

Aichely Rodrigues da Silva

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO DAS
ÁGUAS SUPERFICIAIS, DO CENÁRIO NACIONAL AO
LOCAL: ESTUDO DE CASO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS
COSTEIRAS DOS RIOS RATONES, ITACORUBI E TAVARES
(ILHA DE SANTA CATARINA, BRASIL)**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutora em Geografia.

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Larissa D' Oliveira Fonseca

Florianópolis
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

SILVA, Aichely Rodrigues da
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS, DO CENÁRIO NACIONAL AO LOCAL : ESTUDO
DE CASO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS DOS RIOS
RATONES, ITACORUBI E TAVARES (ILHA DE SANTA
CATARINA, BRASIL) / Aichely Rodrigues da SILVA ;
orientador, Alessandra Larissa D' Oliveira Fonseca ,
2019.
309 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas,
Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis,
2019.

Inclui referências.

1. Geografia. 2. Bacia Hidrográfica. 3.
Eutrofização. 4. Suscetibilidade Ambiental. I. ,
Alessandra Larissa D' Oliveira Fonseca. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Geografia. III. Título.

Aichely Rodrigues da Silva

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO DAS
ÁGUAS SUPERFICIAIS, DO CENÁRIO NACIONAL AO
LOCAL: ESTUDO DE CASO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS
COSTEIRAS DOS RIOS RATONES, ITACORUBI E TAVARES
(ILHA DE SANTA CATARINA, BRASIL)**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutora em Geografia” e aprovada em sua forma final pelo Programa Pós-Graduação em Geografia.

Local, 07 de março de 2019.

Prof.^a Rosemy Nascimento, Dra.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a Marinez Scherer, Dr.^a
Presidente
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.^a Rosemy Nascimento, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Orlando Ferretti, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Luiz Carlos Araújo dos Santos, Dr.
Universidade Estadual do Maranhão

Este trabalho é dedicado à minha
família e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela saúde, força e sabedoria dada para a conclusão deste trabalho.

A meus pais, Lucimar e Ivanildo, e minhas irmãs Thamara e Grazielle, meu infinito agradecimento pelo carinho.

Neste momento da minha caminhada, agradeço, ainda, com especial carinho, à minha orientadora, professora Dra. Alessandra Larissa D' Oliveira Fonseca, que acreditou em meu potencial. Agradeço pela confiança, amizade, conselhos e paciência. Vejo nela um exemplo de simplicidade, compreensão e competência e espero sempre contar com o privilégio da sua amizade.

Deixo o meu obrigada também aos órgãos que me ajudaram na concretização deste trabalho por meio da logística e do fornecimento de dados: à Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós), em especial ao analista ambiental Claudinei Rodrigues; à Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN), em especial ao engenheiro Alexandre Trevisan e aos técnicos ambientais Carlos Pedra e Ricardo Kazuo; à Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI); à Secretária do Turismo (SANTUR); e ao Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF).

Devo citar, também, com imensa gratidão, a Universidade Federal de Santa Catarina, que proporcionou meu aprendizado, e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que me concedeu uma bolsa de estudos durante a realização deste doutorado. Agradeço, ainda, à CAPES pela bolsa de doutorado-sanduíche, que me permitiu ficar quatro meses em Portugal na Universidade do Algarve (UALg). Meus sinceros agradecimentos ao professor-supervisor José Paulo Monteiro (UALg) pela acolhida no período do estágio e pelas orientações na pesquisa, assim como, aos colegas do grupo de pesquisa.

Não poderia me esquecer, ainda, de todos os professores da Pós-Graduação: obrigada pelos ensinamentos, orientações e amizade e por me ajudarem ativa ou passivamente neste projeto. Ao professor Paulo Pagliosa, agradeço o conhecimento transmitido durante o meu estágio de docência. Aos meus colegas da Pós-Graduação, sinto gratidão pela troca de experiências. Obrigada, também, aos colegas do laboratório de Biogeoquímica Marinha, Alex, Ana Sofia, Ana Maria e todos os outros,

e às secretárias Helena e Renata pela disponibilidade, simpatia e gentileza.

Aos meus amigos Artur Alexandre, Francisco Lima e Luiz Carlos Santos, meu muito obrigada, que se estende também aos amigos de Florianópolis que me acolheram como uma grande família nos momentos difíceis e alegres: Claudinei Rodrigues, Rodrigo Acosta Pereira, José Agostinho Sousa, Zeane Borges, Bianca Poffo, Amanda Oliveira, Edgar Fronza, Salete Valer, Simone, Charles Vieira, as irmãs Natasha e Paula Fragoso e Fabiana Teixeira da Rosa. Por fim, agradeço a todas as demais pessoas que contribuíram direta ou indiretamente na elaboração deste trabalho ou participaram da minha vida e que, por ventura, eu tenha me esquecido de agradecer.

A água de boa qualidade é como a saúde ou a liberdade: só tem valor quando acaba.
(Guimarães Rosa)

RESUMO

A eutrofização é o processo de enriquecimento da água por nutrientes (nitrogênio e/ou fósforo), causando danos para o sistema aquático. A avaliação da eutrofização é essencial para a gestão e conservação dos ecossistemas aquáticos, pois afeta as questões ambientais e socioeconômicas. A pesquisa teve o objetivo de avaliar o processo de eutrofização partindo do cenário nacional ao local, tendo como estudo de caso as bacias hidrográficas costeiras dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares, localizadas na Ilha de Santa Catarina – Florianópolis, Santa Catarina, no período entre 2006 e 2016/2017. Para tanto, investigou-se o processo de eutrofização no passado, presente e fez-se simulações de cenários futuros, a fim de fornecer indicadores de pressão, estado e resposta à suscetibilidade dessas bacias hidrográficas, em especial aos estuários. Foram realizadas pesquisa bibliográfica; análise da paisagem por imagem de satélite e aplicação de Protocolo de Avaliação Rápida (PAR); aplicação de índices de estado trófico, como: Índice de Estado Trófico (IET) e *Throphic Index* (TRIX); e aplicação dos modelos *Land Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ) e *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS). Utilizaram-se dados de fontes secundárias das variáveis físicas, físico-químicas, químicas e biológicas. Constatou-se que o IET é o índice mais aplicado para a avaliação do estado trófico no país e que a eutrofização ainda é pouco abordada pela academia e gestores ambientais. No País, não há leis ou programas de origem nacional, estadual ou municipal para a redução da eutrofização nos ambientes aquáticos. Pelo estudo de caso local, a análise da paisagem retratou o aumento da mancha urbana e a supressão dos manguezais e áreas úmidas, fatores que influenciam diretamente no estado trófico das águas. Os índices classificaram os estuários das bacias hidrográficas como eutróficos. Além disso, variáveis como oxigênio dissolvido e fósforo total estavam fora do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05. Os estuários se mostraram suscetíveis à eutrofização pelas pressões antropogênicas, como foi o caso do aporte de nutrientes provenientes dos efluentes domésticos. O IET, TRIX e ASSETS classificaram os estuários como “moderado-alto” (pobre), ou seja, eutrofizados. A aplicação dos cenários mostrou que são necessárias, pelo menos, duas décadas para a recuperação dos ambientes analisados. Para isso, seria fundamental a abrangência total da coleta de tratamento de esgoto e eficiência na remoção de nutrientes com tratamento terciário. Espera-se que a pesquisa de caracterização dos estuários e do processo de eutrofização nas bacias do Ratonés, Itacorubi e Tavares

contribua com pesquisas futuras e seja tomada como base para a proteção e recuperação dessas áreas.

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica. Eutrofização. Suscetibilidade Ambiental.

ABSTRACT

Eutrophication is the process of enriching water by nutrients (nitrogen and/or phosphorus), causing damage to the aquatic system. Evaluation of eutrophication is essential for the management and conservation of aquatic ecosystems as it affects environmental and socioeconomic issues. The objective of this research was to evaluate the eutrophication process from the national to the local scenario, taking as a case study the coastal watersheds of Ratonés, Itacorubi and Tavares, located on the Island of Santa Catarina – Florianópolis, Santa Catarina, between 2006 and 2016/2017. Therefore, we investigated the eutrophication process in the past, present and there was a simulation of future scenarios in order to provide pressure indicators, state and response to the susceptibility of these watersheds, particularly the estuaries. Were realized bibliographic research; landscape analysis by satellite image and application of Rapid Assessment Protocol (RAP); application of trophic state indexes, such as: Trophic State Index (EIT) and *Trophic Index* (TRIX); and application of the models *Land Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ) and *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS). Although they used data from secondary sources of physical, physical-chemical, chemical and biological. It was found that the EIT is the most applied index for the evaluation of the trophic state in the country and that eutrophication is still little approached by the academy and environmental managers. In the country, there are no laws or national, state or municipal source programs to reduce eutrophication in aquatic environments. Through the local case study, the landscape analysis showed the increase of the urban spot and the suppression of mangroves and wetlands, factors that directly influence the trophic state of the waters. The indices classified the estuaries as eutrophic. In addition, variables such as dissolved oxygen and total phosphorus were outside the established by CONAMA 357/05 resolution. The estuaries were susceptible to eutrophication due to anthropogenic pressures, as was the case of nutrient inputs from domestic effluents. The EIT, TRIX and ASSETS classified the estuaries as "moderate-high" (poor), that is, eutrophic. The application of demonstrated scenarios that are required at least two decades to recover the analyzed environments. For this, it would be necessary to fully cover the collection of sewage treatment and efficiency in the removal of nutrients with tertiary treatment. It is expected that research on the characterization of estuaries and the eutrophication process in the Ratonés, Itacorubi and Tavares watersheds

will contribute to future research and be taken as a basis for the protection and recovery of these areas.

Keywords: Watershed. Eutrophication. Environmental Susceptibility.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo simplificado da estrutura da pesquisa	33
Figura 2 - Sistemas componentes de uma bacia hidrográfica	34
Figura 3 - Esquema das fontes pontuais e difusas de poluição das águas superficiais	40
Figura 4 - Histórico das temáticas relacionadas à poluição hídrica	42
Figura 5 - Área costeira no mundo com sinais de hipóxia e eutrofização.	45
Figura 6 - Modelo conceitual dos sintomas do processo de eutrofização em águas superficiais	46
Figura 7 - Representação esquemática de processos de conversão de nitrogênio: nitrogênio orgânico (Norg), amônio (NH ₄ ⁺), nitrito (NO ₂ ⁻), nitrato (NO ₃ ⁻), N ₂ (gás de nitrogênio), óxido nitroso (N ₂ O) e fósforo: fósforo orgânico (Porg) e fosfato ou fósforo inorgânico (PID).....	47
Figura 8 - Percentual do uso e ocupação do solo em Santa Catarina, nos anos de 2000 e 2014	52
Figura 9 - Modelo de impermeabilidade e da qualidade da água na bacia hidrográfica	53
Figura 10 - Simplificação do modelo ASSETS de eutrofização para Pressão-Estado-Resposta.....	61
Figura 11 – Esquema da estrutura da pesquisa.....	67
Figura 12 - Localização das bacias hidrográficas do Ratones, Itacorubi e Tavares analisadas nesta pesquisa	74
Figura 13 - Esquema das etapas realizadas na caracterização da paisagem nas bacias hidrográficas	80
Figura 14 - Distribuição dos pontos amostrais nas bacias hidrográficas: Ratones, Itacorubi e Tavares	88
Figura 15 - <i>Software</i> do modelo <i>Assessment of Estuarine Trophic Status</i> (ASSETS).....	93
Figura 16 - Fluxograma da metodologia do modelo ASSETS aplicado nesta pesquisa.....	94

Figura 17 - Modelo LOICZ aplicado às bacias hidrográficas.	95
Figura 18 - Resultado do modelo ASSETS	105
Figura 19 - Número de publicações (artigos, dissertações e teses) sobre a temática eutrofização por ano	111
Figura 20 - Distribuição dos números de estudos e ambientes aquáticos pela palavra-chave no território nacional.....	113
Figura 21 - Distribuição da classificação do Índice de Estado Trófico (IET) no território nacional	115
Figura 22 - Marco histórico da legislação da água, Portugal e Brasil..	127
Figura 23 - Organização das hierarquias de gestão da água em Santa Catarina.....	136
Figura 24 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Ratonos nos anos de 2006 e 2016.....	155
Figura 25 - Distribuição dos pontos amostrais classificados pelo Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) na BH do Rio Ratonos.....	157
Figura 26 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Ratonos	158
Figura 27 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Itacorubi nos anos de 2006 e 2016	161
Figura 28 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) na bacia do Rio Ratonos	164
Figura 29 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Itacorubi	165
Figura 30 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Tavares nos anos de 2006 e 2016.....	167
Figura 31 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Tavares.....	169
Figura 32 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Tavares.....	170
Figura 33 - Efeitos do aumento da urbanização no ciclo local da água	172

Figura 34 - Alagamento por maré nas bacias hidrográficas dos Rios Itacorubi e Tavares.....	176
Figura 35 - Frequência do estado trófico (bom e ruim) pelo limite (estado mesotrófico, linha pontilhada) dos índices IET (esquerda) e TRIX (direita) nos estuários dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares...	184
Figura 36 - Utilização de nutrientes nos estuários, coeficiente de eficiência (CE) em relação ao TRIX, nos estuários do Ratonés, Itacorubi e Tavares.	186
Figura 37 - Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nos estuários Itacorubi, Ratonés e Tavares	188
Figura 38 - Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos estuários dos Rios Itacorubi, Ratonés e Tavares.	189
Figura 39 - Concentração de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID, mg.L^{-1}) nos estuários dos Rios Itacorubi, Ratonés e Tavares.....	190
Figura 40 - Concentração de Fósforo Total (PT, mg.L^{-1}) nos estuários dos Rios Itacorubi, Ratonés e Tavares.	191
Figura 41 - Concentração de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID, mg.L^{-1}) nos estuários dos Rios Itacorubi, Ratonés e Tavares.....	192
Figura 42 - Distribuição das ETEs e abrangência da coleta e tratamento de esgotos nas bacias hidrográficas dos Rios Ratonés e Itacorubi..	207
Figura 43 - Concentração da clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos estuários e respectivos sistemas de troca (bacia hidrográfica, estuário e baía) analisados na década (2006 a 2016/2017).....	209
Figura 44 Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nos estuários e respectivos sistemas de troca (bacia hidrográfica, estuário e baía) analisados na década (2006 a 2016/2017).....	210
Figura 45 - Estimativa populacional para as bacias hidrográficas com base na mancha urbana e estimativa populacional.	211
Figura 46 - Zoneamento do Plano Diretor e da mancha urbana nas bacias hidrográficas, sendo: Ratonés, Itacorubi e Tavares.....	215
Figura 47 - Evolução da produção de mexilhões comercializados em Santa Catarina entre 2006 e 2016.....	232
Figura 48 - Movimento estimado de turistas na temporada de veraneio entre 2006 e 2016 em Florianópolis.	234

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Impactos agrícolas na qualidade das águas superficial e subterrânea.	51
Quadro 2 - Metodologias utilizadas nas pesquisas de dados físico-químicos, nutrientes e biológicos por autor nas áreas de estudo.	87
Quadro 3 - Principais fórmulas do índice do estado trófico (IET) por autor.	90
Quadro 4 - Classificação do estado trófico pelo TRIX para águas estuarinas.	91
Quadro 5 - Descrições das classificações utilizadas no modelo ASSETS para a condição eutrófica das águas.	101
Quadro 6 - Comparação dos índices de estado trófico, utilizados no Brasil e em outros países.	116
Quadro 7 - Elementos da DQA de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química para a classificação do estado ecológico das águas de superfície, aplicadas em Portugal.	125
Quadro 8 - Enquadramento das águas brasileiras, conforme o uso pela resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) no Brasil.	132
Quadro 9 - Organização das estações de monitoramento das águas em Portugal e Brasil e o número de estações.	138
Quadro 10 - Enquadramento das águas subterrânea brasileiras, conforme o uso pela resolução 396/2008 no Brasil.	141
Quadro 11 - Parâmetros de avaliação e níveis elevados de eutrofização associados determinados pelo OSPAR.	143
Quadro 12 - Matriz de bens e serviços fornecidos pelos estuários do Rio Ratonés, Itacorubi e Tavares.	230

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Contribuições <i>per capita</i> e concentrações de nitrogênio e fósforo em esgoto doméstico bruto.	55
Tabela 2 - Resultado da análise da classificação semi-automática das bacias hidrográficas estudadas.	82
Tabela 3 - Fontes dos dados secundários de qualidade da água utilizados nesse estudo por bacias hidrográficas e o número de amostras por variáveis	85
Tabela 4 - Classificação dos parâmetros físico-químicos para águas em transição/salobra e águas doces, conforme legislação portuguesa e brasileira.	145
Tabela 5 - Relação entre as áreas da mancha urbana e das bacias hidrográficas (%) e resultado do Índice de Estado Trófico (IET) nos estuários em média, desvio padrão (\pm), número amostral () e valores mínimo e máximo para cada ano de amostra, de 2006 a 2016/2017...	182
Tabela 6 - Representação da mancha urbana nas bacias hidrográficas (%) e resultado do TRIX nos estuários.	183
Tabela 7 - Características meteorológicas e físicas dos estuários de Ratonés, Itacorubi e Tavares aplicados ao modelo LOICZ e ASSETS para o período amostral da década de 2006 a 2016/2017.....	202
Tabela 8 - Fluxo e balanço de nutrientes, em $\times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$, nos estuários Ratonés, Itacorubi e Tavares durante a década (2006 a 2016/2017)...	204
Tabela 9 - População estimada (número de habitantes) e a produção <i>per capita</i> de N (NT e NID) e P (PT e PID), em Kg.dia^{-1} , durante 4 décadas (de 2006 a 2046).....	212
Tabela 10 - Resultado do modelo ASSETS para os estuários do Ratonés, Itacorubi e Tavares, considerando as informações atuais, de 2006 a 2016.	221
Tabela 11 - Cenários I do modelo ASSETS dos ambientes estuarinos dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares.	222
Tabela 12 - Cenários II do modelo ASSETS dos ambientes estuarinos dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares.	222

Tabela 13 - Cenários III do modelo ASSETS dos ambientes estuarinos do Ratoles, Itacorubi e Tavares. 223

Tabela 14 - Percentuais das modificações esperadas, (+) aumento e (-) redução das concentrações, a partir das condições atuais (2016) de qualidade da água frente aos cenários desenvolvidos: cenário I (CI), cenário (II) e cenário III (CIII). 224

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	27
1.1	Objetivos.....	31
1.2	Hipóteses.....	32
1.3	Unicidade da pesquisa	32
1.4	Estrutura da pesquisa	33
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	39
2.1	Breve trajetória da investigação da poluição hídrica	40
2.1.1	A Eutrofização das Águas	43
2.1.1.1	Nutrientes relacionados ao processo de eutrofização.....	47
2.1.2	As principais causas da poluição hídrica	50
2.1.2.1	Agricultura.....	50
2.1.2.2	Urbanização e Uso e Ocupação do Solo	53
2.1.2.3	Efluentes doméstico e industrial	54
2.1.2.4	Planejamento urbano.....	56
2.2	Índices e Modelos utilizados para avaliação do estado trófico..	57
2.3.1	Ferramentas utilizadas na pesquisa: Protocolo de Avaliação Rápida, IET, TRIX, LOICZ e ASSETS	59
3	METODOLOGIA	65
3.1.1	Análise teórica.....	68
3.2.1	Área de estudo	70
3.3.1	Aspectos geográficos do município de Florianópolis.....	70
3.3.2	Áreas de Estudo.....	75
3.3.2.1	Bacia Hidrográfica de Ratonés	75
3.3.2.2	Bacia Hidrográfica do Itacorubi.....	76
3.3.2.3	Bacia Hidrográfica do Tavares	77
3.3.3	Análise da paisagem das bacias hidrográficas.....	79

3.3.3.1 Análise da paisagem das bacias hidrográficas por sensoriamento remoto	80
3.3.3.2 Análise da paisagem das bacias hidrográficas por protocolo de avaliação rápida <i>in loco</i>	82
3.4.1 Tratamento de dados secundários das variáveis de qualidade da água	83
3.4.2 Índice de Estado Trófico (IET)	89
3.4.3 <i>Trophic Index</i> (TRIX)	90
3.4.4 Coeficiente de Eficiência do TRIX	91
3.4.5 Análise estatística descritiva dos dados.....	92
3.6.1 <i>Assessment of Estuarine Trophic Status</i> (ASSETS) e <i>Land Ocean Interactions in the Coastal Zone</i> (LOICZ).....	92
a) Influência Antrópica – Pressão	94
b) Condição Eutrófica – Estado	100
c) Perspectivas Futuras – Resposta	103
d) Avaliação Geral do Estado Trófico - ASSETS.....	105
4 CENÁRIO DAS ÁGUAS SUPERFICIAS BRASILEIRAS FRENTE A EUTROFIZAÇÃO	111
4.1 Avaliação da eutrofização no Brasil: índices de modelos ...	114
4.2 Vantagens e limitações dos índices que caracterizam o processo de eutrofização	115
4.3 Técnicas complementares de análise de estado trófico	118
5 GESTÃO DA ÁGUA PORTUGAL E BRASIL E O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO	123
5.1 Governança da Água em Portugal: Principais Aspectos Legais e Institucionais.....	123
5.2 Governança da Água no Brasil: Principais Aspectos Legais e Institucionais	128
5.1.1 Legislação sobre os recursos hídricos em Santa Catarina	134
5.1.2 Lições da Diretiva Quadro da Água Europeia.....	136

5.2 A eutrofização como problema das águas portuguesas e brasileiras.....	142
5.2.1 Estrutura portuguesa de gestão da água: eutrofização.....	142
5.2.2 Estrutura Brasileira de Gestão da Água: Processo de Eutrofização.....	146
6 MODIFICAÇÃO DA PAISAGEM DE BACIAS HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE AMBIENTAL NO PERÍODO DE UMA DÉCADA (2006-2017).....	153
6.1 Análise da Paisagem e do Uso do Solo na Bacia Hidrográfica do Ratonos em 2006 e 2016.....	153
6.2 Análise da paisagem e do uso do solo na bacia hidrográfica do Itacorubi em 2006 e 2016.....	158
6.3 Análise da paisagem e do uso do solo na bacia hidrográfica do Tavares em 2006 e 2016 do.....	165
6.4 As pressões antrópicas sobre a modificação temporal do uso do solo e da qualidade ambiental das bacias hidrográficas.....	171
7 ESTUDO DE CASO: ANÁLISE DO ESTADO TRÓFICO DAS BACIAS HIDROGRAFICA DE RATONES, ITACORUBI E TAVARES.....	181
7.1 ESTADO TRÓFICO DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS RATONES, ITACORUBI E TAVARES.....	181
7.1.1 Variáveis bióticas dos Índices de Estado Trófico (IET e TRIX).187	
7.1.2 Variáveis abióticas dos índices de estado trófico (IET e TRIX)	189
7.2 Índices de estado trófico e aspectos antropogênicos nos estuários..	192
7.2.1 Fatores que causam a eutrofização nos estuários.....	195
7.2.2 A legislação brasileira e a eutrofização nos estuários.....	197
7.2.3 Monitoramento e limitações na investigação da eutrofização nos estuários.....	198
8 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO ENRIQUECIMENTO DE NUTRIENTES EM ESTUÁRIOS DAS BACIAS	

HIDROGRÁFICAS:	SUSCETIBILIDADE	À
EUTROFIZAÇÃO		201
8.1 ASSETS (<i>Assessment of Estuarine Trophic Status</i>).....		201
8.2 Condição Eutrófica – Sintomas primários e secundários		209
8.3 Fatores de determinação da Resposta – Perspectivas Futuras		211
8.4 Resultado do modelo ASSETS		221
8.4.1 Cenários prospectivos dos ambientes aquáticos.....		221
8.4.2 A suscetibilidade dos estuários a eutrofização: pressão, estado e resposta		225
8.4.3 A eutrofização e as perdas dos serviços ecossistêmicos e econômicos		230
CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES		235
REFERÊNCIAS		239
APÊNDICE A – Quadro de metodologias aplicadas na avaliação do estado trófico das águas e autores		288
APÊNDICE B - Área da bacia hidrográfica do Rio Ratonés corrigida para esta pesquisa.....		290
APÊNDICE C – Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) aplicado nas bacias dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares.		291
APÊNDICE D – Variáveis aplicadas aos Índices <i>Trophic Index</i> (TRIX) e índice de Estado Trófico (IET).....		292
APÊNDICE E - Balanço de água nos estuários e fluxo de nutrientes na bacia hidrográfica pelo modelo LOICZ aplicado na pesquisa..		294
APÊNDICE F - Balanço de sal nos estuários pelo modelo LOICZ aplicado na pesquisa.		296
APÊNDICE G - Balanço de nutrientes nos estuários pelo modelo LOICZ aplicado na pesquisa.....		297
APÊNDICE H - Principais valores aplicados no modelo ASSETS para o cenário I.		299
APÊNDICE I - Principais valores aplicados no modelo ASSETS para o cenário II.		300

APÊNDICE J - Principais valores aplicados no modelo ASSETS para o cenário III.	301
ANEXO A - Protocolo de Avaliação Rápida	303
ANEXO B - Rios (Lista de verificação para avaliação holística)	305
ANEXO C - Águas costeira e em transição (Salobras) – (Lista de verificação para uma avaliação holística)	307

1 INTRODUÇÃO

Em todo o mundo, a quantidade e qualidade da água representam um problema socioambiental. Na América Latina, a escassez de água é uma questão que envolve os atores públicos, privados e sociais, devido às políticas de gestão pública inadequada, com *déficit* de 88% no tratamento de águas residuais (NIETO, 2011). No Brasil, em 2017, conforme a Agência Nacional das Águas (ANA, 2018), cerca de 38 milhões de pessoas foram afetadas por secas e estiagens. O país detém 12% das reservas de água doce do planeta, sendo um dos mais ricos em recursos hídricos superficiais, pois, além de abrigar 63% da mais extensa rede hidrográfica do mundo. No entanto, as bacias hidrográficas brasileiras estão com a qualidade das águas superficiais comprometidas pela poluição devido à falta de tratamento dos esgotos. Sobre isso, vale dizer que a qualidade das águas depende das “(...) condições geológicas e geomorfológicas e de cobertura vegetal da bacia de drenagem, do comportamento dos ecossistemas terrestre e de águas doces e das ações do homem” (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETO, 2001, p.47).

Os principais estressores antrópicos das águas são a urbanização e as atividades econômicas que produzem alterações na qualidade da água, além da expansão agrícola e do uso disseminado de fertilizantes. Ademais, a alteração das características da água afeta aspectos antrópicos, como o bem-estar humano, perdas econômicas, proliferação de doenças, aumento nos custos do tratamento, entre outros. Portanto, uma mudança na qualidade da água pode vir a afetar diferentes beneficiários, em diferentes escalas espaço-temporais (KEELER *et al.*, 2012). A exemplo da crescente demanda populacional, de 6,9 bilhões de pessoas no mundo, a escassez, a distribuição irregular de água e o saneamento inadequado são as causas principais de doenças relacionadas a esse recurso (OELKERS; HERING; ZHU, 2011). Além disso, o uso e a ocupação do solo na bacia hidrográfica, especialmente em áreas urbanizadas (em virtude da concentração populacional, do despejo de efluentes domésticos e industriais, dos resíduos sólidos e da drenagem urbana) afetam diretamente a qualidade da água (FINOTTI *et al.*, 2009).

Também é preciso frisar que entre os anos de 1950 a 2017, no mundo, a população urbana passou de 30% para 55%. Enquanto isso, quase 60% dos serviços ecossistêmicos aquáticos foram degradados, necessitando de mudanças sociais e na gestão pública de forma significativa, para que ocorra a preservação das águas (STEFFEN; CRUTZEN; MCNEILL, 2007).

Outro ponto importante diz respeito ao fato de a água ser distribuída de forma irregular no território e de haver muitos corpos hídricos com padrões de qualidade ameaçados, sobretudo aqueles localizados em áreas metropolitanas. Isso sem falar na degradação da qualidade das águas e na escassez de informações referentes à qualidade e ao estado trófico dos corpos hídricos, o que dificulta à aplicação de medidas de proteção e restauração desses ambientes. Assim, para que haja informações sobre a qualidade da água é necessário que haja monitoramento dos indicadores de poluição ou de degradação de forma eficiente.

A eutrofização é uma forma de poluição que também caracteriza a degradação ambiental do meio aquático (KITSIOU; KARYDIS, 2011). Esse estresse ambiental, causado pelo acréscimo de nutrientes, entre eles nitrogênio (N) e fósforo (P), provoca danos ao meio aquático, como, por exemplo, anóxia (falta de oxigênio), aumento de biomassa fitoplantônica (clorofila-*a*) e proliferação de macrófitas aquáticas. Sobre isso, vale ressaltar que a eutrofização pode ser caracterizada como natural ou antropogênica (cultural): a natural ocorre com o resultado da descarga autóctone de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos sistemas aquáticos; e a eutrofização antropogênica ocorre quando os nutrientes N e P são derivados dos despejos de esgotos domésticos e industriais e da descarga de fertilizantes utilizados nas práticas agrícolas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

É importante lembrar que a eutrofização já era uma preocupação de limnologistas com os ecossistemas lênticos antes da década de 1950. A partir dos anos 1960, a perturbação causada pelo excesso de nutrientes se estendeu para os ambientes lóticos, como o rio Danúbio (vários países da Europa), Vilaine (França), Rio San Joaquin e baixo Mississippi (EUA); e os mares Negro, Báltico e Irlanda Central (CLOERN, 2001). Atualmente, o estado trófico dos sistemas costeiros é uma preocupação socioambiental em todo o mundo, pois esses ambientes apresentam forte estresse pela hidrologia, interações biológicas e aumento de nutrientes inorgânicos provenientes das bacias hidrográficas.

Para ajudar nesse levantamento, têm-se os indicadores ecológicos e de qualidade ambiental, que são ferramentas que descrevem o estado do sistema aquático frente à pressão antropogênica. Ferris e Humphrey (1999) destacaram que os indicadores servem para definir as características, demonstrar tendências ecológicas ou de qualidade atual de uma determinada área.

Já no caso da eutrofização, existem diversos indicadores para avaliá-la, pois os diferentes ecossistemas requerem informações de variáveis específicas, sejam elas físicas, químicas e biológicas. O uso de índices mais complexos, com a integração de mais variáveis, como agregação de sensoriamento remoto, análise espacial e modelagem se tornou popular nas últimas duas décadas, sendo úteis em estudos de gestão costeira, em que informações integradas são necessárias (KITSIOU; KARYDIS, 2011). A interação entre os indicadores e a dinâmica urbana é uma característica da geografia, segundo Gonçalves (2001, p.76) “(...) a geografia é uma ciência-ponte; uma ciência de síntese entre o homem e a natureza”.

Quanto ao Brasil, no período de 2001 a 2015, a qualidade da água foi mensurada em 3.305 pontos pelo Índice de Qualidade das Águas (IQA), sendo que 15% (509 pontos) das águas em áreas urbanas foram consideradas como ruins e 7% (223 pontos) como péssimas (ANA, 2017). Se considerarmos que a densidade de pontos amostrais no país é de 0,0004 pontos/km², esse não é o real cenário das nossas águas. Em Santa Catarina, por exemplo, esse índice foi aplicado em treze pontos amostrais nos municípios de Florianópolis e São José: em 2017, 100% dos pontos foram considerados regulares; em 2018, os resultados apontaram para 92% dos pontos em condições regulares; e 8%, ruins (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018).

Além das perdas ambientais, a ausência de qualidade da água afeta a saúde humana e a economia local. O estudo do Trata Brasil (2017) destacou o afastamento de trabalhadores devido às doenças relacionadas à falta de saneamento, sendo que 576.213 desses afastamentos foram causados por diarreias ou vômitos (infecções gastrointestinais presumíveis). Também a falta de saneamento provoca atraso no desenvolvimento escolar em crianças (devido às ausências para tratamento das doenças associadas a água), perdas econômicas nos custos com as horas não trabalhadas, despesas hospitalares, desvalorização imobiliária, perda das atividades turísticas, entre outras perdas.

Ademais, o bom estado trófico é importante para diversas bacias hidrográficas, sobretudo as costeiras que sofrem com as pressões antropogênicas causadas pelo lançamento de efluentes oriundos do continente, turismo, transporte ou exploração marinha, por exemplo. No município de Florianópolis, os corpos hídricos deságuam nas baías Norte e Sul, que suportam o setor da maricultura, atividade economicamente importante para a região, além de atividades recreativas que necessitam de água de qualidade. Nessa região, os

pesquisadores Garbossa *et al.* (2017) encontraram elevadas concentrações de coliformes fecais na parte central e mais urbanizada das baías de Florianópolis, devido à ineficiência ou a falta da coleta e tratamento de esgoto. A qualidade das águas também foi investigada por Simonassi *et al.* (2010), que encontraram variações temporais das propriedades físico-químicas nas águas da Baía Norte, determinadas pelo escoamento continental. Já na região Sul da Ilha, especificamente no Pântano Sul, a variabilidade foi relacionada aos processos oceânicos. Em relação aos rios que drenam para a Baía de Florianópolis, Fonseca *et al.* (2009) concluíram que foram caracterizados como eutróficos quanto à concentração de fósforo.

Com base nesses dados, neste estudo foram escolhidas para investigação as seguintes bacias hidrográficas e estuários dos rios: Ratonos, Itacorubi e Tavares, que estão localizadas na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – Santa de Catarina. Essas bacias hidrográficas têm em comum a localização em área costeira e a ocupação urbana, o deságue em área de preservação permanente (ecossistema manguezal) e a classificação das águas como ruim pelo IQA (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Com isso, é essencial investigar o estado trófico dessas águas costeiras, visto que o IQA avalia as águas doces quanto ao abastecimento público e aos usos múltiplos.

A pesquisa, portanto, tem como **tema** a avaliação da aplicação de índices e modelos de avaliação do estado trófico em bacias costeiras, o que está diretamente relacionado aos usos múltiplos das bacias hidrográficas costeiras, ao uso e ocupação do solo, à falta de saneamento adequado e ao planejamento urbano. Faz-se necessário buscar índices e modelos de gestão dos recursos hídricos que contribuam para a mitigação da perda da qualidade das águas, como é o caso das medidas aplicadas na Europa, pela Diretiva Quadro da Água (DQA) que exige o bom estado ecológico dos corpos da água, pela qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química; além de comparar o que é aplicado no Brasil com Portugal e relacionar isso com as ferramentas de gestão e o uso do solo, a fim de buscar medidas que reduzam os estressores do meio aquático e as perdas dos serviços ecossistêmicos.

A delimitação da pesquisa foi, pelo espaço de análise, as bacias hidrográficas da Ilha de Santa Catarina (dos Rios Ratonos, Itacorubi e Tavares), localizadas em Florianópolis – Santa Catarina. A qualidade das águas e o bom estado ecológico dessas bacias hidrográficas são importantes para as atividades econômicas desenvolvidas nas baías

(maricultura), para a recreação (turismo de sol e praia) e a manutenção do ecossistema manguezal. É importante frisar que as bacias hidrográficas costeiras estão sujeitas aos processos naturais da dinâmica terra-mar, do uso e ocupação do solo e do processo de eutrofização. Temos como **problema** a suscetibilidade das bacias hidrográficas, sobretudo, os estuários ao processo de eutrofização. Esse distúrbio ambiental pode ser caracterizado pelos índices e modelo de estado trófico associado ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, crescimento populacional, planejamento urbano e abrangência da coleta e tratamento de esgotos, modo a criar cenários futuros de suscetibilidade desses ambientes e fomentar a gestão dos recursos hídricos.

1.1 Objetivos

A pesquisa tem o **objetivo geral** avaliar o processo de eutrofização em bacias hidrográficas, a fim de compreender as causas, feitos e os desafios futuros para minimizar esse estresse ambiental.

Os **objetivos específicos** são:

- a) Avaliar o cenário das águas superficiais do Brasil no que tange ao estado trófico, investigando quais os ambientes e ferramentas de mensuração do estado trófico são mais utilizadas pelos pesquisadores;
- b) Compreender a estratégia da gestão das águas no Brasil e as medidas mitigadoras para minimizar a eutrofização, comparando com medidas aplicadas em outros países, como Portugal, conforme as diretivas europeias;
- c) Caracterizar as bacias hidrográficas investigadas no estudo de caso quanto à análise da paisagem e ao uso e ocupação do solo;
- d) Avaliar o estado trófico de bacias hidrográficas costeiras sob alta pressão antrópica;
- e) Modelar a suscetibilidade das bacias hidrográficas costeiras frente às mudanças do uso do solo e do planejamento urbano no período de uma década.

1.2 Hipóteses

As hipóteses que serão testadas incluem:

a) No Brasil, o índice mais aplicado no país é o Índice de Estado Trófico (IET), que utiliza apenas duas variáveis (fósforo total e clorofila-*a*) é que de simples aplicação. Por outro lado, os índices mais complexos caracterizam melhor a qualidade da água e o processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos costeiros.

b) As medidas aplicadas pela Diretiva Quadro da Água (DQA) na Europa (como, por exemplo, em Portugal) podem servir de modelo para a gestão das águas brasileiras, pois buscam um bom estado ecológico das águas associado às políticas públicas e, não somente, a preocupação com a destinação do uso antrópico isoladamente.

c) O uso e ocupação do solo e a deficiência no tratamento de esgotos e na gestão ambiental influenciam diretamente no estado trófico das águas, especialmente em áreas costeiras, o que prejudica as áreas de proteção ambiental, como é o caso dos manguezais. Desse modo, a modelagem de cenários que indiquem os principais motivadores da pressão, estado e ambientes podem auxiliar na compreensão da suscetibilidade ambiental das bacias hidrográficas e na gestão costeira.

1.3 Unicidade da pesquisa

A **relevância** da pesquisa está no fato de compreender como os índices e o modelo caracterizam o processo de eutrofização de forma integrada, relacionando-os com os fatores de uso e ocupação do solo, abrangência da coleta e tratamento de esgotos e planejamento urbano. Os resultados podem vir a contribuir com a gestão dos recursos hídricos na região e com a proposta de novos estudos sobre as bacias hidrográficas analisadas. A gestão dos recursos hídricos é importante, dado que atinge aspectos, como: economia, produção de alimentos, saúde, abastecimento doméstico de água, esgotamento sanitário, indústria, energia e sustentabilidade ambiental.

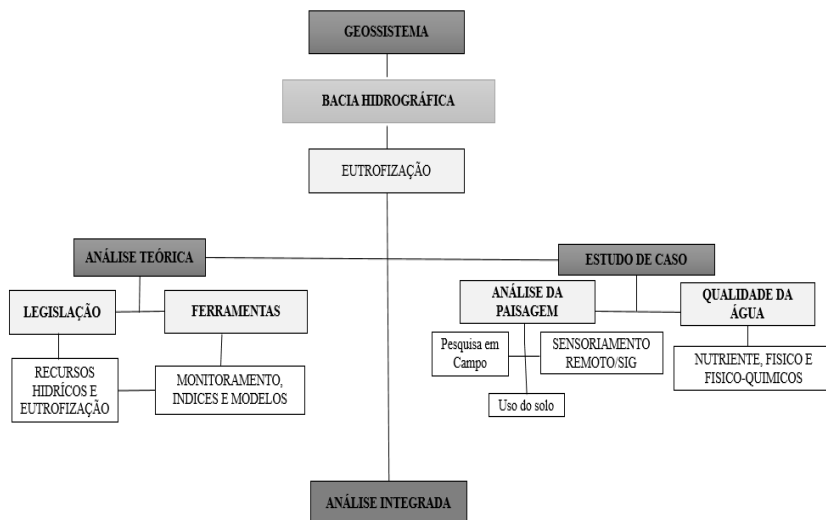
A pesquisa justifica-se, ainda, pelo fato de que a eutrofização na zona costeira é um problema global, que está interligada às mudanças globais que incluem mudanças climáticas, aumento populacional, industrialização e práticas agropecuárias (RABALAIS *et al.*, 2009). Esse estresse ambiental também está concatenado à proliferação de

doenças provocadas pelo *bloom* de algas tóxicas (cianobactérias) (WHO, 2002). O estudo sistêmico baseado na bacia hidrográfica com unidade de análise fornece informação sobre a dinâmica da natureza pelas influências dos aspectos socioeconômicos, possibilitando o planejamento do espaço geográfico (NASCIMENTO; SAMPAIO, 2005). A avaliação e aplicação de diferentes índices de análise do estado trófico das águas nas bacias hidrográficas da Ilha de Santa Catarina – Florianópolis visam encontrar a forma mais adequada de representar a degradação das águas.

1.4 Estrutura da pesquisa

A estrutura da pesquisa está representada na figura 1, partindo do modelo de geossistema e suas interações com o meio natural e social.

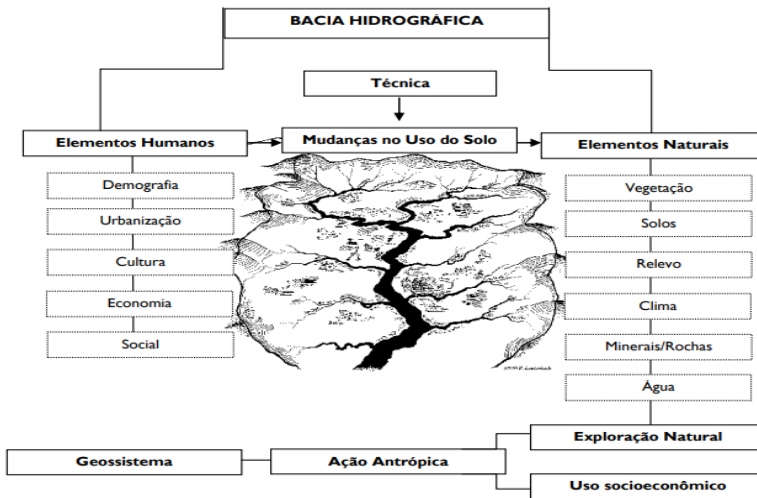
Figura 1 - Modelo simplificado da estrutura da pesquisa.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Nesse estudo, a bacia hidrográfica é o geossistema, em que a ação antrópica é o agente da entrada de nutrientes, que, devido à integração com as forças naturais, com o potencial ecológico, desencadeia o processo de eutrofização. Este, por sua vez, afeta tanto o ambiente socioambiental quanto o econômico, como destacado por Souza (2013) na figura 2.

Figura 2 - Sistemas componentes de uma bacia hidrográfica.



Fonte: Souza (2013)

Para isso, investigou-se o cenário histórico com início na década de 1970 e atual da legislação referente à qualidade das águas e as ferramentas utilizadas para mensurar o estado trófico. A pesquisa teórica buscou compreender a legislação, ambientes investigados e ferramentas aplicadas no Brasil, além de compará-los com medidas empregadas em outros locais, como Portugal, pertencente à União Europeia. Essa pesquisa se deu pelo estágio no exterior (doutorado-sanduiche) da autora durante o período de quatro meses em Portugal na Universidade do Algarve (UAIG). Nesse estágio foi possível analisar a legislação portuguesa e europeia; conversar com professores; visitar laboratórios; acompanhar coletas; e participar de eventos referente a temática.

O estudo de caso se desenvolveu em três bacias hidrográficas costeiras localizadas na Ilha de Santa Catarina (Florianópolis, Santa

Catarina). Nessas áreas, foram utilizados dados secundários para a formação do banco de dados e a utilização de índices de estado trófico e de balanço de massa (água, sal e nutrientes). A aplicação de índices e modelos veio da necessidade de submeter os dados referentes às bacias hidrográficas da Ilha de Santa Catarina às ferramentas de análise do estado trófico mais robustas, como os utilizados na União Europeia (UE) e nos Estados Unidos da América (EUA). Entre eles, pode-se citar o *Trophic Index* (TRIX), que foi aplicado por Montes *et al.* (2011); e o modelo *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS) por Mizerkowski (2012).

Além disso, no estudo de caso, foi realizada análise da paisagem em 2006 e 2016, por meio de técnica de geoprocessamento e sensoriamento remoto, além da análise integrada desses componentes, como a abrangência da coleta e do tratamento de esgoto, crescimento populacional e planejamento urbano, pelo Plano Diretor vigente no município.

Sobre a organização desta pesquisa, está apresentada em nove capítulos: introdução, fundamentação teórica, metodologia, resultados e discussões, conclusão e recomendações de estudos futuros. O primeiro capítulo apresenta uma breve revisão bibliográfica da temática tratada no estudo, bem como dos temas abordados nesta pesquisa, como: processo de eutrofização e índices de modelos de investigação do estado trófico. O segundo capítulo, da metodologia aplicada à pesquisa, se deu em várias etapas, entre elas: revisão bibliográfica, análise comparativa, estudo da paisagem por intermédio de imagens de satélite, coleta de dados secundários, formação de banco de dados e aplicação de índices e modelos de estado trófico.

Os próximos cinco capítulos abordam os resultados e a discussão da pesquisa. A primeira parte é referente à investigação das pesquisas realizadas no país quanto ao tema eutrofização, com a análise dos ambientes pesquisados e ferramentas de classificação do estado trófico. A segunda parte dessa seção trata da pesquisa sobre o monitoramento e o processo de gestão da água e a abordagem sobre a eutrofização em Portugal e no Brasil, sendo realizada uma análise comparativa entre os processos de gestão entre esses dois países. Em seguida, após as análises anteriores, buscou-se aplicar os conceitos e as metodologias discutidas no estudo de caso das bacias hidrográficas costeiras localizadas na Ilha

de Santa Catarina: Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés, Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi e Bacia Hidrográfica do Rio Tavares.

O terceiro capítulo, por sua vez, apresenta os resultados e a discussão do estado trófico das bacias hidrográficas analisadas. Em seguida, no quarto capítulo, foram aplicados modelo de susceptibilidade ambiental frente à eutrofização, crescimento populacional, saneamento básico e planejamento urbano. O quinto capítulo é uma conclusão geral dos resultados desta pesquisa, além de conter recomendações para pesquisas futuras. Na última seção, o trabalho traz informações suplementares, como os apêndices e anexos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo, será realizada uma breve revisão bibliográfica que tem por objetivo pontuar importantes questões que têm sido analisadas e discutidas pela comunidade científica acadêmica a respeito dos temas abordados neste trabalho: qualidade da água, processo de eutrofização e índices de modelos de investigação do estado trófico.

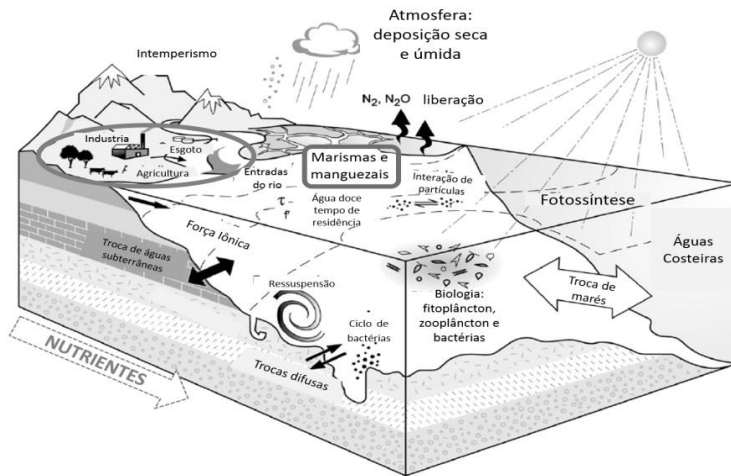
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A água é um recurso natural, ou seja, é utilizável com relação a certo nível de desenvolvimento técnico e à situação geográfica de um espaço (DOLLFUS, 1975) e é suscetível aos impactos antropogênicos. O termo “(...) ‘recursos naturais’ define-se como os corpos e forças da Natureza, que em um dado nível de desenvolvimento das forças produtivas pode-se utilizar para satisfaz as necessidades da sociedade humana, através de sua participação direta nas atividades humanas” (RODRIGUEZ, SILVA, CAVALCANTI, 2004, p.56). Neste sentido, Milton Santos (2004, p.20) ressalta que “os recursos naturais, se são naturais, não são recursos, e para serem recursos têm que ser social”. Disso surge a importância de entender a água como um recurso social, pois ela está presente nos aspectos socioeconômicos.

Os pesquisadores Oelkers, Hering e Zhu (2011) e Becker (2012, p.784) trataram da crise hídrica enfatizando que, “(...) na maior parte do mundo, há uma diferenciação de acesso social, ou seja, trata-se de uma crise de gestão devido à seleção de investimentos, e não da falta do recurso por culpa do crescimento demográfico e urbano (...)”. Ainda sobre essa crise, Tucci (2008) salienta que, no século XXI, os principais fatores que levam à “crise da água” são: urbanização, alterações na disponibilidade e no aumento de demanda, perda pela infraestrutura precária, mudanças globais com eventos hidrológicos extremos, falta de ações consistentes na governabilidade dos recursos hídricos.

Assim, a preocupação em abordar a qualidade das águas está no fato que a influência antropogênica nos corpos hídricos está fortemente associada à urbanização, à expansão das atividades agropecuárias e das atividades industriais que promovem alterações sobre a qualidade das águas (HADDAD; MAGALHÃES JÚNIOR, 2010). A figura 3 ilustra que as pressões sofridas por esses recursos, tais como: a poluição proveniente de fontes pontuais (como emissários de efluentes domésticos e industriais) e difusas (depósito atmosférico, escoamento de substâncias químicas, desmatamento, entre outros). Os impactos podem ainda ocorrer com a modificação da morfologia dos rios (construção de represas, diques e canais artificiais), drenagem de áreas naturalmente alagadas, introdução de espécies exóticas e com a poluição do ar e do solo (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011). Os impactos antropogênicos causados aos recursos hídricos são potencializados pela diversificação dos usos das águas, falta de gerenciamento e pelos problemas sociais de determinado local, o que acaba por refletir na saúde humana e na dinâmica ecossistêmica.

Figura 3 - Esquema das fontes pontuais e difusas de poluição das águas superficiais.



Fonte: Statham (2012). Modificada.

2.1 Breve trajetória da investigação da poluição hídrica

A qualidade da água, como apontado anteriormente, é essencial para a área econômica, social, cultural, saúde pública e ambiental, sendo um problema presente em várias décadas, tanto no Brasil como em outros países. Na década de 1940, Pickett (1947) detectou que a poluição hídrica era proveniente especialmente dos esgotos domésticos e industriais da Região Metropolitana de Los Angeles (EUA).

Todavia, essa temática somente ganhou destaque com o livro *Primavera Silenciosa*, de Rachel Carson (1962), que apontou a contaminação dos rios por arsênio na Inglaterra e a poluição por pesticidas da agricultura no rio Tennessee (EUA), com impactos para a biodiversidade, para as águas subterrâneas e para o ser humano. O diclorodifeniltricloroetano (DDT) apontado por Carson (1962), é um pesticida utilizado após a Segunda Guerra Mundial, contaminante de águas e do solo, proibido na Europa e na América do Norte (MEYBECK; HELMER, 1989). Na década de 1970, esse pesticida foi banido desses países e teve seu uso controlado pela Convenção de Estocolmo, em 1972, sobre os Poluentes Orgânicos Persistentes. Apesar disso, no Brasil esse contaminante ainda é utilizado, como relatado por Gonçalves (2016), que encontrou a presença desse pesticida relacionado à contaminação das águas superficiais e subterrânea nos estados de

Goiás, Mato Grosso do Sul e São Paulo. O DDT é extremamente persistente no meio ambiente, podendo permanecer na natureza por longos períodos.

A poluição hídrica é preocupante, a exemplo do ocorrido em Basileia, na Suíça, em 1986, quando a água utilizada para apagar o incêndio estava contaminada com mercúrio, pesticidas organofosfatados e outros produtos químicos. Essa água acabou por desembocar no rio Reno, provocando graves níveis de poluição, morte de meio milhão de peixes e interrupção no fornecimento de água destinada ao consumo humano (GIGER, 2009).

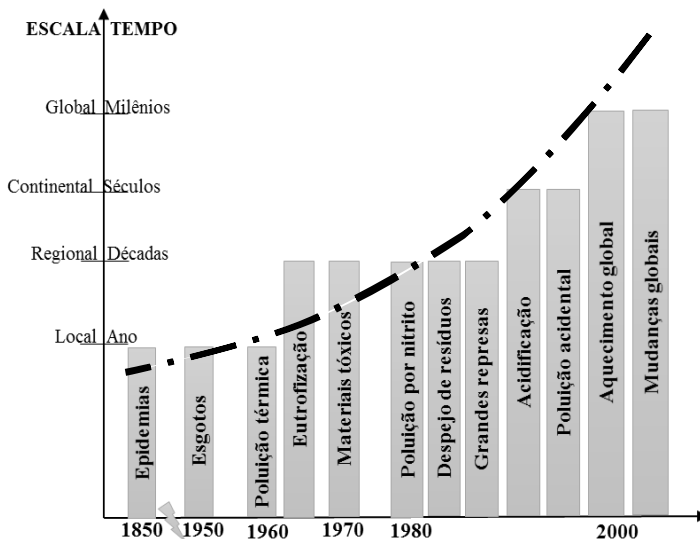
No Brasil, em 1959, Samuel Branco publicou o artigo “Alguns aspectos da hidrobiologia importantes para engenharia sanitária” onde tratava dos parâmetros de qualidade das águas e da poluição. Os pesquisadores Kawai e Branco (1969) abordaram a poluição hídrica em São Paulo, que naquela época possuía 5,6 milhões de habitantes, tendo os efluentes produzidos pela urbanização e destinados para o sistema Tietê-Pinheiros e reservatório Billings. Porém foi apenas em 1976, devido aos problemas relacionados à falta de água, que foi acordada a melhoria das condições sanitárias das bacias do Alto Tietê e Cubatão, em um acordo firmado entre o Ministério das Minas e Energia e o governo do Estado de São Paulo (PORTO; PORTO 2008). Conforme os autores já citados, essa prática foi positiva, visto que a experiência deu início à criação do Comitê de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH).

O assunto sobre a poluição das águas obteve destaque no Brasil, apenas, a partir da década de 1980 como a publicação de Branco (1980), em razão do processo de industrialização das cidades e do aumento dos impactos ambientais. Em 1988, Azevedo Neto discutiu novos conceitos sobre a eutrofização no Brasil, chamando a atenção para as contaminações de substâncias tóxicas presentes nas águas eutrofizadas devido aos efluentes agrícolas e urbanos.

No mundo, a poluição hídrica foi destacada por Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011) que descreveram a evolução, ao longo do tempo, dos problemas da poluição e das escalas em que ocorrem (Figura 4). A preocupação com as epidemias derivadas da falta de saneamento em escala local foi foco das pesquisas no século XIX, enquanto a eutrofização foi considerada a partir de 1960. Atualmente, as mudanças climáticas são potencializadoras da perda da quantidade e da qualidade da água em escala global. Assim, a diminuição progressiva da qualidade da água dos rios, lagos e águas subterrâneas continua sendo uma preocupação mundial (BEHMEL *et al.*, 2016). Então, na Agenda 21 da

RIO 92, muitos países iniciaram a reforma na governança da água buscando o desenvolvimento sustentável.

Figura 4 - Histórico das temáticas relacionadas à poluição hídrica.



Fonte: Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011). Modificado.

As fontes de poluição podem ser divididas em três classes: poluição por efluentes domésticos; agrícolas; e atividades industriais (WEINER; MATTHEWS, 2003). Sobre a poluição das águas pelas descargas domésticas, contém altas concentrações de carbono orgânico, fósforo e nitrogênio. Além disso, pode conter pesticidas, produtos químicos tóxicos, sais, sólidos inorgânicos, bactérias e vírus patogênicos. O mesmo ocorre com os efluentes agrícolas ricos em nutrientes (N e P), carbono orgânico biodegradável, pesticidas e bactérias coliformes infecciosas. Já as atividades industriais e de mineração produzem poluição por ácidos, bases, óleo, orgânicos sintéticos e pesticidas, que afetam negativamente os ecossistemas aquáticos e tornam a água inutilizável para contato ou consumo humano.

O aglomerado dessas fontes de poluição provoca a eutrofização das águas, que é um estresse no meio aquático, causado pelos excessos

das descargas de nutrientes. Esse estresse está associado ao crescimento populacional nas bacias hidrográficas costeiras, desenvolvimento urbano e industrial, expansão agrícola, aceleração da combustão de combustíveis fósseis e deposição atmosférica (KENNISH; JONGE, 2011).

2.1.1 A Eutrofização das Águas

A palavra eutrofização vem do grego *eu* = “bem” e *trope* = “nutrição”, ou seja, é o processo de incremento de nutrientes que provoca alteração nutricional no corpo hídrico (RICHARDSON; JØRGENSEN, 1996). Já os termos *eutrofia*, mesotrófico e oligotrófico foram propostos por Weber (1907) *apud* Kitsiou e Karydis (2011), para descrever o crescimento de plantas induzidas pelo fornecimento de nutrientes nos pântanos da Alemanha – mas foi somente na década de 1960 que a eutrofização na zona costeira foi tratada como uma perturbação da qualidade da água. Naumann (1919) *apud* Kitsiou e Karydis (2011) definiu a eutrofização em um ambiente lagunar com o aumento de substâncias nutritivas, de nitrogênio e fósforo.

Vollenweider (1992), por sua vez, definiu a eutrofização como o processo de enriquecimento das águas com nutrientes (N e P) estimulantes da produção primária aquática e em estágio avançado, provocando o florescimento de algas e o aumento de macrófitas aquáticas. O aumento na taxa de suprimento de matéria orgânica para um ecossistema foi conceito simples dado para a eutrofização por Nixon (1995). Já a Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (OSPAR, 1998) definiu eutrofização como o “enriquecimento da água por nutrientes causando crescimento acelerado de algas e formas mais elevadas de vida vegetal que produz uma perturbação indesejável para o equilíbrio de organismos presentes na água e na qualidade da água”. Nesta pesquisa, vamos adotar a definição de eutrofização dada por Ferreira *et al.* (2011, p.121):

Eutrofização é o processo de enriquecimento da água por nutrientes, especialmente, nitrogênio e/ou fósforo, levando ao: aumento do crescimento, produção primária e biomassa de algas; mudanças no equilíbrio de organismos; e degradação da qualidade da água. As consequências de eutrofização são a degradação da saúde do ecossistema e/ou a prestação sustentável de produtos e serviços (tradução da autora).

A eutrofização foi registrada na História desde o tempo bíblico, como relatado nas Pragas do Egito em Êxodo 7: 20-21: “(...) e toda a água do rio transformou-se em sangue. Os peixes morreram, e o rio cheirava tão mal que os egípcios não conseguiam beber das suas águas” (RICHARDSON; JØRGENSEN, 1996). A eutrofização também foi verificada nos lagos europeus, com sintomas de *bloom*¹ de algas e deficiência de oxigênio no século IX. Atualmente, o processo de eutrofização está presente em corpos d’água de todo mundo, a exemplo da Argentina (BONANSEA *et al.*, 2015), Brasil (AGUIAR; BAPTISTA NETO; ALVES *et al.*, 2013), China (CHEN; MYNETT, 2003; LIU *et al.*, 2015), Espanha (GARMENDIA *et al.* 2012; FERNÁNDEZ *et al.*, 2012), Estados Unidos (BRICKER *et al.*, 2008), Finlândia (VASCETTA; KAUPPILA; FURMAN, 2008), Grã-Bretanha (DEVLIN; BRICKER; PAINTING, 2011), Itália (PETTINE *et al.*, 2007), Polónia (CUDOWSKI, 2015), Portugal (SALAS *et al.*, 2004), Turquia (YUCEL-GIER *et al.*, 2011), entre outros países.

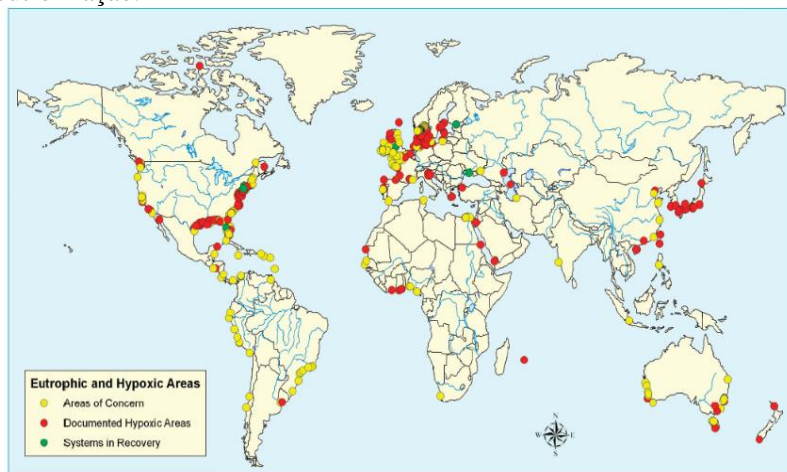
Vale ressaltar que o processo de eutrofização pode acontecer de forma natural ou cultural (antropogênica). A eutrofização natural, conforme Schönborn (2003), já ocorria nos períodos geológicos do Carbonífero Superior, no Permiano (quando os grandes répteis se alimentavam de plantas aquáticas presentes em ambientes pantanosos e com elevada concentração de material orgânica) e nos períodos Jurássico e Cretáceo, em decorrência dos dejetos dos animais ou por processos naturais. Outro exemplo de eutrofização natural ocorre na ressurgência de águas oceânicas, movimento ascendente de água fria vinda das profundezas enriquecidas por nutrientes (RICHARDSON; JØRGENSEN, 1996).

Já a eutrofização antropogênica é resultante das atividades humanas, considerada um estresse proveniente do despejo de efluentes domésticos, agrícolas e industriais. Para Smith, Joyce e Howarth (2006), a compreensão das relações entre os nutrientes e a produtividade aquática se originou na Europa, no início do século XX. Esses autores citam que os nutrientes (N e P) podem regular a produtividade primária aquática na maioria dos lagos e ecossistemas marinhos costeiros. Esses nutrientes são oriundos de fertilizantes e substâncias (de fontes pontuais e difusas, incluindo agricultura, aquicultura e deposição atmosférica), de matéria orgânica (esgotos, maricultura e entrada fluviais) (FERREIRA *et al.*, 2007).

¹Crescimento rápido e acúmulo de biomassa fitoplantônica.

É importante frisar, ainda, que a eutrofização antropogênica se tornou uma preocupação da atual sociedade, pois esse estresse avança com o crescimento populacional nas cidades, os usos múltiplos da água e a falta de saneamento adequado. Apesar de ser um problema mundial, a baixa disponibilidade de dados referentes à qualidade das águas em muitos locais, como Ásia, África, América Latina e Caribe, dificulta a aplicação de medidas mitigadoras para o processo de eutrofização (ERISMAN *et al.*, 2015). Esse problema é potencializado com a “crise hídrica” presente em vários países (NIETO, 2011; OELKERS; HERING; ZHU, 2011), em especial no Brasil (COUTINHO; KRAENKEL; PRADO, 2015; MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016).

Figura 5 - Área costeira no mundo com sinais de hipóxia e eutrofização.

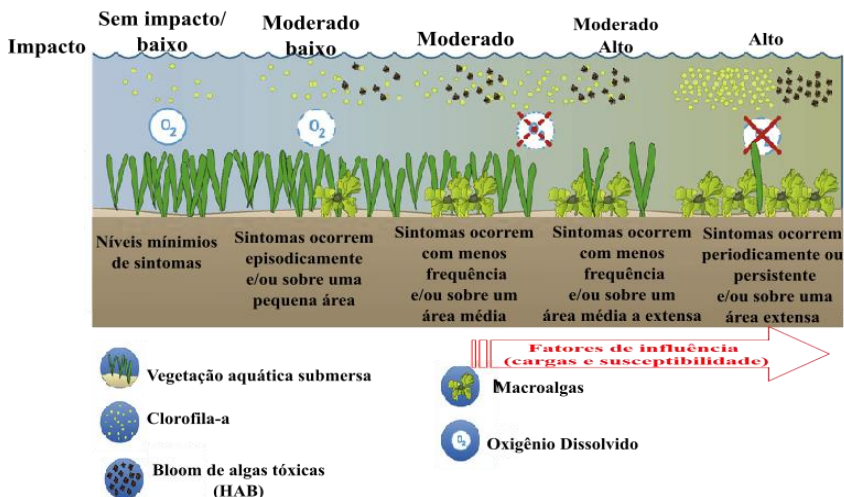


Fonte: Selman *et al.* (2008).

No mundo, as áreas documentadas como hipóxicas (*Documented hypoxic areas*), demonstradas na figura 5, são caracterizadas pelo excesso de nutrientes (N e P). As áreas com sinais de preocupação (*Areas of concern*) apresentam sintomas de eutrofização: níveis elevados de nutrientes e clorofila-*a*, floração de algas nocivas, alteração na comunidade bentônica e suscetibilidade à hipóxia. Enquanto isso, os sistemas em recuperação (*Systems in recovery*) são áreas que estão melhorando a qualidade da água através do tratamento e controle do despejo de efluentes residenciais e industriais.

A eutrofização em ambientes aquáticos, sobretudo em águas em transição, é uma preocupação mundial. Porém, mesmo que as águas estejam em transição, os estuários são naturalmente estressados pela variabilidade das características físico-químicas, como: salinidade, temperatura, concentração de nutrientes inorgânicos e orgânicos, oxigênio, entre outros (ZALDÍVAR *et al.*, 2008). Na figura 6, são demonstradas as fases do estado trófico das águas. Bricker *et al.*, (2008) acrescentaram que a proliferação de clorofila-*a* e de macroalgas são considerados sintomas primários, enquanto os secundários representam impactos mais graves, como: baixos níveis de oxigênio dissolvido, perda de vegetação aquática submersa e ocorrências de *bloom* de algas tóxicas (*harmful algal bloom*, *HAB*, em inglês). As consequências da eutrofização são: a degradação da saúde dos ecossistemas (capacidade autorreguladora) e/ou da sustentabilidade do fornecimento de bens e serviços (FERREIRA *et al.*, 2007; FERREIRA *et al.*, 2011; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Figura 6 - Modelo conceitual dos sintomas do processo de eutrofização em águas superficiais, conforme o grau de impacto.



Fonte: Adaptada de Bricker *et al.* (2008).

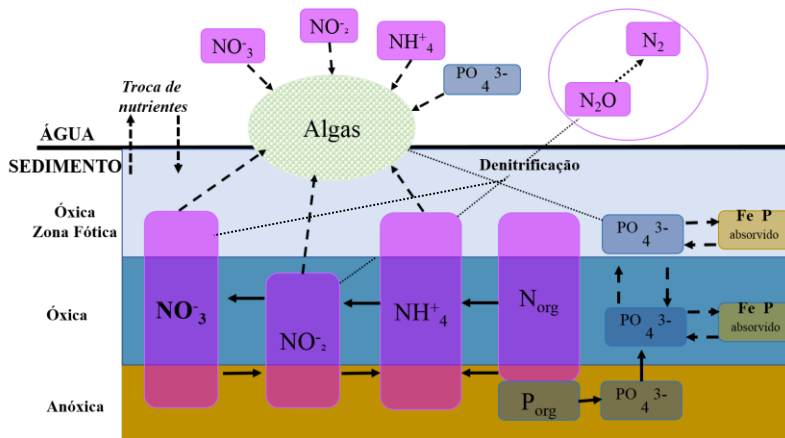
Os estuários, devido aos seus processos naturais de mistura de águas salina e doce, regime hidrodinâmico e alta densidade populacional

são suscetíveis à carga de nutrientes, pelos processos biológicos, sedimentação e outras variáveis ambientais (PAINTING *et al.*, 2007). Por isso, a abordagem desses ambientes é de grande importância para os aspectos socioeconômicos nas bacias hidrográficas e estuários aqui abordados: Ratoles, Itacorubi e Tavares.

2.1.1.1 Nutrientes relacionados ao processo de eutrofização

Os principais nutrientes relacionados ao processo de eutrofização são o nitrogênio (N) e o fósforo (P). A *Environmental Protection Agency* (EPA, 2015) salientou que a limitação por nitrogênio e fósforo pode variar espacialmente e temporariamente, dentro da mesma bacia hidrográfica, por fatores como: geologia, solos, clima, fluxo d'água, biologia e atividades antrópicas. A figura 7 traz o esquema da dinâmica dos nutrientes: nitrogênio e fósforo no ambiente aquático.

Figura 7 - Representação esquemática de processos de conversão de nitrogênio: nitrogênio orgânico (Norg), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3^-), N_2 (gás de nitrogênio), óxido nitroso (N_2O) e fósforo: fósforo orgânico (Porg) e fosfato ou fósforo inorgânico (PID).



Legenda: Linhas tracejadas representam a assimilação; linhas completas representam a conversão biótica; e as linhas pontilhadas representam equilíbrio geoquímico.

Fonte: Adaptada de Jonge; Elliott; Orive (2002).

O nitrogênio é importante para o crescimento e o desenvolvimento das plantas, animais e seres humanos, sendo um

elemento essencial para a segurança alimentar. A forma de N_2 (gás de nitrogênio) é naturalmente produzida pela fixação biológica de nitrogênio, pela queima de biomassa e pelos relâmpagos (ERISMAN *et al.*, 2015). Além disso, a ciclagem de nitrogênio nos ecossistemas ribeirinhos interage com a zona hiporreica, o aquífero e a planície de inundação (HELTON *et al.*, 2011). Já em ambientes costeiros, como os estuarinos, Statham (2012) destacou que o ciclo dos macronutrientes, entre eles N e P, depende de processos interligados, como: hidrodinâmica, morfologia, influxo de água doce e tempo de residência da água, troca com águas costeiras, entre outros processos. As formas encontradas do nitrogênio nesses locais são: nitrogênio orgânico dissolvido (NOD), nitrogênio orgânico particulado (NOP) e as formas inorgânicas de amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), N_2 (gás de nitrogênio) e óxido nitroso (N_2O) (STATHAM, 2012).

A carga global de nitrogênio em corpos de água doce, analisada por Mekonnen e Hoekstra (2015), a partir de fontes pontuais, foi cerca de 8,2 milhões de toneladas de N por ano. Desse número, 91% são de efluentes domésticos; e 9%, de industriais. Neste estudo, será abordado o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), que é o somatório das frações NO_2^- , NO_3^- e NH_4^+ , ou seja, a forma assimilada pelos produtores primários e que está relacionada à proliferação das algas na coluna d'água, indicando estágio inicial do processo de eutrofização.

O fósforo (P), nutriente essencial para a eutrofização, é o décimo primeiro elemento mais abundante na Terra. A maior parte dele está contida na litosfera, sendo disponibilizado pela meteorização das rochas continentais. Marins, Paula Filho e Rocha (2007) salientaram que o fósforo, no meio aquático, pode ser encontrado nas formas inorgânicas, pelo uso indiscriminado de fertilizantes químicos na agricultura, como o diidrogenofosfato de cálcio $Ca(H_2PO_4)_2$, altamente solúvel em água; ou pelas emissões de efluentes urbanos, ricos em polifosfatos, dos produtos de limpeza, ortofosfato e fosfatos inorgânicos condensados dos esgotamentos sanitários não tratados. Mekonnen e Hoekstra (2018) demonstraram que, entre 2002 a 2010, a carga global de fósforo foi de 1,5 milhão de tonelada/ano para as águas doces, considerando as emissões antropogênicas e as fontes pontuais. Com isso, cerca de 62% dessa carga total foi dada por fontes pontuais (doméstico e industrial), enquanto as fontes difusas (agricultura) contribuíram com o restante. Conforme essa pesquisa, o continente que mais produziu carga antrópica de fósforo foi a Ásia (30% China), seguida da Europa (19%), América Latina e Caribe (13%) e América do Norte (7%). A eutrofização em corpos d'água pode ser minimizada pela remoção de nutrientes no

tratamento de efluentes domésticos, o que, atualmente, é pouco eficiente.

