UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA

RAFAEL DOÑATE ÁVILA

***O ÍNDICE DE DILUIÇÃO DE ESGOTO E O ESTUDO DE
CASO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO***

Versão Revisada

São Paulo, SP

2018

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA

RAFAEL DOÑATE ÁVILA

*O Índice de Diluição de Esgoto e o Estudo de Caso da
Região Metropolitana de São Paulo*

*Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, da Faculdade de
Saúde Pública, da Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de Mestre em Ciências.*

Orientador:

Prof. Dr. Tadeu Fabricio Malheiros

Versão Revisada

São Paulo, SP

2018

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução, total ou parcial, é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

Catálogo na Publicação (CIP)

Biblioteca/CIR da FSP/USP

Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo

Ávila, Rafael Doñate

O Índice de Diluição de Esgoto e o Estudo de Caso da Região Metropolitana de São Paulo / Rafael Doñate Ávila; orientador Prof. Dr. Tadeu Fabrício Malheiros. São Paulo, 2018.

137 p.

Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2018.

1. indicador de sustentabilidade. 2. planejamento ambiental. 3. esgoto sanitário. 4. recursos hídricos. I. Malheiros, Tadeu Fabrício, orient. II. Título.

ÁVILA, Rafael Doñate. O Índice de Diluição de Esgoto Não Tratado e o Estudo de Caso da Região Metropolitana de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

“O mais interessante na tese é que, quando nos contam, são maravilhosas, intrigantes. A gente fica curiosa, acompanha o sofrimento do autor, anos a fio. Aí ele publica, te dá uma cópia e é sempre - sempre - uma decepção. Em tese. Impossível ler uma tese de cabo a rabo. São chatíssimas. É uma pena que as teses sejam escritas apenas para o julgamento da banca circumspecta, sisuda e compenetrada em si mesma. E nós?”

Uma Tese É Uma Tese, Mario Prata, 1998.

ATA DE DEFESA

Aluno: 6139 - 4909567 - 1 / Página 1 de 1

Ata de defesa pública de Dissertação do(a) Senhor(a) Rafael Doñate Ávila no Programa: Mestrado Profissional Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, do(a) Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

Aos 28 dias do mês de junho de 2018, no(a) realizou-se a Defesa da Dissertação do(a) Senhor(a) Rafael Doñate Ávila, apresentada para a obtenção do título de Mestre intitulada:

"O índice de diluição de esgoto e o estudo de caso da região metropolitana de São Paulo"

Após declarada aberta a sessão, o(a) Sr(a) Presidente passa a palavra ao candidato para exposição e a seguir aos examinadores para as devidas arguições que se desenvolvem nos termos regimentais. Em seguida, a Comissão Julgadora proclama o resultado:

Nome dos Participantes da Banca	Função	Sigla da CPG	Resultado
Tadeu Fabricio Malheiros	Presidente	EESC - USP	Não Votante
Roque Passos Piveli	Titular	EP - USP	<u>Aprovado</u>
Maria Silvia Romitelli	Titular	Externo	<u>Aprovado</u>
Ana Paula Fracalanza	Titular	EACH - USP	<u>Aprovado</u>

Resultado Final: Aprovado

Parecer da Comissão Julgadora *

Eu, Paulo Assunção, lavrei a presente ata, que assino juntamente com os(as) Senhores(as). São Paulo, aos 28 dias do mês de junho de 2018.

Roque Passos Piveli
Roque Passos Piveli

Maria Silvia Romitelli
Maria Silvia Romitelli

Ana Paula Fracalanza
Ana Paula Fracalanza

Tadeu Fabricio Malheiros
Tadeu Fabricio Malheiros
Presidente da Comissão Julgadora

* Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

AGRADECIMENTOS

A todos que, direta ou indiretamente, colaboraram com a realização desta pesquisa e que me apoiaram durante o seu desenvolvimento, minha mais sincera gratidão.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Tadeu Fabrício Malheiros da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – USP, pela confiança e conselhos imprescindíveis dados ao longo da realização desta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, à Faculdade de Saúde Pública e à USP. Em especial, à coordenadora do programa, Profa. Gabriela Marques Di Giulio e à ex-coordenadora, Profa. Wanda Maria Risso Günther, por suas dedicações ao Programa, e à Profa. Maria da Penha Vasconcelos, pelas sugestões dadas no âmbito da disciplina Seminário de Investigação.

Ao Sistema Estadual de Informação ao Cidadão de São Paulo e sua colaboradora, Fabiana Paes Rosa Mentone (Advogada da Ouvidoria Geral da Secretaria de Governo do Estado de São Paulo) e à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP e seus colaboradores, Silvio Valdrighi (do Serviço de Informações ao Cidadão – SIC), Tânia Mara Nunes Ramos (Analista de Gestão da Superintendência de Gestão de Riscos e Qualidade), Marcelo Fornaziero Medeiros (Gerente do Departamento de Desenvolvimento e Gestão da Metropolitana) e Paulo Massato Yoshimoto (Diretor da Metropolitana) que contribuíram para o fornecimento dos dados do sistema de esgotamento sanitário da RMSP.

Ao Prof. Roque Passos Piveli, da Escola Politécnica da USP (membro da banca de qualificação e de defesa), à Dra. Ester Feche Guimaraes, colaboradora da SABESP (membro da banca de qualificação), à Profa. Ana Paula Fracanzla, da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da USP (membro da banca de defesa) e à Dra. Maria Silvia Romitelli, colaboradora da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (membro da banca de defesa), por aceitarem se envolver na construção desta dissertação e pelas valiosas colaborações oferecidas.

E àqueles que aceitaram participar das bancas de qualificação e de mestrado na condição de suplente: o Prof. Marcelo Antunes Nolasco, da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da USP, a Profa. Amarilis Lucia Figueiredo Gallardo, da Escola Politécnica da USP, o Prof. Leandro Luiz Giatti, da Faculdade de Saúde Pública da USP e a Dra. Cláudia Maria Gomes de Guevedo, colaboradora da SABESP.

E, claro, aos meus pais e irmãos pelos incentivos e apoios. Em especial, à minha esposa Érica, pela paciência, suporte e amor oferecidos ao longo de todo o caujado percurso de elaboração desta dissertação, bem como pela revisão final deste documento.

RESUMO

ÁVILA, R. D. O Índice de Diluição de Esgoto e o Estudo de Caso da Região Metropolitana de São Paulo. 2018. 161 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

A implantação e a ampliação dos sistemas de esgotamento sanitário devem contemplar não só aspectos políticos, técnicos e econômicos, mas também sociais, ambientais e de sustentabilidade. Para subsidiar a tomada de decisão com base neste paradigma, e auxiliar na definição das prioridades de intervenções, propõe-se aqui um novo indicador de sustentabilidade, que aqui foi denominado de Índice de Diluição de Esgoto – IDE. Este índice correlaciona a vazão de esgoto sanitário não tratado com a vazão dos corpos d'água e permite efetuar a avaliar o sistema de esgotamento sob a ótica da capacidade suporte do ambiente. A revisão bibliográfica abordou quatro temas: os esgotos sanitários, os recursos hídricos superficiais, a poluição dos corpos d'água por esgoto sanitário e os indicadores de sustentabilidade. Com base nos parâmetros de qualidade padrões dos esgotos sanitários e dos corpos d'água limpos, bem como na legislação ambiental, foram identificadas quatro faixas de risco associadas aos valores do IDE: acima de 0,1% há o risco à saúde e à eutrofização de represas, acima de 5% à comunidade aquática, acima de 10% à harmonia paisagística e acima de 15% à harmonia odorífera. Com o IDE desenvolvido, foi estudado o caso da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP: o valor do índice foi calculado para as suas diversas sub-bacias de esgotamento. As bacias com os maiores valores de IDE situam-se em um anel que circunda a RMSP, enquanto que aquelas com os menores valores, nas porções interna e externa deste anel. Poucas sub-bacias apresentaram valores inferior a 0,1% e muitas apresentaram valores acima de 15%, que extrapola os 200% em alguns casos. O estudo da RMSP foi realizado à luz de variáveis territoriais e socioeconômicas, o que propiciou uma discussão do diagnóstico e do planejamento do sistema de esgotamento sob a ótica da sustentabilidade e dos riscos associados.

Palavras chaves: indicador de sustentabilidade, planejamento ambiental, esgoto sanitário, recursos hídricos.

ABSTRACT

ÁVILA, R. D. The Sewage Dilution Index and the case study of São Paulo's Metropolitan Area. 2018. 161 f. Master's Thesis - School of Public Health, University of São Paulo, São Paulo, 2018.

The implementation and expansion of sewage systems should include not only political, technical and economic aspects, but also social, environmental and sustainability aspects. In order to support decision-making based on this paradigm and to endorse the interventions's priorities selection, a new sustainability indicator is proposed here, which has been called Sewage Dilution Index – SDI. This index correlates untreated sanitary sewage flow with the water bodies flow and allows the evaluation of the sewage system from the perspective of environmental support capacity. The literature review addressed four themes: sanitary sewage, surface water resources, pollution of water bodies by sanitary sewage and sustainability indicators. Based on the sanitary sewers and clean water bodies quality parameters standard, as well as environmental legislation, four risk ranges were identified associated with SDI values: above 0.1% a health and reservoir eutrophication risk was identified, above 5% an aquatic community risk, above 10% a landscape harmony risk and above 15% an odoriferous harmony risk. After the SDI was developed, it was accomplished the São Paulo's Metropolitan Area – SPRA case study: the sewage's index values was calculated for it's sewage's sub-basins. The sub-basins with the highest values of SDI are located in a ring that surrounds the SPRA, whereas those with the lowest values are located inside and outside of this ring. Few sub-basins presented values below 0,1% and many showed values above 15%, which exceeds 200% in some cases. The SPRA case study was accomplished associated with territorial and socioeconomic variables, which allowed a discussion of the diagnosis and planning of the sewage system from the sustainability and associated risks point of view.

Keywords: sustainability indicator, environmental planning, sanitary sewage, water resources.

SUMÁRIO

Lista de Quadros	iii
Lista de Figuras	v
Lista de Siglas.....	vii

1. APRESENTAÇÃO 1

1.1. Problematização da Pesquisa	1
1.2. Objetivos.....	8
Objetivo Geral	8
Objetivos Específicos	8
1.3. Breve Apresentação dos Métodos	9
1.4. Organização da Dissertação.....	9

2. ABORDAGEM METODOLÓGICA 11

2.1. Considerações Metodológicas	11
2.2. O Produto do Mestrado Profissional.....	11
2.3. A Proposta e a Calibração do Índice.....	12
2.4. O Cálculo e a Discussão do Índice para a RMSP	13

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 17

3.1. Os Esgotos Sanitários	17
3.1.1. O Sistema de Esgotamento Sanitário	17
3.1.2. Aspectos Qualitativos e Quantitativos.....	19
3.1.3. Panorama Legal	20
3.1.4. Estimativa de Vazões	21
3.1.5. Avaliação do Sistema	23
3.2. Os Recursos Hídricos Superficiais	25
3.2.1. A Bacia Hidrográfica e o Curso d'Água	25
3.2.2. Aspectos Qualitativos e Quantitativos.....	27
3.2.3. Panorama Legal	28
3.2.4. Estimativa de Vazões	31
3.2.5. Avaliação dos Recursos.....	35
3.3. A Poluição dos Corpos d'Água por Esgoto Sanitário	36
3.3.1. Panorama Geral e Legal	36
3.3.2. Parâmetros de Qualidade das Águas	38
3.3.3. O Processo de Autodepuração.....	40

3.3.4. Modelo de Streeter-Phelps	43
3.3.5. Poluição por Fósforo	50
3.3.6. Contaminação por Patógenos	50
3.4. Os Indicadores de Sustentabilidade	51
3.4.1. Panorama Geral	51
3.4.2. A Matriz DPSIR	54
4. OBJETO DE ESTUDO	57
4.1. Aspectos Gerais da Região Metropolitana de São Paulo	57
4.2. O Sistema de Esgotamento Sanitário da RMSP	59
4.3. Os Índices de Coleta e Tratamento de Esgoto	68
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	73
5.1. A Proposta do Índice	73
5.2. A Calibração do Índice	75
5.2.1. Introdução	75
5.2.2. Oxigenação e Matéria Orgânica	76
5.2.3. Fósforo e Eutrofização	82
5.2.4. Coliformes Termotolerantes	83
5.2.5. Síntese	83
5.3. O Cálculo do Índice para as Sub-bacias de Esgotamento da RMSP	84
5.3.1. Introdução	84
5.3.2. Cálculo das Vazões de Esgoto	84
5.3.3. Cálculo das Vazões de Água	87
5.3.4. Cálculo dos Valores do Índice	91
5.3.5. Correlação com Outras Variáveis	107
5.3.6. Síntese	114
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	119
7. REFERÊNCIAS	123
8. APÊNDICES	133
APÊNDICE A. Ficha Metodológica do IDE	135

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Usos das águas doces conforme Resolução CONAMA N° 357/2005.....	29
Quadro 2 – Padrões das águas doces conforme Resolução CONAMA N° 357/2005.....	30
Quadro 3 – Parâmetros das regiões hidrológicas semelhantes do Estado de S. Paulo.....	34
Quadro 4 – Valores típicos de coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d)	45
Quadro 5 – Equações para cálculo do coeficiente de reaeração (K_2).....	46
Quadro 6 – Valores do coeficiente de reaeração (K_2) conf. as Equações (12), (13) e (14).....	46
Quadro 7 – Valores do coeficiente de reaeração (K_2) conf. as Equações (15) e (16).	47
Quadro 8 – Características do sistema principal de esgotamento da RMSP.....	61
Quadro 9 – Resumo das intervenções previstas – Cenário 2.....	66
Quadro 10 – Investimentos das intervenções previstas – Cenário 2.	66
Quadro 11 – Características operacionais das sub-bacias de esgotamento da RMSP.....	68
Quadro 12 – Valores esperados e padrões de concentrações de oxigênio dissolvido e DBO..	77
Quadro 13 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 1%.....	78
Quadro 14 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 2%.....	78
Quadro 15 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 3%.....	78
Quadro 16 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 4%.....	78
Quadro 17 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 5%.....	78
Quadro 18 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 6%.....	79
Quadro 19 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 7%.....	79
Quadro 20 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 8%.....	79
Quadro 21 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 9%.....	79
Quadro 22 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 10%.....	79
Quadro 23 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 11%.....	80
Quadro 24 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 12%.....	80
Quadro 25 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 13%.....	80
Quadro 26 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 14%.....	80
Quadro 27 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 15%.....	80
Quadro 28 – IDEs máximos de acordo com valores de K_2 e concentrações de OD.	81

Quadro 29 – Concentrações críticas de OD e tempo ocorrência de acordo com o IDE.	82
Quadro 30 – Valores esperados e padrões de concentrações de fósforo.	82
Quadro 31 – Valores esperados e padrões de concentrações de coliformes termotolerantes. ..	83
Quadro 32 – Riscos associados ao IDE por faixa de valores.....	83
Quadro 33 – População nos municípios da RMSP em 2010 e 2017.....	86
Quadro 34 – Cálculo do IDE nas sub-bacias de esgotamento da RMSP.....	92
Quadro 35 – Síntese dos IDEs das sub-bacias da RMSP segundo a quantidade, território e população.	107
Quadro 36 – Síntese dos IDEs das sub-bacias Billings e Guarapiranga segundo o território e população.....	109
Quadro 37 – Síntese IDEs das sub-bacias da RMSP segundo a renda familiar.....	111
Quadro 38 – Renda familiar em cada sub-bacia de esgotamento.	111

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Gráfico de crescimento da população urbana por continente, 1950-2050.....	1
Figura 2 – Exemplo de ajustes realizados nos limites dos mapas das sub-bacias.....	14
Figura 3 – Tipos de sistemas de esgotamento sanitário.....	17
Figura 4 – Delimitação de uma bacia hidrográfica.....	26
Figura 5 – Parâmetros hidráulicos das seções transversais dos cursos d'água.....	26
Figura 6 – Componentes do ciclo hidrológico.....	27
Figura 7 – Mapa de regiões hidrológicas semelhantes do Estado de São Paulo.....	32
Figura 8 – Mapa de isoietas médias anuais do Estado de São Paulo.....	33
Figura 9 – Cálculo da precipitação anual média.....	33
Figura 10 – Tipos de poluição: pontual e difusa.....	36
Figura 11 – Exemplos de focos alteradores da qualidade das águas.....	37
Figura 12 – Zonas de autodepuração em um curso d'água.....	41
Figura 13 – Mecanismos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido.....	42
Figura 14 – Curva típica da Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	42
Figura 15 – Principais interações dos constituintes do modelo QUAL2E.....	43
Figura 16 – Curva típica da progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.....	44
Figura 17 – Esquema para cálculo da vazão distribuída em cursos d'água.....	49
Figura 18 – Curva típica das taxas de decaimento de coliformes e bactérias patogênicas.....	51
Figura 19 – Matriz para adaptar indicadores de desenvolvimento sustentável.....	52
Figura 20 – Representação gráfica dos níveis de agregação dos dados.....	53
Figura 21 – Representação gráfica da matriz DPSIR.....	54
Figura 22 – Representação gráfica da relação dos elementos da matriz DPSIR.....	55
Figura 23 – Matriz DPSIR aplicada à poluição de corpos d'água por matéria orgânica.....	56
Figura 24 – Mapa da malha municipal da RMSP.....	58
Figura 25 – Mapa do sistema de esgotamento sanitário da RMSP.....	60
Figura 26 – Tipificação da situação das redes coletoras de esgoto.....	61
Figura 27 – Mapa das sub-bacias de esgotamento da RMSP.....	63
Figura 28 – Densidade demográfica nas sub-bacias de esgotamento da RMSP.....	64

Figura 29 – Modelo de matriz da metodologia “ <i>Analytic Herarchy Process</i> ”.....	67
Figura 30 – Representação do IDE sob a ótica da matriz DPSIR.....	75
Figura 31 – Gráfico de simulação da concentração de OD para IDEs de 1% a 15%.	81
Figura 32 – Mapa dos setores censitários e das sub-bacias de esgotamento na RMSP.....	85
Figura 33 – Mapa de regiões hidrologic. homogêneas com limite das sub-bacias da RMSP. .	88
Figura 34 – Mapa de isoietas anuais médias com limite das sub-bacias da RMSP.....	89
Figura 35 – Mapa de pluviosidade anual média com limite das sub-bacias da RMSP.....	90
Figura 36 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP sobre imagem do viário.	101
Figura 37 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP sobre imagem de satélite.	103
Figura 38 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP com os limites das macro-bacias.	105
Figura 39 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP com os limites municipais.	106
Figura 40 – Gráfico de distribuição do IDE pela quantidade das sub-bacia da RMSP.	108
Figura 41 – Gráfico de distribuição do IDE pelo território das sub-bacia da RMSP.	108
Figura 42 – Gráfico de distribuição do IDE pela população das sub-bacia da RMSP.	109
Figura 43 – Gráfico de distrib. do IDE pelo território das sub-bacias BL (esq.) e GP (dir.).	110
Figura 44 – Gráfico de distrib. do IDE pela população das sub-bacias BL (esq.) e GP (dir.).	110
Figura 45 – Gráfico de dispersão do IDE pela renda familiar por sub-bacia da RMSP.	111

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

APRM – Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais

BL – Manancial Billings

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente (do Estado de São Paulo)

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica (do Estado de São Paulo)

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DPSIR – Matriz de força motriz / pressão / estado / impacto / resposta

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

GP – Manancial Guarapiranga

IDE – Índice de Diluição de Esgoto

IQA – Índice de Qualidade da Água

OD – Oxigênio Dissolvido

ODM – Objetivos de Desenvolvimento do Milênio

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PDE – Plano Diretor de Esgotos

PIB – Produto Interno Bruto

PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PNSB – Política Nacional de Saneamento Básico

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (do Estado de São Paulo)

SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

SES – Sistema de Esgotamento Sanitário

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento

1. APRESENTAÇÃO

1.1. Problematização da Pesquisa

Aproximadamente 700 milhões de pessoas viviam nas cidades em 1950, o que correspondia a 30% da população mundial, mas isto mudou com o passar dos anos e, em 2007, a maioria dos seres humanos já habitava áreas urbanas. Em 2014, já eram 3,9 bilhões os cidadãos urbanos, ou 54% da população da Terra e, em 2050, estima-se que serão 6,3 bilhões, ou 66% da população mundial (vide Figura 1). No Brasil de 1950, 20 milhões de pessoas (36% da população) habitavam áreas urbanas, valor que passou a ser de 175 milhões (85%) em 2014 e poderá chegar a 210 milhões (91%) em 2050 (UN, 2015d, Anex Tables). Hoje, mais da metade da população urbana mundial reside em cidades com mais de 500 mil habitantes e um em cada oito cidadãos urbanos estão em locais com mais de 10 milhões de habitantes, as chamadas megacidades, que somam 29 no mundo, sendo duas no Brasil: São Paulo e Rio de Janeiro. (UN, 2015d)

Figura 1 – Gráfico de crescimento da população urbana por continente, 1950-2050. Fonte: UN (2015d, p. 12).

As cidades são, portanto, protagonistas do desenvolvimento humano e a sua importância vai muito além de suas características demográficas. A título de exemplo, os centros urbanos consomem 2/3 da energia mundial e geram 80% das riquezas (Produto Interno Bruto – PIB) do planeta. Entretanto, se por um lado o adensamento populacional facilita o desenvolvimento social e econômico, a mitigação dos impactos ambientais e a implantação da infraestrutura com economia de escala, por outro lado, concentram grandes desafios socioambientais: 1/3 da população urbana vive em assentamentos precários e as cidades emitem 70% dos gases responsáveis pelo agravamento do efeito estufa (UN, 2015d).

O descompasso entre o crescimento demográfico e a capacidade do meio ambiente em suportá-lo é objeto de discussão há muitas décadas. O primeiro grande alerta fora dado com o Grande Nevoeiro de Londres de 1952, que causou milhares de mortes por poluição, e foi corroborado em 1962, com o lançamento do livro “Primavera Silenciosa”, que ao abordar o caso dos inseticidas, alertava que a poluição já era um problema global (CARSON, 1962). Em 1972, o relatório “Os Limites do Crescimento” (MEADOWS et al., 1972) já indicava que, caso o atual modelo de desenvolvimento fosse mantido, o limite de crescimento neste planeta seria atingido em, no máximo, cem anos.

No mundo, 4% dos moradores das cidades (ou 160 milhões) não tem hoje acesso à água potável e 18% (ou 700 milhões) não usufruem dos benefícios das instalações sanitárias melhoradas e, considerando não apenas as áreas urbanas, 9% da população (660 milhões) não tem acesso à água potável e 32% (2,4 bilhões) não usufrui dos benefícios das instalações sanitárias melhoradas ¹ (WHO e UNICEF, 2015). A estimativa de ausência de tratamento de 80% do esgoto gerado mundialmente (WWAP, 2012) agrava este cenário, uma vez que os recursos hídricos, e a gama de serviços que eles fornecem, possuem elos numerosos, complexos e sutis com o tripé da sustentabilidade, deteriorando a saúde pública, o meio ambiente e a economia e sendo muito vinculado à pobreza, visto que afeta diretamente a população de baixa renda, a mais vulnerável.

No Brasil, o índice de coleta de esgoto nas áreas urbanas é de apenas 60% e apenas 45% do esgoto gerado é tratado, fruto do descompasso histórico entre a urbanização e a implantação do sistema de esgotamento sanitário (MC, 2016). Sérgio Buarque de Holanda escreveu que, na implantação dos centros urbanos, nossos colonizadores “*preferiam agir por experiências sucessivas, nem sempre coordenadas umas às outras, a traçar de antemão um plano para segui-lo até o fim*” (HOLANDA, 1995, p. 109). Infelizmente, o poder público brasileiro mimetizou estas experiências nas décadas seguintes, conforme indica o atual descompasso entre a malha urbana e a coleta de esgoto sanitário. Mas, ressalta-se que, enquanto uma urbanização desenfreada ameaça o desenvolvimento, uma precedida de planejamento, governança e capacidade institucional possui todos os atributos para se tornar sustentável.

Para se compreender a ameaça que a ausência de um sistema de esgotamento sanitário proporciona ao desenvolvimento dito sustentável é necessário compreender a origem e constituição do esgoto. Ele é composto por efluentes domésticos, comerciais, públicos, industriais e agrícolas e contém diversos contaminantes ² e poluentes ³, tais como nutrientes orgânicos (nitrogênio, fósforo e potássio), micro-organismos patogênicos, (vírus, bactérias,

¹ Avaliação do comprimento do objetivo de desenvolvimento do milênio 7C: atingir, até 2015, a proporção da população sem acesso sustentável à água potável e às instalações sanitárias melhoradas (UN, 2010a).

² Contaminante é a substância ou composto que afeta negativamente o ecossistema, capaz de provocar alterações na estrutura e funcionamento das comunidades (ACIESP, 1987).

³ Poluente é qualquer substância ou energia que, lançado ao meio ambiente, interfere no funcionamento de parte ou de todo o ecossistema (ACIESP, 1987).

protozoários e helmintos), metais pesados (cádmio, cromo, cobre, mercúrio, níquel, chumbo e zinco), poluentes orgânicos (bifenis policlorados, hidrocarbonetos poliaromáticos, pesticidas), materiais biodegradáveis (Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e Demanda Química de Oxigênio – DQO) e micro poluentes (medicamentos, cosméticos e sabões/detergentes), que podem causar impactos sociais, econômicos e ambientais quando não tratados (UN, 2015c). Frente as suas características, o manejo inadequado gera gigantes prejuízos.

Do ponto de vista da saúde, o investimento em saneamento básico ^{4/5} pode evitar cerca de 800 mil mortes anualmente e minimizar a ocorrência de cólera, hepatite, tifo e diarreia, sendo esta última a causa de um em cada cinco casos de mortalidade infantil (PRÜSS-USTÜN, 2016), o que diminui a longevidade da população. Ao se prevenir doenças, um maior senso de dignidade e bem-estar é gerado e minimiza-se os dias de afastamento da escola e do trabalho, melhorando o rendimento escolar e profissional. Estima-se que, até 2050, uma em cada quatro pessoas viverá em ambiente de risco em virtude da alta DBO e uma em cada três enfrentará problemas de excesso de fósforo e nitrogênio na água (WWAP, 2016). No Brasil, atribuiu-se, em 2013, ao serviço de saneamento básico inadequado mais de dois mil óbitos e seria possível diminuir em mais de 22% as internações e em 15% as mortes decorrentes de infecções gastrointestinais se houvesse investimento neste setor (TRATA BRASIL, 2014).

A universalização do saneamento básico traz benefícios econômicos: o aumento da produtividade dos funcionários, decorrente da minimização dos casos de afastamento por doenças, além da geração de empregos, haja vista que 78% dos empregos mundiais são dependentes dos recursos hídricos (42% altamente e 36% moderadamente – WWAP, 2016). A minimização da poluição aumenta a disponibilidade de recursos hídricos, valorizando também as propriedades, sendo estimado um retorno de 4,3 dólares para cada dólar investido em saneamento básico em virtude da redução de gastos na saúde e um ganho de 1,5% no PIB global decorrente de um avanço nesta área (WHO, 2014). No Brasil, a universalização do saneamento básico proporcionaria uma economia anual de R\$ 258 milhões com as minimizações do afastamento no trabalho e de R\$ 27 milhões nos gastos do Sistema Único de Saúde – SUS (TRATA BRASIL, 2014).

A partir da perspectiva ambiental, a universalização do saneamento básico, e o consequente tratamento de 100% do esgoto gerado, significa cursos d'água mais limpos, com menos carga orgânica e poluentes e mais oxigênio, minimizando a eutrofização e favorecendo a vida aquática. Em 2010, a poluição orgânica severa (DBO acima de 8 mg/l) afetou de 6 a 10% das águas doces superficiais da América Latina (WWAP, 2016). Cursos d'água limpos proporcionam solos, águas subterrâneas e oceanos mais salubres, bem como corroboram para

⁴ Avaliação do comprimento do objetivo de desenvolvimento sustentável 6.2: até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto (UN, 2015b)

⁵ Entenda-se saneamento básico como o conjunto dos serviços de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana / manejo de resíduos sólidos e drenagem / manejo de águas pluviais, conforme disposto na Política Nacional de Saneamento Básico – PNSB (BRASIL, 1997). Neste texto saneamento é utilizado como sinônimo de saneamento básico.

a preservação das áreas naturais localizadas à jusante, permitindo a perpetuação dos serviços que estes ecossistemas provêm, tal como a produção e a depuração da água, a manutenção da biodiversidade e o sequestro de carbono.

Diante deste cenário, em 2000 foi firmado um pacto global visando reduzir a pobreza em torno dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio – ODMs, cuja meta 7.3 envolvia reduzir pela metade, até 2015, a proporção da população sem acesso permanente e sustentável à água potável segura e ao esgotamento sanitário. A meta relacionada à água foi atingida cinco anos antes do prazo, mas a relativa aos esgotos não foi alcançada por quase 700 milhões de pessoas (UN, 2015a). Tamanho é o desafio que em 2010 foi aprovada uma Resolução das Nações Unidas que declara “*a água limpa e segura e o saneamento um direito humano essencial para gozar plenamente a vida e todos os outros direitos humanos*” (UN, 2010b, p. 2).

Em 2012, o relatório final da Conferência Rio+20 (O Futuro Que Queremos) reconheceu que “*a água está no centro do desenvolvimento sustentável*” (UN, 2012, p. 21). Três anos depois, com o encerramento do ciclo dos ODMs, foram lançados os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODSs, que traçou a ambiciosa meta 6.2 de alcançar o acesso ao saneamento adequado e equitativo para todos até 2030 (UN, 2015b). Atualmente, o direito ao saneamento é um pré-requisito e uma parte integral dos demais direitos humanos (WWAP, 2016), mas apenas dois terços dos países o reconhecem como um direito humano (WHO, 2014).

A universalização do saneamento não só é premente como é imperativa. Se os desafios são imensos, os esforços necessários também são, bem como os investimentos. Para atingir o ODS 6.2 nas áreas urbanas, entre 2015 e 2030, necessita-se de um investimento de cerca de 1,1 bilhão de dólares ao ano em higiene ⁶ e entre 6,1 e 22,7 bilhões de dólares ao ano em instalações sanitárias aprimoradas. A implantação destes elementos demanda um investimento de 31,2 bilhões ao ano (faixa de 20,1 a 50,0 bilhões). Considerando as áreas rurais, este valor chega a 49,3 bilhões de dólares ao ano (faixa de 31,5 a 77,2), que somado ao investimento necessário aos sistemas de água salta para 86,9 bilhões (faixa de 60,9 a 122,8), o que representa cerca de 0,39% do PIB global, pouco mais do triplo do financiamento histórico anual. A universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil perfaz um investimento anual de 0,29% do PIB. Salienta-se que os custos tendem a ser ainda maiores se houver descompasso entre os investimentos nos serviços de água e esgoto e que, conforme a meta se aproxima, o custo de operar a infraestrutura construída pode exceder o custo de ampliá-la. (HUTTON et al., 2016)

Entretanto, o financiamento do saneamento, bem como dos demais serviços relacionados aos recursos hídricos, possui baixa prioridade política, apesar dos seus benefícios, especialmente nos países em desenvolvimento, onde os já escassos recursos são absorvidos majoritariamente no abastecimento de água, negligenciando cronicamente o esgotamento sanitário (WWAP, 2015). Esses serviços possuem financiamento insuficiente em 80% dos países, sendo que em

⁶ Envolve disponibilidade de água potável e pias com sabão em todas as habitações.

70% as tarifas não cobrem nem mesmo o custo da operação e de manutenção do sistema (WHO, 2014). Frente aos vultosos recursos financeiros necessários para expandir o sistemas de esgotamento sanitário, e à insuficiência destes recursos a serem investidos, o planejamento e a alocação de recursos nas situações de maior premência se tornam fatores fundamentais, bem como quais informações subsidiam este processo de tomada de decisão, que é onde esta pesquisa pretende contribuir.

A já complicada situação se agrava quando se constata que menos de um terço dos países efetua a análise e a utilização da informação disponível na tomada de decisão visando a alocação de recursos no setor de saneamento (WHO, 2014). A maioria das decisões no setor não são baseadas em evidências “*devido à difundida falta de capacidade de monitoramento, coleta de dados inconsistente ou fragmentado e limitado uso de sistemas de gerenciamento de informação e análises*” (WHO, 2014, p. ix). Informações confiáveis e objetivas sobre a situação dos recursos hídricos são muitas vezes escassas, deficientes e, até mesmo, indisponíveis, como é o caso da geração e do tratamento de esgoto, que não possui, a nível global, informações abrangentes, o que dificulta as avaliações necessárias para tomar decisões e definir investimentos (WWAP, 2015).

Informações são imprescindíveis para conhecer a realidade e permitir o desenvolvimento de um planejamento eficaz. Entretanto, por vezes a informação não está disponível e, quando está, pode não ser padronizada, estar desorganizada, ou ser volumosa. Cientistas e técnicos raramente são capazes de fornecer aos políticos, tomadores de decisão, planejadores e ao público em geral, informações amplas e confiáveis sobre os benefícios, custos e consequências do desenvolvimento e da transição para a sustentabilidade (WINOGRAD e FARROW, 2009). Esta situação restringe e dificulta a aplicação eficaz do conceito de desenvolvimento sustentável, uma vez que, sem uma boa informação, é impossível modificar anseios em ações e cenários em realidades.

Os indicadores são um trunfo para lidar com as informações, uma vez que as condensam e sistematizam: “*O mundo é muito complexo para lidar com todas as informações disponíveis. Precisamos escolher um pequeno e significativo conjunto de indicadores para compreendê-lo.*” (MEADOWS, 1998, p. 10). Os indicadores “*são uma parte necessária no fluxo de informações, que utilizamos para compreender o mundo, tomar decisões e planejar nossas ações*” (idem, p. 1). Eles são desenvolvidos para suportar decisões por meio da simplificação e quantificação e sua qualidade não pode ser avaliada isoladamente de sua utilização pretendida (VERBRUGGEN e KUIK, 2009).

Uma matriz amplamente aceita e frequentemente utilizada na elaboração de indicadores interdisciplinares é a DPSIR, cuja denominação resulta do acrônimo de força motriz (“*Driving force*”), pressão (“*Pressure*”), estado (“*State*”), impacto (“*Impact*”) e resposta (“*Response*”) que, ao identificar indicadores em cada uma destas categorias, é útil na descrição da correlação entre a origem e as consequências dos problemas ambientais (SVARSTAD et al., 2008). A ausência de uma destas categorias de indicadores compromete a avaliação da sustentabilidade. É alarmante, portanto, a ausência de indicadores de estado e de impacto na

listagem do Sistema Nacional de Informações de Saneamento – SNIS (MC, 2016), bem como no Plano Diretor de Esgotos – PDE da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a).

Neste contexto, surge a discussão acerca dos indicadores de desenvolvimento sustentável, que permitem observar e monitorar o desenvolvimento em relação ao ambiente; o impacto e as consequências do desenvolvimento sobre os recursos naturais, funções ecológicas e sociedade e a inter-relação entre os diversos diferentes fatores de desenvolvimento (WINOGRAD e FARROW, 2009), o que permite direcionar esforços e investimentos para alcançar o cenário desejável. Necessários para guiar políticas e decisões em todos os níveis da sociedade (BOSSSEL, 1999), incorporam as dimensões temporal, de limite e de meta aos indicadores tradicionais, sendo idealmente expressos em termos de unidade temporal, risco/meta limite ou capacidade suporte (MEADOWS, 1998).

Esta capacidade suporte pode ser entendida como “*a capacidade dos ambientes de acomodar, assimilar e incorporar um conjunto de atividades antrópicas, sem que suas funções naturais sejam fundamentalmente alteradas em termos de produtividade primária*”, proporcionando padrões de qualidade de vida aceitáveis às populações que habitam esses ambientes (FILET, 1995, p. 73). Nesta linha, “*não se deve (e não se pode) considerar, unicamente, as aspirações, necessidades ou vontades da sociedade, mas, igualmente, as possibilidades potencialidades e mesmo as limitações do meio*” (MACHADO, 1999, p. 124). O respeito à capacidade suporte é uma das restrições ao desenvolvimento sustentável (BOSSSEL, 1999) e aqui se reedita a discussão entre população e recursos, sintetizando a sustentabilidade como “*a verificação minuciosa da capacidade de suporte do ambiente em razão desta ou daquela atividade produtiva*”, (PINHEIROS, 1995, p. 19).

No setor do saneamento os indicadores são igualmente fundamentais, subsidiando diagnósticos, avaliações e planejamentos que contemplem a racionalização dos escassos recursos financeiros e a atenção aos locais com populações de maior vulnerabilidade socioambiental. Entretanto, os indicadores utilizados no setor, tais como os consagrados índices de coleta e de tratamento, são do tipo tradicional e fornecem informações insuficientes acerca da sustentabilidade aos tomadores de decisão. Esta situação é alarmante, haja vista a estreita relação que o saneamento apresenta com as áreas econômica, social e ambiental, conforme aqui já comentado.

É positivo, portanto, a adoção de indicadores de sustentabilidade, tais como aqueles que consideram a capacidade do meio ambiente em suportar a poluição decorrente do lançamento irregular de esgotos sem deixar de assegurar às águas qualidade compatível com os mais exigentes usos a que forem destinadas, ou seja, respeitando os padrões de qualidade da classe em que os corpos d’água foram enquadrados. Estes padrões são estabelecidos com um enfoque específico, pois visam assegurar determinado propósito, tal como a proteção à saúde pública e à harmonia paisagística, e envolvem a aceitação da sociedade dos níveis ou graus fixados, em um processo de discussão em que uma situação de consenso emerge da discussão

de diversos interesses, de modo que os resultados possam ser oficialmente aceitos e regularmente estabelecidos (MILARÉ, 2009).

Nesta linha, questiona-se aqui como poderia ser avaliado o risco e o impacto socioambiental decorrente do lançamento irregular de esgoto decorrente da ausência de universalização do atendimento por sistemas de esgotamento sanitário? A questão fundamental relacionada a esta pesquisa é: pode o sistema de esgotamento sanitário ser avaliado sob a ótica da capacidade suporte do meio ambiente por meio de indicador de sustentabilidade, a ser utilizado no processo de tomada de decisão, que relacione o lançamento de esgotos não tratados com a capacidade de assimilação dos corpos d'água?

À luz da matriz DPSIR este índice correlacionaria o esgoto lançado irregularmente (pressão) nos corpos d'água (estado) de modo a prever os impactos ambientais e direcionar uma resposta por parte da sociedade. Da correlação entre os elementos de pressão e estado emerge o conceito da capacidade suporte do corpo d'água, uma vez que a poluição das águas pode ser evitada *“desde que a quantidade produzida desses efluentes não se torne superior à ‘capacidade assimiladora’ dos corpos d'água receptores”* (MACHADO, 1999, p. 126), por meio da diluição e da autodepuração dos esgotos. Entenda-se por autodepuração o *“restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações introduzidas pelos despejos afluentes”* (VON SPERLING, 2005, p. 136).

