

UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS
MESTRADO EM ECOLOGIA

PRISCILA CANDIDO BARONI

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DO SISTEMA
ESTUARINO DE SANTOS-SÃO VICENTE (SP)

SANTOS/SP
2016

PRISCILA CANDIDO BARONI

**AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DO SISTEMA
ESTUARINO DE SANTOS-SÃO VICENTE (SP)**

Dissertação apresentada à Universidade Santa Cecília como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre no Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos sob a orientação do Prof. Dr. Roberto Pereira Borges e com a coorientação do Prof. Dr. Camilo Dias Seabra Pereira.

SANTOS/SP

2016

Autorizo a reprodução parcial ou total deste trabalho, por qualquer que seja o processo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos.

Baroni, Priscila Candido.

Avaliação integrada da qualidade dos sedimentos do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SP)/ Priscila Candido Baroni.

-- 2016.

56 f.

Orientador: Roberto Pereira Borges.

Coorientador: Camilo Dias Seabra Pereira.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Santa Cecília, Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Santos, SP, 2016.

1. sistema estuarino de Santos-São Vicente. 2. Triade de qualidade dos sedimentos. 3. Ambiente bentônico.

I. Borges, Roberto Pereira. orient. II. Pereira, Camilo Dias Seabra. III. Avaliação integrada da qualidade dos sedimentos do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SP).

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ser minha vida;

Ao Prof. Dr. Roberto Borges pela orientação e enorme paciência em ensinar e responder às minhas mais diversas perguntas. Por toda sabedoria e empenho em me ajudar, serei sempre grata;

Ao Prof. Dr. Camilo Pereira pela coorientação e dicas extremamente válidas para o desenvolvimento deste trabalho;

Aos meus pais Angelina Baroni e José Luiz Baroni por todo o amor, apoio, encorajamento e carinho nesse tempo em que passei longe de casa. À minha irmã Daniela Baroni Gagliardi e meu cunhado Yargo Gagliardi por me ajudarem a distrair a cabeça com grandes indicações e empréstimos de livros. 19;

Ao Prof. João Alberto pelo auxílio nas coletas de campo, pelas dicas e oportunidades, por toda disposição, alegria e boa vontade em me ajudar;

Ao Prof. Dr. João Miragaia Schmiegelow pelo auxílio nas coletas de campo e pelas contribuições técnicas que muito me ajudaram;

Ao Caio Rodrigues Nobre por ter sido meu braço direito ao longo de todo o trabalho, desde o começo. Pelas dicas, ensinamentos, conversas e pela amizade, nunca poderei retribuir o suficiente;

Ao Prof. Dr. Augusto Cesar pela disponibilidade e auxílio com a análise fatorial e pelas dicas sobre o EBI;

À Beatriz Barbosa Moreno, ao Jonas de Lima Rosa e Aline Vecchio Alves pela grande ajuda nas análises de amônia e nos ensaios com *Nitocra*. Obrigada pelo tempo gasto atrás de fêmeas ovadas;

Ao Prof. Dr. Aldo Ramos, ao Me. Fernando Sanzi Cortez e ao Me. Fábio Hermes Pusceddu por todo o apoio, bem como a toda equipe de funcionários e estagiários do Laboratório de Ecotoxicologia da UNISANTA;

Aos funcionários e estagiários do Laboratório de Biologia da UNISANTA;

À Me. Ana Carolina Cruz e ao pessoal do Laboratório de Ecotoxicologia da UNESP por disponibilizar os cultivos de *Nitocra*;

À Prof^a. Dr^a. Mara Magenta pelo empréstimo da lupa e por me aturar todos os dias sujando o laboratório;

À Vanessa Baptista pelo auxílio nas amostragens da campanha de verão.

Às minhas grandes amigas de graduação Cynthia Lebrão, Natalya Lima e Stella Nogueira. Amizade que transcende as diferentes áreas da biologia e me deu inúmeros motivos para sorrir.

Aos colegas de mestrado Barbara DelRey, Beatriz Sassaki, Gabriela Zeineddine, Luciano Mazzucca, Mariana Cotta e Michele Andriaci. Obrigada por tornarem meus dias menos solitários.

Às minhas amigas Andressa C., Camila, Caroline, Erika, Gabriela, Larissa, Maiara e Renata por todas as orações, palavras de incentivo e noites de açaí e bobagens que me colocavam de volta aos trilhos;

À CAPES, pela bolsa concedida.

E por fim, a todos que de alguma forma contribuíram para que este trabalho fosse concluído.

Obrigada, de coração.

*“A frase mais empolgante de ouvir em ciência,
a que prenuncia novas descobertas,
não é ‘Eureka!’, mas sim ‘Isto é estranho...’.”*
(Isaac Asimov)

RESUMO

O Sistema Estuarino de Santos-São Vicente possui um histórico de uso e ocupação intenso responsável por agravar as pressões antrópicas ao ambiente, gerando uma área impactada por diversas ações. O presente trabalho teve por objetivo avaliar a qualidade dos sedimentos de quatro estações distintas deste sistema, através da aplicação da Tríade de Qualidade do Sedimento (TQS) que consiste em um método integrado de análises químicas, ecotoxicológicas e da estrutura da comunidade da macrofauna bentônica. As amostragens foram realizadas em período seco (inverno) de 2015 e período chuvoso (verão) de 2016 e observou-se predomínio de partículas de areia, com maior percentual de matéria orgânica no Mar Pequeno, inserido no Canal de São Vicente, para ambos os períodos. A menor proporção de prole por fêmea de *Nitocra* sp. foi observada na mesma área, indicando maior toxicidade. Para a estrutura da comunidade da fauna bentônica, observou-se maior dominância e menor diversidade para o Mar Pequeno, o inverso observado no Largo do Canéu no inverno e verão. Tais resultados permitem afirmar que o SES-SV apresenta baixa qualidade dos sedimentos em determinadas estações, principalmente no Mar Pequeno. A qualidade ambiental foi melhor para o período chuvoso, porém, ainda foi baixa na área inserida no Canal de São Vicente. Apesar dessa visível degradação ambiental encontrada, a qualidade dos sedimentos do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente avançou positivamente ao longo do intervalo de 10 anos entre os últimos estudos de qualidade ambiental desenvolvidos na área.

Palavras-chave: Sistema Estuarino Santos-São Vicente; Tríade de Qualidade dos Sedimentos; Ambiente bentônico; Ecotoxicologia.

ABSTRACT

The Santos-São Vicente Estuarine System has a history of use and intense occupation responsible for serious anthropogenic pressures to the environment that generated an area impacted by a large range of actions. This study aimed to evaluate the sediment quality of four different areas of this system by applying the Sediment Quality Triad (SQT) which consists of an integrated method of chemical analysis, ecotoxicological analysis and the analysis of the macrofauna community structure. Sampling actions were carried out in the dry season (winter) of 2015 and in the rainy season (summer) of 2016 and a predominance of sand particles, with the highest percentage of organic matter was observed *Mar Pequeno* area, inside São Vicente's Channel, for both periods. The lower proportion of offspring per female of *Nitocra* sp. was observed in the same area indicating higher toxicity. For the structure of the benthic fauna community, there was greater dominance and less diversity at *Mar Pequeno* area, with the opposite observed in *Largo do Canéu* in winter and summer. These results allow affirming that the ESS-SV has low sediment quality at certain stations, especially in *Mar Pequeno*. Environmental quality was better for the rainy season, however, was still low in the area inserted in São Vicente's Channel. Despite this apparent environmental degradation found, the quality of the sediments of the estuarine system of Santos-São Vicente positively progressed over the 10-year interval between the latest studies of environmental quality developed in the area.

Keywords: Santos-São Vicente Estuarine System. Sediment Quality Triad. Benthic environment. Ecotoxicology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Estações amostrais para coleta de sedimento no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (Santos-SP) para a aplicação da Tríade de Qualidade dos Sedimentos. Fonte: Google Earth (2015).	22
Figura 2. Números médios de prole (náuplios/copépodes) por fêmea de <i>Nitocra</i> sp. obtidos nos testes de toxicidade crônica de interface sedimento-água realizados com as amostras coletadas no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente no período seco (inverno). Asteriscos indicam diferenças significativas com o sedimento controle ($p>0,05$). As barras representam os respectivos desvios padrão.	41
Figura 3. Grupos taxonômicos na estação amostral 1 no período seco (inverno).....	44
Figura 4. Grupos taxonômicos da estação amostral 2 no período seco (inverno).....	45
Figura 5. Grupos taxonômicos da estação amostral 3 no período seco (inverno).....	46
Figura 6. Grupos taxonômicos da estação amostral 4 no período seco (inverno).....	46
Figura 7. Valores do Exploratory Benthic Index (EBI) e seus respectivos desvios padrão calculados para cada estação amostral do SES-SV no período seco (inverno).	49
Figura 8. Agrupamentos formados envolvendo as réplicas e estações com os dados dos grupos taxonômicos através da aplicação de Distância de Bray-Curtis (UPGMA) no período seco (inverno).....	50
Figura 9. Factor scores estimados para cada estação amostral do SES-SV no período seco (inverno).	52
Figura 10. Números médios de prole (náuplios/copépodes) por fêmea de <i>Nitocra</i> sp. obtidos nos testes de toxicidade crônica de interface sedimento-água realizados com as amostras coletadas no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente no período chuvoso (verão). Asteriscos indicam diferenças significativas com o sedimento controle ($p>0,05$). As barras representam os respectivos desvios padrão.....	58
Figura 11. Grupos taxonômicos da estação amostral 1 no período chuvoso (verão).	61
Figura 12. Grupos taxonômicos da estação amostral 2 no período chuvoso (verão).	63

Figura 13. Grupos taxonômicos da estação amostral 3 no período chuvoso (verão).	64
Figura 14. Grupos taxonômicos da estação amostral 4 no período chuvoso (verão).	64
Figura 15. Valores do Exploratory Benthic Index (EBI) e seus respectivos desvios padrão para cada estação amostral do SES-SV no período chuvoso (verão).	66
Figura 16. Agrupamentos formados entre as réplicas e estações com os dados dos grupos taxonômicos (UPGMA) no período chuvoso (verão).	67
Figura 17. Factor scores estimados para cada estação amostral do SES-SV no período chuvoso (verão).	69
Figura 18. Agrupamentos formados entre as diferentes estações e o período de coleta (inverno e verão) com os dados dos grupos taxonômicos (UPGMA).	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas geográficas, profundidade e salinidade da água de fundo das estações amostrais.....	22
Tabela 2. Métodos analíticos e limites de quantificação utilizados para a análise de metais, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e tensoativos aniônicos em todas as estações amostrais.	25
Tabela 3. Índices ecológicos utilizados e suas respectivas expressões matemáticas.	27
Tabela 4. Critérios de classificação da degradação do sedimento em função dos descritores da comunidade bentônica (adaptado de Abessa [2002])......	30
Tabela 5. Características sedimentológicas (percentual de areia e silte-argila e teor de matéria orgânica) dos sedimentos em cada estação amostral do SES-SV no período seco (inverno).	32
Tabela 6. Concentrações de metais (em mg.kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período seco (inverno).....	34
Tabela 7. Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (em mg,kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período seco (inverno).	38
Tabela 8. Concentração de tensoativos aniônicos (em mg.kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período seco (inverno).	39
Tabela 9. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 1 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).....	43
Tabela 10. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 2 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).....	44
Tabela 11. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 3 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).....	45
Tabela 12. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 4 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).....	46

Tabela 13. Índices ecológicos (Riqueza S, diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Simpson e equitatividade de Pielou) calculados para os grupos taxonômicos das estações amostrais no período seco (inverno).....	48
Tabela 14. Sorted rotated factor loadings das 10 variáveis nos três fatores principais das estações amostrais do SES-SV no período seco (inverno). Em destaque, os valores acima do corte de 40%.	51
Tabela 15. Características sedimentológicas (percentual de areia e silte-argila e teor de matéria orgânica) dos sedimentos em cada estação amostral do SES-SV no período chuvoso (verão).	53
Tabela 16. Concentrações de metais (em mg.kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período chuvoso (verão).....	54
Tabela 17. Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (em mg.kg-1) nos sedimentos dos diferentes estações amostrais no período chuvoso (verão).....	56
Tabela 18. Concentração de tensoativos aniônicos (em mg.kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período chuvoso (verão).	57
Tabela 19. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 1 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).....	60
Tabela 20. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 2 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).....	62
Tabela 21. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 3 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).....	63
Tabela 22. Média da abundância total de indivíduos (x) identificados na estação amostral 4 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).....	64
Tabela 23. Índices ecológicos (Riqueza S, diversidade, dominância e equitatividade) calculados para os grupos morfo-funcionais das estações amostrais no período chuvoso (verão).....	65
Tabela 24. Sorted rotated factor loadings das 10 variáveis nos dois fatores principais das estações amostrais do SES-SV no período chuvoso (verão). Em destaque, os valores acima do corte de 40%.	68

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos	19
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Amostragem de sedimento	21
3.3 Análises sedimentológicas	24
3.3.1 Granulometria	24
3.3.2 Teor de matéria orgânica	24
3.4 Análises químicas	24
3.5 Testes de Toxicidade	25
3.5.1 Cultivo e manutenção dos organismos-teste	26
3.5.2 Interface Sedimento-Água (ISA)	26
3.5.3 Ensaio crônico com <i>Nitocra</i> sp.	26
3.6 Estrutura da Comunidade Bentônica	26
3.6.1 Índices Ecológicos	27
3.6.2 <i>Exploratory Benthic Index</i> (EBI)	27
3.7 Tratamento prévio dos dados	28
3.8 Análises multivariadas	30
3.8.1 Análise de agrupamento	30
3.8.2 Análise fatorial	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1 Período seco - Inverno	32
4.1.1 Análises sedimentológicas	32
4.1.2 Análises químicas	33
4.1.2.1 Metais	33
4.1.2.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)	37
4.1.2.3 Tensoativos aniônicos	39
4.1.3 Testes de toxicidade	40

4.1.3.1 Testes de toxicidade - Interface sedimento-água (ISA).....	40
4.1.4 Estrutura da comunidade bentônica	42
4.1.5 Análises Multivariadas	50
4.1.5.1 Análise de agrupamento.....	50
4.1.5.2 Análise fatorial.....	51
4.2 Período chuvoso - Verão	53
4.2.1 Análises sedimentológicas.....	53
4.2.2 Análises químicas	53
4.2.2.1 Metais.....	53
4.2.2.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA).....	55
4.2.2.3 Tensoativos aniônicos.....	57
4.2.3 Testes de toxicidade	57
4.2.3.1 Testes de toxicidade - Interface sedimento-água (ISA).....	57
4.2.4 Estrutura da comunidade bentônica	58
4.2.5 Análises multivariadas	67
4.2.5.1 Análise de agrupamento.....	67
4.2.5.2 Análise fatorial.....	68
4.3 Comparações inverno-verão	69
5. CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

1. INTRODUÇÃO

Os estuários são regiões de águas costeiras ligadas ao mar aberto onde ocorre o encontro da água marinha com a água doce proveniente das áreas terrestres (ODUM; BARRET, 2011). Para Ourives, Rizzo e Boehs (2011), os sistemas estuarinos apresentam grande importância ecológica devido à alta produtividade e ao aporte de matéria orgânica dos locais adjacentes. Em média, as águas dos estuários são mais produtivas do que as dos rios e dos mares, devido à hidrodinâmica de circulação que acaba por reter nutrientes e permite a colonização por produtores primários, como algas e plantas (MIRANDA et al., 1988) que se tornam a base da cadeia trófica e ambiente de reprodução e proteção contra predadores para espécies marinhas, límnicas, terrestres e estuarinas que passam parte do seu ciclo de vida (principalmente os primeiros estágios do desenvolvimento) nesse ecossistema (ODUM, 1986; MUNIZ; VENTURINI, 2001).

Segundo Fenili et al. (2011), as regiões costeiras tendem a apresentar intensa ocupação humana, sendo as regiões estuarinas muito procuradas para a realização de atividades com diversos fins fator esse que, para Duarte et al. (2001) se deve à sua localização privilegiada de interface mar-rio-terra. Estuários e águas costeiras suportam numerosos tipos de ações antrópicas, mas os estuários, em particular, estão entre os ambientes aquáticos mais modificados e ameaçados, sendo que, em âmbito mundial, quase todos têm sido afetados pelo homem de alguma maneira, não somente através da pesca, mas também por outras atividades tais como turismo, o aumento da população e a ocupação da costa (BLABER et al., 2000; BURUAEM et al., 2013; SOUSA, et al., 2014).

Nas últimas décadas, ações antrópicas como o descarte de matéria orgânica e de contaminantes químicos e a pesca de arrasto de camarões vêm interferindo e alterando os ambientes aquáticos em diversas escalas (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2000; BLABER et al., 2000; BROWN et al., 2000; HATJE et al., 2008). De acordo com Brault e Bourget (1985) as modificações do ambiente e as alterações das dinâmicas populacionais geradas por estas atividades produzem tanto a redução da biodiversidade aquática e das associações de macrozoobentos quanto repercussões em níveis tróficos superiores pela abertura de nichos ecológicos. Além disso, a influência humana pode contaminar estas regiões com resíduos e produtos

que tendem a acumular nos sedimentos, uma vez que este compartimento funciona como destino para alguns contaminantes como partículas orgânicas, inorgânicas e metais, conforme apontado por Hartley e Dicks (1987).

De acordo com Cesar et al. (2006), os sedimentos podem acumular maiores concentrações de contaminantes do que a coluna d'água, pois os compostos podem ficar inertes ou sofrer reações com material particulado assumindo uma forma tóxica. Além disso, há a possibilidade da disponibilização destes contaminantes na coluna d'água através da interface que os torna biodisponíveis e permitem a sua bioacumulação na fauna bentônica e, como consequência, nos diferentes níveis tróficos. Por tais razões, este compartimento é comumente utilizado como importante indicador da saúde dos ecossistemas aquáticos.

Por algum tempo, a principal forma de avaliar a contaminação dos sedimentos era através das análises químicas, que, para Cesar et al. (2006) consiste na listagem e quantificação dos contaminantes e suas respectivas concentrações. De acordo com Chapman e Long (1983) esses resultados provêm informações para possíveis fontes de contaminação, porém são insuficientes para realizar diagnósticos e monitoramentos ambientais, uma vez que diversos fatores podem afetar a biodisponibilidade dos contaminantes, portanto, não refletindo a verdadeira qualidade do sedimento.

