

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MOARA OLIVEIRA

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA MACROFAUNA BÊNICA EM AMBIENTES
ENTRE MARÉS SOB INFLUÊNCIA DO ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO E
APLICABILIDADE DE ÍNDICES AMBIENTAIS (AMBI E BENTIX)**

PONTAL DO PARANÁ

2016

MOARA OLIVEIRA

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA MACROFAUNA BÊNICA EM AMBIENTES
ENTRE MARÉS SOB INFLUÊNCIA DO ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO E
APLICABILIDADE DE ÍNDICES AMBIENTAIS (AMBI E BENTIX)**

Monografia apresentada como requisito parcial da
obtenção de grau de bacharel em Oceanografia,
Universidade Federal do Paraná, 1º semestre de 2016.

Orientadores: Fernanda Maria de Souza
Maurício de Garcia Camargo

PONTAL DO PARANÁ

2016

TERMO DE APROVAÇÃO

Moara Oliveira

“Estrutura da macrofauna bêntica em ambientes entre marés sob influência do enriquecimento orgânico e aplicabilidade de índices ambientais (AMBI e BENTIX)”

Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Dr.^a Ana Luiza Gandara Martins



Prof.Dr.Leonardo Sândrini Neto-CEM/UFPR



Maikon Di Domenico

Presidente

Pontal do Paraná, 18 de dezembro de 2015

AGRADECIMENTOS

Hoje, eu agradeço por todo o privilégio que tive e tenho de fazer parte de tudo isso. Agradeço mais ainda o mérito de meus pais, de conseguirem eternizar toda a luta e suor em algo tão simples. Aos irmãos que estiveram sempre ali, naqueles churrascos de domingo. Aos sobrinhos pelas alegrias diárias em nossas vidas.

As amigades que aqui criei e que levarei sempre em meu coração. Obrigada por me ensinarem o prazer de viajar e conhecer lugares novos, que me ensinaram a amar e a crescer; a me dar ao valor e alcançar o que quer que eu deseje.

Ao GRR mais incrível e amigável de todos os tempos, 2011, desde lá até hoje, eu não saberia por onde começar sem vocês.

A todos os quais dividiram casas/quartos comigo e me apoiaram nas loucuras e me aguentaram nos momentos críticos.

As Mulheres de Fibra de nossas vidas, que nos mostram a importância de termos umas às outras.

Ao Festival da Primavera, e toda a sua organização, dos lindos laços e experiências que tive ao longo destes anos.

Ao futebol de toda segunda.

A cerveja sagrada depois das provas.

A Praias&Bares, pois todos temos nossa religião/estilo de vida.

Aos filhos das amigas, nossos sobrinhos do coração.

As parcerias dos jogos de baralho, truco, tranca e poker, pela distração e animação de nossos dias e noites.

Agradeço, ainda, a oportunidade a qual me foi dada, por orientadores, colegas de laboratório e, agora, colegas de profissão. Foram anos de coletas, ideias, encontros e desencontros, que fizeram este trabalho e estes anos terem sido do jeitinho que foram.

Uma tulipa vermelha, a todos vocês!

“Por um mundo onde sejamos socialmente *iguais*,
humanamente *diferentes* e totalmente *livres*.”

Rosa Luxemburgo

RESUMO

Neste trabalho comparamos a estrutura da fauna com disponibilidade de metais na água intersticial dos primeiros centímetros do sedimento, e os métodos de Sulfetos Volatizáveis por Acidificação (SVA) e Metais Extraídos Simultaneamente (MES) do sedimento, comparando a aplicabilidade de índices ambientais marinho (AMBI e BENTIX). Os metais analisados para mensuração da toxicidade na água intersticial foram cromo (Cr), cobre (Cu), manganês (Mn) e zinco (Zn), através do sistema de Rizomas. Os dados de pH e Eh, assim como os de metais, indicam uma camada de descontinuidade redox superficial. Os valores mais altos de SVA indicam aprisionamento dos metais, diminuindo sua disponibilidade. Dos metais analisados, somente Cu apresentou diferença significativa entre as Estações ($p=0,007$). As fontes mais prováveis para a variação na distribuição de Cu e Zn são os aterros sanitários das cidades adjacentes; além de Cu estar associado ao aporte de esgoto doméstico; e as de Mn podem estar ligadas ao escoamento de farelo do porto de Paranaguá. Foram encontradas cinco espécies mais abundantes, das quais três são consideradas oportunistas, além de observadas manchas do gastrópode *Heleobia australis*, no verão, em Antonina, e do poliqueta *Streblospio benedicti* no inverno, em Laranjeiras. Os índices ambientais mostraram ambientes com distúrbios variando de leves a moderados, em AMBI, e ruim a moderado, em BENTIX, nas três áreas. As altas abundâncias de táxons oportunistas e sensíveis à poluição orgânica evidencia que o nível de tolerância dos organismos pode ser associado à matéria orgânica natural. Todas as características sugerem que os três setores de coleta do Complexo Estuarino de Paranaguá estão sofrendo de algum tipo de distúrbio, tanto pela caracterização da macrofauna quanto pela disponibilidade de metais no sedimento e na água intersticial.

Palavras-chave: enriquecimento orgânico, macrofauna, índices ambientais marinhos, metais.

ABSTRACT

In this study we compare the faunas' structures with presence of metals in interstitial waters on the first sediment centimeters; there was also a comparison between two methods: AVS (Acid Volatile Sulfides), SEM (Simultaneously Extracted Metals) and the applicability of two biotic (AMBI and BENTIX) indexes in such context. Metals quantified were chromium (Cr), copper (Cu), manganese (Mn) and zinc (Zn). With metals quantification altogether with pH and Eh data, it was possible to detect a shallow layer of redox discontinuity. Higher AVS values indicated a containment of metals, reducing its availability. Only Cu showed a significant difference between seasons, summer and winter (p -value = 0.007), mainly in Paranaguá. Sanitary landfills that were adjacent to cities were considered the most probable sources of Cu and Zn. Cu is associated with domestic waste input. Variations in the Mn amount could be related to the outflow of soy bran from Paranaguá port. For the macrofauna, three out of five most abundant taxa are opportunistic. The gastropod *Heleobia australis* and the polychaeta *Streblospio benedicti* were the numerically dominant taxa found on summer and winter, respectively. The AMBI biotic index demonstrated environmental disturbance on a slightly to moderate degree, as for BENTIX, it ranged from poor to moderate, in the three areas. The high abundance of opportunistic taxa which are sensitive to organic pollution reveals that the tolerance levels of organisms could be related to the natural organic matter present. The metals' quantification on sediment, interstitial waters and from the macrofauna characterization leads to the conclusion that all three sectors of Paranaguá Estuarine Complex are under some level of disturbance from those inputs.

Keywords: organic enrichment, macrofauna, marine biotic indexes, metals.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - MAPA AMOSTRAL DE COLETAS NO CEP. LEGENDA: PONTOS VERMELHOS - PONTOS DE COLETA; PONTOS PRETOS - PORTOS....	18
FIGURA 2 - DELINEAMENTO AMOSTRAL DAS COLETAS DE FAUNA.....	19
FIGURA 3 - SISTEMA DE RIZOMAS PARA ÁGUA INTERSTICIAL.....	20
FIGURA 4 - GRÁFICOS DA DISTRIBUIÇÃO DE METAIS E CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) NA ÁGUA INTERSTICIAL DOS ÁREAS DE COLETA. VALORES EM MG/KG. LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.....	25
FIGURA 5 - GRÁFICO DA ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS. LEGENDA: A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.....	26
FIGURA 6 - GRÁFICO DE ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES. LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.....	27
FIGURA 7 - GRÁFICO DA ANÁLISE DE ORDENAÇÃO DE FAUNA. LEGENDA: A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.....	28
FIGURA 8 - ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES (90%) PARA AS TRÊS ÁREAS DOO PERÍODO DE ESTUDO. LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.....	30
FIGURA 9 - GRÁFICO DO ÍNDICE AMBIENTAL AMBI PARA TODAS AS COLETAS DO PERÍODO DE ESTUDO. LEGENDA: 1: PONTO 1; 2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2. AZUL (I): ESPÉCIES SENSÍVEIS; VERDE (II): INDIFERENTES; AMARELO (III): RESISTENTES; LARANJA (IV): OPORTUNISTAS DE SEGUNDA ORDEM; VERMELHO (V): OPORTUNISTAS DE PRIMEIRA ORDEM.....	31
FIGURA 10 - GRÁFICO DO ÍNDICE AMBIENTAL BENTIX PARA TODAS AS COLETAS DO PERÍODO DE ESTUDO. LEGENDA: 1: PONTO 1; 2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA:	

INVERNO 1; IB: INVERNO 2. AZUL (I): ESPÉCIES SENSÍVEIS; VERDE (II):
INDIFERENTES; AMARELO (III): RESISTENTES; LARANJA (IV):
OPORTUNISTAS DE SEGUNDA ORDEM; VERMELHO (V):
OPORTUNISTAS DE PRIMEIRA ORDEM. 32

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - FÓRMULAS E NÍVEIS DE ESTRESSE AMBIENTAL NOS DOIS ÍNDICES UTILIZADOS, AMBI E BENTIX. LEGENDA: * VALORES ADOTADOS PARA SEDIMENTO FINO.	22
TABELA 2 - VALORES DE PH E POTENCIAL REDOX (EH) DO SEDIMENTO E ÁGUA DE CONTATO. LEGENDA: A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.	23
TABELA 3 - RESULTADOS DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA VALORES DE PH E EH.....	23
TABELA 4 - VALORES FINAIS DE SVA-MES/COT EM MMOL.KG-1, COM BASE NA CLASSIFICAÇÃO DA AGÊNCIA NORTE AMERICANA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (USEPA,2008). LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.	23
TABELA 5 - VALORES DA ANÁLISE UNIVARIADA DOS METAIS (PERANOVA)..	24
TABELA 6 - VALORES DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA CARBONO ORÂNICO TOTAL (COT).	24
TABELA 7 - TABELA DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS E PORCENTAGEM DE CLASSES, EM TODO PERÍODO DE ESTUDO.	27
TABELA 8 - RESULTADOS DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DA FAUNA.....	28
TABELA 9 - RESULTADOS DA ANÁLISE MULTIVARIADA PARA TODOS OS TERMOS.	28
TABELA 10 - RESULTADOS DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA AS 5 ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES.....	30
TABELA 11 -CLASSIFICAÇÃO DE DISTÚRBIOS, SEGUNDO OS ÍNDICES AMBIENTAIS UTILIZADOS (AMBI E BENTIX).....	31

