

**Universidade Federal Fluminense
Instituto de Geociências
Departamento de Geologia e Geofísica
Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - DOT**

**A influência de Metais Pesados sobre a Macrofauna Bentônica da
Plataforma Continental adjacente a Baía de Guanabara - Rio de
Janeiro/Brasil**

Jefferson Ribeiro Fernandes

Setembro/2017

**Universidade Federal Fluminense
Instituto de Geociências
Departamento de Geologia e Geofísica
Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - DOT**

**A influência de Metais Pesados sobre a Macrofauna Bentônica da
Plataforma Continental adjacente a Baía de Guanabara - Rio de
Janeiro/Brasil**

Dissertação apresentada ao Curso
de Pós-Graduação em Dinâmica
dos Oceanos e da Terra para a
Obtenção do Grau de Mestre

Jefferson Ribeiro Fernandes

Setembro/2017

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG

F363i Fernandes, Jefferson Ribeiro
 A influência de Metais Pesados sobre a Macrofauna
 Bentônica da Plataforma Continental adjacente a Baía de
 Guanabara - Rio de Janeiro/Brasil / Jefferson Ribeiro
 Fernandes ; Estefan Monteiro da Fonseca, orientador. Niterói,
 2017.
 75 f. : il.

 Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
 Niterói, 2017.

 1. Metais pesados. 2. Comunidade macrobentônica. 3. Baía
 de Guanabara. 4. Sedimentos. 5. Produção intelectual. I.
 Título II. Fonseca, Estefan Monteiro da, orientador. III.
 Universidade Federal Fluminense. Instituto de Geociências.

CDD -

JEFFERSON RIBEIRO FERNANDES

**A influência de Metais Pesados sobre a Macrofauna Bentônica da
Plataforma Continental adjacente a Baía de Guanabara - Rio de
Janeiro/Brasil**

Dissertação apresentada ao Curso
de Pós-Graduação em Dinâmica
dos Oceanos e da Terra para a
Obtenção do Grau de Mestre

Aprovado em: _____/_____/_____

BANCA EXAMINADORA

Estefan Monteiro da Fonseca

ElisamaraSabadini Santos

André Luiz Carvalho da Silva

Carlos Marclei ArrudaRangel

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos os profissionais que atuam pela preservação do meio ambiente, garantindo dessa forma, a possibilidade de um mundo melhor para a atual e futuras gerações.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram para esta fase da minha vida.

Em especial Estefan Monteiro, pelo estímulo, diretrizes e apoio.

Aos professores do Mestrado que sempre compartilham conhecimento.

Xarlô, pelo amor incondicional.

Miguel Filho e Célia Fernandes, gratidão aos pais.

Victória Fernandes, Cauã Fernandes, Vinicius Piegaiia e Lucas Piegaiia, sobrinhos com desafios e um futuro pela frente.

Simone Fernandes, Monica Fernandes e Franklin Fernandes pela vida compartilhada.

Famílias, as diversas que conquistamos ao longo da vida.

Amig@s, que compartilham momentos, trocas e saberes.

Aos companheiros do Departamento de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra.

Às descobertas conquistadas nesses anos dedicados ao Mestrado, em especial Silvia Martarello, Jaíza Lira, Eduardo Camilo, Leonardo Lima, Jéssica Delgado, Fabiane Bertoni, Fillipi Brandão, Luiz Henrique Fontana, Marcelo Pompermayer, Thulio Righeti, Patrícia Martins, Alba da Silva, Ronaldo Padula, Helena Dias, Simone Milach, Luciano de Lima, Marcos Paulo Marques Araújo, Rodrigo Imbelloni, Adriana Azevedo, Raimundo Rodrigues dos Santos Filho, Silvana Melo, Conceição Silva, Julio César Reis, Gilberto Lima, Samarony Mota, André Lopes, João Batista de Moraes Rêgo, Maria de Fátima Oliveira Chaves, Mirlailson Andrade, Cristiane Jaccoud e Dimas Zanelli, além daquelas descobertas infinitas: Juliana Pamplona, Andreza Pacheco, Bruno Ventura, Henrique Petarli, Beto Brant, Marcia Tiburi, Eduardo Ferreira, Henrique Jabour,

A todos que participaram direta e indiretamente desta dissertação, meu muito obrigado!

"Não sabendo que era impossível, ele foi lá e fez!"

Jean Cocteau

SUMÁRIO

1.	APRESENTAÇÃO	1
1.1.	Hipóteses	3
2.	ÁREA DE ESTUDO	3
3.	INTRODUÇÃO TEÓRICA.....	4
3.1.	A Macrofauna Bentônica	4
3.2.	Metais Pesados e Ambientes Marinhos	7
3.2.1.	Arsênio.....	9
3.2.2.	Níquel.....	10
3.2.3.	Zinco.....	11
3.2.4.	Cromo.....	12
3.2.5.	Cobre.....	13
3.2.6.	Cádmio	15
3.2.7.	Chumbo	17
3.2.8.	Mercúrio.....	18
3.3.	A relação entre Macrofauna Bentônica e Metais Pesados	19
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
4.1.	Procedimentos para análises dos Metais Pesados	24
4.2.	Procedimentos para análises da Macrofauna Bentônica.....	25
4.2.1.	Riqueza de Espécies	25
4.2.2.	Equitabilidade.....	25
4.2.3.	Diversidade.....	26
5.	RESULTADOS.....	27
5.1.	Análises de Metais Pesados.....	27
5.2.	Análises sobre a Macrofauna Bentônica	31
6.	DISCUSSÃO.....	36
7.	CONCLUSÕES.....	37
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

ANEXO I..... i

**ANEXO II – ARTIGO: EFFECTS OF DREDGED SEDIMENT DISPOSAL ON THE
CONTINENTAL SHELF MACROBENTHIC ASSEMBLAGE NEAR
GUANABARA BAY, BRAZIL ix**

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização do “ponto F”, área de disposição de material proveniente de dragagens e área de interesse do presente estudo.	4
Figura 2. Os passos para o carreamento de metais em sedimentos dentro do ciclo hidrológico. Fonte: Salomons et al., 1984.	8
Figura 3. Pontos de coleta do material sedimentar.	21
Figura 4. Apresentação da estrutura do Amostrador Van Veen. Fonte: Foto de César Augusto M. Roda/CETESB, 2011.	23
Figura 5. Materiais sedimentares coletados nas estações 1N e 3N do ponto F.	23
Figura 6. Imagem do espectrômetro 700 Series ICP-OES, objeto utilizado nas análises de concentrações de elementos traço no presente estudo.	25
Figura 7. Gráfico representando os Principais grupos em termos de abundância relativa total. As fatias representam essa abundância a partir dos dados disponibilizados pela identificação da fauna bentônica, apresentados em sua totalidade no Anexo I.	32
Figura 8. Gráfico indicando os valores de riqueza (número de táxons) por estação de coleta da área do ponto F.	32
Figura 9. Gráfico indicando os valores de diversidade (índice Shannon-Wiener, log ₂) por estação de coleta. O símbolo “*” representa valor igual a 0, devido a presença de uma única espécie no ponto amostrado.	33
Figura 10. Gráfico indicando os valores de equitabilidade (índice de Pielou) por estação de coleta. O símbolo “*” representa valor igual a 0, dada a ocorrência de apenas uma espécie no ponto amostrado.	33
Figura 11. Gráfico representando a Análise Multidimensional (nMDS) com base na abundância dos táxons por estação de coleta no ponto F.	34
Figura 12. Gráfico exibindo a diversidade (índice Shannon-Wiener, log ₂) combinada a Riqueza (número de táxons) em função da distância das estações de coleta a região estudada.	35

Figura 13. Gráfico da Análise Multidimensional (nMDS) com base na abundância dos táxons, representando índices referenciados pela distância do ponto F da área estudada.....35

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1. Coordenadas das Estações de Coleta	22
Tabela 2. Concentrações de Metais obtidas através das análises conduzidas no presente estudo.	28
Tabela 3. Confrontamento de dados das concentrações dos metais pesados analisados na área do estudo aqui apresentado com valores extraídos de levantamento bibliográfico.....	30
Tabela 4. Faixas de valores estipulados na classificação de sedimentos pelo grau de poluição (Igeo), de acordo com Müller (1979).	31
Tabela 5. Classificação de sedimentos pelo grau de poluição – Igeo – no atual estudo de caso na plataforma continental adjacente a Baía de Guanabara, de acordo com Müller (1979). Observa-se que os maiores valores encontrados para o índice estão em negrito, na tabela, e foram designados aos elementos: Cu, Zn e Pb.....	31
Quadro 1. Conjunto de gráficos realizando a comparação dos valores de concentrações dos metais analisados no presente estudo com a literatura (Baptista Neto et al., 1999; Turekian e Wedepohl, 1961).....	29

RESUMO

A estrutura da comunidade macrobentônica e as características dos sedimentos coletados em área de descarte de rejeitos de dragagem localizada na plataforma continental adjacente a Baía de Guanabara/RJ foram estudadas. Além da caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, pretendeu-se averiguar a possível relação entre a distribuição de contaminantes no sedimento e a estrutura da comunidade bentônica. Foram determinadas as características do sedimento, assim como identificados os organismos presentes. Determinaram-se os metais totais recuperáveis. Para os metais pesados, foi verificada que a variação espacial de concentrações foi menor relativamente à variação temporal, com exceção ao Chumbo (Pb), Cobre (Cu) e Zinco (Zn). As concentrações de metais presentes nos sedimentos caracterizados estão, em geral, abaixo dos valores associados a efeitos biológicos adversos. A macrofauna bentônica encontrada foi caracterizada pela presença dos seguintes grupos: Nemertinea, Nematoda, Sipuncula, Annelida-Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Brachiopoda e Echinodermata. Observou-se um predomínio dos Annelida-Polychaeta, Crustacea e Mollusca. Não foram registradas espécies em atual risco de extinção, espécies exóticas ou endêmicas dessa área. Os índices ecológicos (riqueza, diversidade e equitatividade), de maneira geral, se apresentaram semelhantes entre as diferentes estações de coleta da área de estudo, exceto no ponto F, onde os valores foram altos em relação às demais estações. Os resultados observados são evidências de que esses impactos potenciais no ponto F sejam moderadamente fortes, diante da presença majoritária de altas concentrações de Zinco, Cobre e Chumbo, apresentando um gradiente de diminuição na concentração pelo aumento da distância do ponto de descarte de material proveniente de atividades de dragagem.

ABSTRACT

The structure of the macrobenthic community and the sediment characteristics collected in the dredging tailings disposal area located on the continental shelf at Guanabara Bay / RJ were studied. In addition to the characterization of the community of benthic macroinvertebrates, it was intended to investigate the possible relationship between the distribution of contaminants in the sediment and the structure of the benthic community. The sediment characteristics were determined, as well as the organisms present in the sediment. The recoverable total metals were determined. For heavy metals, with the exception of Lead (Pb), Copper (Cu) and Zinc (Zn), it was verified that the spatial variation of the concentrations was lower than the temporal variation. The concentrations of metals present in the characterized sediments are generally below values associated with adverse biological effects. The benthic macrofauna found was characterized by the presence of the following groups: Nemertinea, Nematoda, Sipuncula, Annelida-Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Brachiopoda and Echinodermata. A predominance of Annelida-Polychaeta, Crustacea and Mollusca was observed. Extinct, exotic or endemic species of this area were not registered. The ecological indexes (richness, diversity and fairness) were, in general, similar among the different collection stations of the study area, except in the Central station, named as "ponto F", where the values were low in relation to the other stations. It can be affirmed that there are traces of impact regarding to the disposal of sediment material from the dredging activities on the structure of the benthic community, with the presence of high concentrations of Zinc, Copper and Lead, with reduction in the ecological indexes in the Central point, considered as moderately strong potential impacts.

1. APRESENTAÇÃO

A poluição do meio ambiente marinho tem sua origem partir das mais diversas fontes antrópicas. As fontes de origem terrestre contribuem globalmente com cerca de 70 a 80 % da contaminação marinha, enquanto que apenas 20 a 30 % da carga de poluentes para os oceanos são oriundas das atividades localizadas *in situ* como transporte marítimo, exploração de recursos minerais da plataforma continental e descarga direta de contaminantes por emissários submarinos (Crossland *et al.*, 2005).

Os efluentes que apresentam maiores ameaças para o meio ambiente marinho são em grau variável de importância e, quando se tratando da escala, podem ocorrer diferentes problemáticas nos âmbitos nacional e regional, são listados alguns desses efluentes: os originados no esgotamento sanitário, lixiviação de solos agrícolas e da pecuária, efluentes industriais e da mineração e a lixiviação de superfícies urbanas. Dentre os principais contaminantes gerados por estas fontes, encontram-se: nutrientes, compostos orgânicos sintéticos, sedimentos, resíduos sólidos e plásticos, metais, radionuclídeos, petróleo e hidrocarbonetos em geral e, em particular, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Grande parte dessas substâncias atinge o mar através de bacias de drenagem ou pela deposição através da atmosfera. As substâncias não degradáveis como os metais pesados, representam problemas particulares para o meio ambiente marinho, uma vez que ao mesmo tempo em que apresentam toxicidade, também inferem a persistência e a bioacumulação na cadeia alimentar (Marcovecchio, 2000; Marins *et al.*, 2002).

Dentre as atividades antrópicas localizadas na plataforma continental, o descarte de material dragado resultante da instalação ou manutenção de bacias de evolução de portos é uma fonte potencial de impactos ambientais. Por outro lado, porém, estas atividades se mostram de grande importância, uma vez que a necessidade dos portos na economia exportadora de países como o Brasil é indiscutível.

Incluídos na gama de potenciais poluentes suscetíveis à disseminação nas atividades de descarte de material dragado, são observados os metais pesados. Uma vez disponibilizados no ambiente, os metais pesados podem afetar diretamente a biota oceânica que se encontra, de um modo geral, submetida a concentrações de “background” muito baixas.

Além disso, os metais pesados apresentam baixa solubilidade em água do mar, um fator que, quando aliado a grandes fatores de diluição, resulta em concentrações baixas, mesmo estando próximo a fontes pontuais, em águas marinhas em geral. Alguns fatores podem maximizar o efeito desses contaminantes na plataforma continental:

- i) grande capacidade de acumulação de metais pesados, típica de sedimentos marinhos, de granulometria fina da plataforma continental;
- ii) pequena mobilidade da fauna bêntica; e
- iii) elevados fatores de concentração para metais pesados nestes organismos (Kennicutt, 1995; Chapman *et al.*, 1991).

A detecção de possíveis alterações na concentração de metais pesados em sedimentos da plataforma continental devido às atividades de dragagem depende de uma caracterização prévia da variação natural destes contaminantes nos sedimentos. A distribuição de metais nos sedimentos de plataforma pode variar dependendo de fatores alóctones (ou seja, o aporte continental) e autóctones (ou seja, a precipitação de carbonatos), bem como a identificação de eventos de contaminação recente.

Tratando-se do ecossistema da Baía de Guanabara, Oliveira *et al.* (2014) enfatiza os altos níveis de poluição regionais comparados a outros estuários no âmbito nacional. O autor corrobora que alguns fatores contribuem incisivamente para que o quadro ambiental da Baía de Guanabara continue sendo avaliado com altas taxas de degradação ambiental. Alguns desses fatores são listados: o desmatamento, a emissão de esgoto e de lixo, a poluição industrial, a poluição oriunda dos derramamentos de óleo e a poluição do ar.

Contudo, o aspecto paisagístico em algumas localidades da região da Baía de Guanabara continua sendo bem avaliado, de forma independente às condições ambientais,

propiciando condições para a ocupação do território, pelas mais diversas camadas sociais e de forma simultânea (Oliveira *et al.*, 2014).

No presente trabalho, alguns aspectos relacionados à avaliação da contaminação por metais pesados em área de disposição de material proveniente de dragagens executados no interior na Baía de Guanabarasão discutidos.

1.1. Hipóteses

O presente trabalho discute as seguintes questões a serem respondidas:

- É possível estimar a capacidade de autodepuração do ambiente escolhido como área de descarte do material dragado?
- É possível estimar o impacto ambiental sobre as populações pertencentes à macrofauna bentônica local?

2. ÁREA DE ESTUDO

A localização da área do estudo aqui apresentado, denominada “ponto F” (Latitude 23°06′55.00”S e Longitude 43°03′50.90”O) é demonstrado na Figura 1. A região foi determinada a receber o descarte de material proveniente de atividades de dragagem desenvolvidas no Porto do Rio de Janeiro, de acordo com argumentos relacionados à dispersão do material na superfície de fundo marinho, tornando-se dessa forma objeto do presente estudo de avaliação da influência dos metais pesados sob a ecologia do ambiente em questão.

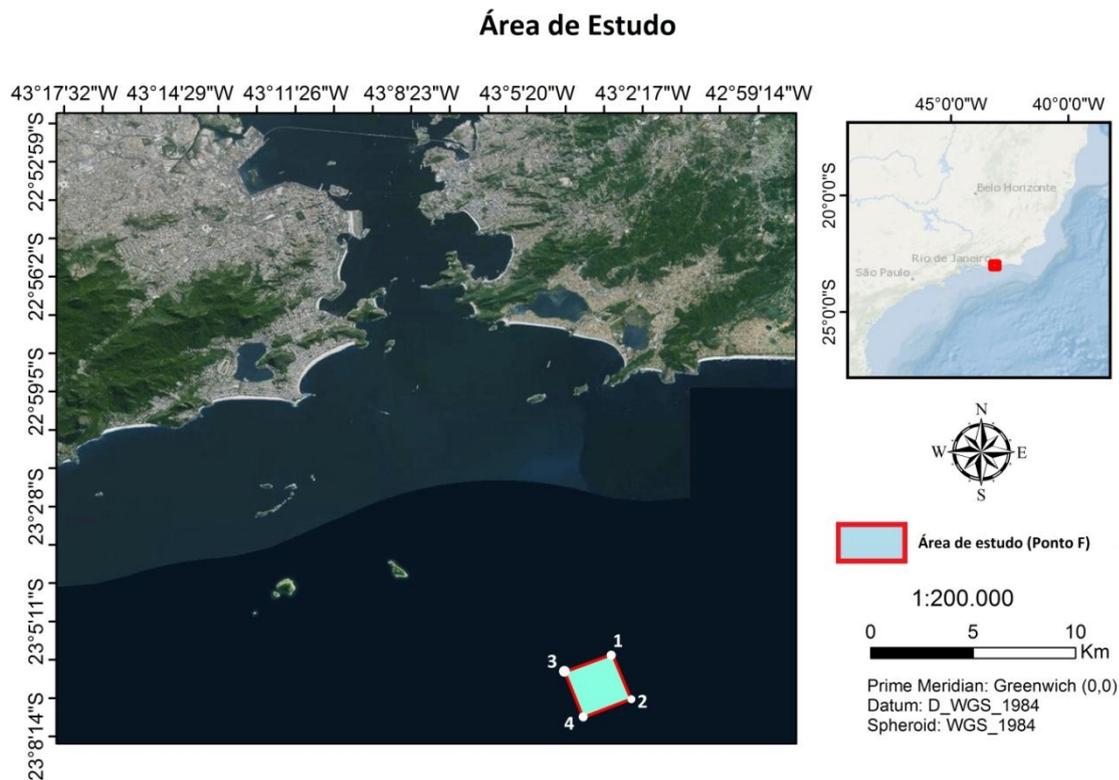


Figura 1. Localização do “ponto F”, área de disposição de material proveniente de dragagens e área de interesse do presente estudo.

3. INTRODUÇÃO TEÓRICA

3.1. A Macrofauna Bentônica

A fauna bentônica inclui os organismos da epifauna e da endofauna. A epifaunatem sua ocorrência sobre o substrato, seja na forma consolidada ou inconsolidada. Já a endofauna inclui todos aqueles organismos que possuem habilidades escavadoras ou encontram-se penetrados no sedimento ou nas rochas, sendo assim mais abundantes e diversificados no sedimento (Pereira & Soares Gomes, 2009; Gray e Elliot, 2009).

Estudos de Pichon (1967) e Dexter (1969, 1972) indicam que a macrofauna recorrente de praias arenosas contempla grande parte dos taxa de invertebrados, onde se destacam os moluscos, crustáceos e poliquetas. Tratando-se de ambientes de costões rochosos e praias arenosas, Wendt & McLachlan (1985) demonstram que a ocorrência da macrofauna não é bem definida. O principal fator limitante exposto pelos autores foi a ação das ondas.