Com isso, avaliações de sedimentos através de ensaios ecotoxicológicos têm sido empregadas, apresentando a vantagem de serem ferramentas efetivas para a produção de evidências quantificáveis das consequências da contaminação à biota sob condições controladas em laboratório (CESAR et al., 2006; FENILI et al., 2011)

Além de tais linhas de evidências, existem muitos indicadores biológicos de saúde de ecossistemas aquáticos que também podem ser empregados para avaliações ambientais, dentro os quais, segundo Harris e Silveira (199), o zoobentos de substrato inconsolidado se destaca. Para Resh e Jackson (1993) a macrofauna bentônica abrange organismos que apresentam sensibilidade não apenas à poluição, mas também às mudanças em diferentes escalas no seu habitat e, segundo Borges et al. (2008), demonstram pressões ambientais por estarem diretamente submetidos às constantes mudanças de estado dos estuários. Day et al. (1989) apontam que, por ser dependente das características do sedimento, a fauna bentônica varia de acordo com algumas propriedades importantes do substrato tais quais o tamanho médio dos grãos, percentual de areia, silte e argila, matéria

orgânica, teor de carbonato de cálcio, salinidade, além de contaminantes introduzidos no sedimento.

Portanto a utilização das comunidades de macrozoobentos como bioindicadores da qualidade dos substratos é favorecida por diversos fatores, tanto o modo de vida característico junto ao fundo e o predomínio de formas de pouca mobilidade quanto a limitada capacidade de migração em resposta a condições adversas (PEARSON; ROSENBERG, 1978; GESAMP, 1980; LENAT; BARBOUR, 1994; ALBA-TERCEDOR, 1996; WEISBERG et al., 1997).

Logo, uma vez que os organismos bentônicos refletem com maior precisão as condições ambientais anteriores ao momento da amostragem, quando comparados com formas que vivem na coluna d'água, pode-se dizer que o estudo de tais organismos e os dados de diversidade e densidade constitui um método eficiente para avaliar a qualidade dos sedimentos.

Com isso, apesar das vantagens de cada uma das diferentes linhas de evidência para a avaliação da qualidade dos sedimentos, torna-se necessária a utilização de análises integradas que permitam a real avaliação desta qualidade. Buruaem et al. (2013), assim como Chapman (1990) apontam que informações providas pela integração de diferentes abordagens geram melhor avaliação da degradação induzida pela poluição do que a integração apenas de dados químicos e toxicológicos ou de apenas uma técnica isolada que, para Cesar et al. (2014) pode demonstrar resultados irreais e incompletos.

Long e Chapman (1985) apontam que análises da qualidade dos sedimentos podem abranger três linhas de evidência: concentrações de substâncias químicas, a ecotoxicidade das amostras e alterações na estrutura da comunidade bentônica, constituindo o método denominado Tríade de Qualidade dos Sedimentos (TQS). Este método vem sendo historicamente empregado com sucesso desde sua criação como em trabalho desenvolvido por Long e Chapman (1985), testado e aperfeiçoado posteriormente como no estudo de DelValls e Chapman (1998), além de ser utilizado em pesquisas mais recentes.

No Brasil, o Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SES-SV) abrange um grande complexo industrial costeiro (no município de Cubatão) e o maior porto latino-americano, sendo que, tais atividades, atreladas à contribuição urbana, constituem as principais fontes de contaminação para o sistema (BURUAEM et al., 2013). Os mesmos autores apontam que altas concentrações de metais,

hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e diferentes outros contaminantes foram reportados nos sedimentos da região, representando implicações econômicas para as operações de dragagem e manejo de áreas contaminadas. Para Abessa (2002), SES-SV é uma das regiões mais críticas quanto à contaminação dos diferentes compartimentos que integram o ecossistema aquático.

Por terem sido feitos de forma inadequada, o uso e ocupação do solo da região permitiram a instalação desenfreada de múltiplas fontes de contaminação, como o porto, a ocupação urbana e o desenvolvimento industrial (CORBISIER, 1991), sendo, portanto, necessária a realização de estudos mais amplos que avaliem os locais mais degradados para que sejam implementadas políticas de recuperação ambiental.

A qualidade dos sedimentos do SES-SV já vem sendo estudada com diferentes propósitos, porém, de acordo com Cesar et al. (2009a), apenas alguns autores integram dados de diferentes naturezas e linhas de evidências. Dentre esses estudos, destacam-se as análises realizadas no projeto chamado de ECOMANAGE que consistiu em pesquisas integradas e interdisciplinares desenvolvidas nas regiões do SES-SV. Esse projeto gerou um livro de manejo de zonas costeiras editado por Neves, Baretta e Mateus (2008) que abrange, dentre outros aspectos, as características ecotoxicológicas e a composição da fauna bentônica da região e teve por objetivo servir de base para cientistas e tomadores de decisão que visassem proteção dos recursos naturais e minimização de impactos. Com amostragens realizadas no ano de 2005, esse projeto é um dos últimos trabalhos a avaliar a qualidade dos sedimentos no sistema de forma integrada de diferentes parâmetros ambientais, portanto, torna-se importante a análise da qualidade dos sedimentos nesse intervalo de 10 anos, no período após o levantamento das condições do ambiente e das ações mitigadoras decorrentes das análises integradas da qualidade ambiental.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a qualidade dos sedimentos de quatro estações distintas do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente, Litoral Centro do Estado de São Paulo, através da aplicação da Tríade de Qualidade do Sedimento.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar se as concentrações de metais, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e tensoativos aniônicos ultrapassam os valores estabelecidos por parâmetros legais internacionais e orientadores para estas substâncias;
- Avaliar se os sedimentos apresentam efeito tóxico para organismos vivos com base em resultados de teste crônico com o organismo *Nitocra* sp;
- Caracterizar a estrutura da comunidade da macrofauna bentônica;
- Avaliar a qualidade dos sedimentos estudados através da integração dos resultados obtidos pela análise multivariada.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A Baixada Santista (uma área de 2.422km² de 24°24'20''S 47°00'18''W até 23°45'30''S 45°52'14''W) abrange nove municípios costeiros e apresenta uma população de 1,7 milhões de pessoas (com significativo aumento durante o verão) (SOUSA, et al., 2014). O clima desta região pode ser classificado como tropical quente e úmido, apresentando temperatura média anual superior a 20°C (SANTOS, 1965).

O Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SES-SV) está inserido em uma porção desta área e apresenta drenagem de água doce através de uma vasta rede de rios que nascem nas vertentes da Serra do Mar e correm para a planície da Baixada (GOLDENSTEIN, 1972). De acordo com Bonetti (2000; apud ABESSA, 2002), esses canais se ramificam em um complexo sistema de marés e suas águas foram consideradas estratificadas em camadas por Hortellani et al. (2005). Tal sistema é constituído por quatro compartimentos principais de circulação: a Baía de Santos, o Canal de Santos, o Canal de São Vicente e o Canal de Bertioga, paleo-arquipélagos formados no período Terciário por onde as ondas de maré se propagam simultaneamente (TOMMASI, 1979).

O SES-SV é cercado por manguezais que totalizam 43% do total de área de manguezal do Estado de São Paulo, fator este que confere à região relevante importância ambiental (CESAR et al., 2009a). Porém, outros fatores, determinados por diferentes razões, podem conferir à área, além de significativa importância ambiental, alta relevância econômica. O maior complexo industrial brasileiro (pólo industrial de Cubatão) está inserido na região do Sistema Estuarino de Santos com a presença predominante de indústrias petroquímicas, indústrias de aço e de fertilizantes. De acordo com Buruaem et al. (2013) esta região abrange o maior porto da América Latina, o Porto de Santos, que se situa a 10km da Baía de Santos com profundidades que variam de 5 a 14 metros e com a presença de vários terminais, dentre os quais se destacam os de cereais, açucareiros, de trigo, fertilizantes, granéis sólidos e líquidos, de inflamáveis e oxidantes (HORTELLANI et al., 2005). O potencial turístico e a exploração pesqueira dos recursos proporcionados pelos manguezais também conferem ao sistema maior importância (CESAR, et al., 2006). Porém, de acordo com Cesar, et al. (2006), tais atividades, apesar de serem

benéficas do ponto de vista econômico, podem afetar a qualidade ambiental dos ecossistemas.

Segundo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2004), o Sistema Estuarino de Santos é uma das regiões mais eutrofizadas do mundo, com alta produtividade primária, alta disponibilidade de nutrientes e contaminação por coliformes fecais em áreas próximas às praias e ao estuário. Além disso, a contaminação por metais (principalmente mercúrio e chumbo), por bifenilas policloradas (PCB), hidrocarbonetos aromáticos (HPA) e diferentes outros contaminantes têm sido reportados nos sedimentos, destacando um risco à biota associada (FENILI et al., 2011; BURUAEM et al., 2013).

Para Sousa et al. (2014), nas últimas décadas, o desenvolvimento urbano e portuário tem causado um aumento considerável no descarte de poluentes sem tratamento adequado, fator este que resulta em alta contaminação e toxicidade decorrente dos contaminantes que, segundo Fenili et al. (2011) uma vez no sistema aquático, tendem a permanecer um curto período na coluna d'água, precipitando e acumulando-se no sedimento. Tal fator acaba por eliminar a vida aquática, degradar a vegetação e a fauna dos manguezais e tornar restritivas as atividades recreativas e de subsistência da população local (HORTELLANI, 2003).

3.2 Amostragem de sedimento

Os procedimentos analíticos foram desenvolvidos a partir de amostras coletadas em quatro estações selecionadas dentro do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente, sendo duas delas localizadas no Canal de Santos e duas no Canal de São Vicente (Figura 1). Para a seleção das estações amostrais levou-se em consideração as regiões avaliadas como impactadas através dos resultados obtidos no projeto ECOMAGE (NEVES; BARETTA; MATEUS, 2008).

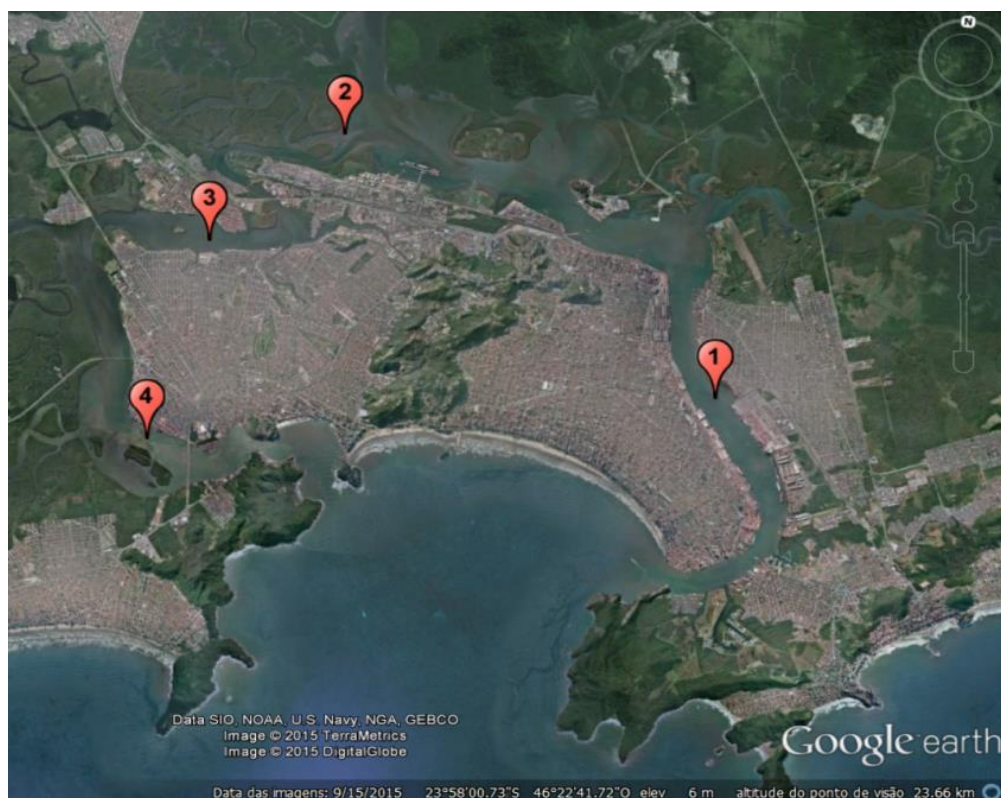


Figura 1. Estações amostrais para coleta de sedimento no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (Santos-SP) para a aplicação da Tríade de Qualidade dos Sedimentos. Fonte: Google Earth (2015).

As amostragens foram realizadas através da utilização de embarcação com motor de popa da Universidade Santa Cecília. Para a obtenção da localização geográfica das estações amostrais, foi utilizado um GPS (*Global Positioning System*) do aplicativo “GPS data” e para a determinação da profundidade uma Ecosonda portátil (*SpeedTech Instruments*). As coordenadas geográficas, a profundidade e a salinidade da água de fundo de cada estação de coleta estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Coordenadas geográficas, profundidade e salinidade da água de fundo das estações amostrais.

Estação	Localização	Latitude	Longitude	Profundidade (m)	Salinidade	Salinidade
					- Inverno (‰)	- Verão (‰)
1	TECON	23°57'27"S	46°18'8"W	15,5	30	29
2	Largo do Canéu	23°54'50"S	46°22'45"W	4,0	24	23
3	Largo da Pompeba	23°56'13"S	46°24'9"W	1,5	22	21
4	Mar Pequeno	23°58'35"S	46°24'35"W	1,5	21	24

Para as análises ecotoxicológicas, foi selecionada uma área de referência na qual se coletou sedimento considerado como sedimento-controle. Esta área está localizada em estuário na Juréia (Peruíbe-SP), considerada com menor impacto antrópico.

Foi realizada uma campanha de coleta de sedimentos no dia 14 de setembro de 2015, representando o período seco de inverno, e uma no dia 13 de março, representando o período úmido de verão. No inverno, a maré estava baixa com altura de 0,1m e no verão de 0,4m (ambas no período de baixa-mar da maré de sizígia). As amostragens de sedimento foram realizadas de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA/CETESB, 2011) e com o auxílio de um pegador de fundo de aço inoxidável do tipo *van Veen*, com área de amostragem de 0,026m².

Para uso nas análises químicas, ecotoxicológicas e sedimentológicas foram coletadas, para cada estação, amostras compostas por 3 pegadas de sedimento. Este sedimento foi transferido para bandeja e homogeneizado com o uso de espátula de plástico. De cada uma dessas amostras, foram retiradas subamostras destinadas às análises supracitadas. Para as análises químicas, as amostras foram imediatamente acondicionadas em potes de vidro e para as ecotoxicológicas e sedimentológicas em sacos plásticos. Todas as subamostras foram acondicionadas dentro de caixas de isopor com gelo e posteriormente mantidas refrigeradas a 4±2°C até sua utilização.

Para a estrutura da comunidade da macrofauna bentônica, foram feitas amostragens com o mesmo pegador citado anteriormente com cinco réplicas verdadeiras por estação, estas distintas das realizadas para as análises químicas, ecotoxicológicas e sedimentológicas. O sedimento amostrado para cada réplica foi trazido separadamente para a embarcação e foi peneirado em uma malha de abertura de 0,5 mm. O material retido nesta malha foi acondicionado em sacos plásticos identificados e posteriormente levado à laboratório, onde foi fixado em formaldeído 4% e corados com Rosa de Bengala. Visando a separação da macrofauna bentônica em campo, não foi necessário o procedimento de lavagem *a posteriori*, contudo, para separar os organismos em grandes grupos por elemento amostral, foi feito um minucioso processo de triagem sob estereomicroscópio. Após a triagem, os organismos devidamente separados em grupos, foram identificados até o menor nível taxonômico possível e conservados em álcool etílico 70%. Além

disso, para cada estação, foram coletadas amostras de água de fundo (trazidas junto ao pegador) para as análises de salinidade. Tal fator abiótico foi analisado *in situ* com um refratômetro da marca ATC com precisão de 0,2‰.

3.3 Análises sedimentológicas

Analizou-se as amostras quanto à composição granulométrica e os teores de matéria orgânica no Laboratório de Biologia da Universidade Santa Cecília.

3.3.1 Granulometria

As análises granulométricas foram feitas seguindo o método de peneiramento do sedimento por diferentes malhas de abertura descrito por Suguio (1973). Uma fração da amostra foi separada e seca em estufa a 60°C por 24h. O material seco foi tamisado em diferentes peneiras da marca “Granutest” com abertura progressivamente menor, e a fração retida em cada peneira foi pesada e anotada. Através destes valores, obtiveram-se as dimensões do grão médio, o que permitiu classificar as frações de areia e finos em porcentagem (segundo escala de Wentworth).

3.3.2 Teor de matéria orgânica

As análises do teor de matéria orgânica foram realizadas de acordo com a norma técnica da ABNT nº 13.600. Cerca de 10g de sedimento foram separadas de cada amostra e levadas a uma estufa de secagem por 24h a 60°C e resfriadas em dessecador. Um cadinho de porcelana foi pesado (peso do cadinho = a g), onde foi adicionada a amostra seca e repesada (peso do cadinho + peso da amostra = b g). Posteriormente, a amostra foi aquecida em mufla a 550°C por 2h e resfriada em dessecador por 30 minutos. O material resultante foi pesado (c g). A determinação do teor de matéria orgânica como porcentagem seguiu a equação abaixo:

$$\%MO = \frac{(b - c)}{b - a} \cdot 100$$

3.4 Análises químicas

As análises químicas foram realizadas pelo Laboratório de Serviços da Bioagri Ambiental LTDA, na Unidade de Piracicaba. Foram analisadas as

concentrações de metais (cromo, cádmio, mercúrio, chumbo e cobre), de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e de tensoativos aniônicos. Os métodos padronizados utilizados para cada análise e os limites de detecção e quantificação estão dispostos na tabela 2 onde EPA 6010 C se refere ao método de espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado, EPA 245.7 ao método de espectrometria por fluorescência atômica e SMWW 5540 C aos métodos padrão para o exame de água e águas residuais.

Tabela 2. Métodos analíticos e limites de quantificação utilizados para a análise de metais, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e tensoativos aniônicos em todas as estações amostrais.

Parâmetro (mg.kg ⁻¹)	LQ	Método Analítico
Cromo	1	EPA 6010 C
Cádmio	0,1	EPA 6010 C
Mercúrio	0,05	EPA 245.7
Chumbo	1	EPA 6010 C
Cobre	1	EPA 6010 C
HPA	0,01	EPA 8270 D
Tensoativos aniônicos	0,3	SMWW 5540 C
<i>LQ = Limite de quantificação</i>		

3.5 Testes de Toxicidade

Foram aplicados testes de ecotoxicidade com indivíduos epibentônicos do gênero *Nitocra* sp. em ensaios crônicos empregando o método de interface sedimento-água com o intuito de representar as trocas naturais, sem revolvimento do sedimento. De acordo com Fenili (2012), copépodes bentônicos do gênero *Nitocra* sp. são promissores para serem utilizados como organismos-teste em ensaios de toxicidade por serem considerados sensíveis a sedimentos contaminados, aos contaminantes testados e por fazerem parte de um método de fácil aplicação que requer pouca quantidade de sedimento.

