

Relatório Técnico Parcial XIX

Revisão 02

Referência: Dezembro de 2025 e Fevereiro de 2026

Agente Financiador:



Entidade Delegatária



Entidade Executora



EQUIPE TÉCNICA

Profissional	Formação / Função / Contato	Registro Conselho de Classe
Ronaldo Leão Guimarães	PhD em Ciências Ambientais, biólogo Responsável Técnico pelo Projeto ronaldoleao@oceanus.bio.br	CRBio 2339/02-D
Richard Secioso Guimarães	Biólogo Gerente do Projeto rsecioso@oceanus.bio.br	CRBio 84682/02-D
Viviane Krüger*	Gestora Ambiental Coordenadora Geral* viviane@oceanus.bio.br	CREA/RS nº 195090
Silvia Lisboa de Araujo**	MSc. Geoquímica Ambiental, bióloga Coordenadora de Projetos projetos@oceanus.bio.br	CRBio nº 96163/02-D
Edson Felipe Souza Ladeira	Químico Responsável Técnico pelas Análises Laboratoriais edson@oceanus.bio.br	CRQ/RJ nº 03155685
Mariana Ribeiro Monteiro	Bióloga Gerente de Laboratório mribeiro@oceanus.bio.br	CRBio nº 91828/02-D
Hamilton Pires Barbosa Mendes	Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária, biólogo Gerente Executivo oceanus@oceanus.bio.br	CRBio nº 78165/02-D
Aíres Vanessa Cavalcante dos Santos	Bióloga Analista de Projetos Ambientais projetos11@oceanus.bio.br	CRBio nº 131476/02-D
Debora Costa	Coordenadora de Amostragem deboracosta@oceanus.bio.br	-
Pedro Octavio da Silva Luna	Técnico de Campo	-
Leonardo Anunciação da Silva	Técnico de Campo	-
Daniel da Silva Ferreira	Técnico de Campo	-

Legenda: *Comunicação sempre em cópia (suplente).

**Principal contato de comunicação.

Centro de Biologia Experimental Oceanus
Rua Aristides Lobo, 46/48
Rio Comprido – Rio de Janeiro/RJ
Telefone: (21) 2567-3871
www.oceanus.bio.br

REGISTRO DE EMISSÕES E REVISÕES

Revisão	Data	Descrição	Autor	Revisor	Aprovação Consórcio- Lagos São João
00	27/03/2026	Emissão original	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	
01	07/05/2026	Revisão conforme solicitação do CILSJ	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	
02	02/06/2026	Revisão conforme solicitação do CILSJ	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	

Índice Geral

1	Introdução.....	6
2	Objetivo geral	7
3	Objetivos específicos.....	7
4	Área de estudo	8
4.1	Rio Iriry.....	11
4.2	Rio Jundiá	13
4.3	Canal das Corujas.....	14
4.4	Rio das Ostras.....	15
5	Metodologia	18
5.1	Pontos amostrais.....	18
5.2	Atividades de campo	21
5.2.1	Amostragem de águas superficiais	21
5.3	Atividades de laboratório	22
5.3.1	Parâmetros físicos, químicos e biológicos	22
5.3.2	Ensaio laboratoriais	23
5.4	Análise dos Resultados	24
5.4.1	Obtenção de dados secundários	24
5.4.2	Índice de Qualidade de Água (IQA)	25
5.4.3	Análises estatísticas	33
6	Resultados e discussão	35
6.1	Análise físico-química e biológica.....	35
6.1.1	Precipitação.....	35
6.1.2	Temperatura.....	38
6.1.3	Salinidade.....	39
6.1.4	Condutividade	41
6.1.5	Sólidos totais	42
6.1.6	Sólidos dissolvidos totais.....	43
6.1.7	Turbidez	44
6.1.8	pH.....	46
6.1.9	Oxigênio dissolvido.....	47
6.1.10	DBO	49
6.1.11	Fósforo total	50
6.1.12	Fosfato.....	50
6.1.13	Nitrogênio total	53
6.1.14	Nitrato	55
6.1.15	Coliformes termotolerantes	57
7	Diagnóstico da atual campanha.....	59

7.1	Análise dos Componentes Principais (PCA).....	61
7.2	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	64
8	Observações gerais.....	69
	Referências.....	70
	Anexos.....	83

1 Introdução

A água superficial é de extrema importância, já que é um componente crucial para a formação do ambiente, para a saúde ambiental e humana, bem como para vários processos domésticos e industriais (MIRZAEI et al., 2016; EJIGU, 2021; NGUYEN; HUYNH, 2022). Entretanto, esse recurso tem sido impactado por distintas atividades antrópicas, como o aumento da urbanização, industrialização e atividades agrícolas (BASHIR et al., 2020). E por consequência de tais atividades, as águas superficiais são impactadas pela ocorrência excessiva de nutrientes, que favorecem processos de eutrofização artificial, além do aporte de matéria orgânica e inúmeros poluentes que têm colocado em risco a qualidade dos ambientes aquáticos (YANG et al., 2008; EJIGU, 2021).

Salienta-se que os rios, por conta da sua função de transporte de águas residuais e escoamento agrícola em suas bacias de drenagem, são considerados corpos hídricos mais suscetíveis à contaminação (SINGH; MALIK; SINHA, 2005). Além disso, a qualidade da água desses ambientes aquáticos corresponde aos efeitos agregados de inúmeros aspectos ao longo dos cursos de água, sendo também impactada pelas características da bacia hidrográfica (MASSOUD, 2012). Destaca-se ainda que os rios constituem os recursos hídricos essenciais para uso doméstico, industrial e de atividades de irrigação. Logo, é crucial atuar no controle e prevenção de fontes poluidoras como forma de garantir uma gestão hídrica eficaz (SINGH et al., 2004).

À vista disso, o monitoramento ambiental se apresenta como uma ferramenta de grande importância na gestão do meio ambiente, uma vez que permite a obtenção e análise sistemática das informações ambientais, auxiliando assim na tomada de decisão de gestores ambientais (BRASIL, 1981; MORESI, 2001; POZZA; SANTOS, 2015). O estudo ambiental em águas superficiais auxilia na compreensão da evolução da qualidade hídrica, no levantamento de áreas prioritárias para atuar em medidas preventivas e corretivas, no diagnóstico para qualidade para seus usos diversos, fortalecimento de normativas, dentre outros (POZZA; SANTOS, 2015).

Nesse contexto, o monitoramento da qualidade das águas da bacia do Rio das Ostras permitirá diagnosticar a qualidade da água na região e propor medidas para a operação e uso sustentável dos recursos hídricos. Além disso, o monitoramento ambiental realizado proporcionará uma melhor compreensão da influência da salinidade na bacia hidrográfica, um aspecto crucial, uma vez que, segundo a literatura, a influência da maré nessa região se estende até 6 km a montante da foz (CBH MACAÉ OSTRAS, 2012).

Diante do exposto, o monitoramento da qualidade das águas da Bacia de Rio das Ostras tem como finalidade realizar o diagnóstico da situação atual da qualidade da água da região, fornecendo informações para o Comitê de Bacia, a fim de propor medidas que visem à operação e ao uso sustentável dos recursos hídricos da região.

2 Objetivo geral

O presente Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade na Bacia do Rio das Ostras tem como objetivo geral analisar, monitorar e diagnosticar a qualidade da água com disposição para agregar informações aos bancos de dados da Região Hidrográfica VIII-Macaé e das Ostras.

3 Objetivos específicos

- Realizar campanhas de monitoramento;
- Reunir e organizar os dados brutos levantados durante o período de monitoramento em planilhas, de acordo com o previsto no escopo do projeto;
- Analisar as amostras e elaborar relatórios técnicos referentes às campanhas e comparar os resultados com a legislação vigente;
- Elaborar relatório com análises estatísticas com a finalidade de caracterizar o Diagnóstico da Qualidade das Águas na Bacia Rio das Ostras;
- Apresentar os resultados obtidos no monitoramento ao CBH Macaé Ostras.

4 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio das Ostras faz parte da Região Hidrográfica VIII (RH VIII), possui 157 Km² de área, em que 92,5% pertencem ao município de Rio das Ostras e 7,5% ao município de Casimiro de Abreu (RIO DAS OSTRAS, 2017). A bacia hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras (Figura 4-1) abrange a região conhecida como as baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, localizando-se na faixa costeira central-norte do Estado. Além disso, a bacia do rio das Ostras faz fronteira com a Região Hidrográfica Lagos São João (CBH MACAÉ OSTRAS, 2024a) e apresenta suas nascentes no complexo de serras isoladas, situadas na região de Cantagalo (JARDIM, 2020). É caracterizada por ter influência de marés sobre os rios, com entrada salina até o trecho em que o canal das Corujas deságua no rio das Ostras (PRIOSTE, 2007). Através das campanhas passadas e especialmente das amostragens de mar./2025, viu-se que a intrusão salina atinge principalmente as estações do canal das Corujas (E5) e do rio das Ostras (E3, E6 e E7), mas também atinge o afluente do rio Iriry (E1) e o rio Jundiá (E2). Esse cenário comprova que a influência marinha pode ir além dos 6,0 km a partir da foz, o que é corroborado pelos dados de Barroso e Molisani (2019). Ao longo da bacia são observadas pastagens, alagados e uma área de manguezal protegida por regulamentações estaduais e federais (BARROSO; MOLISANI, 2019).

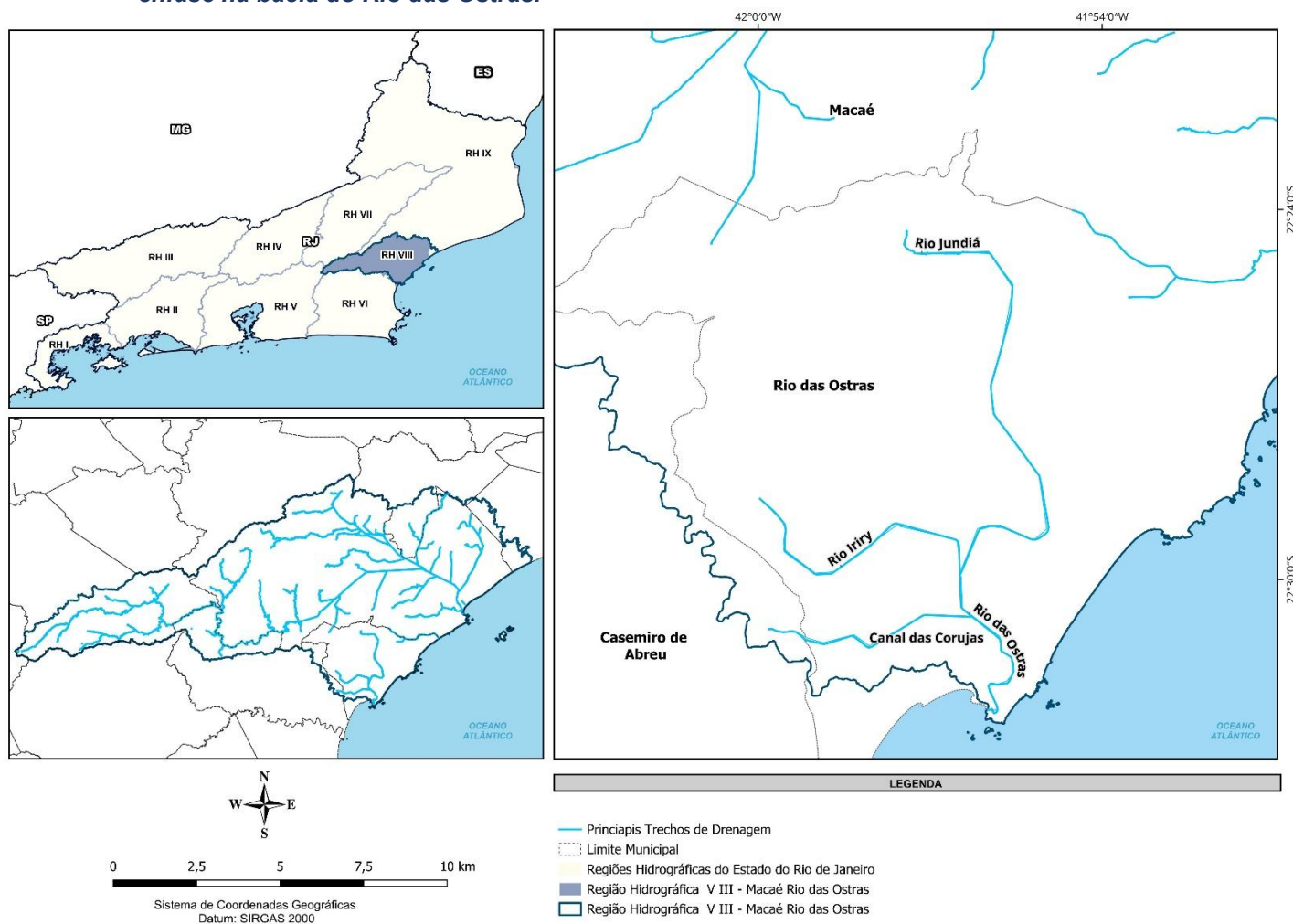
Segundo o Relatório da Caracterização da Área de Estudo da Região Hidrográfica VIII - Macaé e das Ostras, são observadas duas estações bem definidas, caracterizadas por verão quente e úmido e inverno frio e seco, com períodos mais chuvosos de novembro a março (médias mensais superiores a 100 mm) e épocas mais secas de maio a setembro (médias mensais inferiores a 50 mm). Esse regime climático tem um impacto direto nas características hidrodinâmicas dos rios da região, constituindo elementos de análise importantes para o entendimento do regime fluvial nos diferentes tipos de rios na região hidrográfica (CBH MACAÉ OSTRAS, 2012).

De acordo com a classificação de KÖPPEN (1948), a RH Macaé e das Ostras apresenta clima tropical úmido (Aw) nas porções dos médios e baixos cursos dos seus rios, e clima tropical de altitude com verões quentes (Cwa) na porção dos altos cursos do rio Macaé e de seus afluentes pela margem esquerda. Estudos pretéritos realizados na região demonstram uma temperatura média anual de 23,2°C na parte baixa da RH e 18,1°C na parte alta da RH (CBH MACAÉ OSTRAS, 2024a).

Essa região hidrográfica se confronta a oeste com a bacia do rio São João, ao norte com a bacia do rio Macaé e a leste com a bacia da lagoa Imboassica, com uma área de drenagem de 77 Km².

O rio das Ostras é um corpo hídrico meandrante, formado pela confluência dos rios Iriry (porção oeste) e Jundiá (porção leste) e percorre, aproximadamente, no sentido noroeste-sudeste, 30 km até sua foz, na Boca da Barra. Em sua foz, há intensa modificação do curso original, uma vez que passa por trecho com alto grau de urbanização, com a presença de áreas de várzea e mangue aterradas e grandes trechos retificados (GOMES, 2009).

Figura 4-1. Localização da Bacia Hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras no Estado do Rio de Janeiro com ênfase na bacia do Rio das Ostras.



Fonte: Própria autoria.

4.1 Rio Iriry

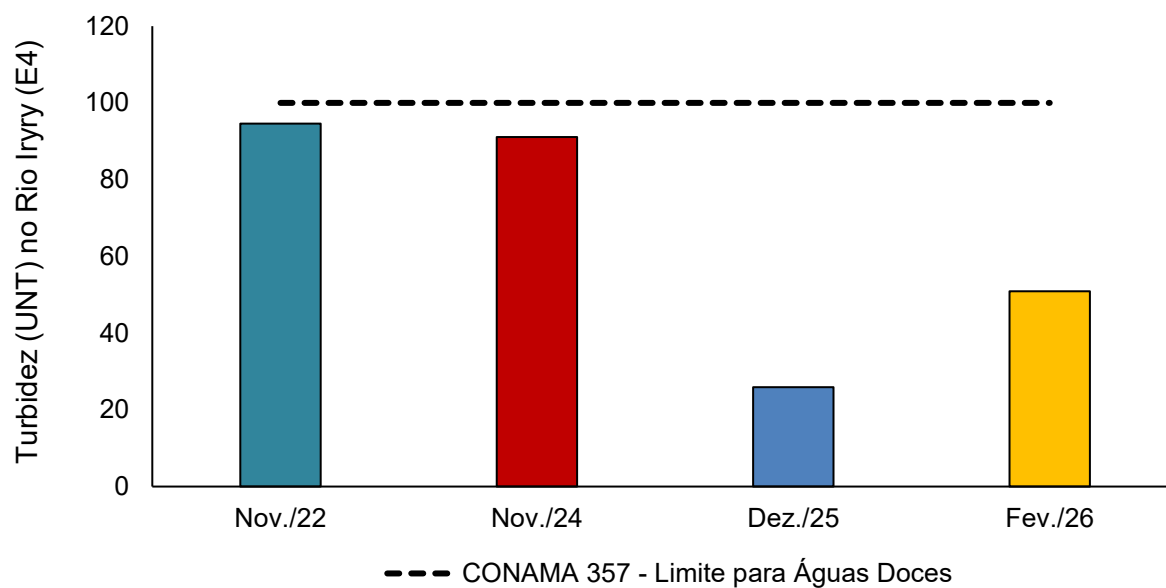
O rio Iriry (Figura 4-2) possui cerca de 9,3 km de comprimento e nasce em altitudes superiores a 300 m entre as serras de Jundiá, Seca e Careta em um local devastado (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004). Esse rio ocupa a maior parte da região oeste da bacia hidrográfica do rio das Ostras e fica localizado na zona rural e em áreas de potencial expansão urbana (PRIOSTE, 2007; JARDIM, 2020). No núcleo urbano, o rio Iriry tem mostrado sinais de degradação, como em Rocha Leão, em que apresenta leito arenoso e margens erodidas sem proteção. Cabe salientar que, por conta de atividades de pecuária e agricultura, alguns trechos do rio foram retificados e houve a remoção de partes da mata ciliar (PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO DAS OSTRAS, 2006). Dados de amostragens anteriores já indicaram que a turbidez é um ponto crítico nesse corpo hídrico. Em novembro de 2022 e 2024 foram observados os maiores picos já vistos nos 3 anos de monitoramento, com 94,60 UNT e 91,10 UNT, respectivamente (Figura 4-3) (CBH Macaé Ostras, 2023, 2025).

Os rios Iriry e Jundiá são os dois principais afluentes do rio das Ostras. No ponto em que se unem, na Zona de Expansão Urbana nas proximidades do loteamento Chácara Mariléa e a localidade Nova Cidade, nas margens esquerda e direita, respectivamente, o leito do rio é bastante assoreado, de fundo lodoso e com um canal central em forma de “V” com mais de 2 m de profundidade (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004). Nesse local há mangue bem desenvolvido e marca o início da cidade de Rio das Ostras (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004).

Figura 4-2. Ponto de coleta realizada no rio Iriry.



Figura 4-3. Histórico de turbidez no rio Iriry (E4).



4.2 Rio Jundiá

O rio Jundiá (Figura 4-4) nasce a oeste do povoado de Cantagalo entre as serras do Poeta e Careta a 250 m de altitude. Ele apresenta 16,5 km de comprimento e um pouco mais de 4 m de largura. Com características distintas do rio Iriry, o rio Jundiá apresenta leito pedregoso e águas claras nessa região (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004). No entanto, esse rio apresenta as margens, na maior parte de sua extensão, sem vegetação, com pontos de erosão, o que compromete a transparência em vários trechos. Somado a isso, empreendimentos localizados às margens do rio Jundiá intensificam a turbidez. Em torno desse rio também existem problemas associados à ocupação irregular, despejo irregular de esgoto e lixo. Em determinados trechos do rio, a vegetação foi removida para atividades de pecuária e agricultura (GOMES, 2009). Ademais, Cantagalo tem sofrido impacto da pressão imobiliária que tem gerado ocupação desordenada em seu território (JARDIM, 2020), o que também pode causar impactos sobre a qualidade das águas desse corpo hídrico.

Figura 4-4. Ponto de coleta realizada no rio Jundiá.

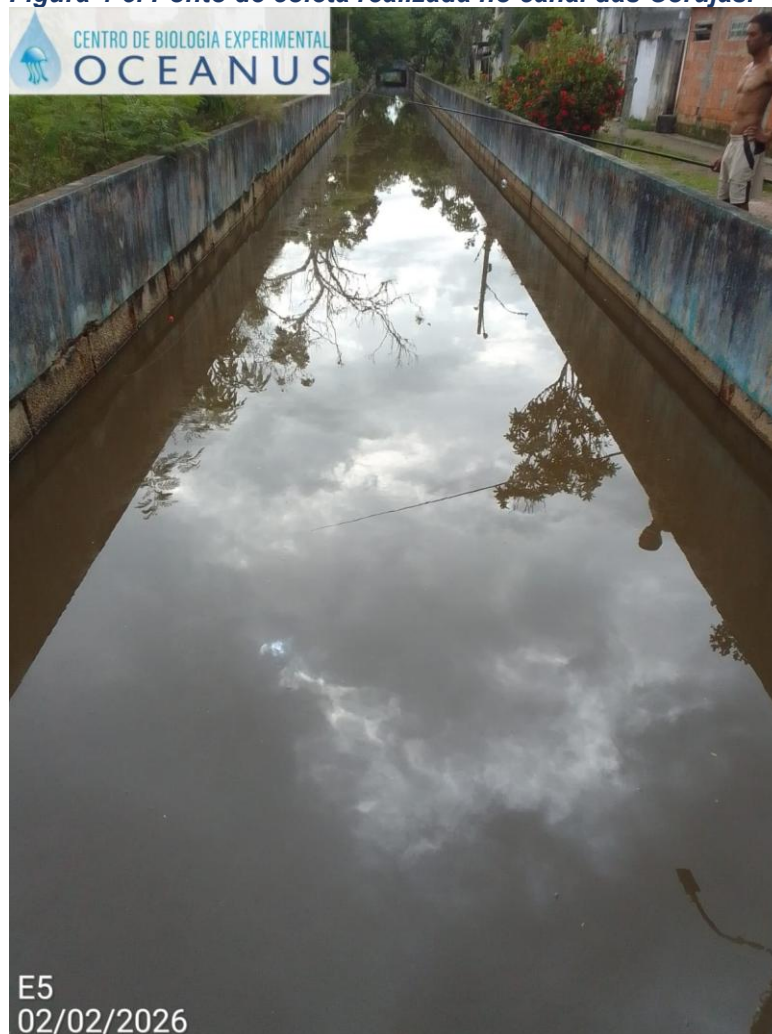


Fonte: Arquivo Oceanus.

4.3 Canal das Corujas

O canal das Corujas (Figura 4-5) é originalmente uma planície embrejada, com parte parcialmente aterrada, onde no centro foi aberto um canal artificial para desaguar no rio das Ostras (PRIOSTE, 2007). O canal apresenta 5 m de largura e pequena profundidade, com baixa energia. O canal se caracteriza como área deposicional de areias e argilas, e, principalmente, material antrópico de diversos matizes, o que acarreta seu assoreamento. Com elevada degradação, o canal apresenta histórico de ocorrência de extravasamentos, o que gera riscos à população da região. Problemas com odores, poluição e enchentes são verificados pela população que mora em torno desse canal (PRIOSTE, 2007).