Estudando-se a concentração de organismos termotolerantes no corpo d'água seria possível avaliar o risco à saúde pública; estudando-se a concentração de fósforo seria possível avaliar o risco à eutrofização; e avaliando-se a concentração de matéria orgânica e a depleção de oxigênio dissolvido a ele associada seria possível prever o risco à comunidade aquática, bem como o comprometimento da harmonia paisagística. O esgoto sanitário e os corpos d'água limpos possuem estas características razoavelmente uniformes. Desta forma, indaga-se: conhecendo-se a vazão de esgoto sanitário lançado sem tratamento do corpo d'água, bem como a vazão deste, seria possível prever a qualidade das águas do corpo d'água, tanto no ponto de lançamento como à jusante, e desta forma prever os riscos?

A criação de um índice baseado na relação entre a vazão de esgoto não tratado e a do corpo receptor, aqui denominado por Índice de Diluição de Esgoto – IDE , proporcionaria uma avaliação do sistema de esgotamento baseada na capacidade suporte do meio ambiente, contemplando não apenas a eficácia do sistema, como também os prováveis impactos ambientais e riscos sociais dele decorrentes. Esta avaliação holística possibilitaria a priorização de ações nos casos que geram maior degradação ambiental e prejuízo social. Este índice não existe e é o objetivo desta pesquisa propô-lo.

Este indicador poderia ser aplicado não apenas no diagnóstico do sistema, mas também em seu planejamento, o que envolve definição de prioridades e alocação de recursos, fatores estes críticos em um setor que carece de recursos. Poderia ser empregado por uma ampla gama de agentes do poder público, tal como pelos responsáveis pela implantação e regulação do setor de saneamento, pela promoção da qualidade dos recursos hídricos e pelo controle/fiscalização ambiental. Adicionalmente, o IDE poderia, a partir da ampliação do entendimento da

sociedade civil sobre os problemas gerados pela ausência de esgotamento, incentivar a cobrança do poder público por melhorias.

Aqui será estudado o caso da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP, a maior do Brasil e que conta com mais de 21 milhões de habitantes (IBGE, 2017). O seu caso é emblemático, uma vez que o sistema de coleta, afastamento e tratamento de esgotos foi sempre implementado com defasagem em relação à urbanização (SABESP, 2006a). Em 2015, os índices de coleta eram estimados em 92%, mas apenas 59% dos esgotos gerados recebiam tratamento apropriado (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a) o que, para uma metrópole como São Paulo, representa o lançamento de cerca de 10 m³/s de esgoto não tratado no meio ambiente, que no final de um dia equivale a 345 piscinas olímpicas de esgoto despejadas nos corpos d'água.

A priorização das intervenções no sistema de esgotamento da RMSP ganha relevância em virtude do elevado grau de carência deste setor e da elevada complexidade e custos das ações necessárias para transformar este cenário. A ampliação deste sistema passa pela expansão das redes coletoras, pelo prolongamento dos coletores tronco e interceptores e de suas interligações com a rede coletora, pela supressão dos extravasores de esgoto bruto nos cursos d'água e pela eliminação das ligações clandestinas nos sistemas de drenagem de águas pluviais. Também envolve a melhoria das condições operacionais do sistema existente, uma vez que rompimentos, vazamentos e obstruções nas redes coletoras de esgoto, bem como falhas nas estações elevatórias, implicam em lançamentos de esgoto no meio ambiente. (SABESP, 2006a)

1.2. Objetivos

Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa é propor o índice de diluição de esgoto não tratado e utilizá-lo para discutir o Sistema de Esgotamento Sanitário da Região Metropolitana de São Paulo.

Objetivos Específicos

- Discutir o sistema de esgotamento sanitário sob a ótica da capacidade suporte;
- Estudar os riscos e impactos do lançamento de esgoto sanitário (não tratado) nos corpos d'água;
- Desenvolver um índice que correlacione a vazão dos esgotos não tratados com a dos corpos d'água para avaliar o sistema de esgotamento;
- Calcular o índice desenvolvido para as sub-bacias de esgotamento da Região Metropolitana de São Paulo.

1.3. Breve Apresentação dos Métodos

Em um primeiro momento o desenvolvimento desta pesquisa envolveu a realização de pesquisa bibliográfica (estudos existentes) e documental (registros de informações), consubstanciada no capítulo 3, sobre quatro temas principais (os esgotos sanitários, os recursos hídricos superficiais, a poluição dos corpos d'água por esgoto sanitário e os indicadores de sustentabilidade) a partir de perspectivas técnicas e legais, compreendendo todo o conhecimento necessário para o desenvolvimento do Índice de Diluição de Esgoto – IDE, inclusive as metodologias de estimativa de vazões de esgoto sanitário gerado e não tratado e de vazões dos corpos d'água, necessários para calcular este índice.

Em um segundo momento esta pesquisa efetuou um estudo de caso do sistema de esgotamento sanitário da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP de forma detalhada e ampla, conforme descrito nos capítulo 4.

Os métodos utilizados são detalhadamente descritos no capítulo 2, envolvendo:

- A proposta do IDE, com a sua definição e da forma de estimativa de seus componentes: as vazões de água (a partir de metodologia de regionalização de vazão) e de esgoto (a partir dos dados populacionais e dos índices de coleta e tratamento dos esgotos);
- A calibração do IDE, com a definição de valores de referência, tomando-se como base aspectos técnicos e legais, tais como as características das águas limpas e dos esgotos sanitários, os parâmetros das Resoluções CONAMA Nº 274/2000 (CONAMA, 2000) e 357/2005 (CONAMA 2005) e o fenômeno da autodepuração;
- O cálculo do IDE para as sub-bacias de esgotamento da Região Metropolitana de São Paulo utilizando a metodologia de regionalização hidrológica desenvolvida por Liazi et. al (1988) para estimativa das vazões de água e, para a estimativa das vazões de esgoto sanitário não tratados, dos dados populacionais do IBGE e operacionais dos sistemas de esgotamento.
- Discussão sobre a situação do sistema de esgotamento da Região Metropolitana de São Paulo a luz dos valores do IDE nas diversas sub-bacias de esgotamento, bem como por meio da correlação com aspectos sociais e ambientais destas sub-bacias.

1.4. Organização da Dissertação

Esta dissertação está organizada, nos termos das diretrizes da Universidade de São Paulo (USP, 2016) e do Programa de Pós Graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade (FSP, 2015), da seguinte forma:

- Capítulo 1. Apresentação, onde é apresentada a problematização, os objetivos geral e específicos, uma breve apresentação dos métodos e este descritivo da organização da dissertação.
- Capítulo 2. Abordagem Metodológica, em que são expostas todas as metodologias e decisões empregadas na pesquisa, incluindo dificuldades e limitações.

- Capítulo 3. Revisão Bibliográfica, baseada em temas relacionados à pesquisa: os esgotos sanitários, os recursos hídricos superficiais, a poluição dos corpos d'água por esgoto sanitário e os indicadores de sustentabilidade.
- Capítulo 4. Objeto de Estudo, em que é efetuada uma breve contextualização da área de estudo, a Região Metropolitana de São Paulo – RMSP acompanhada de uma detalhada caracterização do objeto de estudo, o sistema de esgotamento sanitário da RMSP.
- Capítulo 5. Resultados e Discussões, onde são expostos todos os resultados da pesquisa, por meio de textos, quadros e figuras discutidos à luz dos objetivos geral e específico.
- Capítulo 6. Considerações Finais, acompanhada da síntese da pesquisa, onde são expostas as conclusões, identificadas as limitações e potencialidades e indicadas as recomendações para o objeto de estudo e para futuras pesquisas.
- Capítulo 7. Referências, contendo a relação das obras consultadas e citadas no texto.
- Apêndices, com a apresentação da ficha metodológica do indicador desenvolvido.

2. ABORDAGEM METODOLÓGICA

2.1. Considerações Metodológicas

Segundo Gil (2010), a presente pesquisa pode ser considerada como aplicada, uma vez que visa a aquisição de conhecimento com vistas à aplicação em situações específicas e, com base em seus objetivos, pode ser caracterizada como exploratória, pelo fato de pretender proporcionar maior familiaridade com o problema, com vistas a torná-la mais explícita ou a construir hipóteses. Esta pesquisa tem como objetivo principal o aprimoramento de ideias ou a descoberta de intuições e os procedimentos técnicos a serem utilizados neste estudo consistirão em (baseado em GIL, 2010):

- Pesquisa bibliográfica – É desenvolvida com base em material já elaborado, constituído principalmente de livros e artigos científicos. Sua principal vantagem reside no fato de permitir a cobertura de uma gama de fenômenos muito mais ampla do que aquela que se poderia pesquisar diretamente.
- Pesquisa documental – Assemelha-se muito à pesquisa bibliográfica, porém enquanto esta se utiliza fundamentalmente das contribuições dos diversos autores sobre determinado assunto, a pesquisa documental se vale de materiais que ainda não receberam um tratamento analítico.
- Estudo de caso – Consiste no estudo profundo e exaustivo de um ou poucos objetos, de maneira que permita o seu amplo e detalhado conhecimento. Seus resultados, de modo geral, são apresentados em aberto, na condição de hipóteses, não de conclusões.

O item 1.1 (Problematização da Pesquisa), bem como o capítulo 3 (Revisão Bibliográfica), que abrange quatro itens (3.1. Os Esgotos Sanitários, 3.2. Os Recursos Hídricos Superficiais, 3.3. A Poluição dos Corpos d'Água por Esgoto Sanitário e 3.4. Os Indicadores de Sustentabilidade), foram realizados com base em pesquisa bibliográfica e documental. À luz deste conhecimento foi proposto e calibrado o Índice de Diluição de Esgoto (tópicos 5.1 e 5.2).

O estudo de caso adotado foi o do sistema de esgotamento da RMSP e a sua caracterização, realizada preponderantemente em pesquisa documental com subsídio de solicitação de informações às concessionárias dos serviços de saneamento, é apresentada no capítulo 4. Objeto de Estudo. O estudo de caso à luz do conhecimento produzido nesta pesquisa consta no tópico 5.3.

2.2. O Produto do Mestrado Profissional

Por ser um mestrado profissional, o Programa de Pós-Graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade espera que, para além da dissertação, seja desenvolvido um produto, tal

como um protocolo laboratorial, um método, uma adequação ou inovação tecnológica, um manual, etc., de acordo com a natureza da área e os objetivos profissionais do aluno (FSP, 2015).

O produto objeto desta pesquisa é a proposta do Índice de Diluição de Esgoto – IDE. Esta dissertação contém todas as informações para viabilizar a sua aplicação e a ficha metodológica deste índice, contendo todas as informações a seu respeito e desenvolvida baseada em um modelo apresentado por Martinez (2007, p. 104), consta no APÊNDICE A – Ficha Metodológica do IDE (pág. 135).

2.3. A Proposta e a Calibração do Índice

O Índice de Diluição do Esgoto – IDE visa avaliar a capacidade suporte dos cursos d'água em receber os esgotos sanitários não tratados e relaciona a vazão dos esgotos não tratados com a vazão dos corpos d'água. O índice deve considerar a inter-relação entre as diversas bacias, ou seja, a afluência de água e de esgoto não tratado das bacias de montante e de jusante.

Segundo a orientação de Siche et. al./ (2007), o IDE está sendo aqui chamado de índice uma vez que é um dado mais apurado que provém da agregação de um jogo de indicadores ou variáveis. Em outras palavras, o IDE é um indicador que, devido ao seu nível de agregação é denominado de índice. O desenvolvimento do IDE atentou-se às melhores práticas de desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade, em especial aqueles propostos por Bossel (1999, vide item 3.4.1, pág. 51), no que se refere à utilização de informações possíveis de serem obtidas ou calculadas de cada um de seus componentes de modo a viabilizar o seu cálculo.

A geração de esgotos é composta por três componentes: sanitária, de infiltração e industrial; a primeira, única de interesse e no escopo desta pesquisa, pode ser estimada em função do tamanho da população, do consumo *per capita* de água e do coeficiente de retorno água/esgoto (ABNT, 1986). O tamanho da população pode ser estimado a partir da sobreposição dos limites das bacias de esgotamento com os setores censitários⁷ do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, o consumo *per capita* de água, embora possa ser calculado para cada localidade, possui valores padrões usualmente adotados, enquanto que o valor de 0,80 é usualmente adotado como coeficiente de retorno água/esgoto. A vazão de infiltração (de água do subsolo nos coletores) não apresenta carga orgânica (apenas antecipa a diluição do esgoto que ocorreria naturalmente no corpo d'água) e a industrial é de responsabilidade de cada indústria gerenciar. Maiores detalhes sobre a metodologia de estimativa de vazões de esgoto são apresentados no item 3.1.4 (pág. 21).

⁷ O setor censitário é a unidade territorial de controle cadastral da coleta do censo, constituída por áreas contíguas, respeitando-se os limites da divisão político-administrativa, do quadro urbano e rural legal e de outras estruturas territoriais de interesse, além dos parâmetros de dimensão mais adequados à operação de coleta (IBGE, 2011).

A vazão de um curso d'água é função das condições climáticas e da bacia hidrográfica e, na ausência de medições diretas, pode ser estimada pelo processo de regionalização hidrológica, a partir de informações de estações fluviométricas existentes em bacias com características similares (TUCCI, 2009), conforme detalhado no item 3.2.4 (pag. 31). A vazão do curso d'água oscila ao longo dos períodos secos e chuvosos; desta forma, torna-se necessário definir também a vazão de referência do curso d'água.

Visando a calibração do índice, ou seja, a determinação de padrões de interesse que indicam o grau de comprometimento do curso d'água em termos de impacto ambiental, de risco à saúde pública e à harmonia paisagística em decorrência do aumento de lançamento de esgotos sanitários não tratados, foram utilizados valores referenciais de concentrações de oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes e de fósforo extraídos das literaturas técnica e legal, tais como as características das águas limpas e dos esgotos sanitários e os parâmetros das Resolução CONAMA N° 274/2000 (CONAMA, 2000), que dispõe sobre os critérios de balneabilidade, da Resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, conforme detalhado no item 3.2.3 (pág. 28).

No que se refere à avaliação do teor de oxigênio dissolvido durante a calibração do índice, considerou-se a depleção da concentração de oxigênio dissolvido decorrente da introdução de matéria orgânica no curso d'água, no que se denomina processo de autodepuração, utilizando-se do modelo de Streeter-Phelps para avaliação das cinéticas de desoxigenação e de reaeração, conforme descrito no item 3.3.4 (pág. 43). Foram efetuadas modelagens matemáticas (pré-testes) com o auxílio do *software* Microsoft Excel de modo a prever a qualidade dos corpos d'água, haja vista que os maiores impactos não ocorrem no lançamento dos esgotos, mas mais à jusante.

2.4. O Cálculo e a Discussão do Índice para a RMSP

O cálculo do índice para as sub-bacias de esgotamento da RMSP foi realizado a partir da estimativa de vazões de água e de esgoto em cada uma destas sub-bacias. O passo inicial envolveu efetuar, na base digital georreferenciada das sub-bacias de esgotamento (vide nota de rodapé 23, pág. 62), pequenos ajustes entre os limites das sub-bacias e entre os limites dos municípios, conforme ilustra a Figura 2.

Figura 2 – Exemplo de ajustes realizados nos limites dos mapas das sub-bacias.⁸

A estimativa de vazões de água foi realizada pela metodologia de regionalização hidrológica desenvolvida por Liazi et. al (1988) para o Estado de São Paulo e detalhada no item 3.2.4 (pág. 31), e compreendeu a digitalização e georreferenciamento dos mapas de regiões hidrologicamente homogêneas e o de isoietas anuais médias. A pluviosidade de cada sub-bacia de esgotamento foi calculada pela média ponderada das precipitações pela área entre as isoietas, arredondando o resultado à centena mais próxima. Já os limites das regiões hidrologicamente homogêneas, que estavam bem próximos aos limites das sub-bacias, foram ajustados a estes.

A estimativa de vazões de esgoto sanitário geradas foi realizada com base no produto da população pelo consumo *per capita* de água pelo coeficiente de retorno, conforme detalhado no item 3.1.4 (pág. 21), utilizando-se os dados e base georreferenciada dos setores censitários de 2000 do IBGE (2011). Não se observou uma compatibilidade entre os limites dos setores e das sub-bacias. Para aqueles setores não integralmente contidos no interior das sub-bacias, assumiu-se uma distribuição demográfica homogênea e calculou-se a população contida na área de sobreposição entre o setor e a bacia. Posteriormente os dados populacionais de 2000 foram corrigidos para 2017 com base na taxa de crescimento populacional dos municípios. As vazões de esgoto sanitário não tratadas foram obtidas aplicando-se os índices de coleta e de tratamento de esgoto das sub-bacias de esgotamento da RMSP. Por ser área urbana, assumiu-se a inexistência de fossas e outros sumidouros: todo o esgoto não tratado acaba sendo lançado nos cursos d'água, quer seja de forma direta ou indireta.

Na ausência de dados públicos dos índices de coleta e de tratamento de esgoto, os mesmos foram obtidos de forma indireta. Os índices de coleta foram calculados a partir da relação entre as vazões coletadas e geradas das projeções para 2010 (e realizadas em 2008) indicadas no Plano Diretor de Esgotos (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a), enquanto que os índices de tratamento foram calculados pela relação entre as ligações que seguem para tratamento e

⁸ Fonte: pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/data-management/eliminate.htm

totais de esgoto informados pela SABESP. Como as demais concessionárias de saneamento da RMSP não informou estes dados de ligações, não foi possível calcular o IDE para as sub-bacias não operadas ou parcialmente operadas pela SABESP. Registra-se aqui que estas formas de cálculo dos índices de coleta e de tratamento podem gerar certa imprecisão, mas frente a não divulgação destes dados, esta foi a saída encontrada para estimá-los (maiores detalhes constam no item 4.3, pág. 68).

Os valores dos IDEs de cada uma das sub-bacias de esgotamento da RMSP foram apresentados não apenas em quadro, mas também em um mapa das sub-bacias de esgotamento de modo a facilitar a sua interpretação. Todos os cálculos foram realizados com o auxílio do *software* Microsoft Excel, enquanto que toda a representação espacial (geoprocessamento) foi realizada com o subsídio do *software* ArcGis, um dos mais utilizados de Sistema de Informação Geográfica – SIG, que pode ser descrito como um banco de dados indexados espacialmente, sobre o qual opera um conjunto de procedimentos para responder a consultas sobre entidades espaciais (SMITH et al., 1987 apud MAGUIRE, 2001).

À luz dos valores do Índice de Diluição de Esgoto de cada sub-bacia de esgotamento da Região Metropolitana de São Paulo será efetuada uma discussão acerca do sistema de esgotamento existente. Será efetuada a comparação entre as sub-bacias, bem como entre as macro-bacias, especialmente no que se refere aos mananciais, como Billings (BL) e Guarapiranga (GP). Adicionalmente os valores do IDE serão correlacionados com outras variáveis averiguando-se a extensão do território, a quantidade de habitantes e as condições sociais por faixa de valores do IDE.

A análise da condição social será realizada com base no valor do rendimento nominal médio mensal das pessoas responsáveis por domicílios particulares permanentes em cada sub-bacia de esgotamento. O cálculo deste valor em cada sub-bacia foi realizado com o mesmo procedimento que o realizado para o cálculo da população com base nos dados dos setores censitários do censo de 2010 (IBGE, 2011). Tendo em vista que os valores calculados se referem ao ano de 2010, de modo a atualizar os valores, os mesmos foram convertidos em termos de salários mínimos considerando o seu valor de R\$510,00 vigente à época (BRASIL, 2010).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Os Esgotos Sanitários

3.1.1. O Sistema de Esgotamento Sanitário

Há dois tipos básicos de sistemas de esgotamento sanitário: o individual (ou estático) e o coletivo (ou dinâmico). O primeiro é mais indicado para áreas rurais (de baixíssima densidade demográfica) e onde o meio apresenta condições de assimilar o efluente tratado. Nele uma ou algumas residências gerenciam o seu próprio esgoto. Já o segundo sistema é indicado para áreas urbanas (de elevada densidade demográfica) e concentra os esgotos em uma ou algumas Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs. Este último sistema possui duas variantes: o sistema unitário (ou combinado), em que os esgotos são transportados até a ETE nas tubulações de águas pluviais, e o separador, que adota tubulações independentes daquelas de águas pluviais. (TSUTIYA e SOBRINHO, 1999 e VON SPERLING, 2005) O Brasil adota o sistema de esgotamento separador (ABNT, 1986). A Figura 3 contém representações esquemáticas das concepções destes sistemas de esgotamento.

Figura 3 – Tipos de sistemas de esgotamento sanitário. Fonte: Von Sperling (2005, p. 53/54).

O sistema combinado exige estações de tratamento de maior porte, uma vez que recebe a vazão de esgoto acrescida a de águas pluviais. É bastante utilizado na América do Norte e Europa, países de clima temperado. Entretanto, nos países tropicais, tal como o Brasil, os picos de vazões nos períodos de chuva inviabilizaria o tratamento nestas ocasiões. Outros pontos negativos deste sistema envolve a instalação de galerias de águas pluviais – GAPs em quase todas as vias, a adoção de tubulações de maior diâmetro e a ocorrência de odores nas bocas de lobos e de leão. Por outro lado, o sistema separador exige uma maior fiscalização da

separação entre as ligações domiciliares de água e de esgoto, de modo a evitar o lançamento irregular de esgoto nas galerias de águas pluviais ou de águas de chuva nas tubulações de esgoto (contribuição pluvial parasitária). (VON SPERLING, 2005)

Um sistema de esgotamento sanitário é composto por ramais prediais, coletores (tubulação que recebe contribuição de outras redes e dos ramais prediais), coletores-tronco (tubulações que recebem contribuições de outros coletores-tronco e dos coletores), interceptores (coletores-tronco implantados junto a grandes cursos d'água), emissários (coletores-tronco com contribuições apenas a montante), sifão invertido (tubulação rebaixada com escoamento sob pressão que visa transpor algum obstáculo), estações elevatórias (instalação que recalca o esgoto para uma cota mais alta), estações de tratamento (instalação que trata os esgotos) e a estrutura de lançamento ou infiltração do esgoto tratado. Nem sempre todos estes elementos estarão presentes em um sistema. (TSUTIYA e SOBRINHO, 1999; NUVOLARI, 2011)

Por questões operacionais, em virtude da rede coletora operar como conduto livre e do esgoto conter grande quantidade de sólidos orgânicos e minerais, a norma NBR 9649 (ABNT, 1986) exige que devem ser previstos poços de visita – PVs ao longo da rede coletora junto, especialmente no seu início e nos pontos de mudança de direção, declividade, diâmetro e material e de reunião de coletores. Embora esta norma afirme que o poço de visita pode eventualmente ser substituído por estruturas acessórias mais simples, hoje apenas os poços de inspeção – PIs são utilizados, em situações de pouca profundidade e baixo diâmetro. Ambos os dispositivos contam com tampões de ferro fundido de 0,6m de diâmetro para acesso, os quais podem ser observados ao longo das vias públicas que contam com rede de esgoto.

Além do lançamento do efluente tratado em um corpo hídrico há também a possibilidade de efetuar a infiltração no solo e recentemente, em virtude de aspectos como a escassez de água e o alto custo de seu tratamento, muito tem se discutido o reúso de água / efluente tratado para fins potáveis ou não potáveis, quer seja de maneira direta ou indireta (a diferença reside na presença de um atenuador, tal como um corpo hídrico, entre a produção da água de reúso e a retirada para consumo). O reúso potável é uma técnica com crescente importância no mundo, sendo que os casos de reúso potável direto ainda são raros. (KUBLER et. al, 2015)

Importante registrar que a norma do Ministério da Saúde (MS, 2017) que dispõe sobre os padrões de potabilidade de água relaciona poucos parâmetros dos denominados micropoluentes, cuja detecção e quantificação de suas baixas concentrações tornou-se possível apenas recentemente com o desenvolvimento de técnicas analíticas complexas e sensíveis. Assim, é possível que uma água considerada potável apresente contaminação por substâncias ainda não legisladas e potencialmente nocivas ao ecossistema aquático e à saúde humana, tais como agrotóxicos, fármacos e hormônios, entre outros. (SOARE e LEÃO, 2015) Desta forma, o reúso potável (direto ou indireto) é objeto de polêmica.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT apresenta diversas normas que dispõem sobre o sistema de esgotamento sanitário, abrangendo o estudo de concepção (NBR 9648:1986), projetos (NBR 9649:1986 sobre coletores, 12207:2016 sobre interceptores, 12208:1992 sobre estações elevatórias e 12209:2011 sobre estações de tratamento, entre

outras), além de diversas outras normas sobre a execução das obras e a especificação técnica dos materiais, entre outras.

3.1.2. Aspectos Qualitativos e Quantitativos

O esgoto sanitário é composto por esgotos domésticos (das residências, comércios e instituições), por águas de infiltração e eventualmente por despejos industriais de diversas origens e tipos (ABNT, 1986). Apenas 0,13% do esgoto não é água, mas sólidos sedimentáveis (0,04%), não sedimentáveis (0,02%) e substâncias dissolvidas (0,07%) (NUVOLARI, 2011), abrangendo a parcela orgânica e inorgânica, além de microorganismos (VON SPERLING, 2005). Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica, constituídos principalmente por compostos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%) e ureia, surfactantes, fenóis e pesticidas (típicos de despejos industriais, em quantidade) (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Nos esgotos brutos os teores de Oxigênio Dissolvido – OD são normalmente nulos ou próximos a zero em virtude da grande quantidade de matéria orgânica presente, o que implica em um elevado consumo de oxigênio pelos micro-organismos decompositores, acrescido ao fato de não haver ocorrer aeração no sistema de coleta de esgotos. Já a quantidade de matéria orgânica presente nos esgotos pode ser estimada na ordem de 300 mg/l de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, enquanto que os coliformes termotolerantes tem uma concentração na ordem de 10^6 a 10^9 org./100 ml. A relação DQO/DBO oscila entre 1,7 e 2,4. A concentração típica de fósforo total no esgoto é de 7 mg/l, sendo 5 mg/l correspondente à parcela inorgânica e 2 mg/l, à orgânica. Maiores informações sobre estes e outros parâmetros de qualidade constam no item 3.3.2 (pág. 38). (VON SPERLING, 2007; JORDÃO e PESSÔA, 2014)

A geração de esgoto doméstico varia em virtude de diversos fatores. Temporalmente, o consumo de água e a geração de esgoto em um local oscilam ao longo do dia (variações horárias), da semana (variações diárias) e do ano (variações sazonais). Diariamente, observa-se um pico de consumo mais pronunciado no início da manhã e outro, mais distribuído, no início da noite. As vazões máximas tendem ainda a ser amortecidas ao longo da rede coletora, uma vez que quanto maior a rede (ou a população), menores são as chances das vazões de pico ocorrerem simultaneamente. (TSUTIYA e SOBRINHO, 1999; NUVOLARI, 2011; JORDÃO e PESSÔA, 2014)

Os sistemas de esgotos são projetados prevendo-se o recebimento de esgoto doméstico, dos resíduos líquidos industriais e das águas de infiltração. O esgoto doméstico é reflexo do porte populacional, das atividades econômicas desenvolvidas, dos hábitos de higiene, culturais e de economia, nível socioeconômico, disponibilidade de água e da relação entre a geração de esgoto e o consumo de água, entre outros fatores. A vazão de esgoto proveniente das indústrias é específica de cada uma e depende do tipo e porte da indústria, processo, grau de reúso e reciclagem, existência de tratamento, etc. (TSUTIYA e SOBRINHO, 1999) No Estado de São Paulo, é exigido um regime de lançamento contínuo ao longo do dia com variação máxima de 50% da vazão horária média (SÃO PAULO, 1976).

A infiltração da água no subsolo, embora indesejável, ocorre ao longo dos coletores (nos tubos e conexões) e nas paredes dos poços de visita e de inspeção e, portanto, deve ser considerada no dimensionamento dos coletores (ABNT, 1986). Depende de fatores como extensão da rede coletora, área servida, tipo de solo, profundidade do lençol freático, topografia e densidade populacional (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Adicionalmente, a vazão de esgoto ainda está sujeita a alguns fatores que não deveriam interferir, tais como a ocorrência de ligações clandestinas dos esgotos à rede pluvial, bem como contribuições de águas pluviais à rede de esgoto (TSUTIYA e SOBRINHO, 1999). O encaminhamento de águas pluviais à rede de esgoto é ilegal, mas ocorre e deve ser considerada no dimensionamento dos interceptores (ABNT, 2016). Este fato, somado às descontinuidades e extravasamentos da rede coletora, bem como à existência de áreas sem sistema de esgotamento sanitário, impedem que todo o esgoto sanitário gerado afluja à Estação de Tratamento de Esgoto (VON SPERLING, 2005).

3.1.3. Panorama Legal

Compete à União instituir diretrizes para o saneamento, mas é competência comum com os Estados, Distrito Federal e Municípios promover o saneamento, sendo que a prestação deste serviço compete aos municípios nos termos da Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988). Entretanto, nas regiões metropolitanas os municípios devem promovê-lo de forma colegiada, por meio de entidade metropolitana intergovernamental integrada por representantes do estado e dos municípios (STF, 2016).

O Brasil conta com uma Política Nacional de Saneamento Básico – PNSB (BRASIL, 2007) que aborda além do esgotamento sanitário, o abastecimento de água potável, a limpeza urbana / manejo de resíduos sólidos e a drenagem / manejo de águas pluviais. Seus princípios envolvem universalização do acesso, integralidade dos serviços, adequação à saúde pública e à proteção do meio ambiente, consideração às peculiaridades locais, articulação com outras políticas, eficiência e sustentabilidade econômica, utilização de tecnologias apropriadas, transparência das ações, controle social, segurança / qualidade / regularidade, integração com a gestão dos recursos hídricos e consumo consciente de água. A PNSB adota a bacia hidrográfica como unidade de planejamento de suas ações e exige que toda edificação permanente urbana seja conectada às redes públicas de esgotamento sanitário disponíveis.

A PNSB definiu que a regulação, a fiscalização e a prestação dos serviços de saneamento básico pode ser delegados pelos titulares destes serviços. No Estado de São Paulo foi criada a Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo – ARSESP (SÃO PAULO, 2007) para regular, controlar e fiscalizar os serviços de saneamento básico de titularidade estadual e municipais, estas mediante delegação ao estado. Geralmente os serviços de saneamento são oferecidos à população por concessão do poder público à entidades públicas e/ou privadas nos termos da Lei das Concessões (BRASIL, 1995), sendo um direito do usuário receber do poder concedente e da concessionária informações para a defesa de interesses individuais ou coletivos.

A Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA (BRASIL, 1981) dita que atividades efetiva ou potencialmente poluidoras estão sujeitas ao licenciamento ambiental. Sistemas de esgotamento sanitário só serão licenciados pela União no caso de se localizarem em mais de um Estado, em terras indígenas, em Unidade de Conservação (à exceção de Áreas de Proteção Ambiental) ou que envolvam outros países (Lei Complementar Nº 140 – BRASIL, 2011a). No Estado de São Paulo, os sistemas de esgotamento sanitário são licenciados apenas pelo Estado, e não pelos Municípios (SMA, 2014), sendo que os coletores com diâmetro inferior a um metro não estão sujeitos a este processo, enquanto que os sistemas de tratamento para atendimento de população superior a 150 mil habitantes devem ser submetidos à avaliação de impacto ambiental (SMA, 2007).

No Estado de São Paulo o sistema de esgotamento sanitário é abordado por algumas leis específicas de alguns mananciais, leis estas criadas com base na Lei Estadual Nº 9.866/1997 (SÃO PAULO, 1997), que trata da Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais – APRM. As leis da Guarapiranga (Lei Estadual Nº 12.233/2006 – SÃO PAULO, 2006) e da Billings (Lei Estadual Nº 13.579/2009 – SÃO PAULO, 2009) definiram que a instalação e a regularização de empreendimentos estão sujeitas à comprovação da ligação do imóvel à rede coletora de esgotos ou, na inviabilidade, a exigência de um sistema autônomo de tratamento, em sintonia com o conceito de manancial ⁹ protegido.

Ainda no Estado de São Paulo, há um decreto (SÃO PAULO, 1976) que fixa condições para o lançamento de efluente em rede coletora de esgoto, exigindo uma variação máxima de 50% da vazão horária média e vedando o lançamento de águas pluviais. O lançamento de esgotos não tratados em cursos d'água é vedado pela legislação e o lançamento de esgotos tratados deve obedecer os padrões de qualidade do corpo d'água e de lançamento – maiores detalhes no item 3.3.1 (pág. 36). Já, acerca do reúso de água ou efluente tratados, no Brasil não há legislação específica sobre reúso direto potável, mas há sobre o reúso direto não potável: a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos Nº 54/2005 (CNRH, 2005) e a Resolução Conjunta das Secretarias de Estado da Saúde, do Meio Ambiente e de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo Nº 1/2017 (SES/SMA/SSRH, 2017)

3.1.4. Estimativa de Vazões

Os sistemas de esgotos são projetados prevendo-se o recebimento de esgoto doméstico, águas de infiltração e resíduos líquidos industriais (ABNT, 1986). No que se refere ao esgoto sanitário, este depende da população da área de projeto, da contribuição *per capita* de esgoto, do coeficiente de retorno esgoto / água e dos coeficientes de variação de vazão, conforme concordam todos os autores consultados: Tsutiya e Sobrinho (1999), Von Sperling (2005), Nuvolari (2011) e Jordão e Pêsoa (2014), bem como as normas NBR 9649 (ABNT, 1986) e NTS 025 (SABESP, 2006b).

⁹ Manancial é o corpo d'água superficial ou subterrâneo de onde é retirada água para o abastecimento (TSUTIYA, 2006).

O tamanho da população pode ser estimado a partir da delimitação da área de abrangência de determinado sistema de esgotamento, no que se denomina de bacia de esgotamento. A contribuição *per capita* pode ser calculada a partir do consumo de água efetivo *per capita*, que considera o consumo micromedido (nos hidrômetros) e as perdas aparentes (decorrentes de submedição nos hidrômetros), mas não as reais (de vazamentos no sistema de distribuição). O coeficiente de retorno C é a relação entre o volume de esgoto recebido de esgoto na rede coletora e o volume de água fornecido à população; a NBR 9649 (ABNT, 1986) indica o valor padrão de 0,8.

Salienta-se que há uma variação temporal na vazão de esgoto. A NBR 9649 (ABNT, 1986) recomenda considerar que a vazão do dia de maior consumo é 20% superior à vazão média ($K_1=1,2$) e que a vazão da hora de maior consumo é 50% superior à vazão média ($K_2=1,5$), o que resulta em uma vazão máxima 80% superior à média ($K_1.K_2=1,80$). Já, a vazão da hora de menor consumo é 50% inferior à média ($K_3=0,5$). Entretanto, a medida que as áreas de contribuições crescem, os picos de vazão diminuem. A SABESP recomenda para a vazão média igual ou inferior a 751 l/s que K_2 seja igual a $1,20 + 17,4485/Q_m^{0,5090}$, onde Q_m é o somatório das vazões de esgoto (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a).

A quantidade de água infiltrada depende de fatores como extensão da rede coletora, área servida, tipo de solo, profundidade do lençol freático, topografia e densidade populacional e é normalmente expressa em termos de vazão por extensão de rede coletora. A norma NBR 9649 (ABNT, 1986) afirma que este valor oscila entre 0,05 e 1,00 l/s.km, enquanto que a norma NTS 025 da SABESP (SABESP, 2006b) recomenda o valor de 0,1 l/s km para redes preponderantemente acima do lençol freático e de 0,5 l/s.km para aquelas situadas abaixo.

A vazão de esgoto proveniente das indústrias depende do tipo e porte da indústria, processo, grau de reúso e reciclagem, existência de tratamento, etc. No caso de indústrias que lançam seus esgotos na rede pública, deve-se procurar obter dados específicos de cada uma; na impossibilidade, há quadros que orientam uma estimativa da sua provável vazão, como aqueles apresentados por Von Sperling (2005).

Desta forma, para a estimativa da vazão média de esgoto de uma determinada região pode ser realizada nos termos da Equação (1), sendo que no cálculo da vazão máxima de esgotos a parcela da vazão de esgoto sanitário (Q_{esg}) deve ser multiplicada por K_1 e K_2 , enquanto que para a vazão mínima, por K_3 . Já, para o cálculo da vazão de esgoto não tratado, deve-se aplicar os índices de coleta (porcentagem de esgoto coletado) e de tratamento (porcentagem de esgoto coletado não tratado) sobre a vazão média total de esgoto de acordo com a Equação (2).

$$Q = Q_{esg} + Q_{inf} + Q_{ind} = P \cdot q \cdot C + L \cdot I + Q_{ind} \quad (1)$$

Onde: Q = vazão média total de esgoto (l/s)
 Q_{esg} = vazão de esgoto sanitário (l/s)
 Q_{inf} = vazão de infiltração (l/s)
 Q_{ind} = vazão de efluente industrial (l/s)
 P = população da área de projeto (hab.)
 q = consumo de água *per capita* (l/hab.dia)
 C = coeficiente de retorno (esgoto/água)
 L = extensão de coletores (km)
 I = taxa de infiltração (l/s.km)

$$Q_{nt} = Q \cdot (1 - I_c \cdot I_t) \quad (2)$$

Onde: Q_{nt} = vazão média total de esgoto não tratada (l/s)
 Q = vazão média total de esgoto (l/s)
 I_c = índice de esgoto gerado coletado (%)
 I_t = índice de esgoto coletado tratado (%)

3.1.5. Avaliação do Sistema

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS possui uma base de dados com informações e indicadores sobre a prestação de serviços de água e esgotos, de manejo de resíduos sólidos urbanos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas, cujos dados são fornecidos anualmente pelos prestadores de serviços. Criado em 1996, está ligado à Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades. Na sequência são elencados os indicadores operacionais e de qualidade relacionados aos esgotos. (MC, 2016)

- IN015: Índice de coleta de esgoto (volume de esgoto coletado em relação ao de água consumido);
- IN016: Índice de tratamento de esgoto (volume de esgoto tratado em relação ao de esgoto coletado);
- IN021: Extensão da rede de esgoto por ligação (extensão da rede de esgoto em relação à quantidade de ligações de esgoto);
- IN024: Índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com água (população urbana atendida com esgotamento sanitário em relação à população urbana residente em município com abastecimento de água);
- IN046: Índice de esgoto tratado referido à água consumida (volume de esgoto tratado em relação ao volume de água consumido);
- IN047: Índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com esgoto (população urbana atendida com esgotamento sanitário em relação à população urbana residente em município com esgotamento sanitário);
- IN056: Índice de atendimento total de esgoto referido aos municípios atendidos com água (população atendida com esgotamento sanitário em relação à população residente em município com abastecimento de água);
- IN059: Índice de consumo de energia elétrica em sistemas de esgotamento sanitário (volume de esgoto coletado em relação ao consumo de energia elétrica no sistema de esgotos);

- IN077: Duração média dos reparos de extravasamento de esgotos (quantidade de extravasamentos de esgoto registrados em relação à duração destes extravasamentos);
- IN082: Extravasamentos de esgotos por extensão de rede (quantidade de extravasamentos de esgoto registrados em relação à extensão da rede de esgotos).

