

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA
E TECNOLOGIA FLUMINENSE**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS APLICADOS À
ENGENHARIA E GESTÃO**

MARIANE RANGEL DE MATOS

**MODELAGEM MATEMÁTICA DOS EFLUENTES NO RIO PARAÍBA DO SUL NA
CIDADE DE CAMPOS DOS GOYTACAZES**

**Cristine Nunes Ferreira
(Orientadora)**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, no Curso de Mestrado Profissional em Sistemas Aplicados à Engenharia e Gestão (MPSAEG), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Sistemas Aplicados à Engenharia e Gestão.

**Campos dos Goytacazes/RJ
2020**

Biblioteca Anton Dakitsch
CIP - Catalogação na Publicação

M382m Matos, Mariane Rangel de
 Modelagem matemática dos efluentes no rio Paraíba do Sul na cidade
de Campos dos Goytacazes / Mariane Rangel de Matos - 2020.
98 f.: il. color.

 Orientadora: Cristine Nunes Ferreira

 Dissertação (mestrado) -- Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia Fluminense, Campus Campos Centro, Curso de Mestrado
Profissional em Sistemas Aplicados à Engenharia e Gestão, Campos dos
Goytacazes, RJ, 2020.
Referências: f. 76 a 81.

 1. qualidade da água. 2. modelos de difusão. 3. outorgas. 4. efluentes.
I. Ferreira, Cristine Nunes, orient. II. Título.

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
FLUMINENSE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS APLICADOS À
ENGENHARIA E GESTÃO

Mariane Rangel de Matos

MODELAGEM MATEMÁTICA DOS EFLUENTES NO RIO PARAÍBA DO SUL NA
CIDADE DE CAMPOS DOS GOYTACAZES

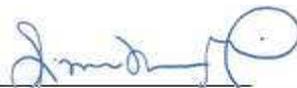
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, no Curso de Mestrado Profissional em Sistemas Aplicados à Engenharia e Gestão (MPSAEG), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Sistemas Aplicados à Engenharia e Gestão.

Aprovado(a) em 15 de Outubro de 2020

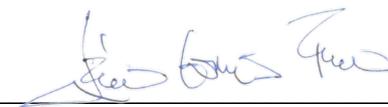
Banca Examinadora:



Cristine Nunes Ferreira, Dr^a
Instituto Federal Fluminense
(Orientadora)



Simone Vasconcellos Silva, Dr^a
Instituto Federal Fluminense



Hélio Gomes Filho, Dr
Instituto Federal Fluminense

Dedico esta dissertação à memória da minha mãe, Maria Cecília Rangel de Matos que virou muita saudade após o primeiro dia de aula do mestrado, este ser humano incrível que me deu a vida e muitos aprendizados que levarei comigo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus que me dá forças todos os dias para a longa jornada da vida; agradeço aos meus pais, Salvador Custódio de Matos e Maria Cecília Rangel de Matos que me deram a vida e pelos anos de dedicação, orientação, amor, cumplicidade e apoio mesmo que de forma discreta, estavam sempre ao meu lado querendo o meu melhor.

Agradeço o meu esposo, Leandro Costa Vasconcelos pela compreensão e paciência nesse período de aulas presenciais. Gostaria também de agradecer à minha cunhada Juliana Monteiro que incentivou a fazer o curso, aos meus colegas de curso pelas caronas, pelas atividades e trabalhos feitos com dedicação e atenção.

Agradeço também a minha família, irmãos, sobrinhos, primos e tias que estavam na torcida para este título de Mestre.

Meu agradecimento também se estende a toda equipe do SAEG, pessoal administrativo, docentes e em especial à minha orientadora Cristine.

RESUMO

A crescente pressão sobre os recursos hídricos, o aumento e a diversificação das fontes de poluição tornam o monitoramento da qualidade da água necessário. Foi analisado a tendência de mudança das propriedades ao longo do rio Paraíba do Sul em Campos dos Goytacazes – RJ, considerando o trecho da entrada dos efluentes outorgados, da área que compreende a estação INEA PS441. Este trabalho objetivou contribuir com o diagnóstico e gestão ambiental através da análise das outorgas concedidas pela Agência Nacional de Águas. Para alcançar este objetivo foi considerado os limites máximos e mínimos utilizando a lei CONAMA. Especificamente, buscou-se analisar as equações de difusão com os parâmetros que interfiram com a qualidade da água; utilizar dados das agências governamentais para calibrar equações de difusão; comparar os modelos de difusão que podem descrever o comportamento dos efluentes no rio, aplicar o método de regressão linear considerando dados anuais visando entender o papel da temperatura e propor um novo modelo para inclusão de novos poluentes. Na modelagem utilizou-se uma plataforma de simulação, onde foi incluído as características do modelo comparando um modelo generalizado e o de Streeter-Phelps. Como resultado verificou-se que o modelo mais geral para novos poluentes se acopla da mesma forma que o de Streeter-Phelps, ou seja, de forma linear. Esta análise foi importante para determinar o impacto de novos poluentes nas outorgas concedidas pela ANA, pois no modelo considerado da ANA só se leva em consideração o OD e a DBO.

Palavras-chave: qualidade da água, modelos de difusão, outorgas, efluentes.

ABSTRACT

The increasing pressure on water resources, the increase and diversification of pollution sources make monitoring of water quality necessary. The trend of changing of properties along the Paraíba do Sul River in Campos dos Goytacazes - RJ was analyzed, considering the portion of the effluent input granted, from the area comprising the INEA PS441 station. This work aims to contribute to the diagnosis and environmental management through the analysis of the grants granted by the National Water Agency (ANA). To achieve this objective, maximum and minimum limits were considered using the CONAMA law. Specifically, we sought to analyze diffusion equations with parameters that interfere with water quality; use data collected by government agencies to calibrate the diffusion equations; compare between the diffusion models that can describe the behavior of the effluents in the river; apply the linear regression method considering annual data in order to understand the role of temperature and propose a new model for the inclusion of new pollutants. For the modeling a simulation platform was used, where the characteristics of the model were included comparing a generalized model and that of Streeter-Phelps. As a result, it was found that the more general model for new pollutants is coupled in the same way as that of Streeter-Phelps, that is linearly. This analysis was important to determine the impact of new pollutants on the grants granted by ANA, since in the model considered by ANA only OD and DBO are taken into account.

Key-words: water quality, diffusion models, grants, effluents.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição da água doce na Terra	pág. 19
Figura 2 – Risco global de água	pág. 20
Figura 3 – Cinética de um modelo de eutrofização baseado no WASP/EUTRO5	pág. 37
Figura 4 – Municípios da RH IX	pág. 44
Figura 5 – Estações de monitoramento da RH IX	pág. 45
Figura 6 – Hidrografia da bacia do rio Paraíba do Sul	pág. 48
Figura 7 – Pontos de outorga analisados em 2019	pág. 49
Figura 8 – Regressão linear para o ano de 2018	pág. 63
Figura 9 – Folha de rosto do modelador com o modelo teórico	pág. 64
Figura 10 – Comparação dos modelos de Streeter-Phelps com o generalizado	pág. 65
Figura 11 – Método da Regressão linear para o ano de 2019, com $R^2 = 98\%$	pág. 66
Figura 12 – Comparação da evolução entre os anos de 2018 e 2019	pág. 66
Figura 13 – Curvas características de OD, DBO_5 e Nitrogênio	pág. 68
Figura 14 – Curvas de OD para diferentes k_{nitri}	pág. 69
Figura 15 – Relação entre a vazão e a velocidade do rio	pág. 70
Figura 16 – Comparação das curvas com o nitrato para diferentes poluentes	pág. 71
Figura 17 – Curva de calibração para $k_r = 1,5 \text{ d}^{-1}$ e $k_d = 3,219 \text{ d}^{-1}$	pág. 72
Figura 18 – Comparação dos efluentes lançados na região de estudo	pág. 73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Distribuição da água na Terra	pág. 19
Tabela 2 – Classes de usos e concentração permitida de OD e DBO	pág. 24
Tabela 3 – Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e peso	pág. 25
Tabela 4 – Faixas de IQA para o Estado do Rio de Janeiro	pág. 26
Tabela 5 – Parâmetros e IQA da PS441 no 1º semestre de 2018	pág. 45
Tabela 6 – Parâmetros e IQA da PS441 no 2º semestre de 2018	pág. 46
Tabela 7 – Parâmetros e IQA da PS441 no 1º semestre de 2019	pág. 46
Tabela 8 – Parâmetros e IQA da PS441 no 2º semestre de 2019	pág. 46
Tabela 9 – Vazões das médias mensais do 1º semestre de 2018 e 2019	pág. 47
Tabela 10 – Vazões das médias mensais do 2º semestre de 2018 e 2019	pág. 47
Tabela 11 – Empresas outorgadas pela ANA: Termoelétrica e Indústria	pág. 48
Tabela 12 – Empresas outorgadas pela ANA: Esgotamento Sanitário	pág. 48
Tabela 13 – Coeficientes a, b e c por pesquisadores	pág. 55
Tabela 14 – Método da Regressão Linear para os pontos OD x T	pág. 63
Tabela 15 – Constantes Cinéticas	pág. 67
Tabela 16 – Dados de Calibração para atender Lei CONAMA	pág. 72

LISTA DE SIGLAS

AG – Algoritmo Genético

AGEVAP – Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul

AG-RN – Algoritmo Genético de Rede Neural

ANA – Agência Nacional das Águas

CBH – Comitês de Bacias Hidrográficas

CETESB – Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CERHI – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CDMT – Carga Diária Máxima Total

C_{DBO} – Concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio

C_{nitri} – Concentração da Demanda Bioquímica Nitrosa

CS – Concentração da Saturação de Oxigênio

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias

DBO_{5,20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias e temperatura de 20°C

DBO_n - Demanda Bioquímica de Oxigênio Nitrosa

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FISRWG – *Federal Interagency Stream Restoration Working Group*

FT – Fósforo Total

He – Constante de Henry

HSPF – *Hydrologic Simulation Program Fortran*

INEA – Instituto Estadual do Ambiente

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

IPS – *Inter Press Service* (Agência de notícias internacional)

IQA - Índices de Qualidade de Água

ME – Modelagem de Eutrofização

MEC – Ministério da Educação

MG – Minas Gerais

MGA – Medida do Grau de Ajuste

MODEC – Modelo de Células

MQA – Modelagem da Qualidade da Água

NO₃ – Nitrogênio Nitrato

NKT – Nitrogênio Total *Kjeldahl*
NU – Nações Unidas
OD – Oxigênio Dissolvido
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PICG – Pólo de Inovação Campos dos Goytacazes
pH – Potencial Hidrogeniônico
PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RH IX – Região Hidrográfica IX
RJ – Rio de Janeiro
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
SDT – Sólidos Dissolvidos Totais
SIG – Sistema de Informações Geográficas
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
T – Temperatura
Tu – Turbidez
UHE – Usina Hidrelétrica
WASP – *Water Quality Analysis Simulation Program*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	pág. 14
1 REFERENCIAL TEÓRICO	pág. 17
1.1 Panorama mundial de gestão das águas	pág. 17
1.2. Panorama da gestão das águas no Brasil	pág. 21
1.2.1 Resolução CONAMA 357/2005	pág. 22
1.2.2 INEA	pág. 24
1.3 Descrição dos parâmetros do IQA	pág. 25
1.3.1 Oxigênio dissolvido	pág. 26
1.3.2 Coliformes termotolerantes	pág. 27
1.3.3 Potencial hidrogeniônico (pH)	pág. 27
1.3.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20})	pág. 27
1.3.5 Temperatura da água	pág. 28
1.3.6 Nitrogênio total	pág. 28
1.3.7 Fósforo total	pág. 29
1.3.8 Turbidez	pág. 29
1.3.9 Resíduo total.....	pág. 30
1.4 Rio Paraíba do Sul.....	pág. 30
1.4.1 Usos da água	pág. 31
1.4.2 Desastres ambientais	pág. 31
1.5 Poluição dos rios	pág. 32
1.5.1 Poluição por fontes pontuais	pág. 32
1.5.2 Poluição por fontes não pontuais (difusas)	pág. 32
1.5.3 Esgotamento sanitário na área de estudo	pág. 34
1.6 Modelagem matemática	pág. 34
1.6.1 Métodos de simulação.....	pág. 35
1.6.2 Modelo para o estudo da dinâmica da água	pág. 36
1.6.3 Modelos matemáticos de qualidade da água.....	pág. 38
1.7 Trabalho relacionados	pág. 42
2 METODOLOGIA	pág. 43
2.1 Região hidrográfica do baixo Paraíba do Sul: região de estudo	pág. 43
2.2 Outorgas na região da bacia hidrográfica IX	pág. 47
2.3 Caracterização do regime hidrológico.....	pág. 50

2.4	Concentração de saturação	pág. 50
2.5	Modelagem matemática	pág. 51
2.5.1	Métodos numéricos para a análise dos dados experimentais	pág. 52
2.5.2	Modelo de Streeter-Phelps	pág. 53
2.5.3	Generalização do modelo de Streeter-Phelps.....	pág. 56
2.6	Parâmetros hidrológicos	pág. 59
2.7	Estratégia para a análise	pág. 60
3	RESULTADOS E ANÁLISES	pág. 62
3.1	Contribuição das concentrações de OD x DBO	pág. 62
3.2	Outros poluentes.....	pág. 67
3.3	Modelo considerando os dados de outorga	pág. 69
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	pág. 74
	REFERÊNCIAS	pág. 76
	APÊNDICE A - Bibliometria	pág. 82
	APÊNDICE B - Artigo XXI ENMC	pág. 88

INTRODUÇÃO

Atualmente, a demanda mundial por água é estimada, em torno de 4.600 km³/ano, e calcula-se que esta irá aumentar de 20% a 30%, atingindo um volume entre 5.500 e 6.000 km³/ano até 2050 (BUREK et al., 2016). Este considerável aumento do uso da água em âmbito mundial é devido ao crescimento populacional, ao desenvolvimento econômico, que não tem fundamentos nas premissas do desenvolvimento sustentável, e às mudanças nos padrões de consumo, dentre outros fatores que colocam a água como um recurso essencial para toda a humanidade.

O enfoque preventivo do controle ambiental se tornou necessário para determinar os efeitos da ação humana sobre a integridade química, física e biológica do meio natural (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). Considerando este contexto, surgem os modelos matemáticos de qualidade da água, como importantes instrumentos de controle da poluição hídrica (COSTA; TEIXEIRA, 2010).

Modelos matemáticos de qualidade de água têm sido utilizados como ferramentas para o planejamento e a gestão de recursos hídricos em diversos países. Em geral, em rios, as análises são baseadas em simulações considerando condições de escoamento de regime permanente (FERREIRA; FERNANDES; KAVISKI, 2016).

A escolha de cada modelo matemático depende basicamente de quatro fatores: características particulares do sistema a ser simulado, nível de precisão desejado pelo projeto, dados reais disponíveis para validação do projeto e disponibilidade efetiva de implementação da metodologia, para representar os processos simulados (PESSANHA JR., 2018).

Um dos modelos matemáticos mais utilizados para estudar a qualidade da água levando em consideração a relação entre Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é o modelo de Streeter; Phelps (1925). Neste modelo são utilizadas as leis da hidrodinâmica, através das equações de difusão, para estudar a relação entre esses dois parâmetros.

A execução de estudos referentes aos recursos hídricos é o que produz informações capazes de fundamentar os critérios para a gestão da qualidade da água. Estes estudos dependem diretamente das medidas e observações coletadas em campo de forma contínua e precisa. Sem os dados básicos torna-se inviável a representação das características do regime hídrico de qualquer bacia hidrográfica. Ao conjunto de estações de coleta de variáveis hidrológicas dá-se o nome de rede de monitoramento (AVILA *et al.*, 2016).

Deve-se determinar o posicionamento dos pontos que permitirão estabelecer o padrão “natural” da qualidade da água na bacia ou pontos de referência. É importante ressaltar que as estações de controle de qualidade das águas têm limitações referentes à transmissão de dados, uma vez que, dependendo do tipo de monitoramento, amostras precisam ser coletadas e encaminhadas para laboratório para análise e determinação de valores dos parâmetros pesquisados (AVILA *et al.*, 2016). Conforme exposto por Guerra (2011) a indústria tem tido grande importância na alteração dos padrões de qualidade deste recurso.

A crescente pressão sobre os recursos hídricos, além do aumento e da diversificação das fontes de poluição, torna o acompanhamento das alterações da qualidade das águas cada vez mais necessário, de maneira a subsidiar ações de proteção e recuperação, visando à garantia dos usos atuais e futuros. Dessa forma, o monitoramento da qualidade dos principais corpos hídricos do Estado fluminense deve ser contínuo e sistemático, fornecendo informações necessárias para melhor compreensão do ambiente e a alocação eficaz de investimentos e ações.

O Rio Paraíba do Sul situa-se na região Sudeste do Brasil, ocupando uma área de aproximadamente 55.500 km², compreendidos entre os Estados de São Paulo (13.900 km²), Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²). O rio Paraíba do Sul resulta da confluência dos rios Paraibuna e Paraitinga, que nascem no Estado de São Paulo e seus cursos d'água percorrem a região de Minas Gerais até desaguar no Oceano Atlântico, em São João da Barra (RJ), um percurso de 1.150 km. No leito do rio, estão localizados importantes reservatórios de usinas hidrelétricas, como Paraibuna, Santa Branca e Funil (ANA, 2019).

A região fluminense é onde se concentra o maior número de indústrias, visto que o rio percorre toda a extensão do Estado do Rio de Janeiro (RJ). Devido a esse percurso a bacia do rio Paraíba do Sul é a que apresenta maior densidade populacional. As regiões do médio e baixo Paraíba possuem maior concentração de usinas de grande porte e indústrias, estas fontes de poluentes também contribuem com a perda da qualidade da água, porém devido a regulamentação do uso da água por causa das outorgas, alguma parcela deste setor possui tratamento de efluentes antes de lançá-los ao rio, minimizando a poluição.

Este trabalho objetiva contribuir com o diagnóstico e a gestão ambiental através da análise das outorgas concedidas pela Agência Nacional de Águas (ANA) no Rio Paraíba do Sul Região Hidrográfica IX. Para isso se fez uso do método da regressão linear e modelos de difusão.

Como objetivos específicos foram considerados neste trabalho:

- 1) Análise das equações de difusão que podem descrever os parâmetros que interferem com a qualidade da água;
- 2) Utilização dos dados coletados por agências governamentais para a calibração das equações de difusão;
- 3) Comparação entre os modelos de difusão que podem descrever o comportamento dos efluentes no rio;
- 4) Aplicação do método da Regressão Linear considerando dados anuais visando o papel da temperatura;
- 5) Propor um novo modelo para inclusão de novos poluentes.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

As águas da Terra encontram-se em permanente movimento, constituindo o ciclo hidrológico (DALIN; OUTHWAITE, 2019). Desde os primórdios dos tempos geológicos, água, líquida ou sólida, transformada em vapor pela energia solar que atinge a superfície da Terra (oceanos, mares, continentes e ilhas) e, pela transpiração dos organismos vivos, sobe para a atmosfera onde esfria progressivamente, dando origem nas nuvens. Essas massas de água voltam para a Terra sob a ação da gravidade, principalmente, nas formas de chuva, neblina e neve.

Até 2050, quase 10 bilhões de pessoas precisarão acessar uma qualidade e quantidade adequada de alimentos (DALIN; OUTHWAITE, 2019). Isso deve ser feito enquanto minimiza os danos ambientais causados pelo sistema alimentar, pois a agricultura é o setor que mais consome água, representando 90% do consumo de água doce e 70% das retiradas de corpos de água doce. Os sistemas agrícolas fazem uso da irrigação que levou à exploração excessiva de rios e lagos, bem como o uso de insumos como pesticidas e fertilizantes em toda a região de água doce e ecossistemas costeiros.

A água doce é um fator facilitador ou limitador de qualquer desenvolvimento social e tecnológico, uma possível fonte de bem-estar ou miséria, cooperação ou conflito. Nas últimas décadas, esse recurso valioso vem sofrendo inúmeras pressões antropogênicas, que se originam de um rápido crescimento populacional e urbanização, uma mudança nos padrões de consumo à medida que as condições de vida melhoram, variações nos padrões climáticos e de poluição.

De acordo com Hofwegen & Svendsen (2000) a água não utilizada pelo homem não vai para os oceanos sem uso, pois desse fluxo dependem diversos ecossistemas terrestres e aquáticos (florestas, matas, lagos, várzeas e outros).

1.1. Panorama mundial de gestão das águas

A demanda e a oferta dos recursos hídricos é cada vez mais comprometida, na medida em que, em muitos lugares do mundo, as águas superficiais e as subterrâneas estão contaminadas com esgotos industriais, agrícolas e municipais (IZOLANI et al., 2018). Há décadas discute-se sobre formas de gestão dos recursos hídricos passíveis de evitar ou minimizar problemas de

desabastecimento da água no mundo (HOFWEGEN; SVENDSEN, 2000). Entretanto, muitos já são os países e regiões que sofrem, com essas situações.

Segundo o relatório das Nações Unidas (NU) NU (2018) dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6) referente ao ano de 2017, 844 milhões carecem de serviços básicos de água, 2,1 bilhões carecem de água potável gerenciada com segurança, 4,5 bilhões carecem de acesso a saneamento gerenciado com segurança.

O resumo do relatório do ODS 6 em 2019 (NU, 2019) alega que apesar do progresso, bilhões de pessoas ainda carecem de instalações de água potável e saneamento. Ainda neste relatório os dados de 2018 sugerem que alcançar o acesso universal até ao serviço de saneamento básico até 2030 exigiria dobrar a atual taxa anual de progresso. Em fato progresso e a água estão intimamente ligados. O padrão de qualidade de vida de uma população está diretamente relacionado à disponibilidade e à qualidade de sua água, sendo esta, o recurso natural mais crítico e mais susceptível a impor limites ao desenvolvimento, em muitas partes do mundo (FARIAS; NETO; LIMA, 2011).

Globalmente, a proporção da população que usa serviços de água potável gerenciada com segurança aumentou de 61 para 71% entre 2000 e 2015 e permaneceu inalterada em 2017. Outros 19% da população global usavam serviços básicos de água potável (NU, 2019). Isto significa que 785 milhões de pessoas ainda carecem de um serviço básico de água potável (NU, 2019).

Por estes motivos a recomendação desses relatórios é incentivar que o uso e o gerenciamento mais eficientes da água são essenciais para atender à crescente demanda pelo recurso, ameaças à segurança da água e à crescente frequência e severidade de secas e inundações resultantes das mudanças climáticas. Para NU (2019), é improvável que a maioria dos países alcance a implementação completa da gestão integrada dos recursos hídricos até 2030.

Desta forma, para garantir a segurança hídrica, precisamos proteger os sistemas hídricos vulneráveis, mitigar os impactos de riscos relacionados à água, como inundações e secas, salvaguardar o acesso às funções e serviços hídricos e gerenciar os recursos hídricos de maneira integrada e equitativa.

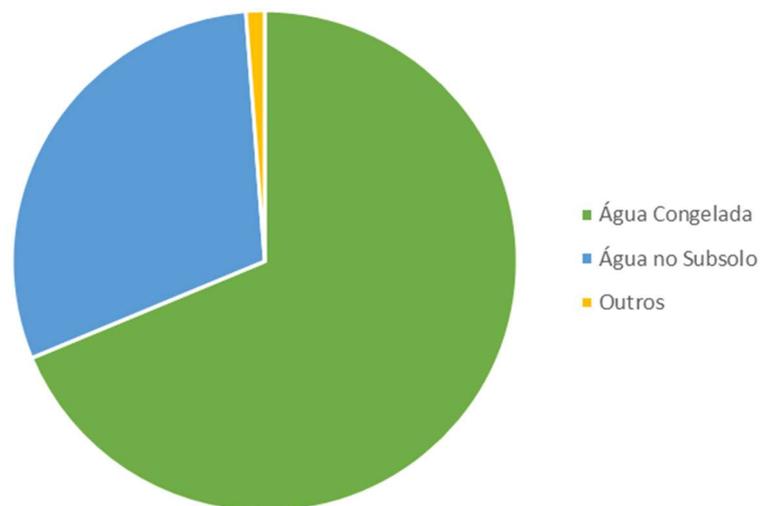
Por outro lado, segundo Hofwegen e Svendsen (2000), em muitas regiões do mundo mais de $\frac{3}{4}$ da precipitação anual ocorre durante menos de seis meses. Assim, em busca de maior equilíbrio da disponibilidade hídrica ao longo do ano, estima-se que mais de 45.000 grandes reservatórios foram construídos no mundo para o armazenamento da água dos períodos úmidos para que possa ser utilizada nos mais secos.

Tabela 1 - Distribuição da água na Terra.

Reservatório	% Volume Total	% Volume de Água Doce
Oceano	96,5379	-
Subsolo	1,6883	30,0607
Umidade do Solo	0,0012	0,0471
Áreas Congeladas	1,7362	68,6971
Solos Congelados	0,0216	0,8564
Lagos	0,0128	0,2598
Pântanos	0,0008	0,0328
Rios	0,0002	0,0061
Biomassa	0,0001	0,0032
Vapor d'água na Atmosfera	0,0009	0,0368

Fonte: Adaptado pelos autores (SHIKLOMANOV, 1998).

A tabela 1 é uma adaptação da distribuição da água na Terra datada de 1998, esta informação é considerada válida, pois está dentro do prazo da série histórica temporal em que as modificações climáticas são a longa prazo, possuindo vigência de trinta anos.

**Figura 1** - Distribuição da água doce na Terra.

Fonte: Adaptado pelos autores (SHIKLOMANOV, 1998).

