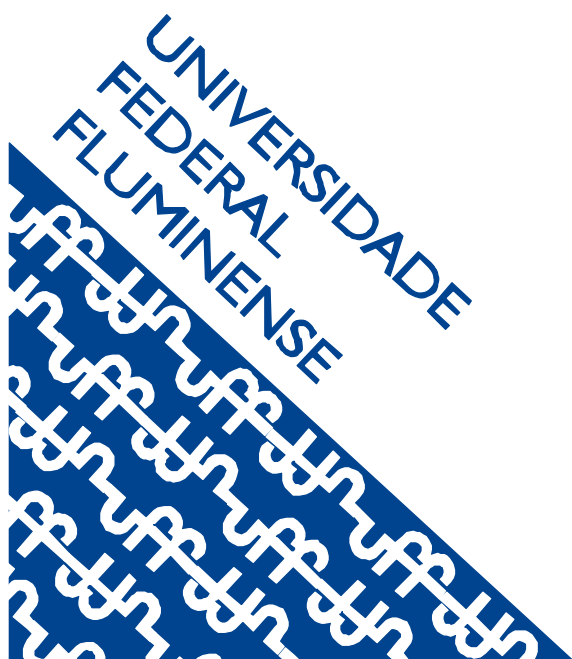


UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DINÂMICA DOS OCEANOS E DA TERRA

Análise da qualidade de sedimentos de dragagem no Porto do Rio de Janeiro:
considerações sobre métodos de coleta, área de descarte e contaminantes

FABIANE BERTONI DOS REIS



Niterói
2020

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DINÂMICA DOS OCEANOS E DA TERRA

Análise da qualidade de sedimentos de dragagem no Porto do Rio de Janeiro:
considerações sobre métodos de coleta, área de descarte e contaminantes

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, no Instituto de Geociências da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora em Ciências. Área de concentração: Geologia e Geofísica Marinha.

Fabiane Bertoni dos Reis

Orientador: Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca
Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Mirian A. C. Crapez

Niterói
2020

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

R375a Reis, Fabiane Bertoni dos
Análise da qualidade de sedimentos de dragagem no Porto do Rio de Janeiro: considerações sobre métodos de coleta, área de descarte e contaminantes / Fabiane Bertoni dos Reis ; Estefan Monteiro Fonseca, orientador ; Mirian Araujo Carlos Crapez, coorientador. Niterói, 2020.
85 f. : il.

Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2020.

DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PPGDOT.2020.d.13523912792>

1. Dragagem. 2. Baía de Guanabara. 3. Contaminantes. 4. Área de despejo. 5. Produção intelectual. I. Fonseca, Estefan Monteiro, orientador. II. Crapez, Mirian Araujo Carlos, coorientador. III. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDD -

Bibliotecário responsável: Sandra Lopes Coelho - CRB7/3389

FABIANE BERTONI DOS REIS

Análise da qualidade de sedimentos de dragagem no Porto do Rio de Janeiro:
considerações sobre métodos de coleta, área de descarte e contaminantes

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, no Instituto de Geociências da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora em Dinâmica dos Oceanos e da Terra. Área de concentração: Geociências.

Aprovada em: 23 de setembro de 2020

BANCA EXAMINADORA



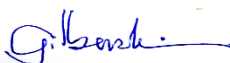
Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca - Orientador
Universidade Federal Fluminense – UFF



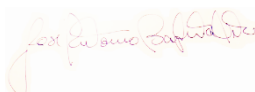
Prof.ª Dr.ª Mirian Araujo Carlos Crapez - Coorientadora
Universidade Federal Fluminense – UFF



Prof. Dr. Thiago Gonçalves Pereira
Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ



Prof. Dr. Gilberto Tavares de Macedo Dias
Universidade Federal Fluminense – UFF



Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto
Universidade Federal Fluminense – UFF

Niterói
2020

Agradecimentos

Agradeço a força maior que rege o Universo, esse sistema dinâmico sempre em busca do equilíbrio e resiliência, e dele somos reflexo. Agradeço então, simplesmente por ser. Por ser humana, por ser eu mesma. Agradeço a todos e todas que estão comigo nesta jornada terrena, e aos que passaram por mim. Aos encontros e desencontros que trouxeram alegrias, lágrimas, experiências e aprendizado de todo o tipo. Isso é viver e por isso, agradeço.

Agradeço a minha família, meu verdadeiro porto seguro, amor incondicional.

Agradeço ao João e família, por me apoiarem na caminhada até o doutorado.

Agradeço ao Silvio, por me incentivar a terminar o doutorado e me fazer enxergar (mesmo sem querer) tantas possibilidades nos estudos, na carreira e na vida. Agradeço sua companhia e seus gestos de amor de cada dia.

Agradeço aos amigos e amigas, que estão sempre apoiando, com contribuições, palavras de estímulo e carinho.

Agradeço aos companheiros de “balbúrdia” da sala 304, especialmente ao Allan Sandes, pelo incentivo a tentar o doutorado no DOT.

Agradeço ao orientador Estefan, pelo suporte nesta pesquisa e pela participação nos projetos, possibilitando aperfeiçoar qualidades, reconhecer defeitos, aprender profissionalmente e pessoalmente.

Agradeço a toda equipe de projetos do NEP: Leonardo Lima, Carlos Serafim, Carolina Ramos, Renan Amorim, Jéssica Delgado, Adriana Azevedo, Patrícia Farias, Filipi Brandão, Andreza Pacheco, Claudia Bethlem, dentre outros tão importantes na equipe.

Agradeço a Mirian Crapez, Thaise Senez, Silvio de Oliveira, Leonardo Lima e André Belém, pela parceria nos artigos.

Agradeço a FUNASA e a SEP por financiar os Projetos pelo qual pude obter a bolsa de estudos, e pela oportunidade de desenvolver tais Projetos aliando conhecimento técnico e científico.

Agradeço ao corpo docente do programa de Pós-graduação do LAGEMAR pelo ensino oferecido e a equipe administrativa pelo suporte.

“Affirmatio unius non est negatio alterius”

Aristóteles

Resumo

Os impactos ambientais causados por obras de dragagem e disposição dos sedimentos removidos podem ocasionar efeitos diretos e indiretos em ecossistemas e organismos. Portanto, as atividades de dragagem nos portos brasileiros devem seguir as regulamentações estabelecidas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com o intuito de caracterizar e avaliar o pacote sedimentar da área a ser dragada. A remoção deste material gera alterações físico-químicas na água e nos sedimentos, sendo a geologia local e a hidrodinâmica alguns dos fatores determinantes para tais. O presente estudo teve por objetivo principal analisar a qualidade dos sedimentos quanto a contaminação de diferentes compostos químicos, no canal do Porto do Rio de Janeiro (antes da obra de dragagem de manutenção em 2016), bem como na área de descarte F (antes e durante a dragagem), levando em consideração diferentes métodos de coleta dos sedimentos e desenho amostral. Como objetivo secundário buscou-se analisar estatisticamente a inter-relação dos diferentes contaminantes com a granulometria do sedimento. Foram realizadas duas campanhas de coleta de sedimentos no canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro, na Baía de Guanabara (RJ). A primeira campanha utilizou o método de coleta simples e a segunda, o método de amostragem composta. Além disso, foram realizadas três campanhas de coleta de sedimentos na área de descarte F. Os dados de concentração de contaminantes foram analisados primeiramente através das diferentes variáveis individualizadas e depois através da inter-relação das variáveis, utilizando a análise de componentes principais (ACP). Em relação as amostras da área dragada, a coleta simples apresentou concentrações, em geral, mais elevadas do que a coleta composta, principalmente nas concentrações de metais e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), onde algumas amostras excederam o nível 2 da resolução CONAMA 454/2012. Isso sugere que o método simples deve conservar melhor as características das amostras, sendo então, mais compatível com o ambiente representado. Na área de descarte as análises apresentaram baixa concentração de contaminantes em todas as campanhas com exceção do cobre, que excedeu apenas o nível 1, nas duas primeiras campanhas, e de HPA, que excedeu o limite em apenas 3 amostras da última campanha. Os resultados das amostras da área F apresentaram variação do diâmetro de grãos entre as campanhas, com diminuição do diâmetro da primeira para a segunda campanha, e aumento do diâmetro na terceira campanha. As análises granulométricas ao longo da área monitorada sugerem maior variação à norte, leste e oeste do ponto central, indicando que as alterações se projetam para fora da área analisada. A análise de componentes principais apontou, nas amostras da área dragada, uma correlação entre metais, HPA e carbono orgânico total, para ambos os métodos de coleta. As concentrações de nitrogênio total e fósforo total apresentaram inter-relação com a maior presença de lamas. Nas amostras da área de descarte a ACP sugere a ocorrência de uma forte inter-relação entre metais, HPA e nutrientes com sedimentos lamosos. Embasado nos resultados, o estudo sugere a alteração do método de coleta de sedimentos na caracterização prévia da área a ser dragada e a ampliação dos limites da área de monitoramento de descarte. O estudo possibilitou a comparação de ambos os métodos de coleta de sedimentos, através da concentração de contaminantes das amostras, contribuindo na discussão da escolha metodológica de monitoramento que mais se adeque ao contexto brasileiro. As análises de sedimentos da área de descarte apontam que houve uma dispersão dos sedimentos e contaminantes para fora da área monitorada, em decorrência dos processos hidrodinâmicos atuantes na plataforma continental.

Palavras-chave: Dragagem. Baía de Guanabara. Contaminantes. Área de despejo.

Abstract

The environmental impacts caused by dredging works and disposal of the removed sediments can cause direct and indirect effects on ecosystems and organisms. Therefore, dredging activities in Brazilian ports must follow the regulations established by the National Environment Council (CONAMA), in order to characterize and evaluate the sedimentary package of the area to be dredged. The removal of this material generates physicochemical changes in water and sediments, and the local geology and hydrodynamics are some of determining factors for such. The main objective of this study was to analyze the quality of sediments for contamination of different chemical compounds, in the Porto do Rio de Janeiro channel (before the maintenance dredging work in 2016), as well as in the F disposal area (before and during the dredging), taking into account different sediment collection methods and sample design. As a secondary objective, was analyzed statistically the interrelationship of different contaminants with grain size. Two sediment collection campaigns were carried out in the navigation channel of the Port of Rio de Janeiro, in Guanabara Bay (RJ). The first campaign used the simple collection method and the second, the composite sampling method. In addition, three sediment collections campaigns were carried out in the F disposal area. The contaminant concentration data were analyzed first through the different individualized variables and then through the interrelationship of the variables, using the principal component analysis (PCA). In relation to the samples from the dredged area, the simple collection showed concentrations, in general, higher than the composite collection, mainly in metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) concentrations, which many of the samples exceeded the level 2 of the CONAMA resolution 454/2012. This suggests that the simple method should better preserve the characteristics of the samples, being, therefore, more compatible with the represented environment. In the disposal area, the analyzes showed a low concentration of contaminants in all campaigns, except copper, which only exceeded the level 1 in the first two campaigns and PAH, which exceeded the limit in just 3 samples from the last campaign. The results of samples from area F showed variation in grain diameter between campaigns, with a decrease in diameter from the first to the second campaign, and an increase in diameter in the third campaign. The granulometric analyzes along the monitored area suggest greater variation to the north, east and west of the central point, indicating that the changes are projected out of the analyzed area. The principal component analysis showed, in the samples of the dredged area, a correlation between metals, PAH and total organic carbon, for both collection methods. The concentrations of total nitrogen and total phosphorus were interrelated with the greater presence of sludge. In the samples from the disposal area, the PCA suggests the occurrence of a strong interrelation between metals, PAH and nutrients with muddy sediments. Based on the results, the study suggests changing the sediment collection method in the previous characterization of the area to be dredged and expanding the limits of the disposal monitoring area. The study made it possible to compare both sediment collection methods, through the concentration of contaminants in the samples, contributing to the discussion of the methodological choice of monitoring that best suits the Brazilian context. The sediment analysis from the disposal area indicate that there was a dispersion of sediments and contaminants outside the monitored area, due to the hydrodynamic processes that operate on the continental shelf.

Keywords: Dredging. Guanabara Bay. Contaminants. Dumping site.

Lista de Figuras

Figure 1 – Identification of the study area.....	20
Figure 2 - Characterization points of the sedimentary package to be dredged - composite (C) and simple (S) sampling.	22
Figure 3 - Results of percentage of silt and clay.	27
Figure 4 - Result of PAHs concentrations in the sediment obtained in both campaigns - a) simple / b) composite.	28
Figure 5 – Result of metal concentrations in the sediment obtained by the simple sampling method.	30
Figure 6 - Result of metal concentrations in the sediment obtained by the composite sampling method.	31
Figure 7 - Eigenvalues of the correlation matrix and percentage of explanation of the total variance achieved by each factor.	34
Figure 8 – Perceptual Map of the Principal Component Analysis. PC1: principal component 1; PC2: principal component 2; Vectors: principals variables (factors); Dots: sediment samples collected through simple method. Triangles: sediment samples collected through the composite method.	35
Figura 9 - Seção transversal durante o verão. Linhas de contorno indicam a salinidade absoluta e as cores indicam a temperatura conservativa.....	42
Figura 10 - Diagrama TS da seção – verão.	42
Figura 11 - Seção transversal durante o inverno. Linhas de contorno indicam a salinidade absoluta e as cores indicam a temperatura conservativa.	43
Figura 12 – Diagrama TS da seção – inverno.	44
Figura 13 – Localização da área de estudo, mostrando a espacialização dos pontos dentro da área F, área de descarte dos sedimentos dragados no Porto do Rio de Janeiro, entre 2016 e 2017.	49
Figura 14 – Gráfico ternário da distribuição da granulometria das amostras coletadas na área F por campanha.....	56
Figura 15 – Distribuição granulométrica com base na interpolação da mediana. A) Delimitação da área utilizada na interpolação da mediana; B) Distribuição granulométrica referente a campanha de novembro de 2015; C) Distribuição granulométrica referente a campanha de junho de 2016; B) Distribuição granulométrica referente a campanha de agosto de 2016.	58

Figura 16 – Resultado das concentrações de nutrientes nas amostras coletadas na área F por campanha. A) Carbono Orgânico Total; B) Nitrogênio Kjeldahl Total; C) Fósforo Total.	59
Figura 17 – Resultado das concentrações de metais nas amostras coletadas na área F por campanha.	60
Figura 18 – Distribuição espacial de HPA através de interpolação. A) Delimitação da área utilizada na interpolação da mediana; B) HPA referente a campanha de novembro de 2015; C) B) HPA referente a campanha de junho de 2016; B) HPA referente a campanha de agosto de 2016.	61
Figura 19 – 1ª Campanha - A) Autovalores B) Mapa Perceptual da análise das componentes principais. CP1: fator 1; CP2: Fator 2; Vetores: principais variáveis; Pontos: amostra de sedimentos.	63
Figura 20 – 2ª Campanha - A) Autovalores B) Mapa Perceptual da análise das componentes principais. CP1: fator 1; CP2: Fator 2; Vetores: principais variáveis; Pontos: amostra de sedimentos.	64
Figura 21 – 3ª Campanha - A) Autovalores B) Mapa Perceptual da análise das componentes principais. CP1: fator 1; CP2: Fator 2; Vetores: principais variáveis; Pontos: amostra de sedimentos.	65
Figura 22 – Batimetria realizada em 2017 e apresentada por Dias <i>et al.</i> (2019). Dados disponibilizados pelo autor principal da publicação.	67

Lista de tabelas

Table 1 - Analytical quality and laboratory methodology applied.....	23
Table 2 - Results of concentration of parameters and substances in the sediment samples from both campaigns.	25
Table 3 - Heavy metal concentration (mg.kg^{-1}) in the study area (minimum \pm maximum) compared with values from the literature.	32
Table 4 - Comparison of analyte values between collection methods.	33
Tabela 5 - Qualidade analítica e método laboratorial utilizada.	51
Tabela 6 - Percentuais de cascalho, areia e lama contidos em cada amostra, por campanha...	55
Tabela 7 - Valores comparativos de concentrações de metais traço (mg.kg^{-1}) na área de estudo, suas adjacências e em plataformas de outras localidades; valores de referência internacional e nacional.....	68

Lista de Abreviaturas e Siglas

AC – Água Costeira

ACAS – Água Central do Atlântico Sul

ACP – Análise de Componentes Principais

ASAS – Alta Subtropical do Atlântico Sul

As – Arsênio

AT – Água Tropical

CCME – *Canadian Council for the Ministry of the Environment*

Cd – Cádmio

COI – Comissão Oceanográfica Intergovernamental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

CP – Componente Principal

Cr – Cromo

CTD – *Conductivity, Temperature Depth*

Cu – Cobre

DIVA – *Data Interpolating Variational Analysis*

Hg – Mercúrio

IAPSO – Associação Internacional de Ciências Físicas dos Oceanos

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia

IQD – *Inverse Distance Weighting*

KS – Kolmogorov-Smirnov

MBT – *Mechanical Bathythermographs*

Ni – Níquel

NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration*

NODC – *National Oceanographic Data Center*

N_{Tot} – *Total Kjeldahl Nitrogen*

ODV – *Ocean Data View*

OSD – *Ocean Station Data*

PAH – *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*

Pb – Chumbo

PC – *Principal Component*

PCA – *Principal Component Analysis*

PCB – *Polychlorinated Biphenyls*

PEL – *Probable Effect Level*

P_{Tot} – *Total Phosphorus*

SCOR – Comitê Científico de Pesquisas Oceânicas

SEP/PR – Secretaria Especial de Portos da Presidência da República

SINDOPERJ – Sindicato dos Operadores Portuários do Estado do Rio de Janeiro

TBT – *Tributyltin*

TEOS-10 – Equação Termodinâmica Internacional da Água do Mar 2010

TEL – *Threshold Effect Level*

TOC – *Total Organic Carbon*

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

Zn – Zinco

Sumário

INTRODUÇÃO.....	15
CAPÍTULO I - Analysis of sediment quality in the Port of Rio de Janeiro channel: considerations about collection methods indicated by Brazilian resolutions	17
Introduction.....	18
Study Area	19
Methodology	21
Sample collection	21
Laboratory analytical methodology	23
Statistical methodology	24
Results and discussion	25
Conclusion	37
CAPÍTULO II - Atividade de dragagem e circulação de massas de águas oceânicas: possíveis influências nas características físico-químicas na Plataforma Continental Interna adjacente à Baía de Guanabara (RJ).....	38
Introdução	38
Materiais e Métodos.....	40
Resultados e discussões	41
Conclusão.....	45
CAPÍTULO III - Análise da qualidade dos sedimentos de dragagem em área de descarte oceânico: breve estudo sobre a área F, Rio de Janeiro, Brasil.....	46
Introdução	46
Área de estudo	48
Materiais e métodos	51
Coleta de sedimentos e distribuição dos pontos amostrais	51
Análise granulométrica	52
Análise espacial.....	53
Análise estatística.....	54
Resultados	54
Discussão	65
Conclusão.....	71
CONSIDERAÇÕES FINAIS	72
REFERÊNCIAS	73
ANEXO I.....	82

INTRODUÇÃO

A costa brasileira possui estuários e baías que abrigam importantes polos de importação e exportação de produtos, sendo áreas de grande interesse para o desenvolvimento da economia nacional e global (Silva, 2018). Quando há uma reconfiguração antrópica do espaço, significativas alterações são geradas no âmbito do ordenamento territorial, na morfologia da área, causando diversas modificações ambientais, econômicas e sociais (Santos, 1996). Essas interferências representam impactos ao equilíbrio do meio ambiente e sua dinâmica natural. Com o intuito de atingir padrões de proteção ambiental dentro deste setor, as atividades portuárias demandam de uma Gestão Ambiental, baseada em Planos de ação e resoluções que buscam minimizar os impactos destas atividades nas zonas costeiras (Kitzmann, 2014).

Atividades de dragagem são realizadas em regiões portuárias para o aprofundamento e/ou alargamento para manutenção do livre acesso das embarcações, bem como para a prevenção de acidentes e perdas (PIANC, 1997; Alfredini e Martins, 2000). Porém, tem como consequência mudanças na hidrodinâmica, nas características geológicas, e eventualmente alterações na geoquímica da água e sedimento (Van Maren *et al.*, 2015; Castro, 2012) e nos habitats (Borja *et al.*, 2010). Durante a dragagem, o sedimento é remobilizado, misturando-se e diluindo-se na coluna d'água. Este material revolvido, quando lançados em uma área oceânica, se deposita gravimetricamente e ao mesmo tempo as reações biogeoquímicas vão ocorrendo (Goes Filho, 2004; Pereira, 2013). Neste processo da interface sedimento-água, os elementos podem se associar à matéria orgânica, dependendo da granulometria do pacote sedimentar e os elementos contaminantes presentes nesses materiais podem tornar-se biodisponíveis e serem facilmente absorvidos por organismos bentônicos (Chung *et al.*, 2017). Dessa forma, as atividades de dragagem nos portos brasileiros devem seguir as regulamentações estabelecidas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com o intuito de normatização da atividade, tendo como requisito a caracterização do pacote sedimentar da área a ser dragada.

Por outro ponto de vista, a remoção e realocação deste material dragado pode propiciar impactos positivos para o ambiente à medida que permite a recirculação das águas e diminuição do seu tempo de residência, permitindo a renovação de nutrientes importantes para a cadeia trófica e melhoria na taxa de oxigenação das águas (Bray, 2008; Liu *et al.*, 2018). Dessa forma, conhecer as características hidrodinâmicas e a dinâmica das massas d'água atuantes neste ambiente, e considerar suas previsões é importante para compreender o comportamento sazonal

do local (Liu *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2015) e assim, buscar fazer uma gestão integrada das diferentes interferências causadas pelas obras de dragagem, com a finalidade de mitigar os impactos associados.

A Baía de Guanabara, localizada no Estado do Rio de Janeiro, tem sido uma área impactada ao longo dos anos pelas atividades antrópicas a sua volta, como a instalação de indústrias e o despejo de efluentes industriais; pelo crescimento desordenado da população residente no entorno e o despejo de efluentes domésticos, o despejo de resíduos sólidos ou o seu carreamento pelas chuvas; pelas atividades portuárias; dentre outros fatores (Baptista-Neto *et al.*, 2006). Como resultado, grandes quantidades de poluentes são lançados diretamente na baía e nos rios que nela deságuam, elevando os níveis de contaminação e toxicidade nos sedimentos (Kjerfve *et al.*, 1997). Além disso, o assoreamento natural da baía, devido ao aporte continental de sedimentos (Borges, 2013; Soares-Gomes *et al.*, 2016), torna a dragagem uma atividade essencial para a navegação segura no canal do Porto, sendo necessária então a intervenção nas características naturais deste ambiente.

O presente estudo teve por objetivo principal analisar a qualidade dos sedimentos quanto a contaminação de diferentes compostos químicos, no canal do Porto do Rio de Janeiro (antes da obra de dragagem de manutenção em 2016), bem como na área de descarte F (antes e durante a dragagem), levando em consideração diferentes métodos de coleta dos sedimentos e desenho amostral, além de identificar as massas d'água que exercem influência na área de descarte. Como objetivo secundário buscou-se analisar estatisticamente a inter-relação dos diferentes contaminantes com a granulometria do sedimento.

A estrutura deste trabalho é composta por uma introdução geral, três capítulos e uma conclusão geral, sendo os capítulos correspondentes a artigos científicos. Dois artigos já foram submetidos e um está em revisão final para submissão. O Capítulo I apresenta o artigo submetido à revista *Quaternary and Environmental Geosciences*, intitulado “*Analysis of sediment quality in the Port of Rio de Janeiro channel: Considerations about collection methods indicated by Brazilian resolutions*”, que teve por objetivo comparar ambos os métodos de coleta de sedimentos, dispostos na Resolução CONAMA nº454/2012, que estabelece os parâmetros em relação às concentrações dos contaminantes nas amostras, a fim de contribuir na discussão da escolha metodológica de monitoramento ambiental que mais se adeque ao contexto brasileiro. O Capítulo II se refere ao artigo submetido e aceito no periódico *Arquivos de Ciências do Mar*, intitulado “*Atividade de dragagem e circulação de massas de águas oceânicas: possíveis influências nas características físico-químicas da Baía de Guanabara (RJ)*”

como um estudo de caracterização das massas d'água na entrada da Baía de Guanabara/RJ-Brasil, incluindo a área de descarte do material dragado da região. O Capítulo III tem como título “Análise da qualidade dos sedimentos de dragagem em área de descarte oceânico: breve estudo sobre a área F, Rio de Janeiro, Brasil”, com o objetivo de analisar a qualidade dos sedimentos da área F licenciada para descarte, antes e durante a dragagem do trecho do canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro, visando contribuir com propostas para aprimorar o monitoramento de áreas de descarte.

CAPÍTULO I - Analysis of sediment quality in the Port of Rio de Janeiro channel: considerations about collection methods indicated by Brazilian resolutions

Bertoni, F. ^{ab}; Senez-Mello, T.M. ^{ac}; Oliveira Filho, S.R. ^{ad}; Crapez, M.A.C. ^{ae}; Fonseca, E.M. ^{af}

^a Universidade Federal Fluminense

^b fabianebertoni@id.uff.br, ^c thaise_senez@id.uff.br, ^d silviooliveira@id.uff.br

^e miriancrapez@id.uff.br, ^f oceano25@hotmail.com

Abstract

The environmental impacts caused by dredging and disposal of the removed sediment may cause direct and indirect effects on ecosystems and organisms. Therefore, dredging activities in Brazilian ports must follow the requirements of the regulations established by the national environmental council (*Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA*) in order to standardize the characterization of the sedimentary package of the area to be dredged. According to CONAMA Resolution 454/2012, two different methods for collection can be used: simple collection or composite collection. This study aims to compare both sediment collection methods, through the concentration of contaminants in the samples, in order to contribute to the discussion of the methodological choice of environmental quality monitoring that best suits the Brazilian context. For this purpose, two sediment collection campaigns were carried out in the navigation channel of the Port of Rio de Janeiro, in Guanabara Bay (RJ). The first collection used the simple method and the second collection used the composite sampling method. The contaminant concentration data were analyzed first through the different individualized variables and then through the interrelationship of the variables, using the principal component analysis (PCA). The simple collection showed concentrations, in general, higher than the composite collection. The principal component analysis points to a correlation between metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, and total organic carbon, for both collection methods, however, it points out the highest concentrations for simple collection. The concentrations of total nitrogen and total phosphorus showed an interrelation with sedimentation related to the greater presence of fines. It was found that the simple method better preserves the characteristics of the samples, being, therefore, more compatible with the represented environment.

Key words: Dredging; Guanabara Bay; contamination; heavy metals; PAHs.

Introduction

Dredging works are common and necessary practices in port areas (IADC, 2010), due to the processes of accumulation of sediments that occur in coastal water bodies, especially in estuaries and bays. These environments are prone to natural deposition of sediments since they are generally confined environments and have low hydrodynamic energy (Figueiredo et al., 2014).

The disposal of dredged material is, in the context of coastal zone management, one of the most common problems. The environmental impacts caused by the dredging process and disposal of the removed sediment have direct effects on ecosystems and organisms, or indirect, attributed to changes in water quality (Kennish, 1994; IADC, 2010; Goes Filho, 2004). Examples of direct impacts include the destruction of benthic habitats, resulting in mortality of these organisms through injuries caused by mechanical action during dredging or burial in the dump area (Angonesi et al., 2006). Regarding indirect effect, the remobilization of the bottom sediment and the release of contaminants and nutrients can deteriorate water quality and alter the geochemistry of the water body (Ferreira et al., 2013), both in the dredged area and in the dredged material disposal area.

According to Alloway and Ayres (1997), the study of sediments deposited on the seabed plays an important role in the assessment of contaminants. These reflect the quality – both current and historical, if samples are analyzed in depth – of the aquatic system, being able to point out the presence of contaminants and the period that was contaminated, being also associated with the historical environmental and social context. The high concentration of heavy metals, pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, among other chemical compounds, can act as potential sources of contamination (IMO, 1972). These, when remobilized by dredging interventions, can be made available again in the water column, through variations in geochemical processes such as changes in pH, redox potential, or the presence of organic chelators (Lemes et al., 2003).

