial para aumentar em quase duas vezes a disponibilidade hídrica da bacia. Já Dalezios, Angelakis e Eslamian (2018) afirmam que o reúso de água será um elemento primordial para o desenvolvimento de estratégia sustentáveis para a gestão hídrica.

Atualmente já existem tecnologias suficientes para fornecer água para qualquer tipo de uso a partir da água produzida em ETEs, até mesmo reúso direto potável. Cingapura, Califórnia e Israel são líderes mundiais em tratamento de esgoto e reúso, uma vez que dispõe de processos altamente tecnológicos para produção de água de reúso de alta qualidade. Com o aumento da cobertura de esgotamento sanitário acrescido à mudanças na legislação nacional esse percentual pode aumentar no futuro (ANGELAKIS; GIKAS, 2014).

Nesse contexto, a redução da disponibilidade hídrica nos mananciais de captação faz com que as estações de tratamento de esgotos se configurassem como uma fonte atrativa para reúso de efluentes por (TAKASHI ASANO et al., 2015):

- Substituir o uso de água potável para aplicações que não querem altos níveis de qualidade de água (fins pouco nobres);
- Aumentar a disponibilidade de água nos mananciais e promover uma alternativa para usos atuais e futuros;

- Proteger os ecossistemas aquáticos ao diminuir a captação de água doce e reduzir o lançamento de poluentes remanescentes do tratamento dos esgotos;
- Reduzir a necessidade de estruturas de controle nos corpos hídricos, tais como barragens;
- Contemplar com regulamentações ambientais por otimizar o consumo de água e lançamento de esgotos.

Historicamente, o reúso existe há milênios, sendo a primeira evidência datada de aproximadamente há 5000 anos, em Creta. Há registros mais recentes na Europa com “fazendas de esgoto” na Alemanha, no século XVI e no Reino Unido no século XVII. Com o desenvolvimento das cidades, e conseqüente concentração da população em centros urbanos, o reúso indireto não planejado de esgotos não tratados se disseminou e culminou em epidemias catastróficas como a cólera e febre tifoide entre as décadas de 1840 e 1850. Os programas para reúso planejado só começaram mais tarde na Califórnia, EUA, em 1918 quando a primeira regulamentação sobre reúso foi promulgada. (ASANO; LEVINE, 1996).

Décadas após o inovador marco da regulação californiana sobre reúso para irrigação, a OMS publicou diretrizes com requisitos de tratamento e qualidade para o reúso de água voltado, principalmente para países em desenvolvimento. A partir de então, diversos países, com Itália (1977), Israel (1978), Tunísia (1989), França (1991), México (1996), Austrália (1999), Chipre (2005), Portugal (2006), inclusive a OMS lançou normatizações dispendo sobre o tema. Destaca-se os Estados Unidos, cujos estados Califórnia, Flórida e Arizona e sua agência ambiental USEPA, lançaram diretrizes próprias às especificidades regionais (ANGELAKIS et al., 2018).

No Brasil ainda não há legislação a nível nacional norteadando a prática do reúso de efluentes sanitários. A primeira diretriz normativa a tratar do assunto foi a NBR 13969 que trata sobre tanques sépticos e, em um dos itens apresenta o reúso local como “apenas uma extensão do tratamento de esgotos”. Além de definir as classes apresentadas na Tabela 5, define parâmetros físico-químicos para sua utilização (ABNT, 1997).

**Tabela 5 - Padrões de qualidade estabelecido na NBR 13969/1997 para reúso local**

<b>Classes</b>	<b>Usos</b>	<b>Parâmetros</b>
Classe 1	Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Turbidez &lt; 5 NTU</li> <li>• Coliformes fecais &lt; 200 NMP/100 mL</li> <li>• Sólidos dissolvidos totais &lt; 200 mg/L</li> <li>• pH 6,0 a 8,0</li> <li>• Cloro residual: 0,5 a 1,5 mg/L</li> </ul>
Classe 2	Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Turbidez &lt; 5 NTU</li> <li>• Coliformes fecais &lt; 500 NMP/100 mL</li> <li>• Cloro residual &gt; 0,5 mg/L</li> </ul>
Classe 3	Reúso nas descargas dos vasos sanitários	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Turbidez &lt; 10 NTU</li> <li>• Coliformes fecais &lt; 500 NMP/100 mL</li> </ul>
Classe 4	Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Coliformes fecais &lt; 5.000 NMP/100 mL</li> <li>• Oxigênio dissolvido &gt; 2,0 mg/L</li> </ul>

Fonte: ABNT (1997).

Posteriormente, com o avanço da discussão sobre reúso, o tema foi amplamente pesquisado pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. Esse programa lançou uma publicação estabelecendo, dentro outras discussões, orientações para o reúso urbano de esgotos sanitários. Os padrões sugeridos são enumerados por categoria na Tabela 6.

**Tabela 6 Padrões de qualidade sugeridos pela PROSAB para usos urbanos de esgotos sanitários**

<b>Categoria</b>	<b>Usos</b>	<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)</b>	<b>Ovos De Helmitos (unid./L)</b>
Uso irrestrito	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios)</li> <li>• Usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público</li> <li>• Limpeza de ruas</li> <li>• Outros usos com exposição similar</li> </ul>	$\leq 200$	$\leq 1$
Uso restrito	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Irrigação (parques, canteiros de rodovias, etc.)</li> <li>• Usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público</li> <li>• Abatimento de poeira em estradas vicinais</li> <li>• Usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, etc.)</li> </ul>	$\leq 1 \times 10^4$	$\leq 1$
Uso predial	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Descargas de toaletes</li> </ul>	$\leq 1 \times 10^3$	$\leq 1$

Fonte: Florencio, Bastos e Aisse (2006).

Notadamente há ainda outros normativos legais que dispõem sobre o assunto, embora não definam padrões de qualidade, como a PNRH (BRASIL, 1997) e as resoluções Nº 54/2005 e Nº 121/2010 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Mais recentemente, as resoluções conjuntas do município de Campinas/SP (2015), estado do Ceará (2017) e São Paulo (2017), assim como o programa Interáguas (BRASIL, 2018b) abordaram o reúso determinando diretrizes e parâmetros de qualidade mínimos a serem atendidos de acordo com o uso.

Embora o país seja referência como detentor da maior parcela de água doce do mundo, grande parte dessa água está alocada na região com menor adensamento populacional. Enquanto a maior parte da população está distribuída em pequenos centros urbanos que passam por crescentes crises hídricas, com destaque à mais recente na região metropolitana de São Paulo (MARENGO et al., 2015).

Dessa forma, o reúso, apesar de se apresentar como uma solução economicamente sustentável e ambientalmente desejável, na prática, mostra-se insipiente no Brasil. O recente amadurecimento da consciência de conservação de água no Brasil, somado ao atraso do país em relação às metas de universalização contribuíram para o atual estado da prática de reúso (ARAUJO; SANTOS; SOUZA, 2017; OBRACZKA et al., 2017; SILVA JUNIOR et al., 2019).



Somando-se a esses fatores, a falta de regulamentação no setor afasta potenciais consumidores interessados na utilização desse produto da ETE. Além, da falta de planejamento agravam ainda mais a situação, uma vez que, em sua maioria, as estações de tratamento de esgotos foram projetadas para atender às legislações ambientais e lançar o efluente nos corpos receptores mais próximos (SILVA JUNIOR, 2019).

## 3. Impactos do lançamento de efluentes em corpos hídricos

Esta sessão foi dedicada a explicar conceitos do impacto do lançamento de efluentes em corpos hídricos. Inicialmente foram abordados temas relacionados às externalidades da poluição em corpos hídricos para o entendimento da dimensão do problema. Posteriormente foram apresentados conceitos técnicos sobre: a mecânica envolvida no despejo de efluentes em rios; representação dos fenômenos na natureza através da modelagem matemática; os modelos computacionais disponíveis e; por fim, o modelo QUAL-UFMG, tão como a justificativa para sua escolha.

### 3.1. Externalidades da poluição em corpos hídricos

O nível de tratamento interfere diretamente na qualidade do efluente, seja pela redução de carga orgânica, concentração de nutrientes tais como nitrogênio e fósforo, ou ainda de microrganismos patogênicos. Além de impactar diretamente na qualidade de água do corpo hídrico receptor, nível de tratamento da estação está relacionada ao risco de transmissão de doenças para os usuários a jusante dos pontos de lançamento (JORDÃO; PESSÔA, 2017; MYRMEL et al., 2006; VON SPERLING, 2014b).

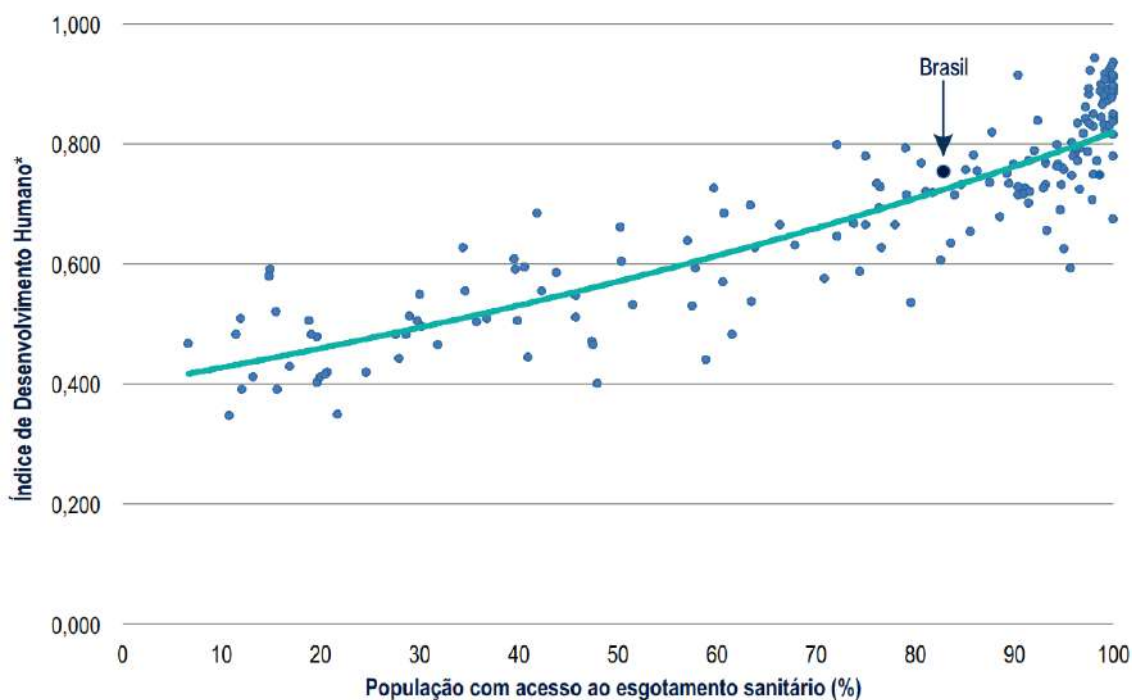
Govender, Barnes e Pieper (2011) concluíram que poluição hídrica advinda do saneamento inadequado contribui para a piora da saúde pública em regiões pobres da África do Sul. Também confirmou os estudos de Armitage et al., 2009 e Carden et al., 2008 que revelam que o esgotamento sanitário possui baixo grau de prioridade em comunidades pobres na África do Sul.

Os impactos da falta de saneamento na saúde da população e na qualidade de vida são notáveis. A relação de poluição hídrica por esgotamento sanitário e morbidade por doenças de veiculação hídrica, tais como diarreia, dengue, hepatite, leptospirose. Diversos estudos investigaram e comprovaram tal correlação. (FERREIRA et al., 2016; MOURA et al., 2010; PAIVA; SOUZA, 2018; SILVA et al., 2017).

Teixeira e Guilhermino (2006) sugeriram que a ampliação do atendimento por serviços de esgotamento diminuiria as taxas de mortalidade infantil e aumentaria esperança de vida ao nascer. Rasella (2013) demonstra que programas de saneamento

básico devem ter foco em áreas de maior vulnerabilidade para garantir efetiva melhoria na saúde pública e redução da mortalidade da população.

A Figura 8 apresenta a relação entre a porcentagem da população com acesso ao serviço de esgotamento sanitário e o relativo Índice de Desenvolvimento Humano – IDH no mundo. É possível observar no gráfico uma grande tendência de melhoria do IDH à medida que os serviços de saneamento são devidamente prestados.



**Figura 8 - Relação entre acesso ao esgotamento sanitário e IDH em 2014.**

Fonte: TRATA BRASIL, 2018 (apud: UNICEF, WHO E UNDP, 2015).

Os prejuízos não se resumem apenas à saúde pública e ambientais, mas também econômicos. Estima-se ainda que os prejuízos devido à não-universalização do saneamento são da ordem de R\$ 76,1 bilhões por ano. O turismo é uma atividade que depende de boas condições ambientais para seu desenvolvimento e sofre com a falta de saneamento e a perda é da ordem de R\$ 2,1 bilhões. No Brasil é um dos segmentos da economia com maior impacto, sendo responsável por 8,5% do Produto Interno Bruto - PIB brasileiro em 2016. (TRATA BRASIL, 2018; WTTC, 2017).

A atividade turística possui relação direta com o meio ambiente e se apropria dos recursos naturais para prestar serviços e obter retorno econômico. À medida que o turismo não se desenvolve de maneira sustentável, causa impactos danosos o meio ambiente. Dessa forma, o turismo sofre as próprias consequências ao tornar a região

menos atrativa e diminuir a atividade turística (VIEIRA; ARAÚJO, 2015; ZHONG et al., 2011).

### **3.2. Despejo de efluentes**

Para entender a dinâmica bioquímica presente nos corpos d'água é importante entender que existe um equilíbrio natural entre a produção e consumo de nutrientes no corpo hídrico. A fotossíntese e respiração, assim como outras reações ocorrem devido à presença de elementos como carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo, entre outros. Entretanto, quando há um desequilíbrio nas condições naturais as reações consomem os nutrientes disponíveis na água para retornar ao estado inicial (BRAGA et al., 2005).

O parâmetro oxigênio dissolvido é um componente crítico para a vida aquática. Quando ocorre o despejo de grandes quantidades de matéria orgânica biodegradável em corpos d'água, o oxigênio dissolvido é consumido pelas reações cinéticas e pelos microrganismos. A redução dessa concentração afeta diretamente as condições de vida do ecossistema local de forma que baixas concentrações de OD podem ser fatais aos peixes (ROBINSON; WARD, 2017).

Como visto na sessão 2.3 sobre qualidade das águas, há diversas legislações que determinam concentrações limites para despejo e enquadramento de corpos d'água. Para fins de cumprimento da legislação entende-se que existe uma zona de mistura, região do corpo receptor onde ocorre a diluição inicial de um efluente” (BRASIL, 2005). Essa zona de mistura compreende um volume do rio para que haja a completa dispersão nas direções longitudinais do corpo d'água.

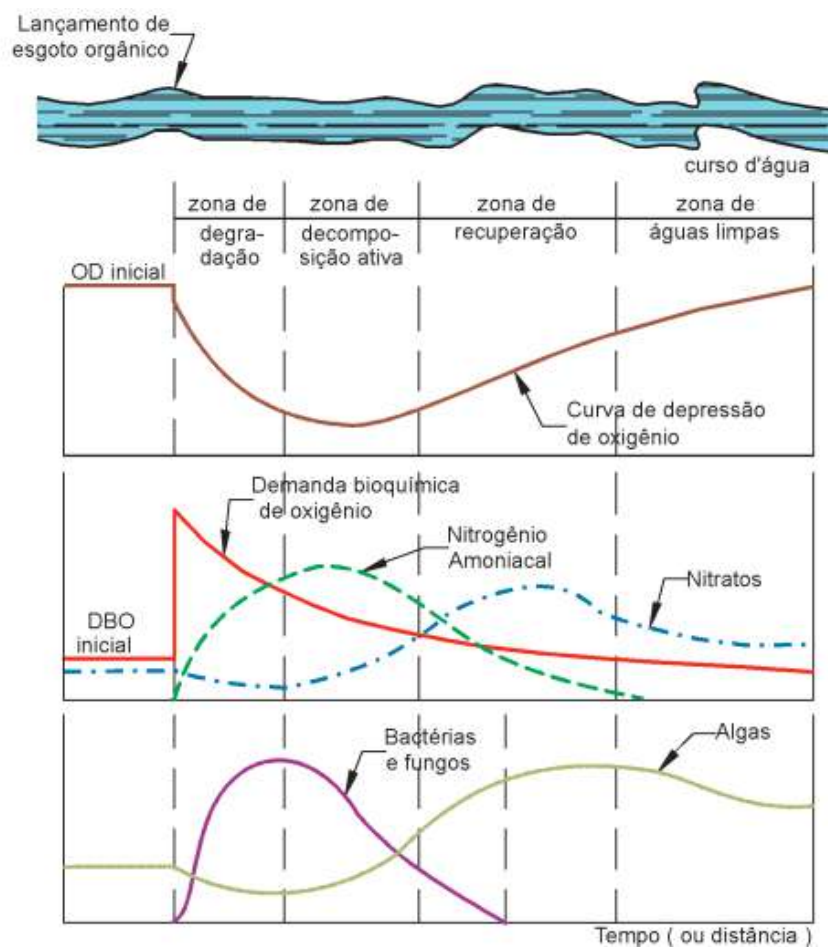
A dispersão de efluentes ocorre a partir da mistura pela velocidade e pela difusão molecular responsáveis por equilibrar a concentração em todo o volume de controle. Entretanto, há ainda processos de conversão dos nutrientes existentes no processo que consistem na diminuição da concentração de alguns constituintes e aumento na concentração de outros. Esses processos são denominados como cinética das reações de produção e consumo e serão mais detalhados a seguir.

Esses processos são comuns na natureza e são responsáveis pelo equilíbrio do ecossistema. Em rios, existe o clássico processo de autodepuração, descrito por Von Sperling (2014a) como “o reestabelecimento no equilíbrio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes”.

Esse processo é composto por etapas e, associado ao conceito de zona de mistura, as zonas de autodepuração são partes do processo. Seu desenvolvimento ocorre ao longo do tempo e, dadas as características unidimensionais do escoamento fluvial, ao longo do comprimento do rio. O processo de autodepuração é dividido em quatro zonas (VON SPERLING, 2014a):

- Zona de degradação;
- Zona de decomposição ativa;
- Zona de recuperação;
- Zona de águas limpas.

Esses estágios, apresentados na Figura 9 representam a sucessão ecológica, após o lançamento de esgotos, assim como a variação conceitual das concentrações de oxigênio dissolvido, principais nutrientes e microrganismos.



**Figura 9 - Zonas de autodepuração em rios**  
 Fonte: Motta (1995).

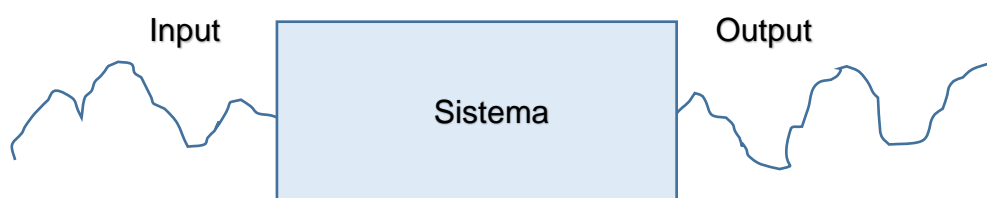
Para quantificar essas concentrações é necessário adotar modelos matemáticos para representar numericamente a variação dos constituintes através das reações cinéticas de produção e consumo.

### 3.3. Modelagem matemática

A abordagem da modelagem matemática parte do pressuposto que os processos seguem determinados padrões e, antes de iniciar a formulação matemática, alguns conceitos sobre modelos são apresentados por Lee (1973):

- o modelo é uma representação da realidade;
- o modelo é uma tradução simplificada e generalizada do que parecem ser as características mais importantes de uma situação real;
- o modelo é uma abstração da realidade utilizada para atingir clareza conceitual, para reduzir a variedade e complexidade da realidade a um nível que possa ser compreendida e representada.

Modelos matemáticos são, em geral, compostos por: uma estrutura teórica (Figura 10) representada por equações matemáticas; valores numéricos de parâmetros (coeficientes) das equações e; dados de entrada e saída, geralmente a partir de medições e/ou observações de campo ou de laboratório.



**Figura 10 - Representação esquemática de um modelo**

Fonte: Sperling, Verbyla e Oliveira (2020).

Pode-se depreender que um Modelo de Qualidade de Água – MQA é uma representação da realidade que fornece a reação de uma massa de água a estímulos externos, como captações de água, despejos de esgotos, poluição difusa, etc. Portanto, MQAs são ferramentas importantes para diagnóstico de processos em corpos hídricos, simulação de possíveis cenários, interpolação e extrapolação espaço-temporal de dados de monitoramento, assim como auxílio para identificação da carência desses dados para campanhas de amostragem (CHAPRA, 2008; ROSMAN, 2019).

O primeiro experimento realizado na área de modelagem numérica de qualidade foi aplicado no rio Ohio, Estados Unidos, visando aumentar a eficiência do controle à poluição. Tendo em vista a disponibilidade hídrica para a crescente população americana que dependia do rio, o engenheiro sanitário H. W. Streeter e o consultor do serviço público de saúde americano E. B. Phelps analisaram as fontes de poluição, vazões e velocidades para analisar a correlação entre a matéria orgânica e oxigênio dissolvido (STREETER; PHELPS, 1925).

Sabendo que “a taxa de oxidação bioquímica da matéria orgânica é proporcional à concentração remanescente de substância não oxidada, medida em termos de oxidabilidade”, Streeter e Phelps (1925) modelaram essa reação em função da variação da concentração inicial ( $L'$ ) e final ( $L$ ) de demanda de oxigênio, assim como a taxa de desoxigenação ( $\frac{dD_1}{dt}$ ), tempo de reação ( $t$ ) e uma taxa de reação, ou desoxigenação ( $K_1$ ), descrita na forma da equação diferencial linear (3.1) e na forma integrada na (3.2).

$$-\frac{dL}{dt} = \frac{dD_1}{dt} = K_1L \quad (3.1)$$

$$\log \frac{L'}{L} = K_1t \quad (3.2)$$

O termo ( $-\frac{dL}{dt}$ ) é negativo pois representa a taxa de depleção de oxigênio na água. Já o oxigênio dissolvido é expresso na equação (3.3) em termos do déficit de saturação  $D_1 = (C_{sat} - C)$  e a taxa de depleção variando de acordo com o déficit de oxigênio na água e uma outra taxa de reação, ou taxa de reaeração ( $K_2$ )

$$\frac{dD_2}{dt} = -K_2D \quad (3.3)$$

A taxa resultante da variação do déficit de oxigênio dissolvido em qualquer tempo é igual à diferença entre as duas equações diferenciais, expressas nas equações (3.4) e (3.5).

$$\frac{dD}{dt} = \frac{dD_1}{dt} + \frac{dD_2}{dt} \quad (3.4)$$

$$\frac{dD}{dt} = K_1L - K_2D \quad (3.5)$$

Após a integração da equação (3.5) o déficit da concentração de oxigênio dissolvido na água pode ser expressa em função da equação (3.6).

$$D = \frac{K_1 L_a}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_a e^{-K_2 t} \quad (3.6)$$

Onde:

$D_a$  = saturação de oxigênio dissolvido inicial na água, em ppm (ou mg/L);

$D$  = déficit de saturação, em ppm, após o tempo (t);

$L_a$  = demanda de oxigênio inicial da matéria orgânica na água, em ppm (ou mg/L);

$K_1$  = coeficiente da taxa de desoxigenação;

$K_2$  = coeficiente da taxa de reaeração;

$t$  = tempo, em dias.

Apesar de se tratar de um modelo proposto há quase um século desde sua publicação, o modelo, originalmente proposto por Streeter e Phelps, apresenta resultados satisfatórios e ainda é utilizado para estudos de autodepuração mais simplificados. Entretanto, desde 1925, foram descobertas outras interações que consomem oxigênio para oxidar nutrientes, respiração dos seres aquáticos, entre outras fontes de consumo, tão como estratégias para evitar falhas numéricas e ferramentas de calibração dos coeficientes do modelo (BEZERRA; MENDONÇA; FRISCHKORN, 2008).

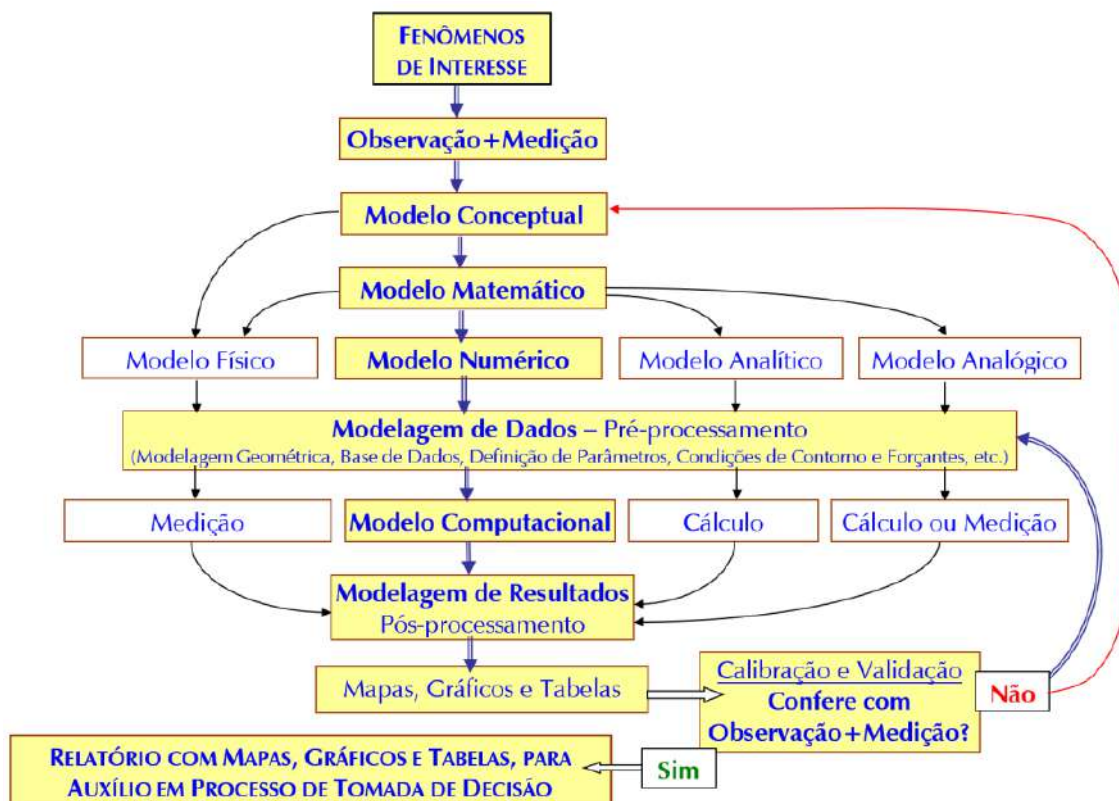
Essas fontes também causam variação na concentração de oxigênio dissolvido na água e são importantes para que o modelo apresente uma melhor representação da realidade. Modelos mais complexos incorporam, além da oxidação da matéria orgânica, reações cinéticas de consumo a partir das séries nitrogenadas (nitrificação), tão como a bentônica. Já em relação à reaeração, a fotossíntese e o cascadeamento são fontes que podem ser equacionadas a fim de inserir mais oxigênio à água (VON SPERLING, 2014a).

Entretanto, essa modelagem de tantos componentes e variáveis demanda uma capacidade de processamento elevada que só foi possível graças ao desenvolvimento dos computadores. A partir dessa disponibilidade de processamento, modelos numéricos e computacionais foram desenvolvidos a fim de melhorar a capacidade de processar dados dos modelos de qualidade de água.



### 3.4. Modelagem computacional

A modelagem computacional é fase onde as modelagens matemática e numérica são executadas pelo computador através de linguagens de programação. A Figura 11 apresenta o fluxograma ideal para um processo de modelagem computacional proposto por Rosman (2019) com as etapas de pré-processamento e pós-processamento.



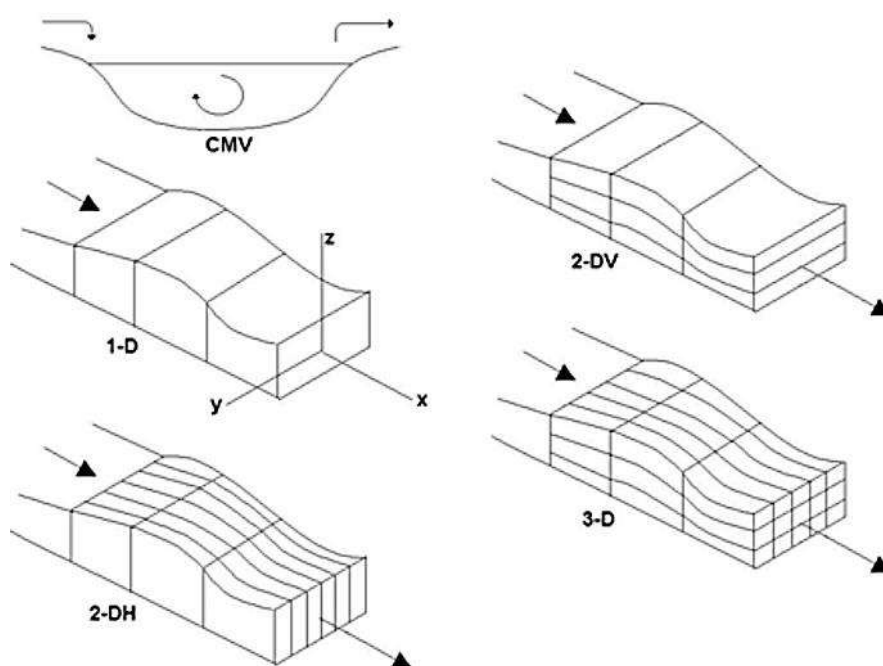
**Figura 11 – Diagrama conceitual de um processo ideal de modelagem**  
Fonte: Rosman (2019).

Os modelos de qualidade de água são bem variados em relação à sua estrutura. Podem oferecer modelagem de diversos constituintes, ter suporte para modelar diversos tipos de corpos hídricos, tão como dimensões espaciais. Desde os mais complexos e abrangentes aos mais simplificados e específicos, todos podem ser utilizados, tendo em vista qual a finalidade do estudo.

Quanto à escala espacial, os modelos podem ser usados como critérios para classificar uso em pequena ou grande escala ao representar um ou dois volumes

completamente misturados, conforme apresentado na Figura 11. Caso adote-se que só haja gradiente de concentração dos constituintes em uma direção, diz-se que o modelo é unidimensional ou 1D. A representação unidimensional é comumente usada em estudos de rios ou gradiente vertical em gradientes térmicos de grandes reservatórios e lagos (PEREIRA, 2004).

Quando os corpos d'água analisados apresentam variações significativas em mais de uma dimensão, recomenda-se utilizar modelos bidimensionais, dos quais se destacam o 2DH e o 2DV. O primeiro considera homogêneo o gradiente vertical e é mais aplicado em lagoas e estuários, enquanto o segundo é mais aplicado em corpos d'água com estratificação vertical, como reservatórios e corpos com cunha salina. Existem ainda modelos onde os gradientes nas três dimensões apresentam importantes variações e podem ser aplicados em qualquer corpo hídrico onde se deseja maior resolução das informações espaciais (PEREIRA, 2004).



**Figura 12 - Divisão espacial adotada em cada tipo de modelo hidrodinâmico**  
Fonte: Pereira (2004).

Tendo em vista a grande variedade de ferramentas disponíveis, a Tabela 7 apresenta um panorama dos *softwares* que auxiliam no processo de modelagem de qualidade de água.

**Tabela 7 - Correlação entre constituintes modelados e programas de modelagem de qualidade de água disponíveis**

Programas	QUAL2E	QUAL2KW	WASP7	CE-QUAL-ICM	PC-QUASAR	MIKE11	SOBEK 1DWAQ	SISBAHIA	QUAL UFMG
<b>Representação especial</b>									
Unidimensional	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bidimensional			X	X				X	
Tridimensional			X	X				X	
<b>Tipo de corpo d'água</b>									
Lago			X	X		X		X	
Reservatório			X	X		X		X	
Rio	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Estuário			X	X		X	X	X	
<b>Variáveis de estado modelados</b>									
Temperatura	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bactérias		X	X	X	X	X	X	X	X
OD/DBO	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Nitrogênio	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fósforo	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fitoplâncton	X	X	X	X	X	X	X	X	
Algas Bentônicas		X	X			X		X	

Fonte: Elaboração própria a partir de Kannel et al., (2011); Pereira (2004); Rosman (2019); Von Sperling, (2014a).

A escolha do modelo adequado para a modelagem depende dos objetivos e necessidades do usuário, características do corpo hídrico e disponibilidade de dados. Não existe um modelo adequado para todas as necessidades, portanto a escolha do modelo deve ser função do tempo disponível, orçamento disponível e finalidade de aplicação e disponibilidade de dados de entrada (monitoramento). A definição do modelo deve ser coerente com o planejamento da bacia como um todo, não apenas com trechos isolados, de forma a observar a bacia como um sistema (BITTENCOURT et al., 1997; FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; KANNEL et al., 2011; OPPA, 2007).

### 3.5. Qual UFMG

Observadas as características principais dos modelos disponíveis e considerando-se que:

- o objeto de estudo se trata de uma bacia cujo rio principal possui vazões relativamente baixas, quando comparadas ao rio Paraíba do Sul, por exemplo, onde o rio Piabanha deságua;
- o escoamento pode ser considerado unidimensional devido às características morfológicas (relação entre comprimento, largura e altura do rio);
- a disponibilidade de dados de monitoramento na bacia é limitada e de difícil obtenção;
- o objetivo do estudo é voltado à gestão da bacia, portanto busca-se um prognóstico da bacia em função de uma vazão de referência, ou seja, escoamento em regime permanente.

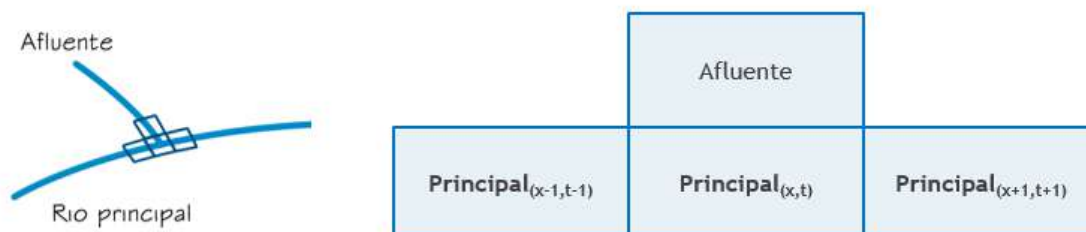
A ferramenta QUAL-UFMG mostra-se uma opção atraente para simulação de cenários através da modelagem de qualidade de água em uma dissertação de mestrado, cujo cronograma e disponibilidade orçamentária são restritos. A ferramenta possui uma curva de aprendizado suave devido à sua interface em Microsoft Excel e um livro destinado a explicar o processo de modelagem com exercícios práticos aplicados ao modelo.

O QUAL-UFMG é baseado no QUAL-2E, desenvolvido pela USEPA e permite uma simulação rápida e simples, até mesmo para usuários iniciantes. Entretanto, Von Sperling (2014a) alerta para importância do conhecimento da teoria para a devida modelagem e interpretação dos resultados.

As principais simplificações adotadas pelo programa QUAL-UFMG em relação ao QUAL-2E são: a não inclusão de algas e suas inter-relações com os demais constituintes; não consideração da dispersão longitudinal e; integração numérica pelo método de Euler (VON SPERLING, 2014a).

A etapa hidrodinâmica do modelo, que precede a modelagem de qualidade de água, considera a hipótese de regime permanente no tempo, ou seja, a variação da vazão no tempo é nula, variando apenas espacialmente ao longo do rio (unidimensional). Dessa forma, as variações espaciais da vazão são contempladas em um simples balanço hídrico e as variações da concentração, em equações de mistura para todos os tipos de afluentes, como rios tributários, lançamentos de esgoto, vazões distribuídas, além de captações.

Como esquematizado na Figura 13, o esquema conceitual dos trechos do rio traduzidos matematicamente como segmentos. Então o balanço de vazões é feito pela (3.7), no caso do exemplo apresentado, a equação (3.8). Enquanto o balanço de concentrações é dado pela equação de mistura (3.9), e aplicado ao exemplo, a equação (3.10).



**Figura 13 - Esquema conceitual traduzido matematicamente**

$$Q_{x,t} = \sum Q_{afuentes} - \sum Q_{efluentes} \quad (3.7)$$

$$Q_{x,t} = Q_{principal(x-1,t-1)} + Q_{rio\ afluente} \quad (3.8)$$

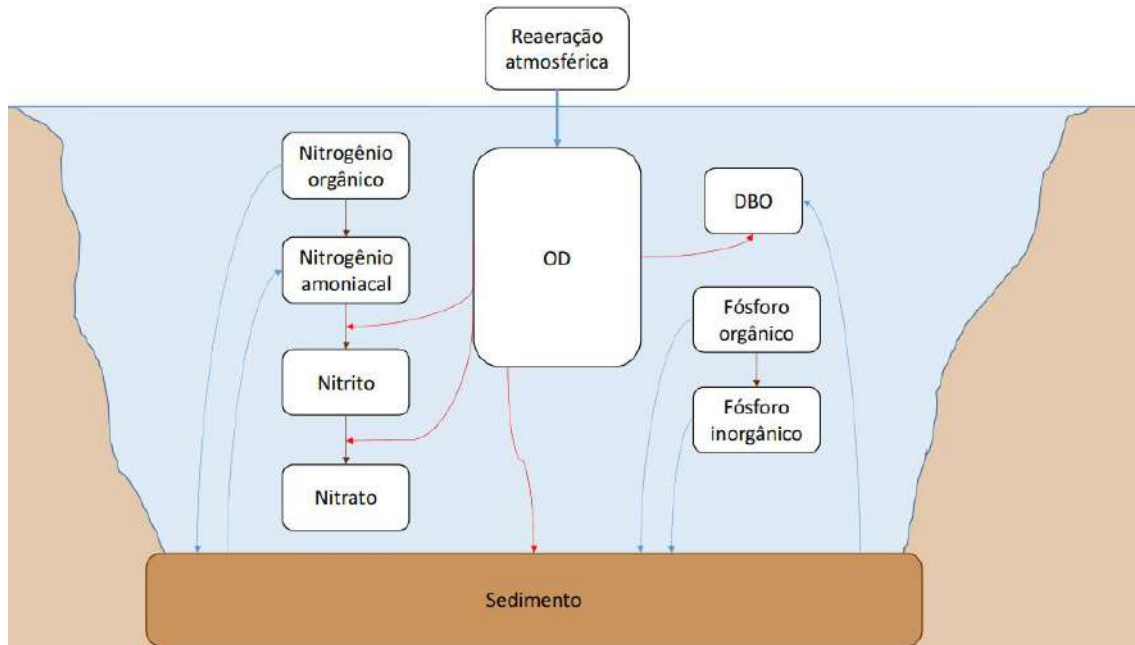
$$c_{x,t} = \frac{\sum_{i=0}^n (Q_n \times c_n)}{\sum_{i=0}^n (Q_n)} \quad (3.9)$$

$$c_{x,t} = \frac{Q_{principal(x-1,t-1)} \times c_{principal(x-1,t-1)} + Q_{rio\ afluente} \times c_{rio\ afluente}}{Q_{principal(x-1,t-1)} + Q_{rio\ afluente}} \quad (3.10)$$

Para as equações apresentadas, é importante notar que a mesma pode ter quantos termos forem necessários para expressar a quantidade de lançamentos e retiradas, esses representados como negativos, existentes no trecho modelado.

Em relação à modelagem de qualidade de água, a ferramenta possibilita a modelagem dos seguintes constituintes em rios, representados na Figura 14:

- demanda bioquímica de oxigênio;
- oxigênio dissolvido;
- nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato);
- fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico)
- coliformes termotolerantes (fecais) ou *E. coli*.



**Figura 14 – Esquema conceitual da interação entre os constituintes modelados pelo QUAL-UFMG**

Matematicamente, a concentração de oxigênio dissolvido do QUAL-UFMG varia de acordo com as dinâmicas do rio. Desde lançamentos, captações, entradas de tributários, aumentos da vazão devido aos incrementos de água subterrâneas, esgotos, tão como mudança de velocidade, profundidade e outras características. Dessa forma, o modelo considera com os seguintes processos para balanço de OD:

$$OD = \text{reaeração} + \text{fotossíntese} - \text{decaimento DBO} - \text{sedimento} - \text{respiração} - \text{nitrificação}$$

O modelo é baseado nas seguintes equações diferenciais para a modelagem das reações de DBO carbonácea, déficit de OD, oxigênio dissolvido, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato a seguir sob as formas de equações diferenciais e equações integradas analiticamente, respectivamente:

- **DBO carbonácea:**

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L - K_s \cdot L + L_{rd} \quad (3.11)$$

$$L = L_0 \cdot e^{-K_r \cdot t} + \frac{L_{rd}}{K_r} (1 - e^{-K_r \cdot t}) \quad (3.12)$$

onde:

$L$  = concentração de DBO (mg/L);

$L_0$  = concentração de DBO no instante 0 (mg/L)

$K_d$  = coeficiente de decomposição da DBO;

$K_s$  = coeficiente de remoção de DBO por sedimentação;

$K_r = K_d + K_s$

$L_{rd}$  = taxa de entrada de DBO difusa na massa líquida.

- **Oxigênio dissolvido:**

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C) - K_d \cdot L - S_d + F - R - R_{O2amon0}(f_{nitr} \cdot K_{an}) \cdot N_{amon} \quad (3.13)$$

$$OD = C_s - \left[ (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} + \frac{K_d L_0}{K_2 - K_r} \cdot (e^{-K_r \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + \frac{R_{O2amon} \cdot K_{an} \cdot N_{amon0}}{K_2 - K_{an}} \cdot (e^{-K_{an} \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + S_d(1 - e^{-K_2 \cdot t}) - \frac{F}{K_2}(1 - e^{-K_2 \cdot t}) + \frac{R}{K_2}(1 - e^{-K_2 \cdot t}) \right] \quad (3.14)$$

Onde:

$C$  = concentração de oxigênio dissolvido em um tempo  $t$  (mg/L);

$K_2$  = coeficiente de reaeração ( $d^{-1}$ );

$C_s$  = concentração de saturação do oxigênio dissolvido (mg/L);

$S_d$  = demanda de oxigênio pelo sedimento (mg/L.d);

$F$  = taxa de produção de oxigênio por fotossíntese por algas e macrófitas (mg/L.d);

$R$  = taxa de consumo de oxigênio pela respiração de algas e macrófitas (mg/L.d);

$R_{O2amon}$  = relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada (mg/L.d / mgN<sub>amon</sub>);

$f_{nitr}$  = fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD (adimensional);

$K_{an}$  = coeficiente de conversão de amônia a nitrato ( $d^{-1}$ );

$N_{amon0}$  = concentração de amônia no tempo inicial (mg/L).