Sobre as alterações na concentração de oxigênio, atingem os ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos e os recursos vivos. Os ambientes aquáticos são considerados hipóxicos quando apresentam teor de oxigênio dissolvido abaixo de 2 mg. L^{-1} (RABALAIS *et al.*, 2010) e anóxicos quando não possui oxigênio. Na pesquisa de Diaz e Rosenberg (2008), as áreas costeiras mundiais que apresentaram depleção de oxigênio foram as associadas aos grandes centros populacionais e às bacias hidrográficas que fornecem grandes quantidades de nutrientes. Rabalais *et al.* (2010) averiguaram os efeitos negativos da hipóxia e anóxia, entre eles: a perda de *habitat*, mortalidade de peixes de fundo e da fauna bentônica, aumento da predação, diminuição dos alimentos, alteração da bioenergética (fisiológica, crescimento e anormalidades reprodutivas) e modificação na migração. Essas condições liberar gases tóxicos como o sulfeto de hidrogênio (H_2S) e o metano (CH_4), produtos da oxidação da matéria orgânica por via não aeróbica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

A eutrofização provoca ainda o aumento da proliferação do fitoplâncton, que é a parte vegetal do plâncton (ESTEVEZ, 1998). Neste estudo, destacamos a clorofila-*a*, que é considerado o principal indicador de estado trófico, sendo um indicativo da biomassa fitoplanctônica. Sobre isso, a produção excessiva de fitoplâncton depende das cargas de nutriente, do ciclo interno de nutrientes no corpo d'água, da disponibilidade de luz e do tempo de residência da água (BOYER *et al.*, 2009). É importante destacar que o crescimento de plantas aquáticas acelera o processo de eutrofização nos corpos hídricos, e a proliferação dessa vegetação está relacionada à dinâmica populacional que interfere nos fatores abióticos, como: físicos (morfometria, velocidade da água, temperatura e radiação solar), químicos (nutrientes na água e no sedimento, carbono inorgânico) e físico-químicos. O florescimento de vegetação aquática e a produção de toxina por algas tóxicas (cianobactérias) são prejudiciais para todo o sistema socioambiental. A pesquisa de Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), por exemplo, destacou o episódio ocorrido no município de Caruaru, Pernambuco, em 1996, no qual 76 pessoas faleceram após serem submetidas ao tratamento de hemodiálise com água contaminada por cianobactérias.

As macrófitas aquáticas, espécie vegetal encontrada em ambientes eutrofizados, são vegetais de variam de macroalgas² e angiospermas³. As espécies como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* apresentam altas taxas de crescimento em ambientes aquáticos estressados (ESTEVES, 1998). A proliferação de macrófitas aquáticas submersas está relacionada à estrutura e ao funcionamento de *habitats*, ao fluxo de energia, à ciclagem de nutrientes e ao processo de sedimentação no ambiente aquático. Entretanto, em grandes concentrações, as macrófitas aquáticas podem afetar a qualidade ambiental (KUHAR *et al.*, 2011) e, a disponibilidade da água nos corpos hídricos.

Além disso, a presença de macrófitas aquáticas provoca alterações no ecossistema aquático, tais como: o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), devido à morte e à decomposição dessa vegetação; redução das taxas de trocas gasosas entre o ambiente aquático e a atmosfera; interferência na produção primária fitoplanctônica; formação de ambiente favorável para o crescimento de insetos e moluscos com implicação médico-sanitária; incremento da evapotranspiração; redução do potencial de usos múltiplos, em virtude das interferências em atividades como navegação, pesca, natação, esportes náuticos e outras atividades de lazer; e a retenção de elementos minerais, tais como o nitrogênio e o fósforo (BIANCHINI JUNIOR, 2003).

2.1.2 As principais causas da poluição hídrica

No Brasil temos como principais fatores que causam a poluição e degradação das águas como a agricultura, a urbanização, o uso e ocupação do solo e o lançamento de efluentes doméstico e industrial sem tratamento adequado.

2.1.2.1 Agricultura

A agricultura é o maior consumidor mundial de água doce, cerca de 70%, representando uma das causas da degradação das águas superficiais e subterrâneas. No Brasil, especificamente, esse percentual é de 72% (PORTAL EBC, 2015). Além disso, a *Food and Agriculture*

² A multicelulares, como: vermelhas, castanhas e algumas clorofíceas.

³ Vegetais que apresentam estrutura complexa, com raiz, caule, folha, flor, semente e fruto.

Organization of the United Nations (FAO, 2006) apontou que cerca de 60% da água utilizada em projetos de irrigação é perdida pela evaporação. Essa atividade provoca erosão e o lixiviamento de pesticidas, como os herbicidas triazinas, cloraceanilidas, diclorodifeniltricloroetano (DDT), e fertilizantes são processos que promovem a poluição hídrica (SCHWARZENBACH *et al.*, 2010). Essa prática pode provocar poluição das águas e, em consequência, a eutrofização. Cabe frisar que os insumos (fertilizantes e pesticidas) utilizados nessa prática são responsáveis pela bioacumulação e pelo acúmulo de poluentes da água (AQUINO; PALETTA; ALMEIDA, 2017). A FAO classificou algumas práticas agrícolas e os efeitos para as águas, conforme quadro a seguir.

Quadro 1 - Impactos agrícolas na qualidade das águas superficial e subterrânea, conforme a FAO.

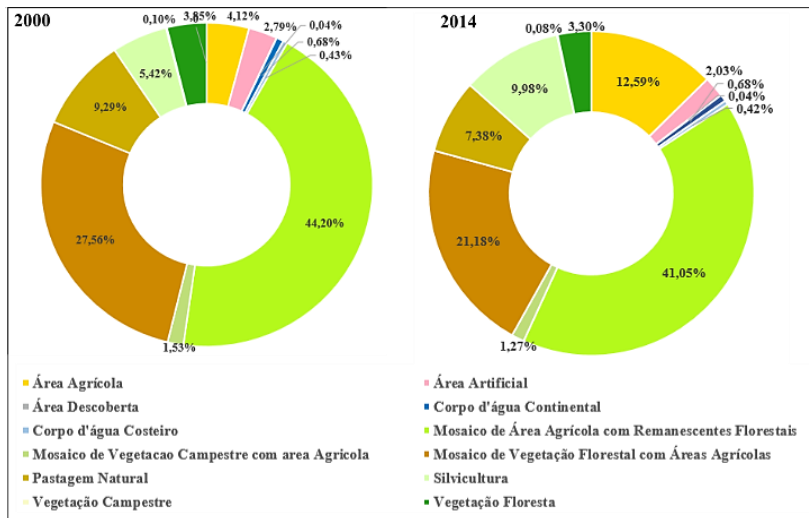
Atividade agrícola	Impactos	
	Água superficial	Água subterrânea
Lavourar/arar	Sedimento / turbidez: transportam fósforo e pesticidas adsorvidos pelo sedimento; sedimentação dos leitos dos rios e perda de <i>habitat</i> .	
Fertilizar	Lixiviação de nutrientes provocando a eutrofização, o excesso de crescimento de algas ocasionando a desoxigenação de água e mortes de peixes.	Lixiviação de nitrato; níveis excessivos são uma ameaça para a saúde pública.
Difusão de estrume	Contaminação das águas receptoras por agentes patogênicos, metais, fósforo e nitrogênio, provocando a eutrofização e potencial contaminação.	Contaminação por nitrogênio.
Pesticidas	Escoamento de pesticidas leva à contaminação de águas superficiais e biota; impactos da saúde pública.	Alguns pesticidas podem lixiviar em águas subterrâneas, causando problemas de saúde humana
Irrigação	Escurrência de sais que conduzem a salinização de águas superficiais; escoamento de fertilizantes e pesticidas com danos ecológicos, bioacumulação em espécies de peixes comestíveis, etc.	Enriquecimento com sais, nutrientes (especialmente nitrato).
Silvicultura	Escoamento de pesticidas e contaminação de águas superficiais e peixes; problemas de erosão e sedimentação.	

Aquicultura	Liberação de pesticidas e altos níveis de nutrientes para as águas superficiais e subterrâneas através da alimentação e das fezes, levando à eutrofização grave.	
--------------------	--	--

Fonte: Adaptado de FAO (2017).

O uso e ocupação do solo no Estado de Santa Catarina foi representado na figura 8, que mostra que, em 2014, o estado apresentava 41% de suas áreas ocupadas por um mosaico de área agrícola em remanescente florestal. Por outro lado, a área artificial ou mancha urbana foi de 2%. Em Santa Catarina, os municípios mais populosos, demonstrados na estimativa de 2017, foram Joinville (577.077 habitantes e densidade 457,6 hab./km²), e Florianópolis, capital (485.838 habitantes e densidade 623,7 hab./km²), conforme o IBGE (2018).

Figura 8 - Percentual do uso e ocupação do solo em Santa Catarina, nos anos de 2000 e 2014.



Fonte: IBGE (2014). Organização da autora.

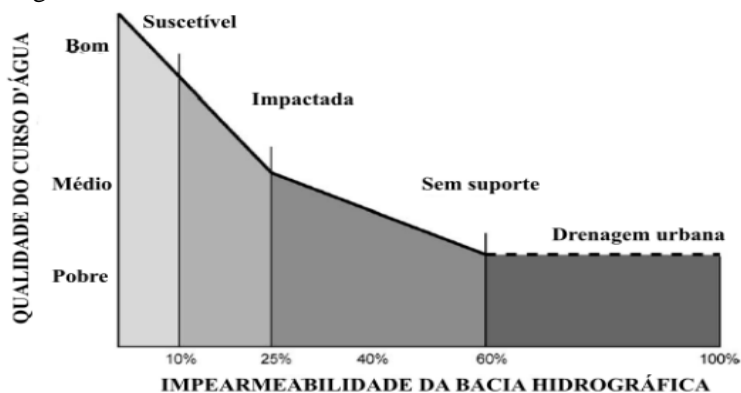
No Brasil, a área destinada à irrigação, em 2014, foi estimada em 6 milhões de hectares (ANA, 2017). Conforme o censo agropecuário de 2006, no Brasil, são mais de 300 milhões/ha destinados aos estabelecimentos agropecuários. Enquanto isso, a comercialização de

agrotóxicos e afins, como os fertilizantes por área plantada, foi de 6,9 kg/ha em 2012 (IBAMA, 2012). No Estado de Santa Catarina, foram 6,6 kg/ha, em 2012, de agrotóxicos e afins (pesticidas) por área plantada. Santa Catarina deteve, portanto, cerca de 6 milhões de hectares da sua área territorial com estabelecimentos agropecuários; entre os anos 2000 e 2014, a área agrícola aumentou de 4,1% (4.452 ha) para 12,6% (13.627,9 ha); e a silvicultura, de 5,4% (5.857,1 ha) para 9,9% (10.795,6 ha) (IBGE, 2014).

2.1.2.2 Urbanização e Uso e Ocupação do Solo

As perturbações nas bacias hidrográficas e os diversos usos do solo modificam as características físico-químicas e ambientais não apenas dos corpos d'água, mas, também, de suas margens e do entorno da massa d'água. Isso acontece porque as atividades urbanas podem afetar os ciclos de nutrientes devido às mudanças na hidrologia e no transporte de nutrientes (LEE *et al.*, 2006). Para Arnold e Gibbons (1996), as bacias hidrográficas cuja urbanização ocupa de 10 a 30% da área total são consideradas impactadas, sendo essa relação um atributo importante para compreender a suscetibilidade da degradação ambiental diante da urbanização. Os pesquisadores Schueler, Fraley-McNeal e Capiella (2009) exemplificaram o modelo de cobertura impermeável das bacias hidrográficas de acordo com o percentual do uso do solo, na figura 9.

Figura 9 - Modelo de impermeabilidade e da qualidade da água na bacia hidrográfica



Fonte: Schueler, Fraley-McNeal e Capiella (2009)

No modelo elaborado por Schueler (1994) e Schueler, Fraley-McNeal e Capiella (2009), a classe *suscetível* são áreas capazes de manter sua função hidrológica, bom suporte e grande diversidade aquática; os *impactados* podem apresentar declínio da saúde do ecossistema; os cursos d'água sem suporte podem estar em elevado estado de degradação, o que pode tornar difícil ou impossível sua recuperação; e os classificados por *drenagem urbana* apresentam pouca água de qualidade, canais instáveis e *habitats* muitos pobres.

Vale ressaltar que a urbanização exerce maior demanda por tratamento de águas residuais. Visto que, esses efluentes contêm metais tóxicos e elevadas concentrações de nutrientes (N e P), além de substâncias bioativas (drogas e medicamentos) que contribuem para a alteração no ecossistema aquático (LEE *et al.*, 2006; MORAES; JORDÃO, 2008).

Também é preciso considerar que as áreas consideradas urbanas englobam, apenas, 1% do território brasileiro (IBGE, 2010), sendo que 85% da população vive nessas áreas, e os fluxos migratórios são predominantemente urbano-urbano (OJIMA, 2016). Em Santa Catarina especificamente, conforme dados do IBGE, não houve aumento da área urbanizada (área artificial), conforme a figura 8, o que não reflete na capital, Florianópolis, em que a densidade demográfica, segundo o IBGE, é de 623,7 hab./km². Enquanto na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis 18% da área está urbanizada (FERRETTI, 2013). Para Nascimento (2016) a expansão urbana ocorre com a incorporação de novas áreas ao espaço urbano, tornando-se parte área urbanizada ou “mancha urbana”. Sobre outro ponto de vista para McGrane (2016) não existe concordância com a terminologia na literatura, pois os usos múltiplos das áreas urbanas são analisados em relação à densidade populacional, população total e presença de estruturas específicas, como moradia/escolas, superfícies impermeáveis e percentual de atividades econômicas e não agrícolas. Essas áreas intensificam a demanda por água, alimentação, irrigação, transporte, higiene e saneamento básico adequado. O problema é que a urbanização traz diversos distúrbios aos cursos d'água, causados pela falta de destinação apropriada dos efluentes e dos resíduos sólidos.

2.1.2.3 Efluentes doméstico e industrial

No Brasil, somente, 50% da população tem acesso ao tratamento de efluentes (TRATA BRASIL, 2017), os quais são constituídos de 50% de dejetos humanos e de 20 a 30% de detergentes (AGUIAR;

BAPTISTA NETO; RANGEL, 2011). A contribuição *per capita* de nutrientes está descrito na tabela 1.

Tabela 1 - Contribuições *per capita* e concentrações de nitrogênio e fósforo em esgoto doméstico bruto.

Parâmetro	Contribuição <i>per capita</i> (g.hab. d)	Concentração (mg. L ⁻¹)
Nitrogênio total (NT)	6,0- 10,0	35 – 60
Nitrogênio orgânico (N org)	2,5 – 4,0	15 – 25
Amônia (NH ₄ ⁺)	3,5 – 6,0	20 – 35
Nitrito (NO ₂ ⁻)	~ 0	~ 0
Nitrato (NO ₃ ⁻)	0,0 - 0,2	0 – 1
Fósforo (P)	0,7 –2,0	4 – 12
Fosforo orgânico (P org)	0,2 – 0,8	1 – 5
Fosforo inorgânico (PO ₄ ³⁻)	0,5 – 1,2	0,5 – 1,2

Fonte: Adaptado de von Sperling *et al.* (2009).

Sobre as emissões de nitrogênio e fósforo, van Drecht *et al.* (2009) compararam entre os continentes e constataram que, na América Central e do Sul, as populações abastecidas pelos sistemas de esgotos cresceram de 25% (em comparação com 10% na África), em 1970, para 46% em 2000 (em confronto com 14% na África).

Já no Brasil, em 2013, apenas 43% dos esgotos que estavam ligados à rede de tratamento de esgoto foram tratados – o restante foi lançado *in natura* na natureza (TRATA BRASIL, 2017). No país, são geradas cerca de 9,1 mil toneladas de DBO/dia, sendo que os 106 municípios com população acima de 250 mil habitantes são responsáveis por 48% desse total (SNIRH, 2017). Com esse estudo, foi constatado que o uso de soluções individuais, como fossas sépticas, representava 12% e o percentual dos que não possuem coleta nem tratamento foi de 27%. Os efluentes domésticos são fontes de poluição dos rios urbanos, pelo baixo índice de tratamento ou à qualidade insuficiente do tratamento, que em muitos casos não são satisfatórios. Vale lembrar que a lei nº 11.445/07, especificamente no art. 3º, define o saneamento básico como um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais que deve promover o abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos e das águas pluviais urbanas. Tem-se como meta a sua universalização e ampliação progressiva do acesso para todos os domicílios.

Ainda no Brasil, diversos ambientes aquáticos estão sofrendo com a eutrofização causada pela urbanização, industrialização e

ineficiência do tratamento de esgotos, como é o caso do estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul (BAUMGARTEN; PAIXÃO, 2013); Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (AGUIAR; BAPTISTA NETO; RANGEL, 2011; BRANDINI *et al.*, 2016); Rio Piracicaba, São Paulo (BOTELHO; TORNISIELO, 2014); rio Poti, Piauí (CÂMARA, 2013); Complexo estuarino-lagunar em Alagoas (COTOVICZ JUNIOR *et al.*, 2012); entre outros ambientes.

Situações como essas continuam acontecendo porque a universalização do saneamento ainda não ocorreu devido à falta de vontade política e à má gestão dos recursos públicos, como frisado pela pesquisa do Instituto Trata Brasil “De olho no PAC”. Em Santa Catarina, do esgoto produzido, apenas 33% são coletados e 24% tratados – o restante é lançado nos corpos d’água *in natura* (TRATA BRASIL, 2017). No ano de 2015, Florianópolis, por exemplo, se encontrava na 49ª posição do *ranking* do saneamento brasileiro, com 60% de atendimento de esgoto (TRATA BRASIL, 2017).

Vale ressaltar que a busca pela melhoria no tratamento do esgoto está destacada no objetivo 6 dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável propostos pela ONU, com o objetivo de assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. A meta é que, até 2030, ocorra melhora na qualidade da água, redução da poluição, eliminação do despejo de efluentes e minimização do lançamento de produtos químicos e materiais perigosos, além da redução da metade da proporção de águas residuais não tratadas (ONU, 2018).

2.1.2.4 Planejamento urbano

Sobre as áreas urbanas, o planejamento urbano adequado pode minimizar os efeitos da urbanização nas bacias hidrográficas. Para Souza (2010), o planejamento representa a preparação para uma gestão futura que busque evitar ou minimizar problemas. No Brasil, nas primeiras décadas do século XX, época das grandes obras de saneamento e infraestrutura urbana, iniciaram-se os estudos e a elaboração de planos com o objetivo de tratar do saneamento tendo em vista, inclusive, a expansão das cidades (NYGAARD, 2005). Conforme esse mesmo autor, o apogeu dos planos diretores aconteceu entre os anos de 1970 e 1980, sendo esse um instrumento técnico utilizado pela administração pública municipal para tentar prever e controlar a estruturação e transformação do espaço urbano.

Em relação a isso, Ishida (2013) destacou que o plano diretor é uma peça política, pois necessita ser aprovado por lei, sendo um instrumento básico da política de desenvolvimento e de expansão urbana (BRASIL, 2001). Para Villaça (2013) sendo uma peça política significa, que o Plano Diretor trata dos poderes sociais que emanam e atuam na sociedade. Também há a lei nº 10.257/2001, que orienta que o plano diretor deverá ser revisto, pelo menos, a cada dez anos. Essa revisão sempre gerará conflitos de interesse e contradições, dependendo da forma de organização pode causar significativos avanços ou retrocesso (SILVEIRA, 2013).

Quanto a Florianópolis, especificamente, o primeiro Plano Diretor da cidade foi elaborado em 1952, com ênfase no desenvolvimento econômico. Na década de 1980, foi aprovado o Plano Diretor dos Balneários e do Interior da Ilha de Santa Catarina, reconhecendo as transformações dadas pelo turismo e expansão urbana (REIS, 2012). Atualmente, embora o Plano Diretor de Florianópolis seja participativo, porém traz brechas para críticas: para Pimenta (2013), esse documento não aponta uma direção de desenvolvimento econômico e social, o que o torna um Plano de Ocupação do Solo (POS). Porém o Plano Diretor (PD) precisa ser uma forma de planejamento dos espaços urbanos que contribua para a previsão de cenários, como os que serão aplicados nesta pesquisa. Sobre os cenários, Souza (2010, p.48) argumenta que construir cenários “significa apenas simular desdobramentos, sem a preocupação de quantificar probabilidades e sem se restringir a identificar um único desdobramento esperado, tido como a tendência mais plausível”. A utilização de cenários em bacias hidrográficas pode servir como uma ferramenta para o plano de desenvolvimento do uso e ocupação do solo e para a sustentabilidade dos recursos hídricos (WIJESEKARA *et al.*, 2014).

2.2 Índices e Modelos utilizados para avaliação do estado trófico

Os índices e modelos são ferramentas que contribuem para a gestão da água e colaboram com a tomada de decisão na gestão de recursos hídricos, saúde pública e proteção de ecossistemas (SREBOTNJAK *et al.*, 2012). Os indicadores são parâmetros qualitativos ou quantitativos de fatos, ou condições de questão específica, sendo compostos por unidades conhecidas como valores de sub-índice (JUWANA; MUTTIL; PERERA, 2012). Em virtude da perda

da quantidade e qualidade das águas, o que é um problema mundial, vários índices e modelos da análise da qualidade da água e do estado trófico são criados e aplicados, em busca de mitigar os problemas socioambientais e de saúde dos ecossistemas.

Os índices ou modelos de eutrofização devem considerar conjuntos de dados temporalmente apropriados, sazonais, como o período produtivo ou ciclo anual (FERREIRA *et al.*, 2011). As características para a seleção de um indicador foram apontadas por Liverman *et al.* (1988 *apud* JUWANA; MUTTIL; PERERA, 2012) devem ser sensíveis às mudanças no tempo e espaço, além de serem previsíveis, interativos, possuem valores de referência, imparciais e devem transformar, de forma apropriada, os dados. Dessa forma, pesquisas com caráter holístico contribuem para compreender os processos relacionados à perda da saúde dos ecossistemas aquáticos que estão relacionados aos fatores naturais, econômicos e sociais. Nesse sentido, esta pesquisa busca relacionar o processo de eutrofização, com base na bacia hidrográfica com fatores antropogênicos tais como: crescimento populacional, abrangência da coleta de esgotos e planejamento urbano.

Também se deve frisar que os indicadores de qualidade da água buscam classificar o estado do corpo hídrico, a fim de contribuir para a integridade das bacias hidrográficas, principalmente, as bacias hidrográficas costeiras. Flotemersch *et al.* (2016, p. 1656-1657) definiram a integridade de bacia “(...) como a capacidade de uma bacia hidrográfica para apoiar e manter toda a gama de processos e funções ecológicas essenciais para a sustentabilidade da biodiversidade e dos recursos e serviços prestados por ela à sociedade (tradução da autora) (...)”. Além da manutenção dos serviços ecossistêmicos que são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, tais como: provisão (alimentos e água), regulação (inundações, seca, degradação de terras e doenças); suporte (formação de solo e ciclagem de nutrientes) e culturais (benefícios recreativos, espirituais, religiosos e outros benefícios não materiais) (WRI, 2003).

Além disso, a avaliação do processo de eutrofização é importante para diversos fatores, como os apontados por Karydis (2009), que fornece informações sobre tendências que não pode ser facilmente observadas a partir dos dados; sobre o fato de o processo de eutrofização ser usado como um sistema de alerta precoce na tomada de decisão, quando as práticas de gestão são aplicadas, e para avaliar o grau de gravidade ou remediação em áreas com problemas estabelecidos de eutrofização. Com a finalidade de classificar o processo de eutrofização

das águas, foram criados diversos índices e modelos, como os citados a seguir.

2.3.1 Ferramentas utilizadas na pesquisa: Protocolo de Avaliação Rápida, IET, TRIX, LOICZ e ASSETS

Uma das ferramentas utilizadas nesta pesquisa foi o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), que é uma análise visual empírica da paisagem que pode ser empregada como instrumento complementar no monitoramento dos recursos hídricos (RODRIGUES; CASTRO, 2008). O PAR foi elaborado por Plafkin *et al.* (1989) e aperfeiçoado por Minatti-Ferreira e Beaumord (2006). Sua primeira aplicação deu-se em rios dos Estados Unidos da América (PLAFKIN *et al.*, 1989), sendo modificado e aplicado em outros países e ambientes (HANNAFORD; BARBOUR RESH, 1997; CALLISTO *et al.*, 2002; BRINSON *et al.*, 2013; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). Apesar de ser um método de avaliação qualitativa, o PAR fornece dados básicos sobre a vida aquática e a qualidade do rio, como a presença da mata ciliar e diversidade de *habitat*.

No Brasil, o PAR foi aplicado pela primeira vez por Callisto *et al.* (2002) em ambientes aquáticos de Minas Gerais e Rio de Janeiro. Esses indicadores ecológicos são qualificadores do meio ambiente ou de fenômenos relevantes, que descrevem e avaliam as condições ambientais (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013) como a eutrofização. Pela sua característica, o PAR pode ser usado como instrumento para tomada de decisões que afetam diretamente a qualidade ambiental da bacia hidrográfica, como é o caso da aplicação feita por Guimarães, Rodrigues e Malafaia (2012), que utilizaram essa ferramenta como instrumento para projetos e programas de educação ambiental com crianças. O PAR utilizado foi o proposto por Silva *et al.* (2016), modificado conforme as características de uma bacia costeira. Ressalta-se que, nesta pesquisa, o protocolo obteve boa correlação com o *Trophic Index* (TRIX), que é um índice de estado trófico das águas costeiras.

Outra ferramenta usada nesta pesquisa foi o Índice de Estado Trófico (IET), elaborado por Carlson (1977). O IET é um índice simples de ser calculado, pois utiliza apenas três variáveis: a concentração de fósforo (na forma total), clorofila-*a* (indicador da biomassa fitoplanctônica) e a profundidade do disco de *Secchi*. Atualmente, o IET é o índice aplicado para mensurar o estado trófico mais utilizado no Brasil, sendo adaptado para os sistemas brasileiros por Toledo *et al.*

(1983), Lamparelli (2004), ANA (2019) e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Esse índice considera que o fósforo é o nutriente limitante para a produção primária (seu uso é amplo para águas continentais, em que o P tende a ser o limitante), mas a alta concentração de clorofila-*a* é dependente da presença desse nutriente e da disponibilidade de luz. Esse índice varia de 47 (ultraoligotrófico) a > 67 (hipereutrófico), pela combinação de equações para PT e Chl-*a*, para lagos (represas) e rios.

O índice *Trophic Index* (TRIX), também utilizado neste estudo, foi proposto por Vollenweider *et al.* (1998), com base nos fatores que expressam a produtividade: clorofila (Chl-*a*) e utilização aparente do oxigênio (aD%O); fatores nutricionais (NT ou NID e PT ou PID aplicável nas águas marinhas costeiras). O índice é dimensionado de 0 a 10, caracterizando as águas em condições tróficas de oligotrófia à eutrófia. Para Jayachandran e Nandan (2012), o TRIX é uma ferramenta simples para avaliar o estado trófico das águas costeiras (estuários, lagoas, baías e oceano) e facilmente compreensível pelos gestores e público em geral. Vale lembrar que o TRIX é amplamente utilizado na Europa (ARTIOLI; BENDORICCHIO; PALMERI, 2005; PETTINE *et al.*, 2007; SALAS *et al.*, 2008; YUCEL-GIER *et al.*, 2011; PRIMPAS; KARYDIS, 2011; CAÑEDO-ARGÜELLES *et al.*, 2012) e outras regiões do mundo. Vollenweider *et al.* (1998) apontam ainda outros índices, como o Índice de Uhlmann/Verduin, composto pelo carbono (C), N e P; e o Índice de Carlson, usando Chl-*a*, PT, transparência *Secchi*. A classificação da Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) possui categorias tróficas, probabilisticamente, usando o PT, clorofila (média e máxima) e *Secchi*.

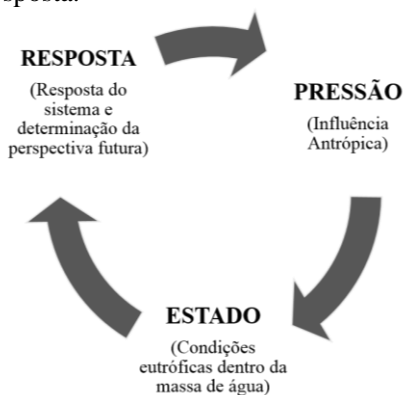
Outra ferramenta importante utilizada nesta pesquisa foi o *Land Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ), criado em 1993 pelo Programa Internacional de Geosfera-Biosfera (IGBP) pelo Projeto de Interação Terra-Oceano na Zona Costeira, para tratar da capacidade de ecossistemas de interface em receber, transformar e exportar materiais importantes para a compreensão dos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio e fósforo na zona costeira (GORDON *et al.*, 1996). Esse modelo, por ser uma ferramenta simples, serve para o gerenciamento costeiro, podendo ser aplicado em estudos relacionados à eutrofização, a efeitos de contaminantes, à alteração de *habitat* e ao manejo de pesca. Gordon *et al.* (1996) destacaram o balanço de massa nos ambientes marinhos pelo LOICZ de acordo com as seguintes variáveis: água, sedimento, carbono, nitrogênio, fósforo, entre outros. No LOICZ, as

regiões costeiras são as principais áreas geográficas, e a análise pode-se dar no período definido pela escala mensal, anual ou decenal.

Além disso, o objetivo do modelo LOICZ é descrever o papel da zona costeira em relação aos fluxos biogeoquímicos dos elementos associados à eutrofização (C, N e P) (CROSSLAND *et al.*, 2005). O balanço de água e sal, que são materiais conservativos, caracteriza os sistemas aquáticos costeiros pelo processo de advecção e mistura nas trocas das águas do sistema, além do balanço de materiais não conservativos, como os nutrientes (N e P). O LOICZ estima as relações estequiométricas entre os balanços dos materiais não conservativos, o que permite estimar indiretamente o metabolismo do ecossistema, com base no PID, e o balanço entre a desnitrificação e a fixação de N. Ao aplicar o modelo LOICZ em bacias hidrográficas da América do Sul, Salomons, Kremer e Turner (2005) constataram que os maiores fatores de interferência na qualidade da água costeira foram a urbanização, seguida da industrialização, desflorestamento e turismo.

Por fim, utilizou-se o *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS), criado pelo NEEA (*US National Estuarine Eutrophication Assessment*) e aprimorado pelo Instituto Marinho de Portugal (IMAR), em relatório publicado em 1999 (BRICKER *et al.*, 1999). Esse índice estima a pressão (influência humana), os sintomas (condições eutróficas) e a resposta do sistema (perspectivas futuras), na figura 10.

Figura 10 - Simplificação do modelo ASSETS de eutrofização para Pressão-Estado-Resposta.



Fonte: Adaptada de eutro.org (2017).

O modelo ASSETS considera que os impactos aos corpos hídricos são provenientes das atividades antrópicas (urbanização, agricultura e indústria). A *pressão* é o efeito direto das atividades antrópicas, como: a entrada de nutrientes, aliada ao escoamento da água proveniente da bacia hidrográfica e/ou oceano e a susceptibilidade do sistema em diluir os nutrientes (N e P); o *estado* é a condição do corpos hídrico, sendo baseado nos sintomas primários (clorofila-*a* e macroalgas) e secundários da eutrofização (oxigênio dissolvido, floração de tóxicas e vegetação aquática submersa e *bloom* de algas tóxicas); e a *resposta futura* é proveniente do estado de eutrofização e suscetibilidade ambiental frente à entrada de nutriente e à pressão populacional e agrícola e ao tratamento de esgoto (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003; GARMENDIA *et al.*, 2012). A resposta, ainda, poderá contribuir para a gestão ambiental com as tomadas de medidas para melhor a condição do sistema, tais como: restringir a captação d'água, limitar a descarga de fontes pontuais de poluição entre outras.

3 METODOLOGIA

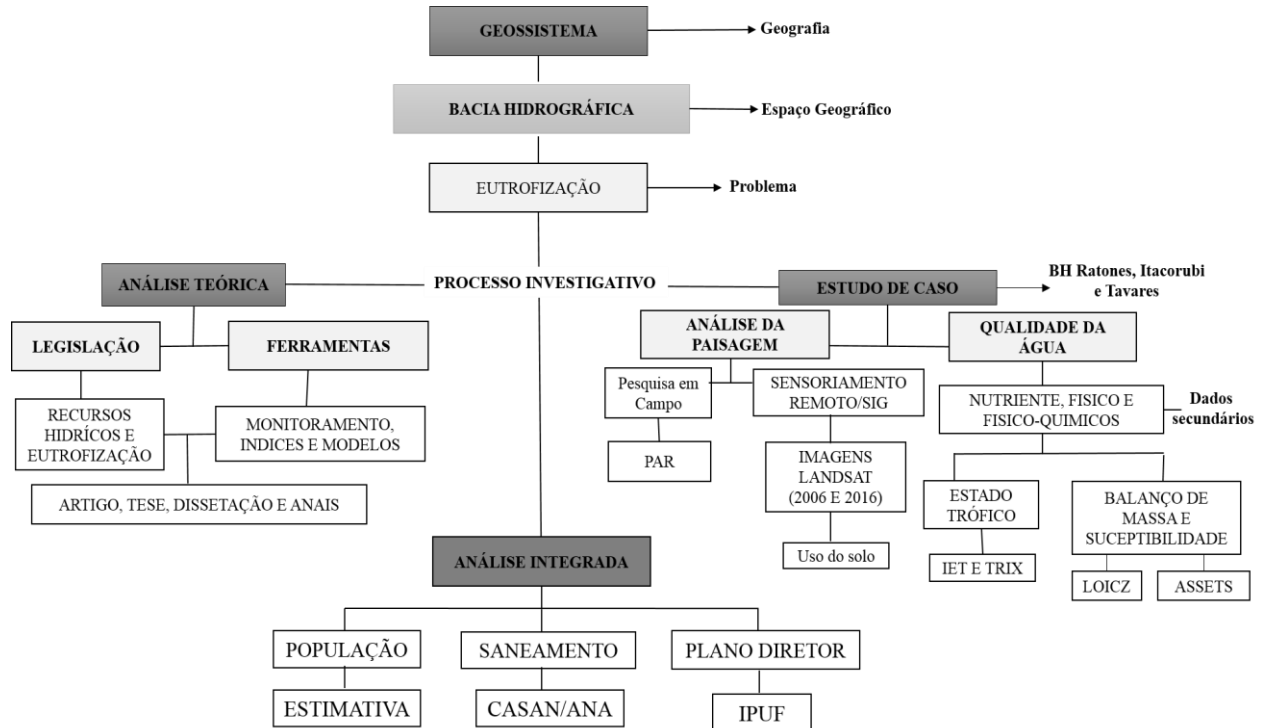
Neste capítulo será realizada a descrição dos materiais e métodos aplicados nesta pesquisa. Por se tratar de uma pesquisa integrada em três bacias hidrográficas, foram necessárias diversas metodologias, como: revisão bibliográfica, análise comparativa, aplicação de protocolo, estudo da paisagem por intermédio de imagens de satélite, coleta de dados secundários, formação de banco de dados, análise estatística e aplicação de índices e modelos de avaliação do estado trófico.

3 METODOLOGIA

Na pesquisa científica, o método é um meio de aprender a realidade por conceitos claros e distintos (SPOSITO, 2004). O método de abordagem dessa pesquisa foi o hipotético-dedutivo baseado em Popper (1975). A característica desse método é a prevalência do objeto sobre o sujeito, sendo o real descrito pelas hipóteses e deduções. Esse método é dado em três etapas, sendo: o problema, pois, toda investigação surge de um problema, seja ele teórico ou prático; as conjunturas, que são soluções propostas em forma de suposições passíveis de teste, diretos ou indiretos; e o falseamento no processo investigatório, com a finalidade de eliminar os erros (MARCONI; LAKATOS, 2007).

A metodologia da pesquisa está descrita conforme os objetivos específicos propostos neste trabalho. Por se tratar de uma pesquisa que utilizou várias metodologias, a fim de discutir o processo de eutrofização desde o nível nacional ao local, além de buscar exemplos de medidas mitigadoras em outros locais para evitar a deterioração das águas costeiras. Com base nisto, a estrutura da pesquisa está representada na figura 11.

Figura 11 – Esquema da estrutura da pesquisa.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

3.1 Objetivo: Avaliar o cenário das águas superficiais do Brasil no que tange ao estado trófico, investigando quais os ambientes e ferramentas de mensuração do estado trófico são mais utilizadas pelos pesquisadores

3.1.1 Análise teórica

Para compreender o que já existe de pesquisas sobre a temática é essencial, a busca por documentos em fontes primárias, arquivos e fontes estatísticas (RAMPAZZO, 2013). Essa metodologia foi utilizada para identificar os tipos de ambientes aquáticos e as ferramentas de classificação do estado trófico no país. A análise documental tem como objetivo descobrir o problema e não o testar (CASTRO, 2006), os resultados e discussões dessa pesquisa estão descritos no capítulo 4.

A pesquisa bibliográfica foi desenvolvida pelas bases de referências: Periódicos CAPES, Banco de Teses e Dissertações, *Scielo* e Google Acadêmico obtido de trabalhos publicados em revistas científicas, dissertações e teses. Para isso, utilizaram-se as seguintes palavras-chave e as combinações entre elas: “eutrofização e índices”, “processo de eutrofização”, “bacia hidrográfica e eutrofização”, “índice de estado trófico e água”. Foram analisados trabalhos entre os anos 1980 a 2016 sobre a temática eutrofização, no período que se concentraram esses estudos no Brasil. Em que foram selecionados 141 estudos que utilizam algum nutriente ou índices para a classificação do estado trófico das águas, essas informações estão organizadas no Apêndice A. Os ambientes aquáticos tratados como açude, represas e reservatório foram chamados nesta pesquisa de reservatório, por se tratarem de lagos artificiais.

Avaliou-se a inclusão das pesquisas revendo o título, resumo e conclusões. Os estudos foram incluídos na análise com as seguintes condições: a) abordagem sobre o processo de eutrofização e b) utilização de índices ou modelos de classificação do estado trófico. Com esses critérios, foi possível identificar 141 manuscritos que avaliaram o processo de eutrofização em águas superficiais, conforme os critérios definidos, como: tipo de ambiente aquático, as coordenadas geográficas da área do estudo, o ano da publicação, resultado da análise final do estado trófico e a técnica aplicada para caracterizar o estado trófico. A pesquisa se concentrou nos dados de publicações entre 2006 a 2016, pois, consoante a Lee *et al.* (2006) que destacou que o processo de eutrofização atinge na escala espacial de metros a quilômetros e temporal de ano a décadas.

A representação dos resultados ocorreu por gráficos do tipo histogramas, que são representações visuais da distribuição de um conjunto de dados, os quais foram elaborados com auxílio software *R Studio* versão 1.0.143 (www.rstudio.com/). Os mapas temáticos da distribuição dos estudos e dos ambientes e de classificação do IET foram elaborados no software *QGIS 2.18 Las Palmas* (QUANTUM GIS TEAM, 2016). O *QGIS* é um projeto oficial da *Open Source Geospatial Foundation* (OSGeo) é um Sistema de Informação Geográfica (SIG) de Código Aberto.

3.2 Objetivo: Compreender a estratégia da gestão das águas no Brasil e as medidas mitigadoras para minimizar a eutrofização, comparando com medidas aplicadas em outros países, como Portugal, conforme as diretivas europeias

A partir da compreensão do cenário da eutrofização das águas superficiais no Brasil, buscar-se-á uma análise comparativa e crítica da gestão da qualidade da água do país com procedimentos de gestão que tiveram êxito ao diminuir o estado trófico, e as perdas ambientais, sociais e econômicas associadas, como o da comunidade europeia. Desta forma podemos compreender a legislação brasileira que é incipiente quando a abordagem da qualidade da água e do processo de eutrofização, e buscar exemplos que estão dando certo, como a Diretiva Quadro da água (DQA). Esta análise, realizada no capítulo 5, que buscou comparar a legislação (o regulador), a gestão (a ação regulatória) e o monitoramento (a análise da eficiência da gestão e legislação) da água em Portugal e no Brasil.

A análise comparativa entre Brasil e Portugal permitiu uma visão por área geográfica ou por inovação na gestão, que, neste estudo, é o caso da aplicação Diretiva Europeia Quadro da Água (DQA) nos corpos hídricos portugueses. Foi realizada a análise qualitativa das legislações dos dois países, nos sites oficiais no Brasil (<http://www4.planalto.gov.br/legislacao>), em Santa Catarina no site da Secretária de Estado Desenvolvimento Econômico Sustentável (http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=29&idMenu=238&idMenuPai=235). Enquanto em Portugal pelo EUR-LEX (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=LEGISSUM%3A114527>), além de publicações sobre as temáticas, como relatórios e artigos científicos. Essa mesma metodologia foi aplicada para a análise da gestão hídrica por Theodoro, Nascimento e Heller (2016) em 15 países pertencentes às Américas,

Europa, Ásia e Oceania. A metodologia deste estudo destaca três pontos norteadores: a) análise comparativa das legislações referente aos países pesquisados; b) identificação de práticas e arranjos institucionais para o monitoramento e gestão das águas em Portugal e Brasil; c) confrontação das técnicas e exigências para tentativa de melhorar o gerenciamento das águas.

3.2.1 Área de estudo

O território brasileiro possui 8.516.000 km² e o território da União Europeia formado por 28 países (onde se aplica a DQA) é de 4.509.921 km². O recorte espacial nesta pesquisa foi o território português, 92.212 km², tem área territorial pouco menor que o estado de Santa Catarina, que possui 95.736,165 km², que é a unidade da federação onde estão localizadas as áreas de estudo desta pesquisa.

3.3 Objetivo: Caracterizar as bacias hidrográficas investigadas no estudo de caso quanto à análise da paisagem e uso do solo.

O estudo de caso é caracterizado pela análise de um ou mais objetos, de maneira a permitir o seu conhecimento amplo e detalhado (GIL, 2008). Nesta pesquisa o estudo de caso foram as bacias hidrográficas costeiras do Ratones, Itacorubi e Tavares que estão localizadas na Ilha de Santa Catarina, no município de Florianópolis, Santa Catarina (Figura 12).

3.3.1 Aspectos geográficos do município de Florianópolis

As bacias hidrográficas desta pesquisa estão localizadas na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, capital do Estado de Santa Catarina. O território do município engloba a área insular, Ilha de Santa Catarina com 424 km² e continental com 11,9 km², já completamente urbanizada. Essas áreas são separadas pelas baías Norte e Sul, que sofre influência das marés de regime semidiurno e amplitude média é de 0,5 m (CAMARGO, 2001).

Conforme o IPUF (2006), as áreas montanhosas ocupam cerca de 50% da Ilha de Santa Catarina sendo constituídas por rochas resistentes, em especial, por granitos, formando os maciços rochosos. As altitudes máximas são de 523 m (Morro do Ribeirão no Sul da Ilha), 493 m (Morro da Lagoa no Norte da Ilha) e 492 m (Morro da Costa da Lagoa no Norte da Ilha). O relevo do Florianópolis se divide em: modelados de

dissecação, susceptível aos fenômenos erosivos, montanha (interior e sul da Ilha); morros (próximos a zona litorânea), colinas (continente) e de acumulação: compartimento praias (planícies de restinga, lacustre e maré), compartimentos eólicos (dunas) e colúvio-aluvionar (transição entre planícies costeiras e serras) (IPUF, 2006). Quanto as classes de solos mais encontrados são: argissolos vermelho-amarelo, cambissolos, neossolos litólicos, afloramento de rochas, gleissolos, organossolos, neossolos quartazênicos, areias quartzosas marinhas e dunas (IPUF, 2006).

O clima de Florianópolis foi classificado conforme Köppen, por mesotérmico úmido (Cfa), com estações de verão quentes e invernos frios, com ausência de estações secas bem definidas (SOUZA *et al.*, 2015). Nesse município o clima pode ser caracterizado pela distribuição pluviométrica anual média de 1.734 mm.ano, com temperatura máxima em torno de 24,5 °C e mínima de 17,5 °C (MURARA; MENDONÇA; BONETTI, 2013). A região é vulnerável aos extremos climáticos, como: marés de tempestade, maré seca e atuação de ciclones extratropicais. Tendo como exemplo, o ocorrido no Estado em novembro de 2008, que causou inundações e deslizamentos, afetando 1,5 milhão de pessoas, resultando em 120 mortes e deixando 69.000 pessoas desabrigadas (FBDS, 2009).

O município de Florianópolis tem paisagem composta por maciços rochosos interligados por depósitos sedimentares de planície costeira, que associados ao clima e às características oceanográficas, possibilitaram a formação de uma diversidade de ecossistemas costeiros (COVELLO; HORN FILHO; BRILHA, 2017). Entre esses ecossistemas estão praias arenosas, lagunas, lagoas, dunas, restingas, costões, marismas, estuários e mangues. Este estudo trata das bacias hidrográfica, especialmente, dos estuários que estão localizados na interface terra-mar. Essas as áreas são margeadas pelos manguezais, que estão estabelecidas em áreas de proteção ambiental, sendo duas federais (Estação Ecológica de Carijós e Reserva Extrativista de Pirajubaé) e uma municipal (Parque do Itacorubi).

A cobertura vegetal na região é bem diversificada, caracterizada por floresta ombrófila densa (Floresta Tropical Atlântica), vegetação de restinga e manguezais. A floresta ombrófila densa é formada por árvores com folhas latifoliadas e perene com estrato arbóreo com média de 20 m a 30 m, como: canelas (*Cinnamomum*), figueiras (*Ficus*), perobas (*Aspidosperma polyneuron*), cedro (*Cedrus*), além de arvoretas (jaboticabeira-do-mato, arças e etc.) e herbáceas (orquídeas, begônia entre outras) (PRATES; MANZOLLI; MIRA, 1989). O manguezal é

composto por três principais espécies, mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*), mangue-preto ou siriúba (*Avicennia schaueriana*) e mangue-branco (*Laguncularia racemosa*) (PAGLIOSA *et al.*, 2005).

O município de Florianópolis está inserido na Região Hidrográfica (RH) Litoral Centro do Estado de Santa Catarina. Essa RH possui 5.262 km², formada pelo conjunto de bacias dos rios Tijucas (2.859 km²), Cubatão do Sul (1.428 km²), Biguaçu (424 km²) e da Madre (551 km²) (SANTA CATARINA, 2005). Segundo informação do site Águas SC, a vazão dos rios são Tijucas (48,1 m³.s⁻¹) e Biguaçu (14,5 m³.s⁻¹) próximo as fozes, já o Cubatão do Sul que abastece cerca de 800 mil habitantes e possui vazão 13.452 L. s⁻¹ (PMF, 2011). As principais bacias hidrográficas do município, na Ilha de Santa Catarina são dos rios: Ratoles, Saco Grande, Lagoa da Conceição, Itacorubi, Tavares e Lagoa do Peri.

O enquadramento dos corpos d'água, dado pelo Estado de Santa Catarina, Portaria Estadual nº 024/79, classificou todos os cursos d'água da Ilha de Santa Catarina como classe 2, com exceção do rio Tavares a jusante de sua cota 2, classificado como classe 3. Em 2007, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) pela resolução 003/2007 determinou que todos os cursos d'água do Estado fosse classe especial com exceção do Rio Tavares, ficando na classe 1. No ano seguinte, o CERH resolveu adotar a classificação da resolução CONAMA 357/2005 para os cursos d'água enquanto não forem aprovados novos enquadramentos com base em estudos técnicos e específicos. As águas superficiais do município de Florianópolis ficaram classificadas por essa resolução como água doce classe 2 e água salobra classe 1.

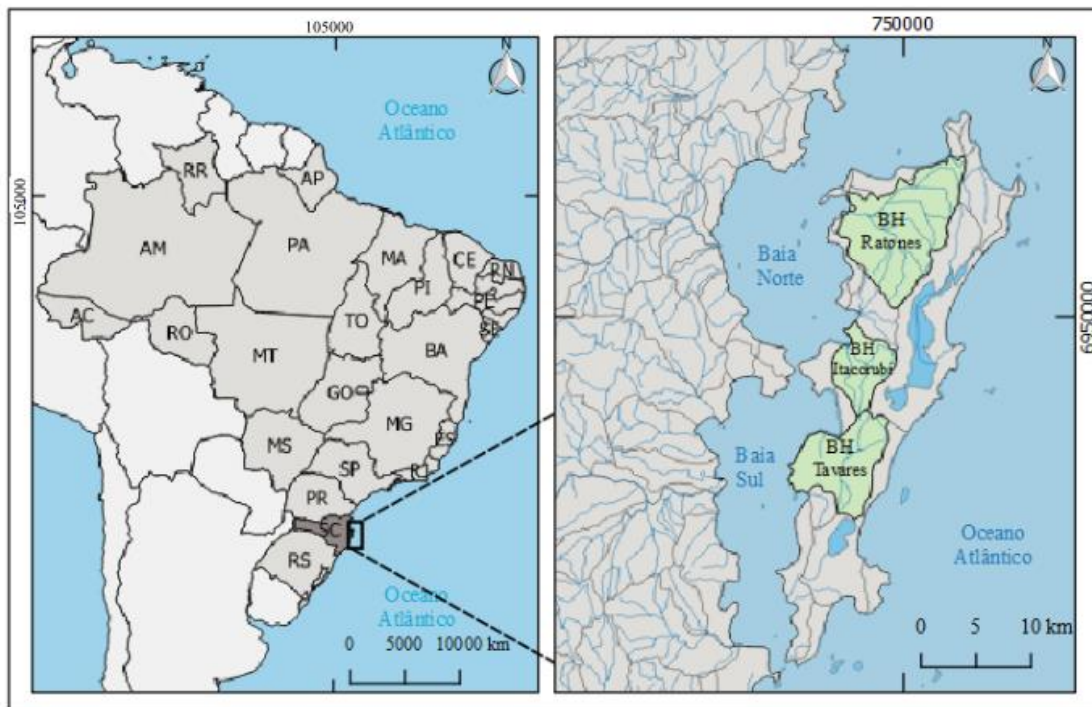
Na área territorial do município está contida a Baía de Florianópolis, ambiente costeiro transicional, que comporta canais flúvio-estuarinos, formando um complexo estuarino dividido em: Baía Sul e Baía Norte (PMF, 2016). A Baía de Florianópolis possui formato alongado no sentido NNE-SSW, com a depressão da baía de influência estrutural (PMF, 2016). A extensão superficial total é de 420 km², apresentando cerca de 50 km de comprimento e 12 km de largura máxima. É um sistema costeiro ambiente polimixohalino (com salinidade variando de 20 a 35 psu) e com profundidade média inferiores a 5 m (BONETTI; BONETTI; BARCELLOS, 2007). A Baía Sul possui em torno de 180 km², enquanto a Baía Norte ocupa cerca de 240 km². Essas baías cobrem uma área de 430 km² com profundidade média de 3,4 m e volume de água estimado de $1,9 \times 10^9$ m³ (GARBOSSA *et al.*, 2017). As marés nessas áreas são do tipo micromarés com amplitude média de 0,6 m não ultrapassando 1,5 m de

amplitude em média (BÚSSOLO JUNIOR, 2002). As bacias hidrográficas deste estudo estão localizadas na Ilha de Santa Catarina, sendo dos Rios Ratonés e Itacorubi, a primeira no norte da Ilha e a segunda no centro, desaguam na Baía Norte; já a bacia hidrográfica do Rio Tavares, localizada ao Sul, desagua na Baía Sul, demonstradas na figura 12.

A densidade demográfica no município de Florianópolis é de 961 hab./km², segundo dados do Atlas Brasil, entre 2000 e 2010, a população de Florianópolis cresceu em média anual de 2,1%, enquanto no Brasil foi de 1,2%, no mesmo período. Conforme o Atlas do Esgoto (2017), a população desse município em 2013 foi 436.117 hab. e a estimada para 2035 é de 616.484 hab. O município de Florianópolis apresentou ótima qualidade de vida, segundo o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), em 2010, obteve a pontuação de 0,847, sendo considerado IDHM muito alto, ocupando a 3ª posição entre os 5.565 municípios brasileiros.

Por outro lado, a Ilha de Santa Catarina sofre com o crescimento desordenado caracterizado pela ocupação em locais como encostas, mangues, dunas e praias (SIMÓ; HORN FILHO, 2004). Esse desordenamento provoca demanda por saneamento básico, principalmente, de tratamento de esgoto. Conforme o Atlas do Esgoto (2017), no município 56% da população é atendida com coleta e tratamento de esgoto e 35% utilizam soluções individuais, como fossas. Pelos atrativos naturais, no período de veraneio a população chega a mais de um milhão de pessoas no município, triplicando a população em alguns bairros. Essa população flutuante traz impactos positivos para a economia, entretanto, causam problemas ambientais relacionados à distribuição de água, habitação, mobilidade e geração de resíduos sólidos (CARMO; SILVA, 2009).

Figura 12 - Localização das bacias hidrográficas dos rios Ratones, Itacorubi e Tavares analisadas nesta pesquisa.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

3.3.2 Áreas de Estudo

3.3.2.1 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

A bacia hidrográfica do Rio Ratonés está localizada no Norte da Ilha de Santa Catarina apresenta área de 85,9 km², definida neste estudo pela imagem SRTM (Missão Topográfica Radar Shuttle, em português) (APÊNDICE B). A área da referida bacia hidrográfica não é consenso na literatura, variando de 61 km² (FUSVERK, 2002; FUZINATTO, 2009) a 99 km² (PARIZOTTO, 2009; CORSEUIL *et al.*, 2009), neste estudo a área estimada foi próxima a descrita por Fidélis (2008) de 82 km².

O Rio Ratonés é o principal formador desta bacia, tendo como afluente na margem direita o Rio Papaquara, que deságua na parte central do manguezal, onde está localizada a Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós). A BH do Rio Ratonés transporta para o manguezal grande volume de água, exercendo importância na dinâmica sedimentar deste ambiente (FUSVERK, 2002). As margens do Rio Ratonés e afluentes são áreas de planície de maré, que provoca acumulação de material sedimentável, formando uma extensa área plana recoberta por diversas formações vegetais (DAVID, 2004). Na bacia do Rio Ratonés, a flora e fauna é diversificada, característica dos ecossistemas de transição entre o continente e o oceano. As espécies estão associadas à floresta ombrófila, ao manguezal, à restinga, tendo a presença de vegetação exótica (*Pinus*). Entre a fauna de destaque para a conservação, encontra-se a lontra (*Lontra longicaudus*), saracura-sanã (*Pardirallus nigricans*) e jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*).

O estuário do Rio Ratonés possui profundidade média da coluna da água de 1,7±1 m (PARIZOTTO, 2009), que desagua na enseada de mesmo nome, delimitada pelo Pontal de Daniela que é um esporão de areia de origem quaternária (*sand spit*). Conforme Bússolo Junior (2002), a circulação das águas na enseada é controlada pelos ventos, que promovem ondas, pelas correntes de marés e fluviais que associados à morfologia local controlam a distribuição granulométrica dos sedimentos de fundo.

A dinâmica da bacia hidrográfica do Rio Ratonés é bastante complexa, segundo Rodrigues (2016b) ela é marcada por fatores antrópicos que exercem forte pressão sobre as características naturais. Os fatores antrópicos são expressos pela urbanização (residencial e comercial) e o elevado fluxo turístico de veraneio. Os impactos antropogênicos ocorrem diretamente sobre o rio, pela retificação e o

despejo de efluentes domésticos de fonte difusa (ligações clandestinas) e pontual (ETE Canavieiras), bem como no uso e ocupação do solo, pela supressão de áreas naturais e zonas úmidas para desenvolvimento da mancha urbana.

A bacia hidrográfica comporta uma população em torno de 32.673 habitantes (FERRETTI, 2013), distribuídos nos distritos de Cachoeira do Bom Jesus, Canasvieiras, Rationes e Santo Antônio de Lisboa. Essa população residente aumenta consideravelmente no período de veraneio, cerca de 195% com a população flutuante (CAMPANÁRIO, 2007). Os atrativos turísticos da área devido aos balneários pertencentes ao distrito de Canasvieiras, no qual recebe turistas nacionais e internacionais.

3.3.2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

A bacia hidrográfica do Rio Itacorubi possui área de 28 km², a altitude na bacia varia de 0 a 493 m, a declividade média do relevo é igual a 13%, considerado ondulado (CARAMEZ, 2017). As áreas de menor declividade concentram-se na porção central, sobretudo, no Manguezal do Itacorubi e parte dos bairros Santa Mônica, Itacorubi, Córrego Grande, Trindade e Pantanal (PINTO; STEFFENS; OLIVEIRA, 2007; CARAMEZ, 2017).

A bacia hidrográfica do Rio Itacorubi é drenada pelos rios Sertão, Córrego Grande, Itacorubi e seus afluentes, além de alguns canais de drenagem menores. Os cursos d'água do Rios do Sertão e Itacorubi deságuam na parte central da Baía Norte, em trecho rodeado pelo manguezal do Itacorubi (SANTOS, 2003). Nessa bacia hidrográfica existe o manancial conhecido por Ana D'Avila que possui vazão média de 25,9 L.s⁻¹, onde ocorre a captação de água pela CASAN que abastece cerca de 1.700 moradores das proximidades, tendo vazão média de 4 L.s⁻¹ (CARAMEZ, 2017).

A fauna do Rio Itacorubi, no trecho estuarino, conforme Masutti (1999) era formada por espécies de peixes, como: curimã (*Mugil platanus*), mugil curema (*M. curema*), cuvier (*C. edentulus*), corvina (*Micropogonias furnieri*) e pescada-branca (*C. leiarchus*); e crustáceos e moluscos, como camarão-rosa (*Penaeus paulensis*), ostra-do-mangue (*Crassostrea rhizophorae*) e berbigão (*Anomalocardia brasiliiana*). As aves encontradas foram: colhereiro (*Ajaja ajaja*), graça-branca-grande (*Cosmorodius algus*), águia-pescadora (*Pandion haliaetus*) e andorinha-do-mar-comum (*Sterna hirundo*) na região do manguezal.

O manguezal do Rio Itacorubi possui uma área de proteção concedida pela União para Universidade Federal de Santa Catarina, pelo decreto nº 64.340/69, sob a forma de utilização gratuita que o mantém como Área de Preservação Permanente (APP), o que não impediu as invasões e aterros. Na área foi criado o Parque Municipal do Manguezal do Itacorubi, dois anos depois, pelo Decreto Municipal 1529/2002 (PMF 2002). De acordo com Ferretti (2013), o Parque Municipal do Itacorubi é gerido pela Fundação Municipal do Meio Ambiente – FLORAM através do Departamento de Unidades de Conservação (DEPUC) pelo Dec. Mun. nº 1529/2002.

A população dessa bacia hidrográfica é cerca de 66.804 habitantes (FERRETTI, 2013), abrangendo os bairros: Trindade, Pantanal, Itacorubi, Córrego Grande e Santa Mônica (SANTOS, 2003) que pertencem ao distrito Centro do município de Florianópolis. A ocupação da bacia do Rio Itacorubi, segundo Santos (2003) ocorreu a partir da década de 1960, devido ao intenso processo de expansão e estruturação urbana, decorrente da implantação de instituições públicas de ensino superior (Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC) e Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC) de pesquisa e gestão (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - EPAGRI e Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina - CIDASC) e de serviços (ELETROSUL Centrais Elétricas de Santa Catarina - CELESC).

A mudança na morfologia dos cursos d'água na bacia se deu pela retificação dos rios Itacorubi e Sertão, além da abertura de canais de drenagem pluvial paralelamente à Avenida Beira-Mar Norte. Em 1999, para a criação elevado Wilson Kleinübing (Elevado do CIC), a área do manguezal foi reduzida em 1,3 ha (SOVERNIGO, 2009). A bacia hidrográfica do Rio Itacorubi compreende uma área visada pela especulação imobiliária e pelos serviços comerciais. A intensa ocupação antrópica traz prejuízos ambientais para essa bacia, causados pela poluição dos corpos hídricos, despejo de efluentes domésticos e desmatamento (RIGOTTI, 2015), incluindo a ocupação irregular de áreas de preservação permanente, como encostas e matas ciliares.

3.3.2.3 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares

A bacia hidrográfica do Rio Tavares possui 50 km², o curso principal tem cerca de 9 km de extensão, iniciando o percurso nos morros Sertão e do Badejo, tendo como afluente o rio Ribeirão da Fazenda, que nasce no Morro das Pedras (DIEDERICHSEN, 2014). A

geomorfologia da área é formada pelos domínios morfoestruturais de acumulações recentes do quaternário com planície costeira (influenciada pela maré) e o embasamento caracterizado pela serra do Leste Catarinense (ARAÚJO, 1993), tal qual as bacias dos Rios Ratonés e Itacorubi.

A investigação de Varzea (1900 *apud* Araújo 1993) salientou que possivelmente na área da BH do Tavares, como em toda a Ilha de Santa Catarina (Florianópolis), já foi encontrada madeiras de lei, como: peroba vermelha (*Aspidosperma pyriocollum*), tajuba (*Chlorophora tinctoria*), guaramirim-ferro (*Calyptanthus lucida*; *C. polyanthos*; *C. stigipes*) e olandim (*Calophyllum brasiliense*) que eram utilizadas para a confecção de canoas.

O manguezal do Rio Tavares conforme Caruso (1990 *apud* TEIXEIRA, 1998) teve sua área reduzida pela presença de pastagem e mais tarde pelas obras de construção do aeroporto, da rodovia SC - 405. Para a proteção dessa região, em 1992, foi criada na parte sul da enseada a Reserva Extrativista de Pirajubaé (SCHETTINI; PEREIRA; SPILLERE, 2000; DIEDERICHSEN, 2014), a qual é a primeira Reserva Extrativista Marinha do Brasil, possuindo a área de 14,4 km². Essa RESEX zela pela área de manguezal e a presença histórica de extrativistas e pescadores, permitindo a extração de berbigão (*Anomalocardia brasiliensis*). Em 1998, a área foi submetida à obra de aterro hidráulico da Baía Sul para a implementação da Via Expressa Sul (SCHETTINI; PEREIRA; SPILLERE, 2000).

Spínola, Teixeira e Andriguetto Filho (2014) ressaltaram os impactos socioambientais resultantes da construção do aterro hidráulico da Via Expressa Sul sobre a RESEX do Pirajubaé, sendo o principal impacto na pesca artesanal e na extração do berbigão. Conforme esses mesmos autores, nessa área ocorreu a retirada de 7 milhões de m³ de areia da porção norte do baixio principal, onde ocorria o extrativismo do berbigão e a diminuição das áreas de baixios da RESEX, no qual estavam localizados principais bancos de berbigão. Além dessa RESEX, na área foi criado o Parque Natural Municipal do Maciço da Costeira (Lei Municipal 10.459/18) com área de 1.544 ha, englobando a área de preservação permanente (APP) de topo de morro, a qual é gerida pela Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM). Na área da bacia do Rio Tavares está instalada a única pedreira da Ilha de Santa Catarina, localiza-se no bairro Rio Tavares licenciada para a extração de brita.

A bacia hidrográfica possui cerca de 37.017 habitantes (FERRETTI, 2013) e abrange os distritos de Ribeirão da Ilha,

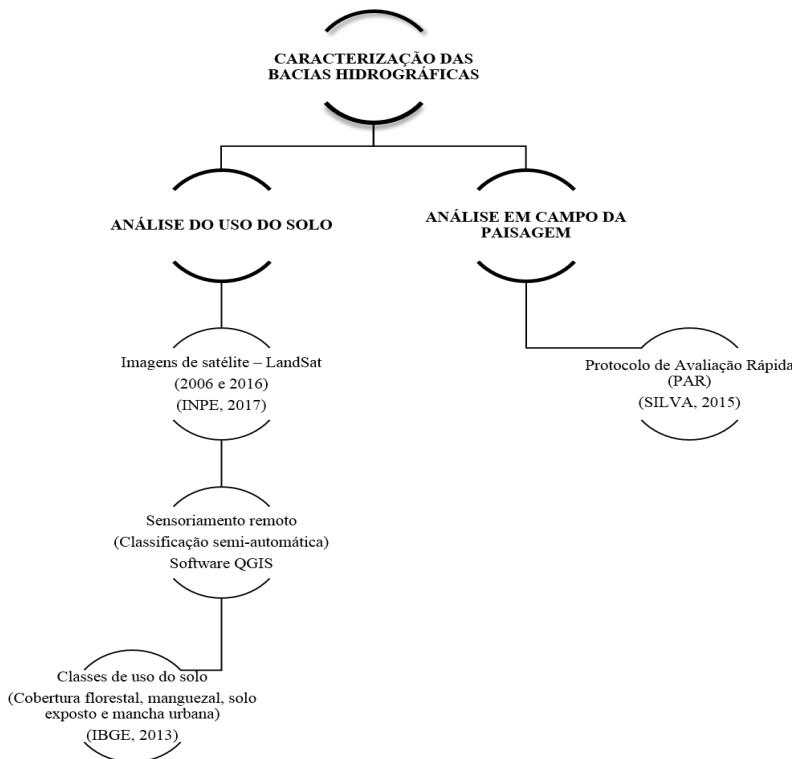
Campeche e parte do Centro. Atualmente, a alteração da área natural da bacia está ocorrendo pela especulação imobiliária, pela ampliação do Aeroporto Internacional Hercílio Luz, pela construção do novo acesso e ampliação da Rodovia SC - 405 e pela instalação da ETE Sul da Ilha. Para Eller, Santos e Nascimento (2013), os principais efeitos do crescimento populacional no espaço do manguezal do Tavares são o excesso de algas no corpo hídrico, o despejo de lixo e efluente doméstico causados pela ausência de coleta e tratamento de esgoto no entorno do ecossistema.

3.3.3 Análise da paisagem das bacias hidrográficas

O estudo da paisagem da bacia hidrográfica foi baseado na definição do artigo 1º da Convenção Europeia da Paisagem, como uma área, tal como é percebida pelas pessoas, cujo carácter é o resultado da ação e interação de fatores naturais e/ou humanos. A aplicação desse método em três bacias hidrográficas localizadas no mesmo município e com características parecidas, quanto a geomorfologia, uso e ocupação do solo, e por possuírem estuários em áreas de proteção ambiental. Por outro lado, algumas questões não são totalmente similares como o crescimento populacional e as prioridades do planejamento urbano considerando a afirmativa de Doullfus (1975) uma paisagem nunca é exatamente igual a outra. “A paisagem vai além do conteúdo e do perceptivo, é também fenômeno geoecológico e cultural” (CAVALCANTE, 2014, p.15).

A abordagem geográfica desta pesquisa se deu pelo modelo do geossistema. Nesta pesquisa, adotamos a bacia hidrográfica como o geossistema, dado que ela é caracterizada por elementos geográficos (abióticos, bióticos e antrópicos) e sistêmicos (espacial, natural e antrópico) (VICENTE; PEREZ FILHO, 2003; BERTRAND, 2004; PISSINATI; ARCHELA, 2009). Neste contexto, nesta etapa, três bacias hidrográficas da Ilha de Santa Catarina foram avaliadas para compreender como a mudança da paisagem, e dos usos do solo, em uma década influenciou no processo de eutrofização dos sistemas aquáticos. As etapas realizadas para a caracterização das bacias hidrográficas estão descritas na figura 13.

Figura 13 - Esquema das etapas realizadas na caracterização da paisagem nas bacias hidrográficas.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

3.3.3.1 Análise da paisagem das bacias hidrográficas por sensoriamento remoto

Para avaliar a transformação de uso e ocupação das bacias hidrográficas, com base na análise da paisagem, utilizaram-se as técnicas de sensoriamento remoto. Essa técnica foi definida por Novo (2010, p. 26) como a “obtenção de informação por detecção e mensuração de mudanças que este impõe ao campo eletromagnético”. A informação do sensoriamento remoto é dada por imagens digitais por técnicas, realce ou classificação (NOVO, 2010). O sensoriamento remoto contribuí com estudo de diversos ambientes e ajuda a ampliar a compreensão das estruturas ecossistêmicas e de suas interações

(RUDORFF *et al.*, 2007). Cunha e Guerra (2004) ressaltaram a necessidade de considerar os critérios sociais que relacionam a terra com seu uso do solo para caracterizar a degradação ambiental.

Neste estudo utilizamos as imagens de satélite obtidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) disponibilizadas gratuitamente, as imagens representaram uma década de mudança na paisagem, a saber: 2006 e 2016. A resolução espacial das imagens foi de 30m, as imagens LandSat TM (*Thematic Mapper*) L5, bandas 3 (0,63 – 0,69 μm), 4 (0,76 – 0,90 μm), 5 (1,55 – 1,75 μm), datada de 2006-09-05, e a LandSat OLI L8, datada de 2016-09-09, com Órbita/Ponto: 219/079. As cenas selecionadas foram as que apresentaram menor índice de nuvens e o mesmo mês setembro.

Essas imagens foram utilizadas para a realização da classificação semi-automática do uso e ocupação do solo. O processo de classificação foi precedido pela etapa de pré-processamento, na qual foi elaborada uma composição colorida RGB (*red, green e blue*). Para isso utilizou-se o *plugin SCP (Semi-Automatic Classification Plugin)*, que é um complemento do QGIS (CONGEDO, 2017). Para a classificação das classes de uso foram selecionados as Regiões de Interesse (ROI's), que são polígonos desenhados sobre áreas homogêneas da imagem que sobrepõe *pixels* pertencentes à mesma classe de cobertura da terra, para cada classe de cobertura da terra. Neste estudo as classes utilizadas foram: cobertura florestal, manguezal, área úmida, solo exposto, mancha urbana, mineração classificadas conforme manual de uso do solo do IBGE (2013). Adotou-se o método de *Maximum Likelihood* que calcula as distribuições de probabilidade para as classes, relacionadas ao teorema de *Bayes*, estimando-se o *pixel* pertence a uma classe de cobertura de terra (CONGEDO, 2017). A classificação no QGIS fornece um arquivo matricial (*raster*) e outro vetorial (*shapefile*) que permitem a quantificação das áreas. Posteriormente, foram gerados mapas e gráficos da mudança do uso do solo das bacias hidrográficas de estudo.

Após a classificação semi-automática pelo SCP realizou-se a comparação entre os algoritmos para quantificar os erros gerados pelo processo, pelas matrizes de erro, para comparação entre os dados provenientes das amostras de validação e o resultado da categorização (CONGEDO, 2017), ou seja, relacionar os resultados gerados pela classificação com os dados da imagem de origem. A acurácia reflete a proximidade de uma grandeza estatística ao valor do parâmetro, que está diretamente ligada a dispersão da distribuição das observações (MONICO *et al.*, 2009). Além da acurácia do mapeamento foram calculados também os erros de inclusão e de omissão por classe temática

e o coeficiente Kappa, por Landis e Koch (1977 *apud* SILVEIRA *et al.*, 2013) que auxilia na avaliação do classificador, sendo: < 0 (péssimo); $0,01 < k \leq 0,2$ (ruim); $0,21 < k \leq 0,4$ (razoável); $0,41 < k \leq 0,6$ (bom); $0,61 < k \leq 0,8$ (muito bom) e $0,81 < k \leq 1,0$ (excelente). Neste estudo, as análises tiveram classificação entre muito bom e excelente, tanto a classificação da acurácia como do coeficiente de *Kappa*, demonstrando que a classificação foi satisfatória, na tabela 2.