Quanto à classificação do tamanho dos grãos e, com base em aberturas de malhas de peneiras utilizadas durante a separação entre os organismos e sedimentos, a endofauna inclui os macrobentos – animais que são retidos em malhas com aberturas de até 0,5mm – representados principalmente por poliquetas, crustáceos, equinodermos e moluscos; os meiobentos – animais que são retidos em malhas com aberturas de até 0,0062 mm – representados por nemátodos e copépodos e; os microbentos - que são bactérias, protozoários e microalgas que são confinados em malhas de aberturas de até 0,062mm (Holme & McIntyre, 1984).

Ao desempenhar fundamental papel na estruturação física dos habitats e nos processos ecológicos e biogeoquímicos inerentes aos ecossistemas costeiros, a macrofauna bentônica constitui vínculos entre os produtores primários (fitoplâncton, macroalgas e vegetação costeira) e os produtores secundários e terciários (peixes e crustáceos), tanto na cadeia trófica de regiões estuarinas e costeiras como na plataforma continental, conforme retratado pelos autores Andersen e Kristensen (1992); Amaral *et al.* (1994); Lenihan e Micheli (2001); Rosa e Bemvenuti (2006).

Durante a sua alimentação, os organismos bentônicos convertem a matéria orgânica particulada em biomassa animal, que servirá de alimento para peixes demersais (Amaral e Migotto, 1980; Kawakami e Amaral, 1983; Soares *et al.*, 1993; Amaral *et al.*, 1994), além de realizarem a filtragem de partículas depositadas no fundo, agregando valor nutricional ao material.

As comunidades bentônicas também participam dos mais diversos processos ecológicos, como, por exemplo, a aeração de sedimentos, regeneração de nutrientes e da matéria orgânica, além de atuarem diretamente na produção de biomassa na superfície do assoalho marinho.

Segundo McCall e Tevesz (1982); Soares-Gomes, Pitombo & Paiva (2009), além desta relevante contribuição para a economia pesqueira, as comunidades bentônicas participam de diversos processos ecológicos, como a aeração do sedimento, a ciclagem, a regeneração de nutrientes e da matéria orgânica e a produção de biomassa em fundos marinhos.

Dados extraídos de comunidades bentônicas em regiões do mar do Norte indicam que entre 30 e 40% das espécies destinadas ao comércio, se baseiam em subsídios provenientes dos macrobentos (Newell *et al.*, 1998).

Enquanto levada em conta a matéria orgânica dissolvida em ambientes marinhos, Brusca & Brusca (2007) retrata que seu papel no tocante à nutrição dos organismos componentes da macrofauna bentônica é questionável, uma vez que sua natureza química se apresenta de forma complexa, além do fato de ser difícil se obter medições confiáveis de taxa de influxo e perda dessa matéria.

É relevante ressaltar que a matéria orgânica empregada como fonte energética para invertebrados macrobentônicos é encontrada em suspensão ou depositada nos sedimentos, e a mesma torna-se disponível para a biota, após passar por processos de degradação e remineralização, contudo, sendo uma parte retida nos sedimentos (fator variante com relação ao meio - exemplos: meios oxidantes, subantioxidante e antioxidante) e da área superficial das partículas sedimentares (Wakehan e Canuel, 2006).

Se comportando como fatores intrínsecos para o estabelecimento, e, conseqüentemente, a variabilidade das comunidades de assoalhos oceânicos em superfícies de fundo não consolidadas (Snelgrove e Butman, 1994), a hidrodinâmica e a dinâmica sedimentar se relacionam de maneira que a distribuição dos sedimentos está intimamente relacionada à capacidade de correntes de fundo, favorecendo ou não o acúmulo sedimentar e/ou precipitação de material biogênico, ressuspensão e transporte do mesmo sedimento (Sternberg 1984).

Vale ressaltar a influência humana na variabilidade espaço-temporal na distribuição dos organismos da macrofauna bentônica. Costa e Di Benedetto (2009), ao registrar pela primeira vez a fauna acompanhante da pesca de camarões na costa norte do estado do Rio de Janeiro, verificaram a remoção de macroinvertebrados bentônicos por redes de arrasto de fundo, a qual é uma arte de pesca muito comum em regiões costeiras como fonte de renda pela população local.

Estudos que abordam a estrutura de comunidade macrobentônica são escassos na plataforma continental do Rio de Janeiro, pontuais e em regiões profundas da Bacia de Campos, abrangendo regiões no entorno de plataformas ou restritas a uma determinada faixa de profundidade (Tommasi, 1994; Soares-Gomes *et al.*, 2000; Lavrado, 2006).

3.2. Metais Pesados e Ambientes Marinhos

Ao reagirem em átomos doadores de enxofre e em proteínas, os metais pesados dão início aos seus processos de toxicidade, e, de modo geral, acabam por resultar em enzimas desativadas. Além disso, substituindo elementos essenciais como cálcio e magnésio, os metais pesados podem desestabilizar a estrutura das biomoléculas.

A combinação perfeita entre reações é capaz de impulsionar replicações defeituosas dos ácidos nucléicos, processo que é sucedido por efeitos mutagênicos que produzem desarranjos genéticos hereditários, comumente conhecidos como câncer. A natureza química de muitos metais e espécies metálicas adicionais permitem movimentos de transferência levando a embriotoxicidade e a teratogenicidade (Pavan, 1988).

Em conformidade com a abordagem do atual estudo, existem diferentes fontes geradores de elementos contaminantes pertinentes às atividades antrópicas, uma vez que os metais pesados compõem elementos inerentes a grande maioria dos materiais que ocorrem de forma natural no ciclo de vida do planeta (Alloway e Ayres, 1993).

As regiões costeiras tropicais brasileiras com intensa presença de indústrias, como nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Bahia, têm sido regiões alvo de estudos referentes ao acúmulo de metais pesados em sedimentos (Carvalho & Lacerda, 1992; Godoy *et al.*, 1998; Fernandes, 1994; Fiszman, 1984; Malm, 1989; Tavares, 1992; Perin, 1997). Para o trabalho de Carvalho & Lacerda (1992) há destaque para as análises químicas de organismos bentônicos, onde no caso, não foram observadas altas concentrações de metais nos mesmos.

De acordo com Ferreira (2001), a área de interação entre rio, mar e continente é simbolizada pela ocorrência de importantes processos naturais e antrópicos, que por sua vez ocasionam a acumulação de metais traços.

No caso da entrada do metal traço proveniente do corpo hídrico e/ou da atmosfera nos oceanos, o mesmo passa a se estabelecer no processo biogeoquímico e no ciclo dos oceanos, sendo esta ocasião favorável à incorporação do metal no sedimento marinho, que pode perdurar por milhões de anos antes de seu retorno ao ciclo hidrológico.

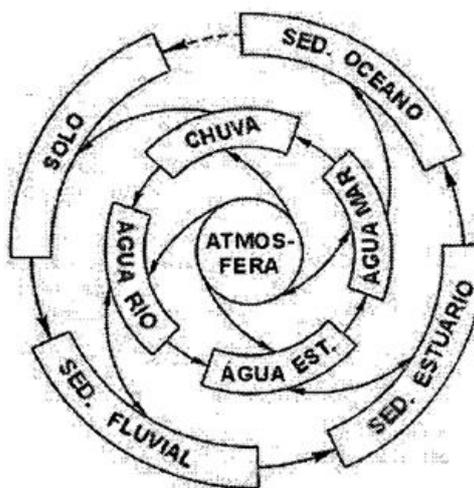


Figura 2. Os passos para o carreamento de metais em sedimentos dentro do ciclo hidrológico. Fonte: Salomons *et al.*, 1984.

Os sedimentos representam uma fonte de sumidouro para os metais provenientes das águas superficiais. Esses elementos são contaminantes perseverantes do meio, e a sua toxicidade varia conforme a sua forma química (Lu, 1996), além de que não permanecem fixados aos sedimentos, mas podem ser reciclados por meio de agentes químicos e/ou biológicos.

Nos sedimentos, a concentração dos metais pesados se diferenciaem conformidade com a razão de deposição dos metais, razão de sedimentação das partículas, natureza e tamanho das partículas e a presença e ausência de matéria orgânica e espécies complexantes (Fernandes, 1994; Perin, 1997).

Através de um único perfil vertical de amostragem do sedimento, a concentração de um determinado contaminante em diferentes profundidades reflete as alterações históricas no ecossistema devido ao acúmulo dos mesmos (Shine, *et al.*, 1995; Din, 1992). As amostras de

sedimentos podem indicar não somente a sua qualidade real, mas também informam particularidades na sua composição ao longo do tempo.

3.2.1. Arsênio

Conferindo cerca de 0,00005% na composição da crosta terrestre (o que corresponde em quilogramas a 4,01 vezes 10^{16}) (Mandal & Suzuki, 2002) a partir de valores obtidos com base em concentrações em materiais rochosos, o arsênio (As) é enquadrado como elemento raro (Mattschullat, 2000). É comumente encontrado na composição de minerais como galena, calcopirita e pirita.

O As é emitido na atmosfera tanto por causas naturais, quanto por antrópicas, sendo, em geral, por processos caracterizados por desencadeamentos de calor, como fundições, usinas geradoras de eletricidade a partir do carvão, incêndios florestais e atividade vulcânica (Azevedo & Chasin, 2003).

Processos biológicos como biometilação e redução microbiana também contribuem para o aumento no volume de As na atmosfera, gerando compostos metilados voláteis. Ainda de acordo com Azevedo & Chasin, (2003), o As é lançado à atmosfera principalmente como material particulado, sendo o vento a sua principal forma de transporte, retornando à terra e às superfícies aquáticas por deposição seca ou por precipitações.

As fontes de contaminação de solos e sedimentos por arsênio podem ser de origem natural ou antropogênica. Sendo a fonte natural primária correspondente à dissolução de compostos de arsênio a partir de minerais sulfetados (principalmente arsenopirita e pirita rica em As) por intermédio de fatores geotérmicos, geohidrológicos ou biogeoquímicos. Já dentre as fontes antropogênicas, Mondal *et al.* (2006) sugere a inclusão da liberação do As por atividades de mineração.

Um fator importante é o de que os rejeitos de mineração representam significativa fonte de As para o ambiente, atuando por longos períodos de tempo, como proposto por Loredó *et al.* (2006). Além de produzir rejeitos evidenciados por altas concentrações de As, a

mineração é responsável por aumentar a área de superfície do mineral sulfetado exposta ao oxigênio e à água (Brown *et al.*, 1999).

Associados ao surgimento de células cancerígenas no ser humano, as exposições crônicas e agudas ao As podem acarretar doenças cardiovasculares (hipertensão e aterosclerose), desordens neurológicas, distúrbios gastrointestinais, doenças renais e hepáticas, efeitos reprodutivos e outros. Atualmente, o homem é exposto ao arsênico primariamente por contaminação atmosférica e/ou hídrica, além dos riscos de contaminação na alimentação (Silva, *et al.*, 2014).

Se tratando dos efeitos carcinogênicos causados pelo As, mencionados anteriormente, esses se relacionam à exposição crônica por determinado período. Os tipos de câncer associados à exposição crônica são o câncer de pele, pulmão (inalação), próstata, bexiga, rim e fígado (NRC, 1999).

Na perspectiva de ambientes marinhos, o arsênio é encontrado principalmente na forma de compostos inorgânicos, em águas naturais (Thornton & Farago, 1997). Validando informações sobre a toxicidade do elemento, o principal modo de intoxicação pela água ocorre no consumo da mesma, quando poluída (USEPA, 2000).

3.2.2. Níquel

Grande parte da produção de níquel (Ni) em escala mundial é designada à fabricação de ligas, possuindo cada tipo a sua finalidade: aços inoxidáveis para a indústria de construção metalomecânica, aços especiais para a indústria aeronáutica, cupro-níquel para a cunhagem de moedas, cromo-níquel para cutelaria, ferro-níquel para magnetes, cobre-níquel-zinco (prata alemã) para objetos decorativos e de uso doméstico, etc.

Outra fração importante da produção é atribuída ao revestimento de peças metálicas (niquelagem), seja com o intuito decorativo visual, ou como resguardo contra a corrosão. Entre as demais aplicações, pode-se ainda referir a fabricação de catalisadores, em especial o chamado Níquel Raney, que é uma forma meticulosa da divisão do níquel, facilmente oxidado pelo ar e pirofórico, usado em muitos processos de redução.

Contudo, o níquel não reage com soluções alcalinas e por isso é empregado nos equipamentos destinados à fabricação de Hidróxido de Sódio (NaOH). O elemento metálico reage com os halogênios por meio de aquecimento e sua reação só ocorre de forma paulatina junto ao flúor, que dessa forma é empregado nos equipamentos para o manuseio de Flúor (F₂) e de fluoretos corrosivos. Também é utilizado em acumuladores de Ni/Fe, que ocasionam benefícios por tornarem a carga elétrica mais ágil, sem provocar danos às placas de bateria (Lee, 1999).

A exposição direta ao metal ocasiona, mais comumente, danos à pele (dermatites). Dos compostos de níquel, a carbonila de níquel é o mais tóxico e cancerígeno, representando um nível máximo de tolerância da ordem de 1 ppb. Ademais, é absorvido facilmente pela pele e doses da ordem de 0,1 ppm do metal causam problemas no fígado e coração e doses altas causam mal-estar, náuseas e desorientação (Oelme, 1979).

De acordo com Ferreira (2001), a absorção deste metal depende da sua forma físico-química, e sua maior absorção ocorre por meio da alimentação e da água, de forma que o níquel se vincula a um grande número de elementos ligantes, formando diversos compostos. A contaminação por inalação ocorre da exposição ocupacional.

Na ocasião de absorção oral, algumas formas do níquel podem se tornar particularmente tóxicas, provocando problemas renais e insuficiências no sistema imunológico.

Roeva *et al.* (1994) realizou estudos que indicam a inalação de níquel por exposição ocupacional, as quais vêm ampliando a incidência de câncer nasal. Segundo os autores, os mesmos estudos têm demonstrado que o sulfato de níquel e o carbonil níquel são carcinogênicos.

3.2.3. Zinco

É um metal de larga utilização nas indústrias de galvanização e aço, devido às suas propriedades químicas e metalúrgicas. Utiliza-se o zinco em grandes quantidades para revestir objetos de ferro evitando a corrosão e também na fabricação de ligas, como o bronze, a mais

comum. Além de participar nos conjuntos de fundições de peças metálicas, como eletrodos negativos nas pilhas secas e como pigmento branco em tintas.

O zinco também é utilizado como catalisador na vulcanização de borrachas sintéticas e naturais, óxido de zinco nas indústrias farmacêuticas, agrícola e de cosméticos, na forma de pó de zinco como tintura na indústria têxtil e como um agente precipitante de prata e ouro, em soluções de cianeto. Outros compostos de zinco, tais como o estearato de zinco e palmitato de zinco são detergentes usados para estabilizar plásticos e como agentes secantes de tintas (Lee, 1999).

A toxicidade do zinco é associada à relação com outros metais pesados, ou seja, a interação com outros metais pode acarretar a deficiência do zinco no organismo ou a uma bioacumulação, o que influenciaria negativamente a atividade enzimática e a performance imunológica (Oelme, 1979).

A dose diária indicada para a ingestão de zinco por adultos é de 15 mg. Esse elemento é presente em todos os tecidos do corpo humano, incluindo os órgãos: próstata, rins, fígado, pâncreas e coração. Ele está associado a muitas metaloenzimas, como a anidrase carbônica, que regula o gás carbônico (Ferreira, 2001).

Ainda segundo o autor, é aplicado constantemente na galvanoplastia de metais e em ligas, além de ser empregado na fabricação de rayon mordentes para a impressão e em corantes, conservantes de madeira, fungicidas e raticidas.

Ao ser ingerido em altas concentrações, o zinco é capaz de ocasionar diarreias, câimbras e sangramentos estomacais. Além do mais, a exposição crônica pode causar anemias e pancreatite e efeitos teratogênicos não tem sido observado em animais, porém doses elevadas podem afetar a reprodução e o crescimento (Ferreira, 2001).

3.2.4. Cromo

O Cromo (Cr) tem uma abrangência ampla no campo industrial, submetendo-se à catalisação em diversos processos, além de agir como fixador de cor na indústria têxtil, elemento de liga para aços duros e aços inoxidáveis, dentre outros. Este metal não é um

contaminante significativo para tecidos vegetais, mas pode ser transferido rapidamente através da alimentação para os invertebrados (Schmidt, 1998).

A toxicidade do Cr para os organismos aquáticos é geralmente baixa. Já para as plantas aquáticas depende do pH do meio e, portanto, da disponibilidade de íons livres e quelados, presença de quelantes orgânicos, cátions, nutrientes e outros metais em solução.

Os acréscimos acima dos níveis regulares do cromo em sedimentos marinhos estão relacionados às descargas antropogênicas, com os setores industriais, metalúrgico e químico como responsáveis para a maioria das liberações, na grande maioria dos casos.

Em seu estado combinado, o cromo é representado em jazidas, na natureza, não ocorrendo, portanto, na sua forma elementar. Além disso, pertinentemente às condições redox do solo terrestre, o elemento encontra-se sob sua forma menos tóxica, em geral, Cr (III). É um micronutriente fundamental ao metabolismo da glicose e do colesterol de animais e do homem.

A poluição de solos ocorre como resultado dos dejetos originários do cromato, nos quais são citados os exemplos dos curtumes ou eletropinturas. Diferente de outros metais pesados, o cromo pode apresentar-se na forma trivalente ou hexavalente, esta última caracterizada por ser mais fitotóxica. Mesmo em solos mais aerados é difícil encontrar a valência (VI), uma vez que a redução é proporcionada pela matéria orgânica.

Alloway e Ayres (1993) classificam o cromo como carcinogênico para os peixes, em seus estudos. Visto que em animais o elemento se concentra em pulmões, fígados, rins e glóbulos vermelhos da corrente sanguínea. Estudos indicam que o Cr (VI) é muito mais tóxico que o Cr (III), e a sua toxicidade se torna ainda mais grave por via oral.

3.2.5. Cobre

O Cobre (Cu) decorre naturalmente, em sua forma elementar. Lidando com fatores alimentares, o elemento constitui-se por ser micronutriente básico para uma gama variada de tecidos da composição do corpo humano (Ferreira, 2001). O autor demonstra que o cobre

decorre de forte atividade bioquímica e se concentra em organismos de plantas e algas, fator altamente sintomático à biota do ambiente marinho.

De acordo com Ferreira (2001), emprega-se o sulfato de cobre como fungicida em plantas ornamentais, alimentos como uvas, e até em reservatórios de água (afetados pelo crescimento desordenado de algas). Ele também é utilizado em abertura de poços artesianos com finalidade de consumo de água, por não causar preocupações relacionadas a processos químicos, uma vez que o pH do ambiente esteja entre 6,5 e 8.

Moore e Ramaroorthy (1984) explanam que o cobre também é muito tóxico quanto aos invertebrados marinhos, incluindo os de água doce. O Cu se caracteriza por ser extremamente tóxico à grande maioria das plantas aquáticas e ocasionar dificuldades no crescimento dos vegetais, quando ocorridos geralmente em concentrações iguais ou inferiores a 10-8M.

Para o homem, a ingestão de sais de cobre deve acarretar problemas gastrointestinais e renais, cujos sintomas são dores abdominais profundas, vômitos, necrose hepática, hipertensão, taquicardia, convulsão e até a morte. O elemento penetra em tecidos por diversas opções de rotas no corpo humano, como sugere Ferreira (2001), por via oral, por inalação ou absorção pela pele.

Problemas gastrointestinais e de fígado podem ocorrer pela ingestão de água potável com teor de cobre entre 2,2 e 7,8 mg/L. O autor ainda incita que a acumulação de cobre decorrente da exposição prolongada pode causar “Mal de Wilson”, uma desordem genética.

Altas concentrações de cobre podem causar a necrose dos rins e problemas hematológicos. Estudos realizados em animais atestaram que a exposição ao cobre em via oral decorre de sua acumulação nos rins e fígado.

Estudos conduzidos por Alloway e Ayres (1993) e Roeva *et al.* (1994) indicam que dores de cabeça, vertigens, e dentre outros sintomas associados à exposição ocupacional foram reportados por trabalhadores urbanos.

Clarck (1996) faz alusão ao input natural de cobre, no geral, para ambientes marinhos. Em decorrência de erosões ou mineralizações de rochas, o valor estimado para a mobilização de cobre nesses ambientes é de 325.000 toneladas em um ano, de acordo com o autor.

Ainda que o plâncton, os peixes e as ostras de áreas sabidamente contaminadas abranjam altas taxas de Cu, o elemento não se acumula na cadeia alimentar, de modo geral, sendo essencial até certo ponto, para os animais.