A SABESP adota alguns indicadores adicionais, conforme informado por ARSESP (2017) e SABESP (2006a) e relacionados na sequência.

- Índice de Obstrução de Redes Coletoras (número de desobstruções por 1.000 km por mês);
- Índice de Obstrução de Ramais Domiciliares (número de desobstruções por 1.000 ligações por mês);
- Índice de Sinistros na Rede Coletora e que acarretaram danos (número de sinistros por 1.000 ligações por ano);
- Índice de cobertura (economias residenciais atendidas ou com disponibilidade de atendimento em relação aos domicílios atendíveis);
- Índice de economias conectadas ao tratamento de esgotos (economias com esgoto encaminhado para tratamento em relação às economias totais de esgoto) – a partir de dezembro de 2016 a SABESP substituiu o índice de tratamento de esgotos por este alegando que o primeiro é um indicador volumétrico sensível às variações pluviométricas, podendo por vezes superestimar o resultado.

O IBGE na sexta edição de sua publicação “*Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil*” (IBGE, 2015) reúne 63 indicadores com o objetivo de traçar um panorama do país, em quatro dimensões (ambiental, social, econômica e institucional) em sintonia com as diretrizes da Comissão de Desenvolvimento Sustentável da ONU (UN, 2007). Dentre os indicadores relacionados, três se relacionam diretamente com o sistema de esgotamento sanitário:

- Indicador 15: Acesso ao esgotamento sanitário (população com esgotamento sanitário em relação à população total)
- Indicador 19: Tratamento de esgoto (volume de esgoto tratado em relação ao volume de esgoto coletado)
- Indicador 33: Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (internações hospitalares em relação a uma população de 100.000 habitantes)

O Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município – ICTEM foi desenvolvido pela CETESB (2017) para classificar de 0 a 10 o potencial de coleta e tratamento de esgotos urbanos gerados pelos municípios e avalia cinco elementos: coleta; existência e eficiência do sistema de tratamento do esgoto coletado; a efetiva remoção da carga orgânica em relação à carga potencial; a destinação adequada de lodos e resíduos gerados no tratamento; e o não desenquadramento da classe do corpo receptor pelo efluente tratado e lançamento direto e indireto de esgotos não tratados.

Uma busca na literatura nacional e internacional ¹⁰ identificou a utilização destes mesmos índices aqui relacionados e não apontou a realização de avaliação de sistemas de esgotos por meio da verificação da capacidade suporte dos cursos d'água em receber efluentes tratados ou não tratados. O que se viu nos estudos existentes foi a realização da simulação da qualidade das águas para fins de avaliação do impacto da instalação ou ampliação de determinado empreendimento, tal como foi feito para a ampliação do sistema de esgotamento da RMSP (mais detalhes no item 4.2, pág. 59). Não se observou a utilização de simulações de qualidade da água para elaborar cenários e priorizar ações e investimentos.

3.2. Os Recursos Hídricos Superficiais

3.2.1. A Bacia Hidrográfica e o Curso d'Água

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural de água da precipitação, composta por um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem, que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída. Os divisores de água de uma bacia formam uma linha fechada, ortogonal às curvas de nível e desenhada a partir da foz da bacia, conforme ilustra a Figura 4. Uma bacia pode ser subdividida em sub-bacias, mas ambos os termos são relativos, visto que toda bacia que não tem foz no mar integra outra bacia. (VON SPERLING, 2007; TUCCI, 2009)

Segundo Tucci (2009), o elemento fundamental de análise do ciclo hidrológico na fase terrestre é a bacia hidrográfica. Ela é a unidade territorial de planejamento da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e a Política Nacional de Saneamento (BRASIL, 2007) define a adoção da bacia como unidade de referência para o planejamento das ações. A Resolução CONAMA 1/86 (CONAMA, 1986), que versa sobre a avaliação de impacto ambiental, um instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981), defende ainda que esta avaliação seja efetuada no âmbito das bacias hidrográficas.

Os parâmetros hidráulicos característicos dos rios envolvem a seção ou área molhada (parte da seção que é ocupada pelo líquido – A), o perímetro molhado (comprimento relativo ao contato do líquido com o conduto – P), a largura superficial (largura da superfície em contato com a atmosfera – B), a profundidade (altura do líquido acima do fundo do canal – Y), a profundidade hidráulica (razão entre a área molhada e a largura superficial – Y_h), o raio hidráulico (razão entre a área molhada e o perímetro molhado – R_h) e a declividade (razão entre o desnível vertical e a distância entre estes pontos), conforme ilustrado na Figura 5. (VON SPERLING, 2007)

¹⁰ Realizada pelos portais Scielo (www.scielo.org), Web of Science (www.webofknowledge.com), Science Direct (www.sciencedirect.com) e Google Scholar (scholar.google.com).

Figura 4 – Delimitação de uma bacia hidrográfica. Fonte: Von Sperling (2007, p. 62).

Figura 5 – Parâmetros hidráulicos das seções transversais dos cursos d'água. Fonte: Von Sperling (2007, p. 107).

O comportamento de um rio é ditado pela velocidade de escoamento da água e a morfometria do curso d'água, representada pelo comprimento, largura, profundidade e declividade. Apresenta escoamento livre em canais abertos, que se caracteriza pela presença de uma superfície submetida à pressão atmosférica. A interface da água com os materiais constituintes do leito e das margens são bastante variáveis no tempo e no espaço influenciando o comportamento dos rios e gerando fenômenos como o ressalto hidráulico e o remanso. O escoamento de cursos d'água é usualmente calculado pela fórmula de Manning reproduzida na Equação (3), em que o coeficiente de rugosidade pode ser obtido a partir de tabelas que o relacionam com o revestimento de fundo do curso d'água. (TUCCI, 2009)

$$V = \frac{R^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} \quad (3)$$

Onde: V = velocidade média na seção (m/s)
 n = coeficiente de rugosidade de Manning
 R = raio hidráulico (m)
 S = declividade (m/m)

3.2.2. Aspectos Qualitativos e Quantitativos

A vazão de um curso d'água é composta pela drenagem de volume de água que precipitou previamente na bacia e é a combinação dinâmica de três tipos de escoamento. O escoamento superficial se forma na medida em que a precipitação sobre as vertentes infiltra nos solos, saturando-os. O escoamento sub-superficial ocorre na zona não saturada do solo, enquanto que o escoamento de base corresponde à água armazenada subterraneamente e é o que mantém as vazões de um curso d'água perene durante as prolongadas estiagens. A Figura 6 contém uma representação esquemática do ciclo hidrológico, em que atuam estes três tipos de escoamento. Em linhas gerais a bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema onde a entrada é o volume de água precipitada e a saída é o volume escoado pelo exutório, descontando-se as perdas decorrentes da evaporação, transpiração e infiltração profunda. (TUCCI, 2009).

Figura 6 – Componentes do ciclo hidrológico. Fonte: Tucci (2009, p. 38).

As vazões de um curso d'água oscilam espacialmente em função do clima, topografia, solo, cobertura vegetal, etc., bem como temporalmente, tanto em termos sazonais como anuais. São três as vazões de referência de um curso d'água. A vazão máxima decorre de uma forte precipitação, está ligada a um determinado tempo de retorno (o inverso do risco) e pode ser obtida a partir de uma distribuição de probabilidade. A vazão média permite caracterizar a disponibilidade hídrica da bacia, quer durante o ano ou nos meses chuvosos ou secos e é associada ao tempo de permanência. A vazão mínima é utilizada para planejamento da bacia e avaliação dos padrões ambientais, uma vez que indica as condições críticas e está associada a uma determinada duração de tempo. (TUCCI, 2009)

Para a vazão máxima, usualmente são adotados tempos de retorno de 100 anos para projetos em áreas urbanas e de 25 anos para aqueles em áreas rurais (DAEE, 2017). Para a vazão média, geralmente são adotadas as vazão $Q_{90\%}$ (ou $Q_{95\%}$) associadas à permanência de 90% (ou 95%), ou seja, a frequência com que determinada vazão ocorre. Para a vazão mínima, a vazão $Q_{7,10}$ é consagrada e indica a vazão mínima com um período de retorno de 10 anos e período de duração de sete dias consecutivos. Neste último caso, utiliza-se o conceito de média móvel por sete dias consecutivos e não o menor valor absoluto, de modo a minimizar a influência de erros na medição e a suavizar a série histórica e não tornar o critério excessivamente restritivo. Entretanto, no período de seca a variabilidade de vazão é baixa e os valores médios de sete dias podem ser bem próximos ao menor valor encontrado (VON SPERLING, 2007).

As características de qualidade do curso d'água é um produto das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. Em curso d'água com poucos indícios de poluição não há organismos termotolerantes, a DBO tende a permanecer na faixa de 1 a 3 mg/l, enquanto que o OD pode ser estimada entre 80 e 90% do valor de saturação do oxigênio que, ao nível do mar e na temperatura de 20 °C, é igual a 9,2 mg/l. Lagos e represas com baixo nível de trofia (oligotróficos) tendem a possuir menor de 0,01 mg/l de fósforo total. (VON SPERLING, 2005) Maiores informações sobre estes e outros parâmetros de qualidade constam no item 3.3.2 (pag. 38).

3.2.3. Panorama Legal

Os recursos hídricos interiores superficiais, nos termos da Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988), são de domínio dos Estados, com exceção daqueles que estão em terrenos de seu domínio, banham mais de um Estado, servem de limite com outros países ou se estendam ou provenham de território estrangeiro, casos em que são de domínio da União.

Tanto a Constituição Federal (BRASIL, 1988) como a Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA (BRASIL, 1981) conferiram especial proteção ao meio ambiente, cabendo a proteção deste patrimônio ambiental nacional tanto ao poder público quanto à esfera privada. A sua dominialidade, nas palavras de Milaré (2009, p. 206), “*com seu caráter de patrimônio público não pode ser atribuído aos indivíduos, nem mesmo às pessoas de direito público interno, mas pertence à sociedade como uma categoria difusa*”, de modo que os bens ambientais, na medida em que provem a qualidade ambiental do equilíbrio entre as partes, são objeto de legislação específica.

A regulamentação do inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal (BRASIL, 1988) com a instituição de um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH se deu por meio da promulgação da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (BRASIL, 1997), que visa assegurar a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, bem como a utilização racional e integrada dos recursos hídricos com vistas ao desenvolvimento sustentável. Este lei, que definiu que a unidade territorial para sua implementação é a bacia hidrográfica, está em sintonia com a PNMA

(BRASIL, 1981), uma vez que o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental é um dos seus cinco instrumentos ¹¹.

Entre os instrumentos da PNRH (BRASIL, 1997) está a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos pelo poder público visando assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água, priorizando em situações de escassez o consumo humano e a dessedentação de animais. Outro instrumento é o enquadramento dos corpos de água em classes visando assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas. O enquadramento expressa a meta de qualidade a ser alcançada ou mantida, podendo serem fixadas metas intermediárias. O enquadramento das águas doces superficiais em classes é tratado no nível federal pela Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005) – alterada pelas resoluções CONAMA Nº 410/2009 (CONAMA, 2009) e Nº 430/2011 (CONAMA, 2011) –, onde são indicados condições e padrões para cada classe de acordo com a destinação da água, conforme detalhado nos Quadros 1 e 2.

Quadro 1 – Usos das águas doces conforme Resolução CONAMA Nº 357/2005.

	Abastecimento p/ consumo	Recreação	Comunidades Aquáticas	Irrigação	Pesca e Pecuária
Classe Especial	Com desinfecção		Preservação do equilíbrio natural, inclusive em unidades de conservação de proteção integral	Hortaliças consumidas cruas, de frutas desenvolvidas rentes ao solo e de áreas de contato direto com o público	Aquicultura, pesca e dessedent. de animais
Classe 1	Após tratamento simplificado	De contato primário	Proteção, inclusive em terras indígenas		
Classe 2	Após tratamento convencional		Proteção	Hortaliças, plantas frutíferas e de áreas de contato direto com o público	
Classe 3	Após tratamento convencional ou avançado	De contato secundário	---	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	Pesca amadora e dessedent. de animais
Classe 4			Apenas harmonia paisagística e navegação		

¹¹ Os cinco instrumentos da PNRH (BRASIL, 1997) são: os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes, a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, a cobrança pelo uso de recursos hídricos e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos. A compensação a municípios, também prevista como instrumento, foi desconsiderada à vista do veto do artigo que a disciplina (MILARÉ, 2009).

Quadro 2 – Padrões das águas doces conforme Resolução CONAMA Nº 357/2005.

Classe	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Fósforo total (mg/l)		Coliformes termotolerantes (org./100mL)	Nitrogênio (mg/l)		
			Amb. lótico	Amb. lêntico		Nitrato	Nitrito	Amoniacal total
Classe Especial			Condições naturais do corpo d'água					
Classe 1	> 6,0	< 3,0	< 0,10	< 0,02	< 200 ⁽¹⁾	< 10,0	< 1,0	< 0,5-3,7 ⁽³⁾
Classe 2	> 5,0	< 5,0	< 0,10	< 0,03	< 1.000 ⁽¹⁾	< 10,0	< 1,0	< 0,5-3,7 ⁽³⁾
Classe 3	> 4,0	< 10,0	< 0,15	< 0,05	< 2.500 ⁽²⁾	< 10,0	< 1,0	< 1,0-13,3 ⁽³⁾
Classe 4	> 2,0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

⁽¹⁾ A Resolução CONAMA Nº 357/2005 cita que para a recreação de contato primário deve ser obedecida a Resolução CONAMA Nº 274/2000, mas esta apresenta valores iguais ou maiores. ⁽²⁾ Para recreação de contato secundário (1.000 org./100ml para dessedentação de animais e 4.000 org./100ml para outros usos). ⁽³⁾ Oscila em função do pH (maiores valores para menores pH, uma vez que nesta situação aumenta a concentração de amônia não ionizada em forma de gás NH₃, que é tóxica aos peixes).

No Estado de São Paulo este enquadramento se dá pelo Decreto Estadual Nº 8.468/1976 (SÃO PAULO, 1976), enquanto que a atribuição das classes aos corpos d'água paulistas ocorre por meio de um segundo Decreto Estadual Nº 10.755/1977 (SÃO PAULO, 1977). A classe especial federal corresponde à 1 estadual e não há correspondência estadual à classe 1 federal. As classes 2, 3 e 4 são correspondentes às de mesmo número, com exceção para as concentrações de nitrogênio amoniacal total para a classe 3 e de oxigênio dissolvido para a classe 4, ambos de 0,5 mg/l, além do fato da legislação estadual não dispor sobre as concentrações de fósforo.

Os padrões de qualidade ambiental são estabelecidos com um enfoque específico, pois visam assegurar determinado propósito, tal como a proteção à saúde pública e a harmonia paisagística e se vinculam “a um determinado estágio de conhecimento técnico e científico, e aos fatores sociais, econômicos, culturais e políticos da sociedade, o que confere aos padrões de qualidade uma perspectiva regional” (MILARÉ, 2009, p. 343). Envolvem também a aceitação da sociedade dos níveis ou graus fixados, em um processo de discussão em que uma situação de consenso emerge da discussão de diversos interesses, de modo que os resultados possam ser oficialmente aceitos e regularmente estabelecidos (MILARÉ, 2009). Os padrões são estabelecidos no Brasil pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional de Meio Ambiente – SISNAMA (estabelecido pela PNMA), que congrega representantes de órgãos federais, estaduais e municipais, do setor empresarial e da sociedade civil (BRASIL, 1981).

Registra-se aqui novamente que o Estado de São Paulo conta com a Lei Estadual Nº 9.866/1997 (SÃO PAULO, 1997), que trata da Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais – APRM, definindo ainda que para cada APRM deverão ser criadas normas

específicas. Entre os sete instrumentos ¹² criados está a definição de normas para implantação da infraestrutura sanitária.

3.2.4. Estimativa de Vazões

A vazão fluviométrica é medida indiretamente pela altura do nível d'água em uma estação fluviométrica a partir do conhecimento desta relação pela curva chave. Entretanto, é raro haver registros fluviométricos nos pontos de interesse, sendo necessário recorrer ao processo de regionalização hidrológica, em que as informações providas de estações fluviométricas existentes e associadas a bacias com características similares à da área estudada são adimensionalizadas e analisadas em seu conjunto para, posteriormente, serem espacializadas em regiões hidrológicamente semelhantes em um determinado tipo de comportamento do sistema hídrico, viabilizando seu emprego na estimativa de vazões de outros locais (VON SPERLING, 2007).

Para o Estado de São Paulo, o Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE desenvolveu um amplo estudo que resultou na regionalização hidrológica do Estado, conforme registrado por Liazi et. al (1988). Embora este estudo date de 1988, sua metodologia ainda é amplamente utilizada pelo poder público e pela iniciativa privada. O estudo se baseou nos totais anuais precipitados de 444 postos pluviométricos, o que permitiu a elaboração de cartas de isoietas médias anuais, as séries de descargas mensais observadas em 219 estações fluviométricas e as séries históricas de vazões diárias de 88 postos fluviométricos. A análise conjunta dos parâmetros estudados para a obtenção dessas variáveis hidrológicas possibilitou identificar 21 regiões hidrológicamente homogêneas no Estado de São Paulo (Figura 7).

¹² Os sete instrumentos da lei das APRMs (SÃO PAULO, 1997) são: as diretrizes das áreas de intervenção, as normas para implantação de infraestrutura sanitária; os mecanismos de compensação financeira aos municípios, o Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental – PDPA, o controle das atividades potencialmente degradadoras do meio ambiente, o sistema gerencial de informações e a imposição de penalidades.

Figura 8 – Mapa de isoietas médias anuais do Estado de São Paulo.

Fonte: DAEE (1999, p.19) adaptado de Liazi et. al (1988).

Figura 9 – Cálculo da precipitação anual média. Fonte: Liazi et. al (1988, p.7).

Por sua vez, a metodologia adotada por Liazi et. al (1988, p. 8) para calcular a vazão média para uma dada curva de permanência de longo período é apresentada na sequencia.

A regionalização das curvas de permanência foi realizada a partir da análise das frequências acumuladas, calculadas para as séries de vazões mensais observadas, em cada um dos 219 postos fluviométricos estudados. Para que os resultados pudessem ser comparados, as séries originais foram padronizadas dividindo-se as vazões mensais pela média de longo período da série $\bar{Q}$. Assim, a variável padronizada é definida por: $q = Q/\bar{Q}$. Ordenando-se os valores de q em ordem

decrecente, pode-se estimar a frequência acumulada, também denominada permanência P por: $P = F_q(q \geq q_i) = i/N$, onde i representa o número sequencial do valor q_i da variável q na série ordenada, N o número total de elementos na série e $F_q(q \geq q_i)$ a frequência com que o valor q_i é excedido ao longo do traço histórico. A partir das séries ordenadas q_i e i/N de cada posto foram calculados, por interpolação linear, os valores q_p da variável padronizada q para diferentes valores de permanência P . Comparando-se os valores de q_p nas diferentes estações fluviométricas estudadas, foi possível identificar quinze regiões com comportamentos semelhantes. Com os valores q_p e pela equação $q = Q/\bar{Q}$ pode-se calcular a vazão média mensal para uma dada permanência por $Q_p = q_p \cdot \bar{Q}$.

Desta forma, a estimativa da vazão média de determinada permanência pode ser estimada, a partir da área pela Equação (4) para o Estado de São Paulo, com o cálculo da precipitação média acumulada por meio da Equação (5) a partir do mapa de isoietas (Figura 8, p. 33). Os parâmetros das regiões hidrológicas semelhantes constam no Quadro 3.

Quadro 3 – Parâmetros das regiões hidrológicas semelhantes do Estado de S. Paulo. Fonte: Liazi et. al (1988, p.6).

Re- gião	Média plu. ($\bar{Q}$)		Curvas de permanência q_p																
	a	b	Frequência acumulada (P[X>x]) em porcentagem																
			5	10	15	20	25	30	40	50	60	70	75	80	85	90	95	100	
A	-22,14	0,0292	2,608	2,045	1,618	1,325	1,165	1,093	0,950	0,810	0,693	0,590	0,535	0,498	0,443	0,393	0,348	0,260	
B	-29,47	0,0315	2,150	1,734	1,505	1,366	1,250	1,153	0,994	0,846	0,745	0,640	0,588	0,545	0,498	0,430	0,371	0,165	
C	-29,47	0,0315	2,150	1,734	1,505	1,366	1,250	1,153	0,994	0,846	0,745	0,640	0,588	0,545	0,498	0,430	0,371	0,165	
D	-22,14	0,0292	1,947	1,597	1,394	1,271	1,193	1,111	0,996	0,897	0,820	0,727	0,687	0,646	0,607	0,560	0,510	0,423	
E	-22,14	0,0292	2,142	1,676	1,496	1,372	1,278	1,160	0,960	0,834	0,744	0,664	0,626	0,580	0,546	0,504	0,440	0,358	
F	-22,14	0,0292	1,797	1,533	1,400	1,297	1,232	1,165	1,003	0,905	0,822	0,743	0,715	0,672	0,643	0,598	0,558	0,465	
G	-26,23	0,0278	2,396	1,986	1,664	1,442	1,255	1,121	0,923	0,789	0,679	0,592	0,547	0,506	0,469	0,420	0,363	0,223	
H	-29,47	0,0315	2,089	1,788	1,579	1,389	1,239	1,118	0,957	0,845	0,750	0,664	0,627	0,590	0,538	0,490	0,434	0,324	
I	-29,47	0,0315	1,913	1,538	1,365	1,270	1,173	1,103	0,980	0,895	0,808	0,740	0,705	0,673	0,635	0,585	0,540	0,413	
J	-29,47	0,0315	2,272	1,792	1,526	1,366	1,231	1,125	0,948	0,807	0,715	0,628	0,596	0,566	0,523	0,585	0,540	0,413	
K	-26,23	0,0278	2,089	1,788	1,579	1,389	1,239	1,118	0,957	0,845	0,750	0,664	0,627	0,590	0,538	0,490	0,434	0,324	
L	-26,23	0,0278	1,770	1,517	1,390	1,310	1,225	1,158	1,012	0,915	0,827	0,748	0,717	0,667	0,628	0,583	0,527	0,420	
M	-4,62	0,0098	1,970	1,666	1,468	1,294	1,181	1,096	0,961	0,874	0,790	0,714	0,679	0,646	0,604	0,570	0,516	0,429	
N	-26,23	0,0278	2,396	1,986	1,664	1,442	1,255	1,121	0,923	0,789	0,679	0,592	0,547	0,506	0,469	0,420	0,363	0,223	
O	-26,23	0,0278	2,408	2,010	1,750	1,538	1,346	1,179	0,935	0,775	0,645	0,547	0,505	0,462	0,418	0,374	0,316	0,170	
P	-26,23	0,0278	2,408	2,010	1,750	1,538	1,346	1,179	0,935	0,775	0,645	0,547	0,505	0,462	0,418	0,374	0,316	0,170	
Q	-4,62	0,0098	1,770	1,517	1,390	1,310	1,225	1,158	1,012	0,915	0,827	0,748	0,717	0,667	0,628	0,583	0,527	0,420	
R	-4,62	0,0098	1,940	1,640	1,453	1,320	1,203	1,113	0,967	0,873	0,803	0,713	0,670	0,627	0,577	0,527	0,463	0,340	
S	-4,62	0,0098	2,325	1,823	1,588	1,352	1,188	1,097	0,925	0,810	0,708	0,633	0,596	0,563	0,525	0,488	0,420	0,293	
T	-4,62	0,0098	2,471	2,156	1,751	1,468	1,324	1,109	0,880	0,781	0,674	0,581	0,517	0,481	0,429	0,380	0,316	0,241	
U	-4,62	0,0098	2,471	2,156	1,751	1,468	1,324	1,109	0,880	0,781	0,674	0,581	0,517	0,481	0,429	0,380	0,316	0,241	

$$Q_p = (a + b \cdot \bar{P}) \cdot A_i \cdot q_p \quad (4)$$

$$\bar{P} = \frac{\sum(A_i \cdot P_i^*)}{\sum A_i} \quad (5)$$

Onde: Q_p = vazão média de dada curva de permanência (l/s)
 a & b = parâmetros de acordo com a região hidrológica semelhante (-)
 $\bar{P}$ = total anual médio precipitado (mm/ano)
 A_i = área de drenagem da bacia entre duas isoietas consecutivas (km²)
 P_i = total anual médio precipitado entre duas isoietas consecutivas (mm/ano)
 q_p = parâmetro da curva de permanência de acordo com a frequência acumulada (-)

3.2.5. Avaliação dos Recursos

A qualidade das águas (e dos esgotos) pode ser representada através de diversos parâmetros, que traduzem as suas características físicas, químicas e biológicas (maiores detalhes no item 3.3.2, pág. 38). Entretanto, os valores destes parâmetros têm pouco significado para a população geral devido às técnicas envolvidas na interpretação dos resultados e, por este motivo, foram construídos índices de qualidade das águas visando retratar sua qualidade em determinado ponto de monitoramento através de uma única variável (VON SPERLING, 2007).

A título de exemplo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB desenvolveu diversos índices. Criado em 1975, o Índice de Qualidade das Águas – IQA, baseado em um índice da Fundação Nacional de Saneamento dos Estados Unidos, incorpora nove variáveis (coliformes fecais, pH, OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez e resíduo total). A CETESB adota também índices específicos para três usos dos recursos hídricos: o Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público – IAP, o Índice de Preservação da Vida Aquática – IVA e o Índice de Balneabilidade – IB para fins de recreação de contato primário. Para facilitar a comunicação os resultados destes índices são enquadrados em até cinco categorias: ótima, boa, regular, ruim e péssima. A CETESB adota ainda o Índice de Estado Trófico – IET, que classifica os corpos d'água em relação ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento das algas e de macrófitas aquáticas. (CETESB, 2017)

Outros índices de qualidade utilizados envolve o Índice de Toxicidade – IT, que indica a presença de substâncias tóxicas e o Índice de Diversidade de Espécies, que se baseia na premissa que ecossistemas estáveis apresentam uma grande diversidade biológica (muitas espécies com poucos indivíduos) (VON SPERLING, 2007). No que se refere à já comentada publicação “*Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil*” (IBGE, 2015), são relacionados dois parâmetros relacionados aos recursos hídricos superficiais, além de um relacionado a sua governança, conforme segue:

- Indicador 10: Qualidade das águas interiores (expressa tanto em termos de DBO como IQA)
- Indicador 11: Balneabilidade (coliformes termotolerantes em 100 ml de água)

- Indicador 55: Comitês de bacias hidrográficas (proporção de municípios com participação)

Os recursos hídricos também podem ser utilizados em termos de disponibilidade. O indicador de Falkenmark, de 1989, é um dos mais utilizados para avaliar o stress hídrico e é definido como a relação entre a água doce superficial disponível no ano e o consumo humano: um valor superior a 1.700 m³/habitante/ano indica ausência de stress, entre 1.700 e 1.000, stress, entre 1.000 e 500, escassez e quando inferior a 500 m³/habitante/ano, escassez absoluta. Posteriormente outros indicadores foram desenvolvidos, relacionando a disponibilidade hídrica de acordo com o consumo por classe social, bem como considerando o crescimento populacional. (BROWN et. al, 2011)

3.3. A Poluição dos Corpos d'Água por Esgoto Sanitário

3.3.1. Panorama Geral e Legal

Nos Termos da Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA (BRASIL, 1981), a degradação ambiental é entendida como a alteração adversa das características do meio ambiente, enquanto que a poluição ambiental é a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; ou lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Os poluentes podem atingir os cursos d'água de forma pontual, quando são lançados de forma concentrada no espaço, ou de forma difusa, em que afluem de modo distribuído ao longo do curso d'água, conforme ilustra a Figura 10. Um único lançamento de esgoto em um corpo d'água pode ser entendido como um caso de poluição pontual, enquanto que uma série de lançamentos de esgoto distribuídos ao longo de sua extensão pode ser compreendida como um caso de poluição difusa. A qualidade da água de um corpo d'água está inter-relacionada ao uso e ocupação do solo e das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, segundo exemplifica a Figura 11. (VON SPERLING, 2005)

Figura 10 – Tipos de poluição: pontual e difusa. Fonte: Von Sperling (2005, p. 49).

Figura 11 – Exemplos de focos alteradores da qualidade das águas. Fonte: Von Sperling (2005, p. 16).

O controle da poluição é competência comum da União, Estados, o Distrito Federal e Municípios, cabendo ainda aos quatro legislar concorrentemente sobre o tema nos termos da Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988). A PNMA (BRASIL, 1981) condena o lançamento de esgotos em desacordo aos padrões ambientais estabelecidos e a Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998) transformou isto em crime. O seu lançamento em corpo d'água está sujeito à outorga do poder público, nos termos da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Segundo a Resolução CONAMA Nº 430/211 (CONAMA, 2011) os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam as condições, padrões e exigências nela dispostos e sem que os efluentes conferiram ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento, não causando ou possuindo potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. É vedada a diluição do efluente com águas de melhor qualidade antes do lançamento, bem como o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, nas águas da classe 1, uma vez que são destinadas para abastecimento. Esta resolução CONAMA definiu ainda o seguinte no que se refere aos padrões de lançamento:

- regime de lançamento com variação máxima de vazão de 50% da vazão horária média;
- DBO máxima de 120 mg/l, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração dos corpos hídricos enquadrados nas classes 2 e 3 que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Observa-se que o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental é um dos instrumentos¹³ da PNMA, dentre os treze previstos (BRASIL, 1981). No Estado de São Paulo estes padrões de qualidade e de lançamento foram estabelecidos em Decreto Estadual Nº 8.468/1976 (SÃO PAULO, 1976) e o enquadramento dos cursos d'água paulistas nestas classes foi efetivado por meio do Decreto Estadual Nº 10.755/1977 (SÃO PAULO, 1976). No que se refere aos padrões de lançamento paulistas, o primeiro decreto definiu o seguinte:

- regime de lançamento contínuo de 24 horas por dia com variação máxima de vazão de 50% da vazão horária média;
- DBO máxima de 60 mg/l, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 80% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração dos corpos hídricos enquadrados nas classes 2 e 3 que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Importante registrar aqui ainda o entendimento que a Resolução CONAMA Nº 430/211 (CONAMA, 2011) dá à capacidade de suporte do corpo receptor: “*o valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento*” (Art. 4º, I).

A legislação paulista de proteção aos mananciais (Lei Estadual Nº 9.866/1997 – SÃO PAULO, 1997) dita que o lançamento de efluentes líquidos sanitários em Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais – APRM só pode ocorrer desde que haja o prévio enquadramento dos corpos d'água conforme a legislação vigente e com o tratamento compatível dos efluentes com a classificação do corpo d'água receptor, excetuando-se os corpos d'água classe 4. Aos corpos d'água com qualidade inferior à estabelecida para a sua Classe não é permitida o recebimento de novos lançamentos, nem tampouco novos lançamentos industriais na rede pública de esgoto que comprometam os padrões de qualidade da Classe em que o corpo d'água receptor dos efluentes estiver enquadrado.

3.3.2. Parâmetros de Qualidade das Águas

A qualidade das águas, quer seja de um curso d'água como do esgoto *in natura*, pode ser representada através de uma gama de parâmetros que traduzem suas características físicas, químicas e biológicas. Na sequência são apresentadas alguns parâmetros relacionados à avaliação da poluição dos corpos d'água por matéria orgânica baseada em Von Sperling (2005).

¹³ Os treze instrumentos da PNMA (BRASIL, 1981) são: os padrões de qualidade ambiental, o zoneamento ambiental, a avaliação de impactos ambientais, o licenciamento ambiental, os incentivos às tecnologias ambientais, a criação de espaços territoriais especialmente protegidos, o sistema nacional de informações sobre o meio ambiente, o cadastro técnico federal de atividades e instrumentos de defesa ambiental, as penalidades disciplinares ou compensatórias, o relatório de qualidade do meio ambiente, a garantia da prestação de informações ambientais, o cadastro técnico federal de atividades potencialmente poluidoras ou utilizadoras dos recursos ambientais e os instrumentos econômicos.

O oxigênio dissolvido – OD é de essencial importância para os organismos aeróbios. A depleção de sua concentração ocasiona a morte destes indivíduos e, na sua ausência, tem-se condições anaeróbias, com geração de maus odores (como pela geração de sulfeto de hidrogênio). Tem sua origem na dissolução do oxigênio atmosférico e na produção dos organismos fotossintéticos. É o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por lançamentos orgânicos.

A matéria orgânica é a causa principal da poluição dos corpos d'água ao consumir o oxigênio dissolvido no processo de estabilização. Seus principais componentes orgânicos são os compostos de proteína, carboidratos, gorduras e óleos, além da ureia, surfactantes, fenóis e pesticidas. Apresenta-se de forma suspensa e dissolvida e sua fração carbonácea (baseada no carbono orgânico) se divide em duas frações: biodegradável e não biodegradável. É quantificada de modo indireto, pelo seu potencial poluidor, quer seja pela Demanda Química de Oxigênio – DQO ou pela Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO. A primeira representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea, enquanto que a segunda está associada à fração biodegradável dos compostos orgânicos carbonáceos. Convencionou-se que a DBO é medida após 5 dias a 20 °C de consumo de oxigênio pelos microorganismos para agilizar os testes. A estabilização completa da matéria orgânica, correspondente à DBO última – DBO_u, leva vários dias e pode ser correlacionada à DBO padrão. O conceito de DBO pode ser entendido por dois ângulos distintos: o consumo de oxigênio, bem como a quantidade de matéria orgânica, ambos na unidade de massa de oxigênio por unidade de volume.

O nitrogênio – N, no meio aquático, pode ser encontrado como nitrogênio molecular (N₂, escapando para a atmosfera), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre NH₃ e ionizada NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). Apresenta-se principalmente nos sólidos em suspensão e dissolvidos e sua origem natural decorre dos compostos biológicos e dos microorganismos. Os nitratos são tóxicos aos seres humanos, enquanto que a amônia livre, à ictiofauna. A conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato implica no consumo de oxigênio dissolvido e sua presença em elevada concentração em lagos e represas causa eutrofização. É um indicador sobre o estágio de poluição do corpo d'água: poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou à amônia, enquanto que a poluição remota está associada ao nitrato.

O fósforo – P se apresenta no meio aquático principalmente nas formas de ortofosfato (PO₄³⁻, H₂O₄²⁻, H₂PO₄⁻, H₃PO₄, diretamente disponíveis ao metabolismo biológico), polifosfato e fosfato orgânico. Encontra-se principalmente nos sólidos em suspensão e dissolvidos e sua origem natural decorre dos compostos do solo, decomposição da matéria orgânica e dos microorganismos. Sua presença em elevada concentração em lagos e represas causa eutrofização.

A contaminação fecal, em virtude da baixíssima concentração de agentes patógenos em uma amostra, é realizada indiretamente a partir de organismos termotolerantes indicadores de contaminação fecal, que compreende o gênero de bactérias *Escherichia* e espécies de

Klebsiella, *Enterobacter* e *Citrobacter*. A origem destes agentes patogênicos é predominantemente humana, refletindo diretamente o nível de saúde da população e as condições de saneamento básico.

Os valores de concentração dos parâmetros de qualidade do curso d'água após o lançamento do esgoto são calculados por meio da média ponderada destes parâmetros no curso d'água e no esgoto antes do lançamento pela vazão de cada um nos termos da Equação (6).

$$C_m = \frac{C_a \cdot Q_a + C_e \cdot Q_e}{Q_a + Q_e} \quad (6)$$

Onde: C_m = concentração de determinado parâmetro na mistura água-esgoto (mg/l)
 C_a = concentração de determinado parâmetro no corpo d'água (ls)
 Q_a = vazão do corpo d'água (l/s)
 C_e = concentração de determinado parâmetro no esgoto (mg/l)
 Q_e = vazão de esgoto (l/s)

3.3.3. O Processo de Autodepuração

O lançamento de matéria orgânica em um curso d'água implica na depleção de oxigênio dissolvido em decorrência dos processos de estabilização da matéria orgânica realizada pelas bactérias decompositoras. Este fenômeno, denominado de autodepuração, tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, pois afeta a qualidade do curso d'água. Na sequência este processo é descrito com base nos livros de Von Sperling (2005 e 2007).

No ponto de lançamento da matéria orgânica se pressupõe uma mistura perfeita e instantânea no curso d'água, mas na prática há necessidade de certa distância de percurso para atingir a mistura total. A adoção deste pressuposto ocorre usualmente pelo fato desta distância ser considerada pequena em relação à distância total a ser estudada.

O ecossistema de um curso d'água se encontra em equilíbrio antes da introdução da matéria orgânica e o processo de autodepuração trata de restabelecer este equilíbrio. A natureza longitudinal do curso d'água permite identificar quatro zonas de autodepuração após o lançamento da matéria orgânica e a perturbação do meio conforme ilustra a Figura 12. A primeira, de degradação, ocorre logo após o lançamento e se caracteriza pela alta concentração da matéria orgânica. Na segunda, de decomposição ativa, os microorganismos decompõem intensamente a matéria orgânica, consumindo o oxigênio e deixando a água em seu estado mais deteriorado (com menos oxigênio). Na terceira, de recuperação, a matéria orgânica se encontra grandemente estabilizada e a concentração de oxigênio dissolvido começa a aumentar. Na última zona, de águas limpas, o curso d'água alcança novamente o seu equilíbrio.

Figura 12 – Zonas de autodepuração em um curso d'água. Fonte: Von Sperling (2007, p. 298).

No processo de autodepuração ocorre o balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio conforme ilustrado na Figura 13. Dentre os fenômenos responsáveis pelo consumo de oxigênio está a oxidação da matéria orgânica dissolvida (pela respiração dos microorganismos), a demanda bentônica (pela respiração dos microorganismos na camada superior do lodo de fundo) e a nitrificação (oxidação da amônia em nitrito e depois em nitrato), enquanto que entre os processos que produzem oxigênio estão a reaeração atmosférica (pelos processos de difusão molecular e difusão turbulenta) e a fotossíntese (pelos seres autotróficos para a síntese de matéria orgânica).

Figura 13 – Mecanismos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido. Fonte: Von Sperling (2007, p. 303).

A demanda carbonácea ocorre em um primeiro momento e a demanda nitrogenada apenas em segundo momento, razão pela qual recebem a denominação de demandas de primeiro e de segundo estágio, respectivamente – vide Figura 14. A DBO aumenta até por volta do décimo dia, quando atinge o seu valor máximo (DBO última) e, posteriormente, se houver condições para o crescimento das bactérias nitrificantes, estas passam a consumir o oxigênio. Isto se deve ao fato destas bactérias possuírem uma taxa de crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas.