Tabela 2 - Resultado da análise da classificação semi-automática das bacias hidrográficas estudadas.

Ano	Bacia Hidrográfica	Acurácia	Classificação de kappa
2006	Ratones	78,4%	0,68
	Itacorubi	72,8%	0,99
	Tavares	86,9%	0,98
2016	Ratones	85,8%	0,81
	Itacorubi	72,7%	0,60
	Tavares	74,7%	0,65

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Nesta pesquisa foi, ainda, aplicada técnica de geoprocessamento para elaboração de mapas temáticos no software QGIS 2.18 *Las Palmas* (QUANTUM GIS TEAM, 2016) para caracterizar a mudança da paisagem nas bacias hidrográficas selecionadas. Consoante a Archela e Théry (2008) esse tipo de mapa representa qualquer tema, o que vai além da simples representação do terreno.

Correção da área da bacia hidrográfica do Rio Ratones

Para a bacia hidrográfica do Rio Ratones foi realizada uma correção da área com auxílio da imagem SRTM (Missão Topográfica Radar Shuttle, em português) disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>, com código 27 S-495. A correção se deu com auxílio dos softwares QGIS e GRASS pela ferramenta *r.watershed*, no qual o *software* reclassificou a bacia hidrográfica pela topografia da área (APÊNDICE B).

3.3.3.2 Análise da paisagem das bacias hidrográficas por protocolo de avaliação rápida *in loco*

A análise da paisagem no campo foi realizada pelo Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) que é uma investigação visual de ambiente que

agrega resultados aos dados de qualidade da água (VARGAS; FERREIRA JÚNIOR, 2012). O PAR proposto por Silva (2015) foi aplicado de novembro a dezembro de 2017 nas bacias hidrográficas. Esse protocolo é uma análise visual que analisa as condições das margens (incluindo a presença de erosão), da vegetação ciliar, da qualidade da água (alteração na cor e cheiro, presença de resíduos sólidos), a intensidade de urbanização e a presença de fauna. Esse protocolo utilizado nas bacias hidrográficas foi modificado a partir de protocolos aplicados por Hannaford *et al.* (1997), Callisto *et al.* (2002), Looy *et al.* (2006), Rodrigues e Castro (2008) e Brinson *et al.* (2013), a fim de adequar as variáveis às características da área de estudo (APÊNDICE C). O valor final do PAR foi obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro e com as condições encontradas no ambiente no dia da coleta. Os valores do PAR foram avaliados conforme as observações da paisagem encontrada *in loco*, a pontuação de 0 a 25 (área impactada), 26 a 50 (área alterada) e 51 a 75 (área natural).

3.4 Objetivo: Avaliar o estado trófico pelos índices IET e TRIX das bacias hidrográficas costeiras de Ratones, Itacorubi e Tavares que estão sob alta pressão antrópica

Nesta etapa da pesquisa formou-se um banco de dados das variáveis utilizadas para retratar estado trófico da água, tais como: salinidade, oxigênio dissolvido, temperatura da água, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e clorofila-*a*. O período amostral das variáveis nas bacias hidrográficas dos Rios Ratones, Itacorubi e Tavares foi de 2006 a 2016/2017.

3.4.1 Tratamento de dados secundários das variáveis de qualidade da água

A formação do banco de dados referentes as bacias hidrográficas se deram pela compilação de informações existe em publicações, entre elas: artigos, teses, dissertação e resumos de congresso. As referências foram obtidas por meio de pesquisa nas bases de dados Periódicos CAPES, Banco de Teses e Dissertações, *Scielo*, Google Acadêmico e Biblioteca da Universidade Federal de Santa Catarina, utilizando-se das palavras chaves e combinações entre elas: “qualidade da água”, “eutrofização”, “estuário”, “bacia hidrográfica e Ratones, Itacorubi e

Tavares⁷. Além disso, foram utilizados dados disponibilizados pelo laboratório de monitoramento das águas da Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN) e Laboratório de Biogeoquímica Marinha da Universidade Federal de Santa Catarina. O período amostral foi de 2006 a 2016/2017.

Foram utilizados, somente, os trabalhos que apresentava dados brutos, ou seja, sem médias ou simplificações estatísticas. Os dados que apresentavam mais de uma informação no dia ou mais de um ponto na área de estudo foram utilizadas as medianas, que minimiza os impactos de valores extremos dos dados (JIANG *et al.*, 2014). Já os dados com valores fora do esperado foram extraídos. Os dados de temperatura (T), salinidade (SAL), oxigênio dissolvido (OD), fosforo total (PT), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), sendo o NID o somatório de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ , além dessas variáveis utilizou-se a clorofila (Chl-a). Esses dados foram aplicados aos índices e modelos, a saber: Índice de Estado Trófico (IET), *Throphic Index* (TRIX), *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ) e *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS) estão representados por autores e número de amostras (n), na tabela 3.

As variáveis de nutrientes que não apresentavam dados foram realizadas o preenchimento por relação entre as concentrações, baseada na pesquisa de Parizotto (2009), descritos abaixo:

- BH Ratoles: PT/PID (31), NT/NID (25) e NT/ NO_{3+2} (51).
- BH Itacorubi :PT/PID (45) e NT/NID (25)
- BH Tavares PT/PID (31) e NT/NID (57).

A interpolação linear foi utilizada para os dados faltosos, conforme Gnauck (2004), técnica que é a mais apropriada para série de dados de qualidade da água. A interpolação foi realizada pelo pacote *Time series missing value imputation (imputeTS)* (MORITZ, 2018) com auxílio do *software R*. Nesta pesquisa foram, ainda, utilizados *box-plots* (diagramas de caixa) que avalia a variabilidade dos dados (WHITALL *et al.*, 2010).

Tabela 3 - Fontes dos dados secundários de qualidade da água utilizados nesse estudo por bacias hidrográfica e o número de amostras por variáveis (n)

	REFERÊNCIA	PONTO	ANO	T°C	SAL	OD	T	PID	NT	NID	Chl-a
BACIA HIDROGRÁFICA DO RATONES	Laboratório de Biogeoquímica marinha UFSC	Papaquara	2006	n=34	n=34	n=34	*	n=35	*	n=4	n=34
	Parizotto (2009)	R1 (baía), R2 e R3 (estuário) e R4 (rio) – água superficial	2007-2008	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15
	Laboratório de monitoramento das águas da ESEC Carijós	P7 e P6 (estuário) e P5 (rio)	2008	n=32	n=31	n=29	n=28	*	*	n=15*	*
	Fuzintto (2009)	R4 (estuário) e R3 (rio)	2008	n=12	n=6	n=12	n=6	*	n=12	*	*
	Silva (2015)	P9 e P8 (estuário) e P7 (rio)	2013-2014	n=21	n=21	n=21	n=21	n=21	*	n=21	n=21
	Rodrigues (2016a)	P10 e P9 (estuário) e (rio)	2014-2015	n=21	n=21	n=21	n=21	n=21	*	n=21*	*
	Freitas em prep...	Papaquara	2017	n=60	n=60	n=60	*	nn=60		n=60	n=60
BACIA HIDROGRÁFICA DO ITACORUBI	Parizotto (2009)	I1 (baía), I2 e I3 (estuário) e I4 (rio)	2007-2008	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16
	Fuzintto (2009)	C3 (estuário) e C2 (rio) - Rio Corrego Grande	2008	n=12	*	n=12	n=9	*	n=12	*	*
	Laboratório de monitoramento das águas da CASAN	ITA 1, 2 e 4 (estuário) ITA 5 (rio)	2017	n=15	*	n=15	n=15	*	n=9	*	*
BACIA HIDROGRÁFICA DO TAVARES	Parizotto (2009)	T1 (baía), T2 e T3 (estuário) e T4 (rio)	2007-2008	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13
	Fuzinatto (2009)	T3 (estuário) e T2 (rio)	2008	n=12	n=12	n=12	n=12	*	n=12	*	*
	Laboratório de monitoramento das águas da CASAN	P1 (estuário) e P2 (rio)	2014-2017	n=37	n=37	n=37	n=32	*	n=30	*	*

Legenda: temperatura (T), salinidade (SAL), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e clorofila (Chl-a).

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

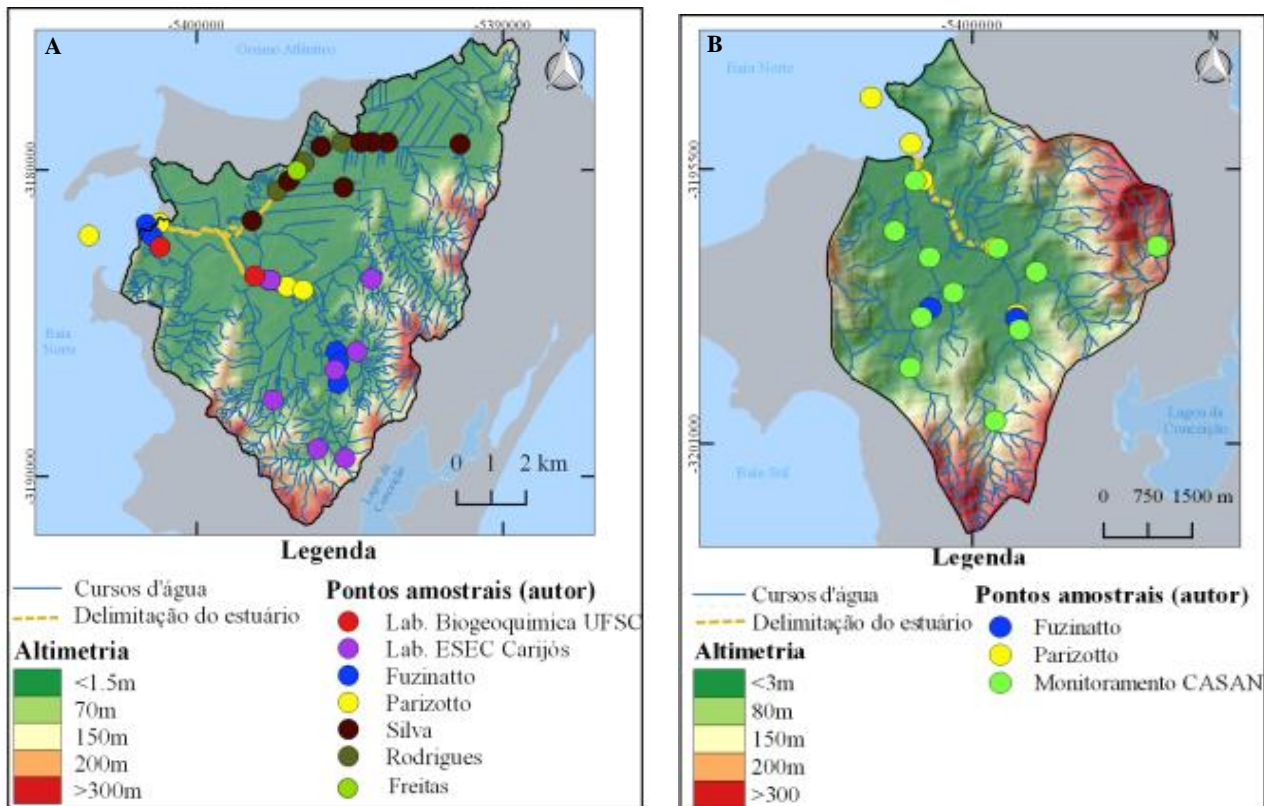
Por ter sido utilizados pesquisas de vários autores e de bancos de dados de monitoramento ambiental da ESEC Carijós e da CASAN, as metodologias foram descritas no quadro 2 e a distribuição dos pontos amostrais estão representadas nas figuras 14.

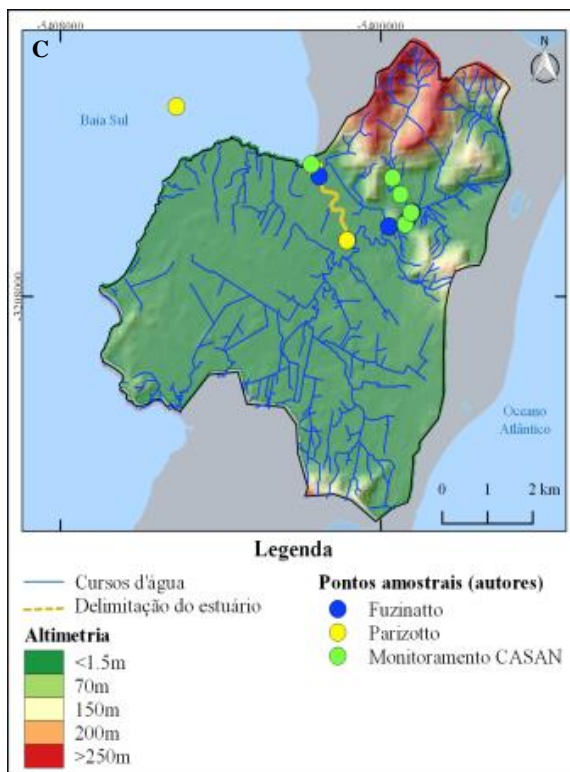
Quadro 2 - Metodologias utilizadas nas pesquisas de dados físico-químicos, nutrientes e biológicos por autor nas áreas de estudo.

MÉTODO			
AUTOR	FÍSICO-QUÍMICO	NUTRIENTE	BIOLÓGICO
Laboratório de monitoramento das águas da ESEC Carijós		Espectrofotométricas (GRASSHOFF <i>et al.</i> , 1983)	Espectrofotometria (GRASSHOFF <i>et al.</i> , 1983)
Parizotto (2009)	Sonda multiparâmetro (modelo YSI - 556MPS)	Análises espectrofotométricas (GRASSHOFF <i>et al.</i> , 1983; NIENCHESKI <i>et. al.</i> 2006).	Extração em acetona 90% (PARANHOS, 1996)
Fuzintto (2009)	Aparelhos portáteis: salinômetro, condutivímetro e oxímetro	Espectrofotometria <i>Standard Methods</i> (APHA, 1998).	
Silva (2015)	A temperatura e salinidade (modelo YSI EC 300) e oxigênio dissolvido (WINKLER, STRICKLAND; PARSONS, 1972)	Espectrofotometria (GRASSHOFF <i>et al.</i> ,1983)	Fluorimetria: Fluorômetro Turner Designer-Trilogy (STRICKLAND; PARSONS, 1972).
Rodrigues (2016a)	Aparelhos portáteis: salinômetro, condutivímetro e oxímetro	Espectrofotometria (GRASSHOFF <i>et al.</i> ,1983)	
Freitas em prep.	A temperatura e salinidade (termosalinômetro modelo YSI EC 300) e oxigênio dissolvido - método do Winkler (STRICKLAND; PARSONS, 1972)	Espectrofotometria (GRASSHOFF <i>et al.</i> ,1983)	Espectrofotometria (GRASSHOFF <i>et al.</i> 1983).
Laboratório de monitoramento das águas da CASAN	Temperatura (SMEWW 2550 B); pH (SMEWW 4500-H+ B), OD - método de luminescência (SMEWW 4500-O H)	Nitrogênio - método de Koroleff e fósforo - método do ácido ascórbico (adaptado de SMEWW 4500-P E)	

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Figura 14 - Distribuição dos pontos amostrais nas bacias hidrográficas: Ratores (A), Itacorubi (B) e Tavares (C)





Fonte: Elaborada pela autora (2018).

3.4.2 Índice de Estado Trófico (IET)

O IET foi proposto, inicialmente, por Carlson (1977) calculado a partir da profundidade do disco de *Secchi*, que mede a transparência da água, clorofila-*a* (biomassa) e fósforo total (PT). No Brasil, o IET foi adaptado para ambientes lóticos por Lamparelli (2004) utilizado neste estudo. Esse índice de estado trófico foi mais utilizado no país pelas pesquisas referente à eutrofização, representado por cinco referências, destacadas no quadro 3.

Quadro 3 - Principais fórmulas do índice do estado trófico (IET) por autor.

REFERÊNCIA	RIOS	RESERVATÓRIOS
Carlson (1977)		$IET(S) = 10 \times (6 - (\ln SD / \ln 2))$ $IET(Chl) = 10 \times (6 - (2,04 - 0,68 \ln Chl / \ln 2))$ $IET(PT) = 10 \times ((6 - \ln 48 / PT) / \ln 2)$
Toledo <i>et al.</i> (1983)		$IET(S) = 10 \times (6 - ((0,64 + \ln S) / \ln 2))$ $IET(PT) = 10 \times (6 - (\ln (80,32 / PT) / \ln 2))$ $IET(PO_4) = 10 \times (6 - (\ln (21,67 / PO_4) / \ln 2))$ $IET(Chl) = 10 \times (6 - ((2,04 - 0,695 \ln Chl) / \ln 2))$ $IET(\text{médio}) = IET(S) + 2(IET(P) + IET(PO_4) + IET(CL)) / 7$
Lamparelli (2004)	$IET(Chl) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6(\ln Chl) / \ln 2)) - 20$ $IET(PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 (\ln PT) / \ln 2)) - 20$	$IET(Chl) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 (\ln Chl) / \ln 2))$ $IET(PT) = 10 \times (6 - ((1,77 - 0,42 (\ln PT) / \ln 2))$
Agência Nacional das Águas (ANA, 2010)	$IET(PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 (\ln PT) / \ln 2))$	$IET = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 (\ln PT) / \ln 2))$
Companhia Ambiental Do Estado de São Paulo (CETESB)	$IET(Chl) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln CL)) / \ln 2)) - 20$ $IET(PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$ $IET = (IET(PT) + IET(CL)) / 2$	$IET(Chl) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2))$ $IET(PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT) / \ln 2))$ $IET = (IET(PT) + IET(CL)) / 2$

Legenda: transparência da água (S), fósforo total (PT), fosfato inorgânico (PO₄ ou PID), clorofila (Chl).

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

3.4.3 Trophic Index (TRIX)

O índice trófico (TRIX) foi desenvolvido por Volleinweider *et al.* (1998) para caracterizar as condições tróficas das águas marinhas. Esse índice é composto por uma combinação linear dos logaritmos de quatro variáveis: clorofila-*a* (Chl-*a*), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT) e utilização aparente do oxigênio (aD% O). A equação do índice está descrita abaixo na equação 2:

$$\text{TRIX} = (\text{Log}_{10} [\text{Chl}a * aD\%O * \text{NID} * \text{PT}] - [-k])/m \quad \text{Eq. 2}$$

Nessa equação, *Chl-a* é a concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$); *aD%O* é o uso aparente do oxigênio ou o desvio da concentração de oxigênio dissolvido medido na amostra em relação ao valor de saturação; *NID* é a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$); *PID* é a concentração de fósforo inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$); o coeficiente *k* é a soma dos limites mínimos das variáveis; e o *m* é o *range log* das variáveis. Neste estudo os valores de *k* para os estuários foram: Ratoles (*k*: -2,3 e *m*: 1,3), Itacorubi (*k*: 2,8 e *m*: 0,52) e Tavares (*k*: 2,1 e *m*: 0,58). A classificação do TRIX está descrita no quadro abaixo:

Quadro 4 - Classificação do estado trófico pelo TRIX para águas estuarinas.

TRIX	CONDIÇÃO	ESTADO TRÓFICO
<2	Muito pobremente produtivo e estado trófico muito baixo.	Excelente (Ultraoligotrófico)
2-4	Pobremente produtivo e estado trófico baixo	Alto (Oligotrófico)
4-5	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano	Bom (Mesotrófico)
5-6	Moderado a altamente produtivo e alto estado trófico	Moderado (Mesotrófico a Eutrófico)
6-8	Altamente produtivo	Pobre (Eutrófico)
8-10	Altamente produtivo e maior estado trófico	Hipereutrófico

Fonte: Cotovicz Junior *et al.* (2012) e Hoang, Van e Nguyen (2017)

3.4.4 Coeficiente de Eficiência do TRIX

O Coeficiente de Eficiência (CE) do TRIX indica a taxa de utilização de nutrientes pelo fitoplâncton no ambiente costeiro. O CE foi aplicado nas variáveis utilizadas no TRIX, conforme Vollenweider *et al.* (1998) e Jayachandran e Nandan (2012). Esse coeficiente é definido pela equação 3 abaixo:

$$\text{CE} = \log_{10} [(\text{Chl-a} * aD\%O) / (\text{NID} * \text{PID})] \quad \text{Eq. 3}$$

Sendo o \log_{10} da relação entre os dois principais componentes agregados do TRIX. *Chl-a* é a concentração de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$); *aD%O* é o uso aparente do oxigênio ou desvio da concentração de oxigênio dissolvido medido na amostra em relação ao valor de saturação; *NID* é a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$); *PID* é a concentração de fósforo inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Os valores baixos -2 indicam baixa utilização de nutrientes e acima caracteriza alta utilização de nutrientes (GIOVANARDI; VOLLENWEIDER, 2004).

3.4.5 Análise estatística descritiva dos dados

A análise descritiva dos dados foi realizada com auxílio do software R pelos pacotes *ggplot2* (WICKHAM, 2018) e *ggpurb* (KASSAMBARA, 2018). A estatística descritiva tem função de representar os dados por tabelas, gráficos e medidas descritivas de posição, dispersão e distribuição (FERREIRA, 2009).

3.6 Objetivo: Modelar a susceptibilidade das bacias hidrográficas costeiras frente as mudanças do uso do solo e do planejamento urbano.

3.6.1 *Assessment of Estuarine Trophic Status (ASSETS) e Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ)*

O ASSETS é um modelo multiparamétrico que avalia a eutrofização no ambiente costeiro, com componentes quantitativos e semiquantitativos, para produzir indicadores de pressão, estado e resposta (PER). Esse modelo foi desenvolvido pela NEEA (*US National Estuarine Eutrophication Assessment*) (COTOVCZ JUNIOR *et al.*, 2012) e, além dos nutrientes, avalia cinco indicadores: sintomas primários (*Chl-a* e macroalgas) e sintomas secundários (anóxia, vegetação aquática submersa e *bloom* de algas tóxicas). Os valores são ponderados a partir de avaliações de zonas de salinidade (DEVLIN; BRICKER; PAINTING, 2011). Para esta análise, foi utilizado o *software* ASSETS, disponível em <http://www.eutro.org/> e representado na Figura 15.

Figura 15 - Software do modelo Assessment of Estuarine Trophic Status (ASSETS).

ASSETS - Assessment of Estuarine Trophic Status

Welcome to the ASSETS site, built in cooperation between the U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) and Longline Environment Ltd. ASSETS stands for Assessment of Estuarine Trophic Status, and builds on the U.S. National Estuarine Eutrophication Assessment (NEEA) developed by NOAA.

All users have access to information about the approach used in ASSETS, and to the results obtained for the various estuaries. Additionally, you can use this application to make your own assessment, and load or save your results.

System information [Change to U.S. units](#)

System details

Name and location

System name:

Latitude: 28 ° 27.5 South

Longitude: 49 ° 34.2 West

Nearest port: Imbituba (Lat: 28.22 Long: 48.65)

Type

Estuary or fjord

Coastal lagoon

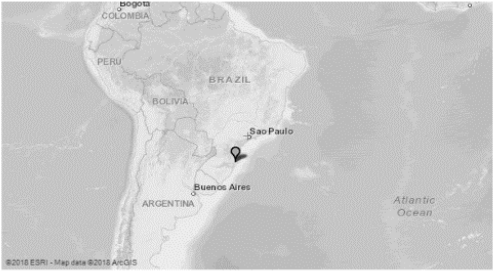
Coastal bay

Salinity zones

Tidal freshwater (<0.5 psu) 10.0 km2

Mixing (0.5-25 psu) 10.0 km2

Seawater (>25 psu) 0.0 km2



ASSETS

Previous Next Load model Save model Ext

ASSETS - Assessment of Estuarine Trophic Status

Primary symptoms

Variable	Value	Spatial coverage	Frequency
Chlorophyll	5.0 <input type="text"/>	Please select	Please select
Macroalgae	Please select	Please select	Please select

Secondary symptoms

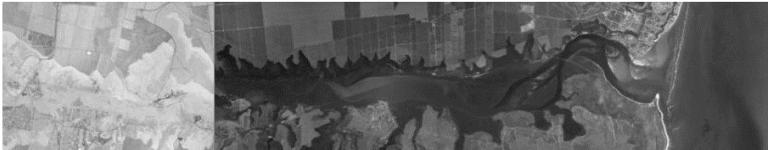
Variable	Value	Spatial coverage	Frequency
Dissolved Oxygen	10.0 <input type="text"/>	Please select	Please select
Nuisance and Toxic Blooms	Please select	Please select	Please select
Submerged Aquatic Vegetation	Please select	Please select	Please select

Problem status

Duration: Please select

Magnitude of change

Magnitude of change: Please select



Tidal Freshwater Zone Mixing Zone Seawater Zone Summary

ASSETS

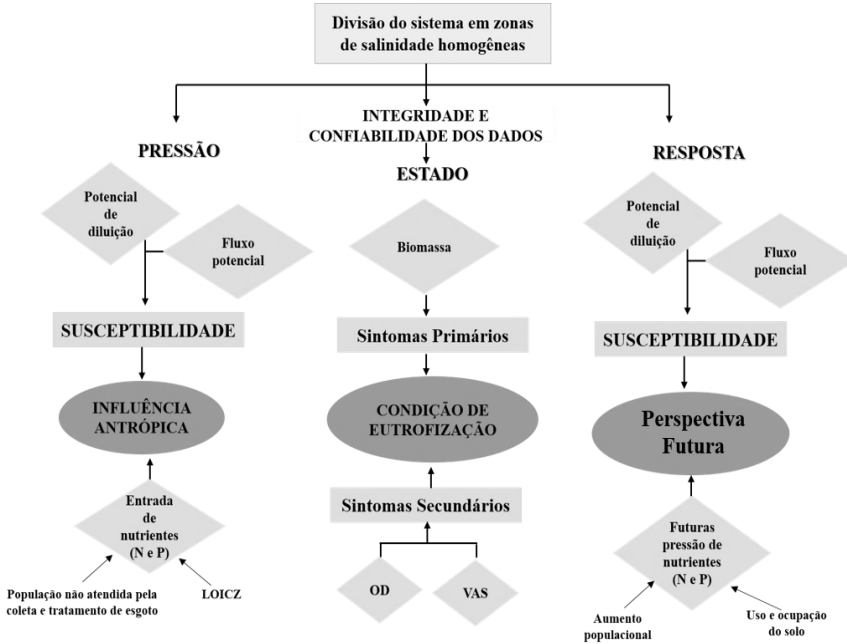
Previous Next Load model Save model Ext

Fonte: Eutro (2019)

A metodologia aplicada ao ASSETS está simplificada na figura 16. A divisão em zonas de salinidade, neste estudo, foi realizada da seguinte forma: rio (influência da bacia hidrográfica), estuário (área de estudo) e

baía (corpo receptor). Para isso, foram utilizados dados secundários de parâmetros físico-químicos, nutrientes e biológicos (Tabela 4).

Figura 16 - Fluxograma da metodologia do modelo ASSETS aplicado nesta pesquisa alterar perceptiva.



Fonte: Adaptada de Bricker *et al.* (2003).

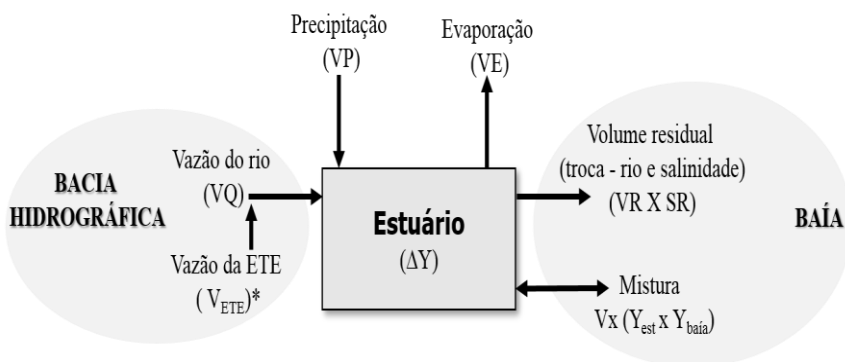
a) Influência Antrópica – Pressão

A pressão antrópica trata da influência humana pela entrada de nutrientes por fontes terrestres e oceânicas. Nos processos conservativos, ou seja, de mistura, é considerado o balanço de sal. Para os processos não conservativos, são consideradas, apenas, as concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) de fonte antropogênica (bacia hidrográfica) e natural (oceânica), para a avaliação da pressão (FERREIRA *et al.*, 2000; BRICKER *et al.*, 2003). A entrada de NID no estuário pela bacia hidrográfica e/ou pela Baía Norte e Sul, a susceptibilidade do sistema e capacidade de diluir ou liberar os nutrientes são considerados no modelo

ASSETS. A avaliação da pressão é classificada em: baixa, moderada-baixa, moderada, moderada-alta e alta (Figura 18).

Para o balanço de sal e de nutrientes foi utilizado o modelo *Land Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ), elaborado por Gordon *et al.* (1996). Esse modelo foi usado no ASSETS para estimar a vazão que utiliza a mesma lógica do LOICZ para os cálculos de suscetibilidade (BRICKER *et al.*, 2003). No modelo LOICZ, foi adotada a área do estuário como caixa de análise (Figura 17), conforme Webster, Phillip e Tillman (2005). Os estuários do Ratonés, Itacorubi e Tavares foram classificados como dominados por marés, em virtude de apresentar a morfologia alongada, em forma de funil, com estreitamento em direção ao sistema fluvial (ROSSETI, 2008). A quantificação das entradas de material, tempo de residência da água, fluxo de exportação para a jusante e o potencial para produção primária interna ou o consumo de N e P são importantes para compreender o metabolismo do sistema estuarino, tendo sido estimados pelo modelo LOICZ (GORDON *et al.*, 1996).

Figura 17 - Modelo LOICZ aplicado às bacias hidrográficas, sendo V_Q (vazão do rio); V_{ETE} (vazão da estação de tratamento de esgoto – considerada na bacia hidrográfica do Ratonés); VP (volume de precipitação); V_E (volume de evaporação); $V_R \times S_R$ (fluxo de salino residual no sistema); V_X (volume de mistura); ΔY (balanço de material não conservativo: NID ou PID).



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Vazão Fluvial

Nos sistemas analisados, a descarga fluvial foi dada pelo volume de água que entra no sistema, ou seja, a montante da área de estudo (estuário). Esse volume deve ser igual ao volume de água armazenado no sistema menos o volume de água que sai do sistema, conforme Fonseca (2004). Para a equação, foram utilizados dados de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e precipitação acumulada de 30 dias, disponível no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP/INMET, 2017) (<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>):

$$VQ = \Delta f/P \cdot P \cdot T \cdot A \times 10^3/30 \quad \text{Eq.5}$$

Nessa equação, a descarga fluvial V_Q ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) é o produto da razão do escoamento superficial $\Delta f/P$, da precipitação média mensal P , $\text{mm} \cdot \text{mes}^{-1}$. Já o T é a temperatura; e A , a área da bacia de drenagem, km^2 . Por fim, $10^3/30$ é o fator de conversão das unidades utilizadas para $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$.

Quanto à razão do escoamento superficial $\Delta f/P$, é calculada pela equação:

$$\Delta f/P = \exp(-E_v/P)$$

Nessa fórmula, E_v e P indicam as taxas médias mensais de evaporação e precipitação, respectivamente. Vale lembrar que os dados de evaporação de piche (E_v) e precipitação (P) estão em mm.

Balanco de água

A água nos sistemas é conservativa, ou seja, o volume de água que entra de um sistema é a diferença do volume de água que entra e o que sai. O balanço é a entrada da água proveniente do rio (V_Q) e da precipitação (V_P) em mm. Enquanto, a perda acontece pela evaporação (V_E) em mm. Para o estuário do Ratoles, foi utilizado V_{ETE} (vazão da ETE Canasvieiras). Para o V_P e V_E , foram considerados dados dos cinco dias que antecederam as coletas, pelo banco de dados do BDMEP/INMET nos dias das coletas. O balanço de água no sistema por um tempo ($dVI \cdot dt^{-1}$) pode ser representado

pela seguinte equação, conforme (GORDON *et al.*, 1996; FONSECA, 2004):

$$dVI. dt-1 = VQ + VO^4+ VP- VE \quad \text{Eq. 7}$$

O fluxo residual (V_R) é a diferença da água que entra e sai no sistema. O V_R é o volume necessário para manter o volume em balanço ($dVI/dt = 0$): quando a entrada de água for maior que a saída V_R , é negativo; quando a entrada for menor que a saída V_R , é positivo.

$$VR = dVI. dt^1 - VQ \quad \text{Eq. 8}$$

Balanco de sal

O sal é material conservativo no sistema, sendo o fluxo de sal dado pela salinidade, pela troca de água entre o sistema de interesse, o estuário (S_{est}) e a baía ($S_{baía}$). Os dados de cada dia de coleta foram aplicados ao modelo LOICZ: considerando-se a salinidade média obtida no estuário para a Baía Norte, a salinidade adotada foi de 32 psu (Laboratório de Biogeoquímica Marinha da UFSC). Os valores de salinidade e de nutrientes das baías foram medidos por Parizzotto (2009) e Simonassi *et al.* (2010), conforme equação a seguir:

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = V_Q S_Q + V_{in} S_2 - V_{out} S_1 \quad \text{Eq. 9}$$

Nessa fórmula, S é a salinidade do sistema analisado, sendo $S_{baía}$ a salinidade da baía; e S_{est} , dos estuários.

$$\frac{dV_1 S_1}{dt} = V_{in} S_2 - V_{out} S_1 \quad \text{Eq. 10}$$

$$V_{in} = \frac{1}{(S_2 - S_1)} = \left[V_Q S_1 - V_1 \frac{dS_1}{dt} \right] \quad \text{Eq. 11}$$

$$V_{out} = \frac{1}{(S_2 - S_1)} = \left[V_Q S_1 - V_1 \frac{dS_1}{dt} \right] - \frac{dV_1}{dt} + V_Q \quad \text{Eq. 12}$$

⁴ O V_Q foi utilizado somente no estuário do Rio Ratonos que é o que recebe vazão de efluentes tratados da ETE Canasvieiras.

Para simplificar a equação, o V_X , ou seja, a salinidade residual do sistema (S_R), é a média entre a salinidade do sistema em estudo (S_{est}) e a baía ($S_{baía}$), sendo dada pela equação a seguir:

$$V_X = \frac{1}{(S_2 - S_1)} x(V_R - S_R) \quad \text{Eq. 13}$$

O tempo de troca total da água do sistema é dado pela razão entre o volume do sistema estudado (V_{est}) e a soma do volume do fluxo residual (V_R), mais o fluxo de troca (V_x) desse sistema. O resultado é o tempo de residência em dias, nessa fase, considerando-se o efeito da salinidade no sistema, descrito na seguinte equação:

$$\tau = V_1 / (V_R + V_x) \quad \text{Eq. 14}$$

Balço de material não-conservativo

Os materiais não conservativos (NID e PID) apresentam os mecanismos de entrada e saída do sistema pelos mesmos fatores atuantes no balanço de água e de sal, sofrendo influência dos processos biogeoquímicos, tais como: produção primária e desnitrificação. Para qualquer material não conservativo (Y), a equação de seu balanço de massa é modificada para incluir a soma dos processos de adição e retirada (ΔY) do sistema:

$$V \cdot dY \cdot dt - 1 + Y \cdot dv \cdot dt - 1 = \Sigma V_{est} Y_{est} - \Sigma V_{baía} Y_{baía} + \Delta Y \quad \text{Eq. 15}$$

Considerando que o material não conservativo (Y) e o volume do sistema (V) se encontram em equilíbrio na escala de tempo na qual o modelo está sendo aplicado e isolando o termo ΔY , tem-se:

$$\Delta Y = -\Sigma V_{est} Y_{est} + \Sigma V_{baía} Y_{baía} \quad \text{Eq. 16}$$

O fluxo de ΔY apresenta a unidade de massa por tempo, em mol. d^{-1} . Com isso, o procedimento para determinar o balanço de um material Y é baseado no balanço de sal.

No modelo ASSETS, além do NID, foi utilizada, ainda, a concentração de NT (ton./ano) para representar o aporte produzido pela população estimada (SMITH, TAYMAN; SWANSON, 2001) que não foi

atendida pela cobertura da coleta e do tratamento de esgotos nas bacias hidrográficas.

Nitrogênio da Estação de Tratamento de Esgoto

Neste estudo, foi estimada a concentração de NID (produzido pela ETE Canasvieiras - V_{ETE}) na bacia do Ratores, segundo a eficiência do sistema de tratamento secundário que chega ao Papaquara, afluente do Ratores, conforme von Sperling (1996) e von Sperling *et al.* (2009):

$$Q = (V_{ETE} * 86400) / 1000 \quad \text{Eq. 17}$$

Nessa equação, Q (vazão em m^3 . dia) é V_{ETE} ($L.s^{-1}$), ou seja, é a vazão da ETE em $L.s^{-1}$, que foi multiplicado por 86.400 (segundo por dia, $s.d^{-1}$), em seguida dividida por 1000 (L).

$$\text{Carga de NID} = (C * Q) / 1000 \quad \text{Eq. 18}$$

Nesse caso, a Carga de NID é a concentração (C), em mg . L, multiplicada pela Q (vazão) e dividida por 1000 (kg). Nesse cálculo, foi descontada a eficiência da ETE para a remoção de N em 40%.

Fator de Diluição

Com a finalidade de encontrar a relação da água salgada no sistema estuarino, foi aplicado, aos dados dos estuários, o fator de diluição, que define o conteúdo de água doce no sistema em relação ao mar (YENTSCH, 1975 *apud* GIOVANARDI; VOLLENWEIDER, 2004). É calculado da seguinte forma:



$$F = \frac{S-s}{s} \quad \text{Eq. 19}$$



Neste estudo, o S representa a salinidade da baía, e s é a salinidade encontrada nos estuários analisados.

b) Condição Eutrófica – Estado

A condição eutrófica foi avaliada por dois grupos de variáveis que refletem os sintomas primários e os secundários. Os sintomas primários incluem: concentração, frequência e cobertura espacial da clorofila-*a*; macroalga (indica impacto negativo) e frequência (Figura 18b). Os sintomas secundários incluem as seguintes variáveis: a) concentração de oxigênio dissolvido (mg. L^{-1}) e frequência; b) floração de algas tóxicas, duração e frequência; e c) vegetação aquática submersa (VAS) pela magnitude (Tabela 8). Vale lembrar que a classificação da condição eutrófica se enquadra nas mesmas categorias da pressão antrópica. A pontuação é a média dos sintomas primários (clorofila-*a* e macroalgas) e a maior pontuação dos sintomas secundários (oxigênio dissolvido, algas tóxicas e vegetação aquática submersa).

Quadro 5 - Descrições das classificações utilizadas no modelo ASSETS para a condição eutrófica das águas.

SINTOMA	PARÂMETRO	EXPRESSIONÃO		
		BAIXA	MODERADA	ALTA
<p>Concentração alta ($\mu\text{g L}^{-1}$) em um ciclo anual, determinada como o valor do percentil 90%.</p> 	<p>Concentração</p> <p>Alta: $> 20 \mu\text{gL}^{-1}$ Média: $5 - 20 \mu\text{gL}^{-1}$ Baixa: $0 - 5 \mu\text{gL}^{-1}$</p> <p>Cobertura</p> <p>Alta: $> 50\%$ Moderada: $25 - 50\%$ Baixa: $10 - 25\%$ Muito baixa: $0 - 10\%$</p> <p>Frequência</p> <p>Episódica Periódica Persistente</p>	<p>Concentração</p> <p>Baixa Média Alta</p> <p>Cobertura</p> <p>Nenhuma Moder.- Mod.Baixa Baixa-Moderada Baixa</p> <p>Frequência</p> <p>Nenhuma Episódica</p>	<p>Concentração</p> <p>Média Alta</p> <p>Cobertura</p> <p>Alta Moderada Baixa – Mod. Baixa Moderada</p> <p>Frequência</p> <p>Nenhuma Periódica Episódica</p>	<p>Concentração</p> <p>Média Alta</p> <p>Cobertura</p> <p>Alta Moderada Alta</p> <p>Frequência</p> <p>Periódica Episódica</p>
<p>Macroalga</p> <p>Causa impacto negativo em qualquer recurso natural.</p> 	<p>Frequência</p> <p>Episódica (ocasional) Periódica (sazonal, anual, previsível) Persistente (sempre/contínuo)</p>	<p>Nenhum problema de floração de macroalgas foi observado.</p>	<p>Problemas de proliferação de macroalgas episódicas foram observados</p>	<p>Problemas periódicos ou persistentes de floração de macroalgas foram observados</p>
<p>Oxigênio Dissolvido</p>	<p>Cobertura</p> <p>Alta: $> 50\%$</p>	<p>Estado</p> <p>Anóxia</p>	<p>Estado</p> <p>Anóxia</p>	<p>Estado</p> <p>Anóxia</p>

<p>Baixa concentração típica (determinada como o valor do percentil 10%) no ciclo anual.</p> 	<p>Moderada: 25 – 50% Baixa: 10 – 25% Muito baixa 0 – 10%</p> <p>Concentração</p> <p>Anóxia: 0 mg. L⁻¹ Hipóxia: 0 – 2 mg. L⁻¹ Estresse biológico: 2 – 5 mg L⁻¹</p> <p>Frequência</p> <p>Episódica Periódica Persistente</p>	<p>Hipóxia Estresse</p> <p>Cobertura</p> <p>Moderada Baixa Muito baixa Baixo – Moderada Baixa Moderada Nenhum</p> <p>Frequência</p> <p>Episódica Periódico</p>	<p>Hipóxia Estresse</p> <p>Cobertura</p> <p>Alta Baixa Moderado Alta</p> <p>Frequência</p> <p>Episódica Periódico</p>	<p>Hipóxia</p> <p>Cobertura</p> <p>Moderada Alta Alta</p> <p>Frequência</p> <p>Periódico</p>
<p>Vegetação Aquática submersa</p> <p>Mudança na área espacial do SAV observada.</p> 	<p>Magnitude</p> <p>Alta: > 50% Moderada: 25 – 50% Baixa: 10 – 25% Muito baixa: 0 – 10%</p>	<p>A magnitude da perda de SAV é baixa a muito baixa.</p>	<p>A magnitude da perda de SAV é moderada.</p>	<p>A magnitude da perda de SAV é alta.</p>
<p>Bloom de algas tóxicas</p> <p>Causa impacto prejudicial sobre quaisquer recursos naturais.</p>	<p>Duração</p> <p>Persistente, sazonal, meses, semanas e dias.</p> <p>Frequência</p> <p>Episódico, periódico ou persistente</p>	<p><i>Blooms</i> são: a) curtos em duração (dias) e periódicos em frequência; ou b) moderado em duração (dias a semanas) e episódico.</p>	<p><i>Blooms</i> são: a) moderados em duração (dias a semanas) e periódicos em frequência; ou b) longa duração (semanas a meses) e episódico.</p>	<p><i>Blooms</i> são longos em duração (semanas, meses, sazonal) e periódicos em frequência.</p>

Fonte: Adaptada de Bricker *et al.* (2007).

c) Perspectivas Futuras – Resposta

A Perspectiva Futura das pressões é dada pelos fatores como: crescimento populacional, abrangência de áreas agrícola e percentual de tratamento de esgoto. A classificação da pressão futura se enquadra em cinco categorias (alta melhora, baixa melhora, inalterada, baixa piora, alta piora) e é determinada por uma matriz que combina a suscetibilidade do sistema com a eutrofização e a pressão esperada no futuro.

A pressão futura é baseada no aumento populacional, nas ações de gestão e mudanças esperadas nos usos das bacias hidrográficas – e, como tal, é heurísticamente determinada, ou seja, é uma hipótese. Neste estudo, utilizamos a área de crescimento da área construída e/ou da população urbana prevista pelo Plano Diretor Municipal de Florianópolis, em 20% (Figura 18c).

Os cenários futuros foram baseados em Bricker, Ferreira e Simas (2003): a) aumento na pressão de nutrientes, conforme os cenários da década compreendida entre 2006 e 2016; b) estabilidade nas pressões de nutrientes, continuidade em relação ao cenário anterior, mas com pressão futura reduzida em 50%; c) diminuição das pressões de nutrientes, pelo efetivo tratamento dos efluentes domésticos, com as pressões diminuindo. Os resultados estão descritos nos Apêndices H a J.

Estimativa Populacional

A estimativa populacional das áreas foi baseada nos métodos de *razão* ou *AiBi* (SMITH, TAYMAN; SWANSON, 2001), em que se estima o crescimento populacional de uma área menor (bacia hidrográfica) com base nos dados de população em uma área maior (distritos). Foi utilizado o método *constant-share*, pois, nesse método, a razão entre população da área menor (área urbanizada do distrito dentro da bacia hidrográfica) e maior (área urbanizada do distrito) permanece constante ao longo do tempo, conforme equação 20.

$$N_{P3} = \left(\frac{N_{P1}}{N_{G1}} \right) x N_{G3} \quad \text{Eq. 20}$$

Nessa equação, N_{P3} é a população da área menor (das bacias hidrográficas em análise); N_{P1} é a população do ano-base na área menor; N_{G1} é a população do ano-base na área maior (dos distritos em que as bacias estão inseridas ou do município dados do IBGE dos censos de

2000 e 2010); N_{G3} é a população futura da área maior, conforme estimativa de Guarda (2012).

A metodologia utilizada na tese parte da premissa de que “*a distribuição e o crescimento das populações nos distritos é homogênea em toda área urbanizada*”. O trabalho de Guarda (2012) utilizou o método denominado decrescimento do crescimento (von SPERLING, 2005)⁵, que é considerado como um método de extrapolação de tendências complexa, com base nos censos do IBGE de 2000 e 2010.

A estimativa populacional não considerou o limite exato da bacia, mas os distritos nos quais está inserida. Com isso, os dados podem estar superestimados, considerando os valores encontrados por Ferretti (2013) em que determinou a população das bacias hidrográficas com base no censo do IBGE (2010). Com os dados de estimativa populacional estimou-se a produção *per capita* máxima de nutrientes, conforme von Sperling *et al.* (2009).

Plano Diretor Municipal

Os *shapefiles* do zoneamento do Plano Diretor Municipal de Florianópolis (do período de 2014) e as informações referentes aos documentos foram cedidos pelo Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF). Com essas informações, foi possível identificar o zoneamento nas bacias hidrográficas em área de proteção permanente, área interesse social, entre outras.

⁵ SPERLING, von, M. – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

d) Avaliação Geral do Estado Trófico - ASSETS

A síntese da pressão-estado-resposta é integrada a uma classificação que engloba as seguintes condições: ruim, pobre, moderado, bom e ótimo estado trófico (Figura 18d).

Figura 18 - Resultado do modelo ASSETS.



Fonte: Adaptada de Garmendia *et al.* (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

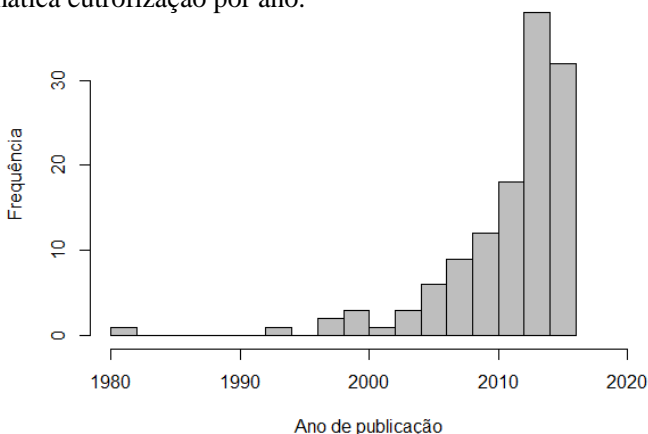
4 CENÁRIO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS BRASILEIRAS FRENTE A EUTROFIZAÇÃO

Neste capítulo foi avaliado o cenário das águas superficiais do Brasil no que tange ao estado trófico, destacamos os ambientes e as ferramentas de mensuração do estado trófico são mais utilizadas pelos pesquisadores.

4 CENÁRIO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS BRASILEIRAS FRENTE A EUTROFIZAÇÃO

Os primeiros trabalhos que abordaram o estado de trófico das águas no país se iniciaram na década de 80, mas a partir de 2000 os estudos foram constantes e crescentes ao longo dos anos, na figura 19. O ano de 2014 foi considerado com a maior quantidade de publicações sendo: 24 entre artigo, teses, dissertações e anais de eventos. Os anos de 2013 e 2015 apontaram 19 estudos em cada um desses anos. O percentual de estudo que trataram da eutrofização pelas áreas de investigação de 141 trabalhos.

Figura 19 - Número de publicações (artigos, dissertações e teses) sobre a temática eutrofização por ano.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O conhecimento do estado trófico das águas brasileiras é insignificante para malha hídrica que o país possui, devido à diversidade de ambientes aquáticos, tais como: lagoas, reservatórios, rios, estuários, baías e oceano. Os ambientes que apresentam a palavra-chave mais estudados por essas UFs foram os rios (n=60), seguido dos reservatórios (n=55), enquanto os estuários apresentaram 13 estudos. Para Dodds e Smith (2016) a investigação da eutrofização em rios e córregos, ficou para trás em relação às pesquisas em lagoas. O Brasil possuía 19.361 reservatórios artificiais mapeados em 2016 conforme a ANA. A partir 1950, ocorreu a evolução da preservação dessas massas d'água com destaque para reservatórios do setor elétrico em relação à capacidade

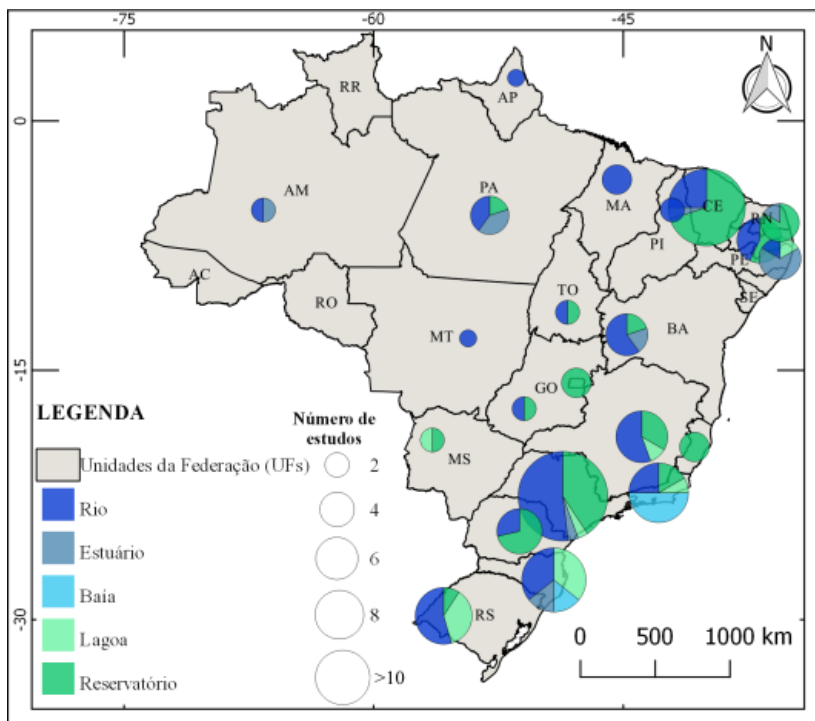
total de armazenamento (ANA, 2017). Os reservatórios brasileiros recebem descargas excessivas de nutrientes (N e P), além disso, estão expostos à radiação solar intensa e altas temperaturas durante a maior parte do ano o que propicia a eutrofização, se tornando um risco para a saúde humana e perdas econômicas (LONDE *et al.*, 2014).

As unidades da federação (UFs) que apresentaram mais estudos sobre a temática foram São Paulo (29 estudos) e Ceará (20 estudos), na figura 20. No Ceará a crise hídrica a escassez de água é um problema constante, devido às condições climáticas. Essa UF possui de 153 açudes, sendo que 105 estão com capacidade inferior a 30% (PHC, 2017), o que torna esse recurso escasso pela falta de precipitação. Na região Nordeste, semi-árido brasileiro, a população está mais suscetível à falta de água e a condição de pobreza os colocam sob maior vulnerabilidade frente a este recurso. Nessa região, os estudos foram destinados, principalmente, aos açudes como Acarape do Meio, Óros, Gavião, Santo Anastácio, dentre outros. Os reservatórios na região Nordeste são os mais estudados devido aos impactos econômicos gerados pela eutrofização, corroborado por Campos (2014) que a poluição dos corpos hídricos é um dos maiores desafios para os governantes no Nordeste.

Enquanto em São Paulo é recente a falta d'água. Nessa UF, o principal problema é a demanda populacional, somente, a cidade de São Paulo possui 12 milhões de habitantes, além da intensa degradação dos corpos hídricos pela urbanização e industrialização. Vale salientar que a Região Metropolitana de São Paulo, que possuía 8,8 milhões de pessoas em 2014 - 2015, enfrentou sérios problemas no abastecimento de água (SORIANO *et al.*, 2016), além de conflitos pelos usos desse recurso.

Em cinco estados, Acre, Rondônia, Roraima, Sergipe e Alagoas, não foram encontradas pesquisas referentes a eutrofização. Isto é preocupante, pois, a qualidade das águas afeta as esferas ambiental, socioeconômica e cultural. Conforme o Trata Brasil (2018) a universalização da água e esgotos no país custará em 20 anos, cerca de R\$ 303 bilhões. A perda da qualidade da água prejudica direta ou indiretamente a educação, a economia e o turismo. Moncheva *et al.* (2012) estimaram a perda da qualidade da água na indústria do turismo na baía de Varna, Búlgaria, indicaram uma perda de 1.230 milhões de euros em 10 anos, o que custaria 200 milhões de euros com investimento para a melhoria dos sistemas de estações de tratamento de esgoto. Aliado a isso está a falta de informação e de monitoramento das águas, fatores que dificultam a gestão e a aplicação de medidas mitigadoras para essa problemática.

Figura 20 - Distribuição dos números de estudos e ambientes aquáticos pela palavra-chave no território nacional.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Houve ainda estudos que englobaram mais de uma Unidade da Federação (UF), como na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, por Gunkel e Sobral (2012) que investigaram o reservatório de Itaparica, localizado no Rio São Francisco, em que encontraram a ocorrência de espécies indesejadas (cianobactérias e macrófitas aquáticas), além de alto potencial de emissões de gases de efeito estufa, devido ao processo de eutrofização. No Estado de Santa Catarina, onde estão localizadas as bacias hidrográficas do estudo de caso dessa pesquisa apresentou 14 pesquisas em diversos ambientes como: Baía de Santa Catarina (Baía Norte e Sul) (PARIZOTTO 2009; SIMONASSI *et al.*, 2010), bacias hidrográficas (FUZINATTO, 2009; SILVA *et al.* 2013; RODRIGUES, 2016a; SILVA *et al.*, 2016), lagoa (FONSECA, 2006; SILVA, 2016) e estuário (PEREIRA FILHO; RÔRIG, 2016).

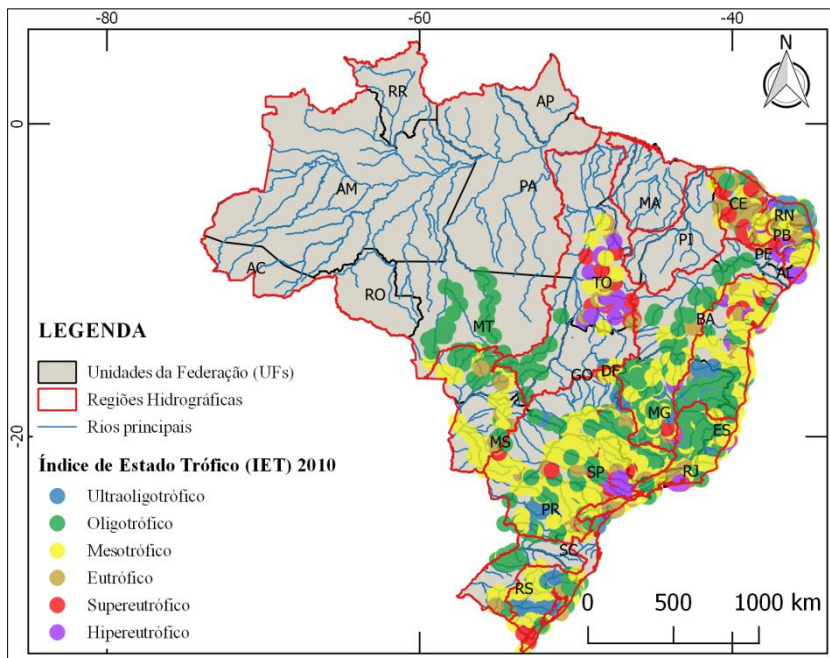
4.1 Avaliação da eutrofização no Brasil: índices de modelos

Entre esses trabalhos acadêmicos, 58% (82 estudos) aplicaram o IET, tornando esse índice mais utilizado no país, principalmente, o índice proposto por Toledo Jr. *et al.* (1983) e Lamparelli (2004). Seguido de 30% (42 estudos) que utilizaram as variáveis físico-químicas, biológicas e sedimentos em suas análises, sem aplicar nenhum índice para sintetizar o estado trófico. Entretanto, estão sendo adotados pelos pesquisadores no meio acadêmico os índices como o TRIX e ASSETS utilizados nos Estados Unidos, União Europeia, Ásia e Austrália (FERREIRA *et al.*, 2011), nesta pesquisa, 8% (11 estudos) aplicaram o TRIX e 4% (6 estudos) utilizaram o modelo ASSETS.

O estado trófico das águas no Brasil era classificado pelo IET até 2010, pela ANA com base na concentração de fósforo total (PT), já que não havia dados de clorofila-*a*. Em 2010, a Agência Nacional das Águas (ANA) analisou 2006 pontos no país, sendo que desses em 22% a água foi considerada eutrófica, 21% supereutrófica e 15% hipereutrófica (ANA, 2012). O IET pode não ter demonstrado o real cenário da eutrofização nas águas brasileiras em comparação com outros índices como: TRIX e ASSETS que são mais complexos por utilizar maior quantidade de variáveis.

Algumas UFs não possuem dados, na figura 21, pois, ainda não estavam incluídas no sistema de monitoramento da ANA. Os piores pontos de qualidade das águas, indicadas como manchas roxas (hipereutrófico) e vermelha (supereutrófico), estão concentrados nas regiões metropolitanas, como: Belo Horizonte, Brasília, Salvador, São Paulo, Vitória, e na Região Nordeste, sobretudo, no Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Nessa região, em especial, na bacia do São Francisco, a poluição, o aumento da salinização e a demanda gerada pela agricultura irrigada são os principais fatores para a perda da qualidade da água (BETTENCOURT *et al.*, 2016).

Figura 21 - Distribuição da classificação do Índice de Estado Trófico (IET) no território nacional.



Fonte: Metadados da Agência Nacional das Águas. Adaptado.

Em ambientes estuarinos brasileiros, como do estudo de caso aplicado nesta pesquisa, pelas dinâmicas naturais e pela intensa pressão antrópica, outros índices e modelos estão sendo utilizados pelos pesquisadores para classificar o estado trófico. A eutrofização por índices como TRIX e ASSETS foram utilizados por Cotovicz Júnior *et al.* (2012) no sistema estuarino-lagunar de Alagoas, nesta mesma UF o IET classificou como hipereutrófico, descrito na figura 21, assim como Tavares, Calado e Fonte (2014) que aplicaram o TRIX em um estuário no Rio Grande do Norte.

4.2 Vantagens e limitações dos índices que caracterizam o processo de eutrofização

Os principais índices e modelo para classificação do estado trófico nesta pesquisa foram: IET, TRIX e ASSETS. Esses apresentam vantagem e limitações quanto aplicação em ambientes aquáticos, que

variam no tempo e espaço. O IET apresenta simplificação da análise e por não utilizar variáveis que descrevem melhor a eutrofização, como oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio (N) e clorofila-*a*, como no quadro abaixo (Quadro 6). A baixa concentração de oxigênio dissolvido está relacionada aos sintomas secundários do processo de eutrofização (BRICKER *et al.*, 2008). Para ambientes aquáticos costeiros o N é a principal causa da eutrofização (SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006), sendo que a fração nitrogênio total (NT) é influenciada por bactérias, fitoplâncton e decomposição de matéria aquática (SREBOTNJAK *et al.* 2012). Enquanto o monitoramento dos níveis de clorofila-*a* é um indicador da resposta do sistema frente à entrada de nutrientes no meio aquático.

Quadro 6 - Comparação dos índices de estado trófico, utilizados no Brasil e em outros países.

ÍNDICE/ MODELO	INDICADORES	REGIÃO
IET	PT, Chl- <i>a</i>	Brasil
TRIX	PT, NID, Chl- <i>a</i> , OD	União Europeia
ASSETS	P, N, Chl- <i>a</i> , OD, fitoplâncton, <i>Secchi</i> , vegetação aquática submersa, organismos invertebrados e <i>bloom</i> de algas	Estados Unidos, União Europeia, Ásia e Austrália

Fonte: Ferreira *et al* (2011). Adaptado

O IET também tem sido modificado como, por exemplo o IETm dados por Toledo Jr. *et al.* (1983) é baseado na transparência, PT, PO₄ e clorofila-*a*. Enquanto o IET por Lamparelli (2004) utiliza, apenas, PT e clorofila-*a*. Maia, Carvalho e Carvalho (2015) demonstraram que o IETm possui menores níveis de classificação, com variação numérica maior, das concentrações menores em relação ao IET em um curso d'água em São Paulo. Enquanto a aplicação em rios da Bahia, Barreto *et al.* (2014) mostraram que o IET modificado (IETm) por Toledo Jr. *et al.* (1983) classificou os rios em classe de trófia superior ao proposto por Lamparelli (2004) pelo maior número de variáveis, que representou melhor o ambiente aquático pesquisado.

Lamparelli (2004) na sua pesquisa não utilizou a transparência da água, IET (S), pois, conforme a autora, os rios analisados estavam localizados em planícies e com altas concentrações de material em suspensão. Esse índice também sofreu modificações pela Agência Nacional das Águas (ANA), visto que utilizava apenas o PT como

variável para caracterizar a eutrofização dos ambientes lênticos e lóticos brasileiros.

O TRIX esteve presente em 8% dos estudos sobre eutrofização no país, sendo ainda pouco utilizado. Cotovicz Júnior *et al.* (2012), Silva *et al.* (2013) e Silva *et al.* (2016) aplicaram o TRIX constatando que é um índice fácil e de simples aplicação, além de tornar o monitoramento ambiental mais eficiente. Jayachandran e Nandan (2012) utilizaram esse índice em um estuário indiano, relataram que é uma ferramenta acessível para avaliar o estado trófico e pode ser facilmente compreendido pelos gestores ambientais e pela sociedade.

Vale salientar, que Primpas e Karydis (2011), ao tratar do TRIX, chamaram a atenção pelo fato de que as variáveis são intercorrelacionadas, o que pode levar à subestimação dos problemas de eutrofização sob certas condições. Os autores frisaram que o valor de índice único nunca deve ser o diagnóstico final da qualidade do ecossistema aquático, sobretudo se for aplicado para programas de remediação desses ecossistemas. Os resultados apontados pelo TRIX, assim como por outros indicadores agregados, precisam ser calibrados às condições da área de estudo (VASCETTA; KAUPPILA; FURMAN, 2008), neste estudo foi calibrado os coeficientes k e m do TRIX. Isto pelo fato que esses índices foram criados para ambientes europeus e americanos, diferentes dos ambientes brasileiros que sofrem intensa degradação com a falta ou a ineficiência do tratamento de esgoto.

O ASSETS é, ainda, pouco utilizado pelos pesquisadores brasileiros, supostamente pelo fato de que Cotovicz Junior *et al.* (2012) relataram que esse modelo é mais completo que o TRIX, pois, estabelecer o estado trófico, indica a susceptibilidade estuarina à eutrofização, os aportes externos de nitrogênio e a previsão de cenário futuro da eutrofização. Desta forma, esse modelo necessita de mais variáveis que os índices citados anteriormente. Essa abordagem sistêmica dada pelo ASSETS é utilizada há décadas na Europa e Estados Unidos, a exemplo da Directiva Quadro da Água (DQA) europeia, enquanto o IET e TRIX só classificam os ambientes aquáticos pelas variáveis físico-químicas, nutrientes e biológicas. Para Eschrique (2011) o ASSETS é importante ferramenta para a tomada de decisões e para o diagnóstico de problemas ambientais relacionados aos ambientes aquáticos.

Os pesquisadores Mizerkowski (2007), Eschrique (2011) e Cotovicz Junior *et al.* (2013) salientaram que o ASSETS por ser multiparamétrico é eficiente para o manejo da costa brasileira. Ainda sobre esse modelo Devlin, Bricker e Painting (2011) destacaram que por

incluir indicadores biológicos secundários (por exemplo, abundância de macroalgas, florescimento de algas tóxicas) fornece uma visão mais completa desse estresse hídrico. Desse modo, nesta pesquisa foi aplicado destes índices, TRIX e o ASSETS que são complementares em investigações associadas ao processo de eutrofização antropogênica nos estuários das bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares.

Outro fator que pode contribuir para a baixa aplicação de índices mais complexo é a deficiência no sistema de monitoramento da qualidade das águas nos rios brasileiros, que destacaremos no próximo capítulo. No Brasil, a classificação mais completa as águas quanto ao nível trófico são encontradas, somente, em pesquisas acadêmicas com a utilização do (ASSETS e TRIX), enquanto o IET é o aplicado pelos gestores, temos como exemplo: ANA e CETESB.

4.3 Técnicas complementares de análise de estado trófico

Os autores investigados, além dos índices apresentados aplicaram outras técnicas complementares para averiguação da qualidade das águas, como: Índice de Qualidade da Água (IQA), análise fuzzy, *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), imagens de satélite, LOICZ, BATHTUB, MOHID, O'Boyle, protocolos de avaliação rápida (PAR).

O IQA é aplicado pela Agência Nacional das Águas (ANA) anualmente os resultados são publicados no relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Esse índice foi agregado ao IET por Exterckoter (2006), Zanini *et al.* (2010), Alves *et al.* (2012), Buzelli e Cunha-Santino (2013), Bucci e Oliveira (2014), Rocha *et al.* (2014), Silva *et al.* (2014), Andrietti *et al.* (2015), entre outros. A ONG SOS Mata Atlântica realiza o monitoramento da qualidade das águas pelo IQA pela análise dos parâmetros por kit de análise, que são utilizados em campo por voluntários do projeto “Observando os Rios” (<https://www.sosma.org.br>). Esse projeto surgiu em 1991, em prol da recuperação do Rio Tietê, em São Paulo, mas se estendeu para 80 municípios distribuídos nos estados de SP, RJ, ES, BA, MG, PB, PE, AL, CE, SC, PR, RN e DF e essas informações estão disponibilizadas no site da ONG (<http://sosobservando.znc.com.br/>).

A teoria Fuzzy utilizada juntamente ao IET por Araújo (2011) que reuni conhecimento semi-qualitativos, aplicados quando o número de dados não é suficiente ou incertos (CHEN; MYNETT, 2003), sendo uma estimativa de frequências. Essa técnica é aplicada para o

desenvolvimento de índices ambientais e na classificação da qualidade das águas.

A metodologia do índice BMWP fornece uma “melhor avaliação” dos aspectos biológicos e sua sensibilidade ao estresse por poluição hídrica (PAISLEY; TRIGG; WALLEY, 2014). Cardoso *et al.* (2014) e Albertoni *et al.* (2017) aliou o IET e o BMWP que fornece informações rápidas e essenciais dos recursos hídricos, os dados gerados mensuraram os impactos das ações antrópicas na dinâmica dos ecossistemas aquáticos.

A análise por imagem de satélites é aplicada para a percepção da eutrofização artificial em *habitats* lênticos. Dadas pelas imagens do Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (CBERS) e o Satélite de Detecção Terrestre Remota (Landsat), entre outros. Essas imagens foram utilizadas com o IET por Prado e Novo (2007) e Coelho (2010). O sensoriamento remoto é adequado para analisar, nas seguintes situações: variabilidade espacial em uma grande área geográfica, tendências temporais em determinados períodos de interesse e condições das massas de água em áreas remotas (AKBAR; HASSAN; ACHARI, 2014). A teledetecção por satélite é uma poderosa ferramenta de apoio para avaliar variações espaciais e temporais de qualidade da água (BONANSEA *et al.*, 2015) inclusive do estado trófico.

A pesquisa de Borges (2014) utilizou os índices de estado trófico, conforme a metodologia do O’Boyle e TRIX, em um ambiente estuarino, e os modelos ASSETS e LOICZ. A autora descreveu que o modelo ASSETS apresentou a menor sensibilidade ao comportamento do sistema e o LOICZ descreveu de forma minuciosa o balanço dos elementos biogênicos, além de índice tendência do sistema para o metabolismo heterotrófico. O LOICZ tem o objetivo de avaliar o fluxo de nutrientes nos ambientes costeiros pelo balanço de massa (água, sal e nutrientes).

Outro modelo utilizado agregado ao IET foi o modelo BATHTUB, que é empírico que analisa a eutrofização, sendo um instrumento eficaz na avaliação da qualidade da água, em especial de reservatórios. Esse modelo é baseado no balanço hídrico, sedimentação de nutrientes e fatores que caracterizam eutrofização como: N total, P total, N orgânico, P orgânico, clorofila-*a* e transparência (WANG *et al.*, 2005). Esse modelo foi aplicado por Pereira, Veiga e Dziedzic (2013), pois, considera o balanço de nutrientes em regime permanente e permite a segmentação espacial utilizando os conceitos de transporte advectivo, difusivo e de sedimentação de nutrientes entre eles N e P. O MOHID aplicado por Deus *et al.* (2013) no lago de Tucuruí – Pará para

determinar a eutrofização tem a função similar, já que integra módulos para simulação de hidrodinâmica, qualidade da água e processos sedimentares ao mesmo tempo.

Para a análise empírica do ambiente aquático os protocolos de avaliação rápida (PARs) aplicado por Oliveira, Reis e Sá (2014) e Silva *et al.* (2016). Os resultados dos PARs oferecem uma visão geral da qualidade ambiental, que pode ser utilizada de forma rápida e econômica pelos gestores na tomada de decisões (VARGAS; FERREIRA JÚNIOR, 2012) e para fins acadêmicos e de educação ambiental.

As pesquisas acadêmicas buscam por novos métodos que melhor retrate o meio aquático frente a degradação antropogênica e busca medidas mitigadoras de recuperação desses ambientes. A gestão das águas tanto a nível nacional como regional utiliza apenas os índices IQA e IET, sendo este último ainda pouco aplicado como destacado anteriormente a última vez que foi aplicado foi em 2010 pela ANA, figura 21. No país, a preocupação da qualidade da água é para uso e destinação antrópica, sendo deixado de lado a qualidade ecológica, que afetaria todo o ecossistema.

Atualmente, o objetivo não é mais medir principalmente as concentrações de produtos químicos; mas mudar para a avaliação da integridade ecológica e os efeitos das misturas químicas (BEHMEL *et al.* 2016). Desta forma, a necessidade de uma análise mais robusta para caracterizar as águas brasileiras, a exemplo do que é aplicado na União Europeia com a Diretiva do Quadro da Água (DQA) que será melhor abordada no próximo capítulo da pesquisa.