Segundo a UNESCO (2019) a superação desses problemas requer a elaboração de um esquema abrangente de gerenciamento integrado de recursos hídricos, baseado em uma boa compreensão do problema e soluções apropriadas. Isso não implica inventar novas tecnologias, mas sim ampliar o conhecimento e soluções comprovadas que funcionam no terreno.

O crescimento das tecnologias de tratamento de água fora da rede da concessionária de água pode apresentar um potencial de mudança positiva. O número de famílias rurais sem acesso a água e saneamento é aproximadamente cinco vezes maior que o dos pobres urbanos. Para esses indivíduos, e alguns em áreas peri-urbanas, a conexão com um serviço público geralmente não é uma opção. Devido à queda nos custos de tratamento de água e ao aumento do capital de investimento de impacto social, há novas possibilidades de instalar quiosques de água e fornecer água tratada a populações dispersas. As soluções fora da rede das concessionárias, como as oferecidas pela *Water Health International*, permitem que as comunidades rurais utilizem fontes locais de água e as tornem potáveis, a um custo que pode prejudicar bastante o custo atual (UNESCO, 2019). Na Figura 2 é mostrada as áreas que possuem risco geral da água.

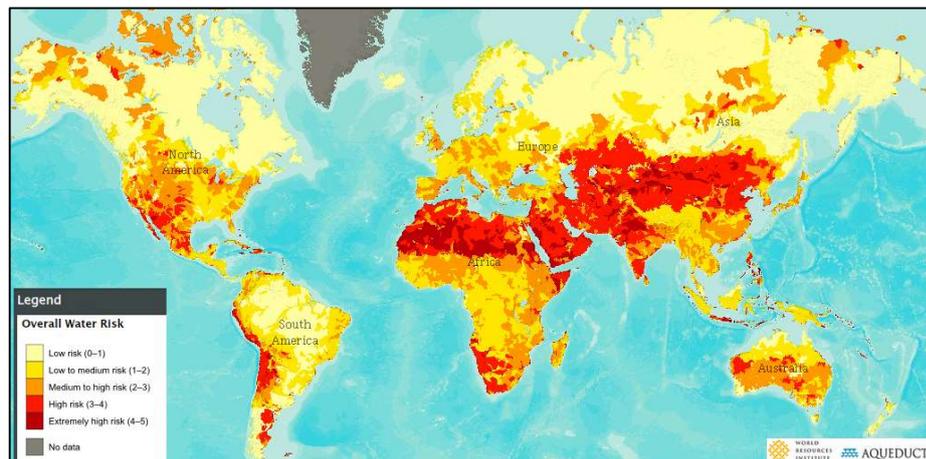


Figura 2 - Risco global de água.

Fonte: Adaptado (UNESCO, 2019).

Investimentos em soluções baseadas na natureza, como reflorestamento e reparo de margens de rios, podem melhorar a qualidade do suprimento de água. Isso impulsiona o desenvolvimento econômico e economiza nos custos de tratamento de água. Um estudo recente realizado pela “*Nature Conservatory*” de 500 grandes cidades mostra que em pelo menos um quarto dessas cidades, a economia resultante da redução dos custos de tratamento é mais do que paga pela atividade de conservação. Essas intervenções beneficiam desproporcionalmente os pobres rurais e contribuem para um sistema sustentável de gestão da água (NATURE CONSERVATORY, 2018).

1.2. Panorama da gestão das águas no Brasil

No Brasil, desde janeiro de 1992, data em que entrou em vigor a Portaria nº 36/GM, que se tenta encontrar padrões de qualidade da água para consumo humano. Alguns desses padrões ambientais não têm sido utilizados com frequência em programas de vigilância da qualidade das águas destinadas ao consumo humano. Em termos de gestão hídrica, teve um grande avanço com a promulgação da Lei 9.433/1997, mais conhecida como Lei das Águas, em que houve um processo de reforma no modelo de gestão hídrica em nosso país, em que visa à promoção de uma gestão equânime das águas.

A gestão das águas no Estado do Rio de Janeiro é regulamentada pela Lei Estadual 3.239/1999, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e que criou o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Aliado à esta política existem alguns elementos previstos na Lei das Águas que contribuem para a segurança hídrica no país, destacam-se os instrumentos previstos em seu art. 5º a criação de organismos que participam na gestão dos recursos que são os conselhos e comitês de bacias hidrográficas.

Os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) são locais de discussão e decisão, que reúnem representantes dos usuários da água, sociedade civil e governo, para discutir e negociar os diferentes interesses sobre os usos de águas na bacia, buscando solução para melhor aproveitamento e preservação deste bem comum de forma coletiva e participativa (ANA, 2011).

De acordo com Santos (2016) aos comitês de bacia hidrográfica são atribuídas diversas competências no âmbito do funcionamento do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos instituído a partir da Lei das Águas, dentre as quais é importante frisar o seu papel na promoção do debate das questões relacionadas a recursos hídricos, a arbitragem dos conflitos relacionados aos recursos hídricos, o acompanhamento da execução dos planos de recursos hídricos das bacias e estabelecimento de mecanismos de cobrança pela água.

A outorga de direito de uso tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo desses usos da água, bem como o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos.

Avaliações da qualidade da água são baseadas na análise e interpretação de dados analíticos multidimensionais, cuja complexidade demanda o uso de técnicas da análise multivariada, para extração de informações que subsidiem a compreensão do estado atual da qualidade de água, suas tendências e variações temporais e determinantes socioambientais (LIMA *et al.*, 2015). Essa é a razão da necessidade imediata de se desenvolver estudos e

aplicações que contribuam para conscientizar os diversos autores da necessidade de se solucionar esses problemas (ABREU *et al.*, 2000).

De acordo com o relatório da Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) AGEVAP (2006) a bacia do Rio Paraíba do Sul abrange 184 municípios, 39 deles localizados em São Paulo, 57 no Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais, sendo que 87% dessa população vive em áreas urbanas. Os principais usos da água são: abastecimento (14,2 milhões de pessoas abastecidas), irrigação, geração de energia hidrelétrica e diluição de esgotos. Esse último uso é uma das principais fontes de poluição do rio Paraíba do Sul, que apresenta estado de degradação preocupante, especialmente nos trechos que cruzam ou tangenciam áreas urbanas (ANA, 2019). Segundo Rocha (2012) por esse motivo, estima-se que o esgoto doméstico seja responsável por 90% da carga de poluentes despejadas sem tratamento no decorrer de seu curso.

Em relação ao esgotamento doméstico da bacia do Rio Paraíba do Sul, de acordo com o CEIVAP (2019) cerca de 80% da população urbana é servida com redes de coleta de esgotos, porém, desse total, só 39% tem seus esgotos tratados. Na região de estudo o CBH do Baixo Paraíba do Sul possui um dos menores índices de cobertura de coleta de esgoto, cerca de 51%, esta situação do saneamento básico ainda é insatisfatória.

1.2.1. Resolução CONAMA 357/2005

O padrão utilizado para tomar conhecimento da concentração de saturação de determinado ambiente aquático é a Resolução CONAMA 357/2005. A Resolução CONAMA 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução de 2005 (BRASIL, 2011).

Esta resolução foi criada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) objetivando classificar os corpos hídricos assim como definir padrões e condições de lançamento de efluentes. Assim, dispõe de diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água, orientando a legislação ambiental, estabelecendo padrões legais de qualidade das águas através do uso de limites individuais para diferentes substâncias. Através da verificação destes limites ambientais será possível estabelecer se um corpo hídrico está dentro dos padrões legais auxiliando assim na sua gestão. Em relação à classificação considera-se que é feito de acordo com uso do corpo hídrico e seus respectivos limites relacionados às propriedades físico-químicas.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 a água é classificada no território nacional brasileiro conforme a quantidade de salinidade que ela contém, sendo doce quando é igual ou inferior a 0,5%; água salobra com salinidade maior que 0,5% e inferior a 30% e água salina com salinidade igual ou superior a 30%.

As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade (BRASIL, 2005). Desta forma, as águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em usos considerados menos exigente, desde que este uso não prejudique a qualidade da água, atendidos outros requisitos pertinentes. Quanto ao uso das águas doces são classificadas em cinco classes a seguir:

Classe especial que é destinada ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

A classe 1 é utilizada no abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; na proteção das comunidades aquáticas; na recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; na irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película e na proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

Para a classe 2 o uso é destino ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e aquicultura e à atividade de pesca.

A classe 3 tem como uso o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais. Para a classe 4 tem-se apenas o uso para a navegação e à harmonia paisagística.

Os principais parâmetros utilizados para limite ambiental de um corpo hídrico são o OD e a DBO₅. Em águas doces, a quantidade de oxigênio dissolvido não pode ser inferior a 6 mg/L para os rios de classe 1, nos rios de classe 2 o OD dissolvido deve ser inferior a 5 mg/L e os de classe 3 e 4 não pode ser inferior a 4 mg/L.

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005, padroniza-se em 5 dias a análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅). Para rios de Classe 1 o limite é de 3 mg/L de O₂ para a

DBO₅, Classe 2 com um limite de 5 mg/L de O₂ para a DBO₅, Classe 3 o limite é 10 mg/L de O₂ para a DBO₅ e não havendo especificações para rios de Classe 4.

Essa resolução também apresenta padrões para os lançamentos de efluentes nos corpos hídricos, regulado pela ANA, contribuindo assim para a concessão de outorgas em cenários diferentes ao longo de todo território nacional. Esses padrões estão relacionados diretamente com o corpo hídrico receptor. Na Tabela 2 pode-se verificar as classes de usos preponderantes da água doce, bem como a concentração permitida de OD e DBO.

Tabela 2 - Classes de usos e concentração permitida de OD e DBO.

Classe	OD Mínimo (mg/L)	DBO Máxima (mg/L)
Especial	Sem permissão de lançar, mesmo tratados	Sem permissão de lançar, mesmo tratados
1	6,0	3,0
2	5,0	5,0
3	4,0	10,0
4	2,0	-

Fonte: Adaptado CONAMA, 2019.

1.2.2. INEA

Compete ao INEA os atos de autorização de usos dos recursos hídricos no Estado do Rio de Janeiro. O art. 22 da Lei estadual 3.239/1999, cita que para os usos da água estão sujeitos à outorga:

- a) derivação ou captação de parcela de água existente em um corpo de água, para consumo;
- b) extração de água de aquíferos;
- c) lançamento em corpo d'água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final;
- d) aproveitamento de potenciais hidrelétricos;
- e) outros usos que alterem o regime, quantidade ou qualidade da água existente em um corpo hídrico.

Além da autorização de usos dos recursos hídricos o INEA realiza seu monitoramento e para tal possui mais de trezentos pontos de amostragem em diferentes corpos d'água como rios, baías, lagoas e reservatórios, distribuídos por todo o Estado do Rio de Janeiro. Aproximadamente 60% destes pontos estão localizados em rios ou canais e o restante nos

demais corpos hídricos e reservatórios que são estratégicos para o Estado. Através dos dados provenientes deste monitoramento irá se formar a base para a avaliação da qualidade das águas e para a produção de relatórios, diagnósticos e boletins sobre as condições dos corpos hídricos. Para melhor interpretação desses dados e deixar em uma linguagem mais acessível ao público foram elaborados relatórios e boletins baseados em Índices de Qualidade de Água (IQA).

1.3. Descrição dos parâmetros do IQA

O Índice de Qualidade das Águas foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*. Estados brasileiros adotaram o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país (CEIVAP, 2019).

Os Boletins de Qualidade das Águas são apresentados de acordo com as regiões hidrográficas e demonstram um retrato da qualidade dos rios através da aplicação do Índice de Qualidade de Água que consolida em um único valor os resultados dos parâmetros: OD, DBO, fósforo total (FT), nitrogênio nitrato (NO₃), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (Tu), sólidos dissolvidos totais (SDT), temperatura da água (T) e coliformes termotolerantes (INEA, 2018).

Os nove parâmetros que compõem o IQA possuem pesos (w) que foram definidos em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água, vide Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade da água do IQA e peso.

Parâmetro de qualidade da água	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte. (INEA, 2019).

Em termos qualitativos a qualidade da água pode ser classificada como: ótima, boa, razoável, ruim e péssima, sendo que esta classificação é dividida de acordo com a faixa do

IQA em que se apresenta. Esta faixa varia entre os estados brasileiros, para o Estado do Rio de Janeiro está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 - Faixas de IQA para o Estado do Rio de Janeiro.

Faixas de IQA (%)	Avaliação da Qualidade da Água
91 - 100	Ótima
71-90	Boa
51-70	Razoável
26-50	Ruim
0 - 25	Péssima

Fonte. (INEA, 2019).

Nos itens que seguem abaixo são apresentadas algumas descrições de cada parâmetro do IQA.

1.3.1. Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é vital para a preservação da vida aquática, já que vários organismos precisam de oxigênio para respirar, sendo essencial uma adequada provisão de oxigênio dissolvido para a manutenção da vida em sistemas aquáticos. As águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica (CETESB, 2018). As águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido mais elevadas, geralmente superiores a 5mg/L, exceto se houverem condições naturais que causem baixos valores deste parâmetro.

Uma fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese das algas. Esse fenômeno ocorre em águas poluídas ou, mais propriamente, em águas eutrofizadas, ou seja, aquelas em que a decomposição dos compostos orgânicos lançados levou à liberação de sais minerais no meio, especialmente os de nitrogênio e fósforo, que são utilizados como nutrientes pelas algas. Essa fonte não é muito significativa nos trechos iniciais de rios a jusante de fontes de lançamento de esgotos.

As águas eutrofizadas podem apresentar concentrações de oxigênio superiores a 10 mg/L, situação que é conhecida como supersaturação. Isto ocorre principalmente em locais sem velocidade de água, como lagos e represas, em que o excessivo crescimento das algas faz com que durante o dia, devido a sua fotossíntese, os valores de oxigênio fiquem mais elevados. Por outro lado, durante a noite não ocorre a fotossíntese, e a respiração dos organismos faz com

que as concentrações de oxigênio diminuem bastante, podendo causar mortandades de peixe, (ANA, 2020).

Por meio da medição da concentração de oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento dos esgotos durante a oxidação bioquímica podem ser avaliados (CETESB, 2018). A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, ou seja, uma cascata possui taxa de reaeração superficial maior que uma represa, em que a velocidade normalmente é bastante baixa.

1.3.2. Coliformes termotolerantes

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal e quando presentes na água são indicadoras de poluição por esgotos domésticos (Cetesb, 2018). Tais bactérias não são patogênicas (não causam doenças) mas sua presença em grandes números indicam a possibilidade da existência de microorganismos patogênicos que são responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (ex: desintéria bacilar, febre tifóide, cólera) (ANA, 2020).

1.3.3. Potencial hidrogeniônico (pH)

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente em razão de seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante, podendo determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos para os organismos aquáticos, como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. A Resolução CONAMA 357 estabelece que para a proteção da vida aquática o pH deve estar entre 6 e 9 (ANA, 2020).

1.3.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20})

A demanda bioquímica de oxigênio representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água através da decomposição microbiana aeróbia (ANA, 2005). A $DBO_{5,20}$ é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante cinco dias em uma temperatura de incubação de 20°C.

Valores altos de $DBO_{5,20}$, num corpo d'água são geralmente causados pelo lançamento de cargas orgânicas, principalmente esgotos domésticos. A ocorrência de altos valores deste parâmetro causa uma diminuição dos valores de oxigênio dissolvido na água, o que pode provocar mortandades de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos (ANA, 2020).

Pelo fato de a $DBO_{5,20}$ somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado não indica a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana (CETESB, 2018).

1.3.5 Temperatura da água

A temperatura influencia vários parâmetros físico-químicos da água, tais como a tensão superficial e a viscosidade. Os organismos aquáticos são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que causa impactos sobre seu crescimento e reprodução (ANA, 2005).

Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas bem como estratificação vertical (CETESB, 2018). A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoelétricas e pode causar impacto significativo nos corpos d'água.

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos (CETESB, 2018). Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30 °C, a viscosidade, a tensão superficial, a compressibilidade, o calor específico, a constante de ionização e o calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura.

1.3.6 Nitrogênio total

Nos corpos d'água o nitrogênio pode ocorrer nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. Os nitratos são tóxicos aos seres humanos, e em altas concentrações causa uma doença chamada *metahemoglobinemia* infantil, que é letal para crianças (ANA, 2020).

Pelo fato de os compostos de nitrogênio serem nutrientes nos processos biológicos, seu lançamento em grandes quantidades nos corpos d'água, junto com outros nutrientes tais como o fósforo, causa um crescimento excessivo das algas, processo conhecido como eutrofização, o que pode prejudicar o abastecimento público, a recreação e a preservação da vida aquática.

As fontes de nitrogênio para os corpos d'água são variadas, sendo uma das principais o lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais. Em áreas agrícolas, o escoamento da água das chuvas em solos que receberam fertilizantes também é uma fonte de nitrogênio, assim como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas.

Também ocorre a fixação biológica do nitrogênio atmosférico pelas algas e bactérias. Além disso, outros processos, tais como a deposição atmosférica pelas águas das chuvas também causam aporte de nitrogênio aos corpos d'água (ANA, 2020).

1.3.7 Fósforo total

Do mesmo modo que o nitrogênio, o fósforo é um importante nutriente para os processos biológicos e seu excesso pode causar a eutrofização das águas. Para conhecer mais sobre eutrofização, veja o item sobre o Índice de Estado Trófico.

Entre as fontes de fósforo destacam-se os esgotos domésticos, pela presença dos detergentes superfosfatados e da própria matéria fecal. A drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas também é uma fonte significativa de fósforo para os corpos d'água. Entre os efluentes industriais destacam-se os das indústrias de fertilizantes, alimentícias, laticínios, frigoríficos e abatedouros (ANA, 2020).

1.3.8 Turbidez

A turbidez indica o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Esta atenuação ocorre pela absorção e espalhamento da luz causada pelos sólidos em suspensão (silte, areia, argila, algas, detritos etc.).

A principal fonte de turbidez é a erosão dos solos, quando na época das chuvas, as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água.

Atividades de mineração, assim como o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, também são fontes importantes que causam uma elevação da turbidez das águas.

O aumento da turbidez faz com que uma quantidade maior de produtos químicos (ex: coagulantes) sejam utilizados nas estações de tratamento de águas, aumentando os custos de tratamento. Além disso, a alta turbidez também afeta a preservação dos organismos aquáticos, o uso industrial e as atividades de recreação (ANA, 2020).

1.3.9 Resíduo total

O resíduo total é a matéria que permanece após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água durante um determinado tempo e temperatura.

Quando os resíduos sólidos se depositam nos leitos dos corpos d'água podem causar seu assoreamento, que gera problemas para a navegação e pode aumentar o risco de enchentes. Além disso podem causar danos à vida aquática pois ao se depositarem no leito eles destroem os organismos que vivem nos sedimentos e servem de alimento para outros organismos, além de danificar os locais de desova de peixes (ANA, 2020).

1.4. Rio Paraíba do sul

A bacia do rio Paraíba do Sul se estende ao longo do território dos Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. É considerada, em superfície, uma das três maiores bacias de todo o Brasil, com uma superfície aproximada de 55.000 km², drenando uma das regiões mais industrializadas e urbanizadas da América Latina (BRASIL, 2012). Os principais afluentes do rio Paraíba do Sul são os rios: Paraibuna, Pomba, Muriaé, Pirai, Piabanha e Dois Rios.

No trecho do baixo Paraíba do Sul, a maior pressão antrópica é exercida pelo município de Campos dos Goytacazes, que é o município que apresenta maior número de habitantes, concentrando 74% da população localizada a jusante da foz do rio Muriaé (BRASIL, 2012).

Destaca-se também que esta zona próxima à foz, no município de Campos dos Goytacazes, possui o maior núcleo industrial do trecho baixo do rio Paraíba do Sul e também existe uma grande área utilizada para o cultivo da cana-de-açúcar.

1.4.1 Usos da água

Dentre os usos da água do rio Paraíba do Sul destacam-se: o abastecimento urbano e industrial, a irrigação e a geração de energia hidrelétrica e, em menor medida, a pesca, a aquicultura e a navegação (BRASIL, 2012).

A fonte principal de contaminação na bacia é o lançamento de águas de origem doméstica e industrial sem tratamento, provenientes de áreas urbanas e de estabelecimentos industriais localizados às margens dos cursos d'água, além das entradas pontuais de contaminação como consequência de acidentes das atividades de mineração e do transporte de cargas perigosas (BRASIL, 2012).

1.4.2 Desastres ambientais

Em menos de quinze anos ocorreram alguns acidentes que envolveram o rompimento de barragens que acumulavam resíduos tóxicos originários da mineração, provocando desastres ambientais. Considerando a magnitude do impacto ambiental sofrido na bacia do baixo rio Paraíba do Sul, destacam-se como acidentes mais importantes os que ocorreram no Rio Pomba em 2003 e os de Mirai em 2006 e 2007.

O Rio Pomba, no trecho de Minas Gerais (MG), teve 1.200 m³ de resíduos tóxicos lançados como consequência do rompimento da represa de acumulação de rejeitos das empresas Cataguases de Papel e Cataguases Florestal. Por ser afluente do Rio Paraíba do Sul ele também foi contaminado com estes rejeitos.

Em 2006, uma chuva de grande intensidade ocorreu em Mirai – MG, sendo esta intensidade superior às previstas pelos cálculos hidrológicos do projeto da represa de contenção de resíduos do tratamento de bauxita da empresa Rio Pomba. Isto provocou sua ruptura e como consequência foram lançados cerca de 0,4 hm³ de resíduos no Rio Pomba; ocorreu uma grande mortandade de peixes, a turbidez das águas aumentou, promovendo a suspensão do abastecimento público de água ao município de Laje do Muriaé.

O outro caso ocorrido em Mirai -MG foi em 2007, e é considerado um dos maiores desastres ambientais ocorridos no Estado de Minas Gerais. Houve o rompimento de uma das barragens de rejeito da empresa mineradora Rio Pomba Cataguases em que mais de 2.000 m³ de água de resíduos químicos utilizados na extração de bauxita causaram graves danos na cidade de Mirai. Este rejeito se propagou pelo rio Muriaé afetando os municípios localizados

a jusante, tais como Muriaé e Patrocínio de Muriaé, também afetou os municípios de Itaperuna, Laje do Muriaé e Italva, no Estado do Rio de Janeiro (BRASIL, 2012).

1.5. Poluição dos rios

De acordo com Von Sperling (2014) a poluição dos corpos de água superficiais podem ser provenientes de dois tipos de fontes poluidoras: pontuais, na medida em que os poluentes atingem o corpo de água de forma concentrada no espaço, como é o caso dos emissários de esgotos domésticos e industriais; e não pontuais, quando os poluentes atingem o corpo de água de forma distribuída espacialmente ao longo de sua extensão, como é o caso das águas do escoamento superficial, provenientes da lavagem da bacia.

1.5.1. Poluição por fontes pontuais

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) realizada em 2008, a porcentagem de municípios brasileiros que possuem serviço de esgotamento sanitário através de rede coletora é de 55,2%. Esse quantitativo indica que a poluição dos corpos hídricos através das fontes pontuais provenientes dos efluentes domésticos e descargas industriais ainda é evidente no Brasil. O Estado do Rio de Janeiro apresentou um número bem superior quando comparado à nível nacional, chegando a 92,4% de seus municípios possuírem rede coletora de esgoto. Para se ter condições sanitárias mais adequadas, além do esgoto ser coletado satisfatoriamente por meio de uma rede geral ele também deve ser tratado. Ainda nesta pesquisa, constatou-se que apenas 28,5% dos municípios brasileiros fazem o tratamento de seu esgoto, o que impacta negativamente na qualidade dos recursos hídricos, sendo que no Estado do Rio de Janeiro, dos municípios que possuem coleta de esgoto apenas 58,7% recebem tratamento (SOUZA, 2017).

Em relação aos efluentes industriais eles apresentam uma variabilidade muito grande dos contaminantes lançados nos corpos hídricos, em função da alta diversificação das matérias primas empregadas e dos processos industriais praticados (SOUZA, 2017).

1.5.2. Poluição por fontes não pontuais (difusas)

A maioria da origem da contaminação das águas se encontra principalmente em causas antropogênicas, por fontes pontuais, mas existe a contaminação por fontes difusas como consequência das atividades agropecuárias (fertilizantes e pesticidas) ou da lixiviação procedente de depósitos de resíduos sólidos.

Segundo Novotny (2003) as condições que caracterizam as fontes de poluição não pontuais são:

- O aporte de carga poluidora é intermitente e está diretamente relacionado com a precipitação e ao uso do solo da bacia hidrográfica;
- Poluentes e nutrientes que são transportados a partir de extensas áreas;
- Cargas poluidoras e de nutrientes que não podem ser monitoradas desde seu ponto de origem, pois não é possível identificar exatamente sua origem;
- Dificuldade de mensurar padrões de qualidade para o aporte das cargas, dado que a carga lançada varia estritamente de acordo com a intensidade e duração dos eventos meteorológicos, bem como com a extensão da área de produção e de drenagem no intervalo de ocorrência do evento.

A qualidade das águas não é somente influenciada pela alteração das características físicas e climáticas da bacia, mas também pela evolução do desenvolvimento antrópico na bacia hidrográfica, levando em consideração a distribuição espacial e a intensidade em que a ocupação ocorre (SOUZA, 2017).

Dentre as atividades de uso e ocupação do solo que modificam as condições naturais dos corpos hídricos de uma bacia hidrográfica, a agricultura e o massivo desenvolvimento urbano apresentam o maior potencial de alterações na fisiografia e na qualidade das águas dos corpos hídricos de uma bacia hidrográfica (FISRWG, 2001).

