

**SUSCETIBILIDADE À EUTROFIZAÇÃO E CENÁRIOS FUTUROS
EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS**

**SUSCEPTIBILITY TO EUTHROPHIZATION AND FUTURE SCENARIOS IN
COASTAL WATERSHED**

**SUSCEPTIBILIDAD A LA EUTROFIZACIÓN Y ESCENARIOS FUTUROS EN
CUENCAS COSTERAS**

Aichely Rodrigues da Silva

Doutora em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Professora do Curso de Licenciatura em Geografia da Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL.

aichely.rodrigues@uemasul.edu.br / <http://orcid.org/0000-0001-9447-2380>

Claudinei José Rodrigues

Mestre em Perícia Criminal Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Analista Ambiental do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio.

nei.icmbio@gmail.com / <http://orcid.org/0000-0001-6325-0793>

Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca

Doutora em Oceanografia Química e Geológica pela Universidade de São Paulo – USP. Professora do Curso de Graduação em Oceanografia e dos Programas de Pós-Graduação em Oceanografia e Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

alarissa.fonseca@gmail.com / <http://orcid.org/0000-0001-7488-1611>

Recebido: 01/07/2023; Aceito: 08/01/2024; Publicado: 05/03/2024.

RESUMO

As bacias hidrográficas sofrem pressões antrópicas que causam estresse ambiental, como o processo de eutrofização que provoca perda da suscetibilidade ambiental. A pesquisa objetivou relacionar o processo de eutrofização com fatores antropogênicos, como: crescimento populacional, abrangência da coleta e tratamento de esgotos e planejamento urbano. Neste estudo foram analisadas três bacias hidrográficas situadas na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC: Itacorubi, Rationes e Tavares. Foram utilizados modelos para a avaliação do estado trófico dos estuários: Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) e Assessment of Estuarine Trophic Status (ASSETS). Esses modelos auxiliam na compreensão dos processos relacionados à perda da saúde dos ecossistemas aquáticos de forma holística. O estado trófico das bacias hidrográficas foi considerado de mesotrófico a eutrófico. Os cenários simulados demonstraram que os estuários necessitam de medidas de redução da pressão antrópica, por meio do aumento da abrangência da coleta e tratamento de esgoto. A simulação de cenários destacou quais devem ser as medidas mitigadoras tomadas para o bom estado ecológico dos ambientes com a investigação das características físicas, biogeoquímicas e antrópicas. Ademais, é importante que haja ampliação do esgotamento sanitário em diferentes níveis de tratamento para manutenção ou reversão da condição atual dos estuários.

Palavras-chave: Eutrofização; Suscetibilidade Ambiental; LOICZ; ASSETS.

ABSTRACT

The watersheds suffer anthropic pressures which cause environmental stress, such as the eutrophication process that causes loss of environmental susceptibility. This research aimed at connecting the eutrophication process with anthropogenic factors, such as: population growth, sewage collection coverage and treatment and urban planning. In this study, three watersheds in Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC were analyzed: Itacorubi, Ratonés and Tavares. The following models based the estuary trophic state evaluation: Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) and Assessment of Estuarine Trophic Status (ASSETS). Those models assisted in comprehension processes related to the loss of health of aquatic ecosystems in a holistic perspective. The hydrographic basins trophic state was considered from mesotrophic to eutrophic. Simulated scenario showed that the estuaries need ways to reduce the anthropic pressure through increasing the collection coverage and sewage treatment. The scenario simulation highlighted which the mitigating measures should be considering the good condition of the environmental ecological state through the investigation of physical, biogeochemical, and anthropic characteristics. Therefore, it is important to enlarge sanitary sewage in different treatment levels for the maintenance or reversal of the current estuaries condition.

Keywords: Eutrophication; Environmental Susceptibility; LOICZ; ASSETS.

RESUMEN

Las cuencas hidrográficas sufren presiones antrópicas que provocan estrés ambiental, como el proceso de eutrofización que provoca pérdida de susceptibilidad ambiental. La investigación tuvo como objetivo relacionar el proceso de eutrofización con factores antropogénicos, como: crecimiento de la población, alcance de la recolección y tratamiento de aguas residuales y planificación urbana. En este estudio fueron analizadas tres cuencas ubicadas en la Isla de Santa Catarina, Florianópolis – SC: Itacorubi, Ratonés y Tavares. Para la evaluación del estado trófico de los estuarios se utilizaron modelos: Interacciones Tierra Océano en la Zona Costera (LOICZ) y Evaluación del Estado Trófico Estuarino (ASSETS). Estos modelos ayudan a comprender los procesos relacionados con la pérdida de la salud en los ecosistemas acuáticos de manera holística. El estado trófico de las cuencas se consideró de mesotrófico a eutrófico. Los escenarios simulados demostraron que los estuarios necesitan medidas para reducir la presión antrópica, aumentando el alcance de la recolección y tratamiento de aguas residuales. La simulación de escenarios resaltó qué medidas de mitigación se deben tomar para el buen estado ecológico de los ambientes con la investigación de características físicas, biogeoquímicas y antrópicas. Además, es importante que haya una ampliación de los alcantarillados sanitarios en diferentes niveles de tratamiento para mantener o revertir la condición actual de los esteros.

Palabras clave: Eutrofización; Susceptibilidad Ambiental; LOICZ; ASSETS.

INTRODUÇÃO

As alterações das características das águas afetam aspectos antrópicos, como o bem-estar humano, perdas econômicas, proliferação de doenças, aumento nos custos do tratamento, entre outros. No Brasil, os principais fatores antrópicos que causam poluição e degradação das águas como a agricultura, a urbanização, o uso e ocupação da terra e o lançamento de efluentes doméstico e industrial sem tratamento adequado.

As bacias hidrográficas sofrem com as pressões antrópicas que degradam sua suscetibilidade ambiental. A suscetibilidade ambiental é definida como a capacidade de absorver o estresse ambiental e ainda recuperar a estabilidade ambiental. Isto é, um ambiente altamente suscetível tem baixa capacidade de recuperação e de retorno ao seu estado original, ou seja, baixa resiliência (PAINTING *et al.*, 2007; GÓMEZ *et al.*, 2014).

Dentre esses estresses destaca-se o processo de eutrofização que causa a perda da suscetibilidade ambiental nos ambientes aquáticos. Para retratar a suscetibilidade ou resiliência do ecossistema frente à eutrofização são utilizados índices e modelos que empregam conjuntos de dados temporalmente apropriados, sazonais, como o período produtivo ou ciclo anual (FERREIRA *et al.*, 2011).

O processo de eutrofização para Cloern (2001) é dado por fases, sendo: na fase I a carga de nutrientes define as concentrações de fitoplâncton e a depleção de oxigênio; a fase II acontece de forma direta a proliferação de clorofila-*a*, macroalgas e *bloom* de algas tóxicas e indiretamente ocorre a ciclagem de nutrientes, anóxia, entre outros estresses ambientais; e na fase III o sistema restringem ou amplificam as respostas como o enriquecimento de nutrientes e interação com outros estressores, como: toxicidade por contaminantes, perda na pesca, aumento de espécies exóticas, perda de habitat, mudança climática, manipulações hidrológicas, além de perdas de bens e serviços ambientais.