- **Nitrogênio orgânico:**

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa}N_{org} - K_{so}N_{org} \quad (3.15)$$

$$N_{org} = N_{amon0} \cdot (e^{-K_{oa}t} + e^{-K_{so}t}) \quad (3.16)$$

Onde:

$N_{org}$  = concentração de nitrogênio orgânico em um tempo t (mg/L);

$K_{oa}$  = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia ( $d^{-1}$ );

$K_{so}$  = coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação ( $d^{-1}$ ).

- **Nitrogênio amoniacal**

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa}N_{org} - K_{an}N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (3.17)$$

$$N_{amon} = N_{amon0} \cdot (e^{-K_{oa}t} + e^{-K_{an}t}) + \frac{K_{oa} \cdot N_{org0}}{K_{an} - K_{oa}} \cdot (e^{-K_{oa}t} + e^{-K_{an}t}) \quad (3.18)$$

Onde:

$S_{Namon}$  = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ( $g/m^2.d$ );

H = profundidade do curso de água (m).

- **Nitrito:**

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an}N_{amon} - K_{nn}N_{nitri} \quad (3.19)$$

$$N_{nitri} = N_{amon0} \cdot e^{-K_{an}t} - N_{nitri0} \cdot e^{-K_{nn}t} \quad (3.20)$$

Onde:



$N_{nitri}$  = concentração de nitrito em um tempo t (mg/L);

$K_{nn}$  = coeficiente de conversão de nitrito a nitrato, ou coeficiente de nitrificação (d<sup>-1</sup>).

- **Nitrato:**

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn}N_{nitri} \quad (3.21)$$

$$N_{nitra} = N_{nitri} \cdot e^{-K_{nn} \cdot t} \quad (3.22)$$

- **Fósforo orgânico:**

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi}P_{org} - K_{spo}P_{org} \quad (3.23)$$

$$P_{org} = P_{org0} \cdot (e^{-K_{oi} \cdot t} + e^{-K_{spo} \cdot t}) \quad (3.24)$$

Onde:

$P_{org}$  = concentração de fósforo orgânico em um tempo t (mg/L);

$P_{org0}$  = concentração de fósforo orgânico no tempo inicial (mg/L);

$K_{oi}$  = coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d<sup>-1</sup>);

$K_{spo}$  = coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (d<sup>-1</sup>).

- **Fósforo inorgânico:**

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi}P_{org} + \frac{S_{P_{inorg}}}{H} \quad (3.25)$$

$$P_{org} = P_{org0} \cdot e^{-K_{oi} \cdot t} + e^{-K_{oi} \cdot t} \quad (3.26)$$

Onde:

$S_{P_{org}}$  = coeficiente de liberação de fósforo pelo sedimento de fundo (g/m<sup>2</sup>.d);

- **Coliformes:**

$$\frac{dN}{dt} = K_b N \quad (3.27)$$

$$N = N_0 e^{-K_b \cdot t} \quad (3.28)$$

Onde:

$N$  = número de coliformes em um tempo  $t$  (NMP<sup>3</sup>/100 mL);

$N_0$  = número de coliformes no tempo inicial (NMP/100 mL);

$K_b$  = coeficiente de decaimento bacteriano (d<sup>-1</sup>);

A implementação computacional do modelo se dá através da implementação em sua solução analítica e a solução numérica utiliza integração segundo o método de Euler segundo a seguinte equação geral (3.29):

$$C_t = C_{t-1} + \sum_{i=1}^n (\text{taxa de reação}_n \cdot \Delta t) \quad (3.29)$$

Onde:

$C_t$  = concentração de um constituinte em um tempo  $t$  (mg/L);

$C_{t-1}$  = concentração de um constituinte em um tempo imediatamente anterior (mg/L);

$\text{taxa de reação}_n$  = taxas de reação (produção ou consumo (mg/L.d));

$\Delta t$  = intervalo de tempo, ou passo de integração (d).

De forma a não introduzir erros de origem numérica na estimativa do modelo, o intervalo de tempo deve ser bem pequeno, considerando a ordem de grandeza da velocidade das taxas de reação. Dessa forma, Von Sperling (2014a) aponta que valores da ordem de 0,01 e 0,002 d<sup>-1</sup> já oferecem uma excelente precisão, com resultados bem próximos aos da solução analítica.

Há ainda que se satisfazer a premissa de que o escoamento nos trechos do rio modelado representa um fluxo disperso em reatores em sequência. A relação (3.30) é apresentada de forma a garantir que o perfil da concentração dos constituintes do modelo não será afetado mais que 10% e o efeito de dispersão longitudinal pode ser

---

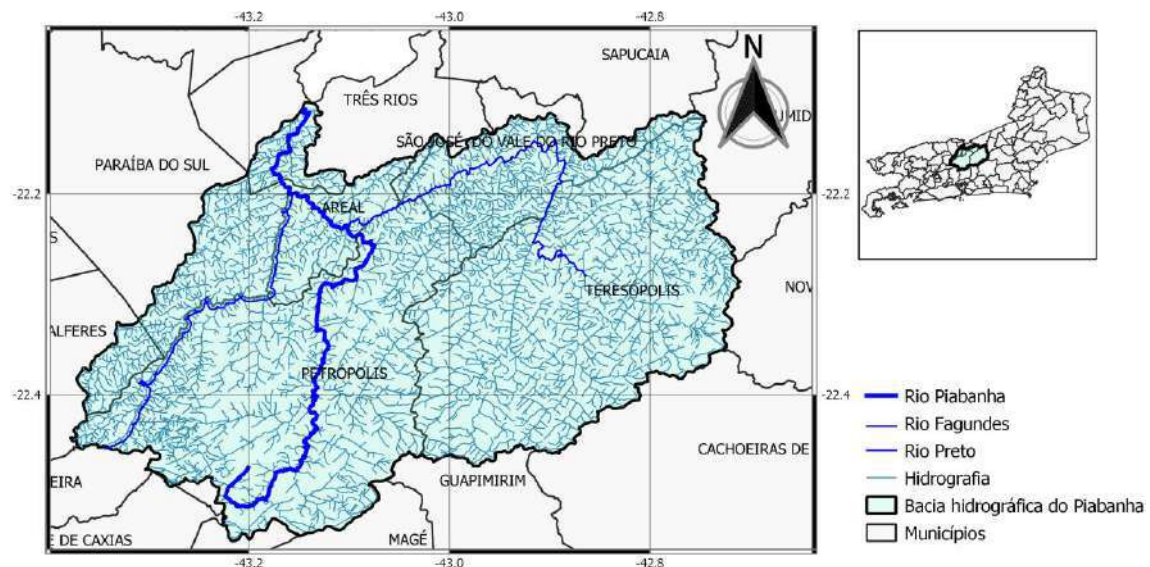
<sup>3</sup> NMP – Número Mais Provável, medida usada para contar a quantidade de bactérias.

desprezado para a simulação da concentração de um constituinte que decai segundo uma cinética de primeira ordem.

$$\frac{K \cdot D_L}{U^2} < 0,04 \quad (3.30)$$

## 4. Região de Estudo – Bacia do rio Piabanha

O território do Estado do Rio de Janeiro é dividido em nove Regiões Hidrográficas – RHs para fins de gestão de Recursos Hídricos (CEHRI, 2013). Uma das bacias hidrográficas de maior relevância dentro da RH IV é a bacia do rio Piabanha. Com área de drenagem de 2.058 km<sup>2</sup>, é uma das menores sub-bacias que drenam para o Paraíba do Sul e abrange os municípios de Areal e Teresópolis e parte dos municípios de Petrópolis, São José do Vale do Rio Preto, Paraíba do Sul, Paty do Alferes e Três Rios, onde habitam cerca de 625 mil pessoas, conforme Figura 15. (EIBEX, 2010; PAULA, 2011).



**Figura 15 - Bacia hidrográfica do rio Piabanha, destacando municípios, população e hidrografia**

A bacia hidrográfica do rio Piabanha trata-se de uma bacia experimental amplamente estudada e monitorada pelos projetos (AGEVAP, 2006), AGEVAP (2011), EIBEX (2010) e HIDROECO (2018), além de constante monitoramento do INEA e CPRM. A Tabela 8 apresenta um compilado dos estudos cujo tema principal está relacionado à monitoramento ou modelagem qualitativa na bacia.

**Tabela 8 - Estudos de levantamento das estações de monitoramento e modelagem quali-quantitativa realizados na bacia do Rio Piabanha**

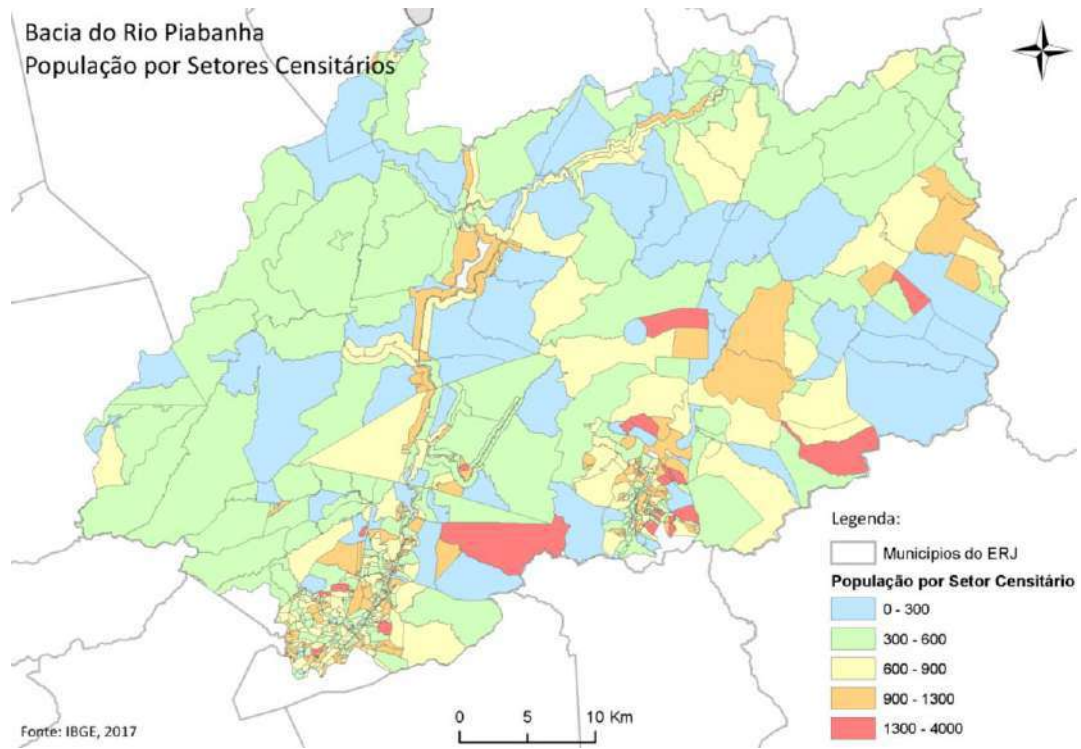
<b>Ano</b>	<b>Título</b>	<b>Autor</b>	<b>Tipo</b>
2018	Ferramentas para avaliação da rede de monitoramento de qualidade de água da bacia do rio Piabanha – RJ com base em redes neurais e modelagem hidrológica	Mariana Dias Villas Boas	Doutorado
2018	Metodologia para priorização do controle e monitoramento da qualidade das águas, como ferramenta para gestão de recursos hídricos	Ágatha Weinberg	Mestrado
2016	Identificação de padrões hidrológicos de precipitação e de umidade do solo na bacia hidrográfica do rio Piabanha/RJ	Lígia Maria Nascimento de Araujo	Doutorado
2016	Avaliação de escala de monitoramento e do comportamento hidrológico na bacia do Rio Piabanha	Claudia Daza Andrade	Doutorado
2015	Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do Rio Piabanha/RJ	Bianca Santos Molinari	Mestrado
2014	Desenvolvimento do módulo para representação de escoamento de base no modelo Modcel	Pedro Lucas Cosmo de Brito	Mestrado
2014	Subsídios para o enquadramento do Rio Piabanha respaldado por modelagem matemática de qualidade da água	Marcos Leandro Alves Nunes	Mestrado
2014	Modelagem de escoamento superficial com base no hidrograma tempo-área geoprocessado	Júlia de Menezes Cohn	Mestrado
2013	Uso de traçadores fluorescentes para determinar características de transporte e dispersão no Rio Piabanha/RJ	Paulo Vitor Ribeiro Marques da Silva	Mestrado
2012	Modelagem chuva-vazão, Regionalização hidrológica, Índice de vegetação. Modelagem chuva-vazão, Regionalização hidrológica, Índice de vegetação.	Lude Quiêto Viana	Mestrado
2012	Uso de metodologias simplificadas para determinação do hidrograma ecológico na bacia do rio PIABANHA/RJ	Valéria Santana da Silva	Mestrado
2011	Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do Rio Piabanha/RJ.	Thiago Pires de Paula	Mestrado
2011	Avaliação da poluição urbana difusa na bacia do córrego quitandinha no município de Petrópolis, RJ	Selena Lopes Carvalho	Mestrado
2010	Modelagem hidrológica chuva - vazão e hidrodinâmica aplicada na bacia experimental do Rio Piabanha	Rodrigo Furtado Lou	Mestrado
2008	Modelagem hidrológica do tipo chuva – vazão via SMAP e TOPMODEL – Estudo de caso: Bacia do Rio Piabanha.	Rodrigo Costa Gonçalves	Mestrado

Historicamente, a cidade de Petrópolis, na região serrana servia de passagem entre o Rio de Janeiro e Minas Gerais. Isso propiciou uma série de investimentos para a região, que transformou sua infraestrutura e obras imperiais no atual patrimônio histórico-cultural. A cidade, cujo nome remete ao imperador D. Pedro II, foi fundada em 1843 e logo atraiu famílias alemãs, portuguesas e italianas, o que lhe conferiu características urbanístico-arquitetônicas europeias. Desde então, municípios serranos possuem forte influência socioeconômica da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. (ANGELO, 2014).

A indústria têxtil possuiu grande influência no processo de industrialização da cidade de Petrópolis. A no final do século XIX, ano 1872, visando acolher imigrantes que vinham para Petrópolis, D. Pedro II apoiou a instalação dessas indústrias. Devido à dependência da água para geração de energia e produção têxtil, os empreendedores solicitaram a exploração das águas do rio Quitandinha. Essas solicitações foram aprovadas com a condição de “as águas [...] não sejam empregadas em seu estabelecimento de modo que prejudique o público” (CASADEI, 1994; MESQUITA, 2012).

O crescimento populacional do país, propulsor da ocupação dos vazios urbanos, não foi acompanhado da implementação da infraestrutura de saneamento adequada para atender as necessidades da população. Portanto, a gestão eficiente do saneamento é vital para o equilíbrio socioambiental. O déficit de atendimento por serviços de saneamento está diretamente ligado ao aumento dos riscos à saúde através de doenças de veiculação hídrica e do desequilíbrio ambiental. Essa situação reflete na insalubridade de regiões que não são atendidas por serviços de saneamento básico. (ALBUQUERQUE; DALTRO FILHO, 2015; MARCHI, 2015).

Todas as áreas urbanas da bacia hidrográfica além de se estabelecer às margens dos rios não dispõem de tratamento adequado de esgotos, o que contribui para o comprometimento da qualidade das águas dos rios da bacia. A Figura 16 apresenta a distribuição espacial da população dividida por setores censitários do IBGE, enquanto a Tabela 9 explicita os quantitativos populacionais e geográficos das cidades inseridas na bacia.



**Figura 16 - População por setor censitário da bacia do Rio Piabanha**  
Fonte: IBGE (2017); WEINBERG, (2018).

**Tabela 9 - Estimativa populacional na bacia do Rio Piabanha**

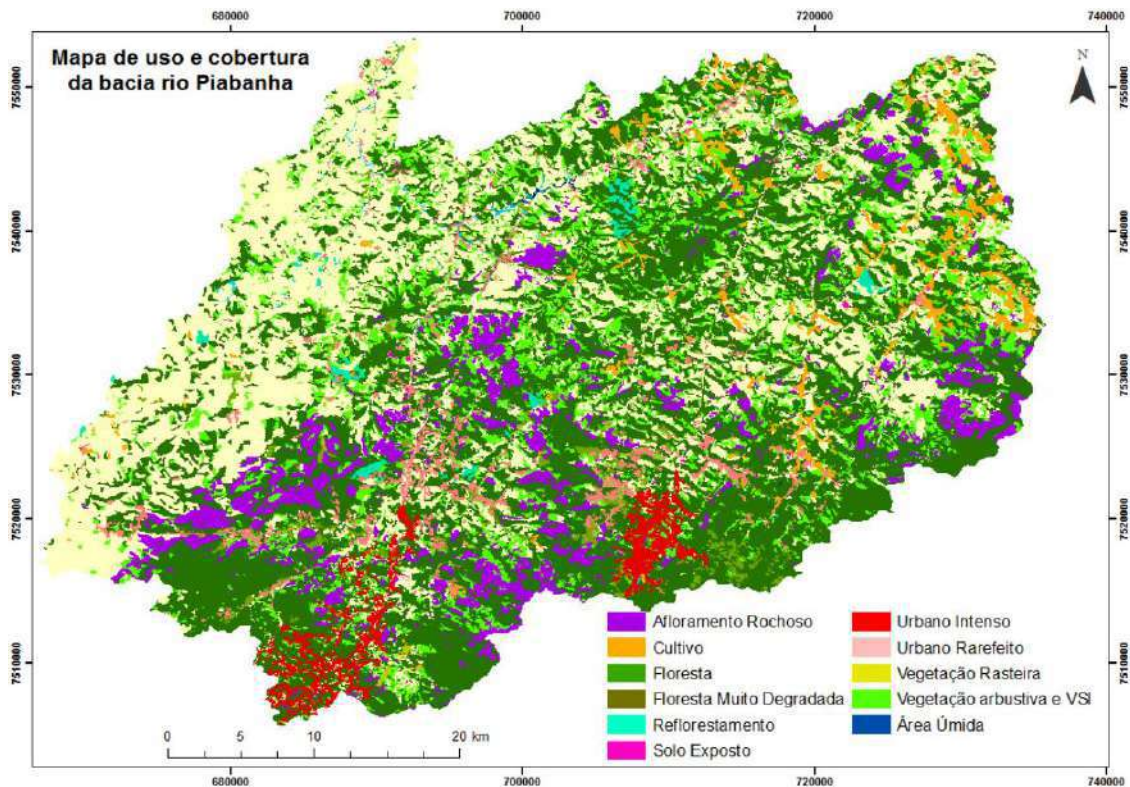
Município	Área do Município (km <sup>2</sup> )	% da Área do Município na Bacia	População 2010 <sup>1</sup>	População 2017 <sup>2</sup>	População 2017 dentro da Bacia <sup>2</sup>
Areal	110,9	100,0%	11.423	12.143	12.143
Paraíba do Sul	580,5	23,7%	41.084	42.922	3.076
Paty do Alferes	318,8	13,8%	26.359	26.991	3.298
Petrópolis	795,9	94,6%	295.917	298.235	272.146
São José do Vale do Rio Preto	220,5	83,0%	20.251	21.114	21.114
Teresópolis	770,9	100,0%	163.746	176.060	176.060
Três Rios	326,2	17,9%	77.432	79.402	6.130
<b>Total</b>	<b>3.124</b>		<b>636.212</b>	<b>656.867</b>	<b>493.967</b>

Obs.: <sup>1</sup> Censo IBGE 2010; <sup>2</sup> Estimativa IBGE 2017  
Fonte: IBGE (2017); WEINBERG, (2018)

Nota-se claro adensamento nas cidades de Petrópolis e Teresópolis, além do entorno do rio Piabanha. O perfil de uso e ocupação do solo na bacia em 2013, retratado na Figura 17, apresenta uma significativa cobertura florestada na região, ocupando uma área de 1.136 km<sup>2</sup>. Essa área é equivalente a 55% do território da bacia hidrográfica e 10% de toda a área florestada do estado. A ocupação urbana é principalmente concentrada nos municípios de Petrópolis e Teresópolis nas margens dos rios Piabanha e Paquequer<sup>4</sup>, respectivamente.

<sup>4</sup> O rio Paquequer é afluente do rio Preto, cuja bacia deságua no rio Piabanha na cidade de Areal.



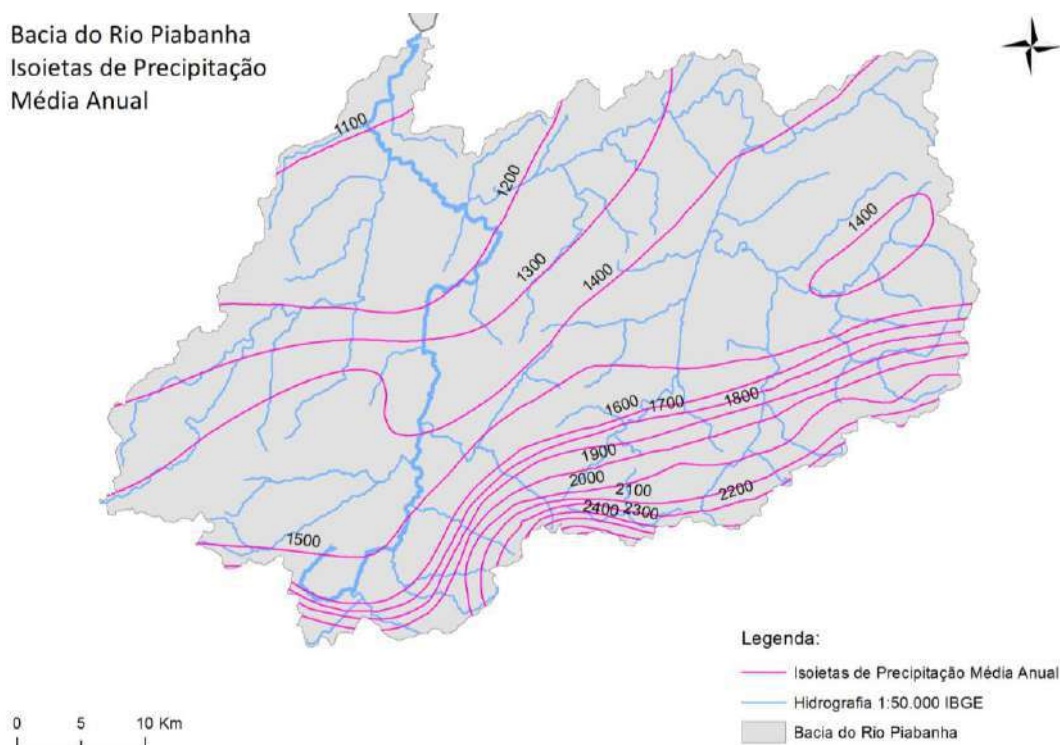


**Figura 17 - Cobertura e uso do solo na bacia do rio Piabanha**  
 Fonte: Rosário et al. (2013).

O rio Piabanha, corpo hídrico que dá nome à bacia, nasce na Serra do Mar a 1.546 metros de altitude em Petrópolis e drena para o médio vale do rio Paraíba do Sul, a 263 metros de altitude, em Três Rios. O rio possui comprimento de 80 km, percorre Petrópolis, Areal e Três Rios e tem como principais afluentes os rios Preto e Fagundes (PAULA, 2011).

Além disso, os índices pluviométricos variam bastante espacialmente com a altitude e relevo da bacia, conforme Figura 18. As precipitações anuais nas cabeceiras de algumas sub-bacias, como a dos rios Quitandinha e Santo Antônio, chegam a 2.100 mm e 2.400 mm, respectivamente. Enquanto na foz do rio Piabanha, próximo à confluência com o rio Paraíba do Sul, a precipitação chega a 1.100 mm por ano (SILVA, 2012).

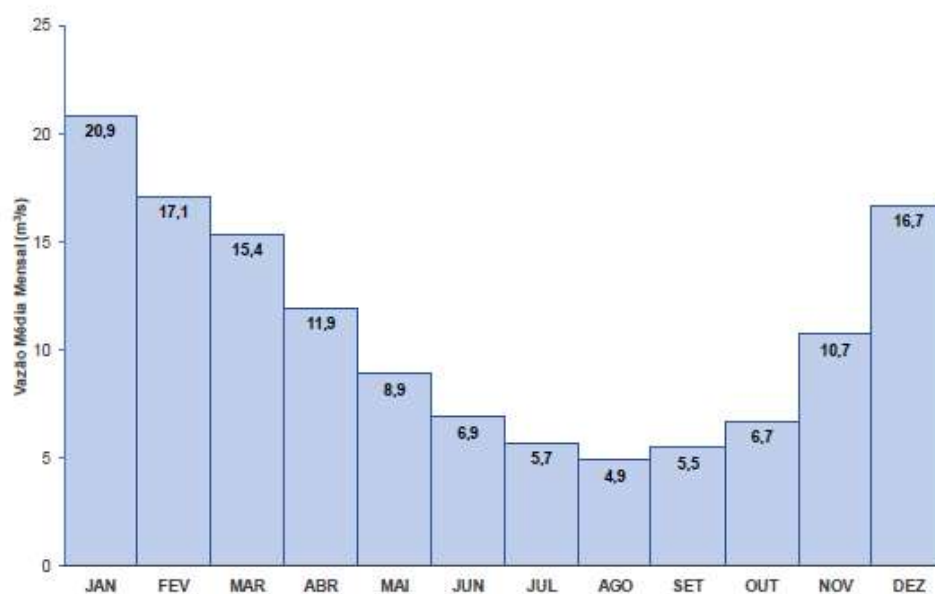
Bacia do Rio Piabanha  
Isoietas de Precipitação  
Média Anual



**Figura 18 - Isoietas de precipitação média anual na bacia**

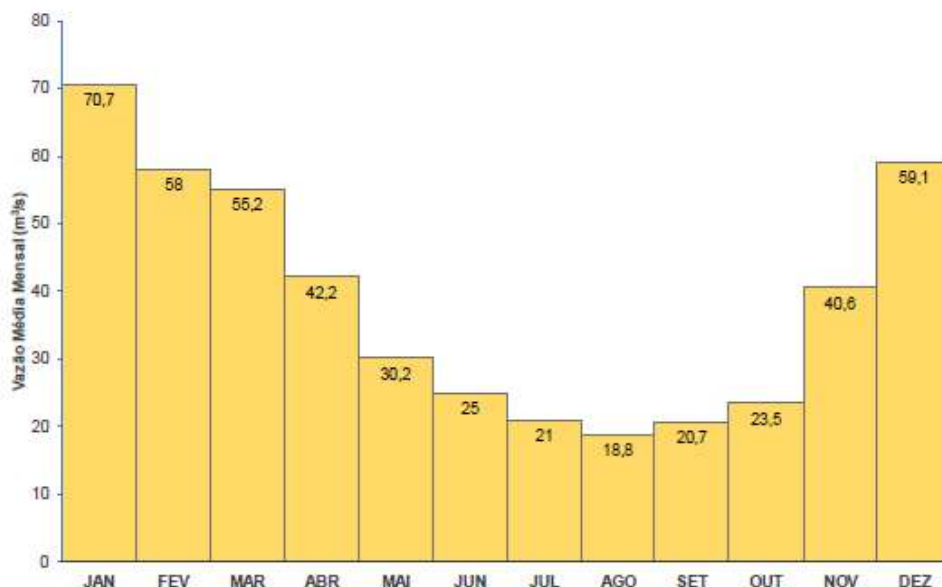
Fonte: Hidroeco (2018) e Weinberg (2018).

Da mesma forma, a variação do regime fluvial também sofre grandes variações de vazões médias. As Figura 19 e Figura 20 apresentam as descargas fluviais médias mensais nas estações Pedro do Rio e Moura Brasil, respectivamente.



**Figura 19 - Vazões médias mensais na calha do rio Piabanha na estação Pedro do Rio**

Fonte: Hidroeco (2018) e Weinberg (2018).



**Figura 20 - Vazões médias mensais na calha do rio Piabanha na estação Moura Brasil**

Fonte: Hidroeco (2018) e Weinberg (2018).

Tendo em vista a ocupação do solo e o adensamento urbano nas cidades e as características hidrológicas da bacia, torna-se necessário conhecer a realidade do saneamento da região. Para tal, foram levantados dados quantitativos relacionados ao tratamento de esgotos na região. Na Tabela 10 podem-se comparar os aspectos envolvidos na prestação de serviço de cada um dos municípios e o total da bacia.

**Tabela 10 - Informações da prestação de serviço de esgotamento sanitário**

<b>Município</b>	<b>População Urbana</b>	<b>Prestador de serviço de esgotamento sanitário</b>	<b>Vazão Total (L/s)</b>	<b>Carga Gerada Total (kg DBO/dia)</b>	<b>Carga Lançada Total (kg DBO/dia)</b>	<b>Coleta e tratamento de esgotos (%)</b>	<b>ETE</b>
Areal	10.237	Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Areal	15,5	552,8	510,6	0%	0
Paraíba do Sul	36.920	Prefeitura Municipal de Paraíba do Sul	66,8	1.993,7	1.964,3	0%	0
Paty do Alferes	18.823	Prefeitura Municipal de Paty do Alferes	30,0	1.016,4	890,7	0%	0
Petrópolis	283.160	Águas do Imperador	764,8	15.189,4	4.952,8	74%	17
São José do Vale do Rio Preto	9.208	Prefeitura Municipal de São José do Vale do Rio Preto	9,9	497,2	437,9	0%	0
Teresópolis	151.656	Prefeitura Municipal de Teresópolis	284,7	7.854,2	6.305,3	0%	0
Três Rios	76.418	Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Três Rios	33,9	4.058,9	3.512,2	20%	1
<b>Total</b>	<b>369.815</b>	<b>-</b>	<b>814,2</b>	<b>19.801,1</b>	<b>8.976,3</b>	<b>-</b>	<b>18</b>

Fonte: ANA (2017b).

Embora o município de Petrópolis conte com 17 estações de tratamento de esgotos, a maioria delas, trata-se, na verdade de biossistemas ou sistemas coletivos de fossa filtro, com vazões médias de menos de 2 L/s. Efetivamente, a cidade conta com 5 ETEs, Granja Brasil; Quitandinha; Piabanha; Correias e; Palatinato.

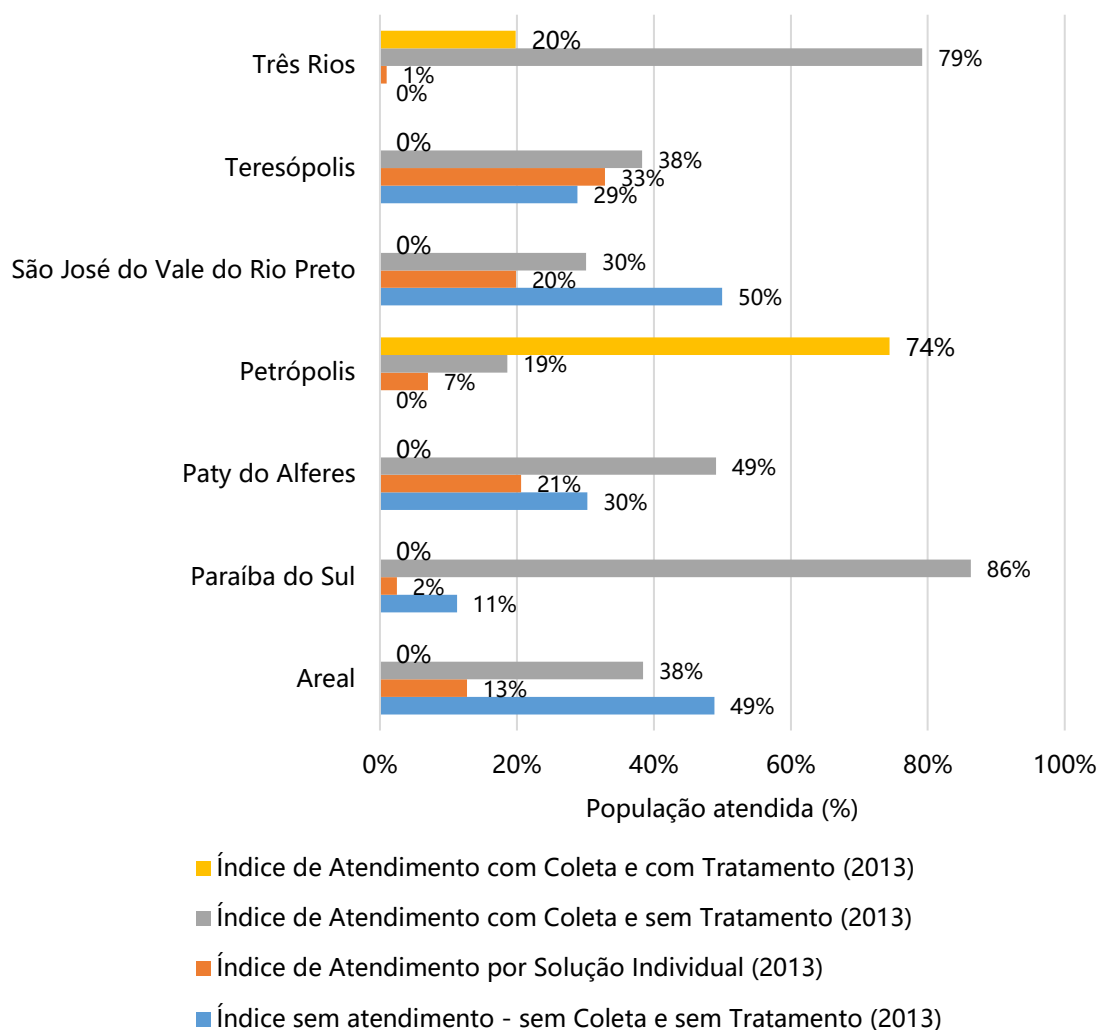
Os sistemas de esgotamento sanitário podem ser analisados com mais detalhes sobre vazões de projeto, concentrações; tecnologias e corpos hídricos receptores nos croquis do Anexo A – SES existentes dos municípios contidos na bacia hidrográfica do rio Piabanha e na tabela do Apêndice B – Dados dos SES dos municípios.

É possível observar ainda uma razão relativamente baixa entre carga orgânica e número de habitantes no município de Petrópolis, enquanto as outras cidades possuem relações mais elevadas, embora seja o maior responsável por lançamento de carga orgânica. Isso é explicado pelo fato de Petrópolis ser o município com maior cobertura de esgotamento sanitário com coleta e tratamento (74,4%), ou seja, a concentração de DBO dos efluentes domésticos é reduzida pelas ETEs.

Apesar de constar na base de dados que os prestadores dos serviços de esgotamento sanitário dos municípios Paraíba do Sul e Paty do Alferes são as prefeituras municipais, é importante ressaltar que as mesmas possuem contrato de concessão dos serviços de águas e esgotos com a CEDAE (CEDAE, 2017).

De acordo com a classificação da ANA (2017b), a distribuição da carga orgânica gerada pela população pode ser dividida em: com coleta e com tratamento, quando o efluente doméstico é encaminhado via rede coletora à uma Estação de Tratamento de Esgotos; com coleta e sem tratamento quando os moradores possuem cobertura de rede porém ainda não foi implementada uma ETE para o devido tratamento; sem coleta e sem tratamento, quando a população da região não tem acesso nem à rede; e por fim; a solução individual, ou fossas sépticas.

De acordo com a base de dados do Atlas Esgotos (ANA, 2017b) foi possível obter as informações de esgotamento sanitário consolidadas por município estão reunidas na Figura 21, contendo o destino do esgoto gerado em relação à população do município.



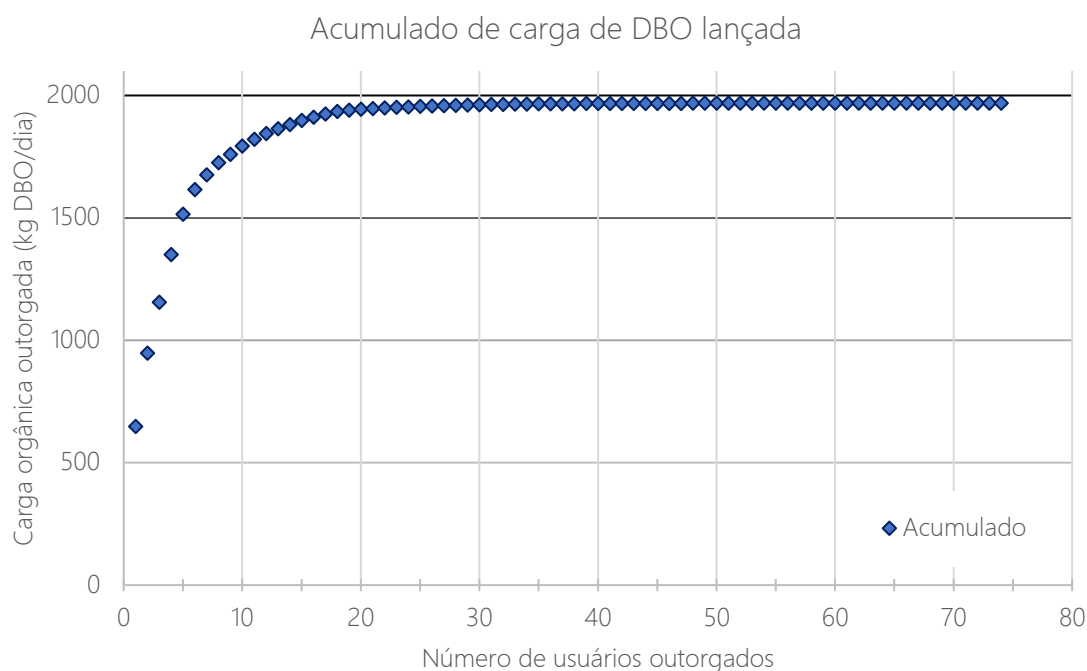
**Figura 21 - Índices de atendimento considerando a distribuição de carga gerada**

Fonte: ANA (2017b).

Dentre as sub-bacias do Paraíba do Sul a Bacia do Piabanha é a que possui maior número de indústrias, contando com cerca de 57 indústrias, o que corresponde a 95% da carga de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO outorgada por ano para os rios da bacia. Segundo o Plano de Recursos Hídricos da bacia do Rio Paraíba do Sul, estas indústrias são responsáveis pelo lançamento de 1,4 toneladas de DBO/dia em toda Bacia do Piabanha (AGEVAP, 2006).

Ao analisar as outorgas concedidas a cada usuário na base do CNARH, pôde-se perceber que o potencial poluidor dos 5 usuários com maior carga orgânica outorgada corresponde a 77,0% (1.515,59 kg DBO/dia) da soma de todos os usuários, conforme Figura 22. Se o recorte tomar os 10 maiores lançadores, percebe-se que

correspondem a 91,12% (1.793,51 kg DBO/dia) de toda carga orgânica outorgada (1.968,25 kg DBO/dia).



**Figura 22 – Gráfico do acumulado de carga orgânica outorgada para lançamento no rio Piabanha**

Fonte: INEA (2019a).

É importante ressaltar que dos 5 usuários com maior potencial poluidor, três são ETEs da concessionária Águas do Imperador (Petrópolis), uma ETE do Serviço Autônomo de Água e Esgoto – SAAE Três Rios e uma cervejaria do Grupo Petrópolis. Quando se amplia o recorte para os 10 maiores poluidores, quatro são ETEs da concessionária Águas do Imperador (Petrópolis), duas cervejarias do Grupo Petrópolis, dois condomínios, uma ETE da SAAE Três Rios e uma indústria *Carl Zeiss*. Tal análise reforça a relevância do esgoto, ainda que tratado, como principal contribuinte para a degradação do rio Piabanha.

## 5. Metodologia

A impacto da implementação dos serviços de esgotamento sanitário na qualidade de águas em rios foi avaliado através da caracterização da condição atual em função da vazão de referência. A partir do cenário atual, simulou-se os cenários de universalização do serviço de esgotamento sanitário e de reúso dos efluentes tratados das ETEs. Para tal, o estudo foi amparado em ferramentas de modelagem computacional utilizando a bacia hidrográfica do rio Piabanha/RJ como estudo de caso.

Preliminarmente, foram revisadas as informações existentes sobre a hidrografia e hidrologia da bacia do rio Piabanha, assim como as características hidráulicas e hidrológicas dos rios que a compõe. O levantamento dos dados teve como objetivo conhecer a região, definir parâmetros de modelagem e verificar se os dados existentes ainda são confiáveis. Levantou-se ainda os dados de monitoramento de parâmetros da qualidade do rio das bases de dados do INEA e Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM.

Em seguida, levantou-se dados oficiais de saneamento da região estudada. Para tal, foi feito um diagnóstico do esgotamento sanitário através das seguintes bases:

- Atlas Esgotos da Agência Nacional de Águas – ANA;
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS;
- Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos – CNARH.

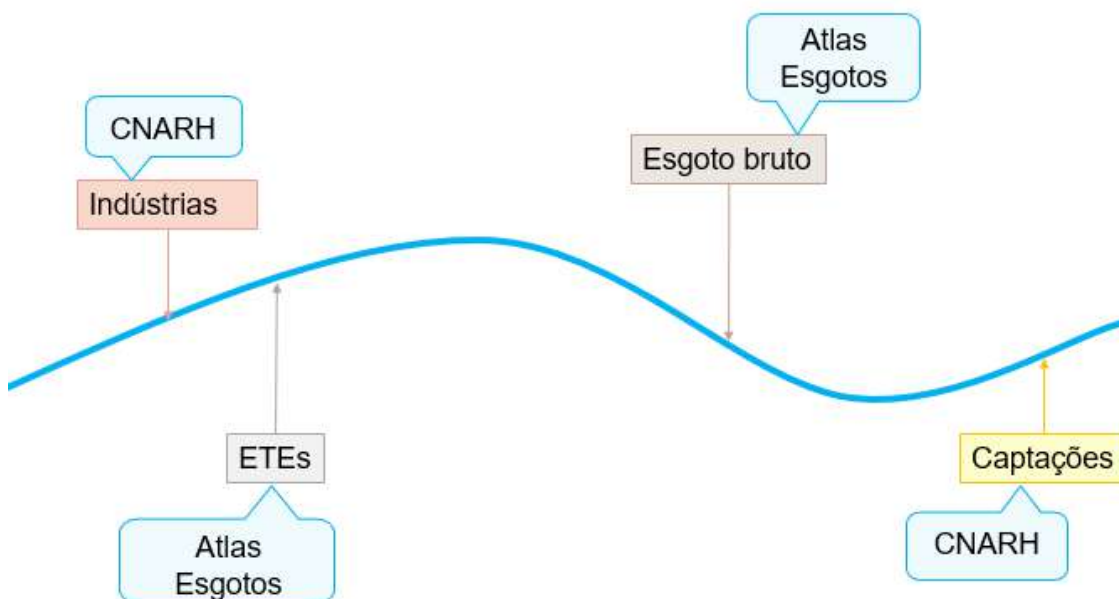
Visto que os dados possuem divergências temporais, de informações e de fontes, estes foram analisados criticamente. Tal processo visa obter informações confiáveis para subsidiar as simulações do modelo.