As a result, there was a need to establish guidelines and procedures that could guide the proper management of dredging, which includes the creation of national reference values for the classification of dredged materials (Frohlich et al., 2015). In 2004, the *Conselho Nacional do Meio Ambiente* (CONAMA), the Brazilian environmental council, approved the first regulation on procedures for the evaluation of dredged material: the CONAMA resolution nº 344/2004 (BRASIL, 2004). This regulation provided for a review of the national guidelines

established for the classification of dredged material. This review resulted in the publication of CONAMA resolution n° 454/2012 (BRASIL, 2012) where a second collection method option was presented, in addition to the form already established in the previous resolution. Currently, in Brazil, CONAMA resolution 454/2012 also establishes the criteria for the evaluation of dredging tailings for disposal in water bodies (Frohlich et al., 2015), and it is based on this norm that the present study was elaborated, in order to provide subsidies for the evaluation of collection methods of dredged material, both simple and composite methods. In the present work, we will discuss the sediment collection methods carried out on the sea access route to the Port of Rio de Janeiro, an area that requires periodic dredging to maintain the navigable channel.

This study aims to analyze the results of contaminants in sediment samples obtained through the two collect methods established in the CONAMA resolution 454/2012, comparing and evaluating them, in order to contribute to the discussion of the methodological choice of environmental quality monitoring.

Study Area

The Guanabara Bay – located in the state of Rio de Janeiro (Brazil) – has a drainage basin with about 11,000 km², which receives several tributaries contributing to its flow, which reaches 150 m³/s with an exchange rate of about 10% with the ocean (Perin et al., 1997). It connects to the Atlantic Ocean and has a semicircular shape, measuring 30 km and 28 km, on the N-S and E-W axes, respectively.

This environment has been impacted over the years by the anthropogenic activities in its surroundings, such as the installation of industries and the discharge of industrial effluents; by the growth of disorderly occupation of the surrounding population and the discharge of domestic effluents, by the dumping of solid waste or its carrying by rain; port activities; among other factors (Ternes et al., 2019; Silveira et al., 2017). As a result, large amounts of pollutants are released directly into the bay and into the rivers that flow into it, increasing levels of contamination and toxicity in sediments. According to the history highlighted by Godoy et al. (2012) and Soares-Gomes et al. (2016), the sedimentation rate has steadily increased since 1922 (0.14 cm / year), doubling in the last 5 years, from 0.60 cm to approximately 1.25 cm year.

The Port of Rio de Janeiro is located in the municipality of Rio de Janeiro, on the east of Guanabara Bay (Figure 1). In this area, the presence of fine sandy and silty-clay sediments

(Godoy et al., 2012). Between 2016 and 2017, dredging maintenance for deepening the seabed was made in a stretch of the waterway of the Port of Rio de Janeiro with the removal of a total volume of approximately 2.900.000 m³. However, for the release of this work by the state environmental inspection agency, it was necessary to carry out a preliminary study of the characterization of the area, in order to know the conditions of the sedimentary package to be dredged and to define its disposal site, being the channel, therefore, the study area of this article. (Figure 1).

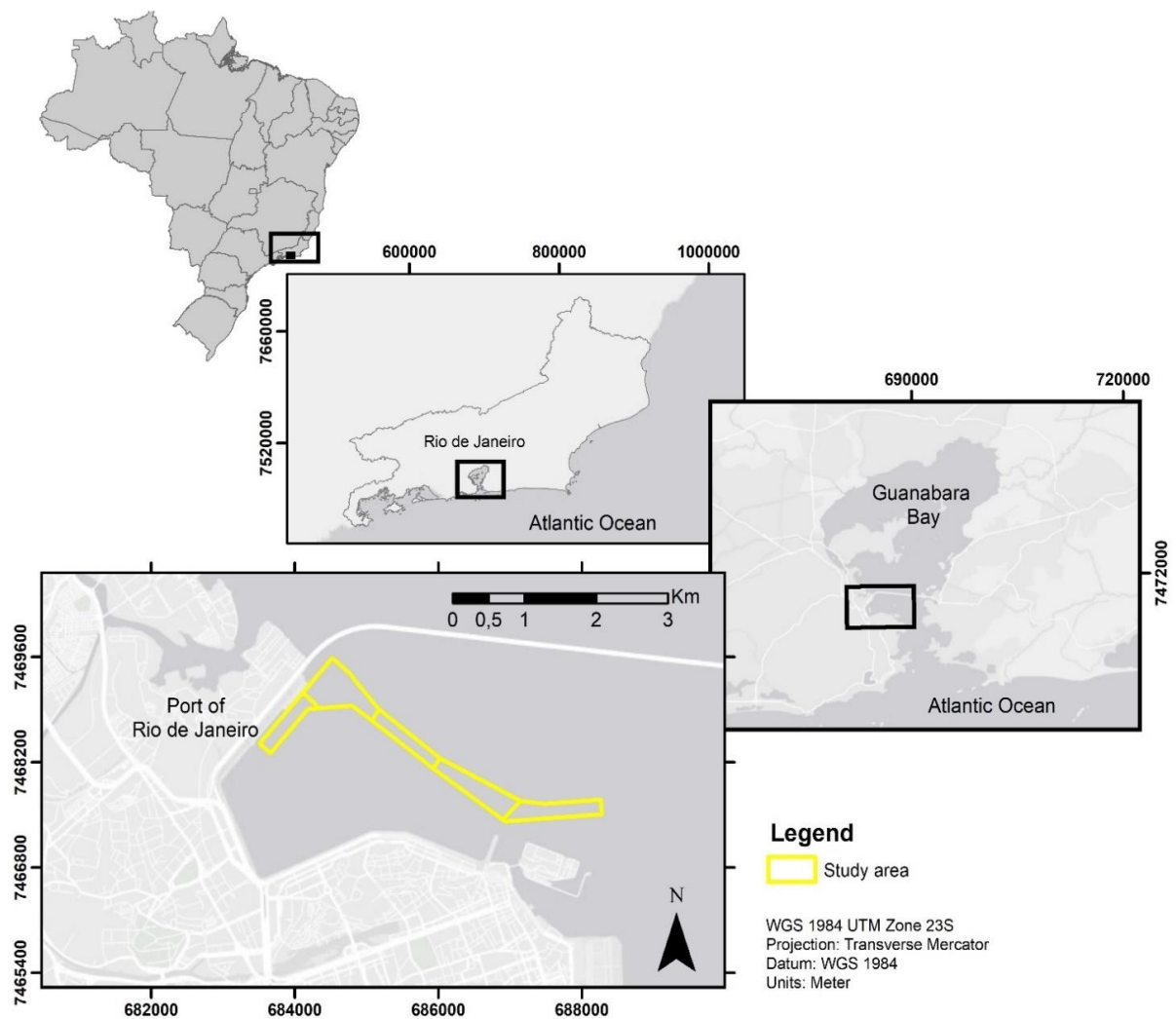


Figure 1 – Identification of the study area.

Methodology

Sample collection

Two sediment collection campaigns were carried out to characterize the area to be dredged in Guanabara Bay. In each campaign, one of the collection methods was applied, according to the guidelines suggested by the CONAMA resolution 454/2012.

To identify the two collection methods during the analysis of this article, the following acronyms were used to differentiate the campaigns: “S” refers to the simple collection points; “C” refers to the areas of composite collection. It is important to note that the distribution of sampling mesh points was defined differently in each campaign, however, both distributed in the same area of this section of the navigation channel.

The first campaign was carried out in September 2015 and used the method that consists of collecting sediment samples in a simple manner (punctual). The distribution of points can be seen in the Figure 2a. For the simple collection, a stainless steel Van Veen dredge was used. The obtained sediment was poured into a container for taking the sample. Each sample was stored in a properly labeled plastic bag. After obtaining the samples, they were packed in isothermal boxes at 4°C.

The second campaign was carried out in February 2016 and used the method that consists of collecting sediment samples in a composite manner, where a small area represents a sampling point and three sub-samples are collected there (Figure 2b).

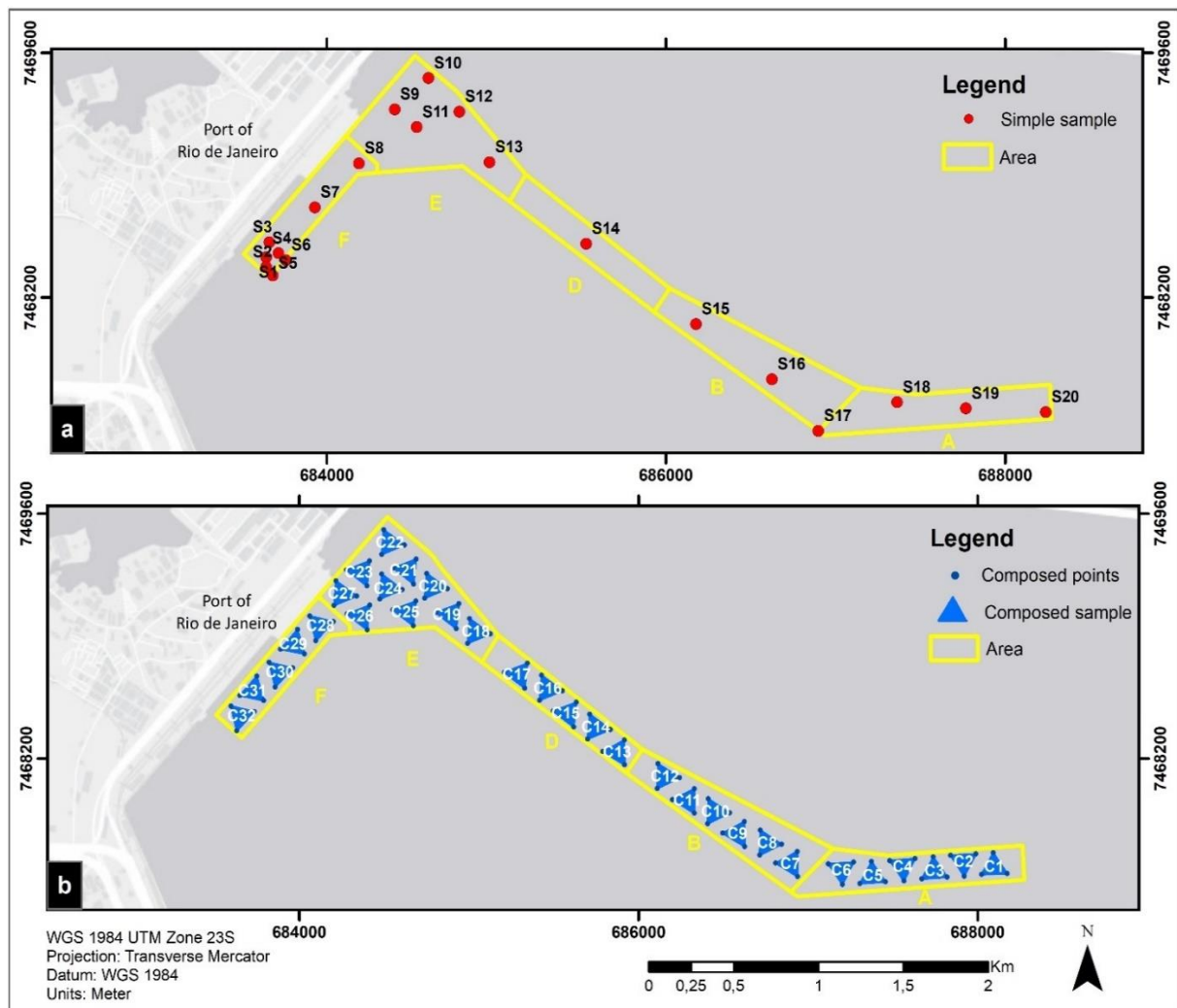


Figure 2 - Characterization points of the sedimentary package to be dredged - composite (C) and simple (S) sampling.

For the composite collection, two types of samplers were used, the gravity corer and the sword corer, this second, was used by a diver when the substrate's hardness and compactness prevented penetration of the gravity corer. Thus, with both tools, samples were collected representing the surface and subsurface layers of the bottom of the area to be dredged.

To obtain the final sample of the point, from the three sub-samples collected, an amount was collected from each sampled horizon. These sub-samples were poured into a stainless-steel container and mixed, and finally collected after this homogenization. The plastic pastry used in the collection practices was properly prepared and labeled before use. In both campaigns, after collecting, the samples were properly stored in thermal containers and kept refrigerated in order to guarantee their original characteristics.

In both campaigns, the samples were sent to laboratories accredited by the Brazilian Metrology, Quality and Technology Institute (*Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia* - INMETRO), to analyze the substances and parameters described in CONAMA Resolution 454/2012. The procedures used to clean the equipment during the collections, in addition to the conditioning and preservation of the samples, were carried out according to the specifications of the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments (U.S. EPA, 2001) and the National Guide for Sample Collection and Preservation (ANA, 2011).

Laboratory analytical methodology

For both campaigns, the substances and parameters analyzed in the laboratory in the marine sediment samples, refer to those listed by CONAMA Resolution 454/2012: Polychlorinated Biphenyls (PCBs); Organochlorine Pesticides; Tributyltin (TBT); Heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn); Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs); Total Organic Carbon (TOC); Nutrients like Total Phosphorus (P_{Tot}) and Total Kjeldahl Nitrogen (N_{Tot}); Granulometry. The same resolution establishes alert and borderline reference values for each substance, to guide the analysis in relation to the toxicity of marine aquatic biota and avoid its contamination. Level 1 refers to the threshold below which there is less probability of adverse effects to biota, and level 2 refers to the threshold above which there is most probability of adverse effects to biota.

Table 1 shows only the analytes used in this study, besides the unit of measurement of results; the limit of detection and quantification of the method; the certified concentration of the standard; the concentration obtained with their respective recovery percentages. All data presented were within the recovery range considered to be satisfactory. The Table 1 also briefly presents the analytical methodology used.

Table 1 - Analytical quality and laboratory methodology applied.

Analyte	Units	Detection limit	Quantification limit	Certified	Obtained	% recovered	Methodology
N_{Tot}	mg/Kg	1.00	2.00	5.00	4.91	98.3	N-NH ₃ + N-Organic Micro-kjeldahl/Colorimetry
Ar	mg/Kg	1.00	2.00	20.14	19.66	97.6	Determination of total metals by ICP-OES (Inductively coupled
Cd	mg/Kg	0.10	0.20	19.73	19.73	100.0	

Pb	mg/Kg	0.40	1.00	35.57	35.57	100.0	plasma - Optical Emission Spectrometry)
Cu	mg/Kg	0.10	0.20	27.90	27.90	100.0	
Cr	mg/Kg	0.10	0.30	41.61	41.84	100.6	
Hg	mg/Kg	0.02	0.05	9.77	9.68	99.1	
Ni	mg/Kg	0.40	1.00	28.39	29.40	103.5	
Zn	mg/Kg	0.40	1.00	41.46	41.46	100.0	
P_{Tot}	mg/Kg	1.00	6.00	19.00	22.00	115.8	Digestion 4500-P (E)
TOC	%	0.10	0.20	–	–	–	Catalytic Combustion Oxidation
PAHs	µg/Kg	1.70	5.00	–	–	–	GC-MS (gas chromatography/ mass spectrometry)
PCBs	µg/Kg	1.70	5.00	–	–	–	GC-MS (gas chromatography/ mass spectrometry)/Ultrasonic extraction
Organochlorine pesticides	µg/Kg	0.10	0.30	–	–	–	GC-MS (gas chromatography/ mass spectrometry)
TBT	µg/Kg	1.34	1.34	–	–	–	Standard Methods 6710

Statistical methodology

The normality of the data obtained was tested using the Kolmogorov-Smirnov /QQ-plot, while the homoscedasticity was tested by Brown-Forsythe test (Zar, 2010). The assumptions for using parametric analysis were satisfied after outliers' exclusion (± 3 * standard deviation) and logarithmic transformation of values (log10). The equality hypothesis (H_0) between the mean values of the sediment samples was tested using the unpaired t-Student (independent samples) for samples of different sizes at a level of significance $\alpha = 0.05$.

Additionally, a statistical technique was applied through the ordering in factor axes for the main variables to assess the most relevant correlations. This multivariate test is referred to as Principal Component Analysis (PCA), allowing the visualization of the interrelationships of the variables (Sabino et al., 2014). Only the components that presented eigenvalue > 1 were retained, as recommended by Reid and Spencer (2009), to avoid the influence of outliers. Pearson's correlation matrix was the most adequate basis for the analysis of the main components of this study (Senez-Mello et al., 2020).

All steps described in the statistical methodology were performed using the software Statistica v.13 TIBCO Software Inc. (2018).

Results and discussion

The database with absolute values used in this study are shown in the Table 2.

Table 2 - Results of concentration of parameters and substances in the sediment samples from both campaigns.

Sample	Mud	N _{Tot}	TOC	P _{Tot}	As	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	∑ PAHs
CONAMA 454/12	%	4800	10%	2000	70	218	270	370	51.6	410	4000
S01	91.3	1950.7	4.9	669.9	16.9	118.7	141.6	102.1	37.6	325.9	7251.6
S02	59.8	428.3	5.0	481.2	16.5	247.6	179.5	112.7	41.4	570.6	13671.7
S03	35.8	1261.3	3.9	490.9	17.0	118.9	134.7	102.8	38.3	249.6	6567.6
S04	19.7	625.9	0.8	66.5	16.6	117.6	125.3	83.3	32.5	111.0	2046.0
S05	66.7	643.7	3.4	547.6	14.1	134.0	121.8	93.0	38.4	407.2	5433.2
S06	73.9	357.0	1.7	321.1	12.1	91.9	82.9	73.3	30.6	211.9	9756.0
S07	24.9	606.7	0.5	41.0	15.0	93.1	55.5	61.8	26.7	82.9	680.4
S08	66.0	344.3	1.8	277.1	16.0	91.4	317.2	104.0	42.7	237.6	2104.0
S09	41.3	218.1	1.4	187.3	14.2	73.0	74.0	87.9	35.8	106.3	769.6
S10	85.5	1427.3	3.8	526.6	15.6	86.6	99.5	92.4	33.9	219.7	1431.0
S11	39.9	468.6	1.7	178.3	14.6	78.3	78.2	88.3	35.4	291.2	1668.3
S12	81.6	588.8	2.3	308.4	12.0	63.5	61.7	69.8	27.8	218.5	1879.0
S13	42.1	572.0	2.3	353.8	13.8	73.7	74.5	75.0	27.7	275.3	3381.4
S14	55.6	1011.1	3.2	141.8	17.7	106.6	96.2	100.7	35.2	397.7	3495.3
S15	20.0	1065.4	1.7	242.9	31.5	373.1	106.4	90.9	37.7	100.1	10668.9
S16	27.9	1035.7	1.8	217.1	24.5	231.0	101.5	99.6	39.2	536.9	1553.8
S17	65.1	226.4	1.1	102.6	171.4	717.0	854.8	616.4	333.8	209.6	901.7
S18	36.4	205.1	1.0	114.6	183.1	668.1	725.9	782.9	296.2	240.8	1585.2
S19	16.6	266.0	1.3	183.7	197.0	645.4	567.0	764.7	302.5	219.0	1962.5
S20	59.0	238.0	3.7	219.0	769.7	402.9	82.0	159.3	186.6	247.3	3601.6
C01	52.9	3063.6	2.2	331.0	4.4	16.0	13.9	24.4	9.5	69.8	478.2
C02	45.6	2560.1	2.0	397.5	3.9	12.9	13.6	22.3	8.6	64.2	443.8
C03	38.0	1686.4	1.6	291.6	4.9	16.0	14.8	26.1	10.0	75.7	345.3
C04	31.2	275.9	1.6	218.3	4.5	14.1	12.5	23.8	9.1	66.7	305.0
C05	32.5	1611.6	1.5	215.0	3.4	32.0	12.5	22.1	7.7	70.7	472.5

C06	36.9	1295.7	1.4	231.6	4.8	19.2	14.4	25.5	9.2	81.0	465.6
C07	49.5	1339.9	1.2	299.2	5.1	10.8	9.0	25.4	9.5	50.1	60.5
C08	56.4	76.4	1.1	285.7	5.1	10.9	11.7	28.8	10.4	50.1	77.1
C09	34.6	1758.7	1.7	279.9	5.8	47.2	26.8	23.8	8.9	227.5	980.1
C10	33.9	1592.2	1.7	277.5	5.5	32.2	35.7	24.3	9.3	97.3	1809.7
C11	43.1	2075.9	2.7	290.1	4.4	25.5	17.2	20.0	7.5	79.0	399.8
C12	35.5	2097.0	1.6	332.8	4.1	17.3	15.6	18.5	7.2	77.5	167.9
C13	43.9	1465.2	2.4	378.2	4.2	20.8	21.5	22.8	8.2	92.9	313.2
C14	44.8	1149.7	2.3	297.7	4.1	20.9	21.5	22.7	8.3	92.8	0.0
C15	47.1	1651.3	2.1	345.1	4.7	19.4	22.3	23.8	8.8	83.3	143.3
C16	87.1	3050.9	4.3	736.8	6.3	26.9	35.2	32.8	12.2	124.7	151.0
C17	84.5	4539.2	4.2	661.0	5.8	26.2	34.1	32.2	12.0	121.8	291.7
C18	91.8	2158.5	4.0	911.5	7.4	31.7	42.6	38.6	14.0	145.1	201.1
C19	94.6	2995.5	4.1	903.9	7.0	30.6	41.6	37.6	13.7	142.2	61.2
C20	88.9	3872.1	3.9	920.3	8.0	35.0	47.8	42.5	15.4	160.8	319.7
C21	67.9	333.4	1.6	1019.1	5.0	9.1	7.4	18.5	6.9	35.7	19.9
C22	63.4	1538.9	1.1	363.8	7.5	19.2	20.0	32.9	12.6	80.9	43.9
C23	60.4	1251.7	1.0	331.0	4.2	19.3	21.9	24.7	10.6	73.4	75.4
C24	62.2	2637.1	2.3	325.7	4.6	19.9	23.4	23.7	9.5	102.4	110.3
C25	43.3	2825.1	0.3	645.2	3.2	16.3	7.8	26.0	7.7	41.8	560.6
C26	46.1	3472.1	2.6	626.0	5.4	24.2	27.3	26.7	10.6	118.1	132.5
C27	56.9	2519.8	2.2	460.6	4.4	21.2	27.4	26.3	10.7	111.8	249.8
C28	53.5	2418.4	2.2	646.0	5.4	22.2	27.1	28.3	11.4	117.3	208.4
C29	76.7	1306.2	1.7	354.5	6.1	15.9	15.8	24.9	9.6	67.1	266.3
C30	84.8	2044.6	1.7	462.6	6.1	15.8	15.9	24.5	9.5	67.8	75.4
C31	76.6	2744.0	2.5	572.3	5.3	30.8	34.3	27.1	10.6	126.8	1267.1
C32	68.9	2302.9	2.4	492.7	5.1	30.4	33.5	27.9	10.6	125.0	599.3

The present study does not present data and analysis based on PCBs, organochlorine pesticides and TBT values, due to the fact that the results of laboratory reports present, in most cases, the absence of detectable/quantifiable concentrations in the analyzed samples in both campaigns. Of the few samples that showed some concentration of these substances, all had values much lower than level 1, making them irrelevant for this research. The same happened with the metals Hg and Cd.

The results of the laboratory analysis of contaminants in sediments are shown in the graphs below. The TOC, P_{Tot} e N_{Tot} parameters did not exceed the levels established by the resolution addressed in the study, therefore, they are not presented graphically.

For consultation, the granulometry found in the samples is shown in the Figure 3. The CONAMA considers only the sum of the percentage of silt and clay, therefore, in this study, this portion is presented and called mud.

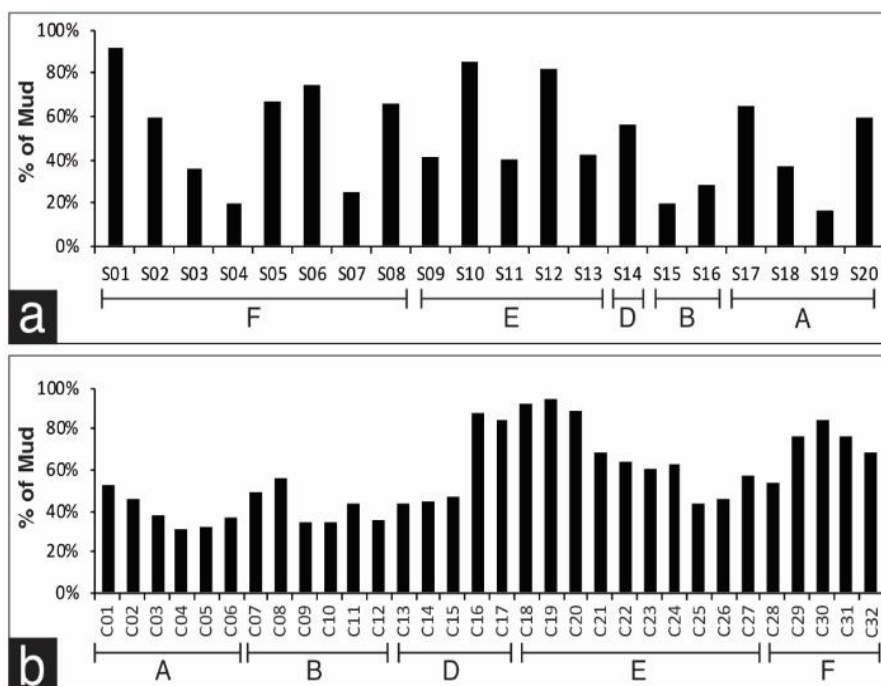


Figure 3 - Results of percentage of silt and clay.

The Figure 4 presents the sum of the PAHs values for the two collection methods, a) for simple and b) for composite.

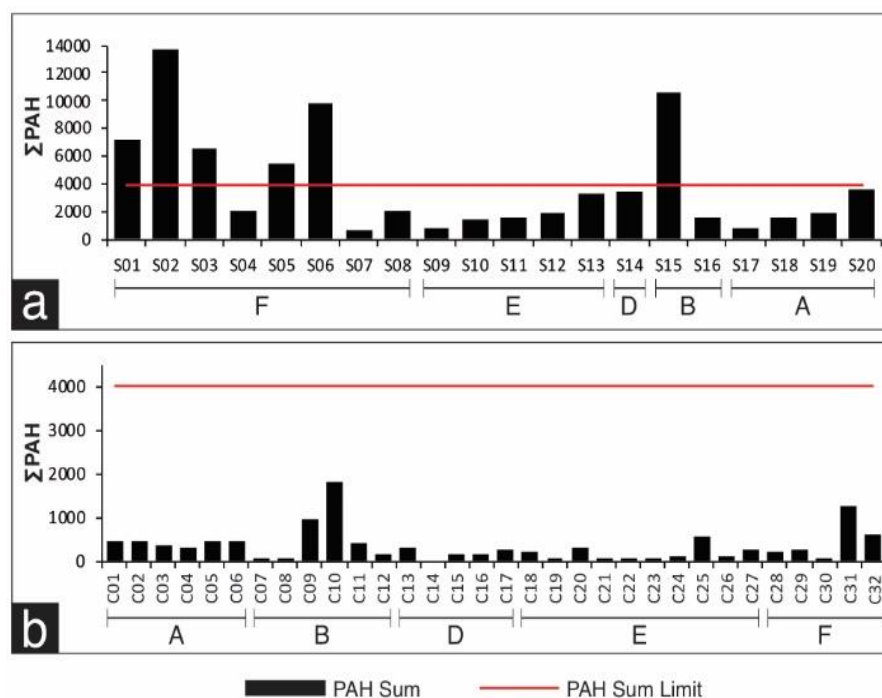


Figure 4 - Result of PAHs concentrations in the sediment obtained in both campaigns - a) simple / b) composite.

Note that in Figure 4b, referring to the composite collection, the sum of the analyzed PAHs values did not reach the maximum allowed level, unlike Figure 4a, which presented 6 samples with values above the limit established by the current resolution. It is noticed that most of these simple samples with high concentrations of PAHs (S1, S02, S03, S05 e S06), are found in area F (Figure 2a).