A avaliação do processo de eutrofização é importante para diversos fatores, como os apontados por Karydis (2009): fornece informações sobre tendências; sobre o fato que 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 importância ou remediação em áreas com problemas estabelecidos de eutrofização. Os índices e modelos auxiliam na compreensão dos processos relacionados à perda da saúde dos ecossistemas aquáticos que estão relacionados aos fatores naturais, econômicos e sociais, ou seja, de forma holística, sendo uma importante ferramenta na geografia física (FERNANDES, 2016).

As bacias hidrográficas adotadas neste estudo estão localizadas na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, capital do Estado de Santa Catarina. Essas áreas são margeadas pelos manguezais que estão estabelecidas em Unidades de Conservação (UC), sendo duas federais (Estação Ecológica de Carijós e Reserva Extrativista de Pirajubaé) e uma municipal (Parque do Itacorubi). Nesta pesquisa foram utilizados os modelos *Land Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ) que quantifica as entradas de material (água e sal), tempo de residência da água, fluxo de exportação para a jusante e o potencial para produção primária interna ou o consumo de nitrogênio (N) e fósforo (P) são importantes para compreender o metabolismo do sistema estuarino. A previsão de cenários futuros foi dada pelo *Assessment of Estuarine Trophic Status* (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.

A pesquisa objetivou 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. Ademais, avaliar a condição trófica atual de estuários de bacias hidrográficas urbanizadas e como a ampliação do esgotamento sanitário e em diferentes níveis de tratamento pode promover a manutenção ou reversão da condição atual.

MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa analisou três bacias hidrográficas (BH) situadas na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC, a saber: Itacorubi, Rationes e Tavares. A aplicação desse método foi feita em três bacias costeiras localizadas no mesmo município e com características parecidas quanto à geomorfologia, uso do solo e por possuírem os 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 Dollfus (1975), em que uma paisagem nunca é exatamente igual à outra: “a paisagem vai além do conteúdo e do perceptivo, é também fenômeno geológico e cultural” (CAVALCANTE, 2014, p. 15). Assim, 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 referidas bacias hidrográficas foram divididas pelas zonas de salinidade, sendo: rio (influência da bacia hidrográfica), estuário (área de estudo) e baía (corpo receptor). Nesta pesquisa foram, ainda, utilizados dados secundários de parâmetros físico-químicos, nutrientes e biológicos 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, e o período amostral foi de 2006 a 2017, na Tabela 1.

Tabela 1. Fontes dos dados secundários de qualidade da água utilizados nesse estudo por bacias hidrográficas e o número de amostras por variáveis (N).

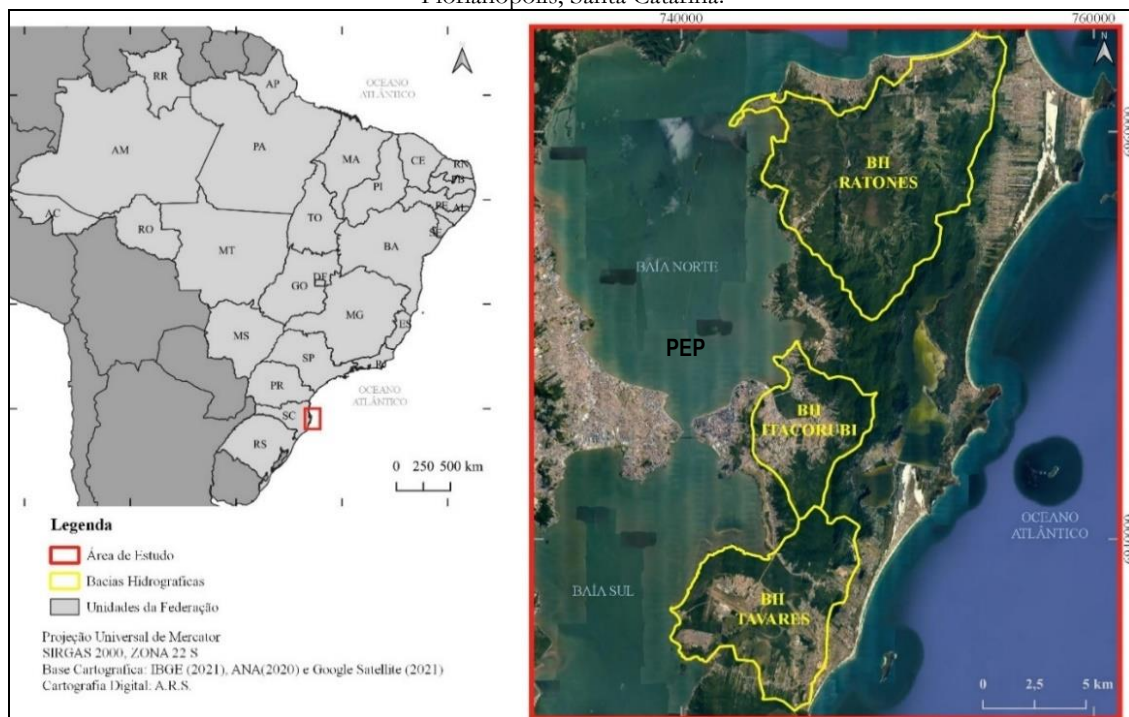
	REFERÊNCIA	PONTO	ANO	T°C	SAL	OD	PT	PID	NT	NID	Chl-a
BH RATONES	Laboratório de Biogeoquímica marinha UFSC	Papaquara	2006	N=34	N=34	N=34	*	N=35	*	N=34	N=34
	Parizotto (2009)	R1 (baía), R2 e R3 (estuário) e R4 (rio) – água superficial	2007-2008	N=15	N=15	N=15	N=15	N=15	N=15	N=15	N=15
	Laboratório de monitoramento 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 (2016)	P10 e P9(estuário) e P8 (rio)	2014-2015	N=21	N=21	N=21	N=21	N=21	*	N=21*	*
BH ITACORUBI	Laboratório de Biogeoquímica marinha UFSC	Papaquara	2017	N=60	N=60	N=60	*	N=60	*	N=60	N=60
	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 Córrego Grande	2008	N=12	*	N=12	N=9	*	N=12	*	*
BH TAVARES	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	*	*
	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)	20014-2017	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). *nitrito (NO₂⁻). Fonte: Organizada pelos autores (2023).

Área de estudo

Essas bacias hidrográficas têm em comum a localização em área costeira, a ocupação urbana, o deságue em UCs (ecossistema manguezal) e os impactos pelo lançamento de efluentes domésticos, na Figura 1.

Figura 1. Localização das bacias hidrográficas dos rios Itacorubi, Ratonés e Tavares no município de Florianópolis, Santa Catarina.



Fonte: Elaborado pelos autores (2023).