Continuando no cenário de valores para a utilização do cobre, são presumidos valores a cerca de 7,5 milhões de toneladas ao ano do elemento na utilização para o funcionamento de dispositivos elétricos, como por exemplo, tintas anti-incrustantes, algicidas, catalisadores químicos, além de produtos químicos utilizados na conservação de madeiras (Clarck, 1996).

Independentemente de o fato do Cu ser um íon fundamental à incorporação de ferro ao organismo através da hemoglobina, seu excesso no organismo apresenta um grande potencial como gerador de radicais livres, ocasionando esquizofrenia e distúrbios psiquiátricos, além de produzir insônia, perda de cabelos, menstruação irregular e depressão.

3.2.6. Cádmio

O Cádmio (Cd) foi descoberto em 1817 e rapidamente passou a ser um metal importantíssimo ao nível industrial, nomeadamente na produção de baterias, tintas e plásticos. O cádmio aparece na natureza quase sempre associado ao zinco, cobre e chumbo em proporções que variam de 1:100 a 1:1000.

Constituindo um elemento de ocorrência natural, o cádmio é altamente tóxico e não essencial. É um metal que pode ser dissolvido por soluções ácidas e pelo nitrato de amônio. Quando queimado ou aquecido, produz o óxido de cádmio sob a forma de pó branco e amorfo ou então forma cristais de cor vermelha. No entanto, o cádmio e o óxido de cádmio são insolúveis em água (Augusto *et al.*, 2002).

A galvanoplastia é um dos processos industriais que mais utiliza o cádmio. O homem expõe-se ocupacionalmente durante a fabricação de ligas, varetas para soldagens, baterias,

produção de tubos para televisões, pigmentos, esmaltes e tinturas têxteis, fotografia, etc. (Augusto *et al.*, 2002).

Ainda de acordo com Augusto *et al.* (2002), a contaminação dos solos pode ocorrer pela precipitação e deposição do cádmio presente na atmosfera. Outras formas de contaminação do solo ocorrem através dos resíduos do fabrico de cimento, da queima de combustíveis fósseis e lixo urbano e de sedimentos de esgotos.

Na agricultura, a utilização de fertilizantes fosfatados é uma fonte direta de contaminação com cádmio. Sabe-se que a captação de cádmio pelas plantas é maior quanto menor o pH do solo.

A água é outra fonte de contaminação e deve ser considerada, não somente pelo seu consumo como água potável, mas também pelo seu uso na produção de bebidas e na preparação de alimentos. A água potável possui baixos teores de cádmio (cerca de 1 mg/L) (Louekari, 2008).

O cádmio pode acumular-se no corpo humano e induzir disfunção renal, doenças ósseas e deficiência na função reprodutora, não se podendo excluir a possibilidade de atuar como agente cancerígeno no ser humano. A presença de cádmio nos produtos alimentares constitui a principal fonte de ingestão de cádmio pelo homem (Baptista e Venâncio, 2003; Martin & Griswold, 2009.)

Quanto à sua toxicidade, os órgãos alvo quando se tratando de susceptibilidade do homem ao cádmio são os rins, por via oral, e, quando há inalação do elemento ocorre a contaminação dos pulmões. Alloway e Ayres (1993) também classificam o cádmio como provável carcinogênico ao homem.

Quando exposto a temperaturas acima de 400°C, o cádmio se torna extremamente volátil, e inicia processos de dispersão no ar. Tratando-se do ambiente sedimentar, esse elemento tende a ser menos absorvido comparado a outros metais bivalentes, e, dessa forma, possui maior mobilidade em solos e sedimentos, crescendo sua disponibilidade (Alloway e Ayres, 1993; Roeva *et al.*, 1994).

3.2.7. Chumbo

O Chumbo (Pb) foi um dos primeiros metais a ser utilizado pelo Homem pressupondo-se a sua utilização na Ásia Menor em 4000 a.C. Por ser utilizado de forma tão intensiva e longevidade, a história de sua intoxicação é extensa.

É um metal tóxico, pesado, com maciez, maleável e pobre condutor de eletricidade. É usado na construção civil, baterias de ácido, munições, proteções contra raios-x e é um constituinte das ligas metálicas para a produção de soldas, fusíveis, revestimentos de cabos elétricos, metais de tipografia, e ainda em plásticos, tintas, pigmentos, indústrias metalúrgicas e aditivos da gasolina, dentre outros (Harald *et al.*, 2007).

Este elemento é virtualmente onipresente no meio ambiente como resultado da sua ocorrência natural e da sua utilização industrial. O chumbo, apesar de não ser um elemento comum nas águas naturais, é facilmente introduzido no meio ambiente por uma série de processos e produtos humanos. (Harald *et al.*, 2007).

Presente na galena sob a forma de sulfeto, esse metal é perseverante em sua fixação nos solos e águas. É elemento não essencial, neurotóxico e um forte poluente. Waldron (1980) cita que, quando em contato com o corpo humano, são reconhecidos pelo menos cinco estágios da interferência do chumbo na formação de hemácias da hemoglobina na corrente sanguínea.

A absorção de chumbo pode induzir à redução do desenvolvimento cognitivo e do desempenho intelectual das crianças e aumentar a pressão sanguínea e as doenças cardiovasculares nos adultos. A exposição da população ao elemento ocorre por via aérea e através da alimentação, de maneira geral (De Capitani, 2009).

Fator dependente da rota de exposição, a absorção do chumbo em adultos ocorre na faixa de 10 a 15%, através da ingestão, e, no entanto, crianças absorvem cerca de 50% de chumbo durante a ingestão de alimentos associados ao elemento tóxico e, ao se acumular, o chumbo pode se acumular em ossos, além de atacar tecidos do fígado e músculos (Alloway e Ayres, 1993).

3.2.8. Mercúrio

Indícios da utilização do mercúrio são datados de até 3500 anos a.C., que passou a ser extensivamente usado pelo ser humano devido às suas características de densidade e fluidez. Seu uso industrial é bastante profuso, podendo ser usado em termômetros, barômetros, lâmpadas, medicamentos, espelhos detonadores, corantes, dentre outros.

O metal, quando ocorrido na natureza, apresenta-se sob muitas formas e estados. O mercúrio pode ser extremamente mutável no ambiente, estando suscetível à diversas formas e estados de oxidação. Sais de mercúrio bivalente representam maiores taxas de toxicidade do que os monovalentes.

O mercúrio, o único metal no estado líquido a temperatura ambiente, está presente em diversas formas (metálico, orgânico, inorgânico) e pode encontrar-se em três estados de oxidação (0, +1, +2), em geral facilmente interconvertíveis na natureza. Selin (2009) sugere em seu trabalho que tanto o Homem, como os animais estão expostos a todas as formas de mercúrio através do ambiente.

Ainda de acordo com os estudos de Selin (2009), quando se combina com elementos como o cloro, enxofre ou oxigênio, obtêm-se os compostos de mercúrio inorgânico, também designados como sais de mercúrio. Por outro lado, se um átomo de mercúrio se liga covalentemente a pelo menos um átomo de carbono, este dá origem a compostos de mercúrio orgânico (metilmercúrio, etilmercúrio, fenilmercúrio).

As aves e os mamíferos cuja base alimentar são os peixes encontram-se mais suscetíveis ao metilmercúrio quando comparados a outros animais componentes do ecossistema marinho, de acordo com Morel (1998). O autor justifica que conseqüentemente, animais que consomem os peixes, estão sujeitos maiores riscos, uma vez que permanecem subjacentes a processos de biomagnificação.

Ferreira (2001) revela que o mercúrio é capaz de induzir reações de hipersensibilidade, como dermatites. A inalação do vapor deste metal é associada a sintomas como contrações, disfunção renal, distúrbios do sistema nervoso central e periférico, podendo ocasionar óbito. O

autor corrobora que a absorção, distribuição, metabolismo e excreção do mercúrio dependem do estado de oxidação.

O metilmercúrio pode induzir alterações no desenvolvimento normal do cérebro dos lactentes e, com teores superiores, provocar alterações neurológicas nos adultos. Pode causar, ainda, danos ao fígado, rins e ao sistema nervoso central (Baptista e Venâncio, 2003; Martin & Griswold, 2009).

3.3. A relação entre Macrofauna Bentônica e Metais Pesados

Estudos de correspondências dos macroinvertebrados bentônicos com a dinâmica da poluição estabelecem instrumento fundamental na avaliação da qualidade ecológica dos ambientes aquáticos (Beyruth, 1989).

Wilhm (1975) ainda afirma que a avaliação da poluição deve ser focalizada em parâmetros biológicos. Esta afirmação é respaldada pelo fato de que alterações ambientais acarretam mudanças detectáveis no sistema biológico (Shimizu, 1978), visto que os diferentes organismos não conciliam a mesma adaptação para viverem num ambiente poluído (Hamilton & Saether, 1971).

Rosenberg & Resh (1993) descrevem os principais benefícios que tornam os macroinvertebrados bentônicos organismos favoráveis ao monitoramento biológico em ecossistemas aquáticos: (1) existem diferentes tipos de sistemas e em diversos habitats dentro dos sistemas; (2) esses organismos apresentam natureza sedentária, permitindo a análise espacial do efeito da perturbação; (3) possuem ciclo de vida particularmente longo, o que propicia análises sobre as variações temporais e, conseqüentemente, avaliações de distúrbios ambientais; (4) exercem papel importante no processamento da matéria orgânica de corpos hídricos, estimulando a decomposição, promovendo assim a reciclagem de nutrientes e a transferência de energia aos níveis tróficos superiores. Este fato é um elo fundamental na cadeia decompositora dos detritos de acordo com Kuhlmann (1993); (5) participam da reciclagem de nutrientes principalmente de fósforo e nitrogênio inorgânicos, por meio do biorrevolvimento do substrato e de suas atividades metabólicas de excreção.

Assim, o estudo da macrofauna bentônica em conjunto aos parâmetros físicos e químicos possibilita o melhor entendimento dos efeitos das variações ambientais.

Hepp *et al.* (2003) argumenta que estudos que investiguem os resultados da intensa chegada de metais pesados corpos hídricos e, principalmente, seus efeitos sobre os seres aquáticos são excepcionais, especialmente quando se tratando da fauna bentônica.

Diante dos fatos aqui expostos, o presente estudo de caso avaliou a hipótese da influência negativa sob a comunidade bentônica, decorrente das altas concentrações de contaminantes, na região plataforma continental adjacente a Baía de Guanabara, especificamente no denominado “Ponto F”, destinado ao descarte de material dragado.

O principal argumento sobre os impactos negativos é a diminuição na riqueza e diversidade da comunidade dos organismos vivos presentes na área de estudo, além de aumento da densidade de organismos tolerantes à poluição.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Delineando a avaliação dos impactos decorrentes da potencial toxicidade produzida por traços de elementos metálicos contaminantes sobre a comunidade bentônica localizada na plataforma continental adjacente à Baía de Guanabara, na área do presente estudo, foi realizada a campanha de coleta do material sedimentar do ponto F em dezembro de 2015.

A malha amostral utilizada para o monitoramento da qualidade do sedimento na área de descarte contemplou 13 (treze) estações, conforme apresentado na Figura 3.

A ferramenta de coleta utilizada foi uma draga manual Van Veen constituída em aço inox não zincado, através da qual se obteve material sedimentar superficial de fundo.

Após a campanha, o material coletado foi armazenado em sacos plásticos duplos devidamente etiquetados, de acordo com os respectivos parâmetros a serem analisados. Após a obtenção das amostras, as mesmas foram acondicionadas em caixas isotérmicas a temperaturas de $4^{\circ}\text{C} \pm 0,5$.

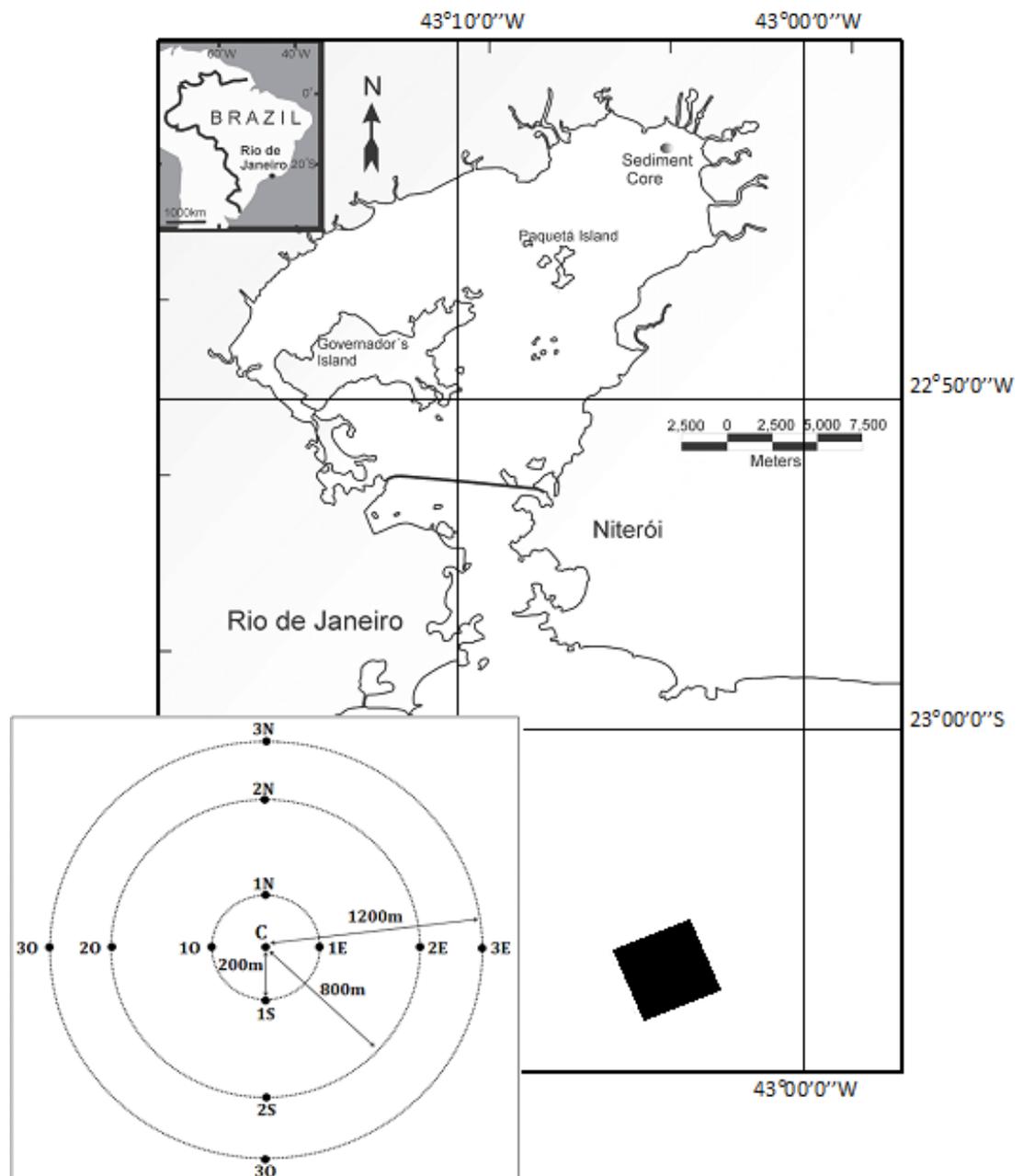


Figura 3. Pontos de coleta do material sedimentar.

A nomenclatura das estações de coleta, assim como as das coordenadas geográficas é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Coordenadas das Estações de Coleta

Estações de coleta	Latitude	Longitude	Distância referente ao ponto F (metros)
ponto F	23° 6' 55,000" S	43° 3' 50,900" W	0
1N	23° 6' 48,501" S	43° 3' 50,993" W	200
1E	23° 6' 54,914" S	43° 3' 43,874" W	200
1S	23° 7' 01,499" S	43° 3' 50,807" W	200
1O	23° 6' 55,086" S	43° 3' 57,926" W	200
2N	23° 6' 29,000" S	43° 3' 51,273" W	800
2E	23° 6' 54,654" S	43° 3' 22,790" W	800
2S	23° 7' 21,002" S	43° 3' 50,527" W	800
2O	23° 6' 55,344" S	43° 4' 19,011" W	800
3N	23° 6' 16,013" S	43° 3' 51,459" W	1200
3E	23° 6' 54,481" S	43° 3' 08,742" W	1200
3S	23° 7' 33,976" S	43° 3' 50,341" W	1200
3O	23° 6' 55,516" S	43° 4' 33,035" W	1200

A draga Van Veen tem sua utilização na amostragem sedimentar em fundos arenosos, com cascalhos e argilosos, empenhando capacidade para extração de substratos de maiores graus de compactação, devido a seu peso e sistema de alavanca (CETESB, 2011). O também chamado amostrador possui um sistema de fechamento constituído por cordas e correntes, e sua caçamba é estabelecida em formato de semicírculo.

A presença dos orifícios em sua caçamba (observar Figura 4) minimiza a geração de atritos e choques com o meio durante a descida do equipamento na coluna d'água, o que impossibilita a retro lavagem da camada superficial sedimentar na superfície do fundo marinho, assim como o espalhamento do conteúdo biótico (fauna bentônica), além dessa geometria favorecer a velocidade do procedimento de coleta (CETESB, 2011).



Figura 4. Apresentação da estrutura do Amostrador Van Veen. Fonte: Foto de César Augusto M. Roda/CETESB, 2011.

Os materiais sedimentares superficiais coletados são apresentados nas imagens da Figura 5.



Figura 5. Materiais sedimentares coletados nas estações 1N e 3N do ponto F.

4.1. Procedimentos para análises dos Metais Pesados

As concentrações de Metais Pesados foram obtidas pelo método de espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), através do equipamento de modelo 700 Series ICP-OES[®] (Agilent Technologies), conforme ilustrado na Figura 6.

As amostras também foram submetidas à extração ácida com Ácido nítrico (HNO₃) e Ácido fluorídrico (HF). De acordo com este método, cada amostra (0.05 g) foi digerida usando-se 2 mL de HNO₃/HF (1:1) *ultrapure* em tubos selados de polytetrafluoroetileno, aquecendo-se até 190°C em forno elétrico 24 h.

Após o resfriamento, os frascos foram abertos e dispostos em uma placa quente a 150°C até a evaporação das soluções. O resíduo final foi redissolvido utilizando-se 2 mL de HNO₃ e 4 mL de água deionizada. Simultaneamente, 1 mL de 500ng/mL de solução Rh foi adicionada como padrão interno.

O material foi novamente selado e devolvido ao forno elétrico a 140°C por 4 horas. Posteriormente ao novo resfriamento, o volume final foi avolumado para 50 mL com água deionizada, sendo as amostras guardadas em garrafas de PVC a 4 °C para, em seguida, serem analisadas em espectrômetro de massa (model VG EXCELL). Os brancos dos reagentes foram tratados da mesma forma.



Figura 6. Imagem do espectrômetro 700 Series ICP-OES, objeto utilizado nas análises de concentrações de elementos traço no presente estudo.

4.2. Procedimentos para análises da Macrofauna Bentônica

Os dados foram organizados em tabelas e foram construídos gráficos de barra para auxiliar na visualização dos padrões de composição e abundância dos organismos. A Abundância Relativa (%) de cada grupo foi calculada através do seu percentual em relação à abundância total. Foram calculados os seguintes índices ecológicos para a fauna:

4.2.1. Riqueza de Espécies

A riqueza de espécies foi caracterizada através do número de táxons registrados (S). Essa avaliação constitui processo iterativo na determinação da heterogeneidade de espécies que caracterizam a região de estudo do presente trabalho.

4.2.2. Equitabilidade

De acordo com Gomes (2004), a equitabilidade manifesta o modo pelo qual um número de indivíduos tem sua distribuição entre diferentes espécies, ou seja, indica aponta a semelhança ou divergência da abundância (número de indivíduos) na ocorrência de diferentes espécies.

Para o presente trabalho a equitabilidade baseou-se nos cálculos guarnecidos pelo índice de Pielou (J'), que consiste na seguinte equação:

$$J' = \frac{H'(\text{observado})}{H'(\text{máximo})}$$

Onde H' (máximo) estabelece a diversidade máximo possível que pode ser observada no caso de todas as espécies apresentarem igual abundância na área de estudo.

$$H'(\text{máximo}) = \log S$$

Onde S é o número total de espécies.

4.2.3. Diversidade

Gomes (2004) corrobora que a diversidade é uma função baseada no número de espécies e na equitabilidade dos valores de importância da mesma. Visto que a equitabilidade é o inverso da dominância.

