

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE CONSTRUÇÃO CIVIL
CURSO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO CIVIL

MATHEUS UEBEL JOSLIN
RONALD ALBERTS

**DESENVOLVIMENTO DE *SOFTWARE* PARA ANÁLISE DE
AUTODEPURAÇÃO EM RIOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CURITIBA
2015

MATHEUS UEBEL JOSLIN
RONALD ALBERTS

**DESENVOLVIMENTO DE *SOFTWARE* PARA ANÁLISE DE
AUTODEPURAÇÃO EM RIOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Engenharia de Produção Civil da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná,
como quesito parcial para obtenção do grau de
Engenheiro Civil.

Orientador: Prof. Dr. Flavio Bentes Freire

CURITIBA
2015

FOLHA DE APROVAÇÃO

DESENVOLVIMENTO DE *SOFTWARE* PARA ANÁLISE DE AUTODEPURAÇÃO EM RIOS

Por

MATHEUS UEBEL JOSLIN
RONALD ALBERTS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia de Produção Civil, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, defendido e aprovado em XX de XXXXX de XXXX, pela seguinte banca de avaliação:

Prof. Orientador – Flavio Bentes Freire, Dr.
UTFPR

Prof. André Nagalli, Dr.
UTFPR

Prof.^a Karina Querne de Carvalho, Dr.^a
UTFPR

AGRADECIMENTOS

Agradecemos às nossas famílias, que nos ajudaram incondicionalmente, estando sempre ao nosso lado e nos encorajando em todos os momentos, principalmente nos de dificuldade.

Pelo conhecimento compartilhado, apoio e incentivo durante todo esse tempo, agradecemos ao professor, orientador e amigo, Flavio Freire.

Agradecemos a todos os professores que nos acompanharam durante essa trajetória acadêmica. Sem o conhecimento e exemplo que recebemos de nossos mestres, não seria possível realizar o presente trabalho.

A Deus, por nos dar a oportunidade de realizar com sucesso esse desafio, que é um grande marco em nossas vidas.

RESUMO

ALBERTS, Ronald; JOSLIN, Matheus Uebel. **Desenvolvimento de Software para Análise de Autodepuração em Rios**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia de Produção Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

Lançamentos de esgotos são algumas das principais cargas poluidoras em rios, que comprometem não somente a obtenção de água para consumo humano assim como desestabilizam e prejudicam o ecossistema do corpo hídrico. Neste contexto, a autodepuração é de suma importância no estudo do lançamento de esgoto em rios, assim como no dimensionamento da eficiência de estações de tratamento de esgoto para posterior lançamento de efluentes em corpos hídricos. Contudo, o estudo da autodepuração inclui diversos parâmetros de qualidade da água e também vários dados físicos, químicos e biológicos dos rios, os quais tornam extenso seu equacionamento e de difícil resolução manual. Portanto, o uso de ferramentas computacionais torna-se imprescindível para uma análise da autodepuração eficiente e precisa. No intuito de facilitar o estudo acadêmico da autodepuração assim como dar agilidade nos cálculos, desenvolveu-se no presente trabalho um sistema informatizado livre em *Visual Basic*, denominado QAR-UTFPR (Qualidade da Água em Rios), baseado no modelo de Streeter & Phelps. Através de dados de entrada do rio, do efluente, da eficiência do tratamento, da temperatura, e de constantes cinéticas estabelecidas pelo modelo (decomposição, reaeração, dentre outras) são calculados os valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD) e coliformes. O *software* é válido apenas para trechos de rios onde há apenas uma carga pontual contínua de esgoto sanitário com ou sem tratamento prévio. Os cálculos dos parâmetros são feitos de forma pontual ao longo do rio, com intervalo de distância entre pontos definido pelo usuário. Então, por meio desses pontos, são gerados os gráficos de perfil do rio para cada uma das variáveis. Cada gráfico contém a curva de perfil com o tratamento prévio definido pelo usuário e a curva de perfil quando não há tratamento algum, além disso é plotado também o limite mínimo aceitável da variável definido pelo usuário. Por se tratar de um *software* livre, com fins acadêmicos, o objetivo foi estabelecer uma interface de fácil entendimento e utilização, além de haver informações extras para usuários iniciantes e leigos a respeito dos diferentes meios de determinar os dados de entrada mais complexos. Para testar (validar) o *software* foi utilizado um exemplo da literatura, no qual constatou-se igualdade nos resultados. Dessa forma, conclui-se que o *software* desenvolvido pode servir como ferramenta importante nos estudos relacionados com a autodepuração em rios.

Palavras-chave: Oxigênio dissolvido. Demanda bioquímica de oxigênio. Coliformes. Modelos matemáticos.

ABSTRACT

ALBERTS, Ronald; JOSLIN, Matheus Uebel. **Software Development for River Self-Depuration Analysis**. 2015. Work of Graduation (Bachelor of Civil Engineering Production) – Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2015.

Sewage releases are some of the main pollutant loads in rivers, which spoils water for human consumption as well as destabilize and harm the water body ecosystem. In this context, self-depuration is important in the study of sewage discharges into rivers, as well as in the proper efficiency designing of sewage treatment stations and posterior effluent discharges into rivers. However, the study of self-purification includes several water quality parameters as well as many physical, chemical and biological river data, which make the solution extensive and difficult to solve by hand. Therefore, the use of computational tools becomes essential for efficient and accurate analysis of self-depuration. In order to facilitate the academic study of self-purification as well as to make the calculation routine faster, a free computerized system in Visual Basic, named QAR-UTFPR, based on the Streeter & Phelps model was developed. The *software* calculates the biochemical oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (DO) and coliforms through the input data of the river, effluent, treatment efficiency, temperature, and kinetic coefficients established by the model (decomposition reaeration, among others). The *software* is valid only for river stretches where there is only one continuous sewage load point, with or without previous treatment. The parameters are calculated point by point with a step distance defined by the user. Thus, through these points, the *software* generates the river profile graphics for each of the parameters. For DOB and DO, the *software* also plots the profile graphics with the treatment efficiency defined by the user. In addition, the user can define the minimum acceptable level of DO to be plotted on the graphic. Since it is a free *software* with academic purposes, the goal was to establish a clear and intuitive interface, moreover there is extra information for beginners about the input data. The *software* was tested by an example in the literature and the results were basically the same. Thus, it is concluded that the developed *software* can serve as an important tool for studies about river self-depuration.

Keywords: Self-purification. Dissolved Oxygen (DO). Biological Oxygen Demand (DOB). Coliforms. Mathematical models.

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS.....	17
QUADRO 2 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS.....	18
QUADRO 3 – PRINCIPAIS MICRORGANISMOS PRESENTES NOS ESGOTOS ..	18
QUADRO 4 – PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	20
QUADRO 5 – IMPACTOS DOS EFLUENTES ORGÂNICOS.....	23
QUADRO 6 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS MODELADOS POR ALGUNS PROGRAMAS DE COMPUTADOR ATUALMENTE DISPONÍVEIS	40
QUADRO 7 – COMPARAÇÃO DE RESULTADOS DO EXEMPLO DE SPERLING (2007) COM A SOLUÇÃO DO QAR-UTFPR.....	71
QUADRO 8 – COMPARAÇÃO DE RESULTADOS DO PRIMEIRO EXEMPLO DO MANUAL DO SOFTWARE AD'ÁGUA 2.0 (2010) PARA VALIDAÇÃO DO QAR-UTFPR.....	73

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ESTÁGIOS DE SUCESSÕES ECOLÓGICAS DIVIDIDAS EM ZONAS FISICAMENTE IDENTIFICÁVEIS.	26
FIGURA 2 – PERFIL ESQUEMÁTICO DA CONCENTRAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA, BACTÉRIAS DECOMpositoras E OXIGÊNIO DISSOLVIDO AO LONGO DO PERCURSO NO CURSO DE ÁGUA. ...	28
FIGURA 3 – MECANISMOS INTEGRANTES NO BALANÇO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO	29
FIGURA 4 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS CONSTITUINTES SIMULADOS NO MODELO QUAL-UFMG E DE SUAS INTER-RELAÇÕES.	36
FIGURA 5 – MODELAGEM DE AUTODEPURAÇÃO NO CÓRREGO DE SÃO SIMÃO.	44
FIGURA 6 – DADOS DE ENTRADA NECESSÁRIOS PARA O MODELO DE STREETER & PHELPS. FONTE: SPERLING (2007).....	47
FIGURA 7 – GRÁFICO DA VARIAÇÃO DE OD AO LONGO DA DISTÂNCIA DE UM RIO.	56
FIGURA 8 – GRÁFICO DA VARIAÇÃO DE DBO 5,20 AO LONGO DA DISTÂNCIA DE UM RIO.	57
FIGURA 9 – GRÁFICO DA VARIAÇÃO DO NÚMERO MAIS PROVÁVEL DE COLIFORMES AO LONGO DA DISTÂNCIA DE UM RIO.	57
FIGURA 10 – TELA INICIAL DO SOFTWARE QAR-UTFPR FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	60
FIGURA 11 – TELA PARA INSERÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA DO SOFTWARE QAR-UTFPR. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	61
FIGURA 12 – TELA PARA INSERÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA DO RIO, COM A OPÇÃO DE CÁLCULO PARA SEÇÃO TRAPEZOIDAL. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA	62
FIGURA 13 – OPÇÃO DE CÁLCULO PARA MEIA SEÇÃO CIRCULAR. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA	63

FIGURA 14 – TELA PARA INSERÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA DO ESGOTO, INCLUINDO A EFICIÊNCIA DE UM EVENTUAL TRATAMENTO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA	64
FIGURA 15 – TELA PARA INSERÇÃO DOS COEFICIENTES RELACIONADOS AOS PROCESSOS DE AUTODEPURAÇÃO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	65
FIGURA 16 – TELA DOS “DADOS DE ENTRADA” APÓS DEFINIÇÃO DE TODAS AS VARIÁVEIS FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	66
FIGURA 17 – TELA DAS “EQUAÇÕES” CONTENDO SEUS RESULTADOS PARCIAIS. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	67
FIGURA 18 – TELA PARA DEFINIÇÃO DO INTERVALO ENTRE PONTOS DO RIO PARA CÁLCULO DAS VARIÁVEIS, ASSIM COMO TABELA CONTENDO SEUS RESULTADOS. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA	68
FIGURA 19 – GRÁFICOS DE DBO _{5,20} , OD E COLIFORMES GERADOS PELO SOFTWARE QAR-UTFPR.....	69
FIGURA 20 – RESUMO DOS DADOS DO EXEMPLO DO SPERLING (2007) PARA VALIDAÇÃO DO QAR-UTFPR	70
FIGURA 21 – RESUMO DOS DADOS DO PRIMEIRO EXEMPLO DO MANUAL DO SOFTWARE AD’ÁGUA 2.0 (2010) PARA VALIDAÇÃO DO QAR-UTFPR.....	72

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – VALORES TÍPICOS DE PARÂMETROS DE CARGA ORGÂNICA E SÓLIDOS NO ESGOTO BRUTO (MG/L)	19
TABELA 2 - CLASSIFICAÇÃO DE ÁGUAS	24
TABELA 3 – EVOLUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA DE CORPOS HÍDRICOS.....	41
TABELA 4 – VALORES TÍPICOS DE K1 E KD EM CONDIÇÕES DE LABORATÓRIO A 20°C.....	48
TABELA 5 – VALORES MÉDIOS DE K2 A 20 °C.	49

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
1.2 JUSTIFICATIVA.....	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 ESGOTO SANITÁRIO	15
2.2 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DO ESGOTO SANITÁRIO	16
2.3 CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS DE ÁGUA	20
2.4 CONDIÇÕES E PADRÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES.....	21
2.5 IMPACTOS VINCULADOS AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES ORGÂNICOS EM RIOS.....	22
2.6 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS	23
2.7 AUTODEPURAÇÃO	25
2.7.1 <i>Princípios Básicos</i>	26
2.8 MODELOS.....	31
2.8.1 <i>Modelo de Streeter & Phelps</i>	32
2.8.2 <i>Modelo SIMCAT</i>	34
2.8.3 <i>Modelo TOMCAT</i>	34
2.8.4 <i>Modelo QUAL2E</i>	35
2.8.5 <i>Modelo QUAL-UFMG</i>	36
2.8.6 <i>Modelo QUASAR</i>	37
2.8.7 <i>Modelo MIKE – 11</i>	37
2.8.8 <i>Modelo ISIS</i>	38
2.9 EVOLUÇÃO DOS MODELOS/SOFTWARES.....	39
2.10 PROGRAMAÇÃO EM VISUAL BASIC	42
2.11 ESTUDOS DE CASO	42
3 MATERIAIS E MÉTODOS	46
3.1 ESCOLHA E ABRANGÊNCIA DO MODELO DE AUTODEPURAÇÃO.....	46
3.2 ALGORITMO BASEADO NO MODELO DE STREETER & PHELPS	47
3.2.1 <i>Dados de entrada</i>	47
3.2.2 <i>Equacionamento</i>	50
3.2.3 <i>Dados de saída</i>	56
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	59
4.1 TELA DE APRESENTAÇÃO.....	59
4.2 DADOS DE ENTRADA	60
4.2.1 <i>Dados do rio</i>	61
4.2.2 <i>Dados do esgoto</i>	63
4.2.3 <i>Coeficientes</i>	64
4.2.4 <i>Resumo dos dados de entrada</i>	65
4.3 DADOS DE SAÍDA	66
4.3.1 <i>Resultados dos equacionamentos</i>	67
4.3.2 <i>Perfis de DBO_{5,20}, OD e Coliformes</i>	67
4.4 <i>validação</i>	70
5 CONCLUSÕES	74
REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

Desde o início das civilizações os resíduos produzidos pela humanidade poluem o ambiente. Entretanto, anteriormente às revoluções industriais, os impactos eram locais e em menor escala. A partir de então, com a produção em escala global e sem as devidas precauções com o destino destes resíduos, a taxa de poluição começou a crescer em ritmo acelerado, o que leva a inferir que o atual sistema de produção e desenvolvimento não é sustentável para as gerações futuras.

Além da poluição, a destruição e o desmatamento de áreas naturais para dar lugar à construção de cidades e à criação de campos agrícolas e pecuários são causas de degradações ambientais como contaminação e assoreamento dos cursos de água. O crescimento acelerado das cidades sem planejamento urbano gera impactos irreversíveis para qualidade de vida dos que moram nestes territórios. Um exemplo disto é o lançamento de águas residuais em corpos de água sem tratamento prévio, podendo gerar crises de escassez de água potável (PAULA, 2011; SALLAS 2013).

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2012), um dos maiores problemas ambiental e social do Brasil é a falta de saneamento básico. O baixo percentual de tratamento dos esgotos coletados e o lançamento dos mesmos em corpos de água se reflete na baixa qualidade das águas observadas nos trechos dos rios que cortam áreas urbanas ou atravessam zonas industrializadas. A contaminação de rios por efluentes doméstico e industrial e resíduos sólidos encarece o tratamento de água para abastecimento público e gera situações de escassez de disponibilidade de água potável em áreas com abundantes recursos hídricos.

Neste contexto, a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos busca assegurar a disponibilidade de águas em quantidade e padrões de qualidade adequados aos respectivos usos para gerações atuais e futuras (BRASIL, 1997). Dentre a legislação desta política, pode-se destacar o enquadramento dos cursos de água segundo classes de qualidade e uso, por meio da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005). Além disso, tem-se também o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) que é um dos instrumentos da Lei nº 9.433/97, a conhecida “Lei das Águas”, que estabelece a

Política Nacional de Recursos Hídricos no Brasil. Trata-se de um amplo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos, bem como fatores intervenientes para sua gestão.

Para melhor identificar, avaliar e diagnosticar os fatores que afetam a qualidade da água dos rios, é de suma importância conhecer o uso dos cursos de água, dos potenciais de cada trecho e do seu planejamento racional (HESPANHOL, 2009). Dentre estes fatores, destaca-se o processo de autodepuração dos rios, que segundo Sallas (2013), é definido como um conjunto de mecanismos naturais dos cursos de água capaz de neutralizar alterações provocadas pelo lançamento de efluentes e restabelecer um novo equilíbrio do meio aquático.

Na literatura existem inúmeros modelos matemáticos que buscam descrever o fenômeno de autodepuração e avaliar a qualidade da água em rios. Esses modelos podem ser usados no gerenciamento da qualidade da água para estimar focos de poluição, simular situações de interferência, assim como apoiar decisões voltadas ao planejamento ambiental em curto, médio e longo prazo (Moruzzi, 2012).

O estudo de autodepuração é um requisito para implantação de empreendimentos em que ocorra lançamento de efluentes em corpos receptores (inclusive Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário), conforme diretrizes da resolução CONAMA nº 430/2011, e também prever impactos destes lançamentos (BRASIL, 2011).

Desta maneira, neste trabalho foi desenvolvido um *software* para avaliar a autodepuração em rios por meio da análise de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes de rios após receberem uma carga pontual e contínua de esgoto doméstico.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho consistiu em criar um *software* em *Visual Basic (VB)* capaz de simular a autodepuração de esgoto doméstico em rios, em termos de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes totais.

1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Foram objetivos específicos deste trabalho:

- Adotar um modelo matemático para análise de autodepuração de poluentes em rios;
- Programar um *software* segundo os princípios do modelo matemático adotado;
- Calibrar o *software* por meio da escolha de uma situação exemplo na literatura e;
- Validar o *software* por meio de outros exemplos de literatura.

1.2 JUSTIFICATIVA

O aumento das cargas poluidoras urbanas e industriais tem agravado a contaminação dos recursos hídricos do Brasil. Tal situação faz com que cuidados adicionais sejam tomados no descarte em rios de efluentes industriais ou estações de tratamento de esgotos (MACHADO et al., 2008).

Apesar da necessidade, em alguns casos de elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) para se obter a licença de implantação de novos empreendimentos, o estudo a respeito da previsão de impacto ambiental causado pela emissão de efluentes tem sido pouco fundamentado em métodos científicos reconhecidos para cada caso (MACHADO et al., 2008).

Na Resolução Conama nº 430/2011, complemento da Resolução Conama nº 357/2005, estão dispostas as condições e padrões de lançamento de efluentes. Nessa resolução está escrito que “o órgão ambiental competente poderá exigir, nos processos de licenciamento ou de sua renovação, a apresentação de estudo de capacidade de suporte do corpo receptor” devendo conter como objeto de estudo “a extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura” assim como “a diferença entre os padrões estabelecidos pela classe e as concentrações existentes no trecho desde a montante, estimando a concentração após a zona de mistura”.