A bacia hidrográfica do Rio Itacorubi possui área de 28 km². Essa bacia hidrográfica compreende uma área visada pela especulação imobiliária e pelos serviços comerciais. A intensa ocupação antrópica traz prejuízos ambientais para a referida bacia, causados pela poluição dos corpos hídricos, despejo de efluentes domésticos e desmatamento (RIGOTTI, 2019), incluindo a ocupação irregular de APP, como encostas de morros e matas ciliares. A população dessa bacia hidrográfica possuía 66.804 habitantes (FERRETTI, 2013).

Enquanto a BH do Rio Ratonés tem 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 bacia hidrográfica do Rio Ratonés está localizada no norte da Ilha de Santa Catarina e apresenta área de 85,9 km². Essa bacia hidrográfica comporta uma população em torno de 32.673 habitantes (FERRETTI, 2019).

Já 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

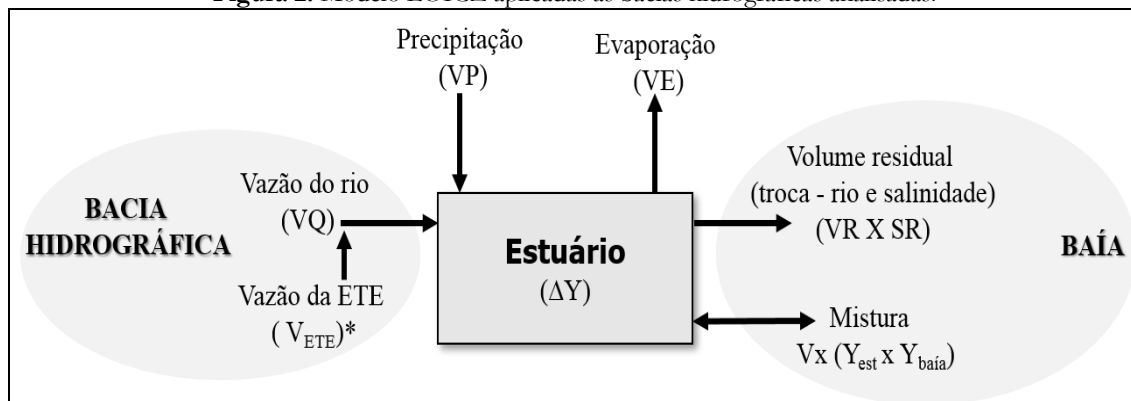
afluente o rio Ribeirão da Fazenda, que nasce no Morro das Pedras (DIEDERICHSEN, 2014). Nessa bacia os impactos antropogênicos causam impacto na pesca artesanal e na extração do berbigão na Resex do Pirajubaé. Em relação à população, a bacia do Tavares possui cerca de 37.017 habitantes (FERRETTI, 2019).

Tratamento e análise dos dados

Nesta pesquisa foram utilizados, somente, os trabalhos publicados (artigo, dissertações e teses) que apresentava dados brutos, ou seja, sem médias ou simplificações estatísticas. Os dados de temperatura (T), salinidade (SAL), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), sendo o NID o somatório de NO₃⁻, NO₂⁻ e NH₄⁺; além dessas variáveis utilizou-se a clorofila (Chl-*a*). 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).

Esses dados foram aplicados aos índices e modelos: *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ) e *Assessment of Estuarine Trophic Status* (ASSETS). O modelo LOICZ foi elaborado por Gordon *et al.* (1996) e tem como característica os sistemas em sequência, ou seja, composto por cadeia de subsistemas de caixa preta que considera os *outputs* resultantes de *inputs* identificados (CHRISTOFOLETTI, 1999). Esse modelo descreve o papel da zona costeira em relação aos fluxos biogeoquímicos dos elementos associados à eutrofização (N e P) (CROSSLAND *et al.*, 2005). Neste modelo, 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), conforme figura 2 e as equações abaixo.

Figura 2. Modelo LOICZ aplicadas às bacias hidrográficas analisadas.



Legenda: Sendo o VQ (vazão do rio); V_{ETE} (vazão da estação de tratamento de esgoto – considerada na bacia hidrográfica do Ratonos); VP (volume de precipitação); VE (volume de evaporação); VR x SR (fluxo de salino residual no sistema); VX (volume de mistura); ΔY (balanço de material não conservativo: NID ou PID).

Fonte: Elaborado pelos autores (2023).

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 (FONSECA, 2004). Para a equação, foram utilizados dados de temperatura (°C) e precipitação acumulada de 30 dias, disponível no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP/INMET, 2017):

$$VQ = \Delta f / P \cdot P \cdot T \cdot A \times 103 / 30 \quad \text{Eq. 1}$$

Nessa equação, a descarga fluvial VQ (m³.d⁻¹) é o produto da razão do escoamento superficial Δf/P, da precipitação média mensal P, mm.mes⁻¹. Já o T é a temperatura; e A, a área da bacia de drenagem, km². Por fim, 103/30 é o fator de conversão das unidades utilizadas para m³.d⁻¹. Quanto à razão do escoamento superficial Δf/P, é calculada pela equação:

$$\Delta f / P = \exp (-Ev / P) \quad \text{Eq. 2}$$

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

Balanço 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 (VQ) e da precipitação (VP) em mm. Enquanto, a perda acontece pela evaporação (VE) em mm. Para o estuário do Ratoles, foi utilizado VETE (vazão da ETE Canasvieiras). Para o VP e VE, 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 ($dV1. dt^{-1}$) pode ser representado pela seguinte equação, conforme (GORDON *et al.*, 1996; FONSECA, 2004):

$$dV1. dt^{-1} = VQ + V_{O1} + VP - VE \quad \text{Eq. 3}$$

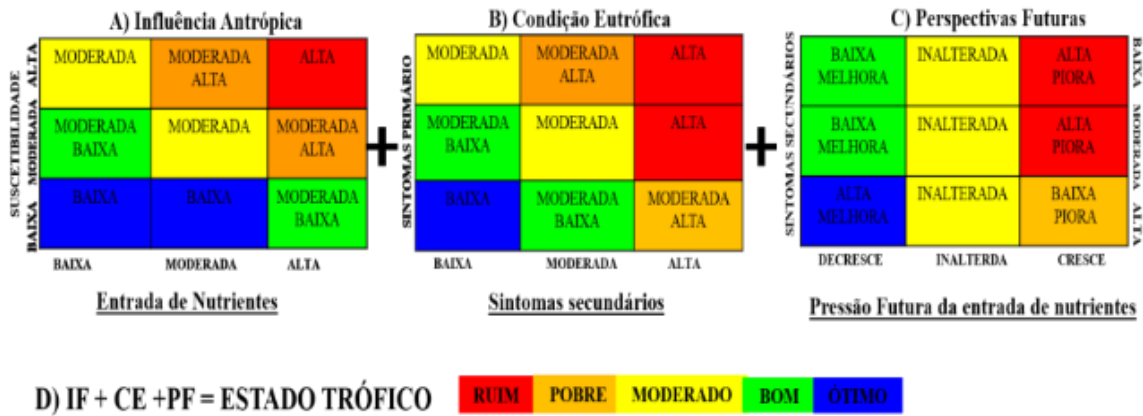
O fluxo residual (VR) é a diferença da água que entra e sai no sistema. O VR é o volume necessário para manter o volume em balanço ($dV1/dt = 0$): quando a entrada de água for maior que a saída VR, é negativo; quando a entrada for menor que a saída VR é positivo.