Um dos índices mais utilizados para as análises de diversidade sobre faunas é o índice de Shannon-Wiener – H' (1949), pelo fato deste incorporar tanto a riqueza quanto a equitabilidade, conforme sugerido pela equação:

$$H' = \sum p_i (\log p_i)$$

Onde p_i é igual ao valor da importância e o Log encontra-se na base 2 ou no valor neperiano (aproximadamente 2,718). Para o presente estudo foi utilizado o cálculo logarítmico com base igual a 2.

No seguimento das análises da Macrofauna Bentônica, o teste de significância utilizado foi a análise de variância fatorial, considerando as estações de coleta. Nessa análise, os dados foram testados quanto à normalidade e homocedasticidade. Para análise posterior, o teste de Tukey (Zar, 1996) foi aplicado. O nível de significância adotado foi de 0,05 para ambos os testes. Esse teste foi aplicado aos índices biológicos listados anteriormente.

Para o estabelecimento de grupos de amostras, com composição semelhante, foi aplicado o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke; Warwick, 1994) aos dados não transformados do número de indivíduos por táxon. A partir da matriz de similaridade obtida com os dados de fauna, foi realizada uma análise de ordenação não métrica multidimensional (MDS) das estações de coleta (Clarke; Warwick, 1994).

Para uma avaliação da relação, entre a estrutura da comunidade bentônica e as variáveis ambientais do sedimento, foi realizada a análise BIOENV, a qual indica quais as variáveis ambientais que apresentam as melhores correlações com a estrutura da fauna (Clarke; Warwick, 2001).

5. RESULTADOS

5.1. Análises de Metais Pesados

A perspectiva sobre a contribuição de sedimentos continentais para a plataforma continental na região sudeste brasileira vem sendo convenientemente abordada, uma vez que este trecho da plataforma brasileira apresenta uma razoável cobertura em termos de amostragens e análises, essas, em sua grande maioria, relacionadas à granulometria (Gomes, 2006; Lavrado, 2006; Pereira e Gomes, 2009; Villaça, 2002; Ovalle *et al.*, 2000).

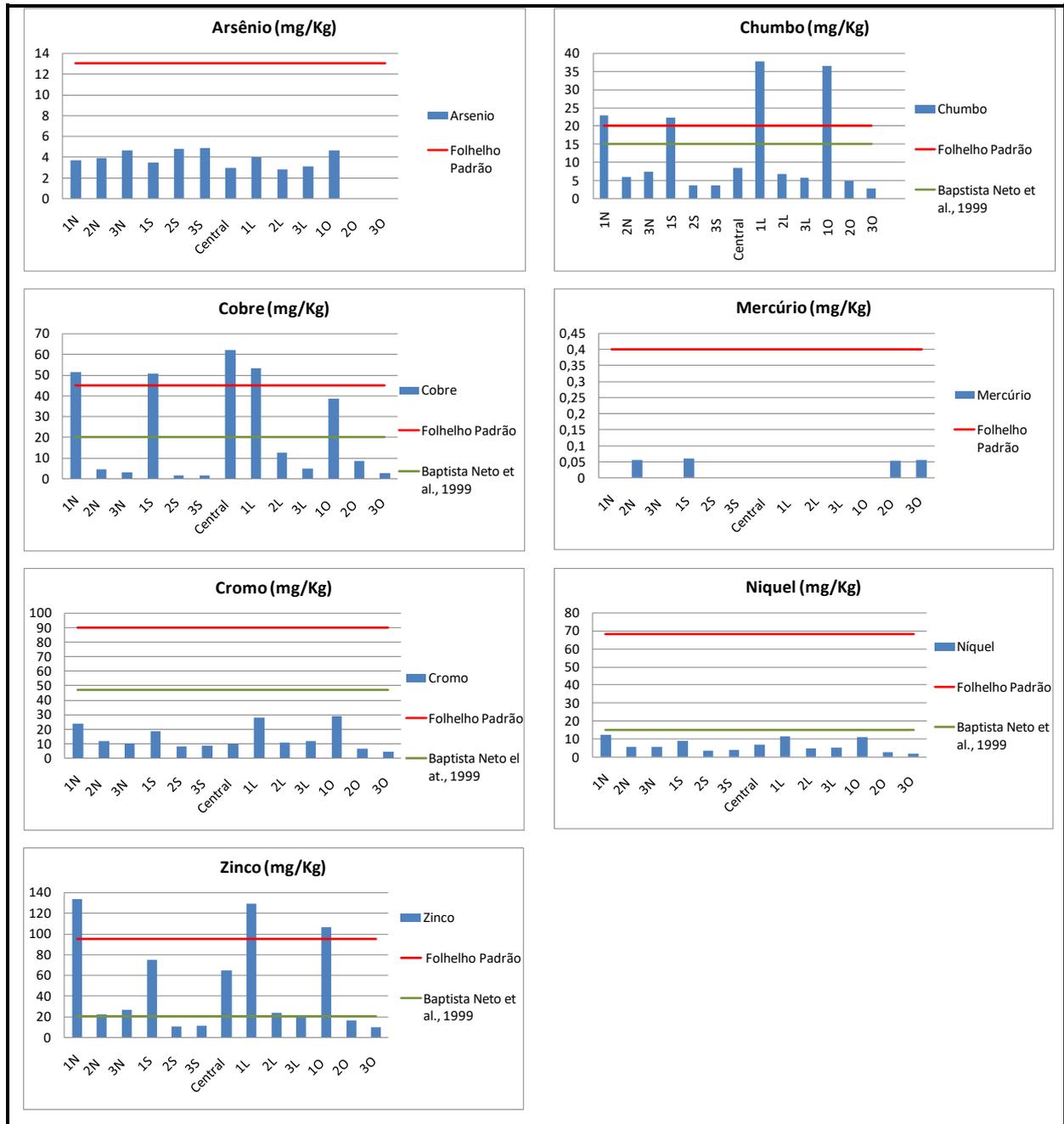
A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos referentes às concentrações de metais:

Tabela 2. Concentrações de Metais obtidas através das análises conduzidas no presente estudo.

Estação	Arsênio	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Mercúrio	Níquel	Zinco
1N	3,693	0	22,848	51,282	23,371	0	12,256	133,055
2N	3,869	0	5,94	4,534	11,514	0,055	5,36	21,677
3N	4,607	0	7,331	2,775	9,772	0	5,27	26,677
1S	3,461	0	22,26	50,734	18,254	0,0592	8,652	74,477
2S	4,791	0	3,652	1,389	7,996	0	3,372	10,011
3S	4,83	0	3,588	1,562	8,485	0	3,719	10,867
ponto F	2,933	0	8,329	61,949	9,551	0	6,758	64,39
1E	3,945	0	37,758	53,052	27,964	0	11,445	128,928
2E	2,81	0	6,786	12,342	10,633	0	4,614	23,24
3E	3,08	0	5,696	4,649	11,353	0	4,99	20,394
1O	4,605	0	36,421	38,565	28,869	0	10,927	106,632
2O	0	0	4,852	8,336	6,219	0,0528	2,555	16,271
3O	0	0	2,679	2,386	4,263	0,0548	1,741	9,803

Pretendendo o melhor entendimento da avaliação da potencial contaminação ocasionada pelas concentrações dos metais – Arsênio, Cobre, Cromo, Zinco, Níquel, Chumbo e Mercúrio – os valores dos mesmos foram comparados à valores de linha de base disponibilizados pela literatura referente ao tópico de estudo (valores padrões para folhelhos e estudos de análises de metais realizados por Baptista Neto *et al.* (1999), conforme exibido nos gráficos apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Conjunto de gráficos realizando a comparação dos valores de concentrações dos metais analisados no presente estudo com a literatura (Baptista Neto *et al.*, 1999; Turekian e Wedepohl, 1961)



Os gráficos indicam o enriquecimento dos metais Zn, Cu e Pb em especial, tanto quando comparados aos valores da média dos teores no folhelho padrão (Turekian e Wedepohl, 1961), quanto com os valores obtidos na base de testemunhos da Baía de Guanabara obtidos por Baptista Neto *et al.* (1999).

Além disso, foi possível constatar que os resultados obtidos não apresentaram discrepâncias ao serem comparados com análises de concentrações de metais nos demais trabalhos acadêmicos realizados na plataforma continental ao longo da costa brasileira, como apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Confrontamento de dados das concentrações dos metais pesados analisados na área do estudo aqui apresentado com valores extraídos de levantamento bibliográfico.

Elemento	Corrente Trabalho	Plataforma Continental SE do Brasil (Lacerda <i>et al.</i> , 2003; Carvalho <i>et al.</i> , 1993)	Plataforma Continental NE do Brasil (Freire <i>et al.</i> , 2004)	Bacia de Campos (Rezende <i>et al.</i> , 2002; Ovalle <i>et al.</i> , 2000)	Bacia Potiguar (Lacerda <i>et al.</i> , 2005)	Bacia do Ceará (Marins <i>et al.</i> , 2004b; 2005)
Cu	1,3 – 61,9	19-29	3-24	3,4 – 6,3	0,72 – 6,21	4,7 – 6,1
Ni	1,7 – 12,25	25 - 36	4 - 12	6,2 - 77	0,4 – 4,36	1,8 -28,9
Pb	2,7 – 37,75	17 - 38	16 - 47	5,5 – 6,7	0,55 – 18,7	16 - 43
Zn	9,8 – 133,05	78 - 147	99 - 270	24,5 – 28,9	0,3 – 35,9	3,7 – 16,9
Cd	0	0,10 – 0,32	0,03 – 0,36	-	0,02 – 1,1	1,4 – 3,0
Cr	4,2 – 28,86	76 - 84	3 - 39	14 - 15	1 – 25,1	5,5 – 23,5
Hg	0 – 0,05	0,013 – 0,08	0,06 – 0,25	0,012 – 0,06	0,001 – 0,06	0,06 – 12,8

Müller (1979) destaca uma proposta distinta para a avaliação da capacidade de enriquecimento nos sedimentos marinhos por metais, onde é realçado o fator denominado geoacumulação (Igeo), uma medida quantitativa de níveis de poluentes que reflete o aumento de concentrações relativos a um determinado metal em uma região. Tal índice é calculado a partir da seguinte equação:

$$I_{geo} = \log_2 + \frac{C_n}{1,5 \times B_n}$$

Onde:

C_n - representa a concentração média do elemento n na fração fina do sedimento;

B_n - *background* geoquímico do elemento n em sedimentos argilo-siltosos;

1,5 - fator de correção dos efeitos litogênicos.

Tabela 4. Faixas de valores estipulados na classificação de sedimentos pelo grau de poluição (Igeo), de acordo com Müller (1979).

Acumulação no Sedimento (Igeo)	Classe (Igeo)	Intensidade de Poluição
> 5	6	muito forte
> 4 – 5	5	forte e muito forte
> 3 – 4	4	forte
> 2 – 3	3	moderadamente forte
> 1 – 2	2	moderada
> 0 – 1	1	ausente e moderada
< 0	0	ausente

Tabela 5. Classificação de sedimentos pelo grau de poluição – Igeo – no atual estudo de caso na plataforma continental adjacente a Baía de Guanabara, de acordo com Müller (1979). Observa-se que os maiores valores encontrados para o índice estão em negrito, na tabela, e foram designados aos elementos: Cu, Zn e Pb.

Estação	As	Cd	Pb	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
1N	-2,40	0,00	0,02	2,10	-1,59	0	-0,88	2,15
2N	-2,33	0,00	-1,92	-1,40	-2,61	0	-2,07	-0,47
3N	-2,08	0,00	-1,62	-2,11	-2,85	0	-2,09	-0,17
1S	-2,49	0,00	-0,02	2,08	-1,95	0	-1,38	1,31
2S	-2,03	0,00	-2,62	-3,11	-3,14	0	-2,74	-1,58
3S	-2,01	0,00	-2,65	-2,94	-3,05	0	-2,60	-1,47
ponto F	-2,73	0,00	-1,43	2,37	-2,88	0	-1,74	1,10
1E	-2,31	0,00	0,75	2,14	-1,33	0	-0,98	2,10
2E	-2,79	0,00	-1,73	0,04	-2,73	0	-2,29	-0,37
3E	-2,66	0,00	-1,98	-1,37	-2,63	0	-2,17	-0,56
1O	-2,08	0,00	0,69	1,68	-1,29	0	-1,04	1,83
2O	0	0,00	-2,21	-0,53	-3,50	0	-3,14	-0,88
3O	0	0,00	-3,07	-2,33	-4,05	0	-3,69	-1,61

Através dos resultados obtidos a partir de cálculos do índice da geoacumulação, neste estudo de caso, foi possível identificar o enriquecimento de Cu, Pb e Zn, principalmente em pontos mais próximos ao centro da área de estudo, dessa forma classificando tais pontos mais enriquecidos como moderadamente poluídos.

5.2. Análises sobre a Macrofauna Bentônica

O inventário faunístico e densidade dos táxons macrobentônicos (indivíduos por metro quadrado) coletados na campanha é apresentado conforme o Anexo I. A macrofauna bentônica foi caracterizada pela presença dos seguintes grupos: Nemertinea, Nematoda,

Sipuncula, Annelida-Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Brachiopoda e Echinodermata. Entre esses grupos, Annelida-Polychaeta, Crustacea e Mollusca foram os mais abundantes.

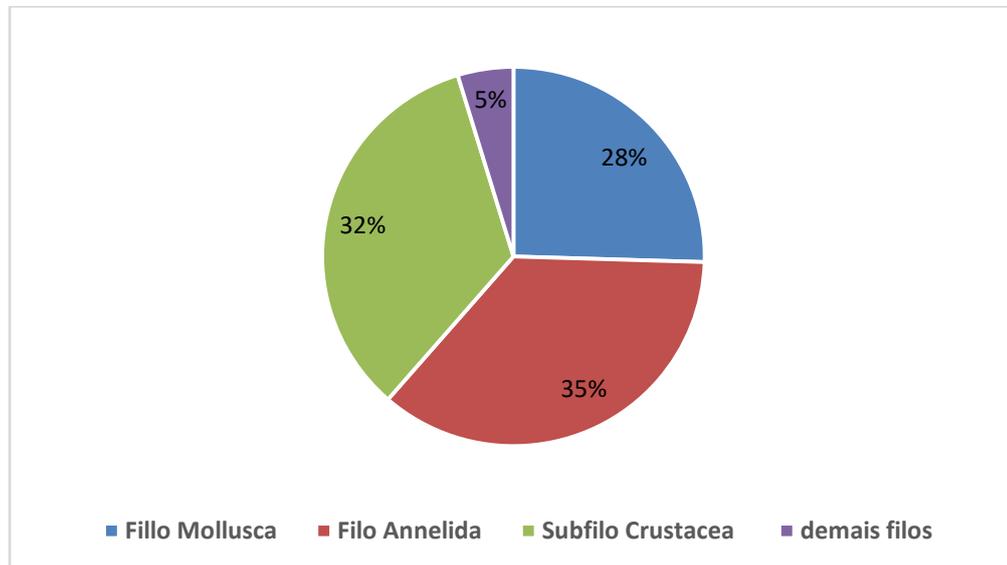


Figura 7. Gráfico representando os Principais grupos em termos de abundância relativa total. As fatias representam essa abundância a partir dos dados disponibilizados pela identificação da fauna bentônica, apresentados em sua totalidade no Anexo I.

Os índices ecológicos (riqueza, diversidade e equitatividade) foram, de modo geral, semelhantes entre as diferentes estações de coleta, com exceção do ponto F, onde os valores foram significativamente mais baixos em relação às demais estações (Figuras 8 a 10).

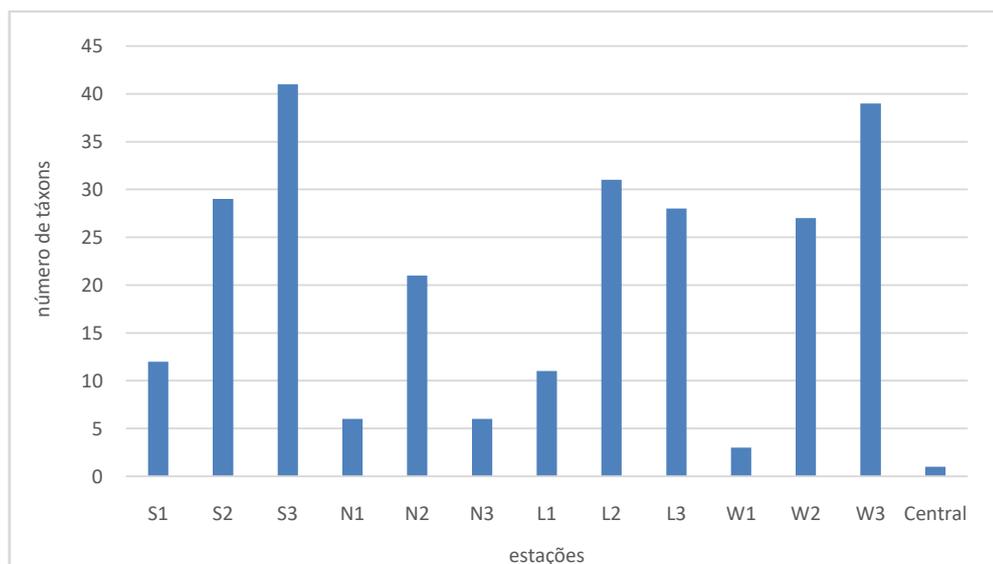


Figura 8. Gráfico indicando os valores de riqueza (número de táxons) por estação de coleta da área do ponto F.

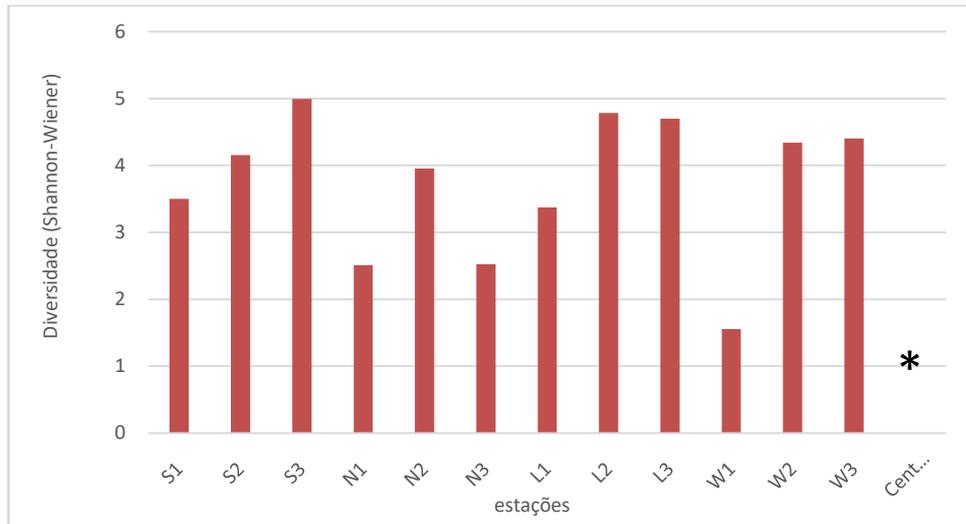


Figura 9. Gráfico indicando os valores de diversidade (índice Shannon-Wiener, \log_2) por estação de coleta. O símbolo “*” representa valor igual a 0, devido a presença de uma única espécie no ponto amostrado.

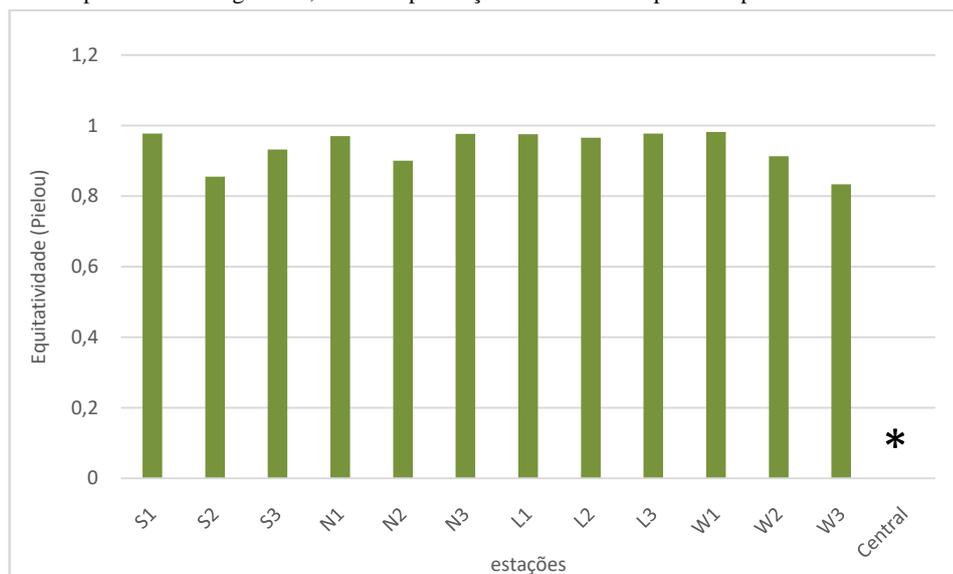


Figura 10. Gráfico indicando os valores de equitatividade (índice de Pielou) por estação de coleta. O símbolo “*” representa valor igual a 0, dada a ocorrência de apenas uma espécie no ponto amostrado.