Uma vez obtidos e organizados os dados de entrada para modelagem do fenômeno de interesse, foram efetuadas as simulações. Devido à falta de dados de monitoramento com consistência espaço-temporal, optou-se por usar valores qualiquantitativos promediados para obter um modelo base para as simulações. Dessa forma, utilizou-se a vazão média de longo termo –  $Q_{MLT}$  e as médias das séries históricas dos parâmetros monitorados nas campanhas de campo.

Os lançamentos e captações foram inseridas no modelo segundo sua localização na bacia e parametrizados de acordo com a posição do modelo digital dos rios. A fonte de informações de cada tipo de interferência no rio foi obtida a partir das



bases de dados do CNARH (INEA, 2019a) e do Atlas Esgotos (ANA, 2017b), conforme Figura 23.



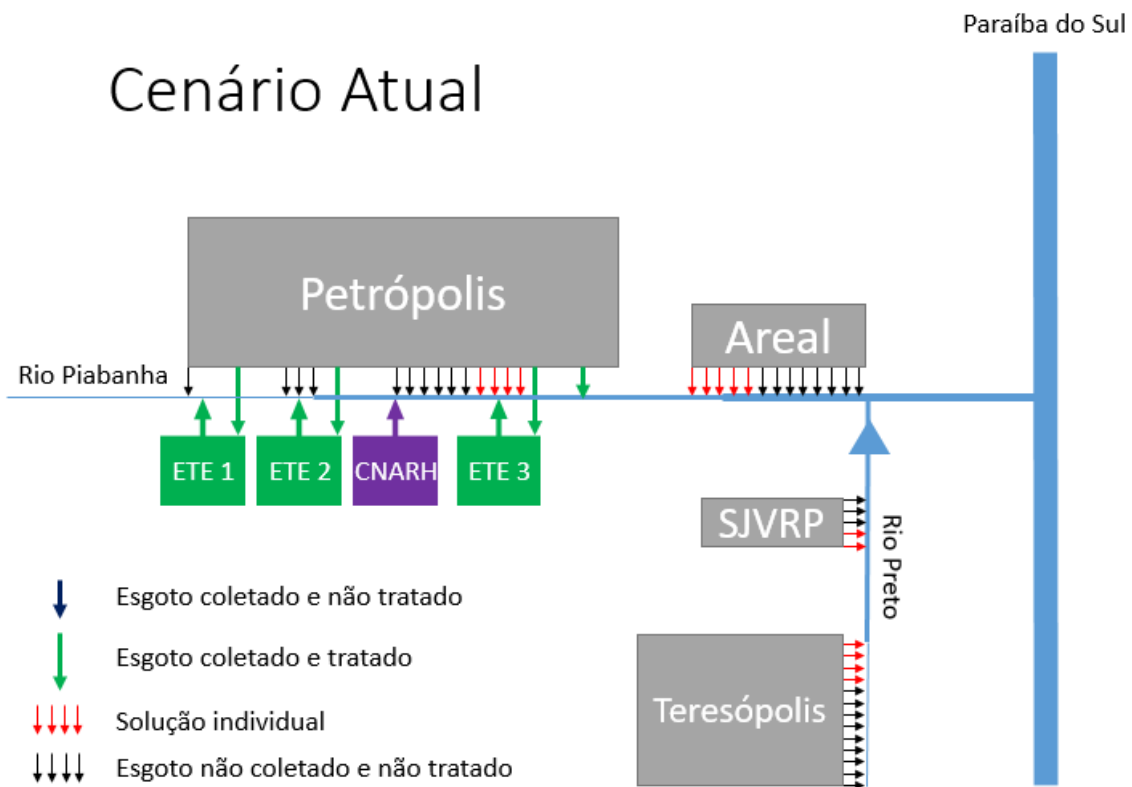
**Figura 23 - Esquema conceitual das contribuições de carga orgânica no rio e suas respectivas fontes**

A calibração dos coeficientes das equações cinéticas se deu através da otimização utilizando o pacote *Solver* do *Microsoft Excel* para maximizar os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ), relativos aos respectivos parâmetros calibrados. Uma vez calibrados os coeficientes, foi possível avaliar o impacto do despejo de esgoto sanitário não tratado ou ainda tratado de forma não consoante com a restrição do corpo hídrico.

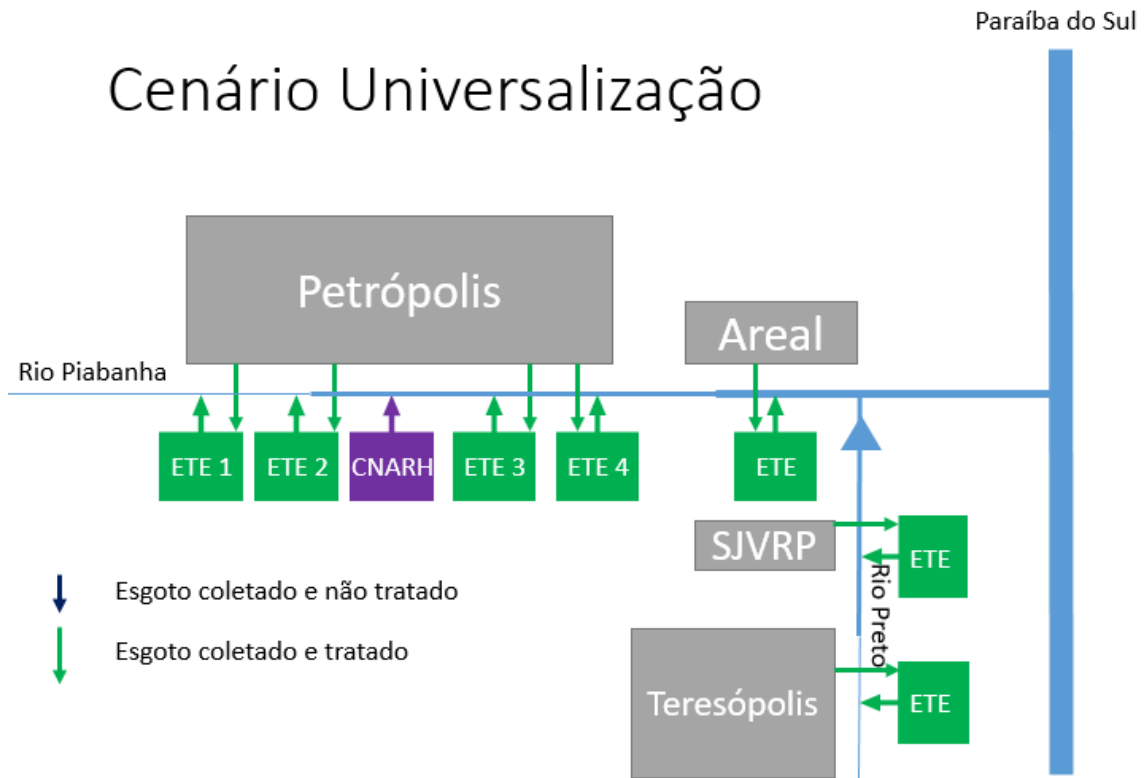
Uma vez obtidos os valores calibrados dos coeficientes para a bacia com a  $Q_{MLT}$ , utilizou-se a vazão de referência  $Q_{95}$ , vazão definida pelo INEA como base para concessão de outorgas de captação e lançamento em recursos hídricos (INEA, 2018a). Essa vazão apresenta um cenário equivalente a um período de seca onde a vazão do rio é bastante reduzida e, estatisticamente, acontece em 5% do tempo.

O propósito de utilizar essa vazão de referência é observar o comportamento do rio num cenário onde ocorrerá diminuição da disponibilidade de água e, portanto, menor capacidade de diluição dos efluentes. Dessa forma, os seguintes cenários foram modelados de forma a obter subsídios necessários para análise do impacto do esgotamento sanitário na qualidade do rio Piabanha:

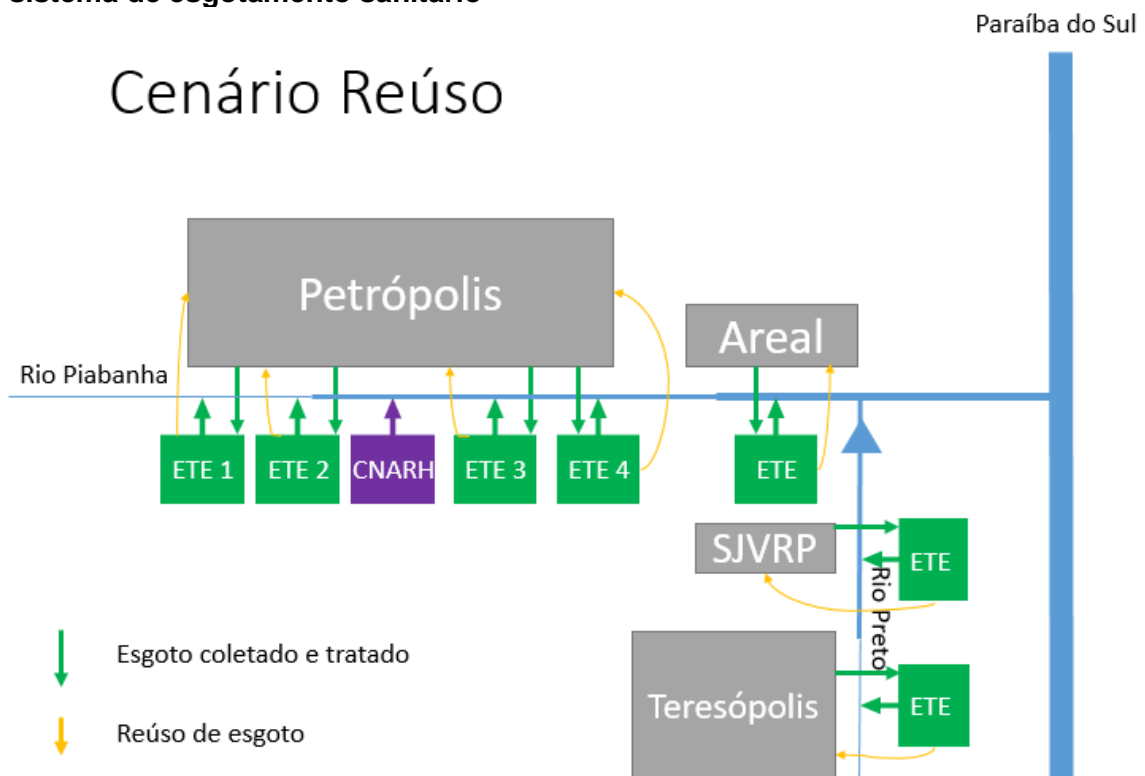
- Cenário atual – dividido em cenários base e Q<sub>95</sub>, onde são imputados os lançamentos atuais outorgados e lançamentos diagnosticados pelo Atlas Esgotos. É de importância vital para validar e calibrar o modelo de forma que o mesmo sirva como base para modelar outros cenários e comparar os efeitos (Figura 24);
- Cenário universalização (100% de coleta e tratamento) – No qual serão utilizados os critérios mínimos de tratamento para o esgoto constantes na legislação (Figura 25);
- Cenário reúso – Cenário que propõe intervenções de forma a reduzir as vazões de lançamento de esgoto para destinar esse esgoto tratado a outros fins e, conseqüentemente, diminuir o aporte de nutrientes no rio (Figura 26).



**Figura 24 - Diagrama esquemático do cenário atual do modelo**



**Figura 25 - Diagrama esquemático do cenário com universalização do sistema de esgotamento sanitário**



**Figura 26 - Diagrama esquemático do cenário com o reúso de esgoto após a universalização**

## 5.1. Análise dos dados de monitoramento

Os dados de monitoramento considerados foram obtidos através da rede de monitoramento qualitativo da CPRM<sup>5</sup> e INEA.

Dentre os 40 parâmetros analisados nas campanhas de monitoramento elaboradas pela CPRM, extraiu-se 7 parâmetros. A série histórica das campanhas disponibilizadas conta com dados brutos desde 2009 a 2018, totalizando 57 campanhas.

Enquanto do INEA, capturou-se 6 dos 10 parâmetros monitorados, dos quais, o INEA não monitora nitrogênio amoniacal. A série histórica das campanhas publicadas no portal do instituto conta com dados brutos desde 2009 a 2019, totalizando entre 20 e 22 campanhas, a depender da seção. Logo, os parâmetros obtidos das bases de dados foram:

- Oxigênio dissolvido;
- Demanda bioquímica de oxigênio;
- Nitrogênio amoniacal\*;
- Nitrato;
- Fósforo total;
- Coliformes termotolerantes;
- Temperatura da água.

Observação: \* parâmetro monitorado apenas pela CPRM.

Totalizando 11 o número de estações utilizadas para o estudo, o monitoramento dos órgãos não se sobrepõe e garantem uma melhor amostragem espacial da bacia, conforme Figura 27. A CPRM dispõe de 6 pontos de monitoramento, já o INEA, 5 estações, das quais:

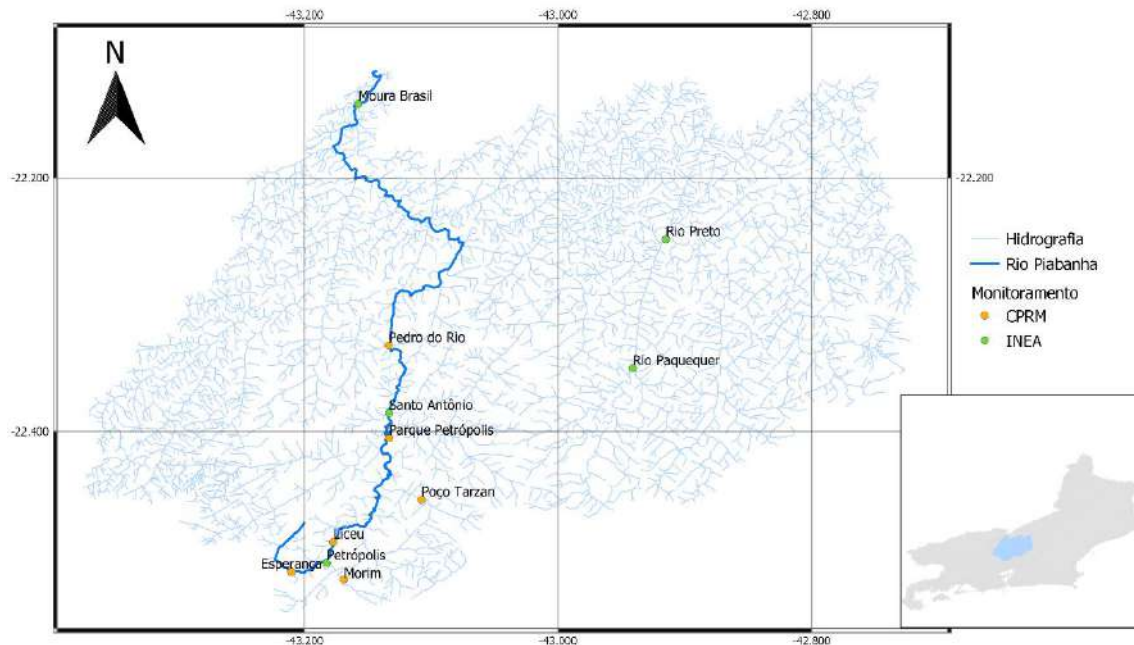
- CPRM
  - Esperança\*;
  - Liceu\*;
  - Parque Petrópolis\*;
  - Pedro do Rio\*;
  - Morin;
  - Poço Tarzan.
- INEA
  - Petrópolis\*;

---

<sup>5</sup> Dados cedidos pela CPRM após solicitação por e-mail.

- Moura Brasil\*;
- Santo Antônio;
- Paquequer;
- Preto.

Observação: \* representa as estações de monitoramento qualitativo localizadas na calha do rio, enquanto as demais estão nos rios das sub-bacias.



**Figura 27 - Localização das estações de monitoramento**

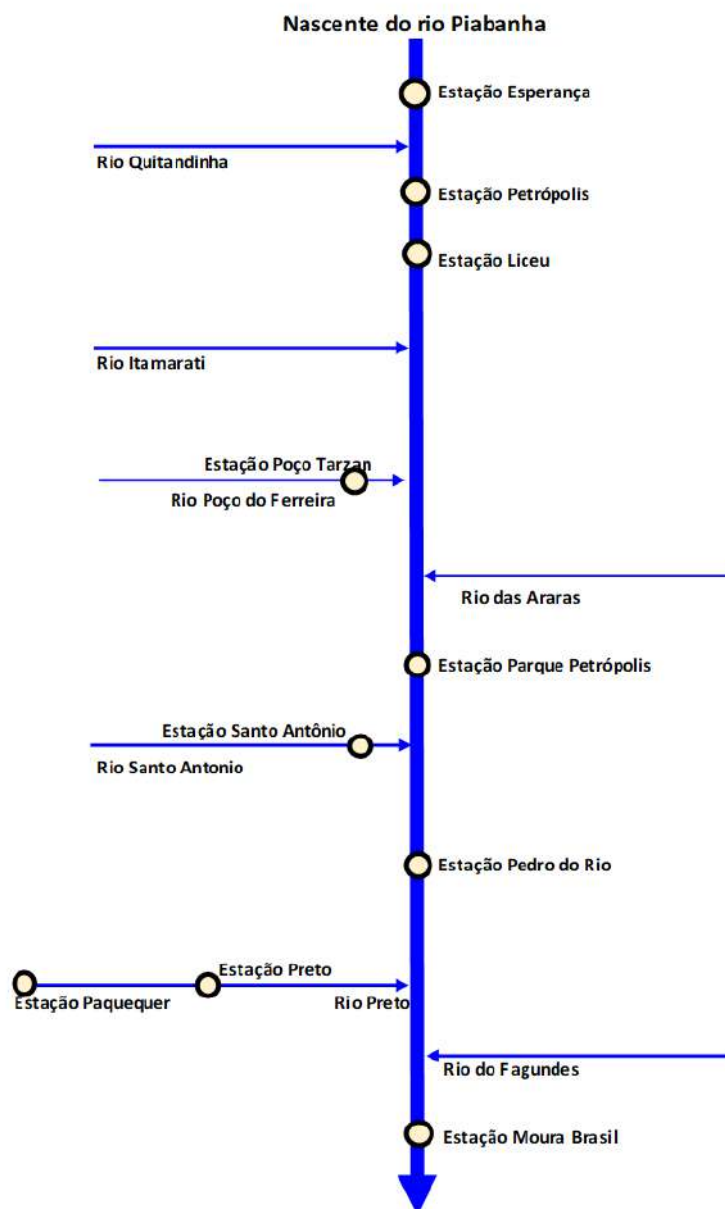
Os dados foram tratados estatisticamente, de forma a excluir *outliers* e extrair as médias aritméticas de cada um dos parâmetros. À exceção, as medições de coliformes termotolerantes foram promediadas através da média geométrica, pois possuem diferenças entre valores ordens de grandeza maiores e fazem com que a média aritmética seja pouco representativa da amostra.

Para a representação dos dados de fósforo total, foi utilizada a relação de 60% para a parcela inorgânica e 40% para a orgânica, de acordo com Von Sperling (2014b).

## 5.2. Dados hidrológicos e modelagem hidrodinâmica

A etapa inicial da modelagem se dá pela criação do modelo digital, onde as coordenadas geográficas são parametrizadas em função do comprimento do rio, uma vez que o modelo é unidimensional. A partir dessa etapa são inseridos os rios tributários com deságue no rio Piabanha e, por fim a localização das estações de monitoramento

na bacia. O esquema topológico do modelo digital é apresentado na Figura 28, onde estão indicadas as direções de fluxo e margem de deságua dos afluentes. O mapa é apenas esquemático, portanto, não preserva as proporções reais da bacia.



**Figura 28 - Topologia do modelo do rio Piabanha**

Para a primeira inserção dos dados hidrológicos, foi adotada a vazão média de longo termo em toda a bacia. Uma vez que a bacia do rio Piabanha mostrou-se hidrológicamente homogênea, a CPRM definiu equações de regionalização correlacionando a área de drenagem da bacia com a  $Q_{MLT}$  através das equações de regressão (5.1) e (5.2). Já para a vazão de referência  $Q_{95}$  as equações apresentam as relações (5.3) e (5.4).

Como uma das limitações das equações de regionalização, essas equações foram validadas para áreas de drenagem maiores que 40 km<sup>2</sup> e menores que 2050 km<sup>2</sup>. No caso da sub-bacias do Fagundes a precipitação média também faz parte da equação de regressão (CPRM, 2003).

$$Q_{MLT}^{Piabanha} = 0,1698 \cdot A_d^{0,6978} \quad (5.1)$$

$$Q_{MLT}^{Fagundes} = 0,0095 \cdot A_d^{0,9182} \cdot P^{3,0797} \quad (5.2)$$

$$Q_{95}^{Piabanha} = 0,0721A^{0,6298} \quad (5.3)$$

$$Q_{95}^{Fagundes} = 0,0049 \cdot A_d^{0,8443} \cdot P^{2,8897} \quad (5.4)$$

Onde:

$A_d$  = área de drenagem da subbacia analisada (km<sup>2</sup>);

$P$  = Precipitação média (m).

As equações do de regionalização foram utilizadas no modelo para gerar as condições iniciais de vazão no modelo e nas vazões pontuais dos rios tributários. As sub-bacias foram selecionadas de acordo com critério da área de drenagem mínima válida para utilização da equação de regressão.

As áreas de drenagem de cada bacia foram obtidas através de uma ferramenta metodológica desenvolvida por Silva (2016). Sua operação se dá através de um *plug-in* desenvolvido para o *software* de geoprocessamento *QGIS* versão 2.18. As informações ligadas ao geoprocessamento da bacia do rio Piabanha foram baseadas na base de dados também desenvolvida por Silva (2016). Levando em consideração que a

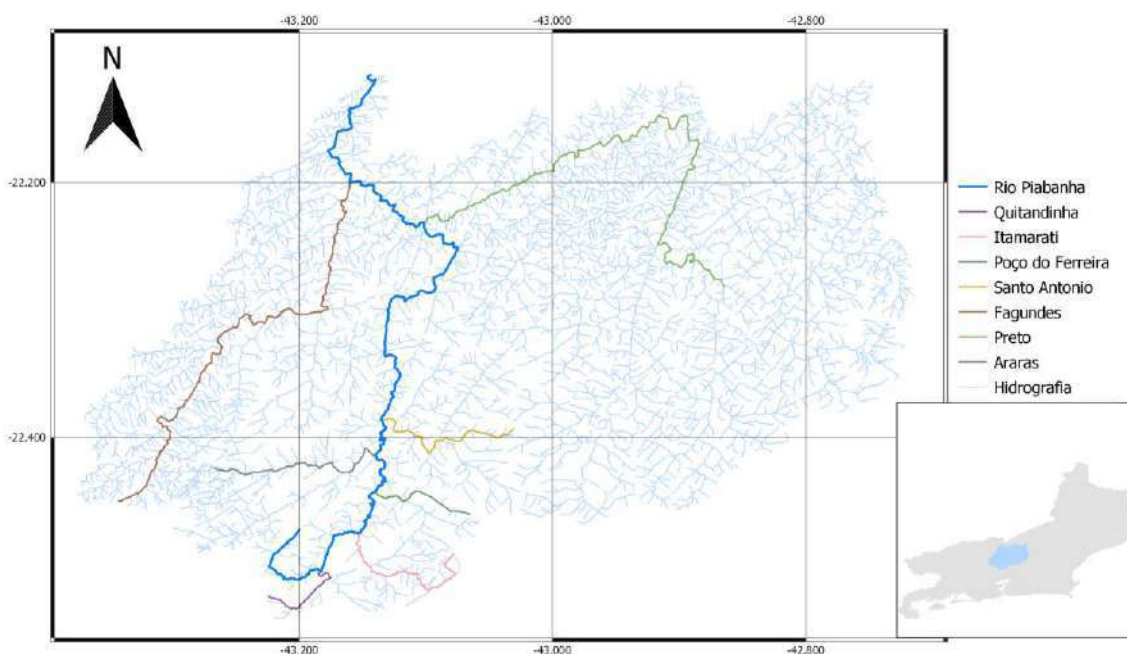
Apesar de a área de drenagem à montante das estações de monitoramento Esperança (11,4 km<sup>2</sup>) e da sub-bacia do rio Quitandinha (23,1 km<sup>2</sup>) serem inferiores a 40 km<sup>2</sup>, essas regiões foram consideradas na modelagem. Essas áreas são de fundamental importância para o estudo, uma vez que concentram as áreas entre Esperança e a estação seguinte, Petrópolis, concentram 87,2% da carga orgânica lançada pela cidade de Petrópolis.

Dessa forma, para a estação Esperança, foi utilizada a série história de vazões monitoradas pela CPRM no período de 2007 a 2013 para obter a  $Q_{MLT}$  e construir a curva de permanência para obter a  $Q_{95}$ . Já para sub-bacia do rio Quitandinha, devido à ausência de dados quantitativos ou monitoramento de vazões, extrapolou-se a equação de regressão para a região. Dessa forma, a Tabela 11 compila as vazões de referência

em cada sub-bacias do Piabanha. As localizações dos rios afluentes são apresentadas na Figura 29.

**Tabela 11 - Relação entre as áreas das bacias e as vazões de referência**

Sub-bacias	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Q <sub>MLT</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>95</sub> (m <sup>3</sup> /s)
Rio Quitandinha	23,05	1,51	0,52
Rio Itamarati	42,93	2,34	0,77
Rio do Poço do Ferreira	31,26	1,88	0,63
Rio das Araras	100,73	4,24	1,32
Rio Santo Antônio	114,63	4,64	1,43
Rio Preto	1071,90	22,10	5,84
Rio Fagundes	372,62	3,89	1,26
Foz do Piabanha	2058,74	34,85	8,81



**Figura 29 - Localização dos rios afluentes ao rio Piabanha**

No Apêndice A – Pontos notáveis, estações de monitoramento e bacias afluentes, pode-se analisar todos os pontos notáveis, estações de monitoramento e bacias afluentes utilizados para a criação do modelo digital do rio.

Outros pontos, como estações de monitoramento foram definidos para aplicação das equações de regionalização e garantir a calibração das vazões entre os trechos. Dessa forma, as vazões incrementais de escoamento base por trecho foram definidas a partir da diferença entre as vazões dos trechos de jusante e montante conforme (5.5).



$$Q_{incremental} = \frac{Q_{jusante} - Q_{montante}}{Distância} \quad (5.5)$$

Então foram inseridas as vazões de lançamentos e captações ao longo dos trechos, de acordo com as bases de dados consultadas. Em sub-bacias com lançamentos à montante, essas vazões outorgadas ou observada nas ETEs foram descontadas das vazões de referência. Desconsiderou-se as captações e lançamentos consideradas pelo órgão como insignificantes por contar com vazões ordens de grandeza menores. Por isso, portanto, não introduzirem diferenças significativas na modelagem e aumentarem o custo computacional desnecessariamente.

Devido a existência de um desvio no rio Piabanha para geração de energia à jusante da foz do rio Preto há um trecho de vazões reduzidas. A estratégia computacional para sua representação constituiu na captação de 50% da vazão de referência do trecho, correspondente ao limite outorgado à PCH (SERLA, 2007). Calculando a vazão outorgada no trecho pela equação (5.3), a vazão de retirada no trecho corresponde a 3,4369 m<sup>3</sup>/s e foi lançada à jusante do barramento, localizado a partir de imagens de satélite com as mesmas condições de vazão e qualidade da sua captação. Essa prática é amplamente adotada em estudos ambientais para diagnóstico e prognóstico de estudos de qualidade de água e hidrologia (PAULA, 2011).

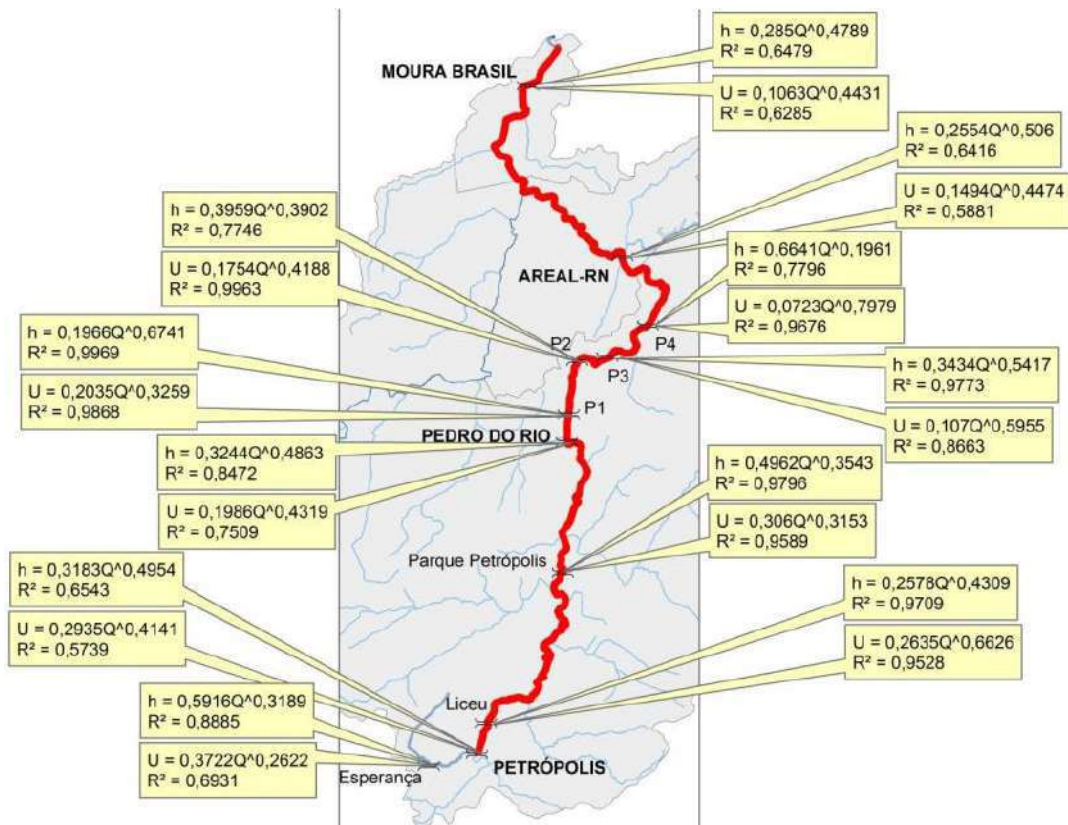
Tão logo as vazões no rio foram ajustadas, a etapa hidráulico-hidrodinâmica foi aplicada. Para tal, utilizou-se equações de ajuste para determinar a velocidade e profundidade do rio Piabanha em diversas estações. Essas equações foram obtidas por Paula (2011) a partir de dados de curvas-chave e estudos na região.

A Tabela 12 compila as equações de acordo com os pontos e a Figura 30 apresenta os pontos georreferenciados na bacia. Ressalta-se que seções onde o coeficiente de correlação das equações ficou abaixo de 0,5 foram desconsideradas.

**Tabela 12 - Equações correlacionando as vazões com as velocidades e profundidades ao longo do rio Piabanha**

Seção	Responsável	Equação de ajuste	
		Vazão x Profundidade	Vazão x Velocidade
Esperança	CPRM	$H = 0,5916. Q^{0,3189}$	$v = 0,3722. Q^{0,2622}$
Liceu		$H = 0,2578. Q^{0,4309}$	$v = 0,2635. Q^{0,6626}$
Parque Petrópolis		$H = 0,4962. Q^{0,3543}$	$v = 0,3060. Q^{0,3153}$
Pedro do Rio	ANA	$H = 0,3244. Q^{0,4863}$	$v = 0,1986. Q^{0,4319}$
Petrópolis		$H = 0,3183. Q^{0,4954}$	$v = 0,2935. Q^{0,4141}$
Areal RN		$H = 0,2554. Q^{0,5060}$	$v = 0,1494. Q^{0,4474}$
Moura Brasil		$H = 0,2850. Q^{0,4789}$	$v = 0,1063. Q^{0,4431}$
P1	Rosso (1986) Ensaio de Traçadores	$H = 0,1966. Q^{0,6741}$	$v = 0,2035. Q^{0,3259}$
P2		$H = 0,3959. Q^{0,3902}$	$v = 0,1754. Q^{0,4188}$
P3		$H = 0,3434. Q^{0,5417}$	$v = 0,1070. Q^{0,5955}$
P4		$H = 0,6641. Q^{0,1961}$	$v = 0,0723. Q^{0,7979}$
PB100	Rede HIDROECO – UFRJ/INEA	$H = 1,0604. Q^{0,6234}$	$v = 0,3419. Q^{0,1955}$
PB116		$H = 0,3229. Q^{0,2682}$	$v = 0,9428. Q^{0,8048}$
PB118		$H = 0,2492. Q^{0,6344}$	$v = 0,9902. Q^{0,7047}$
PB011		$H = 0,3288. Q^{0,5268}$	$v = 0,2415. Q^{0,7501}$

Fonte: Paula (2011).



**Figura 30 – Relações de velocidade x vazão e profundidade x vazão no rio Piabanha**

Fonte: Paula (2011).

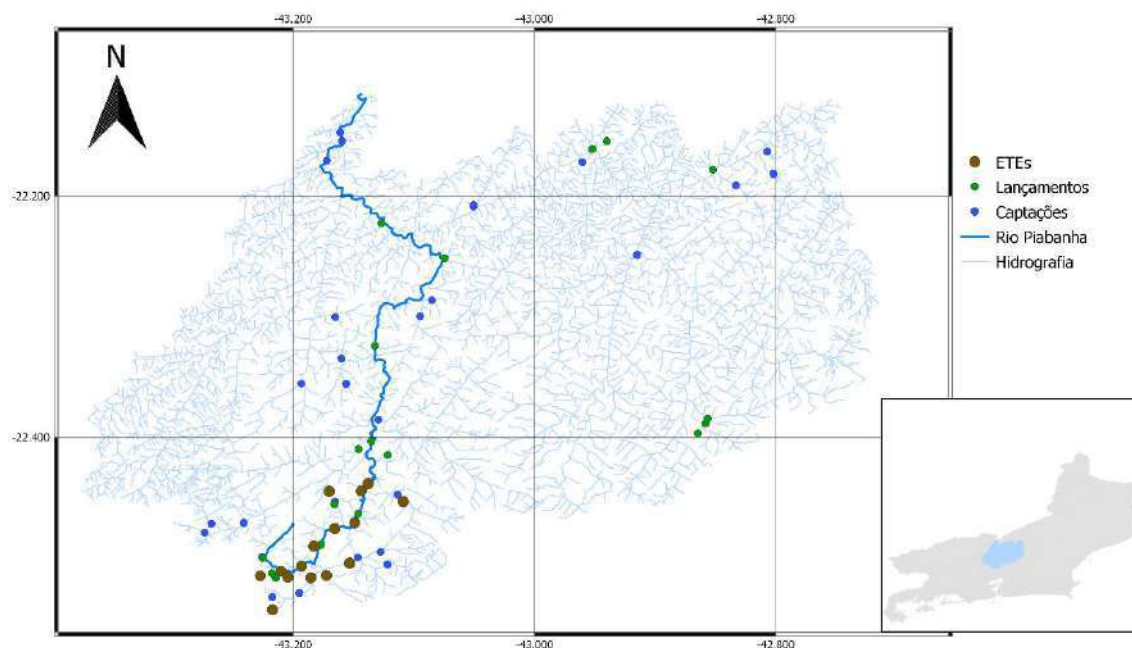
Entre as seções foi utilizada uma ponderação linear entre as equações das seções de montante e jusante utilizando sempre a vazão do trecho. Com as velocidades definidas, os tempos de percurso foram encontrados e então avaliados de acordo com o critério de estar entre  $0,01 \text{ d}^{-1}$  e  $0,002 \text{ d}^{-1}$ , como estabelecido por Von Sperling (2014a) para garantir a minimização de erros de origem numérica.

### 5.3. Dados e modelagem de qualidade de água

Com a conclusão das etapas hidrológica e hidráulico-hidrodinâmicas, iniciou-se a inserção de dados para a modelagem de qualidade de água. Para tal, foram inseridas as concentrações de lançamento dos efluentes outorgados e cadastrados no CNARH40<sup>6</sup> (INEA, 2019a), conforme Figura 31. Já as informações de lançamento das ETEs foram inseridas seguindo as informações do Atlas Esgotos (ANA, 2017b). Os

<sup>6</sup> Dados disponibilizados pelo INEA após solicitação por e-mail.

esgotos não pontuais, ou difusos, foram lançados de forma semelhante ao método aplicado para definição da vazão incremental (5.5).



**Figura 31 - Localização das outorgas de lançamento e captação de água na bacia do rio Piabanha**

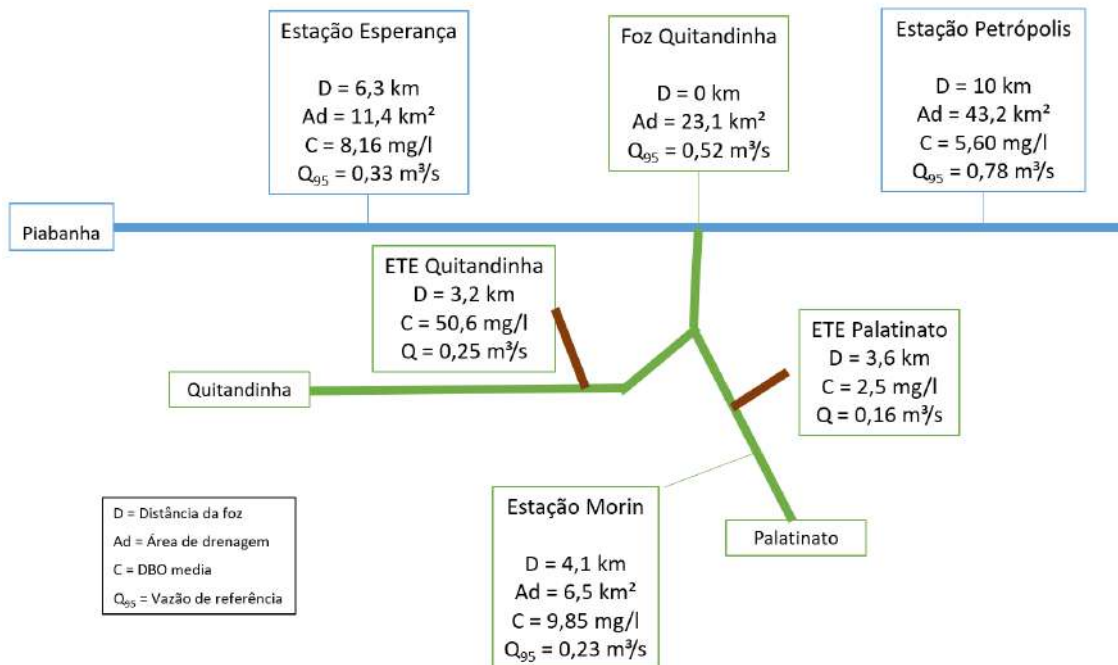
Em casos de lançamentos que ocorrem na mesma célula de cálculo foi utilizada a equação de mistura para definir a concentração final do efluente lançado. Já lançamentos e captações em bacias contribuintes, todas as outorgas foram contabilizadas na foz da bacia afluyente, desconsiderando, portanto, as interações que ocorrem no trajeto.

Como essas fontes de informações só dispõe de informações de carga orgânica (DBO), utilizou-se concentrações típicas dos demais nutrientes (N e P) e coliformes para os efluentes para cada tecnologia, de acordo com Von Sperling (2014b). Assim como sistemas individuais que utilizaram 60% de remoção, considerando o decaimento devido à lenta infiltração do efluente no lençol freático até chegar à calha do rio (OLIVEIRA; SPERLING, 2005).

Para os tributários, utilizou-se as informações de monitoramento como condições de contorno do modelo e, quando não havia nenhuma informação sobre as condições de qualidade das águas, adotou-se os parâmetros de enquadramento Classe 2 estabelecidos pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005) nos mesmos.

Devido à falta de monitoramento em suas confluências com o rio Piabanha e ao alto aporte de matéria orgânica, as bacias dos rios Quitandinha e Preto foram

modeladas à parte. No caso da bacia do Quitandinha e seu afluente, o rio Palatinato, conforme exibido na Figura 32, embora existam duas estações de tratamento de esgotos, a capacidade de diluição da bacia é muito baixa para a vazão lançada pelas ETEs.



**Figura 32 - Modelo conceitual da bacia do rio Quitandinha**

Observando que a soma das vazões é 0,41 m³/s e a Q<sub>95</sub> da foz da bacia é 0,52 m³/s, ou seja quase 80% da vazão modelada é composta pelo efluente das ETEs. Dessa forma, a carga remanescente, além dos esgotos brutos lançados se tornam altamente degradantes para o rio.

Dada a pequena extensão, a modelagem da bacia do Quitandinha baseou-se no abatimento da carga orgânica através de uma equação de cinética de primeira ordem (5.6). Utilizou-se velocidade e o coeficiente de desoxigenação médios do trecho inicial do rio Piabanha, respectivamente, 0,35 m/s e 1,2 d<sup>-1</sup> uma vez que possuem características hidrológicas e morfológicas semelhantes.

Através da distância de lançamento das ETEs à foz, 3182 m para ETE Quitandinha e 3683 m para a ETE Palatinato e a velocidade média adotada encontrou-se o tempo médio, da ordem de 0,015 d<sup>-1</sup>. Por fim, chegou-se a uma razão de abatimento de 0,871 da carga lançada, conforme (5.7).

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (5.6)$$

$$C = C_0 \cdot e^{-(1,2,0,015)} = 0,871 \cdot C_0 \quad (5.7)$$

Na bacia do rio Preto esse aporte é causado pelo lançamento de grandes volumes de esgotos *in natura* devido à ausência de infraestrutura de esgotamento sanitário nas cidades de Teresópolis e São José do Vale do Rio Preto. Dessa forma, utilizou-se a mesma metodologia para inserção de dados hidrológicos, porém com valores de coeficientes hidráulicos de corpos d'água análogos e condições de qualidade Classe 2. Os resultados qualiquantitativos da foz do modelo simulado para o rio Preto foram utilizados como condição de contorno do seu deságue no rio Piabanha.

As faixas usuais de utilização dos coeficientes de desoxigenação e de decomposição de DBO,  $k_1$  e  $k_d$  são apresentados na Tabela 13. Para os valores de  $k_1$  utilizou-se a média dos valores apresentados para cada trecho, dependendo da origem do lançamento. Contudo, como as faixas de variação de  $k_d$  apresentam limites inferior e superior muito afastados, utilizou-se a equação (5.8) parametrizando o valor do coeficiente à profundidade média do rio no trecho.

**Tabela 13 - Faixas de valores para coeficientes de desoxigenação e decomposição de DBO**

Origem	$k_1$ (d <sup>-1</sup> ) a 20°C (laboratório)	$k_d$ (d <sup>-1</sup> ) a 20°C	
		Rios rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto concentrado	0,35 a 0,45	0,50 a 1,00	0,35 a 0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30 a 0,40	0,40 a 0,80	0,30 a 0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30 a 0,40	0,40 a 0,80	0,30 a 0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12 a 0,24	0,12 a 0,24	0,12 a 0,24
Curso d'água com água limpas	0,08 a 0,20	0,08 a 0,20	0,08 a 0,20

Fonte: Von Sperling, (2014a).

$$k_d = 0,3 \cdot \left(\frac{H}{2,5}\right)^{-0,434} \quad (5.8)$$

Onde:

H = profundidade (m).