$$VR = dV1. dt^{-1} - V_Q \quad \text{Eq. 4}$$

O ASSETS é um modelo empírico multiparamétrico que avalia a eutrofização no ambiente costeiro, com componentes quantitativos e semiquantitativos, para produzir indicadores de pressão, estado e resposta (PER), disponível em <<http://www.eutro.org/>> (COTOVICZ JUNIOR *et al.*, 2012). O ASSETS avalia cinco indicadores: sintomas primários (clorofila-*a* e macroalgas) e sintomas secundários (anóxia, vegetação aquática submersa e *bloom* de algas tóxicas). O ASSETS é um modelo simples e de fácil aplicação que retratou a fase II da eutrofização nos estuários analisados. A síntese da pressão-estado-resposta dados pelo ASSETS é integrada a uma classificação que engloba as seguintes condições: ruim, pobre, moderado, bom e ótimo estado trófico (Figura 3). Neste modelo, 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), por isso, foi associado ao LOICZ.

¹ O V_O foi utilizado somente no estuário do Rio Ratoles que é o que recebe vazão de efluentes tratados da ETE Canasvieiras.

Figura 3. Resultado do modelo ASSETS.



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

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. 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 (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003). 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).

Perspectivas Futuras – Resposta

A Perspectiva Futura (PF) 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.

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.

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*, razão entre população da área menor (área urbanizada do bairro/distrito dentro da bacia hidrográfica) e maior (área urbanizada do bairro/distrito) permanece constante ao longo do tempo. A pressão futura foi 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%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta pesquisa em relação aos fatores de pressão, as áreas analisadas foram classificadas como altamente susceptíveis à eutrofização pela baixa capacidade de diluir os fluxos de nutrientes. Nos estuários, os fluxos de água pelos rios foram estimados a partir da área das bacias hidrográficas foi considerado o espelho d'água e a profundidade média, sendo, em média, de $87 \times 10^3 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ (ou $1,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), na tabela 2. Nos anos analisados, 2006 a 2017, os estuários dos Rios Itacorubi e Rationes receberam vazão média da bacia hidrográfica (montante) de $57 \times 10^3 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ (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 Rationes foi, ainda, considerada a vazão média da ETE Canasvieiras, no período de 2006 a 2016/2017, de $6 \pm 5 \times 10^3 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ ($0,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), ou seja, cerca de 5% da vazão total do rio. As características meteorológicas e físicas dos estuários estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2. Características meteorológicas e físicas dos estuários de Itacorubi, Ratonos e Tavares no período amostral da década de 2006 a 2016, valores anuais medianos.

Parâmetros	Estuário Itacorubi	Estuário Ratonos	Estuário Tavares
Volume (x106 m ³)	0,8	5,6	1,0
Área superficial (km ²)	0,1	0,4	0,1
Precipitação (mm.dia-1)	4	7	4
Evaporação (mm.dia-1)	2,5	3,0	1,4
Range de maré	Micromaré < 1,5 m		
Fluxo do rio (x10 ³ m ³ d-1)	57	162	73
Potencial de diluição	Baixo		
Fator de diluição (% de água salgada)	51	46	47
Tempo de residência (d)	0,4 a 10	0,01 a 5	0,1 a 6
Percentual de urbanização	23%	46%	30%

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

No tocante ao fator de diluição nos estuários, que caracteriza o conteúdo de água salgada no sistema estuarino, o percentual de água salgada nos estuários dos Rios Ratonos e Tavares foi 46% e no Itacorubi de 51%. 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.

Assessment of Estuarine Trophic Status (ASSETS)

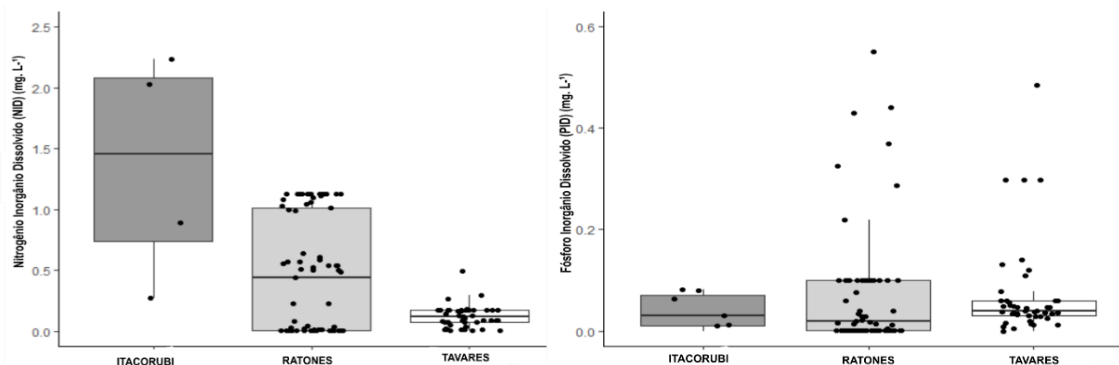
A suscetibilidade conforme o ASSETS foi, ainda, mensurada pela concentração e aporte de nutrientes oriundo da área a montante (rio) e do efluente lançado pela população que não foi atendida pela coleta e tratamento de esgotos. Neste estudo, foi utilizada a fração inorgânica de N e P, tabela 3.

Balanco e aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo)

A concentração de nutrientes que determina o processo de eutrofização no ambiente aquático está destacada na Figura 3. Os estuários dos Rios Ratonos e Itacorubi foram limitados (com escassez) por N em 92% e 100% dos dados, enquanto o Tavares foi limitado por P em 88%. 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; FERREIRA; SIMAS, 2003), na Figura 3.

Figura 3. Concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e fósforo inorgânico dissolvido (PID) nas bacias hidrográficas de 2006 a 2017 por mg.L⁻¹.



Fonte: Dados da pesquisa (2023)

A descarga de NID das bacias hidrográficas alternou de 100,8 mgNID.dia⁻¹ a 806,4 mgNID.dia⁻¹, nos Rios Tavares e Itacorubi, nesta ordem, na tabela 3. As trocas de NID pelo fluxo residual foram de -104.882,2 mgNID.dia⁻¹ (-0,10 kgNID.dia⁻¹) no estuário do Tavares e, em torno de -127.741,1mgNID.dia⁻¹ (-0,12 kgNID.dia⁻¹) nos estuários do Ratonés e Tavares. Nesse processo de troca entre os sistemas, o resultado negativo indicou exportação desse nutriente dos estuários para as baías Norte e Sul.

Tabela 3. Fluxo e balanço de nutrientes, em mg.L⁻¹, nos estuários Ratonés, Itacorubi e Tavares durante a década (2006 a 2017), valores medianos.