A análise multivariada demonstrou o distanciamento entre as estações de coleta e o ponto F do estudo (Figura 11). Esse fato é validado junto a observações feitas a partir dos índices univariados, uma vez que essa estação se distingue das demais, caracterizada pela presença de uma única espécie (Corbulapatagônica – conforme observa-se no Anexo I).

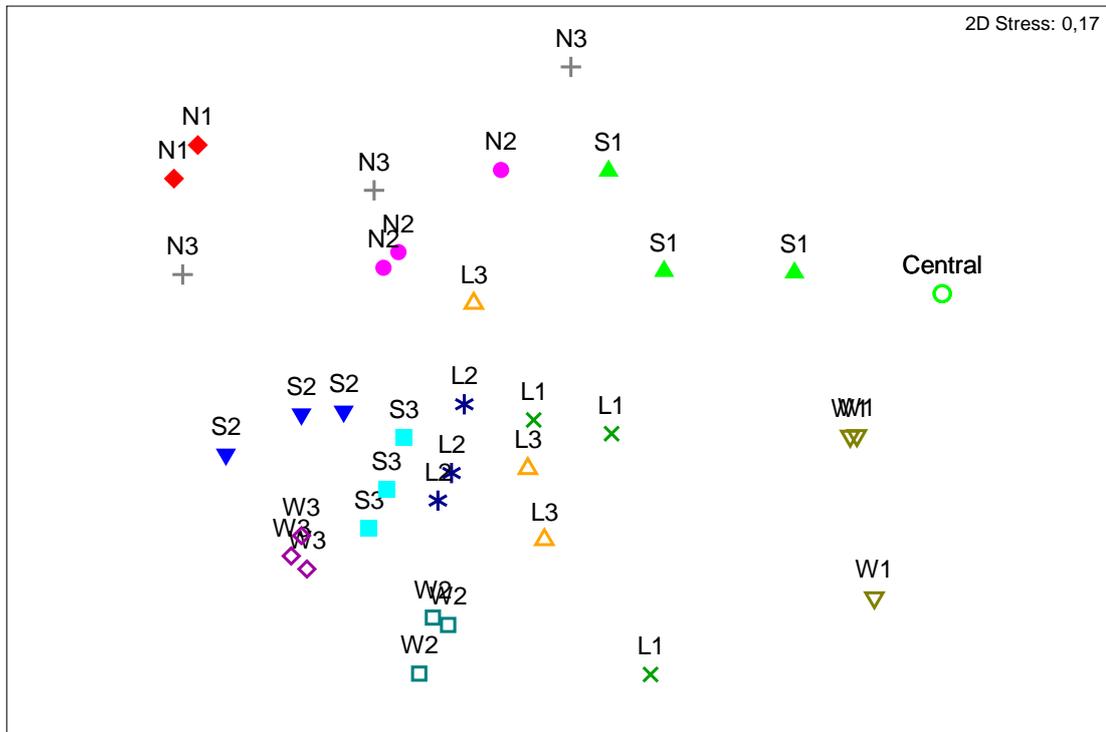


Figura 11. Gráfico representando a Análise Multidimensional (nMDS) com base na abundância dos táxons por estação de coleta no ponto F.

Os resultados exibidos na análise BIOENV mostraram uma correlação significativa ($\rho = 0,61$; nível de significância = 0,01) entre a estrutura da comunidade bentônica e alguns metais (cobre e cromo) e frações granulométricas finas (silte e argila).

Considerando os resultados apresentados anteriormente e o desenho amostral de radiais, verificou-se a possibilidade de um “gradiente de resposta” da comunidade bentônica ao impacto da atividade de descarte na área. Os índices de riqueza e diversidade mostraram, de forma clara, a presença de um gradiente nos seus valores (Figuras 12).

As estações mais afastadas (800m e 1200m) do ponto F apresentaram semelhanças entre seus valores dos índices mencionados, e, ao mesmo tempo, aumento em valores de estações com distâncias menores. A análise multivariada confirma os padrões observados no gráfico da Figura 11, com um gradiente espacial, do ponto F localizado no ponto de descarte separado das estações mais distantes (Figura 13).

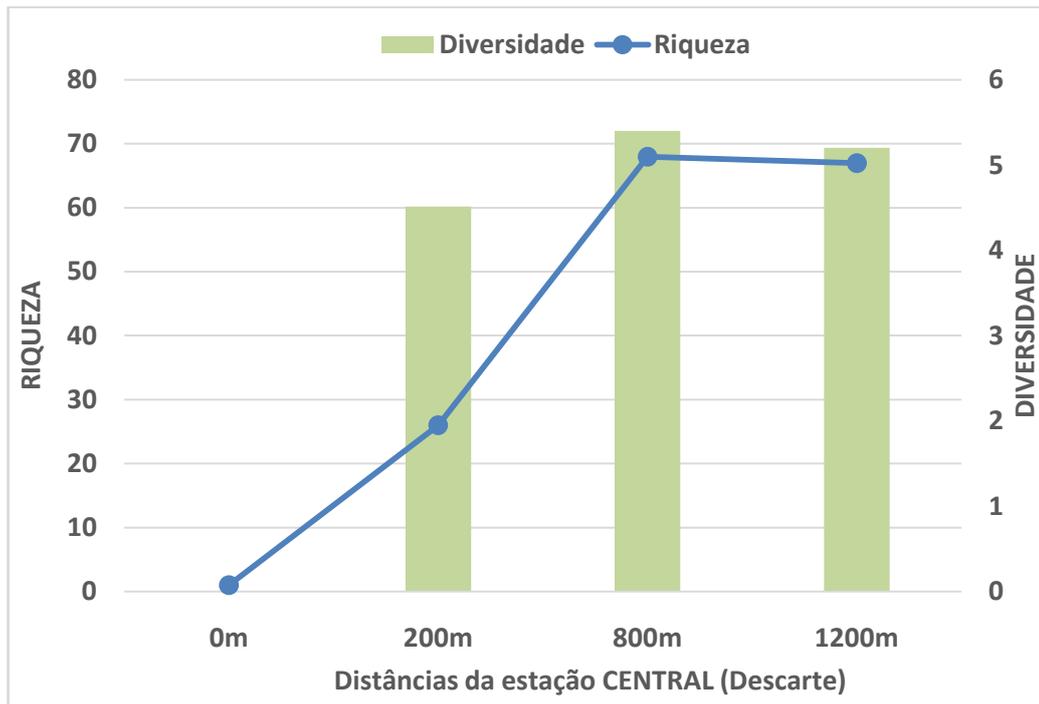


Figura 12. Gráfico exibindo a diversidade (índice Shannon-Wiener, log2) combinada a Riqueza (número de táxons) em função da distância das estações de coleta a região estudada.

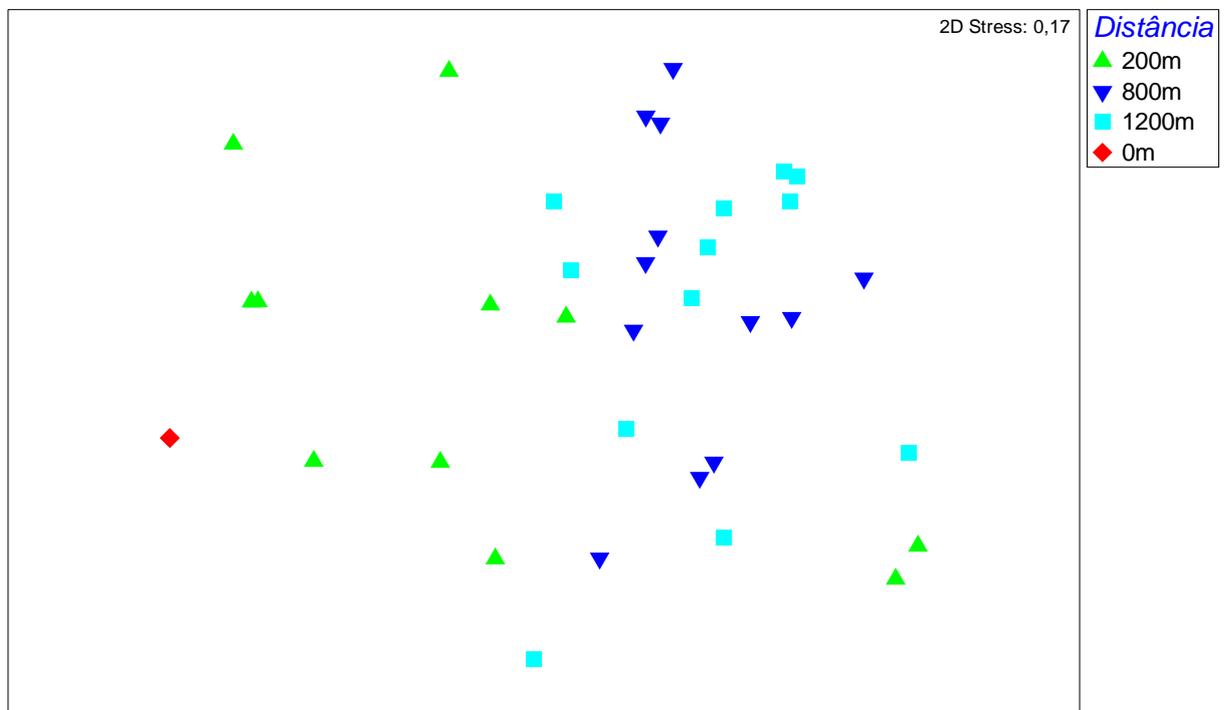


Figura 13. Gráfico da Análise Multidimensional (nMDS) com base na abundância dos táxons, representando índices referenciados pela distância do ponto F da área estudada.

6. DISCUSSÃO

Grumiaux *et al.* (1998) relata que os macroinvertebrados bentônicos são considerados os mais afetados pela contaminação de íons metálicos. Autores de trabalhos relacionados à sensibilidade desses organismos, Courtney e Clements (2000) justificam que tal ocorrência se dá pelas mudanças na qualidade da água, e, apesar do impacto negativo, tal fato proporciona que os macroinvertebrados tenham alto potencial na atuação como bioindicadores.

Segundo Förstner e Wittmann (1983) e Muniz *et al.* (1996), processos como intemperismo, erosão e transporte dos elementos-traço no meio ambiente têm sido alterados pela atividade antrópica em larga escala, potencializando efeitos de acumulação biológica (bioacumulação e biomagnificação).

Elementos-traço que, originados da forma natural, usualmente transcorrem como componentes traços de minerais detríticos. Tavares *et al.* (1992) sugere que a bioacumulação e biomagnificação podem assumir atribuições no aumento de taxas dos elementos-traço, tornando a ocorrência desses elementos eminentemente tóxicas às mais diversas espécies que compõem a biota marinha.

Se tratando dos metais provenientes de atividades antropogênicas, uma vez aportados em águas superficiais, são transportados de forma a se associarem ao material sedimentar em suspensão ou eventualmente sob a forma de colóides, como indicam Förstner e Wittmann (1983); Salomons e Förstner (1984).

De acordo com Linnik e Zubenko (2000), as alterações na estrutura e, principalmente, na distribuição de comunidades inerentes ao ambiente aquático, decorrem devido às altas concentrações de metais na água.

Com relação aos íons metálicos, o Cobre (Cu) e o Zinco (Zn) se destacam por apresentarem impactos relevantes, dado que esses elementos constituem fertilizantes, resíduos orgânicos, pesticidas, dentre outras fontes tóxicas circundantes às áreas urbanas (Ramalho *et al.*, 2000; Linnik e Zubenko, 2000).

Dessa forma, é possível se fazer a correlação dos dados tratados por Ramalho *et al.* (2000); Linnik e Zubenko (2000), uma vez que o presente estudo na plataforma continental adjacente à Baía de Guanabara apresentou valores para as concentrações de Zn e Cu acima de valores médios exibidos por estudos regionais de Baptista Neto *et al.* (1999) e para o folhelho padrão.

A crítica diminuição na taxa de invertebrados aquáticos, pela repressão de seu desenvolvimento foi objeto de estudo de Besser *et al.* (2007), que conclui tal acontecimento pela presença de altas concentrações de Cádmio, Zinco e Ferro em seus habitats naturais.

A poluição pontual ocasionada pelos metais pesados decresce a densidade e a diversidade de macroinvertebrados, podendo provocar o desaparecimento de organismos que disponham de maior sensibilidade aos impactos (Doi *et al.*, 2007), como os casos citados nos estudos de Fialkowski e Rainbow (2006) de insetos das ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*.

7. CONCLUSÕES

A macrofauna bentônica observada na área do presente estudo foi caracterizada pela presença dos seguintes grupos: Nemertinea, Nematoda, Sipuncula, Annelida-Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Brachiopoda e Echinodermata. Observou-se o predomínio dos Annelida-Polychaeta, Crustacea e Mollusca.

Não foram registradas espécies em extinção, exóticas ou endêmicas à área de estudo. Os índices ecológicos (riqueza, diversidade e equitatividade) foram, de maneira geral, semelhantes entre as diferentes estações de coleta, exceto no ponto F, estação de coleta Central, cujos valores foram baixos em relação às demais estações.

As análises de metais pesados presentes nos sedimentos da área de estudo tiveram como objetivo a caracterização da contaminação sobre o ambiente ecológico (principalmente sobre a fauna macrobentônica) decorrida da presença dos mesmos elementos, uma vez que foram obtidas as suas concentrações nos 13 pontos de coleta de material sedimentar superficial do fundo marinho.

Os resultados apresentados para as concentrações dos metais denotaram leituras insignificativas para o Cádmio, assim como valores muito baixos para o Mercúrio. Em contrapartida, foi observada forte presença dos elementos Zn, Cu e Pb, onde se concentrou o foco da interpretação dos dados deste trabalho.

A interpretação das altas concentrações de Zn, Cu e Pb foi correlacionada com os índices de geoacumulação (Igeo) gerados para estes. Tais índices da Igeo se destacaram para os pontos de coleta mais próximos ao centro da área de estudo (1N, 1S, Central, 1E e 1O), indicando maior contaminação da região central.

As altas concentrações e a avaliação da geoacumulação permitiram validar a existência de um gradiente de acumulação dos metais traços observados na área estudada. Tal gradiente na geoacumulação dos metais analisados no presente estudo evidenciam a contribuição de fontes externas (antrópica) para os elementos que apresentaram maiores índices relativos a este parâmetro, visto que a região é caracterizada por receber material oriundo de atividade de dragagem.

Os índices de riqueza e diversidade categoricamente apresentaram correlações com as análises de contaminantes feitas pelo corrente estudo: existem aumentos nos valores dos mencionados índices ecológicos, enquanto ocorre incremento da distância da estação de coleta em relação ao ponto central do ponto F.

Os fatores retratados apontam melhores condições para o estabelecimento e a preservação dos organismos bentônicos em regiões mais distais ao centro da área de estudo, que é caracterizada pelo presente trabalho como área de índice de poluição moderadamente forte, pela presença majoritária das altas concentrações de Zinco, Cobre e Chumbo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alloway, B.J., Ayres, D.C. 1993. Chemical principles of environmental pollution. Londres: Blackie Academic & Professional. 291 p.

Amaral, A.C.Z., Migotto, A. 1980. Importância dos anelídeos poliquetas na alimentação da macrofauna demersal e epibentônica da região de Ubatuba. Boletim do Instituto Oceanográfico 29, 2: 31-35.

Amaral, A.C.Z., Nonato, E.F., Petti, M.A.V. 1994. Contribution of the polychaetous annelids to the diet of some brazilian fishes. Memoires du Museum NationaleD'HistoireNaturelle – Serie A Zoologia Paris, 162: 331-333.

Andersen, F.O., Kristensen, E. 1992. The importance of benthic macrofauna in decomposition of microalgae in a coastal marine sediment. Limnology and Oceanography 37, 7: 1392-1403.

Augusto, R. 2002. Toxicologia del Cádmio. Conceptos Actuales para EvaluarExposición Ambiental u Ocupacional com Indicadores Biológicos, Anales de La Facultad de Medicina Universidad Nacional Mayor de San Marcos; Vol. 63, 1: 51-64.

Azevedo, F.A., Chasin, A.A.M. 2003. Metais: gerenciamento da toxicidade. São Paulo: Atheneu, 263-298p.

Baptista Neto, J.A., Smith, B.J., Mcallister, J.J. 1999. Sedimentological evidence of human impact on a nearshore environment: Jurujuba Sound, Rio de Janeiro State, Brazil. Applied Geography, Elsevier, 19(2): 153-177.

Baptista, P., Venâncio, A. 2003. Os perigos para a segurança alimentar no processamento de alimentos. FORVISÃO – Consultoria em Formação Integrada, Lda., 1ª Edição. Guimarães, Portugal.

Besser, J.M. *et al.* 2007. Biomonitoring of lead, zinc, and cadmium in streams draining lead-mining and non-mining areas, southeast Missouri, USA. *Environ. Monit. Assess.*, Dordrecht, v. 129, 1-3: 227-241.

Beyruth, Z. 1989. Estudo Ecológico-Sanitário de um Lago Marginal ao Rio Embu-Mirim - Itapicirica da Serra, São Paulo e ensaio sobre a possibilidade de utilização da macrófita aquática *Eichhorniacrassies* (Mart) Solms como indicadora de poluição. São Paulo.

Brown, Jr. G.E., Foster, A.L., Ostergren, J.D. 1999. Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: a molecular-scale perspective. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96: 3388-3395.

Brusca, R., Brusca, G.J. 2007. *Invertebrados*. 2ª ed. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro. 968p.

Carvalho, E. V., Lacerda, L. D. 1992. *Ciência e Cultura*, 44, 184.

Carvalho, C.E.V., Lacerda, L.D., Abrao, J.J. 1993a. Major elements distribution in sediments of northeastern and southeastern Brazilian continental shelf. In: *An. 4o Congr. Brasil. Geoquímica, Brasília*, 139-142.

Carvalho, C.E.V., Lacerda, L.D., Rezende, C.E., Ovale, A.R.C., Abrao, J.J. 1993c. The fate of heavy metals in sediments of the northeastern and southeastern Brazilian continental shelf. In: *9th International Conference of Heavy Metals in the Environment, Toronto*, 1:153-156

CETESB, 2011. *Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos*. CDU (2. ed.) 556.043(81) (058). Brasília, 327.

Chapman, P.M., Power, E.A., Dexter, R.N., Andersen, H.B. 1991. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. *Environm. Toxicol. Chem.* 10: 407-424.

Clarck, R.B. 1996. *Marine Pollution*. Oxford University Press, New York, 3rd. ed., 172.

Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and j United Kingdom: Bourne Press. 859p.*

Clarke, K.R., Warwick, R.M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation, 2nd ed. PRIMER-E, Plymouth.*

Costa, I.D., Di Benedetto, A.P.M. 2009. Caracterización preliminar de los invertebrados bentónicos capturados accidentalmente em la pesca de camarônês em el norte del estado de Rio de Janeiro, sudeste de Brasil. *Latin America Journal of Aquatic Research* 37, 2: 259-264.

Courtney, L.A., Clements, W.H. 2000. Sensitivity to acidic pH on benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. *J. North Am. Benthol. Soc., Schaumburg*, v. 19, 1: 112-127.

Crossland, C.J. et al. 2005. *Coastal Fluxes in the Anthropocene. The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere–Biosphere Programme.*

De Capitani, E.M. 2009. Diagnóstico e tratamento da intoxicação por chumbo. *Medicina (Ribeirão Preto)*, 42(3): 319-29.

Dexter, D.M. 1969. Structure of an intertidal Sandy-beach Community in North Carolina. *Chesapeake Sci.*, 10: 93-98.

Dexter, D.M. 1972. Comparison of the Community structures in a Pacific and an Atlantic Panamanian Sandy beach. *Bull. Mar. Sci.* 22(2): 449-462.