Sendo assim, o estudo da autodepuração da água torna-se essencial tanto na fiscalização da poluição dos corpos hídricos quanto no licenciamento de novos empreendimentos que necessitem realizar despejos de efluentes em rios, pois dá suporte para tomada de algumas decisões, como por exemplo, local mais adequado para o despejo ou eficiência necessária para tratamento.

Além disso, a utilização de *softwares* como ferramentas didáticas pode cooperar no processo de aprendizado e também aumentar o interesse dos estudantes pelo assunto.

O objetivo deste trabalho é fornecer aos estudantes de engenharia uma ferramenta computacional para estudo da autodepuração.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Há inúmeros efluentes relacionados com o estudo da autodepuração. Para esta revisão não se tornar generalizada e demasiadamente extensa, optou-se por direcionar o foco ao esgoto sanitário, uma vez que é o efluente mais relacionado ao cotidiano das pessoas.

2.1 ESGOTO SANITÁRIO

Segundo a NBR 9648 (ABNT, 1986), esgoto sanitário é todo despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária. O esgoto doméstico é definido como despejos líquidos resultantes do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas. O efluente industrial apenas é admitido em condições especiais, após análise da concessionária, dependendo das características do esgoto que se pretenda lançar em seu sistema. No Paraná a concessionária responsável é a SANEPAR (SANEPAR, 2013). As águas de infiltração e as contribuições pluviais parasitárias são indesejáveis ao sistema, e são constituídas pela água proveniente do subsolo que penetra nas canalizações e pela parcela de deflúvio superficial que é absorvida pela rede coletora de esgoto sanitário, respectivamente.

Segundo Vela (2006), o tratamento do esgoto busca proteger a saúde da população e promover o bem estar dos seres humanos, mantendo o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e terrestres. De acordo com dados do IBGE (2012), o tratamento do esgoto sanitário é fundamental para a qualidade de vida da população e para o controle e redução de doenças, tratando-se de um indicador para acompanhamento das políticas públicas de saneamento.

2.2 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DO ESGOTO SANITÁRIO

De acordo com Sperling (1996), as características dos esgotos variam de acordo com clima, situação social e econômica e hábitos da população, mas em geral o esgoto doméstico é constituído de aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de material sólido. Toda essa água nada mais é do que um veículo para substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos eliminados pelo homem diariamente. Os sólidos são responsáveis pela deterioração da qualidade do corpo de água receptor, e tais qualidades são medidas através de análises físico-químicas e microbiológicas. Sendo assim, a caracterização qualitativa dos esgotos é extremamente importante, pois visa quantificar os diversos parâmetros associados aos poluentes presentes do esgoto, a fim de evitar a contaminação do corpo receptor, principalmente se o mesmo for usado para abastecimento humano.

O esgoto contém inúmeros organismos vivos, tais como bactérias, vírus, vermes e protozoários que na sua maioria são depositados junto com os dejetos humanos. Alguns são muito importantes no tratamento de águas residuais, pois degradam a matéria orgânica composta (complexa) em compostos orgânicos mais simples e estáveis; já outros são denominados organismos patogênicos, ou seja, são capazes de transmitir doenças. Os principais parâmetros de qualidade da água são físicos, químicos e biológicos. No Quadro 1, são mostrados os principais parâmetros físicos e uma breve descrição dos mesmos.

Parâmetro	Descrição
Temperatura	-Ligeiramente superior à da água de abastecimento -Variação conforme as estações do ano (mais estável que a temperatura do ar) - Influência na atividade microbiana - Influência na solubilidade dos gases - Influência na viscosidade do líquido
Cor	- Esgoto fresco: ligeiramente cinza - Esgoto séptico: cinza escuro ou preto
Odor	- Esgoto fresco: odor oleoso, relativamente desagradável - Esgoto séptico: odor fétido (desagradável), devido ao gás sulfídrico e a outros produtos da decomposição - Despejos industriais: odores característicos

Parâmetro	Descrição
Turbidez	-Causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão - Esgotos mais frescos ou mais concentrados: geralmente maior turbidez

Quadro 1 – Principais características físicas dos esgotos domésticos

Fonte: Adaptado de QASIM (1985).

No Quadro 2, pode-se verificar as principais características químicas dos esgotos domésticos e um resumo das informações mais relevantes.

Parâmetro	Descrição
SÓLIDOS TOTAIS <ul style="list-style-type: none"> • Em suspensão <ul style="list-style-type: none"> - Fixos - Voláteis • Dissolvidos <ul style="list-style-type: none"> - Fixos - Voláteis • Sedimentáveis 	Orgânicos e inorgânicos; suspensos e dissolvidos; sedimentáveis - Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que não são filtráveis (não dissolvidos) - Componentes minerais, não incineráveis, inertes, dos sólidos em suspensão - Componentes orgânicos dos sólidos em suspensão - Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que são filtráveis Normalmente considerados com dimensão inferior a 10^{-3} - Componentes minerais dos sólidos dissolvidos - Componentes orgânicos dos sólidos dissolvidos - Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em 1 hora no cone Imhoff. Indicação aproximada da sedimentação em um tanque de decantação
MATÉRIA ORGÂNICA <ul style="list-style-type: none"> • Determinação indireta <ul style="list-style-type: none"> -DBO_{5,20} - DQO - DBO última • Determinação direta <ul style="list-style-type: none"> -COT 	Mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Principais componentes: proteínas, carboidratos e lipídios - Demanda Bioquímica de Oxigênio. Medida a 5 dias, 20°C. Está associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. É uma medida do oxigênio consumido após 5 dias pelos microrganismos na estabilização bioquímica da matéria orgânica - Demanda Química de Oxigênio. Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea - Demanda Última de Oxigênio. Representa o consumo total de oxigênio, ao final de vários dias, requerido pelos microrganismos para a estabilização bioquímica da matéria orgânica - Carbono Orgânico Total. É uma medida direta da matéria orgânica carbonácea. É determinado através da conversão do carbono orgânico a gás carbônico
NITROGÊNIO TOTAL <ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico • Amônia • Nitrito • Nitrato 	O nitrogênio total inclui o nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. É um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microrganismos no tratamento biológico. O nitrogênio orgânico e a amônia compreendem o denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) - Nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e uréia - Produzida como primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico -Estágio intermediário da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto - Produto final da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto
FÓSFORO	O fósforo total existe na forma orgânica e inorgânica. É um nutriente indispensável no tratamento biológico

Parâmetro	Descrição
<ul style="list-style-type: none"> • Fósforo orgânico • Fósforo inorgânico 	<ul style="list-style-type: none"> - Combinado à matéria orgânica - Ortofosfato e polifosfatos
pH	Indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Uma solução é neutra em pH 7. Os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH
ALCALINIDADE	Indicador da capacidade tampão do meio (resistência às variações do pH). Devido à presença de bicarbonato, carbonato e íon hidroxila (OH ⁻)
CLORETOS	Provenientes da água de abastecimento e dos dejetos humanos
ÓLEOS E GRAXAS	Fração da matéria orgânica solúvel em hexanos. Nos esgotos domésticos, as fontes são óleos e gorduras utilizados nas comidas

Quadro 2 – Principais características químicas dos esgotos domésticos

Fonte: Adaptado de ARCEIVALA (1981), QASIM (1985), METCALF & EDDY (1991).

No Quadro 3 estão dispostos os principais microrganismos presentes nos esgotos.

Microrganismo	Descrição
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos protistas unicelulares - Apresentam-se em várias formas e tamanhos - São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica - Algumas bactérias são patogênicas, causando principalmente doenças intestinais
Fungos	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos - Também de grande importância na decomposição da matéria orgânica - Podem crescer em condições de baixo pH
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos unicelulares sem parede celular - A maioria é aeróbia ou aeróbia facultativa - Alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos - São essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos - Alguns são patogênicos
Vírus	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça proteica - Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento da água ou do esgoto
Helmintos	<ul style="list-style-type: none"> - Animais superiores - Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças

Quadro 3 – Principais microrganismos presentes nos esgotos

Fonte: SILVA E MARA (1979), TCHOBANOGLOUS e SCHROEDER (1985), METCALF & EDDY (1991).

Na Tabela 1 são enumerados valores usuais utilizados como parâmetros para avaliar a qualidade dos esgotos.

Tabela 1 – Valores típicos de parâmetros de carga orgânica e sólidos no esgoto bruto (mg/L)

Parâmetros	Esgoto Forte	Esgoto Médio	Esgoto Fraco
Sólidos Totais	1160	730	370
Sól. Susp. Totais	360	230	120
Sól. Susp. Vol.	280	175	90
Sól. Susp. Fixos	80	55	30
Sól. Diss. Totais	800	500	250
Sól. Diss. Voláteis	300	200	105
Sól. Diss. Fixos	500	300	145
Sól. Sedimentáveis	20	10	5
DQO	800	400	200
DBO _{5,20}	400	200	100
O.D.	0	0	0
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	20	10
Nitrito, NO_2	0,10	0,05	0
Nitratos, NO_3	0,40	0,20	0,10
Fósforo Total	20	10	5
Fósforo Orgânico	7	4	2
Fósforo Inorgânico	13	6	3

Fonte: Adaptado de Pessoa e Jordão, 2005

Em conjunto com a caracterização quantitativa (vazões) a caracterização qualitativa é informação fundamental para o estabelecimento das unidades de tratamento mais adequadas para determinado efluente.

2.3 CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS DE ÁGUA

Na Resolução nº CONAMA nº 357/2005 são classificadas as águas superficiais doces com a salinidade inferior a 0,50%. No Quadro 4 são apresentados os alguns padrões de qualidade variando em função da classe de uso da água (BRASIL, 2005).

Parâmetros	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Oxigênio Dissolvido	mg/L	$\geq 6,0$	$\geq 5,0$	$\geq 4,0$	$> 2,0$
Coliformes Fecais	Nmp/100mL	200	1000	4000	-
pH	-	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9
DBO _{5,20}	mg/L	$\leq 3,0$	$\leq 5,0$	$\leq 10,0$	-
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	3,7 (pH<7,5) 2,0 (7,5<pH <8) 1,0 (8<pH<8,5) 0,5(pH>8,5)	Idem Classe 1	13,3 (pH<7,5) 5,5 (7,5<pH <8) 2,2 (8<pH<8,5) 1,0 (pH>8,5)	-
Fósforo Total	mg/L P	Lêntico 0,02 Interm 0,025 Lótico 0,1	Lêntico 0,03 Interm 0,05 Lótico 0,1	Lêntico 0,05 Interm 0,075 Lótico 0,15	-
Turbidez	UNT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
Sólidos Totais	mg/L	500	500	500	-
Cádmio	mg/L Cd	0,001	0,001	0,01	-
Chumbo	mg/L Pb	0,01	0,01	0,033	-
Cobre	mg/L Cu	0,009	0,009	0,013	-
Cromo total	mg/L Cr	0,5	0,05	0,05	-
Mercúrio	µg/L Cr	0,2	0,2	2,0	-
Níquel	mg/L Ni	0,025	0,025	0,025	-
Zinco	mg/L Zn	0,18	0,18	5,0	-
Na CLASSE ESPECIAL, deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.					

Quadro 4 – Padrões de qualidade da água

Fonte: Adaptado de CONAMA nº 357/2005

Nesta mesma resolução são definidos os usos para a água de acordo com a sua qualidade, sendo está definida por meio de classes, as quais são apresentadas a seguir:

- Classe Especial: é destinada ao abastecimento doméstico desde que seja realizada a desinfecção; à proteção das comunidades aquáticas.
- Classe 1: é destinada ao abastecimento doméstico após tratamento simples; à proteção das comunidades aquáticas; e à recreação de contato primário (natação, esqui e mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; à proteção de comunidades aquáticas em Terras Indígenas
- Classe 2: é destinada ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (natação, esqui e mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; criação de espécies que possam vir a ter contato direto com humanos
- Classe 3: é destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.
- Classe 4: é destinada apenas à navegação e à harmonia paisagística.

De acordo com esta classificação, quanto maior o número da classe, menos nobres são os usos.

2.4 CONDIÇÕES E PADRÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas

obrigatórias progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento, ou seja, o impacto causado no corpo receptor deve ser calculado por meio de estudos de autodepuração para que o efluente lançado não desenquadre o rio de suas condições legais.

Os efluentes de qualquer fonte poluidora, para que possam ser lançados diretamente em um corpo receptor, devem atender às condições impostas pelas resoluções do CONAMA n^{os} 430 e 357.

2.5 IMPACTOS VINCULADOS AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES ORGÂNICOS EM RIOS

A preocupação com o lançamento de efluentes orgânicos em rios segundo Pereira et al. (2009) adquire maior complexidade à medida em que se leva inúmeras variáveis em consideração, como aspectos ambientais, econômicos, políticos e sociais. Segundo Nagalli e Nemes (2009), o crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. De acordo com Sperling (2005), a poluição das águas é a adição de substâncias ou formas de energia que alteram a natureza do corpo d'água de maneira que possa prejudicar os seres vivos que fazem uso dela. Assim, o lançamento dos efluentes industriais e domésticos sem tratamento pode causar vários danos ao corpo receptor, conforme indicado no Quadro 5 e restringir a sua utilização. Estes efluentes podem ser oriundos desde a suinocultura (PEREIRA et al., 2009) até serviços de lavagem de veículos (ROSA, 2001).

Poluente	Impactos	Fonte
Matéria orgânica biodegradável	A matéria orgânica na sua decomposição consome o oxigênio dissolvido da água podendo causar a mortandade de peixes	(MOTA, 1997)
Nutrientes	O Fósforo e o Nitrogênio, quando em altas	(VON SPERLING, 2009) (PÁDUA, 2009)

Poluente	Impactos	Fonte
	concentrações podem causar a proliferação excessiva de algas	
Organismos patogênicos	Vírus e bactérias podem causar doenças de veiculação hídrica	(FINKLER et al., 2011)
Poluente	Impactos	Fonte
Poluentes químicos	Provocam efeitos tóxicos nos organismos aquáticos e podem se acumular nos seus tecidos	(OLIVEIRA, 2005)
Sólidos em suspensão	Aumento da turbidez da água afetando os organismos aquáticos e causando o assoreamento do corpo d'água	(MOTA, 1997)
Poluição térmica	Afeta a solubilidade do oxigênio, diminui a sua concentração e consequentemente impacta os organismos aquáticos	(PESSOA E JORDÃO, 2009)

Quadro 5 – Impactos dos efluentes orgânicos

Fonte: Adaptado de Mota (1997), Von Sperling (2009), Pádua (2009), Finkler et al. (2011), Oliveira (2005), Pessoa E Jordão (2009)

2.6 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS

Com o objetivo de estabelecer um pacto nacional para definição de diretrizes e políticas públicas para melhoria da oferta de água, tanto qualitativa quanto quantitativamente, foi desenvolvido o Plano Nacional de Recursos Hídricos para gerenciar as políticas setoriais de maneira sustentável e para que promovam a inclusão social (BRASIL, 2006).

Segundo o Plano, as águas brasileiras são classificadas entre as que integram o domínio da união e as que pertencem aos estados e ao Distrito Federal. A união tem a competência de legislar sobre águas e aos estados cabe a responsabilidade de zelar pelas águas do seu domínio.

Buscando realizar a caracterização da qualidade da água são utilizados alguns parâmetros para representar suas características físicas, químicas e biológicas. Estes parâmetros foram estabelecidos pela *National Sanitation Foundation (NSF)* dos Estados Unidos, por meio de uma pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental (Cetesb, 2009). O Índice de Qualidade das Águas, mais conhecido como IQA, incorpora nove parâmetros: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez. A cada parâmetro foi atribuído um peso, e assim se calcula o IQA pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros (IGAM, 2013).

Com o IQA calculado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que varia de 0 a 100, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação de águas

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2011)

Na resolução do Conama nº 357/2005 são dispostos sobre as classificações e diretrizes ambientais que são utilizadas para o enquadramento dos corpos de água superficiais, para que a qualidade da água empregada seja compatível com o uso. Essa resolução afirma que o controle da poluição está relacionado com a proteção da saúde, com a melhoria da qualidade de vida e a garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado, levando em conta as classes de qualidade ambiental exigidos e os usos prioritários para um determinado corpo de água.

Segundo a resolução nº 357/2005 do Conama, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas de acordo com a qualidade requerida

para os seus usos preponderantes, sendo que as águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em usos menos exigentes, desde que não prejudiquem a qualidade da água, atendidos outros requisitos pertinentes.

O IQA é utilizado em 12 unidades da Federação como principal indicador das condições físicas dos recursos hídricos empregados no país, o que representa cerca de 60% da população. Apenas nove estados do Brasil possuem sistemas de monitoramento da qualidade das águas considerados ótimos ou muito bons, mesmo sendo esse monitoramento fundamental para que se identifique a contaminação dos corpos hídricos.

No Brasil, de acordo com o PNRH (2006), o principal problema identificado de qualidade das águas é o lançamento de esgotos domésticos, pois segundo IBGE (2014) apenas 64,3% das residências brasileiras possuem rede coletora de esgoto.

2.7 AUTODEPURAÇÃO

De acordo com Sperling (1996), a conversão de compostos orgânicos em compostos inertes e ecologicamente não prejudiciais caracteriza o fenômeno de autodepuração.

O conceito de autodepuração é sintetizado por Andrade (2010) como sendo o processo natural de neutralização das cargas poluidoras lançadas em um corpo de água.

Por outro lado, Machado (2006) define como sendo autodepuração o processo natural de recuperação de um rio poluído por matéria orgânica. Nesse contexto, deve-se ressaltar que a autodepuração ocorre por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos. Sendo assim, o processo biológico de decomposição da matéria orgânica é parte do fenômeno de autodepuração.

Em função da carência de recursos financeiros para o saneamento de grande parte dos municípios brasileiros, Paula (2011) afirma que a autodepuração surge como opção quando utilizada segundo critérios técnicos.

As condições e padrões de lançamento de efluentes em cursos de água são definidos pela Resolução Conama nº 430/2011, que complementa a Resolução

Conama nº 357/2005. Nessa resolução é evidenciada a importância e a necessidade de estudos de autodepuração e de qualidade da água para processos de licenciamento ou renovação. Na resolução é definida a obrigatoriedade da apresentação de estudo de capacidade de suporte do corpo receptor apresentando o perfil de concentrações das substâncias desde montante do lançamento até após a zona de mistura.

