



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

RAVENA SANTIAGO ALVES

EFEITO DA ENGORDA ARTIFICIAL DAS PRAIAS DO MEIRELES E IRACEMA
SOBRE OS PARÂMETROS INORGÂNICOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

FORTALEZA

2021

RAVENA SANTIAGO ALVES

EFEITO DA ENGORDA ARTIFICIAL DAS PRAIAS DO MEIRELES E IRACEMA
SOBRE OS PARÂMETROS INORGÂNICOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- A482e Alves, Ravena Santiago.
Efeito da engorda artificial das Praias do Meireles e Iracema sobre os parâmetros inorgânicos de qualidade de água / Ravena Santiago Alves. – 2021.
96 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.
1. Águas salinas. 2. Dragagem. 3. Nutrientes. 4. Metais. I. Título.

CDD 333.7

RAVENA SANTIAGO ALVES

EFEITO DA ENGORDA ARTIFICIAL DAS PRAIAS DO MEIRELES E IRACEMA
SOBRE OS PARÂMETROS INORGÂNICOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Michael Barbosa Viana (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Maria Ozilea Bezerra Menezes
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais, Valdenia e Reginaldo.

A minha avó, Maria Celeste, a quem eu pude
mostrar meus trabalhos ainda em vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Projeto MAPIM (Estudo e monitoramento dos prováveis impactos sobre o meio ambiente, decorrentes da obra de engorda das praias do Meireles e Iracema, Fortaleza/Ceará) e as instituições que participaram do termo de cooperação técnica e científica: EDCON, UFC, LABOMAR e FCPC, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

Ao Prof. Dr. Michael Barbosa Viana, pela paciência, excelente orientação e pelo reconhecimento do potencial do aluno, incentivando na busca por melhorias.

Aos professores participantes da banca examinadora Maria Ozilea Bezerra Menezes e Sandra Tédde Santaella pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

As equipes dos laboratórios do Labomar, que auxiliaram nos trabalhos em campo e laboratoriais. Ao LOF, Lacor e Laboratório de Plâncton, pelo empenho no desenvolvimento do Projeto MAPIM.

A toda equipe do Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL - Labomar), que ainda permanece ou já passou por ele. Ao Candido, Cíntia, Beatriz, Glemilson, Guilherme, Mário, Misael, Neto, Nicolas, Soraia e Victória, vocês foram essenciais para o desenvolvimento desse trabalho e no incentivo para eu não desistir da pesquisa. Em especial, Isabelle e Caio, que foram os primeiros que me auxiliaram e me ensinaram o funcionamento do laboratório e das análises físico-químicas, vocês foram a base de tudo que eu sei hoje.

Aos colegas da turma de graduação, pela cumplicidade e apoio, especialmente para Brenda, Janaina, Ligia e Taynara, que sempre estiveram comigo nas conversas e nos trabalhos em equipe muito bem realizados, sempre com muito esforço. A gente ainda vai longe, meninas.

Quando em razão de toda ação humana
E de tanta desrazão [...]
E o mar tomar toda cidade litorânea [...]
E todo grande rio virar areia [...]
E a água for commoditie alheia
Com seu ônus e seu dono. (LENINE, 2015).

RESUMO

Recentemente, as Praias de Iracema e do Meireles passaram por uma intervenção de engorda de praia, onde a faixa de areia foi aumentada em direção ao mar, através da transferência de sedimentos do assoalho marinho para a praia, por meio de dragagem. A obra visa controlar a erosão costeira e promover melhores condições para a exploração turística. Entretanto, esta intervenção pode ocasionar a remobilização de compostos presentes nos sedimentos, como nutrientes, metais e contaminantes, que provocam alterações na qualidade da água, podendo causar distúrbios permanentes ou temporários à biota e aos usos preponderantes da água. O objetivo deste trabalho foi monitorar os efeitos da engorda das Praias de Iracema e do Meireles sobre os parâmetros inorgânicos de qualidade da água, listados na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de classe 1. Com esse intuito, ocorreram três campanhas oceanográficas: antes, durante e após a obra, com coletas de água em 12 estações oceanográficas, distribuídas em duas áreas de influência da obra (aterro e jazida), em duas profundidades (subsuperfície e fundo). Todos os métodos de coleta, armazenagem e análise de água foram baseados em metodologias e normas técnicas cientificamente reconhecidos. Os resultados de cloro residual total ganharam destaque, pois as concentrações médias nas duas áreas de estudo, ultrapassaram o valor máximo permitido (VMP) em todas as campanhas, principalmente na área do aterro, com valores médios que variando entre $0,20 \pm 0,18$ mg/L e $0,32 \pm 0,16$ mg/L. Verificou-se uma interessante mudança nas concentrações de fluoreto total, devido ao salto dos valores na segunda campanha, ocorrendo um elevação ainda mais significativamente na terceira campanha, os quais ultrapassaram o VMP, com valores médias que variaram entre $2,32 \pm 0,16$ mg/L e $2,58 \pm 0,31$ mg/L. Com relação aos metais e semimetais, poucas amostras excederam o VMP e apenas o cobre dissolvido apresentou concentrações mais significativas durante a obra, as quais excederam VMP, porém os valores diminuíram substancialmente após a obra. Avaliou-se que as concentrações de determinados parâmetros inorgânicos durante o tempo e espaço, podem ter sido possivelmente alteradas pelos efeitos da obra de engorda, porém resultados mais conclusivos só serão possíveis após a realização das próximas campanhas. Apesar disso, 98,13% das amostras analisadas após a obra, não excederam o VPM, com relação ao antes, mostrando que, até a última campanha, a obra de engorda não alterou significativamente as concentrações dos parâmetros inorgânicos de qualidade da água, ao ponto de comprometer seus usos preponderantes.

Palavras-chave: Águas salinas. Dragagem. Nutrientes. Metais.

ABSTRACTO

Recientemente, las playas de Iracema y Meireles fueron sometidas a una intervención de engorde en la playa, donde se incrementó la franja de arena hacia el mar, mediante el traslado de sedimentos del fondo marino a la playa, mediante dragado. El trabajo tiene como objetivo controlar la erosión costera y promover mejores condiciones para la exploración turística. Sin embargo, esta intervención puede provocar la removilización de compuestos presentes en los sedimentos, como nutrientes, metales y contaminantes, que provocan cambios en la calidad del agua, que pueden ocasionar alteraciones permanentes o temporales a la biota y los usos predominantes del agua. El objetivo de este estudio fue monitorear los efectos del engorde en las playas de Iracema y Meireles sobre los parámetros inorgánicos de calidad del agua, enumerados en la Resolución CONAMA n° 357/2005 para aguas salinas clase 1: antes, durante y después de la obra, con captaciones de agua en 12 estaciones oceanográficas, distribuidas en dos áreas de influencia de la obra (vertedero y depósito), en dos profundidades (subsuperficial y fondo). Todos los métodos de recolección, almacenamiento y análisis del agua se basaron en metodologías y estándares técnicos científicamente reconocidos. Los resultados de cloro residual total cobraron protagonismo, ya que las concentraciones promedio en las dos áreas de estudio, superaron el valor máximo permitido (VMP) en todas las campañas, principalmente en el área de relleno sanitario, con valores promedio que oscilan entre $0,20 \pm 0,18$ mg/L y $0,32 \pm 0,16$ mg/L. Hubo un cambio interesante en las concentraciones totales de flúor, debido al salto en los valores en la segunda campaña, ocurriendo un incremento aún más significativo en la tercera campaña, que superó el VMP, con valores promedio que variaron entre $2,32 \pm 0,16$ mg/L y $2,58 \pm 0,31$ mg/L. En cuanto a metales y semimetales, pocas muestras superaron el VMP y solo el cobre disuelto presentó concentraciones más significativas durante el trabajo, que excedieron el VMP, pero los valores disminuyeron sustancialmente después del trabajo. Se estimó que las concentraciones de ciertos parámetros inorgánicos durante el tiempo y el espacio pueden haber sido posiblemente alteradas por los efectos del trabajo de ceba, pero sólo se podrán obtener resultados más concluyentes después de las próximas campañas. A pesar de ello, el 98,13% de las muestras analizadas tras el trabajo no superaron el VPM, demostrando que, hasta la última campaña, el trabajo de engorde no modificó significativamente las concentraciones de parámetros de calidad de agua inorgánica, hasta el punto de comprometer sus usos.

Palabras clave: Aguas salinas. Dragado. Nutrientes. Metales.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Pluma de sedimentos (A) nas áreas adjacentes ao aterro da Praia de Iracema e (B) na área da jazida, durante os processos de engorda e dragagem no mês de outubro de 2019	19
Figura 2 – Modelo de draga de sucção autotransportadora de arrasto (TSHD)	21
Figura 3 – Funcionamento da draga de sucção autotransportadora de arrasto (TSHD) ...	21
Figura 4 – Procedimento de engorda da Praia de Iracema em outubro de 2019	22
Figura 5 – Evento de ressaca do mar invadindo a avenida Beira Mar em março de 2018	42
Figura 6 – Faixa de areia antes e depois da obra de engorda das Praias de Iracema e Meireles	43
Figura 7 – Localização das estações oceanográficas de coleta de água, nas áreas de estudo	44
Figura 8 – Embarcações utilizadas durante as campanhas oceanográficas nas atividades de amostragem	45
Figura 9 – Etapa de medição da profundidade da coluna d'água, através de uma sonda multiparamétrica	46
Figura 10 – Etapa de coleta de água da subsuperfície através de uma garrafa de <i>van Dorn</i> de 5 litros	47
Figura 11 – Etapa de coleta de água do fundo através de uma garrafa de <i>van Dorn</i> de 10 litros	47
Figura 12 – Etapa de acondicionamento dos frascos em isopores com gelo, após a amostragem	48
Figura 13 – Etapa de medição da concentração de cloro residual total na água, após a amostragem, ainda embarcados	49
Figura 14 – Concentrações médias de alumínio dissolvido e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	58
Figura 15 – Concentrações médias de arsênio total e desvios padrão, em águas de	59

subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	
Figura 16 – Concentrações médias de bário total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	60
Figura 17 – Concentrações médias de boro total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	61
Figura 18 – Concentrações médias de chumbo total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	63
Figura 19 – Concentrações médias de cobre dissolvido e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	63
Figura 20 – Concentrações médias de cromo total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	65
Figura 21 – Concentrações médias de ferro dissolvido e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	66
Figura 22 – Concentrações médias de manganês total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	67
Figura 23 – Concentrações médias de prata total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	68
Figura 24 – Concentrações médias de urânio total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	69
Figura 25 – Concentrações médias de zinco total e desvios padrão, em águas de	70

subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	
Figura 26 – Concentrações médias de cloro residual total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	71
Figura 27 – Concentrações médias de fluoreto total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	73
Figura 28 – Concentrações médias de sulfetos (H ₂ S não dissociado) e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	74
Figura 29 – Concentrações médias de nitrato e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	74
Figura 30 – Concentrações médias de nitrito e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	76
Figura 31 – Concentrações médias de nitrogênio amoniacal total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	77
Figura 32 – Concentrações médias de fósforo total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	78
Figura 33 – Concentrações médias de polifosfatos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas e profundidades das estações oceanográficas de coleta de água	44
Tabela 2 – Materiais, volumes e acondicionamento dos frascos utilizados para cada análise	48
Tabela 3 – Metodologias utilizadas para análise química dos parâmetros inorgânicos de qualidade da água	59
Tabela 4 – Limites de quantificação de cada análise química dos parâmetros inorgânicos de qualidade água	51
Tabela 5 – Concentrações médias dos parâmetros inorgânicos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro	54
Tabela 6 – Concentrações médias dos parâmetros inorgânicos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área da jazida	56

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo Geral	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3	REFERENCIAL TEORICO	18
3.1	Engorda Artificial de Praia	18
3.2	Processo de Dragagem	20
3.3	Parâmetros Inorgânicos de Qualidade da Água	23
3.3.1	<i>Metais e Semimetais</i>	23
3.3.2	<i>Ametais</i>	33
3.3.3	<i>Nutrientes Inorgânicos</i>	37
3.4	Resolução CONAMA nº 357/2005	40
4	MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1	Área de Estudo	42
4.2	Caracterização e Descrição dos Sítios de Amostragem	43
4.3	Procedimentos de Amostragem em Campo	46
4.4	Armazenagem e Preservação das Amostras	48
4.5	Metodologia Analítica	49
4.6	Análise de Dados	52
5	RESULTADOS E DISCUSÃO	53
5.1	Parâmetros Inorgânicos de Qualidade da Água	53
5.1.1	<i>Metais e Semimetais</i>	58
5.1.2	<i>Ametais</i>	70
5.1.3	<i>Nutrientes Inorgânicos</i>	74
5.2	Análise dos Resultados perante a Resolução CONAMA nº 357/2005	79
6	CONCLUSÕES	80
	REFERÊNCIAS	81
	APÊNDICE A – CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS INORGÂNICOS EM ÁGUAS DE SUBSUPERFÍCIE E FUNDO DAS ESTAÇÕES OCEANOGRÁFICAS DA ÁREA DO ATERRO, NAS TRÊS CAMPANHAS OCEANOGRÁFICAS	87

APÊNDICE B – CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS INORGÂNICOS EM ÁGUAS DE SUBSUPERFÍCIE E FUNDO DAS ESTAÇÕES OCEANOGRÁFICAS DA ÁREA DA JAZIDA, NAS TRÊS CAMPANHAS OCEANOGRÁFICAS	90
ANEXO A – CONDIÇÕES E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA, ESTABELECIDOS NA RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357/2005 PARA ÁGUAS SALINAS DE CLASSE 1.....	93

1 INTRODUÇÃO

A engorda artificial de praia é uma intervenção antrópica que consiste em adicionar uma grande quantidade de sedimentos na praia, avançando em direção ao mar, promovendo assim, o aumento da faixa praiial resultante do preenchimento (KELLER, 1942). Essa obra de engenharia é realizada, na maioria dos casos, por meio do processo de dragagem marítima, que permite realocar os sedimentos de uma área de empréstimo para a praia que se deseja expandir (DEAN, 2002).

Os processos de retirada, remobilização e deposição de sedimentos, provocam alterações no regime sedimentar natural do ecossistema marinho, podendo liberar partículas e substâncias orgânicas e inorgânicas na coluna d'água, sendo muitas delas potencialmente tóxicas e deletérias e, a depender da concentração atingida, causar danos ecológicos, à saúde humana, além de comprometer os usos da água (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; TORRES, 2000).

Estudos feitos por Ferreira (2016) mostram que as concentrações de amônia, fósforo total e metais-traço, como ferro, manganês e níquel aumentam durante a operação de dragagem em amostras de partículas presentes na coluna d'água. Foteinis, Kallithrakas-Kontos e Synolakis (2013) mencionam que a existência de poluentes persistentes, como metais pesados nos sedimentos marinhos utilizados em projetos de engorda de praia, deve ser avaliada e as fontes pontuais de poluição, como efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos e atividades de manutenção de barcos, precisam ser identificadas.

Dentre as substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas, pode-se citar metais, como cádmio, chumbo, cromo, cobre, ferro, níquel, manganês, mercúrio e zinco, semimetais, como o arsênio, além de nutrientes inorgânico, como nitrogênio e fósforo (ABU-HILAL *et al.*, 2009; RASHEED *et al.*, 2009; CARDINI; SERMAN, 2010).

O mecanismo de liberação de metais na coluna d'água geralmente ocorre através da remobilização dos sedimentos, de modo que os elementos são liberados de sua forma quimicamente inerte, que está associada a matriz sedimentar e com isso, os íons metálicos sofrem diversas reações químicas, formando novas espécies que podem ter maior nível de toxicidade do que os reativos isoladamente (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Os metais pesados podem se bioacumular, principalmente em macroinvertebrados, fitoplâncton, zooplâncton e peixes. Estes metais passam pelo processo de biomagnificação, acumulando-se nos organismos ao longo da cadeia alimentar, de tal modo que as maiores

concentrações do elemento são encontradas nos predadores de topo (PIVELI, KATO, 2006).

A maior parte dos nutrientes ficam retidos nos sedimentos, o aumento da concentração de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, na coluna d'água do ambiente marinho, ocasiona o aumento da produtividade primária, processo denominado de eutrofização, no qual o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que consegue consumir. Esse fenômeno é intensificado por fontes antrópicas, como uso de fertilizantes químicos e lançamento de efluentes domésticos e industriais (ESTEVES, 2011).

Além das consequências ambientais e ecológicas, a alteração da qualidade da água também pode afetar os usos das águas costeiras, destinadas a recreação de contato primário, a aquicultura e a atividade de pesca, podendo afetar a saúde da população que usufrui direta ou indiretamente do ambiente marinho, por meio do contato com águas poluídas ou consumo de pescado contaminado, provocando potenciais perdas econômicas e a saúde (BRASIL, 2005; TORRES, 2000).

No litoral de Fortaleza, capital do Estado do Ceará, a primeira obra de engorda foi realizada no ano 2000, na Praia de Iracema. No entanto, devido ao processo de erosão de parte da costa da cidade, houve o estreitamento da faixa de praia e, por isso, a Prefeitura de Fortaleza realizou a obra de restauração da engorda da Praia de Iracema e construção da engorda da Praia do Meireles, em outubro de 2019, a qual foi concluída em novembro de 2019 (FORTALEZA, 2009; OPOVO, 2020).

Contudo, foi verificado que no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da engorda da Praia de Iracema, produzido em 2009, não havia a caracterização do ambiente marinho e de outros aspectos que não foram avaliados. Em contrapartida, o Ministério Público Federal do Ceará autorizou a realização da obra de engorda e propôs que diagnósticos ambientais fossem feitos por programas de monitoramento, os quais indicariam os possíveis danos decorrentes da obra (G1 CEARÁ, 2019). Esse monitoramento é realizado através de um parceria que envolve a Prefeitura de Fortaleza, a construtora EDCON, Universidade Federal do Ceará (UFC), Universidade Estadual do Ceará (UECE) e o Instituto Aquasis.

Diversos aspectos ambientais, bióticos e abióticos, estão sendo monitorados pelo Projeto MAPIM (Estudo e monitoramento dos prováveis impactos sobre o meio ambiente, decorrentes da obra de engorda das praias do Meireles e Iracema, Fortaleza/Ceará), dentre eles a qualidade da água. Muito embora o programa de monitoramento da água englobe todas as condições de qualidade de água, parâmetros orgânicos e inorgânicos listados na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de classe 1, apenas os inorgânicos serão tratados no presente trabalho.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da obra de engorda das Praias de Iracema e Meireles (Fortaleza – CE) sobre os parâmetros inorgânicos de qualidade da água, listados na Resolução nº 357 do CONAMA para águas salinas de classe 1.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as concentrações dos metais e semimetais (listados na Resolução nº 357 do CONAMA para águas salinas de classe 1) na água antes do início, durante a execução, e após 1 ano do fim da obra de engorda das praias de Iracema e Meireles;
- Avaliar as concentrações dos ametais (listados na Resolução nº 357 do CONAMA para águas salinas de classe 1) na água antes do início, durante a execução, e após 1 ano do fim da obra de engorda das praias de Iracema e Meireles;
- Avaliar as concentrações dos nutrientes inorgânicos (listados na Resolução nº 357 do CONAMA para águas salinas de classe 1) na água, antes do início, durante a execução, e após 1 ano do fim da obra de engorda das praias de Iracema e Meireles;
- Avaliar se a obra de engorda de praia alterou as concentrações dos parâmetros inorgânicos de qualidade da água, ao ponto de comprometer os usos preponderantes das águas salinas de classe 1 da Resolução nº 357 do CONAMA.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Engorda Artificial de Praia

O engorda artificial de praia consiste em adicionar uma grande quantidade de areia na praia, promovendo o aumento da faixa de praia resultante do preenchimento, elevação e proteção de uma área que, de outro modo, estaria periodicamente ou continuamente submersa (KELLER, 1942; GOES FILHO, 2004). Esta intervenção é geralmente realizada com a finalidade de controlar a erosão costeira provocada por pressões naturais ou antrópicas, compensando as perdas causadas pela ação das ondas no litoral e proporcionando a manutenção da faixa de praia (DEAN, 2005; KELLER, 1942).

A estabilização da linha de costa através desse tipo de intervenção é considerada uma estabilização “suave”, em comparação com a estabilização “dura”, como a construção de paredões e espigões (DEAN, 2005; KELLER, 1942). Essa estrutura de engenharia permite um melhor aproveitamento das zonas costeiras, expandido as áreas de lazer de zonas urbanas densamente povoadas, trazendo benefícios estéticos e recreativos, sendo em muitos casos utilizada para reurbanização dessas regiões (GOES FILHO, 2004; OLIVEIRA, 2010).

A engorda artificial de praia tornou-se o mecanismo preferido na restauração e expansão de praias para recreação, por sua estética favorável. No entanto, essa estrutura tem um alto custo de implantação e exige manutenção, além de poder provocar impactos em áreas adjacentes ou até mesmo destruir a praia que se desejava recuperar (KELLER, 1942). Porém, se a engorda da praia for realizada de forma adequada, essa estrutura trará efeitos benéficos e os valores gastos com a infraestrutura montada, podem justificar e compensar os custos elevados da obra (DEAN, 2002).

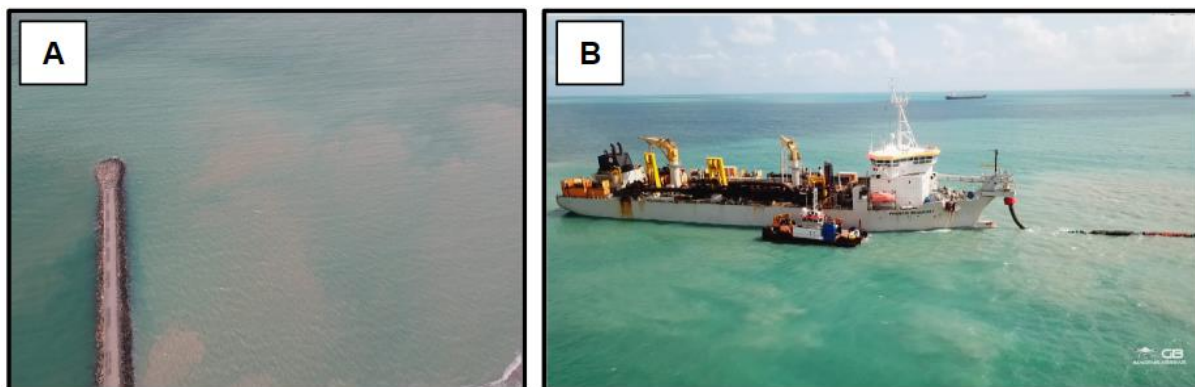
Entretanto, para reduzir ao máximo os impactos negativos na área, é necessário realizar um estudo ambiental cuidadoso antes do início da obra (KELLER, 1942). Isso porque a construção desse tipo de estrutura na zona costeira, geralmente ocasiona distúrbios diretos as comunidades biológicas, como mostra estudos realizados por Sena (2018) que verificaram variações na riqueza e abundância de espécies da meiofauna, após a engorda de praia, porém a longo prazo, observou-se a tendência de estabilização da estrutura da comunidade ao estado em que se encontrava originalmente.

Esse tipo de empreendimento pode causar alterações nos habitats de fundo por supressão física e, em alguns casos, lavagem ou deposição de sedimentos que cobrirão organismos não móveis. Além disso, essa obra pode provocar a compactação temporária da

praia, afetando diretamente as espécies como caranguejos e tartarugas marinhas que utilizam a praia para construção de ninhos e para reprodução (UNITED STATES ARMY, 2008). Como mostram estudos realizados por Brock, Reece e Ehrhart (2007), os quais verificaram que o sucesso de nidificação de duas tartarugas marinhas foi reduzido após a engorda de praia.

O processo de engorda de praia também gera elevados níveis de turbidez, principalmente nas proximidades da tubulação que descarrega os sedimentos, provocando o aumento da sedimentação em direção ao mar, à medida que o perfil de praia se estabiliza, como observado na Figura 1 (COMMITTEE ON BEACH NOURISHMENT AND PROTECTION, 1995).

Figura 1 – Pluma de sedimentos (A) nas áreas adjacentes ao aterro da Praia de Iracema e (B) na área da jazida, durante os processos de engorda e dragagem no mês de outubro de 2019



Fonte: elaborada pela autora; GB Imagens Aéreas (2019).

Em projetos de engorda de praias podem ser utilizados diferentes métodos de alocação de sedimentos, que serão removidos de uma área de empréstimo, localizada no mar ou em terra, sendo feita através da colocação por dragagem, caminhões e correias transportadoras. No entanto, estima-se que mais de 95% de todos os volumes de areia colocados em projetos de engorda de praias sejam por dragagem marítima, por ser o método mais vantajoso, a depender da situação (DEAN, 2002).

Na engorda de praia através do processo de dragagem são utilizadas dragas hidráulicas ou mecânicas, que possuem a função de transferir sedimentos retirados do fundo do mar para a área que se deseja aterrar, sendo a maior parte do material colocado na zona de supralitoral e entremarés. Dessa forma, dependendo da área de empréstimo e do tipo de sedimento utilizado, as mudanças físicas no ambiente variam durante e após a engorda de praia (OLIVEIRA, 2010; COMMITTEE ON BEACH NOURISHMENT AND

PROTECTION, 1995).

Após a construção da engorda de praia, a ação das ondas e correntes é responsável por mover a areia para o mar, redistribuindo e preenchendo as partes mais profundas, resultantes da engorda. Esse processo, chamado de *profile equilibration*, geralmente ocorre 12 meses após a construção e é responsável por tornar a faixa de praia mais plana e estável (WILLSON, *et al.* 2017).

