



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO TECNOLÓGICO

COLEGIADO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**CARLOS HENRIQUE JUVENAL SCALZER
ERIKA HEMERLY SCANDIAN**

**MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA
ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DE
ESGOTO - ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO MUQUI DO NORTE (ES)**

Vitória

2020

**CARLOS HENRIQUE JUVENAL SCALZER
ERIKA HEMERLY SCANDIAN**

**MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA
ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DE
ESGOTO - ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO MUQUI DO NORTE (ES)**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para a obtenção de título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis.

Vitória

2020

**CARLOS HENRIQUE JUVENAL SCALZER
ERIKA HEMERLY SCANDIAN**

**MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA
ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DE
ESGOTO - ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO MUQUI DO NORTE (ES)**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para a obtenção de título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis.

Vitória, 16 de dezembro de 2020

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis
Universidade do orientador

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça
UFES

Prof. Msc^a. Karinnie Nascimento de Almeida
UFES

Agradecimentos

A Deus,

Aos nossos pais, por serem nossa base de apoio e carinho.

Ao professor e orientador Dr. José Antônio Tosta dos Reis, pelo exemplo profissional e pessoal, pela paciência, atenção, orientação e apoio.

A todos os professores da Engenharia Ambiental UFES pelo exemplo, esclarecimentos, conselhos, ensinamentos e sabedoria com que nos guiaram nesta trajetória.

Aos nossos amigos, pelo apoio e compreensão nos momentos bons e nos momentos difíceis de mau humor e chateação.

Enfim, a todos que nos ajudaram direta e indiretamente nessa jornada e realização de uma grande etapa das nossas vidas. Muito Obrigado(a)!

“Não importa o quanto você bate, mas sim o quanto aguenta apanhar e continuar. O quanto pode suportar e seguir em frente. É assim que se ganha.”

Rocky Balboa

RESUMO

O processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos deve partir do entendimento da capacidade de autodepuração dos corpos d'água nos quais serão despejados os efluentes brutos ou tratados. Neste contexto, a modelagem da qualidade de água constitui importante ferramenta para estabelecimento de metodologias aplicáveis ao processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos. A principal perspectiva deste estudo foi a modelagem da qualidade dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte, sistema hídrico da porção sul do estado do Espírito Santo. O modelo de qualidade de água empregado foi o QUAL-UFMG e a sua aplicação foi precedida pela caracterização fisiográfica, avaliação da disponibilidade hídrica e das condições de produção e tratamento de esgotos na bacia hidrográfica objeto de análise. Foram modelados três cenários de disposição final de efluentes: **a)** lançamento de esgoto no curso d'água sem tratamento; **b)** disposição final de efluentes com tratamento previsto nos planos municipais de saneamento das cidades pelas quais o rio atravessa – Muqui e Atílio Vivácqua; e **c)** disposição final de efluentes submetidos a níveis de tratamento que permitam o atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos para o oxigênio dissolvido (OD) e para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em rios classe 2. Para as condições de contorno assumidas para as simulações de qualidade de água, os resultados indicaram que os padrões de qualidade estabelecidos para OD e DBO, o de OD não é atendido em toda a extensão do rio Muqui, se considerada a disposição de esgotos brutos ou de esgotos submetidos aos tratamentos sugeridos pelos planos municipais de saneamento de Muqui e Atílio Vivácqua.

Palavras-Chave: Modelo de qualidade de água, simulação computacional, tratamento de esgotos.

ABSTRACT

The selection process for sewage treatment systems must rely on our understanding of the self-purification capacity of the water bodies receiving either raw or treated effluents. Therefore, water quality modeling can be considered an important tool to establish methodologies applicable to the sewage treatment selection process. This study's main frame of reference was the water quality modeling of the watercourses in the hydrographic basin of the Muqui do Norte river, an important drainage system in the southern part of the Espírito Santo state. The water quality model applied is called QUAL-UFMG, and its application was preceded by a physiographic characterization of the area and an evaluation of both the water availability and the conditions of sewage production and treatment in said the hydrographic basin. Three scenarios of final sewage disposal were modeled: **a)** discharge of untreated sewage into the watercourse; **b)** discharge of treated sewage following the treatment regulations provided by the Municipal Plans of the cities through which the watercourse runs – Muqui and Atílio Vivácqua; and **c)** discharge of treated sewage that went through treatments of high efficiency that meet the quality standards for Oxygen saturation and BOD (Biochemical Oxygen Demand) in level 2 rivers. Results indicate that the water quality standards established for Oxygen saturation and BOD (Biochemical Oxygen Demand), Oxygen saturation is not met throughout the Muqui river for the water quality model's boundary conditions, if considering the disposal of untreated sewage and treated sewage following treatment regulations provided by the Municipal Plans.

Keywords: Water quality model, computer simulation, sewage treatment.

Lista de Figuras

Figura 1. Índices de tratamento de esgotos sanitários por região.....	17
Figura 2. Inserção e consumo de oxigênio no meio.	23
Figura 3. Segmentação de um sistema fluvial hipotético no modelo QUAL2E.....	28
Figura 4. Demanda de água pela indústria na bacia hidrográfica do rio Itapemirim.....	36
Figura 5. Mapa da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte.....	42
Figura 6. Diagrama unifilar do rio Muqui do Norte.....	44

Lista de Tabelas

Tabela 1. Sistemas de tratamento de esgoto usualmente empregados no Brasil.	18
Tabela 2. Condições para a vida aquática em função das concentrações de OD.....	20
Tabela 3. Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em águas em função da temperatura e salinidade.	21
Tabela 4. Valores típicos de DBO para efluentes de diferentes origens.....	24
Tabela 5. Precipitação mensal e anual na bacia hidrográfica do rio Itapemirim.	35
Tabela 6. Demandas de água na bacia hidrográfica do rio Itapemirim.....	37
Tabela 7. Função Regional obtida a partir do Método dos Valores Característicos, utilizando-se a Área como variável independente.....	38
Tabela 8. Dados coletados da estação fluviométrica Fazenda Cacheta.....	39
Tabela 9. Comprimento do rio principal, altitude média e área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte.....	43
Tabela 10. Contribuição de lançamento de esgoto para os núcleos urbanos da bacia do rio Muqui do Norte.....	43
Tabela 11. Relação funcional entre vazão, velocidade e profundidade na estação fluviométrica da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte.....	44
Tabela 12. Equações estabelecidas para apropriação dos coeficientes de reaeração atmosférica (K_2) e desoxigenação (K_d).....	45
Tabela 13. Estações de tratamento na bacia do rio Muqui do Norte.....	46

Lista de Gráficos

Gráfico 1. Perfil de OD para o rio Muqui do Norte, considerado o primeiro cenário de simulação.	46
Gráfico 2. Perfil de DBO para o Rio Muqui do Norte, considerado o primeiro cenário de simulação.	47
Gráfico 3. Perfil de OD no Rio Muqui do Norte, considerado o segundo cenário de simulação.	48
Gráfico 4. Perfil de DBO no Rio Muqui do Norte, considerando segundo cenário de simulação.	48
Gráfico 5. Perfil de OD no Rio Muqui do Norte, considerando o terceiro cenário de simulação.	49
Gráfico 6. Perfil de DBO no Rio Muqui do Norte, considerando o terceiro cenário de simulação.	50

Lista de Siglas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGERH	Agência Estadual de Recursos Hídricos
ANA	Agência Nacional de águas
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C_{sat}	Concentração de Saturação do gás
CT	Coliformes termotolerantes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
K_2	Coefficiente cinéticos de reaeração
K_d	Coefficiente cinético de desoxigenação
N	Nitrogênio
NaCl	Cloreto de Sódio
NBR	Norma Técnica Brasileira
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Potássio
$p_{gás}$	Pressão exercida pelo gás sobre a superfície do líquido
Q ₉₀	Vazão mínima com permanência de 90%
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1. Introdução	12
2. Objetivos	14
2.1. Objetivo geral	14
2.2. Objetivos específicos	14
3. Revisão de Literatura	15
3.1. Poluição das águas	15
3.2 Tratamento de esgoto	16
3.3 Parâmetros de Qualidade de Água	19
3.3.1 Oxigênio Dissolvido	19
3.3.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio	23
3.4 Modelagem da Qualidade de Água	24
3.5 Aplicações do modelo QUAL-UFMG	31
4. Área de Estudo	34
5. Metodologia	38
5.1 Caracterização fisiográfica e avaliação da disponibilidade hídrica	38
5.2 Caracterização das condições de tratamento de esgotos no âmbito da bacia hidrográfica	39
6. Resultados e Discussão	42
6.1 Caracterização fisiográfica e avaliação da disponibilidade hídrica	42
6.2 Caracterização das condições de tratamento de esgoto no âmbito da bacia hidrográfica	45
6.3 Aplicação no modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG	46
7. Considerações Finais e Recomendações	51
8. Referências Bibliográficas	53

1. Introdução

O acelerado crescimento populacional no mundo e o aumento da produção de resíduos têm conduzido à elevação da demanda de água e à constante degradação dos mananciais. Segundo Benassi (2002), o crescimento urbano e industrial acelerado está entre os fatores que mais têm causado diminuição na disponibilidade hídrica, seja pela crescente demanda por esse recurso ou pelo lançamento indiscriminado de resíduos nos rios, diminuindo a qualidade das águas.

Modelos matemáticos de qualidade de água são ferramentas que permitem compreender o ambiente aquático e descrevê-lo de forma integrada, uma vez que são estabelecidos a partir de associações entre as características físicas, químicas e biológicas dos corpos d'água (CHAPRA; PELLETIER; TAO, 2008). Knapik et al. (2003) ressaltam que a modelagem matemática da qualidade de água consiste em representar, de maneira simplificada, distintos sistemas e interações que ocorrem no ambiente aquático por meio de hipóteses estabelecidas a respeito do comportamento e estrutura do meio físico. A modelagem matemática da qualidade de água é realizada a partir de dois componentes básicos: **a)** equações que representem o escoamento e **b)** equações de transporte de massa que expressem a variação da concentração do parâmetro de qualidade de água.

O conhecimento e a quantificação do fenômeno de autodepuração a partir do emprego de modelos matemáticos de qualidade de água são importantes para que se possa utilizar a capacidade de assimilação dos rios e impedir o lançamento de despejos acima da capacidade de suporte dos cursos d'água. Até um determinado limite, os cursos d'água podem assimilar os despejos efluentes sem comprometimentos do ponto de vista ambiental; esta capacidade, que de fato constitui um recurso natural, deve ser utilizada (dentro de conservadores critérios técnicos) como forma de complementação dos processos de tratamento de esgotos.

Reis, Valory e Mendonça (2015) observam que, considerando-se a perspectiva de manutenção da qualidade da água dos rios brasileiros, a implantação de estações de tratamento de efluente constitui a principal medida estrutural de controle do país. O processo de seleção de plantas de tratamento de efluentes sanitários, quando observado do ponto de vista de uma bacia hidrográfica, é usualmente complexo,

função dos múltiplos lançamentos, de diferentes cargas, em corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação. Neste contexto, a avaliação da capacidade de autodepuração dos corpos d'água – tarefa que condiciona níveis mínimos de tratamento dos efluentes – constitui uma das mais usuais aplicações dos modelos de qualidade de água. Os trabalhos Mendonça (1992), Reis (1997), Gastaldini, Seffrin e Paz (2002), Oppa (2007) e Guedes (2009) constituem exemplos da aplicação dos modelos matemáticos para avaliação da capacidade de autodepuração de rios.