LISTA DE SIGLAS

A	Antonina
AMBI	Ambiental Marine Biotic Index
CDR	Camada de Descontinuidade Redox
CEP	Complexo Estuarino de Paranaguá
COT	Carbono orgânico total
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Ia	Segunda coleta, no inverno
Ib	Terceira coleta, no inverno
L	Laranjeiras
MDS	Análise de ordenação
MES	Metais Extraídos Simultaneamente
Mn	Manganês
P	Paranaguá
PCA	Principal Component Analysis
PNS	Parque Nacional do Superagui
SVA	Sulfetos Volatizáveis por Acidificação
USEPA	Agência de Proteção Ambiental Norte Americana
V	Primeira coleta, no verão
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1 JUSTIFICATIVA	15
1.2 HIPÓTESE	16
1.3 OBJETIVOS	17
1.3.1 Objetivo geral	17
1.3.2 Obejetivos específicos.....	17
2. MATERIAL E MÉTODOS	18
2.1 ÁREA DE ESTUDO	18
2.2 COLETA DE DADOS.....	18
2.2.1 Delineamento amostral e coleta de fauna	19
2.2.2 Coleta de água intersticial e sedimento	20
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	21
3. RESULTADOS	22
3.1 ÁGUA INTERSTICIAL E SEDIMENTO.....	22
3.2 FAUNA	26
4. DISCUSSÃO	33
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

1. INTRODUÇÃO

Estuários estão entre os ambientes mais produtivos do mundo (Levinton, 1995), constituindo um grande depósito de nutrientes e detritos. A alta produtividade é mantida pelo aporte de nutrientes associados a fontes de água doce. Suas águas abrigadas e a existência de canais de comunicação com o oceano fazem de um estuário o local ideal para instalação de terminais portuários, que, conseqüentemente, sejam rodeados por centros urbanos (Campello, 2006).

As ações antropogênicas que mais afetam estuários são o despejo de águas residuais industriais, efluentes de esgoto domésticos, agricultura, fazendas de aquicultura, portos e turismo (Justic *et al.*, 1995; McLusky e Elliott, 2004; Zaldívar *et al.*, 2008; Gray e Elliott, 2009). Estas atividades podem causar excessos de nutrientes nos corpos d'água, aumentar as cargas de matéria orgânica e promover a acumulação de poluentes no sedimento (Nebra *et al.*, 2014). O enriquecimento orgânico pode causar episódios de hipóxia e diminuição do potencial redox (Eh). Estes fatos podem causar conseqüentes distúrbios na composição, estrutura trófica e biomassa de comunidades ecológicas (Pearson e Rosenberg, 1978; Grebmeier *et al.*, 1988; Díaz, 2001). O enriquecimento orgânico também pode ser causado por fontes naturais, como o aporte adjacente de manguezais e marismas (Salen-Picard e Arlhac, 2002).

Sedimentos são fortemente influenciados pela ação antrópica, pois favorecem a acumulação de metais e contaminantes orgânicos, podendo representar um possível risco ambiental (Cruz-Motta e Collins, 2004; Martins *et al.*, 2011; Combi *et al.*, 2013). Sedimentos em suspensão agem como carreadores de poluentes e, quando depositados, se tornam fontes de poluição, pois os contaminantes são adsorvidos e, após a sua deposição, ficam sujeitos a ressuspensão para coluna d'água (Fávaro *et al.*, 2008). A contaminação dos sedimentos no estuário pode ter impacto na comunidade macrobentônica. Dependendo dos níveis de tolerância dos organismos a contaminantes orgânicos e inorgânicos, a redução do oxigênio pode causar mortalidade em massa (Diaz e Rosenberg, 2008), com vias de exposição pelo contato direto (Abessa, 2002) ou pela ingestão de sedimentos (Chapman, 2002).

Comunidades macrofaunais são bastante relevantes para a avaliação da qualidade do sedimento por possuírem pouca mobilidade e hábitos basicamente

sedentários, não sendo capazes de evitar condições adversas, além da rápida resposta a estresse natural e antropogênico (Dauer, 1993; Olsgard e Gray, 1995; Lu, 2005). Diferentes processos ecológicos, assim como as características físicas e químicas do ambiente (i.e. características do sedimento), podem regular o padrão da abundância espacial de diferentes espécies (Legendre *et al.*, 1997).

Organismos bentônicos têm papel importante na mediação de processos físicos e químicos da interface sedimento-água, incluindo a degradação de matéria orgânica, metabolismo e dispersão de contaminantes, como metais (Snelgrove, 1998; Wild *et al.*, 2004). A bioturbação é um importante processo ecológico, causando a redistribuição de substâncias presentes no solo, através da ressuspensão de sedimentos pela movimentação dos organismos. Rosenberg (2001) afirma que bioturbação tem efeitos significantes nos processos biogeoquímicos no sedimento, na água intersticial e nas condições redox do sedimento. Através da bioturbação gerada por organismos detritívoros, Lopez e Levinton (1987) constataram que, pelo menos, a mesma quantidade de sedimento do peso do organismo seja processada.

Os efeitos do enriquecimento orgânico na macrofauna bêntica são complexos, pois a matéria orgânica representa ao mesmo tempo uma fonte de alimento e uma fonte de consumo de oxigênio (Rakocinski, 2012). Isso gera respostas não lineares na estrutura da fauna bêntica em função do enriquecimento orgânico, um fenômeno conhecido como “paradigma do enriquecimento orgânico” de Pearson e Rosenberg (1978).

Pearson e Rosemberg (1978) também sugeriram quatro estágios de mudanças em resposta a poluição orgânica nos bentos: 1) normal – caracterizado pela presença de grandes espécies construtoras de galerias, com profunda camada de descontinuidade redox (CDR); 2) transição – caracterizada pela presença de organismos menores, geralmente espécies que se alimentam dos depósitos de matéria orgânica. A camada CDR é superficial; 3) poluído – caracterizado por uma CDR muito superficial e forte dominância de poliquetas formadores de tubos, indicando severa poluição; 4) muito poluído – caracterizado por manchas de sulfureto na interface do sedimento e ausência de macrofauna. Muitos estudos avaliaram a aplicabilidade deste modelo, quase todos utilizando as concentrações de carbono orgânico total (COT) no sedimento como indicadores de enriquecimento orgânico (Magni *et al.*, 2009).

A integridade ambiental é dada pela estabilidade ecológica e física dos ecossistemas. Os métodos integrativos se baseiam em respostas de espécies bioindicadoras com sensibilidades diferenciadas a determinados poluentes (Bolta e Flynn, 2013).

Análises da água intersticial, juntamente com a dos sedimentos, são mais relevantes para a toxicidade, pois é onde as concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos determinam a biodisponibilidade para organismos invertebrados (Landner e Reuther, 2006).

Borja *et al.*, (2000), propuseram o índice biótico marinho chamado AMBI (AZTI's Marine Biotic Index AZTI-Tecnaliak - utilizando organismos bentônicos como bioindicadores. Estes autores exploraram a resposta de comunidades de fundos inconsolidados às mudanças naturais e/ou induzidas na qualidade da água e do sedimento. Borja *et al.* (2009, 2011) fizeram uma extensiva revisão das metodologias integrativas usadas globalmente para avaliar a integridade ecológica de estuários e regiões costeiras, gerando uma escala dos grupos ecológicos de acordo com a sensibilidade de cada táxon. A escala do AMBI varia de 0 a 7, sendo 7 considerado "Ruim" e 0 "Ótimo", como estágio ecológico. O cálculo é baseado na classificação prévia de cada espécie, com 5 grupos quanto à sensibilidade a perturbações dos organismos: I sensíveis, II indiferentes, III resistentes, IV oportunistas de segunda ordem e V oportunistas de primeira ordem.

Simboura e Zenetos (2002) criaram o BENTIX, com o intuito de calcular o estado de perturbação ambiental de maneira semelhante ao AMBI, porém considera apenas dois grupos ecológicos de sensibilidade e possui uma escala de 0 a 6.

AMBI e BENTIX foram escolhidos para comparação no estudo pelo fato do primeiro ser mais sensível a graus moderados de impactos e o segundo a graus mais extremos de impactos.

O presente trabalho avaliou as respostas dos paramentos das comunidades macrofaunais, bem como dos índices bióticos AMBI e BENTIX em sedimentos organicamente enriquecidos. Para isso, foram selecionados três pontos fixos com diferentes níveis de influência antrópica e concentrações de metais na água intersticial, no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).

1.1. JUSTIFICATIVA

A utilização de macroinvertebrados bentônicos para o monitoramento

ambiental vem mostrando bons resultados, pois apresentam rápida resposta aos distúrbios naturais ou ao estresse antropogênico (Dauer, 1993; Tapp *et al.*, 1993; Levin, 2000; Calabretta *et al.*, 2008). Muitos poliquetas são resistentes a poluição, e incluem um grande número de espécies chamadas de oportunistas – espécies capazes de colonização rápida em ambientes fortemente perturbados (Grassle e Grassle, 1974). Além de responderem muito bem ao enriquecimento orgânico provocado pelo despejo de efluentes domésticos, se desenvolvem em grande número nas condições decorrente da poluição e eutrofização (Campello, 2006).

Segundo Resh *et al.* (1996), quando se utiliza invertebrados bentônicos como indicadores de qualidade ambiental, é importante que as características físicas (hidrodinâmicas e sedimentares) dos locais avaliados sejam semelhantes entre si. Assim, a maior parte da variabilidade observada entre esses locais pode ser associada ao agente impactante, objeto do estudo, e não às demais variáveis não controladas.

Muitos estudos no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) trataram de reconhecer padrões e caracterizá-los a partir de mudanças na composição química do sedimento com a resposta da fauna. Lana (2004) citou a necessidade de controle de metais pesados no despejo de controladores de praga de agricultura, lançados diretamente no mangue e seus arredores.

As dragagens para manutenção do canal navegável do porto de Paranaguá geram grande impacto na comunidade bentônica, provocando destruição de habitat e mortalidade de organismos e também distúrbios atribuídos a ressuspensão de contaminantes (Ceschim, 2007). Trevizani (2011) encontrou valores excedentes ao permitido na legislação de cromo e zinco em bagres. Estes se alimentam de poliquetas, em sua fase juvenil e moluscos e crustáceos bentônicos, em sua fase adulta. Processos de bioacumulação e biomagnificação podem estar associados aos altos teores de metais encontrados nos peixes.