Com o crescimento da poluição e conseqüente aporte de nutrientes aos rios e lagos, estes estão sujeitos ao processo da eutrofização. Segundo Mansor (2005), a evolução do processo de eutrofização de um lago ou reservatório está associada ao uso e ocupação do solo predominante na bacia hidrográfica.

Sendo assim, tanto as fontes pontuais e não pontuais (difusas) são fontes consideráveis de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e possuem uma relação direta com a degradação dos

corpos hídricos e consequentes problemas de eutrofização e floração de comunidades de macrófitas e algas.

1.5.3. Esgotamento sanitário na área de estudo

Na cidade de Campos dos Goytacazes foi inaugurada a sétima Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em julho de 2018, conforme exposto pela concessionária de Água e Esgoto da cidade, Águas do Paraíba S.A. Com esta nova estação, o município avança na universalização do saneamento, coletando e tratando mais de 90% do esgoto da cidade. Além das estações de tratamento de esgoto, existem 210 elevatórias que estão em funcionamento, incluindo mais de 40 sistemas produtores e de abastecimento de água na área urbana e na zona rural, abrangendo também as sedes distritais e localidades no interior através de aproximadamente 1.200 quilômetros de redes adutoras (ÁGUAS DO PARAÍBA, 2018).

Campos dos Goytacazes está entre as melhores cidades do Estado do Rio de Janeiro no novo Ranking do Saneamento Básico 2019 tendo como base de dados o ano de 2017, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), divulgado em julho de 2019 pelo Ministério do Desenvolvimento Regional. As três melhores cidades em saneamento no Estado do Rio de Janeiro são, pela ordem, Niterói, Petrópolis e Campos dos Goytacazes (BRASIL, 2019).

1.6 Modelagem matemática

Nessa seção, vamos analisar os modelos mais usados para o estudo da difusão de poluentes em um rio e como isso pode auxiliar no estudo e controle da qualidade da água. A modelagem da qualidade da água (MQA) envolve a simulação da circulação da água, transporte de contaminantes e transformação bioquímica em vários tipos de corpos d'água. Ele foi empregado para apoiar a tomada de decisões para o controle da poluição ambiental por várias décadas e está desempenhando um papel crucial na implementação do programa de carga diária máxima total (CDMT) nos Estados Unidos (ZOU; LUNG; WU, 2007). Segundo Vasco (2011) os modelos matemáticos são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas complexos.

Em muitos casos, a defensibilidade científica de uma CDMT depende unicamente da validade do modelo de qualidade da água usado para esse sistema de água receptor específico. Na estrutura da MQA tradicional, a validade de um modelo de qualidade da água é alcançada por um processo de calibração por tentativa e erro, que é submetido a várias desvantagens, como ineficiência, excesso de subjetividade e falta de confiabilidade; é ineficiente porque o processo tradicional de calibração geralmente requer um grande número de iterações manuais de tentativa e erro; é subjetivo porque o processo de calibração é guiado principalmente pelo julgamento subjetivo dos modeladores; e não é confiável porque pode apenas identificar um único conjunto de parâmetros de calibração que pode representar apenas uma estimativa ótima local (LITTLE; WILLIAMS, 1992; SHEN; KUO, 1998; ZOU; LUNG, 2004). Portanto, é preferível uma abordagem mais robusta, objetiva e teoricamente correta, a saber, o método inverso.

Um dos métodos inversos mais amplamente utilizados é o método inverso indireto, construído por formular problemas de otimização não linear que minimizem a diferença entre os resultados do modelo e os dados observados (SEN; STOFFA, 1995). Dois ramos principais dos métodos de solução estão disponíveis para resolver esse tipo de problemas inversos, incluindo os métodos baseados em gradiente e os métodos de pesquisa baseados em população. Um método baseado em gradiente usa informações de gradiente relacionadas à sensibilidade da função objetivo às variáveis de decisão para orientar o processo de pesquisa.

É o método clássico para otimização não-linear e pode ser executado com muita eficiência. Por exemplo, estudos mostraram que o uso de um método conjunto para derivar informações de gradiente para conduzir um algoritmo de otimização baseado em gradiente pode levar a uma solução muito eficiente de problemas de minimização associados à qualidade da água (PIASECKI, 2004).

1.6.1 Métodos de simulação

A aplicação de um método baseado em gradiente exige que um problema de otimização seja diferenciável em qualquer lugar do espaço de estados, o que, no entanto, nem sempre é garantido para um modelo de qualidade da água inverso. Por exemplo, a descontentamento pode ocorrer no espaço de estados quando uma condição limitadora muda de um fator limitante para outro em um modelo de eutrofização. Além disso, os dados disponíveis para a formulação de um modelo inverso de qualidade da água geralmente podem ser limitados e

contaminados por ruídos e erros, resultando em um problema de soluções não únicas (ZOU; LUNG, 2004). Nesses casos, um algoritmo baseado em gradiente pode não ser ideal para resolver os problemas inversos. Como alternativa, os métodos de pesquisa de base populacional, como o algoritmo genético (AG), podem ser aplicados para encontrar ótimos globais ou quase ótimos, porque esse ramo de métodos não requer informações de gradiente e visa encontrar várias soluções em vez de uma única (SEN; STOFFA, 1995; ZOU; LUNG, 2004). No entanto, o AG e outros métodos de pesquisa baseados na população são notoriamente intensivos em computação, tornando extremamente difícil, se não impossível, acoplar diretamente.

O modelo de qualidade da água é o modelo de eutrofização integrado, que simula o transporte de massa e as interações biológicas em um corpo d'água. A abordagem Algoritmo Genético de Rede Neural (AG-RN) adaptativa consiste em quatro componentes principais, incluindo modelos numéricos hidrodinâmicos e de qualidade da água, uma rede neural, um algoritmo genético e uma estratégia adaptativa. A estratégia adaptativa é proposta para desenvolver uma RN funcional com um número mínimo de membros do conjunto de treinamento. Em seguida apresenta-se a fórmula geral do modelo de eutrofização no qual o problema inverso é formulado e após isto trata-se da formulação de um problema inverso do modelo de eutrofização. Faz-se assim a abordagem AG-RN adaptativa proposta. Em seguida, descrevemos um teste da abordagem proposta para um caso sintético e o seguimos com análise e conclusão.

1.6.2 Modelo para o estudo da dinâmica da água

A modelagem ou simulação de fenômenos ou processos físicos, químicos e biológicos consiste na representação fidedigna, de forma simplificada e prática, desses fenômenos e processos em diferentes escalas próximas à realidade, possibilitando elucidar diversas interações em sistemas complexos como rios, oceanos, florestas, cidades e clima, que, segundo Miller (2007) não poderiam ser estudados e estruturados adequadamente em pesquisas de campo ou em laboratório.

Para analisar problemas, com um número muito amplo de dados ou muitos acoplamentos, precisamos utilizar modelos e técnicas mais robustas de tratar o sistema. Uma técnica interessante é o estudo do problema inverso.

Um problema inverso correspondente a um problema direto é formulado para identificar qual o conjunto de valores dos parâmetros que permitem que o modelo de simulação reproduza o comportamento do sistema observado. Um problema inverso da MQA é geralmente formulado através da minimização de uma função objetivo que realiza a medida do grau de ajuste (MGA) dos resultados do modelo e dos dados observados. A formulação mais amplamente utilizada da função objetiva baseia-se em mínimos quadrados, usando as funções erro médio quadrático ou erro quadrático médio ponderado.

A modelagem da eutrofização (ME) envolve a simulação do transporte de nutrientes acionado pela água, bem como as interações entre nutrientes e comunidades biológicas, como algas, zooplâncton e macrófitas. O ME é considerado uma das áreas mais difíceis de MQA devido à sua complexidade na interação do sistema e na cinética não linear envolvida na dinâmica biológica (LUNG, 1993; CHAPRA, 1997). Um modelo de eutrofização pode ser representado matematicamente como um sistema de equações de difusão de advecção com fontes/sumidouros, como pode ser representado na Figura 3.

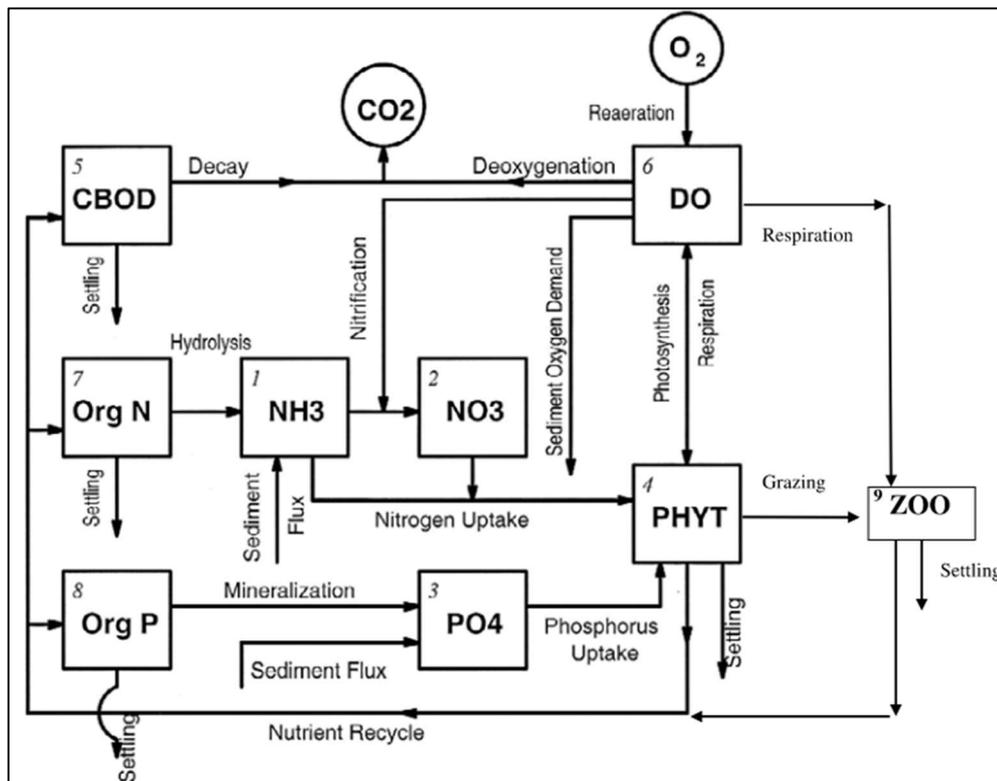


Figura 3 -Cinética de um modelo de eutrofização baseado no WASP/EUTRO5.

Fonte. (ZOU; LUNG; WU, 2007).

A Eq. (1) é a equação governante de um modelo tridimensional e pode ser escrita como:

$$\frac{\partial B C_i}{\partial t} + \frac{\partial U B C_i}{\partial x} + \frac{\partial V B C_i}{\partial y} + \frac{\partial W B C_i}{\partial z} - \frac{\partial \left(B E_x \frac{\partial C_i}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial \left(B E_y \frac{\partial C_i}{\partial y} \right)}{\partial y} - \frac{\partial \left(B E_z \frac{\partial C_i}{\partial z} \right)}{\partial z} + R_i + S_i = 0 \quad (1)$$

onde $i = 1, 2, \dots, N$ com N sendo o número total de constituintes incluídos no modelo de qualidade da água. $C_i(x, y, z, t)$ é a concentração média dos constituintes i em (mg L^{-1}); (x, y, z) são coordenadas longitudinais e verticais em (metros); B é a largura do corpo d'água em (metro); $U(x, y, z, t)$, $V(x, y, z, t)$ e $W(x, y, z, t)$ são as velocidades do fluxo médio lateral horizontal e vertical, respectivamente em ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$); $D_x(x, z, t)$ e $D_z(x, z, t)$ são coeficientes de difusão /dispersão longitudinais e verticais, respectivamente (m s^{-1}); R_i é o termo da reação cinética associado ao constituinte i , descrevendo a taxa de aumento temporal interno ou diminuição de massa por reação bioquímica, $S_i(x, z, t)$ são fontes externas e sumidouros dos constituintes.

Os termos de transporte advectivos na Eq. (1) podem ser obtidos através da resolução de um modelo hidrodinâmico. As equações de um modelo hidrodinâmico são a continuidade de Reynolds, as equações de Navier-Stokes e uma equação de transporte de calor/constituente. O termo cinético da reação da Eq. (1) envolve reações bioquímicas complicadas que geralmente são parametrizadas como processo dinâmico de primeira ordem ou do tipo Monod. A Figura 3 ilustra as principais cinéticas incluídas em um modelo típico de eutrofização.

O modelo de simulação baseado em uma aproximação numérica da Eq. (1) é chamado de problema ME diante. A distribuição temporal e espacial dos componentes da qualidade da água, como oxigênio dissolvido, algas, nitrogênio, fósforo e demanda de oxigênio biológico carbonáceo, pode ser obtida através da solução do problema futuro, se as condições iniciais, condições de contorno e parâmetros cinéticos forem conhecidos.

Geralmente, as condições iniciais e de contorno são determinadas diretamente a partir dos dados observados de hidrologia e qualidade da água, enquanto os valores dos parâmetros são determinados indiretamente por meio de um processo de calibração do modelo ou, por uma abordagem de modelagem inversa.

1.6.3 Modelos matemáticos de qualidade da água

Uma das ferramentas usadas para resolver problemas de poluição das águas superficiais é a modelagem das mudanças que ocorrem nas águas em decorrência de sua qualidade. Esses modelos podem ser usados como modelos de previsão, levando em consideração mudanças que afetam os fatores de qualidade da água ou mudanças em sua quantidade e densidade. A precisão de avaliação ambiental usando modelos depende da compreensão dos processos que ocorrem no ambiente e na escolha apropriada de equações matemáticas que os descrevem. Por outro lado, depende dos conjuntos de dados disponíveis, ou seja, resultados da medição da água indicadores de qualidade, nos quais a estimativa de parâmetros e coeficientes do modelo é baseado (GROMIEC, 2008). Nos últimos anos, com auxílio do computador, métodos de simulação estão se tornando populares na pesquisa científica, particularmente na pesquisa sobre o meio aquático. Métodos computacionais e sua análise tornaram-se um independente ramo de pesquisa, que substancialmente aumenta as capacidades de pesquisa de muitas áreas de pesquisa (HOLNICKI-SZULC; NAHORSKI; ŻOCHOWSKI, 2000).

O objetivo da modelagem da qualidade das águas superficiais é construir um modelo matemático de um rio (água corrente) ou da água de reservatório (água parada) possibilitando acompanhar as mudanças na qualidade da água que dependem das condições inicial e limite da simulação. A aplicação de modelagem para resolver problemas relacionados à qualidade da água nos permite analisar os fenômenos que ocorrem e encontrar dependências entre eles, bem como tentativa de prever e quantificar os efeitos das mudanças no ambiente aquático. De acordo com (HOLNICKI-SZULC; NAHORSKI; ŻOCHOWSKI, 2000), os usos mais comuns dos modelos de qualidade das águas superficiais incluem:

- a) localização das fontes de poluição da área; estabelecimento de limites (diários, mensais, anuais) de cargas poluentes para o ponto existente das fontes de poluição;
- b) planejar a localização das tomadas de água e efluentes lançados pré-tratados das estações de tratamento de esgoto;
- c) localização dos segmentos de fluxo ou profundidade da água do reservatório em que existe ambiente adverso ou até perigosas condições para os organismos vivos, devido à poluição da água, que impedem funcionamento de áreas e ecossistemas aquáticos;
- d) proteção de cursos de água projetados para a localização de fontes de água potável;
- e) estabelecer as causas da deterioração da qualidade da água em um determinado segmento de uma corrente;
- f) previsão de mudanças na qualidade da água simulando o desenvolvimento de diferentes versões da bacia de drenagem;
- g) selecionar uma estratégia ideal para desenvolvimento sustentável da drenagem bacia.

As questões acima mencionadas são frequentemente submetidas à análise, e são frequentemente identificadas como ameaças aos recursos relacionados aos fenômenos como déficit de oxigênio dissolvido, eutrofização, acidificação, poluição por substâncias tóxicas (sintéticas compostos orgânicos, metais pesados), salinidade e deterioração das condições sanitárias. A modelagem matemática é um ramo da ciência relativamente jovem, desta forma a preparação de modelos matemáticos para fins ambientais específicos é muito trabalhosa e cara (BIELAK, 2009). Atualmente no Brasil assim como o resto do mundo a prática de investigação ambiental com medidas diretas é descontinuada, dependendo de várias características do recurso hídrico.

A divisão mais geral de módulos de software usados para modelar os processos que ocorrem no ambiente incluem modelos físicos (laboratório) e modelos matemáticos (analíticos, numéricos e baseados em exatas soluções das equações de física matemática) (HOLNICKI-SZULC; NAHORSKI; ŻOCHOWSKI, 2000). Dependendo da complexidade da simulação por computador dos modelos de superfície da qualidade da água, eles podem ser divididos em três grupos, unidimensionais, bidimensional e tridimensional. Devido à extensão e escala espacial, várias categorias de modelos são consideradas:

a) Modelos operacionais - relacionados à previsão de curto prazo e usada em tempo real no controle de reservatórios de água ou vazão para manter os parâmetros estabelecidos. Tais modelos requerem a entrada automática e atual dos dados.

b) Modelos táticos - associados à uso da tomada de decisões operacionais em tomando ações táticas nas quais relacionamentos do tipo “entrada-saída” entre os principais parâmetros do sistema são vitais. Abrange um período de alguns dias, semanas ou mesmo uma estação no caso de controle da qualidade da água em um rio.

c) Modelos estratégicos - referem-se ao horizonte de tempo, onde se pode analisar, prever ou planejar o estado do ambiente como uma projeção do estado atual, considerando em consideração todas as tendências relevantes. Baseia-se na análise dos resultados da simulação por computador de vários cenários e análises de sua eficiência.

d) Modelos direcionais - dizem respeito a previsões de longo prazo relacionadas a mudanças estruturais, testando a possibilidade de sustentabilidade desenvolvimento e evolução do todo sistema. Simulam o comportamento do ambiente aquático e a maneira como seus parâmetros mudam, como temperatura da água, força e direção do vento, a concentração de oxigênio dissolvido, salinidade da água, quantidade biogênica de compostos e outros parâmetros dependendo da complexidade do programa (BIELAK, 2009).

Em 1976 houve uma evolução dos modelos de qualidade da água, com a apresentação dos modelos QUAL-SEMOG, CE-QUAL-W2, QUAL2E, HSPF e MIKE 11, (REIS, 2009). Abaixo seguem algumas informações dos modelos citados, sendo que muitos são evoluções dos seus originais e todos são derivados do modelo Streeter-Phelps.

O QUAL2E é um modelo matemático unidimensional disponível como software livre (COX, 2003). Sendo que a versão 3.0 foi desenvolvida em parceria entre o departamento de engenharia civil da Universidade *Tufts* em Boston e o laboratório do meio ambiente da USEPA (*United States Environmental Protection Agency*). Este modelo possui capacidade de simular até 15 parâmetros relacionados a qualidade da água, prevendo a mistura dos cursos de diferentes rios com o intuito de calcular os mecanismos de transporte de poluentes, dispersão e advecção ao longo da direção principal do fluxo (direção longitudinal). Seu uso leva em conta a presença de múltiplas descargas de poluentes, considerando a descarga do efluente na bacia constante (PALMIERI; CARVALHO, 2006).

O modelo *Hydrologic Simulation Program Fortran* (HSPF) combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação, nos rios de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas tóxicos. Este modelo requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água.

Atualmente uma das ferramentas mais utilizadas para a modelagem e simulação da propagação de poluentes no sistema aquático é o programa WASP (*Water Quality Analysis Simulation Program*) também desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States of Environmental Protection Agency – USEPA*). Trata-se de um modelo matemático que permite simular o transporte e a interação de contaminantes na água, seja como consequência de lançamentos contínuos ou vazamentos acidentais de substâncias poluentes.

O programa consta de vários módulos de trabalho, que permitem simular a interação dos diferentes parâmetros contaminantes na água, admitindo tanto a inclusão de contaminantes de caráter não conservativo, quanto aqueles que caracterizam processos de eutrofização ou de contaminação microbiológica, como os parâmetros conservativos, além de avaliar a persistência.

O programa WASP tem como fundamento a resolução da equação geral de balanço de massa utilizando métodos numéricos de diferenças finitas. Mediante esta equação, se define a variação no tempo da concentração de um contaminante que se encontra dissolvido em um elemento diferencial de volume.

De acordo com Reis (2009) no Brasil, a maioria das simulações de oxigênio dissolvido é feita utilizando o modelo de Streeter-Phelps, devido a sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada. Com esta afirmativa, e considerando que o trecho a ser analisado possui uma densidade demográfica muito grande, a maioria dos efluentes a serem lançados é esgotamento sanitário, para este tipo de efluente há necessidade de analisar poucos parâmetros justificando desta forma a escolha por este modelo para esta dissertação.

1.7 Trabalhos relacionados

Como trabalhos acadêmicos relacionados, que tratam da modelagem matemática do Rio Paraíba do Sul, são destacados três conforme relatado abaixo. Foram comparados os objetivos, os parâmetros utilizados, o local em que os dados da água foram coletados e o programa em que o modelo foi elaborado dentre outras informações.

Na dissertação de BOAS (2008) o estudo foi propor a utilização de uma ferramenta matemática de apoio à gestão dos recursos hídricos. Esta ferramenta constituiu-se de um modelo de qualidade de água, QUAL2E, através do Módulo de Células (MODCEL) com um Sistema de Informações Geográficas (SIG). O trecho escolhido para aplicação do modelo foi a sub-bacia do Paraíba do Sul da Usina Hidrelétrica (UHE) do Funil a Três Rios. Foram utilizados os dados da ANA de captação e lançamento, mas não das outorgas; o parâmetro utilizado foi o DBO e focou o comportamento na distância.

O trabalho de LIMA (2019) objetivou avaliar a capacidade de autodepuração do Rio Paraíba do Sul através da análise dos dados dos serviços de esgotamento sanitário do Atlas Esgoto e SNIS. Foram simuladas as interações da DBO, do OD e do nitrato através do modelo matemático QUAL-UFMG e tendo como trecho analisado o trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul.

O trabalho que possui características mais próximas com o atual é de (PESSANHA JR., 2018). O objetivo desta dissertação foi construir uma estação em bancada de monitoramento da qualidade da água do rio Paraíba do Sul no trecho vizinho a foz. Os parâmetros que considerados para serem monitorados foram: OD, DBO e T. A modelagem matemática relacionou OD e DBO levando em conta a temperatura e a vazão com dados preexistentes do Pólo de Inovação Campos dos Goytacazes (PICG) e estação da INEA. O modelo matemático utilizado foi de Streeter-Phelps e a modelagem foi feita no programa Modellus 4.0.1.

2 METODOLOGIA

A metodologia empregada nesse trabalho leva em conta diversos aspectos. O primeiro deles, busca fazer um diagnóstico o mais abrangente possível da região de estudo, que é o recorte de nosso trabalho, isso foi feito, nas Seções 2.1, 2.2 e 2.3. Na Seção 2.1, foi definida a região de estudo, suas fronteiras a localização da estação de monitoramento e a forma e extensão do rio visando descobrir seus afluentes e efluentes. Ainda nessa seção foi analisado os dados da qualidade da água disponíveis, para a validação dos nossos modelos. A seção 2.2, foi destinada ao estudo dos dados outorgados pela ANA, as posições dos agentes contaminantes, setor de atuação, dados dos poluentes no montante e dados do rio.

Na Seção 2.3, foram analisados os aspectos hidrológicos, importantes para verificar qualquer anomalia nos dados de qualidade da água e será feito algumas discussões sobre o impacto das chuvas nos modelos hidrológicos. Para responder ao objetivo deste trabalho que é a descrição do comportamento dos parâmetros da qualidade da água considerando modelos matemáticos.

A seção 2.4 abordou a importância da temperatura da água na concentração de saturação do oxigênio. Para a seção 2.5 foram descritos dois modelos para o estudo do comportamento de tais parâmetros. O primeiro é o modelo de Streeter-Phelps, como já analisado em seus aspectos qualitativos na revisão teórica. Nesse modelo se leva em conta somente a relação entre a concentração de oxigênio dissolvido na água e a demanda bioquímica de oxigênio. Esse modelo, já nos demonstra uma ideia dos impactos dos poluentes no rio, que será analisado no capítulo 3 onde isso será tratado e relacionado com as fontes poluidoras da região de estudo.

Os parâmetros hidrológicos utilizados na modelagem são descritos na seção 2.6. O segundo modelo analisado foi um modelo linear que inclui outros parâmetros que contribuem para a dinâmica. Na Seção 2.7, foi indicado a estratégia que foi usada para a análise dos dados obtidos.

2.1 Região hidrográfica do baixo Paraíba do Sul: região de estudo

A Região Hidrográfica Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana, que corresponde à Região Hidrográfica IX (RH IX), se situa ao longo da região norte e noroeste do Estado do Rio de

Janeiro e foi definida pela Resolução N° 107/2013 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro – CERHI/RJ. Este Conselho define as demais regiões hidrográficas deste Estado.

Dentre os corpos hídricos que compõem esta região, destaca-se a foz do rio Paraíba do Sul e rios importantes que são de domínio federal, como o Pomba e o Muriaé; em relação às lagoas sobressai as lagoas de Cima, Feia e do Campelo.

