

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

ANA PAULA FRANCO DE OLIVEIRA

**DETERMINAÇÃO DE METAIS NA ÁGUA, SEDIMENTO E EM
MOLUSCOS BIVALVES DO COMPLEXO ESTUARINO DE
PARANAGUÁ, PARANÁ, BRASIL**

DISSERTAÇÃO

**CURITIBA
2019**

ANA PAULA FRANCO DE OLIVEIRA

**DETERMINAÇÃO DE METAIS NA ÁGUA, SEDIMENTO E EM
MOLUSCOS BIVALVES DO COMPLEXO ESTUARINO DE
PARANAGUÁ, PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito para obtenção do título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Júlio César Rodrigues de Azevedo

**CURITIBA
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Oliveira, Ana Paula Franco de

Determinação de metais na água, sedimento e em moluscos bivalves do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil [recurso eletrônico] / Ana Paula Franco de Oliveira.-- 2019.

1 arquivo texto (92 f.): PDF; 1,83 MB.

Modo de acesso: World Wide Web.

Título extraído da tela de título (visualizado em 18 out. 2019).

Texto em português com resumo em inglês.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2019.

Bibliografia: p. 79-91

1. Tecnologia ambiental - Dissertações. 2. Metais - Paranaguá, Baía de (PR). 3. Sedimentos marinhos. 4. Bivalve - Paranaguá, Baía de (PR). 5. Indicadores biológicos. 6. Estuários. 7. Ecossistemas. I. Azevedo, Júlio César Rodrigues de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, inst. III. Título.

CDD: Ed. 22 - 363.7

Biblioteca Ecoville da UTFPR, Câmpus Curitiba
Bibliotecária: Lucia Ferreira Littiere - CRB 9/1271
Aluna de Biblioteconomia: Josiane Mangueira

TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº 120

A Dissertação de Mestrado intitulada: Determinação de metais na água, sedimento e em moluscos bivalves do Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) **Ana Paula Franco de Oliveira**, no dia 25 de março de 2019, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Júlio Cesar Rodrigues de Azevedo - Presidente - UTFPR

Profa. Dra. Maurici Luzia Charnevski Del Monego - UTFPR

Prof. Dr. Rafael Duarte Kramer – STCP Engenharia

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

CURITIBA, 25 DE MARÇO DE 2019.

À Deus, que sempre direcionou minha vida e fez coisas incríveis
por mim.

AGRADECIMENTOS

Eu não chegaria a este momento sem o precioso apoio de várias pessoas.

Em primeiro lugar, ao meu orientador Prof^o Dr. Júlio César Rodrigues de Azevedo, que abriu as portas do laboratório e me recebeu de braços abertos neste programa; cedeu toda a estrutura e compartilhou do seu conhecimento para que esta dissertação pudesse acontecer.

É claro, a equipe do LEAQUA, pelo auxílio, desde lavagens de vidrarias e discussão de artigos a momentos de risadas e descontração.

À Bárbara e Gésica que compartilharam todos os momentos, bons e ruins, deste projeto. Ainda bem que tínhamos umas as outras.

Ao Prof^o Carlos Belz que me auxiliou a encontrar o que eu mais precisava em Paranaguá: os moluscos!

À Prof^a Ana Meyer que um dia me apresentou os moluscos e me inspirou para que eu continuasse a estudá-los.

À amiga querida, Cami, pela amizade e parceria. Dividimos estes momentos desde quando 'só desconfiávamos o que queríamos ser'.

Às amigas Su e Eme, pelas conversas e companhia de RU, e em especial Sarah por ser tão preocupada, presente e me ajudar a não desistir quando chegou a hora de encarar a estatística. Foi um presente ter vocês.

À Barbara, pela amizade que foi fortalecendo com o tempo e com certeza não será deixada para trás. Não vamos esquecer os altos e baixos que tiveram um objetivo: aprendizado.

Aos meus pais, Sa e Joca, pelo amor, paciência, apoio e conselhos, que realmente fizeram toda a diferença para mim. A ajuda direta e indireta me impulsionava para frente todos os dias, pois estiveram comigo quando mais precisei. Sem vocês eu não conseguiria, amo vocês!

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq pela bolsa concedida.

E a todos que de forma direta ou indireta auxiliaram na conclusão desta dissertação.

“Não é sobre chegar no topo do mundo e saber que venceu.
É sobre escalar e sentir que o caminho te fortaleceu”
(Villela, Ana, 2017)

RESUMO

Estuários são ambientes únicos e de alta produtividade biológica que favorecem a ocupação humana e as atividades econômicas, o que resulta em pressões antrópicas. O Complexo Estuarino de Paranaguá sofre com as ações geradas pelas atividades industriais e portuárias resultantes do desenvolvimento. Para avaliar a integridade de um ecossistema, deve-se analisar parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os bivalves são considerados bons organismos em estudos de biomonitoramento por serem bentônicos e indicarem alterações ambientais. Além disso, estes organismos são uma importante fonte de alimento e renda para populações locais. Este estudo tem por objetivo determinar a concentração de metais na água, no sedimento e nos moluscos bivalves *Anomalocardia brasiliiana* e *Mytella guyanensis* e obter dados relacionados às características do ambiente a fim de relacionar com a dinâmica populacional dos moluscos. As coletas foram realizadas em diferentes períodos sazonais, em cinco pontos. Foram obtidas as variáveis biométricas dos bivalves, realizadas as análises nutrientes na água, e analisados os teores de metais na água, no sedimento e nos moluscos. Os dados foram avaliados quanto à normalidade através do teste de Shapiro-Wilk. O teste de variância, Kruskal-Wallis, foi utilizado para indicar se há diferenças significativas entre as sazonalidades. Para as análises de correlação foi utilizado o teste de Spearman. Durante o período de amostragem observou-se uma variação no comprimento dos indivíduos de *Mytella guyanensis* de 13,54 a 50,90 mm e de 4,01 a 30,78 mm para *Anomalocardia brasiliiana*. O crescimento de *A. brasiliiana* apresentou correlações significativas positivas com as concentrações de fósforo e nitrogênio amoniacal. O crescimento de *M. guyanensis* não apresentou correlações significativas com os nutrientes. As análises de metais na água e no sedimento apontaram altas concentrações de alumínio e ferro, e concentrações pontuais de chumbo, cromo, níquel, zinco e cobre. Nos organismos foram encontrados valores de ferro, alumínio, níquel e cromo. As principais correlações encontradas entre o crescimento dos bivalves e a concentração de metais foram dos elementos ferro e alumínio, devido a disponibilidade dos mesmos no ambiente, mas sendo também identificadas correlações significativas para cromo e níquel. Os resultados demonstram que as espécies *A. brasiliiana* e *M. guyanensis* são capazes de refletir o grau de contaminação ambiental e podem ser utilizadas como bioindicadores.

Palavras chaves: Baía de Paranaguá. Bioacumulação. Bioindicadores.

ABSTRACT

Estuaries are unique environments with high biological productivity, and favor human occupation and economic activities, which results in anthropic pressures. The Paranaguá Estuary Complex suffers from the actions generated by the industrial and port activities resulting from the development. To assess the integrity of an ecosystem, it is important to analyze physical, chemical, and biological parameters. Bivalves are considered appropriate organisms in biomonitoring studies to be benthic and indicate environmental change. In addition, those organisms are an important source of food and income for the local population. This study aims to determine the concentration of metals in water, sediment and bivalve molluscs *Anomalocardia brasiliiana* and *Mytella guyanensis*, and to obtain data related to environmental characteristics in order to relate to the population dynamics of molluscs. The samples were carried out at different seasonal periods, in five points. The biometric variables of the bivalves were obtained, the nutrient analyzes in the water were carried out as well as the metal contents in the water, the sediment and the molluscs. Data were assessed for normality using the Shapiro-Wilk test. The Kruskal-Wallis variance test was used to indicate if there were significant differences between seasonalities. For correlation analysis it was used the Spearman test. During the sampling period, it was observed a variation in the length of *Mytella guyanensis* individuals from 13.54 to 50.90 mm and from 4.01 to 30.78 mm for *Anomalocardia brasiliiana* individuals. The growth of *A. brasiliiana* showed significant positive correlations with phosphorus and ammoniacal nitrogen concentrations. The growth of *M. guyanensis* did not present significant correlations with the nutrients. The analysis of metals in water and sediment showed high concentration of aluminum and iron, and specific concentration of lead, chromium, nickel, zinc and copper. Values of iron, aluminum, nickel and chromium were found in the organisms. The main correlations found between bivalve growth and metal concentrations were iron and aluminum elements due to their availability in the environment, but it is also identified significant correlations for chromium and nickel. The results demonstrate that the species *A. brasiliiana* and *M. guyanensis* are able to reflect the degree of environmental contamination and can be used as biomarkers.

Keywords: Paranaguá Bay. Bioaccumulation. Biomarkers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.	22
Figura 2 - Localização dos pontos amostrais.	34
Figura 3 - Característica dos pontos amostrais.	36
Figura 4 - Valva de <i>A. brasiliiana</i> . Medidas de comprimento e largura que configuram a morfometria da concha.	38
Figura 5 - Valva de <i>M. guyanensis</i> . Medidas de comprimento e largura que configuram a morfometria da concha.	38
Figura 6 - Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos amostrais por períodos sazonais.	49
Figura 7 - Distribuição dos bivalves em classes de tamanho.	73
Figura 8 - Relação entre os metais Al e Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 1.	74
Figura 9 - Relação entre o metal Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 2.	75
Figura 10 - relação entre os metais Al e Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 3.	75
Figura 11 - Relação entre os metais Al e Cr e o comprimento dos indivíduos da Classe 4.	75
Figura 12 - Relação entre os metais Al, Fe, Ni e o comprimento dos indivíduos da Classe 5.	76
Figura 13 - Relação entre os metais Al e Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 6.	76
Figura 14 - Relação entre os metais Al, Cr, Fe, Ni e o comprimento dos indivíduos da Classe 8.	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados do extrativismo no Complexo Estuarino de Paranaguá de <i>Mytella</i> sp. e <i>A. flexuosa</i> .	28
Tabela 2 - Espécies coletadas por ponto amostral e quantidades de indivíduos em cada campanha.	44
Tabela 3 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de <i>Mytella guyanensis</i> no ponto 1 – Trapiche.	46
Tabela 4 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de <i>Mytella guyanensis</i> no ponto 4 – late Clube.	46
Tabela 5 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de <i>A. brasiliana</i> no ponto 2 – Ponta do Ubá.	47
Tabela 6 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de <i>A. brasiliana</i> no ponto 3 – Prainha do Pasto.	47
Tabela 7 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de <i>A. brasiliana</i> no ponto 5 – Baixio Ilha das Cobras.	48
Tabela 8 - Valores médios obtidos nas análises físicas e químicas das amostras de água.	51
Tabela 9 - Valores meteorológicos obtidos durante as coletas.	51
Tabela 10 - Correlação de Spearman entre as concentrações de nutrientes e tamanho obtido da espécie <i>Mytella guyanensis</i> .	55
Tabela 11 - Correlação de Spearman entre as concentrações de nutrientes e tamanho obtido da espécie <i>Anomalocardia brasiliana</i>	56
Tabela 12 - Concentrações de metais na água dos pontos de coleta (mg L ⁻¹).	58
Tabela 13 - Concentrações de metais fortemente biodisponíveis no sedimento dos pontos de coleta (média e desvio padrão em mg kg ⁻¹).	59
Tabela 14 - Concentrações de metais pseudo totais no sedimento dos pontos de coleta (média e desvio padrão em mg kg ⁻¹)	60
Tabela 15 - Concentração de metais em mg kg ⁻¹ nos sedimentos (mínimo-máximo) de regiões portuárias no Brasil e no mundo.	63
Tabela 16 - Concentração de metais em <i>M. guyanensis</i> em peso seco (mg Kg ⁻¹).	66
Tabela 17 - Concentração de metais em <i>A. brasiliana</i> em peso seco (mg kg ⁻¹).	67
Tabela 18 - Concentração de metais (médias e máximas e mínimas em mg kg ⁻¹) em <i>Anomalocardia brasiliana</i> em outras, regiões do Brasil.	69

Tabela 19 – Concentrações máximas e mínimas de metais no gênero <i>Mytella</i> em outras regiões do Brasil e do mundo.	70
Tabela 20 - Distribuição dos bivalves em classes de tamanho.	73
Tabela 21 – Correlações significativas entre classes de tamanho e concentração de metais.	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Estudos em diferentes regiões do Brasil com presença de elementos traço em <i>A. brasiliiana</i> .	31
Quadro 2 - Estudos com presença de elementos traço em diversas espécies do gênero <i>Mytella</i> .	33
Quadro 3 - Identificação dos pontos amostrais.	35

LISTA DE ABREVIATURAS

Al	Alumínio
CEP	Complexo Estuarino de Paranaguá
Cd	Cádmio
Co	Cobalto
Cr	Crômio
Cu	Cobre
CV%	Coefficiente de variação
DAQBI	Departamento Acadêmico de Química e Biologia
Fe	Ferro
Fundepag	Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio
GPS	Sistema de posicionamento global
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICP/OES	Espectrofotômetro de Plasma induzido por argônio
IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
LD	Limite de detecção
LEAQUA	Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental
LQ	Limite de Quantificação
Mn	Manganês
NH ₃	Amônia
NH ₄	Amônio
Ni	Níquel
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
N-NO ₂	Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrato
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OD	Oxigênio Dissolvido
ORP	Potencial Redox
Pb	Chumbo
PO ₄ ⁻³	Ortofosfato
P-total	Fósforo total

SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
UNEP	Programa de meio ambiente das Nações Unidas
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
ZMT	Zona de Máxima Turbidez
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
2	OBJETIVOS.....	21
2.1	Objetivo Geral.....	21
2.2	Objetivos específicos.....	21
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	22
3.1	Complexo Estuarino de Paranaguá.....	22
3.2	Metais e o processo de bioacumulação.....	24
3.3	Moluscos bivalves.....	27
3.4	Organismos de estudo.....	29
3.4.1	<i>Anomalocardia brasiliana</i> (Gmelin, 1791).....	30
3.4.2	<i>Mytella guyanensis</i> (Lamarck,1819).....	32
4	METODOLOGIA.....	34
4.1	Área de estudo.....	34
4.2	Amostragem.....	36
4.3	Análises biométricas dos moluscos.....	37
4.4	Análise de metais nos moluscos.....	39
4.5	Análises da água.....	40
4.5.1	Análise de Nutrientes.....	40
4.5.2	Análise de Metais.....	41
4.6	Análises do sedimento.....	41
4.6.1	Análise de Metais.....	41
4.7	Tratamento estatístico dos dados.....	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
5.1	Parâmetros bióticos: Dinâmica populacional e análises biométricas dos moluscos.....	44
5.1.1	Quantificação dos organismos coletados.....	44
5.1.2	<i>Mytella guyanensis</i>	45
5.1.3	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	46
5.2	Qualidade da água: parâmetros abióticos.....	49
5.3	Correlações entre as variáveis: Dados biométricos dos organismos x nutrientes	55
5.4	Avaliação das concentrações de metais na água e sedimento.....	57

5.5	Avaliação das concentrações de metais nos moluscos	65
5.6	Correlação: Concentrações de metais nos moluscos x concentrações de metais na água e no sedimento	72
5.7	Análise de metais nas classes de tamanho	73
6	CONCLUSÕES.....	79
	REFERÊNCIAS.....	80
	ANEXO A.....	93

1 INTRODUÇÃO

Os estuários podem ser definidos como ambientes de águas costeiras semifechados, ou seja, com uma conexão livre com o oceano, onde a água doce das drenagens continentais e a água marinha são diluídas (PRITCHARD, 1967) criando um gradiente ao longo do canal principal (BARLETTA; DANTAS, 2016).

Este gradiente, denominado de hidrodinâmica, gera uma sucessão de massas de água de diferentes densidades que se movem promovendo diversos serviços ecológicos como abastecimento de água, regulação do clima local, acesso às águas costeiras e aos meios de subsistência para populações ribeirinhas (BARLETTA; DANTAS, 2016).

Além disso, por serem ecossistemas dinâmicos onde ocorre interação das águas doces, das águas marinhas, do sistema terrestre e da atmosfera (DAY et al., 2012), servem como áreas de refúgio, proteção, reprodução e alimentação para diversos organismos costeiros e marinhos (SANTANA et al, 2015).

Todas estas características favorecem a ocupação humana e o estabelecimento de atividades econômicas na zona costeira, que apresenta constante crescimento demográfico, resultando em diversas pressões antrópicas e mudanças aos ambientes estuarinos (SANTANA et al, 2015; COSTA; BARLETTA, 2016).

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), juntamente com o sistema Lagunar Iguape-Cananéia, é reconhecido como o terceiro estuário mais importante do mundo pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (COMBI et al., 2013), mantendo uma diversidade significativa de ambientes, espécies ecologicamente relevantes e várias áreas de proteção ambiental (SOUZA et al., 2018).

Contudo, também é influenciado de maneira direta e indireta por contaminações oriundas dos centros urbanos, das instalações portuárias e industriais, das atividades pesqueiras e das atividades turísticas (SOUZA et al., 2018).

Dentre as interferências antrópicas, a contaminação por metais é particularmente preocupante (LA COLLA et al., 2015).

Os metais encontram-se na lista prioritária de substâncias perigosas de 2017 da Agency for Toxic Substance and Disease Registration (ADSTR), sendo arsênio, chumbo e mercúrio citados como os mais perigosos (ATSDR, 2019).

Em sua maioria, os estuários localizados na América do Sul estão contaminados com metais (BARLETTA et al., 2019).

Dentre as principais origens de contaminação pode-se citar a falta de saneamento básico, que tem sido apontada como a maior preocupação para os países em desenvolvimento; e os efluentes urbanos, industriais e agroindustriais que são lançados aos recursos hídricos sem tratamento (HUANG et al., 2014; COSTA; BARLETTA, 2016).

Os metais são naturalmente encontrados na natureza, sendo lentamente liberados para a coluna de água através de intemperismo de rochas e sedimentos. Em concentrações naturais, representam ameaças mínimas à saúde humana e ambiental, e alguns metais são inclusive essenciais para o metabolismo dos seres vivos (BARBOSA et al., 2018).

No entanto, em muitas partes do mundo, os níveis de metais oriundos de fontes antrópicas excedem os de fontes naturais, particularmente em áreas industriais e urbanizadas, podendo ser incorporados pelos seres vivos e também na cadeia alimentar, causando efeitos carcinogênicos e mutagênicos (SOUZA et al., 2016).

Desta maneira, torna-se necessário determinar a concentração de metais na água, sedimentos e matrizes biológicas afim de compreender os níveis de contaminação e obter informações mais precisas sobre os efeitos causados (BAKARY et al., 2015).

As análises em diferentes matrizes é uma importante ferramenta para avaliar a integridade de um ecossistema e obter dados que reflitam as interações ecológicas que ocorrem entre a biota e seu ambiente abiótico (BEM, HIGUTI E AZEVEDO, 2015).

No CEP, alguns estudos identificam a presença de metais em sedimentos e materiais em suspensão (SÁ, 2003; SÁ et al. 2006; MACHADO, 2007; CHOUERI et al. 2009; MORAIS, 2009; MARTINS et al. 2011; ROCHA et al., 2017; SÁ et al., 2015). E na biota, estudos foram realizados com organismos de vários níveis tróficos, como o peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (SOUZA, 2007); o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (BELOTO, 2010); ostras, *Crassostrea rhizophorae* (CASTELLO, 2010); o bagre amarelo, *Cathorops spixii* e o bagre urutu, *Genidens genidens* (ANGELI, 2013); e o bagre amarelo *Cathorops spixii*, e a ostra *Crassostrea rhizophorae* (NIENCHESKI et al, 2014).

Historicamente, dentre os organismos aquáticos, os moluscos bivalves são considerados organismos valiosos para o monitoramento ambiental (KRISHNAKUMAR, et al. 2018) e por isso são utilizados como biomonitores de poluição em águas costeiras há 40 anos (FARRINGTON et al., 2016).

Na década de 60 esses animais foram apresentados como um modelo biológico para avaliar a dinâmica de metais no ambiente. Em 1975, foram apontados como possíveis biomonitores para o programa internacional de monitoramento de poluentes no ambiente marinho, o “Mussel Watch” da Agência Americana “National Oceanic and Atmospheric Administration” (NOAA) (FARRINGTON et al., 2016).

Desde então outros programas de monitoramento foram conduzidos em diversas partes do mundo identificando esses organismos como bons indicadores da disponibilidade de metal no sistema (FARRINGTON et al., 2016) e estudos utilizando moluscos bivalves passaram a ser de grande importância para reportar concentrações de diversos poluentes (PAN; WANG, 2012; CHAKRABORTY et al. 2014; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2015; FARRINGTON et al., 2016; HU et al., 2016; CAPOLUPO et al., 2017; WANG e LU, 2017).

As espécies *Anomalocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791) e *Mytella guyanensis* (LAMARCK, 1819) são duas espécies referenciadas como potenciais bioindicadoras, com ocorrência do CEP, e que possuem o agravante de serem ampla e comumente consumidas e comercializadas na região.

Portanto, determinar a presença de metais diluídos no corpo d’água, imobilizados nos sedimentos e acumulados por estes organismos contribuirá para a avaliação da contaminação por metais na região, para o conhecimento dos níveis de consumo da população através da ingestão destas espécies, além de proporcionar o conhecimento dessas espécies e sua utilização como bioindicadoras.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Determinar a concentração de metais na água, sedimento e em duas espécies de moluscos bivalves, *Anomalocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791) e *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819), do Complexo Estuarino de Paranaguá, e investigar a presença e efeitos destes contaminantes na região.

