



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



THÚLIO RIGHETI CORRÊA

**Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da
qualidade ambiental e potencial bioinvasão**

NITERÓI

2022

THÚLIO RIGHETI CORRÊA

**Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da
qualidade ambiental e potencial bioinvasão**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências.
Área de concentração: Biogeoquímica.

Orientador: Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca

Co-orientadora: Dr^a Danieli Lima da Cunha

NITERÓI

2022

THÚLIO RIGHETI CORRÊA

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO FERRAMENTA NA AVALIAÇÃO
DA QUALIDADE AMBIENTAL E POTENCIAL BIOINVASÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.
Área de concentração: Biogeoquímica.

Aprovada em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca (Orientador)
Departamento de Geologia e Geofísica Marinha - UFF

Dr^a. Danieli Lima da Cunha (Co-orientadora)
Departamento de Geologia e Geofísica Marinha - UFF

Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto
Departamento de Geologia e Geofísica Marinha - UFF

Prof^a Dr^a. Sarah Dario Alves Daflon
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

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

C824m Corrêa, Thúlio Righeti
Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na
avaliação da qualidade ambiental e potencial bioinvasão /
Thúlio Righeti Corrêa ; Estefan Monteiro da Fonseca,
orientador ; Danieli Lima da Cunha, coorientadora. Niterói,
2022.
61 f. : il.
Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Niterói, 2022.
DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PPGDOT.2022.m.11430714760>
1. Bioinvasão. 2. Macrofauna bentônica. 3. Estuários. 4.
Canal do porto de Santos. 5. Produção intelectual. I.
Monteiro da Fonseca, Estefan, orientador. II. Lima da Cunha,
Danieli, coorientadora. III. Universidade Federal Fluminense.
Instituto de Geociências. IV. Título.
CDD -

DEDICATÓRIA

Caminhando na certeza do desenvolvimento e do compartilhamento, dedico essa dissertação a todos que, de algum modo, fizeram parte de minha jornada e contribuíram para que eu chegasse até aqui.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, muito obrigado ao meu orientador e amigo, Dr. Estefan Monteiro da Fonseca, que tão generosamente me indicou os pilares para construção de minha trajetória acadêmica, guiando-me e me incentivando em todos os momentos deste longo e intenso processo. Seria impossível para mim retribuir todo o inestimável apoio e direcionamento que ele me forneceu.

Minha profunda gratidão a Tânia Righeti, minha mãe, pela vida que me deu, por ser minha base e meu abrigo.

Agradeço a meu namorado, Adriano Pedrosa, pelos incontáveis conselhos, acolhimento e muita benevolência com a finalização de meu mestrado – ele é luz em minha vida.

Obrigado a toda minha família de sangue e de coração, que sempre torce e vibra com minhas conquistas.

Expresso minha gratidão à co-orientadora, Dr^a. Danieli Cunha, pela paciência e disponibilidade, que me permitiram expandir meu conhecimento.

Agradeço ainda aos demais membros da banca examinadora, ilustres Professores Dr. José Antônio Baptista Neto e Dra. Sarah Dario Alves Daflon.

Um agradecimento especial a minha amiga Jéssica de Freitas Delgado, que sempre se prontificou a me auxiliar na construção e compreensão dos elementos desta presente pesquisa.

Por fim, agradeço sinceramente ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense (PPGDOT—UFF), por me oferecer a excepcional oportunidade de pesquisar um tema tão relevante.

RESUMO

Uma das principais questões ambientais em regiões estuarinas é a bioinvasão, ou seja, o estabelecimento e expansão de uma espécie exótica invasora em um ambiente novo, uma vez que estas podem causar danos às espécies nativas, afetando todo o ecossistema local. Com o intuito de avaliar a progressão de colonização da bioinvasão da fauna bentônica, três placas de recrutamento foram posicionadas no canal do Porto de Santos em dois períodos, de abril a julho e de agosto a setembro de 2019. A estratificação halina foi observada na porção mais interna do canal, assim como baixos valores de oxigênio dissolvidos, o que indica a possível ocorrência de eutrofização na área de estudo. Dentre os táxons identificados, foram encontradas seis espécies exóticas para o litoral brasileiro, que em geral, prosperam particularmente bem em ambientes estuarinos poluídos. A diversidade foi baixa em razão da preponderância monoespecífica da *Branchiomma luctuosum*, correspondendo 73,4% das placas de recrutamento na primeira campanha e 42,4% na segunda campanha, o que sugere uma preponderância monoespecífica. Foi observado um padrão gradiente nas médias do biovolume entre os pontos de amostragem, que por sua vez, tende a ser mais alto no ponto localizado próximo ao mar, apesar da inexistência de diferenças significativas entre eles. Os dados observados neste estudo podem servir de base para futuros programas de monitoramento e mitigação de espécies exóticas invasoras na área do Porto de Santos, reduzindo assim os impactos nocivos sobre o ecossistema estuarino presente.

Palavras-chave: bioinvasão; macrofauna bentônica; estuários; canal do Porto de Santos.

ABSTRACT

One of the main environmental issues in estuarine regions is bioinvasion, that is, the establishment and expansion of an invasive exotic species in a new environment since these can cause damage to native species, affecting the entire local ecosystem. In order to evaluate the colonization progression of the bioinvasion of the benthic fauna, three recruitment plates were positioned in the channel of the Port of Santos in two periods, from April to July and from August to September 2019. Haline stratification was observed in the innermost portion of the channel, as well as low values of dissolved oxygen, which indicated the possible occurrence of eutrophication in the study area. Among the identified taxa, six exotic species were found on the Brazilian coast, which, in general, thrive particularly well in polluted estuarine environments. Diversity was low due to the monospecific preponderance of *Branchiomma luctuosum*, corresponding to 73.4% of recruitment boards in the first campaign and 42.4% in the second campaign, which suggests a monospecific preponderance. A gradient pattern was observed in the biovolume averages between the sampling points, which, in turn, tended to be higher at the point located near the sea, despite the inexistence of significant differences between them. The data observed in this study can serve as a basis for future programs for monitoring and mitigating invasive alien species in the port area of Santos, thus reducing the harmful impacts on the present estuarine ecosystem.

Keywords: bioinvasion; benthic macrofauna; estuaries; Santos harbor channel

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 Mapa da localização do canal do Porto de Santos (SP, Brasil), com os pontos de amostragem..... | 23 |
| Figura 2 Placas de assentamento de policloreto de vinila (PVC), com as presilhas de fixação no cabo de placas, para análise de espécies exóticas invasoras no canal do Porto de Santos, SP..... | 26 |
| Figura 3 Saco de lona de nylon de alta resistência preenchido com 20 kg de brita média, utilizado como contrapeso nos cabos de placas, para análise de espécies exóticas invasoras no canal do Porto de Santos, SP. | 26 |
| Figura 4 As três placas de assentamento já fixadas no cabo para uma das três profundidades amostradas no canal do Porto de Santos, SP. | 27 |
| Figura 5 (a) Instalação da haste tubular (90 mm x 2 m) e (b) Cabo de placas fixado na haste tubular, ambos no ponto P-01 em uma estrutura portuária já existente no canal do Porto de Santos, SP. | 27 |
| Figura 6 Sistema de amarração de duas pontas do ponto P-04 na estrutura portuária, realizado no canal do Porto de Santos, SP. | 28 |
| Figura 7 Detalhe do cabo de sustentação das placas cortado no ponto P-03 no canal do Porto de Santos, SP. | 29 |
| Figura 8 Detalhe das placas de assentamento recuperadas em um dos pontos de amostragem no canal do Porto de Santos, SP. | 30 |
| Figura 9 Parâmetros físico-químicas da coluna d'água ao longo do canal do Porto de Santos, com a média (x), mediana (–), mínima, máxima e quartis. | 33 |
| Figura 10 Zona eufótica (Zeu) ao longo do canal do Porto de Santos, SP..... | 35 |
| Figura 11 <i>Hidroides elegans</i> . Fonte: (Florida Museum of Natural History, 2017)..... | 38 |
| Figura 12 <i>Branchiomma luctuosu</i> . Fonte:(Amaral, 2009). | 39 |
| Figura 13 <i>Bugula neritina</i> . Fonte: (Vieira, 2010)..... | 40 |
| Figura 14 <i>Styela plicata</i> . Fonte: (Rocha, 2021)..... | 42 |
| Figura 15 <i>Clavelina oblonga</i> . Fonte: (Dias, 2021)..... | 43 |
| Figura 16 <i>Botrylloides giganteus</i> . Fonte: (Tracy, 2021). | 44 |
| Figura 17 Representação gráfica do resultado da Análise de Correspondência Canônica (ACC) considerando a cobertura dos diferentes táxons, as variáveis ambientais mensuradas, | |

profundidade e distância em relação ao mar. Autovalores de 0,445 para o eixo 1 e de 0,119 para o eixo 2, com percentual de explicação de 73,43% e 19,70%, respectivamente. Código de nomenclatura dos pontos amostrados seguido desufixo: _p1 = período 1 de amostragem (abril-julho 2019); _p2 = período 2 de amostragem (agosto-setembro 2019), observados no canal do Porto de Santos, SP.45

Figura 18 Médias de biovolume de organismos encontrados nas placas de assentamento em diferentes pontos, nos dois períodos de amostragem, no canal do Porto de Santos, SP. Barras vermelhas = 1º Período (abril a julho de 2019); barras azuis = 2º Período (agosto a setembro de 2019).47

Figura 19 Médias de biovolume de organismos encontrados nas placas de assentamento nas diferentes profundidades e nos dois períodos de amostragem no canal do Porto de Santos (SP). Barras vermelhas = 1º Período (abril a julho de 2019); barras azuis = 2º Período (agosto a setembro de 2019).47

Figura 20 Médias de biovolume de organismos encontrados nas placas de assentamento, considerando os pontos P-01 e P-02, nos dois períodos de amostragem, no canal do Porto de Santos, SP. Período 1 (abril a julho de 2019); Período 2 (agosto a setembro de 2019).48

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 Coordenadas dos pontos de amostragem das placas de assentamento para análise de espécies exóticas invasoras bioincrustantes no canal do Porto de Santos, SP. | 25 |
| Tabela 2 Períodos de amostragem e suas respectivas datas de instalação, para análise de espécies exóticas invasoras bioincrustantes no canal do Porto de Santos, SP. | 29 |
| Tabela 3 Listagem dos diferentes filos de organismos encontrados, com sua respectiva identificação taxonômica, percentual total de cobertura nas placas de assentamento analisadas, e classificação quanto à origem (N = nativo, E = exótico, C = criptogênio, observados no canal do Porto de Santos, SP. | 37 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAAP - Associação Americana de Autoridades Portuárias
ACC - Análise de Correspondência Canônica
ANOVA - Análise de Variância
BBI - *Belgium Biotic Index*
BMWP - *Biological Monitoring Working Party*
CDB - Convenção sobre Diversidade Biológica
CIPP - Convenção Internacional sobre a Proteção de Plantas
CITES - Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção
CODESP - Companhia Docas do Estado de São Paulo
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA - *Environmental Protection Agency*
FUNBIO - Fundo Mundial para o Meio Ambiente
HPAs - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IMO - *International Maritime Organization*
LAGEMAR – Laboratório de Geologia Marinha
OD - Oxigênio Dissolvido
PCBs - Bifenilas Policloradas
pH –Potencial Hidrogeniônico
PIB - Produto Interno Bruto
PND2 - Plano Nacional de Dragagem 2
PVC - Policloreto de Vinila
RIVPACS - *River Invertebrate Prediction and Classification System*
SEP - Secretaria Especial de Portos
TBI - *Trent Biotic Index*
UFF – Universidade Federal Fluminense
UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro
WWF - World Wide Fund

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 12 |
| 2. REFERENCIAL TEÓRICO | 14 |
| 2.1 SAÚDE DE ECOSISTEMAS | 14 |
| 2.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS | 15 |
| 2.3 ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS | 17 |
| 2.4 BIOMONITORAMENTO COMO FERRAMENTA PARA PRESERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMBIENTES AQUÁTICOS | 19 |
| 3. HIPÓTESE DE TRABALHO | 21 |
| 4. OBJETIVOS | 22 |
| 4.1 OBJETIVO GERAL | 22 |
| 4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 22 |
| 5. ÁREA DE ESTUDO | 23 |
| 6. METODOLOGIA | 25 |
| 6.1 MONTAGEM DAS ESTRUTURAS PARA ANÁLISE DAS ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS | 25 |
| 6.2 RECUPERAÇÃO/SUBSTITUIÇÃO DAS PLACAS DE ASSENTAMENTO | 28 |
| 6.3 ANÁLISE DAS PLACAS RECUPERADAS | 30 |
| 7. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 32 |
| 7.1 CARACTERIZAÇÃO DA COLUNA D'ÁGUA | 32 |
| 7.2 IDENTIFICAÇÃO DOS ORGANISMOS | 35 |
| 7.3 PADRÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE DISTRIBUIÇÃO DOS ORGANISMOS E SUA RELAÇÃO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS MENSURADAS | 44 |
| 7.4 PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO BIOVOLUME | 46 |

8. CONCLUSÕES

49

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

50

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação faz parte do projeto de execução do Plano Nacional de Dragagem 2 (PND2), de responsabilidade da antiga Secretaria Especial de Portos (SEP), e consta de oito tópicos, a saber: Introdução; Fundamentação teórica; Hipótese do trabalho; Objetivos; Área de estudo; Metodologia; Resultados e Discussão; e, Conclusão.

A mesma foi realizada seguindo os critérios de pesquisa, através de trabalho de campo e análise laboratorial, com o intuito de avaliar a dinâmica da colonização macrobentônica e sua distribuição em estruturas artificiais, bem como o potencial processo de bioinvasão de algumas espécies no canal do Porto de Santos – um dos sistemas estuarinos mais importantes do Brasil, que por sua relevância estratégica, de cunho econômico e social, possui significativo impacto ambiental por meio de ações antrópicas.

A metodologia utilizada foi adequada para atender o objetivo do estudo e quanto à bibliografia pesquisada, esta foi composta em sua maioria por teses/dissertações e periódicos científicos sobre o mesmo tema.

Através dos dados obtidos foi produzido um artigo, que por sua vez, foi submetido à revista internacional *Environmental Monitoring and Assessment*.