3.2 Processo de Dragagem

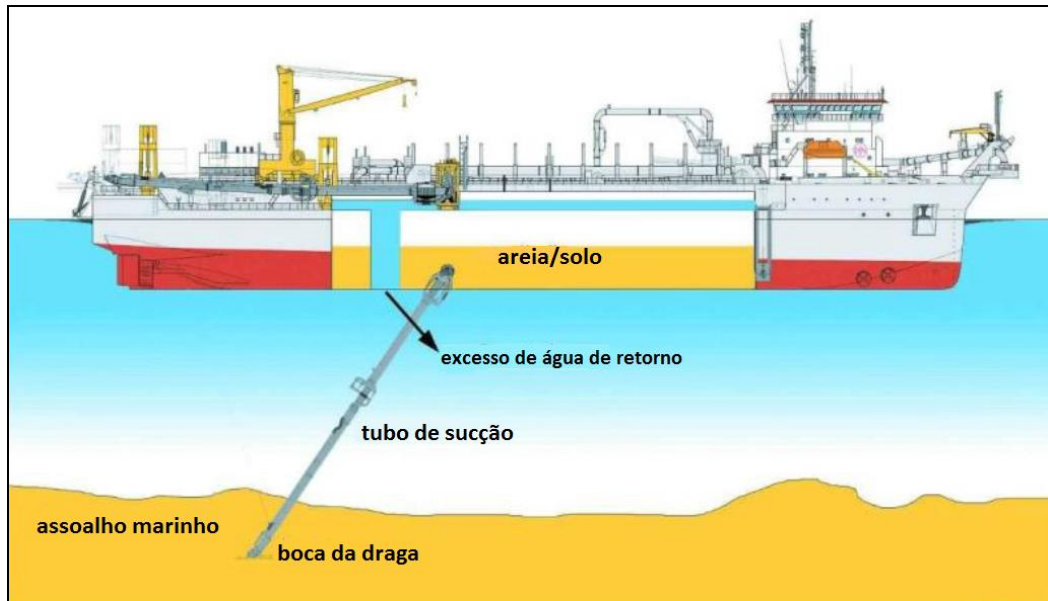
O termo dragagem é, por definição, o procedimento de escavação ou extração de solo ou rochas do fundo de rios, lagos, mares e outros corpos d'água por meio de equipamentos denominados de dragas que são, em geral, embarcações ou plataformas flutuantes providas de maquinários necessários para realizar a retirada do solo (SIMÕES, 2009).

Os equipamentos de dragagem mais utilizados são os mecânicos, hidráulicos e pneumáticos. As dragas hidráulicas são usadas na retirada de sedimentos finos, com o mínimo de ressuspensão e com maior capacidade de rendimento operacional. Um dos principais equipamentos hidráulicos utilizados neste processo são as dragas autotransportadoras de arrasto, geralmente empregadas no engordamento de praias (GOES FILHO, 2004).

A draga de sucção autotransportadora de arrasto, conhecida como *Trailing Suction Hopper Dredger* (TSHD) é uma embarcação usada principalmente para dragagem de solos siltosos, argilosos, arenosos ou com cascalho. Esse equipamento dispõe de um ou dois tubos de sucção (*suction pipe*) que possuem, em sua extremidade, a boca da draga (*draghead*) que entra em contato com o assoalho marinho que será escavado. Um sistema de bombas hidráulicas aspira uma mistura de areia e água pelo tubo de sucção e descarrega em cisternas (*hopper*) localizadas na própria draga (FIGURA 2) (VASCONCELOS *et al.* 2019).

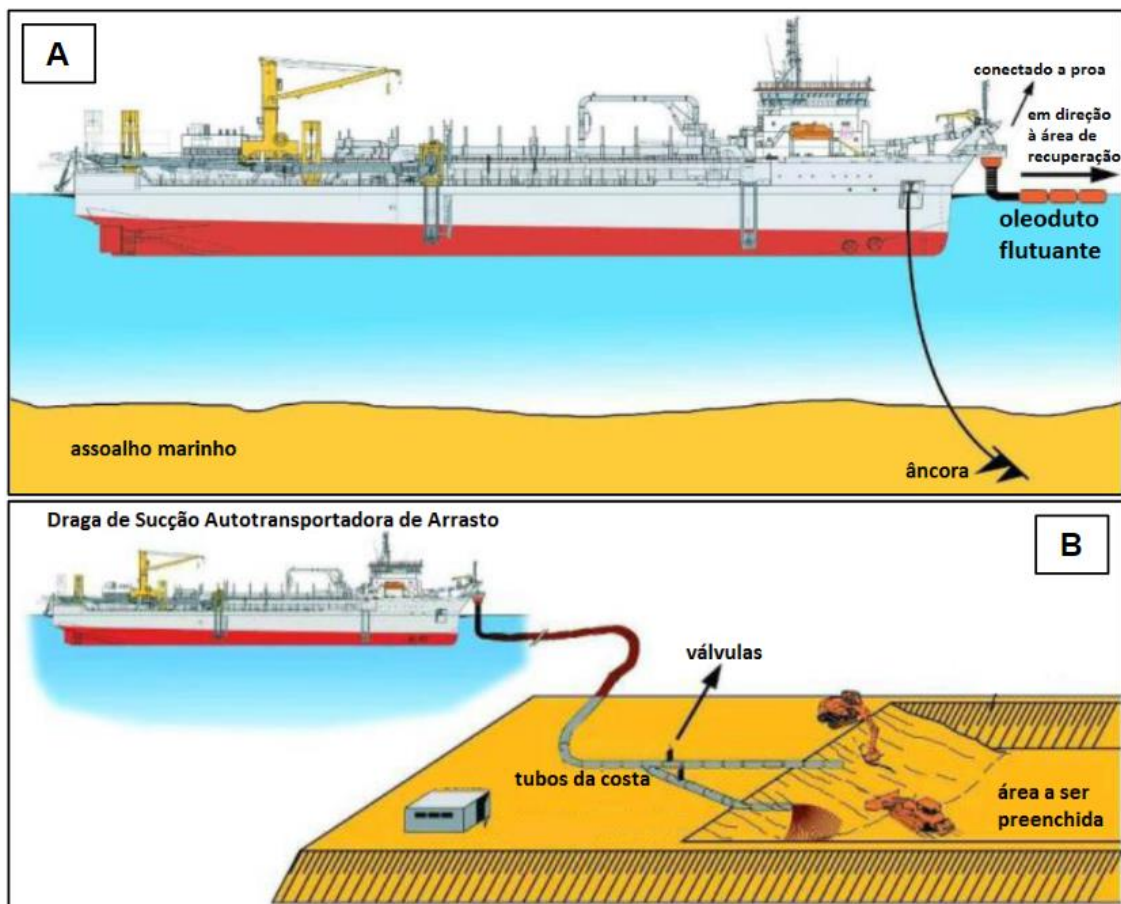
Algumas dragas de sucção autotransportadora de arrasto são equipadas com instalações de bombeamento em terra, que lhes possibilita bombear o material dragado armazenado nas cisternas, diretamente para a área de terra que se deseja recuperar, por meio de um duto flutuante com uma extremidade conectada na embarcação e a outra extremidade conectada ao duto da costa (FIGURA 3 e 4) (VASCONCELOS *et al.* 2019).

Figura 2 – Modelo de draga de sucção autotransportadora de arrasto (TSHD)



Fonte: JAN DE NUL (2014).

Figura 3 – Funcionamento da draga de sucção autotransportadora de arrasto (TSHD)



Fonte: JAN DE NUL (2014).

Legenda: (A) TSHD acoplado ao oleoduto flutuante; (B) Atividade de bombeando em terra.

Figura 4 – Procedimento de engorda da Praia de Iracema em outubro de 2019



Fonte: GB Imagens Aéreas (2019).

Devido uma grande quantidade de água ser aspirada juntamente com o sedimento do fundo, acima das cisternas encontram-se dois vertedores, para que haja o escoamento dos materiais mais leves e do excesso de água para fora da embarcação, conforme o enchimento das cisternas, enquanto os materiais mais pesados são decantados no fundo. Esse processo é denominado “*overflow*” e provoca o aumento da quantidade de sedimentos em suspensão, causando impactos nas áreas adjacentes a dragagem (OLIVEIRA, 2010; GOES FILHO, 2004; TORRES, 2000).

A ressuspensão dos sedimentos de fundo pode gerar elevados níveis de turbidez e reduzir a penetração de luz na coluna d’água, caso a concentração dos sólidos em suspensão seja elevada e perdure por um longo período, prejudicando organismos aquáticos, corais e a atividade fotossintética das algas. Ao sedimentarem novamente no fundo, essas partículas podem asfixiar ou afugentar a fauna bentônica para outras regiões. Essa circunstância geralmente está associada ao período de operação da dragagem (TORRES, 2000; COMMITTEE ON BEACH NOURISHMENT AND PROTECTION, 1995).

Caso os sedimentos estejam contaminados por compostos químicos tóxicos, resíduos sólidos ou óleo e graxas, a remobilização desses sedimentos podem liberar contaminantes e nutrientes presentes no assoalho marinho, alterando a qualidade da água. Dessa forma, essas substâncias podem se dissolver ou ficar em suspensão, possibilitando a contaminação ou causando a mortandade de espécies marinhas de possível interesse pesqueiro (TORRES, 2000).

Por conta dos riscos envolvendo a retirada e disposição de materiais dragados, a Resolução CONAMA nº 454/2012 estabelece os procedimentos referentes ao gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Tais procedimentos incluem a caracterização química dos sedimentos, com relação a parâmetros inorgânicos, que incluem

metais, semimetais e nutrientes, bem como o monitoramento dos efeitos da realocação desses sedimentos na área de disposição (BRASIL, 2012).

3.3 Parâmetros Inorgânicos de Qualidade da Água

Os parâmetros inorgânicos de qualidade da água são substâncias escolhidas para funcionarem como indicadores representativos do estado de qualidade da água dos corpos hídricos. A maior parte desses parâmetros são metais, como cádmio, cobre, cromo, mercúrio e prata, semimetais, como boro e arsênio, ametais, como selênio, fluoreto, cloro, nitrogênio e fósforo (BRASIL, 2005).

O excesso de metais e semimetais nas águas pode provocar a contaminação de organismos marinhos, pois estes bioacumulam ao longo da cadeia trófica e alguns desses elementos são considerados cancerígenos (PIVELI; KATO, 2006). Enquanto ametais, como nitrogênio e fósforo, quando presentes em altas concentrações podem provocar a eutrofização do ambiente marinho (ESTEVES, 2011).

Nas próximas seções serão abordados apenas os parâmetros inorgânicos de qualidade de água, listados na Resolução CONAMA nº 357/2005 (ANEXO A), que serão objetos de estudo da presente pesquisa.

3.3.1 Metais e Semimetais

- **Alumínio**

O alumínio (Al) é um elemento do grupo 13, possui número atômico igual a 13 e massa atômica 26,982 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é o terceiro mais abundante da crosta terrestre, atrás do oxigênio e do silício. Ele é encontrado naturalmente como óxidos, hidróxidos e silicatos, e complexado a matéria orgânica (CETESB, 2020). As concentrações de alumínio dissolvido é maior em águas ácidas e ricas em matéria orgânica (CETESB, 2020). Na água do mar, a espécie química mais provável é o $Al(OH)_4^-$, na faixa de concentração típica de 5 a 40 nM e concentração média de 2 nM (CAMPOS, 2010).

O alumínio é muito utilizado na construção civil, automobilística e na produção de utensílios domésticos e eletrodomésticos (PEIXOTO, 2001). Os sais de alumínio são também empregados como coagulantes no tratamento de água, com a finalidade de reduzir matéria orgânica, cor e turbidez (CETESB, 2020). De acordo com Schmiegelow (2004), o alumínio é um elemento-traço nas águas marinhas estando presente em uma faixa de

concentração típica de 1 a 10 ppb.

Estudos realizados por ECCEL (2016) verificaram que o alumínio residual, advindo da utilização de sulfato de alumínio em Estações de Tratamento de Água, presente em amostras de água doce, resultou em toxicidade a um microcrustáceo, porém na água do mar, por conta de sua capacidade de tamponamento, a mobilidade das espécies de alumínio foram reduzidas. Desse modo, foi concluído que os organismos marinhos não sofrem grandes impactos pela presença de alumínio residual nessas águas.

- **Arsênio**

O arsênio (As) é um semimetal do grupo 15, possui número atômico igual a 33 e massa atômica 74,922 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento apresenta-se em dois estados de oxidação, como arsenito (As^{+3}) e arseniato (As^{+5}). Este último está presente em vários compostos inorgânicos e metalizados, tendo geralmente pouca mobilidade e é quimicamente similar ao fosfato, podendo ser adsorvido sobre argilas, calcita e oxihidróxidos de ferro. Enquanto o As^{+3} é mais solúvel, móvel e combina-se principalmente com os grupos $-\text{SH}$, sendo considerada a espécie mais tóxica do arsênio no ambiente (SILVA, 1997).

Os compostos de arsênio estão presentes no ambiente terrestre e marinho, advindos do intemperismo de rochas, erosão dos solos e fontes termais, sendo também liberado no ambiente por meio da emissão vulcânica e introduzidos na água pela descarga de efluentes industriais, como resíduos de mineração (SILVA, 1997; CETESB, 2020; PIVELI; KATO, 2006). Na água do mar, as espécies mais prováveis de maior abundância são HAsO_4^{2-} e H_2AsO_4^- , na faixa de concentração típica que varia entre 15 a 25 nM e concentração média de 23 nM (CAMPOS, 2010).

A fontes antrópicas de arsênio são as atividades de mineração e fundição, produção de ferro e aço, combustão de carvão e madeira, incineração de resíduos e uso de agrotóxicos (BAIRD; CANN, 2011; PIVELI; KATO, 2006; CETESB, 2020). Essas atividades podem contaminar as águas naturais, elevando os níveis de arsênio na água, que apresenta efeito cumulativo, sendo carcinogênico (PIVELI; KATO, 2006). Contudo, este elemento está presente em quantidades traço em todos os alimentos, principalmente em frutos do mar, a exemplo dos moluscos, que possuem até 100 mg/Kg de arsênio, sendo que a ingestão de 130 mg é fatal ao ser humano (CETESB, 2020; PIVELI; KATO, 2006).

- **Bário**

O bário (Ba) é uma elemento do grupo 2, possui número atômico igual a 56 e

massa atômica 137,33 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é altamente reativo, sendo encontrado na natureza na forma de cátion bivalente combinado com vários outros elementos, formando compostos como cloreto de bário (BaCl_2), hidróxido de bário (Ba(OH)_2), brometo de bário (BaBr_2), nitrito de bário ($\text{Ba(NO}_3)_2$), óxido de bário (BaO) e sulfato de bário (BaSO_4) (FONTÃO, 2018). Esse metal é tóxico na forma de cátion livre e compostos muito solúveis (CETESB, 2020).

Na natureza, o bário é encontrado somente na forma combinada, como constituinte de rochas ígneas e sedimentares, principalmente do mineral barita, composto por sulfato de bário, pouco solúvel (FONTÃO, 2018; CETESB, 2020). O bário pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos em algumas minerais e a espécie química mais prováveis de maior abundância na água do mar é o íon bário (Ba^{2+}), com um faixa de concentração típica que varia de 32 a 150 nM e concentração média de 100 nM (PIVELI; KATO, 2006; CAMPOS, 2010).

Os compostos de bário são amplamente utilizados na indústria para produção de ligas metálicas, eletrônicos, plásticos, vidros, inseticidas, têxteis e sabão. Por tanto, a emissão antrópica acontece por meio da mineração, queima de combustíveis fósseis e fabricação de produtos de bário. Essas atividade podem levar a contaminação das águas durante a purificação dos minérios e descarte dos seus efluentes, contribuindo para o significativo aumento das concentrações de bário no ambiente (CETESB, 2020; PIVELI; KATO, 2006; FONTÃO, 2018).

- **Berílio**

O berílio (Be) é um elemento do grupo 2, possui número atômico igual a 4 e massa atômica 9,0122 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é encontrado naturalmente em rochas minerais, carvão, solo e poeira vulcânica, e podem estar também presentes na atmosfera na forma de finas partículas decorrentes da queima de carvão, incineração de resíduos, produção de ligas metálicas e produtos químicos. Estas partículas alcançam o ambiente marinho por meio da deposição atmosférica ou por intemperismo de rochas e solos (CETESB, 2020).

No corpo hídrico, o berílio dificilmente é encontrado na sua forma dissolvida, devido a hidrólise dos sais solúveis de berílio nos sedimentos, em pH neutro. Por conta disso está presente especialmente nos sedimentos ou adsorvido as partículas em suspensão. Entretanto, nas águas oceânicas os compostos insolúveis de berílio podem continuar em suspensão por centenas de anos até se depositarem no fundo (CETESB, 2020). De acordo

com Schmiegelow (2004), o berílio é um elemento-traço nas águas marinhas estando presente em concentração típica de 0,0005 ppb.

Os minerais de berílio são obtidos no garimpo e utilizados na indústria para fabricação de automóveis, computadores, reatores, aeronaves e máquinas de raios X. O berílio é altamente tóxico causando envenenamento agudo por inalação de seus sais, provocando tosse dolorosa, febre e acúmulo de fluidos nos pulmões, capaz de levar à morte (CETESB, 2020; PEIXOTO, 1996a).

- **Boro**

O boro (B) é um semimetal do grupo 13, possui número atômico igual a 5 e massa atômica 10,81 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento encontra-se na forma de boretos e os principais são bórax e ácido bórico, os quais são tóxicos para bactérias e muitos insetos, bem como para os seres humanos. O boro é um micronutriente essencial para algumas plantas que podem apresentar deficiência desse elemento, prejudicando seu crescimento. No entanto, em concentrações excessivas torna-se tóxicos e age como um herbicida (PEIXOTO, 1996b).

O boro é naturalmente encontrado na forma de boratos nos oceanos, rochas sedimentares, carvão, xisto e em alguns tipos de solos. Estando presente principalmente próximos a regiões de intensa atividade vulcânica, onde são liberados na atmosfera, como também advindo do intemperismo de rochas sedimentares ricas em argila, vapores geotérmicos dos oceanos e em menores quantidades por fontes antropogênicas (HOWE, 1998). Na água do mar, as espécies mais prováveis de maior abundância são $B(OH)_3$ e $B(OH)_4^-$, com concentração média típica de 0,416 nM (CAMPOS, 2010).

- **Cádmio**

O cádmio (Cd) é um elemento do grupo 12, possui número atômico igual a 48 e massa atômica 112,41 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento ocorre na natureza na forma inorgânica, geralmente associado a sulfetos de minérios de zinco, cobre e chumbo, uma vez que seus compostos orgânicos são instáveis (CETESB, 2020; PIVELI; KATO, 2006). O único íon de cádmio é a espécie Cd^{2+} e trata-se da sua forma mais solúvel em água, pois quando complexada na presença de íons sulfeto, por exemplo, ocorre a precipitação do metal (BAIRD; CANN, 2011).

A presença de cádmio na natureza é resultante da erosão de rochas sedimentares e fosfáticas, emissões vulcânicas e incêndios florestais que liberam na atmosfera, óxidos de cádmio na forma de partículas em suspensão, que podem se depositar no ambiente aquático e

formar complexos insolúveis, os quais ficam adsorvidos principalmente em argila e na matéria orgânica, tendo maior disponibilidade em meio ácido (CETESB, 2020). Na água do mar a espécie química mais provável é o CdCl_2 , na faixa de concentração típica de 0,001 a 1,1 nM e concentração média de 0,7 nM (CAMPOS, 2010).

As fontes antrópicas de cádmio são as atividades de mineração, produção, consumo e disposição de produtos que utilizam cádmio, como pilhas e baterias recarregáveis de níquel-cádmio, como também as emissões de indústrias de ferro e aço, combustíveis fósseis e fertilizantes fosfatados, sendo considerado forte poluente das águas naturais proveniente do lançamento de efluentes industriais (CETESB, 2020; BAIRD; CANN, 2011; PIVELI; KATO, 2006).

O cádmio provoca intoxicação agudo e crônico sob a forma de sais solúveis, concentrando-se nos rins, fígado, pâncreas e tireoide. Os efeitos desse metal sobre a fisiologia dos peixes é semelhante aos do níquel, zinco e chumbo, entrando na cadeia alimentar e bioacumulando em plantas aquáticas, invertebrados, peixes e mamíferos (PIVELI; KATO, 2006; CETESB, 2020).

- **Chumbo**

O chumbo (Pb) é um elemento do grupo 14, possui número atômico igual a 82 e massa atômica 207,2 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é encontrado em pequenas quantidades na crosta terrestre, associado geralmente a minérios, principalmente aos que contêm zinco (CETESB, 2020). Na água do mar, as espécies químicas mais prováveis são PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ e Pb^{2+} , em concentrações muito baixas, na faixa típica de 5 a 175 pM e concentração média de 10 pM (CAMPOS, 2010).

O chumbo é liberado no ambiente por atividade antropogênica e está presente na água devido a contaminação por lançamento de efluentes industriais, principalmente de siderúrgicas e de baterias, bem como ao uso inadequado de tintas e tubulações (CETESB, 2020). De acordo com Schmiegelow (2004), o chumbo é um elemento-traço nas águas marinhas estando presente em uma faixa de concentração típica de 0,6 a 1,5 ppb. Este metal é um possível carcinogênico e seus compostos inorgânicos são os mais tóxicos provocando intoxicação crônica pelo efeito cumulativo. Em peixes a dose letal varia entre 0,1 a 0,4 mg/L (CETESB, 2020; PIVELI; KATO, 2006).

- **Cobre**

O cobre (Cu) é um elemento do grupo 11, possui número atômico igual a 29 e

massa atômica 63,546 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é abundante na natureza na forma de sulfetos, cloretos, arsenitos e carbonatos, encontrando-se em partículas na atmosfera na forma de óxidos e sulfatos, advindos das emissões vulcânicas e dispersão pelos ventos, podendo sofrer deposição seca ou úmida (CETESB, 2020).

O cobre é encontrado no organismo de ostras e mexilhões (CETESB, 2020) e as espécies químicas mais prováveis desse elemento na água do mar são Cu^{2+} , CuCO_3 e Cu(OH)^+ , na faixa de concentração típica de 0,5 a 6 nM e concentração média de 4 nM (CAMPOS, 2010). Contudo, a maior parte do cobre (II) dissolvido está na forma complexada e não como íon livre (CETESB, 2020).

O cobre é utilizado na agricultura, fabricação de fios elétricos, tubulações e encanamentos de água quente, sendo liberado no ambiente durante a mineração, fundição, queima de carvão, incineração de resíduos e no tratamento da água para controle de algas (CETESB, 2020). Além disso, o cobre é um elemento essencial para os seres vivos em pequenas quantidades, porém torna-se prejudicial à saúde humana em concentrações elevadas, sendo nocivo principalmente para os peixes (PIVELI; KATO, 2006).

- **Cromo**

O cromo (Cr) é um elemento do grupo 6, possui número atômico igual a 24 e massa atômica 51,996 g/mol (IUPAC, 2018). Geralmente na natureza o cromo ocorre na forma de íons inorgânicos, em dois estados de oxidação, como cromo trivalente (Cr^{3+}) e cromo hexavalente (Cr^{5+}). A forma na qual o cromo apresenta-se no meio aquoso dependerá do pH da solução, como mostra as reações químicas a seguir (BAIRD; CANN, 2011):



O cromo trivalente é encontrado em condições anaeróbicas na forma de íon Cr^{3+} , que possui baixa solubilidade e, frequentemente, é precipitado como hidróxido de cromo (Cr(OH)_3), em soluções aquosas alcalinas, neutras ou ligeiramente ácidas. Enquanto o cromo hexavalente é encontrado em condições aeróbicas na forma de íon cromato (CrO_4^{2-}) e na forma de ácido crômico (HCrO_4^-), em soluções aquosas ligeiramente ácidas (BAIRD; CANN, 2011).

O cromo é amplamente utilizado na indústria, principalmente em galvanoplastias, na fabricação de aço inoxidável, proteção contra corrosão, curtimento de couro e para eletrodeposição. Desse modo, as fontes antrópicas de cromo são advindas do lançamento de efluentes industriais, que contaminam o ambiente aquático e marinho (BAIRD; CANN, 2011; PIVELI; KATO, 2006). De acordo com Schmiegelow (2004), o cromo é um elemento-traço

nas águas marinhas estando presente em uma faixa de concentração típica de 0,13 a 0,25 ppb.

O cromo hexavalente é altamente solúvel, tóxico e fornece coloração amarelada à água, sendo um potencial carcinogênico, considerado de alto risco para a saúde, por produzir efeitos corrosivos no aparelho digestivo e nefrite, enquanto o cromo trivalente é muito menos tóxico e age como um nutriente traço. Apesar disso, não são encontradas altas concentrações de cromo hexavalente no ambiente, no entanto é importante que haja a diferenciação do estado de oxidação do cromo na análise de qualidade da água (BAIRD; CANN, 2011; PIVELI; KATO, 2006).

- **Ferro**

O ferro (Fe) é um elemento do grupo 8, possui número atômico igual a 26 e massa atômica 55,845 g/mol (IUPAC, 2018). Trata-se do segundo metal mais abundante na crosta terrestre, e seus principais minerais são a hematita (Fe_2O_3), magnetita (Fe_3O_4) e pirita (FeS_2) utilizados na produção de aço e como catalisadores de processos (MEDEIROS, 2010).

No ambiente marinho, o ferro está presente na forma de íon férrico (Fe^{3+}) e ferroso (Fe^{2+}). Este último pode ser encontrado dissolvido em quantidades de aproximadamente 50 ppm em águas neutras, enquanto em águas levemente ácidas a concentração é maior. Na presença de ar, o íon ferroso é oxidado, formando íon férrico que é praticamente insolúvel em águas alcalinas ou fracamente ácidas, formando compostos de óxido férrico e o hidróxido férrico (CARVALHO, 2004; ATKINS; JONES, 2012).

O ferro é essencial para o metabolismo dos seres vivos e no ambiente aquático exerce influência na ciclagem de nutrientes, como o fósforo. Na região litorânea, durante o período de intensa atividade fotossintética das macrófitas aquáticas e algas, o pH da água diminui, elevando a precipitação de compostos de ferro (ESTEVEZ, 2011). No oceano, as espécies químicas mais prováveis de ferro são $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ e $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, na faixa de concentração típica de 0,1 a 2,5 nM e concentração média de 1 nM (CAMPOS, 2010).

- **Manganês**

O manganês (Mn) é um elemento do grupo 7, possui número atômico igual a 25 e massa atômica 54,938 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é encontrado somente combinado em compostos, como cloro, enxofre e oxigênio, tendo como principal composto o dióxido de manganês (MnO_2). Além disso, pode ocorrer na natureza em vários estados de oxidação, no qual o +2 é o mais estável (CETEST, 2020; ATKINS; JONES, 2012)

Na natureza, o manganês pode ser encontrado em rochas, em partículas em

suspensão na atmosfera, advindas da erosão do solo, emissões vulcânicas, industriais e queima de combustíveis fósseis, contendo o composto orgânico tricarbonil metilciclopentadienil manganês (TMM). Além disso, o estado de oxidação dessas partículas pode ser modificado por processos microbiológicos (CETESB, 2020).