2.2 Objetivos específicos

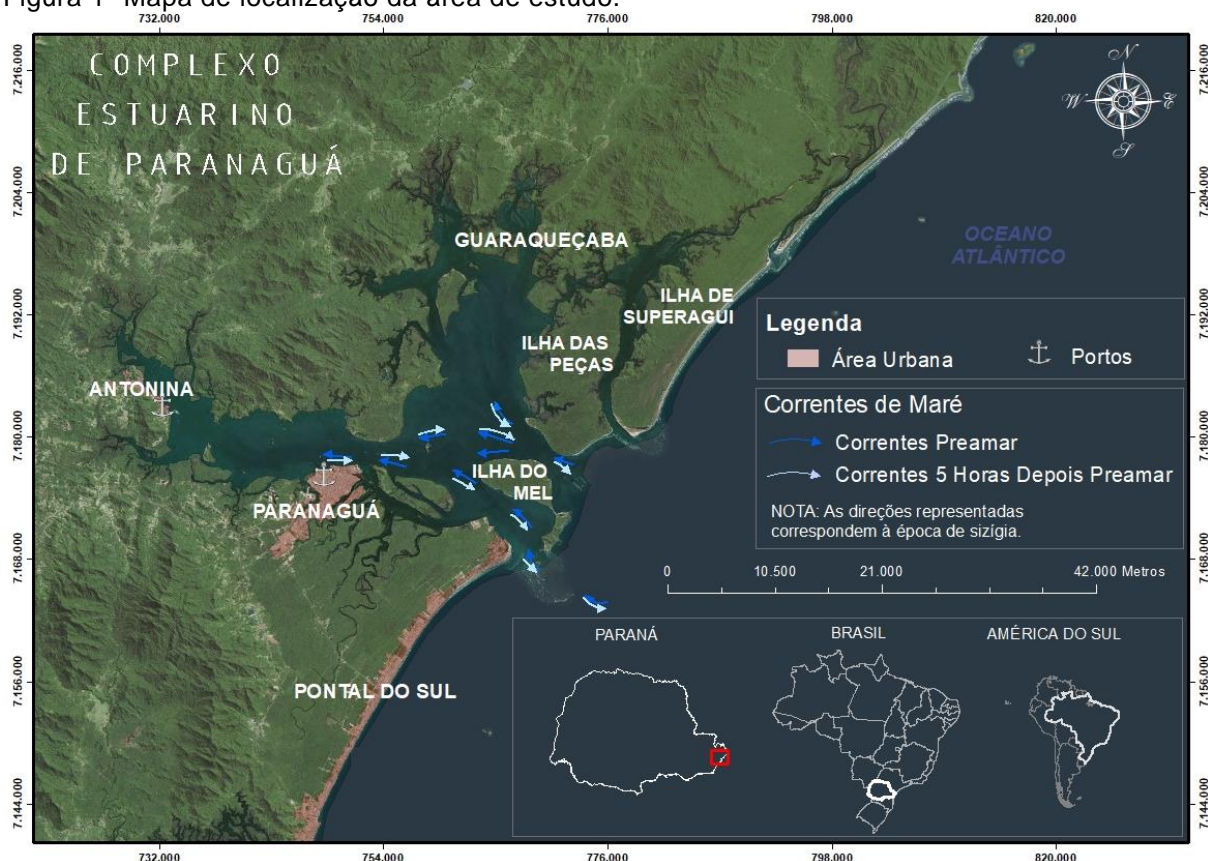
- Avaliar as características biométricas de *A. brasiliiana* e *M. guyanensis* e agrupá-las em classes de tamanho.
- Avaliar a dinâmica populacional dos bivalves *A. brasiliiana* e *M. guyanensis* através da taxa de crescimento e variação espaço-temporal dos mesmos utilizando a análise biométrica como ferramenta.
- Verificar a relação entre os valores biométricos dos bivalves com a concentração dos nutrientes.
- Avaliar os teores dos metais Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Pb nos bivalves *A. brasiliiana* e *M. guyanensis*, nas diferentes classes de tamanho, afim de verificar relações entre o crescimento dos indivíduos e a concentração de metais encontradas.
- Avaliar os teores dos metais Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Pb na água e no sedimento dos pontos estudados, e verificar se existem diferenças significativas entre os locais de coleta.
- Comparar as concentrações dos metais analisados entre as espécies *A. brasiliiana* e *M. guyanensis* e verificar se as espécies refletem as prováveis diferenças de concentração no sedimento e na água.
- Determinar áreas que apresentam maior nível de concentração dos metais determinados e que podem causar potenciais efeitos na biota.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Complexo Estuarino de Paranaguá

O Complexo Estuarino de Paranaguá, localizado na planície litorânea paranaense, na região sul do Brasil ($25^{\circ}22'S - 25^{\circ}27'S$; $48^{\circ}12'W - 48^{\circ}40'W$), é um sistema estuarino dividido em cinco seções menores, que incluem: as Baías de Antonina e de Paranaguá, que possuem seu eixo de orientação leste-oeste; as Bacias das Laranjeiras e de Pinheiro, de eixo Norte-Sul; e uma seção de mistura (NOERNBERG et al., 2006) (Figura 1).

Figura 1- Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: O autor (2019).

O Complexo possui uma diversidade de ambientes, sendo formado por planícies de marés, manguezal, marismas, baixios, canais de marés, praias arenosas, costões rochosos e estuários menores formados pela desembocadura de inúmeros rios que alcançam suas águas (LANA et al., 2001).

O clima da região se caracteriza por ser subtropical úmido mesotérmico com verões quentes e chuvosos e invernos suaves. Possui uma estação chuvosa, que inicia no final da primavera e se estende até o final do verão, e uma estação menos chuvosa, que compreende o outono e o inverno, mas que possui um curto período chuvoso no início do inverno. Com médias de precipitação de 2.500 mm e a umidade relativa do ar de 85%, não há uma estação seca definida (LANA et al., 2001).

No CEP as correntes de maré e a entrada de água doce são os principais reguladores da circulação das águas (LANA et al., 2001).

Segundo Noernberg (2001), o eixo Leste-Oeste sofre maior influência do aporte de água doce em relação ao eixo Norte-Sul, apresentando resposta mais rápida e intensa aos processos relacionados à estratificação da coluna d'água, intrusão salina, aporte de sedimentos fluviais e formação da zona de máxima turbidez (ZMT). No eixo Leste-Oeste a ZMT ocorre entre as Ilhas Gererês e o Porto de Paranaguá, relacionando a ocorrência desta zona com a geometria do corpo estuarino, intensidade das correntes de maré e estratificação da coluna d'água.

A média de tempo de renovação da água doce no CEP é de 3 a 10 dias (MARONE et al., 1994), porém em condições de elevado e constante aporte de água nos períodos chuvosos, esse tempo tende a ser menor. O sistema de maré é caracterizado por micromarés, semiduras, com amplitudes médias de 1,5 m na desembocadura e 2,2 m no interior da baía, e propagação ocorrendo de forma mista. A salinidade varia com valores de 0% a 34%, com marcados gradientes ao longo dos dois eixos principais do complexo, por sua vez afetados pelo maior ou menor aporte de água doce, dependendo da estação (LANA et al., 2001).

As cidades inseridas no CEP são Antonina, Guaraqueçaba, Paranaguá, Morretes e Pontal do Paraná, com população estimada de 214.000 pessoas (IBGE, 2018).

A região da Baía de Paranaguá é onde se concentram as principais atividades poluidoras, coexistindo atividades urbanas, portuárias, industriais (fertilizantes, estocagem de produtos químicos, granéis), dragagens, atividades pesqueiras, entre muitas outras.

O Porto de Paranaguá é um dos maiores portos brasileiros para o transporte de carga (BRASIL, 2016). O transporte de materiais perigosos representa 27% do volume total das cargas exportadas, o que denota o risco de causar danos

irreversíveis ao ecossistema em caso de acidentes, tornando crescente a preocupação com a Baía de Paranaguá (SANTOS et al., 2006).

Alguns acidentes marítimos graves já aconteceram na região. Em outubro de 2001, o navio-tanque Norma chocou-se contra as pedras submersas próximas ao porto de Paranaguá, vazando 400 mil litros de nafta nas águas da baía. Em 2004, o navio Vicunã que descarregava metanol, explodiu três vezes e afundou, liberando 11 milhões de litros de metanol de carga, 4 mil toneladas de óleo Bunker de e outros 150 mil litros de óleo diesel. O resultado foram algumas vítimas e mais de 30 quilômetros de áreas contaminadas (SOARES et al., 2006).

A cidade de Paranaguá pode ser considerada uma das principais fontes de poluição urbana no CEP, conforme indicado por análises anteriores de esteróis fecais (CABRAL et al., 2018), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (CARDOSO et al., 2016), e PCBs em sedimentos (COMBI et al., 2013).

Além das atividades relacionadas à cidade de Paranaguá, outras fontes potenciais de contaminantes são o porto de Antonina e algumas atividades agrícolas desenvolvidas a montante da Baía de Antonina (SOUZA et al., 2018).

Desse modo, o grande crescimento da cidade de Paranaguá, do parque industrial e dos balneários tem exercido uma forte intervenção antrópica no CEP, que recebe toda a contaminação advinda das atividades locais e das águas continentais, funcionando como um sumidouro de partículas transportadas pelos rios (MANSUR, 2009).

3.2 Metais e o processo de bioacumulação

Os metais são elementos presentes na natureza e sua distribuição natural ao ambiente se dá através dos ciclos geológicos e biológicos, como o intemperismo das rochas e solos, vulcões e fontes termais nos oceanos.

Alguns metais são essenciais para que os seres vivos possam desempenhar diversas funções fisiológicas, no entanto, quando estão em níveis excessivos no ambiente podem acumular-se nos organismos em um processo denominado de bioacumulação; e atingir níveis críticos, podendo causar alterações no crescimento, na reprodução e na sobrevivência (WANG et al., 2013; LE et al., 2016; LIU; WANG, 2016; LU et al., 2017; ZIDOUR et al., 2019).

O tempo que os organismos estão expostos aos metais tem um efeito significativo na bioacumulação. Normalmente os efeitos não se manifestam imediatamente após a contaminação, mas muitas vezes, mesmo em um curto período de tempo, a concentração de metal acumulado no organismo pode ser considerável (JAMISNKA, 2011).

A contínua transferência de elementos traço para níveis de energia maiores gera o aumento acumulativo das concentrações de acordo com o nível trófico, o que é denominado de biomagnificação (FERREIRA et al., 2005).

Os metais podem ser divididos em elementos essenciais e não essenciais. Os metais essenciais são aqueles que participam de processos fisiológicos dos seres vivos, como a catálise enzimática de hidrólise e reações de oxidação e/ou redução (CHIARELLI; ROCCHERI; 2014; GU et al., 2018).

São importantes no transporte e armazenamento de moléculas menores, mas em concentrações elevadas podem ser extremamente tóxicos. Dentre eles estão o Mn, Na, K, Mg, Ca, Fe, Ni, Cu e Zn (CHIARELLI; ROCCHERI; 2014; GU et al., 2018).

Os metais não essenciais são aqueles que não possuem nenhuma função biológica como, por exemplo, o Al, Cd, Hg e Pb, sendo altamente tóxicos e persistentes, interferindo no metabolismo dos seres vivos (JESUS et al., 2008), mesmo em concentrações muito baixas (SOUZA et al., 2018).

A biodisponibilidade dos metais é influenciada por diversos fatores, tais como: (i) o incremento do aporte de água doce dos rios na região costeira pelas chuvas, o que diminui a salinidade e promove a liberação dos metais ligados aos sedimentos para a coluna d'água; (ii) o tamanho e conseqüentemente o estágio de desenvolvimento do organismo, uma vez que há uma tendência de diminuição das concentrações de elementos traço com o aumento do tamanho dos organismos; (iii) a temperatura da água; (iv) a concentração do contaminante no compartimento abiótico; (v) a localização do organismo na zona entre marés; (vi) as diferentes taxas de absorção aos diferentes elementos pelos organismos; e, (vii) as características físicas e químicas do seu habitat (JOIRIS et al. 2000; ABBE et al., 2002).

As concentrações dos metais que são liberadas das atividades antrópicas excedem os níveis de fontes naturais (SOUZA et al., 2016), tornando-se um problema recorrente em muitos países devido à crescente urbanização e conseqüente industrialização das regiões costeiras (PAN; WANG, 2012; MACHADO et al., 2016).

Em todo o mundo, a distribuição espaço-temporal de metais é bastante variável (BAYEN, 2012), atingindo níveis críticos perto de centros urbanos e das propriedades industriais, muitas vezes superando as diretrizes de qualidade ambiental estabelecidas local ou internacionalmente (BARLETTA et al., 2019).

O comportamento dos metais nos ambientes estuarinos é um processo complexo influenciado pela variação anual de salinidade, da renovação de água, de níveis de oxigênio, de cargas de material em suspensão, do tamanho do grão, da mobilidade e composição dos sedimentos (SILVA et al., 2017).

Todos esses processos são fundamentais para a dinâmica estuarina e, em consequência, para o transporte e mistura de elementos em seu interior, afetando a distribuição entre as diferentes fases dos metais, ou seja, dissolvido, associado ao material particulado suspenso ou depositado no sedimento (OLIVEIRA, 2011).

Dentre esses processos, a salinidade é uma das principais características estuarinas responsáveis pelo comportamento de metais não conservativos, afetando a floculação e a sedimentação de partículas finas e a especiação por metais, assim como a sua interação com os animais (DREXLER et al., 2003).

Na fase dissolvida, o metal circula pelo estuário, podendo sofrer complexação por ligantes orgânicos como carbonatos, hidroxilas e sulfetos, e receber contribuições das águas intersticiais contaminadas pela concentração de poluentes no rio e, dependendo do equilíbrio, ser exportada para o oceano (FERNANDES, 2001).

No sedimento, os metais são encontrados em diversas formas, mas principalmente ligados a sulfetos, em um sistema redutor. Quando remobilizados, são oxidados rapidamente, tornando-se dissolvidos na coluna d'água e, assim, passam a estar mais disponíveis para os organismos. Quanto maior a presença de complexos sulfeto-metálicos, menos disponíveis estão os metais, por consequência, menos tóxicos serão os sedimentos (SÁ, 2003; WASSERMAN, 2005).

O material particulado funciona como uma fonte de metais para coluna d'água através da mobilização desses metais ou como um removedor de metais dissolvidos pela adsorção. Geralmente, a adsorção dos metais no material particulado é seguida pela floculação, sedimentação e deposição no sedimento, onde ficam imobilizados (OLIVEIRA, 2012).

Os agentes que podem ressuspender os sedimentos podem ser tanto naturais, como ondulações, bioturvações, diagênese e mudanças nas condições

ambientais (acidificação, mudanças no potencial redox, aumento do teor de matéria orgânica), quanto atividades mecânicas, como a passagem de navios ou as dragagens para manutenção da atividade portuária (MACHADO, 2007).

3.3 Moluscos bivalves

Os moluscos bivalves são invertebrados de ampla e abundante distribuição em ecossistemas aquáticos. Esses animais são filtradores, e mesmo bioacumulando diversos tipos de contaminantes disponíveis são tolerantes e capazes de acumular metais sem apresentar efeitos tóxicos, o que os faz serem considerados bons indicadores ambientais (FARRINGTON et al., 2016; KRISHNAKUMAR, et al. 2018).

Os bivalves são animais que possuem longo ciclo de vida, baixa mobilidade, ampla distribuição, abundância e de fácil amostragem. Eles caracterizam a água em escalas temporais e permitem a avaliação de processos de bioacumulação e biomagnificação por participarem da cadeia de detritos (CARVALHO et al. 2000; COIMBRA, 2003; FARRINGTON et al., 2016; BALTAS et al., 2017; BEYER et al., 2017; BILGIN; ULUTURHAN-SUZER, 2017; WANG E LU, 2017).

Além disso, são animais que estão na base da cadeia alimentar e são amplamente consumidos por populações humanas, sendo comercializados em diferentes escalas (WANG E LU, 2017), em especial pelas populações ribeirinhas.

Souza et al. (2018) enfatizam que a utilização de moluscos em estudos de biomonitoramento não se deve apenas pela capacidade de bioacumulação, mas ao fato de representarem uma importante fonte de proteína para a comunidade local, cuja dieta muitas vezes é baseada em mariscos colhidos, o que representa um maior risco de exposição a contaminantes.

Na região do CEP, os bivalves são amplamente consumidos pela população. A ostra (*Crassostrea rhizophorae*), o sururu (*Mytella guyanensis*) e o berbigão (*Anomalocardia brasiliiana*) são importantes fontes de alimento e de renda para pescadores e para a população que dependem diretamente dessa atividade econômica. Segundo Angriguetto-Filho (2006), de modo superficial, mais de 11 mil pessoas estão envolvidas nesta atividade.

Em 2016, como parte do licenciamento ambiental das atividades realizadas pela PETROBRÁS no polo pré-sal da Bacia de Santos, o IBAMA (Instituto Brasileiro

do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) determinou como uma das condicionantes o monitoramento da atividade pesqueira no litoral dos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina.

O monitoramento, realizado pela Fundepag (Fundação de desenvolvimento da pesquisa do agronegócio), ocorre de forma censitária, coletando informações diárias da pesca no litoral. Na Tabela 1 são apresentados os dados do extrativismo dos moluscos bivalves das espécies *Mytella* sp. e *Anomalocardia flexuosa* entre 2017 e 2018 no CEP.

Tabela 1 - Dados do extrativismo no Complexo Estuarino de Paranaguá de *Mytella* sp. e *A. flexuosa*.

		Antonina			Guaraqueçaba			Paranaguá					
		<i>Mytella</i> sp.			<i>Mytella</i> sp.			<i>Mytella</i> sp.			<i>A. flexuosa</i>		
Data		Peso total (kg)	UP*	Valor estimado (R\$)	Peso total (kg)	UP *	Valor estimado (R\$)	Peso total (kg)	UP *	Valor estimado (R\$)	Peso total (kg)	UP *	Valor estimado (R\$)
2016	N	36	3	200,00	22	2	R\$ 330,00	75	2	R\$ 675,00	-	-	-
	D	52	2	364,00	-	-	-	2	1	R\$ 24,00	-	-	-
2017	J	185	6	2.620,00	-	-	-	-	-	-	1.500	1	825,00
	F	125	7	1.780,00	-	-	-	-	-	-	35.580	6	19.569,00
	M	416	8	6.070,00	-	-	-	30	1	300,00	20.200	6	11.110,00
	A	299	6	4.485,00	-	-	-	51	2	512,00	19.600	2	10.780,00
	M	183	5	2.745,00	12	1	108,00	64	2	488,00	11.200	1	6.160,00
	J	93	4	1.395,00	12	1	108,00	37	2	R\$ 90,00	3.780	2	2.290,20
	J	16	1	240,00	65	3	585,00	375	8	2.994,06	6.114	2	3.362,98
	A	163	5	2.445,00	62	3	558,00	224	9	1.696,00	12.688	4	7.054,00
	S	90	3	1.350,00	27	2	202,00	508	13	3.822,00	16.338	8	9.167,00
	O	172	6	2.580,00	-	-	-	161	6	1.247,50	22.640	2	12.452,00
2018	N	131	2	1.965,00	-	-	-	71	4	734,00	13.490	3	7.419,50
	D	68	2	1.020,00	-	-	-	18	2	190,00	19.130	3	10.521,50
	J	114,5	4	1.717,50	-	-	-	146	2	1.008,00	26.880	3	14.784,00
	F	168	4	2.520,00	-	-	-	90	3	574,00	32.571	3	17.963,00
	M	67	3	1.005,00	-	-	-	84	4	468,00	34.610	6	19.440,10
Total		2.662,5	15	R\$ 39.517,5	178,0	6	R\$ 1.561,0	2.313,4	36	R\$ 16.814,1	335.553,0	12	R\$ 186.790,28

* A Unidade Produtiva (UP) se refere a pescadores ou embarcações atuando no período.

Fonte: Adaptado de Monitoramento Pesqueiro no Estado do Paraná, 2018.

Embora a renda gerada por esses recursos tenha pouca expressão frente à produção total da pesca artesanal no litoral paranaense (ARANTES, 2016), para a

população local ela representa uma importante parcela, conforme refletem os dados obtidos pelo Monitoramento Pesqueiro.

Souza et al. (2011) avaliaram os riscos carcinogênicos devido ao consumo de frutos do mar contaminados por metais pesados das espécies *Anomalocardia brasiliiana*, *Brachidontes exustus*, *Crassostrea rhizophorae* e *Mytella guyanensis* na Baía de Todos os Santos. Os autores concluíram que essa contaminação pode ter implicações especialmente para populações que tem um consumo de subsistência, principalmente de *Brachidontes exustus* e *Mytella guyanensis*.

Sabe-se que na região do CEP há ocorrência de bivalves contaminados com metais. Castello (2010) e Niencheski et al (2014) avaliaram os teores de metais em ostras da espécie *Crassostrea rhizophorae* (GUILDING, 1828) nas baías de Paranaguá e Guaratuba e constataram concentrações que podem constituir um risco a saúde da população. E, no Plano Mestre do Complexo Portuário de Paranaguá e Antonina (BRASIL, 2016) foi detectado contaminação tecidual por metais e hidrocarbonetos em *A. brasiliiana*.

3.4 Organismos de estudo

Diferentes espécies exibem diferentes taxas de bioacumulação (KRISHNAKUMAR, et al. 2018). Aspectos como, fisiologia, tamanho do organismo, metabolismo da espécie e as variáveis ambientais (físicas e químicas), além do tipo de substrato, podem influenciar a concentração de metais em moluscos bivalves, podendo ocasionar flutuações nas concentrações essenciais de metais em seu organismo (BATALHA et al., 2001). Por isso, é desejável usar mais de um organismo como indicador da qualidade ambiental e, dessa forma, é possível gerar mais conclusões ao longo de um gradiente de contaminação e/ou ao longo de vários períodos de tempo (SOUZA et al., 2018).

Alguns estudos têm sido realizados com os bivalves *Anomalocardia brasiliiana* e *Mytella guyanensis* demonstrando que essas espécies possuem habilidade indicadora, revelando de modo significativo o grau de contaminação de um ambiente, além de serem espécies consumidas e comercializadas pelas populações ribeirinhas.

Assim, ao se determinar as concentrações de contaminantes nos bivalves marinhos, pode-se informar quanto à distribuição dos diferentes contaminantes no ambiente, além de avaliar de forma direta o risco do consumo destes alimentos.

3.4.1 *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791)

O bivalve *Anomalocardia brasiliiana* é representante da família Veneridae (RAFINISQUE, 1815) e possui distribuição geográfica ao longo das regiões costeiras do Caribe, do Suriname, do Brasil e do Uruguai (RIOS, 1994). No Brasil é popularmente conhecida por “berbigão”, “vôngole”, “maçunim” e “chumbinho”.

É encontrado em locais de águas calmas, na zona entremarés de baías e enseadas abrigadas, onde vive enterrada em sedimento arenoso e areno-lodoso a uma profundidade de 5 cm no substrato. Pode ser encontrada tanto no infralitoral raso quanto nas regiões entremarés, incluindo as marismas e os baixios não vegetados, sendo pouco frequente nos manguezais (NARCHI, 1974; SCHAEFFER-NOVELLY, 1976; SCHAEFFER-NOVELLI, 1980; MONTI et al., 1991; RIOS, 1994; MOUËZA et al., 1999)

É uma espécie dióica e sem dimorfismo macroscópico das gônadas. Seu ciclo reprodutivo é do tipo contínuo e segundo Boehs (2000), no litoral paranaense apresenta dois picos, um na primavera (setembro-outubro) e outro no outono (março-maio). De acordo com Mouëza et al. (1999), os indivíduos se tornam férteis quando atingem, aproximadamente, 30 milímetros de comprimento.

Sua distribuição espacial no sedimento é predominantemente do tipo agregada, principalmente nos sedimentos com alto teor de matéria orgânica (SCHAEFFER-NOVELLY, 1976), e pode ser numericamente dominante sobre outras espécies bentônicas (SCHAEFFER-NOVELLI, 1980; BOEHS et al., 2004). Hiroki (1977) verificou que essa espécie é bastante resistente quanto ao oxigênio, ficando até 24h em anoxia.

Segundo Maia et al. (2017) *A. brasiliiana* é uma espécie eurihalina, tolerando a entrada da água marinha nas marés altas, mas não se desenvolve em ambientes de baixa salinidade. Segundo Boehs et al. (2008) e Monti et al. (1991), *A. brasiliiana* não foi encontrada em ambientes com salinidade abaixo de 17%.

Narchi (1974) relatou que, devido as suas características anatômicas, essa espécie habita locais com pouco material em suspensão, o que impede a presença de *A. brasiliiana* em locais com ressuspensão frequente de sedimento, assim como em regiões de turbulência e de alta energia ambiental, como as praias expostas e as áreas estuarinas com fortes correntes.

Diversos estudos realizados em diferentes regiões da costa brasileira têm apontado a presença de metais pesados em amostras de *A. brasiliiana* (Quadro 1).

Local	Metais analisados	Fonte
Baía de Sepetiba, Coroa Grande - RJ	Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Batalha et al. (2003)
Baía de Sepetiba e Enseada das Garças, Coroa Grande - RJ	Hg, Cu, Zn, Cr, Fe, Mn, Ni	Coimbra (2003)
Coqueiro Grande, Caípe, Fábrica de Asfalto e Suape - BA	Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mg, Mo, Ni, P, Pb, Se, V, Zn	Carvalho (2006)
São Francisco do Conde, Madre de Deus - BA	Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd	Jesus (2008)
Madre de Deus, São Francisco do Conde e Saubara - BA	Fe > Mn > Zn > Cu	Jesus (2011)
Baía de Todos os Santos - BA	Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se, Sr, V, Zn	Souza et al. (2011)
Área de Proteção Ambiental Baía de Todos os Santos, Salinas da Margarida - BA	Zn > Cd > Cu > Ni > Mn	Dourado (2013)
Estuário do Rio Ipojuca, Ipojuca - PE	Al, Cd, Pb, Co, Cu, Cromo, Fe, Mn, Ni e Zi	Silva et al. (2013)
Estuário Goiana, Nordeste Brasileiro	T, Hg	Silva-Cavalcanti et al. (2016)
Baía de Todos os Santos - BA	As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, V, Zn	Barbosa et al. (2018)
Baía de Sepetiba, Baía Ribeira, Baía Ilha Grande, Baía Mamanguá - RJ	Methy- HP, T-Hg, Cd, Pb, Zn	Fiori et al (2018)

Quadro 1 - Estudos em diferentes regiões do Brasil com presença de elementos traço em *A. brasiliiana*.