Existem inúmeros modelos matemáticos de qualidade da água para rios. A utilização adequada dos modelos decorre da escolha mais apropriada para cada situação, de modo a auxiliar na pesquisa e no processo de gestão dos recursos hídricos (OPPA, 2007). Dentre os modelos matemáticos de qualidade água, encontra-se o QUAL-UFMG. Este modelo, desenvolvido para o ambiente computacional da planilha Excel, permite a simulação rápida e simples do oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total e suas frações, nitrogênio total e suas frações e coliformes termotolerantes (PASSOS, 2012).

Este trabalho tem como finalidade principal estudar, com auxílio do modelo QUAL-UFMG, o comportamento das condições de qualidade dos cursos d'água do rio Muqui do Norte, afluente do Rio Itapemirim – importante sistema hídrico da porção sul do estado do Espírito Santo – a partir do emprego de modelo matemático de qualidade de água. Função das características da área de estudo, as simulações de qualidade de água estarão associadas à disposição final de efluentes domésticos.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Estudar o emprego da modelagem matemática da qualidade de água com subsídio para a determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos.

2.2. Objetivos específicos

Para a consecução do objetivo geral foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar as características fisiográficas, disponibilidade hídrica e condições de cobertura quanto ao serviço de tratamento de esgotos dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte;
- Simular as condições de qualidade dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte com auxílio de modelo matemático de qualidade de água, considerados diferentes cenários de disposição final de efluentes.

3. Revisão de Literatura

A revisão bibliográfica apresentará, de maneira sumária, considerações sobre poluição dos corpos d'água, tratamento de esgotos, parâmetros de qualidade de água mais recorrentemente empregados para a caracterização da poluição produzida pela disposição final de esgotos domésticos – Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – e modelos matemáticos de qualidade de água. Particular atenção será dispensada para o modelo QUAL-UFMG, modelo empregado para as simulações de qualidade de água conduzidas ao longo do presente trabalho.

3.1. Poluição das águas

De acordo com a Política Nacional de Meio Ambiente, estabelecida por meio Lei nº 6.938, editada em 31 de agosto de 1981, poluição é “a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: **a)** prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população; **b)** criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; **c)** afetem desfavoravelmente a biota; **d)** afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e **e)** lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

Segundo Von Sperling (2005), poluição das águas é “adição de substâncias ou de formas de energias que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudiquem os legítimos usos que dele são feitos”.

Para Libânio (2010), poluição das águas é “a ocorrência de alterações prejudiciais ao meio aquático e, quando essa alteração apresenta risco a saúde de quem faz o consumo da água, essa poluição passa a se denominar contaminação”.

As ações antrópicas geram impacto ambiental e provocam mudança nas condições naturais. Em geral, a disposição final de esgoto, problemas de assoreamento e a lixiviação de produtos provenientes da agroindústria são algumas das atividades que geram a alteração do estado natural dos corpos d'água, poluindo-os.

Libânio (2010) sugere que os principais contribuintes para a poluição das águas são:

- Matéria orgânica biodegradável predominantemente originária de esgotos domésticos, a qual será neutralizada com o consumo do Oxigênio Dissolvido (OD) pelas bactérias aeróbias;
- Compostos orgânicos sintéticos não biodegradáveis (por exemplo, agrotóxicos, detergente e metais pesados). Esse tipo de agente poluidor causa toxicidade para ao meio ambiente;
- Microrganismos patogênicos, os quais aumentam o risco sanitário em termos de consumo humano;
- Sólidos em suspensão, os quais poderão agravar situações de assoreamento;
- Nutrientes, como fósforo e nitrogênio, elevando a proliferação de algas, cianobactérias e plantas aquáticas.

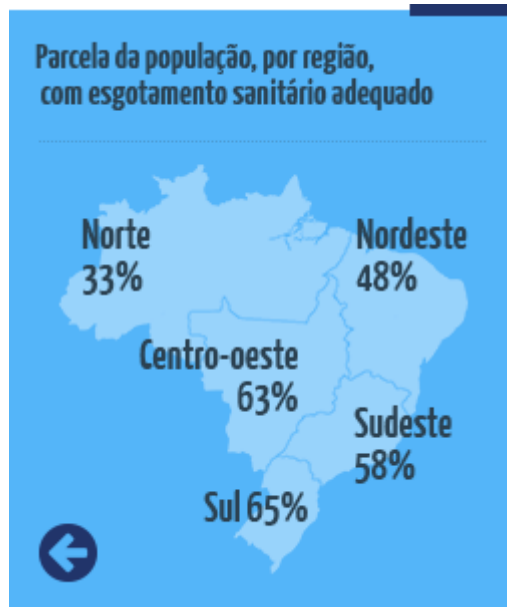
Segundo Von Sperling (2005), o tratamento individual ou coletivo dos esgotos constitui usualmente a principal, quando não única, estratégia de controle da poluição dos corpos d'água.

3.2 Tratamento de esgoto

O tratamento de esgotos pode ser entendido como o conjunto de processos físicos, químicos e biológicos que tem por finalidade a remoção de sólidos e gases presentes no esgoto bruto e que, em última análise, têm a perspectiva de condicionar sua qualidade aos limites impostos pelos padrões de qualidade ambiental ou à capacidade suporte dos corpos d'água receptores dos esgotos tratados.

No país, de acordo com a ANA (2017), 45% da população não possui tratamento de esgoto. Na região sudeste, esse valor diminui para 42%, enquanto as regiões que apresentam melhores índices de tratamento de esgoto são Sul e Centro-Oeste, como indica a Figura 1.

Figura 1: Índices de tratamento de esgotos sanitários por região.



Fonte: ANA (2017).

Além da rede de captação, necessária para direcionar o esgoto para estações de tratamento, é necessário definir qual o tipo de tratamento, com finalidade de se estabelecer a eficiência de remoção de DBO, nitrogênio, fósforo, coliformes termotolerantes ou de outros poluentes localmente importantes.

A Tabela 1 sumariza os sistemas de tratamento usualmente empregados no Brasil. De acordo com Von Sperling (2006), além da avaliação das condições ambientais, a escolha do tipo de tratamento também deve considerar as condições econômicas e sociais do município no qual o tratamento será estabelecido. Alguns tratamentos como variações do processo de lodo ativados e infiltração lenta apresentam custos elevados, tanto no âmbito de transporte do lodo para destinação final, quanto no custo energético necessário para manutenção da estação.

Tabela 1: Sistemas de tratamento de esgoto usualmente empregados no Brasil.

Sistema de tratamento	Eficiência de Remoção		
	DBO (%)	N (%)	P (%)
Tratamento preliminar	0-5	~0	~0
Tratamento primário	35-40	10-25	10-20
Lagoa anaeróbia-lagoa facultativa	70-90	30-50	20-60
Lagoa aerada facultativa	70-90	30-50	20-60
Lagoa aerada mist. completa-lagoa decant.	70-90	30-50	20-60
Lodos ativados convencional	85-93	30-40	30-45
Lodos ativados (aeração prolongada)	93-98	15-30	10-20
Lodos ativados (fluxo intermitente)	85-95	30-40	30-45
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	30-40	30-45
Filtro biológico (alta carga)	80-90	30-40	30-45
Biodiscos	85-93	30-40	30-45
Reator anaeróbio manta de lodo	60-80	10-25	10-20
Fossa séptica	70-90	10-25	10-20
Infiltração lenta	94-99	65-95	75-99
Infiltração rápida	86-98	10-80	30-99
Infiltração superficial	90-98	10-40	85-95
Escoamento superficial	85-95	10-80	20-50

Fonte: Von Sperling (2006)

Na Tabela 1 estão indicadas, por sistema de tratamento, as eficiências mínimas para remoção de DBO, Nitrogênio e fósforo. O acompanhamento sistemático dos referidos parâmetros – ou de quaisquer outros que apresentem localmente particular interesse – constitui importante abordagem para que sejam identificadas eventuais alterações que comprometam os usos estabelecidos para os corpos d'água, usos habitualmente definidos a partir da sua função social, econômica e ambiental do manancial.

3.3 Parâmetros de Qualidade de Água

A qualidade ambiental de um ecossistema aquático está associada aos diversos constituintes presentes na água e que alteram o seu grau de pureza. Estes constituintes são agrupados em função de suas características físicas, químicas ou biológicas e descritos em termos de parâmetros de qualidade da água.

Segundo Pivelli e Kato (2005), os parâmetros de qualidade de água são agrupados e classificados de acordo com seus aspectos estéticos (cor, turbidez, odor, sabor, óleos e graxas, sólidos em suspensão), químicos (orgânicos e inorgânicos), biológicos (pH, temperatura, OD, fósforo, nitrogênio), e microbiológicos (bactérias, fitoplâncton).

Tendo em vista o foco do presente estudo, as seções subsequentes apresentam e sumariamente discutem os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

3.3.1 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) pode ser descrito como a concentração de oxigênio (O_2) contido na água, o que o torna primordial para todas as formas de vida aquática. De acordo com Agudo (1992), a concentração de oxigênio dissolvido é o mais importante fator para a manutenção da vida no ambiente aquático, dado que o oxigênio é constituinte principal no metabolismo dos animais aquáticos e de microrganismos aeróbios. Em função deste aspecto, o OD pode ser utilizado como parâmetro de qualidade da água, conforme indicações reunidas na Tabela 2.

Tabela 2: Condições para a vida aquática em função das concentrações de OD

Condição do Rio	DBO (20°C, mg/L)	Aspecto Estético	OD, % da saturação	Condição de vida dos peixes
Muito Limpo	1	Bom	80%	Vida aquática
Limpo	~2	Bom	80%	Vida aquática
Relativamente limpo	~3	Bom	80%	Vida aquática
Duvidoso	~5	Turvo	50%	só os mais resistentes
Pobre	~7,5	Turvo	50%	só os mais resistentes
Mau	~10	Mau	quase nulo	Difícil
Péssimo	~20	Mau	quase nulo	Difícil

Fonte: Jordão e Pessôa (2005).

Os sistemas aquáticos são capazes de produzir e consumir oxigênio, retirando-o da atmosfera compartilhada entre água e ar podendo, também, ser obtido como resultado de atividades fotossintéticas de algas e plantas.

Segundo CETESB (2016), o oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação (C_{sat}) de um gás na água, em função da temperatura, conforme equação (1).

$$C_{sat} = \alpha \cdot p_{gás} \quad (1)$$

Na equação (1), α representa uma constante que varia de maneira inversamente proporcional à temperatura e $p_{gás}$ é a pressão exercida pelo gás sobre a superfície do líquido.

No caso do oxigênio, ele é constituinte de 21% da atmosfera e, pela lei de Dalton, exerce uma pressão de 0,21 atm. Para 20°C, por exemplo, α é igual a 43,9 e, portanto, a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial é igual a aproximadamente 9,2 mg/L (PIVELLI; KATO, 2005). Essa quantidade de oxigênio

presente na água em condições normais depende da temperatura, da pressão atmosférica e da quantidade de sais presentes.

A solubilidade dos gases aumenta com a diminuição da temperatura e diminuição da salinidade. Portanto, águas mais frias retém maior quantidade de oxigênio e águas salinas contêm menos oxigênio. A pressão relativa do ar e o grau de saturação do oxigênio dependem da altitude, com as concentrações de oxigênio na água diminuindo com o aumento da altitude devido ao decréscimo da pressão relativa. A Tabela 3 apresenta a concentração de saturação do oxigênio em função da salinidade e temperatura da água.

Tabela 3: Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em águas em função da temperatura e salinidade.