		Sistema	Ratonés	Itacorubi	Tavares
NID (mg.L ⁻¹ .d ⁻¹)	Bacia Hidrográfica (VQNIDQ)		806,4	235,2	100,8
	Troca (sistema – baía) (VR. NIDR)		-127.741,1	-11.4294,7	-104.882,2
	Mistura (sistema – baía) VX. (NIDbaía-NIDest)		-113.286,2	-688.457,3	-107.571,5
	Balanço no Estuário (ΔNID)		308.259,5	840.738,2	231.951,0
PID (mg.L ⁻¹ .d ⁻¹)	Bacia Hidrográfica (VQPIDQ)		74,3	520,3	14,9
	Troca (sistema – baía) (VR. PIDR)		-26.758,1	-20.068,6	-21.555,1
	Mistura (sistema – baía) VX. (PIDbaía -PIDest)		74,3	14,9	2,2
	Balanço no Estuário (ΔPID)		13.379,0	39.393,8	11.149,2

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

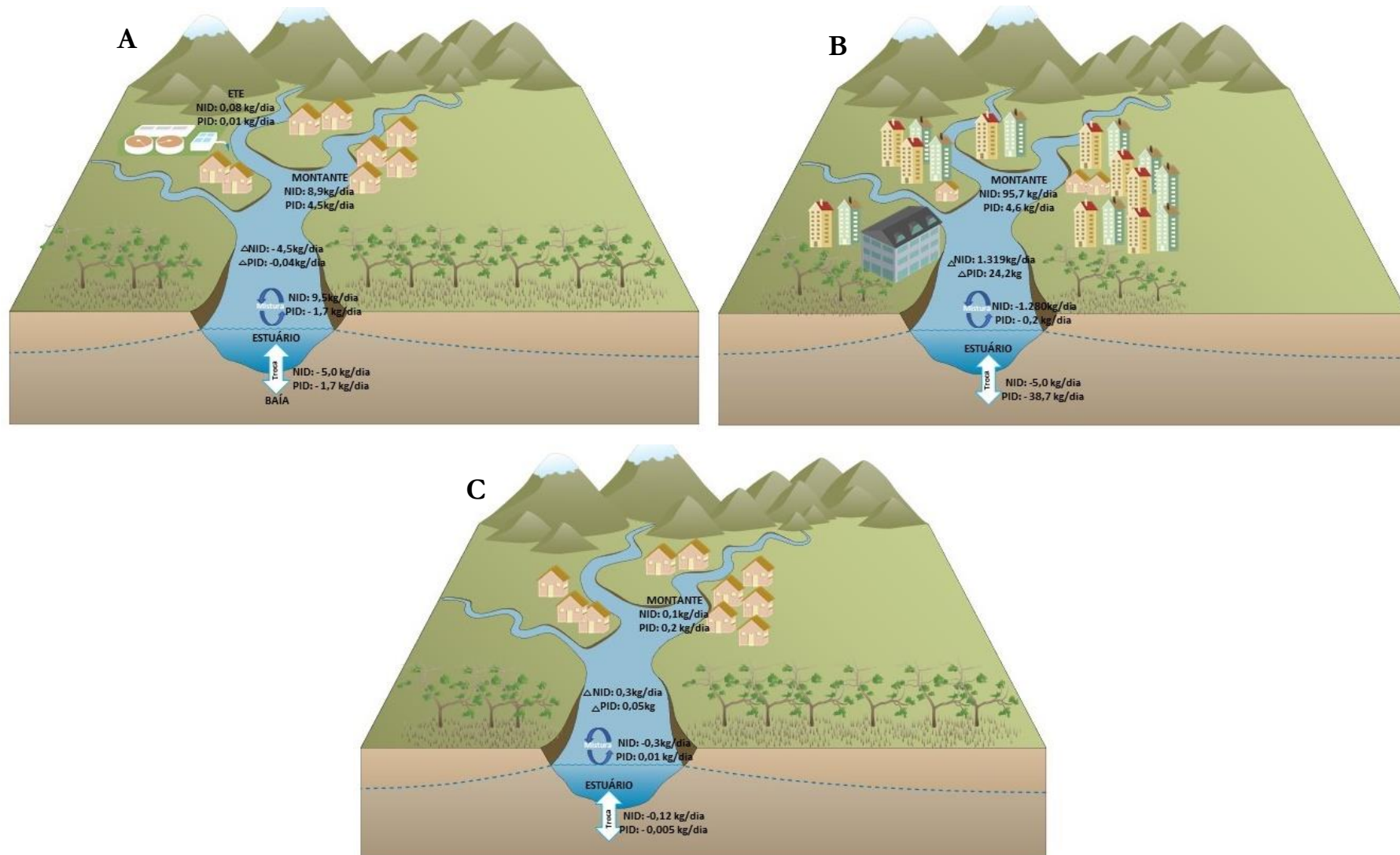
O balanço de NID, o Δ NID, no estuário foi de 231.951,0 mgNID.dia⁻¹ (0,23 kgNID.dia⁻¹) no estuário do Rio Tavares, apontando produção de NID, o qual pode ser relacionado à mineralização (respiração ou oxidação) da matéria orgânica. No estuário do Rio Tavares, 27% (n = 12) das amostras apresentaram os valores de Δ NID negativos, indicando remoção de nitrogênio do sistema por processos biogeoquímicos, como a absorção pelos produtores primários ou processo de desnitrificação, na tabela 3.

As descargas de PID das bacias hidrográficas apresentaram fluxo de 14,9 mgPID.dia⁻¹ (-0,02 kgPID.dia⁻¹) para o estuário do Rio Tavares, enquanto no Rio Ratonos foi de 74,3 mgPID.dia⁻¹. Em relação ao fluxo de PID, e entre estuário e a baía, apontou que saiu, cerca de -20.068,6 mgPID.dia⁻¹ (-0,12 kgPID.dia⁻¹) do estuário do Itacorubi e -26.758,1 mgPID.dia⁻¹ do estuário do Ratonos (-0,02 kgPID.dia⁻¹). O resultado do balanço de PID (Δ PID) nos estuários analisados foi de 11.149,2 mgPID.dia⁻¹ (0,01 kgPID.dia⁻¹) em Tavares e 39.393,8 mgPID.dia⁻¹ (0,04kgPID.dia⁻¹) no estuário do Itacorubi, indicando produção de PID, para equilibrar os fluxos de entrada e saída, na tabela 3. Nesses estuários aconteceu o processo de mineralização da matéria orgânica ou desorção de P do sedimento, gerando PID para a coluna da água.