No ambiente aquático, o manganês ocorre nas formas dissolvida e particulada, dependendo do pH e do potencial redox do meio aquoso. Na ausência de luz solar, o composto orgânico TMM é um poluente persistente na água e no solo, propenso a sorver aos sedimentos, tendo potencial de acumulação em organismos, como algas, moluscos e alguns peixes (CETESB, 2020).

As espécies químicas mais prováveis de manganês encontradas na água do mar são Mn^{2+} e $MnCl^+$, na faixa de concentração típica de 0,2 a 3 nM e concentração média de 0,5 nM (CAMPOS, 2010). Algumas regiões do fundo do oceano possuem nódulos de minério ricos em manganês, óxido de ferro e outros elementos, cujos diâmetros variam de milímetros a metros (ATKINS; JONES, 2012).

O manganês é utilizado na fabricação de ligas metálicas, pilhas, fogos de artifício, fertilizantes, fungicidas, inibidores de fumaça, na indústria de couro e têxtil. Além da sua importância econômica, o manganês é um nutriente essencial em pequenas quantidades para muitos organismos vivos, porém há evidências de que vários compostos de manganês podem impulsionar efeitos neurológicos, em condições de exposição crônica humana, por via inalatória e na exposição crônica e intermediária de animais, por via oral (CETEST, 2020).

- **Mercúrio**

O mercúrio (Hg) é um elemento do grupo 12, possui número atômico igual a 80 e massa atômica 200,59 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é o único metal que encontra-se naturalmente em estado líquido. Ele ocorre na forma de compostos orgânicos, inorgânicos e na forma elementar, apresentando diferentes propriedades e toxicidades (CETESB, 2020).

O mercúrio é liberado no ambiente pelo intemperismo de rochas, emissões vulcânicas e por atividade antrópicas, como a mineração (CETESB, 2020). No ambiente aquático, a maior parte do mercúrio está na forma inorgânico, como íon Hg^{2+} adsorvido a partículas suspensas, que podem se depositar nos sedimentos e passar pelo processo de melitação por microrganismos, formando metilmercúrio que pode bioconcentrar nos animais e acumular-se na cadeia alimentar (CETESB, 2020; BAIRD, CANN, 2011). Na água do mar as espécies químicas mais prováveis são o $HgCl_4^{2-}$ e $HgCl_2$, presente em concentrações traço, na faixa de concentração típica de 2 a 10 pM e concentração média de 5 pM (CAMPOS, 2010).

- **Níquel**

O níquel (Ni) é um elemento do grupo 10, possui número atômico igual a 28 e massa atômica 58,693 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento ocorre em diferentes estados de oxidação, no qual o Ni^{2+} é o mais comum, por formar vários complexos. O níquel forma compostos inorgânicos solúveis, como os hidróxidos, cloretos, sulfatos, e nitratos, além de compostos insolúveis, como os óxidos e sulfetos (CETESB, 2020).

O níquel pode ser encontrado principalmente no ar atmosférico de áreas rurais e urbanas, de modo que as partículas suspensas são transportadas por processos físicos, químicos e biológicos. No ambiente marinho está presente advindo da deposição dessas partículas, do intemperismo de rochas e erosão de solos, podendo sedimentar no fundo por processos de precipitação, complexação, adsorção em argila e agregação à matéria orgânica (CETESB, 2020). Na água do mar as concentrações de níquel variam de 0,2 a 0,7 $\mu\text{g/L}$ e as espécies químicas mais prováveis são ZnOH^+ , Zn^{2+} e ZnCO_3 (CETESB, 2020; CAMPOS, 2010).

O níquel é utilizado principalmente na fabricação de aço inoxidável e ligas metálicas, na galvanoplastia e como catalisador em algumas reações de hidrogenação (CETESB, 2020). No entanto, os compostos de níquel são cancerígenos e a poluição de ambientes marinhos por lançamento desses efluentes industriais, provoca a contaminação de peixes, podendo causar obstrução das brânquias e morte por asfixia (PIVELI; KATO, 2006).

- **Prata**

A prata (Ag) é um elemento do grupo 11, possui número atômico igual a 47 e massa atômica 107,87 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é encontrado na natureza na forma de sais de prata, geralmente pouco solúveis em água, com exceção do nitrato de prata (AgNO_3) e do fluoreto de prata (AgF) (ATKINS; JONES, 2012).

A prata ocorre em águas naturais em baixas concentrações, entre 0 a 0,002 mg/L, e devido à pouca solubilidade de seus sais, esse elemento não é muito abundante em sua forma dissolvida (PIVELI; KATO, 2006). No ambiente marinho, a espécie química de maior abundância mais provável é o AgCl^- , presente em concentrações traços, na faixa de concentração típica de 0,5 a 35 pM e concentração média de 25 pM (CAMPOS, 2010).

A prata é obtida como subproduto do refino do cobre e chumbo (ATKINS; JONES, 2012). Este elemento tem ação oligodinâmica, inibindo o crescimento de microrganismos e também possui efeito cumulativo, sendo dificilmente eliminado do organismo. A dose letal para os seres humanos é de 10 g como nitrato de prata e os efeitos

sobre a fauna ictiológica são similares aos do zinco, níquel, cádmio e chumbo (PIVELI; KATO, 2006).

- **Tálio**

O tálio (Tl) é um elemento do grupo 13, possui número atômico igual a 81 e massa atômica 204,38 g/mol (IUPAC, 2018). Trata-se de um metal mole em temperatura ambiente e seus compostos de tálio (I) e tálio (III) são os mais comuns (ATKINS; JONES, 2012). Os compostos de tálio no estado de oxidação +1 são estáveis e possuem propriedades parecidas às do potássio, enquanto os compostos de tálio com estado de oxidação +3 são semelhantes às do alumínio (SPENCER *et al.*, 1973).

O tálio é um elemento raro, com concentração média de 0,490 ppm na crosta terrestre e 0,013 ppm na crosta oceânica. No ambiente podem ser detectados pequenas quantidades de tálio em diferentes materiais. A concentração desse elemento na água do mar é de 0,01 µg/L e em rios é de 0,04 µg/L. Por conta das dificuldades de mensuração, a presença desse metal no ambiente e os efeitos sobre a biota são pouco estudados. No entanto, ele apresenta elevada toxicidade por sua similaridade química com o potássio, que facilita sua entrada nos processos celulares dos organismos (KORENMAN, 1963 *apud* DELVALLS *et al.*, 1999).

- **Urânio**

O urânio (U) é um elemento do grupo dos actinídeos, possui número atômico igual a 92 e massa atômica 238,03 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento possui três isótopos naturais são eles o ²³⁸U (99,27%), ²³⁵U (0,72%) e o ²³⁴U (0,005%) (LATTER, *et al.*, 2003). A série de decaimento radioativo do ²³⁸U possui 14 processos sequências que emitem partículas alfa, formando primeiramente o tório (Th), rádio (Ra), radônio (Rn), polônio (Po) e por último o chumbo (Pb) (BAIRD; CANN 2011).

O urânio apresenta meia-vida de aproximadamente 4,5 bilhões de anos, sendo abundante na crosta terrestre, podendo ser encontrado tanto em rochas, como no solo, rios e oceanos. Muitas rochas e solos graníticos contém urânio e as concentrações médias do urânio em jazidas de alto teor são de 200.000 µgU/g, no solo são de 1,4 µgU/g e na água do mar são de 0,003 µgU/g (OLIVEIRA JÚNIOR, 2006; BAIRD; CANN 2011).

A contaminação do ambiente marinho com radionuclídeos ocorre pela liberação de materiais radioativos, através do lançamento de efluentes de reatores, testes com artefatos nucleares e acidentes radioativos. A dispersão, acúmulo e transporte dos radionuclídeos

dependem de fatores físicos, químicos e biológicos. Esses isótopos são altamente tóxicos, pois bioacumulam nos organismos e sofrem biomagnificação, podendo atingir os seres humanos pelos alimentos consumidos (FIGUEIRA; CUNHA, 1998).

- **Zinco**

O zinco (Zn) é um elemento do grupo 12, possui número atômico igual a 30 e massa atômica 65,38(2) g/mol (IUPAC, 2018). Ele apresenta cinco isótopos de ocorrência natural são eles o ^{64}Zn (48,6%), ^{66}Zn (27,9%), ^{68}Zn (18,8%), ^{67}Zn (4,1%) e ^{70}Zn (0,6%). Esse metal é encontrado na crosta terrestre combinado principalmente a elementos como o enxofre e oxigênio, estando associado ao chumbo, cobre, prata e ferro (MEDEIROS, 2012).

O zinco está presente nas águas naturais advindo principalmente da erosão e do intemperismo de rochas calcárias, ricas em sulfeto de zinco. No ambiente aquático, a maior parte do zinco se deposita no fundo, enquanto uma pequena porção se mantém em suspensão ou se dissolve na água (CETESB, 2020; MENDEIROS, 2012). Na água do mar as espécies químicas mais prováveis são o ZnOH^+ , Zn^{2+} e ZnCO_3 , na faixa de concentração típica de 0,05 a 9 nM e concentração média de 6 nM (CAMPOS, 2010).

Esse elemento é essencial para o crescimento biológico e pode ser considerado limitante no ambiente marinho, em casos no qual a demanda é muito alto, no entanto, há situações que a oferta é 2,5 vezes maior que o consumo (BAUMGARTEN; ROCHA; NIENCHESKI, 1996). De acordo com CETESB (2020) as concentrações de zinco na água do mar variam entre 0,002 e 0,100 $\mu\text{g/L}$ e segundo Baumgarten, Rocha e Niencheski (1996) a concentração está na ordem de 10 $\mu\text{g/l}$.

Os compostos de zinco são utilizados na indústria têxtil, na fabricação de ligas metálicas e na galvanoplastias, sendo liberados no ambiente pela queima de carvão e combustíveis, incineração de resíduos e uso de agrotóxicos (CETESB, 2020). A contaminação da água por zinco proveniente dessas atividades antrópicas, confere sabor à água quando em concentrações acima de 5,0 mg/L e causa opalescência à águas alcalinas. Desse modo, quando em quantidades acima da essencial, o zinco pode provocar efeitos tóxicos sobre o sistema respiratório dos peixes, semelhante ao do níquel. No entanto, as consequências desse metal sobre os organismos aquáticos ainda são pouco conhecidas (PIVELI; KATO, 2006).

3.3.2 Ametais

- **Cianeto**

Os cianetos são sais de hidrácido cianídrico que ocorrem na água em forma de ânion cianeto (CN⁻) e cianeto de hidrogênio (HCN), que prevalece em pH neutro. Podem ser encontrados na estado de cianetos livres e complexos, sendo a forma livre a mais tóxica, podendo causar a contaminação dos ambientes aquáticos e a mortandade dos peixes, que ocorre em até 20 minutos quando a concentração de cianeto é igual a 1,0 mg/L. Portanto, é importante que haja a diferenciação analítica de suas formas (CETESB, 2021).

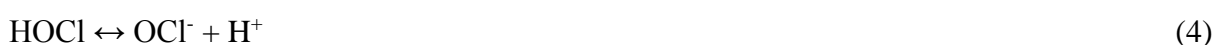
As fontes antrópica de cianetos na água são advindas da descarga de efluentes das indústrias galvanicas, de coque e gás, indústria têxtil, extração de ouro e prata dos minérios, fundição de metais, tratamento térmico de aços, produção de ácido cianídrico, como inseticidas e venenos para rato (CETESB, 2021).

- **Cloro**

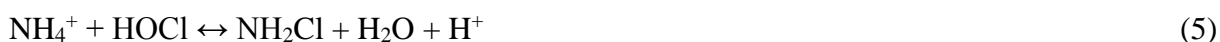
O cloro (Cl) é um elemento do grupo 17, possui número atômico igual a 17 e massa atômica 35,45 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento compõe cerca de 0,03% da crosta terrestre e é encontrado principalmente na forma de íons cloreto na água do mar, em concentração típica de 0,546 M (JOLLY, 1966; CAMPOS, 2010). A reatividade do cloro diminui com o aumento do pH e a velocidade da reação aumenta com a elevação da temperatura (MEYER, 1994).

O cloro é utilizado nos sistemas de tratamento de água, geralmente como um agente desinfetante. A cloração da água tratada garante a presença de cloro na água até o local de consumo, sendo que uma parte é consumido pela ação oxidante durante o percurso de distribuição e parte permanece na água, o que caracteriza sua ação residual, a qual traz vantagens por garantir sua qualidade biológica (PIVELI; KATO, 2006).

O cloro residual total corresponde a soma do cloro residual livre com o cloro residual combinado. O cloro residual livre é o cloro presente na água nas formas de ácido hipocloroso ou de íon hipoclorito, estas formas ocorrem quando é adicionado à água, cloro na forma de Cl₂, ocorrendo um reação de dissociação em pH acima de 4. O ácido hipocloroso também se dissocia, produzindo na água o íon hipoclorito, principalmente em pH maior que 7. Conforme as reações químicas a seguir (PIVELI; KATO, 2006):



O cloro residual combinado é o cloro presente na água nas formas de monocloramina, dicloramina e tricloramina, quando há presença de amônia, que resulta na formação de cloraminas a partir do ácido hipocloroso. A abundância dessas formas dependem do pH do meio, pois em valores de pH superior a 8,5 prevalecem monocloraminas e em pH abaixo de 4,5 prevalecem somente tricloraminas (PIVELI; KATO, 2006):



Apesar de muito utilizado no tratamento da água potável, o excesso de cloro residual que chega nos ecossistemas aquáticos dos corpos receptores pode provocar efeitos adversos, causando prejuízos para a fauna ictiológica (PIVELI; KATO, 2006). Além disso, o cloro pode reagir com substâncias orgânicas, principalmente em meio aquoso, formando ácidos tóxicos (CETESB, 2020).

- **Fluoreto**

O flúor (F) é um elemento do grupo 17, possui número atômico igual a 9 e massa atômica 18,998 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento é o mais eletronegativo de todos os elementos químicos, e desse modo, possui alta reatividade, sendo geralmente encontrado na sua forma combinada como fluoreto (PIVELI, KATO, 2006). O flúor é abundância na crosta terrestre, representando 0,03% e ocorrendo principalmente na forma de fluorita, fluoroapatita e criolita (JOLLY, 1966).

Traços de fluoreto são geralmente encontradas em águas naturais e concentrações elevadas estão associadas normalmente a fontes subterrâneas e regiões ricas em minerais, como próximos a altas montanhas ou áreas com depósitos geológicos de origem marinha, que podem apresentar concentrações de até 10 mg/L (PIVELI, KATO, 2006). Na água do mar as espécies mais prováveis são F^- , MgF^+ e CaF^+ , com concentração média típica de 68 μM (CAMPOS, 2010).

- **Selênio**

O selênio (Se) é um elemento do grupo 16, possui número atômico igual a 34 e massa atômica 78,971 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento pode ser encontrado nas águas naturais como ânions selenato (SeO_4^{2-}), selenito (SeO_3^{2-}) e seleneto (Se^{2-}) ou na forma elementar e de compostos orgânicos. As concentrações de selênio encontradas na água geralmente são baixas, mas podem atingir de 50 a 300 $\mu\text{g/L}$ em áreas com solos seleníferos

(BARTRAM; BALLANCE, 1996). De acordo com Schmiegelow (2004), o selênio é um elemento-traço na água do mar, encontrado em concentrações que variam de 4,0 a 6,0 ppb.

O selênio está presente no ambiente aquático advindo do intemperismo de rochas e solos e do lançamento de resíduos industriais e agrícolas. Esse elemento pode dissolver-se ou se depositar como partículas e alguns compostos de selênio podem sofrer o processo de metilação, realizado por microrganismos e assim, volatilizar para a atmosfera (CETESB, 2020).

O selênio é utilizado na indústria eletrônica, na produção de células fotoelétricas e solares, fertilizantes e tintas, sendo liberado no ambiente na atividade de mineração, processos metalúrgicos e na queima de carvão e petróleo (CETESB, 2020). Esse elemento também é essencial para organismo dos animais, porém se ingerido em concentrações elevadas pode ser tóxico e bioacumular na cadeia alimentar, tornando-se um potencial suspeito carcinogênico (BARTRAM; BALLANCE, 1996; CETESB, 2020; PIVELLI, KATO, 2006).

- **Sulfetos**

O enxofre (S) é um elemento do grupo 16, possui número atômico igual a 16 e massa atômica 32,06 g/mol (IUPAC, 2018). Este elemento pode ser encontrado na natureza em quatro estados de oxidação, na forma de sulfeto (S^{2-}), sulfito (SO_3^{2-}), sulfato (SO_4^{2-}) e enxofre molecular (S). Os sulfetos podem se apresentar na água como sais metálicos insolúveis ou dissolvidos, na forma de íon sulfeto (S^{2-}), hidrogenossulfeto (HS^-) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (PIVELLI, KATO, 2006).

As concentrações das três espécies de sulfetos dependem do pH do meio aquoso, apresentando-se na forma de H_2S predominantemente em pH menor que 7, como HS^- na faixa de pH entre 7 e 13 e na forma iônica S^{2-} em pequenas quantidades quando em pH até 12 (ROCHA, 2017; PIVELLI, KATO, 2006). Este elemento é abundante na água do mar, principalmente na forma de sulfatos e as espécies mais prováveis são SO_4^{2-} , $NaSO_4^-$ e $MgSO_4$, com concentração média típica de 28,2 mM (CAMPOS, 2010).

Na natureza é oriundo de campos de petróleo e gás natural, das jazidas de minérios e carvão, das zonas pantanosas, das águas subterrâneas e das emissões de vulcânicas (MAINIER, VIOLA, 2005). O sulfeto de hidrogênio é formado normalmente pela decomposição de compostos orgânicos e redução de sulfato, realizada por bactéria em condições anaeróbias, principalmente na superfície dos sedimentos do ambiente marinho (ESTEVEZ, 2011).

Por conta do sulfeto de hidrogênio ser o composto de enxofre mais tóxico

(MAINIER, VIOLA, 2005), a Resolução CONAMA nº 357/2005 não abrange do ponto de vista analítico os sulfetos totais, que incluem as formas dissolvidas e particuladas e sim, os sulfetos de hidrogênio não ionizável que são calculados a partir da concentração de sulfetos dissolvidos, do pH da amostra e da constante de dissociação do H₂S (PIVELLI, KATO, 2006).

3.3.3 Nutrientes Inorgânicos

Nos estudos de qualidade de água, o termo “nutrientes” é convencionalmente atribuído aos elementos nitrogênio e fósforo, pois estes são considerados limitantes a vida, por serem essenciais para o adequado metabolismo de organismos, como o fitoplâncton, que incorpora esses nutrientes nos tecidos orgânicos durante o processo de fotossíntese, sendo vitais para o crescimento e reprodução desses organismos, que são a base da cadeia alimentar e responsáveis por grande parte da liberação de oxigênio na atmosfera (CAMPOS, 2010; SCHMIEGELOW, 2004).

Esses elementos são encontrados nas águas em suas formas orgânicas e inorgânicas. O nitrogênio orgânico é aquele que encontra-se sob a forma de organismos, detritos ou compostos lixiviados, enquanto suas formas inorgânicas são amônia, íon amônio, nitrito, nitrato, óxido nitroso e nitrogênio molecular. O fósforo orgânico é aquele presente na biota, enquanto as formas inorgânicas são fosfatos e polifosfatos. As formas mais assimiláveis desses nutrientes pelo produtores primários são os íons amônio e o fosfato (ESTEVE, 2011).

A Resolução CONAMA nº357/2005 estabelece as formas de nitrogênio e fósforo, que são parâmetros inorgânicos de qualidade das águas salinas, são elas: nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal total, fósforo total e polifosfatos (BRASIL, 2005). Esses parâmetros inorgânicos serão mais detalhadamente discutidos a seguir.

- **Nitrato**

O nitrato (NO₃⁻) é a forma mais oxidada de nitrogênio, resultante da decomposição aeróbia da matéria orgânica nitrogenada, no processo de nitrificação, realizado por bactérias nitrificantes que transformam amônio em nitrito e nitrato. As principais fontes naturais de nitrato no ambiente marinho são as chuvas, que em sua composição possuem concentrações típicas de 0,1 a 0,5 mg/L de nitrato, além das tempestades atmosféricas de raios, as quais são responsáveis pela formação de nitrato, através da energia fornecida, que combina nitrogênio e oxigênio molecular (BARTRAM; BALLANCE, 1996; ESTEVES, 2011; CAMPOS, 2010).

As principais fontes antrópicas de nitrato nas águas são a utilização de fertilizantes químicos agrícolas, drenagem de áreas de pecuária e lançamento de efluentes domésticos e industriais. Nas águas superficiais, esse nutriente é absorvido pelas plantas e algas, porém a alta disponibilidade desse elemento, pode comprometer a qualidade da água, devido ao processo de eutrofização, que ocasiona o crescimento acelerado das algas. Além disso, o consumo de águas com altas concentrações de nitrato por bebês recém-nascidos pode provocar a síndrome do “bebê azul” (BARTRAM; BALLANCE, 1996).

No Oceano Atlântico, as águas superficiais apresentam níveis muito baixos de nitrato, enquanto as águas profundas possuem concentrações significativas, de modo que as concentrações variam de 0 a 21 μM . Esses valores de nitrato estão de acordo com o fluxo das principais massas de água, havendo um aumento da concentração em águas profundas, do Atlântico Norte ao Pacífico Norte e ao Oceano Índico Norte (MILLERO, 2013).

- **Nitrito**

O nitrito (NO_2^-) é o estado intermediário mais instável de nitrogênio, formado pela oxidação da amônia, no processo de nitrificação ou pela redução do nitrato, no processo de desnitrificação. Na zona eufótica do ambiente marinho, os organismos autotróficos, como o fitoplâncton, assimilam o nitrito para síntese de matéria orgânica, durante a fotossíntese. Quando esses organismos morrem, estes afundam para as águas profundas e o nitrogênio contido na matéria orgânica em decomposição é convertido em compostos de nitrogênio, os quais retornam à superfície por meio de movimentos ascendentes na água (MONACO; PROUZET, 2014).

Nas águas oceânicas, as concentrações de nitrito são muito baixas, podendo ser menores que 0,1 μM N- NO_2^- , apresentando maiores concentrações em regiões anaeróbicas. Nas águas marinhas costeiras as concentrações variam de 0,01 a 1 μM . O nitrito presente em altas concentrações na água pode ser tóxico aos organismos marinhos e ao seres humanos, no caso da ingestão de águas com concentrações superiores a 10 mg/L (BAUMGARTEN; BAPTISTA; NIENCHESKI, 1996; ESTEVES, 2011).

- **Nitrogênio Amoniacal**

O nitrogênio amoniacal é o somatório das concentrações de amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+), cujas proporções dependem do pH, da temperatura e da salinidade das águas. (ESTEVES, 2011; BAUMGARTEN; BAPTISTA; NIENCHESKI, 1996). As principais fontes de nitrogênio nos ecossistemas marinhos são a fixação biológica, atividades vulcânicas, aporte

orgânico e inorgânico proveniente dos rios, atividades antrópicas de combustão de madeira e combustíveis fósseis e aporte de efluentes domésticos e industriais não tratados despejados no mar (MONACO; PROUZET, 2014; ESTEVES, 2011).

Na superfície dos oceanos, o nitrogênio gasoso (N_2) advindo da atmosfera é fixado na água, por meio de cianobactérias especializadas que produzem amônio (NH_4^+), no processo denominado de amonização. Os organismos heterotróficos excretam compostos de nitrogênio, como amônia, ureia e ácido úrico, que são transformados em amônio no processo de amonificação (MONACO; PROUZET, 2014).

A amônia é oxidada formando nitrito e nitrato, por meio do processo de nitrificação, realizado por bactérias nitrificantes que atuam na coluna d'água e na superfície do sedimento. Também pode ocorrer o processo de anammox, no qual ocorre a oxidação anaeróbica de amônio, transformando nitrito e amônia em nitrogênio gasoso, que é devolvido a atmosfera (MONACO; PROUZET, 2014).

Nas águas oceânicas e continentais, a forma de nitrogênio amoniacal predominante é o íon amônio, pois em meio básico, a amônia é convertida em íon amônio. Por exemplo, em águas do mar com pH 8,1 é encontrado 95% de íon amônio e 5% de amônia, com relação ao total. Desse modo, nas águas marinhas não prevalece a amônia em sua forma mais tóxica para os organismos (BAUMGARTEN; BAPTISTA; NIENCHESKI, 1996; MILLERO, 2013).

Segundo Campos (2010), as espécies de nitrogênio de maior abundância na água do mar são nitrato e íon amônio, na faixa de concentração típica entre 0 e 45 μM . No entanto, concentrações mais altas ocorrem em águas poluídas por fertilizantes agrícolas ou esgotos domésticos e industriais, que contêm compostos de nitrogênio. O excesso desse nutriente na água pode ser responsável pela eutrofização do ambiente marinho (BARTRAM; BALLANCE, 1996).

- **Fósforo total**

O fósforo total corresponde ao somatório de todas as formas de fósforo presentes nas águas nas formas dissolvida e particulada, orgânica e inorgânica (ESTEVES, 2011). O fósforo orgânico apresenta-se como fosfolipídios, fosfonucleotídeos e seus produtos hidrolisados, além de ésteres de fosfato e ácidos aminofosfônicos mais estáveis. Os fosfatos orgânicos dissolvidos e particulados são oriundos da decomposição das plantas e animais e da excreção de organismos marinhos (MILLERO, 2013).

As frações das formas de fósforo inorgânico dissolvido dependem do pH e da

composição das águas, além da pressão exercida pela coluna d'água, sendo os produtos da ionização do ácido fosfórico (H_3PO_4), como dihidrofosfato (H_2PO_4^-), hidrofosfato (HPO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}). As concentrações de fosfato se elevam em pH básico, por exemplo, em pH de 8,1 e temperatura de 25 °C, a porcentagem das formas de fosfato na água do mar são 20,4% de PO_4^{3-} , 79,2% de HPO_4^{2-} e 0,5% de H_2PO_4^- (MILLERO, 2013).

