



Universidade Federal
do Rio de Janeiro

Escola Politécnica

ANÁLISE DA CONTRIBUIÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS AO RIO SARAPUÍ DE ACORDO COM O PROGNÓSTICO DAS BACIAS DE ESGOTAMENTO DA REGIÃO: APLICAÇÃO DO MODELO DE STREETER-PHELPS

Paula Nacif de Moura
Thatiana Vitorino Castro Pereira

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

Orientador: Isaac Volschan Junior

Rio de Janeiro
Abril de 2016

Análise da contribuição de esgotos sanitários ao rio Sarapuí de acordo com o prognóstico das bacias de esgotamento da região: aplicação do modelo de Streeter-Phelps

Paula Nacif de Moura

Thatiana Vitorino de Castro Pereira

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

Aprovado por:

Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc

(Orientador)

Prof. Paulo Cesar Colonna Rosman, Ph.D

Prof. Paulo Renato Diniz Junqueira Barbosa, Ph.D

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

Abril de 2016

Moura, Paula Nacif de

Pereira, Thatiana Vitorino Castro

Análise da contribuição de esgotos sanitários ao rio Sarapuí de acordo com o prognóstico das bacias de esgotamento da região: aplicação do modelo de Streeter-Phelps/ Paula Nacif de Moura e Thatiana Vitorino Castro Pereira – Rio de Janeiro: UFRJ / Escola Politécnica, 2016.

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

Orientador: Isaac Volschan Junior, D.Sc

Projeto de Graduação – UFRJ / Escola Politécnica /
Curso de Engenharia Ambiental, 2016

Referências Bibliográficas: 65-66

1. Poluição e Qualidade das Águas; 2. Esgotamento Sanitário; 3. Modelo de Streeter-Phelps; I. Volschan Junior, Isaac II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica, Curso de Engenharia Ambiental. III. Análise da contribuição de esgotos sanitários ao rio Sarapuí de acordo com o prognóstico das bacias de esgotamento da região: aplicação do modelo de Streeter-Phelps

*“Os ideais que iluminaram o meu
caminho, e que, de tempos
em tempos me dão nova
coragem para enfrentar a
vida com alegria são a
bondade, a beleza e a
verdade.”*

(Albert Einstein)

AGRADECIMENTOS

Paula

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais, Paulo e Thereza, não só pelo apoio incondicional durante toda essa trajetória, como também pelos valores e exemplos que me passaram. A eles, meu maior agradecimento, todo meu orgulho e admiração.

Agradeço ao meu irmão, Bernardo pelo suporte sempre que necessário e pelo companheirismo em todos os momentos. Agradeço à minha avó Therezinha por todo seu amor, cuidado e carinho.

Ao Pedro Avila, pelo companheirismo, pelas risadas, pelas conversas, pelo afeto e pelo amor. Mesmo longe, estamos perto.

Às fofinhas ambientais Beatriz, Erica, Mariane, Thaynara, Thaysa e, principalmente, minha colega de Projeto de Graduação, Thatiana. Por todas as caninhas, choppadas, horas de estudo, trabalhos e sorrisos. Toda essa jornada foi mais fácil com vocês.

Ao professor Isaac por toda dedicação, paciência e atenção durante toda a execução do presente trabalho, bem como pela transferência de todo o conhecimento necessário.

À equipe Aqualogy Rio de Janeiro. À Amanda Costa e Juliana Damico pelo suporte em todos os momentos, pelo auxílio sempre que necessário e por serem o maior presente que a Aqualogy poderia me dar. Ao Pedro Navalon e Carles Gilberga, não só pela aprendizagem e transferência de conhecimento, como também pela extrema compreensão sempre que se fez necessário.

Às *biométricas*, pelas horas diárias de descontração e por me ajudarem a tornar esta etapa final da graduação mais leve.

A todos vocês, minha gratidão!

AGRADECIMENTOS

Thatiana

Gostaria de expressar minha profunda gratidão e meus sinceros agradecimentos ao Professor orientador Isaac Volschan Junior, pela sua confiança depositada e por todo o suporte acadêmico, os quais foram essenciais para o bom andamento e elaboração deste trabalho.

Um agradecimento especial a Paula Nacif, uma amizade que tive a honra de adquirir nesses anos de faculdade e que felizmente pude compartilhar esse trabalho, tornando a tarefa mais tranquila e proveitosa. Além das outras amigas nascidas graças a esses anos de estudo na UFRJ: Thaynara, Emelay, Beatriz, Thaysa, Mariane, Patricia, Isabela, muito obrigada pelo companheirismo e pelos momentos que ficaram eternamente guardados com muito carinho.

À minha família, minha base, minha inspiração. Minha mãe Claudia, que sempre mostrou ser uma mulher guerreira e batalhadora, me incentivando a sempre seguir meus sonhos. A minha irmã querida Nathaly, por todo amor, amizade, conselhos e momentos de descontração. Ao meu falecido pai Mauro pelas recordações e ensinamentos deixados desde a minha infância, os quais contribuíram para minha formação.

Ao meu namorado Haroldo por sempre me apoiar e estar disposto a me ajudar. Mesmo nos momentos difíceis você se fez presente com a sua calma e alegria, dando mais leveza e tranquilidade, amo você!

Ao CNPQ pela bolsa a mim concedida para realizar o meu intercâmbio na Austrália. Gostaria de agradecer também a todos as amigas construídas nesse período único da minha vida, de muito aprendizado tanto acadêmico quanto pessoal. Thamiris, Iarin, Camila, Laura, Tabata, Cynthia, Larissa, André, Rafael, Tiago, Hevelin, Alice, Aline, vocês me mostraram que nem todo o aprendizado importante é transmitido em sala de aula.

A todos vocês, muito obrigada!

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

Análise da contribuição de esgotos sanitários ao rio Sarapuí de acordo com o prognóstico das bacias de esgotamento da região: aplicação do modelo de Streeter-Phelps

Paula Nacif de Moura

Thatiana Vitorino Castro Pereira

Abril de 2016

Orientador: Isaac Volschan Junior

Curso: Engenharia Ambiental

Algumas áreas circundantes à Baía de Guanabara sofrem intensos impactos ambientais devido à má gestão no tratamento dos efluentes desembocados nos rios dessa região. O Rio Sarapuí e seus afluentes estão entre os cursos d'água que em diversos trechos recebem esgotos sanitários sem tratamento prévio. Esses cursos d'água são responsáveis por um aporte hídrico relevante para a Baía de Guanabara. Dessa forma, torna-se necessário um estudo que compreenda o potencial de autodepuração do Rio Sarapuí e investigue o potencial de contaminação proveniente dos esgotos domésticos para que se possa identificar a qualidade da água. À luz destes conceitos e da aplicação do modelo de Streeter-Phelps, foram realizadas simulações levando-se em consideração diferentes cenários referentes ao tratamento e lançamento de efluente e, por conseguinte, à concentração de DBO destes.

Palavras-chave: Modelo de Streeter-Phelps, Rio Sarapuí, Baía de Guanabara, Auto depuração, Demanda Biológica de Oxigênio.

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

Sewage contribution analysis to the Sarapuí river according to the prognosis of sewage basins in the region: application of the Streeter - Phelps model

Paula Nacif de Moura

Thatiana Vitorino Castro Pereira

April/2016

Advisor: Isaac Volschan Junior

Course: Environmental Engineering

The areas around the Guanabara Bay are directly influenced by the discharge of swage into their rivers. Sarapuí River, which belongs to watersheed of Guanabara Bay, receives sewage without previous treatment. Therefore it is important to study the consequences of these sewage releases into the river, as well as its self-purification capacity. Thus, based on the Streeter-Phelps model, those discharges and its consequences were studied for six different scenarios of sewage treatment efficiency and release into the Sarapuí River.

Keywords: Guanabara bay, Sarapuí River, Rio de Janeiro, Sewage discharge, self-depuration capacity.

ÍNDICE

1. Introdução.....	1
2. Objetivos	2
3. Contextualização do Estudo	2
3.1. Caracterização da Zona de Interesse do Estudo.....	2
3.2. Ciclo Hidrológico	5
3.3. A Bacia Hidrográfica dos Rios Iguazu/Sarapuí	6
3.4. O Rio Sarapuí.....	8
3.5. Enquadramento dos corpos d'água	10
3.6. Parâmetros de Qualidade da Água.....	13
3.6.1. Parâmetros físicos.....	14
3.6.2. Parâmetros químicos	15
3.6.3. Parâmetros biológicos	26
3.7. Demanda Bentônica.....	27
3.8. Demanda Nitrogenada	27
3.9. Índices de Qualidade das Águas	28
3.10. Modelos Matemáticos de Qualidade da Água.....	29
3.10.1. O Modelo de Streeter-Phelps.....	32
4. Metodologia	33
4.1. Bacias de Esgotamento	33
4.2. Definição das Fontes de Poluição a serem consideradas	34
4.3. Caracterização das Bacias: População, Vazão e Área	36
4.4. Parâmetros do Rio Sarapuí	38
4.5. Vazão, Velocidade Média e Profundidade Média	38
4.6. Temperatura, DBO e Oxigênio Dissolvido.....	40
4.7. Cenários Considerados	42
4.8. Aplicação do modelo de Streeter-Phelps	43
4.8.1. Cinética da desoxigenação.....	44
4.8.2. Cinética da reaeração.....	46
4.8.3. Equações da mistura	49
4.8.4. Concentração de OD em função do tempo	51
5. Resultados	51
5.1. Cenário 1	52

5.2. Cenário 2.....	54
5.3. Cenário 3.....	57
5.4. Cenário 4.....	59
5.5. Cenário 5.....	60
5.6. Cenário 6.....	61
6. Conclusão.....	63
Referências Bibliográficas.....	65
ANEXO I – Dados de monitoramento do INEA.....	67
ANEXO II - Dados de entrada dos cenários.....	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1- Localização da Região Hidrográfica V: Baía de Guanabara Fonte: INEA	3
Figura 2- Bacia da Baía de Guanabara Fonte: INEA	4
Figura 3 - Ciclo Hidrológico - Fonte: UNESCO, 1992, Ground Water. Environment and Development - Briefs. No. 2.....	5
Figura 4 - Bacia da Baía de Guanabara e suas sub-bacias - Fonte – INEA.....	7
Figura 5 - Prognóstico das bacias de esgotamento no canal do Sarapuí (PSAM).....	34
Figura 6 - Definição dos pontos de poluição.....	35
Figura 7 - Dados fornecidos pelo sistema SIG do PSAM.....	36
Figura 8 – Pontos de medição de vazão do rio Sarapuí de acordo com Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu Fonte: SIG PSAM (adaptado)	39
Figura 9 - Estações de monitoramento de qualidade da água do INEA Fonte: INEA (adaptado).....	41
Figura 10 - Localização da ETE Sarapuí Fonte: SIG PSAM (adaptado)	43
Figura 11 - DBO exercida (oxigênio consumido) versus DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo Fonte: Von Sperling, 2005.....	45
Figura 12 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 1.	53
Figura 13 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 1 manipulado	54
Figura 14 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 2.....	55
Figura 15 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 2 manipulado	56
Figura 16 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 3.....	57
Figura 17 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 3 manipulado	59
Figura 18 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 4.....	60
Figura 19 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 5.....	61
Figura 20 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 6.....	62

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Características Fisiográficas e Vazões Máximas na Bacia do Rio Iguaçu	
Fonte: Adaptado de GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1996.....	8
Tabela 2 - Tratamento de águas em função do parâmetro cor.....	14
Tabela 3 - Faixas típicas da relação DBOu/DBO5 Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1996	22
Tabela 4 - Parâmetros de Qualidade da água do IQA e respectivo peso Fonte: Adaptato de ANA.....	28
Tabela 5 - Classificação do IQA em diferentes estados do Brasil Fonte: Adaptado de ANA	29
Tabela 6 - Seleção das bacias e pontos e input.....	35
Tabela 7 - Caracterização das fontes de poluição (ponto de afluência)	37
Tabela 8 - Medições de vazão do Rio Sarapuí Fonte: Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu.....	40
Tabela 9 - Medições de vazão no Rio Iguaçu Fonte: Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu.....	40
Tabela 10 - Valores atribuídos aos parâmetros do rio Sarapuí para cada fonte de poulição considerada	41
Tabela 11 - Valores típicos para $K_1 - T = 20^\circ\text{C}$ Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005	46
Tabela 12 - Principais equações para obtenção dos valores do coeficiente K_2 de acordo com os dados de profundidade de velocidade de um corpo hídrico ($T = 20^\circ\text{C}$) Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005	48
Tabela 13 - Resultados para o cenário 1 com DBO de 250 mg/L.....	53
Tabela 14 - Resultados para o cenário 1 com DBO de 90 mg/L.....	54
Tabela 15 - Resultados para o cenário 2 com DBO de 250 mg/L.....	55
Tabela 16 - Resultados para o cenário 2 com DBO de 90 mg/L.....	56
Tabela 17 - Resultados para o cenário 3 com DBO de 250 mg/L.....	57
Tabela 18 - Resultados para o cenário 3 com DBO de 90 mg/L.....	58
Tabela 19 - Resultados para o cenário 4 com DBO de 250 mg/L.....	60
Tabela 20 - Resultado da aplicação do modelo de Streeter-Phelps no cenário 5	61
Tabela 21 - Resultado da aplicação do modelo de Streeter- Phelps para o cenário 6	62
Tabela 22 - Dados de temperatura monitorados do INEA - Ponto SP300	67

Tabela 23 - Dados de temperatura monitorados do INEA - Ponto SP305	71
Tabela 24 - Dados de concentração de OD monitorados do INEA - Ponto SP300.....	73
Tabela 25 - Dados de concentração de OD monitorados do INEA - Ponto SP305.....	77
Tabela 26 - Dados de concentração de DBO monitorados do INEA - Ponto SP300.....	79
Tabela 27 - Dados de concentração de DBO monitorados do INEA - Ponto SP305	83
Tabela 28 - Dados de entrada cenário 1	85
Tabela 29 - Dados de entrada cenário 2	86
Tabela 30 - Dados de entrada cenário 3	87
Tabela 31 - Dados de entrada cenário 4	87
Tabela 32 - Dados de entrada cenário 5	88
Tabela 33 - Dados de entrada cenário 6	88

1. Introdução

Preconizado pela Política Nacional dos Recursos Hídricos, uma adequada gestão das águas necessita do conhecimento sobre a qualidade dos corpos hídricos para que se coloque em prática o uso múltiplo das águas. A manutenção dos ecossistemas aquáticos e várias outras atividades humanas, como por exemplo o abastecimento doméstico, a pesca, a irrigação, a dessedentação dos animais, dependem da existência de água em condições ideais para cada fim (ANA, 2012).

Principalmente em lugares onde há dificuldade no acesso a recursos, grande parte dos domicílios não possuem um sistema de saneamento básico em padrões necessários. Sendo assim, uma quantidade significativa de esgotos em sua forma bruta é lançada sem tratamento nos corpos d'água.

O rio Sarapuí é o corpo d'água de interesse do presente trabalho. Pertencente à bacia da Baía de Guanabara, atualmente encontra-se em elevado estado de degradação. Destaca-se ainda que este curso d'água é também susceptível às variações de maré da Baía, o que contribui para uma entrada de vazão, na sua foz, proveniente da Baía de Guanabara. Desta forma, este curso hídrico pode ser considerado como um estuário em seus trechos a jusante e, por conseguinte, possui contribuição salina. Estes dados, no entanto, não serão levados em conta no presente trabalho.

Dadas estas premissas, o presente estudo irá avaliar a contribuição de esgotos domésticos ao rio Sarapuí comparando-se seis diferentes cenários de tratamento destes efluentes. Esta análise foi realizada à luz, principalmente, do prognóstico das bacias de esgotamento da Região, obtido através do Programa de Saneamento dos Municípios do Entorno da Baía de Guanabara (PSAM), e da utilização do modelo numérico de qualidade da água de Streeter-Phelps. Considerou-se também os dados obtidos nas plataformas do Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA), do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu, do portal do IBGE 2010 e de legislações pertinentes.

Este trabalho está dividido em 6 capítulos, sendo o capítulo 1 a introdução e o capítulo 2 os objetivos. No capítulo 3, é feita uma contextualização do estudo, apresentando-se também referências bibliográficas, evidenciando os principais temas relacionados à

qualidade das águas e ao modelo que foi utilizado. O capítulo 4 apresenta a metodologia utilizada, ratificando também as características da região escolhida no estudo. O capítulo 5 apresenta os resultados e discussões do trabalho e, por fim, no capítulo 6 expressam-se as conclusões do presente estudo.

2. Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo a comparação de seis diferentes cenários de lançamento de esgoto domésticos ao rio Sarapuí, considerando-se ainda distintas eficiências de tratamento destes efluentes para cada um destes panoramas.

Destaca-se que este estudo não visa, dessa forma, a obtenção de resultados relativos ao cenário atual real do corpo hídrico em questão. Assim, fatores como salinidade, influência de marés, demanda bentônica, demanda nitrogenada, escoamento superficial, dentre outros, não serão considerados neste trabalho. Portanto, faz-se pertinente a utilização do modelo matemático de qualidade da água de Streeter-Phelps, mesmo que este seja simplificado.

3. Contextualização do Estudo

Nesta seção serão apresentadas as referências bibliográficas utilizadas no presente trabalho, bem como características referentes ao corpo d'água e à zona em que este está inserido.

3.1. Caracterização da Zona de Interesse do Estudo

O presente trabalho tem como zona de interesse o rio Sarapuí e seus afluentes. Localizado no estado do Rio de Janeiro, este rio, que já foi nomeado com Rio Santo Antônio, nasce na serra de Bangu e atravessa o vale homônimo. Em seguida, encontra-se com o Rio e Iguaçú, no município de Duque de Caxias, na região da Baixada Fluminense e suas águas finalmente aportam na Baía de Guanabara.

A Baía de Guanabara é um estuário composto por diversos rios. Estes cursos d'água e seus componentes formam a Região Hidrográfica da Baía de Guanabara que, de acordo com o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), é nomeada como região hidrográfica V (Figura 1). Essa classificação refere-se à área administrativa onde, não necessariamente,

todos os corpos d'água são contribuintes à Baía em questão: a lagoa Rodrigo de Freitas e o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, por exemplo, estão fora desta região. Os corpos d'água contribuintes para a Baía de Guanabara, dessa forma, são aqueles localizados na região da Bacia da Baía de Guanabara (Figura 2).

A Baía de Guanabara possui uma área de, aproximadamente ,380 km² e espelho d'água de 328 km². De norte a sul, a distância é de aproximadamente 30 km e, de leste a oeste, a abscissa é de 28 km, sendo estreita em sua boca e larga no seu fundo (KJERFVE et al., 1997). A descrição geográfica da Bacia da Baía de Guanabara foi fundamentalmente descrita por Coelho (2007) como sendo uma “área aproximada de 4.000 km² e características topográficas contrastantes, incluindo zonas montanhosas, áreas planas de baixada e restingas, mangues e praias”. Ao Norte limita-se com a serra do Mar, com altitudes entre 1.000 e 2.000m. Na fronteira sul, as cadeias de montanhas são mais baixas, entre 500 e 1.000m, paralelas ao litoral.

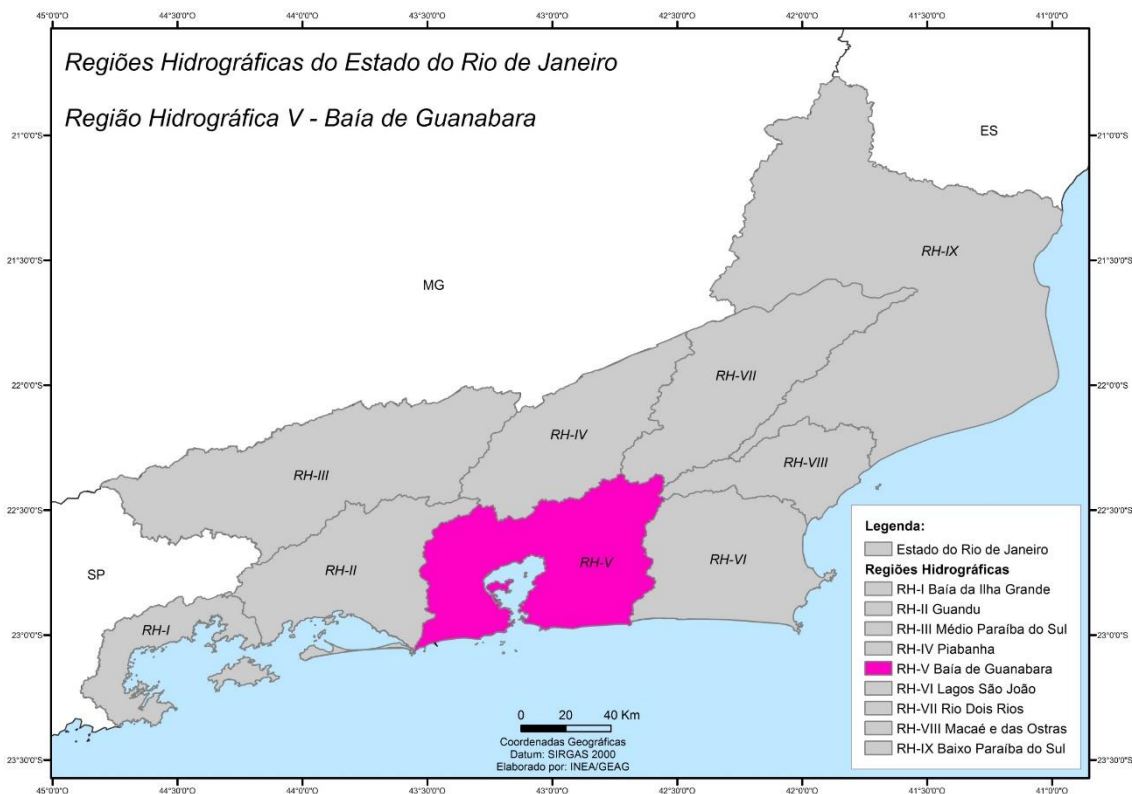


Figura 1- Localização da Região Hidrográfica V: Baía de Guanabara
Fonte: INEA

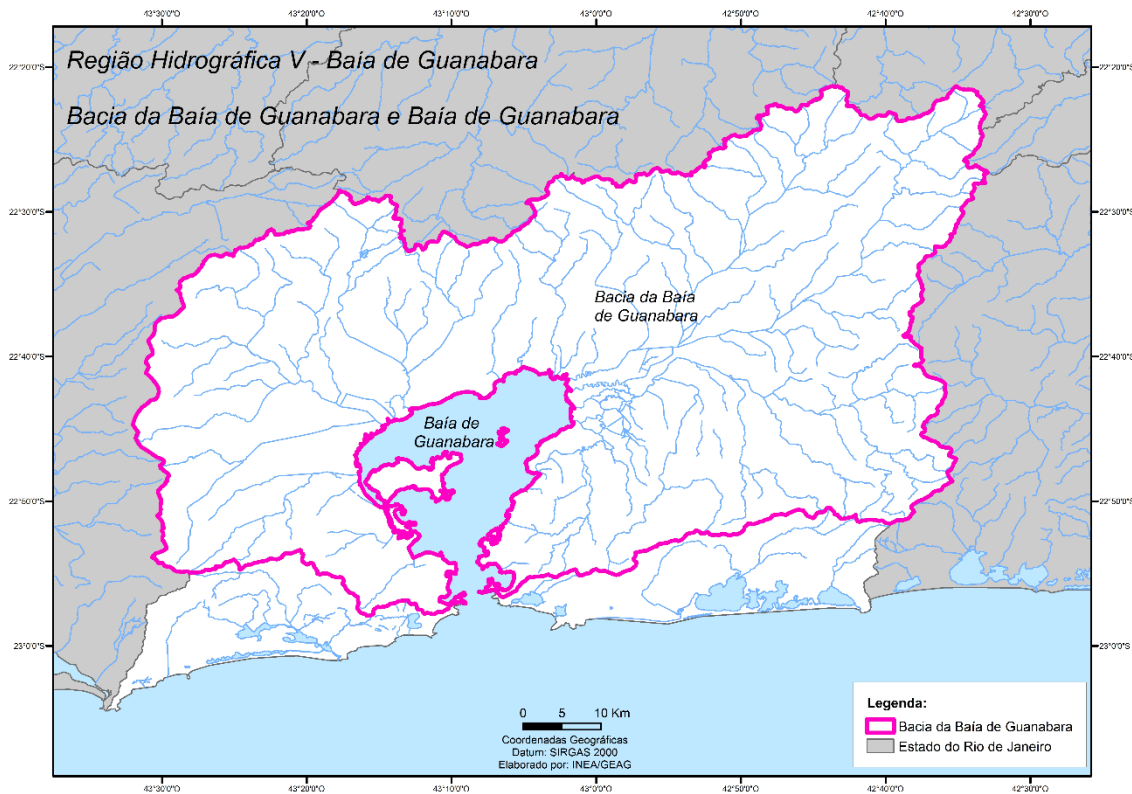


Figura 2- Bacia da Baía de Guanabara
Fonte: INEA

No que se refere ao qualitativo ambiental, a Bacia da Baía de Guanabara é considerada como um dos ambientes costeiros mais poluídos de todo o litoral brasileiro. No total, 35 rios e 55 canais desaguam na Baía, levando, além de efluentes domésticos, efluentes industriais de 70% das indústrias de todo o estado do Rio de Janeiro. Dentre os setores com maior potencial de contaminação industrial, pode-se citar a presença de plantas petroquímicas, com a Refinaria de Duque de Caxias (REDUC), metalúrgicas, alimentícias, siderúrgicas e laboratórios farmacêuticos. A região abriga ainda o segundo maior porto do País (Porto do Rio de Janeiro), onde atracam anualmente mais de 2.000 navios comerciais, além dos portos de Niterói e Neves, totalizando 13 estaleiros e suas instalações de reparo, sendo também uma importante via marítima para um grande número de barcas, balsas, barcos de pesca, de lazer, turismo e da marinha (BERGAMO, 2006). Além disso, considerada área de segurança nacional, a Baía de Guanabara abriga duas bases navais e um estaleiro do Ministério da Marinha. Localizam-se também na área em questão dois aeroportos internacionais— Aeroportos Santos Dumont e Aeroporto Antônio Carlos Jobim.