Em relação ao coeficiente de sedimentação, os valores usuais são apresentados na Tabela 14. Entretanto, buscou-se uma discretização maior entre as faixas para as profundidades dos trechos estudados, para isso, os valores utilizados no modelo são apresentados na equação (5.9).

**Tabela 14 - Faixas de valores para coeficientes de sedimentação**

Tipo de curso d'água	Faixa de valores usuais ( $d^{-1}$ ) a 20C
Rios rasos ( $H \leq 1,0 m$ )	0,10 a 0,50
Rios intermediários ( $1,0m \leq H \leq 2,0 m$ )	0,05 a 0,20
Rios profundos ( $H > 2,0 m$ )	0,00 a 0,05

Fonte: Von Sperling, (2014a).

$$k_s = \begin{cases} se H < 0,4 m; 0,4 \\ se H < 0,6 m; 0,35 \\ se H < 0,8 m; 0,3 \\ se H < 1,0 m; 0,25 \\ se H < 1,25 m; 0,2 \\ se H < 1,5 m; 0,15 \\ se H < 2 m; 0,02 \end{cases} \quad (5.9)$$

O coeficiente de reaeração, responsável pela introdução de oxigênio dissolvido na água, representado por  $k_2$ , tem valores diversos, dependendo das condições do corpo d'água. A Tabela 15 apresenta valores médios para os coeficientes.

**Tabela 15 - Faixas de valores para coeficientes de reaeração**

Tipo de curso d'água	$K_2$ ( $d^{-1}$ ) a 20C	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios de baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios de velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Von Sperling, (2014a).

Todavia, os valores apresentam termos vagos quanto à profundidade e velocidade. Portanto, utilizou-se o conjunto de equações para determinação do valor de  $k_2$ , apresentados na Tabela 16. No modelo, utilizou-se da estrutura condicional “SE” de forma a garantir as condições previstas em cada equação, conforme a equação (5.13).

**Tabela 16 – Equações para cálculo de  $k_2$  em função da velocidade e profundidade médios do trecho**

Autor	Condição	Equação
O'Connor & Dobbins (1958)	$0,6\text{ m} \leq H < 4,0\text{ m}$ $0,05\text{ m/s} \leq v < 0,8\text{ m/s}$	$3,93v^{0,5}H^{-1,5}$ (5.10)
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$0,6\text{ m} \leq H < 4,0\text{ m}$ $0,8\text{ m/s} \leq v < 1,5\text{ m/s}$	$5,0v^{0,97}H^{-1,67}$ (5.11)
Owens <i>et al.</i> (1954) (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$0,1\text{ m} \leq H < 0,6\text{ m}$ $0,05\text{ m/s} \leq v < 1,5\text{ m/s}$	$5,3v^{0,67}H^{-1,85}$ (5.12)

Fonte: Von Sperling, (2014a).

$$k_2 = \begin{cases} \text{se } 0,1\text{ m} \leq H < 0,6\text{ m}; \text{ Owens} \\ \text{se } v < 0,8\text{ m/s}; \text{ O'Connor e Dobbins} \\ \text{se } v > 0,8\text{ m/s}; \text{ Churchill} \end{cases} \quad (5.13)$$

Os demais coeficientes para modelagem de nitrogênio e fósforo seguiram a mesma linha de raciocínio e utilizaram valores médios das faixas apresentadas nas tabelas



**Tabela 17 – Resumo das faixas de valores para coeficientes de modelagem de nitrogênio**

<b>Coefficiente</b>	<b>Descrição</b>	<b>Faixa de valores usuais a 20°C (d<sup>-1</sup>)</b>
$K_{so}$	Coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico	Remansos: 0,1 dia <sup>-1</sup> Rios lentos: 0,05 dia <sup>-1</sup> (pouco poluídos); 0,1 dia <sup>-1</sup> (muito poluídos) Rios rápidos: 0,02 dia <sup>-1</sup> (águas naturais); 0,05 dia <sup>-1</sup> (pouco poluídos); 0,1 dia <sup>-1</sup> (muito poluídos) Corredeiras: 0 dia <sup>-1</sup>
$K_{oa}$	Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia	0,20 a 0,25
$K_{an}$	Coeficiente de conversão da amônia a nitrito (coeficiente de nitrificação)	0,15 a 0,25
$K_{nn}$	Coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (coeficiente de nitrificação)	Rios profundos: 0,1 a 0,5 dia <sup>-1</sup> . Rios rasos: 0,2 a 1,0 dia <sup>-1</sup> .
$S_{N_{amon}}$	Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo	0,0 a 0,5 (menores valores para rios rápidos e limpos)
$K_{nitriOD}$	Coeficiente de inibição da nitrificação	0,60

Fonte: Von Sperling, (2014a).

**Tabela 18 - Resumo das faixas de valores para coeficientes de modelagem de fósforo**

<b>Coefficiente</b>	<b>Descrição</b>	<b>Faixa de valores usuais a 20°C (d<sup>-1</sup>)</b>
$K_{spo}$	Coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação	0,02 a 0,05
$K_{oi}$	Coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico	0,2 a 0,3
$S_{P_{inorg}}$	Coeficiente de liberação do fósforo orgânico pelo sedimento de fundo	0,0 a 0,2

Fonte: Von Sperling, (2014a).

A modelagem de coliformes possui apenas o coeficiente de decaimento bacteriano,  $K_b$ , que varia entre 0,5 d<sup>-1</sup> e 1,5 d<sup>-1</sup> a 20°C. O valor típico é de aproximadamente 1,0 d<sup>-1</sup> e foi utilizado inicialmente. Todos os coeficientes foram corrigidos para as temperaturas do modelo segundo o seguinte formato (5.14).

$$k_{x_T} = k_{x_{20}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (5.14)$$

Onde

$k_{x_T}$  = o respectivo coeficiente x a ser corrigido pela temperatura;

$k_{x_{20}}$  = valor do coeficiente x a 20°C;

$\theta$  = coeficiente de temperatura;

$T$  = temperatura do modelo.

#### 5.4. Calibração

A calibração dos coeficientes do modelo se deu de forma a otimizar a aproximação dos valores modelados aos observados nas campanhas. Através da variação dos coeficientes dos modelos de OD, DBO, séries nitrogenadas, fosforadas e coliformes termotolerantes, obteve-se um ajuste dos erros identificados.

O método para garantir a maior otimização foi através do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), que mede o grau de correlação linear entre duas variáveis. O coeficiente de Pearson pode variar entre -1 e 1, de forma que:

- $r = -1$  significa que há uma correlação negativa perfeita, ou seja, enquanto uma variável aumenta, a outra diminui;
- $r = 1$  significa que há uma correlação perfeita entre as duas variáveis;
- $r = 0$  significa que as duas variáveis são linearmente independentes entre si.

Valores abaixo de |0,5| são, geralmente, considerados fracos, enquanto correlações acima de |0,8| são consideradas fortes (MONTGOMERY; RUNGER, 2014). Nesse contexto, correlaciona os dados observados com os estimados, conforme a equação (5.15).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n c_{i_{est}} \cdot (c_{i_{obs}} - \bar{c}_{obs})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (c_{i_{obs}} - \bar{c}_{obs})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (c_{i_{est}} - \bar{c}_{est})^2}} \quad (5.15)$$

Onde:

$c_{i_{obs}}$  = concentrações observadas (monitoradas)

$c_{i_{est}}$  = concentrações estimadas (resultados do modelo)

$\overline{c_{obs}}$  = média das concentrações observadas

$\overline{c_{est}}$  = média das concentrações estimadas

Os coeficientes foram alterados através da ferramenta de otimização numérica *Solver* no *Microsoft Excel*. O método de solução selecionado foi o GRG Não Linear, uma vez que a variação dos coeficientes não é linear e não apresenta variações abruptas dos resultados.

O objetivo do *Solver* foi maximizar o valor o coeficiente de Pearson, cujo valor máximo é 1, atendendo às restrições de manter os valores dos coeficientes dentro das faixas de valores típicas indicadas no item 5.3. Dessa forma os valores inicialmente adotados de acordo com as características físico-biológicas foram alterados para soluções numéricas que se aproximem das medições em campo.

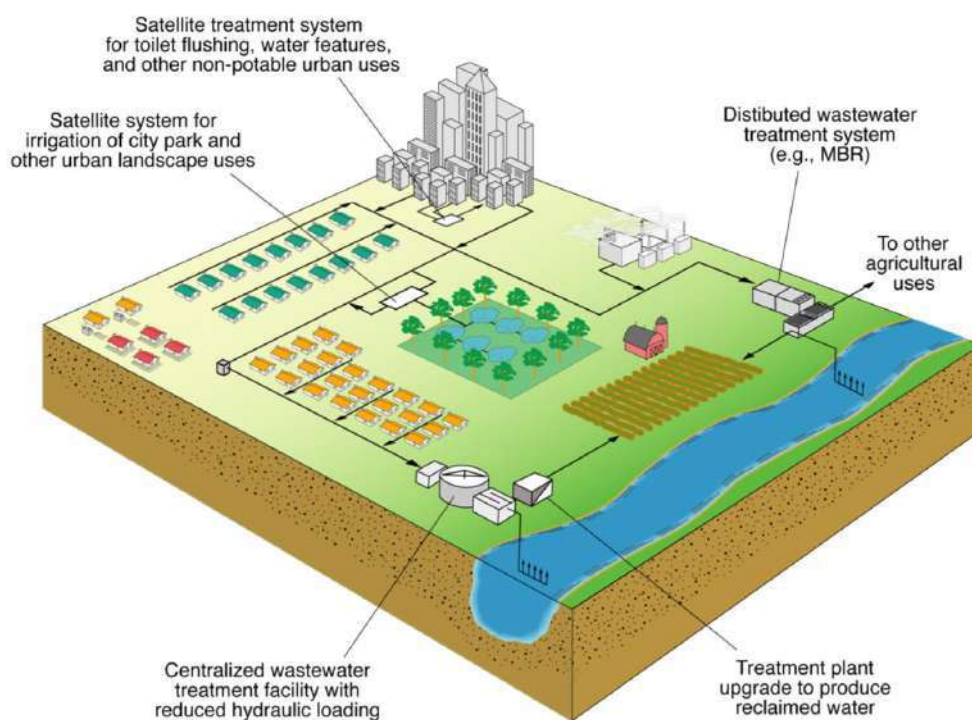
## 5.5. Simulação de cenários

No cenário inicial com vazão de referência implementou-se a vazão de permanência  $Q_{95}$  no início do modelo e nos demais rios afluentes ao Piabanha. Após inseridos os tributários e lançadas as vazões outorgadas e ETEs, calibrou-se as vazões com os valores observados nas estações de monitoramento. Além de se manterem todas as condições estabelecidas para os parâmetros e coeficientes no cenário base  $Q_{MLT}$ .

O cenário seguinte foi o de universalização, onde simulou-se que todos os esgotos que não eram coletados e tratados foram encaminhados às estações de tratamento de esgotos com eficiência requerida pela legislação. Para tal, foram alteradas as vazões das ETEs, abarcando os sistemas de esgotamento sanitários – SES existentes e, em casos onde não havia SES, simulou-se um para receptor todo esse esgoto e tratá-lo.

Além disso, foram alteradas as condições dos afluentes para Classe 1, pois devido ao não lançamento de esgoto bruto, entendeu-se que haverá melhoria nas condições dos rios que desaguam no Piabanha.

Para o cenário Reúso, simulou-se a redução de 30% das vazões de lançamento nas ETEs existentes para reúso. Essa porcentagem se baseia na previsão de Angelakis e Gikas (2014) que afirmam que já existem tecnologias disponíveis para produzir água de reúso para qualquer finalidade, inclusive, reúso direto potável. E que, dessa forma é possível economizar até 30% de água com a devida gestão dos recursos hídricos.



**Figura 33 – Esquema de destinação das águas regeneradas**

Fonte: Angelakis e Gikas (2014).

Dessa forma, a redução das vazões acarretará na diminuição em 30% da carga orgânica e nutrientes lançados nos corpos receptores, portanto, uma redução no aporte de poluentes que degradam os rios. Além disso, o somatório das vazões de esgoto destinadas à reúso foram deduzidas dos pontos de captação de água bruta, proporcionalmente à vazão outorgada, das companhias de saneamento. A Tabela 19 resume os cenários simulados.

**Tabela 19 - Resumo dos cenários e sucinta descrição**

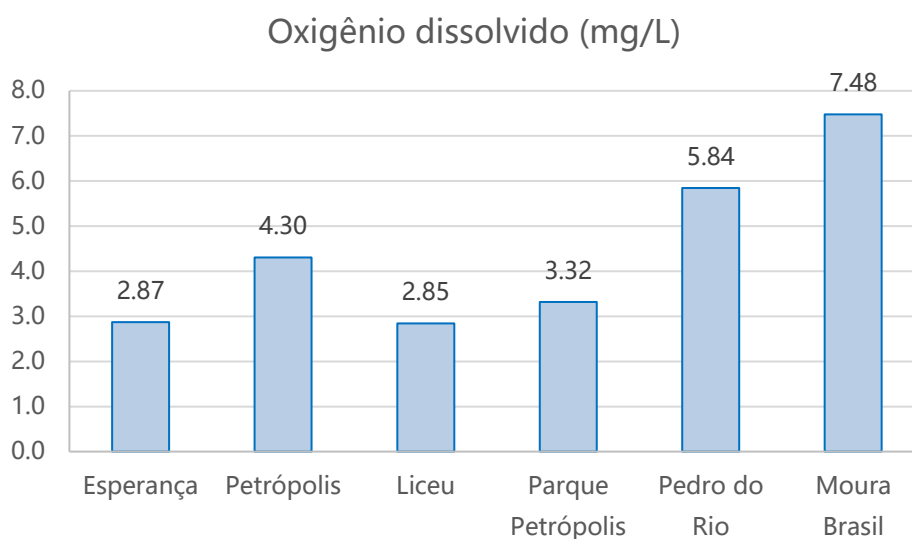
<b>Cenário</b>	<b>Descrição</b>
Cenário base $Q_{MLT}$	Condição base para calibração
Cenário base $Q_{95}$	Cenário de referência para simulações
Cenário universalização	Encaminhamento adequado de todo o não coletado
Cenário reúso	Redução de 30% nas vazões de lançamento das ETEs

## 6. Cenários modelados

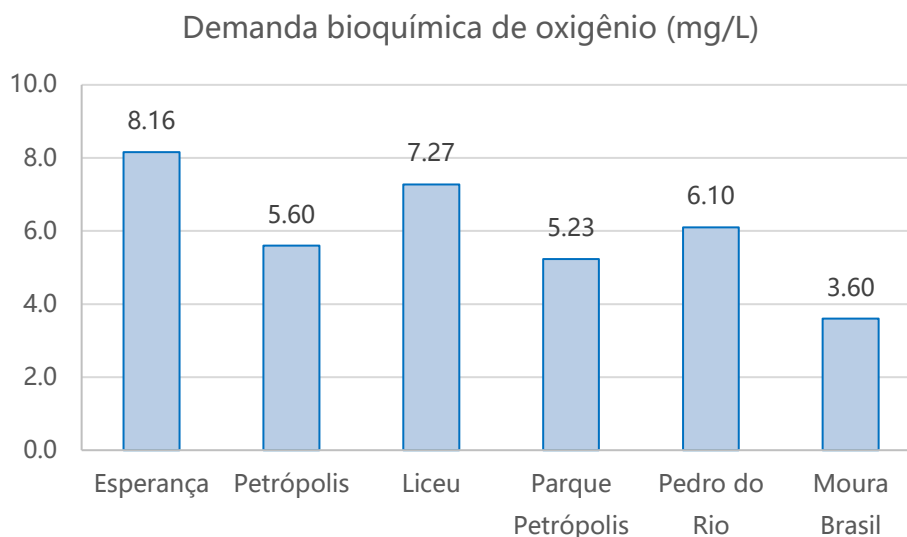
### 6.1. Análise dos dados de monitoramento

A série histórica com os valores brutos de concentrações dos parâmetros das campanhas de monitoramento compreendidas entre 2009 e 2019 das estações encontra-se no Anexo B – Dados de monitoramento de qualidade de água. Para fins de apresentação de dados, as estações foram agrupadas entre as que estão presentes na calha do rio principal e as que estão localizadas nos seus afluentes.

Os valores médios dos parâmetros são apresentados para oxigênio dissolvido na Figura 34 e de demanda bioquímica de oxigênio na Figura 35.



**Figura 34 - Média histórica das concentrações médias de oxigênio dissolvido obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**  
Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

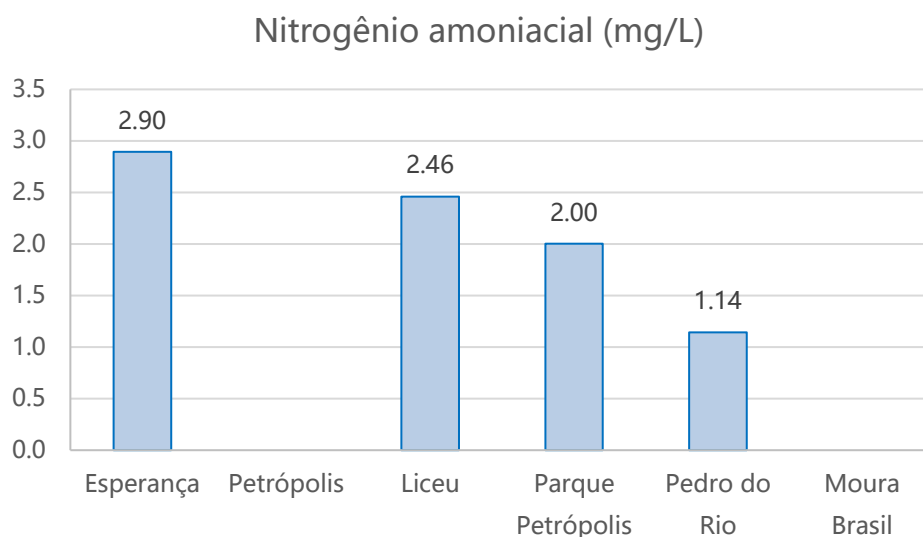


**Figura 35 - Média histórica das concentrações médias de demanda bioquímica de oxigênio obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

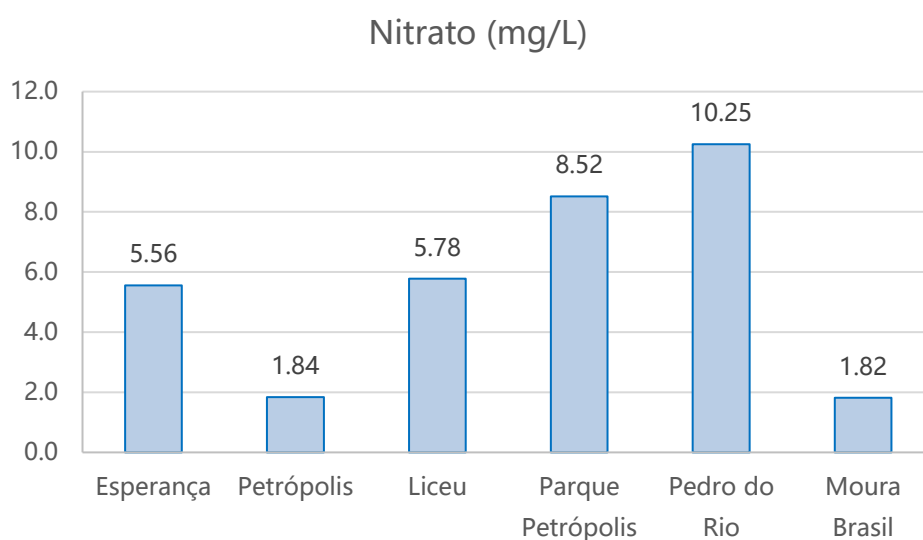
Observou-se que as estações mais à montante do rio Piabanha encontram-se com piores condições de qualidade de água, expressas pelas concentrações médias de OD e DBO das estações Esperança e Liceu com características de em classe 4 de enquadramento. À medida que o aumenta a área de drenagem do rio, ocorre o aumento da sua capacidade de diluição que, somado à diminuição dos lançamentos de carga orgânica, melhora a qualidade de água do rio.

As concentrações médias dos parâmetros de qualidade de água também são apresentados para nitrogênio amoniacal (Figura 36), nitrato (Figura 37), fósforo total (Figura 38). Na Figura 36, as estações Petrópolis e Moura Brasil não apresentam valores de concentração uma vez que são monitoradas pelo INEA e essa instituição não monitora nitrogênio amoniacal em suas campanhas.



**Figura 36 - Média histórica das concentrações médias de nitrogênio amoniacal obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**

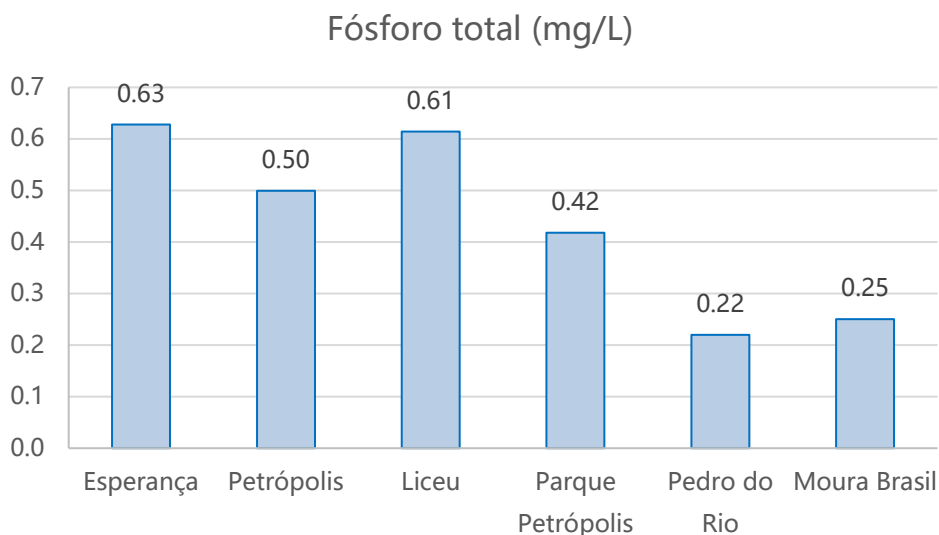
Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



**Figura 37 - Média histórica das concentrações médias de nitrato obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).





**Figura 38 - Média histórica das concentrações médias de fósforo total obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**

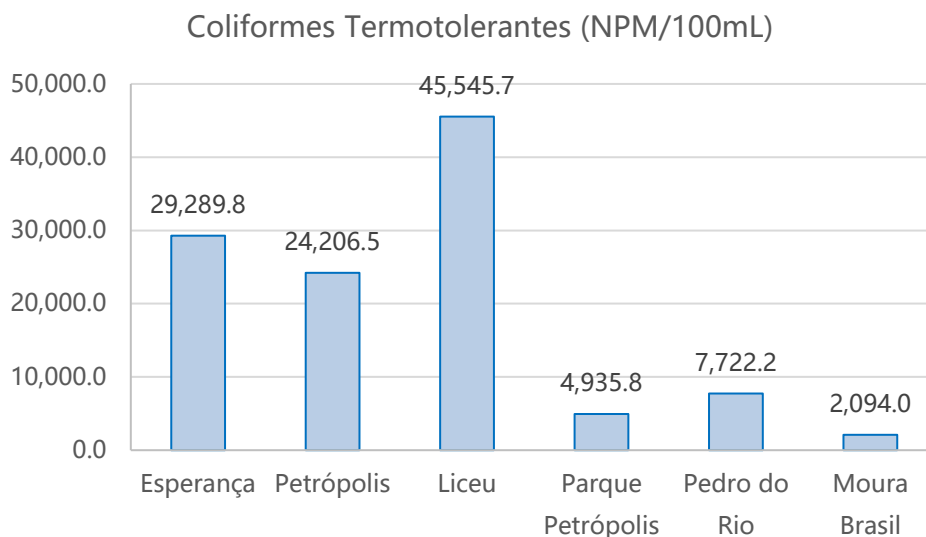
Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentam-se abaixo do limiar estabelecido para classe 1 de enquadramento, para pH abaixo de 7,5, em todas as estações. O mesmo padrão foi constatado para nitrogênio amoniacal, exceto para a estação Pedro do Rio, localizada à montante do centro urbano da cidade de Petrópolis. Já as concentrações de fósforo apresentaram desconformidade com as classes 3 e 4 em toda a extensão monitorada.

Quanto a variação espacial, observa-se o mesmo padrão de diminuição das concentrações para nitrogênio amoniacal e fósforo total, o que é explicável pelo mesmo motivo do decréscimo de DBO e aumento de OD. Entretanto, nota-se o aumento da concentração de nitrato.

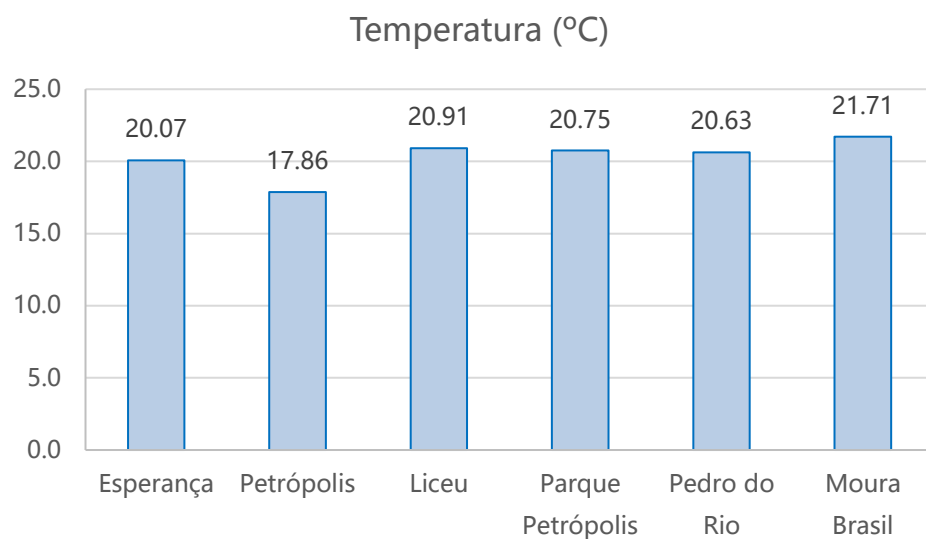
Esse comportamento é o esperado, uma vez que o nitrogênio fornece informações sobre o estágio de poluição. O nitrogênio amoniacal é um indicador de poluição recente e, à medida que ocorre sua degradação pelo meio, o oxigênio dissolvido presente na água provoca a oxidação à nitrito e, posteriormente, à nitrato. Dessa forma, a presença de nitrato está associada à poluição distante do ponto de monitoramento (VON SPERLING, 2014a).

Por fim, observa-se ainda as médias históricas para densidade de coliformes termotolerantes na Figura 39 e temperatura na Figura 40.



**Figura 39 - Média histórica das densidades de coliformes termotolerantes obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



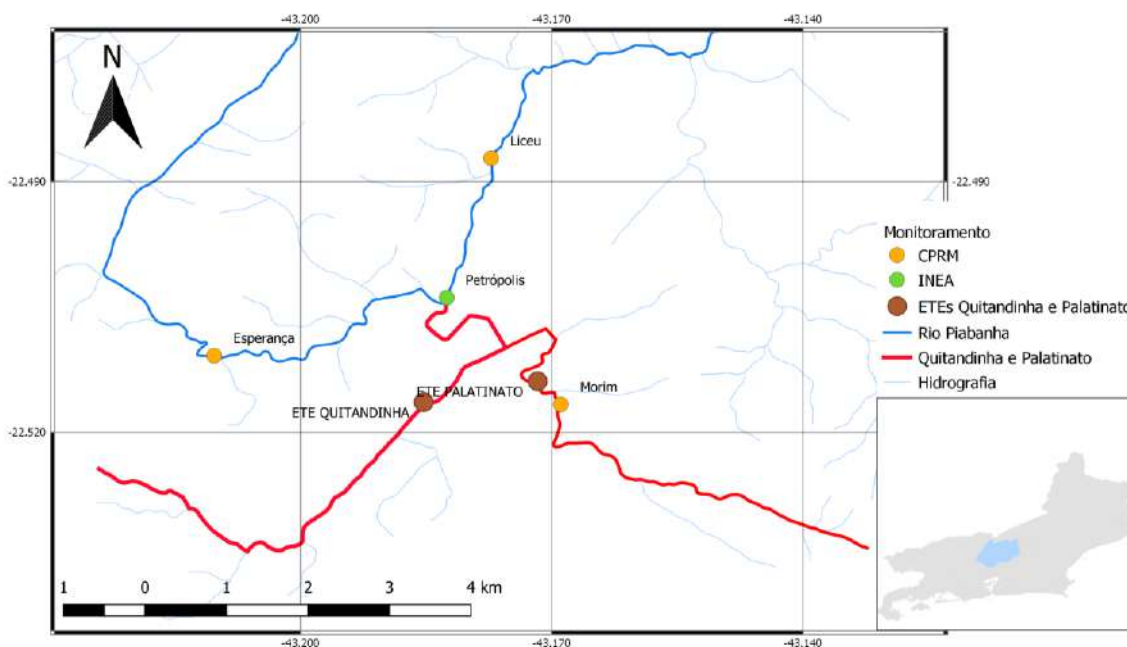
**Figura 40 - Média histórica das concentrações médias de temperatura da água obtidas nas campanhas de monitoramento do rio Piabanha**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

A densidade média de coliformes termotolerantes observada, a partir dos dados históricos de monitoramento, apontam para a grande disparidade entre o limite proposto pela (BRASIL, 2005) para usos menos restritivos e a realidade no rio. À exceção da estação Moura Brasil, todas as demais apresentam valores acima de 4000 NPM/100 mL.

Coliformes fecais apesar de, predominantemente, não serem patogênicos, se enquadram como o principal parâmetro indicador de contaminação fecal e potencial para transmissão de doenças de veiculação hídrica (VON SPERLING, 2014b). Por fim, as temperaturas médias apresentam valores característicos da região são um importante fator para a cinética das reações de oxidação.

Destaca-se que a estação Petrópolis do INEA apresenta valores muito discrepantes em relação às estações vizinhas. A distância entre as estações Petrópolis e Esperança, à montante, é de 3,7 km e 1,8 km até a Liceu, conforme Figura 41. Distância razoavelmente pequenas quando comparadas as diferenças entre as concentrações observadas da ordem de 50% superiores em OD e inferior em DBO, 70% inferior em nitrato, 20% em fósforo total e 14% em temperatura.

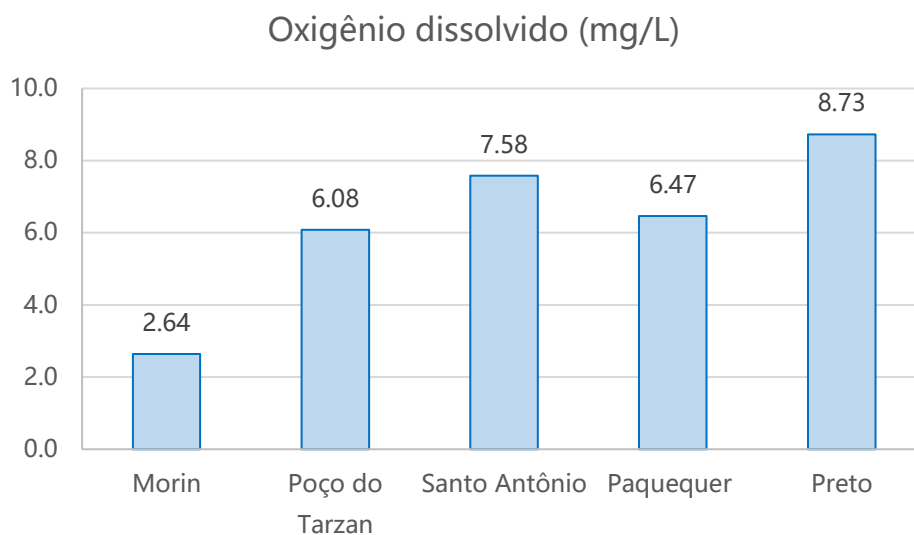


**Figura 41 - Detalhe da sub-bacia dos rios Quitandinha e Palatinato**

Essas inconsistências se tornam mais graves pois a estação em questão está localizada na foz do rio Quitandinha, tributário com o maior aporte de matéria orgânica e nutrientes da bacia. Na contramão do efeito que se espera pela elevada carga orgânica despejada pela sub-bacia do Quitandinha, a estação Petrópolis apresenta menores concentrações de DBO e maiores valores de OD. Tendo em vista esses fatos, optou-se por descartar as análises de monitoramento da estação Petrópolis, operada pelo INEA.

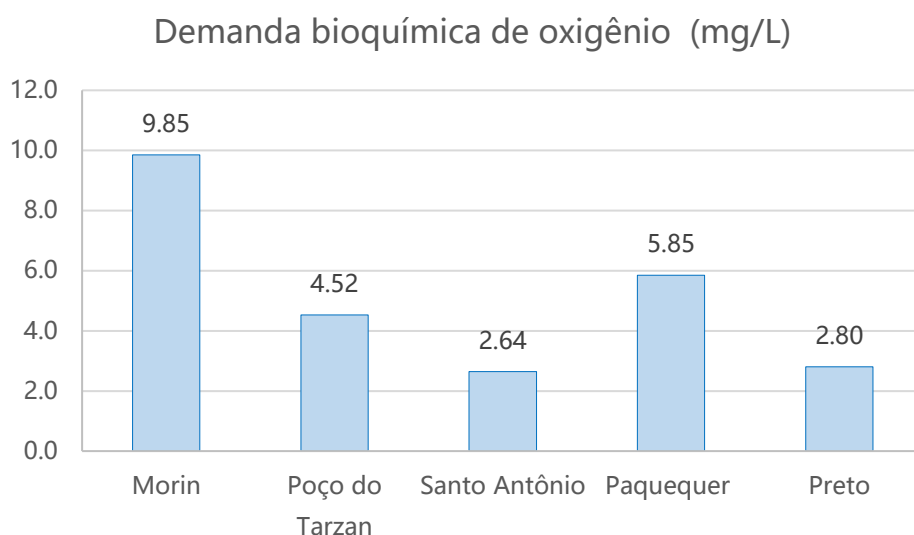
Além das estações localizadas na calha do rio, analisou-se ainda as medições localizadas em rios tributários para gerar condições iniciais de aporte de nutrientes no

modelo de qualidade de água. Assim como nas estações de monitoramento localizadas na calha do rio, as concentrações dos parâmetros observados: oxigênio dissolvido (Figura 42); demanda bioquímica de oxigênio (Figura 43); nitrogênio amoniacal (Figura 44); nitrato (Figura 45); além da densidade de coliformes termotolerantes (Figura 46) e temperatura (Figura 47).



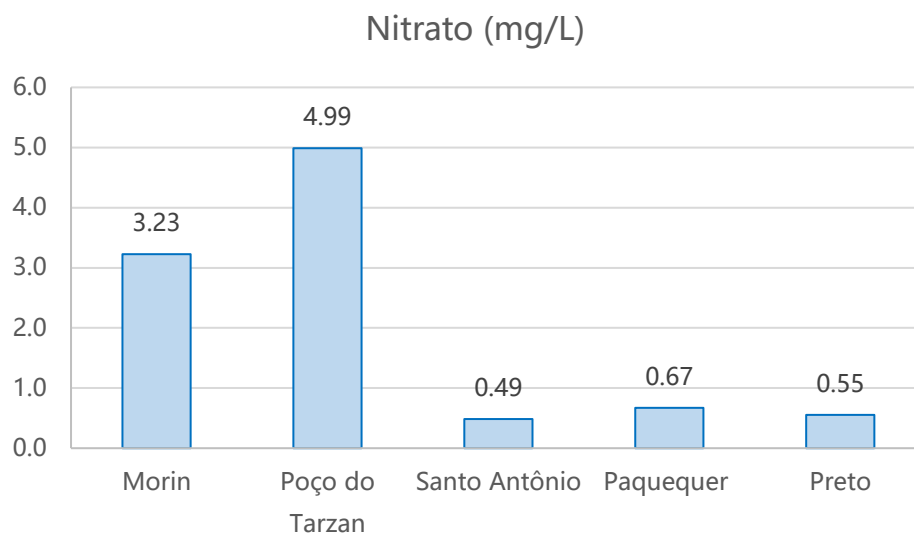
**Figura 42 - Concentrações médias de oxigênio dissolvido da água obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



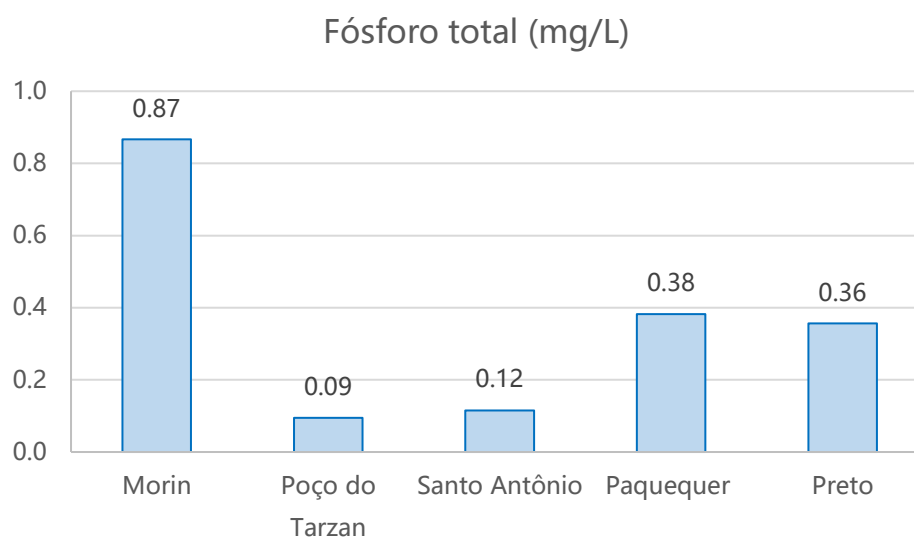
**Figura 43 - Concentrações médias de demanda bioquímica de oxigênio obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



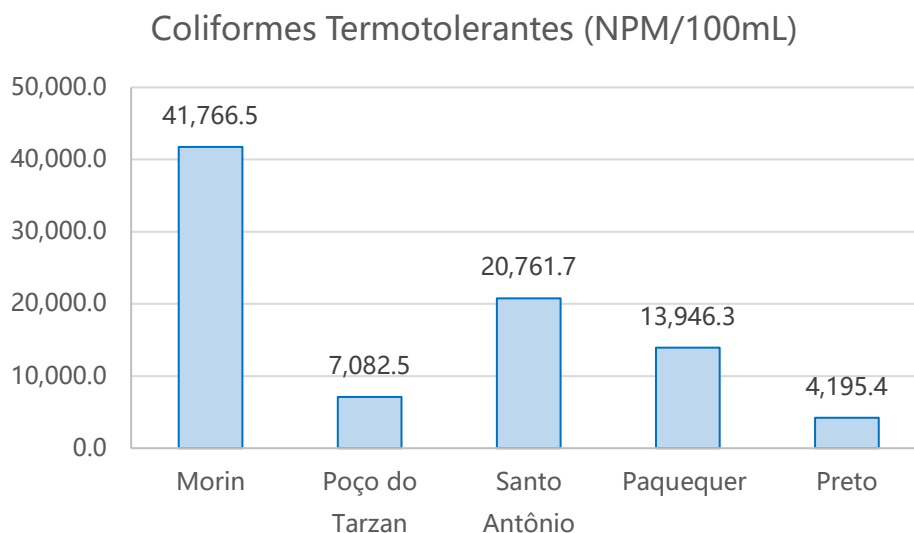
**Figura 44 - Concentrações médias de nitrato obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



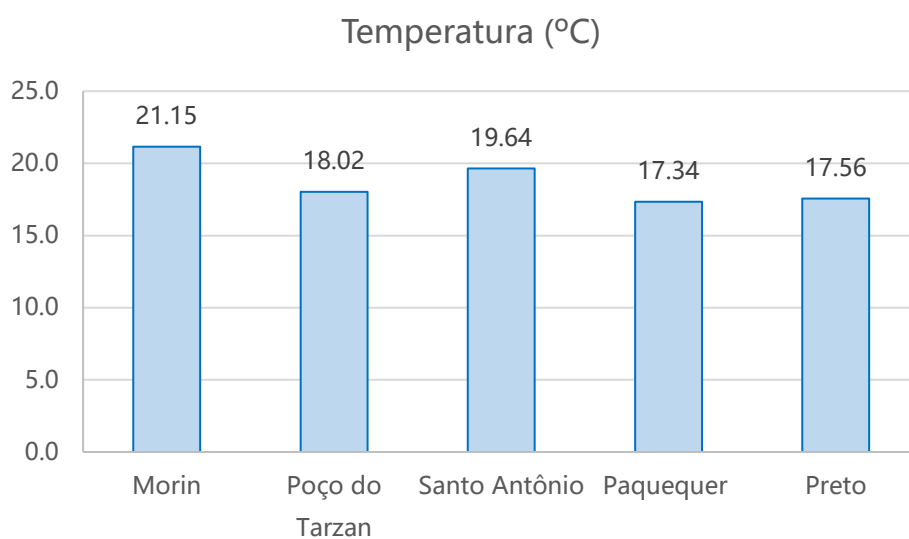
**Figura 45 - Concentrações médias de fósforo total obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



**Figura 46 - Densidades médias de coliformes termotolerantes obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



**Figura 47 - Concentrações médias de temperatura da água obtidas nas campanhas de monitoramento dos tributários**

Fonte: CPRM (2019) e INEA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

Nota-se características bastante distintas nas bacias afluentes ao rio Piabanha, com destaque à estação Morin. Nela são observados parâmetros que indicam má qualidade de água, com baixos valores de oxigênio dissolvido e elevadas concentrações de DBO, nitrato, fósforo e coliformes. Esse conjunto de fatores representa fortes indícios de poluição por esgotos sanitários.

Isso é explicado pelo fato da estação Morin estar localizada na sub-bacia do Quitandinha, que é a sub-bacia mais densamente povoada da bacia. Apesar de contar com duas estações de tratamento de esgotos, esta bacia possui pequena área de drenagem, 23 km<sup>2</sup>. Portanto, baixa disponibilidade hídrica somada à carga remanescente de esgotos despejados contribui para a alta concentração dos efluentes despejados na bacia.

Destaca-se também as estações Paquequer e Preto, ambas localizadas na sub-bacia do rio Preto. Estas apresentam altas concentrações de fósforo, apesar da, relativamente, baixa concentração de DBO, nitrato e coliformes. Esse pode ser um indicador de poluição devido à atividade agrícola, devido ao uso de fertilizantes.