It is known that the main sources of PAHs in urbanized areas are generally industrial effluents, discharge of domestic sewage and storm drainage, incineration of solid waste, oil spills, asphalt production, creosote and atmospheric deposition through the burning of fossil fuels (Kennish, 1996).

According to Resende (2012), most of the PAHs found in aquatic environments are in rivers and coastal waters, remaining relatively close to their sources of contamination and decreasing with the distance from the source. Therefore, it is assumed that the high values obtained in the simple samples near Porto, come from the drainage of the Mangue Channel, a river with its highly urbanized surroundings, influenced by the sources mentioned above and with visibly polluted waters (Duarte e Peixoto, 2012; Rezende, 2018). The Mangue Channel is the junction of Maracanã, Comprido, Joana and Trapicheiros Rivers (Borges, 2013).

A study on the distribution of PAHs in Guanabara Bay, carried out by Christensen et al. (2010) shows that, of the samples collected at various points across the bay, the one in the Porto

area showed the highest concentration of PAHs, as well as the result found in the present study in the samples by simple collection.

Regarding heavy metals in sediments, it is possible to observe in Figure 5 and Figure 6 the lines that correspond to the levels of alertness and toxicity established by CONAMA Resolution 454/12, where level 1 (yellow) indicates the threshold below which there is less possibility of contamination of the biota, and level 2 (red) indicates the threshold above which there is a greater possibility of contamination of the biota.

These limits (Table 4) are fundamental for the characterization of the sedimentary package to be dredged, as these are reference values for the evaluation of alternatives for the disposal of dredged sediments in waters under national jurisdiction.

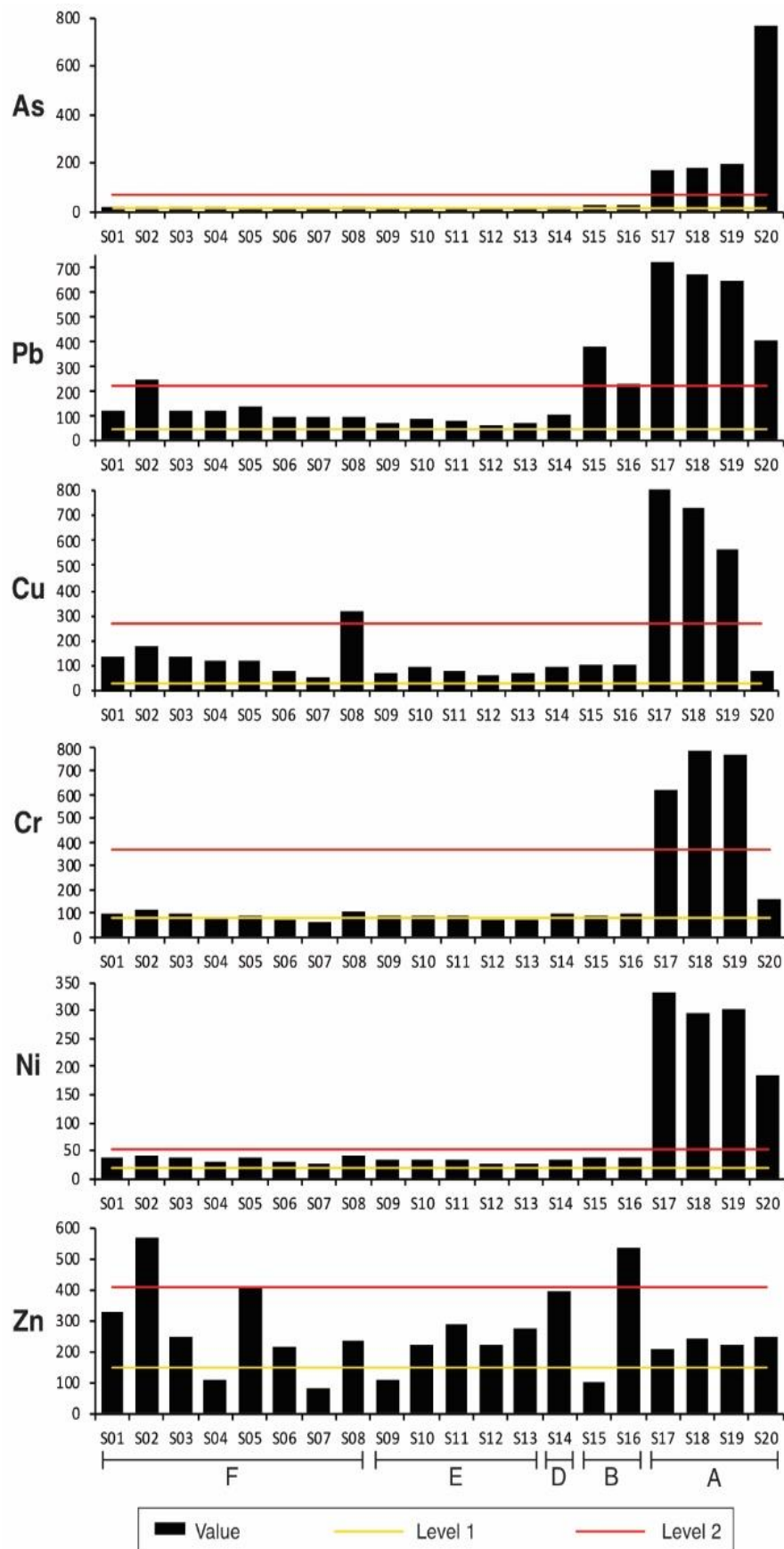


Figure 5 – Result of metal concentrations in the sediment obtained by the simple sampling method.

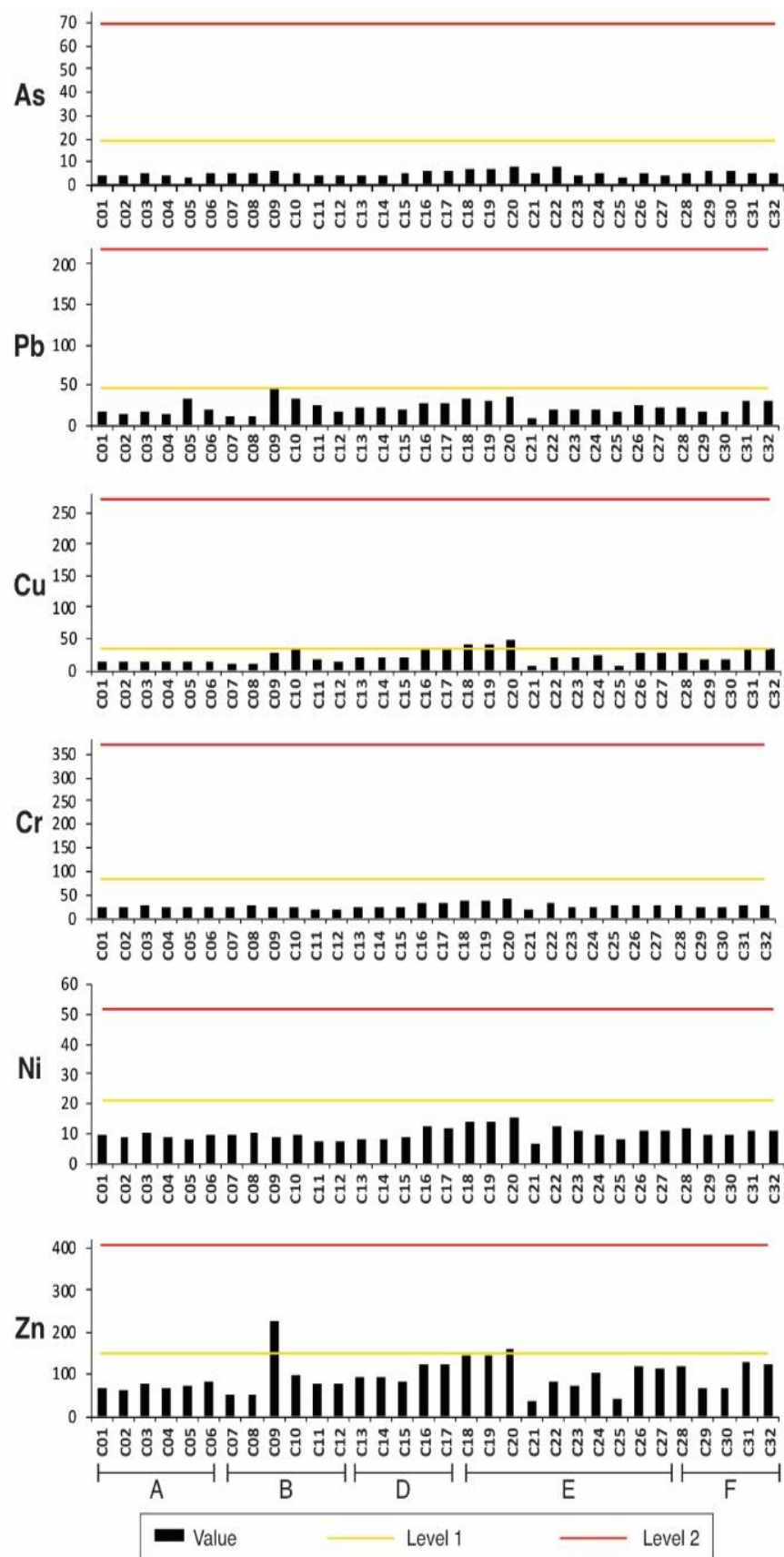


Figure 6 - Result of metal concentrations in the sediment obtained by the composite sampling method.

According to the graphs in Figure 5, corresponding to the collection in the simple method, the area A (Figure 2) is the one that most stands out for having a concentration of metals above level 2 of that resolution, mainly at the sampling points S17, S18, S19, with the exception of Zn, which presents high values, however, distributed among the sample points of the study area.

In Figure 6, corresponding to the collection in the composite method, it is important to highlight that, the concentrations of heavy metals in the sediments did not even reach level 2 in any sample.

These results reflect the understanding that the composite collection method tends to mix contaminants in the sub-samples, homogenizing the final sample and presenting satisfactory values for most of these analytes, without the need for ecotoxicity studies on biota and enabling dumping in the predetermined marine environment (Silveira, 2016).

Table 3 presents other studies on Guanabara Bay, that shows the values of metals potentially available like those found in the composite collection, however, Baptista-Neto et al. (2006) also presents high values, such as those obtained in the simple collection campaign. The same occurs with the concentrations found in the Port of Vitória (ES) when compared to other Brazilian estuarine ports.

Table 3 - Heavy metal concentration (mg.kg^{-1}) in the study area (minimum \pm maximum) compared with values from the literature.

		Zn	Pb	Cu	Ni	Cr	As
Guanabara bay	This study(simple)	82.9–570.6	63.5–717.0	55.50–854.78	26.71–333.75	61.76–782.93	12.02–769.69
	This study(composite)	35.7–227.5	9.0–47.1	7.37–47.75	6.89–15.41	18.45–42.53	3.21–8.04
	Abreu et al., 2016	89.0–456	14.6–107	-	1.11–15.90	24.6–157	-
	Monteiro et al., 2012	41.3–161.8	5.6–36.90	-	7.8–16.4	25.6–46.3	-
	De Carvalho Aguiar et al., 2018	18.44–220.4	2.28–21.50	0.55–8.37	2.73–13.75	0.26–11.35	-
	Baptista-Neto et al., 2006	5–755149	2–19340	2–18840	1–3515.5	2–41364	-
Other Ports	Vitória (ES) (Jesus et al., 2004)	27–812	5–292	5–660	6–245	35–280	-
	Paranaguá (PR) (Choueri et al., 2009)	26.95–80.50	<0.30–29.75	<0.04–16.20	6.65–21.90	14.50–58.00	-
	Santos (SP) (Hortellani et al., 2008)	6.0–312.0	<2.0–204.8	-	1.3–44.2	<5.0–97.5	-
Level 2	CONAMA 454/2012	410	218	270	51,6	370	70

For Statistical purposes, the Table 4 presented the mean concentrations and de standard deviations of the means from the results previously presented for the two sampling methods (S to Simple and C to Composite) for sediments obtained from the study area, according to Figure 2. The result of the t-Student test revealed that the concentrations of contaminants (metals, PAHs, P_{Tot}, TOC e N_{Tot}) present in the two collection methods were significantly different. The TOC should be analyzed with caution as the significance of the result can be considered borderline (p = 0.048).

For comparison purposes, reference values established by the Canadian Council for the Ministry of the Environment (CCME) in the Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life where Threshold Effect Level (TEL) indicates that there is no adverse consequence to the biological community and Probable Effect Level (PEL), indicates the low contamination effect, but needs attention (Moraes et al., 2011).

Table 4 - Comparison of analyte values between collection methods.

Units	Analyte	S (n=13)	C (n=28)	t-value	p	CONAMA	TEL	PEL
%	Mud	52.785 ± 24.535	58.700 ± 19.439	-1.239	0.222553	-	-	-
	TOC	2.977 ± 1.249	2.179 ± 1.058	2.035	0.048655	10%		1%
mg/kg	N_{Tot}	828.216 ± 487.630	2308.472 ± 890.044	-6.952	0	4800	-	-
	P_{Tot}	311.554 ± 197.613	481.313 ± 237.498	-2.893	0.006209	2000	-	-
	As	15.702 ± 3.183	5.185 ± 1.218	15.435	0	70	7.24	41.6
	Pb	106.688 ± 43.131	106.688 ± 6.977	14.103	0	218	30.2	112
	Cu	95.953 ± 27.977	21.704 ± 11.006	10.299	0	270	18.7	108
	Cr	86.902 ± 13.446	26.849 ± 5.794	18.393	0	370	52.3	160
	Ni	33.772 ± 4.358	10.101 ± 2.117	19.625	0	51.6	-	-
	Zn	264.173 ± 130.893	89.16 ± 32.650	6.895	0	410	124	271
µg/Kg	ΣPAHs	3015.396 ± 2159.531	251.384 ± 169.172	9.006	0	4000	766	7070.9

S: simple collection e C: composite collection.

t-Student test unpaired - for sampling different sizes (degree of freedom = 39).

Weighted average \pm Standard Deviation (real values) and t-critic and p value (log-normalized).

(-) There are no established values.

The Principal Component Analysis (PCA) confirmed the results (Figure 8) presented by the t-Student test through its first main component (PC1) and revealed important issues regarding the spatial distribution of pollutants in the region of Port of Rio (PC2). The first two factors of PCA were satisfactory to explain the correlations found in this study. Together, they accumulated 79.8% in explaining the total variances. The third axis (factor 3) was not represented graphically because it presented eigenvalues below 1 (Figure 7). The red dotted line represents the cutoff value used to determine the representativeness of the factors.

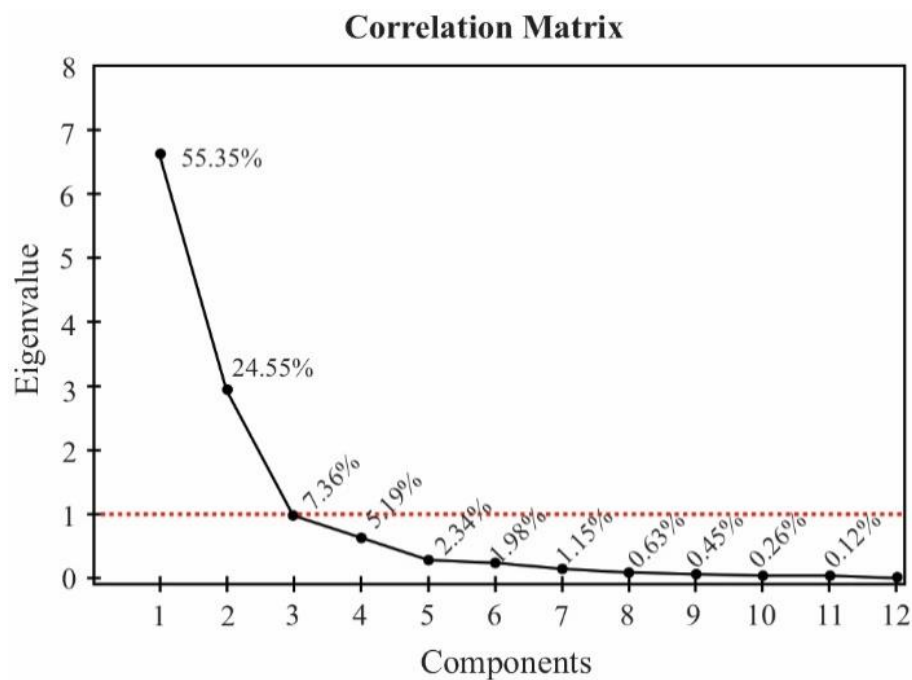


Figure 7 - Eigenvalues of the correlation matrix and percentage of explanation of the total variance achieved by each factor.

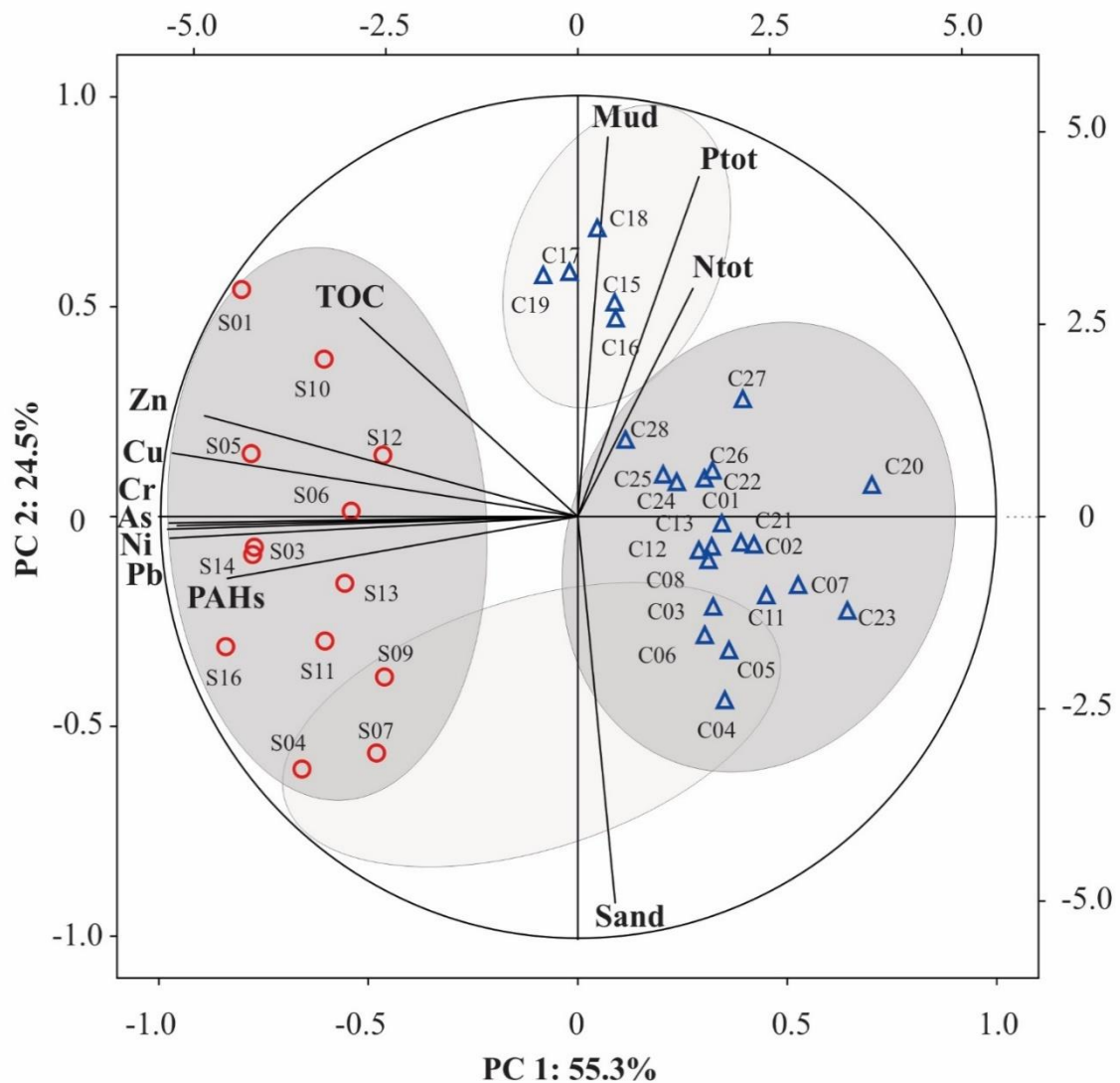


Figure 8 – Perceptual Map of the Principal Component Analysis. PC1: principal component 1; PC2: principal component 2; Vectors: principals variables (factors); Dots: sediment samples collected through simple method. Triangles: sediment samples collected through the composite method.

The Figure 8 shows the graph with the perceptual map of scores, where the points and triangles represent, respectively, the simple and composite samples, and the arrows represent the weight of the main components. Therefore, if the weight vector is more parallel to the axis of the main component, the greater the importance of the corresponding variable.

The principal component 1 (PC1) explained about 55.34% of the data variance. In this component, the variables with the highest load were Ni > Cr > Pb > Cu > As > Zn > PAHs > TOC, showing through the distribution of the cases, the correlation directly proportional with the samples collected through the simple methodology. While at the other side, inversely

correlated to these variables, the samples obtained through the composite collection were plotted. Thus, PC1 corroborates the result of the Student-t test, pointing once again to the distinctions inherent in the applied sampling method, pointing to a division of the samples into two well-defined groups, represented by the darker ellipses (Figure 8).

With a lower but still significant load, the TOC illustrates the direct correlation of these pollutants with the organic matrix present in the sediment. A possible explanation for the behavior presented by this variable is the influence of the collection method in relation to the stability of the molecular bond between the predominant chemical form and the characteristics of the sediment. (e.g., granulometry and quality of the organic matrix).

It is important to consider that, in the last 50 years, the flow of organic matter into the sediments has increased 10 times as a result of the intense eutrophication process in Guanabara Bay (Carreira et al., 2002).

Principal component 2 (PC2) was responsible for 24.54% of the variance of the explained data. The variable that determined this component was granulometry (percentage of silt to clay, represented in Figure 8 as mud) and secondly, its correlation with organic pollutants, as was the case with phosphate elements, nitrogen compounds and total organic carbon. Differently for PC1, which divided the cases according to the concentration of metals and PAHs, PC2 distributed the cases according to the particle size, that is, a distribution directly dependent on the region's hydrodynamics.

The positive side of this axis represents geographically the samples that are close to Porto in the areas D and E represented in Figure 2, which corresponds to the stretch of the container terminal access channel, where the deposition of fines and organic matter and adsorbed nutrients is favored by the decrease in energy from the currents (Catanzaro et al., 2004) and proximity to river drainage points such as the Mangue and Cunha Channels, that include rivers with high discharge of untreated sewage and supply of contaminants (Costa et al., 2008), also carried by rain drainage and runoff (Smith et al., 2005). At the negative side of this same axis (PC2) are the samples that have a greater amount of sand, which tends to adhere less contaminants.

The fine-grained sediment is the most important in retaining metals and other chemical compounds, as they have large areas of contact surface and high cation exchange capacity (between moderate to high, this, due to its negative surface charge. The high cation exchange capacity and surface charge are due to isomorphic ion substitutions in the crystalline network

and the disruption of bonds in their chemical structures (Salomons e Forstner, 1984). It is important to note that fine sediments also absorb high concentrations of organic matter.

Geographically, areas A and B (Figure 2) correspond to the portion closest to the deepest part of the main channel, according to bathymetry studies carried out by Neto et al. (2004), therefore, with greater flow and energy compared to areas F, E, D (Figure 2). It is important to note that, in these studies, even in situations where sediments have high concentrations of contaminants, biota will not always be affected, due to metal speciation (Cesar et al., 2015). Therefore, depending on the purpose of the study, this is a fact that must be considered in the types of analysis and laboratory methods to be applied, in order to generate results compatible with the objective of the work.

Conclusion

The present study allowed the analysis of the different sediment collection methods, both in accordance with the current national resolution, helping to identify the potential and deficiencies of each method based on the experience gained, reinforcing the relevance of prior knowledge of the site to be dredged, considering the predominant criteria for environmental control in these areas.

The analysis of the results of the substances and parameters in the sampled sediments indicates high concentrations of the contaminants in some points, as was observed in the results of the samples obtained in the simple collection method, suggesting, in this case, that the composite collection method is not the most suitable for peculiar environments such as Guanabara Bay, whose fine and muddy sediments - easily adsorbed and compacted - can originate a pool of contamination on the disposal area of this waste.

Therefore, this study contributes to the discussion of the methodological quality used according to the environment to be licensed. The results presented contribute to the debate between social and economic development, with emphasis on the need for studies aimed at monitoring favorable to the preservation of environmental health.

CAPÍTULO II - Atividade de dragagem e circulação de massas de águas oceânicas: possíveis influências nas características físico-químicas na Plataforma Continental Interna adjacente à Baía de Guanabara (RJ)

Fabiane Bertoni ^(a), Leonardo Lima^(b), Estefan Monteiro da Fonseca ^(c), André Belém^(d)

^(a) Departamento de Geologia/ Programa de Pós-Graduação em Dinâmica de Oceanos e Terra Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, fabianebertoni@hotmail.com

^(b) Departamento de Geologia/ Programa de Pós-Graduação em Dinâmica de Oceanos e Terra Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, leodslima@gmail.com

^(c) Departamento de Geologia/ Programa de Pós-Graduação em Dinâmica de Oceanos e Terra Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, oceano25@hotmail.com

^(d) Observatório Oceanográfico, Universidade Federal Fluminense, andrebelem@id.uff.br

Resumo

As atividades de dragagem são realizadas em regiões portuárias para o aprofundamento, alargamento e manutenção do livre acesso as embarcações, bem como para a prevenção de acidentes e perdas. Mas também tem como consequência mudanças na hidrodinâmica, nas características geofísicas e eventualmente alterações na geoquímica da água e sedimento. Diante disso, o presente estudo visa caracterizar as massas d'água da entrada da Baía de Guanabara/RJ-Brasil, incluindo a área de descarte do material dragado da região. Esta análise inicial será referência para estudos posteriores verificando se esta atividade pode alterar e/ou potencializar a circulação das águas, a dispersão de contaminantes e suas consequências. A partir de dados históricos e com o uso do *software* de análise oceanográfica *Ocean Data View*, foi possível observar a variabilidade sazonal natural da área, permitindo levantar questões que dão início este tipo de análise.

Palavras chave: Dragagem. ACAS. Baía de Guanabara. Plataforma Continental.

Introdução

O modal de transporte marítimo necessita de uma estrutura composta por canais e vias marítimas, terminais e portos, fortemente dependente da profundidade e geometria hidroviária. Este sistema permite a circulação de mercadorias, bens e pessoas, sendo de extrema importância para o desenvolvimento da economia local, nacional e global (Porto, 2002). Contudo, para que as navegações ocorram de forma eficaz e segura, é fundamental que as vias de circulação estejam livres tanto em relação a sua profundidade quanto a sua largura.

Sabe-se que o processo de deposição de sedimentos no fundo de estuários e baías é natural (Godoy *et al.*, 2012), porém, pode ser acelerado por ações antrópicas, e a taxa deposicional está associada à dinâmicas locais, como correntes e variação das marés, por exemplo, e às dinâmicas

externas, como variabilidade climática, precipitação, sazonalidade, e ainda o uso e ocupação da faixa costeira, que pode modificar o balanço hídrico, o escoamento natural das águas pluviais e fluviais, aumentando ou diminuindo o aporte de sedimentos para estuários e oceano, além do incremento com matéria orgânica advinda dos efluentes domésticos. Neste complexo processo de influências exógenas e endógenas, as hidrovias tendem a assorear mais rapidamente, necessitando de manutenção através de dragagens.

A alteração da geometria hidroviária, no caso de aprofundamento, por exemplo, interferem diretamente na temperatura e na salinidade, variáveis estas que caracterizam o ambiente no contexto físico-químico, e acabam influenciando nos processos biogeoquímicos associados como, por exemplo, produtividade da biota, composição bacteriana e todas as reações subsequentes a presença ou ausência desses organismos (Goes Filho, 2004).

