



Universidade Federal  
do Rio de Janeiro  

---

Escola Politécnica

## UTILIZAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO QUAL-UFMG NA AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO PARAÍBA DO SUL

Iann Monteiro Lima

Projeto de Graduação apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Engenheiro.

Orientadores: Isaac Volschan Júnior

Monica Pertel

Rio de Janeiro

Março de 2019

UTILIZAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO QUAL-UFMG NA AVALIAÇÃO DA  
CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO PARAÍBA DO SUL

Iann Monteiro Lima

PROJETO DE GRADUAÇÃO SUBMETIDO AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE  
ENGENHARIA AMBIENTAL DA ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE  
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS  
PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE ENGENHEIRO AMBIENTAL.

Examinada por:

---

Prof. Isaac Volschan Júnior, D.Sc.

---

Prof<sup>a</sup>. Monica Pertel, D.Sc.

---

Prof<sup>a</sup>. Iene Christie Figueiredo, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL  
MARÇO de 2019

Lima, Iann Monteiro

Utilização do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Paraíba do Sul / Iann Monteiro Lima. – Rio de Janeiro: UFRJ/ Escola Politécnica, 2019.

XVI, 88 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Isaac Volschan Júnior e Monica Pertel.

Projeto de Graduação – UFRJ/ Escola Politécnica/ Curso de Engenharia Ambiental, 2019.

Referências Bibliográficas: p. 83-85.

1. Modelagem ambiental. 2. Autodepuração. 3. Rio Paraíba do Sul. 4. QUAL-UFMG . 5. Serviços de esgotamento sanitário.

I. Volschan Júnior, Isaac *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica, Curso de Engenharia Ambiental. III. Título.

# Dedicatória

Dedico este trabalho à minha amada avó,  
Zildete Maria Monteiro, que, por conta da  
sua determinação e força frente às múltiplas  
adversidades da vida, foi capaz de ser o  
pilar da minha família, obrigado, vó!

# Agradecimentos

Agradeço em primeiro lugar à minha mãe, Lucy Monteiro Jorge, e ao meu pai, Marinaldo de Jesus Lima, pelo esforço necessário para que, durante a vida acadêmica, minha única preocupação fosse a dedicação aos estudos.

À minha família e amigos, que sempre me incentivaram e apoiaram na escolha de cursar Engenharia Ambiental e nas diversas dificuldades que se apresentaram ao longo dos anos.

Aos meus orientadores, Monica Pertel e Isaac Volchan, pelos constantes esclarecimentos e questionamentos, que me direcionaram a buscar conclusões embasadas e não apenas à obtenção de respostas. Agradeço também pela confiança e ativa participação na minha formação como engenheiro.

Aos professores do DRHIMA, Iene Figueiredo, Monica Pena e Jorge Prodanoff, que ao longo dos anos de convívio, aulas e trabalho me aproximaram dos desafios que se apresentarão enquanto engenheiro.

Aos servidores Josiel, Ronilda e Tania, por toda ajuda recebida nesses anos de graduação e por fazerem os dias mais agradáveis.

Aos meus amigos da Engenharia Ambiental, que fizeram esse período na faculdade muito mais incrível do que eu poderia imaginar, e que foram determinantes para minha evolução como ser humano. Agradeço principalmente àqueles com quem tive momentos de maior proximidade e que estarão presentes mesmo após a faculdade por serem pessoas sensacionais e que faço questão da presença na minha vida.

À todos, muito obrigado!

Resumo do Projeto de Graduação apresentado à Escola Politécnica/ UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Utilização do modelo matemático QUAL-UFMG na avaliação da capacidade de autodepuração do rio Paraíba do Sul

Iann Monteiro Lima

Março/2019

Orientadores: Isaac Volschan Júnior

Monica Pertel

Curso: Engenharia Ambiental

O rio Paraíba do Sul tem grande importância nas dinâmicas econômica, ambiental e social de toda sua bacia, que engloba diversos municípios dos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. Sabendo que há grande aporte de cargas poluidoras de diversas fontes ao Paraíba do Sul, este estudo visa a avaliação da capacidade de autodepuração do mesmo. Analisando fontes pontuais de poluição de origem doméstica, industrial e dos afluentes ao Paraíba do Sul no seu trecho fluminense foram simuladas as interações da DBO, OD e nitrato através do modelo matemático QUAL-UFMG. Como subsídio de dados dos serviços de esgotamento sanitário foram utilizados o Atlas Esgotos e SNIS, que possibilitaram a estimativa em série histórica da qualidade das águas. Para a determinação da vazão de referência ( $Q_{95}$ ) de cada trecho foi empregada a metodologia de regionalização de vazões para curvas de permanência, que se mostrou precisa para bacia em questão. A utilização em paralelo do software ArcGIS possibilitou que os objetivos propostos fossem alcançados e que os mapas elaborados ilustrem com precisão as informações georreferenciadas. A calibração dos coeficientes aproximou os resultados obtidos pelo modelo da realidade, e, que dentre os 491 km estudados do rio, apontou um trecho que requer atenção dos comitês de bacia hidrográfica nas futuras tomadas de decisão que afetem os recursos hídricos da bacia do Rio Paraíba do Sul. A simulação de um cenário futuro reforçou a importância de estudos para concessão de outorgas para indústrias e da gestão da qualidade dos rios afluentes.

*Palavras-chave:* Modelagem ambiental, Autodepuração, Rio Paraíba do Sul, QUAL-UFMG, Serviços de esgotamento sanitário.

Abstract of Undergraduate Project presented to POLI/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Engineer.

Use of the mathematical model QUAL-UFMG in the evaluation of the self-purifying capacity of the river Paraíba do Sul

Iann Monteiro Lima

March/2019

Advisor: Isaac Volschan Júnior

Monica Pertel

Course: Environmental Engineering

The Paraíba do Sul river has great importance in the economical, environmental and social dynamics of its basin, that includes several districts of the states of Minas Gerais, Rio de Janeiro and São Paulo. Knowing that there is great contribution of pollutant loads of several sources to Paraíba of the South, this study seeks the evaluation of its self-purifying capacity. Analyzing punctual sources of pollution of origin domestic, industrial and of the tributaries to Paraíba do Sul in its fluminense stretch were simulated the interactions of DBO, OD and nitrate through the mathematical model QUAL-UFMG. As subsidy of data of the services of sanitary exhaustion the Atlas Esgotos and SNIS were used, that made possible the estimate in historical series of the waters quality. For the determination of the reference flow ( $Q_{95}$ ) of each stretch the methodology of regionalization of flows for permanence curves was used, that was accurate for the basin in subject. The parallel use of the software ArcGIS made possible the reaching of the proposed objective and that the elaborated maps illustrate the information georeferenced accurately. The calibration of the coefficients approximated the results obtained to the reality, and, revealed that among the 491 km studied of the river, a stretch that requests attention of the committees of river basin in future decisions that affects the water resources of the basin Rio Paraíba do Sul river. The simulation of a future scenery reinforced the importance of studies for concession of use to industries and of the administration of the quality of the tributaries rivers.

*Keywords:* Environmental modelling, self-purifying capacity, Paraíba do Sul river, QUAL-UFMG, Services of sanitary exhaustion.

# Sumário

1. Introdução.....	1
2. Objetivos .....	3
2.1. Objetivo Geral.....	3
2.2. Objetivos específicos .....	3
3. Revisão bibliográfica.....	4
3.1. Bacias hidrográficas e gestão dos recursos hídricos .....	4
3.1.1. Ciclo hidrológico e regionalização de vazões .....	4
3.1.2. Gestão dos recursos hídricos da bacia .....	7
3.2. Saneamento básico no Brasil .....	9
3.2.1. Breve histórico.....	10
3.2.2. Panorama atual .....	11
3.3. Esgotos urbanos: geração, transporte, destinação.....	13
3.3.1. Vazões contribuintes dos esgotos urbanos .....	13
3.3.2. Sistemas de esgotamento .....	16
3.3.3. Tratamento dos esgotos urbanos .....	18
3.3.4. Padrões de lançamento de efluente e enquadramento de corpos hídricos	22
3.4. Poluição por esgotos e autodepuração de corpos hídricos.....	24
3.4.1. Autodepuração de cursos d'água.....	25
3.4.2. Balanço de oxigênio em meios aquáticos.....	28
3.5. Modelagem matemática e modelo QUAL-UFMG .....	30
3.5.1. Características hidráulicas .....	32
3.5.2. Cinética da demanda carbonácea.....	34
3.5.3. Cinética da demanda nitrogenada.....	36
3.5.4. Cinética da reaeração.....	37
3.5.5. Déficit de oxigênio .....	39
4. Caracterização da área de interesse .....	41



4.1.	Delimitação da área de estudo .....	43
4.2.	Avaliação das cargas estudadas .....	49
5.	Metodologia .....	52
5.1.	Aporte de cargas municipais .....	52
5.2.	Aporte de cargas de afluentes diretos .....	58
5.3.	Aporte de cargas industriais.....	62
5.4.	Modelagem Qual-UFMG.....	63
6.	Resultados e discussão .....	69
6.1.	Lançamentos municipais.....	69
6.2.	Regionalização de vazões e estimativa da qualidade dos rios .....	70
6.3.	Calibração e gráficos QUAL-UFMG .....	71
7.	Conclusão.....	80
8.	Recomendações.....	82
	Referências bibliográficas .....	83
	Apêndice A – Resultados da modelagem dos anos de 2013, 2014 e 2015 para DBO, OD e nitrogênio.....	86

# Lista de Figuras

Figura 1: Ciclo hidrológico. Fonte: Finotti <i>et al</i> , 2009.....	5
Figura 2: Variação sazonal da vazão de um rio. Fonte: von Sperling, 2007. ....	6
Figura 3: Variantes de sistemas de esgotamento sanitário. Fonte: von Sperling, 2005. .....	17
Figura 4: Zonas de autodepuração e sucessão ecológica. Fonte: Braga, 2005. ....	26
Figura 5: Balanço de oxigênio em meios aquáticos. Fonte: von Sperling, 2005. ....	28
Figura 6: Representação esquemática dos constituintes modelados pelo QUAL-UFMG. Fonte: von Sperling, 2007.....	31
Figura 7: Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica. Fonte: von Sperling, 2005. ....	35
Figura 8: Progressão temporal do déficit de oxigênio dissolvido. Fonte: von Sperling, 2007. ....	38
Figura 9: Perfil do oxigênio dissolvido. Fonte: von Sperling, 2007.....	40
Figura 10: Representação situacional da Bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria .....	42
Figura 11: Delimitação das regiões homogêneas para curvas de permanência. Fonte: CPRM, 2003. ....	46
Figura 12: Municípios estudados da bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria. ....	47
Figura 13: Comitês de bacia hidrográfica atuantes na área de estudo. Fonte: Elaboração própria. ....	48
Figura 14: Exemplo de croqui disponível no Atlas Esgotos. Fonte: Atlas Esgotos. ....	51
Figura 15: Diferentes parcelas da contribuição de esgotos ao Rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria. ....	52
Figura 16:Esquema da classificação dos lançamentos. Fonte: Elaboração própria. ...	54
Figura 17:Ilustração dos municípios que não seguem os critérios de classificação. Fonte: Elaboração própria. ....	55
Figura 18: Discretização das diferentes cargas e vazões afluentes ao Paraíba do Sul: Elaboração própria. ....	57
Figura 19: Regiões homogêneas para o cálculo da $Q_{95}$ . Fonte: Elaboração própria. ...	60
Figura 20: Resultados gráficos da calibração do modelo. Elaboração própria. ....	73
Figura 21: Porcentagem de extensão do trecho dentro dos padrões. Fonte: Elaboração própria. ....	75
Figura 22: Trecho com DBO acima da média. Fonte: Elaboração própria.....	77

Figura 23: Resultados da modelagem para 2035. Fonte: Elaboração própria. .... 78

## Lista de Quadros

Quadro 1: Resumo das descargas afluentes ao Paraíba do Sul e obtenção das porcentagens de equivalência. Fonte: Elaboração própria.....	58
Quadro 2: Dados extraídos das outorgas. Fonte: ANA, 2019.....	62
Quadro 3: Municípios com contribuição direta ao rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria .....	69
Quadro 4: Distribuição espacial dos municípios. Fonte: Elaboração própria .....	72

# Lista de Tabelas

Tabela 1: Características físico-químicas dos esgotos sanitários. Fonte: von Sperling, 2005. ....	15
Tabela 2: Alguns padrões de qualidade para corpos hídricos de água doce. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2005. ....	23
Tabela 3: Alguns padrões de lançamento de efluentes. Fonte: Resolução CONAMA 430/2011. ....	24
Tabela 4: Padrões de lançamento e eficiência de remoção DBO e RNFT de efluentes sanitários. Fonte: Adaptado da DZ-215-R.4. ....	24
Tabela 5: Fatores de correção dos coeficientes da modelagem de nitrogênio pela influência da temperatura. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2007. ....	37
Tabela 6: Classificação dos lançamentos de esgoto municipais. Fonte: Elaboração própria. ....	56
Tabela 7: Equação de Regressão para cada região homogênea. Fonte: Adaptado de CPRM, 2003. ....	59
Tabela 8: Valores médios utilizados para rios mineiros. Fonte: Elaboração própria. ....	61
Tabela 9: Dados iniciais para dimensionamento do canal. Fonte: Elaboração própria. ....	64
Tabela 10: Valores obtidos pela resolução da fórmula de Manning. Fonte: Elaboração própria. ....	64
Tabela 11: Valores típicos para coeficientes de remoção de DBO. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2007. ....	65
Tabela 12: Valores de Kd, Ks e Kr utilizados de acordo com a profundidade. Fonte: Elaboração própria. ....	65
Tabela 13: Fórmulas para o coeficiente de reaeração. Fonte: von Sperling, 2007. ....	66
Tabela 14: Valores típicos para coeficientes da modelagem de nitrogênio. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2007. ....	66
Tabela 15: Coeficientes de nitrogênio utilizados e suas correções pela temperatura. Fonte: Elaboração própria. ....	67
Tabela 16: Crescimento da população urbana entre os anos de 2016 e 2035. Fonte: Adaptado do Atlas Esgotos. ....	68
Tabela 17: Evolução da contribuição do município de Barra do Piraí. Fonte: Elaboração própria. ....	69
Tabela 18: Exemplo de resultado da aplicação de regionalização de curvas de permanência. Fonte: Elaboração própria. ....	70

Tabela 19: Resultado da estimativa dos parâmetros de qualidade de rios. Elaboração própria .....	71
Tabela 20: Valores calibrados de $K_d$ , $K_r$ e $K_{nn}$ . Fonte: Elaboração própria. ....	71
Tabela 21: Valores utilizados na calibração do modelo para o ano de 2016. Fonte: Elaboração própria. ....	72
Tabela 22: Variação das concentrações dos constituintes estudados para cenário futuro. Fonte: Elaboração própria.....	79

## Lista de Abreviaturas e Siglas

ANA	Agência Nacional de Águas
CEIVAP	Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DRSAI	Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FUNAI	Fundação Nacional do Índio
Igam	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
Inea	Instituto Estadual do Ambiente
IQA	Índice de qualidade das águas
K1	Coeficiente de desoxigenação
K2	Coeficiente de reaeração
Kan	Coeficiente de conversão de amônia em nitrito
Kd	Coeficiente da remoção de DBO no rio
Knn	Coeficiente de conversão do nitrito a nitrato
Koa	Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia
Kr	Coeficiente de remoção da matéria orgânica
Ks	Coeficiente de sedimentação
Kso	Coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação
NTK	Nitrogênio total kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento

PNRH	Política Nacional dos Recursos Hídricos
PVC	Policloreto de vinila
Q95	Vazão de referência igualada ou superada em 95% do tempo
SES	Sistema de esgotamento sanitário
SIG	Sistema de Informações Geográficas
Snamon	Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo
SNIRH	Sistema Nacional de Recursos Hídricos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNSA/MCidades	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades
USEPA	United States Environmental Protection Agency



# 1. Introdução

A água é o composto inorgânico mais abundante na matéria viva, isso faz com que a relação do ser humano com tal elemento seja estreita e que aconteça das mais diversas formas, dentre as quais destacam-se o abastecimento doméstico, abastecimento industrial, irrigação e dessedentação de animais.

Tais relações podem ser observadas no âmbito de uma bacia hidrográfica, onde se encontram diversos usuários da água que preconizam usos diferentes entre si. Dada importância que esse recurso natural representa a todos os entes da sociedade civil, uma gestão eficiente do mesmo se faz necessária. Os comitês de bacia hidrográfica são as entidades responsáveis por tal tarefa.

Por conta dessa atribuição, os comitês avaliam tanto a disponibilidade quanto a qualidade desse recurso. Se tratando da disponibilidade, são realizados estudos que visam prever a vazão de água disponível para uso em um determinado cenário. A avaliação qualitativa leva em conta despejos industriais e urbanos frente a capacidade de assimilação do corpo hídrico em questão.

O despejo inadequado dos esgotos urbanos é, atualmente, um dos pontos de maior relevância quando se trata de qualidade e poluição das águas. O fato do crescimento urbano se caracterizar, em grande parte, por uma ocupação desordenada e em um ritmo mais acelerado do que o atendimento por serviços de saneamento básico conseguem ser implementados, aumenta a pressão exercida pelo homem sobre os recursos hídricos disponíveis.

Como consequência direta desse uso indevido da água, tem-se a depreciação da qualidade ambiental de corpos hídricos. A relação da sociedade com a água é de extrema dependência e, quando os limites de uso são ultrapassados as implicações negativas afetam todos que dependem direta ou indiretamente da manutenção desse recurso. Deve-se considerar também que a atuação de indústrias também tem potencial poluidor, principalmente ocorrendo próximo a áreas urbanas.

Uma região que exemplifica essa interação é a bacia do rio Paraíba do Sul. Os municípios inseridos nessa bacia refletem a situação atual da prestação de serviços de esgotamento sanitário, estão presentes somente em alguns polos e não possuem a capacidade de atender plenamente toda sua população.

Existem diversas formas para se quantificar a carga poluidora afluyente em um rio e as suas consequências. No presente trabalho se fará uso da modelagem matemática pelo emprego do modelo QUAL-UFMG, visando a compreensão e avaliação da capacidade de autodepuração do rio Paraíba do Sul.

Tendo dados institucionais, conhecimento técnico e literatura pertinente como subsídios para a realização dessa análise, objetivou-se não apenas uma análise estática do fenômeno da autodepuração, mas também a elaboração de uma série histórica que permitirá o entendimento da dinâmica ambiental, econômica e social da bacia ao longo do tempo.

## 2. Objetivos

### 2.1. Objetivo Geral

Avaliar tanto a capacidade de autodepuração Rio Paraíba do Sul, utilizando o modelo matemático QUAL-UFMG, quanto a qualidade de suas águas, à luz do enquadramento para os usos previstos.

### 2.2. Objetivos específicos

- Validar a regionalização de vazões pela curva de permanência;
- Utilizar e calibrar o modelo matemático Qual-UFMG para calcular os efeitos da autodepuração ao longo dos anos;
- Comparar resultados obtidos com parâmetros de enquadramento definidos na legislação e com literatura técnica pertinente.

## 3. Revisão bibliográfica

### 3.1. Bacias hidrográficas e gestão dos recursos hídricos

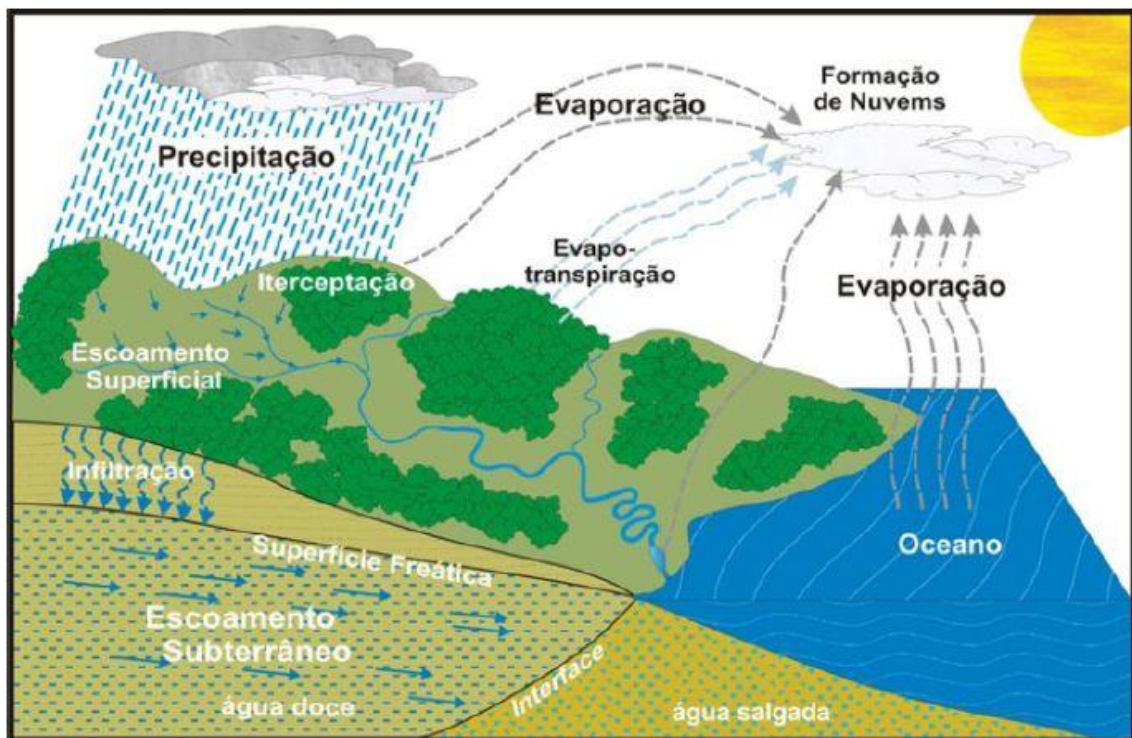
Bacias hidrográficas podem ser definidas como áreas nas quais a água captada escoar para um único ponto de saída, conhecido como seção de controle. Todos os corpos d'água que nascem nas cabeceiras de uma bacia fluem para a seção de controle, também conhecida como exutório da bacia. Portanto, uma bacia é composta de em um conjunto de superfícies vertentes por onde escoar uma rede de drenagem formada pelos cursos de água que confluem até chegar a um leito único no seu exutório. Estas superfícies vertentes são limitadas pelos divisores de água, que são linhas que delimitam a área da bacia e determinam o sentido do fluxo da rede de drenagem (TUCCI, 2001)

Ainda de acordo com (TUCCI, 2001) uma bacia hidrográfica pode ser considerada como um sistema físico com entradas, saídas e perdas, sendo estes as águas das chuvas, a água escoada pelo exutório e o volume de água perdido na evaporação, transpiração e infiltração profunda no solo, respectivamente. Essas entradas, saídas e perdas podem ser consolidadas como o ciclo hidrológico.

#### 3.1.1. Ciclo hidrológico e regionalização de vazões

O ciclo hidrológico se caracteriza como um fenômeno natural de grande escala e de circulação fechada que conta com o transporte e as mudanças de fase da água, que ocorrem sob determinadas condições, ilustrado na Figura 1. Os fenômenos de menor escala responsáveis pelo ciclo da água são a evaporação e transpiração, condensação, precipitação, escoamento superficial e a infiltração. (SCHIAVETTI, 2002)

Figura 1: Ciclo hidrológico. Fonte: Finotti *et al*, 2009.



A precipitação ocorre a partir de determinadas condições meteorológicas onde o vapor água se condensa e forma gotículas de água. Essas gotículas continuam a crescer e aglutinar até que tenham massa o suficiente para que seu peso supere os movimentos ascendentes da atmosfera, fazendo com que elas precipitem na forma de chuva, neve ou granizo. (TUCCI, 2001; SCHIAVETTI, 2002)

A água que atinge o solo tem como primeiro destino a infiltração. A taxa de infiltração vai decrescendo com o tempo, até que o solo atinja o seu ponto de saturação. A partir desse ponto é gerado um excedente de água que não consegue mais infiltrar no solo, e então começa o escoamento superficial. Um solo onde há presença de vegetação consegue reter um maior volume de água graças a absorção das raízes. A parcela não absorvida pelos vegetais percola até alcançar os lençóis freáticos e aquíferos. (SCHIAVETTI, 2002)

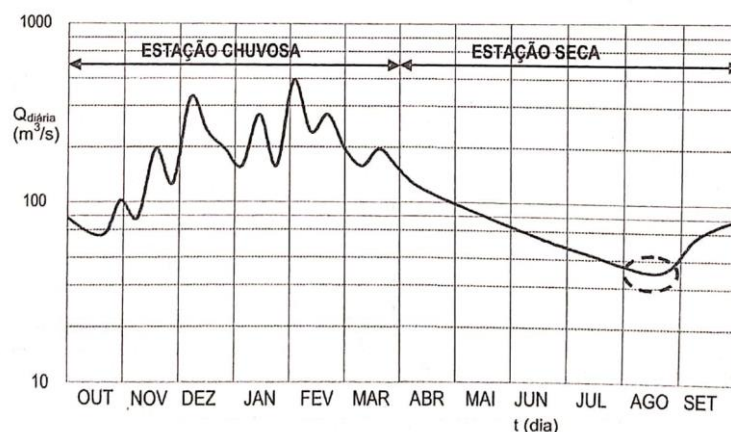
O escoamento superficial ocorre por conta da ação gravitacional gerada pelo desnível do solo. Devido essa diferença de cotas, a água supera a força de atrito com o solo e escoar por caminhos preferenciais modelando o solo por conta da erosão de sedimentos. A água percorre esses caminhos até alcançar cursos d'água já estabelecidos. A cobertura vegetal provoca a diminuição dos processos erosivos dado que ela diminui a energia cinética do escoamento superficial. (SCHIAVETTI, 2002)

A evaporação ocorre quando há a mudança de fase da água do estado líquido para o estado gasoso, tal mudança ocorre principalmente nos oceanos, mas a evaporação dos mananciais superficiais e da própria chuva também são essenciais para o ciclo hidrológico. A transpiração é resultado do metabolismo vegetal, que libera água na forma de vapor por meio de suas folhas. Esses são fenômenos que dependem da radiação solar, pressão de vapor e dos ventos. (SCHIAVETTI, 2002)

Um dos resultados da complexa interação de todos esses processos são as vazões dos rios dessa bacia. A vazão de um corpo hídrico é um de extrema importância para que sejam feitas análises no mesmo, principalmente na aplicação de modelos matemáticos. (VON SPERLING, 2007)

Dado que a vazão de rio varia ao longo de um ano devido a variação sazonal do regime pluviométrico da região onde ela se encontra, é usual que para a realização de estudos se adote uma vazão que possa representar o comportamento do curso d'água ao longo do tempo, que por sua vez é denominada vazão de referência. A variação sazonal ilustrada na Figura 2.