Em relação à composição dos municípios pertencentes a esta região, temos aqueles que são inseridos integralmente como: Quissamã, São João da Barra, Cardoso Moreira, Italva, Cambuci, Itaperuna, São José de Ubá, Aperibé, Santo Antônio de Pádua, Natividade, Miracema, Laje do Muriaé, Bom Jesus do Itabapoana, São Francisco do Itabapoana, Porciúncula, Varre-Sai. Alguns municípios são inseridos parcialmente, sendo eles: Trajano de Moraes, Conceição de Macabu, Carapebus, Santa Maria Madalena, Campos dos Goytacazes e São Fidélis. Na Figura 4 é apresentado o mapa com os municípios que pertencem à região da RH IX.

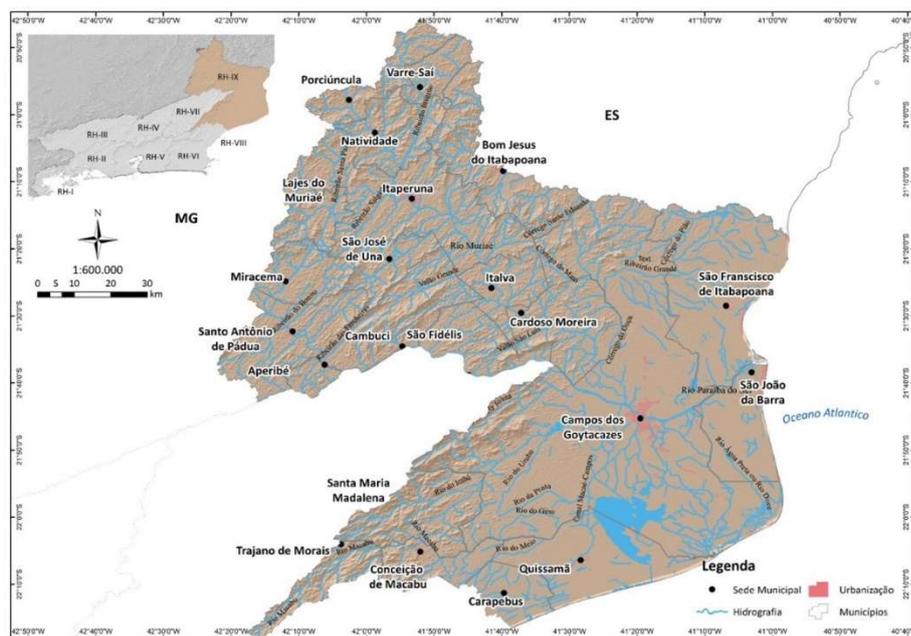


Figura 4 - Municípios da RH IX.
Fonte: INEA, 2019a.

O local de estudo deste trabalho é o rio Paraíba do Sul no trecho da área urbana da cidade de Campos dos Goytacazes -RJ. Na Figura 5 está o mapa com as estações de monitoramento do INEA da região hidrográfica IX com destaque para a estação PS441. Esta bacia contempla o local que foi definido para estudo e as empresas que operam na cidade de Campos dos Goytacazes no Estado do Rio de Janeiro.

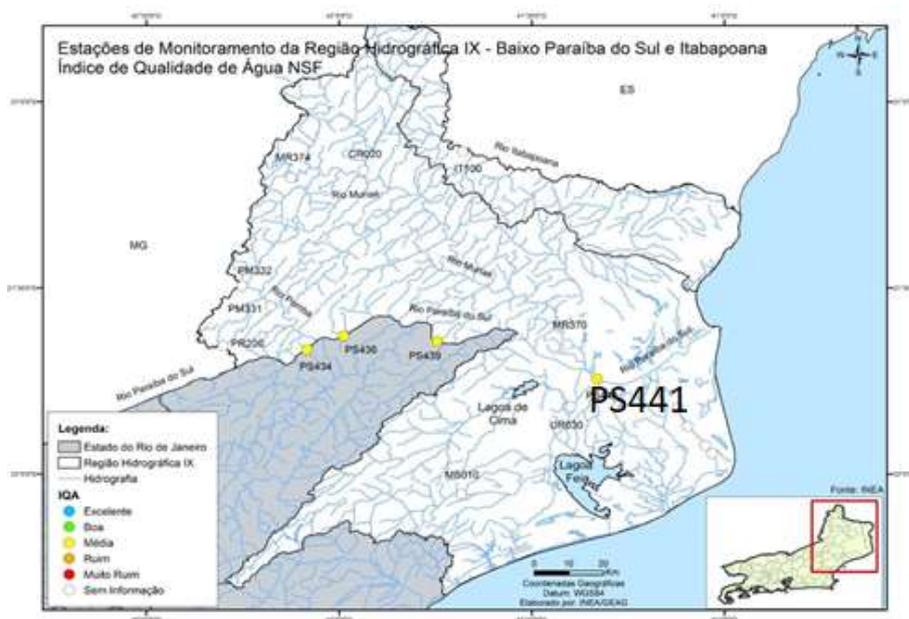


Figura 5 - Estações de monitoramento da RH IX.

Fonte: (INEA, 2018).

Nas Tabelas 5 a 8 observam-se os valores dos parâmetros da qualidade da água e do próprio índice IQA dos anos de 2018 e 2019 obtidos na estação de monitoramento PS441:

Tabela 5 – Parâmetros e IQA da PS441 no 1º semestre de 2018.

Mês \ Parâmetro	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
OD (mg/L)	7,6	7,4	6,0	7,4	8,4	8,6
DBO (mg/L)	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
PT (mg/L)	0,07	0,05	0,30	0,09	0,02	0,02
NT (mg/L)	0,79	0,48	0,35	-	-	-
CF (nmp/100mL)	790	490	1.100	1300	490	490
T (°C) H ₂ O	27	28	28	25	23	28
IQA	67,9	72,8	54,2	-	-	-

Fonte: INEA, 2019.

Nos parâmetros em que aparece traço (-) considerou-se que o valor não foi divulgado.

Tabela 6 - Parâmetros e IQA da PS441 no 2º semestre de 2018.

Mês \ Parâmetro	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
OD (mg/L)	8,4	8,2	8	7,4	8,0	7,6
DBO (mg/L)	< 2	< 2	3	< 2	< 2	< 2
PT (mg/L)	0,02	<0,03	0,02	0,02	0,02	0,03
NT (mg/L)	-	-	-	-	0,14	0,77
CF nmp/100mL	1300	230	330	2300	1300	780
T (°C) H ₂ O	21	22	22	25	22	25
IQA	-	-	-	-	70,1	70,0

Fonte: INEA, 2019.

Tabela 7 - Parâmetros e IQA da PS441 no 1º semestre de 2019.

Mês \ Parâmetro	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
OD (mg/L)	7,2	7,4	6,8	7,8	8,2	7,8
DBO (mg/L)	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
PT (mg/L)	0,16	0,01	0,07	0,04	0,03	0,01
NT (mg/L)	0,72	0,94	0,68	0,70	0,64	0,62
CF nmp/100mL	1700	680	4900	700	200	780
T (°C) H ₂ O	28	28	29	28	25	24
IQA	66	71,8	60,9	71,9	76,3	72

Fonte: INEA, 2019.

Tabela 8 - Parâmetros e IQA da PS441 no 2º semestre de 2019.

Mês \ Parâmetro	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
OD (mg/L)	8,6	8,2	8,0	7,8	7,6	-
DBO (mg/L)	< 2	< 2	3	< 2	< 2	< 2
PT (mg/L)	0,02	<0,01	0,04	0,02	0,03	0,04
NT (mg/L)	0,77	1,13	1,13	0,92	0,14	0,35
CF nmp/100mL	200	<18	680	790	-	330
T (°C) H ₂ O	21	22	25	23	29	23
IQA	75,9	84,2	72,4	72	-	-

Fonte: INEA, 2019.

Para a vazão, os dados foram retirados do Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos (SNIRH) para os anos de 2018 e 2019 e podem ser visualizados nas Tabelas 9 e 10.

Tabela 9 – Vazões das médias mensais do 1º semestre de 2018 e 2019.

MÊS	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
Vazão (m ³ /s) - 2018	550,37	675,28	1217,01	534,76	320,61	262,50
Vazão (m ³ /s) - 2019	400,04	357,51	501,61	347,56	305,25	239,88

Fonte: SNIRH.

Tabela 10 - Vazões das médias mensais do 2º semestre de 2018 e 2019.

MÊS	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Vazão (m ³ /s) - 2018	232,90	256,50	227,25	256,21	618,21	579,11
Vazão (m ³ /s) - 2019	220,38	209,43	209,87	217,62	231,52	826,50

Fonte: SNIRH.

Os dados apresentados nas Tabelas 9 e 10 apresentam vazões médias de 477,56 m³/s e 355,14 m³/s, dos anos de 2018 e 2019 respectivamente.

2.2 Outorgas na região da bacia hidrográfica IX

Para a análise do comportamento do rio foi definido um ponto com lançamento de efluentes industriais e sanitários de empresas pertencentes à diferentes atividades em Campos dos Goytacazes e que solicitaram nova outorga da (ANA, 2018). A definição por estes pontos foi devido a fatores como a escolha do município, do corpo hídrico, do tipo de interferência (lançamento) e da finalidade principal.

Nessa região tem-se outorgas com finalidade de lançamento para as seguintes áreas: criação animal, termoelétrica, esgotamento sanitário, indústrias e outros. Dentre as indústrias instaladas na região destacam-se: de alimentos (carne, açúcar, laticínios), embalagens, química, papel e mineração.

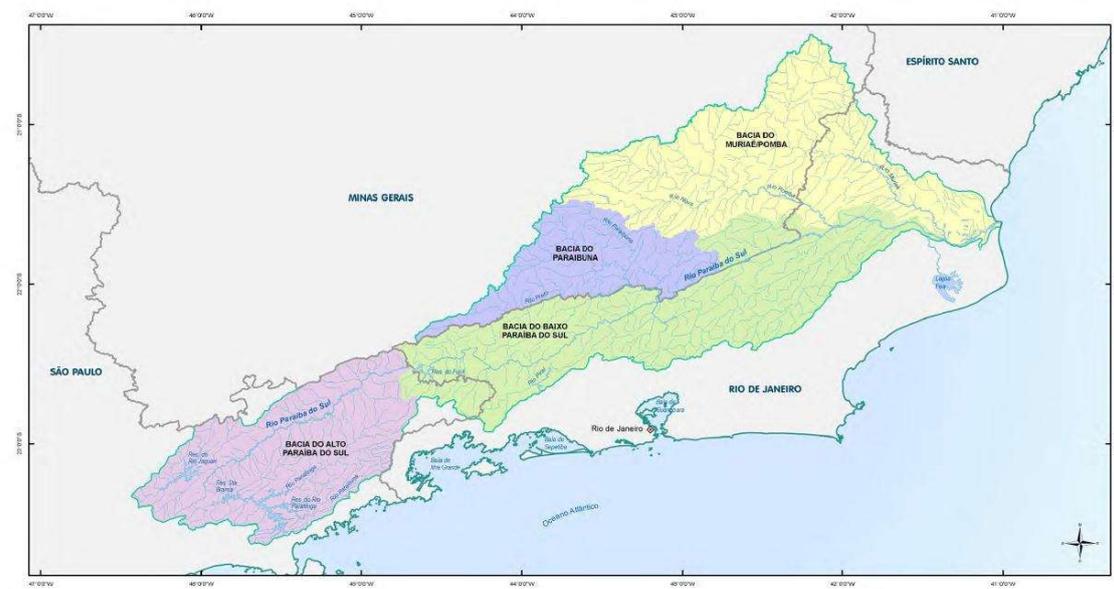


Figura 6. Hidrografia da bacia do rio Paraíba do Sul.

Fonte: Ana, 2019.

As vazões dos efluentes mensais foram informados pelas empresas solicitantes à agência reguladora como sendo as mesmas, não variando nos meses.

Tabela 11 - Empresas outorgadas pela ANA: Termoelétrica e Indústria.

Tipo	Termoelétrica	Ind. química	Ind. alimentícia	Ind. alimentícia
Vazão mensal (m ³ /h)	12	87	50	30
DBO tratada (Kg/dia)	-	204	250	47
DBO bruta (mg/L)	-	2043	2700	287

Fonte: Adaptado ANA, 2019.

Nas Tabelas 11 e 12 são apresentadas as empresas, e seu tipo de atividade, que fazem uso da água do rio Paraíba do sul e que solicitaram outorga à ANA para lançamento de efluentes e que são localizadas na cidade de Campos dos Goytacazes - RJ. As informações que são mais relevantes ao se solicitar a outorga se refere à carga orgânica: vazão mensal, a DBO tratada e a DBO bruta.

Tabela 12 - Empresas outorgadas pela ANA: Esgotamento Sanitário.

Tipo	Esgotamento sanitário 1	Esgotamento sanitário 2	Esgotamento sanitário 3	Esgotamento sanitário 4	Esgotamento sanitário 5
Vazão mensal (m ³ /h)	288	324	324	670	135
DBO tratada (mg/L)	3,62	4,12	4,12	2,43	10,80
DBO bruta (mg/L)	350	350	350	390	350

Fonte: Adaptado ANA, 2019.

Na Figura 7 temos o mapa com a localização dos pontos definidos para o estudo. Este mapa foi elaborado através do site ADVERCITY, que é um site que possui o mapa de diversas cidades do mundo.

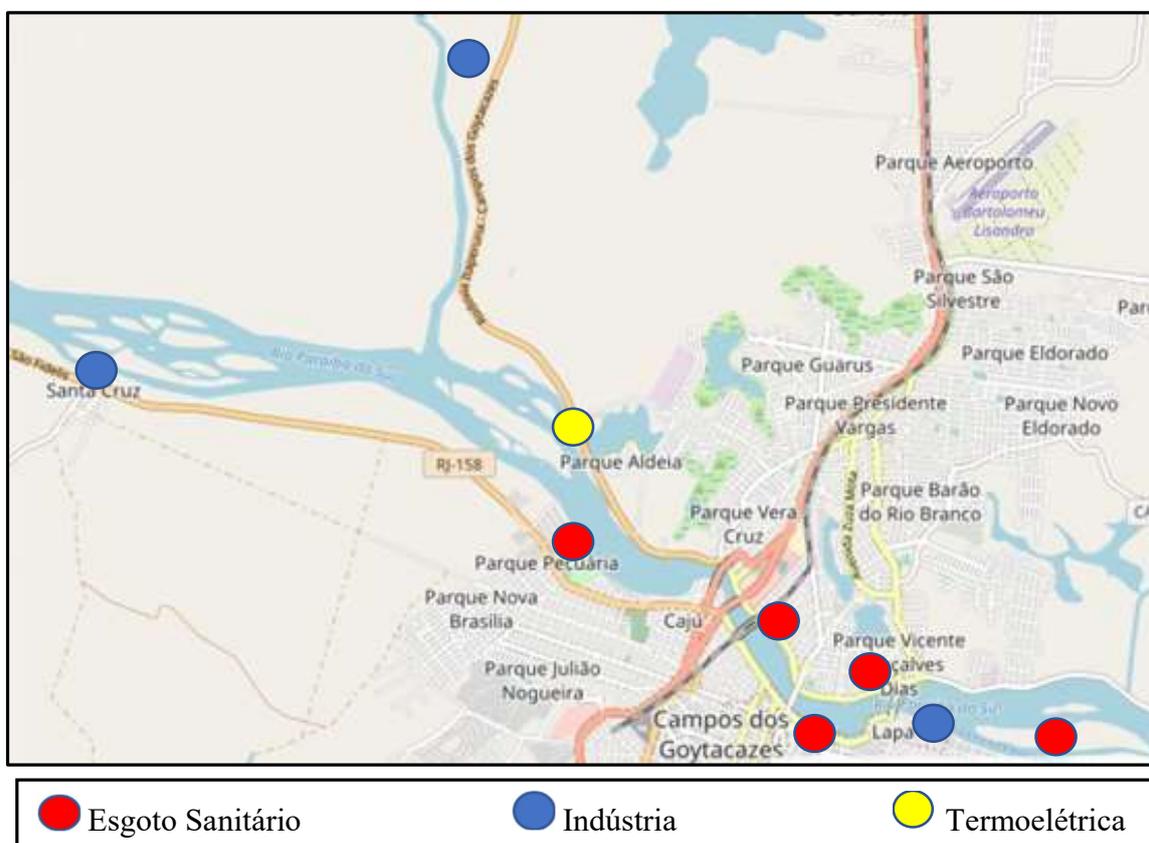


Figura 7. Pontos de outorga analisados em 2019.
Fonte: Adaptado pelos autores, (ADVERCITY, 2020).

Existe dificuldade em retratar um problema real de maneira exata, para facilitar isto pode-se escolher variáveis do fenômeno a ser estudado, de forma que se possa desenvolver e interpretar os resultados e assim, aplicar na realidade. A literatura existente considera como modelo matemático pioneiro de qualidade da água o modelo de Streeter-Phelps, que foi criado em 1925, com o objetivo de estudar o comportamento do oxigênio dissolvido (OD) após um corpo receptor ser atingido por uma carga poluente.

A metodologia utilizada consiste na análise da região de estudo, aquisição de dados através de fontes disponibilizadas pelo governo, no estudo dos diferentes modelos, uso de regressão linear, calibração dos modelos, elaboração do modelo com acoplamento e análise dos resultados.

2.3. Caracterização do regime hidrológico

Atualmente, o responsável pelo monitoramento das chuvas e dos níveis dos rios considerados críticos no Estado do Rio de Janeiro é o INEA que disponibiliza no site <http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/dados.php> diversas informações sobre o tema. Este monitoramento é realizado através de uma rede composta por 113 estações automáticas dotadas de sensores que produzem registros da precipitação e dos níveis d'água a cada 15 minutos (INEA, 2020). O monitoramento realizado é dividido em dois tipos: quantitativo e qualitativo.

O Monitoramento Quantitativo das bacias hidrográficas consiste em uma rede de estações pluviométricas, fluviométricas e meteorológicas que registram a quantidade de chuva, os níveis de águas dos rios, radiação solar, temperatura, umidade, ventos, entre outros parâmetros. Este procedimento deve ser contínuo, sem falhas de observação. Ele é de extrema importância para os órgãos gestores de recursos hídricos, tanto na prevenção e controle de inundações quanto na avaliação da disponibilidade de água na região.

Quanto ao Monitoramento Qualitativo, consiste em analisar a qualidade da água, o sedimento e a biota distribuídos em rios, baías, lagoas e reservatórios do Estado, sendo capaz de fornecer informações necessárias para o manejo adequado desses ecossistemas aquáticos, possibilitando a melhor compreensão do ambiente, sendo eficaz na alocação de investimentos e ações. Este levantamento é destinado à comunidade científica, ao público em geral e, principalmente, às diversas instâncias decisórias.

2.4 Concentração de saturação

A relação da temperatura com o oxigênio dissolvido é um ponto muito importante. Quando o efluente é despejado no corpo hídrico, existe uma série de reações químicas que ocorre para dissolver (ou depurar) esse oxigênio. Essa depuração depende da velocidade de depuração, a temperatura e a concentração de saturação da água C_s [mg L^{-1}].

A reaeração é o processo de absorção do oxigênio atmosférico na água e é considerado um dos fatores mais importantes no controle da capacidade de assimilação de resíduos de um rio, porque a fotossíntese é a única outra fonte de reabastecimento de oxigênio, limitando-se apenas à luz do dia. O mecanismo básico da transferência de oxigênio para qualquer corpo de água da atmosfera, pode-se considerar um sistema de duas fases conceitual, como um copo de

água. O recipiente de água é aberto para a atmosfera e, portanto, pode interagir com ele. Se a água puder vir para equilibrar com a atmosfera acima dela, a concentração de OD que será atingida será fixada para uma dada temperatura e pressão (para esse corpo de água). Isso é conhecido como concentração de saturação de oxigênio e é descrita pela lei de Henry, que afirma que a massa de qualquer gás que se dissolva em um determinado volume de líquido, a uma temperatura constante, é diretamente proporcional à pressão que o gás exerce sobre esse líquido, conforme Eq. (2) abaixo:

$$p = H_e \times C_s, \quad (2)$$

onde p é a pressão parcial de O_2 [atm], C_s é a concentração de saturação de OD no líquido [$\text{mol } O_2 \text{ L}^{-1}$] e H_e é a constante de Henry [$\text{mol} / \text{atm L}^{-1}$]. A concentração de saturação de OD depende da pressão do ar, temperatura e salinidade da água. Nos rios de água doce das terras baixas, o efeito mais importante na saturação de oxigênio é a temperatura e vários métodos estão disponíveis para calcular seu valor. A Eq. (3) mais frequentemente usada na modelagem da qualidade da água é a desenvolvida por (ELMORE; HAYES, 1960):

$$C_s = 14,652 - 0,41022 T + 0,0079910 T^2 - 0,000077774 T^3, \quad (3)$$

onde T é a temperatura em graus Celsius. Se a concentração de OD diminui muito rapidamente, digamos, por uma entrada de um poluente, a força motriz para a restauração da condição de equilíbrio é a diferença entre as concentrações reais e saturadas. A concentração de saturação calculada desta forma, independe da localidade, é calculada em laboratório e nos dá a relação entre o coeficiente de saturação da água com a temperatura.

No entanto, na prática, essa forma de calcular o coeficiente de saturação de um corpo hídrico nos fornece um resultado muito otimista da verdadeira dependência. Desta forma, nesse trabalho utilizou-se também o método da regressão linear para calcular a concentração de saturação. Neste tipo de metodologia foi necessário a utilização dos dados reais medidos pelas estações de monitoramento.

2.5 Modelagem matemática

Um modelo matemático permite simular o transporte e a interação de contaminantes na água, seja como consequência de lançamentos contínuos ou de vazamentos acidentais de substâncias poluentes.

Os modelos matemáticos, principalmente os modelos de difusão são considerados e usados cada vez mais como instrumentos úteis para analisar e simular o comportamento dos recursos hídricos (BOCKELMANN-EVANS et al., 2004). Esse tipo de modelagem também é importante para prever acidentes futuros, entendendo e buscando soluções para minimizar desastres. Desta forma, é possível ajudar na minimização de problemas de poluição e compreender o meio ambiente.

2.5.1 Métodos numéricos para a análise dos dados experimentais

A determinação dos perfis de Temperatura e Oxigênio Dissolvido ao longo da coluna de água de corpos hídricos lênticos é desejável onde se constata a ocorrência da estratificação térmica, principalmente no verão, (CETESB, 2018). Neste período, a camada superficial apresenta temperatura mais elevada, acarretando menor densidade da água (epilímnio), enquanto a camada mais profunda apresenta temperatura mais baixa e com maior densidade (hipolímnio).

Desta forma, cria-se uma estabilidade na massa líquida que será desestruturada por forças externas, como o vento, entrada de afluentes, sazonalidade. Essa estabilidade pode levar a uma alteração na qualidade ao longo da coluna da água, principalmente na camada mais profunda, como a redução da concentração de oxigênio dissolvido devido a processos de decomposição.

A análise de tendência com base nos dados experimentais foi realizada utilizando-se a melhor curva que passa pelos pontos de um determinado parâmetro pelo método da regressão linear.

Considerando que a função aproximadora, $g(x)$ com método dos mínimos quadrados reduz-se a uma reta; o objetivo da Regressão Linear é aproximar uma função $f(x)$ por uma função $g(x) = a + bx$, de forma que a soma dos quadrados dos erros e cada ponto $f(x)$ seja menor possível, isso é feito através de um sistema linear dado por:

$$\begin{bmatrix} \sum_{i=1}^n 1 & \sum_{i=1}^n x_i \\ \sum_{i=1}^n x_i & \sum_{i=1}^n x_i^2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} a \\ b \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \sum_{i=1}^n y_i \\ \sum_{i=1}^n x_i y_i \end{bmatrix} \quad (4)$$

Em geral não se conhece a função segundo os dados experimentais que representa, dessa forma será calculado ponto a ponto. A função aproximadora foi calculada utilizando os dados experimentais devido ao comportamento do OD x T da área de estudo. A importância desta função é que ela é necessária para calcular o coeficiente de saturação do oxigênio dissolvido em função da temperatura (anual) . O método usado para o cálculo do erro foi o do “square error”, ou seja, o desvio quadrático do erro no cálculo do OD que é dado por:

$$SE_{reta} = \sum_{i=1}^n [OD_i - (a + bT_i)]^2 \quad (5)$$

Para calcular o desvio quadrático da média de OD utiliza-se a equação abaixo:

$$SE_{\bar{OD}} = \sum_{i=1}^n [OD_i - \bar{OD}]^2 \quad (6)$$

Desta forma, o erro da função de ajuste em relação aos dados experimentais é dado por

$$R^2 = 1 - \frac{SE_{reta}}{SE_{OD_{med}}} \quad (7)$$

Nesta seção, estudou-se os métodos numéricos que foram usados para a validação da modelagem matemática feita no capítulo 3. Esses métodos são importantes para a análise da tendência do rio, inserção e evolução dos poluentes ao longo dos anos.

2.5.2 Modelo de Streeter-Phelps

Os parâmetros da qualidade da água que foram utilizados neste trabalho são: OD, T e DBO, sendo que a dinâmica destes parâmetros respeita as equações de difusão. Foi investigado o comportamento do oxigênio dissolvido (OD) com a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), considerando os dados da estação do INEA, PS441.