1 INTRODUÇÃO

Os estuários, zona de transição entre os continentes e o oceano, estão constantemente sujeitos a alterações morfodinâmicas impulsionadas por processos continentais e marinhos (Darlymple, 2011). Nos últimos anos, têm sido bastante impactados pela ação antrópica sobre os seus corpos d'água e suas respectivas bacias de drenagem, ocorrendo modificações físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos, em diferentes graus. Exemplos disso são: lançamento *in natura* de esgoto doméstico e industrial, construção de represas e canais, atividades de mineração, entre outros (Callisto et al., 2001).

Um significativo problema em regiões estuarinas é a bioinvasão. Esta consiste na chegada, estabelecimento e expansão de uma espécie exótica invasora em um ambiente novo, tendo como causa a intervenção humana intencional ou não (Vitule & Prodócimo, 2012). A proliferação dessas espécies exóticas pode causar danos às espécies nativas, afetando a estrutura e o funcionamento do ecossistema local (Vitule & Prodócimo, 2012).

Os bioinvasores causam danos ecológicos, econômicos e sanitários, constituindo uma ameaça à biodiversidade de muitas regiões. A detecção precoce das espécies exóticas acaba se tornando o controle mais eficiente da bioinvasão, uma vez que, o estabelecimento de uma nova espécie é raramente observado e muitas vezes não é registrado (Bax et al., 2001; Carlton, 2009). Portanto, o monitoramento e conhecimento da fauna local (incluindo dados genéticos, taxonômicos e ecológicos), assim como a prevenção, detecção e acompanhamento das espécies exóticas e dos seus vetores são importantes ferramentas para o controle de bioinvasores (Moraes et al., 2017).

Uma vez que as espécies não reconhecem fronteiras, o desenvolvimento de uma legislação para monitorar a introdução e controle de espécies não nativas envolve diferentes agências internacionais. Vários países possuem um programa de monitoramento de espécies bioinvasoras, com listas atualizadas de espécies exóticas, grau de ameaça e sua distribuição espacial (Tovar-Hernández et al., 2009). No Brasil, a pesquisa sobre esta temática é um assunto relativamente novo (Ferreira et al., 2009; Henriques & Casarini, 2009; Melo et al., 2010; Tomás et al., 2012). Diante disto, esse trabalho tem como objetivo principal avaliar a dinâmica da colonização macrobentônica e sua distribuição em estruturas artificiais, bem como avaliar o processo de bioinvasão no canal do Porto de Santos. Essa é uma região estuarina do estado de São Paulo, que possui um histórico de contaminação desde a década de 1950, quando foi estabelecido o maior complexo industrial da América Latina, conhecido

como Complexo Industrial de Cubatão (Santos & Silva, 2017). Os níveis de poluição química nesta área são muito bem documentados, destacando-se a necessidade de monitoramento constante sobre a qualidade d'água como prevenção à degradação ambiental e a investigação de bioinvasores na área de estudo (Aguiar & Braga, 2007; Bordon et al., 2011; Martins et al., 2011, Buruaem et al., 2013).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 SAÚDE DE ECOSISTEMAS

No final do século XX, a integração de conhecimentos básicos de ecologia e medicina sobre a influência das metas socialmente definidas para a natureza constituiu um novo campo: a Saúde de Ecossistemas. Trata-se de uma ciência integrativa que extrapola os limites do estresse ecológico e é voltada para os aspectos biofísicos dos problemas ambientais (PAHO/WHO, 2009), agregando ciências naturais, sociais e da saúde, considerando o próprio ecossistema como um paciente. Além disso, diagnostica as disfunções dos ecossistemas por meio do monitoramento de sinais e indicadores, para identificar riscos de deterioração, distinguindo assim ecossistemas saudáveis de patológicos. Também, oferece estratégias preventivas com o objetivo de minimizar os custos de intervenções pós-danos, de riscos à saúde humana e de rupturas sociais por conta da degradação ambiental (Rapport et al., 1998).

Na década de 1990, surgiram críticas à teoria e ao conceito de saúde do ecossistema. A noção de que os ecossistemas são semelhantes a organismos tanto em sua função quanto em sua estrutura, a chamada teoria do organismo, constitui uma das primeiras elaborações críticas que surgiram no período. Suter (1993) e Ehrenfeld (1992) afirmaram que os ecossistemas não são efetivamente organismos, e desse modo não têm características como a saúde. Por outro lado, uma controvérsia notável sobre a saúde do ecossistema é se ele de fato configura um conceito científico objetivo. O emprego da noção de saúde na descrição de um ecossistema nos leva a crer que possa existir um estado positivo ou negativo, maléfico ou benéfico, para tal sistema. Contudo, a interpretação ou mensuração de um ecossistema como positivo ou negativo, bom ou ruim, está necessariamente atrelada às expectativas da comunidade e da sociedade (Wicklum & Davies, 1995). Nessa perspectiva, a saúde de um ecossistema passa a ser uma noção que expressa um juízo de valor. Entretanto, tal juízo de valor sofre mudanças ao longo do tempo e, nesse sentido, não constitui um parâmetro científico objetivo, perene e isento para considerar o meio ambiente (Lancaster, 2000).

A saúde de ecossistemas aplicada aos ecossistemas aquáticos pode ser avaliada com base em três principais atributos físico-químicos: fonte de energia, qualidade de água e descarga de fluxo, além da biota constituinte e seus habitats, considerando as condições naturais. A descrição de um ecossistema é dada pelas propriedades das populações e dos fatores bióticos e abióticos que atuam em um local determinado (Callisto et al., 2001).

O equilíbrio ecossistêmico abrange objetivos e práticas da pesquisa ecológica, como a

identificação de padrões espaciais e temporais (Karr, 1991; Scrimgeour & Wicklum, 1996). Critérios como a caracterização da sua estrutura determinada por elementos biológicos interagindo com parâmetros físico-químicos, e processos fundamentais à manutenção da biodiversidade, tais como produção, consumo e decomposição de matéria orgânica, ajudam a inferir a saúde de um sistema aquático (Barbosa & Callisto, 2000).

Outro conceito importante é a avaliação da diversidade de habitats (Galdean et al., 2000). A bioversidade é definida como a variabilidade entre os organismos vivos e dos complexos ecológicos dos quais fazem parte (Groombridge, 1996). Refere-se tanto ao número de diferentes categorias biológicas quanto à sua abundância relativa (equitatividade), incluindo variabilidade ao nível local, complementaridade biológica entre habitats e variabilidade entre paisagens.

Os fatores que ajudam a discriminar entre ecossistemas considerados saudáveis e doentes (Norris e Thoms, 1999; Rapport et al., 1998) incluem:

- 1) Identificação de fatores de risco como resíduos industriais e esgoto como uma ameaça ao funcionamento dos ecossistemas;
- 2) Falta de “*stress*” estabelecido pelas condições físicas, químicas e biológicas;
- 3) Habilidade de um ecossistema se adaptar ao fatores condicionantes de supervivência (Holling, 1973).

Tanto a flora quanto a fauna que compõem um sistema aquático são influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água (geomorfologia, velocidade de corrente, vazão, tipo de substrato, tempo de retenção) e a qualidade deste está diretamente relacionada com as atividades antrópicas. Assim, as comunidades de macroinvertebrados que compõem o habitat acabam sendo afetadas pelas mudanças da qualidade de água. Em consequência disso, é crucial identificar quais variáveis físicas, químicas e biológicas afetam os organismos presentes no ecossistema (Marques et al., 1999)

2.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Os organismos bentônicos pertencem à classe de invertebrados que colonizam o sedimento de fundo dos ecossistemas aquáticos, pelo menos em uma etapa do seu ciclo de vida. Sua qualidade de macro se origina do seu tamanho, dado que são organismos que podem ser retidos em redes de malhas de 0,5 mm, segundo a Agência de Proteção Ambiental

Americana (*Environmental Protection Agency - EPA*) (U.S. **Erro! A referência de hiperlink não é válida.** EPA, 2003).

Esses macroinvertebrados aquáticos envolve uma variedade de grupos taxonômicos, como: platelmintos (planárias), anelídeos (minhocas e sanguessugas), moluscos (caramujos e bivalves), crustáceos (camarões e caranguejos), insetos, dentre outros. A maioria dos macroinvertebrados bentônicos no ambiente aquático está em sua forma juvenil, que ao completar o seu ciclo de vida imaturo, emerge da água e coloniza o ambiente terrestre a fins de reprodução (Callisto et al., 2001).

Devido à sua participação em vários processos ambientais (ciclagem da matéria, fluxo de energia, etc), são importantes componentes dos sistemas aquáticos, além de ser a principal fonte alimentar de outras espécies, consituindo assim a produção primária. Os macroinvertebrados bentônicos atuam também na liberação de nutrientes estocados nos sedimentos para a coluna d'água através da bioturbação, conhecida como o processo responsável pelo revolvimento do solo produzido por organismos (Marcos et al., 2005).

As comunidades bentônicas necessitam de um determinado período de tempo para assentar suas populações, que por sua vez, estão atreladas a condições ambientais específicas para a sua permanência no meio. Com base nisso, atuam como monitores constantes das condições ecológicas dos ambientes aquáticos, indicando tanto variações recentes quanto já ocorridas, decorrentes do lançamento de contaminantes por exemplo, que afeta a qualidade das águas e, conseqüentemente, a diversidade de habitats (Callisto et al., 2001). Portanto, no contexto de controle de qualidade de ecossistemas, a maior parte desses organismos é considerada um excelente bioindicador da qualidade da água, sendo utilizada em diversos monitoramentos devido à sua tolerância a faixas bem determinadas de mudanças no ambiente (Goulart & Callisto 2003).

Os primeiros métodos utilizando macroinvertebrados bentônicos para determinar a qualidade da água foram empregados na Europa, basicamente fundamentados nos trabalhos de Kolkwitz & Marsson (1909), que propuseram o sistema Saprobiótico Continental. Esse sistema determinou os pilares para o desenvolvimento de novos índices como *Trent Biotic Index* (TBI), *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), *Belgium Biotic Index* (BBI), *River Invertebrate Prediction and Classification System* (RIVPACS) (Rosenberg & Resh, 1993).

Dentre os múltiplos indicadores biológicos de saúde de ecossistemas aquáticos (Kay et al., 2001; Resh & Jackson, 1993; Smith et al., 1999), os macroinvertebrados bentônicos

(Chessman et al., 1999; Harris & Silveira, 1999; Kingsford, 1999), chamam atenção por vários motivos. A sua utilização como bioindicadores de poluição e alteração do meio ambiente apresentam vantagens perante outros componentes da biota aquática.

Particularmente, pode-se relevar: a presença ubíqua desses bioacumuladores atuando como organismos-sentinelas em sistemas aquáticos continentais, a sua natureza sedentária (o que facilita a análise especial das perturbações), seus ciclos de vida suficientemente longos (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil), bem como o tamanho de corpo relativamente grande (Rosenberg & Resh, 1993). Neste contexto, destacam-se ainda a amostragem adequada com técnicas padronizadas e de custo relativamente baixo; alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de poluição; e, uma abordagem matemática consolidada para o tratamento de dados (Lenat & Barbour, 1994).

2.3 ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Segundo a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) – tratado internacional multilateral sobre a proteção e o uso da diversidade biológica – espécies exóticas são aquelas que se encontram fora de sua área de distribuição natural e que prosperam em um novo ambiente (Ministério do Meio Ambiente, 2020). Já as espécies exóticas bioinvasoras podem proliferar descontroladamente e competir com as espécies nativas por recursos, geralmente favorecidas pela ausência de predadores, provocando assim a redução, extinção ou migração das espécies nativas (IBAMA, 2019; Shevalkar et al., 2020).

As invasões dessas espécies podem acontecer de maneira natural (por exemplo, ocasionadas por mudanças climáticas) ou, mais frequentemente, por meio de ações humanas. Segundo Tovar-Hernández e colaboradores (2009), existem três vetores principais responsáveis pela translocação antropogênica de espécies marinhas: introduções associadas à aquicultura; a construção de canais; e, o transporte em navios através da água de lastro. Esta última atinge proporções mais alarmantes, à medida que os navios se tornam mais numerosos pelo aumento do transporte marítimo. Também deve-se considerar os organismos incrustados nos cascos dos navios que são transportados de outros lugares, sendo, portanto, uma outra via de dispersão para introdução de bioinvasores (Cohen & Carlton, 1998).

A urbanização nas áreas costeiras é outra questão, pois acaba gerando a perda de habitats naturais, uma vez que reduz a disponibilidade de costões rochosos. E as estruturas

artificiais construídas também representam uma importante fonte de substrato disponível, cujas características podem afetar os padrões de colonização e impactar as comunidades bentônicas, pois fornecem uma oportunidade para o estabelecimento de espécies recém-chegadas (Godos et al., 2010).

Portanto, regiões portuárias e seus arredores são ambientes marinhos onde espécies exóticas bioinvasoras têm maior probabilidade de se estabelecer, principalmente devido ao fluxo de navios e pelo grande número de estruturas artificiais encontradas nesses locais (Seebens, e al., 2013; Glasby et al., 2007; Tyrrel & Byers, 2007). Com o intuito de minimizar esta problemática, com relação ao gerenciamento da água de lastro no Brasil, a legislação brasileira aconselha os navios a trocarem sua água de lastro antes de atingir 200 milhas da costa do porto em uma profundidade de pelo menos 200 m, e que a troca volumétrica deve ter uma eficiência mínima de 95%. O órgão responsável pela gestão e controle do transporte marítimo no mundo, a Organização Marítima Internacional (*International Maritime Organization* - IMO), recomenda que a troca oceânica da água de lastro, é o único procedimento disponível atualmente para diminuir o risco epidemiológico e ambiental dos deslastramentos (Serafin & Henkes, 2013).

Além do impacto sobre o ecossistema, as espécies invasoras, por favorecer a disseminação de doenças e pragas, têm impactos diretos sobre a saúde humana. Além do mais, causam prejuízos econômicos tanto por prejudicar atividades existentes, quanto pelos custos diretos associados às atividades de monitoramento, prevenção, controle e erradicação das mesmas. Pimentel e colaboradores (2001) reportam que com base em estudos realizados nos Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, África do Sul, Índia e Brasil, os danos causados por essas espécies superam centenas de bilhões de dólares.

As espécies invasoras representam um problema ambiental desafiador que demanda uma ação conjunta de esforços dos diferentes órgãos governamentais, do setor empresarial e de organizações não-governamentais, como: World Wide Fund (WWF), SEO/BirdLife, Greenpeace, Ecologistas em Ação e Amigos da Terra. Segundo Bellay e colaboradores (2016) sugerem que a bioinvasão é uma das maiores preocupações para a conservação ambiental internacionalmente, especificamente, é a segunda causa de perda de biodiversidade no planeta, logo atrás do declínio e destruição de habitats (Bellay et al., 2016).