Figura 4-5. Ponto de coleta realizada no canal das Corujas.



Fonte: Arquivo Oceanus.

4.4 Rio das Ostras

O rio das Ostras nasce da confluência entre os rios Iriry e Jundiá, possui 77 km² de área de drenagem e percorre cerca de 30 km no sentido noroeste-sudeste até a sua foz, junto à Boca da Barra (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004; CILSJ, 2022). O curso hídrico possui influência antrópica, principalmente na sua foz, que possui margens estreitas (10 m) e profundidade de 30 cm na maré baixa (Figura 4-6). Por apresentar baixa declividade do terreno, os cursos d'água da bacia do rio das Ostras sofrem a influência do regime de marés, em que esses efeitos de remanso podem chegar a 6 km a partir da foz (CBH MACAÉ OSTRAS, 2012; CILSJ, 2022).

Os trechos do rio situados em áreas urbanas sofrem com diferentes tipos de ocupações, como espontâneas, loteamentos legais e clandestinos. Por conta desses

processos, parte do manguezal foi aterrado e a vegetação nativa foi suprimida (GOMES, 2009).

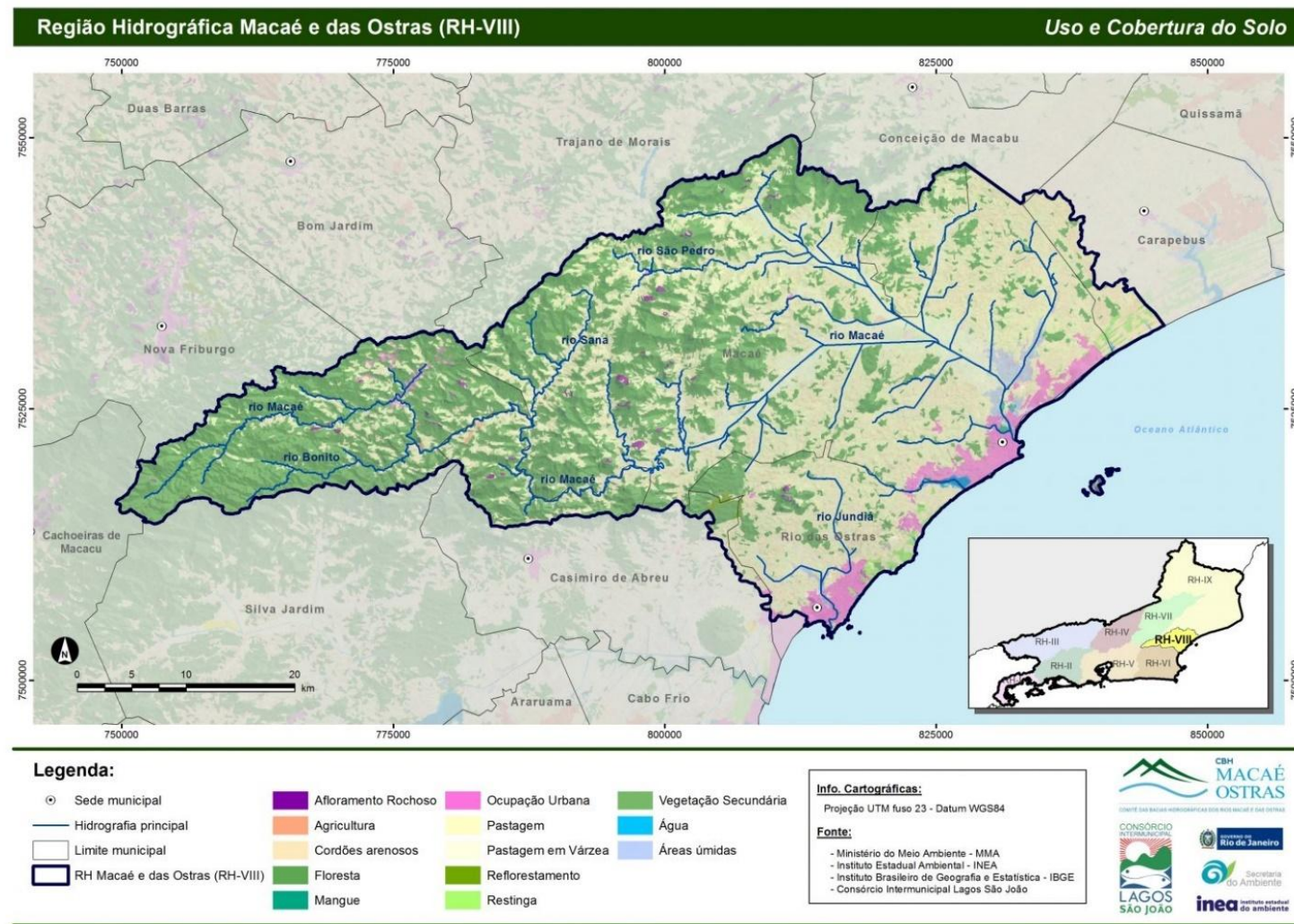
Figura 4-6. Ponto de coleta realizada no rio das Ostras.



Fonte: Arquivo Oceanus.

No que diz respeito ao uso e à ocupação dos corpos hídricos mencionados anteriormente, destaca-se que o rio Iriry e o rio Jundiá são caracterizados por áreas de pastagem de várzea, trechos com ocupação urbana e presença de vegetação secundária, embora esta última seja pouco significativa. Além disso, por meio de imagens de satélite, é possível observar os processos de assoreamento nos rios, sendo que no rio Iriry também se identificam atividades agrícolas. Quanto ao canal das Corujas e ao rio das Ostras, esses corpos hídricos são marcados pela urbanização (Figura 4-7). Destaca-se que alguns fatores previamente mencionados, podem impactar a qualidade hídrica e auxiliar na compreensão dos resultados das variáveis ambientais analisadas.

Figura 4-7. Uso e cobertura do solo que podem impactar a qualidade hídrica da bacia hidrográfica do rio das Ostras.



Fonte: CBH Macaé Ostras (2024b).

5 METODOLOGIA

5.1 Pontos amostrais

Foram coletadas amostras de água superficial em 7 (sete) pontos distintos na bacia hidrográfica do rio das Ostras conforme Quadro 5-1 e Figura 5-1, como apresentado no Termo de Referência. Cabe destacar que os parâmetros salinidade e condutividade foram avaliados na superfície e no fundo da coluna d'água.

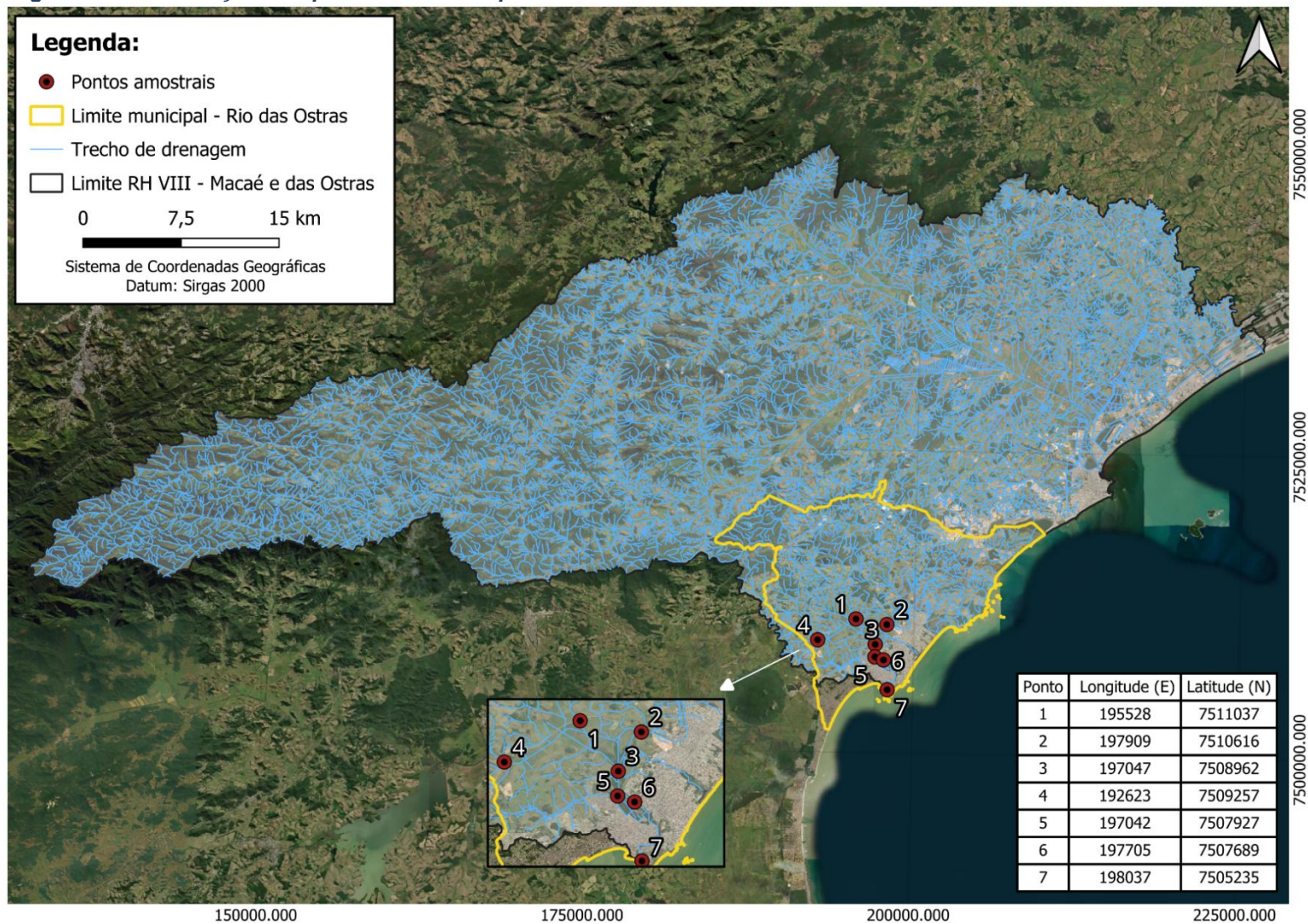
Ressalta-se que, durante o primeiro e segundo ano de monitoramento, 2 pontos foram realocados com anuência da fiscalização. Os pontos realocados são: Ponto 1, alocado para o afluente do rio Iriry devido à falta de acessibilidade na localização original; e Ponto 7, também realocado por falta de acessibilidade até a coordenada original.

Observa-se, ainda no Quadro 5-1, que a profundidade da maioria dos pontos amostrais aumentou entre as campanhas de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026, com exceção dos pontos E2 e E3. Essa variação registrada na maioria dos pontos pode estar associada ao regime de precipitação (DE MORAIS et al., 2005), uma vez que o volume pluviométrico registrado em fev./2026 foi consideravelmente superior ao observado em dez./25. Entretanto, a menor profundidade média registrada em E2 e E3 pode indicar uma área de maior deposição ou retenção de sedimentos.

Quadro 5-1. Localização dos pontos amostrais segundo suas coordenadas geográficas, referências, profundidade e largura.

Pontos Amostrais	Referência	Coordenadas (UTM) Zona 24S		Largura (m)	Profundidade em dez./25 (m)	Profundidade em fev./26 (m)
		E	S			
E1	Afluente do rio Iriry	195528.00	7511037.00	8	0,49	0,98
E2	Rio Jundiá, logo a montante do deságue no rio das Ostras	197909.00	7510616.00	5	1,99	1,20
E3	Rio das Ostras, logo a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá	197047.00	7508962.00	20	2,00	1,90
E4	Rio Iriry, na intersecção com a rodovia Engº Luiz Gonzaga Quirino Tannus	192623.00	7509257.00	12	1,07	1,50
E5	Canal das Corujas, logo a montante de seu deságue no rio das Ostras	197042.00	7507927.00	30	0,69	1,00
E6	Rio das Ostras, logo a jusante da foz do canal das Corujas	197705.00	7507689.00	25	1,50	1,60
E7	Rio das Ostras, a montante da sua foz, após a área urbana	198037.24	7505235.34	30	0,44	1,30

Figura 5-1. Localização dos pontos de coleta para monitoramento e as coordenadas em UTM.



Fonte: Google Earth.

5.2 Atividades de campo

5.2.1 Amostragem de águas superficiais

As campanhas foram realizadas nos dias 05/12/2025 e 02/02/2026, com execução das coletas e análises das amostras pelo Centro de Biologia Experimental Oceanus, acreditado pela ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017 (ANEXO 1) e INEA CCL Nº IN010534 (ANEXO 2), de acordo com as normas nacionais e internacionais de monitoramento, obedecendo aos critérios rígidos de confiabilidade. Os parâmetros analisados fazem parte do escopo e matriz do credenciamento, seguindo os Planos de Monitoramento Sistemáticos de Qualidade do Instituto Estadual do Ambiente (INEA-RJ) e atendendo aos critérios estabelecidos pela Deliberação CECA nº 707 de 12/09/1985, atualmente regido pela NOP-INEA-003-Revisão 02. A equipe seguiu as orientações destinadas a cada local onde foram realizadas as amostragens, em observância às Normas Regulamentadoras – NR 6 (Equipamento de Proteção Individual – EPI) e NR 17 (Ergonomia).

A localização dos pontos foi realizada a partir das informações fornecidas pelo Consórcio Intermunicipal Lagos São João, e o registro fotográfico de cada localidade pode ser visto no ANEXO 3. A coleta de amostras de água por sua vez, foi realizada com o uso de um balde inox e os parâmetros físico-químicos da água, como condutividade, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, temperatura da água e do ar, turbidez e condutividade foram obtidos *in situ*, com o auxílio de uma sonda multiparâmetros (MPM 012 HANNA HI98194) previamente calibrada, como ilustrado na Figura 5-2.

Figura 5-2. Figura ilustrativa da utilização do balde de inox e sonda multiparâmetro.



Fonte: Arquivo Oceanus.

A fim de minimizar os riscos de contaminação das amostras, os equipamentos utilizados durante o processo foram desinfetados com álcool 70%. As amostras foram preservadas com os reagentes específicos, conforme recomendado pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 23rd ed., 2017) e o Guia Nacional de Coletas e Preservação de Amostras (CETESB; ANA, 2011), e mantidas sob refrigeração de $< 5^{\circ}\text{C}$ até a entrega ao laboratório. Finalizadas as coletas, as amostras foram enviadas ao laboratório para análise. Para o controle, identidade e integridade das amostras em todas as etapas do processo, foram utilizadas Cadeias de Custódia (ANEXO 4).

5.3 Atividades de laboratório

5.3.1 Parâmetros físicos, químicos e biológicos

Ao todo foram analisados 14 (quatorze) parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da qualidade da água superficial em todos os pontos de coleta, conforme o Quadro 5-2, cujos laudos laboratoriais podem ser encontrados no ANEXO 5.

Quadro 5-2. Parâmetros da qualidade da água analisados nos pontos de coleta em diferentes profundidades.

Parâmetros a serem analisados	Profundidade a ser coletada em todos os pontos amostrais	
	Superfície	Fundo
DBO - 5 dias	X	
pH	X	
Fósforo Total	X	
Fosfato	X	
Coliformes termotolerantes	X	
Nitrogênio Total	X	
Nitrato	X	
Oxigênio Dissolvido	X	
Salinidade	X	X
Condutividade	X	X
Temperatura	X	
Sólidos Totais	X	
Sólidos dissolvidos totais	X	
Turbidez	X	

Os resultados obtidos, através das análises dos parâmetros acima descritos, foram avaliados de acordo com as normativas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº357/2005, para águas doces de Classe 2. Segundo a normativa supracitada foram consideradas de classe 2 as águas doces que não tiverem aprovado seus respectivos enquadramentos.

Como a região pode sofrer influência do mar e as águas apresentarem concentrações de salinidade superiores a 0,5‰ foram utilizados como referência os limites estabelecidos para Classe 1, de águas salobras e salinas.

Destaca-se ainda que a salinidade e a condutividade foram analisadas na superfície e fundo para verificar se há uma estratificação halina da coluna d'água, já que o estuário de rio das Ostras é influenciado pelas marés, que adentra o rio por regimes de micromarés e da intrusão da cunha salina que pode chegar aproximadamente a 6,0 km para o interior do continente, dependendo do volume dos rios e da precipitação (BARROSO; MOLISANI, 2019). Além disso, as análises desses dois parâmetros em diferentes estratos podem indicar os efeitos da pluviosidade e dos processos de misturas de águas.

5.3.2 Ensaio laboratoriais

As metodologias das coletas e análises físico-químicas e microbiológicas (descritas no Quadro 5-3) estão de acordo com os requisitos estipulados pela Norma ABNT NBR ISO/IE, em especial a norma revisada NIT-DICLA-057 e pelas Instruções de Segurança na Manipulação de Reagentes e Soluções a seguir:

- *Standards Methods for Examination of Water and Wastewater*, 23^a Ed, 2017 (APHA, 23rd ed., 2017);
- Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos da ANA (CETESB; ANA, 2011).

Quadro 5-3. Metodologias de referência empregadas nas análises por parâmetro.

Parâmetro	Unidade	Metodologia de Referência
DBO - 5 dias	mg/L	SMWW 5210 B
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	SMWW 9221 E
Fósforo Total	mg/L	EPA 6020 B / 200.8
Fosfato	mg/L	SMWW 4500-P E
Nitrogênio Total	mg/L	ASTM D5176-08
Nitrato	mg/L	D09727_02_Insert_Environmental_TON Vanadium Vanadium Chloride reduction - Part Thermo Fisher Scientific
Oxigênio Dissolvido	mg/L	SMWW 4500-O G
pH	N.A.	SMWW 4500-H B
Condutividade:	µS/cm	SMWW 2510 B
Salinidade	‰	SMWW 2520 B
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	SMWW, 23ª Edição, Método 2540 C
Sólidos Totais	mg/L	SMWW 2540 B
Temperatura	°C	SMWW 2550B
Turbidez	UNT	SMWW 2130B

5.4 Análise dos Resultados

5.4.1 Obtenção de dados secundários

Os resultados das análises dos parâmetros da qualidade da água avaliados por este Programa de Monitoramento dos Corpos Hídricos foram comparados com as normativas estabelecidas na Resolução CONAMA n° 357/2005, de acordo com a classe 2 para águas doces e classe 1 para águas salobras e salinas (CONAMA, 2005). Devido à influência da maré nos pontos coletados, os parâmetros também foram analisados considerando a salinidade obtida na amostra no momento da coleta.

Além desta comparação, foi realizada a comparação com dados pretéritos do corpo hídrico analisado, com outros trabalhos de monitoramento correlatos, teses, dissertações e artigos científicos em uma análise crítica das informações adquiridas no monitoramento específico. Dentre os documentos consultados estão presentes os relatórios de qualidade de água produzidos pelo Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), o Plano

de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras, além dos artigos e documentos encontrados pelo método de busca.

Os dados foram analisados de maneira integrada, levando em consideração o uso e ocupação do solo no entorno dos pontos amostrais e a precipitação durante os períodos de coleta. Os dados oficiais de precipitação utilizados foram os disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação de Macaé (A608) e pelo *Weather Underground* da estação do Rio das Ostras (IRIODA12). Essa estação de Rio das Ostras foi escolhida por apresentar dados sobre a maioria dos dias de interesse, considerando os 15 dias que antecederam a coleta, incluindo o dia de amostragem. No entanto, não havia dados sobre os dias 22/11/2025, 24/11/2025, 28/11/2025 e 03/12/2025. Também foi realizado o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA) que foi mais bem detalhado no item 5.4.2.

5.4.2 Índice de Qualidade de Água (IQA)

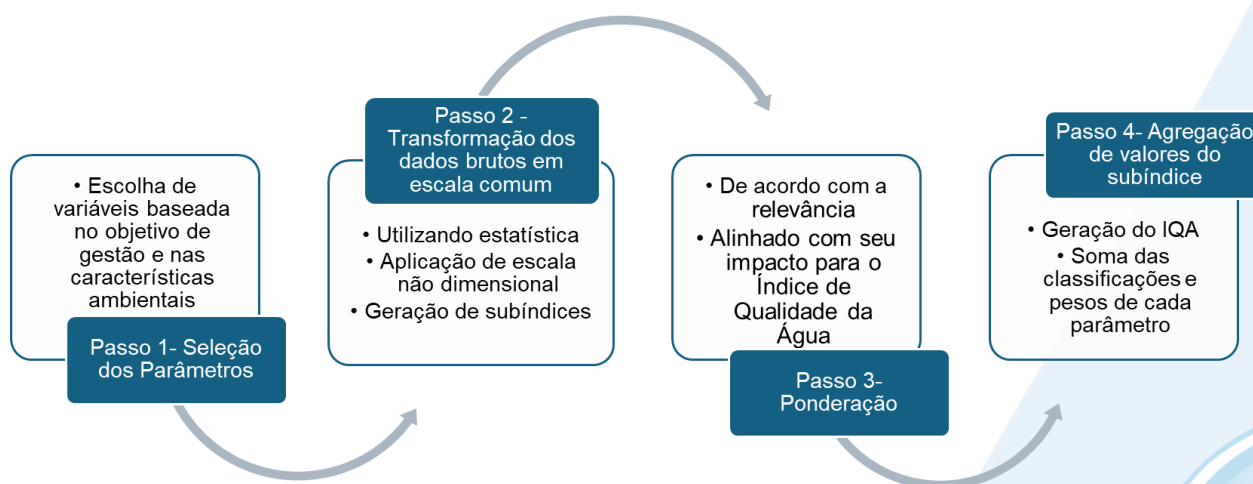
A gestão da qualidade hídrica necessita de análises de vários dados de qualidade da água que muitas vezes podem ser complexos de avaliar e sintetizar (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). Nesse sentido, uma série de ferramentas foram elaboradas como forma de avaliar de forma holística os dados de qualidade da água, e uma dessas ferramentas é o Índice de Qualidade de Água (IQA) (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). Esse índice geralmente é utilizado por gestores e agências de gerenciamento/abastecimento, pois permite a visualização dos dados de fácil compreensão e disseminação para a sociedade, além de fornecer subsídios para a modificação de políticas ambientais (TYAGI et al., 2013; UDDIN; NASH; OLBERT, 2021).

O Índice de Qualidade de Água é um instrumento matemático utilizado para transformar uma grande quantidade de resultados, referentes às características da água, em um único número que corresponde ao nível de qualidade hídrica. A utilização desse método é considerada uma prática simples, já que permite a categorização da qualidade da água (SÁNCHEZ, 2007).

O IQA usualmente abarca quatro processos ou componentes. O primeiro refere-se à seleção das variáveis ambientais. O segundo corresponde à análise de cada parâmetro e conversão em um subíndice adimensional de valor único. Já o terceiro é o fator de ponderação de cada parâmetro de qualidade da água e o quarto diz respeito ao índice

final de qualidade, que apresenta um valor único, calculado através da função de agregação, utilizando os subíndices e fatores de ponderação para todos os parâmetros selecionados (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). As etapas previamente mencionadas para o desenvolvimento e elaboração do IQA estão apresentadas de forma resumida no esquema abaixo (Figura 5-3).