Temperatura (°C)	Concentração de NaCl (mg/L)		
	0	10.000	20.000
5	12,8	11,4	10,0
10	11,3	10,1	9,0
15	10,2	9,1	8,1
20	9,2	8,3	7,4
25	8,4	7,6	6,7
30	7,6	6,9	6,1

Fonte: Agudo (1992).

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade do escoamento. Desta forma, a taxa de reaeração superficial em uma queda d'água, por exemplo, é maior do que a de um rio que, por sua vez, apresenta taxa superior à de uma represa, onde a velocidade do escoamento é normalmente bastante baixa (CETESB, 2016). Necessário observar que a quantidade de OD disponível varia de acordo com a coluna de água e que isso afeta diretamente ambientes aquáticos em que a mistura acontece somente superficialmente, caso de represas e lagos, onde a água da superfície se

aquece, fica menos densa e se mantém sobre a água que está fria. Neste cenário, com a mistura mecânica comprometida, a entrada de OD nas camadas inferiores desses ambientes aquáticos é ineficaz (Leite, 2004).

Outra fonte de oxigênio dissolvido é a fotossíntese, que ocorre com mais frequência a partir da presença de nutrientes necessários para desenvolvimento de algas. Piveli e Kato (2005) sugerem que esta fonte não é tão significativa para rios, principalmente nos trechos iniciais, geralmente com maiores velocidades; e trechos à jusante de lançamentos pontuais, devido ao elevado grau de cor e turbidez, que dificultam a passagem de luz.

Porém, nos casos em que a velocidade da água é baixa (como em lagos e lagoas) ou onde a poluição é muito intensa, o fenômeno de fotossíntese deve ser considerado e a utilização do oxigênio dissolvido como parâmetro de qualidade deve ser avaliada com cautela, uma vez que a elevada quantidade de algas pode gerar uma condição de supersaturação de OD, com valores de concentração de oxigênio eventualmente superior a 10 mg/L. Durante a noite, entretanto, pode ocorrer ausência de oxigênio, devido à predominância da respiração (CETESB, 2016).

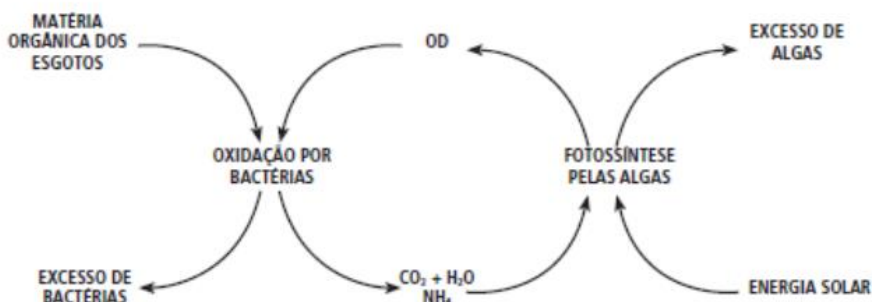
Em comparação com o ar a água apresenta baixas concentrações de oxigênio dissolvido devido principalmente a sua solubilidade; enquanto no ar a sua concentração é da ordem de 270 mg/l, na água, em condições normais de temperatura e pressão, a sua concentração se reduz para aproximadamente 9 mg/l. Desta forma, qualquer consumo em maior quantidade traz sensíveis repercussões quanto ao teor de oxigênio dissolvido na massa líquida (VON SPERLING, 1996a).

De acordo com CETESB (2018), espécies de seres vivos, em geral peixes, não sobrevivem ao meio em concentrações de oxigênio abaixo de 4 mg/L. Ainda de acordo com a CETESB (2018), algumas carpas conseguem sobreviver com concentrações em torno de 3 mg/L, um valor mais baixo do que o estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 357/05 como concentração mínima de OD para corpos d'água classe 2 (5 mg/L).

De maneira esquemática, a Figura 2 indica que a entrada de matéria orgânica (usualmente avaliada a partir do parâmetro DBO) nos rios causa a diminuição das

concentrações de OD em função do consumo pelas bactérias responsáveis pela degradação da própria matéria orgânica; na sequência, os produtos da oxidação dos compostos orgânicos são utilizados pelas algas (que também demandam radiação solar) para a fotossíntese, condição que pode gerar a multiplicação das algas em função da elevada quantidade de nutriente que pode ser inserido no meio. Estes fenômenos ocorrem em lagoas de estabilização usadas para tratamento de esgoto; no entanto, podem também acontecer em outros ambientes aquáticos, onde ocorra o lançamento de esgoto bruto.

Figura 2: Inserção e consumo de oxigênio no meio.



Fonte: Cetesb (2016).

3.3.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C são frequentemente usados, condição que conforma a representação do parâmetro a partir da sigla DBO_{5,20} (CETESB, 2016a). Uma outra forma de se expressar a DBO é a DBO_{última}, demanda que está associada ao consumo de oxigênio para a completa estabilização da matéria orgânica.

A DBO representa o quanto o corpo hídrico está poluído com material orgânico biodegradável, podendo ser relacionado com a quantidade de esgoto que o rio recebe. Constitui, portanto, importante indicador nos casos de lançamentos de efluentes

orgânicos, principalmente esgotos, que causam impacto direto nos rios por meio da depleção oxigênio dissolvido nas águas e, conseqüentemente, alteração na vida aquática (TERCINI, 2014). A Tabela 4 apresenta os valores típicos de DBO para efluentes de diferentes origens.

Tabela 4: Valores típicos de DBO para efluentes de diferentes origens.

Tipos de Efluentes	Concentração DBO (mg/L)	
	Faixa	Valor Típico
Esgoto Sanitário	110-400	220
Celulose Branqueada (processo kraft)		300
Têxtil	250-600	
Laticínio	1000-1500	
Abatedouro bovino		1125
Curtume (ao cromo)		2500
Cervejaria	1611-1784	1718
Refrigerante	940-1335	1188
Suco cítrico concentrado	2100-3000	
Açúcar e álcool		25000

Fonte: Braile e Cavalcanti (1993).

No campo do tratamento de esgotos, a DBO é um parâmetro importante no controle das eficiências das estações, tanto de tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios, como físico-químicos. A carga de DBO, expressa em kg/dia, é um parâmetro fundamental no projeto das estações de tratamento biológico de esgotos. Dela resultam as principais características do sistema de tratamento, como áreas e volumes de tanques, potências de aeradores, etc (CETESB, 2016a).

3.4 Modelagem da Qualidade de Água

Modelos matemáticos de qualidade de água são definidos como modelos que se baseiam nas leis de conservação da massa, tomando como princípio o balanço de massa que ocorre entre a entrada e a saída do sistema hídrico modelado, incluindo-

se todas as modificações ocorridas no interior do sistema (THOMANN; MUELLER, 1987).

Os modelos de qualidade da água são cada vez mais utilizados por gestores como auxílio à tomada de decisão. Desta forma, a escolha de um modelo matemático depende: **a)** das características do sistema a ser simulado; **b)** do nível de precisão desejado em função dos objetivos do projeto; **c)** dos dados disponíveis; e **d)** da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados (TUCCI, 1998).

A modelagem de qualidade da água começou a ser desenvolvida no início do século XX, como consequência das preocupações com a saúde pública e com questões relacionadas ao saneamento ambiental. O modelo matemático pioneiro de qualidade da água é o modelo de Streeter-Phelps, proposto originalmente em 1925 por Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps a partir de um estudo do processo de oxidação e aeração no Rio Ohio, Estados Unidos. É um modelo simplificado que busca descrever a evolução do processo de autodepuração de um curso d'água poluído, levando em consideração o processo de reaeração atmosférica (McCARTIN; FORRESTER JR., 2002).

Segundo FAN et al. (2002), dentre os modelos básicos de qualidade da água testados e citados na literatura, o modelo de Streeter-Phelps é a mais popular de todos em função da sua aplicação simples.

Muitos pesquisadores, posteriormente à publicação das equações do modelo de Streeter-Phelps, trabalharam em adaptações dessas equações, com o intuito de expandir seu campo de aplicação. Por mais que tenham surgido modelos muito mais complexos, as equações do modelo de Streeter-Phelps são consideradas as origens dos modelos modernos (GOTOVTSEV, 2010).

Conceitualmente, o modelo de Streeter-Phelps assume que o escoamento no curso d'água ocorre segundo o regime de fluxo em pistão. Neste regime de escoamento, cada seção do curso d'água funciona como um êmbolo, no interior do qual a qualidade de água é uniforme; adicionalmente, não existem intercâmbios de massa ou energia entre duas seções adjacentes quaisquer. Desta forma, à medida que o êmbolo se

desloca ao longo do curso d'água, os processos que caracterizam o fenômeno de autodepuração se desenvolvem no seu interior.

Para o estabelecimento da representação funcional (formulação das características físicas, processos e condições limites em equações algébricas que permitirão a realização do balanço de massa das concentrações de OD e DBO), duas outras hipóteses são assumidas:

1ª hipótese: O OD existente no interior do êmbolo é consumido para a oxidação da fração carbonácea da matéria orgânica. Assim, a redução das concentrações de OD será proporcional às concentrações de DBO existentes no interior do êmbolo. Outros processos eventualmente responsáveis pela redução dos níveis de OD num curso d'água (nitrificação e demanda bentônica, por exemplo) não são considerados;

2ª hipótese: na medida em que as concentrações de OD são reduzidas no interior do êmbolo, estabelece-se o processo de reaeração atmosférica, através do qual o oxigênio existente no ar atmosférico é transferido, por difusão, para o interior da massa líquida. Este fluxo de oxigênio será, portanto, tanto mais intenso quanto maior for o déficit de OD da massa líquida; o déficit de oxigênio, por sua vez, será sempre estabelecido em relação à concentração de saturação de OD da massa líquida. A fotossíntese, outro processo que contribui para o aumento das concentrações de OD, não é considerado pelo modelo de Streeter-Phelps.

Desta forma, a taxa de variação das concentrações de OD no interior do êmbolo é descrita a partir da equação diferencial (2).

$$\frac{dC}{dt} = -K_1.L + K_2(C_S - C) \quad (2)$$

Na equação 2:

- C - Concentração de OD da massa líquida(mg/L);
- C_S - Concentração de saturação de OD da massa líquida (mg/L);
- L - Concentração de DBO remanescente na massa líquida (mg/L);
- K₁ - Coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹);
- K₂ - Coeficiente de reaeração (dia⁻¹);
- t – Tempo (dia).

A taxa de variação nas concentrações de DBO, por sua vez, é descrita por meio da equação 3.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1.L \quad (3)$$

Em 1987, um acordo de cooperação entre a Tufts University e a United States Environmental Protection Agency (USEPA) deu origem ao modelo QUAL2EU, a versão mais atual do modelo QUAL-I. O modelo QUAL-I surgiu no início da década de 70 e, desde então, ele e as versões que o sucederam (particularmente o QUAL2EU) foram amplamente empregados em estudos de simulação de qualidade de água.

O QUAL2EU é aplicável a rios dendríticos e bem misturados. Nestes corpos d'água, assim como o modelo clássico de Streeter-Phelps, o modelo realiza uma análise unidimensional, por assumir que os principais mecanismos de transporte (advecção e dispersão) são avaliados apenas ao longo da direção principal do fluxo. O QUAL2EU assume ainda que tanto o curso principal como os tributários e captações apresentam vazões constantes ao longo do tempo.

Além da variação nas concentrações de OD e DBO, também podem ser simulados por meio do QUAL2EU, simultaneamente ou em qualquer combinação, minerais conservativos, temperatura, clorofila a, ciclo do fósforo (orgânico e dissolvido), ciclo do nitrogênio (nitrogênio orgânico, amônia, nitritos e nitratos), coliformes e um constituinte Não-conservativo.