A problemática associada às espécies exóticas tem sido abordada em diferentes esferas, em âmbitos internacionais, nacionais e regionais, como exemplos de acordos multilaterais sobre esse tema incluem: o Capítulo 11 da Agenda 21 (Convenção sobre

Biodiversidade, Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1992); a Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção (CITES, assinada pelo Brasil em 1975); a Convenção Internacional sobre a Proteção de Plantas (CIPP, de 1993); e, as Recomendações para a Prevenção da Perda de Biodiversidade causada por espécies invasoras (UICN, 2017).

O Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras foi criado no Brasil em 2005, pelo governo federal e parceiros, visando sistematizar e divulgar informações já existentes. O Ministério do Meio Ambiente reconhece a magnitude da problemática e nesse sentido, coordenou a elaboração da Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras e de planos nacionais de prevenção, controle e monitoramento. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), o Ministério do Meio Ambiente e WWF-Brasil se uniram para planejar estratégias, na busca para minimizar os impactos causados por essas espécies à biodiversidade brasileira – este projeto, conhecido como ‘Projeto Pró-Espécies’, é financiado pelo Fundo Mundial para o Meio Ambiente (FUNBIO) (FUNBIO, 2019).

2.4 BIOMONITORAMENTO COMO FERRAMENTA PARA PRESERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMBIENTES AQUÁTICOS

Há uma crescente constatação de que a degradação dos ecossistemas aquáticos atingiu níveis máximos já registrados (Bernhardt et al., 2005). Nesse contexto, a urbanização em bacias hidrográficas é associada às mudanças relevantes nas comunidades biológicas (Allan, 2004). Mudanças essas relacionadas ao incremento de lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, a graves problemas de erosão, carreamentos e assoreamentos de cursos de água devido às variações inesperadas do nível de água em períodos chuvosos, levando a uma redução das interações entre os rios e sua bacia de drenagem, devido ao aumento da temperatura da água, retirada da vegetação ripária dos rios, redução de canal e desestruturação dos habitats para as espécies aquáticas (Bernhardt et al., 2005).

Qualquer programa de biomonitoramento de qualidade de água inclui como etapa fundamental, a avaliação da qualidade dos habitats físicos, já que a biota aquática muitas vezes possui requerimentos específicos de habitats (Hannaford et al., 1997). Nesse contexto, tem-se buscado desenvolver técnicas e metodologias de baixo custo e fácil aplicação que sejam capazes e eficazes para descrever a qualidade da água. Uma das formas de realizar o

biomonitoramento é através do uso de organismos vivos ou as suas respostas para determinar a qualidade do ambiente, método utilizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), utilizando-se de macroinvertebrados bentônicos, organismos presentes na água e facilmente detectáveis a olho nu (Silveira, 2004).

Como instrumentos para manejo, gestão e conservação ambiental pode-se adotar modelos preditivos, sendo um dos enfoques o de Condições de Referência, para medir a variabilidade da biota entre locais de referência, locais estes minimamente expostos a fontes antrópicas de estresse. Segundo Bailey e colaboradores (2014) a utilização de Condições de Referência tem como vantagens: (i) define e quantifica saúde de ecossistemas; (ii) explica certa variação entre ecossistemas saudáveis; (iii) a mensuração da diferença de um local teste em relação a um local em condição de referência é a medida do efeito das fontes de estresse no ecossistema. Áreas protegidas podem ser utilizadas como áreas de referência, uma vez que conservam suas características ecológicas bem preservadas, o que possibilita a avaliação da qualidade ambiental ao compará-la com outras áreas. No Brasil, as informações técnico-científicas geradas por Universidades e Órgãos de Pesquisa são relevantes para a incorporação da abordagem dos bioindicadores de qualidade de água a na legislação e na implementação de Programas de Biomonitoramento Ambiental (Callisto et al., 2005, Callisto & Gonçalves, 2005, Moreno & Callisto, 2006).

O resultado de um Programa de Biomonitoramento está diretamente associado ao grau de envolvimento e participação dos diversos atores do processo, desde a concepção e implementação das intervenções previstas até o monitoramento biológico a longo prazo. Os resultados obtidos são a base para adoção de medidas permanentes, que promovam o manejo sustentável, que levem à manutenção dos recursos existentes para as gerações futuras. Levantar meios para a recuperação e gerência de ecossistemas aquáticos continentais não é fácil, uma vez que não se trata apenas de interesses científicos, mas interesses muitas vezes econômicos e políticos (Zandbergen, 1998).

3 HIPÓTESE DO TRABALHO

Considerando-se que:

(i) A estrutura e distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos relacionam-se a características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos;

(ii) As ações antrópicas existentes nos corpos d'água e na sua bacia de drenagem causam modificações físicas, químicas e biológicas nestes ecossistemas, relacionadas à deterioração de qualidade de água;

(iii) Atividades portuárias tendem a disseminar espécies invasoras;

A seguinte hipótese foi formulada: “Um gradiente estuarino ao longo da extensão de uma bacia hidrográfica e os potenciais agentes antrópicos influenciam na existência de um gradiente na estrutura e distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos?”

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar a dinâmica da colonização macrobentônica e sua distribuição em estruturas artificiais, bem como o seu potencial do processo de bioinvasão no canal do Porto de Santos, região estuarina do estado de São Paulo.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Examinar e interpretar as composições taxonômicas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e relacioná-los com mudanças nos valores de variáveis abióticas em diferentes pontos do canal do Porto de Santos;
- Estabelecer relações entre atividades antrópicas desenvolvidas nas áreas de amostragem e prováveis alterações na estrutura macrobentônicas;
- Analisar a possível presença de espécies exóticas invasoras bioincrustantes;
- Realizar um diagnóstico da qualidade da água da área de estudo através da análise dos parâmetros físico-químicos; e,
- Contribuir para o planejamento do biomonitoramento ecossistêmico aquático em áreas urbanas utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

5 ÁREA DE ESTUDO

O canal do Porto de Santos faz parte do Sistema Estuarino de Santos e São Vicente e possui proximadamente de 13 km de extensão, com profundidade média entre 12 e 14 metros. Está localizado, mais precisamente, a leste da ilha de Santo Amaro, interligando a parte interna do estuário até sua Baía, como é demonstrado na Figura 1.

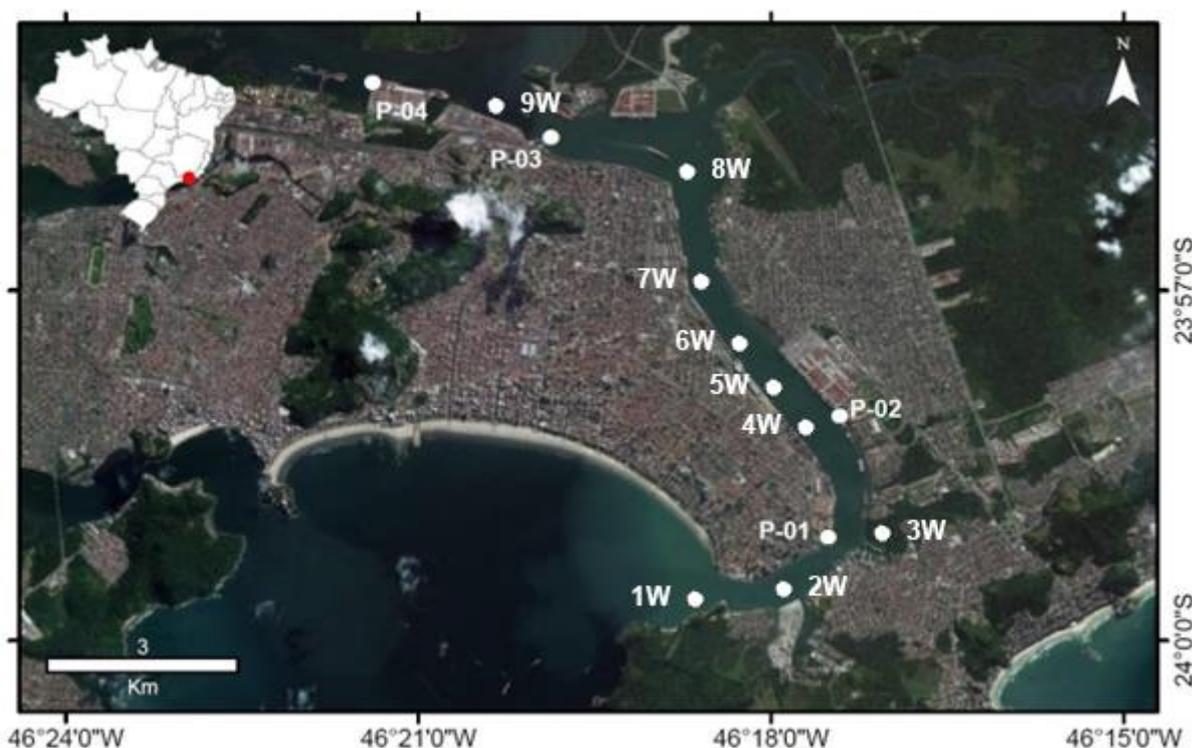


Figura 1 Mapa da localização do canal do Porto de Santos (SP, Brasil), com os pontos de amostragem.

P-01 a P-04: localização das placas de assentamento para análise de espécies exóticas invasoras bioincrustantes /
1W a 9W: análise da qualidade da água.

O Sistema Estuarino de Santos e São Vicente pertence à Baixada Santista (SP, Brasil), ocupa uma área de 2.422 km² que engloba nove municípios costeiros e uma população de 1,7 milhões de pessoas, com aumento significativo durante o verão (Sousa et al., 2014). De acordo com Goldenstein (1972), a área 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 desta Baixada. Esses canais se subdividem em um complexo sistema de marés formado por quatro seções principais de circulação: a Baía de Santos, o canal de Santos, o canal de São Vicente e o canal de Bertioga (Hortellani et al., 2005). Sendo que o canal de Santos além de receber a drenagem dos municípios de Cubatão, Santos e Guarujá, também sofre a influencia

do canal de Bertioga.

O clima da região é do tipo Af (temperatura do mês mais frio ≥ 18 °C, e a precipitação do mês mais seco ≥ 60 mm) pelo sistema climático Koppen-Geiger, e segundo Peel e colaboradores (2007), pode ser classificado como tropical quente e úmido. A maré da região é semi-diurna com desigualdades diárias, apresentando amplitudes de 0,60 m e 0,14 m para marés de sizígia e quadratura, respectivamente (Harari & Camargo, 1995). A onda de maré se propaga simultaneamente pelos canais de Santos e São Vicente e pelo canal de Bertioga (Harari et al., 1990).

É importante destacar a grande relevância econômica da região, que é caracterizada pela presença do Complexo Industrial de Cubatão, formado predominantemente por indústrias petroquímicas, siderúrgicas e de fertilizantes, e pelo Porto de Santos considerado o principal porto brasileiro. Este, segundo Associação Americana de Autoridades Portuárias (AAAP), é o porto mais movimentado da América Latina, com uma grande variedade de terminais de carga para diversos produtos, que realizam a movimentação de granéis sólidos e líquidos, contêineres e passageiros (Hortellani et al., 2005).

Vale também destacar a importância da área pelo potencial turístico e pela exploração pesqueira dos recursos proporcionados pelos manguezais (Cesar et al., 2006). Esse desenvolvimento urbano e portuário acaba colocando em risco os atributos básicos do estuário e dos ecossistemas associados, prejudicando a vida aquática, degradando a vegetação e a fauna dos manguezais e tornando restritivas as atividades recreativas e de subsistência da população local (Silva-Júnior et al., 2012).

6 METODOLOGIA

6.1 MONTAGEM DAS ESTRUTURAS PARA ANÁLISE DAS ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Com intuito de analisar as espécies exóticas bioinvasoras no canal do Porto de Santos, foram realizadas duas campanhas de amostragens, a primeira de abril a julho de 2019 e a segunda de agosto a setembro, do mesmo ano. Os pontos escolhidos para amostragem seguiram o termo de referência, com uma pequena variação acordada com a Companhia Docas do Estado de São Paulo (CODESP). As coordenadas geográficas dos pontos idealizados e efetivamente realizados são apresentadas na Tabela 1, e sua distribuição na área portuária é apresentada na Figura 1.

Tabela 1 Coordenadas dos pontos de amostragem das placas de assentamento para análise de espécies exóticas invasoras bioincrustantes no canal do Porto de Santos, SP.

| Pontos | Planejado | | Realizado | |
|--------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | Latitude | Longitude | Latitude | Longitude |
| P-01 | 23° 59' 6,86"S | 46° 17' 31,97"O | 23° 59' 6,9"S | 46° 17' 31,13"O |
| P-02 | 23° 58' 4,11"S | 46° 17' 24,80"O | 23° 58' 4,6"S | 46° 17' 25,10"O |
| P-03 | 23° 55' 44,54"S | 46° 19' 53,30"O | 23° 55' 41,13"S | 46° 19' 52,58"O |
| P-04 | 23° 55' 17,00"S | 46° 21' 26,74"O | 23° 55' 12,95"S | 46° 21' 23,44"O |

Um sistema de amarração de placas de assentamento, semelhante à utilizada por Marraffini e colaboradores (2017), foi instalado na área de estudo em diferentes profundidades (1,0 m, 3,0 m e 7,0 m), segundo a maré de sizígia. As placas de assentamento de policloreto de vinila (PVC), que mediam 15 x 15 cm e 7 mm de espessura, foram fixadas por duas presilhas de nylon, através de dois orifícios realizados próximos a vértices opostos da placa (Figuras 2). Estas estruturas de placas permaneceram submersas e, ao final de cada período, as mesmas eram recuperadas e levadas ao laboratório para identificação dos organismos.



Figura 2 Placas de assentamento de policloreto de vinila (PVC), com as presilhas de fixação no cabo de placas, para análise de espécies exóticas invasoras no canal do Porto de Santos, SP.

Para todos os pontos, o cabo de placas (constituído por um cabo de 10 mm) foi posicionado de forma pendular, a uma distância mínima de 50 cm da estrutura portuária. Como contrapeso, foi fixado na extremidade inferior um saco de lona de nylon de alta resistência preenchido com 20 kg de brita média (Figura 3). Nesta fixação foram usados dois cliques de aço de 5/16". A amarração foi realizada de forma a manter o cabo de placas tensionado, evitando movimentos e/ou choques com a estrutura portuária.



Figura 3 Saco de lona de nylon de alta resistência preenchido com 20 kg de brita média, utilizado como contrapeso nos cabos de placas, para análise de espécies exóticas invasoras no canal do Porto de Santos, SP.

