UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

LÍVIA HULN FENILI

Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto
de Santos (Santos, SP) após dragagem de
aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com
Tiburonella viscana e *Nitokra sp.*

São Carlos - SP
2012

LÍVIA HULN FENILI

Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto
de Santos (Santos, SP) após dragagem de
aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com
Tiburonella viscana e *Nitokra sp*

Dissertação apresentada à
Escola de Engenharia de São
Carlos para obtenção do título
de Mestre em Ciências da
Engenharia Ambiental

Orientadora: Prof^a. Dr^a.
Clarice Maria Rispoli Botta

São Carlos - SP
2012

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da Informação do Serviço de
Biblioteca – EESC/USP

F333q Fenili, Livia Huln
Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto de Santos (Santos, SP) após dragagem de aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana* e *Nitokra sp* / Livia Huln Fenili; orientadora: Clarice Maria Rispoli Botta. -- São Carlos, 2012.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.

1.Sedimento 2.Ensaios ecotoxicológicos.
3.*Tiburonella viscana* 4.*Nitokra sp*.
I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **LÍVIA HULN FENILI**.

Título da dissertação: "Qualidade do sedimento do canal de navegação do porto de Santos (Santos, SP) após dragagem de aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana* e *Nitokra sp*".

Data da defesa: 20/08/2012

Comissão Julgadora:

Dr^a. **Clarice Maria Rispoli Botta (Orientadora)**
(Pesquisadora - FIPAI)

Prof. Associado **Evaldo Luiz Gaeta Espíndola**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof^a. Dr^a. **Gisela de Aragão Umbuzeiro**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Resultado:

Aprovado
Clarice Botta

APROVADA
Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

Aprovado
Gisela de Aragão Umbuzeiro

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais (Ricardo e Vera), a minha irmã (Élen) e ao meu sobrinho (Diogo) que, apesar de acharem que esse mestrado não teria um fim, sempre me apoiaram e incentivaram. Amo vocês!

À Prof^a. Dr^a. Clarice Botta, que mesmo a distância sempre esteve presente me auxiliando em todas as etapas desse aprendizado. Não posso me esquecer da paciência incrível que ela teve para me auxiliar quando eu aparecia no CRHEA com minhas bagunças e parágrafos intermináveis, não é mesmo Clarice?

À CODESP, à Márcia Jovito e em especial, à Alexandra Sofia Grotta, uma pessoa maravilhosa com quem muito aprendi e que confiou no meu estudo, cedendo dados importantes para o desenvolvimento dessa pesquisa. Muito obrigada Alexandra por fazer parte de mais essa etapa da minha vida profissional. Tenho eterna admiração por você.

À CPEA, por me liberarem para cumprir todos os créditos em disciplinas, em especial, a Mariana Masutti por me dar a ideia, o incentivo e auxílio no desenvolvimento desse estudo. Aos meus amigos Adriano e Abílio pela estadia cedida durante todas as disciplinas cursadas em São Carlos. Em especial, ao Adriano, pelas madrugadas na rodoviária me buscando quando eu chegava de Santos e me levando de volta no dia seguinte para voltar ao trabalho, que ano maluco dessas idas e vindas... Muito Obrigada por me receberem na casa de vocês. A todos meus companheiros de trabalho por entenderem minhas ausências e me aguentarem na reta final falando o tempo todo desse mestrado: Gimelão, Pri Bosa, Tabinha, Yuki, Barcellini, Vanessa, Bruno, Lucas P., Kruskal, Caio, Thiago, Denise, Dani, Carlos, Bruninho, Luccas G., Vânia e Lulu... Valeu galierinha, vocês são sensacionais.

Ao Prof. Dr. Denis Abessa por me auxiliar desde o início da elaboração do projeto, disponibilização do laboratório NEPEA-UNESP para realização dos ensaios e grande auxílio quando me vi desesperada com as análises estatísticas. Denis, se todos os professores fossem como você as pesquisas não ficariam restritas a uma minoria. Você demonstrou ter o prazer de ensinar o que aprendeu. Por sorte, tive o prazer de conhecê-lo nessa minha caminhada, Obrigada.

A todo o pessoal da UNESP de São Vicente: Fernando, Carol, Lucas, Poia, Daku e em especial a Marcela (Tchuka), sempre de bem com a vida, alto astral e acompanhada de uma boa música. Com muita atenção e paciência me ensinou todas as etapas da realização dos

ensaios e me acompanhou durante várias noites na faculdade enquanto eu contava os resultados. Tchuka você é fantástica.

A todas as pessoas que me auxiliaram na tentativa, infelizmente frustrada, do cultivo da *Nitokra sp.* no Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos (NEEA/CRHEA/SHS/EESC/USP): Gisela, Adria, Gilberto e Celecino (UNICAMP), Maressa e Amândio (CRHEA/USP).

A todas as pessoas que me auxiliaram na “caçada” aos artigos, teses, dissertações e qualquer notícia sobre a *Nitokra sp.*: Mariana Stefanon, Mariana Artal, Guilherme Lotufo e Aline Campagna.

O saber a gente aprende com os mestres e os livros.
A sabedoria se aprende é com a vida e com os humildes.

Cora Coralina

RESUMO

FENILI, L.H. **Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto de Santos (Santos, SP) após dragagem de aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana* e *Nitokra sp.*** 2012. 110p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

Ao longo do tempo, o complexo estuarino de Santos tornou-se alvo de grandes empreendimentos portuários e industriais, os quais contribuíram para os impactos em todos seus compartimentos (água, sedimento e biota). Entre estes, o sedimento é o principal destino das substâncias de baixa solubilidade introduzidas nos estuários e oceanos e por sua capacidade acumulativa, apresenta concentrações de contaminantes em níveis mais elevados que aqueles observados na coluna de água adjacente. O assoreamento constante dos estuários prejudica as atividades portuárias, em especial a navegação e as manobras dos navios. Além disso, a construção de navios cada vez maiores demanda realizações periódicas de atividades de dragagem nos canais de navegação. Considerando a importância dos sedimentos nos sistemas aquáticos, a recente atividade de dragagem de aprofundamento no canal de navegação do Porto de Santos-SP e a contaminação histórica dos sedimentos na região, o objetivo desse estudo foi avaliar as alterações na qualidade química e ecotoxicológica dos sedimentos coletados no canal após o aprofundamento e avaliar o potencial de utilização do organismo bentônico *Nitokra sp* em testes de toxicidade com sedimento de regiões estuarinas. Para tanto foi realizada uma análise integrada comparando os resultados físicos, químicos e ecotoxicológicos, obtidos antes e depois da dragagem. Os resultados mostraram que houve uma melhora em relação à contaminação química e à toxicidade aguda. No entanto, em relação à toxicidade crônica, as amostras analisadas apresentaram toxicidade a pelo menos um dos organismos-teste (*Nitokra sp* ou *L. variegatus*), com exceção de uma única amostra, que não causou toxicidade a nenhum dos organismos. O ensaio com *Nitokra sp* tem potencial para ser utilizado em avaliações de atividades de dragagem em regiões estuarinas, entretanto estudos adicionais para melhor entendimento das vias de exposição e interferência de parâmetros no teste devem ser realizados.

Palavras-chave: Sedimento, Ensaio ecotoxicológicos, *Tiburonella viscana* e *Nitokra sp*.

ABSTRACT

FENILI, L.H. **Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto de Santos (Santos, SP) após dragagem de aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana* e *Nitokra sp.*** 2012. 110p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

Over time, the complex estuary of Santos became the target of major port and industrial enterprises, which contributed to the impacts in all of its compartments (water, sediment and biota). Among these, the sediment is the main destination of low solubility substances introduced into estuaries and oceans and their accumulative capacity, concentrations of contaminants present at levels higher than those observed in the water column adjacent. The constant silting of estuaries affect port activities, in particular navigation and maneuvering of ships. Furthermore, increasingly larger ship demands for periodical dredging of navigation channels. Considering the importance of sediments in aquatic systems, recent activity to deepen the navigation channel of the Port of Santos-SP and historical contamination of sediments in the region, the aim of this study was to evaluate changes in the chemical and ecotoxicological quality of the sediments collected after deepening in the channel and evaluate the potential use of benthic organism *Nitokra sp* in toxicity tests with estuarine sediments. For this, integrated analysis was performed comparing the results physical, chemical and ecotoxicological obtained before and after dredging. The results showed that there was an improvement in relation to chemical contamination and acute toxicity. However, in relation to chronic toxicity, the samples were toxic to at least one of the test organisms (*Nitokra sp* or *L. variegatus*), with the exception of a single sample, which no caused toxicity to any of the test organisms. The test with *Nitokra sp* has the potential to be used in evaluations of dredging activities in estuarine regions, however additional studies to better understanding of exposure pathways and interference parameters in the test should be performed.

Keywords: Sediment, Toxicity tests, *Tiburonella viscana* and *Nitokra sp*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fêmea ovada do organismo-teste <i>Nitokra sp.</i> Fonte: ZARONI (2006). (Imagem sem escala).....	29
Figura 2 – Estágios de vida do copépodo <i>Nitokra sp.</i> Fonte: Bergmann Filho (2004). (Imagem sem escala).....	30
Figura 3 - Localização geográfica do canal de navegação do Porto de Santos - Santos-SP, Brasil. Fonte: Google Earth (acesso em 03/06/2010).....	36
Figura 4 - Esquema de cotas de aprofundamento nos trechos ao longo do canal de navegação do Porto de Santos. Fonte: Adaptado de FRF (2008).....	37
Figura 5 - Localização geográfica dos pontos de amostragem de sedimentos coletados ao longo do canal de acesso ao Porto de Santos (Santos-SP). Fonte: Google Earth (acesso em 26/12/2011).	39
Figura 6 – Equipamento utilizado para amostragem de sedimento (Draga do tipo <i>Petersen</i>).	40
Figura 7 – a) Homogeneização das três réplicas da amostra de sedimento e b) Armazenamento em frascos apropriados.	40
Figura 8 – a) Frasco com identificação do ponto de amostragem e b) Acondicionamento em caixa térmica com gelo.	41
Figura 9 – a) Equipamento utilizado para as medições físico-químicas <i>in situ</i> durante a amostragem de sedimentos e b) Anotação dos resultados físico-químicos (pH, E _H e temperatura) medidos <i>in situ</i> nas amostras de sedimentos.	42
Figura 10 – Cultivo de <i>Nitokra sp</i> do laboratório NEPEA-UNESP.....	45
Figura 11 – Recipientes-teste com as amostras de sedimento e água de diluição.....	47
Figura 12 – Fixação e coloração dos organismos com formaldeído 10% misturado com rosa de bengala.	48
Figura 13 – Malha utilizada para separar os organismos da amostra antes da contagem, lupa e contador utilizados.....	48

Figura 14 – Estágios de vida dos organismos contados no final dos testes: náuplios (A), copepoditos (B) e fêmeas ovadas (C). (Foto sem escala).	48
Figura 15 – pHmetro Lutron PH-106 utilizado para medição de pH em cada amostra no início e final dos testes de toxicidade.	49
Figura 16 – Refratômetro 211 utilizado para medição de salinidade de cada amostra no início e final dos testes de toxicidade.	49
Figura 17 – Oxímetro Digimed DM4P utilizado para medição de oxigênio dissolvido de cada amostra no início e final dos testes de toxicidade.....	49

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Valores de pH obtidos para as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, antes e após a dragagem de aprofundamento.	53
Gráfico 2 - Valores de E_H obtidos para as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos.	54
Gráfico 3 - Valores de temperatura obtidos para as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos.	54
Gráfico 4 – Porcentagem das frações granulométricas encontradas nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos. Fonte: CODESP.	55
Gráfico 5 - Concentrações de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	56
Gráfico 6 - Concentrações de nitrogênio kjeldahl total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	57
Gráfico 7 - Concentrações de fósforo total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	58
Gráfico 8 - Concentrações de arsênio total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	59
Gráfico 9 - Concentrações de cádmio total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento do canal. Fonte: CODESP.	60

Gráfico 10 - Concentrações de chumbo total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	61
Gráfico 11 - Concentrações de cromo total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	62
Gráfico 12 - Concentrações de cobre total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	63
Gráfico 13 - Concentrações de níquel total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	64
Gráfico 14 - Concentrações de zinco total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	65
Gráfico 15 - Concentrações de mercúrio total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	66
Gráfico 16 – Porcentagens de sobrevivência total de <i>Leptocheirus plumulosus</i> nos ensaios ecotoxicológicos realizados com as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	68
Gráfico 17 – Números médios de prole (náuplios/copepoditos) por fêmea de <i>Nitokra sp.</i> obtido nos ensaios ecotoxicológicos realizados com as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento.	69
Gráfico 18 – Porcentagens de larvas normais de <i>Lytechinus variegatus</i> obtidas nos ensaios ecotoxicológicos realizados com as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - CL50, 96 h dos organismos <i>Nitokra sp</i> expostos ao dicromato de potássio, sulfato de zinco e dodecil sulfato de sódio.	32
Tabela 2 - Sensibilidade dos organismos <i>Nitocra spinipes</i> e <i>Nitokra sp</i> ao zinco.	32
Tabela 3 – Valores de CL50 para diferentes organismos-teste expostos a amônia não ionizada.	33
Tabela 4 – Média do número de prole/fêmea de <i>Nitokra sp</i> observados em diferentes estudos utilizando sedimento da praia do Engenho d’água (Ilha Bela-SP) como controle.	34
Tabela 5 – Média do número de prole/fêmea de <i>Nitokra sp</i> observados em diferentes estudos utilizando sedimento de Cananéia-SP como controle.	34
Tabela 6 – Média do número de prole/fêmea de <i>Nitokra sp</i> observados em diferentes estudos utilizando sedimentos do Parque Estadual Xixová-Japuí (São Vicente/Praia Grande-SP) e do rio Itaguaré (Bertioga-SP).	34
Tabela 7 - Coordenadas georreferenciadas, nomenclatura e respectiva nomenclatura utilizada pelo programa da CODESP dos pontos de amostragem de sedimento coletados ao longo do canal de acesso ao Porto de Santos (Santos-SP).	38
Tabela 8 - Trechos das obras de dragagem, pontos amostrais referentes a cada trecho, data de finalização das obras e das respectivas coletas realizadas no canal de navegação do Porto de Santos.	41
Tabela 9 - Análises químicas realizadas nas amostras de sedimento e suas respectivas metodologias de análise.	44
Tabela 10 – Valores guias de qualidade do sedimento e valores orientadores, utilizados para comparação dos resultados obtidos no presente estudo.	51
Tabela 11 - Componentes principais, autovalores e % variância.	70
Tabela 12 – Cargas fatoriais (autovetores) das 16 variáveis originais ordenadas em quatro principais componentes (PC1, PC2, PC3 e PC4).	71

Tabela 13. Valores mínimos e máximos dos metais quantificados em diferentes estudos e regiões.....	76

SUMÁRIO

1 Introdução	16
2 Objetivos.....	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos	19
3 Revisão bibliográfica	20
3.1 Estuários e impactos associados	20
3.2 Sistema Estuarino de Santos	21
3.3 Qualidade dos sedimentos no canal de navegação do Porto de Santos	22
3.4 Dragagem.....	24
3.5 Avaliação ecotoxicológica de sedimentos estuarinos - Organismos-testes	27
3.5.1 <i>Nitokra sp</i>	28
3.5.1.1 Sensibilidade do organismo-teste <i>Nitokra sp</i>	31
3.5.1.2 Sedimento controle e reprodução do <i>Nitokra sp</i>	33
4 Metodologia.....	36
4.1 Caracterização da área de estudo	36
4.2 Pontos de amostragem	38
4.3 Amostragem.....	39
4.4 Variáveis físico-químicas.....	42
4.5 Análises granulométricas e químicas.....	43
4.6 <i>Nitokra sp</i>	45
4.6.1 Cultivo e manutenção dos organismos-testes.....	45
4.6.2 Teste de sensibilidade.....	46
4.6.3 Testes de toxicidade	46
4.7 Análises dos dados.....	50
4.7.1 Análises químicas.....	50
4.7.2 Testes de toxicidade	51

4.7.3 Análises multivariadas	52
5 Resultados	53
5.1 Variáveis físico-químicas.....	53
5.2 Granulometria	55
5.3 Carbono orgânico total.....	55
5.4 Nitrogênio kjeldahl total	56
5.5 Fósforo total.....	57
5.6 Metais e semimetal	58
5.7 Demais análises químicas (POC, PCB e HPA)	67
5.8 Testes de toxicidade.....	67
5.8.1 Testes de sensibilidade	67
5.8.2 Testes de toxicidade aguda.....	67
5.8.3 Testes de toxicidade crônica	68
5.9 Análises multivariadas	70
5.9.1 Análises de componentes principais/Análises fatoriais	70
6 Discussão	72
6.1 Alterações físico-químicas medidos <i>in situ</i> e granulometria	72
6.2 Carbono orgânico total, nitrogênio kjeldahl total e fósforo total.....	73
6.3 Metais.....	75
6.4 Testes de toxicidade.....	77
7 Conclusões	88
REFERÊNCIAS	89
APÊNDICES	100
ANEXOS	104

1 Introdução

Nas últimas décadas, a dragagem tornou-se uma ferramenta essencial e obrigatória para o desenvolvimento social e econômico de regiões litorâneas, devido à grande importância financeira e estratégica do transporte de mercadorias por rios e oceanos. No entanto, a contaminação presente nos sedimentos a serem dragados faz com que as autoridades aquáticas e gestores portuários encarem tais atividades como um desafio ambiental (ALVAREZ-GUERRA et al., 2007).

O canal de navegação do Porto de Santos faz parte do Sistema Estuarino de Santos e está inserido na região metropolitana da Baixada Santista (região sudeste). Por sua localização privilegiada essa região foi alvo de grandes empreendimentos, entre eles, o maior porto da América Latina e o parque industrial de Cubatão. Apesar das ações de controle das fontes de emissão de poluentes, essa região é considerada crítica devido à contaminação química ainda presente nos diferentes compartimentos do sistema (água, sedimento e biota), como também pelas constantes atividades de dragagem (CETESB, 2001; ABESSA, 2002, CETESB, 2009; CETESB, 2010; CETESB, 2011). A redistribuição dos contaminantes presentes nestes sedimentos cuja composição granulométrica é principalmente das frações silte, argila e areia muito fina, altera o ambiente e pode vir a prejudicar todos os organismos dependentes do mesmo (MARANHÃO; DAVANSO; ABESSA, 2008).

No Brasil, a atividade de dragagem é sujeita ao licenciamento ambiental de acordo com o artigo 1º da resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 237/97 (BRASIL, 1997). Sendo considerada uma atividade poluidora e/ou com potencial de degradação ambiental, necessita de monitoramento ambiental antes, durante e após as operações. Os procedimentos para a avaliação do material dragado foram regulamentados pela resolução CONAMA 344/04 (BRASIL, 2004), que estabelece as diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado visando ao gerenciamento de sua disposição em águas jurisdicionais brasileiras.

O aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos é necessário, pois a nova frota mundial de navios, pertencentes à categoria de navios pós-panamax, demandam maiores profundidades ao longo do canal de navegação portuário. Dessa forma, a dragagem de aprofundamento vem sendo realizada desde março de 2010, tendo sido devidamente licenciada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

(IBAMA), constando, como exigência do órgão licenciador a execução de mais de 20 programas de monitoramento ambiental.

A Companhia Docas do Estado de São Paulo (CODESP) realiza desde março de 2010, entre outros estudos, um acompanhamento ambiental da qualidade dos sedimentos na área dragada no canal de navegação, através de análises físico-químicas, químicas e ecotoxicológicas, para atender uma das exigências da licença de operação da dragagem de aprofundamento emitida pelo órgão ambiental fiscalizador (IBAMA).

As avaliações ecotoxicológicas de sedimentos estuarinos podem ser realizadas utilizando a fase líquida com as matrizes água intersticial, elutriato e/ou interface sedimento-água ou a fase sólida com o sedimento integral, sendo os ensaios realizados com o sedimento integral e organismos bentônicos considerados de maior relevância ecológica (BERTOLETTI, 2011).

Os ensaios com sedimento estuarino integral e organismos bentônicos disponíveis e atualmente utilizados são os **ensaios agudos** com os anfípodos *Leptocheirus plumulosus* (uso regulatório), um organismo exótico, cujo cultivo no estado de São Paulo está restrito a um único laboratório comercial, e *Tiburonella viscana* (uso regulatório e de pesquisa), um organismo endêmico que apesar de não se adaptar a cultivo em laboratório, é tolerante ao estresse de coleta e manuseio e o **ensaio crônico** com o copépodo estuarino *Nitokra sp.*

Outro ensaio crônico utilizado para avaliar a qualidade dos sedimentos em ambientes estuarinos é o teste com os embriões do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*, utilizando como matriz a fase líquida do sedimento: água intersticial, elutriato ou interface sedimento-água (PRÓSPERI, 2002).

Os ensaios realizados com água intersticial, elutriato e interface sedimento-água estão sujeitos a interferências devidas à presença de amônia não ionizada e sulfetos em ambientes estuarinos, à sensibilidade das larvas de ouriços-do-mar a esses compostos (MORAIS, 2009) e à necessidade de correção da salinidade durante o ensaio.

O ensaio com o copépodo *Nitokra sp* tem como principais vantagens a resistência as variações de salinidade, relevância ecológica, representatividade desse organismo na comunidade bentônica estuarina, ciclo de vida completo no sedimento e de curta duração (3-4 semanas) e hábitos que favorecem a interação com o sedimento e sensibilidade a diversos contaminantes (LOTUFO; ABESSA, 2002).

Considerando as interferências dos ensaios com a fase líquida dos sedimentos e a representatividade ecológica dos ensaios realizados com a fase sólida e organismos bentônicos, esse estudo pretende utilizar o organismo *Nitokra sp* em testes de ecotoxicidade

crônica com amostras de sedimentos coletadas no canal de navegação do Porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento, avaliando a possibilidade de utilização desse ensaio em avaliações ambientais de atividades de dragagem.

2 Objetivos

2.1 Objetivo geral

Avaliação físico-química e ecotoxicológica dos sedimentos do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar as concentrações de contaminantes químicos presentes nas amostras de sedimentos coletadas no canal de navegação do Porto de Santos antes e após a conclusão das atividades de dragagem de aprofundamento, com base nos resultados fornecidos pela Companhia Docas do Estado de São Paulo (CODESP);
- Realizar testes de toxicidade aguda e crônica com as amostras de sedimento coletadas após a dragagem, utilizando como matriz o sedimento integral e como organismos-teste *Tiburonella viscana* e *Nitokra sp*;
- Avaliar a qualidade ecotoxicológica das amostras de sedimentos do canal de navegação com base nos resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica realizados antes e após a dragagem de aprofundamento;
- Avaliar o potencial de utilização do ensaio ecotoxicológico crônico com sedimento integral e o organismo *Nitokra sp* em avaliações ambientais de atividades de dragagem em regiões estuarinas.

3 Revisão bibliográfica

3.1 Estuários e impactos associados

Cameron e Pritchard (1963) definem estuário como “um corpo de água costeiro semifechado com interligação livre com o oceano adjacente, no interior do qual a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce originada da descarga continental”. Portanto, trata-se de um ecossistema de transição entre o oceano e o continente, sendo altamente dinâmico e biologicamente mais produtivo, por possuir altas concentrações de nutrientes que estimulam a produção primária (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Devido ao encontro de águas salinas e dulcícolas, os estuários apresentam forte gradiente dos parâmetros físico-químicos, incluindo salinidade, pH, oxigênio dissolvido, potencial redox, nutrientes, entre outros. Com isso, as regiões estuarinas não demonstram características verdadeiramente dulcícolas nem marinhas, podendo a salinidade variar de 1 a 30, com gradientes longitudinais, verticais e laterais, além de variações sazonais e temporais. Nessas regiões, a formação do sedimento depende de vários fatores como: a penetração da água do mar pela influência das marés, a vazão do rio, o padrão de circulação, o carreamento das partículas e a difusão dos materiais em suspensão que resultam em um processo de deposição único para cada estuário (CHAPMAN; WANG, 2001).