Fontes pontuais de nutrientes

Neste estudo a principal fonte pontual de poluição foi a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Canasvieiras, que despeja efluentes tratados na bacia hidrográfica do Rio Ratonos. A vazão dessa ETE apresentou média de 7 m³.d⁻¹ (0,1 m³.s⁻¹). A rede de coleta e tratamento de esgoto abrange uma área urbanizada em torno de 9 km² da BH do Rio Ratonos e possui 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, visto que CONAMA 430/11 não obriga sistemas de tratamento de efluentes sanitários a quantificar formas nitrogenadas. Com isso, estimou-se a carga desses nutrientes produzidos, de acordo com von Sperling (1996). Os resultados indicaram que foram lançadas cerca de 1,4 ± 1,2 kgNT.dia⁻¹ e de 0,8 ± 0,7 kgNID.dia⁻¹ no Rio Papaquara, afluente do Rio Ratonos. O projeto de ampliação da ETE Canasvieiras prevê o atendimento a 82.516 habitantes, em 2035, que aumentará em 401% a vazão do efluente tratado.

Figura 4. Balanço de massa obtido pelo modelo LOICZ para os estuários das bacias hidrográficas analisada no cenário atual entre 2006 a 2017.



Legenda: BH do Rio Ratones (A), BH do Rio Itacorubi (B) e BH do Rio Tavares (C).

Fonte: UMCES (2022). Adaptada.

A nitrificação foi o processo que predominou nos estuários, que é conversão de amônio (NH_4^+) para nitrato (NO_3^-) pela assimilação biológica do fitoplâncton ou macrófitas aquáticas (FRAGOSO JUNIOR; MARQUES; FERREIRA, 2009), sendo que a forma preferencial de absorção dos vegetais aquáticos (fitoplâncton e macrófitas) é a amoniacal (NH_4^+), pois esse requer menor custo energético para ser absorvida. Elas também podem absorver nitrato (NO_3^-), contudo essa forma é convertida enzimaticamente no interior do vegetal, na Figura 4. Entretanto, em 27% das amostras do estuário do Tavares e em 11% do Ratoões demonstraram que 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 anaeróbicas (ZHU *et al.*, 2018). A condição eutrófica dos estuários variou de moderada (no Ratoões e no Itacorubi) a moderada-alta (no Tavares).

A BH do Rio Itacorubi possui por volta de 7,2 km² de área coberta pela rede de esgoto da área urbanizada. Essa bacia hidrográfica 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 m³.d⁻¹ (0,002 m³.s⁻¹). A baía sul recebe efluentes tratados da ETE Insular, que é a maior ETE do município de Florianópolis e da bacia hidrográfica do Tavares. Na bacia hidrográfica do Rio Tavares, a população não é atendida pela rede de coleta e de tratamento de esgoto, sendo a maioria das residências providas por fossas, o que caracteriza fonte difusa de nutrientes para o rio.

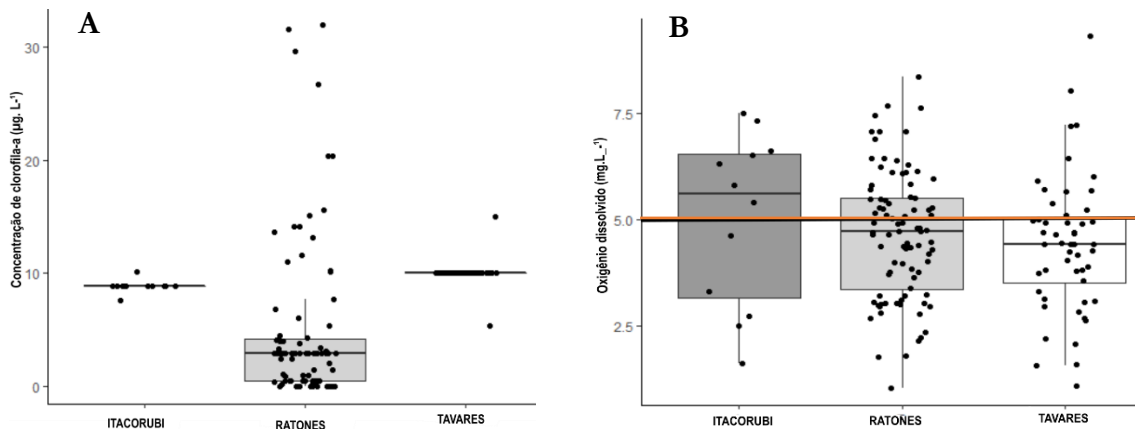
Nos ambientes analisados, a carga de nutrientes provenientes dos rios foi pequena em relação ao produzido nos estuários. Os rios contaminados por efluentes domésticos são ricos em matéria orgânica e possuem elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos, favorecendo o incremento da biomassa fitoplanctônica (KENNISH; JONGE, 2011). A matéria orgânica mineralizada no estuário foi indicada pelo ΔPID positivo nas BH dos rios Itacorubi e Tavares. 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.

Condição trófica – sintomas primários e secundários

No modelo ASSETS, as concentrações médias de clorofila-*a* fitoplanctônica ficaram entre 5 e 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto as acima de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ foram consideradas altas, na Figura 5. A concentração de clorofila-*a*, nesse 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. 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 (Figura 5A).

Figura 5. Concentração de clorofila-*a* e oxigênio inorgânico dissolvido (traço em 5mg.L^{-1} parâmetro da legislação) nas bacias hidrográficas.



Fonte: Dados da pesquisa (2023).

O estuário do Rio Ratones apresentou 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 (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003). As áreas mais urbanizadas das baías estavam dominadas por clorófitas oportunistas, como entre os anos de 2013 a 2018 foram encontradas floração de algas tóxicas nessas áreas (ALVES *et al.* 2010; MARTINS *et al.*, 2012; FONSECA, 2021) e *Sargassum*, que aumentam sua produtividade com a carga de nutriente (BOUZON *et al.*, 2006). Essas espécies de macroalgas são típicas de ambientes aquáticos eutrofizados (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003).

Nos estuários analisados, os valores de Oxigênio Dissolvido (OD) foram considerados como “estresse biológico”, variando entre 2 e 5mg.L^{-1} . As concentrações de OD que representam o percentil de 10%, ou seja, o limite superior para caracterizar a baixa qualidade ambiental, foram de $2,5 \text{mg.L}^{-1}$ no estuário do Itacorubi e de $2,9 \text{mg.L}^{-1}$ no estuário do Ratones (Figura 5B).

Além das consequências ambientais, como os sintomas primários e secundários, 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). Os sintomas de eutrofização são, ainda, prejudiciais para a saúde humana, como frisado pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2002).

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 ASSETS. Para isso, foram estimadas as pressões, a cada dez anos, nos ambientes, a partir de 2016 até 2046.

Crescimento populacional

As bacias hidrográficas apresentaram crescimento da mancha urbana de 3% na BH do Rio Itacorubi; 8% na BH do Rio Tavares; e 13% na BH do Rio Ratores (SILVA, 2019). 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 BH do Ratores; e 135 mil habitantes na BH do Rio Itacorubi (dado que pode estar superestimado).

A densidade demográfica na BH do Rio Itacorubi, em 2016, ficou em torno de 3.898 hab./km², seguido de 796 hab./km² no Tavares e 449 hab./km² no Ratores, encontrada nesta pesquisa. A estimativa para 2046 apontou que essa população poderá ser de 816 hab./km² na BH do Ratores, seguido de 1.400 hab./km² no Tavares e 4.800 hab./km² no Itacorubi.