1.2. HIPÓTESE

As atividades antrópicas causam alterações nos ambientes estuarinos, afetando a composição química sedimentar e, por consequência, a estrutura e composição da macrofauna benthica. Com isso, espera-se que áreas afetadas em diferentes graus por atividades antrópicas apresentem comunidades benthicas com características distintas, especialmente no que se refere à abundância, diversidade

de espécies.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

Associar a ocorrência e distribuição da macrofauna bêntica com a composição química do sedimento e da água intersticial e aplicar os índices ambientais (AMBI e BENTIX), em três pontos fixos do Complexo Estuarino de Paranaguá com diferentes níveis de influência antrópica.

1.3.2 Objetivos específicos

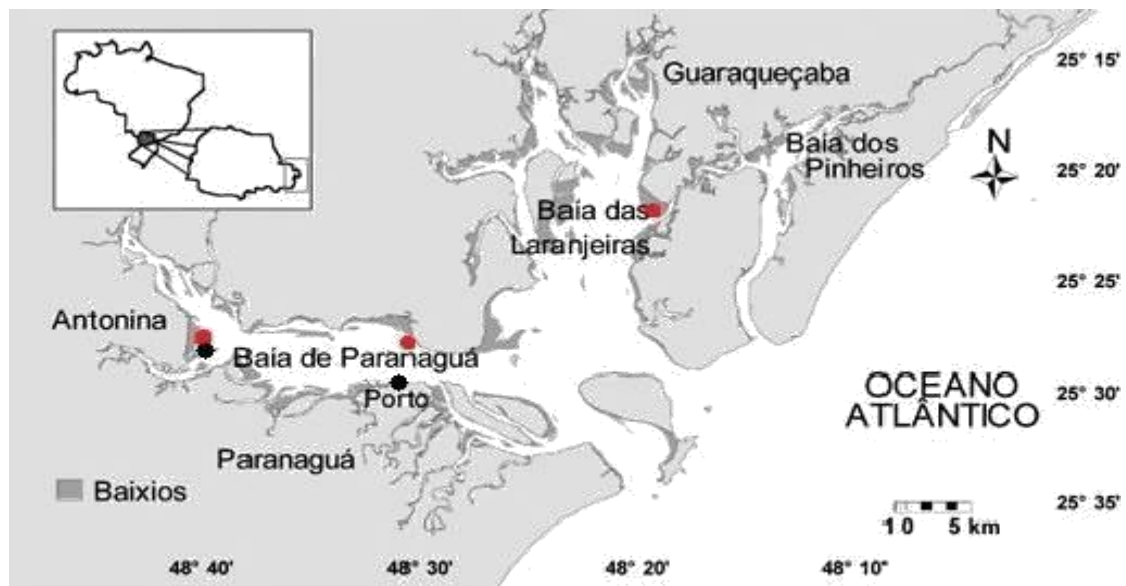
- Avaliar a estrutura e composição da macrofauna bêntica;
- Estabelecer possíveis relações entre a distribuição da fauna e a composição química do sedimento e água intersticial;
- Analisar a resposta da macrofauna aos índices ambientais e comparar com os componentes físico-químicos do sedimento e suas aplicabilidades ao CEP.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) situa-se na costa sul do Brasil, com 612 km². O CEP tem grande importância econômica, por abrigar os portos de Paranaguá e Antonina no seu interior, se divide em dois principais eixos de orientação: a Baía das Laranjeiras e Pinheiros, no eixo norte-sul, e a Baía da Paranaguá e Antonina, no eixo leste-oeste (FIGURA 1). As marés de sizígia variam de 1,7 m na desembocadura a 2,7 m no interior do estuário (Marone *et al.*, 2005). Os ciclos de sizígia, associados a fortes correntes, são importantes na ressuspensão e remobilização dos sedimentos de fundo (Mantovanelli *et al.*, 2004).

FIGURA 1 - MAPA AMOSTRAL DE COLETAS NO CEP. LEGENDA: PONTOS VERMELHOS - PONTOS DE COLETA; PONTOS PRETOS - PORTOS.



2.2 COLETA DE DADOS

As coletas foram realizadas em ambientes entre marés em três regiões dentro do CEP sob diferentes níveis de influência antrópica: Baía de Antonina (S25° 27.238' W48° 40.781'), ao lado das instalações do porto, com operações de dragagens e à presença de indústrias de fertilizantes, em uma área mais urbanizada, caracterizada pelo despejo de efluentes domésticos da cidade de Antonina. Baía de Paranaguá (S25° 27.914' W48°), em frente ao Porto de Paranaguá, o principal porto de embarque de grãos da América do Sul, numa área

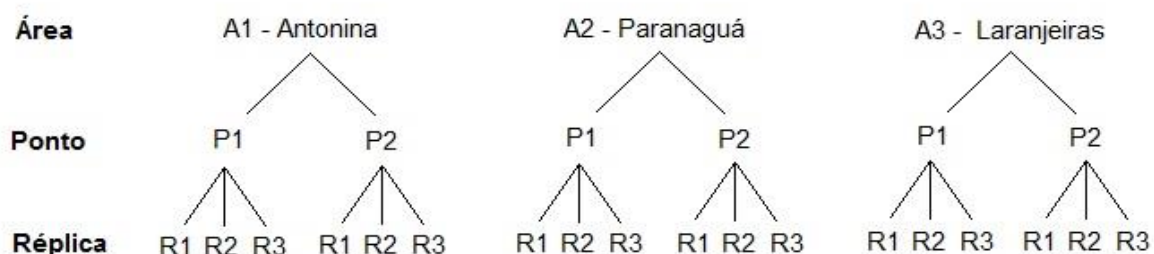
suscetível a descargas de resíduos orgânicos de ações antrópicas e processos de industrialização/portuário, e de formação da Zona de Máxima Turbidez (Noenrberg, 2001), caracterizada pelos sedimentos finos com ciclos de deposição temporária, erosão e ressuspensão (Dyer, 1995). Baía das Laranjeiras (S25° 21.910' W48° 18.875') localizada em uma área de conservação, no limite imediato do Parque Nacional de Superagui (PNS). Esta área é cercada por manguezais responsáveis por importante input natural de matéria orgânica na baía, além de ser circundada pela maior extensão preservada de Mata Atlântica Brasileira.

Ao todo, foram realizadas 3 coletas, a primeira no período chuvoso, em dezembro de 2013, denominada "V", a segunda e a terceira realizou-se no inverno seguinte, em junho e julho de 2014, já no período seco, denominadas de "Ia" e "Ib", respectivamente.

2.2.1. Delineamento amostral e coleta de fauna

Em cada área foram amostrados dois pontos (P1 e P2), com três réplicas em cada ponto (R1, R2 e R3), totalizando 18 amostras por coleta (FIGURA 2). As amostras foram tomadas com um *corer* cilíndrico de PVC de 10 cm de diâmetro. O material coletado foi armazenado em sacos plásticos com água do local, identificados, e o sedimento foi preservado em formol 4% por 72 horas. Em laboratório, as amostras foram lavadas com uma peneira de malha de 0,5 mm, guardadas em potes devidamente identificados com álcool 70% e Rosa de Bengala, para fixação e coloração dos organismos e, posteriormente, triadas. Os organismos identificados até o menor nível taxonômico possível.

FIGURA 2 - DELINEAMENTO AMOSTRAL DAS COLETAS DE FAUNA.



2.2.2. Coleta de água intersticial e sedimento

As coletas foram realizadas com dois testemunhos, um para cada ponto (P1 e P2), em cada área de estudo. Estes eram compostos por tubos de acrílico com 30 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro, adaptados com orifícios distantes aproximadamente 1 cm entre si, para coleta de sedimento e água intersticial. O primeiro testemunho foi usado para a retirada da água intersticial em cada um dos orifícios, através do sistema de Rizomas (Seeberg-Elverfeldt, 2005). O segundo testemunho foi usado para a mensuração dos valores do potencial redox (Eh), temperatura e pH do sedimento e da água intersticial, com o auxílio de um eletrodo do tipo redox Analion Ag₂S/S²⁻ (ROX 673P).

Posteriormente, estes testemunhos eram fatiados em 1 e 2 centímetros de comprimento para realização das análises de quantificação dos Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação e Metais Extraídos Simultaneamente (Schnitzler e Grassi, 2009) e carbono orgânico total (COT) no sedimento. Para este trabalho, foram utilizados apenas os dois primeiros centímetros do sedimento (-2 cm).

O sistema de Rizomas (FIGURA. 3) é constituído de pequenos tubos poliméricos porosos de absorção, conectado a uma seringa, onde a seção filtradora é totalmente introduzida no sedimento e o fluido que passa pelos poros é coletado, armazenando a água intersticial sem contato com oxigênio (Seeberg-Elverfeldt, 2005).

FIGURA 3 - SISTEMA DE RIZOMAS PARA ÁGUA INTERSTICIAL.



Na água intersticial foram determinadas as concentrações de manganês (Mn), zinco (Zn), cromo (Cr) e cobre (Cu), escolhidos por sua biodisponibilidade e importância como compostos essenciais para a vida aquática. Os metais podem ser classificados como solúveis em água (Mn, Zn), adsorvidos às partículas (Cr), complexos orgânicos, coloidais ou dissolvidos (Cu) e susceptíveis ao decréscimo do pH (Mn, Zn). A determinação de metais em sedimentos permite quantificar o estoque mobilizável de um determinado contaminante em um local específico e, assim, detectar o grau de contaminação a que a água, sedimento e os organismos bentônicos estão sujeitos ao longo do tempo. Mesmo apresentando baixas concentrações de metais, a água intersticial representa um vetor de acumulação com as maiores rotas de exposição para a biota (Silvério, 2003).

Os testemunhos foram coletados com uma distância de aproximadamente 5 metros entre si. Sendo utilizadas para comparação com a macrofauna do local apenas as camadas superficiais do sedimento (0 a -2 cm).

As amostragens dos dados abióticos do presente trabalho foram realizadas por GALLICE (2015) pelo projeto DINÂMICA DE NUTRIENTES E METAIS NA ÁGUA INTERSTICIAL DE SEDIMENTOS EM REGIÕES ENTRE MARÉS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ.