Figura 5-3. Esquema das etapas do desenvolvimento do IQA.



Fonte: Adaptado de Chidiac et al. (2023).

No atual monitoramento ambiental referente ao “Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade na Bacia do Rio das Ostras”, são utilizados dois índices: o IQA desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e o IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF), método usado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) (Quadro 5-4). Comparar essas duas metodologias (IQA_{CETESB} e IQA_{NSF}) tem como objetivo compreender como os resultados se distribuem nas categorias de classificação da qualidade da água, considerando que existem diferenças nas faixas de classificação, algumas mais restritivas e outras menos restritivas. Além disso, foi analisado como as diferenças nas variáveis selecionadas por cada metodologia podem impactar os resultados obtidos. Essas informações servirão para subsidiar a tomada de decisão dos gestores ambientais e promover uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos. A diferença de cada método e demais caracterizações estão descritas nos tópicos a seguir.

Quadro 5-4. Parâmetros de qualidade da água que compõem o IQA_{NSF} e respectivos pesos.

Parâmetro de Qualidade da Água	Peso (W)
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17
Coliformes termotolerantes	0,16
Potencial hidrogeniônico - pH	0,11
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,11
Temperatura da água	0,10
Nitratos	0,10
Fosfato total*	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais Dissolvidos	0,07

Legenda: *Para o referido projeto foi utilizado o parâmetro fosfato.

Além de seu peso (w), cada parâmetro possui um valor de qualidade (q), obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida, conforme Figura 5-4. Para cada variável, foi traçada uma curva de qualidade, a qual correlaciona sua concentração a uma nota (q_i), pontuada de zero a 100.

O cálculo do IQA é feito por meio do produtório ponderado dos nove parâmetros, segundo a seguinte fórmula:

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

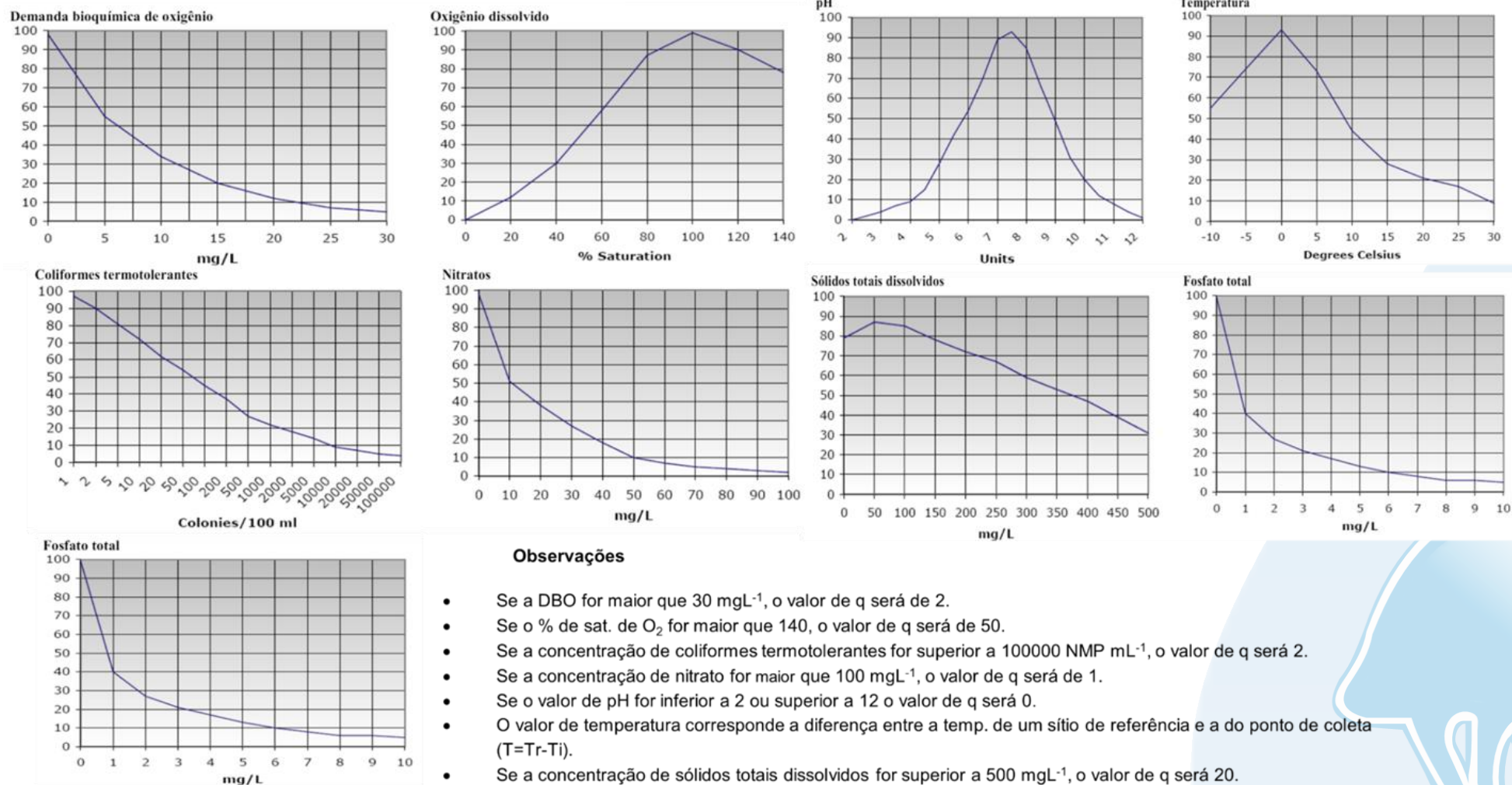
Sendo:

IQA= Índice de Qualidade de Água, um valor entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade (resultado da análise);

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

Figura 5-4. Curvas de avaliação de qualidade dos parâmetros que compõem o IQA_{NSF}.



Fonte: INEA (2019).

O Quadro 5-5 apresenta as categorias e faixas de qualidade de água para os resultados obtidos pelo cálculo do IQA. A memória de cálculo é apresentada no ANEXO 6.

Quadro 5-5. Faixas de classificação do IQA_{NSF}.

Categoria de Resultados	IQA	Significado
Excelente	$100 \geq \text{IQA} \geq 90$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Boa	$90 > \text{IQA} \geq 70$	
Média	$70 > \text{IQA} \geq 50$	
Ruim	$50 > \text{IQA} \geq 25$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Muito Ruim	$25 > \text{IQA} \geq 0$	

5.4.2.1 IQA - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB)

O IQA_{CETESB} foi elaborado e adaptado a partir do IQA_{NSF} em 1975 (ANA, 2024). E anos depois, outros Estados brasileiros, como, por exemplo, Bahia, Pernambuco e Rio Grande do Norte adotaram também essa metodologia (PROGRAMA ÁGUA AZUL, 2016; INEMA, 2016; CPRH, 2024), além de ser utilizado em inúmeros estudos científicos (LEITÃO et al., 2015; ANDRIETTI et al., 2016; DE SOUZA et al., 2021; THOMAZ et al., 2023).

O IQA_{CETESB} abrange nove variáveis ambientais que são consideradas relevantes para a avaliação da qualidade hídrica, tendo como enfoque principal o seu uso no abastecimento público, após o tratamento (CETESB, 2017; ANA, 2024). Nesse sentido, cabe destacar que, no IQA_{NSF}, são contemplados coliformes termotolerantes, DBO, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez, fosfato total, nitratos, e sólidos dissolvidos totais (INEA, 2019). Enquanto no IQA_{CETESB}, são considerados coliformes termotolerantes, DBO, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez, fósforo total, nitrogênio total, e resíduo total (ANA, 2024).

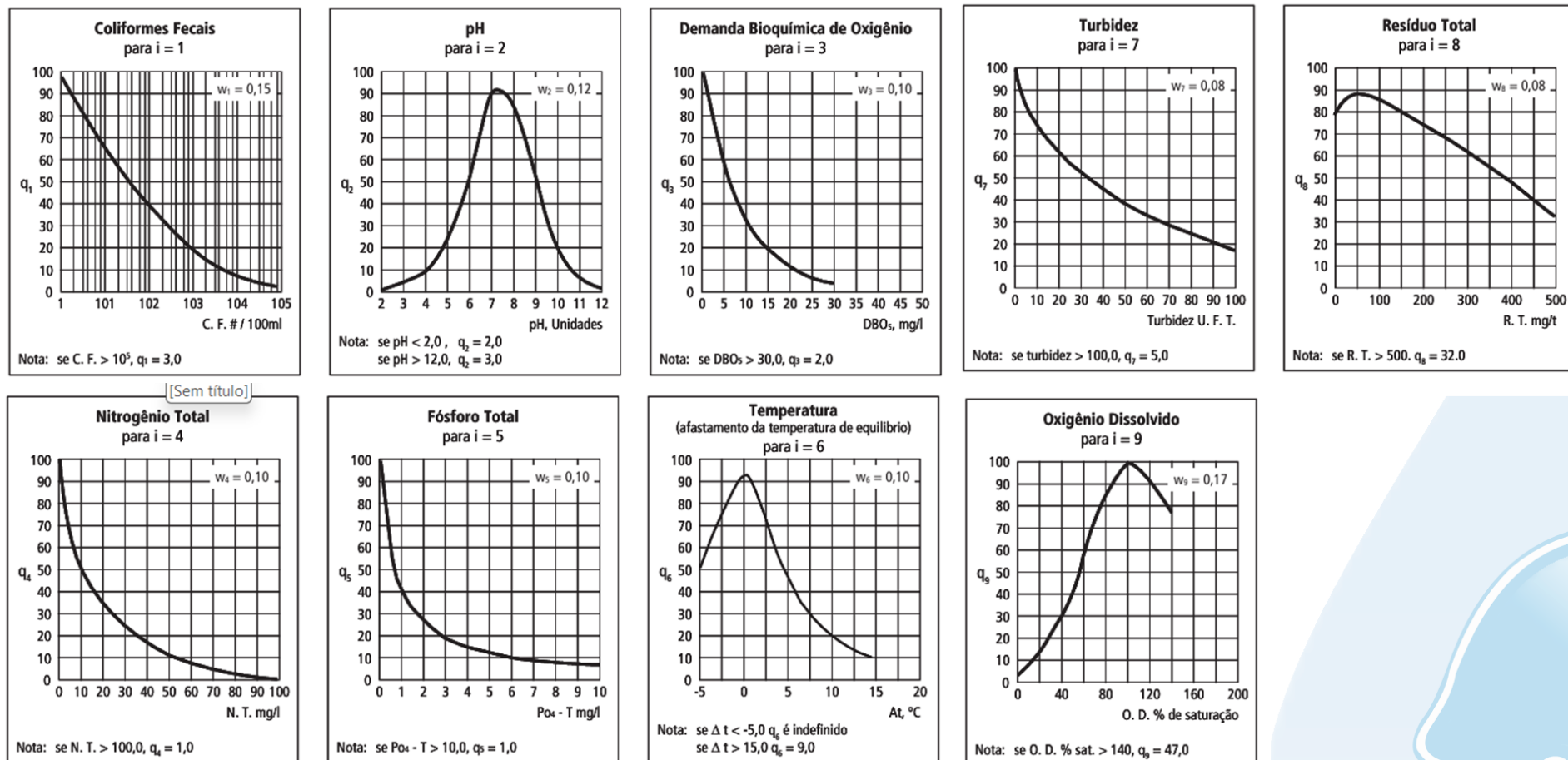
Os parâmetros previamente mencionados do IQA_{CETESB} e seus respectivos pesos estão apresentados no Quadro 5-6 e a Figura 5-5 apresenta a curva de variação de qualidade da água de cada parâmetro. Ressalta-se que a fórmula utilizada para o cálculo do IQA_{CETESB} é a mesma do IQA_{NSF}, a distinção ocorre somente para os pesos utilizados e parâmetros selecionados em cada método.

Quadro 5-6. Parâmetros de qualidade da água que compõem o IQA_{CETESB} e respectivos pesos.

Parâmetro de Qualidade da Água	Peso (W)
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: CETESB (2017).

Figura 5-5. Curvas de avaliação de qualidade dos parâmetros que compõem o IQA_{CETESB}.



Fonte: CETESB (2017).

A partir do cálculo do IQA efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, conforme apresentado no Quadro 5-7.

Quadro 5-7. Faixas de classificação do IQA_{CETESB}.

Categoria de Resultados	IQA	Significado
Ótima	$79 < IQA \leq 100$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Boa	$51 < IQA \leq 79$	
Regular	$36 < IQA \leq 51$	
Ruim	$19 < IQA \leq 36$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Péssima	$IQA \leq 19$	

Fonte: CETESB (2017).

Verifica-se uma distinção na faixa de classificação entre o IQA_{CETESB} (Quadro 5-6) e o IQA_{NSF} (Quadro 5-4). O IQA_{CETESB} apresenta maior amplitude, com faixas mais largas, na categoria de resultados boa e ótima, enquanto o IQA_{NSF} dispõe de faixas mais restritivas para essas classificações (WANICK et al., 2011).

Salienta-se que no presente estudo foi realizado o cálculo dos dois índices detalhados previamente, com seus respectivos pesos e classificações de referência. Uma diferença importante entre eles é que o IQA_{NSF} apresenta maior restrição nas categorias que indicam a qualidade da água, com intervalos de valores mais baixos. Entretanto, a principal diferença foi na seleção das variáveis ambientais. De maneira geral, os parâmetros são semelhantes, mas o IQA_{NSF} inclui sólidos dissolvidos totais, fosfato total e nitratos, enquanto o IQA_{CETESB} avalia resíduo total, fósforo total e nitrogênio total (INEA, 2019; ANA, 2024).

Um fator importante do IQA, considerando os dois métodos previamente mencionados, é que, embora a avaliação da qualidade da água pelo índice de IQA seja amplamente utilizada, essa ferramenta apresenta limitações, já que sua análise não contempla alguns parâmetros importantes para o abastecimento público, como por exemplo, metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos, protozoários patogênicos e compostos capazes de alterar as características organolépticas da água (ANA, 2024).

Para avaliar a evolução do IQA ao longo do monitoramento ambiental, foi realizada a comparação entre o IQA calculado da campanha com os IQAs do último ano de monitoramento realizado, bem como os resultados apresentados nos boletins disponibilizados pelo INEA. A taxa de mudança no valor do IQA está apresentada em porcentagem.

5.4.3 Análises estatísticas

Com o objetivo de avaliar e entender quais são os principais parâmetros que contribuem para a qualidade da água, a avaliação conta com uma Análise de Componentes Principais, do inglês *Principal Component Analysis* (PCA).

A PCA é uma ferramenta utilizada na análise de dados que permite a transformação de variáveis em um conjunto que é agrupado em um componente principal (SILVA, RAMOS; ANDRADE, 2018). Essa ferramenta é uma técnica estatística de análise multivariada que tem por característica verificar padrões de dados, em que sua expressão através de fatores pode se apresentar por semelhanças ou diferenças (SILVA, RAMOS; ANDRADE, 2018). Além disso, a PCA é conhecida pela diminuição da quantidade de dados com a menor perda possível das informações (HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JUNIOR, 2015). Para garantir a comparabilidade entre variáveis com diferentes unidades de medida e magnitude, os dados foram previamente normalizados utilizando o método *z-score* (valor observado menos a média, dividido pelo desvio padrão).

Nas análises dos dados é necessário avaliar a aplicabilidade do método da PCA. Para tal, foram utilizados os testes estatísticos de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o teste de Esfereicidade de Bartlett (OLINTO, 2007). Para conferir a adequação da PCA, foi realizada uma análise de matriz de correlações por meio do teste de Barlett, em que o requisito é que as variáveis apresentem normalidade (PRADO et al., 2016). Ele consiste em testar a hipótese nula, na qual a matriz de correlações é igual à matriz de identidade. No teste de Barlett, resultados iguais ou menores que 0,05 demonstram que os dados não produzem uma matriz de identidade, desta forma, o modelo fatorial é adequado para a análise de dados (OLINTO, 2007; PRADO et al., 2016).

Já o teste KMO apresenta a proporção da variância que os indicadores demonstram em comum, sendo considerados valores razoáveis de KMO entre 0,6 e 0,7, já entre 0,7 e

0,8 são avaliados como um KMO médio, e um resultado entre 0,8 e 0,9 indica um KMO bom e com valores acima de 0,9 o KMO é considerado muito bom (DINI et al., 2014).

Os testes de Bartlett e KMO foram realizados através do *software* Jamovi versão 2.3.21 e a PCA, no *Paleontological Statistics* (PAST) na versão 4.03.

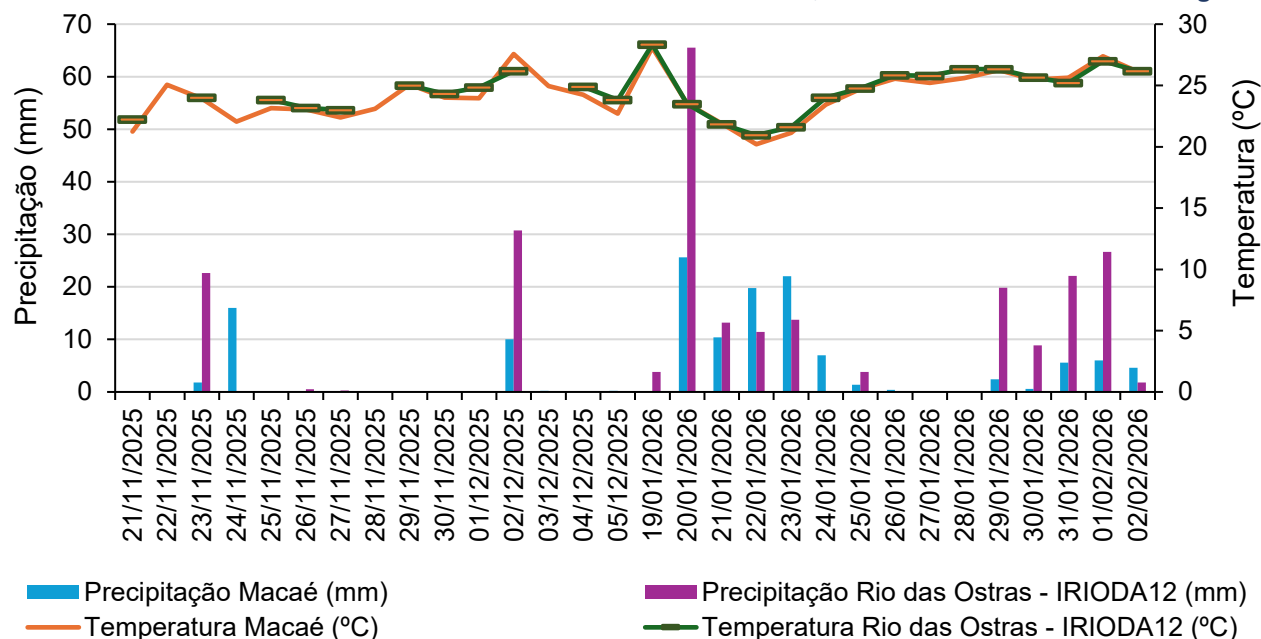
6 Resultados e discussão

6.1 Análise físico-química e biológica

6.1.1 Precipitação

A precipitação e a temperatura nos quinze dias que antecederam a coleta de dezembro de 2025, incluindo o dia de amostragem, apontaram temperatura média de 23,8°C na estação de Macaé (A608) e 24,1°C na estação de Rio das Ostras (IRIODA12); e precipitação acumulada de 28,2 mm em Macaé (A608) e 54,1 mm em Rio das Ostras (IRIODA12), indicando valores de chuva forte (25,0 a 50,0 mm) e chuva extrema (>50,0 mm), respectivamente, de acordo com a literatura que descreve a classificação pluviométrica do INMET (SILVA; FRANCA, 2021). Já na campanha de fevereiro de 2026, considerando os quinze dias anteriores à amostragem, incluindo o dia de coleta, a média de temperatura foi de 24,7 °C na estação de Macaé (A608) e 24,9 °C na estação de Rio das Ostras (IRIODA12); e o acúmulo pluviométrico foi de 105,8 mm em Macaé (A608) e 190,8 mm em Rio das Ostras (IRIODA12), indicando chuva extrema (>50,0 mm) de acordo com os registros de ambas as localidades (SILVA; FRANCA, 2021). Salienta-se que não havia dados disponíveis dos dias 22/11/2025, 24/11/2025, 28/11/2025 e 03/12/2025 na estação IRIODA12.

Figura 6-1 Precipitação acumulada e temperatura média nos quinze dias anteriores às campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026, incluindo os dias de amostragem.



Os resultados analíticos obtidos para as campanhas de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026, assim como os respectivos limites de cada parâmetro contemplado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, podem ser vistos na Tabela 6-1.

Tabela 6-1. Resultados dos parâmetros analisados nas campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026 e limites estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005.