Fonte: O autor (2019).

Além destes, Lima (2017), avaliou a incorporação e a depuração dos radiotraçadores Manganês-54 (^{54}Mn), Cobalto-57 (^{57}Co), e Zinco-65 (^{65}Zn) pela *A. brasiliiana* por meio de ensaios laboratoriais e observou que este organismo incorpora esses metais em um tempo extremamente rápido, menos de dois dias. Além disso, é capaz de acumular e depurar os metais do ambiente, enquanto os mesmos estiveram disponíveis para filtração, denotando ser um organismo com potencial para bioindicador de eventos agudos.

3.4.2 *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819)

Pertencente à família Mytilidae, essa espécie é popularmente conhecida por “sururu”, “bico-de-ouro” ou “marisco-do-mangue”. Sua distribuição geográfica se estende do México ao Peru, no Oceânico Pacífico, e da Venezuela à Santa Catarina, no Atlântico (RIOS, 2009).

Habita estuários e manguezais, onde vive enterrada principalmente no substrato lodoso na região entremarés e entre as raízes respiratórias de *Avicennia* sp., preferindo ambientes com altas taxas de sedimentação e elevado índice de partículas em suspensão (COIMBRA, 2003).

É uma espécie dióica cujo diformismo sexual se dá pela coloração das gônadas, que nas fêmeas são de alaranjado a vermelho-pardo, e nos machos são de branco-leitoso a marrom claro (CHRISTO; ABSHER, 2001). Seu ciclo reprodutivo é do tipo contínuo e segundo estudos de reprodução desenvolvidos no CEP por Christo et al. (2016), janeiro e junho são os períodos mais elevados de desova. Pode atingir até 80 mm de comprimento (BOFFI, 1979).

É altamente tolerante a variações de salinidade (SIBAJA, 1986), podendo ser encontrada em ambientes com condições de salinidade entre 5% e 35% (PEREIRA-BARROS, 1987; LEONEL; SILVA, 1988), mas não tolera esses extremos por longo período (LEONEL; SILVA, 1988). Pereira et al. (2007) registraram preferência por ambientes com valores intermediários de salinidade, entre 16% e 26%.

Pereira et al. (2003) e Pereira et al. (2007) observaram que na zona entremarés nos Estuários de Cananéia e da Ilha Comprida, essa espécie deixa uma abertura na superfície do solo para descer abaixo da superfície na baixa-mar e subir na preamar.

Na preamar alimenta-se de fitoplâncton e detritos orgânicos e na baixa-mar permanece enterrado na fenda, para proteção de predadores e das intempéries ambientais, como irradiação solar e mudanças bruscas de temperatura, pois o sedimento lamoso serve de isolante térmico (ONODERA, 2012).

Pode se enterrar até 20 cm abaixo da superfície, variando conforme as condições de sedimento de cada região que facilita ou dificulta a penetração no sedimento (ONODERA, 2012).

Onodera (2012) expôs indivíduos da espécie a diversas faixas de temperatura e constatou que longos períodos de exposição à temperatura de 33°C é letal para *M. guyanensis*. O autor destaca que em marés de quadratura juntamente com efluentes térmicos das indústrias e insolação natural, a temperatura da água pode chegar 33°C, podendo ser agravado com as dragagens que causam o assoreamento das encostas do mangue.

Mesmo que alguns estudos tenham sido realizados o gênero *Mytella*, poucos utilizam a espécie *M. guyanensis* para avaliar a concentração de elementos traço (Quadro 2).

Espécie	Local	Metais analisados	Fonte
<i>Mytella charruana</i>	Baía de Sepetiba, Coroa Grande - RJ	Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Batalha et al. (2003)
<i>Mytella falcata</i>	Estuário do Rio Bacanga, São Luiz - MA	Cu, Cd, Pb, ZN	Carvalho et al. (2000)
<i>Mytella falcata</i>	Estuário do Rio Bacanga, São Luiz - MA	Cu, Zn	Rojas et al (2007)
<i>Mytella falcata</i>	Estuário do Rio Potengi, Natal - RN	Pb, Cu	Brito et al (2007)
<i>Mytella guyanensis</i>	Baía de Sepetiba e Enseada das Garças, Coroa Grande - RJ	Hg, Cu, Zn, Cr, Fe	Coimbra (2003)
<i>Mytella guyanensis</i>	Baía de Todos os Santos - BA	Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se, Sr, V, Zn	Souza et al. (2011)
<i>Perna perna</i> , <i>Mytella falcata</i> , <i>Mytella guyanensis</i>	Estuário Vitória e Baía de Espírito Santo	Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Kumar et al, (2015)
<i>Mytella guyanensis</i>	Golfo de Paria, Trinidad	Cr, Zn, Cd, Cu, Ni and Hg	Balgobin & Singh (2018)

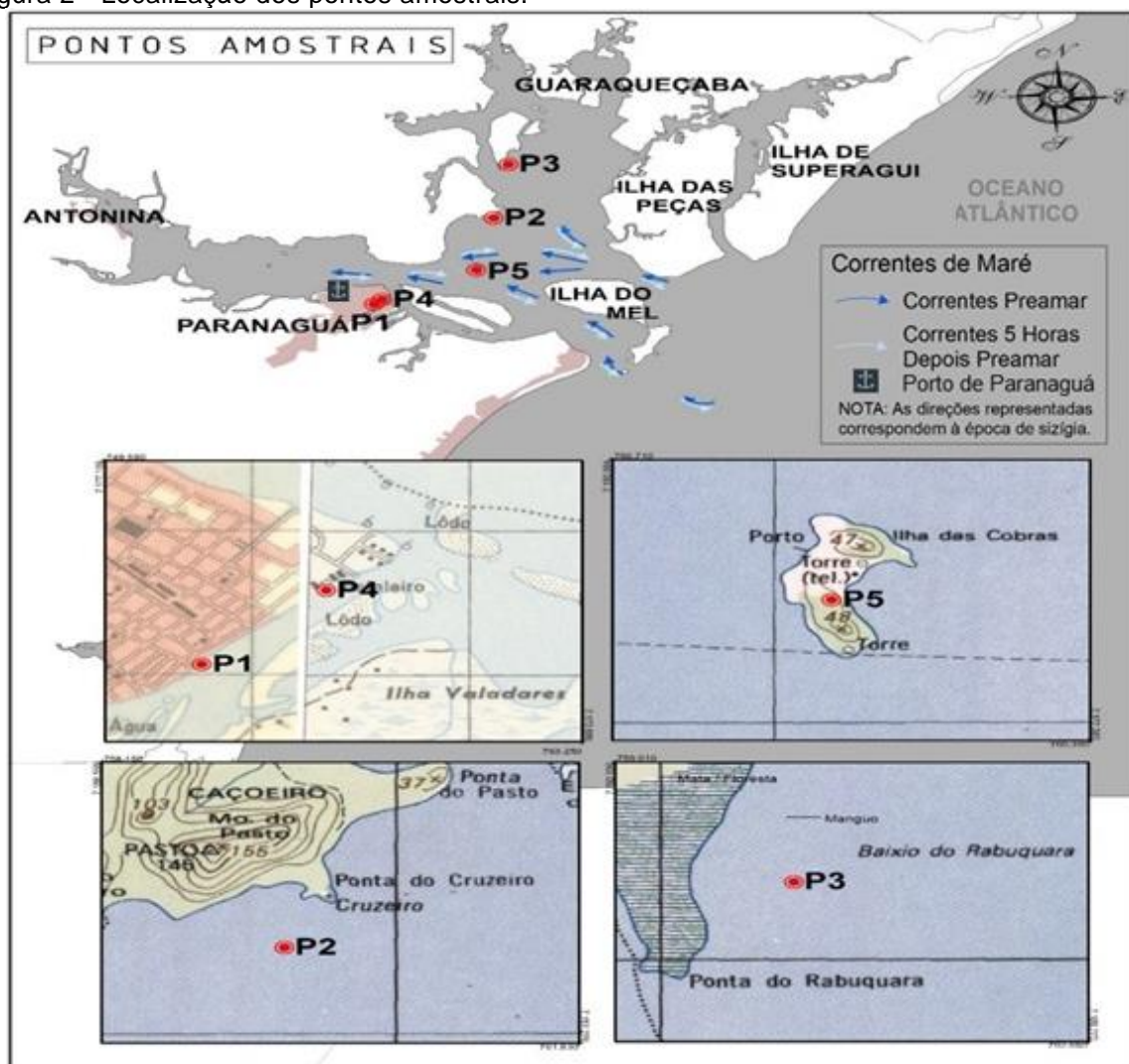
Quadro 2 - Estudos com presença de elementos traço em diversas espécies do gênero *Mytella*. Fonte: O autor (2019).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

Foram definidos 05 pontos amostrais (Figura 2) ao longo do Complexo Estuarino de Paranaguá. Estes pontos foram marcados com o auxílio de um aparelho com sistema de posicionamento global (GPS) modelo portátil Garmin® eTrex 10 e estão apresentados no Quadro 3.

Figura 2 - Localização dos pontos amostrais.



Fonte: O autor (2019).

Pontos	Descrição	Cidade	Coordenadas (UTM)
P1	Trapiche de embarque para Ilha do Mel - Centro de Paranaguá	Paranaguá	22J0750765/7175082
P2	Ponto do Ubá	Paranaguá	22J0759978/7185825
P3	Prainha do Pasto	Paranaguá	22J0759695/7187732
P4	Marina Iate Clube	Paranaguá	22J0751260/7175394
P5	Baixio Ilha das Cobras	Paranaguá	22J0755565/7179889

Quadro 3 - Identificação dos pontos amostrais.

Fonte: O autor (2019).

O ponto 1 (Figura 3a) fica localizado no centro da cidade de Paranaguá, às margens do Rio Itiberê. É caracterizado por possuir uma grande movimentação de embarcações que fazem o transporte de pessoas e cargas destinadas às ilhas da região.

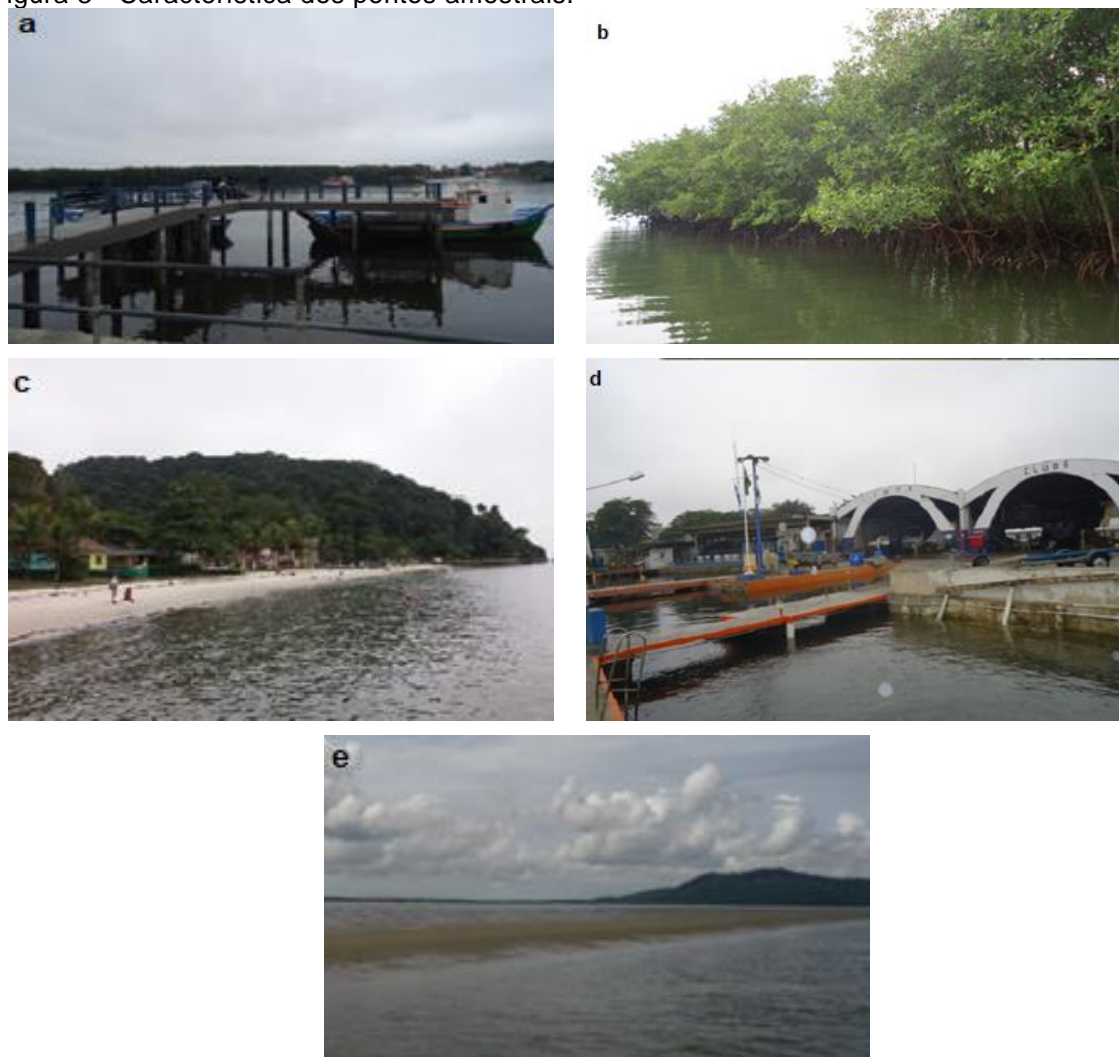
O ponto 2 (Figura 3b) está localizado na Baía das Laranjeiras e fica distante da urbanização e da região portuária sendo considerado, dentre os outros, o local que menos sofre interferência de atividades antrópicas. Pode ser identificado como uma região de mangue por sua vegetação específica e substrato argilo-lodoso.

O ponto 3 (Figura 3c) também está localizado na Baía das Laranjeiras, e possui uma pequena vila onde abriga uma comunidade pesqueira, e tem como característica uma praia que é reconhecida pela prefeitura de Paranaguá como ponto turístico.

O ponto 4 (Figura 3d) fica na Marina do Iate Clube de Paranaguá, localizada no Rio Itiberê, onde o movimento de embarcações é constante, principalmente para fins turísticos.

O Ponto 5 (Figura 3e) está na região central da saída da Baía de Paranaguá e possui interferência das atividades urbanas e portuárias da cidade de Paranaguá devido a dinâmica de correntes.

Figura 3 - Característica dos pontos amostrais.



(a) ponto 1 - Trapiche; (b) ponto 2 – Ponta do Ubá; (c) ponto 3 – Prainha do Pasto; (d) ponto 4 – Iate Clube; (e) ponto 5 – Baixio Ilha das Cobras. Fonte: O autor (2019).

4.2 Amostragem

As coletas ocorreram em 04 campanhas afim de representar os períodos sazonais. A primeira campanha ocorreu em agosto de 2017 (inverno), a segunda em novembro de 2017 (primavera), a terceira em fevereiro de 2018 (verão) e a quarta em junho de 2018 (outono). Foram coletados indivíduos de *Anomalocardia brasiliana* e *Mytella guyanensis*, água superficial e sedimento.

Os indivíduos de *A. brasiliana* e *M. guyanensis* foram coletados manualmente, sem auxílio de utensílios de pesca, durante a maré baixa. A quantidade de indivíduos variou em cada ponto e período de amostragem.

Após a coleta os animais foram acondicionados em sacos plásticos e transportados em caixa térmica com gelo até o laboratório, onde foram congelados a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ para posterior preparação para análise.

Para a coleta de água foram utilizados frascos plásticos descontaminados com ácido nítrico 10%, destinados às análises de metais; e ácido clorídrico 10%, para as análises de nutrientes. As amostras foram armazenadas em caixas térmicas e transportadas a 4°C .

As amostras de sedimentos foram coletadas com o auxílio de uma draga de Petersen e armazenadas em sacos plásticos.

Os procedimentos de preparo, descontaminação dos materiais e amostragem foram definidos com base nas NBR's 9897 e 9898 (ABNT, 1987a,1987b).

Durante a amostragem foram verificados os parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH, condutividade, sólidos dissolvidos totais (SDT), salinidade e Potencial Redox (ORP), através do analisador multiparâmetros Hanna® HI9828/4; e a turbidez, através do turbidímetro Hanna® HI98703.

Todas as amostras foram encaminhadas para análise no Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental (LEAQUA) – Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI), da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

4.3 Análises biométricas dos moluscos

No laboratório os organismos foram descongelados e cada um recebeu uma numeração sequencial como forma de identificação.

As partes moles foram separadas das conchas com o auxílio de uma espátula de aço inoxidável e então colocadas em papel filtro de média absorção para a retirada do excesso de água da massa visceral. Posteriormente, foram pesadas para obter o peso úmido.

Todas as amostras foram submetidas ao processo de liofilização por, em média, 48 horas. Após a liofilização, foi pesada novamente a massa visceral para obter o peso seco.

As pesagens foram realizadas em balança analítica Marte® AY-220 (220g x 0,0001g).

As conchas foram medidas quanto ao comprimento (máxima dimensão entre a região ântero-posterior de acordo com o eixo anatômico) e largura (máxima dimensão entre a região central das duas valvas) (Figura 4 e Figura 5), com o auxílio de um paquímetro digital de precisão de 0,01mm Digimess® calibrado (certificado: Excelmetro nº RBC-155200001 – emitido em 29/08/17).

Figura 4 - Valva de *A. brasiliiana*. Medidas de comprimento e largura que configuram a morfometria da concha.



Fonte: O autor (2019).

Figura 5 - Valva de *M. guyanensis*. Medidas de comprimento e largura que configuram a morfometria da concha.



Fonte: O autor (2019).

As medidas do comprimento da concha foram utilizadas para agrupar cada espécie em classes de tamanho, obtendo posteriormente a frequência de indivíduos

em cada uma.

Os intervalos de classe (K) foram calculados de acordo com a Regra de Sturges (STURGES, 1996).

$$K = 1 + 3,3 \times \text{Log} (n) \quad (3)$$

A amplitude das classes foi calculada de acordo com a fórmula abaixo.

$$h = \frac{AT}{K} \quad (4)$$

$$AT = V_{max} - V_{mín} \quad (5)$$

Onde:

h: Amplitude de Classes

AT: Amplitude total

K: Intervalos das Classes

V_{max}: Valor máximo da série amostral

V_{mín}: Valor mínimo da série amostral

4.4 Análise de metais nos moluscos

Após a biometria e determinação do peso seco, as amostras dos moluscos foram agrupadas de acordo com suas respectivas classes de tamanho, para realização de um pool amostral, e armazenadas no dessecador.

Para a determinação de metais, cada pool de indivíduos foi macerado com auxílio de um almofariz e um pistilo, formando uma amostra composta.

A digestão foi realizada de acordo com o método US-EPA 3050B. Foi utilizado um bloco digestor a 160 °C, e aproximadamente 0,5 g de amostra, às quais foram adicionados 10 ml de ácido nítrico 1:1, refluxando por 10 minutos, seguido de adição de 5 ml de ácido nítrico concentrado p.a., refluxando por 30 minutos. Este processo foi repetido até completa digestão e redução para 5 ml.

Após resfriamento, foi acrescentado 2 ml de peróxido de hidrogênio 30% repetindo-se a adição até não haver mais bolhas.

Foi, então, adicionado 10 ml de ácido clorídrico concentrado (P.A.), deixando em refluxo por 15 minutos.

As amostras foram transferidas para um balão volumétrico de 25 ml, completando o volume com água ultrapura e removendo a parte não digerida por filtração.

A conservação das amostras foi realizada a 4°C, e o armazenamento em frascos plásticos, previamente descontaminados com ácido nítrico.

Para a determinação das concentrações dos metais (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Pb) utilizou-se um Espectrofotômetro de Plasma induzido por argônio (ICP/OES).

4.5 Análises da água

4.5.1 Análise de Nutrientes

As vidrarias utilizadas para as análises de nutrientes foram previamente descontaminadas com solução a 10% de ácido clorídrico, por 24 horas, e mufladas a 550°C, por 4 horas a fim de retirar os resíduos orgânicos.

Para a análise de nitrogênio amoniacal, foi utilizado o método do fenato, em que há reação do hipoclorito com o fenol catalisada por nitroprussiato de sódio, gerando um composto de coloração azul intenso denominado indofenol.

A quantificação de nitrato foi realizada pelo método de redução por cádmio, de forma que o nitrato contido na amostra, após passar por uma coluna formada por cádmio metálico, é reduzido a nitrito.

O ortofosfato foi quantificado pelo método do ácido ascórbico, através da sua reação com o molibdato de amônio e com tartarato de antimônio e potássio, com redução do composto que é formado pelo ácido ascórbico.

A metodologia adotada foi realizada de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Todas as quantificações foram realizadas em triplicata, por espectroscopia UV-Vis, a partir de um Espectrofotômetro Cary 50, da marca Varian®.

4.5.2 Análise de Metais

As amostras de água foram digeridas com 5 ml de ácido nítrico concentrado (P.A) (com alto grau analítico) sob aquecimento em chapa a 150-180°C. Foram adicionadas frações de 100 ml de amostra até completar um volume total de 500 ml. Após esfriar, em temperatura ambiente, a amostra foi avolumada para balão de 100 ml.

As concentrações dos metais (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Pb) foram determinadas por Espectrometria de Absorção Atômica por Chama.

A metodologia adotada se baseou no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

4.6 Análises do sedimento

4.6.1 Análise de Metais

As amostras de sedimento foram secas à temperatura ambiente e posteriormente acondicionadas em sacos plásticos. As amostras foram desagregadas, homogeneizadas e peneiradas para obtenção da fração menor que 2 mm. As frações maiores que 2 mm compostas por raízes, folhas, conchas e outras partículas, foram descartadas (EMBRAPA, 1997).

Para análise de metais não disponíveis, o método consistiu na digestão das amostras em chapa de aquecimento (150-180°C) de acordo com o método US-EPA 3050B (1996). Esta metodologia consiste na digestão de metais pseudo-totais, devido elementos ligados em estruturas de silicato não serem normalmente dissolvidos por este processo, uma vez que não são geralmente móveis no meio ambiente (VOIGT et al., 2016).

Foi pesado 1,0 g de amostra de sedimento seco em um erlenmeyer. Adicionou-se 10 ml de ácido nítrico (1:1), permanecendo em aquecimento por 45 minutos. Seguiu-se com a adição de 10ml de ácido nítrico concentrado (P.A.) mantendo em aquecimento até a completa digestão e redução para 5ml.

Após resfriamento, foi adicionado 2 ml de água ultrapura seguido de 3 ml de peróxido de hidrogênio 30%, repetindo a adição quando necessário, para promover a

oxidação da matéria orgânica, até que não gerasse mais bolhas. A amostra foi reduzida até, aproximadamente, 5 ml.

Foram adicionados 10 ml de HCl concentrado (P.A.), deixando em refluxo por 1 hora, e posteriormente deixado esfriar em temperatura ambiente.

As amostras foram avolumadas em balão volumétrico de 25 ml com água ultrapura, removendo-se a parte não digerida. O armazenamento das amostras ocorreu em frascos plásticos esterilizados de 100 ml, a 4°C, até a determinação dos teores de metais.

Para análise de metais biodisponíveis foi pesado 1,0 g de sedimento seco em um erlenmeyer e adicionado 20 ml de ácido clorídrico 0,01 mol L⁻¹. As amostras foram mantidas em agitação constante por 1 hora em agitador horizontal a 200 rpm. Após, foram passadas em filtro quantitativo (0,80 µm), e avolumadas em balão volumétrico de 25 ml com água ultrapura. O volume extraído foi armazenado a 4°C em frascos plásticos esterilizados de 100 ml (adaptada de MOZETO, 1997).