2.3. ANÁLISE DE DADOS

As variáveis abióticas foram submetidas a uma análise de componentes principais (PCA, em inglês) (Pearson, 1901), para avaliar a relação das variáveis medidas com os fatores espaciais do estudo, usando a distância Euclidiana. Todas as análises univariadas e multivariadas foram computadas utilizando o PRIMER, no suplemento PERMANOVA+, e os gráficos de barras gerados pelo SigmaPlot. Os táxons com ocorrência igual ou menor que 2 foram considerados raros e excluídos das análises estatísticas.

A estrutura da fauna foi analisada por métodos de ordenação como o escalonamento multidimensional pela Análise de Proximidade (MDS, em inglês) para amostras, usada para identificar possíveis associações da comunidade bentônica relacionadas aos diferentes níveis de influência antrópica e a análise de Cluster, para quantificar a similaridade entre agrupamentos para espécies. Ambas as análises são baseadas na dissimilaridade de Bray-Curtis sobre a matriz de densidade das espécies com dois ou mais indivíduos por unidade amostral,

utilizando o suplemento PERMANOVA (Anderson, 2001), do programa PRIMER (Clarke e Warwick, 1994).

O índice AMBI foi obtido a partir da fórmula = $[(0x\%GI) + (1.5x\%GII) + (3x\%GIII) + (4.5x\%GIV) + (6x\%GV)]/100$, gerando um índice contínuo que varia de 0 a 7. O cálculo é baseado na classificação prévia de cada espécie em cinco grupos quanto à sensibilidade a perturbações: GI -sensíveis, GII - indiferentes, GIII - resistentes, GIV - oportunistas de segunda ordem e GV - oportunistas de primeira ordem.

O índice BENTIX foi obtido a partir da fórmula = $[(6x\%GS+2x\%GT)]/100$, onde GS é o grupo dos organismos considerados sensíveis e corresponde a GS = GI + GII; GT é o grupo dos organismos resistentes e oportunistas, corresponde a GT = GIII + GIV+ GV. O índice de estresse ambiental é discreto e varia de 0 a 6, sendo o 0 considerado “Ruim” e o 6 “Ótimo”. É preferível calcular o índice nos valores médios de abundância de todas as réplicas, ao invés de apenas uma, e derivar o valor médio do índice (TABELA 1).

Os *softwares* dos índices são disponibilizados com uma lista de espécies, cada uma contando com um número de acordo com a tolerância dos organismos ao enriquecimento orgânico, de acordo com a literatura.

TABELA 1 - FÓRMULAS E NÍVEIS DE ESTRESSE AMBIENTAL NOS DOIS ÍNDICES UTILIZADOS, AMBI E BENTIX. LEGENDA: * VALORES ADOTADOS PARA SEDIMENTO FINO.

Índice	Fórmula	Nível estresse ambiental				
		Ótimo	Bom	Moderado	Pobre	Ruim
AMBI	$[(0x\%GI)+(1,5x\%GII)+(3x\%GIII)+(4,5x\%GIV)+(6x\%GV)]/100$	0	1,5	3	4,5	6
BENTIX	$[(6x\%GS + 2x\%GT)]/100$	6	4*	3*	2	0

3 RESULTADOS

3.1 ÁGUA INTERSTICIAL E SEDIMENTO

Para todos os pontos, pH obteve valores básicos para água de contato (~8), e diminuição com o aumento da profundidade. O potencial redox (Eh) teve valores positivos para água de contato (0 cm) e negativos no sedimento, não apresentando

grandes variações entre as áreas (TABELA 2), podendo indicar uma camada de descontinuidade redox (CDR) superficial. Os resultados da PERANOVA não mostraram diferenças significativas (TABELA 3).

TABELA 2 - VALORES DE PH E POTENCIAL REDOX (EH) DO SEDIMENTO E ÁGUA DE CONTATO. LEGENDA: A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.

	pH						Eh					
	V		Ia		Ib		V		Ia		Ib	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Prof. (cm) Antonina												
0	8,50	8,32	8,01	8,05	7,22	7,18	46	46	105	89	195	187
1	6,75	6,04	7,12	7,26	7,19	7,12	-144	-161	-185	-208	-195	-189
2	6,35	6,57	7,01	7,10	7,35	7,33	-139	-205	-190	-208	-221	-221
Prof. (cm) Paranaguá												
0	8,23	8,47	8,11	8,02	7,66	7,58	66	62	105	146	86	91
1	6,68	6,47	7,07	7,19	7,16	7,09	-171	-136	-200	-210	-254	-279
2	6,67	6,83	7,01	7,13	7,24	7,23	-192	-153	-189	-188	-254	-268
Prof. (cm) Laranjeiras												
0	7,96	8,62	8,21	7,99	8,10	7,98	88	32	105	131	150	134
1	6,61	6,90	7,01	7,12	7,12	7,05	-135	-117	-155	-164	-180	-140
2	6,98	7,08	7,01	7,15	7,12	7,12	-163	-208	-156	-154	-156	-174

TABELA 3 - RESULTADOS DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA VALORES DE PH E EH.

	PER ANOVA						
	pH			Eh			
	MS	Ps-F	P(perm)	MS	Ps-F	P(perm)	
Es	0,16229	0,13219	0,897	6,83E-03	5,37E-03	0,995	
Ár(Es)	0,2549	0,20764	0,97	0,1138	8,96E-02	0,996	
Res	1,2276			1,2705			

Os Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação (SVA) e Metais Extraídos Simultaneamente (MES) comparam possíveis variações nos dois primeiros centímetros do sedimento. Segundo a classificação da Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (USEPA, 2008), a maioria dos pontos excedeu o limite de MES-SVA/COT > 130 mmol.kg⁻¹, apresentando um possível risco ambiental para a biota (TABELA 4).

TABELA 4 - VALORES FINAIS DE SVA-MES/COT EM MMOL.KG-1, COM BASE NA CLASSIFICAÇÃO DA AGÊNCIA NORTE AMERICANA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (USEPA, 2008). LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.

	SVA-MES/COT (mmol.kg ⁻¹)					
	V		Ia		Ib	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Prof. (cm) Antonina						
1	184,07	97,25	200,60	156,10	140,00	135,03

2	184,29	93,17	140,76	133,56	109,65	126,13
Prof. (cm) Paranaguá						
1	434,97	104,42	226,38	153,16	747,18	520,77
2	206,15	354,3	170,8	147,71	413,26	455,26
Prof. (cm) Laranjeiras						
1	171,19	420,97	130,83	313,27	499,85	218,18
2	184,61	261,15	100,37	218,23	318,1	366,68

Dos metais analisados, somente Cu apresentou uma diferença significativa entre as Estações ($p=0,007$) (TABELA 5). Os menores valores ocorreram em Antonina, nas três coletas.

Laranjeiras apresentou maiores valores de Zn, nas coletas de inverno e os menores valores para o verão. Cr mostrou os menores valores também para Laranjeiras, mas na primeira coleta do período de inverno (FIGURA. 4).

Mn apresentou maiores valores para a coleta de verão, principalmente em Antonina e Paranaguá. Seus menores valores foram em Laranjeiras, principalmente no inverno.

COT apresentou os menores valores para Laranjeiras, principalmente nas coletas do período de inverno. Os maiores valores ocorreram no verão, sem diferenças significativas entre as áreas (TABELA 6).

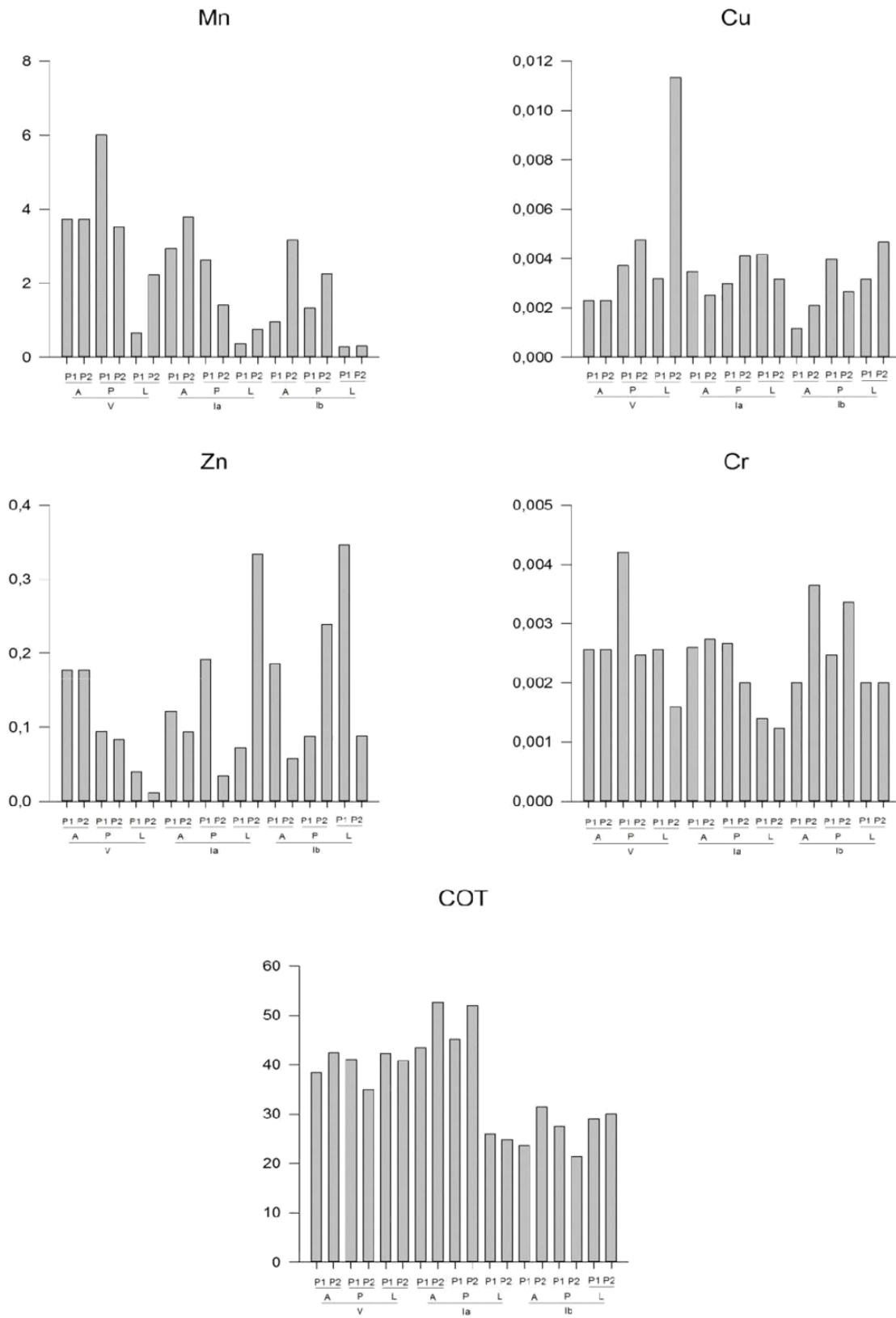
TABELA 5 - VALORES DA ANÁLISE UNIVARIADA DOS METAIS (PERANOVA).