Figura 2: Variação sazonal da vazão de um rio. Fonte: von Sperling, 2007.



Uma vazão de referência amplamente utilizada, inclusive por órgãos ambientais, é a  $Q_{95}$ , ela pode ser entendida como a vazão que é igualada ou superada em 95% do tempo. Essa vazão pode ser determinada através da curva de permanência, que é a relação entre as vazões diárias de um ponto num trecho do rio e sua frequência de ser igualada ou superada. (VON SPERLING, 2007; CPRM, 2013)

Outra forma de se obter a  $Q_{95}$  de um rio é através da regionalização da curva de permanência das bacias. Essa metodologia busca encontrar grupos de estações cujas  $Q_{95}$  podem ser relacionadas a partir da área de drenagem e precipitação média nessa área. (CPRM, 2013)

No método de regionalização, um dos pontos cruciais é a delimitação de regiões hidrológica ou estatisticamente homogêneas, ou seja, região com várias estações que tenham séries de dados regidos pela mesma distribuição de probabilidades. (CPRM, 2013)

O resultado dessa regionalização é uma equação que determina a vazão de um corpo hídrico, inserido na região homogênea estudada, a partir da sua área de drenagem delimitada pelo ponto onde se deseja descobrir a vazão e seus respectivos divisores de água.

Entende-se que os conceitos de bacia hidrográfica e ciclo hidrológico estão diretamente ligados e que é necessário o conhecimento de ambos para a compreensão de estudos, análises e modelos acerca dos fenômenos hidrológicos presentes em uma bacia hidrográfica.

### 3.1.2. Gestão dos recursos hídricos da bacia

Além dos aspectos físicos e hidrológicos de uma bacia hidrográfica, também deve ser abordado um ponto de vista voltado ao gerenciamento e conservação dos recursos naturais, afinal, estes são de extrema importância para a sociedade como um todo.

Em uma bacia hidrográfica estão presentes diversos usuários da água, que podem ser indústrias, grandes produtores agrícolas, cidades, usinas hidroelétricas, comunidades indígenas, entre outros. Cada usuário visa uso diferente da água e necessita de uma vazão mínima para a realização de suas atividades.

Uma consequência direta da utilização da água nas atividades humanas é a geração de esgoto sanitário, que sem a devida infraestrutura de saneamento básico, é lançado *in natura*, degradando a qualidade ambiental do curso d'água devido ao seu grande potencial poluidor.

No contexto de múltiplos usuários e usos da água, os comitês de bacia hidrográfica desempenham um papel fundamental para a gestão dos recursos hídricos. Com a Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), as bacias hidrográficas passaram a ser consideradas unidades de planejamento e os comitês de bacias os responsáveis por realizar a gestão participativa e descentralizada dos recursos hídricos nessa unidade, utilizando instrumentos técnicos de gestão, da negociação de conflitos e da promoção dos usos

múltiplos da água. Dando a cada comitê e seus integrantes o poder de tomar decisões levando em consideração aspectos, econômicos, técnicos, sociais e ambientais da sua bacia especificamente. (MORAIS, 2018)

O modelo atual de gestão, instituído pela PNRH, fundamenta-se na gestão integrada, descentralizada e participativa e na cobrança pelo uso da água.

A descentralização ocorre quando se considera a bacia hidrográfica como a unidade territorial e de planejamento para implementação da política através de seu próprio comitê de bacia hidrográfica. (MORAIS, 2018)

A gestão participativa se dá na constituição do comitê e no seu funcionamento interno. Além de representantes do governo, a nível da União, estados e municípios, que estejam em sua área de atuação, os comitês são constituídos por representantes da sociedade civil organizada e pelos próprios usuários das bacias. Nos casos em que os rios passem pela fronteira do Brasil ou que não tenham todo seu curso contido no território nacional, a representação da União deverá incluir o Ministério das Relações Exteriores. Se as bacias abrangerem terras indígenas, deverá haver representatividade da FUNAI (Fundação Nacional do Índio) e das comunidades indígenas. Isso faz com que as decisões sejam tomadas na instância mais próxima dos interessados. (MORAIS, 2018; MOCZYDLOWER, 2006)

A água, apesar de ser um bem comum, passou a ter valor econômico, tornando possível a cobrança pelo seu uso, promovendo seu uso racional, e gerando recursos para investimento na própria bacia. A determinação do preço e a aplicação dos recursos adquiridos a partir da cobrança pelo uso da água são de responsabilidade dos comitês. (MORAIS, 2018)

Os comitês podem ser vistos como “parlamentos das águas”, constituindo-se nos fóruns decisórios de cada bacia hidrográfica. Também são responsabilidades dos comitês de bacia hidrográfica: (BRASIL, 1997; MOCZYDLOWER, 2006)

- Promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes;
- Arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos;
- Aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia;
- Acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas;



- Propor ao Conselho Nacional e aos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos as acumulações, derivações, captações e lançamentos de pouca expressão, para efeito de isenção da obrigatoriedade de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, de acordo com os domínios destes;
- Estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo.

Não é obrigatório que haja um comitê de bacia para cada bacia hidrográfica existente, esses devem ser formados quando houver conflitos reais ou potenciais pelo uso dos recursos hídricos e onde houver interesse por parte dos usuários, do governo ou do restante da comunidade local. No Brasil há no total há mais de 100 comitês de bacia atuantes. (MOCZYDLOWER, 2006)

Vale ressaltar que o uso prioritário da água é o abastecimento humano, que incorre diretamente sobre as condições qualitativas da água. A qualidade do corpo hídrico utilizado como fonte para o abastecimento de água é de extrema importância, dado que esta implicará no tipo de tratamento empregado para que os padrões de potabilidade previstos no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde sejam atendidos.

Dependendo do grau de poluição no qual se encontra um corpo hídrico, a melhor opção para manter o abastecimento de água potável das cidades é buscar uma fonte alternativa de abastecimento. Essa fonte alternativa geralmente é mais distante e pode não garantir o atendimento pleno da população, gerando mais gastos no transporte e distribuição e alterando a disponibilidade de água para todos seus usuários, causando conflitos e mudanças na gestão dos recursos hídricos da bacia.

## 3.2. Saneamento básico no Brasil

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o seu bem-estar físico, mental e social. Define também saúde como o estado de completo bem-estar físico, social e mental, e não apenas a ausência de doença.

Essas definições, e outras formuladas visando a conceituar o saneamento, deixam claro que saneamento constitui um conjunto de ações sobre o meio ambiente físico, portanto, de controle ambiental, cujo objetivo é proteger a saúde do homem.

### 3.2.1. Breve histórico

Até a década de 1960 as políticas governamentais relacionadas ao setor de saneamento foram caracterizadas por medidas localizadas, não contínuas e de baixo investimento, em detrimento das demandas por bens e serviços causados pelo crescimento da população urbana. (BRASIL, 2004)

No período de 1964 a 1985 o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) incentiva a criação de companhias estaduais, no modelo de economias mistas, e a concessão dos serviços pelos municípios aos estados. (BRASIL, 2004)

O objetivo do PLANASA era eliminar o déficit do abastecimento de água e do esgotamento sanitário por meio e para isso foi estipulada a meta de atingir 90% de atendimento da população urbana com abastecimento de água potável e 65% com serviço de esgotamento sanitário. Não foi estipulada nenhuma meta para serviços de coleta de resíduos, mesmo esse serviço gerando grandes impactos no meio ambiente e na saúde pública. (BRASIL, 2004)

A adoção de uma política centralizadora resultou em privilégios às grandes empresas estaduais em detrimento das prefeituras e interesses locais. Os governos estaduais ficaram responsáveis pela negociação com os municípios e por gerir os recursos do PLANASA. Mas essas medidas não foram suficientes para que as metas fossem alcançadas. (BRASIL, 2004)

A partir de 1988, com o foco na descentralização e privatização, a responsabilidade de políticas públicas volta a ser de âmbito local. Em relação ao saneamento básico, a municipalização tem como principal barreira a desigualdade na capacidade dos municípios de atender as demandas de implantação, ampliação e aprimoramento dos serviços prestados. (SOUZA, 2011)

Com o fim do PLANASA na década de 90, diversas iniciativas legais foram implantadas com o objetivo de tornar o setor de saneamento mais atraente ao setor privado. Essas iniciativas baseavam-se na assunção de que a transferência da titularidade da prestação dos serviços de saneamento básico dos Municípios para os Estados garantiria aos investidores a segurança jurídica necessária para a aquisição das companhias estaduais de água e esgoto. (SOUZA, 2011)

O último marco regulatório nacional para o saneamento foi a Lei nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais da política de saneamento básico, que tem como princípios a universalização do acesso aos serviços de saneamento, a articulação com

as políticas de desenvolvimento urbano e regional, voltadas para a melhoria da qualidade de vida, a integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos, dentre outros. (BRASIL, 2007)

### 3.2.2. Panorama atual

De acordo com a Lei nº 11.445/2007, saneamento básico é o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de:

- Abastecimento de água potável:

Atividades, disponibilização, manutenção, infraestrutura, e instalações necessárias para o abastecimento público de água potável.

- Esgotamento sanitário:

Atividades, disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais da coleta, transporte, tratamento e disposição final (água de reuso ou lançamento no meio ambiente) adequados dos esgotos sanitários.

- Limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos:

Atividades, infraestrutura, instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana.

- Drenagem e manejo das águas pluviais urbanas:

Atividades, infraestrutura e instalações operacionais de drenagem de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões, tratamento e disposição final das águas de drenagem, contemplando a limpeza e fiscalização preventiva das redes

Mesmo tendo a universalização como meta a ser alcançada para todos os serviços de saneamento, o governo federal tem dedicado maior esforço em relação ao abastecimento de água e esgotamento sanitário. (COSTA, 2010)

Entende-se como universalização a ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ocupados ao saneamento básico, este princípio representa atualmente o maior desafio do setor de saneamento nacional por conta da diferença econômicas

regionais e do processo desordenado de urbanização das cidades brasileiras. (COSTA, 2010)

Enquanto a universalização não é alcançada, destacam-se as consequências do déficit do atendimento desses serviços. A falta de saneamento básico afeta diretamente a saúde da população. Esta relação fica evidenciada pelo conceito de salubridade ambiental, definida como o estado em que vivem as populações urbana e rural, tanto no que se refere a sua capacidade de inibir, prevenir ou impedir a ocorrência de endemias ou epidemias veiculadas pelo meio ambiente. (RIBEIRO, 2010)

Nesse sentido vale ressaltar a ocorrência de Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI), que englobam doenças de transmissão feco-oral, por contato com água contaminada, falta de higiene, via inseto vetor e geohelminhos. Que podem ser prevenidas com a implantação de sistemas eficientes de abastecimento de água e de tratamento de esgotos. (RIBEIRO, 2010)

De acordo com a OMS, para cada um dólar investido em saneamento, se economiza quatro dólares com gastos em saúde, dado que reforça a importância do saneamento básico do ponto de vista econômico.

O esgotamento sanitário é um dos serviços de saneamento que mais necessitam de análises e propostas para o encaminhamento de soluções. O panorama geral dos serviços de esgotamento sanitário para a população urbana do Brasil pode ser resumido da seguinte forma: 55% da população urbana brasileira pode ser considerada provida com atendimento adequado, 18% têm seu esgoto coletado e não tratado, o que pode ser considerado como um atendimento precário e 27% não possuem coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviço de esgotamento sanitário. Esses números são alarmantes e indicam que o setor de saneamento ainda tem um longo caminho a percorrer para atingir a universalização. (BRASIL, 2017)

Uma análise puramente numérica não é suficiente para descrever a complexidade dos serviços de esgotamento sanitário. Portanto, faz-se necessário um detalhamento prático acerca desse serviço para que se compreenda os fatores que o constitui e as consequências da sua ausência ou precariedade.

A partir desse cenário no qual se encontra o serviço de esgotamento sanitário e da importância da manutenção e recuperação da qualidade dos recursos hídricos nacionais se tem a motivação deste trabalho e origem das discussões apresentadas a seguir.

### 3.3. Esgotos urbanos: geração, transporte, destinação

Os esgotos são resultantes das atividades humanas e desde a época do Império Romano representam uma questão importante a ser tratada nas cidades. Se coletados, transportados e tratados de forma adequada, o lançamento dos dejetos nos cursos d'água não superam a capacidade de diluição e assimilação dos rios, preservando assim sua qualidade ambiental e evitando riscos à saúde humana. (VON SPERLING, 2005).

Os esgotos urbanos podem ser classificados em dois grupos: os esgotos sanitários e os industriais. Os sanitários são constituídos essencialmente de despejos domésticos, águas pluviais, águas de infiltração e, eventualmente uma pequena parcela de despejos industriais, tendo assim características bem definidas. (JORDÃO, 2011)

#### 3.3.1. Vazões contribuintes dos esgotos urbanos

- Vazão doméstica

Os esgotos domésticos têm origem em residências, edifícios comerciais, instituições ou qualquer edificação que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou algum dispositivo de utilização da água para fins domésticos. São compostos principalmente de água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem. (JORDÃO, 2011).

A vazão de esgotos domésticos é usualmente calculada com base no consumo de água, que por sua vez é calculada com base na população de projeto e com um valor atribuído ao consumo médio diário de água por habitante, o consumo per capita (VON SPERLING 2005). Mas a contribuição de esgotos depende também de outros fatores, como a região atendida, atividades desenvolvidas, hábitos de higiene, nível socioeconômico e cultural dentre outras causas comportamentais. (VON SPERLING, 2005; JORDÃO, 2011).

Uma estimativa da vazão de esgoto em função da produção de água está condicionada à avaliação das perdas na sua distribuição. Em relação às perdas, pode-se falar de dois tipos; perda real, correspondendo ao volume de água produzido que não chega ao consumidor final, por conta de vazamentos nas adutoras, redes de distribuição e reservatórios, e perda aparente, que é o volume de água consumido, mas não contabilizado pela empresa distribuidora, decorrente de erros na medição dos hidrômetros, fraudes, ligações clandestinas e falhas no cadastro comercial. Nesse

segundo tipo não há perda de volume de água, mas sim de faturamento, uma vez que a água é consumida, mas não contabilizada. (JORDÃO, 2011)

- Vazão Industrial

Quando se fala do lançamento de efluentes industriais destacam-se quatro principais formas corretas de fazê-lo; lançamento em rede pública, sem pré-condicionamento; lançamento em rede pública, após condicionamento; lançamento no corpo receptor, após tratamento completo; uso do efluente, após tratamento completo. (VON SPERLING, 2005)

De modo geral, o esgotamento de efluentes industriais deve ser feito, sempre que possível, pela rede pública. Porém, deve-se ressaltar as implicações desse lançamento no projeto de um sistema de esgotamento sanitário, dado que se torna necessário o prévio conhecimento do número indústrias contribuintes, porte e suas características. (TSUTIYA, 2011).

A vazão dos efluente industriais está diretamente ligada à tipologia, ao porte, a existência de pré-tratamento e ao grau de reciclagem dos subprodutos da indústria. Assim, mesmo que duas indústrias fabriquem o mesmo produto, seus efluentes podem ser bem diferentes entre si quantitativa e qualitativamente. (VON SPERLING, 2005)

No caso da existência de indústrias representativas ligadas à rede de esgotos e, conseqüentemente, tendo uma estação de tratamento de esgotos (ETE) como destinação do seu efluente, é de grande importância uma avaliação das vazões e caracterização qualitativa destes despejos, já que estes influenciarão na concepção, dimensionamento e operação dessa ETE, por isso deve-se priorizar a obtenção dos dados específicos de cada indústria afim de adequar o sistema como um todo. (VON SPERLING, 2005)

- Vazão de Infiltração

Além da contribuição dos esgotos domésticos e industriais na rede de esgotamento sanitário, é importante salientar o aporte da vazão de infiltração, que apesar de não ter uma ligação projetada, se torna relevante no que tange a vazão total e, portanto, no dimensionamento da mesma.

A infiltração no sistema de esgotamento ocorre através de tubos defeituosos, conexões, estruturas dos poços de visita, caixa de passagem, etc. A quantidade de infiltração na rede depende tanto da extensão e diâmetro da rede coletora, dos materiais

utilizados e do nível de conservação, quanto das características do solo, como o nível do lençol freático e a permeabilidade. (VON SPERLING, 2005)

As águas de chuva também podem induzir grandes variações na vazão nas redes de esgotamento sanitário. Apesar do sistema separador absoluto ter como propósito separar totalmente as águas pluviais das águas residuárias, a ocorrência de ligações clandestinas da rede de drenagem na rede esgoto e a entrada de água da chuva pelos tampões dos poços de visita, por exemplo, interferem diretamente na vazão afluente no sistema. Apesar disso, a contribuição de águas pluviais não é considerada no projeto das ETEs vinculadas ao sistema separador absoluto. (VON SPERLING, 2005).

Sabendo quais são as fontes geradoras dos esgotos sanitários é possível determinar suas características quantitativas e qualitativas. Essas informações são de extrema importância para que a coleta, transporte e tratamento dos esgotos sejam feitos de maneira adequada.

A caracterização dos efluentes industriais é de difícil precisão já que cada indústria tem uma produção específica, mas pode-se comentar a respeito dos esgotos sanitários, que, segundo von Sperling (2005) é descrito pela Tabela 1.

Tabela 1: Características físico-químicas dos esgotos sanitários. Fonte: von Sperling, 2005.

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
<i>Sólidos totais</i>	120 - 220	180	mg/L	700 - 1350	1100
• <i>Em suspensão</i>	35 - 70	60	mg/L	200 - 450	350
• <i>Fixos</i>	7 - 14	10	mg/L	40 - 100	80
• <i>Voláteis</i>	25 - 60	50	mg/L	165 - 350	320
• <i>Dissolvidos</i>	85 - 150	120	mg/L	500 - 900	700
• <i>Fixos</i>	50 - 90	70	mg/L	300 - 550	400
• <i>Voláteis</i>	35 - 60	50	mg/L	200 - 350	300
• <i>Sedimentáveis</i>	-	-	mL/L	10 - 20	15
<i>Matéria orgânica</i>					
• <i>DBO<sub>5</sub></i>	40 - 60	50	mg/L	250 - 400	300
• <i>DQO</i>	80 - 120	100	mg/L	450 - 800	600
• <i>DBO última</i>	60 - 90	75	mg/L	350 - 600	450
<i>Nitrogênio total</i>	6,0 - 10,0	8,0	mgN/L	35 - 60	45
• <i>Nitrogênio orgânico</i>	2,5 - 4,0	3,5	mgN/L	15 - 25	20
• <i>Amônia</i>	3,5 - 6,0	4,5	mgNH <sub>3</sub> -N/L	20 - 35	25
• <i>Nitrito</i>	≈ 0	≈ 0	mgNO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/L	≈ 0	≈ 0
• <i>Nitrato</i>	0,0 - 0,2	≈ 0	mgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/L	0 - 1	≈ 0
<i>Fósforo</i>	0,7 - 2,5	1,0	mgP/L	4 - 15	7
• <i>Fósforo orgânico</i>	0,2 - 1,0	0,3	mgP/L	1 - 6	2
• <i>Fósforo inorgânico</i>	0,5 - 1,5	0,7	mgP/L	3 - 9	5
<i>pH</i>	-	-	-	6,7 - 8,0	7,0
<i>Alcalinidade</i>	20 - 40	30	mgCaCO <sub>3</sub> /L	100 - 250	200
<i>Metais pesados</i>	≈ 0	≈ 0	mg/L	traços	traços
<i>Compostos orgân.tóxicos</i>	≈ 0	≈ 0	mg/L	traços	traços

### 3.3.2. Sistemas de esgotamento

Um sistema de esgotamento sanitário é um conjunto de canalizações, instalações e órgãos acessórios que formam a sua infraestrutura cujo objetivo é coletar e transportar os esgotos sanitários.

Há basicamente dois tipos de sistema de esgotamento sanitário, o sistema individual e o sistema coletivo.

O sistema individual pressupõe a solução no local, sendo, portanto, usualmente adotados para atendimento unifamiliar, embora possam também atender a um número maior de residências próximas. Esta solução pode funcionar satisfatoriamente se a densidade ocupacional for baixa, como no meio rural, e se o solo apresentar boas condições de infiltração. É necessário ainda que o nível da água subterrânea se encontre a uma profundidade adequada, evitando assim o risco de contaminação, principalmente por microrganismos patogênicos. (TSUTIYA, 2011; VON SPERLING, 2005)

Já o sistema coletivo é indicado para locais com elevada densidade populacional, como no meio urbano. Esta solução consiste no lançamento dos esgotos gerado em canalizações que os transportam até seu destino final de forma sanitariamente adequada.

Há, dois variantes principais do sistema coletivo o sistema unitário ou combinado, onde o esgoto, águas de infiltração, e as águas pluviais são conduzidos ao seu destino final na mesma canalização, e o sistema separador absolutos, onde o esgoto e as águas de infiltração, que constituem o esgoto sanitário, veiculam pela rede de esgoto e as águas pluviais são coletadas e transportadas pela rede de drenagem, sendo esse um sistema independente. (VON SPERLING, 2005; TSUTIYA, 2011). Ambos representados na Figura 3.



Figura 3: Variantes de sistemas de esgotamento sanitário. Fonte: von Sperling, 2005.



No Brasil tem-se adotado o sistema separador absoluto com base nas seguintes justificativas:

Pontos negativos do sistema unitário: (VON SPERLING, 2005; JORDÃO, 2011)

- Exige altos investimentos desde o início de projeto por conta das grandes dimensões das canalizações e de obras complementares;
- Riscos de refluxo do esgoto sanitário para dentro das casas por ocorrência de cheias e de grandes chuvas;
- ETEs não podem ser dimensionadas para tratar a totalidade da vazão no período de chuvas, ocorrendo extravasamento sem tratamento;
- O regime de chuvas torrenciais no Brasil demanda tubulações de grandes diâmetros, com capacidade ociosa e sem garantia de escoamento da rede no período seco.

Pontos positivos do sistema separados absoluto:

- Redução dos custos pelas menores dimensões das canalizações e possibilidade do emprego de diversos materiais como tubos cerâmicos, de concreto ou PVC;
- Transporte das águas pluviais facilitado já que são feitos diversos lançamentos ao longo do curso d'água, sem necessidade de percorrer grandes distâncias;
- Melhoria nas condições de tratamento dos esgotos sanitários e ETEs dimensionadas corretamente;
- Não ocorrência de extravasamentos causados por chuvas intensas;

### 3.3.3. Tratamento dos esgotos urbanos

Os sistemas de esgotamento sanitário têm como objetivo coletar e transportar as águas residuárias até uma estação de tratamento de esgotos. Assim os despejos urbanos passam por um tratamento adequado antes de serem lançados nos corpos hídricos. O grau de condicionamento ao qual o efluente sanitário será submetido é estabelecido pela capacidade receptora dos corpos d'água, em harmonia com os seus diversos usos e de modo que não haja alterações nos parâmetros de qualidade na região afetada pelo lançamento. (JORDÃO, 2011)

Os processos de tratamento dos esgotos são formados por uma série de operações unitárias que atuam em conjunto, para remover ou transformar substâncias indesejáveis. As transformações provocadas por um determinado processo influenciam direta ou indiretamente nos fenômenos inerentes aos demais. Esses processos podem ser descritos da seguinte maneira: (JORDÃO, 2011)

- Processos físicos:

São os processos nos quais predominam os fenômenos físicos. Estes fenômenos são predominantes nas etapas de remoção das substâncias que não estão dissolvidas. Tem como finalidade separar as substâncias em suspensão no esgoto. Por exemplo a remoção de sólidos grosseiros, sedimentáveis e flutuantes. Mas esses processos não se restringem apenas a remoção de sólidos, a incineração do lodo e diluição e homogeneização dos esgotos também são processos físicos;

- Processos químicos:

São os processos no quais há utilização de produtos químicos. Por conta da necessidade de utilização desses produtos, os processos químicos têm menor aplicação. Esses processos raramente são adotados isoladamente, via de regra, eles são empregados em conjunto com os processos físicos e biológicos para aumentar a eficiência destes, afim de alcançar as características desejadas. Como exemplo desses processos temos a coagulação e floculação, precipitação e oxidação química e a correção de pH;

- Processos biológicos:

São os processos que dependem da ação de microrganismos. A transformação dos componentes complexos em compostos simples como sais minerais e gás carbônico ocorrem por conta dos fenômenos inerentes à alimentação dos microrganismos. Os processos biológicos de tratamento visam reproduzir os fenômenos biológicos naturais, condicionando-os em área e tempo economicamente viáveis. A oxidação biológica, aeróbia ou anaeróbia, e a digestão do lodo são exemplos desses processos.