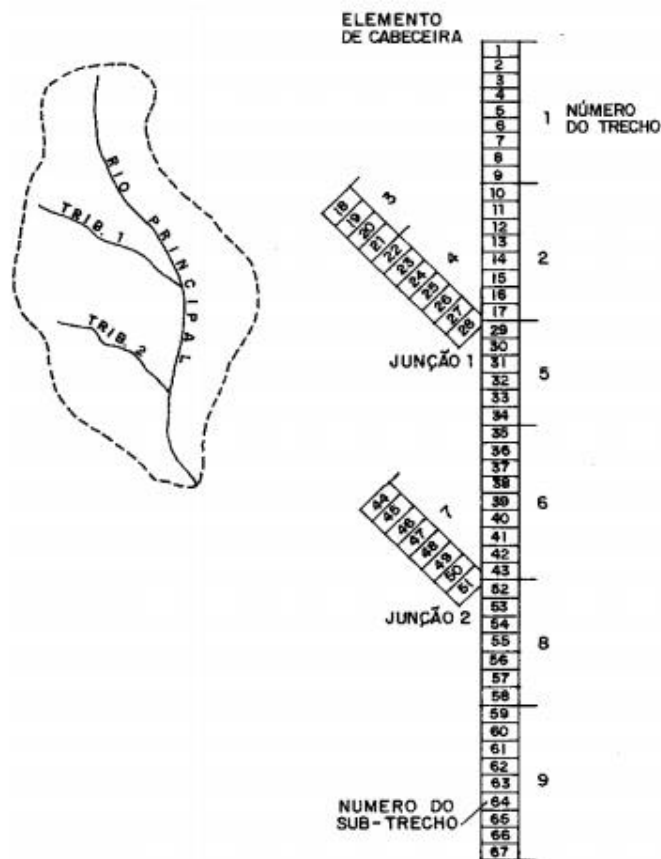
Conceitualmente, o rio é segmentado em trechos que, por sua vez, podem ser divididos em subtrechos ou elementos computacionais (Figura 3). Estes elementos computacionais possuem comprimentos constantes e são considerados como completamente misturados. Os trechos, portanto, podem ser entendidos como grupos de reatores de mistura completa, concatenados, onde são comuns as características hidrogeométricas e taxas biológicas.

De acordo com James (1993), o modelo QUAL2E é uma ferramenta de planejamento da qualidade da água muito útil por operar os dois tipos de regime, permanente e dinâmico. Quando for adotado regime permanente, o modelo pode simular o impacto dos despejos de esgoto na qualidade da água do rio, podendo também identificar a

magnitude e as características de qualidade da fonte não pontual de despejos. Em contrapartida, quando for adotado o regime dinâmico, o usuário pode analisar variações de oxigênio dissolvido ocorridas durante o dia em função da respiração das algas.

A aplicabilidade do modelo QUAL2E é restrita para valores constantes de velocidade de fluxo do curso hídrico e vazão de lançamento da carga poluente (PALMIERI; CARVALHO, 2006). Além disso, o modelo desconsidera a morte de algas como um fator de incremento da concentração da demanda bioquímica de oxigênio no corpo receptor (PARK; LEE, 2002).

Figura 3 - Segmentação de um sistema fluvial hipotético no modelo QUAL2E.



Fonte: Linfield e Barnwel (1987).

A equação do modelo QUAL 2E é a de transporte de massa unidimensional com integração numérica espaço-temporal, cuja solução é obtida pelo método das diferenças finitas, através de um esquema implícito de regressão, que é o método de resolução numérica das equações diferenciais (LINFELD e BARNWEL, 1987). A

equação básica do modelo é a de transporte de massa unidimensional, levando em conta os efeitos da advecção e da dispersão. Cada componente de qualidade da água é integrada no espaço e tempo e a equação para cada componente, pode ser descrita de acordo com a equação (4) (PALMIERI, 2004).

$$\frac{\partial M}{\partial t} A = \frac{\partial(A_x D_L \times \partial C / \partial x)}{A_x \partial x} - \frac{\partial(A \mu C)}{A_x \partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s \quad (4)$$

Na equação 4:

- M - Massa (mg);
- X - Distância (m);
- t - Tempo (dia);
- C - Concentração da substância desejada (mg/L);
- A_x - Área da seção transversal (m²);
- D_L - Coeficiente de dispersão longitudinal (m² dia⁻¹);
- μ - velocidade média do curso d'água (m.dia⁻¹);
- s - Fontes ou sumidouros externos da substância analisada (mg.dia⁻¹).

Estabelecido a partir de simplificações do modelo QUAL2E, o modelo QUAL-UFMG, por sua simplicidade e facilidade de aplicação tem sido recorrentemente utilizado em trabalhos de modelagem de qualidade de água de cursos d'água brasileiros.

Segundo Costa e Teixeira (2010), o modelo QUAL-UFMG é unidimensional, de interface amigável, adequado para rios com vazões baixas e escoamentos em regime permanente, pois essas condições não favorecem o fenômeno de dispersão longitudinal.

No modelo QUAL-UFMG, o rio é conceitualmente segmentado em trechos que, por sua vez, podem ser divididos em subtrechos ou elementos computacionais. Estes elementos computacionais possuem comprimentos constantes e são considerados como completamente misturados. Assim como no modelo QUAL2E, os trechos podem ser entendidos como grupos de reatores de mistura completa, onde são comuns as características hidrogeométricas e taxas biológicas. Para cada elemento, o balanço de massa pode ser escrito em função da somatória dos fluxos afluentes e efluentes. São considerados o fluxo afluente ao elemento por sua face superior, fluxos referentes

às fontes externas ou captações e o fluxo efluente através da face inferior do elemento. No entanto, diferentemente do modelo QUAL2E, não permite a incorporação dos efeitos da dispersão longitudinal. O modelo QUAL-UFMG possibilite a modelagem da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes ou E.coli (VON SPERLING, 2007).

O modelo QUAL-UFMG assume o escoamento uniforme em condutos livres, o que implica em que a profundidade, a área molhada da secção transversal e a velocidade sejam constantes ao longo do conduto.

Para a modelagem de qualidade da água, são importantes dados como profundidade média, largura, velocidade, vazão, entre outros (Chapra, 1997). O modelo QUAL-UFMG utiliza as equações (5) e (6) para a determinação da profundidade média e velocidade média dos cursos d'água:

$$U = aQ^b \quad (5)$$

$$y = cQ^d \quad (6)$$

Nas duas últimas expressões, U representa a velocidade média do rio (m/s), y a profundidade média (m) e Q é a vazão (m³/s).

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente se processa segundo uma reação de primeira ordem, expressa segundo a equação diferencial (7).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L - K_s \cdot L + L_{rd} \quad (7)$$

Na equação (7), L representa a concentração de DBO remanescente (mg/L); t o tempo (dia); K_d o coeficiente de remoção de DBO (dia⁻¹); K_s o coeficiente de sedimentação (d⁻¹); e L_{rd} a taxa de entrada de DBO_{última} difusa (g/m³.d).

Em relação à capacidade de se reaerar um sistema, são expostas funções dos processos de advecção e difusão que ocorrem dentro dele e das fontes internas de geração e remoção de oxigênio. As equação da cinética da reaeração é representada por uma reação de primeira ordem, dada pela Equação 8:

$$\frac{dD}{dt} = -Kd + K_2 \cdot (C_s - C) \quad (8)$$

Na equação 8, D representa o déficit de oxigênio dissolvido diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração C no dado instante t (mg/L); t o tempo (dia) e K_2 o coeficiente de reaeração (dia^{-1}).

3.5 Aplicações do modelo QUAL-UFMG

De acordo com Von Sperling (2007), o modelo QUAL-UFMG já foi usado nas simulações de diversos cenários para os cursos d'água no âmbito do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal. O autor sugere que, por sua facilidade de uso, pela simples interface (planilhas de Excel), pelos gráficos gerados e por estar no idioma português, o modelo possa ser utilizado em grande parte das aplicações em que tradicionalmente se usa o QUAL2E.

No trabalho conduzido por Guedes (2009) foram utilizados os modelos matemáticos de Streeter-Phelps modificado, QUAL-UFMG e QUAL2-K para avaliar a qualidade de água e a capacidade de autodepuração, em termos espaciais e temporais, do curso médio do rio Pomba. De acordo com Guedes, o modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG foi o que apresentou melhor aderência às informações obtidas em campo nas seções de monitoramento, principalmente em termos de OD, DBO, nitrogênio e fósforo.

Ide e Ribeiro (2008) aplicaram o modelo de qualidade da água (QUAL-UFMG) para simular cenários e prever o comportamento do rio Taquarizinho, curso d'água pertencente à bacia do rio Taquari. Segundo os autores, apesar da intensa atividade agropecuária desenvolvida na região, o rio apresenta boa qualidade da água.

Mourão Júnior (2010) pesquisou sobre a aplicação e calibração do QUAL-UFMG na bacia do Rio Piracicaba/MG, avaliando os parâmetros OD, DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes. Os resultados foram comparados com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005. Segundo o referido autor, o modelo permitiu simular adequadamente a área de estudo e os resultados indicaram

que o rio Piracicaba, em toda a sua extensão, atende aos padrões de qualidade estabelecidos para rios Classe 2.

Salla et al.(2013), com auxílio do modelo QUAL-UFMG, avaliaram a capacidade de autodepuração do Rio Jordão/MG, considerando as contribuições do córrego Brejo Alegre no período de estiagem, além de dois cenários que levam em conta as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de esgoto e a baixa capacidade de diluição do rio para a vazão crítica. A simulação na estiagem apresentou aceitável calibração, tendo em vista a otimização dos coeficientes, evidenciando a prevalência da desoxigenação por demanda carbonácea sobre a nitrificação e a importância da reaeração natural no processo de autodepuração. Apenas o parâmetro 'demanda bioquímica de oxigênio' ($DBO_{5,20}$) não respeitou os limites preconizados pela Resolução do Ministério do Meio Ambiente 357:2005, tendo ficado em toda a extensão do rio fora da regulamentação devido ao recebimento de cargas poluidoras do córrego Brejo Alegre.

Os resultados alcançados por Perin (2013) na aplicação do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliação da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio km 119, localizado em Mourão-PR, foram satisfatórios, ao visar à simulação de cenários futuros. A água analisada foi classificada com boas condições quando considerado os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classe 2, mas obteve algumas variações de porcentagens entre as variáveis pelo percurso analisado. Dessa forma, o modelo aplicado mostrou-se eficiente e os resultados irão servir para o processo de gerenciamento dos recursos hídricos da região.

De maneira semelhante, Filho (2014) utilizou o QUAL-UFMG para modelagem matemática de qualidade de água do rio Poti, localizado em Teresina/PI. Os componentes modelados foram oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes (CT) e os resultados das medições de campo indicaram desconformidades do parâmetro CT com relação à Resolução CONAMA nº 357/2005. A calibração dos coeficientes de decaimento para cada parâmetro resultou em desvios entre dados medidos e modelados de até 20%, o que mostra que o QUAL-UFMG pode ser utilizado como base para predição da qualidade da água em rios localizados em regiões semiáridas.