Considerando-se uma completa e instantânea homogeneização na seção transversal do rio, o regime como sendo permanente de escoamento e que o transporte difusivo seja de magnitude desprezível, temos a Eq. (8) para DBO, onde C_{DBO} é a concentração de DBO e k_d é o coeficiente de remoção de DBO efetiva do rio, ou coeficiente de desoxigenação, com k_d dado pela Eq. (9):

$$\frac{dC_{DBO}}{dt} = -k_d \times C_{DBO} \quad (8)$$

$$k_d = \ln\left(\frac{C_{DBO0}}{C_{DBOd}}\right) \times td^{-1} \quad (9)$$

onde C_{DBO_0} é a concentração de DBO inicial do efluente dado pelas Tabelas 11 e 12, considerando o setor produtivo da região, C_{DBO_d} é a concentração de DBO em d dias e td é d dias. Desta forma a primeira constante do modelo pode ser determinada, em função do comportamento do sistema. A DBO é a demanda bioquímica de oxigênio do efluente e que ainda não entrou em contato com o rio. A partir do momento que isso acontece, o oxigênio começa a interagir e para analisar precisa um número “ d ” de dias, nesse trabalho, para a maioria das modelagens, padronizamos $t_d=5$ dias, para que a curva de OD entre em seu ponto crítico, e comece a recuperar. Como ficará claro a seguir, as curvas de DBO e OD são separadas, mas dependentes, os termos de acoplamento e que fazem as mesmas terem vários aspectos em comum. A equação para a DBO tem sua equação sem termos de acoplamento no caso do modelo de Streeter-Phelps. Já o oxigênio dissolvido apresenta um acoplamento direto com a DBO, pois o efluente é responsável por uma variação no oxigênio dissolvido. Para a análise do OD foi considerada a Eq. (10):

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_d C_{DBO} + k_r(C_S - C_{OD}), \quad (10)$$

onde k_r é o coeficiente de reaeração e CS é a concentração de saturação do oxigênio, esta concentração depende da temperatura. O coeficiente de reaeração, k_r , pode quantificar o processo de transferência de oxigênio da atmosfera para a massa líquida do efluente, (VON SPERLING, 2007). No modelo de Streeter-Phelps o acoplamento com a C_{DBO} é linear e dominado pelo mesmo parâmetro de acoplamento. O parâmetro Kr pode ser descrito como:

$$k_r = \frac{av^b}{h^c} \quad (11)$$

onde v é a velocidade do rio em metro por segundo [m/s], h é a profundidade média do rio em metros [m], a , b e c são parâmetros determinados por vários pesquisadores, conforme a Tabela 13, para este estudo foi considerada a pior situação exposta pelo pesquisador Bansal.

Tabela 13. Coeficientes a , b e c por pesquisadores.

Pesquisador	a	b	c
BANSAL	0,79	0,60	1,40
CHURCHILL	2,18	0,97	1,67
ISAACS	2,07	1,00	1,50
LANGBEIN	2,23	1,00	1,33
NEGULESCU	4,74	0,85	0,85
OWENS	2,31	0,67	1,85
PADDEN	1,96	0,70	1,05

Fonte: Adaptado (VON SPERLING, 2007).

A concentração da demanda bioquímica inicial de oxigênio, C_{DBO_0} , ocorre quando o efluente é lançado no corpo hídrico, ou seja, para $t = 0$ e pode ser calculada pela Eq. (12):

$$C_{DBO_0} = \frac{(V \times C_r + V_{ef} \times C_{ef})}{V + V_{ef}} \quad (12)$$

onde V é a vazão do rio, C_r é a concentração de DBO no rio, antes do despejo do efluente, V_{ef} é a vazão do efluente e C_{ef} é a concentração do constituinte analisado no efluente. A unidade da vazão do rio é em metro cúbico por segundo [m^3/s], a unidade da vazão do efluente é metro cúbico por hora [m^3/h] e a unidade da concentração é em miligrama por litro [mg/L].

Observa-se assim que pelas equações de Streeter-Phelps, pode-se calcular a concentração de DBO, o déficit de OD, e a concentração de OD presente na água. Vemos que o modelo apresentado só leva em conta a relação entre OD, DBO e o tempo de depuração.

2.5.3 Generalização do modelo de Streeter-Phelps

Nesta seção será estudado um modelo mais geral visado incluir novos parâmetros. A equação de balanço de massa, nesta nossa generalização leva em conta:

- Variações da concentração do oxigênio dissolvido;
- Degradação da matéria orgânica (Demanda Bioquímica de Oxigênio);
- Nitrificação;
- Transporte e dispersão de um contaminante conservativo genérico.

Em geral para fluidos não conservativos, a forma de se adicionar o acoplamento via equações diferenciais é incluir as equações cinéticas ou de equilíbrio que descrevem tais processos. No caso considerado nessa dissertação será assumido que os processos de degradação de um contaminante não conservativo se ajustem à cinética de primeira ordem. Esse efeito aparece em teorias de altas energias, o método mostra que podemos quadrar o Lagrangeano que descreve a invariância de certa simetria, e os termos cruzados, nos dão as equações de primeira ordem. Desta forma introduzimos uma concentração desconhecida fazendo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k(t) C \quad (13)$$

onde $k(t)$ é a constante de velocidade cinética [dia^{-1}]. Na seção anterior, utilizamos a equação da regressão linear para descrever a relação entre a concentração e a temperatura, mas isso é interessante para analisar os impactos dos cenários que já ocorreram, e geralmente só valem por um período de tempo, em nosso caso, um ano. A forma de se incluir a temperatura é considerar que a velocidade com que se produzem as reações na massa líquida é o parâmetro mais afetado pela temperatura. Neste caso, como a velocidade das reações são representadas pelo parâmetro $k(t)$, a correção da temperatura atua no sentido da modificação deste parâmetro empregando a relação de Arrhenius-van't Hoff:

$$k(T) = k'(20^{\circ}\text{C}) \theta^{(T-20)} \quad (14)$$

onde T é a temperatura em [°C]; θ é o coeficiente de correção da temperatura; $k'(20^{\circ}\text{C})$ é o valor da constante cinética a uma temperatura de 20°C e $k'(T)$ é o valor da constante cinética a temperatura T.

Neste trabalho, vamos usar a regressão linear como uma forma de relacionar o OD medido com a temperatura.

A questão interessante é saber quais as reações que acontecem quando um efluente, externo ao rio, entra em contato de forma e se mistura. Ele será degradado e todo esse processo inclui o oxigênio. Uma quantidade importante é a equação cinética para a degradação de matéria orgânica é:

$$\frac{\partial C_{DBO}}{\partial t} = -k_d \frac{C_{DBO}}{k_s(L) + C_{DBO}} \quad (15)$$

Onde $k_s(L)$ é a constante de semissaturação do oxigênio em [$\text{mg O}_2\text{L}^{-1}$]; C_{DBO} é a demanda bioquímica de oxigênio, ou matéria orgânica que fica por consumir em [$\text{mg de O}_2\text{L}^{-1}$] e k_d é a velocidade de degradação da matéria orgânica em [dia^{-1}] a 20°C.

Um parâmetro a se analisar é o comportamento de k_d em função da biodegradabilidade da matéria orgânica.

Neste trabalho foi incluído o parâmetro de nitrificação, pois é exatamente nesta última porção do rio que se registram concentrações mais elevadas das diferentes formas de nitrogênio oxidado, o que poderia se dever em parte à atividade agrícola presente nesta zona da bacia ou a processos de nitrificação dos lançamentos do município de Campos dos Goytacazes. Em analogia com o caso da DBO a equação para a nitrificação é dada por:

$$\frac{\partial C_{nitri}}{\partial t} = -k_{nitri} \frac{C_{nitri}}{k_{S(nitri)} + C_{nitri}} \quad (16)$$

Onde C_{nitri} é a Demanda Bioquímica de Oxigênio Nitrosa, (DBOn) ou matéria orgânica nitrosa que fica por consumir em [$\text{mg O}_2\text{L}^{-1}$]; k_{nitri} é a constante de nitrificação em dia^{-1} a 20°C e $k_{S(nitri)}$ é a constante de semissaturação de oxigênio em [$\text{mg O}_2\text{L}^{-1}$].

Na Eq. (17) tem-se a relação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio Nitrosa (DBOn) com o nitrogênio total *Kjeldahl* (NKT).

$$C_{nitri} = \frac{64}{14} \times NKT \quad (17)$$

Neste modelo generalizado para o balanço do oxigênio dissolvido no rio, tem que se levar em conta tanto os consumos de oxigênio quanto as suas principais fontes. Quanto maior for o número de interações consideradas no balanço de oxigênio, mais acurado será o modelo. Para esta generalização foram considerados:

- O oxigênio dissolvido que entra na água dos afluentes;
- As variações devidas as trocas com a atmosfera;
- Os consumos de oxigênio na degradação da matéria orgânica;
- Os consumos de oxigênio nos processos de nitrificação.

Considerando as trocas com a atmosfera, a velocidade de variação do oxigênio dissolvido na água é diretamente proporcional ao déficit de oxigênio e pode ser expressa na equação abaixo:

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_2 (C_{OD} - CS) \quad (18)$$

onde k_2 é a constante de reaeração a 20°C [dia⁻¹]; CS é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido à temperatura ambiente e C_{OD} é a concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água.

A equação que inclui os termos cinéticos considerados para a modelagem da variação do oxigênio dissolvido no rio como consequência da entrada de contaminantes é:

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_2 \times \theta_{rea}^{T-20} \times (C_{OD} - CS) - k_{nitri} \times DBOn \times \theta_{nitri}^{T-20} \times \frac{NKT}{(k_{s(nitri)} + NKT)} - k_1 \times \theta_{oxi}^{T-20} \times \frac{C_{DBO}}{(k_{s(L)} + C_{DBO})} \quad (19)$$

Analisado esse tipo de modelo pode ser visto que neste caso a dinâmica da concentração de Oxigênio Dissolvido OD, depende de outros parâmetros da qualidade da água, como o nitrogênio, e a temperatura também aparece explícita no modelo.

Estações de desenvolvimento de um modelo de qualidade da água inclui a construção de um modelo para simular os processos correspondentes ao balanço de oxigênio dissolvido, à degradação da matéria orgânica, e à nitrificação, para, posteriormente, calibrar e verificar os modelos criados. Para caracterizar estes processos é empregada uma série de parâmetros que variam em função da complexidade dos processos a serem simulados.

Tal como explicado, os parâmetros ambientais empregados para caracterizar os processos simulados foram: a Demanda Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias (DBO_5), o Oxigênio Dissolvido (OD), o Nitrogênio *Kjeldahl* Total (NKT), que representa o nitrogênio susceptível de ser oxidado e a temperatura da água. Esta última foi empregada tanto para o cálculo da concentração de oxigênio de saturação, como se descreverá mais adiante, quanto para realizar a correção por temperatura das diferentes constantes cinéticas que caracterizam cada um dos processos implementados no modelo. Estes parâmetros ambientais foram empregados para:

- A caracterização da água do rio e seus afluentes;
- A calibração-verificação dos diferentes processos simulados pelo modelo, tomando os valores dos parâmetros como valores de referência.

Esses dados estão, em grande parte, disponíveis nas estações de monitoramento da qualidade da água, mas é necessário um processamento prévio dos mesmos de maneira que o valor empregado de cada um deles em cada estação seja representativo da qualidade da água monitorada naquela estação.

2.6 Parâmetros hidrológicos

Pode ser observado que na Eq. (11) que k_r depende da velocidade do rio, nesta seção o objetivo é formalizar isso. Para isso é necessário descrever a geometria hidráulica do leito fluvial, relacionando as vazões com a velocidade, a profundidade e a largura média das seções. Para isso, foi empregado o modelo empírico descrito por (LEOPOLD; MADDOCK JR., 1953).

Este modelo pode ser implementado no programa WASP, na opção escolhida para a simulação (Net Flow Option), dado que permite caracterizar o comportamento do sistema

mediante a introdução de constantes empíricas que relacionam a vazão com a velocidade e a profundidade.

O modelo de Leopold e Maddox se baseia em relações entre os diferentes parâmetros, dados por:

$$v = a \times V^b \quad (20)$$

$$h = c \times V^d \quad (21)$$

$$L = e \times V^f \quad (22)$$

Onde V é a vazão circulante [m^3/s], v é a velocidade média do rio [m/s], h é a profundidade média do rio [m], L é a largura do rio [m] e a , b , c , d , e e f são as constantes numéricas que variam em função das características de cada trecho de água.

Essas equações descrevem a largura, a profundidade e a velocidade em função da vazão e se relacionam entre si de maneira que:

$$V = v \times h \times L = a \times c \times e \times V^{(b+d+f)} \quad (23)$$

Para h e L medidos de maneira que :

$$a \times c \times e = 1 \quad (24)$$

$$b + d + f = 1 \quad (25)$$

Isso implica que tão somente é necessário ajustar os coeficientes de duas das relações para obter os coeficientes da terceira.

2.7 Estratégia para a análise

O objetivo desta seção foi fazer um resumo das estratégias utilizadas para validar e analisar os modelos teóricos. Primeiramente, foi descobrir os valores das constantes que regem as equações dinâmicas do problema. Para descobrir essas constantes foram usados as informações já consolidadas retiradas de dados governamentais apresentados nessa metodologia, que são dos dados da INEA, em termos dos parâmetros da qualidade da água, e da ANA, no caso das vazões das outorgas geradoras de efluentes da Tabela 12. Inicialmente este passo foi feito utilizando o método da regressão linear da seção 2.5.1 para estabelecer a

relação entre a concentração e a temperatura. Depois da regressão linear foi feito a resolução das equações lineares para determinar as constantes do modelo. No caso de depuração é importante verificar quando o rio começa a retornar seu estado sem o poluente, isso foi feito em todos os modelos utilizando a Eq. (10).

3 RESULTADOS E ANÁLISES

Esta dissertação consiste em uma análise teórica de dois modelos utilizados na literatura, um modelo é o Streeter-Phelps e outro modelo é a generalização para a inclusão de novos poluentes. Isso foi necessário para entender qual a melhor forma de acoplar estes poluentes na equação do oxigênio dissolvido, logo após foi feita a análise das diversas curvas considerando a variação de nitrogênio amoniacal. Foi feito também a análise dos dados de outorgas da Tabela 12, que trata do maior poluente neste trecho do rio, esgotamento sanitário.

3.1 Contribuição das concentrações de OD x DBO

Este modelo só leva em conta a relação da variação do oxigênio dissolvido com a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ou seja, a equação do oxigênio dissolvido só apresenta um acoplamento que é linear com a DBO. No caso do modelo generalizado, apesar das equações individuais serem lineares, o acoplamento que nos dá a contribuição para o poluente no oxigênio dissolvido tem forma diferente. As equações para o OD no modelo de Streeter-Phelps considerando somente a DBO são:

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_r(C_{OD} - C_S) - k_{d1} C_{DBO}; \quad (26)$$

$$\frac{\partial C_{DBO}}{\partial t} = -k_{d1} C_{DBO}, \quad (27)$$

e para a generalização são:

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_r(C_{OD} - C_S) - k_{d2} \frac{C_{DBO}}{(k_{S(L)} - C_{DBO})}; \quad (28)$$

$$\frac{\partial C_{DBO}}{\partial t} = -k_{d2} \frac{C_{DBO}}{(k_{S(L)} - C_{DBO})}; \quad (29)$$

Considerando os dados da seção 2.5.1, foi possível calcular a concentração de saturação de oxigênio que consta na Eq. (10) do modelo de Streeter-Phelps. Para esta dissertação foi considerado como concentração de saturação de oxigênio, a relação anual do oxigênio dissolvido com a temperatura (OD x T). Os dados do oxigênio dissolvido e da temperatura da água utilizados nesta dissertação foram retirados de uma única fonte, boletim de qualidade da

água do INEA dos anos 2018 e 2019, conforme visto nas Tabelas 5 a 8. De posse destes dados obtidos pelo órgão público foram obtidas as regressões lineares mostradas na Tabela 14.

Tabela 14 - Método da Regressão Linear para os pontos OD x T.

OD x T	Ano 2018	Ano 2019
Regressão Linear	$7,31499 + 0,01730 T$	$10,9789 - 0,1270 T$
R2	0,79	0,98

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

O método está revisado na seção 2.5.1, com o cálculo do coeficiente linear e coeficiente angular da reta dado pelo sistema da Eq.(4) e o cálculo do R2 dado pela Eq. (7).

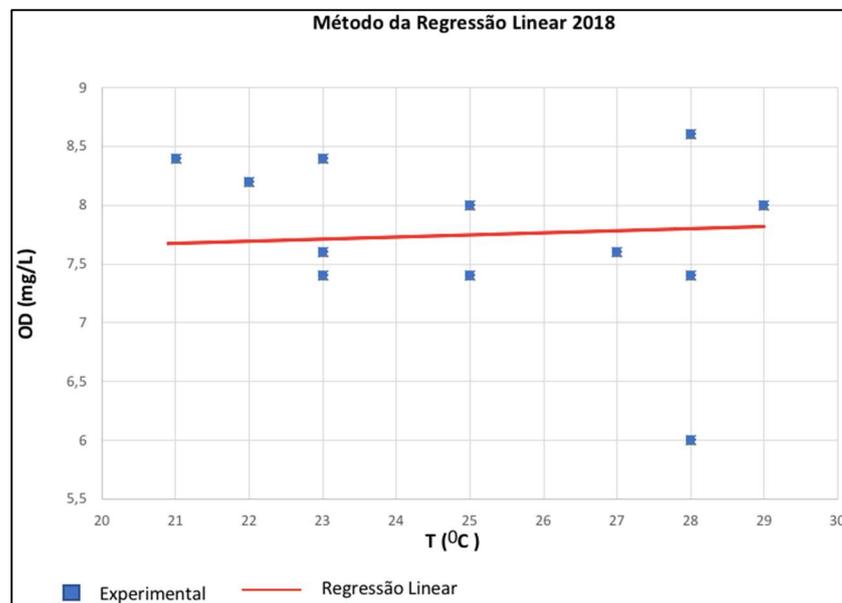


Figura 8 - Regressão linear para o ano de 2018.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020

Neste gráfico vemos que a tendência do oxigênio dissolvido, no ano de 2018, é aumentar sutilmente com o aumento da temperatura. No entanto, comparando a reta com os pontos, pode ser visto que outros fatores influenciam na dependência do oxigênio com a temperatura. Existem fatores importantes a serem analisados um é a pluviosidade e o outro fator está relacionado com as estações do ano.

Nesta dissertação, foi usado um modelador para simular as diversas situações. A Figura 9, mostra a implementação do modelo teórico na plataforma de modelagem.

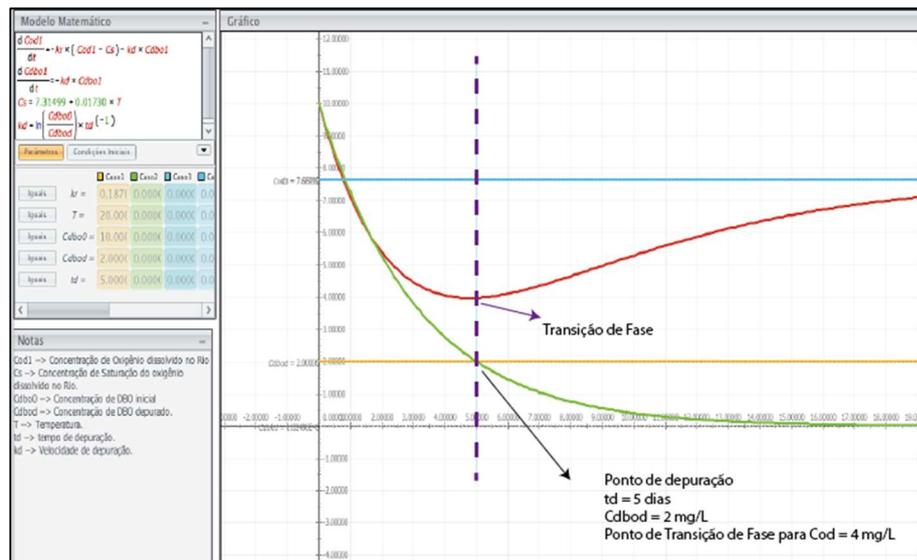


Figura 9 - Folha de rosto do modelador com o modelo teórico.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

A Figura 9, mostra a face de rosto do modelador, na janela modelo apresenta o modelo matemático usado, correspondendo as equações. Pode ser visto nesse modelo implementado que a regressão linear foi importante para incluirmos a temperatura explicitamente na simulação. O tempo de depuração também foi necessário, para determinar o ponto da transição de fase, que é o ponto de recuperação do rio. Na janela gráfica, é possível visualizar as curvas plotadas. A curva em azul é a linha de saturação C_s , a curva em vermelho representa a curva da concentração do oxigênio dissolvido. A curva em verde representa a Concentração de Oxigênio Dissolvido. A linha laranja representa a concentração de DBO de depuração e a linha pontilhada representa o tempo de depuração em 5 dias.

A Figura 9, mostra a implementação do modelo de Streeter-Phelps, para o caso limite da lei CONAMA 357/2005, mostrado na Tabela 2. Pode ser visto que para um rio classe 3 temos que o limite mínimo de $COD = 4 \text{ mg/L}$ com $CDBO = 2 \text{ mg/L}$, que está representado na Figura 9. A linha pontilhada representa o ponto de recuperação do rio, que corresponde ao tempo de depuração $td = 5$ dias. A interpretação da curva do oxigênio dissolvida (curva vermelha) é que quando o efluente é lançado no rio, imediatamente o oxigênio reage com os microrganismos e matéria orgânica presentes no efluente para depurá-lo então a curva de oxigênio dissolvido diminui com o tempo. Depois de um tempo td a tendência do rio é de se recuperar. Pode ser observado também que essa recuperação não é mais para o valor de

oxigênio dissolvido do rio puro. A curva de oxigênio dissolvido estabiliza na fase de saturação.

Na Figura 10, está analisado a comparação entre o modelo de Streeter–Phelps e o modelo generalizado.

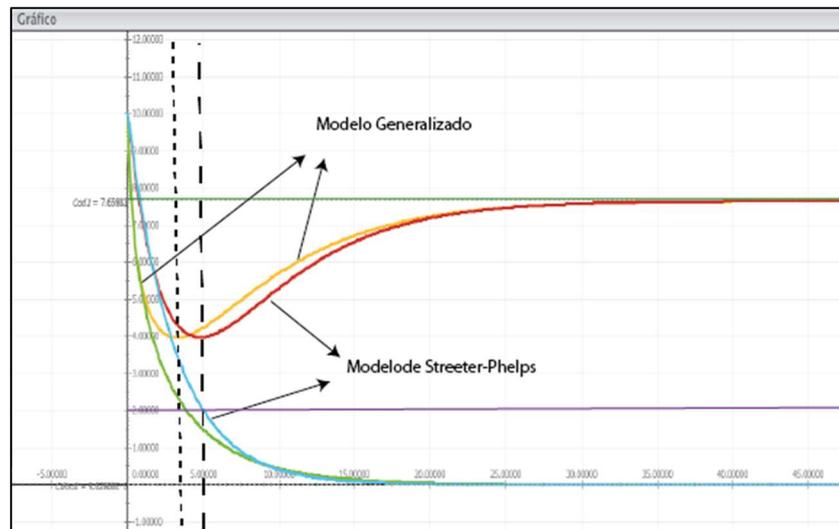


Figura 10: Comparação dos modelos de Streeter-Phelps com o generalizado.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Pode ser visualizado que as curvas tanto no modelo de Streeter-Phelps quanto no modelo generalizado apresentam as mesmas características. Considerando as mesmas condições pode ser analisado que no caso do modelo generalizado, há uma velocidade maior de depuração, mas não existe diferença significativa entre os dois. Um ponto negativo do modelo generalizado é que a solução da equação da Concentração de DBO, não pode ser resolvida facilmente, desta forma, o tempo de decaimento não pode ser precisado.

No ano de 2019, a curva de saturação, usando o método da regressão linear pode ser vista no gráfico da Figura 11.

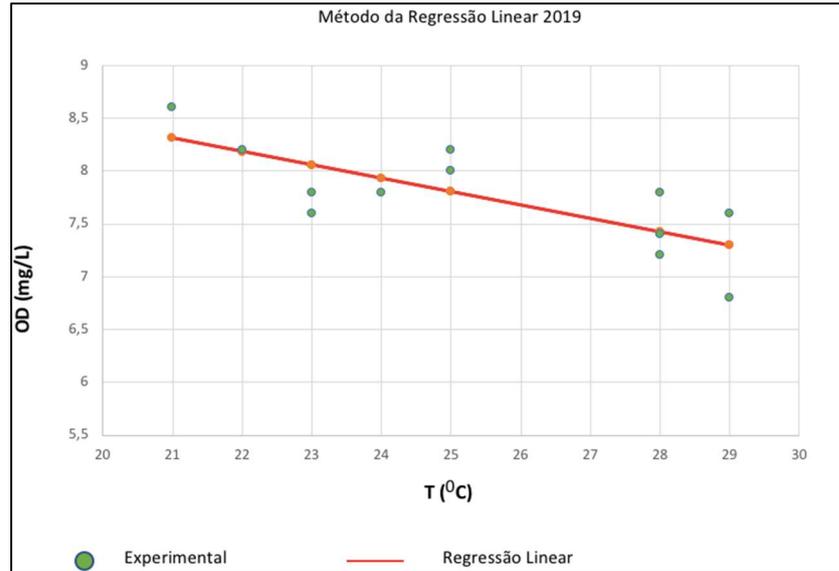


Figura 11 - Método da Regressão linear para o ano de 2019, com $R^2 = 98\%$.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Pode ser visto no gráfico da Figura 11, que neste caso o Oxigênio dissolvido está decrescendo com o aumento da temperatura. Esse comportamento pode ser devido a diversos fatores como condições climáticas, volume de água do rio (secas) e pluviosidade.

Um ponto importante que pode ser analisado é a comparação desses dois cenários, anos de 2018 e 2019 utilizando a regressão linear, como mostra a Figura 12.