As atividades de dragagem têm como finalidade a limpeza, desobstrução, remoção, derrocamento ou escavação de material do fundo de rios, lagos, mares, baías e canais, removendo rochas e sedimentos, e depositando em local de despejo apropriado (Marinha do Brasil, 1998). Existem diferentes tipos de dragas que são usadas dependendo da sua finalidade, do tipo da área selecionada, bem como da composição sedimentar do material a ser dragado (i.e., granulometria, e a proporção entre silte, argila, areia, cascalho, rochas). Estas podem trabalhar de forma mecânica, hidráulica ou mista. Independentemente do tipo utilizado, durante todo o processo, o ambiente em questão sempre está sujeito a algum impacto direto ou indireto, tanto durante quanto após a atividade de dragagem. A partir da análise de Torres (2000) em relação aos artigos de Davis *et al.* (1990) e Bray *et al.* (1997), alguns desses impactos podem classificados nas seguintes categorias:

- Dispersão e deposição de sedimentos ressuspendidos;
- Alteração na batimetria do local;
- Efeitos sinérgicos sobre a linha de costa;
- Perda de habitats de fundo e impactos sobre recursos pesqueiros.

Apesar de citado alguns impactos de caráter negativo, é possível que em algumas situações as atividades de dragagem possam propiciar impactos positivos, à medida que permite: a recirculação das águas e diminuição do tempo de residência, a renovação de nutrientes importantes para a cadeia trófica, melhoria na taxa de oxigenação das águas, assim como impactos de caráter recreativo, turístico e comercial.

Com este objetivo e para auxiliar no entendimento dos impactos das atividades de dragagem sobre o meio, é necessário compreender primeiro as características naturais do ambiente, principalmente reconhecer as massas d'água presentes e sua variabilidade natural, bem como compreender as características que elas trazem consigo e o quanto elas podem influenciar na composição biogeoquímica da área de influência direta da dragagem.

Este trabalho explora estas características físicas históricas e busca correlações preliminares com as atividades de dragagem ocorridas na área Portuária do Rio de Janeiro em 2016 e 2017, para auxiliar no entendimento do comportamento e dispersão do material dragado disposto na área F, localizado na Plataforma Continental Interna ao largo da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (RJ).

Materiais e Métodos

Os dados utilizados neste trabalho foram obtidos através o portal do *World Ocean Database* organizados e disponibilizados pela *National Oceanographic Data Center* (NODC/NOAA)¹. Os tipos de dados escolhidos e utilizados neste trabalho são oriundos de campanhas oceanográficas realizadas na área de estudo, divididos especificamente em coletas com sondas do tipo CTD (*Conductivity, Temperature Depth*), além de garrafas de Niskin e Nansen (tipo OSD – *Ocean Station Data*) e perfiladores mecânicos (tipo MBT - *Mechanical Bathythermographs*, que também incluem termógrafos digitais). Na plataforma do NODC, foram também selecionados dados dentro da área de estudo que compreende a plataforma interna adjacente a entrada da Baía de Guanabara.

Para esta caracterização foi utilizado o software de análise oceanográfica *Ocean Data View* (ODV) desenvolvido por Reiner Schlitzer. Foram elaborados diagrama TS para identificação das massas d'água e perfis transversais a plataforma para caracterização da estrutura vertical de salinidade, temperatura e densidade.

Os dados foram selecionados de acordo com a sua qualidade (foram excluídos *outliers* e dados sem o controle de qualidade do NODC) no período de 1950 até os anos mais recentes e divididos por estação do ano. Consideramos o período de inverno composto pelos meses de junho, julho, agosto; e o verão, composto pelos meses de dezembro, janeiro e fevereiro.

¹ Caminho para acesso: <https://www.nodc.noaa.gov/> > *Access Data* > *World Ocean Database* > *sorted geographically* > WMO 5204.

A partir do Diagrama TS é possível identificar as massas de águas presentes na região de estudo e o padrão de análise segue a metodologia recomendada pela Comissão Oceanográfica Intergovernamental (COI), com o aval do Comitê Científico de Pesquisas Oceânicas (SCOR) e da Associação Internacional de Ciências Físicas dos Oceanos (IAPSO), adotando a Equação Termodinâmica Internacional da Água do Mar - 2010 (TEOS-10) como descrição oficial das propriedades da água do mar. As variáveis utilizadas foram temperatura conservativa (θ) e salinidade absoluta (S_A) (<http://www.teos-10.org/>). O diagrama também apresenta isopicnais para facilitar a identificação das massas d'água.

Para delimitar a área de estudo, foi traçado uma seção transversa à costa (Figura 9 e 11) que corresponde a uma linha de aproximadamente 40km a partir da entrada da Baía de Guanabara, com aproximadamente 20km de largura. Todos os dados nesta área foram considerados como parte da mesma seção transversal.

Foram utilizadas as mesmas variáveis citadas anteriormente a fim de manter um padrão nos resultados. Os dados foram interpolados em uma grade regular com o DIVA (*Data Interpolating Variational Analysis*) do ODV.

Resultados e discussões

Verão

A partir da inserção dos dados e dos critérios selecionados, foi possível obter os seguintes gráficos e observar a partir da Figura 9, que no período de verão é evidente e bem definida a entrada das Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS) de acordo com suas características que tendem a ter temperaturas de 6°C a 19°C e salinidade de 34 a 36. A massa acima dessa (coloração do amarelo ao vermelho) aparenta ser a Água Tropical (AT) por apresentar uma faixa aqui representada em tons de verde seguindo para o amarelo com temperaturas entre 19°C a 26°C e salinidade >36 (Silva *et al.*, 1984).

O Diagrama TS (Figura 10) também indica a entrada de ACAS, apresentando faixas semelhantes de temperatura e salinidade, apresentando a densidade nessa área entre 26 e 27g/cm³, ou seja, uma água mais fria e mais salina em maiores profundidades, quando comparada com a maioria dos pontos restante do gráfico.

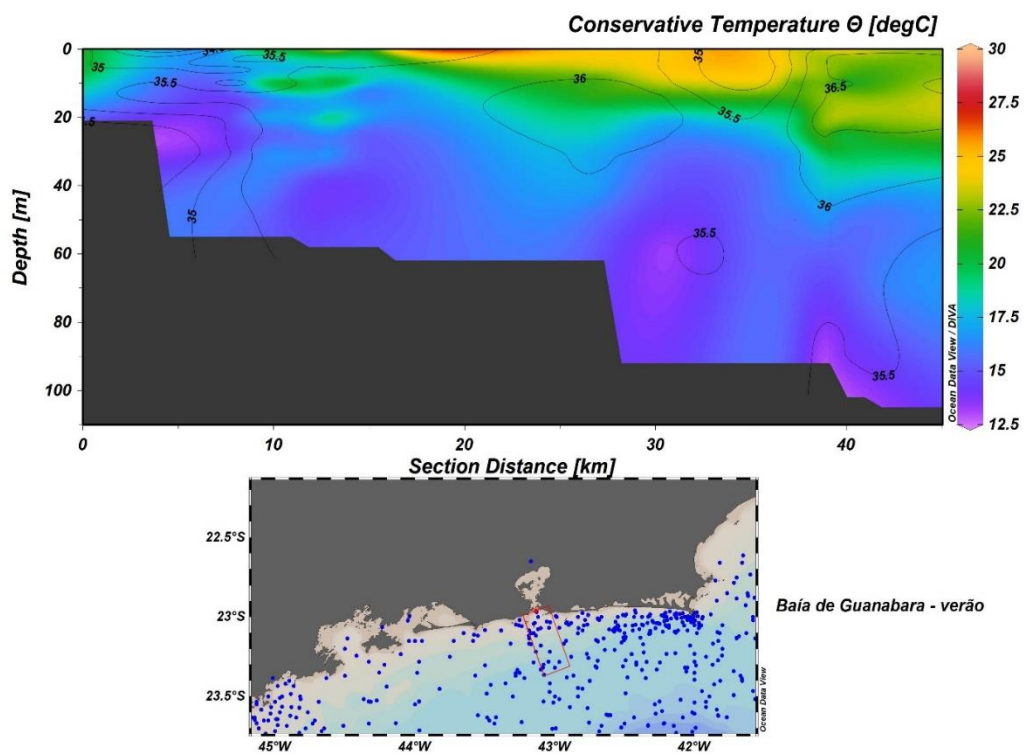


Figura 9 - Seção transversal durante o verão. Linhas de contorno indicam a salinidade absoluta e as cores indicam a temperatura conservativa.

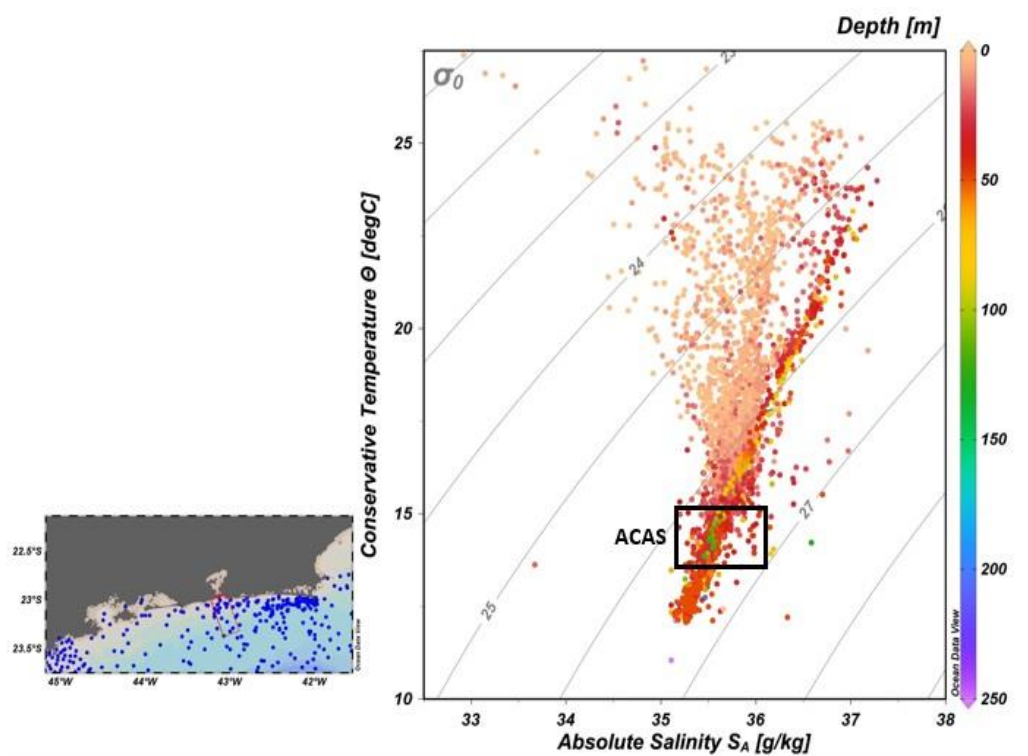


Figura 10 - Diagrama TS da seção – verão.

Inverno

De acordo com a Figura 11, que representa a o período do inverno, também se percebe a presença da ACAS, que adentra na Plataforma Continental Interna, porém de uma maneira mais heterogênea quando comparada com o período de verão, e um pouco mais compartimentada na coluna d'água (sentido vertical). Nesta mesma figura é possível observar temperaturas mais elevadas (22°C) na área da boca da Baía e chegando a 60 metros de profundidade, enquanto no verão essa mesma temperatura só foi observada em águas mais superficiais.

Em relação ao Diagrama TS (Figura 12), também se torna evidente a presença de ACAS posicionado na faixa de densidade de 26 e $27\text{g}/\text{cm}^3$, e o Diagrama apresenta-se mais definido, com pontos menos difusos.

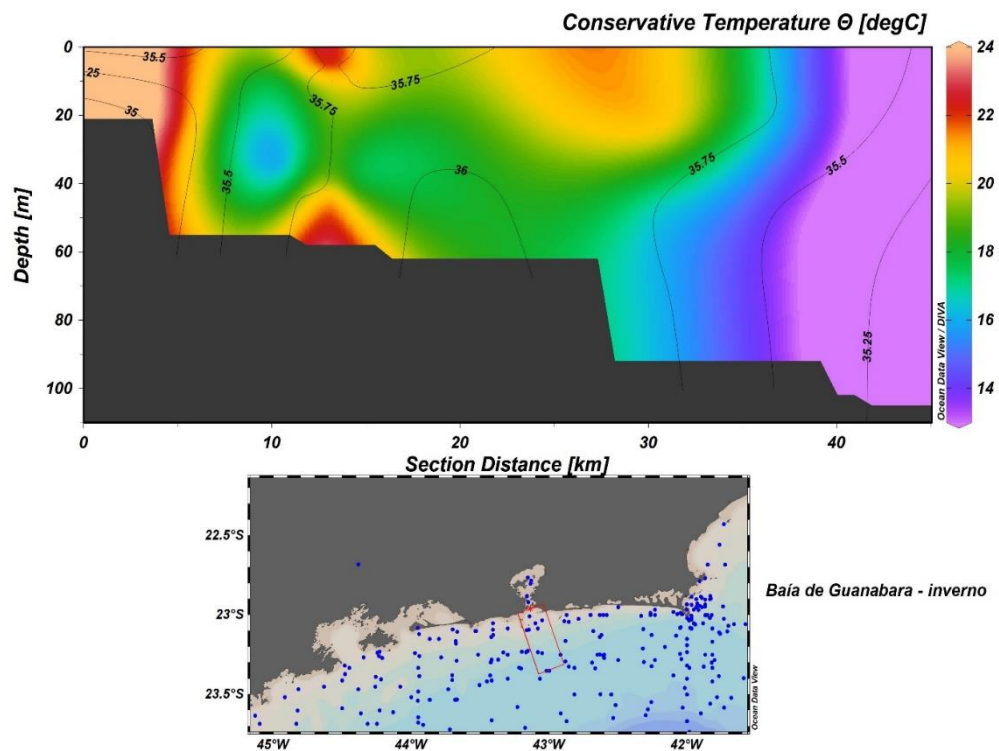


Figura 11 - Seção transversal durante o inverno. Linhas de contorno indicam a salinidade absoluta e as cores indicam a temperatura conservativa.

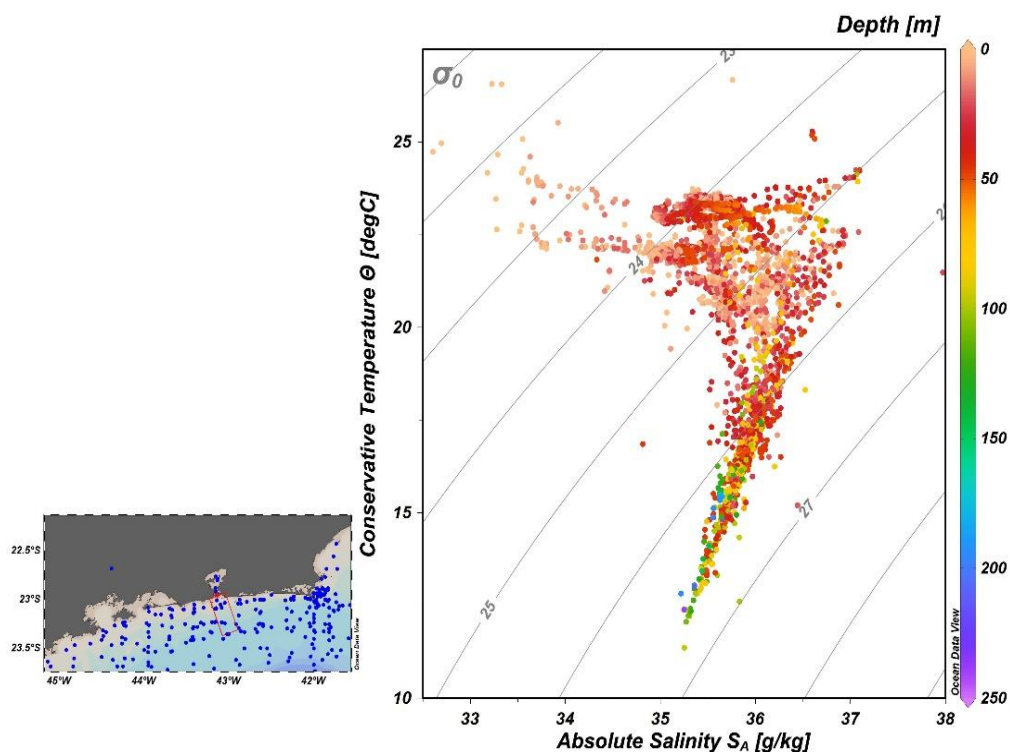


Figura 12 – Diagrama TS da seção – inverno.

De acordo com os gráficos apresentados é possível observar a presença da ACAS tanto no verão, quanto no inverno. Porém, no gráfico, no verão esta é mais bem definida e estratificada horizontalmente, seguindo a lógica da densidade. A configuração apresentada no verão mostra claramente a influência da ressurgência no local. Essa ressurgência é uma característica oceanográfica da região de Cabo Frio, onde as águas frias e ricas em nutrientes (ACAS) afloram (Coe *et al.*, 2010) e percorrem a costa no sentido sudoeste, trazidas pela Corrente do Brasil, passando pela área da Baía de Guanabara (Lorenzetti e Gaeta, 1996) e alcançando a área próxima à Ilha de São Sebastião – SP (Elias, 2009), em situações excepcionais.

Observa-se uma inconformidade no gráfico de inverno (Figura 11) que precisa ser melhor estudada, pois percebe-se de modo geral a distribuição da salinidade apresenta-se de forma incoerente se considerarmos que nesta região no inverno a tendência seria encontrar águas mais salinas, devido ao fato de ter pouca chuva, e sendo mais salinas, são mais densas, e se são mais densas, deveriam se posicionar mais ao fundo (Silva *et al.*, 1984). Para esta análise, é importante observar dados de vento e considerar o Bombeamento de Ekman, mecanismo a ele associado, capaz de provocar divergência na coluna d'água (Castelão e Barth, 2006).

A forma do diagrama TS ressalta quantas massas de água estão envolvidas no local do estudo, porém seria interessante para uma análise mais aprofundada fazer um cálculo (Miranda, 1985) para extrair a porcentagem de contribuição de cada massa de água identificada. Acredita-se que novas interpolações devam ser realizadas estipulando padrões mais bem definidos para que a área seja fielmente comparada nas diferentes estações, bem como observar novamente os dados a fim de identificar a sensibilidade desses. Por ser a baía um ambiente mais confinado, seria interessante correlacionar com dados de enchente e vazante de marés (Weisberg, 2006) para verificar o quanto esse movimento auxilia na entrada de ACAS.

Conclusão

Um dos efeitos da dragagem de aprofundamento e ampliação de canais navegáveis é o aumento da circulação do fluxo de sal associado devido a alteração da batimetria. Para essa análise, é importante atentar para estudos com dados mais atualizados e localizados na área dragada e dentro da Baía de Guanabara para verificar o alcance da intrusão de ACAS na baía e a sazonalidade dessa ocorrência, verificando principalmente a área onde foi dragada para ver a intensidade desse efeito, visto que com sua chegada e a possível alteração na composição bacteriana desse ambiente, pode torná-la uma área mais salina, assim como com maior ou menor biodisponibilidade de elementos contaminantes que foram revolvidos do fundo ou que estão em suspensão no local ou na área de disposição final (bota-fora). Avaliar a direção e velocidade das correntes também é algo a ser considerado neste tipo de estudo.

Considerando a temática e os pontos abordados no início deste trabalho, juntamente com a análise dos gráficos gerados pelo *Software ODV*, notou-se que as atividades de dragagem podem gerar influências na área analisada. Sendo assim, para a efetivação deste tipo de atividade é necessária uma avaliação que contemple todas as consequências, a fim de ponderar a relevância, necessidade e a frequência da realização de uma obra de dragagem neste tipo de ambiente.

Portanto, cabe destacar a importância da eficiência no gerenciamento dessas atividades, bem como no manejo do material dragado e sua disposição final. Acredita-se ser válida a realização de estudos prévios e integrados, a fim de identificar as tendências e as consequências a nível ambiental, econômico e social. Dessa forma, a aplicação de metodologias como a apresentada neste estudo é fundamental para o planejamento e o conhecimento integral da área, confrontando assim a real necessidade e resiliência deste ambiente e os impactos positivos e negativos associados tanto a curto, médio, quanto a longo prazo.

CAPÍTULO III - Análise da qualidade dos sedimentos de dragagem em área de descarte oceânico: breve estudo sobre a área F, Rio de Janeiro, Brasil

Resumo

Obras de dragagem portuárias são necessárias para permitir o acesso às vias navegáveis interiores. Como os portos estão geralmente posicionados em centros urbanos, toda a poluição trazida pelos cursos fluviais é depositada nessas áreas, podendo ocorrer a contaminação dos sedimentos. O presente estudo tem como objetivo analisar a qualidade dos sedimentos da área de descarte F, antes e durante a dragagem do canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro, visando contribuir com propostas para aprimorar o monitoramento de áreas de descarte. Em três campanhas distintas foram coletadas e analisadas amostras de sedimentos de 13 pontos quanto a granulometria e contaminantes indicados pela resolução 454/2012 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Foi utilizada a Análise de Componentes Principais (ACP), com o intuito de identificar a inter-relação entre os analitos. Os resultados apontam variação do diâmetro de grão entre as campanhas, com diminuição do diâmetro da primeira para a segunda campanha, e aumento do diâmetro na terceira campanha. As análises granulométricas ao longo da área monitorada sugerem maior variação à norte, leste e oeste do ponto central indicando que as alterações se projetam para fora da área analisada. Em relação aos metais, apenas a variável cobre excedeu o nível 1 da resolução, entretanto, em nenhum dos pontos alcançou o nível 2. Os níveis para nutrientes não foram atingidos em nenhuma campanha, entretanto, foi observada a contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) em 3 pontos, apenas na terceira campanha. A ACP sugere a ocorrência de uma forte inter-relação entre metais, HPA e nutrientes com sedimentos lamosos. Embasado nos resultados, o estudo sugere a alteração do método de coleta de sedimentos na caracterização prévia da área dragada e a ampliação dos limites da área monitoramento de descarte.

Palavras-chave: Dragagem; Baía de Guanabara; contaminantes; Área de disposição; Área de despejo.

Introdução

Muitos estuários pelo mundo têm sido modificados nas últimas décadas para permitir o acesso de navios cada vez maiores às vias navegáveis interiores (Van Maren *et al.*, 2015). Estas modificações são promovidas através de obras de dragagem de sedimentos, seja para o desenvolvimento, manutenção ou ampliação (aprofundamento e/ou alargamento) de canais de navegação, ocasionando impactos locais pela dispersão de sedimentos e contaminantes na coluna d'água, alteração do leito marinho/estuarino, formação de plumas de sedimentos finos e exposição de seres marinhos à contaminação (Manap e Voulvoulis, 2015).

Para além dos impactos ambientais causados pelas obras de dragagem, existe uma grande preocupação em relação a disposição do material dragado, uma vez que estas áreas dragadas são, geralmente, áreas de ocorrência de diferentes contaminantes, trazidos por cursos fluviais, oriundos das cidades à montante. Quando os sedimentos dragados estão livres de contaminação podem ser reutilizados (Manap e Voulvoulis, 2015), por exemplo, em obras de engordamento

de praia, dependendo da sua granulometria e composição. Já os sedimentos contaminados requerem métodos de disposição diferentes, ocorrendo geralmente, a disposição em uma área pré-designada na plataforma continental interna (Du Four e Van Lancker, 2008), denominadas, no Brasil, de áreas de descarte oceânico, e conhecidas comumente como “bota-fora” (Pereira, 2013).

A disposição de sedimentos de dragagem na plataforma continental pode ocasionar impactos na diversidade e abundância de comunidades bentônicas, através da perturbação física e da contaminação por poluentes nos habitats (Roberts e Forrest 1999; Stronkhorst *et al.*, 2003), soterramento de habitats e a migração forçada de seres marinhos, especialmente os bentônicos (Essink, 1999; Harvey *et al.*, 1998). Segundo Hales (1995) o comportamento do material descartado passa, geralmente, por diferentes fases: no curto espaço de tempo, ocorre a descida convectiva do material de maior granulometria; a formação de uma pluma de sedimentos finos; e o colapso da massa de sedimentos no fundo. Em um período maior, ocorre a difusão passiva na mistura do sedimento e a coluna de água, floculação, e posteriormente a deposição desse sedimento fino floculado.

As áreas de descarte geralmente não são locais poluídos, porém, podem ser afetados caso o material dragado esteja contaminado, pois ao entrar em contato com diferente temperatura, salinidade, pH e ligantes presentes na água do mar, como cloretos, estes contaminantes presentes nos sedimentos podem permanecer na forma livre ou ser adsorvidos em partículas co-precipitadas como hidróxidos de ferro, por exemplo, tornando-se biodisponíveis nos sedimentos ou na coluna d’água (Silveira *et al.*, 2017), impactando a biota local (Roberts, 2012).

Além dos impactos supracitados, o material particulado em suspensão afeta a intensidade da iluminação, afetando a produção fotossintética, assim como altera os níveis de turbidez na água, dificultando estratégias de caça e hábitos alimentares dos seres marinhos (Essink, 1999; Manap e Voulvoulis, 2015). Quando somados os efeitos de correntes marítimas, de maré e vento, a pluma de sedimentos formada tende a se dissipar e atingir o entorno, que dependendo da hidrodinâmica e da sazonalidade, pode comprometer praias, áreas pesqueiras ou áreas de proteção ambiental (Simões, 2009).

O debate a nível global sobre poluição marinha pelo despejo de resíduos e outras matérias se iniciou em 1972, na Convenção de Londres (Fadda, 2013), pondo em pauta a discussão sobre contaminação e a limitada capacidade de regeneração do ambiente. No cenário brasileiro, esse

debate surge após a promulgação da Lei Federal N° 6.938/1981, a qual foi instituída a Política Nacional de Meio Ambiente, criando o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) com diversas competências no contexto ambiental, dentre estas, o estabelecimento de critérios e normas para o licenciamento de atividades potencialmente poluidoras. A Resolução n° 454/2012 é um dos instrumentos legais aplicados a questão das dragagens no Brasil (Fadda, 2013), sendo essa a versão vigente relacionada às diretrizes gerais e procedimentos no gerenciamento dos sedimentos dragados.

O canal de acesso ao Porto do Rio de Janeiro tem passado, desde os anos 2000, por diversas obras de dragagem, onde os sedimentos dragados têm sido dispostos em áreas situadas na plataforma continental (Pereira, 2013). A mais recente obra de dragagem ocorreu entre junho de 2016 a janeiro de 2017, com o alijamento de sedimentos dragados ocorrendo na área F. O presente estudo tem como objetivo analisar a qualidade e as características dos sedimentos da área de despejo (área F) antes e durante a dragagem do trecho do canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro, e embasado nesta análise, contribuir com propostas para melhorar o monitoramento de áreas de disposição.

Área de estudo

A Baía de Guanabara é uma importante baía costeira no Brasil (Soares-Gomes *et al.*, 2016), impactada pela poluição proveniente da descarga da área metropolitana do Rio de Janeiro, com 15 municípios que compõem a sua bacia (Kjerfve *et al.*, 2001), recebendo um volume médio de água de 350 m³/s (Amador, 1997). Seu entorno é fortemente urbanizado e suas águas recebem a contribuição de esgoto industrial e doméstico, bem como resíduos de lavouras agrícolas (Kjerfve *et al.*, 1997) e resíduos sólidos (Bernardino e Franz, 2016). Apesar dos potenciais impactos da enorme carga de poluentes e contaminantes, a baía suporta pescarias regionais importantes (Jablonski *et al.*, 2006).

A região interna da baía é relativamente rasa com média de 5 m e mede aproximadamente 28 km de oeste a leste (Kjerfve *et al.*, 1997), com predomínio da deposição de sedimentos finos (Patchineelam e Neto, 2007). A entrada para a Baía de Guanabara possui apenas 1,6 km de largura, com um canal central medindo aproximadamente 30 m de profundidade, com fundo arenoso neste trecho devido as ações das ondas e marés (Kjerfve *et al.*, 2001).