Visando subsidiar os estudos técnicos, deve-se caracterizar quantitativa e qualitativamente o processo de autodepuração. Dentre os parâmetros relevantes a esse fenômeno, pode-se destacar a concentração de oxigênio dissolvido, cuja medição de concentração é simples e matematicamente modelável (VON SPERLING, 2007).

2.7.1 Princípios Básicos

A autodepuração pode ser dividida em estágios de sucessões ecológicas ao longo do tempo e perfil longitudinal dos cursos de água, segundo Braga et al. (2005). Esses estágios, associados às áreas fisicamente identificáveis em rios, chamados de zonas de autodepuração, estão identificadas na Figura 1.

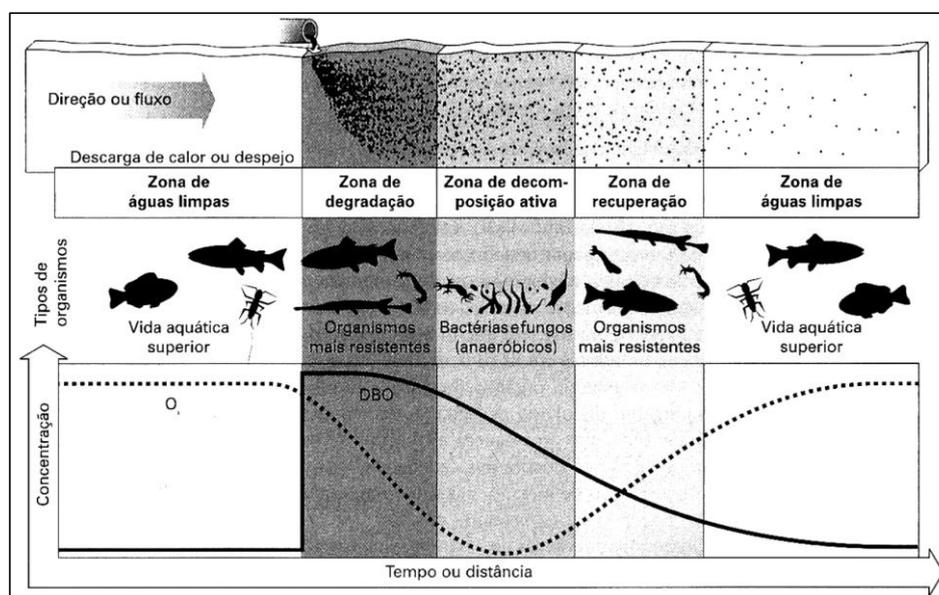


Figura 1 - Estágios de sucessões ecológicas divididas em zonas fisicamente identificáveis.

Fonte: BRAGA, 2005.

As zonas de autodepuração são classificadas em:

- Zona de águas limpas - localizada em região à montante do lançamento do efluente (caso não exista poluição anterior) e também após a zona de recuperação. Essa região é caracterizada pela vida aquática superior e níveis estáveis de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e microrganismos;
- Zona de degradação - localizada à jusante do ponto de lançamento, sendo caracterizada por uma alta concentração de matéria orgânica em estágio complexo passível de decomposição, pela diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido e pela presença de organismos mais resistentes;
- Zona de decomposição ativa - região onde a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo e a vida aquática é predominada por bactérias e fungos (anaeróbicos) que decompõem a matéria orgânica;
- Zona de recuperação - região onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática resistente. A água torna-se mais clara e parte da matéria orgânica encontra-se estabilizada.

Na Figura 2, Sperling (2007) relaciona os gráficos de matéria orgânica, de bactérias e de oxigênio dissolvido com as zonas de autodepuração ao longo de um rio após receber uma carga pontual e contínua de esgoto.

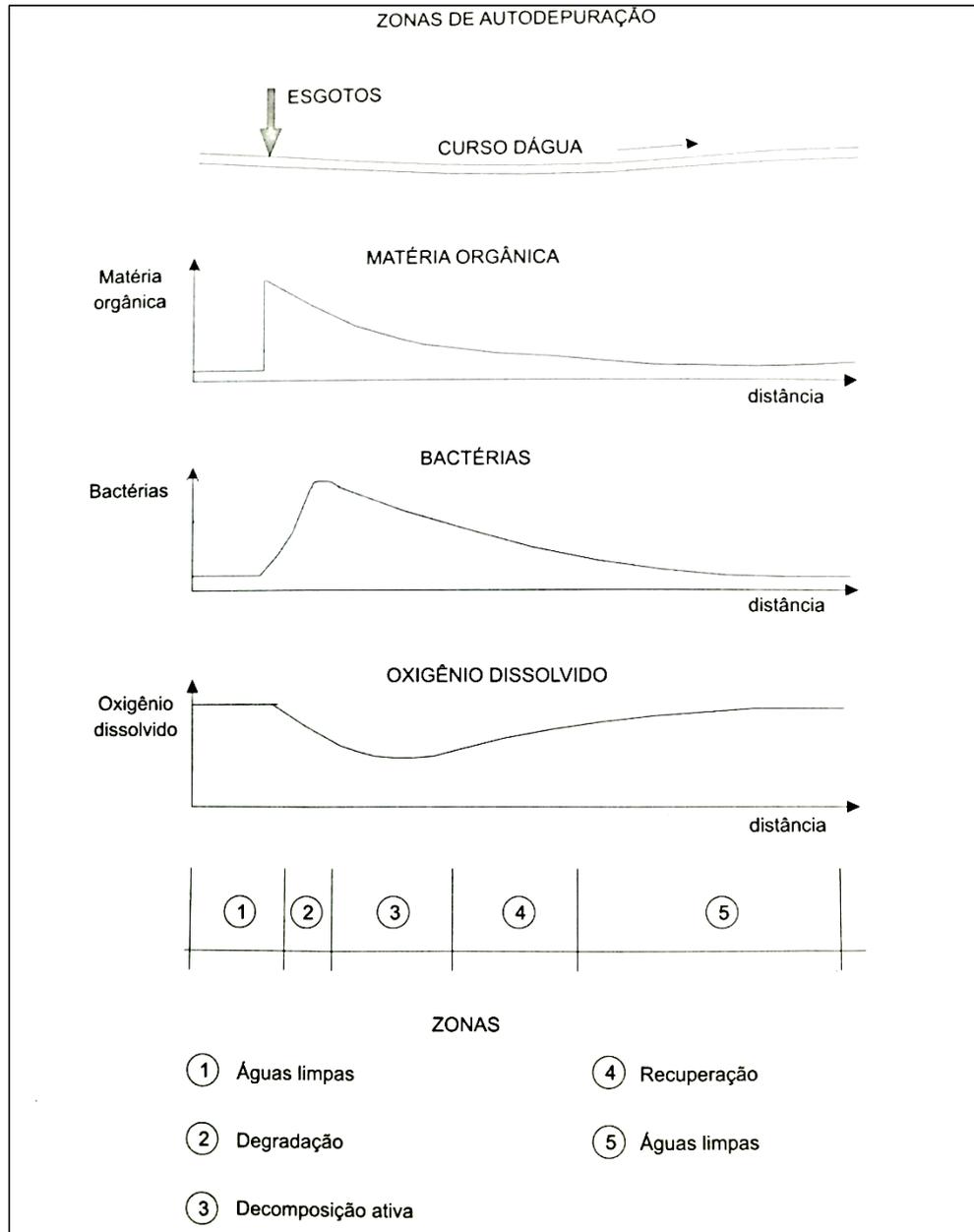


Figura 2 – Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água.

Fonte: Sperling, 2007.

Por meio dos conceitos expostos por Braga (2005) e Sperling (2007) é possível observar as mudanças de ecossistemas e de características físico-químicas que ocorrem consecutivamente após despejos orgânicos em cursos de água.

2.7.1.1 Balanço do oxigênio dissolvido

A seguir serão descritos os fatores básicos integrantes do balanço de oxigênio dissolvido em rios baseados em Sperling (2007).

A diminuição nos níveis de oxigênio dissolvido é o efeito mais prejudicial da poluição de um corpo hídrico por matéria orgânica, considerando o ecossistema aquático. A gradual redução dos níveis de oxigênio, promovido pela respiração dos microrganismos que realizam a depuração do esgoto, é seletiva para determinadas espécies

Usualmente, a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos de água é feita através do estudo do oxigênio dissolvido, cuja medição em concentrações é simples e pode ser modelada matematicamente.

Em condições normais de temperatura e pressão, a concentração de oxigênio na água é de apenas 9 mg/L, enquanto no ar é de 270 mg/L. Portanto, em ambientes aquáticos, qualquer incremento no consumo de oxigênio pode gerar queda na concentração do meio.

Sendo assim, a concentração de oxigênio de um curso de água é função direta e sensível das taxas de produção e consumo de oxigênio, os quais podem ser esquematicamente visualizados na Figura 3.

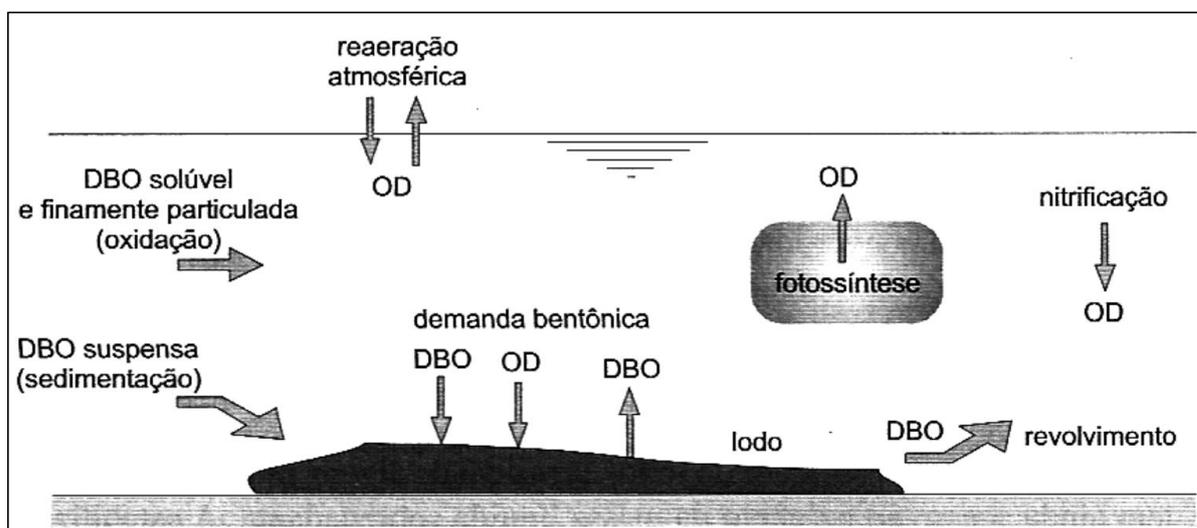
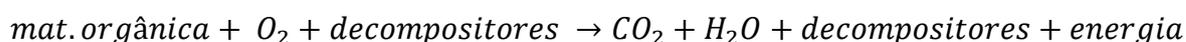


Figura 3 – Mecanismos integrantes no balanço do oxigênio dissolvido

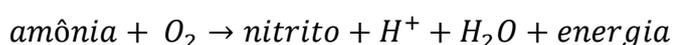
Fonte: Sperling, 2007.

As formas de consumo de oxigênio ocorrem por meio de:

- Oxidação da Matéria Orgânica: Presente nas formas dissolvida e particulada, a qual pode estar em suspensão ou sedimentada em forma de lodo no fundo do rio, a matéria orgânica quando oxidada é o principal fator de consumo de oxigênio. Isso se deve à respiração dos microrganismos decompositores que convertem a matéria orgânica em compostos simples e estáveis. Deste modo, esses seres crescem e se multiplicam enquanto houver disponibilidade de matéria orgânica e oxigênio. A reação simplificada da estabilização da matéria orgânica é apresentada a seguir:



- Demanda Bentônica: Apesar de grande parte da decomposição da matéria orgânica do lodo ser por via anaeróbia, por causa da dificuldade de penetração do oxigênio, a camada superior do lodo em contato com a água é estabilizada anaerobiamente. Além disso, o revolvimento do lodo ocasionado por regimes de turbulência de cheias, por exemplo, promove a suspensão da matéria orgânica, a qual passa a ser decomposta por via aeróbia.
- Nitrificação: Refere-se a oxidação de formas nitrogenadas resultando em nitritos e nitratos por meio de microrganismos autótrofos quimiossintetizantes. Para esses seres, o dióxido de carbono é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida por meio da oxidação de substratos inorgânicos, como por exemplo a amônia. A demanda nitrogenada é considerada de segundo estágio, pois ocorre posteriormente a desoxigenação carbonácea pelo fato das bactérias nitrificantes terem um crescimento mais lento que as bactérias heterotróficas. As reações simplificadas de amônia em nitritos e de nitritos em nitratos são apresentadas a seguir:



A produção de oxigênio deve-se aos mecanismos de:

- Reaeração atmosférica: considerado o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido, a reaeração ocorre por meio de difusão molecular e difusão turbulenta. O primeiro mecanismo é bastante lento e é descrito como a tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível. Já a difusão turbulenta é mais eficiente ao criar e renovar interfaces a todo o momento, evitando pontos de saturação localizada e conduzindo o gás a diversas profundidades, o que promove uma mistura mais homogênea.
- Fotossíntese: É o processo utilizado pelos organismos autotróficos para a síntese da matéria orgânica, a qual ocorre somente na presença de luz. Deste modo, locais em que há segregação das partículas do solo ou introdução de sólidos em suspensão oriundos de despejos, por exemplo, limita-se o mecanismo de fotossíntese e reduz a presença de algas. Isso pode ser notado nas primeiras zonas de autodepuração, onde há predominância quase que exclusiva de seres heterótrofos. A seguir é apresentada a reação simplificada de fotossíntese.



2.8 MODELOS

Modelos são representações simplificadas da realidade através dos quais busca-se simular alternativas onde os resultados possam ser corretamente avaliados, para prever situações hipotéticas ou mesmo futuras (PAULA, 2011).

Grande parte dos modelos matemáticos, segundo Paula (2001), assume que os rios são canais abertos de geometria definida. Também, considera-se o escoamento como sendo uniforme (velocidade constante em módulo, direção e sentido) e permanente (pressão, massa específica e velocidade constantes). Além disso, segundo Tucci (2005), parte-se também da premissa que os rios possuem escoamento predominantemente longitudinal.

Desde o início da modelagem da qualidade de rios seguindo o exemplo de Streeter & Phelps até os dias atuais, diversos padrões e *softwares* foram desenvolvidos. Segundo Wang (2013), mais de 100 modelos de qualidade para águas superficiais foram criados. Tendo em vista a dificuldade de avaliar tamanha quantidade de simuladores, assim como a própria divergência entre autores sobre quais são os principais, a seguir são expostos apenas alguns desses modelos em ordem crescente de complexidade.

2.8.1 Modelo de Streeter & Phelps

De acordo com Streeter & Phelps (1925), os estudos de autodepuração de cursos d'água eram, até então, apenas empíricos, ou seja, abrangiam a determinação e o registro de dados das condições atuais medidas em termos analíticos, sem qualquer tentativa de formular resultados em termos de princípios gerais. Tal processo é importante para o registro histórico de dados de um determinado rio ou trecho local, porém tal processo falha quando se pretende dar uma aplicação geral para outras situações.

O trabalho de Streeter & Phelps (1925) sobre o rio Ohio foi o primeiro a propor um modelo matemático geral de autodepuração em cursos d'água. Os autores afirmam que a capacidade de um curso d'água receber e oxidar lançamentos de esgoto depende dos recursos de oxigênio do curso em questão. Em outros termos, a concentração de oxigênio dissolvido é obtida através do consumo de oxigênio dissolvido e da reaeração natural. A concentração de matéria orgânica regula diretamente a taxa de reação de oxidação. Tal proporção é denominada coeficiente de biodegradação da matéria orgânica (k_d), a qual é função da temperatura e da vazão do rio, assim como da carga poluidora. As características geométricas e hidráulicas, além da temperatura, regulam a taxa de reaeração, tendo como coeficiente de reaeração (k_2).

Segundo Sperling (2007), o modelo de Streeter & Phelps (1925) é conceitualmente simples e não necessita de numerosos dados de entrada. Na Equação 1, é apresentada sua formulação matemática:

$$\begin{aligned} & \text{Taxa de variação do déficit de OD} \\ & = \\ & \text{Consumo de OD} - \text{Produção de OD} \end{aligned} \quad (1)$$

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot D \quad (2)$$

O déficit de OD (Equação 3) em função do tempo é obtido integrando-se a Equação 2:

$$D_t = \frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (3)$$

A concentração de OD em relação ao tempo é expressa pela Equação 5:

$$C_t = C_s - D_t \quad (4)$$

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{k_d \cdot L_0}{k_2 - k_d} \cdot (e^{-k_d \cdot t} - e^{-k_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-k_2 \cdot t} \right\} \quad (5)$$

Em que:

L : DBO remanescente em um tempo t (mg/L);

L_0 : DBO remanescente em $t = 0$ (mg/L);

C_s : Concentração de saturação de OD (mg/L);

C_t : Concentração de OD em um tempo t (mg/L);

C_0 : Concentração de OD em $t = 0$ (mg/L);

D : Déficit de OD em um tempo t (mg/L);

D_0 : Déficit de OD em $t = 0$ (mg/L);

k_2 : Coeficiente de reoxigenação ou reaeração do rio (d^{-1});

k_d : Coeficiente reoxigenação efetiva do rio (d^{-1});

e : Número de Euler (-);

t : Tempo (dias).

O método de Streeter & Phelps (1925) será utilizado nesse trabalho como o modelo principal para o desenvolvimento do *software* proposto. Dessa forma, no capítulo de Materiais e Métodos esse modelo será abordado com maior profundidade.

2.8.2 Modelo SIMCAT

Formado pela junção das palavras em inglês *SIMulation of CATchments*, ou seja, simulação de bacias hidrográficas, esse modelo foi criado pela *Environment Agency* (EA) da Inglaterra e País de Gales. Trata-se de um modelo unidimensional de regime permanente no qual os efluentes são descargas pontuais. As substâncias não são conservativas e possuem decaimento de primeiro grau, o qual é usado para expressar as reações de DBO e nitrificação. A demanda de oxigênio (OD) é obtida como função da temperatura, reaeração e decaimento de DBO (COX, 2003).