Desse modo, torna-se importante a preservação ambiental da região da bacia da Baía de Guanabara, não só ao que diz respeito ao qualitativo ambiental, mas também no que se refere à melhoria da qualidade de vida da população que reside nesta área, estimada em 8,2 milhões de habitantes. Calcula-se também que, aproximadamente, 1/3 desta população encontra-se em favelas e 1/3 em áreas com precárias condições de saneamento.

3.2.Ciclo Hidrológico

A água presente em nosso planeta, seja nos oceanos, continentes ou na atmosfera, está em contínua movimentação, em uma configuração denominada como ciclo hidrológico (Figura 3).

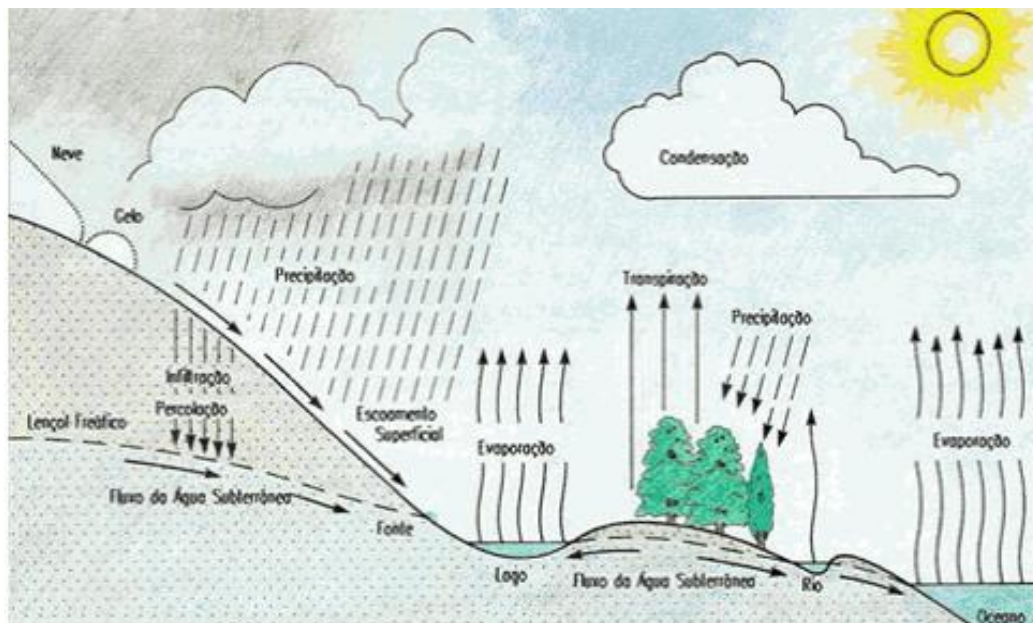


Figura 3 - Ciclo Hidrológico -

Fonte: UNESCO, 1992, *Ground Water. Environment and Development - Briefs. No. 2.*

Em suma, a água presente nos oceanos ou demais corpos d'água, tais como rios, lagoas e canais, evapora para a atmosfera, formando nuvens que precipitam em forma de chuva, orvalho, granizo ou neve. No continente, a água pode seguir por diversos caminhos, a saber:

- Infiltração e percolação: é o fluxo de água que penetra nos solos e rochas podendo, deste modo, formar aquíferos, alimentar corpos d'água ou ressurgir na superfície na forma de nascentes, fontes e pântanos;

- Formação de aquíferos, nos casos em que a água flui entre as partículas e espaços vazios dos solos e das rochas e, em seguida, fica armazenada nestes locais;
- Nos casos que o volume de precipitação é maior do que a capacidade de absorção dos solos, a água escoar sobre a superfície, fenômeno conhecido como *run off*;
- As águas do continente, então, evaporam novamente e retornam à atmosfera. Além disso, as águas que são absorvidas e utilizadas pelas plantas são novamente liberadas por estas à atmosfera em um processo denominado evapotranspiração;
- A água em forma sólida ocorre nas regiões mais frias do planeta, seja em geleiras ou camadas de gelos em montanhas.

Neste ciclo, têm papel fundamental a força da gravidade e a energia proveniente do Sol, fazendo com que as moléculas de água continentais evaporem para a atmosfera.

3.3.A Bacia Hidrográfica dos Rios Iguaçu/Sarapuí

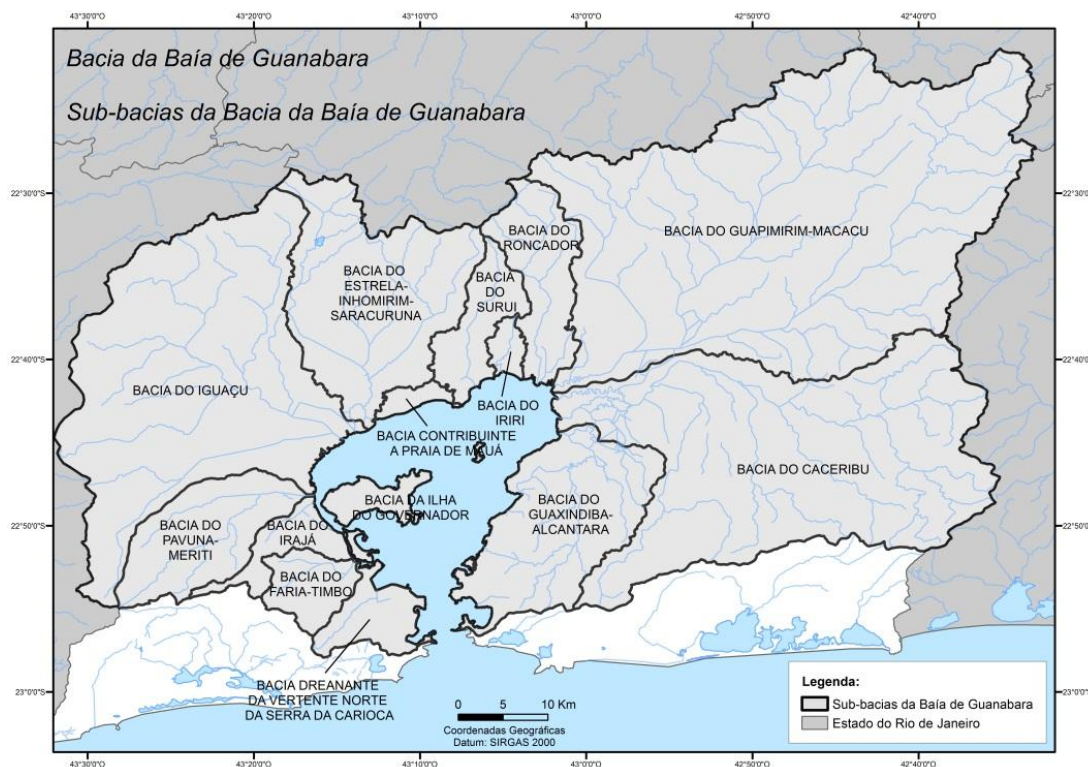
Uma bacia hidrográfica define-se por uma área onde ocorre a drenagem de água para um rio principal e seus afluentes de acordo com suas características topográficas e geográficas. A formação destas ocorre através de desníveis no terreno, orientando o fluxo de água do ponto mais alto para o ponto mais baixo.

As bacias hidrográficas são compostas por alguns elementos principais, a saber:

- “Divisores de água”, que são pontos de maior altitude que separam a drenagem de bacias – é o oposto de um vale;
- Fundos de vale, que são as partes de maior profundidade em rios e, dessa forma, passíveis de inundação;
- Sub-bacias, que são as bacias menores, referentes a um afluente principal da bacia hidrográfica;
- Nascente, que se refere ao local onde a água subterrânea aflora, primeiramente, a superfície, dando início ao curso d’água,
- Área de descarga, termo referente aos locais onde o fluxo de água se evade para a superfície do terreno;

- Área de recarga, que são os locais onde a água penetra no solo recarregando, desta forma, o lençol freático.

Desse modo, entende-se então que os rios Iguaçú e Sarapuí representam uma sub-bacia da bacia da Baía de Guanabara, conforme a Figura 4 abaixo.



**Figura 4 - Bacia da Baía de Guanabara e suas sub-bacias -
Fonte – INEA**

A sub-bacia dos rios Iguaçú-Sarapuí apresenta uma área de drenagem de 726 km². Os municípios de Belford Roxo e Mesquita estão completamente inseridos nesta região, enquanto Duque de Caxias, Nilópolis, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro e São João de Meriti encontram-se parcialmente localizados nesta região.

A bacia em questão está situada em região de domínio da Mata Atlântica. Originalmente, esta vegetação estedia-se pela margem dos rios Iguaçú e Sarapuí durante toda suas extensões, até encontrar-se com as regiões de manguezais, presente nas áreas que se encontram sob a influência das marés da Baía de Guanabara. Atualmente, apenas as partes mais altas dos rios, próximas à sua nascente, ainda apresentam alto grau de preservação deste bioma. (CAMPOS, 2004)

Destaca-se também que dentre as 155 atividades industriais caracterizadas pelo INEA como de maior relevância e potencial poluidor, muitas delas estão localizadas na sub-

bacia aqui em estudo. Com relação ao rio Iguaçu, ressalta-se a presença da Refinaria de Duque de Caxias (REDUC), localizada em sua margem esquerda, próxima à sua foz. Já com relação ao rio Sarapuí, foco do presente estudo, localizam-se às suas margens empresas como a BAYER DO BRASIL S/A, LUBRIZOL DO BRASIL ADITIVOS LTDA e TRIBEL-TRATAMENTO DE RESÍDUOS INDUST DE BELFORD ROXO.

Os corpos d'água da bacia dos Iguaçu – Sarapuí, incluindo-se o corpo hídrico de interesse do presente estudo, apresentam alto grau de degradação ambiental. A poluição se contrapõe ao bom aproveitamento destes cursos d'água, caracterizado um cenário de danos não só ao ecossistema, como também à saúde da população e à economia regional. Os cursos hídricos desta sub-bacia recebe, além de esgotos domésticos, vazamentos de lixo e despejos industriais, caracterizando-se como verdadeiros esgotos à céu aberto. Nesse sentido, as vazões industriais correspondem a, aproximadamente, 25% da poluição orgânica e quase 100% da poluição química afluyente (CAMPOS, 2004). Destaca-se, no entanto, que os efluentes industriais não serão considerados no presente estudo.

3.4.O Rio Sarapuí

O rio Sarapuí pertence à bacia da Baía de Guanabara e à sub-bacia dos rios Iguaçu – Sarapuí. Este corpo hídrico tem toda sua extensão localizada no Estado do Rio de Janeiro e sua nascente está localizada na serra da Bangu, no maciço da Pedra Branca, numa altitude de aproximadamente 900 m. Seu comprimento total, medido da nascente até sua foz, no ponto de encontro com o rio Iguaçu, é de, aproximadamente, 36 km. (GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1996). Seus afluentes principais são os rios Socorro, Santo Antônio e da Prata, as valas Bom Pastor, Jardim Gláucia, Gaspar Ventura, dos Teles, Bananal, os canais do Peri Peri e do Rocha e o Valão Coletor Jardim Gramacho. A Tabela 1 abaixo apresenta as principais características referentes ao rio Sarapuí.

Tabela 1 - Características Fisiográficas e Vazões Máximas na Bacia do Rio Iguaçu

Fonte: Adaptado de GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1996

RIO SARAPUÍ				
Área (km ²)	Extensão (km)	Largura (km)	Tempo de concentração * Q (h)	Tempo de recorrência (anos)
168	36,8	4,56	10,4	20

Não é raro que ocorram fenômenos de inundação dos rios da sub-bacia em questão, o que inclui o rio em estudo pelo presente trabalho. Isso ocorre não pela sua reduzida capacidade de escoamento, característica física natural deste corpo hídrico, mas agravada por processos antropológicos, tais como impermeabilização do solo e entulhamento do corpo hídrico por sedimentos e lixo doméstico. Ao longo da história, foram realizadas obras hidráulicas visando facilitar o escoamento de suas águas através da retificação de seus cursos. No entanto, estas intervenções não foram suficientes para evitar os problemas das enchentes locais. Tal fator advém do fato de, não só o rio Sarapuí, como também os demais corpos d'água desta sub-bacia, têm seus regimes diretamente relacionados às chuvas nas Escarpas da Serra do Mar, que apresentam regime torrencial, como também à oscilação das marés. Quando ambos os fatores atuam de forma conjunta, a situação é ainda mais crítica. (CAMPOS, 2004).

Nos corpos d'água pertencentes à bacia da Baía de Guanabara, os parâmetros ambientais associam-se não só às contribuições de cargas poluidoras, como também às condições de maré e meteorológicas. No que se refere à hidrodinâmica da Baía, desataca-se, desta forma, que predominam as correntes de maré. Por outro lado, como não há variação de densidade ao longo da coluna d'água, a estratificação é considerada negligenciável.

Cabe ressaltar também que, ainda no que se refere à qualidade de água da Baía, a poluição mais significativa ocorre nas áreas onde a circulação de água é mais baixa, além das regiões próximas à foz dos rios com elevada carga poluente, como é o caso do Sarapuí e Iguaçú. Destaca-se também que a região da Baía de Guanabara que apresenta maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes é a área oeste interior, próximo às ilhas do Governador e do Fundão (FEEMA, 1998).

Sobre o rio Sarapuí, corpo d'água de interesse do presente estudo, destaca-se dessa forma o fato de, por sua foz estar localizada próxima ao local de aporte à Baía de Guanabara, este também sujeito aos efeitos da preamar (maré cheia) e, por conseguinte, da salinidade. Dessa forma, seus trechos localizados mais próximos a sua foz podem ser considerados como estuarinos.

Ressalta-se ainda que a salinidade tem efeito direto na autodepuração do rio. Isso porque, como será discorrido na seção 4.6.1, esta variável é diretamente proporcional à concentração de saturação (C_s) de oxigênio na massa líquida. No entanto, dado o

objetivo do presente trabalho e, dessa forma, o modelo matemático a ser utilizado, destaca-se mais uma vez que estes parâmetros (salinidade e influência da maré) não serão considerados.

Destaca-se ainda que, devido aos processos de retificação supracitados realizados em alguns corpos d'água, como aquele em estudo pelo presente trabalho, ocorreu o rabaixamento de lençol freático em algumas regiões. Este fator contribuiu para a erosão dos rios em suas margens, dada a dificuldade dos terrenos localizados na região da Baixada em escoar suas águas. Além disso, este processo contribuiu para a ocupação desordenada da região então erodida. Trata-se de um situação de extrema complexidade, visto que estas áreas permanecem sujeitas a situações de inundações, mesmo que estes fenômenos ocorram apenas devido a chuvas intensas com períodos de recorrência maiores (CAMPOS, 2004).

3.5. Enquadramento dos corpos d'água

A resolução CONAMA 357 DE 2005, que substituiu a CONAMA 020 DE 86, “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento”. Já a Diretriz de Classificação dos Corpos Receptores da Bacia da Baía de Guanabara (DZ-106 R-0), como seu nome informa, dispõe especificamente sobre os corpos d'água pertencentes à bacia da Baía de Guanabara.

O enquadramento de um corpo d'água ocorre, não de acordo com suas condições atuais, mas sim de acordo com o objetivo de qualidade de água (classe) que deve ser alcançado para este corpo hídrico conforme seus usos preponderantes pretendidos.

As definições das classes utilizadas pela CONAMA 357/2005 para o enquadramento dos corpos hídricos serão discorridas a seguir.

- **Águas doces:** águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰
 - *Classe especial*, destinadas:
 - Ao abastecimento para consumo humano, quando submetidas a processo de desinfecção;
 - À preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;
 - À preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
 - *Classe 1*, águas que podem ser destinadas:

- Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
 - À proteção das comunidades aquáticas;
 - À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
 - À irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
 - À proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas
- *Classe 2:* águas que podem ser destinadas:
 - Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
 - À proteção das comunidades aquáticas;
 - À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
 - À irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;
 - À aquicultura e à atividade de pesca.
- *Classe 3:* águas que podem ser destinadas:
 - Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
 - À irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
 - À pesca amadora;
 - À recreação de contato secundário; e
 - À dessedentação de animais.
- *Classe 4:* águas que podem ser destinadas:
 - À navegação;
 - À harmonia paisagística.
- **Águas Salobras:** águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰
 - *Classe especial:* águas destinadas:

- À preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
 - À preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
 - *Classe 1:* águas que podem ser destinadas:
 - À recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº274, de 2000;
 - À proteção das comunidades aquáticas;
 - À aquicultura e à atividade de pesca;
 - Ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado;
 - À irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.
 - *Classe 2:* águas que podem ser destinadas:
 - À pesca amadora;
 - À recreação de contato secundário.
 - *Classe 3:* águas que podem ser destinadas:
 - À navegação;
 - À harmonia paisagística.
- **Águas Salinas:** águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰
 - *Classe especial:* águas destinadas:
 - À preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
 - À preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
 - *Classe 1:* águas que podem ser destinadas:
 - À recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº274, de 2000;
 - À proteção das comunidades aquáticas;
 - À aquicultura e à atividade de pesca.
 - *Classe 2:* águas que podem ser destinadas:

- À pesca amadora;
- À recreação de contato secundário.
- Classe 3: águas que podem ser destinadas:
 - À navegação;
 - À harmonia paisagística.

Com relação às águas da bacia da Baía de Guanabara, o enquadramento aprovado pela DZ-106 R-0 que seriam destinadas a usos menos nobres, navegação e harmonia paisagística apenas as áreas portuárias do Rio de Janeiro e de Niterói. No que se refere aos rios Iguaçu e Sarapuí, o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía da Guanabara, elaborado em 2005, estabelece que, em função de seus usos, estes corpos d'água são enquadrados como Classe 2. No entanto, os monitoramentos realizados pela extinta FEEMA e o atual INEA, considerando-se os parâmetros estabelecidos pela DZ-106, mostram que este corpo hídrico se encontra fora dos padrões estabelecidos, como será mostrado em detalhe da seção 5.

Destaca-se aqui ainda que, segundo esta resolução, a concentração mínima permitida de OD em corpos hídricos classe 2 é de 5,0 mg/L. Este parâmetro será utilizado após a aplicação do modelo de Streeter-Phels no presente trabalho de modo a verificar a conformidade legal dos parâmetros a serem obtidos.

3.6. Parâmetros de Qualidade da Água

Os parâmetros de qualidade da água no Brasil são estabelecidos, principalmente, pelas legislativas:

- Portaria nº 518 de 2004, que estabelece os padrões de potabilidade da água;
- Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que, conforme discorrido na seção 2.4, estabelece padrões de corpos d'água e de lançamentos;
- Resolução CONAMA nº 430 de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a resolução CONAMA nº 357/2005.

Diversos parâmetros são utilizados de modo a evidenciar a qualidade da água através de suas características físicas, químicas e biológicas. Os parâmetros abordados neste item, no entanto, referem-se a uma caracterização conceitual e generalista, tanto para água de abastecimento quando para águas residuárias.

3.6.1. Parâmetros físicos

Conforme definido por Von Sperling (2005), tem-se os seguintes parâmetros físicos de qualidade da água:

Cor: responsável pela coloração da água, está relacionada aos sólidos dissolvidos na água, ou seja, aos sólidos que não podem ser removidos através de processo de decantação. Sua origem natural decorre, principalmente, da decomposição da matéria orgânica, enquanto a origem antropogênica provém de esgotos domésticos, bem como resíduos industriais. A origem industrial deste parâmetro pode vir a indicar toxicidade na água. Já com relação à origem natural, a cor não apresenta risco direto à saúde. No entanto, o consumidor de águas com coloração pode vir a questionar sua potabilidade. Destaca-se aqui também os conceitos de cor aparente e cor verdadeira. Na primeira inclui-se também fatores relacionados à turbidez da água e, removendo esta, obtêm-se a cor verdadeira. A Tabela 2 refere-se às tipologias de tratamento oferecidas à água de acordo com as medições do parâmetro cor a ela atribuída.

Tabela 2 - Tratamento de águas em função do parâmetro cor

Cor	Tratamentos de água
Acima de 15 uC	Detectadas em um corpo d'água pela maioria dos consumidores.
Inferior a 5 uC	Dispensam a coagulação química.
Superior a 25 uC	Requerem coagulação química seguida por infiltração.
15 uC	Padrão de Potabilidade.

Sabor e Odor: ocorre devido à sólidos dissolvidos e em suspensão, assim como de gases dissolvidos. Provém de matéria orgânica em decomposição, algas e gases dissolvidos, bem como de despejos domésticos e industriais. Assim como o parâmetro cor, este não representa riscos à saúde, mas pode ser alvo de questionamentos e reclamações dos consumidores. No entanto, valores muito elevados podem ser indicativos da presença de substâncias perigosas.

O padrão de potabilidade para este parâmetro é de que a água deve ser totalmente inodora..

Temperatura: a temperatura de um corpo d'água ou efluente pode ser originada da transferência de calor por condução, convecção ou radiação, bem como proveniente de despejos industriais ou torres de resfriamento. Destaca-se que, no que se refere às águas

residuárias, a temperatura deve ser ajustada de modo a proporcionar condições para que possam ocorrer as reações bioquímicas necessárias para o tratamento de efluentes. Elevadas temperaturas acarretam em:

- Diminuição da solubilidade dos gases, como oxigênio dissolvido, por exemplo;
- Aumento das taxas de transferências de gases, podendo gerar mau odor;
- Aumento das taxas de reações biológicas, físicas e químicas.

A unidade de medição da temperatura da água utilizada é °C.

Turbidez: relacionada aos sólidos suspensos, representa a capacidade da luz de atravessar a água. Origina-se de partículas de argila, rocha e silte, assim como algas e outros microrganismos. Além disso, pode ser causada também por despejos domésticos e industriais. Os sólidos em suspensão podem abrigar microrganismos patogênicos e, além disso, a turbidez de origem antropogênica pode estar relacionada não só a organismos patogênicos, mas também a compostos tóxicos.

3.6.2. Parâmetros químicos

Acidez:

A acidez é a capacidade do meio aquoso em conservar o nível do pH frente à força alcalina das bases. Para que uma água seja enquadrada como ácida, presume-se que seu pH deva ser menor que 7. O principal causador dessa característica ácida do corpo hídrico é a presença de elementos como sólidos dissolvidos e gases dissolvidos, tais como o ácido sulfídrico (H_2S) e o dióxido de carbono (CO_2 , incorporado na água através de absorção da atmosfera ou pela decomposição da matéria orgânica).

Por outro lado, a característica ácida de um meio líquido pode ser resultante de atividades antropogênicas, como por exemplo atividades industriais (através do despejamento de ácidos minerais e orgânicos) ou pela infiltração da água por minas fora de operação, vazadouros de mineração e das borras de minério.

É importante uma avaliação do corpo hídrico quanto à sua acidez/alcalinidade, já que há diversos possíveis efeitos da acidez na água, devendo-se assim determinar qual é o mais adequado tipo de uso final. Uma água ácida tem baixo significado sanitário. Além disso, elas apresentam um sabor amargo, desagradável ao paladar e podem contribuir para um alto potencial de corrosão das tubulações e materiais.

Portanto, é possível ser realizada uma interpretação dos resultados da análise do pH da água quanto à acidez. Um pH resultante maior do que 8,2 pode indicar a ausência de CO₂ livre no meio; um pH entre 4,5 e 8,2 indica uma acidez carbônica e um pH menor do que 4,5 é muitas vezes uma acidez devido a ácidos minerais fortes, resultantes de atividades industriais.

Alcalinidade:

A alcalinidade é a quantidade de íons no meio aquoso capazes de reagir e neutralizar os íons de hidrogênio (ácidos), resistindo assim às mudanças do pH. Os principais elementos que contribuem para a alcalinidade são os bicarbonatos (HCO₃⁻), os carbonatos (CO₃⁻) e os hidróxidos (OH⁻) e suas distribuições dependem do pH. Além de fosfatos e ácidos silícico entre outros.

A origem natural dessa característica alcalina pode ser a partir da dissolução de rochas ou pela reação do CO₂ com a água. Já a origem alcalina a partir de atividades antropogênicas em grande parte é correspondente à despejos industriais.

É importante um estudo detalhado da característica ácida/básica da água já que dependendo do seu nível alcalino a destinação da água é alterada. Quanto ao significado sanitário, essa característica não confere grandes consequências, porém se há uma alta concentração no meio o gosto pode ser alterado, obtendo uma característica amarga à água. Já em uma situação de controle de tratamento de água, a determinação dessa característica é importante, pois está relacionada com a determinação da dureza, coagulação além de ser fonte de corrosão em linhas de condensado (bicarbonatos e carbonatos podem gerar CO₂ no vapor). Espumas também podem ser geradas, ocasionando um arraste de sólidos com o vapor e deteriorando o aço das caldeiras. Deve-se por fim, determinar se a diminuição do pH pode prejudicar os microrganismos responsáveis pela depuração.

A forma de utilização mais frequente de tal parâmetro é através da caracterização de águas de abastecimento não tratadas e tratadas e de águas residuárias brutas. Além disso, é muito aplicado no controle da operação de estações de tratamento de água (nas etapas de coagulação e na análise do nível de corrosividade).

Portanto, no que diz respeito à análise dos resultados adquiridos quando aplicado no tratamento e abastecimento público da água, o parâmetro de alcalinidade, o nível do pH e a quantidade de CO₂ estão interconectados. Quando o pH demonstra, um valor superior a 9,4 há indícios da presença de hidróxidos e carbonatos; um valor de pH entre 8,3 e 9,4 indica a presença de carbonatos e bicarbonatos; já um pH entre 4,4 e 8,3 há indícios, em geral, de presença de bicarbonatos apenas.

Já em termos de uma análise dos resultados adquiridos quando se refere ao tratamento de águas residuárias, a alcalinidade tende a ser reduzida pelos processos de oxidação (como por exemplo a nitrificação). Nesse caso, se a alcalinidade atingir valores reduzidos, conseqüentemente pode-se diminuir os valores de pH, gerando graves resultados na taxa de desenvolvimento de microrganismos encarregados pela oxidação.

As formas mais eficazes de se corrigir a alcalinidade é pela descarbonação com cal, tratamento com ácido ou a utilização do intercâmbio iônico para fazer uma desmineralização.