A área de disposição do material dragado (Área F), analisada neste estudo, está a aproximadamente 29 km de distância, em linha reta, do Porto do Rio de Janeiro (localizado na Baía de Guanabara), logo, está situada na plataforma continental, entre as isóbatas de -55 e -50 m, área com declividade média de 0,8 graus (N-S), trecho correspondente à Bacia de Santos.

A Bacia de Santos, abrange os litorais dos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina e limita-se ao norte, no Alto de Cabro Frio com a Bacia de Campos (Dias, *et al.*, 2019), e a plataforma continental neste trecho é caracterizada, geralmente, por areias siliciclásticas muito finas e siltes, com variável quantidade de argilas e carbonatos de cálcio, ocorrendo ainda, a presença de areias grossa à muito grossa, cascalhos carbonáticos e seixos, entretanto, representando quantidades inferiores a 5%, frequentemente associados a sedimentos relíquias, depositados em condições de nível do mar mais baixo (Mahiques *et al.*, 2002; Lazzari *et al.*, 2019; Dias *et al.*, 2019).

Os treze pontos amostrais da área F estão distribuídos em um raio de até 1200 m de distância em relação ao ponto central, como mostra a Figura 13.

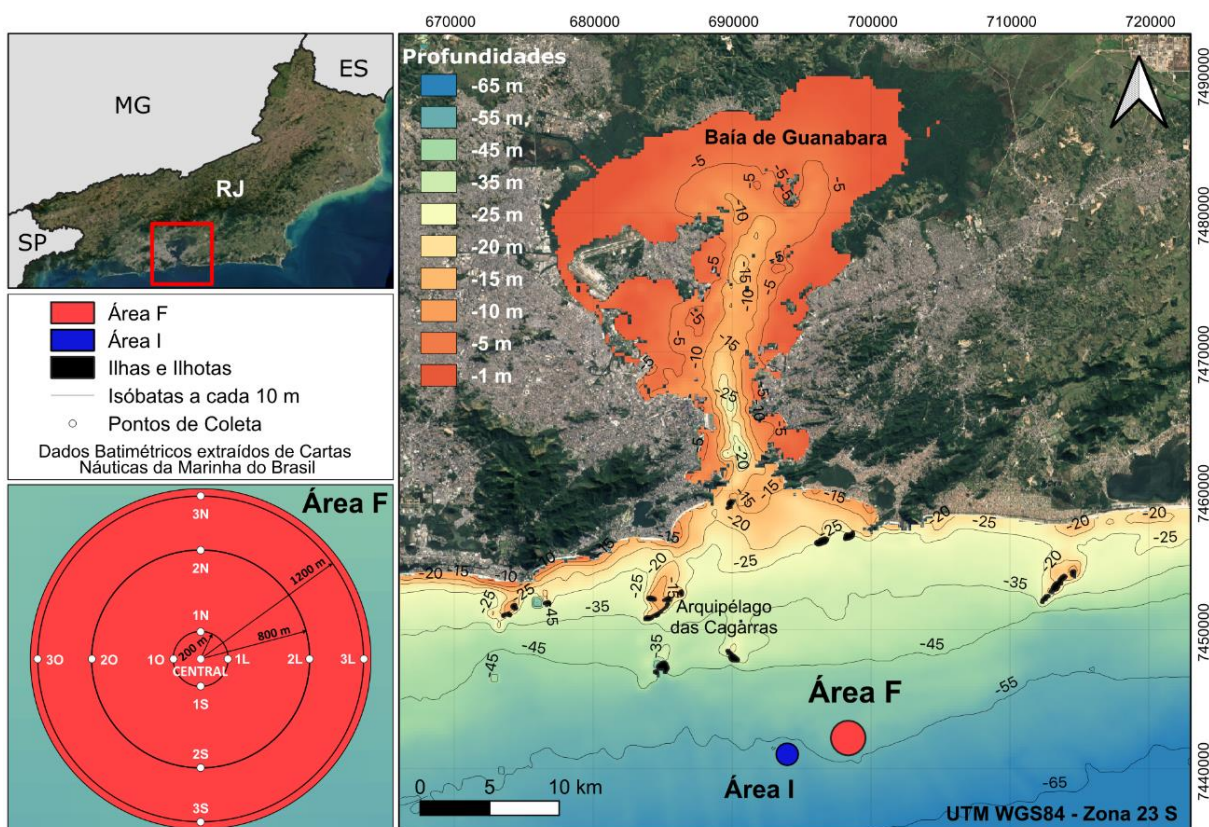


Figura 13 – Localização da área de estudo, mostrando a espacialização dos pontos dentro da área F, área de descarte dos sedimentos dragados no Porto do Rio de Janeiro, entre 2016 e 2017.

As características hidrodinâmicas da plataforma continental da Bacia de Santos são dominadas por ventos e correntes geradas por ventos (Mahiques *et al.*, 2002) e por ondas de tempestades. De acordo com Nascimento (2013), durante o regime anual de ventos há maior ocorrência para a direção nordeste e leste, em seguida, do quadrante sudeste. No verão, a intensidade dos ventos de nordeste atinge de 12 a 14 m/s, enquanto na direção sudeste fica entre 10 e 12 m/s. O padrão de direção durante a primavera é semelhante ao de verão, porém, com maiores intensidades dos ventos de nordeste (14 a 16 m/s). Durante o inverno e o outono a intensidade dos ventos é menor do que na primavera/verão, no entanto, com maior frequência com direção sudoeste.

Em relação as características das ondas, Nascimento (2013) realizou a caracterização de diferentes estados de mar para a bacia de Santos, de acordo com os sistemas meteorológicos que dominam a circulação dos ventos. A autora definiu então três distintos estados: Situação de Bom Tempo, caracterizado por ondas variando entre norte e leste, principalmente nordeste, com o sistema da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) dominando as condições de ventos; situação de Mau Tempo de sudoeste, com ondas variando entre oeste e sudoeste, em que há a passagem de frente fria seguida de um ciclone extratropical; e situação de Mau Tempo de sudeste, quando, após a passagem de uma frente fria, a alta migratória pós-frontal ou da retaguarda domina a circulação de ventos na região.

A área de estudo é influenciada pelas variações espaço-temporais de três massas d'água distintas: Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS), geralmente com temperaturas inferiores a 20°C; pelas Águas Tropicais (AT), com temperatura superior a 20°C e mais altas concentrações de salinidade; e pelas Águas Costeiras (AC), com baixas taxas de salinidade em decorrência da diluição ocasionada por água doce de origem fluvial (Campos *et al.*, 1995; Campos *et al.*, 2000). Um estudo realizado por Bertoni *et al.* (2020, no prelo) identificou a presença e a sazonalidade destas massas de água numa sessão que cobre a área F até a entrada baía de Guanabara, ocorrendo pulsos de ACAS que alcançam o interior da baía, como apontado por Passos (2015) e Passos *et al.* (2012), renovando e enriquecendo suas águas e de acordo com Guenther e Valentin (2008) alterando a composição bacteriana. Castelao e Barth (2006) destacam que a presença de águas mais profundas e ricas em nutrientes, como as ACAS, são trazidas para a plataforma continental interna e áreas mais rasas, pela ressurgência, e este fato influencia a produção pesqueira e a formação de habitats saudáveis. Dias *et al.* (2019) indicam que no entorno da área F é comum atividades de pesca artesanal de comunidades pesqueiras situadas

no Rio de Janeiro, São Gonçalo e Niterói e não há conhecimento suficiente sobre a impacto potencial do despejo em relação a essas atividades.

Materiais e métodos

Coleta de sedimentos e distribuição dos pontos amostrais

Durante a dragagem, a área de descarte (área F) foi preenchida a partir do seu ponto central, para que o volume total do material dragado pudesse ser acomodado aos poucos no raio determinado para o despejo dos sedimentos. Foram realizadas três campanhas para coleta de sedimento, sendo a primeira realizada antes da obra de dragagem, em 29 de novembro de 2015, a segunda e a terceira foram realizadas, respectivamente, em 01 de junho de 2016 e 28 de agosto de 2016, ambas durante a fase de dragagem.

Para a coleta, foi utilizado uma draga Van Veen de aço inoxidável, a partir da qual as amostras foram armazenadas e devidamente etiquetadas, de acordo com cada parâmetro a ser analisado. Após a obtenção e armazenamento das amostras, estas foram acondicionadas em caixas isotérmicas a $4^{\circ}\text{C} \pm 0,5$. Estas foram encaminhadas para laboratório para a realização das análises das substâncias e parâmetros descritos na Resolução CONAMA 454/2012, sendo estas: PCBs (bifenilos policlorados); Pesticidas Organoclorados; Tributilestanho (TBT); Metais (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn); Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos; Carbono Orgânico Total (COT); Nutrientes como Fósforo Total (P_{Tot}) e Nitrogênio Kjeldahl Total (N_{Tot}); Granulometria.

Na Tabela 5 estão apresentados os analitos exigidos pela resolução vigente, a unidade de medida dos resultados, o limite de detecção e de quantificação do método, a concentração certificada do padrão, a concentração obtida com suas respectivas porcentagens de recuperação. Todos os dados apresentados estiveram dentro do range de recuperação considerado como satisfatório. A Tabela 5 também apresenta, resumidamente, os métodos analíticos utilizados.

Tabela 5 - Qualidade analítica e método laboratorial utilizada.

Analito	Unidade	Limite de detecção	Limite de quantificação	Certificado	Obtido	% recuperado	Métodos
N_{Tot}	mg/Kg	1,00	2,00	5,00	4,91	98,3	N-NH ₃ + N-Orgânico Micro- kjeldahl/Colorimetria
As	mg/Kg	1,00	2,00	20,14	19,66	97,6	

Cd	mg/Kg	0,10	0,20	19,73	19,73	100,0	Determinação de metais totais por ICP-OES (Espectrometria de Emissão Óptica – Plasma Indutivamente Acoplado) EPA 3050B:1996; EPA 6010D:2014
Pb	mg/Kg	0,40	1,00	35,57	35,57	100,0	
Cu	mg/Kg	0,10	0,20	27,90	27,90	100,0	
Cr	mg/Kg	0,10	0,30	41,61	41,84	100,6	
Hg	mg/Kg	0,02	0,05	9,77	9,68	99,1	
Ni	mg/Kg	0,40	1,00	28,39	29,40	103,5	
Zn	mg/Kg	0,40	1,00	41,46	41,46	100,0	
P_{Tot}	mg/Kg	1,00	6,00	19,00	22,00	115,8	Digestão 4500-P (E)
COT	%	0,10	0,20	–	–	–	Oxidação por Combustão Catalítica
HPAs	µg/Kg	1,70	5,00	–	–	–	GC-MS (Cromatografia gasosa com Espectrometria de Massas)
PCB	µg/Kg	1,70	5,00	–	–	–	GC-MS (Cromatografia gasosa com Espectrometria de Massas) / Extração Ultrassônica
Pesticidas Organoclorados	µg/Kg	0,10	0,30	–	–	–	GC-MS (Cromatografia gasosa com Espectrometria de Massas)
TBT	µg/Kg	1,34	1,34	–	–	–	Standard Methods 6710

Análise granulométrica

A partir dos laudos de granulometria, as amostras de sedimentos foram analisadas quanto a porcentagem de cascalho, areia e lama em sua composição, separando-as através de classes quanto ao diâmetro de grão, variando a cada 1 ϕ (Phi). Após a determinação da porcentagem de cada classe, os resultados foram trabalhados no programa *Gradistat* (Blott e Pye, 2001) o qual retorna uma análise estatística em relação a cada amostra, apresentando além das curvas de frequência relativa e acumulada, valores de moda, média, mediana, assimetria e curtose. Para caracterização granulométrica das amostras foi utilizado o valor da mediana, representada pelo D_{50} , pois é o parâmetro que melhor representa a superfície sedimentar de onde a amostra foi coletada, sendo esta medida estatística utilizada frequentemente para caracterizar a rugosidade de fundos marinhos (*bed roughness*) em trabalhos relacionados a modelagens hidrodinâmicas (Poate *et al.*, 2018), transporte de sedimentos (Van Rijn, 2007; Van Rijn, 2011; Van Rijn e

Kroon, 1993) e velocidade de decantação de grãos (Dean, 1973), principalmente ligados a engenharia oceânica. Após as análises, os resultados foram comparados com os dados da área I, uma área controle na plataforma, situada a sudoeste da área F, distando 4,5 km de um ponto central a outro.

Análise espacial

A partir dos valores registrados nos laudos laboratoriais, a distribuição e variabilidade da granulometria e das concentrações de contaminantes na área F foram analisadas através da técnica de interpolação denominada Inverso do Quadrado da Distância (IQD, em inglês *IDW – Inverse Distance Weighting*), no programa QGIS. A técnica IQD é um modelo determinístico de inferência espacial, com critérios puramente geométricos (Yamamoto e Landim, 2015), que consiste em prever valores de atributos em locais não amostrados a partir da distância espacial entre locais amostrados, onde as observações mais próximas de locais amostrados tem um peso maior que locais mais distantes. Esse peso é controlado pelo parâmetro p , que pode variar entre 0 e 99, onde um aumento desse parâmetro (valores mais próximos a 99) tende a diminuir o peso de observações mais distantes, e uma diminuição do parâmetro p (valores mais próximos de 0) tende a aumentar o peso de amostras mais distantes, ou seja, esse parâmetro controla a suavização do resultado final da interpolação.

Com o intuito de tornar menos imprecisa a interpolação dos dados amostrados foi estabelecida, dentro da área F, uma área reduzida, elaborada na forma de uma zona de amortecimento (*buffer*) de 200 m, a partir da linha que conecta os pontos na horizontal e na vertical, sendo este polígono final representado em formato de “+” (a espacialização será vista nos resultados, nas Figuras 15A e Figura 18A). Para a interpolação dos resultados de granulometria e HPA (único contaminante apresentado, pois foi o único que excedeu o limite da CONAMA 454/2012) foram testadas interpolações com diferentes valores de p , buscando sempre uma melhor suavização dos dados, testando a validade do resultado a partir dos pontos amostrados. O valor de p em 10 foi o que apresentou o melhor resultado, uma vez que os dados de saída nos pontos amostrados foram idênticos aos valores reais, e com uma certa suavização entre os dados globais da interpolação. Dessa forma, nos resultados das interpolações, o local exato dos pontos amostrados das variáveis analisadas, representam os valores absolutos e, no seu entorno, apenas uma estimativa, sendo então menos confiáveis à medida que se afasta dos pontos amostrados.

Foram elaboradas interpolações distintas, tanto para as variáveis, como para as campanhas, ou seja, cada variável possui três interpolações (uma para cada campanha). A representação espacial das interpolações, em dados denominados matriciais ou *rasters*, foram apresentadas a partir de classes e escalas de cor idênticas para cada variável, garantindo a comparação dos dados entre campanhas distintas.

Análise estatística

As análises estatísticas aplicadas e descritas a seguir foram realizadas através do programa Statistica v.13 TIBCO Software Inc. (2018). A normalidade dos dados obtidos através da amostragem foi testada através do método KS (Kolmogorov-Smirnov) /QQ-plot e a homocedasticidade, através do teste Brown-Forsythe (Zar, 2010).

Para identificar a presença de dados espúrios ou outliers, estabeleceu-se como limite o valor de $\pm 3*\sigma$ (3 vezes o desvio padrão) da média de cada campanha. Com o intuito de possibilitar as análises estatísticas em um conjunto de variáveis com grandezas distintas, os dados foram logaritmizados utilizando a base 10.

Em razão da heterocedasticidade dos dados, optou-se pela utilização de uma análise não paramétrica (Kruskal-Wallis) para realizar comparações entre as campanhas, onde a hipótese nula foi rejeitada quando $p \leq 0,05$.

Um teste multivariado denominado como Análise de Componentes Principais (ACP), foi aplicado para possibilitar a visualização das interrelações das variáveis (Sabino *et al.*, 2014). A importância da ACP está na capacidade de identificar padrões dominantes de variabilidade espacial e temporal (Moser e Giancesella-Galvão, 1997). Apenas as componentes que apresentaram autovalor >1 foram retidas, como recomendado por Reid e Spencer (2009), para não haver influência de outliers. A matriz de correlação de Pearson foi a base mais adequada para a análise dos componentes principais deste estudo (Senez-Mello *et al.*, 2020).

Resultados

Este estudo realizou análises sobre os seguintes analitos: Granulometria, Carbono Orgânico Total, Fósforo Total, Nitrogênio Kjeldahl Total, HPA totais, e metais como Chumbo, Cobre, Cromo, Níquel, Zinco e Arsênio. Os demais parâmetros exigidos pela (CONAMA 454/12) não foram incluídos neste estudo por apresentarem em seus laudos laboratoriais, em sua maioria, concentrações abaixo dos limites de detecção e quantificação.

Granulometria

Em todas as campanhas as amostras coletadas na área F tiveram maior composição de areias, seguida por lamas, com pouca representatividade de cascalhos. A composição sedimentar das amostras relativa a cada campanha pode ser visualizada na Tabela 6 e graficamente na Figura 14.

Tabela 6 - Percentuais de cascalho, areia e lama contidos em cada amostra, por campanha.

Área F Ponto	Novembro/2015			Junho/2016			Agosto/2016		
	%Cascalho	%Areia	%Lama	%Cascalho	%Areia	%Lama	%Cascalho	%Areia	%Lama
1N	3,8	53,3	42,9	0,0	13,3	86,7	28,0	49,7	22,3
2N	6,8	60,8	32,4	9,1	40,1	50,8	9,2	78,7	12,1
3N	19,2	52,8	28,0	10,0	44,1	45,9	19,5	61,2	19,3
1S	14,4	56,6	29,0	2,4	73,3	24,3	19,9	46,4	33,7
2S	3,0	85,4	11,6	0,2	31,7	68,1	20,7	56,1	23,2
3S	1,6	85,3	13,1	4,2	83,1	12,7	5,8	56,4	37,8
Central	13,1	77,1	9,8	0,8	86,4	12,8	10,3	57,9	31,8
1L	1,2	65,5	33,3	2,1	77,0	20,9	5,0	56,3	38,7
2L	4,4	80,2	15,4	0,2	56,5	43,3	2,0	37,1	60,9
3L	1,0	76,1	22,9	0,2	39,5	60,3	1,1	45,5	53,4
1O	5,6	40,1	54,3	5,0	62,5	32,5	2,5	69,4	28,2
2O	0,8	82,4	16,8	0,4	64,3	35,3	5,8	73,9	20,3
3O	1,4	89,0	9,6	0,9	72,7	26,4	1,6	67,4	31,0

*Os resultados com maiores percentuais de cada amostra estão destacados em negrito.

Na campanha de novembro de 2015, todas as amostras, com exceção do ponto 1O, apontaram maior concentração de areias. É interessante notar que a amostra do ponto central possui 77,1% de areias, ou seja, pouca quantidade de finos, entretanto, as amostras circunvizinhas (1N, 1S, 1O e 1L) foram as que apresentaram as maiores quantidades de finos, ocorrendo uma diminuição na presença de sedimentos lamosos (silte e argila) em direção aos pontos de amostragem mais extremos da área F.

O resultado da composição sedimentar da campanha de junho de 2016 mostra que areias ocorrem em maior quantidade na maioria dos pontos amostrais (8 dos 13 pontos), no entanto, aponta maior presença de sedimentos lamosos que na campanha anterior, na qual 5 pontos apresentaram maior concentração de finos em detrimento de areias. Nessa campanha, as amostras com maior concentração de lamas estão dispostas nos pontos norte da área F (1N, 2N e 3N), além dos pontos 2S e 3L.

Na campanha de agosto de 2016 as amostras retornaram novamente uma maior presença de areias, com exceção dos pontos 2L e 3L, que tiveram maior concentração de sedimentos lamosos. Vale notar que nessa campanha foram obtidas as maiores presenças de sedimentos

cascalhos em relação as campanhas anteriores, principalmente nos pontos norte (1N, 2N e 3N) e nos pontos sul (1S e 2S).

A Figura 14 apresenta o diagrama ternário dos resultados das amostras, por campanha, corroborando a descrição da composição sedimentar. As amostras apresentam-se sempre na parte inferior do diagrama, indicando maiores concentrações de areias. É possível perceber que as amostras da campanha de junho de 2016 se deslocam para esquerda do diagrama, mostrando a maior influência de sedimentos lamosos. As amostras de agosto de 2016 mostram a presença de grãos com maior diâmetro, retornando para o lado direito do diagrama, apresentando um aumento considerável na presença de cascalhos.

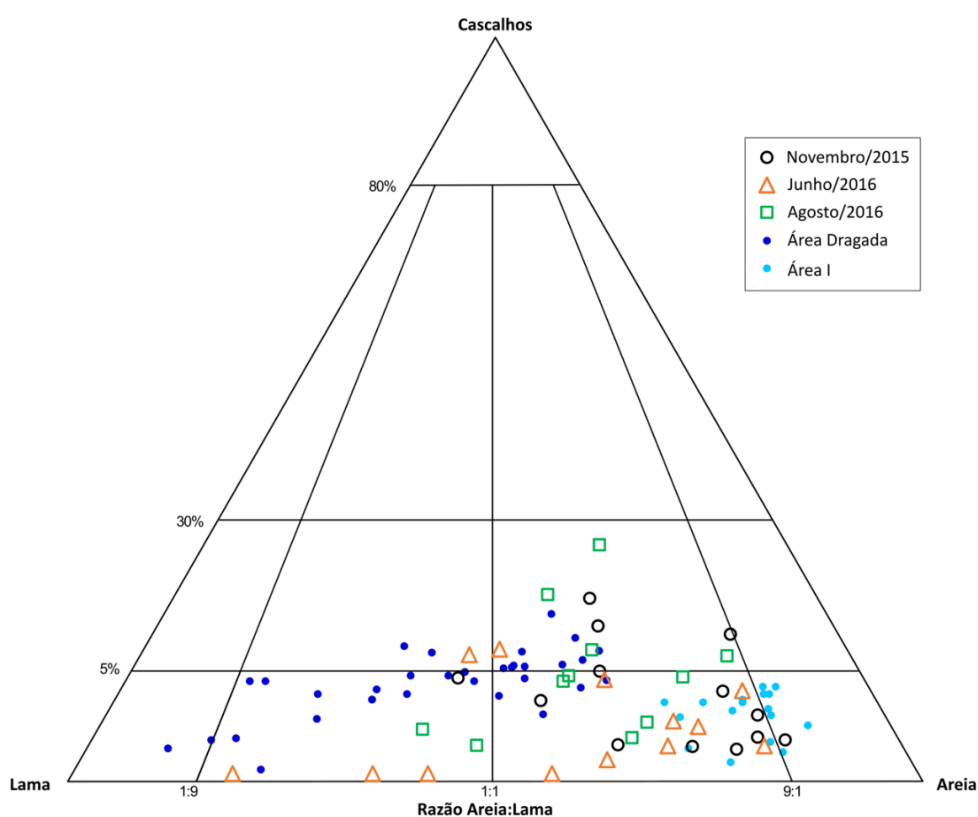


Figura 14 – Gráfico ternário da distribuição da granulometria das amostras coletadas na área F por campanha.

No diagrama ternário (Figura 14) é apresentada ainda a composição sedimentar da área dragada, situada no canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro, e da área I, considerada a área de controle, por representar as características naturais da plataforma. Os sedimentos da área dragada reportam amostras com maior assimetria, com altas concentrações de areia, lama e cascalho. Já as amostras da área I apresentaram sedimentos compostos por areias, com concentração de cascalhos inferiores a 5% e de lamas inferiores a 30%. Comparando as amostras da área F com as amostras da área dragada e da área I, fica evidente a alta variabilidade

da composição sedimentar, e chama atenção amostras com altas concentrações de cascalhos, na campanha de agosto de 2016.

A Figura 15 mostra a interpolação da mediana (D_{50}), medida estatística que melhor representa a superfície sedimentar, para todas as campanhas. Na campanha de novembro de 2015 (Figura 15B), antes do início da dragagem, havia uma maior ocorrência de areias, com grão variando de areia muito grossa à areia muito fina, com uma tendência de areias mais grossas dispostas no quadrante sudoeste e as areias mais finas no quadrante nordeste, com sedimentos lamosos apenas no ponto 1O, caracterizado através da mediana em silte grosso. De forma pontual, areias grossas (0 a 1 ϕ) ocorreram no ponto central e nos pontos extremos norte e oeste (3N e 3O, respectivamente).

Na campanha de junho de 2016 (Figura 15C), durante a obra de dragagem, a mediana das amostras aumentou, ou seja, ocorreu um afinamento dos grãos, acarretando uma maior proporção de areia finas à lamas, principalmente no quadrante nordeste. Nenhuma das amostras apresentou mediana relacionada a grãos grossos como na campanha anterior. O ponto 1O, que na campanha pré-dragagem apresentou maior valor de mediana, na campanha de junho de 2016 exibiu aumento do diâmetro dos grãos, sendo caracterizado como areias finas.

Na última campanha, agosto de 2016 (Figura 15D), ocorreu uma diminuição dos valores de mediana, que indica aumento do diâmetro dos grãos, exceto no trecho leste da área interpolada, a qual mostrou uma diminuição do diâmetro dos grãos. A interpolação indica uma maior disposição de areias grossas à médias na área de disposição.

A Figura 15E, apresenta a variação dos valores da mediana por pontos amostrais em relação as diferentes campanhas. Ficam bem marcadas quatro tendências dos valores de mediana ao longo das diferentes campanhas, onde a primeira tendência engloba os pontos 1N, 2N, 3N, 1S, 2S e 2O, ocorrendo, da primeira para a segunda campanha, um aumento do valor da mediana, acarretando na diminuição do diâmetro de grão, e, da segunda para a terceira campanha, ocorre uma diminuição dos valores da mediana, indicando o aumento dos diâmetro de grão. A segunda tendência pode ser visualizada no ponto 1O, onde ocorre uma gradual diminuição do valor da mediana entre as diferentes campanhas, implicando no aumento do diâmetro dos sedimentos. A terceira tendência ocorreu no ponto 2L, com comportamento oposto ao do ponto 1O, ocorrendo um gradual aumento dos valores de mediana, onde o ponto 2L foi representado como areia fina na primeira campanha, areia muito fina na segunda campanha, e silte grosso na última campanha. A quarta e última tendência corresponde a dos

demais pontos (3S, Central, 1L, 3L e 3O) onde as alterações dos valores de mediana não apresentaram grandes variações entre as campanhas.