Tonon (2014) utilizou o modelo de Streeter-Phelps e o QUAL-UFMG para realizar a calibração das variáveis de qualidade da água. Após essas calibrações, dois cenários foram simulados e foram avaliados os processos de autodepuração. A calibração dos dois modelos, de forma geral, teve resultados aceitáveis e plausíveis, os coeficientes mostraram-se com uma boa aderência aos dados de campo. Os resultados das simulações indicaram que a eficiência de tratamento de 60% é razoável para que o rio Lambari, objeto de estudo, se recupere até sua foz, alcançando os padrões da classe 2 estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Do mesmo modo, Costa e Teixeira (2010) aplicaram o QUAL-UFMG para avaliar a qualidade das águas do ribeirão do Ouro, em Araraquara (SP). A partir dos perfis de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), obtidos ao longo da seção longitudinal do rio, foi possível determinar as zonas de autodepuração e verificar o atendimento aos padrões de qualidade de águas estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005. Segundo os referidos autores, o modelo e os resultados encontrados no trabalho poderão subsidiar gestores e pesquisadores na prevenção, controle e estudos referentes à poluição desse corpo de água.

4. Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte constitui a área de estudo do presente trabalho. O rio Muqui do Norte é afluente do Rio Itapemirim, um importante sistema hídrico da porção sul do estado do Espírito Santo.

O Rio Muqui do Norte tem sua nascente a uma altitude de 600 metros no município de Muqui. Em seu percurso, atravessa a zona urbana dos municípios de Muqui e de Atílio Vivácqua. Sua foz, no rio Itapemirim, situa-se no município de Itapemirim.

Com extensão de aproximadamente 90 km, o Rio Muqui do Norte possui bacia com área de drenagem de 537 km² e, de acordo com a AGERH (2018), possui 11 estações de tratamento de água que fazem captação na bacia do rio Muqui do Norte. É importante ressaltar que mesmo atravessando somente dois municípios, a bacia do Rio Muqui do Norte se mostra importante para o abastecimento de parte do município de Itapemirim.

A região da bacia do Rio Muqui do Norte, apresenta precipitação anual e mensal semelhantes aos valores das regiões hidrográficas da bacia do Itapemirim, conforme indicado na Tabela 5.

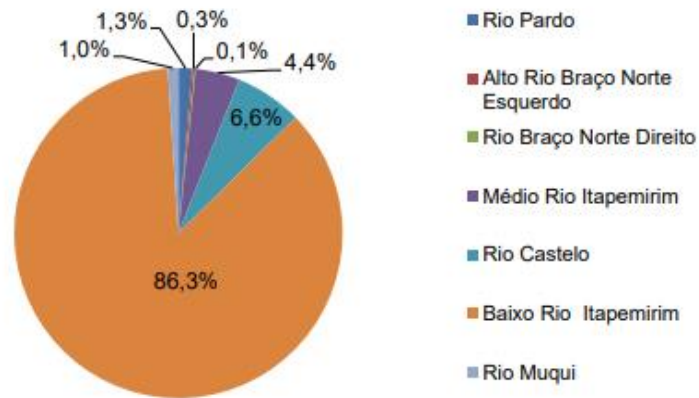
Tabela 5: Precipitação mensal e anual na bacia hidrográfica do rio Itapemirim (mm).

Região hidrográfica	Meses												Total anual
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
Rio Pardo	227	124	181	98	47	22	19	27	56	112	220	273	1.407
Alto Rio Braço Norte Esquerdo	212	122	187	108	50	25	23	32	57	113	219	261	1.409
Baixo Rio Braço Norte Esquerdo	223	124	192	110	52	25	23	32	63	115	225	275	1.458
Rio Braço Norte Direito	227	124	181	98	47	22	19	27	56	112	220	273	1.407
Médio Rio Itapemirim	189	104	174	115	54	31	32	37	66	105	211	248	1.365
Rio Castelo	198	115	181	109	55	33	32	39	59	114	215	251	1.401
Baixo Rio Itapemirim	165	93	162	120	64	40	45	46	73	108	207	223	1.347
Rio Muqui do Norte	165	93	162	120	64	40	45	46	73	108	207	223	1.347
Lagoas de Marataízes	138	76	136	109	65	43	47	49	76	103	190	187	1.218

Fonte: AGERH (2018)

Os cursos d'água da bacia do rio Muqui do Norte são importantes para a manutenção das atividades industriais das cidades que percorre. De acordo com AGERH (2018), as indústrias das cidades de Muqui e Atílio Vivacqua são responsáveis pela captação de 12,4 L/s e as atividades industriais envolvidas são as de mármore e granito e abatedouros. Observa-se que a captação pelas indústrias é pouco expressiva, se comparada com a demanda na bacia do Itapemirim por completo, pois apenas 1% dessa demanda de água industrial está localizada na bacia do rio Muqui do Norte (Figura 4). Esse valor de demanda de água, no entanto, pode estar sendo subestimado, pois o universo de indústrias que captam água desses mananciais pode ser ainda maior que aquelas indústrias que efetivamente possuem outorga para captação.

Figura 4 – Demanda de água pela indústria na bacia hidrográfica do rio Itapemirim.



Fonte: AGERH (2018)

O cultivo de café se apresenta como a maior atividade econômica da região, requerendo cerca de 561 L/s de água para seu cultivo na bacia do rio Muqui do Norte. Conforme indicado na Tabela 6, o uso de água pelo agronegócio é de cerca de 0,625 m³/s e as atividades humanas requerem da bacia cerca de 0,751 m³/s.

Tabela 6: Demandas de água na bacia hidrográfica do rio Itapemirim.

Região hidrográfica	Abastecimento Humano (m ³ /s)		Criação animal (m ³ /s)		Irrigação (m ³ /s)		Industrial (m ³ /s)		Total (m ³ /s)	
	Q _{ret}	Q _{con}	Q _{ret}	Q _{con}	Q _{ret}	Q _{con}	Q _{ret}	Q _{con}	Q _{ret}	Q _{con}
Rio Pardo	0,172	0,045	0,014	0,011	0,042	0,034	0,024	0,024	0,252	0,114
Alto Rio Braço Norte Esquerdo	0,044	0,012	0,017	0,014	0,193	0,156	0,005	0,005	0,259	0,186
Baixo Rio Braço Norte Esquerdo	0,014	0,006	0,039	0,031	0,133	0,108	-	-	0,186	0,144
Rio Braço Norte Direito	0,03	0,011	0,027	0,022	0,006	0,005	0,002	0,002	0,065	0,039
Médio Rio Itapemirim	0,154	0,037	0,119	0,095	0,328	0,26	0,078	0,078	0,678	0,471
Rio Castelo	0,261	0,068	0,096	0,077	1,111	0,887	0,118	0,118	1,586	1,15
Baixo Rio Itapemirim	0,857	0,179	0,047	0,037	0,155	0,123	1,535	1,535	2,594	1,875
Rio Muqui	0,107	0,028	0,051	0,041	0,574	0,454	0,018	0,018	0,751	0,541
Lagoas de Marataízes	0,133	0,031	0,014	0,011	0,015	0,012	-	-	0,161	0,054

Fonte: AGERH (2018)

Nota: Q_{ret}= Vazão de retirada e Q_{con}= Vazão consumida.

Com relação aos lançamentos de efluentes da bacia, boa parte dos mesmos é proveniente do esgotamento doméstico. No entanto, a bacia tem empresas de mármore e granito e um abatedouro. Os efluentes domésticos e industriais e o manejo do solo em atividades agropecuárias também influenciam na qualidade dos mananciais, dado que esses solos sofrem os processos de lixiviação (arraste de nutrientes proveniente dos fertilizantes através da água da chuva e irrigação) e erosão de solos (dado pelo desmatamento principalmente das matas ciliares). Estes fatores aumentam a quantidade de nitrogênio, fósforo, matéria orgânica, dentre outros, que são inseridos nos contribuintes da bacia do rio Muqui do Norte (AGERH, 2018).

5. Metodologia

5.1 Caracterização fisiográfica e avaliação da disponibilidade hídrica

As características fisiográficas, responsáveis por representarem aspectos como o relevo, a rede de drenagem, a cobertura vegetal, o uso e ocupação da superfície, dentre outros, foram extraídas de bases cartográficas digitais. Para a apropriação de variáveis fisiográficas foram manipulados, por meio de Sistema de Informações Geográficas, arquivos digitais contendo planos de informações (formato shapefile) disponíveis no Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do estado do Espírito Santo (GEOBASES). Esta etapa do estudo permitiu a construção do diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte, a localização dos núcleos urbanos (associados aos lançamentos pontuais de esgotos) e a descrição do relevo (a altitude influencia, por exemplo, a concentração de saturação de oxigênio dissolvido).

A avaliação da disponibilidade hídrica dos corpos d'água da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte foi realizada a partir do trabalho de regionalização hidrológica conduzido por Piol (2017). A função regional estabelecida por Piol (2017), a partir do emprego do Método dos Valores Característicos, está apresentada na Tabela 7, bem como o coeficiente de correlação obtido para a referida função.

Tabela 7: Função Regional obtida a partir do Método dos Valores Característicos, utilizando-se a Área como variável independente.

Vazão de Permanência	Função Regional	R ²
Q ₉₀	$Q_{90}=0,010281.A^{0,9316}$	0,9546

Fonte: Piol (2017).

É relevante observar que a vazão mínima com permanência de 90% (Q₉₀), por constituir vazão de referência para outorga pelo uso da água no estado do Espírito Santo, constituiu a vazão empregada para modelagem da qualidade da água.

Por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) da Agência Nacional de Águas (ANA) foram obtidos, adicionalmente, os registros de medições de descarga líquida das estações fluviométricas instaladas e em operação na bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte. De duas estações fluviométricas em operação na área de estudo,

apenas uma delas apresentou informações consistentes de qualidade de água e resumo de medições de descarga. A Tabela 8 apresenta as coordenadas geográficas, área de drenagem e valores médios de vazão, velocidade e profundidade registradas na Estação Fluviométrica Fazenda Cacheta.

Tabela 8: Dados coletados da estação fluviométrica Fazenda Cacheta.

Estação	Latitude	Longitude	Área de drenagem (km²)	Vazão Média (m³)	Velocidade média (m/s)	Profundidade média (m)
Fazenda Cacheta	-21°02'	-41°09'	478,00	4,10	0,51	0,48

Fonte: Portal Hidroweb - ANA (2020).

Os registros de medições de descarga permitiram a conformação de relações funcionais entre variáveis hidrodinâmicas (vazão, velocidade e profundidade média) e a estimativa de constantes cinéticas necessárias à condução da modelagem matemática da qualidade de água.

5.2 Caracterização das condições de tratamento de esgotos no âmbito da bacia hidrográfica

A condição de cobertura com o serviço de tratamento de esgotos dos municípios da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte foi avaliada a partir de informações reunidas no Atlas Esgotos – Despoluição de Bacias Hidrográfica, editado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2017). De maneira complementar foram consultadas informações reunidas no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2018). Também foram consultados os planos de saneamento básico dos municípios de Muqui e Atílio Vivácqua.

Assim, as condições de eficiência de tratamento de esgoto retiradas do Atlas Esgoto – Despoluição de Bacias Hidrográfica (ANA, 2017), do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2018) e dos Planos Municipais de Atílio Vivacqua e Muqui foram incorporadas nas condições de simulação apresentadas posteriormente.

5.3 Modelagem da Qualidade de Água

Para simulação computacional da qualidade das águas do rio Muqui do Norte foi empregado o modelo QUAL-UFMG, modelo desenvolvido no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel® (von Sperling, 2007).