Din, Z.B. 1992. Use of aluminium to normalize heavy-metal data from estuarine and coastal sediments of Straits of Melaka. *Marine Pollution Bulletin*, 24(10): 484-491.

Doi, H. et al. 2007. Stream macroinvertebrate community affected by point-source metal pollution. *Int. Rev. Hydrobiol., Berlin*. 92, 3: 258-266.

Dolbeth, M., Teixeira, H., Marques, J.C., Pardal, M.A. 2009. Feeding guild composition of a macrobenthic subtidal community along a depth gradient. *Scientia Marina*, 73. 2: 225-237.

Fernandes, H. M., Conti, L.F.C., Patchineelam, S.R.1994. *Environ. Technol.* 15, 87.

Fiszman, M., Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D.1984. *Environ. Technol. Lett.* 5, 567.

Förstner, U., Wittmann, G.T.W. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin, Springer-Verlag, 486.

Freire, G.S.S., Lima, S., Maia, L.P., Lacerda, L.D. 2004. Geochemistry of continental shelf sediments of the Ceará coast, NE Brazil. In: Lacerda, L.D., Santelli, R.E., Duursma, E.K., Abrão, J.J. (eds.). *Facets of Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments*. Springer Verlag, Berlin. 365-378

Godoy, J.M., Moreira, I., Bragança, M.J., Wanderley, C., Mendes, L.D. 1998. A study of Guanabara Bay sedimentation rates. *J. Radioanal. Nucl. Chemi.* 227 (1-2): 157-160.

Gomes, A.S., Ferreira, S.P. 2004. *Análise de Dados Ecológicos*. Apostila desenvolvida no Departamento de Biologia Marinha. Instituto de Biologia. Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro, 30.

Gomes, M.F. 2006. *Variações espaciais e sazonais na composição e estrutura da comunidade macrobentônica na plataforma continental e talude superior de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil*. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, São Paulo, 164.

Gray, J.S., Elliot, M. 2009. *Ecology of marine sediments: From science to management*, 2 ed. Oxford University Press. Oxford, New York, 241.

Grumiaux, F. et al. 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate community in streams in the north of France. *Hydrobiologia*, The Hague, v. 385. 1-3: 33-46.

Hamilton, A.L., Saether, O.A. 1971. The occurrence of characteristic deformities in the chironomid larvae of several Canadian lakes. *Can. Ent.* 103, 3: 363-368.

Harald, H., Mittlbock, M., Edler, L. 2007. On the Translation of Uncertainty from Toxicokinetic to Toxicodynamic Models - The TCDD Example; *Chemosphere*; Vol. 67, 9: 365-374.

Hepp, L.U. et al. 2003. Influência de íons metálicos na distribuição de macroinvertebrados bentônicos. *Perspectiva, Erechim*, v. 27. 97: 133-137.

Holme N.A., McIntyre, A.D. 1984. *Methods for the study of Marine Benthos*. Blackwell Scientific Publications, London.

Kawakami, E., Amaral, A.C.Z. 1983. Importância dos anelídeos poliquetas no regime alimentar de *Etropus longimanus* Normann, 1908 (Pisces, Pleuronectiformes). *Iheringia Série Zoologia*, 62: 47-54.

Kennicutt M.C. 1995. Gulf of Mexico offshore operations monitoring experiment, phase I: sublethal responses to contaminant exposure. Final Report. US Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans (OCS Study MMS95-0045).

Kuhlmann, M.L. 1993. Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da Represa de Paraíbuna, SP. (Dissertação de Mestrado – IBUSP). São Paulo.

Lacerda, L.D. 2003. Updating global mercury emissions from small-scale gold mining and assessing its environmental impacts. *Environmental Geology (Berlin)*, Berlin, v. 43, 308-314.

Lacerda, L.D., Santelli, R.E., Campos, R.C. 2005. Metais em Sedimentos. In: II Workshop do Projeto de Caracterização e Monitoramento Ambiental da Bacia Potiguar. PETROBRAS, Natal, CD Room, 15.

Lacerda, L. D., Marins, R.V. 2006. *Geochem. Brasil*. 20(1): 120-132.

Lavrado, H.P. 2006. Capítulo 1. Caracterização do ambiente e da comunidade bentônica. In: Lavrado, H. P., Ignácio, B. L. (Eds.). Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira. Rio de Janeiro. Museu Nacional, 18: 19-64.

Lee, J.D. 1999. Química Inorgânica não tão Concisa, 5. ed. São Paulo: Edgard Blücher.

Leninhan, H.S., Micheli, F. 2001. Soft-sediment communities. In: Bertness, M.D., Gaines, S. D., Hay, M.E. Marine Community Ecology. Sunderland: Sinauer Associates, 253-287.

Linnik, P.M., Zubenko, I.B. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. Lakes Reser.: Res. Manag., Japão, v. 5, 1: 11-21.

Loredo, J., Ordóñez, A., Alvarez, R. 2006. Environmental impact of toxic metals and metalloids from the Muñoz Cimero mercury-mining area (Austrias, Spain). Journal of Hazardous Materials A, 136: 455-467.

Louekari, K.A. 2008. Health Risks Associated with Predicted Increase of Cadmium in Cultivated Soils and in the Diet; Environmental Modeling & Assessment; Vol. 13, 4: 517-525.

Lu, F.C. 1996. Basic toxicology: fundamentals, target organs and risk assessment. 3 ed. Taylor & Francis. Washington.879-886

Malm, O., Pfeiffer, W.C., Fiszman, M., Azcue, J.M.P.; 1989. Environ. Technol. Lett. 10, 675.

Mandal, B.K., Suzuki, K.T. 2002. Arsenic round the World: A Review. Talanta, 58, 201-235.

Marcovecchio, J.E. 2000. Overview on land-based sources and activities affecting the marine, coastal and associated freshwater environment in the Upper Southwest Atlantic Ocean. UNEP. Regional Seas Reports and Studies. 170, UNEP/GPA coordination Office, The Hague, 78.

Marins, R.V., Freire, G.S.S., Maia, L.P., Lima, J.P.R., Lacerda, L.D. 2005. Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil. In: Lacerda L.D., Kremer, H.H., Kjerfve, B., Salomons, W., Marshall-Crossland, J.I., Crossland, J.C. (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ Reports e Studies, 21: 92-98.

Martin, S., Griswold, W. 2009. Human health effects of heavy metals. Environmental Science and Technology Briefs for Citizens. 15: 1–6.

Matschullat J, Borba R.P., Deschamps E., Figueiredo, B.R., Gabrio T., Schwenk, M. 2000. Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. Appl Geochem. 15 2:181-190.

Matschullat, J. 2000. Arsenic in the geosphere: a review. Science of the Total Environment, 297-312.

McCall, P.L., Tevesz, M.J.S. 1982. Animal-sediment relations. Plenum Press, New York.

Mondal, P., Majumder, C.B., Mohanty, B. 2006. Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: recent developments. Journal of Hazardous Materials, 137. 1: 464-479.

Moore, J.W., Ramamoorthy, S. 1984. Heavy metals in natural waters. New York: Springer-Verlag, 328.

Morel, F.M. 1998. The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury; Annual Review of Ecology and Systematics, 29 (1): 543-566.

Muller G. 1979. Heavy metals in the sediment of the Rhine – Changes since 1971. UmschWiss Tech 79: 778-783.

Muniz, L.L.F., Jordão, C.P., Brume, W., Pereira, J.L., Reis, E.L. 1996. Retenção de zinco em solos do vale do aço mineiro, afetado pela remoção de matéria orgânica, óxido de ferro e óxido de manganês. *Revista Química Nova*, 19(5): 464-468.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36,127-178.

NRC (National Research Council). 1999. Arsenic in drinking water. Washington, DC. National Academic Press, 310.

Oelme, F.W. 1979. Toxicity of heavy metals in the environment. New York, M. Dekker, 970.

Oliveira S.M.M.C., Barcellos F.C., Cardoso R.L., Carvalho P.G.M. 2014. Entorno da Baía de Guanabara: território das desigualdades demográfica e socioambiental. XIX Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP, São Paulo, Brasil.

Ovalle, A.R.C., Carvalho, C.E.V., Carneiro, M.E., Lacerda, L.D., Rezende, C.E. 2000. Distribution of trace, minor and major elements in sediments around the petroleum production platforms, Campos Basin, Rio de Janeiro, Brazil. In: Proc. International Conference of Heavy Metals in the Environment, Ann Harbor, in CD Room, 5.

Pavan, C. 1988. Meio Ambiente Questão de Consciência, *Ciência Hoje*, 8:45, 68-70.

Pereira, R.C., Soares-Gomes, A. 2009. *Biologia Marinha*. Interciência, Rio de Janeiro.

Perin, G., Fabris, R., Manente, S., Wagener, A.R., Hamacher, C., Scotto, S. 1997. *Water Res*, 31, 3017.

Pichon. M. 1967. Contribution a l'étude des peuplements de la zone intertidale sur sable fins et sable vaseux non-fixés dans la region de Tuléar. *Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume*, 7 :57-100.

Ramalho, J.F.G.P. et al. 2000. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. *Pesq. Agropecu. Bras.*, Brasília, 35. 7: 1289-1303.

Rezende, C.E., Lacerda, L.D., Ovalle, A.R.C., Souza, C.M.M., Gobo, A.A.R., Santos, D.O. 2002. 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.

Roeva, N.N., Rovinskii, F.Y., Kononov, E.Y. 1994. Special Features of the Behavior of Heavy Metals in Various Natural Environments. *Journal of Analytical Chemistry*, v. 51, 4: 352-364.

Rosa, L.C., Bemvenuti, C.E. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.*, 41. 1:1-9.

Rosenberg, D.M., Resh, V.M. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York, Chapman and Hall.

Salomons, W., Förstner, U. 1984. Metals in the Hydrocycle. Berlin SpringerVerlag, 340.

Schmidt, T., Heslop-Harrison, J.S. 1998. Genomes, genes, and junk: The large-scale organization of plant chromosomes. *Trends Plant Sci.* 3: 195–199.

Selin, E.N. 2009. Mercury: An Assessment, Biogeochemistry; *Annual Review of Environment and Resources*, Vol. 34.

Shimizu, G.Y. 1978. Represa de Americana – aspectos dos bentos litoral. (Dissertação de Mestrado do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da USP). São Paulo.

Shine, J.P., Ika, R.V., Ford, T.E. 1995. Multivariate statistical examination of spatial and temporal patterns of heavy metals contamination in New Bedford Harbor marine sediments. *Environmental Science Technology*. v.29, 7: 1781-1788,

Silva, C.A.R., Lacerda, C.D., Rezende, C.E. 1989. *Biotropica*. 22: 339.

Silva, J.M.B., Barrio, R.J., Moreira, J.C. 2014. Arsênico - saúde: uma relação que exige vigilância. DOI:10.3395/vd. v2i1.130.

Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A. 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology*, 32: 111-177.

Soares, L.S.H., Gasalla, M.A., Rios, M.A.T., Arrasa, M.V., Rossi-Wongtschowski, C.L.B. 1993. Grupos tróficos de onze espécies dominantes de peixes demersais da plataforma continental interna de Ubatuba, Brasil. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10: 189-198.

Soares-Gomes, A., Oliveira, E.B., Gabardo, I.T., Carreira, R.S., Fernandez, G.B. 2000. Benthic meiofauna study around an offshore oil production platform in Campos basin, south-east Brazilian continental shelf. *Congress on Marine Sciences*, 5, La Habana. Proceedings, CD-ROM Edition.

Soares-Gomes, A., Pitombo, F.B., Paiva, P.C. 2009. In: Pereira, R.C. (Org.), Soares-Gomes, A. (Org.). *Biologia Marinha*. Rio de Janeiro. 319-338.

Tavares, T.M., Carvalho, F.M. 1992. *Revista Química Nova*. 15: 147.

Tavares, T.M., Carvalho, F.M. 1992. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do recôncavo baiano. *Revista Química Nova*, 15. 2: 147-154.

Thornton, I., Farago, M. 1997. The geochemistry of arsenic. In: C.O. Abernathy; R.L. Calderon, W.R. Chappell. (ed.) *Arsenic Exposure and health effects*. New York: Chapman & Hall, 1: 1-16.

Tommasi, L.R. 1994. Diagnóstico ambiental oceânico e costeiro da região sul e sudeste do Rio de Janeiro: FUNDESPA/PETROBRÁS. v9/10v.: Poluição.

Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the Elements in Some Major Unit of the Earth's Crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72: 175-192.

USEPA. 2000. National Primary Drinking Water Regulations, Arsenic and Clarifications to Compliance and New Source Contaminants Monitoring; Proposed Rule. Federal Register, v. 65, 121: 38888-38983.

Villaça, R. 2002. Recifes Biológicos. In: Pereira, R.C., Soares-Gomes, A. *Biologia Marinha*, 1ed. Rio de Janeiro: Interciência, 229-248.

Wakehan, S., Canuel, E. 2006. Degradation and preservation of organic matter in marine sediments. In: Volkman, J. K. (Ed.) *Marine organic matter: biomarkers, isotopes and DNA*. Springer, 295-232.

Waldron, H.A. 1980. Lead. In: Waldron, H.A., ed. *lit. Metals in the environment*. London: Academic Press.

Wendt, G.E., McLachlan, A. 1985. Zonation and biomass of the intertidal macrofauna along a South African sandy beach. *Cahiers de Biologie Marine*, 26:1-14.

Wilhm, J.L. 1975. Biological approaches to water pollution problems. In: King, C.C., Elfner, L.F. *Organisms and Biological Communities as Indicators of Environmental Quality. A Symposium*. Ohio Biol. Survey. 8: 3-11.

Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3^a ed., New Jersey: Prentice-Hall. 662.

ANEXO I

ESPÉCIES/PONTOS	S1	S2	S3	N1	N2	N3	L1	L2	L3	W1	W2	W3	Central
Ostreapuelchana d'Orbigny, 1841	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Limidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LimatulahendersoniOlsson&McGinty, 1958	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Lucinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ctena sp.	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00
Família Thyasiridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ThyasiracroulinensisJeffreys, 1874	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Ungulinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Felaniellavilardeboana (d'Orbigny, 1846)	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Carditidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Carditamera sp.	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Crassatellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Crassinellalunulata (Conrad, 1834)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00
Crassinellamarplatensis Castellanos, 1970	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00
Família Tellinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Macoma tenta (Say, 1834)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Abra equalis (Say, 1822)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00
Família Veneridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Transenpitar americana (Doello-Jurado in Carcelles, 1951)	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Corbulidae Lamarck, 1818	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corbulapatagonica d'Orbigny, 1846	13,33	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	60,00	13,33	13,33	0,00	0,00	13,33
Família Periplomatidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Periploma compressa d'Orbigny, 1846	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Lyonsiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lyonsia sp.	0,00	26,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Pandoridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pandora bushianaDall, 1886	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67	0,00	0,00	20,00	0,00
Família Cuspidaridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cardiomyacleriana (d'Orbigny, 1846)	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cuspidaria sp. 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ESPÉCIES/PONTOS	S1	S2	S3	N1	N2	N3	L1	L2	L3	W1	W2	W3	Central
Cuspidaria sp. 2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Classe ScaphopodaBronn, 1862	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família GadilidaeStoliczka, 1868	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gadilabraziliensis (Henderson, 1920)	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Dentaliidae Gray, 1834	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Paradentaliumdisparile (Orbigny, 1842)	0,00	20,00	40,00	0,00	0,00	0,00	0,00	40,00	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Thyasiridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ThyasiracroulinensisJeffreys, 1874	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Ungulinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Filo Annelida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Classe Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Ampharetidae	0,00	0,00	26,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	33,33	0,00
Família Cirratulidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Caulariella sp.	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cirratulus sp.	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Glyceridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Glycera sp.	0,00	0,00	80,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00
Família Goniadidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Goniada sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Goniadides sp.	0,00	20,00	20,00	0,00	0,00	0,00	13,33	20,00	20,00	0,00	20,00	40,00	0,00
Família Lumbrineridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lumbrineriopsis sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	13,33	20,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00
Lumbrineris sp.	0,00	20,00	100,00	0,00	0,00	0,00	20,00	40,00	20,00	0,00	33,33	146,67	0,00
Família Opheliidae	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Magelonidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Magelona sp.	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Maldanidae	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	40,00	0,00
Família Nephytidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nephtys sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Nereididae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	20,00	20,00	0,00

ESPÉCIES/PONTOS	S1	S2	S3	N1	N2	N3	L1	L2	L3	W1	W2	W3	Central
Subfamília Bodotriinae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclaspis</i> sp.	0,00	0,00	0,00	13,33	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00
Família Nannastacidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Campylaspissp</i>	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00
Família Diastylidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diastylisp.</i>	20,00	0,00	40,00	0,00	20,00	0,00	20,00	26,67	20,00	0,00	40,00	0,00	0,00
Família LeuconidaeSars, 1878	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eudorellasp.</i>	0,00	20,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00
Ordem IsopodaLatreille, 1817	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Superfamília Anthuroidea Leach,1814	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Anthuridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amakusanthura</i> sp.	0,00	20,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	40,00	0,00
<i>Indanthura</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mesanthura</i> sp.	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	26,67	0,00
<i>Quantanthura</i> brasiliensis Kensley & Koenig, 1979	0,00	0,00	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00
<i>Quantanthur</i> amenziesi Kensley & koening, 1979	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,67	0,00
Família Cirolanidae Dana, 1852	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Natatanagracilis</i> (Hansen, 1890)	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00
Família GnathiidaeLeach, 1814	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gnathia</i> sp.	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00
Família SphaeromatidaeLatreille, 1825	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cymodoce</i> sp.	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00
Família Arcturidae Dana, 1849	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Astacillasp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00
Família IdoteidaeSamouelle, 1819	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Erichsonellasp.</i>	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Idotea</i> sp.	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00
Subclasse Phyllocarida Packard, 1879	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ordem LeptostracaClaus, 1880	0,00	26,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00

ESPÉCIES/PONTOS	S1	S2	S3	N1	N2	N3	L1	L2	L3	W1	W2	W3	Central
Filo Echinodermata Bruguière, 1791	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Classe Ophiuroidea Gray, 1840	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Família Amphiridae Ljungman, 1867	0,00	0,00	0,00	13,33	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Microphiopholisatra (Stimpson, 1852)	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amphiura sp.	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00

**ANEXO II – ARTIGO: EFFECTS OF DREDGED SEDIMENT DISPOSAL
ON THE CONTINENTAL SHELF MACROBENTHIC ASSEMBLAGE
NEAR GUANABARA BAY, BRAZIL**

EFFECTS OF DREDGED SEDIMENT DISPOSAL ON THE CONTINENTAL SHELF MACROBENTHIC ASSEMBLAGE NEAR GUANABARA BAY, BRAZIL

Fernandes J. R.¹; Esteves A. M.³; Costa, P.M.², Lima, L. de S.²; Vargas, H.²; Wandeness, A.P.³; Fonseca, E.M.¹

¹Departamento de Geologia/LAGEMAR – Universidade Federal Fluminense - Brazil Av. Litorânea s/nº - 24210-340 - Gragoatá, Niterói, RJ, Brasil. oceano25@hotmail.com

²Departamento de Invertebrados, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Quinta da Boa Vista, s/nº, São Cristóvão, CEP 20940-040, Rio de Janeiro - RJ, Brasil.

³Departamento de Zoologia, Centro de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Pernambuco. Av. Nelson Chaves, s/n, Cidade Universitária, CEP: 50373-970, Recife – PE, Brasil.

Abstract

The potential environmental effects of maintenance dredging are generally a result of the disposal of the dredged material. Due to the relative immobility of most benthic organisms, sediment deposition from open-sea dredging may be more damaging to benthic macroinvertebrate communities than to any other member of the aquatic ecosystem. The present study discusses the concentrations of metals occurring in the sediment and the texture of these marine surface-sediments, among the presence of the benthic macro invertebrate community structure in selected areas along the Guanabara bay front continental shelf, in order to assess the possible influence of human activities on the composition of the sediments and its direct impact over the benthic organisms. Thirteen stations were chosen in the disposal area where superficial samples were collected in order to evaluate sediment contamination and macrofaunal conditions. According to the main results, heavy metal enrichment was detected between control and disposal stations, exhibiting a reducing gradient pattern of the contamination elements, while the distance to the central station increases. The univariate indexes (species richness and diversity) were significantly different among stations and showed that a consistent pattern could be distinguished along dumping site. Statistic analysis suggests that disposal of dredged sediment from Guanabara bay had detectable detrimental effects upon macrobenthic faunal assemblage at the dumping site.