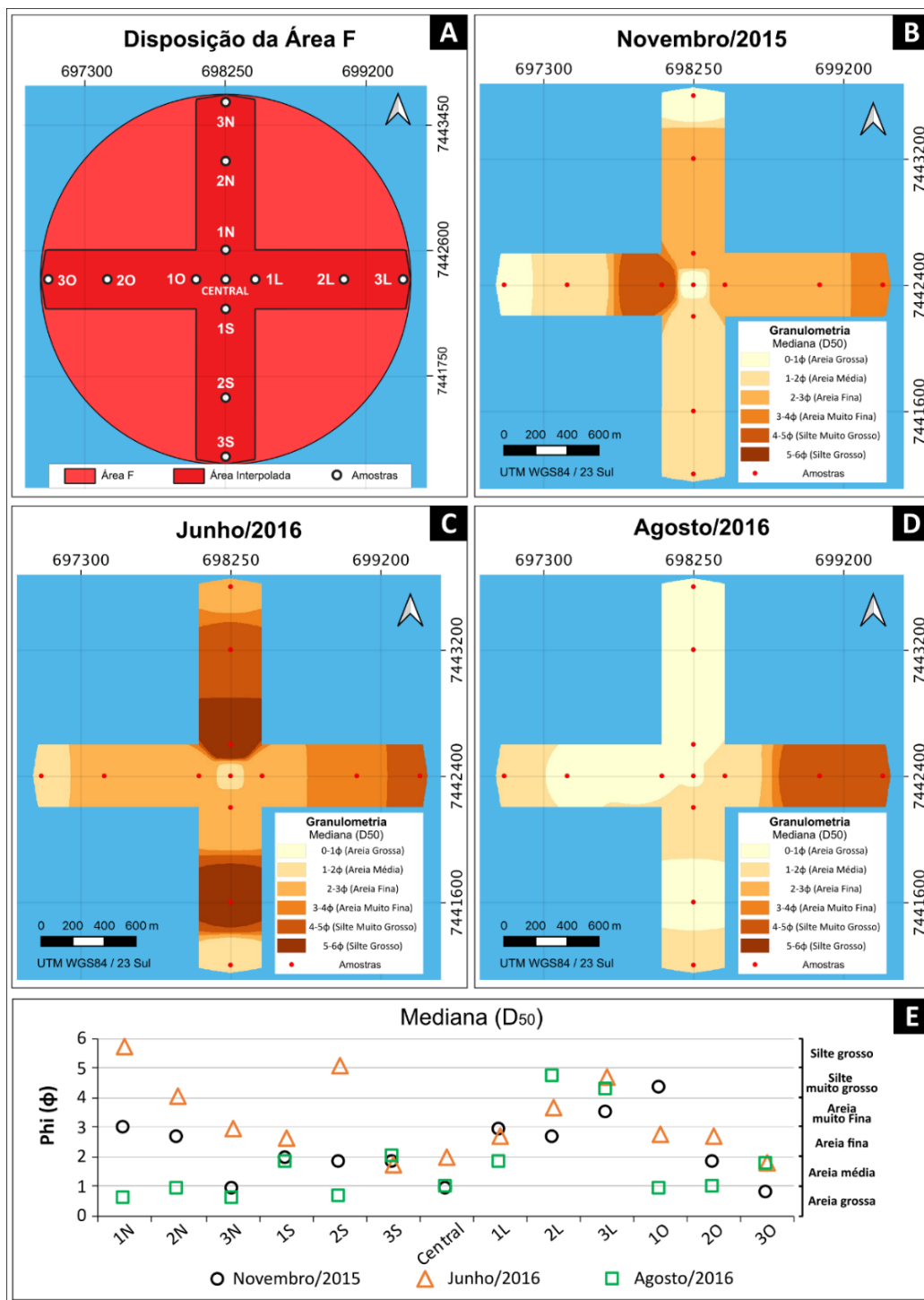


Figura 15 – Distribuição granulométrica com base na interpolação da mediana. A) Delimitação da área utilizada na interpolação da mediana; B) Distribuição granulométrica referente a campanha de novembro de 2015; C) Distribuição granulométrica referente a campanha de junho de 2016; B) Distribuição granulométrica referente a campanha de agosto de 2016.

Nutrientes

Os resultados dos nutrientes não indicaram contaminação, visto que nas três campanhas foram encontradas baixas concentrações e nenhuma alcançou os níveis de alerta estabelecidos pela CONAMA 454/2012 (Figura 16). Salientamos apenas o ponto 1O em decorrência das maiores concentrações tanto de Fósforo Total, como de Nitrogênio Kjeldahl Total e Carbono Orgânico Total, mostrando-se diferentes dos demais pontos amostrados.

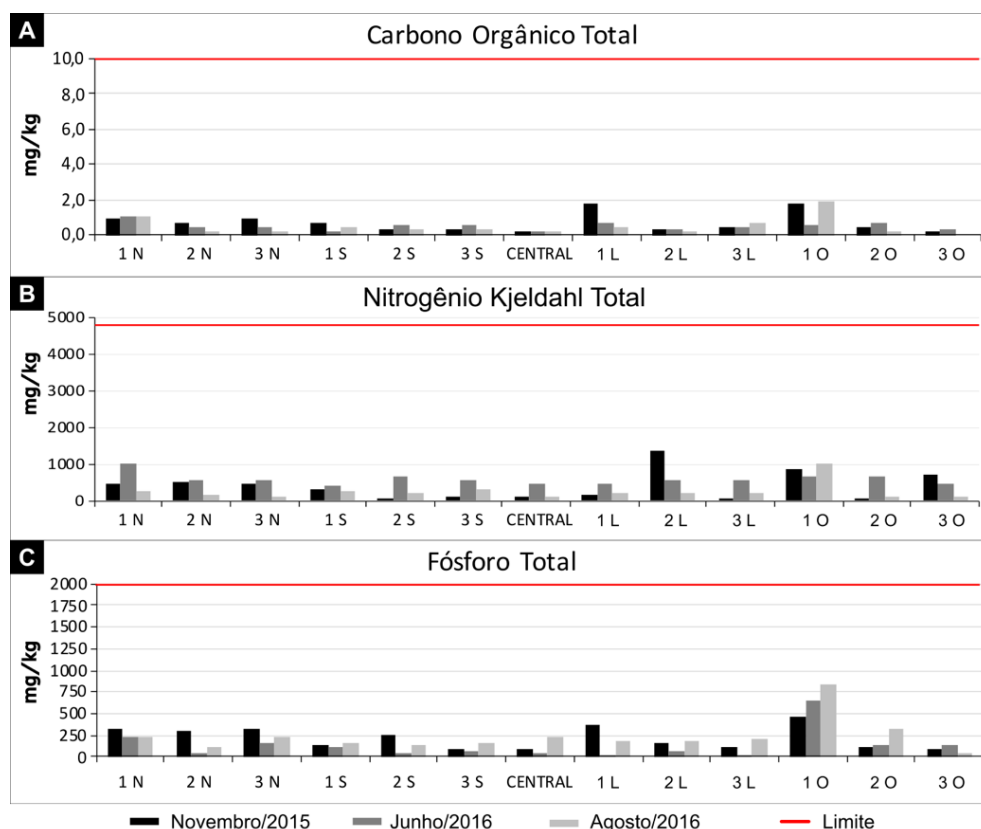


Figura 16 – Resultado das concentrações de nutrientes nas amostras coletadas na área F por campanha. A) Carbono Orgânico Total; B) Nitrogênio Kjeldahl Total; C) Fósforo Total.

Metais

Os resultados para metais indicam que o material dragado e despejado na área F está dentro da normalidade, de acordo com a resolução brasileira, visto que em nenhum dos pontos amostrados foi ultrapassado o nível 2 da CONAMA 454/12 para contaminação por metais, e apenas alguns pontos amostrais (1N, 1S, 2S, Central, 1L e 1O) ultrapassaram o nível 1 em relação a concentração de Cobre, principalmente na campanha pré-dragagem.

Com o intuito de comparação dos valores das campanhas com o estado original da área, foi inserido nos gráficos (Figura 17) os valores de referência apontados por Silveira *et al.* (2017) obtidos na área F em 2012, enquanto essa ainda era uma “área controle” e não recebia rejeitos

de dragagem, logo, pode-se assumir que são valores naturais deste ambiente. Foram adicionados também os valores referentes ao ponto central da área I, atual área de controle na plataforma. Essas comparações mostram que a presença de metais nos sedimentos aumentou nas campanhas do presente estudo, principalmente em relação ao Cobre, Zinco e Chumbo. Em relação a Arsênio e Cromo, estes tiveram pouca variação, enquanto o Níquel não pôde ser comparado devido a não apresentação de dados para este metal em Silveira *et al.* (2017), mas quando relacionado a área I, a maioria das amostras tem seu valor aproximado ao da área controle.

É importante destacar que os valores são referentes às frações ambientalmente biodisponíveis, que de acordo com Masutti *et al.* (2000), pode ser definida como a fração passível de incorporação e acumulação através dos organismos que compõem a estrutura da cadeia alimentar.

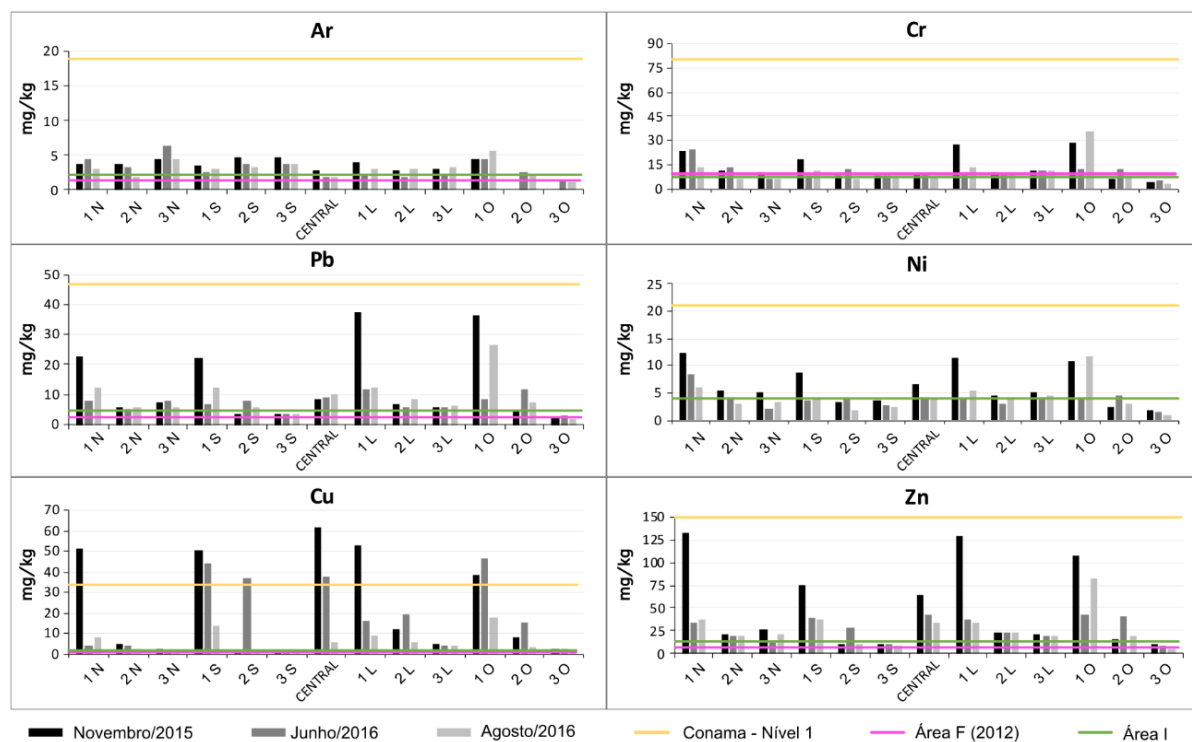


Figura 17 – Resultado das concentrações de metais nas amostras coletadas na área F por campanha.

HPA

De acordo com a Resolução CONAMA nº454/2012 para águas salobras/salinas, a soma de HPAs quantificados nas amostras de sedimentos devem estar abaixo 4000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Os resultados analisados nos laudos laboratoriais e representados na Figura 18 indicam valores

aceitáveis nas duas primeiras campanhas, enquanto em agosto de 2016, as concentrações de HPA nos sedimentos de 3 pontos amostrais (1S, 2S e 3O) ultrapassaram o limite permitido, ao sul e ao oeste do ponto central.

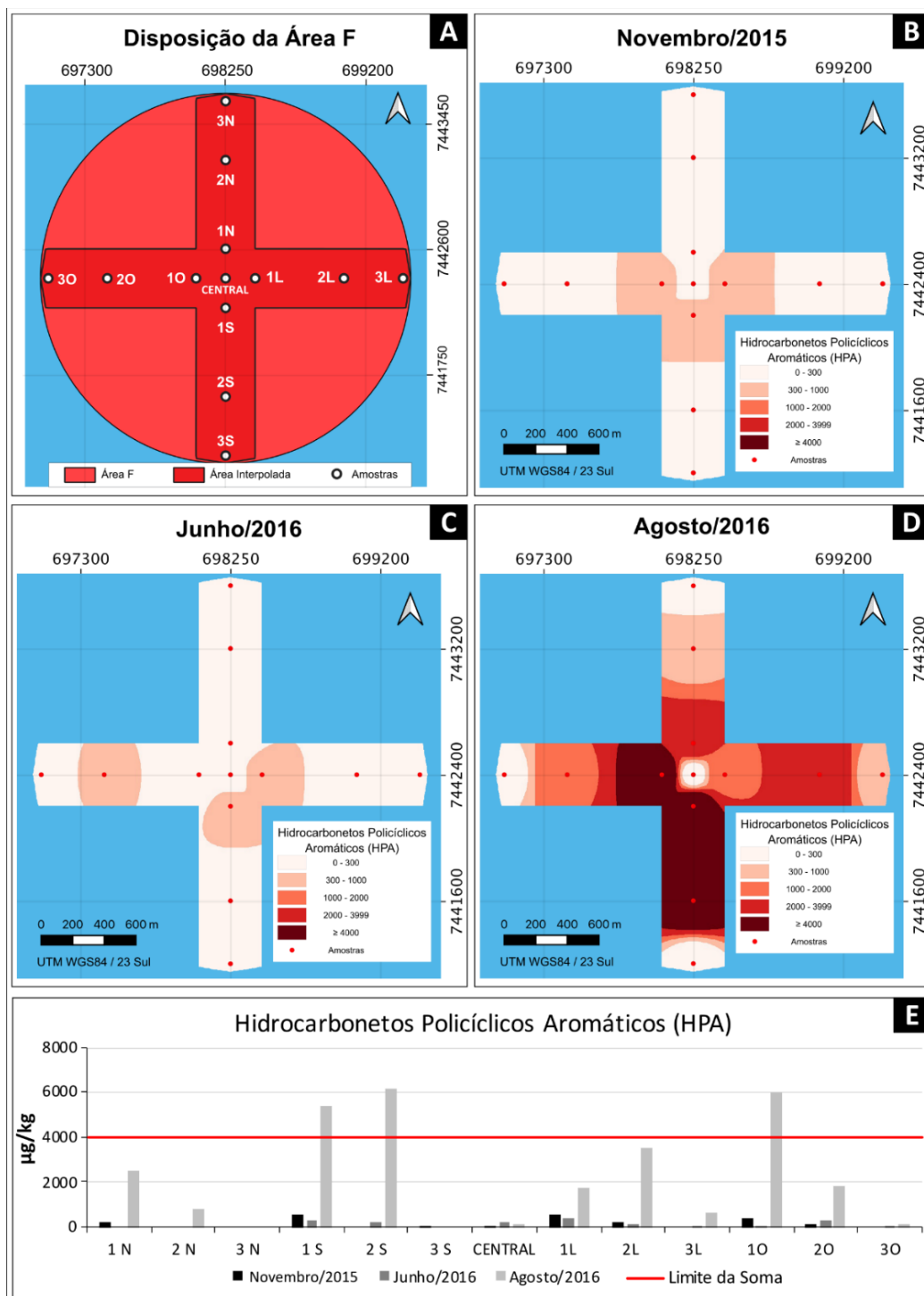


Figura 18 – Distribuição espacial de HPA através de interpolação. A) Delimitação da área utilizada na interpolação da mediana; B) HPA referente a campanha de novembro de 2015; C) B) HPA referente a campanha de junho de 2016; B) HPA referente a campanha de agosto de 2016.

Análise estatística

A comparação entre as três campanhas realizada através do teste de Kruskal-Wallis, apontou diferenças significativas ($p < 0,05$) para as variáveis Cascalho, Nitrogênio Kjeldhal Total, Fósforo Total e HPAs ($g_1 = 2$, $N = 39$; $p = ,0089$, $p = ,0036$, $p = ,0151$, $p = ,0074$, respectivamente). O teste post-hoc (a posteriori) de Turkey indicou que a diferença significativa para a variável “cascalho” ocorreu entre as campanhas 2 e 3. Já para o Nitrogênio Kjeldhal Total e o Fósforo Total, a campanha que se destacou das demais foi a segunda (junho de 2016). Para a soma dos HPAs, a terceira campanha (agosto de 2016) foi apontada como a mais distinta. Os resultados descritos acima podem ser encontrados em maiores detalhes no Anexo I.

Através da Análise de Componentes Principais (ACP) foram representados os resultados apontados pelos testes estatísticos. A linha vermelha da Figura 19A representa o valor de corte usado para determinar a representatividade dos fatores. Entretanto, para cada campanha, foram utilizados os dois primeiros fatores das componentes principais (CP), pois estes foram eficientes para explicar as correlações encontradas entre as variáveis tornando a discussão mais objetiva. Maiores detalhes sobre os demais fatores podem ser consultados no Anexo I.

A análise das componentes principais da amostragem da primeira campanha apresentou autovalores acima de 1 para os 4 primeiros eixos (Figura 19A). A CP1 apresentou explicação para 61,9% da variância total dos dados. As variáveis com maior carga foram o Cr, Ni, Pb, Zn, COT e lamas, respectivamente. Estes vetores apresentaram correlação direta entre eles e foram responsáveis pela distribuição das amostras na direção negativa deste eixo. Através do agrupamento destas amostras, é possível afirmar que as amostras mais centrais da área de despejo foram as que apresentaram valores mais elevados para todos os contaminantes e possuíam maior teor de finos e matéria orgânica.

De forma oposta, a areia foi a variável que predominou na maioria das amostras de novembro, sendo responsável pela distribuição espacial com agrupamento bem definido e contrário às amostras centrais. A CP1 é determinada então pela granulometria das amostras e um gradiente de dispersão onde os valores mais elevados se encontram no centro da área de descarte.

Já a CP2, apresentou explicação para 12,0% das variâncias, onde o Arsênio, Fósforo Total e o cascalho estão correlacionados entre eles e influenciando as amostras plotadas negativamente a este eixo. Com relação significativa e oposta a estas variáveis, foram carregados o Cobre e os HPAs que predominaram nas amostras centrais.

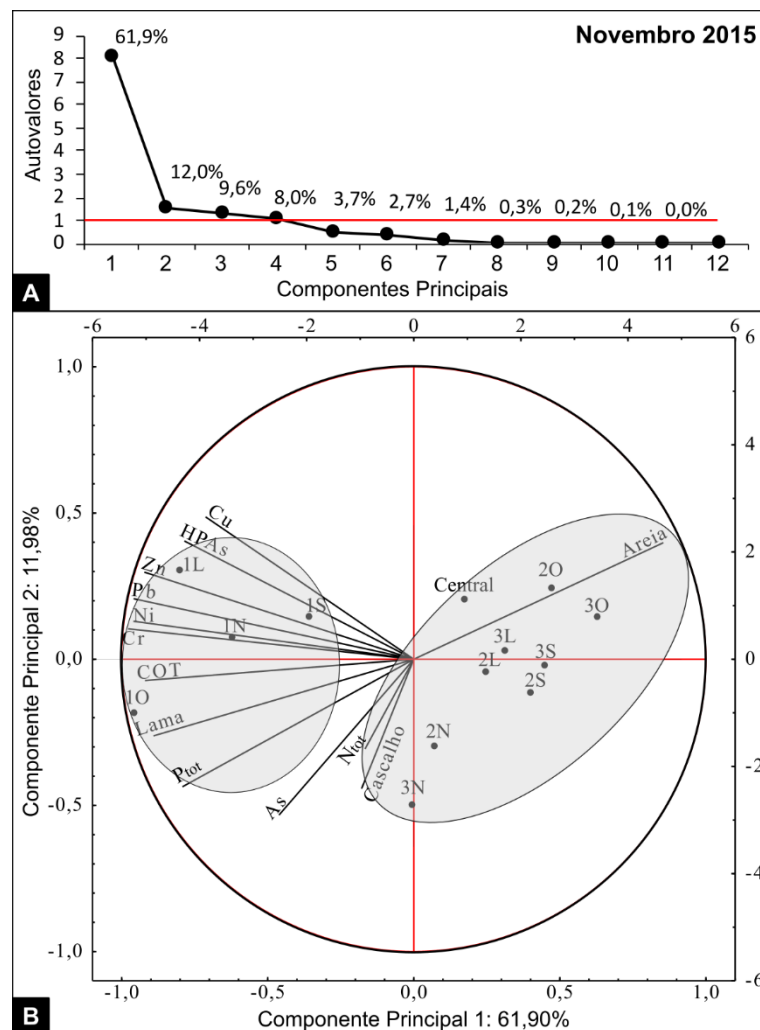


Figura 19 – 1ª Campanha - A) Autovalores B) Mapa Perceptual da análise das componentes principais. CP1: fator 1; CP2: Fator 2; Vetores: principais variáveis; Pontos: amostra de sedimentos.

A análise das componentes principais da amostragem da segunda campanha também apresentou autovalores acima de 1 para os 4 primeiros eixos (Figura 20A). A CP1 apresentou explicação para 32,39% da variância total dos dados. As variáveis com maior carga foram Zn, Ni, Pb, Cr, Cu, HPAs e COT (respectivamente). Carregadas negativamente ao primeiro eixo, as amostras contendo teores mais elevados para estes contaminantes, não apresentaram um agrupamento evidente. Nesta análise estatística, não houve correlação entre contaminantes e granulometria. Por outro lado, carregados positivamente ao eixo, podem ser observadas as amostras menos “contaminadas” e que ocupam posição mais periférica ao ponto de despejo.

Já a CP2 apresentou explicação para 28,02% da variância total dos dados. As variáveis com maior carga, no segundo eixo, foram lamas, Nitrogênio Kjeldahl Total e As, respectivamente.

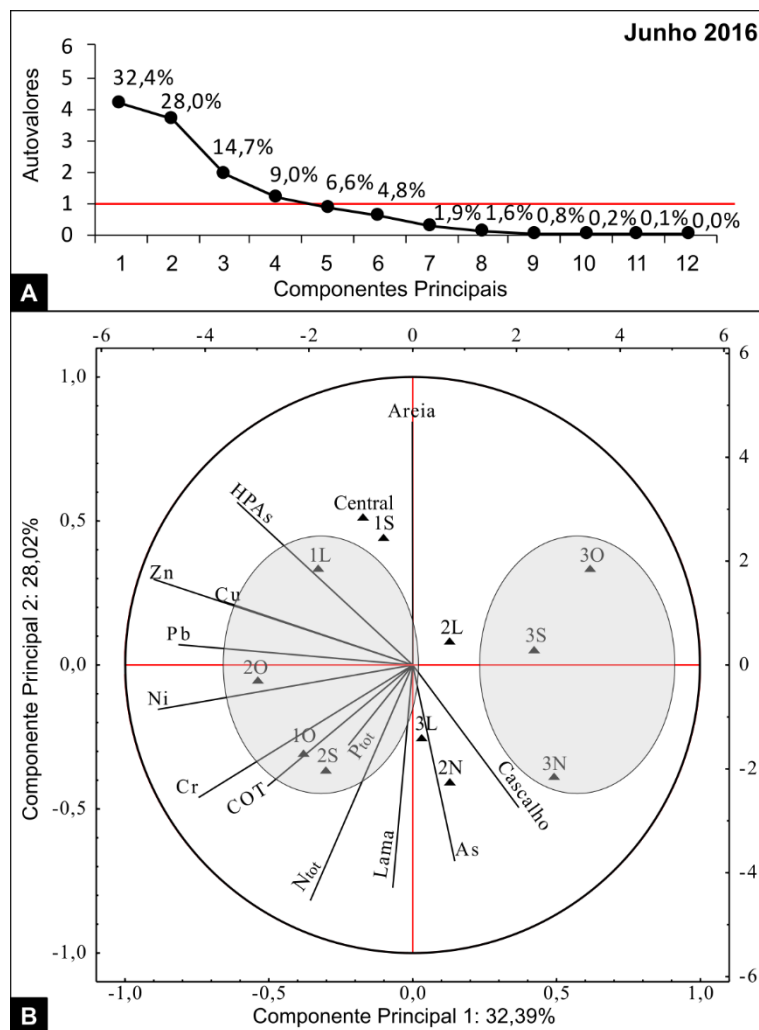


Figura 20 – 2ª Campanha - A) Autovalores B) Mapa Perceptual da análise das componentes principais. CP1: fator 1; CP2: Fator 2; Vetores: principais variáveis; Pontos: amostra de sedimentos.

A análise das componentes principais da amostragem da terceira campanha apresentou autovalores acima de 1 para os 3 primeiros eixos (Figura 21A). A CP1 apresentou explicação para 62,4% da variância total dos dados. As variáveis com maior carga foram Cr, Ni, Pb, Zn, COT, Nitrogênio Kjeldahl Total, Fósforo Total, Cu, As e HPAs (respectivamente). Este apontou também importante correlação entre todos os poluentes e os nutrientes contidos nas amostras. De maneira similar à 1ª campanha, estas variáveis apresentaram conteúdo mais elevado em amostras mais centrais, sendo possível observar este agrupamento na porção negativa da CP1. Enquanto as demais amostras foram plotadas em oposição a elas e positivamente ao primeiro eixo.

Já a CP2, apresentou explicação para 14,58% da variância total dos dados, onde o fator determinante na explicação das variâncias dentro da 3ª campanha foi a granulometria, que embora não tenha apresentado correlação significativa com os poluentes, demonstrou

percentual de lama mais elevado nas amostras coletadas na direção leste, sendo possível observar estas amostras carregadas negativamente ao segundo eixo, enquanto a variável areia assume relação inversamente proporcional e predominante nas amostras desta campanha.

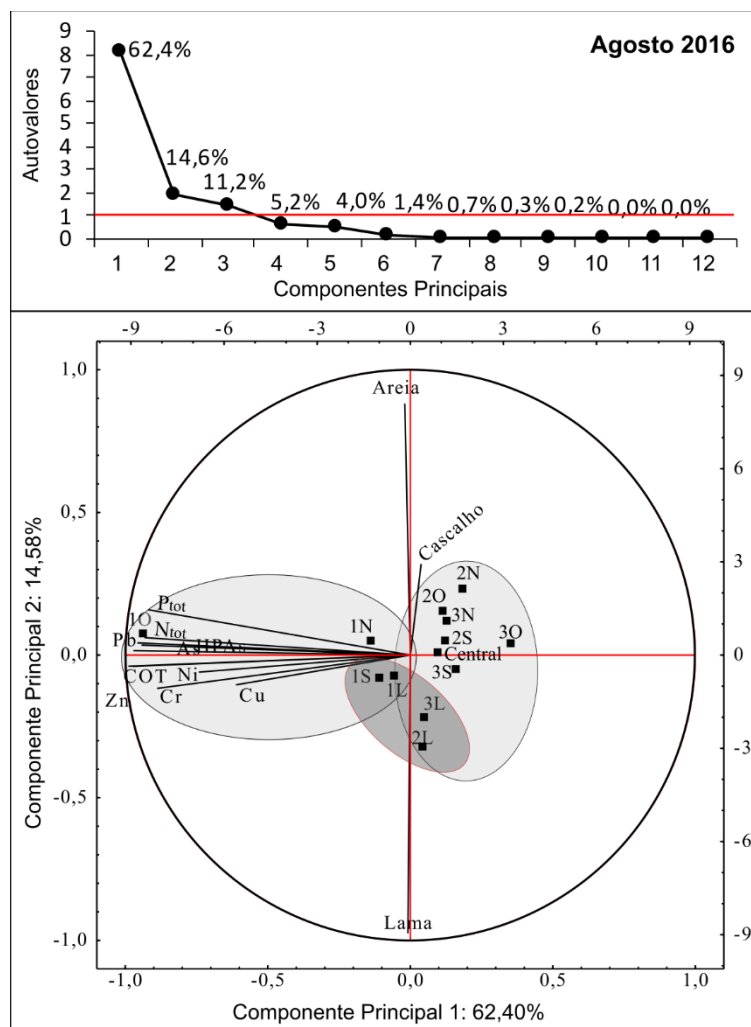


Figura 21 – 3ª Campanha - A) Autovalores B) Mapa Perceptual da análise das componentes principais. CP1: fator 1; CP2: Fator 2; Vetores: principais variáveis; Pontos: amostra de sedimentos.

Discussão

A disposição dos sedimentos dragados, na área F, alterou as características naturais da área, resultado anteriormente apontado por Dias *et al.* (2019), ao comparar a caracterização sedimentar da área F com uma área ainda não utilizada para o despejo de rejeitos de dragagem (área I). Esse tipo de alteração é inerente a obras de dragagem, uma vez que áreas selecionadas para despejo de sedimentos dragados são, de certa forma, áreas “sacrifício”, devido aos impactos relacionados, já apontados anteriormente.