## 6.2. Calibração

Os resultados dos coeficientes foram segregados entre os valores inicialmente adotados através da interpretação física e valores usuais enunciados na sessão 5.3 e os valores dos coeficientes após a calibração. Os resultados de oxigênio dissolvido e DBO podem ser vistos na Tabela 20.

**Tabela 20 - Dados estatísticos para calibração de OD por estação**

Estação	Esperança	Liceu	Parque Petrópolis	Pedro do Rio	Moura Brasil
Distância (km)	0,1	5,6	21,8	33,3	70,1
<b>Oxigênio dissolvido</b>					
OD observado (mg/L)	2,87	2,85	3,32	5,84	7,48
OD calculado (mg/L)	2,87	2,85	3,32	5,82	7,45
<b>Demanda bioquímica de oxigênio</b>					
DBO observado (mg/L)	10,31	9,91	6,17	6,07	3,60
DBO calculado (mg/L)	10,40	10,31	6,33	5,42	4,29

O coeficiente de Pearson inicial para o parâmetro oxigênio dissolvido atingiu, após a calibração, 0,9793. O coeficiente de determinação inicial para o parâmetro oxigênio dissolvido atingiu, após a calibração, 0,6658. A média dos coeficientes de Pearson para OD e DBO, alvo da função de otimização para o máximo valor, foi 0,8225, que é considerada uma forte correlação (MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

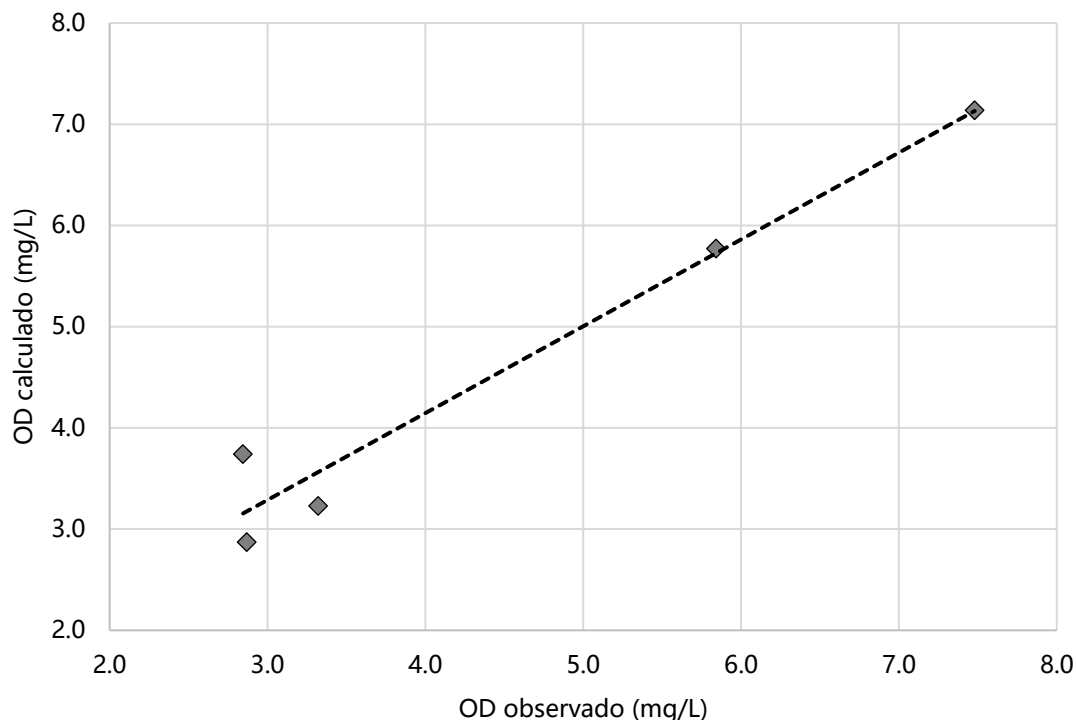
A Tabela 21 apresenta os valores inicialmente estimados dos coeficientes seguidos pelos valores após a calibração por trecho.

**Tabela 21 - Coeficientes inicialmente adotados e calibrados**

Estação	Esperança	Liceu	Parque Petrópolis	Pedro do Rio	Moura Brasil
Distância (km)	0,1	5,6	21,8	33,3	70,1
$K_1$ inicial ( $d^{-1}$ )	0,4014	0,2546	0,2517	0,2794	0,2500
$K_1$ calibrado ( $d^{-1}$ )	0,4275	0,2483	0,2634	0,2805	0,2495
$K_D$ inicial ( $d^{-1}$ )	0,5608	0,5190	0,4314	0,4185	0,3653
$K_D$ calibrado ( $d^{-1}$ )	1,0000	1,0000	0,2517	1,0000	0,3030
$K_2$ inicial ( $d^{-1}$ )	6,8084	6,6218	2,6945	2,2215	1,4177
$K_2$ calibrado ( $d^{-1}$ )	4,0564	1,6145	3,5652	7,6706	3,3512

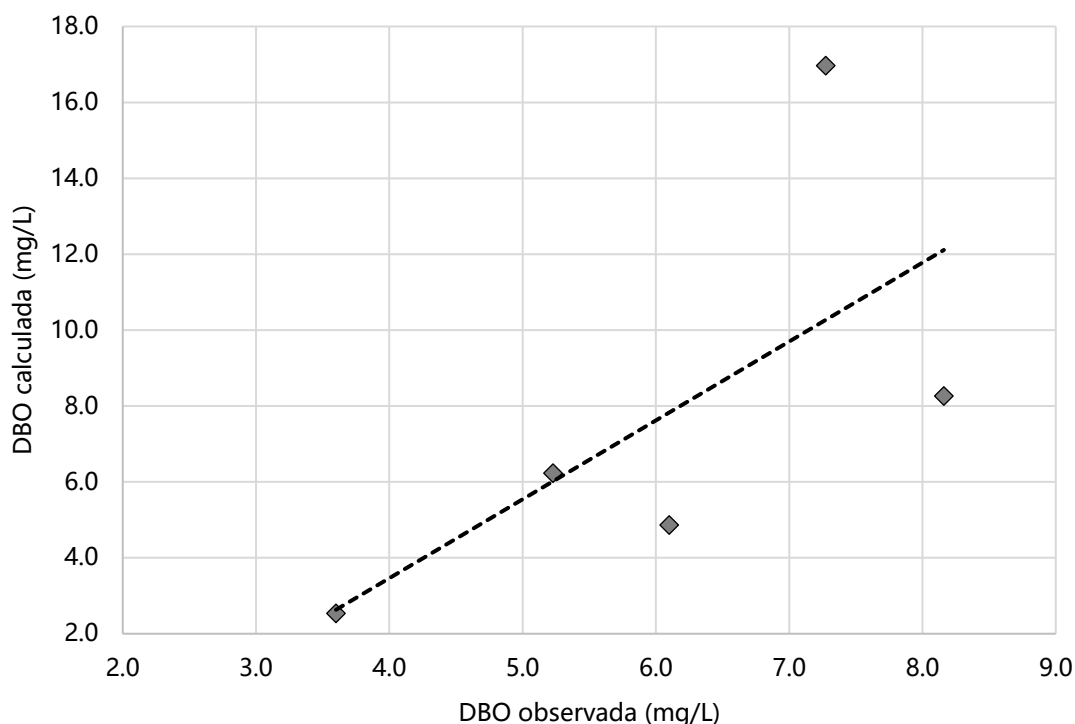
Destaca-se a diferença entre os valores inicialmente adotados, tendo em consideração as características físicas do rio e dos lançamentos e os valores numericamente definidos para os parâmetros. Essa diferença pode ser atribuída a falhas relativas ao monitoramento e/ou informações disponibilizadas relativas aos lançamentos pelos órgãos oficiais.

A correlação gráfica dos valores observados e calculados para oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio são apresentados, respectivamente, na Figura 48 e na Figura 49.



**Figura 48 - Gráfico da correlação entre as concentrações de OD observadas e calculadas nas seções calibradas**





**Figura 49 - Gráfico da correlação entre as concentrações de DBO observadas e calculadas nas seções calibradas**

A calibração, ferramenta que permite aperfeiçoar a capacidade de predição do modelo ao aproximar os valores calculados às condições reais (BÁRBARA, 2006), permitiu um melhor ajuste entre os dados de oxigênio dissolvido e DBO. Entretanto, obteve-se um resultado melhor de calibração para OD que para DBO.

Essa diferença se deve ao fato de o  $K_2$ , o coeficiente de reaeração, possuir uma maior sensibilidade à variação dos valores do parâmetro que os coeficientes de desoxigenação  $K_1$  e  $K_d$ . Dessa forma, garante-se um melhor ajuste aos valores observados para concentração de oxigênio dissolvido na água que as concentrações de demanda bioquímica e oxigênio, assim como observado por Pereira (2014).

É importante salientar que tanto a calibração quanto a própria modelagem dependem da qualidade dos dados de entrada. Portanto é necessário garantir a qualidade de dados as vazões e concentrações dos parâmetros de lançamento de efluentes, assim como os de monitoramento fluvial. A qualidade dessas informações é fundamental para o adequado planejamento e gestão de recursos hídricos, assim como, garantir diagnósticos e prognósticos realistas (ALAMY FILHO et al., 2019).

Entretanto, observaram-se disparidades entre dados fornecidos pelo Atlas Esgotos e valores típicos de concentração de DBO em alguns sistemas de esgotamento

sanitários do município de Petrópolis, operado pela empresa Águas do Imperador. Por exemplo, na bacia do SES Quitandinha, os dados levam à uma concentração de 34,48 mg/L na parcela de esgoto coletado não tratado.

Assim como, em Petrópolis, as concentrações de esgotos brutos (coletados e não tratados), na média 604,27 mg/L, correspondem ao dobro dos valores típicos considerados para fins de modelagem, 300 mg/L. Essa diferença pode representar esgotos não coletados que não são contabilizados oficialmente.

Além disso, no subsistema de esgotamento sanitário da ETE Quitandinha apresenta vazão efluente do sistema de coleta sem tratamento incoerente com a carga de DBO levantada, 250l/s com carga de 744,8 kg DBO/dia. De forma a adequar a vazão à a carga observada, analisou-se os demais sistemas de esgotamento sanitário da cidade. Os demais SES possuem uma relação vazão/carga de esgoto bruto média de 0,05 litros por kg DBO/dia. Dessa forma, adotou-se essa relação média para os esgotos brutos não tratados desse subsistema, chegando a 37,3 l/s.

Assim como em Mourão Júnior (2010), a calibração das séries nitrogenadas e fosforadas, assim como coliformes termotolerantes não atingiu convergência estatística e foram descartadas. A não convergência pode ser explicada, em grande parte, devido à ausência de dados de lançamentos desses constituintes nas bases de dados disponibilizadas, assim como o desconhecimento das fontes de despejo e a não modelagem de atividades agrícolas.

Dessa forma foram adotados valores típicos de literatura, porém constatou-se divergência entre os valores calculados pelo modelo e os monitorados, com baixa correlação entre os dados. Dessa forma, foram mantidos os valores inicialmente adotados para os parâmetros de calibração das séries nitrogenadas, fosforadas e coliformes.

### **6.3. Cenários base**

A seguir são apresentados os cenários base para modelagem, onde, em termos de vazões, são abordados o cenário com vazões médias e cenário com vazões de estiagem. Primeiramente, apresenta-se o cenário base  $Q_{MLT}$ , expresso em termos da vazão média de longo termo que foi utilizado para calibração dos coeficientes paramétricos de qualidade de água. Em seguida, o cenário é adequado para fins de gestão da bacia, sendo expresso, portanto, em termos da vazão de referência adotada pelo órgão ambiental, a  $Q_{95}$ .

Os dados são apresentados graficamente nas respectivas seções e analiticamente, por estações e rios afluentes no Apêndice A – Pontos notáveis, estações de monitoramento e bacias afluentes

### 6.3.1. Cenário base $Q_{MLT}$

O cenário base, que utilizou a  $Q_{MLT}$  como vazão de referência apresentou as seguintes características hidrodinâmicas de vazões e velocidades, respectivamente expressos nas Figura 50 e Figura 51, após a calibração.

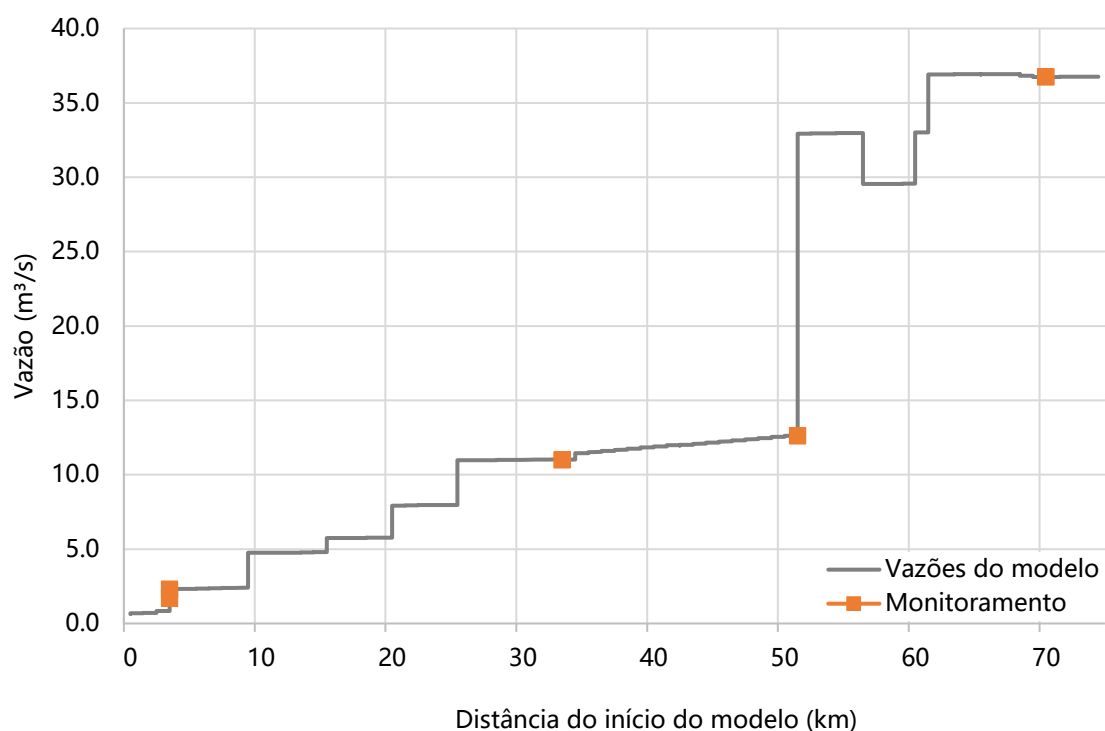
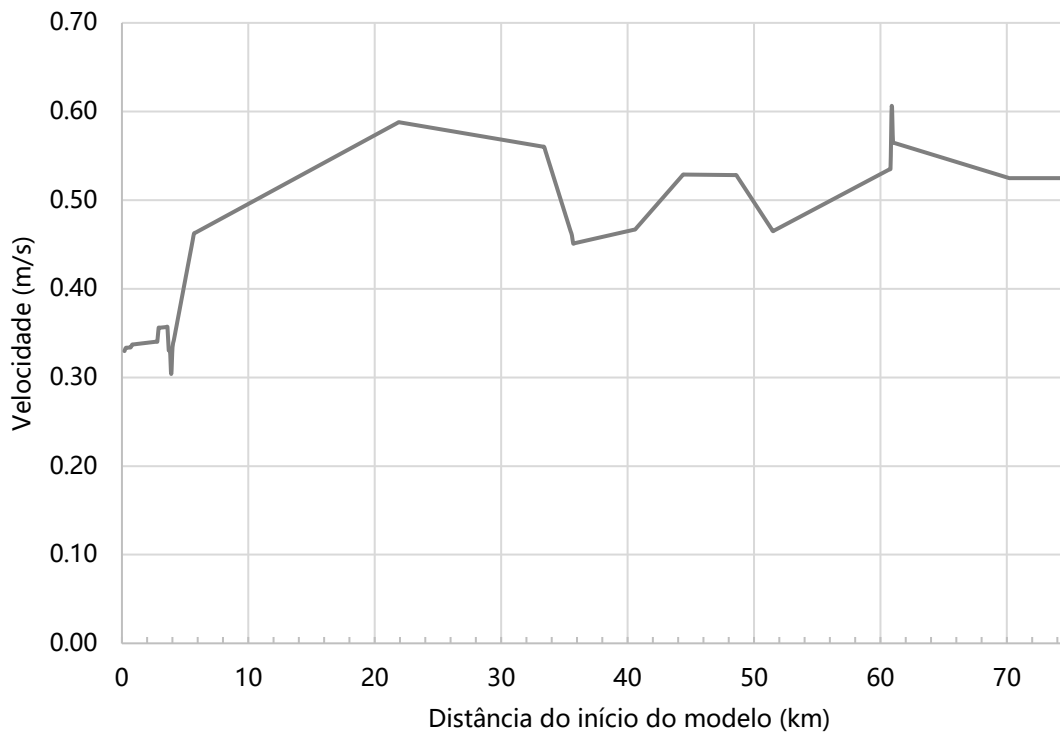
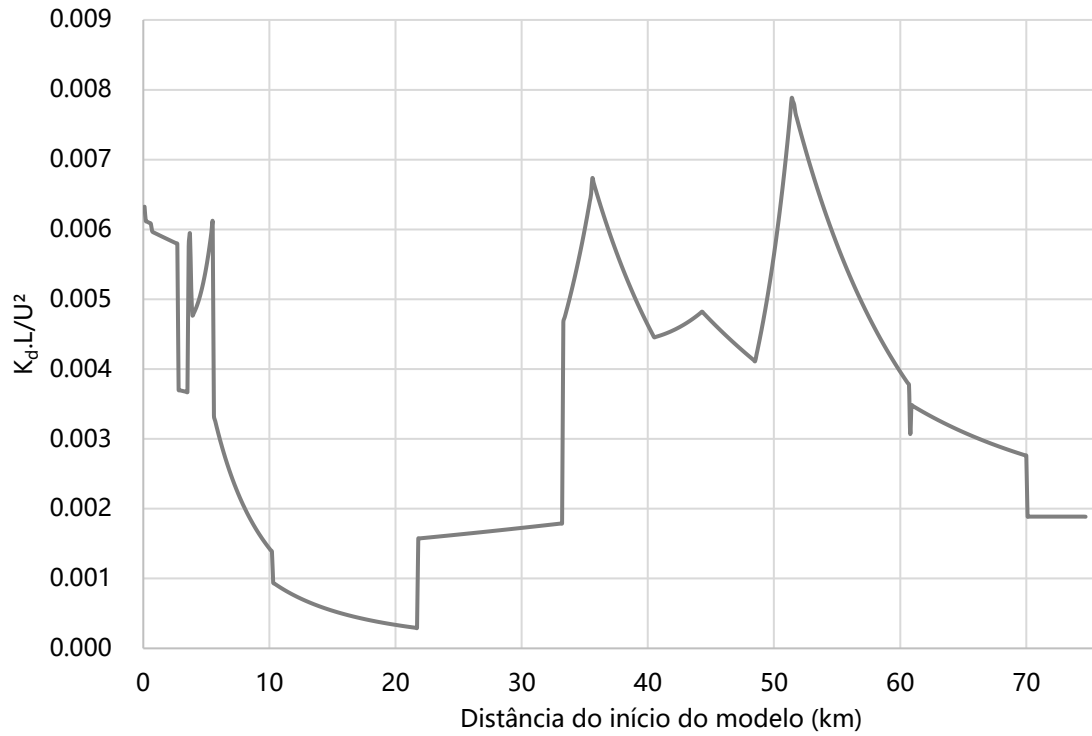


Figura 50 - Perfil de vazões ao longo do rio Piabanha ( $Q_{MLT}$ )



**Figura 51 - Perfil de velocidades ao longo do rio Piabanha ( $Q_{MLT}$ )**

Nota-se que o perfil de velocidades apresenta valores dentro das faixas apresentadas na literatura para rios como o Piabanha (VON SPERLING, 2014a). Observa-se ainda na Figura 52 que os valores da relação  $K_d \cdot L / U^2$  ficam bastante abaixo de 0,04. Dessa forma, infere-se que perfil da concentração dos constituintes do modelo não será afetado mais que 10% e o efeito de dispersão longitudinal pode ser desprezado.



**Figura 52 - Gráfico da relação  $K_d \cdot L / U^2$  ao longo do curso do rio ( $Q_{MLT}$ )**

Em relação aos resultados qualitativos do modelo, os gráficos dos perfis de concentração de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio são apresentados, respectivamente na Figura 53 e Figura 54.

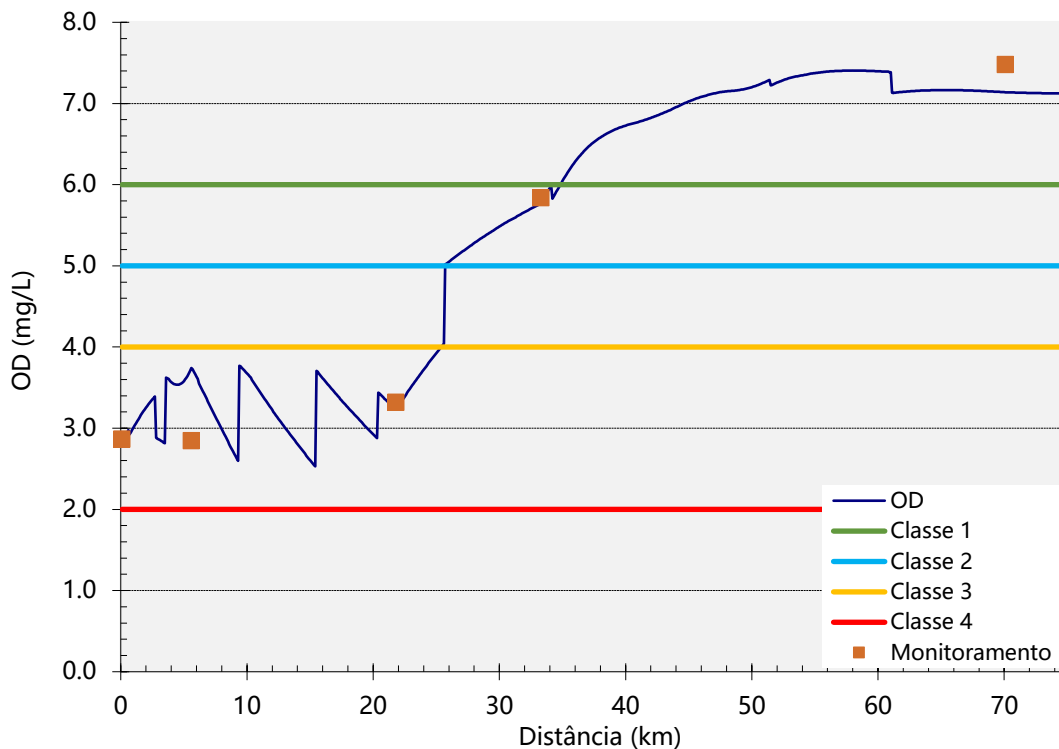


Figura 53 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento ( $Q_{MLT}$ )

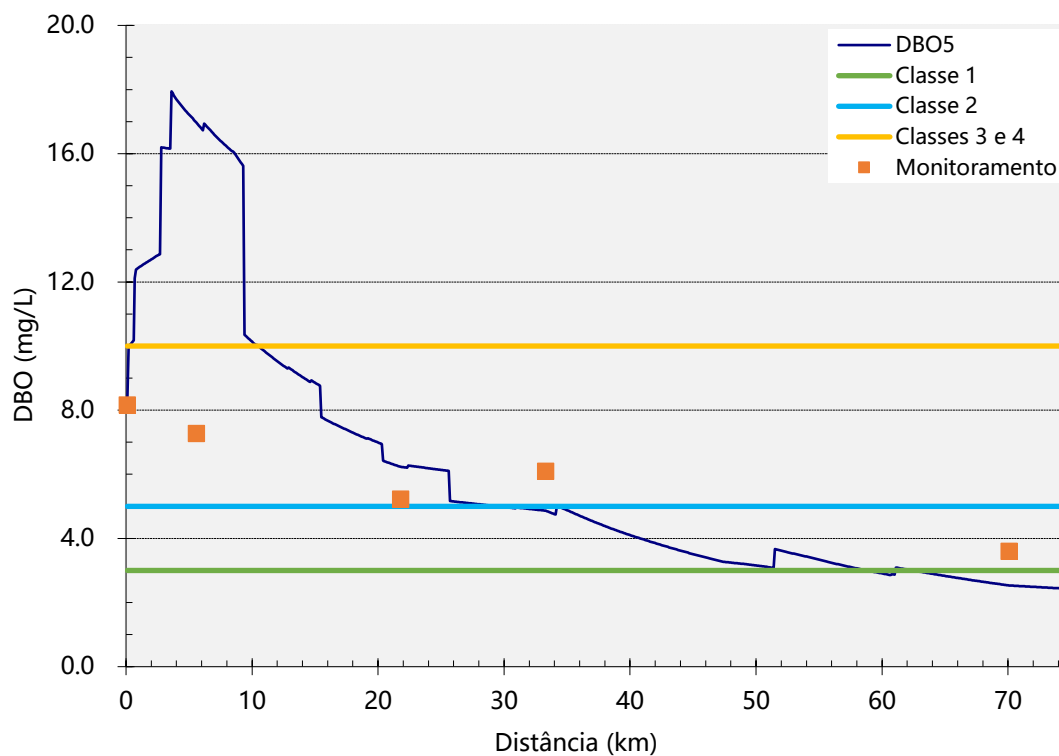


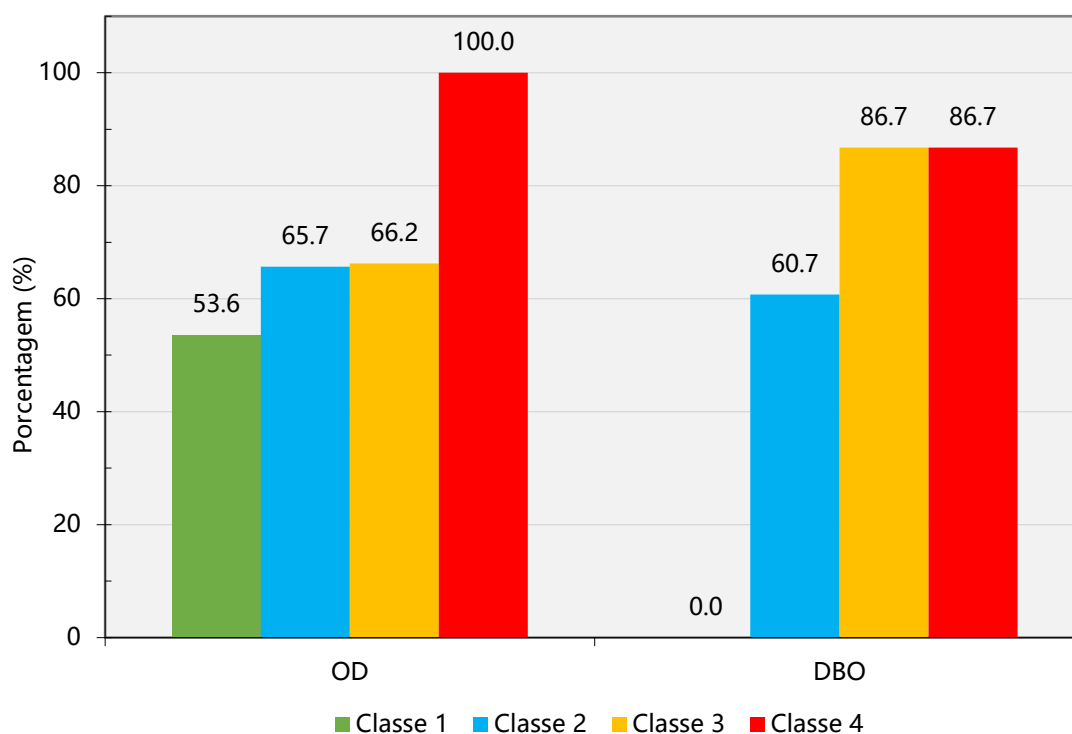
Figura 54 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento ( $Q_{MLT}$ )

Percebe-se que o início do rio se encontra com as piores condições de qualidade de água. Os primeiros 10 quilômetros possuem características que violam até mesmo os padrões estabelecidos para a classe 4 de enquadramento, a menos restrita. No entanto, à medida que ocorre a degradação da matéria orgânica, consumo de nutrientes e aporte de vazão dos rios tributários a qualidade da água melhora.

Essa degradação da matéria orgânica e aumento da vazão para diluição dos poluentes aumentam as concentrações de OD e reduzem as de DBO ao longo do curso do rio. Dessa forma, nota-se que trechos à jusante da bacia possuem atributos compatíveis com a classe 1 de enquadramento em ambos os parâmetros modelados.

A alta carga orgânica lançada no início do rio é a principal causadora do elevado grau de degradação do rio Piabanha nos trechos iniciais. Essa carga orgânica é função devido ao lançamento de esgotos e efluentes de ETEs ao longo da região urbana de Petrópolis. Somado a isso, as baixas vazões, devido ao fato de a cidade estar localizada na cabeceira da bacia contribuem para uma menor capacidade de diluição dos efluentes no rio.

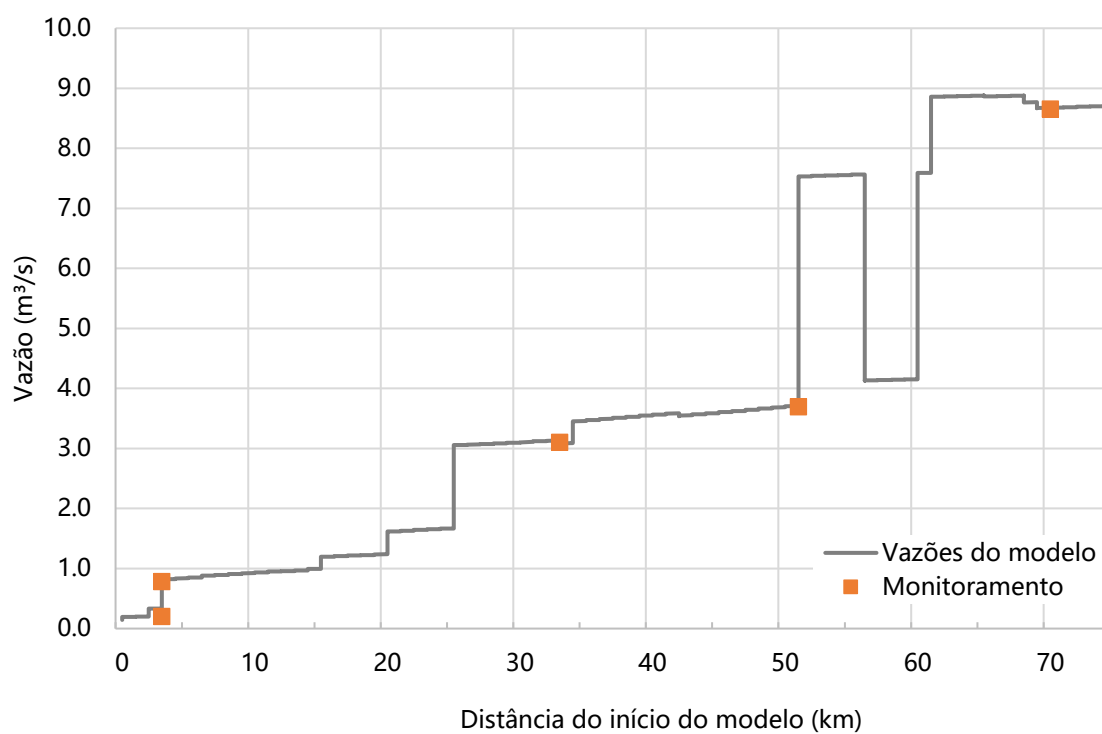
A Figura 55 apresenta a porcentagem dos trechos que não violaram as concentrações dos parâmetros previstos em cada classe de enquadramento da CONAMA 357.



**Figura 55 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento ( $Q_{MLT}$ )**

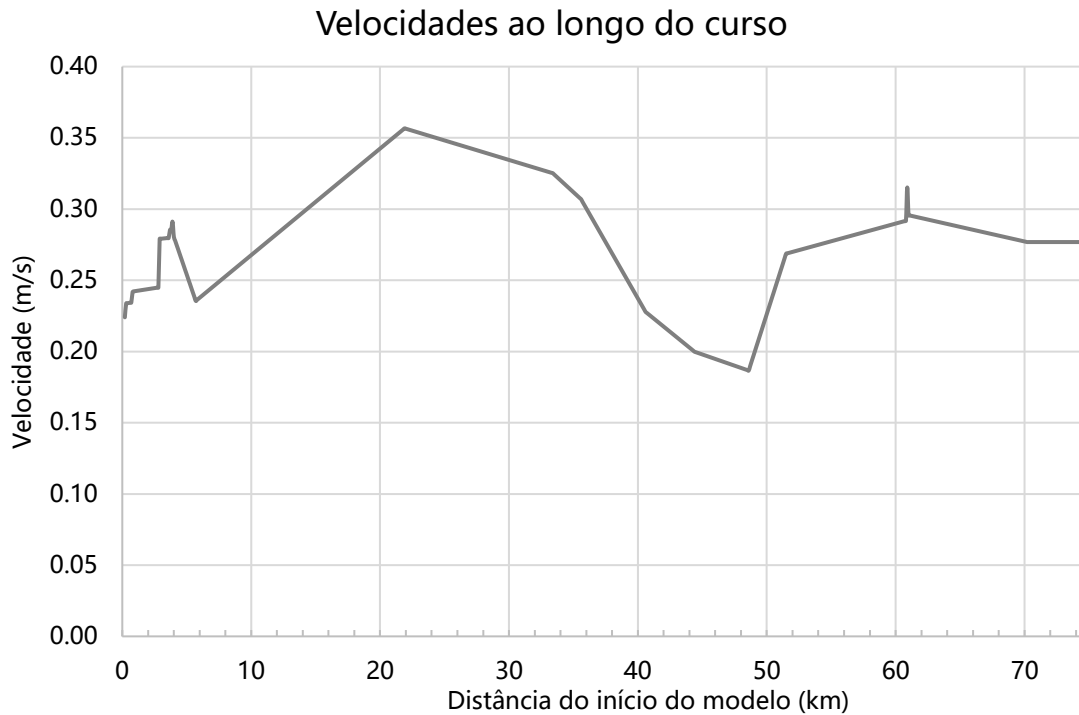
### 6.3.2. Cenário $Q_{95}$

O cenário base, que utilizou a  $Q_{95}$  como vazão de referência definida pelo INEA para concessão de outorgas, apresentou as seguintes características hidrodinâmicas de vazões e velocidades, respectivamente expressos na Figura 56 e Figura 57, utilizando os coeficientes calibrados.



**Figura 56 - Perfil de vazões ao longo do rio Piabanha ( $Q_{95}$ )**

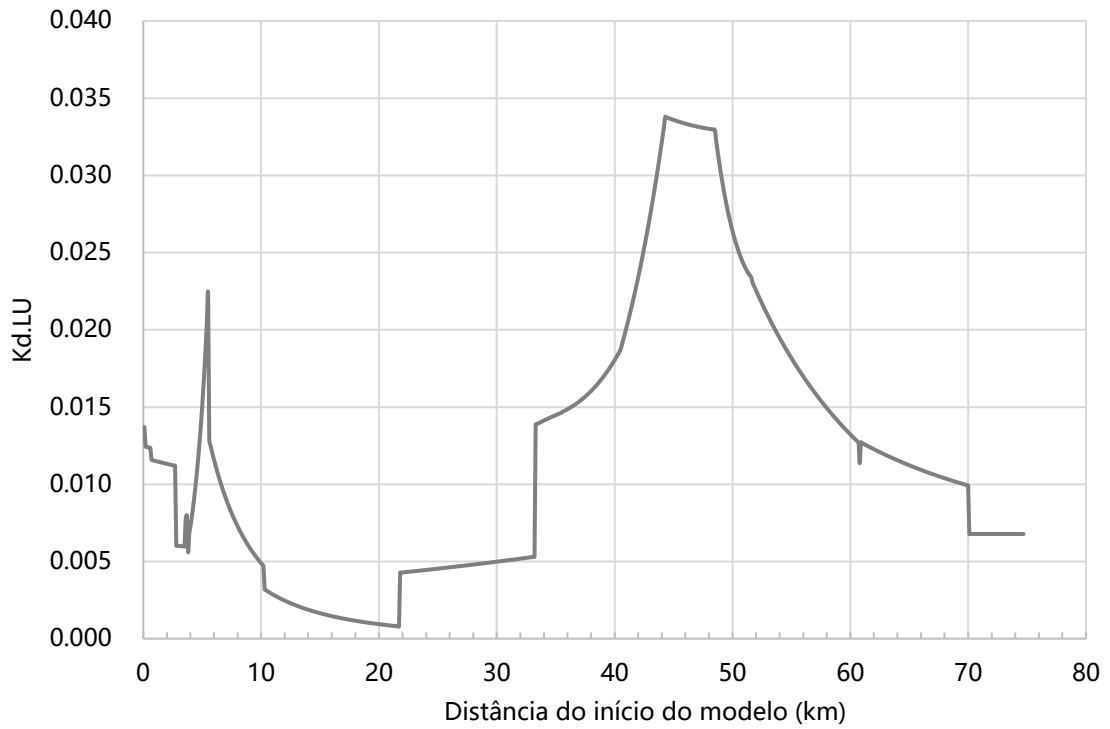




**Figura 57 - Perfil de velocidades ao longo do rio Piabanha ( $Q_{95}$ )**

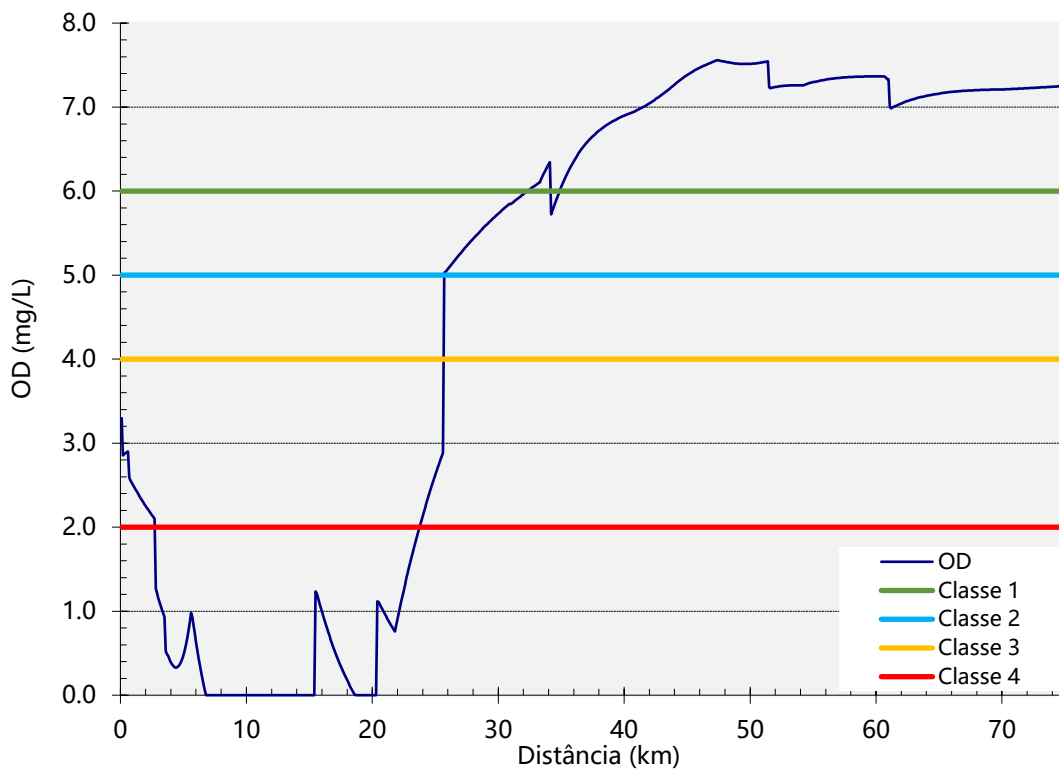
Nota-se que o perfil de velocidades também apresenta valores compatíveis com o tipo de curso d'água, dentro das faixas apresentadas na literatura. Sendo que os valores apresentados são menores que os do cenário  $Q_{MLT}$ , fato que mostra a coerência física de menores vazões apresentarem menores velocidades.

Da mesma forma, os valores da relação  $K_d.L/U^2$  ficam abaixo de 0,04, conforme exibido na Figura 58. Portanto, o perfil da concentração dos constituintes do modelo não será afetado mais que 10% e o efeito de dispersão longitudinal pode ser desprezado.

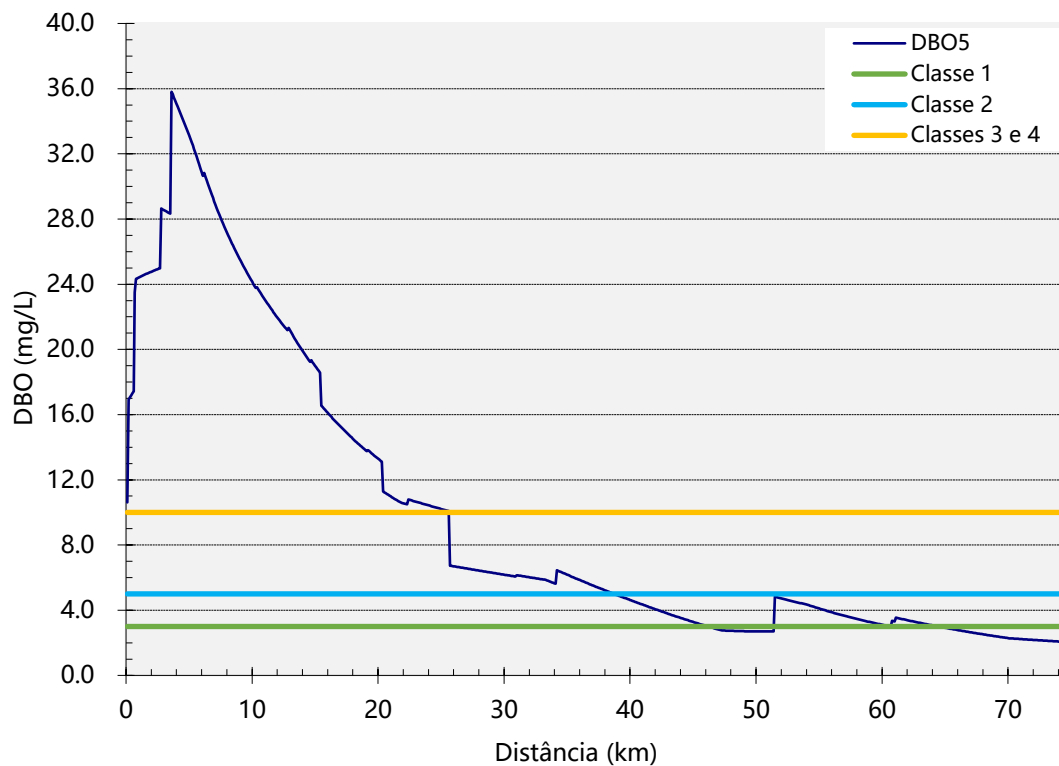


**Figura 58 - Gráfico da relação  $K_d.L/U^2$  ao longo do curso do rio ( $Q_{95}$ )**

Os dados de qualidade de água foram exibidos em função dos perfis de concentração de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, apresentados na Figura 59 e Figura 60, respectivamente.