Keywords: *Dredging, Benthos, Heavy Metals*

INTRODUCTION

The excavation and disposal of dredged material may lead to some negative impacts on the marine ecosystems

(Borja *et al.*, 2010). The Brazilian growing demand for harbors and the negative ecological consequences resulted from dredging activities makes it urgent to identify and evaluate the

impacts caused on the dynamics of ecosystems, in order to improve efficient methods to minimize or mitigate them (Blaber, 2000). Physical covering of marine communities in the dumping site due to subsequent deposition of material are the most likely direct effects of dredging and reclamation projects (Newell *et al.*, 1998 and Thrush & Dayton, 2002). On the other hand, another impact resulted from dumping dredged material is the release of contaminants to the local sediment and water column, which can increase the availability of toxic agents to the food chain, as presented in Marcovecchio (2000) and Marins *et al.* (2002) studies.

As presented by Newell *et al.* (1998), benthic communities hold essential influence in marine food webs facilitating the commercially exploitable yields of fish, and it has been widely recognized. Overdue to the small mobile capacity of benthic organisms, sediment release in the dumping site may damage directly benthic macroinvertebrate populations (Kennish, 1992; Clarke & Warwick, 1994). Essentially, a great number of researches exhibit that dredging is

usually followed by a significant impact of decreasing in species numbers, as well as population density and biomass of benthic organisms modification.

Studies have suggested generous distinction in the effects induced by dumping on the benthic macrofauna, ranging from small (Van Dolah *et al.*, 1984; Radenac *et al.*, 1997; Roberts & Forrest, 1999; Smith & Rule, 2001) to expressive community-structure alterations (Rees *et al.*, 1992; Harvey *et al.*, 1998; Roberts *et al.*, 1998), recommending that the peculiar environmental effects of each dredging activity must be classified on a case-by-case context (Harvey *et al.*, 1998). Additionally, it is well known that harbors are one of the most impacted coastal areas, since most of times they are placed at geomorphologic protected sites characterized by low hydrodynamism and poor autodepuration capacity, low levels of oxygen in the water, and high contaminant levels (Guerra-García and García-Gómez, 2004).

So, it is expected that macrobenthic fauna within harbors are generally under stress (Estacio *et al.*, 1997). In this context, the effects in macrobenthic

community structure caused by heavy metal and other contaminants have been evaluated by previous scientists (Rygg 1985a; Hall *et al.*, 1996; Warwick 2001; Guerra-García and García-Gómez, 2004; Harriague *et al.*, 2007; Dauvin, 2008).

Guanabara Bay represents one of the biggest bays in Brazil, consisting in an estuary comprising 91 rivers and channels. It is surrounded by highly populated cities, like Rio de Janeiro, Duque de Caxias, São Gonçalo, Niterói and many other small cities and villages as shown in Figure 1.

The quickly urbanization and industrialization in the Guanabara Bay

has resulted in occupation tension on the local ecosystem (Amador, 1997). The bay also hosts airports and harbors, likewise very important industrial areas. As Oliveira *et al.* (2014) emphasizes on his study, the Guanabara bay confine high pollutions levels when compared to national context. Very high pollution levels were resulted from the combined inputs of the numerous rivers containing untreated sewage effluent, industrial discharges, urban and agricultural runoff, atmospheric fallout, all of which has had a significant impact on the aquatic environment (Rebello *et al.*, 1986, Baptista Neto *et al.*, 2006, Carreira *et al.*, 2002, McAlister *et al.*, 2000, 2005).

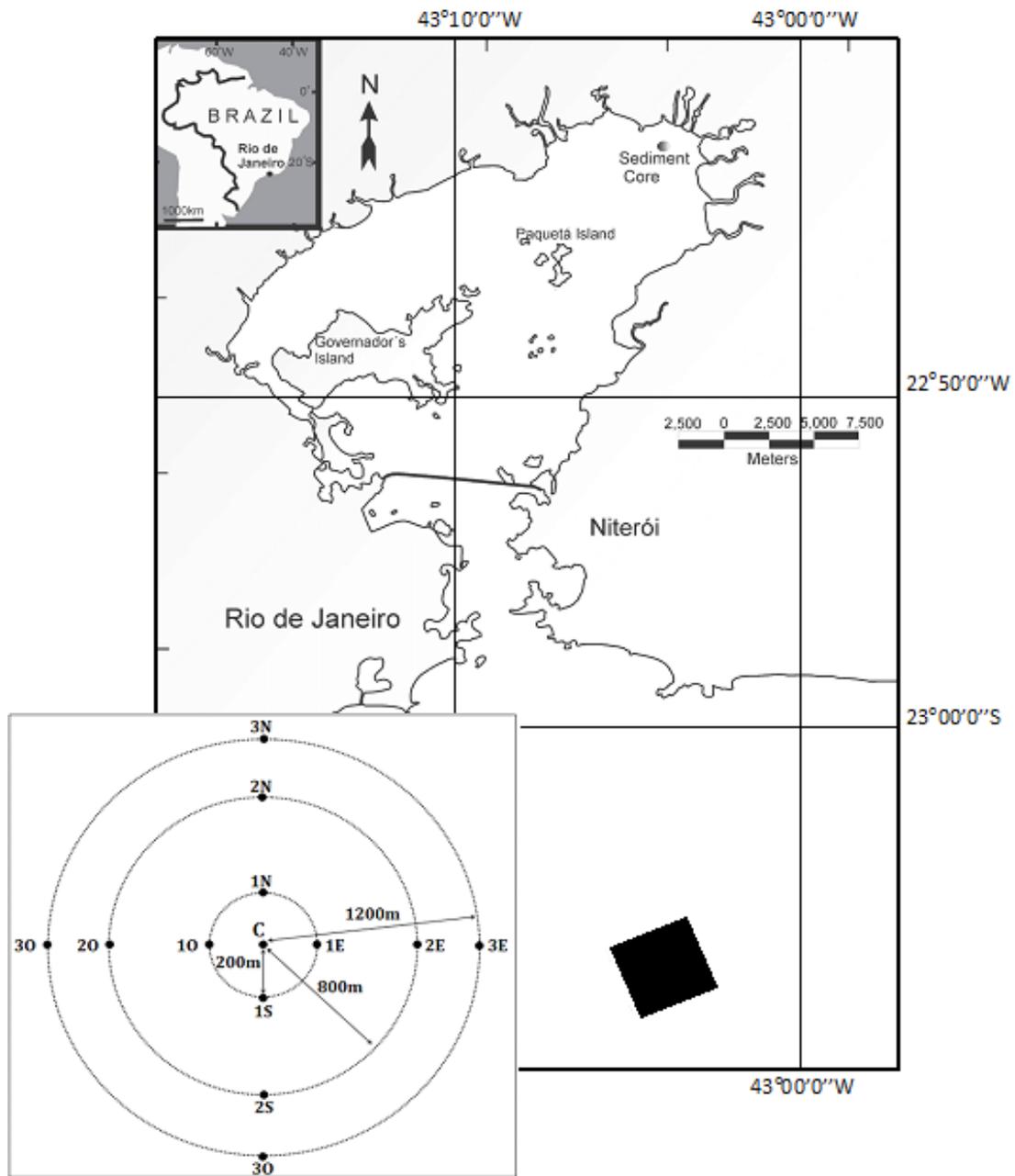


Figure 1. Site location and the currentsampling stations of the present study case.

The objective of the present research was to analyze the dumping effect of dredged material from Guanabara Bay estuary on benthic macroinvertebrate communities in an adjacent continental shelf area. The present study investigated the macrobenthic

community, aiming at linking heavy metal and other contaminants concentrations to possible alterations in macrobenthic community.

MATERIALS AND METHODS

Thirteen stations were chosen in the disposal area, located in Rio de Janeiro external continental shelf (see Figure 1) where superficial samples were collected with a 0.05 m² sized van Veen grab sampler. At every sampling station, four replicates were collected. One sample was used for the sediment analysis and thus being stored in appropriated flasks. Three additional replicate samples were collected for the analysis of macrobenthos. The samples were sieved on a 0.5mm sieve, and, subsequently, residues retained on the sieve were transferred into plastic container and fixed with 5% borax buffered formalin followed by staining with 1% Rose Bengal for later sorting and identification. All sediment samples were stored in an ice box on board, in a temperature of approximately 4°C ± 0,5.

Sediment residues for macrobenthos analysis were sorted under a dissecting microscope and animals were identified to the lowest possible taxon (usually to species level) and enumerated. Data on individuals per species were used to calculate the various biological parameters such as abundance, number of species, species richness, evenness,

and Shannon Diversity Index (Shannon and Weaver, 1963). In soft sediment macrobenthos studies, a single grab, covering only 0.05m², is known to sample only a small fraction of species at each site; thus, data analyses were done on species abundance data pooled over five replicate grabs from each site (0.25m²), which was designated a “sample” (Gray 1994; Ellingsen and Gray, 2002; Shin & Ellingsen, 2004).

The concentration of heavy metals was determined by Atomic Spectroscopy (model 700 Series ICP-OES[®]). Also, the prepared samples were analyzed for metal concentrations using an acid digestion (HNO₃ and HF) method. In this method, each sample (0.05 g) was digested using a 2 mL mixture of ultrapure HNO₃/HF (1:1) in a sealed polytetrafluoroethylene bomb, heated at 190°C in an electric oven for 24 h.

After cooling, the bombs were opened and placed on a hot plate (at around 150°C) until the solutions were evaporated to dryness. The final residue was dissolved one more time by adding 2 mL ultrapure HNO₃ and 4 mL deionized water. Simultaneously, 1 mL of 500ng/mL Rh solution was added as an internal standard. The resealed bombs

were returned to the electric oven and heated to 140°C for 4 h. After cooling, the final volume was made up to 50 mL by the addition of deionized water, and the samples were stored in a PVC bottle at 4°C prior to analysis by inductively coupled plasma–mass spectrometer (model VG EXCELL). The reagent blanks were treated in the same way as the marine sediment samples.

RESULTS AND DISCUSSION

The particles size is one of the principal parameters that influence pollutants distribution in the particulate fraction. Generally, fine sizes have a higher capacity to carry the pollutants due to the increment of specific surface area, and as a result of the presence of clay minerals, organic matter, and Fe/Mn/Al oxides associated forming fine-sized aggregates, conforming to Cai; Georgiadis & Jayachandran (2002); Ljung *et al.* (2006); Semlali; van Oort & Denaix (2001). On the other hand, according to Muehe and Carvalho, 1993, the expected particle size for the study area is coarse to medium sandy class, as a result from strong hydrodynamism usual in open continental shelves. The present study

registered high heterogeneous distribution between all grain sizes fractions. In some cases, fine classes reached more than 50% of the whole sample. Some researchers have shown that sediment grain size can greatly affect the distribution of benthic invertebrates in estuaries (Allan & Castillo, 2007).

At the grains interstices scale, coarse inorganic particles are structurally more complex than fine sediments (Barnes *et al.*, 2013), since considering that they can accumulate more organic matter (Flores *et al.*, 2013; Larrañaga *et al.*, 2003) and can be settled by a larger microalgae biomass (Allan & Castillo, 2007); organic matter as well as microalgae represent food resources for macroinvertebrates organisms (Graça *et al.*, 2004; Jun *et al.*, 2011). Furthermore, large numbers of macroinvertebrates in coarser bottoms are also conventional to grant higher diversity, due to sampling effects resulted from the positive relationship between the number of individuals and the number of taxa (Graça *et al.*, 2004). Finally, macroinvertebrate communities differ in their substrate requirements and different species are known to dwell different ecosystems (Sarr *et al.*, 2013; Vasconcelos & Melo, 2008).

According to heavy metals results, the studied area registered higher values of Cu, Zn and Cr, when compared with the other areas (Table I). Considering the remaining heavy metals studied in the present work, registered levels agree with

the available literature. In a general way, an increasing pattern of the contaminant concentrations became clear toward the center of the area. Still, with regard to pesticides and PCBs no concentrations were registered.

Table I. Comparison between present study and available literature of heavy metals concentration on other coastal areas of the Brazilian margin.

Element	Present Study	Brazil SE continental shelf	Brazil NE continental shelf	Campos Basin	Potiguar Basin	Ceará Basin
Cu	1,3 – 61,9	19-29	3-24	3,4 – 6,3	0,72 – 6,21	4,7 – 6,1
Ni	1,7 – 12,25	25 - 36	4 - 12	6,2 - 77	0,4 – 4,36	1,8 -28,9
Pb	2,7 – 37,75	17 - 38	16 - 47	5,5 – 6,7	0,55 – 18,7	16 - 43
Zn	9,8 – 133,05	78 - 147	99 - 270	24,5 – 28,9	0,3 – 35,9	3,7 – 16,9
Cd	0	0,10 – 0,32	0,03 – 0,36	-	0,02 – 1,1	1,4 – 3,0
Cr	4,2 – 28,86	76 - 84	3 - 39	14 - 15	1 – 25,1	5,5 – 23,5
Hg	0 – 0,05	0,013 – 0,08	0,06 – 0,25	0,012 – 0,06	0,001 – 0,06	0,06 – 12,8

Regarding the other metals, mostly of the values presented are lower than the data presented in the literature, respecting the concentrations raised in the interior of the Guanabara Bay. Characteristics such as distance from sources of contaminants, greater hydrodynamism and resulting

granulometry of a thicker character justify the registered pattern. In relation to the spatial variation, the concentrations recorded at the central point, as well as at the points located at 800m distance, generally presented higher values (Figure 7), exhibiting a reducing gradient pattern

of the contamination by Cu, Zn and Cr, while the distance to the central station enhances.

The benthic macrofauna was characterized by the presence of the following groups: Nemertinea, Nematoda, Sipuncula, Annelida-Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Brachiopoda and Echinodermata. Among these groups, Annelida-Polychaeta, Crustacea and Mollusca were the most abundant (in percentage – see the graphic shown in Figure 2).

The ecological indexes (species richness, diversity and fairness) were, in general,

similar among the different sampling stations – saving the Central station – where values were significantly lower in relation to most other stations (Figures 3 to 5).

The multivariate analysis showed the disassociation of most of the stations from the Central point of the study area (Figure 6). This fact validates the observations made by the univariate indexes, where this station is quite different from the others, characterized by the presence of single specie (Corbulapatagonica).

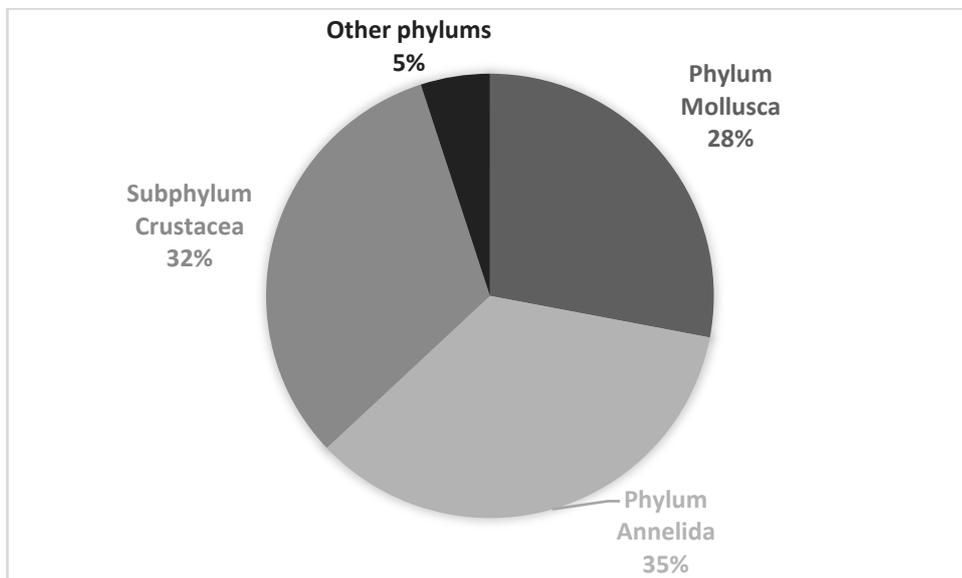


Figure 2. Main groups in terms of total relative abundance presented by the study area.

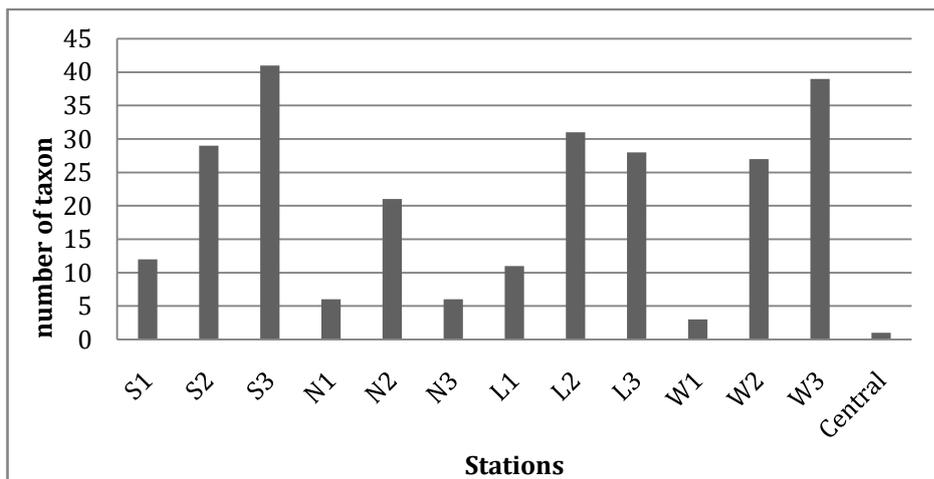


Figure 3. Species richness (number of taxa) per sampling station calculated.

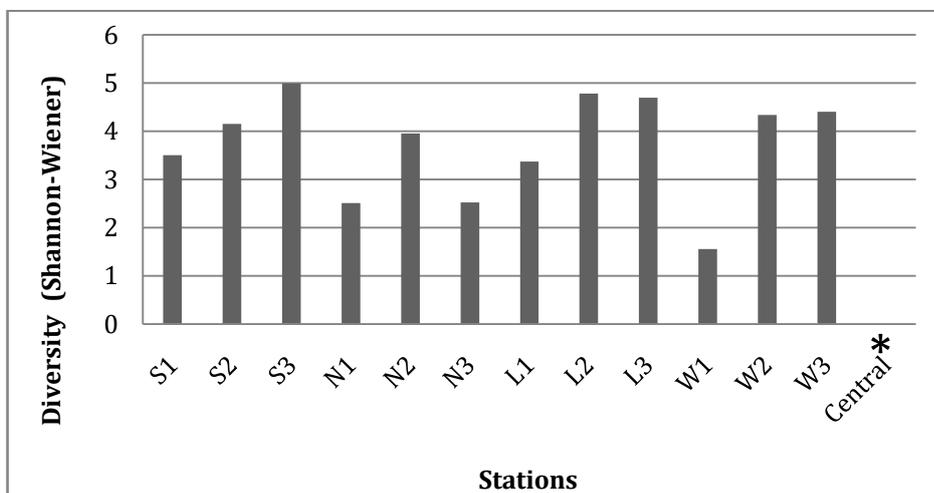


Figure 4. Diversity (Shannon-Wiener index, log₂) per sampling station. * Value equal to zero is due to the presence of a single species.

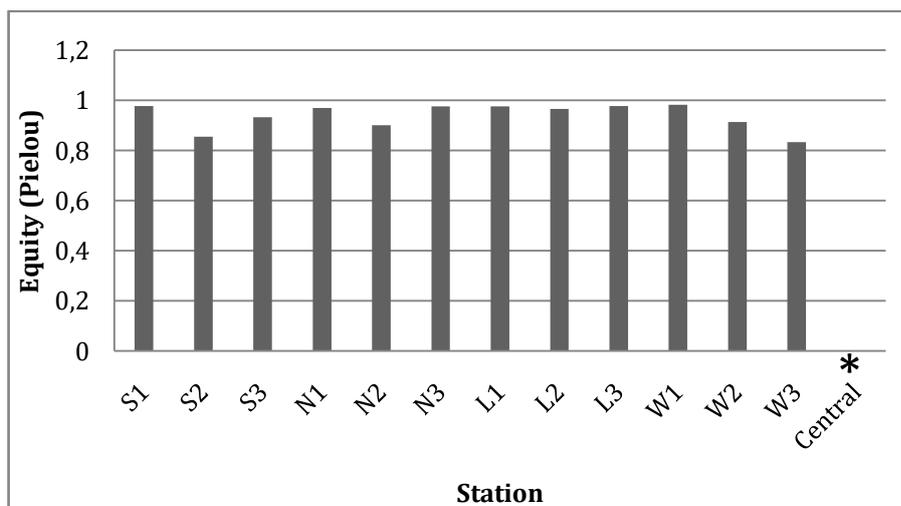


Figure 5. Equity (Pielou index) per sampling station. * Value equal to zero is due to the presence of a single species.