Cloretos:

Normalmente o íon cloreto, Cl⁻, associa-se ao íon Na⁺, formando sais muito solúveis, especialmente quando em águas salinas. A água do mar possui em torno de 20.000ppm, já águas doces possuem uma quantia entre 10 e 25 ppm, porém pode-se encontrar valores bem maiores. Já as águas salgadas podem conter milhares de ppm. No caso do tratamento de águas, a concentração elevada de cloretos na mesma pode prejudicar o processo de coagulação e podem aderir sabor salino à água (a partir de 300ppm a água começa a adquirir um sabor salgado). Além disso, no processo de distribuição de água, caso haja alto índice de cloretos na água enviada para as residências, pode haver danos nas tubulações, já que os cloretos aceleram o processo de corrosão em tubos metálicos. Esse alto potencial de corrosão deve-se ao tamanho do íon (pequeno), o qual é capaz de passar pela capa protetora na interfase oxida-metal e entrar em reação com o ferro.

Os esgotos domésticos e industriais são fontes para a formação de cloretos, uma vez que por ser um sal típico na alimentação diária das pessoas e que não é alterado pelo sistema digestivo, é comum encontra-lo em altas concentrações em águas residuárias. Já a presença de íon cloreto em águas superficiais pouco contaminadas e longe da costa,

geralmente é formado através da dissolução de minerais. Além disso, a potabilidade da água e seu potencial uso agrícola e industrial podem ser afetados negativamente pela quantidade de cloretos presente.

O processo de determinação de cloretos pode ser realizado por titulação de uma amostra desse corpo hídrico com nitrato de prata e utiliza-se cromatos potássio como indicador.

Dureza:

O parâmetro químico dureza remete à quantidade de íons metais alcalinos terrosos (principalmente cálcio e magnésio) presente na água, podendo medir portanto o nível de potencial dessa água de produzir incrustações. A dureza pode ser expressa por diversas unidades de medida, porém a mais comum é a parte por milhão (ppm). Podendo-se classificar da seguinte forma: águas com menos de 50ppm são consideradas águas brandas; com até 200ppm são consideradas moderadamente duras e acima de 200ppm são consideradas muito duras.

A dureza pode afetar negativamente as águas domésticas e industriais. Em indústrias, este parâmetro é o principal causador de depósitos e incrustações em caldeiras de vapor, tubulações, trocadores de calor, entre outro. Isso ocorre devido à precipitação dos cátions em temperaturas elevadas. Além disso, as águas duras diminuem a quantidade de espuma formada (poder de limpeza do detergente), gerando um maior consumo de sabões e xampus e produz resíduos minerais como o calcário nas superfícies onde toca.

As águas que apresentam dureza são consideradas não próprias para diversas atividades como lavagem de roupas e para alimentação e na parte de indústria, não servem para caldeiras a vapor, devido às possíveis incrustações a serem geradas.

A fim de diminuir a dureza, quando as porções de água com tal parâmetro para tratamento são baixos, indica-se fervê-la precipitando então o carbonato de magnésio e cálcio. Já para um tratamento de grandes quantidades de água, indica-se um tratamento de abrandamento ou desmineralização. Em circuitos de refrigeração ou em caldeiras, esse tratamento é feito de maneira complementar a tratamentos internos.

Existem diferentes formas de dureza, a temporal ou carbonata e a permanente ou não carbonata. A dureza temporária é associada ao teor de hidrogeno carbonato de cálcio que, fervida a água, precipita sob a forma de carbonato de cálcio insolúvel. Sendo assim

a diferença entre a dureza total e a permanente. Já a dureza permanente mede o conteúdo total de sulfato de cálcio e sais de magnésio depois de a água ser submetida à ebulição, filtração e recuperação do volume inicial de água destilada.

Caso a alcalinidade seja superior à dureza, toda a dureza será carbonatada, porém se a alcalinidade for inferior à dureza, haverá, agregado a outros ânions, uma parcela de dureza não carbonatada.

Ferro e Manganês:

Os íons ferro e manganês são encontrados mais comumente em águas subterrâneas, devido às suas condições de estabilidade. Contudo, é possível encontra-lo também em águas superficiais (represas), podendo estar associado a bicarbonatos e à matéria orgânica.

A sua presença em altas concentrações em águas tratadas pode ser observada através do aparecimento de manchas em roupas e louças. Além disso, pode proporcionar à água um sabor amargo adstringente. O ferro presente na água também é um importante parâmetro a ser observado, pois se encontrado fora da conformidade, pode prejudicar a potabilidade local. Já com relação às águas industriais, ele mostra-se um problema, pois pode ser gerador de depósitos e incrustações.

A estabilidade do ferro, entre suas diferentes formas químicas, tais como o íon ferroso Fe^{++} ou no íon férrico Fe^{+3} , tem relação com diferentes características da água como o pH, a presença de matérias orgânicas, a composição da solubilidade, etc. Por outro lado, o íon manganês pode apresentar 2, 3 ou 4 cargas positivas, podendo, com esta última, formar o MnO_2 insolúvel. No entanto, os dois íons atuam de forma similar, sendo capazes de formar compostos orgânicos estáveis.

Geralmente esses metais são mensurados através de processos como a colorimetria da solução oxidada ou por espectrofotometria de absorção atômica resultando, no caso do ferro, o ferro total nas formas solúvel, coloidal e em suspensão fina. São utilizados processos de aeração, sedimentação e filtração para a remoção desses materiais da água. Além disso, o intercâmbio catiônico é outra opção.

Fósforo:

O fósforo pode aparecer no corpo hídrico em diferentes formas, dentre as quais a com maior importância para o metabolismo biológico é o ortofosfato. Sua unidade de medida utilizada com maior frequência é em miligramas por litro (mg/L). Com relação a questões de ordem sanitária, o fósforo não apresenta nenhuma ameaça.

A existência de fósforo na água pode ocorrer devido a razões naturais, como a decomposição da matéria orgânica, carreamento de solo, dissolução de compostos do solo, excrementos de animais. Por outro lado, a origem por processos antropogênicos é proveniente de ações como despejos domésticos e/ou industriais (laticínios, alimentícias, abatedouros, etc), detergentes, fertilizantes (drenagem pluvial de áreas agrícolas) e pesticidas.

O despejo de fosfatos de esgoto tratado ou bruto podem intensificar o aumento de grande parte dos macro e micro organismos aquáticos fotossintéticos (proliferação de algas), o que resulta no processo de eutrofização.

Em contrapartida, os mecanismos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica são de responsabilidade das bactérias, cujo crescimento e multiplicação dependem do fósforo como nutriente fundamental. Dessa forma, o fósforo é de extrema importância para o desenvolvimento de organismos, sendo assim capaz de limitar a produtividade de um corpo hídrico.

Matéria Orgânica:

A descarga de esgoto sanitário é a principal fonte de matéria orgânica nas águas naturais. Considerando-se um esgoto de origem predominantemente doméstica, a natureza orgânica dos sólidos em suspensão é de, aproximadamente, 75% enquanto a dos sólidos dissolvidos é de, em média, 40%. Em geral esses compostos são formados em grande parte por carbono, hidrogênio e oxigênio, dentre outros como fósforo, enxofre, ferro, nitrogênio. As principais substâncias orgânicas presentes nos esgotos são proteínas (entre 40 a 60%), carboidratos (entre 25 a 50%) e óleos e graxas (10%). Além disso, há ainda outras substâncias orgânicas sintéticas como detergentes, pesticidas, encontradas em quantidade menor.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Carbono Orgânico Total (COT)

Conforme já discorrido, a matéria orgânica é um parâmetro químico de extrema importância no monitoramento da poluição dos corpos hídricos e nos esgotos, pois é a maior responsável pelo consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos. Dessa forma, a DBO e a DQO são parâmetros fundamentais utilizados para analisar indiretamente a qualidade da água. A DBO retrata a demanda potencial de oxigênio dissolvido requerido para que ocorra a estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis através de processos bioquímicos. Essa estabilização pode resultar em níveis de oxigênio dissolvido abaixo dos requeridos pela fauna aquática, podendo gerar mortandade de peixes.

A estabilização completa biológica da matéria orgânica pode demorar um longo período de tempo (aproximadamente 20 dias ou mais para esgotos domésticos). Dessa forma, para efeito de comparação, foram feitas algumas padronizações, tais como análise realizada em 5 dias (DBO_5), medido em ppm de O_2 a uma temperatura padrão de $20^\circ C$. Uma análise maior do que 1ppm é indicativo de contaminação. Seu tratamento é feito através de mecanismos físico-químicos e biológicos.

Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) representa o consumo de oxigênio requerido a fim de estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea. O teste demanda de 2 a 3 horas para ser realizado e se utiliza de agentes oxidantes em condições ácidas fortes. Os valores normais de DQO de águas sem contaminação variam de 1 a 5 ppm e águas residuais domésticas possuem em valor entre 250 e 600ppm. Já em águas residuais industriais o nível de DQO varia de acordo com o processo de fabricação.

O uso das duas ferramentas DBO e DQO é um indicador de biodegradabilidade da matéria contaminante. Pode ser realizada ainda uma análise do resultado da relação DBO/DQO para águas residuais da seguinte forma:

- Menor do que 0,2 - contaminação inorgânica;
- Maior que 0,6 - contaminação orgânica.

O Carbono Orgânico Total (COT) é um método direto para a medição da matéria orgânica carbonácea. É mais utilizado em pequenas concentrações e definido através da conversão do carbono orgânico a gás carbônico.

Demanda bioquímica de oxigênio: DBO_{última} e DBO₅:

São métodos indiretos para a determinação da matéria orgânica, através da medição do consumo do oxigênio.

A estabilização completa da matéria orgânica carbonácea é um processo longo, que dura, em termos práticos, muitos dias (por volta de 20 ou mais para esgotos domésticos), até atingir um valor estável, correspondente à oxidação completa dos poluentes biodegradáveis presentes na amostra. Esse valor é denominado DBO_{última} (DBOu).

Entretanto, a fim de se obter uma resposta mais rápida, convencionou-se proceder a análise no 5º dia (DBO₅), subestimando-se a demanda de oxigênio. Para esgotos domésticos típicos, esse consumo pode ser correlacionado com o consumo final total (DBOu). Tal relação apresenta diversas faixas, conforme a caracterização dos componentes do efluente (Tabela 3). Determinou-se também que o teste seja realizado à temperatura de 20°C, pois o metabolismo bacteriano pode ser alterado conforme mudanças de temperaturas, alterando assim, as relações de DBO₅/DBOu.

Tabela 3 - Faixas típicas da relação DBOu/DBO₅
Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1996

Origem	DBO₂₀/DBO₅
Esgoto concentrado	1,1 - 1,5
Esgoto de baixa concentração	1,2 - 1,6
Efluente primário	1,2 - 1,6
Efluente secundário	1,5 - 3,0

Oxigênio Dissolvido (OD):

Muitos organismos aquáticos necessitam do oxigênio para respirar (organismos aeróbios), portanto o oxigênio dissolvido (OD) é de grande importância para a preservação desses. Em geral, ele origina-se do ar (dissolução de oxigênio atmosférico), de forma artificial ou natural, além da liberação pela atividade fotossintética de microorganismos vivos, como por exemplo algas e bactérias.

A unidade de medida do oxigênio dissolvido mais utilizada é miligramas por litro (mg/L) da água em análise. Sua solubilidade é em função da temperatura do meio aquático e da altitude, sendo que, ao nível do mar e à temperatura média de 20°C, em geral, a concentração de saturação é de 9,2 mg/L. Tal parâmetro é geralmente o mais indicado para a análise das consequências dos efeitos da poluição por despejos orgânicos das águas.

O balanço da concentração OD em um corpo hídrico ocorre de acordo com a quantidade consumida de oxigênio por bactérias, de modo a oxidar a matéria orgânica, e a quantidade gerada, tanto por organismos fotossintéticos aquáticos quanto por processos de aeração artificial e natural. Corpos d'água com baixa concentração de OD é indicativo, muitas vezes, de poluição por esgotos, visto que, conforme já discorrido, o oxigênio é usado na decomposição da matéria orgânica. Porém, havendo a permanência por um período prolongado do nível de OD negativo, o meio aquático pode tornar-se anaeróbico, tendo como consequências o aumento no número de certos tipos de bactérias, liberação de odores indesejados e a morte de seres aeróbicos do meio em questão, como peixes, por exemplo.

Por outro lado, na ausência de condições naturais que diminuam a taxa de OD, as águas limpas possuem um nível superior a 5mg/L. Em uma condição de supersaturação, muitas como no caso do fenômeno de Eutrofização (águas ricas em nutrientes), comumente observado em represas e lagos, a concentração de oxigênio é superior a 10mg/L. Nesse processo, a concentração de oxigênio durante o dia fica elevada, em consequência do crescente aumento de algas, as quais praticam a fotossíntese. Já durante o período noturno, não há a ocorrência de fotossíntese, havendo somente a respiração dos organismos, o que faz com que a concentração de oxigênio diminua, colocando, portanto, a vida de peixes em perigo, por exemplo.

Micropoluentes inorgânicos:

Em geral, os micropoluentes inorgânicos são tóxicos. Metais pesados solúveis em água como o arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata encontram-se nesse grupo. A unidade de medida mais aplicada para aferir a esse parâmetro é a ppm.

A origem dessas substâncias químicas nos corpos hídricos se dá em grande parte por origem natural e também por atividades antropogênicas. Dentre as fontes de origem

natural encontram-se nas rochas matrizes e diferentes camadas do solo. Já dentre as de origem antropogênica destacam-se os despejos industriais, atividades mineradoras, agricultura e atividades de garimpo.

Dessa forma, o parâmetro químico de micropoluentes inorgânicos é de suma importância sanitária, visto que auxilia na caracterização de águas residuárias brutas e tratadas, bem como na classificação de corpos d'água e na avaliação de águas de abastecimento brutas e tratadas.

Micropoluentes orgânicos:

Certos materiais orgânicos possuem maior dificuldade de degradação biológica, não participando, assim, dos ciclos biogeoquímicos e, dessa forma, acumulando-se em algum ponto do ciclo (concentração na cadeia alimentar, bioacumulação). Porém, mesmo em quantidade reduzida, esses compostos podem gerar grandes problemas de toxicidade para os habitantes de ambientes aquáticos e para os consumidores da água.

Como exemplo de micropoluentes orgânicos, pode-se citar defensivos agrícolas, detergentes sintéticos e produtos farmacêuticos. Sua origem pode ser natural, por meio de vegetais com madeira (tanino, lignina, celulose, fenóis) ou antropogênica, através de despejos industriais, processamento e refinamento de petróleo e defensivos agrícolas. A unidade de medida mais utilizada é a ppm (mg/L).

Dessa forma, a importância sanitária dos micropoluentes orgânicos se deve à caracterização de corpos d'água e à classificação de águas residuárias e de abastecimento brutas e tratadas.

Nitrogênio:

O nitrogênio alterna-se entre várias formas e estados de oxidação dentro do ciclo na biosfera. Nos corpos hídricos ele pode ocorrer nas formas de nitrogênio molecular (liberando-se para a atmosfera), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amoniacal, nitrito e nitrato. Em altas concentrações os nitratos são tóxicos aos seres humanos, podendo causar uma doença letal para as crianças, metahemoglobinemia. Os constituintes responsáveis pelo nitrogênio em um corpo d'água são os sólidos em suspensão ou dissolvidos e sua unidade de medida é mg/L.

O lançamento de nitrogênio em alta quantidade nos corpos hídricos junto a outros nutrientes, tal como o fósforo, pode, conseqüentemente, aumentar excessivamente o número de algas (eutrofização), prejudicando o abastecimento público de água, a recreação e a fauna aquática. Isso ocorre devido ao fato de o nitrogênio atuar como nutriente nos processos biológicos.

Além disso, com relação à operação das estações de tratamento de esgoto, os processos de conversão do nitrogênio podem colaborar com informações a respeito do nível de poluição local. Uma poluição recente, por exemplo, está interligada ao nitrogênio na forma orgânica ou amoniacal, já uma poluição mais frequente está interligada ao nitrogênio na forma de nitrato.

As principais fontes de nitrogênio para os corpos d'água provém de lançamentos de esgotos sanitários, excrementos de animais e despejos industriais. Em áreas urbanas, a drenagem de águas pluviais também é fonte de nitrogênio, Já em áreas agrícolas, o escoamento da água de chuva por terras que usam fertilizantes também são fontes de nitrogênio. Já dentre as fontes naturais deste poluente pode-se destacar constituintes de proteínas, clorofilas e compostos biológicos.

pH:

O pH mede a concentração de íons hidrogênio e se define como $pH = \log (1/[H^+])$. Ele identifica a característica ácida ou alcalina da solução aquosa, a partir de um valor entre 7 e 14, que pode influenciar o direcionamento de seus usos específicos.

A medição é realizada com a ajuda de um pHmetro ou com a ajuda de papéis especiais que, dependendo da coloração indicada, informam o pH do meio. O pH pode, por exemplo, influenciar o metabolismo de alguns organismos aquáticos. Assim, a Resolução CONAMA 357 atribui um pH entre 6 e 9 para que haja a manutenção e proteção da vida aquática. As águas ácidas possuem um pH menor que 7; as águas neutras encontram-se com um pH em torno de 7 e as águas alcalinas apresentam um pH maior que 7.

Além disso, a concentração de sais alcalinos (como por exemplo sódio e cálcio) podem determinar um pH alcalino na água. O processo de tratamento de água pode ser afetado por tais elementos.

3.6.3. Parâmetros biológicos

Microorganismos como bactérias, algas, fungos, protozoários, vírus e helmintos, são fundamentais nos processos de transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos. As reações de conversão da matéria orgânica e inorgânica são de responsabilidade de tais microorganismos, dentro do sistema de tratamento biológico dos esgotos (VON SPERLING, 2005).

As bactérias, por exemplo, na conversão da matéria orgânica, são o mecanismo mais importante. As algas são responsáveis pela produção de oxigênio nos corpos hídricos e em certos processos de tratamento de esgotos. Os fungos por sua vez, também são de grande importância na decomposição da matéria orgânica. Os protozoários se alimentam de algas, microorganismos e bactérias. Estes são, portanto, os responsáveis pela manutenção do equilíbrio entre os demais grupos. Os vírus são organismos parasitas que podem gerar doenças e sua retirada durante o tratamento de água e esgoto é de certa complexidade. Por fim, os helmintos são seres de porte maior que podem causar doenças através de seus ovos.

Outro fator de extrema importância no que diz respeito à qualidade biológica do recurso hídrico relaciona-se ao risco de transmissão de doenças. As bactérias do tipo coliforme correspondem ao principal grupo de organismos indicadores de contaminação fecal, utilizado-as com a finalidade de avaliar indiretamente o potencial de um recurso hídrico na transmissão de doenças.

Algumas das razões pelas quais faz-se necessária a utilização de coliformes como indicadores de contaminação fecal:

- Os coliformes encontram-se em grande número nas fezes humanas;
- A resistência dos coliformes é superior à das demais bactérias patogênicas intestinais;
- Os mecanismos de retirada dos coliformes dos corpos d'água, nas estações de tratamento de água e de esgoto são os mesmos mecanismos de retirada de bactérias patogênicas;
- Técnicas para detecção de coliformes são rápidas e econômicas.

Destaca-se que, no entanto, segundo afirma a resolução CONAMA 357, nem todas as bactérias presentes no grupo de coliformes fecais são encontradas em fezes.

Sendo assim, as bactérias que devem ser utilizadas como parâmetro para esta medição são aquelas presentes no grupo de coliformes termotolerantes. Dentre estas, a única presente no intestino humano é a *Escherichia coli* e, desta forma, é a utilizada para avaliação e qualidade da água, de modo a apontar contaminação fecal.

3.7.Demanda Bentônica

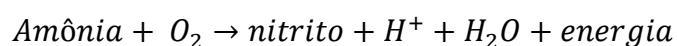
O lodo de fundo é formado pela matéria orgânica em suspensão sedimentada e que, dessa forma, necessita de ser estabilizada. Devido à dificuldade da penetração do oxigênio na camada de lodo, esta estabilização acontece em grande parte em condições anaeróbias, não implicando em consumo de oxigênio (VON SPERLING, 2005).

Entretanto, em alguns milímetros de espessura acima da camada do lodo, há acesso ao oxigênio da massa líquida sobrenadante, ocorrendo assim a estabilização do lodo em condições aeróbias, havendo, portanto, o consumo de oxigênio. Além disso, devido a decomposição anaeróbia, resultam-se alguns subprodutos que podem atravessar a camada aeróbia do lodo chegando à massa líquida e acarretando em uma demanda de oxigênio. Essa demanda de oxigênio a partir de fatores gerados pelo lodo de fundo é denominada demanda bentônica (VON SPERLIN, 2005).

3.8.Demanda Nitrogenada

O fenômeno de nitrificação é outro processo de oxidação referente às formas nitrogenadas, responsáveis pela transformação da amônia em nitritos e destes em nitratos. Os microrganismos envolvidos neste processo são autotróficos quimiossintetizantes, dentre os quais o CO₂ é a principal fonte de carbono, e a energia é adquirida pela oxidação de um substrato inorgânico, como por exemplo a amônia.

A reação a seguir mostra a transformação de amônia em nitritos:



A reação a seguir mostra a transformação de nitritos em nitratos:



Ambas as equações mostram que há consumo de oxigênio. Tal consumo refere-se à demanda nitrogenada, por acontecer em uma fase seguinte às reações de desoxigenação carbonácea. Esse fato ocorre porque as bactérias nitrificantes têm uma taxa de

crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas, fazendo com que a nitrificação aconteça também mais lentamente.

3.9. Índices de Qualidade das Águas

Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela National Sanitation Foundation, e a partir de 1975 começou a ser utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Nos anos seguintes, outros estados brasileiros começaram a adotar o IQA, sendo hoje o principal índice de qualidade da água utilizado no país (ANA).

A partir da necessidade de uma avaliação da água bruta, após tratamento, para fins de abastecimento público, o IQA surge como importante ferramenta. Os parâmetros selecionados na utilização do IQA são, em grande parte, indicadores de contaminação devido ao lançamento de esgotos domésticos.

Porém, a utilização do IQA para avaliação da qualidade da água apresenta algumas limitações, já que esse índice não leva em consideração outros parâmetros importantes para o abastecimento público, como, por exemplo, substâncias tóxicas (metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos).

O IQA é composto por nove parâmetros, com seus respectivos pesos (w), que foram atribuídos de acordo com a importância para a conformação global da qualidade da água (Tabela 4).

Tabela 4 - Parâmetros de Qualidade da água do IQA e respectivo peso
Fonte: Adaptado de ANA

Parâmetro de Qualidade da Água	Peso (w)
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
DBO5 e DBO20	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

O cálculo do IQA é feito a partir da fórmula a seguir,

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

Onde n é o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Os valores do IQA são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros (Tabela 5).

Tabela 5 - Classificação do IQA em diferentes estados do Brasil

Fonte: Adaptado de ANA

Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
91 - 100	80 - 100	Ótima
71 - 90	52 - 79	Boa
51 - 70	37 - 51	Razoável
26 - 50	20 - 36	Ruim
0 - 25	0 - 19	Péssima

3.10. Modelos Matemáticos de Qualidade da Água

De acordo com CHAPRA (1997), a definição de um modelo matemático de qualidade da água reitera que trata-se de uma ferramenta capaz de visualizar uma realidade idealizada, a qual demonstra as reações de um corpo d'água devido a um estímulo externo. Dessa forma, após um lançamento de efluentes pode-se realizar-se um estudo

de modo a modelar e analisar a concentração de um poluente em um ponto qualquer do rio.

A fim de que se faça a escolha do modelo mais adequado a cada situação, evitando o uso inadequado e, por conseguinte, a obtenção de erros indesejáveis, é de extrema importância a realização de uma avaliação dos objetivos em questão, relacionando-os com as capacidades dos diferentes modelos matemáticos.

Os modelos matemáticos podem ser utilizados para diversos fins segundo Von Sperling (2007), a saber:

- Em um estudo com o objetivo de aumentar o nível de entendimento de um sistema;
- Para o planejamento e gerenciamento de recursos hídricos;
- Na outorga para lançamentos, entre outros.

No Brasil e em grande maioria dos países em desenvolvimento, os modelos matemáticos surgem como uma maneira de planejar ações a fim de minimizar os impactos ambientais e buscar a garantia do cumprimento das legislações pertinentes. Muito disso deve-se ao fato de que os corpos hídricos, em sua grande parte, apresentam-se sob alguma forma de degradação (VON SPERLING, 2007).

Dessa forma, surgem uma variedade de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água em rios. Não obstante, conforme já discorrido anteriormente, o objetivo do presente trabalho é a realização de uma investigação preliminar comparativa entre diferentes cenários de lançamento e tratamento de efluentes domésticos, sendo realizadas portanto diversas simplificações hidrodinâmicas. Dessa forma, o modelo de Streeter-Phelps apresenta-se como uma ferramenta útil, devido a sua simplicidade de aplicação, visto que considera como valores de entrada apenas os parâmetros de OD e DBO, sendo, portanto, o escolhido para ser utilizado no presente estudo.

A seguir, apresenta-se uma breve descrição de alguns dos principais modelos matemáticos de qualidade da água e, em seguida, na seção 3.9.1, uma definição mais detalhada sobre o modelo de Streeter-Phelps.

AQUASIM (Suíça, 1994)

- O modelo executa simulações hidrodinâmicas e de qualidade de água;

- Análises de sensibilidade e estimativa de parâmetro de acordo com dados medidos;
- Verifica se suposições feitas para a modelagem são similares aos dados medidos;
- Modificação de forma simples da estrutura modelar e valores dos parâmetros.

AQUATOX (Estados Unidos – Agência de Proteção Ambiental)

- Modelo de simulação de sistemas aquáticos;
- Fornece o destino de vários poluentes, assim como as consequências de seu lançamento ao ecossistema;
- Simulação de cenários de eutrofização.

BASINS (Estados Unidos - Agência de Proteção Ambiental, 1996)

- Sistema de Análise Ambiental de uso múltiplo;
- Simulação de fontes não pontuais e pontuais em forma de bacia ou corpo d'água.

CE-QUAL-R1V1 (Estados Unidos)

- Modelo unidimensional e hidrodinâmico que simula a qualidade de água em corpos d'água em que variações de profundidade e comprimento lateral podem ser desprezados;
- Pode ser utilizado em vazões não permanentes;
- Modelagem de transporte de poluentes, tais como DBO, OD, fósforo, metais, algas, coliformes e nitrogênio.