Apesar de suas características peculiares, os estuários são ecossistemas de grande importância econômica e ecológica, apresentando muitas funções vitais, entre elas: habitat natural de aves, mamíferos e peixes e grande diversidade de ambientes potencialmente disponíveis para refúgio, colonização e criadouro de espécies economicamente importantes (KETCHUM, 1983). Por serem biologicamente mais produtivos que os rios e oceanos adjacentes, apresentam uma complexa trama trófica com energia suficiente para sustentar os ambientes costeiros (SIQUEIRA et al., 2004).

Além disso, os estuários têm uma importância histórica e fundamental para o desenvolvimento da humanidade. Grandes cidades estão localizadas em suas proximidades, pois o crescimento da atividade econômica sempre esteve intimamente relacionado aos estuários por serem locais adequados para as instalações portuárias e comerciais, por constituírem uma via de acesso importante para o interior do continente, pela capacidade

natural para renovação das águas sob influência da maré, pela abundante comunidade biológica e pela proximidade para as atividades econômicas e de lazer (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Apesar de sua importância ecológica as regiões estuarinas vêm sofrendo progressivas perturbações nas últimas décadas devido principalmente às atividades antrópicas: urbanismo, industrialização, turismo, despejo de efluentes, manutenção de portos e canais de navegação e exploração dos recursos naturais (KENNISH, 1992; SIQUEIRA et al., 2004). De maneira geral, por suas características únicas e pelos seus atrativos associados, essas regiões apresentam uma intensa ocupação humana, o que ocasiona uma forte pressão sobre os frágeis ecossistemas estuarinos.

No Brasil, das 25 regiões metropolitanas, 14 estão situadas em regiões estuarinas, onde se instalaram os principais pólos industriais, petroquímicos e sistemas portuários do país. Essas atividades nas áreas litorâneas têm contribuído para a degradação e contaminação dos ambientes estuarinos, arriscando o equilíbrio ecológico desses importantes ecossistemas (DIEGUES, 1987; LUIZ-SILVA et al., 2006).

3.2 Sistema Estuarino de Santos

O Sistema estuarino de Santos é formado pela baía de Santos; pelos rios Casqueiro, Cubatão, Diana, Jurubatuba, Moji, Morrão, Paranhos, Perequê, Piaçabuçu, Quilombo, Santana, Santo Amaro, entre outros; pelos canais: Barreiros, Bertioga, Mar Pequeno, Piaçaguera; e pelos largos Caneu, Candinho, Pompeba, Santa Rita e São Vicente (SIQUEIRA et al., 2004).

Por sua localização privilegiada, tornou-se alvo de grandes empreendimentos, entre eles, o maior porto da América Latina e o parque industrial de Cubatão, além da conturbação das cidades de Cubatão, Santos, São Vicente, Praia Grande e Guarujá. Consequentemente vem sofrendo os impactos gerados por esses empreendimentos e por várias fontes difusas de contaminação existentes na região. Além do impacto industrial, as constantes dragagens, necessárias devido às altas taxas de assoreamento, alteram a qualidade do ambiente, sendo o canal do Porto de Santos uma das regiões mais críticas quanto à contaminação dos diferentes compartimentos dos ecossistemas aquáticos (CETESB, 2001; ABESSA, 2002), em especial,

nos sedimentos estuarinos e marinhos, que acumularam ao longo do tempo os poluentes introduzidos no ambiente.

Embora a fiscalização e os projetos de monitoramento na região tenham sido mais eficientes nos últimos anos, a capacidade de resiliência deste ecossistema não tem suportado o grande aporte de contaminantes como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), bifenilas policloradas (PCB), pesticidas organoclorados (POC), metais, nutrientes e as inúmeras espécies químicas que, uma vez introduzidos no sistema aquático, tendem a permanecer em curto período na coluna de água, precipitando e acumulando-se no sedimento (CETESB, 2001). Uma vez nos sedimentos, muitos fatores, entre eles a acidez/alcalinidade da água, gradiente redox, ressuspensão e deposição, bioturbação, a presença ou ausência de enxofre e matéria orgânica e atividades antrópicas, podem afetar a biodisponibilidade dos contaminantes ali presentes (USEPA, 1999; CESAR, 2003).

Como agravante, o processo de assoreamento no estuário é intenso, levando à necessidade de contínuas dragagens no canal de navegação e berços de atracação do porto, contribuindo para a ressuspensão de muitos destes compostos que já haviam se depositado no sedimento, podendo causar efeitos adversos a biota do estuário (MARANHÃO; DAVANSO; ABESSA, 2008). A dragagem é considerada um dos principais processos de remobilização e disponibilização de contaminantes devido à diminuição do pH causada pelas reações de oxidação. Além dos efeitos na coluna d'água, alterações significativas nas características físicas e químicas da camada de sedimento exposto, especialmente em relação às condições iniciais de anoxia, podem causar efeitos adversos (toxicidade) à biota que depende desse sedimento (FÖRSTNER et al., 1989).

3.3 Qualidade dos sedimentos no canal de navegação do Porto de Santos

Um levantamento dos diferentes estudos químicos e ecotoxicológicos, realizados no canal de navegação do Porto de Santos, no período de 1998 a 2007, mostrou que os contaminantes mais frequentemente encontrados foram os metais e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA). Já os pesticidas organoclorados (POC) e as bifenilas policloradas (PCB) foram encontradas em menor frequência (CETESB, 2001; SIQUEIRA et al., 2005; CESAR et al., 2006; TORRES, 2007; FRF, 2008; CETESB, 2009; CETESB, 2010;

CETESB, 2011). Outros compostos não legislados, tais como solventes aromáticos (benzeno, etil-benzeno, o-xileno, m-xileno e tolueno), solventes halogenados e organoclorados aromáticos (clorofórmio, 1,2-diclorobenzeno e 1,3-diclorobenzeno), compostos fenólicos (fenol, 4-metilfenol e 2,4 dimetilfenol) e dioxinas e furanos também foram quantificados em algumas amostras coletadas na região (CETESB, 2001).

Abessa (2002) analisou 28 amostras de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos coletadas em março de 1998, e dentre as amostras localizadas no canal de navegação (pontos 1, 2, 3 e 4) os metais: zinco, níquel e chumbo (ponto 3) e mercúrio (pontos 3 e 4) foram quantificados acima de nível 1 da resolução CONAMA 344/04. Já os ensaios ecotoxicológicos realizados com os organismos *Tiburonella viscana* (sedimento total) e *Lytechinus variegatus* (água intersticial) indicaram toxicidade aguda e crônica, respectivamente, para os pontos acima citados. Entretanto, nos ensaios crônicos a amônia, presente em concentrações maiores que 0,05 mg/L nas amostras de água intersticial pode ter interferido nos resultados, pois isoladamente essa concentração pode causar efeito tóxico sobre o desenvolvimento larval do organismo-teste *L. variegatus* (PRÓSPERI, 2002; ABNT, 2006).

Siqueira et al. (2005) também encontraram mercúrio em concentrações acima de nível 1 (0,15 mg/Kg) da resolução CONAMA 344/04 em algumas amostras de sedimentos coletadas no canal de navegação do Porto de Santos, entre julho e agosto de 2000.

Buruaem et al. (2012) avaliaram a concentração de metais (Al, Fe, Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) em amostras de sedimentos coletadas no Sistema Estuarino de Santos, inclusive no canal de navegação, observando concentrações de mercúrio e zinco acima dos valores orientadores da resolução CONAMA 344/04.

Diferentes estudos ecotoxicológicos observaram toxicidade crônica em algumas amostras de sedimentos coletadas no canal de navegação, utilizando como matrizes água intersticial, elutriato ou interface sedimento-água e como organismo-teste o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* (PRÓSPERI, 2002; ARGENTINO-SANTOS, 2006; TORRES, 2007; PUSCEDDU et al., 2007; SOUSA et al., 2007; SOUSA et al., 2008; FRF, 2008; CETESB, 2010; CETESB, 2011).

Além da toxicidade crônica, estudos ecotoxicológicos utilizando como matriz o sedimento integral e como organismo-teste o anfípoda *Tiburonella viscana* indicaram toxicidade aguda em amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos (ABESSA et al., 1998; ABESSA et al., 2001; ABESSA, 2002; SOUSA et al., 2007; TORRES, 2007; FRF, 2008). Já o estudo realizado por CETESB (2011) indicou

toxicidade aguda ao organismo *Leptocheirus plumulosus* em duas amostras de sedimentos coletadas na margem esquerda (Guarujá), sendo uma amostra coletada próximo a terminais portuários e favelas e a outra coletada próximo ao terminal de granéis líquidos.

3.4 Dragagem

A dragagem é uma técnica de engenharia utilizada para remoção de materiais, solo, sedimentos e rochas do fundo de corpos de água, através de equipamentos denominados “dragas”, as quais operam de acordo com o material a ser dragado e sua forma de disposição (BRAY; BATES; LAND, 1997). Do ponto de vista da funcionalidade existem quatro tipos de dragagem:

- a) **de implantação/aprofundamento** - necessária para o desenvolvimento portuário, acompanhando a necessidade de receber navios com maiores calados, que necessitam, portanto, de maiores profundidades da lâmina d'água nos canais de navegação;
- b) **de manutenção** - necessária para garantir a profundidade local da lâmina d'água, reduzida progressivamente devido ao assoreamento permitindo assim, a navegabilidade e execução de manobras, sem riscos à segurança da navegação
- c) **de mineração** - destinada a extração de minerais com valor econômico, e
- d) **de recuperação ambiental** - com o objetivo de limpar áreas contaminadas, sendo realizada com equipamentos especializados para minimizar a ressuspensão do material contaminado. (SOUSA et al., 2007; FRF, 2008);

Nas últimas décadas, a dragagem tornou-se uma valiosa e essencial ferramenta para o desenvolvimento social e econômico na região litorânea, pois o transporte de mercadorias por rios e oceanos é de grande importância financeira e estratégica para a sociedade pós-industrial. Muitas regiões costeiras dependem da qualidade e da capacidade operacional de seus portos para esse desenvolvimento (CRUZ-MOTTA; COLLINS, 2004), entretanto, o assoreamento constante dessas regiões representa um entrave para as operações portuárias, demandando a realização de periódicas dragagens.

Nos Estados Unidos, em 1999, cerca de 300 milhões de metros cúbicos de sedimentos eram dragados ao ano, visando o aprofundamento de portos e vias marítimas. Desse total 2/3

encontravam-se contaminados e necessitavam de monitoramento e manipulações adequadas para que as operações de dragagem fossem viabilizadas, evitando a diminuição do volume operacional de navegação (USEPA, 1999).

Apesar da navegação em si não ser uma atividade poluidora, muitos dos sedimentos dragados provenientes de portos apresentam algum grau de contaminação o que faz com que as autoridades e gestores portuários encarem as atividades de dragagem como um importante desafio (ALVAREZ-GUERRA et al., 2007).

Segundo Sousa et al. (2007) de acordo com autoridades portuárias, as operações de dragagem de manutenção no Porto de Santos podem gerar $4,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ ou mais sedimentos. Este volume seria adicionado ao material dragado das bacias de evolução, que pode atingir até $100.000 \text{ m}^3/\text{mês}$.

As diretrizes gerais para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras estão estabelecidas pela resolução CONAMA 344/04 (BRASIL, 2004). Esta resolução constitui um importante instrumento para orientar a avaliação dos sedimentos a serem dragados e subsidiar a tomada de decisão quanto à autorização ou não da disposição destes em águas jurisdicionais brasileiras, uma vez que tem como objetivos: *“Estabelecer as diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado visando ao gerenciamento de sua disposição em águas jurisdicionais brasileiras”* (Art. 1º.); classificar o material a ser dragado com base em critérios de qualidade a partir de dois níveis: Nível 1 (limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota) e Nível 2 (limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota); e exigir a obrigatoriedade de ensaios ecotoxicológicos quando a concentração dos contaminantes considerados principais (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) grupo A, mercúrio, cádmio, chumbo e/ou arsênio) ultrapassar os valores orientadores de nível 1 ou a somatória das concentrações de todos os HPA estiver acima do valor correspondente a soma de HPA (Art. 3º.).

Os critérios de qualidades apresentados na resolução acima citada foram estabelecidos através de valores orientadores de qualidade de sedimentos baseados em publicações oficiais norte-americanas e canadenses (FDEP, 1994; LONG et al., 1995; ENVIRONMENTAL CANADA, 2002), sendo os parâmetros mínimos exigidos para avaliação da qualidade dos sedimentos: semimetal (As), metais (Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni e Zn), pesticidas organoclorados (alfa-BHC, beta-BHC, delta-BHC, gama-BHC/lindano, clordano(alfa), clordano (gama), DDD, DDE, DDT, dieldrin e endrin), bifenilas policloradas (PCB totais) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno,

acenafteno, acenaftileno, antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, 2-metilnaftaleno, naftaleno, pireno e somatória de HPA). Além disso, a referida resolução ainda determina que sejam caracterizados os teores de carbono orgânico total, nitrogênio kjeldahl total e fósforo total.

Gannon e Beeton (1971) e Swartz; Deben e Cole (1979) foram os primeiros a realizarem ensaios ecotoxicológicos para monitorar os efeitos adversos do material dragado, devido às limitações de métodos isolados, como as análises químicas e ecológicas. Gannon e Beeton (1971) realizaram ensaios ecotoxicológicos agudo com o anfípoda *Pontoporeia affinis*, que era sensível a contaminação e abundante na região estudada. Já Swartz; Deben e Cole (1979) realizaram ensaios ecotoxicológicos agudos com cinco invertebrados macrobentônicos: os bivalves *Protothaca staminea* e *Macoma inquinata* (bivalves), *Glycinde picta* (poliqueta), *Paraphoxus epistomus* (anfípoda) e *Diastylis alaskensis*, *Lamprops quadriplicata*, *Diastylopsis dawsoni*, ou *Cyclaspis sp*, dependendo da espécie disponível no momento de cada experimento (crustáceo). Estas espécies representavam vias de exposição diferentes ao sedimento (alimentação) e espécies que muitas vezes dominavam a plataforma continental e as regiões estuarinas estudadas.

Em Santos, os primeiros estudos ecotoxicológicos dos sedimentos dragados no canal de navegação e dispostos em alto-mar foram realizados pela Fundespa (1998) e Prósperi; Eysink e Saito (1998). Atualmente a CODESP realiza diversos monitoramentos de avaliações da qualidade ambiental das águas, sedimentos e organismos das áreas dragadas e das áreas de descartes utilizadas, inclusive monitoramentos ecotoxicológicos.

O estudo de impacto ambiental: “Dragagem de aprofundamento do canal de navegação e bacias de evolução do Porto Organizado de Santos, SP”, realizado pela Fundação Ricardo Franco (FRF, 2008) realizou amostragem de sedimentos superficiais e de profundidade, entre os anos de 2006 e 2007, em 67 pontos localizados ao longo do canal de navegação do Porto de Santos com objetivo de definir alternativas de disposição, incluindo o lançamento na área de disposição oceânica do porto de Santos e/ou a definição de alternativas de disposição ambientalmente seguras. Foram realizadas análises físico-químicas, químicas e ecotoxicológicas e os resultados obtidos para as amostras, localizadas nos mesmos pontos de amostragem do presente estudo mostraram predomínio de frações mais finas na maioria das amostras e presença de metais, semi-metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em todas as amostras. Já as bifenilas policloradas e os pesticidas organoclorados ocorreram em concentrações inferiores aos limites de detecção do método analítico na maioria das amostras. Dentre os parâmetros quantificados, arsênio, mercúrio, os HPA antraceno, acenafteno,

benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno e dibenzo (a,h) antraceno, o pesticida organoclorado dieldrin e o nitrogênio kjeldahl total estiveram acima dos valores orientadores e de alerta (nitrogênio) da resolução CONAMA 344/04, em pelo menos uma das amostras. Em relação aos ensaios ecotoxicológicos agudos com *Tiburonella viscana* (sedimento total) e crônicos com *Lytechinus variegatus* (interface sedimento-água), todas as amostras apresentaram toxicidade aguda, sendo que oito amostras apresentaram toxicidade aguda e crônica e 3 toxicidade aguda (FRF, 2008).

3.5 Avaliação ecotoxicológica de sedimentos estuarinos - Organismos-testes

Nas regiões estuarinas, a formação do sedimento depende de vários fatores como: a penetração da água do mar pela influência das marés, a vazão do rio, o padrão de circulação, o carreamento das partículas e a difusão dos materiais em suspensão que resultam em um processo de deposição único para cada estuário (CHAPMAN; WANG, 2001) e um forte gradiente dos parâmetros físico-químicos, incluindo salinidade. Com isso, as regiões estuarinas não demonstram características verdadeiramente dulcícolas nem marinhas, podendo a salinidade variar de 1 a 30, com gradientes longitudinais, verticais e laterais, além de variações sazonais e temporais.

Embora existam estudos de ensaios ecotoxicológicos desde a década de 1970, somente há pouco tempo esses estudos se desenvolveram de forma mais efetiva e vêm sendo amplamente utilizados em monitoramentos e avaliações de impacto ambiental, porém, em relação ao ambiente marinho, destaca-se a necessidade de desenvolvimento de novos métodos de ensaios com sedimentos marinhos, e em especial estuarinos (ABESSA; SOUSA; TOMMASI, 2006).

De acordo com o histórico sobre testes de toxicidade com sedimentos marinhos realizados por Abessa; Sousa e Tommasi (op. cit.), as primeiras pesquisas começaram em 1990 utilizando como organismos-teste o anfípoda *Bathyporeiapus bisetosus* e o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii*. No entanto, esses organismos não se mostraram adequados para utilização em ensaios ecotoxicológicos, uma vez que o tanaidáceo *K. schubartii* foi resistente a contaminação e o anfípoda *B. bisetosus* não se adaptou às condições de cultivo em laboratório. Em 1993, foram realizados os primeiros ensaios de desenvolvimento embriol larval

com ouriços-do-mar (*Lytechinus variegatus* e *Echinometra lucunter*) com água intersticial. Entretanto a presença da amônia não ionizada foi um fator interferente importante a ser considerado nos ensaios com água intersticial, pois poderia causar super-estimativas na toxicidade. Ainda em 1993 foi desenvolvido o método para testes com sedimento total utilizando o anfípoda *Tiburonella viscana*. Apesar de ser muito utilizado desde então, esse organismo não é cultivado em laboratório e dependendo das condições de coleta, transporte e aclimação antes da realização dos ensaios, os resultados podem ser influenciados pelas condições inadequadas do organismo. Os autores concluíram o estudo deixando clara a necessidade de desenvolvimento de novos métodos, em especial para espécies estuarinas.

No Brasil, os ensaios ecotoxicológicos normatizados para avaliações de qualidade dos sedimentos são: ABNT-NBR 15350: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea) (ABNT, 2006) e ABNT-NBR 15638: Qualidade de água - Determinação da toxicidade aguda de sedimentos marinhos ou estuarinos com anfípodos (ABNT, 2008).

Além desses ensaios normatizados, vários estudos vêm sendo desenvolvidos com o copépodo bentônico *Nitokra sp*, com o objetivo de avaliar a reprodução e fecundidade (MARQUES; ZARONI, 2004), a sensibilidade a diferentes granulometrias dos sedimentos (MARCONATO, 2006), a sensibilidade aos contaminantes (FURLEY et al., 2010; CARIELLO; SOUSA, 2010; ARTAL et al., 2011a; ARTAL et al., 2011b), respostas a sedimentos controles (ZARONI et al., 2010) e tolerância às variações de salinidade (FERRAZ et al., 2010).

3.5.1 *Nitokra sp*

O organismo-teste *Nitokra sp* registrado no litoral brasileiro por Reid (1998), pertence ao Reino Animalia, Filo Arthropoda, Subfilo Crustacea, Classe Maxillopoda, Subclasse Copepoda, Ordem Harpacticoida, Gênero *Nitokra* e a espécie ainda está sendo investigada (Figura 1).

Este organismo vem sendo cultivado no Laboratório de Ecotoxicologia do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP), desde 1998, a partir de espécimes coletadas em sedimentos lodosos da zona entre-marés em bancos de *Spartina alterniflora*, na

região do complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, no litoral sul do estado de São Paulo. Dentre as mais de dez espécies de copépodos harpacticóides e ciclopóides bentônicos coletadas neste habitat e trazidas para o laboratório acima citado, apenas *Nitokra sp* produziu sucessivas gerações em condições artificiais (LOTUFO; ABESSA, 2002).

Figura 1 - Fêmea ovada do organismo-teste *Nitokra sp*. Fonte: ZARONI (2006). (Imagem sem escala).

Segundo Ruppert e Barnes (1996), os copépodos adultos constituem uma parte importante na dieta dos organismos marinhos (peixes e outros crustáceos), com tamanhos que variam de menos de 1 até mais que 5 mm de comprimento. As espécies bentônicas intersticiais possuem formato de corpo estreito e vermiforme, com membros torácicos acompanhados por ondulações laterais utilizados para rastejar (locomução). Vivem entre os grãos de sedimento e alimentam-se de microorganismos e detritos.

Segundo Bjornberg (1981) o ciclo de vida dos copépodos tem início com a eclosão do ovo, liberando um náuplio que possui três pares de apêndices funcionais, sendo esse náuplio completamente diferente dos organismos adultos. Após cinco (5) mudas surge o copepodito juvenil, já parecido com o adulto, entretanto em tamanho menor. O ciclo completo é composto por seis (6) estágios naupliares, cinco (5) estágios de copepoditos e um adulto. O ciclo de vida completo do copépodo *Nitokra sp* é de aproximadamente 20 dias (LOTUFO; ABESSA, 2002). A Figura 2 apresenta parte dos estágios de vida do copépodo *Nitokra sp*, desde fêmea ovada até um adulto.

Figura 2 – Estágios de vida do copépodo *Nitokra sp.* Fonte: Bergmann Filho (2004). (Imagem sem escala).

Ainda existem poucos trabalhos que utilizam copépodos bentônicos como organismos-teste com sedimento integral e as espécies mais utilizadas atualmente são: *Tisbe bimienensis*, *Amphiascus tenuiremis*, *Attheyella crassa*, *Nitokra affinis*, *Nitokra spinipes*, *Schizopera knabenii* e *Nitocra lacustris* (NILIN, 2008; LOTUFO; FLEEGER, 1997).

Em outros países, vários estudos com o organismo *Nitocra spinipes* tem sido realizados para avaliação do comportamento funcional, da sensibilidade a contaminantes (metais, compostos orgânicos, pesticidas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, entre outros), das respostas em testes com amostras ambientais de sedimento integral e para comparação com respostas de outros organismos utilizados atualmente em testes com sedimento integral: copépodos (*Tisbe tenuimana*, *Robertgurneya hopkinsi*), anfípodas (*Melita plumulosa*, *Ampelisca abdita*) e a alga *Entomoneis cf punctulata* (BARNES; STANBURY, 1948; BENGTTSSON, 1978; MAGNUSSON et al., 1996; ADAMS; STAUBER, 2008; GREENSTEIN et al., 2008; EKLUND et al., 2010; SIMPSON; SPADARO, 2011; PEREZ-LANDA; SIMPSON, 2011; WARD et al., 2011). Todos esses estudos indicaram que o copépodo *Nitocra spinipes* se mostrou uma espécie promissora para usos em ensaios de toxicidade com sedimento integral, sendo considerado sensível a sedimentos contaminados, aos contaminantes testados, além do método de ensaio ser de fácil aplicação em termos de tempo, espaço e quantidade de sedimento necessário.