Os ensaios foram desenvolvidos no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Santa Cecília.

3.5.1 Cultivo e manutenção dos organismos-teste

Os copépodes *Nitocra* sp. utilizados no estudo foram cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Santa Cecília. Este cultivo é realizado em frascos com água salina a 25‰, mantidos a temperatura entre 20 a 25°C, sendo os organismos alimentados 3 vezes por semana com algas.

3.5.2 Interface Sedimento-Água (ISA)

Seguindo metodologia descrita por Cesar et al. (2003), foi obtida uma alíquota de sedimento de 2 mL que foi introduzida em tubo de ensaio com auxílio de uma seringa de 3 mL com a ponta cortada (uma seringa para cada estação). Logo após, foram adicionados 8 mL de água de diluição marinha em cada tubo que foram deixados em repouso por 24h.

3.5.3 Ensaio crônico com *Nitocra* sp.

Após o tratamento das amostras, foram adicionadas 5 fêmeas ovadas de *Nitocra* sp. em cada tubo de ensaio. Os ensaios foram realizados de acordo com os procedimentos descritos por Lotufo e Abessa (2002), onde os tubos permaneceram estáticos por 10 dias em temperatura controlada de 25°C, com exceção de um dia destinado à alimentação dos indivíduos para que estes não morressem de inanição. Após esse período, foi adicionado 1mL de formaldeído misturado com o corante rosa de bengala para fixar e corar os organismos. Após a fixação, as amostras foram analisadas em estereomicroscópio para observação do número de prole (náuplios e copepoditos) por fêmea.

3.6 Estrutura da Comunidade Bentônica

Os sedimentos foram triados no Laboratório de Pesquisa em Ecologia Costeira da Universidade Santa Cecília sob estereomicroscópio da marca Zeiss. Os organismos encontrados e preservados em álcool foram identificados ao menor nível taxonômico possível pela própria autora através da utilização de material específico (AMARAL; RIZZO; ARRUDA, 2006; FAUCHALD, 1977; Conquiologistas do Brasil [CdB]).

Os resultados obtidos para cada estação amostral foram expressos pela média da abundância total de indivíduos de cinco réplicas e pelas abundâncias relativas (em %) dos principais grupos taxonômicos encontrados.

3.6.1 Índices Ecológicos

Foram calculados os seguintes índices ecológicos como descritores da comunidade bentônica: Diversidade de Shannon-Wiener, Dominância de Simpson, Riqueza S e Equitatividade de Pielou de acordo com as expressões matemáticas descritas na Tabela 3. Para observar a existência de diferenças estatísticas destes índices entre as diferentes estações amostrais, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) seguida de teste Tukey. Os testes foram realizados no software PAST 2.17 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Tabela 3. Índices ecológicos utilizados e suas respectivas expressões matemáticas.

Índice ecológico	Expressão matemática	
Diversidade de Shannon-Wiener	$H' = -\frac{\sum ni}{n} \cdot \ln \frac{ni}{n}$	n = nº de indivíduos em uma amostra da população; ni = nº de indivíduos da sp i em uma amostra da população. ln = log neperiano
Dominância	$D = \frac{\sum ni (ni - 1)}{n (n - 1)}$	n = nº de indivíduos em uma amostra da população; ni = nº de indivíduos da sp i em uma amostra da população.
Riqueza S	Número de espécies	---
Equitatividade	$E = \frac{H'}{H'_{max}}$	H'max = log _x S, onde x corresponde à base do logarítmo utilizado no cálculo de H'

3.6.2 Exploratory Benthic Index (EBI)

Os dados da fauna de macroinvertebrados bentônicos também foram quantificados através do *Exploratory Benthic Index* (EBI), um índice desenvolvido

por Cesar et al. (2009b) que consiste na integração de diferentes parâmetros ecológicos.

O EBI foi calculado para cada estação amostral separadamente e se baseou em oito categorias de dados: número total de espécies (1/8), número de espécies de crustáceos (1/8), número de espécies de moluscos (1/8), número de famílias de poliquetos (1/8), número total de indivíduos (1/8), presença ou ausência de espécies positivas ou negativas para a indicação de poluição (2/8) (espécies estas determinadas através de literatura prévia e padrões de abundância e dominância observadas nas amostras) e a integração dos índices ecológicos clássicos (Shannon-Wiener, Pielou e Margalef) (1/8) calculados no software PAST 2.17 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001), conforme descrito anteriormente.

Cada parâmetro representou a porcentagem com que os dados se inserem no âmbito geral, dois décimos para as espécies indicadoras (positivas ou negativas) e um décimo para as demais categorias. Para as abundâncias das espécies indicadoras foi adicionado peso através da transformação destes valores para cada espécie em dupla raiz quadrada. A soma das abundâncias transformadas das espécies indicadoras negativas foi subtraída da soma das abundâncias das espécies indicadoras positivas e este valor foi convertido em porcentagem, assim como os demais parâmetros. O valor do EBI foi obtido através da soma dos oito parâmetros, resultando em um número entre 0,0 – 1,0.

3.7 Tratamento prévio dos dados

Contaminação química - Os resultados referentes às análises químicas de metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos foram comparados com valores de referência dos Guias Canadenses da Qualidade de Sedimentos (*Canadian Sediment Quality Guidelines*), desenvolvidos pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment*) e adotados pela Legislação do Canadá (CCME, 2014) e com os *Sediment Quality Guidelines* (SQG - Guias de Qualidade do Sedimento) desenvolvido por Choueri et al. (2009) específicos para o sistema estuarino de Santos.

Conforme comentado por Abessa (2002), os guias canadenses são baseados em bancos de dados que demonstraram a associação entre efeitos químicos e biológicos através de relações causa-efeito e, apesar de apresentarem limitações devido à diferença biogeográfica entre Canadá e Brasil, foram recomendados como

guias pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (CETESB) e outros órgãos ambientais por serem mais conservativos (HORTELLANI et al., 2008) e, portanto, ainda serão adotados neste estudo com o intuito de possibilitar comparações com trabalhos prévios.

O guia estabelece dois níveis de concentração para os contaminantes: o *Threshold Effect Level* (TEL) e o *Probable Effect Level* (PEL). É esperado que abaixo do TEL não ocorram efeitos adversos ou que estes sejam raros. Acima deste limite (entre TEL e PEL), os efeitos são possíveis e ocorrem ocasionalmente. Já para concentrações acima do PEL, os efeitos adversos são mais prováveis e ocorrem com frequência (GOBBATO, 2012).

Já os SQG foram desenvolvidos especificamente para regiões do SES-SV através da integração de análises físicas, químicas, ecotoxicológicas e da comunidade da macrofauna bentônica, comparando esses valores com critérios nacionais e internacionais e gerando valores-guia que indicam ambiente não poluído, moderadamente poluído e altamente poluído. Neste trabalho, foram selecionados apenas os valores correspondentes à alta poluição.

Vale ressaltar que, apesar de existirem limites brasileiros para os compostos químicos analisados, limites estes estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454 de 2012, eles não serão empregados no presente estudo pois são específicos para material dragado e não para proteção ambiental.

Dados ecotoxicológicos - Nos ensaios para avaliação de efeito crônico de interface água-sedimento, os dados foram analisados quanto à normalidade através do método do Chi-quadrado (χ^2). Posteriormente, foi aplicado o teste-t de Student (com $p < 0,05$), a fim de identificar se havia diferenças significativas entre as estações de coleta e o sedimento controle utilizado. Os testes foram realizados através do software estatístico PAST 2.17 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Dados ecológicos - Os valores numéricos obtidos através dos indicadores biológicos não apresentam exatidão em seu significado, portanto, Abessa (2002) desenvolveu um critério de classificação da degradação do sedimento em função destes descritores baseando-se em dados disponíveis na literatura. Tal classificação foi adotada no presente estudo e está discriminada na Tabela 4.

Tabela 4. Critérios de classificação da degradação do sedimento em função dos descritores da comunidade bentônica (adaptado de Abessa [2002]).

ÍNDICE	Grau de degradação		
	Inexistente	Moderado	Forte
Riqueza S	≥ 20	$10 \geq x > 20$	< 10
Simpson	$\leq 0,333$	$0,333 < x \leq 0,666$	$> 0,666$
Diversidade (H')	$> 2,36$	$1,18 > x \geq 2,36$	$\leq 1,18$

Já para os valores do EBI, os resultados encontram-se entre 0,0 (mais impactado) e 1,0 (menos impactado), considerando-se 0,0 - 0,30 valores indicativos de degradação da comunidade bentônica, 0,31-0,60 valores transicionais e 0,61-1,0 sem degradação. Os critérios adotados foram obtidos de Cesar (2003).

3.8 Análises multivariadas

3.8.1 Análise de agrupamento

Através dos valores de abundância de indivíduos da macrofauna bentônica obtidos para cada grupo em cada estação e em cada réplica, foi realizada uma análise de agrupamento no modo Q, com aplicação do índice de distância de Bray Curtis no software FITOPAC 2.1. (SHEPHERD; UNICAMP, 2010). O método de agrupamento utilizado foi o da associação da média por grupo (UPGMA).

3.8.2 Análise fatorial

As relações entre as variáveis foram avaliadas por análise multivariada empregando análise fatorial. O processo foi desenvolvido baseando-se em uma matriz de dados com os seguintes parâmetros: salinidade da água de fundo, percentual de finos e matéria orgânica (MO), concentrações de metais (Cr, Pb e Cu), tensoativos aniônicos (TA), parâmetros ecotoxicológicos de reprodução (proporção prole/fêmea de *Nitocra* sp. (REP) e índice ecológico (EBI). As concentrações de tensoativos aniônicos foram retiradas da matriz no período de verão por serem valores abaixo dos limites quantificáveis.

A análise foi conduzida através de uma matriz normalizada (*varimax normalized rotation*) e foram considerados os fatores que representaram mais de 10% da variância total. Foi empregado um corte de 40% na seleção das variáveis para inclusão nos fatores. Baseando-se nos fatores obtidos, calculou-se os *factor*

scores por estação amostral, ou seja, o quanto cada fator é representativo nas estações amostrais.

Essas análises foram executadas com auxílio do software STATISTICA (STAT SOFT, INC., 2001, versão 7.0).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Período seco - Inverno

4.1.1 Análises sedimentológicas

Através das análises sedimentológicas, foi possível observar que a composição dos sedimentos teve pouca variação em termos de granulometria, porém foram constatadas maiores diferenças nos teores de matéria orgânica (Tabela 5).

Tabela 5. Características sedimentológicas (percentual de areia e silte-argila e teor de matéria orgânica) dos sedimentos em cada estação amostral do SES-SV no período seco (inverno).

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	Areia média (%)	Areia fina (%)	Finos (%)	Teor de MO (%)
1	5,82	77,03	17,14	23,85
2	9,75	79,01	11,22	7,87
3	6,61	88,79	4,59	4,53
4	12,74	87,28	1,23	26,28

Amostras de sedimento tenderam a apresentar características granulométricas semelhantes com predomínio de areia fina (representando mais de 75% da composição do sedimento total em todos os casos) e com baixo percentual de areia média e finos. A composição granulométrica observada no presente estudo se assemelha à obtida anteriormente por Buruaem et al. (2013) e aos de Cesar et al. (2006) em estações correspondentes, onde foi observada maior porcentagem de areia do que de finos. O estudo desenvolvido por Abessa (2002) também aponta altos valores de areia para regiões próximas às estações 3 e 4 (inseridos no Canal de São Vicente) onde há maior influência do efeito das ondas e marés, apontando maior deposição na região do Canal de Santos. Bícigo et al. (2006) observaram alto percentual de areia para área correspondente ao Mar Pequeno (estação). Tal fator também foi observado no presente estudo, onde a maior incidência de finos foi observada nas estações 1 e 2 indicando maior deposição. A baixa ocorrência de finos também foi observada por Cesar, et al. (2007) para estações correspondentes.

Para a presença de matéria orgânica nas estações amostrais, observa-se que a estação 4 foi a que apresentou maior teor (26,28%) quando comparado às outras estações, apesar de ter apresentado menor quantidade de finos na composição

granulométrica. Em estudo desenvolvido por Siqueira et al. (2004), os autores observaram que a área correspondente à estação 3 apresentou os maiores teores de matéria orgânica enquanto que as estações amostrais correspondentes a estação 4 demonstraram os menores. O inverso foi observado no presente estudo, onde a estação 3 apresentou o menor teor de matéria orgânica e a estação 4 o maior. A presença de manguezais que ladeiam todo o trecho do canal dos Barreiros até as proximidades da Ponte do Mar Pequeno contribui positivamente com o acréscimo de matéria orgânica particulada, que pode ter se concentrado na estação de coleta. Vale ressaltar, porém, que as ocupações populacionais no canal de São Vicente também representam fontes de matéria orgânica provenientes de efluentes lançados diretamente no sistema já que, de acordo com Relatório Parcial do Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas (2014), um grande percentual da população do entorno do SES-SV não possui sistema de tratamento de esgoto.

4.1.2 Análises químicas

4.1.2.1 Metais

Através dos resultados da concentração de metais, pode-se observar que a presença destes compostos no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente apresenta distribuição bem definida em áreas mais ou menos impactadas. Com exceção do Cd e Hg (que permaneceram abaixo de 0,1 e 0,05 mg.kg⁻¹, respectivamente) as maiores concentrações foram encontradas para a região do Mar Pequeno (estação 4), seguida da área do TECON (estação 1), da entrada do Largo do Canéu (estação 2) e do Largo da Pompeba (estação 3) (Tabela 6). Porém, apesar destes fatores, não é possível afirmar que a área estudada se encontra contaminada por metais uma vez que apenas uma estação (referente à presença de Cu) apresentou concentrações acima do TEL e nenhuma excedeu o SQG, portanto, as concentrações de metais parecem não atingir níveis que ofereçam maiores riscos, diferentemente do observado em outros estudos.

Tabela 6. Concentrações de metais (em mg.kg⁻¹) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período seco (inverno).

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	METAIS (mg.kg ⁻¹)				
	Cr	Cd	Hg	Pb	Cu
1	32,6	<0,1	<0,05	19,4	15,7
2	16,4	<0,1	<0,05	10,7	9,62
3	10,1	<0,1	<0,05	9,69	9,15
4	39,0	<0,1	<0,05	25,8	23,1
TEL (mg.kg ⁻¹)	52,3	0,7	0,13	30,2	18,7
PEL (mg.kg ⁻¹)	160,0	4,2	0,7	112,0	108,0
SQG (mg.kg ⁻¹)	≥65,8	≥0,75	≥0,32	≥19,2	≥69,0

TEL = *Threshold Effect Level* – excedências destacadas em cinza.

PEL = *Probable Effect Level*

SQG – *Sediment Quality Guidelines*

Cromo (Cr) - Foram encontradas concentrações entre 10,10 e 39,0 mg.kg⁻¹ de cromo nas estações amostrais, com os maiores valores observados no Canal de Santos (próximo ao TECON) e no Canal de São Vicente (próximo ao Mar Pequeno), ambas estações com maior proximidade da Baía. A maior concentração foi observada na estação 4 (39,0 mg.kg⁻¹) e as menores nas estações 2 e 3, situados na entrada do Largo do Canéu e no Largo da Pompeba, respectivamente. Estes resultados indicam maiores concentrações deste elemento na estação 1 em comparação a estudos anteriores, que haviam encontrado baixas concentrações de cromo (ABESSA, 2002; HORTELLANI et al., 2008). A alta movimentação de embarcações e a presença de marinas nessa região do Canal de Santos pode ter sido responsável pela presença de cromo, uma vez que esse metal é adicionado à composição de alumínio do casco de barcos como formador de liga (OLIVEIRA; MARTINS; SILVA, 2012). Já para as estações 2 e 3, quando comparados aos mesmos autores, observa-se concentrações mais baixas. Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Cádmio (Cd) - Para todas as estações de coleta, as concentrações de cádmio estiveram abaixo de 0,1 mg.kg⁻¹, condizendo com os trabalhos desenvolvidos por Bordon et al. (2011), Cesar et al. (2006) e Cesar et al. (2007). Em contrapartida, Hortellani et al. (2008) encontraram concentrações próximas de 0,5

mg.kg⁻¹, porém baixas concentrações da mesma maneira. Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Mercúrio (Hg) - As concentrações de mercúrio estiveram abaixo de 0,05 mg.kg⁻¹ para todas as estações amostrais. Tal fator contradiz o encontrado por Abessa (2002), Hortellani et al. (2008) e Bordon et al. (2011) em áreas correspondentes às estações do presente estudo. Os autores descrevem essa como amplamente impactada por Hg, com altos teores provenientes das atividades industriais e da operação dos terminais de carga (SIQUEIRA, 2004). Portanto, é possível observar menores concentrações deste metal, principalmente para o Canal de Santos. Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Chumbo (Pb) - Foram encontradas concentrações entre 9,69 e 25,8 mg.kg⁻¹ de chumbo, com maior concentração obtida próximo ao Mar Pequeno (25,80 mg.kg⁻¹) e a menor no Largo da Pompeba (9,69 mg.kg⁻¹). Os valores obtidos diferem dos encontrados por outros autores, indicando, assim, maiores valores na área do TECON e nas duas regiões do Canal de São Vicente (ABESSA, 2002; HORTELLANI et al., 2008; BORDON et al., 2011) e menores na entrada no Largo do Canéu (ABESSA, 2002; HORTELLANI et al., 2008). Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Cobre (Cu) - As concentrações de cobre variaram entre 9,15 e 23,10 mg.kg⁻¹ nas quatro estações amostrais apresentando maior valor no Mar Pequeno (23,1 mg.kg⁻¹) e menor no Largo da Pompeba (9,15 mg.kg⁻¹). Em estudo realizado por Bordon et al. (2011), as maiores concentrações também foram encontradas para a área correspondente a estação 4, porém, no presente estudo, observou-se maior valor, assim como para as demais estações de coleta. Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo SQG em nenhuma das estações e do TEL ou PEL para as estações 1, 2 e 3, porém, as concentrações observadas na estação 4 (Mar Pequeno), excederam os limites do TEL em 4,4 mg.kg⁻¹, estimado para 18,7 mg.kg⁻¹.

Tais resultados diferem dos obtidas anteriormente por outros autores, principalmente ao que se refere à quantidade de Hg. Abessa (2002) encontrou concentrações de mercúrio acima do TEL para áreas correspondentes a estação 1 e 4 e, assim como Torres et al. (2009) e Hortellani et al. (2008), observaram concentrações acima do PEL para áreas correspondentes a estação 2 (Largo do

Canéu). Por essas razões, os referidos autores classificaram a região estudada como crítica quanto à contaminação de metais, com sinais de deterioração ou sob risco. Baseando-se nos resultados obtidos nesse estudo observa-se que as concentrações de Hg foram menores quando comparadas com estudos prévios, principalmente para a região da entrada do Largo do Canéu, onde seriam esperadas maiores concentrações de metais devido ao grande histórico de uso e ocupação do entorno do Canal da Piaçaguera que também recebeu grande aporte de efluentes através do Rio Cubatão (CESAR et al., 2006).