Figura 14 – Curva típica da Demanda Bioquímica de Oxigênio.¹⁴

Devido à estreita relação que o oxigênio dissolvido possui com o equilíbrio aquático e à facilidade em mensurá-lo e submetê-lo à modelagem matemática, sua concentração tem sido utilizada tradicionalmente para a determinação do grau de poluição e de autodepuração dos cursos d'água. Enquanto que o ar, nas condições normais de temperatura e pressão, possui uma concentração de cerca de 270 mg/l de oxigênio, os recursos hídricos superficiais limpos possuem uma concentração de apenas 9 mg/l, de modo que um consumo em maior quantidade traz sensíveis repercussões no teor de oxigênio dissolvido.

¹⁴ Fonte: Juhász, C. *Environment and land use*. University of Debrecen, 2013.

Os modelos de qualidade das águas de rios vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento, em 1925, do modelo clássico de OD e DBO de Streeter e Phelps desenvolvido para o rio Ohio nos Estados Unidos e que é detalhado no próximo item (3.3.4, pág. 43). No Brasil, a maioria das simulações de oxigênio dissolvido é feita utilizando este modelo devido a sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada.

Dentre os modelos mais recentes, um dos mais conhecidos é o QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, e que representa em maior profundidade os ciclos do oxigênio, nitrogênio e fósforo na água conforme ilustra a Figura 15. Segundo Nuvolari (2011) ele permite simular vários parâmetros indicativos de qualidade em cursos d'água ramificados e bem misturados, usando o método das diferenciais finitas para a solução da equação unidimensional do transporte (advecção e dispersão) e de reação dos constituintes. O modelo é composto por um programa principal com 51 sub-rotinas.

Figura 15 – Principais interações dos constituintes do modelo QUAL2E. Fonte: Horn et. al (2004, p. 728).

3.3.4. Modelo de Streeter-Phelps

A concentração crítica de oxigênio dissolvido em um curso d'água não ocorre no ponto de lançamento do esgoto sanitário (ou de qualquer outro poluente orgânico), mas à jusante, uma vez que o processo de autodepuração irá acarretar na depleção da concentração de oxigênio dissolvido, conforme comentado no item 3.3.3 (pág. 40). Aqui será apresentada a modelagem matemática clássica da progressão da demanda bioquímica ao longo do tempo, que representa tanto a matéria orgânica (DBO remanescente) quanto o consumo de oxigênio (DBO exercida),

conforme desenvolvido por Streeter-Phelps ¹⁵, descrito em Von Sperling (2007) e ilustrado na Figura 16. Este modelo foi elaborado para o Rio Ohio nos Estados Unidos e é amplamente utilizado, servindo também de base para a maioria dos modelos mais avançados. Destaca-se pela sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada.

Figura 16 – Curva típica da progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.
Fonte: Von Sperling (2007, p. 318).

A cinética da DBO remanescente se processa segundo uma reação de primeira ordem, em que a taxa de mudança da concentração é proporcional à primeira potência desta e pode ser expressa de acordo com a Equação (7) diferencial, que integrada resulta na Equação (8). Em termos de consumo de oxigênio a quantificação da DBO exercida se dá pela Equação (9).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad (7)$$

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (8)$$

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (9)$$

Onde: L = concentração de DBO remanescente (mg/l)

L_0 = DBO remanescente em $t=0$ ou DBO exercida em $t=\infty$ (mg/l) ou demanda última

y = DBO exercida em um tempo t (mg/l), com $y = L_0 - L$

t = tempo (dia)

K_1 = coeficiente de desoxigenação, que pode ser subst. por K_d , ambos na base neperiana (dia^{-1})

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras, sendo maior em esgoto bruto concentrado. Entretanto, a determinação de seu valor em laboratório pode ser menor daquele observado em um curso d'água, havendo similaridade apenas em cursos d'água profundos e lentos. O coeficiente de remoção de DBO efetiva no rio (K_d) incorpora a decomposição da

¹⁵ STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. Public Health Bulletin 146, Washington, 1958.

matéria orgânica pela biomassa suspensa na massa líquida, bem como pela biomassa no lodo de fundo. Os valores típicos dos coeficientes K_1 e K_d são indicados no Quadro 4.

Quadro 4 – Valores típicos de coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) . Fonte: Von Sperling (2007, p. 327).

Origem	K_1 (dia ⁻¹) (laboratório)	K_d (dia ⁻¹)	
		(rios rasos)	(rios profundos)
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração ou efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,35-0,50
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	0,08-0,20

Nota: Coeficientes na base neperiana e temperatura de 20 °C. Rios rasos: profundidade inferior a 1,0-1,5m. Rios profundos: profundidade superior a 1,0-1,5m.

Simultaneamente ao processo de desoxigenação ocorre o processo de reaeração, em que o oxigênio passa da atmosfera para a água nos termos da Equação (10) diferencial, que integrada resulta na Equação (11).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (10)$$

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (11)$$

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

D_0 = déficit de oxigênio inicial (mg/l)

C = concentração de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/l)

t = tempo (dia)

K_2 = coeficiente de reaeração na base neperiana (dia⁻¹)

O coeficiente de reaeração (K_2) depende das características hidráulicas dos rios e pode ser determinado através de métodos estatísticos, sendo maior em corpos d'água maiores e mais velozes devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação maior de turbulências na superfície. O modelo de Streeter-Phelps usualmente é menos sensível ao K_1 ou K_d do que ao K_2 e as suas faixas de variação são mais amplas, refletindo uma maior incerteza na sua determinação. Alguns pesquisadores tentaram correlacionar o coeficiente de reaeração com as variáveis hidráulicas dos cursos d'água, conforme apresentado no Quadro 5. Empregando-se as equações apresentadas neste quadro em suas respectivas faixas de aplicabilidade obtêm-se os valores expressos nos Quadros 6 e 7.

Quadro 5 – Equações para cálculo do coeficiente de reaeração (K_2). Fonte: Von Sperling (2007).

Pesquisador	Faixa de aplicação	Equação do K_2 (dia ⁻¹)	
O'Connor & Dobbins (1958) ¹⁶	Altura entre 0,6 e 4,0 m Velocidade entre 0,05 e 0,8 m/s	$K_2 = 3,93 \cdot v^{0,5} \cdot h^{-1,5}$	(12)
Churchill et al (1962) ¹⁷	Altura entre 0,6 e 4,0 m Velocidade entre 0,8 e 1,5 m/s	$K_2 = 5,00 \cdot v^{0,97} \cdot h^{-1,67}$	(13)
Owens et al ¹⁸	Altura entre 0,1 e 0,6 m Velocidade entre 0,05 e 1,5 m/s	$K_2 = 5,30 \cdot v^{0,67} \cdot h^{-1,85}$	(14)
Tsivoglou e Wallace apud Thomann e Mueller ¹⁹	Vazão entre 0,03 e 0,3 m ³ /s	$K_2 = 31,6 \cdot v \cdot i$	(15)
	Vazão entre 0,3 e 8,5 m ³ /s	$K_2 = 15,4 \cdot v \cdot i$	(16)

Nota: Coeficientes na base neperiana e temperatura de 20 °C. h – altura da lâmina d'água (m) / v – velocidade do curso d'água (m/s) / i – declividade do curso d'água (m/km).

Quadro 6 – Valores do coeficiente de reaeração (K_2) conf. as Equações (12), (13) e (14).
Fonte: Von Sperling (2007, p. 335).

Veloc. (m/s)	Profundidade (m)									
	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,0
0,2	<u>35,4</u>	<u>9,8</u>	3,8	2,5	1,8	1,3	1,1	0,9	0,7	0,6
0,3	<u>46,5</u>	<u>12,9</u>	4,6	3,0	2,2	1,6	1,3	1,1	0,9	0,8
0,4	<u>56,3</u>	<u>15,6</u>	5,3	3,5	2,5	1,9	1,5	1,2	1,0	0,9
0,5	<u>65,4</u>	<u>18,1</u>	6,0	3,9	2,8	2,1	1,7	1,4	1,2	1,0
0,6	<u>73,9</u>	<u>20,5</u>	6,6	4,3	3,0	2,3	1,8	1,5	1,3	1,1
0,7	<u>82,0</u>	<u>22,7</u>	7,1	4,6	3,3	2,5	2,0	1,6	1,4	1,2
0,8	<u>89,6</u>	<u>24,9</u>	<u>9,5</u>	<u>5,8</u>	<u>4,0</u>	<u>3,0</u>	<u>2,3</u>	<u>1,8</u>	<u>1,5</u>	<u>1,3</u>
0,9	<u>97,0</u>	<u>26,9</u>	<u>10,6</u>	<u>6,6</u>	<u>4,5</u>	<u>3,3</u>	<u>2,6</u>	<u>2,1</u>	<u>1,7</u>	<u>1,4</u>
1,0	<u>104,1</u>	<u>28,9</u>	<u>11,7</u>	<u>7,3</u>	<u>5,0</u>	<u>3,7</u>	<u>2,9</u>	<u>2,3</u>	<u>1,9</u>	<u>1,6</u>

Nota: Coeficientes na unidade dia⁻¹ na base neperiana e temperatura de 20 °C. Valores calculados utilizando-se as equações dentro de suas respectivas faixas de aplicabilidade: (12) de O'Connor & Dobbins (valores com sublinhado simples), (13) de Churchill et al (valores sem sublinhado) e (14) de Owens et al (valores com sublinhado duplo).

¹⁶ O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. *Mechanism of reaeration in natural streams*. Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 1958, n. 123, p. 641-666.

¹⁷ CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R.A. *The prediction of stream reaeration rates*. Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 1962, n. 88(4), p. 1-46.

¹⁸ OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J.W. *Some reaeration studies in stream*. International Journal Air Water Pollution, 1964, v. 8/9, n. 8, p. 469-486.

¹⁹ THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper International Edition. 1987.

Quadro 7 – Valores do coeficiente de reaeração (K_2) conf. as Equações (15) e (16).

Fonte: Von Sperling (2007, p. 336).

Veloc. (m/s)	Cursos d'água pequenos (Vazão 0,03–0,3 m³/s)					Cursos d'água médios (Vazão 0,3–8,5 m³/s)				
	Declividade (m/km)									
	0,05	0,1	0,5	1,0	5,0	0,05	0,1	0,5	1,0	5,0
0,2	0,32	0,6	3,2	6,3	31,6	0,15	0,3	1,5	3,1	15,4
0,3	0,47	0,9	4,7	9,5	47,4	0,23	0,5	2,3	4,6	23,1
0,4	0,63	1,3	6,3	12,6	63,2	0,31	0,6	3,1	6,2	30,8
0,5	0,79	1,6	7,9	15,8	79,0	0,39	0,8	3,9	7,9	38,5
0,6	0,95	1,9	9,5	19,0	94,8	0,46	0,9	4,6	9,2	46,2
0,7	1,11	2,2	11,1	22,1	110,6	0,54	1,1	5,4	10,8	53,9
0,8	1,26	2,5	12,6	25,3	126,4	0,62	1,2	6,2	12,3	61,6
0,9	1,42	2,8	14,2	28,4	142,2	0,69	1,4	6,9	13,9	69,3
1,0	1,58	3,2	15,8	31,6	158,0	0,77	1,5	7,7	15,4	77,0

Nota: Coeficientes na base neperiana, temperatura de 20 °C e com unidade dia⁻¹. Valores calculados utilizando-se as equações de (15) e (16) de Tsivoglou e Wallace em suas respectivas faixas de aplicabilidade: vazões inferiores e superiores a 0,3 m³/s, respectivamente.

Os processos de desoxigenação e reaeração são afetados pela temperatura. O primeiro em decorrência da influência da temperatura no metabolismo microbiano, que afeta as taxas de conversão da matéria orgânica e o segundo, na alteração da concentração de oxigênio no meio líquido e nos processos de absorção de oxigênio. O efeito da temperatura nos coeficientes se dá nos termos da Equação (17).

$$K_n = K_{n20} \cdot \theta^{T-20} \quad (17)$$

Onde: K_n = coeficientes K_1 , K_d ou K_2 na base neperiana a uma temperatura T qualquer (dia⁻¹)

K_{n20} = coeficientes K_1 , K_d ou K_2 na base neperiana a uma temperatura de 20 °C (dia⁻¹)

T = temperatura do líquido (°C)

θ = coeficiente de temperatura (de 1,047 para K_1 e de 1,024 para K_2)

Para os casos de lançamento de efluentes em curso d'água, a concentração de oxigênio e de DBO₅ após a mistura se dá pela média ponderada das concentrações pelas vazões. O déficit inicial de oxigênio ocorre nos termos da Equação (18), com a concentração de saturação de OD sofrendo influência da altitude e da temperatura nos termos das equações (19) (QASIM, 1971²⁰ apud VON SPERLING, 2007) e (20) (POPEL, 1979²¹ apud VON SPERLING, 2007), respectivamente. A menor pressão atmosférica em uma maior altitude reduz a concentração de oxigênio dissolvido e uma maior temperatura gera uma maior agitação das moléculas facilitando a sua passagem para a fase gasosa.

²⁰ QASIM, S. R. *Wastewater treatment plants: planning, design and operation*. Holt, Renegast and Winston, New York, 1985.

²¹ POPEL, H. J. *Aeration and gas transfer*. 2. ed. Delft, Delft University of Technology, 1979. 169 p.

$$D_0 = C'_s - C_0 \quad (18)$$

$$C'_s = C_s \cdot \left(1 - \frac{H}{9450}\right) \quad (19)$$

$$C''_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1}T + 4,9910 \cdot 10^{-3}T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5}T^3 \quad (20)$$

Onde: D_0 = déficit inicial de oxigênio dissolvido logo após a mistura (mg/l)
 C_s = concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/l)
 C_0 = concentração inicial de oxigênio dissolvido logo após a mistura (mg/l)
 C'_s = concentração de saturação de oxigênio dissolvido a uma determinada elevação (mg/l)
 H = elevação em relação ao nível do mar (m).
 C''_s = concentração de saturação de oxigênio dissolvido a uma determinada temperatura (mg/l)
 T = temperatura (°C)

Como todos os cálculos são baseados na demanda última de oxigênio é necessário converter a DBO_5 em DBO última nos termos da Equação (21), com base na Equação (9), sendo que, neste caso, deve-se utilizar obrigatoriamente K_1 e não K_d .

$$L_0 = DBO_5 \cdot K_T = DBO_5 \cdot \frac{1}{1 - e^{-5 \cdot K_1}} \quad (21)$$

Onde: L_0 = DBO remanescente em $t=0$ ou DBO exercida em $t=\infty$ ou demanda última (mg/l)
 DBO_5 = valor da DBO de cinco dias a 20 °C (mg/l)
 K_T = constante de transformação de DBO_5 a DBO última (-)
 K_1 = coeficiente de desoxigenação na base neperiana (dia^{-1})

Para fins de cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, tem-se que a taxa de variação do déficit de OD é igual ao consumo menos a produção de OD nos termos da Equação (22), que integrada resulta na Equação (23). A curva de oxigênio dissolvido (C_t) pode ser obtida a partir desta última equação, sabendo-se que equivale à concentração de saturação (C_s) menos o déficit de OD (D_t), nos termos da Equação (24).

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot D \quad (22)$$

$$D_t = \frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (23)$$

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad (24)$$

O cálculo do tempo crítico em que ocorre a concentração crítica de oxigênio (C_c) é obtido através da derivada da Equação (24) de oxigênio dissolvido em relação ao tempo, igualando-se esta derivada a zero e obtendo-se uma derivada segunda negativa que é apresentada na Equação (25). No tempo crítico a taxa de desoxigenação é igual à de reaeração conforme apresenta a Equação (26), que modificada com base nas Equações (8) e (18) resulta na Equação (27) de cálculo da concentração crítica de oxigênio dissolvido.

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_d} \cdot \ln \left\{ \frac{K_2}{K_d} \cdot \left[1 - \frac{(C_s - C_0) \cdot (K_2 - K_d)}{L_0 \cdot K_d} \right] \right\} \quad (25)$$

$$\frac{dD}{dt} = \frac{dL}{dt} \quad \text{ou} \quad -K_2 \cdot D_c = -K_d \cdot L_c \quad (26)$$

$$C_c = C_s - \frac{K_d}{K_2} \cdot L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t_c} \quad (27)$$

Onde: t_c = tempo crítico no qual a concentração de oxigênio é mínima ou déficit máximo de oxigênio (dia)
 C_c = concentração mínima de oxigênio dissolvido (mg/l)

Na hipótese do cálculo da concentração de oxigênio dissolvido ser negativo, deve-se assumir o valor zero, haja vista que esta situação não tem sentido físico, e o modelo de Streeter-Phelps perde a sua validade. Gundelach e Castilo (1976)²² apud Von Sperling (2007) formularam um modelo para condições anaeróbias, caso em que o déficit de oxigênio é igual à concentração de saturação de oxigênio e a taxa de conversão da matéria orgânica é limitada pela transferência de oxigênio do meio gasoso.

O modelo de Streeter-Phelps pode ainda ser utilizado para o caso de contribuições múltiplas ao longo do curso d'água, quer seja pontuais ou difusas, dividindo-o em diversos trechos para efetuar a modelagem matemática. O essencial é que se tenha, imediatamente à montante do ponto de mistura, a vazão e as concentrações de OD e de DBO definidas. No caso das contribuições difusas, calcula-se a vazão incremental expressa em termos de l/s.km, possibilitando o cálculo da vazão em cada segmento simulado, conforme ilustra a Figura 17.

Figura 17 – Esquema para cálculo da vazão distribuída em cursos d'água. Fonte: Von Sperling (2007, p. 383).

²² GUNDELACH, J. M.; CASTILLO, J.E. *Natural stream purification under anaerobic conditions*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 48 (7), 9. 1753-1758, July, 1976.

Registra-se por fim que nas modelagens matemáticas da autodepuração frequentemente se questiona a magnitude de determinada variável ou coeficiente. Antes de investir tempo e recursos na sua determinação é interessante efetuar uma análise de sensibilidade para identificar o efeito de uma variação de um determinado parâmetro no resultado final. Esta análise pode ser efetuada através de diferentes técnicas. A análise de sensibilidade informal envolve variar determinado parâmetro e interpretar se o resultado final é sensível a esta variação. Na análise de erro de primeira ordem se trabalha com coeficientes normalizados de sensibilidade, que representam a porcentagem de variação no resultado final decorrente da porcentagem de variação de um parâmetro. Já, na análise por simulação Monte Carlo, após registrar um elevado número de resultados finais cada qual para um conjunto diferente de parâmetros selecionados aleatoriamente dentro de uma simulação especificada, procede-se a uma análise estatística dos resultados obtidos.

3.3.5. Poluição por Fósforo

A eutrofização é o processo que ocorre principalmente em corpos d'água com baixas velocidades (lagos e represas – sistemas lênticos) que envolve o crescimento excessivo de plantas aquáticas decorrente do nível excessivo de nutrientes no corpo d'água, principalmente de nitrogênio e fósforo, que estão presentes nos fertilizantes e nos esgotos. O aporte de fósforo a um lago ou represa se dá pela poluição difusa decorrente da drenagem pluvial de áreas de matas, agrícolas ou urbanas, bem como do lançamento de esgotos. (NUVOLARI, 2011)

São diversos os efeitos indesejáveis da eutrofização, que envolve o surgimento de condições anaeróbias, a mortandade de peixes, o aumento da complexidade no tratamento de água, a toxicidade das algas, a dificuldade na navegação, os problemas estéticos e recreacionais, etc. Quanto mais raso o corpo d'água, maior a tendência de uma eutrofização mais intensa em virtude da maior penetração de luz na água. Convencionou-se a definição do nível de trofia em função da concentração de fósforo, uma vez que este é geralmente o nutriente limitante, pois mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, há organismos (cianobactérias) capazes de fixar o nitrogênio atmosférico. (VON SPERLING, 2005 e 2007)

3.3.6. Contaminação por Patógenos

Um corpo d'água com lançamentos de esgotos incorpora a si uma ampla gama de agentes transmissores de doenças de veiculação hídrica. Este fato não impacta a biota, mas afeta alguns usos da água, tais como o abastecimento público, a dessedentação, a irrigação e a balneabilidade. A maioria destes agentes possuem no trato intestinal humano condições ótimas para o seu crescimento e, uma vez submetidos às adversas condições dos corpos d'água, tendem a decrescer em número. Entre as condições adversas estão fatores físicos como luz solar (radiação ultravioleta), temperatura (inferior à humana), adsorção, floculação e sedimentação. Dentre os fatores físico-químicos estão os efeitos osmóticos (salinidade), o pH, a toxicidade química e o potencial redox. Já, dentre os fatores biológicos e bioquímicos relaciona-se a falta de nutrientes, a predação e a competição. As bactérias patogênicas tendem

a morrer um pouco mais rapidamente do que as termotolerantes, conforme representa a Figura 18. (VON SPERLING, 2005 e 2007)

O decaimento bacteriano no curso d'água é estimado pela Lei de Chick e é diretamente proporcional à concentração de bactérias nos termos da reação de primeira ordem expressa na forma diferencial na Equação (28), que integrada resulta na Equação (29). O coeficiente de decaimento (K_b) oscila em função da natureza do organismo e das condições no meio aquático, ocorrendo mais rápido em áreas tropicais e em rios poluídos, possuindo valores na faixa de 0,5 a 1,5 dia⁻¹, com valor típico de 1,0 dia⁻¹ (base neperiana, temperatura de 20 °C). O ajuste de temperatura se dá, tal como no modelo de Streeter-Phelps, pela Equação (17) (pág. 47), adotando-se o coeficiente de temperatura θ igual a 1,07. (VON SPERLING, 2007)

Figura 18 – Curva típica das taxas de decaimento de coliformes e bactérias patogênicas.

Fonte: Von Sperling (2007, p. 508).

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (28)$$

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (29)$$

Onde: N = número de coliformes termotolerantes (org./100mL)
 N_0 = número inicial de coliformes termotolerantes (org./100mL)
 t = tempo (dia)
 K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (dia⁻¹) – base neperiana

3.4. Os Indicadores de Sustentabilidade

3.4.1. Panorama Geral

O mundo é muito complexo para lidar com todas as informações disponíveis, sendo necessário escolher um pequeno e significativo conjunto de indicadores para monitorar sistemas complexos de modo a compreender, tomar decisões e planejar ações. Indicadores surgem de valores (medimos o que valorizamos) e criam valores (valorizamos o que medimos) e sua presença, ausência e proeminência afetam comportamentos, para melhor ou para pior. (MEADOWS, 1998)

Os indicadores cumprem o seu papel ao simplificar e quantificar as informações (VERBRUGGEN e KUIK, 2009) e a sua construção incorporando os componentes essenciais de um sistema não algo é simples, visto que envolve a complexidade do que se pretende analisar, a coleta de dados, a tradução, a análise e a comunicação (MEADOWS, 1998). Seu desenvolvimento deve se pautar não apenas em sua relevância, mas também na disponibilidade de informações necessárias para calculá-lo, conforme ilustra a Figura 19 (UN, 2007). A sua qualidade não pode ser avaliada sem considerar a utilização pretendida (VERBRUGGEN e KUIK, 2009) e se não for bem escolhido ou medido haverá prejuízos na avaliação. (MEADOWS, 1998).

		Relevance			
		Relevant	Related indicator relevant	Relevant but missing	Irrelevant
Data availability	Available				
	Potentially available				
	Related data available				
	Not available				
Legend			To be used		To be identified
			To be modified		To be removed

Figura 19 – Matriz para adaptar indicadores de desenvolvimento sustentável. Fonte: UN (2007, p. 39).

Segundo Siche et. al./ (2007) há certa confusão sobre o significado de índice e indicador, sendo muitas vezes erroneamente tratados como sinônimos. Este autor afirma que um indicador normalmente é utilizado como um pré-tratamento aos dados originais e um índice é um dado mais apurado que provém da agregação de um jogo de indicadores ou variáveis e que pode interpretar a realidade de um sistema, conforme ilustra a Figura 20.

Figura 20 – Representação gráfica dos níveis de agregação dos dados. Fonte: Siche et. al (2007, p. 144).

O termo desenvolvimento sustentável surgiu no Relatório Brundtland, elaborado no processo preparatório da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento realizada no Rio de Janeiro em 1992, definindo-o como “*aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades*” (WCED, 1987), e a mudança de padrão de desenvolvimento, para um que seja sustentável, exige a criação e adoção de novos indicadores, que proporcionem esta mudança de paradigma de progresso. Neste contexto, emerge a discussão acerca dos indicadores de desenvolvimento sustentável.

Os indicadores atuam de forma a comparar fatos selecionados e observados na realidade com parâmetros ou metas de sustentabilidade pré-estabelecidas, desde que garantam que o processo de avaliação pondere, de forma significativa, as dimensões econômica, social e ambiental (MALHEIROS et al., 2008). Os indicadores de sustentabilidade permitem observar e monitorar o desenvolvimento em relação ao ambiente; o impacto e as consequências do desenvolvimento sobre os recursos naturais, funções ecológicas e sociedade; e a inter-relação entre os diversos diferentes fatores de desenvolvimento (WINOGRAD e FARROW, 2009).

Os indicadores de sustentabilidade incorporam as dimensões temporal, de limite e de meta aos indicadores tradicionais, sendo idealmente expressos em termos de unidade temporal, risco/meta limite ou capacidade suporte (MEADOWS, 1998). São necessários para guiar políticas e decisões em todos os níveis da sociedade e devem ser construídos à luz das melhores práticas e, em especial, dos princípios da relevância política, simplicidade, validade, séries temporais, disponibilidade de dados, agregação de informações, sensibilidade e confiabilidade (BOSSSEL, 1999).

Martinez (2007) registra que, no caso dos indicadores que se encontram em processo de construção, é imprescindível a sua completa descrição e calibração e, para tanto, sugere a utilização de uma ficha metodológica como ferramenta central de sua construção, permitindo

a adoção de uma linguagem comum na sua avaliação e utilização. Esta autora afirma ainda que, para garantir a confiabilidade dos indicadores elaborados é recomendável a realização de um processo de intensa consulta a instituições e cientistas atuantes no tema do indicador para fins de primeiro poder compreender e depois explicar o que o valor de cada indicador está dizendo e suas principais implicações.

3.4.2. A Matriz DPSIR

Uma matriz amplamente aceita e frequentemente utilizada na elaboração de indicadores interdisciplinares é a DPSIR (ou FPEIR, em português), cuja denominação resulta do acrônimo de “*Driving force*” (Força motriz), “*Pressure*” (Pressão), “*State*” (Estado), “*Impact*” (Impacto) e “*Response*” (Resposta). Esta matriz, ilustrada na Figura 21, considera que a atividade humana (força motriz) gera pressão no ambiente, alterando o seu estado, o que causa um impacto exigindo, portanto, uma resposta sobre os demais elementos. (CARR et. al, 2007)

Figura 21 – Representação gráfica da matriz DPSIR. Fonte: BOSCH (2003, p. 8).

A matriz DPSIR oferece um sistema capaz de identificar um problema na cadeia de causa e efeito e descreve uma situação dinâmica atentando-se aos “*feedbacks*” no sistema. Foi proposto pela Agência Ambiental Européia em 1995 e se baseia no modelo de stress/resposta desenvolvido pelo Canadá em 1970 e que foi aprimorado ao longo das duas décadas seguintes por instituições como as Nações Unidas e a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico. (SVARSTAD et. al, 2008)

Ao identificar indicadores em cada uma das categorias da matriz é útil na descrição da correlação entre a origem e as consequências dos problemas ambientais (KRISTENSEN, 2004). Sua popularidade é relacionada ao fato de capturar, de forma simples, as relações fundamentais entre a sociedade e o meio ambiente, sendo amplamente aceita e frequentemente utilizada na elaboração de indicadores interdisciplinares e na conceituação de sistemas e modelos (SVARSTAD et. al, 2007).

Utilizar a matriz DPSIR significa utilizar um ou mais indicadores em cada uma de suas categorias. Os indicadores de força motriz refletem o desenvolvimento das atividades humanas que provocam mudanças no meio ambiente; os de pressão indicam os elementos que causam os problemas ambientais; os de estado retratam a atual condição do ambiente; os de impacto descrevem os efeitos das mudanças de estado; e os de resposta apresentam o esforço feito para resolver os problemas. (SVARSTAD et. al, 2008)

O potencial desta matriz não reside apenas em seus elementos, mas também na relação entre eles, conforme ilustra a Figura 22. Por exemplo, a relação entre força motriz e pressão é função da ecoeficiência; a relação entre pressão e estado está ligado ao caminho de exposição desta pressão; a relação entre impacto e o estado depende da resposta à exposição e a resposta da sociedade aos impactos dependem de como estes impactos são notados e avaliados (BOSCH, 2003).

Figura 22 – Representação gráfica da relação dos elementos da matriz DPSIR. Fonte: BOSCH (2003, p. 10).

É importante ressaltar que a matriz DPSIR também apresenta as suas limitações. Críticos afirmam que cria um conjunto de indicadores estáveis que pode não considerar a dinâmica de mudança do sistema avaliado e não capturar tendências, com exceção dos casos em que a avaliação é realizada com os mesmos indicadores a intervalos regulares. Argumenta-se ainda que é falho ao não especificar claramente as relações de causa e efeito dos problemas ambientais e que a matriz sugere uma cadeia de eventos linear e unidirecional para problemas ambientais complexos. Entretanto, é importante frisar que a matriz não é um modelo, mas apenas uma forma de identificar indicadores apropriados para avaliar os problemas ambientais. (CARR et. al, 2007)

A matriz DPSIR pode ser adaptada segundo as características do que se deseja avaliar ou em função da demanda de indicadores ambientais ou das condições de um determinado ambiente (SVARSTAD et. al, 2008). A sua aplicação ao caso de poluição de corpos d'água por matéria orgânica é ilustrada na Figura 23.

Figura 23 – Matriz DPSIR aplicada à poluição de corpos d'água por matéria orgânica. Fonte: Kristensen (2004).

4. OBJETO DE ESTUDO

4.1. Aspectos Gerais da Região Metropolitana de São Paulo

A Região Metropolitana de São Paulo – RMSP, área de estudo desta pesquisa, foi criada em 1973 e reorganizada em 2011. Possui cerca de oito mil quilômetros quadrados e concentra 39 municípios distribuídos em cinco sub-regiões, sendo que a cidade de São Paulo integra todas, conforme detalhado na sequência e ilustrado na Figura 24: (EMPLASA, 2018)

- Norte: Caieiras, Cajamar, Francisco Morato, Franco da Rocha e Mairiporã.
- Leste: Arujá, Biritiba-Mirim, Ferraz de Vasconcelos, Guararema, Guarulhos, Itaquaquecetuba, Mogi das Cruzes, Poá, Salesópolis, Santa Isabel e Suzano.
- Sudeste: Diadema, Mauá, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, Santo André, São Bernardo do Campo e São Caetano do Sul.
- Sudoeste: Cotia, Embu das Artes, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, Juquitiba, São Lourenço da Serra, Taboão da Serra e Vargem Grande Paulista.
- Oeste: Barueri, Carapicuíba, Itapevi, Jandira, Osasco, Pirapora do Bom Jesus e Santana de Parnaíba.

A RMSP possuía, em 2017, 21,4 milhões de habitantes, o que representava mais de 47% da população estadual e 10% da brasileira (IBGE, 2017). É o maior polo de riqueza nacional: seu Produto Interno Bruto (PIB) corresponde a 55% do paulista e 18% do brasileiro. Centraliza importantes complexos industriais, comerciais, de serviços e, principalmente, financeiros, que dinamizam as atividades econômicas no país. Conta com uma densa urbanização em sua porção central que se expande constantemente em direção às periferias, onde estão seus mananciais estratégicos e remanescentes de Mata Atlântica (EMPLASA, 2018).

Entre os mananciais da RMSP estabelecidos com base na Lei Estadual Nº 9.866/1997 (SÃO PAULO, 1997) estão o Guarapiranga (Lei Estadual Nº 12.223/2006, SÃO PAULO, 2006), Billings (Lei Estadual Nº 13.579/2009, SÃO PAULO, 2009), Alto Tietê Cabeceiras (Lei Estadual Nº 15.913/2015), Alto Juqueri / Cantareira (Lei Estadual Nº 15.790/2015) e Alto Cotia (Lei Estadual Nº 16.568/2017). Há ainda outros mananciais definidos na Lei Estadual Nº 898/1975, mas que não contam com lei específica.

A RMSP quase que se sobrepõe à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 06 – Alto Tietê (vide Figura 24), que compreende a bacia hidrográfica do rio Tietê com foz na barragem do Rasgão em Pirapora do Bom Jesus, no extremo oeste da Região Metropolitana. Dos 39 municípios da RMSP, apenas três (Guararema, Juquitiba e Santa Isabel) não integram a UGRHI 06. Entre seus principais rios estão o Tietê, Pinheiros, Tamanduateí, Claro, Paraitinga, Jundiaí, Biritiba-Mirim e Taiaçupeba. A UGRHI é composta por seis sub-bacias: Tietê Cabeceiras, Billings - Tamanduateí, Cotia - Guarapiranga, Penha – Pinheiros, Pinheiros - Pirapora e Juqueri - Cantareira. (FUSP, 2009)

Figura 24 – Mapa da malha municipal da RMSP.

4.2. O Sistema de Esgotamento Sanitário da RMSP

Conforme a população da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP foi crescendo houve a degradação da qualidade dos recursos hídricos, em especial do Rio Tietê, em função de praticamente inexistir um Sistema de Esgotamento Sanitário – SES completo, incluindo o afastamento e o tratamento dos esgotos de forma a evitar que os mesmos chegassem aos corpos d'água. Isto levou à implantação paulatina de um SES que começou atendendo ao centro da cidade de São Paulo com um sistema combinado e com o tempo evoluiu para um grande sistema de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, que ainda hoje não opera satisfatoriamente. Embora a RMSP tenha um nível de atendimento razoável de coleta dos esgotos, nem tudo o que é coletado é tratado devido a descontinuidades no sistema de afastamento: falta de coletores-tronco e interceptores, bem como pela falta de conexão entre os existentes. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008b)

O primeiro exercício de planejamento do sistema de esgotamento sanitário da RMSP ocorreu apenas em 1952, com a proposta de construção das Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs Pinheiros e Vila Leopoldina, ambas apenas com tratamento preliminar e primário, que só foram concluídas em 1973, mesmo ano de criação da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, quando a RMSP já possuía mais de oito milhões de habitantes. Em 1975 foi decidido que a RMSP teria três novas ETEs, Suzano, Barueri e ABC, todas com tratamento secundário. A primeira foi concluída em 1982 e a segunda, em 1988, mesmo ano em que se decide pela implantação de mais duas ETEs, a Parque Novo Mundo e a São Miguel, ambas com tratamento secundário. Em 1989 é desativada a ETE Vila Leopoldina e, em 1992, inicia-se o Projeto Tietê. Em 1998, são finalizadas as obras das ETEs ABC, Parque Novo Mundo e São Miguel, ocorrendo a desativação da ETE Pinheiros no ano seguinte. A opção de se desativar duas das ETEs construídas se deu pela ausência de disponibilidade de áreas para implantação do tratamento secundário (COBRAPE-CONCREMAT, 2008b).

O Sistema de Esgotamento Sanitário da RMSP, objeto de estudo desta pesquisa, atualmente conta com o Sistema Principal, integrado por cinco grandes Estações de Tratamento de Esgotos (ABC, Barueri Parque Novo Mundo, São Miguel e Suzano) que, em termos de área de abrangência, coincide aproximadamente com a porção mais densa da RMSP, que engloba as bacias vertentes dos rios Pinheiros, Tietê e Tamanduateí e algumas sub-bacias dos reservatórios Billings e Guarapiranga. Nas localidades periféricas há Sistemas Isolados que contam com ETEs de menor porte, que atendem total ou parcialmente 28 municípios, inclusive a cidade de São Paulo. O processo de tratamento das cinco grande ETEs é de lodo ativado convencional e em nível secundário, com grau de eficiência de cerca de 90% de remoção de carga orgânica. A Figura 25 apresenta uma planta geral do SES da RMSP, enquanto que o Quadro relaciona as principais características do Sistema Principal por sistema de esgotamento. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008b)

Figura 25 – Mapa do sistema de esgotamento sanitário da RMSP.
Fonte: Cobrape-Concremat (2008b, p. 39).

Quadro 8 – Características do sistema principal de esgotamento da RMSP. Fonte: Cobrape-Concremat (2008b).

Sistema	Vazão média da ETE (m ³ /s)		Extensão do sistema linear (km)			Número de ligações de esgoto (un.)
	Afluyente	Projetada	Interceptor	Coletor tronco	Rede coletora	
ABC	1,7	3,0	36	180	4.220	604.305
Barueri	9,0	9,5	93	363	9.813	1.407.268
Pq. Novo Mundo	2,1	2,5	10	146	3.800	628.062
São Miguel	0,8	1,5	12	56	2.470	379.467
Suzano	0,7	1,5	15	47	1.325	154.296
TOTAL	14,3	18,0	166	792	21.628	3.173.398

Obs.: Estava previsto para 2017 o aumento em 6,5 m³/s na capacidade da ETE Barueri (SABESP, 2016).

A partir de 1992, visando contribuir para a revitalização progressiva do Rio Tietê, as obras de ampliação e otimização do sistema de coleta, transporte e tratamento de esgotos do SES da RMSP foram concentradas no Projeto Tietê (COBRAPE-CONCREMAT, 2008b). Atualmente em sua quarta etapa, até 2015 foram construídos mais de quatro mil quilômetros de redes, coletores-tronco e interceptores no âmbito deste projeto (SABESP, 2016). Entretanto, este projeto foi paralisado em diversos momentos ao longo dos anos por razões político-econômicas e as maiores dificuldades de sua implantação não foram a construção das ETEs, mas das redes, coletores-tronco e interceptores que deveriam transportar os esgotos até elas (NUVOLARI, 2011). Dentre os problemas verificados no sistema de afastamento de esgotos estão a ausência de redes coletoras, coletores tronco e interceptores, bem como a falta de continuidade das unidades existentes, tal como ilustra a Figura 26.

Figura 26 – Tipificação da situação das redes coletoras de esgoto. Fonte: Cobrape-Concremat (2008b, p. 68).