A *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD) realizou, em 2007, um estudo para validação do teste de ciclo de vida completo de copépodos harpacticóides (*Nitocra spinipes* e *Amphiascus tenuiremis*) e copépodos calanóides (*Acartia tonsa*) – Fase 1, sendo o objetivo do estudo avaliar os dados de desenvolvimento, reprodução e sensibilidade (3,5 diclorofenol) dos organismos em dez laboratórios de diferentes países (Dinamarca, Alemanha e Reino Unido). Nova fase seria realizada incluindo outros laboratórios, fases de vida parcial e outras substâncias de referência para a conclusão do estudo (OECD, 2007).

A Organização Internacional de Normatização, ISO, elaborou uma norma para avaliação de qualidade de água com desenvolvimento larval do copépodo harpacticóida *Nitocra spinipes*: ISO – International Organization for Standardization. **Water Quality** - Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). Draft International Standard ISO/TC 147/SC 5/WG N 263. Geneve, Switzerland, 2012 (ISO, 2012).

As vantagens da utilização do copépodo *Nitokra sp* em testes de toxicidade, segundo Lotufo e Abessa (2002), são alta sensibilidade do organismo a contaminantes, resistência a variações de salinidade, grande abundância na comunidade bentônica, ciclo de vida completo no sedimento e de curta duração (3-4 semanas), hábitos que favorecem a interação com o sedimento, facilidade de cultivo em laboratório e pequeno tamanho dos organismos, o que facilita a realização dos testes e não demanda grandes espaços na execução dos mesmos.

3.5.1.1 Sensibilidade do organismo-teste *Nitokra sp*.

Um dos requisitos necessários para que um organismo seja utilizado como organismo-teste em testes de ecotoxicidade é a sensibilidade a diferentes contaminantes.

Como os ensaios de ecotoxicidade com o organismo-teste *Nitokra sp* são recentes, poucos estudos foram realizados com o intuito de avaliar a sensibilidade do organismo a contaminantes, além dos utilizados em testes de sensibilidade realizados com substâncias de referência como sulfato de zinco (ZnSO_4), dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) e dodecil sulfato de sódio (DSS). Os valores de CL50, 96h obtidos para essas substâncias estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - CL50, 96 h dos organismos *Nitokra sp* expostos ao dicromato de potássio, sulfato de zinco e dodecil sulfato de sódio.

Substâncias	<i>Nitokra sp</i> CL50,96h	Referências
Dicromato de potássio	21,70 mg/L	Sousa et al. (2012)
	21,06 mg/L	Kirschbaum et al. (2007)
	15,75 mg/L	Argentino-Santos (2006)
	22,35 mg/L	Marconato (2006)
	20,59 mg/L	Bergmann Filho (2006)
	13,54 mg/L	presente estudo
	13,9 mg/L	presente estudo
Sulfato de zinco	3,3 mg/L	Artal et al. (2011a)
	1,37 mg/L	Furley et al. (2010)
Dodecil sulfato de sódio	9,25 mg/L	Cariello et al. (2010)

A partir dos valores de CL50, 96h de ZnSO_4 (FURLEY et al., 2010; ARTAL et al., 2011a) foram calculadas os valores de CL50, 96h do metal zinco. Os resultados, apresentados na Tabela 2 mostraram que o copépodo *Nitokra sp* possui sensibilidade ao Zn semelhante a sensibilidade do copépodo *Nitocra spinipes* (BENGTSSON, 1978).

Tabela 2 - Sensibilidade dos organismos *Nitocra spinipes* e *Nitokra sp* ao zinco.

Organismos-teste	CL50, 96h (Zinco)	Referências
<i>Nitocra spinipes</i>	1,45 mg Zn/L	Bengtsson (1978)
<i>Nitokra sp</i>	0,5501 mg Zn/L (1,37 mg ZnSO_4)	Furley et al. (2010)
<i>Nitokra sp</i>	1,3368 mg Zn/L (3,3 mg ZnSO_4)	Artal (2011a)

Bengtsson (1978) avaliou a sensibilidade dos copépodos harpacticóides *Nitocra spinipes*, coletados em campo e cultivados em laboratório a 12 metais (ensaio de toxicidade aguda) e ao composto orgânico DDE (ensaios de toxicidade aguda e crônica). Os valores de CL50, 96h obtidos para os metais foram $\text{Hg}=0,23$ mg/L, $\text{Zn}=1,45$ mg/L, $\text{Cd}=1,8$ mg/L, $\text{Cu}=1,8$ mg/L, $\text{Co}=4,5$ mg/L, $\text{Ni}=6,0$ mg/L, $\text{Al}=10,0$ mg/L, $\text{Fe}=21,0$ mg/L, $\text{Mn}=70$ mg/L, $\text{K}=450$ mg/L, $\text{Ca}=580,0$ mg/L e $\text{Mg}=720$ mg/L. Para o DDE os valores de CL50;96h e CE50;14 dias foram de $2,5$ $\mu\text{g/L}$ e $0,3$ $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Com os dados obtidos o autor

considerou que essa espécie de copépodo era promissora para usos em ensaios de toxicidade considerando a facilidade de cultivo em laboratório e tolerância a variações de salinidade.

A amônia não ionizada costuma ser um dos principais interferentes em testes de toxicidade de amostras ambientais estuarinas e a utilização de organismos muito sensíveis a esse contaminante pode mascarar a presença de outros contaminantes ou produzir resultados falso-positivos. A comparação dos valores de toxicidade da amônia para os organismos-teste comumente utilizados nas avaliações da qualidade de sedimentos estuarinos, mostrou que a *Nitokra sp* é menos sensível que o ouriço do mar, com sensibilidade semelhante a *T. viscana* indicando que esse organismo seria indicado para testes em condições com interferência natural de amônia (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores de CL50 para diferente organismos-teste expostos a amônia não ionizada.

Organismo-teste	Amônia não ionizada			Referências
	CL50,24h	CL50,72h	CL50,96h	
<i>Nitokra sp</i>	-		1,7 mg/L	Sousa et al. (2012)
<i>Lytechinus variegatus</i>	0,13 mg/L		-	Prósperi (2002)
<i>Tiburonella viscana</i>		1,83 mg/L		Abessa (2002)

Em relação a salinidade, Ferraz et al. (2010) realizaram um estudo para verificar a taxa de eclosão dos ovos do copépodo bentônico *Nitokra sp* com água marinha artificial em diferentes salinidades (5, 10, 15, 20, 25, 30 e 35). Foram realizados 2 ensaios de 96 horas de duração com uma média de eclosão de ovos de 7,3 no primeiro ensaio e 14,3 no segundo ensaio. A análise estatística (ANOVA) indicou que não houve diferença significativa entre as diferentes salinidades testadas.

3.5.1.2 Sedimento controle e reprodução do *Nitokra sp*

O principal parâmetro avaliado no teste de toxicidade crônico com *Nitokra sp* é a reprodução, expressa em número de proles/fêmea. No entanto, até o presente momento não foi avaliado qual o número mínimo de náuplios/copepoditos por fêmea que devem ser obtidos nos sedimentos controle para validação dos testes com sedimento integral, sendo necessário

apenas que tenha havido reprodução pelo menos no grupo controle. Segundo Lotufo e Abessa (2002), fêmeas de copépodos bentônicos expostas a sedimentos controles durante um período de 10 dias produzem em média $39,6 \pm 10,8$ náuplios/copepoditos por fêmea.

Sedimentos de diferentes procedências foram avaliados por diferentes autores para utilização como sedimento-controle em testes com sedimento integral com *Nitokra sp* e os resultados de reprodução estão apresentados nas Tabelas 4, 5 e 6 .

Tabela 4 – Média do número de prole/fêmea de *Nitokra sp*, observados em diferentes estudos, utilizando sedimento da praia do Engenho d'água (Ilha Bela-SP) como controle.

Referência	Sedimento	Prole/fêmea
Perina (2006)	Engenho d'água	28,8
Zaroni et al. (2010)	Engenho d'água	19,43
Cruz (2010)	Engenho d'água	24,00
Presente estudo	Engenho d'água	62,40
Presente estudo	Engenho d'água	37,40
Média		34,41

Tabela 5 – Média do número de prole/fêmea de *Nitokra sp*, observados em diferentes estudos, utilizando sedimento de Cananéia-SP como controle.

Referência	Sedimento	Prole/fêmea
Bergmann-Filho (2006)	Cananéia	7,15
Zaroni (2006)	Cananéia	11,32
Zaroni (2006)	Cananéia	10,41
Zaroni (2006)	Cananéia	12,65
Zaroni (2006)	Cananéia	9,84
Zaroni (2006)	Cananéia	18,87
Argentino-Santos (2006)	Cananéia	15,23
Média		12,21

Tabela 6 – Média do número de prole/fêmea de *Nitokra sp*, observados em diferentes estudos, utilizando sedimentos do Parque Estadual Xixová-Japuí (São Vicente/Praia Grande-SP) e do rio Itaguaré (Bertioga-SP).

Estudo	Sedimento	Prole/fêmea
Perina (2006)	Parque Estadual Xixová-Japuí	18,00
Perina (2006)	Rio Itaguaré	20,5
Média		19,25

Pode-se observar que o número médio de prole/fêmea do organismo *Nitokra sp* observados nos sedimentos coletados na praia do Engenho d'água (Ilha Bela-SP) são superiores aos observadas nos demais sedimentos avaliados nos estudos acima citados e apresentaram valores próximos aos relatados por Lotufo e Abessa (op. cit.), indicando que o sedimento desse local se mostrou adequado para ser utilizado como sedimento controle nos ensaios com o copépodo bentônico *Nitokra sp*.

Os resultados confirmam o estudo realizado por Zaroni et al. (2010) que relataram que amostras de sedimentos da Praia do Engenho d'água (Ilha Bela-SP) e sedimentos sintéticos de granulometrias de 0,30 e 0,15 mm de diâmetro foram considerados adequados para serem utilizados como controle em ensaios ecotoxicológicos, sendo os valores de prole/fêmea obtidos nessas amostras de 19,43, 15,12 e 13,64, respectivamente.

Em relação a tolerância do organismo a variações granulométricas, Marconato (2006) avaliou a influência da granulometria dos sedimentos e da alimentação durante os testes na taxa de eclosão de ovos do organismo-teste *Nitokra sp*. O autor concluiu que o tamanho dos grãos não interferiu significativamente nos resultados, entretanto, observou que a introdução de alimentos durante os ensaios foi uma fonte de interferência positiva nas taxas de eclosão durante os testes.

4 Metodologia

4.1 Caracterização da área de estudo

O canal de navegação do Porto de Santos (Figura 3) faz parte do Sistema Estuarino de Santos e está inserido na região metropolitana da Baixada Santista (região sudeste).

**Figura 3 - Localização geográfica do canal de navegação do Porto de Santos - Santos-SP, Brasil.
Fonte: Google Earth (acesso em 03/06/2010).**

O Porto de Santos foi instituído em 1892 com a criação da Companhia Docas de Santos e, após sua instituição, várias obras portuárias foram executadas, porém, somente em 1928 foi dado início ao desafio de alterar, com maior intensidade, a profundidade das colunas d'água na região estuarina. O início dessas obras se deu por volta de 1950, quando chegaram às primeiras dragas de alcatruzes (Vera Cruz e Santa Cruz) para incrementar ainda mais a profundidade ao longo do estuário.

Atualmente existem dois tipos de dragagem sendo realizadas simultaneamente no Porto de Santos: de manutenção do canal de navegação das bacias de evolução e dos berços de atracação e de aprofundamento do canal de navegação.

A dragagem de aprofundamento do canal de navegação consiste no aprofundamento do canal para a cota de 15 metros em uma extensão de 22,5 Km, sendo necessária a dragagem de nove (9) milhões de metros cúbicos de sedimento (FRF, 2008). A Figura 4, a seguir, apresenta o esquema das cotas de aprofundamento em cada trecho do canal de navegação do Porto de Santos.

Figura 4 - Esquema de cotas de aprofundamento nos trechos ao longo do canal de navegação do Porto de Santos. Fonte: Adaptado de FRF (2008).

Devido aos possíveis impactos gerados pelas obras de dragagem, tornou-se necessário o monitoramento constante dessas atividades para avaliação ambiental na região.

A CODESP realiza, desde fevereiro de 2005, um acompanhamento ambiental na área de descarte do material resultante da dragagem de manutenção e, desde março de 2010, executa vários programas de monitoramento, tanto na área dragada quanto na nova área de descarte destinada a dragagem de aprofundamento, com o objetivo de monitorar os impactos ambientais dessa atividade.

O monitoramento ambiental das atividades de dragagem de aprofundamento é subdividido em diversos programas, entre eles, o Programa de monitoramento nas áreas dragadas, que têm como objetivos: identificar diferenças na qualidade do sedimento superficial antes e após a atividade de dragagem de aprofundamento; avaliar a qualidade remanescente dos sedimentos; avaliar as condições para o estabelecimento de novas comunidades bentônicas; e avaliar o potencial ecotoxicológico dos sedimentos que ficarão expostos.

4.2 Pontos de amostragem

No atual estudo foram realizadas coletas de sedimentos em 11 pontos ao longo do canal de acesso ao Porto de Santos, juntamente com a amostragem do Programa de monitoramento das áreas dragadas, executado pela FUNDESPA, contratada pela CODESP.

A Tabela 7, a seguir, apresenta as coordenadas georreferenciadas, nomenclatura dos pontos de amostragem de sedimento (PS) do presente estudo e respectiva nomenclatura do Programa de monitoramento das áreas dragadas do Porto de Santos.

A Figura 5 apresenta a localização geográfica desses pontos localizados ao longo do canal de acesso ao Porto de Santos (Santos-SP).

Tabela 7 - Coordenadas georreferenciadas, nomenclatura do presente estudo e respectiva nomenclatura utilizada pelo programa da CODESP dos pontos de amostragem de sedimentos coletados ao longo do canal de acesso ao Porto de Santos (Santos-SP).

Nomenclatura	Nomenclatura CODESP	Latitude*	Longitude*
PS-01	PS-26	-23° 59' 31.15"	-46° 19' 03.48"
PS-02	PS-27	-23° 59' 29.77"	-46° 17' 52.84"
PS-03	PS-28	-23° 58' 55.70"	-46° 17' 19.95"
PS-04	PS-60	-23° 58' 33.56"	-46° 17' 22.10"
PS-05	PS-61	-23° 58' 04.76"	-46° 17' 34.81"
PS-06	PS-62	-23° 57' 51.85"	-46° 17' 52.78"
PS-07	PS-63	-23° 57' 31.63"	-46° 18' 04.32"
PS-08	PS-33	-23° 57' 09.06"	-46° 18' 23.73"
PS-09	PS-64	-23° 56' 44.86"	-46° 18' 37.21"
PS-10	PS-65	-23° 56' 16.51"	-46° 18' 41.17"
PS-11	PS-66	-23° 55' 49.89"	-46° 18' 58.90"

* Datum horizontal WGS84

Figura 5 - Localização geográfica dos pontos de amostragem de sedimentos coletados ao longo do canal de acesso ao Porto de Santos (Santos-SP). Fonte: Google Earth (acesso em 26/12/2011).

4.3 Amostragem

A amostragem de sedimento superficial foi realizada em triplicata (distância máxima de 10 metros entre as réplicas), com o auxílio de uma draga do tipo *Petersen* (Figura 6), apropriada para coletas de sedimentos superficiais (até 30 cm) e preferencialmente utilizada em águas rasas (profundidade < 50 m), podendo coletar lama, areia e biodetritos. É um equipamento robusto, ideal para coletas em embarcações paradas e seu funcionamento ocorre através de duas garras articuladas por uma dobradiça através de um sistema de fechamento com barras em formato de travessas, as quais se mantêm fechadas por um sistema de trava que se abre quando o equipamento toca o fundo e ao se recolher o cabo, as garras se fecham aprisionando o sedimento (adaptado de FIGUEIREDO; BREHME, 2001).

Figura 6 – Equipamento utilizado para amostragem de sedimento (Draga do tipo *Petersen*).

As amostras foram homogeneizadas em campo e armazenadas em frascos de plástico, devidamente etiquetados e mantidos sob-refrigeração (entre 2°C e 6°C) desde o momento da coleta até a realização dos ensaios. Todos os procedimentos adotados durante a coleta seguiram os métodos descritos por ISO 5667-12 (1995). As Figuras 7 e 8 apresentam a homogeneização das réplicas, armazenamento e acondicionamento da amostra.

Figura 7 – a) Homogeneização das três réplicas da amostra de sedimento e b) Armazenamento em frascos apropriados.

Figura 8 – a) Frasco com identificação do ponto de amostragem e b) Acondicionamento em caixa térmica com gelo.

As amostragens ocorreram a partir de trinta (30) e antes de noventa (90) dias após a finalização das atividades de dragagem de aprofundamento, tempo necessário para estabilização das condições físico-químicas do novo substrato exposto, segundo o termo de referência do gerenciamento da implantação do Plano Básico Ambiental (PBA) da dragagem de aprofundamento, estabelecido pela CODESP. As amostragens foram divididas ao longo do canal de navegação, de acordo com a finalização do aprofundamento em cada trecho amostrado (Apêndice A). Na Tabela 8 são apresentados os trechos de dragagem, seus respectivos pontos de amostragem, as datas de finalizações das obras e da realização das coletas.

Tabela 8 - Trechos das obras de dragagem, pontos amostrais referentes a cada trecho, data de finalização das obras e das respectivas coletas realizadas no canal de navegação do Porto de Santos.

Trechos	Pontos de coleta	Datas de finalizações de dragagem	Datas de coleta das amostras
1	PS-01 e PS-02	21/02/2011	12/04/2011
2	PS-03 a PS-08	25/10/2010	18 e 19/01/2011
3	PS-09 a PS-11	29/12/2010	10/03/2011

4.4 Variáveis físico-químicas

Durante as amostragens de sedimento foram realizadas medições *in situ* dos parâmetros físico-químicos (pH, E_H e temperatura) com uma sonda multiparâmetros da marca Hanna (HI991003), devidamente calibrada em laboratório acreditado segundo a norma NBR ISO/IEC 17.025:2005. Antes e após a realização das amostragens a sonda foi devidamente verificada para os parâmetros medidos, com padrões rastreáveis (National Institute of Standards and Technology - USA (NIST)). Os resultados obtidos foram plotados em gráficos de controle para garantir a credibilidade dos resultados medidos *in situ*. A Figura 9 apresenta o equipamento utilizado para as medições físico-químicas *in situ* e a anotação dos resultados obtidos.

Figura 9 – a) Equipamento utilizado para as medições físico-químicas *in situ* durante a amostragem de sedimentos e b) Anotação dos resultados físico-químicos (pH, E_H e temperatura) medidos *in situ* nas amostras de sedimentos.

4.5 Análises granulométricas e químicas

Os sedimentos amostrados para realização das análises granulométricas e análises químicas (listagem completa dos parâmetros estabelecidos na resolução CONAMA 344/04) foram encaminhados à *Analytical Technology* (AT), laboratório contratado pela FUNDESPA/CODESP.

Os parâmetros analisados nas amostras de sedimentos no laboratório contratado são acreditados pela norma NBR ISO/IEC 17.025:2005, atendendo à Resolução SMA 37/2006, que entrou em vigor na data de 31/08/2009, por meio da publicação da Decisão de Diretoria 211-2009. Esta resolução dispõe sobre os requisitos dos laudos analíticos submetidos aos órgãos integrantes do Sistema Estadual de Meio Ambiente – SEAQUA e dispõe que apenas laudos de ensaios acreditados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial - INMETRO serão reconhecidos, considerando o pressuposto que laboratórios com esta certificação demonstram confiabilidade e credibilidade nos laudos analíticos.

As análises granulométricas foram realizadas de acordo com a norma ABNT (1984) e as análises químicas, segundo as metodologias apresentadas na Tabela 9, a seguir.

Tabela 9 - Análises químicas realizadas nas amostras de sedimento e suas respectivas metodologias de análise.

Análises	Metodologia de preparação/extração	Metodologia de análise
Metais e semimetal (As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn)	EPA3050B	EPA 6010C
Mercúrio total	EPA7471B	EPA7471B
Pesticidas organoclorados (BHC(alfa-BHC), BHC(beta-BHC), BHC(delta-BHC), BHC(gama-BHC/lindano), clordano(alfa), clordano(gama), DDD, DDE, DDT, dieldrin e endrin)	EPA 3550	EPA 8081B
Bifenilas policloradas (PCB) (2,4,4-triclorobifenil, 2,2,5,5-tetraclorobifenil, 2,2,4,5,5-pentaclorobifenil, 2,3,4,4,5-pentaclorobifenil, 2,2,3,4,4,5-hexaclorobifenil, 2,2,4,4,5,5-hexaclorobifenil, 2,2,3,4,4,5,5-heptaclorobifenil e PCB Totais)	EPA 3550C	EPA 8082A
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Criseno, Dibenzo(a,h)antraceno, Acenafteno, Acenaftileno, Antraceno, Fenantreno, Fluoranteno, Fluoreno, 2-Metilnaftaleno, Naftaleno, Pireno e Somatória de HPA)	EPA 3550C	EPA 8270D
Carbono orgânico total (COT)	-	Apostila 2ª ed - UFRGS
Nitrogênio Kjeldahl total (NKT)	-	SM - 4500 Norg.E
Fósforo total (P)	EPA3050B	EPA 6010C

Fonte: CODESP.

Os resultados das análises granulométricas, químicas e dos ensaios ecotoxicológicos com *Leptocheirus plumulosus* e *Lytechinus variegatus*, de 11 dos 67 pontos de coletas do Programa de monitoramento das áreas dragadas, disponibilizados pela CODESP, foram utilizados na interpretação dos resultados ecotoxicológicos e físico-químicos obtidos no presente estudo.

4.6 *Nitokra sp*

4.6.1 Cultivo e manutenção dos organismos-testes

Os copépodos *Nitokra sp* utilizados nos ensaios ecotoxicológicos do presente estudo são cultivados no laboratório Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” Campus Experimental do Litoral Paulista (UNESP - São Vicente), sendo que o cultivo começou com a doação de alguns exemplares de *Nitokra sp* cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia Marinha (LEcotox) do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP).

O cultivo no laboratório NEPEA é realizado em frascos com água marinha de salinidade 25, mantidos em incubadora com temperatura entre 20 e 25° C (Figura 10), sendo alimentados três vezes por semana com uma mistura de fermento biológico e ração para peixes.

A manutenção das culturas de *Nitokra sp.* é realizada mensalmente, com troca parcial da água marinha. A cada três meses as culturas são replicadas, sendo peneiradas em malha de 0,125 mm e dos organismos retidos na peneira são retiradas aproximadamente duzentas (200) fêmeas ovadas para darem início a novas culturas.

Figura 10 – Cultivo de *Nitokra sp* do laboratório NEPEA-UNESP.