Com auxílio do modelo QUAL-UFMG foram simulados os perfis de DBO e OD. Para simulação das concentrações de DBO foram considerados os fenômenos de desoxigenação associado a oxidação da matéria orgânica, não sendo consideradas as perdas de DBO associadas à sedimentação da matéria orgânica ou as contribuições referentes às cargas difusas internas de DBO (cargas que podem ser acrescidas ou suprimidas dos corpos d'água sem alteração da vazão, como a demanda bentônica). Para a simulação das concentrações de OD foram consideradas a reaeração atmosférica e a desoxigenação produzida pela oxidação da matéria orgânica. Também para a simulação da variação temporal das concentrações de OD não foram incluídas, na aplicação do modelo, cargas difusas internas (fotossíntese, respiração e demanda bentônica) e o eventual consumo de oxigênio associado ao estabelecimento do ciclo do nitrogênio (consumo estabelecido pelo processo de conversão de amônia em nitrato).

Para a estimativa das constantes cinéticas que regulam os processos de reaeração atmosférica (K_2) e desoxigenação (K_1 e K_d) foram empregadas fórmulas empíricas que associam as referidas constantes cinéticas com variáveis hidrodinâmicas dos corpos d'água, como as expressões reunidas em trabalhos como EPA (1985), Thomann e Mueller (1987), Chapra (1997) e von Sperling (2007). Adicionalmente, foram considerados valores indicados pela literatura técnica corrente para as referidas constantes cinéticas.

Três diferentes cenários foram considerados para as simulações de qualidade de água. Os cenários foram conformados da seguinte maneira:

- Cenário 1: disposição final dos efluentes brutos produzidos pelos municípios de Muqui e Atílio Vivácqua;

- Cenário 2: disposição final de efluentes submetidos aos níveis de tratamento correspondentes aos sistemas existentes ou projetados para os municípios de Muqui e Atílio Vivácqua, conforme planos de saneamento básico dos referidos municípios;
- Cenário 3: disposição final de efluentes submetidos aos níveis mínimos de tratamento que permitam o atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos para OD e DBO em rios classe 2.

É relevante observar que, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, os corpos de água doce devem ser classificados como classe 2 naquelas situações em que não se dispõe de enquadramento legal, orientação que permitiu a definição do terceiro cenário de simulação.

6. Resultados e Discussão

6.1 Caracterização fisiográfica e avaliação da disponibilidade hídrica

A caracterização fisiográfica foi conduzida com auxílio do Software ArcGIS. Para a apropriação de variáveis fisiográficas foram manipulados arquivos digitais contendo planos de informações (formato shapefile) disponíveis GEOBASES. A Figura 5, produzida nesta etapa do trabalho, indica o principal curso d'água da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte, os núcleos urbanos e a estação fluviométrica instalada e em operação na bacia. Nesta etapa do trabalho também foram manipulados shapefiles referentes à topografia da bacia, atividade que permitiu a apropriação da altitude média da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte. A Tabela 9 indica o comprimento do curso d'água principal e a altitude média da bacia.

Figura 5 - Mapa da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte.

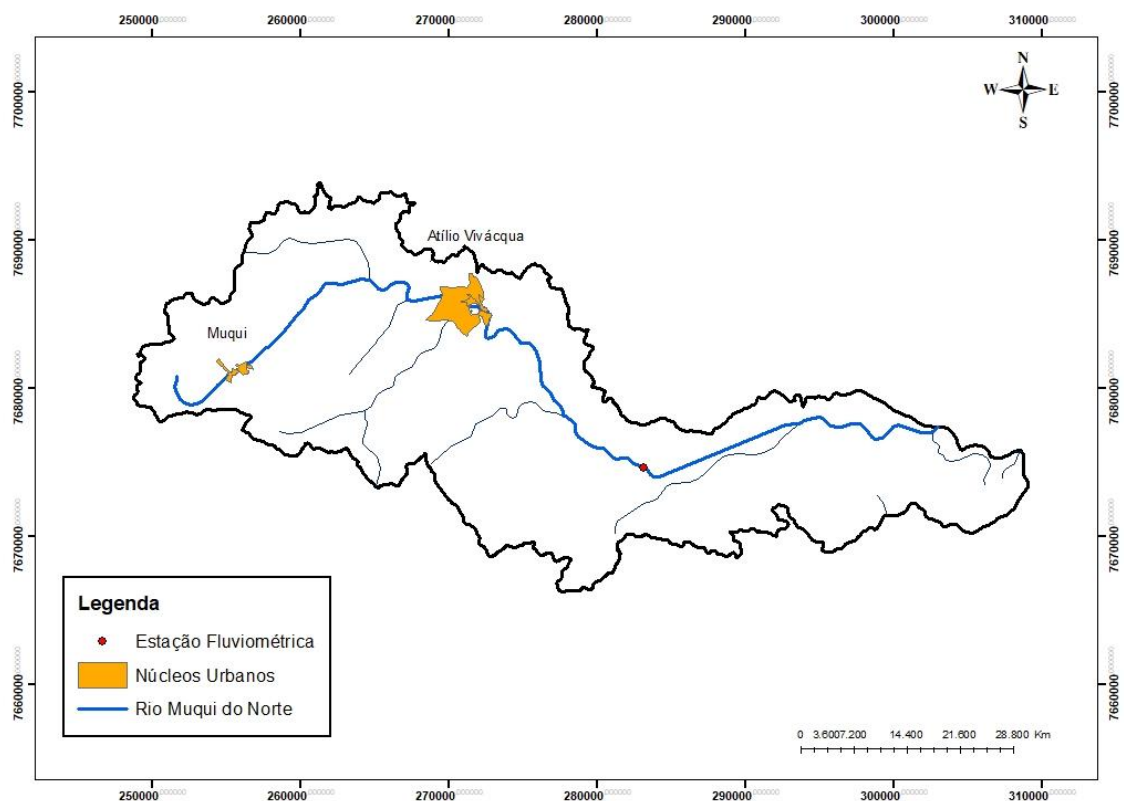


Tabela 9: Comprimento do rio principal, altitude média e área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte.

Curso d'água	Comprimento do curso d'água principal (km)	Altitude média da bacia hidrográfica (m)	Área de drenagem da bacia hidrográfica (km ²)
Rio Muqui do Norte	90,0	215,1	537,0

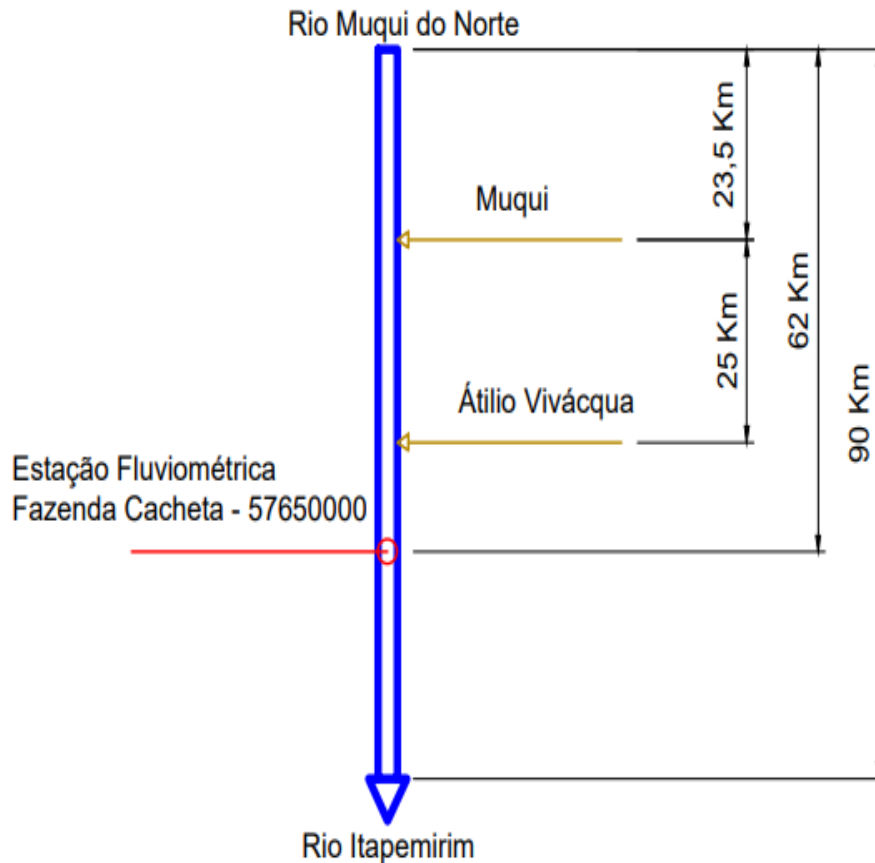
Segundo dados de população estimada do ano de 2020 do IBGE, as cidades de Atílio Vivácqua e Muqui possuem 12105 e 15526 habitantes, respectivamente. A estimativa do volume de efluentes domésticos por fonte/pessoa/dia para “Residências e Apartamentos”, de acordo com a NBR 7229 (ABNT), é de 180 L/pessoa.dia. A Tabela 9 indica a contribuição de esgotos estimada para os núcleos urbanos de Atílio Vivácqua e Muqui.

Tabela 10: Contribuição de esgoto para os núcleos urbanos da bacia do rio Muqui do Norte.

Cidade	População (hab)	DBO média esgoto bruto (mg/L)	Volume de Efluente Doméstico (L/pessoa.dia)	Carga de esgoto (kg/dia)	Contribuição (m ³ /s)
Atílio Vivácqua	12105	300	180	648	0,025
Muqui	15526	300	180	829	0,032

Como passo preliminar à modelagem da qualidade da água foi produzido um diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte (Figura 7). Neste diagrama foi indicado o comprimento do rio principal e os núcleos urbanos.

Figura 6 - Diagrama unifilar do rio Muqui do Norte.



A partir de um modelo exponencial, foram estabelecidas relações funcionais entre os registros de vazão (Q), velocidade (V) e profundidade (H) registrados na estação fluviométrica instalada e em operação na bacia. Estas relações permitiram a estimativa das constantes cinéticas de reaeração atmosférica e desoxigenação (coeficientes necessários ao traçado dos perfis de OD e DBO com auxílio do modelo QUAL-UFMG). A Tabela 11 sumariza as relações obtidas e os respectivos coeficientes de correlação.

Tabela 11: Relação funcional entre vazão, velocidade e profundidade na estação fluviométrica de Fazenda Cacheta.

Estação Fluviométrica	Relações Funcionais	
Fazenda Cacheta	$V = 0,3736.Q^{0,2925}$ $r^2 = 0,93$	$H = 0,2713.Q^{0,4892}$ $r^2 = 0,94$

Nota: vazão em m³/s, velocidade em m/s e profundidade em m.

A partir das relações funcionais reunidas na Tabela 11 foram estabelecidas expressões para apropriação dos coeficientes cinéticos de reaeração (K_2) e desoxigenação (K_d) (Tabela 12). A expressão sugerida para apropriação do coeficiente K_2 foi estabelecida a partir da manipulação da equação originalmente proposta por Owens et al., citado por von Sperling (2007). Já a expressão sugerida para apropriação do coeficiente K_d foi estabelecida a partir da manipulação de equação apresentada por EPA (1985) e Thomann e Mueller (1987), consideradas as profundidades dos cursos d'água.

Tabela 12: Equações estabelecidas para apropriação dos coeficientes de reaeração atmosférica (K_2) e desoxigenação (K_d).

Curso d'água	K_2 (dia ⁻¹)	K_d (dia ⁻¹)
Rio Muqui do Norte	$K_2 = 0,5372.Q^{0,782}$	$K_d = 0,3.(0,1084.Q^{0,489})^{-0,434}$

6.2 Caracterização das condições de tratamento de esgoto no âmbito da bacia hidrográfica

As informações reunidas no Atlas Esgotos – Despoluição de Bacias Hidrográfica, editado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2017) e no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2018) indicam não existir estações de tratamento de esgotos (ETE) nos municípios de Muqui e Atílio Vivácqua.