Desde sua inauguração até os dias atuais, o porto de Santos está em constante expansão e com intensas atividades portuárias e industriais que geraram alto impacto ambiental no Canal de Santos e nas áreas adjacentes (ORNELAS, 2008). Estes fatores levaram à criação de normas que controlassem o despejo de poluentes diretamente no Canal, além da realização de controles e monitoramentos ambientais que controlassem as atividades portuárias e atividades de manutenção do canal, como a dragagem. Já a região do Canal de São Vicente foi categorizada anteriormente como região de degradação moderada da qualidade dos sedimentos por Abessa (2002), Cesar et al. (2006), Torres et al. (2009) e Hortellani et. al (2008), apesar do aporte de esgoto doméstico proveniente das moradias irregulares no entorno do Canal e dos rios que deságuam nele. Porém, a ausência de controles ambientais e fiscalizações que controlem o aporte de matéria orgânica e despejo de contaminantes nessa área pode ter sido responsável pelo relativo das concentrações de metais e a ultrapassagem dos limites do TEL para Cu.

A Resolução CONAMA nº 454 de 2012 estabelece referências para o gerenciamento de materiais a serem dragados em águas sob jurisdição nacional e é a única regulamentação brasileira que determina limites de certos compostos nos sedimentos em ambientes de água salobra. Esses limites, porém, são abrangentes e pouco restritivos quando comparados aos limites canadenses e aos guias desenvolvidos por Choueri et al. (2009). Apesar das concentrações de metais não terem ultrapassado os SQG, é possível notar que ao menos os limites são menores e mais próximos da realidade do sistema, portanto, um aporte de contaminantes no sistema seria detectado com maior facilidade.

Na maioria dos estuários a dinâmica deposicional dos sedimentos é alta, ou seja, devido à baixa movimentação do ambiente, o acúmulo de partículas finas ou lamosas ocorrem com maior facilidade na porção central em direção ao mar, mais

distantes das grandes quantidades de sedimentos que os rios carregam, portanto, a maior parte destes ambientes é constituída de areia fina ou finos (CASTRO; HUBER, 2012). Os estuários também apresentam alta capacidade de floculação de partículas corroborando com a deposição de sedimento e favorecendo a remoção de grande parte dos metais da porção dissolvida para a particulada, mantendo muitos desses compostos inativos. Esta atividade de deposição nestes ambientes é influenciada pelas mudanças de salinidade de acordo com Pereira e Soares-Gomes (2002) ou através da existência de mais forças atrativas entre os íons positivos presentes em torno das partículas na água (RAMOS, 2013). Baseando-se nesses pressupostos, os resultados encontrados neste estudo podem ter sofrido influência destes fatores, uma vez que as amostras foram coletadas nas camadas superficiais das estações amostrais não sendo capazes de demonstrar resultados do acúmulo histórico de contaminantes, mas apenas dos mais recentes.

Já para regiões onde ocorrem processos de dragagem, a própria escavação e retirada dos sedimentos podem ser responsáveis pela diminuição das concentrações de compostos químicos acumuladas sendo que esse processo pode ser utilizado não apenas para aumentar os canais navegáveis, mas também como uma forma de restauração ambiental de áreas impactadas (TORRES et al., 2009).

4.1.2.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

A ocorrência de HPA foi baixa em todas as estações amostrais, com os maiores valores observados para a região do Mar Pequeno (estação 4) (Tabela 7). Todas as concentrações destes compostos estiveram abaixo dos limites quantificáveis, portanto, não é possível afirmar se os valores ultrapassaram os limites estabelecidos pelos padrões adotados. Além disso, alguns dos limites quantificáveis são superiores ao TEL, demonstrando uma limitação do método utilizado por não ser capaz de detectar essas concentrações.

Tabela 7. Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (em mg.kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período seco (inverno).

HPA (mg.kg ⁻¹)	ESTAÇÕES AMOSTRAIS				TEL	PEL	SQG
	1	2	3	4			
Benzo(a)pireno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,088	0,763	X
Benzo(b)fluoranteno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	X	X	X
Benzo(k)fluoranteno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	X	X	X
Criseno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,108	0,846	X
Acenaftileno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,005	0,128	X
Fluoreno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,0212	0,144	X
Antraceno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,046	0,245	X
Benzo(g,h,i) perileno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	X	X	X
Fenantreno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	X	X	X
Dibenzo(a,h)antraceno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,006	0,135	X
Indeno(1,2,3,cd)pireno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	X	X	X
Pireno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,153	1,398	X
Acenafteno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,006	0,088	X
Fluoranteno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,113	1,494	X
Naftaleno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,034	0,391	X
Benzo(a)antraceno	<0,06	<0,05	<0,04	<0,07	0,074	0,693	X
Total de HPA	<0,6	<0,5	<0,4	<0,7	-	-	1,660

TEL = *Threshold Effect Level* – excedências destacadas em cinza.

PEL = *Probable Effect Level*

x: valores guias não presentes.

Tais resultados diferem dos obtidos por Abessa (2002), onde muitas estações, além apresentarem apresentaram altas concentrações de HPA apresentarem valores acima dos limites canadenses (tanto TEL como PEL), incluindo áreas correspondentes às estações amostrais 1, 2 e 3 do presente estudo. Para a presença de antraceno, o referido autor observou concentrações superiores ao TEL para a área correspondente a estação 1 (TECON) e acima do PEL para a estação 2 (Largo do Canéu), não sendo observadas excedências deste hidrocarboneto para as demais estações. O mesmo autor observou concentrações acima do PEL na estação 2 para o hidrocarboneto acenaftileno, observações estas também feitas por Gobbato (2012). Sedimentos da estação 2 também apresentaram

valores acima do TEL em Abessa (2002) para acenafteno e maiores do que PEL para o hidrocarboneto dibenzeno(a,h)antraceno em Gobbato (2012). Gobbato (2012) também observou altas concentrações de HPA nas áreas correspondentes as estações 1, 2 e 3 e considera a estação na região do Mar Pequeno (estação 4) com baixas concentrações. Apesar Bicego et al. (2006) observarem altas concentrações de HPA em locais próximos ao polo industrial de Cubatão, os autores também encontraram baixas concentrações de HPA para estação correspondente ao Mar Pequeno.

Abessa (2002) e Gobbato (2012) indicam a presença de HPA em altas concentrações para determinadas estações, porém, este fator não foi observado no presente estudo, uma vez que nenhuma concentração excedeu os limites quantificáveis. Tais diferenças apontam alterações nas concentrações de hidrocarbonetos ao longo do sistema, com menores valores para as áreas estudadas no presente estudo.

4.1.2.3 Tensoativos aniônicos

As concentrações de tensoativos aniônicos variaram de 1,1 a 5,1 mg.kg⁻¹, sendo os menores valores encontrados para a região do Largo da Pompeba e as mais elevadas para a área do Mar Pequeno. Os resultados destas análises estão dispostos da Tabela 8.

Tabela 8. Concentração de tensoativos aniônicos (em mg.kg-1) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período seco (inverno).

(mg.kg ⁻¹)	ESTAÇÕES AMOSTRAIS			
	1	2	3	4
Inverno	3,0	1,8	1,1	5,1

Os resultados observados seguem o mesmo padrão dos metais com aumento das concentrações no Mar Pequeno e diminuição destas no Largo do Canéu. As discussões anteriores se aplicam para este caso, ou seja, com os novos controles para o Canal de Santos e a falta destes para o Canal de São Vicente desde os últimos trabalhos, pressupõe-se que as concentrações diminuiriam no primeiro e aumentariam no segundo. Vale ressaltar, porém, que, devido às ocupações irregulares ao longo do Canal de São Vicente, o despejo de efluentes domésticos é maior do que no Canal de Santos (MATEUS, et al., 2008), portanto a contaminação

por compostos dos detergentes é mais comum. Tais fatores já haviam sido discutidos previamente por Abessa (2002) que aponta aumento dessas concentrações na Baía de Santos e no Canal de São Vicente em decorrência do crescimento populacional. No projeto do ECOMANAGE Pereira et al. (2008) discutiram o maior controle de despejo de efluentes domésticos no Canal de Santos do que no Canal de São Vicente, ressaltando a prioridade da coleta e tratamento desses efluentes para melhorar a condição ambiental do estuário.

Observou-se que a estação 3 (Largo da Pompeba), também inserida no Canal de São Vicente, apresentou as menores concentrações de tensoativos aniônicos e, baseando-se no histórico de ocupação do Canal e as atuais atividades desenvolvidas no local, seria esperada maior presença de compostos de detergentes. Vale ressaltar, porém, que as regiões próximas ao Largo da Pompeba e entre esta estação e o Mar Pequeno, apresentam diferentes corpos de água doce que geram um fluxo estuarino em direção ao oceano e, portanto, podem ter sido responsáveis por carrear estes compostos para regiões mais próximas à entrada do Canal de São Vicente.

4.1.3 Testes de toxicidade

4.1.3.1 Testes de toxicidade – Interface sedimento-água (ISA)

Para os resultados do teste de toxicidade crônico com os organismos teste *Nitocra* sp. realizados no inverno observa-se que todas as amostras testadas apresentaram baixos valores médios de prole/fêmea, inclusive o controle de sedimento (Figura 2) (quando comparados a trabalho prévios [FENILI, 2012]), porém, segundo a autora citada, ainda não foi estabelecido o número mínimo de náuplios e copepoditos por fêmea que devem ser obtidos nos sedimentos controle para validar o teste, sendo necessário, portanto, apenas a ocorrência de reprodução no controle. Diante disso, nota-se que todas as amostras coletadas indicaram toxicidade crônica com diferenças significativas na quantidade de prole/fêmea quando comparadas com o controle de sedimento.

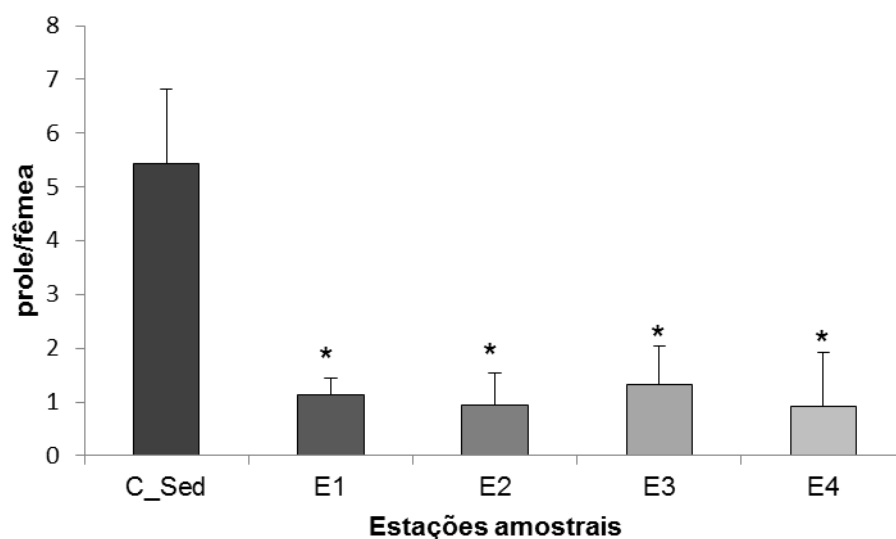


Figura 2. Números médios de prole (náuplios/copépodes) por fêmea de *Nitocra* sp. obtidos nos testes de toxicidade crônica de interface sedimento-água realizados com as amostras coletadas no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente no período seco (inverno). Asteriscos indicam diferenças significativas com o sedimento controle ($p > 0,05$). As barras representam os respectivos desvios padrão.

Abessa (2002), utilizando-se do organismo-teste *Tiburonella viscana* observou toxicidade para o sedimento integral em todas as estações de coleta, bem como para água intersticial através da utilização de ensaio embriolarval com o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*. Já Fenili (2012), apesar de desenvolver análises somente ao longo do Canal de Santos, observou toxicidade crônica para *Nitocra* sp. na região correspondente a estação 1 deste estudo. Cesar et al. (2006) através de testes ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana*, observaram toxicidade ao longo de todo o sistema, atribuindo esses fatores à atividade portuária e industrial no Canal de Santos e ao lançamento de esgoto doméstico não tratado no Canal de São Vicente. Portanto, nota-se que os resultados obtidos no presente estudo corroboram com os trabalhos desenvolvidos por Abessa (2002) e Cesar et al. (2006) uma vez que todas as estações apresentaram toxicidade em comparação ao sedimento controle.

Sousa et al. (2008) no projeto do ECOMANAGE observaram maior toxicidade para *Lytechinus variegatus* e menor número de prole de *Nitocra* sp. em região correspondente à estação 4. A alta concentração de compostos de detergente e o maior teor de matéria orgânica nessa estação podem evidenciar que o lançamento de esgoto não tratado está afetando a qualidade dos sedimentos, assim como observado por Abessa et al. (2005).

4.1.4 Estrutura da comunidade bentônica

Foi identificado um total bruto de 7972 indivíduos distribuídos em 39 grupos taxonômicos, dentre as classes Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Crustacea e outras. A abundância destes indivíduos em cada amostra, bem como os índices ecológicos aplicados, está disposta a seguir.

Estação amostral 1 - Foram encontrados 7 grupos taxonômicos na estação amostral 1, com predominância em termos de abundância de moluscos gastrópodes (Figura 3), porém com maior número de espécies de anelídeos poliquetos (Tabela 9). Observou-se que o gastrópode do gênero *Heleobia* sp. foi o que apresentou a maior abundância quando comparado aos outros táxons. Esta estação foi a única a apresentar a presença de indivíduos da subordem Pleocyemata.

Tabela 9. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 1 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	297,4 $\pm$ 137,44
		<i>Nassarius</i> sp.	1,0 $\pm$ 0,71
		<i>Cyclostremiscus</i> sp.	0,6 $\pm$ 1,34
		<i>Volvulella</i> sp.	10,4 $\pm$ 6,02
		<i>Turbonilla</i> sp.	0,2 $\pm$ 0,45
		<i>Epitonium</i> sp.	0,2 $\pm$ 0,45
		<i>Olivancillaria</i> sp.	0,2 $\pm$ 0,45
	Bivalvia	Bivalvia sp.1	0,40 $\pm$ 0,55
		Donacidae 1	0,20 $\pm$ 0,45
		Veneridae 1	1,60 $\pm$ 1,34
		Semelidae 1	0,20 $\pm$ 0,45
		Tellinidae 1	0,60 $\pm$ 0,89
		Ungulidae 1	0,20 $\pm$ 0,45
		<i>Chione</i> sp.	5,80 $\pm$ 3,63
ANNELIDA	Polychaeta	Polychaeta 1	0,4 $\pm$ 0,89
		Nereididae 1	1,2 $\pm$ 1,10
		Eunicidae	0,4 $\pm$ 0,89
		Cirratulidae	4,6 $\pm$ 4,5
		Dorvilleidae	5,8 $\pm$ 4,55
		Onuphidae	4,8 $\pm$ 3,19
		Oweniidae	0,8 $\pm$ 1,10
		Sabellidae	0,6 $\pm$ 0,89
		Paraonidae	2,6 $\pm$ 2,19
		<i>Rhodine</i> sp.	0,2 $\pm$ 0,45
		<i>Glycera americana</i>	0,6 $\pm$ 0,89
SIPUNCULA		Sipuncula 1	3,2 $\pm$ 1,92
CRUSTACEA	Tanaidacea	<i>Kalliapseudes</i> sp.	1,6 $\pm$ 2,30
	Penaeidae	Penaeidae 1	2,2 $\pm$ 2,77
	Pleocyemata	Pleocyemata 1	0,2 $\pm$ 0,45

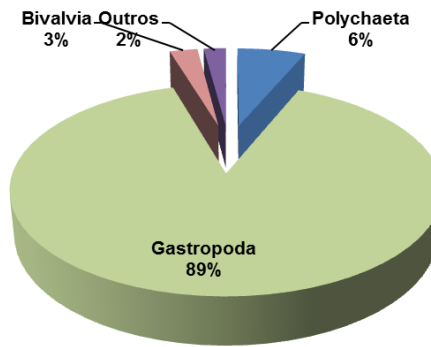


Figura 3. Grupos taxonômicos na estação amostral 1 no período seco (inverno).

Estação amostral 2 - Para a estação amostral 2 foi observado maior número de espécies de poliquetos, seguidos por indivíduos da classe Gastropoda (Tabela 10), classe esta que apresentou maior predominância em termos de abundância relativa na amostra (56%) (Figura 4), principalmente pela abundância de indivíduos do gênero *Heleobia* sp.

Tabela 10. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 2 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	$10,8 \pm 7,25$
		<i>Nassarius</i> sp.	$2,2 \pm 2,16$
		<i>Cyclostremiscus</i> sp.	$2,2 \pm 3,03$
		<i>Calyptraidae</i> sp.	$0,2 \pm 0,44$
		<i>Turbonilla</i> sp.	$0,6 \pm 1,34$
	Bivalvia	Donacidae 1	$4,4 \pm 2,19$
		Veneridae	$1,0 \pm 1,22$
		<i>Chione</i> sp.	$0,8 \pm 1,09$
ANNELIDA	Polychaeta	Nereididae 1	$0,2 \pm 0,44$
		Nereididae 2	$0,8 \pm 1,30$
		Onuphidae	$2,2 \pm 2,16$
		<i>Magelona</i> sp.	$0,8 \pm 0,83$
		<i>Glycinde</i> sp.	$0,2 \pm 0,44$
		<i>Glycera americana</i>	$1,0 \pm 0,70$
SIPUNCULA		Sipuncula 1	$0,4 \pm 0,89$
CRUSTACEA	Tanaidacea	<i>Kalliapseudes</i> sp.	$0,2 \pm 0,44$
	Penaeidae	Penaeidae 1	$0,4 \pm 0,89$

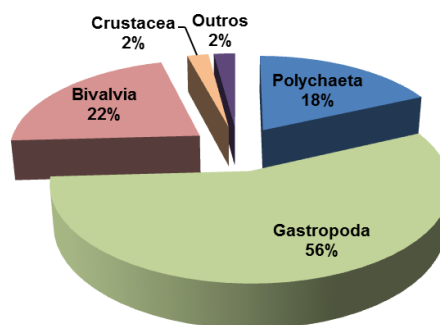


Figura 4. Grupos taxonômicos da estação amostral 2 no período seco (inverno).