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 considerou a produção de 0,00007 kgPT.hab.dia⁻¹ e de 0,0005 kgPID.hab.dia⁻¹. Essa estimativa foi realizada para o período entre 2006 e 2046 e teve como base o crescimento populacional estimado pelo Plano Diretor (FLORIANÓPOLIS, 2019), na tabela 4. 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. Os dados populacionais estimados e aplicados ao modelo ASSETS nas bacias hidrográficas dos Rios Ratores e Tavares apresentaram diferença em torno de 5% do encontrado por Ferretti (2013) para o ano de 2010. Já para a bacia hidrográfica do Rio Itacorubi em 2010, esta pesquisa encontrou a população estimada de 103.728 habitantes, enquanto Ferretti (2013) encontrou 66.804 hab. para o mesmo ano. Isso demonstra que os dados de população da bacia hidrográfica do Itacorubi podem estar superestimados, possivelmente, pela área ocupada

pela mancha urbana maior que 40% no início e final do período amostral. Os estudos de estimativa populacional estão sendo utilizados em Florianópolis pelo Grupo de trabalho do Saneamento de Florianópolis (Decreto Municipal nº 17.748/17) composto de vários órgãos que estão fazendo uma avaliação do crescimento populacional, conforme Campanário (2007) e Guarda (2012), os quais aplicaram o modelo logístico de crescimento populacional.

Tabela 4. 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 quatro décadas (de 2006 a 2046).

		BH do Rio Ratonos	BH do Rio Itacorubi*	BH do Rio Tavares
2006 (kg.d ⁻¹)	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 ⁻¹)	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 ⁻¹)	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 ⁻¹)	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 ⁻¹)	População	70.040	134.578	69.321
	NT - NID	420 - 246	807 - 471	416 - 243
	PT - PID	49 - 35	94 - 67	49 - 35

*Os dados da bacia hidrográfica do Rio Itacorubi podem estar superestimados. As estimativas foram calculadas de acordo com Smith, Tayman e Swanson (2001) para a população e von Sperling *et al.* (2009) para os nutrientes.

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

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 Ratonos 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 Ratonos; 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.

Além da população residente, existe a preocupação com a população flutuante, que não foi considerada neste estudo. 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 (RODRIGUES *et al.*, 2021).

Resultado do modelo ASSETS

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, Tabela 5. Vale ressaltar que a capacidade física do estuário deve ser analisada por outros parâmetros, como os morfométricos, não considerados neste estudo.

Tabela 5. Resultado do modelo ASSETS para os estuários do Ratonés, Itacorubi e Tavares de 2006 a 2017.

	2006 a 2017	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Itacorubi				
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta	Moderada Alta
Condição Eutrófica	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada
Pressão Futura	Inalterada	Inalterada	Inalterada	Decresce
ASSETS	Moderada Alta	Moderada Alta (Pobre)	Moderada	Moderado
Ratonés				
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta	Moderada
Condição Eutrófica	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada baixa
Pressão Futura	Inalterada	Inalterada	Inalterada	Decresce
ASSETS	Moderada Alta	Moderada Alta (Pobre)	Moderada Alta	Baixo (Bom)
Tavares				
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta	Moderada
Condição Eutrófica	Moderada Alta	Moderada	Moderada Baixa	Baixa
Pressão Futura	Inalterada	Piora	Inalterada	Decresce
ASSETS	Moderada Alta	Moderada Alta (Pobre)	Moderada	Moderada

Fonte: Autores (2021)

O **cenário I** considerou a manutenção das pressões antropogênicas no mesmo ritmo observado na década anterior (2006 a 2017), com crescimento populacional em 20% e falta de coleta de tratamento de esgotos. Nesse cenário, os estuários apresentaram a suscetibilidade alta devido à baixa diluição e ao intenso aporte de NID. 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. A concentração de clorofila-*a* poderia aumentar em 18% e 32% nos Rios Itacorubi e Tavares, nessa ordem. Nos estuários, a concentração de OD poderia ser reduzida em 35% (nos Rios Ratonés e Tavares) e 48% (no Rio Itacorubi).

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. 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. 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. O resultado do modelo ASSETS para esse cenário foi de moderado-alto (eutrófico) no Ratonés a moderado (mesotrófico) no Itacorubi e Tavares.

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 Ratonés e do Tavares, e moderada-alta no estuário do Itacorubi. A condição eutrófica seria considerada moderada-baixa (no Ratonés) 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. 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 Ratonés e moderado (mesotrófica) no Itacorubi e Tavares.

Os estuários apresentaram suscetibilidade e 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. Os sintomas primários e secundários do modelo demonstrou que a condição trófica dos estuários está na condição de moderada (Ratonés e Itacorubi) a moderada-alta (Tavares), isto é, entre mesotrófica e eutrófica. O ASSETS indicou que as pressões que os sistemas sofreram entre 2006 e 2017 não alteraram a condição trófica ao longo dessa década, ou seja, não houve melhoria da condição trófica, com base nas condições apresentadas: o crescimento populacional e a baixa cobertura da coleta e tratamento de esgotos observados nas bacias hidrográficas analisadas. Na pesquisa de Cabral et al. (2020), usando o mesmo

modelo, apontaram que não haveria mudança na condição trófica das baías, que atualmente é classificada como pobre e ruim de acordo com o ASSETS.

A suscetibilidade dos estuários à eutrofização: pressão, estado e resposta

Nos estuários, as principais pressões antropogênicas foram o crescimento populacional/aumento da mancha urbana e a falta de coleta e tratamento de efluentes domésticos. 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. 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 (2014) baseou o crescimento urbano (aumento populacional ou da área construída), para os distritos, em 20% (entre 2030 e 2040). Nesse município, 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 .

Os cenários simulados 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, pela maior eficiência dos sistemas de tratamento dos efluentes domésticos. Essas medidas poderão evitar o cenário I, que resultará em elevadas concentrações de nutrientes e desenvolvimento de anóxia (falta de oxigênio) nos sistemas aquáticos, 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, vale destacar que essa ETE começou a adicionar precipitante químico (FeCl_3 , cloreto férrico) no tratamento, o que reduziu a carga de N e P entre os anos de 2016/2017. Esse tipo de sistema necessita de pós-tratamento para descarga nas águas superficiais para atingir os padrões de matéria orgânica, nutrientes e patógenos aceitáveis (LATIF *et al.*, 2011). 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. Para McCrackin *et al.* (2017), pela metanálise de 562 estudos,

ressaltaram 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.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estado trófico dos estuários avaliados foi moderado alto, condição similar ao estado mesotrófico a eutrófico e, se não forem empreendidas ações de esgotamento sanitário nas bacias hidrográficas, haverá uma piora na situação. 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 bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, 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. Essa pesquisa ajudou a compreender o processo de eutrofização das bacias hidrográficas, em especial dos estuários, por meio de análise temporal e espacial. 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.