Todos os reagentes utilizados possuíam grau analítico e as digestões de cada amostra foram realizadas em triplicata. Além disso houve também a análise do branco do método.

As concentrações dos metais (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn, Pb) foram determinadas por Espectrometria de Absorção Atômica com Chama (FAAS).

Para o controle de qualidade das amostras de sedimento foram realizadas triplicatas de todas as amostras e o branco.

4.7 Tratamento estatístico dos dados

Os dados obtidos foram tratados estatisticamente a fim de identificar tendências de comportamento das variáveis e relações entre eles.

Primeiramente foi verificado se os dados atendiam os pressupostos exigidos para as análises. Para isso os dados foram avaliados quanto a sua normalidade a partir do teste de Shapiro-Wilk.

O teste de variância Kruskal-Wallis foi utilizado para indicar se há diferenças significativas entre os pontos de amostragem, bem como entre as concentrações de metais de acordo com a sazonalidade. Assim foram utilizadas como variáveis

categóricas: o espaço (pontos de amostragem) e o tempo (sazonalidade), e como variáveis dependentes as concentrações de cada metal estudado.

A identificação da relação da taxa dos valores biométricos dos bivalves com a concentração de nutrientes e a relação entre o crescimento dos indivíduos e a concentração de metais foi realizada por meio da análise de correlação linear simples, correlação de Spearman.

Os respectivos gráficos foram gerados a partir do software Statistica 11, e para a aplicação dos testes foram utilizados os softwares SPSS e Statistica.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros bióticos: Dinâmica populacional e análises biométricas dos moluscos

5.1.1 Quantificação dos organismos coletados

As quantidades de indivíduos coletados e os pontos de coleta em que cada espécie foi encontrada estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Espécies coletadas por ponto amostral e quantidades de indivíduos em cada campanha.

	<i>Mytella guyanensis</i> (Lamarck, 1819)				<i>Anomalocardia brasiliiana</i> (Gmelin, 1791)			
	07/08/17 (Inverno)	02/11/17 (Primavera)	18/02/18 (Verão)	20/06/18 (Outono)	07/08/17 (Inverno)	02/11/17 (Primavera)	18/02/18 (Verão)	20/06/18 (Outono)
P1	104	111	103	*NE	*NE	*NE	*NE	*NE
P2	*NE	*NE	*NE	*NE	*NC	22	48	*NC
P3	*NE	*NE	*NE	*NE	*NC	46	66	54
P4	102	110	106	100	*NE	*NE	*NE	*NE
P5	*NE	*NE	*NE	*NE	*NC	21	37	35

*NE: Espécie não encontrada no local de coleta. *NC: Espécie não coletada.

Fonte: O autor (2019).

Devido às diferenças das características ambientais dos habitats de cada espécie, em nenhum dos pontos amostrais foram encontradas as duas espécies coabitando.

A espécie *M. guyanensis* apresentou distribuição agregada, e foi encontrada fixada em substrato artificial nos pontos 1, nas colunas do trapiche, e no ponto 4, em cordas presas aos píeres do late Clube.

No ponto 1, na coleta referente ao outono, o bivalve *M. guyanensis* não foi encontrado no local de estudo pois os animais foram removidos para a realização de reforma e pintura do trapiche que servia de substrato para os organismos.

A espécie *A. brasiliiana* foi encontrada enterrada no sedimento do ponto 2 (Ponta do Ubá), ponto 3 (Prainha do Pasto) e ponto 5 (Baixio Ilha das Cobras), a uma profundidade entre 5 e 10 centímetros, com distribuição agregada.

O sedimento destes locais possui característica lodosa (ponto 2) e areno-lodosa (ponto 3 e ponto 5), com altos teores de matéria orgânica.

Na coleta 1, referente ao inverno, não foram capturados moluscos *A. brasiliiana* de nenhum dos pontos citados, pois o planejamento inicial deste trabalho não previa a coleta desta espécie, sendo assim a mesma foi considerada apenas a partir da coleta 2.

Na coleta de outono não foi possível encontrar *A. brasiliiana* no ponto 2 devido a alteração da dinâmica de marés no momento da amostragem, o que impossibilitou o acesso ao ponto.

A quantificação de organismos coletados correspondeu aos dados de extrativismo coletados durante o monitoramento realizado pela Fundepag entre 2017 e 2018 no CEP (FUNDEPAG, 2018).

Foram encontrados maior número de indivíduos de *Mytella guyanensis*, que é a espécie que possui menos histórico de extração. Além disso estudos socioeconômicos indicam que a população de Paranaguá tem preferência pelo consumo de *A. brasiliiana* (FUNDEPAG, 2018).

5.1.2 *Mytella guyanensis*

O comprimento das conchas de *Mytella guyanensis* no ponto 1 (Trapiche) apresentou uma amplitude de variação (Mín – Máx) entre 20,51 mm e 45,61 mm. O menor comprimento foi registrado no período da primavera e o maior comprimento no verão.

No ponto 4 (Iate Clube) a mesma espécie apresentou uma amplitude de variação (Mín – Máx) entre 13,54 mm e 50,90 mm. O menor comprimento foi registrado no período do outono e o maior comprimento no verão.

As Tabela 3 e Tabela 4, descrevem as médias de comprimento, assim como, o desvio padrão, os valores máximos e mínimos, coeficiente de variação e intervalo de confiança para cada período de coleta dos pontos 1 e 4, respectivamente.

Os coeficientes de variação (CV%) calculados apresentam valores entre 6,50 a 20,17%, refletindo homogeneidade entre as amostras.

Tabela 3 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de *Mytella guyanensis* no ponto 1 – Trapiche.

Período	Inverno	Primavera	Verão
Amostra (N)	104	111	103
Mínimo	23,67	20,51	30,93
Máximo	37,83	41	45,61
Média	31,38	33,14	39,76
Desvio Padrão	3,16	3,82	2,58
CV%	10,08	11,52	6,50
*Intervalo de confiança– LS	31,98	33,85	40,26
* Intervalo de confiança - LI	30,77	32,43	39,26

*Intervalo de confiança da média (95%). L.S = Limite Superior. L.I = Limite Inferior.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 4 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de *Mytella guyanensis* no ponto 4 – late Clube.

Período	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Amostra (N)	102	110	106	100
Mínimo	30,59	19,61	23,75	13,54
Máximo	44,58	48,51	50,90	41,10
Média	37,83	37,77	32,40	32,15
Desvio Padrão	2,82	6,15	4,06	4,06
CV%	7,45	16,29	20,17	12,63
*Intervalo de confiança– LS	38,37	38,92	33,64	31,94
* Intervalo de confiança - LI	37,28	36,62	31,15	31,35

*Intervalo de confiança da média (95%). L.S = Limite Superior. L.I = Limite Inferior.

Fonte: O autor (2019).

A análise temporal dos comprimentos dos indivíduos de *M. guyanensis*, no ponto 1, revelou a maior média no período do verão ($39,76 \pm 2,58$), seguida da primavera ($33,14 \pm 3,82$), e por último o inverno ($31,38 \pm 3,16$). O ponto 4 demonstrou duas médias muito próximas, a do inverno ($37,83 \pm 2,82$) e primavera ($37,77 \pm 6,15$), seguida do verão ($32,40 \pm 6,54$) e outono ($32,15 \pm 4,06$).

5.1.3 *Anomalocardia brasiliana*

O comprimento das conchas (mm) de *A. brasiliana* no ponto 2 (Ponta do Ubá) apresentou uma amplitude de variação (Mín – Máx) entre 12,09 mm e 18,78 mm. O menor comprimento foi registrado no período do verão e o maior comprimento na primavera.

No ponto 3 (Prainha do Pasto) a mesma espécie apresentou uma amplitude de variação (Mín – Máx) entre 10,50 mm e 30,78 mm. O menor comprimento foi registrado no período do outono e o maior comprimento no verão.

Enquanto no ponto 5 (Baixio Ilha das Cobras) *A. brasiliiana* variação (Mín – Máx) entre 4,01 mm e 25,44 mm, sendo o menor comprimento registrado no outono e o maior comprimento no verão.

As Tabela 5, Tabela 6 e Tabela 7 descrevem as médias de comprimento, assim como, o desvio padrão, os valores máximos e mínimos, coeficiente de variação e intervalo de confiança para cada período coleta dos pontos 2, 3 e 5, respectivamente.

Os coeficientes de variação (CV%) calculados estiveram entre 4,68% e 43,29%, podendo ser dito que a espécie apresentou heterogeneidade entre as populações entre os pontos e períodos. Destaca-se essa variação no período do outono no ponto P5 que apresentou organismos de 4,01 mm a 21,55 mm.

Tabela 5 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de *A. brasiliiana* no ponto 2 – Ponta do Ubá.

Período	Primavera	Verão
Amostra (N)	22	48
Mínimo	18,78	30,93
Máximo	26,46	39,58
Média	23,6	37,57
Desvio Padrão	2,09	1,76
CV%	8,85	4,68
*Intervalo de confiança– LS	24,48	38,07
* Intervalo de confiança - LI	22,73	37,07

*Intervalo de confiança da média (95%). L.S = Limite Superior. L.I = Limite Inferior.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 6 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de *A. brasiliiana* no ponto 3 – Prainha do Pasto.

Período	Primavera	Verão	Outono
Amostra (N)	46	66	54
Mínimo	13,13	10,50	13,15
Máximo	30,78	30,08	24,35
Média	24,25	21,95	21,75
Desvio Padrão	3,65	4,18	2,64
CV%	15,05	19,04	12,12
*Intervalo de confiança– LS	25,30	22,96	22,45
* Intervalo de confiança - LI	23,19	20,94	21,04

*Intervalo de confiança da média (95%). L.S = Limite Superior. L.I = Limite Inferior.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 7 - Estatística descritiva estimada para a variável biométrica comprimento da concha (mm) de *A. brasiliiana* no ponto 5 – Baixo Ilha das Cobras.

Período	Primavera	Verão	Outono
Amostra (N)	21	37	35
Mínimo	13,26	11,19	4,01
Máximo	21,94	25,44	21,55
Média	16,13	19,53	12,91
Desvio Padrão	2,20	4,60	5,59
CV%	13,61	23,57	43,29
*Intervalo de confiança- LS	17,07	21,01	14,76
* Intervalo de confiança - LI	15,19	18,05	11,06

*Intervalo de confiança da média (95%). L.S = Limite Superior. L.I = Limite Inferior.
Fonte: O autor (2019).

A análise temporal dos comprimentos dos indivíduos de *A. brasiliiana*, no ponto 2, apresentou a maior média no período do verão ($37,57 \pm 1,76$), seguida da primavera ($23,60 \pm 2,09$). O ponto 3 demonstrou maior média na primavera ($24,25 \pm 3,65$), seguida do verão ($21,95 \pm 4,18$) e outono ($21,75 \pm 2,64$). E por fim no ponto 5, foi evidenciada maior média durante o verão ($19,53 \pm 4,60$), seguida da primavera ($16,13 \pm 2,20$), sucedida do inverno ($12,19 \pm 5,59$).

5.1.4 Dinâmica populacional das espécies

Pereira et al. (2007) registrou a preferência de *Mytella sp.* por ambientes com valores intermediários de salinidade, entre 16% e 26%; porém podendo ser encontrada em ambientes com condições de salinidade entre 5% e 35% (PEREIRA-BARROS, 1987; LEONEL; SILVA, 1988).

Durante as amostragens, nos períodos de preamar, observou-se que os indivíduos de *M. guyanensis* permaneceram com uma abertura nas valvas, a fim de permitir a passagem do fluxo de água para alimentação. Pereira et al. (2003) e Pereira et al. (2007) observaram que na zona entremarés nos Estuários de Cananéia e da Ilha Comprida, essa espécie deixa uma abertura na superfície do solo para descer abaixo da superfície na baixa-mar e subir na preamar. Deste modo, na preamar alimenta-se de fitoplâncton e detritos orgânicos e na baixa-mar permanece enterrado na fenda.

Segundo Maia et al. (2017) *A. brasiliiana* é uma espécie eurihalina, tolerando a entrada da água marinha nas marés altas, mas não se desenvolve em ambientes de baixa salinidade. Neste trabalho registrou-se a presença de *A. brasiliiana* em locais com salinidade acima de 23,85%, estando de acordo com Boehs et al. (2008) e Monti

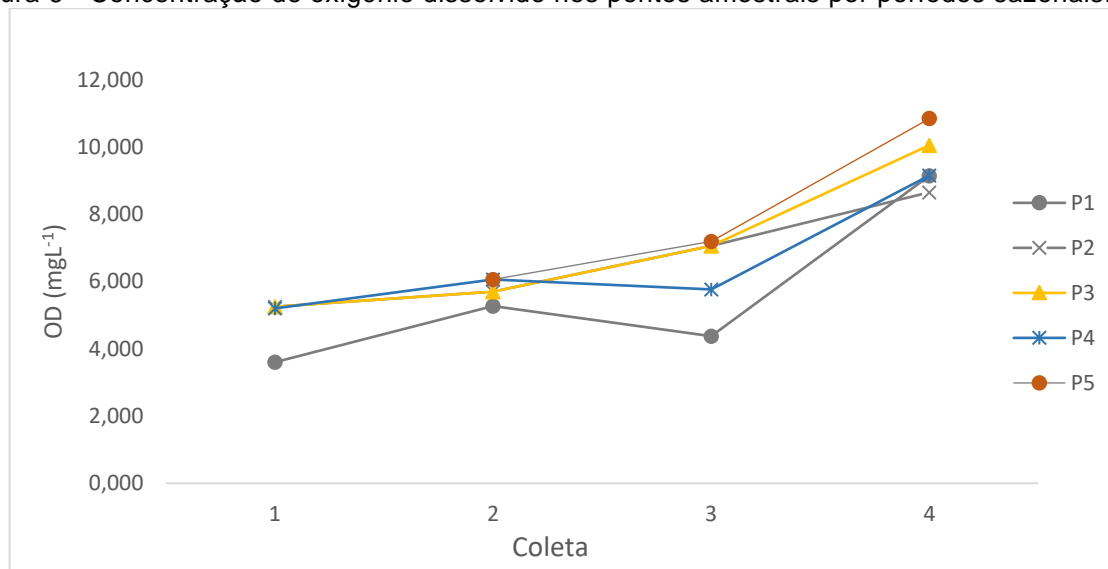
et al. (1991), que registram a presença desta espécie apenas em ambientes com salinidade acima de 17%.

5.2 Qualidade da água: parâmetros abióticos

A temperatura da água nas coletas apresentou variação de acordo com a sazonalidade (Tabela 8). Na coleta 1, período do inverno, foi registrada a temperatura mínima de 20,3°C, e na coleta 3, período do verão, foi registrada a temperatura máxima de 27,4°C. O pH não apresentou grandes variações entre as coletas, sendo que foram obtidos valores de 7,61 a 8,70, na coleta 1; 7,88 a 9,17, na coleta 2; 7,58 a 8,66, na coleta 3; e 7,51 a 8,55, na coleta 4.

As menores concentrações de OD (Figura 6) foram encontradas no ponto 1, que obteve uma média de 5,6 mg L⁻¹ ± 2,5. O ponto 4, apresentou uma média de 6,5 mg L⁻¹ ± 1,5 durante o período das amostragens, sendo este seguido pelo ponto 2, média de 6,7 mg L⁻¹ ± 2,2; em sequência, o ponto 3, média de 7,0 mg L⁻¹ ± 1,8, e por último o ponto 5, média de 8,0 mg L⁻¹ ± 2,5.

Figura 6 - Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos amostrais por períodos sazonais.



Fonte: O autor (2019).

Os pontos 1 e 4 estão localizados no Rio Itiberê, no centro da cidade de Paranaguá, e são áreas de alta concentração urbana e que possuem intenso fluxo de

embarcações. Nestas regiões o provável despejo de esgotos pode diminuir a concentração de OD.

Os demais pontos estão localizados em região oceânica e a variação pode ser decorrente da salinidade do ambiente, já que a solubilidade do OD varia com este parâmetro.

A coleta 4, apresentou grande diferença na concentração de OD em relação aos demais períodos. Essa diferença pode ter ocorrido devido a influência da maré alta, já que foi registrada aproximadamente altura de aproximadamente 1,5 metros no momento da coleta.

A maré influi diretamente na concentração de OD principalmente devido ao aumento nos níveis de salinidade. Durante a coleta 4 foi registrado o maior índice de salinidade (36,29% a 38,9%) quando comparado aos outros períodos.

Os resultados obtidos dos cinco pontos amostrados durante as quatro coletas estão listados na Tabela 8 e na Tabela 9.

Tabela 8 - Valores médios obtidos nas análises físicas e químicas das amostras de água.

Parâmetros	Coleta	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura (°C)	1	20,3	21,2	21,2	21,0	-
	2	23,7	23,7	23,7	24,0	24,0
	3	25,7	26,8	26,8	27,4	26,8
	4	20,5	20,3	20,3	20,5	20,4
SDT (mg L ⁻¹)	1	25,3	26,7	26,70	27,69	-
	2	24,11	24,2	24,2	24,35	24,35
	3	18,78	18,84	18,84	18,32	19,99
	4	27,34	28,39	28,43	29,08	28,43
Salinidade (%)	1	33,68	35,4	35,4	36,01	-
	2	31,47	31,6	31,6	31,81	31,81
	3	23,79	23,85	23,85	23,09	25,46
	4	36,29	37,86	37,92	38,9	37,93
Turbidez (UT)	1	20,3	8,3	8,3	3,95	-
	2	9,65	126	126	27,6	27,6
	3	14,1	11,8	11,8	19,5	50,3
	4	54,6	1,66	2,5	2,95	2,19
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1	0,03	<LD	<LD	<LQ	-
	2	0,09	0,08	0,08	0,13	-
	3	0,02	<LD	<LD	0,04	0,01
	4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	1	0,13	0,12	0,12	0,12	-
	2	<LD	<LD	<LD	<LD	-
	3	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03
	4	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	1	0,08	<LD	<LD	<LQ	-
	2	<LQ	<LD	<LD	<LQ	-
	3	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LD
	4	<LQ	<LD	<LD	<LD	<LD
P-PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	1	<LQ	<LD	<LD	<LQ	-
	2	0,03	0,02	0,02	0,07	-
	3	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LQ
	4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P-total (mg L ⁻¹)	1	<LD	<LQ	<LQ	<LQ	-
	2	0,10	<LQ	<LQ	0,09	-
	3	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD
	4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

Legenda: LD- Limite de Detecção. LQ- Limite de Quantificação. Valores descritos no ANEXO A.
Fonte: O autor (2019).

Tabela 9 - Valores meteorológicos obtidos durante as coletas.

Parâmetros	Coleta	Valores
Precipitação (mm) 7 antes da coleta	1	0,00
	2	7,20
	3	6,90
	4	6,40
Precipitação (mm) 24h antes da coleta	1	0,00
	2	2,70
	3	7,00
	4	0,00
Precipitação (mm) no momento da coleta	1	0,00
	2	0,00
	3	0,00
	4	0,00
Variação da Maré (m)	1	-0,2 a 0,9
	2	-0,2 a 1,2
	3	0,0 a 1,3
	4	0,4 a 1,7

Fonte: O autor (2019).

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram resultados abaixo do limite de detecção (LD) e limite quantificação (LQ) (ANEXO A) para todos os pontos e sazonalidades, com exceção do ponto P1 (Trapiche), coleta 1, que o resultado foi de 0,08 mg L⁻¹ (Tabela 8).

O nitrogênio amoniacal (NH₃) compreende a forma de amônio (NH₄) e amônia (NH₃) dissolvidos. Normalmente, altas concentrações de amônia estão presentes em águas naturais quando estas recebem descarte de efluentes domésticos e industriais, principalmente que contenham agrotóxicos (BARBIERE et al., 2014; BOSCHILIA, 2014).

Para a amônia atingir níveis de letalidade é necessária uma combinação de fatores, como, o pH alcalino (acima de 9,0), para transformar o íon amônio em amônia; alta temperatura; e baixo potencial de redução. Desta maneira, concentrações iguais ou superiores que 0,25 mg L⁻¹ afetariam de forma direta o crescimento dos peixes e com concentração igual a 0,50 mg L⁻¹ poderia ser letal para alguns indivíduos aquáticos (BARBIERE et al., 2014; ESTEVES, 2011; BOSCHILIA, 2014).

Portanto, durante a coleta 1, o P1 mesmo apresentando concentração de amônia acima do LQ, não atinge níveis de toxicidade.

Com relação ao nitrato, na coleta 1, apenas o P1 apresentou concentração acima do LD e LQ (igual a 0,03 mg L⁻¹); na coleta 2, as concentrações entre os pontos variaram de 0,08 mg L⁻¹ a 0,13 mg L⁻¹; na coleta 3, os pontos P1, P4 e P5 variaram com concentrações de 0,01 mg L⁻¹ a 0,03 mg L⁻¹, e os pontos P2 e P3 permaneceram com valores abaixo do LD; e na coleta 4, todos os pontos permaneceram com valores abaixo do LD (Tabela 8 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

O nitrato é resultado da completa oxidação dos compostos de nitrogênio e é um dos principais componentes da nitrificação, que é a conversão de amônia ou nitrito a nitrato (ESTEVES, 2011).

Com o comportamento de mistura que ocorre em estuários, o nitrato é a forma nitrogenada mais conservativa, sendo assim, é o principal componente encontrado em águas naturais. A drenagem continental é a principal fonte deste constituinte, e por este motivo pode-se justificar a presença de nitrato, mesmo que em baixas concentrações, principalmente no P1 e no P4, que são os pontos com maior influência do Rio Itiberê. Na coleta 4, a influência da maré alta (sizígia) provou a diluição deste composto explicando os valores abaixo do LD.

Quanto aos valores de nitrito, na coleta 1 houve baixa variação entre os pontos de coleta, as concentrações permaneceram entre 0,12 mg L⁻¹ e 0,13 mg L⁻¹. Na coleta 2 as concentrações de todos os pontos encontraram-se abaixo do LD. Já na coleta 3, todos os pontos apresentaram concentração de nitrito, porém não tão expressivamente quanto na coleta 1; os valores variam de 0,01 mg L⁻¹ a 0,03 mg L⁻¹. Na coleta 4, o P1 apresentou uma concentração de 0,01 mg L⁻¹ e os demais pontos ficaram com valores abaixo do LD (Tabela 8 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Os resultados obtidos na coleta 1, que foram os mais altos comparados aos demais períodos de amostragem, combinaram altas concentrações de nitrito com o baixo nível de OD e com o decréscimo de nitrato.

O nitrito é encontrado em pequenas quantidades em águas superficiais pois é instável com a presença de oxigênio. Ambientes pobres em oxigênio as bactérias do gênero *Nitrobacter* são desfavorecidas diminuindo a volatilização do nitrogênio na forma de N₂ ou N₂O, o que resulta em acúmulo de compostos nitrogenados na água (WETZEL, 2001).

O nitrito é uma forma intermediária entre amônia e o nitrato, no processo de nitrificação, ou entre nitrato e gás nitrogênio na desnitrificação e pode ser usado pelas plantas como forma de nitrogênio, mas para a maioria dos organismos aquáticos é extremamente tóxico (WETZEL, 2001; ESTEVES, 1998).

Tanto na coleta 2 quanto na coleta 4 que, em sua maioria, apresentaram valores abaixo do LD, pode-se justificar devido ao aumento da concentração de OD; e na coleta 3, o índice pluviométrico mais alto um dia antes da coleta pode ter contribuído para o aparecimento do nitrito, porém em baixos níveis.