QUAL2E (Estados Unidos)

- Modelo versátil, permite a utilização de diversas cargas poluidoras, pontos de entrada e retirada de afluentes na corrente em análise;
- Uma grande variedade de parâmetros podem ser modelados, tais como: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), temperatura, nitrogênio orgânico, amônia, coliformes, entre outros.
- Além disso, a modelagem pode ser feita em qualquer sistema fluvial ramificado e unidimensional.

- Por outro lado, o modelo limita-se a simulações em estado estacionário, ou seja, fluxo do corpo hídrico e lançamentos de efluentes constantes.

QUAL-UFMG

- Modelo é uma adaptação do anterior (QUAL2E) feita pelo Von Serling (2007). A simplificação permitiu aplicações simples e rápidas de modelagem de qualidade de água em rios.
- Os seguintes parâmetros podem ser modelados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD), Nitrogênio total, Fósforo Total, entre outros.

3.10.1. O Modelo de Streeter-Phelps

Aplicado pela primeira vez em 1925 em um estudo no Rio Ohio, nos Estados Unidos, com o intuito de aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição, o modelo de Streeter- Phelps foi o precursor de modelos numéricos de qualidade de água (Streeter & Phelps, 1925). Ele relaciona os mecanismos de decomposição de matéria orgânica e a aeração de oxigênio em um curso superficial que recebe a descarga de águas residuais a fim de definir o oxigênio dissolvido nessa área. Esse modelo pode ser adotado tanto para fontes pontuais, quanto para difusas ou dispersas.

O destino final de grande parte dos esgotos sanitários e industriais em praticamente todos os lugares são os corpos hídricos. Sendo chamados portanto de corpos receptores, eles além de fornecer meios de dispersar os rejeitos, há também a capacidade natural de autodepuração. Dessa forma, sua capacidade de retornar às condições naturais é relevante dependendo de suas características e das do material efluente. Porém, a fim de não prejudicar essa capacidade natural, é necessário uma escolha adequada do corpo receptor que contenha as melhores condições de autodepuração e também de um estudo a respeito do nível de tratamento que deve ser aplicado ao esgoto a ser lançado. A partir dessas condições, o modelo de Streeter Phelps apresenta-se como uma ferramenta útil para ajudar na escolha do nível de tratamento a ser demandado pelo esgoto que será lançado além de ajudar na escolha do corpo receptor.

Basicamente, o comportamento do corpo hídrico, conforme a ocorrência da recepção do esgoto no mesmo, apresenta reações com relação à quantidade de oxigênio dissolvido

ao longo de seu curso ou do tempo após a chegada desse esgoto que podem ser visualizadas através dessa ferramenta. Posteriormente, o modelo contribuiu para o surgimento de outros modelos numéricos derivados das equações clássicas de Streeter-Phelps. Tais modelos são aplicáveis não só no controle da qualidade das águas, como também para prognosticar danos decorrentes da implantação de empreendimentos.

O modelo de Streeter Phelps é formado, de forma genérica, por duas equações diferenciais ordinárias: uma modela a oxigenação da parte biodegradável da matéria orgânica (equação de demanda bioquímica de oxigênio) e a outra o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica (equação de reaeração).

Dessa forma, conforme já discorrido, trata-se de um modelo mais simplificado visto que não considera demais demanda, tais como bentônica e nitrogenada. No entanto, como já descrito na seções anteriores, o objetivo do presente trabalho é a comparação de seis diferentes cenários de tratamento de efluentes e, por conseguinte, a análise da capacidade de autodepuração do curso d'água em estudo: rio Sarapuí. Desta forma, o modelo em questão tem sua utilização cabível.

Mais uma vez, cabe destacar que não serão consideradas as características estuárias do corpo hídrico, nem sua salinidade. No entanto, ressalta-se que a salinidade tem interferência direta em diversos aspectos e parâmetros de qualidade do rio, como a concentração de saturação C_s por exemplo, cujo conceito, bem como sua relação com a salinidade, serão explicados na seção 4.8.2.

4. Metodologia

Nesta seção serão definidas as metodologias utilizadas para modelagem, de acordo com Streeter-Phelps, do lançamento de efluentes no rio Sarapuí. Serão considerados diferentes cenários referentes ao lançamento e ao tratamento destes esgotos.

4.1. Bacias de Esgotamento

A Figura 5 a seguir mostra o prognóstico das bacias de esgotamento no Rio Sarapuí, de acordo com o Programa de Saneamento dos Municípios do Entorno da Baía de Guanabara (PSAM). Conforme descrito na legenda na figura, as bacias na cor verde são aquelas onde o sistema de esgotamento deve ser implantado a curto prazo. Já aquelas

apresentadas na cor amarela indicam que seus sistemas de esgotamento serão estabelecidas a médio prazo.

Observa-se que, ainda na Figura 5, foram destacados também os pontos de medição de vazão do rio, conforme discorrido na seção 3.1. Desse modo, com base nas populações de cada bacia, de acordo com dados do IBGE 2010, serão calculadas as vazões de esgoto sanitário produzido pela população habitante destas regiões. Em seguida, através de modelo matemático a ser apresentado, serão calculados os parâmetros de qualidade da água após zona de mistura, conforme será detalhado nas sessões seguintes deste projeto.

Cabe ressaltar que o rio em questão apresenta uma área, mais próxima a sua nascente, onde não foi inserida pelo PSAM nenhuma bacia de esgotamento. Este contexto deve-se ao fato da região em questão localizar-se próxima a uma Área de Preservação Ambiental, não havendo, desta forma, ocupação urbana.

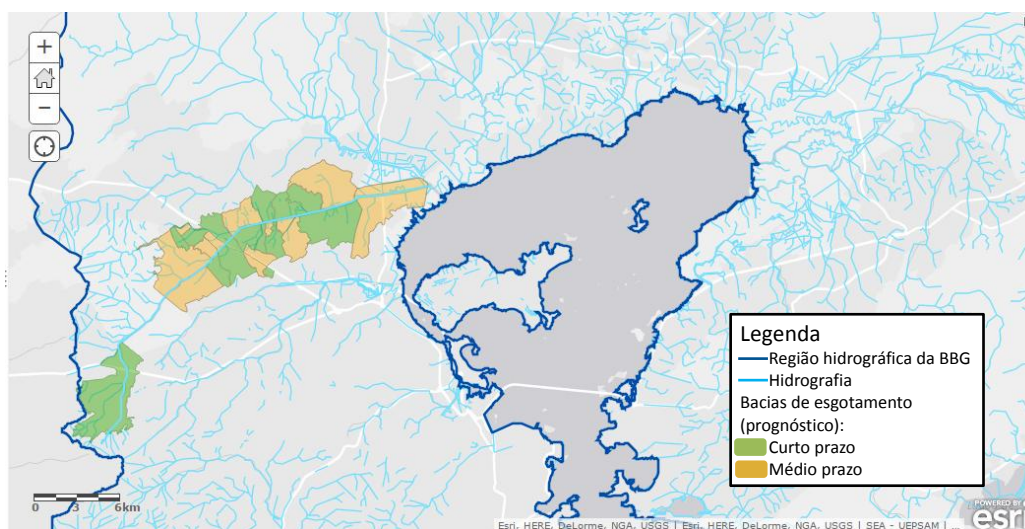


Figura 5 - Prognóstico das bacias de esgotamento no canal do Sarapuí (PSAM)

4.2. Definição das Fontes de Poluição a serem consideradas

As fontes de poluição do presente trabalho são os pontos onde serão calculados os valores dos parâmetros da água através do modelo de mistura de Streeter-Phelps, que será apresentado na seção 4.4. Estes pontos serão adotados, dessa forma, como sendo os pontos de lançamento da vazão de efluentes sanitários das bacias de esgotamento no rio Sarapuí.

A seleção das bacias de esgotamento para cada ponto ocorreu com base na hidrologia do local. Assim, bacias que convergiam para o mesmo ponto foram agrupadas. O resultado desta metodologia encontra-se na Tabela 6 identificadas no mapa da Figura 6.

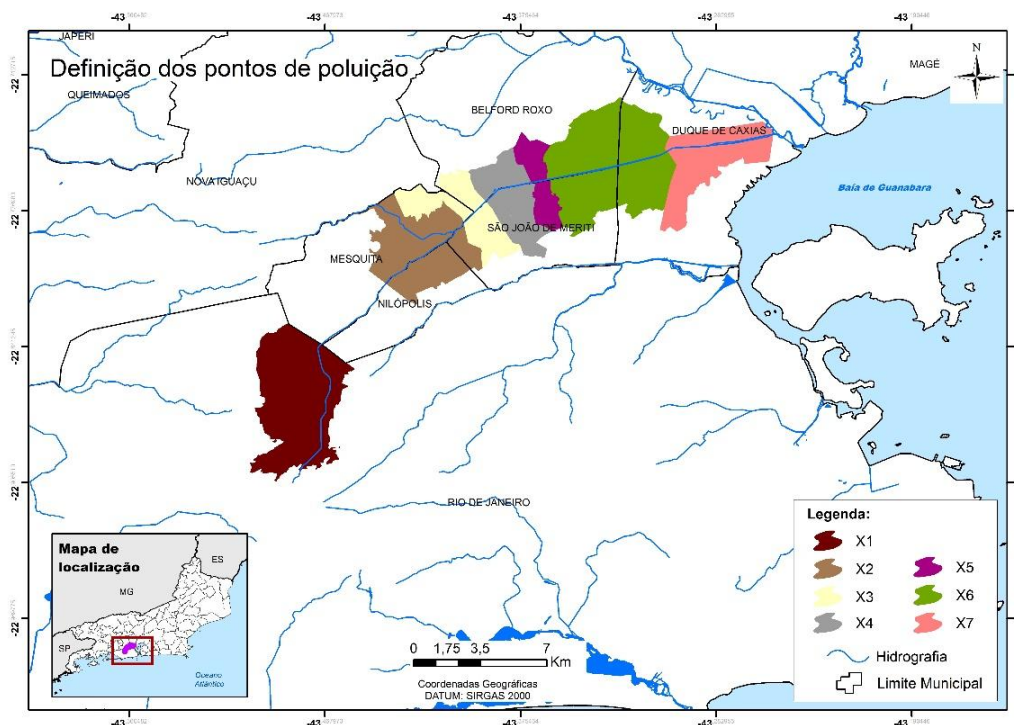


Figura 6 - Definição dos pontos de poluição

Tabela 6 - Seleção das bacias e pontos e input

Bacias de Esgotamento	Fonte de poluição afluente ao rio
Sarapuí Água azul Vila Kennedy	X1
Alto Sarapuí I Alto Sarapuí II Bacia 2S-4 (1) Bacia 2S-1	X2
Bacia 2S-3BNI (2) Bacia 2S-3A(NI) Bacia 2S-3BNI (1) Bacia 2S-4 (2) Bacia 2S-5 Bacia 2S-2(1) Bacia 2S-2(2)	X3

Bacias de Esgotamento	Fonte de poluição afluente ao rio
Bacia 3S-1 Bacia 3S-3B (2) Bacia 3S-3B Bacia 3S-3B (1) Bacia 3S-3A Médio Sarapuí 2	X4
Bacia 3S-4 (2) Bacia 3S-4 (1) Médio Sarapuí 1	X5
Bacia 4S-1 - Sarapuí Bacia 4S-2 - Sarapuí Bacia 3S-5 - Sarapuí Bacia 3S-6 - Sarapuí Baixo Sarapuí II Baixo Sarapuí I	X6
Gramacho	X7

4.3. Caracterização das Bacias: População, Vazão e Área

Os quantitativos de população, vazão e área das bacias foram fornecidos, mais uma vez, pela base de dados SIG do PSAM. Ao selecionar uma bacia de esgotamento, o sistema apresenta diversos dados sobre esta região em questão, conforme mostrado, como exemplo, na Figura 7 a seguir.

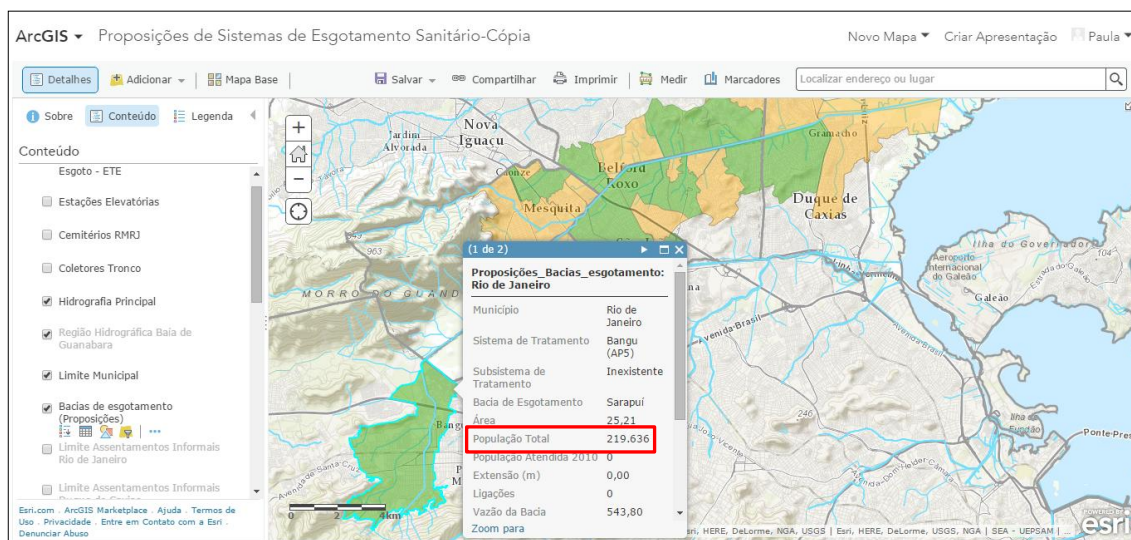


Figura 7 - Dados fornecidos pelo sistema SIG do PSAM

Assim, esta metodologia foi realizada para todas as bacias de esgotamento em estudo de modo a obter-se os parâmetros em questão referentes a todos os pontos de afluência do presente estudo. O resultado desta análise encontra-se na Tabela 7.

Tabela 7 - Caracterização das fontes de poluição (ponto de afluência)

Bacias de Esgotamento	População (hab)	Vazão	Área	Fonte de poluição afluente ao rio	Total população (hab)	Total vazão (L/s)	Total área (km ²)
Sarapuí	219636	543,8	25,21	X1	283452	701,8	38,65
Água azul	15950	39,49	9,07				
Vila Kennedy	47866	118,51	4,37				
Alto Sarapuí I	121625	228,51	9,93	X2	251576	494,85	19,25
Alto Sarapuí II	99585	188,9	6,11				
Bacia 2S-4 (1)	1104	20,73	1,31				
Bacia 2S-1	29262	56,71	1,9				
Bacia 2S-3BNI (2)	7548	14,17	0,97	X3	129465	253,67	10,99
Bacia 2S-3A(NI)	5184	9,73	0,46				
Bacia 2S-3BNI (1)	17430	32,73	1,48				
Bacia 2S-4 (2)	5883	11,05	0,87				
Bacia 2S-5	23509	50,49	2,64				
Bacia 2S-2(1)	6697	12,98	0,62				
Bacia 2S-2(2)	63214	122,52	3,95				
Bacia 3S-1	39735	77,01	2,52	X4	104004	204,18	10,5
Bacia 3S-3B (2)	19991	38,75	1,54				
Bacia 3S-3B	4105	7,96	0,4				
Bacia 3S-3B (1)	17222	33,38	1,03				
Bacia 3S-3A	12439	26,71	0,99				
Médio Sarapuí 2	10512	20,37	4,02				
Bacia 3S-4 (2)	7688	14,9	0,5	X5	28652	103,55	5,61
Bacia 3S-4 (1)	2532	49,07	2,23				
Médio Sarapuí 1	18432	39,58	2,88				
Bacia 4S-1 - Sarapuí	16631	32,23	0,92	X6	270417	568,78	30,47
Bacia 4S-2 - Sarapuí	47208	91,5	3,9				
Bacia 3S-5 - Sarapuí	1918	41,19	3,04				
Bacia 3S-6 - Sarapuí	11364	24,4	3,19				
Baixo Sarapuí II	109325	210,9	9,75				
Baixo Sarapuí I	83971	168,56	9,67				
Gramacho	9439	202,7	14,05				

A vazão de esgoto utilizada foi aquela fornecida pelo SIG-PSAM. No entanto, este parâmetro poderia também ser calculado em função de outras variáveis. Em geral, a produção de esgotos corresponde ao consumo de água, mas, em alguns casos, esta fração pode variar. Isso ocorre não só devido à água destinada ao esgotamento pluvial intencionalmente (como no caso de rega de jardins ou lavagem de carros), como também no caso de ligações clandestinas à rede pluvial e infiltração. (Von Sperling, 2005)

O cálculo da vazão doméstica média de esgotos é realizado a partir dos dados populacionais e de alguns parâmetros e constantes. Assim, tem-se que:

$$Q_{med} = \frac{P \cdot q \cdot C}{86400}$$

Onde,

$Q_{méd}$ = vazão doméstica média de esgoto (L/s);

P = população atendida (hab);

q = consumo de água per capita (L/hab.dia);

C= coeficiente de retorno;

O consumo de água per capita (q) é um coeficiente que varia de acordo com as características física, geográficas e socioeconômicas da região, variando entre 100 e 300 L/hab.dia. No presente projeto, adotar-se-á o valor 200 L/hab.d

O coeficiente de retorno C refere-se à quantidade de água provida que retorna à rede coletora na forma de esgoto. O valor comumente utilizado para este parâmetro, e que também será utilizado no presente projeto, é de 80%, isto é, C=0,8. Em geral, os valores deste parâmetro estão entre 40% e 100%.

4.4.Parâmetros do Rio Sarapuí

Serão apresentadas nesta seção a metodologia utilizada para a obtenção dos dados referentes ao corpo d'água em estudo, ou seja, ao rio Sarapuí.

4.5.Vazão, Velocidade Média e Profundidade Média

O Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu realizou, em 1994, medições e caracterizações dos rios da Bacia do Iguaçu e estes valores serão usados no presente projeto, conforme a Tabela 8 e a Tabela 9 a seguir. Os pontos de medição de

vazões encontram-se destacados na Figura 8, sendo Q_1 a vazão do ponto de referência 1, localizado na Avenida Sarapuí e Q_2^{rio} a vazão do ponto de referência 2, localizado na Travessa do Engenho.

Além disso, destaca-se também na Figura 8 o ponto de vazão Q_3 , localizado na confluência do rio Sarapuí com o rio Iguaçú. Dessa forma, foi utilizada a tabela referente à caracterização do rio Iguaçú, disponível no mesmo estudo descrito acima, conforme a Tabela 8.

Depois de realizadas pesquisas em website e plataformas do Google, tais como Google Maps e Google Earth, conclui-se que, dentre os pontos de referência presentes nesta tabela, o mais próximo à confluência com o Rio Sarapuí foi o de número 08, que se encontra destacado.

Além dos valores referentes à vazão do rio, a Tabela 8 e a Tabela 9 forneceram também as velocidades e profundidades médias destes pontos, necessárias durante a aplicação do modelo de Streeter-Phelps, conforme será discutido na seção 4.4. Além disso, destaca-se que para a aplicação do modelo foram considerados para o rio os valores dos parâmetros cuja medição é a mais próxima da fonte de poluição X_n em análise.

Dessa forma, para a fonte de poluição X_1 foram considerados os valores do ponto de referência 01 e para os pontos X_2 a X_6 utilizou-se os valores do ponto de referência 02, ambos do rio Sarapuí. Já para o ponto X_7 foram utilizados os valores do ponto 08 do rio Iguaçú.

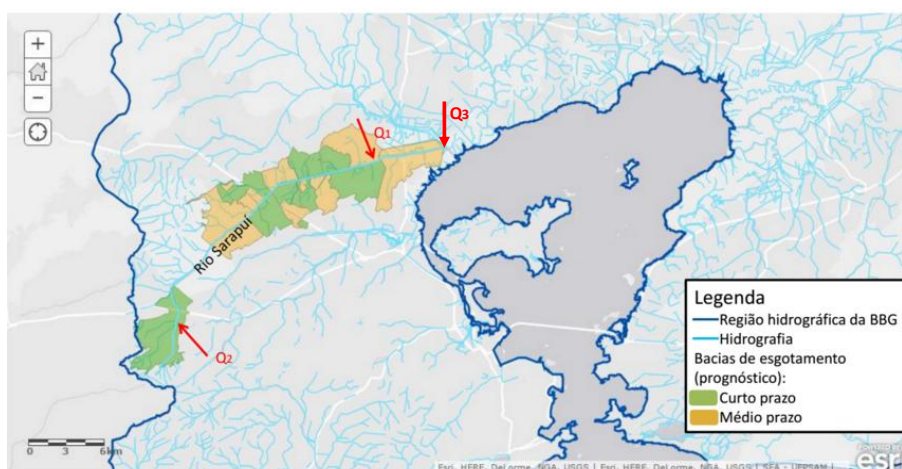


Figura 8 – Pontos de medição de vazão do rio Sarapuí de acordo com Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçú
Fonte: SIG PSAM (adaptado)

Tabela 8 - Medições de vazão do Rio Sarapuí
Fonte: Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu

REF	DATA	SEÇÃO	MAPAS	DESCRIÇÃO	ÁREA SEÇÃO (m ²)	LARGURA (m)	PROF. MÉDIA (m)	VELOC. MÉDIA (m/s)	VAZÃO LÍQUIDA (m ³ /s)
01	10/06/94	Av. Sarapuí	FUNDREM 260 B 1:10 000	Mont. R. 13 Maio BARCO/CABO 10:40 ⇒ 11:17	11,53	19,80	0,58	0,662	7,626
02	27/06/94	Travessa do Engenho	DSG-MG Fl.23 Q IV3 Vila Militar 1:50 000	Montante Estrada. Engenho VAU 11:47 ⇒ 12:03	1,67	7,20	0,23	0,218	0,364

Tabela 9 - Medições de vazão no Rio Iguaçu
Fonte: Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu

REF	DATA	SEÇÃO	MAPA FUNDREM 1:10 000	DESCRIÇÃO	ÁREA SEÇÃO (m ²)	LARGURA (m)	PROF. MÉDIA (m)	VELOC. MÉDIA (m/s)	VAZÃO LÍQUIDA (m ³ /s)
01	18/03/94	Sítio Sr. Agostinho	236 B	VAU 12:00 ⇒ 12:12	0,56	3,90	0,14	0,269	0,151
02	18/03/94	Sítio Sr. Pedro Gonçalves	237 A	Sítio Paz e Amor VAU 14:30 ⇒ 14:48	1,81	4,10	0,44	0,553	0,998
03	18/03/94	Sítio Sr. Pedro Gonçalves	237 A	Sítio Paz e Amor VAU 16:00 ⇒ 16:35	4,92	5,90	0,83	0,511	2,519
04	18/03/94	Sítio Sr. Pedro Gonçalves	237 A	Sítio Paz e Amor VAU 17:06 ⇒ 17:16	5,03	5,90	0,85	0,468	2,357
05	21/03/94	Montante Foz Rio Paiol	237 B	PONTE (VIGA) 16:45 ⇒ 17:15	3,41	5,20	0,66	0,423	1,445
06	22/03/94	Posto Marambaia	237 B	VAU 11:10 ⇒ 11:55	8,18	7,60	1,08	0,235	1,924
07	28/03/94	Primeira Ponte Pencil	237 B	Faz. Piracema PONTE 11:40 ⇒ 12:16	39,30	20,00	1,97	0,492	19,351
08	13/04/94	Montante Vala Madame	237 D	130m Montante Oleoduto VAU 08:03 ⇒ 08:38	10,57	13,50	0,78	0,521	5,514
09	08/07/94	Montante Av. Pres. Kennedy	238 C	Estuário BARCO/CABO 08:37 ⇒ 22:50					

4.6. Temperatura, DBO e Oxigênio Dissolvido

O INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente – realiza monitoramentos periódicos de alguns parâmetros de qualidade da água nos corpos hídricos do estado. Estas estações de monitoramento estão apresentadas no mapa da Figura 9. Destacam-se em vermelho os pontos de medição do rio Sarapuí: SP313, SP307, SP305 e SP300. O INEA disponibiliza a público o resultado destas análises. Dessa forma, para o presente trabalho, foram utilizados os parâmetros temperatura, DBO e OD do rio Sarapuí fornecidos por estas medições do INEA.

Destaca-se que, no portal em questão, só foram encontrados valores referentes aos pontos SP300 e SP305. Assim, para a aplicação do modelo de Streeter-Phelps, foram considerados para o rio os valores dos parâmetros de medição mais próximo da fonte de poluição Xn em análise. Assim, para as fontes X₁, X₂, X₃, X₄ e X₅ foram considerados

os valores do ponto de monitoramento SP305, enquanto que para os pontos X₆ e X₇ os valores utilizados referem-se ao ponto SP300.

Não obstante, ressalta-se também que os valores utilizados foram uma média ponderada de todas as medições já realizadas pelo INEA. As tabelas contendo todos os valores medidos encontram-se no ANEXO I – Dados de Monitoramento do INEA.