O primeiro Plano Diretor de Esgotos – PDE da RMSP foi elaborado em 1967 e passou por algumas transformações ao longo do tempo, com o Sistema Principal sendo proposto em 1988 e validado em 2000, quando foi desenvolvido um amplo estudo sobre os sistemas de esgotos

sanitários, que englobou a projeção populacional e de demanda. O atual PDE, de 2010, não rediscute a concepção do SES, abordando apenas o cronograma e custos de ampliação do sistema e efetuando um planejamento para um horizonte de 20 anos, prevendo dois cenários de universalização (2018 e 2023), conceito este que envolve coletar 90% do esgoto de cada município e tratar 100% da vazão coletada. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008b)

Hoje o sistema de esgotamento sanitário (e abastecimento de água) dos 39 municípios da RMSP, com exceção de cinco municípios (Guarulhos, Mauá, Mogi das Cruzes, Santo André e São Caetano do Sul), é operado pela SABESP (vide Figura 24, pág. 17). Mesmo nos municípios da RMSP em que o sistema não é operado pela SABESP é ela que fornece a água a ser distribuída, sendo que em São Caetano do Sul e Mogi das Cruzes o esgoto também é tratado por ela. Nestes municípios e em Santo André a própria municipalidade é responsável pelo sistema, enquanto que em Guarulhos e Mauá este serviço foi concedido à iniciativa privada. A SABESP é uma empresa de economia mista, que conta com o governo do Estado de São Paulo como principal acionista e é responsável pelo fornecimento de água, coleta e tratamento de esgotos em 367 municípios, mais da metade dos 645 municípios do Estado. (SABESP, 2016)

Para fins de planejamento o PDE subdividiu o Sistema Principal da RMSP em dez macrobacias de esgotamento, que coincidem com as bacias hidrográficas do Rio Tietê e que posteriormente foram subdivididas em 225 sub-bacias de esgotamento: Billings – BL (21 sub-bacias), Guarapiranga – GP (16), Guaió – GU (2), Meninos – ME (16), Pinheiros – PI (25), Tamanduateí – TA (30), Tietê Centro – TC (26), Tietê Leste – TL (58), Tietê Oeste – TO (22) e Taiaçupeba – TP (9). Os Sistemas Isolados são formados por 23 bacias e 87 sub-bacias, sendo que os municípios de Guararema, Juquitiba, Santa Isabel e São Lourenço da Serra, que contam com uma população total de aproximadamente 131 mil habitantes (IBGE, 2017), tiveram toda sua área territorial considerada como uma sub-bacia única. No total o SES da RMSP é composto por 312 sub-bacias de esgotamento conforme ilustra a Figura 27 ²³. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a)

A população da RMSP está concentrada nas bacias centrais, principalmente no município de São Paulo, conforme ilustra a Figura 28, que indica a faixa de densidade demográfica de cada sub-bacia de esgotamento.

Como a SABESP não opera os sistemas de esgotos de apenas quatro dos municípios da RMSP, poucas sub-bacias não possuem atuação da SABESP. Na sequência são elencadas estas bacias, sendo que aquelas indicadas com um asterisco (*) são abrangidas parcialmente pelo município em questão.

²³ O arquivo digital com o perímetro das 189 sub-bacias de esgotamento georreferenciadas em formato *shapefile* foi solicitado à SABESP por meio da Lei de Acesso à Informação (BRASIL, 2011b), mas foi fornecido apenas após a assinatura do “*Termo de Compromisso para fins de Pesquisa, Desenvolvimento & Inovação*”.

Figura 27 – Mapa das sub-bacias de esgotamento da RMSP.

Figura 28 – Densidade demográfica nas sub-bacias de esgotamento da RMSP.

- Guarulhos: TC-28*, TL-02, TL-04, TL-06, TL-08, TL-10*, TL-12, TL-14, VI-01
- Mauá: GU-0, TA-08*, TA-14*, TA-16, TA-18, TA-31*, TA-33, TA-35, TA-37, TA-39
- Mogi: BI-01, BI-03, BI-05, IT-01, JD-01, JD-02, JD-03, JD-04, JD-06, TL-20, TL-22*, TL-24*, TL-26*, TL-28, TL-30, TL-32, TL-34, TL-35*, TL-36, TL-37, TL-38, TL-39, TL-40, TL-41, TL-42, TL-43, TL-45, TL-47, TL-49, TL-51, TL-53, TL-55, TL-57*, TP-02, TP-04, TP-06, TP-07*, TP-08, TP-09, VI-04, VI-05
- Santo André: BL-13*, BL-16*, BL-17*, BL-18*, BL-21*, ME-04, ME-06, MG-01, MG-02, TA-08*, TA-10, TA-12, TA-14*, TA-23*, TA-25, TA-27, TA-29, TA-31*
- São Caetano do Sul: ME-02, TA-23*

O PDE de 2010, com base nas projeções populacionais e de domicílios da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados – SEADE, desenvolveu ainda projeções de população e vazões de esgoto para cada bacia de esgotamento por meio da relação com os setores censitários tomando como referência o consumo médio de água entre julho de 2007 e junho de 2008 (no caso dos municípios não operados pela SABESP foram adotados dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS de 2006). As projeções de vazões foram desenvolvidas para seis categorias: residencial, comercial, industrial, público, perdas aparentes e infiltração, que somadas resultam na vazão total de esgoto gerada. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a)

A estimativa de vazão de esgoto coletado em cada sub-bacia foi obtida por meio do somatório dos consumos de água das economias de esgoto (nas quatro categorias de uso) e referente à perda aparente (devido à submedição dos hidrômetros e estimado em 61% da perda aparente total) multiplicado pelo coeficiente de retorno (de 0,80) e acrescentado da vazão de infiltração (multiplicação da extensão das redes de coleta pela taxa linear de infiltração). O índice de coleta foi obtido pela relação entre o número de economias residenciais atendidas com coleta de esgoto e o número de domicílios urbanos. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a)

Registra-se que o PDE simulou a qualidade da água dos corpos receptores principais visando avaliar o impacto da execução das obras e ações previstas considerando os cenários propostos de universalização. O modelo QUAL2E (já comentado no item 3.3.3, pág. 40) foi aplicado no rio Tietê (de Mogi das Cruzes até a Barragem de Porto Góes, em Salto), no rio Pinheiros (entre a represa Billings e a confluência com o rio Tietê) e no rio Tamanduateí (entre a foz do Ribeirão dos Meninos e a foz no Rio Tietê). As simulações realizadas indicam que com a ampliação do sistema haverá uma melhora da qualidade dos corpos d'água e salienta que a eliminação dos trechos em anaerobiose e a redução significativa das cargas de fósforo nas represas Billings e Guarapiranga estão associadas à universalização do serviço de esgotamento sanitário. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008b)

Pensando em sua implementação o PDE apresenta a priorização das ações segundo a ótica do custo-benefício, entendido o benefício como a maior quantidade de esgoto bruto encaminhada efetivamente para os sistemas de tratamento. Foram estimados os custos das obras para os dois cenários de universalização (2018 e 2023). Para o cenário 1 os custos das obras foram divididos em parcelas iguais nos anos de 2016 a 2018. Já, para o cenário 2 as obras foram

priorizadas a partir de uma matriz com três critérios: obras a jusante mais próxima da ETE e interligações fundamentais (peso 3), adensamento das bacias (peso 2) e número de obras na bacia (peso 1). Para cada critério poderiam ser atribuídas as notas 1 a 3. Intervenções de alta prioridade são aquelas com nota entre 14 e 18 e seriam executadas de 2015 a 2018. As de média prioridade tem nota entre 9 e 13 e seriam executadas de 2018 a 2020 e as de baixa prioridade tem nota entre 1 e 8 e seriam executadas de 2020 a 2023. (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a)

O mapa apresentado na Figura 25 (pág. 60) contém a indicação das unidades existentes do sistema de esgotamento, bem como aquelas previstas na terceira etapa e em etapas futuras do Projeto Tietê. Já, os Quadros 9 e 10 apresentam uma síntese das intervenções e investimentos previstos para que se possa atingir as metas do Cenário 2: universalização em 2023.

Quadro 9 – Resumo das intervenções previstas – Cenário 2.

Operação	Unidade do Sistema	Unidade	2011-2015	2016-2018	2019-2023	2024-2030
SABESP	Ligações domiciliares	1.000 un.	319	206	168	82
	Redes Coletoras	km	1.437	932	795	290
	Afastamento (Coletores e Interceptores)	km	686	195	84	19
	Reversões (Coletores e Linhas de Recalque)	km	–	52	–	–
	Ampliação de ETE	m³/s	8,75	8,35	13,2	–
Municípios	Ligações domiciliares	km	115	38	61	42
	Redes Coletoras	km	723	217	281	453
	Reversões (Coletores e Linhas de Recalque)	m³/s	8	118	74	20

Quadro 10 – Investimentos das intervenções previstas – Cenário 2.

Operação	Unidade do Sistema	Milhões de R\$				
		Total	2011-2015	2016-2018	2019-2023	2024-2030
SABESP	Ligações domiciliares	327	161	68	51	47
	Redes Coletoras	935	514	147	171	103
	Afastamento (Coletores e Interceptores)	1.762	818	725	219	–
	Reversões (Coletores e Linhas de Recalque)	883	502	381	–	–
	Ampliação de ETE	125	47	78	–	–
Municípios	Ligações domiciliares	112	60	19	11	22
	Redes Coletoras	535	259	68	46	162
	Reversões (Coletores e Linhas de Recalque)	546	–	317	229	–
Total		5.225	2.361	2.803	727	334

Entretanto, desde 2015, quando ocorreu uma crise hídrica na RMSP, a SABESP reduziu os investimentos em esgoto (SANEAMENTO BÁSICO, 2017). Se os desafios já eram enormes para universalizar o serviço de esgotamento sanitário, quer seja em 2018 ou 2023, ficaram maiores ainda. Tendo em vista a crise hídrica e a necessidade de alocação de um grande volume de investimentos, superior a 14 bilhões de reais em 280 empreendimentos para atingir a universalização, a SABESP disponibilizou para consulta na internet a utilização da metodologia “*Analytic Herarchy Process*” – AHP para subsidiar a tomada de decisão quanto à hierarquização e seleção dos empreendimentos de esgotos a serem executados. Esta metodologia se caracteriza por analisar um problema, através da construção de níveis hierárquicos menos complexos, facilitando o entendimento e a síntese, para auxiliar a tomada de decisões. O resultado final do trabalho se traduz em uma matriz (vide Figura 29) em que os empreendimentos são dispostos de acordo com o impacto estratégico (eixo das ordenadas), complexidade (eixo das abscissas), urgência (cores das bolas) e volume de investimentos (tamanho do círculo). (SABESP, 2017)

Na categoria impacto estratégico privilegiam-se municípios com baixos índices de atendimento e tratamento de esgotos e a recuperação da qualidade das águas dos mananciais, dos rios Pinheiros e Tietê e dos cursos d’água do Programa Córrego Limpo. Na categoria complexidade são mais pontuados os empreendimentos de maior porte e os que exigem maiores tecnologias, remoções de famílias e/ou autorizações ambientais. Na categoria urgência, priorizam-se os empreendimentos com compromisso firmado com o poder concedente e outros órgãos dentro dos prazos assumidos, ou que oferecerão um maior risco operacional com relação aos impactos socioambientais. (SABESP, 2017)

Figura 29 – Modelo de matriz da metodologia “*Analytic Herarchy Process*”. Fonte: SABESP (2017, p. 3).

4.3. Os Índices de Coleta e Tratamento de Esgoto

No Quadro 11 são apresentados os índices de coleta e de tratamento de cada sub-bacia de esgotamento da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. Os índices de coleta se referem à relação entre as vazões coletadas e geradas das projeções para 2010 (e realizadas em 2008) indicadas no PDE (COBRAPE-CONCREMAT, 2008a). Não foram adotados dados das projeções para 2015 e 2018, pois não se sabe se as mesmas foram concretizadas, especialmente em virtude da crise hídrica que assolou o Estado nos últimos anos e minimizou os investimentos. Solicitou-se à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP dados mais atuais, mas a mesma informou ²⁴ que este índice não é calculado para cada sub-bacia de esgotamento. Os índices de tratamento são de 2017 e foram calculados pela relação entre as ligações de esgoto que seguem para tratamento e as ligações totais de esgoto para cada sub-bacia de esgotamento, as quais foram informadas ²⁵ pela SABESP depois de provocada. Não foi possível ter conhecimento dos índices de tratamento das sub-bacias não operadas pela SABESP, razão pela qual os índices de coleta nas bacias não operadas ou operadas parcialmente pela mesma não foram determinados (N.D.).

Quadro 11 – Características operacionais das sub-bacias de esgotamento da RMSP.
Fonte: Cobrape-Concremat (2008a) e via Lei de Acesso à Informação ²⁵.

Sub-bacia	Índices de (%)		Sub-bacia	Índices de (%)		Sub-bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.		Coleta	Tratam.		Coleta	Tratam.
AS-01	12	0	AS-02	41	31	AV-01	0	0
BI-01	100	N.D.	BI-02	0	92	BI-03	100	N.D.
BI-04	0	0	BI-05	100	N.D.	BI-06	0	0
BL-01	69	99	BL-02	60	78	BL-03	10	87
BL-04	54	93	BL-05	2	98	BL-06	89	5
BL-07	18	0	BL-08	65	0	BL-09	0	0
BL-10	39	9	BL-11	0	0	BL-12	0	0
BL-13	19	N.D.	BL-14	18	0	BL-15	33	72
BL-16	100	N.D.	BL-17	38	N.D.	BL-18	40	N.D.
BL-19	33	N.D.	BL-20	91	65	BL-21	60	N.D.
CB-01	0	0	CT-01	0	0	CT-02	0	0
GP-01	90	80	GP-02	100	100	GP-03	31	86
GP-04	88	97	GP-05	6	94	GP-06	51	97
GP-07M	43	98	GP-07R	43	0	GP-08	0	0
GP-09	59	100	GP-10	0	0	GP-11M	0	0
GP-11R	0	0	GP-12	66	95	GP-14	0	0
GP-16	0	0	GU-01	82	N.D.	GU-02	78	0

²⁴ Informação dada por meio da Lei de Acesso à Informação (BRASIL, 2011b, protocolo nº 596461717770).

²⁵ Informação dada por meio da Lei de Acesso à Informação (BRASIL, 2011b, protocolo nº 35948174829).

Sub-bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.
IT-01	100	N.D.
JD-03	100	N.D.
JN-01	52	0
JU-03	67	3
JU-06	0	0
JU-09	99	0
JU-12	48	0
JU-15	94	0
ME-02	100	
ME-05	100	62
ME-08	56	21
ME-11	100	89
ME-14	100	0
MG-01	0	N.D.
PA-02	0	0
PA-05	0	0
PC-02	0	0
PC-05	56	98
PC-08	0	0
PC-13	0	0
PI-03	86	28
PI-06	100	100
PI-09	87	44
PI-12	100	99
PI-16	100	100
PI-22	98	18
PI-28	100	93
PI-34	88	63
PN-02	0	0
PN-05	0	0
RB-01	0	0
SE-01	0	0
TA-03	100	97
TA-06	100	92
TA-09	100	100
TA-12	100	N.D.
TA-15	100	90
TA-17A	100	99
TA-21	96	100
TA-27	100	N.D.

Sub-bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.
JD-01	100	N.D.
JD-04	100	N.D.
JU-01	10	25
JU-04	80	0
JU-07	98	4
JU-10	92	0
JU-13	100	0
JU-17	24	0
ME-03	93	38
ME-06	74	N.D.
ME-09	100	38
ME-12	100	17
ME-15	100	2
MG-02	0	N.D.
PA-03	100	97
PA-06	67	96
PC-03	0	0
PC-06	0	0
PC-09	19	98
PI-01	100	45
PI-04	100	100
PI-07	63	0
PI-10	100	93
PI-13	100	99
PI-18	100	100
PI-24	100	33
PI-30	100	98
PI-36	92	58
PN-03	0	0
PN-07	0	0
RC-01	0	0
TA-01	100	100
TA-04	100	98
TA-07	100	95
TA-10	100	N.D.
TA-13	100	100
TA-16	86	N.D.
TA-18	86	N.D.
TA-23	100	N.D.
TA-29	100	N.D.

Sub-bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.
JD-02	100	N.D.
JD-06	100	N.D.
JU-02	0	0
JU-05	100	0
JU-08	0	0
JU-11	64	0
JU-14	71	0
ME-01	100	49
ME-04	100	N.D.
ME-07	100	90
ME-10	100	48
ME-13	100	6
ME-17	100	13
PA-01	0	0
PA-04	0	0
PC-01	0	0
PC-04	43	49
PC-07	74	99
PC-11	0	0
PI-02	100	100
PI-05	100	46
PI-08	100	100
PI-11	85	60
PI-14	100	98
PI-20	100	99
PI-26	100	100
PI-32	100	82
PN-01	0	0
PN-04	0	0
PN-09	0	0
RC-02	0	0
TA-02	100	90
TA-05	100	91
TA-08	100	N.D.
TA-11	100	99
TA-14	100	N.D.
TA-17	100	12
TA-19	95	80
TA-25	100	N.D.
TA-31	100	N.D.

Sub-bacia	Índices de (%)		Sub-bacia	Índices de (%)		Sub-bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.		Coleta	Tratam.		Coleta	Tratam.
TA-33	84	N.D.	TA-35	86	N.D.	TA-37	85	N.D.
TA-39	86	N.D.	TC-01	100	99	TC-02	100	82
TC-03	100	100	TC-04	100	98	TC-05	100	100
TC-06	100	40	TC-07	100	100	TC-08	100	53
TC-09	100	92	TC-10	99	45	TC-11	100	99
TC-12	88	55	TC-13	100	91	TC-13A	100	97
TC-14	100	100	TC-15	100	66	TC-16	100	93
TC-17	100	96	TC-18	100	42	TC-19	100	81
TC-20	100	0	TC-21	100	86	TC-22	100	0
TC-24	100	99	TC-26	100	97	TC-28	91	N.D.
TJ-01	63	0	TJ-02	0	0	TJ-03	0	0
TJ-04	0	0	TJ-05	58	0	TJ-06	0	0
TJ-07	74	0	TJ-08	0	0	TL-01	96	74
TL-02	77	N.D.	TL-03	100	85	TL-04	72	N.D.
TL-05	100	95	TL-06	74	N.D.	TL-07	95	46
TL-08	72	N.D.	TL-09	96	86	TL-10	77	N.D.
TL-11	93	90	TL-12	78	N.D.	TL-13	97	39
TL-14	75	N.D.	TL-15	100	45	TL-16	63	0
TL-17	100	72	TL-18	76	16	TL-19	95	29
TL-20	73	N.D.	TL-21	100	84	TL-21A	0	0
TL-22	100	N.D.	TL-23	92	0	TL-24	52	N.D.
TL-25	75	0	TL-25A	83	0	TL-26	0	N.D.
TL-27	100	49	TL-28	100	N.D.	TL-29	96	82
TL-30	100	N.D.	TL-31	100	98	TL-32	100	N.D.
TL-33	100	99	TL-34	100	N.D.	TL-35	100	N.D.
TL-36	100	N.D.	TL-37	100	N.D.	TL-38	100	N.D.
TL-39	100	N.D.	TL-40	100	N.D.	TL-41	100	N.D.
TL-42	0	N.D.	TL-43	100	N.D.	TL-44	50	80
TL-45	100	N.D.	TL-46	0	0	TL-47	100	N.D.
TL-48	100	100	TL-49	100	N.D.	TL-51	0	N.D.
TL-53	0	N.D.	TL-55	0	N.D.	TL-57	0	N.D.
TL-59	82	98	TL-61	100	100	TL-63	33	0
TO-01	0	0	TO-02	100	0	TO-03	0	0
TO-04	100	0	TO-05	85	0	TO-06	61	8
TO-07	52	0	TO-08	57	25	TO-09	78	0
TO-10	100	0	TO-11	71	52	TO-12	35	0
TO-13	68	53	TO-14	53	0	TO-15	69	26
TO-16	58	0	TO-17	100	93	TO-18	30	0
TO-19	100	85	TO-20	74	58	TO-21	100	89
TO-23	100	63	TP-01	38	57	TP-02	100	N.D.

Sub- bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.
TP-03	33	0
TP-06	100	N.D.
TP-09	100	N.D.
TS-03	91	72
VI-01	0	N.D.
VI-04	100	N.D.
JQ-01	39	100

Sub- bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.
TP-04	100	N.D.
TP-07	100	N.D.
TS-01	0	0
TS-04	0	0
VI-02	42	100
VI-05	100	N.D.
SI-01	100	0

Sub- bacia	Índices de (%)	
	Coleta	Tratam.
TP-05	0	0
TP-08	100	N.D.
TS-02	13	98
TS-05	0	0
VI-03	6	95
GR-01	64	100
SL-01	39	100

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. A Proposta do Índice

O Índice de Diluição de Esgoto – IDE, ao correlacionar a vazão de esgoto sanitário gerado e não tratado com a disponibilidade hídrica superficial na bacia hidrográfica ou de esgotamento visa avaliar o sistema de esgotamento sanitário sob a ótica da sustentabilidade verificando a capacidade suporte do corpo d'água em assimilar o lançamento irregular de esgoto e predizendo os riscos socioambientais associados, que envolvem o comprometimento à saúde e à eutrofização de represas, à comunidade aquática, à harmonia paisagística e à harmonia odorífera.

O IDE não representa o real impacto decorrente da não universalização do esgotamento sanitário, mas os riscos a eles associados, uma vez que generaliza os aspectos endógenos e não considera os agentes de exposição. Também não representa a qualidade real do corpo d'água, que está sujeito a outras fontes de poluição além do esgoto sanitário não tratado, tais como o esgoto sanitário tratado, os efluentes industriais tratados e não tratados e as poluições difusas de origem urbana e rural.

O indicador assume que todo o lançamento irregular de esgotos ocorre no interior das sub-bacias e ao ser aplicado em bacias de pequeno porte e com ocupação homogênea apresenta resultados mais correlacionados à realidade. A fórmula de cálculo do IDE é expressa na Equação (30), sendo que uma caracterização completa deste índice consta na sua ficha metodológica, presente no APÊNDICE A – Ficha Metodológica do IDE (pág. 135).

$$IDE = \frac{Q_e}{Q_a} (1 - IC.IT) \quad (30)$$

Onde: IDE = índice de diluição de esgoto (não tratado) em um curso d'água (adimensional)

Q_e = vazão de esgoto sanitário gerado (l/s)

Q_a = vazão de água com 90% de permanência no corpo d'água (l/s)

IC = índice de coleta de esgoto gerado (%)

IT = índice de tratamento do esgoto coletado (%)

Estabeleceu-se que a vazão do curso d'água a ser considerada é a vazão de 90% de permanência (Q_{90}), ou seja, aquela que ocorre em mais de 90% do tempo, o que representa que em apenas 36 dias no ano a vazão dos corpos d'água ficará abaixo do valor calculado. Propõe-se não adotar a vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de tempo de recorrência ($Q_{7,10}$), visto que não corresponde à vazão habitual do corpo d'água, mas sim do período de seca.

Estabeleceu-se também que a vazão de esgoto deve abranger apenas a parcela sanitária e deve ser calculada com base na população, adotando-se uma geração *per capita* de esgoto de 200 l.hab/dia e um coeficiente de retorno esgoto/água de 0,80. A adoção de valores diferentes

destes deve ser devidamente justificada e comprovada com dados locais, sem desconsiderar a parcela de submedição dos hidrômetros (água consumida e não medida), de modo a possibilitar a comparação com outras regiões. Não devem ser consideradas as vazões de infiltração (de água do subsolo nos coletores, visto que não apresenta carga orgânica, apenas antecipando a diluição do esgoto que ocorreria naturalmente no corpo d'água) e a industrial (é de responsabilidade de cada indústria gerenciá-lo).

O índice deve considerar a inter-relação entre as diversas bacias, ou seja, a afluência de água e de esgoto não tratado nas bacias de montante e de jusante, envolvendo a ocorrência de grandes importações e exportações de água e de esgoto.

Salienta-se que este índice se propõe a avaliar a qualidade dos corpos d'água a partir dos impactos causados única e exclusivamente pela deficiência do sistema de coleta de esgoto. Impactos decorrentes de outras fontes, tais como a poluição difusa gerada por resíduos sólidos, pelos lançamentos de efluentes industriais não tratados, ou decorrentes de lançamentos de efluentes de Estação de Tratamento de Esgoto com baixa eficiência não integram o seu escopo de avaliação. Para uma visão global, o IDE poderia integrar um macroíndice de avaliação da capacidade suporte do corpo d'água que consideraria todas estas fontes de poluição.

Importante salientar que o índice parte do pressuposto que todos os lançamentos de esgotos ocorrem no interior das sub-bacias e não ao longo dos interceptores situados junto aos grandes corpos d'água, à jusante das sub-bacias. Também pressupõe que todo o esgoto sanitário não coletado e tratado afluí aos corpos d'água; entretanto, em algumas regiões, especialmente nas áreas rurais e nas pequenas áreas urbanas isoladas, as residências apresentam fossas e o esgoto sanitário gerado, mesmo se coletado, não é descartado nos corpos d'água. Nestes casos o índice deve ser modificado para contemplar esta situação. Entretanto, salienta-se que soluções individuais de esgotamento podem não operar satisfatoriamente, podendo acarretar na poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como no subsolo, em casos de regiões com elevada densidade populacional ou em situações de extravasamentos (VON SPERLING, 2005).

Registra-se aqui o estreito relacionamento do IDE com a matriz DPSIR (força motriz / pressão / estado / impacto / resposta). A força motriz, representada pelo crescimento demográfico, é a responsável pela produção do esgoto, o numerador do índice, enquanto que o denominador representa o estado do meio ambiente. Os elementos desta fração representa a capacidade suporte do corpo d'água em relação ao lançamento irregular de esgoto que, caso negligenciada, gera um impacto ambiental. A resposta do poder público envolve a universalização do esgotamento sanitário, com o aumento dos índices de coleta e de tratamento de esgoto, variáveis estas que também compõem o índice.

Figura 30 – Representação do IDE sob a ótica da matriz DPSIR.

Salienta-se novamente que, segundo a orientação de Siche et. al./ (2007), o IDE está sendo aqui chamado de índice uma vez que é um dado mais apurado que provém da agregação de um jogo de indicadores ou variáveis. Em outras palavras, o IDE é um indicador que, devido ao seu nível de agregação é denominado de índice.

Por fim, considerando todas as limitações do IDE, crê-se que a sua maior potencialidade reside no fato de chamar atenção para a questão do esgotamento sanitário e os impactos a ele associados, bem como suscitar que o planejamento da ampliação do sistema seja realizada à luz destas questões, bem como dos princípios da sustentabilidade.

5.2. A Calibração do Índice

5.2.1. Introdução

Como interpretar o índice de diluição de esgoto não tratado? Seria tolerável um índice de até 10% e intolerável um superior a 100%? Quais os reflexos socioambientais dos valores deste índice? Visando responder a estas indagações será efetuado o estudo das implicações dos valores deste índice à luz do conhecimento técnico, do fenômeno da autodepuração e das exigências legais, bem como das características das águas limpas e dos esgotos sanitários. A qualidade dos corpos d'água será avaliada sob três enfoques: oxigenação e matéria orgânica (que permite avaliar o risco à comunidade aquática e à harmonia paisagística – vide item 5.2.2, pág. 76), fósforo e eutrofização (que permite avaliar o risco à eutrofização de represas - vide item 5.2.3, pág. 82) e coliformes termotolerantes (que permite avaliar o risco à saúde – vide item 5.2.4, pág. 83).

Do ponto de vista legal foram avaliados os parâmetros relacionados na Resolução CONAMA Nº 357/2005 (CONAMA/2005), alterada pelas resoluções Nº 410/2009 (CONAMA, 2009) e Nº 430/2011 (CONAMA, 2011), que dispõem sobre a classificação dos corpos de água e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Serão adotados como referencial as condições e padrões das águas doces da classe 2, pois ainda proporcionam benefícios diretos ambientais (proteção das comunidades aquáticas) e sociais (recreação de contato primário), não acarretando em prejuízos socioambientais significativos. Também serão utilizados como segundo referencial as condições e padrões das águas doces da classe 4, que proporcionam apenas a harmonia paisagística (na inexistência de valores para a classe 4, assumiu-se os da classe 3). Entende-se que cursos d'água com qualidade inferior a esta proporcionar um ambiente degradado que não é nem mesmo tolerado pela legislação. Nas avaliações relacionadas à “oxigenação e matéria orgânica” e ao “fósforo e eutrofização” serão utilizados um terceiro referencial, que serão comentados mais adiante.

O esgoto sanitário e os cursos d'água limpo possuem características razoavelmente uniformes em termos de suas características físicas, químicas e biológicas, possibilitando a adoção de valores padrões visando a calibração do índice. O ponto crítico nesta padronização, conforme será visto, envolve primordialmente a questão da reaeração do corpo d'água que ocorre após a depleção de oxigênio dissolvido decorrente da oxidação da matéria orgânica.

Neste estudo foi assumido que o corpo d'água não tem a qualidade de suas águas prejudicada por nenhum outro aspecto que não o lançamento irregular de esgoto. Claramente isto não corresponde à realidade, uma vez que há outros focos de poluição pontuais e dispersas na bacia hidrográfica, bem como os efluentes dos processos de tratamento dos efluentes sanitários e industriais. Entretanto, esta consideração permitiu identificar a alteração da qualidade dos corpos d'água em decorrência única e exclusivamente decorrente do lançamento de esgotos não tratados, de modo a efetuar uma avaliação, mesmo que teórica, dos impactos socioambientais decorrentes da precariedade do sistema de esgotamento sanitário.

5.2.2. Oxigenação e Matéria Orgânica

A introdução de matéria orgânica (mensurada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO) em um curso d'água implica na depleção de oxigênio dissolvido (OD) em decorrência da oxidação da matéria orgânica no que se denominou de fenômeno de autodepuração, conforme descrito nos item 3.3.3 (pág. 40). Desta forma, a avaliação do impacto do lançamento desta matéria orgânica demanda a estimativa da concentração crítica (mínima) de oxigênio dissolvido no curso d'água decorrente deste processo. Aqui será utilizado o modelo de Streeter-Phelps, já apresentado no item 3.3.4 (pág. 43) e que não considera a demanda nitrogenada, que é representativo apenas após o 10º dia.

O primeiro passo envolve conhecer os valores esperados das concentrações de DBO e de OD no esgoto sanitário e em um curso d'água limpo, bem como padrões de referência (aceitáveis) nos cursos d'água classes 2 e 4 expressos na Resolução CONAMA Nº 357/2005 (CONAMA, 2005). Estes valores, apresentados nos itens 3.1.2 (pág. 19), 3.2.2 (pág. 27) e 3.2.3 (pág. 28) estão compilados no Quadro 12. Na questão matéria orgânica e oxigenação será considerado uma terceira referência que envolve a concentração nula de OD, para a qual o curso d'água atinge condições anaeróbias e passa a exalar mau cheiro (como pela geração de sulfeto de hidrogênio). As simulações focarão no OD, cuja oscilação é causa direta do impacto ambiental. Este passo também envolve a definição de alguns parâmetros ambientais: a temperatura (20 °C), a altitude (750 m, do planalto paulista) e a concentração de saturação de oxigênio no meio aquático (8,3 mg/l, para a temperatura e altitude definida).

Quadro 12 – Valores esperados e padrões de concentrações de oxigênio dissolvido e DBO.

	Esgoto Sanitário	Curso d'Água Limpo	Padrão do Curso d'água ⁽¹⁾		
			Classe 4	Classe 2	“Odor”
Oxigênio dissolvido (mg/l)	~0,0	7,61 ⁽²⁾	> 2,0	> 5,0	> 0,0
Demanda bioquímica de oxigênio (mg/l)	300,0	2,0 ⁽³⁾	< 10,0 ⁽⁴⁾	< 5,0	–

⁽¹⁾ Resolução CONAMA N° 357/2005. ⁽²⁾ Considerado 85% do valor de saturação de OD, temperatura de 20°C e altitude do planalto paulista de 750 m. ⁽³⁾ Oscila na faixa entre 1,0 e 3,0 mg/l. ⁽⁴⁾ Adotado valor de classe 3, na falta de determinação para a classe 4.

O segundo passo envolve tentar encontrar valores para os coeficientes de desoxigenação K_1 , de desoxigenação efetiva do curso d'água K_d e de reaeração K_2 para serem utilizados no modelo de Streeter-Phelps (vide item 3.3.4, pág. 43) e assim prever a concentração crítica de oxigênio dissolvido no curso d'água.

O coeficiente K_1 depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras e seu valor está na faixa de 0,35 a 0,45 dia⁻¹ para o esgoto bruto concentrado (vide Quadro 4, pág. 45). Adotou-se inicialmente o valor médio de 0,40 dia⁻¹, mas foi realizada simulação para toda esta faixa de valores. O coeficiente K_d depende dos mesmos fatores de K_1 , bem como da profundidade do curso d'água, apresentando para a mesma situação valores na faixa de 0,35 a 1,00 dia⁻¹, sendo abaixo de 0,50 dia⁻¹ para os profundos e acima de 0,50 dia⁻¹ para os rasos (vide Quadro 4, pág. 45). Adotou-se inicialmente o valor de 0,75 dia⁻¹ para cursos d'água rasos, mas foram feitas simulações na faixa e de 0,40 dia⁻¹ para toda esta faixa de valores.

O modelo de Streeter-Phelps é altamente sensível ao coeficiente K_2 , que está relacionado à velocidade e à profundidade de cada corpo d'água e possui uma larga faixa de variação, o que reflete uma maior incerteza na sua determinação. Simulações realizadas identificaram que valores superiores a 15 resultam em condições anaeróbias mesmo para uma diluição superior a 50%, o que não representa os cursos d'água da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. Os Quadros 6 (pág. 46) e 7 (pág. 47) apresentam os valores do coeficiente de acordo com as condições do corpo d'água. Sendo conservador, adotou-se inicialmente o valor crítico de 3,0 dia⁻¹ para cursos d'água profundos, mas foram feitas simulações para uma faixa de 1,0 a 15,0 dia⁻¹.

O terceiro passo envolve realizar uma análise de sensibilidade nos valores dos três coeficientes adotados de modo a verificar como que a oscilação nos seus valores repercute na concentração crítica de oxigênio dissolvido. Foi realizada uma análise classificada como informal, que envolve variar os parâmetros de entrada no modelo e interpretar como o resultado final é sensível a estas variações.

Nos Quadros 13 a 27 são expostos os resultados das simulações realizadas para diluições de esgoto não tratado de 1%, 2%, 3%... até 15% para as diversas faixas de valores dos coeficientes K_1 , K_d , e K_2 . Como o estudo de autodepuração é realizado com base na DBO última, a DBO na mistura foi convertida para este parâmetro.

Quadro 13 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 1%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	7,54	7,54	7,54	7,39	7,25	7,04	6,69	5,95
Raso	19,55	0,40	0,75	7,54	7,54	7,54	7,51	7,41	7,23	6,91	6,21
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,54	7,54	7,54	7,54	7,54	7,47	7,23	6,64
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,54	7,54	7,54	7,54	7,54	7,54	7,42	6,92

Quadro 14 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 2%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	7,46	7,46	7,45	6,96	6,73	6,40	5,84	4,70
Raso	19,55	0,40	0,75	7,46	7,46	7,46	7,18	6,98	6,69	6,18	5,11
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,46	7,46	7,46	7,44	7,31	7,09	6,69	5,77
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,46	7,46	7,46	7,46	7,46	7,32	7,00	6,19

Quadro 15 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 3%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	7,39	7,37	7,23	6,51	6,20	5,75	5,00	3,45
Raso	19,55	0,40	0,75	7,39	7,39	7,38	6,81	6,54	6,14	5,46	3,99
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,39	7,39	7,39	7,20	7,00	6,69	6,14	4,89
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,39	7,39	7,39	7,39	7,26	7,02	6,56	5,47

Quadro 16 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 4%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	7,30	7,18	6,98	6,06	5,67	5,09	4,15	2,20
Raso	19,55	0,40	0,75	7,31	7,31	7,20	6,44	6,10	5,59	4,72	2,88
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,31	7,31	7,31	6,94	6,68	6,28	5,59	4,01
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,31	7,31	7,31	7,22	7,02	6,70	6,12	4,73

Quadro 17 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 5%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	7,14	6,97	6,72	5,61	5,14	4,44	3,29	0,95
Raso	19,55	0,40	0,75	7,23	7,19	7,00	6,06	5,65	5,03	3,99	1,77
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,23	7,23	7,23	6,67	6,36	5,87	5,03	3,13
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,23	7,23	7,23	7,02	6,77	6,38	5,67	4,00

Quadro 18 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 6%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	6,96	6,76	6,46	5,15	4,60	3,79	2,44	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	7,16	7,03	6,79	5,68	5,20	4,48	3,26	0,65
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,16	7,16	7,16	6,40	6,03	5,46	4,48	2,25
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,16	7,16	7,16	6,81	6,52	6,06	5,23	3,27

Quadro 19 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 7%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	6,78	6,54	6,19	4,70	4,06	3,13	1,59	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	7,04	6,86	6,58	5,31	4,75	3,92	2,53	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,08	7,08	7,04	6,13	5,70	5,06	3,92	1,37
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,08	7,08	7,08	6,61	6,27	5,74	4,79	2,54

Quadro 20 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 8%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	6,60	6,32	5,93	4,24	3,53	2,47	0,74	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,90	6,69	6,37	4,93	4,31	3,37	1,79	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	7,01	7,01	6,90	5,86	5,38	4,65	3,37	0,49
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	7,01	7,01	7,01	6,40	6,01	5,41	4,34	1,81

Quadro 21 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 9%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	6,41	6,11	5,67	3,79	2,99	1,82	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,76	6,51	6,15	4,55	3,86	2,82	1,06	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,93	6,93	6,76	5,58	5,05	4,24	2,82	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,93	6,93	6,93	6,19	5,76	5,09	3,90	1,07

Quadro 22 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 10%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	6,23	5,89	5,40	3,33	2,45	1,16	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,61	6,34	5,94	4,17	3,41	2,26	0,33	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,85	6,85	6,61	5,31	4,72	3,82	2,26	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,85	6,85	6,85	5,98	5,50	4,77	3,45	0,34

Quadro 23 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 11%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	6,04	5,67	5,14	2,87	1,92	0,51	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,46	6,16	5,73	3,80	2,96	1,71	0,00	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,78	6,75	6,46	5,04	4,40	3,41	1,71	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,78	6,78	6,78	5,77	5,25	4,44	3,00	0,00

Quadro 24 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 12%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	5,85	5,45	4,88	2,42	1,38	0,00	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,31	5,99	5,51	3,42	2,51	1,15	0,00	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,70	6,63	6,31	4,77	4,07	3,00	1,15	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,70	6,70	6,70	5,56	4,99	4,12	2,56	0,00

Quadro 25 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 13%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	5,67	5,23	4,61	1,96	0,84	0,00	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,17	5,81	5,30	3,04	2,06	0,60	0,00	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,62	6,51	6,17	4,49	3,74	2,59	0,60	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,62	6,62	6,61	5,34	4,74	3,80	2,11	0,00

Quadro 26 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 14%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	5,48	5,01	4,35	1,51	0,31	0,00	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	6,02	5,64	5,08	2,66	1,61	0,04	0,00	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,55	6,40	6,02	4,22	3,41	2,18	0,04	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,55	6,55	6,51	5,13	4,48	3,47	1,67	0,00

Quadro 27 – Simulação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) para IDE de 15%.