**Figura 59 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Q<sub>95</sub>)**



**Figura 60 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Q<sub>95</sub>)**

Como esperado, a mudança da vazão de referência de  $Q_{MLT}$  para  $Q_{95}$  provocou uma piora significativa nas condições de qualidade de água. A redução das vazões e manutenção da carga provocou um aumento das concentrações, principalmente nos trechos iniciais.

Os primeiros quilômetros pioraram consideravelmente, atingindo concentração pico de demanda bioquímica de oxigênio de 35,7 mg/L e até mesmo trechos com OD zero, ou seja, zona de anaerobiose. O segmento que viola parâmetros de qualidade das classes de enquadramento 3 e 4, para DBO (quase 4 vezes o limite de 10 mg/L) possui 24,6 km de extensão, enquanto para oxigênio dissolvido (2 mg/L), o trecho se estende por 20,9 km.

Notou-se que, nesse cenário hidrológico, a vazão dos rios tributários não é suficiente para diluir o elevado lançamento de matéria orgânica no rio Piabanha. Ou seja, a mesma carga orgânica sendo despejada em diferentes situações oferece diferentes respostas do corpo receptor.

Apesar de Bárbara (2006) sustentar que a matéria orgânica é independente das variações sazonais. Porém, o corpo d'água modelado em questão, o rio Araguari, foi modelado com grandes vazões, entre 220 m<sup>3</sup>/s e 929 m<sup>3</sup>/s, em relação ao lançamento de esgotos, 0,07 m<sup>3</sup>/s. Dessa forma, a contribuição de esgotos é muito baixa em relação à vazão disponível para diluição mesmo em períodos de estiagem.

Por sua vez, a modelagem realizada no rio Piabanha, cujos cenários base utilizaram, inicialmente a  $Q_{MLT}$  e, posteriormente, a vazão de referência  $Q_{95}$ . Considerando o trecho de cabeceira do rio Piabanha até a estação Petrópolis, a vazão na calha do rio possuía no cenário  $Q_{MLT}$  disponível para diluição é 1,697 m<sup>3</sup>/s e no cenário  $Q_{95}$  diminuiu para 0,203 m<sup>3</sup>/s. Portanto, nesse trecho houve uma redução de 88% da vazão de diluição do rio, o que mostra a grande variação sazonal.

Enquanto isso, em um intervalo de menos de 1 km, esse trecho recebe uma vazão de 0,638 m<sup>3</sup>/s de efluentes entre esgotos brutos e tratados. Esse trecho está localizado no centro urbano da cidade de Petrópolis e esses lançamentos compreendem três ETEs de médio porte, além de contar com uma parcela de esgoto coletado e não tratado e, combinados, causam um pico na concentração de DBO.

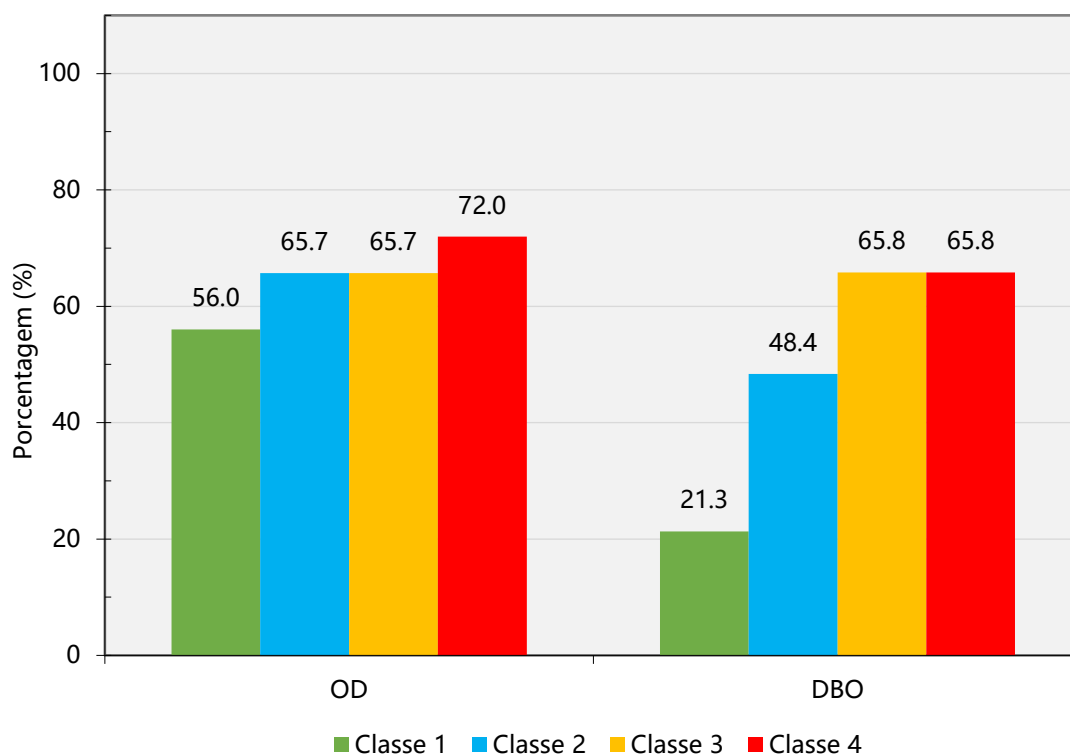
Essa variação é esperada em rios cuja vazão de lançamento de efluentes é alta em relação à capacidade de diluição nas épocas de seca. Portanto, assim como nos rios semiáridos, cujas vazões variam consideravelmente de acordo com a sazonalidade do ano hidrológico (OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2017), a qualidade de água no rio

Piabanha também é bastante vulnerável à variação de vazões ao longo do ano hidrológico.

A redução das vazões, apesar de diminuir as velocidades nos trechos do rio, provocam redução da área molhada e, portanto, da profundidade. Sob o ponto de vista do processo de oxidação da matéria orgânica, essa redução da profundidade aumenta a capacidade de recuperação do rio.

Isso se deve à redução do volume submerso em relação à área da superfície que realiza as trocas gasosas e, por consequência aumenta a capacidade de reaeração. Esse aumento da capacidade de introdução de oxigênio na massa de água pode ser identificado pela elevada inclinação das curvas de OD (CHAPRA, 2008).

Analogamente à sessão anterior, a Figura 61 apresenta a porcentagem dos trechos que não violaram as concentrações dos parâmetros previstos em cada classe de enquadramento da CONAMA 357.



**Figura 61 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento ( $Q_{95}$ )**

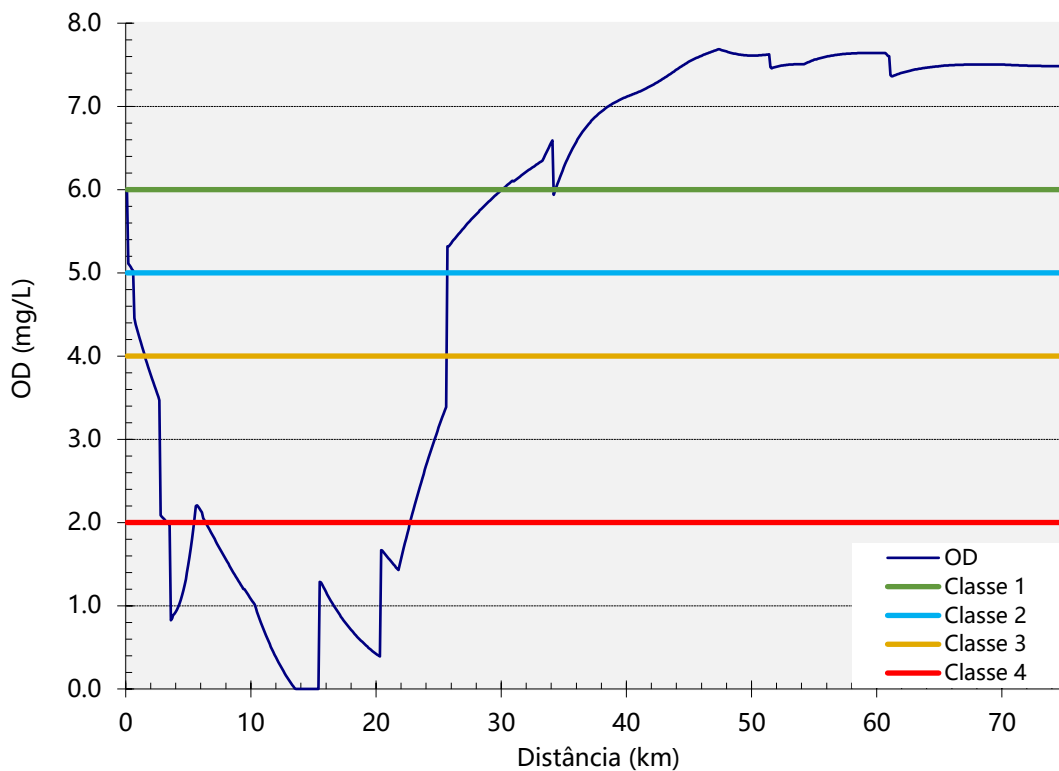
#### 6.4. Cenário universalização

Atualmente, apenas 105,5 milhões de habitantes possuem atendimento por redes de esgoto nas zonas urbanas, enquanto menos da metade, 46,3%, dos esgotos gerados são tratados (BRASIL, 2020). Grande parte da população ainda não possui acesso à serviços de esgotamento sanitário e estão expostas a doenças de veiculação hídrica. Essa correlação entre investimentos em saúde e em saneamento é analisada por Ferreira *et al.* (2016), que indica que o elevado custo per capita em saúde poderia ser reduzido com um aumento dos investimento em saneamento.

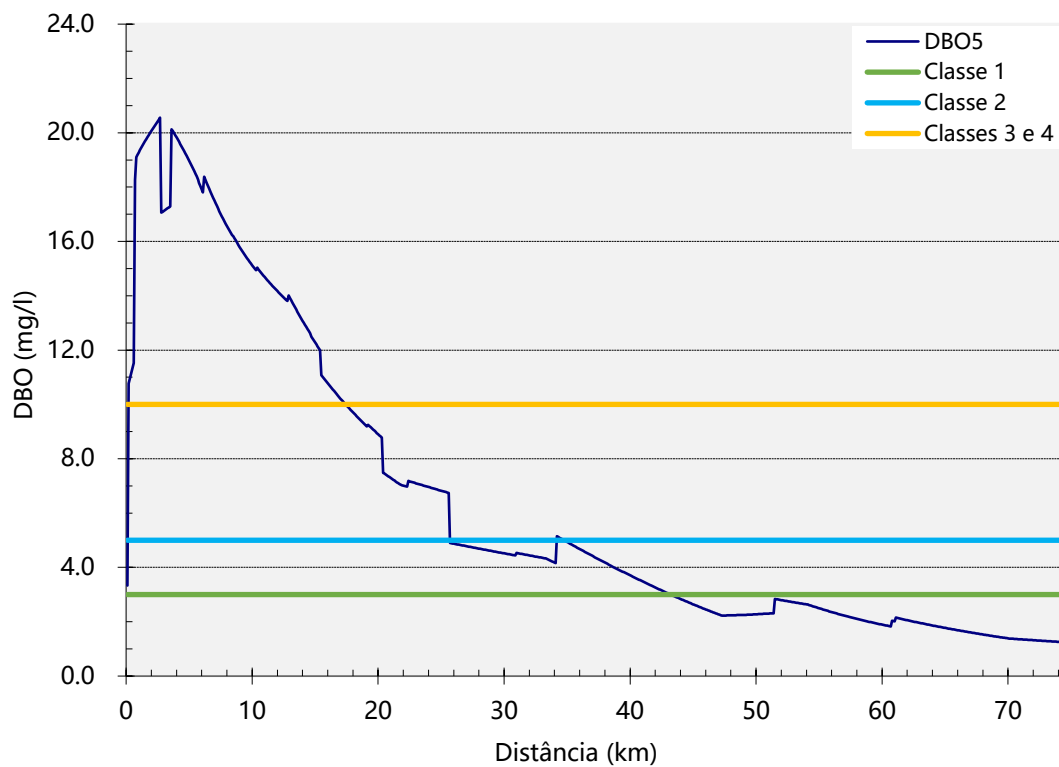
Embora pareça utópica, para a realidade brasileira, a universalização é uma das metas do plano nacional de saneamento básico. A fim de implementá-la é necessário estabelecer metas progressivas com base na capacidade de pagamento dos seus usuários (BRITES, 2010).

Fornecer saneamento à população é uma das principais formas para garantir saúde pública, dar dignidade à população e promover subsídios para o desenvolvimento sustentável. A universalização melhora não só a qualidade ambiental, mas a saúde da população, a economia, tão como bem estar social e coletivo.

Nesse cenário, onde todos os esgotos são coletados e tratados, retrata a universalização dos serviços de esgotamento sanitário. O modelo hidrológico-hidrodinâmico foi o mesmo do cenário base  $Q_{95}$ , portanto, a partir de então, somente serão apresentados dados referentes à qualidade das águas. Os gráficos dos perfis de concentração de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio são apresentados, respectivamente na Figura 62 e na Figura 63.



**Figura 62 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Universalização)**



**Figura 63 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Universalização)**

A partir do cenário universalização os esgotos brutos passam a ser coletados e tratados em estações de tratamento e notou-se a melhoria da qualidade de água do rio Piabanha, assim como esperado. A melhoria dos parâmetros de qualidade é esperada devido à redução do lançamento de matéria orgânica e nutrientes no corpo receptor

Embora a poluição ainda seja proeminente no início da simulação, constatou-se uma redução significativa do trecho com anaerobiose, assim como a concentração de pico de DBO no rio. Essa redução é compatível com estudos que realizaram simulações com o rio Piabanha com o fim de avaliar a aplicação de medidas de controle à poluição (NUNES, 2014; PAULA, 2011; WEINBERG, 2018).

A universalização dos serviços de esgotamento sanitário pela bacia beneficiou a qualidade de água do rio Piabanha. A redução da concentração de DBO e nutrientes dos efluentes gerados pela população garantiu um menor aporte de carga orgânica e nutrientes no rio, portanto, diminuiu a demanda por oxigênio. Porém não foi suficiente para assegurar características de enquadramento nem mesmo de classe 4.

A extensão do rio com ausência de oxigênio dissolvido na água, ou seja, região de anaerobiose, foi reduzida de 20,9 km para 1,8 km. Já o trecho que viola as classes 3 e 4 para concentração de demanda bioquímica de oxigênio foi reduzida de 24,6 km para 16,4 km.

Um ponto importante a se observar é que aos 2,8 km ocorre uma repentina redução da concentração de DBO. Nesse trecho, ocorre o lançamento de 120 l/s da ETE Piabanha, cuja tecnologias empregadas são um tanque anóxico seguido de MBBR<sup>7</sup>, cuja eficiência de remoção de DBO é de 95% (ANA, 2017b).

Esse lançamento ocorre no início do trecho modelado, cuja concentração no de DBO é elevada e atinge 20,6 mg/L no elemento computacional anterior ao lançamento da ETE. Após a mistura da vazão no rio com a vazão de lançamento ocorre uma redução da concentração e a concentração cai para 17,1 mg/L, como observado na Figura 63. Essa é uma situação onde a concentração do efluente da estação encontra-se mais baixa que o corpo receptor, ou seja, o efluente diluiu a carga orgânica do rio.

Por outro lado, considerou-se a concentração de oxigênio dissolvido nos esgotos tratados como nula, conforme Von Sperling (2014a). Dessa forma, apesar de possuir menor DBO que o rio Piabanha, a concentração de OD no rio foi reduzida de 3,47 mg/L

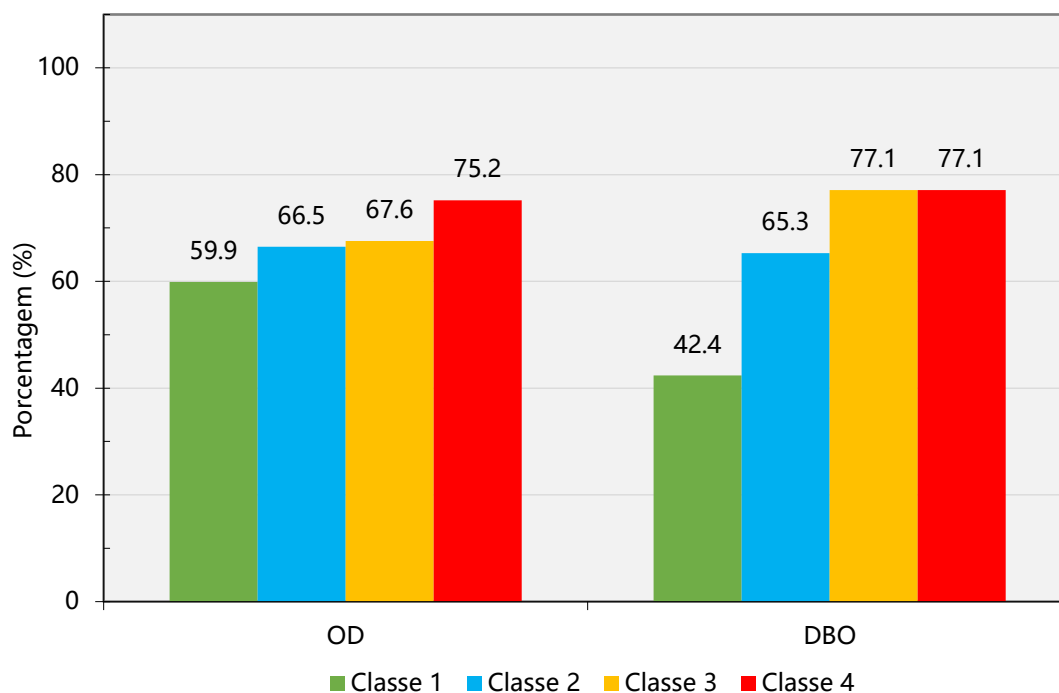
---

<sup>7</sup> MBBR: "*Moving Bed Bio Reactor*, ou reator biológico de leito móvel é uma tecnologia que se baseia na introdução de um meio suporte flutuante no interior do tanque de aeração do processo de Lodos Ativados, com vistas à melhoria de seu desempenho, sem alterar sua configuração original." (JORDÃO; PESSÔA, 2017)



no elemento anterior para 2,09 mg/L. Portanto, é essencial analisar o impacto do saneamento e qualidade de água de forma holística.

A porcentagem dos trechos que não violaram as concentrações dos parâmetros previstos em cada classe de enquadramento da CONAMA 357 é vista na Figura 64.



**Figura 64 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento (Universalização)**

Assim como Perin (2013), no rio Km 119, em Campo Mourão – Paraná; Zschornack e Oliveira (2018), no rio Cachoeira, Joinville – Santa Catarina; Cunha e Ferreira (2019) em cenários hipotéticos concluíram que a melhoria da cobertura e da eficiência do tratamento de esgotos impactam positivamente na qualidade de água do rio.

No entanto, observou-se que nem mesmo a universalização dos sistemas de esgotamento sanitário em toda a bacia foi suficiente para garantir ao rio Piabanha propriedades de alguma classe de enquadramento. Nunes (2014) chegou à mesma conclusão para o rio Piabanha e avançou para cenários onde o nível de tratamento dos esgotos passou a ser mais rigoroso, com nível terciário, onde então obteve-se resultado satisfatório.

Porém, tendo em vista os desafios já existentes para a universalização do saneamento, não faz sentido investir em tratamentos de nível terciário. Pois à medida que mais da metade da população não tem seus esgotos tratados, os escassos

investimentos devem ser voltados à coleta de esgotos sanitários, de forma a reduzir o contato direto da população com o esgoto.

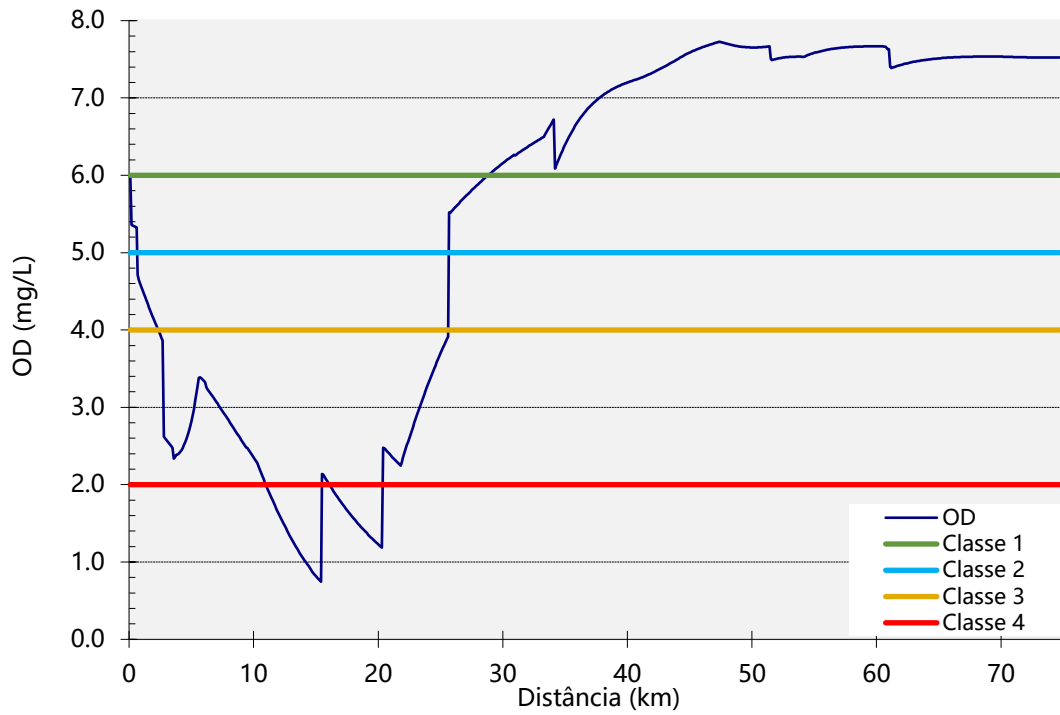
### **6.5. Cenário reúso**

Tendo em vista que não há recursos suficientes nem mesmo para expansão das redes de coleta, quiçá para o polimento dos efluentes a nível terciário, buscou-se uma alternativa para a redução do despejo de carga orgânica no rio. De acordo com Angelakis *et al.* (2018), com o crescimento da demanda por água, o reúso de efluentes sanitários tratados serão fundamentais no planejamento urbano.

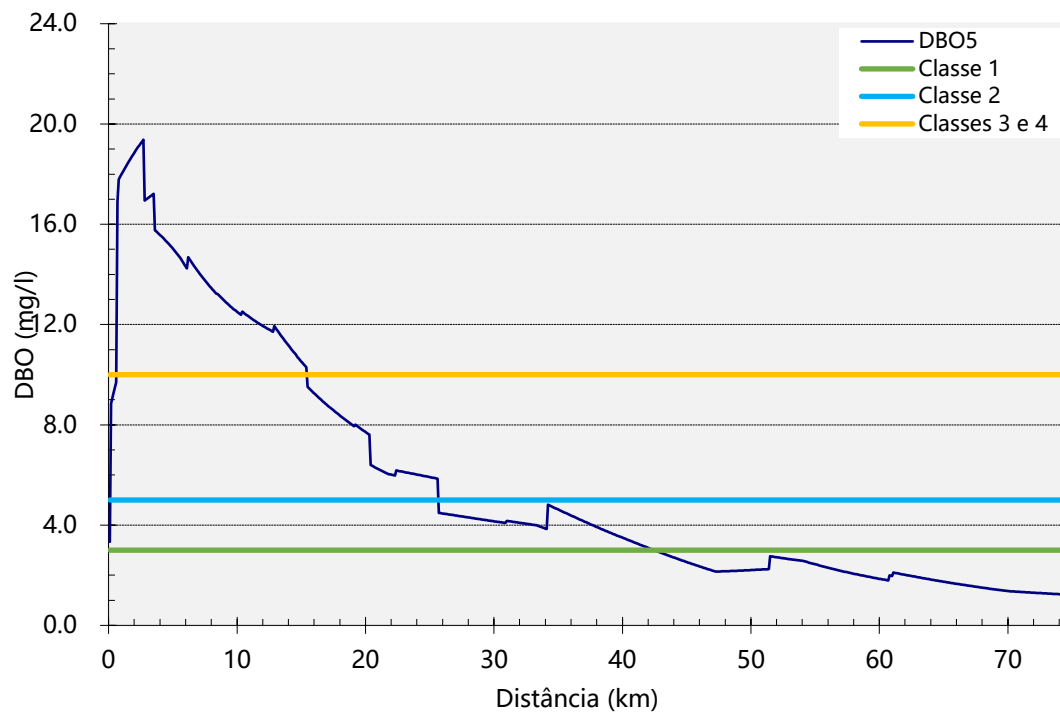
Tendo isso em vista, simulou-se, através do reúso dos esgotos sanitários tratados, a redução da carga orgânica e de nutrientes no lançamento dos efluentes no cenário reúso. Dessa forma, não há necessidade de alteração das tecnologias existentes nas estações de tratamento atuais, logo, foram mantidas as eficiências atuais das estações.

Analogamente ao cenário universalização, o modelo hidrológico-hidrodinâmico foi o mesmo do cenário base  $Q_{95}$ . No cenário reúso, simulou-se a destinação de 30% de todo o volume de efluentes produzidos das estações de tratamento de esgoto para outros fins que não o lançamento nos corpos hídricos.

Os gráficos dos perfis de concentração de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio são apresentados, respectivamente na Figura 65 e na Figura 66.



**Figura 65 - Perfil de concentrações de OD ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Reúso)**

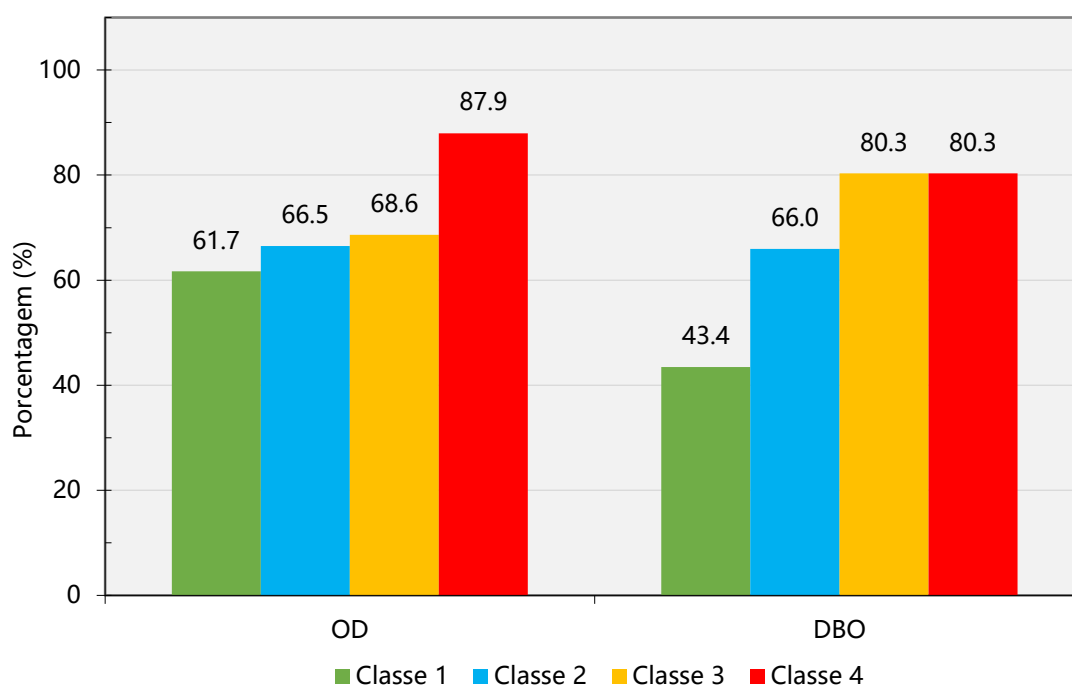


**Figura 66 - Perfil de concentrações de DBO ao longo do curso do rio e classes de enquadramento (Reúso)**

No presente cenário, simulou-se, a partir da universalização do esgotamento sanitário a redução de 30% dos efluentes já tratados para fins de reúso. Através do perfil de concentração dos parâmetros de qualidade nota-se a redução do pico de DBO no trecho mais crítico. A melhoria do perfil de oxigênio dissolvido também é proeminente, tendo em vista a ausência de trechos com concentração nula de OD. Além disso, apenas uma pequena extensão encontra-se fora das características determinadas para classe 4.

Ressalta-se que a prática do reúso se mostra mais viável para fins urbanos e industriais menos nobre, na tipologia não potável é necessária a identificação de potenciais consumidores. Tendo isso em consideração, o reúso industrial surge como uma ferramenta muito atraente devido aos seus benefícios financeiros às empresas em consumir tal produto (OBRACZKA et al., 2019). Como observado no plano de gestão dos recursos hídricos do Paraíba do Sul, dentre as sub-bacia que o compõe, a bacia do Piabanha é a mais industrializada. Isso torna a bacia do rio Piabanha uma região bastante atrativa para o reúso de efluentes sanitários (AGEVAP, 2006).

Assim como nos demais cenários, a Figura 67 apresenta a porcentagem dos trechos que não violaram as concentrações dos parâmetros previstos em cada classe de enquadramento da CONAMA 357.



**Figura 67 - Porcentagem dos trechos extensão modelada dentro das classes de enquadramento (Reúso)**

A capacidade instalada de reúso da região Sudeste é de 6,45%, porém as estações ETE ABC (São Paulo, SP) e EPAR Capivari II (Campinas, SP) possuem capacidade de reusar 62,6% e 39,9%, respectivamente, dos esgotos tratados (SILVA JUNIOR et al., 2019). Dessa forma, apesar de ainda distante da média da região Sudeste, a consideração de reúso de 30% dos efluentes é factível e ilustra o potencial na melhoria da qualidade de água em corpos d'água.

Essa prática promove um maior controle da qualidade do efluente, uma vez que a água regenerada passa a ser um produto. Portanto, além do controle devido aos critérios ambientais, os usuários também terão interesse no padrão de qualidade do insumo.

O reúso garante não somente benefícios financeiros às indústrias e à concessionária de água e esgoto, mas garante uma destinação mais nobre ao efluente, captura de matéria orgânica e nutrientes que seriam lançados nos corpos hídricos e redução da captação de água nos mananciais. Portanto, contribui para o aumento da capacidade de diluição do rio e diminui os custos operacionais envolvidos no bombeamento e tratamento.

Destacando-se o último benefício, a diminuição da captação de água bruta em mananciais é importante para a melhoria ambiental da bacia cujas águas são transpostas. Em Petrópolis, boa parte da água é proveniente de transposições, totalizando 2,71 m<sup>3</sup>/s das sub-bacias Araras, Fagundes, Itamarati, Poços do Ferreira e Santo Antônio para o trecho urbano da cidade, majoritariamente situada na sub-bacia do Quitandinha. Destaca-se as bacias do Itamarati, com quase metade do total das captações, 1,25 m<sup>3</sup>/s e a bacia do Araras com 0,94 m<sup>3</sup>/s.

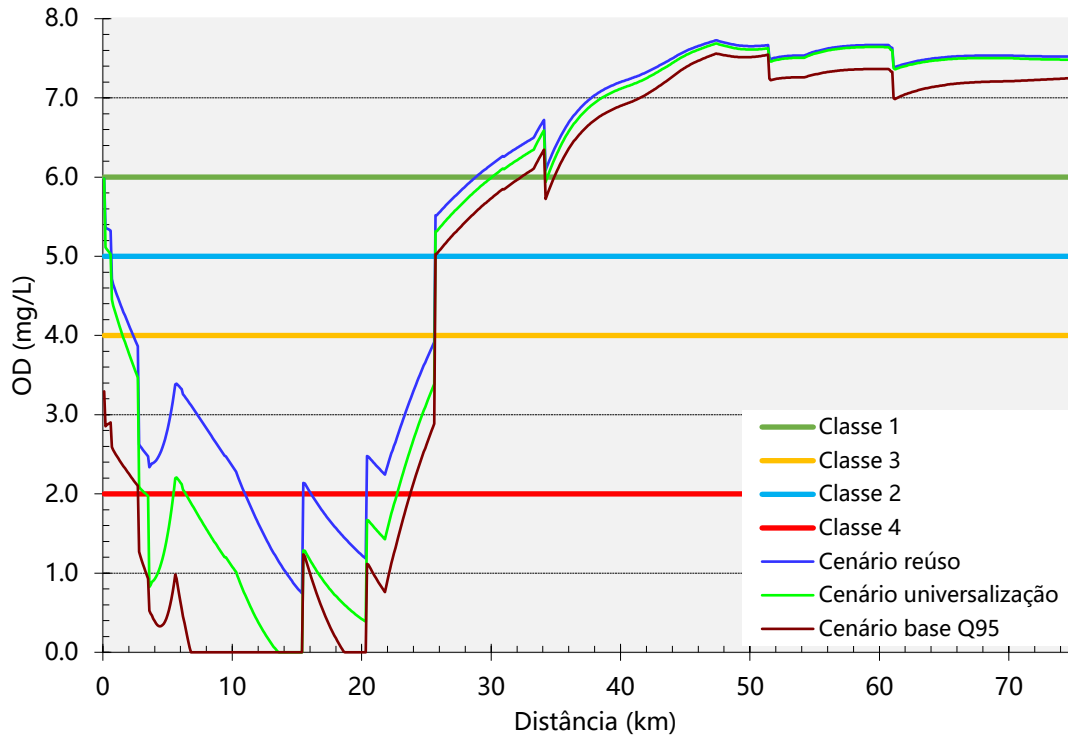
Além disso, esses resultados validam as afirmações de que o reúso pode contribuir substancialmente para aumento da disponibilidade hídrica, aumento da capacidade de diluição e redução da poluição (ANDERSON, 2003; FRIEDLER, 2001; ISMAIL et al., 2019; PARANYCHIANAKIS et al., 2015; SILVA JUNIOR, 2019).

## **6.6. Comparação**

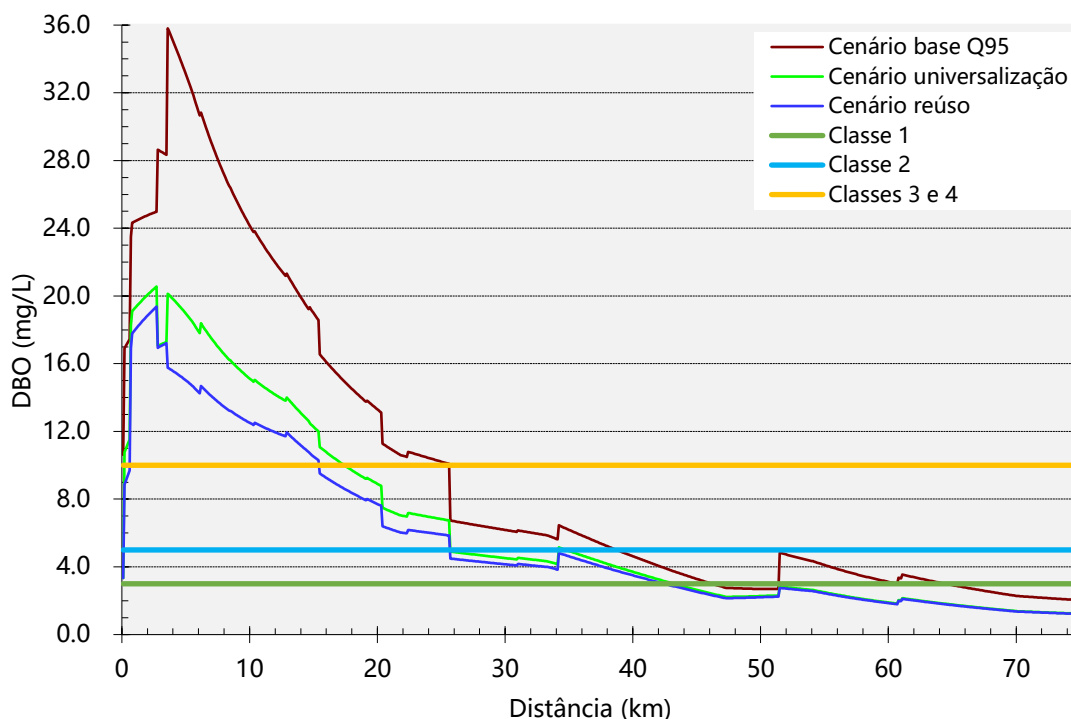
Nessa etapa foram comparados os impactos na melhoria da qualidade das águas para cada cenário simulado. A resposta do rio Piabanha à implementação dos serviços de saneamento e posteriormente aplicação de reúso dos efluentes foram

confrontados através da superposição do perfil das concentrações de OD e DBO ao longo do rio.

Na Figura 68 e Figura 69 observam-se as variações das concentrações de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, respectivamente, para os cenários base, universalização e reúso.



**Figura 68 - Comparação entre os perfis de concentração de OD dos cenários simulados ao longo do rio Piabanha**



**Figura 69 - Comparação entre os perfis de concentração de DBO dos cenários simulados ao longo do rio Piabanha**

Uma vez sobrepostos, os efeitos apresentados pela simulação dos cenários demonstram uma drástica redução da quantidade de matéria orgânica. As curvas das funções, tanto de OD quanto DBO, apresentam as mesmas características de aumento e diminuição de acordo com os lançamentos, captações e aportes dos tributários, formando uma “assinatura” do rio.

A variação observada altera apenas a amplitude dessas variações, mantendo as características hidrológicas, hidrodinâmicas e cinéticas idênticas. Além disso, observou-se um deslocamento das curvas de baixo para cima na curva de OD e vice-versa na curva de DBO. Essa redução na amplitude e deslocamento das curvas mostram, qualitativamente, a melhoria da qualidade de água.

A observação mais expressiva trata-se da redução do pico de concentração de DBO é reduzido à, quase, metade nos cenários universalização e reúso em relação ao cenário base Q<sub>95</sub>. Essa redução das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio acarreta na diminuição da necessidade de oxidação da matéria orgânica, o que é visto no perfil de OD. Enquanto no cenário base, uma boa parcela dos trechos encontra-se em anaerobiose, no cenário universalização há uma notória diminuição desses trechos. Já no cenário reúso não há nenhum ponto do rio modelado com concentração zero de oxigênio dissolvido.

Analisando estatisticamente o percentual de violação aos padrões estabelecidos pelas classes de enquadramento prevista na CONAMA 357 (BRASIL, 2005), a Tabela 22 compara os diferentes cenários simulados de acordo com cada classe e parâmetro modelado.

**Tabela 22 - Síntese dos percentuais de violação das concentrações por classe de enquadramento**

<b>Classe de enquadramento</b>	<b>Percentual de Violação aos Padrões</b>	<b>OD</b>	<b>DBO</b>
<b>Classe 1</b> OD ≥ 6,0 mg/L DBO ≤ 3,0 mg/L	Cenário base Q <sub>95</sub>	43,97%	78,68%
	Cenário universalização	40,09%	57,64%
	Cenário reúso	38,34%	56,56%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário universalização	8,84%	26,75%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário reúso	12,80%	28,11%
<b>Classe 2</b> OD ≥ 5,0 mg/L DBO ≤ 5,0 mg/L	Cenário base Q <sub>95</sub>	34,32%	51,60%
	Cenário universalização	33,52%	34,71%
	Cenário reúso	33,52%	34,04%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário universalização	2,34%	32,74%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário reúso	2,34%	34,03%
<b>Classe 3</b> OD ≥ 4,0 mg/L DBO ≤ 10,0 mg/L	Cenário base Q <sub>95</sub>	34,32%	34,17%
	Cenário universalização	32,44%	22,91%
	Cenário reúso	31,37%	19,69%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário universalização	5,47%	32,95%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário reúso	8,59%	42,37%
<b>Classe 4</b> OD ≥ 2,0 mg/L DBO ≤ 10,0 mg/L	Cenário base Q <sub>95</sub>	28,02%	34,17%
	Cenário universalização	24,80%	22,91%
	Cenário reúso	12,07%	19,69%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário universalização	11,48%	32,95%
	Redução percentual do cenário base Q <sub>95</sub> para o cenário reúso	56,94%	42,37%

Percebe-se que trechos com o oxigênio dissolvido em baixas concentrações, violando a classe 4, são impactados positivamente pela universalização com redução de 11,48% de trechos modelados. Entretanto, observou-se que a prática de reúso é



muito mais impactante na melhoria das concentrações de OD nesses trechos. Com o reúso de menos de um terço dos efluentes tratados foi possível reduzir de 28,02% para 12,07% a porcentagem de trechos violando a classe 4, ou seja, uma redução de 56,94%

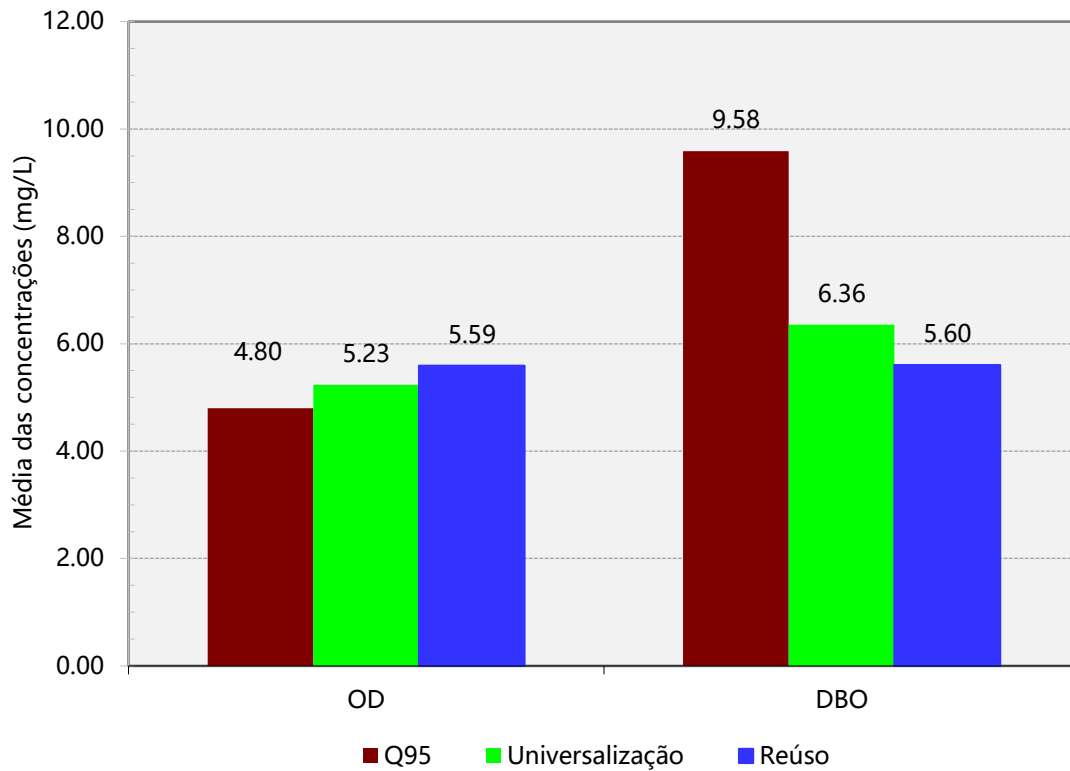
Em trechos onde a concentração de OD é mais elevada, essas ações também são impactantes. No entanto, não se mostram tão efetivas para melhorar o parâmetro quanto em trechos mais degradados.