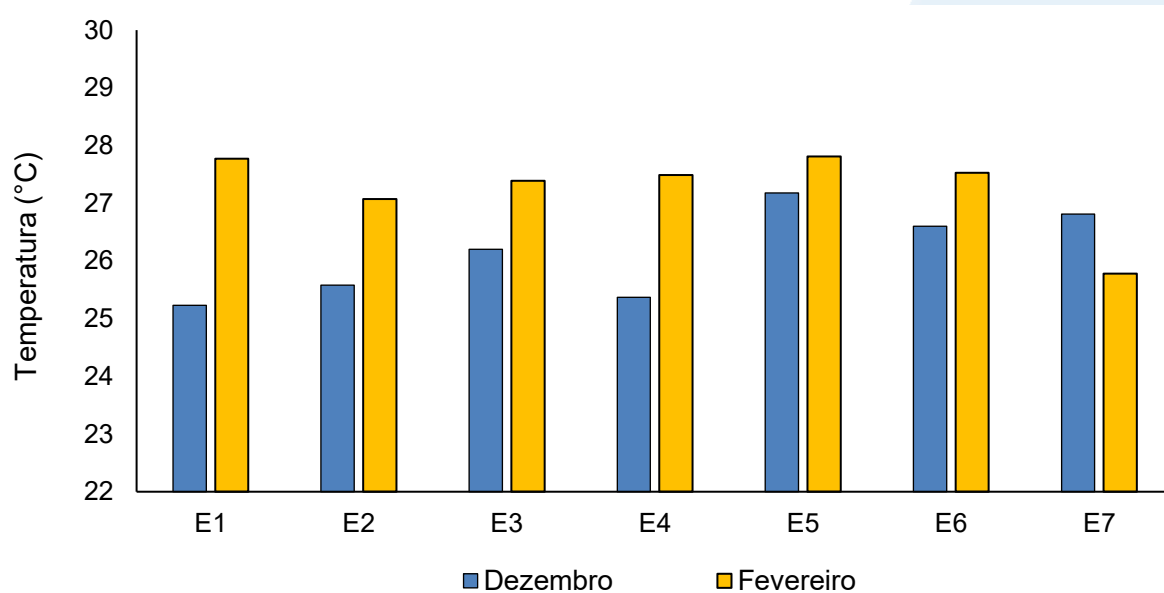
Estações amostrais	Data de coleta	Profundidade	Salinidade (‰)	Condutividade (µS/cm)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Fosfato (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)
E1	05/12/2025	Sup	0,10	201,0	75,0	53,2	26,1	6,44	25,2	1,12	11,0	< 0,01	<0,06	0,6	0,17	23,0
		Fun	0,11	206,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	0,14	281,0	184,0	140,5	22,0	6,90	27,8	2,12	9,0	< 0,01	<0,06	1,2	0,29	>1600,0
		Fun	0,13	280,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E2	05/12/2025	Sup	0,49	919,0	470,0	459,5	21,3	5,98	25,6	0,87	14,0	< 0,01	<0,06	5,2	0,20	>1600,0
		Fun	0,49	919,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	0,48	900,0	516,0	450,0	10,0	5,98	27,1	3,98	15,0	< 0,01	<0,06	3,2	0,27	14,0
		Fun	0,48	900,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E3	05/12/2025	Sup	7,96	13830,0	6890,0	6790,0	28,3	7,30	26,20	3,66	13,0	0,34	0,10	2,1	0,28	1600,0
		Fun	9,20	15770,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	28,19	41700,0	30410,0	29190,0	39,5	5,79	27,4	2,57	14,0	< 0,01	<0,06	2,9	0,29	>1600,0
		Fun	28,22	42210,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E4	05/12/2025	Sup	0,23	434,0	250,0	217,0	25,9	6,54	25,4	3,21	7,0	< 0,01	<0,06	0,5	0,07	240,0
		Fun	0,25	437,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	0,11	211,0	234,0	105,5	50,9	7,10	27,5	3,71	7,0	< 0,01	<0,06	1,1	0,22	>1600,0
		Fun	0,11	212,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E5	05/12/2025	Sup	3,05	5196,0	3700,0	3637,2	34,6	6,27	27,2	1,98	30,0	0,55	0,68	6,7	0,31	1600,0
		Fun	3,05	5196,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	0,68	1249,0	788,0	624,5	38,8	6,25	27,8	2,98	26,0	0,26	0,41	9,6	1,20	>1600,0
		Fun	0,66	1245,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E6	05/12/2025	Sup	14,70	24130,0	16900,0	16891,0	11,2	7,98	26,6	4,73	14,0	0,27	0,2	2,2	0,46	1600,0
		Fun	15,88	26160,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	32,10	50710,0	36038,0	35497,0	86,4	6,52	27,5	3,06	15,0	0,11	<0,06	2,8	0,10	>1600,0
		Fun	32,25	51010,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E7	05/12/2025	Sup	30,10	51200,0	41144,0	35840,0	7,7	8,51	26,81	5,31	6,0	< 0,01	<0,06	0,5	<0,05	130,0
		Fun	30,10	51200,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	02/02/2026	Sup	35,02	53100,0	38462,0	37170,0	8,6	7,87	25,8	5,15	5,0	< 0,01	<0,06	1,3	0,57	>1600,0
		Fun	35,02	53120,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CONAMA 357/05	Águas Doces Classe 2		0,5	-	-	500	100	6 a 9	-	≥5	≤5	0,1	<2,18 (para ambiente lótico)		10,0	1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros*
	Águas Salobras Classe 1		0,5-30	-	-	-	-	3,5 a 8,5	-	≥ 5	-	0,124	-		0,4	
	Águas Salinas Classe 1		≥30	-	-	-	-	3,5 a 8,5	-	≥ 6	-	0,062	-		0,4	

6.1.2 Temperatura

A temperatura desempenha um papel crucial nos ecossistemas aquáticos, visto que as alterações neste parâmetro geram mudanças em diversas propriedades da água tais como viscosidade, tensão e solubilidade. Além disso, os organismos aquáticos possuem uma faixa ótima para sua sobrevivência, uma vez que a temperatura influencia diretamente a atividade bioquímica da biota aquática (CETESB, 2014).

Em dezembro de 2025, a menor temperatura foi registrada na amostra do afluente do rio Iriry (E1), com 25,23°C, enquanto em fevereiro de 2026, a amostra da foz do rio das Ostras (E7) apresentou o menor resultado, com 25,78°C. Já as maiores temperaturas, durante os dois meses de amostragens, foram registradas nas amostras do canal das Corujas (E5), com 27,18°C em dez./25 e 27,81°C em fev./26. De modo geral, a temperatura apresentou pouca variação entre os diferentes pontos de coleta (Figura 6-2).

Figura 6-2. Resultados de temperatura das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.3 Salinidade

Em ambientes marinhos, os sais correspondem à maior parte dos elementos dissolvidos na água do mar, logo, a salinidade representa a quantificação do total de substâncias dissolvidas na água do mar. Sua escala se dá em grama por quilograma (g/kg) ou partes por mil (ppt ou ‰). A salinidade influencia na classificação das águas analisadas em: doce (salinidade <0,5‰), salobra (salinidade entre 0,5 e 30‰) e salina (salinidade >30‰), e como consequência, nos limites dos diferentes parâmetros monitorados preconizados na Resolução CONAMA nº 357/2005. De acordo com Esteves (2011), a salinidade das águas interiores, que compreende as águas fluviais, pode apresentar grande amplitude de valores (desde 0,5‰ até resultados maiores que 35‰). Esse parâmetro ambiental tem influência direta sobre outros, como por exemplo, a condutividade, que é um indicativo da quantidade de sais existentes nas águas monitoradas (CETESB, 2018).

Durante a campanha de dezembro de 2025, a salinidade variou entre 0,10‰ e 0,11‰ nas águas do afluente do rio Iriry (E1 - superfície e fundo, respectivamente) e 30,10‰ na amostra da foz do rio das Ostras (E7 – superfície e fundo). Já em relação a campanha de fevereiro de 2026, a variação observada foi de 0,11‰ nas amostras do rio Iriry (E4) a 35,02‰ nas amostras da foz do rio das Ostras (E7). Com base nos resultados obtidos, observa-se que os menores valores dessa variável ambiental foram detectados nas amostras do afluente do rio Iriry e nele próprio (E1 e E4, respectivamente). Em relação à estratificação halina, não houve grande distinção entre as salinidades registradas na superfície e no fundo.

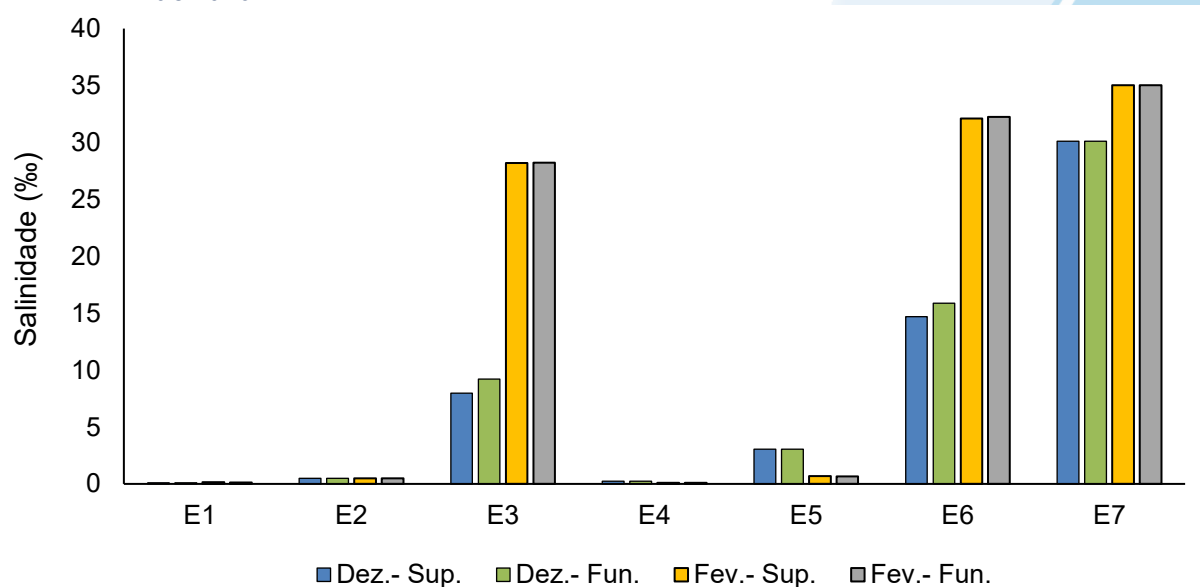
Em relação à classificação quanto a salinidade, nas duas amostragens as águas analisadas nas estações E1 (afluente do rio Iriry), E2 (rio Jundiá) e E4 (rio Iriry) foram classificadas como doces (salinidade <0,5‰), sendo seus resultados equiparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2; as águas de E3 (rio das Ostras) e E5 (canal das Corujas) caracterizaram-se como salobras (salinidade entre 0,5‰ e 30‰) e as águas da foz do rio das Ostras (E7) foram classificadas como salinas (salinidade >30‰). As amostras de E6 foram as únicas que divergiram na classificação entre as duas coletas, sendo classificadas como salobras em dezembro de 2025 e salinas em fevereiro de 2026. Diante disso, os resultados das estações amostrais E3, E5, E6 e E7 foram comparados com os limites balizados na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Salobras e Salinas Classe 1.

As classificações supracitadas, as quais categorizam a maioria das amostras como salobras ou salinas, evidenciam a forte contribuição marinha na região. Embora seja esperado que períodos com maior pluviosidade, como fevereiro de 2026 quando comparado a dezembro de 2025, reduzam a intrusão salina, devido ao aumento do volume das águas e da descarga fluvial, o padrão observado foi divergente. Isso pode estar relacionado a hidrodinâmica da região, já que trata-se de uma bacia hidrográfica constituída por rios de reduzida vazão e baixa declividade do solo (BARROSO; MOLISANI, 2019). Desse modo, nota-se que a dinâmica da maré exerce maior controle sobre a intrusão salina do que a vazão fluvial. Os resultados de salinidade estão dispostos no Quadro 6-1 e na Figura 6-3.

Quadro 6-1. Classificação das amostras quanto à salinidade nas campanhas de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.

Pontos amostrais			E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Salinidade (‰)	Dez.	Sup.	0,10	0,49	7,96	0,23	3,05	14,70	30,10
		Fun.	0,11	0,49	9,2	0,25	3,05	15,88	30,1
	Fev.	Sup.	0,14	0,48	28,19	0,11	0,68	32,10	35,02
		Fun.	0,13	0,48	28,22	0,11	0,66	32,25	35,02
Classificação	Dez.		doce	doce	salobra	doce	salobra	salobra	salina
	Fev.		doce	doce	salobra	doce	salobra	salina	salina

Figura 6-3. Resultados de salinidade nas campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



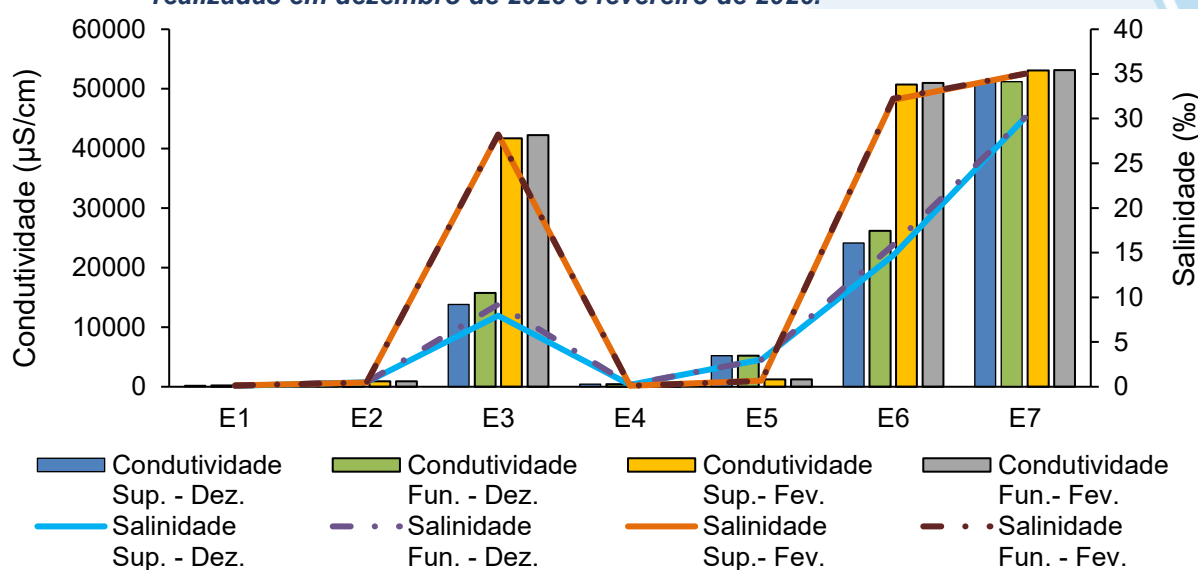
6.1.4 Condutividade

A condutividade é uma medida da capacidade de condução de corrente elétrica na água, sendo influenciada em decorrência da concentração de sólidos inorgânicos dissolvidos (ânions e cátions), compostos orgânicos (óleos, fenóis, graxas) e da temperatura da água (CETESB, 2014).

Em dezembro de 2025, a variação registrada foi de 201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 206 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas águas do afluente do rio Iriry (E1 - superfície e fundo, respectivamente) a 51.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na foz do rio das Ostras (E7 - superfície e fundo). Em fevereiro de 2026, o menor resultado foi registrado no rio Iriry (E4), com 211 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 212 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na superfície e no fundo, respectivamente, enquanto o maior permaneceu nas águas da foz do rio das Ostras, com 53.100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na superfície e 53.120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no fundo. Desse modo, não foi observada diferença expressiva entre superfície e fundo nos dois meses de amostragens.

Conforme exposto na Figura 6-4, os resultados de condutividade apresentaram variação espacial seguindo o mesmo padrão observado para salinidade. Essa semelhança de resultados evidencia a relação entre as duas variáveis, já que a condutividade é um indicativo da quantidade de sais e outros íons dissolvidos presentes na coluna d'água (CETESB, 2018). Além disso, os valores elevados de condutividade observados nas amostras do rio das Ostras (E, E6 e E7) e do canal das Corujas (E5) estão relacionados às maiores concentrações de sólidos dissolvidos registradas nessas águas.

Figura 6-4. Resultados de condutividade e salinidade na superfície e no fundo nas campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.

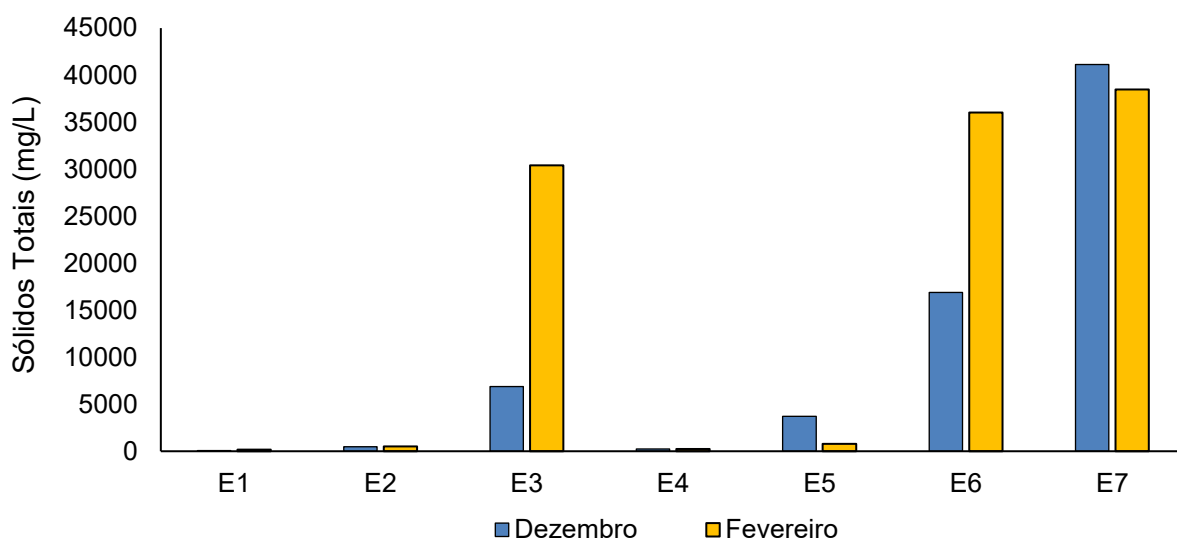


6.1.5 Sólidos totais

A série de sólidos na água corresponde a toda matéria que permanece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação em uma temperatura específica ao longo de um espaço de tempo. Esses processos determinam as diferentes frações de sólidos na água, como sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis. É importante monitorar os sólidos, pois altas concentrações podem impactar a vida aquática (CETESB, 2016), afetando, por exemplo, o crescimento e sobrevivência de determinadas espécies de peixes (DICKERSON; VINYARD, 2011). Essa análise é importante no monitoramento da qualidade da água, tendo em vista que elevadas concentrações de sólidos na água podem acarretar danos à biota em decorrência de sua sedimentação, destruindo organismos ou danificando os leitos de desovas de peixes. Os sólidos também podem reter bactérias e resíduos orgânicos, favorecendo a decomposição anaeróbia (CETESB, 2014).

Os resultados de sólidos totais apresentaram padrão espacial semelhante ao observado para a condutividade (Figura 6-4) e salinidade (Figura 6-3), o que pode estar relacionado à maior contribuição de sólidos dissolvidos nas amostras analisadas. Tanto em dezembro de 2025, quanto em fevereiro de 2026, os menores valores de sólidos totais foram registrados no afluente do rio Iriry (E1), com 75 mg/L e 184 mg/L, respectivamente. Já os resultados mais elevados foram os da foz do rio das Ostras (E7), com 41.144 mg/L em dezembro de 2025 e 38.462 mg/L em fevereiro de 2026 (Figura 6-5). Para esse parâmetro não há valores de referência descritos na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Figura 6-5. Resultados de sólidos totais das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.6 Sólidos dissolvidos totais

Os sólidos presentes na água são os resíduos que permanecem após diferentes processos, como evaporação, secagem ou calcinação em temperatura e tempo determinados. Segundo a literatura, as principais fontes de sólidos dissolvidos em corpos d'água estão associados ao lançamento de esgoto sem tratamento e ao escoamento agrícola (DEY; VIJAY, 2021). Além disso, a alteração da qualidade das águas por esse parâmetro pode impactar nas suas características organolépticas e, como consequência, na sua disponibilidade para o abastecimento público (ADJOVU et al., 2023).

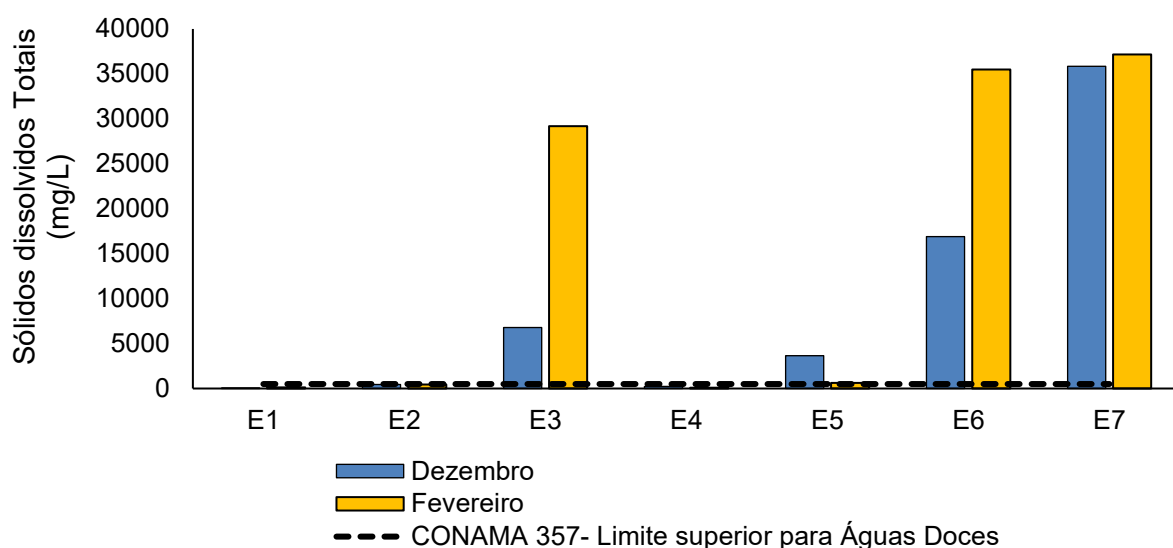
Em dezembro de 2025, os resultados de sólidos dissolvidos totais variaram entre 53,2 mg/L no afluente no rio Iriry (E1) e 35.840 mg/L na foz do rio das Ostras (E7). Já em fevereiro de 2026, a variação observada foi de 105,5 mg/L no rio Iriry (E4) a 37.170 mg/L na foz do rio das Ostras (E7). Ao considerar o limite de 500 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces de Classe 2, nota-se que as amostras do rio Iriry (E4 – 217 mg/L e 105,5 mg/L), seu afluente (E1 - 53,2 mg/L e 140,5 mg/L) e do rio Jundiá (E2 – 460 mg/L e 450 mg/L) apresentaram conformidade com a normativa. Para águas salobras e salinas, não há limite na resolução de referência, inviabilizando a comparação das demais amostras.

Embora não seja possível comparar as amostras com características salobras e salinas aos limites da normativa, nota-se uma alta concentração desse parâmetro nas estações do canal das Corujas (E5) e do rio das Ostras (E3, E6 e E7), corroborando os

resultados de condutividade. Diante disso, sugere-se que, fatores ambientais como a ação de ventos e marés possam ter favorecido a mistura de massas d'água no sistema, contribuindo para o incremento de sais e outros sólidos dissolvidos nas estações amostrais supracitadas. Essa hipótese é corroborada pelos próprios resultados elevados de salinidade (Figura 6-3) e condutividade (Figura 6-4) nessas mesmas estações amostrais, evidenciando a intrusão salina. Além dos fatores ambientais, o lançamento de efluentes sanitários e industriais também podem ter influenciado o aumentos de sólidos dissolvidos no sistema.

Na Tabela 6-1, observa-se que os resultados de sólidos dissolvidos totais são muito próximos aos de sólidos totais. Isso indica que a maior parte dos sólidos do sistema são sais dissolvidos, corroborando a hipótese de que a intrusão salina seja a principal responsável pelos resultados elevados observados (Figura 6-6).