No primeiro período da amostragem foram utilizadas três placas por profundidade para servirem como *backup*, sendo analisada apenas uma placa por profundidade, seguindo o preconizado no termo de referência (Figura 4). Já no segundo período, não foram utilizadas placas de *backup*, sendo analisadas todas as placas recuperadas.



Figura 4 As três placas de assentamento já fixadas no cabo para uma das três profundidades amostradas no canal do Porto de Santos, SP.

No ponto P-01, tendo em vista que a estrutura portuária se constituía por uma parede de concreto armado uniforme, foi utilizada uma haste de tubo de aço galvanizado (90 mm de diâmetro x 2 m de comprimento) para a ancoragem do cabo com as placas. Esta haste foi introduzida 1,5 m no interior de uma abertura já disponível na estrutura portuária (Figura 5). E o cabo de sustentação das placas foi fixado na outra ponta da haste, com a utilização de um clipe de aço de 5/16" (Figura 6).



(a)

(b)

Figura 5 (a) Instalação da haste tubular (90 mm x 2 m) e (b) Cabo de placas fixado na haste tubular, ambos no ponto P-01 em uma estrutura portuária já existente no canal do Porto de Santos, SP.

Para os demais pontos (P-02, P-03 e P-04) foi utilizado um sistema de amarração de duas pontas, aproveitando estacas da estrutura portuária (Figura 6). Onde, um cabo de 10 mm de diâmetro (protegido com mangueira de 4/3”) foi amarrado de forma justa no entorno de dois pilares da estrutura portuária, com a utilização de dois cliques de aço de 5/16” em cada amarração. Depois de fixado nos pilares, um cabo de placas foi amarrado utilizando outros dois cliques de 5/16” e um espaçador plástico, no meio do cabo de amarração colocadas entre os pilares (Figura 6).



Figura 6 Sistema de amarração de duas pontas do ponto P-04 na estrutura portuária, realizado no canal do Porto de Santos, SP.

6.2 RECUPERAÇÃO/SUBSTITUIÇÃO DAS PLACAS DE ASSENTAMENTO

A Tabela 2 apresenta as datas de instalação e recuperação das placas de assentamento e seus respectivos períodos de permanência em campo, de acordo com as duas campanhas amostrais realizadas.

Tabela 2 Períodos de amostragem e suas respectivas datas de instalação, para análise de espécies exóticas invasoras bioincrustantes no canal do Porto de Santos, SP.

| Período de amostragem | Instalação das placas | Recuperação das placas | Período de permanência em campo |
|-------------------------------------|------------------------------|-------------------------------|--|
| Primeiro período (Abril-Julho) | 03/04/2019 | 31/07/2019 | 119 dias |
| Segundo período (Julho-Novembro) | 31/07/2019 | 04/11/2019 | 96 dias |

Durante a recuperação/substituição das placas de assentamento, verificou-se que as estruturas instaladas em alguns pontos de amostragem, em ambas as campanhas, foram perdidas provavelmente devido à ação humana. Ao final do primeiro período de amostragem, a estrutura do ponto P-03 teve seus cabos de sustentação cortados sendo perdido o cordão de placas, placas de assentamento e bolsa de nylon (Figura 7). E ao final do segundo e último período de amostragem, toda estrutura de sustentação do P-03 e P-04 foram perdidas pelo mesmo motivo.



Figura 7 Detalhe do cabo de sustentação das placas cortado no ponto P-03 no canal do Porto de Santos, SP.

Para os demais pontos, todas as placas foram recuperadas (Figura 8). Estas foram acondicionadas em sacos *zip lock* individuais, identificadas e conservadas em álcool 70%. Em seguida, as amostras foram acondicionadas e preservadas a 4°C e enviadas para o Laboratório de Invertebrados do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM/UFRJ), localizado em Macaé – RJ, para identificação e quantificação dos organismos incrustados,

com especial atenção a possíveis espécies exóticas.



Figura 8 Detalhe das placas de assentamento recuperadas em um dos pontos de amostragem no canal do Porto de Santos, SP.

Com o intuito de mensurar dados abióticos em profundidades análogas às que as placas de assentamento se encontravam posicionadas, nos dois momentos da recuperação, foram analisados nove pontos distribuídos ao longo do canal do Porto de Santos. Parâmetros como temperatura, salinidade, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) potencial oxidação-redução (redox) e turbidez foram registrados através de uma sonda multiparâmetro (Horiba U-51) e a clorofila-a foi analisada através do método espectrofotométrico. Já a transparência da coluna d'água foi medida com um disco de Secchi, sendo os resultados usados para calcular a espessura da zona eufótica, de acordo com Poole & Atkins (1929).

6.3 ANÁLISE DAS PLACAS RECUPERADAS

No laboratório, as placas de PVC foram fotografadas e examinadas em microscópio estereoscópio (Zeiss Stemi V6), utilizando uma grade quadriculada de 15 x 15 cm, com subdivisões de 1 x 1 cm para estimar a área de cobertura de cada táxon presente na placa.

Para o levantamento de dados, foi considerada a presença de uma comunidade em camadas múltiplas nas placas, ou seja, foram considerados dois estratos, um superior e outro inferior. Em um primeiro momento foi realizada a estimativa de cobertura com todos os organismos incrustados do estrato superior (Boudouresque, 1971). Após esta primeira

triagem, os organismos deste estrato foram removidos e separados para análise posterior, sendo realizada novamente a triagem e levantamento de dados no estrato inferior.

O percentual total de cobertura de organismos nas placas foi calculado pelo somatório da cobertura do estrato superior (com o biovolume total) e do estrato inferior (após a remoção do biovolume superior). Desta forma o percentual de cobertura nas placas atingiu valores superiores a 100% devido ao efeito de camadas múltiplas (Bianchi et al., 2004). Este procedimento foi necessário devido à grande quantidade de organismos presentes nas placas, principalmente no primeiro período de amostragem.

Em seguida, o estrato superior foi analisado quanto ao biovolume de organismos desenvolvidos nas placas. O biovolume é a quantidade de espaço ocupado pelos organismos por unidade de área, e é mais apropriado para a caracterização de comunidades incrustantes aquáticas do que a biomassa (Bianchi et al., 2004). O biovolume foi estimado através da técnica da variação volumétrica, onde a biomassa de organismos foi colocada em uma proveta graduada de 1L e avolumada com álcool 70%. Em seguida o álcool foi removido e seu volume mensurado. O volume de biomassa foi calculado através da subtração do volume de álcool 70% do volume total de 1L, dividido pela área da placa em metros.

6.4 ANÁLISE DE DADOS

A cobertura dos diferentes táxons presentes nas placas foi analisada com estatística multivariada buscando evidenciar padrões espaciais e temporais de distribuição. Foi utilizada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) para verificar as possíveis relações entre as variáveis ambientais mensuradas no momento da retirada das placas, a profundidade e a localização do ponto de amostragem, com a cobertura e ocorrência dos diferentes táxons.

A significância nas diferenças observadas no biovolume entre pontos amostrados, entre profundidades e entre períodos de amostragem foi analisada com estatística univariada. Foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA) considerando os pontos de amostragens como variável independente, e outra ANOVA considerando a profundidade como variável independente para testar as diferenças espaciais observadas no primeiro período de amostragem. Para o segundo período de amostragem, devido ao menor número de pontos onde foi possível realizar a recuperação de placas, estas diferenças foram testadas por teste t, assim como a diferença encontrada entre os dois períodos de amostragem.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo estabelecido no termo de referência do presente projeto, foi analisada apenas uma placa de assentamento de cada profundidade e de cada um dos pontos. Assim, foram analisadas no total 15 placas de assentamento, sendo nove placas pertencentes aos pontos P-01, P-02 e P-04 no primeiro período de amostragem (abril a julho de 2019), e seis placas pertencentes aos pontos P-01 e P-02 para o segundo período de amostragem (agosto a setembro de 2019). Como comentado anteriormente, não são apresentados dados referentes ao P-03 para o primeiro período de amostragem e dos pontos P-03 e P-04 para o segundo período, devido a perdas das estruturas.

7.1 CARACTERIZAÇÃO DA COLUNA D'ÁGUA

Os estuários consistem em um ambiente de transição entre o continente e o mar. Seu principal parâmetro definidor é a salinidade, cuja variação depende do equilíbrio entre o despejo da água do rio e a água salina do mar aberto (Cotovicz et al., 2016). A variação da salinidade é a razão definitiva pela qual o estuário abriga comunidades de espécies únicas e processos hidrodinâmicos. Seu papel é tão importante que, se a salinidade variar, as populações de algumas espécies podem diminuir ou desaparecer, enquanto outras começam a se desenvolver (Ul-Hassan et al., 2021). No presente estudo a salinidade apresentou queda acentuada da foz à cabeceira do estuário, com valores médios entre $24,58 \pm 1,78$ (9W) e $33,46 \pm 0,30$ (1W) mostrando a influência das águas marinhas na entrada do canal (Figura 9).

No sistema estuarino de Santos, a água doce é descarregada de uma complexa bacia de drenagem com vários rios (Piaçaguera, Cubatão, Quilombo e Mogi). Assim, as águas menos densas dos rios tendem a permanecer na superfície enquanto as águas marinhas mais densas permanecem no fundo (Soares & Figueiredo 2002). Os resultados revelaram estratificação vertical especialmente nos pontos mais próximos da cabeceira, onde as diferenças entre a superfície e o fundo atingiram cinco unidades nos pontos 8W e 9W. Nos demais pontos, as diferenças de salinidade entre a superfície e o fundo variaram de 1 a 3 unidades. Os presentes resultados corroboram os achados de Aguiar & Braga (2007) que também descreveram estratificações halina na porção mais interna do canal do Porto de Santos com diferenças de 3 a 6 unidades entre águas superficiais e de fundo. Miranda e colaboradores (2012), entretanto, encontraram uma fraca estratificação vertical da coluna d'água, tanto na primavera quanto nas marés mortas no estuário de Santos, sugerindo que a

hidrodinâmica e os processos de mistura desse sistema estuarino impactam diretamente nas propriedades da água.

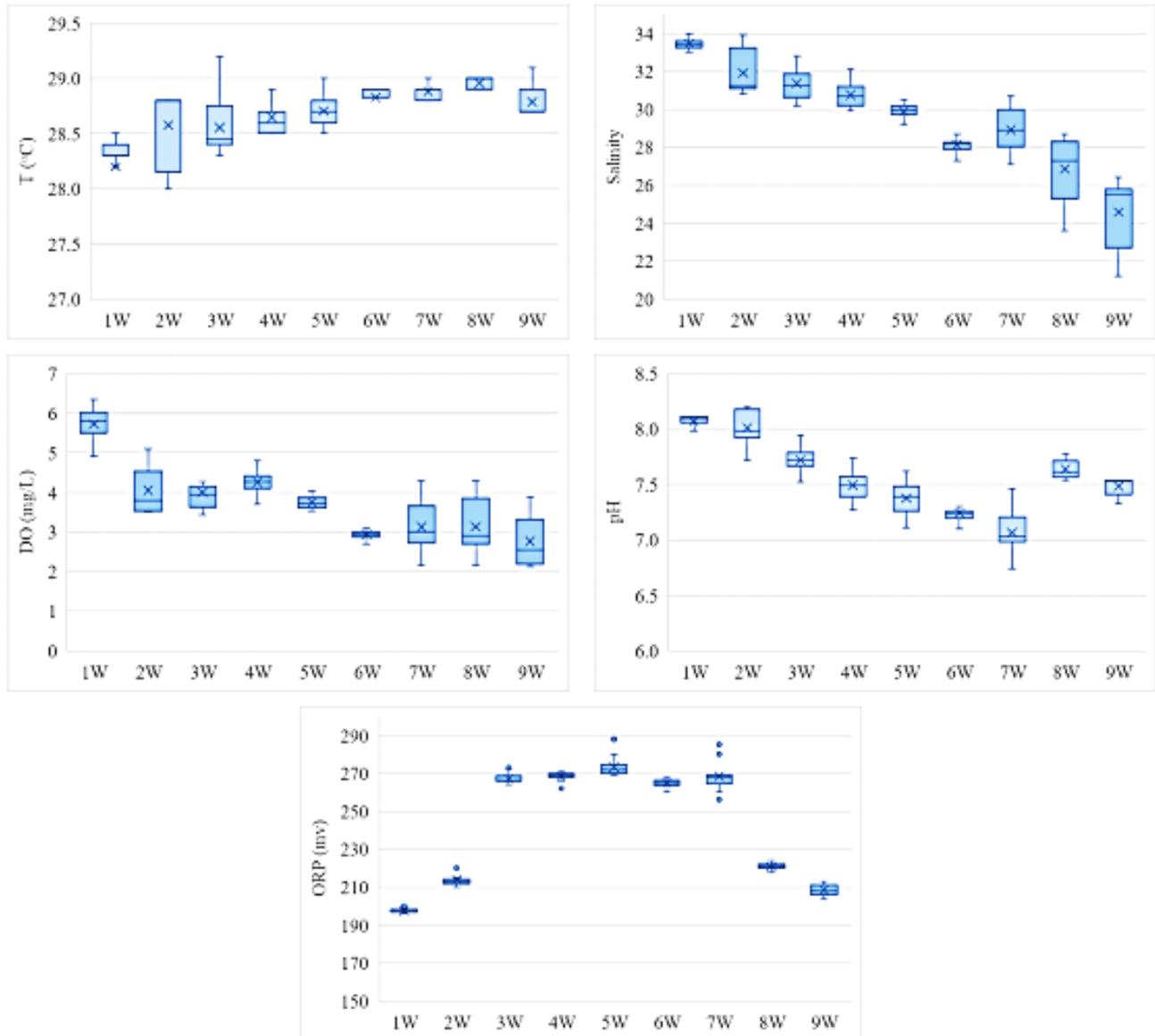


Figura 9 Parâmetros físico-químicas da coluna d'água ao longo do canal do Porto de Santos, com a média (x), mediana (—), mínima, máxima e quartis.