A fim de atender os padrões de qualidade exigidos pela legislação específica para que o efluente possa ser lançado em um corpo hídrico, podem ser empregados diferentes níveis de tratamento, que devem atingir porcentagens mínimas de eficiência de remoção dos poluentes para cada etapa do tratamento.

O tratamento de esgotos pode ser dividido em duas partes, o tratamento da fase líquida e o tratamento da fase sólida, que ocorrem paralelamente em uma estação de tratamento. Existem diversos tipos de tratamento de esgoto, no Brasil o mais utilizado é o processo de lodos ativados por conta da sua alta eficiência e por ocupar áreas reduzidas, o que é um atrativo para o meio urbano. (JORDÃO, 2011)

O tratamento da fase líquida dos esgotos sanitários é normalmente classificado através dos seguintes níveis: (VON SPERLING, 2005)

- Tratamento preliminar:

O tratamento preliminar remove principalmente sólidos grosseiros e areia através de fenômenos físicos por meio de grades ou peneiras que retêm esses sólidos. Nesta etapa de tratamento também é incluída uma unidade para medição de vazão. A finalidade básica da remoção desses sólidos é a proteger bombas e tubulações de sofrerem abrasão, unidades de tratamento subsequentes e reduzir riscos de obstrução em tubulações.

No caso de ETEs que tratam efluentes industriais, a inclusão de um tanque de equalização após o tratamento preliminar pode ser necessária. Um tanque de equalização tem como objetivo evitar grandes variações das características e da vazão de esgotos no processo, ele homogeneiza o esgoto e regulariza a vazão afluentes às seguintes etapas do tratamento.

- Tratamento primário:

Após passarem pelo tratamento preliminar os esgotos ainda contém sólidos sedimentáveis em suspensão, os quais podem ser removidos em unidades de sedimentação. Parte desses sólidos é referente à matéria orgânica

em suspensão, assim, sua remoção implica na redução da carga de DBO afluente ao tratamento secundário.

A eficiência do tratamento primário pode ser aumentada por meio do emprego de coagulantes. A adição desse produto químico define um tratamento primário avançado. Como a remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, da carga de DBO aumenta, a geração de lodo também é maior, o que deve ser levado em conta durante a operação da ETE por conta do custo de disposição.

- Tratamento secundário:

O principal objetivo do tratamento secundário é a remoção da matéria orgânica contida nos esgotos, esteja ela em suspensão, que é removida em grande parte no tratamento primário, ou dissolvida, a qual não é removida em processos físicos.

Essa etapa conta com processos biológicos para remover a DBO, esses processos ocorrem devido ao contato de microrganismos com a matéria de forma que ela possa ser utilizada como alimento e fonte de energia, por meio de reações bioquímicas, para crescimento e reprodução dos microrganismos.

Os processos do tratamento secundário são concebidos de forma a acelerar a degradação que ocorre naturalmente nos corpos hídricos. Assim, os poluentes orgânicos são degradados em condições controladas e em intervalos de tempo menor do que nos sistemas naturais.

Além da remoção de matéria orgânica, há a possibilidade de remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo, no tratamento secundário, a remoção desses poluentes depende das unidades de tratamento e do objetivo do tratamento dos esgotos da ETE em questão.

- Tratamento terciário:

O tratamento terciário consiste na remoção de nutrientes, caso esta não seja realizada no tratamento secundário, e organismos patogênicos. A remoção de nitrogênio e fósforo se torna necessária quando o corpo receptor sofre grande impacto pelo lançamento dos efluentes da ETE e a desinfecção é recomendada em função da utilização do corpo receptor.

Diversos processos e mecanismos podem ser empregados para obter um efluente tratado com menores concentrações de nutrientes, a aplicação de cada um deles depende da eficiência desejada, área disponível e do capital disponível para implantação e operação da estação de tratamento.

Pode-se destacar que esse nível de tratamento está diretamente associado ao pH, presença ou ausência de oxigênio e organismos ou produtos químicos responsáveis pela remoção dos nutrientes e que podem ocorrer por meio de processos físicos, químicos e biológicos.

A desinfecção dos esgotos sanitários visa inativar seletivamente espécies de organismos que oferecem risco a saúde humana, sendo os principais; bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Para a efetiva remoção desses organismos patogênicos podem ser utilizados processos naturais ou artificiais. (GONÇALVES, 2003)

Os principais processos naturais são as lagoas de estabilização, que contam com a temperatura, pH, insolação, escassez de alimentos e organismos predadores como agentes desinfetantes, e a disposição controlada do efluente no solo, onde os patógenos são inativados pela dessecação, radiação ultravioleta, e predadores biológicos no solo, esse segundo caso não é apenas uma forma de desinfecção, mas também de reuso do solo. (GONÇALVES, 2003)

Nos processos artificiais destacam-se a cloração; processo mais amplamente empregado tanto no tratamento de esgotos quanto no de água para consumo humano, que utiliza o cloro na forma líquida ou sólida e atua oxidando o material celular e danificando material genético dos organismos patogênicos, a ozonização; por conta da elevada reatividade do ozônio que destrói total ou parcialmente a parede celular dos organismos, e a utilização de radiação ultravioleta; que inativa os microrganismos danificando o seu material genético. (GONÇALVES, 2003)

Durante o tratamento primário e secundário há geração de subprodutos sólidos, chamados de lodo, o que justifica a fase sólida do tratamento de esgotos sanitários. Os lodos resultantes desses processos são o lodo primário, que é composto pelos sólidos sedimentáveis, removidos pelos processos físicos, e o lodo secundário, composto pela biomassa de microrganismos gerados por conta da remoção de matéria orgânica.

O tratamento da fase sólida visa dar destinação final adequada aos sólidos removidos, de forma que se não realizada, representa um risco ao meio ambiente e à saúde humana. Existem diversas formas de disposição final, dentre essas, estão alternativas que contemplam o descarte e reuso do lodo. Independentemente da destinação final escolhida, o lodo deve passar por etapas de tratamento para garantir salubridade ambiental e humana.

Assim como na fase líquida, o gerenciamento do lodo ocorre em diversas etapas sequenciais que alteram suas características da maneira que melhor se adequar ao projeto da estação de tratamento de esgotos.

As principais etapas do tratamento da fase sólida são: adensamento, estabilização, desidratação, higienização e disposição final. Além dessas, em algumas situações pode-se optar por acrescentar uma etapa de condicionamento, que prepara o lodo para a desidratação de forma que esta seja mais eficiente. (VON SPERLING, 2005).

Pode-se destacar a presença de duas etapas cujo objetivo é reduzir o volume do lodo através da remoção de água, são estas, o adensamento e a desidratação. A ocorrência desses processos é necessária porque apesar do lodo ser considerado a fase sólida do tratamento, ele é constituído, aproximadamente, de 95% de água. A importância da remoção da água é devido aos custos de transporte do lodo, quanto maior o volume a ser transportado, mais caro para encaminhar a sua destinação final.

A estabilização é responsável pela degradação da fração biodegradável ainda presente no lodo. Ocorrendo de forma controlada e ainda dentro da ETE evita-se que o lodo final apresente maus odores liberados pela putrefação. A digestão anaeróbia é o processo mais utilizado de estabilização no Brasil. Um ponto positivo a ser destacado nessa etapa é que, além da estabilização a matéria orgânica, há também a diminuição da concentração de patógenos. (VON SPERLING, 2005)

A higienização se faz necessária quando lodo é destinado ao reuso, e, portando, ao contato humano, direto ou indireto. Esta etapa tem o objetivo reduzir ainda mais a concentração de patógenos. Caso o lodo seja destinado para um aterro sanitário ou para a incineração, esta etapa não é necessária uma vez que a durante a estabilização requisitos de patogenicidade são atendidos.

### 3.3.4. Padrões de lançamento de efluente e enquadramento de corpos hídricos

O tipo e nível de tratamento empregado estão relacionados às exigências da legislação ambiental, que utiliza de instrumentos legais como o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, avaliação de impactos ambientais e licenciamento de atividades poluidoras para preservar os ecossistemas aquáticos, saúde pública e aspectos estéticos. (JORDÃO, 2011)

No contexto de poluição dos corpos hídricos, a Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação de corpos d'água e seu enquadramento, e a Resolução

CONAMA 430/2011, que dispõe sobre padrões para lançamento de efluentes nos corpos d'água, são as leis de âmbito federal de maior importância pois determinam padrões que devem ser seguidos visando a preservação dos mesmos. (VON SPERLING, 2005)

As duas resoluções estão relacionadas no sentido de que o atendimento aos padrões de lançamento deve ser tal que garanta o atendimento aos padrões de qualidade do corpo receptor. (VON SPERLING, 2005)

A CONAMA 357/2005 dividiu os corpos hídricos em classes de acordo com sua salinidade, podendo ser águas doces, salobras e salinas, e seus usos previstos, como abastecimento humano, pesca amadora e harmonia paisagística. Criando assim, assim padrões mais restritivos para águas de usos mais nobres. Se tratando de águas doces, alguns dos padrões de qualidade são expostos na Tabela 2.

Tabela 2: Alguns padrões de qualidade para corpos hídricos de água doce. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2005.

Parâmetro	Unidade	Águas doces (classes)			
		1	2	3	4
Cor verdadeira	mgPt/L	natural	75	75	-
Turbidez	UNT	40	100	100	-
Materiais flutuantes	-	VA	VA	VA	VA
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	500	500	500	-
Óleos e graxas	mg/L	VA	VA	VA	Iridescências toleradas
pH	-	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
DBO <sub>5</sub>	mg/L	3	5	10	-
OD	mg/L	≥6	≥5	≥4	≥2
N amoniacal total (pH≤7,5)	mgN/L	3,7	3,7	13,3	-
N amoniacal total (7,5<pH≤8)	mgN/L	2	2	5,6	-
N amoniacal total (8<pH≤8,5)	mgN/L	1	1	2,2	-
N amoniacal total (pH>8)	mgN/L	0,5	0,5	1	-
Nitrato	mgN/L	10	10	10	-
Nitrito	mgN/L	1	1	1	-
P total (ambiente lêntico)	mgP/L	0,02	0,03	0,05	-
P total (ambiente intermediário e tributário direto de ambiente lêntico)	mgP/L	0,025	0,05	0,075	-
P total (ambiente lótico e tributário de ambiente intermediário)	mgP/L	0,1	0,1	0,15	-

Notas:

- VA: Virtualmente ausente
- Iridescências: que geram efeitos arco-íris
- Ambiente intermediário: corpos hídricos com tempo de residência entre 2 e 40 dias

A Resolução CONAMA 430/2011 separa os padrões de lançamento de efluentes em dois grupos: efluentes de qualquer fonte poluidora e efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Conforme exposto na Tabela 3.

Tabela 3: Alguns padrões de lançamento de efluentes. Fonte: Resolução CONAMA 430/2011.

Parâmetro	Unidade	Fonte poluidora	
		ETE	Outras fontes
pH	-	5 a 9	5 a 9
Temperatura	°C	40	40
Sólidos sedimentáveis	mL/L	1	1
sólidos em suspensão	mg/L	Remoção de 20%	-
Óleos e graxas	mg/L	100	20 / 50*
Materiais flutuantes	-	Ausência	Ausência
DBO <sub>5</sub>	mg/L	120	Remoção de 60%
Nitrogênio amoniacal total	mg/L	-	20

Notas:

\* 20mg/L para óleos minerais e 50mg/L para óleos vegetais e gorduras animais

De acordo com von Sperling (2005), dependendo da estrutura política nacional podem existir padrões regionais, que impõem limites iguais ou mais restritivos do que os padrões nacionais, por exemplo a DZ-215-R.4, que estabelece exigências de controle de poluição das águas que resultem na redução de carga orgânica biodegradável de origem sanitária, com parâmetros indicados na Tabela 4.

Tabela 4: Padrões de lançamento e eficiência de remoção DBO e RNFT de efluentes sanitários. Fonte: Adaptado da DZ-215-R.4.

Carga orgânica bruta afluente (C) (kgDBO/dia)	Eficiência mínima de remoção de DBO (%)	Concentração máxima de DBO e RNFT (mg/L)
$C \leq 5$	30	180
$25 < C \leq 80$	65	100
$6 < C \leq 25$	80	60
$C > 80$	85	40

Nota:

RNFT: equivalente a sólidos suspensos totais

### 3.4. Poluição por esgotos e autodepuração de corpos hídricos

O lançamento de esgotos domésticos e industriais nos corpos d'água sem adequado tratamento ou em desconformidade com os padrões legais, resulta no comprometimento da qualidade da água do corpo receptor e pode inviabilizar o atendimento aos usos atuais e futuros dos recursos hídricos.

A presença de matéria orgânica em um corpo hídrico resulta no consumo de oxigênio dissolvido por conta da estabilização da matéria orgânica por bactérias decompositoras que utilizam o oxigênio dissolvido para sua respiração. É a partir desse



consumo de oxigênio e da autodepuração que os cursos d'água se recuperam naturalmente.

### 3.4.1. Autodepuração de cursos d'água

Segundo von Sperling (2005) a autodepuração está vinculada ao reestabelecimento do equilíbrio em meio aquático após sofrer alterações pelo despejo de afluentes indevidos. Esse equilíbrio é reestabelecido a medida que a matéria orgânica é convertida em compostos mais simples e estáveis como água e gás carbônico.

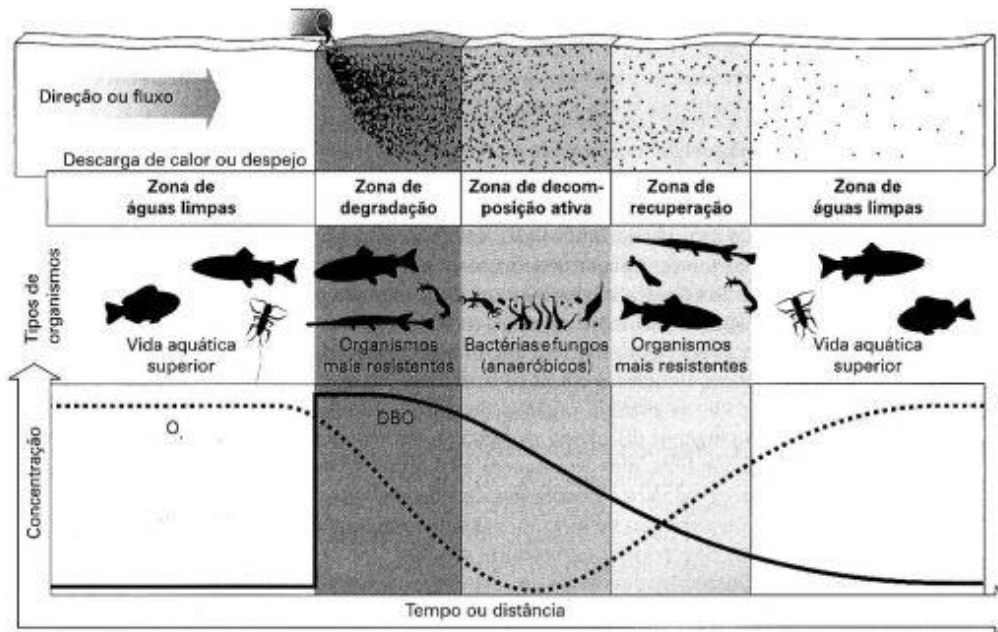
Entende-se que após a depuração, o equilíbrio alcançado não é o mesmo encontrado antes da ocorrência desse fenômeno e que a água não estará em um estado purificado. Os produtos e subprodutos resultantes desse processo alteram a qualidade da água em relação ao seu estado inicial, contudo, se as características atuais não entrarem em conflitos com os usos previstos desse corpo hídrico, o mesmo será considerado depurado.

É importante ressaltar que, a utilização da capacidade de diluição e assimilação dos rios sem apresentar alterações da sua qualidade é um recurso ambiental que pode ser explorado. Contudo deve ser respeitada a capacidade do mesmo para garantir que essa assimilação não ultrapasse níveis aceitáveis e se torne prejudicial.

Uma vez que o equilíbrio físico-químico é alterado por despejos orgânicos o equilíbrio biológico também se altera. Nesse sentido, cada alteração do meio induz um estágio de sucessão ecológica com mudanças na diversidade e número de indivíduos no meio.

Como a autodepuração é um processo que se desenvolve ao longo do tempo e que as alterações no meio se dão ao longo do curso d'água, pode-se associar esses estágios de sucessão com as zonas de autodepuração. As principais zonas de autodepuração são, zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas, sendo que esta última ocorre nas situações de equilíbrio antes do despejo de poluente e depois da autodepuração, como representado na Figura 4.

Figura 4: Zonas de autodepuração e sucessão ecológica. Fonte: Braga, 2005.



As zonas de autodepuração e seus principais processos e características são descritos abaixo (VON SPERLING, 2005):

- Zona de degradação:

A primeira zona do processo de autodepuração e tem início logo após o ponto de lançamento. É abundante em matéria orgânica, apresenta alta turbidez, o que dificulta a fotossíntese e diminui a presença de algas, e também sedimentação de sólidos, formando bancos de lodo, onde ocorrem reações anaeróbias e liberação de gases de odor desagradável.

A decomposição da matéria orgânica tem início lento devido a adaptação dos organismos ao meio, conseqüentemente a concentração de oxigênio ainda se mantém em níveis aceitáveis. Após o período de adaptação, a decomposição aeróbia aumenta radicalmente e assim, o oxigênio dissolvido diminui na mesma proporção.

Por conta da decomposição da matéria orgânica, há liberação de gás carbônico, que é convertido em ácido carbônico e acidifica o meio. Os compostos nitrogenados estão muito presentes nessa etapa e já ocorre a conversão dos mesmos em amônia.

Formas de vida menos adaptadas começam a diminuir, bactérias do grupo coliforme se apresentam em grande número e ocorrem também

protozoários que se alimentam de bactérias. Peixes, moluscos e crustáceos tendem a abandonar essa zona.

- Zona de decomposição ativa:

Nesta etapa a água apresenta coloração acentuada, há deposição de lodo escuro no fundo e os microrganismos desempenham ativamente a degradação da matéria orgânica, logo, é quando ocorre a menor concentração de oxigênio dissolvido, desenvolvendo-se assim, condições de anaeróbias.

Por conta da ausência de oxigênio e diminuição do alimento disponível, os organismos aeróbios diminuem em número, enquanto os anaeróbios aumentam. Conseqüentemente são liberados ainda mais gases provenientes da decomposição anaeróbia, como metano e gás sulfídrico. Grande parte do nitrogênio já se encontra na forma de amônia.

O número de bactérias originárias do trato intestinal, patogênicas ou não, diminui devido às condições adversas do meio e a alimentação dos protozoários. A fauna fica restrita a larvas de insetos e protozoários, que aumentam em número.

- Zona de recuperação:

Neste momento água se encontra mais clara e os depósitos de lodo tem um aspecto mais granuloso, mas sem liberar mais gases e mau cheiro. A maior parte da matéria orgânica foi estabilizada, ou seja, transformada em compostos inertes, e, conseqüentemente a o consumo de oxigênio cai por conta da diminuição da respiração bacteriana.

Paralelamente, a amônia foi convertida em nitritos e nitratos e os compostos de fósforo em fosfatos, que servem como nutrientes para as algas. Com o aumento do número de algas há produção de oxigênio por conta da fotossíntese e há também introdução do oxigênio atmosférico no meio aquático. A soma desses dois processos aumenta a concentração de oxigênio dissolvido no meio e a condição aeróbia é reestabelecida.

O número de bactérias e de protozoários é bastante reduzido, enquanto que a presença de algas atrai novamente organismos heterotróficos como moluscos, microcustáceos e algumas espécies de peixes mais resistentes.

- Zona de águas limpas:

As águas estão limpas novamente, voltando aos teores de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e bactérias encontrados antes do lançamento de

efluentes. Mesmo que o lodo de fundo não esteja completamente estabilizado, há predominância de compostos minerais completamente oxidados.

Devido a mineralização na etapa anterior, as águas estão mais ricas do que antes de sofrerem com a poluição, portando a produção de algas é maior, o que permite o reestabelecimento da cadeia alimentar, e assim o ecossistema atinge novamente o clímax da sucessão ecológica.

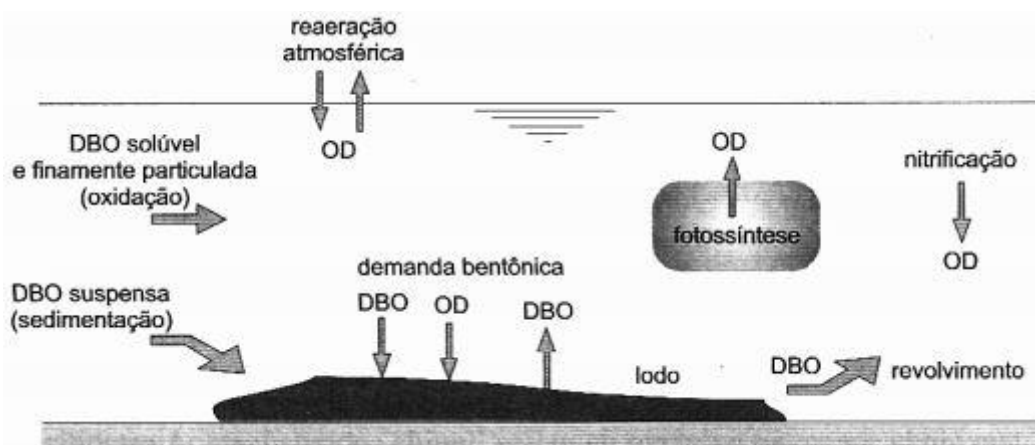
### 3.4.2. Balanço de oxigênio em meios aquáticos

O oxigênio dissolvido é utilizado como indicador para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos d'água. Isso ocorre devido a sua fácil medição e concentrações passíveis de modelagem (VON SPERLING, 2005).

Em comparação com o meio atmosférico, as águas têm concentrações de oxigênio muito baixas, 270 mg/L contra 9 mg/L, respectivamente. Assim, quando a taxa de consumo do oxigênio aumenta no meio aquático causa grandes impactos negativos (VON SPERLING, 2005).

Durante o processo de autodepuração ocorre um balanço entre as fontes consumidoras e produtoras de oxigênio, ilustrado na Figura 5. De forma simplificada quando a produção é menor do que o consumo a concentração do oxigênio diminui e o oposto também é verdadeiro. De modo geral a mudança nas concentrações e decorrente de processos de advecção, difusão e conversão. (VON SPERLING, 2005).

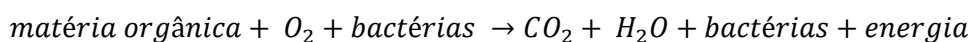
Figura 5: Balanço de oxigênio em meios aquáticos. Fonte: von Sperling, 2005.



Os processos de consumo de oxigênio são:

- A oxidação da matéria orgânica:

A matéria orgânica proveniente dos esgotos pode se apresentar em suspensão ou dissolvida. A parcela em suspensão tende a sedimentar e formar o lodo de fundo, já a matéria orgânica dissolvida continua na massa líquida. A oxidação dessa parcela dissolvida representa o principal fator de consumo do oxigênio dissolvido. Esse consumo se deve principalmente à respiração, crescimento e reprodução celular realizados por bactérias heterotróficas aeróbias. Esses processos continuam enquanto houver disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica no meio. A estabilização da matéria orgânica pode ser descrita pela reação a seguir.

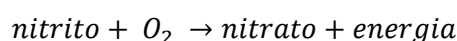
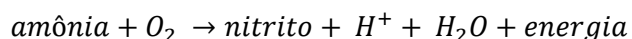


- Demanda bentônica:

A matéria orgânica sedimentada também será convertida em compostos mais simples. A maior parte dessa conversão acontece em condições anaeróbias por conta da dificuldade do oxigênio de alcançar todas as camadas do lodo, logo, não representa um consumo de oxigênio. Porém, uma fina camada externa do lodo de fundo utiliza o oxigênio na sua estabilização, e além disso alguns subprodutos da decomposição anaeróbica do lodo, podem se dissolver e se difundir na massa líquida, exercendo uma demanda de oxigênio.