Estação amostral 3 - Foi observado maior número de grupos taxonômicos da classe Polychaeta (10 grupos) (Tabela 11), porém maior predominância de crustáceos da ordem Tanaidacea, que representaram 94% da amostra total (Figura 5). Observou-se, também, a presença de indivíduos da ordem Cumacea, exclusiva desta estação, porém com baixa ocorrência.

Tabela 11. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 3 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	$0,40 \pm 0,54$
	Bivalvia	Veneridae 2	$0,20 \pm 0,44$
		<i>Chione</i> sp.	$0,40 \pm 0,54$
ANNELIDA	Polychaeta	Polychaeta 2	$0,20 \pm 0,44$
		Nereididae 1	$0,20 \pm 0,44$
		Onuphidae	$0,60 \pm 0,89$
		Dorvilleidae	$3,60 \pm 4,27$
		Capitellidae	$1,00 \pm 1,22$
		Sabellidae	$0,40 \pm 0,54$
		<i>Neanthes</i> sp.	$0,80 \pm 1,30$
		<i>Magelona</i> sp.	$0,20 \pm 0,44$
		<i>Laeonereis</i> sp.	$0,20 \pm 0,44$
		<i>Glycera americana</i>	$0,40 \pm 0,54$
SIPUNCULA		Sipuncula 1	$0,20 \pm 0,44$
CRUSTACEA	Tanaidacea	<i>Kalliapseudes</i> sp.	$157,60 \pm 83,55$
	Cumacea	Cumacea 1	$1,80 \pm 4,02$

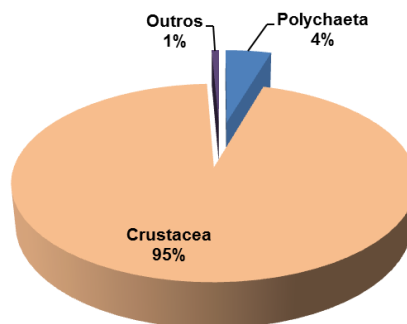


Figura 5. Grupos taxonômicos da estação amostral 3 no período seco (inverno).

Estação amostral 4 – Na estação amostral 4 foi observada alta abundância de indivíduos do gênero *Heleobia* sp. com baixa ocorrência de organismos dos outros grupos taxonômicos (Tabela 12), portanto a classe dos gastrópodes representada por este gênero, representou quase 100% da amostra total (Figura 6).

Tabela 12. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 4 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período seco (inverno).

ORGANISMOS			$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	1111,20 $\pm$ 576,28
	Bivalvia	Bivalvia 1	0,20 $\pm$ 0,44
		Veneridae 3	0,20 $\pm$ 0,44
		<i>Chione</i> sp.	0,20 $\pm$ 0,44
ANNELIDA	Polychaeta	<i>Neanthes</i> sp.	1,80 $\pm$ 2,94
		<i>Glycera americana</i>	1,00 $\pm$ 1,22

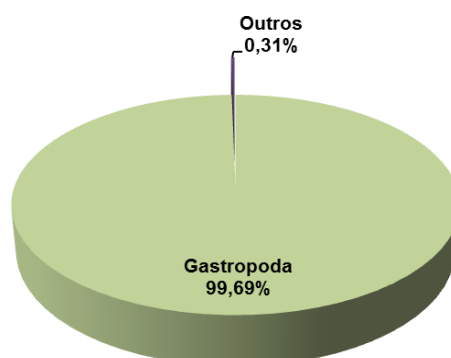


Figura 6. Grupos taxonômicos da estação amostral 4 no período seco (inverno).

Para as estações 1, 2 e 4 houve o predomínio de indivíduos gastrópodes representando de 56% a 99,69% do total da amostra. Já a estação 3 apresentou o predomínio de crustáceos tanaidáceos que representaram quase a amostra total. Tais fatores diferem dos encontrados previamente por Abessa (2002) e Borges et al. (2008), onde foi observada a dominância de poliquetos na maior parte das estações de coleta. Esse padrão também foi observado em outros ambientes estuarinos considerados contaminados (SILVA, 2006; LOPES; RODRIGUES; QUINTINO, 2014). Observou-se também que todas as estações amostrais apresentaram a presença de indivíduos do gênero *Heleobia* sp. e, com exceção da 4, a abundância foi alta quando comparada com os outros grupos taxonômicos, diferentemente do estudo desenvolvido por Abessa (2002), onde tal gênero não foi encontrado nas estações correspondentes. De acordo com Martín (2002) e Francesco e Isla (2004), o gênero *Heleobia* sp. é o mais diverso da família Hydrobiidae e é comumente encontrado em estuários sul americanos, apontamentos estes que corroboram com os resultados encontrados no presente estudo. Indivíduos do gênero *Heleobia* sp. já haviam sido encontrados para a região do canal de São Vicente no Parecer nº 42/2011 publicado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), onde a presença desses gastrópodes é destacada pelo comportamento oportunista com ampla tolerância a impactos antrópicos. Esta ocorrência também é vista no Parecer nº 6041/2013 (MMA), com alta abundância total de indivíduos, assim como observado no presente estudo. Portanto, tais organismos são considerados comuns em áreas enriquecidas por material orgânico, poluição ou em condições de anoxia, ocorrendo em altas densidades e dominando a comunidade bentônica (MMA, 2013). Além disso, indivíduos da família Hydrobiidae têm a sua distribuição influenciada pelas variações de salinidade, demonstrando alta tolerância em ambientes com forte gradiente salino (NEVES; ECHEVERRÍA; PESSOA, 2011). Tal característica pode ter corroborado para a ocorrência de *Heleobia* sp. em determinadas estações amostrais, uma vez que o SES-SV apresenta cunha salina característica, porém, apenas as variações de salinidade não seriam responsáveis pela alta dominância desses organismos, principalmente na estação 4, podendo-se associar esse fator ao enriquecimento orgânico observado para essa região.

Índices ecológicos - Os índices ecológicos calculados para as quatro estações amostrais estão dispostos na tabela 13.

Tabela 13. Índices ecológicos (Riqueza S, diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Simpson e equitatividade de Pielou) calculados para os grupos taxonômicos das estações amostrais no período seco (inverno).

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	Índices Ecológicos			
	Riqueza S	Diversidade (H')	Dominância (D)	Equitatividade (E)
1	29,0	0,805	0,731	0,239
2	18,0	2,156	0,189	0,746
3	16,0	0,373	0,878	0,134
4	6,0	0,024	0,993	0,013

Observa-se que a estação 1 apresentou a maior riqueza S dentre todas as áreas amostradas, porém apresentou baixa diversidade (0,805) considerada característica de ambientes alterados (de acordo com os critérios adotados - alterado de ABESSA, 2002). Este fator pode estar relacionado à alta dominância observada (0,731), que também se encontra categorizada como de ambientes degradados, atribuída principalmente a presença de indivíduos do gênero *Heleobia* sp. Já a estação amostral 2 possui uma diversidade em um nível moderado de degradação, porém com valores muito próximos à inexistência de impacto, sendo tal fator também observado para a Riqueza S. A dominância para a estação foi baixa (0,189).

Para a estação 3 foram encontradas diversidade e riqueza S moderadas (0,373 e 16,0, respectivamente), porém baixa dominância (0,121), uma vez que a amostra se mostrou mais equitativa do que as outras (0,746).

Analisando-se a estação amostral 4, observa-se que esta apresentou os valores mais extremos dentre todas as estações, com resultado excessivamente baixo de diversidade (0,024), bem como baixa Riqueza S (6,0) e equitatividade (0,013) e com alta dominância (0,993), caracterizando a área, sob todos estes aspectos, como fortemente degradada de acordo com os critérios adotados.

Nenhuma das estações de coleta apresentou alta diversidade, porém, vale ressaltar que a estação 2, correspondente ao Largo do Canéu, foi o que apresentou maiores valores de diversidade aproximados da faixa correspondente à ausência de degradação de acordo com os critérios escolhidos (critérios estes adaptados de Abessa [2002]). Em contrapartida, a estação 4, na região do Mar Pequeno,

apresentou os menores valores, além de baixa Riqueza S, demonstrando ser uma região com certa degradação ambiental que afeta a fauna bentônica.

Exploratory Benthic Index (EBI) - Levando-se em consideração as classificações estabelecidas por Cesar et al. (2009b), os valores obtidos através do EBI encontram-se entre 0,0 (mais impactado) e 1,0 (menos impactado), considerando-se 0,0 - 0,30 valores indicativos de degradação da comunidade bentônica, 0,31-0,60 valores transicionais e 0,61-1,0 sem degradação, conforme descrito anteriormente em material e métodos. Os resultados obtidos através da aplicação do EBI estão representados na Figura 7.

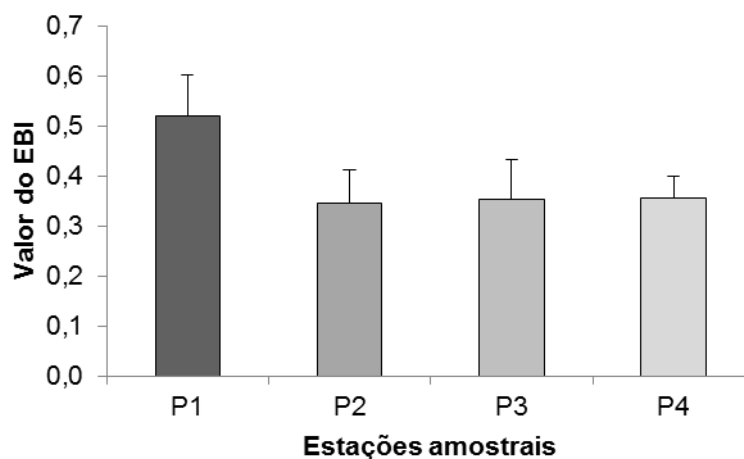


Figura 7. Valores do Exploratory Benthic Index (EBI) e seus respectivos desvios padrão calculados para cada estação amostral do SES-SV no período seco (inverno).

Observa-se, portanto, que nenhuma das estações amostrais obteve valores de EBI dentro da faixa considerada livre de degradação da estrutura da comunidade. De acordo com os critérios adotados, as estações 1, 2, 3 e 4 (0,52, 0,34, 0,35 e 0,35, respectivamente) designam uma estrutura da comunidade faunística como transicional em relação à degradação.

Os padrões observados seguem a mesma tendência das discussões envolvendo as análises químicas, onde o maior impacto seria esperado para as regiões no Canal de Santos em comparação às do Canal de São Vicente, porém o oposto foi obtido nas amostras.

4.1.5 Análises Multivariadas

4.1.5.1 Análise de agrupamento

Os resultados das análises de agrupamento envolvendo as diferentes réplicas de cada estação amostral em relação aos grupos taxonômicos encontrados estão dispostos na Figura 8.

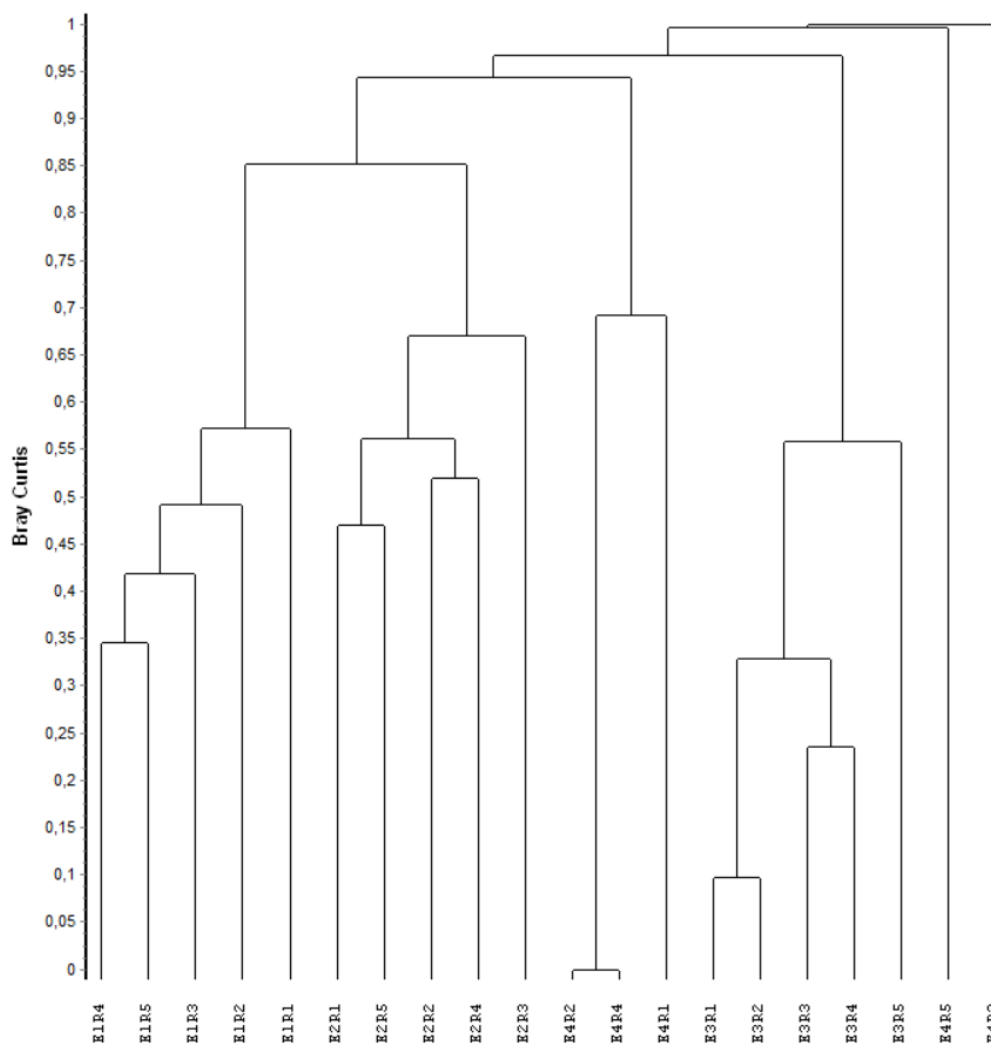


Figura 8. Agrupamentos formados envolvendo as réplicas e estações com os dados dos grupos taxonômicos através da aplicação de Distância de Bray-Curtis (UPGMA) no período seco (inverno).

Os agrupamentos formados indicam haver semelhança entre as diferentes réplicas, que se condensaram em mesmas ramificações, com exceção da terceira e quinta réplica da estação quatro (E4R3 e E4R5) que divergiram das demais repetições da estação em 100%, provavelmente em decorrência da baixa abundância de indivíduos encontrada quando comparada às outras réplicas. As estações que apresentaram maior similaridade entre si foram as 1 e 4, além de

demonstrarem considerável homogeneidade interna, ou seja, apresentarem características de biota bem definidas e discretas em relação aos demais. Isso revela comunidades muito particulares dessas regiões, provavelmente determinadas em função dos aspectos ambientais de cada estação.

4.1.5.2 Análise fatorial

As diferentes variáveis obtidas em cada estação amostral foram associadas através de análise multivariada, sendo que a análise fatorial reorganizou os parâmetros em três fatores principais que juntos explicaram 99,98% da variância total dos dados originais. Os *loadings* das variáveis e o percentual da variância total desses fatores estão na Tabela 14.

Tabela 14. *Sorted rotated factor loadings* das 10 variáveis nos três fatores principais das estações amostrais do SES-SV no período seco (inverno). Em destaque, os valores acima do corte de 40%.

VARIÁVEIS	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Salinidade	0,99	-0,03	-0,06
Finos	0,71	-0,21	0,66
MO	0,56	0,11	0,81
Cr	-0,14	0,80	0,58
Pb	-0,27	-0,92	0,24
Cu	0,18	0,05	-0,98
TA	0,80	0,24	0,54
REP	-0,15	0,98	0,02
EBI	0,99	-0,03	-0,06
% variância	46,75	29,97	23,26

O fator predominante (F1) representou 46,75% da variância e associa a salinidade, porcentagem de finos e o teor de matéria orgânica à valores positivos nos descritores da comunidade bentônica (EBI), indicando, assim, que a variação da fauna bentônica e o sucesso reprodutivo estão associados às características ambientais que geram efeitos positivos à biota. Já o segundo fator (F2), responsável por 29,97% da variância total destaca a presença de cromo, os baixos valores de chumbo e o aumento da reprodução de *Nitocra* sp. (REP). O terceiro fator, que

representou o menor percentual da variância total (23,26%) associa os finos e o teor de matéria orgânica à presença de cromo e tensoativos aniônicos.

Para avaliar a representatividade de cada um dos fatores gerados, foi realizada uma estimativa dos *factor scores* de cada estação amostral. Estes resultados estão dispostos na Figura 9.

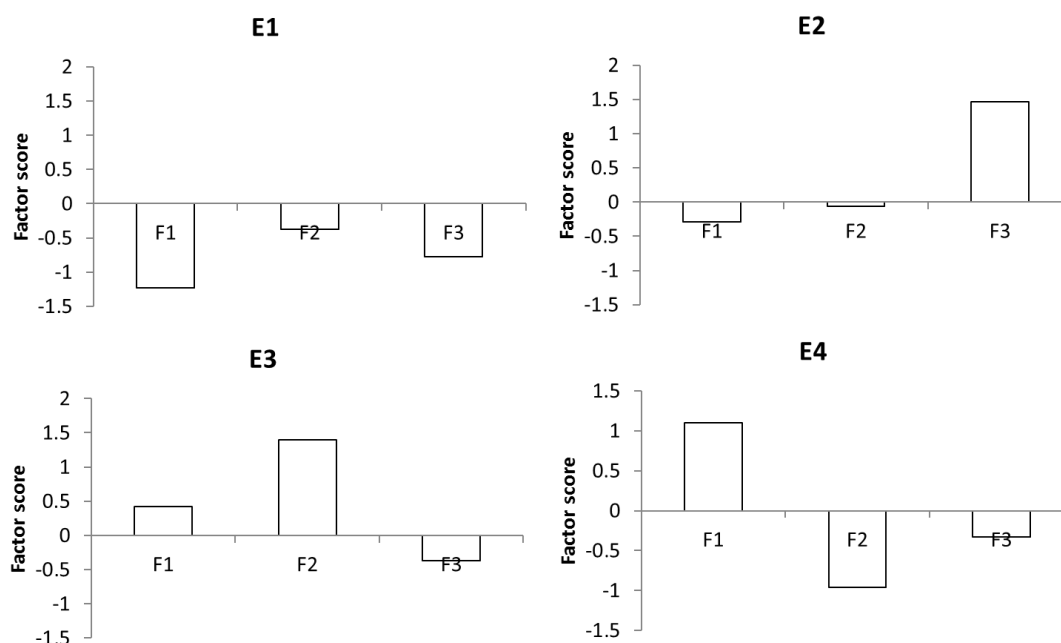


Figura 9. *Factor scores* estimados para cada estação amostral do SES-SV no período seco (inverno).