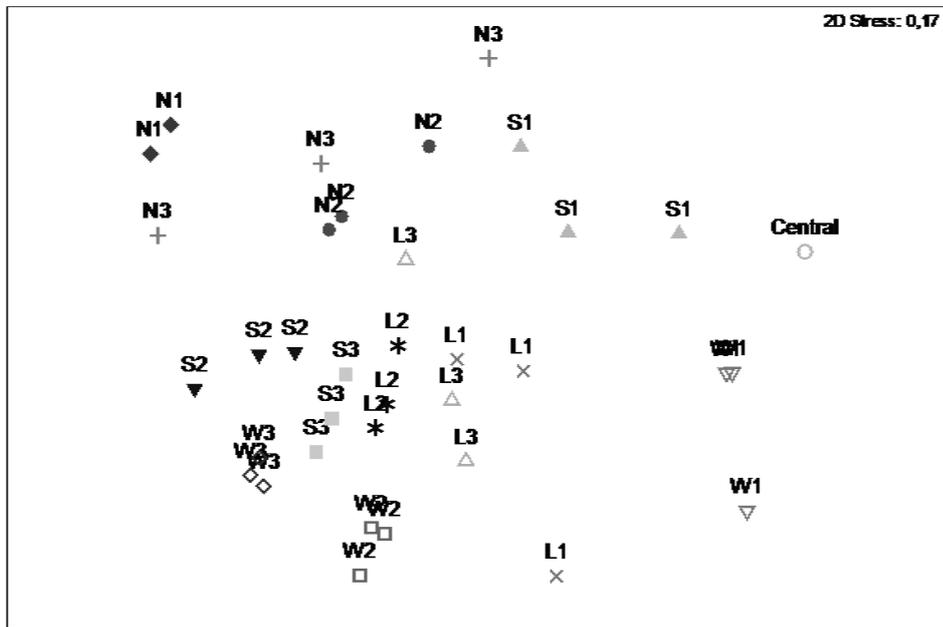


Figure 6. Multidimensional Analysis (nMDS) based on the abundance of taxa per sampling station.

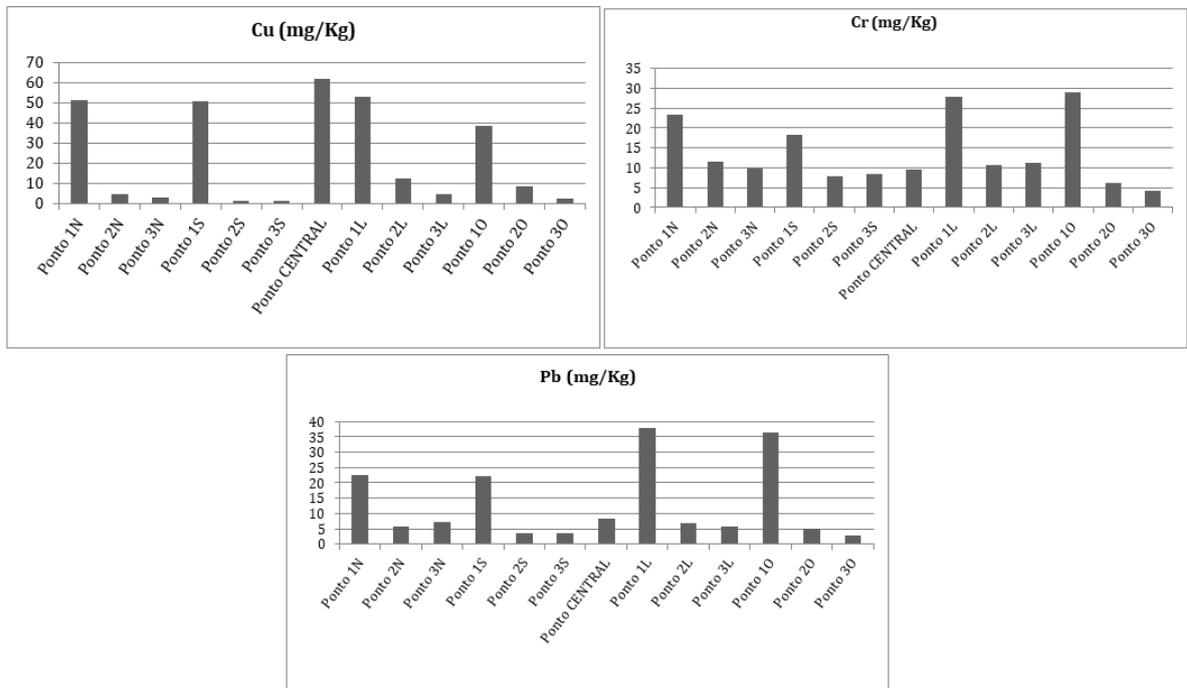


Figure 7. Concentrations of the heavy metals: Cu, Cr and Pb along sampling stations.

The BIOENV analyzes showed significant correlation ($\rho = 0,61$; significance level = 0,01) between the benthonic community structure and some

metals (Cu and Cr) and fine grain size fractions (silt and clay).

Rygg (1985a) evaluated possible relations between benthic species variety and heavy metals levels in the sediments from Norwegian fjords. The author suggested that high Cu concentrations influenced skeptically decreasing the diversity of some species such as *Glycerarouxii*, *Phylonorvegica*, *Sosanegracilis*, *Terebellidesstroemi*, *Eriopisa elongate*, and *Ennuculatenui*.

Besides, Hall *et al.* (1996) tested the influence of metal contamination on macrobenthos in two North Sea estuarine systems. The proposition from the author endorses that macrobenthic communities in both estuaries answered positively to large decreases in the pollutants concentrations. Another research conducted by Warwick (2001) compared the effects of metal levels and other environmental variables on macrobenthic communities of the Fal Estuary and provided the conclusion that of all parameters, the heavy metal levels demonstrates the strongest correlation with the composition of the biological communities.

Guerra-García and García-Gómez (2004) investigated polychaete assemblages and sediment pollution in Ceuta Harbor with two opposing entrances. They suggested that pollution gradient was the main factor affecting polychaete distribution, and also polychaete species richness and diversity in sediments inside Ceuta Harbor were higher than in conventional harbors due to the positive effects of increased water renewal. Dauvin (2008) found that the response to metal contaminants varied among species, and heavy metals elucidated only part of the variation in benthic community structure.

The presented results clearly suggested that pollution gradient was the main factor affecting macrobenthic communities' distribution, and species richness and diversity in sediments inside. The species richness and diversity indexes showed clearly a gradual increase in the registered values, whilst the distance to the central station increases. The multivariate analyze confirmed the observed patterns, separating the central stations from the others.

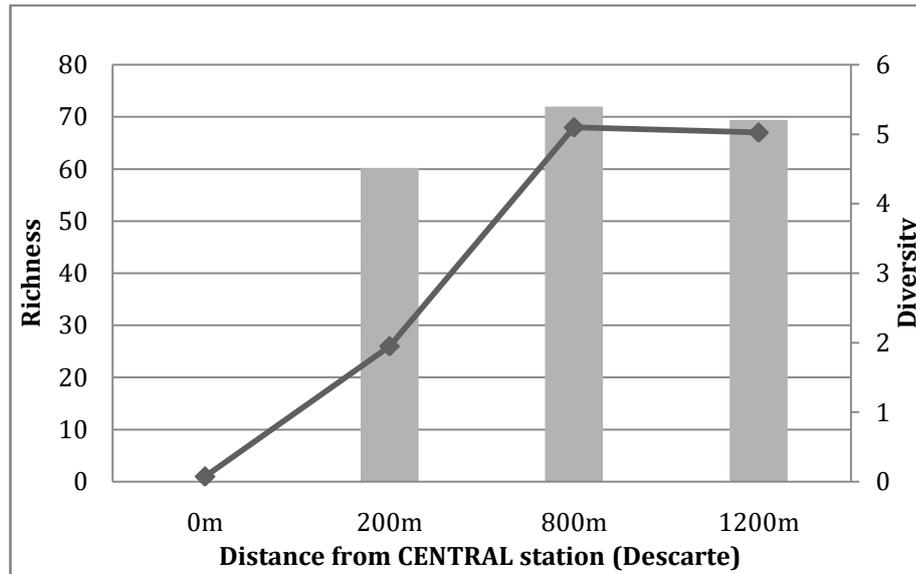


Figure 8. Diversity (Shannon-Wiener index, log2) and species richness (number of taxa) in order of the graphic representation for the distance from collection stations.

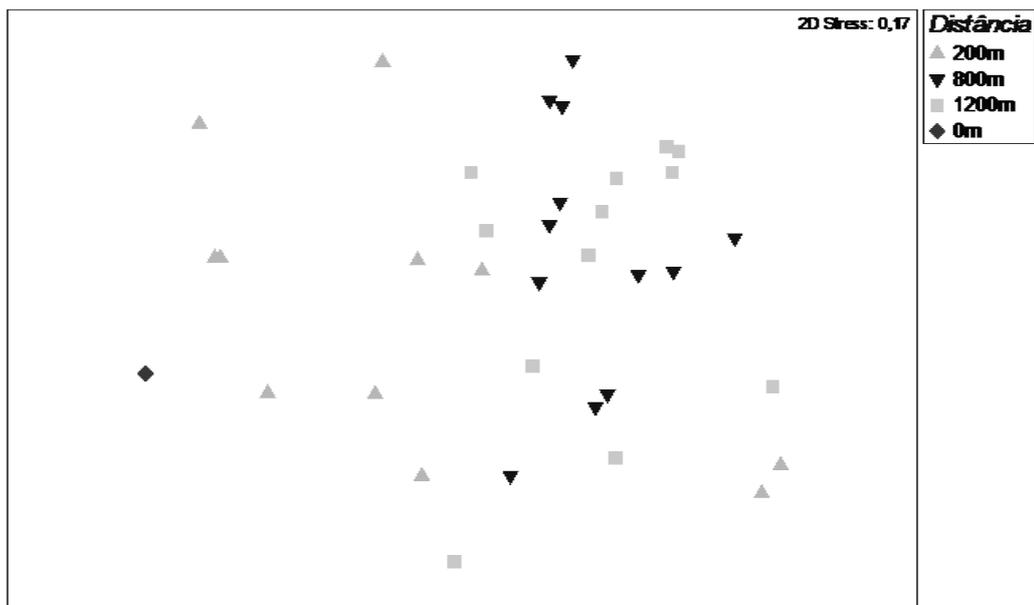


Figure 9. Multidimensional Analysis (nMDS) based on the abundance of the taxa by the distance from the Central station.

CONCLUSIONS

The benthic macrofauna found was characterized by the presence of the

following groups: Nemertinea, Nematoda, Sipuncula, Annelida-Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Brachiopoda and Echinodermata. It was

observed a predominance of Annelida-Polychaeta, Crustacea and Mollusca.

There was no register for extinct, exotic or endemic species on the study area. The ecological indexes (species richness, diversity and fairness) were, in general, similar among the different collection stations, except in the Central station, where the values were low in relation to the other stations.

It can be stated that there is a negative influence (impact) of the discarding activity on the structure of the benthic community, with reduction in the ecological indexes in the stations located at the Central point and nearby. However, the results observed for the farthest stations are evidences that these potential impacts are of small magnitude. Those facts are authenticated by the exhibited gradient on the reduction of contaminant heavy metals (Zn, Cu and Pb), whilst occur greater distance of the stations evaluated from the Central point of the study area.

ACKNOWLEDGMENTS

The financing for this project was promoted by SEP (Secretaria dos Portos

da República). The authors are as well thankful, in association with the Invertebrate department of the Museu Nacional, UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro); Zoology department of the Biological science center of UFPE (Universidade Federal de Pernambuco); and finally, the geology department/LAGEMAR at UFF (Universidade Federal Fluminense).

REFERENCES

- Allan, J.D., Castillo, M.M. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. 2nd edition. Chapman and Hall, New York, N.Y. 436p.
- Amador, E.S. 1997. Baía de Guanabara e Ecosistemas Periféricos: Homem e Natureza. Edição do Autor, Rio de Janeiro, 539p.
- Baptista Neto, J.A., Gingele, F.X., Leipe, T., Brehme, I. 2006. Spatial distribution of trace elements in superficial sediments from Guanabara Bay - Rio de Janeiro/Brazil. Environ. Geol., 49: 1051-1063.
- Barnes, J. R., Vaughan, I. P., Ormerod, S. J. 2013. Reappraising the effect of habitat

structure on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 58: 2154-2167. 13p.

Blaber, S.J.M. 2000. Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation. Oxford: Blackwell Science, 372p.

Borja, A., Dauer, D.M., Elliott, M., Simenstad, C.A. 2010. Medium and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: Patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries and Coasts*, v. 33: 1249-1260.

Cai Y., Cabrera J.C., Georgiadis M., Jayachandran, K. 2002. Assessment of arsenic mobility in the soils of some golf courses in South Florida. *Sci. Total Environ*, 291:123-134. 12p.

Carreira, R.S., Rebello, A.H.L., Readman, J.W.F., Tim, W., Macko, A.S., Veiga, A. 2002. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. *Mar Chem* 79: 207-227.

Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and United Kingdom: Bourne Press, 859p.

Dauvin, J.C. 2008. Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: The case of the Seine estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 57(1-5): 22-40.

Ellingsen, K.E., Gray, J.S. 2002. Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *Journal of Animal Ecology*, 71, 373-389.

Estacio, F.J., Garcia-Adiego, E.M.D.A., Garcia-Gomez, J.C., Daza, J.L., Hortas, F., Gomez-Ariza, J.L. 1997. Ecological analysis in a polluted area of A Igeciras Bay (southern Spain): external versus internal out falls and environmental implications. *Marine Poll. Bull.*, 34(10): 780-793. 13p.

Flores, L., Díez J. R., Larrañaga, A., Pascoal, C., Elosegi, A. 2013. Effects of retention site on breakdown of organic matter in a mountain stream. *Freshwater Biology*, 58: 1267-1278. 11p.

Graça, M.A.S., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S., Carvalho, M.J., Malo, J. 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *International Review of Hydrobiology*, 89: 151-164. 13p.

- Gray, J.S. 1994. Is deep-sea species diversity really so high? Species diversity of the Norwegian Continental shelf. *Mar Ecol Prog Ser*, 112:205-209. 5p.
- Guerra-García, J.M., García-Gómez, J.C. 2004. Soft bottom mollusc assemblages and pollution in a harbour with two opposing entrances. *Estuarine Coast. Shelf Sci.* 60: 273-283.
- Hall, J.A., Frid, C.L.J., Proudfoot, R.K. 1996. Effects of metal contamination on macrobenthos of two North Sea estuaries. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1014-1023.
- Harriague, A.C., Misic, C., Petrillo, M., Albertelli, G. 2007. Stressors affecting the macrobenthic community in Rapallo Harbour (Ligurian Sea, Italy). *Scientia Marina*, 71(4): 705-714.
- Harvey, M., Gauthier, D., Munro, J. 1998, Temporal changes in the composition and abundance of the macrobenthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Charleux, eastern Canada. *Mar. Poll. Bull.*, 36(1): 41-55.
- Jun, Y.C., Kim, N.Y., Kwon, S.J., Han, S. C., Hwang, I.C., Park, J.H., Won, D.H., Byun, M.S., Kong, H.Y., Lee, J.E., Hwang, S.J. 2011. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. *International Journal of Limnology*, 47: S35-S49.
- Kennish, L. 1992. Toxicity of heavy metals: effects of Cr and Se on humans health. *Journal of Indian Public Health Education, India.* 2:36-64.
- Larrañaga, S., Díez, J., Elosegi, A., Pozo, J. 2003. Leaf retention in streams of the Agüerabasin (northern Spain). *Aquatic Sciences*, 65: 158-166. 8p.
- Ljung K., Selinus O., Otabbong E., Berglund M. 2006. Metal and arsenic distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children. *Appl. Geochem*, 21:1613-1624, 12p.
- Marcovecchio, J.E. 2000. Overview on land-based sources and activities affecting the marine, coastal and associated freshwater environment in the Upper Southwest Atlantic Ocean. UNEP. *Regional Seas Reports and Studies.* 170, UNEP/GPA coordination Office, The Hague, 78p.
- Marins, R.V., Freire, G.S.S., Maia, L.P., Lima, J.P.R., Lacerda, L.D. 2002. Impacts of land-based activities on the

Ceará coast, NE Brazil. In: Lacerda L.D., Kremer, H.H., Kjerfve. B., Salomons. W., Marshall-Crossland, J.I., Crossland, J.C. (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment - Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ Reports e Studies, 21: 92-98.

McAlister, J. J., Smith, B. J., Baptista Neto, J. A. 2000. The Presence of Calcium Oxalate Dihydrate (Weddellite) in Street Sediments from Niterói, Brazil and Its Health Implications. *Envir. Geoch. Heal*, 22: 195-210. 15p.

McAlister, J.J., Smith, B.J., Baptista Neto, J.A., Simpson, J. 2005. Geochemical distribution and bioavailability of heavy metal and oxalate in street sediments from Riode Janeiro, Brazil: a preliminary investigation. *Environ. Geoch. Heal*, 27: 429-441. 12p.

Muehe, D., Carvalho, V.G. 1993. Geomorfologia, cobertura sedimentar e transporte de sedimentos na plataforma continental interna entre a Ponta de Saquarema e o Cabo Frio (RJ). *BolmIost. Oceanogr.*, S Paulo, 41(112):1-12. 12p.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the

sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36:127-178.

Oliveira S.M.M.C., Barcellos, F.C., Cardoso, R. L., Carvalho P.G.M. 2014. Entorno da Baía de Guanabara: território das desigualdades demográfica e socioambiental. XIX Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP, São Paulo, Brasil.

Radenac, G., Miramand, P., Tardy, J. 1997. Search for impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* (L.) in Charente-Maritime (France). *Mar. Poll. Bull.*, 34(9): 721-729.

Rebello, A.L., Haekel, W., Moreira, I., Santelli, R., Schroder, F. 1986. The Fate of Heavy Metals in an Estuarine Tropical System. Elsevier Science. *Mar. Chem.* 18: 215-225. 10p.

Rees, H.L., Rowlett, S.M., Limpenny, D. S., Rees, E.I.S., Rolfe, M.S. 1992. Benthic studies at dredged material disposal sites in Liverpool Bay. *Aquat. Envir. Monit. Rep.*, 28: 1-21.

Roberts, R.D., Gregory, M.R., Foster, M. A. 1998. Developing an efficient

macrofauna monitoring index from an impact study – a dredge spoil example. *Mar. Poll. Bull.*, 36(3): 231-235.

Roberts, R.D., Forrest, B.M. 1999. Minimal impact from long-term dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *N. Zea. Jour. Mar. Freshw. Res.*, 33: 623-633.

Rygg, B. 1985a. Distribution of species along pollution-induced diversity gradient in benthic communities in Norwegian Fjords. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 469-474.

Sarr, A.B., Benetti, C.J., Fernández-Díaz, M., Garrido, J. 2013. The microhabitat preferences of water beetles in four rivers in Ourense province, Northwest Spain. *Limnetica*, 32: 1-10. 10p.

Semlali, R.M., van Oort, F., Denaix, L.M.L. 2001. Estimating distributions of endogenous and exogenous Pb in soils by using Pb isotopic ratios. *Environ. Sci. Technol.*, 35:4180-4188. 9p.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communications*. University of Illinois Press, Urbana. USA. 132p.

Shin, P., Ellingsen, K. 2004. Spatial patterns of soft-sediment benthic diversity

in subtropical Hong Kong waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 276: 25-35. 10p.

Smith, S.D.A., Rule, M.J. 2001, The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Mar. Poll. Bull.*, 42(11): 1040-1048.

Thrush, S.F., Dayton, P.K. 2002. Disturbance to Marine Benthic Habitats by Trawling and Dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Annual Review Ecology and Systematic*, 33: 449-473.

Van Dolah, R.F., Calder, D.R., Knott, D. M. 1984. Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries*, 7: 28-37.

Vasconcelos, M.C., Melo, A. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 610: 321-329. 9p.

Warwick, R.M. 2001. Evidence for the effects of metal contamination on the intertidal macrobenthic assemblages of the Fal Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 42(2): 145-148.