5 GESTÃO DA ÁGUA PORTUGAL E BRASIL E O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO

A pesquisa teve por objetivo compreender a estratégia da gestão das águas no Brasil e as medidas mitigadoras para minimizar a eutrofização, comparando com medidas aplicadas em outros países, como Portugal, conforme as diretivas europeias.

5 GESTÃO DA ÁGUA PORTUGAL E BRASIL E O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO⁶

No Brasil, diferente de Portugal, a gestão da água é feita a partir da definição de sua qualidade, se é boa ou péssima. Mas cabe a pergunta: boa ou péssima para quê? Portugal, como parte da Comunidade Europeia, tem como meta a recuperação do ecossistema aquático com estratégias definidas e revisadas em ciclos anuais. Enquanto no Brasil falta um plano de recuperação das águas, com objetivos e metas a serem alcançadas seja por bacias hidrográficas ou por unidade administrativa.

5.1 Governança da Água em Portugal: Principais Aspectos Legais e Institucionais

Em 1884, em Portugal, foi publicado o “Plano de Organização dos Serviços Hidrográficos no Continente de Portugal”, como primeira tentativa de organização do território em quatro circunscrições hidrográficas (COSTA *et al.*, 2011). Para esses mesmos autores, nesse país a preocupação com as águas se iniciou em 1919, com a lei que abordava o controle da qualidade da água frente à poluição. Nas décadas de 1940 a 1960, os recursos hídricos eram destinados às atividades produtivas, como aproveitamento energético e práticas agrícolas (SCHMIDT; FERREIRA, 2014). Na década de 1970, iniciaram-se as primeiras diretivas (Figura 22), com a Diretiva das Águas Superficiais (75/440/CCE), Águas Balneares (976/160/CCE), Substâncias Perigosas (76/464/CCE) e Águas Piscícolas (78/659/CCE). Já nos anos 1980, as Diretivas da Água Subterrânea (80/68/CCE) e da Água para o Consumo Humano (80/778/CCE) foram sancionadas.

No Seminário Ministerial sobre a Política Comunitária da Água, realizado em Frankfurt – Alemanha –, em 1988, foi enfatizada a necessidade de uma legislação comunitária em relação à qualidade ecológica das massas d’água. Contudo, com a declaração do Seminário Ministerial sobre Águas Subterrâneas, realizado em Haia, em 1991, reconheceu-se a necessidade de ações para evitar a deterioração, em longo prazo, da qualidade e quantidade das águas doces e a criação de

⁶ Parte desse capítulo foi publicado na Revista Brasileira de Geografia Física (*Brazilian Journal of Physical Geography*), v. 11, n. 4, 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/issue/view/2632>

um programa de ações que deveria ser aplicado até 2000 (DQA 2000/60/CE). O propósito desse programa foi garantir a gestão e a proteção sustentável das massas de águas. Além da caracterização das bacias hidrográficas, pela análise econômica das utilizações da água, cenários prospectivos (dinâmicas econômicas), objetivos, programas de medidas, sistema de promoção, acompanhamento, controle e avaliação.

A partir desse programa, o Decreto nº 45/94 visava à implementação de uma gestão equilibrada dos recursos hídricos, sendo essa a prioridade política do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território em Portugal (PNA, 2015). Em 1995, o Relatório da Agência Europeia para o estado das águas foi elaborado pela Diretiva Quadro da Água (DQA) e com princípios para uma política sustentável. No ano seguinte, foram inseridos os princípios para a política comunitária, por informações, consultas e participação do público nas discussões. Além disso, desde 2000, na Europa vigora a DQA (2000/60/EC), tornando-se a maior Política de Águas relatadas até o momento neste continente (WILLEMS; LANGE, 2007). O artigo 1º da DQA define que a “água não é um produto comercial como outro qualquer, mas um patrimônio que deve ser protegido, defendido e tratado como tal” (DQA 2000/60/CE). Os objetivos da DQA são: evitar a deterioração dos recursos hídricos; promover o uso sustentável da água; reduzir e eliminar as descargas de substâncias prioritárias (como pesticidas); reduzir a poluição das águas subterrâneas e contribuir para mitigar os efeitos das inundações e secas (MOSTERT, 2003).

Quanto ao primeiro Plano Nacional da Água (PNA), aprovado em 2002, pelo Decreto nº 112/2002, definiu as estratégias para a gestão integrada da água, proteger os ecossistemas, promover o uso sustentável e contribuir com a resiliência frente às alterações climáticas. Já em 2003 representou o prazo final para os estados-membros adotarem a DQA. Essa Lei da Água trata do enquadramento e os objetivos se encontram definidos no artigo 28º da Lei nº 58/2005 (revisada pelo Decreto nº 130/2012). Sobre o *status* ecológico, este foi definido com base na avaliação da condição ecológica do corpo da água, incluindo qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química (DQA 2000/60/CE), na tabela 9. Para as águas superficiais, o “bom estado” tem sido considerado pelo estado ecológico e químico; e, para a água subterrânea, pelos estados quantitativos das substâncias químicas. O bom estado químico para a água superficial deve ser alcançado quando as concentrações de poluentes cumprem as normas de qualidade ambiental definidas pela legislação específica.

Quadro 7 - Elementos da DQA de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química para a classificação do estado ecológico das águas de superfície, aplicadas em Portugal.

RIOS	ÁGUA DE TRANSIÇÃO	ÁGUA COSTEIRA
Descritores		
<p>Obrigatórios: altitude, área de drenagem e geologia.</p> <p>Facultativos: distância de nascente, características do rio, composição de substratos, amplitude térmica do ar e temperatura do ar</p>	<p>Obrigatórios: salinidade e amplitude das marés</p> <p>Facultativos: profundidade, velocidade de correntes, exposição às vagas, tempo de residência e turbidez</p>	<p>Obrigatórios: salinidade e profundidade média das águas</p> <p>Facultativos: velocidade de corrente, exposição às vagas, característica da mistura tempo de retenção, entre outros.</p>
Qualidade biológica		
<p>Flora aquática**2</p> <p>Invertebrados bentônicos**2</p> <p>Fauna piscícola **2</p>	<p>Fitoplâncton**1</p> <p>Flora aquática**2</p> <p>Invertebrados Bentônicos**2</p> <p>Fauna piscícola**2</p>	<p>Fitoplâncton **1</p> <p>Flora aquática **2</p> <p>Invertebrados bentônicos**2</p>
Qualidade hidromorfológica		
<p>Regime hidrológico³</p> <p>Continuidade do rio³</p> <p>Condições morfológicas³</p>	<p>Regime de maré³</p> <p>Condições morfológicas³</p>	<p>Regime de maré ³</p> <p>Condições morfológicas³</p>
Qualidade físico-química		
<p>Transparência, temperatura, oxigenação e concentração de nutrientes ⁴</p> <p>Poluentes sintéticos e não sintéticos*⁵</p>	<p>Transparência, temperatura, salinidade e concentração de nutrientes)</p> <p>Poluentes sintéticos e não sintéticos⁵</p>	<p>Transparência, temperatura, salinidade e concentração de nutrientes)</p> <p>Poluentes sintéticos e não sintéticos⁵</p>

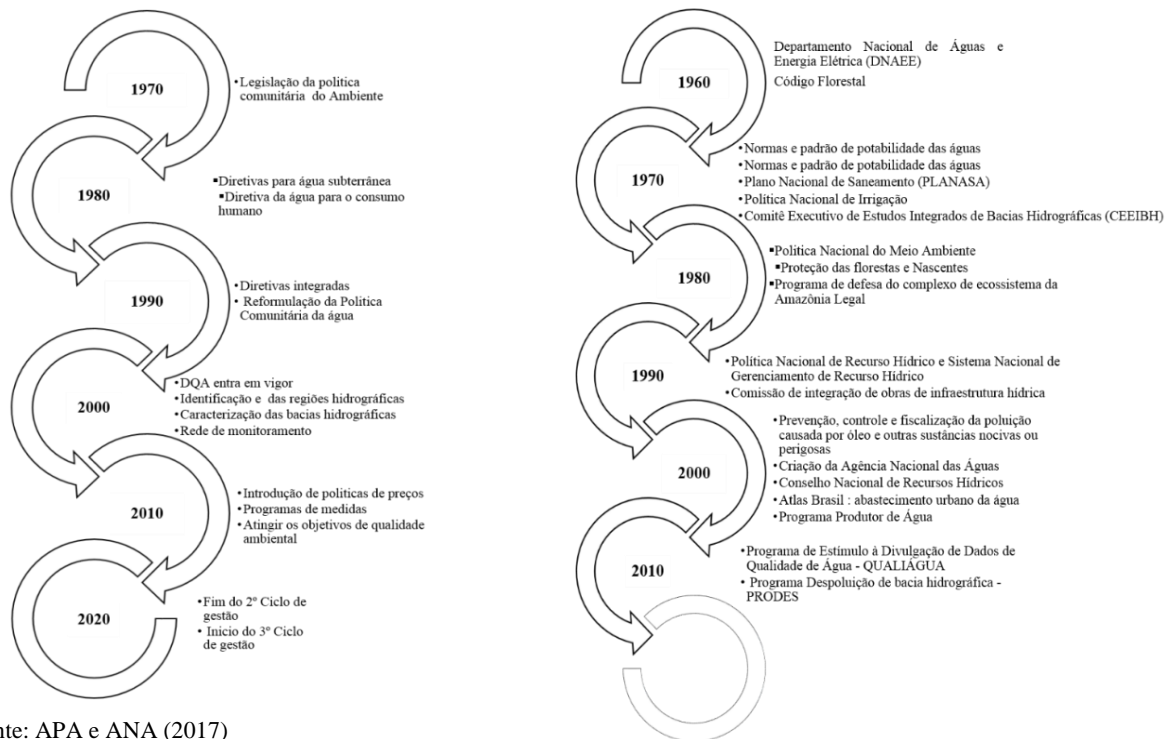
*Compostos: organo (halogenados, fosforados, estanhosos); hidrocarbonetos persistentes e substâncias orgânicas tóxicas persistentes e bioacumuláveis, cianetos, metais, arsênio, biocidas e fitofarmacêuticos, material em suspensão, substâncias que contribuem para a eutrofização (nitratos e fosfatos) e substâncias com influência no balanço de oxigênio. **Composição e abundância. Freqüência mínima de análise: ¹ 6 meses, ² 3 anos, ³ 6 anos, ⁴ 3 meses, ⁵ 1 mês. Fonte: Adaptada de Zaldivar et al. (2008); DQA (2010).

Quanto ao cumprimento da Lei da Água, o artigo 29º trata dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), cuja conclusão foi estipulada para 2009. Os PGRH são instrumentos de planejamento das águas que visam à gestão, proteção e valorização ambiental, social e econômica das águas ao nível da bacia hidrográfica (SCHMIDT; FERREIRA, 2014). O planejamento de gestão das águas está estruturado em ciclos de seis anos, dado que os primeiros Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) estiveram vigentes até o final 2015, com o cumprimento dos objetivos propostos pela DQA. Estava previsto para 2012 o fim do 2º ciclo de gestão; e, para 2017, o fim do 3º ciclo de gestão da água (Figura 19).

O acompanhamento da evolução da qualidade da água é o aspecto essencial na DQA. Assim, o monitoramento da qualidade da água é dado em três estágios: vigilância; operacional e investigativo (MIRAUDA; OSTOICH, 2011). A vigilância consiste em fornecer informações para avaliar do impacto e as alterações, em longo prazo, nas condições naturais ou resultantes do crescimento das atividades antropogênicas. Esse monitoramento ocorre em pontos de grandes rios (área de drenagem maior que 2.500 km²), lagos e lagos artificiais e massas d'água de fronteira.

O monitoramento operacional é utilizado para determinar o estado das massas d'água identificadas em risco de não atingirem os seus objetivos ambientais ou as que estão em alterações do estado. Esse monitoramento ocorre em massas d'água que sofrem forte pressão antropogênica, por fontes difusas e hidromorfológicas (hidrologia, continuidade do rio, condição morfológica e maré). O monitoramento investigativo é aplicado quando acontece um impacto e não se sabe o motivo, ou as causas que fazem com que as massas de água não atinjam os objetivos ambientais.

Figura 22 - Marco histórico da legislação da água, Portugal (A) e Brasil (B). Diretiva Quadro da Água (DQA) faz parte das diretivas integradas descritas para Portugal na década de 90.



Fonte: APA e ANA (2017)

5.2 Governança da Água no Brasil: Principais Aspectos Legais e Institucionais

O monitoramento hidrometeorológico no Brasil iniciou-se no século XIX, pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) e pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com destaque para as iniciativas dos estados de São Paulo (1919) e Minas Gerais, pela *Light and Power* (1909) (BRAGA; PORTO; TUCCI, 2006). O histórico das águas no Brasil está diretamente ligado ao saneamento básico, sendo esse o maior empecilho para a qualidade das águas no território brasileiro.

Na década de 1920, devido à insatisfação da população quanto à qualidade dos serviços de saneamento, iniciam-se as estatizações dos serviços de saneamento (GEOBRASIL, 2007). No governo Getúlio Vargas, década de 1930, em razão do projeto político e econômico hegemônico que priorizava a industrialização do país, foi dado o controle do uso dos recursos naturais, em especial, para o aproveitamento hídrico. Portanto, pelo Decreto nº 24.643, de 1934, foi estabelecido o Código das Águas, o primeiro marco legislativo da gestão das águas no país, constituído no contexto de centralização administrativa e do fortalecimento do poder central e nacionalismo (MURTHA; CASTRO; HELLER, 2015). Quanto à preservação das águas, o art. 109 do Código das Águas (1934) deixa claro que a “ninguém é lícito conspurcar ou contaminar as águas que não consome, com prejuízo de terceiros”.

Em 1938, foi decretada a Lei nº 852, que modificou o Código das Águas de 1934, que tratava das águas públicas e da destinação à produção de energia elétrica. No ano de 1940, iniciou-se a comercialização dos serviços de saneamento, a partir de investimentos estatais. Posteriormente, em 1941, com a Lei nº 3.763, o Código das Águas, que novamente foi modificada, consolida as disposições sobre águas e a energia elétrica, além de criar o Conselho Nacional de Águas e Energia (CNAE). Em 1942, Segunda Guerra Mundial, através do acordo entre os governos americano e brasileiro, foi criado o Serviço Especial de Saúde Pública (SESP), que alvejou sanear as regiões dos vales dos rios Amazonas e Doce, protegendo a população que produzia matérias-primas (borracha, mica e quartzo) para a guerra (BIER; PAULANI; MESSEMBERG, 1988).

Em 1955, o Estado de São Paulo regulamentou o primeiro sistema de classificação dos corpos d'água do país e enquadrrou alguns rios pelo Decreto Estadual nº 24.806 (ANA, 2007). Vale lembrar que o

monitoramento das águas no Brasil, desde 1969, era de responsabilidade da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), que atuava com o Departamento Nacional das Águas e Energia Elétrica (DNAEE), operacionalizando as redes de monitoramento das águas com foco na produção de energia elétrica (ANA, 2014). A qualidade das águas do recurso, como direito da população, veio a ser tratada somente na década de 1970, como resposta à poluição industrial e ao crescimento populacional do país (CAMPOS; FRACALANZA, 2010). Em 1971, foi implantado o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), que tinha o objetivo de tratar das águas e esgoto nas regiões Sul e Sudeste, que apresentavam a maior densidade demográfica do país (Figura 22). Isso demonstra que no país se levou aproximadamente 50 anos entre iniciar o monitoramento das águas e para compreender a origem da poluição das águas.

Após cinco anos, realizou-se o primeiro enquadramento das águas doces em classes de abrangência federal, pela Portaria n° 013/1976, do Ministério do Interior, conforme os usos preponderantes e a destinação das águas (ANA, 2007). Após essa Portaria, ocorreu o enquadramento dos corpos d'água nos estados de São Paulo (1977), Alagoas (1978), Santa Catarina (1979), Rio Grande do Norte (1984) (ANA, 2007). Em 1977, foram estabelecidos, pelo Decreto no 79.367, normas e padrão de potabilidade de água, que seriam fixados pelo Ministério da Saúde. No ano seguinte, em 1978, a Portaria n° 90, conjunta entre os Ministérios do Interior e de Minas e Energia, criou o Comitê Executivo de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH). Desses comitês executivos participavam, apenas, membros dos órgãos governamentais nas bacias hidrográficas, como as do Paraíba do Sul, São Francisco e Ribeira de Iguape (PORTO; PORTO, 2008).

Um avanço para a qualidade dos corpos hídricos ocorreu na década de 1980, com a Política Nacional do Meio Ambiente, pela Lei n° 6.938 de 1981, que tratou da poluição ambiental, da criação do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Houve, ainda, a elaboração do primeiro Plano Nacional de Recursos Hídricos, pelo Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), e pela Portaria n° 1119/83, que outorgava os empreendimentos industriais. Em 18 de junho de 1986, houve a edição da Resolução n° 20, do CONAMA, estabelecendo os padrões de qualidade de água brasileira.

Além disso, há a Constituição Federal (CF) de 1988, ainda em vigor no Brasil, que declara que todas as águas são públicas e estão sob o domínio da União ou dos Estados. Vale ressaltar, também, que a

qualidade da água foi associada à qualidade de vida da população e um direito social, pela CF de 1988, como previsto no art. 225, que decreta que todos têm direito a um ambiente ecologicamente equilibrado.

Já a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), lei nº 9433/97, art.1, cita que a água “é um bem de domínio público; um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais, a gestão dos recursos hídricos tem que proporcionar o uso múltiplo das águas[...]”. Com o PNRH, o governo brasileiro consolidou a política de recursos hídricos e organizou o sistema de gestão por bacias hidrográficas e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Porém, apesar de a Lei nº 9433/97, que estabeleceu o SINGREH, ter representado avanço na gestão de recursos hídricos, ainda é precária a situação em que se encontram muitos corpos hídricos no Brasil (CARDOSO-SILVA; FERREIRA; POMPÊO, 2013) (Figura 18).

Para seja eficiente o processo de gestão das águas, é necessário o planejamento com objetivos claros, em ciclos, na escala de bacias hidrográfica. Em Portugal, tal qual é exigido pela DQA, esses ciclos ocorrem a cada seis anos, realizados pelo PGRH. Já no PNRH, no Brasil, os ciclos são atualizados a cada dez anos. O RNQA tem como meta que, até 2020, 100% dos pontos de monitoramento estejam em operação (Figura 22). Ou seja, o Brasil ainda está com um projeto para o monitoramento, e não para os objetivos e metas de melhoria da qualidade das águas.

A Lei nº 9433/97 decretou que a instância de decisão nas bacias hidrográficas seria denominada de Comitê de Bacia Hidrográficas (CBHs), cuja finalidade seria gerir os corpos d'água e desenvolver os objetivos quantitativos e qualitativos para esse recurso (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011). Além disso, cabe a cada localidade ou região criar seus comitês de bacia, que podem estar organizados na bacia principal, sub-bacia, ou em grupos de bacia por consórcios. Já a gestão dos CBHs deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Di Mauro (2014) ressaltou que os CBHs não desempenham a gestão com desenvoltura, necessitando rever as representações e as capacitações dos componentes de conselhos constituintes. Isso se dá pelo fato de que a implantação desse modelo de gestão apresenta, alguns desafios, como a dominialidade sobre as águas, que cabe aos estados e à União (CAMPOS; FRANCALANZA, 2010), isto é, são divisões espaciais distintas. Conforme Behmel *et al.* (2016) os gestores de bacias

hidrográficas enfrentam desafios muito diferentes de bacia para bacia, incluindo a governança, requisitos políticos e regulatórios, rede hidrológica, uso da terra, clima, recursos disponíveis e a necessidades de conhecimento sobre o recurso hídrico.

A definição da bacia hidrográfica como unidade de gestão foi destacada por Braga, Strauss e Paiva (2005) que frisaram o fato de a bacia hidrográfica ser dada com real unidade de gestão no Brasil é um problema complexo, já que não faz parte da divisão administrativa do país. A discussão sobre o recorte espacial para gestão das águas foi apontada por Pires do Rio, Drummond e Ribeiro (2016), em relação à crise de abastecimento de água em São Paulo. Os autores trataram da escala na qual o problema da crise hídrica deveria ser discutido de forma mais adequada, considerando a Bacia Hidrográfica, Regiões Metropolitanas e Macrometrópole. Nesse estudo, a escala metropolitana foi a mais indicada, sendo necessárias articulações em diversas escalas.

No Brasil, em 2000, foi criada a Agência Nacional das Águas (ANA), vinculada ao Ministério do Meio Ambiente (MMA). Essa agência tem o escopo de disciplinar a utilização dos rios, a fim de controlar a poluição e o desperdício e garantir a disponibilidade da água para as futuras gerações (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011). No ano de 2001, a ANA começou a coordenar a Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN), em parceria com a CPRM, para facilitar a identificação das estações responsáveis pelo monitoramento hidrológico do país (ANA, 2014). Nesse mesmo ano, a ANA criou o Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas, que teve o nome alterado, em 2002, para Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES).

Em 2005, a resolução 357 do CONAMA, no art. 3º, enquadrou as águas doces, salobras e salinas, segundo a qualidade requerida para os usos múltiplos, de acordo os parâmetros definidos para cada classe de uso. Essas classes vão da especial à classe 4, por ordem decrescente de exigência de qualidade. O enquadramento das águas estabelecido pela resolução 357/2005 (alterada pela Resolução CONAMA, nº 397/2008) abordou que a qualidade da água para cada classe deve ser, obrigatoriamente, alcançada ou mantida em um segmento de corpo d'água, de acordo com os usos pretendidos. As águas de classe especial devem ter sua condição natural, não sendo aceito o lançamento de efluentes, mesmo que tratados. Nas demais classes, são admitidos níveis crescentes de poluição, sendo demonstrada quadro 8, que a classe 1 tem os menores níveis de poluição, e as classes 4 (águas doces) e 3 (águas salobras e salinas) são aquelas com maiores níveis de poluição.

Quadro 8 - Enquadramento das águas brasileiras, conforme o uso pela resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) no Brasil.

USO DAS ÁGUAS	CLASSES				
	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural e das comunidades aquáticas	Unidade de conservação de proteção integral ^{1, 2 e 3}				
Proteção das comunidades aquáticas	1, 2 e 3	Classe mandatória em terras indígenas ^{1, 2 e 3}	1	Após tratamento convencional ou avançado ¹	
Recreação de contato primário	1, 2 e 3	1 e 3	1	1	
Aquicultura	1, 2 e 3	1, 2 e 3	1	1	
Abastecimento para consumo humano	Após desinfecção ^{1 e 2}	Após tratamento simplificado ¹ Após tratamento convencional ou avançado ²	Após tratamento convencional ¹	1	
Recreação de contato secundário	1, 2 e 3	1 e 3	1, 2 e 3	1 e 2	
Pesca	1, 2 e 3	1 e 3	1, 2 e 3	1 e 2	
Irrigação	1 e 2	Hortaliça consumida cruas e frutas ingeridas cruas sem remoção de	Hortaliças, parques, jardins e campos de esporte e lazer ¹	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras ¹	

						película ^{1e2} Hortaliça consumida cruas e frutas ingeridas cruas sem remoção de película, jardim e campos de esporte e lazer
Dessedentação de animais		1	1 e 2	1	1	
Navegação	1, 2 e 3		1, 2 e 3	1, 2 e 3	1 e 2	1, 2 e 3
Harmonia paisagística	1, 2 e 3		1, 2 e 3	1, 2 e 3	1 e 2	1, 2 e 3

Legenda: ¹ água doce, ² salobra, ³ salina

Fonte: ANA (2017).

Em 2007, foi decretada a lei nº 11.445/07, que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, dado pelo: abastecimento público de água potável; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. A partir dessa lei, deliberou-se que o planejamento do saneamento básico ficaria a cargo do município. Bier, Paulani, Messenberg (1988) afirmam, que o Brasil, na década de 1960, ocupava a penúltima colocação na América Latina quanto ao saneamento básico, com menos de 50% da população urbana atendida por água, e 25% com esgoto. O Instituto Trata Brasil (2017) apontou que 83 % dos brasileiros são atendidos com abastecimento de água tratada, 50 % da população têm acesso à coleta de esgoto; enquanto apenas 43% dos esgotos do país são tratados.

Posteriormente, em 2014, pela Resolução nº 1.040/2014 da Agência Nacional das Águas, criou-se o Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água (QUALIÁGUA). Esse programa tem como meta a divulgação e a padronização de procedimentos e parâmetros, de laboratórios de qualidade da água e da rede nacional de monitoramento. Além disso, o QUALIÁGUA promoverá a implementação da Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas (RNQA) pertencente ao Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA).

5.1.1 Legislação sobre os recursos hídricos em Santa Catarina

No Estado de Santa Catarina em 1994 foi implantada a Política Estadual de Recursos Hídricos, lei nº 9.748/1994. O Plano Estadual de Recursos Hídricos e da Outorga está em implementação no Estado, na figura 23. A outorga é um instrumento importante que tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo desses usos da água, bem como o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos.

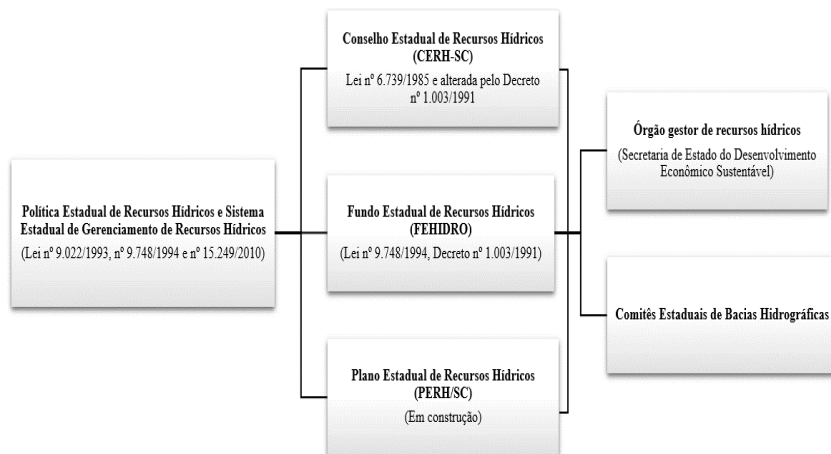
Com relação aos padrões ambientais dos corpos hídricos o Código Estadual do Meio Ambiente, lei nº 14.675/2009, colocou que o lançamento de efluentes em trechos de lagoas, lagunas e estuários, além dos itens anteriores, devendo ser observado o limite de 4 mg.L⁻¹ de concentração de fósforo total (PT). Em Florianópolis, conforme dados do Atlas do Esgotos (ANA, 2017a) as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) apresentam eficiência de 96% (ETE Insular e ETE Lagoa da Conceição), 90% (ETE Canasvieiras) e 87% (ETE Saco Grande). Rodrigues (2016a) na ETE Canasvieira em Florianópolis

constatou que em 80% das amostras do efluente da ETE apresentaram concentrações de DBO e PT abaixo do limite máximo de emissão estabelecido pela Lei Estadual nº 14.675/09.

As bacias hidrográficas em Santa Catarina que possui plano de bacias hidrográficas são dos rios: Araranguá, Cubatão do Norte, Itajaí, Itapocu, Jacutinga, Timbó, Tubarão e Complexo Lagunar e Chapeco (<http://www.aguas.sc.gov.br>). Para o gerenciamento do uso dos recursos hídricos de forma integrada e descentralizada com a participação da sociedade foram criados os comitês de bacias hidrográficas, em Santa Catarina são dezesseis comitês de bacias estão instituídos em funcionamento. Em Florianópolis está consolidado, somente, o comitê da bacia da Lagoa da Conceição, criado no ano de 2000.

No Estado ainda falta ser implantado a cobrança pelo uso de recursos hídricos é um dos instrumentos de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/97 em Santa Catarina até então não foi implementada. No vizinho estado do Paraná o valor cobrado e arrecadado com a cobrança pelo uso do recurso hídrico na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira em 2016 foi de R\$ 11.054.805 e R\$ 10.525.204, nesta ordem (ANA, 2017b). O Estado de Santa Catarina até o presente ainda não faz parte do Sistema de Informação sobre Recurso Hídrico (SIRH) (GEOBRASIL, 2007). Com isso, a falta de informação dificulta a aplicação de medidas mitigadoras nos corpos d'água.

Figura 23 - Organização das hierarquias de gestão da água em Santa Catarina.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O Estado de Santa Catarina foi classificado pela tipologia B pelo Pacto Nacional pela Gestão das Águas. Sendo classificado como balanço quali-quantitativo satisfatório na maioria das bacias; usos concentrados em algumas poucas bacias com criticidade quali-quantitativa (áreas críticas). Embora as águas nas regiões mais populosas apresentem qualidade das águas insatisfatória, como exemplo as bacias hidrográficas do estudo de caso dessa pesquisa localizadas na capital do Estado, Florianópolis.

De acordo com o programa Pró-Gestão entre os anos de 2015 a 2017 foram transferidos ao Estado o total de R\$ 2.021.025,00 para a implementação do programa. Esse programa tem como metas: a) integração de dados de usuários de recursos hídricos; b) compartilhamento de informações sobre águas subterrâneas; c) contribuição para difusão do conhecimento (Conjuntura); d) prevenção de eventos hidrológicos críticos (Salas de Situação); e) atuação para Segurança de Barragens (PNSB).

5.1.2 Lições da Diretiva Quadro da Água Europeia

O território português possui o Sistema Nacional de Informação de Recurso Hídrico (SNIRH) (<http://snirh.apambiente.pt>) criado pelo Instituto da Água (INAG) em 1995. Esse sistema é composto por 6.486

estações distribuídas pelo território português. As informações das estações são referentes às redes hidrométricas, estação de tratamento de água (ETA), qualidade da água (automáticas e laboratoriais), qualidade da água subterrânea, piezométrica, sedimentológicas, nascentes e informações sobre as principais atividades antrópicas poluidoras, tabela 11. O portal do SNIRH divulga sínteses mensais temáticas de caracterização das disponibilidades hídricas nacionais, relatórios técnicos, cartografia sobre recursos hídricos, documentos técnicos e fotografias.

No Brasil, a ANA mantém a rede hidrometeorológica nacional, com mais de 2.700 estações pluviométricas e 1.900 estações fluviométricas (Quadro 8). Os metadados estão disponibilizados no sistema de informações Hidroweb (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>). Vale ressaltar que as estações brasileiras são equipadas por sondas multiparamétricas que medem a condutividade elétrica (CE), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, temperatura da água e do ar, turbidez e descarga líquida dos cursos d'água. Existem, também, estações que possuem análise de nutrientes, cloretos, detergentes, demanda química de oxigênio (DQO), índice de fenóis e sólidos dissolvidos. Em parceria, a ANA e o Instituto de Pesquisa para o Desenvolvimento (IRD) da França lançaram, em 2009, o portal HidroSat (<http://hidrosat.ana.gov.br>) que disponibiliza dados relacionados à quantidade de água (nível dos rios), qualidade (sedimentos, clorofila-*a* e turbidez) em bacias hidrográficas pouco ou nada monitoradas, como da BH da Amazônia e Tocantins-Araguaia.

Conforme a resolução que instituiu o RNQA, no art. 14, parágrafo 3, os parâmetros mínimos a serem monitorados são: condutividade elétrica, pH, temperatura do ar e da água, oxigênio dissolvido e turbidez, além de transparência para ambientes lênticos. Para investigar a qualidade das águas, a ANA conta com 1.340 pontos em todo o país, nos quais são feitas análises de quatro parâmetros básicos: pH, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura e medição de vazão. Entretanto na realidade poucos são os parâmetros medidos nas águas do país como apontado anteriormente.

Quadro 9 - Organização das estações de monitoramento das águas em Portugal e Brasil e o número de estações.

ESTAÇÃO DE MONITORAMENTO	PORTUGAL	BRASIL
Hidrométrica	Descarga e escoamento superficial Órgão: SNIRH	Hidrometeorológica Órgão: ANA e outras entidades
Número de estações	730	14.822
Estação de Tratamento de Água (ETA)	Cheiro, cor, sabor, temperatura, pH, nutrientes, metais, detergentes, dureza e sólidos. Órgão: SNIRH	Cor, pH, turbidez, cloro residual, flúor e outro parâmetros. Órgão: Estados e agências reguladoras.
Número de estações	13	Sem informação
Qualidade da água automáticas	Oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez e descarga líquida Órgão: SNIRH	CE, OD, pH, temperatura da água, temperatura do ar, turbidez e descarga líquida Órgão: ANA e estados
Número de estações	118	1.817
Qualidade da água laboratório	OD, nutrientes, metais, índice de saprobidade, óleos e gorduras, temperatura, pH, sílica, substâncias perigosas, dureza, E. Coli, condutividade e cor Órgão: SNIRH	Em algumas estações é medido além dos parâmetros comuns, os nutrientes, cloretos, detergentes, DQO, índice de fenóis e sólidos dissolvidos Órgão: ANA e estados
Número de estações	2.159	Sem informação
Qualidade da água subterrânea	CE, pH, temperatura da água, cloretos e nutrientes Órgão: SNIRH	*
Número de estações	1.236	Sem informação
Piezométrica	Nível do piezômetro e a profundidade do nível da água	Nível estático (m), nível dinâmico (m), vazão estabilização (m ³ /h)

	Órgão: SNIRH	Órgãos: CPRM-SIAGAS
Número de estações	1.016	285.214
Sedimentológicas	Descarga, concentração média de superfície, diâmetro do material de fundo (20%, 5%, 50%,90% do material em peso) e nível hidrométrico medido Órgão: SNIRH	Material em suspensão (mg.L) Órgãos: ANA/HidroSat
Número de estações	300	32
Águas balneares	Turbidez, pH, coliformes fecais e totais, composto fenólicos, Enterococos intestinais e fecais, Escherichia coli, substâncias tensoativas, óleos e gorduras Órgão: SNIRH	pH, coliformes fecais (termotolerantes), Enterococos, Escherichia coli, óleos e gorduras, floração de algas ou outros organismos. Órgão: Órgãos ambientais estaduais e municipais
Número de estações	729	Sem informação
Nascentes	Descarga (L.s ⁻¹) Órgão: SNIRH	*
Número de estações	85	Sem informação
Informações sobre as principais fontes de poluição	Principais atividades poluidoras Órgão: SNIRH	*

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Em Portugal, a região hidrográfica (RH) é a unidade principal de planejamento e gestão das águas, constituída por uma ou mais bacias hidrográficas e respetivas águas costeiras. O território desse país está distribuído em oito regiões hidrográficas, a saber: RH 1 (BH do Minho e Lima), RH 2 (BH do Cavado, Ave e Leca), RH3 (BH do Douro), RH 4 (BH do Vouga, Mondego e Lis), RH 5 (BH do Ribeira e Tejo), RH 6 (BH do Sado e Mira), RH 7 (BH do Guadiana) e RH 8 (BH das Ribeiras do Algarve).

Enquanto no Brasil, a rede nacional de monitoramento, estabelecida pela resolução 903/2013, art. 7, foi dividida conforme a geopolítica do território, sendo: R1 (BH Amazônica); RH2 (BH Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba, Paraguai e Tocantins-Araguaia); RH 3 (BH Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Atlântico Sul, Paraná, São Francisco e Uruguai) e a RH 4 (BH Atlântico Nordeste Oriental). A periodicidade das coletas na R1 é semestral; e, nas demais, trimestral. Quanto à densidade da distribuição dos pontos, a meta da ANA é que, na R1, seja de 1 ponto/10.000 km²; na R2, 1 ponto/1.114 km²; e, nas R3 e R4, a meta é de 1 ponto/1.000km².

O *Environmental Performance Index* (EPI, 2017) classificou o desempenho dos países em questões ambientais de alta prioridade na proteção da saúde humana e dos ecossistemas. A performance ambiental, segundo o EPI, classificou Portugal na 7ª posição do *ranking*, enquanto o Brasil está em 46ª. Esse mesmo índice, quanto ao percentual de tratamento de esgoto, destacou Portugal na posição 39ª e o Brasil na 58ª (entre 100 países investigados).

A DQA (Portugal) decreta que deve ser realizada a caracterização da região hidrográfica, a análise do impacto ambiental da atividade humana e a análise econômica da utilização da água (Art. 5 da DQA). A qualidade das águas superficiais foi qualificada de acordo com as águas artificiais (em inglês, AWB), estado ecológico, estado químico, estados ecológicos e químicos e Águas Fortemente Modificadas e Artificiais (em inglês, HMWB). As HMWBs devem apresentar o “bom estado químico” e “bom potencial ecológico”, definido como a qualidade ecológica esperada nas condições de implementação de todas as medidas possíveis.

No Brasil, a qualidade das águas é mensurada pelo Índice de Qualidade da Água (IQA); e o estado trófico, pelo Índice de Estado Trófico (IET). Vale lembrar que os dados da qualidade das águas não são atualizados periodicamente no portal da ANA, sendo os últimos dados de 2014 (para o IQA) e de 2010 (para o IET). Os metadados da ANA dispõem de informações quanto ao balanço hídrico quantitativo e

qualitativo das águas superficiais, uso da água como abastecimento público, demandas consuntivas e pivôs centrais de irrigação. Além desses índices, a ANA aplica o índice de Qualidade da água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP), Índice de Contaminação por Tóxico (ICT), Índice de Proteção da vida Aquática (IVA) e Índice de Qualidade da Água em Reservatório (IQAR).

Portugal, assim como o Brasil, tem problemas quanto à intercalibração das análises, já que os tipos de corpo de água diferem no tamanho e na geologia da captação, nas espécies e nas taxas de bioindicadores presentes (HERING *et al.*, 2010). Já no Brasil, a temática acerca da qualidade da água e seu efeito sobre o ecossistema ainda é deficiente, visto que nossa legislação, até o presente momento, não demonstra preocupação com os bioindicadores, como na Diretiva Quadro da Água.

Em Portugal, as águas balneares são monitoradas em 108 pontos, distribuídos em águas costeiras e continentais. Até 2009, os parâmetros utilizados eram: coliformes fecais (totais) e estreptococos fecais. Após a implementação da diretiva comunitária 2006/7 CE, as agências do ambiente passaram a analisar *Escherichia coli* e Enterococos. Nesse país, as águas balneares costeira e de transição indicam excelente qualidade quando apresenta 90% do percentual conjunto de amostras, sendo o Enterococos intestinais 100, e *E. coli* 100 por 100 mililitros. Já para águas interiores, deve apresentar Enterococos intestinais 200 e *E. coli* 500 por 100 mililitros (DIRECTIVA 2006/7/CE).

As águas subterrâneas são classificadas pela DQA como boas ou ruim pelo oxigênio, pH, condutividade, concentração de nitratos e amônia. Essas águas devem atingir o bom estado quantitativo e químico. Nota-se que, em Portugal, há uma gestão integrada entre água superficial e subterrânea. No Brasil, apesar de comportar dois dos maiores aquíferos do mundo, o Amazonas (Solimões, Içá e Alter do Chão), com reserva estimada em $86,4 \times 10^{12} \text{ m}^3$; e o Guarani, $45 \times 10^{12} \text{ m}^3$ (ALBUQUERQUE FILHO *et al.*, 2011), não existe a gestão integrada dessas águas. Essas águas são classificadas conforme a classe, descrita no quadro abaixo:

Quadro 10 - Enquadramento das águas subterrânea brasileiras, conforme o uso pela resolução 396/2008 no Brasil

CLASSE	CONDIÇÃO DO USO
Classe Especial	Destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam diretamente para os trechos de corpos de água superficial enquadrados como classe especial.

Classe 1	Sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que não exigem tratamento para quaisquer usos preponderantes devido às suas características hidrogeoquímicas naturais.
Classe 2	Sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais
Classe 3	Com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, para as quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais.
Classe 4	Com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que somente possam ser utilizadas, sem tratamento, para o uso preponderante menos restritivo.
Classe 5	Que possam estar com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso.

Fonte: CONAMA 396/2008

As legislações e enquadramentos das águas superficiais e subterrânea são diferentes, além da fiscalização dessas águas serem dadas em diferentes órgãos. Conforme levantamento da ANA (2017) no Brasil não existem trabalhos sistematizados de avaliação da qualidade da água e contaminação, mas algumas pesquisas mostram que a água subterrânea é contaminada por nitrato, derivados de petróleo (gasolina e solventes clorados), metais pesados, vírus e bactérias patogênicas. Esse tratamento diferenciado entre água superficial e subterrânea não deveria ocorrer, dado que ambas são parte de um mesmo todo, compondo um sistema hídrico (ALBUQUERQUE FILHO *et al.*, 2011).

5.2 A eutrofização como problema das águas portuguesas e brasileiras

Nesta seção, trataremos da abordagem do processo de eutrofização em Portugal e no Brasil e de quais medidas mitigadoras estão sendo implantadas para minimizar esse dano ambiental.

5.2.1 Estrutura portuguesa de gestão da água: eutrofização

A Comunidade Europeia, para investigar o processo de eutrofização, criou diversas diretivas, como: Diretiva Quadro da Água; Diretiva relativa ao tratamento de águas residuais urbanas (91/271/EEC); Diretiva relativa aos nitratos (91/676/EEC); Convenção

para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (OSPAR, em inglês); Comissão para Proteção do Meio Ambiente do Báltico (HELCOM, em inglês); e a Convenção de Barcelona (FERREIRA; BRICKER; SIMAS, 2007).

Sobre Portugal, de acordo com a OSPAR, o país está localizado na região IV, que abrange as áreas costeiras da França, Espanha e Portugal, parte da Baía de Biscaia e Costa Ibérica, constituindo uma área de 655.000 km². Neste contexto, a identificação de “áreas sensíveis” está relacionada, em especial, às águas doces, estuários ou águas costeiras que se encontrem eutrofizadas. Os principais parâmetros para análise do processo de eutrofização estão destacados em categorias, conforme a OSPAR, no quadro 11.

Quadro 11 - Parâmetros de avaliação e níveis elevados de eutrofização associados determinados pelo OSPAR.

Categoria I	Entradas fluviais e descargas diretas (área específica)
	Entradas elevadas e / ou aumento das tendências do total de N e total P (comparado com anos anteriores)
	Concentrações de nutrientes (área específica) Nível (s) elevado (s) no inverno NID e / ou PID
	Relação N / P (área específica) Redfield N / P = 16
Categoria II	Efeitos diretos do enriquecimento de nutrientes
	Clorofila-a concentração (área específica) Nível máximo e médio elevado
	Espécies indicadoras de fitoplâncton (específicas da área) Níveis elevados de perturbação / espécies indicadoras de fitoplâncton tóxico
	Macrófitas incluindo macroalgas (específicas da área) Espécies de perturbação de longa duração para espécies de vida curta (por exemplo, <i>Ulva</i>). Níveis elevados (biomassa ou área coberta) especialmente de macroalgas verdes oportunistas.
	Efeitos indiretos do enriquecimento de nutrientes
Categoria III	Deficiência de oxigênio Níveis diminuídos (< 2 mg.L: toxicidade aguda; 4 – 6 mg.L: deficiência) e redução da saturação de oxigênio%
	Zoobentos e peixes Mortes (em relação à deficiência de oxigênio e / ou algas tóxicas) Mudanças específicas de longo prazo na área de biomassa de zoobentos e composição de espécies
	Carbono Orgânico/matéria orgânica (da área específica) Níveis elevados (relevantes em áreas de sedimentação)

Categoria IV	Outros possíveis efeitos do enriquecimento de nutrientes
	Toxinas de algas Incidência de eventos de infecção por mexilhão

Fonte: Adaptada de OSPAR *Commission* (2008).

Os lagos e cursos de água que alcancem lagos/reservatórios, águas doces superficiais destinadas a abastecimento público que contenham concentrações de nitratos superiores a 50 mg.L⁻¹ são considerados eutrofizados. A diretiva dos nitratos entende que as águas poluídas servem para designar a área de influência como zonas vulneráveis aos nitratos. Essa diretiva tem o objetivo de designar as concentrações de nitratos nas águas doces (águas superficiais e subterrâneas), que são inicialmente monitoradas durante o período de um ano. Esse programa de monitoramento e a revisão do estado eutrófico das águas superficiais, estuários e águas costeiras deve ser repetido, pelo menos, a cada quatro anos.

A DQA, no artigo 5º, tratou das pressões relacionadas à eutrofização. Esse documento decretou que os estados-membros devem identificar as pressões e impactos sofridos pelos corpos d'água para determinar se um corpo de água corre o risco de não atingir o objetivo ambiental. A DQA destacou os critérios de pressão baseados na presença de fontes pontuais de nutrientes e/ou no uso da terra (agricultura, silvicultura e águas residuais não tratadas) na bacia hidrográfica. Quanto aos corpos d'água em transição (salobras), a situação é preocupante, dado que eles acumulam nutrientes transportados a partir de sistemas fluviais, de insumos diretos de suas bacias hidrográficas circundantes e, em alguns casos, das águas costeiras. Nas águas em transição, foi proposto pela DQA a aplicação do modelo ASSETS e do índice TRIX (BETTENCOURT *et al.*, 2003), entre outros índices e modelos. Além disso, há a indicação de um *check list* para avaliação holística do *Guidance Document on Eutrophication Assessment* (EC, 2009) como parte complementar os índices e modelos (ANEXO B e C).

A legislação portuguesa, no que se refere ao Instituto da Água (2009), caracteriza as variáveis hidromorfológicas dos rios pelo *River Habitat Survey*, os índices *Habitat Modification Score* (HMS) e o *Habitat Quality Assessment* (HQA). Já a biomassa fitoplanctônica é analisada seguindo o protocolo (INAG, I.P. 2009).

Sobre o decreto-lei nº 152/97, transpôs para o direito interno de Portugal a Diretiva da Comunidade Europeia (n.º 91/271/CEE) relativa à coleta e ao tratamento de águas residuais urbanas. Conforme a APA (2015), esse decreto estabeleceu níveis de tratamento das águas residuais urbanas em função do estado das águas receptoras (níveis de eutrofização ou de contaminação) e da dimensão da pressão a que está sujeita a água. Isso demonstra que, para o controle do processo de eutrofização, é importante criar medidas mitigatórias tanto na área urbana com na rural.

Os parâmetros físico-químicos devem seguir os objetivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais portuguesas, descritos no Decreto-Lei nº 236/98. O Instituto da Água (2009) apontou os parâmetros físicos para rios, na tabela 4. Para águas em transição, não existe valores fixos, e a comunidade europeia solicita que seja feito um estudo da tipologia dos ambientes de cada país. Depois, deve ser calculado o EQR (*Ecological Quality Ratio*, em inglês) para cada indicador (BALD *et al.*, 2005). Para os cursos d'água que deságuam na baía de Biscaia, Norte da Espanha, os valores de referência foram dados por Bald *et al.* (2005). Além de parâmetros portugueses, foram destacados os brasileiros, conforme a classificação da CONAMA 357/2005 para a melhor classe de água, a classe 1.

Tabela 4 - Classificação dos parâmetros físico-químicos para águas em transição/salobra e águas doces, conforme legislação portuguesa e brasileira.

	PARÂMETRO	TRANSIÇÃO* /SALOBRAS	DOCE
PORTUGAL	Oxigênio Dissolvido ¹	*	≥ 5 mg.L ⁻¹
	pH ¹		Entre 6 e 9
	Amônia (NH ₄) ¹		≤ 1 mg.L ⁻¹
	Nitrato (NO ₃) ²		≤25 mg.L ⁻¹
	Fósforo total (PT) ²		≤0,1 mg.L ⁻¹
BRASIL	Oxigênio Dissolvido ¹	≥ 5 mg.L ⁻¹	≥ 6 mg.L ⁻¹
	pH ¹	Entre 6,5 a 8,5	Entre 6 e 9
	Amônia (NH ₄) ¹	0,4 mg.L ⁻¹	3,7 mg.L ⁻¹ (pH 7,5) 2,0 mg.L ⁻¹ (<7,5 - ≤ 8,0) 1,0 mg.L ⁻¹ (<8,0 - ≤ 8,5) 0,5 mg.L ⁻¹ (pH > 8,5)
	Nitrato (NO ₃) ²	0,4 mg.L ⁻¹	10 mg.L ⁻¹
	Fósforo total (PT) ²	0,124 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹

¹ 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior; ² média anual

Fonte: Instituto da Água Português (2009) e CONAMA 357/2005. Modificado

A exemplo da redução dos nitratos que é um dos objetivos DQA (2000), principalmente na agricultura. Na União Europeia foi registrada melhoria da qualidade das águas em 70% das águas superficiais e de 66% das subterrâneas desde 2004. A Bélgica, a Espanha, a Itália e Portugal aumentaram a dimensão das suas zonas designadas de vulneráveis (EC, 2010), dando maior atenção para essas áreas sujeitas à eutrofização.

5.2.2 Estrutura Brasileira de Gestão da Água: Processo de Eutrofização

O processo de eutrofização é pouco tratado no Brasil, visto que a legislação brasileira, através do CONAMA, na Resolução 219/2005, cita o uso do recurso hídrico como diluidor de efluentes, ou seja, como parte do sistema de tratamento de efluente. O entendimento sobre esse processo é bastante simplista, sendo tratado na Resolução 344/2005: “a eutrofização prejudica a beleza cênica, a qualidade ambiental e a biota aquática”. Cabe destacar que o processo de eutrofização, como já mencionado nesta pesquisa, afeta diversas esferas ambientais e socioeconômicas, provocando perdas socioambientais e econômicas.

A resolução CONAMA 357/2005 trata dos parâmetros para a qualidade das águas. Neste estudo, selecionamos as águas doce e salobra, além da classe que apresenta a melhor qualidade e o uso mais diversificado (classe 1). A eutrofização foi tratada na resolução 357/2005, que classificou as águas doces como classes 1 e 2. Quando o nitrogênio (N) for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar $1,27 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lênticos e $2,18 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lóticos, na vazão de referência. Outra resolução, a 359/2005, que aborda a concentração de P, nutriente principal para a eutrofização em águas doces, trata do teor de P em detergentes em pó, ricos em tripolifosfato de sódio. A concentração de fósforo no Brasil está em torno de 5 a 8 mg.L^{-1} , sendo causada pelo tripolifosfato de sódio contido nos detergentes e pela grande quantidade de sabões à base de ácidos graxos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999 *apud* von SPERLING *et al.*, 2009). A fração inorgânica de P é representada basicamente pela utilização de detergentes domésticos, compreendida entre 3 a 9 mg.L^{-1} (QUEVEDO; PAGANINI, 2010).

Apenas pela resolução CONAMA 430/2011, foram estabelecidas às condições e os padrões para lançamento de efluentes nos corpos hídricos brasileiros. Entre as variáveis utilizadas nesta pesquisa está a

Resolução 430/2011, que destaca a concentração de NH_4^+ , que é de 20 mg.L^{-1} . Para Miki, Silva e Silva (2015), a qualidade do corpo receptor deveria ser utilizada como instrumento de monitoramento e não de controle, podendo a companhia operadora da ETE contribuir com o monitoramento, visto que o corpo receptor recebe contribuições de fontes difusas ao longo da bacia hidrográfica. Contudo, para que isso ocorra, é necessária a universalização da coleta e do tratamento de esgoto na bacia hidrográfica.

Já a Resolução 452/2012 trata das diretrizes e procedimentos para o gerenciamento de material a ser dragado em águas de jurisdição nacional. Baptista e Araújo Neto (1994) salientaram que a dragagem da lama orgânica retida no fundo de um lago investigado apresentava 80% dos despejos de fosfatos, entre outros nutrientes. Assim, quando ocorre a dragagem, o fosfato fica em suspensão, piorando a eutrofização no corpo d'água.

Sobre a aplicação da DQA no Brasil, Cardoso-Silva, Ferreira e Pompêo (2013) salientaram alguns empecilhos: um deles seria, por exemplo, a análise do fitoplâncton em rios muito largos, já que esses organismos são pouco numerosos ou praticamente ausentes nesses ambientes. Por outro lado, acreditamos que seria possível adequar essa metodologia para a utilização de imagens de detecção remota, como feito por McQuatters-Gollop *et al.* (2009) nos mares europeus (Mar da Costa Norte, Mar Báltico, Mar Negro e Mar Adriático); ou por detecção remota aerotransportada, como aplicada por Fichot *et al.* (2016) no estuário da Baía de San Francisco, nos Estados Unidos da América. Para isso, seria necessária a capacitação dos agentes de gestão dos recursos hídricos e investimentos em materiais e equipamentos.

Cardoso-Silva, Ferreira e Pompêo (2013) destacaram que, mesmo existindo capacidade científica para avançar na incorporação de novos instrumentos da DQA ao SINGREH, e mesmo que questões primordiais (como o saneamento básico e redes de monitoramento estejam resolvidas, ou em vias de resolução), é essencial que haja decisão política, adequação institucional e rigor na aplicação desses novos instrumentos. Para isso, a gestão brasileira poderia se espelhar na DQA, a fim de adaptar algumas das exigências para nossa realidade de país continental. A DQA propõe o enquadramento e os aspectos gerais das águas, a caracterização e diagnóstico, a análise econômica das utilizações da água, os cenários prospectivos, os objetivos, os programas de medidas e o sistema de promoção, acompanhamento, controle e avaliação dos estados-membros. No Brasil, apenas os rios principais têm estudos mais aprofundados. Quanto à análise econômica das bacias

hidrográficas, é divulgada de forma simplista em relação aos usos nos relatórios anuais da ANA, mas não existem informações referentes aos cenários prospectivos.

Para que haja eficiência no processo de gestão das águas, é necessário o planejamento em ciclos na escala de bacias hidrográficas. Em Portugal, tal qual é exigido pela DQA, esses ciclos ocorrem a cada seis anos, realizados pelo Plano de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH). Esses ciclos visam orientar a proteção e a gestão das águas e a compatibilização das suas utilizações com as suas disponibilidades (APA, 2017). No Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), no Brasil, os ciclos são atualizados a cada dez anos. O RNQA tem como meta que, até 2020, 100% dos pontos de monitoramento estejam em operação. Ou seja, o Brasil ainda está com projeto para instalação da rede de monitoramento, e não para os objetivos e as metas de melhoria da qualidade das águas.

Além disso, podemos observar, no Brasil, que a eutrofização era mensurada pelo IET até 2010 pela ANA – depois deixou de ser tratado, conforme mencionado no capítulo anterior. A ANA faz a medição da eutrofização, apenas, pela concentração do PT. Essas medições estão descritas nos relatórios de Conjuntura dos Recursos Hídricos (<http://conjuntura.ana.gov.br/>), no Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil (http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/Panorama_Qualidade_Aguas_Superficiais_BR_2012.pdf) e por meio do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH (<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh>).

Os parâmetros de qualidade das águas doces adotados em Portugal são um pouco mais restritivos que os brasileiros, conforme tratado na tabela 12. A exigência para a concentração de PT em ambos é igual. Entretanto, no Brasil a concentração de oxigênio dissolvido (OD) permitida é de $\geq 6 \text{ mg.L}^{-1}$; e em Portugal, $\geq 5 \text{ mg.L}^{-1}$. O mesmo ocorre para a concentração de NH_4 , variável que está diretamente relacionada ao despejo de efluentes domésticos: no Brasil, permite-se até $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$ a mais do que em Portugal. Para águas em transição, em Portugal não há valores fixos, enquanto no Brasil, para as concentrações de NH_4 e de NO_3 , o valor mínimo é de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e de PT $0,124 \text{ mg.L}^{-1}$. Para o PT, conforme Brick, Ferreira e Simas (2003), são considerados altas concentrações de $\geq 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$; e, para o NT, $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$. Neste estudo, as concentrações de NH_4^+ e de NO_3^- somam $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$. As águas salobras (estuarinas) foram destacadas por Adame e Lovelock (2011) pelo fato de essas áreas englobarem florestas de manguezais, sendo

responsáveis pela alta produtividade primária e secundária para a zona costeira.

Enquanto Portugal aplica os índices TRIX e ASSETS, que são índices mais robustos para mensurar a eutrofização, o Brasil utiliza somente a concentração de PT para classificar o estado trófico de todos os corpos d'água. Dessa forma, percebe-se que, no nosso país, não existe, até o presente momento, nenhum programa nacional, estadual ou, ainda, por bacia hidrográfica que aborde a eutrofização, como tratado pela OSPAR, que trata desse sintoma em categorias.

No próximo capítulo, trataremos da caracterização das bacias hidrográficas costeiras do estudo de caso, com destaque para as áreas estuarinas, pela análise da paisagem. A qualidade da água, em uma bacia hidrográfica, não pode ser analisada só pelos parâmetros físicos e físico-químicos, mas é importante entender os fatores relacionados à qualidade desses recursos, como as dinâmicas de uso do solo e populacionais.

**PARTE 6 – MODIFICAÇÃO DA PAISAGEM DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS E SUA RELAÇÃO
COM A QUALIDADE AMBIENTAL
NO PERÍODO DE UMA DÉCADA (2006 - 2016)**

As bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares foram submetidas à análise da paisagem, considerando que a paisagem influencia nas propriedades bióticas e abióticas das águas superficiais (GERGEL *et al.*, 2002). Para isso, deu-se um enfoque na avaliação dos elementos naturais e antropogênicos. Neste capítulo, a caracterização da paisagem das bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares, localizadas na Ilha de Santa Catarina, foi realizada pelo uso e ocupação do solo nos anos de 2006 e 2016 com auxílio de imagens de satélite e pela investigação *in loco* com a aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).

6 MODIFICAÇÃO DA PAISAGEM DE BACIAS HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE AMBIENTAL NO PERÍODO DE UMA DÉCADA (2006-2016)

A bacia hidrográfica é um ambiente de múltiplas integrações naturais e socioeconômicas. Essas complexidades não podem ser “reduzidas a comportamentos lineares, muito menos o será quando encarada sob uma perspectiva ambiental (...). Não há como entender tal realidade por partes, separá-las, dividi-las e depois juntá-las para que funcionem novamente” (VICENTE; PEREZ FILHO, 2003, p. 342). A pesquisa teve os objetivos de: a) analisar as mudanças das paisagens nas bacias hidrográficas do estudo de caso nos anos de 2006 e 2016, e b) a avaliação *in loco* da qualidade ambiental pela aplicação do protocolo de avaliação rápida (PAR).

6.1 Análise da Paisagem e do Uso e Ocupação do Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Ratonos em 2006 e 2016

A classificação do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Ratonos, no presente estudo, foi dada por seis classes: cobertura florestal, manguezal, restingas/herbáceas, área úmida, solo exposto e mancha urbana (Figura 24). A cobertura florestal demonstrou possível regeneração ou incremento de vegetação exótica de 5%, em 2006 ocupava 44,5% (37,5 km²), aumentando para 49,5% (42 km²) em 2016. Por outro lado, o manguezal do Ratonos sofreu redução de 2% da sua área no período, em 2006, tinha 7,6 km², ou seja, representava 9% da extensão da bacia hidrográfica; já em 2016, compunha 7% (6 km²). Vale frisar que o manguezal do Ratonos é uma área de proteção federal pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), onde está instalada a ESEC Carijós. Nota-se que a área de manguezal foi reduzida fora da ESEC pela urbanização, nas margens dos rios Ratonos e Papaquara.

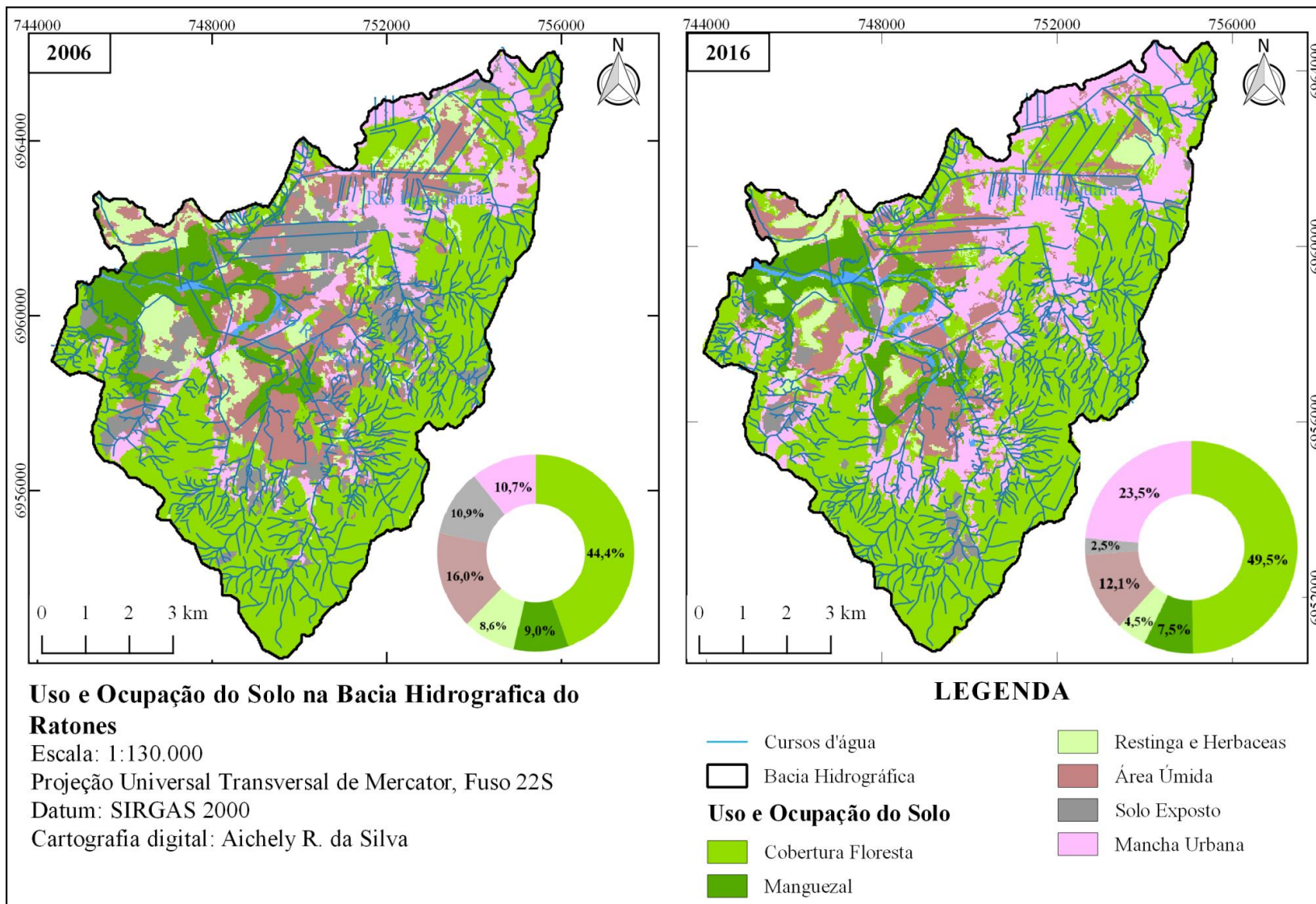
Por meio da análise da paisagem se identificou que a vegetação de transição, classificada como restinga/herbácea, em 2006, englobava 8,5% (7 km²) da área da bacia, passando para 4,5% (4 km²) em 2016. Isto é, quase metade dessa vegetação foi substituída pela mancha urbana. Da mesma forma, as áreas úmidas que estão sujeitas a alagamento – característica da baixa declividade (0 a 8%) e do solo de planície lacustre (DAVID, 2004) foram bastante representativas nessa bacia hidrográfica. Em 2006, essas áreas cobriam cerca de 16% (13,5

km²) da área da bacia e, em 2016, esse percentual reduziu para 12% (10 km²).

A categoria denominada de solo exposto englobou as áreas desmatadas ou abandonadas. Essa categoria sofreu elevada redução entre os períodos investigados, passando de 10,9% em 2006 para 2,2% em 2016. A redução de 8,6% pode ter ocorrido pela regeneração da vegetação arbórea, que hoje é composta de cobertura vegetal, ou por ter sido ocupada pela expansão da mancha urbana consolidada na bacia hidrográfica do Rio Ratonés.

A área de mancha urbana na bacia do Rio Ratonés, em 2006, ocupava 10,7% (9 km²), enquanto em 2016 com aos investimentos na infraestrutura na área dessa bacia e o crescimento da especulação imobiliária provocou o dobro do aumento da mancha urbana, passando para 23,2% (20 km²).

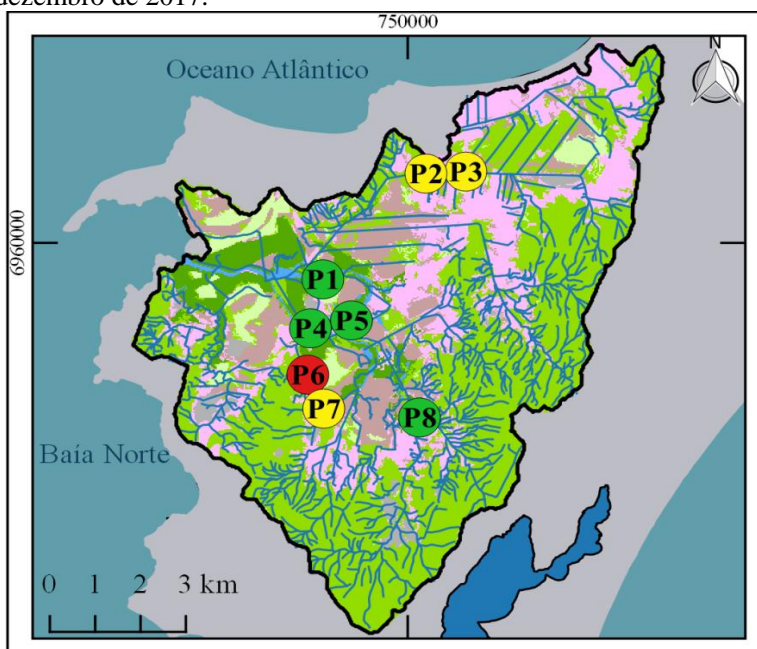
Figura 24 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Ratonos nos anos de 2006 e 2016.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

A análise visual da paisagem por meio da aplicação do PAR classificou a bacia hidrográfica como alterada (PAR = 44), variando de 17 a 60. A melhor avaliação ocorreu na foz do rio Papaquara (P1, PAR = 62) e na foz do Ratores (P4, PAR = 60), que juntos formam o estuário do Ratores (Figura 25), seguido do P5 (área próxima ao manguezal do Ratores) e P8 (Associação dos Pescadores de Ratores) que foram áreas consideradas natural (com baixo estresse ambiental) conforme o PAR. A boa condição natural encontrada se deu pelo fato de o manguezal apresentar boa preservação, apesar de estar submetido às obras de abertura das comportas (Figura 26), que provocou aumento de material em suspensão e da turbidez na água.

Figura 25 - Distribuição dos pontos amostrais classificados pelo Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) na BH de Ratores em 06 de dezembro de 2017.



Legenda: Classificação do PAR: natural (verde), alterado (amarelo) e impactado (vermelho). Os pontos amostrais foram: P1 - foz do rio Papaquara; P2 - Ponte da rodovia Virgílio Várzea (zona de mistura); P3 - ponte SC 401; P4 - foz do rio Ratores; P5 - antiga ponte da SC-401, foz do Ratores; P6 - afluente na estrada Intendente Antônio Damasco; P7 - afluente do Ratores em área de planície; P8 - Associação dos Pescadores de Ratores.

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O pior estado do PAR foi encontrado no afluente do rio Ratonos (P6, Figura 26), localizado no bairro de mesmo nome. Esse local não possuía vegetação ciliar, a urbanização era intensa nas margens do curso d'água, além de apresentar despejo d'água pluvial com aspecto de ligação clandestina de esgoto doméstico, e presenças de resíduos sólidos.

Figura 26 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Ratonos em 06 de dezembro de 2017.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

6.2 Análise da paisagem e do uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Itacorubi em 2006 e 2016

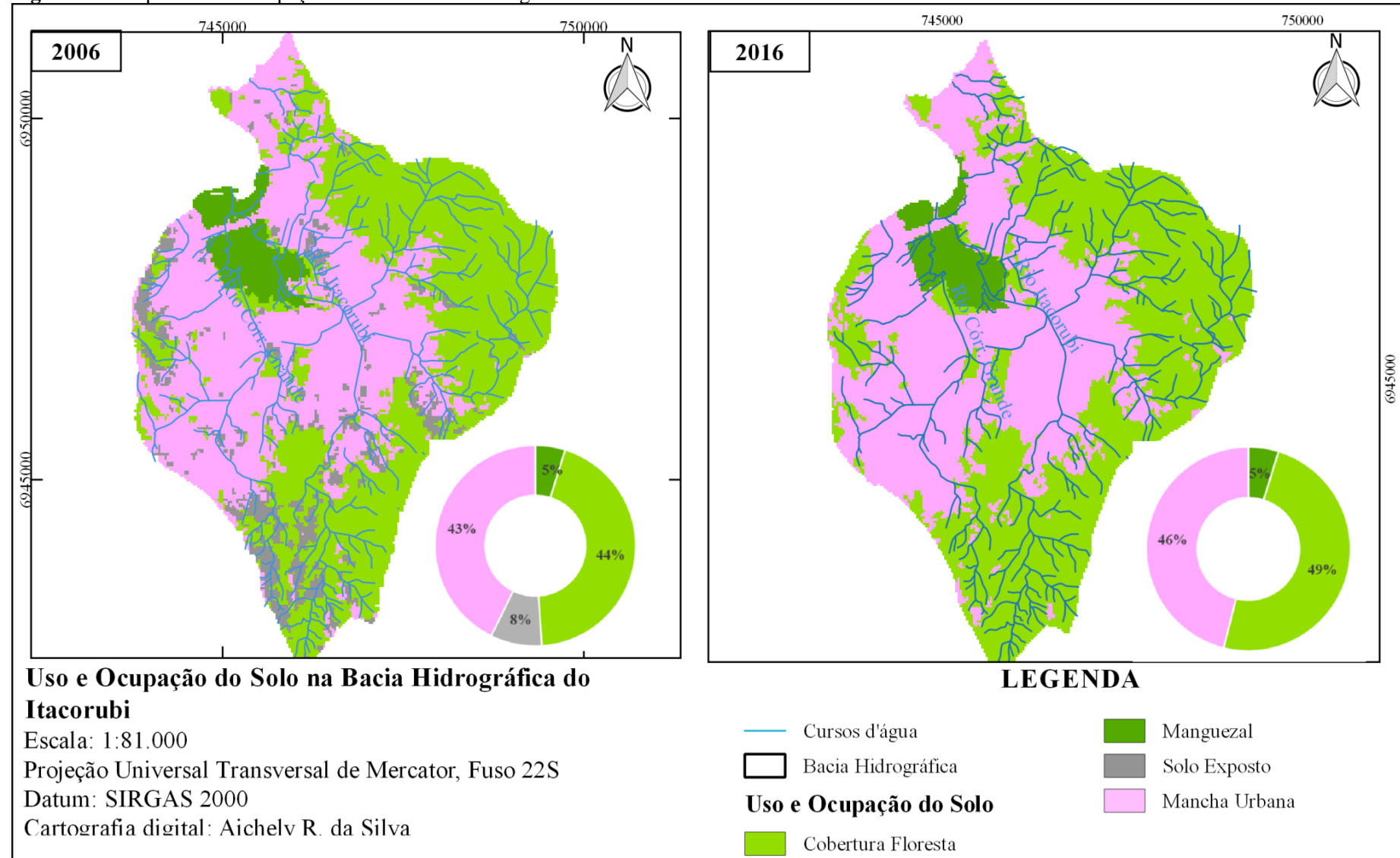
Na paisagem da BH do Rio Itacorubi, a cobertura vegetal apresentou incremento de 5% pela regeneração da vegetação, sendo que, em 2006, o percentual da cobertura vegetal era de 44% (12 km²). Em 2016, esta passou para 49% (14 km²) com o aumento nas áreas de encosta. A formação vegetal dada pelo manguezal do Itacorubi (Parque

Municipal do Itacorubi) permaneceu com a área similar, sendo de 5,1% em 2006 e de 4,7% em 2016.