O Plano Municipal de Saneamento Básico de Muqui (2015) indica que a cidade não possui estação de tratamento de esgoto (ETE), despejando os dejetos em forma bruta no rio Muqui do Norte. O plano municipal de saneamento ainda registra que 95% da população do município vive majoritariamente no entorno do centro da cidade, o que, de acordo com o plano, indica o lançamento como sendo concentrado em um único ponto. O Plano de Saneamento Básico (2018) do município de Atílio vivacqua, por sua vez, informa que o município, possui rede coletora com cobertura de 90% dos domicílios. Registra, adicionalmente, que existem três estações de tratamento (ETE Atilio Vivacqua, ETE Aparecida e ETE Muqui) na bacia hidrográfica rio Muqui do Norte.

No entanto, as referidas estações de tratamento encontram-se desativadas, condição que impõe a disposição final, na forma bruta, de todos os esgotos produzidos no âmbito da bacia. As ETE's Atílio Vivacqua e Aparecida utilizam reatores do tipo UASB, com eficiência prevista de remoção de DBO de aproximadamente 67%; a ETE Muqui, por sua vez, utiliza a associação de reatores do tipo UASB com Biofiltro aerado submerso, com eficiência prevista de remoção de DBO em 90%, conforme indicado na Tabela 13.

Tabela 13: Estações de tratamento na bacia do rio Muqui do Norte.

Nome da ETE	Tipo de tratamento	Eficiência remoção de DBO em %	QTD de Esgoto tratado em m ³ /dia
ETE Atílio Vivacqua	Reator UASB	67,50	1555,2
ETE Aparecida	Reator UASB	67,50	2488,3 (máxima)
ETE Muqui	UASB + biofiltro aerado submerso	90,00	2488,3 (máxima)

Fonte: Planos de Saneamento Básico - Muqui e Atílio Vivacqua.

6.3 Aplicação no modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFGM

Os Gráficos 1 e 2 apresentam os perfis de OD e DBO, respectivamente, estabelecidos a partir de simulação conformada pelo primeiro cenário de simulação. Nos referidos gráficos (e nos gráficos subsequentes apresentados ao longo da seção), a linha em vermelho indica os padrões de qualidade associados aos cursos d'água classe 2.

Gráfico 1: Perfil de OD para o rio Muqui do Norte, considerado o primeiro cenário de simulação.

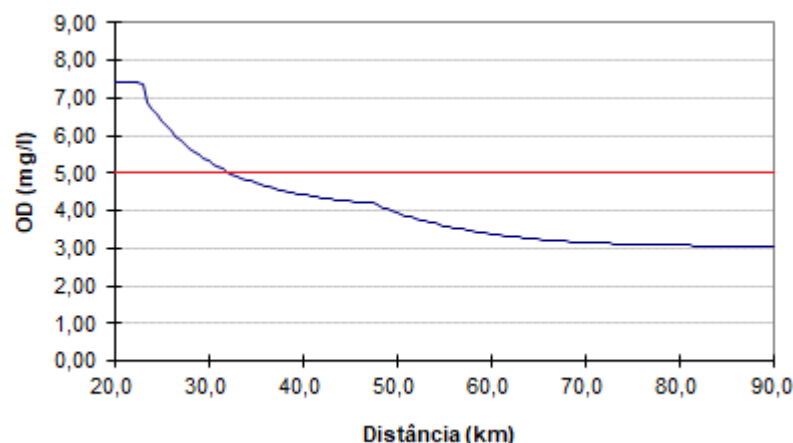
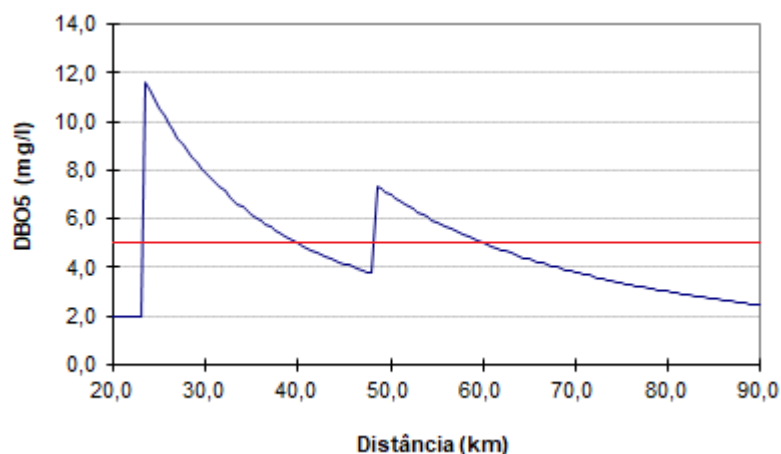


Gráfico 2: Perfil de DBO para o Rio Muqui do Norte, considerado o primeiro cenário de simulação.



Da simples inspeção dos referidos gráficos é possível observar que a disposição final dos esgotos brutos dos núcleos urbanos de Muqui e Atílio Vivácqua (condição de disposição estabelecida pelo primeiro cenário de simulação) produz picos de concentração de DBO que superam o padrão de qualidade ambiental assumido como referência (5 mg/L, correspondente ao padrão para rios classe 2). Como consequência, as concentrações de OD são severamente comprometidas ao longo do trecho simulado, apresentando-se abaixo do padrão de qualidade ambiental (5 mg/L) a partir do quilômetro 30, em seção situada aproximadamente 7 km a jusante do ponto de disposição final dos esgotos de Muqui.

O levantamento da cobertura do serviço de tratamento de esgotos nos municípios de Muqui e Atílio Vivácqua indicou não existirem estações de tratamento em operação na bacia do rio Muqui do Norte. No entanto, o plano de saneamento básico do município de Atílio Vivácqua indicou a existência de três estações de tratamento de esgotos na bacia (ETE's Atílio Vivacqua, Aparecida e Muqui, conforme Tabela 14) que ainda não operavam, quando da edição do referido plano (plano editado em 2018). Este contexto estabeleceu as condições de contorno que definiram o segundo cenário de simulação, no qual os esgotos produzidos pelo núcleo urbano de Muqui foram submetidos a tratamento que permitiu a remoção de 90% da DBO, enquanto os esgotos de Atílio Vivácqua foram submetidos a tratamento com remoção de DBO de aproximadamente 67,5%.

Os Gráficos 3 e 4 apresentam os perfis de OD e DBO, respectivamente, estabelecidos a partir da incorporação dos sistemas de tratamento de esgotos propostos para os

núcleos urbanos da bacia do rio Muqui do Norte (ETE Muqui apresentando 90% de eficiência e as ETE's associadas ao municípios de Atílio Vivácqua operando com 67,5% de eficiência).

Gráfico 3: Perfil de OD no Rio Muqui do Norte, considerado segundo cenário de simulação.

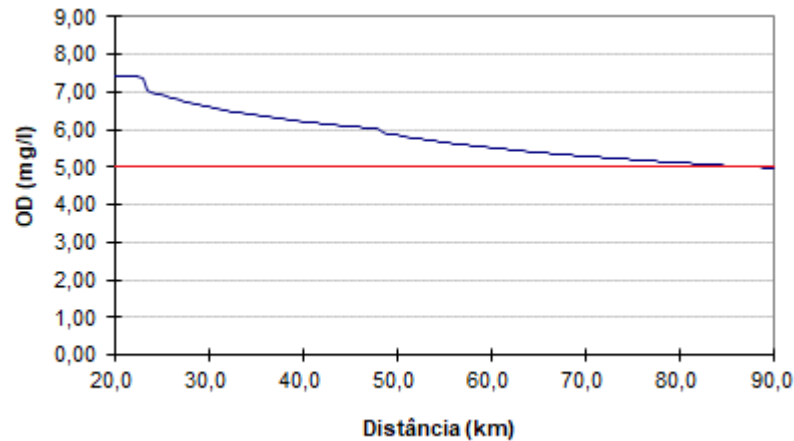
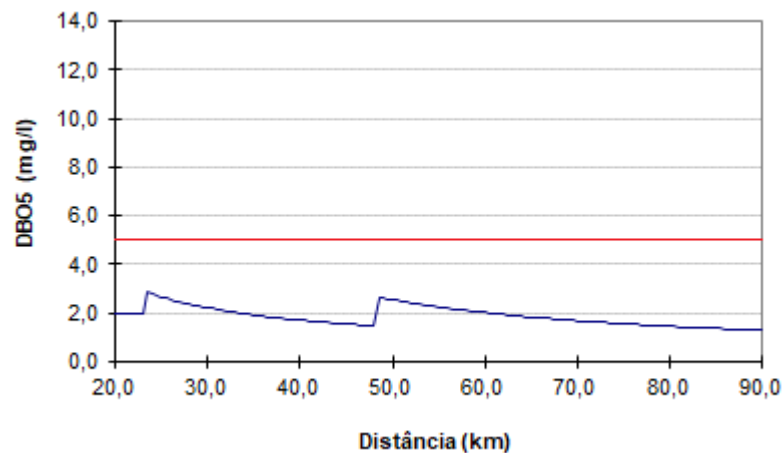


Gráfico 4: Perfil de DBO no Rio Muqui do Norte, considerando segundo cenário de simulação.



Os perfis de OD (Gráfico 3) e DBO (Gráfico 4) indicam que os sistemas existentes, se colocados em operação, possuem capacidade de melhorar substancialmente as condições de qualidade do rio Muqui do Norte. As simulações indicaram que as concentrações de demanda bioquímica de oxigênio permaneceriam abaixo do limite imposto para cursos d'água classe 2 (5 mg/L) em toda a extensão simulada. As concentrações de oxigênio dissolvido, por sua vez, ficariam ligeiramente abaixo do padrão de qualidade ambiental (5 mg/L para rios classe 2) apenas nos últimos 5 km do trecho simulado.

O terceiro cenário de simulações foi estabelecido com o propósito de que os padrões de qualidade ambiental definidos para DBO e OD em rios classe 2 fossem atendidos ao longo de toda a extensão do rio Muqui do Norte. Considerando-se **a)** que a estação de tratamento de esgotos proposta para o núcleo urbano de Muqui já apresenta, teoricamente, elevada eficiência de remoção de DBO (90%) e **b)** que os padrões de OD não foram atendidos apenas em pequena porção do trecho final simulado, a jusante do núcleo urbano de Atílio Vivácqua, o terceiro cenário de simulações foi conformado com a manutenção da eficiência proposta para a ETE Muqui e com a elevação das eficiências das ETE's do município de Atílio Vivácqua para 70%. Os Gráficos 5 e 6 apresentam os perfis produzidos para OD e DBO, respectivamente.

Além da redução do picos de concentração de DBO produzido com a disposição final dos esgotos produzidos no município de Atílio Vivácqua (Gráfico 6), o perfil de OD (Gráfico 5) permite observar que, com o aumento de remoção de DBO nas ETE's associadas ao município de Atílio Vivácqua, as concentrações de oxigênio dissolvido passam a atender ao padrão de qualidade ambiental ao longo de toda a extensão do rio Muqui do Norte.

Gráfico 5: Perfil de OD no Rio Muqui do Norte, considerando terceiro cenário de simulação.