Conforme apontado nos resultados, a composição sedimentar da área F, apresentou o enriquecimento de sedimentos lamosos entre as campanhas de novembro de 2015 e junho de 2016. Entretanto, na campanha de agosto de 2016 ocorreu o oposto, ou seja, amostras com maior frequência de sedimentos arenosos, e com maiores porcentagens de cascalhos na composição sedimentar. O interessante é que a caracterização sedimentar do canal do Porto do Rio de Janeiro (área dragada) e da área I (área controle, na plataforma continental), não indicava a presença de sedimentos mais cascalhosos. Dessa forma, a origem destes sedimentos torna-se uma questão. Talvez o método de coleta de amostras de sedimentos para caracterização prévia da área a ser dragada deva contemplar não somente coletas superficiais, mas também amostras de subsuperfície, que poderão, de fato, caracterizar estratigraficamente as camadas de sedimentos que serão dragados.

A caracterização sedimentar através da mediana de grãos aponta que houve alteração sedimentar em todos os pontos (exceto o ponto 3S) entre as distintas campanhas. Os resultados sugerem ainda que o trecho norte da área F é onde ocorrem as alterações mais significativas. A análise das alterações de diâmetro de grão juntamente com a batimetria realizada na área, em 2017 (Figura 22), sugerem que essas alterações na morfologia do fundo se projetam para fora da área F, com uma extensão que não pode ser aqui discutida, devido à ausência de dados. A batimetria realizada em 2017 mostra uma segunda pilha de sedimentos na porção norte, que se projeta para fora da área monitorada. Portanto, surge mais uma questão, em relação ao monitoramento de áreas de despejo de material dragado: a delimitação da área de monitoramento deveria extrapolar a zona de amortecimento (*buffer*) a partir do ponto central e expandir tanto para as laterais (L e O), como para norte, pois essa delimitação atual, de certa forma, restringe as análises de dispersão, por não levar em consideração a dinâmica sedimentar de ondas e correntes, que tendem a uma componente de transporte, na maioria das vezes, com direção variando entre O, N e L.

Em relação a Figura 22, é relevante destacar que o uso de métodos geofísicos para avaliação de áreas de descarte de dragagem de sedimentos ainda é pouco explorado nos monitoramentos ambientais do Brasil, apesar de se mostrar eficiente em outros países (Ternes *et al.*, 2019). Os autores reforçam que técnicas de batimetria e sonografia fornecem um conjunto de informações complementares fundamentais para a seleção de locais adequados para disposição de sedimentos dragados, bem como para a exclusão de outras, a fim de preservar o geohabitat identificado.

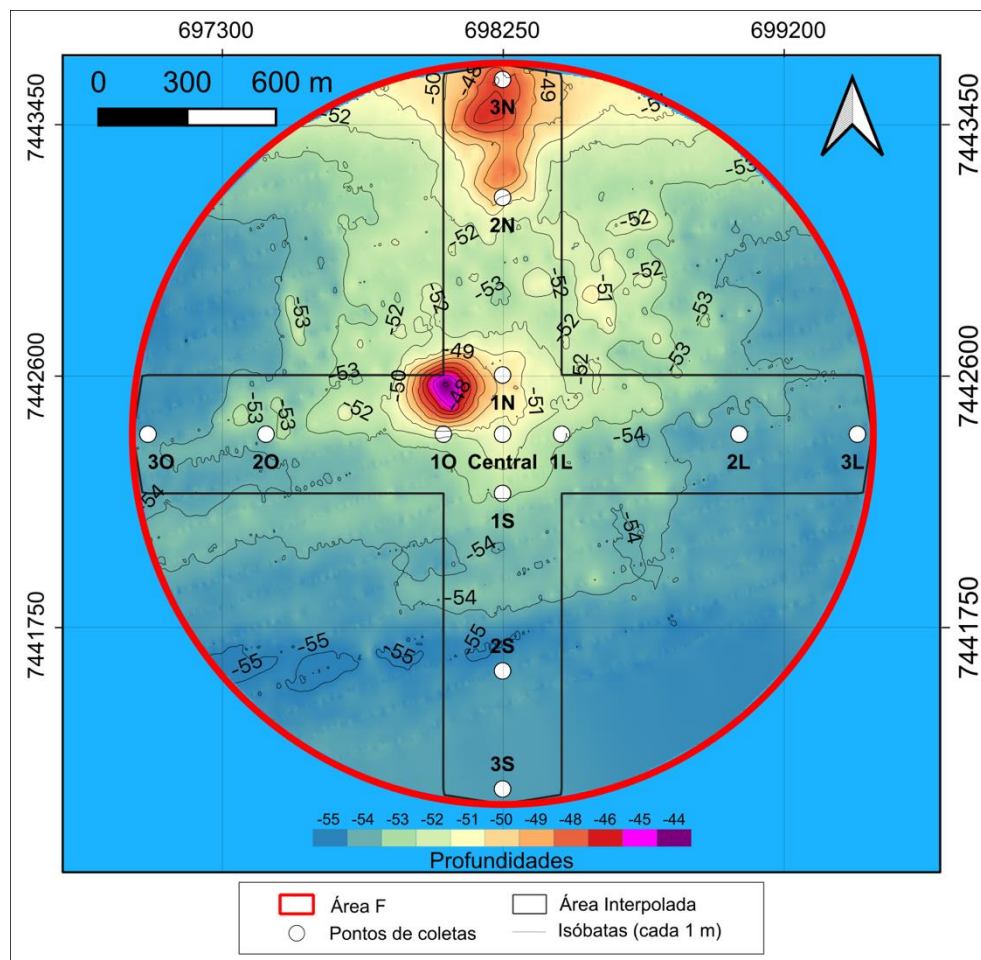


Figura 22 – Batimetria realizada em 2017 e apresentada por Dias *et al.* (2019). Dados disponibilizados pelo autor principal da publicação.

Pereira (2013) analisou, através de modelagem computacional, a dinâmica de dispersão de pluma sedimentar provocada por sedimentos de dragagem, na área C (à NE da área F). As simulações indicam que ocorre um padrão de transporte sazonal, com transporte da pluma sedimentar em direção à oeste durante o verão, e transporte tanto para leste como para oeste durante o inverno. Durante o mês de abril o modelo previa uma forte tendência de transporte da pluma na direção leste, provavelmente relacionada a maior intensidade das frentes frias durante esse período, fato abordado por Sugahara (2000), ocasionando ventos de sudoeste mais fortes. O autor supracitado aponta ainda que, a dispersão da pluma sedimentar se prolonga por aproximadamente 15 km a partir do ponto central da área de disposição (Área C), diminuindo em extensão (10 km) após alguns meses de dragagem, em função do aumento da resistência e plasticidade do material dragado, diminuindo a desagregação e diluição na coluna d'água. A área de dispersão apontada por Pereira (2013) corrobora a ideia anteriormente apontada em relação a delimitação da área de monitoramento do material de despejo. Essa delimitação

deveria levar em consideração os vetores de transporte hidrodinâmicos, aumentando a área de monitoramento em direção a leste, oeste e norte, a partir do ponto central de despejo.

No presente estudo, as baixas concentrações de metais ambientalmente biodisponíveis não alcançaram o nível 1 da resolução nacional (exceto Cobre, que ultrapassou o nível 1, porém não alcançou o nível 2), não apresentando risco de contaminação na área de despejo. A dissolução e a mobilização de metais traços em sedimentos podem ocorrer por mudanças no ambiente como o aumento da salinidade que faz com que os cátions de metal alcalino compitam com os íons adsorvidos nas partículas sólidas; bem como as alterações no potencial redox, geralmente associadas à redução ou aumento dos níveis de oxigênio (Abuchacra *et al.*, 2015). De Andrade Passos *et al.* (2011) concluem em seus estudos que flutuações no pH ou na salinidade podem mobilizar os metais dos sedimentos para a coluna d'água.

Ainda em relação ao Cobre, o estudo realizado por Bertoni *et al.* (2020, submetido à publicação) na área dragada, identificou que na coleta de sedimentos com o método simples, haviam amostras com valores acima do nível 2, enquanto no método de coleta composta foram obtidas concentrações que ultrapassaram o nível 1, porém não alcançaram o nível 2. Outros estudos anteriores realizados com análise de sedimentos superficiais coletados em diversos pontos na Baía de Guanabara identificaram valores altos para as frações biodisponíveis de Cobre na área do Porto do Rio de Janeiro (Neto *et al.*, 2006; Fonseca *et al.*, 2013; Carvalho Aguiar *et al.*, 2016; Cordeiro *et al.*, 2015). Logo, supõe-se que as altas concentrações de Cobre na área de descarte são provenientes da área dragada.

Estudos apontam que em outras plataformas de outros países e outras áreas de descarte, as concentrações de metais também são baixas, não alcançando o nível máximo de possível efeito de toxicidade a biota (Tabela 7). E no Brasil, apesar da extensa costa e porções da plataforma com diferentes características, e mesmo constatando a relação de afinidade com metais e sedimentos finos, assim como com carbonatos (Buruam *et al.*, 2012), nota-se que ainda assim as concentrações são baixas.

Tabela 7 - Valores comparativos de concentrações de metais traço (mg.kg^{-1}) na área de estudo, suas adjacências e em plataformas de outras localidades; valores de referência internacional e nacional.

	Zn	Pb	Cu	Ni	Cr	As
Área F (este estudo)	4,815–133,055	1,914–37,758	0,604–61,949	0,9–12,256	3,022–35,387	1,278–6,439
Área F (Silveira (2012))	7,1	2,3	1,1	-	9,7	1,33
Área I	12,23	4,46	1,50	3,79	7,67	2,45

Plataforma Continental - Bacia de Campos - Brasil (Rezende <i>et al.</i> , 2002)	24,5–28,9	5,5–6,7	3,4–6,3	6,2–7,7	14,0–15,0	<0,05
Plataforma Interna, SE - Brasil (Lacerda e Marins, 2006)	78–147	17–38	19–29	25–36	76–84	-
Plataforma Interna, NE - Brasil (Lacerda e Marins, 2006)	99–270	16–47	3–42	4–12	3–39	-
Plataforma adjacente ao estuário de Pearl River - China (Yang <i>et al.</i> , 2012)	55,4–74,9	34,5–41,2	8,56–12,1	23,2–28,6	40,1–48,3	-
Plataforma Continental da Ilha de Hainan - China (Xu <i>et al.</i> , 2015)	37,8–114,3	11,1–31,1	13,7–45	11–35,5	32,4–73,9	1,9–18,6
Plataforma de Veracruz - México (Celis-Hernandez <i>et al.</i> , 2017)	64,2–90	2,9–16,6	6,10–18,9	4,5–51,2	34,3–63,4	5,2–16,6
TEL* (CCME, 1995)	124	30,2	18,7	-	52,3	7,2
PEL** (CCME, 1995)	271	112	108	-	160	41,6
CONAMA 454/2012 (nível 2)	410	218	270	51,6	370	70

* *Threshold Effect Level*;

** *Probable Effect Level*.

No geral, vale salientar que as concentrações de metais na 1ª campanha do presente estudo, apesar de baixas, encontravam-se superiores aos valores de referência da mesma área, apontados em 2012 por Silveira *et al.* (2017). Supõe-se que estes valores podem ter aumentado, pois sabe-se que a área F passou a receber resíduos de dragagem em 2013 (Alencar, 2013).

Portanto, percebe-se que a área de despejo utilizado para esta obra de dragagem (área F) mostrou-se um local eficiente em relação ao não aprisionamento de metais nos sedimentos, contudo, é importante considerar duas possibilidades, sendo uma a dispersão dos contaminantes para a coluna d'água, devido ao movimento de remobilização e mistura do material fino e não coeso (Fonseca *et al.*, 2013), e a outra referente a compactação das lammas e a dureza do substrato no canal dragado, pois de acordo com os registros fotográficos do material nos batelões, em alguns trechos foram retirados grandes blocos de sedimentos coesos, condizente com a granulometria do canal dragado, que por ser constituída basicamente por areia fina, silte e argila (Baptista-Neto *et al.*, 2006), possui potencial quelante e pode unificar pacotes de sedimentos, ocasionando a baixa dispersão dos sedimentos e consequentemente dos contaminantes adsorvidos.

Em relação aos HPAs na área de bota-fora, apenas a última campanha apresentou pontos com valores que também foram além do limite preconizado pela CONAMA 454/12. Conforme mostrado no estudo realizado por Bertoni *et al.* (2020, submetido à publicação), as amostras

coletadas pelo método simples no canal dragado apresentaram pontos com valores dentro do limite permitido, mas em alguns outros pontos esses valores ultrapassaram o valor máximo estipulado pela resolução. O fato da segunda campanha, também realizada durante a dragagem, não apresentar altas concentrações, permite duas interpretações indicando a relação com o trecho dragado, ou a possibilidade deste elemento ter se desagregado do sedimento e se dispersado na coluna d'água, por toda remobilização do despejo e por ser um ambiente de maior energia hidrodinâmica, até se ligar com algum material particulado em suspensão, visto que os HPAs possuem maior afinidade com frações orgânicas e sedimentos, sendo este seu principal depósito a posteriori (Meador, 2003), ideia também corroborada por Notar *et al.* (2001), que destaca que devido a sua baixa solubilidade em água, os HPAs rapidamente se associam à partículas suspensas orgânicas e inorgânicas e subsequentemente se depositam junto aos sedimentos. Por isso, é fundamental que sejam realizadas campanhas de monitoramento com maior periodicidade, assim como coletas e análises após a obra de dragagem.

A possibilidade desses HPAs disponíveis na água é preocupante, pois a maioria das substâncias químicas orgânicas não iônicas (hidrofóbicas), como os HPAs são prontamente absorvidos por muitos organismos e se acumulam nos tecidos animais (Meador, 1995). No entanto, algumas espécies são capazes de metabolizar os HPAs e podem indicar de forma equivocada a bioacumulação, sendo indicado que os testes de toxicidade sejam feitos com diferentes espécies, de preferência, com baixa capacidade de metabolizar esse contaminante, como proposto por Simpson *et al.* (2005) e Varanasi *et al.* (1985).

O teste Kruskal-Wallis corroborou com o dado bruto visualizados nas Figuras 15 e 18 revelando diferenças significativas principalmente em relação a granulometria e aos HPAs. De certa forma, apenas a ACP realizada para a primeira campanha (novembro de 2015) aparenta apresentar dados consistentes em termos de correlação, apontando afinidade dos contaminantes em relação a maior presença de sedimentos lamosos. Essa correlação é bastante clara na literatura (Salomons e Forstner, 1984; Covelli e Fontolan, 1997; Kersten e Smedes, 2002; Baptista-Neto *et al.*, 2006, Reid e Spencer, 2009). Essa característica foi, inclusive, apontada por Bertoni *et al.* (2020, submetido à publicação) para amostras de sedimentos do canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro, em estudo de caracterização prévia da área durante a fase pré dragagem.

As ACP referentes as campanhas realizadas durante a dragagem mostram uma correlação entre os contaminantes, entretanto, sem apresentar correlação com a granulometria. Isso provavelmente ocorre devido a turbulência provocada durante a dragagem e também despejo

na área de descarte, que tendem a misturar sedimentos e contaminantes ao longo da coluna d'água, e de acordo com Borja *et al.* (2010) levando um tempo maior de resposta aos processos biogeoquímicos para estabilização e restauração da área.

Conclusão

A caracterização da área de descarte, bem como o monitoramento da qualidade dos sedimentos é crucial para o manejo do material dragado e seus possíveis impactos associados. Em relação aos dados apresentados neste estudo, não foi identificada em nenhuma das amostras de sedimentos a contaminação por metais e nutrientes que ultrapassassem o nível 2 estipulado pela CONAMA 454/2012. Entretanto, houve a extrapolação do limite para HPAs na terceira campanha.

A análise granulométrica apontou uma variação no diâmetro de grão entre as campanhas, ocorrendo um aumento expressivo da porcentagem de lamas na composição das amostras da segunda campanha (junho de 2016) e, na terceira campanha, um aumento da porcentagem de cascalhos. Duas amostras da terceira campanha apresentaram porcentagem de cascalhos superior tanto nas amostras da caracterização prévia da área dragada (canal de navegação do Porto do Rio de Janeiro), como da área I (área controle, ainda intocada). Dessa forma, sugere-se como forma de melhorar o monitoramento ambiental de áreas de descarte, que a coleta de sedimentos para a caracterização prévia da área pré-dragagem, seja realizada de forma pontual, no método de amostragem simples, e com profundidade correspondente a geometria a ser dragada, para que seja identificada através da estratificação das camadas tanto as diferentes composições granulométricas como a presença de contaminantes, auxiliando na escolha da draga e no tipo de despejo.

Através da análise granulométrica foi possível constatar maior alteração do diâmetro de grãos na região norte da área monitorada, indicando uma maior dinâmica sedimentar nesta área, que pode ser corroborada pela análise da batimetria realizada em 2017, a qual aponta além de uma pilha de sedimentos no centro da área F, uma segunda pilha na porção norte, indicando que a deposição sedimentar se projeta para fora da área monitorada. Assim sendo, outra sugestão apresentada corresponde a delimitação da área de monitoramento, que deve ser elaborada levando em consideração fatores hidrodinâmicos como ventos e correntes geradas pelos ventos e marés. No caso da área aqui estudada, e para futuras áreas de descarte adjacentes, a sugestão é que ocorra uma ampliação dos limites monitorados para oeste, norte e leste.

Quanto a amostragem na área de despejo, recomenda-se que sejam selecionados mais pontos amostrais de apoio entre os pontos principais, a fim de representar a área em sua totalidade. Como as análises laboratoriais para análise de contaminantes tendem a elevar os custos financeiros da pesquisa, sugere-se que esses pontos de apoio sejam apenas para se analisar a granulometria, para que então seja aplicado o método de interpolação Co-krigagem (Krigagem com regressão linear de variáveis inter-relacionadas), permitindo estimar os valores dos contaminantes a partir da interrelação destes com a granulometria, visto que ocorre uma correlação direta entre contaminantes e sedimentos lamosos. Um estudo nesse formato está sendo elaborado em outra área de descarte, de outra baía brasileira, com maior malha amostral, para que esta metodologia seja validada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento e o desfecho deste estudo contribuíram para identificar potencialidades e complexidades no processo de monitoramento da qualidade de sedimentos em obras de dragagem, visto que a eficiência de suas estratégias e planos de ação servem para prevenir, controlar e reduzir os efeitos ambientais negativos dessas atividades sobre as zonas costeiras e marinhas. Entretanto, as diretrizes que orientam as regulamentações nacionais se baseiam em normatizações internacionais, tratando de forma generalista alguns critérios que deveriam ser mais cautelosos devido as particularidades de cada ambiente, como: a geologia local; processos climatológicos; aspectos oceanográficos, por exemplo, correntes, ressurgências, marés, temperatura, salinidade, pH; a interferência antrópica na área, como uso e ocupação do solo, desmatamento e supressão de manguezais; agricultura intensiva; descarga de efluentes não tratados e saneamento inadequado, dentre outros; ou seja, diversos fatores que, interrelacionados, apresentam um cenário mais próximo de cada realidade, podendo auxiliar no gerenciamento de obras de dragagens portuárias e na tomada de decisão neste setor.

Dessa forma, a escolha do método de coleta deve ser compatível com as características do ambiente a ser dragado, assim como, o desenho amostral de monitoramento da área de descarte deve ser elaborado levando em consideração a dispersão de sedimentos e possíveis contaminantes em decorrência dos fatores hidrodinâmicos que regem a área de despejo. Logo, para compreender os impactos em sua totalidade de forma eficaz, recomenda-se que haja uma análise integrada, sobre a qualidade do sedimento e outras forças, considerando novos estudos e observando casos anteriores.

REFERÊNCIAS

- ABREU, I. M.; CORDEIRO, R. C.; SOARES-GOMES, A.; ABESSA, D. M. S.; MARANHO, L. A.; SANTELLI, R. E. Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical Eutrophic Bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, v. 109, n. 1, p. 435–445, 2016.
- ABUCHACRA, P. F. F.; AGUIAR, V. M. C.; ABUCHACRA, R. C.; BAPTISTA NETO, J. A.; OLIVEIRA, A. S. Assessment of bioavailability and potential toxicity of Cu, Zn and Pb, a case study in Jurujuba Sound, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 100, n. 1, p. 414–425, 2015.
- ALFREDINI, P.; MARTINS, R. G. Caracterização de canais de acesso externos a áreas portuárias brasileiras segundo as recomendações da PIANC - análise de larguras, v. 5, p. 57–65, 2000.
- AMADOR, E. S. Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: Homem e Natureza. Reproarte Gráfica e Editora Ltda. 539 pp, 1997.
- ANGONESI, L. G.; BEMVENUTI, C. E.; GANDRA, M. S. Effects of dredged sediment disposal on the coastal marine macrobenthic assemblage in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 2 A, p. 413–420, 2006.
- ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. *Chemical Principles of Environmental Pollution*, Second Edition. Water, Air, and Soil Pollution, v. 102, n. 1–2, p. 216–218, 1997.
- BAPTISTA-NETO, J.A., GINGELE, F. X.; LEIPE, T.; BREHME, I. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Geology*, v. 49, n. 7, p. 1051–1063, 2006.
- BERNARDINO, D.; FRANZ, B. Lixo flutuante na Baía de Guanabara: passado, presente e perspectivas para o futuro. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 38, p. 231–252, 2016.
- BLOTT, S. J.; PYE, K. Gradistat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 26, n. 11, p. 1237–1248, 2001.
- BORGES, S. R. G. Intervenções em bacias hidrográficas urbanas no Rio de Janeiro: o desvio do Rio Joana e reservatórios. Dissertação de Mestrado – Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental. PUC-RJ, 82p, 2013.
- BORJA, Á.; DAUER, D. M.; ELLIOTT, M.; SIMENSTAD, C. A. Medium-and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts*, v. 33, n. 6, p. 1249–1260, 2010.
- BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº454 de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional." - Data da legislação: 01/11/2012 - Publicação DOU, de 08/11/2012, Seção 1, p.66.
- BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº344 de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Data da legislação:25/03/2004 - Publicação DOU, de 07/05/2004 p.56-57.

BRAY, R.N., BATES, A.D. e LAND, J.M. Dredging, a Handbook for Engineers. John Wiley & Son, Inc. Second edition. New York. 434p, 1997.

BRAY, R.N. Environmental aspects of dredging. London, IADC/CEDA. 382p. 2008.

BURUAEM, L. M.; HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E.; COSTA-LOTUFO, L. V.; ABESSA, D. M. S. Contamination of port zone sediments by metals from Large Marine Ecosystems of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, n. 3, p. 479–488, 2012.

CAMPOS, E. J. D.; GONCALVES, J. E.; IKEDA, Y. Water mass characteristics and geostrophic circulation in the South Brazil Bight: summer of 1991. *Journal of Geophysical Research*, v. 100, n. C9, 1995.

CAMPOS, E. J. D.; VELHOTE, D.; SILVEIRA, I. C. A. Shelf break upwelling driven by Brazil current cyclonic meanders. *Geophysical Research Letters*, v. 27, n. 6, p. 751–754, 2000.

CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; READMAN, J. W. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: An elemental, isotopic and molecular marker approach. *Marine Chemistry*, v. 79, n. 3–4, p. 207–227, 2002.

CARVALHO AGUIAR, V. M.; DE LIMA, M. N.; ABUCHACRA, R. C.; ABUCHACRA, P. F. F.; BAPTISTA-NETO, J. A.; BORGES, H. V.; OLIVEIRA, V. C. Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil: An index analysis approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 133, p. 306–315, 2016.

CASTELÃO, M.R.; BARTH A. J. Upwelling around Cabo Frio, Brazil: The importance of wind stress Curl. *Geophysical research letters*, volume 33, p.4, 2006.

CASTRO, S. M., ALMEIDA, J. R. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. *Soc. & Nat., Uberlândia*, ano 24 n. 3, 519-534, set/dez. 2012.

CATANZARO, L. F.; BAPTISTA-NETO, J. A.; GUIMARÃES, M. S. D.; SILVA, C. G. Distinctive sedimentary processes in Guanabara Bay – SE/Brazil, based on the analysis of Echo-Character (7.0 kHz), v. 22, p. 69–83, 2004.

CCME - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Canada, 1999. Disponível em: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226>. Acessado em: janeiro de 2020.

CELIS-HERNANDEZ, O., ROSALEZ-HOZ, L., CUNDY, A.B., CARRANZA-EDWARDS, A. Sedimentary heavy metal(oid) contamination in the Veracruz Shelf, Gulf of Mexico: a baseline survey from a rapidly developing tropical coast. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 204–213, 2017.

CESAR, R.; COLONESE, J.; BIDONE, E. Disposição continental de sedimentos de dragagem em solos tropicais: Avaliação do risco ecológico de metais baseada em bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 2, p. 181–189, 2015.

CHOUERI, R. B.; CESAR, A.; TORRES, R. J.; ABESSA, D. M. S.; MORAIS, R. D.; PEREIRA, C. D. S.; NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A.; RIBA, I.; DELVALLS, T. A. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, n. 7, p. 1824–1831, 2009.

CHRISTENSEN, J. H.; TOMASI, G.; SCOFIELD, A. D. L.; MENICONI, M. D. F. G. A novel approach for characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution patterns in

sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Pollution*, v. 158, n. 10, p. 3290–3297, 2010.

CHUNG, C.S.; SONG, K.H.; CHOI, K.Y.; KIM, Y.I.; KIM, H.E.; JUNG, J.M.; KIM, C.J. Variations in the concentrations of heavy metals through enforcement of a rest-year system and dredged sediment capping at the Yellow Sea-Byung dumping site, Korea. *Mar Pollut Bull.* p. 512-520, 2017.

COE, H. H. G.; CARVALHO, C. N.; SOUZA, L. O. F.; SOARES, A. Peculiaridades Ecológicas da Região de Cabo Frio. *Revista Tamoios*, São Gonçalo, v. 3, n. 2, 2010.

CORDEIRO, R. C.; MACHADO, W.; SANTELLI, R. E.; FIGUEIREDO, A. G.; SEOANE, J. C. S.; OLIVEIRA, FREIRE, A. S.; BIDONE, E. D.; MONTEIRO, F. F.; SILVA, F. T.; MENICONI, M. F. G. Geochemical fractionation of metals and semimetals in surface sediments from tropical impacted estuary (Guanabara Bay, Brazil). *Environmental Earth Sciences*, v. 74, n. 2, p. 1363–1378, 2015.

COSTA, L. A. A., PESSOA, D. M. M., CARREIRA, R. S. Chemical and biological indicators of sewage river input to an urban tropical. *Ecological Indicators*, v. 90, n. April, p. 513–518, 2018.

COVELLI, S.; FONTOLAN, G. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology* 30, 34–45, 1997.

DAVIS, J.D.; MACKNIGHT, S. Environmental Considerations for Port and Harbor Developments. World Bank Technical Paper, n° 126.83p, 1990.

DEAN, R. G. Heuristic Models of Sand Transport in the Surf Zone. First Australian Conference on Coastal Engineering: Engineering Dynamics of the Coastal Zone. *Anais*. 1973.

DE ANDRADE PASSOS, E.; ALVES, J. D. P. H.; GARCIA, C. A. B.; COSTA, A. C. S. Metal fractionation in sediments of the Sergipe River, Northeast, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 22, n. 5, p. 828–835, 2011.

DE CARVALHO AGUIAR, V. M.; ABUCHACRA, P. F. F.; NETO, J. A. B.; DE OLIVEIRA, A. S. Environmental assessment concerning trace metals and ecological risks at Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 8, 2018.

DIAS, G. T. M.; DIAS, M. S.; TERNES, C. F. Plataforma Continental do Rio de Janeiro. In: Plataforma continental brasileira: Estados do Rio de Janeiro, Santa Catarina e Rio Grande do Sul / Orgs. Marcelo Sperle Dias, Alex Cardoso Bastos e Helenice Vital. – Rio de Janeiro: PGGM, 2019.