As áreas de solo exposto na bacia hidrográfica do Rio Itacorubi representavam 8% (12 km²) da área em 2006, sendo que em 2016 não foi possível identificar essa categoria. A BH do Rio Itacorubi por apresentar mais de 40% da área urbanizada desde o início da pesquisa não apresentou a categoria de áreas úmidas.

Na BH do Rio Itacorubi a área de mancha urbana sofreu aumento de 3,4%, era de 42,6% (12 km²) em 2006 passando para 46,0% (13 km²) em 2016, conforme descrito na figura 27. A análise da mancha urbana foi realizada com base no uso e ocupação do solo, sendo que os bairros que estão aí inseridos apresentam crescimento vertical, visto que há diversos prédios com mais de 15 m de altura.

Figura 27 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Itacorubi nos anos de 2006 e 2016.



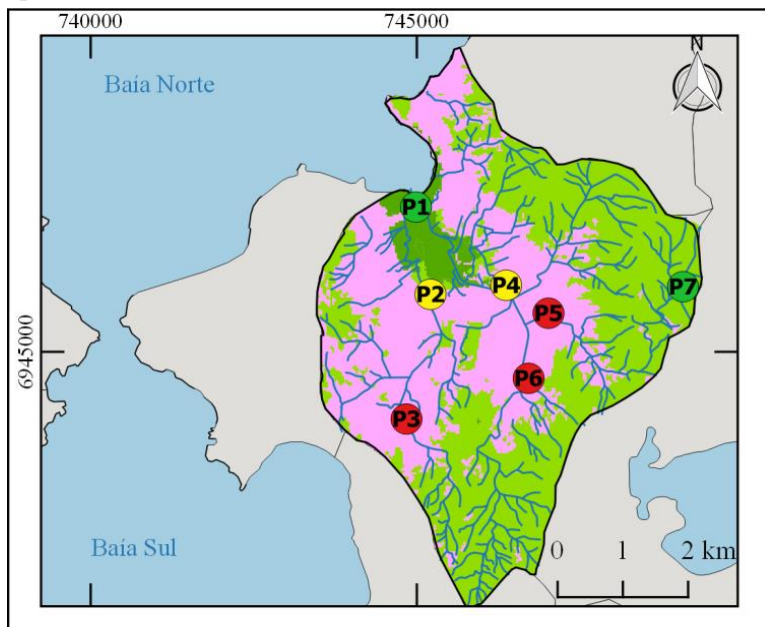
Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O PAR aplicado na BH do Itacorubi classificou três trechos como impactados, variando de 12 (o pior estado no ponto P5) a 67, com a melhor condição no P7 (Figura 28). Nessa bacia, os pontos 3, 5 e 6 apresentaram a pior classificação, dada pelo: odor intenso; a tonalidade cinza opaca da água, com característica de despejo de esgoto doméstico sem tratamento; a modificação das margens, pela insignificância ou ausência da vegetação ciliar; a presença de resíduos sólidos; entre outros fatores. Tal qual mensurado pela CASAN no dia da aplicação do PAR, a concentração de OD nesse local foi de $2,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (saturação de 26%), indicando hipóxia na água superficial.

O P2 (PAR=25), localizado nas proximidades do *shopping* Iguatemi e áreas comerciais, está dentro do Parque do Itacorubi, onde se verificou a presença de intensa perturbação ambiental. A presença de resíduos sólidos; lançamento de efluentes domésticos sem tratamento; assoreamento do leito, retificação dos canais; além da presença de vegetação aquática submersa e gramíneas no leito (indicando assoreamento) foram alguns aspectos observados que apontaram péssimas condições ambientais para esse local.

A foz do rio Itacorubi (P1), região do parque, é utilizada para o lazer da população. Esse local recebe visitas para a contemplação da natureza, desenvolvimento de atividades físicas e pesca recreativa. Contudo, é visível a baixa qualidade ambiental decorrente da proximidade com o adensamento urbano, que despeja efluentes domésticos sem tratamento. Nessa área (P1), a concentração de OD foi de 3 mg.L^{-1} (saturação de 36%) no dia da aplicação do PAR, condição próxima à hipóxia (de 30% de saturação do OD). Por outro lado, a fauna aquática se mostrou resiliente, visto que, no local, foram visualizados cerca de 10 jacarés da espécie papo-amarelo (*Caiman latirostris*) e algumas garças-brancas (*Ardea alba*) no leito do rio.

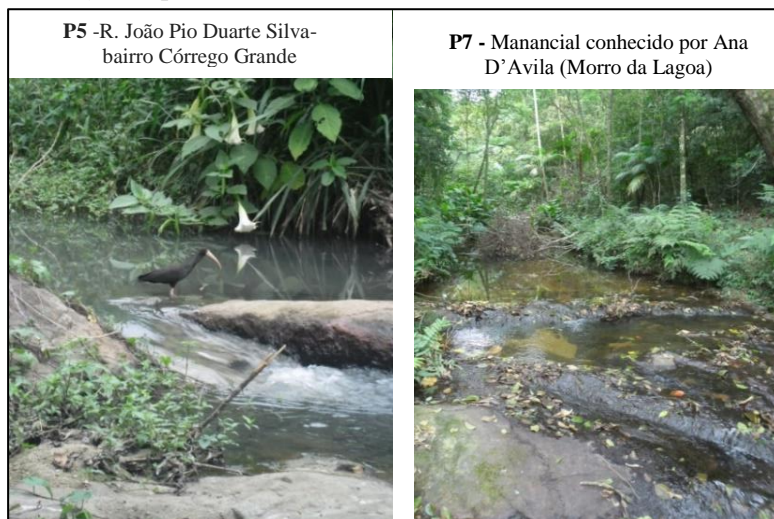
Figura 28 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) na bacia do Rio Ratonés, em 25 de outubro 2017.



Legenda: Classificação do PAR: natural (verde), alterado (amarelo) e impactado (vermelho). Os pontos amostrais foram: P1 - foz do rio Itacorubi; P2 - rio Sertão em área de planície; P3 - rio Sertão em área de encosta; P4 - rio Itacorubi em área de planície; P5 - rio Itacorubi em área de planície; P6 - rio Córrego Grande; P7 - córrego Ana D'Ávila.
 Fonte: Elaborada pela autora (2018).

As melhores condições ambientais foram observadas nos pontos 7 e 1, 2 na figura 29. O P7 está localizado próximo da nascente do rio, apresentando PAR de 67, neste local, a água é captada para o abastecimento público. A concentração de oxigênio dissolvido confirma a análise visual, com boa qualidade e concentração de 8 mg.L^{-1} (saturação de 89%). Essa área é bem preservada, apresentando extensa mata ciliar e fauna nativa, o que inclui a presença de camarão-pitu (*Macrobrachium carcinus*), na figura 29.

Figura 29 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Itacorubi em 25 de outubro 2017.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

6.3 Análise da paisagem e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Tavares em 2006 e 2016

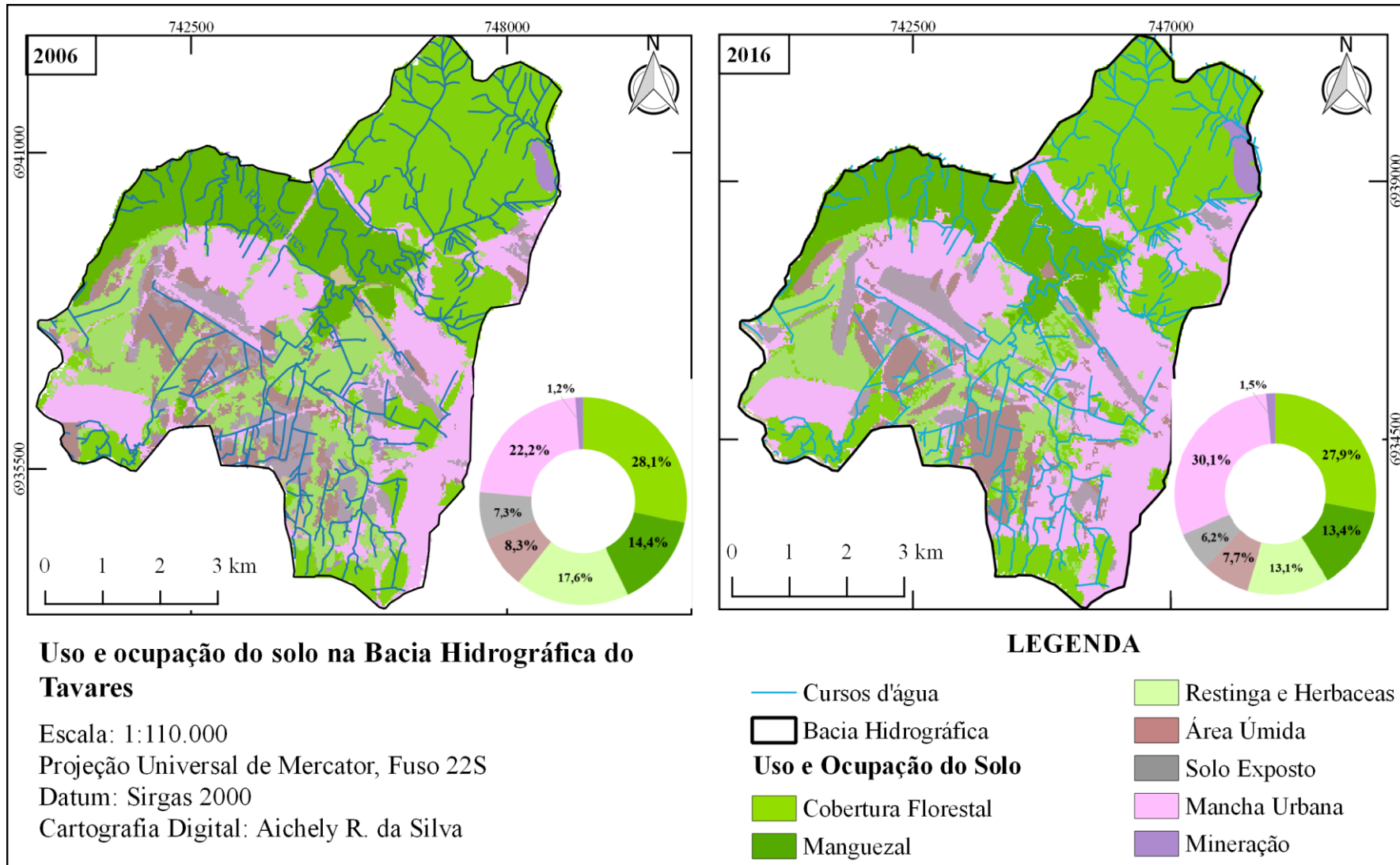
A análise da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Tavares foi classificada pela cobertura florestal, manguezal, restinga e herbáceas, área úmida, solo exposto, mancha urbana e mineração (Figura 27). A cobertura florestal na década analisada apresentou percentual de 28,1% em 2006, passando para 27,9% em 2016. O manguezal do Tavares sofreu perda de 1%, em 2006 ocupava 7,2 km², reduzindo sua área para 6,7 km² no ano de 2016. A redução da área, também, ocorreu com a restinga herbácea, vegetação de transição, que passou de 17,5% para 13,1%, nos anos de 2006 e 2016, nesta ordem.

As categorias de paisagem classificada como área úmida e solo exposto permaneceram, praticamente, iguais entre os períodos analisados, com redução de 0,6% e 1,1%, nesta ordem (Figura 30). Nessa área entre 2006 e 2016, foi perdido para a mancha urbana, quase 13% (0,5 km²) das zonas úmidas.

Enquanto isso, a grande alteração se deu por conta da mancha urbana, que em 2006 representava 22,2% (11 km²) e em 2016 passou para 30,1% (15 km²) da área da bacia hidrográfica. Além desses usos e

ocupação do solo, existe uma área de mineração da Pedrita Planejamento e Construção LTDA, usada para a extração de brita e granito, que englobava 1,2% da área de estudo em 2006 e passou para 1,5% em 2016. Esta área de mineração, conforme a figura 30 está próximo de um curso d'água que deságua no estuário do Tavares e da nascente do Tavares que está, a cerca de 1,4 km².

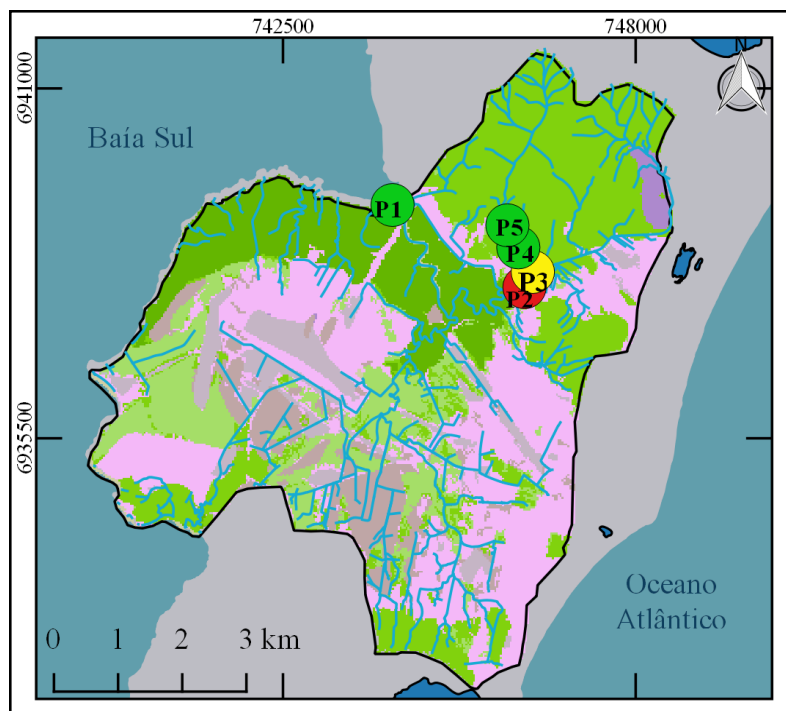
Figura 30 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Tavares nos anos de 2006 e 2016.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

A aplicação do PAR nessa bacia hidrográfica, destacada na figura 31, variou de 25 (P2, impactado) a 72 (P5, natural). As margens do P2 apresentaram intensa urbanização, resíduos sólidos e materiais de construção; além de canalização de esgoto ligada diretamente ao curso d'água (Figura 32). Consoante à análise *in loco*, a mensuração da qualidade da água realizada pela CASAN mostrou que a concentração de OD de 4 mg.L⁻¹ (saturação de 46 %), que foi menor que a indicada pela legislação ambiental (CONAMA 357/2005), de águas de classe 2, que não deve ser inferior a 5 mg.L⁻¹.

Figura 31 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Tavares em 18 de outubro de 2017.



Legenda: Classificação do PAR: natural (verde), alterado (amarelo) e impactado (vermelho). Os pontos amostrais foram: P1 - foz do rio Tavares; P2 - rio Tavares na margem esquerda da SC-405; P3 - rio Tavares na margem direita da SC-405; P4 - afluente em área de encosta; P5 - afluente próximo à nascente, próximo à instalação da futura ETE Sul da Ilha.

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

A análise visual classificou o ponto amostral próximo à nascente como natural, com PAR igual a 72, na figura 32. Nas proximidades desse local, a construção da ETE Sul da Ilha está prevista pela empresa de saneamento do Estado de Santa Catarina, a CASAN. Essa área é bem preservada, com a presença de vegetação ciliar, matéria orgânica grossa (folhas, galhos e troncos de árvores) dentro do corpo hídrico, apresentando boas condições ambientais para a fauna local. Nesse local, a concentração de OD foi de $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (saturação de 95%), confirmando a boa qualidade da água.

Figura 32 - Pontos amostrais da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do Rio Tavares em 18 de outubro de 2017.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Vale destacar, ainda, na BH do Rio Tavares, o P1 localizado no estuário obteve PAR igual a 55 (natural). Além disso, as margens da foz apresentaram deposição de lixo (resíduo sólido) e de conchas de berbigão, devido à atividade extrativista deste recurso. Nesse local, a concentração de OD foi de $4,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (saturação de 55%).

6.4 As pressões antrópicas sobre a modificação temporal do uso do solo e da qualidade ambiental das bacias hidrográficas

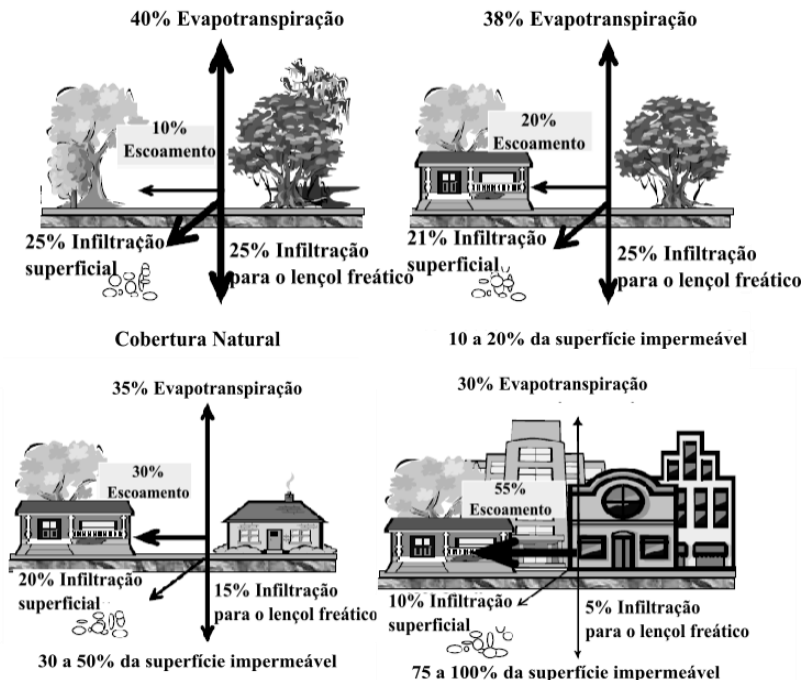
Nas bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares, foram encontrados fatores que provocam a alteração do balanço hídrico e a degradação das águas, entre eles: a urbanização, o desmatamento das matas ciliares, a ineficiência do tratamento de efluentes domésticos e o despejo de resíduos sólidos.

As bacias hidrográficas aqui analisadas foram consideradas impactadas pela expressiva área de mancha urbana, verificada por imagens de satélite no período temporal de 2006 a 2016 e por observações *in loco* pela aplicação do PAR. A mancha urbana na década compreendida de 2006 a 2016 aumentou 12,5% na BH do Rio Ratonés; 8% na BH do Rio Tavares; e 7% na BH do Rio Itacorubi. Essa última bacia hidrográfica retratou a maior mancha urbana, de 46% da sua área total em 2016; enquanto a BH do Rio Ratonés apresentou a menor, de 23,5%. Na BH do Rio Itacorubi, Bernady (2000) relatou que, em 1938, a urbanização ocupava, na bacia hidrográfica, apenas, 0,3 km² (1,1%), mas a agropecuária abrangia 1,7 km² (6,1%). Vale destacar que, em 78 anos (1938 a 2016), a área urbanizada na BH Itacorubi cresceu quase 44%. Conforme a classificação de Schueler, Fraley-Mcneal e Cappiella (2009), as bacias hidrográficas com urbanização acima de 10% são consideradas impactadas. Ao investigar diferentes bacias hidrográficas com variados níveis de urbanização em Massachusetts-EUA, Tu (2011) verificou que a qualidade da água decresceu com aumento da mancha urbana, ou seja, quanto mais urbanizada a bacia hidrográfica, pior é a qualidade da água. Nessas condições de intensa urbanização, as bacias hidrográficas, de acordo com Tucci e Clark (1997) e Tufford *et al.* (2003), têm a menor capacidade de reciclagem e de remoção dos nutrientes que geram a eutrofização.

Além de afetar a qualidade da água, a urbanização também afeta o balanço hídrico local (FLOTEMERSCH *et al.*, 2016) e a impermeabilidade do solo (CALIFORNIA WALUP, 2018). Esses fatores favorecem o aumento do escoamento superficial, a redução da evapotranspiração e da infiltração de água no solo (KIEDRZYNSKA; KIEDRZYNSKI; ZALEWSKI, 2015), especialmente em áreas de recarga de aquífero (Figura 33). Neste estudo, as bacias hidrográficas apresentaram, em 2016, mais de 20% da sua área ocupada pela mancha urbana. No caso da BH do Rio Itacorubi (com mais de 40% de mancha urbana), a infiltração deve ser menor que na bacias dos Rio Ratonés e Tavares. A mudança do balanço hídrico também afeta negativamente a

qualidade das águas superficiais e reduz a contribuição para o lençol freático, zonas úmidas, vegetação ribeirinha, poços, entre outros (CALIFORNIA WALUP, 2018).

Figura 33 - Efeitos do aumento da urbanização no ciclo hidrológico local.



Fonte: Califórnia WALUP (2018).

Sobre o aquífero dessas bacias hidrográficas, conforme dados da CPRM⁷, as BHs dos Rios Ratonés e Tavares apresentam aquífero livre com porosidade intermediária e vazão entre 20 a 90 m³/h, nesta ordem. Esses aquíferos ocupam área de 51 km² (59%) e 17 km² (39%), respectivamente, nas bacias hidrográficas. Esses aquíferos são considerados altamente vulneráveis à contaminação por efluentes domésticos (CPRM, 2017). Já a BH do Rio Itacorubi tem 59% (17 km²) da sua área formada por embasamento cristalino, aquífero livre e semiconfinado, com vazão entre 2 a 9 m³/h. Além disso, a qualidade da

⁷ Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

água é boa, e a vulnerabilidade à contaminação é de média a baixa. Já o risco de contaminação é considerado alto, sobretudo pela infiltração da água superficial.

Em consequência da modificação antrópica, nas BHs dos Rios Ratonés e do Itacorubi, foi verificada a alteração da morfologia, como a retificação dos cursos d'água, ao aplicar o PAR. Tais alterações consistem na redução da sinuosidade, provocando a perda das características naturais e a modificação das seções transversais e do perfil longitudinal dos cursos d'água (VIEIRA; CUNHA, 2006). Na BH do Rio Itacorubi, Bernady (2000) frisou que a modificação dos cursos d'água poderia inverter a função do rio como um dispersor da velocidade das águas e de filtrador do escoamento continental, podendo não reter a matéria orgânica em suspensão e depositar sedimentos no interior da Baía Norte. A retificação contribui para a potencialização da eutrofização, pois a hidrodinâmica e a morfologia são responsáveis por reduzir o tempo de residência da água (afetando o potencial de autodepuração do rio) e pode aumentar a erosão, os picos de inundação, os processos bioquímicos, a transferência de nutrientes para jusante, a interação das partículas dissolvidas e as trocas bentônicas (STATHAM, 2012; KIEDRZYNSKA; KIEDRZYNSKI; ZALEWSKI, 2015).

As áreas de cobertura florestal nas bacias hidrográficas, na década investigada, sofreram aumento de 5,4% na BH do Rio Itacorubi e de 5% na BH do Rio Ratonés – o menor percentual foi de 0,2 % (BH do Rio Tavares). Na BH do Rio Ratonés, foi observada a regeneração da cobertura florestal pela vegetação secundária e exótica (*Pinus*) na proximidade do *Sapiens Parque* e da ETE Canasvieiras. Na BH do Rio Itacorubi, a regeneração parece ter ocorrido nas encostas e áreas acima da cota de 100 m, que são áreas de preservação permanente (APP), segundo a legislação ambiental brasileira. O aumento da cobertura vegetal pode estar associado às fiscalizações da Fundação Municipal do Meio Ambiental (FLORAM)⁸, criada em 1995, que promove o cumprimento da proteção das APPs que são caracterizadas pela declividade do solo (encostas), pela localização na margem dos rios. Como apontado por Kristensen (2008), Tundisi e Matsumura-Tundisi (2010) e Li *et al.* (2014), a supressão da vegetação ciliar, incluindo os manguezais, reduz a qualidade das águas costeiras, que recebem poluentes das bacias hidrográficas. Neste estudo, observou-se que os pontos que apresentaram

⁸ Áreas de Preservação em Florianópolis (disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/floram/index.php?cms=areas+de+preservacao&menu=0>).

vegetação ciliar ou manguezal obtiveram as melhores condições ambientais. No entanto, os que sofrem maior pressão antrópica, com a ocupação das margens, foram considerados alterados ou impactados pelo PAR, com resposta na qualidade da água pela baixa concentração de oxigênio dissolvido.

Todas as bacias hidrográficas avaliadas neste estudo possuem áreas de manguezal protegidas como unidade de conservação (SNUC, 2000) na sua área estuarina. O manguezal do Tavares está na área da Resex Pirajubaé, que contém cerca de 17 km², criada em 1992. O objetivo dessa RESEX é o de garantir o modo de vida tradicional pela exploração do berbigão (*Anomalocardia brasiliensis*). Entretanto, esse objetivo está ameaçado pelos impactos apontados pelo PAR (desmatamento, lançamento de efluentes, avanço da mancha urbana, entre outros); pelas mudanças climáticas, como as ondas de calor (FELLER *et al.*, 2017), e pela pesca ilegal e sobrepesca (PEZZUTO; SOUZA, 2015). Como apontado por Spínola, Teixeira e Andriguetto Filho (2014), a RESEX está com a integridade socioambiental ameaçada pela redução da população de berbigão, expansão urbana e projetos de desenvolvimento na região. O mesmo ocorre com o manguezal do Ratonos, que é protegido pela ESEC Carijós, com área de 7,1 km² (ICMBIO, 2010). Essa ESEC sofre com a interferência antrópica da pesca, modificações nos cursos d'águas, avanço da urbanização e com o despejo de efluentes tratados (da ETE Canasvieiras) e não tratados no rio Papaquara e Ratonos. Já o manguezal do Itacorubi está localizado em uma área de parque⁹, unidade de conservação municipal. Para Ferreira e Lacerda (2016), cerca de 70% dos manguezais brasileiros estão dentro de áreas de preservação, mas a eficiência dos avanços de preservação é prejudicada pela burocracia, falta de políticas de conservação e interesses econômicos.

Apesar de serem áreas protegidas pela legislação ambiental brasileira (pelo Código Florestal, na lei nº 12.651/2012) e pelo Plano Diretor do Município, os manguezais e as áreas úmidas (incluindo as restingas) sofreram as maiores perdas no período temporal analisado: 5,6% na BH do Rio Ratonos e 5,5% na BH do Rio Tavares (Figuras 24 e 30). O manguezal do Ratonos, em 1938, ocupava uma área de 13,7 km² (CARVALHO; ZAGAGLIA; FERREIRA, 2007), mas, em 2016, nesta pesquisa, exibiu 5,9 km², ou seja, em 78 anos, a redução desse manguezal

⁹ Parque é uma área verde, espaço de domínio público que desempenha função ecológica, paisagística e recreativa, propiciando a melhoria da qualidade estética, funcional e ambiental da cidade, sendo dotado de vegetação e espaços livres de impermeabilização (CONAMA nº 369/2006).

foi de 8 km². Nesta pesquisa, em torno de 14% (1,3 km²) da área de restinga da BH do Rio Tavares foi convertida em mancha urbana. A perda da área de manguezal nas bacias hidrográficas averiguadas pelas imagens de satélite se deu pela ocupação antrópica, como a instalação de moradias ou de obras de infraestrutura, como rodovias. O manguezal é protegido por lei (Código Florestal), mas seu uso é permitido em caso de interesse social, como as infraestruturas indicadas anteriormente, afetando os bens e serviços que esses ambientes proporcionam para a sociedade.

Ademais, a urbanização gera o despejo de efluentes e resíduos sólidos, afetando a qualidade da água dos manguezais. Essa situação de degradação ambiental dos manguezais foi encontrada por Sobrinho e Andrade (2009) no Manguezal do Pina, em Recife-PE, maior manguezal urbano no país, que exibiu deterioração pela falta de coleta e tratamento de esgoto e pela ocupação antrópica.

Além disso, a falta da delimitação da zona de amortecimento (ZA) contribuiu para o avanço dos impactos antropogênicos (PIMENTA, 2013), sendo que nenhuma das UCs indicadas nesta pesquisa possui ZAs implantadas. A lei nº 9.985/2000, do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000), determina que as ZAs tenham controle de uso acoplado ao objetivo da conservação, minimizando as fortes pressões antrópicas e garantindo a finalidade das UCs (BEIROZ, 2015). Assim, a falta de delimitação da ZA das unidades de proteção ambiental coloca em risco a qualidade da água, como encontrado nas áreas de estudo desta pesquisa.

Nas bacias hidrográficas, as zonas úmidas foram observadas nas BHs dos Rios Ratonos e do Tavares, as quais sofreram redução, ao longo do período avaliado, de 4% e 1%, respectivamente. Na bacia hidrográfica do Rio Itacorubi, essas áreas não foram observadas nas imagens de 2006, pois é mais urbanizada, com início do adensamento urbano em meados do século XIX (REIS, 2012). As áreas úmidas definidas pelo *Ramsar* (1971) constituem um recurso de grande valor econômico, cultural, científico e recreativo, cuja perda seria irreparável (BRASIL, 1996; BRASIL, 2000; SOARES; DOMINGUEZ, 2012). Em Florianópolis, são frequentes os alagamentos dos terrenos de menor cota altimétrica e que antes eram ocupados pelas áreas úmidas (Figura 34). As ressacas se dão quando a maré astronômica se amplifica pela maré meteorológica, forçada pelos ventos do quadrante sul. No cenário das mudanças globais, é importante a cidade pensar nas áreas úmidas ainda não ocupadas, como as áreas de preservação, garantindo o fluxo natural das águas e evitando mais perdas sociais e econômicas. Além disso, essas áreas são importantes para a ciclagem de nutrientes e depuração da matéria orgânica vinda da bacia

hidrográfica (ALONGI, 2018), o que reforça a sua importância como zona de amortecimento para as UCs.

Figura 34 - Alagamento por maré nas bacias hidrográficas dos Rios Itacorubi e Tavares.

Av. da Saudade
(BH do Itacorubi)



Fonte: G1 apud Moreira (2018)

Av. Dep. Diomício Freitas
(BH do Tavares)



Fonte: TUDO sobre Florianópolis (2014)

A categoria de solo exposto, nesta pesquisa, foi encontrada em todas as bacias hidrográficas. A área dessa categoria diminuiu 8,3% na BH do Rio Ratonés e 1,1% na BH do Rio Tavares no período analisado; e, na BH do Rio Itacorubi, não foi encontrado solo exposto em 2016, o que está associado ao aumento da densidade urbana. Na BH do Rio Tavares, foi observado, ainda, outro estressor ambiental: a área de extração mineral, em especial, de granito e brita, que está a menos de 2 km da nascente do rio Tavares. No Estudo de Impacto Ambiental (EIA, 2015) para supressão da vegetação e ampliação da área de extração mineral, a alteração da qualidade da água dos recursos hídricos foi apontada como um impacto que causará o aumento da turbidez e dos sólidos em suspensão na água superficial.

Ainda em relação aos impactos antropogênicos nas bacias hidrográficas, por meio do PAR se identificou uma ligação clandestina de esgoto, mudança de cor e odor da água, presença de macrófitas no espelho d'água, desmatamento e edificações das margens. Os impactos sobre as águas da BH do Rio Ratonés foram destacados por Corseuil *et al.* (2009), Victorette e Brentano (2011), Silva (2015) e Rodrigues (2016a) pelas altas concentrações de coliformes termotolerantes, DBO₅ e nutrientes (N e P) na água superficial. Na BH do Rio Itacorubi, a mais impactada conforme o PAR, foram encontradas péssimas condições ambientais, corroboradas por Froehner *et al.* (2011), que detectaram elevada concentração de

hormônio feminino (estrogênios) em locais de descarga irregular ou ilegal de efluentes. Entre os fármacos, o mais abundante no sedimento desse manguezal foi o 17- α -etinilestradiol, utilizado no contraceptivo feminino ($129,75 \pm 3,89$ ng.g⁻¹). Para Piazza (2012), nessa bacia, a fauna aquática está exposta às substâncias desreguladoras endócrinas. Em outra pesquisa nesse manguezal, Masutti (1999) indicou contaminação por cádmio e cobre, metais pesados acumulados nos tecidos de espécies como: capim-marinho (*S. alterniflora*), mexilhão (*M. guyanensis*), molusco (*C. granulata*) e nos sedimentos e água intersticial do rio. Há mais de duas décadas as pesquisas mostram que o principal interferente na qualidade ambiental do manguezal do Itacorubi é o despejo de efluentes domésticos sem tratamento, mas nenhuma solução foi dada pela gestão pública até o momento.

Outra variável relacionada à urbanização nas bacias hidrográficas identificadas pelo PAR foi a presença de resíduos sólidos em todos os cursos d'água, com maior densidade de embalagens plásticas e material de construção, seguindo o observado em outros manguezais do Brasil (BELARMINO *et al.*, 2014).

Sobre o PAR, esse teve boa relação com a qualidade da água (concentração de oxigênio dissolvido) neste estudo. Silva *et al.* (2016) encontraram uma boa correlação ($R^2: -0,50$; $p: 0,001$) entre o PAR e o índice de estado trófico (TRIX) no rio Papaquara. Neste estudo, o PAR demonstrou que a BH do Rio Itacorubi, a mais urbanizada, apresentou a pior qualidade ambiental (com três pontos amostrais impactados e dois alterados). A BH do Rio Ratoles, apresentou: um ponto impactado e três alterados. Isso reforça a potencialidade do PAR, método apresentado neste estudo, como ferramenta auxiliar na compreensão da qualidade ambiental dos corpos hídricos costeiros, de forma simplificada e de baixo custo para a gestão de bacias hidrográficas costeiras.

Em suma, este estudo demonstrou que o aumento da mancha urbana na última década, associada à falta de abrangência da coleta e tratamento de esgoto e à supressão dos manguezais e das áreas úmidas, foi o principal responsável pela alteração da paisagem e da qualidade da água. Esses fatores foram identificados pelo PAR e corroborados com a análise da paisagem por imagens de satélite. A análise da paisagem nesta etapa do estudo permitiu compreender a atual configuração do uso e da ocupação do solo nas bacias e sua relação com a qualidade ambiental, fator que servirá para compreender a tendência futura desta qualidade ambiental frente às modificações propostas pelo poder público, como o Plano Diretor do município de Florianópolis.

PARTE 7 – ESTUDO DE CASO: ANÁLISE DO ESTADO TRÓFICO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RATONES, ITACORUBI E TAVARES

Neste capítulo, avaliou-se o estado trófico dos estuários pelo Índice de Estado Trófico (IET) e *Trophic Index* (TRIX), no período de uma década (2006-2016/2017). Pretende-se compreender o processo de eutrofização costeira nos estuários dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares, localizadas na Ilha de Santa Catarina – SC.

7 ESTUDO DE CASO: ANÁLISE DO ESTADO TRÓFICO DAS BACIAS HIDROGRÁFICA DE RATONES, ITACORUBI E TAVARES

O crescimento urbano em regiões estuarinas sem tratamento adequado dos efluentes domésticos e industriais resulta em níveis elevados de biomassa primária, devido à constante entrada de nutrientes (N e P) e de matéria orgânica, que ocasiona o processo de eutrofização, como destacado no capítulo anterior. Esse estresse ambiental provoca a deficiência na concentração de oxigênio dissolvido (hipóxia/anóxia) e a floração de algas tóxicas (BRICKER *et al.*, 2008). Os objetivos deste capítulo foram: a) analisar o estado trófico no período considerado como o início (2006 - 2009) e final (2014 - 2016/2017) pela utilização de dois índices de estado trófico – IET e TRIX; b) identificar qual desses índices (IET e TRIX) melhor retrata o estado trófico dos estuários; e c) avaliar os indicadores de eutrofização aplicados aos índices (IET e TRIX) em relação à resolução CONAMA 357/05.

7.1 ESTADO TRÓFICO DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS RATONES, ITACORUBI E TAVARES

O Índice de Estado Trófico (IET) é, atualmente, o mais utilizado no Brasil, em variados ambientes aquáticos, como: rios, reservatórios, lagoas, estuários e baías, como foi demonstrado no capítulo 4. O IET foi estimado pela concentração de fósforo total (PT) e de clorofila-*a*. Esse índice classificou os estuários do Ratonés, Itacorubi e Tavares nos estados de mesotrófico a hipereutrófico (Tabela 5). Neste estudo, o período inicial da década (de 2006 a 2009) e o período final da década (de 2014 a 2016/2017) são denominados também pelos anos de início e final de cada período, 2006 e 2016/2017, respectivamente. Os dados por ano estão descritos no Apêndice D.

O estado trófico do estuário do Ratonés, entre 2006 e 2016/2017, retratou a condição acima da eutrófica em 62% ($n = 53$) das amostras. No período inicial, esse estuário foi classificado pelo IET como mesotrófico (59 ± 15), porém, no final da década, a condição foi supereutrófica (67 ± 8), (vide tabela 5). Para o estuário do Rio Itacorubi, o IET indicou a condição hipereutrófica, no início e final da pesquisa, com 76 ± 3 e 72 ± 3 , nessa ordem. Essas condições foram similares às encontradas no Tavares, que demonstrou, no início, 100% ($n = 8$); e, no final, 98% ($n = 43$) dos dados classificados como hipereutrófico, indicando ambiente altamente produtivo. A área da urbanização, em

relação à área total da bacia, indica uma tendência ao nível trófico associado ao IET, sendo que as bacias hidrográficas com mais de 20% dessa relação tendem a ter águas com maior estado trófico.

Tabela 5 - Relação entre as áreas da mancha urbana e das bacias hidrográficas (%) e resultado do Índice de Estado Trófico (IET) nos estuários em média, desvio padrão (\pm), número amostral () e valores mínimo e máximo para cada ano de amostra, de 2006 a 2016/2017.

IET	RATONES	ITACORUBI	TAVARES
Mancha urbana%	10,7%	43%	22,2%
2006	53 \pm 17 (31) 22 - 81	*	*
2007	67 \pm 8 (6) 52 -76	73 (1)	69 \pm 1 (2) 68 - 70
2008	67 \pm 4 (13) 62 - 74	75 \pm 2 (7) 73 -79	76 \pm 5 (6) 68 -82
2009	66 \pm 3 (5) 64 -70	*	*
2011	64 \pm 1(10) 62 -66	*	*
2013	55 \pm 9 (3) 46 -63	*	*
2014	63 \pm 5 (12) 58 -74	*	72 \pm 9 (11) 46 -78
2015	61 \pm 0 (3) 61 -62	*	72 \pm 1 (14) 69 -73
Mancha urbana%	23,5%	46%	30,1%
2016	*	*	71 \pm 1 (12) 68 -73
2017	80 \pm 2 (5) 76 -81	72 \pm 3 (4) 68 -74	70 \pm 1 (7) 68 -71

Legenda: As cores pertencem à classificação do estado trófico do IET: Azul (ultraoligotrófico, =47); verde (oligotrófico, de > 47 a 52); amarelo (mesotrófico, de > 52 a 59); laranja (eutrófico, de > 59 a 63); vermelho (supereutrófico; de > 63 a 67); e roxo (hipereutrófico, de > 67). Cores pertencente à classificação do estado trófico do IET.

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O *Thopfic Index* (TRIX) é utilizado para classificar as águas costeiras europeias, pois considera um grupo maior de descritores na análise (como: utilização aparente do oxigênio (aD%O), nutrientes inorgânicos (NIP e PID) e fitoplâncton (clorofila-*a*)), além de ser parametrizada para cada ambiente, como foi feito no presente estudo.

Assim como para o IET, o estuário do Rio Ratonos obteve os menores valores de TRIX entre os estuários analisados, sendo classificado como mesotrófico (5 ± 2), mas com forte tendência ao estado eutrófico em 14% dos dados. No início do período observado, esse estuário foi classificado como mesotrófico (4 ± 1), enquanto, no final, foi apontado como eutrófico (6 ± 1). Ao comparar a escala temporal, o TRIX variou de oligotrófico (3 ± 1), em 2006, a eutrófico (7 ± 0), em 2017, na tabela 7. Notou-se que, após 2013, os valores encontrados do TRIX estiveram acima de 5 – nesse período, a urbanização já registrava 8% de aumento em relação a 2006 (Tabela 6).

O estuário do Rio Itacorubi obteve valor de TRIX equivalente ao IET, com a pior condição em todos os períodos. No início e final da década pesquisada (2006 a 2016), a classificação foi eutrófica, com TRIX 6 ± 2 . Após 2008, ficou-se um longo período sem que fossem feitas medidas nesse sistema. Os estudos foram retomados em 2017, quando a condição variou de oligotrófico (3) a eutrófico (7), vide tabela 16. No estuário do Rio Tavares, o TRIX indicou que 54% ($n = 28$) das amostras apresentavam condição eutrófica. Ao longo do período de análise, esse estuário foi classificado como eutrófico pelo TRIX, com 6 ± 1 no início e no final da década.

Tabela 6 - Representação da mancha urbana nas bacias hidrográficas (%) e resultado do TRIX nos estuários em média, desvio padrão, número amostral, mínimo e máximo, nesta ordem.

TRIX	Ratonos	Itacorubi	Tavares
Mancha urbana%	10,7%	43%	22,2%
2006	3 ± 1 (31) 1 - 7	-	6 ± 1 (2) 6 - 7
2007	4 ± 1 (6) 3 - 6	5	6 ± 1 (6) 5 - 7
2008	5 ± 1 (13) 4 - 6	6 ± 2 (7) 3 - 9	-
2009	5 ± 0 (5) 4 - 5	-	-
2011	4 ± 0 (10) 4 - 5	-	-
2013	$5,6 \pm 1$ (3) 5 - 6	-	-
2014	6 ± 1 (7) 5 - 7	-	7 ± 1 (11) 5 - 8
2015	6 ± 0 (3) 5 - 6	-	7 ± 0 (14) 6 - 7

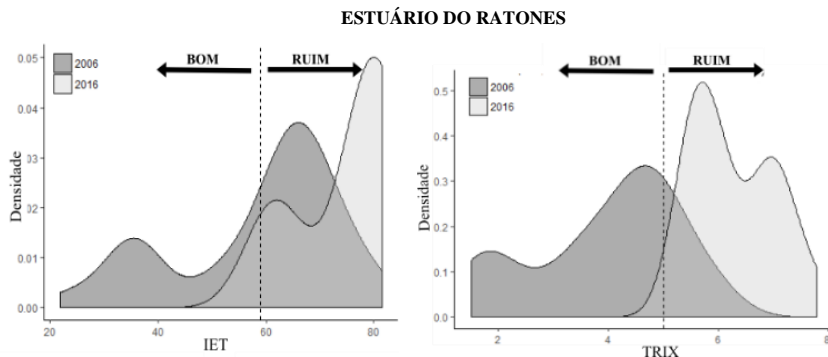
Mancha urbana%	23,5%	46%	30,1%
2016	-	-	5,6 ±1 (12) 3 -7
2017	7 ±0 (5) 7 - 8	6 ± 2 (4) 3 -7	4 ±0 (7) 3 -5

Legenda: As cores pertencem à classificação do estado trófico do IET: Azul (ultraoligotrófico, <2); verde (oligotrófico, de 2 a 4); amarelo (mesotrófico, de 4 a 5); laranja (mesotrófico a eutrófico, de 5 a 6); vermelho (eutrófico, de 6 a 8); e roxo (hipereutrófico, de 8 a 10).

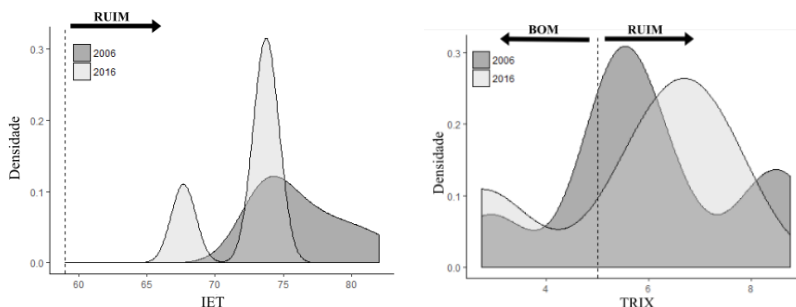
Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O índice IET neste estudo indicou o pior estado trófico em comparação ao TRIX na maioria dos períodos estudados. O IET e o TRIX divergiram suas classificações dos dados em relação ao período inicial no Ratonés: pelo IET, 63% foram enquadrados como ruins em comparação aos 18% caracterizados nessa condição pelo TRIX (Figura 35). No segundo período, o IET e o TRIX apresentaram a mesma tendência de classificação, com 85% e 100% das amostras como ruins, nessa ordem. No estuário do Rio Itacorubi, não houve diferença entre os períodos: pelo IET, os dois períodos exibiram 100% das amostras como ruins; já pelo TRIX, esse número foi de 50%. No estuário do Tavares, no primeiro período, 55% das amostras coletadas pelo IET e TRIX foram classificadas como ruins; já no período final, 100% das amostras do IET e 70% das amostras do TRIX foram categorizadas como ruins.

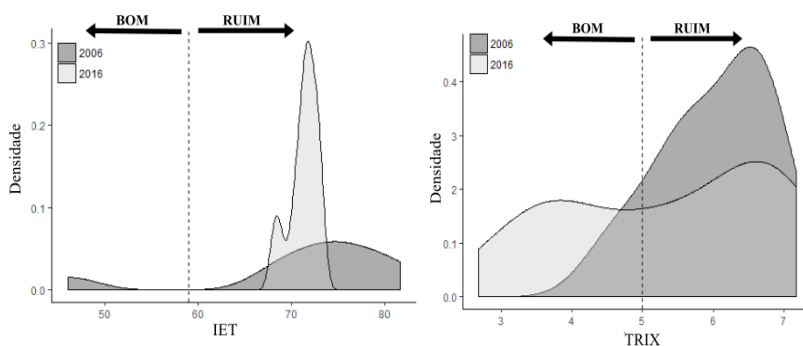
Figura 35 - Frequência do estado trófico (bom e ruim) pelo limite (estado mesotrófico, linha pontilhada) dos índices IET (esquerda) e TRIX (direita) nos estuários do Ratonés, Itacorubi e Tavares.



ESTUÁRIO DO ITACORUBI



ESTUÁRIO DO TAVARES



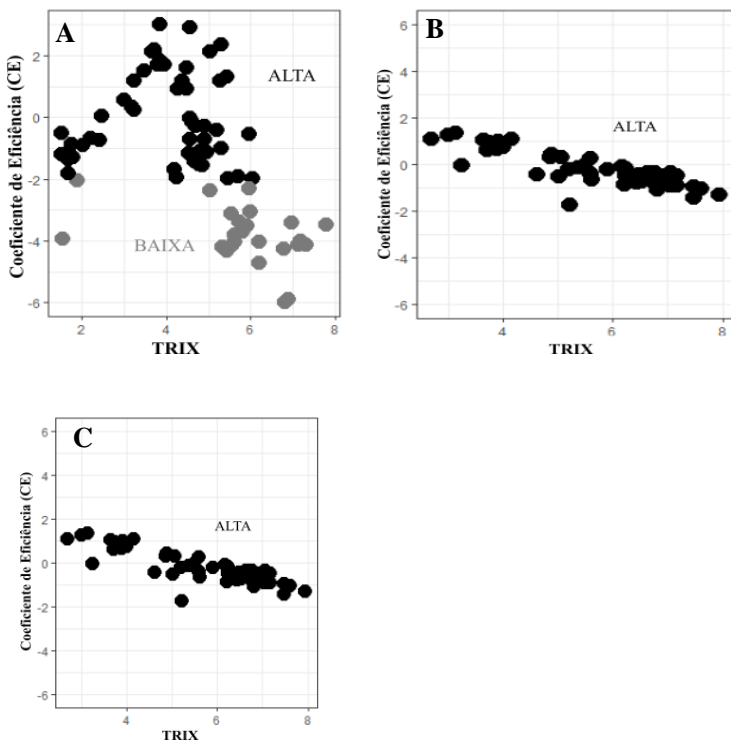
Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O índice de complemento do TRIX, o coeficiente de eficiência (CE), indica a taxa de utilização de nutrientes pelo fitoplâncton no ambiente costeiro, processo importante no desencadeamento da eutrofização. Nesse índice, os valores acima de -2 apontam alta utilização de nutrientes pelo fitoplâncton (e o contrário quando abaixo desse valor) (GIOVANARDI; VOLLENWEIDER, 2004). Nos estuários analisados, a maior contribuição para o TRIX foi dada pelas variáveis abióticas (nutrientes NID e PID), ou seja, pela baixa utilização deste pelo fitoplâncton. Ao relacionar o CE e o TRIX, na figura 36, formaram-se duas nuvens de pontos que permitiram discriminar a eficiência na utilização de nutrientes nos estuários entre alta (preto) e baixa (cinza).

O CE, neste estudo, apresentou decréscimo com o aumento do TRIX, como demonstrado na figura 36. O estuário do Ratores

apresentou CE de $-0,1 \pm 1,6$ e de $-4,1 \pm 0,8$ no início e final da década, respectivamente. Nesse estuário, a maior contribuição para o TRIX foi dada pelas variáveis abióticas (nutrientes) em 60% das medidas, em comparação com as variáveis bióticas (40%). O estuário do Rio Itacorubi, no início da década, exibiu CE de $-1,5 \pm 0,6$, passando para $-0,2 \pm 0,8$ no final desse período. O estuário do Rio Tavares demonstrou alta utilização de nutrientes, com $-0,5 \pm 0,2$ e $-0,2 \pm 0,8$, no início e final da pesquisa, nessa ordem (Figura 34C). Nesse estuário, a relação foi de 51% para influência dos dados abióticos e de 49% para a influência das variáveis bióticas (Chl-*a* e aD%O) na explicação do estado eutrófico do sistema.

Figura 36 - Utilização de nutrientes nos estuários, coeficiente de eficiência (CE) em relação ao TRIX, nos estuários do Ratonos (A), Itacorubi (B) e Tavares (C). A eficiência é alta (preto) e baixa (cinza) na utilização dos nutrientes.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

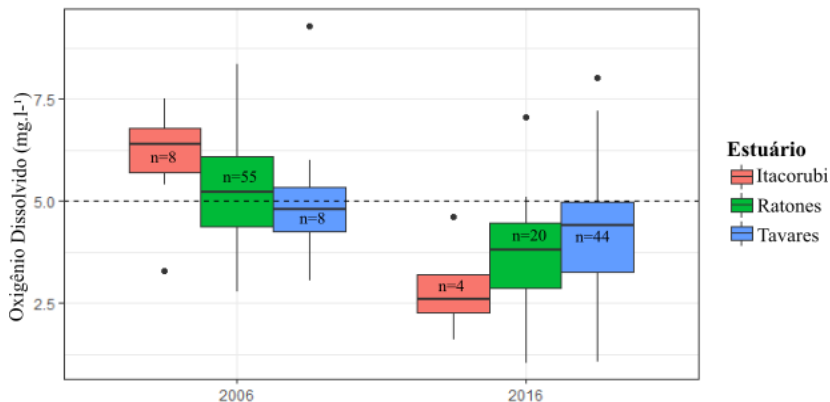
7.1.1 Variáveis bióticas dos Índices de Estado Trófico (IET e TRIX)

A hipóxia é um sintoma da eutrofização dada pela saturação de oxigênio dissolvido (OD) < 30% ou concentração < 2 mg.L⁻¹. No estuário do Ratores, no início da década, a concentração de OD registrada foi de 5,2 ± 1,4 mg.L⁻¹. Nesse período, nenhuma das amostras (n = 55) apresentaram valores abaixo de 2 mg.L⁻¹. Contudo, no final da década, a concentração de OD decaiu para 3,7 ± 1,4 mg.L⁻¹, sendo que 15% (n = 20) das amostras demonstraram estado de hipóxia. Nos poucos registros disponíveis para o estuário do Itacorubi, as amostras do período de 2006 (n = 8) não apresentaram valores de hipóxia < 2 mg.L⁻¹. Porém, no final do período, somente, uma medida exibiu esse estresse ambiental. No estuário do Tavares, no início (2006), o OD exibiu concentração de 5,2 ± 1,9 mg.L⁻¹, decaindo para 4,3 ± 1,5 mg.L⁻¹ no final.

O estuário é um ambiente de transição entre as águas doces (rio) e águas salgadas (oceano), apresentando, portanto, água salobra. Conforme a resolução CONAMA 357/2005, as águas salobras possuem salinidade superior a 0,5 psu e inferior a 30 psu, como o observado nos sistemas aqui avaliados. Neste estudo, adotamos a seguinte classe: água salobra classe 1, definida na resolução do CONAMA 357/2005, como foi determinado pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) na resolução 01/2008. Ao considerar o valor de referência para OD para água salobra classe 1, a resolução considera que a concentração de OD não deve ser inferior a 5 mg.L⁻¹.

Quanto às concentrações de OD, decresceram no período final da década, em 2016, em todos os estuários, em comparação ao período inicial (Figura 37). No estuário do Itacorubi, 100% dos dados estavam abaixo do estabelecido pelo CONAMA no final da década analisada. O estuário do Ratores apresentou 45% (n = 25) e 85% (n = 17) dos dados em desconformidade com a legislação, no início e final da década, respectivamente. O Tavares exibiu 62% (n = 5) e 77% (n = 34) das amostras abaixo de 5 mg.L⁻¹ no período inicial e final, respectivamente.

Figura 37 - Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nos estuários Itacorubi (rosa), Ratoles (verde) e Tavares (azul). A linha pontilhada indica o limite da concentração indicada pela legislação brasileira atual para água salobra classe 1), de 5mg.L^{-1} . O (n) representa o número de medidas dos períodos de 2006 (início) e de 2016/2017 (final da década de análise).



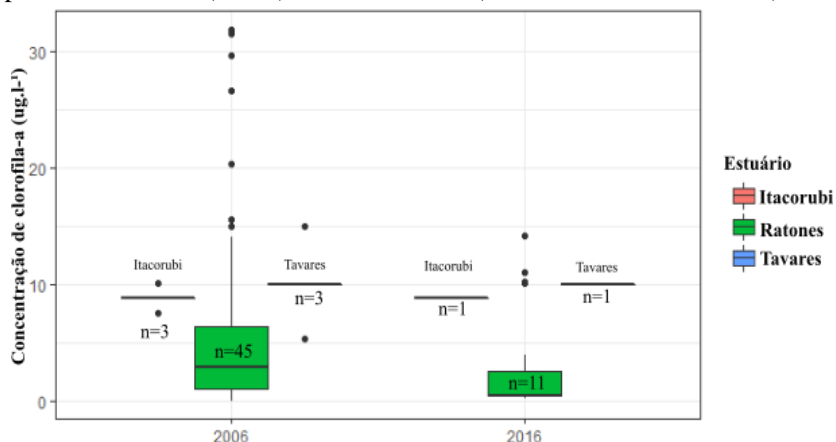
Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Outra forma de apresentar essa variável foi pelo uso aparente do oxigênio (aD%O). Esse parâmetro é utilizado no TRIX, estimado pela diferença entre a saturação de oxigênio de 100% e a saturação medida no meio aquático, indicando quanto de oxigênio está sendo consumido no meio para oxidação química (nitrificação – transformação do NH_4^+ para NO_3^-) e biológica (respiração/oxidação da matéria orgânica) do meio. Na condição de aD%O, acima de 70%, caracteriza-se sistema hipóxico, o que equivale à saturação de OD na água de 30%. O estuário do Rio Itacorubi apresentou aumento do consumo de OD de 40% entre os períodos analisados: a aD%O foi de $24 \pm 18\%$ (início) a $63 \pm 16\%$ (final). No estuário do Rio Ratoles, houve um aumento de 17% do consumo de OD, sendo a média de $35 \pm 17\%$ (início) e $52 \pm 19\%$ (final). Já no estuário do Rio Tavares, a diferença foi de apenas 5%, com média de $42 \pm 18\%$ (início) e $47 \pm 18\%$ (final).

A variável biológica clorofila-*a* exibiu as maiores concentrações no estuário do Ratoles: no início da década analisada, as médias foram de $11 \pm 42 \mu\text{g.L}^{-1}$ (início) e de final $3 \pm 4 \mu\text{g.L}^{-1}$ (final). Nos estuários dos Rios Itacorubi e Tavares, os valores do desvio-padrão foram baixos, por serem dados interpolados. No Itacorubi, foi verificada, no início e final da pesquisa, a concentração de $9 \pm 1 \mu\text{g.L}^{-1}$; enquanto no estuário

do Rio Tavares, nos dois períodos, a média foi de $10 \pm 3 \mu\text{g.L}^{-1}$, na figura 38. Vale destacar que a resolução CONAMA não estabelece valores para a concentração de clorofila-*a* em águas salobras.

Figura 38 - Concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos estuários Itacorubi (rosa), Ratonés (verde) e Tavares (azul). Número de medidas (n) dos períodos de 2006 (início) e de 2016/2017 (final da década de análise).

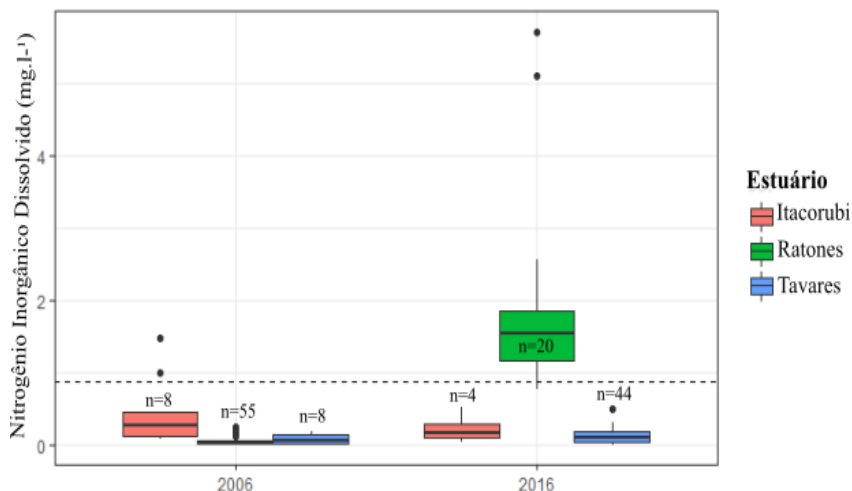


Fonte: Elaborada pela autora, 2018

7.1.2 Variáveis abióticas dos índices de estado trófico (IET e TRIX)

A concentração de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID), cujos valores foram aplicados ao TRIX, não possui valor de referência único pela resolução CONAMA 357/05, mas pode ser estimada ao se somarem as concentrações-limites das diferentes formas: amônio, nitrito e nitrato. Essa resolução estabeleceu para as águas salobras (classe 1) as concentrações de nitrito (NO_3) de $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$; nitrato (NO_2) de $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$; e nitrogênio amoniacal (NH_4) de $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$. Pelo somatório dessas frações, a concentração do NID é de $0,87 \text{ mg.L}^{-1}$. No início da análise, apenas o estuário do Rio Itacorubi apresentou 25% ($n = 2$) dos dados com concentração de NID acima do estabelecido pela legislação (Figura 39). O estuário do Rio Ratonés apresentou todos os dados, no início, abaixo da norma ambiental, porém, ao final, eles ficaram acima. Já no estuário do Rio Tavares, 100% das amostras nos dois períodos ficou dentro do determinado pela resolução ambiental.

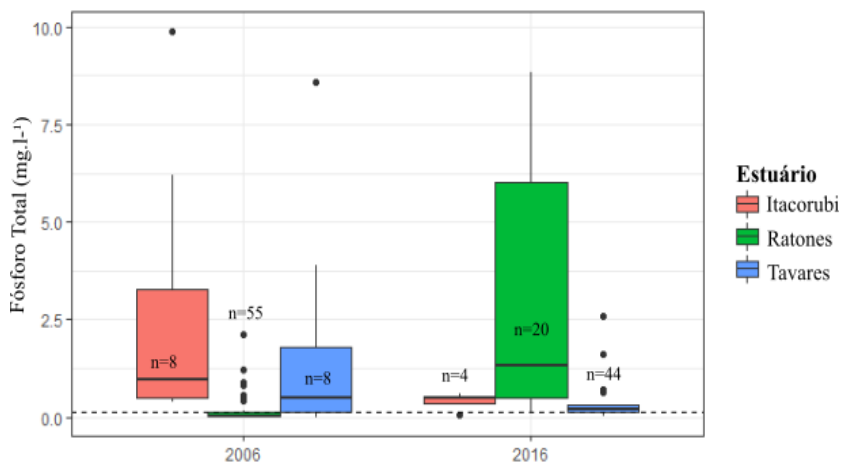
Figura 39 - Concentração de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID, mg.L^{-1}) nos estuários Itacorubi (rosa), Ratoles (verde) e Tavares (azul). A linha pontilhada indica o limite da concentração indicada pela legislação brasileira atual para água salobra classe 1, de $0,87 \text{ mg.L}^{-1}$. O (n) representa o número de medidas (n) dos períodos de 2006 (início) e de 2016/2017 (final da década de análise).



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O fósforo total (PT) é a fração tratada pela resolução CONAMA 357/05 (para águas salobras classe 1) sendo determinada a concentração-limite de $0,124 \text{ mg.L}^{-1}$. Essa variável foi aplicada ao índice IET, sendo que todos os estuários apresentaram concentração acima do estabelecido pela resolução ambiental, na figura 40. No estuário do Itacorubi, no início, 100% dos dados estavam acima da resolução, enquanto que, no final, esse valor foi de 75% ($n = 3$). No Ratoles, para o PT, no início, 27% ($n = 15$) dos dados estava acima da resolução, mas, no final, esse percentual foi para 100% ($n = 20$). Para o Tavares, no início, 100% dos dados estavam acima da norma, mas, no final, esse número foi de 87% ($n = 38$).

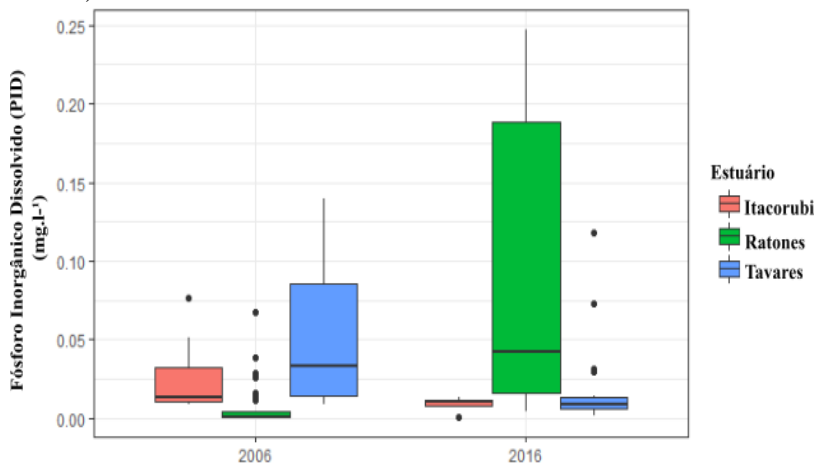
Figura 40 - Concentração de Fósforo Total (PT, mg.L^{-1}) nos estuários Itacorubi (rosa), Ratoles (verde) e Tavares (azul). A linha pontilhada indica o limite da concentração indicada pela legislação brasileira atual para água salobra classe 1, de $0,124 \text{ mg.L}^{-1}$. O (n) representa o número de medidas (n) dos períodos de 2006 (início) e de 2016/2017 (final da década de análise).



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

A concentração de fósforo inorgânico dissolvido (PID), aplicada ao TRIX, não é considerada pela resolução CONAMA (somente o PT tem seu limite estabelecido pela normativa). No estuário do Rio Itacorubi, o PID apresentou uma redução no período de 2006 a 2016/2017, na figura 41: esse nutriente passou de $0,01$ a $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$ (início) para $0,0$ a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (final). No estuário do Rio Ratoles, o PID variou de $0,0$ a $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ (início) a $0,0$ a $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ (final). No estuário do Rio Tavares, houve diminuição entre os períodos, com concentrações variando de $0,01$ a $0,14 \text{ mg.L}^{-1}$ e de $0,0$ a $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ (início e final, respectivamente).

Figura 41 - Concentração de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID, mg.L^{-1}) nos estuários Itacorubi (rosa), Ratonos (verde) e Tavares (azul). Nos períodos de 2006 (início) e de 2016/2017 (final da década de análise).



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

7.2 Índices de estado trófico e aspectos antropogênicos nos estuários

Neste capítulo, foram aplicados dois índices de estado trófico, a saber: Índice de Estado Trófico (IET), conforme ANA (2018), e o *Thopfic Index* (TRIX), por Vollenweider *et al.* (1998), para a classificação dos estuários dos Rios Ratonos, Itacorubi e Tavares. Consoante aos índices, os estuários estão com estado superior ao eutrófico, com piora constatada no segundo período amostral. A interferência antrópica foi corroborada pelo aporte de nutrientes (N e P) apontado no coeficiente de eficiência (CE) do TRIX e aumento da frequência de hipóxia nas águas estuarinas. O IET mostrou maior tendência ao pior estado trófico (acima do mesotrófico), enquanto o TRIX nivelou nos estados bom e ruim. Além disso, equipararam-se os resultados encontrados no estuário ao estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para a água salobra classe 1.

Os índices IET e TRIX caracterizaram os ambientes estuarinos em bom e ruim quanto ao estado trófico, com referência ao estado mesotrófico. O IET apresentou a maior tendência para o estado ruim do que o TRIX. Entre os 139 dados dos estuários, o IET identificou 121

como ruins; já no TRIX, 86 foram identificados para esse estado. Os índices IET e TRIX apresentaram a mesma tendência de estado trófico para lagoas costeiras espanholas (CAÑEDO-ARGÜELLES *et al.* 2012). Para tornar o IET mais completo, Baumgarten e Paixão (2013) acrescentaram o nitrogênio total (NT) em estudo no estuário da Lagoa dos Patos – RS. Essa decisão deve-se ao fato de que, em águas continentais, a produção primária é limitada por P, enquanto as águas costeiras e marinhas são limitadas por N (CONLEY, 2000). Ou seja, o N é um nutriente limitante e significativo para desencadear a eutrofização em águas costeiras e precisa ser considerado no cálculo de índice trófico, o que é previsto pelo TRIX. Em suma, o TRIX se mostrou uma ótima ferramenta para tomadas de decisões sobre o estado trófico das águas costeiras (VASCETTA; KAUPPILA; FURMAN, 2008; PRIMPAS; KARYDIS, 2011; ALVES *et al.*, 2013). Esse índice representou melhor a fase I da eutrofização, em que a carga de nutrientes define as concentrações de fitoplâncton e a depleção de oxigênio (CLOERN, 2001).

Vale ressaltar que o TRIX é ponderado para cada sistema e envolve um número maior de variáveis que determinam a eutrofização. Enquanto o IET é normalizado apenas para rios e reservatórios (LAMPARELLI, 2004; ANA, 2010), no TRIX isso acontece para a zona costeira, como: lagoas, estuários e oceano (DEVLIN; BRICKER; PAINTING, 2011). Esse índice é parametrizado para cada ambiente pelo coeficiente k (correção dos limites mínimos) e m (correção dos valores máximos) (GIOVANARDI; VOLLENWEIDER, 2004). O trabalho original sobre o TRIX (VOLLENWEIDER *et al.*, 1998) indicou os valores de k : -1,5 e m : 1,2 para o Mar Adriático (Itália). Esses valores de k e m foram aplicados por Vascetta, Kauppila e Furman (2008) e em sistemas brasileiros por Cotovicz Junior *et al.* (2012). No entanto, nos corpos d'água brasileiros a realidade é outra, devido à elevada carga de efluentes domésticos sem tratamento que eles recebem. Neste estudo, seguindo as orientações da DQA europeia, determinamos os coeficientes para cada estuário, sendo: Ratoles (k : -2,3 e m : 1,3); Itacorubi (k : 2,8 e m : 0,52); e Tavares (k : 2,1 e m : 0,58). Tal qual, Tavares, Calado e Fontes (2014) definiram os coeficientes k (de 5,9) e m (de 0,7) para o estuário do Pontengi – RN.

Neste estudo, o limite do Coeficiente de Eficiência foi estabelecido conforme Giovanardi e Vollenweider (2004). Esse índice demonstrou que os fatores abióticos (NID e PID) foram responsáveis, em mais de 50%, pela formação do TRIX nos estuários aqui avaliados, o que pode estar associado à limitação da produção primária nos sistemas

pela luz. Como observado no capítulo anterior, as águas dos estuários apresentam elevada turbidez, e, em Ratonos, temos a presença de macrófitas na superfície das águas. Esses fatores limitam a entrada de luz na coluna da água para a fotossíntese. Somando-se a isso, verificou-se a razão de Redfield N:P na década analisada. Com isso, encontrou-se a limitação, pelo N, nos estuários do Ratonos (N:P = 6 em 92% dos dados) e Itacorubi (N:P = 1 em 100% dos dados). Já o Tavares foi limitado por P (N:P = 146 em 88% dos dados). Quando N é limitante, a disponibilidade depende da regeneração bacteriana, porém, quando isso acontece com o P, esse processo acontece pela variação de pH. Com isso, a forma inorgânica torna-se facilmente disponível para o fitoplâncton (BRANDINI, 2015).

O estuário do Rio Ratonos apresentou a maior disponibilidade de dados da clorofila-*a* (n=58) – enquanto nos estuários dos Rios Itacorubi e Tavares os dados foram escassos, com apenas três medidas em cada. Esse fato pode ter influenciado a classificação do estado trófico dos estuários, já que é uma variável que está presente nos dois índices. Ao considerar a maior concentração de clorofila-*a* do Ratonos e a metodologia do coeficiente de eficiência, a referência deveria ser de, no máximo, 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. A concentração de clorofila-*a* medida está dentro do aceitável (ou não) para a região. O fitoplâncton em estuários pode sofrer mudanças rápidas pelos limitantes (nutrientes e/ou luz) e pela dinâmica física dos ambientes (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004; GAMEIRO; ZWOLINSKI; BROTAS, 2011; CHEN *et al.*, 2018). Vale ressaltar que os descritores biológicos (clorofila-*a*, biomassa, macrófitas e macroalgas aquáticas) são importantes para a classificação do estado trófico das águas (HERRERA-SILVEIRA; MORALES-OJEDA, 2009; GARMENDIA *et al.*, 2013; CLOERN; FOSTER; KLECKNER, 2014), pois eles responderam diretamente pela entrada de nutrientes.

No capítulo anterior, empregou-se o PAR para análise visual *in loco*, identificando a presença de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) nos cursos d'água. As macrófitas liberam substâncias que inibem o crescimento do fitoplâncton (efeito alelopático), além de promoverem o sombreamento da coluna da água, provocando a redução da clorofila-*a* (FRAGOSO JÚNIOR; MARQUES; FERREIRA, 2009). Essas espécies aceleram a eutrofização, pois aumentam a concentração de matéria orgânica e contribuem para o crescimento de insetos e parasitas que afetam a saúde humana (TUNDISI; MASTUMURA-TUNDISI, 2011). É preciso considerar a importância da clorofila-*a* como um indicador da resposta do sistema à eutrofização, pois isso é observado nos eventos de marés

vermelhas que ocorrem periodicamente na região. A sistematização das medidas no monitoramento ambiental é importante e urgente na região. Somando-se a isso, a utilização do PAR associada à dinâmica das macrófitas é uma boa ferramenta para avaliar a eutrofização com baixo custo e esforço.