O modelo descreve os rios como reatores perfeitamente agitados (RPA) em série, podendo assumir que existe uma mistura perfeita no interior de cada elemento, supondo, além disso, que as condições do curso de água não variam no tempo. O SIMCAT não é um modelo de advecção/dispersão. Ele assume uma mistura perfeita e instantânea no interior de cada trecho definido, com os solutos sendo transportados com a mesma velocidade da água. Deste modo, o balanço de massa é feito por meio da entrada e da saída de cada trecho, considerando também os decaimentos de primeiro grau que ocorrem no interior dos trechos (COX, 2003).

Apesar de simples, rápido e fácil de ser usado, o SIMCAT não permite que sejam feitas variações temporais e a análise de oxigênio dissolvido não engloba as parcelas de fotossíntese, respiração e demanda bentônica (COX, 2003).

2.8.3 Modelo TOMCAT

Temporal/Overall Model for CATchments foi desenvolvido pela companhia britânica de água *Thames Water* no início de 1980. Conceitualmente similar ao SIMCAT pelo uso do conceito de Reatores Perfeitamente Agitados (RPA) e regime

permanente, o TOMCAT distingue-se pelas correlações temporais mais complexas. No modelo é definido o sistema dos rios como um número de eventos que são especificados na entrada de cada trecho, confluência, pontos de despejos, afluições e pontos de monitoramento (COX, 2003).

2.8.4 Modelo QUAL2E

Desenvolvido em 1985 pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), o QUAL2E é um modelo de qualidade de cursos de água abrangente e versátil. É capaz de simular até 15 variáveis de qualidade da água em qualquer combinação desejada pelo usuário. Tais variáveis são: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, algas *Chlorophyta*, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato), fósforo (orgânico e inorgânico), coliformes, constituinte arbitrário não conservativo e três constituintes conservativos (BROWN e BARNWELL, 1987).

O modelo é aplicável para rios dentríticos bem homogeneizados e tem como premissa que os maiores mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativamente os únicos ao longo da principal direção de fluxo. Além disso, assume-se que a mistura em cada seção transversal do rio é homogênea. O modelo permite entradas múltiplas de despejos, captação, afluentes e acréscimo ou decréscimo de vazões (BROWN e BARNWELL, 1987). Deste modo, o QUAL2E sanou a limitação do modelo de Streeter & Phelps onde só era possível a entrada de um único ponto de descarga (FERREIRA, 2013). Além disso, é capaz de computar a diluição requerida de vazões para satisfazer qualquer critério de nível de oxigênio dissolvido (BROWN e BARNWELL, 1987).

Hidraulicamente, o QUAL2E é limitado para a simulação de períodos de tempo nos quais as vazões dos rios e os dados dos despejos são essencialmente constantes. O modelo pode ser operado em regime permanente ou dinâmico. Quando usado em regime permanente, pode ser usado para estudar o impacto de cargas poluidoras (magnitude, impacto e localização) na água do rio. No modo dinâmico, o usuário pode estudar variações da qualidade da água, como oxigênio dissolvido devido aos efeitos de variação meteorológica, além de ser possível avaliar os efeitos

do crescimento das algas e da taxa de respiração. Contudo, as variações de vazão à montante ou de cargas pontuais não podem ser modificadas (BROWN e BARNWELL, 1987).

2.8.5 Modelo QUAL-UFMG

Desenvolvido por Sperling (2007), o modelo QUAL-UFMG é uma simplificação do modelo QUAL2E com foco na modelagem de rios. Esse modelo foi programado em planilhas em Excel que possibilitam uma simulação rápida e simples do efeito de efluentes orgânicos em rios. Os constituintes passíveis de serem modelados são: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes.

Na Figura 4 são expostas as principais inter-relações entre os constituintes modelados:

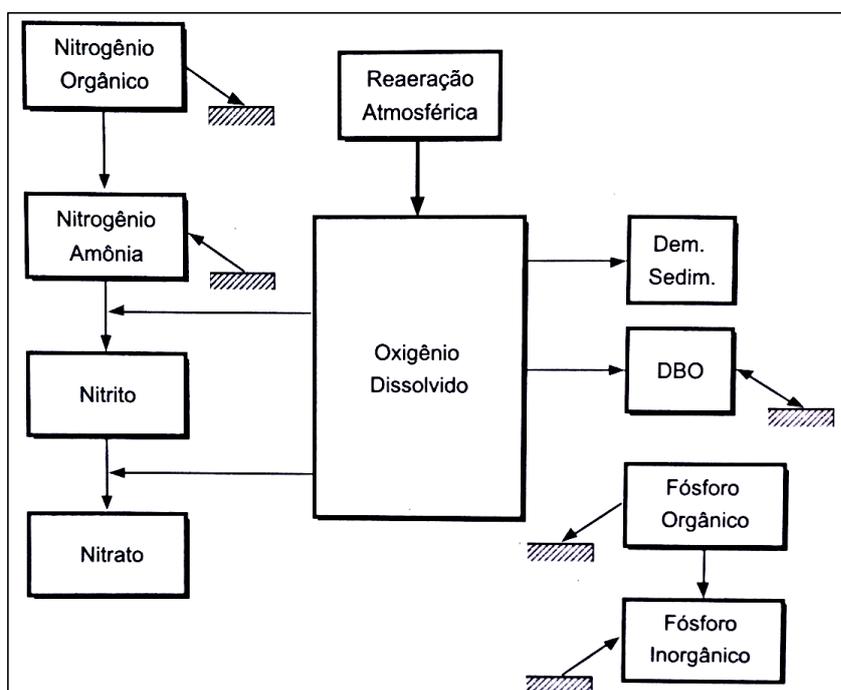


Figura 4 – Representação esquemática dos constituintes simulados no modelo QUAL-UFMG e de suas inter-relações.

Fonte: Sperling, 2007.

Nesse modelo não são considerados os efeitos das algas e todas as suas inter-relações com os demais constituintes, pois os processos que envolvem algas são extremamente complexos e os valores dos coeficientes são difíceis de serem determinados. Além disso, as algas são mais influentes em ambientes lânticos, portanto, não apresentam grande importância na modelagem de rios (SPERLING, 2007).

O modelo também não considera a ocorrência de dispersão longitudinal, pois tal efeito pode ser negligenciado na maioria dos casos de estudos em rios. Além disso, utiliza-se a integração pelo método de Euler, tornando a operação mais simples, porém há a necessidade de segmentar o rio em trechos a fim de integrá-los. Pelo fato do QUAL-UFMG não demandar grande esforço computacional, pode-se utilizar pequenos comprimentos para os trechos de integração (SPERLING, 2007).

2.8.6 Modelo QUASAR

QUALity Simulation Along River systems descreve a variação temporal de transporte e transformação de solutos em sistemas de rios ramificados usando modelagem 1D por meio de equações diferenciais ordinárias de conservação de massa. Isso torna o modelo rápido e simples uma vez que não é preciso resolver equações diferenciais parciais (COX, 2003).

2.8.7 Modelo MIKE – 11

Foi desenvolvido pelo *Danish Hydraulic Institute* (DHI) e parte de um conjunto de *softwares* comercializados em parceria com consultores do Reino Unido e Europa. O modelo foi desenvolvido a partir do *Systema 11* do DHI, originalmente lançado em 1972 como modelo 1D hidrodinâmico que simula a dinâmica dos movimentos de água no interior de rios. Os módulos adicionais que constituem o *Mike – 11* descrevem advecção/dispersão, qualidade da água, transporte de sedimentos, eutrofização, precipitação e escoamento superficial (COX, 2003).

O *Mike – 11* é mundialmente usado como modelo hidráulico para proteção a enchentes e também como modelo de qualidade da água para avaliar impactos de descargas em rios e estuários. Para a modelagem de oxigênio dissolvido (OD), o *Mike – 11* conta com 6 níveis de complexidade (COX, 2003), sendo:

- Nível 1: Decaimento de primeira ordem de DBO e OD além da reaeração e efeito da temperatura.
- Nível 2: Adição de DBO por meio de sedimentação e revolvimento.
- Nível 3: Adição do consumo de OD por meio de nitrificação de amônia e nitrato.
- Nível 4: Adição da desnitrificação.
- Nível 5: Adição da OD retardada por causa assentamento da DBO.
- Nível 6: Adição de amônia e nitrato nos processos coesivos e não coesivos de sedimentação.

Fósforo e coliformes também podem ser adicionados a qualquer nível. Outros módulos de qualidade da água incluem: eutrofização, metais pesados, oxidação de ferro, transporte de nutrientes e pântanos (COX, 2003).

2.8.8 Modelo ISIS

É similar ao *Mike – 11* mas difere quanto às representações de processos de qualidade da água. O módulo de qualidade da água do *ISIS* simula uma gama de parâmetros: poluentes conservativos e poluentes com decaimento, coliformes, sal, temperatura, pH, OD, DBO, nitrogênio orgânico e oxidado, amônia, fitoplâncton (algas flutuantes), macrófitas (plantas aquáticas enraizadas), algas bentônicas (no leito do rio), fósforo adsorvido, silicatos e sedimentos coesivos. O *ISIS* divide os cursos de água em quatro componentes (COX, 2003):

- Coluna de água – Principal corpo de água através do qual substâncias dissolvidas e suspensas são transportadas.

- Leito do rio – Contém o lodo sedimentado e compactado que não é passível de ressuspensão.
- Camada não compactada – É a camada de lodo acima do lodo compactado. Essa camada apresenta menor densidade e pode sofrer revolvimento.
- Água dos poros – Relativo à água que fica retida nos poros do lodo compactado.

Os componentes de cada camada são capazes de interagir com as camadas adjacentes. Por exemplo, a camada não compactada pode interagir com a coluna de água e o material do leito simultaneamente (COX, 2003).

2.9 EVOLUÇÃO DOS MODELOS/SOFTWARES

Desde a criação do modelo clássico de Streeter & Phelps de 1925, o qual se tornou um marco na história da engenharia sanitária e ambiental, outros modelos de qualidade das águas mais complexos de rios surgiram. Apesar de manter a mesma estrutura do modelo de Phelps, em 1954, o modelo de Camp aumentou o grau de complexidade e o número de variáveis modeladas. Em 1987, foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) o modelo QUAL2E abrangendo em maior profundidade os ciclos de oxigênio, nitrogênio e fósforo na água. Existem ainda os modelos de ecossistemas, que representam sólidos em suspensão, diversos grupos de algas, zooplâncton, invertebrados, plantas e peixes (SPERLING, 2007).

Uma síntese de comparação entre alguns *softwares* atualmente disponíveis é apresentada a seguir, no Quadro 6.

SOFTWARES	CONSTITUINTES								
	Temperatura	Bactérias	OD-DBO	Nitrogênio	Fósforo	Silica	Fitoplâncton	Zooplâncton	Algas bentônicas
QUAL2E (USEPA, 1987)	X		X	X	X		X		
WASP5 (USEPA, 1988)			X	X	X		X		
CE-QUAL-ICM (US Army Eng. W. E. S., 1995)	X	X	X	X	X	X	X	X	
HEC5Q (US Army Eng. H. E. C., 1987)	X	X	X	X	X		X		
MIKE 11 (Danish Hidraulic Ins., 1992)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
ATV MODEL (ATV, Alemanha, 1996)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Salmon-Q (HR Wallingford, Inglaterra, 1994)	X	X	X	X	X	X	X		X
DUFLOW (univ. Wageningen, Holanda, 1995)	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
AQUASIM (EAWAG, Suíça, 1994)	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
DESERT (IIASA, Áustria, 1996)			X	X	X		X		
e.a. = estrutura aberta (modificável pelo usuário)									

Quadro 6 – Parâmetros de qualidade da água de rios modelados por alguns programas de computador atualmente disponíveis

Fonte: Adaptado de Sperling, 2007

Em seu estudo de revisão dos modelos de qualidade de águas superficiais, Wang et al. (2013) dividiram a história da evolução desses modelos em três estágios. No primeiro (1925-1965) os modelos focaram nas interações entre diferentes componentes de qualidade da água em rios afetados por poluição doméstica e industrial. No começo desse estágio, o modelo simples de DBO-OD foi desenvolvido por Streeter & Phelps e obteve sucesso na previsão de qualidade da água em rios e estuários por meio de modelagem unidimensional. Em sequência, outros pesquisadores aperfeiçoaram o modelo de Streeter & Phelps. Exemplo disso foi descoberta de Thomas Jr. H. A. de que a DBO poderia ser reduzida sem ocorrer consumo de oxigênio por meio de sedimentação e floculação. Posteriormente, O'Conner separou a DBO em duas parcelas: DBO carbonácea e DBO nitrificada.

Wang et al. (2013) dividiram o segundo estágio em duas fases. Na primeira fase (1965-1970), houve grande progresso nos estudos dos coeficientes para determinação dos modelos de DBO-OD, além da evolução para modelos 2D. Nesses modelos foram incluídos os ciclos de nitrogênio e fósforo, sistemas de fitoplâncton e zooplâncton que focaram nas relações entre taxa de crescimento biológico e nutrientes, assim como luz solar e temperatura. Já na segunda fase (1975-1995),

houve um grande aumento no número de variáveis modeladas e também o surgimento de modelos 3D. Análises mais aprofundadas dos processos de sedimentação e fluxo de sedimentos foram desenvolvidas com a união de modelos de bacias hidrográficas e modelos de rios para considerar os efeitos de cargas não pontuais.

Por fim, no terceiro estágio, de 1995 aos dias atuais, os modelos de qualidade das águas superficiais passaram a englobar análises mais complexas que envolvem deposição atmosférica de compostos orgânicos e inorgânicos, assim como compostos tóxicos. Também passou a ser considerada a deposição atmosférica em terra que acaba sendo conduzida para os corpos d'água por meio das chuvas (Wang 2013).

Na Tabela 3, são expostas a evolução e as características dos modelos de qualidade de águas superficiais:

Tabela 3 – Evolução e características dos principais modelos de qualidade da água de corpos hídricos.

Modelos	Versão do Modelo	Características
Modelos Streeter - Phelps (DBO-OD)	Streeter-Phelps, Thomas, O'Connor, Dobbins-Camp	Modelos baseados em Streeter-Phelps (1925) focados no balaço de oxigênio e no decaimento de primeira ordem de DBO. São modelos unidimensionais e de regime permanente.
Modelos QUAL	QUAL I; QUAL II; QUAL2E; QUAL2E UNCAS; QUAL 2K	Aplicáveis para rios dentríticos e para poluição não pontual. Modelos unidimensionais incluindo regime permanente ou dinâmico. A USEPA desenvolveu o QUAL I em 1970.
Modelos WASP	WASP1 até WASP7	Adequados para simulações em rios, lagos, estuários, costas e reservatórios. Opções para 1D, 2D ou 3D. WASP1 foi desenvolvido pela USEPA em 1983.
Modelo QUASAR	QUASAR	Modelo dinâmico 1D aplicável para simulações de OD em rios largos. Criado por Whitehead em 1997.
Modelos MIKE	MIKE11; MIKE 21; MIKE 31	Aplicáveis para simulações em rios, estuários e pântanos. Inclui modelagem em 1D, 2D ou 3D. Modelos desenvolvidos pelo Denmark Hydrology Institute.
Modelos BASINS	BASINS 1 até BASINS 7	Modelos multifuncionais para análise ambiental de sistemas que integram cargas pontuais e não pontuais de poluição. São adequados para análise de qualidade de água para nível de bacias hidrográficas.
Modelo EFDC	EFDC	Modelo criado pelo Virginia Institute of Marine Science. É Adequado para simulações em rios, lagos, reservatórios, pântanos, estuários e inclui modelagem em 1D, 2D e 3D.

Fonte: Adaptado de Wang et al., 2013

2.10 PROGRAMAÇÃO EM VISUAL BASIC

Um computador é essencialmente um grupo de *switches* eletrônicos, e por meio da combinação desses *switches*, pode-se fazer com que o computador realize determinadas operações. Como os computadores utilizam a linguagem binária, para se instruir um computador a realizar determinada tarefa uma linguagem de programação deve fazer o papel de tradutor entre o usuário e o computador. Existem várias linguagens de computadores, sendo que o *Visual Basic* será utilizada neste trabalho, devido a sua facilidade do uso (MICROSOFT, 2013).

O *Visual Basic* é uma das primeiras linguagens de programação, foi produzido pela Microsoft e é projetado para permitir a criação de aplicativos de maneira estruturada, o que acaba permitindo o acesso e o manuseio por outros programadores de forma fácil e segura (MARINI, 2001).

A linguagem oferece uma gama completa de ferramentas para programadores, com um ambiente de desenvolvimento integrado IDE (*Integrated Development Environment*) totalmente gráfico, facilitando a construção da interface das aplicações GUI (*Graphical User Interface*) (MICROSOFT, 2013).

2.11 ESTUDOS DE CASO

No meio acadêmico existem inúmeros trabalhos desenvolvidos para estudos de casos da autodepuração em cursos de água. Em geral, esses estudos coletam amostras da água e analisam suas propriedades por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos a fim de avaliar quantitativa e qualitativamente o trecho em questão. Além disso, alguns estudos utilizam modelos matemáticos para estimar essas propriedades ao longo do percurso do rio, assim como simular situações de tratamento de efluentes para atingir padrões específicos de qualidade. Existem ainda trabalhos acadêmicos que propõem novos modelos e ferramentas computacionais para a análise da autodepuração.

Palma-Silva, Tauk-Tornisielo e Pião (2007) avaliaram o índice de depuração do baixo curso do rio Corumbataí, SP, considerando a importância da água, quanto à qualidade e quantidade para abastecimento público. Os autores determinaram a velocidade da água, vazão, profundidade, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total (NT) e obtiveram o coeficiente de reaeração k_2 . O curso do rio estudado pelos autores recebe grande quantidade de cargas poluidoras difusas e no trecho em questão possui uma taxa de depuração alta, sendo esta, no período seco/frio, de aproximadamente 70,3%, possivelmente decorrente da declividade acentuada do curso de água, das formações rochosas de fundo e pela presença de mata ciliar. Nesse estudo, nenhuma modelagem de qualidade da água foi aplicada ou desenvolvida, apenas os pontos de amostragem foram avaliados qualitativamente.