Observa-se que, para o fator 1 (F1), apenas as estações 3 e 4 apresentaram valores positivos, sendo o fator mais representativo na estação 4 (Mar Pequeno), ressaltando os fatores ambientais (salinidade e finos) em associação com o aumento da concentração de tensoativos aniônicos e dos teores de matéria orgânica. Já para o fator 2 (F2) apenas a estação 3 (Largo da Pompeba) apresentou valor positivo com maior representatividade, demonstrando maior estabilidade na macrofauna bentônica em decorrência da ausência de altas concentrações de compostos químicos. Por sua vez, o fator 3 (F3) apresentou maior expressividade na estação 2 (Largo do Canéu) enquanto a estação 1 (TECON) apresentou *scores* negativos para todos os fatores.

No projeto do ECOMANAGE, Pereira et al. (2008) observaram associação do aporte de matéria orgânica com efeitos negativos a reprodução de *Nitocra* sp. e queda do número de espécies em áreas correspondentes às estações 1 e 4, resultados distintos dos observados neste estudo.

4.2 Período chuvoso - Verão

4.2.1 Análises sedimentológicas

Para as características sedimentológicas das estações amostrais no verão foi possível observar pouca variação na composição granulométrica dos sedimentos com maiores diferenças nos teores de matéria orgânica (Tabela 15).

Tabela 15. Características sedimentológicas (percentual de areia e silte-argila e teor de matéria orgânica) dos sedimentos em cada estação amostral do SES-SV no período chuvoso (verão).

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	Areia média (%)	Areia fina (%)	Finos (%)	Teor de MO (%)
1	12,33	79,05	8,61	7,92
2	18,12	73,93	7,93	7,95
3	2,50	93,31	4,17	5,06
4	13,29	79,34	7,36	11,56

Houve predomínio de fração arenosa, especificamente de areia fina, em todas as estações de coleta, com baixo percentual de finos conforme visto também por Buruaem (2013) e Cesar et al. (2006). Apesar de não ser comum baixa incidência de finos, Gobbato (2012) encontrou percentuais de silte e argila semelhantes ou até mesmo menores do que os obtidos no presente estudo, com nenhuma porcentagem acima de 10%. Para o teor de matéria orgânica, observa-se que a estação 4 apresentou o maior percentual (11,56%) quando comparadas às outras áreas o que difere de trabalhos prévios, como o desenvolvido por Siqueira et al. (2004) e Gobbato (2012), onde os menores teores foram observados em área correspondente.

4.2.2 Análises químicas

4.2.2.1 Metais

Observa-se que as concentrações de metais apresentaram pouca variação entre as diferentes estações de coleta, com maiores valores nas estações 1 e 4, porém, sem excedências de nenhum dos limites adotados (Tabela 16).

Tabela 16. Concentrações de metais (em mg.kg⁻¹) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período chuvoso (verão).

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	METAIS (mg.kg ⁻¹)				
	Cr	Cd	Hg	Pb	Cu
1	14,6	<0,1	0,1	13,8	17,3
2	14,0	<0,1	<0,05	8,84	11,7
3	7,29	<0,1	0,13	7,9	11,6
4	14,2	<0,1	0,09	11,9	12,7
TEL (mg.kg ⁻¹)	52,3	0,7	0,13	30,2	18,7
PEL (mg.kg ⁻¹)	160,0	4,2	0,7	112,0	108,0
SQG (mg.kg ⁻¹)	≥65,8	≥0,75	≥0,32	≥19,2	≥69,0

TEL = *Threshold Effect Level* – excedências destacadas em cinza

PEL = *Probable Effect Level*

SQG – *Sediment Quality Guidelines*

Cromo (Cr) - Foram encontradas concentrações entre 7,29 e 14,6 mg.kg⁻¹ de cromo nas estações de coleta, com maiores valores observados para a área próxima ao TECON (E1) (14,6 mg.kg⁻¹), porém com grande semelhança aos encontrados para a região do Mar Pequeno (E4) e do Largo do Canéu (E3) (14,2 e 14,0 mg.kg⁻¹, respectivamente). A estação 3, inserida no Canal de São Vicente (Largo da Pompeba), apresentou as menores concentrações (7,29 mg.kg⁻¹). Estes resultados condizem com os obtidos por Gobbato (2012), uma vez que todas as estações amostrais correspondentes também apresentaram baixas concentrações de cromo. Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Cádmio (Cd) - Em todas as estações de coleta, as concentrações de cádmio estiveram abaixo de 0,1 mg.kg⁻¹ o que condiz com trabalhos desenvolvidos por Cesar et al. (2006) e Gobbato (2012). Hortellani et al. (2008) encontrou concentrações abaixo de 0,5 mg.kg⁻¹ para todas as estações, bem como Abessa (2002) obteve para as áreas correspondentes às estações 1, 3 e 4. Observa-se que, para a estação 2, as concentrações de cádmio foram menores em comparação aos resultados obtidos por Abessa (2002), onde estes valores encontravam-se acima do TEL. No presente estudo, não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Mercúrio (Hg) - As concentrações de mercúrio variaram entre valores menores do que $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$ com maiores valores obtidos para a região do Largo da Pompeba e os menores para o Largo do Canéu. Comparando-se estes resultados com trabalhos pretéritos é possível afirmar que os valores obtidos são inferiores às concentrações prévias, principalmente em relação as estações 2, 3 e 4 que foram categorizadas como altamente impactadas pela presença de mercúrio em Abessa (2002), Siqueira (2004) e Gobbato (2012). Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG, porém a concentração obtida para a estação 3 foi igual ao valor do TEL.

Chumbo (Pb) - Foram encontradas concentrações entre $7,9$ e $13,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ com a maior concentração obtida para a região do TECON (estação 1) e a menor para o Largo da Pompeba (estação 3). Os valores obtidos diferem dos encontrados por outros autores, indicando, assim, menores concentrações de chumbo na área do TECON (ABESSA, 2002; BORDON et al., 2011; GOBBATO, 2012) e no Largo do Canéu (ABESSA, 2002; HORTELLANI et al., 2008). Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Cobre (Cu) - As concentrações de cobre variaram entre $11,6$ e $17,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ demonstrando maior valor para a área do TECON (estação 1) e menor para o Largo da Pompeba (estação 3). Gobbato (2012) também encontrou baixas concentrações de cobre nas áreas correspondentes, porém com maior valor para a região do Mar Pequeno (estação 4), demonstrando aumento deste metal na região do TECON. Não foram observadas concentrações excedentes aos valores estabelecidos pelo TEL, PEL ou SQG.

Esses resultados não condizem com os obtidos anteriormente por outros autores como Abessa (2002), Hortellani et al. (2008) e Torres et al. (2009) que encontraram concentrações de metais acima do TEL e PEL e categorizaram a região com sinais de deterioração.

4.2.2.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

Em todas as estações de coleta, a presença de HPA foi baixa com valores de concentração total menores que $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Os resultados das análises de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos estão na Tabela 17.

Tabela 17. Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (em mg,kg-1) nos sedimentos dos diferentes estações amostrais no período chuvoso (verão).

HPA (mg.kg ⁻¹)	ESTAÇÕES AMOSTRAIS						
	1	2	3	4	TEL	PEL	SQG
Benzo(a)pireno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,088	0,763	X
Benzo(b)fluoranteno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	X	X	X
Benzo(k)fluoranteno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	X	X	X
Criseno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,108	0,846	X
Acenaftileno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,005	0,128	X
Fluoreno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,0212	0,144	X
Antraceno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,046	0,245	X
Benzo(g,h,i) perileno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	X	X	X
Fenantreno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	X	X	X
Dibenzo(a,h)antraceno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,006	0,135	X
Indeno(1,2,3,cd)pireno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	X	X	X
Pireno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,153	1,398	X
Acenafteno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,006	0,088	X
Fluoranteno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,113	1,494	X
Naftaleno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,034	0,391	X
Benzo(a)antraceno	<0,04	<0,04	<0,03	<0,05	0,074	0,693	X
Total de HPA	<0,4	<0,4	<0,3	<0,5	-	-	1,660

TEL = *Threshold Effect Level*

PEL = *Probable Effect Level*

x: valores guia não presentes.

Cesar et al. (2006) observaram concentrações acima dos limites para determinados HPA, como acenaftileno e fluoranteno, para as amostras correspondentes às estações 1 e 2, porém, com maiores concentrações para a estação 3, podendo-se assim dizer que as concentrações de HPA encontradas para todo o sistema, especialmente para região do Largo da Pompeba, foram menores quando comparadas à outros estudos. Assim como observado para o período de inverno, nenhuma das estações apresentou concentrações acima dos limites quantificáveis, portanto, não é possível afirmar se as concentrações estiveram acima dos limites estabelecidos.

4.2.2.3 Tensoativos aniônicos

As concentrações de tensoativos aniônicos no SES-SV no verão estiveram abaixo de $0,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ para todas as estações amostrais, com valores mais elevados obtidos para a área do Mar Pequeno e os mais baixos para o Largo da Pompeba (Tabela 18), não excedendo os limites quantificáveis em nenhuma das estações.

Tabela 18. Concentração de tensoativos aniônicos (em mg.kg^{-1}) nos sedimentos das diferentes estações amostrais no período chuvoso (verão).

	ESTAÇÕES AMOSTRAIS			
(mg.kg^{-1})	1	2	3	4
Verão	<0,83	<0,8	<0,68	<0,9

Estes resultados diferem dos obtidos por Abessa (2002) onde as concentrações destes compostos são bem mais elevadas para todas as estações, destacando-se a região do Largo da Pompeba com os maiores níveis de tensoativos aniônicos.

4.2.3 Testes de toxicidade

4.2.3.1 Testes de toxicidade – Interface sedimento-água (ISA)

Através dos testes de toxicidade, observa-se que apenas as estações 1 e 2 apresentaram toxicidade, com menor quantidade de prole por fêmea, quando comparadas com o controle de sedimento (Figura 10), indicando, assim, perturbação da reprodução dos indivíduos nestas regiões. Os sedimentos das estações 3 e 4 apresentaram ausência de toxicidade, com sucesso na reprodução de indivíduos do gênero *Nitocra* sp.

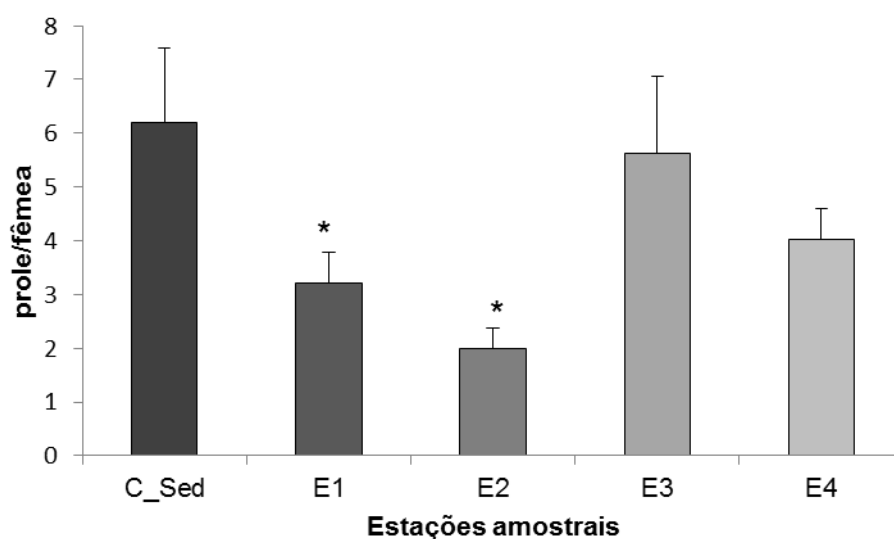


Figura 10. Números médios de prole (náuplios/copépodes) por fêmea de *Nitocra* sp. obtidos nos testes de toxicidade crônica de interface sedimento-água realizados com as amostras coletadas no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente no período chuvoso (verão). Asteriscos indicam diferenças significativas com o sedimento controle ($p > 0,05$). As barras representam os respectivos desvios padrão.

Fenili (2012) também observou toxicidade para a estação 1 através da utilização de *Nitocra* sp., porém Cesar et al. (2006) observaram toxicidade com *Tiburonella viscana* em todas as estações amostrais correspondentes, diferentemente do observado no presente estudo. A maior toxicidade nas estações inseridas no Canal de Santos pode estar relacionada às atividades portuárias e industriais, conforme apontado pelos autores supracitados.

No projeto do ECOMANAGE, Sousa et al. (2008), observaram toxicidade crônica em *Nitocra* sp. em todas as estações amostrais correspondentes, porém, com menor sucesso reprodutivo nas estações 1 e 3.

4.2.4 Estrutura da comunidade bentônica

Foi identificado um total bruto de 25.282 indivíduos distribuídos em 39 grupos taxonômicos, dentre as classes Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Crustacea e outras. A abundância destes indivíduos em cada amostra, bem como os índices ecológicos aplicados, está disposta a seguir.

Estação 1 - Foram encontrados 7 grupos taxonômicos principais para a estação amostral 1, com predominância e maior número de espécies de anelídeos poliquetos (Figura 11). Indivíduos da família Cirratulidae apresentaram maior abundância quando comparado aos outros táxons (Tabela 19), porém sem

demonstrar padrões de dominância. Esta estação foi a única a apresentar a presença de indivíduos da subordem Pleocyemata, da classe Oligochaeta e do filo Echiura.

Tabela 19. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 1 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$		
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	7,00 ± 4,35		
		<i>Nassarius</i> sp.	2,20 ± 4,38		
		<i>Cyclostremiscus</i> sp.	0,40 ± 0,54		
		<i>Volvulella</i> sp.	0,40 ± 0,89		
		<i>Turbonilla</i> sp.	0,20 ± 0,44		
		<i>Epitonium</i> sp.	0,40 ± 0,89		
	Bivalvia	Veneridae 1	1,60 ± 1,94		
		Veneridae 2	0,40 ± 0,89		
		Donacidae 1	1,40 ± 2,07		
		Psammobiidae 1	5,40 ± 9,83		
		Tellinidae 1	0,40 ± 0,89		
		Mactridae 1	0,20 ± 0,44		
		<i>Chione</i> sp.	0,20 ± 0,44		
ANNELIDA	Polychaeta	Polychaeta 2	0,80 ± 1,78		
		<i>Eurithoe</i> sp.	0,60 ± 0,89		
		Nereididae 2	0,60 ± 0,54		
		Cirratulidae 1	14,80 ± 11,58		
		Dorvilleidae 1	2,40 ± 1,67		
		Capitellidae 1	0,20 ± 0,44		
		Maldanidae 1	0,20 ± 0,44		
		Sabellidae 1	3,20 ± 5,06		
		Aphroditidae 1	0,20 ± 0,44		
		Paraonidae	0,20 ± 0,44		
		<i>Pseudonereis</i> sp.	0,80 ± 0,83		
		<i>Magelona</i> sp.	0,40 ± 0,89		
		<i>Goniada</i> sp.	0,20 ± 0,44		
		<i>Glycera americana</i>	1,00 ± 1,22		
		Oligochaeta	Oligochaeta 1	0,40 ± 0,89	
		ECHINODERMATA	Ophiuroidea	<i>Ophiactis</i> sp.	2,00 ± 1,87
			CRUSTACEA	Tanaidacea	<i>Kalliapseudes</i> sp.
		Penaeidae		Penaeidae 1	3,20 ± 1,78
		Pleocyemata		Pleocyemata 1	1,60 ± 2,19
		Cumacea		Cumacea 1	0,20 ± 0,44
		SIPUNCULA		Sipuncula 1	2,40 ± 2,30
	ECHIURA	Echiura 1	0,80 ± 1,30		
BRYOZOA	Bryozoa 1	0,80 ± 1,30			

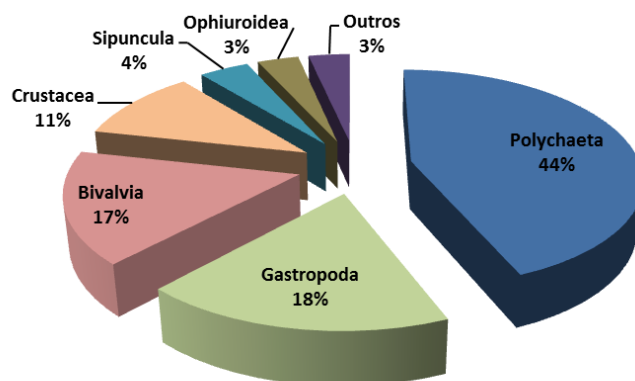


Figura 11. Grupos taxonômicos da estação amostral 1 no período chuvoso (verão).

Estação 2 - Para a estação 2 foi observado maior número de espécies de anelídeos poliquetos, seguidos por indivíduos da classe Gastropoda (Tabela 20), classe esta que apresentou maior predomínio na amostra (46%) (Figura 12), principalmente pela abundância de indivíduos do gênero *Heleobia* sp., porém sem demonstrar padrões de superdominância.

Tabela 20. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 2 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	Calyptraeidae 1	0,80 $\pm$ 1,09
		<i>Heleobia</i> sp.	11,40 $\pm$ 5,80
		<i>Nassarius</i> sp.	3,20 $\pm$ 1,70
		<i>Cyclostremiscus</i> sp.	1,60 $\pm$ 2,30
		<i>Turbonilla</i> sp.	1,20 $\pm$ 1,09
		<i>Volvulella</i>	0,20 $\pm$ 0,44
	Bivalvia	Donacidae 1	1,80 $\pm$ 2,16
		Veneridae 1	1,40 $\pm$ 1,14
		Psammobiidae 1	2,40 $\pm$ 1,51
ANNELIDA	Polychaeta	Nereididae 2	4,40 $\pm$ 2,19
		Maldanidae 1	0,40 $\pm$ 0,89
		Onuphidae 1	1,20 $\pm$ 1,09
		Oweniidae 1	0,20 $\pm$ 0,44
		Eunicidae 1	0,40 $\pm$ 0,54
		<i>Magelona</i> sp.	2,60 $\pm$ 2,60
		<i>Neanthes</i> sp.	0,40 $\pm$ 0,54
		<i>Glycinde</i> sp.	0,20 $\pm$ 0,44
		<i>Glycera americana</i>	1,20 $\pm$ 1,09
		Sipuncula 1	0,80 $\pm$ 1,30
SIPUNCULA			
CRUSTACEA	Tanaidacea	<i>Kalliapseudes</i> sp.	3,00 $\pm$ 1,58
	Penaeidae	Penaeidae 1	0,40 $\pm$ 0,54
	Copepoda	Copepoda 1	0,40 $\pm$ 0,89
	Cumacea	Cumacea 1	0,20 $\pm$ 0,44

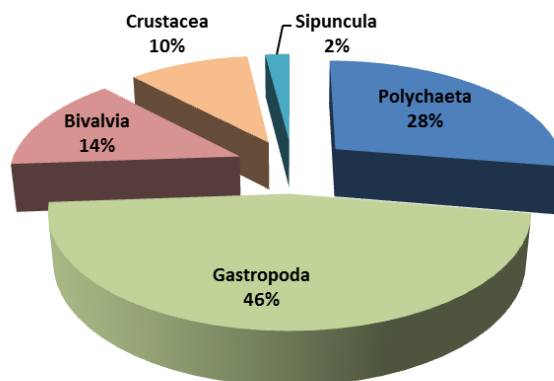


Figura 12. Grupos taxonômicos da estação amostral 2 no período chuvoso (verão).