As concentrações de ortofosfato e fósforo total apresentaram valores abaixo do LD e do LQ para as coletas 1, 3 e 4 em todos os pontos. Na coleta 2 a concentração de ortofosfato variou de 0,02 mg L⁻¹ a 0,07 mg L⁻¹, e a concentração de fósforo total foi de 0,10 mg L⁻¹ no P1 e de 0,09 mg L⁻¹ no P4, sendo que nos demais pontos as concentrações também apresentaram resultados abaixo do LQ (Tabela 8).

Em relação aos outros nutrientes e componentes presentes na biota, o fósforo é o menos abundante e mais limitante para a produção biológica. O fósforo está quase que exclusivamente presente no ambiente em forma de fosfatos e a sua

disponibilidade depende da interação da água com o sedimento (WETZEL, 2001; ESTEVES, 2011).

Nos ambientes aquáticos, altas concentrações de fósforo são provenientes principalmente de detergentes e fertilizantes agrícolas advindos de efluentes domésticos e industriais, sendo os despejos irregulares os grandes contribuintes da eutrofização dos ambientes (APHA, 2005).

Dentre os elementos que afetam a quantidade, disponibilidade e a forma mais abundante do fósforo na água, estão o pH e o OD. Segundo Esteves (2011) a concentração de oxigênio na interface água sedimento influencia diretamente o ciclo do fósforo no sedimento, na zona aerada da coluna de água o fosfato poderá precipitar, enquanto em região anóxica poderá ser liberado para a coluna d'água.

A combinação de alguns fatores pode ter contribuído para o aparecimento de concentrações de ortofosfato na segunda coleta, tais como, o índice pluviométrico dias antes da coleta, os níveis mais baixos de oxigênio em relação às demais sazonalidades e o pH um pouco mais alcalino. Além disso, lançamentos irregulares de efluentes no rio Itiberê podem ter levado às concentrações mais significativas de fósforo total nos pontos P1 e P4.

Mizukawa (2012), analisou concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato em 12 pontos de amostragem do litoral paranaense, durante os períodos de baixa temporada (julho/2010), início de temporada (dezembro/2010) e alta temporada (março/2011).

Para as concentrações de nitrogênio amoniacal, as maiores concentrações ocorreram nas amostras coletadas nos rios próximos as praias, destacando-se os pontos Ipanema ($5,5 \text{ mg L}^{-1}$) Praia de Leste ($3,9 \text{ mg L}^{-1}$), Matinhos ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$) e Caiobá ($4,9 \text{ mg L}^{-1}$); sendo estes valores obtidos na primeira coleta. A variação do nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) dos pontos na região oceânica variaram entre valores não detectáveis a $0,24 \text{ mg L}^{-1}$, sendo este valor máximo encontrado na coleta 2.

Em relação ao ortofosfato, Mizukawa (2012) observou, na terceira coleta, as maiores concentrações nos rios, atingindo valores de $0,168 \text{ mg L}^{-1}$, na Praia de Leste e de $0,116 \text{ mg L}^{-1}$, no rio sob a Ponte Amarela, em Pontal do Paraná. A elevação da concentração nos pontos P3 (Ipanema), P4 (Praia de Leste), P5 (Matinhos) e P7 (Cotinga), na coleta 2, em relação às demais coletas, foi justificada pelo período de

pós-chuva, que caracteriza a lavagem das galerias de despejos de esgoto doméstico ou carreamento do fósforo dos manguezais e das margens dos rios aos corpos aquáticos. Nas amostras de águas oceânicas, na coleta 2, foram observados valores de no máximo 0,07 mg L⁻¹ de ortofosfato. Estes valores foram atribuídos à diluição deste nutriente.

5.3 Correlações entre as variáveis: Dados biométricos dos organismos x nutrientes

Os dados de comprimento, largura e nutrientes, foram analisados pelo teste Shapiro-Wilk, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), e apresentaram distribuição sem normalidade. Sendo assim, para estimar a correlação de variáveis que não têm distribuição normal, foi utilizada a correlação de Spearman.

O coeficiente de correlação de Spearman é um método não paramétrico, capaz de calcular a correlação entre duas variáveis utilizando relações monotônicas, sejam elas lineares ou não. Ainda, quando os dados obtidos das variáveis não aderem à distribuição normal devido, por exemplo, à presença de valores discrepantes (outliers), o coeficiente de correlação de Spearman é uma boa ferramenta para a verificação do inter-relacionamento das variáveis consideradas.

Os resultados da correlação dos dados de nutrientes dos pontos P1 e P4 com o comprimento e largura da espécie *Mytella guyanensis* estão listados Tabela 10; e os dados de nutrientes dos pontos P2, P3 e P5 com o comprimento e largura da espécie *Anomalocardia brasiliiana* podem ser observados na Tabela 11.

Tabela 10 - Correlação de Spearman entre as concentrações de nutrientes e tamanho obtido da espécie *Mytella guyanensis*.

	N-NH ₃	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	P-PO ₄ ⁻³	P-total	Comprimento	Largura
N-NH ₃	1,00	0,80*	-0,18	-0,26	0,71*	0,31	-0,36
N-NO ₃ ⁻		1,00	-0,13	0,04	0,93*	0,18	-0,46
N-NO ₂ ⁻			1,00	0,77*	-0,05	0,09	-0,02
P-PO ₄ ⁻³				1,00	0,00	0,05	-0,04
P-total					1,00	0,25	-0,43
Comprimento						1,00	0,68*
Largura							1,00

(*) r significativo a nível $p < 0,05$.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 11 - Correlação de Spearman entre as concentrações de nutrientes e tamanho obtido da espécie *Anomalocardia brasiliiana*

	N-NH₃	N-NO₃⁻	N-NO₂⁻	P-PO₄⁻³	P-total	Comprimento	Largura
N-NH₃	1,00	0,58*	0,39	-0,39	1,00	0,66*	0,00
N-NO₃⁻		1,00	-0,17	0,43	0,58*	0,00	0,13
N-NO₂⁻			1,00	-0,21	0,39	0,26	-0,61*
P-PO₄⁻³				1,00	-0,39	-0,77*	-0,17
P-total					1,00	0,66*	0,00
Comprimento						1,00	0,46
Largura							1,00

(*) r significativo a nível $p < 0,05$.

Fonte: O autor (2018).

Nos pontos P1 e P4, nenhuma das variáveis de nutrientes apresentaram correlação significativa com o comprimento e largura da espécie *M. guyanensis*. Acredita-se que pelo fato desta espécie ser considerada pouco exigente com relação às características de seu habitat, incluindo a necessidade de nutrientes, ela acaba não sendo dependente da concentração destes para o seu estabelecimento no ambiente.

Já nos pontos P2, P3 e P5, o comprimento da espécie *A. brasiliiana* apresentou correlação positiva significativa com o fósforo total ($r = 0,66$; $p < 0,05$) e com o nitrogênio amoniacal ($r = 0,66$; $p < 0,05$) e correlação negativa com o ortofosfato ($r = -0,77$; $p < 0,05$). A largura de *A. brasiliiana* apresentou correlação significativa negativa com o nitrito ($r = -0,61$; $p < 0,05$).

O nitrogênio amoniacal além de nutriente é um composto decorrente da excreção de alguns organismos aquáticos, incluindo os moluscos bivalves. A correlação intermediária significativa com o comprimento pode estar relacionada ao aumento da excreção conforme o crescimento dos indivíduos.

O fósforo total é um nutriente considerado essencial para o desenvolvimento de organismos aquáticos, sendo assim, quando presente promove o crescimento das espécies. Arruda e Amaral (2003) constataram uma maior distribuição e maiores densidades populacionais de *A. brasiliiana* e em locais ricos em nutrientes e matéria orgânica.

Um fator que aumenta a importância do nitrito como agente de diminuição da produtividade na aquicultura é o teor de O₂ nas águas de cultivo. O nitrito é considerado tóxico a diversos animais aquáticos, podendo prejudicar a capacidade de

sobrevivência, crescimento e reprodução desses organismos (BARBIERE et al., 2014).

Ao analisar a correlação entre os nutrientes nos pontos P1 e P4 observa-se que a correlação mais significativa foi entre o fósforo total e o nitrato ($r= 0,93$; $p<0,05$), seguida da correlação do nitrato com o nitrogênio amoniacal ($r= 0,80$; $p<0,05$), sucedida da correlação do ortofosfato com o nitrito ($r= 0,77$; $p<0,05$), e em sequência da correlação do nitrogênio amoniacal com o fósforo total ($r= 0,71$; $p<0,05$). Todas estas correlações foram positivas, ou seja, são diretamente proporcionais, e retratam bem as características dos pontos.

A região do P1 e P4 possuem influência direta do principal rio da região, que recebe cargas de nutrientes com frequência, principalmente provenientes de efluentes domésticos, tornando as concentrações de fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrato correlatas.

A correlação significativa entre o ortofosfato e nitrito provavelmente possui grande contribuição dos baixos níveis de oxigênio dissolvido no ambiente, já que a redução do OD está ligada ao aparecimento tanto do nitrito quanto do ortofosfato.

Nos pontos P2, P3 e P5 as correlações significativas positivas entre o nitrogênio amoniacal e nitrato ($r= 0,58$; $p<0,05$), e fósforo e nitrato ($r= 0,58$; $p<0,05$), possuem valores de 'r' mais baixos quando comparado aos pontos P1 e P4. Para justificar este fato deve-se considerar a diluição natural do meio que ocorre principalmente nas marés de sizígia.

5.4 Avaliação das concentrações de metais na água e sedimento

Para análises destes resultados foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis, que não exige o pressuposto de normalidade, para testar diferenças significativas entre os locais de amostragem e sazonalidades.

As concentrações obtidas dos metais na água estão apresentadas na Tabela 12, e as concentrações dos metais no sedimento estão apresentadas na Tabela 13 para os metais fortemente biodisponíveis, e na Tabela 14 para os metais pseudo totais.

Tabela 12 - Concentrações de metais na água dos pontos de coleta (mg L⁻¹).

Período	Local	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Coleta 1 (Inverno)	P1 - Trapiche	<LD	<LD	<LD	<LD	131,30	<LD	<LD	<LD	<LD
	P4 - Marina late Clube	<LD	<LD	<LD	<LD	86,00	<LD	<LD	<LD	<LD
Coleta 2 (Primavera)	P1 - Trapiche	<LD	<LD	<LD	<LD	10,96	<LD	<LD	<LD	<LD
	P2 - Ponta do Ubá	<LD	<LD	<LD	<LD	8,66	<LD	<LD	<LD	<LD
	P3 - Prainha do Pasto	<LD	<LD	<LD	<LD	8,66	<LD	<LD	<LD	<LD
	P4 - Marina late Clube	<LD	<LD	<LD	<LD	9,98	<LD	<LD	<LD	<LD
Coleta 3 (Verão)	P1 - Trapiche	<LD	<LD	<LD	<LD	15,00	<LD	<LD	<LD	<LD
	P2 - Ponta do Ubá	<LD	<LD	<LD	<LD	9,00	<LD	<LD	<LD	<LD
	P3 - Prainha do Pasto	<LD	<LD	<LD	<LD	9,00	<LD	<LD	<LD	<LD
	P4 - Marina late Clube	<LD	<LD	<LD	<LD	13,20	<LD	<LD	<LD	<LD
	P5 - Baxio Ilha das Cobras	<LD	<LD	<LD	<LD	7,60	0,02	<LD	<LD	<LD
Coleta 4 (Outono)	P1 - Trapiche	<LD	0,20	0,03	0,03	42,06	0,04	<LQ	0,63	<LD
	P2 - Ponta do Ubá	<LD	0,21	0,03	0,03	18,00	0,03	<LQ	0,81	<LD
	P3 - Prainha do Pasto	<LQ	0,18	0,03	0,02	13,90	0,03	<LQ	0,50	<LD
	P4 - Marina late Clube	0,01	0,28	0,03	0,02	38,54	0,03	<LQ	0,82	<LD
	P5 - Baxio Ilha das Cobras	0,18	0,20	0,03	0,02	28,16	0,02	<LQ	0,76	<LD

LD (mg L⁻¹): Cd = 0,003; Co = 0,007; Cu = 0,005; Cr = 0,006 ; Fe = 0,003 ; Mn = 0,002 ; Ni = 0,008; Pb = 0,011 ; Zn = 0,002.

LQ (mg L⁻¹): Cd = 0,008; Co = 0,02; Cu = 0,016 ; Cr = 0,017 ; Fe = 0,010 ; Mn = 0,005; Ni = 0,024; Pb = 0,034; Zn = 0,006.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 13 - Concentrações de metais fortemente biodisponíveis no sedimento dos pontos de coleta (média e desvio padrão em mg kg⁻¹).

Período	Local	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn					
		Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)					
Coleta 1 (Inverno)	P1	<LD	<LD	<LQ	<LD	48471,99	4404,00	<LD	<LD	<LD	13,01	4,17			
	P4	<LD	<LD	<LD	<LD	17161,76	711,72	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
Coleta 2 (Primavera)	P1	<LD	<LD	<LD	<LD	1971,66	612,16	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P2	<LD	<LD	<LD	<LD	4611,90	519,10	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P3	<LD	<LD	<LD	<LD	1412,28	569,37	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P4	<LD	<LD	2,94	0,37	<LD	21435,09	4189,24	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P5	<LD	<LD	<LD	<LD	7748,28	1065,27	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
Coleta 3 (Verão)	P1	<LD	<LD	<LD	8,60	1,75	4200,22	109,03	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P2	<LD	<LD	<LD	2,41	1,64	1158,29	202,69	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P3	<LD	<LD	<LD	<LQ	5008,68	689,17	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P4	<LD	<LD	<LD	5,04	3,48	2639,79	226,02	<LD	<LD	<LD	<LD			
	P5	<LD	<LD	<LD	<LD	997,19	194,83	<LD	10,53	0,33	<LD	<LD			
Coleta 4 (Outono)	P1	<LQ	<LD	2,27	0,22	<LD	23566,11	1168,19	3,11	0,18	<LD	7,88	2,51	9,48	1,31
	P2	<LQ	<LD	2,05	0,64	<LD	16722,85	4389,16	2,58	0,45	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD
	P3	<LQ	<LD	<LQ	<LD	21305,17	5543,14	5,47	0,16	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD	<LD
	P4	<LQ	<LD	2,27	0,65	<LD	21079,03	1909,83	3,72	0,37	<LD	<LQ	12,13	0,05	<LD
	P5	<LQ	<LD	<LD	<LD	20522,74	2202,18	5,94	0,37	<LD	7,08	0,22	<LD	<LD	<LD

LD (mg L⁻¹): Cd = 0,35; Co = 0,84; Cu = 0,65; Cr = 0,71 ; Fe = 0,40 ; Mn = 0,21 ; Ni = 0,97; Pb = 1,40 ; Zn = 0,24.LQ (mg L⁻¹): Cd = 1,06; Co = 2,55; Cu = 1,97 ; Cr = 2,16 ; Fe = 1,20 ; Mn = 0,62; Ni = 2,94; Pb = 4,23; Zn = 0,74.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 14 - Concentrações de metais pseudo totais no sedimento dos pontos de coleta (média e desvio padrão em mg kg⁻¹)

Período	Local	Cd	Co	Cu		Cr		Fe		Mn		Ni		Pb		Zn	
		Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)	Média (±DP)
Coleta 1 (Inverno)	P1	<LD	<LD	8,67	1,92	<LQ		13822,54	2886,07	53,98	6,13	<LD	<LQ	46,30	2,63		
	P4	<LD	<LD	<LD		<LD		4536,50	635,70	22,11	1,14	<LD	<LD	<LQ			
Coleta 2 (Primavera)	P1	<LD	<LD	14,68	0,91	5,11	0,54	24513,58	865,01	100,27	2,84	<LD	<LD	<LD			
	P2	<LD	<LD	<LQ		<LD		6705,89	208,06	51,33	4,76	<LD	<LD	<LQ			
	P3	<LD	<LD	<LD		<LD		4097,78	197,03	6,68	1,26	<LD	<LD	<LD			
	P4	<LD	<LD	42,73	5,33	<LQ		28594,69	14239,98	134,98	16,75	<LD	10,64	2,66	<LQ		
	P5	<LD	<LD	<LD		<LD		10314,19	4155,58	53,02	9,19	<LD	<LD	<LD			
Coleta 3 (Verão)	P1	<LD	<LD	8,68	0,69	29,19	0,17	16331,70	1725,18	92,77	1,01	<LD	<LD	38,77	4,25		
	P2	<LD	<LD	<LD		25,47	1,22	6227,32	1259,20	66,00	0,95	<LD	<LD	<LD			
	P3	<LD	<LD	<LD		36,09	0,75	3122,88	162,64	22,66	1,32	<LQ	<LD	<LD			
	P4	<LD	<LD	<LD		28,53	3,82	1454,00	702,72	28,09	7,88	<LQ	<LD	<LQ			
	P5	<LD	<LD	<LD		41,86	5,54	1225,69	268,02	30,25	0,48	31,51	13,82	<LD	<LD		
Coleta 4 (Outono)	P1	<LQ	<LD	5,26	0,98	5,16	0,37	5821,23	1478,57	34,29	9,32	4,77	0,47	4,05	2,92	11,83	0,70
	P2	<LD	<LD	35,57	11,84	4,71	1,24	10336,06	5921,93	43,91	12,42	35,57	11,84	<LQ	3,51	1,60	
	P3	<LD	<LD	<LQ		4,34	0,03	5563,08	319,87	36,92	1,33	3,22	0,64	<LD	2,58	0,42	
	P4	<LD	<LD	6,95	1,98	10,95	0,91	4006,74	932,89	14,14	1,63	4,21	2,64	<LD	14,43	3,82	
	P5	<LD	<LD	<LQ		11,45	0,20	3799,46	73,66	19,01	0,66	3,57	0,25	<LD	<LD		

LD (mg L⁻¹): Cd = 0,35; Co = 0,84; Cu = 0,65; Cr = 0,71 ; Fe = 0,40 ; Mn = 0,21 ; Ni = 0,97; Pb = 1,40 ; Zn = 0,24.

LQ (mg L⁻¹): Cd = 1,06; Co = 2,55; Cu = 1,97 ; Cr = 2,16 ; Fe = 1,20 ; Mn = 0,62; Ni = 2,94; Pb = 4,23; Zn = 0,74.

Fonte: O autor (2019).

O teste estatístico, tanto para água quanto para o sedimento, demonstrou que não houve diferenças significativas entre os pontos de coleta.

Devido à sua dinâmica e padrão de circulação, o CEP cria muitas zonas de mistura, tornando o ambiente homogêneo, principalmente quando se compara pontos mais próximos e que possuem menos influência dos rios da região.

Com relação às sazonalidades, foram observadas diferenças significativas de concentração dos metais Co, Cu, Cr, Fe, Mn e Ni na água; dos metais fortemente biodisponíveis Cd, Cr, Fe e Mn, no sedimento; e dos metais pseudo totais Cr e Ni, também no sedimento. O nível de significância para estes testes foi de $p < 0,05$.

Ao avaliar as análises da água, observa-se que na coleta 4 a maioria dos metais (com exceção do Zn) aparecem em concentrações não observadas nas coletas anteriores. É possível que a grande influência da maré e as condições meteorológicas tenham gerado essas alterações de concentração em relação às demais coletas.

O vento é um dos importantes aspectos a ser citado, pois atua na geração de turbulência e de correntes superficiais na interface ar-água. Ele possui um importante papel na geração de marés meteorológicas durante a passagem de frentes frias, que podem causar uma elevação no nível da água na região costeira as quais propagam-se estuário adentro, influenciando na dinâmica estuarina (OLIVEIRA, 2010).

O Fe foi o elemento que apresentou elevadas concentrações por ser muito comum em ambientes estuarinos, a coloração da água desta região é avermelhada, característica da presença de ferro. O Fe é um elemento necessário para o desenvolvimento dos organismos, sendo considerado um nutriente.

Ao analisar as concentrações de Fe na água, no ponto P1, este elemento aparece com concentrações maiores que os demais pontos em todas as sazonalidades. Isto se dá devido à localização próxima ao mangue. O sedimento desta região é mais lodoso, de cor mais escura, já caracterizando a grande quantidade de ferro.

Quanto ao Cd na água, apesar de serem observados resultados acima do LD e LQ apenas na coleta 4, para os pontos 4 e 5, é necessário destaque para esse resultado, pois as duas regiões possuem grande influência de atividades antrópicas, principalmente ligada ao Porto de Paranaguá.

O Pb é um elemento considerado tóxico aos organismos aquáticos e concentrações significativas foram encontradas na análise da água em todos os pontos durante a coleta 4. No sedimento também aparece com concentrações biodisponíveis nos pontos P1 e P5, que novamente dito, são regiões de grande influência antrópica.

O Ni aparece com uma concentração abaixo do LD e LQ na água, porém na análise de sedimento está tanto na forma biodisponível como na forma pseudo total no ponto P5 durante a coleta 3, podendo assim confirmar a presença deste elemento. Na coleta 4, o elemento, está em todos os pontos de coleta do sedimento na forma de pseudo total, não apresentando desta vez biodisponibilidade.

O Mn é um metal abundante e está presente naturalmente em rochas e sedimentos sendo assim justificada a sua presença na forma de metal pseudo total no sedimento em todas as sazonalidades e pontos. O revolvimento do sedimento na coleta 4, por fatores como o vento e maré, pode ter ocasionado a biodisponibilidade no sedimento e as concentrações obtidas na água.

O Zn também é um metal que ocorre naturalmente nos compartimentos ambientais, porém em concentrações significativas pode indicar origem antrópica, já que é um metal de sacrifício em cascos de navios.

Observando as concentrações obtidas no sedimento, o Zn foi encontrado com repetitividade nos pontos P1 e P4, tanto na forma biodisponível quanto na forma de pseudo total. Mesmo na coleta 4, quando encontrado nos pontos P2 e P3, a concentração é bem abaixo da encontrada no P1 e no P4.

O Co é um elemento essencial para os organismos e quando presente em baixas concentrações não apresenta toxicidade. Durante as sazonalidades das coletas, o Co apresentou concentrações acima do LD apenas na água para a coleta 4, não sendo considerado um risco para o ecossistema da região.

O Cu aparece com concentrações distribuídas, acima do LD e do LQ, principalmente nos pontos P1 e P4, o que pode também gerar suspeita com relação a interferências oriundas de fontes não naturais.

A fim de melhor avaliar as concentrações dos metais encontrados nos sedimentos, foram relacionados dados de outras regiões que têm atividades portuárias (Tabela 15).

Tabela 15 - Concentração de metais em mg kg⁻¹ nos sedimentos (mínimo-máximo) de regiões portuárias no Brasil e no mundo.

Localização	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Outras áreas portuárias do Brasil								
Porto de Vitória ¹	-	35 - 280	5 - 660	-	-	6 - 245	5 - 292	27 - 812
Porto de Niterói ²		75 - 230	35 - 1450	5500 - 18500	105 - 405	30 - 110	45 - 120	115-850
Porto de Santos ³	<0,50 - 1,5	<5,0 - 97,5	-	-	-	1,3 - 44,2	<2,0 - 205	6,0 - 312
Porto de Mucuripe ⁴	<0,60 - 1,4	3,3 - 50	<0,7 - 16,8	1300 - 24700	-	<2,00 - 21,5	<2,00 - 6,7	25- 583,5
Porto de Pecém ⁴	<0,60 -1,23	17,7 - 63,1	5,5 - 18,8	11000 - 27800	-	11,5 - 24,7	<2,00 - 3,5	215 - 640
Porto de Santos ⁴	<0,60	26,3 - 42,7	9,0 - 27,3	19100 - 3230	-	10,9 - 22,3	7,6 - 16,7	509 - 1077
Outras áreas portuárias do mundo								
Porto de Ceuta ⁵	ND	13 - 381	5 - 865	10,4 -8310	61 - 332	8 - 671	10 - 516	29 - 695
Porto de Sydney ⁶	0,2 - 10	6 - 298	3 - 1060	-	-	-	5 - 1420	17 - 11300
Porto Oriental de Alexandria ⁷	0,3 - 1,8	-	3,8 - 129	10 - 30240	7,8 - 189	-	1,3 - 112	2,9 - 206,9
Porto de Montevidéu ⁸	<0,2	36 - 146	51,26 - 243,30	-	-	22 - 28,4	17,4 - 180	102 - 508,7

Jesus et al. (2004)¹, Baptista Neto et al. (2005)², Hortellani et al. (2008)³, Buruaem et al. (2012)⁴, Guerra-García & García-Gomez (2005)⁵, McCready et al. (2006)⁶, Abdel Ghani et al. (2013)⁷ e Muniz et al. (2015)⁸. ND – Não detectado.