Em relação ao OD, foi observado o mesmo gradiente horizontal registrado para salinidade, com valores decrescentes em direção à cabeceira do estuário (Figura 9). Na entrada do canal (1W) o OD atingiu as maiores concentrações, com valor médio de $5,72 \pm 0,44$ mg/L, influenciado pelas águas da Baía de Santos, mais oxigenadas. No trajeto em direção à cabeceira, a partir do ponto 4W, o OD manteve as concentrações médias abaixo de 5

mg /L. O menor valor médio foi registrado no ponto 9W, $2,76 \pm 0,58$ mg/L. As concentrações de OD tenderam a diminuir da superfície ao fundo em cada ponto de amostragem. Do ponto 6W a 9W, as concentrações de OD no fundo estavam em torno de 2 mg/L, perto das condições de hipóxia. Isso se justifica pelo elevado consumo de OD no processo de enriquecimento da matéria orgânica entregue pelas vias terrestre-fluvial, o que eleva a produção primária e, conseqüentemente, aumenta a demanda por OD (Rabalais et al., 2002). As concentrações de OD no presente estudo corroboram os achados de Aguiar & Braga (2007), que também encontraram águas com baixa oxigenação no canal do Porto de Santos. Um gradiente decrescente de pH em direção à cabeceira do estuário também foi observado para o pH (Figura 9), com valores de superfície maiores que os de fundo. A influência das águas marinhas foi observada nos pontos mais externos 1W e 2W com valores de pH de fundo. Por volta de 8,1, típico de águas marinhas.

A diminuição do pH em direção à cabeceira pode ser justificada tanto pela influência das águas fluviais quanto pela degradação da matéria orgânica que diminui os valores do pH. A acidificação estuarina e a química dos carbonatos resultam de processos biogeoquímicos. Além da acidificação biogênica de CO₂, os estuários podem ser acidificados de forma alóctone por meio de fontes não carbonáticas originadas em ecossistemas terrestres e de água doce (Proum et al., 2018).

O potencial redox é fortemente influenciado pelo OD, geralmente apresentando valores entre 300 e 500 mV em águas bem oxigenadas (OD > 5 mg/L) e este valor é mantido enquanto as águas não estiverem sob hipóxia (OD < 2mg/L) ou anoxia (OD 0 mg/L) (Zhang et al 2011). Na área de estudo o potencial redox apresentou valores positivos de ao longo da coluna d'água nos pontos amostrados (Figura 9), porém os valores do potencial redox ficaram abaixo de 300 mV, certamente influenciados pela baixa oxigenação da coluna d'água no estuário. Apesar disso, os resultados sugerem uma capacidade de circulação de água satisfatória, mantendo a água em condições oxidantes.

A espessura da zona eufótica apresentou um máximo de 5,6 m no ponto 2W na entrada do canal de Santos, e diminuiu em direção ao canal interno onde atingiu 2,97 m no ponto mais interno (Figura 10). O canal de Santos apresentou tendência de diminuição da temperatura e salinidade em direção à cabeceira do estuário (Figura 9). As temperaturas mais elevadas na cabeceira são justificadas pelo rebaixamento das profundidades e águas mais escuras no interior do estuário, corroborando os resultados da zona eufótica. Os valores médios de temperatura variaram de $28,20 \pm 0,41$ (1W) a $28,96 \pm 0,05$ °C (8W). As diferenças

de temperatura entre a superfície e o fundo atingiram um máximo de 1,5 °C no ponto 1W, enquanto nos outros pontos essas diferenças se mantiveram abaixo de 1 °C diminuindo consideravelmente em direção à cabeceira do estuário.

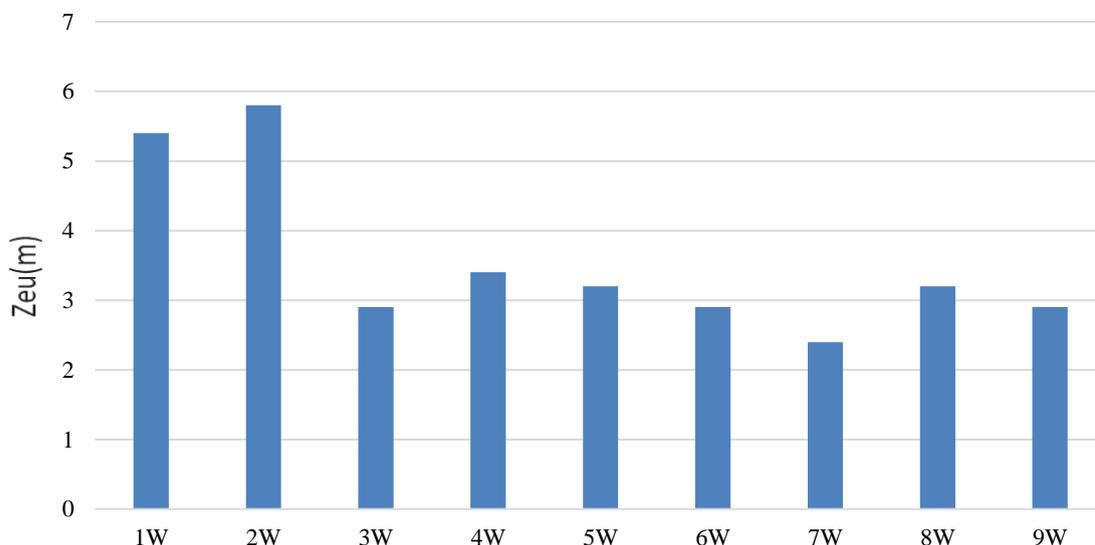


Figura 10 Zona eufótica (Zeu) ao longo do canal do Porto de Santos, SP.

7.2 IDENTIFICAÇÃO DOS ORGANISMOS

No presente estudo foi detectada uma diversidade relativamente baixa de organismos com a presença de 17 táxons distribuídos em cinco filos, além de grupos funcionais como algas filamentosas e postura de ovos de invertebrados (Tabela 3). Dentre os táxons identificados, dois foram detectados apenas no primeiro período de amostragem, enquanto seis foram detectados no segundo período. Do total de espécies detectadas, considerando as duas amostragens, seis são consideradas exóticas (*Branchiomma luctuosum*, *Hidroides elegans*, *Bugula neritina*, *Styela plicata*, *Clavelina oblonga*, *Botrylloides giganteum*) para a costa brasileira, e duas criptogênicas¹ (*Cystodytes dellechiajei* e *Distaplia bermudensis*), entretanto, nenhuma é um novo registro de ocorrência no Brasil (Tabela 3). Essa relativa baixa diversidade de organismos registrada no presente estudo pode estar ligada ao método utilizado, uma vez que a ocupação por organismos bentônicos está intimamente ligada à superfície em processo de assentamento (Hofer & Richardson, 2007). Merece destaque a

¹A falta de informações prévias sobre uma espécie dificulta a determinação de seu status invasor e, neste caso, a origem da espécie é considerada incerta e é classificada como criptogênica (Carlton, 1996).

dominância de *Branchiomma luctuosum*, responsável por quase $\frac{3}{4}$ do total de cobertura nas placas do primeiro período de amostragem (abril a julho de 2019) e pouco menos da metade do total de cobertura nas placas para o segundo período de amostragem (agosto a setembro de 2019). Este táxon também foi o responsável pela maior parte do biovolume analisado em ambos os períodos. A dominância monoespecífica pode ser um dos fatores explicando a baixa diversidade de organismos assentados nas placas. Os organismos exóticos encontrados, no geral, se desenvolvem particularmente bem em ambientes estuarinos poluídos, como será apresentado adiante.

Destaca-se que não foi detectada a presença de nenhuma espécie de coral-sol, incluindo *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis*, as quais já estão estabelecidas em diversos locais da costa brasileira (Santos et al., 2019).

Tabela 3 Listagem dos diferentes filos de organismos encontrados, com sua respectiva identificação taxonômica, percentual total de cobertura nas placas de assentamento analisadas, e classificação quanto à origem (N = nativo, E = exótico, C = criptogênio, observados no canal do Porto de Santos, SP).

| Filo | Táxon | Período | | Origem |
|-----------|------------------------------------|---------------------------|-------------------------------|--------|
| | | Abril a julho de 2019 (%) | Agosto a setembro de 2019 (%) | |
| Annelida | <i>Branchiomma luctuosum</i> | 73,4 | 42,4 | E |
| | <i>Hidroides elegans</i> | 3,3 | 4,7 | E |
| Bryozoa | <i>Bugula neritina</i> | 1,2 | 2,3 | E |
| | <i>Crisia pseudosolena</i> | 6,8 | 9,1 | N |
| | <i>Bugula guara</i> | 0,0 | 2,6 | N |
| Crustacea | <i>Amphibalanus improvisus</i> | 7,0 | 2,8 | N |
| | <i>Hexapanopeus paulensis</i> | 0,9 | 0,3 | N |
| | <i>Xanthidae sp</i> | 0,2 | 0,0 | - |
| Mollusca | <i>Crassostrea sp</i> | 4,4 | 1,8 | - |
| Tunicata | <i>Styela plicata</i> | 2,6 | 1,7 | E |
| | <i>Symplegma rubra</i> | 0,1 | 0,0 | N |
| | <i>Trididemnum orbiculatum</i> | 0,1 | 0,4 | N |
| | <i>Clavelina oblonga</i> | 0,0 | 1,4 | E |
| | <i>Cystodytes dellechiajei</i> | 0,0 | 1,4 | C |
| | <i>Phallusia nigra</i> | 0,0 | 0,5 | N |
| | <i>Botrylloides giganteum</i> | 0,0 | 5,6 | E |
| Outros | <i>Distaplia bermudensis</i> | 0,0 | 6,3 | C |
| | <i>Postura de ovos de moluscos</i> | 0,0 | 5,0 | - |
| | <i>Algas filamentosas</i> | 0,0 | 9,0 | - |
| | Total | 100% | 100% | |

Dentre as espécies consideradas exóticas, duas delas foram detectadas apenas no segundo período (agosto-setembro), *Clavelina oblonga* e *Botrylloides giganteus* (Tab. 1). As ascídias são geralmente os membros dominantes das comunidades de incrustação marinha das zonas subtidais em substratos naturais e artificiais. Sua distribuição é afetada por fatores físico-químicos, como temperatura, salinidade, intensidade luminosa e hidrodinâmica. Alterações nas condições físico-químicas, de causas naturais ou antropogênicas, podem afetar a ocorrência, diversidade e distribuição das ascídias (Granthom-Costa et al., 2016). De acordo

com Rocha e colaboradores (2012), *Clavelina oblonga* é restrita às águas mais frias do sudeste e sul do Brasil e foi encontrada em substratos naturais e artificiais, mas nunca foi relatada em cascos de barcos.

A seguir são apresentados cada um dos táxons exóticos encontrados, incluindo informações sobre seu local de origem, ecologia, distribuição geográfica entre outros.

Filo Annelida; Classe Polychaeta; Ordem Sabellida; Família Serpulidae; *Hidroides elegans* (Haswell, 1883)

A espécie *Hidroides elegans* foi originalmente descrita para a Austrália (Haswell, 1883). Seu local de origem é incerto sendo considerada invasora em várias partes do mundo (Zibrowius & Cairns, 1992). Atualmente, apresenta ampla distribuição sendo considerada introduzida nos Mares Adriático, Egeu, Mediterrâneo, Japão, Caribe, Costa céltica do Reino Unido, Nova Zelândia, Ilhas Havaianas, Golfos da Califórnia, Guiné e México (Read & Fauchald, 2019). No Brasil foi oficialmente registrada no Rio de Janeiro, na Baía da Guanabara (Knight-Jone et al., 1991).



Figura 11 *Hidroides elegans*. Fonte: (Florida Museum of Natural History, 2017).

Esta espécie produz tubos calcários e geralmente forma populações densas em estruturas artificiais, como pilares de cais e cascos de navios (Zibrowius & Cairns, 1992). Apresenta rápida maturidade sexual, um curto período larval e capacidade de rápida colonização de substratos limpos (Hadfield et al., 1994; Unabia & Hadfield, 1999).

Filo Annelida; Classe Polychaeta; Ordem Sabellida; Família Sabellidae; *Branchiomma luctuosum* (Grube, 1870)

O poliqueta sabelídeo *Branchiomma luctuosum* foi originalmente descrito para o Mar Vermelho aderido a corais construtores e esponjas, e se encontra introduzido e bem estabelecido no Mar Mediterrâneo (Knight-Jones et al., 1991). No Brasil, foi encontrado pela primeira vez em 2003, em costões rochosos do estado de São Paulo (Nogueira et al., 2006).



Figura 12 *Branchiomma luctuosu*. Fonte:(Amaral, 2009).

É normalmente encontrado em locais sombreados e com baixo hidrodinamismo, como portos e outras áreas com grande atividade antropogênica (Licciano et al., 2002; Matarrese et al., 2004; Knight-Jones et al., 1991). Nas áreas portuárias, geralmente é encontrado em substratos rochosos formando agregados de espécimes. Não apresentam ângulo de substrato preferencial para ocorrência, entretanto, alcançam densidades especialmente altas em substratos verticais podendo atingir até 370 espécimes/m². Além disso, é considerada uma espécie com grande potencial de recrutamento e expansão (El Haddad et al., 2008). De fato parece se desenvolver muito bem em estruturas portuárias, já tendo sido reportadas densas populações desse sabelídeo invasor no Porto de Valência, localizado na costa mediterrânea da Espanha (El Haddad et al., 2008).

É primariamente reconhecido por formar tubos membranosos amarronzados que abrigam em seu interior a parte viva do organismo cujo corpo é esverdeado a marrom escuro quando vivo. O formato do corpo é dorsalmente achatado, e ventralmente convexo. A coroa

branquial é geralmente violeta ou laranja, com bandas transversais amarelas. O corpo atinge até 12 cm de comprimento e 1,2 cm de largura. A coroa branquial atinge aproximadamente 4,5 cm de comprimento contendo 40 pares de radiolos distribuídos em semicírculo e fusionados a uma curta membrana que ocupa aproximadamente 1/10 do comprimento da coroa. Sete radiolos ventrais sem stilos; os demais apresentando de 25 a 40 pares de stilos filiformes, arranjados em pares equidistantes no radiolo. Pares de olhos compostos, marrons ou vermelhos, presentes em cada par de stilos (Nogueira et al., 2006). São organismos hermafroditas que liberam gametas na água. A fecundação resulta em uma larva lecitotrófica com curto desenvolvimento pelágico de três dias antes do assentamento (Licciano et al., 2002).

Filo Bryozoa; Classe Gymnolaemata; Ordem Cheilostomatidae; Família Bugulidae; *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758)

O briozoário *Bugula neritina* forma colônias que são tipicamente encontradas em portos e embaiamentos até uma profundidade de aproximadamente 5 m, fixadas em qualquer tipo de substrato duro (Harvey et al., 1976). Seu local de origem é incerto, entretanto, se encontra estabelecido em diversas áreas costeiras do planeta sendo considerada uma espécie invasora bem sucedida. Está presente nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico, além do Mar Mediterrâneo. No Brasil, apresenta registro documentado no Espírito Santo (Fofonoff et al., 2014), Rio de Janeiro (Schwindt et al., 2002) e São Paulo (Marcus, 1937).