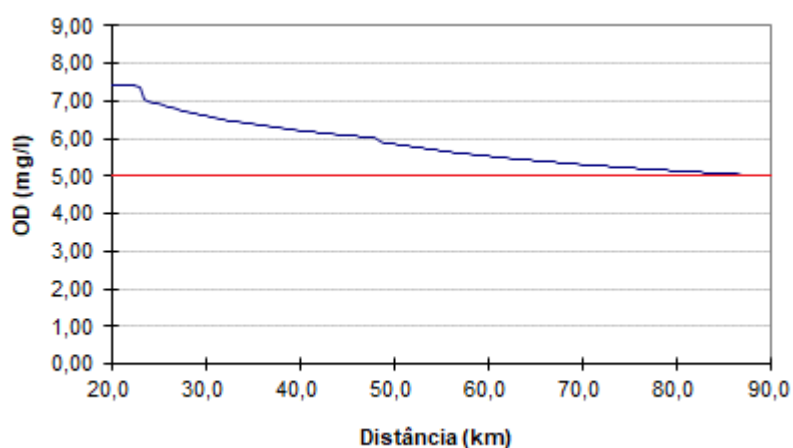
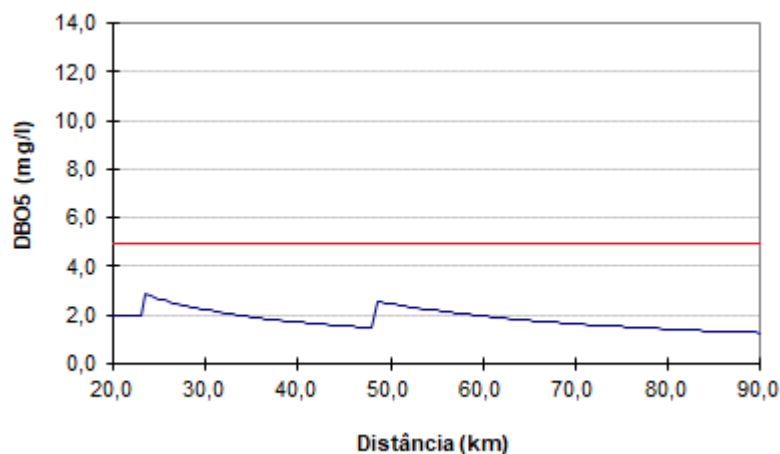


Gráfico 6: Perfil de DBO no Rio Muqui do Norte, considerando terceiro cenário de simulação.



É relevante registrar os resultados apresentados são, naturalmente, decorrentes das condições de contorno assumidas para a condução das simulações. Os coeficientes cinéticos de reaeração e desoxigenação, ainda que estimados por procedimento de condução expedita, conduziram a simulações de qualidade de água que indicaram severo comprometimento da qualidade da água do rio Muqui do Norte, quando da disposição final de esgotos brutos (primeiro cenário de simulação). Ainda que avaliações mais consistentes só possam ser estabelecidas a partir de trabalhos de calibração do modelo de qualidade de água, atividade que envolveria esforço sistemático de monitoramento dos efluentes e das condições hidrodinâmicas e dos parâmetros modelados no curso d'água, os perfis de OD e DBO produzidos com a disposição final dos esgotos brutos sugerem ser improvável o atendimento dos padrões de qualidade ambiental sem a implementação de sistemas de tratamento com os níveis de remoção de matéria orgânica considerados para a definição dos dois últimos cenários de simulação.

7. Considerações Finais e Recomendações

A partir da condução do presente estudo, são consideradas relevantes as seguintes conclusões:

- Para a bacia hidrográfica do rio Muqui do Norte existem consistentes bases públicas de informações para a caracterização fisiográfica. Adicionalmente, estão disponíveis informações públicas associadas à população (e sua dinâmica de crescimento) e à cobertura com o serviço de tratamento de esgotos.
- As simulações das condições de qualidade de água conduzidas indicaram que os padrões de qualidade de água para OD e DBO não seriam atendidos em porções relevantes do rio Muqui do Norte com a disposição final dos esgotos brutos produzidos pelos núcleos urbanos dos municípios de Muqui e Atílio Vivácqua.
- Com a adoção dos sistemas de tratamento de esgotos indicados pelo plano de saneamento básico do município de Atílio Vivácqua (reatores do tipo UASB com eficiência prevista de remoção de DBO de aproximadamente 67% para o núcleo urbano de Atílio Vivácqua e associação de reatores do tipo UASB e Biofiltro aerado submerso com eficiência prevista de remoção de DBO em 90% para Muqui) as concentrações de DBO atenderiam ao padrão de qualidade ambiental fixado para rios classe 2 em toda a extensão simulada do rio Muqui do Norte. O OD, no entanto, permaneceria abaixo do padrão de qualidade nos últimos 5 quilômetros do trecho simulado.
- Consideradas as condições de contorno assumidas para a condução das simulações de qualidade de água, o atendimento do padrão de qualidade ambiental fixado para o OD em toda a extensão do rio Muqui do Norte demandaria o aumento da eficiência de remoção de DBO nas estações associadas ao município de Atílio Vivácqua para aproximadamente 70%.

Recomenda-se que o conjunto de simulações conduzidas neste trabalho sejam objeto de revisão na medida em que seja possível a adequada calibração do modelo de

qualidade de água (perspectiva possível após eventual implementação de consistente trabalho de monitoramento hidrodinâmico e qualidade de água na bacia do rio Muqui do Norte) e verificadas as efetivas condições de tratamento de esgotos no âmbito da bacia hidrográfica.

8. Referências Bibliográficas

ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. 1993. 15 p.

AGERH. Agência Estadual de Recursos Hídricos. **Diagnóstico e Prognóstico das Condições de Uso da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim**. Relatório da Etapa A. 2018.

AGUDO, E.G. "**Demanda Bioquímica de Oxigênio**". Apostila da disciplina Fundamentos Químicos do Saneamento. Universidade Mackenzie, 1992.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: Agência Nacional de Águas / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017.

BENASSI, S. F.; **Estudo das Variáveis Limnológicas e do Processo de Autodepuração na Descontinuidade Serial do Ribeirão Bonito (SP)**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 120p. 2002.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. 18. ed.; São Paulo: CETESB, 1993.

BRASIL. Código Civil. **LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. Brasília: Ministério das Cidades / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2018.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo . Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - Apêndice E Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. 2016. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 24 de Outubro de 2020.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Illinois: Waveland Press, 1997.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.12): Documentation and Users Manual**. Medford, MA: Civil and Environmental Engineering Department – Tufts University, , 2012.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. **Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP**. Revista Uniara, n.1, v.13, p.49-62, 2010

EPA. United States Environmental Protection Agency. Rates, **Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. Athens: EPA, 1985.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F.; YANG, T. **Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-Calculated hydraulic characteristics**. Environmental Modeling & Assessment, n.1, v.17, p.639-651, 2012.

FILHO, A. A. O.; NETO, I. E. L.; **Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI)**. Eng Sanit Ambient | v.23 n.1 | jan/fev 2018 | 3-14.

GASTALDINI, M.; SEFFRIN, G.; PAZ, M.. Diagnóstico Atual e Previsão Futura da Qualidade das Águas do Rio Ibicuí Utilizando o Modelo Qual2E. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 4, p. 129-138, 2002.

GOTOVTSEV, A. V. **Modification of the Streeter-Phelps system with the aim to account for the feedback between dissolved oxygen concentration and organic matter oxidation rate**. Water Resources, n.2, v.37, p.245-251, 2010.

GUEDES, H. A. L. Estudo Matemático-Experimental da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Pomba. 155 f. **Dissertação** (Mestrado) do Programa de Pósgraduação em engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2009.

IDE W, R. ; RIBEIRO M, L **Calibração Do Modelo De Qualidade De Água Qual-Ufmg Para O Rio Taquarizinho Em Período De Estiagem**, UFMS, 2010, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

JAMES, A. **An Introduction to water quality modeling**. 2 ed, John Wiley & Sons. Londres, 1993.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. '**Tratamento de Esgotos Domésticos**'. 4ª Edição. Rio de Janeiro, 2005.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, S., C. V.; BASSANESI, K.; PORTO, M. F. do A. (2003). Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 2, p. 75-88, 2011. Universidade Federal do Espírito Santo Programa Institucional de Iniciação Científica.

LEITE, A. E. B.; Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA. 2004. 94 f. **Dissertação** (Mestrado em Saúde Pública) - ENSP/FIOCRUZ.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas: Átomo, 2010.

LINFIELD, C. B.; BARNWEL JR, T.O. - **The enhanced stream water quality model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Georgia: U.S. Environmental Protection Agency. 1987.

McCARTIN, B. J.; FORRESTER JR, S. B. **A fractional step-exponentially fitted hopscotch scheme for the Streeter-Phelps equations of river self-purification**. Engineering Computations, n.2, v.19, p.177-189, 2002.

MENDONÇA, A.S.F. Application of the QUAL2E Model to Environmental Impact Assessment. **Advances in Hydro Science and Engineering**, v.1, n.2, p. 339-354, 1992.

Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997. 72p.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG. 2010. 144f. **Dissertação** (Mestrado Sustentabilidade Sócio-Econômica e Ambiental)- Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. **Qual2e model for the Corumbataí River**. Ecological Modelling, n.1-2, v.198, p.269-275, 2006.

PASSOS, R. L. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da utilização combinada de modelo de qualidade da água e de técnica meta-heurística de otimização. 2012. 58f. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Bacharel em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

PARK, S. S.; LEE, Y. S. **A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea**. Ecological Modelling, n.1, v.152, p.65-75, 2002.

PERIN, LUCAS T. Uso do Modelo QUAL-UFMG no estudo da qualidade da água e da capacidade de Autodepuração do Rio Km119 – Campo Mourão - Pr. 2013. 44F. **TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO** (BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL) – UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ. CAMPO MOURÃO, 2013.

PIOL, M. V. A. Análise regional de curvas de permanência e de curvas de probabilidade de vazões mínimas – Avaliação do desempenho de diferentes métodos de regionalização. 2014. 388 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 285 p.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO E PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO MUNICÍPIO DE MUQUI. 2015. 267 p.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO E PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE ATÍLIO VIVÁCQUA. Relatório Final. 2018. 122p.

OPPA, L. F. Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim. 2007. 129 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

REIS, J.A.T. Estudo dos Padrões para Compostos Amoniacais em Efluentes e Cursos d'água Interiores. 1997. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) -

Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1997.

REIS, J.A.T.; VALORY, J.L.; MENDONÇA, A.S.F. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da manutenção de equidade entre sistemas de tratamento - uma abordagem para o gerenciamento de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 862-871, 2015.

SALLA, M. R., ARQUIOLA, J. P., SOLERA, A., ÁLVAREZ, J. A., PEREIRA, C. E., FILHO, F. E. A., OLIVEIRA, A. L DE. **Sistema de suporte à decisão em recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, Minas Gerais**, Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH, vol. 19 n 1,189-204, 2013.

SEFFRIN, G. F. F. Simulação atual e previsão futura da qualidade das águas do rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. 2001. 110f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

SIGRH. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/>>. Acesso em setembro de 2020.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio river**. Vol III, Public Health Bulletin, Nº 146, U.S. Public Health Service. 1925.

TERCINI, J. R. B. Modelagem da qualidade de água integrando rio e reservatório. 2014. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014. 116 p.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York, Harper e Row, 1987.

TONON, K. Modelagem da Qualidade da Água utilizando os Modelos StreeterPhelps e QUAL-UFMG na Bacia do Rio Lambari – Poços de Caldas (MG). **Dissertação**

(Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental). Universidade Federal Alfenas, Minas Geras. 168 p. 2014.

TUCCI, C. E. M. (1998). **Modelos hidrológicos**, Ed. Universidade /UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 668p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 1)**. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. v.1**, 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.