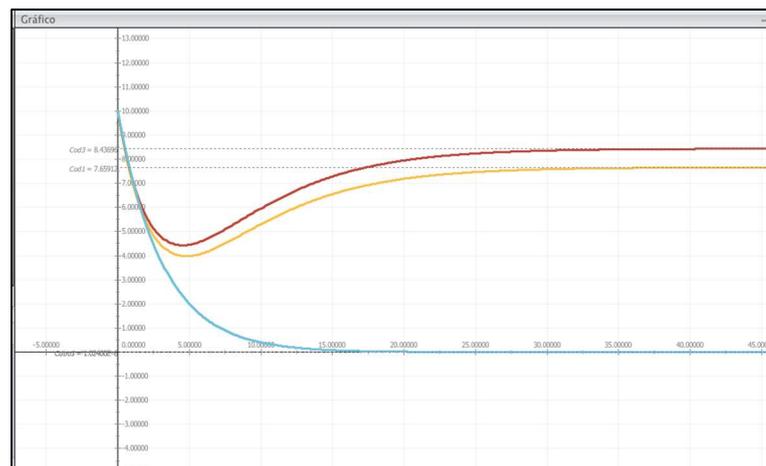


Figura 12 - Comparação da evolução entre os anos de 2018 e 2019.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Na simulação da Figura 12, pode ser visto que considerando os mesmos parâmetros houve uma melhoria na qualidade da água no ano de 2019, curva vermelha, se compararmos com 2018. Isso pode ser visualizado no valor de saturação que é maior em 2019. Isso significa

que a capacidade de receber poluentes não é a mesma todo ano. No entanto as outorgas concedidas podem durar muito mais tempo.

3.2 Outros poluentes

Para esta dissertação, foi utilizado a generalização do modelo para incluir os demais poluentes. As constantes cinéticas que foram calibradas no modelo de simulação da qualidade da água são demonstradas na Tabela 15 e os valores da largura do rio (L) e profundidade do rio (h) foram considerados em 25 m e 4,6m.

Tabela 15: Constantes cinéticas.

Parâmetro	Constante	Valores	Referências Bibliográficas
Demanda Bioquímica de Oxigênio	k_d	Águas pouco tratadas: 0,35 d ⁻¹ (0,20 – 0,50) Águas com tratamento primário: 0,20 d ⁻¹ (0,10 - 0,30) Lamas ativadas (0,50 – 0,10 d ⁻¹)	Surface water-quality modelling, (CHAPRA, 1997)
Nitrogênio Amoniacal	k_{nitri}	0,10 - 0,50 d ⁻¹	
Decaimento Bacteriano	k_{col}	0,96 - 5,28 d ⁻¹	Rates, constants and kinetic formulations in surface water quality modeling, (ZISON et al., 1985)
Demanda de Oxigênio do Sedimento	DOS	Faixa: 2,0–10,0g·m dia ⁻¹ Média=4,0 g·m ⁻² dia ⁻¹ (Zonas próximas ao ponto de lançamento)	

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Pode ser visualizado que o modelo que inclui outros poluentes, tem acoplamento simples, dentro da linearização estudada nas seções anteriores. Desta forma, a equação que descreve a dinâmica do oxigênio dissolvido com a demanda bioquímica nitrosa é dada por:

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_r \times (C_{OD} - CS) - k_d \times C_{DBO} - k_{nitri} \times C_{nitri}. \quad (30)$$

Para a Concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio (C_{DBO}) temos:

$$\frac{\partial C_{DBO}}{\partial t} = -k_d C_{DBO} \quad (31)$$

Para a Concentração da Demanda Bioquímica Nitrosa (C_{nitri}) temos:

$$\frac{\partial C_{nitri}}{\partial t} = -k_{nitri}C_{nitri} \quad (32)$$

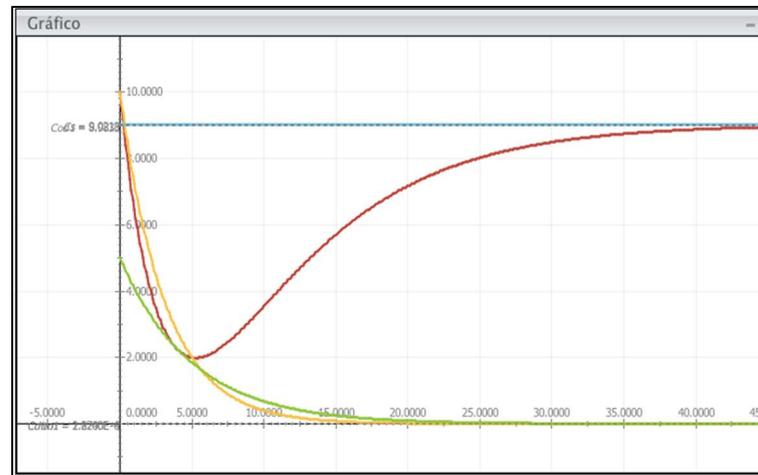


Figura 13 – Curvas características de OD, DBO₅ e Nitrogênio.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Pode ser visualizado no gráfico da Figura 13, o que acontece com os limites CONAMA quando se leva em conta outros poluentes. Nessa modelagem foi elaborada as curvas características em função do tempo de depuração, para esta calibração foi considerado como OD inicial 10 mg/L, DBO inicial de 10 mg/L, respeitando os limites máximos dado pela tabela CONAMA, mas considerando o poluente de Nitrogênio que também interfere na concentração de oxigênio do rio.

Pode ser visto que o nitrogênio presente no poluente interfere drasticamente nos limites do modelo. Em um rio classe 3, o limite inferior de OD seria de 4, conforme tabela CONAMA. Neste trabalho foi considerado um coeficiente de $k_{nitri} = 0,2 \text{ d}^{-1}$, que está dentro dos limites de validade da Tabela 15. No gráfico da Figura 13 é possível visualizar que com a adição do k_{nitri} o OD o limite inferior da tabela CONAMA abaixa de 4 para 2 mg/L.

A Figura 14, mostra a dependência da curva de OD em função do tempo em dias. A depuração do esgotamento se fez em 5 dias. Para uma melhor visualização foi feito uma análise considerando vários k_{nitri} , quanto maior a quantidade de nitrogênio mais drástico é a contaminação do rio.

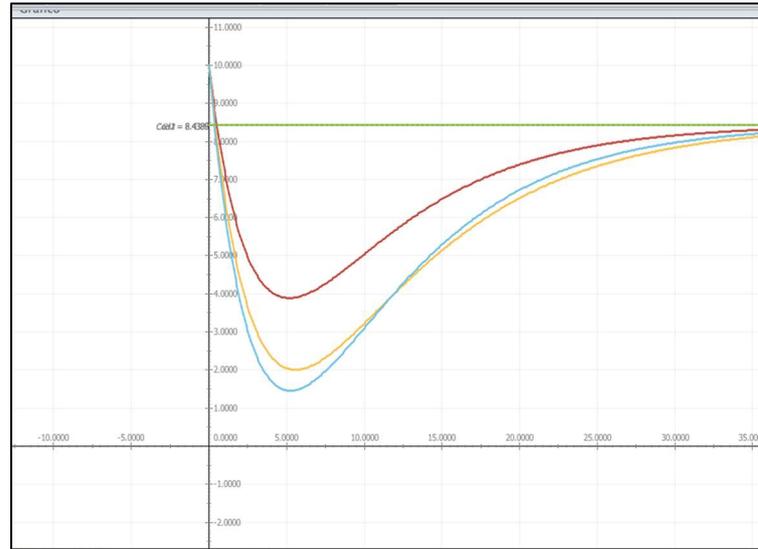


Figura 14 – Curvas de OD para diferentes k_{nitri} .

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Na análise do comportamento da curva de OD para diferentes k_{nitri} foi utilizada a regressão linear de 2019 e foram considerados os seguintes valores de nitrificação: para $k_{nitri} = 0 \text{ d}^{-1}$, curva vermelha, $k_{nitri} = 0,15 \text{ d}^{-1}$ curva laranja, $k_{nitri} = 0,25 \text{ d}^{-1}$ e curva azul; foram utilizados os parâmetros com $k_r = 0,1337 \text{ d}^{-1}$ e $k_d = 0,3219 \text{ d}^{-1}$.

3.3 Modelo considerando os dados de outorga

Nesta seção foi considerado os dados de outorga do esgotamento da Tabela 12 e a velocidade do rio em função da vazão dada pelo gráfico da Figura 15.

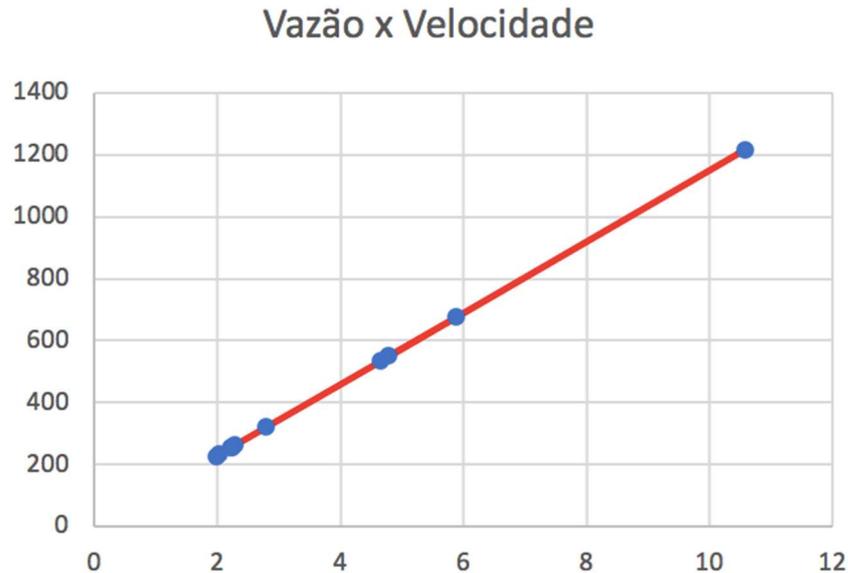


Figura 15 – Relação entre a vazão e a velocidade do rio.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Onde V são os dados da vazão do rio nos pontos de coleta dados pelas Tabelas 9 e 10 e considerando a profundidade do rio no ponto em $h = 4,6$ m e a largura $L = 25$ m. Usando a média ponderada dada pela Eq. (12), considerando as fontes de esgotamento como pontuais, ou seja, da área de despejo medido pela estação PS441 temos que esta equação pode ser reescrita como:

$$C_{DBO0} = \frac{V_{rio}C_{DBOrio} + V_{E1}C_{DBO} + V_{E2}C_{DBO2} + V_{E3}C_{DBO3}}{V_{rio} + V_{E1} + V_{E2} + V_{E3}} \quad (33)$$

Foram utilizados os efluentes mais relevantes da Tabela 12 para a modelagem, onde V é a vazão do rio, C_r é a concentração de DBO no rio, antes do despejo do efluente, V_{ef} é a vazão do efluente e C_{ef} é a concentração do constituinte analisado no efluente. A unidade da vazão é em metro cúbico por segundo [m^3/h] e a unidade da concentração é em miligrama por litro [mg/L], que é uma unidade mais adequada para a modelagem.

Na Figura 16 tem-se a comparação das curvas com o nitrato para diferentes poluentes, considerando o lançamento de fonte pontual.

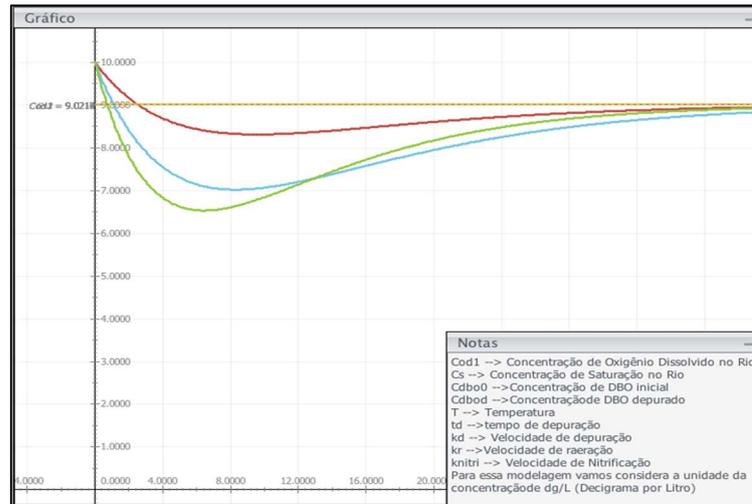


Figura 16 – Comparação das curvas com o nitrato para diferentes poluentes.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Para a análise do comportamento do rio foram definidos três pontos com lançamento de esgotamento sanitário em Campos dos Goytacazes e que solicitaram nova outorga da ANA (2018), vide Tabela 12. No entanto foram analisados também os efluentes industriais da Tabela 11 e foi verificado o mesmo comportamento, vide Matos e Ferreira (2018). A definição por estes pontos foi devido a fatores como a escolha do município, do corpo hídrico, do tipo de interferência (lançamento) e da finalidade principal.

Implementando os dados coletados no modelo teórico se pôde validar o modelo, encontrando os valores de CS, kd e kr. Para ser de acordo com a lei CONAMA, Tabela 2, obteve-se a calibração do modelo de Streeter-Phelps para o ano de 2019 como mostra a Tabela 16. Esses dados de calibração foram encontrados considerando os limites máximos para a concentração DBO e o mínimo para o OD, para um rio Classe 3, pois a estação PS441 se localiza nesta parte do Rio. Calibrou-se o modelo considerando a concentração de efluente máxima para que se respeite a lei CONAMA.

No caso das fontes difusas usou-se a metodologia de fazer cada um de forma separada para isto foi utilizado para cada efluente a Eq. (34) para encontrar o t_d .

$$t_d = - \frac{1}{(k_r - k_d)} \ln \left[\frac{k_r}{k_d} \left(\frac{(C_{OD0} - C_S)(k_r - k_d)}{k_d C_{DBO0}} + 1 \right) \right] \quad (34)$$

e C_{DBO0} calculado para cada poluente da Tabela 16 usando a Eq. (12).

Tabela 16: Dados de calibração para atender Lei CONAMA.

Item	C_{dbo0} (mg/L)	t_d (d)	C_{dbod} (mg/L)	V_{ef} (m ³ /h)	C_{ef} (mg/L)
/2019/PS441					
1	1,0786	0,5124	5,6132	288	350
2	1,0884	0,5082	5,5973	324	350
3	1,2037	0,4614	1,2037	670	390
Calibração	10	0,5	10	355,24	1

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Os parâmetros k_d e k_r foram obtidos pelo modelo calibrado, e foram usados para a modelagem da curva de OD e DBO para o caso de lançamento dos efluentes do esgotamento sanitário de forma bruta, ou seja, sem tratamento, as curvas obtidas podem ser vistas na Figura 18.

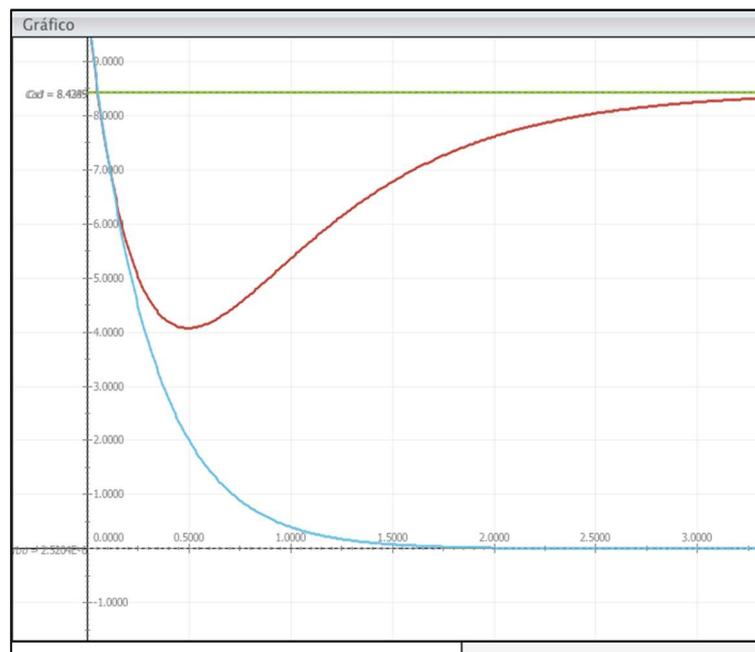


Figura 17 – Curva de calibração para $k_r = 1,5 \text{ d}^{-1}$ e $k_d = 3,219 \text{ d}^{-1}$.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Neste gráfico, Figura 17, pode ser analisado da seguinte forma: no instante igual a zero, a DBO remanescente é total, já que está se encontra no ponto de lançamento, enquanto que a DBO exercida (oxigênio consumido) é zero, pois ainda não se iniciou a estabilização da matéria orgânica. Com o passar do tempo, esses valores vão se invertendo, a DBO remanescente vai diminuindo até desaparecer por completo. O oxigênio dissolvido inicialmente vai atuando no efluente e vai diminuindo até chegar num ponto crítico e passa a

aumentar enquanto a DBO continua a diminuir. Esse ponto crítico pode ser visto no gráfico, que representa o mínimo de OD que um rio classe 3 pode ter para uma DBO inicial máximo de 10 mg/L. A DBO de 0,5 dias, ou seja, CDBO(5) nos dá a possibilidade de calcular a quantidade de DBO depurada, que ocorre depois de 0,5 dias após o efluente ter sido lançado.

Nesse gráfico considerou-se também CS através da regressão linear no ano de 2019 que corresponde a estação da INEA PS441.

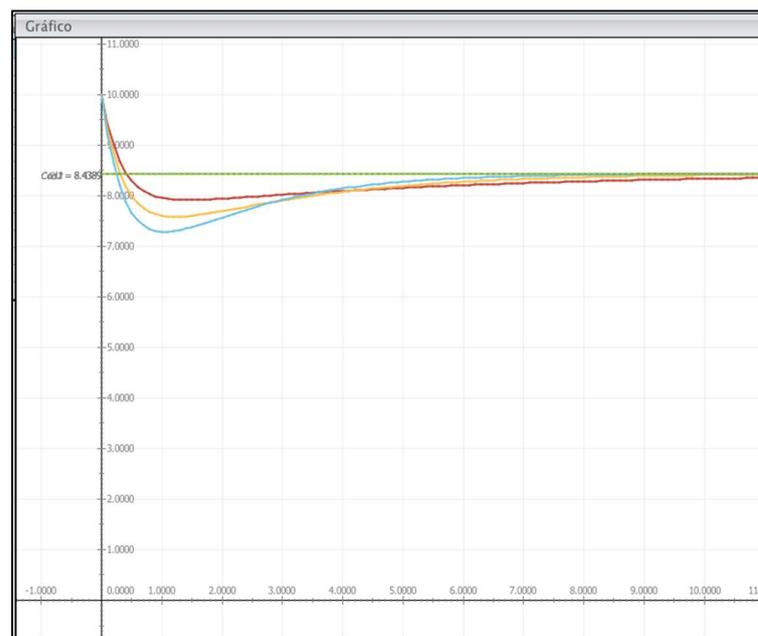


Figura 18 – Comparação de efluentes lançados na região de estudo.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

No gráfico da Figura 17 comparou-se os efluentes brutos lançados no rio. O procedimento utilizado nesta comparação, foi manter k_r e k_d fixos com CS dado pela linear da Tabela 14. Nessa comparação incluiu-se o cenário onde todos os efluentes são lançados no mesmo ponto. No gráfico da Figura 18, pode ser analisado o comportamento da concentração de DBO para vários casos, com concentrações de DBO variáveis.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificou-se que a utilização de métodos numéricos para a análise dos dados reais é importante para entender o comportamento do rio. Levando em consideração os dados de oxigênio dissolvido do INEA, pôde-se encontrar a concentração de saturação de oxigênio (CS) importante para calibrar o modelo de Streeter-Phelps. Nesta abordagem foi utilizado o método dos mínimos quadrados para determinar a melhor função que pode descrever as concentrações. O cálculo foi feito considerando o oxigênio dissolvido em função da temperatura da PS441, OD x T. Essa função foi obtida pelo método da regressão linear (BURIAN; LIMA; HETEM, 2007).

Com esse trabalho foi possível estudar, através da aplicação do método da regressão linear nos anos de 2018-2019, que o coeficiente de saturação é mais baixo que o ideal.

Foi considerado também que cada ponto desta curva corresponde a concentração máxima para aquela temperatura, desta forma essa curva corresponde a concentração de saturação. Essa aproximação nos permite ter controle da evolução de um ponto de despejo de poluente independente dos demais, calculando uma equação para cada despejo em cada ponto, somente considerando uma componente espacial que desacopla das demais, pelo método das separações de variáveis (WATERMAN et al., 2016). Esses dados experimentais, analisados desta forma podem nos dar informações a respeito da situação anual do rio.

Um outro ingrediente importante para validar o modelo teórico é dado pela Resolução 357/2005 CONAMA, (Brasil, 2005) que nos fornece informações a respeito da classificação dos rios. Essa classificação está relacionada na Tabela 2, para esta dissertação o trecho do rio analisado foi considerado como de classe 3.

Foi possível averiguar que a análise dos parâmetros da qualidade da água é importante para o controle e gestão dos recursos hídricos, além desse fato, também foi possível entender como o modelo teórico pode ser uma ferramenta valiosa para o entendimento do comportamento do rio, funcionando como uma forma de avaliar e fornecer parâmetros para a sua gestão.

Verificou-se também que com a inclusão de novos poluentes tem-se alteração dos parâmetros do modelo teórico e para a curva de calibração; a fim de preservar os limites da tabela CONAMA, necessita ser modificada de forma a respeitar o mínimo de OD admitido para o rio de classe 3. Dessa forma tem-se um rigor maior na hora de conceder outorgas.

Todos esses parâmetros refletem a característica de estabilidade do modelo matemático que refletem as características da natureza do poluente lançado.

Sugere-se fazer uma análise dos efluentes outorgados para constatar se o volume atualmente despejado no rio podem ou não ser considerados desprezíveis para a qualidade da água do rio. O motivo vem do fato dos mesmos serem lançados sistematicamente no rio por um longo prazo, fazendo com que exista uma concentração de saturação do efluente relativamente menor que o ideal.

Mais características do rio podem ser analisadas com esse modelo, no entanto nesta dissertação se concentrará em algumas outorgas concedidas e considerando o efluente como sendo tratado, ou seja, com tratamento. Em trabalhos futuros, essas questões serão ampliadas onde um número maior de lançamentos será investigado incluindo o setor das famílias, a agricultura entre outros.

REFERÊNCIAS

- ABREU, L. M. DE et al. Escolha de um programa de controle da qualidade da água para consumo humano: aplicação do Método AHP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 2, p. 257–262, 2000.
- ADVERCITY. **Mapa de Campos dos Goytacazes- Município**. Disponível em: <<https://www.cidade-brasil.com.br/mapa-campos-dos-goytacazes.html>>. Acesso em: 13 fev. 2020.
- AGEVAP, A. P.-G. DAS Á. DA B. DO R. P. DO S. **Plano de recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul: Diagnóstico dos recursos hídricos - relatório final**: Diagnóstico dos Recursos Hídricos. Resende, RJ: AGEVAP, nov. 2006. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf>>. Acesso em: 29 jan. 2020.
- ÁGUAS DO PARAÍBA. **Águas do Paraíba inaugura sua 7ª Estação de Tratamento de Esgoto**. Disponível em: <<https://www.grupoaguasdobrasil.com.br/aguas-paraiba/aguas-do-paraiba-inaugura-sua-7a-estacao-de-tratamento-de-esgoto/>>. Acesso em: 12 dez. 2019.
- ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília - DF: Agência Nacional das Águas, 2005. v. 1
- ANA. **O comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz?** Brasília - DF: SAG, 2011. v. 1
- ANA. **Planilha de Outorgas**. [s.l.] Agência Nacional das Águas, 2018. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/gestao-da-agua/outorga-e-fiscalizacao/principais-servicos/outorgas-emitidas>>.
- ANA. **Paraíba do Sul — Agência Nacional de Águas**. Governamental. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/sala-de-situacao/paraiba-do-sul/paraiba-do-sul-saiba-mais>>. Acesso em: 17 mar. 2019.
- ANA. **Portal da Qualidade das Águas**. Governamental. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 28 mar. 2020.
- AVILA, M. et al. Gestão qualitativa dos recursos hídricos. Proposta metodológica para o planejamento de uma rede de estações para monitoramento da qualidade de águas superficiais. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Muriaé. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 401–415, 1 abr. 2016.
- BIELAK, S. **ocena_i_prognoza_stanu_ekologicznego_eko_systemu_rzeczego_na_obszarze_biebrzan_skiego_parku_narodowego_doktorat_s_bielak.pdf**. Tese de Doutorado—Polônia: Universidade Politécnica da Cracóvia, 2009.
- BOAS, M. D. V. **Modelo de simulação de sistemas hídricos complexos, integrado com avaliação de qualidade da água - uma ferramenta de gestão para apoio a decisão**. Dissertação de mestrado—Rio de Janeiro, RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.
- BOCKELMANN-EVANS, B. et al. Development of an ecohydraulics model for stream and river restoration. **Ecological Engineering**, v. 22, p. 227–235, 1 jul. 2004.

BRASIL. CONAMA Nº357, Ministério do Meio Ambiente, **RESOLUÇÃO de 17 de Março de 2005.**, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 — 4ª Câmara - Meio Ambiente e Patrimônio Cultural.** Governamental. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/resolucoes/resolucao-conama-no-430-de-13-de-maio-de-2011/view>>. Acesso em: 28 mar. 2020.

BRASIL. **Previsão de eventos críticos na Bacia do Rio Paraíba do Sul, R07 - Estudo de propagação de poluentes.** Rio de Janeiro, RJ: Agência Nacional das Águas, 2012. Disponível em: <<http://gripsul.ana.gov.br/rels/R07.Propaga%C3%A7%C3%A3o%20de%20Poluentes.pdf>>. Acesso em: 20 maio. 2019.