Gonçalves et al. (2012) avaliaram e simularam a autodepuração de um trecho do córrego São Simão, que passa pela cidade de São Simão/SP. A caracterização qualitativa da água foi realizada em três pontos de coleta à montante e três pontos à jusante do local onde os efluentes de esgoto da cidade são despejados *in natura* no córrego. As variáveis vazão, temperatura, turbidez, pH, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, cloreto e sólidos totais em suspensão foram avaliadas nas épocas de cheia e de seca. Apesar de ser classificado como Classe 4, o córrego apresentou valor mínimo de OD de $5,3 \text{ mg.L}^{-1}$ nos pontos à montante da cidade. Entretanto, à jusante, foi encontrado o valor mínimo de $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD no último ponto de coleta. Para avaliar o OD em todo o trecho e simular tratamentos de 30% e 75% de eficiência, o modelo de Streeter & Phelps foi utilizado e apresentou ótima correspondência com os dados de OD provenientes das amostragens, conforme Figura 5.

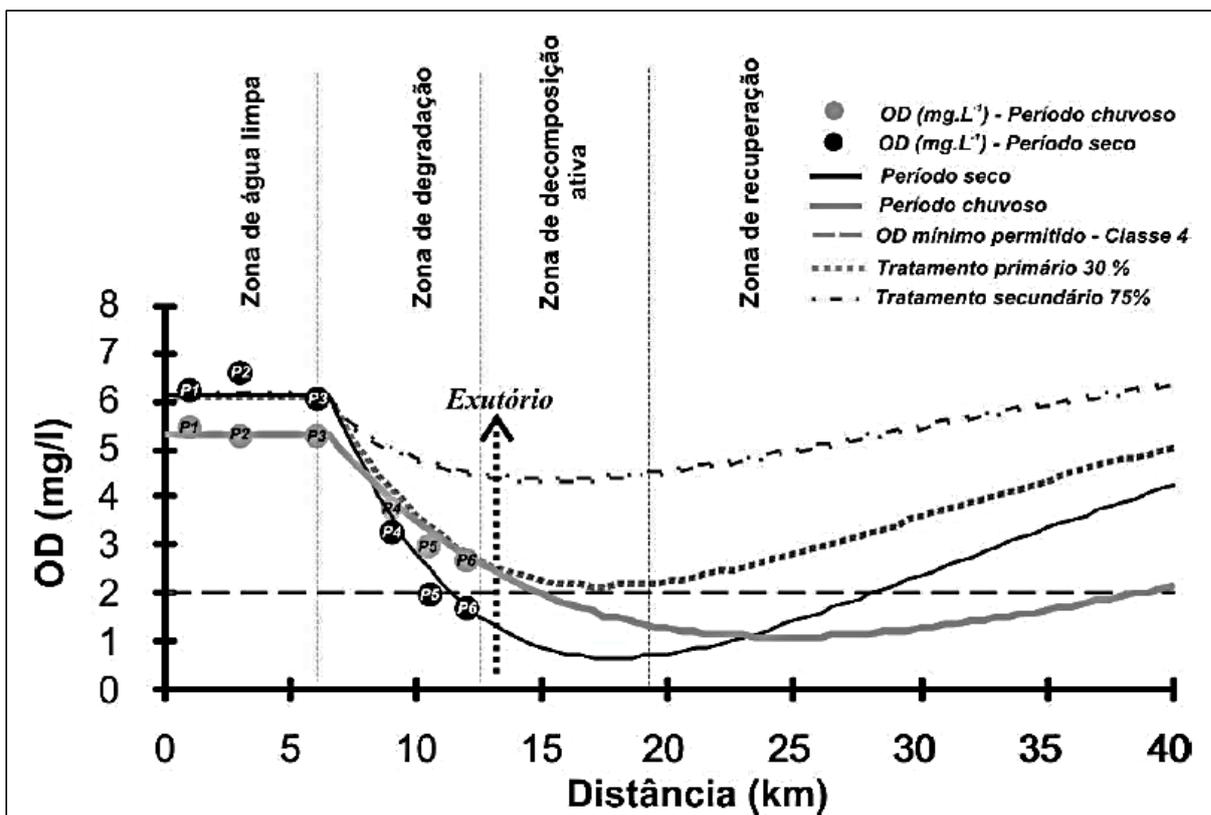


Figura 5 – Modelagem de autodepuração no córrego de São Simão.

Fonte: Gonçalves et al., 2012.

Além de identificar as zonas de autodepuração, o estudo apontou a necessidade de um tratamento de esgoto em nível primário com eficiência de 30% de remoção de DBO para que o rio permaneça enquadrado na Classe 4, com OD superior a 2 mg.L^{-1} (GONÇALVEZ et al., 2012).

Sallas et al. (2013) estudaram a capacidade de autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. Para tanto, consideraram as contribuições reais do córrego Brejo Alegre no período de estiagem com vazão crítica mínima correspondente ao tempo de retorno de dez anos durante sete dias consecutivos. Além disso, os autores simularam dois cenários de lançamento de cargas poluidoras com tratamento secundário providas de estação de tratamento de esgoto. No primeiro cenário ocorre o tratamento por lagoa anaeróbia seguida por facultativa e o segundo cenário por lodo ativado convencional. A análise foi feita por meio do modelo QUAL-UFMG visando estimar a população máxima cuja cidade de Araguari poderia ter de modo que o esgoto gerado e tratado pelos dois cenários não desenquadrasse o rio da Classe 2. Com população real em 2010 de 109800

habitantes, a cidade de Araguari só comportaria população de 13300 habitantes no cenário 1 e de 20500 no cenário 2, para garantir que os limites de OD e $DBO_{5,20}$ fossem respeitados em toda a extensão do rio.

Almeida (2010) realizou uma modelagem matemática e simulação computacional para o Rio Paraíba do Sul por meio do modelo clássico de Difusão-Advecção-Reação que simula manchas de poluentes em um domínio aquático bidimensional. A programação do *software* foi realizada através do MatLab, tendo sido também desenvolvida uma interface gráfica de usuário para dar condições a qualquer pessoa de simular emissões de poluentes independentemente do seu conhecimento no *software* em questão.

Três cenários de emissão de óleos foram estudados para avaliar a precisão do modelo: Emissão constante de óleo nos Córregos dos Coqueiros e dos Carvalhos, Vazamento acidental de óleo na Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) e a combinação de ambos os casos. Os resultados mostraram-se satisfatórios e o *software* mostrou-se capaz de fazer simulações de diversos tipos de poluentes em diferentes cenários hídricos (ALMEIDA, 2010).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do *software*, denominado de QAR-UTFPR (Qualidade da Água em Rios), foram estabelecidas três etapas principais. Primeiramente, foi feita a escolha do modelo de autodepuração assim como sua abrangência em termos de análise da qualidade da água em rios.

Na segunda etapa foi feito o algoritmo do programa baseado no modelo escolhido, ou seja, o procedimento padrão do modelo em termos de dados de entrada, equacionamento e dados de saída foi definido.

Por fim, na terceira etapa, que será apresentada no tópico dos resultados e discussões, foi desenvolvida a linguagem de programação do *software*. A calibração ocorreu por meio de um exercício proposto por Von Sperling (2007), seguida da validação do programa por meio de diversos outros exemplos de literatura.

3.1 ESCOLHA E ABRANGÊNCIA DO MODELO DE AUTODEPURAÇÃO

O presente projeto teve como finalidade a criação de um *software* gratuito de análise da qualidade da água e autodepuração em rios.

Neste contexto, optou-se por utilizar o modelo clássico de Streeter & Phelps, pois trata-se do primeiro modelo de oxigênio dissolvido, o qual ainda serviu como base para os modelos mais avançados disponíveis atualmente, tais como QUAL2E e QUAL-UFMG. Apesar de sua simplicidade conceitual e matemática, o modelo escolhido é capaz de gerar boa representação da realidade. Atualmente, no Brasil, grande parte dos estudos de autodepuração e simulações de oxigênio dissolvido é feita por meio deste modelo.

O *software* adotado foi o *Visual Basic for Application*, uma linguagem de programação largamente utilizada no meio acadêmico e empresarial, sendo parte integrante do *Microsoft Office* (OTSUKA, 2012).

3.2 ALGORITMO BASEADO NO MODELO DE STREETER & PHELPS

3.2.1 Dados de entrada

Todo este tópico foi em Sperling (2007).

Na Figura 6, é ilustrada a lista de dados de entrada necessários para utilização do modelo de Streeter & Phelps (modelagem do OD e DBO).

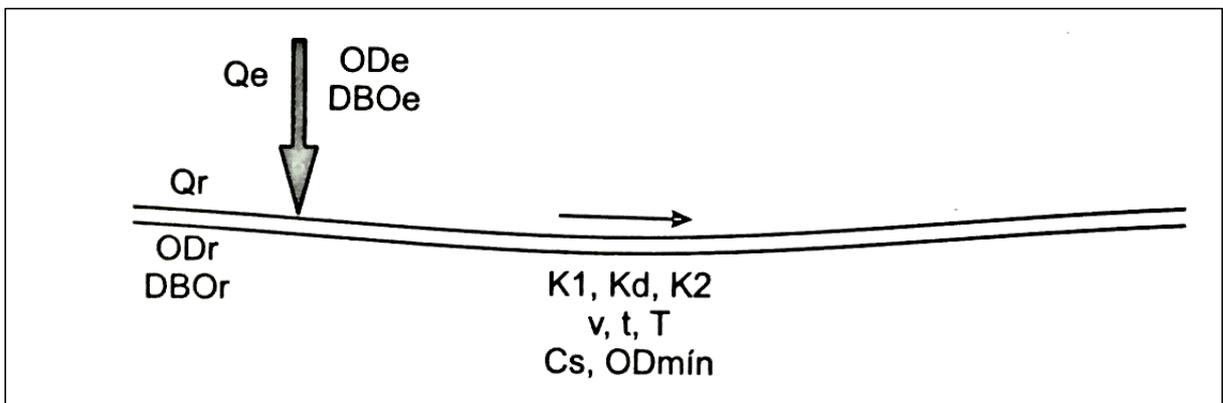


Figura 6 – Dados de entrada necessários para o modelo de Streeter & Phelps.

Fonte: Sperling (2007)

As variáveis usadas são:

Q_r : Vazão do rio, a montante do lançamento (m^3/s);

Q_e : Vazão de esgotos (m^3/s);

OD_r : Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (mg/L);

OD_e : Oxigênio dissolvido no esgoto (mg/L);

DBO_r : DBO_5 no rio, a montante do lançamento (mg/L);

DBO_e : DBO_5 do esgoto (mg/L);

K_1 : Coeficiente de desoxigenação (em laboratório);

K_d : Coeficiente de remoção de DBO efetiva no rio;

K_2 : Coeficiente de reoxigenação ou reaeração do rio;

v: Velocidade de percurso do rio (m/s);

t: Tempo de percurso (dia);

T: Temperatura do líquido (°C);

C_s: Concentração de saturação de OD no rio (mg/L);

OD_{mín}: Oxigênio dissolvido mínimo permissível segundo legislação (mg/L).

As variáveis “k” são coeficientes para a modelagem cinética do oxigênio na água. A seguir será explicado com mais detalhes as características desses coeficientes e como obtê-los para resolver o equacionamento do modelo com base em Sperling (2007).

O coeficiente de desoxigenação (K_1) faz parte da modelagem do consumo de oxigênio dissolvido na água por meio da degradação da matéria orgânica. Esses valores são obtidos em laboratório e dependem das características da matéria orgânica e temperatura.

Os valores de coeficiente de desoxigenação determinados através de testes em laboratórios são inferiores aos valores observados nos rios, chamados de coeficientes de remoção de DBO efetiva em rios (K_d). Isso se deve principalmente ao crescimento de biomassa aderida ao leito do rio que é mais efetiva na decomposição da matéria orgânica do que a biomassa dispersa na massa líquida. Na Tabela 4, são expostos os valores típicos de K_1 e K_d .

Tabela 4 – Valores típicos de K_1 e K_d em condições de laboratório a 20°C.

Origem	K_1 (dia ⁻¹) (laboratório)	K_d (rio)	
		Rios rasos	Rios Profundos
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45	0,50 – 1,00	0,35 – 0,50
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,35 – 0,45
Efluente primário	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,35 – 0,45
Efluente secundário	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20

Fonte: Adaptado de Sperling (2007)

Rios rasos são aqueles com profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m e rios profundos aqueles com profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5 m de acordo com Sperling (2007).

O processo de reoxigenação dos rios é modelado através do coeficiente de reaeração (K_2) que descreve a cinética de equilíbrio dinâmico entre o oxigênio da atmosfera e a concentração de saturação de oxigênio da água do rio. Existem três métodos de estimativa para obter o valor deste coeficiente: valores médios tabelados, valores em função das características hidráulicas do corpo de água e valores correlacionados com a vazão do curso de água. São apresentados valores médios de K_2 na Tabela 5.

Tabela 5 – Valores médios de K_2 a 20 °C.

Origem	K_2 (d^{-1})	
	Rios rasos	Rios Profundos
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Adaptado de Sperling (2007)

Para inserir a modelagem de coliformes no *software*, é necessário incluir os seguintes dados de entrada:

N_r : Coliformes no rio, a montante do lançamento (NMP/100mL);

N_e : Coliformes nos esgotos (NMP/100mL);

K_b : Coeficiente de decaimento bacteriano.

O decaimento bacteriano, expresso pelo coeficiente K_b , é a taxa de mortalidade dos coliformes quando lançados no curso de água. Rios turbulentos, assim como concentrações elevadas de coliformes e ambientes tropicais favorecem

uma taxa de remoção mais efetiva. Estudos sobre valores de K_b em água doce variam em uma ampla faixa, porém valores típicos situam-se de 0,5 a 1,5 d^{-1} a 20 °C.

Os coeficientes “K” são obtidos em temperatura padrão de 20°C. Correções para outros valores de temperatura são feitas a partir da Equação 6.

$$K = K_{20^{\circ}C} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (6)$$

Em que:

K : K a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

$K_{20^{\circ}C}$: K a temperatura de 20° (d^{-1});

θ : Coeficiente de temperatura;

T : Temperatura (°C).

3.2.2 Equacionamento

Para o caso específico do modelo de oxigênio dissolvido e DBO em cursos de água são apresentadas nas Equações 7, 8 e 9 (Sperling, 2007).

Concentração de oxigênio da mistura rio-esgoto:

$$C_0 = \frac{Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e}{Q_r + Q_e} \quad (7)$$

Em que:

C_0 : Concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

Q_r : Vazão do rio a montante do lançamento (m^3/s);

OD_r : Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (mg/L);

Q_e : Vazão de esgotos (m^3/s);

OD_e : Oxigênio dissolvido no esgoto (mg/L).

Déficit de oxigênio no rio:

$$D_o = C_s - C_o \quad (8)$$

Em que:

D_o : Déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

C_s : Concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

C_o : Concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L).

A DBO 5,20 da mistura do efluente com a água do corpo hídrico pode ser obtida pela Equação 9.

$$DBO5_o = \frac{Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e}{Q_r + Q_e} \quad (9)$$

Em que:

$DBO5_o$: Demanda Bioquímica de Oxigênio durante 5 dias após a mistura, a temperatura de 20°C(mg/L);

Q_r : Vazão do rio a montante do lançamento (m³/s);

DBO_r : DBO₅ no rio, a montante do lançamento (mg/L);

Q_e : Vazão de esgotos (m³/s);

DBO_e : Concentração de DBO₅ do esgoto (mg/L).

No modelo de oxigênio dissolvido, os cálculos são baseados na demanda última de oxigênio, e não na demanda de 5 dias. Assim, deve-se utilizar um fator de conversão K_T a fim de obter a DBO última a partir da DBO 5,20.

A constante de transformação da DBO 5,20 para DBO última é obtida pela Equação 10:

$$K_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} \quad (10)$$

Em que:

K_T : Constante para transformação da DBO_5 a DBO_u ;

DBO_u : Demanda Última de Oxigênio (mg/L);

$DBO_{5,20}$: Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias (mg/L).

A DBO última da mistura é obtida pela Equação 11:

$$L_o = DBO_{5_o} \cdot K_T \quad (11)$$

Em que:

L_o : Demanda última de oxigênio, logo após mistura (mg/L);

DBO_{5_o} : Concentração de DBO_5 , logo após a mistura (mg/L);

K_T : Constante para transformação da DBO_5 a DBO_u (-).

O máximo déficit de oxigênio é obtido através da derivada da equação de oxigênio em relação ao tempo, igualando-se esta a zero. Assim o tempo crítico t_c em que a concentração OD é mínima é obtido pela Equação 12:

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \cdot \left\{ \frac{K_2}{K_d} \cdot \left[1 - \frac{D_o(K_2 - K_d)}{L_o K_d} \right] \right\} \quad (12)$$

Em que:

t_c : Tempo crítico (d);

K_1 : Coeficiente de desoxigenação (d^{-1});

K_2 : Coeficiente de reoxigenação ou reaeração do rio (d^{-1});

K_d : Coeficiente reoxigenação efetiva do rio (d^{-1});

D_o : Déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

L_o : Demanda última de oxigênio, logo após mistura (mg/L).

O déficit crítico de OD é obtido pela Equação 13:

$$D_c = \frac{K_d}{K_2} \cdot L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t_c} \quad (13)$$

Em que:

D_c : Déficit crítico de OD (mg/L);

K_d : Coeficiente reoxigenação efetiva do rio (d^{-1});

K_2 : Coeficiente de reoxigenação ou reaeração do rio (d^{-1});

L_0 : Demanda última de oxigênio, logo após mistura (mg/L);

K_1 : Coeficiente de desoxigenação (d^{-1});

t_c : Tempo crítico (d).

A concentração crítica de OD é obtida pela Equação 14:

$$OD_c = C_s - D_c \quad (14)$$

Em que:

OD_c : Concentração crítica de OD (mg/L)

C_s : Concentração de saturação de OD (mg/L)

D_c : Déficit crítico de OD (mg/L)

O perfil de concentração de OD ao longo do tempo e da distância no rio é obtido pela Equação 15:

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{k_d \cdot L_0}{k_2 - k_d} \cdot (e^{-k_d \cdot t} - e^{-k_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-k_2 \cdot t} \right\} \quad (15)$$

Em que:

C_t : Concentração de OD em um tempo t (mg/L);

C_s : Concentração de saturação de OD (mg/L);

C_0 : Concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

k_d : Coeficiente deoxigenação efetiva do rio (d^{-1}).

t : Tempo de percurso (d)

k_2 : Coeficiente de reoxigenação ou reaeração do rio (d^{-1})

L_o : Demanda última de oxigênio, logo após mistura (mg/L)

O perfil de DBO ao longo do tempo no rio é obtido pela Equação 16:

$$L = L_o \cdot e^{K_d \cdot t} \quad (16)$$

Em que:

L : DBO remanescente em um tempo t (mg/L);

L_o : Demanda última de oxigênio, logo após mistura (mg/L);

K_d : Coeficiente reoxigenação efetiva do rio (d^{-1});

Q_e : Vazão de esgotos (m^3/s);

t : Tempo de percurso (t).