- **Polifosfatos**

Os polifosfatos são uma série homóloga de cadeias condensadas de fosfatos, que podem ser transformados em cadeias mais simples, através da reação de hidrólise, até a formação de ortofosfatos (CASSOL, 1974). Nas águas superficiais, o fosfato desempenha um papel importante durante a fotossíntese, pois o fitoplâncton absorve esse nutriente que compõe o ATP (trifosfato de adenosina) e coenzimas nucleotídicas, os quais atuam nos processos desses organismos (MILLERO, 2013).

Quando o fitoplâncton e outros organismos morrem, o fósforo orgânico é rapidamente convertido em fosfato, através da ação das fosforilases, voltando para a coluna d'água. O zooplâncton consome o fitoplâncton excretando o fósforo orgânico que não foi assimilado, essa excreção de fósforo é mínima quando há abundância de fitoplâncton e máxima quando o fitoplâncton não é abundante (MILLERO, 2013).

A concentração de fosfato na superfície dos oceanos são quase zero. No Oceano Atlântico as concentrações de fosfato atingem seu máximo perto de mil metros de profundidade, cerca de 1,5 μM . Devido as massas de água serem mais recentes, as concentrações são bem menores se comparadas com as do Oceano Pacífico, que também tem seu máximo na mesma profundidade, de cerca de 3,2 μM (MILLERO, 2013).

3.3 Resolução CONAMA nº 357/2005

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, além de outras providências. Nesta, os corpos hídricos foram divididos em águas doces, salobras e salinas, sendo classificadas em treze classes de qualidade de água, com base no requerido para seus usos preponderantes (BRASIL, 2005).

De acordo com essa resolução, as águas salinas são aquelas com salinidade igual ou superior a 30 ‰ e são classificadas em quatro classes em função dos usos preponderantes.

As águas salinas do litoral de Fortaleza estão enquadradas na classe 1, pois são destinadas: a) à recreação de contato primário; b) à proteção das comunidades aquáticas; e c) à aquicultura e à atividade de pesca. Ainda com base no Art. 42, no qual informa que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas salinas serão consideradas classe 1 (BRASIL, 2005).

O enquadramento do corpo hídrico é definido pelos usos preponderantes e estabelece metas de qualidade da água, referente às classes, que devem ser obrigatoriamente mantidas ao longo do tempo. O enquadramento baseia-se nos níveis de qualidade que os corpos de água superficiais deveriam possuir para atender aos seus usos e não necessariamente trata-se do seu estado atual, mas o pretendido (BRASIL, 2005).

O conjunto de parâmetros de qualidade da água estabelecidos na resolução devem ser monitorados periodicamente pelo Poder Público. Dessa forma, há a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, visando atingir os objetivos propostos para atender as necessidades da população e do ambiente, além de subsidiar propostas de enquadramento (BRASIL, 2005).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

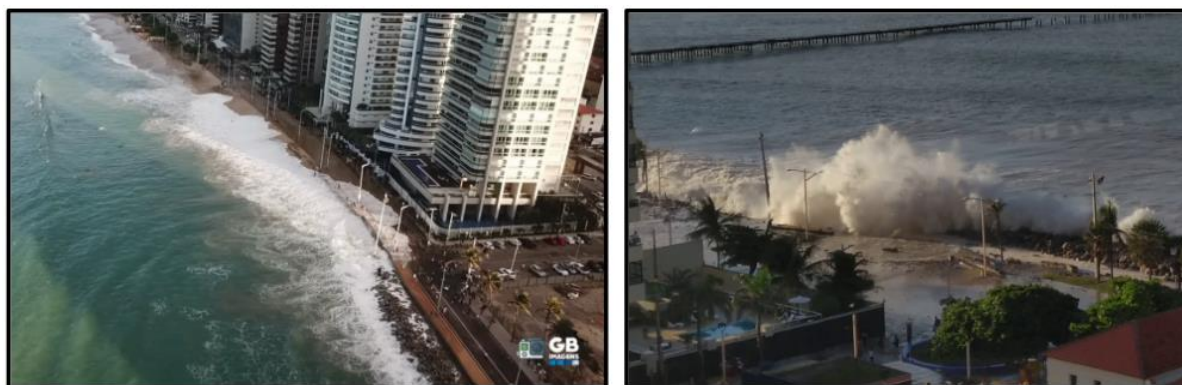
4.1 Área de Estudo

A área de estudo localiza-se na porção mais a oeste da orla central de Fortaleza, capital do Estado do Ceará e compreende a região marítima adjacente ao aterro das Praias de Iracema e Meireles, bem como a área da jazida da plataforma continental, localizada ao largo da enseada do Mucuripe, no litoral Nordeste da capital, próximo ao molhe de proteção do Porto do Mucuripe.

O banco de sedimentos (jazida) de onde foi retirado o material dragado para o preenchimento das praias, surgiu a partir de 1940, com a implantação do molhe de proteção da área portuária do Mucuripe, que provocou a modificação da dinâmica sedimentar, pois redirecionou fortes ondas em direção à linha de costa, dispersando os sedimentos para a plataforma continental interna (VASCONCELOS *et al.*, 2019).

Devido aos eventos de ressacas do mar que periodicamente ocorrem no litoral de Fortaleza, como o que ocorreu em 2018, no qual o mar invadiu a avenida Beira Mar (FIGURA 5), a Prefeitura de Fortaleza decidiu realizar a obra de restauração da engorda da Praia de Iracema e construção da engorda da Praia do Meireles, em outubro de 2019, a qual foi concluída em novembro do mesmo ano, com a finalidade de minimizar a erosão costeira e aumentar o atrativo turístico do litoral.

Figura 5 – Evento de ressaca do mar invadindo a avenida Beira Mar em março de 2018



Fonte: GB Imagens Aéreas (2018); Dj Lucio's Jackson (2018).

A área aterrada possui 1,2 km de extensão e está situada na Praia de Iracema, no trecho entre os espigões da Rua João Cordeiro e da Avenida Rui Barbosa e a Praia do

Meireles, entre os espigões da Avenida Rui Barbosa e da Avenida Desembargador Moreira. O aterro proporcionou um aumento da faixa de areia de até 80 metros em direção ao mar, totalizando 96.000 m² (OPOVO, 2019). A Figura 6A mostra como estava a faixa de praia em setembro de 2019 e a Figura 6B mostra o resultado da engorda da praia, em novembro de 2019, sendo possível notar a dimensão da obra, comparando a distância da Estátua da Iracema Guardiã, com relação ao mar.

Figura 6 – Faixa de areia antes e depois da obra de engorda das Praias de Iracema e Meireles



Fonte: Diário do Nordeste (2019).

4.2 Caracterização e Descrição dos Sítios de Amostragem

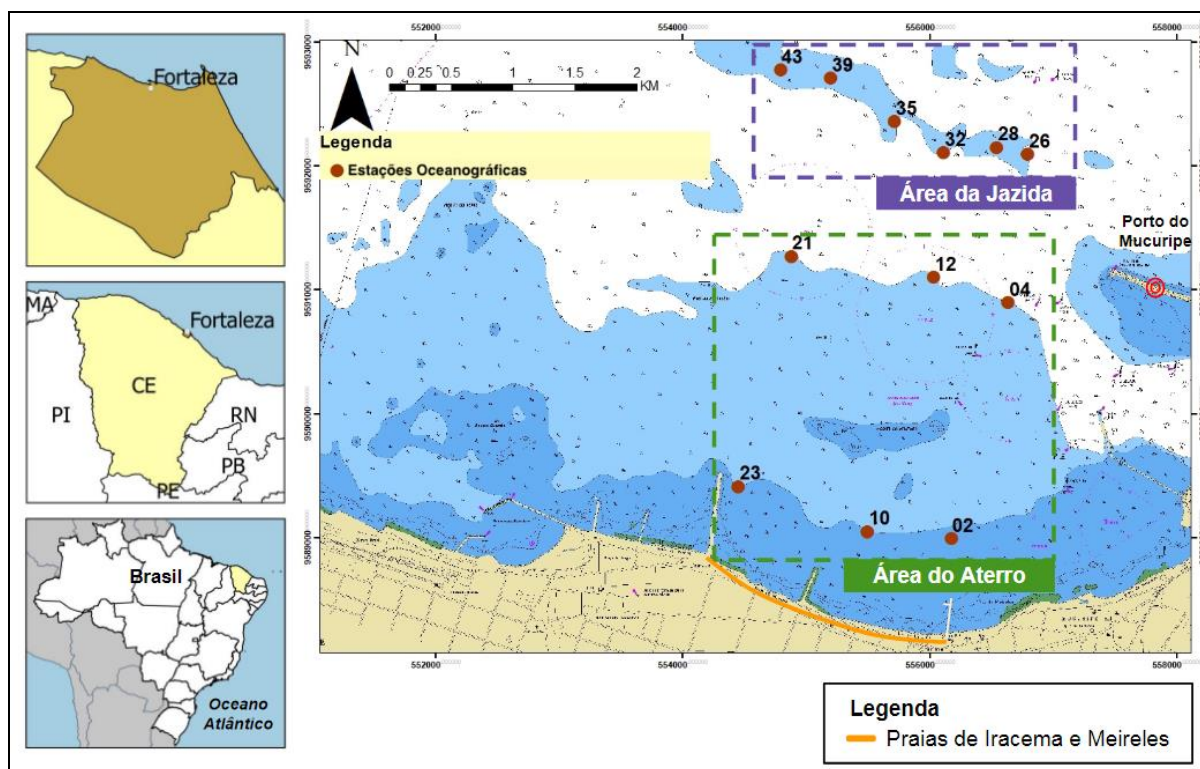
As amostragens de água ocorreram em três campanhas oceanográficas, a saber:

- Primeira campanha: corresponde à fase inicial da obra e foi realizada nos dias 04 e 05 de outubro de 2019, após três dias do início da obra;
- Segunda campanha: corresponde à fase de execução da obra e foi realizada nos dias 20 e 25 de outubro de 2019;
- Terceira campanha: corresponde ao depois da obra e foi realizada nos dias 17 e 18 de novembro de 2020, após 1 ano de conclusão da obra.

Foram realizadas coletas de amostras de água em doze estações oceanográficas, representadas no mapa da Figura 7, e as áreas de amostragem foram divididas em duas, a saber:

- 1) área do aterro, onde foram definidos seis pontos de coleta, três deles posicionados acima da isóbata de 5 m (área de maior influência do aterro) e outros três localizados acima da isóbata de 10 m (área de menor influência do aterro);
- 2) área da jazida, onde foram definidos seis pontos de coleta, correspondendo a área que sofre influência direta da operação de dragagem.

Figura 7 – Localização das estações oceanográficas de coleta de água, nas áreas de estudo



Fonte: elaborada pela autora.

As coordenadas das estações oceanográficas estão apresentadas em UTM (*Universal Transversa de Mercator*) na Tabela 1, juntamente com a profundidade da coluna d'água medida em cada campanha.

Tabela 1 – Coordenadas e profundidade das estações oceanográficas de coleta de água

(continua)

Área	Estação	Coordenadas WGS 84, Zona 24M		Profundidade total da coluna d'água medida em cada campanha (m)		
		X	Y	1°	2°	3°
Área do Aterro	02	-38,49410648550	-3,71831545028	6,1	6,78	6,60
	10	-38,50023655420	-3,71781282347	6,2	7,57	6,03
	23	-38,50964297640	-3,71452825671	6,2	7,18	6,85
	04	-38,49000184200	-3,70110462355	12,2	12,73	10,60
	12	-38,49537684130	-3,69925189410	12,9	12,57	11,95
	21	-38,50578970000	-3,69773938005	12,7	13,42	12,48

(conclusão)

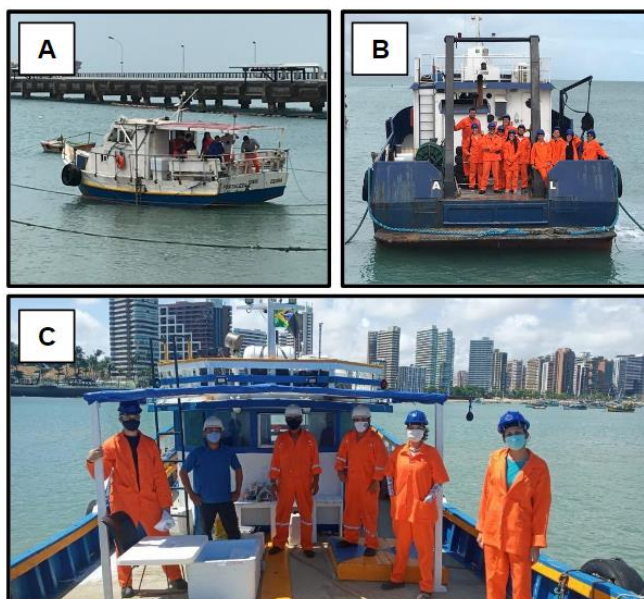
Área	Estação	(Coordenadas WGS 84, Zona 24M)		Profundidade total da coluna d'água medida em cada campanha (m)		
		X	Y	1°	2°	3°
	26	-38,48855439650	-3,69026608546	11,2	12,93	11,63
	28	-38,49084194890	-3,68975038976	11,6	11,92	11,00
Área da Jazida	32	-38,49468717140	-3,69015949937	12,0	13,29	10,87
	35	-38,49824322510	-3,68789719150	13,0	13,13	11,68
	39	-38,50289575310	-3,68470437768	12,0	11,69	10,67
	43	-38,50657056280	-3,68412538577	12,2	10,81	11,00

Fonte: elaborada pela autora.

4.3 Procedimentos de Amostragem em Campo

As campanhas oceanográficas ocorreram geralmente entre as 8 e 17 horas. Os embarques da primeira campanha ocorreram a bordo da embarcação Sinai (FIGURA 8A), os da segunda campanha foram realizados a bordo da embarcação Argo Equatorial (FIGURA 8B), pertencente ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR/UFC), e os embarques da terceira campanha ocorreram a bordo da embarcação Raissa II (FIGURA 8C).

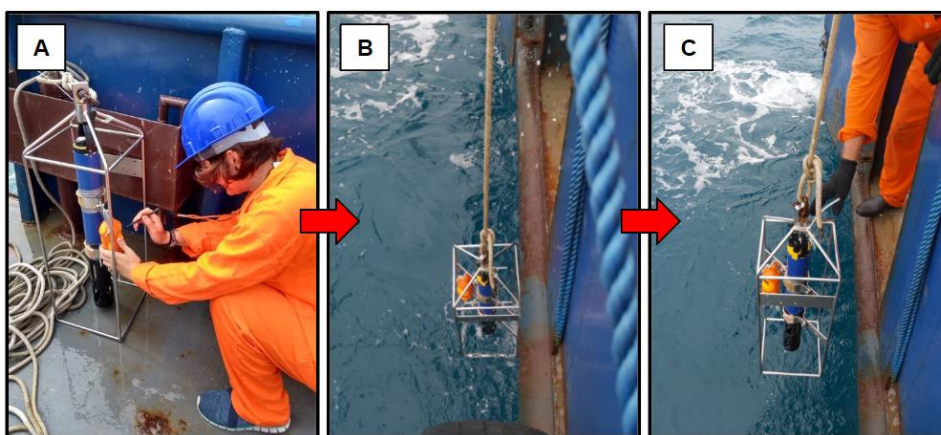
Figura 8 – Embarcações utilizadas durante as campanhas oceanográficas nas atividades de amostragem



Fonte: elaborada pela autora.

Em campo, a profundidade total da coluna d'água foi determinada por meio de uma sonda multiparamétrica EXO 2, da marca YSI, juntamente com um equipamento CTD (*Conductivity, Temperature and Depth*) acoplado, da marca CastAway. Como mostra as etapas da Figura 9, o CTD sendo programado para que os dados sejam armazenados no notebook, conectado via *bluetooth* com o equipamento e em seguida a sonda sendo lançada ao mar para efetuar a medição.

Figura 9 – Etapa de medição da profundidade da coluna d'água, através de uma sonda multiparamétrica



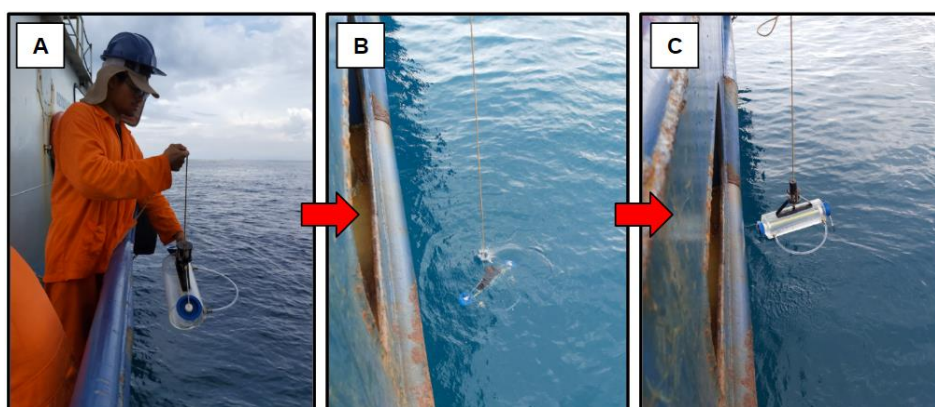
Fonte: elaborada pela autora.

Após ser determinada a profundidade total da coluna d'água, as coletas foram realizadas em duas profundidades: subsuperfície, a qual era feita em aproximadamente 30 centímetros abaixo da superfície; e fundo, a qual era feita 1,5 metros acima do fundo, para evitar que fossem coletados sedimentos marinhos.

As coletas de água foram realizadas através de duas garrafas do tipo *van Dorn* horizontais, uma confeccionada com tubo cilíndrico em acrílico transparente e a outra em PVC rígido, com capacidade de 5 e 10 litros, respectivamente. As duas foram utilizadas simultaneamente, de modo que a garrafa de 5 L foi utilizada somente para amostragens da subsuperfície e a garrafa de 10 L foi utilizada somente para as coletas do fundo.

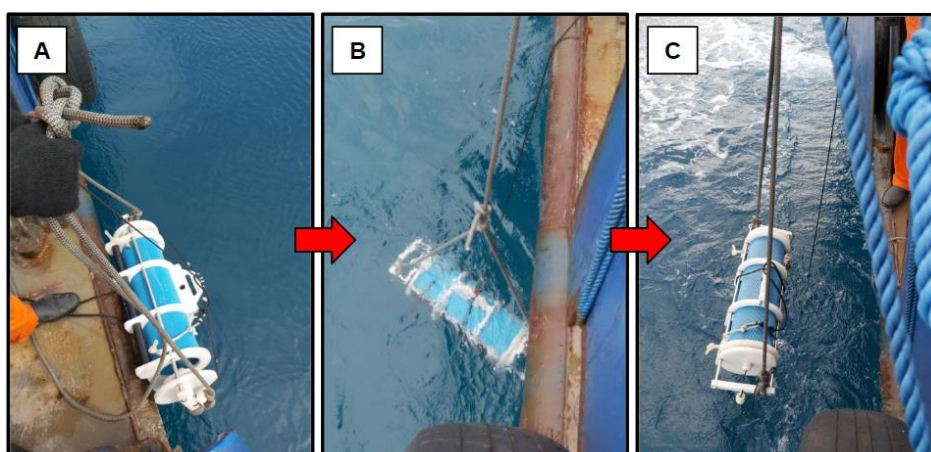
As Figuras 10 e 11 mostram as etapas de realizadas das coletas com as garrafas de *van Dorn*, que tinham mecanismos parecidos. Primeiramente, as duas tampas de fechamento eram abertas e a garrafa descia horizontalmente e, ao atingir a profundidade desejada, um peso de metal, chamado comumente de “mensageiro”, era lançado pelo cabo para o desarme e fechamento da garrafa, retendo a amostra de água que posteriormente era transferida para os frascos, por meio de uma mangueira de silicone (FIGURA 12).

Figura 10 – Etapa de coleta de água da subsuperfície através de uma garrafa de *van Dorn* de 5 litros



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 11 – Etapa de coleta de água do fundo através de uma garrafa de *van Dorn* de 10 litros



Fonte: elaborada pela autora.

4.4 Armazenagem e Preservação das Amostras

Após o procedimento de coleta, as amostras de água foram imediatamente transferidas para frascos âmbar ou de polietileno de variados volumes, nos quais continham ou não preservantes, a depender de para qual análise o frasco estava destinado, como é informado na Tabela 2. Os frascos se mantiveram resfriados em isopores acondicionados com gelo (FIGURA 12) até o momento da chegada ao Laboratório de Efluentes e Qualidade da Água (EQUAL), situado no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

A metodologia de coleta, armazenagem e preservação das amostras baseou-se no

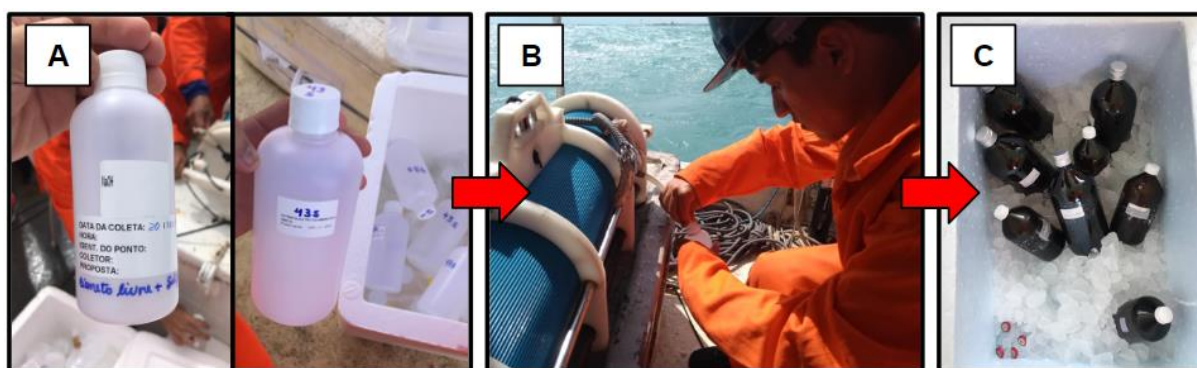
“Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos”, conforme aprovado pela Resolução ANA nº 724/2011, como documento de referência técnica que disciplinou os procedimentos de monitoramento de qualidade dos recursos hídricos (ANA, 2011).

Tabela 2 – Materiais, volumes e acondicionamento dos frascos utilizados para cada análise

Análise	Frasco	Volume	Preservante	Acondicionamento
Metais totais	Plástico	250 mL	HNO ₃	25 °C
Metais dissolvidos	Plástico	250 mL	HNO ₃	25 °C
Cianeto livre	Plástico	1000 mL	NaOH	25 °C
Fósforo total, Nitrogênio amoniacoal	Âmbar	1000 mL	H ₂ SO ₄	25 °C
Nitrato, Nitrito e Fluoreto	Plástico	200 mL	Sem	-18 °C
Polifosfato	Âmbar	500 mL	Sem	-18 °C
Sulfetos	Âmbar	250 mL	NaOH em pH>9	25 °C
Mercúrio total	Plástico/vidro	100 mL	HNO ₃ até pH<2	-7 °C

Fonte: elaborada pela autora.

Figura 12 – Etapa de acondicionamento dos frascos em isopores com gelo, após a amostragem



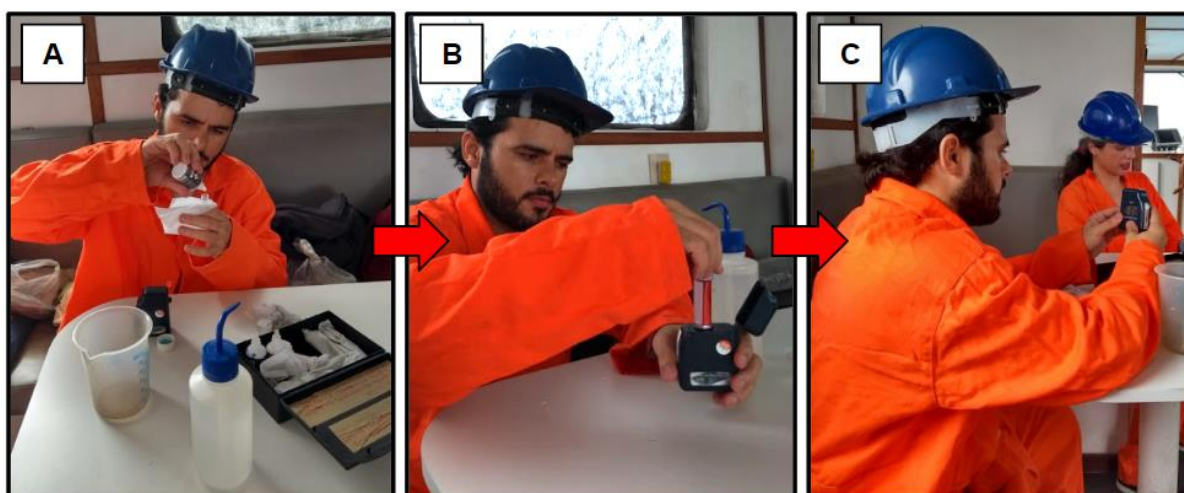
Fonte: elaborada pela autora.

4.5 Metodologia Analítica

A análise de cloro residual total foi realizada imediatamente após a coleta de água, ainda embarcados, pois seus valores alteram consideravelmente em um curto espaço de

tempo. Dessa forma, a concentração de cloro residual total de cada amostra foi medida através de um medidor portátil de cloro livre e total, da marca Akso, modelo MW11, como mostra as etapas da Figura 13.

Figura 13 – Etapa de medição da concentração de cloro residual total na água, após a amostragem, ainda embarcados



Fonte: elaborada pela autora.

Os demais parâmetros inorgânicos de qualidade da água foram analisados em laboratório, seguindo os procedimentos especificados em normas técnicas cientificamente reconhecidas, adaptando as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) e na *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), de forma a evitar o interferência da salinidade nas análises, as quais estão listados na Tabela 3 e seus respectivos L.Q (limite de quantificação) encontram-se na Tabela 4.