Figura 6-6. Resultados de sólidos dissolvidos totais das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.7 Turbidez

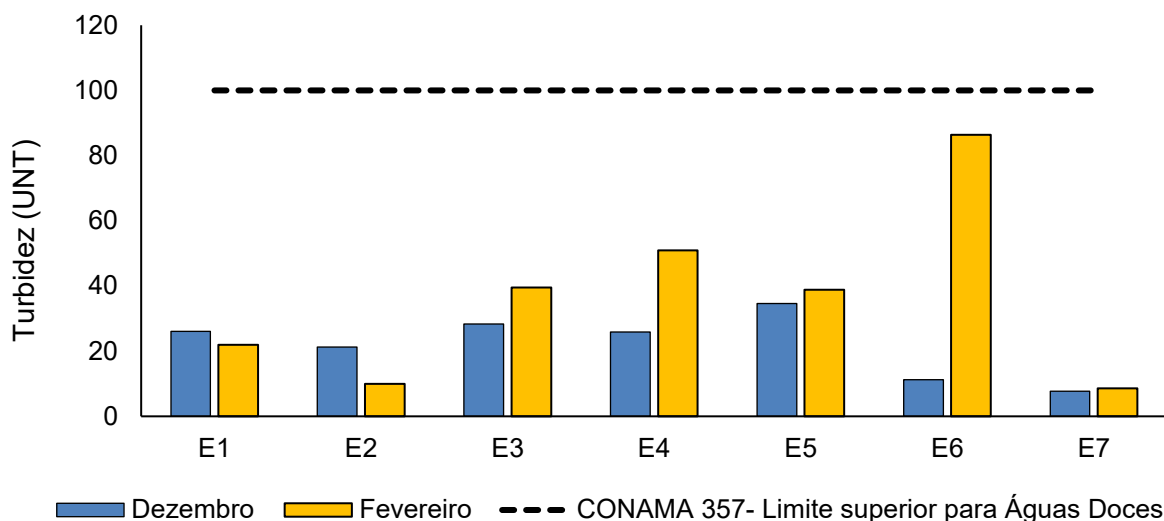
A turbidez pode ser definida como o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar a água devido à presença de sólidos em suspensão. Logo, em águas turvas, a luz apresentará uma maior dificuldade de passagem. Esse parâmetro é medido em UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez). As principais influências sobre a turbidez da água são a presença de matérias sólidas em suspensão, como silte e argila,

por exemplo, matéria orgânica e inorgânica e organismos microscópicos (por exemplo: zooplâncton, fitoplâncton). Por reduzir a penetração da luz, prejudica o processo de fotossíntese, afetando o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

Em dezembro de 2025, os resultados de turbidez variaram entre 7,7 UNT na amostra da foz do rio das Ostras (E7) e 34,6 UNT no canal das Corujas (E5). Em fevereiro de 2026, o menor resultado também foi registrado na foz do rio das Ostras (E7), com 8,6 UNT, e o maior no rio das Ostras, a jusante da foz do canal das Corujas (E6), com 86,4 UNT. Portanto, as três amostras classificadas como águas doces, rio Iriry (E4), seu afluente (E1) e rio Jundiá (E2), estiveram em conformidade com o limite de 100 UNT estabelecido pela Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2. Salienta-se que para Águas Salobras e Salinas Classe 1 não há valores de referência descritos na normativa supracitada.

Embora a região da estação amostral E6 (rio das Ostras, a jusante da foz do canal das Corujas) tenha a flora preservada, o maior valor de turbidez ali registrado (86,4 UNT), em fev./2026, pode ter relação com as características do próprio manguezal. O manguezal é um ecossistema rico em matéria orgânica, composto principalmente por substâncias húmicas, que tem coloração escura (TANNURE, 2013), podendo contribuir para a mudança de cor nas águas e consequentemente na turbidez. A turbidez das águas também pode ser intensificada pelo aporte de efluente sanitários (CETESB, 2018), como é o caso dos corpos hídricos analisados, incluindo E6, e será melhor discutido no item de coliformes termotolerantes. Além disso, a diferença da salinidade, indicativa de maior intrusão salina em E6 em fevereiro (Quadro 6-1 e Figura 6-3), pode ter favorecido a ressuspensão de sedimentos, contribuindo para o resultado observado.

Figura 6-7. Resultados de turbidez das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



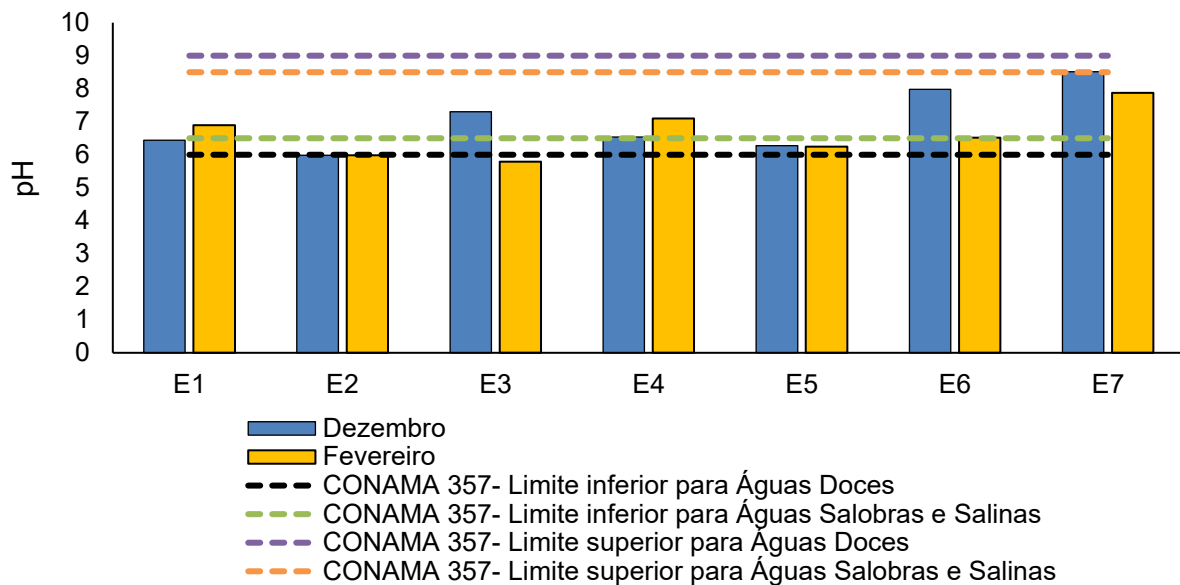
6.1.8 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) é a medida da atividade dos íons hidrônio (H^+) dentro de uma solução, sendo esse parâmetro essencial para o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos, tendo em vista seu papel como regulador de diversas atividades bioquímicas de organismos. Diversos fatores podem alterar o pH de ecossistemas aquáticos, como a composição geológica da bacia, a descarga de efluentes domésticos e industriais (VON-SPERLING, 1996).

Em dezembro de 2025, a variação de pH observada foi de 5,98 no rio Jundiá (E2) a 8,51 na foz do rio das Ostras (E7). Já em fevereiro de 2026, o menor resultado foi registrado no rio das Ostras (E3), com 5,79, e o maior na foz do rio das Ostras (E7), com 7,87. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece a faixa de pH de 6 a 9 para Águas Doces de Classe 2 e de 6,5 a 8,5 para Águas Salobras e Salinas de Classe 1. Desse modo, em dezembro de 2025, as únicas amostras que apresentaram inconformidade foram as do rio Jundiá (E2 – água doce), com 5,98, do canal das Corujas (E5 – água salobra), com 6,27, e da foz do rio das Ostras (E7 – água salina), com 8,51. Em fevereiro de 2026, as inconformidades foram vistas nas amostras do rio Jundiá (E2 – água doce), com 5,98, do rio das Ostras (E3 – água salobra), com 5,79, e do canal das Corujas (E5 – água salobra), com 6,25. As demais amostras apresentaram resultados dentro das faixas estabelecidas pela Resolução de referência.

Na Figura 6-8, nota-se que, de maneira geral, os resultados mais elevados de pH foram registrados nas amostras do rio das Ostras (E3, E6 e E7) em dezembro de 2025. Isso pode estar atrelado à intrusão salina, uma vez que uma contribuição maior de água marinha tende a aumentar o pH (D'AQUINO, 2010).

Figura 6-8. Resultados de pH das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.9 Oxigênio dissolvido

O oxigênio representa (OD) o gás mais importante para manutenção da vida, sendo fundamental para diversas atividades metabólicas relacionadas ao crescimento, reprodução e obtenção de energia na maioria dos seres vivos (ALVARADO; AGUILAR, 2009). Para ecossistemas aquáticos, o oxigênio dissolvido, além de sua função na manutenção da biota aquática, também atua promovendo autodepuração dos ecossistemas aquáticos. Em ecossistemas eutrofizados, a fotossíntese é uma fonte natural de oxigênio para decomposição da matéria orgânica (CETESB, 2009).

Em dezembro de 2025, o OD variou entre 0,87 mg/L no rio Jundiá (E2) e 5,31 mg/L na foz do rio das Ostras (E7). Já em fevereiro de 2026, a variação observada foi de 2,12 mg/L no afluente do rio Iriry (E1) a 5,15 mg/L na foz do rio das Ostras (E7). Desse modo, considerando as duas campanhas, todas as amostras apresentaram concentrações abaixo dos valores mínimos de OD estabelecidos pela Resolução

CONAMA nº 357/2005 (5 mg/L para Águas Doces Classe 2 e Salobras Classe 1 e 6 mg/L para Águas Salinas Classe 1).

Os resultados supracitados podem estar associados a processos de decomposição intensa (consumo de oxigênio) devido à alta carga orgânica nas águas dos corpos hídricos monitorados e revelam a necessidade de ações urgentes para a melhoria da qualidade hídrica, considerando que nenhuma amostra apresentou o mínimo estabelecido pela norma para proteção das comunidades aquáticas.

Considerando as duas amostragens, os cenários mais críticos foram registrados no afluente do rio Iriry (E1 – 1,12 mg/L em dez./2025 e 2,12 mg/L em fev./2026) e no rio Jundiá (E2 – 0,87 mg/L em dez./2025). Dois desses três resultados caracterizam a condição de hipoxia desses corpos hídricos (OD <2 mg/L), que pode culminar na morte de peixes e gerar um desequilíbrio ecológico de forma generalizada (CETESB, 2023; DIAZ, 2001). Salienta-se que, apesar da concentração de OD do rio Jundiá (E2) ter aumentado para 3,98 mg/L em fev./2026, esse resultado permanece preocupante.

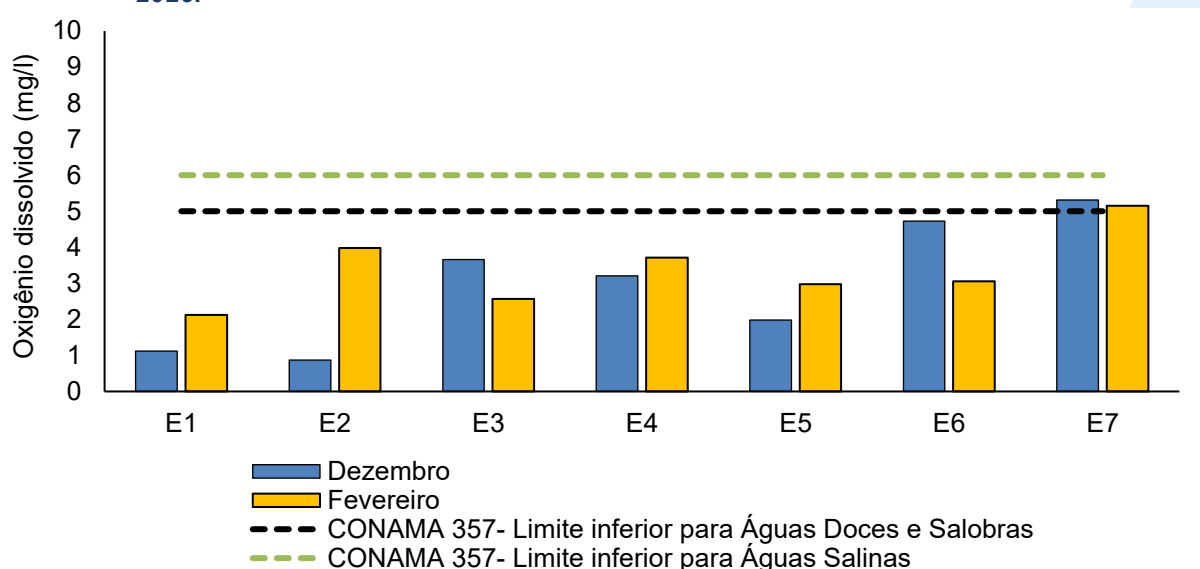
Em relação à condição de hipoxia no afluente do rio Iriry (E1), supõe-se que tenha relação com as características do corpo hídrico em si e do entorno, uma vez que trata-se de um ambiente com baixa renovação hídrica, intensa vegetação e que apresentou uma película oleosa na lâmina d'água em dez./25 (ANEXO 3). A combinação desses fatores dificulta a aeração desse corpo hídrico, pois compromete a troca gasosa natural entre a água e a atmosfera (VON SPERLING, 1996).

Considerando o rio Jundiá (E2), um estudo realizado por Regina e colaboradores (2021) na bacia hidrográfica do rio das Ostras, que contém um ponto de coleta próximo à estação E2 do presente monitoramento ambiental, indicou que esse corpo hídrico recebe o lançamento de águas residuais sem tratamento, pois é uma área afetada por invasões e processos de favelização, com o descarte de efluentes diretamente no rio. Essas condições, somadas aos resultados elevados de nitrogênio total nas duas campanhas e de coliformes termotolerantes em dez./25, os quais serão discutidos em seção específica, contribuem para o quadro crítico observado nesse corpo hídrico.

Em contrapartida, os resultados mais altos de OD em E7 (5,31 mg/L em dez./2025 e 5,15 mg/L em fev./2026), quando comparados aos demais pontos amostrais, provavelmente são decorrentes da localização deste ponto em uma área estuarina. Essa região possui maior circulação das águas, o que gera correnteza, contribuindo com a aeração natural das águas amostradas. De acordo com o estudo de Von-Ahn e Pereira

Filho (2015), realizado no estuário do rio Itajaí-Açu/SC, correntezas geram uma maior oxigenação nas águas. Além disso, considerando que as coletas são realizadas em maré de sizígia, o trabalho de Quinelato et al. (2021) no estuário do rio Caraíva/BA corrobora a hipótese sugerida, já que os autores observaram maiores valores de OD durante a maré alta. Salienta-se que, mesmo com a localização em região com maior circulação de águas, os resultados das amostras da foz do rio das Ostras (E7) permaneceram abaixo do limite mínimo de 6 mg/L exigido pela Resolução de referência para Águas Salinas Classe 1.

Figura 6-9. Resultados de OD das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

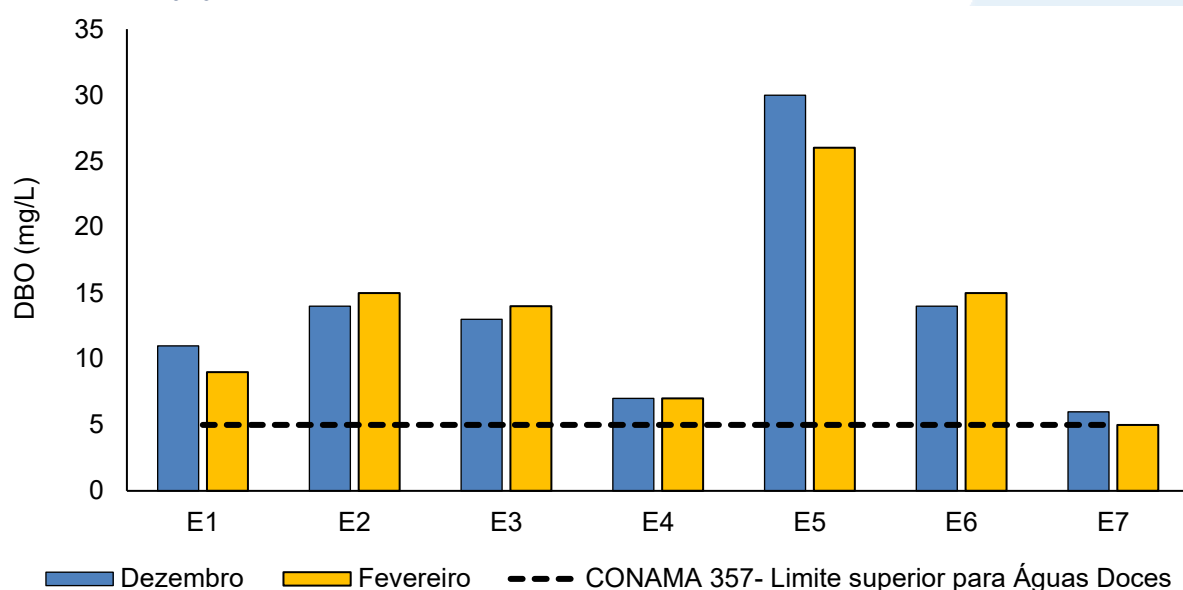
A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos na degradação de compostos orgânicos. Sob a ótica da qualidade da água, a DBO é uma importante variável indicadora de poluição por resíduos orgânicos, uma vez que quanto maior a DBO (i.e., mais compostos orgânicos a serem degradados), menor será a disponibilidade de oxigênio para seres vivos como peixes, organismos zooplancônicos e macroinvertebrados (CETESB, 2014).

No que se refere à DBO, em dezembro de 2025, a variação observada foi de 6 mg/L na foz do rio das Ostras (E7) e 30 mg/L no canal das Corujas (E5). Em fevereiro de 2026, o padrão de resultados foi o mesmo, sendo o menor valor registrado na foz do rio das Ostras (E7), com 5 mg/L, e o maior no canal das Corujas (E5), com 26 mg/L. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece o limite máximo de 5 mg/L de DBO para Águas Doces

de Classe 2, portanto, todas as águas monitoradas e classificadas como doces, como as do rio Iriry (E4), seu afluente (E1) e rio Jundiá (E2), apresentaram resultados acima desse limite nas duas amostragens. Como a Resolução de referência não estabelece limites de DBO para Águas Salobras e Salinas Classe 1, não foi possível comparar os resultados das demais estações.

Altos resultados de DBO sugerem o aporte de efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados e o excesso de decomposição microbiana aeróbica (medida pela DBO), reduz a quantidade de OD dissolvido na água (Figura 6-9), podendo gerar uma condição hipoxia ($OD < 2 \text{ mg/L}$) ou anoxia (ausência de OD) nas águas analisadas (DIAZ, 2001). Nesse sentido, o resultado mais crítico obtido foi do canal das Corujas (E5) e nos itens seguintes, que tratam dos nutrientes e dos coliformes termotolerantes, será possível entender melhor a situação desse corpo hídrico.

Figura 6-10. Resultados de DBO das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.11 Fósforo total

O fósforo é um nutriente que ocorre naturalmente nas águas, entretanto, altas concentrações de fósforo podem indicar aporte de esgoto e matéria orgânica para o ambiente. As principais fontes desse elemento são matéria orgânica fecal e detergentes; além disso, alguns efluentes industriais, fertilizantes e pesticidas podem gerar aporte de fósforo. O fósforo, assim como o nitrogênio, é um dos principais nutrientes que limitam a

produtividade primária em corpos aquáticos continentais, sendo o aporte excessivo de fósforo capaz de acarretar a eutrofização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

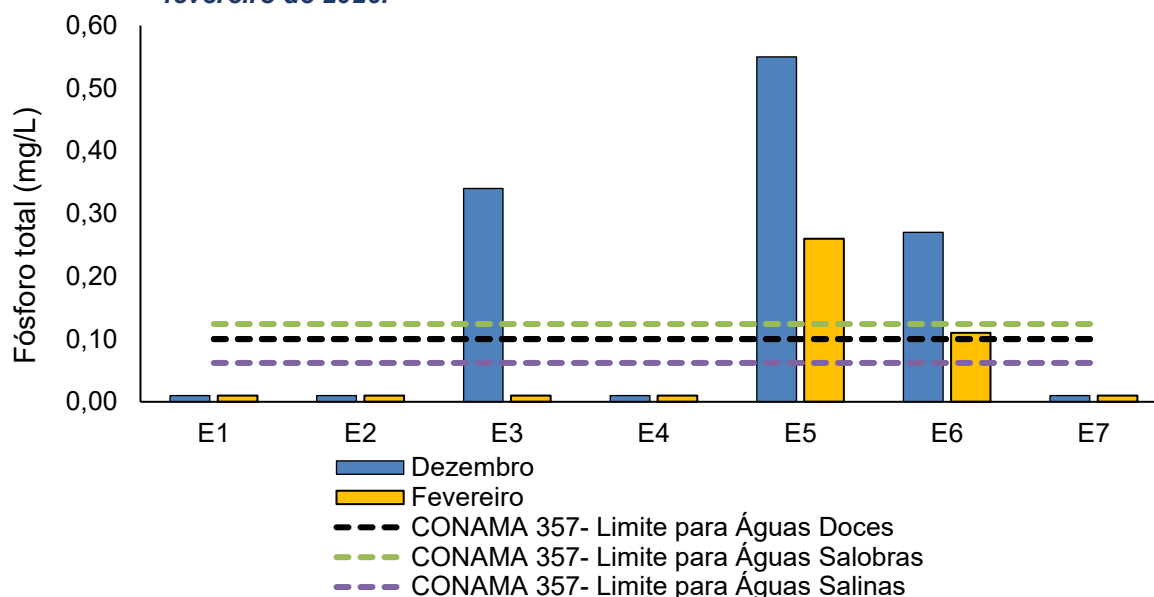
Em dezembro de 2025, os resultados de fósforo total variaram entre $<0,01$ mg/L (menor que o limite de quantificação (LQ) do método analítico) nas amostras do rio Iriry (E4), seu afluente (E1), rio Jundiá (E2) e foz do rio das Ostras (E7), e 0,55 mg/L no canal das Corujas (E5). Similarmente, em fevereiro de 2026, os resultados foram de $<0,01$ mg/L ($<$ LQ do método analítico) nas amostras do rio Iriry (E4), seu afluente (E1), rio Jundiá (E2) e rio das Ostras (E3 e E7), a 0,26 mg/L no canal das Corujas (E5).

Nota-se que a maioria das amostras estiveram em consonância com o limite de: 0,1 mg/L estipulado na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 (E1, E2 e E4 nas duas amostragens), 0,124 mg/L para Águas Salobras Classe 1 (E3 e E6 em fev./26) e 0,062 mg/L para Águas Salinas Classe 1 (E7 nas duas amostragens). As demais amostras estiveram acima do limite de 0,124 mg/L para Águas Salobras Classe 1 e 0,062 mg/L para Águas Salinas Classe 1 (Figura 6-11).

A Figura 6-11 evidencia que as únicas amostras que não atenderam à Resolução de referência foram as do canal das Corujas (E5) nos dois meses de amostragens, do rio das Ostras, a jusante da foz do canal das Corujas (E6) e no próprio rio (E3) na campanha de dez./26. Como durante as duas coletas os resultados do ponto E5 foram maiores (0,55 mg/L em dez./25 e 0,26 mg/L em fev./26) que os do ponto E6 (0,27 mg/L em dez./25 e 0,11 mg/L em fev./26), supõe-se que a contaminação de E6 tenha sido trazida, ao menos parcialmente, de E5. Sugere-se também que o lançamento de esgoto sanitário seja a causa das altas concentrações obtidas, já que, segundo a CETESB (2018), essa é a principal fonte desse nutriente em águas naturais.