- Nitrificação:

Um outro processo de oxidação, mas é referente as formas nitrogenadas. A nitrificação é a transformação da amônia em nitrito e depois nitrato realizada por microrganismos autótrofos quimiossintetizantes que usam o dióxido de carbono como fonte de carbono. Este consumo é chamado de demanda nitrogenada e pode ser simplificado pelas reações a seguir.



A produção de oxigênio acontece em decorrência da reaeração atmosférica ou da fotossíntese.

A reaeração atmosférica é um fenômeno de ordem física que ocorre quando a concentração de oxigênio dissolvido está abaixo da concentração de saturação, este

fenômeno pode ocorrer através da difusão molecular, que ocorre predominante em massas líquidas paradas e requer muito tempo para que o gás atinja as camadas mais profundas, ou da difusão turbulenta, processo mais eficiente que conta com a criação e renovação de interfaces de trocas gasosas, esses mecanismos evitam que se formem zonas de saturação e conduzem o gás a todas as camadas, por conta da mistura.

A fotossíntese é a reação pela qual os organismos autotróficos, na presença de luz solar, realizam a síntese de matéria orgânica a partir de água e gás carbônico. Esses organismos consomem oxigênio na sua respiração, mas o saldo de oxigênio dissolvido entre esses dois processos é positivo. A dependência da luz é um fator limitante da fotossíntese, como observado nas primeiras zonas da autodepuração.

### 3.5. Modelagem matemática e modelo QUAL-UFMG

A autodepuração é um fenômeno natural, que assim como muitos, pode ser modelado matematicamente. Os modelos de qualidade da água são ferramentas para compreender e simular o comportamento de um determinado corpo hídrico, e procura representar a realidade da forma como é medida.

A utilização dos modelos matemáticos auxilia na simulação de alternativas e soluções para a degradação da qualidade ambiental nos corpos hídricos dado que os resultados obtidos são representações do comportamento de processos naturais e a sua simulação facilita a gestão, controle e proteção dos recursos hídricos

Os modelos de qualidade das águas de rios são utilizados desde o desenvolvimento do modelo de OD e DBO de Streeter e Phelps. A partir de então vários outros modelos foram desenvolvidos e aumentando o grau de complexidade e número de variáveis modeladas, como o QUAL2-E e o QUAL-UFMG, mas mantendo a estrutura conceitual do modelo precursor de Streeter-Phelps. (VON SPERLING, 2005)

Segundo von Sperling (2007), o programa em Excel QUAL-UFMG tem o objetivo de modelar rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2-E, modelo desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) e amplamente utilizado em escala mundial.

O fato do QUAL-UFMG ser em planilhas torna possível uma simulação simples e rápida, mas para que sua utilização seja correta e os resultados palpáveis é necessário que a seleção de dados de entrada seja feita de acordo com a literatura pertinente. (VON SPERLING, 2007).

Utilizando o QUAL-UFMG é possível modelar os seguintes constituintes de um rio:

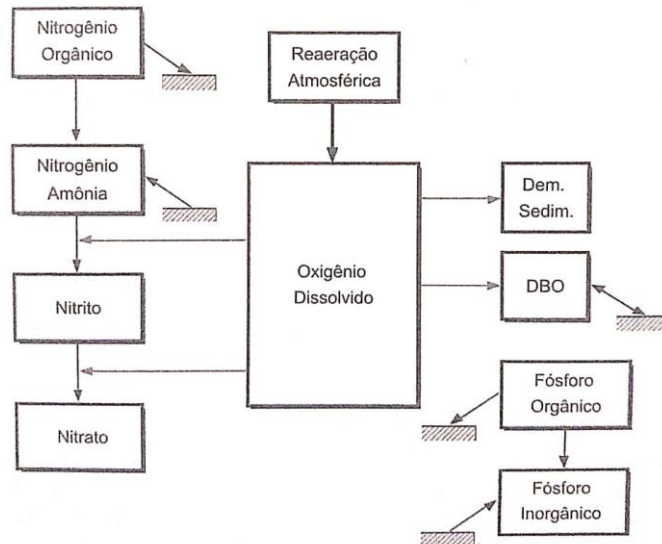
- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
- Oxigênio dissolvido (OD);
- Nitrogênio total e suas frações (amoniacal, orgânico, nitrito e nitrato);
- Fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico);
- Coliformes fecais (*E.coli*).

Mesmo que sua estrutura seja similar à do modelo QUAL2-E, algumas simplificações foram adotadas:

- Não são incluídas as algas e suas inter-relações com os demais constituintes;
- Não se considera a dispersão longitudinal;
- Utilização de um método de integração de Euler.

As simulações feitas pelo QUAL-UFMG podem ser representadas esquematicamente pela Figura 6:

Figura 6: Representação esquemática dos constituintes modelados pelo QUAL-UFMG. Fonte: von Sperling, 2007.



Notas:

- Setas indicam entradas e saídas
- Os retângulos hachurados representam a troca com o sedimento.

Para a aplicação do modelo de qualidade de água, além de se ter a representação esquemática dos fenômenos simulados é necessária a formulação matemática dos mesmos. Neste trabalho será realizada a simulação do balanço de

oxigênio considerando a demanda carbonácea (DBO), a demanda nitrogenada e a reaeração atmosférica.

Todas as entradas de cargas poluidoras no modelo são feitas a partir da vazão, dada em m<sup>3</sup>/s, e das concentrações dos constituintes de interesse, dadas em mg/l, do efluente em questão. Para cada nova contribuição de cargas é calculada uma nova equação de mistura que irá determinar as novas concentrações dos constituintes e a vazão do curso d'água. Essa equação de mistura é apresentada da seguinte forma:

$$C_0 = \frac{Q_r * C_r + Q_e * C_e}{Q_r + Q_e}$$

Onde:

$C_0$  = concentração do constituinte após a mistura (mg/l);

$Q_r$  = vazão do rio (m<sup>3</sup>/s);

$C_r$  = concentração do constituinte no rio (mg/l);

$Q_e$  = vazão do efluente (m<sup>3</sup>/s);

$C_e$  = concentração do constituinte no efluente (mg/l);

Ainda por conta do formato no qual esse modelo se apresenta, todos os constituintes foram calculados a cada 100m em um passo de tempo que depende da velocidade da água, com isso cada trecho tem as suas próprias características hidráulicas e concentrações dos poluentes.

Dado que o modelo QUAL-UFMG expressa seus resultados em função da concentração dos constituintes de acordo distância percorrida pelo rio, a quantificação e a determinação do ponto de lançamento, mais especificamente da distância em relação ao ponto inicial da modelagem, de cada carga afluente ao Paraíba do Sul são fatores de extrema relevância para a obtenção de resultados válidos.

Em relação ao comportamento hidráulico dos rios, nesse modelo é adotado o escoamento uniforme, ou seja, a profundidade, área molhada da seção transversal e velocidades são constantes ao longo do rio.

### 3.5.1. Características hidráulicas

Uma forma muito difundida no meio técnico brasileiro para o dimensionamento de canais com escoamento uniforme é por meio do emprego da fórmula de Manning.

$$Q = \frac{1}{n} * A * R_h^{2/3} * i^{1/2}$$

Onde:



Q = vazão (m<sup>3</sup>/s);  
A = área da seção transversal (m<sup>2</sup>);  
R<sub>h</sub> = raio hidráulico (m)  
i = declividade (m/m)  
n = coeficiente de rugosidade de Manning

A resolução da fórmula de Manning dá subsídios para a utilização de fórmulas que permitem obter as características hidráulicas de cada trecho podem ser encontradas a partir das seguintes equações:

$$U = a \cdot Q^b$$

$$y = c \cdot Q^d$$

Onde:

Q = vazão no trecho do rio;

U = velocidade;

y = profundidade do canal

a, b, c, d, são constantes empíricas determinadas pela solução da fórmula de Manning por meio de equações de ajuste.

A aproximação do rio para canal foi feita a partir da resolução da fórmula de Manning por meio de equações de ajuste em uma tabela em Excel. Esse método pode ser dividido em três etapas.

A primeira consiste na aquisição ou determinação dos dados de entrada, que são as relações geométricas do canal, vazão, declividade e coeficiente de rugosidade.

A segunda é a elaboração de uma tabela onde, a partir de valores de profundidade (y) são calculados os seguintes termos:

- Área:  $A = (b + Z * y) * y$
- Perímetro molhado:  $P = b + 2 * y * (1 + Z^2)^{0,5}$
- Raio hidráulico:  $R_h = A/P$
- Fórmula de Manning:  $Q = \frac{1}{n} * A * R_h^{2/3} * i^{1/2}$
- Velocidade:  $U = Q/A$
- Largura a meia profundidade:  $B_{médio} = b + Z * y$
- Largura no topo (nível d'água):  $B = b + 2 * Z * y$

Essas fórmulas são utilizadas para o dimensionamento de canais trapezoidais, onde Z = declividade da parede lateral (vertical/horizontal) (m/m).

A terceira e última etapa, é a construção de gráficos de U em função de Q e de y em função de Q. A partir desses gráficos são obtidos os valores de a,b,c,d, constantes empíricas utilizadas como dado de entrada no QUAL-UFMG.

### 3.5.2. Cinética da demanda carbonácea

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente se processa de acordo com uma reação de primeira ordem, isso significa que quão maior for a concentração de DBO, maior será a taxa de mudança da sua concentração. A equação da progressão da DBO remanescente pode ser expressa pela seguinte equação:

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

Onde:

L = concentração de DBO remanescente (mg/l);

t = tempo (dia);

K<sub>1</sub> = coeficiente de desoxigenação

Após integração tem-se que:

$$L = L_0 * e^{-K_1 * t}$$

Sendo  $y = L_0 - L$  e substituindo na fórmula acima obtém-se

$$y = L_0 * (1 - e^{-K_1 * t})$$

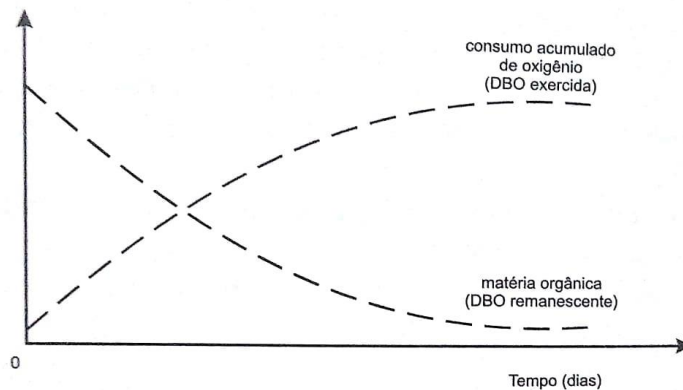
Onde:

y = DBO exercida em um tempo t (mg/l);

L<sub>0</sub> = DBO remanescente, em t = 0;

A DBO remanescente é a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado momento e a DBO exercida equivale ao oxigênio dissolvido para estabilizar a matéria orgânica até este momento. Elas progredem de acordo com a Figura 7.

Figura 7: Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica. Fonte: von Sperling, 2005.



Nota-se que  $K_1$  é o coeficiente de desoxigenação determinado em laboratório, sendo similar com valores observados somente em rios profundos e lentos. Usualmente os valores da taxa de remoção são maiores na natureza, isso ocorre devido a sedimentação e remoção de lodo do fundo.

Incorporando a parcela da decomposição da matéria orgânica pela biomassa suspensa e pela biomassa no lodo de fundo tem-se um novo coeficiente, o  $K_d$ , o coeficiente de decomposição da DBO no rio. Comparando os dois valores observa-se que  $K_d > K_1$ .

O coeficiente responsável pela quantificação da sedimentação do lodo de fundo é o  $K_s$ , que representa o quociente entre a velocidade de sedimentação da DBO sedimentável e a profundidade do rio, expresso pela equação descrita a seguir.

$$K_s = V_s/H$$

Onde:

$K_s$  = coeficiente de sedimentação

$V_s$  = velocidade de sedimentação do material particulado (m/d)

H = profundidade do rio

Dado que a temperatura tem grande influência sobre o metabolismo microbiano, ela afeta a taxa de conversão da matéria orgânica. Essa alteração pode ser expressa pela seguinte equação:

$$K1_T = K1_{20} * \theta^{(T-20)}$$

Onde:

$K1_T = K_1$  a uma temperatura T qualquer ( $d^{-1}$ );

$K1_{20} = K_1$  a uma temperatura T = 20°C ( $d^{-1}$ );

T = temperatura do líquido (°C);

$\theta$  = coeficiente de temperatura (-)

Essa equação também é válida para os coeficientes  $K_d$  e  $K_s$ , mas os valores usualmente empregados para  $\theta$  são 1,047 e 1,024, respectivamente.

Para se ter o coeficiente da remoção da matéria orgânica considerando tanto a decomposição quanto a sedimentação é necessário somar  $K_d$  e  $K_s$ , obtendo assim coeficiente  $K_r$ .

### 3.5.3. Cinética da demanda nitrogenada

Para a modelagem mais detalhada do nitrogênio é necessário o entendimento de 5 processos.

A sedimentação do nitrogênio orgânico particulado, atribuída ao fato de que esse constituinte ser um particulado e causa a remoção efetiva de nitrogênio da massa líquida, representado por reação de primeira ordem.

A conversão do nitrogênio orgânico em amônia (amonificação), que é a conversão parcial do nitrogênio orgânico em amônia, esse processo não altera o nitrogênio total kjeldahl (NTK) e nem implica em consumo de oxigênio.

A liberação da amônia pelo sedimento de fundo, que contribui para a elevação da concentração de nitrogênio na massa líquida e tem sua modelagem é baseada em valores fixos do fluxo de amônia dos sedimentos

Oxidação da amônia a nitrato seguida da oxidação do nitrito a nitrato, que compõe a nitrificação.

As equações pertinentes do modelo de nitrogênio para cada processo são:

- Nitrogênio orgânico: (Acumulação = - Amonificação – Sedimentação)

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} * N_{org} - K_{so} * N_{org}$$

- Amônia: (Acumulação = Amonificação – Nitrificação + Liberação pelo sedimento de fundo)

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} * N_{org} - K_{an} * N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H}$$

- Nitrito: (Acumulação = Nitrificação)

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} * N_{amon} - K_{nn} * N_{nitri}$$

- Nitrato: (Acumulação = Nitrificação)

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} * N_{nitri}$$

- Nitrogênio total:

$$N_{tot} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra}$$

Onde:

$N_{tot}$  = nitrogênio total (mgN/l);

$N_{org}$  = nitrogênio orgânico (mgN/l);

$N_{amon}$  = amônia (mgN/l);

$N_{nitri}$  = nitrato (mgN/l);

$N_{nitra}$  = nitrito (mgN/l);

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

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

$K_{an}$  = coeficiente de conversão de amônia a nitrito (coef. de nitrificação) ( $d^{-1}$ );

$K_{nn}$  = coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (coef. de nitrificação) ( $d^{-1}$ );

$S_{Namon}$  = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ( $gO_2/m^2.d$ );

$H$  = profundidade do curso d'água.

As respectivas correções pela temperatura estão expressas pela Tabela 5:

Tabela 5: Fatores de correção dos coeficientes da modelagem de nitrogênio pela influência da temperatura. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2007.

Coeficiente	Fator de correção pela temperatura ( $\theta$ )
$K_{so}$	1,024
$K_{oa}$	1,047
$K_{an}$	1,080
$K_{nn}$	1,047
$S_{amon}$	1,074

### 3.5.4. Cinética da reaeração

A cinética da reaeração pode ser caracterizada por meio de uma equação de primeira ordem onde observa-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao seu déficit no meio aquático, ou seja, quanto menor a concentração de oxigênio dissolvido no meio, maior a taxa de transferência entre o ar e a água. A equação do déficit de oxigênio dissolvido pode ser expressa da seguinte forma:

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 * D$$

Onde:

$D$  = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação ( $C_s$ ) e a concentração existente em um tempo  $t$  ( $C$ ) (mg/l);

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

É necessário entender que o déficit de oxigênio dissolvido é calculado a partir do valor máximo que a concentração de OD pode atingir no meio, a concentração de saturação,  $C_s$ . Um meio frequentemente utilizado para calcular essa concentração, em função da temperatura,  $T$  ( $^{\circ}C$ ), é:

$$C_s = 14,652 - 4,1022 * 10^{-1} * T + 7,9910 * 10^{-3} * T^2 - 7,7774 * 10^{-5} * T^3$$

Após integração e substituição de  $D = C_s - C$  tem-se que:

$$C = C_s - (C_s - C_0) * e^{-K_2 * t}$$

Onde:

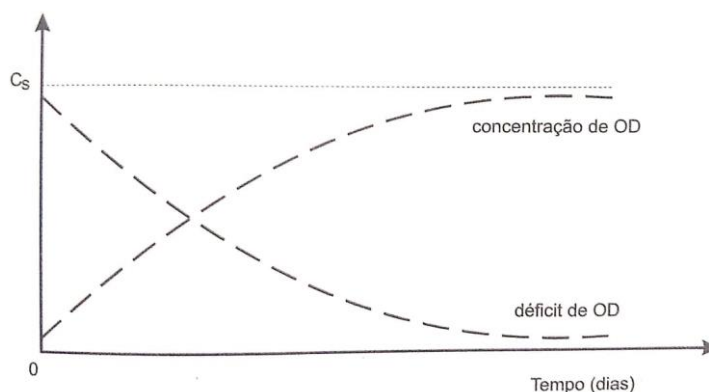
$C$  = concentração de OD em um tempo  $t$  (mg/l);

$C_s$  = concentração de saturação de OD (mg/l);

$C_0$  = concentração inicial de OD em  $t = 0$  (mg/l)

A progressão temporal do déficit de OD pode ser observada na Figura 8. Como esperado, o déficit de OD diminui à medida que a sua concentração aumenta no meio.

Figura 8: Progressão temporal do déficit de oxigênio dissolvido. Fonte: von Sperling, 2007.



O coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) tem maior influência sobre o balanço de oxigênio dissolvido do que o  $K_s$ , isso indica que o modelo é mais sensível às variações da reaeração, o que reforça a importância da sua escolha como entrada do modelo.

Existem três métodos para a estimativa desse coeficiente para a simulação do OD em um curso d'água:

- Valores médios tabelados;
- Valores em função das características hidráulicas do rio;
- Valores correlacionados à vazão do rio;

Qualquer que seja o método escolhido deve-se atentar a influência da temperatura no  $K_2$  uma vez que ela age de duas formas diferentes sobre o coeficiente. Ao passo que o aumento da temperatura reduz a solubilidade do OD no meio líquido ela também acelera os processos de absorção pelo mesmo. A correção de  $K_2$  pela temperatura do meio se dá pela seguinte fórmula:

$$K_{2T} = K_{220} * \theta^{(T-20)}$$

Onde:

$K_{2T} = K_2$  a uma temperatura T qualquer ( $d^{-1}$ );

$K_{220} = K_1$  a uma temperatura T = 20°C ( $d^{-1}$ );

T = temperatura do líquido (°C);

$\theta$  = coeficiente de temperatura (-)

O valor usualmente empregado para  $\theta$  é 1,024.

### 3.5.5. Déficit de oxigênio

Entendendo a cinética das reações que expressam a demanda carbonácea e a demanda nitrogenada é possível equacionar o déficit de oxigênio ao longo do corpo hídrico modelado, de forma que as duas somadas representem o déficit de oxigênio dissolvido no meio.

O déficit de OD pela DBO, considerando a sedimentação, é expresso pela equação:

$$D_t = \frac{K_d * L_o}{K_2 - K_r} * (e^{-K_r * t} - e^{-K_2 * t}) + D_0 * e^{-K_2 * t}$$

O déficit de OD pela nitrificação é expresso pela seguinte equação:

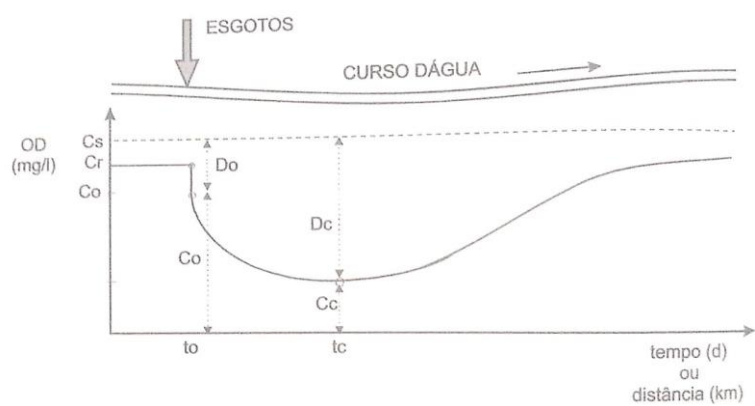
$$D_t = \frac{K_{an} * N_{amon0}}{K_2 - K_{an}} * (e^{-K_{an} * t} - e^{-K_2 * t})$$

A partir do somatório das duas parcelas e do cálculo da concentração de saturação de OD no meio é possível obter a curva de depleção de oxigênio, obtendo-se a seguinte equação resumida:

$$C_t = C_s - D_t$$

Que resulta no perfil de oxigênio dissolvido, como na Figura 9.

Figura 9: Perfil do oxigênio dissolvido. Fonte: von Sperling, 2007.





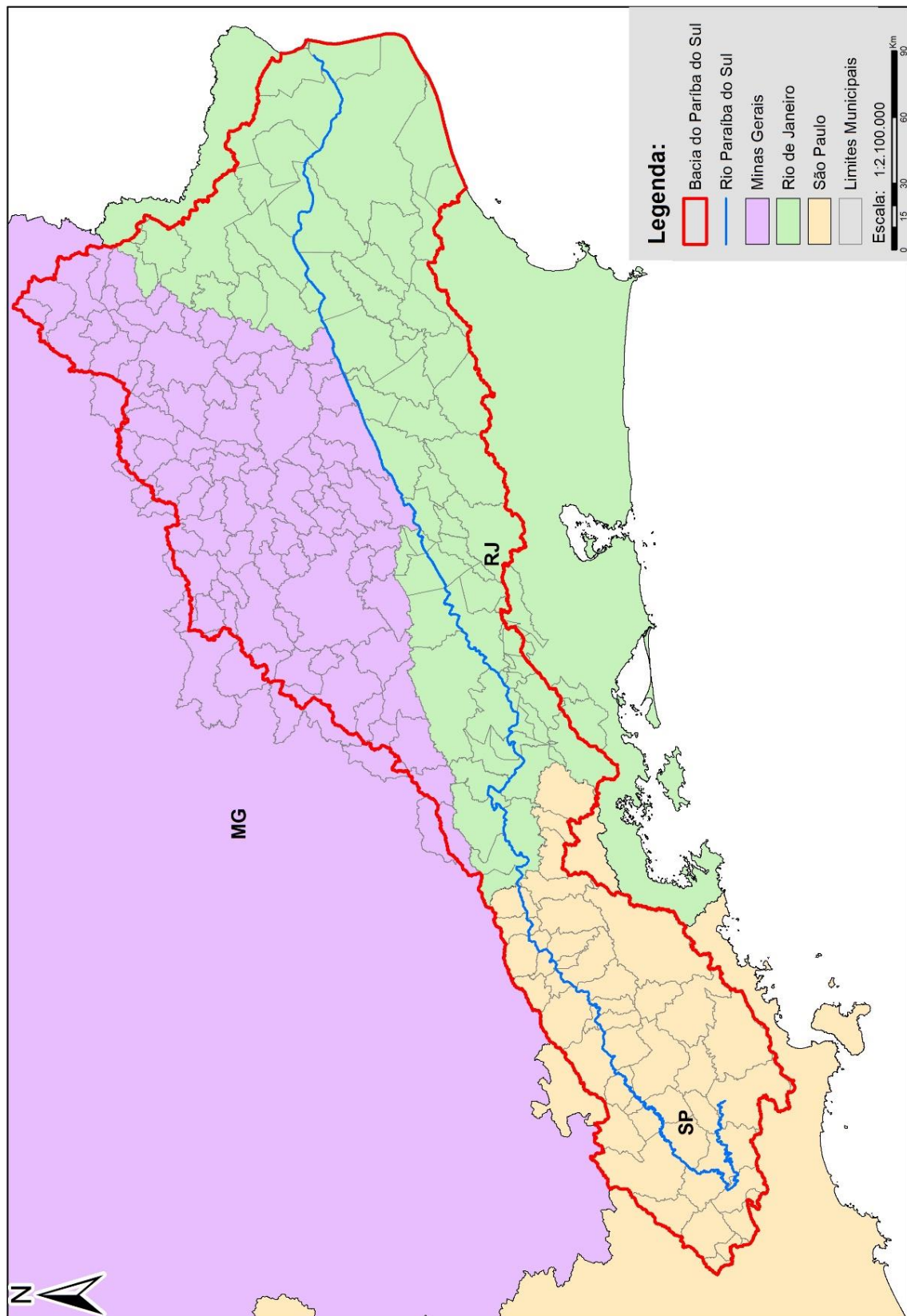
## 4. Caracterização da área de interesse

A bacia do rio Paraíba do Sul está compreendida entre os paralelos 20°26' e 23°00' e os meridianos 41°00' e 46°30' oeste de Greenwich. A região climática onde a bacia se encontra é caracterizada como subtropical quente, com temperatura média anual entre 18°C e 24°C. (MARENGO, 2005)

As precipitações máximas ocorrem nas cabeceiras mineiras da bacia e nos pontos mais altos das serras do Mar e Mantiqueira, chegando a atingir de 2250 mm/ano. O período chuvoso, no verão, é caracterizado com precipitação acumulada entre 200 e 250 mm/mês, nos meses com máxima precipitação (dezembro e janeiro), enquanto que no inverno temos o intervalo entre os meses de maio a julho o período mais seco, com precipitação acumulada inferior a 50 mm/mês. (MARENGO, 2005)

De acordo com o Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), o rio Paraíba do Sul é formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna em São Paulo e percorre cerca de 1.150 km, passando pelos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, até desaguar no Oceano Atlântico, no norte Fluminense. Sua bacia abrange uma área de aproximadamente 62.074 km<sup>2</sup> e engloba um total de 184 municípios, sendo que 26.851 km<sup>2</sup> e 57 municípios se situam no estado do Rio de Janeiro. A bacia do rio Paraíba do Sul está representada na Figura 10.