Figura 13 *Bugula neritina*. Fonte: (Vieira, 2010).

A espécie é capaz de tolerar altos níveis de poluição onde seu potencial de estabelecimento tende a ser maior e sua tolerância à poluição já foi apresentada como vantagem competitiva neste tipo de ambiente (Piola & Johnston, 2006). É capaz de colonizar uma variedade de substratos artificiais, incluindo estruturas portuárias e cascos de navio (Mackie et al., 2006). É encontrada em ambientes eurialinos e polianlinos, com salinidades entre 18 e 30 (Winston, 1982).

As colônias deste briozoário são flexíveis, medem até 10 cm e são formadas por ramificação biserial, apresentando aspecto amarronzado quando vivas. Seus zoóides são brancos e globulares (Gordon & Mawatari, 1992). Os zoóides são grandes, medindo em média 0,97 x 0,28 mm², e diferem das outras espécies do mesmo gênero pela presença de avicularia e ausência de espinhos. O lofóforo mede em média 0,76 mm de diâmetro (Winston, 1982). O grupo possui uma larva livrenatante do tipo lecitotrófica capaz de se instalar e passar por metamorfose em poucos dias.

Filo Chordata; Classe Ascidiacea; Ordem Stolidobranchia; Família Styelidae; *Styela plicata* (Lesueur, 1823)

Styela plicata é uma ascídia solitária encontrada em ambientes rasos e protegidos de regiões tropicais e temperadas quentes. Sua distribuição é ampla e seu local de origem é incerto (Sawada & Yokosawa, 2001), mas o Oceano Pacífico é apontado como seu local de origem (Barros et al., 2009). A espécie foi primeiramente encontrada aderida a casco de navio nos Estados Unidos e atualmente há diversos registros de ocorrência na obra-viva de embarcação em partes do mundo (Barros et al., 2009). Sua distribuição atual inclui diversas áreas dos oceanos Pacífico e Atlântico, além do Mar Mediterrâneo (Shenkar et al., 2019). Na costa brasileira já foi encontrada nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (Barros et al., 2009, Oricchio et al., 2019).



Figura 14 *Styela plicata*. Fonte: (Rocha, 2021)

A espécie prospera em águas abrigadas e poluídas, sendo frequentemente encontrada em ambientes estuarinos (Kott & Goodbody, 1980). Pode ser encontrada em diferentes tipos de substrato, e particularmente em substratos artificiais.

O formato corporal dos espécimes é ovular e de cor variando de acinzentado a branco, com os espécimes adultos variando de 40 a 70 mm. Possui um sifão para condução da água para o interior do corpo onde as partículas de alimento são filtradas, além de um sifão exalante. Os sifões possuem linhas vermelhas ou púrpuras na parte interna, e quatro lobos. É um tunicado euritermal capaz de tolerar grande variação térmica de 10 a 30 °C, e salinidades entre 22 e 34 ‰ (Thiyagarajan & Qian, 2003).

Filo Chordata; Classe Ascidiacea; Ordem Enterogona; Família Clavelinidae; *Clavelina oblonga* (Herdman, 1880)

A ascidia colonial *Clavelina oblonga* é uma espécie bem conhecida das águas tropicais do Atlântico. Foi descrita primeiramente nas Bermudas, e sua distribuição inclui os Estados Unidos (Carolina do Sul e Florida) e Mar do Caribe (Rocha et al., 2005). É considerada introduzida em áreas do Atlântico Oriental, como nos Açores e Senegal. No Brasil, foi primeiramente descrita na década de 40 se tratando de uma introdução antiga, e atualmente tem ocorrência conhecida do litoral norte de São Paulo até a Ilha do Arvoredo em Santa Catarina (Rocha et al., 2012).



Figura 15 *Clavelina oblonga*. Fonte: (Dias, 2021).

A espécie pode ser encontrada em diferentes tipos de substratos, e particularmente em substratos artificiais. O formato corporal da colônia varia com seu estado de desenvolvimento, podendo chegar a formar densa colônia com formato globular com até 15 cm de diâmetro (Ordóñez et al., 2016). Os indivíduos tem formato cilíndrico alongado, sem coloração, sendo comumente transparentes.

Filo Chordata; Classe Ascidiacea; Ordem Stolidobranchia; Família Styelidae; *Botrylloides giganteus* (Lesueur, 1823)

Esta espécie de ascidia foi primeiramente descrita no Senegal em 1941 (Pérès, 1949), entretanto, sua distribuição nativa é desconhecida. Atualmente, tem sido encontrada em diversas regiões costeiras do mundo, tendo invadido a maior parte das áreas atuais de ocorrência nos últimos 20 anos (Rocha et al., 2019). No Brasil, a ocorrência da espécie não é nova, tendo sido reportada pela primeira vez nos anos 80 (Aron & Solé-Cava, 1991).



Figura 16 *Botrylloides giganteus*. Fonte: (Tracy, 2021).

Forma colônias incrustantes com espessura que varia de 0,5 a 1,5 cm. Apresenta coloração variando de laranja, vermelho, violeta, marrom a marrom escuro. As colônias podem apresentar uma organização dos zoóides em linhas meândricas recobrimdo o substrato.

7.3 PADRÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE DISTRIBUIÇÃO DOS ORGANISMOS E SUA RELAÇÃO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS MENSURADAS

Através da ACC foi possível distinguir e explicar alguns padrões de distribuição dos organismos e diferenciação entre os pontos de amostragem, principalmente para o segundo período (agosto a setembro de 2019) (Figura 17). Esta análise considerou os percentuais de cobertura dos diferentes organismos, e as diferentes variáveis ambientais mensuradas, além da profundidade e distância do ponto de amostragem ao mar. Os padrões encontrados são evidenciados pelos autovalores relevantes obtidos na análise, especialmente no eixo 1 (Eixo 1=0,445; Eixo 2=0,119).

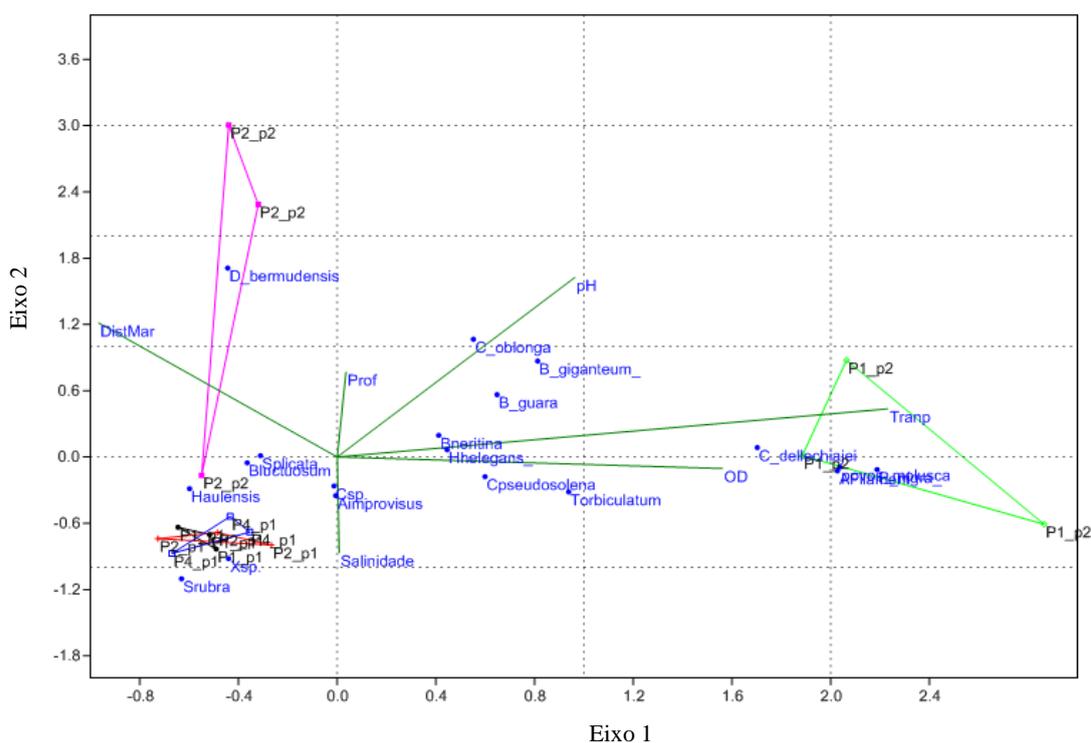


Figura 17 Representação gráfica do resultado da Análise de Correspondência Canônica (AAC) considerando a cobertura dos diferentes táxons, as variáveis ambientais mensuradas, profundidade e distância em relação ao mar. Autovalores de 0,445 para o eixo 1 e de 0,119 para o eixo 2, com percentual de explicação de 73,43% e 19,70%, respectivamente. Código de nomenclatura dos pontos amostrados seguido desufixo: _p1 = período 1 de amostragem (abril-julho 2019); _p2 = período 2 de amostragem (agosto-setembro 2019), observados no canal do Porto de Santos, SP.

Para a distribuição dos táxons o padrão mais marcante observado é a ocorrência de *Phallusia nigrae* e *Crystodytes dellechiajei* no P-01, para segundo período de amostragem. O P-01, mais próximo da boca do estuário, apresenta maior influência marítima com águas mais oxigenadas e transparentes. Isto também contribui para a ocorrência de algas filamentosas como evidenciado pela ACC.

Apesar do caráter pontual das variáveis ambientais utilizadas na análise, mensuradas apenas no momento da recuperação das placas, três tendências podem ser notadas: 1) Uma tendência de associação de grande parte dos táxons com valores de pH mais elevados, 2) maior oxigenação e 3) transparência da água.

O conjunto de variáveis físicas e biológicas foi capaz de separar o ponto de amostragem P-01 e P-02 entre si e dos demais para o segundo período de amostragem, o que pode ser relacionado, em parte, com a menor dominância de *B. luctuosum*.

Crisia pseudosolena e *Hexapanopeus paulensis* apresentaram tendência de maior representatividade com o aumento da profundidade. *H. elegans* foi positivamente relacionado ao pH e salinidades mais elevadas, fatores relacionados à influência das águas marinhas. *Crasostrea sp.* mostraram que sua representatividade está relacionada à distância do mar, consistente com sua ocorrência típica em ambientes estuarinos. Apesar dos poucos padrões espaciais encontrados e da relação com variáveis físico-químicas, isso pode ser devido à natureza específica das variáveis utilizadas na análise, medidas apenas durante a recuperação das placas de recrutamento.

7.4 PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO BIOVOLUME

Devido ao período relativamente longo de permanência das placas de assentamento em campo, e a presença de organismos de crescimento rápido em ambiente eutrofizado, foi encontrado um grande biovolume de organismos, principalmente no primeiro período de monitoramento. Estes formaram uma camada de aproximadamente 2 a 3 cm, sendo composta predominantemente por *Branchiomma luctuosum*.

De acordo com El Haddad e colaboradores (2008) esta espécie apresenta alto potencial de recrutamento e expansão. A introdução de espécies não indígenas pode ser favorecida em locais onde a biota local está sob estresse por atividades antrópicas, abrindo nichos vagos para colonização. A área de estudo tem muita influência de ações antrópicas, principalmente de origem industrial, devido à presença de pólos industriais em seu entorno e também de atividades portuárias. Estudos anteriores no canal do Porto de Santos mostraram condições eutróficas, com detecção de hipóxia em direção à cabeceira do estuário, águas com alta turbidez e grande conteúdo de matéria orgânica (Braga et al., 2000; Aguiar & Braga, 2007). Nogueira e colaboradores (2006), que detectou pela primeira vez *Branchiomma luctuosum* na Baía de Santos em 2004, destacou o impacto antropogênico do canal portuário santista como condição favorável ao desenvolvimento de espécies invasoras neste estuário com densas agregações de sabelídeos em seu costão rochoso, dominado por *B. luctuosum*.

Quanto ao padrão de distribuição do biovolume, este não apresentou diferenças estatísticas significativas entre os diferentes pontos amostrados ($F=3,816$; $gl=2$; $p=0,085$) ou entre as profundidades ($F=0,097$; $gl=2$; $p=0,909$) para o primeiro período de amostragem (Figuras 18 e 19). Já para o segundo período de amostragem, foi observado biovolume significativamente maior no ponto P-02 do que no P-01 ($t=3,100$; $gl=2$; $p<0,05$), não sendo

possível testar diferenças entre profundidades devido ao baixo número de placas recuperadas no final do segundo período de amostragem.

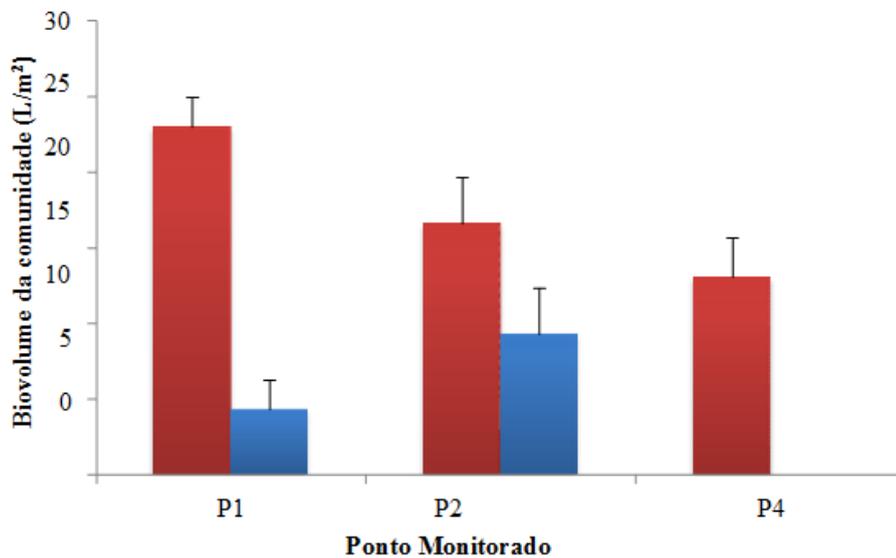


Figura 18 Médias de biovolume de organismos encontrados nas placas de assentamento em diferentes pontos, nos dois períodos de amostragem, no canal do Porto de Santos, SP. Barras vermelhas = 1º Período (abril a julho de 2019); barras azuis = 2º Período (agosto a setembro de 2019).