4.6.2 Teste de sensibilidade

Para o controle da sensibilidade dos copépodos do cultivo foi realizado paralelamente aos testes de toxicidade com as amostras de sedimento, um teste com o sal de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), recomendado como substância de referência por Rand e Petrocelli (1985).

Os testes foram realizados com 4 réplicas para cada concentração (0 (controle); 1,56; 3,125; 6,25; 12,5; 25 e 50%), sendo que cada réplica recebeu 10 fêmeas ovadas que foram mantidas em um sistema estático e sem alimentação, com iluminação claro-escuro (16:8) e temperatura de 25° C por um período de 96 horas. O *endpoint* avaliado foi a mortalidade e o resultado foi expresso em concentração letal a 50% dos organismos após 96 horas de contato (CL50; 96h).

4.6.3 Testes de toxicidade

Os testes crônicos com o sedimento integral com o organismo-teste *Nitokra sp.* foram realizados de acordo com os procedimentos descritos por Lotufo e Abessa (2002).

O princípio do método consiste na exposição de fêmeas ovadas do copépodo às amostras de sedimentos durante um período de 10 dias, com posterior observação do número de prole (náuplios/copepoditos) por fêmea.

Os testes foram realizados em frascos de polietileno com capacidade de 25 ml, com 0,5 cm da amostra de sedimento e 15 ml de água de diluição (água do mar com salinidade 17). Após o preparo, os frascos foram deixados em repouso para total decantação do sedimento (Figura 11).

Figura 11 – Recipientes-teste com as amostras de sedimento e água de diluição.

Os testes foram realizados com quatro (4) réplicas para cada amostra e para o controle (sedimento coletado na praia do Engenho d'água em Ilha Bela-SP). Cada réplica recebeu dez (10) fêmeas ovadas e 0,1 ml de uma mistura de levedura, sendo mantidos com iluminação constante e temperatura de 25° C por um período de dez (10) dias.

No final dos testes foi adicionado 1 ml de formaldeído 10% misturado com rosa de bengala para fixar e corar os organismos. A amostra fixada foi mantida em repouso por 96 horas para total coloração dos organismos (Figura 12). Após coloração a amostra foi peneirada em malha de 0,45 μ m e os organismos foram contados com auxílio de uma lupa e um contador (Figura 13). O *endpoint* avaliado foi a fecundidade (quantidade de náuplios e copepoditos/fêmea) e os resultados foram expressos em prole/fêmea. A Figura 14 apresenta os estágios de vida dos organismos no final do teste. Ao final do período de exposição, as respostas dos organismos (fecundidade) nas amostras de sedimento-teste foram comparadas com a resposta obtida na amostra de sedimento controle, utilizando-se testes estatísticos do tipo hipótese, sendo que as amostras que apresentaram diferenças significativas com o controle, sob um determinado nível fixo de erro, foram consideradas tóxicas (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Os parâmetros pH, salinidade e oxigênio dissolvido (OD) foram mensurados em todas as amostras, no início e final dos testes, inclusive no controle.

Figura 12 – Fixação e coloração dos organismos com formaldeído 10% misturado com rosa de bengala.

Figura 13 – Malha utilizada para separar os organismos da amostra antes da contagem, lupa e contador utilizados.

Figura 14 – Estágios de vida dos organismos contados no final dos testes: náuplios (A), copepoditos (B) e fêmeas ovadas (C). (Foto sem escala).

As Figuras de 15 a 17 apresentam os equipamentos utilizados para as medições de pH, salinidade e OD nas amostras no início e final dos testes.

Figura 15 – pHmetro Lutron PH-106 utilizado para medição de pH em cada amostra no início e final dos testes de toxicidade.

Figura 16 – Refratômetro 211 utilizado para medição de salinidade de cada amostra no início e final dos testes de toxicidade.

Figura 17 – Oxímetro Digimed DM4P utilizado para medição de oxigênio dissolvido de cada amostra no início e final dos testes de toxicidade.

4.7 Análises dos dados

4.7.1 Análises químicas

Os resultados das análises químicas (carbono orgânico total, nitrogênio kjeldahl total, fósforo total e metais) foram comparados com os valores de alerta e orientadores da resolução CONAMA 344/04, que estabelece diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado visando o gerenciamento de sua disposição em águas jurisdicionais brasileiras.

Morais (2009) critica o uso desses valores orientadores, pois impede que condições ambientais locais sejam consideradas, ainda mais quando os valores adotados advêm de estudos internacionais com características completamente diferentes.

Considerando as condições ambientais regionais, também foram utilizados como base de comparação dos resultados os valores guias de qualidade proposto por Choueri et al. (2009) para a região estuarina de Santos-SP. Os autores desenvolveram valores de qualidade de sedimento específico para dois estuários e zonas portuárias do Brasil (Sistema estuarino de Santos e Sistema estuarino de Paranaguá) e três da Espanha (Ria de Huelva, Baía de Cádiz e Baía de Algeciras) com base em dados de comunidade bentônica, análises físico-químicas, químicas e ecotoxicológicas integradas através de análise multivariada. Os valores guias apresentados são mais restritivos do que os valores apresentados nas legislações aplicadas no Brasil e na Espanha, confirmando a importância do desenvolvimento de valores guias de qualidade sítio-específicos para apoiar a caracterização de sedimento e material dragado.

Como no Brasil ainda não existe legislação que estabeleça condições e padrões de qualidade para avaliar o sedimento, os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04 para disposição de material dragado e os valores guias de qualidade estabelecidos por Choueri et al (2009) foram utilizados como base para comparação dos resultados químicos obtidos no presente estudo.

A Tabela 10 apresenta os valores guias de qualidade dos sedimentos (CHOUERI et al., 2009) e os valores orientadores (CONAMA 344/04) utilizados para comparação dos resultados obtidos no presente estudo.

Tabela 10 – Valores guias de qualidade dos sedimentos e valores orientadores, utilizados para comparação dos resultados obtidos no presente estudo.

Químicos	Valores guias de qualidade (mg/Kg) (CHOUERI et al., 2009)			Valores orientadores (mg/Kg) Água salina/salobra (CONAMA 344/04)	
	Não poluído **	Moderadamente poluído***	Altamente poluído****	Nível 1 **	Nível 2 ****
As	-	-	-	8,2	70
Cd	-	-	≥0,75	1,2	9,6
Pb*	≤10,3	>10,3 e <19,2	≥19,2	46,7	218
Cu	-	-	≥69,0	34	270
Cr	-	-	≥65,8	81	370
Hg	≤0,08	>0,08 e <0,32	≥0,32	0,15	0,71
Ni*	≤3,89	>3,89 e <6,02	≥6,02	20,9	51,6
Zn	≤37,9	>37,9 e <61,7	≥61,7	150	410

Fontes: Choueri et al., (2009) e CONAMA 344/04.

* Foram considerados os valores mais restritivos

** Limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota/ocorrência de efeito tóxico

*** Limiar de incerteza de ocorrência de efeito tóxico

**** Limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota/ocorrência de efeito tóxico

- Não foi possível calcular

4.7.2 Testes de toxicidade

Após a realização dos testes de toxicidade, foram aplicadas análises estatísticas para melhor interpretação dos resultados obtidos. Os efeitos tóxicos na fecundidade de *Nitokra sp* foram avaliados de acordo com os passos descritos abaixo:

- Avaliação da normalidade: Teste do chi-quadrado, que efetua o agrupamento dos dados em classes, comparando sua distribuição à distribuição normal;
- Avaliação da homogeneidade das variâncias: teste Hartley (distribuição normal para grupos de réplicas iguais).

c) Comparação de médias: constatadas a distribuição normal e a homogeneidade das variâncias, avaliou-se se as diferenças observadas entre o controle e a amostra foram estatisticamente significativas, através do teste paramétrico t de Student ($p < 0,01$).

Os testes foram executados com auxílio do software estatístico Toxstat (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

4.7.3 Análises multivariadas

Para integração dos resultados das análises físico-químicos (pH e E_H), granulométricas (% argila, silte e areia muito fina ($< 0,125$ mm) e % areia fina à muito grossa ($> 0,125$ mm)), químicas (Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg, COT, NKT e P) e dos testes de toxicidade com *Nitokra sp* (fecundidade), *L. variegatus* (desenvolvimento) e *L. plumulosus* (sobrevivência)), foram utilizadas análises multivariadas, as quais utilizam todas as variáveis acima citadas na interpretação teórica do conjunto dos dados.

Apesar de ser uma ferramenta muito utilizada atualmente na interpretação de dados obtidos em avaliações de qualidade de amostras ambientais, as análises multivariadas, devem ser utilizadas com cautela pelos pesquisadores, pois para obter respostas adequadas é necessário escolher as técnicas mais apropriadas com o objetivo de detectar os resultados esperados com seu conjunto de dados, sendo que essa escolha depende exclusivamente da análise crítica do pesquisador (MAGNUSSON, 2003).

Existem diversos métodos de análises multivariadas, sendo que no presente estudo foram utilizados os métodos: análises fatoriais (FA) e análises de componentes principais (PCA). As análises foram executadas com auxílio do software *STATISTICA* versão 7.0.

5 Resultados

5.1 Variáveis físico-químicas

Os Gráficos 1 a 3 apresentam os resultados das variáveis físico-químicas (pH, E_H e temperatura), obtidos *in situ* durante a amostragem dos sedimentos (Apêndice B).

Gráfico 1 - Valores de pH obtidos para as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, antes e após a dragagem de aprofundamento.

O potencial hidrogeniônico (pH) medido nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos variou de 6,00 a 8,10, nas amostras coletadas antes da dragagem de aprofundamento, e de 6,73 a 7,20 nas amostras coletadas após a dragagem de aprofundamento.

Gráfico 2 - Valores de E_H obtidos para as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento.

O potencial de oxidação/redução (E_H) medido nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento, variou de -63 mV à -217 mV.

Gráfico 3 - Valores de temperatura obtidos para as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento.

A temperatura medida nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos variou de 25,0°C a 26,9°C.

5.2 Granulometria

O Gráfico 4 apresenta os resultados das análises granulométricas realizadas com as amostras de sedimentos coletadas após a dragagem de aprofundamento do canal de navegação (Anexo A).

Gráfico 4 – Porcentagem das frações granulométricas encontradas nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos. Fonte: CODESP.

A predominância das frações finas (<0,125 mm) pode ser observada na maioria das amostras, exceção somente para a amostra do ponto PS-06.

5.3 Carbono orgânico total

O Gráfico 5 apresenta os resultados das análises de carbono orgânico total realizadas com as amostras de sedimentos coletadas após a dragagem de aprofundamento do canal (Anexo B).

Gráfico 5 - Concentrações de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

Os resultados de carbono orgânico total variaram de 1,12% a 4,56% nas amostras analisadas, sendo que o valor de alerta estipulado pela Resolução CONAMA 344/04 é de 10%, sendo assim todas as amostras estiveram em conformidade com a referida resolução.

5.4 Nitrogênio kjeldahl total

O Gráfico 6 apresenta os resultados das análises de nitrogênio kjeldahl total realizadas com as amostras de sedimentos coletadas após a dragagem de aprofundamento do canal (Anexo B).

Gráfico 6 - Concentrações de nitrogênio kjeldahl total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

Os resultados de nitrogênio kjeldahl total variaram de 406,80 mg/Kg a 1019,10 mg/Kg nas amostras analisadas, sendo que o valor de alerta estipulado pela Resolução CONAMA 344/04 é de 4800 mg/Kg. Assim, todas as amostras estiveram em conformidade com a referida resolução. As amostras PS-03 a PS-08 apresentaram concentrações de nitrogênio kjeldahl total inferiores ao limite de quantificação do método analítico (LQ = 48,7 mg/Kg).

5.5 Fósforo total

O Gráfico 7 apresenta os resultados das análises de fósforo total realizadas com as amostras de sedimentos coletadas após a dragagem de aprofundamento do canal (Anexo B).

Gráfico 7 - Concentrações de fósforo total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

Os resultados de fósforo total variaram de 138,30 mg/Kg a 656,40 mg/Kg nas amostras analisadas, sendo que o valor de alerta estipulado pela Resolução CONAMA 344/04 é de 2000 mg/Kg. Assim, todas as amostras estiveram em conformidade com a referida resolução.

5.6 Metais e semimetal

Os gráficos 8 a 15 apresentam as concentrações de metais e semimetal quantificados nas 11 amostras de sedimentos coletadas antes (PS-xx/pré) (FRF, 2008) e após (PS-xx/pós) a atividade completa de aprofundamento do canal até a cota esperada de 15 metros. O Anexo C apresenta as concentrações de metais e semimetal quantificados nas amostras de sedimentos coletadas após a dragagem.

Gráfico 8 - Concentrações de arsênio total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

O arsênio total foi quantificado nas amostras de sedimentos coletadas antes do aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos, em concentrações que variaram de 2 a 16 mg/Kg, sendo que nos pontos PS-01 e PS-03 estiveram acima dos valores orientadores de nível 1 (8,2 mg/Kg) da resolução CONAMA 344/04. Após a conclusão da dragagem de aprofundamento do canal pode-se observar que o arsênio ocorreu em concentrações inferiores ao limite de quantificação do método analítico, em todas as amostras coletadas, demonstrando que com a dragagem esse semimetal foi praticamente removido dos locais de amostragem.

Gráfico 9 - Concentrações de cádmio total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento do canal. Fonte: CODESP.

O cádmio total foi quantificado em apenas 3 amostras coletadas antes da atividade de dragagem de aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos (PS-06, PS-09 e PS-11), em concentrações que variaram de 0,2 a 1,2 mg/Kg. Na amostra do ponto PS-11 a concentração de cádmio total foi igual ao valor orientador de nível 1 estabelecido pela resolução CONAMA 344/04 (1,2 mg/Kg) e superior ao valor de qualidade (0,75 mg/Kg) estabelecido por Choueri et al. (2009) para área altamente poluída. Após o término da dragagem de aprofundamento do canal pode-se observar que o cádmio ocorreu em concentrações inferiores ao limite de quantificação do método analítico (LQ = 0,40 mg/KG) em todas as amostras coletadas, demonstrando que com a dragagem esse metal foi praticamente removido dos locais de amostragem.

Gráfico 10 - Concentrações de chumbo total nas amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

O chumbo total foi quantificado em todas as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação, antes e após a dragagem de aprofundamento. Antes da dragagem de aprofundamento as concentrações de chumbo estiveram superiores aos valores de qualidade estabelecidos por Choueri et al. (2009) para ambiente moderadamente poluído para os pontos PS 02, PS-04 e PS-11 e altamente poluído para os pontos PS-01, PS-03, PS-05, PS-06, PS-07, PS-08, PS-09 e PS-10. Em relação aos valores orientadores da resolução CONAMA 344/04 a amostra do ponto PS-08 apresentou concentração superior ao nível 1.

Após o término do aprofundamento, as concentrações de chumbo permaneceram superiores ao valor de qualidade para ambiente moderadamente poluído nas amostras PS-01, PS-07, PS-08, PS-09, PS-10 e PS-11 e para ambiente altamente poluído, na amostra do ponto PS-03. Apesar de ter sido quantificado em todas as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação, antes e após a dragagem as concentrações finais apresentaram reduções que variaram de 23,2 a 78,7%, exceção apenas para a amostra do ponto PS-03 que apresentou um aumento de 6,1% após a dragagem.

Gráfico 11 - Concentrações de cromo total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

O cromo total foi quantificado em todas as amostras de sedimentos analisados antes e após as atividades de dragagem de aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos, entretanto, todas as concentrações quantificadas nas amostras foram inferiores aos valores de qualidade para ambiente altamente poluído (CHOUERI et al., 2009) e aos valores orientadores de nível 1 estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04.

Após a dragagem as concentrações de cromo total reduziram de 4,2 a 64,1%, exceção somente para a amostra do ponto PS-03 que apresentou um aumento de 40,7%.

Gráfico 12 - Concentrações de cobre total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

O cobre total foi quantificado em todas as amostras de sedimentos analisados antes e após as atividades de dragagem de aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos, entretanto, todas as concentrações quantificadas nas amostras foram inferiores aos valores de qualidade estabelecidos por Choueri et al. (2009) para ambiente altamente poluído e aos valores orientadores nível 1 da Resolução CONAMA 344/04.

Após a dragagem de aprofundamento as concentrações de cobre apresentaram redução de 26,8 a 83,2%.

Gráfico 13 - Concentrações de níquel total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

As amostras de sedimentos coletadas antes da dragagem de aprofundamento apresentaram concentrações de níquel total superiores aos valores de Choueri et al. (2009) para ambientes moderadamente poluídos (PS-08) e altamente poluído (demais amostras).

Após a dragagem, as amostras apresentaram concentrações de níquel total superiores aos valores de Choueri et al. (2009) para ambiente moderadamente poluído (PS-04, PS-05, PS-06, PS-07 e PS-08), para ambiente altamente poluído (PS-01, PS-03, PS-09, PS-10 e PS-11) e para ambiente não poluído (PS-02).

Contudo, após a dragagem, pode se observar reduções de 7,8 a 63,0% nas concentrações de níquel quantificadas nas amostras de sedimento, exceção somente para a amostra do ponto PS-03 que apresentou um aumento de 43,0%.

Gráfico 14 - Concentrações de zinco total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

O zinco total foi quantificado em todas as amostras analisadas antes e após a dragagem de aprofundamento em concentrações inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA 344/04.

Antes da dragagem o zinco total foi quantificado nas amostras PS-02, PS-08 e PS-11 em concentrações superiores ao valor de qualidade para ambiente moderadamente poluído e nas amostras PS-01, PS-03, PS-04, PS-05, PS-06, PS-07, PS-09 e PS-10 em concentrações superiores ao valor de qualidade para ambiente altamente poluído, estabelecidos por Choueri et al. (2009).

A maioria das amostras coletadas após a dragagem de aprofundamento do canal apresentou redução de 34,2 a 63,7% nas concentrações de zinco total em relação às amostras coletadas antes da dragagem, exceção somente para a amostra do ponto PS-03 que apresentou aumento de 32,3%.

Após a dragagem as amostras dos pontos PS-01, PS-09, PS-10 e PS-11 apresentaram concentrações superiores ao valor de qualidade para ambiente moderadamente poluído e a amostra PS-03 apresentou concentração superior ao valor de qualidade para ambiente altamente poluído, estabelecidos por Choueri et al. (2009). As demais amostras apresentaram concentrações de ambientes não poluídos, segundo o referido estudo.

Gráfico 15 - Concentrações de mercúrio total nas amostras de sedimento coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos antes e após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

O mercúrio total foi quantificado em 7 das 11 amostras coletadas e ao contrário dos demais metais e semimetal, somente após a dragagem (exceção do ponto PS-08). As concentrações detectadas foram superiores ao valor de qualidade para ambiente moderadamente poluído (PS-03, PS-06, PS-07, PS-08, PS-10 e PS-11) e acima do nível 1 (PS-06, PS-07 e PS-11) da resolução CONAMA 344/04. A única amostra que apresentou mercúrio antes da dragagem de aprofundamento foi a PS-08, em concentração superior ao valor de qualidade para ambiente moderadamente poluído (CHOUERI et al.; 2009; BRASIL, 2004).

Cabe ressaltar que esse aumento da concentração de mercúrio, quantificado na maioria das amostras após a dragagem, pode ser observado apenas nessas 11 amostras, sendo que no monitoramento completo realizado pela CODESP (67 amostras de sedimentos) pode se observar uma redução da concentração de mercúrio quantificado nas amostras coletadas após a dragagem em relação às coletadas antes dessa atividade.

5.7 Demais análises químicas (POC, PCB e HPA)

Os resultados das demais análises químicas (pesticidas organoclorados – POC, bifenilas policloradas – PCB e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – HPA) realizadas nas amostras de sedimentos, coletadas após a dragagem de aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos, estiveram em concentrações inferiores aos limites de quantificação dos métodos analíticos em todas as amostras (Anexos D, E e F). Cabe ressaltar que os limites de quantificação dos métodos analíticos de todos os parâmetros analisados atendem aos valores orientadores estabelecidos pela resolução CONAMA 344/04.

5.8 Testes de toxicidade

5.8.1 Testes de sensibilidade

Os testes com a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), realizados simultaneamente com os testes de toxicidade do presente estudo, para o controle da sensibilidade do copépodo *Nitokra sp*, apresentaram resultados dentro dos limites de aceitabilidade. Os valores de CL50; 96h foram de 13,54 e 13,9 mg/L, estando portanto dentro da faixa de sensibilidade estabelecida de 7,03 e 27,4 mg/L. A carta-controle de sensibilidade dos organismos *Nitokra sp* é apresentada no Apêndice C.

5.8.2 Testes de toxicidade aguda

O Gráfico 16 apresenta as porcentagens (%) de sobrevivência total do organismo-teste *Leptocheirus plumulosus* (Anexo G) obtidas no testes de toxicidade agudo, realizado com as amostras de sedimento total, coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento. Os Anexos H e I apresentam os valores dos parâmetros

físico-químicos medidos na água de interface e na água intersticial, respectivamente, no início e final do teste com *L. plumulosus*.

Gráfico 16 – Porcentagens de sobrevivência total de *Leptocheirus plumulosus* nos testes de toxicidade realizados com as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

Nos testes com *L. plumulosus* realizados pela CODESP nenhuma das onze (11) amostras de sedimento apresentou toxicidade aguda.

5.8.3 Testes de toxicidade crônica

Os Gráficos 17 e 18 apresentam os resultados dos testes de toxicidade crônicos com os organismos teste *Nitokra sp* (matriz sedimento integral) (Apêndice D) e *Lytechinus variegatus* (matriz interface sedimento-água) (Anexo J) realizados com as amostras coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento. O Apêndice E e Anexo K apresentam os valores dos parâmetros físico-químicos medidos no início e final dos testes com *Nitokra sp* e *L. variegatus*, respectivamente.

Gráfico 17 – Números médios de prole (náuplios/copepoditos) por fêmea de *Nitokra sp.* obtidos nos testes de toxicidade realizados com as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento.

Gráfico 18 – Porcentagens de larvas normais de *Lytechinus variegatus* obtidas nos testes de toxicidade realizados com as amostras de sedimentos coletadas ao longo do canal de navegação do Porto de Santos após a dragagem de aprofundamento. Fonte: CODESP.

As amostras coletadas nos pontos PS-03, PS-04, PS-05, PS-07 e PS-08 apresentaram toxicidade crônica para o organismo *Nitokra sp.*, com diferenças significativas na quantidade de prole/fêmea, quando comparadas com o sedimento-controle. Em relação aos testes com *L. variegatus*, as amostras dos pontos PS-01, PS-02, PS-03, PS-04, PS-08, PS-09, PS-10 e PS-11 apresentaram toxicidade crônica ao organismo-teste com diferenças significativas nas porcentagens de larvas normais quando comparadas com o sedimento-controle.

5.9 Análises multivariadas

5.9.1 Análises de componentes principais/Análises fatoriais

A Tabela 11 apresenta os componentes principais formados na análise fatorial, seus respectivos autovalores (eigenvalue) e porcentagens das variâncias (% variance).

Tabela 11 - Componentes principais, autovalores e % variância.

PC	Eigenvalue	% variance
1	8,7335	61,64
2	1,85366	13,083
3	1,24841	8,8111
4	0,943208	6,657
5	0,747836	5,2781
6	0,253755	1,791
7	0,202282	1,4277
8	0,124265	0,87704
9	0,0549674	0,38795

PC - Componente principal

Eigenvalue - Autovalores

Pode-se observar que a análise fatorial reorganizou os dados das variáveis originais definindo em três eixos principais (PC1, PC2 e PC3) que, em conjunto, explicam 83,5% da variância dos dados originais.