A concentração de coliformes na mistura rio-esgoto é obtida pela Equação

17:

$$N_o = \frac{Q_r \cdot N_r + Q_e \cdot N_e}{Q_r + Q_e} \quad (17)$$

Em que:

N_o : Concentração inicial de coliformes, logo após a mistura (NMP/100mL);

Q_r : Vazão do rio, a montante do lançamento (m^3/s);

N_r : Concentração de coliformes a montante do lançamento (NMP/100mL);

Q_e : Vazão de esgotos (m^3/s);

N_e : Concentração de coliformes no esgoto (NMP/100mL);

NMP: Número mais provável de coliformes.

O perfil de concentração de coliformes ao longo do tempo e da distância no rio é obtido pela Equação 18:

$$N = N_o \cdot e^{-k_b \cdot t} \quad (18)$$

Em que:

N : Concentração de coliformes em um tempo qualquer (NMP/100mL);

N_o : Concentração inicial de coliformes, logo após a mistura (NMP/100mL);

OD_r : Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (mg/L);

k_b : Coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1});

t : Tempo de percurso (d).

A concentração máxima permissível no esgoto para atendimento ao padrão do rio é obtida pela Equação 19:

$$N_{ep} = \frac{N_{op} \cdot (Q_r - Q_e) - Q_r \cdot N_r}{Q_e} \quad (19)$$

Em que:

N_{ep} : Concentração máxima permissível de coliformes no esgoto (NMP/100mL);

N_{op} : Concentração máxima permissível de coliformes na legislação no ponto de mistura (NMP/100mL);

Q_r : Vazão do rio, a montante do lançamento (m^3/s);

Q_e : Vazão de esgotos (m^3/s);

N_r : Concentração de coliformes a montante do lançamento (NMP/100mL).

A eficiência requerida para remoção de coliformes no tratamento de esgotos é obtida pela Equação 20:

$$E = \frac{N_e - N_{ep}}{N_e} \quad (20)$$

Em que:

E : Eficiência de remoção de coliformes requerida;

N_e : Concentração de coliformes no esgoto (NMP/100mL);

N_{ep} : Número máximo permissível de coliformes no esgoto (NMP/100mL).

3.2.3 Dados de saída

Além dos resultados das equações descritas no item anterior, também foram gerados como dados de saída os perfis de concentração de OD, DBO e coliformes ao longo do rio conforme exemplos nas Figuras 7, 8 e 9 que foram extraídos do modelo QUAL- UFMG.

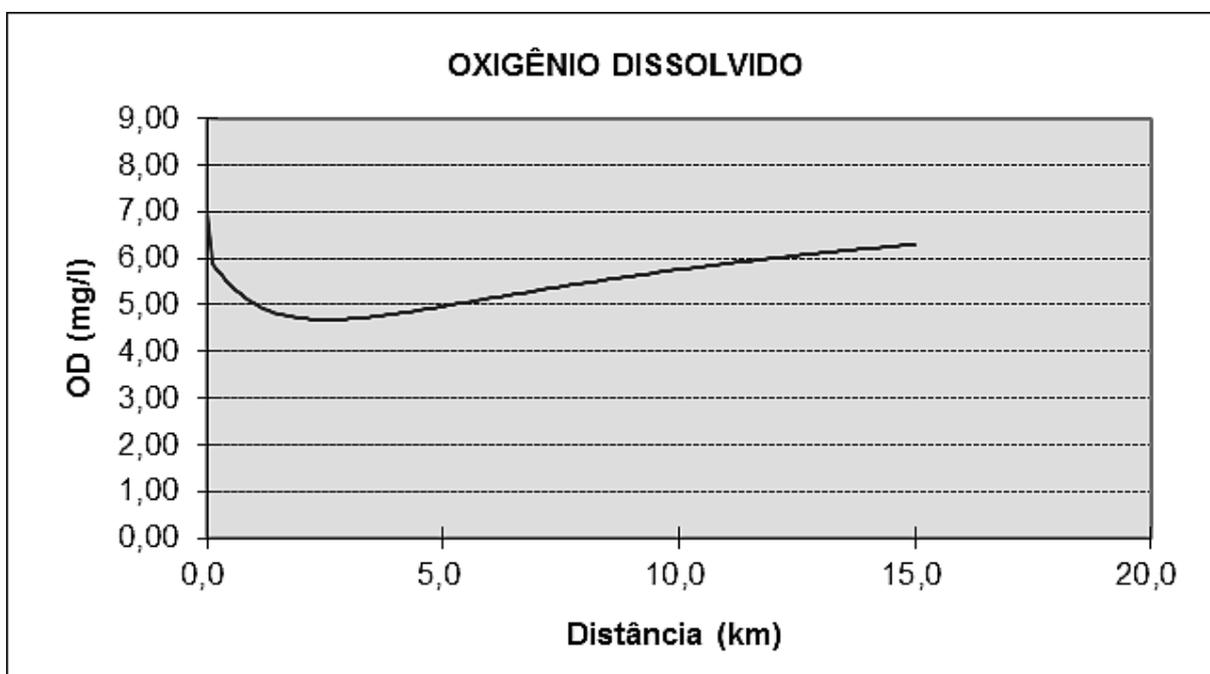


Figura 7 – Gráfico da variação de OD ao longo da distância de um rio.

Fonte: QUAL-UFMG, Sperling (2007)

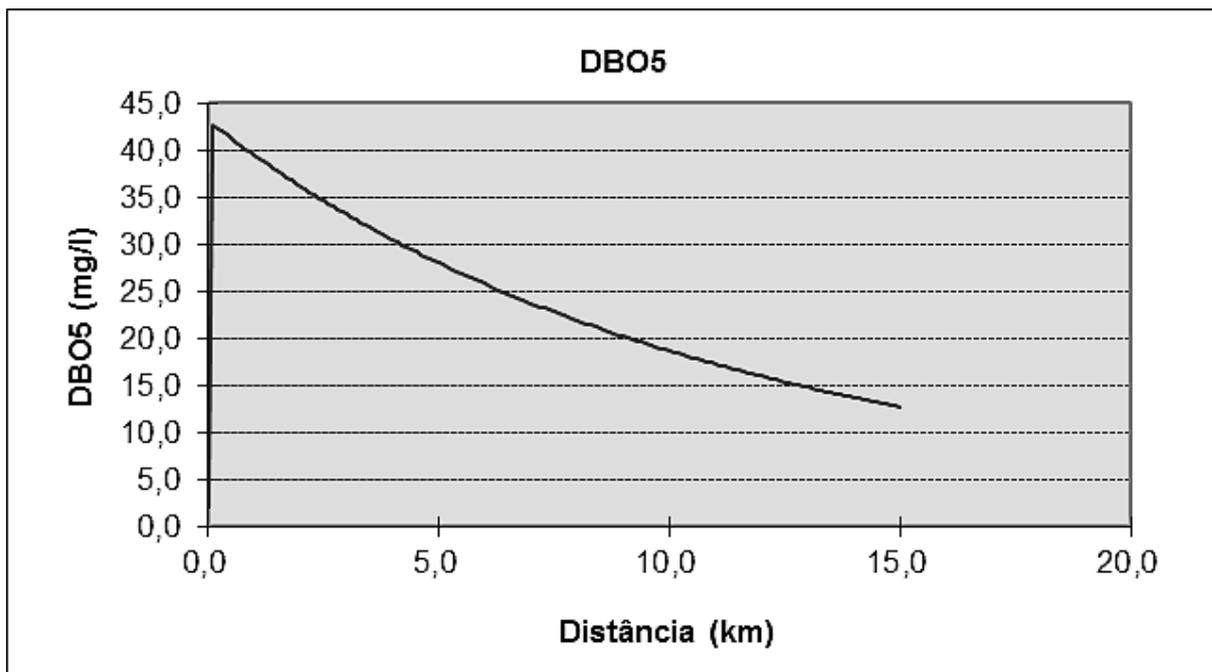


Figura 8 – Gráfico da variação de DBO 5,20 ao longo da distância de um rio.

Fonte: QUAL-UFMG, Sperling (2007)

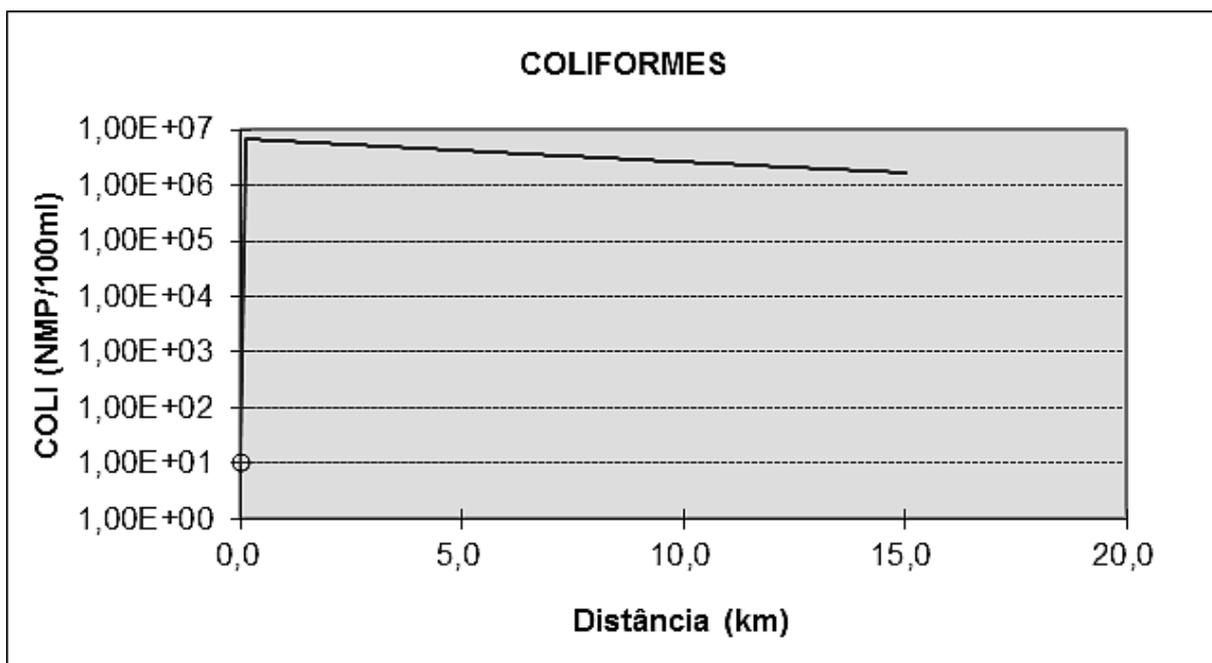


Figura 9 – Gráfico da variação do número mais provável de coliformes ao longo da distância de um rio.

Fonte: QUAL-UFMG, Sperling (2007)

Com os perfis de OD, DBO e coliformes ao longo do rio é possível determinar as zonas de autodepuração e as influências sobre a qualidade da água assim como a interferência na vida aquática. Além disso, pode-se determinar eficiências de tratamento de esgotos para que os rios não tenham sua classe de qualidade da água desenquadrada, de acordo com os requisitos da resolução Conama 357.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para desenvolver este programa computacional, diversas ferramentas de programação foram aplicadas para de criar um programa funcional que auxilie na análise da autodepuração em rios e que também possa incrementar aulas didáticas sobre o tema.

Nos tópicos a seguir, cada tela do *software* é explicada por meio de imagens e comentários a respeito de suas funções, características e utilidades. Na sequência, apresenta-se um tópico a respeito da validação do programa por meio de um exercício proposto por Sperling (2007). Além da resolução manual do exercício, o autor também apresenta a solução por meio de sua ferramenta computacional, o QUAL-UFMG. Deste modo, foi possível comparar os resultados obtidos pelo QAR-UTFPR e avaliar sua precisão de cálculo.

4.1 TELA DE APRESENTAÇÃO

Na tela de apresentação, introduz-se o nome do programa, QAR-UTFPR, bem como o nome dos autores do projeto, do professor orientador e o nome da instituição de ensino, além de outras informações introdutórias, conforme se pode observar na Figura 10.



Figura 10 – Tela Inicial do Software QAR-UTFPR

Fonte: Autoria própria

4.2 DADOS DE ENTRADA

Ao iniciar o programa, após a tela de apresentação, surge a tela de inserção dos dados de entrada conforme Figura 11:

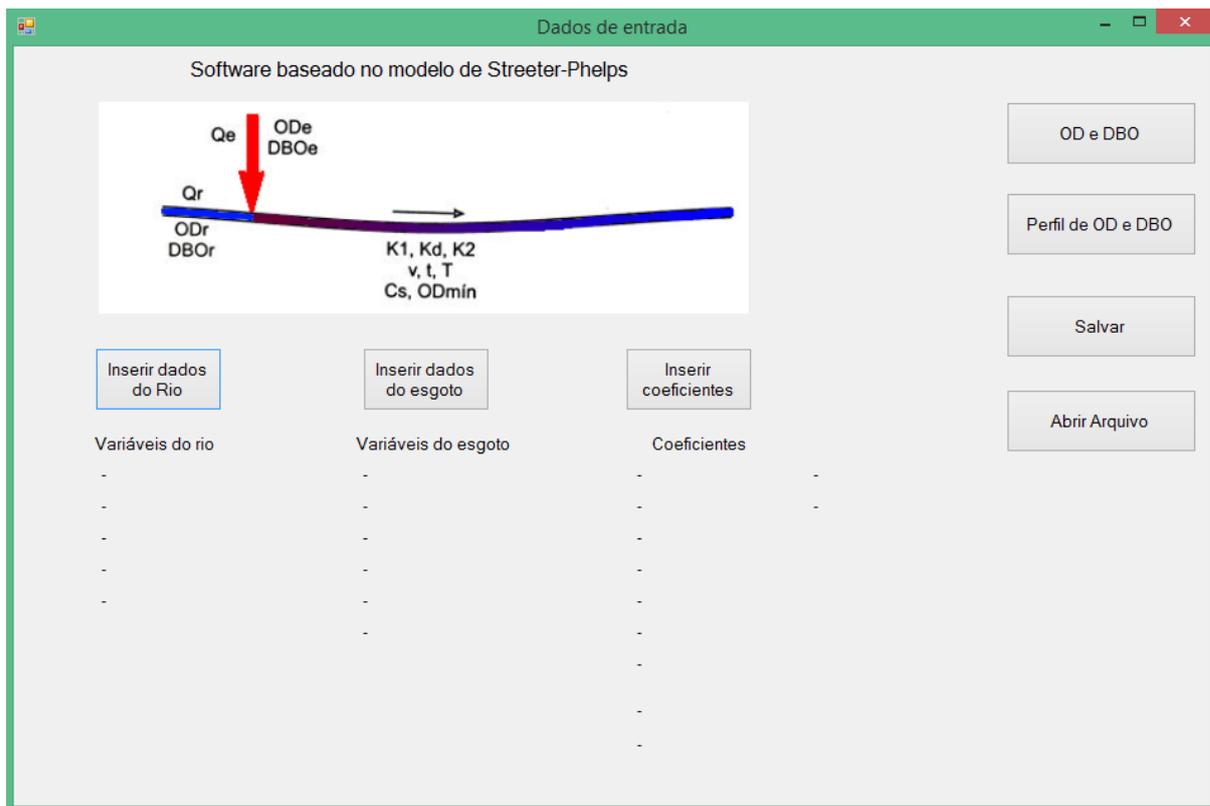


Figura 11 – Tela para inserção dos dados de entrada do software QAR-UTFPR.

Fonte: Autoria própria

Como pode-se observar, na tela “Dados de entrada” é possível inserir os dados do rio, do esgoto e dos coeficientes relativos aos processos de autodepuração. Também, nessa tela, há uma figura que exemplifica os dados, coeficientes e variáveis utilizados no programa.

4.2.1 Dados do rio

Na tela dos dados do rio à montante do lançamento (Figuras 12 e 13) é possível definir os valores de OD, DBO e Coliformes antes do momento da mistura com o esgoto. Além disso, é possível definir o valor da vazão do rio, caso esta seja conhecida, ou mesmo com os valores da geometria da seção, inclinação e rugosidade do rio para que se obtenha o valor da vazão. Na Figura 12, é possível estimar a vazão do rio admitindo-se uma seção trapezoidal.

Variáveis do rio

Vazão do rio m³/s

Oxigênio dissolvido no rio mg/l

DBOr no rio mg/l

Coliformes no rio NMP/100ml

Comprimento do rio Km

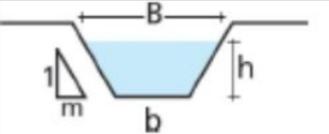
Planilhas auxiliares para cálculo da vazão e velocidade

Seção Trapezoidal - Manning | Meia Seção - Manning

b m

h m

m m



Calcular

Am = 1,00 m²
 Pm = 3,00 m
 Rh = 0,33 m
 B = 1,00 m

Coeficiente de Manning TL-1/3 ?

Declividade m/m

Calcular

Velocidade = 0,49 m/s
 Vazão = 0,49 m³/s

OK

Figura 12 – Tela para inserção dos dados de entrada do rio, com a opção de cálculo para seção trapezoidal.

Fonte: Autoria própria

A seguir, na Figura 13, é possível estimar a vazão do rio por meio de uma meia seção circular.

Variáveis do rio

Vazão do rio m³/s

Oxigênio dissolvido no rio mg/l

DBOr no rio mg/l

Coliformes no rio NMP/100ml

Comprimento do rio Km

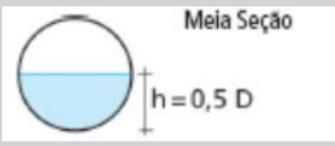
Planilhas auxiliares para cálculo da vazão e velocidade

Seção Trapezoidal - Manning | Meia Seção - Manning

D m

h m

Meia Seção



h = 0,5 D

Calcular

Am = 0,39 m²
Pm = 1,57 m
Rh = 0,25 m

Coeficiente de Manning TL-1/3 ?