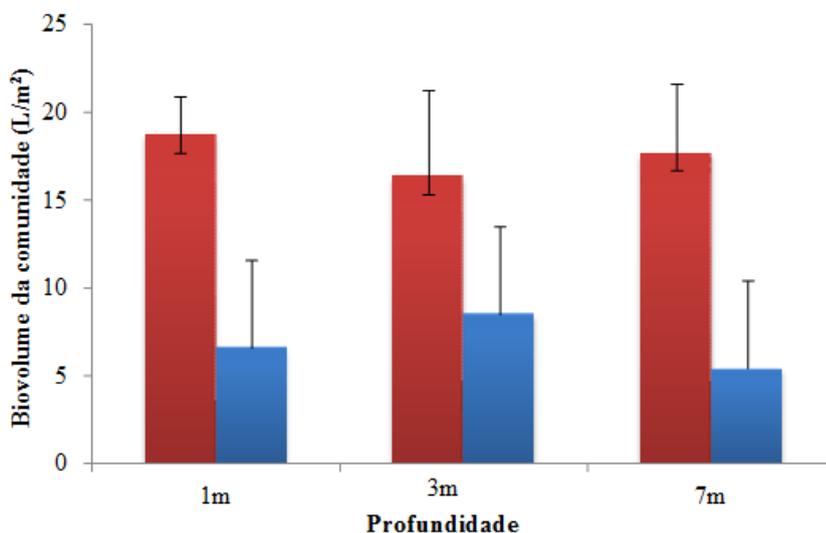


Figura 19 Médias de biovolume de organismos encontrados nas placas de assentamento nas diferentes profundidades e nos dois períodos de amostragem no canal do Porto de Santos (SP). Barras vermelhas = 1º Período (abril a julho de 2019); barras azuis = 2º Período (agosto a setembro de 2019).

A comparação do biovolume observado entre os períodos de amostragem, comparando apenas as placas dos pontos recuperados em ambas às campanhas (P-01 e P-02),

mostra que este foi significativamente maior no primeiro período ($t=5,127$; $gl=2$; $p<0,0005$) (Figura 20). Esta diferença pode estar relacionada a variações sazonais no aporte de nutrientes do estuário e ao ciclo reprodutivo das espécies de organismos incrustantes (Yamaguchi, 1975).

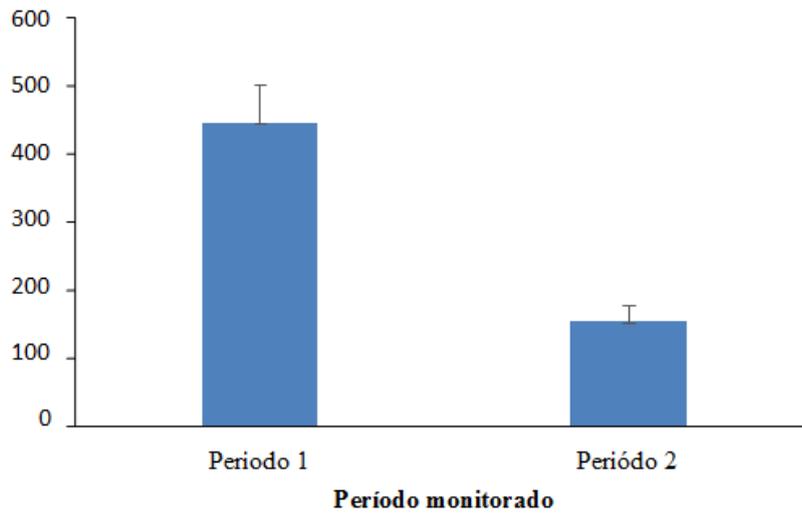


Figura 20 Médias de biovolume de organismos encontrados nas placas de assentamento, considerando os pontos P-01 e P-02, nos dois períodos de amostragem, no canal do Porto de Santos, SP. Período 1 (abril a julho de 2019); Período 2 (agosto a setembro de 2019).

8 CONCLUSÕES

A caracterização físico-química do canal estuarino no canal do Porto de Santos revelou um acentuado gradiente de diminuição da salinidade, OD e pH em direção à cabeceira do estuário. A estratificação vertical foi observada para a salinidade nos pontos de amostragem mais internos com diferenças de até cinco unidades entre a superfície e o fundo, revelando a influência fluvial. As águas foram consideradas bem oxigenadas nos pontos mais externos e a diminuição das concentrações de OD nos pontos mais internos pode ser devido à mineralização de matéria orgânica de origem antropogênica. As águas de fundo foram menos oxigenadas que as superficiais ao longo de todo o canal, e os valores muito baixos de OD são característicos do processo de eutrofização, condição já descrita na área de estudo por estudos anteriores.

A metodologia empregada para a detecção de espécies exóticas se mostrou efetiva. Dos 17 táxons identificados nas placas de recrutamento, seis foram considerados exóticos no Brasil: *Branchiomma luctuosum*, *Hydroides elegans*, *Bugula neritina*, *Styela plicata*, *Clavelina oblonga* e *Botrylloides giganteus*. Apesar de serem exóticas para a costa brasileira, todas as espécies exóticas encontradas já haviam sido observadas antes em diferentes locais do Brasil. Os resultados, entretanto, apresentaram baixa diversidade devido à dominância monoespecífica de *Branchiomma luctuosum*, que foi responsável por 73,4% da cobertura das placas na primeira campanha e 42,4% na segunda. Esta espécie é altamente adaptável a ambientes impactados por distúrbios antrópicos, como é o caso do canal do Porto de Santos.

Não foram observadas diferenças estatísticas em relação ao biovolume em relação aos pontos de amostragem ou profundidades, no entanto, foi observado um padrão muito claro de diminuição do biovolume em direção à cabeceira do estuário, o que pode estar relacionado a condições menos favoráveis da coluna d'água no estuário interno. Os dados produzidos por este estudo podem servir de base para futuros programas de mitigação para controlar a bioinvasão na área do Porto de Santos.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, V.M.C. & BRAGA, E.S. Variabilidade sazonal e de maré do fósforo ao longo de um gradiente de salinidade no sistema estuarino altamente poluído de Santos/São Vicente-São Paulo, Brasil. **Boletim de Poluição Marinha**, v. 54, n. 4, p. 464-471, 2007.

ALLAN, J.D. Paisagens e paisagens fluviais: a influência do uso da terra nos ecossistemas fluviais. **Anu. Rev. Eco. Evoluir Sistema**, v. 35, p. 257-284, 2004.

AMARAL, A.C.Z. 2009. Tubicolous polychaete. Cifonauta image database. Disponível em: <http://cifonauta.cebimar.usp.br/media/671/> Acessado em: 06-11- 2021.

ARON, S. & SOLE-CAVA, A. Avaliação genética do status taxonômico de duas variedades da ascídia cosmopolita *Botryllus niger* (Ascidiaceae: Botryllidae). **Bioquímica Sistemática e Ecologia**, v. 19, n. 4, p. 271-276, 1991.

BAILEY, R.C.; LINKE, S.; YATES, A.G. Bioassessment of Freshwater Ecosystems using the Reference Condition Approach: Comparing Established and New Methods with Common Data Sets. **Freshwater Science**, v. 33, n. 4, p. 1204-1211, 2014.

BARBOSA, F.A.R & CALLISTO, M. Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the upper and middle Paraguay River using the Aqua-Rap approach. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 27, n. 5, p. 2688-2692, 2000.

BARROS, R.C.; ROCHA, R.M.; PIE, M.R. Human-mediated global dispersion of *Styela plicata* (Tunicata, Ascidiacea). **Aquatic Invasions**, v. 4, n. 1, p. 45-57, 2009.

BAX, N.; et al. O controle das invasões biológicas nos oceanos do mundo. **Biologia da Conservação**, v. 15, n. 5, p. 1234-1246, 2001.

BELLAY, S.; et al. Introdução de espécies em ecossistemas aquáticos: causas, prevenção e medidas de controle. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 1, p. 181-201, 2016.

BERNHARDT, E.S.; et al. Sintetizando os esforços de restauração de rios dos EUA. **Ciência**, v. 308, n. 5722, p. 636-637, 2005.

BORDON, I.C.A.C.; et al. Concentração de metais em sedimentos do sistema estuarino de Santos: uma avaliação recente. **Revista da Sociedade Brasileira de Química**, v. 22, p. 1858-1865, 2011.

BOUDOURESQUE, C.F. Métodos de estudo qualitativos e quantitativos de bentos. **Tétis**, v. 3, n. 1, p. 79-104, 1971.

BRAGA, E.S.; et al. Eutrofização e poluição bacteriana por resíduos industriais e domésticos no Sistema Estuarino da Baixada Santista-Brasil. **Boletim de Poluição Marinha**, v. 40, n. 2, p. 165-173, 2000.

BURUAEM, L.M.; et al. Integrated assessment of sediment quality in port areas in the

Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 179-189, 2013.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JR, J.F.; MORENO, P. Invertebrados como bioindicadores. **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**, v. 1, p. 1-12, 2005.

CALLISTO, M. et al. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CARLTON, J.T. Ecologia de invasão profunda e montagem de comunidades no tempo histórico. In: **Invasões biológicas em ecossistemas marinhos**. Springer, Berlim, Heidelberg, 2009. p. 13-56.

CARLTON, J.T. Invasões biológicas e espécies criptogênicas. **Ecologia**, v. 77, n. 6, p. 1653-1655, 1996.

CESAR, A.; et al. Avaliação ecotoxicológica de sedimentos do sistema estuarino de Santos e São Vicente-Brasil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 54, p. 55-63, 2006.

CHESSMAN, B.; et al. Previsão de comunidades de diatomáceas em nível de gênero para a avaliação biológica rápida de rios. **Biologia de Água Doce**, v. 41, n. 2, p. 317-331, 1999.

COHEN, A.N. & CARLTON, J.T. Acelerando a taxa de invasão em um estuário altamente invadido. **Ciência**, v. 279, n. 5350, p. 555-558, 1998.

COTOVICZ JR, L.C.; et al. Comparações entre medições em tempo real da pCO₂ aquática com estimativas indiretas em dois estuários tropicais contrastantes: o estuário eutrofizado da Baía de Guanabara (RJ) e o estuário oligotrófico do Rio São Francisco (AL). **Química Nova**, v. 39, p. 1206-1214, 2016.

DIAS, G.M. Colonial ascidian. Cifonauta image database. Disponível em: <http://cifonauta.cebimar.usp.br/media/9501> Acessado em: 06-11-2021.

EHRENFELD, D. Saúde do ecossistema e teorias ecológicas. **Saúde do Ecossistema. Novas Metas para a Gestão Ambiental**, p. 135-143, 1992.

EL HADDAD, M.; AZZATI, R.C.; GARCÍA-CARRASCOSA, A. Manuel. Branchiomma luctuosum (Polychaeta: Sabellidae): uma espécie não indígena no Porto de Valência (oeste do Mar Mediterrâneo, Espanha). **Registros de Biodiversidade Marinha**, v. 1, 2008.

FERREIRA, C.E.L.; et al. Bioinvasões marinhas na costa brasileira: breve relato de história de eventos, vetores, ecologia, impactos e manejo de espécies não indígenas. In: **Invasões biológicas em ecossistemas marinhos**. Springer, Berlim, Heidelberg, 2009. p. 459-477.

FLORIDA MUSEUM OF NATURAL HISTORY: *Hidroides elegans*. Disponível em: <https://www.invertebase.org/stri/collections/individual/index.php?occid=1890448>. Acessado em: 06-11-2021.

FOFONOFF, P.W.; Ruiz, G.M.; Steves, B.; Carlton, J.T. 2014. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System (NEMESIS) available online

at <http://invasions.si.edu/nemesis>.

FUNBIO - Fundo Brasileiro para a Biodiversidade. 2019. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publica%C3%A7%C3%B5es/EEI/FOLDER_-_Estrat%C3%A9gia_Esp%C3%A9cies_Ex%C3%B3ticas_Invasoras_folder_v1_1.pdf.

Acessado em: 05-02-22.

GALDEAN, N.; CALISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. Ecossistemas lóticos da Serra do Cipó, sudeste do Brasil: qualidade da água e uma tentativa de classificação baseada na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. **Saúde e Gestão de Ecossistemas Aquáticos**, v. 3, n. 4, p. 545-552, 2000.

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.

GORDON, D.P. & MAWATARI, S.F. Atlas de Bryozoa de contaminação marinha dos portos e portos da Nova Zelândia. **Diversos Publicação Instituto Oceanográfico da Nova Zelândia**, 1992.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 156-164, 2003.

GRANTHOM-COSTA, L.V.; FERREIRA, C.G.W.; DIAS, G.M.. Biodiversidade de ascídias em uma baía heterogênea do sudeste do Brasil. **Gestão de Invasões Biológicas**, v. 7, n. 1, p. 5-12, 2016.

GROOMBRIDGE, B.D.J.M. Assessing Biodiversity Status and Sustainability. Cambridge; UK.: World Conservation Press; 1996.

HADFIELD, M.G. Extinção em caracóis achatinelinos havaianos. **Uma História Natural das Ilhas Havaianas: Leituras Seleccionadas II**, p. 320, 1994.

HANNAFORD, M.J.; BARBOUR, M.T.; RESH, V.H. Training reduces observer variability in visual assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.

HARARI, J.; et al. Technical report of the project “Flow Measurements in the Bay of Santos”. **FUNDESPA, São Paulo**, p. 56, 1990.

HARARI, J. & CAMARGO, R. **Tides and mean sea level variabilities in Santos (SP), 1944 to 1989**. 1995.

HARRIS, J.H. & SILVEIRA, R. Avaliações em larga escala da saúde do rio usando um Índice de Integridade Biótica com comunidades de peixes de baixa diversidade. **Biologia de Água Doce**, v. 41, n. 2, p. 235-252, 1999.

HARVEY, P.H.; RYLAND, J.S.; HAYWARD, P.J. Pattern analysis in bryozoan and spirorbid communities. II. Distance sampling methods. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 21, n. 2, p. 99-108, 1976.

HASWELL, W.A. Some Points in the Myology of the Common Pigeon. **Journal of Anatomy and Physiology**, v. 17, n. 2, p. 218, 1883.

HENRIQUES, M.B. & CASARINI, L.M.. Avaliação do crescimento do mexilhão *Perna perna* e da espécie invasora *Isognomon bicolor* em banco natural da Ilha das Palmas, Baía de Santos, estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, n. 4, p. 577-586, 2009.

HOFER, N. & RICHARDSON, J.S. Comparações da colonização por invertebrados de três espécies de madeira, folhas de amieiro e “folhas” plásticas em um riacho temperado. **Revisão Internacional de Hidrobiologia**, v. 92, n. 6, p. 647-655, 2007.