Tabela 3 – Metodologias utilizadas para análise química dos parâmetros inorgânicos de qualidade da água

(continua)

Parâmetros Inorgânicos	Referências da Metodologia Analítica
Alumínio dissolvido	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Arsênio total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Bário total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Berílio total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992

(conclusão)

Parâmetros Inorgânicos	Referências da Metodologia Analítica
Boro total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Cádmio total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Chumbo total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Cianeto livre	SM 4500-CN - E
Cloro residual total	SM 4500-Cl G
Cobre dissolvido	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Cromo total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Ferro dissolvido	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Fluoreto total	SM 4500 D
Fósforo total	SM 4500-P - E
Manganês total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Mercúrio total	SM Met. 3500; EPA 245.7: 2005
Níquel total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Nitrato	SM 4500 B
Nitrito	SM 4500 B
Nitrogênio amoniacal total	SM Met. 4500-NH3 - F
Polifosfatos	SM Met. 4500-P - E
Prata total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Selênio total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Sulfetos (H₂S não dissolvido)	SM 4500 D
Tálio total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Urânio total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992
Zinco total	SM Met. 3030; SM Met. 3120 B; EPA 6010D: 2014; EPA 3005A 1992

Fonte: APHA (2005); EPA (1992).

Tabela 4 – Limites de quantificação de cada análise química dos parâmetros inorgânicos de qualidade água

Parâmetros Inorgânicos (mg/L)	1° Campanha	2° Campanha	3° Campanha
	L.Q.	L.Q.	L.Q.
Alumínio dissolvido	0,03	0,03	0,005
Arsênio total	0,006	0,006	0,0001
Bário total	0,015	0,015	0,0005
Berílio total	0,003	0,003	0,0002
Boro total	0,03	0,03	0,05
Cádmio total	0,003	0,003	0,0005
Chumbo total	0,006	0,006	0,0005
Cianeto livre	0,0010	0,0010	0,002
Cloro residual total	0,01	0,01	0,01
Cobre dissolvido	0,003	0,003	0,005
Cromo total	0,006	0,006	0,0005
Ferro dissolvido	0,03	0,03	0,005
Fluoreto total	1,0	1,0	0,1
Fósforo total	0,03	0,03	0,01
Manganês total	0,006	0,006	0,001
Mercúrio total	0,0002	0,0002	0,00009
Níquel total	0,003	0,003	0,001
Nitrato	0,02	0,02	0,22
Nitrito	0,010	0,010	0,01
Nitrogênio amoniacal total	0,05	0,05	0,01
Polifosfatos	0,02	0,02	0,06
Prata total	0,003	0,003	0,0005
Selênio total	0,006	0,006	0,005
Sulfetos (H₂S não dissolviado)	0,003	0,003	0,002
Tálio total	0,03	0,03	0,0005
Urânio total	0,006	0,006	0,00005
Zinco total	0,006	0,006	0,05

Fonte: elaborada pela autora.

4.6 Análise de Dados

Os dados obtidos foram tabulados em planilha eletrônica Excel e os resultados foram divididos em dois gráficos, um mostrando os resultados da área do aterro e o outro com os resultados da área da jazida. Para analisar os resultados de uma forma integrada, adotou-se a média e desvios padrão das concentrações obtidas em estações oceanográficas, de cada uma das duas áreas estudadas, profundidades e campanhas.

Os resultados foram comparados com os valores máximos permitidos de cada parâmetro inorgânico de qualidade da água, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de classe 1. Estes valores serviram apenas como valores de referência para analisar se os resultados obtidos na pesquisa estão compatíveis com a classe em que as águas da área de estudo pertencem, visto que o intuito do trabalho não é enquadrar o corpo hídrico e sim, verificar possíveis alterações nas concentrações dos parâmetros inorgânicos, decorrentes da obra de engorda de praia.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros Inorgânicos de Qualidade da Água

A partir dos resultados obtidos foi verificado que nove parâmetros inorgânicos apresentaram concentrações maiores que o valor máximo permitido (VMP) em pelo menos uma estação oceanográfica de alguma das três campanhas de amostragem, foram eles: boro total, cloro residual total, cobre dissolvido, fluoreto total, fósforo total, nitrato, polifosfatos, prata e sulfetos (H_2S não dissociado).

Um total de sete parâmetros inorgânicos permaneceram abaixo do limite de detecção ou quantificação em todas as amostras das três campanhas realizadas, foram eles: berílio total, cádmio total, cianeto livre, mercúrio total, níquel total, selênio total e tálio total. Entretanto, parâmetros que eram indetectáveis na primeira campanha, mostraram-se presentes em pelo menos uma estação oceanográfica da segunda e terceira campanha, foram eles: alumínio dissolvido, arsênio total, bário total, cromo total, fluoreto total, manganês total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal total.

Os Apêndices A e B apresentam os resultados das concentrações dos 27 parâmetros inorgânicos para as três campanhas oceanográficas, na área do aterro e na área da jazida, respectivamente. Os valores foram determinados em mg/L e alguns ficaram abaixo do L.Q. ou foram N.D. (não detectados). Não foi possível realizar a análise de nitrito e nitrato de quatro estações oceanográficas da área do aterro, durante a segunda campanha, estas foram marcadas com um hífen no Apêndice A.

As Tabelas 5 e 6 apresentam respectivamente, as concentrações médias das seis estações oceanográficas da área do aterro e da área da jazida, nas duas profundidades e nas três campanhas, para cada parâmetro inorgânico. Os locais marcados com hífen representam os valores que não foram calculados, pois não foram detectadas ou quantificadas concentrações em nenhuma das estações oceanográficas.

Nas próximas seções serão apresentados os gráficos das concentrações médias e barras de desvios padrão, nas determinadas áreas, profundidades e campanhas. As colunas em cinza claro representam a subsuperfície e as em cinza escuro, o fundo. Os valores são apresentados em mg/L e a escala muda de acordo com os valores encontrados para melhor visualização e o valor máximo permitido para o parâmetro inorgânico é demarcado pela linha horizontal vermelha ou amarela, em casos específicos.

Tabela 5 – Concentrações médias dos parâmetros inorgânicos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro

(continua)

Área do Aterro	1° campanha		2° campanha		3° campanha	
	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo
Parâmetros Inorgânicos (mg/L)						
Alumínio dissolvido	-	-	0,1428 ± 0,2236	0,1570 ± 0,1768	0,0030 ± 0,1768	0,0143 ± 0,0249
Arsênio total	-	-	-	0,0023 ± 0,0036	0,0014 ± 0,0001	0,0014 ± 0,0002
Bário total	-	-	0,0662 ± 0,1545	0,0054 ± 0,0084	0,0003 ± 0,0007	0,0014 ± 0,0026
Berílio total	-	-	-	-	-	-
Boro total	4,6250 ± 0,0378	4,6217 ± 0,0376	4,3833 ± 0,4590	4,5050 ± 0,4790	3,9267 ± 0,1332	3,9150 ± 0,1218
Cádmio total	-	-	-	-	-	-
Chumbo total	-	-	-	-	-	-
Cianeto livre	-	-	-	-	-	-
Cloro residual total	0,2533 ± 0,0301	0,3183 ± 0,0458	0,3117 ± 0,0906	0,3217 ± 0,1572	0,2000 ± 0,1802	0,2767 ± 0,1925
Cobre dissolvido	0,0017 ± 0,0019	-	0,0022 ± 0,0035	-	-	-
Cromo total	-	-	0,0013 ± 0,0033	-	0,0005 ± 0,0004	0,0024 ± 0,0046
Ferro dissolvido	0,0063 ± 0,0155	0,0202 ± 0,0312	0,0678 ± 0,0642	0,0882 ± 0,1024	0,0173 ± 0,0116	0,0217 ± 0,0181
Fluoreto total	-	-	0,4167 ± 0,6646	0,6667 ± 1,0801	2,5833 ± 0,3061	2,3167 ± 0,1602
Fósforo Total	0,0167 ± 0,0258	0,0533 ± 0,0258	-	-	-	-
Manganês total	-	-	0,0017 ± 0,0041	0,0020 ± 0,0049	0,0010 ± 0,0013	0,0017 ± 0,0018
Mercúrio total	-	-	-	-	-	-

Tabela 5 – Concentrações médias dos parâmetros inorgânicos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro

Área do Aterro	(conclusão)					
	1° campanha		2° campanha		3° campanha	
Parâmetros Inorgânicos (mg/L)	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo
Níquel total	-	-	-	-	-	-
Nitrato	-	-	-	-	0,0350 ± 0,0495	0,0600 ± 0,0849
Nitrito	-	-	-	-	0,0150 ± 0,0071	0,0150 ± 0,0071
Nitrogênio amoniacal total	-	-	0,0183 ± 0,0286	0,0117 ± 0,0133	-	0,0067 ± 0,0163
Polifosfatos	0,0176 ± 0,0273	0,0550 ± 0,1150	-	-	-	-
Prata total	-	-	-	-	-	-
Selênio total	-	-	-	-	-	-
Sulfetos (H₂S não dissociado)	0,0053 ± 0,0131	0,0010 ± 0,0024	-	0,0012 ± 0,0029	-	-
Tálio total	-	-	-	-	-	-
Urânio Total	-	-	0,0008 ± 0,0013	0,0009 ± 0,0014	0,0026 ± 0,0001	0,0025 ± 0,0001
Zinco total	0,0335 ± 0,0044	0,0353 ± 0,0049	0,0253 ± 0,0197	0,0243 ± 0,0189	-	-

Fonte: dados da pesquisa.

Legenda: Os locais marcados com hífen representam os valores que não foram calculados, pois não foram detectadas ou quantificadas concentrações em nenhuma das estações oceanográficas.

Tabela 6 – Concentrações médias dos parâmetros inorgânicos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área da jazida

(continua)

Área da Jazida	1° campanha		2° campanha		3° campanha	
	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo
Parâmetros Inorgânicos (mg/L)						
Alumínio dissolvido	-	-	0,0263 ± 0,0645	-	0,0182 ± 0,0445	0,0017 ± 0,0041
Arsênio total	-	-	-	-	0,0014 ± 0,0001	0,0015 ± 0,0001
Bário total	-	-	0,0159 ± 0,0017	0,0157 ± 0,0016	0,0017 ± 0,0041	0,0007 ± 0,0008
Berílio total	-	-	-	-	-	-
Boro total	4,5617 ± 0,0585	4,5400 ± 0,0473	5,0117 ± 0,1094	4,9917 ± 0,1017	3,9000 ± 0,1056	3,8667 ± 0,2109
Cádmio total	-	-	-	-	-	-
Chumbo total	-	-	-	-	0,0001 ± 0,0003	0,0002 ± 0,0004
Cianeto livre	-	-	-	-	-	-
Cloro residual total	0,2817 ± 0,1206	0,2783 ± 0,1146	0,2300 ± 0,0772	0,1967 ± 0,0909	0,0983 ± 0,2218	0,2733 ± 0,2230
Cobre dissolvido	0,0052 ± 0,0010	0,0012 ± 0,0018	0,0052 ± 0,0026	0,0012 ± 0,0029	-	-
Cromo total	-	-	-	-	0,0023 ± 0,0042	0,0013 ± 0,0012
Ferro dissolvido	0,0222 ± 0,0246	0,0482 ± 0,0196	0,0473 ± 0,0082	0,0477 ± 0,0145	0,0210 ± 0,0239	0,0208 ± 0,0112
Fluoreto total	-	-	1,9000 ± 1,1730	1,3500 ± 0,2510	2,3833 ± 0,2229	2,3500 ± 0,1871
Fósforo Total	0,0117 ± 0,0286	0,0267 ± 0,0455	-	-	-	-
Manganês total	-	-	-	0,0005 ± 0,0012	-	0,0005 ± 0,0008
Mercúrio total	-	-	-	-	-	-

Tabela 6 – Concentrações médias dos parâmetros inorgânicos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área da jazida

Área da Jazida	(conclusão)					
	1° campanha		2° campanha		3° campanha	
Parâmetros Inorgânicos (mg/L)	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo	Subsuperfície	Fundo
Níquel total	-	-	-	-	-	-
Nitrato	-	-	0,0200 ± 0,0490	-	0,0717 ± 0,1755	0,0500 ± 0,0738
Nitrito	-	-	0,0012 ± 0,0029	-	0,0117 ± 0,0041	0,0133 ± 0,0082
Nitrogênio amoniacal total	-	-	-	-	0,0467 ± 0,1143	-
Polifosfatos	0,0116 ± 0,0283	0,0281 ± 0,0478	-	-	-	-
Prata total	-	-	0,0046 ± 0,0113	-	-	-
Selênio total	-	-	-	-	-	-
Sulfetos (H₂S não dissociado)	0,0012 ± 0,0018	0,0017 ± 0,0029	-	-	-	-
Tálio total	-	-	-	-	-	-
Urânio Total	-	0,0015 ± 0,0037	0,0025 ± 0,0001	0,0025 ± 0,0001	0,0025 ± 0,0000	0,0026 ± 0,0002
Zinco total	0,0397 ± 0,0070	0,0325 ± 0,0110	-	-	-	-

Fonte: elaborada pela autora.

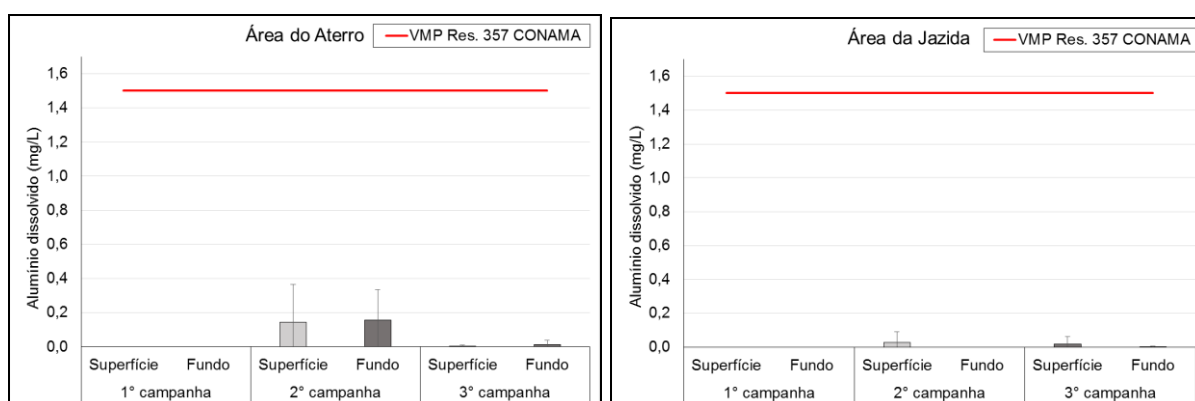
Legenda: Os locais marcados com hífen representam os valores que não foram calculados, pois não foram detectadas ou quantificadas concentrações em nenhuma das estações oceanográfica

5.1.1 Metais e Semimetais

- **Alumínio dissolvido**

Na primeira campanha não foram detectadas concentrações de alumínio dissolvido nas amostras analisadas, enquanto na segunda campanha, as concentrações aumentaram principalmente na área do aterro, atingindo concentrações médias de $0,14 \pm 0,22$ mg/L, na subsuperfície e $0,16 \pm 0,17$ mg/L, no fundo. Na terceira campanha, os valores diminuíram consideravelmente e foram detectadas concentrações muito baixas nas duas profundidades das áreas de estudo, como mostra os gráficos da Figura 14.

Figura 14 – Concentrações médias de alumínio dissolvido e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

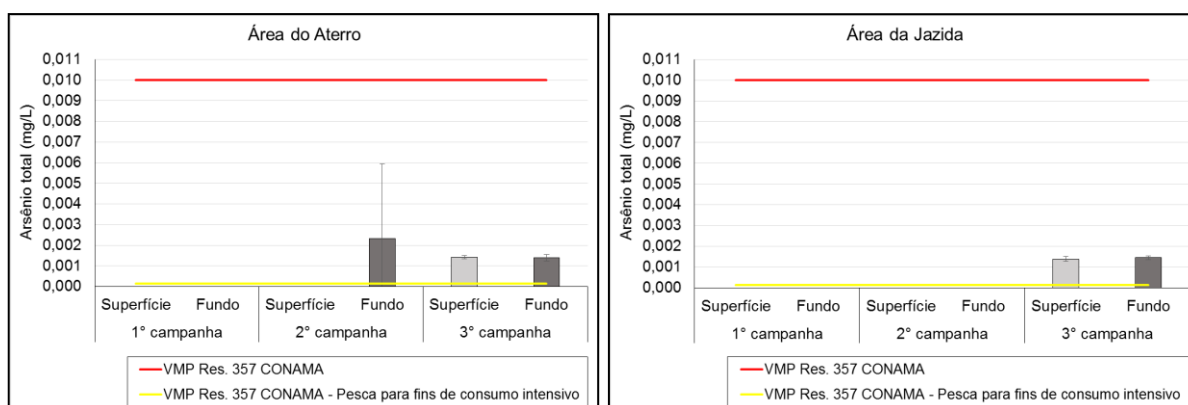
Os valores encontrados estão bem acima dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o alumínio é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,001 mg/L a 0,01 mg/L. Diante disso, pode ter ocorrido algum aporte antrópico de alumínio na área adjacente a costa, durante a segunda campanha, visto que as concentrações de alumínio dissolvido são baixas na água do mar, sobretudo por conta de seu pH básico, possuindo elevada capacidade de tamponamento, que resulta na formação de precipitados de alumínio (SCHMIEGELOW, 2004; ECCEL, 2016).

Os valores encontrados estão muito abaixo do valor máximo permitido de 1,5 mg/L. Desse modo, foi observado que a obra de engorda não causou alterações significativas nas concentrações de alumínio dissolvido nas duas áreas de estudo.

- **Arsênio total**

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece dois valores máximos permitidos de arsênio total para águas salinas de classe 1, que naturalmente são destinadas à aquicultura e à atividade de pesca, porém caso ocorra a pesca ou cultivo de organismos, para fins de consumo intensivo, o limite máximo torna-se mais exigente, passando de 0,01 mg/L para 0,00014 mg/L, como mostra os gráficos da Figura 15.

Figura 15 – Concentrações médias de arsênio total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Na primeira campanha não foram detectadas concentrações de arsênio total em nenhuma das amostras analisadas, porém na segunda campanha foram encontrados valores médios de $0,0023 \pm 0,0036$ mg/L, no fundo da área do aterro. Enquanto na terceira campanha foram verificadas concentrações médias iguais, variando apenas estatisticamente nas duas profundidades da área do aterro, atingindo um valor de $0,0014 \pm 0,0002$ mg/L e concentrações médias muito próximas nas duas profundidades da área da jazida, variando entre $0,0014 \pm 0,0001$ mg/L, na subsuperfície e $0,0015 \pm 0,0001$ mg/L, no fundo.

As concentrações médias de arsênio total excederam o valor máximo permitido de 0,01 mg/L, para pesca ou cultivo de organismos, para fins de consumo intensivo, nas águas de fundo da área do aterro, na segunda campanha e nas duas áreas e profundidades, durante a terceira campanha. Diante disso, a qualidade da água encontrava-se comprometida para este uso, pois o arsênio é extremamente tóxico e se acumula nos organismos marinhos, principalmente em frutos do mar, como moluscos, que possuem até 100 mg/Kg de arsênio. Desse modo, o consumo demasiado de pescados contaminados é um risco a saúde humana, pois a ingestão de 130 mg é considerada fatal (CETESB, 2020; PIVELI; KATO, 2006).

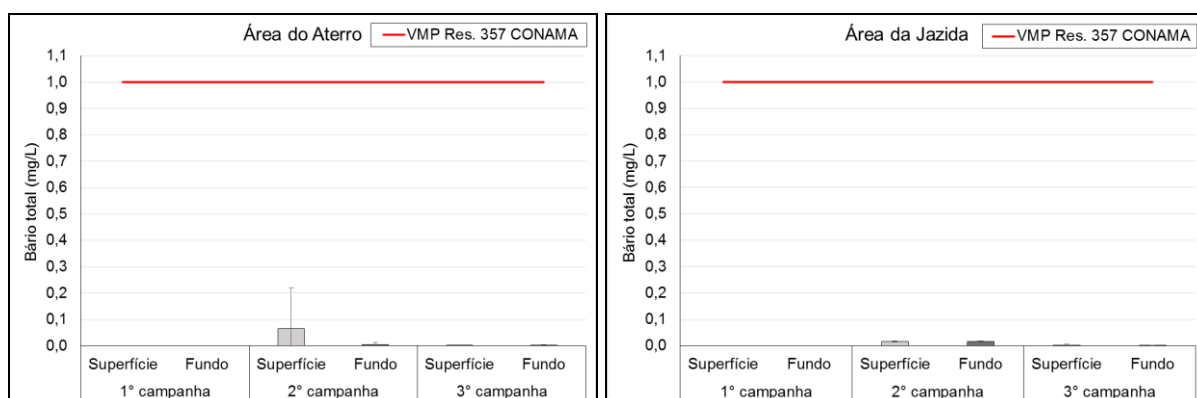
A obra de engorda pode ter influenciado no aumento das concentrações de arsênio total. No entanto, resultados mais conclusivos só serão possíveis após a realização das próximas campanhas oceanográficas. Em estudos futuros, também devem ser levadas em consideração outras possíveis fontes antrópicas de poluição pontual e difusa, que podem ter resultado no aumento das concentrações de arsênio na terceira campanha.

Apesar disso, para os demais usos, as concentrações ficaram bem abaixo do valor máximo permitido de 0,01 mg/L. Além disso, os valores encontrados estão um pouco abaixo dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o arsênio é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em concentração típica de 0,003 mg/L.

• Bário total

Na primeira campanha as concentrações de bário total estavam abaixo do limite de quantificação, enquanto na segunda campanha foram detectadas pequenas concentrações de bário total em todas as estações oceanográficas da área da jazida e apenas em duas da área do aterro, nos pontos a oeste da costa, o P21 e principalmente o P23, responsável pela elevação das concentrações médias de bário total na subsuperfície, que atingiu o valor de $0,07 \pm 0,15$ mg/L. Na terceira campanha foram detectadas concentrações ainda menores, com concentrações médias de $0,0003 \pm 0,0007$ mg/L, na subsuperfície e $0,0014 \pm 0,0026$ mg/L, no fundo da área do aterro (FIGURA 16).

Figura 16 – Concentrações médias de bário total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Nos gráficos da Figura 16, é possível notar que houve um pequeno aumento das concentrações de bário total comparando o antes e o depois da obra de engorda. No entanto,

está modificação foi mínima e não foi significativa a ponto de ultrapassar o valor máximo permitido de 1,0 mg/L. Em geral, as valores médios de bário total encontrados na pesquisa estão de acordo com Sohrin e Bruland (2011) que informa que as concentrações de íons bário nas águas oceânicas variam de 0,00041 a 0,021 mg/L.

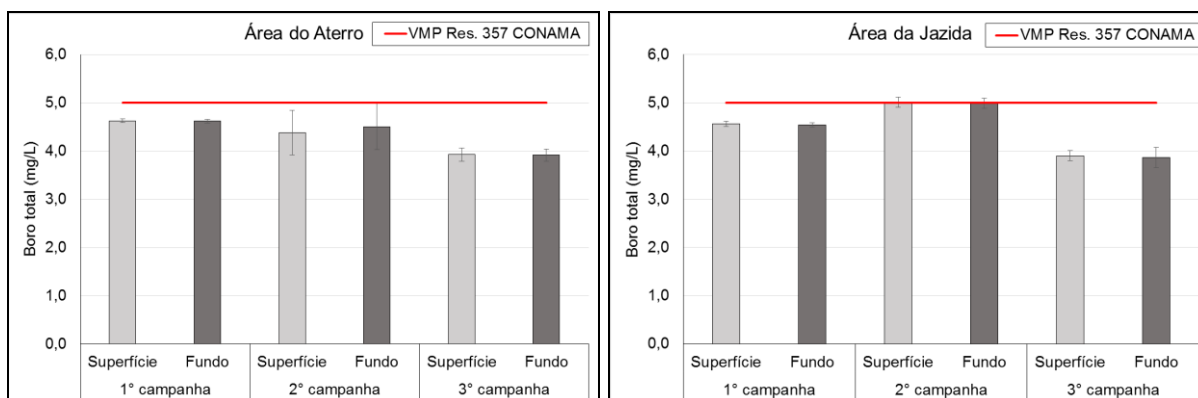
- **Berílio total**

As concentrações de berílio total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas realizadas, como mostrado os Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,0053 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Normalmente o berílio é encontrado em concentrações baixíssimas no oceano, na faixa de $3,6 \times 10^{-8}$ a $2,7 \times 10^{-7}$ mg/L, segundo Sohrin e Bruland (2011).

- **Boro total**

As concentrações médias de boro total mantiveram-se praticamente constantes nas três campanhas, tendo um leve aumento na área da jazida durante a segunda campanha e uma leve diminuição na terceira campanha nas duas áreas de estudo. Comparando o antes e o após a obra, as concentrações médias na subsuperfície foram de $4,625 \pm 0,038$ mg/L para $3,927 \pm 0,133$ mg/L e no fundo foram de $4,622 \pm 0,038$ mg/L para $3,915 \pm 0,122$ mg/L, na área do aterro. Enquanto na área da jazida, as concentrações médias na subsuperfície foram de $4,625 \pm 0,058$ mg/L para $3,9 \pm 0,106$ mg/L e no fundo foram de $4,622 \pm 0,047$ mg/L para $3,867 \pm 0,211$ mg/L (FIGURA 17).

Figura 17 – Concentrações médias de boro total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Com isso, também foi verificado que não houve uma grande diferença entre as concentrações de boro total nas diferentes profundidades. Os valores médios de boro total ficaram muito próximos de ultrapassarem o valor máximo permitido de 5,0 mg/L, atingindo na segunda campanha, o valor de $5,0 \pm 0,1$ mg/L, na subsuperfície da área da jazida. Entretanto, os valores encontrados estão dentro da faixa de concentração típica de boro total nas águas oceânicas, que variam entre 3 e 6 mg/L (KABAY; GULER; BRYJAK, 2010; SPIVACK; EDMOND, 1987).