Fonte: O autor (2019).

Abdel Ghani et al. (2013), analisou metais na fração total dos sedimentos do porto Oriental de Alexandria no Egito, e apresentou um padrão semelhante de abundância dos elementos. Foram encontradas médias de 15.904,29 mg kg⁻¹ de Ferro, 233,37 mg kg⁻¹ para Mn; 50,98 mg kg⁻¹ para Zn; 13,64 mg kg⁻¹ para Cu; e 8,20 mg kg⁻¹ para Pb.

A concentração máxima de Fe, na forma de metal pseudo total, encontrada no sedimento do CEP foi de 28.594,69 mg kg⁻¹, ficando acima da faixa de variação encontrada nas demais regiões brasileiras.

As concentrações do metal Cd esteve abaixo das médias registradas em outras áreas portuárias brasileiras. O Cu apresenta praticamente a mesma faixa de variação dos portos de Mucuripe, Pecém e de Santos. Os Portos de Vitória e Niterói apresentam uma ampla faixa de Cu com valores máximos muito maiores aos encontrados em Paranaguá. Os resultados de Ni apresentaram-se muito próximos aos portos de Vitória, Santos, Mucuripe, Pecém, Santos.

Estes estudos apresentaram a utilização de diferentes índices de contaminação para constatar que os valores de concentrações desses metais excedem concentrações que seriam naturais.

Quando comparados a outras regiões portuárias do mundo, as concentrações dos metais derivados de atividades antropogênicas, como Cr, Cu, Ni e Zn do presente estudo encontram-se muito abaixo das concentrações descritas por outros autores (GUERRA-GARCÍA & GARCÍA-GÓMEZ, 2005; MCCREADY et al., 2006; ABDEL GHANI et al., 2013; MUNIZ et al., 2015).

O Pb apresentou valores inferiores aos encontrados por Muniz et al. (2015) no porto de Montevideu. Comparando-se com portos brasileiros, os valores de Pb observados se localizam-se em um patamar intermediário, com valores próximos aos relatados para os portos de Santos, Pecém e Mucuripe, e inferiores a sedimentos dos portos de Niterói e Vitória. As concentrações de Pb em sedimentos contaminados podem estar associadas com resíduos urbanos e industriais, baterias, e emissões de veículos (MATTHAI & BIRCH, 2001).

Alguns estudos realizados no CEP demonstram contaminações dos sedimentos por metais. A administração dos portos de Paranaguá e Antonina, durante o processo de licenciamento ambiental, em 1998, realizou um estudo para levantamento pré e pós dragagem do Canal da Galheta e bacia de evolução. Este

estudo demonstrou que o zinco, o cromo e o chumbo estavam em concentrações superior ao permitido pela legislação brasileira, e o arsênio, cádmio, cobre e o níquel ocorreram em concentrações próximas dos limites máximos permitidos.

Sá (2003), identificou elevadas concentrações de arsênio, cobre, níquel, zinco, mercúrio, cromo e cádmio nos sedimentos superficiais do Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá.

O CEP está entre os estuários da América do Sul mais afetados pela poluição por metais. Próximos ao porto de Paranaguá, os níveis registrados de Zn e Ni nos sedimentos foram superiores aos limites críticos da Organização Mundial da Saúde (OMS) (SÁ et al., 2006; ANJOS et al., 2012).

5.5 Avaliação das concentrações de metais nos moluscos

Os resultados das médias das concentrações obtidas dos metais nas espécies *M. guyanensis* e *A. brasiliana*, assim como o desvio padrão e a faixa de variação, estão apresentadas na Tabela 16 e na Tabela 17, respectivamente.

Tabela 16 - Concentração de metais em *M. guyanensis* em peso seco (mg Kg⁻¹).

Período	Local	Valores	Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Coleta 1 (Inverno)	P1	Média	1236,71			27,68	175,05	1120,56		103,82		
		DP	577,55	<LD	<LD	43,39	28,44	517,88	<LD	38,22	<LD	<LD
		máx-mín	3560,41 - 391,52			103,02 - LD	430,51 - LD	3720,14 - 442,43		256,26 - LD		
	P4	Média	580,06					853,81		23,40		
		DP	163,53	<LD	<LD	<LD	<LD	711,11	<LD	16,77	<LD	<LD
		máx-mín	814,36 - 235,25					2417,58 - 33,68		56,16 - 5,99		
Coleta 2 (Primavera)	P1	Média	1161,15					1563,60		37,92		
		DP	280,44	<LD	<LD	<LD	<LD	462,02	<LD	46,63	<LD	<LD
		máx-mín	1744,81 - 610,39					2451,37 - 723,12		105,3 - 2,14		
	P4	Média	412,34					635,53				
		DP	118,37	<LD	<LD	<LD	<LD	220,36	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	866,05 - 62,52					1242,45 - 255,23				
Coleta 3 (Verão)	P1	Média	305,12					485,33		2,22		
		DP	76,50	<LD	<LD	<LD	<LD	138,92	<LD	4,25	<LD	<LD
		máx-mín	541,37 - 91,16					1315,49 - 92,01		22,6 - LD		
	P4	Média	318,38					350,68				
		DP	110,10	<LD	<LD	<LD	<LD	204,94	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	595 - 85,23					825,87 - 13,51				
Coleta 4 (Outono)	P4	Média	212,69			0,42		344,98		16,66		
		DP	59,61	<LD	<LD	0,47	<LD	275,00	<LD	16,80	<LD	<LD
		máx-mín	355,73 - 52,13			1,09 - LD		999,22 - 0,16		60,55 - LD		

LD (mg kg⁻¹): Al = 0,00011 Cd = 0,00001 Co = 0,00020 Cu = 0,00004 Cr = 0,00018 Fe = 0,00125 Mn = 0,00001 Ni = 0,00009 Pb = 0,00089 Zn = 0,00042

LQ (mg kg⁻¹): Al = 0,00035 Cd = 0,00002 Co = 0,00060 Cu = 0,00012 Cr = 0,00054 Fe = 0,00378 Mn = 0,00002 Ni = 0,00027 Pb = 0,00271 Zn = 0,00127

DP – Desvio Padrão. Máx – Valor máximo. Mín – Valor mínimo.

Fonte: O autor (2019).

Tabela 17 - Concentração de metais em *A. brasiliiana* em peso seco (mg kg⁻¹).

Período	Local		Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Coleta 2 (Primavera)	P2	Média	170,78				94,52	214,66		89,50		
		DP	16,88	<LD	<LD	<LD	31,00	58,03	<LD	143,96	<LD	<LD
		máx-mín	271,78 - 90,37				179,84 - LD	616,2 - 20,43		255,67 - LD		
	P3	Média	134,09				2,00	121,22				
		DP	4,19	<LD	<LD	<LD	2,32	35,77	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	190,5 - 70,71				3,64 - LD	248,86 - LD				
	P5	Média	241,40				197,14	399,22				
		DP	181,16	<LD	<LD	<LD	129,93	336,01	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	724,61 - 125,7				289,01 - LD	636,81 - LD				
Coleta 3 (Verão)	P2	Média	51,90					43,45				
		DP	8,52	<LD	<LD	<LD	<LD	34,92	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	78,97 - 33,68					112,1 - LD				
	P3	Média	202,08			6,31	40,04	263,04				
		DP	40,15	<LD	<LD	8,92	29,01	75,16	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	340,24 - 84,87			12,62 - LD	81,4 - 0,43	442,33 - 39,9				
	P5	Média	84,49					34,40				
		DP	32,97	<LD	<LD	<LD	<LD	31,41	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	133,82 - 54,4					72,4 - LD				
Coleta 4 (Outono)	P3	Média	51,43					30,89				
		DP	16,09	<LD	<LD	<LD	<LD	11,53	<LD	<LD	<LD	<LD
		máx-mín	81,41 - 16,84					56,65 - LD				
	P5	Média	157,42					100,48				
		DP	63,61	<LD	<LD	<LD	<LD	56,21	<LD	<LD	<LD	<LD
	máx-mín	272,76 - 122,33					259,5 - LD					

LD (mg kg⁻¹): Al = 0,00011 Cd = 0,00001 Co = 0,00020 Cu = 0,00004 Cr = 0,00018 Fe = 0,00125 Mn = 0,00001 Ni = 0,00009 Pb = 0,00089 Zn = 0,00042

LQ (mg kg⁻¹): Al = 0,00035 Cd = 0,00002 Co = 0,00060 Cu = 0,00012 Cr = 0,00054 Fe = 0,00378 Mn = 0,00002 Ni = 0,00027 Pb = 0,00271 Zn = 0,00127

DP – Desvio Padrão. Máx – Valor máximo. Mín – Valor mínimo.

Fonte: O autor (2019).

Para as duas espécies houve predominância da bioacumulação dos metais Al e Fe, em todos os pontos e sazonalidades devido ao fato destes metais já serem naturalmente presentes no ambiente. Porém, pode-se observar que a espécie *M. guyanensis*, em todos os casos, apresentou maior concentração média para os dois elementos.

Destaca-se ainda que a espécie *M. guyanensis* apresentou concentrações de Ni na maioria dos locais e sazonalidades, sendo apenas exceção o ponto P4 durante as coletas 2 e 3.

Em *M. guyanensis* foi observado ainda concentrações de Cu e Cr no ponto P1, coleta 1; e Cu no ponto P4, coleta 4.

Em *A. brasiliiana*, concentrações de Cr estiveram presentes na coleta 2, em todos os locais de amostragem, e no ponto P3 durante a coleta 3. O Cu apareceu pontualmente também na coleta 3, ponto P3.

O Ni foi encontrado em *A. brasiliiana*, pontualmente na coleta 2 no Ponto 2.

Para as duas espécies os metais Cd, Co, Mn, Pb e Zn não apresentaram valores acima do LD.

As diferenças de concentrações de Al e Fe entre as espécies devem-se principalmente ao fato da espécie *M. guyanensis* estar presente em locais com maior probabilidade de distribuição destes elementos, tanto por fontes naturais quanto por fontes antropogênicas.

Outro fator que também pode justificar a diferença de concentração de cada metal nas espécies é a salinidade, pois afeta diretamente os íons de origem hídrica, aumentando o ganho difusivo de íons (da água para o organismo) e diminuindo a perda difusional de íons (do organismo para o meio ambiente). Conseqüentemente, em salinidades mais altas, a captação de íons menos ativa é realizada. Por outro lado, a alta salinidade requer maiores taxas de excreção de íons para compensar o excesso de íons obtidos (MACHADO, 2016).

A fim de melhor avaliar as concentrações dos metais nas espécies estudadas, foram relacionados dados encontrados em outras regiões (Tabela 18; Tabela 19).

Tabela 18 - Concentração de metais (médias e máximas e mínimas em mg kg⁻¹) em *Anomalocardia brasiliiana* em outras, regiões do Brasil.

Localização	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Baía de Sepetiba ¹	-	-	-	3,66 - 7,56	2,72 - 3,60	46,00 - 75,10	19,42 - 27,60	-	-	5,00 - 24,20
Coqueiro Grande, Caípe, BA ²	-	0,49 - 0,37	0,19 - 0,32	< 0,75	2,00 - 2,60	54,00 - 92,00	8,70 - 28,56	< 0,45	< 1,20	15,12 - 4,18
Zonas de Manguezal da Região de São Francisco do Conde e Madre de Deus, BA ³	-	4,06	-	-	19,07	715,50	113,20	9,76	-	108,73
Madre de Deus, BA ⁴	-	-	-	-	6,20	126,60	35,40	-	-	29,80
Saubara, BA ⁴	-	-	-	-	1,00	145,30	9,60	-	-	39,60
Baía de Todos os Santos ⁵	73,50 - 1660,00	ND- 0,74	0,81 - 467,00	0,02 - 2,57	1,03 - 48,70	122,00 - 1184,00	6,56 - 209,00	-	2,53 - 6,76	51,50 - 82,20
Baía de Todos os Santos ⁶	-	0,42	-	1,05	5,71	198,66	14,30	2,83	0,22	53,28
Baía de Todos os Santos, Salinas da Margarida, BA ⁶	-	0,47	-	1,20	6,40	248,26	6,27	2,95	0,25	51,66
Estuário do Rio Ipojuca, PE ⁷	2342,00 - 19445,00	1,00 - 187,00	3,00 - 52,00	3,00 - 10,00	9,00 - 893,00	1197,00 - 4020,00	27,00 - 70,00	6,00 - 37,00	7,00 - 1117,00	100,00 - 155,00
Estuário do Rio Ipojuca, PE ⁷	410,00 - 6509,00	1,00 - 271,00	2,00 - 5,00	2,00 - 9,00	25,00 - 657,00	1062,00 - 4903,00	28,00 - 105,00	6,00 - 14,00	5,00 - 13,00	100,00 - 402,00
Baía de Todos os Santos, BA ⁸	-	0,63	11,20	0,66	10,90	134,00	21,00	1,83	0,61	46,20
Baía de Todos os Santos, BA ⁸	-	0,84	8,40	0,77	13,00	186,00	32,00	1,79	0,65	54,40
Baía de Sepetiba, RJ ⁹	-	0,80	-	-	-	-	-	-	4,15	89,58
Baía Ribeira, RJ ⁹	-	0,46	-	-	-	-	-	-	1,53	12,00
Baía Ilha Grande, RJ ⁹	-	0,48	-	-	-	-	-	-	0,69	15,40
Enseada de Mamanguá, RJ ⁹	-	0,47	-	-	-	-	-	-	0,49	9,92

COIMBRA, (2003)¹; CARVALHO, (2016)²; JESUS (2008)³; JESUS (2011)⁴; SOUZA et al (2011)⁵; DOURADO, (2013)⁶; SILVA et al. (2013)⁷; BARBOSA et al, (2018)⁸; FIORI et al (2018)⁹. Fonte: O autor (2019).

Tabela 19 – Concentrações máximas e mínimas de metais no gênero *Mytella* em outras regiões do Brasil e do mundo.

Localização	Espécie	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Estuário do Rio Bacanga, MA ¹	<i>M. falcata</i>	-	< 1,00	-	-	7,20 - 7,40	-	-	-	< 1,00	52,20 - 60,00
Baía de Sepetiba, RJ ²	<i>M. guyanensis</i>	-	-	-	ND	1,8 - 2,05	45,90 - 178,00	2,55 - 13,00	-	-	12,40 - 13,00
Bahia de Todos os Santos, BA ³	<i>M. guyanensis</i>	778,00 - 2458,00	<0,04 - 1,42	0,43 - 611,00	1,09 - 232,00	6,03 - 102,00	ND - 1820,00	30,10 - 3520,00	-	2,59 - 19,40	50,80 - 182,00
Golfo de Paria, Trindade e Tobago ⁴	<i>M. guyanensis</i>	-	0,46 - 1,17*	1,66 - 2,71*	0,96 - 1,40*	9,31 - 15,09*	-	21,34 - 51,51*	5,65 - 14,32*	0,87 - 1,45*	46,05 - 56,36*

Carvalho et al. (2000)¹; Coimbra (2003)²; Souza et al (2011)³; Balgobin & Singh (2018)⁴. *Unidade: µg/kg. Fonte: O autor (2019).

No estuário de Ipojuca, PE, Silva et al. (2013), encontraram os valores de alumínio que variaram de 410 mg kg^{-1} a $19.445 \text{ mg kg}^{-1}$ em *A. brasiliiana*. Neste estudo as concentrações de alumínio encontradas variaram também próximo a este valor, sendo que para a espécie *A. brasiliiana* as concentrações estão próximas ao valor mínimo e em *Mytella* próximas ao valor máximo.

As concentrações de cobre também ficaram muito próximas às listadas pelos outros autores. A contaminação por Cu está mais associada ao despejo de efluentes industriais e urbanos e principalmente às tintas antiincrustantes muito utilizada em portos e marinas (CASTELLO, 2010).

O níquel excedeu muito os valores encontrados em outras regiões do Brasil. Neste estudo a média mais alta encontrada de $103,82 \text{ mg kg}^{-1}$ e nas demais regiões a máxima encontrada foi de $14,32 \text{ mg kg}^{-1}$.

Castello (2010) verificou que as concentrações de Ni em ostras na Baía de Paranaguá e Guaratuba e obteve médias de $3,24 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ e $1,54 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$, similares àquelas registradas em outras regiões do Brasil e muito abaixo das concentrações deste estudo.

O Níquel, um dos cinco elementos mais abundantes, tem sido detectado em diferentes pontos da biosfera, porém quando encontrado em altas concentrações está relacionado ao material das embarcações (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O cromo também foi encontrado acima das concentrações da maioria demais regiões do Brasil, ficou próximo apenas da Bahia de Todos os Santos (Souza et al, 2011). Neste estudo a média mais alta encontrada foi de $197,14 \text{ mg kg}^{-1}$ e nas demais regiões a máxima encontrada variou de 0,66 a $232,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

O Cr, em ambientes estuarinos, encontra-se geralmente ligado à matéria orgânica e a óxidos de ferro que cobrem as partículas de argila. Encontra-se, nesses ambientes, em sua forma iônica reduzida (Cr^{+3}), mais estável e menos tóxica, ou na forma mais oxidada (Cr^{+6}), menos estável e mais tóxica aos organismos (CARVALHO, 2006; GARLIPP, 2006). Esse elemento, em excesso, tem sido associado a problemas de irritação da pele, tem efeito carcinogênico e afeta o sistema imunológico de seres humanos. Sais de cromo têm amplo emprego em laboratórios e indústrias de fertilizantes (CARVALHO, 2006; GARLIPP, 2006).

Dos metais que possuem limites máximos de contaminação estabelecidos pela legislação brasileira (arsênio, chumbo, cádmio, mercúrio e estanho), nenhum deles foi encontrado acima do LD. Enquanto Ferro, Cobre e Alumínio, que foram observadas concentrações mais elevadas, não possuem limites de concentrações definidos por lei, embora também representem um risco a saúde quando presentes em altas concentrações (BRASIL, 1999).

Nas últimas décadas, numerosos estudos sobre a contaminação por metais pesados em ambientes aquáticos forneceram evidências crescentes dos efeitos adversos na biota aquática e na saúde humana (ARAÚJO et al, 2016).

Segundo Kim e Wolt (2011) mais de 90% da exposição da saúde humana a vários contaminantes ocorre através da dieta, principalmente oriunda de frutos do mar e carne. Mas, ainda assim os moluscos são considerados excelente fontes de proteína, lipídios, carboidratos e minerais para os seres humanos, em especial para as populações costeiras.

Dessa forma, vê-se como necessária e imprescindível que se estabeleçam debates a fim de definir atualizações dos limites na legislação que definam concentrações seguras tanto para a qualidade ambiental quanto para a saúde dos consumidores.

5.6 Correlação: Concentrações de metais nos moluscos x concentrações de metais na água e no sedimento

Através do teste Spearman, foram avaliadas as correlações entre os resultados de metais obtidos em moluscos com as concentrações de metais obtidos na água e no sedimento. No entanto, os resultados apresentaram coeficiente de correlação menor que 0,5 para um nível de significância de $p < 0,05$, não havendo correlação significativa entre os compartimentos.

Além disso, não foi possível calcular a correlação dos metais que apresentaram resultados abaixo do LD e do LQ pois trata-se de valores contínuos que não podem ser correlacionados.

A ausência de correlação significativa entre as concentrações de metais nos moluscos e na água e sedimento, pode ser justificada pelo fato de que a bioacumulação pelos bivalves depende de aspectos como a fisiologia e metabolismo

da espécie podendo ocasionar flutuações nas concentrações de metais em seu organismo.

5.7 Análise de metais nas classes de tamanho

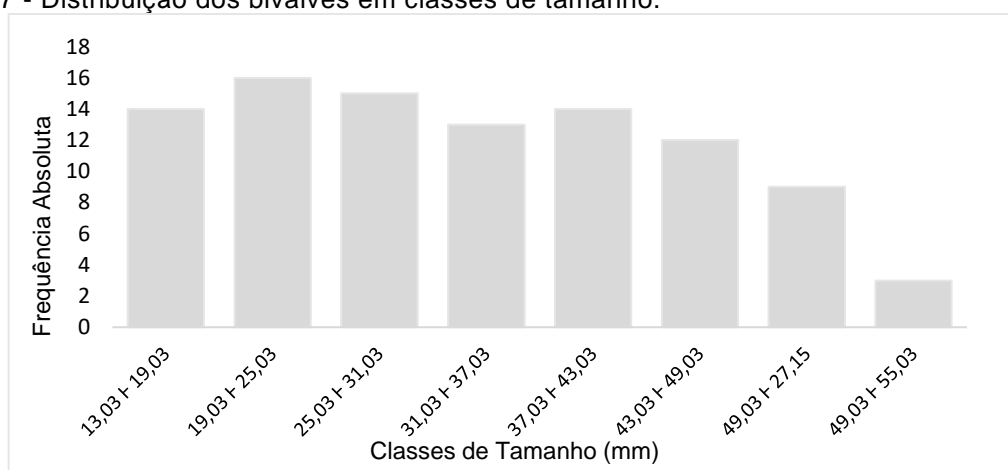
Para análise de correlação entre as concentrações de metais encontradas nos bivalves e as classes de tamanho foi realizado o teste de Spearman. As classes de tamanho estão distribuídas conforme demonstrado na Tabela 20 e Figura 7.

Tabela 20 - Distribuição dos bivalves em classes de tamanho.

Classes	Intervalo de Classe (mm)	Frequência
1	07,03 F 13,03	14
2	13,03 F 19,03	16
3	19,03 F 25,03	15
4	25,03 F 31,03	13
5	31,03 F 37,03	14
6	37,03 F 43,03	12
7	43,03 F 49,03	9
8	49,03 F 55,03	3

Fonte: O autor (2019).

Figura 7 - Distribuição dos bivalves em classes de tamanho.



Fonte: O autor (2019).

O resultado das correlações significativas do teste de Spearman estão listados na Tabela 21 (

Figura 8, Figura 9, Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13, Figura 14).

Para os demais metais não foram observadas correlações significativas com o crescimento dos bivalves, assim como não foi observado correlação para a Classe de tamanho 7 (intervalo: 43,03 a 49,03mm) com os metais analisados.

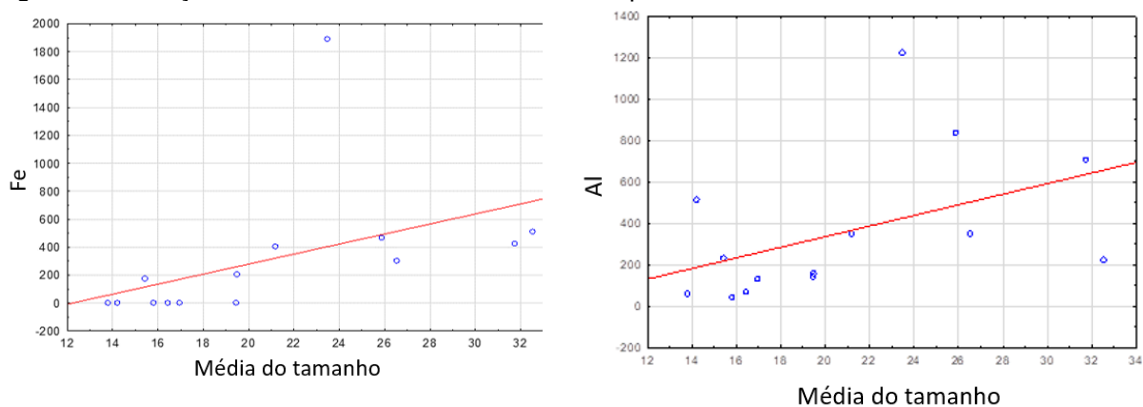
Tabela 21 – Correlações significativas entre classes de tamanho e concentração de metais.