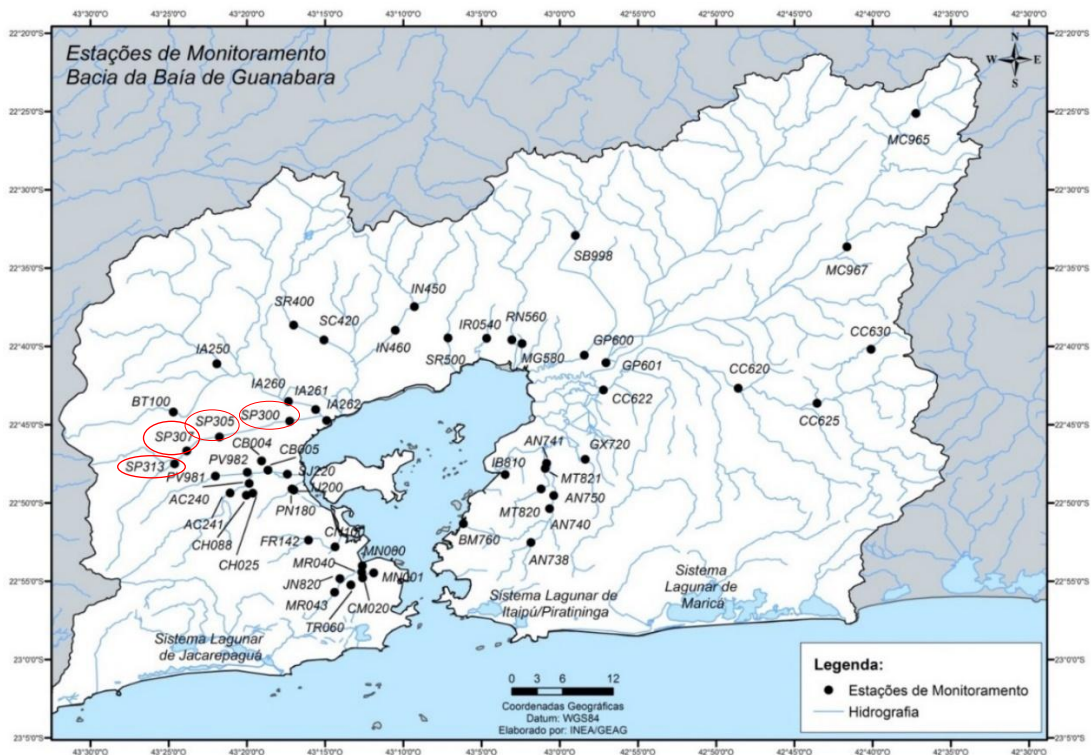


Figura 9 - Estações de monitoramento de qualidade da água do INEA
Fonte: INEA (adaptado)

Assim, os valores atribuídos para o rio Sarapuí em cada fonte de poluição considerada são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Valores atribuídos aos parâmetros do rio Sarapuí para cada fonte de poluição considerada

	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7
Extensão (km)	8,15	5,16	1,53	2,65	0,87	5,98	5,31
Profundidade média (m)	0,23	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,78
Vazão média do rio (l/s)	364,00	7626,00	7626,00	7626,00	7626,00	7626,00	5514,00
Velocidade média (m/s)	0,22	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,52

	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7
Temperatura média da água (°C)	25,2	25,2	25,2	25,2	25,2	27,0	27,0
Altitude (m)	900,00	500,00	500,00	500,00	500,00	0,00	0,00
OD rio a montante do trecho (mg/L)	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,34	0,34
DBO rio a montante do trecho (mg/L)	34,40	34,40	34,40	34,40	34,40	28,17	28,17

4.7. Cenários Considerados

No presente estudo será analisada a capacidade de autodepuração do Rio Sarapuí de acordo com o lançamento proveniente das fontes de poluição definidas na seção 4.2. Serão considerados seis cenários de lançamento, a saber:

- Cenário 1: lançamento de esgoto bruto proveniente de cada uma das fontes de poluição definidas;
- Cenário 2: lançamento de esgoto submetido a um tratamento primário (eficiência de 70% em remoção de DBO) proveniente de cada uma das fontes de poluição definidas;
- Cenário 3: lançamento de esgoto submetido a um tratamento secundário (eficiência de 90% em remoção de DBO) proveniente de cada uma das fontes de poluição definidas;
- Cenário 4: lançamento de esgoto proveniente da ETE Sarapuí, ou seja, os efluentes de toda a bacia seriam, dessa forma, tratados conjuntamente e lançados de forma contínua no trecho onde encontra-se a estação. Considera-se neste uma operação ruim, ou seja, eficiência de 30% em remoção de DBO.
- Cenário 5: lançamento de esgoto proveniente da ETE Sarapuí, considerando neste uma operação média da estação, ou seja, eficiência de 70% em remoção de DBO.
- Cenário 6: lançamento de esgoto proveniente da ETE Sarapuí, considerando neste uma operação ótima da estação, ou seja, eficiência de 90% em remoção de DBO.

Destaca-se, no entanto, que o cenário real atual desta região é o tratamento de esgotos na ETE Sarapuí, cuja capacidade de operação é de, aproximadamente, 1500 L/s, segundo dados da CEDAE. Além disso, a ETE lança seus efluente em um ponto próximo à fonte de poluição X₅ adotada no presente projeto, conforme descrito na seção 4.2. Dessa forma, para os cenários 4, 5 e 6 será modelada a autodepuração do rio Sarapuí apenas à jusante do ponto de lançamento de efluentes pela ETE. A localização da ETE Sarapuí encontra-se destacada na Figura 10.

Ressalta-se ainda que o valor total de esgoto bruto considerado pelo presente projeto é de 2529,53 L/s, o que supera a capacidade atual da ETE. Assim, o modelo é aplicado de forma a considerar que toda a população no entorno da ETE tem seu esgoto tratado.

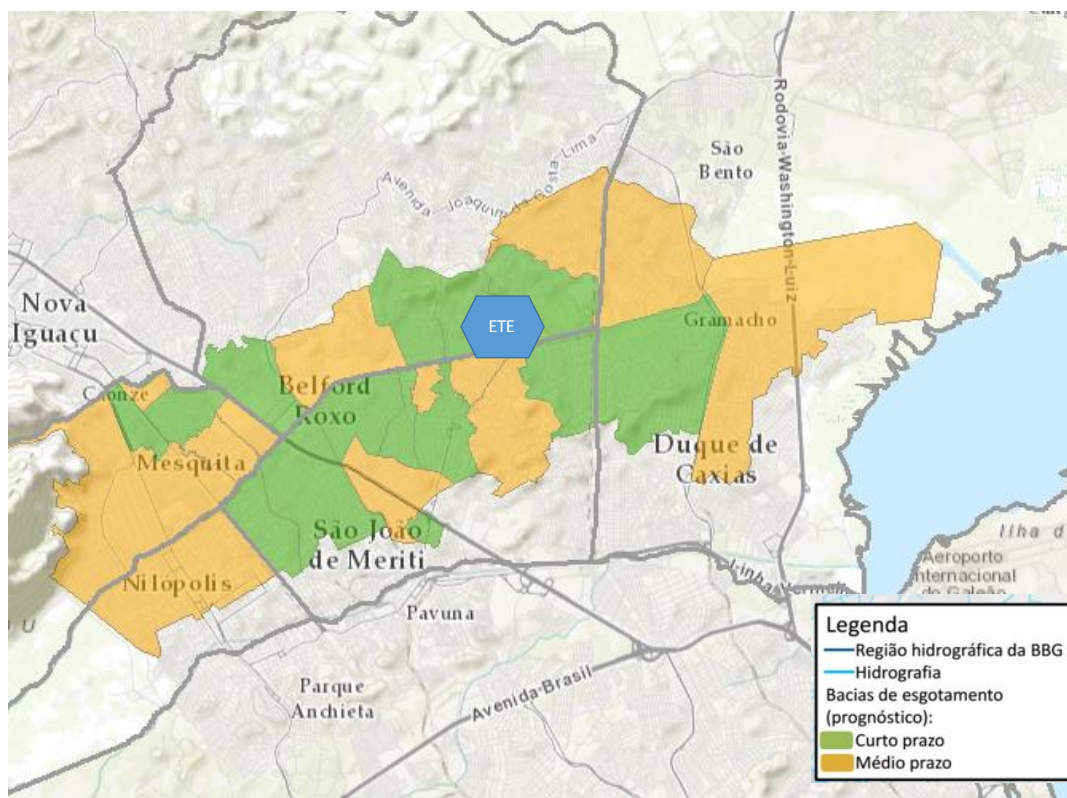


Figura 10 - Localização da ETE Sarapuí
Fonte: SIG PSAM (adaptado)

4.8. Aplicação do modelo de Streeter-Phelps

Conforme já discorrido na seção 3.10, o modelo de Streeter-Phelps avalia a autodepuração de um corpo hídrico de acordo com os parâmetros de OD e DBO.

4.8.1. Cinética da desoxigenação

Para os cenários 1, 2 e 3, os quais consideram as sete fontes de poluição, o modelo foi aplicado de modo que o lançamento do efluente se daria no ponto mais a jusante da fonte de poluição X_n , percorreria o rio durante toda a sua extensão presente na área da fonte de poluição X_{n+1} durante a autodepuração e, finalmente, a mistura resultante se encontra com o lançamento de efluente da fonte X_{n+1} . Dessa forma, a DBO no rio considerada para o ponto X_n seria a DBO fornecida pelo portal do INEA. Já para o ponto X_{n+1} considera-se a DBO do rio como aquela resultante do processo de autodepuração do rio após lançamento de efluente pelo ponto X_n , ou seja, a DBO remanescente (L).

Cabe ressaltar que a DBO remanescente se caracteriza como a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante, enquanto que a DBO exercida representa o oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até este instante (Von Sperling, 2005). O gráfico apresentado na Figura 11 apresenta a relação entre estes dois parâmetros. Destaca-se que a relação entre estes dois parâmetros se processa segundo uma reação de primeira, dada pela equação:

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

Onde:

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

t = tempo (dias)

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})

A integralização desta equação entre os limites $L = L_0$ e $L = L_t$ e $t = 0$ e $t = t$ resulta em:

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

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo qualquer (mg/L)

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

Assim, fez-se uso desta equação de modo a encontrar a concentração de DBO remanescente no ponto X_{n+1} proveniente da autodepuração no trecho do rio Sarapuí

consequente do lançamento de efluente no ponto X_n . Não obstante, ressalta-se que, ainda para os cenários 1, 2 e 3, a concentração de DBO no rio obtida através do portal do INEA foi utilizada apenas no ponto X_1 . Nos pontos de mistura seguintes considerou-se a contração de DBO remanescente (L). Por outro lado, a concentração L_0 da DBO na mistura será obtida através da equação da mistura que será apresentada na seção 4.8.3.

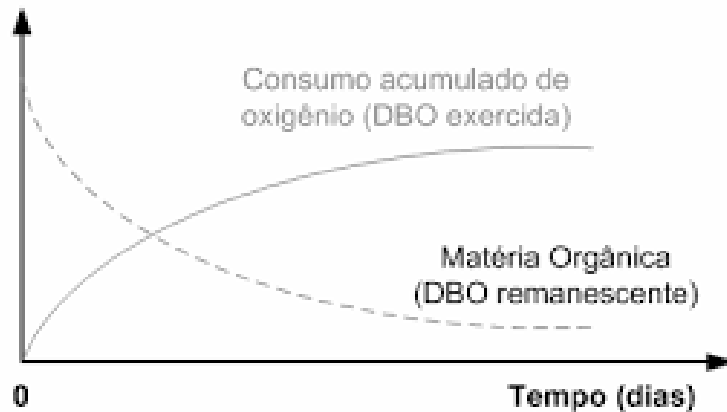


Figura 11 - DBO exercida (oxigênio consumido) versus DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo

Fonte: Von Sperling, 2005

O coeficiente de desoxigenação K_1 depende da temperatura, da presença de substâncias inibidoras e das características da matéria orgânica. Seus valores típicos, para temperatura de 20°C , são apresentados na Tabela 11.

De modo a ajustar os valores para as temperaturas adotadas para cada fonte de poluição (conforme detalhado na seção 4.6), lança-se mão da seguinte equação:

$$K_{1T} = K_{120} * \theta^{(T-20)}$$

Onde:

K_{1T} = K_1 a uma temperatura T qualquer (d^{-1})

K_{120} = K_1 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (d^{-1})

T = temperatura do líquido

θ = coeficiente de temperatura, para o qual o valor usualmente adotado para K_{1T} é 1,047 (EPA, 1987)

Destaca-se que, para cada cenário considerado, adotou-se um valor diferente para $K_{1,20}$, a saber:

- Para o cenário 1, que se refere ao lançamento de esgoto bruto, o valor adotado foi de 0,45;
- Para o cenário 2, onde o efluente recebe um tratamento primário, o valor considerado foi de 0,3;
- Para o cenário 3, onde o efluente recebe um tratamento secundário, o valor adotado foi de 0,20;
- Para o cenário 4, onde os efluentes de todas as bacias são lançados conjuntamente após passarem por tratamento com baixa eficiência, o valor considerado foi de 0,40;
- Para o cenário 5, onde os efluentes de todas as bacias são lançados conjuntamente após passarem por tratamento com média eficiência, o valor considerado foi de 0,3;
- Para o cenário 6, onde os efluentes de todas as bacias são lançados conjuntamente após passarem por tratamento com alta eficiência, o valor considerado foi de 0,20.

Tabela 11 - Valores típicos para K_1 - T= 20°C
Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005

Origem	K_1 (d ⁻¹) - T = 20°C
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

4.8.2. Cinética da reaeração

Quando a água é exposta a um gás, ocorre um sucessivo intercâmbio de moléculas entre a fase líquida e a fase gasosa até que seja atingido o equilíbrio, que define a concentração de saturação do gás no líquido. Não obstante, o consumo de oxigênio que ocorre no processo de estabilização da matéria orgânica faz com que a concentração deste gás no meio líquido fique abaixo da concentração de saturação (C_S). Dessa forma,

de modo a manter o equilíbrio total do sistema, há uma maior passagem do oxigênio da atmosfera para sistema líquido.

Assim como a cinética da desoxigenação, a cinética da reaeração também é dada por uma reação de primeira ordem, de acordo com a equação:

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

Onde:

D = déficit do oxigênio dissolvido, ou seja, representa a diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração de oxigênio no meio líquido em um instante de tempo t (mg/L);

t = tempo (dias)

K_2 = coeficiente de reaeração.

A integralização da equação resulta em:

$$D = D_0 * e^{K_2 * t}$$

ou

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

Onde:

D_0 = déficit inicial de oxigênio (mg/L)

C = concentração de OD em um determinado tempo t (mg/L)

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

A análise das equações supracitadas conclui que a taxa de absorção do oxigênio é diretamente proporcional ao déficit de oxigênio existente.

Conforme descrito na seção 3.9.1, a concentração de saturação em um corpo hídrico sujeito à salidade é diretamente proporcional a este último parâmetro. No entanto, mais uma vez, destaca-se que este fator não foi levado em consideração para o presente estudo, dado que seu objetivo visa a comparação de diferentes cenários de lançamento tratamento de efluentes domésticos. Não obstante apresenta-se, à título de informação, uma equação que relaciona estes dois parâmetros (SISBAHIA, 2015), a saber:

$$C_S = \exp \left\{ -139,3411 + \frac{157570,1}{T_a} - \frac{66423080}{T_a^2} + \frac{1,2438 * 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8,621949 * 10^{11}}{T_a^4} - S \left(0,017674 - \frac{10,7454}{T_a} + \frac{2140,7}{T_a^2} \right) \right\} - 0,1148 * Z_{mar}$$

Onde:

T_a = temperatura absoluta da água, em graus Kelvin,

S = salinidade;

Z_{mar} = cota acima do nível do mar (km)

Com relação ao coeficiente de reaeração K_2 , este pode ser obtido através de três métodos, a saber:

- Valores médios tabelados;
- Valores em função das características hidráulicas do corpo hídrico;
- Valores relacionados com a vazão do corpo hídrico.

No presente trabalho, este coeficiente foi obtido através das características hidráulicas do rio Sarapuí. O estudo destas relações visando a obtenção de equações para obtenção deste coeficiente foi realizado por alguns pesquisadores e os resultados obtidos são complementares. A Tabela 12 apresenta três destas equações que relacionam K_2 à profundidade (H) e à velocidade (v) do corpo d'água. Para o presente trabalho foi utilizada a equação dos autores O'Connor & Dobbins.

Tabela 12 - Principais equações para obtenção dos valores do coeficiente K_2 de acordo com os dados de profundidade de velocidade de um corpo hídrico ($T = 20^\circ\text{C}$)

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005

Autores	Equação	Faixa de aplicação
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,73 * v^{0,5} * H^{-1,5}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$
		$0,05 \text{ m/s} \leq v < 0,8 \text{ m/s}$
Churchill et al (1962)	$5 * v^{0,97} * H^{-1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$
		$0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Owens et al (apud Branco, 1976)	$5,3 * v^{0,67} * H^{-1,85}$	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$
		$0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$

Destaca-se, no entanto, que estas equações retornam um valor de K_2 para uma temperatura de 20°C. A correção da temperatura se dá pela equação:

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

Onde:

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

K_{220} = coeficiente K_2 para uma temperatura de 20°C (d^{-1}), obtido através de um dos métodos supracitados;

T = temperatura do líquido (°C);

θ = coeficiente de temperatura, usualmente adotado como 1,024.

Cabe ressaltar que o aumento da temperatura aumenta o valor de K_2 , ou seja, acelera os processos de absorção do oxigênio. Além disso, esse acréscimo de T também diminui a solubilidade do oxigênio no meio líquido, ou seja, reduz sua concentração de saturação.

4.8.3. Equações da mistura

A equação geral da mistura trata-se de uma média ponderada das concentrações dos parâmetros considerados e as vazões dos componentes que se misturam. No caso do presente relatório, será considerada a mistura do efluente com a massa d'água do rio Sarapuí e o constituinte considerado será o oxigênio dissolvido em cada um dos componentes. Destaca-se que os valores considerados se referem às condições iniciais da mistura. Assim, tem-se a seguinte equação:

$$OD_o = \frac{Q_r * OD_r + Q_e * OD_e}{Q_r + Q_e}$$

Onde:

OD_o = concentração do oxigênio dissolvido na mistura (mg/L)

OD_r = concentração do oxigênio dissolvido no rio Sarapuí (mg/L)

OD_e = concentração do oxigênio dissolvido no efluente (mg/L)

Q_r = vazão do rio (L/s)

Q_e = vazão do efluente (L/s)

A partir desta equação e dos parâmetros já supracitados é possível obter-se o déficit de oxigênio logo após a mistura. Tem-se:

$$D_o = C_s - OD_o$$

Onde:

D_o = déficit de oxigênio logo após a mistura (mg/L);

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

OD_o = concentração do oxigênio dissolvido na mistura (mg/L)

Ainda de acordo com a equação da mistura, é possível obter as concentrações de DBO_5 e DBO última na mistura, a saber:

$$DBO_5 = \frac{Q_r * DBO_r + Q_e * DBO_e}{Q_r + Q_e}$$

$$DBO_{última} = DBO_5 * K_T = \frac{Q_r * DBO_r + Q_e * DBO_e}{Q_r + Q_e} * K_T = L_o$$

Onde:

DBO_5 = concentração de DBO_5 logo após a mistura (mg/L);

$L_o = DBO_{última}$ = concentração de $DBO_{última}$, ou seja, demanda última de oxigênio logo após a mistura (mg/L) – parâmetro utilizado para obtenção da DBO remanescente (L), conforme descrito na seção 4.8.1;

DBO_r = concentração de DBO no rio Sarapuí (mg/L)

DBO_e = concentração de DBO no efluente lançado (mg/L). K_T = constante de transformação de DBO_5 para $DBO_{última}$

O parâmetro K_T é utilizado visto que, no modelo de Streeter-Phelps, aplicado no presente trabalho, os cálculos são baseados na $DBO_{última}$, e não na DBO_5 . Por isso, deve-se converter em DBO_5 em $DBO_{última}$, através da multiplicação da DBO_5 pelo fator de transformação K_T . Esta constante é obtida através da seguinte equação:

$$K_T = \frac{1}{1 - e^{-5 * K_1}}$$

Destaca-se aqui, novamente, a metodologia adotada para os cenários 1, 2 e 3, onde são considerados sete fontes de poluição, ou seja, sete fontes de lançamento de efluentes ao longo de rio. Assim, para o ponto de lançamento X_1 as equações da mistura foram aplicadas de modo que os valores das concentrações de DBO e OD considerados para o rio Sarapuí foram aqueles obtidos através do portal do INEA. Já para os pontos seguintes (X_{n+1}), os valores consideram a concentrações no rio após a mistura ocorrida devido ao lançamento de efluentes no ponto X_n .

Ressalta-se ainda que o valor adotado para a concentração de DBO no esgoto bruto foi de 250 mg/L. O esgoto bruto foi utilizado apenas no cenário 1. Para os demais cenários, o valor da concentração de DBO foi calculado de acordo com a eficiência de remoção de DBO atribuída para cada hipótese, conforme descrito na seção 4.7.

4.8.4. Concentração de OD em função do tempo

No modelo de Streeter-Phelps, que considera apenas as cinéticas de desoxigenação e reaeração (descritas, respectivamente, nas seções 4.8.1 e 4.8.2), a variação do déficit de OD em função do tempo é dada pela diferença entre o consumo e a produção de OD. Assim, tem-se que:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 * L - K_2 * D$$

A integralização desta equação resulta em:

$$D_t = \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1*t} - e^{-K_2*t}) + D_0 * e^{-K_2*t}$$

Desse modo, a concentração de OD na mistura e, por conseguinte, a curva referente a esta concentração, é obtida através da diferença entre a concentração de saturação do oxigênio na água e a taxa de variação do déficit de OD. Dessa forma, tem-se:

$$OD_t = C_s - \left[\frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1*t} - e^{-K_2*t}) + (C_s - OD_0) * e^{-K_2*t} \right]$$

5. Resultados

A aplicação do modelo de Streeter-Phelps, segundo metodologia discutida na seção 4.8, gerou diferentes resultados para os diferentes cenários em que foi aplicada,

conforme será descrito a seguir, cenário a cenário. As tabelas referentes aos dados de entrada considerados para cada cenário encontram-se no anexo.

Cabe destacar que os gráficos gerados através da aplicação do modelo utilizado, os quais serão apresentados nessa seção do estudo, receberam a intervenção de um fator limitante para a concentração de oxigênio dissolvido. Uma concentração negativa, apesar de matematicamente possível, não tem sentido físico e, por conseguinte, invalida o modelo utilizado no estudo. Portanto, os resultados negativos de concentração de OD foram limitados a zero.

Ressalta-se, mais uma vez, que o rio em questão está sujeito à influência das marés da Baía de Guanabara nas regiões próximas à sua foz (considerada assim região estuariana). Por conseguinte, as características deste corpo hídrico relacionam-se também ao parâmetro salinidade, o que resulta, nesse caso, em uma menor concentração de saturação. No entanto, conforme discorrido anteriormente, o presente trabalho objetiva a comparação de seis cenários de lançamento e tratamento de efluentes domésticos e, dessa forma, faz-se uso de um modelo simplificado que, apesar de não considerar todas as variáveis referentes às características reais do rio (tais como influência de maré e salinidade), é cabível ao contexto pretendido.

5.1.Cenário 1

A aplicação da metodologia supracitada deriva os resultados apresentados na Tabela 13. O gráfico que apresenta o perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo de acordo com uma DBO_e de 250 mg/L é apresentado na Figura 12.

Esperava-se que a contração de OD resultado no rio fosse próxima daquela obtida no portal do INEA, cujo valor é da ordem de 0,5 mg/L. No entanto, observa-se no gráfico que, desde o trecho mais a montante do rio Sarapuí, ou seja, logo após a autodepuração proveniente do lançamento de efluentes da fonte de poluição X_1 , a concentração de OD no rio se torna negativa. Este fato, apesar de matematicamente possível, não tem significado físico e, dessa forma, o modelo de Streeter-Phelps não tem mais validade.

Este resultado pode ter ocorrido devido ao fato de o modelo em questão ser simplificado e não considerar, por exemplo, as demandas bentônicas e nitrogenadas. Além disso, ressalta-se mais uma vez que o presente trabalho não considerou os efeitos da salinidade e das marés provenientes da Baía de Guanabara. No mais, sabe-se também que existem

diversas indústrias de grande porte que lançam seus efluente no rio Sarapuí, tais como a Bayer e a Lubrizol. Estes efluentes também não foram considerados no presente trabalho.

Tabela 13 - Resultados para o cenário 1 com DBO de 250 mg/L.

Ponto	ODo (mg/L)	Do	K_T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X1	0.20	7.95	1.06	176.37	187.19	146.27
X2	0.19	7.96	1.06	152.59	161.95	153.84
X3	0.19	7.97	1.06	156.93	166.56	164.04
X4	0.18	7.97	1.06	166.28	176.49	171.89
X5	0.18	7.97	1.06	172.93	183.55	181.96
X6	0.17	7.70	1.05	186.68	195.44	183.16
X7	0.16	7.71	1.05	185.53	194.23	180.51

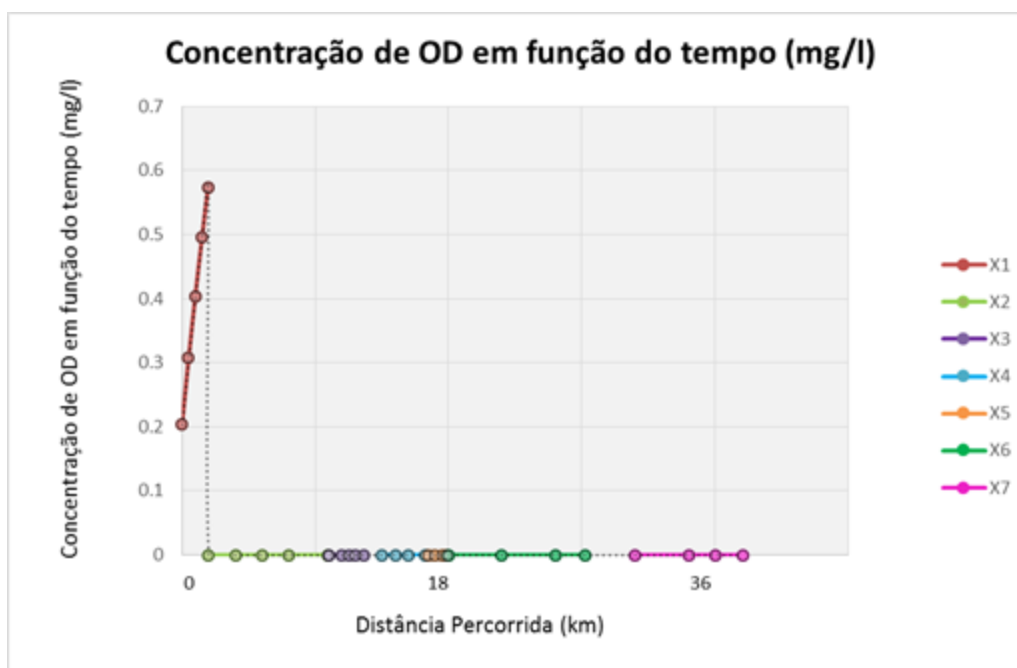


Figura 12 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 1.

De modo a obter resultados mais realistas, os valores de DBO efluente foram manipulados, conforme apresentado na Tabela 14. O gráfico da Figura 13 mostra perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo, após alterada a DBO efluente para 90 mg/L. Observa-se que o modelo gerou melhores soluções. No entanto, o resultado ainda não está próximo do esperado, além de persistir a existência de um trecho onde a concentração de OD permanece negativa. Assim, reforça-se o fato de que as demais contribuições poluidoras deveriam ter sido consideradas.