Profundidade do curso d'água recebendo esgoto	DBOu (mg/l)	K ₁ (dia ⁻¹)	K _d (dia ⁻¹)	K ₂ (dia ⁻¹)							
				15,0	12,5	10,0	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Mais raso	18,89	0,45	1,00	5,29	4,79	4,08	1,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Raso	19,55	0,40	0,75	5,87	5,46	4,87	2,28	1,16	0,00	0,00	0,00
Profundo	19,55	0,40	0,50	6,47	6,27	5,87	3,95	3,09	1,77	0,00	0,00
Mais Profundo	20,45	0,35	0,35	6,47	6,47	6,40	4,92	4,23	3,15	1,22	0,00

Pode-se observar que as concentrações de oxigênio dissolvido oscilam pouco ao alterar os valores do coeficiente de desoxigenação K_1 e de desoxigenação efetiva do rio K_d , mas oscilam bastante ao se alterar os valores do coeficiente de reaeração K_2 , demonstrando que são altamente dependentes de K_2 , conforme já era esperado. Propõe-se aqui a adoção de $K_1 = 0,40 \text{ dia}^{-1}$ e $K_d = 0,75 \text{ dia}^{-1}$, referentes a cursos d'água rasos e cujas consequências são poucas para cursos d'água de outras profundidades. Já, para subsidiar a determinação do valor de referência de K_2 foi desenvolvido o Quadro 28, que relaciona os seus valores aos índices de diluição máximo, fixando os valores dos demais coeficientes. Estes resultados são ilustrados no gráfico exposto na Figura 31.

Quadro 28 – IDEs máximos de acordo com valores de K_2 e concentrações de OD.

$K_2 \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	10,0	12,5	15,0
IDE para OD $\geq 5 \text{ mg/l}$	1%	3%	<u>5%</u>	6%	7%	14%	17%	21%
IDE para OD $\geq 2 \text{ mg/l}$	4%	7%	<u>10%</u>	13%	15%	28%	34%	40%
IDE para OD $\geq 0 \text{ mg/l}$	6%	11%	<u>15%</u>	18%	21%	38%	46%	54%

Figura 31 – Gráfico de simulação da concentração de OD para IDEs de 1% a 15%.

Observa-se que para valores de coeficientes K_2 inferior a $5,0 \text{ dia}^{-1}$, o índice de diluição atinge até 7%, porcentagem esta que salta para 21% para um coeficiente de $15,0 \text{ dia}^{-1}$. Esta grande oscilação do IDE de acordo com os valores de K_2 claramente indica uma imprecisão e a necessidade de maiores estudos de campo, até porque a faixa de valores apresentados foi extraída da literatura internacional na ausência de estudos para o território brasileiro.

Após avaliar os Quadros 13 à 28 propõe-se adotar $K_2 = 3,0 \text{ dia}^{-1}$ para fins de calibração do Índice de Diluição de Esgoto, indicando-se a adoção de um IDE equivalente a 5% para

manutenção de uma concentração mínima de 5 mg/l (padrão classe 2) de OD no corpo d'água, de 10% para a para um teor mínimo de 2 mg/l de OD (padrão classe 4) e de 15% para manutenção de condições aeróbias e evitar a geração de mau odor.

Os valores de concentrações críticas de OD, bem como o tempo crítico (entre o lançamento dos esgotos e a ocorrência da concentração crítica de OD), segundo o IDE, podem ser observados na Figura 31 (pág. 81), mas são especificados também no Quadro 29. Os tempos críticos onde ocorrem as menores concentrações de oxigênio dissolvido giram no entorno de 0,5 dia, muito inferior aos 10 dias quando a demanda nitrogenada passa a ocorrer, justificando a adoção da modelagem de OD sem considerar o seu consumo decorrente da nitrificação. Isto também pode ser observado na Figura 14 (pág. 42), que apresentava a curva típica de DBO.

Quadro 29 – Concentrações críticas de OD e tempo ocorrência de acordo com o IDE.

IDE	Cc (mg/l)	Tc (dia)	IDE	Cc (mg/l)	Tc (dia)	IDE	Cc (mg/l)	Tc (dia)
1,0%	7,23	0,39	6,0%	4,48	0,54	11,0%	1,71	0,56
2,0%	6,69	0,47	7,0%	3,92	0,55	12,0%	1,15	0,56
3,0%	6,14	0,51	8,0%	3,37	0,55	13,0%	0,60	0,57
4,0%	5,59	0,53	9,0%	2,82	0,56	14,0%	0,04	0,57
5,0%	5,03	0,54	10,0%	2,26	0,56	15,0%	0,00	0,57

5.2.3. Fósforo e Eutrofização

Os valores esperados de concentração de fósforo no esgoto sanitário e em um curso d'água limpo, bem como os padrões de qualidade nos cursos d'água classes 2 e 4 expressos na Resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA, 2005) foram previamente expostos nos itens 3.1.2 (pág. 19), 3.2.2 (pág. 27) e 3.2.3 (pág. 28) e seguem compilados no Quadro 30, onde também são expostos os padrões da classe 1, uma vez as águas para abastecimento, como as das represas, são aí enquadradas.

Quadro 30 – Valores esperados e padrões de concentrações de fósforo.

	Esgoto Sanitário	Curso d'Água Limpo	Padrão do Curso d'água ⁽¹⁾		
			Classe 4	Classe 2	Classe 1
Fósforo total – ambiente lântico (mg/l)	7,0 ⁽²⁾	< 0,01	< 0,05	< 0,03	< 0,02
Fósforo total – ambiente lótico (mg/l)			< 0,15	< 0,10	< 0,10

⁽¹⁾ Resolução CONAMA N° 357/2005. ⁽²⁾ 5 mg/l correspondente à parcela orgânica.

A concentração máxima de fósforo ocorre na mistura do esgoto sanitário no curso d'água. Assumiu-se que o nutriente limitante à eutrofização é o fósforo e não o nitrogênio. Desta forma, para se respeitar os padrões das classes 4 de um curso d'água (sistemas lânticos) seria necessário um índice de diluição máximo de 2%, enquanto que para as classe 1 e 2, um índice de 1,3%. Já, caso estes cursos d'água sejam afluentes de lagos e represas (sistemas lânticos), seriam necessários índices de diluição de 0,1%, 0,3% e 0,6%, respectivamente, para se respeitar os padrões das classes 1, 2 e 4, respectivamente. Estes baixos índices, especialmente em lagos e represas, visam evitar a eutrofização pela proliferação de algas.

5.2.4. Coliformes Termotolerantes

Os valores esperados de concentração de coliformes tolerantes no esgoto sanitário e em um curso d'água limpo, bem como os padrões de qualidade nos cursos d'água classes 2 e 4 expressos na Resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA, 2005) foram previamente expostos nos itens 3.1.2 (pág. 19), 3.2.2 (pág. 27) e 3.2.3 (pág. 28) e seguem compilados no Quadro 31.

Quadro 31 – Valores esperados e padrões de concentrações de coliformes termotolerantes.

	Esgoto Sanitário	Curso d'Água Limpo	Padrão do Curso d'Água ⁽¹⁾	
			Classe 4	Classe 2
Coliformes termotolerantes (org./100mL)	$10^6 - 10^9$	~ 0	N.D.	< 1.000

⁽¹⁾ Resolução CONAMA N° 357/2005, referenciando a Resolução CONAMA N° 274/2000, que dispõe sobre os critérios de balneabilidade.

Tendo em vista que a concentração máxima de coliformes termotolerantes ocorre quando da mistura do esgoto sanitário no curso d'água, para se respeitar os padrões classe 4 e classe 2 de um curso d'água seriam necessários índices de diluição máximos do esgoto de 0,3% e de 0,1%, respectivamente, inferiores a 1%. Isto se deve ao elevado número de organismos presentes no esgoto, representados como potência de 10, e aos baixos valores exigidos legalmente, em virtude do risco que traz à saúde e ao bem-estar humano.

5.2.5. Síntese

Tendo em vista o exposto até então no tópico 5.2 (A Calibração do Índice), é possível identificar, de modo sintético, quatro valores chaves propostos para o Índice de Diluição de Esgoto – IDE com implicações sociais e ambientais, conforme consta no Quadro 32.

Quadro 32 – Riscos associados ao IDE por faixa de valores.

Classe	Risco	Justificativa
≥ 0,1%	à saúde e à eutrofização de represas	concentração de organismos termotolerantes superior a 1.000 org./100mL no corpo d'água e de fósforo total superior a 0,02 mg/l em represa
≥ 5%	à comunidade aquática	concentração de oxigênio dissolvido inferior a 5 mg/l no corpo d'água
≥ 10%	à harmonia paisagística	concentração de oxigênio dissolvido inferior a 2 mg/l no corpo d'água
≥ 15%	à harmonia odorífera	concentração de oxigênio dissolvido inferior a 0 mg/l no corpo d'água

Importante deixar registrado que estas faixas de valores representam o risco do impacto ocorrer e não propriamente o impacto. Recorda-se que foram feitas estimativas e considerações ao longo da calibração do índice e os valores de referência tem o intuito apenas de alertar a chance de ocorrência do risco. Não se deve ficar preso ao rigor dos valores: um valor de IDE ligeiramente abaixo do valor de referência não significa ausência de risco, mas apenas que se situa abaixo do limiar para o qual está sendo chamada a atenção para este risco.

Salienta-se também que peculiaridades sociais e ambientais locais podem alterar os valores de referência das faixas de risco do índice. Para a comunidade aquática, o risco pode ser minimizado ou maximizado em função da capacidade do curso d'água em depurar a matéria

orgânica e se reoxigenar, bem como em função da tolerância da biota aquática em relação ao teor de oxigênio dissolvido do corpo d'água. Já, em termos de saúde pública, o impacto sobre a saúde pública depende das vias de exposição para se concretizar; por exemplo, uma doença de veiculação hídrica só será propagada caso haja contato direto ou indireto, por meio de um agente expositor (como mosquitos) ao corpo d'água poluído.

5.3. O Cálculo do Índice para as Sub-bacias de Esgotamento da RMSP

5.3.1. Introdução

O Índice de Diluição de Esgoto – IDE proposto foi calculado para as sub-bacias de esgotamento nos termos da metodologia apresentada no item 2.4 (pág. 13). Os cálculos de seus dois componentes (vazões de água dos corpos hídricos e as vazões de esgoto sanitário geradas e não tratadas) são abordados nos próximos dois itens.

Salienta-se que os interceptores de esgoto dispostos ao longo dos grandes corpos d'água metropolitanos apresentam continuidade (vide Figura 25, pág. 60), o que representa que os lançamentos de esgoto ocorrem majoritariamente dentro das sub-bacias, o que dá significado físico aos cálculos que serão desenvolvidos.

5.3.2. Cálculo das Vazões de Esgoto

A estimativa de geração de esgoto sanitário não tratado foi realizada nos termos dos itens 2 (pág. 11) e 3.1.4 (pág. 21) em função do produto do tamanho da população pelo consumo *per capita* de água e pelo coeficiente de retorno água/esgoto e considerando os índices de coleta e de tratamento.

O mapa com os limites das sub-bacias de esgotamento e dos setores censitários que subsidiou o cálculo das vazões de esgoto é apresentado na Figura 32. Os 26.624 setores censitários da RMSP geraram uma planilha com 40 mil linhas. Observa-se que o mapa digital das sub-bacias de esgotamento conta com certa imprecisão no limite das represas, visto que a sobreposição com os polígonos dos setores censitários indicou população de 47 mil habitantes vivendo sobre os espelhos d'água das represas, com os casos mais críticos sendo das represas Billings (33 mil habitantes) e Guarapiranga (8 mil habitantes).

Tendo em vista que os dados do censo demográfico são de oito anos atrás (2010) e que em 2015 o Governo Federal não efetuou a contagem prevista da população, optou-se por atualizar a população dos setores censitários com base nas taxas de crescimento populacional de cada município, adotando-se as taxas de crescimento de SEADE (2017) ao invés de IBGE (2017), em virtude de seu maior detalhamento metodológico. As projeções das populações dos municípios paulistas de ambos órgãos governamentais, o primeiro, estadual, e o segundo, federal, constam no Quadro 33 e foram desenvolvidas para o ano de 2017 baseadas no censo de 2010, nas informações de nascimentos e óbitos mais recentes e no método dos

Figura 32 – Mapa dos setores censitários e das sub-bacias de esgotamento na RMSP.

Quadro 33 – População nos municípios da RMSP em 2010 e 2017. Fonte: IBGE (2011,2017) e SEADE (2017).

Município	Censo IBGE 2010	Estimativa do IBGE		Estimativa da SEADE	
		2017 (hab.)	Cresc. (% a.a.)	2017 (hab.)	Cresc. (% a.a.)
Arujá	74.905	86.430	2,07%	85.286	1,87%
Barueri	240.749	267.534	1,52%	257.525	0,97%
Biritiba Mirim	28.575	31.793	1,54%	31.195	1,26%
Caieiras	86.529	98.223	1,83%	96.368	1,55%
Cajamar	64.114	73.921	2,05%	73.588	1,99%
Carapicuíba	369.584	396.587	1,01%	387.735	0,69%
Cotia	201.150	237.750	2,42%	233.703	2,17%
Diadema	386.089	417.869	1,14%	399.510	0,49%
Embu das Artes	240.230	267.054	1,52%	261.836	1,24%
Embu-Guaçu	62.769	68.270	1,21%	66.470	0,82%
Ferraz de Vasconcelos	168.306	188.868	1,66%	185.584	1,41%
Francisco Morato	154.472	171.602	1,51%	168.120	1,22%
Franco da Rocha	131.604	149.502	1,84%	146.129	1,51%
Guararema	25.844	28.978	1,65%	28.330	1,32%
Guarulhos	1.221.979	1.349.113	1,42%	1.313.169	1,03%
Itapeerica da Serra	152.614	170.927	1,63%	164.559	1,08%
Itapevi	200.769	229.502	1,93%	226.211	1,72%
Itaquaquecetuba	321.770	360.657	1,64%	355.502	1,43%
Jandira	108.344	121.492	1,65%	119.011	1,35%
Juquitiba	28.737	31.027	1,10%	29.862	0,55%
Mairiporã	80.956	95.601	2,40%	93.418	2,07%
Mauá	417.064	462.005	1,47%	447.911	1,02%
Mogi das Cruzes	387.779	433.901	1,62%	419.486	1,13%
Osasco	666.740	697.886	0,65%	676.149	0,20%
Pirapora do Bom Jesus	15.733	18.174	2,08%	17.865	1,83%
Poá	106.013	115.488	1,23%	112.820	0,89%
Ribeirão Pires	113.068	121.848	1,07%	117.395	0,54%
Rio Grande da Serra	43.974	49.408	1,68%	48.076	1,28%
Salesópolis	15.635	16.903	1,12%	16.468	0,74%
Santa Isabel	50.453	56.014	1,50%	53.748	0,91%
Santana de Parnaíba	108.813	131.887	2,79%	129.502	2,52%
Santo André	676.407	715.231	0,80%	688.899	0,26%
São Bernardo do Campo	765.463	827.437	1,12%	799.645	0,63%
São Caetano do Sul	149.263	159.608	0,96%	150.860	0,15%
São Lourenço da Serra	13.973	15.465	1,46%	15.082	1,10%
São Paulo	11.253.503	12.106.920	1,05%	11.696.088	0,55%
Suzano	262.480	290.769	1,47%	282.428	1,05%
Taboão da Serra	244.528	279.634	1,93%	272.130	1,54%
Vargem Grande Paulista	42.997	50.346	2,28%	49.842	2,13%
Total	19.683.975	21.391.624	1,20%	20.717.505	0,73%

componentes demográficos. Entretanto, enquanto que SEADE (2017) estima diretamente a população de cada município, IBGE (2017) o faz para cada Estado, calculando as populações municipais por meio de ajuste linear, utilizando-se um fator aplicado em cada Estado.

Com relação ao consumo *per capita* de água, foi utilizado o valor padrão de 200 l/hab.dia, bastante adotado e que se alinha bastante à realidade da Região Metropolitana de São Paulo²⁶. Já, para o coeficiente de retorno será utilizado o valor usualmente usado e recomendado pela norma NBR 9649 (ABNT, 1986) de 0,8. Os índices de coleta e de tratamento utilizados foram apresentados no item 4.3 (pág. 68).

A população em 2010 e em 2017 em cada sub-bacia de esgotamento, bem como as vazões médias de esgoto sanitário lançadas em cada sub-bacia de esgotamento são relacionadas no Quadro 34 (pág. 92).

5.3.3. Cálculo das Vazões de Água

A estimativa das vazões de água para as sub-bacias de esgotamento da RMSP foi realizada nos termos dos itens 2 (pág. 11) e 3.2.4 (pág. 31) segundo a metodologia de regionalização hidrológica desenvolvida por Liazzi et. al (1988) e considerando como referência a vazão de 90% de permanência.

Os mapas digitalizados e georreferenciados das regiões hidrologicamente homogêneas e de isoietas anuais médias para o território da RMSP são apresentados nas Figuras 33 e 34, respectivamente, enquanto que o mapa com os valores de pluviosidade calculados para cada sub-bacia, na Figura 35.

A vazão de 90% permanência em cada sub-bacia, bem como os dados necessários para calculá-la (área territorial, código da região hidrologicamente semelhante e pluviosidade anual) são relacionados no Quadro 34 (pág. 92).

²⁶ Por meio da lei de acesso à informação (BRASIL, 2011b, protocolo nº 35948174829), a SABESP comunicou, com dados de dezembro de 2016, que o consumo micromedido residencial nas áreas por ela atendida na RMSP é de 15,83 m³/lig.mês e a perda aparente por ligação (devido à submedição dos hidrômetros), de 117 l/lig.dia, o que implica em um consumo de 645 l/lig.dia. Considerando um número de ligações equivalente ao de domicílios (são valores próximos) e uma relação de 3,2 habitantes por domicílios (dados do censo de 2010 para a RMSP – IBGE, 2011), chega-se ao valor de 201,5 l/hab.dia.

Figura 33 – Mapa de regiões hidrologic. homogêneas com limite das sub-bacias da RMSP.

Figura 34 – Mapa de isoietas anuais médias com limite das sub-bacias da RMSP.

Figura 35 – Mapa de pluviosidade anual média com limite das sub-bacias da RMSP.

5.3.4. Cálculo dos Valores do Índice

As vazões de esgoto lançado nos corpos d'água, a vazão de água destes corpos d'água, bem como as informações utilizadas para a estimativa destas vazões em cada uma das sub-bacias de esgotamento da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP constam no Quadro 34, onde ainda são indicados os valores dos Índices de Diluição de Esgoto – IDE, resultado do quociente entre as vazões de esgoto lançado e de água dos cursos d'água em cada sub-bacia. A representação dos valores do IDE no mapa da região metropolitana, segundo as classes indicadas no item 5.2.5 (pág. 83) consta nas seguintes figuras:

- Figura 36 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP sobre imagem do viário.
- Figura 37 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP sobre imagem de satélite.
- Figura 38 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP com os limites das macro-bacias.
- Figura 39 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP com os limites municipais.

Em linhas gerais, nota-se a concentração dos maiores valores de IDEs nas porções centrais e oeste da RMSP, enquanto que nas regiões periféricas prevalecem IDEs de menores valores. Poucas foram as bacias em que o IDE foi enquadrado na classe de menor risco, inferior a 0,1%, e muitos foram os casos em que o IDE ficou acima de 15%, envolvendo todos os riscos associados à poluição causada pelo esgoto sanitário. Em diversos casos a vazão de esgoto foi superior à vazão de água ($\text{IDE} > 100\%$) ou ao dobro da vazão de água ($\text{IDE} > 200\%$), assumindo o valor máximo de 913,5% na sub-bacia ME-08.

Observa-se que o IDE não foi calculado para 76 sub-bacias de esgotamento, que são aquelas não operadas ou parcialmente operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP e, para as quais, não se tem informação sobre o índice de tratamento dos esgotos, necessário para o cálculo do IDE. As 312 sub-bacias da RMSP possuem foz nos grandes corpos d'água (rios e represas), que estão situados fora ou no limite das sub-bacias de esgotamento, razão pela qual os lançamentos de esgoto à montante, bem como as grandes captações de água não interferem no cálculo do índice de diluição dos cursos d'água situados no talvegue das sub-bacias.

Quadro 34 – Cálculo do IDE nas sub-bacias de esgotamento da RMSP.

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
AS-01	30.322	35.229	65,2	0,0	65,2	80,021	G	1.400	1.015,5	426,5	15,3
AS-02	42.806	49.621	91,9	12,8	80,2	42,500	G	1.300	421,2	176,9	45,3
AV-01	194	204	0,4	0,0	0,4	6,427	H	1.200	53,5	26,2	1,5
BI-01	255	276	0,5	N.D.	N.D.	5,986	G	1.300	59,3	24,9	N.D.
BI-02	1.042	1.137	2,1	0,0	2,1	15,677	G	1.300	155,4	65,2	3,2
BI-03	397	430	0,8	N.D.	N.D.	7,591	G	1.400	96,3	40,5	N.D.
BI-04	160	174	0,3	0,0	0,3	9,393	G	1.400	119,2	50,1	0,6
BI-05	374	405	0,8	N.D.	N.D.	9,071	G	1.600	165,5	69,5	N.D.
BI-06	80	87	0,2	0,0	0,2	18,220	G	1.600	332,5	139,7	0,1
BL-01	225.837	234.719	434,7	68,6	136,3	20,464	G	1.400	259,7	109,1	124,9
BL-02	98.792	102.678	190,1	46,7	101,4	6,316	G	1.200	45,0	18,9	536,5
BL-03	84.438	87.759	162,5	8,7	148,4	38,743	G	1.500	599,4	251,7	59,0
BL-04	38.419	39.930	73,9	50,0	37,0	3,647	G	1.300	36,1	15,2	243,4
BL-05	36.719	38.172	70,7	2,0	69,3	85,665	G	1.500	1.325,2	556,6	12,5
BL-06	78.553	81.356	150,7	4,5	143,8	9,668	G	1.300	95,8	40,2	357,7
BL-07	4.223	4.412	8,2	0,0	8,2	20,261	G	1.500	313,4	131,6	6,2
BL-08	92.855	97.001	179,6	0,0	179,6	16,274	G	1.400	206,5	86,7	207,2
BL-09	1.330	1.389	2,6	0,0	2,6	9,567	G	1.500	148,0	62,2	4,2
BL-10	51.511	53.811	99,7	3,7	96,0	13,630	G	1.400	173,0	72,6	132,2
BL-11	566	591	1,1	0,0	1,1	20,322	G	1.700	427,4	179,5	0,6
BL-12	3.518	3.675	6,8	0,0	6,8	6,312	G	1.400	80,1	33,6	20,2
BL-13	4.184	4.352	8,1	N.D.	N.D.	40,665	G	1.800	968,2	406,7	N.D.
BL-14	10.497	10.966	20,3	0,0	20,3	6,086	G	1.400	77,2	32,4	62,7
BL-15	7.868	8.219	15,2	23,9	11,6	5,247	G	1.500	81,2	34,1	34,0
BL-16	27.974	28.543	52,9	N.D.	N.D.	20,422	G	1.400	259,2	108,8	N.D.
BL-17	6.690	6.925	12,8	N.D.	N.D.	15,149	G	1.500	234,4	98,4	N.D.
BL-18	5.125	5.375	10,0	N.D.	N.D.	10,888	G	1.300	107,9	45,3	N.D.
BL-19	12.454	13.242	24,5	0,0	24,5	17,947	G	1.500	277,6	116,6	21,0
BL-20	82.839	86.013	159,3	59,1	65,2	36,433	G	1.300	361,0	151,6	43,0
BL-21	39.939	43.515	80,6	N.D.	N.D.	78,024	G	1.600	1.423,9	598,1	N.D.
CB-01	479	501	0,9	0,0	0,9	133,958	B	2.300	5.757,5	2.475,7	0,0
CT-01	248	288	0,5	0,0	0,5	69,325	G	1.400	879,7	369,5	0,1
CT-02	119	138	0,3	0,0	0,3	36,787	G	1.400	466,8	196,1	0,2
GP-01	107.000	111.208	205,9	72,1	57,5	11,803	G	1.200	84,2	35,3	162,9
GP-02	167.620	174.212	322,6	99,9	0,3	18,238	G	1.300	180,7	75,9	0,4

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
GP-03	364.214	388.399	719,3	26,8	526,6	234,645	G	1.300	2.325,3	976,6	53,9
GP-04	73.255	76.136	141,0	85,4	20,5	8,578	G	1.400	108,9	45,7	44,9
GP-05	10.223	10.826	20,0	5,7	18,9	23,027	G	1.400	292,2	122,7	15,4
GP-06	66.322	68.930	127,6	49,4	64,6	42,478	G	1.500	657,1	276,0	23,4
GP-07M	18.993	20.113	37,2	42,2	21,5	68,970	G	1.500	1.067,0	448,1	4,8
GP-07R	419	452	0,8	0,0	0,8	33,398	F	1.500	723,4	432,6	0,2
GP-08	3.749	3.897	7,2	0,0	7,2	29,986	G	1.400	380,5	159,8	4,5
GP-09	11.264	11.928	22,1	58,8	9,1	31,124	G	1.500	481,5	202,2	4,5
GP-10	9.069	9.491	17,6	0,0	17,6	32,009	G	1.500	495,2	208,0	8,5
GP-11M	439	456	0,8	0,0	0,8	8,805	G	1.500	136,2	57,2	1,4
GP-11R	125	130	0,2	0,0	0,2	7,976	G	1.500	123,4	51,8	0,4
GP-12	22.221	23.416	43,4	63,0	16,0	25,795	G	1.500	399,0	167,6	9,5
GP-14	2.676	2.824	5,2	0,0	5,2	19,336	G	1.500	299,1	125,6	4,1
GP-16	454	472	0,9	0,0	0,9	25,457	G	1.700	535,4	224,9	0,4
GU-01	30.221	32.456	60,1	N.D.	N.D.	13,092	G	1.300	129,7	54,5	N.D.
GU-02	7.327	7.607	14,1	0,0	14,1	14,028	G	1.300	139,0	58,4	24,1
IT-01	726	785	1,5	N.D.	N.D.	36,303	G	1.800	864,4	363,0	N.D.
JD-01	2.997	3.242	6,0	N.D.	N.D.	35,598	G	1.400	451,7	189,7	N.D.
JD-02	857	927	1,7	N.D.	N.D.	12,965	G	1.300	128,5	54,0	N.D.
JD-03	980	1.060	2,0	N.D.	N.D.	15,621	G	1.400	198,2	83,3	N.D.
JD-04	2.931	3.171	5,9	N.D.	N.D.	14,968	G	1.300	148,3	62,3	N.D.
JD-06	337	365	0,7	N.D.	N.D.	16,139	G	1.500	249,7	104,9	N.D.
JN-01	17.507	20.202	37,4	0,0	37,4	40,576	G	1.300	402,1	168,9	22,1
JU-01	42.628	50.618	93,7	2,5	91,4	34,110	G	1.300	338,0	142,0	64,4
JU-02	666	764	1,4	0,0	1,4	18,715	G	1.300	185,5	77,9	1,8
JU-03	32.939	37.985	70,3	1,7	69,1	30,187	G	1.300	299,2	125,6	55,0
JU-04	36.793	42.135	78,0	0,0	78,0	124,961	G	1.300	1.238,4	520,1	15,0
JU-05	58.100	60.385	111,8	0,0	111,8	19,763	G	1.300	195,9	82,3	135,8
JU-06	424	486	0,9	0,0	0,9	17,901	G	1.300	177,4	74,5	1,2
JU-07	32.666	33.950	62,9	4,1	60,3	17,512	G	1.300	173,5	72,9	82,7
JU-08	1.210	1.347	2,5	0,0	2,5	12,643	G	1.300	125,3	52,6	4,8
JU-09	194.073	201.705	373,5	0,0	373,5	30,011	G	1.300	297,4	124,9	299,0
JU-10	47.260	52.592	97,4	0,0	97,4	23,891	G	1.300	236,8	99,4	98,0
JU-11	14.298	15.679	29,0	0,0	29,0	9,163	G	1.300	90,8	38,1	76,1
JU-12	234.314	256.781	475,5	0,0	475,5	77,849	G	1.300	771,5	324,0	146,8

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
JU-13	20.111	22.398	41,5	0,0	41,5	13,965	G	1.300	138,4	58,1	71,4
JU-14	30.730	34.204	63,3	0,0	63,3	46,170	G	1.300	457,5	192,2	32,9
JU-15	15.345	17.089	31,6	0,0	31,6	14,428	G	1.300	143,0	60,1	52,6
JU-17	442	490	0,9	0,0	0,9	16,449	G	1.300	163,0	68,5	1,3
ME-01	114.698	119.208	220,8	48,8	113,1	7,880	G	1.200	56,2	23,6	479,2
ME-02	48.605	49.125	91,0	N.D.	N.D.	5,962	G	1.200	42,5	17,9	N.D.
ME-03	541.924	562.669	1.042,0	35,3	674,7	48,229	G	1.200	343,9	144,4	467,2
ME-04	60.733	61.855	114,5	N.D.	N.D.	5,293	G	1.200	37,7	15,9	N.D.
ME-05	33.611	35.112	65,0	62,3	24,5	3,466	G	1.200	24,7	10,4	235,6
ME-06	44.995	46.271	85,7	N.D.	N.D.	3,805	G	1.200	27,1	11,4	N.D.
ME-07	11.559	12.075	22,4	90,2	2,2	1,199	G	1.200	8,6	3,6	61,1
ME-08	111.063	116.022	214,9	11,6	190,0	6,936	G	1.200	49,5	20,8	913,5
ME-09	28.077	29.331	54,3	37,6	33,9	3,719	G	1.200	26,5	11,1	305,4
ME-10	22.978	24.004	44,5	47,6	23,3	2,175	G	1.200	15,5	6,5	358,5
ME-11	16.255	16.981	31,4	89,4	3,3	2,807	G	1.200	20,0	8,4	39,3
ME-12	37.447	39.119	72,4	17,4	59,9	2,782	G	1.300	27,6	11,6	516,4
ME-13	17.623	18.410	34,1	6,3	31,9	2,002	G	1.300	19,8	8,3	384,3
ME-14	50.687	52.950	98,1	0,0	98,1	5,659	G	1.300	56,1	23,6	415,7
ME-15	22.763	23.779	44,0	1,5	43,4	2,307	G	1.300	22,9	9,6	452,1
ME-17	28.426	29.695	55,0	12,8	48,0	5,679	G	1.300	56,3	23,6	203,4
MG-01	0	0	0,0	N.D.	N.D.	5,637	G	2.400	228,2	95,9	N.D.
MG-02	1	1	0,0	N.D.	N.D.	3,943	G	2.800	203,5	85,5	N.D.
PA-01	753	793	1,5	0,0	1,5	13,645	H	1.200	113,7	55,7	2,7
PA-02	185	195	0,4	0,0	0,4	8,174	H	1.200	68,1	33,4	1,2
PA-03	6.568	6.917	12,8	97,5	0,3	8,938	H	1.300	102,6	50,3	0,6
PA-04	914	963	1,8	0,0	1,8	26,905	H	1.200	224,1	109,8	1,6
PA-05	511	538	1,0	0,0	1,0	21,311	H	1.300	244,7	119,9	0,8
PA-06	1.793	1.889	3,5	64,6	1,2	13,444	H	1.300	154,3	75,6	1,6
PC-01	8.436	9.628	17,8	0,0	17,8	46,451	G	1.400	589,5	247,6	7,2
PC-02	949	1.090	2,0	0,0	2,0	11,883	G	1.400	150,8	63,3	3,2
PC-03	7.317	8.443	15,6	0,0	15,6	32,493	G	1.400	412,3	173,2	9,0
PC-04	3.735	4.310	8,0	20,9	6,3	13,774	G	1.400	174,8	73,4	8,6
PC-05	9.369	10.811	20,0	55,1	9,0	17,612	G	1.400	223,5	93,9	9,6
PC-06	166	192	0,4	0,0	0,4	9,692	G	1.400	123,0	51,7	0,8
PC-07	19.032	21.962	40,7	73,4	10,8	20,778	G	1.400	263,7	110,7	9,8

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
PC-08	402	463	0,9	0,0	0,9	11,635	G	1.300	115,3	48,4	1,9
PC-09	12.186	14.062	26,0	18,7	21,2	96,986	G	1.400	1.230,8	516,9	4,1
PC-11	2.029	2.341	4,3	0,0	4,3	11,729	G	1.400	148,8	62,5	6,9
PC-13	197	227	0,4	0,0	0,4	6,874	G	1.300	68,1	28,6	1,4
PI-01	274.140	284.915	527,6	45,1	289,6	29,213	G	1.300	289,5	121,6	238,2
PI-02	3.558	3.698	6,8	100,0	0,0	2,699	G	1.300	26,7	11,2	0,0
PI-03	909.079	971.050	1.798,2	24,3	1.361,7	75,357	G	1.300	746,8	313,7	434,1
PI-04	22.107	22.976	42,5	99,8	0,1	3,592	G	1.300	35,6	15,0	0,7
PI-05	27.106	28.172	52,2	46,0	28,2	7,633	G	1.300	75,6	31,8	88,7
PI-06	11.235	11.677	21,6	100,0	0,0	2,191	G	1.300	21,7	9,1	0,0
PI-07	13.684	14.222	26,3	0,0	26,3	3,144	G	1.200	22,4	9,4	279,8
PI-08	6.560	6.818	12,6	100,0	0,0	1,972	G	1.300	19,5	8,2	0,0
PI-09	437.090	454.280	841,3	37,9	522,6	25,204	G	1.200	179,7	75,5	692,2
PI-10	38.390	39.900	73,9	93,2	5,0	3,914	G	1.300	38,8	16,3	30,7
PI-11	135.551	140.882	260,9	51,1	127,6	8,069	G	1.200	57,5	24,2	527,3
PI-12	61.166	63.572	117,7	98,7	1,5	4,522	G	1.300	44,8	18,8	8,0
PI-13	43.685	45.403	84,1	98,6	1,1	7,009	G	1.200	50,0	21,0	5,2
PI-14	79.625	82.756	153,3	98,4	2,5	8,240	G	1.300	81,7	34,3	7,3
PI-16	95.397	99.149	183,6	100,0	0,0	9,658	G	1.300	95,7	40,2	0,0
PI-18	141.483	147.047	272,3	99,8	0,6	10,536	G	1.200	75,1	31,6	1,9
PI-20	71.295	74.099	137,2	99,2	1,1	10,002	G	1.200	71,3	30,0	3,7
PI-22	137.324	142.725	264,3	17,4	218,2	11,134	G	1.200	79,4	33,3	655,3
PI-24	214.970	223.415	413,7	33,0	277,1	16,634	G	1.200	118,6	49,8	556,4
PI-26	9.204	9.566	17,7	99,9	0,0	1,414	G	1.200	10,1	4,2	0,0
PI-28	17.318	17.999	33,3	92,8	2,4	3,669	G	1.200	26,2	11,0	21,8
PI-30	10.008	10.402	19,3	98,4	0,3	2,970	G	1.200	21,2	8,9	3,4
PI-32	22.862	23.761	44,0	82,2	7,8	4,684	G	1.200	33,4	14,0	55,7
PI-34	136.294	141.654	262,3	55,6	116,5	10,121	G	1.200	72,2	30,3	384,5
PI-36	104.329	108.432	200,8	52,9	94,5	8,193	G	1.200	58,4	24,5	385,7
PN-01	124	134	0,2	0,0	0,2	16,581	H	1.500	294,8	144,5	0,1
PN-02	456	480	0,9	0,0	0,9	21,169	H	1.300	243,0	119,1	0,8
PN-03	86	90	0,2	0,0	0,2	18,519	H	1.500	329,3	161,3	0,1
PN-04	518	545	1,0	0,0	1,0	26,694	H	1.400	390,5	191,4	0,5
PN-05	53	56	0,1	0,0	0,1	11,782	H	1.400	172,4	84,5	0,1
PN-07	77	81	0,2	0,0	0,2	22,556	H	1.500	401,0	196,5	0,1

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
PN-09	283	298	0,6	0,0	0,6	28,668	H	1.500	509,7	249,8	0,2
RB-01	4.821	5.010	9,3	0,0	9,3	152,356	B	2.000	5.108,5	2.196,7	0,4
RC-01	14	16	0,0	0,0	0,0	62,325	H	2.100	2.286,1	1.120,2	0,0
RC-02	252	266	0,5	0,0	0,5	83,361	H	1.600	1.744,7	854,9	0,1
SE-01	382	417	0,8	0,0	0,8	130,996	B	2.100	4.804,9	2.066,1	0,0
TA-01	21.471	22.315	41,3	99,8	0,1	1,718	G	1.300	17,0	7,2	1,4
TA-02	57.566	59.830	110,8	89,5	11,6	7,727	G	1.300	76,6	32,2	36,0
TA-03	129.799	134.904	249,8	97,2	7,1	6,624	G	1.300	65,6	27,6	25,7
TA-04	38.699	40.221	74,5	97,5	1,9	5,357	G	1.300	53,1	22,3	8,5
TA-05	5.746	5.972	11,1	90,7	1,0	0,904	G	1.300	9,0	3,8	26,3
TA-06	197.999	205.786	381,1	91,6	32,1	15,668	G	1.300	155,3	65,2	49,2
TA-07	39.704	41.266	76,4	94,9	3,9	1,674	G	1.300	16,6	7,0	55,7
TA-08	410.597	425.086	787,2	N.D.	N.D.	30,455	G	1.300	301,8	126,8	N.D.
TA-09	55.355	57.532	106,5	100,0	0,0	3,457	G	1.300	34,3	14,4	0,0
TA-10	38.304	39.007	72,2	N.D.	N.D.	4,763	G	1.300	47,2	19,8	N.D.
TA-11	18.709	19.445	36,0	99,2	0,3	1,156	G	1.300	11,5	4,8	6,3
TA-12	22.881	23.304	43,2	N.D.	N.D.	2,649	G	1.300	26,3	11,0	N.D.
TA-13	14.590	15.163	28,1	100,0	0,0	1,305	G	1.300	12,9	5,4	0,0
TA-14	33.599	34.236	63,4	N.D.	N.D.	6,588	G	1.300	65,3	27,4	N.D.
TA-15	256.193	266.269	493,1	90,4	47,3	23,905	G	1.200	170,4	71,6	66,1
TA-16	96.490	103.626	191,9	N.D.	N.D.	6,173	G	1.300	61,2	25,7	N.D.
TA-17	114.033	118.518	219,5	12,4	192,3	8,042	G	1.200	57,3	24,1	797,9
TA-17A	15.502	16.112	29,8	98,9	0,3	1,538	G	1.300	15,2	6,4	4,7
TA-18	66.476	71.393	132,2	N.D.	N.D.	5,568	G	1.300	55,2	23,2	N.D.
TA-19	51.036	53.043	98,2	76,1	23,5	2,362	G	1.200	16,8	7,1	331,0
TA-21	13.429	13.957	25,8	96,0	1,0	2,599	G	1.300	25,8	10,8	9,3
TA-23	110.475	111.749	206,9	N.D.	N.D.	11,215	G	1.300	111,1	46,7	N.D.
TA-25	22.390	22.803	42,2	N.D.	N.D.	3,230	G	1.200	23,0	9,7	N.D.
TA-27	46.286	47.141	87,3	N.D.	N.D.	5,639	G	1.200	40,2	16,9	N.D.
TA-29	169.776	172.912	320,2	N.D.	N.D.	16,012	G	1.200	114,2	48,0	N.D.
TA-31	114.747	117.440	217,5	N.D.	N.D.	13,559	G	1.300	134,4	56,4	N.D.
TA-33	22.097	23.732	43,9	N.D.	N.D.	12,855	G	1.300	127,4	53,5	N.D.
TA-35	39.823	42.769	79,2	N.D.	N.D.	5,379	G	1.300	53,3	22,4	N.D.
TA-37	51.883	55.714	103,2	N.D.	N.D.	3,743	G	1.300	37,1	15,6	N.D.
TA-39	81.267	87.273	161,6	N.D.	N.D.	6,071	G	1.300	60,2	25,3	N.D.