7.2.1 Fatores que causam a eutrofização nos estuários

Considerando-se as bacias hidrográficas analisadas neste estudo são urbanas, a eutrofização nos estuários está associada ao avanço da mancha urbana ao longo da década analisada, somada à modificação morfológica dos canais. A mancha urbana expandiu-se entre os períodos analisados, como indicado no capítulo anterior. A menor alteração foi observada na BH do Rio Itacorubi, cuja área urbanizada já estava acima de 40% da área total da bacia em 2006. Já a maior alteração ocorreu na BH do Rio Ratoles, sobretudo pela redução das áreas de solo exposto (8,6%) e zonas úmidas (4%), nas quais se verificou o incremento da eutrofização.

A urbanização exige o aumento da coleta e do tratamento de esgotos nas bacias hidrográficas (TUNDISI; MASTUMURA-TUNDISI, 2011). Na BH do Rio Ratoles, apesar do funcionamento da ETE Canasvieiras com tratamento secundário, instalada em 2013, essa estação de tratamento de esgotos atende apenas 10.750 habitantes, ou seja, 35% da população residente, sem considerar a população flutuante de veraneio que triplica o número de pessoas nessa bacia hidrográfica. A BH do Rio Itacorubi possui parte da sua área atendida pela ETE Insular, que é de tratamento secundário, e atende 150 mil habitantes (PMF, 2015) em toda região central da cidade. Vale ressaltar que a BH do Rio Tavares ainda não dispõe de coleta e tratamento dos efluentes domésticos, porém, está prevista a construção de uma ETE de tratamento terciário.

Contudo, as ETEs de tratamento secundário não são eficientes para a redução de nutrientes dos efluentes, o que aconteceria, possivelmente, com o tratamento terciário dos efluentes. Segundo Van Drecht *et al.* (2009), as eficiências na remoção de nutrientes nas ETEs no tratamento dos efluentes é de 10% (N e P) no tratamento primário; de 35% e 45% (N e P, nesta ordem) em tratamento secundário; e de 80% e 90% (N e P, respectivamente) em sistema terciário. Garbossa *et al.* (2017), em pesquisa nas baías em que desaguam os estuários desta pesquisa, afirmaram que os sistemas de coleta e tratamento de esgotos que estão em vigor não estão reduzindo de forma eficiente os poluentes,

atingindo o ambiente marinho, como observado neste estudo. Ou seja, não adianta apenas haver um sistema parcial de tratamento de esgoto: há a necessidade de atingir toda a população e garantir a eficiência máxima de tratamento. Os países desenvolvidos procuram reverter o impacto da eutrofização ao estabelecer esses serviços, além de controlar a qualidade ambiental pela fiscalização da coleta e tratamento de efluentes e pelo monitoramento das águas (WHITALL *et al.*, 2007; BEHMEL *et al.*, 2016).

Vale destacar que, nessas bacias hidrográficas, há ligações clandestinas de esgotos, que são fontes de nutrientes e matéria orgânica (PAGLIOSA *et al.*, 2005; SILVA, 2015). Como verificado com a aplicação do PAR, no capítulo anterior, algumas residências ainda não aderiram à ligação na rede da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). Para reverter esse quadro, entre 2013 a 2016 e no ano vigente, foi criado o programa “Se Liga na Rede”, pela prefeitura, CASAN, ARES (Agência de Regulação de Serviços Públicos de Santa Catarina) e outros órgãos públicos. Na BH do Rio Ratonos, foram inspecionadas 1.049 edificações no distrito de Cachoeira do Bom Jesus: dessas 49% estavam com ligações inadequadas. Já em Canasvieiras foram 2.210 habitações, com 47% com ligações inadequadas (PMF, 2016). Nas demais bacias hidrográficas, não houve inspeções, mas pode-se esperar que o percentual de ligações irregulares seja semelhante. No Brasil, não existe nenhuma norma ou política de redução da eutrofização, como destacado no capítulo 5. Contudo, nos países da União Europeia (UE) e dos Estados Unidos (EUA), essa temática está bastante avançada, existindo leis para minimizar a poluição das águas e a eutrofização nos estuários e zona costeira (ELLIOTT; JONGE, 2002).

Na Ilha de Santa Catarina – Florianópolis, inclusive, há a questão das rugosidades causadas pelos morros, o que demanda altos custos para a instalação da rede de esgoto. No morro da Cruz, localizado na BH do Rio Itacorubi, Rebollar, Schuch e Loch (2008) destacaram que a maior parte das habitações não possui esgotamento sanitário, sendo utilizados sistemas de fossas e sumidouros. Salienta-se a falta de interesse do poder público em universalizar esse serviço para a população carente. Para Zündt (2006), existe correlação entre a falta de infraestrutura e a segregação da população carente, o que contribui para o isolamento social e impactos socioambientais, tais como: proliferação de doenças de veiculação hídrica e desvalorização dos imóveis. Silva e Fonseca (2016), na BH do Rio Ratonos, encontraram relação do processo de eutrofização das águas com as doenças de veiculação hídrica.

7.2.2 A legislação brasileira e a eutrofização nos estuários

Ao utilizar os valores-limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de classe 1, com exceção da clorofila-*a* (para a qual não há referência), utilizamos o valor para água doce (classe 2): 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Verificou-se uma distinção significativa entre os resultados: o IET apresentou o estado ultraoligotrófico (de 37), enquanto o TRIX caracterizou as águas como hipereutrófico (> 10). Ao aplicar os valores de baixa utilização de nutrientes, conforme o coeficiente de eficiência (CE), a referência para as concentrações seria de até 14 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para a clorofila-*a*; menores de 5 mg.L^{-1} para o NID; e de 0,3 mg.L^{-1} para o PID. Conforme Forgiarini, Silveira e Silveira (2007), na resolução CONAMA os parâmetros são determinados para os usos e não respeitam as características individuais de corpos d'água. Esse fator deve ser respeitado, pois diferentes corpos d'água não respondem ao estresse da mesma forma (SØNDERGAARD *et al.*, 2005).

Nos estuários analisados, algumas variáveis (oxigênio dissolvido, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total) aplicadas aos índices estavam em desacordo com a resolução ambiental. É o caso do oxigênio dissolvido, que, em 2016, teve decréscimo em sua concentração nos três estuários avaliados, em mais de 70% das amostras, em relação aos dados de 2006. Brandini *et al.* (2016) também encontraram níveis de OD abaixo de 5 mg.L^{-1} na Baía de Guanabara – Rio de Janeiro. A hipóxia e anóxia foram investigadas por Diaz e Rosenberg (2008), que afirmaram que o OD tem sofrido mudanças drásticas em todo mundo, desde a década de 1960 até o presente momento, devido ao processo de eutrofização antrópica.

No Brasil, a Agência Nacional das Águas (ANA) investiga a eutrofização dos corpos d'água, somente, pela concentração de PT – neste estudo, mostrou-se que apenas essa variável não retrata o estresse ambiental. Em relação ao nitrogênio, a resolução determina que as concentrações de N em frações (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), neste estudo, foram somadas obtendo-se 0,87 mg.L^{-1} . As elevadas concentrações de NID no estuário do Ratoles foram encontradas por Silva (2015) no rio Papaquara, no qual o NH_4^+ predominou em 75% do NID no veraneio – período de maior pressão populacional e maior carga de esgoto doméstico. Para Camargo e Alonso (2006), as concentrações de NT acima de 1,0 mg.L^{-1} podem causar eutrofização e acidificação, além de danos às faunas aquáticas, à saúde humana e à economia. É importante considerar, ainda, que o desenvolvimento econômico e social da grande

Florianópolis é dependente da qualidade de suas águas para a produção aquícola e recreação de contato primário (RAMOS *et al.*, 2010; SILVEIRA; RODRIGUES, 2015). Com isso, é importante que se estabeleça uma agenda para reverter a degradação das águas pela eutrofização.

7.2.3 Monitoramento e limitações na investigação da eutrofização nos estuários

Nesta pesquisa, os bancos de dados apresentaram diferentes números amostrais. Todavia, limitações semelhantes foram encontradas por Jennerjahn (2012), Povitkina *et al.* (2015) e Cosme, Koski, Hauschild (2015) em pesquisas de qualidade da água e eutrofização em nível mundial, regional e local. Conforme Gnauck (2004), os dados ausentes em séries temporais de qualidade da água causam problemas quando aplicados à modelagem e na tomada de decisão. Esse autor ressaltou que, nesses casos, podem ser aplicados procedimentos de interpolação aos conjuntos de dados brutos, como realizado nesta pesquisa. A interpolação linear, método aplicado neste estudo, apresentou melhores resultados que as interpolações não lineares (GNAUCK, 2004).

Além disso, os indicadores, segundo Ferreira *et al.* (2005), devem ser monitorados, conforme abordado no capítulo 4, para os fatores biológicos (clorofila e fauna aquática) a cada seis meses; e os físicos e físico-químicos, sazonalmente. Ferreira *et al.* (2005) ainda destacaram que o monitoramento das águas costeiras deve conter aspectos como: a) diretriz (objetivos, índices, indicadores, objetivos de gestão e de qualidade); b) prioridades e otimização (seleção de planos de monitoramento); c) implementação de controle de qualidade (avaliação do monitoramento) e relatórios dos resultados (formulários-padrão para cada elemento de qualidade). Em resumo, conforme Srebotnjak *et al.* (2012), o investimento no monitoramento da qualidade da água pode levar à melhor gestão e tomada de decisões, reduzir a pobreza e melhorar a saúde humana e ecológica.

PARTE 8 – AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO ENRIQUECIMENTO DE NUTRIENTES EM ESTUÁRIOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS: SUSCETIBILIDADE À EUTROFIZAÇÃO.

Este capítulo teve o objetivo de modelar a susceptibilidade das bacias hidrográficas costeiras frente à eutrofização, de acordo com as mudanças do uso do solo e do crescimento populacional, pelo planejamento urbano nas bacias hidrográficas. Para isso, foram utilizados os modelos de balanço de massa desenvolvido pelo *Land-Ocean Interaction in Coastal Zone* (LOICZ) e de susceptibilidade à eutrofização – *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS). Além disso, propomos cenários futuros aos ambientes analisados.

8 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO ENRIQUECIMENTO DE NUTRIENTES EM ESTUÁRIOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS: SUSCETIBILIDADE À EUTROFIZAÇÃO

A suscetibilidade ambiental é definida como a resposta de um sistema aquático à entrada de poluentes e a sua capacidade de absorver o estresse ambiental e de se recuperar frente a isso (PAINTING *et al.*, 2007). A alta suscetibilidade do sistema aquático indica que o ambiente é frágil e que a entrada de poluentes poderá alterá-lo intensa e extensivamente, sendo difícil de retornar ao seu estado natural (GÓMEZ *et al.*, 2014). A elevada suscetibilidade frente a um determinado impacto está associada à baixa resiliência do ecossistema. O objetivo desse capítulo foi: a) avaliar a suscetibilidade dos ambientes estuarinos frente à eutrofização e; b) projetar cenários a partir da década analisada, relacionando-os ao aumento populacional e ao planejamento urbano de Florianópolis.

8.1 ASSETS (*Assessment of Estuarine Trophic Status*)

O modelo ASSETS é uma combinação de três componentes: fatores naturais e antrópicos (pressão), condição eutrófica da água (estado), perspectivas futuras para condições do sistema (resposta).

8.1.1 Fatores de determinação da Pressão

Os estuários analisados foram classificados como altamente suscetíveis à eutrofização pela baixa capacidade de diluir os fluxos de nutrientes (Tabela 7). Neste estudo, considerou-se que o volume dos estuários e a amplitude da maré não variaram ao longo da década (2006 a 2016/2017), princípio do modelo de balanço de massa. A região possui regime de micromarés, com altura média de 1,2 m (Porto de Florianópolis). A área superficial dos estuários alternou de 0,1 km² (Itacorubi e Tavares) a 0,4 km² (Ratones). A coluna da água dos estuários foi considerada homogênea devido à baixa profundidade encontrada de 0,5 m no Ratones; de 1,5 m no Itacorubi; e de 1,8 m no Tavares. O volume do estuário do Rio Itacorubi foi de $0,8 \times 10^6$ m³; seguido do Rio Tavares, com $1,0 \times 10^6$ m³; e do Rio Ratones, com $5,6 \times 10^6$ m³, tal qual a área superficial, pois foram adotadas as áreas dos estuários do Rio Ratones (de 0,3 km²) e do Papaquara (de 0,1 km²) para compor esse sistema.

Nos estuários, os fluxos de água pelo rio foram estimados a partir da área das bacias hidrográficas (a montante), sendo, em média, de $87 \times 10^3 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ (ou $1,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Nos períodos analisados, os estuários dos Rios Itacorubi e Ratonos receberam vazão média da bacia hidrográfica (montante) de $57 \times 10^3 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ (ou $0,7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) e de $162 \times 10^3 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ (ou $1,9 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), nesta ordem. Para a BH do Rio Ratonos foi, ainda, considerada a vazão média da ETE Canasvieiras, no período de 2006 a 2016/2017, de $6 \pm 5 \times 10^3 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ ($0,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), ou seja, cerca de 5% da vazão total do rio.

No tocante ao fator de diluição nos estuários, que caracteriza o conteúdo de água salgada no sistema. O percentual de água salgada nos estuários dos Rios Ratonos e Tavares foi de maior que 45% e no Itacorubi de 77%. A estimativa do tempo de residência foi calculada pelo modelo LOICZ, que considera as trocas de água com o mar adjacente (baía) e o volume do sistema (estuário). O tempo de residência mínimo nos sistemas variou de 0,01 dia (15 min) nos estuários do Rio Ratonos e Tavares a 0,4 dia (7 h) no estuário do Rio Itacorubi. Nesse mesmo sentido, encontrou-se tempo de residência máximo de 5 dias no Ratonos e 10 dias no Itacorubi, descrito na tabela 7.

Tabela 7 - Características meteorológicas e físicas dos estuários de Ratonos, Itacorubi e Tavares aplicados ao modelo LOICZ e ASSETS para o período amostral da década de 2006 a 2016, valores medianos.

Parâmetros	Estuário Ratonos	Estuário Itacorubi	Estuário Tavares
Volume ($\times 10^6 \text{ m}^3$)	5,6	0,8	1,0
Área superficial (km^2)	0,4	0,1	0,1
Precipitação(mm.dia^{-1})	7	4	4
Evaporação(mm.dia^{-1})	3	2,5	1,4
Range de maré*	Micromaré $< 1,5 \text{ m}$		
Fluxo do rio ($\times 10^3\text{m}^3\text{d}^{-1}$)	162	57	73
Potencial de diluição	Baixo	Baixo	Baixo
Fator de diluição (% de água salgada)	49	77	47
Tempo de residência(d)	0,01 a 5	0,4 a 10	0,1 a 6

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

8.1.1.2 Balanço e aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo)

O modelo ASSETS utiliza apenas as concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), por considerar esse nutriente o principal limitante da produção primária (fitoplâncton) em águas estuarinas (BRICKER *et al.*, 2003). No capítulo anterior, destacou-se que os estuários dos Rios Ratonés e Itacorubi foram limitados por N em 92% e 100% dos dados, enquanto o Tavares foi limitado por P em 88%.

Balanço de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID)

A descarga de NID das bacias hidrográficas alternou de $0,3 \times 10^3$ mol.dia⁻¹ (4 kgNID.dia^{-1}) a $2,4 \times 10^3$ mol.dia⁻¹ ($34 \text{ kgNID.dia}^{-1}$), nos Rios Tavares e Ratonés, nesta ordem. As trocas de NID pelo fluxo residual ($V_R \cdot \text{NID}_R$) foi de -380×10^3 mol.dia⁻¹ ($5 \times 10^3 \text{ kgNID.dia}^{-1}$) no estuário do Ratonés e, em torno de -312×10^3 mol.dia⁻¹ (equivalente a $4 \times 10^3 \text{ kg NID.dia}^{-1}$) no estuário Tavares, vide tabela 8. Nesse processo de troca entre os sistemas o resultado negativo indicou exportação desse nutriente (nitrogênio inorgânico dissolvido) dos estuários para as baías Norte e Sul.

Quanto ao fluxo de mistura de NID entre a baía e o estuário, ou seja, o $V_x(\text{NID}_{\text{baía}} - \text{NID}_{\text{estuário}})$, o estuário do Rio Tavares apresentou -320×10^3 mol.dia⁻¹ (ou $4,5 \times 10^3 \text{ kgNID.dia}^{-1}$), com 26% ($n = 12$) dos dados positivos, indicando a entrada de NID proveniente da baía Norte para equilibrar as concentrações deste nutriente entre os sistemas. No estuário do Itacorubi ocorreu a maior troca, acima de -2.048×10^3 mol.dia⁻¹ ($29 \times 10^3 \text{ kgNID.dia}^{-1}$).

O balanço de NID, o ΔNID , no estuário foi de 690×10^3 mol.dia⁻¹ (ou $10 \times 10^3 \text{ kgNID.dia}^{-1}$) no estuário do Rio Tavares, apontando produção de NID, o qual pode ser relacionado à mineralização (respiração ou oxidação) da matéria orgânica. No estuário do Rio Tavares, 27% ($n = 12$) das amostras apresentaram os valores de ΔNID negativos, indicando remoção de nitrogênio do sistema por processos biogeoquímicos, como a absorção pelos produtores primários ou processo de desnitrificação. No estuário do Rio Itacorubi, o balanço de NID foi o mais elevado de 2.501×10^3 mol.dia⁻¹ ($29 \times 10^3 \text{ kgNID.dia}^{-1}$), entretanto, em 11% ($n = 10$) das amostras, o ΔNID estava negativo.

Balanco de fósforo inorgânico dissolvido (PID)

As descargas de PID das bacias hidrográficas apresentaram fluxo de $0,001 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ (equivalente a $0,03 \text{ kgPID.dia}^{-1}$) para o estuário do Rio Itacorubi, enquanto no Rio Ratonos foi de $0,1 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ (3 kgPID.dia^{-1}), descritos na tabela 8. Em relação ao fluxo de PID, e entre estuário e a baía, ($V_R.PID_R$), apontou que saiu, cerca de $-27 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ ($0,8 \times 10^3 \text{ kgPID.dia}^{-1}$) do estuário do Itacorubi e $-36 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ ($1,1 \times 10^3 \text{ kgPID.dia}^{-1}$) do estuário do Ratonos.

O processo de mistura de PID entre o estuário do Tavares e baía Norte, $V_X (PID_{baía} - PID_{est})$, foi de $0,02 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ ($0,6 \text{ kgPID.dia}^{-1}$). Enquanto no estuário do Ratonos, foi de $0,1 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ (3 kgPID.dia^{-1}).

O resultado do balanço de PID (ΔPID) nos estuários analisados foi de $15 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$ ($0,5 \times 10^3 \text{ kgPID.dia}^{-1}$) no estuário do Tavares, indicando produção de PID, neste estuário, para equilibrar os fluxos de entrada e saída em todos os dias analisados. Essa tendência, também, foi encontrada no estuário do Itacorubi que apresentou o ΔPID , de $53 \text{ mol.P.dia}^{-1}$ ($1,6 \times 10^3 \text{ kgPID.dia}^{-1}$). Nesses estuários, aconteceu o processo de mineralização da matéria orgânica ou desorção de P do sedimento, gerando PID para a coluna da água.

Tabela 8 - Fluxo e balanço de nutrientes, em $\times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$, nos estuários Ratonos, Itacorubi e Tavares durante a década (2006 a 2016), valores medianos.

	Sistema	Ratonos	Itacorubi	Tavares
NID ($\times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$)	Bacia Hidrográfica ($V_Q.NID_Q$)	2,4	0,7	0,3
	Troca (sistema – baía) ($V_R.NID_R$)	-380	-340	-312
	Mistura (sistema – baía) $V_X (NID_{baía} - NID_{est})$	-337	-2048	-320
	Balanco no Estuário (ΔNID)	917	2.501	690
PID ($\times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$)	Bacia Hidrográfica ($V_Q.PID_Q$)	0,1	0,001	0,02
	Troca (sistema – baía) ($V_R.PID_R$)	-36	-27	-29
	Mistura (sistema – baía) $V_X (PID_{baía} - PID_{est})$	0,1	0,02	0,03

Balço no Estuário (Δ PID)	18	53	15
--------------------------------------	----	----	----

Fonte: Elaborada pela autora (2018)

Fontes pontuais de nutrientes

As fontes pontuais de nutrientes são aquelas que apresentaram localização definida, podendo apresentar fluxo contínuo ou não. Neste estudo, a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Canasvieiras, que despeja efluentes tratados na bacia hidrográfica do Rio Ratoles, foi considerada fonte pontual de nutriente. Esse efluente tratado da ETE sofre diluição pelo fluxo da água do rio ($V_Q Y_Q$).

No período analisado, a vazão da ETE de Canasvieiras, que lança seu efluente tratado no rio Papaquara (BH do Rio Ratoles), apresentou vazão média de $7 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ($0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). A rede de coleta e tratamento de esgoto abrange a área urbanizada, em torno de 9 km^2 da BH do Rio Ratoles e tem a eficiência de 80% de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Considerando-se que nessa ETE não há o monitoramento da qualidade do efluente tratado para NT e NID, estimou-se a carga desses nutrientes produzidos pela ETE, de acordo com von Sperling (1996). Os resultados indicaram que foram lançadas as cargas cerca de $144 \pm 124 \text{ kgNT} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($10 \times 10^3 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$) e de $82 \pm 71 \text{ kgNID} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($5,8 \times 10^3 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$) no Rio Papaquara. Entre os anos de 2011 e 2017, segundo dados do monitoramento da ETE, foram lançados, no rio Papaquara, aproximadamente, $2,8 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$, ou $19 \pm 17 \text{ kgPT} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($0,6 \times 10^3 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$).

A carga de PID lançada por essa ETE foi estimada em $1,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, conforme Rodrigues (2016), o equivalente a $12 \text{ kgPID} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($0,4 \times 10^3 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$). O projeto de ampliação da ETE Canasvieiras prevê o atendimento a 82.516 habitantes, em 2035, aumentando em 401% a vazão do efluente tratado. Na BH do Rio Ratoles, também está instalada a ETE SAE Jurerê Internacional, que atende a população do bairro com mesmo nome. A eficiência na remoção de PT dessa ETE foi de 83% em 2017 (SAE, 2018). Vale destacar que essa ETE não lança o efluente tratado diretamente no curso da água, sendo aspergido no solo, o qual é arenoso e facilita a percolação para o freático.

A BH do Rio Itacorubi possui por volta de $7,2 \text{ km}^2$ de área coberta pela rede de esgoto (Figura 39). Ela é servida por duas ETES da CASAN, a Parqtec e a Insular. A ETE Parque Tecnológico (Parqtec) foi implantada em 1996, atendendo 1.192 pessoas, e sua vazão é de $178 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ($0,002 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Essa ETE possui tratamento convencional por lodo

ativado em batelada, cuja eficiência foi de 96% para DBO e 79% para remoção do PT (em 2013), conforme ARES (2017). O lançamento do efluente tratado ocorre num curso d'água e chega à baía Norte.

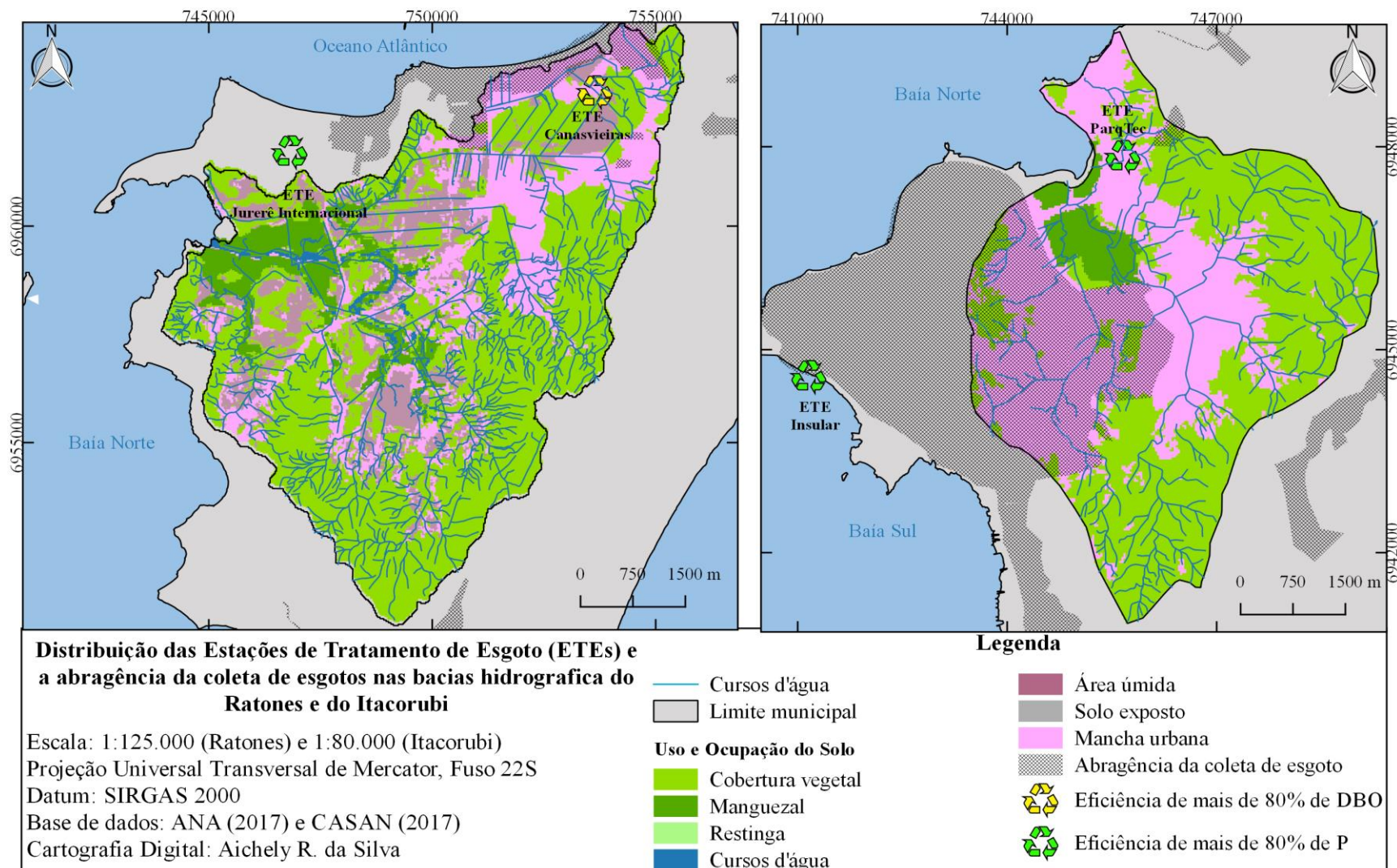
A baía Sul recebe efluentes tratados da ETE Insular, que é a maior ETE do município de Florianópolis, e da bacia hidrográfica do Tavares. A ETE Insular atende 112.984 pessoas e tem a eficiência de 96% para a remoção de PT, não apresentando dados para eficiência da remoção de NT (SNIRH, 2017). Essa ETE utiliza reator anaeróbio, além do processo físico-químico (decantação/flotação) no tratamento do efluente. Na bacia hidrográfica do Rio Tavares, a população não é atendida pela rede de coleta e de tratamento de esgoto, ou seja, a maioria das residências são providas de fossas, o que caracteriza fonte difusa de nutrientes para o rio, apesar de serem observadas ligações clandestinas nos cursos da água (vide capítulo 6). Conforme a CASAN (2017), a ETE Sul da Ilha está em fase de instalação, terá a vazão média de 917 L.s⁻¹ (ou 0,9 m³.s⁻¹) e atenderá 433.864 habitantes até 2060, incluindo os habitantes da bacia do Rio Tavares.

Fontes difusas de nutrientes

As cargas poluidoras difusas são aquelas distribuídas ao longo do curso d'água, dificultando, assim, sua identificação, medição e controle. Neste estudo, a carga de nutrientes pela fonte difusa foi estimada com base na população não atendida pelas ETEs e na respectiva produção *per capita* de N e P diária. Identificou-se que mais de 21 mil habitantes não foram atendidos pela ETE na BH do Rio Ratonas, gerando por volta de 130 kg.dia⁻¹ de NT (ou 9,3 x 10³ mol.dia⁻¹) e 76 kg.dia⁻¹ de NID (ou 5,4 x 10³ mol.dia⁻¹). Essa população pode ter produzido, ainda, 15 kg.dia⁻¹ de PT (ou 0,5 x 10³ mol.dia⁻¹) e 11 kg.dia⁻¹ de PID (ou 0,3 x 10³ mol.dia⁻¹) em 2016.

Na bacia hidrográfica do Rio Itacorubi, estimou-se, em 2016, que 33 mil habitantes ficaram fora da cobertura da rede de coleta e tratamento de esgoto. Essa população produziu em torno de 200 kg.dia⁻¹ de NT (ou 14 x 10³ mol.dia⁻¹) e 117 kg.dia⁻¹ de NID (ou 8,3 x 10³ mol.dia⁻¹). Para o P, essa população gerou 23 kg.dia⁻¹ de PT (ou 0,7 x 10³ mol.dia⁻¹) e 17 kg.dia⁻¹ de PID (ou 0,5 x 10³ mol.dia⁻¹). Na BH do Rio Tavares, com população de mais de 38 mil habitantes, pode ter ocorrido a entrada de 239 kg.dia⁻¹ de NT (ou 17,1 x 10³ mol.dia⁻¹) e 139 kg.dia⁻¹ de NID (ou 9,9 x 10³ mol.dia⁻¹). Além disso, a população produziu cerca de 28 kg.dia⁻¹ de PT (ou 0,9 x 10³ mol.dia⁻¹) e 20 kg.dia⁻¹ de PID (ou 0,6 x 10³ mol.dia⁻¹).

Figura 42 - Distribuição das ETEs e abrangência da coleta e tratamento de esgotos nas bacias hidrográficas do Ratonés (A) e Itacorubi (B). A mancha escura é a abrangência da coleta de esgotos.

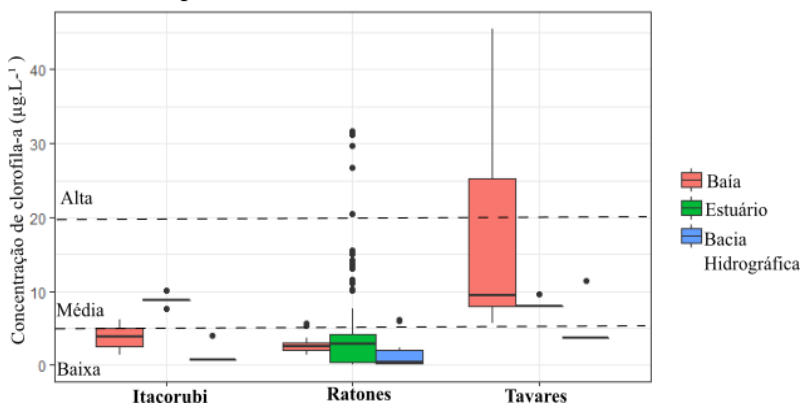


Organização: Autora (2018)

8.2 Condição Eutrófica – Sintomas primários e secundários

No modelo ASSETS, concentrações de clorofila-*a* fitoplanctônica entre 5 e 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ são consideradas como médias, enquanto as acima de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ são altas. Considerando a concentração da clorofila-*a*, esse modelo caracterizou o estuário do Rio Tavares com a condição trófica moderada-alta, o que é equivalente ao estado mesotrófico, indicando problemas potencialmente sérios no meio aquático (vide capítulo 7). O sintoma primário da eutrofização pelo modelo ASSETS está representado pelo percentil 90%, que são os maiores valores de clorofila-*a* estabelecidos para a área de estudo, nos três ambientes: rio, estuário e baía (Figura 43). Nos estuários dos Rios Itacorubi e Tavares, devido à escassez dos dados, não foi possível calcular o percentil 90%, sendo utilizadas as concentrações médias de 8,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, nessa ordem, para caracterizar o sintoma primário. O estuário do Rio Ratonos, que possuía 58 dados, apresentou a concentração de 14 $\mu\text{g.L}^{-1}$, o que representa o percentil 90% para a clorofila-*a*.

Figura 43 - Concentração da clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos estuários e respectivos sistemas de troca (baía hidrográfica, estuário e baía) analisados na década (2006 a 2016/2017). A linha pontilhada indica o limite definido pelo ASSETS.

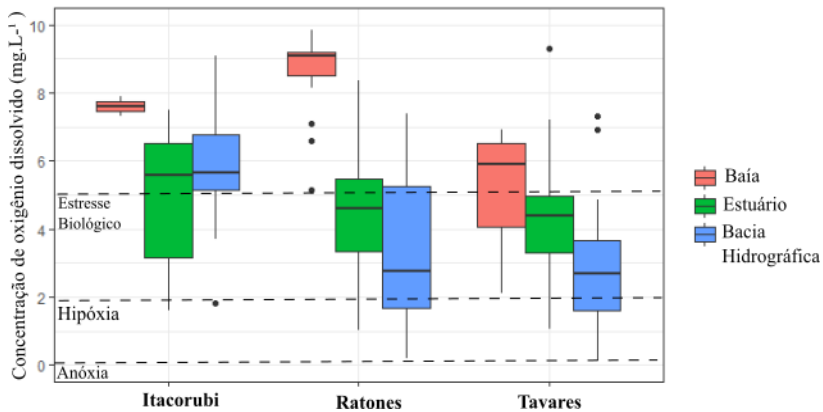


Fonte: Elaborada pela autora (2018)

Os sintomas secundários são caracterizados pela depleção de oxigênio (hipóxia/anóxia) e pelo *bloom* de algas tóxicas. Nos estuários

analisados, os valores de OD foram considerados como “estresse biológico”, variando entre 2 e 5 mg.L⁻¹. Os estuários apresentaram condição variando entre hipóxicos e anóxicos, em frequência abaixo de 10%. As concentrações de OD que representam o percentil de 10%, ou seja, o limite superior para caracterizar a baixa qualidade ambiental, foram de 2,5 mg.L⁻¹ no estuário do Itacorubi e de 2,9 mg.L⁻¹ no estuário do Ratores. A figura 44 demonstra que as menores concentrações foram encontradas nas bacias hidrográficas do Ratores e Tavares.

Figura 44 Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) nos estuários e respectivos sistemas de troca (bacia hidrográfica, estuário e baía) analisados na década (2006 a 2016/2017). A linha pontilhada indica o limite da concentração pelo ASSETS.



Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Os sintomas secundários são, ainda, caracterizados pelas florações de algas tóxicas e/ou nocivas e pela presença de macroalgas. Conforme Veira (2016), as marés vermelhas são notificadas desde os anos de 2008 nas Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina, local de deságue dos estuários aqui estudados. As principais espécies de macroalgas encontradas nas Baías da Ilha de Santa Catarina foram as *Ulva* (MARTINS *et al.*, 2012) e *Sargassum*, que aumentam sua produtividade com a carga de nutriente (BOUZON *et al.*, 2006; SCHERNER; BARUFI; HORTA, 2012). Essas espécies de macroalgas são típicas de ambiente aquáticos eutrofizado (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003).

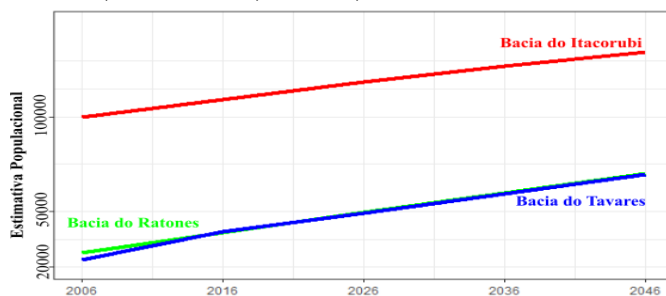
8.3 Fatores de determinação da Resposta – Perspectivas Futuras

A perspectiva futura em relação às pressões antrópicas nos ambientes estuarinos foi estimada pelo crescimento populacional e pelo percentual de tratamento de efluentes domésticos, conforme modelo do estado trófico ASSETS. Para isso, foram estimadas as pressões, a cada dez anos, nos ambientes, a partir de 2016 até 2046.

Crescimento populacional

Neste estudo, foi utilizada a estimativa populacional, entre 2006 e 2046, da área da bacia hidrográfica, sendo que essa informação é dada, apenas, por bairros ou distritos (Figura 45). As bacias hidrográficas analisadas, conforme descrito no capítulo 6, apresentaram crescimento da mancha urbana de 3% (na BH do Rio Itacorubi); 8% (na BH do Rio Tavares); e 13% (na BH do Rio Ratonés). Seguindo essa tendência de crescimento, em uma escala linear, no período de 2046, espera-se que haja cerca de 70 mil habitantes na BH do Tavares e Ratonés; e 135 mil habitantes na BH do Rio Itacorubi. A densidade demográfica, ou seja, a quantidade de pessoas que habitam um determinado espaço geográfico, na BH do Rio Itacorubi, em 2016, estava em torno de 3.898 hab./km², seguido de 796 hab./km² no Tavares e 449 hab./km² no Ratonés. A estimativa para 2046 aponta que essa população poderá ser de 816 hab./km² na BH do Ratonés, seguido de 1.400 hab./km² no Tavares e 4.800 hab./km² no Itacorubi.

Figura 45 - Estimativa populacional para as bacias hidrográficas com base na mancha urbana e estimativa populacional, conforme Smith, Tayman; Swanson (2001). A linha verde representa BH do Rio Ratonés; a vermelha, do Itacorubi; e a azul, do Tavares.



Org: Claudinei José Rodrigues e autora (2018)

Neste estudo, a produção *per capita* mínima de nutrientes foi estimada considerando-se a carga de 0,006 kgNT.hab.dia⁻¹ e de 0,0035 kgNID.hab.dia⁻¹ (VON SPERLING *et al.*, 2009). A produção de P, ainda pela mesma metodologia, considerou a produção de 0,00007 kgPT.hab.dia⁻¹ e de 0,0005 kgPID.hab.dia⁻¹, o que está representado na Tabela 9. Essa estimativa foi realizada para o período entre 2006 e 2046 e teve como base o crescimento populacional estimado pelo Plano Diretor. O planejamento urbano de Florianópolis considerou o aumento de 20% na população, o que significa que haverá 46.256 pessoas na BH do Ratores; 46.529 na BH do Rio Tavares; e 132.828 na BH do Rio Itacorubi, até 2046.

Estimou-se que a população total dessas bacias hidrográficas, em 2016, produziu cerca de 231 kg.NT.d⁻¹ e 135 kg.NID.d⁻¹ na BH do Rio Ratores e 233 kg.NT.d⁻¹ e 136 kg.NID.d⁻¹ na BH do Rio Tavares; e 664 kg.NT.d⁻¹ e 387 kg.NID.d⁻¹ na BH do Rio Itacorubi. Para o fósforo, esses números ficaram em torno de 34 kg.PT.d⁻¹ e 25 kg.PID.d⁻¹ na BH do Rio Ratores; e 27 kg.PT.d⁻¹ e 19 kg.PID.d⁻¹ na BH do Rio Tavares; já na BH do Rio Itacorubi, esse número esteve em torno de 77 kg.PT.d⁻¹ e 55 kg.PID.d⁻¹.

Tabela 9 - População estimada (número de habitantes) e a produção *per capita* de N (NT e NID) e P (PT e PID), em Kg.dia⁻¹, durante 4 décadas (de 2006 a 2046). As estimativas foram calculadas de acordo com Smith, Tayman e Swanson (2001) para a população e von Sperling *et al.* (2009) para os nutrientes.

		BH do Rio Ratores	BH do Rio Itacorubi	BH do Rio Tavares
2006 (kg.d)	População	27.824	102.727	24.167
	NT - NID	167 - 97	616 - 360	145 - 85
	PT - PID	19 - 14	72 - 51	17 - 12
2016 (kg.d)	População	38.546	110.690	38.774
	NT - NID	231 - 135	664 - 387	233 - 136
	PT - PID	27 - 19	77 - 55	27 - 19
2026 (kg.d)	População	49.148	118.652	49.070
	NT - NID	295 - 172	712 - 415	294 - 172
	PT - PID	34 - 25	83 - 59	34 - 25
2036 (kg.d)	População	59.644	126.615	59.251
	NT - NID	358 - 209	760 - 443	356 - 207
	PT - PID	42 - 30	89 - 63	41 - 30

2046 (kg.d)	População	70.040	134.578	69.321
	NT - NID	420 - 246	807 - 471	416 - 243
	PT - PID	49 -35	94 - 67	49 -35

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Planejamento urbano

Para compreender o cenário futuro da bacia hidrográfica, é necessário avaliar o zoneamento do Plano Diretor e, sobretudo, o crescimento da mancha urbana. Na análise dos usos antrópicos nas bacias hidrográficas (vide capítulo 6), notou-se que a mancha urbana, em 2016, adentrou as Áreas de Preservação Permanente (APPs)¹⁰. As APPs, no município de Florianópolis, são as dunas, praias, costões, banhados naturais e manguezais. De acordo com a estimativa feita a partir do Plano Diretor (PD) municipal de 2014, verificou-se que essas áreas ocupam, nas bacias hidrográficas, 11,3 km² (do Rio Itacorubi); 17 km² (do Rio Tavares); e 32,8 km² (do Rio Ratoles). Ao relacionar as áreas de APPs, pelo Plano Diretor, com a mancha urbana, observa-se que as APPs se encontram substituídas pela mancha urbana na BH do Rio Tavares em 0,5% (ou 0,1 km²); 2,5% (ou 0,8 km²) na BH do Rio Ratoles; e 5,7% (ou 0,6 km²) na BH do Rio Itacorubi.

As Áreas de Urbanização Especial (AUEs)¹¹ são urbanizáveis de acordo com o PD. Entretanto, conforme esta pesquisa, essas áreas estão no entorno do manguezal, sendo constantemente inundadas pela maré (zona úmida marinha), vide capítulo 6, a qual deveria ser considerada APP pela legislação ambiental federal. As AUEs estão projetadas, apenas, nas BH do Rio Ratoles e Tavares pelo PD, enquanto que, na BH do Rio Itacorubi, esse tipo de uso não existe (Figura 43). Na BH do Rio Ratoles, essa área apresentou 13,4 km², porém, conforme dados de 2016, a mancha urbana ocupou 18,3% (ou 2,5 km²) dessa área. Já na BH do Rio Tavares, 3,7 km² desses 8,4% (0,3 km²) se encontraram ocupados pela mancha urbana.

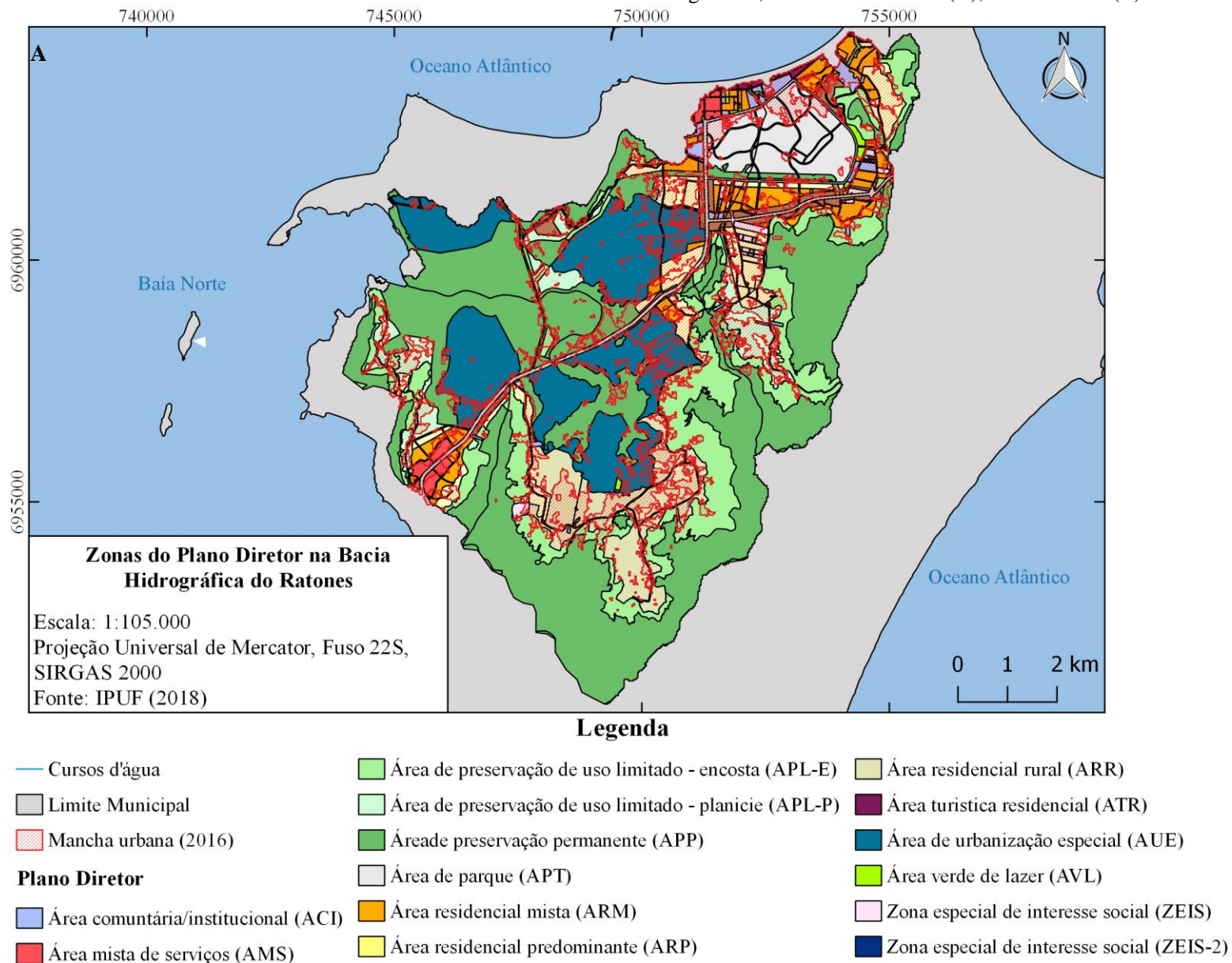
¹⁰ Conforme o Plano Diretor municipal de Florianópolis, art. 42, Áreas de Preservação Permanente (APPs) são espaços territoriais (...) recobertos ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

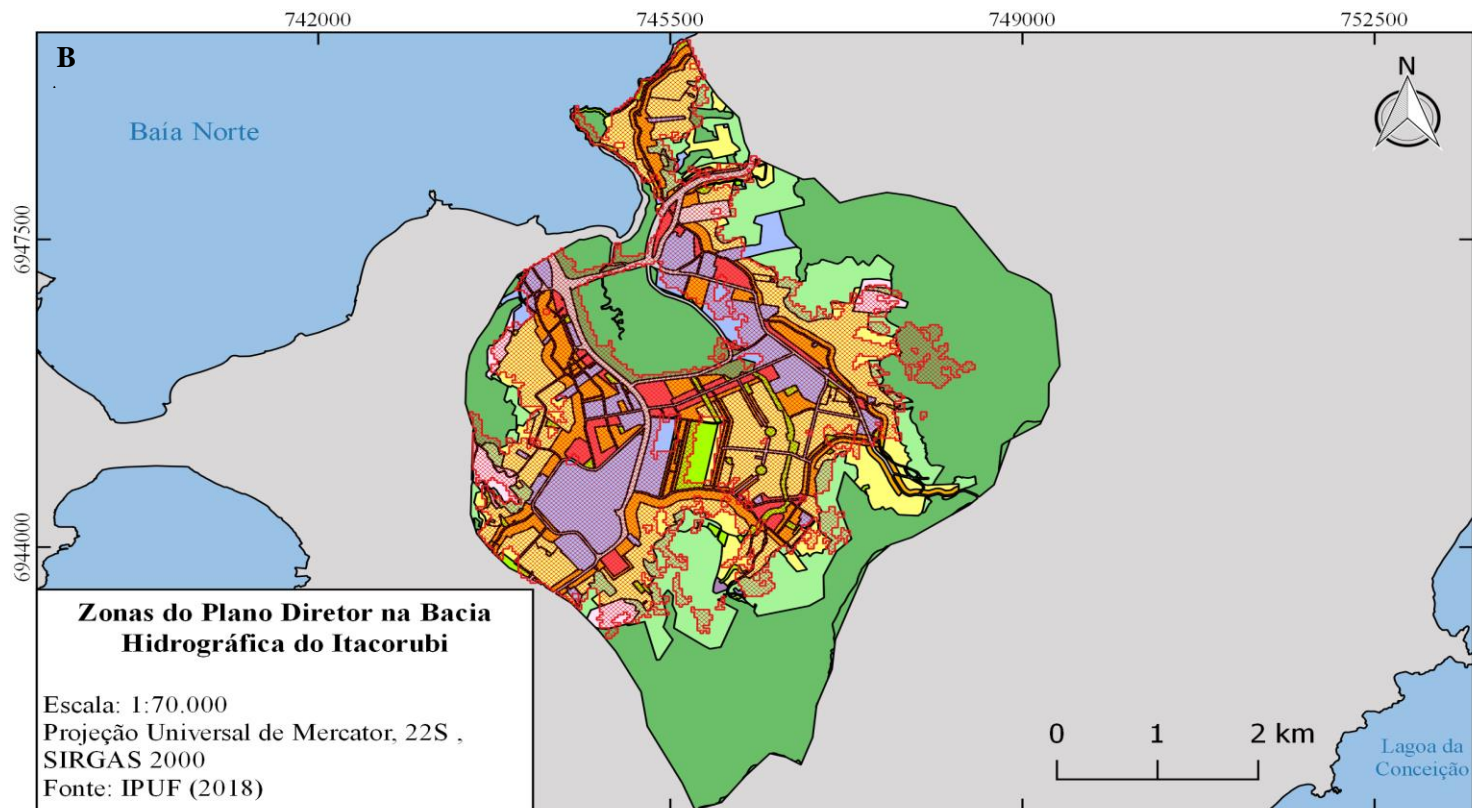
¹¹ Conforme o Plano Diretor municipal de Florianópolis, art. 42, as Áreas de Urbanização Especial (AUEs) são grandes áreas urbanizáveis a partir de projeto amplo, que reserva setor predominante para preservação ambiental e adensa a área remanescente, criando novas centralidades caracterizadas pela mescla de funções e espaços humanizados.

Notou-se que as áreas destinadas à Área Residencial Predominante (ARP)¹² estão saturadas, ou seja, mais de 80% dessas estão ocupadas pela mancha urbana nas bacias hidrográficas analisadas. De acordo com dados de 2016 (vide capítulo 6), na BH do Rio Tavares, dos 8,8 km² dessas áreas, 81% (ou 7,1 km²) se encontravam ocupados pela mancha urbana. Na BH do Rio Ratoles, dos 4,0 km², 86% (ou 3,5 km²) estavam ocupados; e, na BH do Rio Itacorubi, dos 4,9 km², 87% (4,3 km²) já estavam consolidados pela urbanização. Apesar disso, o Plano Diretor, no art. 5, estabeleceu em 20% o índice de aumento populacional ou de área construída no município, dado utilizado no modelo ASSETS.

¹² O Plano Diretor municipal de Florianópolis, no art. 42, destacou as Áreas Residenciais Predominantes (ARPs) destinadas ao uso preferencial de moradias, onde se admitem pequenos serviços e comércios vicinais.

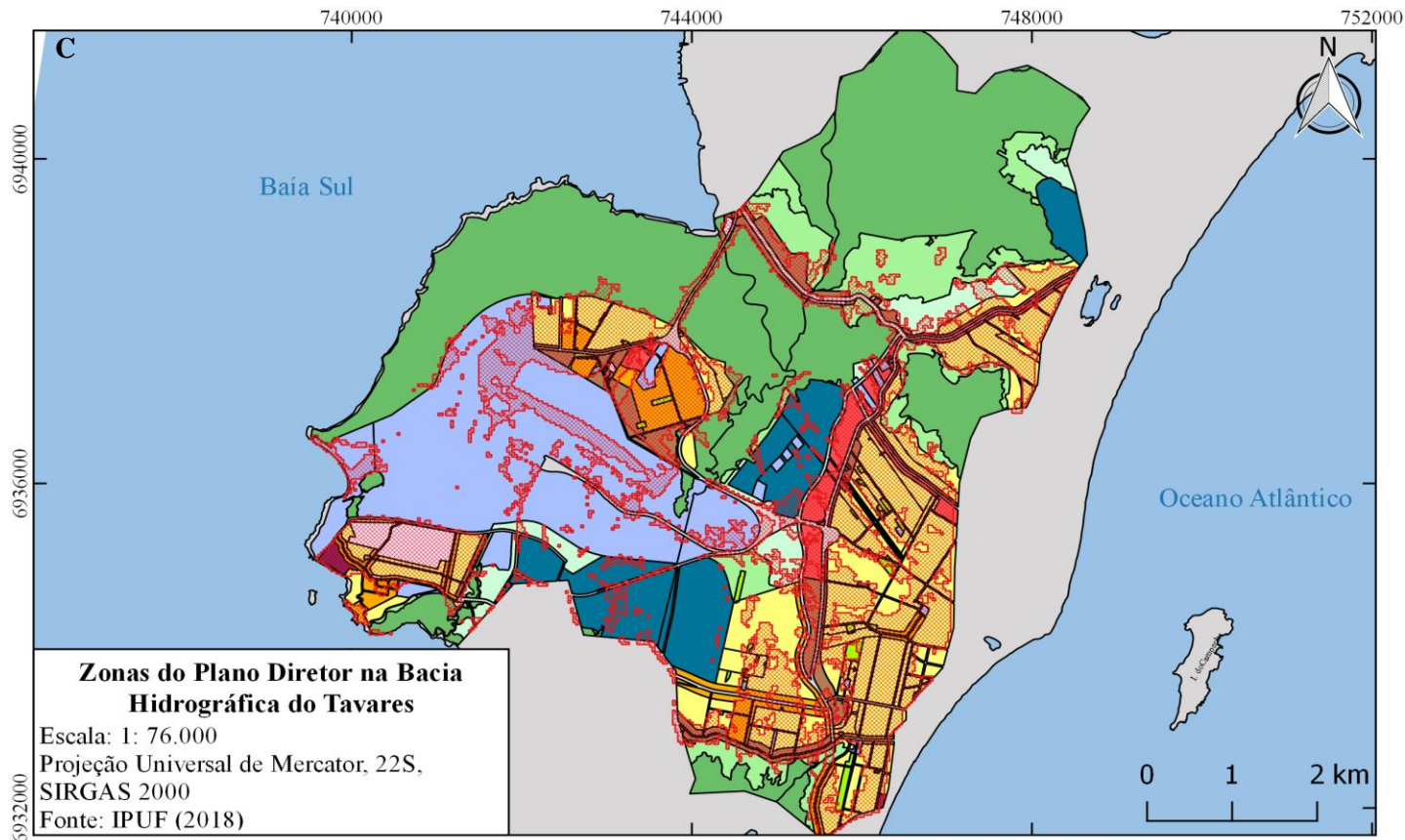
Figura 46 - Zoneamento do Plano Diretor e área da mancha urbana nas bacias hidrográficas, sendo: Rio Ratonos (A), Rio Itacorubi (B) e Rio Tavares (C).





Legenda

- | | |
|---|--|
| — Cursos d'água | área de preservação de uso limitado - planície (APL-P) |
| — Limite Municipal | Área de preservação permanente (APP) |
| ▨ Mancha urbana (2016) | Área de parque (APT) |
| Plano Diretor | Área residencial mista (ARM) |
| ▨ Área comunitária/institucional (ACI) | Área residencial predominante (ARP) |
| ▨ Área mista central (AMC) | Área turística de lazer (ATL) |
| ▨ Área mista de serviços (AMS) | Área verde de lazer (AVL) |
| ▨ Área de preservação de uso limitado - encosta (APL-E) | Zona especial de interesse social (ZEIs) |



Legenda

- | | |
|---|--|
| Cursos d'água | Área de preservação de uso limitado - planície (APL-P) |
| Limite Municipal | Área de preservação permanente (APP) |
| Mancha urbana (2016) | Área residencial mista (ARM) |
| Plano Diretor | Área residencial predominante (ARP) |
| Área comunitária/institucional (ACI) | Área turística residencial (ATR) |
| Área mista central (AMC) | Área de urbanização especial (AUE) |
| Área mista de serviços (AMS) | Área verde de lazer (AVL) |
| Área de preservação de uso limitado - encosta (APL-E) | Zona especial de interesse social (ZEIs) |

8.4 Resultado do modelo ASSETS

Segundo a classificação do modelo ASSETS, os estuários estão com a suscetibilidade e o aporte de nutriente (de NID) elevados. O potencial de diluição nos estuários foi considerado baixo pela condição de mistura (salinidade), pela falta de estratificação (rasos) e pelo baixo volume dos estuários (descritas na Tabela 7). Conforme os sintomas primários e secundários, o modelo demonstrou que a condição trófica dos estuários está na condição de moderada (Ratones e Itacorubi) a moderada-alta (Tavares), ou seja, está entre mesotrófica e eutrófica, na tabela 10. O ASSETS indicou que as pressões que os sistemas sofreram entre 2006 e 2016/2017 não alteraram a condição trófica ao longo dessa década, ou seja, não houve melhoria da condição trófica, com base nas condições apresentadas: crescimento populacional e baixa cobertura da coleta e tratamento de esgotos observados. O resultado do modelo condiz com o estado trófico estimado neste estudo (ver capítulo anterior).

Tabela 10 - Resultado do modelo ASSETS para os estuários do Ratones, Itacorubi e Tavares, considerando as informações atuais, de 2006 a 2016/2017.

	Estuário do Ratones	Estuário do Itacorubi	Estuário do Tavares
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta
Condição Eutrófica	Moderada	Moderada	Moderada Alta
Pressão Futura	Inalterada	Inalterada	Inalterada
ASSETS	Moderada Alta	Moderada Alta	Moderada Alta

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

8.4.1 Cenários prospectivos dos ambientes aquáticos

Os estuários podem levar décadas para se recuperar das pressões antrópicas a que estão submetidos. Para compreender as tendências futuras, a aplicação do modelo ASSETS foi retratada em três cenários – nos quais os estuários podem sofrer piora, moderação ou melhoria, para os anos de 2016 a 2046, a descrição detalhada está na tabela 14.

O **cenário I** considerou a manutenção das pressões antropogênicas no mesmo ritmo observado na década anterior (2006 a 2016/2017), com crescimento populacional em 20% e falta de coleta e tratamento de esgotos. Nesse cenário, os estuários apresentaram a

suscetibilidade alta devido à baixa diluição e ao intenso aporte de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) (Tabela 11). O aporte de nutrientes da população aumentaria mais 100%, o que provocaria, portanto, o aumento nas concentrações de clorofila-*a* e a redução de oxigênio dissolvido (Apêndice H). A clorofila-*a* poderia aumentar em 18% e 32% nos rios (bacia hidrográfica) dos Rios Itacorubi e Tavares, nessa ordem. Nos estuários, a concentração de OD poderia ser reduzida em 35% (nos Rios Ratonos e Tavares) e 48% (no Rio Itacorubi), vide Tabela 25.

Tabela 11 - Cenários I do modelo ASSETS dos ambientes estuarinos do Ratonos, Itacorubi e Tavares.

CENÁRIO I	Estuário do Ratonos	Estuário do Itacorubi	Estuário do Tavares
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta
Condição Eutrófica	Moderada	Moderada	Moderada
Pressão Futura	Inalterada	Inalterada	Piora
ASSETS	Moderada Alta (Pobre)	Moderada Alta (Pobre)	Moderada Alta (Pobre)

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O **cenário II** considerou o tratamento secundário dos efluentes domésticos, com redução de 35% no aporte de NID. Nesse cenário, a suscetibilidade não sofreu alteração, conforme Tabela 12. Em contrapartida, a condição eutrófica do estuário do Tavares passou de moderada-alta para moderada-baixa. Esse cenário da condição eutrófica se deu devido à redução, em 25%, na concentração da clorofila-*a* do rio e em 15% no estuário, além do aumento das concentrações do oxigênio dissolvido de 40% no rio e de 25% no estuário (Apêndice I). A pressão futura continuaria inalterada, no cenário da abrangência, e, em 50% da coleta e do tratamento de esgotos no ambiente, a pressão futura não mudaria (Tabela 12). O resultado do modelo ASSETS para esse cenário foi de moderado-alto (eutrófico) no Ratonos a moderado (mesotrófico) no Itacorubi e Tavares.

Tabela 12 - Cenários II do modelo ASSETS dos ambientes estuarinos do Ratonos, Itacorubi e Tavares.

CENÁRIO II	Estuário do Ratonos	Estuário do Itacorubi	Estuário do Tavares
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta
Condição Eutrófica	Moderada	Moderada	Moderada Baixa

Pressão Futura	Inalterada	Inalterada	Inalterada
ASSETS	Moderada Alta	Moderada	Moderada

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O **cenário III** foi o que apresentou os melhores resultados para os ambientes. Nesse cenário, foi considerada a redução de 80% do NID com a coleta e o tratamento de efluentes domésticos pelo sistema terciário. A suscetibilidade foi considerada moderada no estuário do Ratonos e do Tavares, e moderada-alta no estuário do Itacorubi (Tabela 13). A condição eutrófica seria considerada moderada-baixa (no Ratonos) e baixa (no Itacorubi), ou seja, condição oligotrófica. Para esse cenário, deveriam ocorrer reduções de, pelo menos, 40% na concentração de clorofila-*a* nos estuários, além de aumento de 50% nas concentrações de OD (APÊNDICE J). Nesse cenário, as pressões futuras, conforme o modelo ASSETS, poderiam decrescer com a cobertura de 100% da coleta e do tratamento de efluentes domésticos. O resultado do ASSETS foi baixo (condição oligotrófica) no Ratonos e moderado (mesotrófica) no Itacorubi e Tavares.

Tabela 13 - Cenários III do modelo ASSETS dos ambientes estuarinos do Ratonos, Itacorubi e Tavares.

CENÁRIO III	Estuário do Ratonos	Estuário do Itacorubi	Estuário do Tavares
Suscetibilidade	Moderada	Moderada Alta	Moderada
Condição Eutrófica	Moderada baixa	Moderada	Baixa
Pressão Futura	Decresce	Decresce	Decresce
ASSETS	Baixo (Bom)	Moderado	Moderada

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Tabela 14 - Percentuais das modificações esperadas, (+) aumento e (-) redução das concentrações (Conc.), a partir das condições atuais (2016) de qualidade da água frente aos cenários desenvolvidos: cenário I (CI), cenário (II) e cenário III (CIII).

		RATONES			ITACORUBI				TAVARES				
Variáveis	Conc.	C I	C II	C III	Conc.	C I	C II	C III	Conc.	C I	C II	C III	
Rio	NID ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	14,0	400%	-35%	-80%	16,0	+40%	-35%	-80%	6,3	-46%	-35%	-80%
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,3	23%	-10%	-15%	0,7	+18%	-10%	-15%	7,6	-32%	-25%	-50%
	OD (mg.L^{-1})	1,2	8%	40%	60%	5,6	+272%	+10%	+20%	1,2	-6%	+40%	+80%
	NID ton/ano)	37	100%	-35%	-80%	113,7	+100%	-35%	-80%	68,9	+160%	-35%	-80%
Estuário	Salinidade (psu)	17,3	52%	-25%	-10%	21,3	-	-2%	-5%	16,0	+125%	+5%	+10%
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	14,0	45%	-20%	-40%	8,9	-87%	-25%	-50%	8,2	-67%	-15%	-30%
	OD (mg.L^{-1})	2,9	35%	+20%	+40%	2,5	-48%	+25%	+50%	2,4	-35%	+25%	+50%
Baía	Salinidade (psu)	32,0	-	-	-	30,1	+120%	-	-	32,0	-	-	-
	Chl-a($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5,7	-	-	-	6,2	-	+10%	+5%	42,0	+500%	+25%	+50%
	OD(mg.L^{-1})	5,2	-	-	-	7,9	-	+5%	+10%	3,0	-37%	+25%	+50%

Fonte: Elaborada pela autora (2018)

8.4.2 A suscetibilidade dos estuários a eutrofização: pressão, estado e resposta

O modelo ASSETS foi associado ao LOICZ para demonstrar o estado e a saúde dos ambientes estuarinos. O ASSETS é um modelo simples e de fácil aplicação. Nesta etapa da pesquisa, retratou-se a fase II da eutrofização, com respostas diretas (clorofila-*a*, macroalgas, *bloom* de algas tóxicas, etc.) e indiretas (ciclagem de nutrientes, anóxia, entre outras) (CLOERN, 2001). A avaliação do estado trófico pelo ASSETS classificou os estuários em moderado-alto (ou pobre). Essas categorias seriam correspondentes aos estados mesotrófico a eutrófico. Essa classificação foi também encontrada por Cotovicz Junior *et al.* (2012) no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – Alagoas. A simulação de cenários destacou quais devem ser as medidas mitigadoras tomadas para o bom estado ecológico dos ambientes: devem ser baseadas em características físicas, biogeoquímicas e antrópicas.

Nos estuários, as principais pressões antropogênicas foram o crescimento populacional/aumento da mancha urbana e a falta de coleta e tratamento de efluentes domésticos, descrita no capítulo 7. Essas pressões antropogênicas nos cursos d'água são provenientes das fontes pontuais e difusas. Vale lembrar que essas pressões podem ou não aumentar com o crescimento urbano, desde que haja planejamento adequado. Notou-se que neste estudo, que a coleta e o tratamento de esgotos no município não estão acompanhando o mesmo ritmo do crescimento urbano, afetando os manguezais, as praias, o turismo e a produção de mariscos do município. Conforme o TRATA Brasil (2018), entre os anos de 2012 a 2016, em Florianópolis, a coleta de esgotos cresceu, apenas, 7%, com média de investimentos anual de R\$ 123,64 por habitante nesse período. Em Florianópolis, o Plano Diretor (PD) baseou o crescimento urbano (aumento populacional ou da área construída), para os distritos, em 20% (entre 2030 e 2040). Peres e Pimenta (2016) destacaram que o PD atual consolida a maior parte do zoneamento do plano de 1997, que amplia as áreas de verticalização. Em Florianópolis, a verticalização segue em ritmo crescente, como acontece na bacia hidrográfica do Rio Itacorubi. Para Silveira e Silveira (2014), a verticalização do espaço urbano pode ocasionar mudanças no meio físico, acarretando impactos ambientais no clima, na drenagem, na cobertura vegetal, na mobilidade, na superfície impermeabilizada e na qualidade do ar. O lançamento de efluentes domésticos sem tratamento ou com tratamento inadequado na rede pluvial é um dos maiores problemas do município de Florianópolis (vide capítulo 7).

No modelo ASSETS, a pressão antrópica é determinada por uma matriz que estima a suscetibilidade do sistema com base na capacidade de diluição e na entrada de nutrientes provenientes da bacia hidrográfica (WHITALL *et al.*, 2007). A alta suscetibilidade ambiental indica que o sistema é intensa e extensivamente alterado, sendo difícil retornar ao seu estado natural, o que está relacionado ao elevado tempo de residência das águas (GÓMEZ *et al.*, 2014). Em relação às características dos estuários, eles apresentam: baixa vazão, ausência de estratificação e influência de micromarés. No Brasil, essa condição foi encontrada por Cotovicz Junior *et al.* (2012), com a aplicação do ASSETS. Essa mesma condição foi encontrada por Garmendia *et al.* (2012) nos estuários da Baía de Biscaia, na Espanha, que foram considerados de alta suscetibilidade pelo baixo potencial de diluição e pela característica hidromorfológica (volume, fluxo do rio, profundidade e tempo de residência).

A suscetibilidade foi, ainda, mensurada pela concentração e aporte de nutrientes oriundo da área a montante (rio) e do efluente lançado pela população que não foi atendida pela coleta e tratamento de esgotos. Neste estudo, foi utilizada a fração inorgânica de N e P. Conforme Smith *et al.* (2005), nos últimos 100 anos, a transferência do nitrogênio produzido pelos rios para os oceanos aumentou de três a quatro vezes, enquanto o fósforo duplicou. Neste estudo, realizou-se o balanço de ΔNID e ΔPID , que representa a diferença entre os fluxos de entrada e de saída de nutrientes no sistema aquático (SMITH *et al.*, 2005; GIORDANI *et al.*, 2008).

Nos ambientes analisados, a carga de nutrientes provenientes dos rios foi pequena em relação ao produzido nos estuários. Ao compararmos a entrada de nutrientes pelo rio ($V_Q Y_Q$) com o que foi produzido pelo sistema estuarino ($Y\Delta$), na Tabela 8, encontramos a produção de NID, nos estuários, 350 vezes maiores no estuário do Rio Ratonés; 2.300 maiores no estuário do Tavares; e 2.900 vezes maiores no estuário do Itacorubi. Já a produção de PID em relação a entrada nos estuários foi de 180 vezes em Ratonés; 750 vezes em Tavares; e 5.000 em Itacorubi. Esse fato é corroborado pelo percentual de matéria orgânica nos estuários, que não foi considerado no modelo LOICZ. Os rios contaminados por efluentes domésticos são ricos em matéria orgânica e possuem elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos, favorecendo o incremento da biomassa fitoplancônica (FONSECA *et al.*, 2008; KENNISH; JONGE, 2011). A matéria orgânica mineralizada no estuário foi indicada pelo ΔPID positivo na análise. Nos estuários dos Rios Itacorubi e Tavares, o percentual de

matéria orgânica foi de 11% e 17%, nesta ordem (PAGLIOSA *et al.* 2005), e de 10% no estuário do Rio Ratonos (SILVA, 2015).

A nitrificação foi o processo que predominou nos estuários, que é conversão de amônio (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-) pela assimilação biológica do fitoplâncton ou macrófitas aquáticas (FRAGOSO JUNIOR; MARQUES; FERREIRA, 2009). Entretanto, em 27% das amostras do Tavares e em 11% do Ratonos, aconteceu a desnitrificação, que é a redução de nitrato (NO_3^-) para gás dinitrogênio (N_2) ou óxido nitroso (N_2O), ou seja, houve remoção do NID da água e liberação para a atmosfera através de bactérias que vivem no meio anaeróbico (ZHU *et al.*, 2018). Em pesquisa no rio Camboriú – Santa Catarina (que tem a vazão quatro vezes maior que o Ratonos, ou seja, de $500 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$), Pereira Filho e Schettini (2000) detectaram o balanço de ΔNID e $65 \times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$. Nesta pesquisa o estuário do Tavares que apresentou o menor valor de ΔNID nessa pesquisa foi de $690 \times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$. A baixa concentração de oxigênio dissolvido contribuiu para a mineralização da matéria orgânica, além do predomínio das formas NH_4^+ em relação às oxidadas (NO_2^-) (KENNISH; JONGE, 2011). Neste estudo, as concentrações de NH_4^+ foram quatro vezes mais elevadas do que a soma das frações de nitrato e nitrito (NO_2^- e NO_3^-) nos estuários de Ratonos e Tavares, e três vezes mais elevadas no Itacorubi.