- **Cádmio total**

As concentrações de cádmio total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas, como mostrado no Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,0005 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

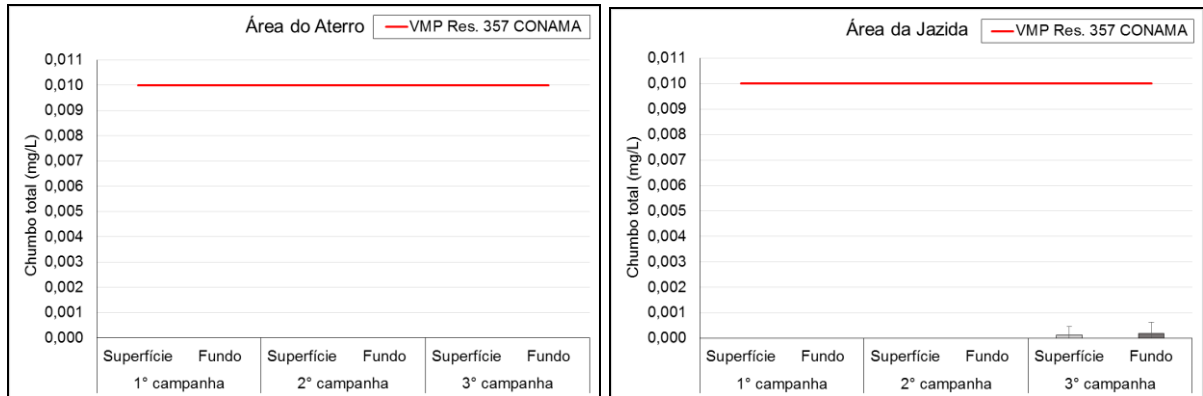
A não detecção dos valores estão de acordo com o esperado, visto que segundo Schmiegelow (2004), o cádmio é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em concentração típica de 0,00011 mg/L. Além disso, nos sedimentos da área da jazida, o cádmio apresentava-se abaixo do limite de quantificação de 0,58 mg/Kg, segundo laudos técnicos de análises químicas realizadas um mês antes do início da obra de engorda, apresentado por Vasconcelos *et al.* (2019).

- **Chumbo total**

As concentrações de chumbo total foram detectadas somente na terceira campanha, na área da jazida, com valores médios de $0,0001 \pm 0,0003$ mg/L, na subsuperfície e de $0,0002 \pm 0,0004$ mg/L, no fundo (FIGURA 18). Os valores encontrados estão pouco abaixo dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o chumbo é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,0006 a 0,0015 mg/L.

As concentrações verificadas estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,01 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Além disso, análises químicas dos sedimentos da área da jazida, realizadas por Vasconcelos *et al.* (2019) um mês antes do início da obra de engorda, mostraram que o chumbo apresentava-se abaixo do limite de detecção de 5,68 mg/Kg. Desse modo, a ressuspensão desses sedimentos durante a dragagem não contribuiu para a presença de chumbo total nas águas.

Figura 18 – Concentrações médias de chumbo total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida

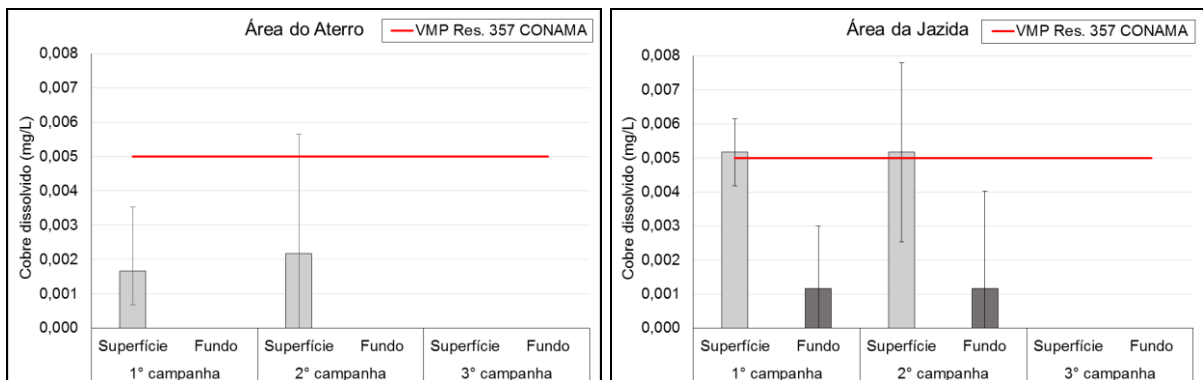


Fonte: elaborada pela autora.

• Cobre dissolvido

As concentrações médias de cobre dissolvido ficaram acima do valor máximo permitido de 0,005 mg/L, nas águas de subsuperfície da área da jazida, na primeira e na segunda campanha, atingindo valores médios de $0,0052 \pm 0,0010$ mg/L e $0,0052 \pm 0,0026$ mg/L, respectivamente. Enquanto as concentrações de fundo só foram detectadas na área da jazida, atingindo valores médios de $0,0012 \pm 0,0018$ mg/L e $0,0012 \pm 0,0029$ mg/L, na primeira e na segunda campanha, respectivamente (FIGURA 19).

Figura 19 – Concentrações médias de cobre dissolvido e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Desse modo, nota-se que o cobre dissolvido nas águas apresentou um comportamento parecido nas duas primeiras campanhas, exceto na área do aterro, na qual as concentrações médias aumentaram de $0,0017 \pm 0,0019$ mg/L para $0,0021 \pm 0,0035$ mg/L, na subsuperfície, enquanto as concentrações de fundo não foram detectadas nessa área. Contudo, na terceira campanha não foram detectadas concentrações em nenhuma estação oceanográfica das duas áreas de estudo.

Os valores médios encontrados estão um pouco acima dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o cobre é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,0005 a 0,0035 mg/L. Segundo Campos (2010), o cobre é um micronutriente utilizado no crescimento fitoplanctônico e sua biodisponibilidade pode ser um dos fatores limitantes a produtividade primária. Porém, em altas concentrações, o cobre torna-se prejudicial à saúde humana, podendo ser nocivo principalmente para os peixes (PIVELI; KATO, 2006).

Apesar das análises químicas dos sedimentos da área da jazida realizadas por Vasconcelos *et al.* (2019), um mês antes do início da obra de engorda, mostrarem que o cobre apresentava-se abaixo do limite de quantificação de 2,50 mg/Kg. As elevadas concentrações de cobre dissolvido encontradas nas duas primeiras campanhas são possivelmente devido a ressuspensão de pequenas quantidades de cobre presentes nos sedimentos durante a obra, que se deu início três dias antes da primeira campanha ser realizada. No entanto, o efeito da obra sobre este parâmetro pode ter sido apenas temporário, visto que não foram detectadas concentrações na terceira campanha, porém resultados mais conclusivos só serão possíveis após a realização das próximas campanhas oceanográficas.

Outra fonte de cobre para as águas marinhas dessa região costeira podem ser advindas do aporte das galerias pluviais, como mostra estudos realizados por Pimenta (2006), que verificou que na saída de uma galeria pluvial da Praia do Náutico, que faz parte da área de influência da obra, havia teores de cobre na água que variaram entre 0,36 a 16,34 $\mu\text{g/L}$, como também nos sedimentos que variaram entre 0,17 a 9,64 $\mu\text{g/g}$.

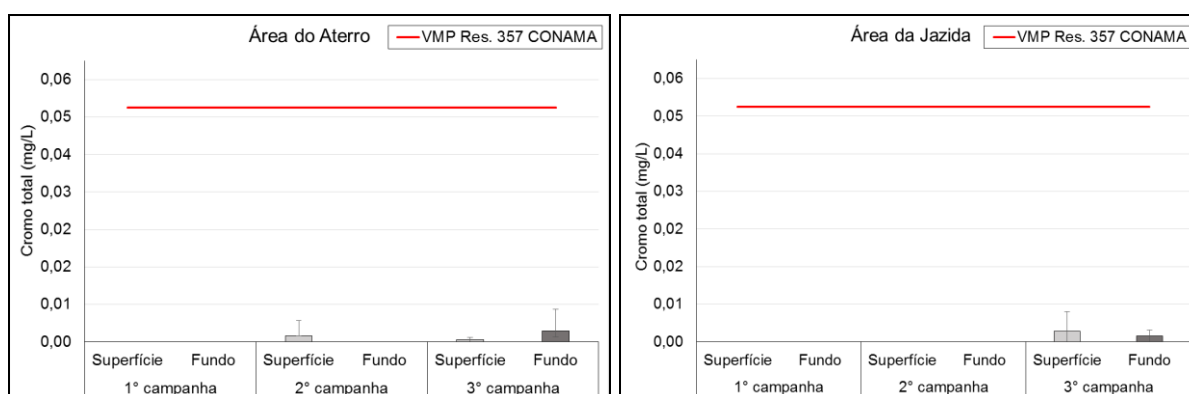
- **Cromo total**

Na primeira campanha não foram detectadas concentrações de cromo total em nenhuma das amostras analisadas, porém na segunda campanha, somente o P23 subsuperfície, localizado na área do aterro, apresentou concentração que atingiu 0,008 mg/L, como mostrado no Apêndice A. Esta estação oceanográfica encontra-se do lado direito do espigão da João Cordeiro, que por sua grande extensão e devido as correntes marítimas nessa região serem de

leste para oeste, possivelmente há a tendência a ocorrer o acúmulo de impurezas nas águas dessa área de amostragem, como verificou-se na presente pesquisa, altos valores nessa estação oceanográfica com relação também a outros parâmetros inorgânicos.

Na terceira campanha foram verificadas concentrações na maioria das estações oceanográficas das duas áreas de estudo. Na área do aterro, as maiores concentrações médias foram atingidas no fundo, no valor de $0,002 \pm 0,005$ mg/L e na área da jazida, as maiores concentrações médias foram atingidas na subsuperfície, no valor de $0,002 \pm 0,004$ mg/L (FIGURA 20). Os valores encontrados estão acima dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o cromo é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,00013 a 0,00025 mg/L.

Figura 20 – Concentrações médias de cromo total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

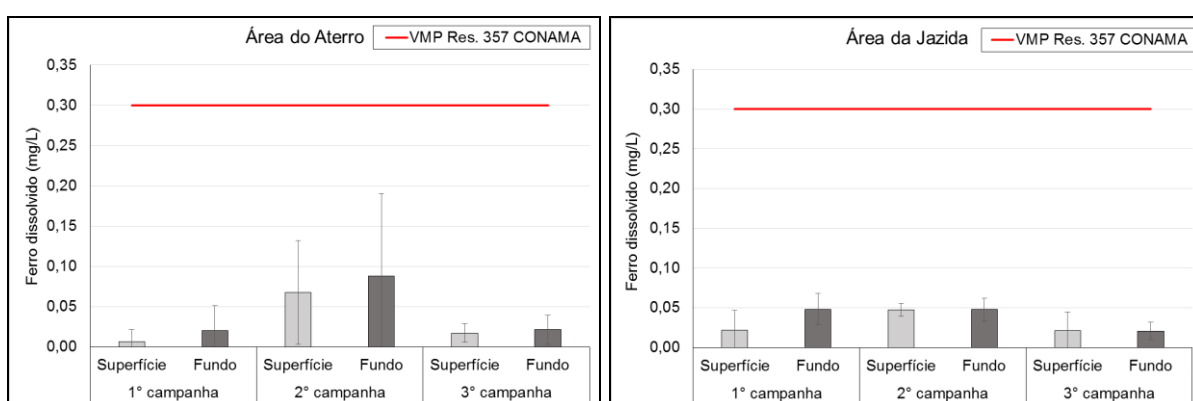
Segundo laudos técnicos de análises químicas realizadas um mês antes do início da obra de engorda, apresentado por Vasconcelos *et al.* (2019), foram encontradas valores médios de 18,25 mg/Kg de cromo nos sedimentos da área da jazida. A ressuspensão desses sedimentos não causou grandes alterações na disponibilidade de cromo total na coluna d'água, ocorrendo apenas um pequeno aumento das concentrações de cromo total após um ano da conclusão da obra de engorda. No entanto, as concentrações verificadas ainda estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,05 mg/L.

- **Ferro dissolvido**

Nos gráficos da Figura 21, nota-se que as concentrações médias de ferro dissolvido alcançaram seu pico na segunda campanha, principalmente na área do aterro, com

valores médios de $0,068 \pm 0,064$ mg/L, na subsuperfície e $0,088 \pm 0,102$ mg/L, no fundo. Entretanto, as concentrações não aumentaram ao ponto de ultrapassarem o valor máximo permitido, ficando bem abaixo de 0,3 mg/L. Além disso, após um ano da conclusão da obra de engorda, as concentrações diminuíram, aproximando-se dos valores encontrados na primeira campanha oceanográfica, não havendo desse modo, grandes alterações decorrentes da obra.

Figura 21 – Concentrações médias de ferro dissolvido e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



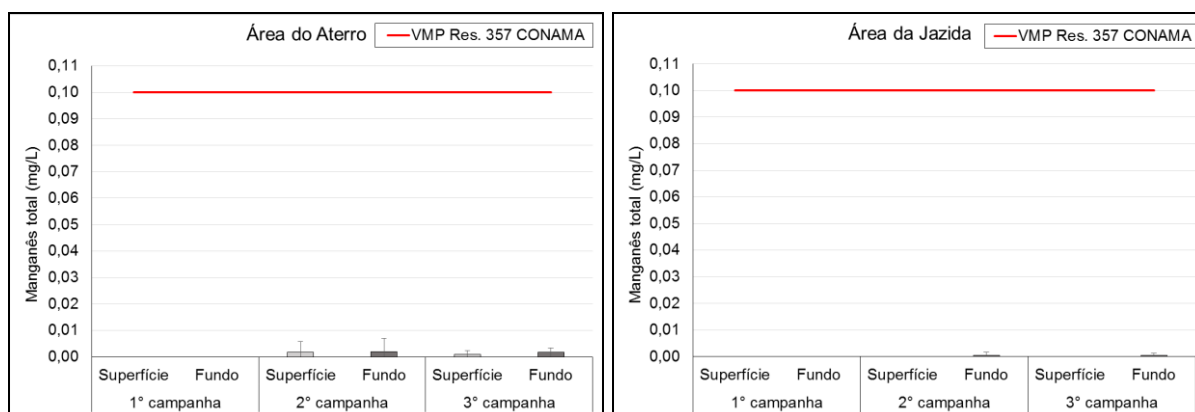
Fonte: elaborada pela autora.

Os valores encontrados estão acima dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o ferro é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,00177 a 0,15000 mg/L. Segundo Campos (2010), o ferro é um micronutriente utilizado no crescimento fitoplanctônico e sua biodisponibilidade pode ser um dos fatores limitantes a produtividade primária.

• Manganês total

As concentrações de manganês total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas da primeira campanha. As maiores concentrações médias de manganês total foram atingidas na área do aterro, durante a segunda campanha, com valores de $0,0017 \pm 0,0041$ mg/L, na subsuperfície e de $0,002 \pm 0,0049$ mg/L, no fundo. Desse modo, as concentrações verificadas estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,1 mg/L (FIGURA 22). Os valores encontrados estão dentro dos mencionados por Schmiegelow (2004), que indica que o manganês é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,0001 a 0,008 mg/L.

Figura 22 – Concentrações médias de manganês total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

- **Mercúrio total**

As concentrações de mercúrio total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas, como mostrado nos Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,0002 mg/L. A não detecção dos valores está de acordo com o esperado, visto que segundo Schmiegelow (2004), o mercúrio é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em uma faixa de concentração típica de 0,00015 a 0,00027 mg/L.

- **Níquel total**

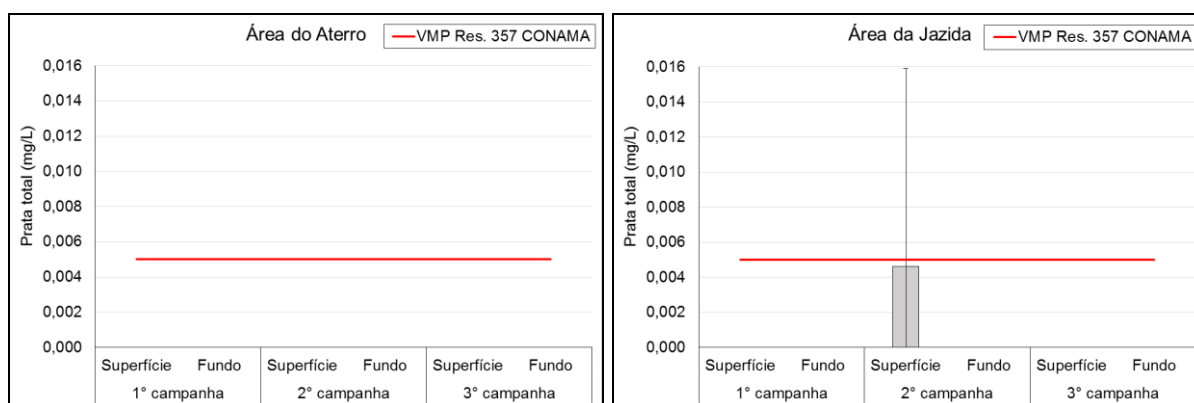
As concentrações de níquel total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas, como mostrado nos Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,0002 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Desse modo, considera-se que a ressuspensão dos sedimentos não contribuiu para a presença de níquel total na coluna d'água, visto que análises dos sedimentos da área da jazida, mostraram que o níquel apresentava-se abaixo do limite de quantificação de 5,13 mg/Kg, segundo laudos técnicos de análises químicas realizadas um mês antes do início da obra de engorda, apresentado por Vasconcelos *et al.* (2019).

- **Prata total**

As concentrações de prata total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação nas amostras analisadas da primeira e da terceira campanha. No entanto, na segunda campanha foi detectada uma alta concentração de prata total no P26 subsuperfície, que trata-se do ponto da área da jazida, que está mais próximo do molhe do Porto do Mucuri, o qual eventualmente atingiu o valor de 0,0277 mg/L, ultrapassando o valor máximo permitido de 0,005 mg/L. Desse modo, somente este valor foi responsável por elevar as concentrações médias, como observa-se no gráfico da Figura 23.

Figura 23 – Concentrações médias de prata total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

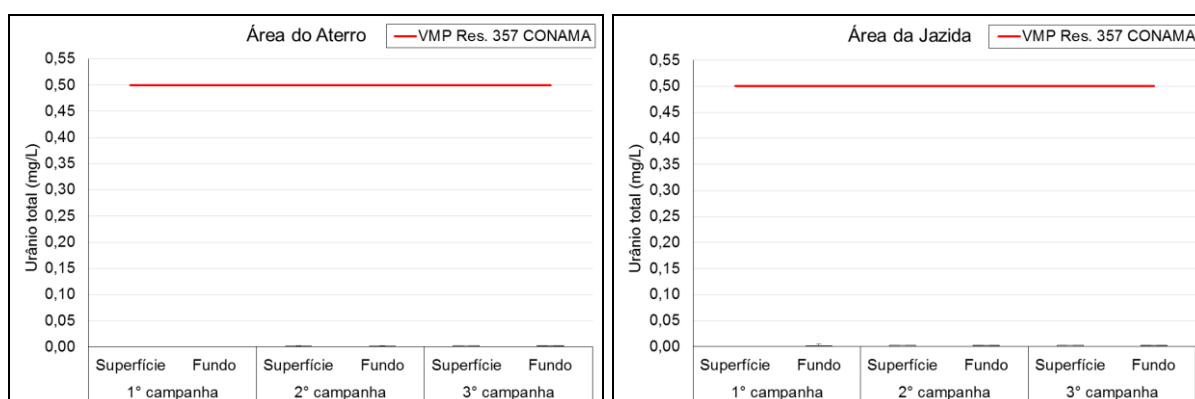
- **Tálio total**

As concentrações de mercúrio total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas, como mostrado nos Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,1 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

- **Urânio total**

Pequenas concentrações de urânio total foram detectadas em todas as campanhas e os valores encontrados estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,5 mg/L. Os maiores valores médios ocorreram na terceira campanha e pouco variaram com relação a área e a profundidade, sendo verificados na área do aterro, $0,0026 \pm 0,0001$ mg/L, na subsuperfície e $0,0025 \pm 0,0001$ mg/L, no fundo, enquanto que na área da jazida foram verificados $0,0025 \pm 0$ mg/L, na subsuperfície e $0,0025 \pm 0,0002$ mg/L, no fundo (FIGURA 24).

Figura 24 – Concentrações médias de urânio total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

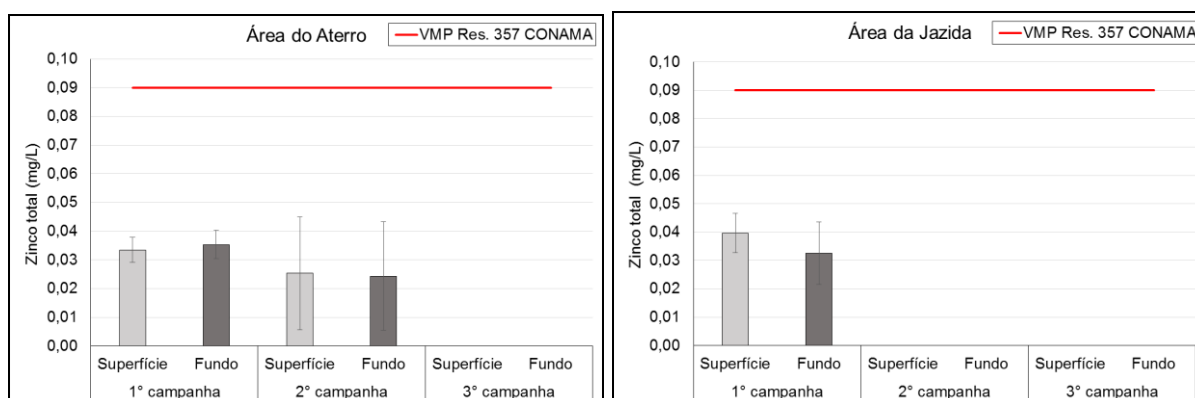
Na primeira campanha foram detectadas concentrações apenas no P39 fundo, da área da jazida. Enquanto na segunda campanha todas as estações oceanográficas da área da jazida apresentaram concentrações e apenas duas da área do aterro, o P23 e P21. Na terceira campanha todas as estações oceanográficas das duas áreas e profundidades apresentaram concentrações muito próximas. Os valores encontrados estão muito próximos do mencionado por Schmiegelow (2004), que indica que o urânio é um elemento-traço nas águas marinhas, presente em concentração típica de 0,003 mg/L.

- **Zinco total**

Na primeira campanha as maiores concentrações médias de zinco total foram verificadas na subsuperfície da área da jazida, com $0,040 \pm 0,007$ mg/L e no fundo da área do aterro, com $0,035 \pm 0,005$ mg/L. Enquanto que na segunda campanha não foram detectadas concentrações nas estações oceanográficas da área da jazida e na área do aterro as concentrações médias diminuiram. Intrigantemente, na terceira campanha não foram detectados valores nas duas áreas (FIGURA 25).

Apesar de nenhuma amostra analisada ter ultrapassado o valor máximo permitido de 0,09 mg/L de zinco total e dessa forma, a qualidade da água não sendo comprometida perante a Resolução CONAMA nº 357/2005, mudanças no comportamento desse elemento na coluna d'água pode afetar o metabolismo de organismos que utilizam este como um nutriente traço, podendo ser um fator limitante a produtividade primária (BAUMGARTEN; ROCHA; NIENCHESKI, 1996).

Figura 25 – Concentrações médias de zinco total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

As concentrações de zinco total encontradas variaram entre 0,011 e 0,052 mg/L, valores próximos dos que informa Baumgarten, Rocha e Niencheski (1996), que indica que a concentração de zinco na água do mar está na ordem de 0,01 mg/L. Segundo Vasconcelos *et al.* (2019), o zinco estava presente nos sedimentos da área da jazida, em valores médios de 18,25 mg/Kg, de acordo com análises realizadas um mês antes do início da obra de engorda. No entanto, durante a obra, a ressuspensão desses sedimentos não contribuiu para a presença de zinco na coluna d'água na área da jazida, podendo ter contribuído apenas na primeira campanha, visto que esta foi realizada três dias após o início da obra.

5.1.2 Ametais

- **Cianeto livre**

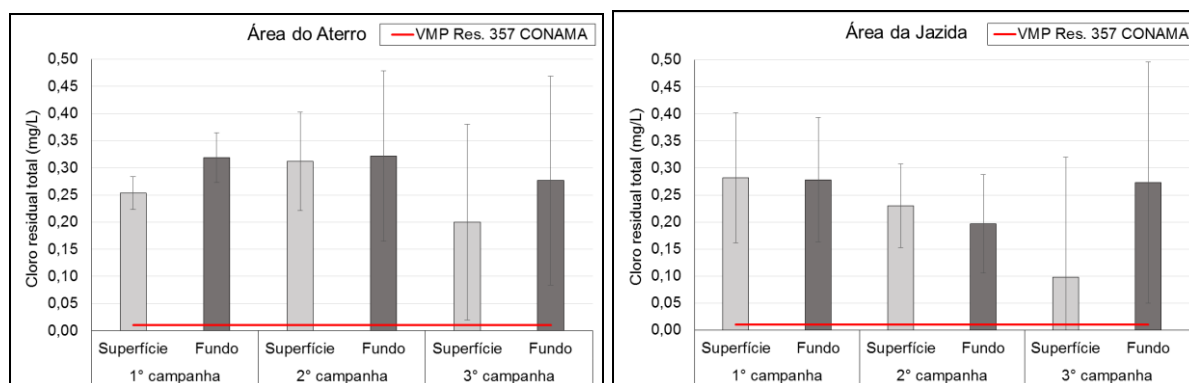
As concentrações de cianeto livre não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas, como mostrado nos Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,001 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

- **Cloro residual total**

As concentrações médias de cloro residual total ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,01 m/L, nas duas profundidades das áreas de estudo, nas três campanhas oceanográficas. Na área do aterro, as maiores concentrações médias foram atingidas na segunda campanha, com valor de $0,32 \pm 0,16$ mg/L, no fundo. Na área da jazida houve uma

diminuição das concentrações médias na subsuperfície e as maiores concentrações médias foram atingidas na terceira campanha, com valor de $0,27 \pm 0,22$ mg/L, no fundo (FIGURA 26).

Figura 26 – Concentrações médias de cloro residual total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Os elevados valores de cloro residual total encontrados, principalmente na área do aterro, podem estar relacionados com efluentes clorados que chegam ao oceano, geralmente através de rios que desaguam no litoral, visto que são utilizadas grandes quantidades de cloro na desinfecção de efluentes antes de serem lançados em corpos d'água receptores continentais, para redução de microrganismos patogênicos e desse modo, por possuir forte característica residual, parte do cloro utilizado pode permanecer nas águas após o despejo do efluente tratado e durante o percurso até o mar (PIVELI; KATO, 2006; VON SPERLING, 1996).