Estação 3 - Foi observado maior número de grupos taxonômicos da classe Polychaeta (Tabela 21) que constituíram maior predomínio na amostra (66%) (Figura 13).

Tabela 21. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 3 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	$2,00 \pm 1,00$
	Bivalvia	Psammobiidae 1	$1,00 \pm 1,22$
		<i>Chione</i> sp.	$0,40 \pm 0,54$
ANNELIDA	Polychaeta	<i>Mactra</i> sp.	$0,40 \pm 0,54$
		Polychaeta 2	$8,40 \pm 9,39$
		Nereididae 1	$0,20 \pm 0,44$
		Capitellidae	$0,80 \pm 1,30$
		<i>Nereis</i> sp.	$0,60 \pm 0,54$
		<i>Glycera americana</i>	$3,80 \pm 1,92$
		Bryozoa 1	$0,60 \pm 1,34$
BRYOZOA			
CRUSTACEA	Tanaidacea	<i>Kalliapseudes</i> sp.	$0,40 \pm 0,54$
	Cumacea		$0,20 \pm 0,44$

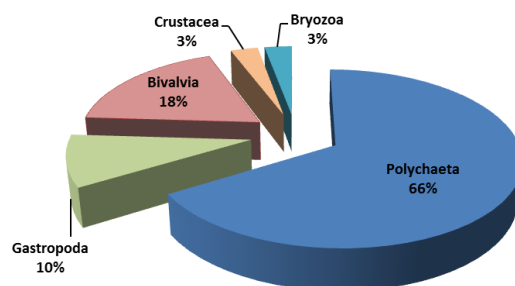


Figura 13. Grupos taxonômicos da estação amostral 3 no período chuvoso (verão).

Estação 4 - Na estação 4 foi observada alta abundância de indivíduos do gênero *Heleobia* sp. com baixa ocorrência de organismos dos outros grupos taxonômicos (Tabela 22). A classe dos gastrópodes, representada por este gênero, representou quase 100% da amostra total (Figura 14).

Tabela 22. Média da abundância total de indivíduos ($\bar{x}$) identificados na estação amostral 4 e seus respectivos desvios padrão (dp) no período chuvoso (verão).

		ORGANISMOS	$\bar{x} \pm dp$
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Heleobia</i> sp.	4932,60 $\pm$ 1665,92
	Bivalvia	Psammobiidae 1	0,20 $\pm$ 0,40
ANNELIDA	Polychaeta	Polychaeta 2	0,40 $\pm$ 0,48
		Nereididae 1	2,00 $\pm$ 1,40
		<i>Glycera americana</i>	3,00 $\pm$ 2,09
CRUSTACEA	Penaeidae	Penaeidae 1	0,80 $\pm$ 1,16
	Cumacea	Cumacea 1	0,20 $\pm$ 0,40
	Amphipoda	Amphipoda 1	0,20 $\pm$ 0,40

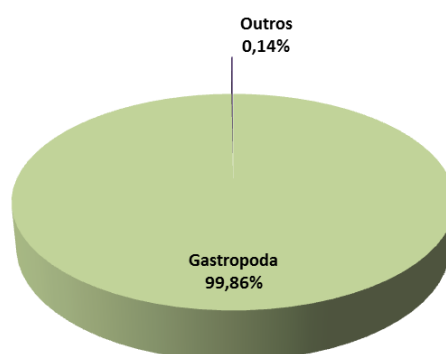


Figura 14. Grupos taxonômicos da estação amostral 4 no período chuvoso (verão).

Para as estações 1 e 3 houve o predomínio de indivíduos poliquetas, representando 44% e 66% da amostra total, respectivamente. Já as estações amostrais 2 e 4 apresentaram dominância de indivíduos gastrópodes, com predomínio do gênero *Heleobia* sp. neste último. Apesar de Abessa (2002) e e Borges et al. (2008) encontrarem dominância de poliquetos em todas as estações correspondentes, apenas duas delas apresentaram o mesmo padrão no presente estudo, porém com ocorrência de indivíduos de outros grupos taxonômicos.

Índices ecológicos - Os índices ecológicos calculados para as quatro estações amostrais no período chuvoso (verão) estão dispostos na tabela 23.

Tabela 23. Índices ecológicos (Riqueza S, diversidade, dominância e equitatividade) calculados para os grupos morfo-funcionais das estações amostrais no período chuvoso (verão).

ESTAÇÕES AMOSTRAIS	Índices Ecológicos			
	Riqueza S	Diversidade (H')	Dominância	Equitatividade (E)
1	36,0	2,821	0,103	0,787
2	23,0	2,545	0,123	0,811
3	12,0	1,774	0,260	0,714
4	8,0	0,012	0,997	0,005

Observa-se que a estação 1 apresentou a maior riqueza S dentre todas as áreas amostradas, bem como a maior diversidade (2,821) e menor dominância (0,103) o que indica degradação inexistente de acordo com os critérios adotados. A estação 2 possui alta diversidade (2,545) e riqueza S e Equitatividade (0,811) com a segunda menor dominância dentre todas as estações (0,123), fatores estes que caracterizam a área com degradação inexistente. Para a estação amostral 3 foram encontradas diversidade de indivíduos e riqueza S dentro de graus moderados de degradação (1,774 e 12,0, respectivamente), porém com dominância dentro da faixa de inexistência de degradação (0,260). Os valores mais extremos foram observados na estação 4, com valores extremamente baixos de riqueza S (8,0), diversidade (0,012) e equitatividade (0,005) e alta dominância de indivíduos (0,997) caracterizando a área, sob todos estes aspectos, como fortemente degradada de acordo com os critérios adotados.

A estação 1 apresentou a maior diversidade de indivíduos, seguida pela estação 2 (ambas caracterizadas com ausência de degradação) e pela estação 3,

que possui graus moderados de degradação. As três estações apresentaram uma comunidade bentônica equilibrada com baixa dominância de indivíduos. Em contrapartida, a estação 4, inserida na região do Mar Pequeno, apresentou os menores valores de diversidade, equitatividade e riqueza S, além de alta dominância de indivíduos, demonstrando ser uma região com degradação da comunidade bentônica.

Exploratory Benthic Index (EBI) - Através dos resultados obtidos pelo cálculo do EBI é possível notar que nenhum dos valores encontra-se na faixa designada para degradação da estrutura da comunidade bentônica, com valores variando entre 0,33 e 0,61 (Figura 15).

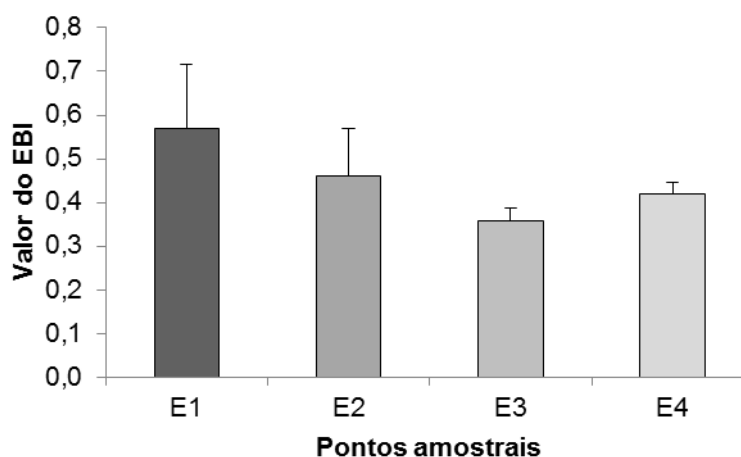


Figura 15. Valores do Exploratory Benthic Index (EBI) e seus respectivos desvios padrão para cada estação amostral do SES-SV no período chuvoso (verão).

As estações amostrais 2, 3 e 4 (0,52, 0,40 e 0,33, respectivamente) são representadas por valores que demonstram transição na degradação da comunidade enquanto a estação 1 (0,61) é considerado sem degradação de acordo com os critérios adotados.

Os resultados obtidos através do EBI corroboram com a afirmação de que a estação 1 apresenta menor degradação da estrutura da comunidade bentônica, uma vez que obteve valores altos caracterizados como ausência de degradação, enquanto que as demais estações se encontram em valores transitivos.

4.2.5 Análises multivariadas

4.2.5.1 Análise de agrupamento

Os resultados das análises de agrupamento entre as diferentes réplicas em cada estação em relação aos grupos taxonômicos encontrados para o período de verão estão dispostos na Figura 16.

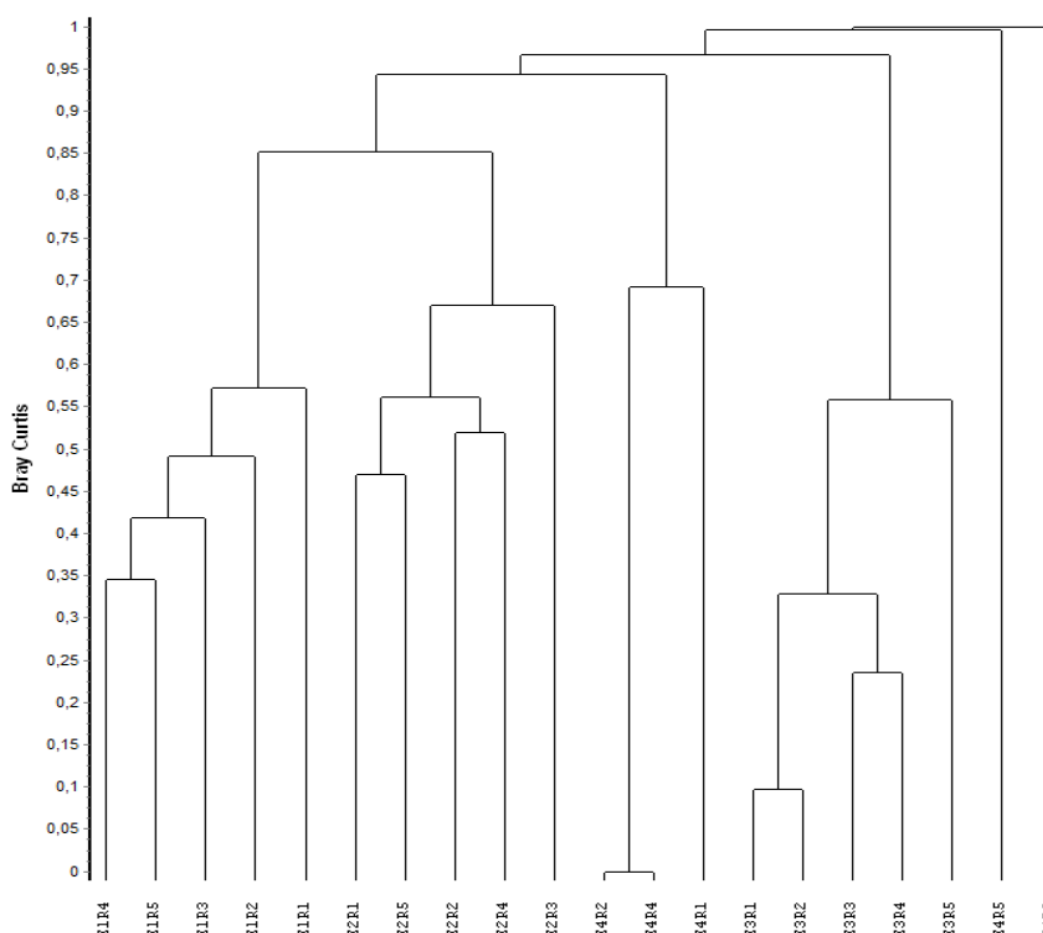


Figura 16. Agrupamentos formados entre as réplicas e estações com os dados dos grupos taxonômicos (UPGMA) no período chuvoso (verão).

Os agrupamentos formados demonstram haver semelhança entre as diferentes réplicas para cada estação de coleta, com a condensação delas em mesmas ramificações principais, com exceção da estação 4, onde as quinta e terceira réplicas divergiram das demais réplicas e estações, permanecendo cada uma em uma ramificação distinta com 100% de distância entre si. Apesar das réplicas um, dois e quatro dessa estação formarem um agrupamento a parte, apenas a segunda e a quarta demonstram similaridade quase total, provavelmente pelo baixo número de grupos taxonômicos encontrados. Já a estação 3 e suas

réplicas formam uma ramificação a parte das demais estações demonstrando maior homogeneidade interna.

4.2.5.2 Análise fatorial

A análise fatorial realizada para o período de verão reorganizou os parâmetros em dois fatores principais que juntos explicaram 89,50% da variância total dos dados originais. Os *loadings* das variáveis e o percentual da variância total desses fatores estão na Tabela 24.

Tabela 24. *Sorted rotated factor loadings* das 10 variáveis nos dois fatores principais das estações amostrais do SES-SV no período chuvoso (verão). Em destaque, os valores acima do corte de 40%.

VARIÁVEIS	Fator 1	Fator 2
Salinidade	0,97	0,22
Finos	0,61	0,79
MO	0,22	0,62
Cr	0,52	0,83
Hg	0,14	-0,97
Pb	0,92	0,21
Cu	0,99	-0,01
REP	-0,18	-0,92
EBI	0,85	0,40
% variância	65,51	23,99

O fator predominante (F1) representou 65,51% da variância total e associa a salinidade, o percentual de finos e algumas variáveis químicas (concentração de metais [Cr, Pb, Cu]) a valores positivos nos descritores da comunidade (EBI), indicando efeitos positivos à fauna em decorrência das baixas concentrações de metais. Já o segundo fator (F2), foi responsável por 23,99% da variância e associa o percentual de finos ao aumento do teor de matéria orgânica e a concentração de metais à baixos valores de EBI e à diminuição da reprodução de *Nitocra* sp., indicando, assim, degradação da biota e efeitos adversos a organismos vivos em decorrência do aporte de matéria orgânica.

Para avaliar a representatividade de cada um dos fatores gerados em cada estação amostral, foi realizada uma estimativa dos *factor scores*. Estes resultados estão dispostos na Figura 17.

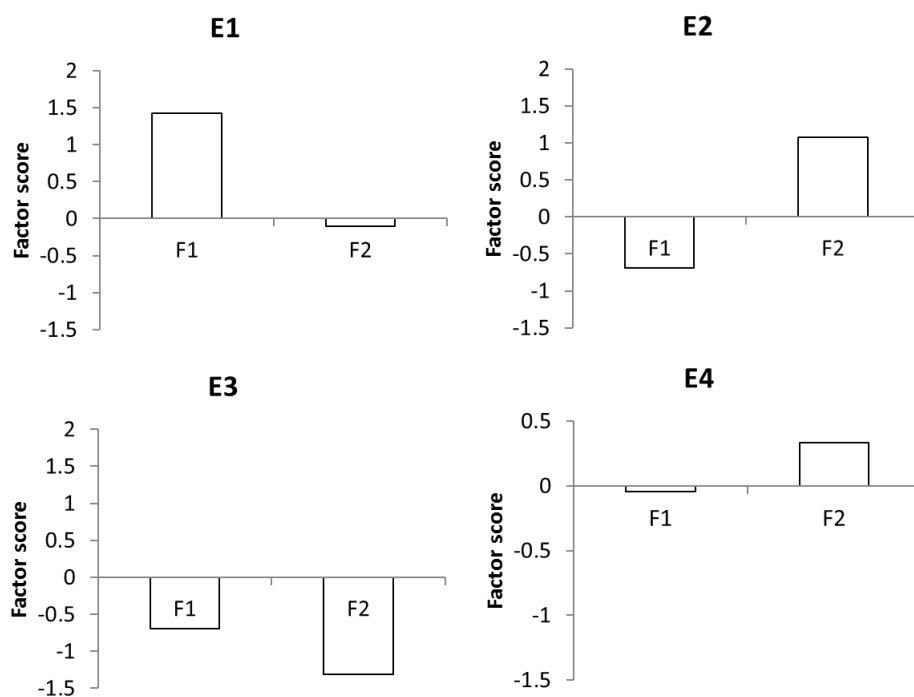


Figura 17. *Factor scores* estimados para cada estação amostral do SES-SV no período chuvoso (verão).

Observa-se que, para o fator 1 (F1), apenas a estação 1 apresenta valor positivo, destacando as características ambientais a efeitos positivos à biota. Já para o fator 2 (F2) as estações 2 e 4 apresentaram valores positivos e ressalta efeitos adversos à biota (EBI e REP) em decorrência do aumento do teor de matéria orgânica. Associações semelhantes não foram observados no trabalho de Pereira et al. (2008) no projeto do ECOMANAGE.

4.3 Comparações inverno-verão

As diferenças observadas entre os períodos indicam maiores impactos ao ambiente no inverno sendo que tais resultados podem ter sido influenciados pela menor intensidade das chuvas nessa estação que permite para o verão maior diluição e renovação das águas estuarinas (PEREIRA et al., 2008).

Comparando-se os resultados entre os períodos de inverno e verão é possível observar que não houve diferenças quanto às características sedimentológicas, com predomínio de areia fina sobre as outras frações granulométricas. Para a presença

de metais ambos os períodos apresentaram concentrações baixas com apenas uma exceção do limite estabelecido no padrão canadense para uma estação do período de inverno. Apesar dessas baixas concentrações, valores menores foram obtidos no verão em relação ao inverno, com exceção das concentrações de mercúrio que sofreram um aumento.

Já as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos foram baixas nas duas estações, não excedendo os limites quantificáveis em nenhum dos casos. Concentrações de tensoativos aniônicos foram maiores no inverno do que no verão, onde os valores estiveram abaixo dos limites quantificáveis.

Para os testes de toxicidade as estações 3 e 4 (Largo da Pompeba e Mar Pequeno, respectivamente) apresentaram aumento da reprodução de *Nitocra* sp. no verão, tendo a região do Mar Pequeno um sucesso reprodutivo muito maior do que no inverno, onde essa estação foi a com maior toxicidade. Apesar da queda da toxicidade no verão, as estações 1 e 2, ambas inseridas no Canal de Santos, continuaram tóxicas.