PERANOVA						
	Cr			Cu		
	MS	<i>Ps-F</i>	P(perm)	MS	<i>Ps-F</i>	P(perm)
Es	2,0849	2,0785	0,115	4,3666	5,6853	0,007
Âr(Es)	0,62462	0,62272	0,822	0,92157	1,1999	0,328
Res	1,0031			0,76805		
	Mn			Zn		
	MS	<i>Ps-F</i>	P(perm)	MS	<i>Ps-F</i>	P(perm)
Es	0,6367	0,70564	0,525	0,47845	0,4586	0,654
Âr(Es)	1,5607	1,7297	0,156	0,9791	0,93849	0,495
Res	0,9023			1,0433		

TABELA 6 - VALORES DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA CARBONO ORÂNICO TOTAL (COT).

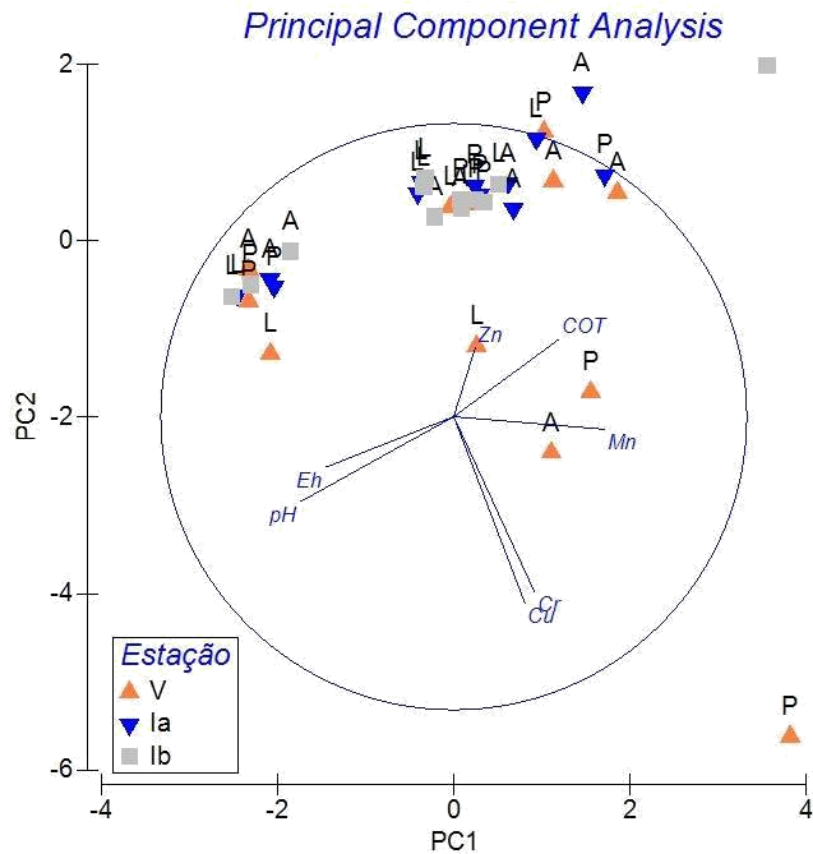
COT			
	MS	<i>Ps-F</i>	P(perm)
Es	0,63413	0,59166	0,569
Âr(Es)	0,79892	0,74541	0,673
Res	1,0718		

FIGURA 4 - GRÁFICOS DA DISTRIBUIÇÃO DE METAIS E CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) NA ÁGUA INTERSTICIAL DOS ÁREAS DE COLETA. VALORES EM MG/KG. LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.



A análise dos componentes principais (PCA) para metais mostra uma grande correlação com pH e Eh em todas as coletas do período de estudo, estes que são fatores limitantes da distribuição de metais na água e no sedimento (FIGURA. 5).

FIGURA 5 - GRÁFICO DA ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS. LEGENDA: A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.



3.2 FAUNA

Com um total de 11884 organismos, os táxons mais abundantes variaram dentro de cada estação amostrada. Os grupos mais abundantes foram os anelídeos poliquetas e oligoquetas, moluscos gastrópodes e bivalves (TABELA 7).

TABELA 7 - TABELA DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS E PORCENTAGEM DE CLASSES, EM TODO PERÍODO DE ESTUDO.

CLASSE	V		Ia		Ib	
	Nº ind.	%	Nº ind.	%	Nº ind.	%
Polychaeta	511	6,2	709	65,76	1328	52,08
Oligochaeta	346	4,2	138	12,8	134	5,21
Gastropoda	7356	89,3	110	10,2	922	35,88
Bivalvia	1	0,01	2	0,18	58	2,25
Sipunculidae	3	0,03	28	2,59	12	0,46
Malacostraca	20	0,24	91	8,44	115	4,47
TOTAL	8237		1078		2569	

O gráfico de abundância e riqueza mostra a variação dentro das estações, em cada local amostrado. Para a abundância, houve grande variação entre os pontos, chegando a mais de 7000 organismos em uma única amostra para o gastrópode *Heleobia australis*, e outras com pouco mais de 50 indivíduos, para a mesma área (FIGURA 6). A tabela da análise da PERANOVA para abundância mostrou valor significativo entre os Pontos, com maior variação entre as Áreas. Riqueza obteve valor significativo entre Áreas, com maiores variações entre os Pontos (TABELA 8).

FIGURA 6 - GRÁFICO DE ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES. LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.

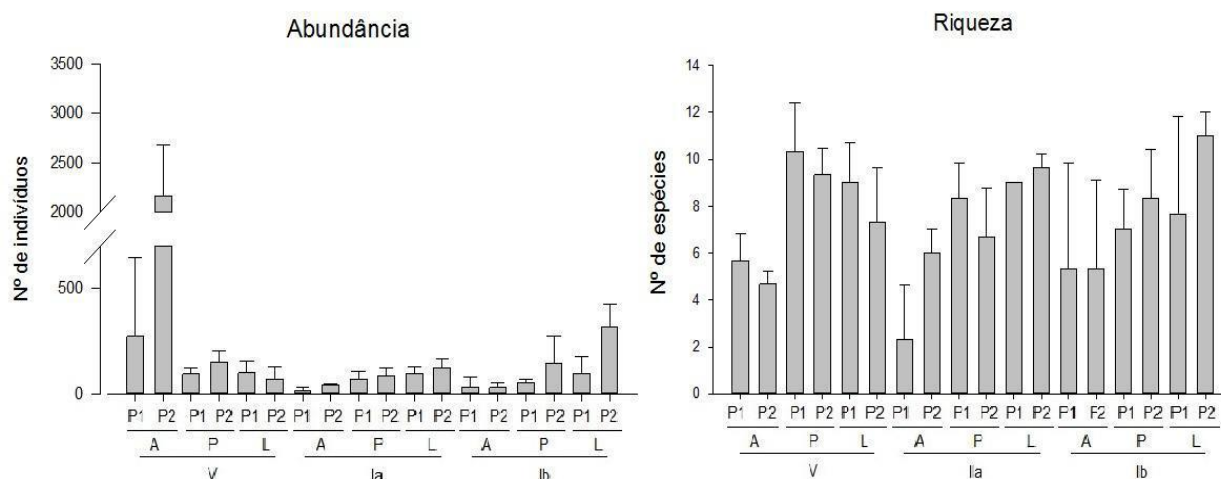


TABELA 8 - RESULTADOS DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DA FAUNA.

	Abundância				Riqueza			
	MS	Ps-F	P(perm)	%	MS	Ps-F	P(perm)	%
Es	881650	1,4567	0,299	14,62	2,3889	0,41748	0,662	46,55
Ár(Es)	845940	1,3977	0,176	70,37	32,981	5,7638	0,008	2,59
Po(Ár(Es))	605250	23,407	0,001	9,42	5,7222	1,153	0,318	50,85
Res	25858				4,963			

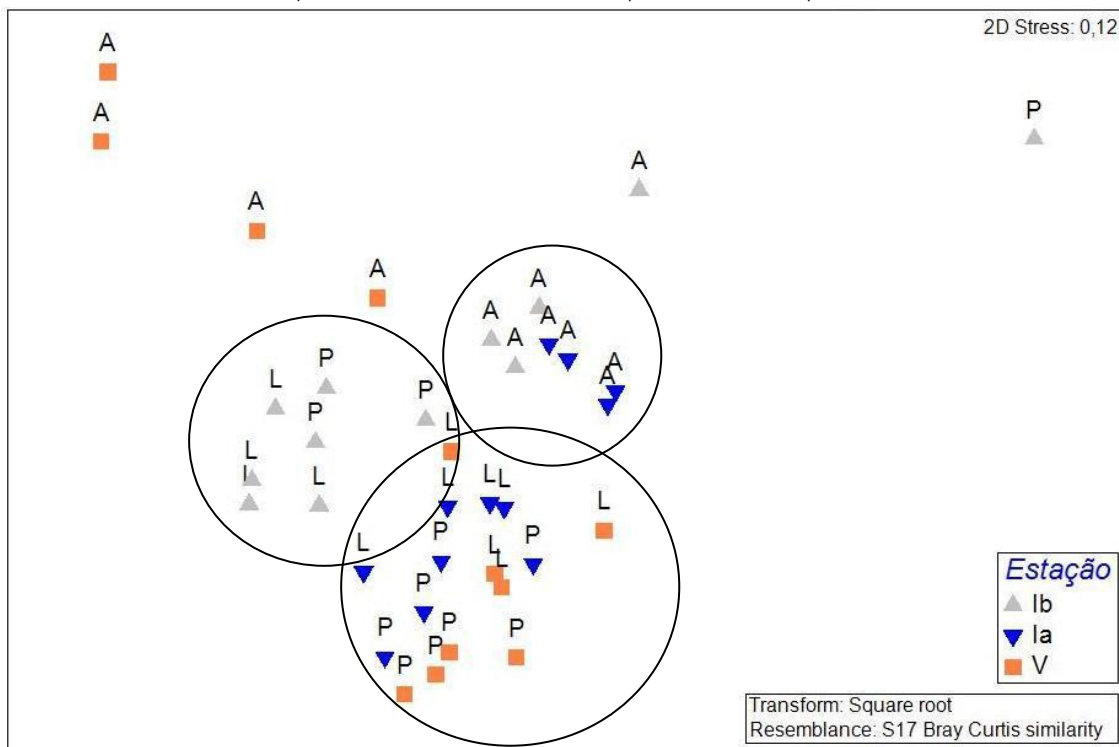
Os resultados da PERMANOVA (TABELA 9) mostraram as diferenças significativas entre os termos, com maiores variações entre Estação (42,93%).