Tabela 14 - Resultados para o cenário 1 com DBO de 90 mg/L.

Ponto	ODo (mg/L)	Do	KT	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X1	0.20	7.95	1.06	71.01	75.37	58.89
X2	0.19	7.96	1.06	60.79	64.52	61.28
X3	0.19	7.97	1.06	62.21	66.03	65.03
X4	0.18	7.97	1.06	65.68	69.71	67.89
X5	0.18	7.97	1.06	68.19	72.37	71.75
X6	0.17	7.70	1.05	73.01	76.44	71.64
X7	0.16	7.71	1.05	72.29	75.68	70.33

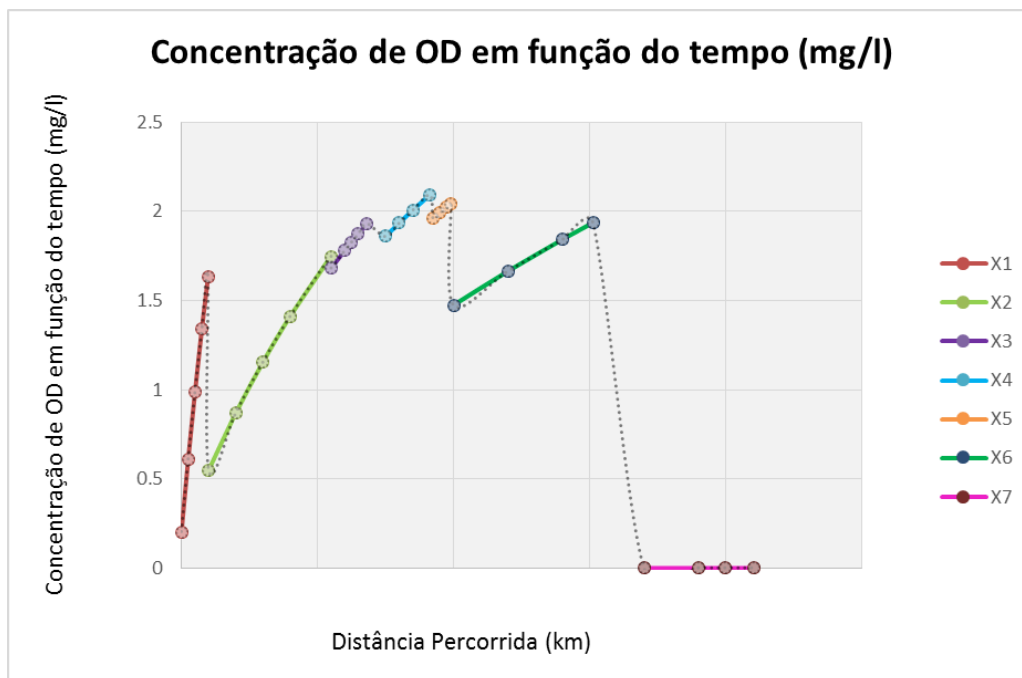


Figura 13 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 1 manipulado

5.2. Cenário 2

A aplicação da metodologia discorrida anteriormente resultou nos dados apresentados na Tabela 15. O gráfico que apresenta o perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo de acordo com uma DBO_e de 250 mg/L e com um tratamento primário com remoção de 70% de DBO, é apresentado na Figura 14.

Tabela 15 - Resultados para o cenário 2 com DBO de 250 mg/L

Ponto	ODo (mg/L)	Do	K _T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X1	0.20	7.95	1.18	61.13	71.88	60.98
X2	0.19	7.96	1.18	61.84	72.71	70.26
X3	0.19	7.97	1.18	70.41	82.79	81.95
X4	0.18	7.97	1.18	81.77	96.15	94.47
X5	0.18	7.97	1.18	94.21	110.77	110.13
X6	0.17	7.70	1.14	107.69	123.25	118.02
X7	0.16	7.71	1.14	116.50	133.32	126.97

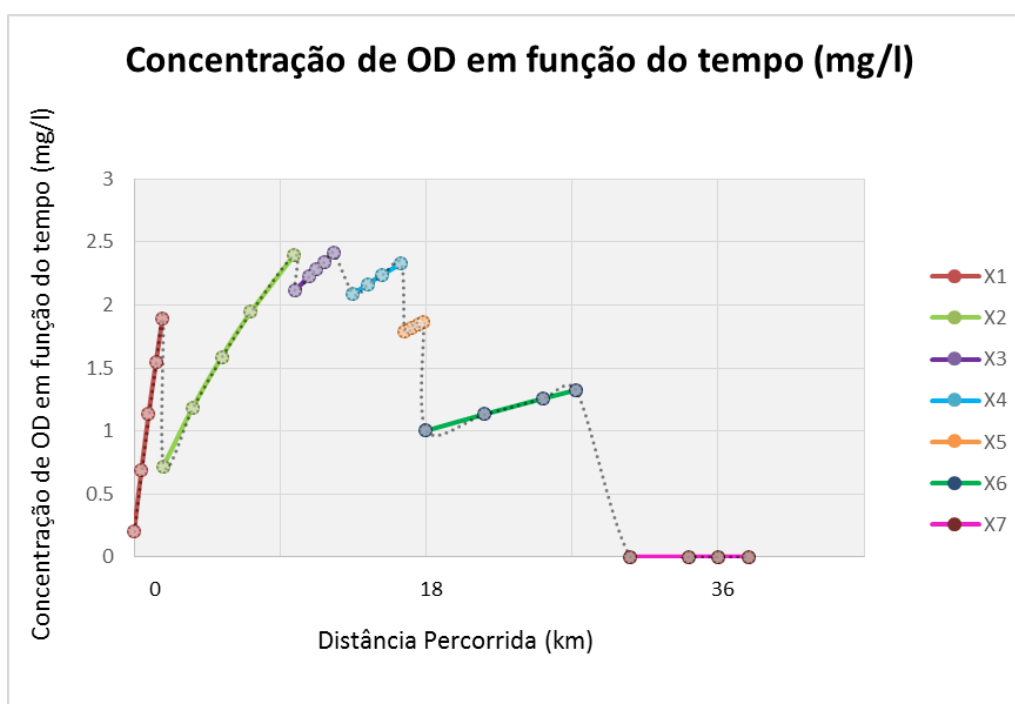


Figura 14 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 2

Conforme descrito na seção 5.1, referente aos resultados do cenário 1, o valor esperado da ordem de 0,5 mg/L de OD não foi atendido. Portanto, esta solução não apresenta significado físico e, mais uma vez, o modelo não é válido. Novamente, tal fator deve-se a questões não consideradas no estudo, tais como demandas bentônicas e nitrogenadas e efluentes industriais.

Portanto, a fim de conseguir atingir resultados mais realistas, os valores de DBO efluente também foram manipulados nesse cenário. Considerou-se a concentração de DBO do esgoto bruto como 90 mg/L, assim como no cenário 1. Contudo, dado que o

cenário 2 refere-se a um efluente submetido a um tratamento com uma eficiência de remoção de 70% de DBO, o efluente lançado possuiria 27 mg DBO/L. A Tabela 16 e o gráfico da Figura 15 mostram o resultado da manipulação deste fator.

Observa-se que, neste caso, a manipulação dos valores da concentração de DBO foi capaz de extinguir as concentrações de OD menores do que zero, tornando, dessa forma, o modelo de Streeter-Phelps válido. Além disso, ao final do lançamento do efluente proveniente da última fonte de poluição (X₇), a concentração de oxigênio dissolvido manteve-se acima daquela medida pelo INEA, mas ainda abaixo do valor permitido pela legislação CONAMA 357/2005, que estipula uma concentração mínima de 5 mg/L de OD para rios de classe 2.

Tabela 16 - Resultados para o cenário 2 com DBO de 90 mg/L.

Ponto	ODo (mg/L)	Do	K _T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X1	0.20	7.95	1.18	29.53	34.72	29.45
X2	0.19	7.96	1.18	29.30	34.46	33.30
X3	0.19	7.97	1.18	33.09	38.91	38.52
X4	0.18	7.97	1.18	38.22	44.94	44.15
X5	0.18	7.97	1.18	43.92	51.64	51.35
X6	0.17	7.70	1.14	49.66	56.83	54.42
X7	0.16	7.71	1.14	53.45	61.16	58.25

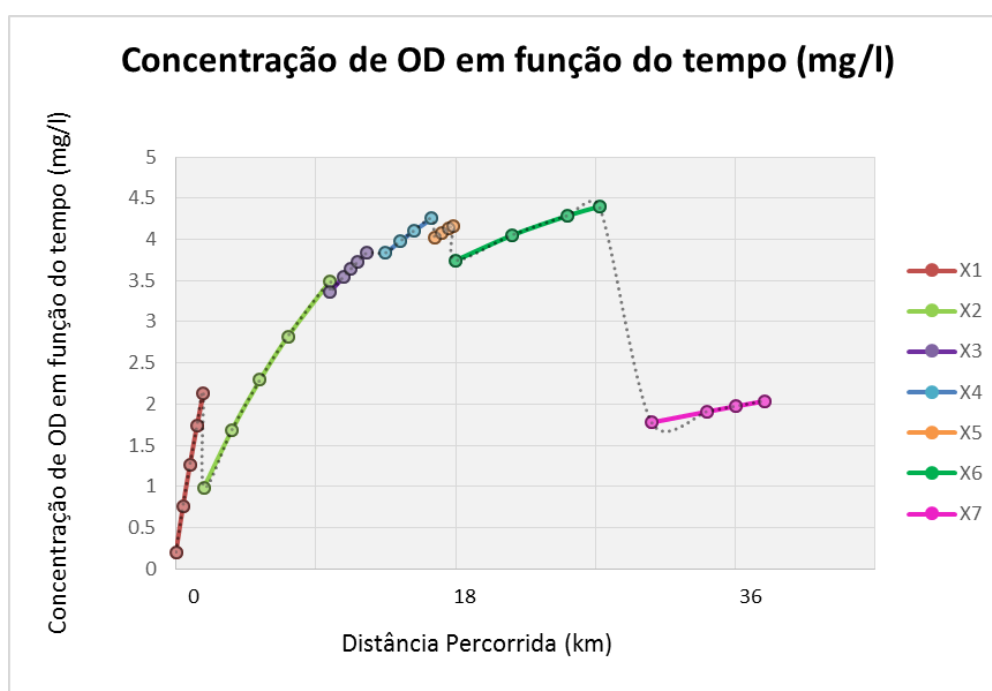


Figura 15 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 2 manipulado

5.3.Cenário 3

A Tabela 17 apresenta os resultados do cenário 3, que considera uma concentração de DBOe de 250mg/L e, por conseguinte, um lançamento de efluente com 75 mg DBO/L, devido à eficiência de tratamento aferida. O gráfico que apresenta o perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo para estas considerações é apresentado na Figura 16

No entanto, observa-se mais uma vez que o resultado da concentração de OD nos trechos mais a jusante do rio são menores do que zero, o que invalidam o modelo de Streeter-Phelps. As possíveis razões para este resultado são as mesmas citadas para os cenários anteriores.

Tabela 17 - Resultados para o cenário 3 com DBO de 250 mg/L.

Ponto	ODo (mg/L)	Do	K _T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X1	0.20	7.95	1.63	28.21	46.00	42.37
X2	0.19	7.96	1.63	41.31	67.35	66.21
X3	0.19	7.97	1.63	64.88	105.79	105.25
X4	0.18	7.97	1.63	103.16	168.20	166.72
X5	0.18	7.97	1.63	164.83	268.75	267.97
X6	0.17	7.70	1.55	251.11	389.44	381.10
X7	0.16	7.71	1.55	368.47	571.46	557.68

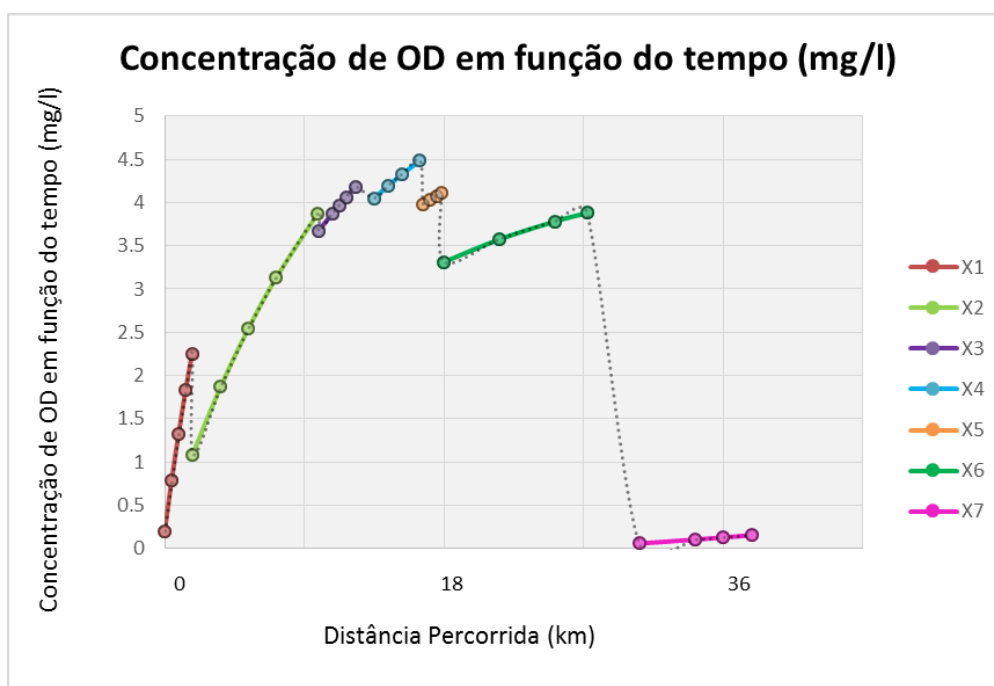


Figura 16 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 3

Desse modo, foi alterada, mais uma vez, a concentração da DBOe para 90 mg/L e, por conseguinte, a DBO do efluente lançado neste cenário para 9 mg/L. Observou-se que está manipulação foi suficiente para validar o modelo, compensando, dessa forma, os dados, parâmetros e fontes de poluição não contabilizados pelo presente estudo. Os resultados são apresentados na Tabela 18.

Assim como observado nos cenários anteriores, que também consideram sete pontos de lançamento diferentes, a concentração de OD na mistura apresenta uma queda brusca após a emissão do efluente no ponto X₇. Isso pode ser justificado pela diferença dos parâmetros de profundidade e velocidade utilizados nesta fonte, conforme apresentado na Tabela 10, seção 4.4.2, e, por conseguinte, no seu coeficiente de reaeração K₂. Como pode ser observado nas tabelas de dados de entrada apresentadas no ANEXO II - Dados de entrada dos cenários, este coeficiente torna-se menor na última fonte de poluição, diminuindo também, dessa forma, a concentração de OD. O gráfico referente a variação da concentração de OD em função do tempo neste cenário, após a manipulação supracitada, encontra-se na Figura 17.

Por fim, a concentração obtida após a manipulação supracitada se assemelha aos valores obtidos no portal do INEA. No entanto, estes valores ferem à CONAMA 357/2005.

Tabela 18 - Resultados para o cenário 3 com DBO de 90 mg/L

Ponto	ODo (mg/L)	Do (mg/L)	K_T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X1	0,20	7,95	1,39	28,21	39,27	35,20
X2	0,19	7,96	1,39	34,58	48,14	47,05
X3	0,19	7,97	1,39	46,34	64,51	64,08
X4	0,18	7,97	1,39	63,06	87,79	86,77
X5	0,18	7,97	1,39	85,94	119,64	119,18
X6	0,17	7,70	1,34	112,65	150,51	146,23
X7	0,16	7,71	1,34	141,93	189,63	183,56

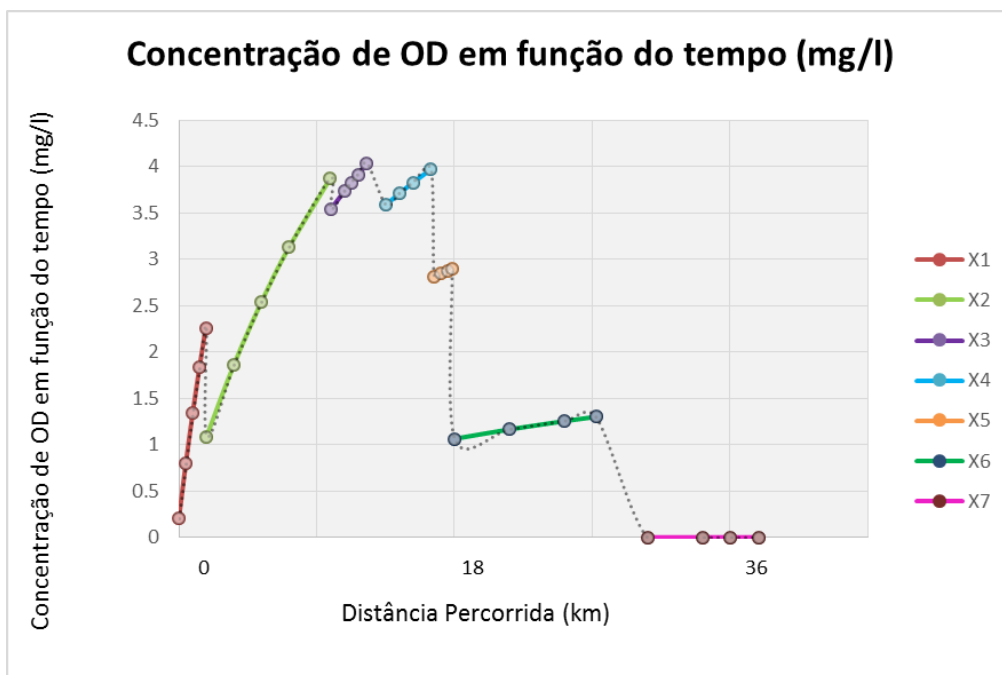


Figura 17 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 3 manipulado

5.4. Cenário 4

Conforme discorrido na seção 4.7, os cenários 4, 5 e 6 referem-se ao esgoto tratado na ETE Sarapuú, considerando que esta tivesse capacidade de atender a toda população das bacias de esgotamento do rio Sarapuú.

O cenário 4 considera uma operação ruim da ETE, com remoção de 30% de DBO. Os dados de entrada encontram-se em anexo e o resultado da aplicação do modelo de Streeter-Phelps são apresentados na Tabela 19. A concentração de OD em função do tempo é apresentada no gráfico da Figura 18. Observa-se que, diferente do que ocorreu nos cenários acima, a concentração de OD não se apresentou negativa em nenhum ponto, tornando válido o modelo aplicado. Não obstante, a concentração final encontra-se acima daquela medida pelo INEA. Isto ocorre, possivelmente, porque neste trabalho considerou-se apenas a poluição no rio Sarapuú proveniente de efluentes domésticos. A situação real, conforme já discorrido, leva em conta também as demandas bentônicas e nitrogenadas, bem como lançamento de efluentes industriais.

Contudo, mesmo este valor tendo se mantido acima daquele obtido pelas medições do INEA, ele continua indo de encontro a resolução CONAMA 375/2005, visto que é menor do que 5mg/L.

Tabela 19 - Resultados para o cenário 4 com DBO de 250 mg/L

Ponto	ODo (mg/L)	Do (mg/L)	K_T	DBO5 (mg/L)	L_o (mg/L)	L (mg/L)
X	0,31	7,75	1,15	68,99	79,64	73,87

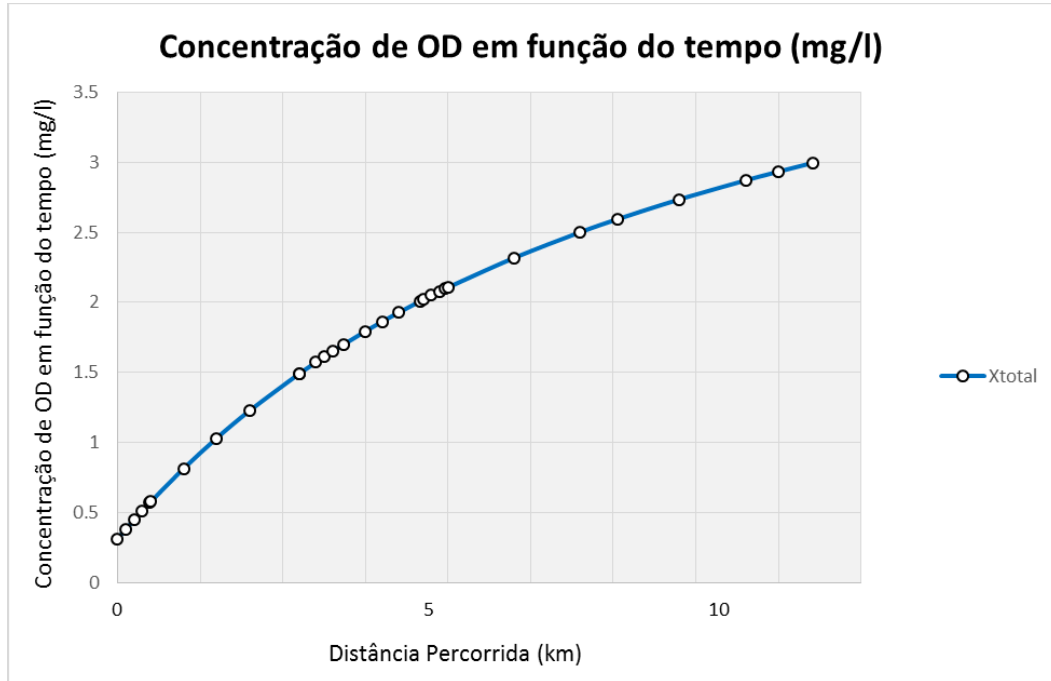


Figura 18 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 4

5.5. Cenário 5

O cenário 5 foi modelado nos mesmo moldes do cenário 4, alterando-se apenas o coeficiente de desoxigenação K_1 ($0,3 \text{ d}^{-1}$) e a eficiência da remoção de DBO, que foi considerada como 70%. Os resultados da aplicação do modelo encontram-se na Tabela 20 e o gráfico do perfil de oxigênio dissolvido a jusante do lançamento é apresentado na Figura 19.

Os resultados e conclusões são similares ao cenário 4. No entanto, observa-se a concentração final de OD está mais próxima do valor mínimo permitido pela legislação. Este resultado é esperado, visto que, neste cenário, foi considerado um aumento da eficiência na remoção de DBO pela ETE.

Tabela 20 - Resultado da aplicação do modelo de Streeter-Phelps no cenário 5

Ponto	ODo (mg/L)	Do (mg/L)	K_T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X	0,31	7,75	1,15	42,22	48,74	45,21

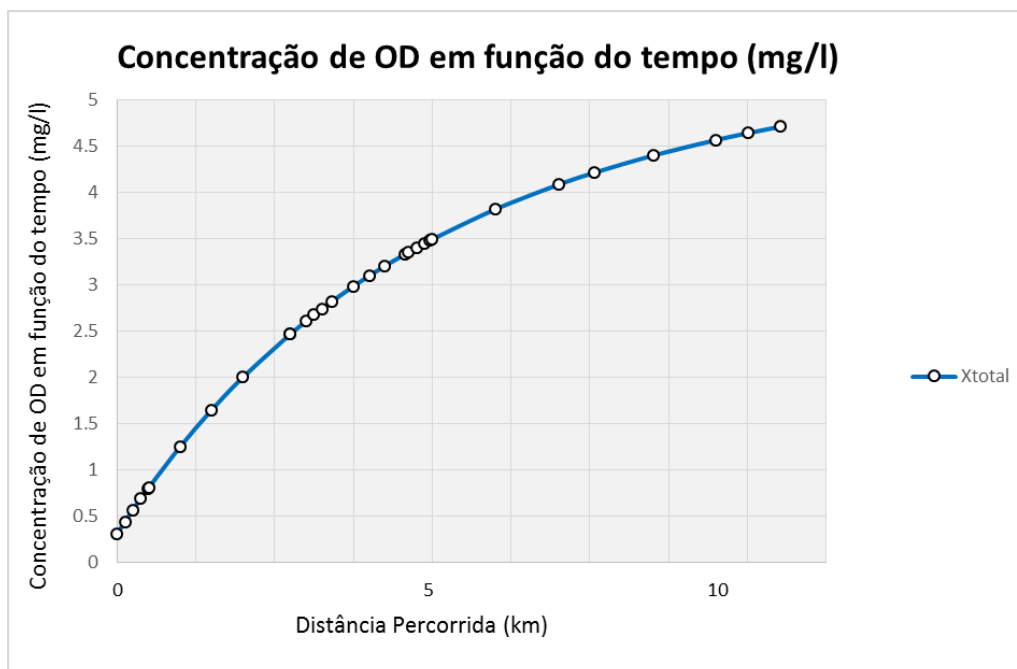


Figura 19 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 5

5.6. Cenário 6

A aplicação do modelo de Streeter-Phelps no cenário 6 foi realizada de forma similar aos cenários 4 e 5. Foi alterado apenas o valor do coeficiente de desoxigenação K_1 para $0,2 \text{ d}^{-1}$ e a eficiência de remoção de DBO, considerada como 90% nesta conjuntura.

Dessa forma, os resultados e conclusões obtidos são também similares aos cenários 4 e 5. O resultado da aplicação do modelo em estudo encontra-se na Tabela 21 e o perfil de OD à jusante do lançamento é mostrado na Figura 20. Observa-se que, neste cenário, a concentração de OD no final do trecho do rio em questão atende aos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, visto que é maior do que $5,0 \text{ mg/L}$. Dessa forma, confirma-se o fato de que a maior eficiência de remoção de DBO gera menores impactos ao corpo hídrico no qual o efluente é lançado.

No entanto, conforme já descrito anteriormente, sabe-se que este cenário não é verídico, visto que não considera demandas bentônicas e nitrogenadas e lançamento de efluentes industriais, bem como salinidade e efeito das marés proveniente da Baía de Guanabara. Por conseguinte, estes fatores explicam o fato das medições do INEA apresentarem concentrações baixas de OD.