A estrutura da comunidade bentônica sofreu alterações entre os dois períodos, porém ambos com maior desestruturação na estação 4, localizada na região do Mar Pequeno, que apresentou a menor riqueza, diversidade e maior dominância. O oposto foi observado para a estação 1 e 2 que apresentaram maior riqueza e diversidade, dentro da faixa de ausência da degradação provavelmente em decorrência da maior estabilidade nas condições ambientais devido à presença da cunha salina. Através de análise de distância de Bray Curtis utilizando-se os grupos taxonômicos encontrados nas estações amostrais dos dois períodos foi possível observar similaridade entre os dois períodos para a estação 2 com maior diferença entre os períodos observada para a estação 3, onde os grupos taxonômicos encontrados no inverno se agruparam em uma ramificação diferente das demais estações (Figura 18).

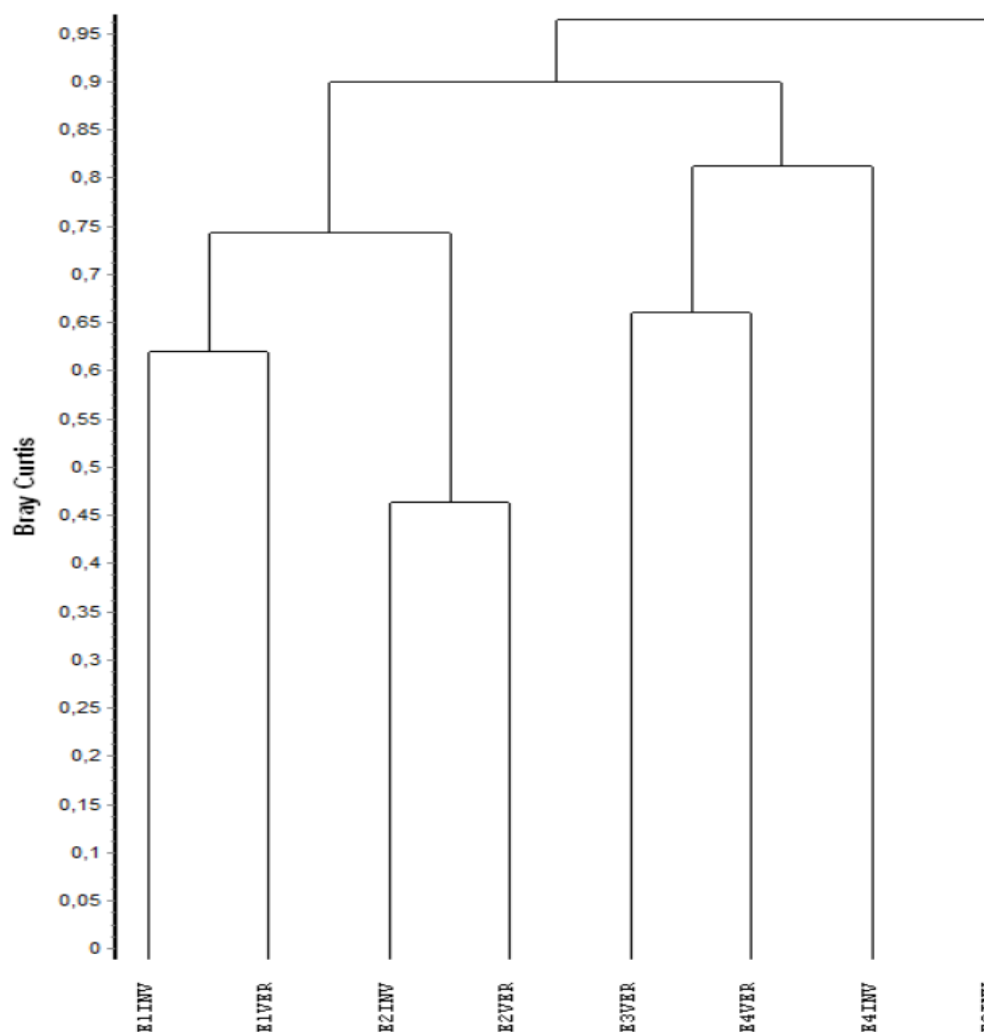


Figura 18. Agrupamentos formados entre as diferentes estações e o período de coleta (inverno e verão) com os dados dos grupos taxonômicos (UPGMA).

Apesar de não existirem muitas semelhanças entre os períodos amostrais quanto as integrações de todas as análises obtidas através de análise fatorial, tanto inverno como verão, geraram um fator que indicassem o aumento do teor de matéria orgânica para a região do Mar Pequeno, porém apenas no verão a análise indicou efeito tóxico e adverso à comunidade bentônica nessa estação.

5. CONCLUSÕES

Apesar de não terem sido observadas diferenças na composição granulométrica entre as diferentes estações amostrais, observou-se maior percentual de matéria orgânica no Mar Pequeno, inserido no Canal de São Vicente para ambos os períodos do ano. A menor proporção de prole por fêmea de *Nitocra* sp. foi observada na mesma área para inverno e na região do TECON para verão, indicando maior toxicidade nessas estações.

Baixas concentrações de metais e tensoativos aniônicos foram obtidas ao longo das estações de coleta nos dois períodos, com excedências do TEL apenas para cobre e maiores valores para compostos de detergentes no período de inverno para a região do Mar Pequeno. As concentrações de HPA não excederam os limites quantificáveis em nenhuma das estações amostrais nos dois períodos, com menores valores quando comparados à literatura prévia.

Para a estrutura da fauna bentônica, observou-se maior dominância e menor diversidade para o Mar Pequeno, o inverso observado no Largo do Canéu para ambos os períodos. Através da análise fatorial foi possível observar o aumento do teor de matéria orgânica para a região do Mar Pequeno com efeito tóxico e adverso à comunidade bentônica nessa estação apenas para verão.

Diante disso, pode-se concluir que o SES-SV apresenta baixa qualidade dos sedimentos em determinadas estações, principalmente na estação 4 (Mar Pequeno), uma vez que estes fatores foram relacionados à toxicidade e à alteração da estrutura da comunidade bentônica. A qualidade ambiental foi melhor para o período chuvoso, porém, ainda foi baixa na área inserida no Canal de São Vicente, corroborando com estudos prévios, tais como o ECOMANAGE, que indicavam essa região como potencialmente degradada devido ao lançamento sem tratamento dos efluentes domésticos no estuário, porém, demonstrando menores valores ao longo do intervalo de 10 anos entre os estudos de qualidade ambiental integrada desenvolvidos na área.

Portanto, o método da Tríade de Qualidade de Sedimentos se mostrou eficiente na avaliação da qualidade do ambiente bentônico e reforça, através dos resultados obtidos, a necessidade de monitoramentos ambientais e estudos que foquem a qualidade ambiental de forma integrada na área estudada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABESSA, D.M.S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos, SP, Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 2002. 290p.
- ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M.; TOMMASI, L. R. Algumas considerações sobre o emprego da Tríade de Qualidade de Sedimento no estudo da contaminação marinha. **Relatório Técnico da Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 42, p. 1-12, 1998.
- ABESSA, D. M. S. et al. Influence of a brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 875-885, 2005.
- ABNT NBR 13.600. Associação Brasileira de Normas Técnicas. – Solo: Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440°C. Rio de Janeiro. NBR 13.600, 1996.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA; COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras – água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. 2011. Brasília (326p.).
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: SIMPOSIO DEL AGUA EM ANDALUCÍA (SIAGA), 4., 1996, Almeria. **Anais...** Granada: ISBN, 1993.
- AMARAL, A.C.Z.; RIZZO, A.E; ARRUDA, E.P. **Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil**. São Paulo: EdUsp. 287p. 2006.
- BARETTA, M. M (Eds). **Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America**. Lisboa: IST Press, 2008, p. 175-182. BLABER, S. J. J. et al. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. **ICES Journal of Marine Science**, Oxford, v. 57, p. 590-602. 2000.
- BÍCEGO, M. C. et al. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1784-1832, 2006.

- BORDON, I. C. A. C. et al. Metal concentration in sediment,s from the Santos Estuarine System: a recent assessment. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 22, p. 1858-1865, 2011.
- BORGES, R. P. B. et al. 2008. Zoobenthos of the santos estuarine system. In: NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. **Perspectives on integrated coastal zone management in South America**. IFT Press, 2008.
- BRAULT, T. S.; BOURGET, E. Structural changes in an estuarine subtidal epibenthic community: biotic and physical causes. **Marine Ecology Progress Series**, Canadá, v. 21, p. 63-73, 1985.
- BROWN, S. S. et al. Effects of sediment contaminants and environmental gradients on macrobenthic community trophic structure in Gulf of Mexico estuaries. **Estuaries**, Mississippi, v. 23, p. 411-424, 2000.
- BURUAEM, L.M. et al. Integrated quality assessment of sediments from harbor areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 179-189, 2013.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Belo Horizonte, v. 6, p.71-82, 2000.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME), 2014. **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. Summary Tables. Disponível em: <www.ccme.ca>.
- CDB. Conquiologistas do Brasil. Disponível em: <http://conchasbrasil.org.br>.
- CASTRO, P., HUBER, M. E. **Biologia Marinha**. São Paulo: Artmed. 2002. 461p.
- CESAR, A. **Análisis ecotoxicológico integrado de la contaminación marina en los sedimentos de la costa de Murcia: el caso de Portmán, sudeste – España**. Tese (Doutorado). Universidad de Murcia, 2003. 254p.
- CESAR, A. et al. Ecotoxicological assessment of sediments from the Santos and São Vicente Estuarine System-Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 54, p. 55-63, 2006.
- CESAR, A. et al. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). **Environment International**, v. 33, p. 429-435, 2007.

CESAR, A., et al. A simple approach to integrate the ecotoxicological and chemical data for the establishment of environmental risk levels. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 52, p. 233-240, 2009a.

CESAR, A., et al. Integrative ecotoxicological assessment of sediment in Portmán Bay (southeast Spain). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 1832-1841, 2009b.

CESAR, A. et al. Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo – Brazil): An integrated approach. **Science of the Total Environment**, p. 679-687, 2014.

CHAPMAN, P. M. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. **Science of the Total Environment**, p. 815-852, 1990.

CHAPMAN, P. M.; LONG, E. R. The use of bioassays as parte of a comprehensive approach to marine pollution assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 14, n. 3, p. 81-84, 1983.

CHOUERI, R. B. et al. Development of site-specific sediment quality guidelines for North and South Atlantice littoral zones: Comparison against national and international sediment quality benchmarks. **Journal of Hazardous Materials**, v, 170, p. 320-331, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Qualidade das águas litorâneas do Estado de São Paulo. Balneabilidade das praias 2004. São Paulo (183p.) **Série Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente**. CETESB, 2004. ISSN 01034103.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 454 de 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Revoga as resoluções CONAMA 344/04 e 421/10.

CORBISIER, T. N. Benthic macrofauna os sandy intertidal zone at Santos estuarine system, São Paulo, Brazil. **Boletim do Instituo Oceanográfico**, São Paulo, v. 39, p. 1-13, 1991.

DAY JR., J. W. et al. **Estuarine ecology**. 2 ed. New York: Wiley-Interscience Publication. 1989. 577p.

DELVALLS, T. A.; CHAPMAN, P. M. Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cádiz (Spain) and San Francisco Bay (USA), usind the sediment quality triad and multivariate analysis. **Ciencias Marinas**, v. 24, n. 3, p. 313-336, 1998.

- DUARTE, A. A. L. S. et al. Effect of residence times on River Mondego estuary eutrophication vulnerability. **Water Science and Technology**, Coimbra, v. 44, p. 329-336, 2001.
- FAUCHALD, K. **The Polychaete worms: definitions and Keys to the orders, families and genera**. Natural History Museum of Los Angeles County, 190p. 1977.
- FENILI, L.H., et al. 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, 5. 2011, São Paulo. **Resumos**. Santos, 6p.
- 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.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, 2012. 112p.
- FRANCESCO, C. G.; ISLA, F. I. The life cycle and growth of *Heleobia australis* (D'orbigny, 1835) and *H. conexa* (Gaillard, 1974) (Gastropoda: Rissooidea) in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina). **J. Molluscs Studies**, v. 70, p. 173-178, 2004.
- GESAMP. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution. **Reports and Studies: Monitoring biological variables related to marine pollution**. 12ed. UNESCO, 1980. 32 p.
- GOBBATO, G. M. **Avaliação do gradiente de contaminação por elementos metálicos e hidrocarbonetos nos sedimentos desde a zona costeira do Sistema Estuarino de Santos e São Vicente até o Parque Estadual Marinho da Laje de Santos**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, 2012. 178p.
- GOLDENSTEIN, L. **A industrialização da Baixada Santista**. Coleção Teses e Monografias, N.7. Universidade de São Paulo, Instituto de Geografia. São Paulo, SP. 1972, 342p.
- HAMMER, O., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*.
- HARRIS, J. H.; SILVEIRA, R. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. **Freshwater biology**, v. 41, p. 235-252, 1999.
- HARTLEY, J. P.; DICKS, B. Macrofauna of subtidal sediments using remote sampling. In: BAKER, J. M.; WOLFF, W. **Biological surveys of estuaries and coasts**. 1. ed. Reino Unido: Cambridge University Press, 1987. cap. 5, p. 106- 130.

- HATJE, V. et al. Trace metals and benthic macrofauna distribution in Camamu Bay, Brazil: Sediment quality prior oil and gas exploration. **Marine Pollution Bulletin**, Salvador, v. 56, p. 348-379, 2008.
- HORTELLANI, M. A. et al. Evaluation of Mercury contamination in sediments from Santos-São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc**, v. 16, n. 6^a, p. 1140-1149, 2005.
- HORTELLANI, M. A. et al. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos-São Vicente. **Química nova**, v. 31, p. 10-19, 2008.
- LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. **Lewis Publisher**, Florida, p.187-215.1994.
- LONG, E. R.; CHAPMAN, P. M. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. **Marine Pollution Bulletin**, v. 16, n. 10, p. 405-415, 1985.
- LOPES, M.L.; RODRIGUES, A. M.; QUINTINO, V. Ecological effects of contaminated sediments following a decade of no industrial effluents emissions: The Sediment Quality Triad approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 87, p. 117-130, 2014.
- 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.
- MARTÍN, P. R. Evidence for parthenogenesis and natural imposex in the Patagonian freshwater snail *Heleobia hatcheri* (Gastropoda: Hyrobiidae). **J. Molluscs Studies**, v. 68, p. 291-295, 2002.
- MATEUS, M. et al. Coastal zone management in South America with a look at three distinct estuarine systems. In: NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. **Perspectives on integrated coastal zone management in South America**. IFT Press, 2008.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Parecer nº 42 de 2011**. Análise de atendimento aos programas do Plano Básico Ambiental da Dragagem de Aprofundamento no Porto de Santos. 2011.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Parecer nº 6041 de 2013**. Análise de atendimento às condicionantes das licenças de dragagem de manutenção do Porto de Santos. 2013.

- MIRANDA, P. T. C. et al. Comunidades bentônicas em raízes de *Rhizophora mangle* L., no manguezal do rio Ceará (Ceará – Brasil). **Arquivo de Ciências do Mar**, Ceará, v. 27, p. 101-110, 1988.
- MUNIZ, P.; VENTURINI, N. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande Stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, p. 409-420, 2001.
- NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. **Perspectives on integrated coastal zone management in South America**. IFT Press, 2008.
- NEVES, R. A.; ECHEVERRÍA, C. A.; PESSOA, L. A. Resposta da espécie *Heleobia australis* (Gastropoda: Hydrobiidae) a variações de salinidade e exposição a hidrocarbonetos. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 24, n. 2, p. 19-25, 2011.
- NÚCLEO DE PESQUISAS HIDRODINÂMICAS. **Relatório Parcial 01**: Implantação de sistema de monitoramento e previsão da qualidade da água por meio de modelagem numérica ambiental e desenvolvimento de base de dados na Bacia Hidrográfica do estuário de Santos-São Vicente. Santos, 2014.
- OLIVEIRA, V. P.; MARTINS, O. A.; SILVA, R. I. V. Redução da espessura da chapa de alumínio pela utilização de hidróxido de sódio – uma revisão. **Revista Eletrônica de Educação e Ciência**, v. 2, p. 19-26, 2012.
- ORNELAS, R. S. **Relação porto/cidade: o caso de Santos**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo. 140p. 2008.
- OURIVES, T. M. S.; RIZZO, A. E.; BOEHS, G. Composition and spatial distribution of the benthic macrofauna in the Cachoeira River estuary, Ilhéus, Bahia, Brazil. **Revista de Biologia Marina y Oceanografía**, v. 46, n. 1, p. 17-25, 2011.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. 1.ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986. 434 p.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Ed. 5. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 612 p.
- PEARSON, T.H., ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology: Annual Review**, London, v. 16, p. 229-311, 1978.
- PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 2002. 382p.
- PEREIRA, C. D. S. et al. 2008. Potential use of ecological tools to lead public policies: an integrative approach in the Santos Estuarine System. In: NEVES, R.;

- BARETTA, J.; MATEUS, M. **Perspectives on integrated coastal zone management in South America**. IFT Press, 2008.
- RAMOS, S. S. C. **Efeito da salinidade sobre a velocidade de queda de sedimentos finos de uma bacia portuária**. Dissertação (Mestrado). Técnico Lisboa. 96f. 2013.
- RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**, New York, p. 195-233, 1993.
- SANTOS, E. O. Características climáticas. In: AZEVEDO, H. **A Baixada Santista: Aspectos geográficos**. EDUSP, 1965.
- SILVA, G. Structure and dynamics of soft-bottom benthic macroinvertebrates communities, a case study in the Tagus Estuary. **Hydrobiology**, Lisboa, v. 555, p. 115-128, 2006.
- SIQUEIRA, G. W. et al. Evolução do impacto ambiental causado por matéria orgânica, mercúrio e arsênio nos sedimentos de fundo do sistema estuarino de Santos, **Geochim. Brasil.**, v. 18, p. 54-63, 2004.
- SOUSA, E.C.P.M. et al. 2008. Sediment quality of the Santos estuarine system. In: NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. **Perspectives on integrated coastal zone management in South America**. IFT Press, 2008.
- SOUSA, E.C.P.M. et al. Review of ecotoxicological studies of the marine and estuarine environment of the Baixada Santista (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 62, p. 133-147, 2014.
- SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 1973. 307 p.
- TOMMASI, L. R. **Considerações ecológicas sobre o Sistema Estuarino de Santos, São Paulo**. Tese (Livre Docência). Universidade de São Paulo, 1979.
- TORRES, R. J. et al. Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. **J Soils Sediments**, v.9, p. 420-432, 2009.
- WEISBERG, S. B. et al. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. **Estuaries**, v. 20, p. 149-158, 1997.