A Tabela 12 apresenta as cargas fatoriais (autovetores) das 16 variáveis originais (pH, E_H, % silte, argila e areia muito fina (<0,125 mm), % areia fina à muito grossa (>0,125 mm), Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg, COT, NKT, P, fecundidade (*Nitokra sp*), desenvolvimento (*L. variegatus*) e sobrevivência (*L. Plumulosus*)), ordenadas em três principais componentes (PC1, PC2 e PC3).

Tabela 12 – Cargas fatoriais (autovetores) das 16 variáveis originais ordenadas em quatro principais componentes (PC1, PC2 e PC3).

	PC1	PC2	PC3
pH	0,05834	-0,9172	-0,2069
E _H	-0,628	0,287	0,3595
% Silte, argila e areia muito fina (<0,125 mm)	0,9583	-0,06541	0,182
% Areia fina à muito grossa (>0,125 mm)	-0,9579	0,06634	-0,1854
Pb	0,9235	0,3019	-0,1536
Cr	0,9653	0,07061	-0,1924
Cu	0,8229	0,2549	0,2629
Ni	0,9773	0,06339	-0,1058
Zn	0,9639	0,1928	-0,1351
Hg	0,1571	0,3968	-0,2355
COT	0,8561	0,3802	-0,1214
NKT	0,4186	-0,3007	0,7419
P	0,9051	-0,1754	-0,1529
Fecundidade (<i>Nitokra sp</i>)	-0,279	0,6215	0,5731
Desenvolvimento (<i>L. variegatus</i>)	-0,6851	0,2224	-0,1892
Sobrevivência (<i>L. plumulosus</i>)	0,3819	-0,5007	0,2784

Eigenvectors - Autovetores

PC - Componentes principais

Correlação positiva
Correlação negativa

No 1º eixo, evidencia-se a correlação entre % das frações finas do sedimento, metais (Pb, Cr, Cu, Ni e Zn), COT, e P. Essas variáveis correlacionam inversamente com E_H, % frações grossas do sedimento e desenvolvimento embrionário de *L. variegatus*.

No 2º eixo, nota-se correlação do pH com a sobrevivência de *L. plumulosus* e uma correlação inversa entre fecundidade de *Nitokra sp*.

No 3º eixo, nota-se correlação entre NKT e fecundidade de *Nitokra sp*.

6 Discussão

6.1 Alterações físico-químicas medidos *in situ* e granulometria

Os parâmetros físico-químicos, pH e temperatura, medidos *in situ* nos sedimentos não apresentaram variações entre as amostras, sendo que os valores médios de pH e temperatura foram de 7,0 e 25,7°C, respectivamente.

O potencial hidrogeniônico (pH) medido nas amostras de sedimento é um fator simples e importante, pois a biodisponibilidade dos metais e liberação de amônia não ionizada (NH_3) no ambiente depende do pH. Valores de pH superiores a 8 podem liberar NH_3 para o ambiente, enquanto que valores de pH mais baixos (ácidos) podem remover metais contidos nos sedimentos, disponibilizando-os para a coluna d'água (QUINÁGLIA, 2006).

Os valores do potencial oxidação/redução (E_H) variaram de -63 a -217 mV. A maioria dos valores de E_H observados esteve na faixa de -100 a -200 mV, exceção somente para as amostras dos pontos PS-03 (-217 mV) e PS-04 (-63 mV). Segundo Spiro e Stigliani (2008), intervalos de valores de E_H na faixa de -100 a -200 mV são observados em ambientes considerados redutor com predominância de respiração anaeróbica, redução de sulfato e o aparecimento de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e sulfeto (HS^-) devido à decomposição bacteriana. O H_2S é extremamente tóxico para os organismos e os sulfetos são importantes na remoção de metais pesados em sedimentos de fundo.

Pode se observar uma alteração nos parâmetros E_H e pH que apresentaram valores mais reduzidos (E_H) e mais ácidos (pH) comparados com as amostras dos mesmos pontos coletadas antes da dragagem de aprofundamento (FRF, 2008).

Comparando-se a granulometria das amostras de sedimentos coletadas antes da dragagem de aprofundamento do canal (FRF, 2008) e após a conclusão dessa atividade (presente estudo) pode-se observar a remoção de uma parte dos grãos mais finos do sedimento, sendo que no estudo antes da dragagem as análises indicaram o predomínio das frações mais finas (silte e argila = $<0,062$ mm) e após a dragagem o predomínio das frações finas (silte, argila e areia muito fina = $<0,125$ mm) na maioria das amostras, ocorrendo uma tendência no aumento da porcentagem dessas frações nas áreas mais internas do canal, provavelmente devido à contribuição fluvial nessas áreas, exceção das amostras PS-01 e PS-

03. O mesmo fato foi observado nos estudos realizados por Abessa (2002) tanto no canal de Santos quanto no canal de Bertioga e por Siqueira et al. (2006) no Sistema Estuarino de Santos-SP.

As análises multivariadas indicaram uma correlação inversa das frações finas ($<0,125$ mm) dos sedimentos analisados com os valores de E_H observados, sugerindo que quanto maior a porcentagem de finos na amostra menor é o valor de E_H . Para o pH não foi observada correlação com as frações finas do sedimento.

6.2 Carbono orgânico total, nitrogênio kjeldahl total e fósforo total

As regiões costeiras, em especial, os estuários, são as áreas mais férteis do oceano e principais zonas de deposição de materiais suspensos e elementos biogênicos (carbono, nitrogênio e fósforo), originários da produção primária e/ou de fontes minerais ou antrópicas (ETCHEBER et al., 1999; BARCELLOS et al., 2005).

Os teores de carbono orgânico total representam a somatória do carbono orgânico dissolvido, carbono orgânico de material particulado ou suspenso e carbono coloidal, sendo importante sua análise nas amostras de sedimentos, pois, além de ser o principal determinante da biodisponibilidade de compostos orgânicos não iônicos, também afeta a biodisponibilidade dos metais para os organismos de coluna d'água (QUINÁGLIA, 2006).

Os teores de carbono orgânico total, observados nas amostras coletadas nos pontos PS-01, PS-03, PS-04, PS-08, PS-10 e PS-11, antes da dragagem de aprofundamento (FRF, 2008), foram inferiores aos observados nas mesmas amostras coletas após a conclusão das obras (presente estudo). Além disso, pode-se observar que os teores de carbono acompanharam o aumento da porcentagem das frações mais finas dos sedimentos, fato comprovado pelas análises multivariadas. Contudo, todos os teores observados nas amostras de sedimentos, antes e depois das atividades de dragagem, apresentaram concentrações inferiores ao valor de alerta (10%) estabelecido pela resolução CONAMA 344/04 que representa possibilidade de causar prejuízos ao ambiente na área de disposição.

Siqueira et al. (2006) relataram que a presença das concentrações de compostos orgânicos no Sistema Estuarino de Santos deve-se ao contínuo lançamento de efluentes domésticos e industriais. Outros estudos realizados na região avaliaram a distribuição dos

teores de carbono orgânico total para o sistema estuarino de Santos, sendo observados valores entre 0,09 e 5,78%, além disso, observaram que quando comparado com os tipos de sedimentos, os valores mais elevados de carbono orgânico total estavam justamente nas regiões com frações mais finas de sedimentos (ABESSA, 2002; SIQUEIRA et al., 2006).

Além do carbono orgânico, o nitrogênio e o fósforo são parâmetros importantes, pois os sedimentos estuarinos funcionam como verdadeiros reservatórios desses nutrientes, podendo inclusive com as atividades de dragagem, disponibilizar os mesmos para a coluna d'água (QUINÁGLIA, 2006).

As principais fontes de nitrogênio natural e antrópica são o ar (80%) e os esgotos sanitários. O nitrogênio no ambiente aquático sofre várias transformações que resultam em outros compostos químicos, entre eles, a amônia. Os valores de nitrogênio kjeldahl total medidos nas amostras de sedimentos representam o somatório do nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico (QUINÁGLIA, op. cit.).

O fósforo é um nutriente que ocorre em ambientes da superfície terrestre, sendo essencial para a síntese orgânica no ambiente marinho. Sua ocorrência nos oceanos deve-se principalmente aos processos de lixiviação pluvial com posterior transferência dos rios para os oceanos e/ou através da introdução por fontes antropogênicas (esgotos e efluentes industriais) (BARCELLOS et al., 2005).

No geral, com a dragagem de aprofundamento do canal pode-se observar uma melhora efetiva na qualidade dos sedimentos em relação ao nitrogênio kjeldahl total e ao fósforo total. Cabe ressaltar que as concentrações de nitrogênio kjeldahl total e os teores de fósforo total observados nas amostras de sedimentos, antes e depois das atividades de dragagem, foram inferiores aos valores de alerta (nitrogênio kjeldahl total = 4800 mg/Kg e fósforo total = 2000 mg/Kg) estabelecidos pela resolução CONAMA 344/04, que representa possibilidade de causar prejuízos aos ambiente na área de disposição, exceção apenas da amostra PS-01 coletada antes da dragagem de aprofundamento que quantificou fósforo total em concentração de 2462 mg/Kg.

O nitrogênio kjeldahl total foi quantificado nas onze amostras coletadas, nos mesmos pontos do presente estudo, antes das atividades de dragagem (FRF, 2008). Com a conclusão dessa atividade, o nitrogênio kjeldahl total foi quantificado apenas em cinco das onze amostras coletadas, sendo que as amostras dos pontos PS-02, PS-09 e PS-11 apresentaram aumento nas concentrações quantificadas de 11,39%, 66,04% e 45,31%, respectivamente, em relação às amostras coletadas antes da dragagem, já as amostras dos pontos PS-01 e PS-10

apresentaram, respectivamente, redução de 58,61% e 7,13% em relação às concentrações iniciais.

Após a dragagem de aprofundamento pode se observar uma redução nas concentrações de fósforo quantificados na maioria das amostras coletadas, variando a redução de 15,89% a 61,16% em relação às concentrações quantificadas antes da dragagem (FRF, 2008), exceção somente para as amostras PS-09, PS-10 e PS-11 que apresentaram um aumento de 182,10%, 18,48% e 21,88%, respectivamente.

Barcellos et al. (2005) avaliaram a distribuição do fósforo total no sistema estuarino-lagunar Cananéia-Iguape (SP) encontrando valores (1,42 a 30,15 $\mu\text{Mol/g}$), relatando que esses valores eram inferiores aos observados para o sistema estuarino de Santos na época, o qual possui semelhanças geomorfológicas, hidrológicas e climáticas, mas diferem em relação a influência antrópica, sendo uma região menos impactada.

As análises multivariadas indicaram associações entre as frações finas ($<0,125$ mm) dos sedimentos analisados com os teores de carbono orgânico total e fósforo total, sugerindo que quanto maior a porcentagem de finos na amostra maior a quantidade de COT e P. Moraes (2009) observou em uma correlação linear simples a correlação entre a matéria orgânica, fósforo total e as frações finas dos sedimentos em sua avaliação da qualidade dos sedimentos do complexo estuarino de Paranaguá-PR. Barcellos et al. (2005) também observaram esse tipo de correlação entre a distribuição de teores de fósforo total e a granulometria dos sedimentos analisados nas amostras do sistema estuarino-lagunar Cananéia-Iguape (SP).

6.3 Metais

Os metais frequentemente encontrados nos ecossistemas aquáticos são cádmio, chumbo, cromo, cobre, zinco e mercúrio. Dentre esses metais, o cobre e o zinco são essenciais para o metabolismo dos organismos, entretanto, em altas concentrações podem se tornar tóxicos. Já os demais metais citados e o arsênio não possuem nenhuma função metabólica nos organismos e podem ser considerados tóxicos mesmo em baixas concentrações. (RAND; WELLS; MCCARTY, 1995; AHSANULLAH; YING, 1995).

As principais fontes de metais nos ambientes aquáticos advêm de ações antrópicas como atividades industriais, portuárias, agrícolas e lançamentos de efluentes domésticos

(CETESB, 2001). No sistema estuarino de Santos/São Vicente as indústrias siderúrgicas, químicas, petroquímicas, de fertilizantes, as refinarias de petróleo e os terminais portuário possuem potenciais emissões de Cd, Cu, Cr, Pb, Mn, Hg, Ni e Zn que, mesmo em concentrações permitidas pelas legislações, ao longo do tempo, esses lançamentos contribuíram e contribuem para a contaminação do sistema estuarino como um todo (CETESB, 2001; ABESSA, 2002; HORTELANNI et al., 2008). Na Tabela 13 estão apresentados os valores mínimos e máximos dos metais quantificados em diferentes estudos.

Tabela 13. Valores mínimos e máximos dos metais quantificados em diferentes estudos e regiões.

Região estudada	Metais (mg/Kg)								Referência
	As	Cd	Pb	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	
Canal do Porto de Santos (Santos-SP)*	<1,02	<0,68	4,52 - 17,40	8,08 - 27,50	1,76 - 13,80	0,06 - 0,21	2,94 - 14,1	19,4 - 82,4	presente estudo
Canal do Porto de Santos (Santos-SP)*	1,5 - 21,6	0,1 - 1,2	6,6 - 52,60	8,70 - 49,0	2,80 - 25,70	0,12 - 0,20	3,50 - 18,70	20,40 - 93,40	FRF, 2008
Estuário de Santos (Santos-SP)	0,10 - 18	0,63 - 6,0	6,7 - 567,0	6,2 - 106,0	4,4 - 100,0	0,021 - 0,85	3,0 - 57,0	15,5 - 2600,0	Cetesb, 2001
Sistema estuarino de Santos	-	0,42 - 1,49	2,0 - 204,8	5,0 - 97,5	-	0,02 - 0,92	2,4 - 44,2	7,6 - 312,0	Abessa, 2002 / Hortellani, 2008
Canal do Porto de Santos (Santos-SP)	7,2 - 11,1	0,07 - 0,82	29,8 - 37,9	29,1 - 39,2	10,2 - 19,9	0,35 - 0,96	8,3 - 14,1	76 - 134,0	Torres, 2007
Estuário de Santos (Santos-SP)	1,6 - 18,5	-	-	13,2 - 76,6	-	-	-	20,9 - 190,4	Amorim, 2009
Sistema estuarino de Santos	-	<0,60	9,09 - 16,7	26,31 - 42,74	9,01 - 27,28	0,04 - 0,64	10,88 - 22,28	509,08 - 1077,33	Buruaem et al, 2012
Porto do Pecém (Fortaleza-CE)	-	0,60 - 1,28	3,55	17,68 - 63,13	5,49 - 18,77	0,03 - 0,04	11,72 - 24,71	215,03 - 639,95	Buruaem et al, 2012
Porto de Mucuripe (Fortaleza-CE)	-	0,60 - 1,41	2,06 - 6,69	3,33 - 50,13	0,49 - 16,76	0,03 - 0,04	5,29 - 21,49	25,03 - 583,51	Buruaem et al, 2012
Canal de Bertioga (Bertioga-SP)	8,74 - 10,9	<0,02	<0,26	26,1 - 29,5	9,16 - 12,9	<0,02	10,1 - 12,3	57,4 - 70,2	Quinágua, 2006
Complexo Estuarino de Paranaguá (Paranaguá-PR)	-	-	-	0,01 - 52,54	0,26 - 11,01	-	0,93 - 25,89	17,03 - 119,70	Morais, 2009

* Amostras coletadas nos mesmos pontos (PS-01 a PS-11)

De modo geral, após a dragagem, todos os metais (Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn e Hg) e o semimetal (As) analisados, apresentaram concentrações inferiores às encontradas antes da dragagem (FRF, 2008). Apesar da remoção de boa parte dos sedimentos superficiais contaminados, alguns metais ainda apresentaram concentrações características de ambientes moderadamente (Pb, Ni, Zn e Hg) e altamente poluídos (Pb, Ni e Zn) de acordo com a classificação de Choueri et al. (2009) e acima dos valores basais para a região. Quinágua (2006) realizou um estudo de caracterização dos níveis basais de concentração de semimetal e metais nos sedimentos do sistema estuarino da Baixada Santista, para o As (9,84 mg/Kg), Cd (<0,02 mg/Kg), Cr (27,8 mg/Kg), Cu (11,0 mg/Kg), Hg (<0,02 mg/Kg), Ni (11,2 mg/Kg), Pb

(<0,26 mg/Kg) e Zn (63,8 mg/Kg). Como área de estudo e referência foi utilizado o Canal de Bertioxa, embora estudos anteriores realizados por Abessa (2002) e Zaroni (2006) demonstraram presença de toxicidade e contaminantes nos sedimentos desse local.

Os sedimentos amostrados na atual profundidade atingida pela dragagem de aprofundamento deveriam apresentar menores níveis de contaminação, entretanto, sabe-se que os sedimentos mais profundos já sofreram alterações antrópicas no passado. Contudo, pode-se observar que os valores de Ni (2,94 a 14,10 mg/Kg) e Zn (19,40 a 82,40 mg/Kg) observados no presente estudo estiveram próximos aos níveis basais relatados para a região.

As análises multivariadas indicaram uma correlação entre as concentrações de metais quantificadas nas amostras de sedimentos (exceto mercúrio) com a porcentagem de frações finas (<0,125 mm), teores de carbono orgânico total e fósforo total. Segundo Mudroch e Macknight (1997), muitos estudos sobre correlações de metais e tamanho das partículas dos sedimentos sugerem que usualmente partículas mais finas de sedimentos contêm concentrações mais elevadas de metais, e que a principal porção de metais está incorporada na fração silte e argila.

Morais (2009) relatou que a correlação dos metais aos sedimentos mais finos é um padrão geoquímico clássico e que a elevada área de superfície das partículas finas justificam seu grande potencial de adsorção de matérias orgânicas e inorgânicas dissolvidas no ambiente. Além disso, sugere que a correlação entre as concentrações de metais, sedimentos finos e matéria orgânica é um princípio de enriquecimento e/ou alteração pelos mesmos processos.

Fenili et al. (2011) observaram uma correlação linear (Pearson) entre a somatória das frações granulométricas finas (silte e argila) com As e com as concentrações de metais (Pb, Cu, Cr, Ni, Zn) nas amostras de sedimentos coletados no canal de navegação do Porto de Santos, antes da dragagem de aprofundamento, corroborando com a tendência dos metais ficarem adsorvidos nas frações mais finas do sedimento e com os resultados observados no presente estudo.

6.4 Testes de toxicidade

Em relação ao teste de toxicidade agudo, nenhuma amostra foi considerada tóxica ao organismo-teste *L. plumulosus*.

As análises multivariadas demonstraram correlação do parâmetro sobrevivência dos organismos-testes *L. plumulosus* com o pH. Esse resultado indica que quanto mais alto o pH, melhor a sobrevivência do organismo-teste *L. plumulosus* (menor a toxicidade).

A amostra PS-06 que causou uma redução de sobrevivência ao *L. plumulosus* apresentou mercúrio total em concentração superior ao valor orientador estabelecido pela resolução CONAMA 344/04, nível 1 e ao valor guia de qualidade estabelecido por Choueri et al. (2009), para ambientes moderadamente poluídos. De acordo com os dois critérios utilizados não é necessariamente esperada toxicidade causada pelo mercúrio nessa concentração.

Em relação à toxicidade crônica, os testes realizados com a matriz sedimento integral e o organismo *Nitokra sp* indicaram efeito tóxico nas amostras PS-03, PS-04, PS-05, PS-07 e PS-08. Entretanto, cabe observar que o efeito tóxico nas amostras é estipulado comparando-se a diferença significativa do resultado obtido na amostra testada com o resultado obtido no sedimento controle. No caso das amostras consideradas tóxicas o sedimento controle do teste apresentou um número médio de prole de *Nitokra sp*/fêmea 66,8% superior que o sedimento controle das amostras consideradas não tóxicas, sendo possível que os organismos desse sedimento controle tenham reproduzido mais que uma vez durante os 10 dias de exposição, causando um efeito tóxico falso positivo.

Corroborando com os resultados observados no presente estudo, Simpson e Spadaro (2011) avaliaram o comportamento funcional e a sensibilidade de testes crônicos com sedimento integral com o copépodo *Nitocra spinipes* para uso em avaliações de qualidade dos sedimentos, sendo que a taxa média de reprodução em sedimento controle de *N. spinipes* foi de 35 prole (nauplio ou copepodito)/fêmea, entretanto, devido a variabilidade (24-49 prole/fêmea) nos resultados deve-se ter cautela na interpretação de dados sobre toxicidade com esse organismo. Contudo, os autores relataram que os resultados indicaram um bom desempenho do organismo na identificação da toxicidade dos sedimentos analisados e a importância e relevância ambiental da utilização de testes crônicos, além de agudos, na avaliação da qualidade dos sedimentos.

No presente estudo, assim como o observado por Ward et al. (2011) e Simpson e Spadaro (2011) para *Nitocra spinipes*, o copépodo *Nitokra sp* se reproduziu com sucesso em sedimentos variando de 10,13% a 74,50% de frações finas ($<0,62\ \mu\text{m}$), sendo que a variação da porcentagem de sedimentos mais finos nas amostras testadas foram de 10,13% a 81,9% ($<0,62\ \mu\text{m}$). Esses resultados indicam que o organismo *Nitokra sp* não é sensível as diferentes

granulometrias, sendo esse fato observado relatado também em outros estudos realizados por Marconato, (2006) e Zaroni et al. (2010).

As análises multivariadas indicaram associação dos parâmetros nitrogênio kjeldahl total (direta) e pH (inversa) com as taxas de fecundidade de *Nitokra sp.* A utilização da fecundidade de *Nitokra sp* através do número médio de prole/fêmea não representou de forma adequada o parâmetro toxicidade nas relações com o pH e o nitrogênio kjeldahl total.

Em termos de toxicidade, valores de pH mais baixos (ácidos) podem remover metais contidos nos sedimentos, disponibilizando-os para a coluna d'água (QUINÁGLIA, 2006) e como a rota de exposição do copépodo *Nitokra sp* aos contaminantes presentes no sedimento se dá preferencialmente, via alimentação, a toxicidade do sedimento seria menor ou ausente nas amostras com pH mais ácidos, pois os metais estariam disponibilizados na coluna d'água e não no sedimento. Entretanto, a correlação entre pH e fecundidade a partir do número médio de prole/fêmea não discriminou amostras tóxicas e não tóxicas.

Da mesma forma, a correlação das taxas de fecundidade de *Nitokra sp* com o nitrogênio kjeldahl total sugeriu melhor reprodução dos organismos em condições de maior enriquecimento por nitrogênio, uma vez que o NKT ficou abaixo do limite de quantificação do método analítico ($< 48,7$ mg/Kg) em todas as amostras consideradas tóxicas, tendo sido quantificado em concentrações de 406 a 1019 mg/Kg nas amostras não tóxicas.

Embora as análises estatísticas não tenham indicado correlação entre contaminantes e toxicidade para *Nitokra sp*, a comparação com os critérios de qualidade (CHOUERI et al, 2009), indicou probabilidade de efeito tóxico do chumbo e zinco na amostra de sedimento do ponto PS-03. Nas demais amostras tóxicas, os metais níquel (PS-04, PS-05, PS-07 e PS-08), mercúrio (PS-03, PS-07 e PS-08) e chumbo foram quantificados em concentrações acima dos limites que preveem baixa probabilidade de toxicidade e abaixo dos limites que preveem provável ocorrência de toxicidade (moderadamente poluído).