Em contraste, o impacto das ações de saneamento no parâmetro DBO são mais uniformemente distribuídas em função da concentração no cenário base. As melhorias são da ordem de 30% para todas as classes de enquadramento, com destaque para a redução no cenário reúso em trechos classe 3 e 4, onde as melhorias atingiram 42,37%.

Dessa forma, evitar que os esgotos brutos sejam lançados nos rios impacta mais os trechos com piores condições ambientais que trechos onde as condições sejam mais favoráveis. Nota-se ainda que, de forma global, o parâmetro DBO é mais sensível à melhoria dos serviços de esgotamento sanitário e implementação de reúso que o OD.

Em relação aos cenários, constata-se que o reúso se apresenta como uma eficaz medida de controle da poluição. Essa eficácia se mostra maior para o incremento da concentração de oxigênio dissolvido e redução da concentração de DBO em trechos mais poluídos. A diferença entre as reduções de OD entre os cenários base/universalização (11,48%) e base/reúso (56,94%) é de quase 5 vezes para os trechos em classe 4.

Além da análise gráfica e quantitativa, pode-se analisar sob o ponto de vista estatístico a média das concentrações de OD e DBO nos trechos simulados por cenário, conforme a Figura 70.



**Figura 70 - Estatística das concentrações de OD e DBO por cenário**

Percebe-se a forte tendência de redução da média DBO em função dos cenários simulados. A redução das médias é de 33,6% entre o cenário base Q<sub>95</sub> e universalização, enquanto a queda é mais significativa em relação ao cenário reúso, 41,5%. Em relação às concentrações de oxigênio dissolvido, a implementação dos cenários aponta para melhorias mais modestas. A média aumenta em 8,9% quando todos os esgotos são tratados e em 16,5% quando há reúso. As métricas restantes não sofrem grandes variações entre si.

# Conclusões

Confirma-se que a implementação dos serviços de esgotamento sanitário impacta positivamente na qualidade dos rios. Utilizou-se a bacia hidrográfica do rio Piabanha como estudo de caso e foram simulados três cenários, base, universalização e reúso.

Após análise comparativa entre as ferramentas de modelagem disponíveis, optou-se pela utilização do QUAL-UFMG. Dentre os principais motivos, ressalta-se os parâmetros modeláveis, sua interface amigável à usuários pouco experientes, flexibilidade quanto à escolha de nutrientes modelados e existência de bibliografia específica para consulta. Além disso também se destaca a modelagem unidimensional, adequada para rios e a vocação da ferramenta para baixas vazões.

Em relação à bacia do rio Piabanha, identificou-se que a mesma possui baixos índices de coleta e tratamento do esgoto sanitário gerado, à exceção de Petrópolis. Em toda a bacia, apenas Petrópolis e Três rios possuem ETEs, enquanto o restante do esgoto é lançado diretamente nos corpos hídricos ou tratados em soluções individuais.

Apesar de possuir 18 estações identificadas no Atlas Esgotos, além de elevados índices de coleta e tratamento de esgoto, a cidade de Petrópolis é a principal responsável pela poluição no rio Piabanha. Isso ocorre por duas principais razões, a primeira é a localização da cidade na bacia. Sua zona urbana está concentrada na cabeceira, região com baixa disponibilidade de água na calha, portanto baixa capacidade de diluição de efluentes.

Além disso, o alto adensamento populacional gera grandes volumes de esgotos que, ainda que tratados, possuem carga remanescente acima da capacidade dos rios de absorver a poluição. Portanto, deve-se priorizar as ações de esgotamento sanitário nos trechos iniciais do rio Piabanha, principalmente a bacia do rio Quitandinha, principal responsável pelo aporte de carga orgânica e nutrientes para o rio Piabanha e sua consequente degradação ambiental.

Através da simulação dos cenários, verificou-se que a melhoria, expressa na redução de trechos violando os parâmetros definidos para classe 4 de OD, chega a 56,94% em cenário onde há universalização do esgotamento sanitário e reúso de 30% dos efluentes. Em termos de DBO, a melhoria chega a 42,37% de redução do número e trechos violando características das classes 3 e 4.

Outra forma de observar a melhoria é na variação da média das concentrações dos parâmetros em função dos cenários modelados. A média das concentrações de DBO diminuiu em mais de um terço (33,6%) quando simulou-se a universalização dos serviços de esgotamento sanitário e quase metade (41,5% quando simulou-se o reúso de 30% dos efluentes tratados em comparação com o cenário base. Já em relação à concentração de OD, a melhoria foi mais discreta, com incremento de 8,9% no segundo cenário e 16,5% no terceiro.

Dessa forma, a prática consolidada do reúso pode garantir uma significativa melhoria na qualidade de água dos rios e aumento da disponibilidade hídrica. O impacto gera melhorias na gestão dos recursos hídricos, além de uma melhor gestão do saneamento da região. Dessa forma, baseado nos resultados observados nos cenários simulados, afirma-se que o reúso configura-se como uma ferramenta de gestão de recursos hídricos.

Reserva-se um espaço à crítica em relação às fontes de informações utilizadas na presente dissertação. Primeiramente, salienta-se que todos os dados são públicos, porém, à exceção do Atlas Esgotos e monitoramento de qualidade de água do INEA, os demais dependeram de intermediários para sua obtenção. Além de não disponibilizados oficialmente, conquistá-los foi uma árdua tarefa, uma vez que foi necessário procurar o contato direto da fonte dos dados para solicitá-los. Solicitações anteriores foram, em vão, realizadas através dos contatos oficiais, sem que fosse possível ter acesso à informação que deveria ser amplamente divulgada.

Além da dificuldade de obtenção dos dados, realça-se que foram constatadas inconsistências entre as fontes de dados. Informações presentes em diferentes fontes de dados apresentavam valores diferentes, como outorgas de lançamento de ETEs e dados do Atlas Esgotos. Outros dados ainda apresentavam informações não compatíveis com a realidade, como a seção Petrópolis, monitorada pelo INEA, que apresentava valores incoerentes com os demais monitoramentos.

Destaca-se também os valores de concentração do esgoto na cidade de Petrópolis, provenientes do Atlas Esgotos, que apresentam valores muito acima dos típicos encontrados na literatura. A vazão de esgotos coletados e não tratados do subsistema de esgotamento sanitário Quitandinha também apresentou incoerências que foram atualizadas. Essas diferenças causaram incompatibilidades com o monitoramento e prejudicou a calibração do modelo, apresentando valores dos coeficientes distantes dos inicialmente considerados.

A ausência de monitoramento quantitativo dificultou o processo de modelagem, fazendo com que o autor recorresse à promediação dos dados qualitativos e utilização de equações de regionalização para garantir o cenário base para modelagem. A falta desses dados acurados prejudicou os resultados.

A fiscalização das outorgas deve ser aperfeiçoada para capturar usuários que não estão cadastrados nem outorgados, mas estão presentes na bacia. Os valores fornecidos também necessitam de revisão, uma vez que se verificou sub-bacias cujas outorgas somadas ultrapassaram os valores calculados para a vazão de referência,  $Q_{95}$ . Os rios identificados com essas características foram os rios Itamarati, Araras e Poço do Ferreira.

# Recomendações

Uma vez que foram utilizados dados secundários para inserção dos parâmetros de modelagem, recomenda-se a investigação mais aprofundada dos mesmos, principalmente referente a outorgas e lançamentos de esgotos, tão como a poluição difusa advinda da agricultura, atividade presente na região.

Indica-se ainda a expansão da rede de monitoramento a fim de melhorar a captura de informações relativas aos trechos e afluentes com poucas informações qualitativas.

Por fim, aconselha-se que a ferramenta de modelagem, QUAL-UFMG, seja aprimorada, a fim de melhorar a inserção do modelo digital de terreno, assim como a inserção de múltiplos usuários por trecho. Também se mostra conveniente a possibilidade da variação da discretização em trechos onde haja maior complexidade.

Ao comitê de bacia hidrográfica do rio Piabanha, recomenda-se atenção especial aos trechos iniciais da bacia e às bacias contribuintes, principalmente a sub-bacias do rio Quitandinha.

# Referências

ABNT. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**ABNTRio de JaneiroABNT, , 1986.

ABNT. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**Rio de JaneiroABNT, , 1997.

ABNT. **NBR 12209 - Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**Rio de JaneiroABNT, , 2011.

AGEVAP. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul - Resumo.** Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf>>.

AGEVAP. **Relatório de situação região hidrográfica rio Piabanha.** Petrópolis: [s.n.].

ALAMY FILHO, J. E. et al. Aplicação da ferramenta computacional QUALI-TOOL na avaliação da qualidade da água em ambiente lótico. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 69–83, 2019.

ALBUQUERQUE, M. M.; DALTRO FILHO, J. Adaptação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) como ferramenta de análise da salubridade do ambiente da Comunidade Saramém-Brejo Grande/SE. **Scientia Plena**, v. 11, n. 11, p. 1–9, 2015.

ANA. **Atlas Brasil - Panorama Nacional - Abatecimento Urbano de Água.** Brasília: [s.n.]. Disponível em: <[http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/ResumoExecutivo/AtlasBrasil - Volume 1 - Panorama Nacional.pdf](http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/ResumoExecutivo/AtlasBrasil-Volume1-PanoramaNacional.pdf)>.

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017.** Brasília: [s.n.].

ANA. **Atlas Esgotos - Despoeição de bacias hidrográficas.** Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017b.

ANDERSON, J. The environmental benefits of water recycling and reuse. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 3, n. 4, p. 1–10, 2003.

ANGELAKIS, A.; GIKAS, P. Water reuse: Overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states. **Water Utility Journal**, v. 8, p. 67–78, 2014.

ANGELAKIS, A. N. et al. Water reuse: From ancient to modern times and the future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. MAY, 2018.

ANGELO, E. R. B. Identidades, Festas e Espaços dos Imigrantes em Petrópolis, RJ, e suas Relações com a História do Turismo e da Cidade. **Revista Rosa dos Ventos**, v. 6, n. 2, p. 263–279, 2014.

ARAUJO, B. M. DE; SANTOS, A. S. P. DOS; SOUZA, F. P. DE. Comparativo Econômico Entre O Custo Estimado Do Reúso Do Efluente De Ete Para Fins Industriais Não Potáveis E O Valor Da Água Potável Para a Região Sudeste Do Brasil. **Perspectivas Online - Exatas e Engenharias**, v. 7, n. 17, p. 51–61, 2017.

ARMITAGE, N. P. et al. Community-focused greywater management in two informal settlements in South Africa. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 12, p. 2341–2350, 2009.

ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: Past, present, and future. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 10–11, p. 1–14, 1996.

BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari - AP (Amazônia)**. [s.l.] Universidade Federal de Goiás, 2006.

BENEDINI, M.; TSAKIRIS, G. **Water quality modelling for rivers and streams**. Dordrecht: Springer, 2013. v. 70

BEZERRA, I. S. DE O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 2, p. 249–255, 2008.

BEZERRA, R. R. et al. Determinação da Q7, 10, Q90 e Q95 como ferramenta para gestão dos recursos hídricos: estudo de caso do Rio Jamari. **Bahia análise e dados**, v. 23, n. 2, p. 425–435, 2013.

BITTENCOURT, A. G. et al. **Desenvolvimento de modelo matemático de qualidade de água para a implantação da agência de bacia do rio das Velhas**. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...Foz do Iguaçu: ABES**, 1997

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. [s.l.: s.n.].

BRASIL. **Constituição Federal Brasileira** Brasília, Brasil, 1988.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 - Institui a Política Nacional de



Recursos Hídricos e dá outras providências. . 1997, p. 1–20.

BRASIL. Lei no 9.984, de 17 de julho de 2000 - Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA e dá outras providências. . 2000, p. 1–5.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005** Brasília, Brasil, 2005.

BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, p. 8, 2011.

BRASIL. **Manual de Saneamento**. 4. ed. Brasília: Funasa, 2015.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. [s.l: s.n.].

BRASIL. **Interáguas - Elaboração de proposta do plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <[http://interaguas.ana.gov.br/Lists/Licitacoes\\_Docs/Attachments/221/Produto\\_2\\_Experiências\\_de\\_Reúso.pdf](http://interaguas.ana.gov.br/Lists/Licitacoes_Docs/Attachments/221/Produto_2_Experiências_de_Reúso.pdf)>.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. Brasília: [s.n.].

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2010.

CARDEN, K. et al. The management of greywater in the non-sewered areas of South Africa. **Urban Water Journal**, v. 5, n. 4, p. 329–343, 2008.

CASADEI, T. A fábrica de tecidos São Pedro de Alcântara. **Tribuna de Petrópolis**, 1994.

CEDAE. **Relatório Integrado de Sustentabilidade 2017**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <[www.reportsustentabilidade.com.br](http://www.reportsustentabilidade.com.br)>.

CEHRI. **Resolução nº 140 de 22 de maio de 2013. Aprova nova definição das regiões hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro e revoga a resolução CERHI nº 18 de 08 de novembro de 2006** Rio de Janeiro, Brasil Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, , 2013.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. [s.l.] Waveland Press, 2008.

CHERNICHARO, C. A. DE L. et al. Panorama do tratamento de esgoto sanitário

nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5–19, 2018.

CPRM. **Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58**. In: **Relatórios-Síntese de Regionalização de Vazões Elaborados em Convênio com a ANEEL**. Rio de Janeiro: [s.n.].

CPRM. **Resultados das análises da amostras de qualidade de água**. Rio: [s.n.].

CUNHA, C. DE L. DA N.; FERREIRA, A. P. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 473–480, 2019.

DALEZIOS, N. R.; ANGELAKIS, A. N.; ESLAMIAN, S. S. Water scarcity management: Part 1: Methodological framework. **International Journal of Global Environmental Issues**, v. 17, n. 1, p. 1–40, 2018.

DAS, D. N. et al. A study of the impact of urban and industrial waste disposal on the bacteriological parameters of Tunia River, Bongaigaon, Assam. **The Clarion**, v. 3, n. 1, p. 33–42, 2014.

DAVIE, T. **Fundamentals of Hydrology**. 2. ed. Oxdon: Routledge, 2008.

EIBEX. **Projeto EIBEX-I: Estudos Integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro**. In: **Relatório Técnico Parcial 2, Chamada Pública MCT/FINEP/CT-HIDRO – Bacias Represent**. Rio de Janeiro: [s.n.].

EPA. **Stream Corridor Restoration Principles, processes, and Practice**. [s.l: s.n.].

FERREIRA, P. D. S. F. et al. Avaliação preliminar dos efeitos da ineficiência dos serviços de saneamento na saúde pública brasileira. **Revista Internacional de Ciências**, 2016.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v. 01, n. 7, p. 47–62, 2013.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X. B.; AISSE, M. M. **Reúso das águas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FRIEDLER, E. Water reuse - An integral part of water resources management: Israel as a case study. **Water Policy**, v. 3, n. 1, p. 29–39, 2001.

GOVENDER, T.; BARNES, J. M.; PIEPER, C. H. Contribution of water pollution from inadequate sanitation and housing quality to diarrheal disease in low-cost housing settlements of Cape Town, South Africa. **American Journal of Public Health**, v. 101, n. 7, p. 4–9, 2011.

HAAK, L.; SUNDARAM, V.; PAGILLA, K. Sustainability Assessment for Indirect Potable Reuse: A Case Study from Reno, Nevada. **Water Environment Research**, v. 90, n. 8, p. 748–760, 1 ago. 2018.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. **Science**, v. 162, n. June, p. 1243–1248, 1968.

HIDROECO. **Relatório Final do Projeto HIDROECO no Rio Piabanha**. Rio de Janeiro: [s.n.].

IBGE. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>>. Acesso em: 28 fev. 2019.

INEA. NT-202.R-10 - Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. . 1986, p. 4.

INEA. DZ 215.R-4 - Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial. . 2007, p. 4.

INEA. **Boletim De Qualidade Das Águas Da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>.

INEA. **Boletim De Qualidade Das Águas Da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>.

INEA. **Boletim De Qualidade Das Águas Da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>.

INEA. **Boletim De Qualidade Das Águas Da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>.

INEA. Resolução INEA nº 162 de 26 de dezembro de 2018 - Estabelece critério para a determinação da vazão de referência para fins do cálculo de disponibilidade hídrica para outorga de direito de uso de recursos hídricos e usos considerados

insignificantes de dom. . 2018 a, p. 3.

INEA. **Boletim De Qualidade Das Águas Da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>.

INEA. **CNARH 40 - Lançamentos outorgados na região hidrografia IV - Piabanha**Rio de Janeiro, 2019a.

INEA. **Boletim De Qualidade Das Águas Da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>.

ISMAL, I. A. L. et al. **Reúso de água como alternativa para o sistema hídrico brasileiro**. 30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente. **Anais...**São Paulo: AESABESP, 2019

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KANNEL, P. R. et al. A review of public domain water quality models for simulating dissolved oxygen in rivers and streams. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 16, n. 2, p. 183–204, 2011.

LEE, C. **Models in planning: An introduction to the use of quantitative models in planning**. [s.l.] Pergamon, 1973.

LOUCKS, D. P.; BEEK, E. VAN. **Water resource systems planning and management - An introduction to methods, models, and applications**. 1. ed. [s.l.] Springer International Publishing, 2017.

MAKROPOULOS, C. et al. Sewer-mining: A water reuse option supporting circular economy, public service provision and entrepreneurship. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 285–298, 2018.

MARCHI, C. M. D. F. Novas perspectivas na gestão do saneamento: apresentação de um modelo de destinação final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 7, n. 1, p. 91–105, 2015.

MARENGO, J. A. et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, 2015.

MESQUITA, P. P. A. **A formação industrial de Petrópolis: trabalho, sociedade e cultura operária trabalho, sociedade e cultura operária**. [s.l.] Universidade Federal de Juiz de Fora, 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering treatment and resource recovery**. New York: McGraw-Hill, 2014.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied statistics and probability for engineers**. 6. ed. Danvers: Wiley, 2014.

MOTTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MOURA, B. L. A. et al. Principais causas de internação por condições sensíveis à atenção primária no Brasil: uma análise por faixa etária e região. **Rev. bras. saúde matern. infant**, v. 10, n. Supl. 1, p. 83–91, 2010.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba**. [s.l.] Universidade Federal de Ouro Preto, 2010.

MYRMEL, M. et al. Enteric viruses in inlet and outlet samples from sewage treatment plants. **Journal of Water and Health**, n. July, 2006.

NUNES, M. L. A. **Subsídios para o enquadramento do rio piabanha respaldado por modelagem matemática de qualidade da água**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

OBRACZKA, M. et al. **Estado da arte e perspectivas de reuso de efluente de tratamento secundário de esgotos sanitários na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**São Paulo: ABES, 2017

OBRACZKA, M. et al. Reuso de efluentes de tratamento secundário como alternativa de fonte de abastecimento de água no município do Rio de Janeiro. **Sistemas & Gestão**, v. 14, n. 3, p. 291, 2019.

OLIVEIRA FILHO, A. A. DE; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, n. 0, p. 3–14, 2017.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; SPERLING, M. VON. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - análise de desempenho. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347–357, 2005.

ONU. Transformando Nosso Mundo : A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável Declaração. p. 1–49, 2015.

OPPA, L. F. **Alternativas De Enquadramento Do Rio**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Maria, 2007.

PAIVA, J. B. D. DE; PAIVA, E. M. C. D. DE. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2016.

PAIVA, R. F. DA P. DE S.; SOUZA, M. F. DA P. DE. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, n. 1, p. 1–11, 2018.

PARANYCHIANAKIS, N. V. et al. Water reuse in EU states: Necessity for uniform criteria to mitigate human and environmental risks. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 13, p. 1409–1468, 2015.

PARSONS, A. J.; ABRAHAMS, A. D. **Overland flow**. London: Routledge, 2005.

PAULA, T. P. DE. **Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do rio Piabanha/RJ**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

PEREIRA, R. S. Modelos de qualidade de água. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 1, p. 37–48, 2004.

PEREIRA, W. C. D. **Modelagem dos parâmetros de qualidade de água em trecho urbanizado do rio paraibuna em juiz de fora (MG)**. [s.l.: s.n.].

PERIN, L. T. **USO DO MODELO QUAL-UFMG NO ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO KM119 – CAMPO MOURÃO-PR**. [s.l.] Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Campo Mourão, 2013.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avancados**, v. 22, n. 63, p. 43–60, 2008.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. DE. **Metodologia do Trabalho Científico: Métodos e Técnicas de Pesquisa e do Trabalho Acadêmico**. 2. ed. Novo Hamburgo: [s.n.].

RAMOS, F. et al. **Engenharia Hidrológica**. Rio de Janeiro: ABRH, 1989.

RASELLA, D. Impacto do Programa Água para Todos (PAT) sobre a morbimortalidade por diarreia em crianças do Estado da Bahia. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 29, n. 1, p. 40–50, 2013.

RIO DE JANEIRO. Lei 3239, de 02 de agosto de 1999 - Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. . 1999.

ROBINSON, M.; WARD, R. **Hydrology: Principles and Processes**. London: IWA Publishing, 2017.

ROSÁRIO, L. S. DO et al. **Mapeamento de cobertura e uso da terra utilizando a análise baseada em objeto: estudo de caso da bacia do rio Piabanha, região serrana do RJ, escala 1:25.000**. Anais do XVI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR. **Anais...**2013

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica do SisBaHiA**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <[http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/SisBAHIA\\_RefTec\\_V10a.pdf](http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/SisBAHIA_RefTec_V10a.pdf)>.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

SERLA. Portaria SERLA N° 567, de 07 de maio de 2007 - Estabelece critérios gerais e procedimentos técnicos e administrativos para cadastro, requerimento e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos de domínio do estado do Rio de Janeiro, e dá outr. . 2007, p. 13.

SILVA, F. J. L. DA. **Um arcabouço para o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão para a gestão de recursos hídricos**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

SILVA, J. S. **Do Castanheiro ao Teixo: as outras espécies florestais**. Lisboa: Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, 2007.

SILVA JUNIOR, L. C. S. DA et al. **Panorama do reúso de efluentes nas estações de tratamento de esgoto da região Sudeste**. Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Natal: ABES, 2019

SILVA JUNIOR, L. C. S. DA. **Panorama do reúso de efluentes em estações de tratamento de esgoto - Análise das concessionárias de saneamento da região Sudeste**. 1. ed. Beau Bassin: Novas Edições Acadêmicas, 2019.

SILVA JUNIOR, L. C. S.; TRINDADE, A. B. **Análise da produção de energia elétrica e de biocombustíveis a partir de resíduos sólidos agropecuários no Brasil**. Anais do 1o. Seminário Nacional sobre Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto. **Anais...**Curitiba: 2018

SILVA, S. DE A. et al. Saneamento básico e saúde pública na Bacia Hidrográfica do Riacho Reginaldo em Maceió, Alagoas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 699–709, 2017.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. **Public Health Bulletin**, 1925.

SUBRAMANYA, K. **History of Hydrology**. 3. ed. New Delhi: Tata McGraw-Hill,

2008.

TAKASHI ASANO et al. **Water reuse - Issues, technologies, and applications**. 1. ed. New York: Metcalf & Eddy, Inc, 2015. v. 7

TEIXEIRA, J. C.; GUILHERMINO, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003- IDB 2003. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 277–282, 2006.

TRATA BRASIL. **Benefícios Econômicos E Sociais Da Expansão Do Saneamento No Brasil**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/beneficios-ecosocio/relatorio-completo.pdf>>.

TSUTIYA, M. T.; ALÉM SOBRINHO, P. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: [s.n.].

VIEIRA, A. F.; ARAÚJO, J. L. L. Turismo e sustentabilidade ambiental na comunidade de Barra Grande , Cajueiro da Praia , PiauÍ ( PI ). **Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo**, v. 9, n. 3, p. 519–536, 2015.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamengo de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. DE L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2005.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of treatment plant performance and water quality data**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2020.

WEINBERG, Á. **Metodologia para priorização do controle e monitoramento da qualidade das águas, como ferramenta para gestão de recursos hídricos**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2018.

WHO. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene**. [s.l.: s.n.].

WTTC. **Benchmark report 2017 - Brazil | 1**. [s.l.: s.n.].



ZHONG, L. et al. Research on environmental impacts of tourism in China: Progress and prospect. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 11, p. 2972–2983, 2011.

ZSCHORNACK, T.; OLIVEIRA, T. M. N. DE. Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, Santa Catarina. **Revista DAE**, v. 66, n. 212, p. 118–131, 2018.

# Apêndice A – Pontos notáveis, estações de monitoramento e bacias afluentes

Nas tabelas a seguir, são apresentadas as localizações georreferenciadas, locais e digitais dos pontos notáveis, das estações de monitoramento e dos rios das bacias afluentes, assim como a área de drenagem de cada ponto e suas respectivas vazões médias de longo termo calculada, vazão de referência  $Q_{95}$  calculada e medida.

Estações	Latitude	Longitude	Distância nascente (m)	Distância do início do modelo (m)	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	QMLT observada (m <sup>3</sup> /s) (CPRM, 2003)	QMLT calculada (m <sup>3</sup> /s)	Q95 observada (m <sup>3</sup> /s) (CPRM, 2003)	Q95 Calculada (m <sup>3</sup> /s)
Esperança	-22,5108	-43,2103	6.317	0	11,40	-	0,93	-	0,33
Petrópolis	-22,5167	-43,1833	9.987	3.670	41,11	2,31	-	0,78	-
Liceu	-22,4872	-43,1772	11.850	5.533	48,68	-	2,55	-	0,83
Parque Petrópolis	-22,4053	-43,1333	28.000	21.683	262,77	-	8,29	-	2,41
Pedro do Rio	-22,3322	-43,1336	39.523	33.206	410,21	11,00	-	3,10	-
P1 (Rosso, 1981)	-22,3151	-43,1309	41.854	35.537	430,25	-	11,69	-	3,29
P3 (Rosso, 1981)	-22,2885	-43,1078	46.730	40.413	447,90	-	12,02	-	3,37
P4 (Rosso, 1981)	-22,2718	-43,0858	50.566	44.249	468,41	-	12,40	-	3,47
P5 (Rosso, 1981)	-22,2435	-43,0867	54.719	48.402	486,10	-	12,73	-	3,55
Areal RN	-22,2339	-43,1008	57.634	51.317	511,48	12,62	-	3,69	-
UHE Piabanha	-22,1998	-43,1573	67.046	60.729	1.609,80	-	29,35	-	7,54
Moura Brasil	-22,1417	-43,1575	76.279	69.962	2.049,53	36,73	-	8,65	-

Rios afluentes	Latitude	Longitude	Distância nascente (m)	Distância do início do modelo (m)	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	QMLT observada (m <sup>3</sup> /s) (CPRM, 2003)	QMLT calculada (m <sup>3</sup> /s)	Q95 observada (m <sup>3</sup> /s) (CPRM, 2017)	Q95 Calculada (m <sup>3</sup> /s)
Montante do Rio Quitandinha	-22,5046	-43,1826	9.787	3.470	20,19	-	1,38	-	0,48
Rio Quitandinha	-22,5046	-43,1826	9.787	3.470	23,05	-	1,51	-	0,52
Montante do Rio Itamarati	-22,4751	-43,1535	15.528	9.211	60,01	-	2,96	-	0,95
Rio Itamarati	-22,4751	-43,1535	15.528	9.211	42,93	-	2,34	-	0,77
Montante do Rio do Poço do Ferreira	-22,4418	-43,1396	21.619	15.302	118,68	-	4,76	-	1,46
Rio do Poço do Ferreira	-22,4418	-43,1396	21.619	15.302	31,26	-	1,88	-	0,63
Montante do Rio das Araras	-22,4147	-43,1394	26.592	20.275	160,84	-	5,88	-	1,77
Rio das Araras	-22,4147	-43,1394	26.592	20.275	100,73	-	4,24	-	1,32
Montante do Rio Santo Antônio	-22,3859	-43,1351	31.801	25.484	266,55	-	8,37	-	2,43
Rio Santo Antônio	-22,3859	-43,1351	31.801	25.484	114,63	-	4,64	-	1,43
Montante do Rio Preto (Areal RN)	-22,2339	-43,1008	57.634	51.317	507,48	-	13,12	-	3,65
Rio Preto	-22,2339	-43,1008	57.634	51.317	1.071,90	-	22,10	-	5,84
Montante do Rio Fagundes	-22,2004	-43,1598	67.289	60.972	1.609,80	-	29,35	-	7,54
Rio Fagundes	-22,2004	-43,1598	67.289	60.972	372,62	3,89	-	1,26	-
Rio Piabanha (Foz no PS)	-22,1159	-43,1437	80.906	74.589	2.058,74	-	34,85	-	8,81

## Apêndice B – Dados dos SES dos municípios

A seguir, a planilha informa os dados referentes aos tipos de SES, nome das ETEs, tecnologia adotada, modo de lançamento, vazão, carga orgânica, concentração fornecida pelo Atlas Esgotos, concentração adotada, eficiência da ETE e o corpo hídrico receptor dos municípios: Areal, Paraíba do Sul, Paty do Alferes, Petrópolis, São José do Vale do Rio Preto, Teresópolis e Três Rios. A fonte utilizada para parte das informações foi ANA (2017b).

Na tabela a seguir, foram abreviadas as tipologias de coleta dos subsistemas de esgotamento sanitário, onde:

- Coleta Sem Tratamento – CST;
- Sem Coleta Sem Tratamento – SCST;
- Sistema Individual – SI;
- Com Coleta e Tratamento – CCT

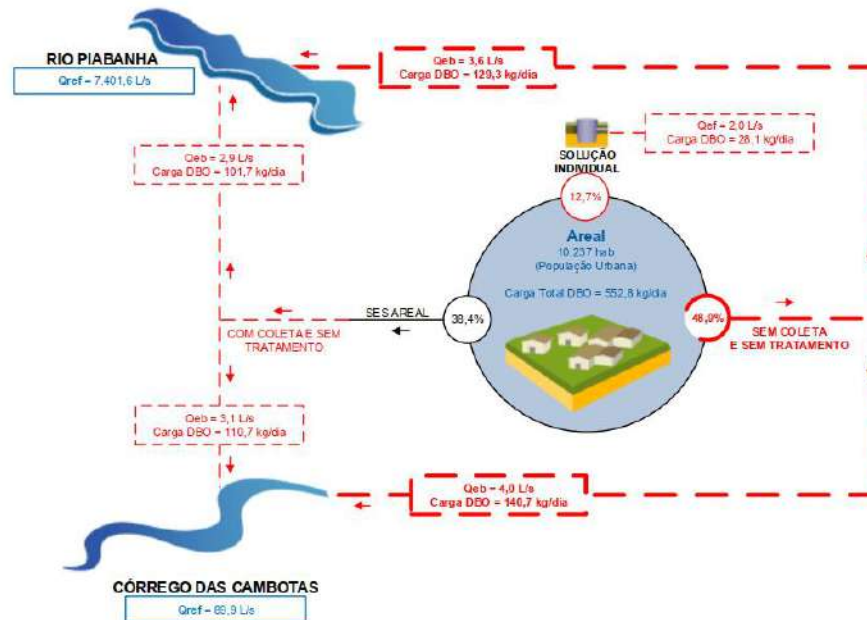
Município	Lançamento	ETE	Tecnologia	Modo de lançamento	Vazão (l/s)	Carga (kg/d)	Concentração Atlas Esgotos (mg/L)	Concentração adotada (mg/L)	Eficiência de remoção de DBO (%)	Corpo hídrico
Areal	CST	-	-	Pontual	2,9	101,7	405,9	300	0	Rio Piabanha
Areal	SCST	-	-	Distribuído	3,6	129,3	415,7	300	0	Rio Piabanha
Areal	SI	-	-	Distribuído	2	28,1	162,6	162,6	40	Lençol
Areal	CST	-	-	Pontual	3,1	110,7	413,3	300	0	Córrego das Cambotas
Areal	SCST	-	-	Distribuído	4	140,7	407,1	300	0	Córrego das Cambotas
SJVRP	CST	-	-	Pontual	3	149,8	577,9	300	0	Rio Preto
SJVRP	SI	-	-	Distribuído	5	248,6	575,5	300	0	Rio Preto
SJVRP	SI	-	-	Distribuído	2	39,5	228,6	228,6	40	Lençol
Teresópolis	SCST	-	-	Distribuído	18	497,5	319,9	300	0	Rio do Imbuí
Teresópolis	SCST	-	-	Distribuído	9,6	265	319,5	300	0	Córrego do Príncipe
Teresópolis	SCST	-	-	Distribuído	154,6	4263,7	319,2	300	0	Rio Paquequer
Teresópolis	SCST	-	-	Distribuído	8,9	246,5	320,6	300	0	Rio Fischer
Teresópolis	SI	-	-	Distribuído	93,6	1032,6	127,7	127,7	40	Lençol
Petrópolis	CCT	Granja Brasil	UASB + FAS	Pontual	9	34	43,7	43,7	81	Rio Quitandinha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,8	44,7	646,7	300	0	Rio Quitandinha
Petrópolis	CCT	Cocada	Fossa Filtro	Pontual	1	3,8	44,0	44	81	Rio Norberto
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,1	5	578,7	300	0	Rio Norberto
Petrópolis	CCT	Getúlio Vargas	Fossa Filtro	Pontual	1	12,9	149,3	149,3	35	Rio Itamaraty
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,1	5	578,7	300	0	Rio Itamaraty
Petrópolis	CCT	Rodoviária	Biossistema	Pontual	2	13,9	80,4	80,4	65	Rio Palatinado
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,2	9,9	572,9	300	0	Rio Palatinado
Petrópolis	CCT	Bomfim	Biossistema	Pontual	1	5,4	62,5	62,5	73	Rio sem nome

Município	Lançamento	ETE	Tecnologia	Modo de lançamento	Vazão (l/s)	Carga (kg/d)	Concentração Atlas Esgotos (mg/L)	Concentração adotada (mg/L)	Eficiência de remoção de DBO (%)	Corpo hídrico
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,1	5	578,7	300	0	Rio sem nome
Petrópolis	CCT	Palatinato	UASB + Biodrum	Pontual	160	34,9	2,5	2,5	89	Rio Bengala
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	13,7	794,4	671,1	300	0	Rio Bengala
Petrópolis	CCT	Piabanha	Tanque Anóxico + MBBR	Pontual	120	119,2	11,5	11,5	95	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	10,3	595,8	669,5	300	0	Rio Piabanha
Petrópolis	CCT	Quitandinha	FAS	Pontual	250	1092,3	50,6	50,6	70	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	37,3	744,8	34,5	34,5	0	Rio Piabanha
Petrópolis	CCT	Quarteirão Brasileiro	Biossistema	Pontual	2	4,4	25,5	25,5	89	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,2	9,9	572,9	300	0	Rio Piabanha
Petrópolis	CCT	Correas	UASB + FAS	Pontual	15	11,9	9,2	9,2	96	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	1,3	74,5	663,3	300	0	Rio Piabanha
Petrópolis	CCT	Roseiral	Fossa Filtro	Pontual	1	12,9	149,3	149,3	35	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,1	5	578,7	300	0	Rio Piabanha
Petrópolis	CCT	Nogueira	Biossistema	Pontual	2	11,1	64,2	64,2	72	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	0,2	9,9	572,9	300	0	Rio Piabanha
Petrópolis	CCT	Vale do Carangola	Biossistema	Pontual	1	2,6	30,1	30,1	87	Rio Piabanha
Petrópolis	CST	-	-	Pontual	1	49	567,1	300	0	Rio Piabanha

## Anexo A – SES existentes dos municípios contidos na bacia hidrográfica do rio Piabanha

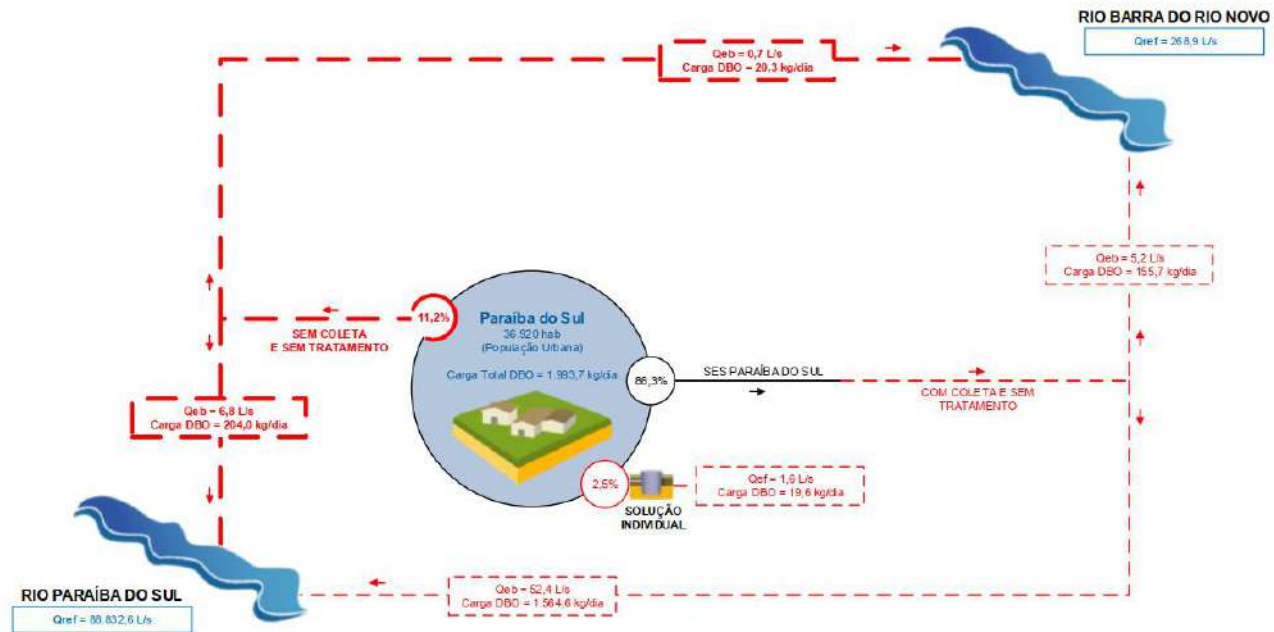
A seguir, seguem os relatórios dos sistemas existentes de esgotamento sanitário dos municípios contidos na bacia hidrográfica do rio Piabanha levantadas pelo Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas (2017). São eles: Areal, Paraíba do Sul, Paty do Alferes, Petrópolis, São José do Vale do Rio Preto, Teresópolis e Três Rios.