Declividade m/m

Calcular

Velocidade = 0,40 m/s
Vazão = 0,16 m³/s

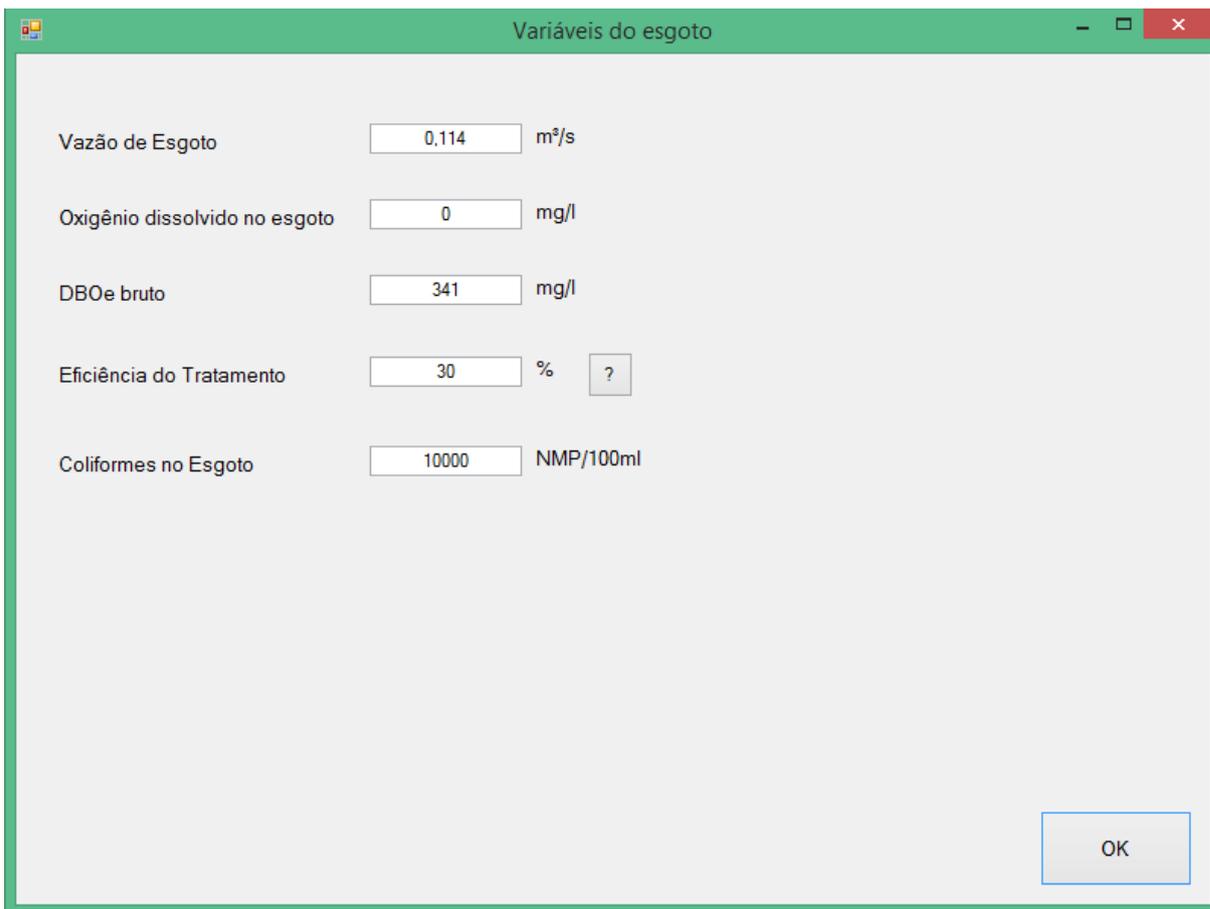
OK

Figura 13 – Opção de cálculo para meia seção circular.

Fonte: Autoria própria

4.2.2 Dados do esgoto

Na inserção dos dados do esgoto, é possível determinar seus valores de OD, DBO e Coliformes antes da mistura com o rio, assim como determinar a eficiência do tratamento (existente ou hipotético) desse efluente. Além disso, quantifica-se também a vazão do esgoto. Na Figura 14, está exemplificado a inserção dos dados do esgoto.



The image shows a software window titled "Variáveis do esgoto" with a green title bar. It contains five input fields for wastewater parameters, each with a numerical value and a unit. The parameters and their values are: Vazão de Esgoto (0.114 m³/s), Oxigênio dissolvido no esgoto (0 mg/l), DBOe bruto (341 mg/l), Eficiência do Tratamento (30 %), and Coliformes no Esgoto (10000 NMP/100ml). There is a small button with a question mark next to the efficiency field. An "OK" button is located in the bottom right corner.

Parâmetro	Valor	Unidade
Vazão de Esgoto	0.114	m³/s
Oxigênio dissolvido no esgoto	0	mg/l
DBOe bruto	341	mg/l
Eficiência do Tratamento	30	%
Coliformes no Esgoto	10000	NMP/100ml

Figura 14 – Tela para inserção dos dados de entrada do esgoto, incluindo a eficiência de um eventual tratamento.

Fonte: Autoria própria

4.2.3 Coeficientes

Na tela dos “Coeficientes” (Figura 15) define-se os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1), coeficiente de remoção de DBO efetiva do rio (K_d), coeficiente de reaeração do rio (K_2) e coeficiente de decaimento bacteriano (K_b), para temperatura (padrão) de 20°C. Entretanto, é possível determinar a temperatura da água do rio para que o programa possa realizar o ajuste dos K's para a temperatura dada. Na inserção dos coeficientes K's existem botões de ajuda para obter o valor de K_1 e K_d do rio e do esgoto por meio de tabelas. Também há um botão de cálculo de K_2 por meio dos equacionamentos de O'Connor & Dobbins (1958), Churchill et al. (1962) e Owens et al. (1978) com base na velocidade e profundidade do rio.

Figura 15 – Tela para inserção dos coeficientes relacionados aos processos de autodepuração.
Fonte: Autoria própria

Além disso, na tela de “Coeficientes” é possível definir os valores referência de concentração de saturação de oxigênio e valor mínimo aceitável de oxigênio dissolvido.

Para facilitar o entendimento da simbologia utilizada, basta mover o cursor sobre o símbolo em questão para que apareça sua definição. Na Figura 15, por exemplo, ao colocar o cursor sobre “Kd” aparece a caixa de texto explicativa contendo “Coeficiente de decomposição”.

4.2.4 Resumo dos dados de entrada

Após a inserção dos dados de entrada do rio, do esgoto e os coeficientes de autodepuração, na tela de “Dados de entrada”, apresenta-se um resumo dessas

informações que podem ser modificadas a qualquer momento de acordo com os critérios do usuário. Vale notar que os K's exibidos já estão ajustados à temperatura do rio. Um exemplo deste resumo é apresentado na Figura 16.

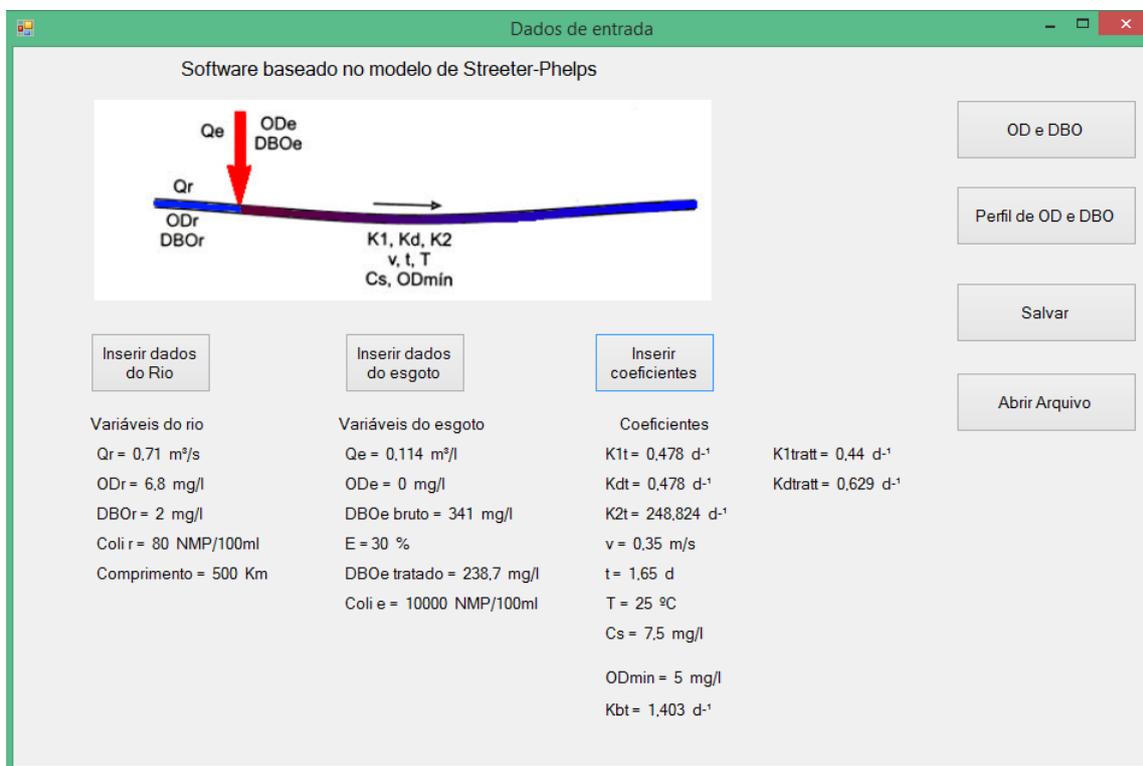


Figura 16 – Tela dos “Dados de entrada” após definição de todas as variáveis

Fonte: Autoria própria

Além do resumo, há também a possibilidade de salvar os dados inseridos caso se queira retomar a modelagem ou mesmo fazer modificações em um outro momento sem que se tenha que inserir todos os dados de entrada novamente.

4.3 DADOS DE SAÍDA

Os dados de saída são apresentados em três partes. Primeiramente, tem-se os resultados das variáveis do equacionamento do método de Streeter & Phelps (1925). Posteriormente, apresenta-se os resultados pontuais de OD, DBO e Coliformes ao longo do rio. Por fim, tem-se os gráficos dos perfis destas variáveis com e sem tratamento prévio do efluente.

4.3.1 Resultados dos equacionamentos

O resultado do equacionamento de Streeter & Phelps é apresentado na Figura 17. Observa-se, em especial, os valores críticos de tempo, distância e concentração de OD para esgoto sem tratamento, sendo possível obter os valores para esgoto com tratamento na aba da direita.

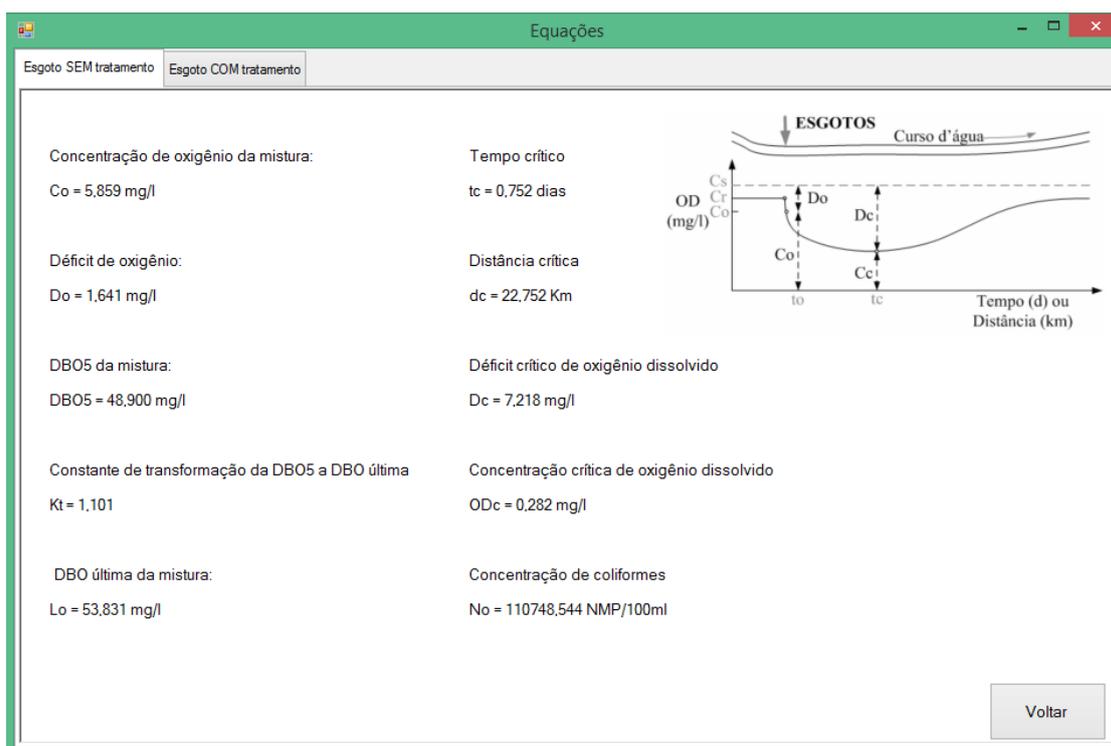


Figura 17 – Tela das “Equações” contendo seus resultados parciais.

Fonte: Autoria própria

4.3.2 Perfis de DBO_{5,20}, OD e Coliformes

Para determinação dos perfis é necessário definir o intervalo de cálculo, ou seja, a distância entre pontos do rio em que o *software* calculará os valores de DBO, OD e Coliformes. Definido o intervalo, a tabela com os valores das variáveis é automaticamente calculada ao se pressionar o botão “Atualizar”. Existe também a

possibilidade de edição de um ou mais pontos de intervalo de distância (d), caso se queira obter os resultados em um ponto específico (Figura 18).



Figura 18 – Tela para definição do intervalo entre pontos do rio para cálculo das variáveis, assim como tabela contendo seus resultados.

Fonte: Autoria própria

O botão de plotagem dá o comando para o programa gerar os gráficos de perfis de OD, DBO e Coliformes conforme Figura 19.

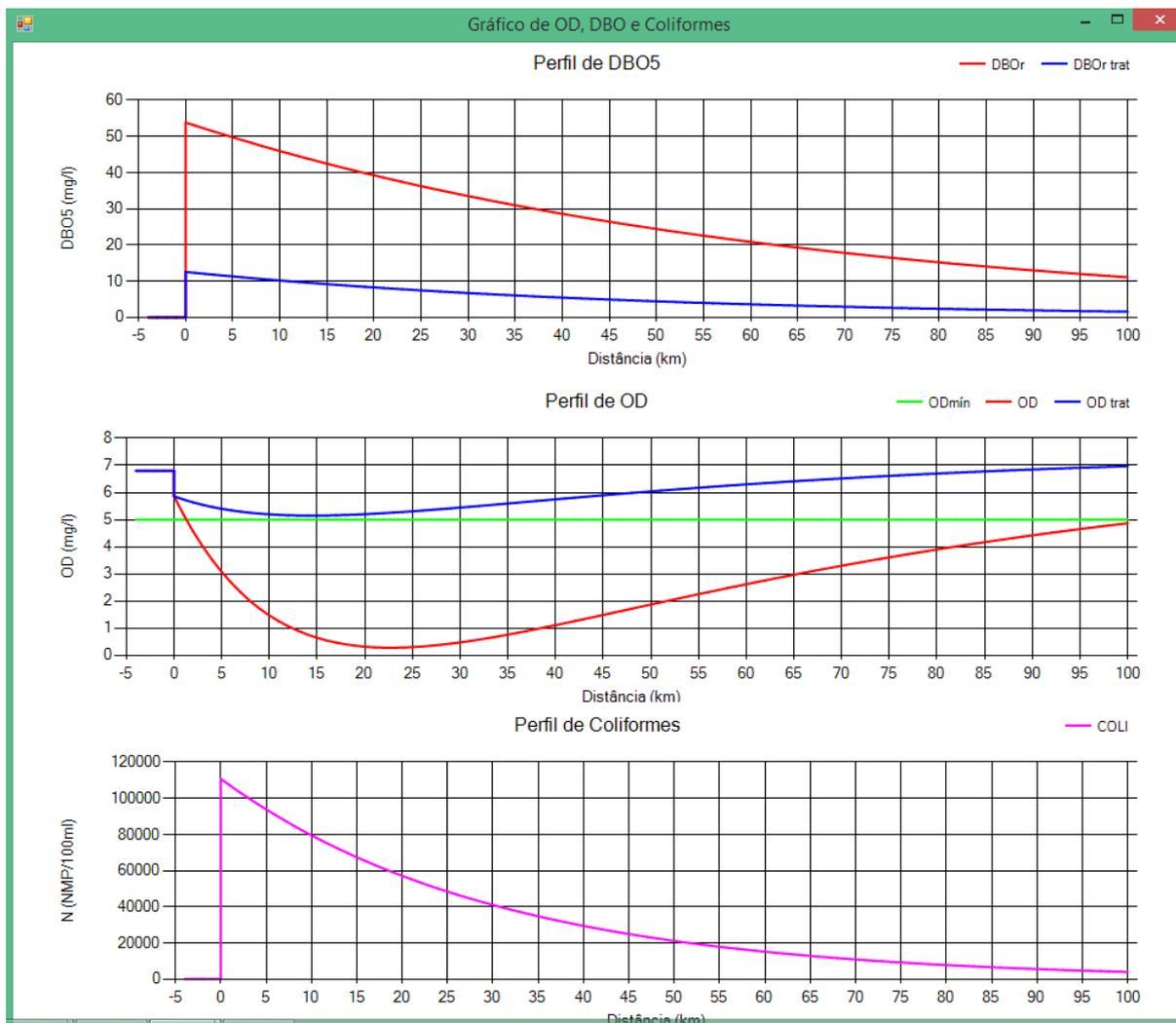


Figura 19 – Gráficos de DBO_{5,20}, OD e Coliformes gerados pelo *software* QAR-UTFPR

Fonte: Autoria própria

Nota-se no gráfico (Figura 19) que o *software* traça as curvas de DBO e OD para o esgoto sem tratamento e também para o esgoto tratado segundo eficiência definida nos dados de entrada. Além disso, no gráfico de OD, o programa traça o limite mínimo aceitável, definido pelo usuário, de oxigênio dissolvido para o rio em questão. Desta maneira é possível comparar se o esgoto bruto provoca redução de OD além do aceitável, ou mesmo se a eficiência do tratamento definido pelo usuário é suficiente para não gerar redução de OD além do limite estipulado pelo usuário.