Barnes e Stanbury (1948) avaliaram a sensibilidade do copépodo *Nitocra spinipes* aos sais de cobre e mercúrio e a mistura de ambos em água, observando que nos testes de 24 horas de duração o cloreto de mercúrio foi muito mais tóxico e a concentração letal mediana da dose foi da ordem de 0,6 mg/L, enquanto o sulfato de cobre não matou 50% dos animais em uma concentração de 26 mg/L. Além disso, a mistura desses compostos causou toxicidade muito superior a esperada em uma base aditiva. Por esse motivo, torna-se difícil associar a toxicidade observada no presente estudo somente a um dos compostos, pois a mistura deles, mesmo que em baixas concentrações, podem causar efeitos aditivos e/ou sinérgicos que não

são capazes de ser mensurados para correlacionar com a toxicidade observada aos organismos.

Perez-Landa e Simpson (2011) avaliaram os efeitos de Cu no desenvolvimento do copépodo *Nitocra spinipes* e a utilização do método de toxicidade crônica para sedimento integral utilizando esse organismo. Os resultados indicaram que concentrações de Cu acima de 1900 mg/Kg no sedimento causam efeito tóxico no desenvolvimento e sobrevivência de *N. Spinipes*. No presente estudo as concentrações de cobre variaram de 1,76 a 13,8 mg/Kg, as quais não causariam toxicidade ao organismo teste. Os autores também observaram que a sensibilidade desse organismo foi compatível com outras espécies comumente utilizadas em testes com sedimento integral (*Ampelisca abdita*, *Entomoneis cf punctulata*) e concluíram que o organismo se mostrou adequado para avaliações de toxicidade com o sedimento integral, por se mostrarem sensíveis a sedimentos contaminados e o método ser de fácil aplicação em termos de tempo, espaço e volumes de sedimentos necessários.

O *endpoint* utilizado nos testes com o organismo *Nitokra sp* foi o número médio de prole/fêmea. Entretanto, observações realizadas durante a leitura dos testes, mostrou que algumas amostras apresentavam maior quantidade de náuplios, enquanto outras apresentavam maior quantidade de copepoditos, ao contrário do controle onde a maioria dos organismos se apresentava na fase de copepoditos. O desenvolvimento embriolarval pareceu ser uma resposta importante a ser considerada nos testes crônicos com *Nitokra sp*, possibilitando a diferenciação de amostras mais ou menos poluídos.

Eklund et al. (2010) avaliaram os impactos das atividades portuárias nos sedimentos da região de Estocolmo, e entre outras análises desenvolveram o método baseado em testes de toxicidade com o sedimento integral e o desenvolvimento larval do copépodo *Nitocra spinipes*. Os resultados obtidos demonstraram que a metodologia desenvolvida é recomendada para avaliar a qualidade de sedimentos e foi capaz de discriminar os sedimentos mais poluídos dos menos poluídos na região de Estocolmo.

Vários estudos, acima citados, foram realizados para verificar a sensibilidade e respostas do organismo *Nitocra spinipes* para contaminantes (metais, pesticidas, etc), sendo que essa questão também deveria ser abordada para o organismo *Nitokra sp*, em especial, testes com sedimentos artificialmente contaminados com HPA, POC, PCB e metais deveriam ser realizados para auxiliar na discussão das respostas observadas nos testes realizados com amostras ambientais.

No Brasil tem sido realizados alguns estudos em relação a taxas de fecundidade em cultivos, a sensibilidade do organismo a variações granulométricas e de salinidade, a substâncias de referência e ao contaminante Disperse Red.

Marques e Zaroni (2004) avaliaram a taxa de fecundidade e reprodução do copépodo bentônico *Nitokra sp.* em condições de cultivo, sendo realizados ensaios com cultivos contendo 1, 3, 5 e 10 fêmeas em diferentes tempos de teste: 4, 7, 14, 21 e 28 dias. Os autores observaram que o número necessário de fêmeas ovadas para obtenção de uma taxa de fecundidade ideal foram três, entretanto, como a maior taxa foi obtida com 5 fêmeas, essa quantidade foi considerada a mais indicada e o tempo necessário para um resultado confiável com 3 ou 5 fêmeas foi de 7 dias. Contudo os dados obtidos foram considerados preliminares pelos autores, que na época sugeriram realização de novos testes.

Furley et al. (2010) realizaram um estudo da sensibilidade aguda do copépodo bentônico *Nitokra sp.* ao sulfato de zinco em diferentes salinidades, constatando que a variação da salinidade não interferiu na sensibilidade do organismo; os valores de CL50;96h variaram de 1,20 à 1,39 mg/L de sulfato de zinco. Cariello; Sousa (2010) realizaram 5 testes agudos de sensibilidade do copépodo bentônico *Nitokra sp* ao dodecil sulfato de sódio (DSS) observando uma CL50;96h média de 9,25 mg/L de DSS.

Além dos estudos de sensibilidade com substâncias de referência, ARTAL et al. (2011a e 2011b) avaliaram a toxicidade aguda do corante Disperse Red 1 para o organismo *Nitokra sp*, comparando a toxicidade aguda da fração principal do referido composto e do produto comercial.

Além disso, mais estudos devem ser desenvolvidos com o organismo *Nitokra sp* em sedimentos controle, com intuito de estabelecer os requisitos mínimos necessários para o desenvolvimento e reprodução dos organismos; estabelecer um valor mínimo de fecundidade (prole/fêmea) em sedimentos utilizados como controle para validação de um teste e avaliar a utilização de *endpoints* de desenvolvimento embriolarval, o que aumentaria o poder discriminatório do teste em locais de baixos níveis de contaminação, como o do presente estudo.

Os testes realizados com a matriz interface sedimento-água e o organismo *L. variegatus* detectaram efeito tóxico na maioria das amostras (PS-01, PS-02, PS-03, PS-04, PS-08, PS-09, PS-10 e PS-11).

As análises multivariadas indicaram correlação do desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* com E_H e % frações grossas do sedimento e correlação inversa com a % das frações finas do sedimento, metais (Pb, Cr, Cu, Ni e Zn), carbono orgânico total e fósforo

total. Tais resultados sugerem que locais com sedimentos mais finos, maior porcentagem de carbono orgânico e menor valor de E_H tendem a apresentar mais metais, mais fósforo e menor desenvolvimento larval de *L. variegatus*.

Cabe ressaltar que valores de amônia não ionizada foram quantificados no início dos testes em concentrações superiores a 0,05 mg/L nas amostras dos pontos PS-03 e PS-11, sendo que esse valor de amônia isoladamente pode causar efeito tóxico sobre o desenvolvimento embriolarval do organismo (PRÓSPERI, 2002; ABNT, 2006). Contudo, essas amostras também apresentaram as maiores porcentagens de finos, valores de COT, P, menores valores de E_H e concentrações de metais em concentrações superiores as estabelecidos por Choueri et al. (2009) para ambientes altamente poluídos (PS-03: Pb, Ni, Zn) e moderadamente poluídos (PS-11: Hg, Pb, Ni, Zn).

Nas demais amostras consideradas tóxicas ao organismo *L. variegatus*, sem interferência de amônia não ionizada, e com exceção da amostra PS-02, os metais foram quantificados em concentrações acima dos valores guias de qualidade para ambientes moderadamente poluídos (chumbo: PS-01, PS-08, PS-09 e PS-10; níquel: PS-04, PS-08; zinco: PS-01, PS-09 e PS-10 e mercúrio: PS-08 e PS-10) e altamente poluídos (níquel: PS-01, PS-09 e PS-10), foram observados altas porcentagens de frações finas do sedimento, valores elevados de carbono orgânico total e fósforo total e baixos valores de E_H em relação às demais amostras. Considerando a associação entre metais, carbono orgânico e frações finas, a toxicidade observada aos organismos testados também poderia estar relacionada aos baixos valores de E_H , o que justificaria a toxicidade da amostra do ponto PS-02, onde os metais (Pb, Cr, Cu, Ni e Zn) foram quantificados em concentrações características de ambientes não poluídos (CHOUERI et al., 2009), as % de finos, COT e P foram semelhantes às amostras consideradas não tóxicas, mas apresentou baixo valor de E_H (-172 mV).

Em sedimentos com baixos valores de E_H (< -100 mV) ocorre redução de sulfato e o aparecimento de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e sulfeto (HS^-) devido à decomposição bacteriana. Vários estudos indicam que a toxicidade em ensaios com frações líquidas do sedimento (elutriato, água intersticial e água de interface) podem ser provocadas por interferentes como sulfetos (BURGESS et al., 1996; PRÓSPERI, 2002).

O efeito tóxico observado as larvas planctônicas do organismo *L. variegatus* se dá na fase dissolvida (interface sedimento-água), a correlação observada entre a porcentagem de sedimentos finos, COT e metais indica que os contaminantes estão presos nos sedimentos, portanto, a maior probabilidade de toxicidade relacionada ao *L. variegatus* pode estar relacionada aos baixos valores de E_H e possível interferência de sulfetos.

Morais (2009) adverte que a utilização de larvas de ouriço-do-mar (*L. variegatus*) em testes de toxicidade deve ser feita com cautela para ambientes estuarinos, devido a grande quantidade de compostos interferentes (amônia e sulfetos) presentes nesses ambientes e a grande sensibilidade desses organismos a esses compostos.

De maneira geral, ensaios ecotoxicológicos utilizando a matriz sedimento integral e organismos bentônicos para avaliação de risco de sedimentos contaminados são considerados os de maior relevância ecológica (BERTOLETTI, 2011).

Vários estudos realizados, no Sistema Estuarino de Santos, abaixo citados, em locais próximos aos do presente estudo, indicaram toxicidade crônica para os organismos *L. variegatus* e/ou *Nitokra sp* e conforme os resultados obtidos nesse estudo, nem sempre foi possível relacionar a toxicidade com os contaminantes presentes nas amostras.

Prósperi (2002) relacionou a toxicidade detectada para o organismo *L. variegatus* à presença dos metais níquel, chumbo e mercúrio, quantificados em concentrações superiores aos valores guias de qualidade estabelecidos por Choueri et al. (2009) para ambientes poluídos; a autora comparou os métodos e resultados de testes de toxicidade com a interface sedimento-água e água intersticial para avaliação da qualidade de sedimentos observando que a concentração de amônia não ionizada é um fator relevante a ser observado em ambos os testes, entretanto, os testes realizados com a interface sedimento-água foram considerados o mais adequado, pois minimiza a interferência da amônia não ionizada quando comparado com os testes realizados com a água intersticial. Pusceddu et al. (2007) também consideram que os testes com a interface sedimento-água apresentaram respostas mais coerentes, provavelmente pela menor manipulação das amostras.

Carmo et al. (2004) realizaram um estudo para observar possíveis alterações da qualidade ambiental da foz do rio Itanhaém, por meio da determinação dos níveis de metais e toxicidade dos sedimentos utilizando como matriz o sedimento integral e o organismo-teste *Nitokra sp*, os resultados indicaram toxicidade crônica para os organismos testados devido a diminuição na taxa de fecundidade. Os autores sugerem que a toxicidade observada deve-se aos altos níveis de arsênio observados nas amostras testadas. No presente estudo o arsênio não foi quantificado em nenhuma das amostras coletadas.

Perina (2006) avaliou a qualidade dos sedimentos nos afluentes do sistema estuarino de Santos (Rio Santana, Mariana, Piaçabaçu, Diana e Quilombo) e em três pontos no canal de Piaçaguera, através de testes de toxicidade crônicos com o sedimento total e o organismo-teste *Nitokra sp*, observando que, com exceção da amostra de sedimento coletada no rio Diana, as demais foram consideradas tóxicas e o autor considera o efeito tóxico observado a

possíveis impactos antrópicos nessas regiões, dentre eles esgotos domésticos, resíduos industriais e atividades portuárias. O mesmo estudo ainda observou correlações positivas entre o ensaio crônico acima citado com o ensaio agudo utilizando o anfípoda *T. viscana* como organismo-teste e com teores de carbonato e areia fina, fato que não foi observado no presente estudo.

Argentino-Santos (2006) avaliou a qualidade do sedimento no canal de navegação do Porto de Santos antes e após um ciclo da dragagem de manutenção, realizando testes de toxicidade crônicos *Nitokra sp* (sedimento total) e *L. variegatus* (interface sedimento-água). Os resultados mostraram toxicidade para *Nitokra sp* antes da dragagem e para *L. variegatus* na interface sedimento-água próximo ao ponto PS-09 do presente estudo, antes e após o ciclo de dragagem de manutenção. Para *Nitokra sp* foram encontradas correlações negativas entre a taxa de reprodução do organismo com os teores de carbono orgânico e a granulometria, indicando que quanto maior a porcentagem de carbono orgânico e maior quantidade de sedimentos grossos, menor a taxa de eclosão de ovos dos copépodos. A autora relata o fato da amostra coletada após a dragagem não ter apresentado efeito tóxico devido a rota de exposição do organismo-teste ser a via alimentar e possivelmente contaminantes que estavam adsorvidos no sedimento antes da dragagem tenham sido remobilizados. Em relação ao *L. variegatus* valores de amônia não ionizada acima de 0,05 mg/L foram quantificadas nas duas amostras ao final do teste, o que poderia isoladamente ter causado toxicidade ao organismo-teste (PRÓSPERI, 2002; ABNT, 2006).

Zaroni (2006) avaliou a qualidade dos sedimentos marinhos e estuarinos de Bertioga, observando toxicidade crônica em algumas amostras nos ensaios com sedimento integral com *Nitokra sp*, além disso, o estudo indicou correlação negativa entre a taxa de reprodução do organismo com a porcentagem de carbono orgânico total, chumbo, detergentes e coprostanol. No presente estudo o chumbo, considerado responsável pela toxicidade na amostra PS-03, foi observado na amostra PS-08 abaixo do nível provável de causar toxicidade e nas demais amostras consideradas tóxicas ocorreu nos níveis considerados para ambientes não poluídos.

Pusceddu et al. (2007) em um estudo de avaliação de toxicidade dos sedimentos do sistema estuarino de Santos utilizando como matriz a interface sedimento-água e o organismo *L. variegatus*, não observaram toxicidade para a amostra de sedimento coletada entre os pontos PS-01 e PS-02 do presente estudo, relatando o fato que outros estudos observaram nesse local anfípodos considerados bioindicadores de locais pouco contaminados. Na amostra PS-01 o níquel ocorreu em nível considerado para ambiente poluído e a toxicidade observada era esperada, já na amostra PS-02 todos os contaminantes ocorreram em níveis considerados

para ambientes não poluídos, indicando possível interferência por sulfeto na toxicidade observada nessa amostra.

Sousa et al. (2008) verificaram a qualidade do sedimentos no sistema estuarino de Santos em duas estações do ano (verão e inverno) e entre outros ensaios realizaram testes com sedimento integral utilizando como organismo-teste o copépodo *Nitokra sp.* e interface sedimento-água utilizando como organismo teste o *L. variegatus*. Nenhuma das amostras apresentou toxicidade para *Nitokra sp.*, embora uma das amostra coletada no inverno, próxima ao ponto PS-05, tenha apresentado redução na sobrevivência dos organismos na amostra no inverno. Para o organismo *L. variegatus* duas amostras coletadas próximas aos pontos PS-01 e PS-05 do presente estudo, apresentaram toxicidade crônica no verão. No presente estudo foi observada toxicidade para *Nitokra sp.* na amostra do pontos PS-05 e para *L. variegatus* na amostra do ponto PS-01

Nillin (2008) avaliou a qualidade ambiental de amostras de sedimento dos estuários dos rios Ceará, Malcozinhado e Pacoti (Fortaleza-CE), observando toxicidade crônica em todas as amostras analisadas nos ensaios com interface sedimento-água com *L. variegatus*. A concentração de amônia na interface sedimento-água não foi mensurada nesse estudo e a autora relacionou a toxicidade aos metais Pb, Cu e Cr, apesar de não ter observado correlação significativa entre os metais analisados (Cu, Cr, Pb e Zn), a granulometria, os carbonatos e a matéria orgânica com a toxicidade observada. A autora também observou toxicidade crônica em todas as amostras nos ensaios com sedimento integral com *Nitokra sp.*, entretanto, não foi possível correlacionar à toxicidade observada com nenhum dos contaminantes e análises avaliados (Pb, Cu, Cr, Zn, CaCO_3 , matéria orgânica e granulometria). Os resultados observados corroboram com o presente estudo que apesar de indicar toxicidade relacionada aos metais, não foi possível observar correlações diretas com a taxa de reprodução de *Nitokra sp.*

FRF (2008) observou toxicidade crônica ao organismo-teste *L. variegatus* na maioria das amostras de sedimentos coletadas no canal de navegação do Porto de Santos, antes da dragagem de aprofundamento, exceção somente para as amostras PS-04, PS-10 e PS-11, que causaram toxicidade ao organismo no presente estudo. A maioria das amostras consideradas tóxicas apresentou altas porcentagens de silte, argila e areia muito fina (variando de 70,74 a 90,02, exceção da amostra PS-02= 35,5%), baixos valores de E_H (variando de -119,0 a -376 mV) e metais (Pb, Ni e Zn) em concentrações superiores aos valores guias de qualidade estabelecidos por Choueri et al. (2009) para ambientes poluídos. No entanto, baixos valores de E_H e valores de amônia não ionizada em concentrações superiores a 0,05 mg/L foram

observados na maioria das amostras tóxicas, exceção somente para as amostras dos pontos PS-09, PS-10 e PS-11, que pode ter causado interferência nos resultados finais desses ensaios.

Os estudos realizados por Davanso (2010) com amostras de sedimento dos estuários dos rios Ceará e Pacoti (Fortaleza-CE), mostraram toxicidade crônica na interface sedimento-água ao organismo *L. variegatus* em todas as amostras coletadas e a quantificação de amônia em todas as amostras indicou que esse composto não ocorreu em concentrações que pudessem ser consideradas como interferentes no teste. Para *Nitokra sp*, também foi observada toxicidade crônica em todas as amostras coletadas, ressaltando que nesses estuários foi observado predominância de sedimentos lamosos com altos teores de matéria orgânica e carbonatos, possivelmente facilitando a incorporação por via alimentar para os copépodos.

Cruz (2010) avaliou a toxicidade dos sedimentos na região estuarina lagunar de Cananéia através de ensaios crônicos com a matriz sedimento integral e o organismo-teste *Nitokra sp*, sendo que a maioria das amostras coletadas foram consideradas tóxicas e as demais apresentaram indícios de toxicidade. Correlações negativas entre a taxa de reprodução dos organismos com a matéria orgânica e a porcentagem de sedimentos finos foram observadas e a autora sugere que possivelmente a toxicidade observada ao organismo é devido a influência de metais (Pb, Zn, Cu, Cr) observados na região. No presente estudo nas amostras consideradas tóxicas a *Nitokra sp*, o Cu e o Cr ocorreram em níveis considerados para ambientes não poluídos; o chumbo e o zinco ocorreram na amostra PS-03 em nível considerado para ambiente altamente poluído e o zinco na amostra PS-08 em nível considerado para ambiente moderadamente poluído.

As vantagens da utilização dos ensaios crônicos em avaliações de qualidade dos sedimentos são: maior relevância ecológica, proteção ao nível da população, maior sensibilidade dos organismos, melhor predição de toxicidade e capacidade de utilizar os resultados para modelar os efeitos dos contaminantes nas dinâmica populações (Kennedy et al., 2009).

Os processos de dragagem causam efeitos diretos e indiretos no meio ambiente. Os efeitos diretos causam impactos sobre os habitats e organismos, relacionados com a remoção e a realocação dos sedimentos que provocam a destruição de habitat e mortalidade dos organismos bentônicos. Os efeitos indiretos causam impactos sobre a qualidade da água, relacionados à remobilização de contaminantes e nutrientes através da ressuspensão dos sedimentos de fundo (TORRES, 2000). Portanto, é importante a análise conjunta das matrizes, interface sedimento-água e sedimento integral, devido a rotas diferentes que essas avaliam. As análises com sedimento integral e organismos bentônicos são mais adequadas

para avaliar a contaminação adsorvida ao sedimento, enquanto as análises com a interface sedimento-água para a contaminação presente na fase líquida do sedimento.

Magnusson et al. (1996) realizaram um estudo para avaliar o estado da poluição nas baías de Skagerrak e Kattegat (Suécia), através da análise da concentração de poluentes nos sedimentos com ensaios de toxicidade com sedimento integral (*Nitokra spinipes*) e água intersticial (mexilhão *Mytilus edulis* e o cladóceros *Daphnia similis*). Os resultados mostraram toxicidade do sedimento integral estava relacionada aos poluentes α -hexaclorociclohexano (HCH) e ao pesticida DDD e da água intersticial à outros contaminantes como arsênio, metais e HPA. As respostas do ensaio com o organismo *N. spinipes* foi a mais fraca em relação às demais, sendo justificada rota de exposição dos organismos (sedimento integral), pois os poluentes orgânicos presentes nas amostras, geralmente encontram-se na fase dissolvida. Os autores concluíram pela importância da avaliação da qualidade do sedimento utilizando vários organismos-testes devido à complexidade da mistura de contaminantes nos sedimentos e as diferentes sensibilidades e rotas de exposição de cada organismo.

No presente estudo, foram analisadas as frações sedimento integral (*Nitokra sp*) e a interface sedimento-água (*L. variegatus*), sendo observado maior quantidade de amostras consideradas tóxicas no teste com interface sedimento-água (Anexo L). Entretanto a sensibilidade do organismo *L. variegatus* à amônia e ao sulfeto, comumente encontrados em ambientes estuarinos, pode ter interferido nas respostas obtidas. Considerando a presença desses interferentes, o teste com sedimento integral e organismo *Nitokra sp* se mostra mais adequado para avaliações de qualidade de sedimento nesse tipo de ambiente, pelo fato do organismo não ser tão sensível a amônia, e esta estar presente em menores concentrações na matriz sedimento integral. Considerando os ensaios realizados com as duas matrizes, sedimento integral e interface sedimento água, apenas a amostra (PS-06) não apresentou toxicidade crônica aos organismos testados.

De maneira geral, através dos testes de toxicidade ficou evidente que com a remoção de parte dos sedimentos contaminados, após a dragagem de aprofundamento do canal, não foi observada toxicidade aguda (*Leptocheirus plumulosus*) em nenhuma das amostras testada, entretanto, foi observada toxicidade crônica nas matrizes interface sedimento-água (*Lytechinus variegatus*) e sedimento integral (*Nitokra sp*).

7 Conclusões

- Após a dragagem de aprofundamento do canal pode-se observar que as concentrações de nitrogênio kjeldahl total, fósforo total, metais (Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn e Hg) e o semimetal (As) analisados nas amostras de sedimentos coletados após a dragagem de aprofundamento apresentaram concentrações inferiores às encontradas nas amostras de sedimento coletadas antes da dragagem;
- As amostras de sedimentos, coletadas após as obras de dragagem de aprofundamento, não apresentaram toxicidade aguda ao organismo-teste *Leptocheirus plumulosus*
- Os testes com *T. viscana* não atenderam aos critérios de aceitabilidade e não haviam amostras suficientes para repetição;
- Foi observada toxicidade crônica na maioria das amostras de sedimento a pelo menos um dos organismos-teste *L. variegatus* (matriz interface sedimento-água) e/ou *Nitokra sp* (matriz sedimento integral), apenas a amostra (PS-06) não apresentou toxicidade crônica aos organismos testados.
- Os resultados dos testes crônicos não foram concordantes, apenas 03 amostras apresentaram toxicidade para os dois organismos, mas os resultados confirmaram a importância da utilização das diferentes matrizes analisadas e diferentes organismos-testes devido à complexidade da mistura de contaminantes nos sedimentos e as diferentes sensibilidades e vias de exposição de cada teste.
- O ensaio com *Nitokra sp* tem potencial para ser utilizado em avaliações de atividades de dragagem em regiões estuarinas, porém são necessários estudos adicionais para melhor entendimento das vias de exposição e interferência de parâmetros como granulometria, pH, E_H, sulfetos e n. amoniacal, que são interferentes comuns em outros ensaios.