Classes	Intervalo de Classe (mm)	Metal	Valor r (*)
1	07,03 † 13,03	Al	0,55
		Fe	0,85
2	13,03 † 19,03	Fe	0,70
3	19,03 † 25,03	Al	0,52
		Fe	0,64
4	25,03 † 31,03	Al	0,55
		Cr	0,54
5	31,03 † 37,03	Al	0,70
		Fe	0,60
		Ni	0,52
6	37,03 † 43,03	Al	0,70
		Fe	0,69
8	49,03 † 55,03	Al	-0,50
		Cr	-0,50
		Fe	0,50
		Ni	-0,87

(*) r significativo a nível $p < 0,05$.

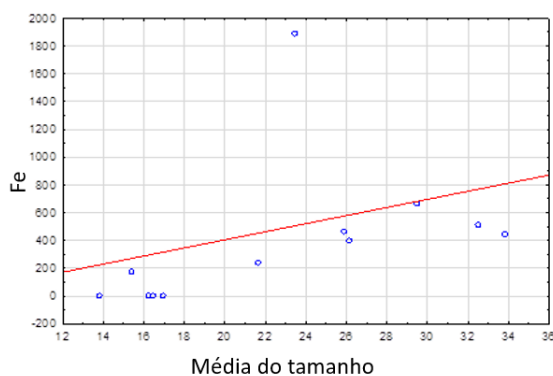
Fonte: O autor (2019).

Figura 8 - Relação entre os metais Al e Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 1.



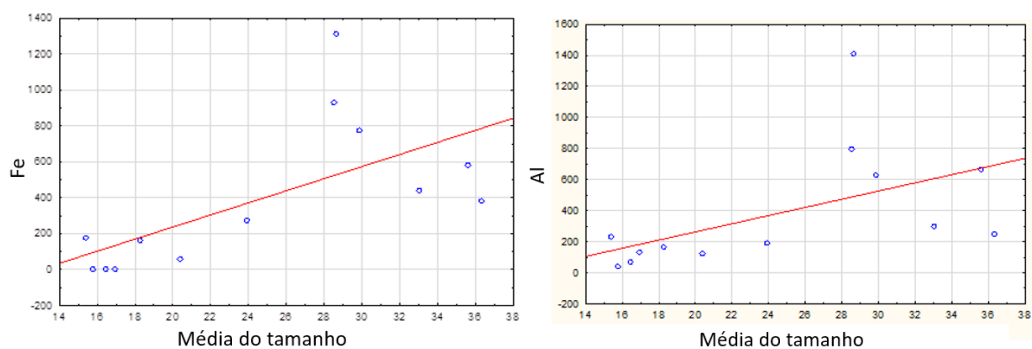
Fonte: O autor (2019).

Figura 9 - Relação entre o metal Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 2.



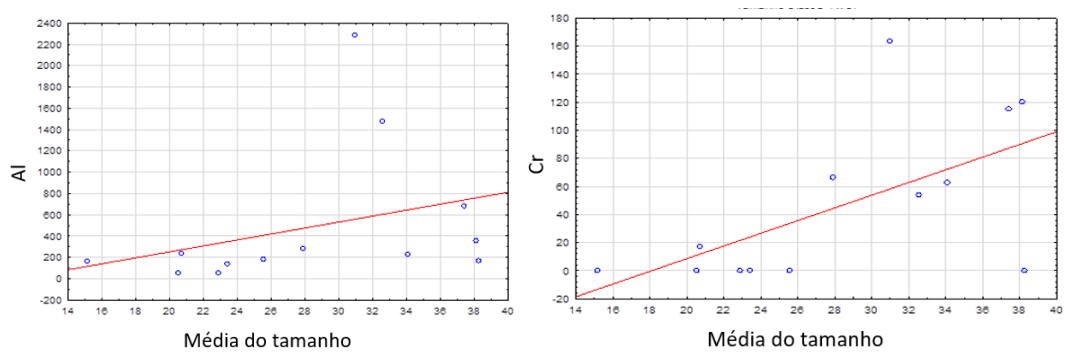
Fonte: O autor (2019).

Figura 10 - relação entre os metais Al e Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 3.



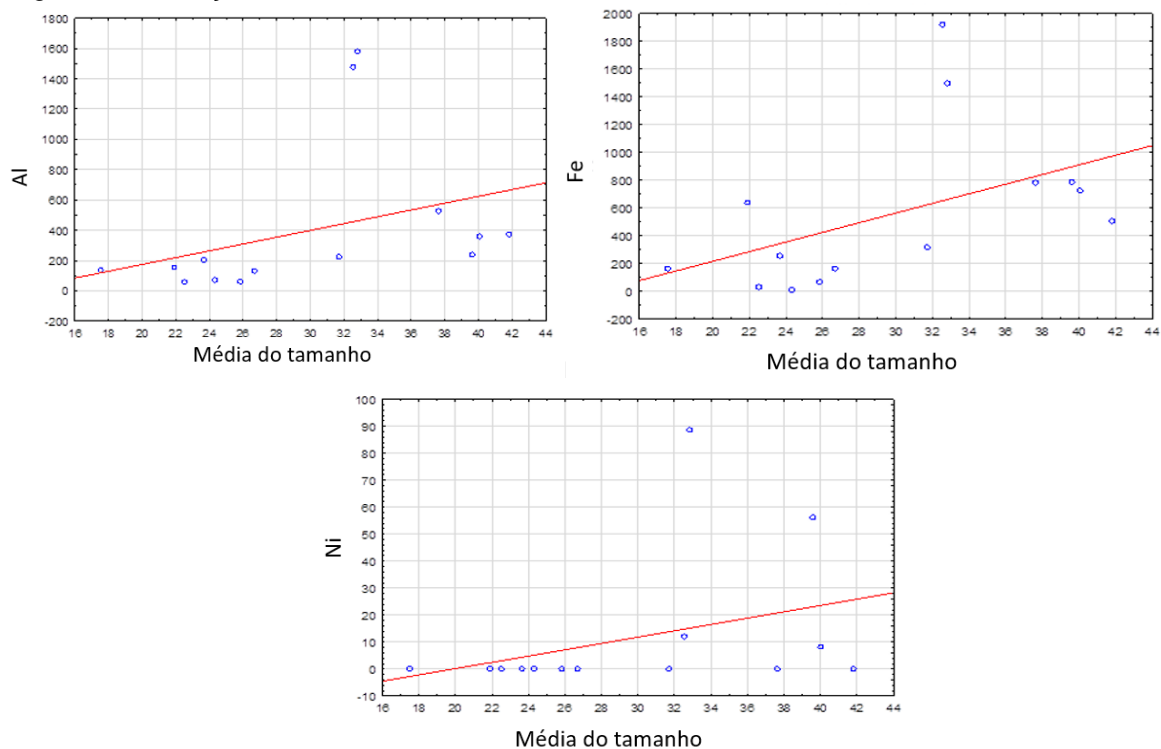
Fonte: O autor (2019).

Figura 11 - Relação entre os metais Al e Cr e o comprimento dos indivíduos da Classe 4.



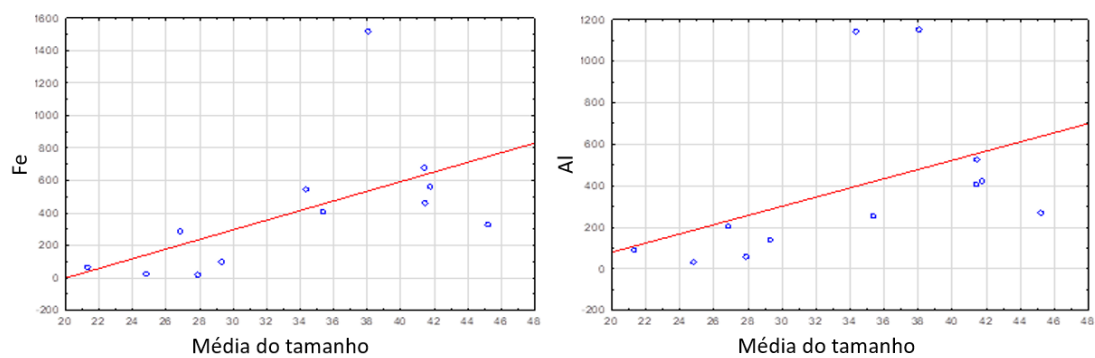
Fonte: O autor (2019).

Figura 12 - Relação entre os metais Al, Fe, Ni e o comprimento dos indivíduos da Classe 5.



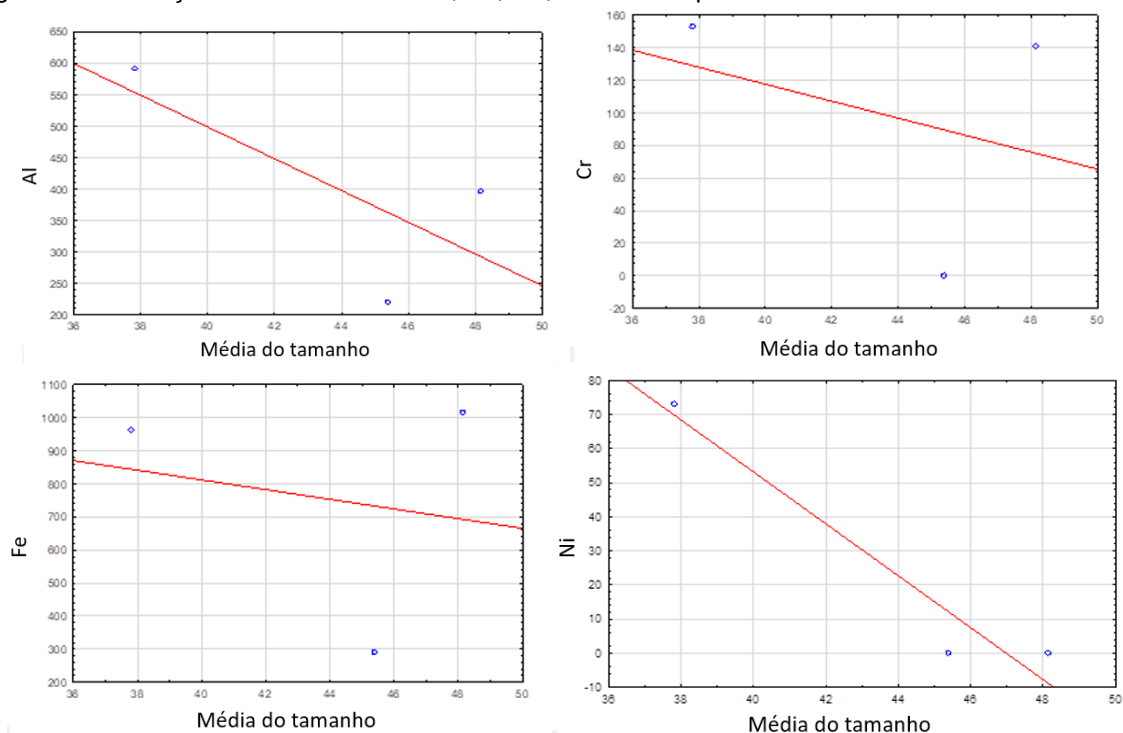
Fonte: O autor (2019).

Figura 13 - Relação entre os metais Al e Fe e o comprimento dos indivíduos da Classe 6.



Fonte: O autor (2019).

Figura 14 - Relação entre os metais Al, Cr, Fe, Ni e o comprimento dos indivíduos da Classe 8.



Fonte: O autor (2019).

O Al e o Fe foram os principais elementos encontrados, pois possuíram correlação com a maioria das classes de tamanho. Este fato está relacionado às altas concentrações encontradas destes elementos na água e no sedimento, pois o animal irá assimilar os nutrientes com maior disponibilidade no ambiente.

É possível observar ainda que a maior taxa de assimilação do Fe ocorre na menor classe de tamanho (indicada pela correlação significativa mais forte do Fe, $r=0,85$), indicando que os organismos maiores devem tender à maior assimilação de nutrientes e menor excreção deles, para que isto auxilie no seu desenvolvimento.

Nas classes de tamanho intermediárias (classes 4 e 5) são encontradas correlações significativas do crescimento com o Cr e Ni, o que pode indicar nesta fase de crescimento uma maior taxa de assimilação de substâncias devido ao atingimento da maturidade sexual e fase reprodutiva.

As correlações negativas encontradas na classe de tamanho 8, indicam a diminuição da concentração dos metais Al, Cr e Ni conforme o crescimento dos moluscos. Muitas vezes, ao atingir o ápice do seu crescimento bivalves aumentam sua taxa de excreção e diminuem a taxa de assimilação, eliminando desta forma substâncias presentes em seu organismo.

Ao observar as correlações do Fe com o crescimento, principal elemento encontrado, é possível indicar que a taxa de assimilação é maior que a de excreção.

Considerando que a extensão da bioacumulação depende, dentre outros fatores, dos mecanismos de captação, armazenamento e excreção do organismo, vale ressaltar que é importante a avaliação das concentrações nas classes de tamanho (CHIARELLI E ROCCHERI; 2014).

6 CONCLUSÕES

Com relação aos nutrientes analisados, mesmo com as conhecidas e constantes atividades que geram interferência negativa na região estudada, os resultados dos parâmetros analisados estão na mesma faixa de variação de outros ecossistemas costeiros e, até mesmo abaixo dos resultados reportados para ambientes caracterizados por eutrofização natural e antrópica. Provavelmente, o curto tempo de renovação das águas do CEP auxiliam a minimizar o processo natural e antrópico de eutrofização da região.

Além disso, a dinâmica do estuário também altera as concentrações sazonais dos metais, como observado para os elementos Pb, Cr, Ni, Zn e Cu nas análises da água e do sedimento. As altas e constantes concentrações de Al e Fe na água e sedimento ocorre por se tratar de elementos encontrados naturalmente em estuários.

O ferro e alumínio também foram os metais presentes em maior concentração nos moluscos *Mytella guyanensis* e *Anomalocardia brasiliana*. Podendo afirmar que estes organismos podem ser utilizados em estudos de biomonitoramento, pois são considerados bons bioindicadores.

É imprescindível que sejam ponderados os diversos estudos existentes com moluscos nas regiões brasileiras com a finalidade de revisar as legislações nacionais, tanto sanitárias quanto ambientais, pois espera-se que as mesmas sejam norteadoras para a população.

REFERÊNCIAS

- ABBE, G. R., RIEDEL, G. F., SANDERS, J. G. Factors that influence the accumulation of copper and cadmium by transplanted eastern oysters (*Crassostrea virginica*) in the Patuxent River, Maryland. **Marine Environmental Research**. v. 49, p. 377 – 396, 2000.
- ABDEL GHANI, S.; ZOKM, G. EL; SHOBIER, A.; OTHMAN, T.; SHREADAH, M. Metal pollution in surface sediments of Abu-Qir Bay and Eastern Harbour of Alexandria, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 39, n. 1, p. 1– 12, 2013.
- ABUBACKER, M. N., SATHYA, C. In vitro phytoremediation potential of heavy metals by duck weed *Lemna polyrrhiza* L. (Lemnaceae) and its combustion process as manure value. **Journal of Environment and Biotechnology Research**, v. 6, n. 1, p. 82-87, 2017.
- ANGELI, J. L. F; TREVIZANI, T. H.; RIBEIRO, A.; MACHADO, E. C.; FIGUEIRA, R. C. L.; MARKERT, B.; FRAENZLE, S.; WUENSCHMANN, S. Arsenic and other trace elements in two catfish species from Paranaguá Estuarine Complex, Paraná, Brazil. **Environmental Monitoring Assess**, v. 185, p. 8333-8342, 2013.
- ANGRIGUETTO-FILHO, J. M.; CHAVES, P. T.; SANTOS, C. E LIBERATI, S. A. Diagnóstico da pesca no litoral do Estado do Paraná. In: ISAAC, V. N.; HAIMOVICI, M.; MARTINS, S. A. E ANDRIGUETTO, J. M. (Org). **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**. Belém: UFPA, 2006, p. x - y.
- ANJOS, V. E. **Especiação de Cobre e Arsênio no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá**. 2006. 175 f. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 2005.
- APPA (1999) APPA-CEM, Relatório. SOARES, C. R. & MARONE, E. (coord.), volumes I e II, 380p, 1997.
- ARANTES, A. C. V. **A dinâmica atual do conflito entre uso e conservação de recursos pesqueiros na Estação Ecológica de Guaraqueçaba, Paraná**. 2016. 190 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.
- ARANTES, A. C. V. **A dinâmica atual do conflito entre uso e conservação de recursos pesqueiros na Estação Ecológica de Guaraqueçaba, Paraná**. 2016. 190 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.
- ARAUJO, C. F.S.; LOPES, M. V.; VASQUEZ, M. R.; PORCINO, T.S.; RIBEIRO, A. S. V.; RODRIGUES, J. L.G.; OLIVEIRA, S. S. P.; MENEZES-FILHO, J. A. Cadmium and

lead in seafood from the Aratu Bay, Brazil and the human health risk assessment. **Environmental Monitoring Assessment**, p. 188:259, 2016.

ARRUDA, E. P.; AMARAL, A.C.Z. Spatial distribution of mollusks in the intertidal zone of sheltered beaches in southeastern of Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 291-300, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9897: **Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898: **Preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1987.

ASTDR. **Substance Priority List of Agency for Toxic Substances and Disease Registry**. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>. Acesso em: 23 fev. 2019.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A.A.M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos - SP: RIMA, 2003, 340 p.

BACON, P. R. Shell form, byssal development and habitat of *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) and *Mytella falcata* (Orbigny) (Pelecypoda: Mytilidae) in Trinidad, West Indies. **Proc. Malacological Society of London**, v. 41, p. 511-520, 1975.

BAKARY, I.; YAO, K. M.; ETCHIAN, O. A.; SORO, M. B.; TROKOUREY, A.; BOKRA Y. Zinc, copper, cadmium, and lead concentrations in water, sediment, and *Anadara senilis* in a tropical estuary. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 12, p.761, 2015.

BALGOBIN, A.; SINGH, N. R. Impact of anthropogenic activities on mussel (*Mytella guyanensis*) in the Gulf of Paria, Trinidad. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 2018.

BALTAS, H., SIRIN, M., DALGIC, G., BAYRAK, E.Y., AKDENIZ, A. Assessment of metal concentrations (Cu, Zn, and Pb) in seawater, sediment and biota samples in the coastal area of Eastern Black Sea, Turkey. **Marine Pollution Bulletin**, v. 122, p. 475–482, 2017.

BARBIERI, E.; MARQUES, H. L. A.; BONDIOLI, A. C. V.; CAMPOLIM, M.B.; FERRARINI, A. T. Concentrações do Nitrogênio Amônico, Nitrito e Nitrito em áreas de engorda de ostras no município Cananéia-SP. **O mundo da saúde**, v. 38, n. 1, p. 105 – 115, São Paulo, 2014.

BARBOSA, I.S., BRITO, G.B., DOS SANTOS, G.L., SANTOS, L.N., TEIXEIRA, L.S.G., ARAUJO, R.G.O., KORN, M.G.A. Multivariate data analysis of trace elements in bivalve molluscs: characterization and food safety evaluation. **Food Chemistry**. 2018. BARLETTA, M., DANTAS, D. V., 2016. Environmental gradients. In: KENNISH, M. J. (Ed.), *Encyclopedia of Estuaries*. Springer, New Jersey, USA, pp. 237–242, 2016.

BARLETTA, M., LIMA, A.R.A., COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1199-1218, 2019.

BATALHA, F., GAMA, B. A. P.; MAIA, M. F. Uso de moluscos como indicadores de poluição marinha. Simpósio sobre Meio Ambiente, 5; Simpósio de Direito Ambiental, 3, 2001, Rio de Janeiro. **Anais...**, UNIVERSO: Rio de Janeiro, p. 12. Compact Disc.

BATALHA, F.; MAIA, M. F.; PINTO, A. S. S. B. Bioacumulação de micronutrientes metálicos em moluscos bivalves em Coroa Grande, Baía de Sepetiba Rio de Janeiro, Brasil. In: Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais e Saúde (CBPAS), 2003, São Paulo, **Anais eletrônicos...** São Paulo, 2003. Disponível em: <<http://copec.eu/congresses/cbpas2003/proc/pdf/T154.pdf>>. Acesso em: 18 fev. 2018.

BAPTISTA NETO, J. A.; CRAPEZ, M.; MCALISTER, J. J.; VILELA, C. G. Concentration and Bioavailability of Heavy Metals in Sediments from Niterói Harbour (Guanabara Bay/S.E. Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 21, n. 4, p. 811–817, 2005.

BAYEN, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: a review. **Environment International**, n.48, p.84–101, 2012.

BELOTO, N. **Concentrações de mercúrio total (HgT) em fígado e músculo do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Van Bénédén, 1864) (Cetacea-Delphinidae) do litoral do Estado do Paraná**. 2010. 70 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2010.

BEM, C. C.; HIGUTI, J.; AZEVEDO, J. C. R. Qualidade da água de um ambiente lótico sob impacto antropogênico e sua comunidade bentônica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 2, p. 418 – 429, abr./jun. 2015.

BEYER, J., GREEN, N.W., BROOKS, S., ALLAN, I.J., RUUS, A., GOMES, T. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: a review. **Marine Environmental Research**, v. 130, p. 338–365, 2017.

BI, N. et al. Impact of artificial water and sediment discharge regulation in the Huanghe (Yellow River) on the transport of particulate heavy metals to the sea. **Catena**, v. 121 p.232–240, 2014.

BILGIN, M., ULUTURHAN-SUZER, E. Assessment of trace metal concentrations and human health risk in clam (*Tapes decussatus*) and mussel (*Mytilus galloprovincialis*) from the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea). **Environmental Science Pollution Research**, v. 24, p. 4174–4184, 2017.

BINELLI, A., DELLA TORRE, C., MAGNI, S., PAROLINI, M. Does zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) represent the freshwater counterpart of *Mytilus* in

ecotoxicological studies? A critical review. **Environmental Pollution**, v. 196, p. 386-403, 2015.

BOEHS, G. **Ecologia populacional, reprodução e contribuição em biomassa de *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791) (Bivalvia: Veneridae) na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. 2000. 201 f. Tese (Doutorado em Zoologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

BOEHS, G.; ABSHER, T. M.; CRUZ-KALED, A. C. Ecologia populacional de *Anomalocardia brasiliana* (GMELIN, 1791) (Bivalvia, Veneridae) na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.34, n. 2, p.259-270, 2008.

BOEHS, G.; ABSHER, T. M.; CRUZ-KALED, A. Composition and distribution of benthic molluscs on intertidal flats of Paranaguá Bay (Paraná, Brazil). **Scientia Marina**, v. 68, n. 4, p. 537 - 543, 2004.

BOFFI, A. V. Moluscos Brasileiros de Interesse Médico e Econômico. São Paulo: Fapesp-Hucitec, 1979, 182 p.

BØRRETZEN, P.; SALBU, B. Bioavailability of sediment-associated and low molecular-mass species of radionuclides/trace metals to the mussel *Mytilus edulis*. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.100, p.333-341, 2009.

BOSCHILIA, **Taxas de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrato e NTK por *Salvinia Herziogii* de la Sota em Wetland construída tipo lagoa**. 2014 .54 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina,2014.

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

BRASIL. **Plano mestre do Complexo Portuário de Paranaguá e Antonina**. Versão Preliminar, 2016.

BRITO, G. Q.; CRUZ, Â. M. F.; ARAÚJO, E. G.; VIEIRA, M. F. P.; MOURA, M. F. V. Avaliação preliminar dos níveis de Chumbo e Cobre em *Mytella falcata* coletado no estuário do Rio Potengi, Natal/RN. Congresso Brasileiro de Química, 47, 2007, Natal. **Anais eletrônicos** ... Rio Grande do Norte: Associação Brasileira de Química, 2007. Disponível em: <<http://www.abq.org.br/cbq/2007/trabalhos/5/5-480-333.htm>>. Acesso em: 31 jun 2018.