Figura 10: Representação situacional da Bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria



Os principais afluentes ao rio Paraíba do Sul são:

- Pela margem esquerda: rios Jaguari, Paraibuna (MG/RJ), Pirapetinga, Pomba e Muriaé.
- Pela margem direita: rios Una, Bananal, Piraí, Piabanha e Dois Rios.

Os principais usos dos recursos hídricos da bacia são o abastecimento, diluição de esgotos, irrigação e geração de energia hidroelétrica, tendo 9 usinas hidrelétricas no seu curso d'água principal. No estado do Rio de Janeiro parte de seus recursos hídricos são transpostos para garantir o abastecimento de água pelo Sistema Guandu, responsável por abastecer grande parte do município do Rio de Janeiro. (CEIVAP, 2014)

Há diversos fatores que contribuem para a degradação da qualidade das águas da bacia, tais como: a disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos, desmatamento indiscriminado, que acarreta o assoreamento dos rios e agravando as enchentes, retirada de recursos minerais para a construção civil sem a devida recuperação ambiental, uso indevido e não controlado de agrotóxicos, ocupação desordenada do solo, entre outros.

Localizado em uma região onde se encontram diversos polos industriais, o Rio Paraíba do Sul é alvo de intensa atividade antrópica e recebe grande carga de poluição, o que compromete a sua qualidade. As fontes poluidoras mais significativas são as de origem doméstica, industrial e da agropecuária. (CEIVAP, 2014)

Quando se fala do aporte de matéria orgânica no Rio Paraíba do Sul é importante ressaltar que a falta de saneamento básico dos municípios da bacia é um grande problema para a qualidade das suas águas, já que os esgotos domésticos dos municípios pertencentes à bacia são despejados diariamente praticamente sem tratamento. Deve-se considerar também que os efluentes industriais contribuem com 14% da carga de DBO afluente ao Rio Paraíba do Sul. (CEIVAP, 2014).

#### 4.1. Delimitação da área de estudo

Para a execução deste trabalho foi escolhido o trecho do rio Paraíba do Sul a partir do ponto em que ele entra no estado do Rio de Janeiro até onde ele é considerado como corpo hídrico interior pela Agência Nacional de Águas (ANA). Esse trecho se estende do ponto a jusante do Reservatório de Funil – RJ até o município de São João da Barra, totalizando 491.986 m.

Ao longo dessa extensão o Rio Paraíba do Sul corta 30 municípios dos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais e engloba 6 Comitês de Bacia Hidrográfica, sendo estes o do Médio Paraíba do Sul, do Rio Piabanha, dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna, dos Afluentes Mineiros dos Rios Pomba e Muriaé, do Rio Dois Rios e do Baixo Paraíba do Sul.

A relação de afluência dos rios ao Paraíba do Sul foi verificada por meio da base de Sistema de Informações Geográficas (SIG) disponibilizada pelo CEIVAP, que possui dados hidrográficos da bacia em escala 1:250.000.

De acordo com a base hidrográfica em SIG do CEIVAP, ao longo do trecho escolhido, o rio Paraíba do Sul possui mais de 300 de afluentes pertencentes aos estados de Minas Gerais e do Rio de Janeiro, que vão desde pequenos córregos até grandes rios federais. Dada a escala deste trabalho, foi necessário determinar quais desses seriam de maior significância para representar a contribuição, tanto de vazão quanto de poluentes.

Utilizando a base hidrográfica em SIG da ANA com escala de 1:1.000.000 foi possível determinar os afluentes de maior relevância. Com isso foi concluído que seriam analisados de 60 afluentes ao Paraíba do Sul.

A partir da base do Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SNIRH) com dados sobre a disponibilidade hídrica dos rios federais foram obtidas as  $Q_{95}$  dos rios Dois Rios, Muriaé, Paraibuna e Pomba, importantes afluentes do Paraíba do Sul.

Como não há dados das vazões de referência de todos os afluentes elencados, foi utilizado o método de regionalização de vazões de curvas de permanência afim de determinar as vazões necessárias para a elaboração desse estudo.

Em 2003, a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) elaborou o relatório-síntese do trabalho de regionalização de vazões da sub-bacia 58, que engloba a área de interesse citada. A partir dele foi possível separar os afluentes de acordo com as regiões homogêneas e utilizar as suas respectivas equações de regressão, que determinam a  $Q_{95}$  em função da área de contribuição da bacia de interesse. Tais regiões são apresentadas na Figura 11.

Na mesma base utilizada para a escolha dos rios também foram extraídas as delimitações das bacias hidrográficas de interesse para realizar o cálculo das vazões de contribuição dos afluentes. Sobrepondo as informações da área das bacias com as regiões homogêneas foi possível utilizar a equação adequada para cada uma, obtendo assim a  $Q_{95}$  de cada contribuinte ao Paraíba do Sul.

Vale ressaltar que desses 30 municípios citados, apenas 9 possuem estações de tratamento de esgotos, mas não garantem o atendimento de toda população municipal, isso é um indicativo da grande contribuição de esgoto bruto aos corpos hídricos da bacia, e principalmente ao Paraíba do Sul. A disposição dos municípios estudados na bacia está representada na Figura 12.

Sobre os comitês de bacia vale destacar o do Médio Paraíba do Sul, já que em sua área de atuação se concentram a maior parte das indústrias que operam ao leito do Paraíba do Sul e, conseqüentemente, os aglomerados urbanos que se formam no entorno destas. A localização dos comitês inseridos na bacia é apresentada na Figura 13.

Figura 11: Delimitação das regiões homogêneas para curvas de permanência. Fonte: CPRM, 2003.

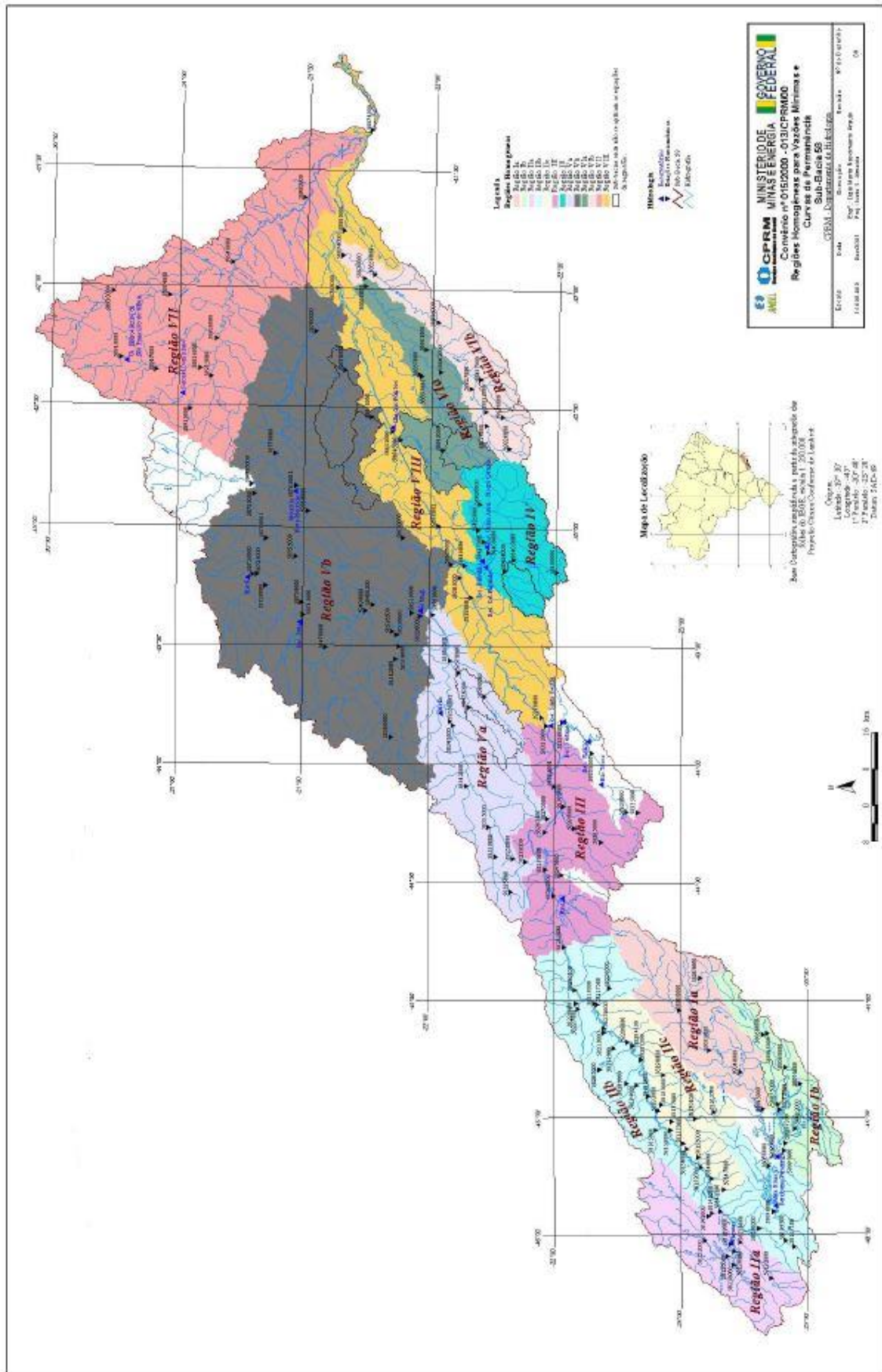


Figura 12: Municípios estudados da bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria.

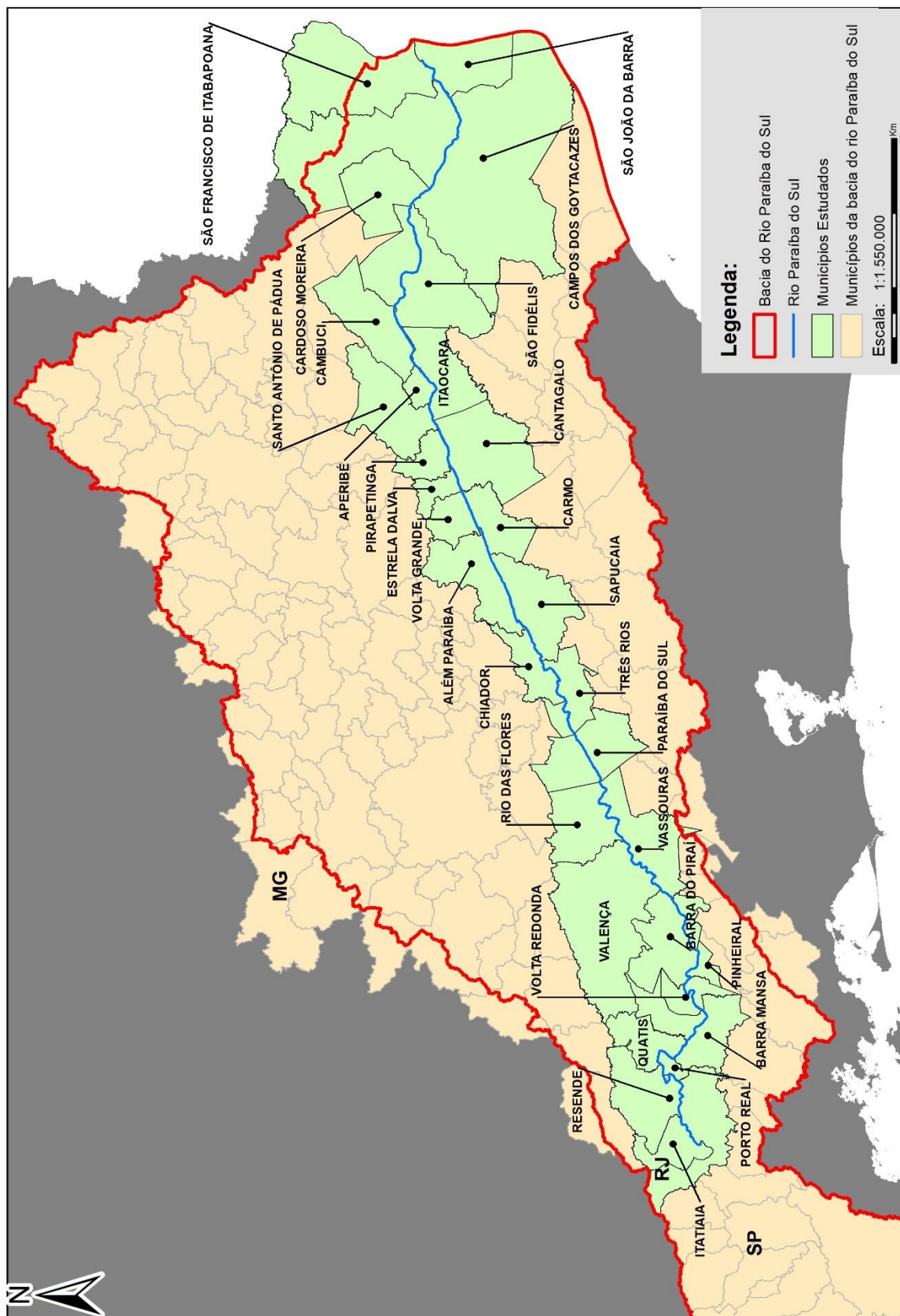
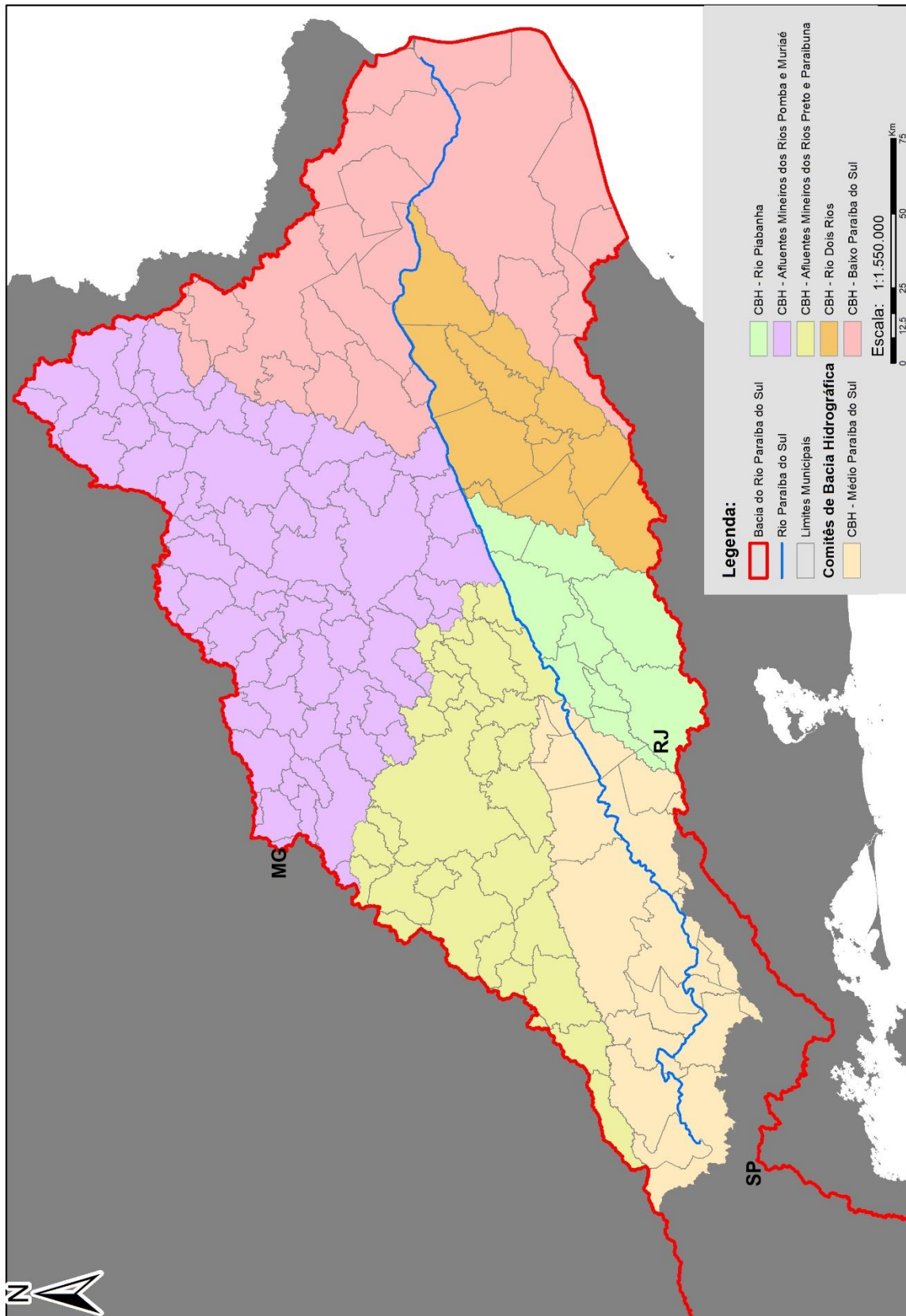


Figura 13: Comitês de bacia hidrográfica atuantes na área de estudo. Fonte: Elaboração própria.





## 4.2. Avaliação das cargas estudadas

De acordo com o que foi descrito em relação a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, foi possível afirmar que as suas capacidades de diluição e autodepuração são de grande importância nas dinâmicas ambiental, social e econômica dos municípios inseridos em sua bacia. Como o objetivo final deste trabalho é avaliar a autodepuração do rio, tornou-se imprescindível que as cargas poluidoras afluentes ao rio Paraíba do Sul fossem quantificadas e que fossem escolhidos os parâmetros de qualidade de água a serem modelados.

Elevadas concentrações de DBO e nitrogênio no meio aquático resultam na depreciação da qualidade ambiental por exercerem uma demanda de oxigênio dissolvido. Como estes são parâmetros amplamente utilizados por diversos estudos, os constituintes escolhidos como indicadores da capacidade de autodepuração do rio Paraíba do Sul foram DBO, OD e nitrogênio.

Depois de determinados os parâmetros chave do trabalho (DBO, OD e nitrogênio), foi necessário indicar as fontes de poluição mais relevantes e passíveis de quantificação. Como o escopo do estudo é o rio Paraíba do Sul, foram consideradas apenas as contribuições de cargas pontuais e diretas de poluição. Nesse sentido, não foram consideradas fontes difusas (run-off rural e urbano) e fontes indiretas de poluição (fontes pontuais e diretas aos tributários do rio Paraíba do Sul).

Dentro desse universo de cargas pontuais e diretas de poluição foram escolhidos (tipo 1) os esgotos domésticos, por conta da concentração de DBO e pela falta de saneamento básico dos municípios que estão à margem do rio; (tipo 2) os efluentes industriais, dada a presença de polos industriais ao longo da extensão do rio Paraíba do Sul; (tipo 3) e também os tributários diretos ao rio, que têm papel fundamental na contribuição de vazão e também de cargas poluidoras advindas de seus usos em suas respectivas bacias hidrográficas.

Um documento fundamental para a elaboração desse estudo, que serviu como principal base de dados foi o “*ATLAS Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas*”. Esse estudo acerca do atendimento dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil e do seu impacto sobre o comprometimento da qualidade das águas dos corpos hídricos receptores de esgotos domésticos foi disponibilizado em 2017 pela ANA e a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades (SNSA/MCidades). (BRASIL, 2017)

Nele estão indicadas as vazões e cargas diárias de DBO geradas por cada município brasileiro. O nome do corpo hídrico receptor de cada parcela dos esgotos e a proporção desse efluente advindo de sistema de esgotamento sanitário com tratamento, ou despejado in natura, também são especificados. Este estudo foi realizado com base nos dados da população urbana do ano de 2013. Essas informações são apresentadas em forma de croquis, conforme a Figura 14.

No presente trabalho, com essas informações do Atlas Esgotos, foi possível determinar a fração da população urbana que contribui com carga de poluentes ao rio Paraíba do Sul, de acordo com a discretização das seguintes parcelas:

- População não atendida pelo sistema de esgotamento sanitário;
- População atendida apenas por coleta de esgotos;
- População atendida por coleta e tratamento de esgotos.

O croqui da Figura 14 ainda indica uma outra parcela que corresponde à população atendida por solução individual, mas pela dificuldade de determinar o corpo hídrico receptor desse tipo de destinação, suas cargas não foram contabilizadas para efeito do presente trabalho.

No Atlas Esgotos a vazão de referência utilizada para avaliar o impacto dos despejos nos corpos hídricos foi a  $Q_{95}$ , que corresponde a vazão comparada ou igualada em 95% do tempo.

A  $Q_{95}$  também foi utilizada como vazão de referência neste trabalho. Essa escolha se justifica pelo fato de que na gestão de recursos hídricos ela é adotada como referência para concessão de outorgas de direitos de uso da água.

Outra fonte de informações de grande relevância foi o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), que possui uma base de dados contendo informações e indicadores sobre a prestação de serviços de saneamento básico, cedidas pelos próprios prestadores de serviço.

A utilização dessas duas fontes de dados em conjunto permitiu que fosse avaliada a evolução temporal da qualidade do Rio Paraíba do Sul ano a ano no período de 2013 a 2016. Esses anos foram escolhidos por serem, respectivamente o ano base do Atlas Esgotos e o último ano de dados disponibilizados SNIS.

A aquisição e tratamento dos dados referentes ao aporte das cargas citadas foram feitos separadamente para cada fonte citada.



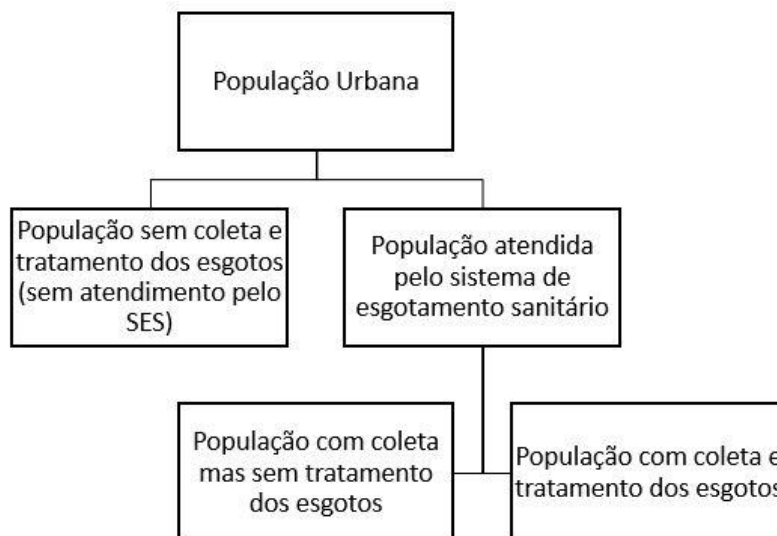
## 5. Metodologia

Este capítulo visa a descrição dos métodos empregados para que todos os objetivos propostos fossem cumpridos. Neste trabalho foram utilizados dados disponibilizados por instituições, literatura técnica pertinente e o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG.

### 5.1. Aporte de cargas municipais (tipo 1)

Tomando os croquis do Atlas Esgotos como referência de diagnóstico do esgotamento municipal, foram obtidos os dados das vazões de esgotos, cargas de DBO veiculadas, respectiva distribuição por corpo hídrico receptor e grau de tratamento das ETEs existentes em cada um dos 30 municípios que compõem a área estudada. Essa distribuição é descrita pela Figura 15.

Figura 15: Diferentes parcelas da contribuição de esgotos ao Rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria.



Vale ressaltar que o lançamento do efluente das ETEs dos sistemas de esgotamento sanitário objeto do estudo é ainda responsável pela veiculação de carga remanescente de DBO, já que a eficiência de tratamento das mesmas não atinge 100% de remoção da matéria orgânica.

Uma vez que os aportes de vazão e carga dos rios afluentes ao Paraíba do Sul seriam quantificadas (tipo 3), os esgotos contribuintes aos tributários não foram contabilizados separadamente, mas foram incorporados nas cargas veiculadas pelos mesmos. Essa abordagem evita a dupla contabilização dos despejos municipais.