REFERÊNCIAS¹

ABESSA, D.M.S.; SOUSA, E.C.P.M.; RACHID, B.R.F.; MASTROTI, R.R. Use of the burrowing amphipod *Tiburonella viscana* as a tool in marine sediments contamination assessment. **Brazilian Archives of Biology Technology**, Curitiba, v.41, n.2, p.0-0, 1998.

ABESSA, D.M.S.; SOUSA, E.C.P.M.; RACHID, B.R.F.; MASTROTI, R.R. Toxicity of sediments from Santos estuary (SP, Brazil): Preliminary results. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, Coimbra, v.4, n.1, p.6-9, 2001.

ABESSA, D.M.S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos**. 2002. 290f. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

ABESSA, D.M.S.; SOUSA, C.; P.M.; TOMMASI, L.R. Utilização de testes de toxicidade na avaliação da qualidade de sedimentos marinhos. **Revista de Geologia**, Ceará, v.19, n.2, p.253-261, 2006.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR 7181:1984** – Solo - Análise granulométrica, 1984.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR 15350:2006** - Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echimodermata: Echinoidea), 2006.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR 15638:2008** - Qualidade da água – Determinação da toxicidade aguda de sedimentos marinhos ou estuarinos com anfípodos, 2008.

ADAMS, M.S.; STAUBER, J.L. Marine whole sediment toxicity tests for use in temperate and tropical Australian environments: current status. **Australasian Journal of Ecotoxicology**, Sidney, v.14, n.1, p.155-167, 2008.

AHSANULLAH, M.; YING, W. Toxic effects of dissolved Cooper on *Penaeus merguensis* and *Penaeus monodon*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v.55, n.1, p.81-88, 1995.

---

¹ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

ALVAREZ-GUERRA, M.; VIGURI, J.R.; CASADO-MARTÍNEZ, M.C.; DELVALLS, T.A. Sediment quality assessment and dredged material management in Spain: Part II, Analysis of action levels for dredged material management and application to the Bay of Cádiz. **Integrated Environmental Assessment and Management**. California, v.3, n.4, p.539-551, 2007.

ARTAL, M.A.; ALBUQUERQUE, A.F.; LOTUFO, G.R.; UMBUZEIRO, G.A. Influência da salinidade na dispersão do corante comercial Disperse Red 1 em testes de toxicidade aguda com o copépoda marinho *Nitokra* sp. In: Congresso Brasileiro de Toxicologia, 17, Ribeirão Preto-SP. **Anais...** Ribeirão Preto: CBTOX, 2011a. 1 CD-ROM (2011)

ARTAL, M.C.; UMBUZEIRO, G.A.; LOTUFO, G.R. The toxicity of commercial dye Disperse Red 1 and his main fraction dye to estuarine copepod. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 32, Boston-MA. **Anais...** Boston: SETAC North America, 2011b. 1 CD-ROM (2011).

ARGENTINO-SANTOS, R.C. **Avaliação ecotoxicológica do sedimento do local de disposição do material dragado do porto de Santos e da área de influência direta**. 2006. 124f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

BARCELLOS, R.L.; BERBEL, G.B.B.; BRAGA, E.S.; FURTADO, V.V. Distribuição e características do fósforo sedimentar no sistema estuarino lagunar de Cananéia-Iguape, estado de São Paulo, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**. Rio de Janeiro, v.19, n.1, p.22-36, 2005.

BARNES, H.; STANBURY, F.A. The toxic action of copper and mercury salts both separately and when mixed on the harpacticid copepod, *Nitocra spinipes* (BOECK). **Journal Experimental Biology**. Cambridge, v.25, n.1, p.270-275, 1948.

BENGTSSON, B.E. Use of harpacticoid copepod in toxicity tests. **Marine Pollution Bulletin**. Hong Kong, v.9, n.9, p.238-241, 1978.

BERGMANN FILHO, T.U. **Avaliar a sensibilidade do coepódo bentônico *Nitocra* sp. à amônia**. 2004. Trabalho de Conclusão do Curso (Ciências Biológicas) – Unisa, São Paulo, 2004.

BERGMANN FILHO, T.U. **Toxicidade da água intersticial no estuário de Santos e São Vicente e sensibilidade do copépodo *Nitocra* sp. ao cloreto de amônia**. 2006. 35f. Trabalho de Conclusão do Curso (Especialista em Gestão Ambiental) - Centro Universitário SENAC – Campus Jabaquara, São Paulo, 2006.

BERTOLETTI, E. A escolha do anfípodo bentônico para ensaios ecotoxicológicos com sedimentos marinhos. **Journal of the Brazilian Society Ecotoxicology**. Vale do Itajaí, v.6, n.1, p.1-7, 2011.

BJORNBERG, T.S.K. Copepoda. In: BOLTOVSKOY, D. **Atlas Del Zooplancton Del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. Mar Del Plata: INIDEP, 1981. p. 587-679.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Estabelece revisão de procedimentos e critérios utilizados em licenciamento ambiental. **Diário Oficial**, Brasília de 22/12/1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **Diário Oficial**, Brasília de 07/05/2004.

BRAY, R.N.; BATES, A.D.; LAND, J.M. **Dredging**: a handbook for engineers. 2nd ed. New York: Butterworth-Heinemann, 1997. 434 p.

BURGESS, R. M., HO, K. T., MORRISON, G. E., CHAPMAN, G.; DENTON, D. L. **Marine Toxicity Identification Evaluation (TIE)**: Phase I Guidance Document. 1996. EPA/600/r-96/054. USEPA, Rhode Island, 54 p.

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

CAMERON, W.M.; PRITCHARD, D.W. Estuaries. In: HILL, M.N. **The Sea**. vol. 2, New York: John Wiley and Sons, 1963. p. 306-324.

CARIELLO, M.S.; SOUSA, E.C.P.M. Sensibilidade do copépodo bentônico *Nitocra sp.* ao dodecil sulfato de sódio. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 11., 2010, Bombinhas-SC. **Anais...** Bombinhas: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, 2010. 1 CD- ROM (2010).

CARMO, C.V.; MARTINS, L.M.P.; ABESSA, D.M.S.; CRESPO, M.L.L. Contaminação química, toxicidade de sedimentos hídricos e acúmulo de metais em caranguejos de manguezais de Itanhaém. **O mundo da saúde**. São Paulo, v.28, n.4, p.450-455, 2004.

CESAR, A. **Análises ecotoxicológicas integrado de la contaminación marina em los sedimentos de la costa de Murcia: el caso de Portmán, sudeste España.** 2003. 253f. Tese (Doutorado) - Universidade de Murcia, Espanha, 2003.

CESAR, A.; PEREIRA, C.D.S.; SANTOS, A.R.; ABESSA, D.M.S.; FERNÁNDEZ, N.; CHOUERI, R.B.; DELVALLS, T.A. Ecotoxicological assessment of sediments from the Santos and São Vicente Estuarine System – Brazil. **Brazilian Journal of oceanography.** São Paulo, v.54, n.1, p. 55-63, 2006.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Sistema Estuarino de Santos e São Vicente.** Relatório Técnico. São Paulo: CETESB, 2001.178p.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo:** séries relatórios. São Paulo: CETESB, 2009. 310 p.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo:** séries relatórios. São Paulo: CETESB, 2010. 298 p.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo:** séries relatórios. São Paulo: CETESB, 2011. 356 p.

CHAPMAN, P.; WANG, F. The implications of hormesis to ecotoxicology and ecological risk assessment. **Human & Experimental Toxicology.** Basingstoke, v.20, p.499-505, 2001.

CHOUERI, R.B.; CESAR, A.; ABESSA, D.M.S.; TORRES, R.J.; MORAIS, R.D.; RIBA, I.; PEREIRA, C.D.S.; NASCIMENTO, M.R.L.; MOZETO, A.A.; DELVALLS, T.A. Development of site-specific sediment quality guidelines for North and South Atlantic littoral zones: Comparison against national and international sediment quality benchmarks. **Journal of Hazardous Materials.** Amsterdam, v.170, p.320-331, 2009.

CRUZ, A.C.F. **Using the ecotoxicological approach to evaluate man-induced pollution effects in na estuarine protected area.** 2010. 24f. Trabalho de Conclusão do Curso (Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental do Litoral Paulista, São Vicente-SP, 2010.

CRUZ-MOTTA, J.J.; COLLINS, J. Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. **Marine Pollution Bulletin.** Hong Kong, v.48, n.3, p.270-280, 2004.

DAVANSO, M.B. **Abordagens biológicas como instrumento de avaliação de risco ambiental em estuários da região metropolitana de Fortaleza-CE: Biomarcadores e toxicidade de sedimentos.** 2010. 74f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2010.

DIEGUES, A. C. Conservação e desenvolvimento sustentado de ecossistemas litorâneos no Brasil, 1987, pp. 196-243. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: síntese dos conhecimentos, 3, São Paulo-SP. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1987.

EKLUND, B.; ELFSTROM, M.; GALLEGU, I.; BENGTTSSON, B.E.; BREITHOLTZ, M. Biological and chemical characterization of harbor sediments from the Stockholm area. **Journal of Soils and Sediments**, v.10, p.127-141, 2010.

ENVIRONMENTAL CANADA. **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.** Canadian Environmental Quality Guidelines - Summary Tables. 2002. Disponível em <<http://www.ec.gc.ca>>. Acesso 03 Mar. 2011.

ETCHEBER, H.; RELEXANS, J.C.; BELIARD, M.; WEBER, O.; BUSCAIL, R.; HEUSSNER, S. Distribution and quality of sedimentary organic matter on the Aquitanian margin (Bay of Biscay). **Deep-Sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography**, v.46, n.10, p. 2249-2288, 1999.

FDEP - Florida Department of Environmental Protection. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Vol. I. Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines. Prepared for Florida Department of Environmental Protection - FDEP, Office of Water Policy, Tallahassee, FL, by MacDonald Environmental Sciences Ltd., Ladysmith, British Columbia, 1994.

FENILI, L.H.; GOMES, C.C.; ROCHA, V.F.; ZANIN, G.R.; MASUTTI, M.B.; GONÇALVES, C.; SILVÉRIO, P.F.; LIMA, S.N.P. Avaliação da concentração de metais e arsênio e sua relação com granulometria e ensaios ecotoxicológicos no canal do porto de Santos. In: Simpósio Brasileiro de Oceanografia: Oceanografia e Políticas Públicas, 5, 2011, Santos-SP. **Anais...** Santos: Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2011. 1 CD-ROM (2011) .

FERRAZ, M.A.; ZARONI, L.P.; BERGMAN-FILHO, T.U.; GASPARRO, M.R.; SOUSA, E.C.P.M. Taxa de eclosão do copépodo *Nitocra sp.* em diferentes salinidades. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 11., 2010, Bombinhas-SC. **Anais...** Bombinhas: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, 2010. 1 CD- ROM (2010).

FIGUEIREDO Jr; A.G.; BREHME, I. Amostragem geológica na pesquisa mineral. **Brazilian Journal of Geophysics**. Rio de Janeiro, v.18, n.2, p.269-280, 2001.

FÖRSTNER, U., AHLF, W., CALMANO, W., KERSTEN, M. & SCHOER, J. Assessment of metal mobility in sludges and solid wastes. *In*: Brockaert J.A.C., Gucer, S. & Adams, F. (eds). **Metal Speciation in the Environment**. NATO ASI Series G (Ecological Sciences). Berlin, v.23, p.2-41, 1989.

FRF - Fundação Ricardo Franco. **Estudo de impacto ambiental**: Dragagem de aprofundamento do canal de navegação e bacias de evolução do Porto Organizado de Santos, SP, 2008.

FUNDESPA – Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. **Avaliação da toxicidade do sedimento dragado do fundo do canal do Porto de Santos**. Relatório Final, São Paulo, 1998.

FURLEY, T.H.; VITALI, M.M.; SOBREIRA, R.G.; CHAGAS, K.R.; ZARONI, L.P. Sensibilidade aguda do copépodo bentônico *Nitokra sp* ao sulfato de zinco em diferentes salinidades. *IN*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 11., 2010, Bombinhas-SC. **Anais...** Bombinhas: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, 2010. 1 CD-ROM (2010).

GANNON, J.E.; BEETON, A.M. Procedures for determining the effects of dredge sediments on biota - benthos viability and sediment selectivity tests. **Journal of Water Pollution Control Federation**. Washington, v.43, n.3, p.392-398, 1971.

GREENSTEIN, D.; BAY, S.; ANDERSON, B.; CHANDLER, G.T.; FARRAR, J.D.; KEPPLER, C.; PHILLIPS, B.; RINGWOOD, A.; YOUNG, D. Comparison of the methods for evaluating acute and chronic toxicity in marine sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.27, n.4, p.933-944, 2008.

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

ISO – International Organization for Standardization. **ISO 5667-12 Water quality - Sampling - part 12: Guidance on sampling of bottom sediments**, n.1, p.34, 1995.

ISO – International Organization for Standardization. **Water Quality - Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea)**. Draft International Standard ISO/TC 147/SC 5/WG N 263. Geneve, Switzerland, 2012.

KENNEDY AJ, STEEVENS JA, LOTUFO GR, FARRAR JD, REISS MR, KROPP RK, DOI J, BRIDGES TS. A comparison of acute and chronic toxicity methods for marine sediments. **Marine Environmental Research**. New York, v.68, p.118–127, 2009.

KENNISH, M.J. **Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects**. Flórida: CRC Press, 1992, 512 p.

KETCHUM, B. H. Estuarine characteristics. In: _____. **Ecosystem of the world**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1983. p.1-14.

KIRSCHBAUM, A.A. **Avaliação da taxa de fecundidade do copépodo bentônico *Nitocra sp* a partir de testes de toxicidade com diferentes números de organismos**. Iniciação Científica. (Graduando em Oceanografia) - Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, European Commission's Sixth Framework Programme, 2007.

LONG, E.R.; MACDONALD, D.D.; SMITH, S.L.; CALDER, F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. **Environmental Management**, v.19, n.1, p.81-97, 1995.

LOTUFO, G.R.; ABESSA, D.M.S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos. In: NASCIMENTO, I.A.; SOUSA, E.C.P.M.; NIPPER, M.G. **Métodos em ecotoxicologia marinha**: aplicações no Brasil. São Paulo: Artes Gráficas, 2002. p. 151-162.

LOTUFO, G.R.; FLEEGER, J.W. Effects of sediment-associated phenanthrene on survival, development and reproduction of two species of meiobenthic copepods. **Marine Ecology Progress Series**, v.151, p.91-102, 1997.

LUIZ-SILVA, W.; MATOS, R.H.R.; KRISTOSCH, G.C.; MACHADO, W. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**. São Paulo, v.29, n.2, p.256-263, 2006.

MAGNUSSON, K.; EKELOUND, R.; DAVE, G.; GRANMO, A.; FORLIN, L.; WENNBERG, L.; SAMUELSSON, M.O.; BERGGREN, M.; BRORSTROMLUNDÉN, E. Contamination and correlation with toxicity of sediment samples from the Skagerrak and Kattegat. **Journal of Sea Research**, v.35, n.1-3, p.223-234, 1996.

MAGNUSSON, W. E.; MOURÃO, G. **Estatística sem matemática**: a ligação entre as questões e a análise. Curitiba: 2003.

MARANHO, L.A.; DAVANSO, M.B.; ABESSA, D.M.S. Avaliação da qualidade de sedimentos do Porto de Santos: determinação da toxicidade crônica e aguda. In: WORKSHOP DE ECOTOXICOLOGIA, 3, Rio Claro-SP. **Anais...** Rio Claro: Holos Environment, v.8, n.2, 2008

MARCONATO, L.A. **Avaliação da sensibilidade do copépodo *Nitocra sp* quanto à granulometria do sedimento e à alimentação.** 2006. 50f. Trabalho de Conclusão do Curso (Oceanografia) – Instituto Oceanográfico da Universidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MARQUES, G.M.; ZARONI, L.P. Avaliação da taxa de fecundidade de *Nitocra sp*. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12, 2004, São Paulo-SP. **Anais...** São Paulo: SIICUSP, 2004. 1 CD-ROM (2004).

MELO, S.L.R.; ABESSA, D.M.S. Teste de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos. In: NASCIMENTO, I.A.; SOUSA, E.C.P.M.; NIPPER, M.G. **Métodos em ecotoxicologia marinha:** aplicações no Brasil. São Paulo: Artes Gráficas, 2002. p.163-178.

MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários.** São Paulo: Edusp, 2002. p.413.

MORAIS, R.D. **Avaliação da qualidade dos sedimentos superficiais do complexo estuarino de Paranaguá.** 2009. 131f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Pontal do Sul-PR, 2009.

MUDROCH, A.; MACKNIGHT, S.D. **Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling.** 2nd ed. Flórida: CRC Press, 1997. 256 p.

NILLIN, J. **Avaliação da qualidade do sedimento do estuário do rio Ceará.** 2008. 93f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2008.

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development. **Validation report of the full life-cycle test with the Harpacticoid copepods *Nitocra spinipes* and *Amphiascus tenuiremis* and the calanoid copepod *Acartia tonsa* – Phase 1.** Paris, France, 2007.

PEREZ-LANDA, V.; SIMPSON, S.L. A short life-cycle test with the epibenthic copepod *Nitocra spinipes* for sediment toxicity assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry.** United States, v.30, n.6, p.1430-1439, 2011.

PERINA, F.C. **Comparação entre os efeitos da toxicidade de sedimentos sobre invertebrados bentônicos e vegetação das áreas internas do sistema estuarino de Santos e São Vicente.** 2006. 90f. Trabalho de Conclusão do Curso (Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental do Litoral Paulista, São Vicente-SP, 2006.

PRÓSPERI, V.A.; EYSINK, G.G.J.; SAITO, L.M. **Avaliação do grau de contaminação do sedimento ao longo do canal de navegação do porto de Santos.** São Paulo: CETESB, 1998. 33 p. + anexos.

PRÓSPERI, V.A. **Comparação de métodos ecotoxicológicos na avaliação de sedimentos marinhos e estuarinos.** 2002. 119f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo-SP, 2002.

PUSCEDDU, F.H.; ALEGRE, G.F.; PEREIRA, C.D.S.; CESAR, A. Avaliação da toxicidade do sedimento do complexo estuarino de Santos empregando ouriços-do-mar *Lytechinus variegatus*. **Journal of the Brazilian Society Ecotoxicology**. Vale do Itajaí, v.2, n.3, p.237-242, 2007.

QUINÁGLIA, G.A. **Caracterização dos níveis basais de concentração de metais nos sedimentos do sistema estuarino da Baixada Santista.** 2006. 239f. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo-SP, 2006.

RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. **Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications.** Washington-DC: Hemisphere Publishing, 1985. 666 p.

RAND, G.M.; WELLS, P.G.; MCCARTY, L.S. Introduction to aquatic toxicology In: RAND, G.M. **Fundamentals of aquatic toxicology: Effects, environmental fate and risk assessment.** Flórida: CRC Press, 1995. p. 3-67.

REID, J.W. Maxillopoda – Copepoda. Harpacticoida. In: YOUNG, P.S. **Catalogue of Crustacea of Brazil.** Rio de Janeiro: Museu Nacional, 1998. p.75-127. (Séries Livros n.6).

RUPPERT, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. **Zoologia dos invertebrados.** 6. ed. São Paulo: Editora Roca, 1996. 1088p.

SIMPSON, L.S.; SPADARO, D.A. Performance and sensitivity of rapid sublethal sediment toxicity tests with the amphipod *Melita plumulosa* and copepod *Nitocra spinipes*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.30, n.10, p. 2326-2334, 2011.

SIQUEIRA, G.W.; BRAGA, E.S.; LIMA, W.N. de; PEREIRA, S.F.P. Estudo granulométrico e de metais pesados (Pb, Zn e Cu) nos sedimentos de fundo do Sistema Estuarino de Santos/São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS AMBIENTAIS E SAÚDE, 4, **Anais...** Santos: COPEC, v.1, p.1-6, 2004.

SIQUEIRA, G.W.; BRAGA, E.S.; PEREIRA, S.F.P.; SILVA, E. Distribuição do mercúrio em sedimentos de fundo no Estuário de Santos-SP/Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.58, n.4, p.309-316, 2005.

SIQUEIRA, G.W.; BRAGA, E.S.; MAHIQUES, M.M.; APRILE, F.M. Determinação da matéria orgânica e razões C/N e C/S em sedimentos de fundo do estuário de Santos-SP/Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**. Fortaleza, v.39, p.18-27, 2006.

SOUSA, E.C.P.M.; ABESSA, D.M.S.; RACHIDS, B.R.F.; GASPARRO, M.R.; ZARONI, L.P. Ecotoxicological assessment of sediments from the port of Santos and the disposal sites of dredged material. **Brazilian Journal of Oceanography**. São Paulo, v.55, n.2, p.75-81, 2007.

SOUSA, E.C.P.M. et al. (Ed.) Sediment quality of the Santos Estuarine System. In: NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. **Perspectives on integrated coastal zone management in South America**. Lisboa: IST Press, 2008. p.195-204.

SOUSA, E.C.P.M.; ZARONI, L.P.; BERGMANN-FILHO, T.U.; MARCONATO, L.A.; KIRSCHBAUM, A.A.; GASPARRO, M.R. Acute sensitivity to *Nitokra sp* benthic copepod to potassium dichromate and ammonia chloride. **Journal of the Brazilian Society Ecotoxicology**. Vale do Itajaí, v.7, n.1, p.75-81, 2012.

SPIRO, T.G.; STIGLIANI, W.M. **Química Ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2008. 352 p.

SWARTZ, R.C.; DEBEN, W.A.; COLE, F.A. A bioassay for the toxicity of sediment to marine macrobenthos. **Journal of Water Pollution Control Federation**. Washington, v.51, n.5, p.944-950, 1979.

TORRES, R.J. **Uma análise preliminar dos processos de dragagem do porto de Rio Grande, RS**. 2000. 190f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande, RS.

TORRES, R.J. **Efeitos da dragagem sobre a qualidade de sedimentos contaminados do canal do Porto de Santos**: Biodisponibilidade e toxicidade de metais e compostos orgânicos persistentes. 2007. 159f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos-SP, 2007.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Introduction to contaminated sediments**. EPA-823-F-99-006, 1999.

WARD, D.J.; PEREZ-LANDA, V.; SPADARO, D.A.; SIMPSON, S.L.; JOLLEY, D.F. Na assessment of three harpacticoid copepod species for use in ecotoxicological testing. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. New York, v.61, p.414-425, 2011.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. São Carlos: Rima, 2006. 464 p.

ZARONI, L.P. **Avaliação da qualidade dos sedimentos marinhos e estuarinos no município de Bertioga-SP**. 2006. 193f. Tese (Doutorado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

ZARONI, L.P.; BERGMAN-FILHO, T.U.; FERRAZ, M.A.; GASPARRO, M.R.; SOUSA, E.C.P.M. Taxa de eclosão de ovos do copépodo *Nitocra sp.* em diferentes tipos de sedimento. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 11., 2010, Bombinhas-SC. **Anais...** Bombinhas: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, 2010. 1 CD- ROM (2010).

APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados da amostragem dos sedimentos no canal de navegação do porto de Santos.