Para o balanço de ΔPID encontrou-se a concentração de $15 \times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$ (no estuário do Rio Tavares) e de $53 \times 10^3 \text{ mmol.d}^{-1}$ (no estuário do Rio Itacorubi). Na pesquisa de Pereira Filho e Rörig (2016) encontraram no estuário do Itajaí-Açu, os valores de $2.700 \times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$ de ΔPID , com vazão média de $205 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, sendo mais de 200 vezes maior do que no Itacorubi. No estuário do Tavares, Gandra (2017) constatou o ΔPID de $0,3 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$, apontando esse estuário como fonte desse nutriente. No entanto, nesta pesquisa, foi encontrado um valor setenta e sete vezes maior de ΔPID , sendo $21 \times 10^3 \text{ mol.dia}^{-1}$. No estuário do Rio Camboriú - Santa Catarina, Pereira Filho e Schettini (2000) detectaram o balanço de ΔPID $-1,2 \times 10^3 \text{ mol.d}^{-1}$, indicando perda líquida de PID e prevalência da produção primária, enquanto nos estuários analisados nesta pesquisa predominou a respiração da matéria orgânica.

A condição eutrófica dos estuários variou de moderada (no Ratonos e Itacorubi) a moderada-alta (no Tavares). No capítulo anterior, os estados tróficos encontrados, pelo TRIX, nos estuários, foram de: mesotrófico (moderado) no estuário do Rio Ratonos e mesotrófico a eutrófico (moderado-alto) nos estuários dos Rios Itacorubi e Tavares. A condição eutrófica no modelo ASSETS foi dada pelos sintomas

primários e secundários, utilizando as concentrações da clorofila-*a* (percentil 90%) e de oxigênio dissolvido (percentil 10%), para que haja menos risco de classificar os sintomas pelos *outliers* (valores atípicos) (BRICKER *et al.*, 2003). No modelo ASSETS, os sintomas secundários têm maior peso na estimativa da condição trófica, pois são indicativos de eutrofização bem desenvolvida (DEVLIN; BRICKER; PAINTING, 2011). Conforme demonstrado na Figura 43, o estuário do Rio Ratonos exibiu maior concentração de clorofila-*a*. Entretanto, nos estuários dos Rios Itacorubi e Tavares, os valores podem não corresponder à realidade devido ao baixo número de amostras. Além disso, as baías Norte e Sul sofreram pressão antrópica verificada pela presença da macroalga *Ulva sp.*, sendo um sintoma secundário da eutrofização pelo modelo ASSETS (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003). As áreas mais urbanizadas das baías estavam dominadas por clorófitas oportunistas, como as *Ulva sp.* (BOUZON *et al.*, 2006; SCHERNER; BARUFI; HORTA, 2012). Essa espécie de macroalga é oportunista e indicativa de processo de eutrofização.

A pressão antrópica nas bacias hidrográficas pelo aumento da urbanização provoca alterações nas cargas de N e P para o meio aquático (MCDONALD *et al.*, 2016). Nesta pesquisa a carga de nutrientes foi dada pela estimativa populacional com base na mancha urbana e na população dos distritos de cada bacia hidrográfica, atual (censo do IBGE) e futuros (estimativas pelo método *AiBi*). Os dados populacionais aplicado ao modelo ASSETS nas bacias hidrográficas dos Rios Ratonos e Tavares apresentaram diferença em torno de 5% do encontrado por Ferretti (2013) para o ano de 2010. Entretanto, para a bacia do Rio Itacorubi em 2010, esta pesquisa encontrou a população estimada de 103.728 habitantes, enquanto Ferretti (2013) encontrou 66.804 hab. para este mesmo ano, ou seja, os dados desta pesquisa podem estar superestimados. Esta superestimação pode ser decorrente do método empregado neste estudo que considera que o aumento populacional não é linear, mas limitado pela área ocupada pela mancha urbana, que nessa bacia ocupa mais de 40% da área, que é o limite do crescimento previsto pelo Plano Diretor. Deve-se considerar que a bacia do Rio Itacorubi vem sofrendo com a verticalização das edificações, o que não é considerado nos cálculos das estimativas feitas pelos dois autores. Nesta bacia a superestimação dos dados poderá afetar os resultados de carga de nitrogênio do modelo ASSETS, contudo não interfere no resultado da pesquisa, o qual apresentou o pior cenário. Sugerimos que trabalhos futuros utilizem outras metodologias para estimativa populacional nessas bacias hidrográficas. Para Brito, Cavenaghi e Jannuzzi (2010)

que compararam métodos de estimativa populacional, entre eles o método *AiBi*, a avaliação de projeções populacionais é uma ferramenta importante para identificar os erros de cada método e selecionar aquele que minimiza estes erros, sempre considerando os contextos específicos da população projetada, os dados disponíveis, assim como o período necessário para a projeção.

Os cenários simulados nesta pesquisa demonstraram que os estuários necessitam de medidas urgentes de redução da pressão antrópica, por meio do aumento da abrangência da coleta e tratamento de esgotos. Assim como, por meio da maior eficiência dos sistemas de tratamento dos efluentes. Essas medidas poderão evitar o cenário I, que resultará em elevadas concentrações de nutrientes e desenvolvimento de anóxia nos sistemas aquáticos analisados, provocando ainda perda de bens e serviços ambientais. O cenário II demonstrou a redução de NID, em 35%, com tratamento secundário, que ainda não seria o ideal. O tratamento secundário, a exemplo do que é utilizado na ETE Canasvieiras, com sistema UASB, apresenta desvantagens na remoção de nutrientes. Para Latif *et al.* (2011), esse tipo de sistema necessita de pós-tratamento para descarga nas águas superficiais para atingir os padrões de matéria orgânica, nutrientes e patógenos aceitáveis. O cenário III mostrou-se o mais adequado, com redução em 80% das emissões de N pelo tratamento terciário. Esse tipo de tratamento remove nutrientes, patógenos, compostos biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão (VON SPERLING, 1996). A pesquisa de Verdonshot *et al.* (2012) destacou que a restauração dos estuários pode levar até mais de 20 anos. McCrackin *et al.* (2017), pela metanálise de 562 estudos, ressaltou que a redução de nutrientes nos ambientes costeiros pode levar cerca de 10 a 30 anos. Dessa forma, em duas décadas teríamos melhoras nas condições ambientais nos estuários analisados, já que as mudanças da situação da degradação no sistema, com a eutrofização, acontecem de forma lenta.

Além da população residente, existe a preocupação com a população flutuante, que não foi considerada neste estudo. Para Rodrigues (2016), o crescimento populacional (residente + flutuante) promoverá o aumento da vazão de efluentes tratados e a redução da entrada de água salina, aumentando a entrada da carga de nutrientes e matéria orgânica e afetando o ecossistema de manguezal. Na bacia hidrográfica do Rio Tavares, que ainda não apresenta tratamento de efluentes, está prevista a implantação da ETE Sul da Ilha, com

tratamento terciário e lançamento de efluentes tratados, no oceano, por um emissário – esse é o melhor cenário para os ambientes em análise.

8.4.3 A eutrofização e as perdas dos serviços ecossistêmicos e econômicos

Este estudo indicou que os estuários dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares estão eutrofizados. Esse estresse ambiental foi apontado pela aplicação de índices simples, como o IET, e modelos mais complexos, como o ASSETS. A eutrofização causa redução ou perdas dos bens e serviços ecossistêmicos (THRUSH *et al.*, 2013). Estabelecer os bens e serviços ecossistêmicos de um determinado sistema permite compreender os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, incluindo: produtos, serviços, entre outros (MEA, 2005). Sobre os serviços ecossistêmicos das bacias hidrográfica de Santa Catarina, Martini (2016) destacou que, na região metropolitana de Florianópolis, há dependência quanto à provisão, associada ao controle da erosão, bioassimilação de efluentes, purificação da água e regulação de desastres naturais. Nesta etapa do estudo, os bens e serviços dos estuários dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares foram destacados (Quadro 12).

Quadro 12 - Matriz de bens e serviços fornecidos pelos estuários do Rio Ratonés, Itacorubi e Tavares.

Categoria	Serviço	Funções
Provisão	Produção de alimentos Produção de matéria-prima (madeira, folhas, galhos e etc.)	Produção primária Relações tróficas Habitats Ciclos biogeoquímicos Biodiversidade
Regulação e manutenção	Regulação de resíduos Armazenamento e ciclo de nutrientes Regulação climática Formação de sedimentos Manutenção hidráulica Proteção da zona costeira	Ciclos biogeoquímicos Bioturbação para moluscos Formação de conchas e abundância de bivalves Esconderijo para espécies
Suporte	Provisão de estruturas de habitats Resiliência Recursos genéticos	Fornecimento de habitats Manutenção de estruturas tróficas Biodiversidade Fontes de uso complementares

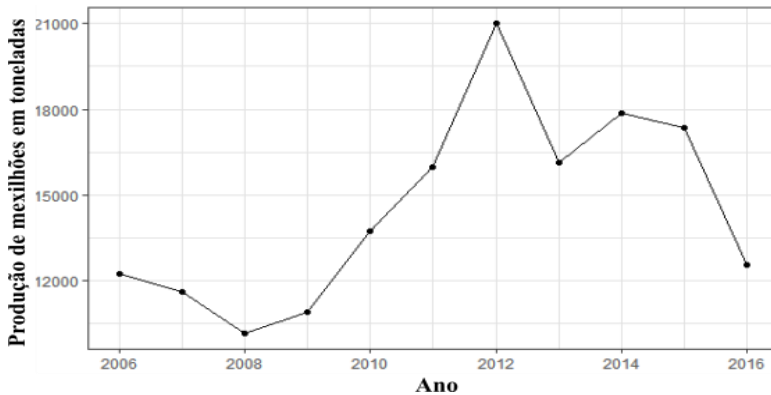
Cultural	Herança cultural/ espiritual	Biodiversidade
	Estética	Educação ambiental
	Recreação e turismo	Lazer
	Benefícios cognitivos	Turismo
	Bem-estar	

Fonte: Thrush *et al.* (2013). Modificada.

A provisão ou abastecimento é o serviço oferecido pelos estuários para a biodiversidade aquática e a economia local. No estuário do Rio Ratonos, foram encontradas, por Cattani *et al.* (2016), espécies de peixe como *C. edentulus* (manjubinha ou piaba) e *M. liza*. (tainha), que são migratórias, oriundas das águas do Sul do país e da Argentina. Nesse estuário são, ainda, encontradas lontras (*Lontra longicaudis*) e jacarés-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) (FUSCO-COSTA; CASTELLANI; TOMÁS, 2008). A Baía Sul, onde deságua o Rio Tavares, engloba parte da produção de berbigão da região (VIEIRA, 2016), porém, essa área não é atendida pela coleta e tratamento de esgoto. Por esse motivo, nesse local é necessário o monitoramento bacteriológico de indicadores nas águas e nos mariscos (RAMOS *et al.*, 2010).

Com relação aos bivalves, cujos principais representantes são o mexilhão marrom (*Perna perna*), a ostra japonesa (*Crassostrea gigas*) e a vieira (*Nodipecten nodosus*), o estado de Santa Catarina é o maior produtor brasileiro, representando 95% da produção nacional. A Figura 47 demonstrou a produção de marisco em Santa Catarina: somente em 2016, a maricultura (mexilhões, ostras e vieiras) arrecadou mais de R\$ 66 milhões. Em Florianópolis, a produção de ostras (*Crassostrea gigas*), em 2006 e 2016, foi de quase duas mil toneladas (ALVES *et al.*, 2010; PMF, 2017). Esses organismos são filtradores e necessitam de uma água com qualidade, não devendo receber aportes de efluentes domésticos, situação diferente da encontrada nesta pesquisa. As ostras produzidas na Baía da Ilha de Santa Catarina (Norte e Sul), segundo Souza *et al.* (2012), apresentaram contaminantes, tais como: coliformes fecais, adenovírus, norovírus humanos e vírus da hepatite A, os quais são associados à falta de tratamento dos esgotos que chegam a essas águas.

Figura 47 - Evolução da produção de mexilhões comercializados em Santa Catarina entre 2006 e 2016.



Fonte: EPAGRI (2017)

Os estuários concedem, ainda, a regulação dando suporte à vida e sustentando os outros serviços ecossistêmicos, como os indicados na Quadro 12. Os estuários são filtros de material dissolvidos e particulados originários da bacia hidrográfica (KHALIL *et al.*, 2013). Pagliosa *et al.* (2005), ao analisar a variabilidade de P na interface água-sedimento dos estuários, constataram que o estuário do Rio Itacorubi foi fonte de fósforo (P) para a coluna da água, enquanto que os estuários dos Rios Ratoles e Tavares são sorvedores desse nutriente. Para Pagliosa *et al.* (2005) e Silva (2015), 50% do PT que entrou no sistema pelo rio foi adsorvido no sedimento estuarino do rio Ratoles, dado utilizado no modelo LOICZ. No estuário do Itacorubi, Laut *et al.* (2007) evidenciaram bactérias anaeróbias no sedimento e foraminíferos oportunistas (*A. mexicana* e *A. beccarii f. tepida*), relacionando-os ao estresse ambiental na biota, o que promove a perda da biodiversidade.

Os serviços de suporte são aqueles necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos (ATKINS, 2011) e são atributos de ambientes de transição (como os estuários), pois são *habitats* para espécies aquáticas e terrestres, são refúgio e berçário. Além disso, realizam ciclagem de nutrientes e formam os solos e recursos genéticos, sendo dados como resilientes. Vale lembrar que a resiliência do ecossistema é a capacidade de amortecer e resistir a um dano e continuar mantendo sua função (FOLKE, 2006). Nesta pesquisa, os estuários também são espaços de pesca artesanal e ocupação de

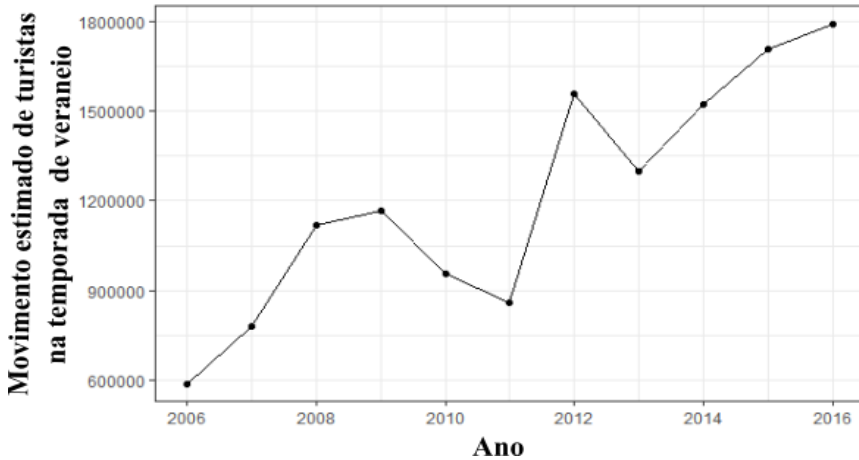
pescadores tradicionais. Asmus *et al.* (2018) destacaram esses serviços fornecidos pelo estuário da Lagoa dos Patos – Rio Grande do Sul, um espaço para pesca, navegabilidade, corredor ecológico, atracadouro para embarcações e espaço para ocupação dos pescadores.

Os serviços culturais oferecidos pelos estuários incluem pesquisa quanto ao uso, patrimônio, cultural, entretenimento, bem-estar e estética (SOUSA *et al.*, 2016). Nos estuários do Ratonés e Tavares, estão localizadas as áreas de preservação regidas pela ESEC Carijós e Resex Pirajubaé, que têm como um dos seus objetivos estimular a educação ambiental da sociedade. Conforme a ESEC Carijós, entre os anos de 2015 e 2016, pelo projeto UÇÁ¹³, foram atendidas mais de 33 mil pessoas para atividades de educação ambiental (ESEC Carijós, 2016). No estuário do Itacorubi, o Parque Municipal do Itacorubi possibilita a interação entre o visitante e a natureza, além de permitir o desenvolvimento de atividades recreativas, educativas e pesquisas científicas. Esses serviços reforçam a importância desses ecossistemas para a sociedade local.

Outro aspecto cultural é o turismo, que também é beneficiado pela qualidade da água. A Figura 48 mostra que, em 2006, Florianópolis recebeu mais de 500 mil turistas (SANTUR, 2008) e arrecadou em torno de R\$ 73 milhões de reais. Já em 2016, houve um aumento de mais de 3.000% dessa demanda: foram quase dois milhões de turistas, com receita gerada de mais de 1 bilhão de reais (SANTUR, 2018). Vale destacar que a renda arrecadada com os usos das águas, em Florianópolis, não é revertida em recuperação e restauração da qualidade das águas nesse município.

¹³ O Projeto Uçá iniciou as atividades em 2012, com o patrocínio da Petrobras, pelo Programa Petrobras Socioambiental. Esse programa teve como objetivo disseminar conhecimento sobre o ecossistema manguezal (<http://projetoouca.org.br/o-projeto/>).

Figura 48 - Movimento estimado de turistas na temporada de veraneio entre 2006 e 2016 em Florianópolis.



Fonte: SANTUR (2008) e SANTUR (2018)

Além das consequências ambientais, como os sintomas primários e secundários já descritos, a eutrofização provoca ou poderá provocar perdas socioeconômicas, como: pesca comercial e recreativa (perda de *habitats*, aumento de algas tóxicas e morte de peixes), turismo (perda de *habitats*, aumento de algas tóxicas e odores), além de valores estéticos (ELLIOTT; JONGE, 2002; MONCHEVA, 2012). Os sintomas de eutrofização são, ainda, prejudiciais para a saúde humana, como frisado pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2002). Em síntese, esse estresse ambiental interfere em todo os sistemas, desde o aquático à saúde humana, como destacado nesta pesquisa.

CONCLUSÃO

O processo de eutrofização das águas na zona costeira é influenciado pelas condições naturais, usos e ocupação nas bacias hidrográficas. Neste estudo, o estresse ambiental causado pela eutrofização na bacia hidrográfica e, sobretudo, nos estuários foi o problema central. Para a compreensão da eutrofização nesses ambientes, foi realizada a análise da paisagem e a aplicação de índices e modelos de avaliação do estado trófico. Além disso, foi realizado o levantamento bibliográfico da legislação no Brasil e no exterior referente à temática.

Neste estudo, percebeu-se que as pesquisas com o tema eutrofização são recentes, iniciadas na década de 1980, mas com maior relevância, apenas, a partir de 2010. Isso demonstra que a temática ainda é incipiente, sendo necessários estudos holísticos com a finalidade de compreender esse estresse ambiental no território brasileiro. Vale lembrar que a eutrofização é um distúrbio ambiental crescente nos corpos d'água do País e afeta os aspectos ambientais e socioeconômicos.

O Índice de Estado Trófico (IET) foi aplicado em 58% das pesquisas, para todos os tipos de corpos d'água, com distinção entre rios e reservatórios, que são os corpos d'água mais pesquisados, confirmando a hipótese. O IET foi o índice mais utilizado pelas pesquisas acadêmicas e pelos órgãos ambientais para gestão das águas. Esse índice é simples, como indica muitos pesquisadores, sendo formado por três e alguns casos apenas uma variável. Entretanto como apontado na hipótese desta pesquisa, esse índice pode não retratar da mesma forma o real estado dos diversos tipos de águas brasileiras. A eutrofização antropogênica é um distúrbio socioambiental que necessita ser melhor compreendido pela academia e pela sociedade. O processo de eutrofização no Brasil não é tratado por nenhum programa nacional, estadual ou municipal, mas seus sintomas são visíveis nos ambientes aquáticos e nas perdas socioeconômicas.

No País, a principal preocupação é referente ao uso da água, e não à qualidade ambiental, a exemplo do enquadramento das águas para uso e destinação antrópica. Já a União Europeia, pelas várias diretivas, preza pelo bom estado ecológico dos ambientes aquáticos. Assim, pode-se dizer que o direito a um ambiente ecologicamente equilibrado é um direito de poucos, pois 47% da população brasileira não tem acesso à coleta e ao tratamento de esgotos, fato constatado nas bacias hidrográficas de estudo. Esse serviço existe para menos de 50% da

população nas bacias dos Rio Ratonos e Itacorubi e ainda é inexistente na bacia hidrográfica do Rio Tavares. A pesquisa destacou que, pela análise da paisagem, o aumento da mancha urbana na última década, associado à falta de abrangência da coleta e tratamento de esgoto e a supressão dos manguezais e das áreas úmidas, foram fatores que contribuíram para a degradação das águas. Os estuários, apesar de estarem localizados em áreas de proteção ambiental, estão suscetíveis aos impactos provenientes das bacias hidrográficas (montante). Esse fato foi corroborado com a aplicação dos índices de estado trófico IET e TRIX, que classificaram as águas em estado eutrófico ou hipereutrófico.

Nesse estudo, a aplicação de um índice de estado trófico mais completo e apropriado para a zona costeira, como o TRIX, se mostrou mais indicado para os ambientes analisados. O ASSETS apontou o estado atual da degradação das águas dos estuários e a tendência de manutenção dessa condição para o cenário futuro mais provável, de acordo com o Plano Diretor. As áreas investigadas das bacias hidrográficas dos Rios Ratonos, Itacorubi e Tavares possuem baixa vazão, com menos de $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Portanto, esses ambientes apresentam suscetibilidade à eutrofização, como destacado com a aplicação do ASSETS. Além disso, a resiliência dos estuários da Ilha de Santa Catarina é prejudicada diariamente pela falta da coleta e tratamento de esgoto, o que acarreta lançamentos diários de nutrientes (N e P) e matéria orgânica.

A simulação de cenários por décadas apontou que seriam necessárias mais de duas décadas para o ambiente estuário se recuperar dos atuais danos causados pela interferência antrópica. Assim, essa pesquisa ajudou a compreender o processo de eutrofização das bacias hidrográficas, em especial dos estuários, por meio de análise temporal e espacial. A análise temporal, no intervalo de uma década, contribuiu para constatar como estava a qualidade das águas há dez anos e como poderá ficar se as pressões antropogênicas continuarem. Além disso, foi possível comparar as três bacias hidrográficas que apresentam características parecidas, mas cada uma com sua peculiaridade quanto ao crescimento urbano, cobertura do tratamento de esgoto, entre outras características. Nesse sentido, medidas mitigadoras de restauração e recuperação dos rios e estuários devem ser aplicadas, principalmente quanto à abrangência da coleta e tratamento de esgotos.

Espera-se que novas pesquisas possam surgir com a finalidade de avaliar o processo de eutrofização e buscar por medidas de restauração da qualidade ambiental desses ambientes. Cabe aos pesquisadores e aos gestores ambientais analisarem as bacias hidrográficas como um

geossistema, com interferências diretas (uso e ocupação do solo, lançamento de efluentes domésticos, entre outros) e indiretas (gestão dos recursos hídricos). Considerando a importância da qualidade da água e dos ecossistemas costeiros na área de estudo e as perdas já registradas pelo processo de eutrofização, sugere-se que os órgãos ambientais e de fiscalização competentes promovam a gestão das águas na Ilha de Santa Catarina para inibir os avanços do processo de eutrofização.

RECOMENDAÇÕES

Espera-se que este trabalho de caracterização dos estuários, análise de paisagem e identificação do processo de eutrofização nas bacias hidrográfica dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares sirva de incentivo para pesquisas acadêmicas futuras e como base para a proteção e recuperação dessas áreas.

Nesse sentido, é recomendável que pesquisas futuras abordem o monitoramento das concentrações de nutrientes, oxigênio dissolvido e, especialmente, das variáveis biológicas (clorofila-*a*, proliferação de macrófitas e marés vermelhas) deve ser contínuo e englobar os corpos d'água nas bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares, por órgãos de gestão ambiental.

A caracterização da morfometria das bacias hidrográficas investigadas nesta pesquisa contribuirá para o entendimento das dinâmicas naturais desses ambientes.

Além disso, a investigação das variáveis climáticas que pode afetar os processos biogeoquímicos, está diretamente associada à qualidade da água nas bacias hidrográficas e nos estuários, como: precipitações, ações dos ventos, e o fenômeno *El Niño*.

Sugerimos a aplicação anual de índices de estado trófico, como o TRIX e ASSETS que caracterizam de forma mais completa o processo de eutrofização em águas costeiras.

Outro fator importante é a mobilização da população para as causas e os efeitos do processo de eutrofização para a saúde ambiental e humana.

REFERÊNCIAS

ADAME, M. F.; LOVELOCK, C.E. Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. **Hydrobiologia**, v. 663, p. 23–50, 2011.

ANA. Agência Nacional de Águas, 2014. **Balço das águas**. Publicação anual da Agência Nacional das Águas, nº4, 2014. ANA: Agência Nacional de Águas. ANA, 2014. Disponível em: http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=12613. Acesso em: 23/06/2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas irrigação**: uso da água na agricultura irrigada. Brasília: ANA, 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017**: relatório pleno. Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2017 a. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf>. Acesso em: 21 dez. 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos, 2011**. Disponível em: http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2011_inf.pdf. Acesso em: 13 mar. 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Indicadores de Qualidade - Índice de Balneabilidade (IB)**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-balneabilidade.aspx>. Acesso em: 07 de jul. 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Indicadores de qualidade-índice do estado trófico**. 2019. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>. Acesso em: 15 jan. 2019.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil e Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília: ANA, 2007. 124 p. (Caderno de Recursos Hídricos, 5).

ANA. Agência Nacional de Águas. **Rede hidrométrica**. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrologicas/redehidro.aspx>. Acesso em: 17 jun. 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Saneamento Ambiental**. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: <http://atlassesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 27 dez 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas esgotos**: despoluição de bacias hidrográficas. Disponível em: <http://atlassesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 27 dez 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Resolução nº 903, de 22 de julho de 2013**. Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das águas superficiais. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf>. Acesso em: 17 de set. 2017.

APA. **Plano nacional da água**, 2015. Disponível em: https://www.apambiente.pt/_zdata/Politiclas/Agua/PlaneamentoeGestao/PNA/2015/PNA2015.pdf. Acesso em: 03 jan 2015.

APA. Agência Portuguesa do Ambiente. **Plano Nacional da Água**. Disponível em: https://www.apambiente.pt/_zdata/Politiclas/Agua/PlaneamentoeGestao/PNA/2015/PNA2015.pdf. Acesso em: 23 /06/2017.

AGUIAR, V. M. de C.; BAPTISTA NETO, J.A.; RANGEL, C. M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1915–1919, 2011.

AKBAR, T. A.; HASSAN, Q. K.; ACHARI, G. Development of remote sensing based models for surface water quality. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 42, n. 8, p.1044–1051, 2014.

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M. Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. **RBRH**, v. 22, p. 1-22, 2017.

ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; BARBOSA, M. C.; AZEVEDO, S. G. de; CARVALHO, A. M. de. O papel das águas subterrâneas como reserva estratégica de água e diretrizes para a sua gestão sustentável.

Revista Recursos Hídricos, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, v. 32, nº 2, p. 53-61, 2011.

ALONGI, D. M. Impact of global change on nutrient dynamics in mangrove forests. **Forests**, v. 596, n. 9, p. 1-13, 2018.

ALVES, G.; FLORES-MONTES, M.; GASPAS, F.; GOMES, J.; FEITOSA, F. Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary. **Journal of Coastal Research**, v. 65, 7-12, 2013.

ALVES, T. P.; SCHRAMM, M. A.; TAMANAHA, M. da S.; PROENÇA, L. A. de O. Implementação e avaliação do monitoramento de algas nocivas e de ficotoxinas em um cultivo de moluscos em Florianópolis – SC. **Atlântica**, v. 32, n. 1, p. 71-77, 2010.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G. DO; ALMEIDA, F. T. DE; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Rev. Ambient. & Água**, v. 11, n. 1, p. 162- 175, 2016.

AQUINO, A. R. DE., PALETTA, F. C.; ALMEIDA, J. R. de. (Orgs.). **Vulnerabilidade ambiental**. São Paulo: Blucher, 2017.112 p.

ARAÚJO, J. A. F. de. **Desenvolvimento de uma metodologia, com base na teoria de Fuzzy, para o estudo do risco de eutrofização em reservatórios com estudo de caso no reservatório Acarape do Meio do Estado do Ceará**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará. 2011. 88p.

ARAÚJO, N. B. de. **Contribuição ao estudo da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Tavares – poluição orgânica, Florianópolis-Santa Catarina**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 1993. 134p.

ARCHELA, R. S.; THÉRY, H. Orientação metodológica para construção e leitura de mapas temáticos. **Confins**, v. 3, 2008.

ARESC. Agência Reguladora de Serviços Públicos de Santa Catarina. Disponível em:
<http://www.aresc.sc.gov.br/index.php/documentos/relatorios-de-fiscalizacao-de-municipios-conveniados/municipios-agua/florianopolis>. Acesso em: 14 out. 2017.

ARNOLD, C. L JR; GIBBONS, C. J. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. **Journal of American Planning Association**, v. 62, n. 2, p. 243-258, 1996.

ARTIOLI, Y.; BENDORICCHIO, G.; PALMERI, L. Defining and modelling the coastal zone affected by the Po river (Italy). **Ecological Modelling**, v. 184, p. 55–68, 2005.

ASMUS, M. L.; NICOLODI, J.; SCHERER, M. E.G.; GIANUCA, K.; COSTA, J. C.; GOERSCH, L. et al. Simples para ser útil: base ecossistêmica para o gerenciamento costeiro. **Desenvolv. Meio Ambiente**, v. 44, Ed. especial: X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, p. 4-19, fev. 2018.

ATKINS, J. P.; BURDON, D.; ELLIOTT, M.; GREGORY, A. J. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 215–226, 2011.

AZEVEDO NETO, J. M. de. Novos conceitos sobre a eutrofização. **Revista DAE**, v.48, n. 15, p. 22- 28, 1988.

BALD, J.; BORJA, A.; MUXIKA, I.; FRANCO, J.; VALENCIA, V. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 1508–1522, 2005.

BAPTISTA, G. M. de M.; ARAÚJO NETO, M. D. de. O processo de eutrofização artificial no lago Paranoá, Brasília, DF. **Geonomos**, v. 2, n. 2, p. 31-39, 1994.

BARRETO, L. V.; FRAGA, M. DE S.; BARROS, F. M.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. DA S.; CARVALHO, S. R. DE; BONOMO, P.; SILVA, D. P. da. Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão. **Rev. Ambient. Água**. v. 9, n. 2, p. 250-260, 2014.

BAUMGARTEN, M. DA G. Z.; PAIXÃO, B. E. G. da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). **Atlântica**, v. 35, n. 1, p. 5-22, 2013.

BECKER, B. K. Reflexões sobre hidrelétricas na Amazônia: água, energia e desenvolvimento. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum.**, v. 7, n. 3, p. 783-790, 2012.

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1312–1329, 2016.

BEIROZ, H. Zonas de amortecimento de Unidades de Conservação em ambientes urbanos sob a ótica territorial: reflexões, demandas e desafios. **Desenvolv. Meio Ambiente**, v. 35, p. 275-286, 2015.

BELARMINO, P. H. P.; SILVA, S. M. da; RUFENER, M.-C.; ARAÚJO, M. C. B. de. Resíduos sólidos em manguezal no rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. **Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 447-457, 2014.

BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global: esboço metodológico. **Revista RA E GA**, n. 8, p. 141-152, 2004.

BETTENCOURT, A. M.; BRICKER, S. B.; FERREIRA, J. G., FRANCO, A., *et al.* **Typology and reference conditions for portuguese transitional and coastal waters: Development of Guidelines for the Application of the European Union Water Framework Directive**. Portugal: IMAR - Institute of Marine Research, 2003. 119p.

BETTENCOURT, P.; FULGÊNCIO, C.; GRADE, M.; ALCOBIA, S.; MONTEIRO, J. P.; *et al.* Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco. **Revista Portuguesa de Recursos Hídricos**, v. 37, n. 1, p. 73-80, 2016.

BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.), **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Editora EDUEM, p. 85-126, 2003. 341 pp.

BIER, A. G.; PAULANI, L. M.; MESSENERG, R. P. A crise do saneamento no Brasil: reforma tributária, uma falsa resposta. **Pesq. Plan. Econ.**, n. 18, v. 1, p. 161-196, 1988.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria Invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Biociência & Desenvolvimento**, v. 30, p. 82-90, 2003.

BONANSEA, M.; RODRIGUEZ, M. C.; PINOTTI, L.; FERRERO, S. Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for

assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). **Remote Sensing of Environment**, v. 158, p. 28–41, 2015.

BONETTI, C.; BONETTI, J.; BARCELOS, R. J. Caracterização sedimentar e geoquímica de sistemas costeiros com ênfase na avaliação de influência de sítios de cultivo de moluscos. In: BARROSO, G. F.; POERSCH, L. H. S.; CAVALLI, R. O. (Orgs). **Sistemas de cultivo aquícolas costeiros no Brasil: recursos, tecnologias e aspectos econômicos**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007, p. 139-149.

BORGES, P. de S. P. **Índices e modelos biogeoquímicos para definição do estado trófico, suscetibilidade à eutrofização e metabolismo do estuário do rio Paraíba do Sul, RJ**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geociências - Geoquímica Ambiental. Universidade Federal Fluminense, 2014. 140p.

BOTELHO, R. G.; TORNISIELO, V. L. Spatial and temporal assessment of chlorophyll a and the trophic state index in the Piracicava river São Paulo, Brazil. **Holos Environment**, v. 14, n. 2, p. 124-135, 2014.

BOUZON, J. L.; SALLES, J. P.; BOUZON, Z.; HORTA, P. Aspectos florísticos e fitogeográficos das macroalgas marinhas das baías da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. **Insula**, n. 35, p. 69-84, 2006.

BOYER, J. N.; KELBLE, C. R.; ORTNER, P. B.; RUDNICK, D. T. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 56-67, 2009.

BRAGA, B. P. F.; STRAUSS, C.; PAIVA, F. Water Charges: Paying for the Commons in Brazil. **International Journal of Water Resources Development**, v. 21, p. 119-132, 2005.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. rev. amp. São Paulo: Escrituras, 2006.

BRANCO, S. M. Alguns aspectos da hidrobiologia importantes para engenharia sanitária. **DAE**, v. 33/34, p. 21- 41, 1959.

BRANCO, S. M. Os sais minerais, como fatores de poluição. **Revista DAE**, v. 36, p. 22- 28, 1980.

BRANDINI, F. P. Produção primária nos oceanos. In: CASTELLO, J. P.; KRUG, L. C. (Orgs.). **Introdução às ciências do mar**. Pelotas: Ed. Textos, 2015. 602p.

BRANDINI, N.; RODRIGUES, A. P. de C.; ABREU, I. M.; COTOVICZ JUNIOR, L. C.; KNOPPERS, B. A.; Machado, W. Nutrient behavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, p. 21-35, 2016.

BRASIL. **Decreto nº 1905 de 16 de maio de 1996**. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1996/D1905.htm. Acesso em: 16 jan. 2019.

BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. Decreta o Código de Águas. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643.htm. Acesso em: 15 jun. 2017.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm. Acesso: 15 jan. 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. **Código Florestal**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 11 jul. 2018.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza; Lei do SNUC. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2000/lei-9985-18-julho-2000-359708-norma-pl.html>. Acesso em: 16 jan. 2019.

BRASIL. **Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/l10257.htm. Acesso em: 21 maio 2018.

BRASIL. **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

Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 28 jun. 2018.

BRASIL. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. (Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 15 jan. 2019.

BRASIL. **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000**. Balneabilidade. Disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/Resolu%C3%A7%C3%A3o_Co_nama_274_Balneabilidade.pdf. Acesso em: 16 set. 2017.

BRASIL. **Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003**. Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH. Disponível em: http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=74. Acesso em: 15 jun. 2017.

BRICKER, S. B.; CLEMENT, C. G.; PIRHALLA, D. E.; ORLANDO, S. P.; FARROW, D. R.G. **National Estuarine Eutrophication: Assessment Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries**. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 1999. 84p.

BRICKER, S. B.; FERREIRA, J. G.; SIMAS, T. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modelling**, v. 169, p. 39–60, 2003.

BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. **Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change**. National estuarine eutrophication update. 2007.

BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change, **Harmful Algae**, v. 8, p. 21–32, 2008.

BRINSON, M.; RHEINHARDT, R.; FERRELL, R.; DUNCAN, B.; HOBBS, L.; MCNAUGHT, D.; PHELAN, J.; RADER, D. A rapid watershed assessment approach for assessing the condition of small,

coastal watersheds: protocol and case study. **Ocean & Coastal Management**, v. 71, p. 238 – 255, 2013.

BRITO, L. P. G. de; CAVENAGHI, S.; JANNUZZI, P. de M. Estimativas e projeções populacionais para pequenos domínios: uma avaliação da precisão para municípios do Rio de Janeiro em 2000 e 2007. **R. bras. Est. Pop.**, v. 27, n. 1, p. 35-57, 2010.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Índices de qualidade da água e de estado trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Ambiente & Água**, v. 9, n. 1 p. 130-148, 2014.

BÚSSOLO JUNIOR, G. **Contribuição ao estudo morfo-sedimentar de fundo da enseada de Ratoles, Ilhas de Santa Catarina, SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. 139p.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. da. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 1, p. 186 – 205, 2013.

CALIFORNIA WALUP. **How Urbanization Affects the Water Cycle**. Disponível em: <https://www.coastal.ca.gov/nps/watercyclefacts.pdf>. Acesso em: 14 de fev. 2018.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO P.; GOULART M.; PETRUCIO M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CÂMARA, O. C. A utilização do índice IET para caracterizar o processo de eutrofização do rio Poti em Teresina – PI. **Anais [...]** EITEC, v. 2, Picos: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, 2013.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, Á. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, p. 831–849, 2006.

CAMARGO, L. P. **Proposta de zoneamento ambiental para manguezais do rio Ratoles, Saco Grande e Rio Tavares, Ilha de Santa Catarina através do geoprocessamento como subsídio ao gerenciamento costeiro (GERCO) de Santa Catarina**. Dissertação de

Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.

CAMARGO, L. P.; PELLERIN, J.; PANITZ, L. M. N. Caracterização e classificação do manguezal do rio Ratoles, através das técnicas de sensoriamento remoto e do sistema geográfico de informações (SIG). Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Anais[...]** X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu, 2001.

CAMPANÁRIO, P. **Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050)**. Prefeitura de Florianópolis. Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007.

CAMPOS, J. N. B. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. **Estudos avançados**, v. 28, n. 82, p. 65 – 88, 2014.

CAMPOS, V. N. de O.; FRACALANZA, A. P. Governança das águas no Brasil: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. **Ambiente & Sociedade**, v. 13, n. 2, p. 365-382, 2010.

CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; RIERADEVALL, M.; FARRÉS-CORELL, R.; NEWTON, A. Annual characterization of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 114, p. 59-69, 2012.

CARAMEZ, M. L. **Mapeamento geotécnico da microbacia do Itacorubi – Florianópolis/SC – aplicação do modelo SHALSTAB para a confecção de mapa de suscetibilidade a deslizamentos rasos de encostas**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017. 207p.

CARDOSO, I. L.; ANDRADE, M. H. da S.; CORREA, J. de S.; BARROS, A. de. Índice de Estado Trófico (IET) e Biological Monitoring Working Party (BMWP): uma análise comparativa para avaliação da qualidade da água. **REB**, v. 7, n.3, p. 342-356, 2014.

CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambient. & Soc.** v. 16, n. 1, p. 39-58, 2013.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361- 369, 1977.

CARMO, R. L. do; SILVA, C. A. M. da. População em zonas costeiras e mudanças climáticas: redistribuição espacial e riscos. In: HOGAN, D. J.; MARANDOLA JR. E. (Orgs.). **População e mudanças climáticas: dimensão humana das mudanças ambientais globais**. Brasília: UNFPA, 2009. 292p.

CARSON, R. **Primavera silenciosa**. São Paulo: Melhoramentos, 1969.

CARVALHO, E. V.T.; ZAGAGLIA, C. R.; FERREIRA, E. Avaliação de áreas de mangues e apicuns, nos anos de 1938 e 2004, localizadas na Ilha de Santa Catarina. **Anais[...]** XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, 2007, INPE.

CASAN. Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. Relatório de Impacto de Meio Ambiente. **Sistema de disposição oceânica dos efluentes tratados no sistema integrado de esgotamento sanitário – SES Sul de Florianópolis**. 2017. 48p.

CASTRO, C. de M. **A prática da pesquisa**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2006. 190p.

CATTANI, A. P.; RIBEIRO, G. C.; MARCON, E.; SOETH, M.; HOSTIM-SILVA, M. Fish assemblage dynamics in the Ratoles River Mangrove, State of Santa Catarina, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 11, n. 4, p. 324-335, 2016.

CAVALCANTE, L. C. de S. **Cartografia de paisagens: fundamentos**. São Paulo: Oficina de Texto, 2014. 95p.

CBH. **Comitê de Bacias Hidrográficas**. Disponível em: <http://www.cbh.gov.br/Legislacao.aspx>. Acesso em: 13 set. 2017.

CETESB. **Índice de Qualidade das Águas**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 21 dez. 2018

CHEN, N.; KROM, M. D.; WU, Y.; YU, D.; HONG, H. Storm induced estuarine turbidity maxima and controls on nutrient fluxes across river-estuary-coast continuum. **Science of the Total Environment**, v. 628–629, p. 1108–1120, 2018.

CHEN, Q.; MYNETT, A. E. Integration of data mining techniques and heuristic knowledge in fuzzy logic modelling of eutrophication in Taihu Lake. **Ecological Modelling**, n. 162, p. 55–67, 2003.

CIS. **Guidance Document nº 8**. Public Participation in Relation to the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.9 e Public Participation. 2003. Disponível em: <https://circabc.europa.eu/sd/a/0fc804ff-5fe6-4874-8e0d-de3e47637a63/Guidance%20No%208%20-%20Public%20participation%20%28WG%202.9%29.pdf>. Acesso em: 11 set. 2017.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223–253, 2001.

CLOERN, J. E.; FOSTER, S. Q.; KLECKNER, A. E. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. **Biogeosciences**, v. 11, p. 2477–2501, 2014.

COELHO, L. S. **Avaliação do estado trófico do reservatório Lago do Amor (Campo Grande, MS) através da aplicação de sensoriamento remoto**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 2010. 82p.

CONGEDO, L. **Semi-Automatic Classification Plugin Documentation**. Release 5.3.2.1. 2017. Disponível em: <https://media.readthedocs.org/pdf/semiautomaticclassificationmanual-v4/latest/semiautomaticclassificationmanual-v4.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2017.

CONLEY, D. J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. **Hydrobiologia**, v. 410, p. 87–96, 2000.

CORSEUIL, C. W.; LIBOS, N. C.; FUZINATTO, C. F.; Pinto, C. R. da S. de C. Distribuição espacial do índice de qualidade da água e a relação com o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Ratonês. **Anais[...]** XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, p. 3673-3680, 2009.

COSME, N.; KOSKI, M.; HAUSCHILD, M. Z. Exposure factors for marine eutrophication impacts assessment based on a mechanistic biological model. **Ecological Modelling**, v. 317, p. 50–63, 2015.

COSTA, F. S.; NOSSA, P. N. M. S.; MAGALHÃES, S. C. M.; MAGALHÃES, M. A. **A legislação dos recursos hídricos em Portugal e no Brasil – uma análise histórica comparativa**. 2011.

Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/55622897.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2018.

COTOVICZ JUNIOR, L.C.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. A.; FRIEDERICHS, W.; SOUZA, L. DE; MEDEIROS, P. R. P. Comparação de modelos e índices para avaliação do estado trófico do complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). **Geochimica Brasiliensis**, v. 26, n.1, p. 7-18, 2012.

COUTINHO, R. M.; KRAENKEL, R. A.; PRADO, P. I. Catastrophic Regime Shift in Water Reservoirs and São Paulo Water Supply Crisis. **Plos One**, v. 10, n. 9, p. 1-14, 2015.

COVELLO, C.; HORN FILHO, N. O.; BRILHA, J. A Geodiversidade do Município de Florianópolis, Santa Catarina, Brasil: Valores e Ameaças. **Revista do Departamento de Geografia**, v. especial – XVII SBGFA / I CNGF, 2017.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Projeto Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas**. Disponível em: <http://geosgb.cprm.gov.br/>. Acesso em: 10 jan. 2019

CROSSLAND, C. J.; KREMER, H. H.; LINDEBOOM, H. J.; CROSSLAND, J. I. M.; TISSIER, M. D. A. L. **Coastal fluxes in the anthropocene: the land-ocean interactions in the coastal zone project of the International Geosphere-Biosphere Programme**, 2005. New York: Springer.

CUDOWSKI, A. Dissolved reactive manganese as a new index determining the trophic status of limnic waters. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 721–727, 2015.

CUNHA, S. B. da; GUERRA, A. J. T. Degradação Ambiental. In: CUNHA, S. B. da; GUERRA, A. J.T (orgs). **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 5 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004, p. 337-376, 372p.

DAVID, R. B. de. **Estudo preliminar de zoneamento ambiental para ocupação urbana da bacia do rio Ratoles**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2004. 159p.

DEUS, R.; BRITO, D.; KENOV, I. A.; LIMA, M.; COSTA, V.; MEDEIROS, A.; NEVES, R.; ALVES, C. N. Three-dimensional model

for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. **Ecological Modelling**, v. 253, p. 28– 43, 2013.

DEVLIN, M.; BRICKER, S.; PAINTING, S. Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies. **Biogeochemistry**, v. 106, p. 177–205, 2011.

DI MAURO, C. A. Conflitos pelo uso da água. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, nº 36, volume especial, p. 81-105, 2014.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. 321, 2008.

DIEDERICHSEN, S. D. **Percepção dos atores sociais frente aos problemas socioambientais da bacia hidrográfica do Rio Tavares como subsídio à estratégia de gestão costeira integrada**. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 2014. 151p.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, p. 155-164, 2016.

DOLLFUS, O. **O espaço geográfico**. Rio de Janeiro: Difel, 1975.121p.

E.C. European Communities. **Eutrophication and health**. 2002. Disponível em: <http://www.ypeka.gr/LinkClick.aspx?fileticket=mb9Q7Nzw5iI%3D>. Acessado em: 05 set 2018.

EC. Comunidades Europeias. **Directiva-quadro da Água**: algumas informações. 2002. Disponível em: <http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/docs/WFD/brochures/BrochurePT.pdf>. Acesso em: 06 abr. 2017.

EC. Concelho Europeu. **Convenção sobre a paisagem europeia**. 2000. Disponível em: <http://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/176>. Acesso em: 14 abr. 2017

EC. European Commission. **Guidance Document on Eutrophication Assessment in the context of European water policies**. Guidance Document, n. 23. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2009.

EIA. Estudo de Impacto Ambiental. Pedrita - Planejamento e Construção LTDA. **Projeto de expansão da área de lavra DNPM**

815.643/1988 e 815.641/2004. volume I. Novembro 2015. Disponível em: http://200.19.215.157/RIMA/PEDRITA_EIA.pdf. Acesso em: 19 nov. 2018.

ELLER, J. R. G.; SANTOS, L. dos; NASCIMENTO, R. da S. **Análise ambiental do manguezal do Rio Tavares, Florianópolis/SC, Brasil.** Disponível em: <http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal14/Procesosambientales/Impactoambiental/03.pdf>. Acessado em: 11 de fev. 2018.

ELLIOTT, M.; JONGE, V. N. de. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. **Hydrobiologia**, v. 475/476, p. 513–524, 2002.

EPA. Environmental Protection Agency. United States. **Preventing eutrophication: scientific support for dual nutrient criteria.** 2015. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/nandpfactsheet.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2017

EPAGRI. **Síntese Informativa da Maricultura 2017.** Disponível em: http://docweb.epagri.sc.gov.br/website_epagri/Cedap/Estatistica-Sintese/Sintese-informativa-da-maricultura-2017.pdf. Acesso em: 01 out. 2018.

EPI. **Environmental Performace Index.** Disponível em: <http://epi.yale.edu/>. Acesso em: 01 jul. 2017.

ERISMAN, J.W.; GALLOWAY, J. N.; SEITZINGER, S.; BLEEKER, A.; DISE, N.B. et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. **Philosophical Transactions**, v. 368, p. 1-9, 2013.

ESCHRIQUE, S. A. **Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador de influência antrópica em sistemas estuarinos do Nordeste e Sudeste do Brasil.** Tese de Doutorado. Instituto de Oceanografia. Universidade de São Paulo. 2011. 254p.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 226p.

EUR-Lex. **Access to European Union law.** Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=LEGISSUM:l14527>. Acesso em: 12 jun. 2017.

EUR-Lex. Access to European Union law. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=LEGISSUM:114527>. Acesso: 12 jun. 2017.

EUR-Lex. **Directive 2006/118/CE** on the protection of groundwater against pollution. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:52003PC0550>. Acesso: 12 jun. 2017.

EUR-Lex. **Directive 2006/44/EC** the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:32006L0044>. Acesso: 12 jun. 2017.

EUR-Lex. **Directive 2006/7/EC** concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:064:0037:0051:EN:PDF>. Acesso: 13 jun. 2017.

EUR-Lex. **Directive 75/440/CCE** concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31975L0440>. Acesso: 13 jun. 2017.

EUR-Lex. **Directive 76/464/EEC** on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the Community. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31976L0464>. Acesso: 12 jun. 2017.

EUTRO ASSETS. Disponível em: <http://www.eutro.org>. Acesso em: 22 dez 2017.

EXTERCKOTER, R. K. **Diagnóstico da qualidade das relações ambientais estabelecidas no uso da água na bacia hidrográfica do Rio Cubatão do Sul (SC)**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Agrossistemas. Universidade Federal de Santa Catarina. 2006. 159p.

FAO. Food and Agricultural Organization of the United Nations. **Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management**. FAO, Rome, Italy, 2006.

FAO. **Introduction to agricultural water pollution**. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/w2598e/w2598e04.htm#classes> of nonpoint sources. Acesso em: 23 dez 2017.

- FBDS. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. **Mudanças climáticas e eventos extremos no Brasil**. 2009. Disponível em: http://www.fbds.org.br/cop15/FBDS_MudancasClimaticas.pdf. Acesso em: 09 jan.2018.
- FELLER, I. C.; FRIESS, D. A.; KRAUSS, K. W.; LEWIS III, R. R. The state of the world's mangroves in the 21st century under climate change. **Hydrobiologia**, v. 803, p. 1–12, 2017.
- FERNÁNDEZ, P. DEL B.; GÓMEZ, A. G.; ALBA, J. G.; DÍAZ, C. Á.; CORTEZÓN, J. A. R. A model for describing the eutrophication in a heavily regulated coastal lagoon: application to the Albufera of Valencia (Spain). **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 340 -352, 2012.
- FERREIRA, A. C.; LACERDA, L. D. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, v. 125, p. 38-46, 2016.
- FERREIRA, D. F. **Estatística básica**. 2 ed.rev. Lavras: Ed. UFLA, 2009.
- FERREIRA, J. G.; ANDERSEN, J. H.; BORJA, A.; BRICKER, S. B. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 93, p. 117-131, 2011.
- FERREIRA, J. G.; BRICKER, S.B.; SIMAS, T. C. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. **Journal of Environmental Management**, v. 82, p. 433–445, 2007.
- FERREIRA, V. de O. A abordagem da paisagem no âmbito dos estudos ambientais integrados. **GeoTextos**, v. 6, n. 2, 2010.
- FERRETTI, O. E. **Os espaços de natureza protegida na Ilha de Santa Catarina, Brasil**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina, 2013. 349p.
- FERRIS, R.; HUMPHREY, J. W. A review of potential biodiversity indicators for application in British Forests. **Forestry**, v.72, n. 4, p. 313–28, 1999.
- FICHOT, C. G.; DOWNING, B. D.; BERGAMASCHI, B.A.; WINDHAM-MYERS, L.; MARVIN-DIPASQUALE, M.; THOMPSON, D. R.; GIERACH, M. M. High-Resolution Remote

Sensing of Water Quality in the San Francisco Bay–Delta Estuary. **Environ. Sci. Technol.** 50, 573–583, 2016.

FIDÉLIS, F. N. L. **Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial da Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés-Florianópolis/SC, em um período de 40 anos e suas consequências.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. 1998. 255p.

FINOTTI, A. R.; FINKLER, R.; SILVA, M. D'A.; CEMIN, G. **Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas.** Caxias do Sul, RS: Educs, 2009.

FLORIANÓPOLIS. Decreto Municipal nº 17.748/17. Regulamenta as parcerias entre o município de Florianópolis e as organizações da sociedade civil. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a1/sc/f/florianopolis/decreto/2017/1736/17361/decreto-n-17361-2017-regulamenta-as-parcerias-entre-o-municipio-de-florianopolis-e-as-organizacaoes-da-sociedade-civil-para-a-consecucao-de-finalidades-de-interesse-publico-e-reciproco...> Acesso em: 23 de mar. 2019.

FLORIANÓPOLIS. Lei nº 10.459, de 11 de dezembro de 2018. Dispõe sobre a criação do Parque Natural Municipal do Maciço da Costeira. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/2018/1046/10459/lei-ordinaria-n-10459-2018-dispoe-sobre-a-criacao-do-parque-natural-municipal-do-macico-da-costeira>. Acesso em: 17 de mar. 2019.

FLOTEMERSCH, J. E.; LEIBOWITZ, S. G.; HILL, R. A.; STODDARD, J. L.; THOMS, M. C.; THARME, R. E. A watershed integrity definition and assessment approach to support strategic management of watersheds. **River Res. Applic.**, v. 32, p. 1654–1671, 2016.

FOLKE, C. Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. **Global Environmental Change**, v. 16, p. 253–267, 2006.

FONSECA, A. L. D; BARROS, G. de; TEIXEIRA, P. B.; MANZZINI, A. C. C.; MARCELINO, A. C.; ALMEIDA, S. de; CABRAL, D. Estimativa do balanço de fósforo e nitrogênio na baía da ilha de Santa Catarina e suas implicações no metabolismo e no processo de

eutrofização do ecossistema. **Anais[...]** III Congresso Latino Americano de Ecologia, São Lourenço – MG, 2009.

FONSECA, A. L. D'. O. **Variação sazonal e espacial das características hidroquímicas, dos fluxos de nutrientes e do metabolismo na interface água-sedimento da Lagoa da Conceição (SC, Brasil)**. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 2004. 199p.

FORGIARINI, F. R.; SILVEIRA, A. L. L. DA; SILVEIRA, G. L. DA. Classificação das águas no Brasil e na Europa: diferenças, aplicações e vantagens dos documentos para a gestão dos Recursos Hídricos. **Anais[...]** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo. 2017. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/19/f05e822558eb8237d09028e1d8e287de_55c384fbbfa5d4fa9d1a42d6b222cd91.pdf. Acesso em: 09 jan. 2019.

FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; MARQUES, D. da M.; FERREIRA, T. F. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de textos, 2009.

FROEHNER, S.; MACHADO, K. S.; STEFEN, E.; NOLASCO, M. Occurrence of sexual hormones in sediments of mangrove in Brazil. **Water Air Soil Pollut**, v. 219, p.591–599, 2011.

FUSCO-COSTA, R.; CASTELLANI, T. T.; TOMÁS, W. M. Abundância e locais de ocorrência do jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*, Alligatoridae) no noroeste da Ilha de Santa Catarina, SC. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 183-187, 2008.

FUSVERK, R. C. **Diagnóstico ambiental e proposta de otimização e planejamento subsidiários ao programa de gerenciamento costeiro integrado da bacia hidrográfica do Rio Ratoles, Ilha de Santa Catarina (SC, Brasil)**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, 2002. 173 p.

FUZINATTO, C. F. **Avaliação da qualidade da água de rios localizados na Ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade de água**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2009. 245p.

G1. **Florianópolis espera aumento de 20% no número de turistas em 2017**. Disponível em: <http://g1.globo.com/sc/santa->

catarina/noticia/2016/09/florianopolis-espera-aumento-de-20-no-numero-de-turistas-em-2017.html. Acesso em: 03 out 2018.

GAMEIRO, C.; ZWOLINSKI, J.; BROTAS, V. Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system. **Hydrobiologia**, v. 669, p.249–263, 2011.

GANDRA, M. M. dos S. **Caracterização do balanço de massa e suscetibilidade do estuário do rio Tavares (SC) à urbanização**. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Santa Catarina. 2017. 66p.

GARBOSSA, L. H. P.; SOUZA, R. V.; CAMPOS, C. J. A.; VANZ, A.; VIANNA, L. F. N.; RUPP, G. S. Thermotolerant coliform loadings to coastal areas of Santa Catarina (Brazil) evidence the effect of growing urbanization and insufficient provision of sewerage infrastructure. **Environ. Monit. Assess.**, v. 189: 26-37, 2017.

GARMENDIA, M.; BRICKER, S.; REVILLA, M.; BORJA, Á.; FRANCO, J.; BALD, J.; VALENCIA, V. Eutrophication Assessment in Basque Estuaries: Comparing a North American and a European Method. **Estuaries and Coasts**, v. 35, p. 991–1006, 2012.

GEOBRASIL. **Componente da Série de Relatórios sobre o Estado e Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. Agência Nacional das Águas, 2007. Disponível: <http://arquivos.ana.gov.br/wfa/sa/GEO%20Brasil%20Recursos%20HC3%ADdricos%20-%20Resumo%20Executivo.pdf>. Acesso: 10 maio 2017.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquat. Sci.**, v. 64, p. 118–128, 2002.

GIGER, W. The Rhine red, the fish dead—the 1986 Schweizerhalle disaster, a retrospect and long-term impact assessment. **Environ Sci Pollut Res.**, v. 16 (Suppl 1): S98–S111, 2009.0

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. São Paulo: Atlas, 2008.

GIORDANI, G.; AUSTONI, M.; ZALDÍVAR, J.M.; SWANEY, D. P.; VIAROLI, P. Modelling ecosystem functions and properties at different time and spatial scales in shallow coastal lagoons: An application of the

- LOICZ biogeochemical model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 77, p. 264-277, 2008.
- GIOVANARDI, F.; VOLLENWEIDER, R. A. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. **J. Limnol.**, v. 63, n.2, p. 199-218, 2004.
- GNAUCK, A. Interpolation and approximation of water quality time series and process identification. **Anal Bioanal Chem.** v. 380, p. 484-492, 2004.
- GÓMEZ, A. G.; JUANES, J. A.; ONDIVIELA, B.; REVILA, J. A. Assessment of susceptibility to pollution in littoral waters using the concept of recovery time. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, p. 140-148, 2014.
- GONÇALVES, C. W. P. **Os (des)caminhos do meio ambiente**. São Paulo: Contexto, 2001. 148p (Temas atuais).
- GONÇALVES, M. dos S. **Uso sustentável de pesticidas. Análise comparativa entre a União Europeia e o Brasil**. Doutorado em Ciências do Ambiente. Universidade de Lisboa. 2016. 170 p.
- GORDON, D. C., JR.; BOUDREAU, P. R.; MANN, K. H.; ONG, J.-E.; SILVERT, W.L.; SMITH, S. V. et al. **LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines**. LOICZ, 1996, 96p.
- GRASSHOF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. **Methods of seawater analysis**. 3 ed. completely revised and extended edition Grasshoff, K. Weinheim, Wiley-VCH. 1999. 599 p.
- GUARDA, A. Gestão urbana: projeção da população flutuante. **Anais[...]** Cobrac - Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário, UFSC, Florianópolis, 2012.
- GUIMARÃES, A.; RODRIGUES, A. S. de L.; MALAFAIA, G. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de rios para ser usado por estudantes do ensino fundamental. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 3, 2012.
- GUNKEL, G.; SOBRAL, M. Capacidade de carga e o uso múltiplo da água de reservatório – eutrofização versus re-oligotrofização. **Anais [...]** XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, João Pessoa, 2012.

HADDAD, E. A.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, Minas Gerais. **Geosul**, v. 25, n. 49, p. 79-102, 2010.

HANNAFORD, M. J; BARBOUR, M. T; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal North American Benthol. Soc.** v. 16, n.4, p. 853-860, 1997.

HELTON, A. M, POOLE, G.C.; MEYER, J. L., et al. Thinking outside the channel: modeling nitrogen cycling in networked river ecosystems. **Front. Ecol. Environ.**, v. 9, n. 4, p. 229–238, 2011.

HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 4007–4019, 2010.

HERRERA-SILVEIRA, J.A.; MORALES-OJEDA, S. M. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 59, p. 72–86, 2009.

HOANG, T.-H. T.; VAN, A. D.; NGUYEN, H. T. T. Driving variables for eutrophication in lakes of Hanoi by data-driven technique. **Water and Environment Journal**, v. 31, p. 176–183, 2017.

HOWARTH, R. W.; MARINO, R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. **Limnol. Oceanogr.**, v. 51, p. 364–376, 2006.

IBAMA. **Relatórios de Comercialização de agrotóxicos**, 2012. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 10 fev. 2016.

IBGE. **Censo 2010**: população do Brasil é de 190.732.694 pessoas. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=3&idnoticia=1766&t=censo-2010-populacao-brasil-190-732-694-pessoas&view=noticia>. Acesso: 21 mar. 2017.

IBGE. **Cidades**. Disponível: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/florianopolis/panorama>. Acesso em: 29 maio 2018.

IBGE. **Cobertura da terra Santa Catarina 2000**. Disponível em: <http://www.geoservicos.ibge.gov.br:80/geoserver/ows?service=WFS&v>

ersion=1.0.0&request=GetFeature&typeName=CREN:Cobertura_uso_terra_2000_SC&outputFormat=SHAPE-ZIP . Acesso em: 21 dez 2017.

IBGE. **Cobertura da terra Santa Catarina 2014**. Disponível em: http://www.geoservicos.ibge.gov.br:80/geoserver/ows?service=WFS&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=CREN:Cobertura_uso_terra_2014_SC&outputFormat=SHAPE-ZIP. Acesso em: 21 dez 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de uso da terra**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. (Manuais técnicos em geociência, n° 7).

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo Estação Ecológica de Carijós**, 2010. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/esec/1-monitoria_pm_esec_Carijos_final.pdf. Acesso em: 13 jul. 2010.

INAG. Instituto da água. **Manual para a avaliação da qualidade biológica da água**. Protocolo de amostragem e análise para o Fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. 2009.

IP. Instituto da Água. **critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais: rios e albufeiras**, 2009. Disponível em: <http://www.apambiente.pt/dqa/assets/crit%C3%A9rios-classifica%C3%A7%C3%A3o-rios-e-albufeiras.pdf>. Acesso em: 03 jan. 2018.

IPIUF. Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis. **Atlas do município de Florianópolis**. Coordenadora Maria das Dores de Almeida Bastos, 2006. 42p.

ISHIDA, A. Por trás do pano. In: PERES, A. B. *et al.* (Orgs). **Reconstruindo paisagem: desafios socioespaciais para a Grande Florianópolis**. Florianópolis: Editora UFSC, 2013.

JAYACHANDRAN, P. R.; NANDAN, S. B. Assessment of trophic change and its probable impact on tropical estuarine environment (the Kodungallur-Azhikode estuary, India). **Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change**, v. 17, p. 837–847, 2012.

JENNERJAHN, T. C. Biogeochemical response of tropical coastal systems to present and past environmental change. **Earth-Science Reviews**, v. 114, p. 19–41, 2012.

JIANG, J.; SHARMA, A.; SIVAKUMAR, B.; WANG, P. A global assessment of climate-water quality relationships in large rivers: an elasticity perspective. **Science of the Total Environment**, v. 468-469, p. 877-891, 2014.

JONGE, V. N. DE; ELLIOTT, M.; ORIVE, E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. **Hydrobiologia**, v. 475/476, p. 1-19, 2002.

JUWANA, I.; MUTTIL, N.; PERERA, B.J.C. Indicator-based water sustainability assessment — A review. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 357-371, 2012.

KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 54-78, 2013.

KARYDIS, M. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. **Global Nest Journal**, v. 11, n. 4, p. 373-390, 2009.

KASSAMBARA, A. **Package ‘ggpubr’** - ggplot2 based publication ready plots. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpubr/ggpubr.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2018.

KAWAI, H.; BRANCO, S. M. Estudo sobre as relações entre despejo doméstico e industriais da região da Grande São Paulo e a eutrofização do Reservatório Billings. **Revista DAE**, v. 29, n. 71, p. 57-68, 1969.

KEELER, B. L.; POLASKY, S.; BRAUMAN, K. A.; JOHNSON, K. A.; FINLAY, J.C.; O’NEILL, A.; KOVACS, K.; DALZELL, B. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. **PNAS**, v. 109, n. 45, p. 18619-18624, 2012.

KENNISH, M. J.; JONGE, V. N. de. Chemical introductions to the systems: diffuse and nonpoint source pollution from chemicals (Nutrients: Eutrophication). In: WOLANSKI, E.; MCLUSKY, D. **Treatise on Estuarine and Coastal Science**. EUA: Elsevier, 2011. 326p.

KHALIL, K.; RAIMONET, M.; LAVERMAN, A. M.; YAN, C.; ANDRIEUX-LOYER, F.; VIOLLIER, E.; DEFLANDRE, B.; RAGUENEAU, O.; RABOUILLE, C. Spatial and temporal variability

of sediment organic matter recycling in two temperate eutrophicated estuaries. **Aquat Geochem**, v. 19, p. 517–542, 2013.

KIEDRZYNSKA, E.; KIEDRZYNSKI, M.; ZALEWSKI, M. Sustainable floodplain management for flood prevention and water quality improvement. **Nat. Hazards**, v. 76, p. 955–977, 2015.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. **Environment International**, v.35, p. 778-801, 2011.

KUHAR, U.; GERM, M.; GABERSCIK, A.; URBANI, G. Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. **Limnologica**, v. 41, p. 235–243, 2011.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. 2004. 235p.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water research**, v. 45, p. 4683-4699, 2011.

LEE, S. Y.; DUNN, R. J. K.; YOUNG, R. A.; CONNOLLY, R. M.; DALE, P. E. R.; DEHAYR, R.; *et al.* Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. **Austral Ecology**, v. 31, p.149–163, 2006.

LI, Y.; LI, Y.; QURESHI, S.; KAPPAS, M.; HUBACEK, K. On the relationship between landscape ecological patterns and water quality across gradient zones of rapid urbanization in coastal China. **Ecological Modelling**, v. 318, p. 100–108, 2015.

LIU, H.; BENOIT, G.; LIU, T.; LIU, Y.; GUO, H. An integrated system dynamics model developed for managing lake water quality at the watershed scale. **Journal of Environmental Management**, v.155, p. 11-23, 2015.

LONDE, L. de R.; COUTINHO, M. P.; GREGÓRIO, L. T. DI; SANTOS, L. B. L.; SORIANO, É. Desastres relacionados à água no Brasil: perspectivas e recomendações. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 4, p. 133-152, 2014.

LOOY, K. V.; HONNAY, O.; PEDROLI, B.; MULLER, S. Order and disorder in the river continuum: the contribution of continuity and

connectivity to floodplain meadow biodiversity. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1615–1627, 2006.

LOPES, F. W. de A.; MAGALHÃES JR, A. P.; SPERLING, E. von. Balneabilidade em águas doces no Brasil: riscos a saúde, limitações metodológicas e operacionais. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde - HYGEIA**, v. 9, n. 16, p. 28 – 47, 2013.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L. de; CARVALHO, F. T. de. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v. 20, n. 4, p. 613-622, 2015.

MARCONI, M. de A.; LAKATOS, E. M. **Metodologia científica**. 5 ed. São Paulo: Atlas, 2007.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Revista Climanalise**, v. 3, p. 49-54, 2016.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. de; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Quim. Nova**, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, 2007.

MARTINI, L. C. P. Serviços ambientais gerados nas principais bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina. **REGA**, v. 13, n. 2, p. 142-159, 2016.

MARTINS, C. D. L.; ARANTES, N.; FAVERI, C.; BATISTA, M. B.; OLIVEIRA, E.; et al. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 772-778, 2012.

MASUTTI, M. B.; PANITZ, C. M. N. **O manguezal do Itacorubi como barreira biogeoquímica: Estudo de caso**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 1999, 196p.

MCCRACKIN, M. L.; JONES, H. P.; JONES, P. C.; MORENO-MATEOS, D. Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. **Limnol. Oceanogr.**, v. 62, p. 507–518, 2017.

MCDONALD, R.I.; WEBER, K. F.; PADOWSKI, J.; BOUCHER, T.; SHEMIE, D. Estimating watershed degradation over the last century and

its impact on water-treatment costs for the world's large cities. **PNAS**, v. 113, n. 32, p. 9117-9122, 2016.

MCGRANE, S. J. Impacts of urbanization on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. **Hydrological Sciences Journal – Journal Des Sciences Hydrologiques**, v. 61, n. 13, p. 2295–2311, 2016.

MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats, and Management**. 3 ed. England: Oxford University, 2004. 223p.

MCQUATTERS-GOLLOP, A.; GILBERT, A. J.; MEE, L.D.; VERMAAT, J. E.; ARTIOLI, Y.; HUMBORG, C.; WULFF, F. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, p. 583–596, 2009.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Millennium ecosystem assessment: ecosystems and human well-being; a framework for assessment**. 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2018

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high resolution global study. **Water Resources Research**, v. 54, p. 345–358, 2018.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Global gray water footprint and water pollution levels related to anthropogenic nitrogen loads to fresh water. **Environ. Sci. Technol.**, v. 49, p. 12860–12868, 2015.

MEYBECK, M.; HELMER, R. The quality of rivers from pristine stage to global pollution. **Palaogeography, palaeclimatology, palaeecology** (Global and Planetary change section), v. 75, p. 283 -309, 1989.

MIKI, M. K.; SILVA, B. S. da; SILVA, A. L. Metas incertas de efluente de ETEs. **Revista DAE**, v. 200, p. 39-48, 2015.

MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 39-47, 2006.

MIRAUDA, D.; OSTOICH, M. Surface water vulnerability assessment applying the integrity model as a decision support system for quality improvement. Review. **Environmental Impact Assessment**, v. 31, p. 161–171, 2011.

MIZERKOWSKI, B. D. **Modelo comparativo do estado trófico estuarino: Babitonga, Guaratuba, Laranjeiras e Cananéia**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 2007. 134p.

MIZERKOWSKI, B. D.; MACHADO, E. DA C.; BRANDINI, N.; NAZARIO, M. G.; BONFIM, K. V. Environmental water quality assessment in Guaratuba Bay, state of Paraná, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, n. 2, p. 109-115, 2012.

MONCHEVA, S.; RACHEVA, E.; KAMBURSKA, L.; D'HERNONCOURT, J. Environmental and management constraints on tourism in Varna Bay, Bulgarian Black Sea coast. **Ecology and Society**, v. 17, n. 3, p. 35-49, 2012.

MONICO, J. F. G.; PÓZ, A. P. D.; GALO, M.; SANTOS, M. C. dos; OLIVEIRA, L. C. de. Acurácia e precisão: revendo os conceitos de forma acurada. **Bol. Ciênc. Geod.**, v. 15, n. 3, p. 469-483, 2009.

MORAES, D. S. DE L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev. Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.

MOREIRA, A. C. **Os eventos sinóticos e sua influência em uma laguna costeira em Santa Catarina**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. 123p.

MORITZ, S. **imputeTS**: Time Series Missing Value Imputation. R package version 2.6, (2018). Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=imputeTS>>. Acesso em: 10 maio 2018.

MOSTERT, E. The European Water Framework Directive and water management research. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 28, p. 523–527, 2003.

MURARA, P. G.; MENDONÇA, M.; BONETTI, C. O clima e as doenças circulatórias e respiratórias em Florianópolis-SC. **Hygeia**, v. 9, n. 16, p. 86 - 102, 2013.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos

hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 193-210, 2015.