Afim de evitar essa contabilização majorada foi criada uma classificação dos despejos municipais. Nessa classificação os despejos poderiam ser atribuídos ao próprio município (direto) ou atribuídos ao rio afluente ao Paraíba do Sul (indireto), no caso também receptor de parte dos esgotos gerados. Essa classificação foi feita com base nos seguintes critérios:

- Critério 1:

Quando o lançamento ocorrer diretamente no Rio Paraíba do Sul (direto) ou em um de seus tributários nos quais não haja monitoramento de qualidade de água<sup>1</sup>, esse despejo será atribuído ao município. Tal critério se justifica pelo fato de não ser possível localizar precisamente o ponto de lançamento dos esgotos municipais. Portanto assumiu-se, que estes lançamentos seriam contabilizados como cargas diretas ao Paraíba do Sul.

- Critério 2:

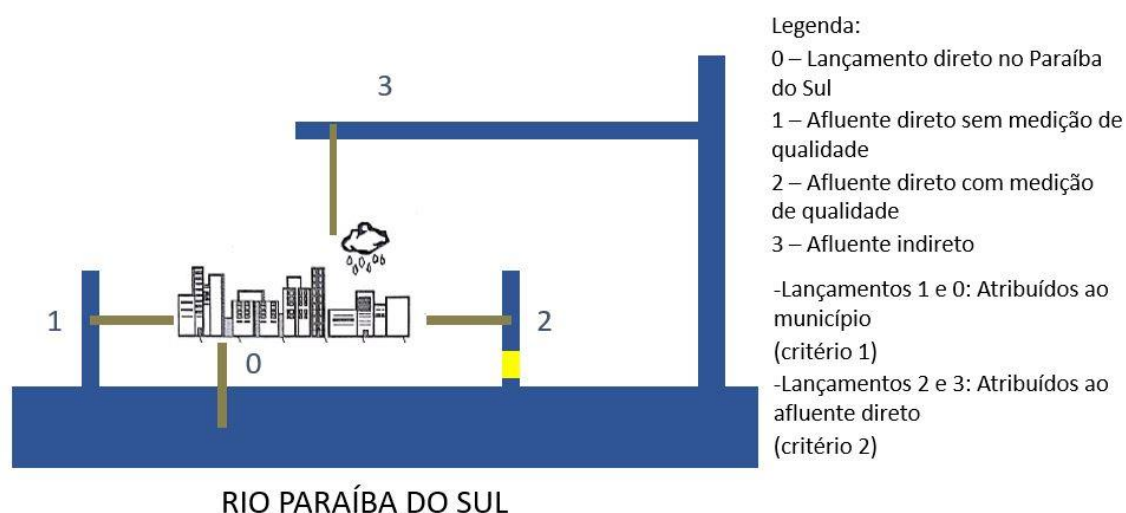
Quando o lançamento fosse em um de seus tributários diretos nos quais haja monitoramento da qualidade de água<sup>1</sup> ou em um tributário de segunda ordem, esse despejo seria atribuído ao tributário direto ao Paraíba do Sul. Nenhum tributário de segunda ordem estudado possuía monitoramento da qualidade de água. A justificativa desse critério se baseia no fato de que se há monitoramento da qualidade, as cargas do despejo já influenciam a própria qualidade do curso d'água superficial. Adicionalmente adotou-se que no caso de ser um tributário de segunda ordem, a distância percorrida até o ponto de afluência ao Paraíba do Sul, e os efeitos de diluição e autodepuração, seriam suficientes para amortizar as cargas desse despejo.

Esses critérios são ilustrados por meio da Figura 16.

---

<sup>1</sup> Sistemas de monitoramento de qualidade de águas superficiais Inea (RJ) e Igam (MG)

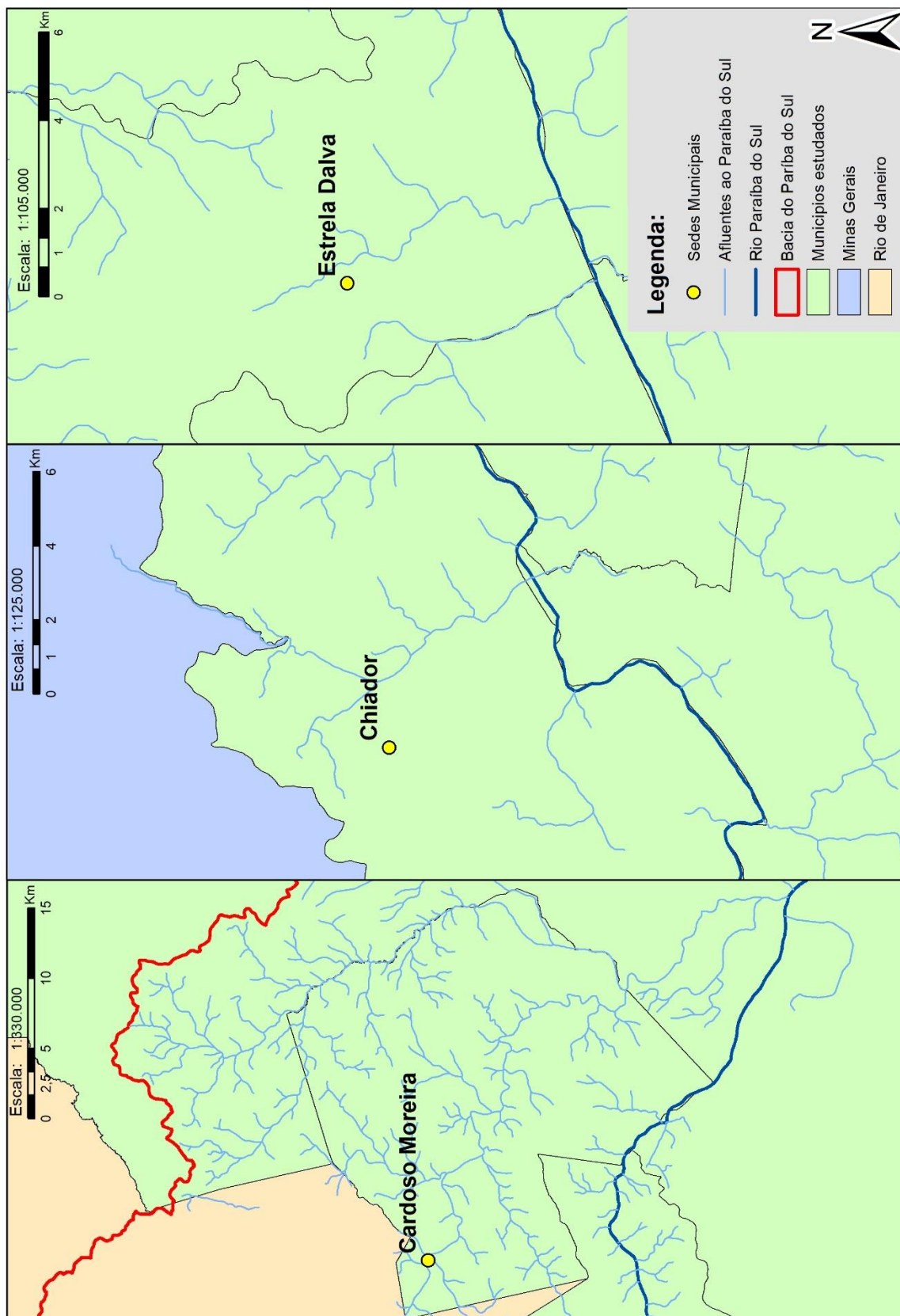
Figura 16: Esquema da classificação dos lançamentos. Fonte: Elaboração própria.



Nos municípios São João da Barra e São Francisco de Itabapoana os corpos receptores não puderam ser identificados nas bases utilizadas, logo, seus despejos não foram quantificados. Isso se justifica pelo fato de que, por serem municípios litorâneos, seus esgotos são lançados no Oceano Atlântico.

Nos municípios de Cardoso Moreira, Chiador e Estrela Dalva os critérios supracitados não foram aplicados. Eles se enquadrariam no primeiro critério, mas foi avaliada a relação entre a distância da sua sede municipal (maior do que 5km para todos) e a carga lançada, considerando os efeitos de diluição e autodepuração, e, mesmo sendo em um afluente direto, foi determinado que atribuir essas contribuições aos municípios não seria uma representação válida. Por conta disso, seus aportes de vazão e carga de poluentes foram atribuídos aos respectivos afluentes do rio Paraíba do Sul. Tal situação é ilustrada na Figura 17.

Figura 17: Ilustração dos municípios que não seguem os critérios de classificação. Fonte: Elaboração própria.



Os lançamentos municipais podem ser divididos em: lançamento direto no rio Paraíba do Sul, em um afluente direto, em um afluente indireto ou ainda em um corpo hídrico não contribuinte ao rio. Com isso, um município pode ter mais de um tipo de lançamento. Os lançamentos em corpos hídricos não contribuintes ao rio não tiveram sua carga contabilizada no estudo.

Com base nesses critérios, os lançamentos dos municípios foram classificados de acordo com a Tabela 6.

Tabela 6: Classificação dos lançamentos de esgoto municipais. Fonte: Elaboração própria.

Classificação dos lançamentos					
Município	Atribuição do lançamento	Município	Atribuição do lançamento	Município	Atribuição do lançamento
São Francisco de Itabapoana	Não contabilizado	Itaocara	Municipal	Aperibé	Afluente
São João da Barra	Não contabilizado	Itaiaia	Municipal	Cantagalo	Afluente
Resende	Municipal e afluente	Paraíba do Sul	Municipal	Cardoso Moreira	Afluente
Barra do Pirai	Municipal e afluente	Pinheiral	Municipal	Chiodor	Afluente
Barra Mansa	Municipal e afluente	Porto Real	Municipal	Estrela Dalva	Afluente
Volta Redonda	Municipal e afluente	Quatis	Municipal	Pirapetinga	Afluente
Além Paraíba	Municipal	São Fidélis	Municipal	Rio das Flores	Afluente
Cambuci	Municipal	Sapucaia	Municipal	Santo Antônio de Pádua	Afluente
Campo dos Goytacazes	Municipal	Três Rios	Municipal	Valença	Afluente
Carmo	Municipal	Vassouras	Municipal	Volta Grande	Afluente

Os pontos dos lançamentos municipais foram determinados de acordo com a sede municipal, aglomerados urbanos e a localização da prefeitura de modo a se aproximar do ponto de lançamento real dos esgotos sanitários.

As cargas de poluentes nitrogenados, nitrogênio amoniacal e orgânico, foram calculadas com base em valores de contribuição per capita, disponíveis em literatura pertinente, e na população urbana contribuinte ao rio Paraíba do Sul de cada município. O fato de nenhum município possuir tratamento de esgotos em nível terciário permite que essa carga seja calculada sem a necessidade de abatimento proveniente de tratamento dos esgotos domésticos.

Em relação a concentração de oxigênio dissolvido nos esgotos sanitários, foi adotado o valor convencional de 0 mg/l para o esgoto bruto. De acordo com von Sperling (2005), os níveis de OD no esgoto podem se elevar alcançando uma concentração entre 2-6 mg/l dependendo do tipo de tratamento empregado. Como apenas 3 municípios dispõem de ETE e estes possuem vazões de esgoto bruto muito superiores às de esgoto tratado o seu lançamento também foi considerado com 0 mg/l.



- Evolução temporal das cargas municipais

Para quantificar a evolução da contribuição municipal, em carga de DBO e vazão ao rio Paraíba do Sul, foram calculadas porcentagens de equivalência de lançamento pela população urbana, seja ela atendida por sistema de esgotamento sanitário, com e sem tratamento, ou carente de atendimento. Os cálculos e procedimentos que serão descritos a seguir são aplicáveis somente às contribuições que, de acordo com os critérios de lançamento municipal, foram atribuídas ao próprio município.

Essa metodologia se baseia no pressuposto de que as eficiências das ETEs se mantiveram constantes ao longo do tempo, mantendo a relação de DBO remanescente por população atendida por coleta e tratamento ao longo do tempo, não tendo assim alteração no cenário descrito pelos croquis do Atlas Esgoto, mas sim um crescimento populacional, expresso na série histórica do SNIS.

Isso significa que para qualquer que seja a população urbana, essa porcentagem de equivalência traduz o aporte em carga de DBO e vazão ao Paraíba do Sul, e que essa contribuição foi elaborada considerando as parcelas dos esgotos sanitários que são lançados no seu estado bruto e os que recebem tratamento. Dado que os municípios têm classificações diferentes em relação ao seu lançamento e dispõe de um cenário específico quanto ao seu sistema de esgotamento sanitário, cada um deles tem a sua própria porcentagem de equivalência.

A partir das diferentes parcelas contribuintes da população foram discretizadas as cargas de DBO e vazões de cada uma delas de acordo com a seguinte nomenclatura. Descritas na Figura 18.

Figura 18: Discretização das diferentes cargas e vazões afluentes ao Paraíba do Sul: Elaboração própria.



Para determinar as equivalências de carga e vazão da população sem atendimento pelo sistema de esgotamento sanitário (SES), o aporte afluente ao rio Paraíba do Sul foi dividido pelo número total de habitantes que não são atendidos pelo sistema de esgotamento sanitário municipal.

Para que a utilização dessa porcentagem fosse válida e pudesse ser aplicada aos dados de atendimento pelo SES do SNIS, a parcela da população com tratamento

individual foi incorporada como não atendida, isso se justifica pelo fato de que no SNIS apenas o sistema coletivo de atendimento é considerado como sistema de esgotamento sanitário.

Para determinar a equivalência da população atendida pelo SES, foram somadas as contribuições da parcela com coleta, mas sem tratamento, e da com coleta e tratamento e dividido pelo número total de habitantes que são atendidos pelo sistema de esgotamento sanitário municipal. Os resultados são apresentados, de forma resumida, conforme no Quadro 1.

Quadro 1: Resumo das descargas afluentes ao Paraíba do Sul e obtenção das porcentagens de equivalência. Fonte: Elaboração própria.

Município		Barra do Pirai
População urbana total (hab)		91957
População atendida por SES (hab)		78163
População sem atendimento por SES (hab)		13794
Efluente com coleta e tratamento	Vazão tratada (l/s)	21
	Carga DBO remanescente (kg/d)	337,6
Efluente com coleta mas sem tratamento	Vazão sem tratamento (l/s)	83,8
	Carga DBO sem tratamento (kg/d)	3376,6
Efluente total do sistema de esgotamento sanitário	Vazão lançada pelo SES (l/s)	104,8
	Carga DBO lançada pelo SES (kg/d)	3714,2
Efluente sem coleta e tratamento	Vazão in natura (l/s)	3,4
	Carga DBO in natura (kg/d)	135,7
Porcentagem de equivalência	Vazão SES/ hab atendido	0,00134078
	Carga DBO SES / hab atendido	0,047518373
	Vazão in natura / hab sem atendimento	0,000246492
	Carga DBO in natura / hab sem atendimento	0,009837931

Após obtidas as porcentagens pode-se calcular a evolução da contribuição ao Paraíba do Sul de cada município por meio de multiplicação simples. Os indicadores do SNIS utilizados para referência populacional entre os anos de 2013 e 2016 foram o “POP\_URB”, que indica a população urbana do município no ano de referência, e o “ES026”, que indica a população urbana atendida com sistema de esgotamento sanitário.

## 5.2. Aporte de cargas de afluentes diretos

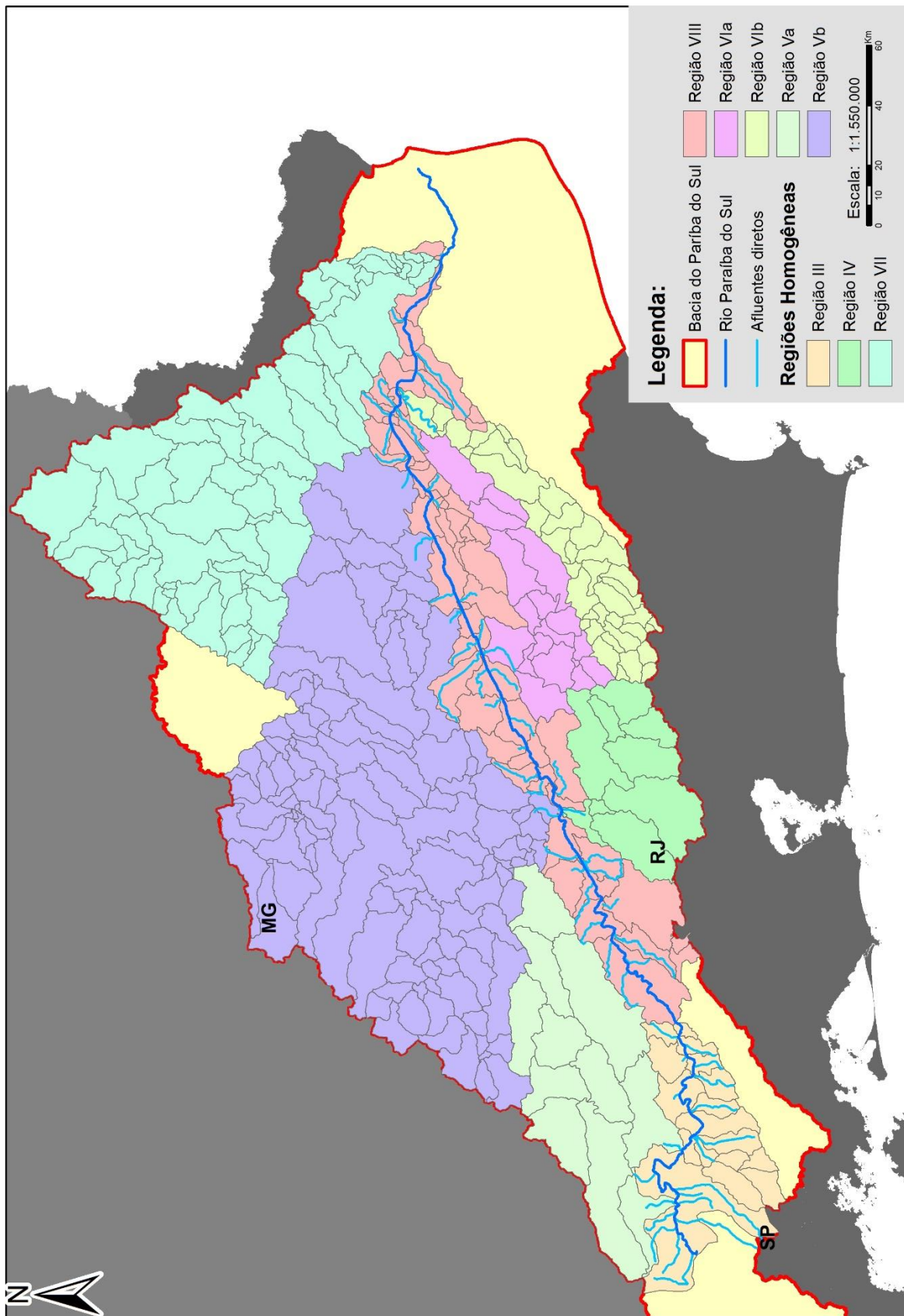
Com o emprego do software ArcGIS e partir do documento elaborado pela CPRM e das bacias hidrográficas da base da ANA foi possível georreferenciar as regiões homogêneas na área de estudo e alocar os afluentes em suas bacias de contribuição, como indicado na Figura 19.

As equações de regressão utilizadas estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7: Equação de Regressão para cada região homogênea. Fonte: Adaptado de CPRM, 2003.

Região homogênea	Equação de regressão
Região III	$Q_{95} = 0,007 * A^{1,0565}$
Região Va	$Q_{95} = 0,0224 * A^{0,9052}$
Região Vb	$Q_{95} = 0,0219 * A^{0,8793}$
Região Via	$Q_{95} = 0,012 * A^{0,8509}$
Região Vlb	$Q_{95} = 0,0397 * A^{0,7479}$
Região VII	$Q_{95} = 0,0170 * A^{0,8256}$
Região VIII	$Q_{95} = 0,000015 * A^{1,1554}$

Figura 19: Regiões homogêneas para o cálculo da  $Q_{95}$ . Fonte: Elaboração própria.



Para quantificar as cargas provenientes dos rios afluentes ao Paraíba do Sul foram utilizados dados de estações de monitoramento de qualidade da água, obtidos por meio de medições realizadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam), e o Instituto Estadual do Ambiente (Inea), atuantes nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, respectivamente.

Nos relatórios do Igam são informados, para cada medição, quais os parâmetros atingiram ou superaram o valor de referência de qualidade de acordo com o enquadramento do corpo hídrico. No caso do valor medido ser maior do que o de referência, é informada a porcentagem dessa violação e o dado bruto dessa medição, mas se o valor medido estiver abaixo do valor de referência para a classe do corpo hídrico, o valor medido não é declarado. De acordo com os relatórios do Igam todos os rios mineiros analisados estão enquadrados como classe 2.

Devido a esse modelo de relatório, para a estimativa dos resultados não informados, foi necessário considerar valores médios esperados de acordo com a classe dos rios conforme a Tabela 8.

Tabela 8: Valores médios utilizados para rios mineiros. Fonte: Elaboração própria.

Parâmetro	Valores máximos para rios Classe 2 (mg/l)	Valor médio utilizado (mg/l)
DBO	5,0	2,5
OD	5,0	7,0
Nitrato	10,0	5,0

No caso do Inea, os relatórios disponibilizam os dados brutos das medições da qualidade de água, sendo possível a utilização direta desses valores.

Para se ter a qualidade dos rios mais fiel ao cenário de vazões ( $Q_{95}$ ) modelado foram coletados os dados obtidos durante os meses de estiagem das chuvas, entre os meses de abril e setembro, e feita uma média a partir destes.

Dado que a maioria dos rios da área de interesse não possuem estações de monitoramento da qualidade da água, foi necessário estimar a sua condição ambiental. Para tal estimativa, os rios foram agrupados por área de atuação de cada comitê de bacia hidrográfica inserido na bacia do Paraíba do Sul e a partir das medições existentes foi calculada a média dos padrões de qualidade de água para cada comitê. Com isso, os rios sem monitoramento tiveram suas cargas incorporadas ao trabalho.

Essa abordagem se justifica pelo fato de que cada comitê tem um foco na gestão e uso de seus recursos hídricos, podendo se caracterizar por áreas mais

industrializadas, com desenvolvimento da agropecuária ou voltado a geração de energia, e com isso, os rios em sua área de atuação teriam características semelhantes.

Os parâmetros utilizados na caracterização dos rios foram: DBO, OD e nitrato.

- Evolução temporal das cargas dos afluentes

Para estimar a contribuição dos afluentes ao longo dos anos foi necessário calcular uma média da qualidade da água, disponibilizada pelas estações de monitoramento do Igam e Inea, para cada ano de interesse.

O Inea não disponibilizou os dados brutos para o ano de 2013, apenas os valores obtidos para o Índice de Qualidade das Águas (IQA), tornando inconclusiva a determinação direta da concentração dos parâmetros estudados, por conta disso a qualidade de água desse ano foi estimada através da média dos dados dos anos seguintes.

### 5.3. Aporte de cargas industriais

A metodologia da quantificação dos despejos industriais se baseou na aquisição das outorgas de lançamento cedidas pelo órgão ambiental responsável. Como o rio Paraíba do Sul transpassa 3 estados diferentes, ele é classificado como um rio federal, e sendo assim, suas outorgas são emitidas pela ANA, mas é permitido que o ente federal delegue ao estado a responsabilidade de emissão de algumas outorgas.

No caso do Rio Paraíba do Sul, haviam 3 outorgas emitidas pelo Inea, mas que após comparação com as da ANA foi verificado que se tratavam das mesmas outorgas. Portanto, todas as outorgas de lançamento de origem industrial no Paraíba do Sul utilizadas foram emitidas pela ANA.

As informações obtidas pelas outorgas são apresentadas pelo Quadro 2.

Quadro 2: Dados extraídos das outorgas. Fonte: ANA, 2019.

Indústria	Companhia Siderúrgica Nacional
Latitude	-22,50388889
Longitude	-44,10972222
Data de publicação da outorga	16/09/2013
Data de vencimento da outorga	16/09/2023
Volume lançado Anual (m <sup>3</sup> )	157.330
DBO Bruto (mg/l)	114,0
DBO Tratado (kg/d)	20,0

Para a contribuição de poluentes nitrogenados foram avaliadas a CONAMA 430/2011 e a NT-202.R-10 como referência. Dado que a norma técnica é muito antiga e não passou por atualização e o rio Paraíba do Sul é um rio federal, os padrões da CONAMA foram adotados neste trabalho.

A CONAMA 430/2011 indica a concentração máxima de 20 mg/l para nitrogênio amoniacal total de efluentes industriais. Para os valores de oxigênio dissolvido foi utilizada um valor médio de 2,5 mg/l para todas as indústrias devido agitação na zona de mistura. As indústrias que tinham contribuição em carga diária de DBO igual a zero foram retiradas do escopo do trabalho.

Em posse das coordenadas geográficas, os pontos de lançamento das indústrias foram determinados com o emprego do ArcGIS. Caso uma mesma indústria possuísse mais de um ponto de lançamento e a distância entre esses pontos fosse menor do que 100 m, esses lançamentos seriam resumidos a um único ponto, localizado na média da distância entre eles, e tiveram suas contribuições somadas.

- Evolução das cargas industriais

Entendendo que durante esses 4 anos indústrias podem ter suas outorgas expiradas e outras novas podem ter a sua concedidas, foi feita uma análise das outorgas desde 2009 até 2016, garantindo assim que mesmo indústrias que não começaram sua operação no período estudado teriam suas contribuições contabilizadas caso ainda estivessem em operação. A análise foi iniciada pelo ano de 2009 pelo fato de que esse é o primeiro ano que tem os dados disponibilizados pela ANA.