TABELA 9 - RESULTADOS DA ANÁLISE MULTIVARIADA PARA TODOS OS TERMOS.

Termos	MS	Ps-F	P(perm)	%
Fonte				17,57
Estação	9114,3	5,5868	0,001	42,93
Área(Estação)	7725	4,7352	0,001	6,48
Ponto(Área(Estação))	1631,4	1,3929	0,01	33,01
Resíduo	1171,2			

No gráfico de ordenação (MDS), a análise permite a visualização das tendências de formação de grupos, principalmente entre as estações, evidenciado pelos agrupamentos (FIGURA 7). Com a exceção de alguns poucos *outliers* para a primeira coleta do período de verão, em Antonina, o que pode ser explicado pela alta abundância de *H. australis*.

FIGURA 7 - GRÁFICO DA ANÁLISE DE ORDENAÇÃO DE FAUNA. LEGENDA: A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.



As cinco espécies mais abundantes do período de estudo foram: *Oligochaeta*, *Glycinde multicens*, *Heleobia australis*, *Streblospio benedicti* e *Sigambra* sp., divididas entre as três áreas do CEP (FIGURA 8).

Oligochaeta estiveram presentes em quase todos os pontos amostrados, em todas as áreas, e sua maior abundância ocorreu na primeira coleta, no período de verão, em Paranaguá, apresentando diferenças significativas entre Áreas e Pontos com $p=0,03$ e $p=0,001$, respectivamente.

Os poliquetas *Streblospio benedicti* são considerados oportunistas e ocorreram em todo período de amostragem, com maior abundância no inverno, em Laranjeiras. Com significância para Estações ($p=0,003$) e Áreas ($p=0,001$) e grande variação no termo Estação (52,24%).

Glycinde multicens ocorreram em todo o período de estudo, principalmente em Paranaguá e Laranjeiras, com maiores abundâncias no verão. Diferenças significativas ocorreram entre Áreas, porém a maior variação se concentrou entre Pontos (65,64%).

A abundância de *Sigambra* sp. foi maior durante o inverno, principalmente em Paranaguá. Com maiores variações entre os Pontos (45,33%).

Para *Heleobia australis* foi amostrada uma mancha de 7687 organismos em Antonina, representando 88% do total da para o verão. A PERMANOVA mostra diferenças significativas entre as Áreas e Pontos, com 53,99% da variação ocorrendo entre Áreas (TABELA 10).

FIGURA 8 - ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES (90%) PARA AS TRÊS ÁREAS DOO PERÍODO DE ESTUDO.
 LEGENDA: P1: PONTO 1; P2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2.

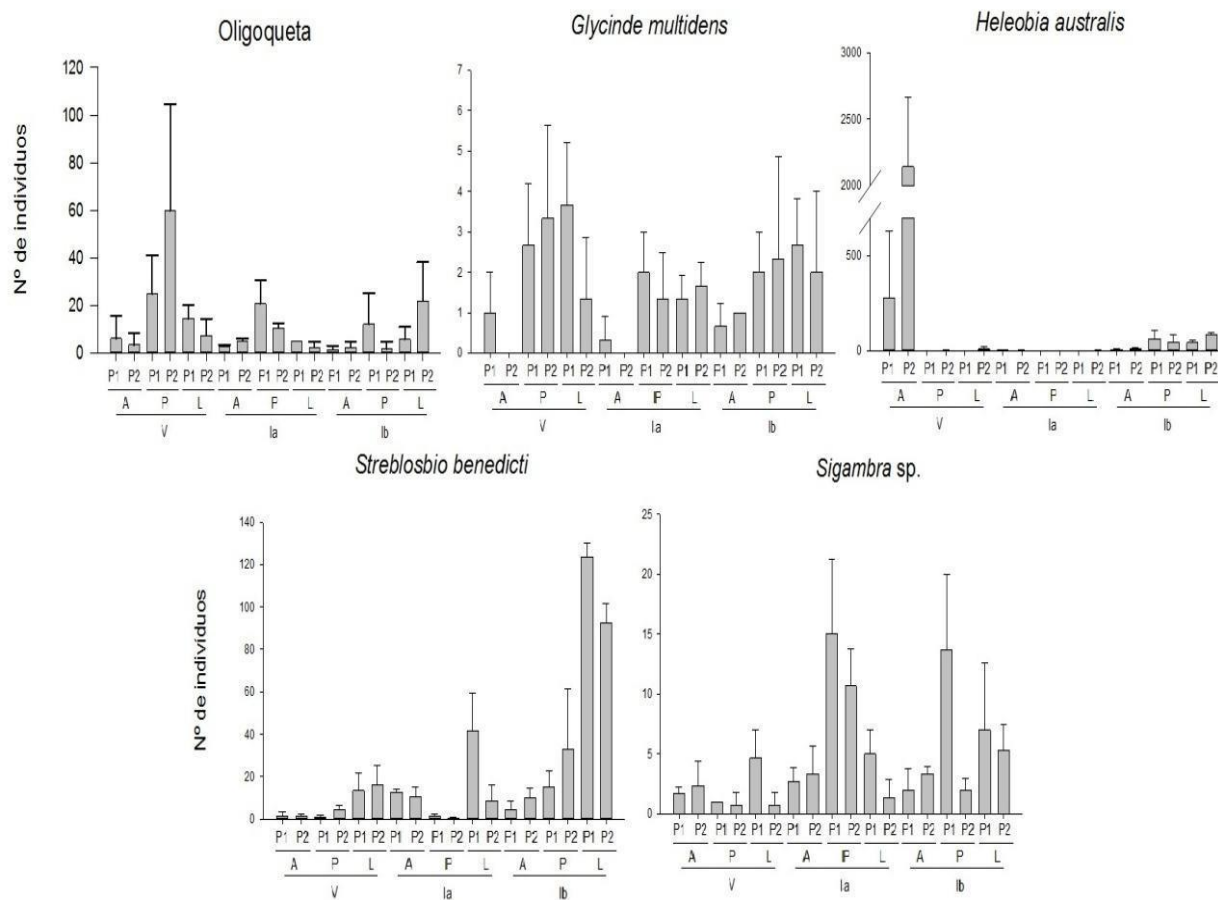


TABELA 10 - RESULTADOS DA ANÁLISE UNIVARIADA PARA AS 5 ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES.

<i>Sigambra sp.</i>					<i>S. benedicti</i>			
	MS	Ps-F	P(perm)	%	MS	Ps-F	P(perm)	%
Es	156,19	3,2902	0,074	27,17	12643	20,693	0,003	52,24
Ár(Es)	118,53	2,4968	0,125	13,64	9356,4	15,314	0,001	0
Po(Ár(Es))	47,472	1,6017	0,179	45,33	610,97	0,61348	0,78	23,8
Res	29,639				995,92			
<i>H. australis</i>					<i>G. multidens</i>			
Es	1,34E+06	1,5382	0,297	21,79	5,7778	2,8108	0,103	29,34
Ár(Es)	1,47E+06	1,6888	0,032	53,99	9,3056	4,527	0,024	0
Po(Ár(Es))	8,68E+05	6,8209	0,001	18,55	2,0556	0,50685	0,862	65,64
Res	1,27E+05				4,0556			
<i>Oligochaeta</i>								
Es	1225,3	2,7782	0,122	42,08				
Ár(Es)	1457	3,3034	0,035	26				
Po(Ár(Es))	441,06	3,4653	0,01	21,09				
Res	127,28							

Segundo a classificação de distúrbios, gerados pelos índices ambientais AMBI e BENTIX, as três áreas não obtiveram bons resultados (TABELA 11). Para AMBI, o valor do índice ambiental variou entre 3 e 4, indicando um ambiente com distúrbios moderados. A única exceção foi para a primeira coleta do período de inverno (Ia), para Laranjeiras contou com a classificação *Bom*.

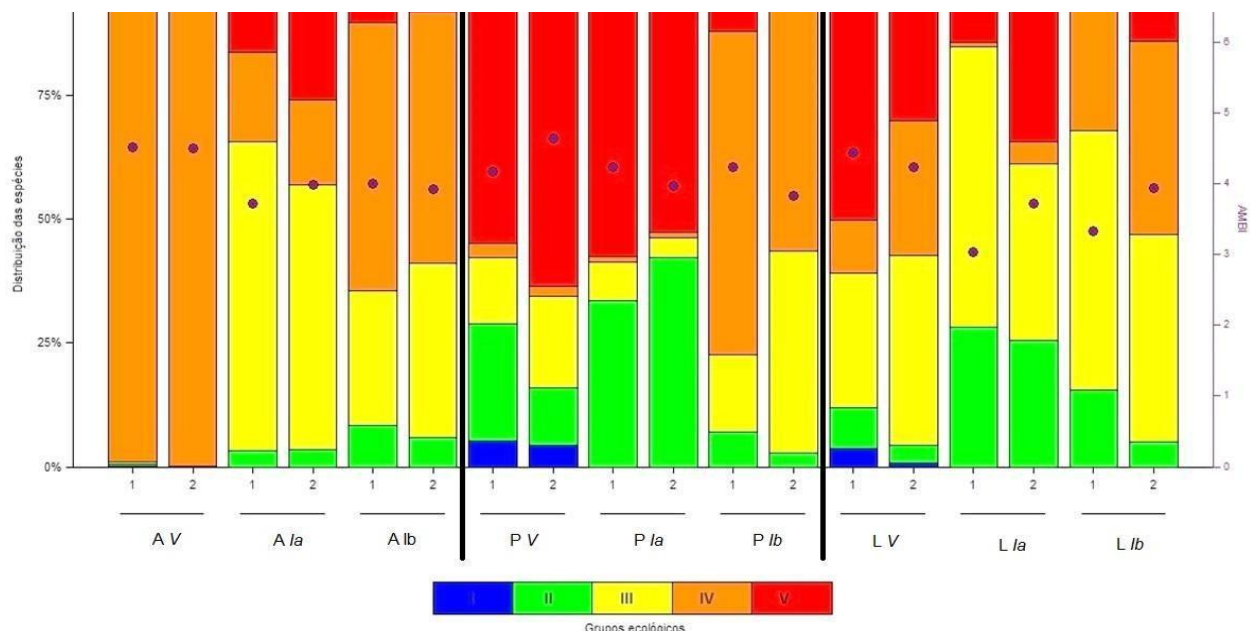
Para o índice BENTIX, observou-se uma classificação *Ruim* para todas as coletas na região de Antonina, variando entre *Pobre* e *Ruim*, para as áreas de Paranaguá e Laranjeiras, nas duas primeiras coletas do período de estudo (V e Ia).