4.4 VALIDAÇÃO

Para testar o modelo, ou seja, valida-lo, utilizou-se o exemplo 8.4 da página 359 do livro “Estudos e modelagem da qualidade da água de rios” de Sperling (2007). A continuação do exercício para modelagem de coliformes está na página 519.

Os dados do exemplo proposto foram inseridos no QAR-UTFPR conforme exposto por meio da Figura 20.

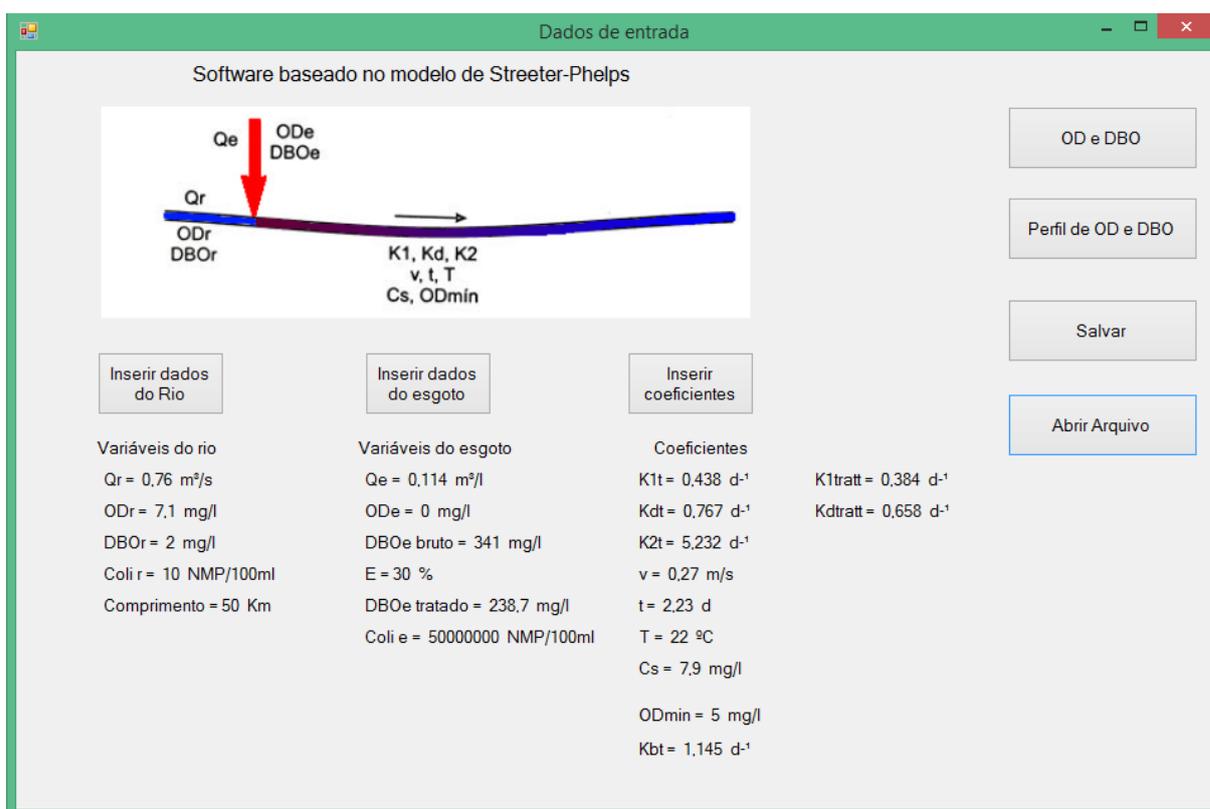


Figura 20 – Resumo dos dados do exemplo do Sperling (2007) para validação do QAR-UTFPR

Fonte: Autoria própria

No Quadro 7, são comparados os resultados do exemplo de Sperling (2007) com os resultados obtidos pelo QAR-UTFPR.

Resultados	Von Sperling (2007)	QAR-UTFPR
Concentração de oxigênio da mistura (C_o)	6,2 mg/L	6,174 mg/L
Déficit de oxigênio da mistura (D_o)	1,7 mg/L	1,726 mg/L
Constante de transformação da $DBO_{5,20}$ para DBO_u (K_T)	1,12	1,126
$DBO_{5,20}$ da mistura	46 mg/L	46,217 mg/L
DBO última da mistura (L_o)	52 mg/L	52,026 mg/L
Tempo crítico (t_c)	0,38 dias	0,35 dias
Distância crítica (d_c)	8,6 km	8,298 km
Déficit crítico de oxigênio dissolvido (D_c)	5,70 mg/L	6,338 mg/L
Concentração crítica de oxigênio dissolvido (OD_c)	2,20 mg/L	1,562 mg/L
Concentração de coliformes na mistura	$6,52 \times 10^6$ NMP/100mL	$6,52 \times 10^6$ NMP/100mL

Quadro 7 – Comparação de resultados do exemplo de Sperling (2007) com a solução do QAR-UTFPR

Fonte: Autoria própria

Percebe-se, no Quadro 7, que os resultados não são exatamente iguais. Isso se deve ao fato de haver alguns erros na impressão de alguns dos dados de entrada do exemplo proposto por Sperling (2007). Caso não houvesse ocorrido tais erros, os resultados seriam idênticos. Isso é esperado por conta do equacionamento preciso do modelo, no qual os dados de saída serão sempre os mesmos caso não se alterem os dados de entrada.

Outros testes foram feitos para validar o programa. Dentre eles, foi feito o primeiro exemplo de aplicação presente no manual do *software* AD'ÁGUA 2.0 (BRAGA et al.,2010), desenvolvido na Universidade Federal do Espírito Santo. Os dados desse exemplo são resumidos por meio da Figura 21.

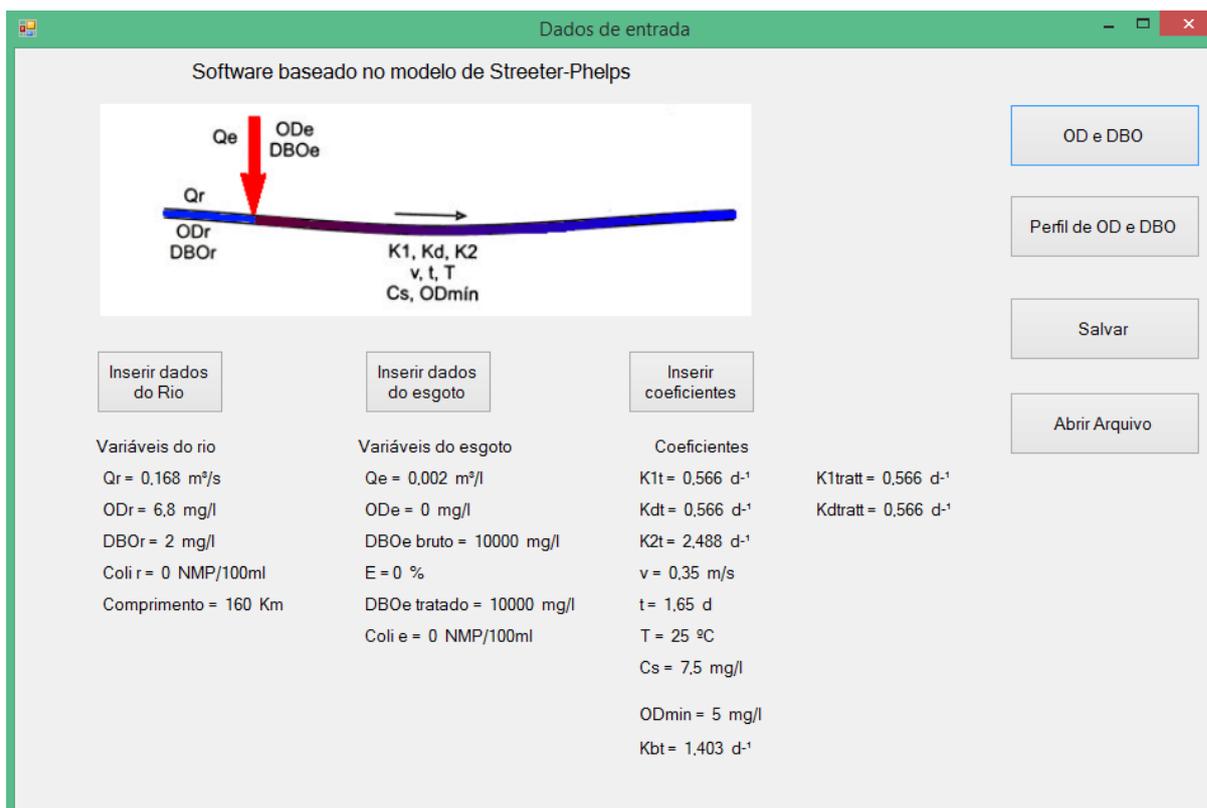


Figura 21 – Resumo dos dados do primeiro exemplo do manual do *software AD'ÁGUA 2.0 (2010)* para validação do QAR-UTFPR

Fonte: Autoria própria

No Quadro 8, são comparados os resultados do primeiro exemplo do manual do *software AD'ÁGUA (2010)* com os resultados obtidos pelo QAR-UTFPR.

Resultados	AD'ÁGUA (2010)	QAR-UTFPR
Concentração de oxigênio da mistura (C_o)	6,72 mg/L	6,720 mg/L
Déficit de oxigênio da mistura (D_o)	0,78 mg/L	0,780 mg/L
Constante de transformação da $DBO_{5,20}$ para DBO_u (K_T)	1,0627	1,063
$DBO_{5,20}$ da mistura	119,62 mg/L	119,624 mg/L
DBO ultima da mistura (L_o)	127,122 mg/L	127,119 mg/L
Tempo crítico (t_c)	0,759 dias	0,759 dias
Distância crítica (d_c)	22,952 km	22,961 km
Déficit crítico de oxigênio dissolvido (D_c)	18,79 mg/L	18,818 mg/L

Resultados	AD'ÁGUA (2010)	QAR-UTFPR
Concentração crítica de oxigênio dissolvido (OD _c)	-11,29 mg/L (Menor valor na prática = 0)	-11,318 mg/L (Menor valor na prática = 0)

Quadro 8 – Comparação de resultados do primeiro exemplo do manual do software AD'ÁGUA 2.0 (2010) para validação do QAR-UTFPR

Fonte: Aatoria própria

Do ponto de vista do saneamento, os resultados de ambos os programas são iguais. Observa-se, em especial, o resultado negativo para concentração crítica de oxigênio dissolvido. Por se tratar de um modelo matemático, algumas restrições físicas não são contempladas pelo modelo, como neste caso, a impossibilidade física de ocorrer concentrações negativas. Deste modo, os gráficos de perfis só têm validade até a distância em que o oxigênio dissolvido atinge o valor de zero. Após esse ponto, as curvas dos perfis devem ser desconsideradas. Além disso, conclui-se que a carga de matéria orgânica lançada no rio é bem maior do que a carga necessária para zerar a concentração de oxigênio na distância crítica.

5 CONCLUSÕES

Conforme estabelecido no objetivo principal do trabalho, através de dados de entrada definidos pelo usuário, é possível obter através do *software* QAR-UTFPR os perfis de OD, DBO e coliformes.

O *software* foi validado com dados reportados em Von Sperling (2007), que também foram utilizados no modelo QUAL-UFMG, e foram obtidos resultados muito similares, entretanto não idênticos por causa de erros na impressão de alguns dos dados de entrada apresentados no livro. Entretanto, a validação foi verificada com o exemplo proposto no manual do AD'ÁGUA 2.0, no qual houve igualdade de resultados.

Vale ressaltar que, como qualquer programa computacional, a qualidade dos dados de saída está vinculada à qualidade dos dados de entrada. Sendo assim, apesar de fornecer bastante informação adicional sobre o tema, o *software* elaborado exige que o usuário tenha conhecimento razoável a respeito do assunto para que os dados de saída representem um resultado satisfatório.

O desenvolvimento do presente trabalho é relevante para melhoria da situação atual dos rios brasileiros, que em alguns trechos, principalmente urbanos, recebem carga excessiva de esgoto doméstico com pouco tratamento ou mesmo *in natura*. Tal situação desestabiliza o ecossistema do rio e em alguns casos chega até a extinguir toda forma de vida aeróbia, gerando prejuízos significativos para o meio ambiente.

Se o QAR-UTFPR for corretamente utilizado, este poderá contribuir significativamente para o ensino acadêmico de autodepuração, assim como para o aprofundamento do estudo nesta área. Além de despertar o interesse pelo tema, o programa reforça a consciência ambiental dos futuros engenheiros quanto à importância do tratamento e destinação dos efluentes.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, R. **Impactos do lançamento de efluentes na qualidade da água do riacho Mussuré/Raphael Abrahão.** – João Pessoa, 2006.

ANDRADE, L. N. **Autodepuração dos corpos d'água.** Vitória, 2010. Revista da Biologia, São Paulo v.5, p.16-19, dez. 2010

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário** - definições. Rio de Janeiro, 1986.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.** 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRAGA, J. C.; PELUZIO, T. M. O.; SAITO, N. S.; SANTOS, A. R. **AD' ÁGUA 2.0 SISTEMA PARA SIMULAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUA MANUAL DO USUÁRIO.** 2010. 35p. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

BRASIL. Lei no. 9.433. de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, Brasília, DF.

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. 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. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: . Acesso em: jan. 2015.

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. **Diário Oficial da União:** República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 92, 16 maio 2011. p. 89. Disponível em: . Acesso em: jan 2015.

BROWN, C. L.; BARNWELL, T. O. **Documentation and user manual for the Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual.** Environmental Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, 1987.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Variáveis de qualidade das águas.** São Paulo, SP, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Águas Superficiais**. 2011.

FERREIRA, A. M. **Capacidade de autodepuração nos cursos médio e baixo do rio Uberaba, UPGRH-GD8**. 2014. 113p. Defesa de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2013.

FINKLER, F.; OLIVEIRA, G. A.; F. S. F.; DIAS, E. A.; BRITO, B. G. **VÍRUS CAUSADORES DE ENFERMIDADES E ZONOSSES VEICULADOS PELA ÁGUA: ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS, SANITÁRIOS E DIAGNÓSTICOS..** 2011. (Apresentação de Trabalho/Seminário).

GONÇALVES, J. C. S. I. et al. **Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP**. *Ambi Agua*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012.

HESPANHOL, Katia Maria Hipolito. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do Ribeirão Morangueiro**. 2009. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Urbana) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, 2009.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - Brasil 2012**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD 2013**. Rio de Janeiro: IBGE, 2014.

JORDÃO, Eduardo Pacheco. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4ª edição. Rio de Janeiro, 2005.

LINS, Gustavo Aveiro. **Avaliação de Impactos Ambientais em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE)**. Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MACHADO, Márcio Bezerra. **Modelagem tridimensional da dispersão de poluentes em rios**. 2006. 147f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, 2006.

MACHADO, Márcio Bezerra. **Software para modelagem de dispersão de efluentes em rios**. Eng. sanit. ambient. v. 13, n. 3, p. 291-297, 2008.

MARINI, A.J. **Desenvolvimento de Programa Computacional para Projeto de Sistemas Fotovoltaicos no Suprimento de Eletricidade a Pequenas Comunidades Rurais**; p3, jan. 2001.

MICROSOFT. **Biblioteca MSDN**. 2013. Disponível em <<http://https://msdn.microsoft.com/pt-br/library/2x7h1hfk.aspx>>. Acesso em 27 jan. 2013

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, 2006.

MORUZZI, Rodrigo Braga, et al. **Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP)**. Geociências, UNESP, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**, 1 ed. Rio de Janeiro, ABES, 1997.

NAGALLI, André; NEMES, Priscila Duarte. **Estudo da qualidade de água de receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos**. Revista Acadêmica PUC-PR. Ciências Agrárias e Ambientais, 2009.

OLIVEIRA, S.M.A.C; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – análise de desempenho**. Eng. sanit. ambient. v.10 (4), p357-357.2005.

OTSUKA, Tatiana Suemy - **Tutorial sobre modelagem em VBA**. 2012. 47 p. Projeto supervisionado realizado no IMECC - Instituto de Matemática, Estatística e Computação Científica. Disponível na Universidade Estadual de Campinas, Disponível em: <http://vigo.ime.unicamp.br/Projeto/2012-1/ms877/ms877_Tatiana.pdf>. Acesso em: 31/01/2015

PALMA-SILVA, G. M.; TAU-K-TORNISIEL, S. M.; PIÃO, A. C. **Capacidade de autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, SP, Brasil**. HOLOS Environment. V.7, n.2, p.139-153, out. 2007.

PAULA, Liliane Magnavaca de. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG)**. 2011. 177f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2011.

PEREIRA, E.R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**. 129p. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2006.

PEREIRA, E.R.; DEMARCHI, J.J.A.A.; BUDIÑO, F.E.L. **A questão ambiental e os impactos causados pelos efluentes da suinocultura**. 2009. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2009_3/QAmbiental/index.htm>. Acesso em: 13/01/2015

PÊSSOA, C.A.; JORDÃO, E.P. **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 4ª. Ed. Rio de Janeiro, ABES, 2009

ROMEIRO, N. M. L. **Simulação numérica de modelos de qualidade de água usando o método de elementos finitos estabilizados**. 197p. Tese de Doutorado em Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

ROSA, L. G.; SOUSA, J. T. de; LIMA, V. L. A. de.; ARAUJO, G. H.; SILVA, L. M. A. da.; LEITE, V. D. **Caracterização de águas residuárias oriundas de empresas de lavagem de veículos e impactos ambientais**. *AmbiÁgua*, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 179-199, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.532>>. Acesso em: 13/01/2015

SALLAS, Marcio Ricardo et al. **Estudo da Autodepuração do Rio Jordão, Localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados**. *Eng Saint Ambient*, v. 18, n. 2, p. 105-114.

STREETER, H. W.; PHELPS, Earle B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio river**. United States Public Health Service - Public Health Bulletin, n. 146, 1925.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Colaboração da Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH). 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

VELA, F. J. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais e periodicamente aerado**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

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, 2005.

SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 588p. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7).

SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. 243p. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1).