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
TC-01	40.715	42.317	78,4	99,2	0,6	7,042	G	1.300	69,8	29,3	2,0
TC-02	61.783	64.213	118,9	82,1	21,2	7,803	G	1.300	77,3	32,5	65,2
TC-03	47.574	49.445	91,6	99,6	0,4	6,782	G	1.300	67,2	28,2	1,4
TC-04	5.717	5.941	11,0	98,1	0,2	1,827	G	1.300	18,1	7,6	2,6
TC-05	51.901	53.942	99,9	99,9	0,1	3,799	G	1.300	37,6	15,8	0,6
TC-06	49.159	51.092	94,6	40,3	56,5	8,666	G	1.300	85,9	36,1	156,5
TC-07	62.330	64.781	120,0	99,8	0,2	4,629	G	1.300	45,9	19,3	1,0
TC-08	170.836	177.555	328,8	52,8	155,1	12,464	G	1.300	123,5	51,9	298,8
TC-09	52.648	54.718	101,3	91,8	8,3	5,850	G	1.300	58,0	24,4	34,0
TC-10	109.790	114.108	211,3	44,4	117,5	6,012	G	1.300	59,6	25,0	470,0
TC-11	104.605	108.719	201,3	99,2	1,5	5,590	G	1.300	55,4	23,3	6,4
TC-12	415.013	431.335	798,8	48,2	413,9	43,192	G	1.300	428,0	179,8	230,2
TC-13	19.690	20.464	37,9	91,1	3,4	4,012	G	1.400	50,9	21,4	15,9
TC-13A	56.422	58.641	108,6	96,7	3,6	5,706	G	1.400	72,4	30,4	11,8
TC-14	275.819	286.666	530,9	99,9	0,8	19,852	G	1.400	251,9	105,8	0,8
TC-15	127.052	132.048	244,5	66,4	82,1	11,790	G	1.300	116,8	49,1	167,2
TC-16	14.045	14.597	27,0	93,0	1,9	1,106	G	1.300	11,0	4,6	41,3
TC-17	61.401	63.816	118,2	95,7	5,1	5,453	G	1.400	69,2	29,1	17,5
TC-18	10.027	10.421	19,3	42,0	11,2	2,064	G	1.300	20,5	8,6	130,2
TC-19	1.064.020	1.105.874	2.047,9	81,4	381,2	99,096	G	1.300	982,0	412,5	92,4
TC-20	108.002	112.250	207,9	0,0	207,9	11,705	G	1.400	148,5	62,4	333,2
TC-21	282.967	294.096	544,6	86,5	73,5	21,177	G	1.400	268,7	112,9	65,1
TC-22	30.220	31.408	58,2	0,0	58,2	4,779	G	1.400	60,6	25,5	228,2
TC-24	28.890	30.027	55,6	99,4	0,3	3,798	G	1.400	48,2	20,2	1,5
TC-26	80.984	84.169	155,9	96,6	5,2	7,118	G	1.400	90,3	37,9	13,7
TC-28	644.575	675.017	1.250,0	N.D.	N.D.	127,845	G	1.400	1.622,3	681,4	N.D.
TJ-01	5.839	6.630	12,3	0,0	12,3	11,992	G	1.300	118,8	49,9	24,6
TJ-02	218	248	0,5	0,0	0,5	15,037	G	1.300	149,0	62,6	0,8
TJ-03	1.463	1.685	3,1	0,0	3,1	10,319	G	1.300	102,3	42,9	7,2
TJ-04	1.798	2.058	3,8	0,0	3,8	38,400	G	1.300	380,5	159,8	2,4
TJ-05	4.422	5.263	9,7	0,0	9,7	28,552	G	1.300	282,9	118,8	8,2
TJ-06	800	952	1,8	0,0	1,8	7,059	G	1.300	70,0	29,4	6,1
TJ-07	8.745	10.408	19,3	0,0	19,3	14,035	G	1.300	139,1	58,4	33,0
TJ-08	1.251	1.489	2,8	0,0	2,8	11,226	G	1.300	111,2	46,7	6,0
TL-01	58.215	60.505	112,0	71,3	32,2	6,447	G	1.400	81,8	34,4	93,6

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Híd. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
TL-02	56.724	60.957	112,9	N.D.	N.D.	9,137	G	1.400	115,9	48,7	N.D.
TL-03	37.019	38.475	71,3	85,2	10,5	3,235	G	1.400	41,1	17,2	61,0
TL-04	36.897	39.650	73,4	N.D.	N.D.	4,447	G	1.500	68,8	28,9	N.D.
TL-05	1.415	1.471	2,7	94,7	0,1	1,152	G	1.400	14,6	6,1	1,6
TL-06	87.963	94.528	175,1	N.D.	N.D.	9,490	G	1.400	120,4	50,6	N.D.
TL-07	21.015	21.842	40,4	43,4	22,9	1,876	G	1.400	23,8	10,0	229,0
TL-08	135.683	145.808	270,0	N.D.	N.D.	11,315	G	1.400	143,6	60,3	N.D.
TL-09	66.119	68.720	127,3	82,5	22,2	5,195	G	1.400	65,9	27,7	80,1
TL-10	623.761	671.972	1.244,4	N.D.	N.D.	169,214	G	1.400	2.147,3	901,9	N.D.
TL-11	28.954	30.093	55,7	83,9	8,9	1,733	G	1.400	22,0	9,2	96,7
TL-12	37.793	40.613	75,2	N.D.	N.D.	8,667	G	1.400	110,0	46,2	N.D.
TL-13	412.604	428.832	794,1	37,4	496,9	39,324	G	1.400	499,0	209,6	237,1
TL-14	115.746	124.383	230,3	N.D.	N.D.	14,990	G	1.400	190,2	79,9	N.D.
TL-15	684.539	712.870	1.320,1	44,5	732,4	50,091	G	1.300	496,4	208,5	351,3
TL-16	34.928	38.579	71,4	0,0	71,4	14,903	G	1.300	147,7	62,0	115,2
TL-17	134.266	139.547	258,4	72,2	71,9	7,926	G	1.400	100,6	42,2	170,4
TL-18	105.463	116.824	216,3	12,0	190,3	37,244	G	1.300	369,1	155,0	122,8
TL-19	189.914	197.954	366,6	27,6	265,4	12,382	G	1.300	122,7	51,5	515,3
TL-20	35.830	39.586	73,3	N.D.	N.D.	10,134	G	1.300	100,4	42,2	N.D.
TL-21	113.094	118.671	219,8	83,9	35,4	7,302	G	1.300	72,4	30,4	116,4
TL-21A	42.791	44.474	82,4	0,0	82,4	2,524	G	1.300	25,0	10,5	784,8
TL-22	86.290	93.225	172,6	N.D.	N.D.	21,528	G	1.300	213,3	89,6	N.D.
TL-23	131.846	141.246	261,6	0,1	261,3	10,310	G	1.300	102,2	42,9	609,1
TL-24	13.224	14.230	26,4	N.D.	N.D.	10,912	G	1.300	108,1	45,4	N.D.
TL-25	36.776	40.631	75,2	0,0	75,2	3,954	G	1.300	39,2	16,5	455,8
TL-25A	22.500	24.859	46,0	0,1	46,0	4,283	G	1.300	42,4	17,8	258,4
TL-26	400	432	0,8	N.D.	N.D.	7,255	G	1.300	71,9	30,2	N.D.
TL-27	29.219	31.888	59,1	49,2	30,0	3,938	G	1.300	39,0	16,4	182,9
TL-28	822	889	1,6	N.D.	N.D.	4,738	G	1.300	47,0	19,7	N.D.
TL-29	120.735	131.424	243,4	78,4	52,6	15,129	G	1.300	149,9	63,0	83,5
TL-30	2.876	3.111	5,8	N.D.	N.D.	5,680	G	1.200	40,5	17,0	N.D.
TL-31	130.872	141.045	261,2	98,0	5,2	64,083	G	1.300	635,1	266,7	1,9
TL-32	12.013	12.995	24,1	N.D.	N.D.	8,502	G	1.200	60,6	25,5	N.D.
TL-33	63.063	67.856	125,7	98,5	1,9	29,182	G	1.300	289,2	121,5	1,6
TL-34	8.022	8.678	16,1	N.D.	N.D.	22,617	G	1.200	161,3	67,7	N.D.

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Hidr. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
TL-35	24.593	26.547	49,2	N.D.	N.D.	15,603	G	1.300	154,6	64,9	N.D.
TL-36	26.812	29.005	53,7	N.D.	N.D.	11,193	G	1.200	79,8	33,5	N.D.
TL-37	68.869	74.500	138,0	N.D.	N.D.	70,376	G	1.300	697,4	292,9	N.D.
TL-38	4.236	4.582	8,5	N.D.	N.D.	4,909	G	1.200	35,0	14,7	N.D.
TL-39	45.969	49.728	92,1	N.D.	N.D.	8,047	G	1.300	79,7	33,5	N.D.
TL-40	1.358	1.469	2,7	N.D.	N.D.	4,262	G	1.200	30,4	12,8	N.D.
TL-41	34.619	37.450	69,4	N.D.	N.D.	6,385	G	1.300	63,3	26,6	N.D.
TL-42	1.820	1.983	3,7	N.D.	N.D.	25,564	G	1.200	182,3	76,6	N.D.
TL-43	79.389	85.880	159,0	N.D.	N.D.	13,380	G	1.200	95,4	40,1	N.D.
TL-44	2.438	2.618	4,8	40,1	2,9	41,574	G	1.200	296,4	124,5	2,3
TL-45	22.301	24.125	44,7	N.D.	N.D.	6,563	G	1.200	46,8	19,7	N.D.
TL-46	611	667	1,2	0,0	1,2	7,923	G	1.200	56,5	23,7	5,1
TL-47	11.100	12.008	22,2	N.D.	N.D.	5,638	G	1.200	40,2	16,9	N.D.
TL-48	1.524	1.617	3,0	99,6	0,0	15,543	H	1.200	129,5	63,4	0,0
TL-49	714	773	1,4	N.D.	N.D.	7,371	G	1.200	52,6	22,1	N.D.
TL-51	421	455	0,8	N.D.	N.D.	5,984	G	1.300	59,3	24,9	N.D.
TL-53	944	1.021	1,9	N.D.	N.D.	11,510	G	1.300	114,1	47,9	N.D.
TL-55	1.655	1.790	3,3	N.D.	N.D.	18,608	G	1.300	184,4	77,5	N.D.
TL-57	1.395	1.518	2,8	N.D.	N.D.	16,903	G	1.300	167,5	70,4	N.D.
TL-59	6.968	7.607	14,1	80,1	2,8	13,311	G	1.200	94,9	39,9	7,0
TL-61	13.401	14.630	27,1	99,6	0,1	10,969	G	1.300	108,7	45,7	0,2
TL-63	1.628	1.778	3,3	0,0	3,3	19,465	G	1.300	192,9	81,0	4,1
TO-01	2.479	2.951	5,5	0,0	5,5	10,984	G	1.300	108,9	45,7	12,0
TO-02	2.029	2.414	4,5	0,0	4,5	2,723	G	1.300	27,0	11,3	39,8
TO-03	431	512	0,9	0,0	0,9	2,439	G	1.300	24,2	10,2	8,8
TO-04	8.418	10.018	18,6	0,0	18,6	3,335	G	1.300	33,0	13,9	133,8
TO-05	14.095	16.774	31,1	0,0	31,1	4,019	G	1.300	39,8	16,7	186,2
TO-06	11.826	14.075	26,1	5,0	24,8	9,766	G	1.300	96,8	40,6	61,1
TO-07	38.737	41.437	76,7	0,0	76,7	6,101	G	1.300	60,5	25,4	302,0
TO-08	26.735	28.975	53,7	14,2	46,1	14,711	G	1.300	145,8	61,2	75,3
TO-09	20.270	21.682	40,2	0,0	40,2	3,480	G	1.300	34,5	14,5	277,2
TO-10	8.987	9.613	17,8	0,0	17,8	7,838	G	1.300	77,7	32,6	54,6
TO-11	409.499	453.963	840,7	36,9	530,5	130,980	G	1.300	1.298,0	545,2	97,3
TO-12	2.878	3.078	5,7	0,0	5,7	3,660	G	1.300	36,3	15,2	37,5
TO-13	409.112	445.932	825,8	35,9	529,3	150,217	G	1.300	1.488,6	625,2	84,7

Sub-bacia	Cálculo da Vazão de Esgoto					Cálculo da Vazão de Água					IDE (%)
	Pop. 2010 (hab.)	Pop. 2017 (hab.)	Vazão Ger. (l/s)	IC x IT Esg (%)	Vazão Lanç. (l/s)	Área (ha)	Região Híd. Sem.	Pluv. (mm/ano)	Vazão Média (l/s)	Vazão 90% (l/s)	
TO-14	36.539	37.555	69,5	0,0	69,5	2,488	G	1.300	24,7	10,4	668,3
TO-15	376.673	389.501	721,3	18,2	589,7	38,363	G	1.300	380,2	159,7	369,3
TO-16	105.954	107.455	199,0	0,0	199,0	6,592	G	1.300	65,3	27,4	726,3
TO-17	26.959	27.339	50,6	93,3	3,4	3,590	G	1.300	35,6	14,9	22,8
TO-18	69.028	70.060	129,7	0,0	129,7	10,395	G	1.300	103,0	43,3	299,5
TO-19	67.463	68.415	126,7	84,8	19,2	5,588	G	1.300	55,4	23,3	82,4
TO-20	137.218	141.120	261,3	43,1	148,7	21,916	G	1.300	217,2	91,2	163,0
TO-21	89.718	90.984	168,5	88,5	19,3	11,906	G	1.300	118,0	49,6	38,9
TO-23	13.882	14.128	26,2	62,5	9,8	2,491	G	1.300	24,7	10,4	94,2
TP-01	46.424	49.446	91,6	21,5	71,9	66,436	G	1.300	658,4	276,5	26,0
TP-02	2.922	3.161	5,9	N.D.	N.D.	12,054	G	1.300	119,5	50,2	N.D.
TP-03	3.489	3.754	7,0	0,0	7,0	34,504	G	1.300	341,9	143,6	4,9
TP-04	2.162	2.339	4,3	N.D.	N.D.	18,989	G	1.300	188,2	79,0	N.D.
TP-05	753	810	1,5	0,0	1,5	8,233	G	1.300	81,6	34,3	4,4
TP-06	1.647	1.781	3,3	N.D.	N.D.	16,850	G	1.400	213,8	89,8	N.D.
TP-07	274	295	0,5	N.D.	N.D.	13,754	G	1.500	212,8	89,4	N.D.
TP-08	466	504	0,9	N.D.	N.D.	20,992	G	1.500	324,7	136,4	N.D.
TP-09	169	183	0,3	N.D.	N.D.	14,872	G	1.700	312,8	131,4	N.D.
TS-01	2.596	3.089	5,7	0,0	5,7	25,812	G	1.300	255,8	107,4	5,3
TS-02	1.981	2.249	4,2	12,7	3,6	18,244	G	1.300	180,8	75,9	4,7
TS-03	6.029	6.846	12,7	65,4	4,4	15,866	G	1.300	157,2	66,0	6,7
TS-04	168	191	0,4	0,0	0,4	11,562	G	1.300	114,6	48,1	0,8
TS-05	341	391	0,7	0,0	0,7	13,832	G	1.300	137,1	57,6	1,2
VI-01	750	806	1,5	N.D.	N.D.	60,956	H	1.300	699,8	342,9	N.D.
VI-02	40.034	45.571	84,4	41,8	49,1	71,891	H	1.300	825,3	404,4	12,1
VI-03	20.794	22.974	42,5	5,7	40,1	11,320	H	1.300	130,0	63,7	63,0
VI-04	17.324	18.740	34,7	N.D.	N.D.	153,552	H	1.200	1.279,1	626,8	N.D.
VI-05	8.022	8.678	16,1	N.D.	N.D.	39,008	G	1.100	169,7	71,3	N.D.
GR-01	25.714	28.187	52,2	64,0	18,8	270,675	H	1.200	2.254,7	1.104,8	1,7
JQ-01	28.436	29.549	54,7	39,0	33,4	514,322	F	1.600	12.642,0	7.559,9	0,4
SI-01	50.235	53.516	99,1	0,0	99,1	363,184	H	1.300	4.169,4	2.043,0	4,9
SL-01	13.481	14.551	26,9	39,0	16,4	153,083	F	1.500	3.315,8	1.982,8	0,8

Figura 36 – Mapa do IDE nas sub-bacias da RMSP sobre imagem do viário.

Figura 37 – Mapa do IDE nas sub-bacias da RMSP sobre imagem de satélite.

Figura 38 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP com os limites das macro-bacias.

Figura 39 – Mapa de IDE nas sub-bacias da RMSP com os limites municipais.

5.3.5. Correlação com Outras Variáveis

A síntese do enquadramento das sub-bacias nas classes do Índice de Diluição de Esgoto – IDE em termos de número, território e população das sub-bacias é apresentada no Quadro 35 e ilustrado graficamente nas Figuras 40, 41 e 42, respectivamente. Independentemente do referencial analisado, nota-se a grande quantidade de locais com IDE acima de 15%, que indica a ocorrência de todos os riscos associados ao esgoto sanitário. Nota-se também que a maior porcentagem de valores elevados de IDE ocorre quando a análise é referenciada pela população do que quando se aborda a quantidade ou área de abrangência das sub-bacias.

Quadro 35 – Síntese dos IDEs das sub-bacias da RMSP segundo a quantidade, território e população.

Classe do IDE	Quantidades			Território		População	
	Quant.	Percentil	Percentil 2 ⁽¹⁾	Área (ha)	Percentil	Habitantes	Percentil
Até 0,1%	12	3,8%	5,1%	448,9	5,8%	206.420	1,0%
De 0,1% até 5%	70	22,4%	29,7%	2.708,1	35,0%	1.446.574	7,0%
De 5% até 10%	25	8,0%	10,6%	377,9	4,9%	496.997	2,4%
De 10% até 15%	6	1,9%	2,5%	306,3	4,0%	271.639	1,3%
De 15% até 50%	30	9,6%	12,7%	535,4	6,9%	1.239.170	6,0%
De 50% até 100%	31	9,9%	13,1%	954,6	12,3%	3.940.453	19,1%
De 100% até 200%	16	5,1%	6,8%	266,6	3,4%	1.523.886	7,4%
De 200% Até 400%	26	8,3%	11,0%	355,7	4,6%	3.622.441	17,6%
Acima de 400%	20	6,4%	8,5%	268,8	3,5%	3.750.718	18,2%
Não Determinado	76	24,4%	—	1.520,8	19,6%	4.082.659	19,8%
Total	312	100,0%	100,0% ⁽²⁾	7.743,1	100,0% ⁽²⁾	20.580.957	100,0%

⁽¹⁾ Desconsidera as sub-bacias não operadas ou parcialmente operadas pela SABESP para as quais não foi possível calcular o valor do IDE. ⁽²⁾ Não considera o território e a população no limite dos reservatórios dos mananciais de abastecimento público.

Figura 40 – Gráfico de distribuição do IDE pela quantidade das sub-bacia da RMSP.

Figura 41 – Gráfico de distribuição do IDE pelo território das sub-bacia da RMSP.

Figura 42 – Gráfico de distribuição do IDE pela população das sub-bacia da RMSP.

No que se refere às bacias de esgotamento dos mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP, em especial da Billings e da Guarapiranga, no Quadro 36 são apresentados os territórios e as populações das sub-bacias somadas por faixa de IDE. Estas informações estão ilustradas graficamente nas Figuras 43 e 44. Inexistem valores de IDE inferior a 0,1%. Nota-se que a situação se agrava quando se analisa o resultado com base na população das sub-bacias. Quando se avalia com base no território, o caso da Guarapiranga surge como o mais crítico, mas esta situação se inverte quando se pondera pela população, com a Billings se posicionando como mais crítica.

Quadro 36 – Síntese dos IDEs das sub-bacias Billings e Guarapiranga segundo o território e população.

Classe do IDE	Billings – BL				Guarapiranga – GP			
	Território		População		Território		População	
	Área (ha)	Percentil	Habit.	Percentil	Área (ha)	Percentil	Habit.	Percentil
Até 0,1%	0,0	0,0%	0	0,0%	0,0	0,0%	0	0,0%
De 0,1% até 5%	29,9	6,2%	1.980	0,2%	243,3	39,1%	214.484	23,8%
De 5% até 10%	20,3	4,2%	4.412	0,5%	57,8	9,3%	32.907	3,6%
De 10% até 15%	85,7	17,8%	38.172	4,0%	0,0	0,0%	0	0,0%
De 15% até 50%	65,9	13,7%	111.149	11,7%	74,1	11,9%	155.892	17,3%
De 50% até 100%	44,8	9,3%	98.725	10,4%	234,6	37,7%	388.399	43,0%
De 100% até 200%	34,1	7,1%	288.530	30,3%	11,8	1,9%	111.208	12,3%
De 200% até 400%	29,6	6,1%	218.287	22,9%	0,0	0,0%	0	0,0%
Acima de 400%	6,3	1,3%	102.678	10,8%	0,0	0,0%	0	0,0%
Não Determinado	165,1	34,3%	88.710	9,3%	0,0	0,0%	0	0,0%
Total	481,7	100,0%	952.643	100,0%	621,6	100,0%	902.890	100,0%

Figura 43 – Gráfico de distrib. do IDE pelo território das sub-bacias BL (esq.) e GP (dir.).

Figura 44 – Gráfico de distrib. do IDE pela população das sub-bacias BL (esq.) e GP (dir.).

Já, a distribuição dos valores de IDE para cada sub-bacia em termos de média de salários mínimos recebido pelas famílias em cada bacia de esgotamento, é apresentada no Quadro 35 e ilustrada no gráfico da Figura 45. Nota-se a não ocorrência de IDEs maiores para locais de maior renda familiar. Os valores médios de salários mínimos em cada sub-bacia que nortearam esta análise são expostos no Quadro 38.

Quadro 37 – Síntese IDEs das sub-bacias da RMSP segundo a renda familiar.

Classe do IDE	Salários Mínimos							
	Até 2		Entre 2 e 4		Entre 4 e 6		Acima de 6	
	Quant.	Perc.	Quant.	Perc.	Quant.	Perc.	Quant.	Perc.
Até 0,1%	4	1,7%	4	1,7%	1	0,4%	3	1,3%
De 0,1% até 5%	32	13,6%	21	8,9%	6	2,5%	11	4,7%
De 5% até 10%	7	3,0%	10	4,2%	5	2,1%	3	1,3%
De 10% até 15%	3	1,3%	2	0,8%	0	0,0%	1	0,4%
De 15% até 50%	10	4,2%	11	4,7%	6	2,5%	3	1,3%
De 50% até 100%	10	4,2%	13	5,5%	2	0,8%	6	2,5%
De 100% até 200%	6	2,5%	5	2,1%	2	0,8%	3	1,3%
De 200% Até 400%	9	3,8%	7	3,0%	4	1,7%	6	2,5%
Acima de 400%	8	3,4%	11	4,7%	1	0,4%	0	0,0%

Total: 236 sub-bacias (100%) – não considera as 76 sub-bacias em que o IDE não foi determinado.

Figura 45 – Gráfico de dispersão do IDE pela renda familiar por sub-bacia da RMSP.**Quadro 38** – Renda familiar em cada sub-bacia de esgotamento.

Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio
AS-01	1,8	AS-02	2,7	AV-01	1,0	BI-01	1,6
BI-02	1,6	BI-03	1,9	BI-04	1,5	BI-05	1,8
BI-06	1,5	BL-01	1,7	BL-02	1,6	BL-03	1,4
BL-04	1,7	BL-05	1,2	BL-06	1,6	BL-07	1,0
BL-08	2,0	BL-09	1,0	BL-10	2,0	BL-11	1,4
BL-12	3,5	BL-13	2,1	BL-14	3,1	BL-15	2,2

Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio
BL-16	1,7	BL-17	2,1	BL-18	1,8	BL-19	2,4
BL-20	2,7	BL-21	1,9	CB-01	1,3	CT-01	2,2
CT-02	2,1	GP-01	1,7	GP-02	2,9	GP-03	1,7
GP-04	1,9	GP-05	1,8	GP-06	1,4	GP-07M	1,8
GP-07R	1,6	GP-08	2,5	GP-09	1,8	GP-10	2,7
GP-11M	1,3	GP-11R	1,4	GP-12	1,6	GP-14	1,7
GP-16	1,6	GU-01	1,6	GU-02	2,0	IT-01	1,4
JD-01	1,8	JD-02	2,2	JD-03	2,0	JD-04	1,9
JD-06	2,0	JN-01	2,1	JU-01	1,7	JU-02	1,3
JU-03	2,0	JU-04	2,0	JU-05	2,0	JU-06	2,4
JU-07	2,0	JU-08	2,4	JU-09	2,0	JU-10	2,0
JU-11	2,5	JU-12	1,6	JU-13	2,8	JU-14	1,7
JU-15	2,9	JU-17	1,9	ME-01	2,8	ME-02	4,1
ME-03	2,6	ME-04	3,7	ME-05	4,9	ME-06	3,5
ME-07	4,7	ME-08	3,0	ME-09	6,3	ME-10	8,1
ME-11	4,4	ME-12	2,9	ME-13	4,5	ME-14	2,1
ME-15	4,0	ME-17	5,1	MG-01	3,5	MG-02	3,5
PA-01	2,2	PA-02	1,5	PA-03	2,1	PA-04	1,2
PA-05	1,3	PA-06	2,0	PC-01	5,9	PC-02	3,3
PC-03	5,6	PC-04	3,9	PC-05	3,2	PC-06	1,5
PC-07	2,2	PC-08	1,6	PC-09	2,3	PC-11	2,0
PC-13	1,2	PI-01	4,1	PI-02	8,1	PI-03	3,4
PI-04	10,0	PI-05	16,9	PI-06	15,4	PI-07	10,5
PI-08	19,4	PI-09	3,3	PI-10	10,8	PI-11	1,9
PI-12	11,5	PI-13	4,2	PI-14	16,5	PI-16	13,6
PI-18	12,8	PI-20	11,5	PI-22	5,5	PI-24	4,7
PI-26	9,7	PI-28	12,7	PI-30	6,4	PI-32	10,7
PI-34	4,7	PI-36	2,7	PN-01	1,4	PN-02	2,0
PN-03	1,5	PN-04	1,7	PN-05	1,5	PN-07	1,5
PN-09	1,8	RB-01	1,2	RC-01	2,9	RC-02	1,7
SE-01	1,5	TA-01	3,3	TA-02	3,8	TA-03	6,6
TA-04	6,3	TA-05	3,2	TA-06	3,7	TA-07	4,0
TA-08	2,5	TA-09	8,9	TA-10	3,5	TA-11	5,7
TA-12	4,1	TA-13	5,1	TA-14	2,7	TA-15	7,5
TA-16	1,6	TA-17	4,3	TA-17A	6,4	TA-18	1,9
TA-19	2,7	TA-21	2,1	TA-23	5,9	TA-25	7,7
TA-27	7,5	TA-29	3,2	TA-31	2,6	TA-33	2,5

Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio	Sub-bacia	Salários por domicílio
TA-35	3,0	TA-37	2,5	TA-39	2,2	TC-01	11,2
TC-02	3,6	TC-03	7,7	TC-04	6,5	TC-05	8,9
TC-06	4,7	TC-07	11,1	TC-08	2,9	TC-09	10,7
TC-10	2,6	TC-11	6,9	TC-12	2,1	TC-13	3,1
TC-13A	5,4	TC-14	4,6	TC-15	5,2	TC-16	6,2
TC-17	7,8	TC-18	5,3	TC-19	2,6	TC-20	6,0
TC-21	2,7	TC-22	3,8	TC-24	3,6	TC-26	2,5
TC-28	2,8	TJ-01	1,3	TJ-02	1,5	TJ-03	1,4
TJ-04	1,6	TJ-05	7,5	TJ-06	1,0	TJ-07	2,5
TJ-08	8,2	TL-01	2,4	TL-02	3,7	TL-03	2,3
TL-04	4,5	TL-05	1,3	TL-06	3,5	TL-07	1,7
TL-08	2,8	TL-09	2,2	TL-10	1,8	TL-11	1,6
TL-12	1,6	TL-13	2,2	TL-14	1,5	TL-15	1,7
TL-16	1,4	TL-17	1,5	TL-18	2,2	TL-19	1,5
TL-20	1,4	TL-21	1,5	TL-21A	1,4	TL-22	1,5
TL-23	1,5	TL-24	1,7	TL-25	1,8	TL-25A	1,8
TL-26	1,9	TL-27	2,0	TL-28	1,6	TL-29	2,1
TL-30	2,6	TL-31	2,4	TL-32	3,1	TL-33	2,5
TL-34	2,7	TL-35	1,9	TL-36	2,8	TL-37	1,7
TL-38	2,5	TL-39	2,1	TL-40	2,1	TL-41	2,7
TL-42	2,2	TL-43	3,7	TL-44	1,8	TL-45	7,0
TL-46	2,3	TL-47	3,8	TL-48	2,2	TL-49	2,5
TL-51	2,7	TL-53	2,3	TL-55	2,2	TL-57	2,0
TL-59	2,2	TL-61	1,9	TL-63	1,8	TO-01	2,0
TO-02	16,7	TO-03	1,9	TO-04	16,0	TO-05	2,3
TO-06	16,9	TO-07	2,0	TO-08	9,1	TO-09	3,1
TO-10	16,6	TO-11	2,0	TO-12	6,5	TO-13	2,8
TO-14	1,7	TO-15	2,3	TO-16	2,1	TO-17	3,4
TO-18	1,7	TO-19	3,1	TO-20	2,4	TO-21	4,9
TO-23	4,8	TP-01	1,8	TP-02	1,8	TP-03	1,8
TP-04	1,8	TP-05	1,6	TP-06	1,8	TP-07	1,9
TP-08	1,8	TP-09	1,3	TS-01	7,1	TS-02	2,4
TS-03	1,8	TS-04	1,5	TS-05	1,5	VI-01	1,5
VI-02	2,3	VI-03	1,5	VI-04	4,7	VI-05	2,1
GR-01	2,3	JQ-01	1,6	SI-01	1,9	SL-01	1,9

5.3.6. Síntese

Inicialmente é necessário registrar que esta discussão foi afetada pela ausência de valores do Índice de Diluição do Esgoto – IDE em 76 das 312 sub-bacias (24%), que são aquelas parcialmente operadas ou não operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, e cujas informações não foram obtidas dos operadores dos sistemas de esgoto. Entretanto, mesmo com esta limitação, será possível realizar uma ampla discussão acerca dos resultados obtidos. Não há a pretensão de esgotar a discussão neste tópico, mas registrar as principais percepções obtidas, haja vista que as informações geradas renderiam dezenas de páginas.

Os menores valores de IDE, inferiores a 1%, situam-se majoritariamente na região periférica, em decorrência da baixa densidade demográfica e a consequente baixa geração de esgoto. Entretanto, verifica-se também valores de IDE inferiores a 0,1% na região central, a sudeste da confluência dos Rios Tietê e Pinheiros, em região habitada por população de maior nível socioeconômico. Apenas 12 bacias, ou 4% das sub-bacias, tiveram o valor do IDE presente na classe de menor valor, sendo que apenas 1% da população da metrópole reside nestes locais.

Já, os maiores valores de IDE, superiores a 100%, podem ser observados em um anel no centro da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP que abrange as porções periféricas do município de São Paulo e dos municípios limítrofes, regiões estas marcadas pelo baixo nível socioeconômico da população. 93 sub-bacias, o que representa 29,8% do total, apresentam os seus cursos d'água com a vazão de esgoto igual ou superior à de água. Nestas sub-bacias residem ao menos 62% da população urbana, valor este que certamente seria maior caso fosse calculado o IDE para todas as sub-bacias (não foi calculado o IDE de sub-bacias em que residem 19,8% da população).

As sub-bacias com IDE inferior a 0,1% e que, portanto, não representam risco saúde pública ou de eutrofização abrangem aquelas bacias que apresentam índice de coleta e de tratamento equivalente a 100%, bem como algumas bacias com valores nulos destes índices mas que, em virtude do baixíssimo contingente populacional, a capacidade suporte do ambiente elimina os riscos associados aos esgotos. Por outro lado, as sub-bacias com IDE superior a 100%, percentagem bem superior ao índice de 15% que compromete as harmonias paisagísticas e odoríferas, apresentam índices nulos de coleta e tratamento, bem como valores do produto dos índices de coleta e de tratamento de esgoto que extrapolam 80%. Neste último caso, embora o sistema de coleta tenha índice de coleta elevado, o grande contingente populacional destas sub-bacias fazem com que uma pequena parcela da população, que não tem os seus esgotos coletados e tratados adequadamente, comprometa seriamente a qualidade dos corpos d'água. Neste contexto, os valores dos índices consagrados de coleta e de tratamento claramente não tem nenhuma correlação e aderência com os valores do índice aqui proposto.

Os quatro municípios tratados pela SABESP como uma sub-bacia de esgotamento (Guararema, Jujutiba, Santa Isabel e São Lourenço da Serra) apresentaram baixo IDE (entre 0,1 e 5%). Caso fossem subdivididos em sub-bacias, certamente aquelas que abarcam os núcleos urbanos estariam em situação mais crítica e as demais, em situação menos crítica.

O saneamento dos esgotos nos mananciais de abastecimento é crucial, uma vez que a sua poluição compromete a qualidade da água que será fornecida à população. Entretanto, nenhuma das sub-bacias dos mananciais Billings e Guarapiranga atingiu um valor de IDE abaixo de 0,1%, o qual restringe o risco à eutrofização das represas. A população da Guarapiranga está em melhor situação que a Billings: 86% dos habitantes desta está em sub-bacias com IDE superior a 15%, enquanto que na Guarapiranga este percentual é de 72,6%. A Billings apresenta quatro sub-bacias em que o IDE é superior a 200% e apenas com duas com IDE inferior a 5%, enquanto que na Guarapiranga não há sub-bacias com IDE superior a 200% e há nove com IDE inferior a 5%.

Registra-se aqui que não foi calculado o IDE das bacias das represas, mas apenas das sub-bacias integrantes. O cálculo do IDE do manancial como um todo envolveria refazer os cálculos considerando a bacia hidrográfica do manancial como a unidade espacial de análise, considerando também a área do espelho d'água para fins de estimativa do corpo hídrico. Entretanto, o IDE elevado dos corpos d'água afluentes às duas represas avaliadas (Billings e Guarapiranga) chama a atenção à precariedade do sistema de esgotamento nestas áreas de mananciais, bem como a péssima qualidade da água que é captada e que, após ser devidamente tratada, abastece a população da metrópole.

A hipótese de que os valores de IDE são mais precários nas sub-bacias com menor nível socioeconômico pode ser confirmada pela Figura 45 (pág. 111), que apresenta um gráfico de dispersão entre os valores de IDE e a renda familiar em termos de salário mínimo. Em sub-bacias com média de até seis salários mínimos por família o IDE atinge valores elevados que aproximam-se de 10, sendo que nas sub-bacias com rendimento familiar superior a seis salários mínimos os IDEs são inferiores a quatro. Em linhas gerais, há uma grande concentração de sub-bacias onde residem famílias de elevado nível socioeconômico na porção do gráfico referente aos menores valores de índice de diluição de esgoto. É importante frisar que as sub-bacias que esta população mais rica habita, mesmo que tenham valores menores em relação ao universo, estão longe do ideal: das 36 sub-bacias com renda familiar média superior a seis salários mínimos, apenas três apresentam IDE inferior a 0,1%.

O estudo de caso da RMSP identificou ainda que não é possível correlacionar os valores e IDE com os índices de coleta e de tratamento de esgoto, o que demonstra que o índice aqui proposto fornece uma visão de sustentabilidade e risco que até então os consagrados índices de coleta e de tratamento não eram capazes de dar. Estes índices, adotados por concessionárias e pelo Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento – SNIS, podem fornecer um retrato da eficácia do sistema, mas em nada refletem as consequências socioambientais de suas imperfeições. É necessário analisar estes índices com cautela, ciente de que possuem as suas limitações.

Tendo em vista a subdivisão da RMSP em sub-bacias de pequeno porte e a ocorrência da concentração crítica de oxigênio dissolvido – OD nos corpos d'água cerca de meio dia após o lançamento dos esgotos (conforme visto no item 5.2.2, pág. 76), é certo afirmar que a concentração crítica de OD não ocorre no perímetro das sub-bacias. A concentração de

lançamentos provisórios à jusante de uma sub-bacia pode intensificar este fato, tal como alguns fatores sociais e ambientais. Entretanto, ao se propor um índice que generaliza as peculiaridades locais, estas limitações são subjugadas. De outra forma, seria praticamente inviável avaliar o sistema de esgotamento em uma escala regional e, de qualquer forma, isto em nada muda o retrato da precariedade da sub-bacia avaliada.

O histórico de uso e ocupação do território da RMSP e o seu atual sistema integrado de coleta e tratamento de esgotos, com suas estações de tratamento pré-existentes, bem como com a maior parte dos interceptores já construídos, direcionam as intervenções. A implantação de coletores, que interceptem lançamentos de esgoto provisórios, sem que haja sua conexão a um coletor que viabilize a chegada do esgoto na estação de tratamento irá apenas alterar a localização dos pontos de lançamento provisórios de esgoto: de diversos pontos dispersos nas porções de montante das sub-bacias para poucos pontos situados à jusante da sub-bacia. Neste contexto, embora os cursos d'água de montante das sub-bacias se tornem mais limpos, aqueles situados à jusante serão prejudicados, haja vista que os trechos dos cursos d'água de montante não mais contribuirão para a autodepuração dos esgotos. Desta forma, privilegiar as intervenções exclusivamente em sub-bacias com maiores valores de IDE pode não resolver o problema.

A ampliação do sistema de esgotamento tem, portanto, suas limitações à vista do sistema existente. O tratamento dos esgotos nas cinco Estações de Tratamento de Esgotos – ETE é algo que, embora facilita o gerenciamento do tratamento, aumenta a complexidade do sistema de afastamento. Para minimizar a poluição dos corpos d'água é fundamental executar obras conectadas a coletores que direcionam o esgoto à estação de tratamento ou conectadas a novas estações. Entretanto, é possível privilegiar ao menos algumas das sub-bacias que apresentam elevados valores de IDE, que são aquelas situadas adjacentes às ETEs. As cinco grandes estações da RMSP se localizam em regiões marcadas por elevados valores de IDE, de modo que a realização de obras apenas nestas sub-bacias, ou próximas a elas, faria com que os esgotos nelas gerados cheguem ao tratamento, sem demandar grandes obras de interceptores.