HOLLING, C.S. Resiliência de sistemas ecológicos. Fonte. **Annu Rev Ecol Syst**, v. 4, p. 1-23, 1973.

HORTELLANI, M.A.; et al. Avaliação da contaminação por mercúrio em sedimentos do sistema estuarino Santos-São Vicente, estado de São Paulo, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Química**, v. 16, n. 6A, p. 1140-1149, 2005.

GLASBY, T.M.; et al. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine biology**, v. 151, n. 3, p. 887-895, 2007.

GODOS, I.; et al. A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggyery wastewater under photosynthetic oxygenation. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5150-5158, 2010.

KAY, Winston R. et al. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 20, n. 2, p. 182-199, 2001.

KARR, R.J. Integridade Biológica: Um Aspecto Negligenciado da Gestão de Recursos Hídricos” içinde. **Aplicações Ecológicas**, v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991.

KINGSFORD, R.T. Levantamento aéreo de aves aquáticas em áreas úmidas como medida da saúde de rios e planícies de inundação. **Biologia de Água Doce**, v. 41, n. 2, p. 425-438, 1999.

KNIGHT-JONES, P.; KNIGHT-JONES, E.W.; BUZHINSKAYA, G. Distribution and interrelationships of northern spirorbid genera. **Bulletin of Marine Science**, v. 48, n. 2, p. 189-197, 1991.

KOLKOWITZ, R. & MARSON, M. Ecology of saprobien animals. International review of the total. *Ökologie der tierischen Saprobien*. Internationale Revue der gesamten. **Hydrobiologie**, v. 2, p. 126-152, 1909.

KOTT, P. & GOODBODY, I. The ascidians of Hong Kong. Pro-ceeding of the First International Marine Biological Workshop: The Flora and Fauna of Hong Kong and Southern China. 1980.

LANCASTER, J. A noção ridícula de avaliar a saúde ecológica e identificar os conceitos úteis subjacentes. 2000. 6:213–222.

LENAT, D.R. & BARBOUR, M.T. Using the benthic macroinvertebrate community structure for rapid and cost-effective monitoring of water quality: rapid bioassessment. **Int. Soc. of Limnology, Biological Working Group Symp, Lafayette**. 1994. p. 187-215.

LICCIANO, M.; GIANGRANDE, A.; GAMBI, M.C. Reproduction and simultaneous hermaphroditism in *Branchiomma luctuosum* (Polychaeta, Sabellidae) from the Mediterranean Sea. **Invertebrate Biology**, v. 121, n. 1, p. 55-65, 2002.

MACKIE, J.A.; KEOUGH, M.J.; CHRISTIDIS, L. Invasion patterns inferred from cytochrome oxidase I sequences in three bryozoans, *Bugula neritina*, *Watersipora subtorquata*, and *Watersipora arcuata*. **Marine Biology**, v. 149, n. 2, p. 285-295, 2006.

MARCOS, P.; et al. Bioturbação por Macroinvertebrados Bentônicos na Interface Sedimento-Água em Ambientes Lacustres Brasileiros: Uma Abordagem Experimental. Lições de Limnologia. 2005.

MARCUS, E. Bryozoários marinhos brasileiros I. **Boletins da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo. Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 1-224, 1937.

MARQUES, M.G.S.M.; FERREIRA, R.L.; BARBOSA, F.A.R.A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 203-210, 1999.

MARTINS, C.C.; et al. Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) em uma grande área costeira industrial da América do Sul (Estuário de Santos, Sudeste do Brasil): fontes e história deposicional. **Boletim de poluição marinha**, v. 63, n. 5-12, p. 452-458, 2011.

MATARRESE, A.; et al. Mapping of the benthic communities in the Taranto seas using side-scan sonar and an underwater video camera. **Chemistry and Ecology**, v. 20, n. 5, p. 377-386, 2004.

MELO, L.V.; et al. Ampliação do Porto do Forno na Reserva Extrativista Marinha em Arraial do Cabo-RJ. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 3, n. 2, p. 163-186, 2010.

MIRANDA, L.B.; et al. Circulation and salt intrusion in the Piaçaguera Channel, Santos (SP). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, n. 1, p. 11-23, 2012.

MORAES, M.B.; et al. Espécies exóticas e alóctones da bacia do Rio Paraíba do Sul: implicações para a conservação. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 1, p. 34-54, 2017.

MORENO, P. & CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 560, n. 1, p. 311-321, 2006.

NOGUEIRA, J.M.M.; ROSSI, M.C.S.; LÓPEZ, E. Espécies entremarés de *Branchiomma Kolliker* e *Pseudobranchiomma Jones* (Polychaeta: Sabellidae: Sabellinae) ocorrendo em costões rochosos ao longo do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Estudos Zoológicos-**

Taipei, v. 45, n. 4, p. 586, 2006.

ORDÓÑEZ, V.; et al. When invasion biology meets taxonomy: *Clavelina oblonga* (Ascidiacea) is an old invader in the Mediterranean Sea. **Biological Invasions**, v. 18, n. 4, p. 1203-1215, 2016.

ORICCHIO, F.T.; et al. Espécies exóticas dominam as marinas entre as duas regiões mais populosas do sudoeste do Oceano Atlântico. **Boletim de Poluição Marinha**, v. 146, p. 884-892, 2019.

PAHO/WHO. Disponível em: <https://oeco.org.br/colunas/17082-oeco-10734/> Acessado em: 05-01-22.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A. Mapa mundial atualizado da classificação climática de Köppen-Geiger. **Hidrologia e ciências do sistema terrestre**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

PÉRÈS, J.M. Contribution à l'étude des Ascidies de la côte occidentale d'Afrique. **Bulletin de l'Institut français d'Afrique noire**, v. 11, n. 1-2, p. 159-207, 1949.

PIMENTEL, D.; et al. Ameaças econômicas e ambientais de invasões de plantas, animais e micróbios alienígenas. **Agricultura, ecossistemas e meio ambiente**, v. 84, n. 1, p. 1-20, 2001.

PIOLA, R.F. & JOHNSTON, E.L. Tolerância diferencial a metais entre populações do briozóario introduzido *Bugula neritina*. **Biologia Marinha**, v. 148, n. 5, p. 997-1010, 2006.

POOLE, H.H. & ATKINS, W.R.G. Medições fotoelétricas da iluminação submarina ao longo do ano. **Jornal da Associação Biológica Marinha do Reino Unido**, v. 16, n. 1, p. 297-324, 1929.

PROUM, S.; et al. Tidal and seasonal variation in carbonate chemistry, pH and salinity for a mineral-acidified tropical estuarine system. **Regional Studies in Marine Science**, v. 17, p. 17-27, 2018.

RABALAIS, N.N.; TURNER, R.E.; WISEMAN JR, W.J. Gulf of Mexico hypoxia, aka "The dead zone". **Annual Review of ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 235-263, 2002.

RAPPORT, D.J.; COSTANZA, R.; MCMICHAEL, A.J. Avaliando a saúde do ecossistema. **Tendências em ecologia e evolução**, v. 13, n. 10, p. 397-402, 1998.

READ G. & FAUCHALD K. 2019. WoRMS Polychaeta: World Polychaeta database (version 2019-03-05). In: Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2019 Annual Checklist (Roskov Y., Ower G., Orrell T., Nicolson D., Bailly N., Kirk P.M., Bourgoin T., DeWalt R.E., Decock W., Nieukerken E. van, Zarucchi J., Penev L., eds.). Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. ISSN 2405-884X.

RESH, V.H. & JACKSON, J.K. Rapid assessment approaches for biomonitoring using benthic macroinvertebrates. **Chapman and Hall, Nova Iorque (EUA)**, p. 195-223, 1993.

ROCHA, R.M. 2021. *Styela plicata*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/159338. Acessado em: 06-11-2021.

ROCHA, R.M. & COSTA, L.V.G. Ascídias (Urochordata: Ascidiacea) do Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 95, n. 1, p. 57-64, 2005.

ROCHA, R.M.; KREMER, L.P.; FEHLAUER-ALE, K.H. Ausência de variação do COI para *Clavelina oblonga* (Tunicata, Ascidiacea) no Brasil: evidência de seu transporte mediado pelo homem. **Invasões Aquáticas**, v. 7, n. 3, 2012.

ROCHA, R.M. et al. O poder das análises moleculares e morfológicas combinadas para o gênero *Botrylloides*: identificação de uma ascídia potencialmente invasora global e descrição de uma nova espécie. **Sistemática e Biodiversidade**, v. 17, n. 5, p. 509-526, 2019.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Biomonitoramento de Água Doce e Macroinvertebrados Bentônicos: Springer US. 1993.

SANTOS, A.B. & SILVA, W.L. Nova avaliação das relações selênio:mercúrio em peixes e caranguejos de um estuário tropical impactado, sudeste do Brasil. **Fígado**, v. 8, n. 1.93, p. 0,58-0,61, 2017.

SANTOS, H.S.; et al. Correspondência ambiental usada para prever a expansão do alcance de dois corais invasores (*Tubastraea* spp.). **Boletim de Poluição Marinha**, v. 145, p. 587-594, 2019.

SAWADA, H. & YOKOSAWA, H. **A biologia das ascídias**. Tóquio: Springer, 2001.

SCHWINDT, E.; et al. Não mais os confins intocados do oceano mundial: um levantamento de espécies marinhas exóticas no sudoeste do Atlântico. **Invasões Biológicas**, v. 4, n. 1, p. 115-143, 2002.

SCRIMGEOUR, G.J. & WICKLUM, D. Saúde e integridade do ecossistema aquático: problemas e soluções potenciais. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, n. 2, p. 254-261, 1996.

SEEBENS, H.; et al. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. **Ecology letters**, v. 16, n. 6, p. 782-790, 2013.

SERAFIN, I.T. & HENKES, J.A. Água de lastro: um problema ambiental. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 92-112, 2013.

SHEVALKAR, M.; MISHRA, A.; MEENAMBIGA, S.S. A review on invasive species in marine biofouling. **Research Journal of Pharmacy and Technology**, v. 13, n. 9, p. 4517-4521, 2020.

SILVA-JÚNIOR, D.; et al. Metalotioneína no poleiro *Diplectrum radiale* (Teleostei) como biomarcador de poluição no estuário da Baía de Guanabara, Brasil. **Ecotoxicologia e Contaminação Ambiental**, v. 7, n. 1, 2012.

SILVEIRA, M.P. Aplicação de biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. **Embrapa Meio Ambiente-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.

SMITH, M.J.; et al. AusRivAS: usando macroinvertebrados para avaliar a condição ecológica de rios na Austrália Ocidental. **Biologia de Água Doce**, v. 41, n. 2, p. 269-282, 1999.

SOARES-GOMES, A.; FIGUEIREDO, A.G. O ambiente marinho. **Biologia marinha**, v. 2, p. 1-34, 2002.

SOUSA, E.C.P.M.; et al. Revisão de estudos ecotoxicológicos dos ambientes marinho e estuarino da Baixada Santista (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 62, p. 133-147, 2014.

SUTER, G.W. Uma crítica aos conceitos e índices de saúde do ecossistema. **Toxicologia Ambiental e Química: Um Jornal Internacional**, v. 12, n. 9, p. 1533-1539, 1993.

THIYAGARAJAN, V. & QIAN, P.Y. Efeito da temperatura, salinidade e fixação tardia no desenvolvimento da ascídia solitária *Styela plicata* (Lesueur). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 290, n. 1, p. 133-146, 2003.

TOMÁS, A.R.G.; et al. *Opsanus beta*: an invasive fish species in the Santos estuary, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 4, p. 349-355, 2012.

TOVAR-HERNÁNDEZ, M.A.; MÉNDEZ, N.; VILLALOBOS-GUERRERO, T. F. Vermes poliquetas incrustantes do sul do Golfo da Califórnia: Sabellidae e Serpulidae. **Sistemática e Biodiversidade**, v. 7, n. 3, p. 319-336, 2009.

TRACY, B. 2021. University of San Diego. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-253. Acessado em: 06-11-2021.

TYRRELL, M.C. & BYERS, J.E. Os substratos artificiais favorecem as espécies incrustantes não indígenas sobre as nativas? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, n. 1, p. 54-60, 2007.

U.S.EPA – United State Environmental Protection Agency. 2003. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/documents/r8-src_eh-04.pdf. Acessado em: 10-12-21.

UL-HASSAN, H.; et al. Biodiversidade de espécies de peixes comercialmente importantes capturadas por redes de arrasto de médio e fundo do Baluchistão e costas de Sindh do mar da Arábia no Paquistão: Ameaças e estratégias de conservação. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, 2021.

UNABIA, C.R.C.; HADFIELD, M.G. Papel das bactérias no assentamento larval e metamorfose do poliqueta *Hydroides elegans*. **Biologia Marinha**, v. 133, n. 1, p. 55-64, 1999.

VIEIRA, L.M. 2010. Bryozoa. Cifonauta image database. Disponível em: <http://cifonauta.cebimar.usp.br/media/285/> Acessado em 11-06-2021.

VITULE, J.R.S. & PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. **Estudos de Biologia**, v. 34, n. 83, 2012.

WICKLUM, D. & DAVIES, R.W. Ecosystem health and integrity?. **Canadian Journal of Botany**, v. 73, n. 7, p. 997-1000, 1995.

WINSTON, J.E. Marine bryozoans (Ectoprocta) of the Indian River area (Florida). **Bulletin of the AMNH**; v. 173, n. 2, 1982.

YAMAGUCHI, M. Growth and reproductive cycles of the marine fouling ascidians *Ciona intestinalis*, *Styela plicata*, *Botrylloides violaceus* and *Leptoclinum mitsukurii* at Aburatsubo-Moroiso inlet (Central Japan). **Marine Biology**, v. 29, n. 3, p. 253-259, 1975.

ZANDBERGEN, P.A. Avaliação de risco ecológico de bacias hidrográficas urbanas usando GIS: um estudo de caso da bacia do rio Brunette na Colúmbia Britânica, Canadá. **Jornal de materiais perigosos**, v. 61, n. 1-3, p. 163-173, 1998.

ZHANG, W.; et al. Influence of dissolved oxygen on aggregation kinetics of citrate-coated silver nanoparticles. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 12, p. 3757-3762, 2011.

ZIBROWIUS, H. & CAIRNS, S.D. Revision of the northeast Atlantic and Mediterranean Stylasteridae (Cnidaria: Hydrozoa). **Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, Séries A Zoologie**, 1992.