## 5.4. Modelagem Qual-UFMG

A metodologia descrita neste tópico tem como base von Sperling (2007).

Dado que o modelo QUAL-UFMG é apresentado em forma de planilha Excel automatizada, a metodologia da sua utilização consistiu no dimensionamento do canal que simula o rio, na compreensão das interações, já descritas e equacionadas, dos poluentes com o meio em função do tempo, na escolha dos valores para os coeficientes necessários para a modelagem e na validação dos resultados obtidos.

Os dados de entradas e os coeficientes resultantes do dimensionamento do canal estão respectivamente apresentados nas Tabela 9 e 10:

- Dimensionamento do Canal

A declividade do canal foi calculada a partir da diferença de cotas entre os pontos inicial e final da modelagem, que varia de 432m a 30m em relação ao nível do mar, e dividindo esse valor pela sua extensão, de 491.986m.

A vazão e a largura de topo foram obtidas a partir da média de valores de estações pluviométricas disponíveis no Portal Hidroweb do SNIRH, a largura de fundo foi calculada a partir de relação geométrica e do valor de Z, que foi adotado como 1,5 por corresponder a geometria usualmente empregada.

O coeficiente de rugosidade foi determinado por meio de literatura pertinente para leito de sedimentos com rugas e similares com predominância de areias médias. (ROSMAN, 2019).

A temperatura da água foi considerada como 22°C, valor obtido através do cálculo da temperatura média anual na bacia do rio Paraíba do Sul.

Os dados de entradas e os coeficientes resultantes do dimensionamento do canal estão respectivamente apresentados nas Tabela 9 e 10:

Tabela 9: Dados iniciais para dimensionamento do canal. Fonte: Elaboração própria.

Dados de entrada	
Q (m <sup>3</sup> /s)	180
Declividade do canal (m/m)	0,0008
Largura do fundo b (m)	127,5
Declividade da parede lateral Z (m/m)	1,5
Coeficiente de rugosidade n	0,03

Tabela 10: Valores obtidos pela resolução da fórmula de Manning. Fonte: Elaboração própria.

Constantes	Valores encontrados
a	0,138930384
b	0,398047234
c	0,056541067
d	0,598268721

- Coeficientes de remoção de DBO

Os valores típicos utilizados para os coeficientes  $K_1$ ,  $K_d$ ,  $K_s$ , e  $K_r$  relacionando as suas faixas de aplicação com a profundidade dos rios e também as características da fonte poluidora são apresentados pela Tabela 11.



Tabela 11: Valores típicos para coeficientes de remoção de DBO. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2007.

Origem	K1	Rios rasos			Rios profundos		
		Kd	Ks	Kr (Kd+Ks)	Kd	Ks	Kr (Kd+Ks)
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,60-1,35	0,35-0,5	0,05-0,20	0,40-0,70
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,45-1,05	0,30-0,45	0,00-0,15	0,30-0,60
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,10	0,45-0,90	0,30-0,45	0,00-0,05	0,30-0,50
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20

Notas:

- Rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5m
- Rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5m

Os valores utilizados foram os referentes aos empregados para rios que recebem esgotos brutos concentrados. De acordo com o dimensionamento do canal e suas características hidráulicas, modeladas a partir da inserção das vazões afluentes, a profundidade do canal varia de 0,8m a 1,69m.

Assim, ele foi caracterizado como rio raso até o ponto em que a profundidade salta de 1,49m para 1,55m, esse incremento se deve à afluência do rio Dois Rios. Por conta dessa variação dois valores de  $K_r$  foram empregados, que estão descritos pela Tabela 12.

Tabela 12: Valores de Kd, Ks e Kr utilizados de acordo com a profundidade. Fonte: Elaboração própria.

Profundidade (m)	Kd	Ks	Ajuste pela temperatura		Kr (Kd+Ks)
			Kd	Ks	
0,80-1,49	0,75	0,23	0,82	0,24	1,06
1,55-1,69	0,43	0,13	0,47	0,13	0,6

- Coeficiente de reaeração

Desde que as características hidráulicas do canal estejam dentro da faixa de aplicação, é usual que o cálculo de  $K_2$  seja feito em função das características hidráulicas do canal. Como as características do rio modelado se alteram a cada trecho, o  $K_2$  é constantemente recalculado para que se adeque ao modelo. Diversos pesquisadores formularam o cálculo de  $K_2$  a partir da altura da lâmina d'água (H) e da

velocidade do curso d'água ( $v$ ), essas formulações e suas faixas de aplicação estão apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13: Fórmulas para o coeficiente de reaeração. Fonte: von Sperling, 2007.

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,93 * v^{0,5} * H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
Churchill et al (1962)	$5,0 * v^{0,97} * H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens et al (apud Branco, 1978; Chapra 1997)	$5,3 * v^{0,67} * H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Dadas as faixas de aplicação aproximada e as características hidráulicas do canal, com profundidade variando de 0,8m a 1,69m e velocidades entre 0,81m/s a 1,33m/s, a fórmula utilizada foi a determinada por Churchill et al (1962). Para cada valor calculado de  $K_2$  foi feita a correção pela ação da temperatura.

- Coeficientes da modelagem de nitrogênio

Os valores típicos utilizados para os coeficientes  $K_{so}$ ,  $K_{oa}$ ,  $K_{an}$ ,  $K_{nn}$  e  $S_{amon}$  são apresentados pela Tabela 14.

Tabela 14: Valores típicos para coeficientes da modelagem de nitrogênio. Fonte: Adaptado de von Sperling, 2007.

Coeficiente	Valores usuais
$K_{so}$	Remansos: 0,10 Rios lentos: com águas naturais e moderadamente poluídas: 0,05; águas fortemete poluídas: 0,10. Rios rápidos: águas naturais: 0,02; águas moderadamente poluídas: 0,05; águas fortemente poluídas: 0,10.
$K_{oa}$	0,20 a 0,25
$K_{an}$	0,15 a 0,25
$K_{nn}$	Cursos d'água profundos: 0,10 a 0,50. Cursos d'água rasos: 0,20 a 1,00 ou mais. Segundo Thomann e Mueller: os valores de $K_{nn}$ são similares aos de $K_d$ , incluindo a distinção entre rios rasos e profundos.
$S_{amon}$	0,00 a 0,50 (menores valores para rios rápidos e limpos)

A escolha dos coeficientes da modelagem do nitrogênio foi baseada nos critérios hidráulicos e de qualidade de água supracitados. Os valores utilizados e suas correções pela temperatura são expostos na Tabela 15.

Tabela 15: Coeficientes de nitrogênio utilizados e suas correções pela temperatura. Fonte: Elaboração própria.

Coeficiente	Valor utilizado	Valor corrigido pela temperatura
$K_{so}$	0,05	0,05
$K_{oa}$	0,23	0,25
$K_{an}$	0,20	0,23
$K_{nn}$	0,70	0,77
$S_{amon}$	0,25	0,36

- Calibração do modelo

Com a comparação dos resultados obtidos pela modelagem dos poluentes com os valores medidos em campo pelo Inea e Igam, pode-se avaliar quais seriam os ajustes necessários para que o modelo fosse calibrado corretamente. A calibração do modelo e validação e dos dados foram feitos a partir do ajuste dos coeficientes de acordo com a sua respectiva faixa de aplicação.

Uma vez que nas medições do Igam os dados brutos só são disponibilizados caso haja violação do parâmetro em questão, e de acordo com a análise das estações localizadas no rio Paraíba do Sul, em nenhuma das medições os valores de DBO, OD e nitrato violam o determinado para rios da classe 2, os valores utilizados para calibração do modelo são exclusivamente das medições do Inea.

- Avaliação de cenário futuro

Além do cálculo para os anos de 2013, 2014, 2015 e 2016, foi realizada a modelagem para o ano de 2035. Essa simulação tem por objetivo avaliar a alteração na qualidade das águas do Paraíba do Sul por conta do aporte de esgotos sanitários, assim, as cargas industriais e dos afluentes serão mantidas iguais ao ano de 2016.

Para considerar a evolução da poluição pelos esgotos urbanos foi considerado o crescimento da população urbana que consta no Atlas Esgotos e que o atendimento pelos serviços de esgotamento sanitário não se alterou desde 2016. Também foi mantida a porcentagem de equivalência nas demais simulações. A evolução da população urbana entre os anos de 2016 e 2035 é representada na Tabela 16.

Tabela 16: Crescimento da população urbana entre os anos de 2016 e 2035. Fonte: Adaptado do Atlas Esgotos.

Município	População urbana 2016	População urbana 2035	Município	População urbana 2016	População urbana 2035
Além Paraíba	33.417	35.296	Pinheiral	21.630	23.796
Barra do Pirai	94.260	102.836	Porto Real	18.446	24.429
Barra Mansa	178.485	190.348	Quatis	12.850	14.353
Cambuci	11.290	12.863	Resende	118.254	140.963
Campos dos Goytacazes	439.904	504.036	São Fidélis	29.800	35.616
Carmo	14.156	18.241	Sapucaia	13.333	16.061
Itaocara	17.203	19.062	Três Rios	76.910	84.462
Itatiaia	29.448	33.329	Vassouras	24.016	29.769
Paraíba do Sul	37.609	40.318	Volta Redonda	263.539	279.987

## 6. Resultados e discussão

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos a partir das metodologias empregadas para a estimativa da vazão, concentração de poluentes e também da modelagem realizada no QUAL-UFMG.

### 6.1. Lançamentos municipais

Dada a aplicação dos critérios de classificação dos aportes municipais, dos 30 municípios elencados como escopo do estudo, 18 tiveram suas vazões e cargas quantificadas como contribuição direta, estes municípios estão listados no Quadro 3.

Quadro 3: Municípios com contribuição direta ao rio Paraíba do Sul. Fonte: Elaboração própria.

Municípios com contribuição direta	
Além Paraíba	Pinheiral
Barra do Pirai	Porto Real
Barra Mansa	Quatis
Cambuci	Resende
Campo dos Goytacazes	São Fidélis
Carmo	Sapucaia
Itaocara	Três Rios
Itatiaia	Vassouras
Paraíba do Sul	Volta Redonda

A evolução temporal da contribuição dos municípios que conta com dados do SNIS para representar o crescimento populacional é demonstrada na Tabela 17.

Tabela 17: Evolução da contribuição do município de Barra do Pirai. Fonte: Elaboração própria.

Município de Barra do Pirai						
Ano	População urbana atendida pelo SES	População urbana sem atendimento pelo SES	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Concentração DBO (mg/l)	Concentração Norgânico (mg/l)	Concentração Namoniaca (mg/l)
2013*	78.163	13.793	0,1082	411,821	30,205	38,835
2014	93.694	0	0,1256	410,195	26,507	34,080
2015	93.694	288	0,1257	410,224	26,573	34,166
2016	93.694	566	0,1258	410,252	26,637	34,248

Notas:

- Os dados de atendimento de 2013 foram obtidos no Atlas Esgotos, os demais anos foram obtidos no SNIS.

Nota-se que há grande diferença entre os dados de atendimento do serviço de esgotamento sanitário apresentados pelo Atlas Esgotos para o ano de 2013 e pelo SNIS nos anos seguintes.

Tal discrepância em relação a população atendida pode ser explicada de duas maneiras: podem ter sido realizadas obras de expansão da rede e, conseqüentemente do atendimento, ou pelo fato de que neste trabalho foram utilizadas apenas informações do SNIS, que são declaradas pelo próprio prestador de serviços, enquanto que no atlas esses dados foram levantados a partir das informações obtidas junto aos prestadores dos serviços de esgotamento sanitário e complementadas com dados secundários disponíveis, sendo assim uma fonte mais precisa dessas informações.

Como a evolução temporal das contribuições municipais teve como base principal as porcentagens de equivalência, que por sua vez, foram obtidas por cálculos a partir dos dados refinados do Atlas Esgotos, essa metodologia não é invalidada pela incongruência entre as informações de atendimento do atlas e do SNIS.

O fator limitante da aplicação da metodologia desenvolvida é a consistência dos dados acerca do atendimento dos serviços de esgotamento sanitário municipal, que, se obtidos pelo SNIS, dependem diretamente da veracidade da declaração e dos métodos de obtenção das informações dos prestadores desses serviços.

## 6.2. Regionalização de vazões e estimativa da qualidade dos rios

As vazões dos afluentes diretos ao Paraíba do Sul foram obtidas pelo somatório das vazões calculadas a partir das bacias dentro das suas respectivas áreas de contribuição. O resultado desse cálculo é demonstrado na Tabela 18.

Tabela 18: Exemplo de resultado da aplicação de regionalização de curvas de permanência.  
Fonte: Elaboração própria.

Rio afluente	Ribeirão do Cachimbal
Região homogênea	Região III
Fórmula aplicada	$0,007 * A^{1,0565}$
Área (km <sup>2</sup> )	101,89
Vazão Q <sub>95</sub> (m <sup>3</sup> /s)	0,93

A verificação da validade dessa metodologia foi feita comparando a Q<sub>95</sub> disponível pela base do SNIRH com a obtida pelo somatório dos afluentes, ambas em relação ao trecho final da modelagem.

A vazão final calculada foi de 292,15 m<sup>3</sup>/s, enquanto que a oficial é de 281,88 m<sup>3</sup>/s. Assim, há uma diferença de apenas 10,27 m<sup>3</sup>/s, que equivale a 3,64% da Q<sub>95</sub> do rio Paraíba do Sul, indicando que o emprego do método de regionalização das curvas de permanência foi preciso.

Pode-se comentar que dada a dimensão do rio Paraíba do Sul, a proximidade entre o valor calculado e o usado pelo SNIRH é um indicativo de que o uso da regionalização da curva de permanência é um método de cálculo de vazões apropriado para aplicação em estudos de grande escala.

Dado que os parâmetros de qualidade dos rios foram obtidos ou a partir da obtenção direta da medição existente ou da estimativa dos parâmetros de acordo com a área de atuação comitê de bacia hidrográfica, tem-se dois possíveis cenários para a quantificação das cargas. Esses cenários são exemplificados pela Tabela 19.

Tabela 19: Resultado da estimativa dos parâmetros de qualidade de rios. Elaboração própria

Curso d'água	Comitê de bacia hidrográfica	Possui medição de qualidade?	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Nitrato (mg/l)
Ribeirão das Pedras	Médio Paraíba do Sul	Não	3,43	7,53	0,83
Rio da Sesmaria	Médio Paraíba do Sul	Não	3,43	7,53	0,83
Rio Pirapetinga - RJ	Médio Paraíba do Sul	Sim	7,18	6,29	0,01

### 6.3. Calibração e gráficos QUAL-UFMG

A calibração do modelo foi feita comparando os valores obtidos por meio da modelagem com os medidos pelas estações de monitoramento da qualidade de água e ajustando os coeficientes empregados, dentro das suas faixas de aplicação, afim de ajustar os resultados da realidade.

Nesse caso, a calibração consistiu em aumentar os valores de  $K_d$  e  $K_r$  dado que as medições de DBO e OD encontrados estavam superiores aos medidos. O valor de  $K_{nn}$  foi calibrado visando o ajuste da concentração de nitrato. O valor do coeficiente foi diminuído de forma que a concentração de nitrato modelada também diminuísse. Os valores de  $K_d$ ,  $K_r$  e  $K_{nn}$  calibrados são expostos na Tabela 20.

Tabela 20: Valores calibrados de  $K_d$ ,  $K_r$  e  $K_{nn}$ . Fonte: Elaboração própria.

Coefficiente	Valor antes da calibração	Valor calibrado
$K_d$	0,75	1
$K_r$	0,23	0,35
$K_{nn}$	0,7	0,6

Vale ressaltar que a calibração desses parâmetros só foi necessária no trecho com profundidade menor que 1,5m.

Os valores utilizados na calibração foram obtidos das medições de diversas estações de monitoramento pertencentes ao Inea. As estações e seu valores médios medidos no período de estiagem são apresentados pela Tabela 21:

Tabela 21: Valores utilizados na calibração do modelo para o ano de 2016. Fonte: Elaboração própria.

Código Estações	Distância até origem (km)	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Nitrato (mg/l)
PS413	18	< 2	5,5	1,1
PS415	56	< 2	6,2	1,0
PS418	70	< 2	7,3	1,0
PS419	83	2,6	7,2	1,1
PS421	94	3,0	7,1	1,2
PS423	112	2,0	7,4	1,2
PS425	126	< 2	7,2	1,1
PS430	227	< 2	7,8	1,6
PS431	249	< 2	8,0	1,0
PS432	264	< 2	8,6	1,1
PS434	362	< 2	8,0	1,0
PS436	373	< 2	8,2	0,9
PS439	407	< 2	7,9	0,9
PS441	457	< 2	7,7	0,8

A distribuição espacial dos municípios está disposta no Quadro 4 para melhor entendimento dos gráficos obtidos pela modelagem.

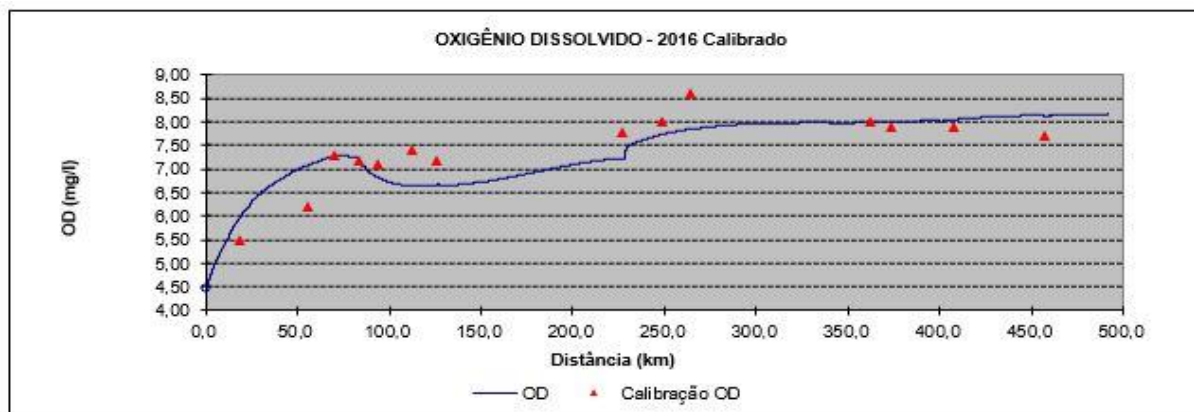
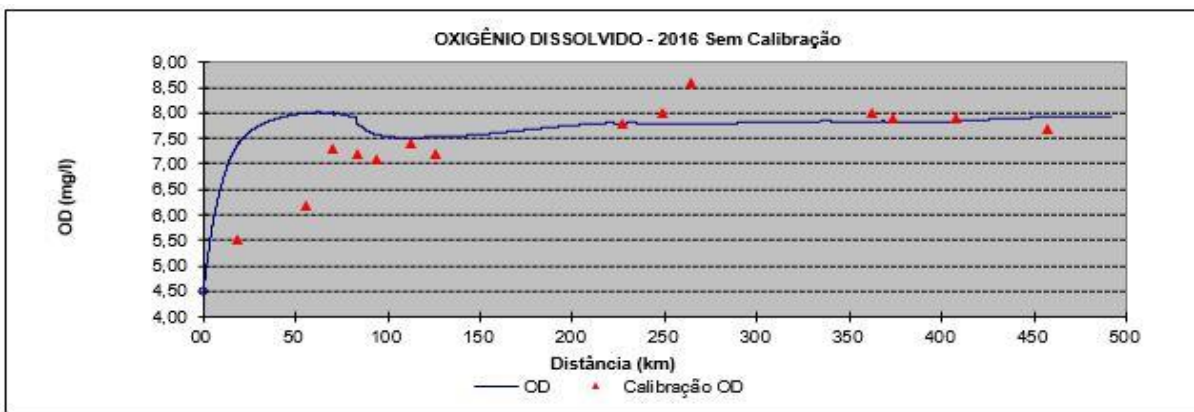
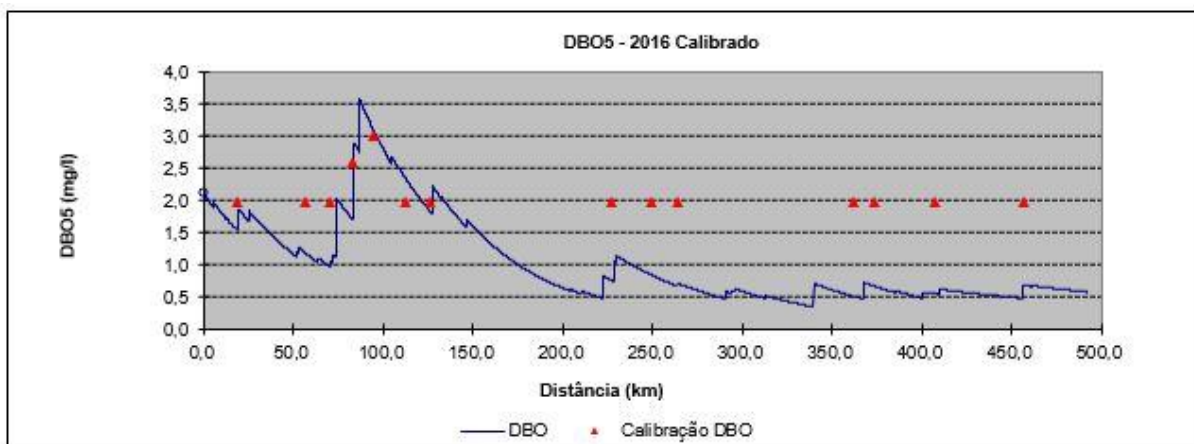
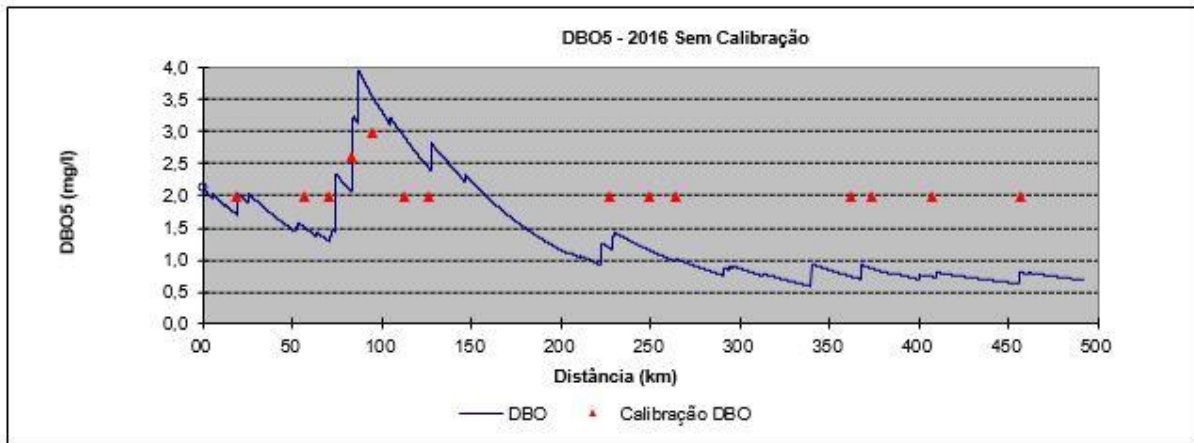
Quadro 4: Distribuição espacial dos municípios. Fonte: Elaboração própria.