NASCIMENTO, E. Região Metropolitana de Campinas (SP): cinco décadas de expansão urbana. **Boletim Campineiro de Geografia**, v. 6, n. 1, p. 67-91, 2016.

NASCIMENTO, F. R. do; SAMPAIO, J. L. F. Geografia física, geossistema e estudos integrados da paisagem. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 7, n. 1, p. 167-179, 2005.

NIETO, N. La gestión del agua: tensiones globales y latino-americanas. **Política y Cultura**, n. 36, p. 157-176, 2011.

NIXON, S. W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, v. 41, p. 199–219, 1995.

NORIEGA, C. E. D.; ARAUJO, M. Nutrient budgets (C, N and P) and trophic dynamics of a Brazilian tropical estuary: Barra das Jangadas. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 2, p. 441-456, 2011.

NOVO, E. M. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4 ed. São Paulo: Blucher. 2010. 388p.

NYGAARD, P. D. **Planos diretores de cidades: discutindo sua base doutrinária**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.

O TEMPO. **Gasto médio do turista no litoral catarinense cresceu 33,9% em 2018**. Disponível em: <http://www.adjorisc.com.br/jornais/otempo/geral/gasto-m%C3%A9dio-do-turista-no-litoral-catarinense-cresceu-33-9-em-2018-1.2059437>. Acesso em: 03 out. 2018

OELKERS, E. H.; HERING, J. G.; ZHU, C. Water: is there a global crisis? **Elements**, v. 7, p. 157–162, 2011.

OJIMA, R. Pessoas, prédios e ruas: por uma perspectiva demográfica dos processos urbanos contemporâneos. In: OJIMA, R.; MARANDOLA JR., E. **Dispersão urbana e mobilidade populacional: implicações para o Planejamento Urbano e Regional**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 2016. 198p.

OLIVEIRA, E. dos S.; REIS, T. D. F. dos; SÁ, O. R. de. Determinação do índice de estado trófico do Córrego Liso pertencente à microbacia do Rio São João, Minas Gerais e comparação com protocolo de avaliação

rápida. **X Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 2, p. 380-391, 2014.

ONU. **Acordo entre agências da ONU e do governo disseminará monitoramento de qualidade da água**. 2014. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/acordo-entre-agencias-da-onu-e-do-governo-disseminara-monitoramento-de-qualidade-da-agua/>. Acesso em: 10 nov. 2016.

ONU. **BRASIL. A ONU e a água**. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/acao/agua/>. Acesso em: 26 de mar. 2017.

ONU. **Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)**. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/ods6/>. Acesso em: 06 maio 2018.

ONU. Programa da Década da Água da ONU-Água sobre Advocacia e Comunicação (UNW-DPAC). **O Direito Humano à Água e Saneamento**. 2018. Disponível em: http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf. Acesso em: 26 de mar. 2017.

OSPAR Commission. **Second Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area**, 2008. Disponível em: http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00372_Second_integrated_report.pdf#page=59. Acesso em: 16 jun. 2018.

OSPAR. **Eutrophication**. Disponível em: <https://www.ospar.org/work-areas/hasec/eutrophication>. Acesso em: 24 de set. 2017.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G.E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 965–974, 2005.

PAINTING, S. J.; DEVLIN, M. J.; MALCOLM, S. J.; PARKER, E. R.; MILLS, D. K.; MILLS, C.; TETT, P.; WITHER, A.; BURT, J.; JONES, R.; WINPENNY, K. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 74–90, 2007.

PAISLEY, M. F.; TRIGG, D. J.; WALLEY, W. J. Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. **River Research and Application**, v. 30, p. 887–904, 2014.

PARIZOTTO, B. A. D. M. **Qualidade da água e distribuição espacial de foraminíferos bentônicos em estuários das Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina (Brasil)**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina. 2009. 265p.

PEREIRA FILHO J.; SCHETTINI, C.A.F. CNP Budget for Camboriu River Estuary, Brazil. IN: DUPRA, V; SMITH, S. V; CROSSLAND, C. M.; CROSSLAND, C. (eds). **LOICZ: Estuarine systems of the South American Region: C N P fluxes**. LOICZ: Reports & Students 14. 2000. 87p.

PEREIRA FILHO, J.; RÖRIG, L. R. Balanço de massa para nutrientes inorgânicos (N e P) no Estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. **RBRH**, v. 21, n. 1, p. 168 – 187, 2016.

PEREIRA, P. S.; VEIGA, B. V.; DZIEDZIO, M. Avaliação da influência do fósforo e do nitrogênio no processo de eutrofização de grandes reservatórios estudo de caso: Usina Hidrelétrica Foz da Areia. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n.1, p. 43-52, 2013.

PERES, A. B.; PIMENTA, M. D. C. A. A verticalização nos Planos Diretores de Florianópolis: um olhar sobre o Bairro Agrônômica. **Anais [...] Seminário Internacional de Investigación en Urbanismo e VIII Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo**, Barcelona-Balneário Camboriú, 2016.

PETTINE, M.; CASENTINI, B.; FAZI, S.; GIOVANARDI, F.; PAGNOTTA, R. A revisitation of TRIX for trophic status assessment in the light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 1413–1426, 2007.

PEZZUTO, P. R.; SOUZA, D. S. e. A pesca e o manejo do berbigão (*Anomalocardia brasiliiana*) (*Bivalvia: Veneridae*) na Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé, SC, Brasil. **Desenvolv. Meio Ambiente**, v. 34, p. 169-189, 2015.

PHC. **Portal Hidrológico do Ceará**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/>. Acesso em: 06 jan. 2017.

PIAZZA, C. E. **Identificação e análise da transcrição gênica diferencial em peixes *Poecilia vivipara* Bloch & Scheider, 1801, expostos ao esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado. Programa de

Pós-Graduação em Biotecnologia e Biociências da Universidade Federal de Santa Catarina, 2012. 91p.

PICKETT, A. Protection of underground water from sewage and industrial waster. **Sewage Works Journal**, v. 9, n. 3, p. 464-472,1947.

PIMENTA, A. M.; FURLANETTO, L. M.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Water quality in the lotic area of the Antas River before and after the construction of the Monte Claro hydroelectric plant, south Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 314-325, 2012.

PIMENTA, L. H. F. Reserva da biosfera urbana e o plano diretor de Florianópolis. In: PERES, A. B. *et al.* (Orgs). **Reconstruindo paisagens: desafios socioespaciais para a Grande Florianópolis**. Florianópolis: Editora da UFSC, 2013. p. 157-172.

PIMENTA, M. de C. O plano diretor e a construção do espaço social em Florianópolis (SC). In: PERES, A. B. *et al.* **Reconstruindo paisagens: desafios socioespaciais para a Grande Florianópolis**. Florianópolis: Editora da UFSC, 2013.

PINTO, J. F.; STEFFENS, J. L.; OLIVEIRA, F. H. de. Análise físico-ambiental urbana da microbacia do rio Itacorubi, Florianópolis – SC, visando o uso de software SIG. **Anais[...]** XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, 2007, INPE, p. 3011-3018.

PIRES DO RIO, G. A.; DRUMMOND, H. R.; RIBEIRO, C. R. Água: urgência de uma agenda territorial. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 4, p. 105-120, 2016.

PISSINATI, M. C.; ARCHELA, R. S. Geossistema território e paisagem - método de estudo da paisagem rural sob a ótica bertrandiana. **Geografia**, v. 18, n. 1, p. 5-31, 2009.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. EPA: Assessment and Watershed Protection Division, 1989.

PMF. FLORIANÓPOLIS. Lei nº 7474/2007, de 20 de novembro de 2007. **Dispõe sobre a política municipal de saneamento ambiental, cria o conselho municipal de saneamento, autoriza convênio com a CASAN e dá outras providências.** Disponível:

http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/16_12_2009_16.51.08.83863411ceaaf8cff80108437152d532.pdf. Acesso em: 03 out. 2018.

PMF. Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Lei Complementar n. 482, de 17 de janeiro de 2014**. Institui o Plano Diretor de urbanismo do município de Florianópolis que dispõe sobre a política de desenvolvimento urbano, o plano de uso e ocupação, os instrumentos urbanísticos e o sistema de gestão. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-florianopolis-sc>. Acesso em: 11 jul. 2018.

PMF. Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Plano Municipal integrado de Saneamento básico do Município de Florianópolis/SC**. 2011. Disponível em: http://portal.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/25_02_2011_15.18.48.1a84a26c5bab7bdccadbcbdc7accbd0.pdf. Acesso em: 19 mar. 2018

PMF. Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Produção e operação da produção de lodo das ETEs de Santa Catarina**. 2015. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/09_07_2015_11.21.27.5316d8c30f1e799bfcf6f46a44c18a9b.pdf. Acesso em: 20 dez. 2018.

PMF. **Produção de moluscos 2016/2017. Levantamento da produção de moluscos bivalves em Florianópolis em 2016/2017**. Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/spma/index.php?cms=producao+de+moluscos+2016+2017&menu=4&submenuid=1805>. Acesso em: 03 out. 2018.

PMF. **Programa Floripa Se Liga na Rede**. Relatório Final, 2016. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/07_03_2018_16.07.54.f54f51622dbf924fef34a7d88d93ed0f.pdf. Acessado em: 01 out. 2018.

POPPER, K. **Conhecimento objetivo**. São Paulo: EDUSP, 1975.

Portal EBC. **Agricultura é quem mais gasta água no Brasil e no mundo**. Disponível em: <ttp://www.ebc.com.br/noticias/internacional/2013/03/agricultura-e-quem-mais-gasta-agua-no-brasil-e-no-mundo>. Acessado em: 23 dez 2017.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43- 60, 2008.

PORTUGAL. Ministério do Ambiente. **Decreto-Lei nº 236/98**. Disponível em: http://www.apambiente.pt/dqa/assets/decreto_lei-236_98.pdf. Acesso em: 03 jan. 2018

PORTUGAL. Ministério do Meio Ambiente. **Decreto-Lei nº 236/98**. Disponível em: <https://dre.pt/application/conteudo/430457>. Acesso em: 28 jun. 2018.

POVITKINA, M.; JAGERS, S. C.; SJÖSTEDT, M.; SUNDSTRÖM, A. Democracy, development and the marine environment e a global time-series investigation. **Ocean & Coastal Management**, v. 105, p. 25-34, 2015.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. de M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 5-18, 2007.

PRATES, A. M. M.; MANZOLLI, J. I.; MIRA, M. A. F. B. **Geografia física de Santa Catarina**. Florianópolis: Ed. Lunardelli, 1989. 112p.

PRIMPAS, I.; KARYDIS, M. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. **Environ Monit. Assess.**, v. 178, p. 257–269, 2011.

QUANTUM GIS TEAM. Disponível em: <https://qgis.org/en/site/>. Acesso em: 14 jun. 2016.

QUEVEDO, C. M. G. de; PAGANINI, W. da S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 16, n. 8, p. 3529-3539, 2011.

R Core Team. **R: a language and environment for statistical computing**. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 15 jul. 2016.

RABALAIS, N. N., TURNER, R. E., DÍAZ, R. J., JUSTIC', D. 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. **ICES Journal of Marine Science**, v. 66, p. 1528–1537, 2009.

RABALAIS, N. N.; DÍAZ, R. J.; LEVIN, L. A.; TURNER, R. E.; GILBERT; ZHANG, D.; J. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. **Biogeosciences**, v. 7, p. 585–619, 2010.

RAMOS, R. J.; PEREIRA, M. A.; MIOTTO, L. A.; FARIA, L. F. B. de; SILVEIRA JUNIOR, N.; VIEIRA, C. R. W. Microrganismos

indicadores de qualidade higiênico-sanitária em ostras (*Crassostrea gigas*) e águas salinas de fazendas marinhas localizadas na Baía Sul da Ilha de Santa Catarina, **Brasil. Rev. Inst. Adolfo Lutz**. São Paulo, v. 69, n. 1, p. 29-37, 2010.

RAMPAZZO, L. **Metodologia científica**: para alunos dos cursos de graduação e pós-graduação. 7 ed. São Paulo: Edições Loyola, 2013. 157p.

RAMSAR. Disponível em: http://archive.ramsar.org/cda/en/ramsar-news-archives-2001/main/ramsar/1-26-45-88_4000_0__. Acesso em: 02 jun. 2018.

REBOLLAR, N. A. P.; SCHUCH, F. S.; LOCH, C. Diagnóstico das condições de saneamento na comunidade do Maciço do Morro da Cruz - Florianópolis-SC. **Extensão em Foco**, v. 8, p. 1-14, 2014.

REIS, A. F. **Ilha de Santa Catarina**: permanências e transformações. Florianópolis: Ed. da Universidade Federal de Santa Catarina, 2012. 281p.

RICHARDSON, K.; JØRGENSEN, B. **Eutrophication in coastal marine ecosystems: coastal and estuarine studies**. Washington: American Geophysical Union, 1996, 273p.

RIGOTTI, J. A. **Funcionalidade ecológica em cursos d'água: implicações para a requalificação da paisagem fluvial**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina. 2015. 144p.

ROCHA, G. S.; VELASCO, F. C. G.; REGO, N. A. C.; FRANCISCO, H. M. L.; SANTOS, J. W. B. Variação espaço-temporal do índice de qualidade de água e índice de estado trófico do reservatório público de Ceraíma, Guanambi, Bahia. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 212-228, 2014.

RODRIGUES, A. S. de L.; CASTRO, P. de T. A. Protocolos de Avaliação Rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. **RBRH**, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008.

RODRIGUES, C. J. **Águas de Carijós: passado, presente, futuro e seus impactos**. Dissertação de Mestrado. Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais. Universidade Federal de Santa Catarina. 2016a. 153 p.

RODRIGUES, F. M. **Meio ambiente, desenvolvimento e planejamento urbano:** cenários de proteção ecossistêmica e expansão urbana no entorno da Estação Ecológica de Carijós- Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Urbanismo, História e Arquitetura da Cidade. Universidade Federal de Santa Catarina, 2016b. 382p.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. da; CAVALCANTI, A. P. B. **Geocologia das paisagens:** uma visão geossistêmica da análise ambiental. Fortaleza: Editora UFSC, 2004.

ROSSETTI, D. de F. Ambientes costeiros. In: FLORENZANO, T. G. (Org.). **Geomorfologia:** conceitos e tecnologia atuais. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 318.p.

RUDORFF, C. M.; NOVO, E. M. L. M.; GALVÃO, L. S.; PEREIRA FILHO, W. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 2, p. 269-280, 2007.

SAE Jurerê Internacional. **Relatório Anual do Sistema de Tratamento de Esgotos 2017.** Disponível em: <http://www.jurere.com.br/sae/>. Acesso em: 01 maio de 2018.

SALAS, F., TEIXEIRA, H., MARCOS, C., MARQUES, J. C., AND PÉREZ-RUZAFÁ, A. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, p. 1442–1448, 2008.

SALAS, F.; NETO, J.M.; BORJA, A.; MARQUES, J.C. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). **Ecological Indicators**, v. 4, p. 215–225, 2004.

SALOMONS, W.; KREMER, H.H.; TURNER, R. K. The Catchment to Coast Continuum. In: CROSSLAND, C. J.; KREMER, H. H.; LINDEBOOM, H. J.; CROSSLAND, J. I. M.; TISSIER, M. D. A. L. **Coastal fluxes in the anthropocene:** the land-ocean interactions in the coastal zone project of the International Geosphere-Biosphere Programme, 2005. New York: Springer.

SANTA CATARINA. **Decreto nº 64.340, de 10 de abril de 1969.** Autoriza a cessão, sob a forma de utilização gratuita, de terrenos que

menciona, situados no Estado de Santa Catarina. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1960-1969/decreto-64340-10-abril-1969-405686-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em: 15 jan. 2019

SANTA CATARINA. **Lei nº 9.748, de 30 de novembro de 1994**. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/Lei-Estadual-9748-1994.pdf. Acesso em: 15 jan. 2019.

SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Disponível em: http://leis.alesc.sc.gov.br/html/2009/14675_2009_lei.html. Acesso em: 16 jan. 2019

SANTA CATARINA. **Panorama dos recursos hídricos em Santa Catarina**, 2005. Disponível em: www.sirhesc.sds.sc.gov.br/.../baixararquivo.jsp?...Panorama%20dos%20Recursos%20Hi. Acesso: 10 maio 2018.

SANTA CATARINA. **Portaria nº 024/79**. Enquadra os cursos d'água do Estado de Santa Catarina. Disponível em: http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=29&idMenu=584&idMenuPai=501. Acesso em: 05 jan. 2018.

SANTA CATARINA. **Regionalização de vazões das bacias hidrográficas estaduais do estado de Santa Catarina**. 2006. 141p. Disponível em: http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/estudo_de_regionalizacao_hidrologica.pdf. Acessado em: 25 de jan. de 2019.

SANTA CATARINA. **Resolução CERH nº 003/2007**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: http://www.cadastro.aguas.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=6&idMenu=636&idMenuPai=38. Acesso em: 15 jan. 2019.

SANTOS, A. C. dos; FONSECA, A. L. D'O.; KOERICH, G. A. influência dos eventos meteoceanográficos e da atividade antrópica nos processos biogeoquímicos e estado trófico de um Estuário subtropical.

Anais[...] COLACMAR 2017, Balneário Camboriú-Santa Catarina. Disponível em: <https://www.aoceano.org.br/downloads>. Acesso em: 17 out 2018.

SANTOS, C. C. dos. **O processo de urbanização da bacia do Itacorubi: a influência da UFSC**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. 114p.

SANTOS, M. **Território e Sociedade: Entrevista com Milton Santos**. Entrevistadores: SEABRA, O.; CARVALHO, M de; LEITE, J.C. São Paulo: Fundação Perseu Abramo, 2004.

SANTUR. Santa Catarina Turismo. **Pesquisa mercadológica estudo da demanda turística**: sinopse comparativa 2006, 2007 e 2008 - janeiro/fevereiro. Secretaria de Estado de Turismo, Cultura e Esporte. Disponível em: <https://turismo.sc.gov.br/...turisticos/.../15-pesquisa-de-demanda-turistica-2008?...florianopol....> Acesso em: 28 ago 2019.

SANTUR. Santa Catarina Turismo. **Pesquisa mercadológica estudo da demanda turística**: sinopse comparativa 2008 a 2016 - janeiro/fevereiro. Secretaria de Estado de Turismo, Cultura e Esporte. Informação pessoal via e-mail.

SCHERNER, F.; BARUFI, J. B.; HORTA, P. A. Photosynthetic response of two seaweed species along an urban pollution gradient: Evidence of selection of pollution-tolerant species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 2380–2390, 2012.

SCHETTINI, C. A. F.; PEREIRA F. J.; L. SPILLERE. Caracterização oceanográfica e biogeoquímica dos estuários dos rios Tavares e Defuntos, Reserva Extrativista de Pirajubaé, Florianópolis, SC. **Notas Téc. Facimar**, v. 4, p. 11-28, 2000.

SCHMIDT, L.; FERREIRA, J. G. Avanços e desafios da governança da água na Europa no contexto da aplicação da directiva quadro da água. In Matos, J. S. Proença de Oliveira, R.; M (Ed.). **Anais[...]** 12º Congresso da Água/16.º ENASB/ XVI SILUBESA. Lisboa. APRH/APESB/ ABES. 2014.

SCHÖNBORN, W. Defensive reactions of freshwater ecosystems against external influences. **Limnologica**, v. 33, p.163-189, 2003.

SCHUELER, T. R.; FRALEY-MCNEAL, L.; CAPIELLA, K. Is impervious cover still important? Review of recent research. **J. Hydrol. Eng.**, v.14, p.309-315, 2009.

SCHUELER, T. The importance of imperviousness. **Watershed Protection Techniques**, v. 1, n. 3, p. 100–111, 1994.

SCHWARZENBACH, R.P.; EGLI, T.; HOFSTETTER, T. B.; GUNTEN, U. von; WEHRLI, B. Global Water Pollution and Human Health. **Annu. Rev. Environ. Resourc.**, v. 35, p. 109-136, 2010.

SELMAN, M.; GREENHALGH, S.; DIAZ, R.; SUGG, Z. A global assessment of the state of knowledge. **World Resources Institute**, march, 2008.

SILVA, A. R. da. **Avaliação da qualidade ambiental e do processo de eutrofização na bacia hidrográfica do Papaquara, Ilha de Santa Catarina, SC**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 2015. 123p.

SILVA, A. R. da; FONSECA, A. L. D' O.; RODRIGUES, C. J.; BELTRAME, Â. da V. Aplicação de indicadores ecológicos em bacia costeira sob elevada pressão da atividade de veraneio. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos Brazilian. Journal of Water Resources**, v. 21, n. 3, p. 537-548, 2016.

SILVA, A. R. da; FONSECA, A. L. D'O. Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica. **Geosul**, v. 31, n. 62, p 247-270, 2016.

SILVA, G. S. da; SANTOS, E. A. dos; CORRÊA, L. B.; MARQUES, A. L. B.; MARQUES, E. P.; SOUSA, E. R. de; SILVA, G. S. da. Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios Anil e Bacanga, São Luís (MA). **Eng Sanit Ambient.**, v. 19, n. 3, 245-251, 2014.

SILVEIRA, C. T.; OKA-FIORI, C.; SANTOS, L. J. C.; SIRTOLI, A. E.; SILVA, C. R.; BOTELHO, M. F. Soil prediction using artificial neural networks and topographic attributes. **Geoderma**, v. 195–196, p. 165–172, 2013.

SILVEIRA, F. de A.; SILVEIRA, J. A. R. da. Qualidade do espaço residencial: efeitos da verticalização no bairro de Tambaú, na cidade de João Pessoa (PB). **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 6, n. 3, p. 289-305, 2014.

SILVEIRA, L. R. M. Plano diretor de Florianópolis: participativo e sustentável? In: PERES, A. B. et al. (Orgs.). **Reconstruindo paisagens: desafios socioespaciais para a Grande Florianópolis**. Florianópolis: Editora da UFSC, 2013.

SILVEIRA, M. A.T. da; RODRIGUES, A. B. Urbanização turística no Brasil: um foco em Florianópolis, Santa Catarina. **Via Tourism Review**, v. 7, 2015. Disponível <http://journals.openedition.org/viatourism/630>. Acesso em: 28 ago 2018.

SIMÓ, D. H.; HORN FILHO, N. O. Caracterização e distribuição espacial das “ressacas” e áreas de risco na ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. **Gravel**, n 2, p. 93-103, 2004.

SIMONASSI, J. C.; HENNEMANN, M. C.; TALGATTI, D.; MARQUES JR., A. N. Nutrient variations and coastal water quality of Santa Catarina Island, Brazil. **Revista Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 211-223, 2010.

SMITH, S. V.; BUDDEMEIER, R. W.; WULFF, F. ET AL. C, N, P Fluxes in the Coastal Zone. In: Crossland, C. J. et al (Orgs). **Coastal fluxes in the anthropocene: the land-ocean interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere-Biosphere Programme**. NEW YORK: Springer, 2005. 244p.

SMITH, S., TAYMAN, J.; SWANSON, D. A. **State and Local Population Projections: Methodology and Analysis**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. 2001. 426p.

SMITH, V. H.; JOYCE, S. B.; HOWARTH, R. W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnol. Oceanogr.**, v. 51, n. (1, part 2), p. 351–355, 2006.

SNIRH. Atlas Esgotos. **Despoluição de bacias hidrográficas. 2017**. Disponível em: http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Santa_Catarina/Relatorio_Geral/Florian%C3%B3polis.pdf. Acesso em: 01 maio de 2018.

SOARES, G. S.; DOMINGUEZ, J. M. L. Zonas úmidas na planície costeira do rio Itapicuru, litoral norte do estado da Bahia, Brasil: classificação e controles ambientais. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 12, n. 2, p. 223-237, 2012.

SOBRINHO, M. A. M; ANDRADE, A. C. O desafio da conservação de manguezais em áreas urbanas: identificação e análise de conflitos

socioambientais no Manguezal do Pina - Recife - PE – Brasil. **Unimontes Científica**, v. 11, n. 1/2, p. 8-16, 2009.

SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; AMSINCK, S. L. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 616-629, 2005.

SORIANO, É.; LONDE, L. de R.; TORRES, L. di; COUTINHO, G. M. P.; SANTOS, L. B. L. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 21-42, 2016.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Observando os Rios 2017 O retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica**. Disponível em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2017/03/SOSMA_Observando-os-Rios-2017_online.pdf. Acesso em: 12 abr. 2017.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Observando os Rios 2018: o retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica**. Disponível em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2018/03/SOSMA_Observando-os-Rios-2018_online.pdf. Acesso em: 23 mar. 2018.

SOUZA, D. S. M., RAMOS, A. P. D., NUNES, F. F., MORESCO, V., TANIGUCHI, S., GUIGUET LEAL, D. A. *et al.* Evaluation of tropical water sources and mollusks in southern Brazil using microbiological, biochemical, and chemical parameters. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 76, p. 153–161, 2012.

SOUZA, J. C. O. de. **Identificação de geossistemas e sua aplicação no estudo ambiental da bacia hidrográfica do rio São Miguel – Alagoas**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Pernambuco. 2013. 213p.

SOUZA, M. L. de. **Mudar a cidade: uma introdução crítica ao planejamento e à gestão urbanas**. 7 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

SOUZA, M. R. de; AMARO, T. R.; FERREIRA, A. F.; CARNEVALI, M. D. P.; ALMEIDA, É. C. de.; PODESTÁ, D. L. de; PONS, N. A. D. Dinâmica da temperatura aparente de superfície da Bacia Hidrográfica do rio Tavares, Florianópolis (SC). **Anais[...]** XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, 2015.

SOVERNIGO, M. H. Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC): uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novos estudos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 575-595, 2009.

SPÍNOLA, J. L.; TEIXEIRA, C. F.; ANDRIGUETTO FILHO, J. M. Desafios à cogestão: os impactos da Via Expressa Sul sobre o extrativismo na RESEX Marinha do Pirajubaé. **Desenvolv. Meio Ambiente**, v. 32, p. 139-150, 2014.

SPOSITO, E.S. **Geografia e filosofia**: contribuição para o ensino do pensamento geográfico. São Paulo: Editora UNESP, 2004.

SREBOTNJAK, T.; CARR, G.; SHERBININ, A. de; RICKWOOD, C. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. **Ecological Indicators**, v. 17, p. 108–119, 2012.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries - an overview and the potential impacts of climate change. **Science of the Total Environment**, v. 434, p. 213–227, 2012.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614-621, 2007.

TAVARES, J. L.; CALADO, A. L. A.; FONTES, R. F. C. Estudos iniciais para uso do índice TRIX para análise do nível de eutrofização no estuário do rio Potengi, Natal, RN. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**: Investigación, desarrollo y práctica, v. 7, n. 3, p. 297 – 308, 2014.

TEIXEIRA, F. **Intervenções urbanas em áreas de preservação permanente repercussões sócio-ambientais**. O caso dos manguezais do Rio Itacorubi e do Rio Tavares - Ilha de Santa Catarina - Santa Catarina - Brasil. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 1998. 263p.

TEUBNER JUNIOR, F. J.; LIMA, A. T. M.; BARROSO, G. F. Emission rates of nitrogen and phosphorus in a tropical coastal river basin: a strategic management approach. **Environ Monit Assess.**, v. 190, p. 746, 2018.

THEODORO, H. D.; NASCIMENTO, N. DE O.; HELLER, L. Análise comparativa da gestão institucional de recursos hídricos via estudo de casos internacionais. **REGA**, v. 13, n. 2, p. 110-128, 2016.

THRUSH, S. F.; TOWNSEND, M.; HEWITT, J. E.; DAVIES, K.; LOHRER, A. M.; LUNDQUIST, C.; CARTNER, K. The many uses and values of estuarine ecosystems. IN: DYMOND JR (org.). **Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends**. New Zealand: Manaaki Whenua Press, p. 226-237, 2013.

TOLEDO, A. P. J.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. **Anais[...]** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12., Balneário Camboriú, Santa Catarina. p. 1-34, 1983.

TOPODATA. **Banco de dados geomorfométricos do Brasil**. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>. Acesso em: 15 dez. 2017.

TRATA BRASIL. **Evolução dos índices das principais capitais no Ranking do Saneamento, 2018**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/blog/2018/05/08/evolucao-capitais-no-ranking-saneamento/>. Acesso em: 01 fev. 2019.

TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento, 2017**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2017/relatorio-completo.pdf>. Acesso em: 06 de abr. 2017.

TRATA BRASIL. **Universalização do saneamento, 2018**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/universalizacao>. Acesso em: 14 maio 2018.

TU, J. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. **Applied Geography**, v. 31, p. 376-392, 2011.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 1-16, 2008.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETO, O. de M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 156p. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001298/129870POR.pdf>. Acesso em 09 mar.2017.

TUCCI, E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura no escoamento: revisão. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

TUFFORD, D. L.; SAMARGHITAN, C. L.; MCKELLAR JR., H. N.; PORTER, D. E.; HUSSEY, J. R. Impacts of urbanization on nutrient concentrations in small southeastern coastal streams. **Journal of the American Water Resources Association**, p. 301-312, 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotrop.**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

TURNER, R. K.; BATEMAN, I. J.; GEORGIU, S.; JONES, A.; LANGFORD, I. H.; MATIAS, N. G. N.; SUBRAMANIAN, L. An ecological economics approach to the management of a multi-purpose coastal wetland. **Reg Environ Change**, v. 4, p. 86-99, 2004.

VAN DRECHT, G. V.; BOUWMAN, A. F.; HARRISON, J.; KNOOP, J. M. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 23, p. 1-19, 2009.

VARGAS, J. R. A.; FERREIRA JÚNIOR, P. D. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida na caracterização da qualidade ambiental de duas microbacias do Rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. **RBRH**, v. 17, n. 1, p. 161-168, 2012.

VASCETTA, M.; KAUPPILA, P.; FURMAN, E. Aggregate Indicators in Coastal Policy Making: Potentials of the Trophic Index TRIX for Sustainable Considerations of Eutrophication. **Sust. Dev.** v. 16, p. 282-289, 2008.

VERDONSCHOT, P. F. M.; SPEARS, B. M.; FELD, C. K.; BRUCET, S.; KEIZER-VLEK, H.; BORJA, A.; ELLIOTT, M.; KERNAN, M.; JOHNSON, R. K. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 692, 453-474, 2012.

VICENTE, L. E.; PEREZ FILHO, A. Abordagem sistêmica e geografia. **Geografia**, v. 28, n. 3, p. 323-344, 2003.

VICTOINETTE, T. W. D. B.; BRENTANO, D. M. Qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Ratoles, Florianópolis/SC, nas estações de primavera e verão. **Caderno de Publicações IFSC**, 2011. Disponível em:

<https://periodicos.ifsc.edu.br/index.php/publicacoes/article/viewFile/91/55>. Acesso 15 dez. 2017.

VICTORIA, M.; RIGOTTO, C.; MORESCO, V.; CORRÊA, A. DE A.; KOLESNIKOVAS, C.; LEITE, J. P. G.; MIAGOSTOVICH, M. P.; BARARDI, C. R. M. Assessment of norovirus contamination in environmental samples from Florianópolis City, Southern Brazil. **Journal of Applied Microbiology**, v. 109, p. 231–238, 2010.

VIEIRA, B. P. Composição de Aves da Reserva Marinha Extrativista do Pirajubaé, Santa Catarina, e implicações para sua gestão e conservação. **Atualidades Ornitológicas**, v. 189, 2016.

VIEIRA, D. T. **Revisão bibliográfica sobre o fenômeno das marés vermelhas nas baías de Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. Relatório de estágio.** Curso de Engenharia de Aquicultura. Universidade Federal de Santa Catarina, 2016. 64p.

VIEIRA, S. J. **Transdisciplinaridade aplicada à Gestão Ambiental de Unidade de Conservação. Estudo de Caso: Manguezal do Itacorubi.** Florianópolis/SC. Sul do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007. 316p.

VIEIRA, V. T.; CUNHA, S. B. Mudanças na rede de drenagem urbana de Teresópolis-RJ. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs). **Impactos ambientais urbanos no Brasil.** 4 ed. Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, 2006. 420p.

VILLAÇA, F. Crítica ao anteprojeto de lei do plano diretor de Florianópolis. In: PERES, A. B. *et al.* (Orgs.). **Reconstruindo paisagens: desafios socioespaciais para a Grande Florianópolis.** Florianópolis: Editora da UFSC, 2013.

VOLLENWEIDER, R. A. Coastal marine eutrophication: principles and control. In: VOLLENWEIDER, R. A; MARCHETTI, R; VIVIANI, R. editors. **Marine coastal eutrophication.** London: Elsevier; 1992. p. 1-20.

VOLLENWEIDER, R. A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics**, v. 9, p. 329-357, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. 3 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O. de; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (Orgs.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Programa de pesquisa em saneamento básico – PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p. 2009.

WANG, S. H.; HUGGINS, D. G.; FREES, L.; VOLKMAN, C. G.; LIM, N. C.; BAKER, D. S.; SMITH, V.; DENOYELLES JR, F. An integrated modeling approach to total watershed management: water quality and watershed assessment of Cheney Reservoir, Kansas, USA. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 164, p. 1–19, 2005.

WEBSTER, I. T.; FORD, P. W.; TILLMAN, P. Estimating nutrient budgets in tropical estuaries subject to episodic flows. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, p. 165–173, 2005.

WEINER, R. E; MATTHEWS, R. A. **Environmental engineering**. 4 ed. United States of America: Butterworth-Heineman, 2003. 510p.

WHITALL, D.; BRICKER, S.; FERREIRA, J.; NOBRE, A. M.; SIMAS, T.; SILVA, M. Assessment of eutrophication in estuaries: pressure–state–response and nitrogen source apportionment, **Environ.Manage.**, v. 40, p. 678–690, 2007.

WHITALL, D.; HIVELEY, W. D.; LEIGHT, A. K.; HAPEMAN, C. J.; MCCONNELL, L. L.; FISHER, T.; RICE, C. P.; CODLING, E.; MCCARTY, G. W.; SADEGHI, A. M.; GUSTAFSON, A.; BIALEK, K. Pollutant fate and spatio-temporal variability in the Choptank river estuary: factors influencing water quality. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2096-2108, 2010.

WHO. World Health Organization. **Eutrophication and health**. European Communities, 2002. Disponível em: <http://www.ypeka.gr/LinkClick.aspx?fileticket=mb9Q7Nzw5iI%3D>. Acesso em: 23 mar 2018.

WICKHAM, H. **Package ‘ggplot2’** - create elegant data visualizations using the grammar of graphics. version 3.1. Disponível em:

<https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf>. Acesso em: 04 jan. 2019.

WIJESEKARA, G. N.; FARJAD, B.; GUPTA, A.; QIAO, Y.; DELANEY, P.; MARCEAU, D. J. A Comprehensive land-use/hydrological modeling system for scenario simulations in the Elbow River Watershed, Alberta, Canada. **Environmental Management**, v. 53, p. 357–381, 2014.

WILLEMS, P.; LANGE, W. J. Concept of technical support to science-policy interfacing with respect to the implementation of the European water framework directive. **Environmental Science & Policy**, v. 10, p. 464-473, 2007.

WRI. **World Resources Institute. Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. 2003. Disponível em: http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf. Acesso em: 04 dez 2018.

YUCEL-GIER, G., PAZI, I., KUCUKSEZGIN, F.; KOCAK, F. The composite trophic status index (TRIX) as a potential tool for the regulation of Turkish marine aquaculture as applied to the eastern Aegean coast (Izmir Bay). **J. Appl. Ichthyol.**, v. 27, p. 39–45, 2011.

ZALDÍVAR, J.-M.; CARDOSO, A. C.; VIAROLI, P.; NEWTON, A.; WIT, R. de; IBÁÑEZ, C. ET al. Eutrophication in transitional waters: an overview. **Transitional Waters Monographs**, v. 1, p. 1-78, 2008.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A. do; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Eng. Agríc.**, v. 30, n.4, p.732-741, 2010.

ZHU, W.; WANG, C.; HILL, J.; HE, Y.; TAO, B; MAO, Z.; WU, W. A missing link in the estuarine nitrogen cycle? Coupled nitrification-denitrification mediated by suspended particulate matter. **Scientific Reports**, v. 8, p. 2282-2292, 2018.

ZÜNDT, C. **Baixada Santista: uso, expansão e ocupação do solo, estruturação de rede urbana regional e metropolização**. 2006. Disponível em:

http://www.nepo.unicamp.br/publicacoes/livros/vulnerabilidade/arquivos/os/arquivos/vulnerab_cap_11_pgs_305_336.pdf. Acessado em: 11 dez. 2018.

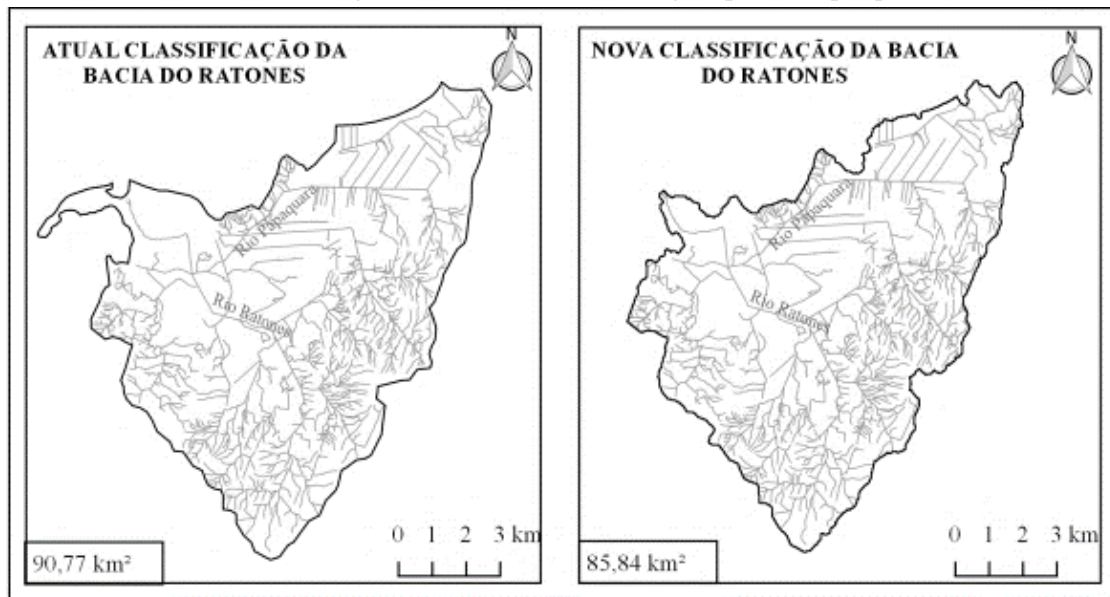
APÊNDICES

APÊNDICE A – Quadro das metodologias aplicadas na avaliação do estado trófico das águas no Brasil e autores.

TÉCNICA	REFERÊNCIA
<p>Utilizaram só os nutrientes e não aplicaram índice ou modelo</p>	<p>Alcântara <i>et al.</i> (2003); Angelini, Bini e Starling (2008); Barros (2008); Batista <i>et al.</i> (2012); Bendo (1999); Berbel, Favaro e Braga (2015); Braga <i>et al.</i> (2000); Braga (2006); Brandini <i>et al.</i> (2016); Cigagna (2013); Costa Junior <i>et al.</i> (2000); Cunha, Dodds e Calijuri (2011); Costa <i>et al.</i> (2009); Deus <i>et al.</i> (2013); Dias (2007); Figueirêdo <i>et al.</i> (2007); Freitas (2008); Fonseca (2006); Fuzinato (2009); Godoi <i>et al.</i> (2012); Guimarães (2006); Gunkel e Sobral (2012); Kawai e Branco (1981); Lacerda <i>et al.</i>, (2008); Lima (2016); Mesquita (2009); Miranda (2014); Noriega (2010); Oliveira e Valle (2010); Pamplin (2004); Parizotto (2009); Pereira <i>et al.</i> (2010); Pereira Filho e Rörig (2016); Pereira, Veiga e Dziedzic (2013); Pinto-Coelho (1998); Rodrigues (2016); Salomoni, Rocha e Leite (2007); Serafim-Júnior <i>et al.</i> (2010); Silva (2014); Simonassi <i>et al.</i> (2010); Soares <i>et al.</i> (2012); Valente, Padilha e Silva (1997).</p>
<p>Índice de Estado Trófico (IET)</p>	<p>Abreu e Cunha (2016); Aguiar <i>et al.</i> (2011); Aguiar <i>et al.</i> (2013); Albertoni <i>et al.</i> (2017); Alburque <i>et al.</i> (2014); Almeida (2015); Alves <i>et al.</i> (2012); Alves <i>et al.</i> (2013); Andrietti <i>et al.</i> (2015); Araújo Junior (2009); Araújo (2011); Araújo (2013); Araújo (2015); Araújo (2016); Barbosa <i>et al.</i> (2006); Barreto <i>et al.</i> (2013); Barreto <i>et al.</i> (2014); Batista (2013); Batista (2014); Baumgarten (2013); Baumgarten e Paixão (2013); Beghelli (2015); Bem, Braga e Azevedo (2013); Bezerra-Neto e Pinto-Coelho (2002); Bianchini Jr e Cunha-Santino (2015); Borges (1998); Botelho e Tornisielo (2014); Bucci e Oliveira (2014); Buzelli e Cunha-Santino (2013); Castro, Vidal e Souza (2016); Câmara (2014); Câmara e Passos (2013); Cardoso <i>et al.</i> (2014); Coelho (2010); Costa e Schneck (2015); Cornelli <i>et al.</i> (2015); Cunha <i>et al.</i> (2008); Cunha e Calijuri (2010); Exterckoter (2006); Farage <i>et al.</i> (2009); Ferreira <i>et al.</i> (2014); Fia <i>et al.</i> (2009); Figueirêdo, Vieira e Mota (2006); Kuchinski (2016); Goveia <i>et al.</i> (2014); Lamparelli (2004); Lima (2016); Lopes (2013); Lopes (2014); Lopes <i>et al.</i> (2015); Maia, Carvalho e Carvalho (2015); Mercante <i>et al.</i> (2004); Mendes <i>et al.</i> (2012); Miranda <i>et al.</i> (2015); Naval, Silva e Souza (2004); Nogueira (2015); Nogueira <i>et al.</i> (2015); Pires <i>et al.</i> (2015); Oliveira, Reis e Sá (2014); Pacheco, Ceballos; Lima Neto (2016); Maranhão <i>et al.</i> (2017); Pinto <i>et al.</i> (2014); Prado e Novo (2007);</p>

	Ribeiro Filho <i>et al.</i> (2011); Rigueti (2011); Rocha <i>et al.</i> (2014); Rolim (2016); Silva Junior (2013); Silva <i>et al.</i> (2007); Silva (2012); Silva <i>et al.</i> (2014a); Silva <i>et al.</i> (2014b), Silva <i>et al.</i> (2015); Sousa, Souza, Paulino (2007); Schmidt (2014); Taniwaki <i>et al.</i> (2011); Tundisi (2006); Viana <i>et al.</i> (2016); Viti (2013); Warmling <i>et al.</i> (2015); Wiegand (2015); Zanini <i>et al.</i> (2010).
TRIX (Trophic Index)	Borges (2014); Cotovicz Junior <i>et al.</i> (2013); Freitas (2014); Montes <i>et al.</i> (2011); Monteiro (2016); Santos (2015); Silva <i>et al.</i> (2013); Silva <i>et al.</i> (2016); Silva (2016); Tavares, Caldo e Fontes (2014); Trindade e Mendonça (2014).
ASSETS (Assessment of Estuarine Trophic Status)	Alves <i>et al.</i> (2013); Borges (2014); Cotovicz Junior <i>et al.</i> (2012); Cotovicz Junior <i>et al.</i> (2013); Eschrique (2011); Mizerkowski (2007).

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE B- Área da bacia hidrográfica do Rio Ratonos corrigida para esta pesquisa

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE C – Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) aplicado nas bacias dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares.

VARIÁVEL	RATONES	ITACORUBI	TAVARES
1. Presença de mata ciliar	Alterado	Impactado	Alterado
2. Extensão da mata ciliar	Alterado	Impactado	Alterado
3. Vegetação circundante	Alterado	Impactado	Alterado
4. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Impactado	Impactado	Natural
5. Tipo de Fundo	Natural	Natural	Natural
6. Erosão próxima e/ou das margens do rio e assoreamento no leito	Alterado	Impactado	Natural
7. Transparência da água	Alterado	Impactado	Alterado
8. Sinuosidade do Canal	Alterado	Alterado	Alterado
9. Alteração no canal do rio	Alterado	Alterado	Natural
10. Outras alterações antrópicas das margens	Alterado	Alterado	Alterado
11. Fonte pontuais de poluição visível	Alterado	Alterado	Natural
12. Despejo de resíduos sólidos	Alterado	Alterado	Natural
13. Urbanização nas proximidades do curso de água	Alterado	Impactado	Alterado
14. Presença de vegetação aquática oportunistas no leito do rio	Natural	Alterado	Natural
15. Presença de fauna nativa (peixes, répteis, mamíferos etc.)	Alterado	Alterado	Alterado
RESULTADO DO PAR	Alterado	Alterado	Alterado

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE D – Variáveis aplicadas aos Índices *Throphic Index* (TRIX) e índice de Estado Trófico (IET), sendo: temperatura (T), salinidade (Sal), utilização aparente do oxigênio (a%DO), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo inorgânico dissolvido (PID), fósforo total (PT), clorofila (CHL-a), *Throphic Index* (TRIX), Coeficiente de Eficiência (CE), Índice de Estado Trófico (IET).

	Ano	T (°C)	Sal (psu)	a%DO (%)	NID ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	PID ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	CHL-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	TRIX	CE	PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	IET
RATONES	2006	3 ± 5	19 ± 7	33 ± 29	11 ± 16	2 ± 5	16 ± 56	3 ± 1	1 ± 2	63±171	53 ±17
	2007	22 ± 3	21 ± 8	13 ± 5	37 ± 74	5 ± 7	10 ± 8	4 ± 1	1 ± 2	139 ± 218	67 ± 8
	2008	21 ± 2	14 ± 9	8 ± 6	69 ± 62	16 ± 20	3 ± 1	5 ± 1	-1 ± 1	502±618	67 ± 4
	2009	22 ± 4	12 ± 7	7 ± 5	78 ± 68	11 ± 11	3 ± 0	5 ± 0	-1 ± 1	332 ± 351	66 ± 4
	2011	21 ± 4	13 ± 9	8 ± 5	55 ± 35	3 ± 2	3 ± 0	4 ± 0	-1 ± 1	82 ± 51	64 ± 1
	2013	23 ± 4	13 ± 3	8 ± 2	3085 ±1144	29 ± 11	0,2±0,2	6 ± 1	-5 ± 1	887 ± 351	55 ± 9
	2014	26 ± 3	15 ± 7	9 ± 4	2429± 1929	86 ± 111	1 ± 0,5	6 ± 1	-4 ± 1	2651 ± 3436	64 ± 5
	2015	29 ± 1	10 ± 7	6 ± 4	1440 ± 156	19 ± 3	0,5 ± 0	6 ± 0	-4 ± 0	593 ± 107	61 ± 0
	2017	21 ± 2	7 ± 5	5 ± 4	1551 ±231	181 ± 68	10 ± 4	7 ± 0	-4 ± 0	5623± 2105	80 ± 2

ITACORUBI	2007	18	26	9	270	10	10	5	-1	9900	82
	2008	20 ± 5	21 ± 0	26 ± 18	470 ± 547	29 ± 26	9 ± 0	6 ± 2	-2 ± 1	1765 ± 2284	75 ± 3
	2017	21 ± 1	21 ± 1	64 ± 16	221 ± 209	9 ± 5	9 ± 0	6 ± 2	-0,2 ± 1	553 ± 477	73 ± 4
TAVARES	2007	26 ± 2	16 ± 6	38 ± 32	151 ± 48	15 ± 8	15	6 ± 1	-1 ± 0	106 ± 69	69 ± 1
	2008	19 ± 4	10 ± 5	43 ± 15	54 ± 72	67 ± 52	10	6 ± 1	-0,4 ± 0,2	2433 ± 3328	72 ± 13
	2014	19 ± 2	8 ± 6	48 ± 7	135 ± 62	40 ± 39	10	7 ± 1	-1 ± 0,5	870 ± 849	74 ± 4
	2015	22 ± 4	15 ± 10	39 ± 17	149 ± 41	11 ± 3	10	7 ± 0	-0,4 ± 0,3	240 ± 57	72 ± 1
	2016	22 ± 5	18 ± 10	60 ± 19	107 ± 49	8 ± 4	10	5 ± 1	0,1 ± 1	178 ± 83	71 ± 1
	2017	23 ± 5	20 ± 0	66 ± 14	16 ± 10	4 ± 2	10	4 ± 1	1 ± 0,5	94 ± 35	70 ± 2

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE E - Balanço de água nos estuários e fluxo de nutrientes na bacia hidrográfica pelo modelo LOICZ aplicado na pesquisa. Nesta pesquisa o V_Q (fluxo da bacia hidrográfica (rio) a montante do estuário; V_R (volume residual do sistema); T (tempo de residência da água no sistema – hidráulico); V_{QNID} (fluxo de NID da bacia hidrográfica e V_{QPID} (fluxo de PID da bacia hidrográfica).

	Ano	CLIMÁTICO		BACIA HIDROGRÁFICA	ESTUÁRIO			BACIA HIDROGRAFICA	
		Precipitação (mm)	Evaporação(mm)	V_Q ($m^3 \cdot dia \times 10^3$)	Volume ($\times 10^3 m^3$)	V_R ($\times 10^3 m^3 \cdot d$)	T hidráulico (dias)	V_{QNID} ($\times 10^3 mol \cdot d$)	V_{QPID} ($\times 10^3 mol \cdot dia$)
RATONES	2006	$7,3 \pm 6,8$	$3,6 \pm 1,1$	50 ± 61	565	-55 ± 61	36 ± 40	$1,2 \pm 1,0$	$0,02 \pm 0,03$
	2007	$6,0 \pm 9,0$	$3,6 \pm 1,2$	63 ± 45		-67 ± 45	33 ± 56	$1,5 \pm 1,0$	$0,03 \pm 0,02$
	2008	$10,7 \pm 8,2$	$2,6 \pm 0,7$	231 ± 281		-238 ± 282	34 ± 61	$5,4 \pm 1,0$	$0,5 \pm 0,02$
	2009	$7,3 \pm 3,3$	$2,6 \pm 0,7$	166 ± 171		-172 ± 171	9 ± 8	$3,9 \pm 3,9$	$0,2 \pm 0,4$
	2011	$9,7 \pm 8,1$	$2,8 \pm 0,8$	243 ± 192		-249 ± 192	9 ± 16	$12,9 \pm 10,0$	$0,7 \pm 0,5$
	2013	$16,2 \pm 2,0$	$2,3 \pm 0,8$	97 ± 132		-117 ± 132	10 ± 8	$10,4 \pm 10,6$	$0,3 \pm 0,4$
	2014	$6,7 \pm 4,6$	$1,3 \pm 1,5$	71 ± 47		-87 ± 47	9 ± 6	$7,3 \pm 6,6$	$0,3 \pm 0,3$
	2015	$7,9 \pm 3,8$	$3,6 \pm 0,1$	92 ± 55		-108 ± 533	7 ± 5	$13,6 \pm 12,0$	$0,1 \pm 0,04$
	2017	$8,7 \pm 9,0$	$2,5 \pm 0,9$	82 ± 54		-109 ± 58	9 ± 9	$10,0 \pm 5,1$	$2,1 \pm 1,1$

ITACORUBI	2007	0,1	2,4	54	56	-54	1,5	4,6	0,004
	2008	12,4 ± 15,9	2,8 ± 0,6	79 ± 62		-79 ± 62	4,3 ± 5,9	3,0 ± 5,3	0,01 ± 0,01
	2017	9,3 ± 9,3	2,1 ± 0,5	42 ± 27		-43 ± 26	2,8 ± 1,8	0,4 ± 0,4	0,00 ± 0,00
TAVARES	2007	3,5 ± 7,8	1,6 ± 0,2	71 ± 61	102	-71 ± 61	2,3 ± 2,0	1,4 ± 1,0	0,1 ± 0,1
	2008	0,02 ± 0,02	1,6 ± 0,4	80 ± 92		-80 ± 92	3,8 ± 4,4	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,2
	2014	5,8 ± 11,11	1,0 ± 0,7	62 ± 61		-57 ± 62	3,6 ± 2,0	0,7 ± 0,8	0,03 ± 0,04
	2015	5,2 ± 3,5	1,2 ± 1,2	94 ± 60		-95 ± 60	1,9 ± 2,1	0,6 ± 0,4	0,03 ± 0,02
	2016	6,9 ± 3,5	1,3 ± 1,2	69 ± 68		-69 ± 69	9,4 ±13,9	0,3 ± 0,5	0,02 ± 0,02
	2017	8,6 ± 5,3	2,8 ± 1,2	88 ± 39		-89 ± 39	1,4 ± 0,8	0,5 ± 0,7	0,01 ± 0,0

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE F - Balanço de sal nos estuários pelo modelo LOICZ aplicado na pesquisa. Nesta pesquisa o $S_{baía-S_{est}}$ (é a diferença da salidade da baía (oceano) e do estuário; V_{R,S_R} (volume residual considerando a salinidade); $V_R + V_X$ (volume residual + volume de mistura com o sistema – baía e estuário); t (tempo de troca da água entre os sistemas).

	Ano	$S_{baía-S_{est}}$	$V_{R,S_R} (x10^3)$	$V_R + V_X$	t (dias)	Fator de diluição (%)
RATONES	2006	$13,0 \pm 6,8$	-1451 ± 1623	213 ± 256	$0,4 \pm 0,5$	40 ± 21
	2007	$11,1 \pm 7,6$	-1783 ± 1175	398 ± 514	$0,7 \pm 0,9$	34 ± 23
	2008	$17,8 \pm 9,1$	-4963 ± 6082	516 ± 610	$0,6 \pm 0,6$	56 ± 28
	2009	$20,9 \pm 7,4$	-3660 ± 3585	346 ± 318	$1,3 \pm 1,5$	64 ± 23
	2011	$19,9 \pm 8,7$	-5675 ± 4552	744 ± 876	$0,4 \pm 0,5$	61 ± 27
	2013	$19,4 \pm 2,7$	-2605 ± 2857	244 ± 260	$0,4 \pm 0,3$	59 ± 8
	2014	$18,5 \pm 7,5$	-2135 ± 1269	247 ± 165	$0,4 \pm 0,1$	53 ± 21
	2015	$22,7 \pm 6,6$	-2183 ± 899	201 ± 70	$0,4 \pm 0,1$	69 ± 20
2017	$27,7 \pm 0,0$	-2058 ± 1099	184 ± 98	$0,3 \pm 0,2$	85 ± 0	
ITACORUBI	2007	6,5	-1568	295	3,5	20
	2008	$6,2 \pm 0,0$	-1941 ± 1520	393 ± 308	$3,7 \pm 3,7$	$22 \pm 0,0$
	2017	$11,4 \pm 0,0$	-1152 ± 708	144 ± 89	$1,7 \pm 1,1$	$35 \pm 0,0$
TAVARES	2007	16 ± 2	-1694 ± 1417	173 ± 139	$1,7 \pm 1,4$	49 ± 6
	2008	20 ± 2	-1643 ± 1922	169 ± 199	$1,6 \pm 1,9$	66 ± 7
	2014	19 ± 5	-1130 ± 1198	115 ± 117	$1,1 \pm 1,1$	64 ± 15
	2015	15 ± 7	-2032 ± 1269	238 ± 137	$2,3 \pm 1,3$	50 ± 22
	2016	15 ± 5	-1477 ± 1487	162 ± 160	$1,6 \pm 1,6$	48 ± 16
	2017	10 ± 0	-2221 ± 977	311 ± 137	$3,0 \pm 1,3$	33 ± 0

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE G - Balanço de nutrientes nos estuários pelo modelo LOICZ aplicado na pesquisa. Nesta pesquisa $NID_{baía}-NID_{est}$ (é a diferença das concentrações de NID da baía (oceano) e do estuário); $V_R.NID_R$ (volume residual pelo NID residual no sistema); $V_X(NID_{baía}-NID_{est})$ (volume de mistura pela diferença nas concentrações de NID nos sistemas); ΔNID (Balanço do Fluxo líquido de DIN para o sistema); $PID_{baía}-PID_{est}$ (é a diferença das concentrações de PID da baía e do estuário); $V_R.PID_R$ (volume residual pelo PID residual no sistema); $V_X(PID_{baía}-PID_{est})$ (volume de mistura pela diferença nas concentrações de PID nos sistemas); ΔPID (Balanço do Fluxo líquido de PIN para o sistema).

	Ano	$NID_{baía}-NID_{est}$ ($\times 10^3$ mol.d)	$V_R.NID_R$ (10^3 mol.d)	$V_X(NID_{baía}-NID_{est})$ (10^3 mol.d)	ΔNID ($\times 10^3$ mol.d)	$PID_{baía}-PID_{est}$ (mol.d)	$V_R.PID_R$ ($\times 10^3$ mol.d)	$V_X(PID_{baía}-PID_{est})$ ($\times 10^3$ mol.d)	ΔPID ($\times 10^3$ mol.d)
RATONES	2006	-0,004 ± 0,007	-254 ± 352	-668 ± 2263	921 ± 2559	0,4 ± 0,1	-17,3 ± 19,7	0,1 ± 0,1	8,6 ± 9,8
	2007	0,00 ± 0,007	-240 ± 348	401 ± 1022	-162 ± 1255	0,4 ± 0,2	-25,2 ± 19,3	0,1 ± 0,0	12,5 ± 9,6
	2008	-0,003 ± 0,004	-738 ± 919	-671 ± 1769	1404 ± 2491	0,4 ± 0,2	-77,7 ± 97,6	0,1 ± 0,2	38,5 ± 48,7
	2009	-0,004 ± 0,005	-604 ± 636	-547 ± 636	1147 ± 1263	0,3 ± 0,2	-59 ± 54,2	0,1 ± 0,1	29,3 ± 26,9
	2011	-0,002 ± 0,003	-638 ± 499	-521 ± 959	1146 ± 1306	-0,003 ± 0,2	-126 ± 114	-0,04 ± 0,2	62,8 ± 57,0
	2013	-0,05 ± 0,01	-3184 ± 3875	-6415 ± 7136	9589 ± 10998	-0,4 ± 0,2	-95 ± 117	-1,0 ± 0,1	47,3 ± 58,4
	2014	-0,1 ± 0,1	-4402 ± 4695	-19460 ± 37002	23855 ± 41515	-2,1 ± 2,4	-90 ± 30	-0,1 ± 0,1	44,9 ± 14,9
	2015	-0,1 ± 0,01	-5537 ±	-9471 ±	14995 ±	-6,9 ±	-429 ± 249	-0,7 ± 0,3	215 ± 125

			2688	2190	4527	1,7			
	2017	-0,1 ± 0,01	-6092 ± 3598	-8034 ± 2190	14116 ± 8356	-4,1 ± 3,4	-248 ± 185	-0,3±0,2	123±93
ITACORUBI	2007	-0,02	-593	-4202	4791	0,5	-26	0,01	51
	2008	-0,02±0,04	-555± 434	2970 ± 5290	4107± 3432	-0,4± 0,9	-70±81	-0,2±0,4	141±162
	2017	-0,01±0,01	-309± 228	426±407	1509± 1206	0,3± 0,2	-19±14	0,03± 0,01	39±28
TAVARES	2007	-0,01±0,0	-475± 390	-774± 525	1247± 914	-0,2± 0,2	-25±17	-0,01±0,0	12±9
	2008	-0,003± 0,01	-175± 93	150± 383	24± 290	-0,4± 0,3	-27±27	-0,02±0,02	13±13
	2014	-0,01±0,0	-429± 515	-515± 624	943± 1134	-0,2± 0,9	-31±22	0,01±0,04	15±11
	2015	-0,01±0,0	-613± 377	-1111± 638	1741± 903	0,4± 0,1	-43±29	0,06±0,04	22±14
	2016	-0,005± 0,01	-242± 313	-89±432	331± 681	0,5±0,1	-30±30	0,04±0,05	15±15
	2017	0,002± 0,0	-183± 88	392± 226	-210± 204	0,6±0,0	-34±15	0,1±0,1	17±8

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE H - Principais valores aplicados no modelo ASSETS para o cenário I considerando as pressões antrópicas com base na década da pesquisa (2006 – 2016/2017).

		RATONES			ITACORUBI			TAVARES		
RIO	Variável	2026	2036	2046	2026	2036	2046	2026	2036	2046
		NID($\mu\text{M.L}^{-1}$)	70	350	1750	22,4	31,4	43,9	3,4	1,8
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,8	1,4	1,1	0,6	0,5	0,4	2,5	1,7	1,1
	OD (mg.L^{-1})	1,1	1,0	0,9	20,8	-	-	0,9	0,9	0,8
	NID (ton./ano)	74	148	296	231	468	949	179	467	1218
ESTUÁRIO	Salinidade (psu)	8,3	3,9	1,9	19,2	17,3	15,5	30	-	-
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	7,7	4,3	2,4	1,1	0,1	0,0	2,7	0,9	0,3
	OD (mg.L^{-1})	1,9	1,2	0,8	1,3	0,7	0,3	1,5	1,0	0,6
BAÍA	NID ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	4,1	9,4	22,0	1,6	1,9	2,3	2,9	2,9	2,9
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5,7	5,7	5,7	7,5	9,0	10,8	42,0	42,0	42,0
	OD (mg.L^{-1})	5,2	5,2	5,2	9,5	11,4	13,7	1,9	1,2	0,7

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE I - Principais valores aplicados no modelo ASSETS para o cenário II considerando as pressões antrópicas com base na década da pesquisa (2006 – 2016/2017).

		RATONES			ITACORUBI			TAVARES		
	Variável	2026	2036	2046	2026	2036	2046	2026	2036	2046
RIO	NID ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	9,1	5,9	3,8	10,4	6,8	4,4	4,1	2,7	1,7
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,1	1,9	1,7	0,6	0,6	0,5	2,8	2,1	1,6
	OD (mg.L^{-1})	1,7	2,4	3,3	6,2	6,8	7,5	1,4	2,0	2,7
	NID ton./ano	24,1	15,6	10,2	85,3	64,0	48,0	44,8	29,1	18,9
ESTUÁRIO	Salinidade (psu)	13,0	9,7	7,3	20,9	20,5	20,0	16,8	17,6	18,5
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	11,2	9,0	7,2	8,0	7,2	6,5	3,6	5,4	8,1
	OD (mg.L^{-1})	3,5	4,2	5,0	3,1	3,9	4,9	3,0	3,8	4,7
BAÍA	NID ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	1,1	0,7	0,5	1,3	1,3	1,3	2,9	2,9	2,9
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5,7	5,7	5,7	6,9	7,6	8,3	10	10	10
	OD (mg.L^{-1})	5,4	5,6	5,8	8,3	8,7	9,1	4,5	6,8	10,1

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

APÊNDICE J - Principais valores aplicados no modelo ASSETS para o cenário III considerando as pressões antrópicas com base na década da pesquisa (2006 – 2016/2017).

		RATONES			ITACORUBI			TAVARES		
RIO	Variável	2026	2036	2046	2026	2036	2046	2026	2036	2046
	NID ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	2,8	0,6	0,1	3,2	0,6	0,1	1,3	0,3	0,1
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,2	2,1	2,0	0,6	0,5	0,4	1,8	0,9	0,5
	OD (mg.L^{-1})	1,9	3,1	4,9	6,7	8,1	9,7	1,8	3,2	5,8
	NID ton/ano	7,4	1,5	0,3	22,7	4,5	0,9	13,8	2,8	0,6
ESTUÁRIO	Salinidade (psu)	15,6	14,0	12,6	20,2	19,2	18,3	17,6	19,4	21,3
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	8,4	5,0	3,0	7,5	6,4	5,4	5,7	4,0	2,8
	OD (mg.L^{-1})	4,1	5,7	8,0	3,8	5,6	8,4	3,6	5,4	8,1
BAÍA	NID ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	0,3	0,1	0,1	1,3	1,3	1,3	2,9	2,9	2,9
	Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	5,0	5,0	5,0	6,6	6,9	7,2	10	10	10
	OD (mg.L^{-1})	5,7	6,2	6,7	8,7	9,6	10,5	4,5	6,8	10,1

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

ANEXO A - Protocolo de Avaliação Rápida (SILVA *et al.*, 2016)

LEGENDA	5 PONTOS	2,5 PONTOS	0 PONTO
1- Presença de mata ciliar	Acima de 90% da vegetação ripária	Entre 50 e 70% com vegetação nativa com presença de desflorestamento	Menos de 50% da mata ciliar nativa
2- Extensão da mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18m (sem atividade antrópica)	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12m (com presença de atividade antrópica).	Largura da vegetação ripária menor que 6m (vegetação restrita)
3- Vegetação circundante	Espécies nativas bem preservadas	Vegetação constituída por espécies nativas e vegetação exótica escassa	Vegetação constituída por espécies exóticas e vegetação nativa escassa
4-Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação Natural	Campo de pastagem/Agricultura/Monocultura/Reflorestamento	Residencial/Comercial/Industrial
5- Tipo de Fundo	Areia/Lama	Areia / Resíduo sólido (lixo, material de construção civil e etc.)	Cimento/Canalizado
6- Erosão próxima e/ou das margens do rio e assoreamento no leito	Ausente	Moderada	Acentuada
7- Transparência da água	Transparente	Turva	Opaca ou colorida
8- Sinuosidade do Canal	Ocorrência de curvas	Habitat monótonos pouca presença de curvas	Canalização/canal reto
9- Alteração no canal do rio	Não canalizado	40 a 80% do rio modificado	Margens modificadas acima de 80%
10- Outras alterações antrópicas das margens	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo e etc.)	Alterações de origem industrial/urbana (fábricas, canalização, retificação do curso hídrico)

11-Fonte pontuais de poluição visível	Ausente	Moderada	Acentuada
12-Despejo de resíduos sólidos	Ausente	Moderado	Acentuado
13-Urbanização nas proximidades do curso de água	Ausente	Moderada	Intensa
14- Presença de vegetação aquática oportunistas no leito do rio	Ausência de vegetação aquática no leito	Pouca presença de vegetação aquática	Grande quantidade de vegetação aquática
15 - Presença de fauna nativa (peixes, répteis, mamíferos etc.)	Visível presença da fauna	Presença distinta da fauna	Sem presença de fauna

SOMATÓRIO: _____

ANEXO B - RIOS - Lista de verificação para avaliação holística

(*Guidance Document on Eutrophication Assessment*, 2009). Adaptado

Os parâmetros de avaliação qualitativa são:

a. Fatores causais:

Grau de enriquecimento de nutrientes

- Em relação ao nitrogênio inorgânico / orgânico
- Em relação ao fósforo inorgânico / orgânico

Considerando:

- Fontes (diferenciando fontes antropogênicas e naturais)
- Tendências de aumento na concentração
- Concentrações elevadas
- Mudança nas relações N / P
- Fluxos e ciclos de nutrientes (incluindo carga interna de nutrientes, entradas diretas e atmosféricas).
- Mudanças na hidromorfologia.

b. Fatores ambientais

- Disponibilidade de luz
- Hidromorfologia (profundidade da água, velocidade, frequência de inundação, tipo de substrato, mobilidade, estratificação, deposição)
- Condições climáticas (precipitação, temperatura)
- Estado químico (supressão do crescimento de algas por pesticidas).

c. Efeitos diretos do enriquecimento / eutrofização:

Fitoplâncton

- Aumento da biomassa (clorofila-*a*, carbono orgânico e número de células ou volume)
- Aumento da frequência e duração das florações
- Aumento da produção primária anual
- Mudanças na composição das espécies (de diatomáceas para algas verdes ou cianobactérias, algumas das quais são espécies prejudiciais ou tóxicas)

Macrofitas

- Aumento da biomassa
- Mudanças na composição das espécies
- Distribuição de profundidade reduzida

Fitobentos

- Aumento da biomassa
- Aumento da cobertura aérea no substrato
- Mudanças na composição das espécies (de diatomáceas para algas verdes ou cianobactérias)

d. Os efeitos indiretos do enriquecimento nutricional / eutrofização

Carbono orgânico / matéria orgânica

- Aumento das concentrações de carbono orgânico dissolvido / particulado
- Ocorrência de espuma e / ou limo
- Aumento da concentração de carbono orgânico nos sedimentos

(devido ao aumento da taxa de sedimentação)

Oxigênio

- Diminuição das concentrações e porcentagem de saturação
- Frequência aumentada de baixas concentrações de oxigênio
- Variação diurna mais extrema
- Ocorrência de zonas anóxicas na superfície do sedimento (manchas negras)

Peixe

- Mortalidades resultantes de baixas concentrações de oxigênio
- Mudanças na composição das espécies e abundância
- Interrupção da migração ou movimento

Comunidade de invertebrados bentônicos

- Mudanças na abundância, composição das espécies e biomassa
- Aumento do crescimento e da biomassa de organismos heterotróficos bentônicos, como fungos e bactérias

ANEXO C - ÁGUAS COSTEIRA E EM TRANSIÇÃO (Salobras) - Lista de verificação para uma avaliação holística

Guidance Document on Eutrophication Assessment (2009). Adaptado.

Os parâmetros de avaliação qualitativa são:

a. Causas

Grau de enriquecimento de nutrientes

- Em relação ao nitrogênio inorgânico / orgânico
- Em relação ao fósforo inorgânico / orgânico
- Em relação ao silício

Considerando:

- Fontes (diferenciando fontes antropogênicas e naturais)
- Tendências aumentadas / ascendentes na concentração
- Concentrações elevadas
- Alterações nas relações N / P, N / Si, P / Si
- Fluxos e ciclos de nutrientes (entradas diretas, indiretas e atmosféricas)

b. Os fatores ambientais:

- Disponibilidade de luz (irradiância, turbidez, carga suspensa)
- Condições hidrodinâmicas (estratificação, descarga, tempo de residência, afloramento, gradientes de salinidade, deposição)
- Condições climáticas
- Morfologia do litoral
- Fatores de tipologia para águas costeiras

c. Os efeitos diretos do enriquecimento de nutrientes

Fitoplâncton

- Aumento da biomassa (clorofila-*a*, carbono orgânico e número de células)
- Aumento da frequência e duração das florescimentos das algas
- Aumento da produção primária anual
- Mudanças na composição das espécies (de diatomáceas para flagelados, algumas das quais são espécies tóxicas)

Macrófitas, incluindo macroalgas

- Aumento da biomassa
- Mudanças na composição das espécies
- Distribuição de profundidade reduzida

Microfitobentos (algas unicelulares)

- Aumento da biomassa e produção primária

d. Os efeitos indiretos do enriquecimento de nutrientes

Carbono orgânico / matéria orgânica

- Aumento das concentrações de carbono orgânico dissolvido / particulado
- Ocorrência de espuma e / ou limo
- aumento da concentração de carbono orgânico nos sedimentos

Oxigênio

- Diminuição das concentrações e porcentagem de saturação
- Frequência aumentada de baixas concentrações de oxigênio
- Aumento da taxa de consumo
- Ocorrência de zonas anóxicas na superfície do sedimento (manchas negras)

Zoobentos e peixe

- Mortalidades resultantes de baixas concentrações de oxigênio

Estrutura da comunidade bentônica

- Mudanças na abundância, composição das espécies e biomassa

Estrutura do ecossistema

- Mudanças estruturais

e. Outros possíveis efeitos do enriquecimento de nutrientes

- toxinas de algas