A cloração dos efluentes ocorrem em faixas de pH ideais, geralmente ácidas, para formação de compostos de cloro com ação de desinfecção mais eficientes. Quando é adicionado cloro puro nas águas, ocorre a formação de ácido hipocloroso e íon hipoclorito (cloro residual livre). A amônia presente em altas concentrações nos esgotos domésticos brutos, em valor típico de 30 mgN-H3-N/L, pode reagir com o ácido hipocloroso e formar cloraminas, elevando os valores de cloro residual combinado. Além do cloro combinado, os íons hipocloritos e ácido hipocloroso que não foram consumidos nas reações ficam dissolvidos na água, elevando os níveis de cloro residual total do efluente tratado lançado no corpo d'água receptor (PIVELI; KATO, 2006; VON SPERLING, 1996).

Possivelmente a permanência de altas concentrações de cloro residual total

encontradas na água do mar das áreas de estudo podem estar relacionadas ao pH alcalino desse ambiente, visto que a reatividade do cloro diminui com o aumento do pH, de acordo com Meyer (1994), o que pode sugerir que o cloro é pouco consumido em reações químicas, permanecendo acumulado nas águas marinhas.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 e a Resolução COEMA nº 02/2017, que dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos, não estabelecem padrões para cloro inorgânico. No entanto, a resolução federal e estadual em consonância com a Resolução CONAMA nº 357/2005, prevê que o despejo de cargas poluidoras não deve comprometer as metas e usos determinados pelas classes de enquadramento do corpo receptor.

Diante disso, é necessário analisar a viabilidade de reduzir as concentrações de cloro residual no efluente tratado, antes do lançamento no corpo hídrico receptor, como também, a possibilidade de serem realizados estudos no corpo hídrico receptor para verificar as concentrações de cloro residual que chegam nos afluentes, visto que o cloro residual total não é parâmetro de qualidade da água para águas doces de classe 3 e 4, porém a permanência de concentrações elevadas nas águas durante o percurso até o desague no mar, podem comprometer os usos preponderantes das águas salobras e salinas de classe 1 e 2.

- **Fluoreto total**

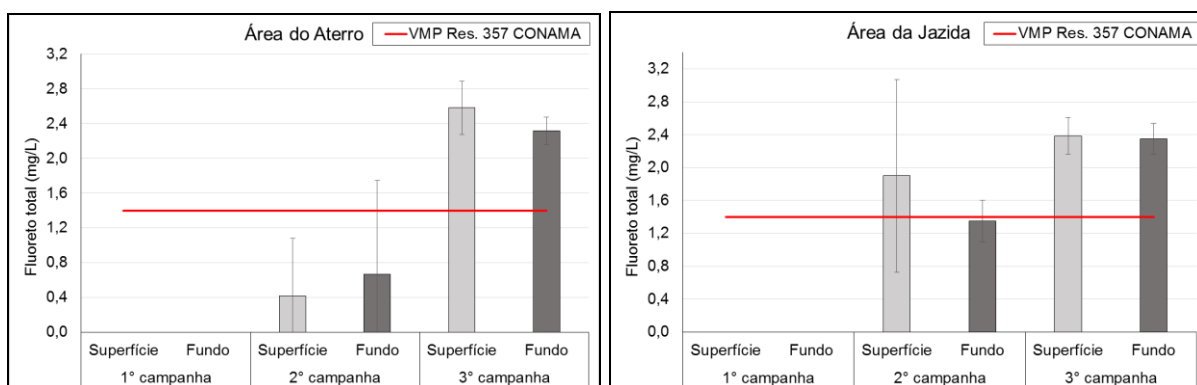
Na primeira campanha as concentrações de fluoreto total estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das duas áreas de estudo. Enquanto na segunda campanha foram detectadas concentrações nas duas áreas, principalmente na área da jazida, onde foram verificados valores médios de $1,9 \pm 1,17$ mg/L, na subsuperfície, ultrapassando o valor máximo permitido de 1,4 mg/L. Na terceira campanha as concentrações de todas as estações oceanográficas das duas áreas ficaram acima do VMP, atingindo maiores valores médios de $2,58 \pm 0,31$ mg/L, na subsuperfície da área do aterro.

Desse modo, é possível verificar nos gráficos da Figura 27, que as concentrações médias de fluoreto total aumentaram significativamente durante e após a obra, possivelmente por conta da remobilização dos sedimentos, visto que, de acordo com Pivelli e Kato (2006), concentrações elevadas de até 10 mg/L de fluoreto podem ser encontradas associadas a áreas com depósitos geológicos de origem marinha.

A ressuspensão de sedimentos ricos em fluoretos torna este elemento mais disponível na coluna d'água. Possivelmente, essa situação foi intensificada durante a operação de dragagem e disposição dos sedimentos na praia. Como observado, após 1 ano de conclusão da obra de engorda, as concentrações elevaram-se ainda mais, com isso, nota-se que pode se

tratar de uma alteração no ambiente marinho que ocorre de forma lenta. No entanto, é importante que seja realizada a investigação dessa mudança nas próximas campanhas oceanográficas para verificar se esse efeito será temporário ou permanente.

Figura 27 – Concentrações médias de fluoreto total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

- **Selênio total**

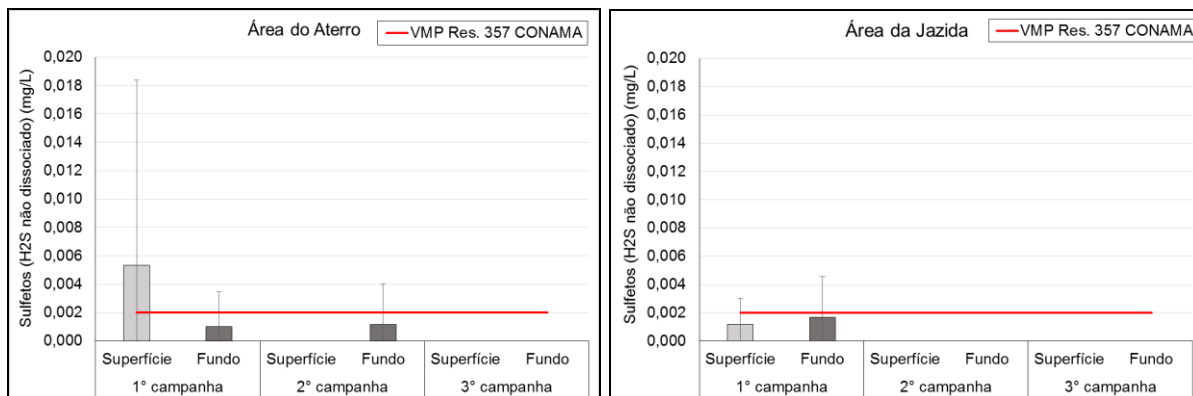
As concentrações de selênio total não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas das três campanhas oceanográficas realizadas, como mostrado nos Apêndices A e B. Desse modo, naturalmente, não ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,01 mg/L.

- **Sulfetos (H₂S não dissociado)**

As concentrações médias de sulfetos ultrapassaram o valor máximo permitido de 0,002 mg/L, na subsuperfície da área do aterro, na primeira campanha, atingindo um valor médio de $0,005 \pm 0,01$ mg/L. Entretanto, na segunda campanha foram detectadas concentrações somente em uma estação oceanográfica, o P2 fundo, mais próximo à costa da área do aterro, que atingiu uma concentração de 0,007 mg/L, sendo único responsável por elevar o valor médio nessa área, como mostra os gráficos da Figura 28.

Na terceira campanha não foram detectadas concentrações de sulfetos nas amostras analisadas das duas áreas. Desse modo, os possíveis efeitos da ressuspensão dos sedimentos sobre a alteração das concentrações desse elemento, que ocorreram na fase inicial da obra não perduraram um ano após a conclusão da obra de engorda, visto que as águas estavam em condições de qualidade adequadas, com relação a este parâmetro.

Figura 28 – Concentrações médias de sulfetos (H_2S não dissociado) e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



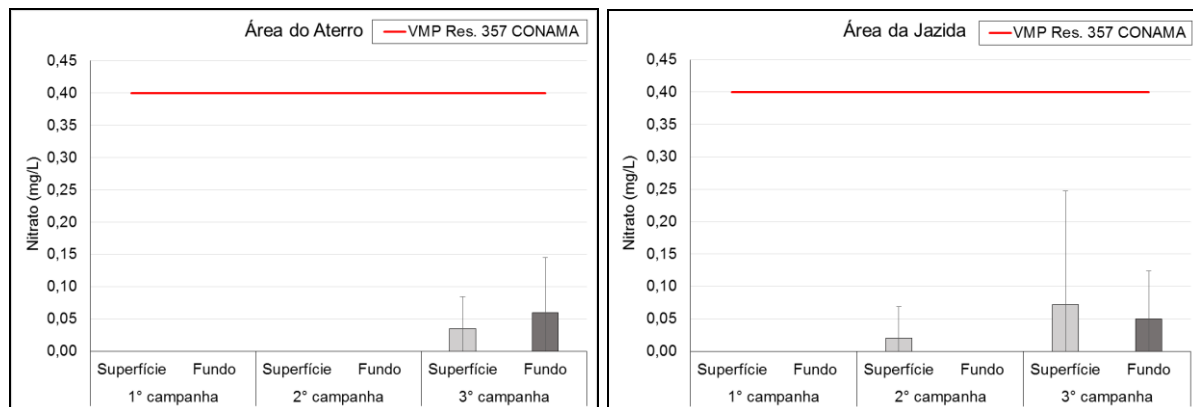
Fonte: elaborada pela autora.

5.1.3 Nutrientes Inorgânicos

- **Nitrato**

Na primeira campanha, concentrações de nitrato não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as nas amostras analisadas e na segunda campanhas verificou-se valores médios de $0,02 \pm 0,05$ mg/L, na subsuperfície da área da jazida, enquanto na terceira campanha foram detectados valores nas duas áreas, sendo que na área do aterro, as maiores concentrações médias se encontravam no fundo, com $0,06 \pm 0,08$ mg/L, enquanto na área da jazida, as maiores concentrações médias foram encontradas na subsuperfície, com $0,07 \pm 0,18$ mg/L (FIGURA 29).

Figura 29 – Concentrações médias de nitrato e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Os valores médios encontrados estão dentro das concentrações típicas presentes nas águas superficiais do Oceano Atlântico, que variam de 0 a 0,29 mgN/L, segundo Milero (2013). Apesar das águas superficiais da plataforma continental de regiões tropicais, serem geralmente muito produtivas, devido ao aporte de nutrientes do continente e pela grande incidência de luz durante o ano inteiro. As águas da área de estudo assumem características oligotróficas, decorrente das baixas concentrações de nutrientes, que resultam em baixa produtividade, visto que as correntes que banham as costas brasileiras são pobres em nutrientes (SCHMIEGELOW, 2004).

O nitrogênio é o primeiro nutriente a ser esgotado na maioria dos oceanos, este elemento passa diversos processos químicos e biológicos até serem convertidos em formas mais assimiláveis pelo fitoplâncton. Para o nitrogênio para poder ser utilizado pelos produtores primários nas formas de nitrato e nitrito, por exemplo, ocorrem processos de oxidação e redução realizados por bactérias específicas em condições favoráveis. Esses processos demandam tempo e a ausência de nitrogênio na forma de nutriente é o fator que mais restringe a produtividade no oceano (CAMPOS, 2010; SCHMIEGELOW, 2004).

Os valores médios encontrados estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,40 mg/L. Desse modo, possivelmente não houve alterações nas concentrações de nitrato decorrentes da obra de engorda, visto que os valores nas duas áreas de estudo aumentaram somente um ano após a conclusão da obra. No entanto, resultados mais conclusivos só serão possíveis com após a realização das próximas campanhas oceanográficas.

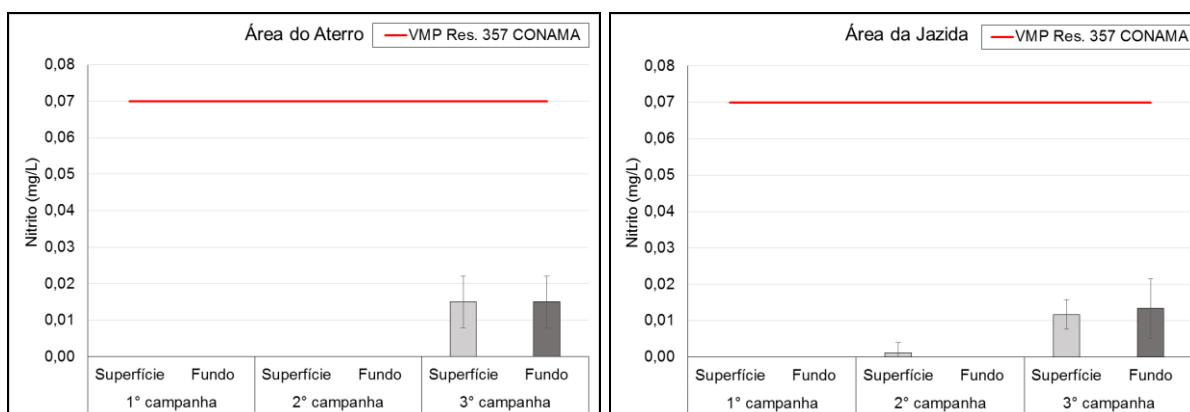
- **Nitrito**

Na primeira campanha, concentrações de nitrito não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação em todas as nas amostras analisadas e na segunda campanhas verificou-se pequenas concentrações na subsuperfície da área da jazida. Enquanto, na terceira campanha foram detectados valores nas duas áreas, sendo que na área do aterro, as maiores concentrações médias das duas profundidades foram iguais, com $0,015 \pm 0,007$ mg/L, enquanto na área da jazida, as maiores concentrações médias foram encontradas no fundo, com $0,013 \pm 0,008$ mg/L (FIGURA 30).

As concentrações de nitrito nas águas são geralmente menores que as de nitrato, devido sua instabilidade, como verificado de acordo com os valores encontrados. Observa-se também uma possível correlação entre esses dois parâmetros inorgânicos detectados em proporções parecidas nas duas áreas de estudo, durante as três campanhas. Os valores médios encontradas estão dentro das concentrações médias de nitrito nas águas marinhas costeiras,

que variam de 0,0001 a 0,0140 mg/L, de acordo com Baumgarten, Baptista e Niencheski (1996).

Figura 30 – Concentrações médias de nitrito e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

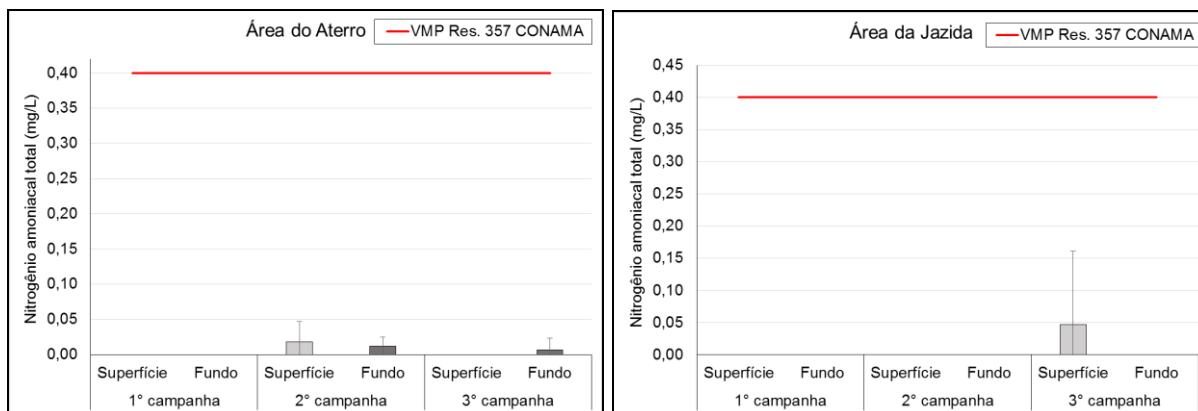
Os valores médios encontrados estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,07 mg/L. Desse modo, possivelmente não houve alterações nas concentrações de nitrito decorrentes da obra de engorda. No entanto, resultados mais conclusivos só serão possíveis com após a realização das próximas campanhas oceanográficas.

• Nitrogênio amoniacal total

As concentrações de nitrogênio amoniacal total também não foram detectadas ou estavam abaixo do limite de quantificação, na primeira campanha, porém este parâmetro apresentou um comportamento diferente das outras formas de nitrogênio, pois na segunda campanha foram detectadas concentrações somente na área do aterro. Enquanto na terceira campanha, as maiores concentrações médias foram detectadas na área da jazida com valor de $0,047 \pm 0,114$ mg/L, na subsuperfície. Desse modo, os valores verificados estão muito abaixo do valor máximo permitido de 0,40 mg/L, como observa-se na Figura 31.

As coletas das três campanhas oceanográficas foram realizadas durante o período seco, no qual geralmente o aporte de nutrientes para o mar, advindos de estuários e da drenagem pluvial é reduzido, sendo um dos fatores que pode ter resultado nas baixas concentrações de nitrogênio amoniacal total encontradas. Espera-se que nas próximas campanhas realizadas no período chuvoso, ocorra um aumento dessas concentrações.

Figura 31 – Concentrações médias de nitrogênio amoniacal total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

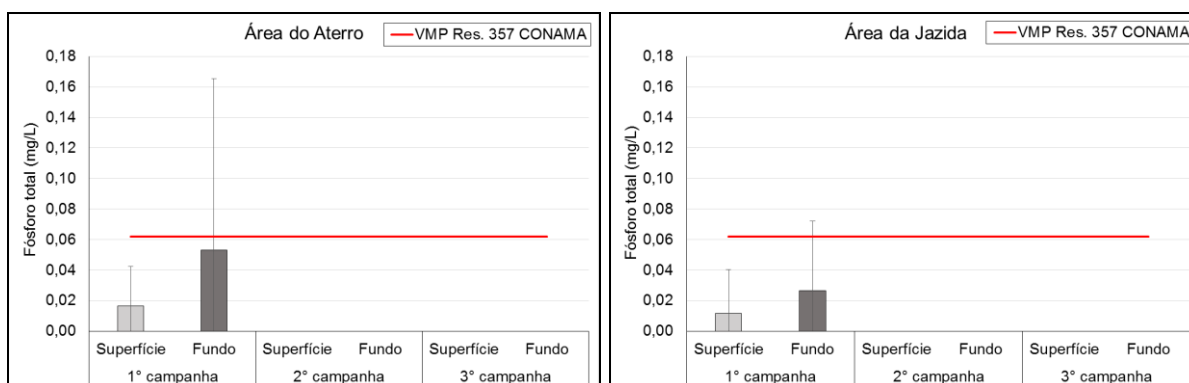
As concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas não são tóxicas para os organismos, pois além de muito baixas, por conta do pH básico das águas marinhas, a forma de nitrogênio amoniacal que predomina quase que totalmente é o íon amônio, que é menos tóxico do que a amônia (BAUMGARTEN; BAPTISTA; NIENCHESKI, 1996).

• Polifosfatos e Fósforo total

As concentrações de fósforo total e polifosfatos só foram detectadas na primeira campanha oceanográfica, nas duas áreas de estudo. Observou-se que as concentrações das formas de fósforo são mais elevadas na área do aterro, principalmente no fundo, com valor médio de fósforo total de $0,053 \pm 0,112$ mg/L (FIGURA 32) e de polifosfatos de $0,055 \pm 0,115$ mg/L (FIGURA 33). Com isso, também foi possível verificar que praticamente todo o fósforo presente nas amostras de água está na forma de polifosfatos, pois este apresentou concentrações muito próximas as de fósforo total.

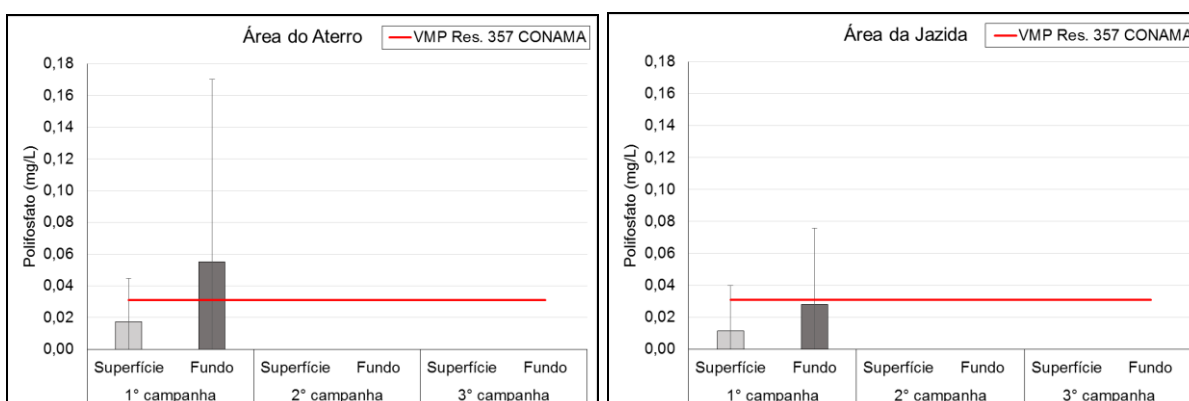
As concentrações médias de fósforo total ficaram abaixo do valor máximo permitido de 0,062 mg/L, muito embora, em algumas amostras esse valor tenha excedido em 451% o VMP da Resolução CONAMA nº 357/2005. Enquanto as amostras de polifosfatos, por possuírem um valor máximo permitido mais exigente (0,031 mg/L), apresentaram valores médios que ficaram acima do VMP, somente nas águas de fundo da área do aterro, durante a primeira campanha.

Figura 32 – Concentrações médias de fósforo total e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 33 – Concentrações médias de polifosfatos e desvios padrão, em águas de subsuperfície e de fundo, em cada campanha oceanográfica, para a área do aterro e a área jazida



Fonte: elaborada pela autora.

Os altos teores de fósforo detectados na primeira campanha foram, possivelmente, devido ao aporte de efluentes domésticos lançados clandestinamente nas galerias pluviais presentes na orla. Como verificado por Saes (2014), 0,07 mg/L de fósforo total foram detectados nas águas de uma galeria pluvial da Praia de Iracema durante o período seco. Pimenta (2006) encontrou teores de fosfato entre <0,01 a 0,94 mg/L em uma galeria pluvial da Praia do Náutico, que faz parte da área de influência da obra.

O esgoto doméstico bruto possui elevadas concentrações de fósforo, em torno de 5 a 25 mgP/L e o despejo indevido desses efluentes pode prejudicar o ambiente marinho, pois apesar deste ser um nutriente essencial para a produtividade primária, em concentrações

excessivas, juntamente com o nitrogênio, o fósforo é responsável por grande parte da eutrofização de corpos hídricos (VON SPERLING, 2005). No entanto, como nenhuma forma de fósforo analisada foi detectada na segunda e na terceira campanhas, as águas oceânicas da área de estudo assumem sua característica de oligotrófica (SCHMIEGELOW, 2004).

5.2 Análise dos Resultados perante a Resolução CONAMA nº 357/2005

Considera-se que as mudanças que ocorreram nas concentrações dos parâmetros inorgânicos são possivelmente devido a remobilização dos sedimentos marinhos, provocada pela execução da obra e, além disso, podem estar relacionadas ao despejo de esgotos clandestinos na costa e a influência antrópica da atividade portuária, do Porto do Mucuripe, adjacente a área de estudo, visto que o sentido da corrente marítima de leste a oeste, movimenta as águas e sedimentos da enseada do porto, que podem conter poluentes, uma vez que as atividades portuárias podem afetar a qualidade da água, como verificado por Foteinis, Kallithrakas-Kontos e Synolakis (2013).

A partir dos resultados obtidos foi verificado que na área do aterro, 6,17% das 956 amostras analisadas durante as três campanhas, ultrapassaram o VMP, enquanto na área da jazida, 7,51% das 972 amostras analisadas, ultrapassaram o VMP. Na primeira campanha, que corresponde ao estado da água na fase inicial da obra, verificou-se que das 648 amostras analisadas, 93,67% não excederam o VMP. Na segunda campanha, que corresponde a fase durante a operação da obra, foi verificado que das 632 amostras analisadas, 92,41% não excederam o VMP. Na terceira campanha, que corresponde ao estado da água um ano após a obra ser concluída, foi verificado que das 648 amostras analisadas, 93,36% não excederam o VMP.

Como forma de verificar as mudanças na qualidade da água decorrentes da obra, desconsiderou-se as amostras que já estavam acima do VMP na primeira campanha. Sendo assim, 98,13% das amostras analisadas após a obra não excederam o valor máximo permitido em comparação com o antes da obra. Entretanto, um resultado mais conclusivo sobre os efeitos da engorda de praia sobre os parâmetros inorgânicos, só será possível após a realização das próximas campanhas oceanográficas, que irão contemplar a sazonalidade dos períodos seco e chuvoso, as quais ainda estão previstas para ocorrer em 2021, pois não foram possíveis serem realizadas no ano de 2020, por conta da pandemia de COVID-19.

6 CONCLUSÕES

- Em geral, os metais e semimetais não ultrapassaram o VMP da Resolução CONAMA nº 357/2005, antes, durante e após a obra, com exceção do cobre dissolvido, que excedeu o VMP em algumas estações oceanográficas durante a execução da obra, porém, as concentrações diminuíram significativamente após 1 ano do fim da obra, o que sugere que a engorda da praia não foi responsável por alterar as concentrações desses parâmetros, com relação aos valores de referência compatíveis as águas salinas de classe 1.

- Dentre os ametais estudados somente o cloro residual total manteve-se acima do VMP antes, durante e após a obra. Diferentemente, o aumento das concentrações de fluoreto total ocorreram apenas durante a execução, havendo uma elevação ainda mais significativa dos valores, os quais excederam o VMP, após o fim da obra, o que sugere que a engorda da praia possivelmente foi responsável por alterar as concentrações de fluoreto total, especialmente, com relação aos valores de referência compatíveis as águas salinas de classe 1.

- Em geral, os nutrientes inorgânicos não ultrapassaram o VMP, antes, durante e após a obra, com exceção dos polifosfatos, que encontrava-se acima do valor máximo permitido, em algumas estações oceanográficas, porém somente antes do início da obra, reduzindo suas concentrações substancialmente durante e após a obra, o que sugere que a engorda da praia não foi responsável por alterar as concentrações desses parâmetros, com relação aos valores de referência compatíveis as águas salinas de classe 1.