Além disso, nota-se que as maiores concentrações (E3 – 0,34 mg/L, E5 – 0,55 mg/L e E6 – 0,27 mg/L) foram registradas em dezembro de 2025. Essas estações amostrais, além da foz, geralmente apresentam os maiores resultados de salinidade. No entanto, em fev./26 a salinidade foi maior que em dez./25 (Quadro 6-1), assim como a pluviosidade acumulada (Figura 6-1). Dessa forma, supõe-se que a maior circulação de águas possa ter contribuído para diluição das concentrações observadas na última coleta.

Figura 6-11. Resultados de fósforo total das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.12 Fosfato

O fósforo pode se apresentar em diversas formas, incluindo sais inorgânicos, como o fosfato. Embora o fosfato seja um nutriente essencial para as plantas, o seu excesso proveniente de atividades humanas, como esgoto doméstico, fertilizantes e resíduos urbanos, tem contribuído para o fenômeno da eutrofização. Esse processo pode ter impactos negativos na vida aquática e na saúde humana (CETESB, 2016; CARBINATTI, 2019).

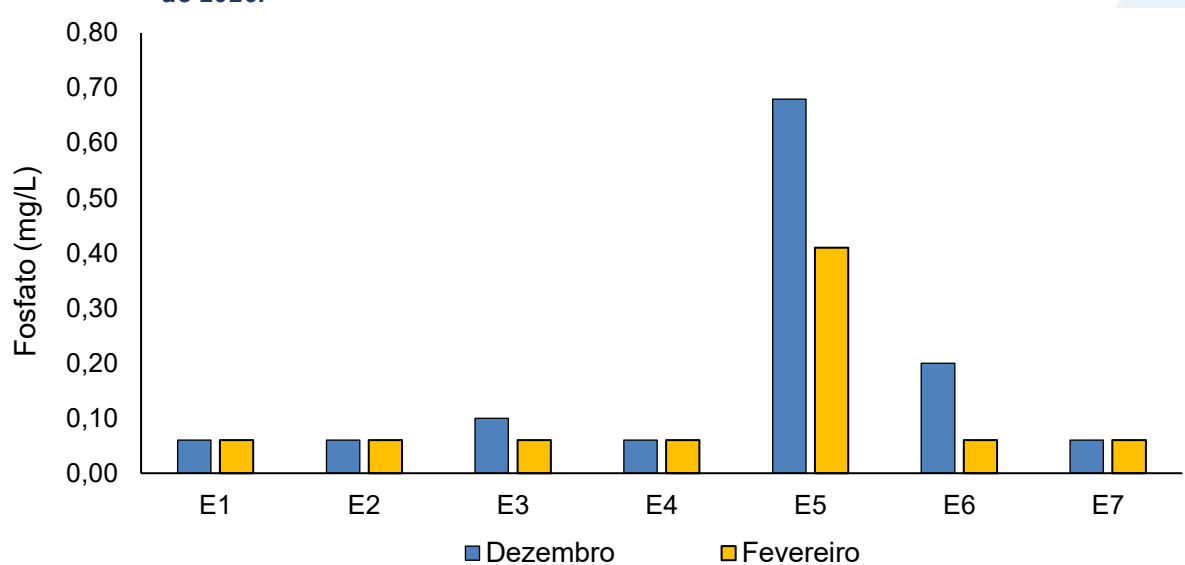
Em dezembro de 2025, os resultados de fosfato variaram entre $<0,06$ mg/L, nas amostras do rio Iriry (E4), seu afluente (E1), rio Jundiá (E2) e na foz do rio das Ostras (E7), e 0,68 mg/L no canal das Corujas (E5). Em fevereiro de 2026, o único resultado quantificado foi o do canal das Corujas (E5), com 0,41 mg/L, os demais foram $<0,06$ mg/L. Salienta-se que não há valores de referência para fosfato na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Em relação às únicas amostras que geraram resultados quantificáveis (E3 e E6 – rio das Ostras e E5 – canal das Corujas), observa-se que, em fevereiro de 2026, houve redução na concentração desse nutriente. Como tanto a contribuição salina quanto a pluviosidade acumulada foi maior nesse último mês de coleta (Quadro 6-1 e Figura 6-1), supõe-se que essa redução esteja associada à maior circulação das águas. Similarmente ao observado para o fósforo total, a concentração desse nutriente também foi maior em E5

(canal das Corujas) do que em E6 (rio das Ostras). Portanto, considerando que o canal das Corujas (E5) deságua no rio das Ostras a montante do ponto E6, concentrações mais elevadas em E5 podem contribuir para os resultados de E6, embora a diluição no rio principal tenda a reduzir essas concentrações.

Os resultados quantificados podem ser indicativos de contaminação das águas analisadas por efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados, já que a origem antrópica é a principal fonte desse ânion em corpos hídricos (CARBINATTI, 2019).

Figura 6-12. Resultados de fosfato das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.13 Nitrogênio total

As fontes de nitrogênio para os sistemas aquáticos são diversas. No entanto, o esgoto sanitário é a principal fonte, lançando nitrogênio orgânico na água. Alguns efluentes industriais provenientes de petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, também realizam descarte de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas. Assim como o fósforo, o nitrogênio é um dos principais nutrientes para os processos biológicos (macronutriente) e está relacionado com a produtividade primária no ambiente aquático. O aporte excessivo desses nutrientes, principalmente pelo esgotamento sanitário, causa enriquecimento dos sistemas aquáticos, deixando-os eutrofizados. O nitrogênio total é a soma das formas orgânicas e inorgânicas de nitrogênio encontradas no ambiente (CETESB, 2016).

Em dezembro de 2025, os resultados de nitrogênio total variaram de 0,5 mg/L (E4 – rio Iriry e E7 – foz do rio das Ostras) a 6,7 mg/L (E5 – canal das Corujas). Em fevereiro

de 2026, a variação observada foi de 1,1 mg/L (E4 – rio Iriry) a 9,6 mg/L (E5 – canal das Corujas). Diferentemente do observado para os nutrientes fosfatados, as concentrações de nitrogênio total foram maiores em fev./26 do que em dez./25 (Figura 6-13).

A fim de obter-se uma melhor visualização dos resultados, por conta dos valores elevados de nitrogênio total em dez./2025, no rio Jundiá (E2 – 5,2 mg/L), e em dez./25 e fev./26 no canal das Corujas (E5 – 6,7 mg/L e 9,6 mg/L), todos os valores iguais ou maiores que 4 mg/L foram representados no gráfico por uma coluna vermelha com um asterisco (*) acima (≥ 4 mg/L) (Figura 6-13).

No que tange à comparação com a Resolução CONAMA nº 357/2005, as amostras do rio Iriry (E4) e seu afluente (E1), classificadas como águas doces, estiveram em conformidade com o estabelecido pela legislação supracitada para Águas Doces Classe 2 em ambientes lóticos (2,18 mg/L). Já a amostra do rio Jundiá (E2), nos dois meses de amostragem, ultrapassou esse limite, com 5,2 mg/L em dez./25 e 3,2 mg/L em fev./26. Devido à categorização das demais amostras como salobras ou salinas, a comparação com a legislação de referência foi inviabilizada, uma vez não há limites de nitrogênio total estabelecidos para Águas Salobras e Salinas Classe 1.

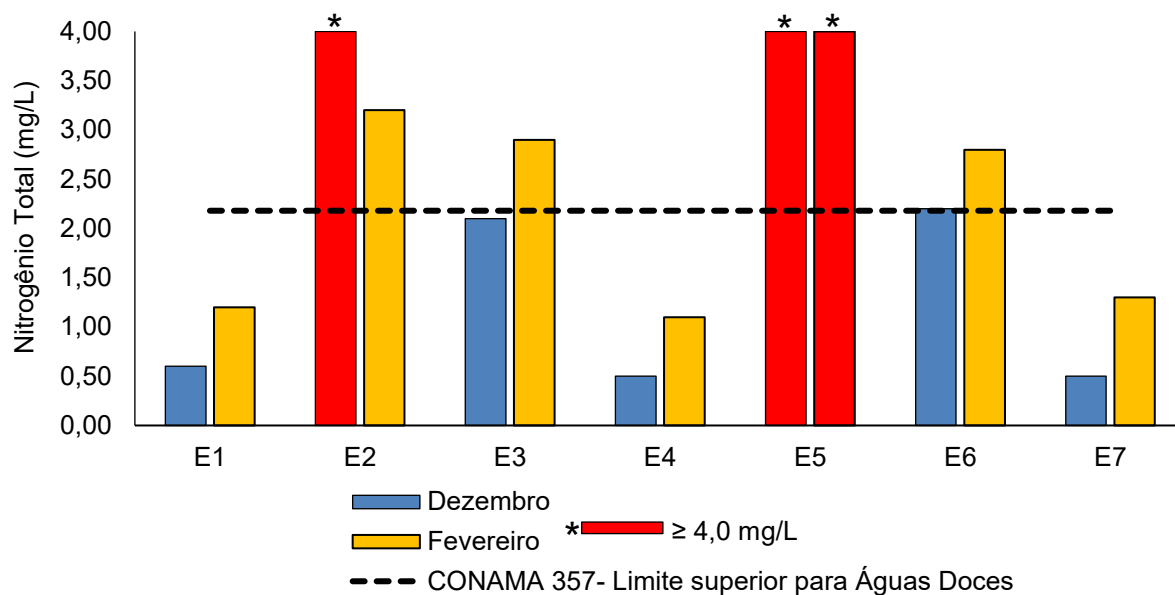
A análise da Figura 6-13 evidencia que as maiores concentrações de nitrogênio total foram registradas nas amostras do rio Jundiá (E2) e no canal das Corujas (E5). Esses dois pontos deságuam no rio das Ostras (E3 e E6) e podem ter contribuído para os resultados observados no rio principal, embora em concentração reduzida devido à diluição.

O elevado nível de nitrogênio total junto às concentrações dos demais nutrientes, como fósforo total e fosfato, no canal das Corujas (E5) sugerem a ocorrência de eutrofização. Cenários de eutrofização impulsionam o crescimento exacerbado de algas e macrófitas aquáticas (CETESB, 2018). Um dos principais impactos desse processo é a produção de toxinas por cianobactérias, que podem causar efeitos nocivos à biota e à saúde humana, além de reduzirem os níveis de oxigênio dissolvido, provocando a mortandade de organismos aquáticos (FIGUEIRÊDO et al., 2007; MORAES, 2009; COSTA et al., 2021).

Embora o rio Jundiá (E2) tenha apresentado resultados menores que o limite de quantificação para os nutrientes fósforo total e fosfato, a concentração de nitrogênio total nesse ponto amostral foi a segunda maior do monitoramento. O nitrogênio contribui para a eutrofização, definida pela proliferação de algas e plantas aquáticas, devido ao excesso

de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio (VON SPERLING, 1996). Desse modo, como há proliferação de macrófitas no rio Jundiá (E2) (ANEXO 3), sugere-se que essas águas possam estar eutrofizadas

Figura 6-13. Resultados de nitrogênio total das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



6.1.14 Nitrato

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato (CETESB, 2014). Nesse sentido, destaca-se que o nitrato é um íon relevante e ocorre naturalmente no ambiente, mas, atualmente, sua detecção em excesso nos diferentes compartimentos ambientais está associada a diferentes fontes de contaminação antrópica como efluentes domésticos e industriais e de atividades, bem como a utilização exacerbada de fertilizantes na agricultura (ALAHÍ; MUKHOPADHYAY, 2018; CETESB, 2022). Essa variável ambiental, segundo a literatura é considerada um poluente que mais traz prejuízo para os recursos hídricos, já que favorecem a produção excessiva de algas e fitoplâncton que levam a processos de eutrofização (ALAHÍ; MUKHOPADHYAY, 2018) e está associada a contaminação da água potável (BURT et al., 2010). Por conta dos fatores previamente elencados, o monitoramento do nitrato nos corpos hídricos tem ganhado cada vez mais destaque em estudos ambientais.

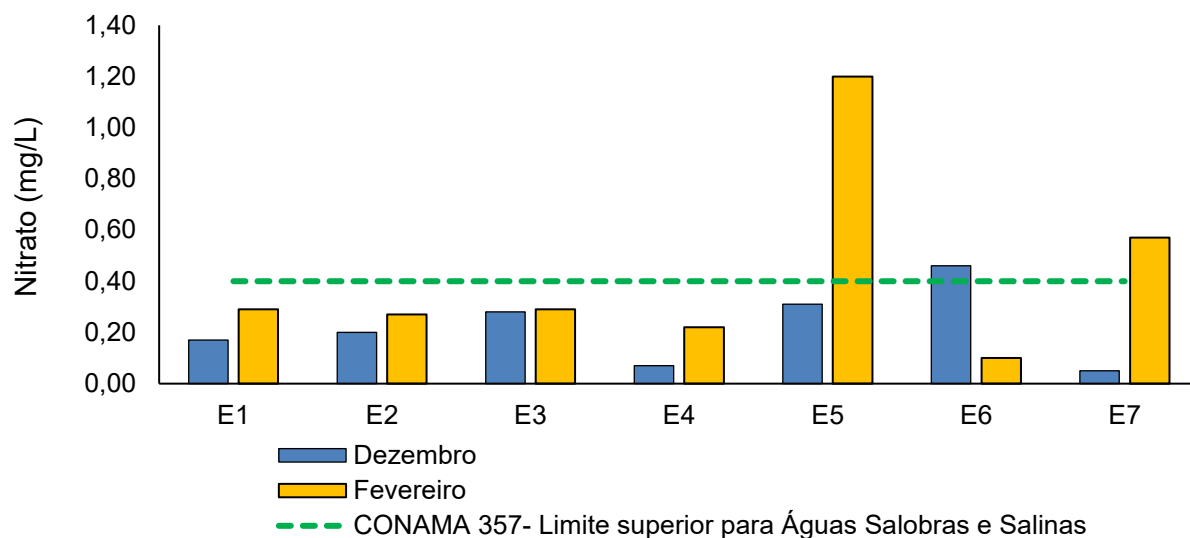
Em dezembro de 2025, os resultados de nitrato variaram entre <0,05 mg/L na foz do rio das Ostras (E7) e 0,46 mg/L no rio das Ostras a montante da foz do canal das

Corujas (E6). Já em fevereiro de 2026, a variação observada foi de 0,10 mg/L no rio das Ostras (E6) e 1,20 mg/L no canal das Corujas (E5). Todas as amostras classificadas como doces (E4 – rio Iriry, E1 – afluente do rio Iriry e E2 – rio Jundiá) apresentaram concentrações de nitrato consideravelmente abaixo do limite de 10 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2.

Já em relação às amostras classificadas como salobras e salinas, apenas três ultrapassaram o limite de 0,4 mg/L estabelecido pela resolução de referência: E5 (canal das Corujas) em fev./26, com 1,20 mg/L; E6 (rio das Ostras) em dez./25, com 0,46 mg/L e E7 (foz do rio das Ostras) em fev./26, com 0,57 mg/L.

No canal das Corujas (E5) foi quantificado 9,6 mg/L de nitrogênio total em fev./26 e apenas 1,20 mg/L de nitrato; no rio das Ostras (E6) foi quantificado 2,2 mg/L de nitrogênio total em dez./25 e apenas 0,46 mg/L de nitrato; já na foz do rio das Ostras (E7) foi registrado 1,3 mg/L de nitrogênio total em fev./26 e 0,57 mg/L de nitrato. Como apenas uma porção pequena da quantidade de nitrogênio total do canal das Corujas (E5) e do rio das Ostras (E6) corresponde ao nitrato, provavelmente a forma majoritária de nitrogênio presente nessas estações seja o nitrogênio orgânico ou amônia, o que pode remeter a uma poluição recente por esgoto bruto (VON-SPERLING, 1996).

Figura 6-14. Resultados de nitrato das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.

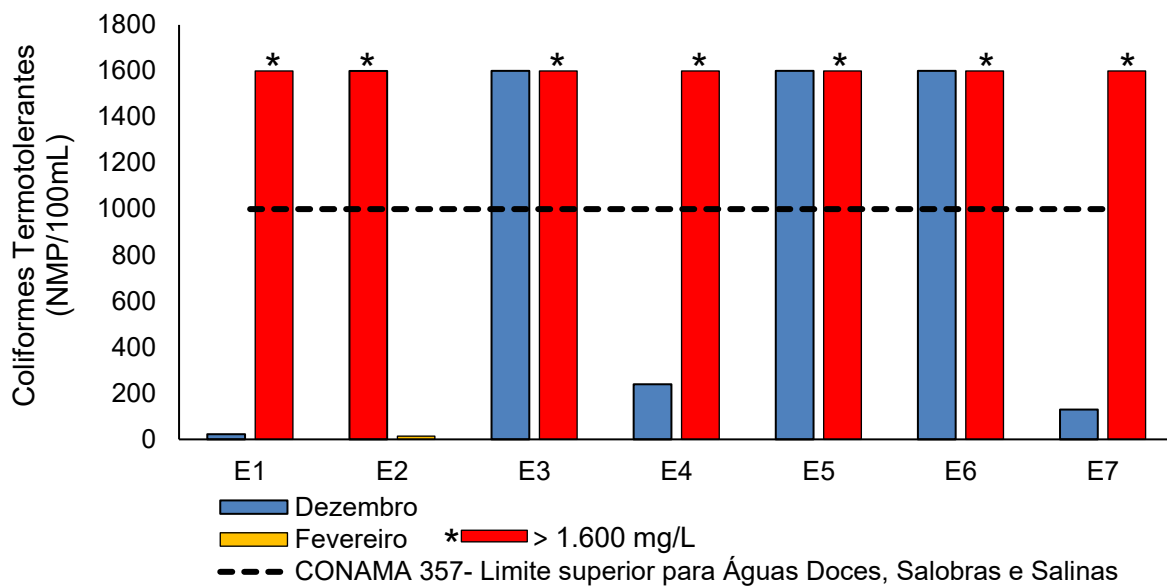


6.1.15 Coliformes termotolerantes

A poluição por esgoto sanitário pode levar a uma série de alterações em ecossistemas aquáticos, levando ao aumento nas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo), óleos, graxas, turbidez e coliformes. Os coliformes são bactérias presentes no trato intestinal humano e animal, sendo assim, as concentrações de coliformes termotolerantes e coliformes totais presentes na água são bons indicadores do grau de despejo de esgoto sanitário em ambientes aquáticos (CETESB, 2014).

Em dezembro de 2025, os resultados de coliformes termotolerantes variaram entre 23 NMP/100mL no afluente do rio Iriry (E1) e >1.600 NMP/100mL no rio Jundiá (E2). Já em fevereiro de 2026, todas as amostras apresentaram resultado >1.600 NMP/100mL, com exceção do rio Jundiá (E2), cujo registro foi de 14 NMP/100mL. Esses resultados expõem o nível de contaminação dos corpos hídricos monitorados, haja vista que nas duas amostragens a maioria dos resultados foi 1.600 NMP/100mL ou >1.600 NMP/100mL, ultrapassando o limite de 1.000 NMP/100mL estabelecido na Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2 e Águas Salobras e Salinas Classe 1.

Figura 6-15. Resultados de coliformes termotolerantes das campanhas realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



7 Diagnóstico da atual campanha

No que se refere à caracterização da área de estudo quanto à salinidade, é possível evidenciar, de maneira geral, resultados decrescentes partindo da foz ao interior do continente, conforme a localização dos pontos (Figura 5-1). Isso demonstra que a intrusão salina atinge principalmente as estações localizadas ao longo do rio das Ostras (E3, E6 e E7) e no canal das Corujas (E5). Salienta-se que a intrusão salina também pode alcançar o rio Jundiá (E2), ainda que em menor intensidade, haja vista os resultados de salinidade (0,49 ‰ em dez./25 e 0,48 ‰ em fev./26) no limiar entre doce (<0,5‰) e salobra (entre 0,5 ‰ e 30 ‰) (Quadro 6-1 e Figura 6-3). Portanto, os dados atuais reforçam os resultados do estudo de Barroso e Molisani (2019), o qual possui um ponto no rio Jundiá, próximo a E2, e suas águas foram classificadas como salobras, comprovando a extensa intrusão salina, facilitada pela topografia da bacia.

Em relação à salinidade observada em E5 (canal das Corujas) e E3 (rio das Ostras), os resultados atuais, assim como observado nas campanhas de agosto e outubro de 2025, foram maiores em E3. Sugere-se que por tratar-se de outro corpo hídrico, a influência da bacia a montante seja maior no canal das Corujas do que a contribuição marinha. Segundo Prioste (2007), o canal das Corujas era uma planície embrejada e em seu centro foi aberto um canal artificial. Portanto, tendo em vista que esse canal tem função de drenagem urbana, a vazão também pode ter contribuído para uma menor influência salina nesse ponto. Dessa forma, o ponto E3, localizado no rio das Ostras, acaba apresentando maior salinidade em relação ao ponto E5.

Como esperado devido à sua localização, os maiores resultados de salinidade, condutividade, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, pH e OD foram registrados na amostra da foz do rio das Ostras (E7). Há uma relação estreita entre tais variáveis, uma vez que a condutividade é diretamente influenciada pela presença de sólidos dissolvidos totais, os quais refletem a concentração de substâncias como íons e influenciam os resultados de salinidade. O pH, por sua vez, pode afetar a solubilidade e a precipitação de compostos, como íons e sais, influenciando indiretamente a condutividade (ESTEVES, 2011). Dados pretéritos desse mesmo projeto, referentes às campanhas de setembro e novembro de 2022 e janeiro, março e maio de 2023, também apontam o incremento do pH no estuário do rio das Ostras e da maioria dos parâmetros supracitados, indicando um padrão de resultados mais elevados para essa localidade (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023).

Em relação à turbidez, as únicas amostras classificadas como de água doce (E4 - rio Iriry, E1 - seu afluente e E2 - rio Jundiá) apresentaram resultados abaixo do limite de 100 UNT estabelecido pela normativa de referência para Águas Doces Classe 2. Além disso, a turbidez, ao longo do rio das Ostras (E3, E6 e E7), aumentou em fev./26 quando comparada à dez./25, o que pode estar associado à maior pluviosidade acumulada no último mês de coleta. No entanto, o menor resultado de turbidez permaneceu na foz do rio das Ostras (E7) durante os dois meses de amostragem.

O oxigênio dissolvido requer bastante atenção, devido à sua importância no diagnóstico da qualidade da água em rios (OMER, 2020). Esse parâmetro vem apresentando um histórico de baixas concentrações (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023) e na campanha atual todas as amostras apresentaram resultados abaixo dos limites mínimos de 5 mg/L e 6 mg/L estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 e águas Salobras Classe 1 (5 mg/L) e para Águas Salinas Classe 1 (6 mg/L). Esse cenário evidencia o estado de degradação e o elevado aporte de matéria orgânica nos corpos hídricos monitorados, já que a metabolização aeróbica desses compostos pode causar hipoxia e anoxia. O rio Jundiá (E2) apresentou o resultado mais crítico de dez./25, com 0,87 mg/L, enquanto em fev./26, o pior cenário foi registrado no afluente do rio Iriry, com 2,12 mg/L.