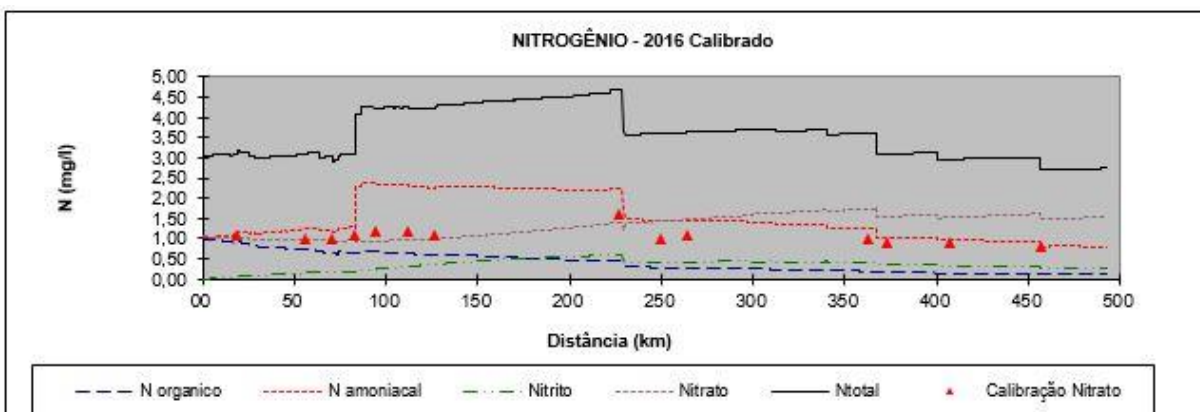
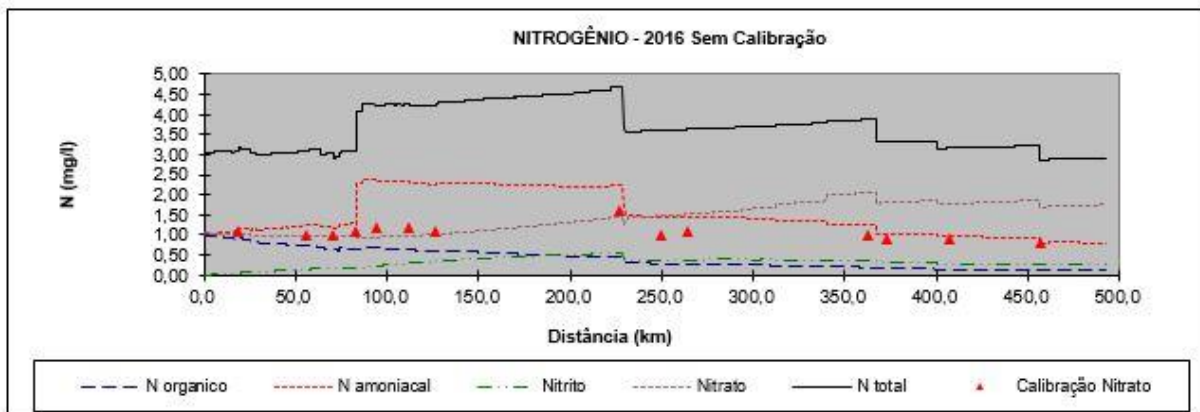
Distância (km)	Municípios	Distância (km)	Municípios
5,6	Itatiaia	210,8	Paraíba do Sul
19,4	Resende	221,9	Três Rios
51,3	Quatis	263,9	Sapucaia
52,8	Porto Real	290,4	Além Paraíba
74,1	Barra Mansa	294,2	Carmo
86,6	Volta Redonda	363,6	Itaocara
104,7	Pinheiral	386	Cambuci
127	Barra do Pirai	409,6	São Fidélis
146,2	Vassouras	461,1	Campos dos Goytacazes

O resultado do ajuste dos coeficientes, dentro das suas faixas de aplicação são representados pela Figura 20.



Figura 20: Resultados gráficos da calibração do modelo. Elaboração própria.





Os demais gráficos de OD, DBO e nitrogênio estão apresentados no Apêndice A.

De modo geral, a calibração do modelo resultou em mudanças sutis, mas que possibilitaram a confirmação de que mesmo com ajustes finos o resultado expressa mais precisão.

Pode-se destacar que a calibração da DBO foi a mais significativa entre os modelos. O fato das medições de DBO terem como limite de representação 2 mg/l e para valores menores ser apenas informado que a concentração é menor do que dois fez com que o modelo representasse a realidade em 12 das 13 estações de monitoramento.

Quanto a modelagem de nitrogênio, nota-se que os valores obtidos se aproximaram dos medidos até a metade do trecho modelado. Isso pode ser um indicativo de que a concentração de 5 mg/l, estimada para os rios mineiros a partir do valor médio do parâmetro nitrato para classe 2, não corresponde à realidade, mas que dada a escassez dos dados brutos, se mostrou uma abordagem pertinente.

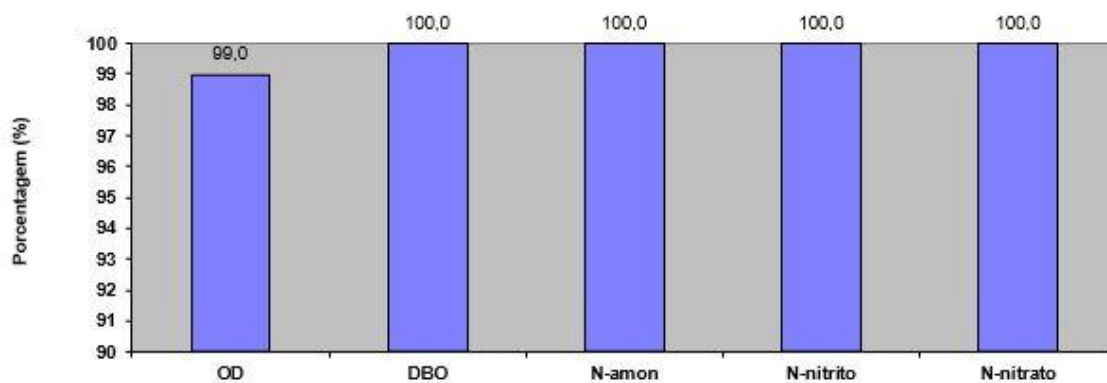
Dentre as modelagens realizadas, a do constituinte OD foi a mais discrepante sendo necessário adotar valores intermediários entre os tabelados na literatura e os calculados a partir das características hidráulicas. Sendo feita a partir do ajuste e do comportamento esperado da curva de OD em relação ao coeficiente de aeração. Com isso foram adotados os valores de 2,5 nos primeiros 230 quilômetros do curso d'água e de 4,7, valor calculado pelas condições hidráulicas, no restante do canal.

A variação dos constituintes ano a ano ocorre principalmente por conta da alteração da atividade industrial e da variação da qualidade da água dos afluentes.

Isso se deve ao fato de que em um intervalo de quatro anos a variação da população urbana é pequena devido ao passo em que se dá o crescimento da mesma, mas que nesse período as outorgas vigentes podem expirar ou novas podem ser concedidas e que a qualidade dos rios afluentes depende dos seus usos a montante da confluência com o Paraíba do Sul.

Em relação ao enquadramento previsto para o Rio Paraíba do Sul, sendo ele enquadrado como rio de classe 2, apenas 1% da extensão do trecho estudado não está de acordo com os padrões o parâmetro oxigênio dissolvido de acordo com a modelagem para o ano de 2016. As porcentagens de conformidade com os padrões previstos pelo enquadramento são apresentadas na Figura 21.

Figura 21: Porcentagem de extensão do trecho dentro dos padrões. Fonte: Elaboração própria.



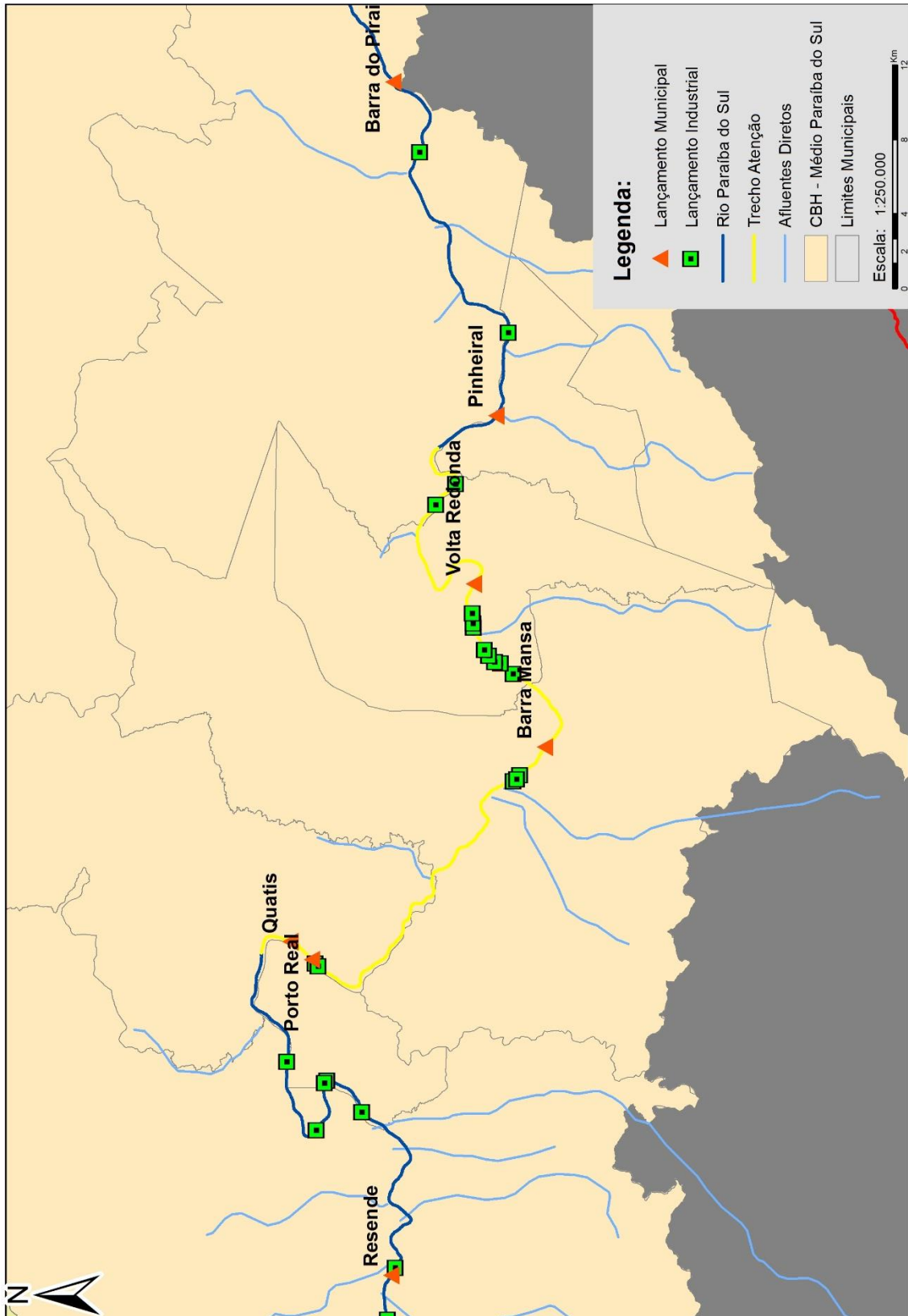
Essa não conformidade ocorreu nos primeiros quilômetros a jusante do Reservatório de Funil, onde o OD era de 4,5 mg/l em média. Para os demais constituintes os parâmetros modelados atendiam os padrões estabelecidos pela CONAMA 357/2005.

Esses valores iniciais baixos de oxigênio dissolvido podem ser explicados devido ao fato de que em um reservatório a altura da coluna d'água é muito elevada, a massa líquida está estagnada e ainda ocorrem processos de oxidação da matéria orgânica.

Indicando que há uma demanda pelo oxigênio dissolvido no meio e que a reaeração não ocorre de maneira eficiente, uma vez que nessa situação ela se daria principalmente por difusão molecular.

Mesmo que, de acordo com a modelagem e os dados utilizados, o rio Paraíba do Sul esteja dentro dos padrões para os outros constituintes, é importante ressaltar que no trecho que corta os municípios de Barra do Piraí, Barra Mansa, Quatis e Volta Redonda há uma elevação desse parâmetro por conta de diversas contribuições industriais e municipais em sequência, representados na Figura 22.

Figura 22: Trecho com DBO acima da média. Fonte: Elaboração própria.



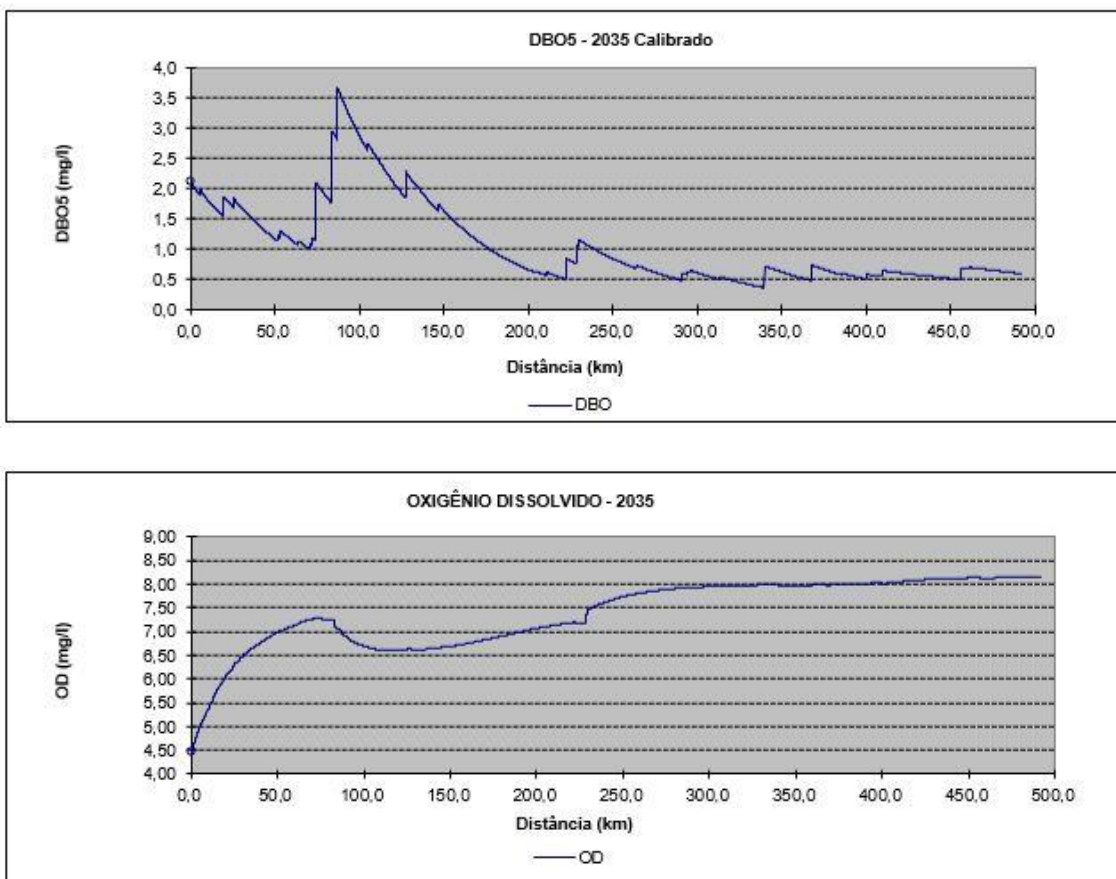
Dentre esses lançamentos destacam-se os dos municípios de Barra Mansa e Volta Redonda e da Companhia Siderúrgica Nacional. Mesmo tendo afluentes ao longo desse trecho, suas vazões não são suficientes para que ocorra a diluição das águas do rio Paraíba do Sul.

Esse trecho citado está na área de atuação do Comitê de Bacia Hidrográfica do Médio Paraíba do Sul e por mais que esteja dentro dos padrões representa uma região que deve ser vista com atenção, de forma que novas outorgas devem considerar os lançamentos já existentes e os municípios ampliem seu atendimento dos serviços de esgotamento sanitário.

- Modelagem do cenário futuro

O Resultado da modelagem para o ano de 2035 está representado pela Figura 23.

Figura 23: Resultados da modelagem para 2035. Fonte: Elaboração própria.





## 7. Conclusão

O presente trabalho indica que a qualidade das águas do rio Paraíba do Sul está de acordo com o seu enquadramento previsto na CONAMA 357/2005 para os parâmetros de OD, DBO e nitrato. Sendo assim, a sua capacidade de autodepuração comporta suficientemente bem os seus múltiplos usos. Porém deve-se considerar que a modelagem é uma ferramenta indicativa, que não foram analisados todos os parâmetros possíveis de qualidade de água e não foram realizadas visitas a campo, e, com isso, podem haver pontos que destoam da realidade.

Fica claro que as incongruências entre os dados do SNIS em relação ao Atlas Esgotos refletem em perda de precisão da modelagem realizada. Porém esses são os dados disponíveis, e que, dentro do alcance e objetivo do trabalho tem embasamento e pertinência que justificam sua utilização.

Entendendo que estações de monitoramento de qualidade da água são fundamentais para se confirmar os fenômenos que ocorrem nos corpos hídricos, recomenda-se uma investigação no local indicado como trecho crítico para se avaliar a necessidade da instalação de uma estação a jusante dos lançamentos sequenciais a jusante.

Observa-se que as maiores variações dos parâmetros de qualidade das águas ocorreram por conta do aporte de cargas industriais e dos afluentes diretos, assim, fica destacado o importante papel dos comitês de bacia no que diz respeito à concessão de novas outorgas e na manutenção e recuperação da qualidade ambiental dos rios em sua área de atuação.

Esse papel dos comitês é reforçado pela modelagem do cenário futuro, que por demonstrar pouca variação dos parâmetros estudados comparando os anos de 2016 e 2035, indica que as indústrias e os tributários do rio Paraíba do Sul tem maior relevância na qualidade das suas águas.

A abordagem de adotar características semelhantes para os rios considerando a área de atuação dos comitês de bacia hidrográfica se mostrou uma alternativa eficaz quando os dados de monitoramento da qualidade de água forem ao mesmo tempo, escassos e de relevância considerável.

A metodologia de regionalização de vazões para curva de permanência se apresentou um resultado muito preciso e contribuiu para que as condições hidráulicas e o meio de interação dos constituintes fossem próximos da realidade.



A ampla utilização da ferramenta ArcGIS no processamento de informações georreferenciadas possibilitou que pontos cruciais para realização deste trabalho fossem realizados de maneira rápida e precisa. As bases em SIG disponibilizadas pelo CEIVAP, SNIRH e ANA foram de importância fundamental dada a quantidade e qualidade de suas informações.

O Atlas Esgotos foi a principal base de dados utilizada nesse trabalho, todo esforço empregado em sua elaboração resultou em um material extremamente preciso e com informações imprescindíveis para o desenvolvimento tanto deste quanto de estudos futuros. À título de comparação, os resultados obtidos vão de encontro em relação ao enquadramento do rio Paraíba do Sul.

Quanto mais parâmetros de qualidade forem representados por um modelo, maior é o número de coeficientes estequiométricos e cinéticos que são adotados, aumentando a dificuldade de calibração do modelo, mesmo assim, o ambiente amigável e as simplificações adotadas pelo QUAL-UFMG fazem com que ele seja de fácil utilização sem perder qualidade de resultados.

A compreensão das cinéticas modeladas foi necessária para que avaliação crítica da evolução espacial dos constituintes e a calibração do modelo fossem assertivas. Deve-se ressaltar que a modelagem é uma ferramenta preditiva, e que como há limitações acerca de dados primários e condições estimadas podem não representar exatamente a realidade.

Entendendo que uma abordagem preventiva deve ser priorizada a uma corretiva, e reconhecendo que os municípios são a principal fonte de matéria orgânica ao rio Paraíba do Sul, faz-se necessário o investimento na área de saneamento básico dos municípios da bacia, principalmente no que tange aos serviços de esgotamento sanitário dado que os índices de atendimento são insatisfatórios.

Este trabalho permitiu maior compreensão da interação cumulativa das cargas poluidoras afluentes ao rio Paraíba do Sul, destacando a aplicabilidade da ferramenta de modelagem pelos comitês de bacia hidrográfica, que vem a auxiliar na concessão de novas outorgas, destinação de seus recursos e preservação dos recursos naturais da bacia.

## 8. Recomendações

O trabalho propôs uma metodologia de avaliação dos índices de coleta e de tratamento dos esgotos municipais baseada nas informações que constam no Atlas Esgotos, em contraponto às informações que constam no SNIS. Face a notória fragilidade do conjunto de informações sobre esgotamento sanitário do SNIS, sugere-se exercício de comparação entre este conjunto de informações e os resultados obtidos por meio da metodologia proposta.

A análise dos resultados indicou que o eventual comprometimento da qualidade da água do rio Paraíba do Sul seja principalmente decorrente do aporte de efluentes industriais. Esta hipótese merece ser avaliada para este objetivo específico.

Considerando que a avaliação realizada teve como referência os parâmetros DBO e nitrogênio, cuja presença é típica em esgotos sanitários, recomenda-se a avaliação futura especificamente dedicada para o parâmetro fósforo e efeitos do mesmo sobre o processo de eutrofização dos corpos d'água.

De uma forma geral, para a atual realidade brasileira, entende-se que estudos de avaliação de qualidade de água de corpos hídricos superficiais serão amparados por informação de melhor qualidade advinda do Atlas Esgotos do que pelo SNIS. Nesse sentido recomenda-se para elaboração de estudos futuros a utilização da metodologia empregada neste trabalho.

O levantamento da vazão e da caracterização dos aportes de cargas poluidoras industriais e dos afluentes diretos são dados que permitiriam simular outros efeitos que não somente a depleção de oxigênio dissolvido. A investigação desses fatores no trecho crítico pode trazer resultados que não foram explorados por este trabalho.

Um aspecto de relevância e que pode ser explorado por próximos trabalhos, é a avaliação das possíveis interações sinérgicas entre os efluentes industriais e esgotos sanitários. Que pode abordar também os aspectos toxicológicos dos lançamentos e a investigação de contaminação por metais pesados, devido a presença de grandes indústrias do ramo metalúrgico na região.

Visando a ampliação do uso da ferramenta de modelagem, podem ser avaliados parâmetros de qualidade de água que provoquem interferências no tratamento e distribuição de água potável para os municípios abastecidos pelo Paraíba do Sul.

## Referências bibliográficas

- ANA. **Informações em SIG.** Brasília, 2004. Disponível em: <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em 07 jan. 2019
- ANA. **Outorgas Emitidas.** Brasília, 2016. Disponível em <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/regulacao/principais-servicos/outorgas-emitidas>>. Acesso em 12 fev. 2019.
- BRAGA, B. et al, 2005. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.** 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall.
- BRASIL, 1997. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, Política Nacional de Recursos Hídricos.** Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- BRASIL, 2004. IBGE, Coordenação de Geografia. **Atlas de Saneamento.** Rio de Janeiro.
- BRASIL, 2005. **Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005.** Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- BRASIL, 2007. **Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF.
- BRASIL, 2011. **Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 430, de 13 de maio de 2011.** Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF
- BRASIL. ANA, Ministério das Cidades (Org.) 2017. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas.** Brasília.
- CEIVAP. **Informações em SIG.** São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://sigaceivap.org.br/siga-ceivap/map#>>. Acesso em 03 dez. 2018
- Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul. **Dados gerais da CEIVAP.** Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/dadosgerais.php>>. Acesso em: 14 mar. 2019.
- COSTA, B. S, 2010. **Universalização do Saneamento Básico: Utopia ou realidade: A efetivação do capital social na política pública do saneamento básico.** 2010. 239 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

- FINOTTI, A.R.; FINKLER, R.; SILVA, M.D.; CEMIN, G, 2009. **Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas**. Caxias do Sul: EDUCS. 270 pp.
- GONCALVES, R.F. 2003. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP
- Igam. **Relatório Águas Superficiais**. Minas Gerais, 2017. Disponível em: <<http://200.198.57.118:8080/>>. Acesso em 18 jan. 2019.
- Inea. **Qualidade das Águas por Região Hidrográfica (RHs)**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>>. Acesso em 17 jan. 2019.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A, 2011. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª Edição. Rio de Janeiro. ABES.
- MARENGO, José A. CPTEC/INPE 2005. **Tendências Hidrológicas da Bacia do Rio Paraíba do Sul**. São Paulo.
- MOCZYDLOWER, B, 2006. **PROPOSTA DE UMA METODOLOGIA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA APLICÁVEL AO SETOR HIDRELÉTRICO**. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Coppe, Ufrj, Rio de Janeiro.
- Morais, J L M; Fadul, E; Cerqueira, L S, 2018. **Limites e Desafios na Gestão de Recursos Hídricos por Comitês De Bacias Hidrográficas**: um estudo nos estados do nordeste do brasil. Read. Revista Eletrônica de Administração (Porto Alegre), [s.l.], v. 24, n. 1, p.238-264. Fap UNIFESP (SciELO).
- OMS, 2014. **INVESTING IN WATER AND SANITATION: INCREASING ACCESS, REDUCING INEQUALITIES**. Genova: Who Document Production Services.
- RIBEIRO, J W; ROOKE, J M S, 2010. **Saneamento Básico e Sua Relação com o Meio Ambiente e a Saúde Pública**. 2010. TCC (Graduação) - Curso de Análise Ambiental., Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- ROSMAN, 2019. **Referência Técnica do SisBaHiA**. Rio de Janeiro: COPPE; UFRJ.
- SNIRH. **Série Histórica de Estações Fluviométricas**. Brasília, 2017. Disponível em: <[http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes\\_historicas\\_abas.jsf](http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf)>. Acesso em 02 mar. 2019.
- SNIS. **Série Histórica dos Serviços de Água e Esgoto de 2014, 2015 e 2016**. Brasília, 2018. Disponível em <<http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em 16 fev. 2019.

- SOUZA, Ana Cristina Augusto de, 2011. **Política de Saneamento no Brasil: atores, instituições e interesses**. 88 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saúde Pública., Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fiocruz, Rio de Janeiro.
- SPERLING, M. V, 2005. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG.
- SPERLING, M. V, 2007. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 1.ed. Belo Horizonte: DESA; UFMG.
- VIRÃES, Múcio Valença, 2013. **Regionalização de Vazões nas Bacias Hidrográficas Brasileiras**: estudo da vazão de 95% de permanência da sub-bacia 50 – Bacias dos rios Itapicuru, Vaza Barris, Real, Inhambupe, Pojuca, Sergipe, Japaratinga, Subaúma e Jacuípe. Múcio Valença Virões. – Recife: CPRM.

Apêndice A – Resultados da modelagem dos anos de 2013, 2014 e 2015 para DBO, OD e nitrogênio