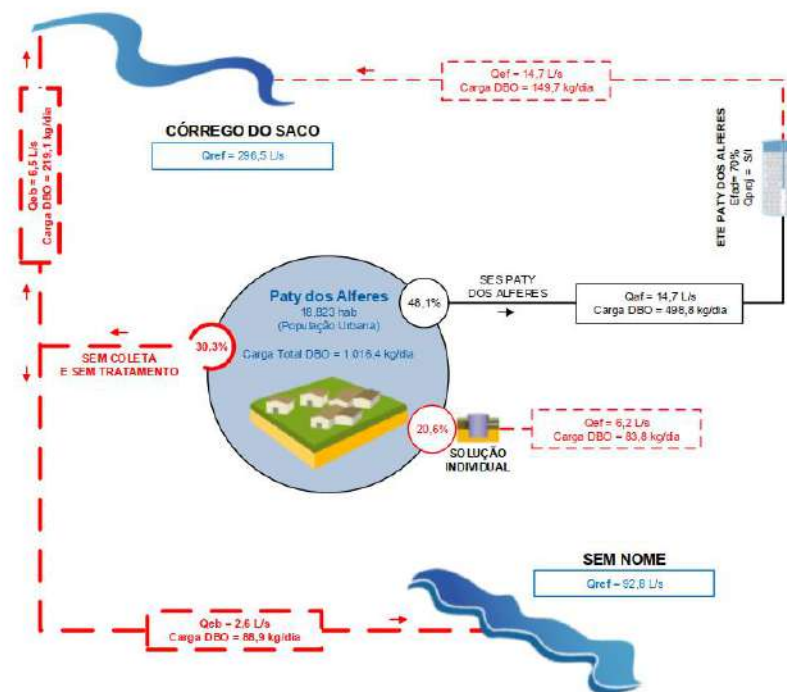
POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO						NOTAS	SITUAÇÃO	SISTEMA AREAL
<p>De 50.000 a 250.000</p> <p>Até 5.000</p> <p>De 5.000 a 50.000</p> <p>Mais de 1.000.000</p>	<p>Fossa Séptica</p> <p>Fossa-Filtro</p> <p>Filtro Químico</p> <p>MBBR</p> <p>Decantador Primário</p>	<p>Reator Aeróbico</p> <p>Reator Anaeróbico/ UASB</p> <p>Filtro Aeróbico</p> <p>Filtro Anaeróbico</p> <p>Filtro Areado Submerso</p>	<p>Valão de Oxidação</p> <p>Lagoas de Estabilização</p> <p>Tanques Úmidos</p> <p>Desaguamento</p> <p>Decantador Secundário</p>	<p>Lagoa de Decantação de Lodo</p> <p>ETEs de Pequeno Porte</p> <p>Estação de Bombeamento de Esgoto</p> <p>Corpo Receptor (Lago)</p> <p>Corpo Receptor (Rio)</p>	<p>Córrego</p> <p>Emissário Subterrâneo</p> <p>Emissário Renascente</p> <p>Sistema Existente</p> <p>Sistema Planejado</p> <p>ETE/Sistema Desativado</p>	<p>Obs.: Tratamento preliminar já considerado nas ETE's</p> <p>Qaf = vazão atuante</p> <p>Qproj = vazão de projeto</p> <p>Qeb = vazão de esgoto bruto</p> <p>Qref = vazão de referência</p> <p>ETef = eficiência adotada (projeto, operação ou literatura)</p> <p>ETEs = adição de tratamento de esgoto</p> <p>DBO = demanda bioquímica de oxigênio</p> <p>População urbana: fonte SINS 2013</p> <p>Sol. individual: ramificação adotada = 60%</p> <p>% = parcela do esgoto total a ser tratado</p>		<p><b>Município:</b> Areal</p> <p><b>Estado:</b> Rio de Janeiro</p> <p><b>Operador:</b> SAAESA</p> <p><b>Data:</b> Agosto/2015</p>	

Figura 71 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Areal em 2015 (Fonte: ANA, 2017b)



POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO	NOTAS	SITUAÇÃO	SISTEMA PARAÍBA DO SUL
<p>Beira/Quilômetro/Postado</p> <p>De 50.000 a 250.000</p> <p>Rio 5.000</p> <p>De 250.000 a 1.000.000</p> <p>De 6.000 a 60.000</p> <p>Mais de 1.000.000</p>	<p>Fossa Sêptica</p> <p>Fossa-Filtro</p> <p>Filtro-Químico</p> <p>MBBR</p> <p>Decantador Primário</p> <p>Reator Aeróbio</p> <p>Reator Anaeróbio / UACB</p> <p>Filtro Aeróbio</p> <p>Filtro Anaeróbio</p> <p>Filtro Aerado Submerso</p> <p>Velo de Oxidação</p> <p>Lapso de Esulfatização</p> <p>Terras Unidas Flutuantes</p> <p>Decantamento (flutuante/centrífugo)</p> <p>Decantador Secundário</p> <p>Leito de Secagem de Lodo</p> <p>ETE de Pequeno Porte</p> <p>Estação de Bombas/Estação de Esgoto</p> <p>Corpo Receptor (Lago)</p> <p>Corpo Receptor (Rio)</p> <p>Córrego</p> <p>Emissário Subterrâneo</p> <p>Esgoto Reutilizável</p> <p>Sistema Existente</p> <p>Sistema Planejamento</p> <p>ETE / Sistema Desativado</p>	<p>Obs: Tratamento preliminar já considerado nas ETE's</p> <p>Qaf = vazão afluente</p> <p>Qef = vazão efluente</p> <p>Qproj = vazão de projeto</p> <p>Qeb = vazão de esgoto bruto</p> <p>Qet = vazão de esgoto tratado</p> <p>Qref = vazão de referência</p> <p>Efud = eficiência adotada (projeto, operação ou literatura)</p> <p>ETE = estação de tratamento de esgoto</p> <p>DBO = demanda bioquímica de oxigênio</p> <p>População urbana: fonte SNIS 2013</p> <p>Sol. Individual: renovação adotada = 00%</p> <p>% = parcela do esgoto total produzido</p>	<p>SITUAÇÃO</p>	<p><b>SISTEMA PARAÍBA DO SUL</b></p> <p>Município: Paraíba do Sul</p> <p>Estado: Rio de Janeiro</p> <p>Operador: Prefeitura Municipal</p> <p>Data: Março/2016</p>

Figura 72 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Paraíba do Sul em 2016 (Fonte: ANA, 2017b)



POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO	NOTAS	SITUAÇÃO	SISTEMA PATY DOS ALFERES
<p>Belém/Distrito Povoado</p> <p>De 50.000 a 250.000</p> <p>Até 5.000</p> <p>De 250.000 a 1.000.000</p> <p>De 5.000 a 50.000</p> <p>Mais de 1.000.000</p>	<p>Fossa Séptica</p> <p>Fossa-Filtro</p> <p>Filtras-Químico</p> <p>MBBR</p> <p>Decantador Primário</p> <p>Reator Aeróbio</p> <p>Reator Anaeróbio/UASB</p> <p>Filtro Aeróbio</p> <p>Filtro Anaeróbio</p> <p>Filtro Aeróbio Submerso</p> <p>Valo de Oxidação</p> <p>Lagoas de Estabilização</p> <p>Tanque Limpador Flutuante Subsuperficial</p> <p>Desaguamento (filtração/cenoflora)</p> <p>Decantador Secundário</p> <p>Linha de Coagulação de Lodo</p> <p>ETEs de Pequeno Porte</p> <p>Estação de Bombasamento de Esgoto</p> <p>Corpo Receptor (Lago)</p> <p>Corpo Receptor (Rio)</p> <p>Corrego</p> <p>Emissão Submersa</p> <p>Espetro Remanescente</p> <p>Sistema Existente</p> <p>Sistema Planejado</p> <p>ETE/ Sistema Desativado</p>	<p>Obs.: Tratamento preliminar já considerado nas ETE's</p> <p>Qaf = vazão afluente</p> <p>Qef = vazão efluente</p> <p>Qproj = vazão de projeto</p> <p>Qeb = vazão de esgoto bruto</p> <p>Qref = vazão de referência</p> <p>Efaj = eficiência adotada (projeto, operação ou literatura)</p> <p>ETE = estação de tratamento de esgoto</p> <p>DBO = demanda bioquímica de oxigênio</p> <p>População urbana: fonte SIBS 2013</p> <p>Sol. individual: remoção adotada = 60%</p> <p>(%) = parcela do esgoto total produzido</p>		<p>Município: Paty dos Alferes</p> <p>Estado: Rio de Janeiro</p> <p>Operador: Prefeitura Municipal</p> <p>Data: Agosto/2015</p>

Figura 73 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Paty do Alferes em 2015 (Fonte: ANA, 2017b)

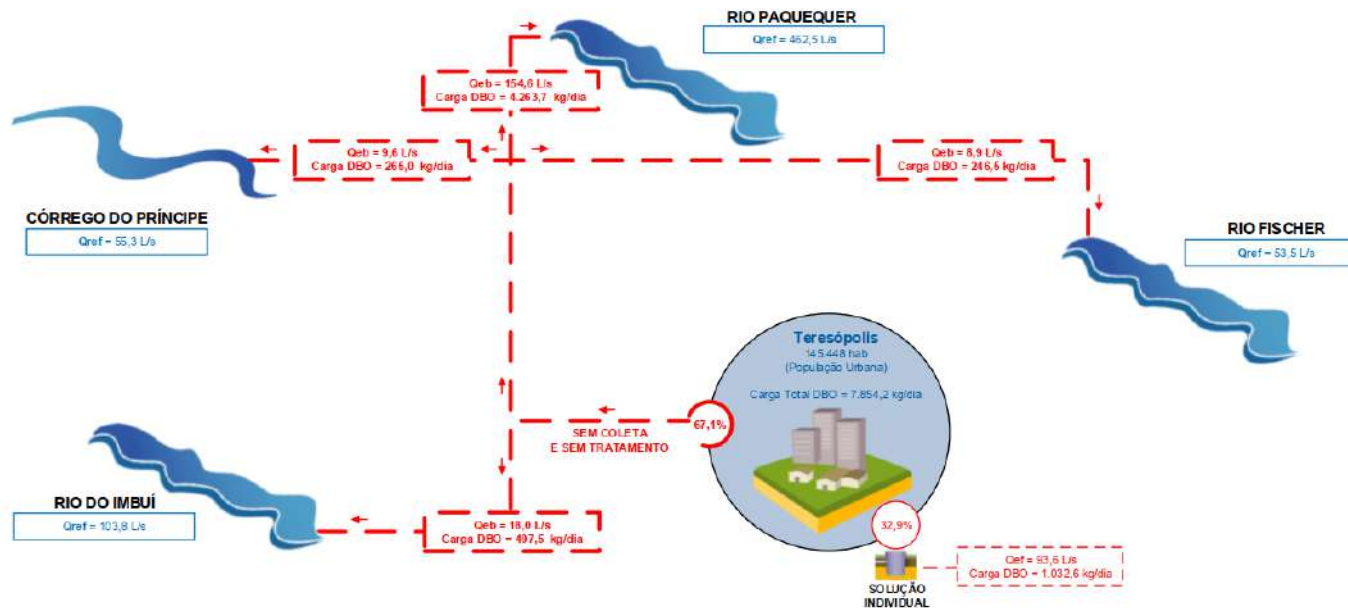






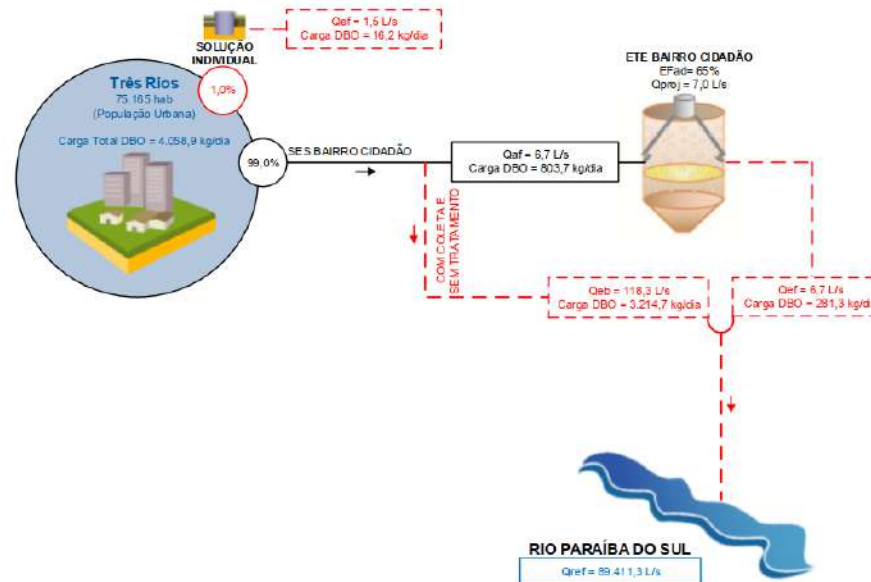
POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO	NOTAS	SITUAÇÃO	SISTEMA SÃO JOSÉ DO VALE DO RIO PRETO
<p>De 50.000 a 200.000</p> <p>Até 5.000</p> <p>De 5.000 a 200.000</p> <p>Mais de 1.000.000</p>	<p>Fossa Séptica</p> <p>Fossa-Filtro</p> <p>Filtro-Químico</p> <p>MBBR</p> <p>Decantador Primário</p> <p>Reator Anóxico</p> <p>Reator Anóxico/ UACB</p> <p>Filtro Aeróbio</p> <p>Filtro Anaeróbio</p> <p>Filtro Aerado Submerso</p> <p>Uso da oxidação</p> <p>Lagoas de Estabilização</p> <p>Tanques Unidos Flutuantes</p> <p>Desagregamento (flocos de lodo)</p> <p>Decantador Secundário</p> <p>Leto de Saugem de Lodo</p> <p>ET Es de Pequeno Porte</p> <p>Estação de bombeamento de Esgoto</p> <p>Corpo Receptor (Lago)</p> <p>Corpo Receptor (Rio)</p> <p>Coleção</p> <p>Emissário Submerso</p> <p>Esgoto Remanescente</p> <p>Sistema Existente</p> <p>Sistema Planeado</p> <p>ETE/Sistema Desativado</p>	<p>Obs.: Tratamento preliminar já considerado nas ETE's</p> <p>Qef = vazão afluente</p> <p>Qproj = vazão de projeto</p> <p>Qeb = vazão de esgoto bruto</p> <p>Qef = vazão de referência</p> <p>Effat = eficiência adotada (projeto, operação ou literatura)</p> <p>ET E = estação de tratamento de esgoto</p> <p>DBO = demanda bioquímica de oxigênio</p> <p>População urbana: fonte SNIS 2013</p> <p>Sol. Individual: remoção adotada = 60%</p> <p>(%) = parcela do esgoto total produzido</p>		<p>Município: São José do Vale do Rio Preto</p> <p>Estado: Rio de Janeiro</p> <p>Operador: Prefeitura Municipal</p> <p>Data: Agosto/2015</p>

Figura 75 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de São José do Vale do Rio Preto em 2015 (Fonte: ANA, 2017b)



POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO						NOTAS	SITUAÇÃO	SISTEMA TERESÓPOLIS
De 50.000 a 250.000 De 250.000 a 1.000.000 De 1.000.000 a 5.000.000 Mais de 5.000.000	Fossa séptica Fossa-filtro Filtro-químico MBBR Decantador primário	Reator UASB Reator aeróbio Reator anaeróbio Vaso de oxidação ET de pequena porte	Lagoas de estabilização Tanque limpas fluxo sub-superficial Decantamento (flocos pesados centrfuga) Filtro biológico Decantador secundário	Leito de areagem de lodo Estação de bombamento de esgoto Corpo receptor (lago) Corpo receptor (rio) Córrego	Emissário subterrâneo Esgoto reutilizante Sistema existente Sistema planejado Em obras	Q <sub>af</sub> = vazão afluente Q <sub>ef</sub> = vazão efluente Q <sub>proj</sub> = vazão de projeto Q <sub>eb</sub> = vazão de esgoto bruto Q <sub>ref</sub> = vazão de referência Etad = eficiência adotada (projeto, operação ou literária) ET E = eficiência de tratamento de esgoto DBO = demanda biológica de oxigênio População urbana: fonte SHMS 2013 Sol. Individual: remoção adotada = 00% (%) = parcela do esgoto total produzido		Município: Teresópolis Estado: Rio de Janeiro Operador: Prefeitura Municipal Data: Março/2016 	

Figura 76 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Teresópolis em 2016 (Fonte: ANA, 2017b).



POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO						NOTAS	SITUAÇÃO	SISTEMA TRÊS RIOS
De 60.000 a 250.000 De 250.000 a 1.000.000 Mais de 1.000.000	Fossa absoiva Fossa-filtro Físico-químico MBBR Decantador primário	Reator UAGG Reator aeróbio Reator anaeróbio Valo de oxidação ETEs de pequena porte	Lagoas de estabilização Tanques lentos de fluxo sub-superficial Depósito de armazenamento de efluentes Filtro biológico Decantador secundário	Lago de secagem de lodo Estação de bombeamento de efluentes Corpo receptor (lago) Corpo receptor (rio) Córrego	Emissário subterrâneo Esgoto ramoneado Sistema existente Sistema planejado Em obras	Qaf = vazão afluente Qef = vazão efluente Qproj = vazão de projeto Qeb = vazão de esgoto tratado Qref = vazão de referência Efa = eficiência adotada (projeto, operação ou literatura) ETE = estação de tratamento de esgoto DBO = demanda bioquímica de oxigênio População urbana: fonte SNIS 2013 Sol. individual: remoção adotada = 80% (%) = parcela do esgoto total produzido		<b>Município:</b> Três Rios <b>Estado:</b> Rio de Janeiro <b>Operador:</b> SAAETRI <b>Data:</b> Março/2016 	

Figura 77 - Sistema de esgotamento sanitário existente do município de Três Rios em 2016 (Fonte: ANA, 2017b);



## Anexo B – Dados de monitoramento de qualidade de água

A seguir são apresentadas as concentrações obtidas nas campanhas de medição de OD, DBO, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Fósforo total, coliformes termotolerantes e temperatura da água por estação de monitoramento.

Estação	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Nitrogênio Amoniacial (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Coliforme (NMP/100ml)	Temperatura (°C)
Esperança		10,5	4	1,62		>16000	
Esperança		10,5	6	1,62		9200	
Esperança	4,74	8,11	4	2,73		>16000	19,59
Esperança		<2,0	2	5,05		>16000	20,36
Esperança	5,53	6,4	<0,025	2,45		>16000	22,32
Esperança		<0,20	0,025	7,7		16000	
Esperança		5,8	0,05	6,93		>16000	
Esperança	5,76	5,4	0,25	19,36		>16000	17,1
Esperança	2,56	<2	<0,025	14,08		6167	19,77
Esperança	2,85	7	0,15	3,46		82970	20,37
Esperança	4,15	11	0,5	2,26		68930	23,28
Esperança	6,06	13	1,6	3,43		35000	17,6
Esperança	3,04	12	9	0,91		30300	19,23
Esperança		<3	1,6	0,08			
Esperança	5,94	5,5	2,5	4,63			21,82
Esperança	2,99	12	0,05	20,84			19,88
Esperança	2,13	<3	8	20,2			18,98
Esperança	0,4	<3	2,01	0,61			23,42
Esperança	0,41		1,21	7,21			22,7
Esperança	3,98		<0,025	14,31			20,39
Esperança	2,26		1,28	10,27			19,91
Esperança	5,83	<3	0,195	4,75	0,02		18,48
Esperança	6,66	<3	5	4,7	0,58		18,63
Esperança	0,29	4,6	0,71	4	0,45		17,2
Esperança	0,45	3,6	2,06	4,24	0,11		18,16
Esperança	0,03	6,5	1,26	0,52	0,46		18,61
Esperança		8,5	0,314	6,74	0,55		18,76
Esperança	2,33	<3	2	8,84	0,18		19,32
Esperança	1,15	3	<0,025	3,46	0,30		22,39
Esperança	1	<3	0,116	2,98	0,04		20,63
Esperança	2,43	<3	0,025	0,26	0,85		24,12



Esperança	3,99	<3	4	9,04	0,11		20,41
Esperança	2,58	<3	0,4	6,76	0,11		18,54
Esperança	4,17		2,5	11,61			18,87
Esperança	2,83		4	6,5			19,69
Esperança	2,85		4	5,3			17,28
Esperança	4,39		1,6	0,98			18,05
Esperança	1,80		4,5	0,24			19,98
Esperança	0,99		4,5	0,29			23,62
Esperança	3,2		4,000	1,83			20,8
Esperança	1,47		8	17,94			22,63
Esperança	2		0,5	11,53			21,96
Esperança			4,5	0,46			21,32
Esperança			4	0,44			19,88
Esperança	0,51		4	0,21			18,94
Esperança			6	0,29			20,33
Esperança			8	0,01			20,06
Esperança		< 3	4	0,04	4,67	2400	18,5
Esperança	3,83	<3	8	0,22	11,120 0	54000	24,89
Esperança	1,11	<3	5	1,74	0,029	35000	20,36
Esperança	4,11	4,9	4	3,89	0,0735	2400	19,73
Esperança	1,11	<3	4	2,33	0,61	33000	20
Esperança	2,38	<3	4	2,35	1,027	5400	15,99
Esperança	4,88	5	0,3	17,26	0,43		17,72
Esperança	2,78	15,77	3	1,79	0,64		17,81
Esperança	1,74	8,45	1,6	0,07	0,56		21,34
Esperança	3,82	12	0,25	18,02	0,76		19,68
<b>Petrópolis</b>							
Petrópolis	4,8	4,2		0,88	0,22	33000	17
Petrópolis	4,2	5		5,23	0,32	79000	20
Petrópolis	4,6	7,2		5,64	0,76	33000	18
Petrópolis	3,2	7,2		6,86	0,98	92000	15
Petrópolis	6	7,2		4,84	0,27	> 1.600.000	17
Petrópolis	3	8,4			0,82	120000	12
Petrópolis	1,4	6		0,06	0,89	19000	18
Petrópolis		< 2,0		3,69	0,31	3400	25
Petrópolis	5,8	9		1,91	0,24	14000	20
Petrópolis	4,4	4,4		0,92	0,39	56000	20
Petrópolis	3,8	8		0,25	0,45	20000	15
Petrópolis	3,8	8		0,25	0,45	20000	15
Petrópolis	5,6	5		0,93	0,29	>24196	18
Petrópolis	4,2	4		0,22	0,58	2300	21
Petrópolis	5,6	3,4		1,08	0,37	24000	20
Petrópolis	4,8	4,6			0,51	54000	18
Petrópolis	6,6	6			0,39	35000	17
Petrópolis	3	2		0,38	0,5	3300	19

Petrópolis	5,2	4		0,82	0,36	13000	15
Petrópolis	3	4		0,13	0,63	23000	17,3
Petrópolis	2,4	6		0,36	0,79	730000	17,7
Petrópolis	5	4		0,42	0,47	3300	18
Liceu		9,5	4	3,37		9200	
Liceu		9	8	3,37		3500	
Liceu	3,19	4,82	4	2,79		>16000	20,84
Liceu	4,86	<2,0	0,2	4,82		>16000	24,33
Liceu	4,87	4,4	<0,025	16,47		5400	21,78
Liceu		5,3	<0,025	8,33		>16000	
Liceu		8,1	0,4	3,28		>16000	
Liceu	4,86	4,6	0,025	19,28			18,58
Liceu	5,03	5,9	<0,025	10,85		45410	18,89
Liceu	3,49	4,1	<0,025	4,81		54750	21,49
Liceu	3,95	4,3	0,3	3,93		20640	25,34
Liceu	3,2	10	1,6	0,58		4140	17,99
Liceu	1,92	15	9	0,05		130100	19,71
Liceu		6,5	0,4	0,97		42800	
Liceu	3,38	5,9	0,8	4,55			25,6
Liceu		8,8	0,75	22,41			21,15
Liceu	3,43	<3	0,1	2,81			19,79
Liceu	1,8	<3	0,77	2,8			25,76
Liceu	0,77		0,371	6,31			23,88
Liceu	3,88		<0,025	17,38			21,36
Liceu	3,05		0,85	3,31			25,72
Liceu	5,36	<3	0,05	8,21	0,02		19,63
Liceu	6,29	<3	4	1,71	0,52		20,31
Liceu	1,16	<3	0,58	9,05	0,42		18,85
Liceu	1,81	<3	1,45	2,35	0,11		19,72
Liceu	0,61	7,6	1,13	0,65	0,29		18,39
Liceu	0,24	<3	0,328	6,33	0,3		19,91
Liceu	2,15	<3	0,4	8,84	0,18		20,22
Liceu	1,23	3,6	<0,025	9,25	0,26		21,94
Liceu	0,92	<3	0,027	2,7	0,04		21,52
Liceu	3,88	<3	0,025	0,2	1,8		26,58
Liceu	3,71	<3	1,5	5,73	0,46		22,1
Liceu	2,59	<3	0,05	15,54	0,46		20,16
Liceu	3,66		3	2,57			19,64
Liceu	2,81		1,6	9,59			20,26
Liceu	3,55		4	0,49			18,03
Liceu	4,30		0,4	13,36			18,42
Liceu	2,89		4	0,58			20,46
Liceu	1,34		5	1,15			24,89
Liceu			0,4	2,56			0
Liceu	0,51		8	26,4			23,38
Liceu	2		1,25	0,65			23,47

Liceu			4	0,74			21,79
Liceu	2,67		4	1,72			20,64
Liceu	2,15		4	0,4			19,89
Liceu			4	0,23			21,36
Liceu	1,02		8	0,05			21,04
Liceu	2,92	< 3	4	0,05	3,27	1300	19,95
Liceu	6,16	<3	8	0,07		24000	26,58
Liceu	0,72	<3	5	0,2	0,015	280000	20,89
Liceu	4,18	3	2,5	3,11	0,4744		20,57
Liceu	0,72	<3	4	1,51	<0,02	14000	20,89
Liceu	2,15	<3	4	0,07	1,247	2400	16,62
Liceu	3,73	1,15	0,5	25,18	0,52		19,15
Liceu	2,71	8,47	4	2,59	0,71		20,06
Liceu	2,99	12	0,15	3,34	0,55		23,91
Liceu	3,27	18	0,6	19,82	0,64		21
Parque Petrópolis		7	4	28,39		920	
Parque Petrópolis		7	6	28,39		240	
Parque Petrópolis	3,8	4,69	4	2,95		2800	22,92
Parque Petrópolis	4,86	3,51	0,1	9,12		5400	24,33
Parque Petrópolis	6,17	<0,20	0,05	11,02		9200	24,1
Parque Petrópolis		<0,20	0,025	5,37		>16000	
Parque Petrópolis		5,5	<0,025	6,15			
Parque Petrópolis	4,72	<0,20	0,025	17,49			14,41
Parque Petrópolis		4,6	0,025	8,68			
Parque Petrópolis	4,4	3,8	0,025	8,32		24890	22,95
Parque Petrópolis	4,4	3,9	0,15	11,54		6167	27,32
Parque Petrópolis	5,75	4,1	0,05	8,36		8704	16,12
Parque Petrópolis	4,13	<4	4	4,01		14400	20,16
Parque Petrópolis		3,5	<0,025	0,1			
Parque Petrópolis	5,79	9,6	<0,025	8,36		-	22,02
Parque Petrópolis	3,97	5	0,075	19,28		-	17,95
Parque Petrópolis	1,89	<3	0,1	7,63		-	18,24

Parque Petrópolis	1,57	<3	<0,025	2,88		-	25,27
Parque Petrópolis	0,78		<0,025	12,46			26,13
Parque Petrópolis	4,31		<0,025	6,92			21,16
Parque Petrópolis	3,97		0,186	4,35			17,95
Parque Petrópolis		<3	0,039	6,37	0,02		18,88
Parque Petrópolis	5,04	<3	6	4,22	0,39		19,81
Parque Petrópolis	3,92	<3	0,487	11,37	0,33		18,46
Parque Petrópolis	4,14	< 3	0,99	5,28	0,11		20,49
Parque Petrópolis	2,12	< 3	0,8	0,96	0,32		16,38
Parque Petrópolis	1,18	<3	0,282	12,19	0,18		18,74
Parque Petrópolis	2,33	<3	0,05	5,94	0,18		21,22
Parque Petrópolis	2,4	3,4	<0,025	10,27	0,17		26,12
Parque Petrópolis	1,47	<3	<0,025		0,03		24,84
Parque Petrópolis	4,14	<3	0,300	1,47	1,1		29,18
Parque Petrópolis	3,87	7	<0,025	6,88	0,57		21,98
Parque Petrópolis	3,23	<3	0,025	9,78	0,09		19,63
Parque Petrópolis	4,61		<0,025	19,72			20,89
Parque Petrópolis	4,83		<0,025	21,4			18,67
Parque Petrópolis	2,83		0,4	0,77			17,59
Parque Petrópolis	2,88		1,2	1,53			18,62
Parque Petrópolis	2,24		0,75	3,25			22,62
Parque Petrópolis	0,02		5	0,15			21,18
Parque Petrópolis	3,73		0,025	2,23			22,69
Parque Petrópolis	2,55		2,5	0,83			23,93
Parque Petrópolis	2,75		1,5	2,04			25,17
Parque Petrópolis							
Parque Petrópolis	2,82		0,025	8,5			20,81

Parque Petrópolis	1,7		4	13,99			18,94
Parque Petrópolis	1,62		4	5,16			18,44
Parque Petrópolis	3,9		8	2,02			18,52
Parque Petrópolis	3,62	< 3	4	3,08	1,678	11000	20,56
Parque Petrópolis	3,91	<3	8	0,99		7900	20,99
Parque Petrópolis	1,01	<3	8	0,94	0,02	2200	22,08
Parque Petrópolis	1,14	3	0,2	3,18	0,305		21,57
Parque Petrópolis	1,29	<3	1,6	13,82	0,3503	4900	22,06
Parque Petrópolis	2,42	<3	4	16,7	1,249	9200	16,18
Parque Petrópolis	4,68	2,42	<0,025	19,02	0,07		16,14
Parque Petrópolis	4,32	9,1	3	7,06	0,86		15,18
Parque Petrópolis	3,28	<5	<0,025	10,82	0,19		20,95
Parque Petrópolis	4,7	7	0,5	24,79	0,57		16,74
Pedro do Rio		11,5	0,25	13,06			
Pedro do Rio		11,5	2	13,06			
Pedro do Rio		3,32	0,25	5,05		>16000	
Pedro do Rio	8,35	<2,0	<0,05	6,5		9200	21,88
Pedro do Rio	7,38	2,2	0,05	9,03		3500	23,91
Pedro do Rio		<0,20	<0,025	3,74		3500	
Pedro do Rio		<0,20	<0,025	4,74		2400	
Pedro do Rio	8,94	<0,20	0,025	14,86			17,72
Pedro do Rio	5,99	3,2	<0,025	5,6		4034	22,53
Pedro do Rio	5,89	3,1	0,05	10,7		12997	23,33
Pedro do Rio	5,59	4,1	0,15	8,04		5298	25,99
Pedro do Rio	9,39	4,5	0,05	7,95		6294	15,71
Pedro do Rio	8,29	<3	0,1	19,25		8664	18,54

Pedro do Rio		4,2	0,025	0,53		18700	
Pedro do Rio	8,8	18	<0,025	6,84		-	21,79
Pedro do Rio	6,59	5,8	0,15	12,63		-	18,64
Pedro do Rio	5,96	6,5	0,05	14,7		-	17,46
Pedro do Rio	3,13	3,5	<0,025	9,46		-	21,65
Pedro do Rio	1,71		<0,025	5,19			22,53
Pedro do Rio	5,92		<0,025	5,57			20,5
Pedro do Rio	5,91		0,019	3,39			17,47
Pedro do Rio	10,2	<3	0,019	6,13	0,02		18,98
Pedro do Rio	6,05	<3	4	5,23	0,27		18,64
Pedro do Rio	1,86	<3	<0,025	0,77	0,22		16,16
Pedro do Rio	5,79	< 3	0,078	14,99	0,15		18,84
Pedro do Rio	1	4,1	0,68	10,24	0,25		19,27
Pedro do Rio	0,48	<3	<0,025	15,88	0,19		19,23
Pedro do Rio	3,17	<3	<0,025	6,7	0,02		21,43
Pedro do Rio	2,5	<3	<0,025	10,35	0,16		24,36
Pedro do Rio	1,93	<3	<0,025	5,05	0,01		24,62
Pedro do Rio	5,87	<3	<0,025	9,21	0,42		27,27
Pedro do Rio	5,2		<0,025	6,38	0,04		20,53
Pedro do Rio		<3	0,025	8,81	0,04		18,98
Pedro do Rio	6,96		<0,025	13,15			19,83
Pedro do Rio	7,07		<0,025	17,73			16,64
Pedro do Rio	5,55		0,1	4,02			16,93
Pedro do Rio	8,93		<0,025	2,69			17,99
Pedro do Rio	6,61		<0,025	18,48			21,13
Pedro do Rio	6,16		0,75	4,2			22,22
Pedro do Rio	5,8		<0,025	16,78			22,64

Pedro do Rio	6,27		<0,025	10,51			23,93
Pedro do Rio	6,9		0,8	9,72			25,26
Pedro do Rio							
Pedro do Rio	5,84		0,075	18,19			20,81
Pedro do Rio	4,06		0,075	23,89			20,02
Pedro do Rio	5,71		3	20,5			18,54
Pedro do Rio	5,94		6	22,07			18,65
Pedro do Rio	6,24	< 3	4	16,11		24000	20,08
Pedro do Rio		<3	5	7,61		24000	24,15
Pedro do Rio	6,16	<3	5	7,07	0,015	7900	22,21
Pedro do Rio	3,81	<3	<0,025	3,66	0,3124		21,71
Pedro do Rio	6,16	<3	2	15,96	<0,02	11000	22,2
Pedro do Rio	8,37	<3	<0,025	0,36	0,8743	5400	16,82
Pedro do Rio	8,46	3,3	<0,025	14,84	0,27		16,66
Pedro do Rio	8,89	1,87	0,75	16,49	0,36		15,98
Pedro do Rio	6,23	6,1	0,6	5,22	0,16		23,46
Pedro do Rio	6,23	13	0,5	24,88	0,4		23,46
Moura Brasil	7,4	< 2,0		1,46	0,15	780	26
Moura Brasil	7,8	< 2,0		1,2	0,09	790	25
Moura Brasil	9	2,8		2,88	0,28	790	18
Moura Brasil	8,6	< 2,0		2,75	0,4	230	16
Moura Brasil	8,4	< 2,0			0,2	3300	19
Moura Brasil		< 2,0		3,12	0,18	600	23
Moura Brasil	1,6	12		0,17	0,86	49000	21
Moura Brasil	8,2	2,2		1,53	0,15	4900	23
Moura Brasil	8	2		1,36	0,5	4900	24

Moura Brasil	8,2	2		4,12	0,23	1300	21
Moura Brasil	7,8	<		1,21	0,15	556	24
Moura Brasil	8	2		0,93	0,21	790	22
Moura Brasil	5,6	2		0,78	0,16	92000	21
Moura Brasil	8,4	<2			0,13	780	20
Moura Brasil	8,6	3			0,28	2300	20
Moura Brasil	7,4	<2		1,58	0,24	930	23
Moura Brasil	7,8	<2		1,68	0,2	3300	17
Moura Brasil	8,8	<2		2,5	0,21	200	22
Moura Brasil	8	<2		4,04	0,22	780	24,3
Moura Brasil	7,4	<2		0,63	0,09	1300	23
Morin		10,5	8	45,49		>16000	
Morin		10,5	12	45,49		5400	
Morin	1,82	4,2	8	0,02		>16000	20,58
Morin	7,07	4,94	0,3	1,17		>16000	21,78
Morin	5,96	3	0,8	5,21		>16000	21,47
Morin		<0,20	0,05	0,12		>16000	
Morin		12,1	0,1	2,12		>16000	
Morin	2,56	8,7	4	2,12			20,41
Morin	3,71	6,1	4	0,14		6405	24,01
Morin	3,52	7,6	4	2,8		91390	21,5
Morin	3,23	12	16	0,2		46740	26,99
Morin	3,2	17	1,8	0,11		9606	16,82
Morin	0,4	24	24	0,1		816400	19,6
Morin		10	2	0,25		648800	
Morin	6,86	7,8	0,8	3,38		-	25,51
Morin	0,33	13	8	0,33		-	20,98
Morin	0,02	28	16	0,01		-	21,13
Morin		11	2,4	0,29		-	25,21
Morin	0,59		1,11	4,25			23,47
Morin	4,65		< 0,025	7,82			20,39
Morin	0,49		1,45	1,52			21,25
Morin	7,07	<3	0,61	3,6	0,02		19,52
Morin	7,55	<3	5	0,03	0,91		20,78
Morin	0,69	4,2	0,57	0,12	0,72		18,24
Morin	0,97	6,6	1,42	0,14	0,11		21,56
Morin	0,38	7,6	1,21	0,52	0,32		19,24
Morin	6,26	9,2	0,355	1,73	0,62		20,61



Morin	2,59	4,1	0,4	2,82	0,19		19,81
Morin	1,35	9,4	< 0,025	2,22	0,25		22,03
Morin	1,07	< 3	0,119	2,76	0,02		22,07
Morin	2,68	< 3		< 0,12	2,8		27,45
Morin	5,18	< 3	3	0,06	0,28		20,04
Morin	3,1	< 3	0,4	2,43	0,28		18,21
Morin	5,61		0,8	3,46			19,04
Morin	3,78		1,2	4,78			19,8
Morin	1,55		4	3,56			19,4
Morin	1,78		4	5,96			18,78
Morin	1,68		5	0,18			22
Morin			4,3	0,1			
Morin	3,68		< 0,025	4,13			21,83
Morin	1,2		5	2,69			22,35
Morin	1,63		4	1,2			23,51
Morin			4,5	0,16			21,09
Morin	1,56		4	0,73			20,56
Morin	0,57		6	0,02			21,28
Morin			5	2,19			21
Morin	0,37		8	0,03			20,04
Morin	0,37	< 3	4	0,14	3,67	79000	21,69
Morin	3,99	< 3	0,3	0,03		24000	23,59
Morin	0,68	< 3	8	0,18	0,012	220000	21,05
Morin	2,36	3,9	4	1,94	0,07	9200	20,58
Morin	0,68	< 3	0,4	0,01	1,496	170000	21,05
Morin	0,39	5,5	6	0,01	1,772	2400	17,14
Morin	4,32	13,09	1,6	4,69	0,74		18,64
Morin	1,65	13,09	4	1,14	1		19,44
Morin	3,35	4,57	1,2	3,37	0,34		21,69
Morin	1,37	14	0,25	0,56	1,18		20,16
Poço Tarzan		<0,20	<0,025	7,12			
Poço Tarzan		< 2,0	<0,025	7,12			
Poço Tarzan	8,9	< 2,0	<0,025	7,32		> 16000	18,19
Poço Tarzan	8,39	< 2,0	<0,05	2,36		3500	19,6
Poço Tarzan	7,97	<0,20	0,05	3,42		16000	20,35
Poço Tarzan		2,1	0,025	2,28		> 16000	
Poço Tarzan		<0,20	0,025	3,13			
Poço Tarzan	8,01	<0,20	<0,025	6,1			15,68
Poço Tarzan	6,8	< 2	<0,025	1,03			17,25

Poço Tarzan	5,17	< 2	0,025	3,97			20,22
Poço Tarzan	5,01	< 2	0,1	4,76			22,3
Poço Tarzan	8,94	< 3	0,1	5,6			14,78
Poço Tarzan	7,55	< 3	0,05	9,76			17,19
Poço Tarzan		2,6	0,025	0,36			
Poço Tarzan	8,71	< 3	0,025	3,22		-	19,99
Poço Tarzan	7,45	< 3	0,025	5,28		-	16,97
Poço Tarzan	5,22	< 3	0,05	5,97		-	16,19
Poço Tarzan	2,94	< 3	< 0,025	8,18		-	19,47
Poço Tarzan	1,18		< 0,025	2,86			20,85
Poço Tarzan	5,67		< 0,025	1,46			19,38
Poço Tarzan	7,41		< 0,025	2,44			16,97
Poço Tarzan		< 3	0,016	3,86	0,01		15,59
Poço Tarzan	4,27	< 3	< 0,025	5,82	0,04		16,77
Poço Tarzan	4,46	< 3	< 0,025	5,47	0,01		14,54
Poço Tarzan	5,13	< 3	< 0,025	7,7	<0,01		16,67
Poço Tarzan	2,52	< 3	0,025	5,15	<0,01		16,81
Poço Tarzan	1,56	< 3	< 0,025	5,66	<0,01		17,31
Poço Tarzan	3,09	< 3	< 0,025	2,25	0,16		18,63
Poço Tarzan	2,7	< 3	< 0,025	3,94	0,03		21,39
Poço Tarzan	1,85	< 3	< 0,025	3,28	0,03		20,62
Poço Tarzan	5,87	< 3	0,025	4,33	<0,01		23,46
Poço Tarzan	11,7	< 3	< 0,025	1,66	0,03		15,59
Poço Tarzan	4,32	< 3	0,025	1,35	0,03		15,99
Poço Tarzan	7,51		< 0,025	4,46			16,31
Poço Tarzan	7,24		0,025	5,22			15,86
Poço Tarzan	6,37		< 0,025	4,41			17,02

Poço Tarzan	7,33		< 0,025	3,82			17,18
Poço Tarzan	6,39		< 0,025	6,49			18,57
Poço Tarzan	3,63		0,05	6,91			20,29
Poço Tarzan	5,95		< 0,025	5,54			18,46
Poço Tarzan	6,9		0,025	3,92			20,18
Poço Tarzan	6,68		< 0,025	3,95			23,04
Poço Tarzan	3,83						19,64
Poço Tarzan	6		0,025	4,84			17,24
Poço Tarzan	5,25		0,05	5,97			17,41
Poço Tarzan			< 0,025	7,59			17,71
Poço Tarzan	7,21		< 0,025	6,74			16,21
Poço Tarzan	6,99	< 3	0,025	8,16	0,0431	17000	16,79
Poço Tarzan	7,7	< 3	< 0,025	10,26	0,4649		19,56
Poço Tarzan	6,22	< 3	0,025	5,55	0,019		20,33
Poço Tarzan		3,9	< 0,025	1,78	0,0703		
Poço Tarzan	6,3	< 3	0,15	6,89	0,0271	7800	20,34
Poço Tarzan	7,76	< 3	< 0,025	6,91	0,042	2400	15,56
Poço Tarzan	7,13	7,92	< 0,025	5,09	0,03		14,56
Poço Tarzan	8,74	7,92	< 0,025	5,64	0,48		13,48
Poço Tarzan	6,4	1,23	< 0,025	5	0,09		19,01
Poço Tarzan	9,15	6	< 0,03	10,07	< 0,01		15,37
Santo Antonio	8	< 2,0		0,62	0,07	350000	20
Santo Antonio	8	3,4		1,36	0,15	130000	18
Santo Antonio	8,4	3		0,73	0,18	240000	12
Santo Antonio	7	5,8		1,09	0,12	49000	19
Santo Antonio	6,6	4			0,25	49000	15

Santo Antonio	6,8	4		0,46	0,11	33000	19
Santo Antonio	8	< 2		0,4	0,04	17000	20
Santo Antonio	6,4	3,2		1,07	0,2	23000	21
Santo Antonio	8	3		0,43	0,11	21000	15
Santo Antonio	7,8	2		0,25	0,1	> 24.196	18
Santo Antonio	7,2	2,4		0,1	0,11	24000	23
Santo Antonio	7,8	2		0,98	0,23	2300	24
Santo Antonio	8	2,8			0,07	35000	23
Santo Antonio	8,8	2,4			0,09	17000	17
Santo Antonio	7,4	< 2		0,42	0,03	35000	19
Santo Antonio	7,8	< 2		0,3	0,08	17000	27
Santo Antonio	7,6	< 2		0,33	0,07	23000	17
Santo Antonio	6	4		0,96	0,28	79000	13,3
Santo Antonio	7,8	2		0,1	0,09	22000	18
Paquequer	4,8	8,4		2,89	0,34	33000	22
Paquequer	5,8	4		3,42	0,11	33000	21
Paquequer	6,8	7,8		2,82	0,19	1100000	16
Paquequer	5,4	8		6,06	0,54	33000	17
Paquequer	4,8	6,4		4,45	0,19	33000	20
Paquequer	3,6	12		0,71	0,47	92000	17
Paquequer	4,2	15,2			0,58	1600000	17
Paquequer	2,2	10		0,47	0,96	13000	20
Paquequer	7	10,4		0,6	0,39	13000	13
Paquequer		4		0,4	0,48	10000	18
Paquequer	8	7			0,38	17000	15
Paquequer	7,6	7		0,28	0,31	13000	19
Paquequer	7,6	5,2		0,62	0,18	23000	18
Paquequer	7,6	4,6			0,22	14000	23
Paquequer	5,4	9			0,67	3300	16
Paquequer	5,2	7			0,38	130000	18
Paquequer	6,6	4,4		1,11	0,22	33000	17
Paquequer	6,8	3,4		1,36	0,22	49000	19
Paquequer	5,2	4		0,68	0,65	4900	15
Paquequer	4	7		0,45	0,57	4900	16,4
Paquequer	6,6	3		0,54	0,3	4900	18

Preto	7,8	< 2,0		0,85	0,09	1100	23
Preto	7,8	< 2,0		0,72	0,06	1300	21
Preto	9,4	< 2,0		0,56	0,09	3300	16
Preto	9,2	< 2,0		0,66	0,05	3300	17
Preto	8,6	< 2,0		0,18	0,03	1300	21
Preto	8,2	< 2,0		0,59	< 0,01	490	18
Preto	9	< 2,0			0,07	30000	16
Preto	8,4	< 2,0		0,84	0,06	490	22
Preto	9,8	< 2,0		1,26	0,09	3000	14
Preto	9,2	4,2			0,78	33000	16
Preto	8	2		0,32	0,15	3300	20
Preto	8,8	2,2		0,41	0,41	23000	17
Preto	9	<2			0,4	17000	22
Preto	8,4	<2			0,07	450	16
Preto	9,6	<2			1,74	49000	18
Preto	8,6	<2		0,45	0,04	1300	17
Preto	8,2	<2		1,05	0,16	3300	20
Preto	9	<2		0,77	0,07	2300	14,4
Preto	8,4	<2		0,59	0,06	450	15,3
Preto	8,8	<2		0,27	0,04	1700	17,5