TABELA 11 -CLASSIFICAÇÃO DE DISTÚRBIOS, SEGUNDO OS ÍNDICES AMBIENTAIS UTILIZADOS (AMBI E BENTIX).

CLASSIFICAÇÃO DE DISTÚRPIO							
AMBI				BENTIX			
Área	V	Ia	Ib	Área	V	Ia	Ib
A	Moderado	Moderado	Moderado	A	Ruim	Ruim	Ruim
P	Moderado	Moderado	Moderado	P	Pobre	Pobre	Ruim
L	Moderado	Bom	Moderado	L	Pobre	Pobre	Ruim

Apesar de ser a região com maior abundância de espécies dos primeiros grupos ecológicos, considerados mais sensíveis a poluição, Paranaguá contou com valores entre 2 e 3 de índice ambiental, de leve a moderadamente perturbado. Também contando com abundância de espécies dos grupos ecológicos IV e V, considerados resistentes de primeira e segunda ordem, o qual reduziu os valores do índice. Nos gráficos é possível observar que as amostras da região Laranjeiras apresentaram uma maior distribuição dos de espécies dos grupos ecológicos II e III (FIGURA 9).

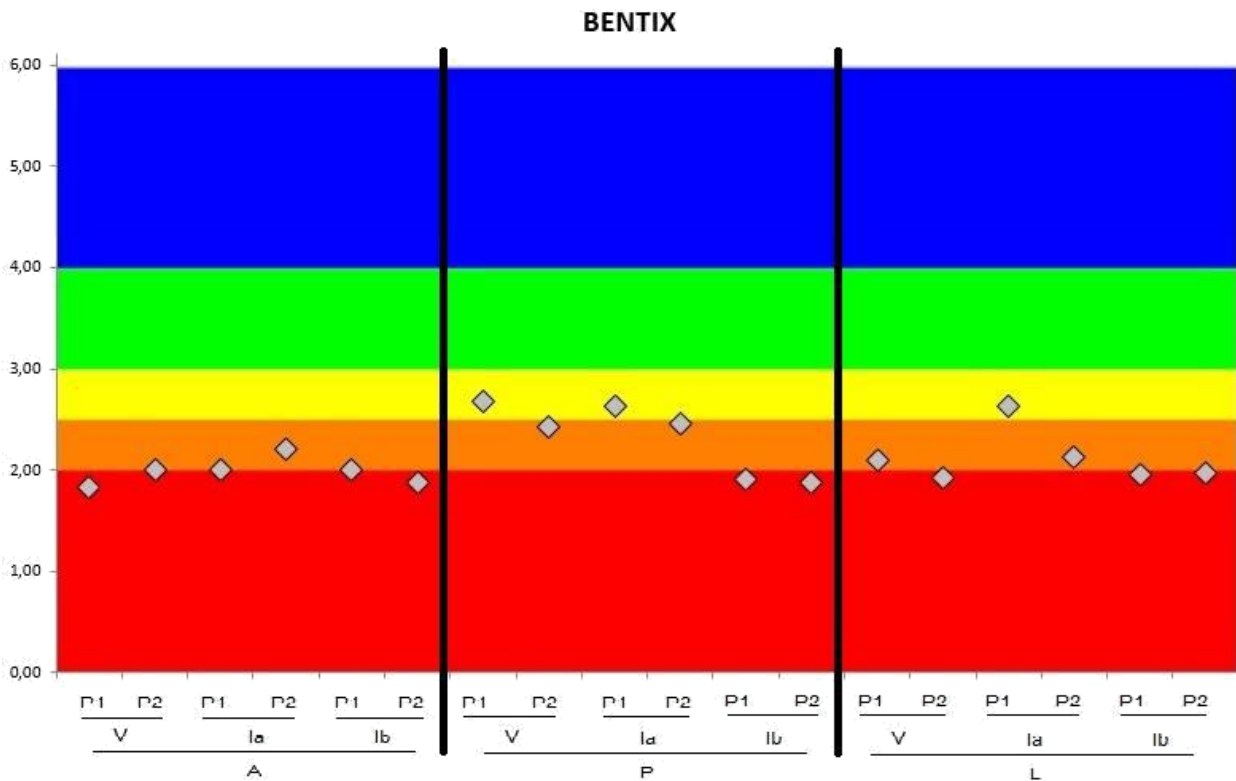
FIGURA 9 - GRÁFICO DO ÍNDICE AMBIENTAL AMBI PARA TODAS AS COLETAS DO PERÍODO DE ESTUDO. LEGENDA: 1: PONTO 1; 2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2. AZUL (I): ESPÉCIES SENSÍVEIS; VERDE (II): INDIFERENTES; AMARELO (III): RESISTENTES; LARANJA (IV): OPORTUNISTAS DE SEGUNDA ORDEM; VERMELHO (V): OPORTUNISTAS DE PRIMEIRA ORDEM



BENTIX apresentou baixos valores para a região de Antonina, com uma alta porcentagem de espécies não atribuídas a lista de espécies conhecidas (>20%). A classificação geral de todos os pontos, ficou entre 0 e 2, considerados como *Ruim* (FIGURA 10).

Para Paranaguá, o BENTIX variou de *Ruim* a *Moderado*, sendo os valores mais baixos pertencentes a última coleta do período de inverno (*Ib*). Laranjeiras pouco variou a classificação de distúrbio, sendo considerado de *Pobre* a *Ruim*. Com apenas a exceção de uma amostra na primeira coleta no período de inverno (*Ia*), considerada com grau *Moderado*.

FIGURA 10 - GRÁFICO DO ÍNDICE AMBIENTAL BENTIX PARA TODAS AS COLETAS DO PERÍODO DE ESTUDO. LEGENDA: 1: PONTO 1; 2: PONTO 2; A: ANTONINA; P: PARANAGUÁ; L: LARANJEIRAS. V: VERÃO; IA: INVERNO 1; IB: INVERNO 2. AZUL (I): ESPÉCIES SENSÍVEIS; VERDE (II): INDIFERENTES; AMARELO (III): RESISTENTES; LARANJA (IV): OPORTUNISTAS DE SEGUNDA ORDEM; VERMELHO (V): OPORTUNISTAS DE PRIMEIRA ORDEM.



4. DISCUSSÃO

Todas as áreas a apresentam valores excedentes a partir do índice de qualidade MES-SVA/COT, ultrapassando os 130 mmol.kg⁻¹ permitidos (USEPA, 2008). A produção de SVA é limitada pelo teor de matéria orgânica disponível no ambiente, favorecendo a redução do sedimento, mais intensos no inverno, onde o teor de COT foi maior neste período. Aportes naturais de matéria orgânica, especialmente detritos de manguezais, somados à produção fitoplanctônica e fitobêntica *in loco*, poderiam estar desencadeando a mineralização na Baía de Laranjeiras (Machado, 2005). E também, estudos realizados por Yue Tsai *et al.* (2001) e Jingchun *et al.* (2010) mostraram que as concentrações dos MES podem não corresponder somente aos metais ligados aos SVA, mas também a outras fases de ligação como matéria orgânica e carbonatos (Spencer e Harvey, 2012).

Os valores mais altos de SVA indicam um aprisionamento dos metais, constatando a diminuição da biodisponibilidade. A produção de SVA é limitada pelo teor de matéria orgânica (Mackey e Mackay, 1996; Jingchun *et al.*, 2010). Além disso, a matéria orgânica está associada ao Cu, proveniente dos aportes de esgotos domésticos, sendo mais abundante em Paranaguá e Laranjeiras.

Os fluxos de metais através da interface sedimento-água dependem de suas características geoquímicas, e especialmente seu comportamento no início da diagênese. As fontes mais prováveis para a variação da distribuição de Cu e Zn para os sedimentos são os aterros sanitários e emissão automotivas das cidades de Antonina e Paranaguá. O aumento da concentração de Zn na camada superficial sedimentar, indica a liberação deste metal para a água intersticial associado à degradação da matéria orgânica (Gallice, 2015). Zn é o metal mais abundante, principalmente em Paranaguá e Antonina, áreas impactadas por atividade portuária e com maiores emissões de frota veicular. Entre os metais investigados, o Zn apresentou elevada mobilidade e potencial biodisponibilidade (Gallice, 2015).

As concentrações de Mn observadas podem estar ligadas ao maior aporte de matéria orgânica alóctone, advinda do escoamento de farelo do porto, o qual a poeira gerada polui a baía e pode intensificar processos de oxi-redução nesse sedimento, especialmente no entorno da região portuária (Gallice, 2015).

Nossos resultados indicam que a camada de descontinuidade redox (CDR) está posicionada, junto à interface água-sedimento, das zonas entre marés,

enriquecidas organicamente, evidenciando que a diagênese nestes ambientes se dá principalmente por processos sub-óxicos, associados principalmente aos carreadores oxi-hidróxidos, especialmente em Laranjeiras.

Das cinco espécies mais abundantes no período de estudo, três espécies são oportunistas (i.e. espécies resistentes a contaminação orgânica), sendo eles *Oligochaeta*, *Heleobia australis* e *Streblospio benedicti*. Fato que pode estar associado ao segundo e terceiro estágios de mudanças em resposta a poluição orgânica, proposto por Pearson e Rosenberg (1978), que é caracterizado pela presença de organismos menores, geralmente espécies que se alimentam dos depósitos de matéria orgânica e a camada CDR é superficial, mostrando ambientes de transição e poluídos.