DIAS, G. T. M.; FONTANA, H. L. P.; SILVA, C. G.; SILVA, R. C. O.; OLIVEIRA, U. C.; LIMA, L. S.; BAPTISTA-NETO, J. A.; FONSECA, E. M. Geomorphic and sedimentary impacts on the continental shelf after accumulated dredge disposal from Rio de Janeiro harbor, Brazil. *Brazilian Journal of Geophysics*, v. 37, n. 4, pp. 1-14, 2019.

DUARTE, F. T.; PEIXOTO, R. S. Estudo da Influência dos Processos Sedimentológicos do Canal do Manguê no Porto do Rio de Janeiro com Auxílio da Modelagem Computacional. Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 79p, 2012.

ESSINK, K. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, v. 5, n. 1, p. 69–80, 1999.

ELIAS, L. M. C. Variabilidade interanual da ressurgência de Cabo Frio – RJ. Universidade

Federal do Rio de Janeiro, 2009.

FADDA, E. A. Instrumentos Legais Aplicados a Dragagem no Brasil. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 31, n. 2, p. 17, 2013.

FERREIRA, M. S.; MÁRCOSICO, E. T.; JÚNIOR, C. A. C.; JÚNIOR, A. N. M.; MANO, S. B.; CLEMENTE, S. C. S. Contaminação por metais traço em mexilhões. *Ciência Rural*, v. 43, n. 6, p. 1012–1020, 2013.

FIGUEIREDO, A. G.; DE TOLEDO, M. B.; CORDEIRO, R. C. Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 415, p. 83–90, 2014.

FONSECA, E. M.; BAPTISTA NETO, J. A.; SILVA, C. G.; McALISTES, J. J.; SMITH, B. J. Stormwater impact in Guanabara Bay (Rio de Janeiro): Evidences of seasonal variability in the dynamic of the sediment heavy metals. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 130, p. 161–168, 2013.

FROHLICH, M. F.; NASPOLINI, B. F.; VOLSCHAN JR., I. A evolução do processo de avaliação e gerenciamento de material relacionado às atividades de dragagem no Brasil: Uma análise comparativa entre as Resoluções CONAMA n° 344/04 e n° 454/12. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 131–140, 2015.

GODOY, J. M.; OLIVEIRA, A. V.; ALMEIDA, A. C. Guanabara bay sedimentation rates based on 210Pb dating: Reviewing the existing data and adding new data. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 23, n. 7, p.1265–1273, 2012.

GOES FILHO, H.A. Dragagem e gestão dos sedimentos. Tese de doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 162p., 2004.

GUENTHER, M.; J. VALENTIN. Bacterial and phytoplankton production in two coastal systems influenced by distinct eutrophication processes. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (1): 172-178. 2008.

HARVEY, M.; GAUTHIER, D.; MUNRO, J. Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse a Beaufils, baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, v. 36, n. 1, p. 41–55, 1998.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do Estuário Santos - São Vicente. *Química Nova*, v. 31, n. 1, p. 10–19, 2008.

IADC - INTERNATIONAL ASSOCIATION OF DREDGING COMPANIES. Dredging for development. 6th Edition, 80p, 2010.

IMO – INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION. 1972. Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, Londres. Disponível em: <http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/LCLP/Pages/default.aspx>. Acessado em: janeiro de 2020.

JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória-ES. *Química Nova*, v. 27, n. 3, p. 378–386, 2004.

- KENNISH, M. J. *Practical Handbook of Marine Science*. 3rd ed. New York, John Wiley & Son. 876p., 1994.
- KENNISH M. J. *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. Boca Raton, Florida: CRC Marine Science Series, 544p., 1996.
- KERSTEN, M., SMEDES, F. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *Journal of Environmental Monitoring* 4, 109–115. 2002.
- KJERFVE, B.; DE LACERDA, L. D.; DIAS, G. T. M. Baía de Guanabara, Rio De Janeiro, Brazil. v. 144, p.107–117, 2001.
- KJERFVE, R.; RIBEIROT, C. H. A.; DIAS, G. T. M.; FILIPPOT, A. M.; QUARESMA, R. S. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, v. 17, n. 13, p. 1609–1643, 1997.
- LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na Plataforma Continental Nordeste Oriental do Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, v. 20, n. 1, p. 123–135, 2006.
- LAZZARI, L.; WAGENER, A. L. R.; CARREIRA, R. S.; GODOY, J. M. O.; CARRASCO, G.; LOTT, C. T.; MAUAD, C. R.; EGLINTON, T. I.; MCINTYRE, C.; NASCIMENTO, G. S.; BOYLE, E. A. Climate variability and sea level change during the Holocene: Insights from an inorganic multi-proxy approach in the SE Brazilian continental shelf. *Quaternary International*, v. 508, n. March, p. 125–141, 2019.
- LEMES, M. J. L.; FIGUEIREDO FILHO, P. M.; PIRES, M. A. F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. *Química Nova*, v. 26, n. 1, p. 13–20, 2003.
- LIU, Q.; ANDERSON, E. J.; ZHANG, Y.; WEINKE, A. D.; KNAPP, K. L.; BIDDANDA, B. A. Estuarine , Coastal and Shelf Science Modeling reveals the role of coastal upwelling and hydrologic inputs on biologically distinct water exchanges in a Great Lakes estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 209, n. May, p. 41–55, 2018.
- LORENZZETTI, J. A.; GAETA, S. A. The Cape Frio upwelling effect over the South Brazil Bight northern sector shelf waters: a study using AVHRR images. In: *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vienna. p.448-453, 1996
- MAHIQUES, M. M.; SILVEIRA, I. C. A.; MELLO E SOUSA, S. H.; RODRIGUES, M. Post-LGM sedimentation on the outer shelf-upper slope of the northernmost part of the São Paulo Bight, southeastern Brazil. *Marine Geology*, v. 181, n. 4, p. 387–400, 2002.
- MANAP, N.; VOULVOULIS, N. Environmental management for dredging sediments - The requirement of developing nations. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 338–348, 2015.
- MARINHA DO BRASIL. Normam-11/DPC. Portaria N° 27, de 12 de maio de 1998. Disponível em: https://www.dpc.mar.mil.br/normam/N_01/normam01.pdf. Acesso em: jan. 2012.
- MASUTTI, M B.; PANITZ, C. M. N.; PEREIRA, N. C. Biodisponibilidade e bioconcentração de metais-traço no manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC). In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA “ECOTOXICOLOGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: PERSPECTIVAS PARA O SÉCULO XXI, 6. REUNIÃO DA SETAC LATINO-AMERICANA, 3. Anais. [s.n.]. p. 207-219, 2000.

- MEADOR, J. P. Bioaccumulation of PAHs in Marine Invertebrates. In: PAHs: An Ecotoxicological Perspective. Wiley, England, 147-171p. 2003.
- MEADOR, J. P.; STEIN, J. E.; REICHERT, W. L.; VARANASI, U. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. USA, Vol. 143, 79-165p., 1995.
- MIRANDA, L. B. Forma da correlação T-S de massas de água das regiões costeira e oceânica entre o Cabo de São Tomé (RJ) e a Ilha de São Sebastião (SP). Boletim Inst. Oceanogr., São Paulo, 33(2): 105-119, 1985.
- MONTEIRO, F. F.; CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W.; EVANGELISTA, H.; VILLAR, L. S.; VIANA, L. C. A.; BIDONE, E. D. Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil) environmental quality. Environ. Earth Sci. 65, 1661–1669, 2012.
- MORAES, G. M.; MORTATTI, J.; LOPES, R. A. Utilização de diferentes critérios para avaliação do potencial de biodisponibilidade de metais pesados em sedimentos de fundo do alto Tietê (São Paulo). Revista Brasileira de Geociências, v. 41, n. 3, p. 463–471, 2011.
- MOSER, G. A. O.; GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Biological and oceanographic upwelling indicators at Cabo Frio (RJ), v. 45, n. 805, p. 11–23, 1997.
- NASCIMENTO, M. X. Análise das condições meteo-oceanográficas na região da bacia de Santos. Pós-graduação em Engenharia Oceânica, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Dissertação de Mestrado, 110 p. 2013.
- NOTAR, M.; LESKOVEK, H.; FAGANELI, J. Composition, distribution, and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. Mar Pollut Bull, 42, pp. 36-44, 2001.
- OLIVEIRA, E. N.; FERNANDES, A.; PARANHOS, R.; PINTO, F. N.; FILLIPO, A. Influência do Vento nas Massas d'Água da Baía de Guanabara Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE, v. 36, p. 4983–4988, 2015.
- PASSOS, E. N. Variação sazonal da água central do atlântico sul na plataforma continental sudeste brasileira ao largo do estado do Rio de Janeiro, Dissertação. COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 114p, 2015.
- PASSOS, E. N.; CABRAL, L. M. B. S A.M.; CARREIRO, V. B.; JORGE, M. S. A.; ASSAD, L. P. F.; LANDAU, L. Evidências da ocorrência da água central do atlântico sul na Baía de Guanabara. In: Congresso Brasileiro de Oceanografia p. 2253–2259, 2012.
- PATCHINEELAM, S. M.; NETO, J. A. B. Spatial distribution of clay minerals in Guanabara Bay sediments and its relationships with the estuary hydrodynamics. Geochimica Brasiliensis, v. 21, n. 1, p. 1–8, 2007.
- PEREIRA, T. G. Abordagem multimetodológica sobre o despejo de sedimentos de dragagem em área de descarte oceânico – plataforma adjacente à Baía de Guanabara. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Dinâmicas dos Oceanos e da Terra, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, 282p, 2013.
- PERIN, G.; FABRIS, R.; MANENTE, S.; REBELLO, A.W.; HAMACHER, C.; SCOTTO, S. A. A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro,

- Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. *Water Research*, v. 31, n. 12, p. 3017–3028, 1997.
- PIANC. Canais de Acesso - Um Guia para Projetos. v. 95, n. junho, p. 128, 1997.
- POATE, T.; MASSELINK, G.; AUSTIN, M. J.; DICKSON, M.; MCCALL, R. The Role of Bed Roughness in Wave Transformation Across Sloping Rock Shore Platforms. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, v. 123, n. 1, p. 97–123, 2018.
- PORTO, M. M.; TEIXEIRA, S. G. Portos e o desenvolvimento. São Paulo: Lex Editora, 2002.
- REID, M. K.; SPENCER, K. L. Use of principal components analysis (PCA) on estuarine sediment datasets: The effect of data pre-treatment. *Environmental Pollution* 157, 2275–2281, 2009.
- RESENDE, L. L. Monitoramento de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e n-alcanos em amostras de água e tecidos de peixe da Baía de Guanabara- RJ. In: Relatório do Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais PUC, Rio de Janeiro, 33p. 2012.
- REZENDE, C.E.; LACERDA, L.D.; OVALLE, A.R.C.; SOUZA, C.M.M.; GOBO, A.A.R.; SANTOS, D.O. The effect of an oil drilling operation on the trace metal distribution in bottom sediments from the Brazilian continental platform. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 680-684, 2002.
- REZENDE, O. M. A. Quantitativa da Resiliência a Inundações para o Planejamento Urbano: Caso da Bacia do Canal do Mangue no Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 260p, 2018.
- ROBERTS, D. A. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environment International*, v. 40, n. 1, p. 230–243, 2012.
- ROBERTS, R.D.; FORREST, B.M. Minimal impact from long-term dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 623–633, 1999.
- SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; DE BRITO ALMEIDA, K. C. Use of robust statistical methods to analyze environmental data. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, p. 87–94, 2014.
- SALOMONS, W.; FORSTNER, U. Metals in the hydrocycle. Berlin: Springer-Verlag, 349p. 1984.
- SANTOS, Milton. A natureza do espaço. São Paulo: Hucitec, 1996.
- SENEZ-MELLO, T. M.; CRAPEZ, M. A. C.; RAMOS E SILVA, C. A.; SILVA, E. T.; FONSECA, E. M. Heavy metals bioconcentration in *Crassostrea rhizophorae*: A site-to-site transplant experiment at the Potengi estuary, Rio Grande do Norte, Brazil. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 246, 2020.
- SILVA, L.C.F.; ALBUQUERQUE, C.A.M.; CAVALHEIRO, W.W.; HANSEN, C.M.P. Gabarito Tentativo para as Massas de água da Costa Sudeste Brasileira. *Anais Hidrográficos*, Tomo XLI, DHN, 1984.
- SILVEIRA, A. E. F.; NASCIMENTO, J. R.; SABADINI-SANTOS, E.; BIDONE, E. D. Screening-level risk assessment applied to dredging of polluted sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 118, n. 1–2, p. 368–375, 2017.

- SIMOES, M. H. Sistematização dos aspectos ambientais de dragagens portuárias marítimas no Brasil. Dissertação. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. p.141, 2009.
- SIMPSON, S.L., BATLEY, G E, CHARITON AA, STAUBER, JL, KING, CK, CHAPMAN, JC, HYNE, RV, GALE, SA, ROACH, AC AND MAHER, WA. Handbook for sediment Quality Assessment (CSIRO: Bangor NSW), 2005.
- SMITH, B. J.; AUGUSTA, M. Fontes E Transporte De Metais Pesados Para Enseada De Jurujuba (Baia De Guanabara) RJ - Brasil. Revista Tamoios, v. 1, n. 2, p. 11–21, 2005.
- SOARES-GOMES, A.; DA GAMA, B. A. P.; BAPTISTA NETO, J. A. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, v. 8, p. 319–330, 2016.
- STRONKHORST, J.; ARIESE. F.; VAN HATTUM, B.; POSTMA, J.F.; KLUIJVER, M.; DEN BESTEN, P.J.; BERGMAN, M.J.N.; DAAN, R.; MURK, A.J.; VETHAAK, A. D. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environmental Pollution*, 124: 17-31. 2003.
- SUGAHARA, S. Variação anual da frequência de ciclones no atlântico sul. In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, 2000.
- TIBCO SOFTWARE INC. TIBCO Statistica.
- TERNES, C. F.; DIAS, G. T. M.; DIAS, M. S. Geohabitats characterization in areas of dredge sediment disposals on Rio de Janeiro continental shelf, adjacent to Guanabara Bay: Brazil. *Geo-Marine Letters*. 2019.
- TORRES, R. J. Uma Análise Preliminar dos Processos de Dragagem do Porto de Rio Grande, RS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, 190 p., 2000.
- U.S. EPA., 2001. Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediment for chemical and toxicological analyses: Technical Manual. n. October. Disponível em: <https://www.epa.gov/ocean-dumping/methods-collection-storage-and-manipulation-sediments-chemical-and-toxicological>. Acessado em: janeiro de 2020.
- VAN MAREN, D. S.; VAN KESSEL, T.; CRONIN, K.; SITTONI, L. The impact of channel deepening and dredging on estuarine sediment concentration. *Continental Shelf Research*, v. 95, p. 1–14, 2015.
- VAN RIJN, L. C. Coastal erosion and control. *Ocean and Coastal Management*, v. 54, n. 12, p. 867–887, 2011.
- VAN RIJN, L. C.; KROON, A. Sediment Transport by Currents and Waves Coastal Engineering 1992. Anais. New York, NY: American Society of Civil Engineers, 24 jun. 1993.
- VAN RIJN, L. C. Unified view of sediment transport by currents and waves. III: Graded beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 133, n. 7, p. 761, 2007.
- VARANASI, U.; REICHERT, W. L.; STEIN, J. E.; BROWN, D. W.; SANBORN, H. R. Bioavailability, and biotransformation of aromatic hydrocarbons in benthic organisms exposed to sediment from an urban estuary. *Environmental Science & Technology*, 19(9), 836–841, 1985.
- WEISBERG, R.H.; ZHENG, L.Y. Circulation of Tampa Bay driven by buoyancy, tides, and winds, as simulated using a Finite Volume Coastal Ocean Model. *Journal of Geophysical Research* 111, C01005. 2006.

XU, F.; TIAN, X.; YIN, X.; YAN, H.; YIN, F.; LIU, Z. Trace metals in the surface sediments of the eastern continental shelf of Hainan Island: sources and contamination. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 276–283. 2015.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. *Geoestatística: conceitos e aplicações*. São Paulo, Oficina de Textos, 2015.

YANG, Y.; CHEN, F.; ZHANG, L.; LIU, J.; WU, S.; KANG, M. Comprehensive assessment of heavy metal contamination in sediment of the Pearl River Estuary and adjacent shelf. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, n. 9, p. 1947–1955, 2012.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. 5th ed. New Jersey, 944p., 2010.

ANEXO I

Dados suplementares – 1ª campanha – novembro de 2015

Tabela 1x - 1ª campanha - Autovalores da matriz de correlação e estatística correlata.

Valor	Autovalor	% Total (variância)	Cumulativo (Autovalor)	Cumulativo (%)
1	8,046,463	61,9	8,046,462,945	6,189,586,881
2	1,557,337	12,0	9,603,800,026	7,387,538,482
3	1,250,321	9,6	1,085,412,134	8,349,324,106
4	1,036,605	8,0	1,189,072,606	9,146,712,355
5	0,486342	3,7	1,237,706,825	9,520,821,734

Tabela 2x - 1ª campanha - Carga dos Fatores baseada na matriz de correlação com as variáveis.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
Lama	-0,891	-0,262	0,192	-0,031
Areias	0,855	0,399	0,114	-0,138
Cascalho	-0,179	-0,443	-0,741	0,433
Ntot	-0,167	-0,307	0,505	0,723
COT	-0,921	-0,073	0,215	-0,115
Ptot	-0,792	-0,436	0,246	-0,166
As	-0,462	-0,533	-0,299	-0,428
Pb	-0,959	0,207	0,089	-0,024
Cu	-0,713	0,487	-0,402	0,187
Cr	-0,979	0,104	0,108	-0,091
Ni	-0,960	0,130	-0,116	-0,030
Zn	-0,923	0,298	-0,073	0,002
HPAs	-0,785	0,404	-0,006	0,194

Tabela 3x - 1ª campanha - Cosine quadrado dos casos, baseado nas correlações (casos destacados em vermelho - $\text{COS}^2 > 0,1$).

Amostra	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
1 1N	0,835809	0,012322	0,000734	0,001763	0,001059
1 2N	0,045486	0,808574	0,037724	0,010383	0,043247
1 3N	0,000119	0,755714	0,143144	0,017956	0,042510
1 1S	0,396420	0,065961	0,278958	0,120265	0,000011
1 2S	0,567432	0,045976	0,002336	0,277597	0,050647
1 3S	0,675624	0,001347	0,004541	0,192641	0,085037
1 C	0,101589	0,143198	0,612787	0,041811	0,005034
1 1L	0,796871	0,115510	0,007172	0,043864	0,001952
1 2L	0,209993	0,006288	0,177424	0,385060	0,218092
1 3L	0,626852	0,005821	0,009729	0,223240	0,020109
1 1O	0,910096	0,033210	0,049793	0,001882	0,000361
1 2O	0,609589	0,163335	0,040305	0,000251	0,171584
1 3O	0,752944	0,040670	0,106995	0,077881	0,010836

Tabela 4x - 1ª campanha - Correlação de Pearson.

Variável	Lama	Areia	Cascalho	Ntot	COT	Ptot	As	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	HPAs
Lama	1,00												
Areias	-0,93	1,00											
Cascalho	0,11	-0,48	1,00										
Ntot	0,24	-0,24	0,06	1,00									
COT	0,87	-0,78	0,04	0,15	1,00								
Ptot	0,84	-0,78	0,10	0,25	0,85	1,00							
As	0,41	-0,48	0,30	-0,08	0,38	0,55	1,00						
Pb	0,79	-0,71	0,02	0,12	0,92	0,70	0,33	1,00					
Cu	0,41	-0,47	0,26	-0,06	0,47	0,25	0,14	0,73	1,00				
Cr	0,86	-0,76	0,00	0,14	0,91	0,75	0,44	0,97	0,69	1,00			
Ni	0,81	-0,77	0,16	0,07	0,80	0,67	0,45	0,91	0,82	0,95	1,00		
Zn	0,73	-0,67	0,07	0,05	0,78	0,61	0,28	0,91	0,87	0,92	0,97	1,00	
HPAs	0,54	-0,51	0,08	0,14	0,71	0,38	0,14	0,87	0,72	0,80	0,74	0,76	1,00

Dados suplementares – 2ª campanha – junho de 2016

Tabela 5x - 2ª campanha - Autovalores da matriz de correlação e estatística correlata.

Valor	Autovalor	% Total (variância)	Cumulativo (Autovalor)	Cumulativo (%)
1	4,211	32,389	4,211	32,389
2	3,643	28,022	7,853	60,411
3	1,911	14,703	9,765	75,114
4	1,172	9,013	10,937	84,128
5	0,852	6,555	11,789	90,682

Tabela 6x - 2ª campanha - Carga dos Fatores baseada na matriz de correlação com as variáveis.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
Lama	-0,069	-0,774	-0,507	0,184	-0,217
Areias	-0,001	0,845	0,393	-0,151	0,274
Cascalho	0,369	-0,495	0,533	-0,140	-0,334
Ntot	-0,356	-0,818	0,012	-0,014	0,257
COT	-0,505	-0,421	0,091	-0,625	0,301
Ptot	-0,224	-0,279	0,757	0,298	0,334
As	0,146	-0,681	0,573	-0,130	-0,318
Pb	-0,815	0,071	0,215	-0,363	-0,282
Cu	-0,657	0,221	0,285	0,574	-0,169
Cr	-0,744	-0,460	-0,246	0,055	0,213
Ni	-0,886	-0,154	-0,199	0,125	-0,004
Zn	-0,900	0,297	0,221	0,143	-0,129
HPAs	-0,610	0,565	-0,174	-0,314	-0,280

Tabela 7x - 2ª campanha - Cosine quadrado dos casos, baseado nas correlações (casos destacados em vermelho - $\text{COS}^2 > 0,1$).

Amostra	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
2 2N	0,051	0,503	0,051	0,003	0,009
2 3N	0,393	0,243	0,147	0,036	0,154
2 1S	0,034	0,645	0,017	0,098	0,144
2 2S	0,246	0,360	0,192	0,026	0,031
2 3S	0,539	0,009	0,062	0,095	0,172
2 C	0,075	0,666	0,008	0,093	0,017
2 1L	0,272	0,287	0,000	0,367	0,013
2 2L	0,176	0,074	0,444	0,191	0,022
2 3L	0,004	0,268	0,609	0,017	0,033
2 1O	0,233	0,152	0,457	0,085	0,061
2 2O	0,713	0,007	0,009	0,165	0,032
2 3O	0,681	0,202	0,009	0,004	0,041

Tabela 8x - 2ª campanha - Correlação de Pearson.

Variável	Lama	Areia	Cascalho	Ntot	COT	Ptot	As	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	HPAs
Lama	1,000	-0,982	0,058	0,588	0,176	-0,103	0,271	-0,096	-0,105	0,427	0,229	-0,231	-0,257
Areias	-0,982	1,000	-0,244	-0,595	-0,173	0,052	-0,404	0,115	0,157	-0,396	-0,179	0,284	0,345
Cascalho	0,058	-0,244	1,000	0,125	0,005	0,261	0,748	-0,120	-0,294	-0,108	-0,240	-0,322	-0,510
Ntot	0,588	-0,595	0,125	1,000	0,563	0,371	0,466	0,200	0,015	0,630	0,387	0,048	-0,293
COT	0,176	-0,173	0,005	0,563	1,000	0,251	0,273	0,508	-0,085	0,548	0,364	0,195	0,214
Ptot	-0,103	0,052	0,261	0,371	0,251	1,000	0,410	0,141	0,412	0,135	0,055	0,288	-0,282
As	0,271	-0,404	0,748	0,466	0,273	0,410	1,000	0,081	-0,053	-0,044	-0,171	-0,203	-0,442
Pb	-0,096	0,115	-0,120	0,200	0,508	0,141	0,081	1,000	0,416	0,399	0,599	0,809	0,658
Cu	-0,105	0,157	-0,294	0,015	-0,085	0,412	-0,053	0,416	1,000	0,279	0,505	0,791	0,391
Cr	0,427	-0,396	-0,108	0,630	0,548	0,135	-0,044	0,399	0,279	1,000	0,896	0,464	0,105
Ni	0,229	-0,179	-0,240	0,387	0,364	0,055	-0,171	0,599	0,505	0,896	1,000	0,742	0,369
Zn	-0,231	0,284	-0,322	0,048	0,195	0,288	-0,203	0,809	0,791	0,464	0,742	1,000	0,649
HPAs	-0,257	0,345	-0,510	-0,293	0,214	-0,282	-0,442	0,658	0,391	0,105	0,369	0,649	1,000

Dados suplementares – 3ª campanha – agosto de 2016

Tabela 9x - 3ª campanha - Autovalores da matriz de correlação e estatística correlata.

Valor	Autovalor	% Total (variância)	Cumulativo (Autovalor)	Cumulativo (%)
1	8,11	62,40	8,11	62,40
2	1,90	14,58	10,01	76,98
3	1,46	11,23	11,47	88,21
4	0,67	5,19	12,14	93,40
5	0,52	3,97	12,66	97,37

Tabela 10x - 3ª campanha - Carga dos Fatores baseada na matriz de correlação com as variáveis.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
Lama	-0,008	-0,976	0,216	0,001	-0,011
Areias	-0,019	0,881	0,440	0,104	-0,122
Cascalho	0,038	0,319	-0,917	-0,141	0,181
Ntot	-0,932	0,061	0,157	-0,096	-0,190
COT	-0,943	0,035	-0,023	-0,089	0,099
Ptot	-0,920	0,159	0,236	-0,122	-0,043
As	-0,742	-0,060	-0,088	-0,626	-0,117
Pb	-0,972	0,016	-0,033	0,174	0,101
Cu	-0,889	-0,117	-0,179	0,327	0,127
Cr	-0,989	-0,039	0,112	-0,003	-0,013
Ni	-0,975	-0,040	0,069	-0,005	0,171
Zn	-0,957	0,043	-0,010	0,146	0,204
HPAs	-0,612	-0,104	-0,488	0,249	-0,556

Tabela 7x - 3ª campanha - Cosine quadrado dos casos, baseado nas correlações (casos destacados em vermelho - $\text{COS}^2 > 0,1$).

Amostra	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
3 1N	0,209	0,028	0,515	0,004	0,163
3 2N	0,337	0,545	0,050	0,047	0,000
3 3N	0,204	0,184	0,048	0,448	0,034
3 1S	0,142	0,075	0,576	0,146	0,001
3 2S	0,165	0,029	0,447	0,006	0,338
3 3S	0,414	0,039	0,120	0,349	0,012
3 C	0,274	0,003	0,030	0,168	0,405
3 1L	0,162	0,251	0,118	0,178	0,119
3 2L	0,017	0,935	0,002	0,005	0,022
3 3L	0,034	0,690	0,155	0,055	0,018
3 1O	0,975	0,006	0,016	0,000	0,002
3 2O	0,234	0,439	0,155	0,031	0,035
3 3O	0,807	0,011	0,119	0,037	0,005

Tabela 8x - 3ª campanha - Correlação de Pearson.

Variável	Lama	Areia	Cascalho	Ntot	COT	Ptot	As	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	HPAs
Lama	1,000												
Areias	-0,765	1,000											
Cascalho	-0,511	-0,163	1,000										
Ntot	-0,017	0,150	-0,174	1,000									
COT	-0,031	0,009	0,036	0,902	1,000								
Ptot	-0,093	0,249	-0,189	0,889	0,853	1,000							
As	0,044	-0,119	0,092	0,737	0,696	0,734	1,000						
Pb	-0,015	0,024	-0,010	0,850	0,887	0,875	0,612	1,000					
Cu	0,079	-0,138	0,064	0,740	0,795	0,698	0,490	0,934	1,000				
Cr	0,070	0,036	-0,155	0,947	0,945	0,917	0,723	0,951	0,857	1,000			
Ni	0,060	-0,006	-0,082	0,876	0,935	0,897	0,701	0,963	0,867	0,976	1,000		
Zn	-0,037	0,042	0,001	0,828	0,878	0,875	0,607	0,988	0,923	0,932	0,964	1,000	
HPAs	0,008	-0,202	0,256	0,556	0,505	0,435	0,412	0,600	0,646	0,561	0,476	0,511	1,000