Tabela 21 - Resultado da aplicação do modelo de Streeter- Phelps para o cenário 6

Ponto	ODo (mg/L)	Do (mg/L)	K_T	DBO5 (mg/L)	Lo (mg/L)	L (mg/L)
X	0,31	7,75	1,15	28,84	33,29	30,89

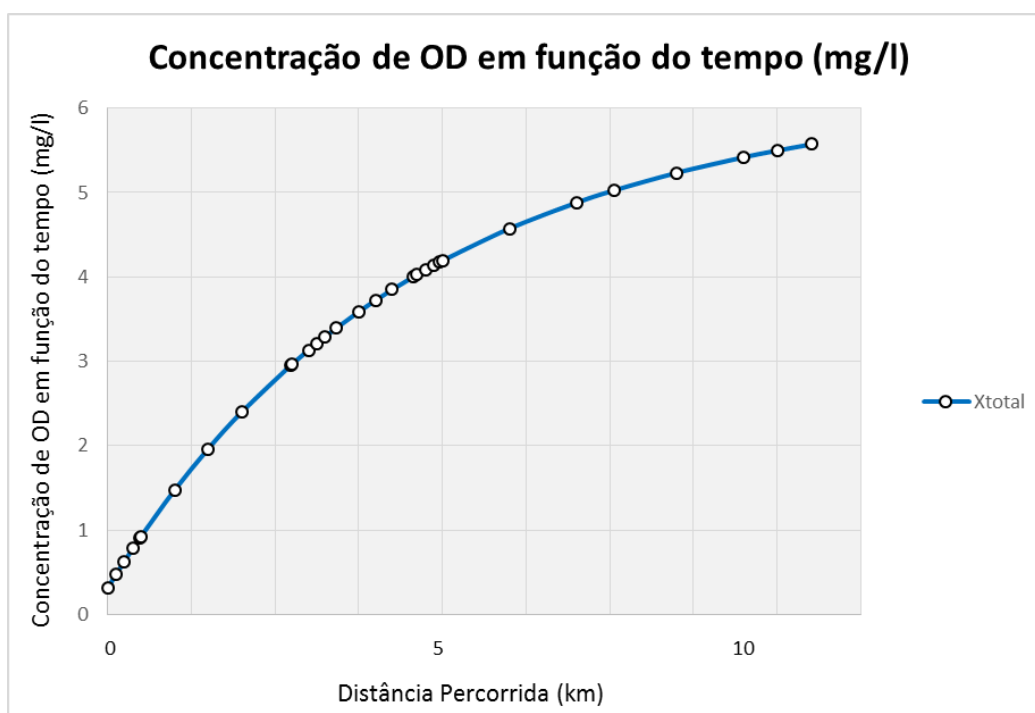


Figura 20 - Concentração de OD (mg/L) em função do tempo no cenário 6

6. Conclusão

O presente trabalho realizou um estudo comparativo de lançamento de efluentes domésticos no rio Sarapuí e possíveis eficiências de tratamento de acordo com o modelo matemático de qualidade da água de Streeter-Phelps.

Nos cenários em que foi considerado o lançamento de efluentes provenientes de sete diferentes fontes de poluição, inicialmente o modelo apresentou-se como não válido, visto que algumas das concentrações de OD apresentaram-se como negativas (posteriormente consideradas com zero, visto que estabeleceu-se este fator limitante à equação), o que, apesar de matematicamente possível, invalida o modelo em questão.

Este fator reforça o fato de que, conforme já discorrido durante o presente trabalho, a aplicação deste modelo para o curso hídrico em questão visou apenas um estudo comparativo de distintos cenários de lançamento e tratamento de efluentes domésticos, e não a obtenção de resultados condizentes com a realidade. Isto ocorre porque, por tratar-se de um modelo simplificado, Streeter-Phelps não considera demais fatores que de fato influenciam a qualidade atual do corpo hídrico em questão, tais como salinidade, influência das marés (visto que considera-se o trecho à jusante do corpo hídrico como um estuário), demanda bentônica, demanda nitrogenada, demanda química de oxigênio (efluentes industriais), dentre outros. Dessa forma, reitera-se o fato de que fatores como a influência das marés da Baía de Guabanara, bem como a salinidade presente nas zonas estuárias do rio Sarapuí não foram consideradas. Ressalta-se, no entanto, que estuários, devido à salinidade, possuem maior concentração de saturação (Cs).

Com relação ao objetivo real do presente trabalho, a aplicação do modelo mostrou que o melhor cenário seria o de número seis, onde a ETE Sarapuí seria capaz de atender aos esgotos domésticos de toda a população presente nas bacias de esgotamento do entorno do corpo d'água em questão, operando com eficiência de 90% de remoção de DBO. Este seria o único panorama em que, após lançado do efluente e ocorrida a autodepuração do rio até seu limite à jusante, a concentração de OD obtida atenderia ao padrão mínimo estabelecido pela CONAMA 357, isto é, seria superior a 5 mg/L.

No mais, reitera-se o fato da importância e relevância de um estudo mais aprofundado deste corpo hídrico, onde seriam contempladas todas as fontes de poluição e demandas

contribuintes, bem como todas as características do curso d'água em questão. Poderiam ser utilizados, desta forma, outros modelos matemáticos, tal como o QUAL2E.

Dada consideração provém da relevância do rio Sarapuí, que caracteriza-se como um dos mais importantes da região. No entanto, este curso d'água, bem como os demais da bacia em que se localiza, encontra-se em elevado estado de degradação ambiental, caracterizando prejuízos não só ao ecossistema, como à saúde da população local e à economia regional. No entanto, não podem ser esperadas alterações significativas nos parâmetros de qualidade da água deste corpo hídrico, tais como DBO, DQO e OD, sem que sejam implementadas políticas de saneamento e gestão ambiental não só no entorno do rio Sarapuí, mas como em toda a bacia da Baía de Guanabara.

Referências Bibliográficas

- Araújo, F., Coreixas, M., 2002, *Nossos Rios*, Instituto Baía de Guanabara, Niterói, RJ.
- Barbosa, D.R., Silva, F.G., Mello, E.V.. *et all*, 2012, “Riscos Ambientais na cabeceira da bacia do Rio Sarapuí (zona oeste do Rio de Janeiro)”, 9º *Simpósio Nacional de Geomorfologia*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Bérgamo, A.L., 2006, *Características Hidrográficas, da circulação e dos transportes de volume e sal na Baía de Guanabara (RJ): variações sazonais e moduladas pela maré*. Tese de D.Sc., Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Campos, F., 2004, *Gestão de Bacias Hidrográficas Urbanas- Estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu- Sarapuí- Rio de Janeiro*. Faculdade do Estado do Rio de Janeiro, tese de Ms., Rio de Janeiro, Brasil.
- CHAPRA, S. C., 1997, *Surface water-quality modelling*, 1ª ed., Boston, WCB – McGraw-Hill, 1997.
- Coelho, V., 2007, *Baía de Guanabara- Uma história de agressão ambiental*, Rio de Janeiro, Casa da Palavra.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 430, 2011. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 dez. 2015, 18:00:00.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, *Resolução nº357*, 2005. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2015, 12:20:00.
- Governo do Estado do Rio de Janeiro, Secretaria do Estado de Meio Ambiente, 1996, *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu-Sarapuí- Controle de Inundações*. Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas – SERLA.
- Kjerfve, B., Ribeiro, C.H.A., Dias, G.T.M., *et all*, 1997, “Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara”. *Continental Shelf Research*, pp. 1609-1643, Rio de Janeiro, Brasil.
- Lima, E., 2006, *Qualidade de Água da Baía de Guanabara e Saneamento: Uma abordagem sistêmica*, Tese de D.Sc., COPPE/ UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Macrobacias, Microbacias, Sub-bacias, Rios e Canais. Disponível em: <http://www.educacaopublica.rj.gov.br/oficinas/geologia/hidrografia_rj/14.html>.

Acesso em: 15 dez. 2015, 21:30:00.

Magrini A., Dos Santos M. A., 2001, *Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas – Rio de Janeiro*, ed. TUIG, Rio de Janeiro, Brasil.

Ministério do Meio Ambiente, *Ciclo Hidrológico*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/ciclo-hidrologico>>.

Acesso em: 2 jan. 2016, 15:20:00.

Parâmetros de Qualidade das Águas, 2009. Disponível em: <<http://www.oocities.org/wwwweibull/Param.htm>>. Acesso em: 02 jan. 2016, 18:30:00.

Parâmetros de Qualidade das Águas. Disponível em: <http://www.unitekdobrasil.com.br/produtos-radiacao.php?id_lib_tecnica=6>. Acesso em: 04 fev. 2016, 17:10:00.

Portal da Qualidade das Águas-ANA, Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/>>. Acesso em: 20 jan. 2016, 14:00:00.

Rezende, O., Lou, R., Miguez, M., *Análise do Comportamento Hidrológico e Hidrodinâmico da Bacia Hidrográfica do Rio Sarapuí, na Baixada Fluminense, com auxílio de um Modelo de Células de Escoamento*. Disponível em: <<http://www.aquafluxus.com.br/wp-content/uploads/2012/03/analise.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2015, 12:45:00.

Sistema de Base de Hidrodinâmica Ambiental. Disponível em: <<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/>>. Acesso em: 5 abril 2016, 15:30:20.

Soares, D., 2010, “Os Impactos Ambientais no Geossistema Baía de Guanabara”, XVI *Encontro Nacional dos Geógrafos*, Porto Alegre- RS, Brasil, 25-31 julho.

Sperling, M.V., 2005, *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento De Esgotos*, 3 ed. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG.

ANEXO I – Dados de monitoramento do INEA

Tabela 22 - Dados de temperatura monitorados do INEA - Ponto SP300

Temperatura - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AR	09/02/1980	10:35	SUPERFICIE	27,5
AR	23/07/1980	10:40	SUPERFICIE	24
AR	21/08/1980	10:20	SUPERFICIE	30,5
AR	20/10/1980	12:00	SUPERFICIE	35
AR	11/12/1980	12:00	SUPERFICIE	24
AR	23/01/1981	11:40	SUPERFICIE	29,5
AR	04/02/1981	11:50	SUPERFICIE	26
AR	25/02/1981	12:50	SUPERFICIE	34
AR	12/03/1981	11:40	SUPERFICIE	23,5
AR	22/04/1981	14:10	SUPERFICIE	28
AR	20/05/1981	11:10	SUPERFICIE	26
AR	16/06/1981	12:25	SUPERFICIE	28
AR	21/07/1981	11:20	SUPERFICIE	24
AR	22/09/1981	11:40	SUPERFICIE	26
AR	08/10/1981	11:10	SUPERFICIE	24
AR	21/10/1981	10:30	SUPERFICIE	26,5
AR	16/11/1981	11:30	SUPERFICIE	36
AR	11/04/1982	10:35	SUPERFICIE	39
AR	04/05/1982	11:15	SUPERFICIE	27
AR	28/07/1982	13:10	SUPERFICIE	33
AR	06/09/1982	12:50	SUPERFICIE	31
AR	02/10/1982	10:00	SUPERFICIE	35
AR	28/12/1982	11:30	SUPERFICIE	34
AR	08/01/1983	13:18	SUPERFICIE	22
AR	31/01/1983	11:30	SUPERFICIE	37
AR	19/05/1983	12:55	SUPERFICIE	30
AR	14/09/1983	10:50	SUPERFICIE	26
AR	24/10/1983	10:55	SUPERFICIE	21
AR	09/04/1984	09:45	SUPERFICIE	24
AR	03/12/1984	11:35	SUPERFICIE	32
AR	09/09/1985	10:10	SUPERFICIE	25
AR	29/05/1986	10:40	SUPERFICIE	31
AR	15/12/1986	11:10	SUPERFICIE	32
AR	05/11/1987	14:25	SUPERFICIE	27
AR	03/02/1988	10:15	SUPERFICIE	32
AR	20/03/1989	11:00	SUPERFICIE	31
AR	09/04/1989	09:50	SUPERFICIE	24
AR	16/05/1989	09:30	SUPERFICIE	25

Temperatura - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AR	15/06/1989	07:30	SUPERFICIE	19
AR	22/08/1989	09:25	SUPERFICIE	27
AR	30/10/1989	09:25	SUPERFICIE	26
AR	10/11/1989	10:35	SUPERFICIE	28
AR	13/11/1989	11:05	SUPERFICIE	32
AR	07/12/1989	11:10	SUPERFICIE	21
AR	09/03/1990	10:00	SUPERFICIE	22
AR	13/03/1990	10:20	SUPERFICIE	31
AR	28/05/1990	13:55	SUPERFICIE	29
AR	07/10/1990	10:10	SUPERFICIE	23,5
AR	26/11/1990	08:40	SUPERFICIE	29
AR	20/05/1991	09:35	SUPERFICIE	26
AR	02/07/1991	09:25	SUPERFICIE	25
AR	26/08/1991	09:31	SUPERFICIE	26
AR	17/10/1991	10:15	SUPERFICIE	34
AR	14/01/1992	09:30	SUPERFICIE	34
AR	06/05/1992	13:15	SUPERFICIE	26
AR	19/06/1992	12:10	SUPERFICIE	25
AR	25/08/1992	11:45	SUPERFICIE	27
AR	28/09/1992	10:35	SUPERFICIE	26
AR	21/10/1992	14:30	SUPERFICIE	23
AR	24/11/1992	17:00	SUPERFICIE	25
AR	10/02/1993	09:35	SUPERFICIE	32
AR	10/03/1993	10:50	SUPERFICIE	31
AR	25/05/1993	12:00	SUPERFICIE	26
AR	21/06/1993	11:40	SUPERFICIE	25
AR	21/07/1993	09:40	SUPERFICIE	26
AR	17/08/1993	08:35	SUPERFICIE	22
AR	18/10/1993	10:35	SUPERFICIE	33
AR	16/11/1993	09:40	SUPERFICIE	26
AR	02/12/1993	10:15	SUPERFICIE	27
AR	04/05/1995	12:45	SUPERFICIE	30
AR	27/07/1995	09:30	SUPERFICIE	25
AR	27/09/1995	11:05	SUPERFICIE	29,5
AR	07/12/1995	10:40	SUPERFICIE	31
AR	07/02/1996	11:35	SUPERFICIE	32
AR	21/03/1996	10:50	SUPERFICIE	30
AR	21/05/1996	11:15	SUPERFICIE	27
AR	19/06/1996	10:50	SUPERFICIE	27
AR	27/08/1996	11:10	SUPERFICIE	31
AR	29/10/1996	12:05	SUPERFICIE	28
AR	22/01/1997	10:40	SUPERFICIE	33

Temperatura - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AR	24/03/1997	09:30	SUPERFICIE	30
AR	11/02/1998	10:50	SUPERFICIE	34
AR	25/03/1998	10:40	SUPERFICIE	34
AR	13/05/1998	10:15	SUPERFICIE	30
AR	08/07/1998	10:15	SUPERFICIE	28
AR	09/09/1998	10:10	SUPERFICIE	25
AR	04/11/1998	10:30	SUPERFICIE	24
AR	02/03/1999	10:05	SUPERFICIE	29
AR	13/04/1999	08:10	SUPERFICIE	26,5
AR	16/06/1999	11:55	SUPERFICIE	27
AR	27/07/1999	10:40	SUPERFICIE	32
AR	22/09/1999	06:45	SUPERFICIE	21
AR	23/11/1999	12:00	SUPERFICIE	30
AR	21/02/2000	10:56	SUPERFICIE	28
AR	19/06/2000	10:05	SUPERFICIE	25,5
AR	15/08/2000	11:10	SUPERFICIE	23
AR	25/10/2000	07:15	SUPERFICIE	25
AR	26/12/2000	10:25	SUPERFICIE	29
AR	25/07/2001	12:30	SUPERFICIE	22
AR	04/09/2001	09:25	SUPERFICIE	22
AR	16/10/2001	08:50	SUPERFICIE	24,5
AR	28/11/2001	08:45	SUPERFICIE	30
AR	27/02/2002	09:50	SUPERFICIE	28
AR	21/08/2002	08:30	SUPERFICIE	23
AR	05/02/2003	09:00	SUPERFICIE	30
AR	26/08/2003	09:15	SUPERFICIE	19
AR	28/10/2003	08:20	SUPERFICIE	26
AR	08/12/2003	10:10	SUPERFICIE	25
AR	05/02/2004	08:40	SUPERFICIE	31
AR	01/03/2004	09:35	SUPERFICIE	29
AR	04/05/2004	09:10	SUPERFICIE	27
AR	19/07/2004	11:20	SUPERFICIE	21
AR	14/09/2004	09:10	SUPERFICIE	25
AR	09/11/2004	07:05	SUPERFICIE	20
AR	10/05/2005	10:00	SUPERFICIE	25
AR	20/09/2005	10:00	SUPERFICIE	26
AR	26/07/2006	0	SUPERFICIE	17
AR	19/09/2006	0	SUPERFICIE	22
AR	23/10/2007	9.10	SUPERFICIE	23
AR	10/12/2007	9.20	SUPERFICIE	33
AR	21/02/2008	9.50	SUPERFICIE	30
AR	04/06/2008	8.15	SUPERFICIE	21

Temperatura - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AR	11/05/2009	08:50	SUPERFICIE	26
AR	17/12/2009	9.50	SUPERFICIE	32
AR	13/01/2010	7.357	SUPERFICIE	27
AR	11/05/2010	9.40	SUPERFICIE	28
AR	17/06/2010	9.00	SUPERFICIE	23
AR	12/07/2010	7.15	SUPERFICIE	24
AR	23/09/2010	8.10	SUPERFICIE	27
AR	06/12/2010	9.10	SUPERFICIE	26
AR	15/02/2011	06.58	SUPERFICIE	27
AR	11/01/2012	9.25	SUPERFICIE	24
AR	11/01/2012	09:25	SUPERFICIE	24
AR	28/03/2012	08:20	SUPERFICIE	29
AR	21/05/2012	08:25	SUPERFICIE	23
AR	24/07/2012	08:35	SUPERFICIE	20
AR	30/10/2012	07:40	SUPERFICIE	27
AR	30/01/2013	07:30	SUPERFICIE	23
AR	06/05/2013	10:30	SUPERFICIE	20
AR	21/08/2013	10:25	SUPERFICIE	28
AR	18/09/2013	09:35	SUPERFICIE	24
AR	21/11/2013	09:38	SUPERFICIE	29
AR	18/03/2014	06:00	SUPERFICIE	23
AR	13/05/2014	10:40	SUPERFICIE	24
AR	28/07/2014	07:37	SUPERFICIE	19
AR	16/06/2015	10:00	SUPERFICIE	20

Tabela 23 - Dados de temperatura monitorados do INEA - Ponto SP305

Temperatura - INEA SP305				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AR	21/10/2002	13:30	SUPERFICIE	38
AR	04/02/2003	08:00	SUPERFICIE	30
AR	13/05/2003	08:40	SUPERFICIE	26
AR	17/06/2003	08:10	SUPERFICIE	22
AR	22/10/2003	08:30	SUPERFICIE	25
AR	08/12/2003	11:10	SUPERFICIE	26
AR	03/02/2004	08:30	SUPERFICIE	30
AR	03/03/2004	10:05	SUPERFICIE	34
AR	05/05/2004	11:45	SUPERFICIE	26
AR	22/07/2004	09:00	SUPERFICIE	22
AR	14/09/2004	09:10	SUPERFICIE	25
AR	11/10/2004	09:15	SUPERFICIE	32
AR	23/02/2005	08:45	SUPERFICIE	30
AR	06/07/2005	11:05	SUPERFICIE	27
AR	25/08/2005	09:30	SUPERFICIE	26
AR	21/09/2005	10:45	SUPERFICIE	23
AR	29/11/2005	07:40	SUPERFICIE	28
AR	25/07/2006	00:00	SUPERFICIE	20
AR	23/10/2007	8.25	SUPERFICIE	23
AR	11/12/2007	08:20	SUPERFICIE	34
AR	20/02/2008	8.50	SUPERFICIE	30
AR	04/06/2008	11.20	SUPERFICIE	23
AR	24/07/2008	7.40	SUPERFICIE	24
AR	13/05/2009	08:45	SUPERFICIE	26
AR	14/01/2010	7.50	SUPERFICIE	30
AR	11/05/2010	7.30	SUPERFICIE	17
AR	14/06/2010	8.10	SUPERFICIE	20
AR	12/07/2010	8.10	SUPERFICIE	23
AR	29/09/2010	6.00	SUPERFICIE	21
AR	07/12/2010	8.45	SUPERFICIE	27
AR	15/02/2011	8.40	SUPERFICIE	29
AR	04/04/2011	7.15	SUPERFICIE	22
AR	31/05/2011	7.00	SUPERFICIE	17
AR	17/08/2011	7.00	SUPERFICIE	21
AR	25/10/2011	9.25	SUPERFICIE	27
AR	28/03/2012	08:10	SUPERFICIE	25
AR	23/05/2012	07:05	SUPERFICIE	20
AR	23/07/2012	08:10	SUPERFICIE	20
AR	29/10/2012	06:50	SUPERFICIE	26
AR	29/01/2013	07:45	SUPERFICIE	24

Temperatura - INEA SP305				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AR	08/05/2013	06:35	SUPERFICIE	19
AR	20/08/2013	08:20	SUPERFICIE	24
AR	17/09/2013	06:35	SUPERFICIE	21
AR	05/11/2013	07:45	SUPERFICIE	25
AR	15/01/2014	06:45	SUPERFICIE	28
AR	12/05/2014	07:50	SUPERFICIE	23
AR	29/07/2014	07:15	SUPERFICIE	20
AR	21/10/2014	11:18	SUPERFICIE	20,8
AR	05/11/2014	08:30	SUPERFICIE	31
AR	02/03/2015	07:40	SUPERFICIE	26
AR	17/06/2015	07:50	SUPERFICIE	24
AR	26/11/2015	07:50	SUPERFICIE	27

Tabela 24 - Dados de concentração de OD monitorados do INEA - Ponto SP300

OD - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	09/02/1980	10:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/08/1980	10:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	20/10/1980	12:00	SUPERFICIE	0,8
AGUA	11/12/1980	12:00	SUPERFICIE	1,2
AGUA	11/12/1980	12:10	SUPERFICIE	1
AGUA	23/01/1981	11:40	SUPERFICIE	0,4
AGUA	04/02/1981	11:50	SUPERFICIE	0,6
AGUA	25/02/1981	12:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	12/03/1981	11:40	SUPERFICIE	2
AGUA	22/04/1981	14:10	SUPERFICIE	0,8
AGUA	20/05/1981	11:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/06/1981	12:25	SUPERFICIE	0
AGUA	21/07/1981	11:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	22/09/1981	11:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	08/10/1981	11:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/10/1981	10:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/11/1981	11:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/04/1982	10:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/05/1982	11:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	28/07/1982	13:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	06/09/1982	12:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	02/10/1982	10:00	SUPERFICIE	0,1
AGUA	28/12/1982	11:30	SUPERFICIE	2,2
AGUA	08/01/1983	13:18	SUPERFICIE	3,4
AGUA	19/05/1983	12:55	SUPERFICIE	0,1
AGUA	14/09/1983	10:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	24/10/1983	10:55	SUPERFICIE	0,2
AGUA	09/04/1984	09:45	SUPERFICIE	0,1
AGUA	03/12/1984	11:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	09/09/1985	10:10	SUPERFICIE	0,6
AGUA	29/05/1986	10:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	15/12/1986	11:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	05/11/1987	14:25	SUPERFICIE	1
AGUA	03/02/1988	10:15	SUPERFICIE	1,4
AGUA	20/03/1989	11:00	SUPERFICIE	0,1
AGUA	09/04/1989	09:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/05/1989	09:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	15/06/1989	07:30	SUPERFICIE	0,4
AGUA	22/08/1989	09:25	SUPERFICIE	0,1
AGUA	30/10/1989	09:25	SUPERFICIE	0,1

OD - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	10/11/1989	10:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	13/11/1989	11:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	07/12/1989	11:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	09/03/1990	10:00	SUPERFICIE	0,1
AGUA	13/03/1990	10:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	28/05/1990	13:55	SUPERFICIE	0,1
AGUA	07/10/1990	10:10	SUPERFICIE	0,8
AGUA	26/11/1990	08:40	SUPERFICIE	0,4
AGUA	20/05/1991	09:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	02/07/1991	09:25	SUPERFICIE	0,1
AGUA	26/08/1991	09:31	SUPERFICIE	0,1
AGUA	17/10/1991	10:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	14/01/1992	09:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	06/05/1992	13:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	19/06/1992	12:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/10/1992	14:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/06/1993	11:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	18/10/1993	10:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/11/1993	09:40	SUPERFICIE	0,4
AGUA	02/12/1993	10:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/05/1995	12:45	SUPERFICIE	5,8
AGUA	27/07/1995	09:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	27/09/1995	11:05	SUPERFICIE	0,4
AGUA	07/12/1995	10:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	07/02/1996	11:35	SUPERFICIE	0,6
AGUA	21/03/1996	10:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/05/1996	11:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	19/06/1996	10:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	27/08/1996	11:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	29/10/1996	12:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	22/01/1997	10:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	24/03/1997	09:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/02/1998	10:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	25/03/1998	10:40	SUPERFICIE	0,4
AGUA	08/07/1998	10:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	09/09/1998	10:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/11/1998	10:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	02/03/1999	10:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/06/1999	11:55	SUPERFICIE	0,1
AGUA	27/07/1999	10:40	SUPERFICIE	0,7
AGUA	22/09/1999	06:45	SUPERFICIE	0,1
AGUA	23/11/1999	12:00	SUPERFICIE	0,1

OD - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	21/02/2000	10:56	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/04/2000	09:20	SUPERFICIE	0,8
AGUA	19/06/2000	10:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	15/08/2000	11:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	25/10/2000	07:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	26/12/2000	10:25	SUPERFICIE	1,4
AGUA	06/02/2001	08:00	SUPERFICIE	1,2
AGUA	05/06/2001	08:25	SUPERFICIE	0,1
AGUA	25/07/2001	12:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/09/2001	09:25	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/10/2001	08:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	28/11/2001	08:45	SUPERFICIE	0,1
AGUA	27/02/2002	09:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	09/04/2002	07:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/06/2002	11:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/08/2002	08:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/10/2002	08:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	05/02/2003	09:00	SUPERFICIE	0,2
AGUA	13/05/2003	00:41	SUPERFICIE	0,1
AGUA	16/06/2003	08:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	26/08/2003	09:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	28/10/2003	08:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	08/12/2003	10:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	05/02/2004	08:40	SUPERFICIE	0,1
AGUA	01/03/2004	09:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/05/2004	09:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	19/07/2004	11:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	14/09/2004	09:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	09/11/2004	07:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	22/02/2005	08:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	10/05/2005	10:00	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/07/2005	09:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	20/09/2005	10:00	SUPERFICIE	0,1
AGUA	28/11/2005	08:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	14/02/2006	09:35	SUPERFICIE	0,1
AGUA	26/07/2006	0	SUPERFICIE	0,1
AGUA	19/09/2006	0	SUPERFICIE	0,1
AGUA	23/10/2007	9.10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	10/12/2007	9.20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/02/2008	9.50	SUPERFICIE	1
AGUA	04/06/2008	8.15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/07/2008	8.10	SUPERFICIE	0,1