É possível que os valores de OD supracitados estejam relacionados à proliferação de macrófitas no rio Jundiá (E2) e à contaminação por efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados, haja vista a quantidade de coliformes termotolerantes no rio Jundiá (E2) em dez./25 e no afluente do rio Iriry (E1) em fev./26 (Figura 6-15).

Além do supracitado, o canal das Corujas (E5) registrou as concentrações mais altas de fósforo total (Figura 6-11), fosfato (Figura 6-12), nitrogênio total (Figura 6-13), nitrato em fev./26 (Figura 6-14), DBO (Figura 6-10) e coliformes termotolerantes (Figura 6-15) nos dois meses de amostragens. Esse cenário favoreceu a condição de hipoxia desse corpo hídrico em dez./25 (1,98 mg/L de OD) e a concentração de OD obtida em fev./26 (2,98 mg/L).

Em relação ao pH, os maiores resultados foram registrados nas amostras do rio das Ostras (E6 e E7), provavelmente devido à maior contribuição marinha, que tende a aumentar o pH (D'AQUINO, 2010).

7.1 Análise dos Componentes Principais (PCA)

Para analisar, estatisticamente, a influência da concentração dos parâmetros avaliados em cada ponto amostral, foi realizada a Análise dos Componentes Principais (PCA).

Salienta-se que, para realização dos testes supracitados, a variável sólidos totais foi removida, devido à alta colinearidade com sólidos dissolvidos totais. Diante dos resultados apresentados na Tabela 7-1, foi constatado que o teste de esfericidade de Bartlett apresentou valor significativo ($p < 0,05$), enquanto o teste de KMO também exibiu um valor considerado aceitável (0,500), conforme a literatura (WU et al., 2010; AL-MUTAIRI et al., 2014).

Tabela 7-1. Análise fatorial KMO e teste de esfericidade de Bartlett.

Teste	Resultado
Kaiser - Meyer - Olkin	0,500
Teste de esfericidade de Bartlett (X^2)	451
Graus de liberdade	78
Significância estatística (p valor)	<0,001

A PCA realizada indica que os eixos PC1 e PC2 explicam, respectivamente, 43,51% e 25,32% da variação dos dados, totalizando 68,83%.

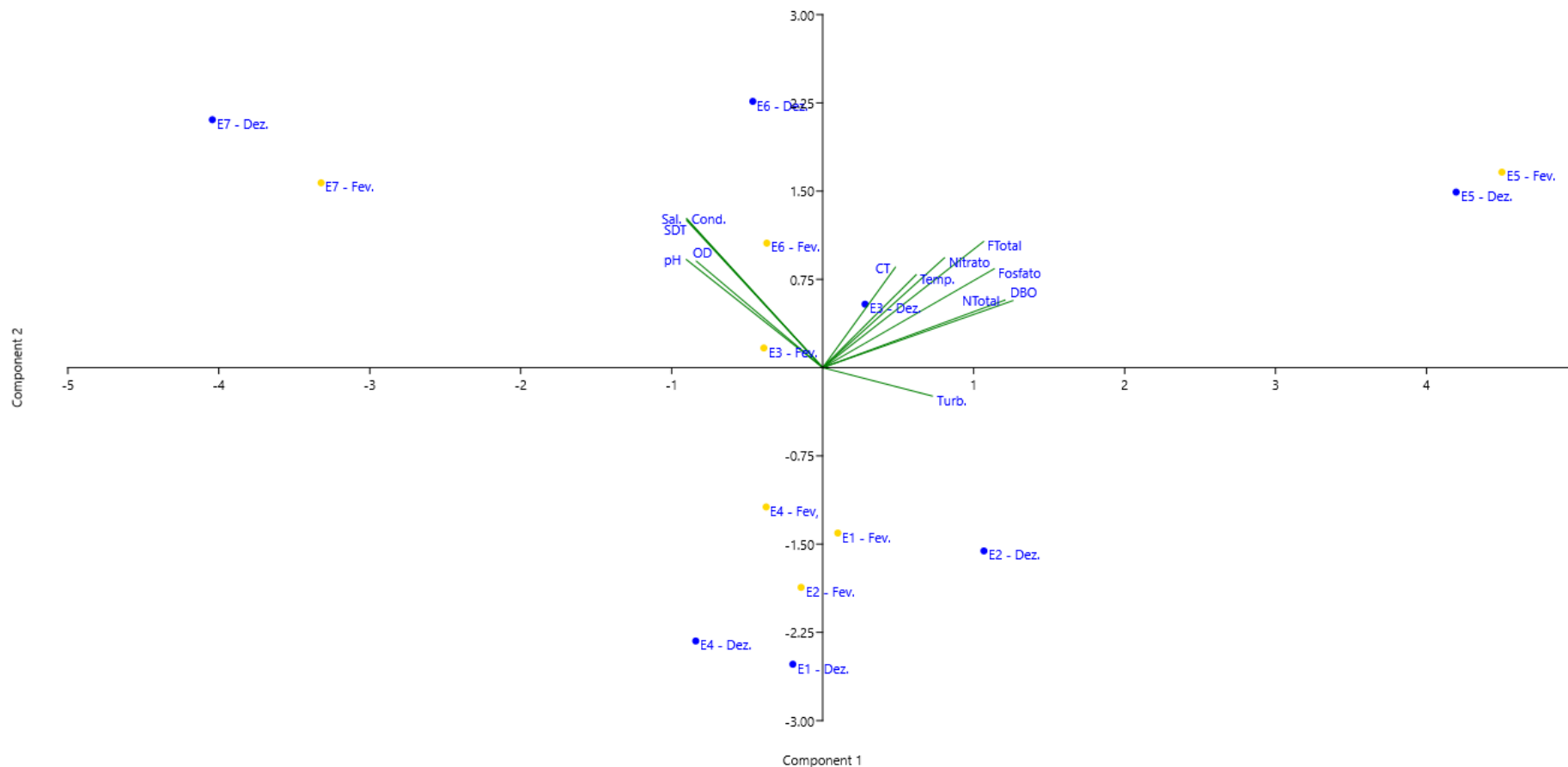
Com base na Figura 7-1, nota-se que os pontos E3, E6 e E7, situados ao longo do rio das Ostras, formaram um grupamento na porção positiva da PC2, devido à influência dos vetores de salinidade, sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade, pH, oxigênio dissolvido (OD) e coliformes termotolerantes. Isso está provavelmente associado à forte contribuição marinha nesses pontos, que eleva a salinidade (Figura 6-3), os SDT (Figura 6-6) e a condutividade (Figura 6-4), além de tender a aumentar o pH (Figura 6-8) (D'AQUINO, 2010). Destaca-se que essa influência positiva é mais intensa em E7. A maior circulação das águas e a correnteza, principalmente nessa estação, favorecem a aeração, aumentando a concentração de OD (Figura 6-9). Esses fatores também podem contribuir para a diluição dos efeitos da poluição, mascarando os resultados de coliformes termotolerantes, como observado em E7 na coleta de dez./25 (Figura 6-15). No entanto, em fev./26, o resultado de E7 para essa variável foi superior ao limite de quantificação (>1.600 NMP/100mL).

De modo inverso, os parâmetros supracitados influenciaram negativamente a distribuição dos pontos E1 (fev./26), situado no afluente do rio Iriry e E2 (dez./25), no rio Jundiá. Esses pontos localizam-se mais ao interior da bacia, desse modo, sofrem pouca ou nenhuma influência marinha. Portanto, a salinidade é consideravelmente mais baixa (Quadro 6-1), assim como o SDT (Figura 6-6) e a condutividade (Figura 6-4). As amostras provenientes desses pontos também apresentaram as menores concentrações de OD do monitoramento: o rio Jundiá (E2) com 0,87 mg/L em dez./25 e o afluente do rio Iriry (E1) com 2,12 mg/L em fev./26. Como já discutido, é possível que esses resultados tenham relação com um maior aporte de matéria orgânica, considerando os resultados de coliformes termotolerantes nos respectivos meses supracitados e a proliferação de macrófitas em E2.

A estação amostral E5, referente ao canal das Corujas, está formando um grupamento, considerando as duas amostragens realizadas, juntamente com E3 (dez./25 – rio das Ostras), no quadrante positivo da PC1. Desse modo, observa-se a influência positiva dos vetores associados ao nutrientes e DBO sobre esse ponto e também sobre E3 (dez./25), só que em menor intensidade. Durante as coletas de dez./25 e fev./26, foram registradas no canal das Corujas as maiores concentrações de fósforo total (Figura 6-11), fosfato (Figura 6-12), nitrogênio total (Figura 6-13) e DBO (Figura 6-10). A concentração mais alta de nitrato em fev./26 também foi registrada nesse corpo hídrico (Figura 6-14). O excesso de nutrientes indica o aporte elevado de carga orgânica nas águas amostradas, evidencia a degradação hídrica e favorece o processo de eutrofização (CETESB, 2018). Salienta-se que a estação E3 (dez./25), situada no rio das Ostras, apresentou a segunda maior quantificação de fósforo total (Figura 6-11) e foi uma das únicas estações a ter fosfato quantificado nessa mesma coleta (Figura 6-12).

Já os pontos E4 (dez./25 e fev./26), E2 (fev./26) e E1 (dez./25) foram influenciados negativamente pelos vetores supracitados (nutrientes e DBO). Essas amostras, nas respectivas coletas citadas, apresentaram resultados de fósforo total (Figura 6-11) e fosfato (Figura 6-12) inferiores ao limite de quantificação dos respectivos métodos analíticos. O rio Iriry (E4), durante as duas coletas, registrou as menores concentrações de nitrogênio total (Figura 6-13) e as segundas menores de nitrato (Figura 6-14) e DBO (Figura 6-10).

Figura 7-1. Resultado da análise dos componentes principais referente as análises realizadas em dezembro de 2025 e fevereiro de 2026.



Legenda: CT – Coliformes Termotolerantes; Cond. – Condutividade; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; Ftotal – Fósforo Total; Ntotal – Nitrogênio Total; Sal. – Salinidade; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; Temp. – Temperatura e Turb. – Turbidez.

7.2 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Em relação ao IQA, é importante ressaltar que, para fins comparativos, esse índice foi calculado de duas formas. A primeira, apresentada na Tabela 7-2, abrange, para a avaliação do IQA_{CETESB}, os seguintes parâmetros: coliformes termotolerantes, DBO, fósforo total, nitrogênio total, OD, pH, sólidos totais, temperatura e turbidez. Já na Tabela 7-3, para a realização do cálculo do IQA_{NSF}, foram utilizadas as seguintes variáveis ambientais: coliformes termotolerantes, DBO, fosfato, nitrato, OD, pH, sólidos dissolvidos totais, temperatura e turbidez. Apesar dos valores terem apresentado pouca diferença entre os métodos analisados, a análise geral dos resultados torna evidente a maior restrição das faixas de classificação do IQA_{NSF}, haja vista que as amostras classificadas como boas no IQA_{CETESB} receberam classificações médias no IQA_{NSF}.

Os resultados quantitativos seguiram o mesmo padrão no IQA_{CETESB} e no IQA_{NSF}, sendo o menor valor calculado no canal das Corujas (E5), com 28,06 (dez./25) e 32,33 (fev./26) no IQA_{CETESB}, e 28,18 (dez./25) e 32,51 (fev./26) no IQA_{NSF}. Diante disso, a média do canal das Corujas (E5), durante os dois meses de amostragens, foi 30,20 (IQA_{CETESB}) e 30,35 (IQA_{NSF}), sendo classificada como ruim nas duas metodologias. Esses resultados reforçam o que já foi observado nas análises físico-químicas e na PCA: a urgência de ações a curto, médio e longo prazo para melhoria da qualidade hídrica desse canal.

Já o maior resultado variou entre as campanhas de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026. Em dez./25, a amostra da foz do rio das Ostras (E7) obteve a maior pontuação nas duas metodologias do IQA, resultando na categorização boa no IQA_{CETESB} (65,80 pontos) e média no IQA_{NSF} (65,54 pontos). Os resultados de OD (5,31 mg/L em dez./25 e 5,15 mg/L em fev./26), variável de maior peso nos dois IQA, contribuíram para essas pontuações e categorizações. Além disso, nessa amostra foi registrado apenas 130 NMP/100mL de coliformes termotolerantes em dez./25, variável de segundo maior peso nos dois IQA, contribuindo fortemente para o resultado obtido.

Como já discutido anteriormente, é importante considerar que a maior circulação das águas em E7 contribui para melhores resultados de OD, coliformes e outros parâmetros. Portanto, esses resultados podem não retratar de forma fidedigna a qualidade ambiental nesse ponto, logo, há necessidade de uma análise conjunta dos resultados do IQA com os resultados brutos, sem os pesos atribuídos para algumas variáveis.

Em fev./2026, a amostra com melhor pontuação e categorização, em ambos os cálculos do IQA, foi a do rio Jundiá (E2), cujo resultado foi de 60,17 pontos no IQA_{CETESB} e 64,49 no IQA_{NSF}, gerando classificações distintas: boa no IQA_{CETESB} e média no IQA_{NSF}. O fato do rio Jundiá (E2) ter apresentado, nos dois IQA, a melhor pontuação evidencia as limitações do método e que ele deve servir como uma análise complementar, considerando que essa estação amostral é notadamente conhecida por seu nível de assoreamento e poluição (ZANETTI, 2024). Essas pontuações foram provavelmente decorrentes dos resultados dos parâmetros de maior peso nos cálculos de ambos IQA (OD e coliformes termotolerantes). Embora a disponibilidade de oxigênio dissolvido tenha sido crítica nos dois meses de amostragem, a concentração de OD aumentou de 0,87 mg/L em dez./25 para 3,98 mg/L em fev./26. Em relação aos coliformes termotolerantes, em fev./26 também houve uma redução considerável, uma vez que em dez./25 o resultado foi >1.600 NMP/100mL e em fev./26 apenas 14 NMP/100 mL.

Cabe ressaltar que os resultados supracitados não devem ser interpretados como indicativos de boa qualidade da água, sendo imprescindível a avaliação integrada dos parâmetros analisados para o diagnóstico adequado da qualidade dos corpos hídricos amostrados. O mesmo pontuado para o rio Jundiá em relação à limitação do método do IQA também se aplica para os demais resultados do IQA_{CETESB}, uma vez que amostras com concentrações de oxigênio dissolvido extremamente baixas, como E1 (afluente do rio Iriry - 1,12 mg/L em dez./25) e E4 (rio Iriry - 3,21 mg/L em dez./25 e 3,71 mg/L em fev./26), foram categorizadas como boas.

O IQA do canal das Corujas (E5) aumentou 9,78 pontos no IQA_{CETESB} e 11,90 no IQA_{NSF}. Esse aumento se deve, provavelmente, à concentração de OD, variável de maior peso nas duas metodologias. Em out./25, foi registrado 1,42 mg/L de OD nesse canal, enquanto em fev./26 a concentração passou a ser 2,98 mg/L.

O IQA da foz do rio das Ostras (E7) diminuiu 7,05 no IQA_{CETESB} e 7,04 no IQA_{NSF}. Essa redução na pontuação se deve provavelmente a diminuição de OD e aumento de coliformes. Em out./25, o resultado de OD foi 6,93 mg/L e de coliformes, 220 NMP/100mL, já em fev./26 o resultado de OD foi 5,15 mg/L e de coliformes, >1.600 NMP/100mL.

O que se observa é que ainda que alguns corpos hídricos tenham tido um aumento de ao menos 7 pontos no IQA, a qualidade hídrica permaneceu crítica.

De acordo com os boletins disponibilizados no site do Instituto Estadual do Ambiente (INEA), os dados pretéritos do IQA médio anual, obtidos nas análises realizadas

entre 2013 até 2025, apresentaram como resultado nove classificações ruins e três médias (INEA, 2025). Tendo como base o monitoramento realizado pelo órgão ambiental e os resultados do presente estudo, apenas a estação amostral E7 se aproxima ao ponto de coleta RO015, descrito nos relatórios consolidados do INEA da Região Hidrográfica VIII - Macaé e das Ostras. Nas campanhas de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026, o IQA_{NSF} da amostra do ponto E7 foi classificado como médio, mantendo o enquadramento observado nas campanhas de setembro e novembro de 2024 e janeiro, março, maio, agosto e outubro de 2025. Enquanto nos resultados históricos e atuais, há uma manutenção do padrão de melhoria na qualidade da água, no boletim do IQA médio anual e no Consolidado Anual (Histórico) da RH VIII Macaé e das Ostras, disponibilizados pelo INEA (2025), a classificação do ponto RO015 era ruim em 2023, em 2024 passou a ser média e em 2025 voltou a ser ruim.

Essa diferença de classificação do presente monitoramento em relação aos resultados do INEA de 2025 só reforça que a localização do ponto E7 em região de foz, com intensa circulação de águas, pode favorecer processos de diluição e dispersão dos poluentes, atenuando suas concentrações, mas também mascarando o comportamento de alguns parâmetros e gerando resultados divergentes à real condição ambiental.

Tabela 7-2. Resultados do IQA_{CETESB} em cada estação amostral das campanhas realizadas nos meses de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026. IQA_{CETESB}: vermelho = ruim; amarelo = regular; verde = boa.

Estação	Localização	IQA _{CETESB} Dez./25	IQA _{CETESB} Fev./26	Média
E1	Afluente do rio Iriry	53,23	50,99	52,11
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	37,83	60,17	49,00
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	46,08	42,55	44,32
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Eng° Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	59,26	55,65	57,46
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	28,06	32,33	30,20
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	51,75	42,76	47,26
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	65,80	56,25	61,03
Intervalo de Valores de IQA _{CETESB}	79 < IQA ≤ 100 51 < IQA ≤ 79 36 < IQA ≤ 51		19 < IQA ≤ 36	IQA ≤ 19
Intervalo de Valores de IQA _{NSF}	100 ≥ IQA ≥ 90 90 > IQA ≥ 70 70 > IQA ≥ 50		50 > IQA ≥ 25	25 > IQA ≥ 0
Utilização no tratamento convencional para abastecimento	Águas apropriadas		Águas impróprias	

Tabela 7-3. Resultados do IQA_{NSF} em cada estação amostral das campanhas realizadas nos meses de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026. IQA_{NSF} : laranja = ruim; amarelo = média.

Estação	Localização	IQA_{NSF} Dez./25	IQA_{NSF} Fev./26	Média
E1	Afluente do rio Iriry	52,38	50,08	51,23
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	38,72	64,49	51,61
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	49,74	42,94	46,34
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Engº Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	58,46	55,24	56,85
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	28,18	32,51	30,35
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	53,34	44,20	48,77
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	65,54	55,45	60,50
Intervalo de Valores de IQA_{CETESB}	79 < IQA ≤ 100 51 < IQA ≤ 79 36 < IQA ≤ 51		19 < IQA ≤ 36	IQA ≤ 19
Intervalo de Valores de IQA_{NSF}	100 ≥ IQA ≥ 90 90 > IQA ≥ 70 70 > IQA ≥ 50		50 > IQA ≥ 25	25 > IQA ≥ 0
Utilização no tratamento convencional para abastecimento	Águas apropriadas		Águas impróprias	

8 Observações gerais

Diante dos resultados expostos, evidencia-se que a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio das Ostras tem sofrido com impactos das atividades antrópicas na região, como o lançamento de efluentes *in natura* e contaminação por nutrientes, que refletem diretamente na qualidade das águas.

Destaca-se que as águas do canal das Corujas (E5), assim como nas campanhas realizadas em maio, agosto e outubro de 2025, apresentaram a pior qualidade do monitoramento. Essas águas têm apresentado resultados elevados de coliformes termotolerantes, além dos resultados mais críticos de nutrientes e DBO. Esse cenário torna evidente a situação de degradação desse canal, indica o lançamento de águas residuais no sistema e um possível quadro de eutrofização pelo excesso de nutrientes das séries fosfatadas e nitrogenadas. O reflexo desses resultados foi observado nas categorizações do IQA, que indicou águas ruins para essa estação amostral nas duas metodologias utilizadas.

Além disso, ressalta-se também os valores baixos de OD, visto que durante os meses de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026, nenhuma amostra apresentou a concentração mínima de OD estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005, necessária para proteção das comunidades aquáticas, à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas, entre outros. Sugere-se que esses baixos resultados possam ser consequência da metabolização aeróbica de matéria orgânica nos corpos hídricos amostrados, resultando nos valores elevados de DBO. Portanto, os resultados, mais uma vez, sugerem o aporte de águas residuais sem tratamento nos sistemas.

Dessa forma, a continuidade do monitoramento é fundamental e pode permitir a identificação da influência da variação sazonal nos resultados, a confirmação dos padrões já evidenciados nos três anos de monitoramento realizado, além da melhor compreensão em relação a variação observada em alguns parâmetros. De forma adicional, será capaz de confirmar o entendimento da influência das ações da maré nos locais de monitoramento, bem como no enquadramento dos corpos hídricos da bacia, devido à presença e ação da salinidade nos parâmetros avaliados e utilizados para o cálculo do IQA. Estes resultados fornecem subsídios necessários aos órgãos responsáveis, com o intuito de mitigar os impactos e auxiliar na tomada de decisões para a sustentabilidade dos corpos hídricos da região estudada.

Referências

ADJOVU, G. E. et al. Measurement of total dissolved solids and total suspended solids in water systems: a review of the issues, conventional, and remote sensing techniques. **Remote Sensing**, v. 15, n. 14, p. 3534, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15143534>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/15/14/3534>. Acesso em 10 jan. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos** / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: BRANDÃO, Carlos Jesus., BOTELHO, Marcia Janete Coelho., SATO, Maria Inês Zanolli. São Paulo: CETESB; Brasília, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Indicadores de qualidade - Índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 24 mai. 2023.

ALAH, E. E.; MUKHOPADHYAY, S. C.. Detection methods of nitrate in water: A review. **Sensors and Actuators A: Physical**, v. 280, p. 210-221, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sna.2018.07.026>. Disponível em: <https://researchers.mq.edu.au/en/publications/detection-methods-of-nitrate-in-water-a-review>. Acesso em 24 mai. 2023.

ALMEIDA, M. A. B. A.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 01 p. 81- 97, 2003. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v8n1.p81-97>. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/37/a92b6e729e50671504266683290894eb_606a4e793c7e33f151c052dd4766cf84.pdf. Acesso em 10 jan.2024.

AL-MUTAIRI, N. et al. Spatial and temporal characterizations of water quality in Kuwait Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 127-131, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X14002124>. Acesso em 20 mai. 2024.

ALVARADO, J. J.; AGUILAR, J. F. Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto em aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 57, p. 19-29, 2009. Disponível em: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000500005. Acesso em 05 jan. 2024.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater** – SMEWW. American Public Health Association – APHA, 23th ed., Washington – USA, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM D5176-08, 2015. **Standard Test Method for Total Chemically Bound Nitrogen in Water by Pyrolysis and Chemiluminescence Detection**. ASTM International, 2015, DOI: 10.1520/D5176-08. Disponível em: www.astm.org. Acesso em: 16 ago. 2024.

ANDRIETTI, Grasiane et al. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 162-175, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/27525d96-6b40-4b62-95e0-3a50bebce61d/content>. Acesso em: 16 ago. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 17025. 2017: Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração**. 2017.