Dados da amostragem	Amostras										
	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-08	PS-09	PS-10	PS-11
Data de coleta	12/4/2011	12/4/2011	19/1/2011	19/1/2011	18/1/2011	18/1/2011	18/1/2011	18/1/2011	10/3/2011	10/3/2011	10/3/2011
Hora de coleta	13:04	9:56	10:08	10:31	12:30	11:49	10:13	08:58	10:23	11:00	12:14
Profundidade da coluna d'água (m)	17,4	15,3	13,8	15,6	15,6	15,5	15,3	15,4	15,1	17,5	15,3
Condições ambientais	Com chuvas	Com chuvas	Com chuva	Com chuva	Com chuva	Com chuva	Com chuva	Com chuva	Com chuvas	Com chuvas	Com chuvas

APÊNDICE B – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos *in situ* durante a amostragem dos sedimentos.

Físico-químicos	Amostras										
	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-08	PS-09	PS-10	PS-11
pH (unidade)	6,8	7,2	7,0	6,9	7,1	6,8	6,9	6,7	7,2	7,1	7,0
E _H (mV)	-134	-172	-217	-63	-150	-108	-169	-155	-162	-169	-166
Temperatura (°C)	25,5	25,5	25,4	25,2	26,6	26,9	26,5	26,0	25,0	25,2	25,2

APÊNDICE C - Carta controle dos testes de sensibilidade de dicromato de potássio ao organismo *Nitokra sp.*

APÊNDICE D – Dados brutos dos ensaios ecotoxicológicos com o organismo *Nitokra sp.*

Teste crônico com <i>Nitokra sp</i> (Prole/Fêmea)							
Amostras	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Réplica 4	Média	Desvio	Resultado
Controle	62,3	60,5	63,1	63,9	62,4	1,5	-
PS-03	24,2	23,4	23,8	25,7	24,3	1,0	Tóxico
PS-04	27,6	26,0	28,5	29,6	27,9	1,5	Tóxico
PS-05	31,3	33,0	33,4	14,3	28,0	9,2	Tóxico
PS-06	23,1	29,6	49,9	24,2	31,7	12,4	Não tóxico
PS-07	30,0	35,5	34,0	25,6	31,3	4,4	Tóxico
PS-08	29,9	31,0	37,3	32,7	32,7	3,3	Tóxico
Controle	45,8	46,3	37,4	20,3	37,4	12,1	-
PS-09	19,6	23,6	18,5	25,1	21,7	3,2	Não tóxico
PS-10	27,5	35,4	17,9	23,8	26,2	7,3	Não tóxico
PS-11	24,8	34,6	18,8	22,4	25,1	6,8	Não tóxico
PS-02	30,4	28,7	31,2	30,8	30,3	1,1	Não tóxico
PS-01	37,0	31,7	26,7	49,3	36,2	9,7	Não tóxico

APÊNDICE E – Valores dos parâmetros físico-químicos medidos na água de interface no início e final dos testes com *Nitokra sp.*

Variáveis físico-químicas água de interface - Teste com <i>Nitokra sp</i>						
Amostras	O.D. (mg/L)		pH		Salinidade	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final
Controle	3,95	4,77	6,96	7,75	20	21
PS-03	3,62	3,48	7,25	8,02	20	21
PS-04	3,46	4,37	7,2	7,8	20	22
PS-05	3,94	4,55	7,28	7,51	20	23
PS-06	3,87	4,09	6,97	7,49	20	22
PS-07	3,94	3,53	7,07	7,61	20	20
PS-08	3,96	4,28	6,95	7,78	21	23
Controle	3,56	6,21	7,01	7,18	20	20
PS-09	3,04	5,83	7,09	6,96	20	19
PS-10	3,93	3,67	6,50	6,96	20	20
PS-11	3,92	5,61	6,90	6,78	20	21
PS-02	4,90	3,73	6,60	6,28	21	22
PS-01	3,15	6,22	6,96	6,60	21	22

APÊNDICE F: Testes de toxicidade com *Tiburonella viscana*.

Os ensaios agudos com sedimento integral, com o organismo-teste *Tiburonella viscana* foram realizados de acordo com os procedimentos descritos por MELO; ABESSA (2002) e ABNT 15638 (2008). O princípio do método consiste na exposição de organismos adultos do anfípoda às amostras de sedimentos durante um período de 10 dias, com posterior observação da taxa de sobrevivência dos organismos.

No final dos ensaios o sedimento contido em cada frasco foi peneirado em malha de 0,5 mm e os organismos sobreviventes foram contados, sendo os organismos não encontrados considerados mortos e decompostos durante o experimento. O *endpoint* avaliado foi a mortalidade dos organismos e os resultados foram expressos em % de sobrevivência. Os parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), salinidade e oxigênio dissolvido (OD) foram mensurados em todas as réplicas, inclusive no controle, no início e final dos testes.

O teste de toxicidade com o organismo *Tiburonella viscana* não foi considerado na discussão do trabalho, pois não houve organismos suficientes para todas as réplicas das amostras, não sendo possível assim, adicionar 20 organismos adultos por réplica, como exigido pela ABNT 15638 (2008). Além disso, o teste também apresentou alta variabilidade entre as réplicas, sendo assim, as condições do ensaio não permitiram concluir sobre a toxicidade das amostras testadas e não haviam amostras suficientes para repetição dos testes. Os resultados obtidos nos testes estão apresentados no Apêndice F1.

APÊNDICE F1 - Dados brutos dos ensaios ecotoxicológicos com o organismo *Tiburonella viscana* e valores dos parâmetros físico-químicos medidos no início e final dos testes com *Tiburonella viscana*.

Teste agudo com <i>Tiburonella viscana</i> (Nº de animais por réplica)							Sobrevivência total (%)	Desvio padrão (%)	Resultado
Amostras	Réplica 1		Réplica 2		Réplica 3				
	Total	Vivos	Total	Vivos	Total	Vivos			
Controle	9	8	9	7	9	8	85,2	6,42	-
PS-01	7	3	7	1	7	3	33,3	16,50	Não tóxico
PS-02	7	4	7	4	7	6	66,7	16,50	Não tóxico
PS-03	7	2	7	3	7	2	33,3	8,25	Não tóxico
PS-04	7	7	7	6	7	1	66,7	45,92	Não tóxico
PS-05	7	6	7	4	7	7	81,0	21,82	Não tóxico
PS-06	7	0	7	0	7	4	19,0	32,99	Tóxico
PS-07	7	2	7	4	7	2	38,1	16,50	Não tóxico
PS-08	7	4	7	3	7	5	57,1	14,29	Não tóxico
PS-09	7	4	7	6	7	1	52,4	35,95	Não tóxico
PS-10	7	3	7	5	7	2	47,6	21,82	Não tóxico
PS-11	7	3	7	1	7	3	33,3	16,50	Não tóxico

Variáveis físico-químicas água de interface - Teste com <i>Tiburonella viscana</i>						
Amostras	O.D. (mg/L)		pH (unidade)		Salinidade	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final
Controle	9,9	9,87	8,01	8,3	34	33
PS-01	10,30	5,32	7,58	7,79	34	35
PS-02	10,12	9,01	7,72	8,03	34	34
PS-03	9,37	7,26	7,92	8,36	33	35
PS-04	10,22	7,45	8	8,09	34	35
PS-05	10,31	8,95	8,02	8	33	35
PS-06	9,77	8,85	7,96	7,99	33	35
PS-07	9,41	8,88	7,89	8	33	34
PS-08	9,50	8,9	7,78	7,99	33	34
PS-09	10,28	8,88	7,8	8,16	34	35
PS-10	9,80	8,87	7,75	8,11	33	35
PS-11	9,62	8,72	7,71	8,08	33	35

ANEXOS

ANEXO A – Valores de granulometria das amostras de sedimentos coletadas no canal de navegação do porto de Santos, após a dragagem de aprofundamento.
Fonte: CODESP.

Granulometria	Amostras									
(%)	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-09	PS-10	PS-11
Argila (0,00394 - 0,0002 mm)	23,10	5,28	29,7	13,2	7,38	9,50	12,9	11,00	16,10	31,60
Silte (0,062 - 0,00394 mm)	50,30	4,85	52,2	<0,10	12,3	15,2	20,2	15,90	26,70	42,90
Areia Muito Fina (0,125 - 0,062 mm)	20,70	51,40	13,5	41,0	39,5	22,8	37,5	46,10	43,90	20,80
Areia Fina (0,25 - 0,125 mm)	3,51	36,10	2,52	37,7	31,1	17,7	20,9	26,40	13,10	4,42
Areia Média (0,5 - 0,25 mm)	1,04	1,60	1,98	7,65	9,56	34,8	8,51	0,29	0,12	0,17
Areia Grossa (1,0 - 0,5 mm)	1,22	0,63	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,17	<0,1	0,11
Areia Muito Grossa (2 a 1 mm)	<0,1	<0,1	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,1	<0,1	<0,1

ANEXO B – Valores de carbono orgânico total, nitrogênio kjeldahl total e fósforo total obtidos nas amostras de sedimentos coletadas após dragagem de aprofundamento.
Fonte: CODESP.

COT e nutrientes	Amostras									
	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-09	PS-10	PS-11
Carbono Orgânico Total (%)	3,09	1,12	4,56	1,92	1,14	1,74	2,02	1,45	1,88	3,13
Nitrogênio Kjeldahl total (mg/kg)	1019,1	717,6	< 106,0	< 48,7	< 53,4	< 53,3	< 64,8	406,8	543,3	703,3
Fósforo Total (mg/Kg)	390,7	152	649,0	138,3	182,6	166,5	247,7	375,2	656,4	466,8

ANEXO C – Valores de metais e semimetal obtido nas amostras de sedimentos. Fonte: CODESP.

Metais e semimetal (mg/Kg)	Amostras									
	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-09	PS-10	PS-11
Arsênio Total	<1,02	<0,623	< 1,33	< 0,609	< 0,667	< 0,666	< 0,810	<0,632	<0,780	<1,01
Cádmio total	<0,683	<0,415	< 0,883	< 0,406	< 0,445	< 0,444	< 0,540	<0,422	<0,520	<0,674
Chumbo total	17,40	4,74	24,3	4,52	7,34	7,63	10,2	10,30	11,90	12,90
Cromo Total	24,40	8,08	38,4	11,0	13,3	11,7	13,9	17,50	24,60	27,50
Cobre Total	13,80	4,50	12,0	1,76	2,60	2,79	4,91	5,2	7,6	4,5
Níquel Total	9,99	2,94	14,1	4,01	4,69	4,11	5,09	6,94	9,26	11,10
Zinco Total	57,8	19,4	82,4	24,3	27,6	25,8	31,8	38,5	43,5	57,0
Mercúrio Total	<0,082	<0,0486	0,112	< 0,0487	< 0,0534	0,162	0,212	0,06	0,0952	0,187

ANEXO D – Valores de pesticidas organoclorados (POC). Fonte: CODESP.

Pesticidas Organoclorados - POC (µg/kg)	Amostras									
	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-09	PS-10	PS-11
alfa-BHC	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
beta-BHC	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
delta-BHC	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
gama-BHC (lindano)	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
alfa-clordano	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
gama-clordano	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
DDD	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
DDE	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
DDT	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
Dieldrin	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
Endrin	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162

ANEXO E – Valores de bifenilas policloradas (PCB) obtidos nas amostras de sedimentos. Fonte: CODESP.

Bifenilas Policloradas -		Amostras								
PCB (µg/kg)	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-09	PS-10	PS-11
2,4,4-triclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
2,2,5,5-tetraclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
2,24,5,5-pentaclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
2,3,4,4,5-pentaclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
2,2,3,4,4,5-hexaclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
2,2,4,4,5,5-hexaclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
2,2,3,4,4,5,5-heptaclorobifenil	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162
PCBs total	<0,164	<0,1	< 0,212	< 0,097	< 0,107	< 0,107	< 0,130	<0,101	<0,125	<0,162

ANEXO F – Valores de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) obtidos nas amostras de sedimentos. Fonte: CODESP.

Hidrocarbonetos		Amostras								
Policíclicos Aromáticos -										
HPA (µg/kg)	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-09	PS-10	PS-11
Benzo(a)antraceno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Criseno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Benzo(a)pireno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Dibenzo(a,h)antraceno	<2,73	<4,98	< 3,53	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 2,16	<5,06	<2,08	<2,70
Acenaftileno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Acenafteno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Antraceno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Fenantreno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Fluoranteno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Fluoreno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Naftaleno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
Pireno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
2-metilnaftaleno	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09
HPAs (soma)	<8,20	<4,98	< 10,60	< 4,87	< 5,34	< 5,33	< 6,48	<5,06	<6,24	<8,09

ANEXO G - Dados brutos dos ensaios ecotoxicológicos com o organismo *Leptocheirus plumulosus*. Fonte: CODESP.

Teste agudo com <i>Leptocheirus plumulosus</i> (Nº de animais por réplica)									
Amostras	Réplica 1		Réplica 2		Réplica 3		Sobrevivência total (%)	Desvio padrão	Resultado
	Total	Vivos	Total	Vivos	Total	Vivos			
Controle	20	20	20	17	20	19	97	7,64	-
PS-01	20	16	20	19	20	20	92	10,41	Não tóxico
PS-02	20	17	20	18	20	18	88	2,89	Não tóxico
Controle	20	18	20	20	20	16	90	10	-
PS-03	20	18	20	18	20	18	90	0	Não tóxico
PS-04	20	20	20	18	20	19	95	5	Não tóxico
PS-05	20	19	20	16	20	20	92	10,41	Não tóxico
PS-06	20	10	20	13	20	15	63	12,58	Não tóxico
Controle	20	20	20	20	20	19	98	2,89	-
PS-07	20	19	20	19	20	18	93	2,89	Não tóxico
PS-08	20	20	20	18	20	18	93	5,77	Não tóxico
Controle	20	18	20	20	20	19	95	5	-
PS-09	20	14	20	20	20	20	90	17,32	Não tóxico
PS-10	20	20	20	20	20	20	100	0	Não tóxico
PS-11	20	20	20	16	20	19	92	10,41	Não tóxico

ANEXO H - Valores dos parâmetros físico-químicos medidos na água de interface no início e final dos testes com *Leptocheirus plumulosus*. Fonte: CODESP.

Amostras	Variáveis físico-químicas água de interface - Teste com <i>Leptocheirus plumulosus</i>					
	pH		Salinidade		O.D. (mg/L)	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final
Controle	7,91	7,8	20	21	5,89	6,43
PS-01	7,84	8,07	20	24	5,71	6,07
PS-02	7,91	8,03	20	24	5,96	5,48
Controle	8,01	8,02	20	22	6,04	5,85
PS-03	8,56	8,2	21	23	5,38	5,48
PS-04	8,67	8,06	21	22	5,82	5,77
PS-05	7,97	8,03	21	22	5,83	5,78
PS-06	8,04	8,01	21	23	5,92	5,54
Controle	7,92	7,98	21	21	6,28	6,10
PS-07	7,83	8,09	20	21	6,34	5,72
PS-08	7,85	8,08	20	21	6,33	5,79
Controle	7,79	7,97	20	22	6,47	6,67
PS-09	5,96	8,27	20	23	6,52	6,59
PS-10	6,99	8,19	20	23	6,08	6,5
PS-11	7,26	8,04	21	25	5,01	6,31

ANEXO I - Valores dos parâmetros físico-químicos medidos na água intersticial no início e final dos testes com *Leptocheirus plumulosus*. Fonte: CODESP.

Amostras	Variáveis físico-químicas água intersticial - Teste com <i>Leptocheirus plumulosus</i>											
	pH		Salinidade		O.D. (mg/L)		Temperatura		Nitrogênio		Amônia não	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
Controle	7,91	7,81	25	23	6,44	5,41	25,8	25,6	4	-	0,16	-
PS-01	7,3	7,82	34	25	4,82	4,31	25,8	25,6	7	-	0,068	-
PS-02	7,71	7,67	35	24	5,78	4,4	25,8	25,6	10,5	-	0,258	-
Controle	8,45	7,87	25	23	5,4	5,55	24,6	24,2	2,5	-	0,292	-
PS-03	7,94	7,78	36	26	4,96	4,42	24,6	24,2	45	-	1,693	-
PS-04	7,99	7,98	38	25	5,17	5,06	24,6	24,2	12,5	-	0,525	-
PS-05	7,94	7,87	35	25	5,32	5,36	24,6	24,2	10	-	0,376	-
PS-06	7,87	7,85	34	25	5,25	4,87	24,6	24,2	17,5	-	0,564	-
Controle	7,88	7,92	23	22	5,54	5,52	26,4	25,0	4	-	0,164	-
PS-07	7,53	7,91	31	24	4,47	5,12	26,4	25	21,5	-	0,376	-
PS-08	7,74	7,89	33	22	5,15	4,88	26,4	25	15	-	0,421	-
Controle	7,88	7,9	25	22	6,22	5,81	24,2	24,8	3	-	0,1	-
PS-09	7,63	7,74	35	25	5,39	5,23	24,2	24,8	10,25	-	0,187	-
PS-10	7,72	7,74	33	24	5,3	5,07	24,2	24,8	14	-	0,32	-
PS-11	7,51	7,61	35	25	4,75	4,82	24,2	24,8	27,5	-	0,382	-

ANEXO J - Dados brutos dos ensaios ecotoxicológicos com o organismo *Lytechinus variegatus* Fonte: CODESP.

Teste crônico com <i>Lytechinus variegatus</i> (Nº larvas normais)					Larvas normais/ Larvas observadas	Média (%)	Desvio padrão (%)
Amostras	R1	R2	R3	R4			
Controle	89	91	86	89	355/400	88,75	2,06
Controle de rede	86	84	87	91	348/400	87	2,94
PS-01	29	22	14	22	87/400	21,75	6,13
PS-02	25	30	56	68	179/400	44,75	20,61
Controle	91	87	89	92	359/400	89,75	2,22
Controle de rede	84	88	77	81	330/400	82,5	4,65
PS-03	0	0	0	0	0/400	0	0
PS-04	10	9	14	12	45/400	11,25	2,22
PS-05	91	85	89	87	352/400	88	2,58
PS-06	76	78	72	83	309/400	77,25	4,57
PS-07	85	74	72	78	309/400	77,25	5,74
PS-08	54	55	69	51	229/400	57,25	8,02
Controle	78	80	79	83	320/400	80	2,16
Controle de rede	81	79	83	80	323/400	80,75	1,71
PS-09	9	25	14	18	66/400	16,5	6,76
PS-10	26	29	36	17	108/400	27	7,87
PS-11	11	4	8	13	36/400	9	3,92

ANEXO K - Valores dos parâmetros físico-químicos medidos na água de interface no início e final dos testes com *Lytechinus variegatus*. Fonte: CODESP.

Amostras	Variáveis físico-químicas água de interface - Teste com <i>Lytechinus variegatus</i>											
	Temperatura °C		O.D. (mg/L)		pH		Salinidade		NH ₄ ⁺ (mg/L)		NH ₃ (mg/L)	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
Controle	25	25	7,3	7,1	7,68	7,19	33	33	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Controle de rede	25	25	7,1	7,0	7,69	7,33	33	32	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
PS-01	25	25	7,0	6,9	7,56	7,76	34	34	1,12	N.A.	0,02	N.A.
PS-02	25	25	7,0	6,8	7,68	7,81	34	34	1,54	N.A.	0,03	N.A.
Controle	25	25	5,4	5,0	7,78	7,83	35	36	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Controle de rede	25	25	4,6	3,2	7,64	7,31	34	32	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
PS-03	25	25	4,5	4,7	7,64	7,88	34	35	5,18	N.A.	0,102	N.A.
PS-04	25	25	4,5	4,2	7,6	7,52	35	34	0,07	N.A.	N.D.	N.A.
PS-05	25	25	4,1	3,5	7,88	7,61	35	35	0,28	N.A.	0,01	N.A.
PS-06	25	25	4,4	4,6	7,58	7,54	35	33	1,82	N.A.	0,03	N.A.
PS-07	25	25	4,6	4,0	7,6	7,6	34	33	2,45	N.A.	0,04	N.A.
PS-08	25	25	4,3	4,6	7,43	7,75	34	35	1,68	N.A.	0,02	N.A.
Controle	25	25	4,3	4,2	7,41	7,76	33	33	N.D.	N.A.	N.D.	N.A.
Controle de rede	25	25	4,0	4,0	7,87	7,8	31	33	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
PS-09	25	25	4,3	4,3	7,56	7,75	32	34	1,33	N.A.	0,02	N.A.
PS-10	25	25	4,1	4,1	7,48	7,68	32	32	1,33	N.A.	0,019	N.A.
PS-11	25	25	4,2	4,0	7,47	7,76	33	35	4,9	N.A.	0,07	N.A.

ANEXO L – Amostras que causaram toxicidade aos organismos-testes (*Nitokra sp* e/ou *L. variegatus*) e principais contaminantes presentes.

Parâmetros	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-08	PS-09	PS-10	PS-11
	PS-01	PS-02	PS-03	PS-04	PS-05	PS-06	PS-07	PS-08	PS-09	PS-10	PS-11
Físico-químicos											
pH (unidade)	6,8	7,2	7,0	6,9	7,1	6,8	6,9	6,7	7,2	7,1	7,0
E _H (mV)	-134	-172	-217	-63	-150	-108	-169	-155	-162	-169	-166
Temperatura (°C)	25,5	25,5	25,4	25,2	26,6	26,9	26,5	26,0	25,0	25,2	25,2
Metais e semi-metais (mg/kg)											
Arsênio Total	<1,02	<0,623	< 1,33	< 0,609	< 0,667	< 0,666	< 0,810	< 0,817	<0,632	<0,780	<1,01
Cádmio total	<0,683	<0,415	< 0,883	< 0,406	< 0,445	< 0,444	< 0,540	< 0,545	<0,422	<0,520	<0,674
Chumbo total	17,40	4,74	24,3	4,52	7,34	7,63	10,2	11,2	10,30	11,90	12,90
Cromo Total	24,40	8,08	38,4	11,0	13,3	11,7	13,9	14,0	17,50	24,60	27,50
Cobre Total	13,80	4,50	12,0	1,76	2,60	2,79	4,91	6,18	5,2	7,6	4,5
Níquel Total	9,99	2,94	14,1	4,01	4,69	4,11	5,09	5,42	6,94	9,26	11,10
Zinco Total	57,8	19,4	82,4	24,3	27,6	25,8	31,8	36,7	38,5	43,5	57,0
Mercurio Total	<0,082	<0,0486	0,112	< 0,0487	< 0,0534	0,162	0,212	0,105	0,06	0,0952	0,187
Granulometria (%)											
Silte, argila e finos (<0,125 mm)	94,10	61,53	95,40	54,20	59,18	47,50	70,60	72,80	73,00	86,70	95,30
Via Clássica (VC)											
Carbono Orgânico Total (%)	3,09	1,12	4,56	1,92	1,14	1,74	2,02	1,88	1,45	1,88	3,13
Nitrogênio Kjeldahl total (mg/kg)	1019,1	717,6	< 106,0	< 48,7	< 53,4	< 53,3	< 64,8	< 65,4	406,8	543,3	703,3
Fósforo Total (mg/Kg)	390,7	152	649,0	138,3	182,6	166,5	247,7	225,9	375,2	656,4	466,8

	Nível considerado para ambientes moderadamente poluídos (Choueri et al., 2009)
	Nível considerado para ambientes altamente poluídos (Choueri et al., 2009)
	Tóxico <i>Nitokra sp</i>
	Tóxico <i>Lytechinus variegatus</i>