CABRAL, A.C., STARK, J.S., KOLM, H.E., MARTINS, C.C. An integrated evaluation of some faecal indicator bacteria (FIB) and chemical markers as potential tools for monitoring sewage contamination in subtropical estuaries. **Environmental Pollution**. v. 235, p. 739-749, 2018.

CAPOLUPO, M., FRANZELLITTI, S., KIWAN, A., VALBONESI, P., DINELLI, E., PIGNOTTI, E., BIRKE, M., FABBRI, E. A comprehensive evaluation of the

environmental quality of a coastal lagoon (Ravenna, Italy): integrating chemical and physiological analyses in mussels as a biomonitoring strategy. **Science Total Environmental**, v. 598, p. 146–159, 2017.

CARDOSO, F.D., DAUNER, A.L.L., MARTINS, C.C. A critical and comparative appraisal of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and suspended particulate material from a large South American subtropical estuary. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 219-229, 2016.

CARVALHO, G. P. de; CAVALCANTE, P. R. S.; CASTRO, A. C. L.; ROJAS, M. O. A. I. Preliminary assessment of heavy metal levels in *Mytella falcata* (Bivalvia, Mytilidae) from Bacanga River estuary, São Luis, State of Maranhão, Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 60, n.1, p. 11-16, 2000.

CARVALHO, R. M. W. N. **Determinação de íons metálicos em moluscos bivalves do manguezal da região petrolífera de São Francisco do Conde – Recôncavo Baiano**. 2006. 162 f. Tese (Doutorado em Ciências - Química Analítica) - Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

CASTELLO, B. F. L. Avaliação dos teores de As, Cu, Cd, Ni e Zn em ostras *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), nas baías de Paranaguá e Guaratuba, Paraná. 2010. 67 f. Dissertação (Mestrado em Setores Costeiros e Oceânicos) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2010.

CHAKRABORTY, P.; BRIJ, M. S.; RAGHUNADH BABU, P. V.; KOFFI, M. Y.; SARANYA, J. Impact of total organic carbon (in sediments) and dissolved organic carbon (in overlying water column) on Hg sequestration by coastal sediments from the central east coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, v. 79, p.342-347, 2014.

CHIARELLI, R.; M. C., ROCCHERI. Marine Invertebrates as Bioindicators of Heavy Metal Pollution. *Open Journal of Metal*, v. 4, p. 93-106, 2014.

CHRISTO, S. W.; ABSHER, T. M. Ciclo reprodutivo de *Mytella guyanensis* e *Mytella charruana* (Bivalvia: Mitilidae), na Baía de Paranaguá, Paraná. In: Congresso Latinoamericano sobre Ciencias Del Mar, 4, Septiembre, 2001, Colombia. **Resumo ampliado**. Colombia: San Andrés Isla, p. 29.

CHRISTO, S. W.; FERREIRA, A. L.; ABSHER, T. M. Aspecto reprodutivo de mexilhões (Bivalvia, Mollusca) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**. São Paulo, v. 42, n. 4, p. 924-936, 2016.

COIMBRA, A. G. **Distribuição de metais pesados em moluscos e sedimentos nos manguezais de Coroa Grande e da Enseada das Graças, Baía de Sepetiba, RJ**. 2003. 72 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) – Pós-graduação em Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2003.

COMBI, T., TANIGUCHI, S., DE LIMA FERREIRA, P.A., MANSUR, A.V., FIGUEIRA, R.C.L., DE MAHIQUES, M.M., MONTONE, R.C., MARTINS, C.C. Sources and temporal patterns of polychlorinated biphenyls around a large South American grain-

shipping port (Paranaguá Estuarine System, Brazil). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 64, n. 4, 573-582, 2013.

COSTA, M.F., BARLETTA, M. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. **Journal Fish Biology**, v. 89, p. 4–11, 2016.

CROCI, L.; DE MEDICI, D.; SCALFARO, C.; FIORE, A.; DIVIZIA, M.; DONIA, D.; CONSENTINO, A. M.; MORETTI, P.; COSTANTINI, G. Determination of enteroviruses, hepatitis A virus, bacteriophages and *Escherichia coli* in Adriatic Sea mussels. **Journal of Applied Microbiology**, v.88, p. 293-298, 2000.

DAY, J. W., et al. Introduction to estuarine ecology. In: DAY, J. W., et al. (Ed.) **Estuarine Ecology**, 2 ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2012. cap. 1. p. 1-19.

DOURADO, J. B. **Elementos traço em sedimentos E *Anomalocardia Brasiliana* (GMELIN, 1791) em área sob influência de carcinicultura, Salinas Da Margarida, Bahia**. 2013. 104 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente), Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

DREXLER, J., FISHER, N., HENNINGSEN, G., LANNO, R., MCGEER, J., SAPPINGTON, K., BERINGER, M. Issue Paper on the Bioavailability and Bioaccumulation of Metals. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 2003.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. 602 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 828 p.

FARRINGTON, J.W., TRIPP, B.W., TANABE, S., SUBRAMANIAN, A., SERICANO, J.L., WADE, T.L. Edward D. Goldberg's proposal of "the mussel watch": reflections after 40 years. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, p. 501–510, 2016.

FERREIRA, A. G., MACHADO, A. L. S., ZALMON, I. R. Temporal and spatial variation on heavy metal concentrations in the oyster *Ostrea equestris* on the northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 65, n. 1, p. 67- 76, 2005.

FIORI, C. S.; RODRIGUES, A. P. C.; VIEIRA, T. C.; SABADINI-SANTOS, E.; BIDONE, E. D. An alternative approach to bioaccumulation assessment of methyl-Hg, total-Hg, Cd, Pb, Zn in bivalve *Anomalocardia brasiliana* from Rio de Janeiro bays. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 418-426, 2018.

FUNDEPAG. Monitoramento Pesqueiro do Estado do Paraná. Disponível em: <<http://pescaprr.fundepag.br:83/projeto.html>> Acesso em: 13 fev. 2018.

GALVÃO, P.M.A.; REBELO, M.F.; GUIMARÃES, J.R.D.; TORRES, J.P.M. & MALM, O. Bioacumulação de metais em moluscos bivalves: aspectos evolutivos e ecológicos

a serem considerados para a biomonitoração de ambientes marinhos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**. v. 13, n. 2, p. 59-66, 2009.

GARLIPP, A. B. **Variação espacial e sazonal de elementos maiores e traços no estuário do rio Curimataú (RN), através de dados geoquímicos e de sensoriamento remoto**. 2006. Tese (Doutorado em Geodinâmica e Geofísica) – Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006.

GONÇALVES, R. S. L., FREIRE G. S. S., DO NASCIMENTO NETO V. A. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. **Revista de Geologia**. V. 20, p. 57 - 63, 2007.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., ALBENTOSA, M., CAMPILLO, J.A., VIÑAS, L., ROMERO, D., FRANCO, A. Effect of nutritive status on *Mytilus galloprovincialis* pollution biomarkers: implications for large-scale monitoring programs. **Aquatic Toxicology**, v. 167, p. 90–105, 2015.

GUERRA-GARCÍA, J. M.; GARCÍA-GÓMEZ, J. C. Assessing pollution levels in sediments of a harbour with two opposing entrances. Environmental implications. **Journal of Environmental Management**, v. 77, n. 1, p. 1–11, 2005.

HIROKI, K. On the resistance of isolated bivalve gill pieces to oxygen deficiency and hydrogen sulphide. **Boletim Fisiologia Animal**, São Paulo, v. 1, p. 9 – 20, 1977.

HORTELLANI, M. A.; SARKISA, J. E. S.; BONETTI, J.; BONETTI, C. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos – São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 16, n. 6, p. 1140–1149, 2005.

HU, S., SU, Z., JIANG, J., HUANG, W., LIANG, X., HU, J. Lead, cadmium pollution of seafood and human health risk assessment in the coastline of the southern China. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 30, p. 1379–1386, 2016.

HUANG, J.; HUANG, Y.; ZHANG, Z. Coupled effects of natural and anthropogenic controls on seasonal and spatial variations of river water quality during baseflow in a coastal watershed of southeast china. **PLoS One**, v. 9, n. 3, e91528, 2014.

IBGE cidades. 2017. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/>> Acesso em: 01 fev. 2018.

JAKIMSKA, A.; KONIECZKA, P.; SKÓRA, K.; J. NAMIEŚNIK. Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part I: The Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 20, n. 5, p. 1117-1125, 2011.

JESUS, H. C. DE; ABREU COSTA, E. DE; FERREIRA MENDONÇA, A. S.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema

estuarino da ilha de Vitória-es. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378–386, 2004.

JESUS, R. S. **Metais traço em sedimentos e no molusco bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791), município de Madre de Deus e de Saubara, Bahia**. 2011. 101 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente) Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

JESUS, T. B.; FERNANDEZ, L. G.; QUEIROZ, A. F. S.; Avaliação da Concentração de Cádmiio, Cobre, Ferro, Manganês, Níquel e Zinco em *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) Provenientes de Zonas de Manguezal da Região de São Francisco do Conde e Madre de Deus, Recôncavo Baiano, BA. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 3, n. 1, p. 77 – 84, 2008.

JOIRIS, C. R., HOLSBEEK, L., OTCHERE, F. A. Mercury in the bivalves *Crassostrea tulipa* and *Perna perna* from Ghana. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 5, p. 457 - 460, 2000.

KIM, M.; WOLT, J.D. Probabilistic risk assessment of dietary cadmium in the South Korean population. **Food Additives and Contaminants. Part A – Chemistry Analysis Control Exposure and Risk Assessment**, v. 28, p. 62–70, 2011.

KRISHNAKUMAR, P. K.; QURBAN, M.A.; SASIKUMAR, G. Biomonitoring of trace metals in the coastal waters using Bivalves Molluscs. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.76938>. Acesso em: 28 jan 2019.

KUMAR, V.; SINHA, A. K.; RODRIGUES, P. P.; MUBIANA, V. K.; BLUST, R.; BOECK, G. Linking environmental heavymetal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: A case study in 3 mussel species of Vitória estuary and Espírito Santo bay, Southeast Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 1-15, 2015.

KYSSYANNE, S. S. O. **Comportamento da Maré e das Correntes de Maré em um Sistema Estuarino utilizando o modelo Regional Ocean Modeling System (ROMS)**. 2010. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

LA COLLA, N. S., NEGRIN, V. L., MARCOVECCHIO, J. E., BOTTÉ, S. E. Dissolved and particulate metals dynamics in a human impacted estuary from the SW Atlantic. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 45-55, 2015.

LANA; P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The Suptropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Ecological Studies**, v. 144, p. 131 - 145, 2001.

LE, T.T.Y., ZIMMERMANN, S., SURES, B. How does the metallothionein induction in bivalves meet the criteria for biomarkers of metal exposure? **Environmental Pollution**, v. 212, p. 257–268, 2016.

LEE, J.H., BIRCH, G., CRESSWELL, T., JOHANSEN, M., ADAMS, M., SIMPSON, S. Dietary ingestion of fine sediments and microalgae represent the dominant route of

exposure and metal accumulation for Sydney rock oyster (*Saccostrea glomerata*): a biokinetic model for zinc. **Aquatic Toxicology**, v. 167, p. 46-54, 2015.

LEONEL, R. M. V.; SILVA, I. N. Estudo da sobrevivência e da capacidade de isolamento de *Mytella guyanensis* (mollusca-bivalvia) em diferentes salinidades. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 6, n. 1, p. 35 – 41, 1988.

LIMA, F. B. **Avaliação da contaminação de depuração de radiotraçadores (⁵⁴MN, ⁵⁷CO, ⁶⁵ZN) pelo molusco *Anomalocardia brasiliiana***. 2016. 103 f. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2016.

LIU, X., WANG, W.X. Time changes in biomarker responses in two species of oyster transplanted into a metal contaminated estuary. **Science Total Environmental**, v. 544, p. 281–290, 2016.

LU, G.Y., KE, C.H., ZHU, A., WANG, W.-X. Oyster-based national mapping of trace metals pollution in the Chinese coastal waters. *Environmental Pollution*, v. 224, p. 658–669, 2017.

MACHADO, A.A.S., SPENCER, K., KLOAS, W., TOFFOLON, M., ZARFL, C. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. **Science Total Environmental**, v. 541, p. 268–281, 2016.

MACHADO, C. G. **Caracterização química do material particulado em suspensão e sedimentos superficiais na zona de máxima turbidez no eixo leste-oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), PR, Brasil**. 2007. 81 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) - Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

MAIA, A. M. L. R.; MEDEIROS, E. L.; SILVA, G. H. G. Efeito da salinidade sobre a sobrevivência do bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791). **Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon, v. 16, n. 4, out/dez., p. 495 – 499, 2017.

MANSUR, A. V. **Evolução histórica do aporte de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em sedimentos recentes do Eixo Leste-Oeste da Baía de Paranaguá, PR**. 2009. 94 f. Monografia (Curso de Oceanografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2009.

MARONE, E.; CAMARGO, R. Marés meteorológicas no litoral do Estado do Paraná: O evento de 18 de agosto de 1993. *Nerítica*, Curitiba, v. 8, p. 73 – 85, 1994.

MARTINS, C. C.; SEYFFERT, B. H.; BRAUN, J. A. F.; FILLMANN, G. Input of Organic Matter in a Large South American Tropical Estuary (Paranaguá Estuarine System, Brazil) Indicated by Sedimentary Sterols and Multivariate Statistical Approach. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1585-1594, 2011.

MATTHAI, C.; BIRCH, G. Detection of anthropogenic Cu, Pb and Zn in continental shelf sediments off Sydney, Australia - a new approach using normalization with cobalt. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 11, p. 1055–1063, 2001.

MCCREADY, S.; BIRCH, G. F.; LONG, E. R. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity - A chemical dataset for

evaluating sediment quality guidelines. **Environment International**, v. 32, p. 455–465, 2006.

MONTI, D.; FRENKIEL, L.; MOUËZA, M. Demography and growth of *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) (Bivalvia, Veneridae) in a mangrove, in Guadeloupe (French West Indies). **Journal of Molluscan Studies**, v. 57, p. 249-257, 1991.

MOUËZA, M.; GROS, O.; FRENKIEL, L. Embryonic, larval and postlarval development of the tropical clam, *Anomalocardia brasiliiana* (Bivalvia, Veneridae). **Journal of Molluscan Studies**, v. 65, p. 73-88, 1999.

MOZETO, A. A.; Caracterização do estoque de metais pesados, compostos orgânicos voláteis e nutrientes dos sedimentos e dos particulados das represas do Guarapiranga e Billings, RMSP, Universidade Federal de São Carlos: Brasil, 1997. (Relatório final contrato FAI-UFSCAR/SABESP-Nº012/97).

MUNIZ, P.; VENTURINI, N.; MARTINS, C. C.; et al. Integrated assessment of contaminants and monitoring of an urbanized temperate harbor (Montevideo, Uruguay): A 12-year comparison. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 3, p. 311–330, 2015.

NARCHI, W. Aspectos ecológicos e adaptativos de alguns bivalves do litoral paulista. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 27, p. 235-262, 1974.

NIENCHESKI, L. F.; MACHADO, E. C.; SILVEIRA, I. M. O.; MONTES, M. J. F. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 42, n. 1, p. 94-106, 2014.

NOERNBERG, M. A. **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá - Paraná - Brasil: um estudo a partir de dados *in situ* e Landsat – TM**. 2001. 180 f. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Geologia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

NOERNBERG, M. A.; LAUTERT, L. F. C.; ARAÚJO, A. D.; MORONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR, J. P. B.; KRUG, L. A. Remote Sensing and GIS Integration for Modelling the Paranguá Estuarine Complex- Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 1627 - 1631, 2006.

OLIVEIRA, R. C. B. **Investigação do comportamento geoquímico de Metais-traço em solos e sedimentos da Bacia Inferior do Rio Jaguaribe, Nordeste do Brasil**. 2012. 145 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. Dinâmica de metais-traço em solos e ambientes sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: revisão. **Revista Virtual Química**, v. 3, n. 2, p. 88-102, 2011.

ONODERA, F. K. **Mortalidade dos bivalves estuarinos, *Mytella falcata* e *Mytella guyanensis*, expostos a diferentes salinidades e temperaturas**. 2012. 55 f.

Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Pesca) – Instituto Pesca – APTA-SAA, São Paulo, 2012.

PAN, K.; WANG, W. X. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. **Science of the Total Environment**, v. 421–422, p.3-16, 2012.

PEREIRA, O. M., GALVÃO, M. S. N.; PIMENTEL, C. M.; HENRIQUES, M. B., MACHADO, I. C. Distribuição dos bancos naturais e estimativa de estoque do gênero *Mytella* no estuário de Cananéia, SP, Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 11, n. 1, p. 21 - 29, 2007.

PEREIRA, O. M.; HILBERATH, R. C.; ANSARAH, P. R. A. C.; GALVÃO, M. S. N. Estimativa da produção de *Mytella falcata* e de *M. guyanensis* em bancos naturais do estuário de Ilha Comprida – SP – Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 139 - 149, 2003.

PEREIRA-BARROS, J. B. As condições ambientais do sururu *Mytella falcata* (Mollusca, Mytilidae) vinte anos depois. **Boletim de Estudos de Ciências do Mar**. v. 6, n. 117, 1987.

POMMEPUY, M.; HERVIO-HEATH, D.; CAPRAIS, M.P.; GOURMELON, M.; LE SAUX, J. C.; LE GUYADER, F. Fecal contamination in coastal areas: An engineering approach. In: BELKIN, S.; COLWELL, R. R (Ed.). **Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment**, 2006. p. 331 - 359.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: a physical viewpoint. In: LAUFF, G. H. Ed. *Estuaries*, American Association for the Advancement of Science, Washington, Publication, 83:3-5, 1967.

RIOS, E. C. **Seashells of Brazil**. 2ª Edição, Rio Grande: Editora da FURG, 1994. 492 p.

RIOS, E.C. **Compendium of Brazilian Sea Shell**. Rio Grande: Editora da FURG, 2009. 676 p. 2009.

ROCHA, M. L.; SÁ, F.; CAMPOS, M. S.; GRASSI, M. T.; COMBI, T.; MACHADO, E. C. Metals impact into the Paranaguá Estuarine Complex (Brazil) during the exceptional flood of 2011. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 1, p. 54-68, 2017.

ROJAS, M. O. A. I.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOUZA, R. C.; DOURADO, E. C. S. Teores de Zinco e Cobre em ostra (*Crassostrea rhizophorae*) e sururu (*Mytella falcata*) do Estuário do Rio Bacanga em São Luís (MA). **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 20, n. 1, 2007.

SÁ, F. **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no complexo estuarino da Baía de Paranaguá (PR)**. 2003. 106 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

SÁ, F.; MACHADO, E.C.; ANGULO, R.J.; VEIGA, F.A.; BRANDINI, N. Arsenic and trace metals in sediment near Paranaguá Port. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 1066-1068. 2006.

SÁ, F.; SANDERS, C. J.; PATCHINEELAM, S. R.; MACHADO, E. C.; LOMBARDI, A. T. Arsenic fractionation in estuarine sediments: Does coastal eutrophication influence as behavior? **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, p. 496-501, 2015.

SANTANA, L. M. B. M.; LOTUFO, L. V. C.; ABESSA, D. M. S. A contaminação antrópica e seus efeitos em três estuários do litoral do Ceará, Nordeste do Brasil – Revisão. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 48, n. 2, p. 93-115, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Alguns aspectos ecológicos e análise populacional de Anomalocardia brasiliiana (Gmelin, 1791) (Mollusca: Bivalvia), na praia do Saco da Ribeira, Ubatuba, Estado de São Paulo**. 1976. 110 f. Tese (Doutorado em Zoologia), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1976.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Análise populacional de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791), na Praia do Saco da Ribeira, Ubatuba, Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 351 – 355, 1980.

SIBAJA, W. G. Madurez sexual en el mejillón chora *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) (Bivalvia: Mytilidae) del manglar en Jicaral, Puntarenas, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 34, n. 1, p. 151 – 155, 1986.

SILVA, M. DA G. E. P.; MACÊDO, S. J.; SILVA, H. K. P. Avaliação das concentrações de metais-traço em moluscos bivalves *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) e *Iphigenia brasiliensis* (Lamarck, 1818) no estuário do rio Ipojuca – Ipojuca – PE, Brasil. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 41, n. 1-2, p. 154-172, 2013.

SILVA-CAVALCANTI, J. S.; COSTA, M. F.; KEHRIG, H. A. Total mercury (T-Hg) in *Anomalocardia brasiliiana* (Mollusca) under different biological and environmental conditions. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 2, p. 267-274, 2016.

SOUZA, A. C.; COMBI, T., SILVA, J., MARTINS C. C. Occurrence of halogenated organic contaminants in estuarine sediments from a biosphere reserve in Southern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 436-441, 2018.

SOUZA, L. R. **Alterações fisiológicas e bioquímicas no peixe-rei estuarino (Atherinella brasiliensis, Atheriniformes: Atherinopsidae) após a explosão do Navio Vicuña na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. 2007. 96 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SOUZA, M.M., WINDMÖLLER, C.C., HATJE, V., 2011. Shellfish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil: treat or threat? **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2254–2263, 2011.

SOUZA, R. V.; GARBOSSA L.H.P.; CAMPOS, C.J.A.; VIANNA, L.F. DE N.; VANZ, A.; RUPP, G.S. Metals and pesticides in commercial bivalve mollusc production areas in

the North and South Bays, Santa Catarina (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, p. 377-384, 2016.

STURGES, H. A. The Choice of a Clas Interval. **Journal of the American Statistical Association**, v. 21, n. 153, pp. 65- 66, 1926.

VOIGT C.L., SILVA C.P., CAMPOS S.X. Avaliação da bioacumulação de metais em *Cyprinus carpio* pela interação com sedimento e água de reservatório. **Quim Nov.** 39:180–188, 2016.

WANG, S.L., XR, XU, SUN, Y.X., LIU, J.L., LI, H.B. Heavy metal pollution in coastal áreas of South China: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, p. 7–15, 2013.

WANG, W.; LU, G. Heavy Metals in Bivalve Mollusks. In: Schrenk, D.; Cartus, A. **Chemical contaminants and residues in food**. 2 ed, 2017

WANG, Z., et al. Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 107, p. 200–206, 2014.

WASSERMAN, J. C. **O impacto da mobilização química de metais durante um serviço de dragagem na Baía de Sepetiba para o terminal marítimo da CSA**. Relatório Técnico. 2005. 83 p.

WETZEL; E. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**;3 ed. Elsevier, 2001.

ZIDOUR, M.; BOUBECHICHE, Z.; PAN, Y.; CUDENNEC, C. B. B.; GRARD, T.; DRIDER, D.; FLAHAUT, C.; OUDDANE, B.; SOUISSI, S. Population response of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* to its bioaccumulation of trace metals, **Chemosphere**, V. 220, P. 505-513, 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Regula os princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Agência Nacional Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde. República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 1 fev. 1999. Disponível em: < <http://www.anvisa.gov.br/Visalegis>>. Acesso em: 8 Mar. 2019

ANEXOS

ANEXO A - Valores dos Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ) de cada nutriente em cada coleta (mg L^{-1}).

	C1		C2		C3		C4	
	LD	LQ	LD	LQ	LD	LQ	LD	LQ
NH3	0,0210	0,0637	0,1801	0,5457	0,0416	0,1261	0,0181	0,0548
NO3	0,0093	0,0281	0,0028	0,0084	0,0015	0,0044	0,0020	0,0062
NO2	0,0005	0,0014	0,0006	0,0017	0,0002	0,0006	0,0003	0,0010
PO₄³⁻	0,0280	0,0849	0,0055	0,0167	0,0141	0,0427	0,0413	0,1252
P-Total	0,0230	0,0697	0,0226	0,0684	0,0213	0,0645	0,0098	0,0296