- A obra de engorda das praias até a presente campanha oceanográfica realizada, não alterou significativamente as concentrações dos parâmetros inorgânicos de qualidade da água, ao ponto de comprometer os usos preponderantes das águas salinas de classe 1, pois 98,13% das amostras analisadas após a obra, não excederam o valor máximo permitido, com relação ao antes.

REFERÊNCIAS

- ABU-HILAL, A. H. *et al.* Characteristics and potential environmental impacts of sand material from sand dunes and uplifted marine terraces as potential borrow sites for beach nourishment along the Jordanian coast of the Gulf of Aqaba. **Journal of Coastal Conservation**, [S.l.], v. 13, n. 4, p. 247-261, 2009. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11852-009-0074-7>. Acesso em: 05 abr. 2021.
- ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, DF: ANA; São Paulo: CETESB, 2011. 326 p. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2021.
- ATKINS, Peter; JONES, Loretta. **Princípios de Química: Questionando a Vida Moderna e o Meio Ambiente**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- BAIRD, Colin; CANN, Michael. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.
- BARTRAM, Jamie; BALLANCE, Richard. **Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programs**. London: E & FN Spon, 1996. 383 p.
- BAUMGARTEN, Maria da Graça Zepka; BAPTISTA, Jusseli Rocha; NIENCHESKI, Luis Felipe Hax. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande do Sul: UFRGS, 1996. 132 p.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 454, de 1º de novembro de 2012. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2012. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasileiras.pdf. Acesso em: 05 abr. 2021.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2005. p. 58-63. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- BROCK, K. A.; REECE, J. S.; EHRHART, L. M. The effects of artificial beach nourishment on marine turtles: differences between loggerhead and green turtles. **Restoration Ecology**, [S.l.], v. 17, n. 2, p. 297-307, 2009.
- CAMPOS, M. L. A. M. **Introdução à biogeoquímica de ambientes aquáticos**. Campinas, SP: Editora Átomo. 2010. 209 p.
- CARDINI, Julio; SERMAN, Demetrio. Dragado del canal de acceso, recinto portuario y dragados de mantenimiento del puerto de montevideo–uruguay y sus impactos ambientales asociados. *In*: CONGRESO ARGENTINO DE INGENIERÍA PORTUARIA, 6., 2010, [Buenos Aires]. **Anais...** [Buenos Aires], 2010. p. 1-33. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/267695234>. Acesso em: 05 abr. 2021.

CARVALHO, Anésio Rodrigues de. Processo de complexação do ferro em águas subterrâneas: uma proposta de mudança da portaria 36 do ministério da saúde. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 7., 2004, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Águas Subterrâneas, 2004. p. 1-18.
Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23576>. Acesso em: 08 abr. 2021.

CETESB. **Laboratórios**: Informações toxicológicas. São Paulo: CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/servicos/informacoes-toxicologicas/>. Acesso em: 07 abr. 2021.

CETESB. **Mortandade de Peixes**: Ânions (Sulfetos e Cianetos). São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/contaminantes/anions-sulfetos-e-cianetos/>. Acesso em: 07 abr. 2021.

COMMITTEE ON BEACH NOURISHMENT AND PROTECTION *et al.* **Beach nourishment and protection**. Washington, D.C.: National Academies Press, 1995. 352 p.
Disponível em: <https://www.nap.edu/read/4984/chapter/1>. Acesso em: 05 abr. 2021.

DEAN, G. R. **Beach nourishment**: theory and practice. New Jersey: World Scientific, 2002, v. 18, p. 420. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=ks87DQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&dq=beach+nourishment&ots=eX6ju-2VHd&sig=4Y29DrJuaAzl6rtseOqI9xvXieo#v=onepage&q=beach%20nourishment&f=false>. Acesso em: 14 jul. 2020.

DELVALLS, T. A. *et al.* Talio en el medio marino: primera valoración ecotoxicológica en el estuario del Guadalquivir y su efecto potencial adverso en la reserva natural de Doñana después del vertido minero de Aznalcóllar (sw de España). **Ciencias Marinas**, [S.l.], v. 25, n. 2, p. 161-175, 1999. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/36053297.pdf>. Acesso em: 08 abr. 2021.

DIÁRIO DO NORDESTE. Fortaleza terá novo aterro na Praia de Iracema de 81 mil m². Fortaleza, 2018. Disponível em: <https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/metro/fortaleza-tera-novo-aterro-na-praia-de-iracema-de-81-mil-m-1.1896010>. Acesso em: 05 abr. 2021.
Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.2007.00337.x>. Acesso em: 05 abr. 2021.

ECCEL, Paula Andreia de Castro. **Avaliação ecotoxicológica do residual de alumínio na água proveniente de uma estação de tratamento utilizando *Artemia salina* (Leach, 1819) como organismo-teste**. 2016. 19 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Instituto de Ciências da Saúde, Universidade Feevale, Novo Hamburgo, 2016. Disponível em: <https://biblioteca.feevale.br/Vinculo2/000013/00001343.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2021.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p. 2011.

FERREIRA, Aline Nogueira. **Efeitos da Dragagem sobre a Qualidade da Água e Estrutura da Assembleia Fitoplanctônica em dois Ambientes Costeiros Tropicais da Baía**

de Todos os Santos, Brasil. 2016. 142 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/21568>. Acesso em: 05 abr. 2021.

FIGUEIRA, R. C. L.; CUNHA, I. I. L. A contaminação dos oceanos por radionuclídeos antropogênicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 73-77, 1998. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40421998000100012&script=sci_arttext&tlng=pt. Acesso em: 07 abr. 2021.

FONTÃO, Natália Cristina. **Remoção de bário de solução aquosa utilizando algas marinhas como biossorvente.** 2018. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/191099>. Acesso em: 07 abr. 2021.

FORTALEZA. Secretaria Executiva Regional II. **Estudo de Impacto Ambiental – EIA: Proteção/Recuperação da Praia de Iracema.** Fortaleza, 2009. 333 f. Disponível em: <https://pt.slideshare.net/peixuxaacuario/eia-praia-de-iracema-final>. Acesso em: 05 abr. 2021.

FOTEINIS, S.; KALLITHRAKAS-KONTOS, N. G.; SYNOLAKIS, C. Heavy metal distribution in opportunistic beach nourishment: a case study in Greece. **The Scientific World Journal**, [S.l.], v. 2013, p. 1-5, 2013. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/259499839_Heavy_Metal_Distribution_in_Opportunist_Beach_Nourishment_A_Case_Study_in_Greece. Acesso em: 05 abr. 2021.

G1 CEARÁ. **Obras do novo aterro da Praia de Iracema, em Fortaleza, são liberadas; MPF recomenda monitoramento ambiental.** Fortaleza, out. 2019. Disponível em: <https://g1.globo.com/ce/ceara/noticia/2019/09/28/obras-do-novo-aterro-da-praia-de-iracema-em-fortaleza-sao-liberadas-mpf-recomenda-monitoramento-ambiental.ghtml>. 05 abr. 2021

GOES FILHO, Hildebrando de Araujo. **Dragagem e Gestão dos Sedimentos.** 2004. 162 f. Tese (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://www.coc.ufrrj.br/pt/documents2/mestrado/2004-1/1788-hildebrando-de-araujo-goes-filho-mestrado/file>. Acesso em: 19 mar. 2020.

HOWE, P. D. A review of boron effects in the environment. **Biological trace element research**, v. 66, n. 1, p. 153-166, 1998. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2FBF02783135>. Acesso em: 08 abr. 2021.

IUPAC. **Periodic Table of Elements.** 2018. Disponível em: <https://iupac.org/what-we-do/periodic-table-of-elements/>. Acesso em: 05 abr. 2021.

JOLLY, W. L. **A Química dos Não-Metals.** São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1966.

KABAY, Nalan; GÜLER, Enver; BRYJAK, Marek. Boron in seawater and methods for its separation: a review. **Desalination**, [S.l.], v. 261, n. 3, p. 212-217, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916410003486?via%3Dihub>. Acesso em: 07 abr. 2021.

KELLER, E. A. **Introduction to Environmental Geology**. 4 ed. Santa Barbara: Upper Saddle River. 661 p. 1942. Disponível em: <https://epdf.pub/introduction-to-environmental-geology-4th-edition.html>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MEDEIROS, Miguel de Araújo. **Elemento químico: Zinco**. Química nova na escola, [S.l.], v. 34, n. 3, p. 159-160, agosto 2012. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc34_3/09-EQ-18-11.pdf. Acesso em: 07 abr. 2021.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-311X1994000100011&script=sci_arttext&tlng=pt. Acesso em: 07 abr. 2021.

MILLERO, F. J. **Chemical oceanography**. 4. ed. Boca Raton, Florida: Taylor & Francis, 2013. 571 p. Disponível em: https://www.academia.edu/36838790/Chemical_Oceanography. Acesso em: 09 fev. 2020.

MONACO, André; PROUZET, Patrick. **Ocean in the earth system**. Wiley, 2014. 290 p. Disponível em: Acesso: 28 mai. 2020.

OLIVEIRA JUNIOR, Olívio Pereira de. **Preparação, caracterização e certificação de materiais de referência isotópicos de urânio**. 2006. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Olivio%20Pereira%20de%20Oliveira%20Junior_D.pdf. Acesso em: 07 abr. 2021.

OLIVEIRA, Ulysses Barbosa Gomes de. **A dragagem e os impactos ao meio ambiente**. 2010. 55 f. Monografia (Graduação em Tecnologia em Construção Naval) – Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.uezo.rj.gov.br/tccs/capi/UlyssesOliveira.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2020.

OPOVO. **80% das obras na Beira-Mar foram executados; nova etapa será a construção de uma via paisagística**. Fortaleza, set. 2020. Disponível em: <https://www.opovo.com.br/noticias/fortaleza/2020/09/03/80--das-obras-na-beira-mar-foram-executados--nova-etapa-sera-a-construcao-de-uma-via-paisagistica.html>. Acesso em: 05 abr. 2021.

PEIXOTO, Eduardo Motta Alves. **Elemento químico: Alumínio**. Química nova na escola, [S.l.], n. 13, 2001. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc13/13-aluminio.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2021.

PEIXOTO, Eduardo Motta Alves. **Elemento químico: Berílio**. Química nova na escola, [S.l.], n. 3, maio 1996a. Disponível em: <http://webeduc.mec.gov.br/portaldoprofessor/quimica/sbq/QNEsc03/elemento.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2021.

PEIXOTO, Eduardo Motta Alves. **Elemento químico: Boro**. Química nova na escola, [S.l.], n. 4, maio 1996b. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc04/elemento.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2021.

PIMENTA, Maria Gardenny Ribeiro. **Coliformes termotolerantes, fosfato e metais-traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimento das galerias pluviais de Fortaleza (CE)**. 2006. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006. Disponível em: http://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/11453/1/2006_dis_mgrpimenta.pdf. Acesso em: 07 abr. 2021.

PIVELI, Roque Passos; KATO, Mario Takayuki. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006. 285 p.

RASHEED, Mohammed *et al.* Chemical evaluation of sand material sources for beach replenishment along the coast of the Gulf of Aqaba, Red Sea. **Chemistry and Ecology**, [S.l.], v. 25, n. 5, p. 371-384, 2009. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02757540903192033>. Acesso em: 05 abr. 2021.

SAES, Renan Vandre da Silva Toscano. **Estudo da contribuição da drenagem pluvial urbana sobre a poluição marinha na cidade de Fortaleza, CE**. 2014. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/8739>. Acesso em: 07 abr. 2021.

SCHMIEGELOW, João Marcos Miragaia. **O planeta azul: uma introdução às ciências marinhas**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

SENA, Luiz Felipe Valença Galiza. **Efeitos de um processo de engorda de praia sobre a comunidade meiofaunística da zona entre-marés da praia de Candeias (Jaboatão dos Guararapes-PE)**. 2018. 40 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018. Disponível em: <http://repository.ufrpe.br/handle/123456789/896>. Acesso em: 05 abr. 2021.

SILVA, Carlos Augusto Ramos e. **Oceanografia Química**. Rio de Janeiro: Interciência. 2011. 218 p. Disponível em: <https://plataforma.bvirtual.com.br/Leitor/Publicacao/123780/pdf/0>. Acesso em: 05 abr. 2020.

SILVA, Carlos Augusto Ramos e. **Análises físico-químicas de sistemas marginais marinhos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. 118 p.

SILVA, Robson Henrique Pinto da. **Geoquímica e impacto ambiental do arsênio no Vale do Ribeira (SP-PR)**. 1997. 122 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/287203>. Acesso em: 07 abr. 2021.

SIMÕES, Mario Henrique. **Sistematização dos aspectos ambientais de dragagens portuárias marítimas no Brasil**. 2009. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-21122009-160107/en.php>. Acesso em: 05 abr. 2021

SOHRIN, Y.; BRULAND, K. W. Global status of trace elements in the ocean. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 30, n. 8, p. 1291-1307, 2011. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0165993611001208?via%3Dihub>. Acesso em: 07 abr. 2021.

SPENCER, P. S. *et al.* Effects of thallium salts on neuronal mitochondria in organotypic cord-ganglia-muscle combination cultures. **The Journal of cell biology**, [S.l.], v. 58, n. 1, p. 79-95, 1973. Disponível em: <https://rupress.org/jcb/article-pdf/58/1/79/1070745/79.pdf>. Acesso em: 08 abr. 2021.

SPIVACK, A. J.; EDMOND, J. M. Boron isotope exchange between seawater and the oceanic crust. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, [S.l.], v. 51, n. 5, p. 1033-1043, 1987. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0016703787901980?via%3Dihub>. Acesso em: 07 abr. 2021.

TORRES, Ronaldo José. **Uma Análise Preliminar dos Processos de Dragagem do Porto de Rio Grande, RS**. 2000. 190 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2000. Disponível em: <https://docplayer.com.br/3047869-Uma-analise-preliminar-dos-processos-de-dragagem-do-porto-de-rio-grande-rs.html>. Acesso em: 21 abr. 2020.

UNITED STATES ARMY. Corps Of Engineers. **Coastal Engineering Manual**: part V. Washington, D. C.: U.S. Army Corps of Engineers, 2008. Disponível em: <http://www.plainwater.com/pubs/EM-1110-2-1100P5.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2020.

VASCONCELOS; Fábio Perdigão *et al.* (coord). **Diagnóstico ambiental da área de jazida e de deposição de sedimentos nos aterros das praias de Iracema e Beira mar de Fortaleza**. Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2019. 125 f. Disponível em: <http://www.uece.br/wp-content/uploads/2019/10/DIAGNOSTICO-ATERRO-BEIRA-MAR.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2021.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: DESA; UFMG, 2005. v. 1, 452 p.

WILLSON, K. *et al.* Beach nourishment profile equilibration: What to expect after sand is placed on a beach. **Shore & Beach**, [S.l.], v. 85, n. 2, p. 49-51, 2017. Disponível em: http://asbpa.org/wpv2/wp-content/uploads/2016/03/WhitePaper_85_2_Profile_Eq.pdf. Acesso em: 05 abr. 2021.

Cloro residual total	1°	0,23	0,28	0,26	0,32	0,28	0,36	0,21	0,26	0,25	0,31	0,29	0,38
	2°	0,41	0,50	0,35	0,39	0,18	0,16	0,34	0,49	0,37	0,21	0,22	0,18
	3°	N.D	0,50	0,23	0,34	0,19	N.D	0,53	0,10	0,15	0,43	0,10	0,29
Cobre dissolvido	1°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,003	N.D.	0,004	< L.Q.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	0,008	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,005	N.D.
	3°	N.D	N.D.	N.D	N.D.	N.D	< L.Q.	N.D	N.D.	N.D	N.D.	N.D	N.D.
Cromo total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,008	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	0,0008	0,0007	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,0117	0,0006	0,0008	0,0009	0,0009	0,0009	< L.Q.
Ferro dissolvido	1°	0,038	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,06	< L.Q.	0,061
	2°	0,046	0,284	0,179	0,093	0,105	0,088	0,033	0,035	< L.Q.	< L.Q.	0,044	0,029
	3°	N.D	N.D	0,034	0,043	0,023	0,036	0,01	0,025	0,018	< L.Q.	0,019	0,026
Fluoreto total	1°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	1,0	1,5	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	1,5	2,5
	3°	2,5	2,3	2,8	2,5	3,1	2,3	2,3	2,5	2,4	2,2	2,4	2,1
Fósforo Total	1°	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	0,05	0,04	N.D.	< L.Q.	N.D.	0,28	0,05	< L.Q.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
Manganês total	1°	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	< L.Q.
	2°	< L.Q.	0,012	< L.Q.	< L.Q.	0,01	< L.Q.	N.D.	< L.Q.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	0,003	0,005	< L.Q.	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001	< L.Q.	0,001	< L.Q.	< L.Q.
Mercúrio total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Níquel total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
Nitrato	1°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	2°	-	-	-	-	< L.Q.	< L.Q.	-	-	-	-	< L.Q.	< L.Q.
	3°	-	-	-	-	0,07	0,12	-	-	-	-	N.D	N.D

Nítrito	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	-	-	-	-	< L.Q.	< L.Q.	-	-	-	-	< L.Q.	< L.Q.
	3°	-	-	-	-	0,02	0,02	-	-	-	-	0,01	0,01
Nitrogênio amoniacal total	1°	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	N.D.	< L.Q.	N.D.	N.D.
	2°	< L.Q.	0,03	0,06	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,05	0,02	< L.Q.	0,02	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	N.D.	0,04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Polifosfatos	1°	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	0,0528	0,0429	N.D.	< L.Q.	N.D.	0,2871	0,0528	< L.Q.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Prata total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Selênio total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
Sulfetos (H2S não dissociado)	1°	N.D.	0,006	N.D.	N.D.	< L.Q.	ND	< L.Q.	N.D.	0,032	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	0,007	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Tálio total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
Urânio Total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,00251	0,00258	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,0025	0,00265
	3°	0,00256	0,0025	0,00243	0,00245	0,00261	0,00244	0,00263	0,00266	0,0026	0,00262	0,00259	0,00257
Zinco total	1°	0,029	0,028	0,029	0,037	0,031	0,034	0,039	0,036	0,037	0,043	0,036	0,034
	2°	0,036	0,033	0,039	0,039	< 0,05	< 0,05	0,038	0,037	0,039	0,037	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.

Legenda Os L.Q. (limite de quantificação) e L.D. (limite de detecção) foram informados na metodologia analítica, na Tabela 3. Os valores em vermelho encontram-se acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de classe 1. Os locais marcados com hífen (-) representam as amostras que não foram possíveis serem analisadas.

Cloro residual total	1°	0,18	0,28	0,29	0,24	0,15	0,22	0,42	0,48	0,22	0,31	0,43	0,14
	2°	0,18	0,20	0,15	0,26	0,23	0,18	0,37	0,29	0,25	0,03	0,20	0,22
	3°	0,04	0,21	N.D	0,18	0,55	0,67	N.D	0,16	N.D	0,38	N.D	0,04
Cobre dissolvido	1°	0,005	< L.Q.	0,005	0,003	0,005	< L.Q.	0,005	< L.Q.	0,007	< L.Q.	0,004	0,004
	2°	0,006	N.D.	0,006	N.D.	0,005	0,007	0,007	N.D.	0,007	N.D.	N.D.	N.D.
	3°	N.D	N.D.	N.D	N.D.	N.D	N.D.	N.D	N.D.	N.D	N.D.	N.D	N.D.
Cromo total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	0,001	0,0006	< L.Q.	0,0005	0,0006	0,0009	0,0108	0,001	0,0009	0,0038	0,0005	0,001
Ferro dissolvido	1°	0,051	0,056	0,038	0,082	< L.Q.	0,032	< L.Q.	0,035	0,044	0,052	< L.Q.	0,032
	2°	0,052	0,049	0,061	0,031	0,040	0,063	0,047	0,059	0,039	0,055	0,045	0,029
	3°	0,017	0,030	N.D	0,030	N.D	0,018	0,015	0,023	0,064	N.D	0,03	0,024
Fluoreto total	1°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	2°	1,6	1,3	0,8	1,5	1,7	1,5	1,6	1,6	1,5	1,3	4,2	0,9
	3°	2,6	2,4	2,7	2,7	2,2	2,2	2,2	2,3	2,2	2,3	2,4	2,2
Fósforo Total	1°	< 0,03	0,11	0,07	0,05	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	< L.Q.	N.D.	< L.Q.	< L.Q.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
Manganês total	1°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,003	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	0,002	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	0,001
Mercúrio total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Níquel total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
Nitrato	1°	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	< L.Q.	< L.Q.	0,12	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.	< L.Q.
	3°	N.D	N.D	N.D	0,01	N.D	N.D	N.D	0,14	0,43	0,15	N.D	N.D

Nitrito	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	<L.Q.	<L.Q.	0,007	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Nitrogênio amoniacal total	1°	<L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,28	N.D.	N.D.	N.D.
Polifosfatos	1°	<0,02	0,12	0,07	0,05	<0,02	N.D.	N.D.	N.D.	<0,02	N.D.	<0,02	<0,02
	2°	<L.Q.	<L.Q.	0,12	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Prata total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	0,0277	<L.Q.	0,12	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	<L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Selênio total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	<L.Q.	<L.Q.	0,12	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
Sulfetos (H ₂ S não dissociado)	1°	0,003	0,003	N.D.	N.D.	N.D.	ND	0,004	ND	N.D.	N.D.	N.D.	0,007
	2°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Tálio total	1°	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	2°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
Urânio Total	1°	N.D.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	N.D.	<L.Q.	N.D.	N.D.	N.D.	0,009	N.D.	N.D.
	2°	0,00254	0,00241	0,0026	0,00254	0,00253	0,00253	0,0025	0,00248	0,00244	0,00258	0,00253	0,00246
	3°	0,00248	0,00255	0,00251	0,00254	0,0026	0,0026	0,00248	0,00242	0,00253	0,00253	0,00257	0,00309
Zinco total	1°	0,032	0,031	0,035	0,011	0,042	0,037	0,040	0,038	0,052	0,041	0,037	0,037
	2°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.
	3°	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.	<L.Q.

Legenda Os L.Q. (limite de quantificação) e L.D. (limite de detecção) foram informados na metodologia analítica, na Tabela 3. Os valores em vermelho encontram-se acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de classe 1.

ANEXO A – CONDIÇÕES E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA, ESTABELECIDOS NA RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357/2005 PARA ÁGUAS SALINAS DE CLASSE 1

Seção III Das Águas Salinas

Art. 18. As águas salinas de classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:

I - condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- b) materiais flutuantes virtualmente ausentes;
- c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- d) substâncias que produzem odor e turbidez: virtualmente ausentes;
- e) corantes provenientes de fontes antrópicas: virtualmente ausentes;
- f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para o cultivo de moluscos bivalves destinados à alimentação humana, a média geométrica da densidade de coliformes termotolerantes, de um mínimo de 15 amostras coletadas no mesmo local, não deverá exceder 43 por 100 mililitros, e o percentil 90% não deverá ultrapassar 88 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. Esses índices deverão ser mantidos em monitoramento anual com um mínimo de 5 amostras. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral. A *E. Coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
- h) carbono orgânico total até 3 mg/L, como C;
- i) OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/L O₂; e
- j) pH: 6,5 a 8,5, não devendo haver uma mudança do pH natural maior do que 0,2 unidade.

II - Padrões de qualidade de água:

TABELA IV - CLASSE 1 - ÁGUAS SALINAS	
PADRÕES	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Alumínio dissolvido	1,5 mg/L Al
Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	1,0 mg/L Ba
Berílio total	5,3 µg/L Be
Boro total	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,005 mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,001 mg/L CN
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobre dissolvido	0,005 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe

Fonte: CONAMA (2005).

Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo Total	0,062 mg/L P
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	0,40 mg/L N
Nitrito	0,07 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	0,40 mg/L N
Polifosfatos (determinado pela diferença entre fósforo ácido hidrolisável total e fósforo reativo total)	0,031 mg/L P
Prata total	0,005 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfetos (H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L S
Tálio total	0,1 mg/L Tl
Urânio Total	0,5 mg/L U
Zinco total	0,09 mg/L Zn
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Aldrin + Dieldrin	0,0019 µg/L
Benzeno	700 µg/L
Carbaril	0,32 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,004 µg/L
2,4-D	30,0 µg/L
DDT (p,p'-DDT+ p,p'-DDE + p,p'-DDD)	0,001 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan (□ + □ + sulfato)	0,01 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Etilbenzeno	25 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	60 µg/L C ₆ H ₅ OH
Gution	0,01 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,001 µg/L
Lindano (□-HCH)	0,004 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Monoclorobenzeno	25 µg/L
Pentaclorofenol	7,9 µg/L
PCBs - Bifenilas Policloradas	0,03 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de	0,2 mg/L LAS

Fonte: CONAMA (2005).

metileno	
2,4,5-T	10,0 µg/L
Tolueno	215 µg/L
Toxafeno	0,0002 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,01 µg/L TBT
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	80 µg/L
Tricloroetano	30,0 µg/L

III - Nas águas salinas onde ocorrer pesca ou cultivo de organismos, para fins de consumo intensivo, além dos padrões estabelecidos no inciso II deste artigo, aplicam-se os seguintes padrões em substituição ou adicionalmente:

TABELA V - CLASSE 1 - ÁGUAS SALINAS	
PADRÕES PARA CORPOS DE ÁGUA ONDE HAJA PESCA OU CULTIVO DE ORGANISMOS PARA FINS DE CONSUMO INTENSIVO	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Arsênio total	0,14 µg/L As
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Benzeno	51 µg/L
Benzidina	0,0002 µg/L
Benzo(a)antraceno	0,018 µg/L
Benzo(a)pireno	0,018 µg/L
Benzo(b)fluoranteno	0,018 µg/L
Benzo(k)fluoranteno	0,018 µg/L
2-Clorofenol	150 µg/L
2,4-Diclorofenol	290 µg/L
Criseno	0,018 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,018 µg/L
1,2-Dicloroetano	37 µg/L
1,1-Dicloroetano	3 µg/L
3,3-Diclorobenzidina	0,028 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,000039 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,00029 µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,018 µg/L
PCBs - Bifenilas Policloradas	0,000064 µg/L
Pentaclorofenol	3,0 µg/L
Tetracloroetano	3,3 µg/L
2,4,6-Triclorofenol	2,4 µg/L

Fonte: CONAMA (2005).