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.

AGRADECIMENTOS

À Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e à CAPES pelo fomento à bolsa de doutorado. À Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós) e à Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) de Florianópolis pela disponibilidade dos dados e pela logística em campo.

REFERÊNCIAS

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.5088/atlantica.v32i1.1553>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/insula/article/view/19017>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <[https://doi.org/doi:10.1016/S0304-3800\(03\)00199-6](https://doi.org/doi:10.1016/S0304-3800(03)00199-6)>. Acesso em: 26 jan. 2024.

CABRAL, A. et al. Water masses seasonality and meteorological patterns drive the biogeochemical processes of a subtropical and urbanized watershed-bay-shelf continuum. **Science of The Total Environment**, v. 749, p. 141-153, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141553>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

CAMPANÁRIO, P. **Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050)**. Florianópolis: Prefeitura de Florianópolis, Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007.

CAVALCANTE, L. C. de S. **Cartografia de paisagens: fundamentos**. São Paulo: Oficina de Texto, 2014. 95 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Blucher, 1999.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223–253, 2001. Disponível em: <<https://www.int-res.com/articles/meps/210/m210p223.pdf>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://geobrasiliensis.emnuvens.com.br/geobrasiliensis/article/view/353>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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**. New York: Springer, 2005. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000145448>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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**. 2014. 151 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014. Disponível em: <https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFSC_a64b2fcd0d91cad6978febd9211c3dbb>. Acesso em: 26 jan. 2024.

DOLLFUS, O. **O espaço geográfico**. Rio de Janeiro: Difel, 1975. 121 p.

FERNANDES, N. Modelagem em Geografia física: teoria, potencialidade e desafios. **Espaço Aberto**, v. 6, n. 1, p. 209-247, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.36403/espacoaberto.2016.5243>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.03.014>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

FERRETTI, O. E. Áreas protegidas na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. **Acta Geográfica**, v. 13, n. 31, p. 66-89, 2019.

Florianópolis. Prefeitura Municipal – PMF. **Estudo de concepção do esgotamento sanitário em Florianópolis**. 2019. 203 p. Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/23_06_2020_14.12.48.dc4ae42bc42f5a2cca5688cb02e01ec.pdf>. Acesso: 20 fev. 2020.

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)**. 2004. 199 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Química e Geológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2004.

FONSECA, A. L.; NEWTON, A.; CABRAL, A. Local and meso-scale pressures in the eutrophication process of a coastal subtropical system: Challenges for effective management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 250, p. 107-109, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107109>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; MARQUES, D. da M.; FERREIRA, T. F. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de textos, 2009.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.09.017>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

GNAUCK, A. Interpolation and approximation of water quality time series and process identification. **Anal Bioanal Chem.**, v. 380, p. 484-492, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00216-004-2799-3>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.004>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

GORDON, D. C. [et al.]. **LOICZ- Biogeochemical Modelling Guidelines**. LOICZ, 1996, 96 p. Disponível em: <<https://archive.iwlearn.net/loicz.org/products/budget/biogeo/index.html.html>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

GUARDA, A. Gestão urbana: projeção da população flutuante. COBRAC - CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITÁRIO, **Anais** [...] Florianópolis: UFSC, 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/275584397_Gestao_Urbana_Projecao_da_Populacao_Flutuante>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.002>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

KARYDIS, M. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. **Global Nest Journal**, v. 11, n. 4, p. 373-390, 2009. Disponível em: <https://journal.gnest.org/sites/default/files/Journal%20Papers/373-390_626_KARYDIS_11-4.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. 326 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00806-8>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.049>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.031>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/lno.10441>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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.

PAINTING, S. J.; DEVLIN, M. J.; MALCOLM, S. J. [et al.]. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 74–90, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.020>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

RIGOTTI, J. A.; POMPÊO, C. A.; FONSECA, A. L. D'O. Effects of urbanization on habitat characteristics: what are the responses of habitat alteration on functional feeding groups of aquatic invertebrates? **Biotemas**, v. 32, p. 29-44, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.5007/2175-7925.2019v32n4p29>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

RODRIGUES, C. J.; FRANCO, D.; FONSECA, A. L. D'O.; LEITE, N. K.; GARBOSSA, L. H. P.; SILVA, A. R. da. Change in the dynamics of salinity and water quality of an island estuary by the discharge of effluents. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 26, p. 1-13, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/2318-0331.2621202100263>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

SILVA, A. R. da. **Avaliação do processo de eutrofização das águas superficiais, do cenário nacional ao local**: estudo de caso nas bacias hidrográficas costeiras dos rios Ratonés, Itacorubi e Tavares (Ilha de Santa Catarina, Brasil). 2019. 309 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.7213/urbe.06.003.AC02>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

SMITH, S. V.; BUDDEMEIER, R. W.; WULFF, F. [et al.]. C, N, P Fluxes in the Coastal Zone. In: CROSSLAND, C. J. et al. (Org.). **Coastal fluxes in the anthropocene**: the land-ocean interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere-Biosphere Programme. New York: Springer, 2005. 244 p. Disponível em: <<https://link.springer.com/book/10.1007/3-540-27851-6>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

TRATA BRASIL. **Universalização do saneamento**. 2018. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/universalizacao>>. Acesso em: 14 maio 2018.

UMCES. University of Maryland – Center for Environmental Science Integration and Application Network. Disponível em: <<https://ian.umces.edu/>>. Acesso em: 20 jan. 2022.

VERDONSCHOT, P. F. M.; SPEARS, B. M.; FELD, C. K.; BRUCET, S. [et al.]. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 692, p. 453-474, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-012-1294-7>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

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. (Org.). **Nutrientes de esgoto sanitário**: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, Programa de pesquisa em saneamento básico – PROSAB, 2009. 428 p. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_2.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2024.

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. Disponível em: <<http://doi.org/10.1007/s00267-005-0344-6>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

ZHU, W.; WANG, C.; HILL, J.; HE, Y.; TAO, B; *et al.* A missing link in the estuarine nitrogen cycle? Coupled nitrification-denitrification mediated by suspended particulate matter. **Scientific Reports**, v. 8, p. 2282-2292, 2018. Disponível em: <<http://doi.org/OI:10.1038/s41598-018-20688-4>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

Como citar:

ABNT

SILVA, A. R.; RODRIGUES, C. J.; FONSECA, A. L. D'O. Suscetibilidade à eutrofização e cenários futuros em bacias hidrográficas costeiras. **Interespaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 9, n. 02, e202323, 2023. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e202323>>. Acesso em: 30 dez. 2023.

APA

Silva, A. R., Rodrigues, C. J., & Fonseca, A. L. D'O. Suscetibilidade à eutrofização e cenários futuros em bacias hidrográficas costeiras. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, v. 9, n. 02, e202323, 2023. Recuperado em 30 dezembro, 2023, de <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e202323>



This is an open access article under the CC BY Creative Commons 4.0 license.
Copyright © 2023, Universidade Federal do Maranhão.