Um planejamento eficaz do sistema de esgotamento sanitário poderia transformar o problema de poluição dos corpos d'água por esgoto em solução para a baixa disponibilidade hídrica da RMSP por meio do lançamento dos efluentes tratados das ETEs nos mananciais de abastecimento, efetuando assim o reúso indireto potável do esgoto sanitário tratado. Caso fosse respeitado os padrões de qualidade e de lançamento nestas represas, o efluente lançado provavelmente possuirá melhor qualidade do que a água presente no manancial. Infelizmente, a Resolução CONAMA Nº 430/2011 (CONAMA, 2011) veda o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, em águas da classe especial, como as dos mananciais, impedindo que isto seja realizado. Além desta negativa legal, importante resgatar a questão polêmica dos “micropoluentes” contidos no esgoto sanitário e a impossibilidade dos tratamentos convencionais de esgoto e de água em removê-los.

O indicador desenvolvido também poderia contribuir para a avaliação do sistema de tratamento existente da RMSP, uma vez que cursos d'água já muito poluídos por esgoto

possuem prejudicada a capacidade de assimilar o efluente tratado da estação de tratamento, o que pode vir a exigir a adoção de uma eficiência do tratamento superior àquela exigida pelo empreendedor ou pelo órgão responsável pelo licenciamento ambiental. Neste aspecto, será ainda mais desafiadora a já complicada tarefa de se respeitar os padrões de qualidade e de lançamento das concentrações de fósforo no tratamento de esgoto sanitário.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Índice de Diluição de Esgoto – IDE é uma tentativa de efetuar uma avaliação do Sistema de Esgotamento Sanitário – SES sob a ótica da sustentabilidade e, neste contexto, afirma-se aqui que esta pesquisa teve sucesso ao corroborar a sua hipótese inicial e propor uma nova abordagem de análise deste sistema sob uma nova perspectiva, que vincula os riscos socioambientais ao diagnóstico do sistema, fugindo dos indicadores padrões e do censo comum.

Foi construído um indicador que possibilita a avaliação do SES do ponto de vista da capacidade suporte do ambiente, identificando os riscos à saúde, à eutrofização, à comunidade aquática, à harmonia paisagística e à harmonia odorífera decorrentes da poluição dos corpos d'água por esgoto sanitário. Em última instância foi proposta a integração de variáveis ambientais e sociais ao processo de tomada de decisão da implantação do SES, que pode ser potencializada caso realizada com transparência e a participação social. O IDE poderá subsidiar a tomada de decisão no setor de saneamento em um momento em que os recursos financeiros são escassos e os desafios (as obras), enormes.

O mapa da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP produto desta pesquisa aponta claramente a enorme vulnerabilidade socioambiental da população presente em quase todas as suas sub-bacias. Crê-se aqui no enorme potencial de um mapa nestes moldes, em que um cidadão desta metrópole possa identificar o local onde mora e ter conhecimento de todos os riscos que ele está sujeito em decorrência da não universalização dos serviços de esgotamento sanitário. Este cidadão poderá vir a exigir respostas por parte do poder público, bem como por parte das empresas concessionárias dos serviços de saneamento. Talvez para o cidadão comum seja difícil a compreensão da importância das obras de sistemas de esgotamento sanitário e o que muda para ele quando se divulga que foram construídos X quilômetros de coletores ou que os índices de coleta e de tratamento aumentaram para X e Y%. Entretanto, talvez faça diferença um índice que aponte que dada obra proporcionará a eliminação de um risco associado a um corpo d'água situado adjacente a sua morada. Melhor do que isto é só, efetivamente e na prática, este curso d'água ficar limpo.

Tendo em vista os inúmeros prejuízos sociais, econômicos e ambientais que implicam na precariedade do sistema de esgotamento e os enormes esforços necessários para atingir a universalização da coleta e tratamento de esgotos, que ainda levará muitos anos, é ponto fundamental e crítico o planejamento da ampliação deste sistema, o que envolve a priorização das obras, haja vista a escassez de recursos financeiros necessários. Nesta conjuntura, não se pode deixar de questionar até que ponto se deve deixar todo este serviço a cargo de uma empresa de economia privada ou mista (como a SABESP) e dos termos do contrato de concessão firmado pela municipalidade. Embora esta pesquisa não tenha debruçado sobre este tema, este questionamento emerge frente à identificação dos enormes riscos associados ao precário saneamento da RMSP. A sociedade civil não deveria ter voz ativa neste processo

de planejamento? Não está se questionando aqui o trabalho desta empresa, mas sim a ausência de democracia no processo de tomada de decisão.

A Constituição Federal (BRASIL, 1988) nunca previu a gestão do setor pelo prestador do serviço, defendendo a promoção do saneamento de forma comum entre estados e municípios, e é corroborada pelo Supremo Tribunal Federal (STF, 2013), que pregou a gestão compartilhada do saneamento entre estado e municípios nas regiões metropolitanas. A Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007) vai além na questão da gestão descentralizada do saneamento, elencando entre seus princípios fundamentais a transparência das ações, o controle social e defendendo sua integração com a gestão das águas, cuja Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) fomenta fortemente a participação popular. Este contexto legal que preconiza a descentralização das decisões vai contra o *status quo* de manter a gestão do saneamento na mão do concessionário. Nesta linha, a tradução das informações técnicas para o público em geral de modo a facilitar o seu engajamento é fator fundamental no processo de participação popular, podendo o IDE contribuir para este processo.

Têm-se claro que também o indicador proposto possui as suas limitações. O seu cálculo envolve o conhecimento das vazões de esgoto e de água, as quais não foram medidas, mas apenas estimadas. A definição de seus valores de referência se baseia em padronizações, estimativas e generalizações. Entretanto, dentre todas as suas limitações, salienta-se uma fundamental: o índice foi proposto no âmbito de uma pesquisa de dissertação que, por diversas razões, acabou por não realizar uma fase participativa, prevista inicialmente, em que potenciais usuários deste índice poderiam fornecer contribuições ao seu desenvolvimento. Dentre estes usuários, destaca-se aqueles das áreas de saneamento e meio ambiente. No primeiro grupo estão as empresas concessionárias, a secretaria estadual e a agência estadual de regulação. Já, no segundo, estão os comitês de bacias e as agências de fiscalização ambiental. Logicamente há ainda organização da sociedade civil de interesse público em ambos os grupos. Entretanto, nada impede que esta pesquisa seja apenas o “pontapé” inicial, se não da construção e efetivação do índice aqui proposto, do surgimento de um novo paradigma de avaliação do saneamento.

A obtenção das informações do sistema de esgotamento sanitário da RMSP junto à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, abarcando os índices de coleta e de tratamento de esgoto discretizados por sub-bacias de esgotamento, bem como os limites destas sub-bacias não se mostrou uma tarefa fácil: o limite das sub-bacias só foi repassado após ser firmado um termo de pesquisa (não bastou recorrer à lei de acesso à informação) e a SABESP não possui dados atualizados referentes aos índices de coleta e de tratamento discretizados por bacia de esgotamento. Para calcular o primeiro foi preciso extraí-lo do Plano Diretor de Esgoto, datado de 2008, enquanto que o segundo teve que ser calculado por meio do número atualizado de ligações domiciliares (conectadas ao tratamento e totais) informadas pela SABESP. O maior desafio à eventual replicação deste índice para outras certamente recairá sobre o acesso aos dados do sistema de esgotamento e é crucial

questionar esta ausência de disponibilidade de informação, bem como a dificuldade de obtê-las junto ao responsável pelo sistema.

Não se pode deixar de sugerir o potencial da construção de uma ferramenta de avaliação integrada da qualidade dos recursos hídricos superficiais sob a ótica da capacidade suporte do ambiente. Neste contexto, o Índice de Diluição de Esgotos seria apenas um dos componentes de um “índice de diluição da poluição”, que contemplaria também outros focos perturbadores de qualidade das águas, tais como o esgoto sanitário tratado, os efluentes industriais tratados e não tratados e as poluições difusas de origem urbana e rural. Este índice forneceria um retrato da qualidade dos recursos hídricos sem a necessidade de realizar análises de qualidade das águas, permitindo conhecer as causas de determinada poluição de um corpo d’água e, desta forma, planejar as intervenções sabendo-se quais terão as maiores repercussões ambientais.

No Estado de São Paulo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB divulga, para alguns pontos de monitoramento dos recursos hídricos superficiais, a qualidade das águas por meio de diversos indicadores, entre os quais o Índice de Qualidade das Águas – IQA. Entretanto, esta análise fica restrita aos pontos de monitoramento e só é possível apontar a fonte da poluição após uma análise detalhada dos parâmetros de qualidade ou até mesmo após uma avaliação do uso e ocupação do solo e da infraestrutura existente na bacia. Este “índice de diluição da poluição” e seus componentes, tal como o IDE, permitem uma melhor compreensão da dinâmica de risco socioambiental e poderia subsidiar discussões abertas na busca por soluções, podendo aproximar os comitês de bacias a um eventual “comitê de saneamento”, haja vista que ambos almejam que os rios voltem a ser limpos.

Por fim, o fato da presente dissertação trazer demandas do universo profissional de interesse público para estudos universitários e apostar no desenvolvimento de produtos e processos visando ao desenvolvimento de tecnologias e inovações para as necessidades socioambientais alinha-a ao objetivo do Programa de Mestrado Profissional em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. O produto desenvolvido no mestrado foi a proposta do Índice de Diluição de Esgoto – IDE, que tem grande potencial de ser utilizado como uma ferramenta para a tomada de decisão em concessionárias de saneamento, poder público, organizações do terceiro setor, comitês de bacias, etc., inclusive pelo cidadão comum. Entretanto, crê-se que mais importante do que divulgar o indicador proposto é disseminar a ideia de pensar o sistema de esgotamento sanitário sob a ótica socioambiental e de sustentabilidade.

7. REFERÊNCIAS

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica ABNT NBR 9649:1986 – Projeto de redes coletas de esgoto sanitário – Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986. Disponível em: < www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=4200 >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **Norma Técnica ABNT NBR 12207:2016 – Projeto de interceptores de esgoto**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016. Disponível em: < www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=356662 >. Acesso em: 22 ago. 18.

ACIESP, Academia de Ciências do Estado de São Paulo. **Glossário de Ecologia**. São Paulo: CNPq & FAPESP, 1987.

ARSESP, Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo. **Nota Técnica Final NT/F/004/2017: 2ª Revisão Tarifária Ordinária da SABESP: Etapa Inicial**. São Paulo, outubro de 2017. Disponível em: < www.arsesp.sp.gov.br/ConsultasPublicasBiblioteca/RTO-Preliminar-NTFINAL-CP012017.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

BOSCH, P.; GABRIELSEN, P. **Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting**. European Environment Agency internal working paper. 2003. Disponível em: < www.researchgate.net/publication/237573469_Environmental_Indicators_Typology_and_Use_in_Reporting >. Acesso em: 22 ago. 18

BOSSEL, H. **Indicators for Sustainable Development: Theory, Methods, Applications**. Winnipeg: IISD – International Institute for Sustainable Development; 1999. Disponível em: < www.iisd.org/pdf/balatonreport.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

BRASIL. Lei Ordinária Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2 set. 1981, p. 16509. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Constituição da República Federativa do Brasil – 1988. **Diário Oficial da União**, Brasília, 5 out. 1988, p. 1. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Ordinária Nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995. Dispõe sobre o regime de concessão e permissão da prestação de serviços públicos previsto no art. 175 da Constituição Federal, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 14 fev. 1995, p. 1917. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8987cons.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Ordinária Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 9 jan. 1997, p. 470. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Ordinária Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 fev. 1998, p. 1. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Ordinária Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 8 jan. 2007, p. 3. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Ordinária Nº 12.255, de 15 de junho de 2010. Dispõe sobre o salário mínimo a partir de 1º de janeiro de 2010 e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 jun. 2010, p. 1. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12255.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Complementar Nº 140, de 8 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios (...). **Diário Oficial da União**, Brasília, 9 dez. 2011a, p. 2. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LCP/Lcp140.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Lei Nº 15.257, de 18 de novembro de 2011. (Lei de Acesso à Informação) Regula o acesso a informações previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal (...). **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 nov. 2011b, p. 1, Ed. extra. Disponível em: < www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2011/lei/112527.htm >. Acesso em: 22 ago. 18.

BROWN A., MATLOCK M. D. **A review of water scarcity indices and methodologies**. The Sustainability Consortium: White Paper #106, 2011. Disponível em: < www.sustainabilityconsortium.org/downloads/a-review-of-water-scarcity-indices-and-methodologies >. Acesso em: 22 ago. 18.

CARR, E. R.; WINGARD, P. M.; YORTY, S. C.; THOMPSON, M. C.; JENSEN, N. K; ROBERSON, J. **Applying DPSIR to sustainable development**. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, 14, p. 543-555, 2007. Disponível em: < www.researchgate.net/publication/228618840_Applying_DPSIR_to_sustainable_development >. Acesso em: 22 ago. 18.

CARSON, R. **Silent spring**. 6ª edição. Greenwich: Fawcett Crest Book, 1967.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2016**. São Paulo: 2017. Disponível em: < cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios >. Acesso em: 22 ago. 18.

CNRH, Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 9 mar. 2006, p. 91. Disponível em: < www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=37 >. Acesso em: 22 ago. 18.

COBRAPE-CONCREMAT, CONSÓRCIO. **Plano Diretor de Esgotos da Região Metropolitana de São Paulo: Relatório Final**. Volumes 1 (População e Vazões) e 2 (Sistema Principal). São Paulo: 2008a.

COBRAPE-CONCREMAT, CONSÓRCIO. **Plano Diretor de Esgotos da Região Metropolitana de São Paulo: Relatório Síntese**. São Paulo: 2008b.

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 fev. 1986, p. 2548. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23 >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Resolução CONAMA Nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, Brasília, 25 jan. 2001, p. 70-71. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272 >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Resolução CONAMA Nº 357, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005, p. 58. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459 >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Resolução CONAMA Nº 410, de 13 de maio de 2009. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução Nº 357/2005 e no art. 3º da Resolução Nº 397/ 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, 5 mai. 2009, p. 106. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=603 >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Resolução CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 mai. 2011, p. 89. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646 >. Acesso em: 22 ago. 18.

DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica. Secretaria de Estado de Saneamento e Recursos Hídricos do Governo do Estado de São Paulo. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (Relatório Zero)**. São Paulo, 1999. Disponível em: < www.sigrh.sp.gov.br/relatoriosituacaodosrecursoshidricos >. Acesso em: 22 ago. 18

_____. **Instrução Técnica DPO N° 11, de 30 de maio de 2017**. São Paulo: 2017. Disponível em: < www.dae.sp.gov.br/images/documentos/outorgaefiscalizacao/it_dpo11_obrashidraulicas.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18

EMPLASA. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano. **Região Metropolitana de São Paulo**. (Site) Disponível em: < www.emplasa.sp.gov.br/RMSP >. Acesso em: 22 ago. 18

FILET, M. Análise de capacidade de suporte ambiental. In: TAUKE-TORNISIELO, S. M. (Org.). **Análise ambiental: estratégias e ações**. São Paulo: T.A. Queiroz, 1995, p. 73-76.

FSP, Faculdade de Saúde Pública. **Produção de trabalhos científicos em mestrandos profissionais**. Programa de Pós-Graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade. São Paulo: 2015. Disponível em: < www.fsp.usp.br/pos/wp-content/uploads/2013/08/CatPub.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18

FUSP, Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo. **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – Sumário Executivo**. São Paulo: 2009. Disponível em: < fabhat.org.br/site/images/docs/sumario_executivo_pat_dez09_v1.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18

GIL, Antonio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 5ª edição, Editora Atlas. São Paulo: 2010.

HOLANDA, S. B. de. **Raízes do Brasil**. 26ª edição. São Paulo: Companhia das Letras; 1995.

HORN, A. L.; RUEDA, F. J.; HORMANN, G.; FOHRER, N. **Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands – an overview on current concepts, deficits, and future tasks**. Physics and Chemistry of the Earth 29, p. 725-737, 2004. Disponível em: < www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1474706504001056 >. Acesso em: 22 ago. 18

HUTTON, G.; VARUGHUESE, M. **The Costs of Meeting the 2030 Sustainable Development Goal Targets on Drinking Water, Sanitation, and Hygiene**. Water and Sanitation Program; World Bank Group; 2016. Disponível em: < www.worldbank.org/en/topic/water/publication/the-costs-of-meeting-the-2030-sustainable-development-goal-targets-on-drinking-water-sanitation-and-hygiene >. Acesso em: 22 ago. 18.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível em: < www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9662-censo-demografico-2010.html >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2015**. Série Estudos & Pesquisas: Informação geográfica, nº 10. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: < biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Estimativas de população para 1º de julho de 2017. Brasília: Diário Oficial da União, 2017. Disponível em: < www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html >. Acesso em: 22 ago. 18.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª edição. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2014.

KRISTENSEN, P. **The DPSIR Framework**. National Environmental Research Institute, Denmark, 2004. Disponível em: < wwz.ifremer.fr/dce_eng/content/download/69291/913220/file/DPSIR.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

KUBLER, H; FORTIN, A; MOLLETA, L. **Reúso de Água nas Crises Hídricas e Oportunidades no Brasil**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015. Disponível em: < abes-dn.org.br/pdf/Reuso_nas_Crises.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

LIAZI, A; CONEJO, J.L.; PALOS, J.C.F.; CINTRA, P.S. **Regionalização hidrológica no Estado de São Paulo**. São Paulo: Revista Águas e Energia Elétrica - DAEE, ano 5, n.14. 1988, p. 4-10. Disponível em: < www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=745 >. Acesso em: 22 ago. 18.

MACHADO, P. J. E. **Capacidade, suporte e sustentabilidade ambiental**. Revista Geosul (Universidade Federal de Santa Catarina), Florianópolis, v. 14, n. 27, jan./jun. 1999, p. 122-127. Disponível em: < periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/18847 >. Acesso em: 22 ago. 18.

MAGUIRE D. J.. An overview and definition of GIS. In: MAGUIRE D. J.; GOODCHILD M. F.; RHIND D. W. (Org.) **Geographic Information Systems and Science**. 1ª Edição. New Jersey: John Wiley & Sons 2001. Disponível em: < www.wiley.com/legacy/wileychi/gis/volumes.html >. Acesso em: 22 ago. 18.

MALHEIROS, T. F.; PHILIPPI JR., A.; COUTINHO, S. M. V. **Agenda 21 nacional e indicadores de desenvolvimento sustentável: contexto brasileiro**. Saúde e Sociedade (USP. Impresso), v. 17, p. 07, 2008. Disponível em: < [dx.doi.org/10.1590/S0104-12902008000100002](https://doi.org/10.1590/S0104-12902008000100002) >. Acesso em: 22 ago. 18.

MARTINIEZ, R. Q. **Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe**. Serie Manuales del Comisión Económica para América Latina y el Caribe – CEPAL. Santiago de Chile, 2007. Disponível em: < repositorio.cepal.org/handle/11362/5498 >. Acesso em: 22 ago. 18

MC, Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Glossário de Indicadores - Água e Esgotos 2015. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. Brasília: 2016. Disponível em: < www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos >. Acesso em: 22 ago. 18

MS Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, Brasília, 3 out. 2017, p. 360. Disponível em: < bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html >. Acesso em: 22 ago. 18.

MEADOWS, D. H.; **Indicators and Information Systems for Sustainable Development**. Hartland: The Sustainability Institute: 1998. Disponível em: < www.iisd.org/pdf/s_ind_2.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

MEADOWS, D. H.; MEADOWS, D. L.; RANDERS, J.; BEHRENS, W. W. **The limits to growth**. New York: Universe Books, 1972. Disponível em: < www.donellameadows.org/wp-content/userfiles/Limits-to-Growth-digital-scan-version.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente: a gestão ambiental em foco: doutrina, jurisprudência, glossário**. 6ª ed. rev., atual. e ampl. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2009.

NUVOLARI, A. (Coord.) **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2ª ed. ver. atualiz. ampl. São Paulo: Blucher, 2011.

PINHEIRO, N. L. Meio ambiente e desenvolvimento sustentável. In. TAUKE-TORNISIELO, S. M. (Org.). **Análise ambiental: estratégias e ações**. São Paulo: T.A Queiroz, 1995, p. 18-21.

PRÜSS-USTÜN, A; WOLF, J.; CARVALÁN R.; NEIRA, M. **Preventing Disease through Healthy Environments: A Global Assessment of the Burden of Disease from Environmental Risk**. Geneva: World Health Organization: 2016. Disponível em: < apps.who.int/iris/bitstream/10665/204585/1/9789241565196_eng.pdf?ua=1 >. Acesso em: 22 ago. 18.

SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Planos Integrados Regionais: Relatório Síntese – 2006**. São Paulo: Diretoria Metropolitana – M; 2006a.

_____. **Norma Técnica SABESP NTS 025 – Projeto de Redes Coletoras de Esgotos – Procedimento**. Revisão 1. São Paulo: jul 2006b. Disponível em: < www2.sabesp.com.br/normas/nts/nts025.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **Relatório de Sustentabilidade 2016**. São Paulo: 2016. Disponível em: < site.sabesp.com.br/site/uploads/file/sociedade_meioamb/relatorio_sustentabilidade_2016.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **A implantação da Metodologia *Analytic Hierarchy Process* – AHP para a seleção e hierarquização de empreendimentos de coleta, afastamento e tratamento de esgotos na Região Metropolitana de São Paulo**. Nota Técnica. São Paulo: set/2017. Disponível em: < site.sabesp.com.br/site/uploads/file/obras_priorizadas/nota_tecnica_ahp.pdf >. Acesso em: 22 ago. 17.

SANEAMENTO BÁSICO. TCE determina que Sabesp explique redução de verba para despoluição do Tietê. Notícia publicada em 13 abr. 2017. Disponível em: < www.saneamentobasico.com.br/tce-sabesp-reducao-de-verba-para-despoluicao-tiete/ >. Acesso em: 22 ago. 18.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 9 set. 1976. Disponível em: < www.al.sp.gov.br/norma/?id=62153 >. Acesso em: 22 ago. 17.

_____. Decreto Nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 23 nov. 1977, p.1. Disponível em: < www.al.sp.gov.br/norma/?id=153028 >. Acesso em: 22 ago. 17.

_____. Decreto Nº 9.866, de 28 de novembro de 1997. Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 29 nov. 1997, p.1. Disponível em: < www.al.sp.gov.br/norma/?id=5976 >. Acesso em: 22 ago. 17.

_____. Decreto Nº 12.233, de 16 de janeiro de 2006. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 17 jan. 2006, p.1. Disponível em: < www.al.sp.gov.br/norma/?id=59925 >. Acesso em: 22 ago. 17.

_____. Decreto Nº 1.025, de 7 de dezembro de 2007. Transforma a Comissão de Serviços Públicos de Energia - CSPE em Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo - ARSESP, dispõe sobre os serviços públicos de saneamento básico e de gás canalizado no Estado, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 8 dez. 2007, p.1. Disponível em: < www.al.sp.gov.br/norma/?id=74753 >. Acesso em: 22 ago. 17.

_____. Decreto Nº 13.579, de 13 de julho de 2009. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 14 jul. 2009, p.1. Disponível em: < www.al.sp.gov.br/norma/?id=156946 >. Acesso em: 22 ago. 17.

SMA, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo. Resolução SMA 54, de 19 de dezembro de 2007. Dispõe sobre o licenciamento ambiental e regularização de empreendimentos urbanísticos e de saneamento básico considerados de utilidade pública e de interesse social e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 20 dez. 2007, Seção I, p. 50. Disponível em: < arquivos.ambiente.sp.gov.br/consema/2014/01/DelNormativa01.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. Deliberação do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) Normativa 140, de 23 de abril de 2014. Fixa tipologia para o exercício da competência municipal, no âmbito do licenciamento ambiental (...). **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 26 abr. 2014, Seção I, p. 47. Disponível em: < arquivos.ambiente.sp.gov.br/consema/2014/01/DelNormativa01.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18

SEADE, Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Sistema SEADE de Projeções Populacionais**. 2017. Disponível em: < produtos.seade.gov.br/produtos/projpop/ >. Acesso em: 22 ago. 18.

SES/SMA/SSRH, Secretarias de Estado da Saúde, do Meio Ambiente e de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Resolução conjunta Nº 01, de 28 de junho de 2017. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 29 jun. 2017, Seção I, p. 41. Disponível em: < arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2017/06/resolucao-conjunta-ses-sma-ssrh-01-2017-agua-de-reuso.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. **Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países**. Ambiente e Sociedade, v.X, n.2, p. 137-148, jul.-dez., 2007. Disponível em: < dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2007000200009 >. Acesso em: 22 ago. 18.

SOARES, A. F. S.; LEÃO, M. M. D. **Contaminação dos Mananciais por Micropoluentes e a Precária Remoção desses Contaminantes nos Tratamentos Convencionais de Água para Potabilização**. Revista Jurídica De Júri.v. 14, n. 24, p. 36-85, jan./jun. 2015. Disponível em: < aplicacao.mpmg.mp.br/xmlui/handle/123456789/1239 >. Acesso em: 22 ago. 18.

STF, Supremo Tribunal Federal. Ação Direta de Inconstitucionalidade 1.842. Brasília, 16 nov. 2013. Disponível em: < redir.stf.jus.br/paginadorpub/paginador.jsp? docTP=AC&docID=630026 >. Acesso em: 22 ago. 18.

SVARSTAD, H.; PETERSEN, L. K.; ROTHMAN, D.; SIEPEL, H.; WATZOLD, F. **Discursive biases of the environmental research framework DPSIR**. Land Use Policy, Vol. 25, Issue 1, Pages 116-125, January 2008. Disponível em: < sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837707000464 >. Acesso em: 22 ago. 18.

TRATA BRASIL, Instituto. **Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento**. São Paulo: 2014. Disponível em: < www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/estudos/expansao/Beneficios-Economicos-do-Saneamento.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18

TSUTIYA, M. T.; SOBRINHO, P. A. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 1ª edição. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 3ª edição. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

TUCCI, C. E. M. (Org) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4ª ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2009, p.573-619.

UN, United Nations. **Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies**. 3ª Edição. Department of Economic and Social Affairs. New York: 2007. Disponível em: < www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/guidelines.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **United Nations Millennium Declaration**. UN's General Assembly Resolution 55/2 adopted on 18 September 2000. New York: 2000a. Disponível em: < www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/RES/55/2&lang=E >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **The human right to water and sanitation**. UN's General Assembly Resolution 64/292 adopted on 28 July 2010. New York: 2010b. Disponível em: < www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/RES/64/292&lang=E >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **The Future We Want**. UN's Conference on Sustainable Development. Rio de Janeiro: 2012. Disponível em: < www.un.org/disabilities/documents/rio20_outcome_document_complete.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **The Millennium Development Goals Report 2015**. New York: United Nations; 2015a. Disponível em: < [www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20\(July%2015\).pdf](http://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20(July%2015).pdf) >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. UN's General Assembly. Resolution 70/1 adopted on 25 September 2015. New York: United Nations; 2015b. Disponível em: < www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **Wastewater Management: A UN-Water Analytical Brief**. UN's Water Inter-Agency. 2015c. Disponível em: < www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/UN-Water_Analytical_Brief_Wastewater_Management.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **World Urbanization Prospects: The 2014 Revision**. Department of Economic and Social Affairs - Population Division. New York: United Nations; 2015d. Disponível em: < esa.un.org/unpd/wup/Publications/Files/WUP2014-Report.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

USP, Universidade de São Paulo. **Diretrizes para apresentação de dissertações e teses da USP: parte I (ABNT)**. 3ª Edição Revisada, Ampliada e Modificada. São Paulo: 2016. Disponível em: < [dx.doi.org/10.11606/9788573140606](https://doi.org/10.11606/9788573140606) >. Acesso em: 22 ago. 18.

VERBRUGGEN; H.; KUIK, O. Indicators for Sustainable Development. In: BARBIOLI, G. (Editor). **Principles of Sustainable Development – Vol. 1**. Oxford: Eloss Publishers/UNESCO; 2009. Disponível parcialmente no GoogleBooks. Acesso em: 22 ago. 18.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.

_____. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais; 2007.

WCED, World Commission on Environment and Development. **Our Common Future**. Relatório anexo da Resolução 42/187 da Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas. New York: 1987. Disponível em: < www.un.org/documents/ga/res/42/ares42-187.htm / www.un-documents.net/our-common-future.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

WHO, World Health Organization. **Investing in Water and Sanitation: Increasing Access, Reducing Inequalities**. UN-Water Global Analysis and Assessment of Sanitation and Drinking-Water GLAAS 2014 Report. Geneva: World Health Organization; 2014. Disponível em: < apps.who.int/iris/bitstream/10665/139735/1/9789241508087_eng.pdf?ua=1 >. Acesso em: 22 ago. 18.

WHO, World Health Organization; UNICEF, United Nations Children's Emergency Fund. **Progress on Sanitation and Drinking Water - 2015 update and MDG assessment**. Geneva: World Health Organization, 2015. Disponível em: < files.unicef.org/publications/files/Progress_on_Sanitation_and_Drinking_Water_2015_Update_.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

WINOGRAD, M.; FARROW, A. Sustainable Development Indicators for Decision Making: concepts, methods, definition and use. In. BAWA, K. S.; SEIDLER, R. (Editor). In: **Dimensions of Sustainable Development – Vol 1**. Oxford: Eloss Publishers/UNESCO; 2009. Disponível parcialmente no GoogleBooks. Acesso em: 22 ago. 18.

WWAP, World Water Assessment Programme. **The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk**. Paris: UNESCO; 2012. Disponível em: < www.unesco.org/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/pdf/WWDR4%20Volume%201-Managing%20Water%20under%20Uncertainty%20and%20Risk.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World**. Paris: UNESCO; 2015. Disponível em: < unesdoc.unesco.org/images/0024/002439/243938e.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

_____. **The United Nations World Water Development Report 2016: Water and Jobs**. Paris: UNESCO; 2016. Disponível em: < unesdoc.unesco.org/images/0024/002439/243938e.pdf >. Acesso em: 22 ago. 18.

8. APÊNDICES

APÊNDICE A. Ficha Metodológica do IDE	135
---	-----

APÊNDICE A. Ficha Metodológica do IDE

Nome do Indicador	Índice de Diluição de Esgoto – IDE
Descrição	Correlaciona a vazão de esgoto sanitário gerado e não tratado com a disponibilidade hídrica superficial na bacia hidrográfica ou de esgotamento.
Relevância	Avalia o sistema de esgotamento sanitário sob a ótica da sustentabilidade verificando a capacidade suporte do corpo d'água em assimilar o lançamento irregular de esgoto e predizendo os riscos socioambientais associados.
Alcance	Avalia o nível de risco associado aos corpos d'água decorrentes da precariedade do sistema de esgotamento sanitário analisado. Os riscos identificados envolvem o comprometimento à saúde e à eutrofização de represas, à comunidade aquática, à harmonia paisagística e à harmonia odorífera.
Limitações	Não indica o grau de intervenção necessário para adequar o sistema de esgotamento sanitário, considera as soluções individuais de esgotamento (p. ex. fossas) como não ideais, bem como todo o lançamento de esgotos que ocorre no interior das sub-bacias. Não representa a qualidade real do corpo d'água, que está sujeito a outras fontes de poluição além do esgoto sanitário não tratado, tais como o esgoto sanitário tratado, os efluentes industriais tratados e não tratados e as poluições difusas de origem urbana e rural. Também não representa o real impacto decorrente da não universalização do esgotamento sanitário, mas os riscos a eles associados, uma vez que generaliza os aspectos endógenos e não considera os agentes de exposição. O indicador funciona melhor em bacias de pequeno porte e com ocupação homogênea.
Fórmula	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; display: inline-block;"> $IDE = (Q_e/Q_a) \cdot (1 - IC \cdot IT)$ </div> , onde: IDE = Índice de Diluição de Esgoto (%) Q_e = vazão de esgoto sanitário gerado (l/s) Q_a = vazão de água do corpo hídrico (l/s) IC = índice de coleta de esgoto gerado (%) IT = índice de tratamento do esgoto coletado (%)
Valores de referência	IDE $\geq 0,1\%$ – risco à saúde e à eutrofização de represas (decorrente da concentração de organismos termotolerantes superior a 1.000 org./100mL no corpo d'água e de fósforo total superior a 0,02 mg/l em represa); IDE $\geq 5\%$ – risco à comunidade aquática (decorrente da concentração de oxigênio dissolvido inferior a 5 mg/l no corpo d'água); IDE $\geq 10\%$ – risco à harmonia paisagística (decorrente da concentração de oxigênio dissolvido inferior a 2 mg/l no corpo d'água); IDE $\geq 15\%$ – risco à degradação odorífera (decorrente da concentração de oxigênio dissolvido inferior a 0 mg/l no corpo d'água).
Escala	O indicador deve ser aplicado preferencialmente para as bacias de esgotamento, permitindo discutir a ampliação do sistema de esgoto. O limite desta bacia é definido pelo operador / concessionário do sistema com base na planta cadastral do sistema. O indicador também pode ser aplicado para as bacias de hidrográficas, mas dificulta a discussão da ampliação do sistema. O limite desta bacia pode ser realizado através de bases cartográficas oficiais dos órgãos públicos e/ou dos comitês e agências de bacias. Por vezes o limite das bacias de esgotamento é coincidente com os das bacias hidrográficas. Ao ser utilizado em outras escalas (que não a bacia) o IDE deixa de representar a qualidade do corpo d'água e pode não trazer nenhum significado.

Cálculo e fonte das variáveis	<p>A vazão de esgoto sanitário gerado (Q_e) deve preferencialmente ser obtida pelo produto da população pelo consumo de água <i>per capita</i> e pelo coeficiente de retorno água/esgoto. A população pode ser estimada a partir do censo demográfico do IBGE, consultando-se os dados por setor censitário. O consumo de água <i>per capita</i> deve ser justificado; na ausência de dados, recomenda-se adotar 200 l/hab.dia. Recomenda-se adotar um coeficiente de retorno de 0,80 nos termos da NBR 9.649:1986.</p> <hr/> <p>A vazão do corpo d'água (Q_a) a ser considerada é aquela com garantia de permanência de 90% (que ocorre em 90% do tempo). Na ausência de registro de medições deve ser estimada utilizando a técnica de regionalização hidrológica, privilegiando aquelas já consagradas. Para o Estado de São Paulo, recomenda-se a metodologia constante no site do DAEE e apresentada na Revista Águas e Energia Elétrica (ano 5, n.14, p. 4-10, 1988).</p> <hr/> <p>O índice de coleta de esgoto correlaciona o volume de esgoto coletado com o de água consumida. Na impossibilidade de cálculo deste índice, recomenda-se relacionar o número de ligações ou economias com coleta de esgoto com o número de ligações ou economias atendidas com água. As informações devem ser obtidas junto ao operador / concessionário do serviço de esgotamento.</p> <hr/> <p>O índice de tratamento de esgoto correlaciona o volume de esgoto coletado com o de esgoto tratado. Na impossibilidade de cálculo deste índice, recomenda-se relacionar o número de ligações ou economias em que o esgoto segue para tratamento com o número total de ligações ou economias de esgoto. As informações devem ser obtidas junto ao operador / concessionário do serviço de esgotamento.</p>
Disponibilidade dos dados	<p>Os índices de coleta e de tratamento de esgoto em seu recorte por bacias de esgotamento, bem como o limite destas bacias, não se encontram livremente disponíveis, sendo necessário solicitá-los ao operador / concessionário do sistema de esgotamento sanitário. Infelizmente, podem ocorrer situações deste ente não ter estas informações, não ter os índices discretizados por bacia de esgotamento, bem como se negar a repassá-los. Para esta última situação, a solicitação dos dados via lei de acesso à informação (lei federal Nº 12.527/2011) pode auxiliar.</p> <p>Não há restrição na disponibilidade das demais informações necessárias para calcular o índice. Há bases cartográficas de todo o território nacional, mesmo que em escala gráfica menor que a desejável. Os dados do censo do IBGE para estimativa da população estão disponíveis na internet e há diversas metodologias de regionalização de vazões já desenvolvidas para diferentes partes do território brasileiro e, caso inexistir para a região de estudo, é possível desenvolvê-las a partir de dados fluviométricos.</p>
Periodicidade dos dados	<p>Os dados populacionais do censo do IBGE tem periodicidade decenal, sendo necessário atualizá-los com base, por exemplo, nas estimativas anuais de população realizadas pelo IBGE e órgãos estaduais. Já os dados hidrológicos, salvo a ocorrência de uma mudança climática drástica, não se modificam ao longo dos anos, uma vez que está se trabalhando com a vazão média, que ignora os períodos secos e úmidos. O cálculo do índice de coleta e de tratamento de esgoto está sujeito à periodicidade de revisão estipulada pelo operador / concessionário do sistema de saneamento.</p>
Periodicidade de atualização do indicador	<p>Recomenda-se a atualização anual do indicador e/ou quando ocorrer grandes alterações na região analisada, tal como um grande aporte populacional ou uma grande adequação no sistema de esgotamento.</p>

Relação com as políticas ambientais e de sustentabilidade	<p>O indicador proposto está alinhado com quatro objetivos de desenvolvimento sustentável da ONU: 3. “Boa saúde e bem estar”, 6. “Água limpa e saneamento”, 11. “Cidades e comunidades sustentáveis” e 14. “Vida de baixo d’água”. Alinha-se ainda aos princípios e objetivo de diversas políticas nacionais: de recursos hídricos (lei federal Nº 9.433/97), de saneamento (lei federal Nº 11.445/2007), de meio ambiente (lei federal Nº 6.938/81), de educação ambiental (lei federal Nº 9.795/1999), urbana (lei federal Nº 10.257/2001) e de saúde (lei federal Nº 8.080/1990), na medida em que contempla a poluição dos corpos d’água, a universalização do saneamento, o controle das atividades poluidoras, a concepção do ambiente em sua totalidade, o combate à deterioração das áreas urbanizadas e a vigilância sanitária e epidemiológica, respectivamente.</p>
Relevância para a tomada de decisões	<p>O indicador permite avaliar o sistema de esgotamento sanitário sob a ótica da sustentabilidade, fornecendo considerações socioambientais aos tomadores de decisão no processo de priorização das intervenções inerentes ao planejamento da implantação e ampliação dos sistemas de esgotamento. Desta forma, torna-se possível identificar as bacias com populações de maior vulnerabilidade socioambiental, privilegiando as intervenções nelas.</p>
Desafios	<p>Para prever os reais riscos associados à poluição de um corpo d’água seria necessário desenvolver um índice de diluição dos poluentes dos corpos d’água. Seus componentes envolveriam o IDE, bem como índices de diluição associados ao esgoto sanitário tratado, aos efluentes industriais tratados e não tratados e às poluições difusas de origem urbana e rural.</p> <p>Mas o maior desafio envolveria efetuar uma mudança de paradigma na mente dos responsáveis pelo planejamento dos sistemas de esgotamento, de modo a reconhecer a relevância de se considerar aspectos socioambientais e de sustentabilidade no processo de tomada de decisão.</p>