BRASIL. **SNIS - Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2017:** Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Brasília - DF: SNS/MDR, 2019. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>>. Acesso em: 12 dez. 2019.

BUREK, P. et al. **Water Futures and Solution - Fast Track Initiative (Final Report).** Monograph. Disponível em: <<http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/13008/>>. Acesso em: 29 jul. 2018.

BURIAN, R.; LIMA, A. C.; HETEM, A. **Cálculo Numérico.** Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 2007.

CEIVAP. **Plano integrado de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e planos de ação de recursos hídricos das bacias afluentes.** Disponível em: <<http://ceivap.org.br/conteudo/relatorio-diagnostico-rp6-tomo3.pdf>>. Acesso em: 22 maio. 2019.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2018.** São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2018.

CHAPRA, S. **Surface Water-Quality Modeling.** New York (NY): McGraw-Hill, 1997. v. 1

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Brasileira Multidisciplinar - Brazilian Multidisciplinary Journal**, v. 13, n. 1, p. 49–62, 11 jan. 2010.

COX, B. A Review of Currently Available In-Stream Water-Quality Models and Their Applicability for Simulating Dissolved Oxygen in Lowland Rivers. **The Science of the total environment**, v. 314–316, p. 335–77, 1 nov. 2003.

DALIN, C.; OUTHWAITE, C. L. Impacts of Global Food Systems on Biodiversity and Water: The Vision of Two Reports and Future Aims. **One Earth**, v. 1, n. 3, p. 298–302, 22 nov. 2019.

ELMORE, H. L.; HAYES, T. W. Solubility of Atmospheric Oxygen in Water: Twenty-Ninth Progress Report of the Committee on Sanitary Engineering Research. **Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE**, v. 86, n. 4, p. 41–54, 1960.

FARIAS, M.; NETO, J.; LIMA, V. Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo: parâmetros físico-químicos. **GEPROS - Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, n. 1, p. 161–170, 2011.

FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V. S.; KAVISKI, E. Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente. **RBRH**, v. 21, n. 3, p. 479–492, set. 2016.

FISRWG. **Stream corridor restoration: principles, processes, and practices**. Washington, D.C.? Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 2001.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v. 4, n. 7, p. 46–61, 23 dez. 2013.

GROMIEC, M. J. **Modelowanie matematyczne jakości powierzchniowych wód plynących: przykłady zastosowań: praca zbiorowa**. [s.l.] Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, 2008.

GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia Urbana**. Rio de Janeiro: Ed. Bertrand, 2011.

HOFWEGEN, P. J. M. VAN; SVENDSEN, M. **A vision of water for food and rural development : The Hague**. . In: WORLD WATER FORUM. The Hague, The Netherlands: Netherlands, Ministry of Foreign Affairs, mar. 2000. Acesso em: 27 jan. 2020

HOLNICKI-SZULC, P.; NAHORSKI, Z.; ŻOCHOWSKI, A. **Modelowanie procesów środowiska naturalnego**. [s.l.] WSISiZ, 2000.

INEA. **Boletim de Qualidade da Água**. [s.l.] INEA, mar. 2018. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwff/mdi3/~edisp/inea_027647.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2018.

INEA. **Instituto Estadual do Ambiente**. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Qualidadedaagua/aguasInteriores/Listadeindicadoresdequaliagua/index.htm&lang=>>>. Acesso em: 28 mar. 2020.

INEA. **Instituto Estadual do Ambiente**. Governamental. Disponível em: <inea.rj.gov.br>. Acesso em: 20 fev. 2020.

IZOLANI, A. O. et al. Avaliação da qualidade da água do Rio Paraíba do Sul na cidade de Volta Redonda/RJ. **Simpósio**, n. 6, 16 fev. 2018.

LEOPOLD, L. B.; MADDOCK JR., T. **The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications**: Professional Paper. Washington, D.C.: [s.n.]. Disponível em: <<http://pubs.er.usgs.gov/publication/pp252>>.

LIMA, C. et al. Variabilidade espacial da Qualidade de Água em Escala de Bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 169–178, 2015.

LIMA, I. M. **Utilização do modelo matemático QUAL-UFGM na avaliação da capacidade de autodepuração do rio Paraíba do Sul**. TCC—Rio de Janeiro, RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2019.

LITTLE, K. W.; WILLIAMS, R. E. Least-Squares Calibration of QUAL2E. **Water Environment Research**, v. 64, n. 2, p. 179–185, 1992.

LUNG, W. S. **Water Quality Modeling: Application to Estuaries, Volume III**. 1ST. ed. Boca Raton - Flórida: CRC Press, 1993. v. 3

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. Tese de Doutorado—Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, 2005.

MATOS, M.; FERREIRA, C. **Modelagem matemática do lançamento de efluentes no rio Paraíba do Sul na região da cidade de Campos dos Goytacazes: Qualidade da água e análise de outorgas concedidas**. Anais do XXI Encontro Nacional de Modelagem Computacional. **Anais...** In: XXI ENCONTRO NACIONAL DE MODELAGEM COMPUTACIONAL. Búzios, RJ: Essentia, out. 2018

MILLER, G. T. **Ciências ambientais**. 11. ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

NATURE CONSERVATORY. **Healthy Communities Need Reliable and Clean Water to Thrive**. Disponível em: <<http://water.nature.org/waterblueprint/>>. Acesso em: 29 jan. 2020.

NU, N. U. **Sustainable Development Goals Report 2017 | Multimedia Library - United Nations Department of Economic and Social Affairs**. Disponível em: <<https://www.un.org/development/desa/publications/sdg-report-2017.html>>. Acesso em: 26 jan. 2020.

NU, N. U. **Goal 6: Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all — SDG Indicators**. Disponível em: <<https://unstats.un.org/sdgs/report/2018/goal-06/>>. Acesso em: 26 jan. 2020.

NU, N. U. **Special edition: progress towards the Sustainable Development Goals**. New York (NY): Nações Unidas, maio 2019. Disponível em: <<https://undocs.org/pdf?symbol=en/E/2019/68>>. Acesso em: 26 jan. 2020.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. QUAL2E model for the Corumbatai River. **Ecological Modelling**, v. 198, p. 269–275, 1 set. 2006.

PESSANHA JR., E. A. **Construção de uma estação de monitoramento da qualidade da água no Rio Paraíba do Sul: Modelagem matemática e comparação de dados**. Dissertação de mestrado—Campos dos Goytacazes, RJ: Instituto Federal Fluminense, maio 2018.

PIASECKI, M. Optimal Wasteload Allocation Procedure for Achieving Dissolved Oxygen Water Quality Objectives. II: Optimal Load Control. **Journal of Environmental Engineering**, v. 130, n. 11, p. 1335–1344, 1 nov. 2004.

REIS, J. S. A. DOS. **Modelagem matemática da qualidade de água para o alto rio das Velhas/MG**. Dissertação de mestrado—Ouro Preto: Universidade Federal de Ouro Preto, 2009.

ROCHA, M. I. DE A. **Avaliação de fatores que contribuem para a dominância de cianobactérias no reservatório do Funil e proposição de medidas para a melhoria da qualidade da água**. Tese de Doutorado—Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.

SANTOS, B. B. M. Water security in the metropolitan region of Rio de Janeiro: contributions to the debate. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 103–120, mar. 2016.

SEN, M. K.; STOFFA, P. L. **Global Optimization Methods in Geophysical Inversion, Volume 4 - 1st Edition**. 1st. ed. New York: Elsevier Science, 1995. v. 4

SHEN J.; KUO A. Y. Application of Inverse Method to Calibrate Estuarine Eutrophication Model. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 5, p. 409–418, 1 maio 1998.

SHIKLOMANOV, I. A. **World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century**. Paris, França: UNESCO, 1998.

SOUZA, F. **Modelagem espacial da qualidade da água usando geotecnologias na Bacia Hidrográfica de Santana -RJ**. Rio de Janeiro, RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.

STREETER, H. W.; B. PHELPS, E. A Study of Pollution and Natural Purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**, n. 3, p. 146, 1925.

UNESCO. **Water security and the sustainable development goals**. Paris, França: UNESCO, 2019.

VASCO, A. N. D. Monitoramento, análise e modelagem da qualidade da água na sub-bacia do Rio Poxim. p. 158, 2011.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água**. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. v. 1

WATERMAN, D. et al. Analytical Lagrangian Model of Sediment Oxygen Demand and Reaeration Flux Coevolution in Streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 142, p. 04016028, 17 fev. 2016.

ZISON, S. et al. **Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**: Research Reporting Series. Georgia: Environmental Protection Agency, dez. 1985.

ZOU, R.; LUNG, W.-S. Robust Water Quality Modeling Using Alternating Fitness Genetic Algorithm. **Journal of Water Resources Planning and Management-asce - J WATER RESOUR PLAN MAN-ASCE**, v. 130, 1 nov. 2004.

ZOU, R.; LUNG, W.-S.; WU, J. An adaptive neural network embedded genetic algorithm approach for inverse water quality modeling. **Water Resources Research**, v. 43, n. 8, 2007.

APÊNDICE A – BIBLIOMETRIA

INTRODUÇÃO

A revisão bibliométrica sistematizada é o estudo de técnicas e métodos para o desenvolvimento de medidas para documentos e informações, buscando associar estatística à pesquisa bibliográfica, (COSTA, 2010). Dessa forma, a bibliometria tem o objetivo de auxiliar no desenvolvimento de uma metodologia que poderá ser sempre aplicada, de acordo com a necessidade, é uma técnica atrativa para dar início a elaboração de trabalhos de pesquisas acadêmicas em diversos graus de conhecimento.

O levantamento bibliométrico deve ser elaborado através da criação de tópicos como a consulta de palavras-chaves, o período de interesse, a definição das bases de dados (SCOPUS, ISE, entre outras), entre outros. Esta ferramenta proporciona ao pesquisador maior segurança para definir os limites da pesquisa (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011).

As bases de dados do Scopus e *Web of Science* (WoS) são as mais utilizadas para buscar a literatura existente em um determinado campo de pesquisa, porém apesar de serem complementares apresentam ferramentas bem diferentes em termos de métodos e coberturas (HLWIKI INTERNATIONAL, 2015).

O Scopus é a maior base de dados de citações e pertence à Elsevier; com acervo abrangendo 16 milhões de autores, 25.000 trabalhos nas áreas de ciências sociais, físicas, saúde e tecnologia, com dados publicados desde 1995 (ELSEVIER B.V, 2020).

A base do WoS é atualizada a cada semana com mais de 30.000 artigos e 800.000 referências indexadas. Seu grande diferencial é a questão de abranger um ótimo período de tempo de cobertura e métodos de pesquisas únicos, porém não é considerada uma interface tão útil quando comparada ao Scopus (HLWIKI INTERNATIONAL, 2015).

O objetivo geral desta pesquisa foi fazer uma revisão bibliométrica sistematizada na base de dados Scopus, para averiguar as pesquisas mais aprofundadas neste tema e traçar um perfil das publicações. A escolha desta base se dá principalmente pela maior representatividade, relevância e abrangência quando comparada ao WoS (FAHIMNIA; SARKIS; DAVARZANI, 2015). Assim pode-se encontrar artigos sobre o tema desta dissertação para que possam servir de ponto de partida para futuros trabalhos sobre esse assunto.

METODOLOGIA

A pesquisa realizada considerando o Scopus como única base de dados contempla uma quantidade representativa de informações para se analisar um determinado campo da ciência. Esta pesquisa foi realizada no mês de maio de 2020, e teve início definindo as palavras chaves para as buscas, considerando todos os tipos de documentos publicados e sem considerar um período específico, ou seja, sem limite de ano de publicação, considerando os mais antigos aos mais novos.

A primeira seleção de palavras-chave é selecionada com foco em serem suficientemente amplas para não restringir qualquer busca, e ao mesmo tempo serem específicas o suficiente para abordar apenas os temas desejados (THOMÉ et al., 2016). Então, foram definidas como palavras chave modelagem matemática ou modelo matemático, qualidade da água e Streeter-Phelps ou Street & Phelps, como a base de dados Scopus não aceita termos em português para a pesquisa, todas as palavras foram traduzidas para o inglês, conforme abaixo.

- “*Mathematical Modeling*” e “*Mathematical Model*” (A);
- “*Water quality*” (B);
- “*Streeter-Phelps*” e “*Streeter & Phelps*” (C).

Como observado acima, as palavras chave foram divididas em três letras para melhor visualização e compreensão. A busca inicial foi realizada colocando apenas cada palavra chave por vez, após foram realizadas outras buscas fazendo uso de mescla com as palavras “A e B”; “B e C”; “A e C”. Para finalizar foi feita a busca apenas com a palavra “A”, com o resultado foi adicionada a palavra “B” e por último inclui-se à essa busca a palavra “C”, esta pesquisa foi interessante para analisar a variação do quantitativo de documentos gerados conforme se inclui as palavras chaves mais relevantes desta dissertação.

A análise dos resultados foi feita considerando a informação mais relevante de cada pesquisa, sendo que a análise da última pesquisa considerou o percentual até chegar ao resultado final.

ANÁLISE E RESULTADO

A primeira estratégia de busca, apenas com “A” resultou em um total de 1.514.318 trabalhos, onde a maior área de contribuição é a engenharia com 50,80%, seguido de ciência da computação e física e astronomia.

A segunda busca retornou 350.279, sendo que a palavra-chave qualidade da água possui 42,33% de trabalhos na área de ciência ambiental, seguido agricultura e ciências biológicas e a engenharia também aparece como destaque para esta palavra.

Na terceira busca a pesquisa é direcionada para duas palavras bem conhecidas na área de modelagem matemática e voltados para a qualidade da água, Streeter-Phelps, este termo retornou 200 trabalhos, em que as áreas de ciência ambiental e engenharia se destacam em documentos publicados.

A última análise foi feita considerando-se primeiramente apenas a palavra “A”, com este resultado adicionou-se “B” e por último a palavra “C”. A primeira busca como citado acima obteve-se 1.514.318, sendo este número 100% Quando se adicionou a palavra “B” ocorreram 12.409 registros, o que equivale a uma drástica redução em porcentagem de 99,18%. Por fim, ao se adicionar a palavra “C” chegou-se a 48 resultados. O número encontrado de ocorrências em cada pesquisa pode ser visualizado na Tabela 1.

Tabela 1 – Pesquisa bibliométrica.

Termos	Pesquisa	Ocorrências
A	TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Modeling</i>) OR TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Model</i>)	1.514.318
B	TITLE-ABS-KEY(<i>Water quality</i>)	350.279
C	TITLE-ABS-KEY(<i>Streeter-Phelps</i>) OR TITLE-ABS-KEY (<i>Streeter & Phelps</i>)	200
A B ∩	(TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Modeling</i>) OR TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Model</i>)) AND TITLE-ABS-KEY(<i>Water quality</i>)	12.409
B C ∩	TITLE-ABS-KEY(<i>Water quality</i>) AND TITLE-ABS-KEY(<i>Streeter-Phelps</i>) OR TITLE-ABS-KEY (<i>Streeter & Phelps</i>)	133

A C C	(TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Modeling</i>) OR TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Model</i>)) AND TITLE-ABS-KEY(<i>Streeter-Phelps</i>) OR TITLE-ABS-KEY (<i>Streeter & Phelps</i>)	74
A B C C C	(TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Modeling</i>) OR (TITLE-ABS-KEY(<i>Mathematical Model</i>) AND TITLE-ABS-KEY(Water quality) AND TITLE-ABS-KEY(<i>Streeter-Phelps</i>) OR TITLE-ABS-KEY (<i>Streeter & Phelps</i>))	48

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

Analisando os 48 resultados encontrados, observou-se que apenas dois autores possuem mais de 40 citações, (MELCHING; ANMANGANDLA, 1992) e (CHADDERTON; MILLER; MCDONNELL, 1982). Outra informação interessante deste resultado é que como não foi considerado nenhum período específico para a pesquisa, vieram todos os documentos independente do ano. Na figura 1, pode-se visualizar o quantitativo de documentos publicados por década, sendo 1970 a primeira década e 2010 a última década a ser analisada.

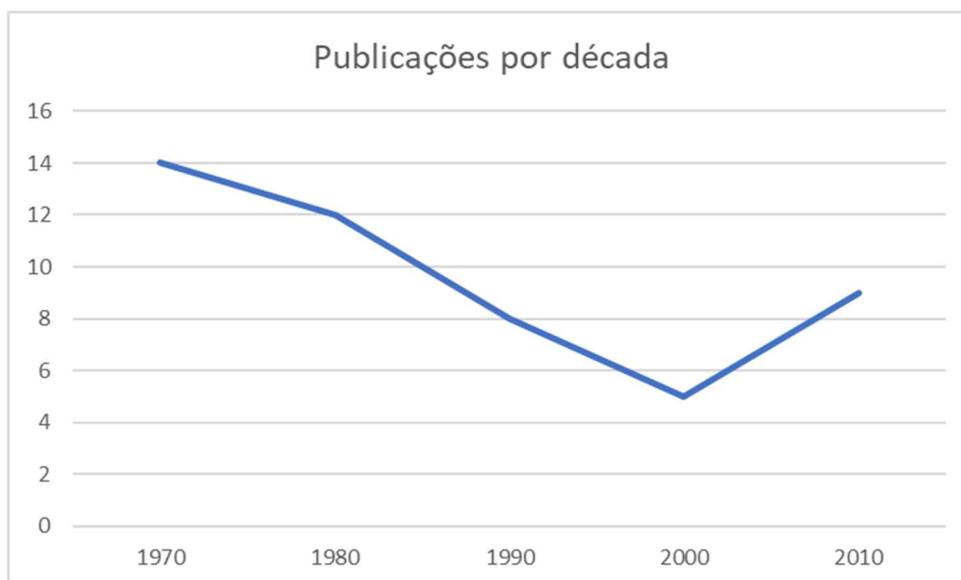


Figura 1 – Quantidade de publicações por década.

Fonte: Adaptado pelos autores (Scopus, 2020).

Quando se analisa o país de publicação, observou-se que também existe uma grande diferença, em nosso país apenas dois documentos foram publicados enquanto nos Estados Unidos foram catorze, ou seja, sete vezes a mais, vide figura 2.

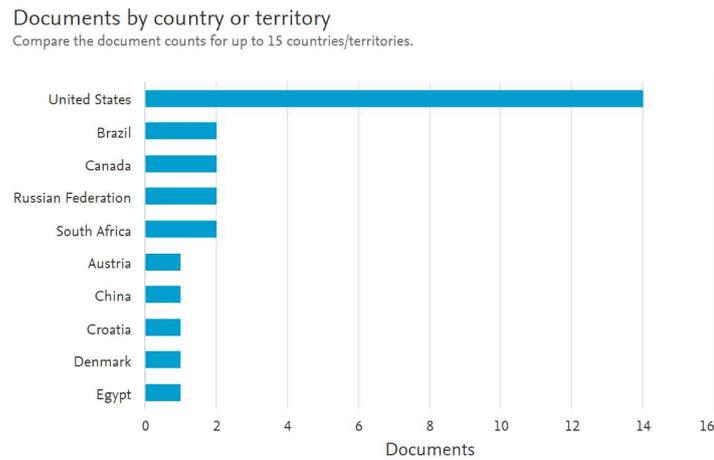


Figura 2 – Documentos publicados por país.

Fonte: Scopus, 2020.

Em relação à área de publicação não se obteve surpresa, pois a área que mais publica este assunto é voltada para o meio ambiente com 45,2% seguida da engenharia com 23,3%. Na figura 3, pode-se observar esta divisão por área.

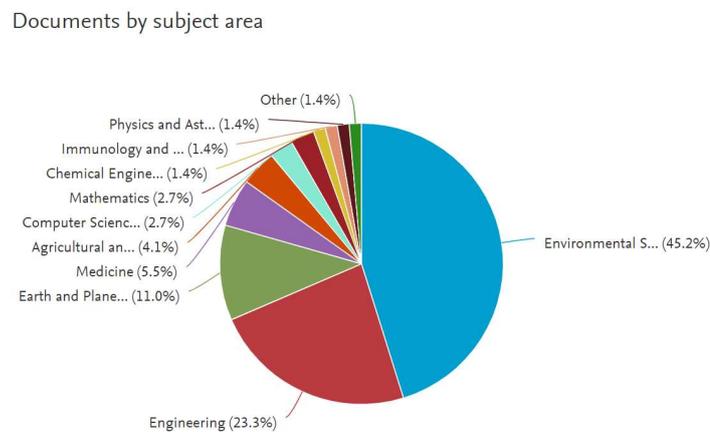


Figura 3 – Documentos por área.

Fonte: Scopus, 2020.

Pode-se observar que existe uma diversificação nas demais áreas, mas a que mais prevalece é a de Exatas, o que é justificado pelas palavras chaves “Modelagem matemática.e Método matemático”.

CONCLUSÃO

Considerando a base de dados Scopus e as palavras chaves desta dissertação, foi verificado que nos últimos vinte anos apenas onze documentos foram publicados, que é um número muito pequeno, ou seja, esse tema deve ser mais abordado para maior divulgação dos modelos matemáticos que são utilizados com o Streeter-Phelps para análise e gestão da qualidade da água, principalmente nos rios.

Quando se aborda o local de publicação, os Estados Unidos é o país que mais publicou, o Brasil possui apenas dois documentos publicados, pela quantidade significativa de rios que o país dispõe e a importância da água na vida de uma nação, deveria haver mais estudos sobre este assunto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHADDERTON, R. A.; MILLER, A. C.; MCDONNELL, A. J. Uncertainty Analysis of Dissolved Oxygen Model. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 108, n. 5, p. 1003–1013, 1982.

CONFORTO, E. C.; AMARAL, D. C.; SILVA, S. L. DA. **Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos**. Anais do 8º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produtos. **Anais...** In: 8º CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO DE DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS. Porto Alegre, RS: set. 2011

COSTA, H. G. Modelo para webibliomining: proposta e caso de aplicação. **Revista da FAE**, v. 13, n. 1, p. 115–126, 2010.

ELSEVIER B.V, E. **Scopus Content Coverage Guide**. [s.l: s.n.].

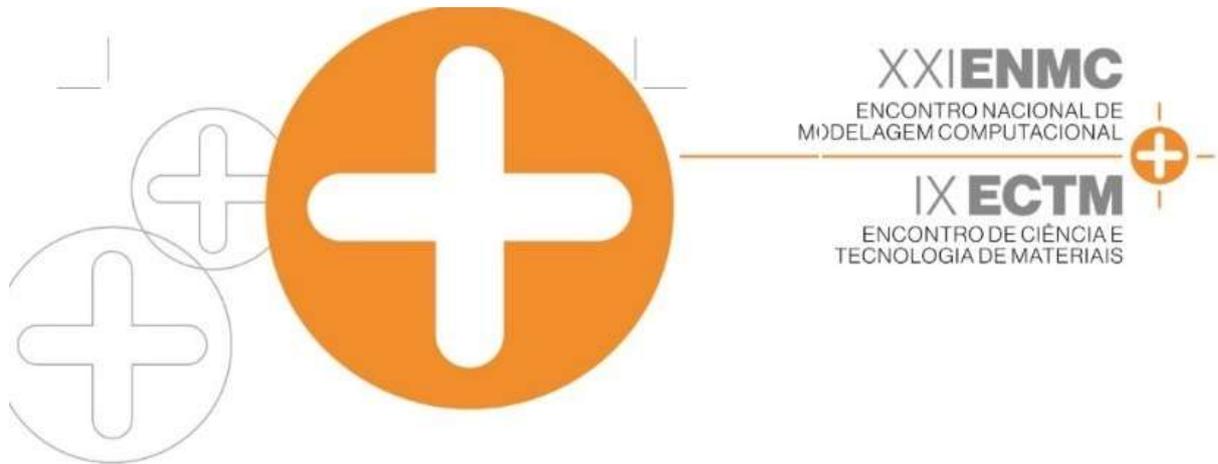
FAHIMNIA, B.; SARKIS, J.; DAVARZANI, H. Green supply chain management: A review and bibliometric analysis. **International Journal of Production Economics**, v. 162, p. 101–114, abr. 2015.

HLWIKI INTERNATIONAL. HLWIKI INTERNATIONAL, 2015. 2015.

MELCHING, C.; ANMANGANDLA, S. Improved First-Order Uncertainty Method for Water-Quality Modeling. **Journal of Environmental Engineering-asce - J ENVIRON ENG-ASCE**, v. 118, n. 5, p. 791–805, 1 set. 1992.

THOMÉ, A. M. T. et al. Sustainable new product development: a longitudinal review. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 7, p. 2195–2208, out. 2016.

APÊNDICE B – ARTIGO XXI ENMC



08 a 11 de Outubro de 2018

Instituto Federal Fluminense

Búzios - RJ

MODELAGEM MATEMÁTICA DO LANÇAMENTO EFLUENTES NO RIO PARAÍBA DO SUL NA REGIÃO DA CIDADE DE CAMPOS DOS GOYTACAZES: QUALIDADE DA ÁGUA E ANÁLISE DE OUTORGAS CONCEDIDAS.