BARROSO, G. C.; MOLISANI, M. M. Pequenos estuários alimentados por pequenas bacias hidrográficas: estudo de caso dos estuários dos rios Macaé e das Ostras (RJ). In: Ferreira, Maria Inês Paes et al. **Engenharia & Ciências Ambientais: contribuições à gestão ecossistêmica**. Essentia Editora, 2019. p. 116–141. DOI: <https://doi.org/10.19180/978-85-99968-58-1.6>. Acesso em 05 jan. 2024.

BASHIR, I. et al. Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. **Bioremediation and biotechnology: sustainable approaches to pollution degradation**, p. 1-26, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1. Acesso em: 20 ago. 2024.

BIDEGAIN, P. P.; VÖLCKER, C.M. **Bacias dos rios São João e das Ostras – Águas, terras e conservação ambiental**. Consórcio Intermunicipal Lagos São João- CILSJ. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. **Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial, Brasília, 31 ago.1981.

BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 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; publicada no Diário Oficial da União em 18 de março de 2005; Brasília, Distrito Federal.

BURT, T. et al. Long-term monitoring of river water nitrate: how much data do we need?. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 1, p. 71-79, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1039/b913003a>. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2010/em/b913003a>. Acesso em 05 jan. 2024.

CARBINATTI, C. **Remoção de fosfato em esgoto doméstico utilizando argilas ativadas e funcionalizadas de chumbo**. Dissertação. (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente). - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, 2019.

CENTRO DE HIDROGRAFIA DA MARINHA - CHM. **Tábua de maré – Terminal Marítimo de Imbetiba – RJ**. Disponível em:

https://www.marinha.mil.br/chm/sites/www.marinha.mil.br.chm/files/dados_de_mare/39%20-%20TERMINAL%20MAR%C3%8DTIMO%20DE%20IMBETIBA%20-%20RJ%20-%20125-127.pdf. Acesso em: 10 nov. 2025.

CHIDIAC, S. et al. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 22, n. 2, p. 349-395, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-023-09650-7>. Acesso em 16 ago. 2024.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Relatório de caracterização da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras (RD-01)**. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <https://cbhmacae.eco.br/wp-content/uploads/2020/03/RD-01-Relat%C3%B3rio-de-Characteriza%C3%A7%C3%A3o-da-%C3%81rea-do-Estudo.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Relatório de caracterização e mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras**. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro Governo do Estado do Rio de Janeiro, nov. 2013. Disponível em: https://cbhmacae.eco.br/plano_de_bacia/rd-03-relatorio-do-mapeamento-do-uso-e-cobertura-do-solo/. Acesso em 13 dez. 2023.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Ato convocatório nº 09/2022**. Termo de referência para contratação de empresa para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos na bacia do rio das Ostras com a elaboração de um estudo com capacidade de diagnosticar a bacia ao avaliar índice de qualidade da água (IQA) e a salinidade dos corpos hídricos. 2022.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade da Bacia do Rio das Ostras (Relatório Consolidado Final 01)**. 2023. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2023/09/Produto_7__Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev02.pdf. Acesso em: 17 set. 2025.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Bacia Hidrográfica**. Disponível em: <https://cbhmacae.eco.br/a-bacia/>. Acesso em: 21. ago. 2024a.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Mapas**. Disponível em: <https://cbhmacae.eco.br/mapas/>. Acesso em: 18 set. 2024b.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade da Bacia do Rio das Ostras (Relatório Consolidado Final 03)**. 2025. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2022/10/20250801121151_15JPEER60T0_Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev02-1.pdf. Acesso em: 17 de set. 2025

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Sobre**. Disponível em: <https://comitemacaeostras.org.br/sobre/>. Acesso em: 30 abr. 2026

COMISSÃO ESTADUAL DE CONTROLE AMBIENTAL (CECA). **Deliberação CECA nº 2.333, de 28 de maio de 1991. Altera a Deliberação CECA nº 707, de 12.09.85 e consolida o disposto sobre o Sistema de Credenciamento de Laboratórios**. Rio de Janeiro, 1991.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2009. 531f. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em 04 mar. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB); AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, DF: ANA; São Paulo: CETESB, 2011. 327 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/fle/laboratorios/publicacoes/guia-nacional-coleta-2012.pdf>. Acesso em: 29 fev. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Apendice-D-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-Variaveis-de-Qualidade-29-04-2014.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas**. São Paulo, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 19 ago. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/cetesb/qualidade_ambiental/agua/aguas_interiores/publicacoes_e_relatorios. Acesso em: 16 jan. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Ficha de Informação toxicológica- Nitrato e nitrito**. São Paulo: CETESB, 2022. 5f. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/12/Nitrato-e-Nitrito.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Oxigênio dissolvido**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em: 04 dez. 2023

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DE PERNAMBUCO (CPRH). **Índices e Indicadores**. Recife: CPRH. Disponível em: <https://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-da-agua/bacias-hidrograficas/indices-e-indicadores/>. Acesso em: 19 ago. 2024.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União; Brasília, 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CONEMA). **Resolução CONEMA nº 85, de 07 de dezembro de 2018. Norma para credenciamento de laboratório (NOP-INEA-03. R-2)**. Rio de Janeiro, 2018.

CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL LAGOS SÃO JOÃO (CILSJ). **Ato convocatório nº 09/2022**. Termo de referência para contratação de empresa para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos na bacia do rio das Ostras com a elaboração de um estudo com capacidade de diagnosticar a bacia ao avaliar índice de qualidade da água (IQA) e a salinidade dos corpos hídricos. 2022.

COSTA, R. S. et al. The link between pharmaceuticals and cyanobacteria: a review regarding ecotoxicological, ecological, and sanitary aspects. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 31, p. 41638-41650, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-14698-5>. Acesso em: 01 nov. 2024.

CRASWELL, E.; SINGH, B. Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. **Springer Nature Applied Sciences**, v. 3, 2021.

D'AQUINO, C. A. **Processos de transporte e retenção de sedimentos finos em estuários dominados por rios**. 2010. 132 f. Tese (Doutorado em Geociências). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Paraná, 2010. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/36789?locale-attribute=en&show=full> por rios. Acesso em: 14 maio 2025.

DE MORAES, L. A. F. A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 676-687, 2009. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3253454>. Acesso em: 01 nov. 2024.

DE MORAIS, R. P. et al. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Sci. Biol. Sci.* Maringá, v. 27, n.3, p. 203-213, 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Edgardo-Latrubesse/publication/287894723_Morphometry_of_lacustrine_systems_in_the_middle_alluvial_plain_of_the_Araguaia_River/links/65f996fba4857c796260c1f8/Morphometry-of-lacustrine-systems-in-the-middle-alluvial-plain-of-the-Araguaia-River.pdf. Acesso em: 18 dez. 2025.

DE SOUZA, A. T. et al. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the Marrecas stream basin in Brazil. **Environmental technology**, v. 42, n. 27, p. 4286-4295, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1754922>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2020.1754922>. Acesso em: 19 ago. 2024.

DEY, J.; VIJAY, R. A critical and intensive review on assessment of water quality parameters through geospatial techniques. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 31, p. 41612-41626, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-14726-4>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34105074/>. Acesso em 13 dez.2023.

DIAZ, R. Overview of hypoxia around the world. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 2, p. 275-281, 2001. DOI: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.302275x>. Disponível em: <https://nature.berkeley.edu/classes/espm-120/Website/Diaz2001.pdf>. Acesso em 12 fev. 2024

DICKERSON, B.; VINYARD, G. Effects of high levels of total dissolved solids in Walker Lake, Nevada, on survival and growth of Lahontan cutthroat trout. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 128, n. 3, p. 507-515, 2011. DOI: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1999\)128<0507:EOHLOT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1999)128<0507:EOHLOT>2.0.CO;2). Disponível em: <https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1577/1548-8659%281999%29128%3C0507%3AEOHLOT%3E2.0.CO%3B2>. Acesso em 12 fev. 2024.

DINI, A. P. et al. Validade e confiabilidade de um instrumento de classificação de pacientes pediátricos. **Revista Latino-Americana de Enfermagem**, v. 22, p. 598-603, 2014.

EJIGU, M. T. Overview of water quality modeling. **Cogent Engineering**, v. 8, n. 1, p. 1891711, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1891711>. Acesso em: 18 ago. 2024.

EKAU, W. et al. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences*, v. 7, n. 5, p. 1669-1699, 2010. DOI: [10.5194/bg-7-1669-2010](https://doi.org/10.5194/bg-7-1669-2010). Disponível em: <https://bg.copernicus.org/articles/7/1669/2010/>. Acesso em 02 abr. 2024.

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 6020B (SW-846): **Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry**, " Revision 2. Washington, DC, 2014.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 12, p. 399-409, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/f79cyd4q9VpyCzTLhgFkfVR/?lang=pt>. Acesso em: 01 nov. 2024.

GOMES, M. L. M. Ocupação Urbana de Rio das Ostras: Elementos Definidores e os Impactos nos Recursos Hídricos. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 3, n. 2, p. 145–161, 2009. Disponível em: [//editoraessentia.iff.edu.br/index.php/boletim/article/view/2177-4560.20090018](http://editoraessentia.iff.edu.br/index.php/boletim/article/view/2177-4560.20090018). Acesso em 12 fev. 2024.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Principal component analysis: theory, interpretations and applications. **Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 83-90, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18607/ES20165053>. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/view/3398>. Acesso em 16 ago. 2024.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DA BAHIA (INEMA). Relatório técnico nº 028/16. **Diagnóstico da Qualidade Ambiental dos Rios de Salvador e Lauro de Freitas, Bahia, Brasil**. Bahia, 2016.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Índice de Qualidade da Água NSF (IQANSF)**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wpcontent/uploads/2019/12/IQANSF-Metodologia-Qualidade-de-%C3%81gua-2-dez-2019.pdf>. Acesso em 31 mai. 2023

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Índice de Qualidade da Água (IQA)**. Disponível em: <https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/IQA-NSF-Metodologia-Qualidade-de-%C3%81gua.pdf>. Acesso em: 16 ago. 2024.

INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (INEA). **Histórico dos Boletins de Balneabilidade das Praias de Rio das Ostras** – 2022. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2023/02/rio_das_ostras_historico_2022.pdf. Acesso em 24 mai. 2023.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **RH VIII - Macaé e das Ostras**. Rio de Janeiro: INEA, 2025. Disponível em: <https://www.inea.rj.gov.br/rh-viii-macaee-das-ostras/>. Acesso em: 27 mar. 2026.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **INMET: Mapa de Estações**. Disponível em: <https://mapas.inmet.gov.br>. Acesso em 29 mai. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (INMETRO). **Norma nº NIT-DICLA-057. Critérios para acreditação da amostragem de águas e matrizes ambientais**. INMETRO. Rio de Janeiro, p.01-12, 2009.

JARDIM, M. E. T. **Planejamento ambiental e a Gestão de recursos hídricos: um estudo na bacia hidrográfica do Rio das Ostras, município de Rio das Ostras/RJ**. 2020. 128f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.btd.uerj.br/handle/1/18574>. Acesso em: 21 ago. 2024.

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

KÖPPEN, W. **Climatologia: com um estudio de los clima de la tierra**. Fondo de Cultura Economica. México, 1948.

LANZA, V. C. V. et al. **Caderno Técnico de Reabilitação de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente; Fundação Israel Pinheiro, 2010. Disponível em: <https://www2.israelpinheiro.org.br/wp->

content/uploads/2016/09/Caderno-T%C3%A9cnico-de-Reabilita%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%81reas-Degradadas-por-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Urbanos.pdf. Acesso em: 4 jun. 2025.

LEITÃO, V. S. et al. Utilização do índice de qualidade de água (IQA) para monitoramento da qualidade de água em uma área de preservação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 19, n. 3, p. 794-803, 2015. Disponível em: https://www2.pucgoias.edu.br/ucg/prope/pesquisa/anais/2015/PDF/XVI_FORUM_PESQUISA/XV_I_forum_de_pesquisa.206.pdf. Acesso em: 16 ago. 2024.

LIBES, S. **An introduction to Marine Biogeochemistry**. Second Edition, Elsevier, 2009.

LUMB, A. et al. A comparative study of USA and Canadian water quality index models. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, p. 203-216, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0056-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-011-0056-5>. Acesso em: 19 ago. 2024.

MASSOUD, M. A. Assessment of water quality along a recreational section of the Damour River in Lebanon using the water quality index. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, p. 4151-4160, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2251-z>. Acesso em: 20 ago. 2024.

MIRZAEI, M.; SOLGI, E.; SALMAN-MAHINY, A. Evaluation of surface water quality by NSFQI index and pollution risk assessment, using WRATIC index in 2015. **Archives of Hygiene Sciences**, v. 5, n. 4, p. 264-277, 2016. Disponível em: https://jhygiene.muq.ac.ir/browse.php?a_id=155&slc_lang=en&sid=1&ftxt=1&html=1. Acesso em: 20 ago. 2024.

MORESI, E. A. D. **Monitoração ambiental e complexidade**. 2001. 191f. (Doutorado em Ciência da Informação). Faculdade de Estudos Sociais Aplicados, Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em: <http://repositorio2.unb.br/handle/10482/4920>. Acesso em: 20 ago. 2024.

NGUYEN, T. G.; HUYNH, T. H. N. Assessment of surface water quality and monitoring in southern Vietnam using multicriteria statistical approaches. **Sustainable Environment Research**, v. 32, n. 1, p. 20, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42834-022-00133-y>. Acesso em: 20 ago. 2024.

OLINTO, M. T. A. In: KAC, Gilberto et al. orgs. **Epidemiologia nutricional**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz/Editora Atheneu, p. 213-25, 2007. DOI: <https://doi.org/10.7476/9788575413203>. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/rw5w>. Acesso em 15 jan. 2024

OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V.; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 523-529, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017154657>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/M88strXhYpXfLCC7tkVYrK/?lang=pt#>. Acesso em 12 fev. 2024.

OMER, N. H. **Water Quality Parameters**. In: SUMMERS, J. K. Water Quality – Science, Assessments and Policy. Londres: IntechOpen, 2020. cap. 1, p. 1-18. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/7718>. Acesso em: 11 abr. 2024.

PEREIRA, M. B. **Influência da cobertura de macrófitas aquáticas flutuantes em emissões de metano em um lago mesoeutrófico**. 2017. 52f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

POZZA, S. A.; SANTOS, C. **Monitoramento e caracterização ambiental**. São Carlos: EdUFSCar, 2015. Disponível em: http://livresaber.sead.ufscar.br:8080/jspui/bitstream/123456789/2702/1/EA_Simone_MonitoramentoAmbiental.pdf. Acesso em: 20 ago. 2024.

PRADO, B. Q. M. et al. Avaliação de variáveis climatológicas da cidade de Uberlândia (MG) por meio da análise de componentes principais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 407-413, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016147040>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/7X3f79MpyfKs5FMv3pWwQbT/>. Acesso em: 16 ago. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO DAS OSTRAS. **Levantamento semidetalhado de solos do município de Rio das Ostras. Rio de Janeiro**. GERA Consultoria e Empreendimentos Ltda. 2004. Rio das Ostras, 2006.

PRIOSTE, M. A. de O. **Bacia hidrográfica do Rio das Ostras: proposta para gestão ambiental sustentável**. 2007, 194f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2007. Disponível em: <https://www.bdtd.uerj.br:8443/handle/1/10917>. Acesso em 15 ago. 2024.

PROGRAMA ÁGUA AZUL. **Monitoramento das águas superficiais**. Natal, 2016. Disponível em: https://programaaguaazul.ct.ufrn.br/relatorios/aguas_superficiais/. Acesso em: 19 ago. 2024.

QUINELATO, R. V. et al. Determinação da qualidade da água superficial e sua compatibilidade com os múltiplos usos: estudo de caso do estuário do rio Caraíva. **Revista Brasileira de Geografia Física (RBGF)**, v. 14, n. 1, p. 37-57, 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Marcos-Bernardes-2/publication/350974483_Determinacao_da_qualidade_da_agua_superficial_e_sua_compatibilidade_com_os_multiplos_usos_estudo_de_caso_do_estuario_do_rio_Caraiva_Determination_of_surface_water_quality_and_its_compatibility_with_mu/links/607d7cbf881fa114b4119356/Determinacao-da-qualidade-da-agua-superficial-e-sua-compatibilidade-com-os-multiplos-usos-estudo-de-caso-do-estuario-do-rio-Caraiva-Determination-of-surface-water-quality-and-its-compatibility-with-mu.pdf. Acesso em: 9 jul. 2025.

REGINA, A. L. A. et al. A watershed impacted by anthropogenic activities: Microbial community alterations and reservoir of antimicrobial resistance genes. **Science of the Total Environment**, v. 793, p. 148552, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972103624X>. Acesso em: 01 nov. 2024.

RIO DAS OSTRAS. **Lei Complementar nº004/2006**. Dispõe sobre Plano Diretor, o sistema e o processo de planejamento e gestão do desenvolvimento urbano do Município de Rio das Ostras.

RIO DAS OSTRAS (Município). **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Rio das Ostras**. Rio das Ostras: Prefeitura Municipal, 2017. Disponível em: <https://www.aemerj.org.br/images/pdf/PMMA/PMMARiodasOstras.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2025.

SAMPAIO, S. C. et al. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, v. 12, n. 4, p. 569-574, 2007.

SÁNCHEZ, E. et al. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological indicators**, v. 7, n. 2, p. 315-328, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X06000239?via%3Dihub>. Acesso em: 19 ago.2024.

SILVA, A. A.; FRANCA, R. R. Identificação e classificação de episódios de chuva extrema no Distrito Federal–Período 1990-2019. **Revista Espaço e Geografia**, v. 24, n. 2, p. 134: 153-134: 153, 2021. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/espacoegeografia/article/view/40271>. Acesso em 12 fev. 2024.

SILVA, D. S.; MARQUES, E. E.; LÓLIS, S. F. Macrófitas aquáticas: “vilãs ou mocinhas”? **Revista Interface**, n. 04, p.17-27. Disponível em: <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/interface/article/view/355>. Acesso em 08 abr. 2024.

SILVA, J. P.; RAMOS, S. B.; ANDRADE, M. Análise multivariada da esquistossomose no estado de Minas Gerais: análise de componentes principais. **ABCS Health Sciences**, v. 43, n. 2, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.7322/abcs/shs.v43i2.995>. Disponível em: <https://www.portalnepas.org.br/abcs/shs/article/view/995/807>. Acesso em: 15 ago. 2024.

SILVEIRA, L. G. **Estudo comparativo da utilização do IQA-NSF e IQA-CCME para análise da qualidade da água no Estado do Rio De Janeiro**. 2018. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.bdt.d.uerj.br/handle/1/13508>. Acesso em 19 ago. 2024.

SINGH, K. P. et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water research**, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135404003367>. Acesso em: 15 ago. 2024.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—a case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n. 1-2, p. 355-374, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.02.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0003267005001649>. Acesso em: 15 ago. 2024.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Série histórica**. Brasil: SNIS, 2022. Disponível em: <https://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso em 23 out. 2025.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER - SMWW 2130. **Turbidity**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2510 B. **Conductivity** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2520. **Salinity** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2540. **Solids**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2550. **Temperature**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 4500-h B. **ph** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 4500-o G **Oxygen (dissolved)** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 5210 b. **Biochemical oxygen demand (BOD)** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER SMWW 9221 E. **Multiple-tube fermentation technique for members of the coliform group** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER - SMWW 4500-P E. **Phosphorus**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press

TANNURE, F. P. **Caracterização química e bioatividade de substâncias húmicas isoladas do ecossistema manguezal**. 2013. 65f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas) – Universidade Vila Velha. Disponível em: <https://repositorio.uvv.br/server/api/core/bitstreams/3c712c71-7161-4a44-9845-06a610039de7/content>. Acesso em: 29 set. 2025.

THERMO SCIENTIFIC. D09727_04_Insert_Environmental_TON Vanadium. **TON as N, Total Oxidized Nitrogen (Vanadium Chloride reduction)**. Thermo Scientific, 2015.

THOMAZ, D.; CENTENO, L. N.; CECCONELLO, S. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do Rio Comandá, através do Índice de Qualidade da Água. **Revista Thema**,

v. 22, n. 1, p. 79-103, 2023. DOI: <https://doi.org/10.15536/thema.V22.2023.79-103.3068>. Disponível em: <https://periodicos.ifsul.edu.br/index.php/thema/article/view/3068>. Acesso em: 19 ago. 2024.

THYAGI, S. et al. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of water resources**, v. 1, n. 3, p. 34-38, 2013. DOI: <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>. Disponível em: <http://pubs.sciepub.com/ajwr/1/3/3>. Acesso em 22 ago. 2024.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, p. 181-186, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/kpzVhzFFCk3zxFZFvFXPvZG/#>. Acesso em: 12 fev. 2024.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107-218, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311572>. Acesso em: 15 ago. 2024.

VON-AHN, C. M. E.; PEREIRA FILHO, J. Diagnóstico da qualidade de água ao longo do estuário do rio Itajaí-Açu, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v. 20, n. 2, p. 331-342, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Jurandir-Pereira-Filho/publication/279912268_von-Ahn_e_Pereira_Filho_2015_RBRH/links/559d7f8108ae76bed0bb3d5e/von-Ahn-e-Pereira-Filho-2015-RBRH.pdf. Acesso em: 9 jul. 2025.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996, v.1, 2 ed., 243 p.

WANICK, R. C. et al. Avaliação do IQA Como Ferramenta de Avaliação da Qualidade de Água Nos Corpos Hídricos Interceptados Pela Rodovia BR-163 (Guarantã do Norte - MT). **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Maceió, 2011. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/153/43791ccc22fd6c37382d7963fa2e9c80>.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WHO). **Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation**. 7. ed. Geneva: Chairperson, Publications Board, 2008.

WU, Mei-Lin et al. Identification of coastal water quality by statistical analysis methods in Daya Bay, South China Sea. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 6, p. 852-860, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X1000010X>. Acesso em 20 mai. 2024.

WUNDERGROUND. **Est. meteorológica 5° LERIPE LAMET-UEN - IRIODA12**. Wunderground, 2025. Disponível em: <https://www.wunderground.com/dashboard/pws/IRIODA12/table/2025-01-16/2025-01-16/monthly>. Acesso em: 14 maio 2025.

YANG, X. et al. Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of zhejiang university Science B**, v. 9, p. 197-209, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>. Acesso em: 20 ago. 2024.

ZANETTI, G. D. Rio das Ostras: o meio ambiente, sua população e o movimento ecológico. In: ASSUNÇÃO, V. N. F. (org.). **Mosaico Riostrense: economia, sociedade e cultura de Rio das Ostras e região**. Belém: Home, 2024. v. 1, cap. 3, p. 47-72.

Anexos

ANEXO 1- Certificado de Acreditação INMETRO

ANEXO 2- Certificado CCL INEA

ANEXO 3- Registro fotográfico

ANEXO 4- Cadeias de custódia

ANEXO 5- Laudos analíticos

ANEXO 6- Memória de cálculo IQA