OD - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	11/05/2009	08:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	13/01/2010	7.357	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/05/2010	9.40	SUPERFICIE	0
AGUA	17/06/2010	9.00	SUPERFICIE	0
AGUA	12/07/2010	7.15	SUPERFICIE	0
AGUA	23/09/2010	8.10	SUPERFICIE	0
AGUA	23/09/2010	8.10	SUPERFICIE	7,2
AGUA	06/12/2010	9.10	SUPERFICIE	1,8
AGUA	15/02/2011	06.58	SUPERFICIE	0
AGUA	05/04/2011	8.30	SUPERFICIE	0
AGUA	30/05/2011	9.40	SUPERFICIE	0
AGUA	18/08/2011	7.48	SUPERFICIE	0
AGUA	11/01/2012	9.25	SUPERFICIE	1,2
AGUA	28/03/2012	08:20	SUPERFICIE	0
AGUA	21/05/2012	08:25	SUPERFICIE	0
AGUA	24/07/2012	08:35	SUPERFICIE	0
AGUA	30/10/2012	07:40	SUPERFICIE	0
AGUA	30/01/2013	07:30	SUPERFICIE	0,8
AGUA	21/08/2013	10:25	SUPERFICIE	0
AGUA	18/09/2013	09:35	SUPERFICIE	0
AGUA	21/11/2013	09:38	SUPERFICIE	0
AGUA	14/01/2014	08:50	SUPERFICIE	0
AGUA	18/03/2014	06:00	SUPERFICIE	0
AGUA	13/05/2014	10:40	SUPERFICIE	0
AGUA	16/06/2015	10:00	SUPERFICIE	0

Tabela 25 - Dados de concentração de OD monitorados do INEA - Ponto SP305

OD - INEA SP305				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	09/07/2001	00:00	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/07/2001	00:00	SUPERFICIE	2,6
AGUA	21/10/2002	13:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/02/2003	08:00	SUPERFICIE	0,2
AGUA	13/05/2003	08:40	SUPERFICIE	0,6
AGUA	17/06/2003	08:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	03/09/2003	08:50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	22/10/2003	08:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	08/12/2003	11:10	SUPERFICIE	0,4
AGUA	03/02/2004	08:30	SUPERFICIE	0,1
AGUA	03/03/2004	10:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	05/05/2004	11:45	SUPERFICIE	0,6
AGUA	22/07/2004	09:00	SUPERFICIE	3,4
AGUA	14/09/2004	09:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/10/2004	09:15	SUPERFICIE	0,1
AGUA	23/02/2005	08:45	SUPERFICIE	0,1
AGUA	10/05/2005	10:10	SUPERFICIE	0,1
AGUA	06/07/2005	11:05	SUPERFICIE	0,1
AGUA	21/09/2005	10:45	SUPERFICIE	0,1
AGUA	29/11/2005	07:40	SUPERFICIE	1,2
AGUA	15/02/2006	09:05	SUPERFICIE	1
AGUA	25/07/2006	0	SUPERFICIE	0,1
AGUA	23/10/2007	8.25	SUPERFICIE	0,6
AGUA	11/12/2007	08:20	SUPERFICIE	0,1
AGUA	20/02/2008	8.50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	04/06/2008	11.20	SUPERFICIE	1
AGUA	24/07/2008	7.40	SUPERFICIE	1
AGUA	13/05/2009	08:45	SUPERFICIE	0,1
AGUA	14/01/2010	7.50	SUPERFICIE	0,1
AGUA	11/05/2010	7.30	SUPERFICIE	2,2
AGUA	14/06/2010	8.10	SUPERFICIE	0,6
AGUA	12/07/2010	8.10	SUPERFICIE	0,4
AGUA	29/09/2010	6.00	SUPERFICIE	0,8
AGUA	07/12/2010	8.45	SUPERFICIE	2,8
AGUA	15/02/2011	8.40	SUPERFICIE	0
AGUA	04/04/2011	7.15	SUPERFICIE	1,6
AGUA	31/05/2011	7.00	SUPERFICIE	0
AGUA	17/08/2011	7.00	SUPERFICIE	0
AGUA	25/10/2011	9.25	SUPERFICIE	0
AGUA	11/01/2012	7.45	SUPERFICIE	5,8
AGUA	28/03/2012	08:10	SUPERFICIE	0

OD - INEA SP305				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	23/05/2012	07:05	SUPERFICIE	0
AGUA	23/07/2012	08:10	SUPERFICIE	0,6
AGUA	29/10/2012	06:50	SUPERFICIE	0
AGUA	29/01/2013	07:45	SUPERFICIE	2
AGUA	08/05/2013	06:35	SUPERFICIE	0
AGUA	20/08/2013	08:20	SUPERFICIE	0
AGUA	17/09/2013	06:35	SUPERFICIE	0
AGUA	05/11/2013	07:45	SUPERFICIE	0
AGUA	15/01/2014	06:45	SUPERFICIE	0
AGUA	19/03/2014	08:08	SUPERFICIE	0
AGUA	12/05/2014	07:50	SUPERFICIE	0,6
AGUA	29/07/2014	07:15	SUPERFICIE	1,6
AGUA	05/11/2014	08:30	SUPERFICIE	0
AGUA	02/03/2015	07:40	SUPERFICIE	0
AGUA	26/11/2015	07:50	SUPERFICIE	0

Tabela 26 - Dados de concentração de DBO monitorados do INEA - Ponto SP300

DBO - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	09/02/1980	10:35	SUPERFICIE	24
AGUA	21/08/1980	10:20	SUPERFICIE	40
AGUA	20/10/1980	12:00	SUPERFICIE	12
AGUA	11/12/1980	12:00	SUPERFICIE	12
AGUA	11/12/1980	12:10	SUPERFICIE	13
AGUA	23/01/1981	11:40	SUPERFICIE	32
AGUA	04/02/1981	11:50	SUPERFICIE	37
AGUA	25/02/1981	12:50	SUPERFICIE	70
AGUA	12/03/1981	11:40	SUPERFICIE	8
AGUA	22/04/1981	14:10	SUPERFICIE	26
AGUA	20/05/1981	11:10	SUPERFICIE	108
AGUA	16/06/1981	12:25	SUPERFICIE	10
AGUA	21/07/1981	11:20	SUPERFICIE	32
AGUA	22/09/1981	11:40	SUPERFICIE	40
AGUA	08/10/1981	11:10	SUPERFICIE	36
AGUA	21/10/1981	10:30	SUPERFICIE	28
AGUA	16/11/1981	11:30	SUPERFICIE	40
AGUA	11/04/1982	10:35	SUPERFICIE	20
AGUA	04/05/1982	11:15	SUPERFICIE	16
AGUA	28/07/1982	13:10	SUPERFICIE	44
AGUA	06/09/1982	12:50	SUPERFICIE	14
AGUA	02/10/1982	10:00	SUPERFICIE	24
AGUA	28/12/1982	11:30	SUPERFICIE	20
AGUA	08/01/1983	13:18	SUPERFICIE	32
AGUA	31/01/1983	11:30	SUPERFICIE	26
AGUA	19/05/1983	12:55	SUPERFICIE	48
AGUA	14/09/1983	10:50	SUPERFICIE	20
AGUA	24/10/1983	10:55	SUPERFICIE	38,6
AGUA	09/04/1984	09:45	SUPERFICIE	38
AGUA	03/12/1984	11:35	SUPERFICIE	52
AGUA	09/09/1985	10:10	SUPERFICIE	20
AGUA	29/05/1986	10:40	SUPERFICIE	24
AGUA	15/12/1986	11:10	SUPERFICIE	22
AGUA	05/11/1987	14:25	SUPERFICIE	9
AGUA	03/02/1988	10:15	SUPERFICIE	12
AGUA	20/03/1989	11:00	SUPERFICIE	16
AGUA	09/04/1989	09:50	SUPERFICIE	16
AGUA	16/05/1989	09:30	SUPERFICIE	36
AGUA	15/06/1989	07:30	SUPERFICIE	40
AGUA	22/08/1989	09:25	SUPERFICIE	28
AGUA	30/10/1989	09:25	SUPERFICIE	24

DBO - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	10/11/1989	10:35	SUPERFICIE	20
AGUA	13/11/1989	11:05	SUPERFICIE	40
AGUA	07/12/1989	11:10	SUPERFICIE	60
AGUA	09/03/1990	10:00	SUPERFICIE	24
AGUA	13/03/1990	10:20	SUPERFICIE	40
AGUA	28/05/1990	13:55	SUPERFICIE	24
AGUA	07/10/1990	10:10	SUPERFICIE	40
AGUA	26/11/1990	08:40	SUPERFICIE	10
AGUA	20/05/1991	09:35	SUPERFICIE	40
AGUA	02/07/1991	09:25	SUPERFICIE	20
AGUA	26/08/1991	09:31	SUPERFICIE	40
AGUA	17/10/1991	10:15	SUPERFICIE	40
AGUA	14/01/1992	09:30	SUPERFICIE	40
AGUA	06/05/1992	13:15	SUPERFICIE	24
AGUA	19/06/1992	12:10	SUPERFICIE	35
AGUA	25/08/1992	11:45	SUPERFICIE	40
AGUA	28/09/1992	10:35	SUPERFICIE	20
AGUA	21/10/1992	14:30	SUPERFICIE	30
AGUA	24/11/1992	17:00	SUPERFICIE	16
AGUA	10/02/1993	09:35	SUPERFICIE	18
AGUA	10/03/1993	10:50	SUPERFICIE	20
AGUA	25/05/1993	12:00	SUPERFICIE	40
AGUA	21/06/1993	11:40	SUPERFICIE	30
AGUA	21/07/1993	09:40	SUPERFICIE	40
AGUA	17/08/1993	08:35	SUPERFICIE	22
AGUA	18/10/1993	10:35	SUPERFICIE	20
AGUA	16/11/1993	09:40	SUPERFICIE	24
AGUA	02/12/1993	10:15	SUPERFICIE	20
AGUA	04/05/1995	12:45	SUPERFICIE	24
AGUA	27/07/1995	09:30	SUPERFICIE	10
AGUA	27/09/1995	11:05	SUPERFICIE	20
AGUA	07/12/1995	10:40	SUPERFICIE	40
AGUA	21/05/1996	11:15	SUPERFICIE	30
AGUA	19/06/1996	10:50	SUPERFICIE	10
AGUA	27/08/1996	11:10	SUPERFICIE	30
AGUA	29/10/1996	12:05	SUPERFICIE	25
AGUA	22/01/1997	10:40	SUPERFICIE	10
AGUA	24/03/1997	09:30	SUPERFICIE	30
AGUA	11/02/1998	10:50	SUPERFICIE	40
AGUA	25/03/1998	10:40	SUPERFICIE	16
AGUA	13/05/1998	10:15	SUPERFICIE	20
AGUA	08/07/1998	10:15	SUPERFICIE	30

DBO - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	09/09/1998	10:10	SUPERFICIE	25
AGUA	04/11/1998	10:30	SUPERFICIE	40
AGUA	02/03/1999	10:05	SUPERFICIE	25
AGUA	13/04/1999	08:10	SUPERFICIE	20
AGUA	16/06/1999	11:55	SUPERFICIE	40
AGUA	27/07/1999	10:40	SUPERFICIE	60
AGUA	22/09/1999	06:45	SUPERFICIE	60
AGUA	23/11/1999	12:00	SUPERFICIE	20
AGUA	21/02/2000	10:56	SUPERFICIE	10
AGUA	04/04/2000	09:20	SUPERFICIE	30
AGUA	19/06/2000	10:05	SUPERFICIE	25
AGUA	15/08/2000	11:10	SUPERFICIE	40
AGUA	25/10/2000	07:15	SUPERFICIE	20
AGUA	26/12/2000	10:25	SUPERFICIE	10
AGUA	06/02/2001	08:00	SUPERFICIE	12
AGUA	05/06/2001	08:25	SUPERFICIE	50
AGUA	25/07/2001	12:30	SUPERFICIE	30
AGUA	04/09/2001	09:25	SUPERFICIE	25
AGUA	16/10/2001	08:50	SUPERFICIE	20
AGUA	28/11/2001	08:45	SUPERFICIE	20
AGUA	27/02/2002	09:50	SUPERFICIE	20
AGUA	09/04/2002	07:05	SUPERFICIE	10
AGUA	11/06/2002	11:50	SUPERFICIE	20
AGUA	21/08/2002	08:30	SUPERFICIE	20
AGUA	21/10/2002	08:15	SUPERFICIE	20
AGUA	05/02/2003	09:00	SUPERFICIE	12
AGUA	13/05/2003	00:41	SUPERFICIE	30
AGUA	16/06/2003	08:40	SUPERFICIE	20
AGUA	26/08/2003	09:15	SUPERFICIE	20
AGUA	28/10/2003	08:20	SUPERFICIE	20
AGUA	08/12/2003	10:10	SUPERFICIE	8
AGUA	05/02/2004	08:40	SUPERFICIE	20
AGUA	01/03/2004	09:35	SUPERFICIE	20
AGUA	04/05/2004	09:10	SUPERFICIE	20
AGUA	19/07/2004	11:20	SUPERFICIE	26
AGUA	14/09/2004	09:10	SUPERFICIE	30
AGUA	09/11/2004	07:05	SUPERFICIE	10
AGUA	22/02/2005	08:20	SUPERFICIE	20
AGUA	10/05/2005	10:00	SUPERFICIE	14
AGUA	04/07/2005	09:50	SUPERFICIE	30
AGUA	20/09/2005	10:00	SUPERFICIE	20
AGUA	28/11/2005	08:15	SUPERFICIE	20

DBO - INEA SP300				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	14/02/2006	09:35	SUPERFICIE	8,8
AGUA	26/07/2006	0	SUPERFICIE	20
AGUA	19/09/2006	0	SUPERFICIE	12
AGUA	23/10/2007	9.10	SUPERFICIE	80
AGUA	10/12/2007	9.20	SUPERFICIE	16
AGUA	21/02/2008	9.50	SUPERFICIE	7,4
AGUA	04/06/2008	8.15	SUPERFICIE	12
AGUA	21/07/2008	8.10	SUPERFICIE	40
AGUA	11/05/2009	08:50	SUPERFICIE	16
AGUA	17/12/2009	9.50	SUPERFICIE	60
AGUA	13/01/2010	7.357	SUPERFICIE	52
AGUA	11/05/2010	9.40	SUPERFICIE	80
AGUA	17/06/2010	9.00	SUPERFICIE	40
AGUA	12/07/2010	7.15	SUPERFICIE	50
AGUA	23/09/2010	8.10	SUPERFICIE	3
AGUA	23/09/2010	8.10	SUPERFICIE	24
AGUA	06/12/2010	9.10	SUPERFICIE	6
AGUA	15/02/2011	06.58	SUPERFICIE	36
AGUA	05/04/2011	8.30	SUPERFICIE	22
AGUA	30/05/2011	9.40	SUPERFICIE	40
AGUA	18/08/2011	7.48	SUPERFICIE	50
AGUA	11/01/2012	9.25	SUPERFICIE	8
AGUA	28/03/2012	08:20	SUPERFICIE	32
AGUA	21/05/2012	08:25	SUPERFICIE	40
AGUA	24/07/2012	08:35	SUPERFICIE	24
AGUA	30/10/2012	07:40	SUPERFICIE	20
AGUA	30/01/2013	07:30	SUPERFICIE	12
AGUA	06/05/2013	10:30	SUPERFICIE	40
AGUA	21/08/2013	10:25	SUPERFICIE	24
AGUA	18/09/2013	09:35	SUPERFICIE	60
AGUA	21/11/2013	09:38	SUPERFICIE	32
AGUA	14/01/2014	08:50	SUPERFICIE	48
AGUA	18/03/2014	06:00	SUPERFICIE	40
AGUA	13/05/2014	10:40	SUPERFICIE	32

Tabela 27 - Dados de concentração de DBO monitorados do INEA - Ponto SP305

DBO - INEA SP305				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	09/07/2001	00:00	SUPERFICIE	60
AGUA	11/07/2001	00:00	SUPERFICIE	60
AGUA	21/10/2002	13:30	SUPERFICIE	50
AGUA	04/02/2003	08:00	SUPERFICIE	16
AGUA	13/05/2003	08:40	SUPERFICIE	24
AGUA	17/06/2003	08:10	SUPERFICIE	20
AGUA	03/09/2003	08:50	SUPERFICIE	40
AGUA	22/10/2003	08:30	SUPERFICIE	20
AGUA	08/12/2003	11:10	SUPERFICIE	20
AGUA	03/02/2004	08:30	SUPERFICIE	20
AGUA	03/03/2004	10:05	SUPERFICIE	20
AGUA	05/05/2004	11:45	SUPERFICIE	30
AGUA	22/07/2004	09:00	SUPERFICIE	7,2
AGUA	14/09/2004	09:10	SUPERFICIE	30
AGUA	11/10/2004	09:15	SUPERFICIE	20
AGUA	23/02/2005	08:45	SUPERFICIE	10
AGUA	10/05/2005	10:10	SUPERFICIE	40
AGUA	06/07/2005	11:05	SUPERFICIE	80
AGUA	21/09/2005	10:45	SUPERFICIE	30
AGUA	29/11/2005	07:40	SUPERFICIE	3,6
AGUA	15/02/2006	09:05	SUPERFICIE	3
AGUA	25/07/2006	0	SUPERFICIE	56
AGUA	23/10/2007	8.25	SUPERFICIE	52
AGUA	11/12/2007	08:20	SUPERFICIE	32
AGUA	20/02/2008	8.50	SUPERFICIE	48
AGUA	04/06/2008	11.20	SUPERFICIE	24
AGUA	24/07/2008	7.40	SUPERFICIE	20
AGUA	13/05/2009	08:45	SUPERFICIE	25
AGUA	14/01/2010	7.50	SUPERFICIE	28
AGUA	11/05/2010	7.30	SUPERFICIE	10
AGUA	14/06/2010	8.10	SUPERFICIE	100
AGUA	12/07/2010	8.10	SUPERFICIE	100
AGUA	29/09/2010	6.00	SUPERFICIE	32
AGUA	07/12/2010	8.45	SUPERFICIE	18
AGUA	15/02/2011	8.40	SUPERFICIE	28
AGUA	04/04/2011	7.15	SUPERFICIE	6
AGUA	31/05/2011	7.00	SUPERFICIE	32
AGUA	17/08/2011	7.00	SUPERFICIE	52
AGUA	25/10/2011	9.25	SUPERFICIE	28
AGUA	11/01/2012	7.45	SUPERFICIE	5,6
AGUA	28/03/2012	08:10	SUPERFICIE	40

DBO - INEA SP305				
Amostra	Data	Hora	Profundidade	Valor
AGUA	23/05/2012	07:05	SUPERFICIE	36
AGUA	23/07/2012	08:10	SUPERFICIE	48
AGUA	29/10/2012	06:50	SUPERFICIE	28
AGUA	29/01/2013	07:45	SUPERFICIE	20
AGUA	08/05/2013	06:35	SUPERFICIE	36
AGUA	20/08/2013	08:20	SUPERFICIE	36
AGUA	17/09/2013	06:35	SUPERFICIE	56
AGUA	05/11/2013	07:45	SUPERFICIE	50
AGUA	15/01/2014	06:45	SUPERFICIE	44
AGUA	19/03/2014	08:08	SUPERFICIE	28
AGUA	12/05/2014	07:50	SUPERFICIE	44
AGUA	21/10/2014	11:18	SUPERFICIE	28
AGUA	05/11/2014	08:30	SUPERFICIE	60
AGUA	02/03/2015	07:40	SUPERFICIE	48
AGUA	26/11/2015	07:50	SUPERFICIE	24

ANEXO II - Dados de entrada dos cenários

Cenário 1

Tabela 28 - Dados de entrada cenário 1

DADOS INICIAIS DE ENTRADA													
Ponto	Qrio (l/s)	Qef (l/s)	Cs (mg/L)	OD _r (mg/L)	OD _e (mg/L) (adotado)	DBO rio (mg/L)	K ₁ (d ⁻¹)	Correção de K ₁ para T (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Correção de K ₂ para T (d ⁻¹)	Tempo de Percurso (d)	OD mín permissível (mg/L) (CONAMA 357)	DBO _e (mg/L) (adotado)
X1	364	701,80	8,15	0,60	0	34,4	0,45	0,57	14,26	16,12	0,43	5	250
X2	7626	494,85	8,15	0,60	0	34,4	0,45	0,57	6,21	7,01	0,09	5	250
X3	7626	253,67	8,15	0,60	0	34,4	0,45	0,57	6,21	7,01	0,03	5	250
X4	7626	204,18	8,15	0,60	0	34,4	0,45	0,57	6,21	7,01	0,05	5	250
X5	7626	103,55	8,15	0,60	0	34,4	0,45	0,57	6,21	7,01	0,02	5	250
X6	7626	568,78	7,87	0,34	0	28,17	0,45	0,62	6,21	7,33	0,10	5	250
X7	5514	202,70	7,87	0,34	0	28,17	0,45	0,62	3,53	4,17	0,12	5	250

Cenário 2

Tabela 29 - Dados de entrada cenário 2

DADOS DE ENTRADA													
Ponto	Qrio (l/s)	Qef (l/s)	Cs (mg/L)	OD _r (mg/L)	OD _e (mg/L) (<i>adotado</i>)	DBO rio (mg/L)	K ₁ (d ⁻¹)	Correção de K ₁ para T (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Correção de K ₂ para T (d ⁻¹)	Tempo de Percurso (d)	OD mín permissível (mg/L) (CONAMA 357)	DBO _e (mg/L) (<i>adotado</i>)
X1	364,00	701,80	8,15	0,60	0,00	34,40	0,30	0,38	14,26	16,12	0,43	5,00	75
X2	7626,00	494,85	8,15	0,60	0,00	34,40	0,30	0,38	6,21	7,01	0,09	5,00	75
X3	7626,00	253,67	8,15	0,60	0,00	34,40	0,30	0,38	6,21	7,01	0,03	5,00	75
X4	7626,00	204,18	8,15	0,60	0,00	34,40	0,30	0,38	6,21	7,01	0,05	5,00	75
X5	7626,00	103,55	8,15	0,60	0,00	34,40	0,30	0,38	6,21	7,01	0,02	5,00	75
X6	7626,00	568,78	7,87	0,34	0,00	28,17	0,30	0,41	6,21	7,33	0,10	5,00	75
X7	5514,00	202,70	7,87	0,34	0,00	28,17	0,30	0,41	3,53	4,17	0,12	5,00	75

Cenário 3

Tabela 30 - Dados de entrada cenário 3

DADOS DE ENTRADA													
Ponto	Qrio (l/s)	Qef (l/s)	Cs (mg/L)	OD _r (mg/L)	OD _e (mg/L) (adotado)	DBO rio (mg/L)	K ₁ (d ⁻¹)	Correção de K ₁ para T (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Correção de K ₂ para T (d ⁻¹)	Tempo de Percurso (d)	OD mín permissível (mg/L) (CONAMA 357)	DBO _e (mg/L) (adotado)
X1	364,00	701,80	8,15	0,60	0,00	34,40	0,20	0,25	14,26	16,12	0,43	5,00	25
X2	7626,00	494,85	8,15	0,60	0,00	34,40	0,20	0,25	6,21	7,01	0,09	5,00	25
X3	7626,00	253,67	8,15	0,60	0,00	34,40	0,20	0,25	6,21	7,01	0,03	5,00	25
X4	7626,00	204,18	8,15	0,60	0,00	34,40	0,20	0,25	6,21	7,01	0,05	5,00	25
X5	7626,00	103,55	8,15	0,60	0,00	34,40	0,20	0,25	6,21	7,01	0,02	5,00	25
X6	7626,00	568,78	7,87	0,34	0,00	28,17	0,20	0,28	6,21	7,33	0,10	5,00	25
X7	5514,00	202,70	7,87	0,34	0,00	28,17	0,20	0,28	3,53	4,17	0,12	5,00	25

Cenário 4

Tabela 31 - Dados de entrada cenário 4

DADOS DE ENTRADA													
Ponto	Qrio (l/s)	Qef (l/s)	Cs (mg/L)	OD _r (mg/L)	OD _e (mg/L) (adotado)	DBO rio (mg/L)	K ₁ (d ⁻¹)	Correção de K ₁ para T (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Correção de K ₂ para T (d ⁻¹)	Tempo de Percurso (d)	OD mín permissível (mg/L) (CONAMA 357)	DBO _e (mg/L) (adotado)
X	6922,00	2529,53	8,07	0,43	0,00	30,25	0,35	0,40	5,08	5,91	0,19	5,00	175

Cenário 5

Tabela 32 - Dados de entrada cenário 5

DADOS DE ENTRADA													
Ponto	Qrio (l/s)	Qef (l/s)	Cs (mg/L)	OD _r (mg/L)	OD _e (mg/L) (<i>adotado</i>)	DBO rio (mg/L)	K ₁ (d ⁻¹)	Correção de K ₁ para T (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Correção de K ₂ para T (d ⁻¹)	Tempo de Percurso (d)	OD mín permissível (mg/L) (CONAMA 357)	DBO _e (mg/L) (<i>adotado</i>)
X	6922,00	2529,53	8,07	0,43	0,00	30,25	0,30	0,40	5,08	5,91	0,19	5,00	75

Cenário 6

Tabela 33 - Dados de entrada cenário 6

DADOS DE ENTRADA													
Ponto	Qrio (l/s)	Qef (l/s)	Cs (mg/L)	OD no rio (mg/L)	OD no esgoto (mg/L) (<i>adotado</i>)	DBO rio (mg/L)	K ₁ (d ⁻¹)	Correção de K ₁ para T (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Correção de K ₂ para T (d ⁻¹)	Tempo de Percurso (d)	OD mín permissível (mg/L) (CONAMA 357)	DBO _e (mg/L) (<i>adotado</i>)
X	6922,00	2529,53	8,07	0,43	0,00	30,25	0,20	0,40	5,08	5,91	0,19	5,00	25