Mariane Rangel de Matos¹ – mariane.rmatos@gmail.com

Cristine Nunes Ferreira¹ – crisnfer@iff.edu.br

¹ Instituto Federal Fluminense, IFF – Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil

Resumo. O objetivo deste trabalho foi calibrar o modelo de Streeter-Phelps levando em conta o lançamento de efluentes de algumas outorgas concedidas pela Agência Nacional de Águas (ANA) na região do rio Paraíba do Sul, vizinhanças de Campos dos Goytacazes. Neste estudo foi considerado os limites máximos e mínimos utilizando a lei CONAMA. Nessa calibração utilizou-se dados da estação de análise da qualidade da água PS441 e para os dados de vazão, foram considerados aqueles fornecidos pela Agência Nacional das Águas (ANA). Foi utilizado o método da regressão linear para estimar a concentração de saturação do poluente do rio, usando os dados de OD em função da temperatura da estação PS441. Com esse trabalho foi possível estudar, através da aplicação do método da regressão linear nos anos de 2014-2017, que o coeficiente de saturação é mais baixo que o ideal. Investigando as outorgas concedidas, verificou-se o comportamento do rio diante de despejos contínuos de efluentes vindos de diversos setores. Constatou-se que esses não são desprezíveis e podem ser os responsáveis pelo valor da concentração de saturação nesses anos. Outras análises foram feitas comparando o montante total de efluente com o lançamento difuso obtendo várias análises interessantes e importantes de serem consideradas na preservação hídrica local.

Palavras-chave: Qualidade da Água, Modelo de Streeter-Phelps, Outorgas

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a demanda mundial por água é estimada, em torno de 4.600 km³/ano, e calcula-se que esta irá aumentar de 20% a 30%, atingindo um volume entre 5.500 e 6.000 km³/ano até 2050 (Burek et al., 2016). Este considerável aumento do uso da água em âmbito mundial é devido ao crescimento populacional e desenvolvimento econômico, que não tem fundamentos nas premissas do desenvolvimento sustentável, nas mudanças dos padrões de consumo e outros fatores que colocam a água como um recurso essencial para toda a humanidade.

No Brasil, desde janeiro de 1992, data em que entrou em vigor a Portaria no 36/GM, que tenta-se encontrar padrões de qualidade da água para consumo humano. Alguns desses padrões ambientais não têm sido utilizados com frequência em programas de vigilância da qualidade das águas destinadas ao consumo humano. Essa é a razão da necessidade imediata de se desenvolver estudos e aplicações que contribuam para conscientizar os diversos autores da necessidade de se solucionar esses problemas. (Abreu, Granemann, Gartner, & Bernardes, 2000) (Abreu et al., 2000)

Avaliações da qualidade da água são baseadas na análise e interpretação de dados analíticos multidimensionais, cuja complexidade demanda o uso de técnicas da análise multivariada, para extração de informações que subsidiem a compreensão do estado atual da qualidade de água, suas tendências e variações temporais e determinantes socioambientais. (Lima, Zeilhofer, Dores, & Cruz, 2015)

Modelos matemáticos de qualidade de água têm sido utilizados como ferramentas para o planejamento e a gestão de recursos hídricos em diversos países. Em geral, em rios, as análises são baseadas em simulações considerando condições de escoamento de regime permanente. (Ferreira, Fernandes, & Kaviski, 2016)

A escolha de cada modelo matemático depende basicamente de quatro fatores: características particulares do sistema a ser simulado, nível de precisão desejado pelo projeto, dados reais disponíveis para validação do projeto e disponibilidade efetiva de implementação da metodologia, para representar os processos simulados (Pessanha Jr., 2018). Um dos modelos matemáticos mais utilizados para estudar a qualidade da água levando em consideração a relação entre Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi o modelo de Streeter-Phelps (Streeter & B. Phelps, 1925). Neste modelo são utilizadas as leis da hidrodinâmica, através das equações de difusão, para estudar a relação entre esses dois parâmetros.

Deve-se determinar o posicionamento dos pontos que permitirão estabelecer o padrão “natural” da qualidade da água na bacia ou pontos de referência. É importante ressaltar que as estações de controle de qualidade das águas têm limitações referentes à transmissão de dados, uma vez que, dependendo do tipo de monitoramento, amostras precisam ser coletadas e encaminhadas para laboratório para análise e determinação de valores dos parâmetros pesquisados. (Avila et al., 2016) Conforme exposto por (Guerra, 2011), a indústria tem tido grande importância na alteração dos padrões de qualidade deste recurso.

O enfoque preventivo do controle ambiental se tornou necessário para determinar os efeitos da ação humana sobre a integridade química, física e biológica do meio natural (Fleck et al, 2013) Considerando este contexto, surgem os modelos matemáticos de qualidade da água, como importantes instrumentos de controle da poluição hídrica(Costa & Teixeira, 2010).

Em 1976 houve uma evolução dos modelos de qualidade da água, com a apresentação dos modelos QUAL-SEMOG, CE-QUAL-W2, QUAL2E, HSPF e MIKE 11, (Reis, 2009).

O modelo QUAL2E, desenvolvido e lançado pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) em 1985 é um dos mais citados na literatura, devido a sua elevada popularidade e aplicabilidade (SONG; KIM, 2009). O modelo QUAL2E é um modelo utilizado em estado estacionário (avaliar o impacto do lançamento de uma carga poluente no corpo receptor.) ou dinâmico (permite determinar os efeitos das variações dos dados meteorológicos e das mudanças da concentração de oxigênio dissolvido, sobre a qualidade da água do curso hídrico em análise), desconsidera a morte de algas como um fator de incremento da concentração da demanda bioquímica de oxigênio no corpo receptor, o que limita sua aplicabilidade para grandes cursos hídricos (PARK; LEE, 2002).

Este artigo objetiva contribuir com a construção do diagnóstico ambiental e avaliação da qualidade da água do Rio Paraíba do Sul, mas precisamente na cidade de Campos dos Goytacazes – RJ em que terá um modelo matemático sobre a ação dos efluentes de algumas outorgas aprovadas pela ANA. O estudo poderá servir como base para futuros monitoramentos ambientais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

A execução de estudos referentes aos recursos hídricos é o que produz informações capazes de fundamentar os critérios para a gestão da qualidade da água. Estes estudos dependem diretamente das medidas e observações coletadas em campo de forma contínua e precisa. Sem os dados básicos torna-se inviável a representação das características do regime hídrico de qualquer bacia hidrográfica. Ao conjunto de estações de coleta de variáveis hidrológicas dá-se o nome de rede de monitoramento. (Avila et al., 2016)

3.1. Região de Estudo:

Na fig. 1 está o mapa com as estações de monitoramento da região hidrográfica IX, que é da bacia do baixo Paraíba do Sul e Itabapoana. Esta bacia contempla o local que foi definido para estudo, empresas que operam na cidade de Campos dos Goytacazes, no Estado do Rio de Janeiro. Foram analisados alguns pontos pertencentes aos rios Paraíba do Sul.

Fonte: Autores, 2018

A vazão do rio considerada foi a vazão de 95% de permanência que permanece constante para todos os anos, a velocidade utilizada é de 0.5 m/s. As vazões de efluente mensais são das mesmas para todos os meses.

Na fig. 2 temos o mapa com a localização dos pontos definidos para o estudo. Este mapa foi elaborado através do Google Maps.

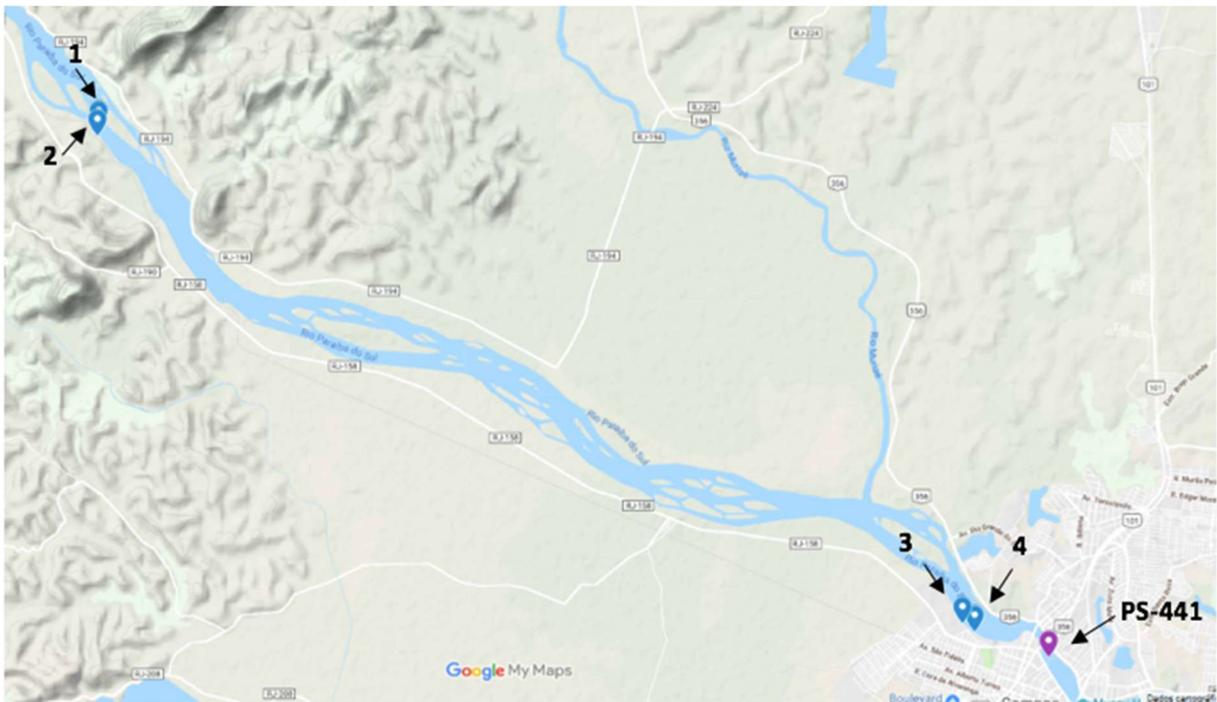


Figura 2. Pontos de estudo

Fonte: Autores, 2018

Pode-se observar que os pontos de lançamento de efluentes possuem uma diferença significativa de distância entre eles.

3.2. Modelagem Matemática:

Os parâmetros da qualidade da água deste trabalho são (CE, OD, T e PH). A dinâmica desses parâmetros respeita a equações de difusão. Neste trabalho foi investigado o comportamento do Oxigênio Dissolvido (OD) com a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), considerando os dados das estações da INEA: PS439, PS441 e MR370. Streeter e Phelps usaram as Eq.(1) e Eq.(3) para estudar a relação entre a DBO e o OD. Assumindo-se

uma completa e instantânea homogeneização na seção transversal, regime permanente de escoamento e que o transporte difusivo seja de magnitude desprezível, temos a Eq.(1)

$$\frac{dC_{DBO}}{dt} = -k_d C_{DBO}, \quad (1)$$

para DBO, onde C_{DBO} é a concentração de DBO e k_d é o coeficiente de remoção de DBO efetiva do rio, com k_d dado por (2):

$$k_d = \ln\left(\frac{C_{DBO_0}}{C_{DBO_d}}\right)t_d^{-1} \quad (2)$$

onde C_{DBO_0} é a concentração de DBO inicial dado pela Tabela 1, considerando o setor produtivo da região, C_{DBO_d} é a concentração de DBO em d dias e t é d dias.

Para OD tem-se a Eq.(2) escrita como Eq.(3)

$$\frac{\partial C_{OD}}{\partial t} = -k_d C_{DBO} + k_r(C_S - C_{OD}), \quad (3)$$

onde k_r é o coeficiente de reaeração e C_S é a concentração de saturação do oxigênio. Esta concentração depende da temperatura e pode ser calculada usando os dados da regressão linear que será analisado aqui. O coeficiente de reaeração, k_r , pode quantificar o processo de transferência de oxigênio da atmosfera para a massa líquida do efluente (VON SPERLING, 2007). Esse parâmetro foi importante para calibrar o modelo. A última demanda bioquímica, DBO total ao final da estabilização, ou DBO remanescente para $t = 0$ pode ser calculada pela Eq.(4):

$$C_{DBO_0} = \frac{(V \times C_r + V_{ef} \times C_{ef})}{V + V_{ef}} \quad (4)$$

onde V é a vazão do rio, C_r é a concentração de DBO no rio, antes do despejo do efluente, V_{ef} é a vazão do efluente e C_{ef} é a concentração do constituinte analisado no efluente. A unidade da vazão é em metro cúbico por segundo [m^3/s] e a unidade da concentração é em miligrama por litro [mg/L].

Desta forma, pelas equações de Streeter-Phelps, pode-se calcular a concentração de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), o déficit de OD (Oxigênio Dissolvido), e a concentração de OD presente na água.

Procurou-se utilizar dados confiáveis para os estudos de caso realizados neste trabalho. Para isso utilizou-se os dados de Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T) e Vazões (V) de agências governamentais brasileiras, responsáveis pelo controle de uso d'água. Os dados referentes as vazões e concessão de outorgas foram extraídos da Agência Nacional de Águas (ANA) e os dados referentes as medições de parâmetros da qualidade da água das estações da INEA, relacionadas na Figura 1.

2. RESULTADOS

Levando em consideração os dados de oxigênio dissolvido da INEA, pôde-se encontrar a concentração de saturação de oxigênio (C_s) importante para calibrar o modelo de Streeter-Phelps. Esses dados estão relacionados na Tabela 2, e foram calculados considerando o oxigênio dissolvido em função da temperatura (THOMANN, 1989). Essa função foi obtida pelo método da regressão linear (BURIAN; LIMA; HETEM JUNIOR, 2007). A estação da INEA considerada foi a PS441 no ano de 2017. Nessas estações obteve-se dados do oxigênio dissolvido e da temperatura, além de outros parâmetros.

Tabela 2: Método da Regressão Linear para a estação da INEA PS441

PS441	OD/2014	OD/2015	OD/2016	OD/2017
Regressão Linear	11,37 – 0,15 T	14,87- 0,30 T	11,74 – 0,17 T	7,07+ 0,05 T
R ²	0,71	1,00	0,95	0,97

Fonte: Autores, 2018

Esses dados experimentais, analisados desta forma podem nos dá informações a respeito da situação anual do rio. Um outro ingrediente importante para validar o modelo teórico é dado pela Lei CONAMA, que nos fornece informações a respeito da classificação dos rios. Essa classificação está relacionada na Tabela 3.

Tabela 3: Classes de usos preponderantes de água doce e sua concentração permitida de OD e DBO, respectivamente.

Classe	OD Mínimo (mg/L)	DBO Máxima (mg/L)
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados
1	6,0	3,0
2	5,0	5,0
3	4,0	10,0
4	2,0	-

Fonte: Autores, 2018

Implementando os dados coletados no modelo teórico se pôde validar o modelo, encontrando os valores de C_s , k_d e k_r . Para ser de acordo com a lei CONAMA, Tabela 3, obteve-se a calibração do modelo de Streeter Phelps para o ano de 2017 como mostra a Tabela 4. Esses dados de calibração foram encontrados considerando os limites máximos para a concentração DBO e o mínimo para o OD, para um Rio Classe 3, pois a estação PS441 se localiza nesta parte do Rio. Calibrou-se o modelo considerando a concentração de efluente máxima para que se respeite a lei CONAMA.

O gráfico da Figura 3a mostra as curvas de concentração de DBO, o DBO dissolvido em 0,5 dias que corresponde ao mínimo de OD mínimo estipulado pela lei. Em qualquer outro caso usado aqui o ponto de mínimo nos fornece o tempo de decaimento, dado pela Eq.(5)

$$t_d = \frac{1}{k_r - k_d} \ln \left[\frac{k_r}{k_d} \left(\frac{(C_{OD_0} - C_S)(k_r - k_d)}{k_d C_{DBO_0}} + 1 \right) \right] \quad (5)$$

onde k_d e k_r foram dados pelo modelo calibrado e C_{DBO_0} calculado para cada poluente da Tabela 1 usando a Eq.(4).

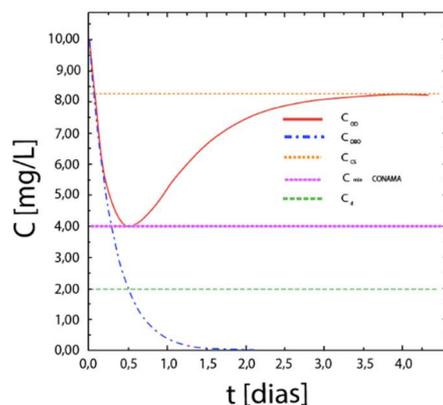
Tabela 4: Dados de Calibração para o modelo de Streeter-Phelps nas regiões de estudo calibrado para

Localidade /2017/PS441	Cdbo0[mg/L]	t _d [d]	Cdbo _d	V _{ef} [m ³ /h]	C _{ef} [mg/L]
1	1.009	1.882	0.202	30	287
2	1.001	1.936	0.2	4	200
3	1.274	1.196	0.255	670	390
4	1.000	1.942	0.2	4	3
Total	1.654	0.920	0.331	708	880
Calibração	10	0.500	2	708	1.209 x 10 ⁴

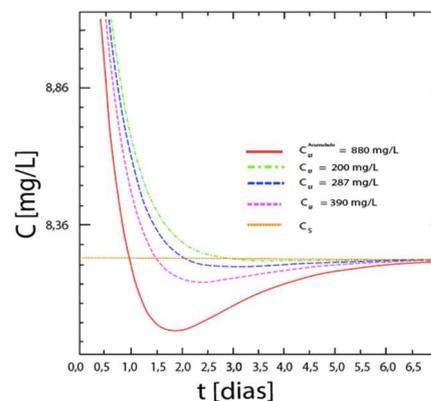
$k_d=3.219 \text{ d}^{-1}$ e $k_r = 1.5 \text{ d}^{-1}$.

Fonte: Autores, 2018

O gráfico da figura 3a podem ser analisado da seguinte forma. No instante igual a zero, a DBO remanescente é total, já que esta se encontra no ponto de lançamento, enquanto que a DBO exercida (oxigênio consumido) é zero, pois ainda não se iniciou a estabilização da matéria orgânica. Com o passar do tempo, esses valores vão se invertendo, a DBO remanescente vai diminuindo até desaparecer por completo. O oxigênio dissolvido inicialmente vai atuando no efluente e vai diminuindo até chegar num ponto crítico e passa a aumentar enquanto a DBO continua a diminuir. Esse ponto crítico pode ser visto no gráfico, que representa o mínimo de OD que um rio classe 3 pode ter para um DBO inicial máximo de 10 mg/L. O DBO de 0,5 dias, ou seja $C_{DBO(0,5)}$ nos dá a possibilidade de calcular a quantidade de DBO deputada, que ocorre depois de 0,5 dias após o efluente ter sido lançado. Nesse gráfico considerou-se também C_S através da regressão linear no ano de 2016 que corresponde a estação da INEA PS441 e pode ser visualizada na Tabela 3.



(a)



(b)

Figura 3: No gráfico (a) pode-se analisar as curvas de calibração para a estação PS441/2017 do rio Paraíba do Sul considerado como rio classe 3. (b) Comparação dos efluentes lançados na região de estudo mostrada na Figura 2.

No gráfico da Figura 3b comparou-se os efluentes brutos lançados no rio. O procedimento usado nesta comparação, foi manter k_r e k_d fixos, calibrado em 3a, com C_s dado pela regressão linear da Tabela 2. Nessa comparação incluiu-se o cenário onde todos os efluentes são lançados no mesmo ponto.

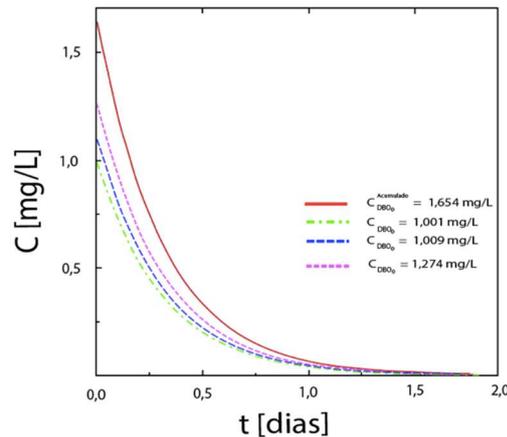


Figura 4: Relação entre a concentração de DBO e o tempo.

Fonte: Autores, 2018

No gráfico da Figura 4, pôde ser analisado o comportamento da concentração de DBO para vários casos, com concentrações de DBO variáveis. O lançamento difuso consome menos oxigênio que o lançamento pontual no mesmo ponto. Todos esses lançamentos, tem suas características registradas na tabela 4. Com auxílio da Eq. (5) pode ser visto que o tempo de decaimento é inversamente proporcional a concentração inicial de DBO dado pela Eq. (4).

3. CONCLUSÃO

Neste trabalho foi possível averiguar que a análise dos parâmetros da qualidade da água é importante para o controle e gestão dos recursos hídricos. Além desse fato, também foi possível entender como a modelagem matemática pode ser uma ferramenta valiosa para o entendimento do comportamento do rio, funcionando como uma forma de avaliar e fornecer parâmetros para a sua gestão. Desta forma, antes de se construir uma estação de monitoramento da qualidade da água é necessário analisar os dados existentes para entender o comportamento do rio e a forma de intervenção. Por este motivo utilizamos os dados já coletados da região de estudo e os dados das estações vizinhas INEA.

Por outro lado, observou-se que as estações já existentes possuem diversos problemas entre eles pode-se citar: dados poucos confiáveis, falta de manutenção de operação, pouca precisão e falta de periodicidade das coletas. Verificou-se que a utilização de métodos

numéricos para a análise dos dados reais é importante para entender o comportamento do rio. Na plataforma da INEA, o foco foi disponibilizar os dados de indicadores da qualidade da água, mas verificou-se, com esse trabalho, que isso não é o suficiente. Além de dados e indicadores é necessário entender a característica do rio e o montante total de efluente lançado. Para este fim é necessário levantar mais dados sobre o montante total e poluentes lançados, incluindo a contribuição vindo das famílias setor agrícola etc. Somente depois deste levantamento, a simulação pode ganhar uma relevância maior no diagnóstico da região de forma a auxiliar a modelagem de diversos cenários envolvendo esses atores.

No entanto, pôde-se analisar o impacto dos despejos sistemáticos de efluentes no rio Paraíba do Sul com o modelo de Streeter-Phelps que se mostrou eficiente para o estudo e gestão em rios. Foi possível constatar que o montante de efluentes, outorgados analisados nesse trabalho, não podem ser considerados desprezíveis para a qualidade da água do rio. O motivo vem do fato dos mesmos serem lançados sistematicamente no rio e por um longo prazo, fazendo com que exista uma concentração de saturação de efluente relativamente menor que o ideal. Esse fato pode ser representado com bastante confiabilidade com o método da regressão linear. No modelo de Streeter-Phelps esse comportamento é refletido no fato do rio não estar retornando para as condições iniciais. Mais características do rio podem ser analisadas com esse modelo, no entanto neste trabalho concentrou-se em algumas outorgas concedidas e considerando o efluente como sendo bruto, ou seja, sem tratamento. Em trabalhos futuros, essas questões serão ampliadas onde um número maior de lançamentos será investigado incluindo o setor das famílias, a agricultura entre outros.

REFERÊNCIAS

- Abreu, L. M. de, Granemann, S. R., Gartner, I., & Bernardes, R. S. (2000). Escolha de um programa de controle da qualidade da água para consumo humano: aplicação do Método AHP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(2), 257–262. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662000000200021>
- ANA. (2015). *Outorgas_2001_2015* (Planilha de Solicitação de Outorgas). Agência Nacional das Águas. Recuperado de http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/outorgas/outorgas_2001_2015.csv
- Avila, M., Hora, M., Ávila, C., Alves, F., Faria, M., & Vieira, M. (2016). Gestão qualitativa dos recursos hídricos. Proposta metodológica para o planejamento de uma rede de estações para monitoramento da qualidade de águas superficiais. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Muriaé. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 21(2), 401–415. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n2.p401-415>
- Burek, P., Satoh, Y., Fischer, G., Kahil, M. T., Scherzer, A., Tramberend, S., ... Wiberg, D. (2016). *Water Futures and Solution - Fast Track Initiative (Final Report)* [Monograph]. Recuperado 29 de julho de 2018, de <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/13008/>
- Costa, D. J. L., & Teixeira, D. (2010). Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. *Revista Brasileira Multidisciplinar - Brazilian Multidisciplinary Journal*, 13(1), 49–62. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2010.v13i1.125>

- Ferreira, D. M., Fernandes, C. V. S., & Kaviski, E. (2016). Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente. *RBRH*, 21(3), 479–492. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011615143>
- Fleck, L., Tavares, M. H. F., & Eyng, E. (2013). PRINCIPAIS MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA E SUAS APLICAÇÕES: UMA REVISÃO. *Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia*, 4(7), 46–61.
- Guerra, A. J. T. (2011). *Geomorfologia Urbana*. Rio de Janeiro: Ed. Bertrand.
- INEA. (2018). *Boletim de Qualidade da Água* (No. 3) (p. 5). INEA. Recuperado de http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwff/mdi3/~edisp/inea_027647.pdf
- Lima, C., Zeilhofer, P., Dores, E., & Cruz, I. (2015). Variabilidade espacial da Qualidade de Água em Escala de Bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20(1), 169–178. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p169-178>
- Pessanha Jr., E. A. (2018). *Construção de uma estação de monitoramento da qualidade da água no Rio Paraíba do Sul: Modelagem matemática e comparação de dados* (Dissertação de mestrado). Instituto Federal Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.
- Reis, J. S. A. dos. (2009). Modelagem matemática da qualidade de água para o alto rio das Velhas/MG. Recuperado de <http://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/2221>
- Streeter, H. W., & B. Phelps, E. (1925). *A Study of Pollution and Natural Purification of the Ohio River* (Vol. 140).
- Waterman David M., Liu Xiaofeng, Motta Davide, & García Marcelo H. (2016). Analytical Lagrangian Model of Sediment Oxygen Demand and Reaeration Flux Coevolution in Streams. *Journal of Environmental Engineering*, 142(7), 04016028. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001095](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001095)