A mancha do gastrópode *H. australis*, em Antonina, apresenta organismos de tamanhos menores dos que os encontrados em outras áreas, sendo uma espécie que se alimenta indiscriminadamente de matéria orgânica (Silva, 2005). Esta alta abundância pode estar associada à procura de locais abrigados para crescimento, nos períodos de verão (De Francesco e Isla, 2004 e Carcedo e Fiori, 2012) e a frequente abundância em regiões internas da baía, em sedimento lamoso e condições de degradação ambiental (Neves, 2009).

Para a alta abundância do poliqueta *S. benedicti*, em Laranjeiras, no período de inverno, infere-se que eles se beneficiem deste enriquecimento orgânico, seja pela diminuição de predadores (menos resistentes aos níveis de poluição) ou pela maior disponibilidade de matéria orgânica (Rocha e Junior, 1900).

Segundos os índices ambientais, AMBI e BENTIX, entre as espécies que mais ocorreram no período de estudo, os *Oligochaeta*, são classificados na categoria V dos grupos ecológicos, seguidos pelo gastrópode *H. australis*, de categoria IV e o poliqueta *S. benedicti* faz parte do grupo III. Estes organismos são considerados resistentes a altas cargas de matéria orgânica.

As altas abundâncias de táxons resistentes (*Oligochaeta*, *H. australis* e *S. benedicti*) e sensíveis (*G. multidentis* e *Sigambra* sp.) a poluição orgânica evidencia que o nível de tolerância dos organismos coletados pode ser associado, também, para matéria orgânica natural, como é o caso de Laranjeiras, presente no limite da área de **conservação** do Parque Nacional do Superagui.

Podemos observar a relação da lista de espécies dos índices ambientais com os teores de matéria orgânica, na distribuição de metais e a estrutura da

macrofauna, principalmente entre as estações, constatando que os índices não podem ser apresentados de maneira única, mas sim com associação de outras variáveis ambientais preditoras que analisem o ambiente como um todo, interagindo com as ações antropogênicas de cada ambiente amostrado.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABESSA, D. M. S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do sistema estuarino de Santos**. Tese – Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2002.

ANDERSON, M. J. A. **New Method for Non-Parametric Multivariate Analysis Of Variance**. Austral Ecology, 2001.

BOLTA, P. M. P. FLYNN, M. N. **Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista - SP**. Revinter Revista Intertox De Toxicologia, Risco Ambiental E Sociedade, 2013.

BORJA, A. J. FRANCO, V. PÉREZ. **A Marine Biotic Index To Establish The Ecological Quality Of Soft Bottom Benthos Within European Estuarine And Coastal Environments**. Marine Pollution Bulletin. 2000.

CALABRETTA, C. J. OVIATT, C. A. **The response of benthic macrofauna to anthropogenic stress in Narragansett Bay, Rhode Island: A review of human stressors and assessment of community conditions**. Marine Pollution Bulletin. 2008.

CAMPELLO, F. D. **A Problemática da Poluição por Esgotos Domésticos no Sistemas Estuarino Lagunar Tramandaí-Armazém (RS, Brasil): Física e Química da Água e a Resposta dos Macro invertebrados Bentônicos**. Dissertação – Mestrado, Universidade Federal de Rio Grande. 2006.

CARCEDO, M. FIORI, S. **Long-term study of the life cycle and growth of *Heleobia australis* (Caenogastropoda, Cochliopidae) in the Bahía Blanca Estuary, Argentina**. Ciências Marinas. 2012.

CHAPMAN, G. A. **Acclimation as a factor influencing metal criteria. Aquatic toxicology and hazard assessment**. 8th Symposium. 2002.

CLARKE, K. R. WARWICK, R. M. **Change in Marine Communities. Plymouth Marine Laboratory**. 1994.

COMBI, T. TANIGUCHI, S. FERREIRA, P. A. L. MANSUR, A. V., FIGUEIRA, R. C. L. 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. 2013.

CRUZ-MOTTA, J. J. COLLINS, J. **Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage**. Marine Pollution Bulletin. 2004.

DAUER, D. M. **Biological criteria, environmental health and estuarine macro benthic community structure**. Marine Pollution Bulletin. 1993.

DI TORO D. M. MCGRATH J. M. HANSEN D. J. BERRY W. J. PAQUIN P. R. MATHEW R. WU K. B., SANTORE R. C. **Predicting Sediment Metal Toxicity Using a Sediment Biotic Ligand Model: Methodology and Initial Application.** Environmental Toxicology and Chemistry. 2005.

DI TORO, D. M. MAHONY, J.D. HANSEN, D.J. SCOTT, K.J. HICKS, M.B. MAYS, S.M. REDMOND, M.S. **Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfides.** Environmental Toxicology and Chemistry. 1990.

DÍAZ, R. J. **Overview of hypoxia around the world.** Journal of Environmental Quality. 2001.

DIAZ, R. J. ROSENBERG, R. **Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems.** Science. 2008.

DYER, K. R. **Sediment transport processes in estuaries.** Elsevier Science, 1995.

FÁVARO, D. I. T. BOSTELMANN, E. DAMATTO, S. R. CAMPAGNOLI, F. MAZZILLI, B. P. **Avaliação da qualidade de sedimentos do reservatório Billings, braço Rio Grande, em relação a contaminantes inorgânicos.** Rio Grande, 2008. Disponível em: <www.uscs.edu.br/boletim/?idf=2127>. Acesso em: abril de 2015.

GALLICE, W. C. **Dinâmica de nutrientes e metais na água intersticial de sedimentos em regiões entre marés do Complexo Estuarino de Paranaguá.** Dissertação – Doutorado, UFPR. 2015.

GRASSLE, J. F. GRASSLE, J. P. J. **Opportunistic life histories and genetic systems in marine polychaetes.** Marine Environmental Research. 1974.

GRAY, J. S. ELLIOTT, M. **The Ecology of Marine Sediments.** 2^o ed. Cambridge: University Press. 2009.

GREBMEIER, J. M. MCROY, C.P. FEDER, H. M. **Pelagic-benthic coupling on the shelf of the northern Bering and Chukchi seas: Food-supply source and benthic biomass.** Marine Ecology Progress Series. 1988.

JINGCHUN, L. CHONGLING, Y.; SPENCER, K. L. RUIFENG, Z. HAOLIANG, L. **The distribution of acid-volatile sulfide and simultaneously extracted metals in sediments from a mangrove forest and adjacent mudflat in Zhanjiang estuary, China.** Marine Pollution Bulletin. 2010.

JUSTIC, D. RABALAIS, N. N. TURNER, R. E. DORTCH, Q. **Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters stoichiometric nutrient balance and its consequences.** Estuary Coastal and Shelf Science. 1995.

LANDNER, L. REUTHER, R. **Metals in society and in the environment: a critical review of current knowledge on fluxes, speciation, bioavailability and risk for adverse effects of copper, chromium, nickel and zinc.** Environmental Pollution. 2005.

LEVIN, L. A. **Polychaetes as environmental indicators: Response to low oxygen and organic enrichment.** Bulletin of Marine Science. 2000.

LEVINTON, J. S. **Marine biology: function, biodiversity, ecology.** New York: Oxford University Press. 1995.

LOPEZ, G. R. LEVINTON, J. S. **Ecology of deposit-feeding animals in marine sediments.** Quarterly Review of Biology. 1987.

LU, L. **The relationship between soft-bottom macrobenthic communities and environmental variables in Singaporean waters.** Marine Pollution Bulletin. 2005.

MACKEY, A. P. MACKAY. S. **Spatial distribution of acid-volatile sulphide concentration and metal bioavailability in mangrove sediments from the Brisbane River, Australia.** Environmental Pollution. 1996.

MAGNI, P. TAGLIAPIETRA, D. LARDICCI, C. **Animal-sediment relationships:**

Evaluating the “Pearson-Rosenberg paradigm” in Mediterranean coastal lagoons. Marine Pollution Bulletin. 2009.

MANTOVANELLI, A. MARONE, E. SILVA, E.T. LAUTERT, L.F. KLINGENFUSS, M.S. PRATA, JR. V.P. NOERNBERG, M.A. KNOPPERS, B.A. ANGULO, R.J. **Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary.** Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2004.

MARONE, E. MACHADO, E. C. LOPES, R. M. SILVA, E. T. **Land-ocean fluxes in the Paranaguá bay estuarine system southern Brazil.** Brazilian Journal of Oceanography. 2005.

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. 2011.

NEBRA, A. CAIOLA, N. MUÑOZ-CAMARILLO, G. RODRÍGUEZ-CLIMENT, S. IBÁÑEZ, C. **Towards a suitable ecological status assessment of highly stratified Mediterranean estuaries: A comparison of benthic invertebrate fauna indices.** Ecological Indicators. 2014.

NOERNBERG, M. A. **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá – Paraná - Brasil: um estudo a partir de dados *in situ* e Landsat - TM.** Tese – Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. 2001.

OLSGARD, F. GRAY, J. S. **A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf.** Marine Ecology-Progress Series. 1995.

PEARSON, K. **On lines and planes of closest fit to systems of points in space.** Philosophical Magazine. 1901.

PEARSON, T. H. ROSENBERG, R. **Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment.** Oceanography and Marine Biology: An Annual Review. 1978.

RAKOCINSKI, C. F. **Evaluating macrobenthic process indicators in relation to organic enrichment and hypoxia.** Ecological Indicators. 2012.

RESH, V. H. MYERS, M. J. HANNAFORD, M. **Macro invertebrates as biotic indicators of environmental quality.** San Francisco: Academic Press. 1996.

ROSENBERG, R. **Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity**. Scientia Marina, 2001.

SALEN-PICARD, C. ARLHAC, D. **Long-term changes in a Mediterranean benthic community: relationships between the polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône River**. Estuaries. 2002.

SCHNITZLER, D. GRASSI, M. **Aplicação de planejamento fatorial a protocolo de extração e fixação de Sulfetos Volatilizáveis por Acidificação (SVA) em amostras de sedimento**. Química Nova. 2009.

SEEBERG-ELVERFELDT, J. SCHLÜTER, M. FESEKER, T. KÖLLING, M. **Rhizon sampling of pore waters near the sediment-water interface of aquatic systems**. Limnology and Oceanography. 2005.

SILVA, M. C. P. VEITENHEIMER-MENDES, I. L. **Hydrobiidae (Gastropoda, Neotaenioglossa, Rissoidae) da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Revista. Divulgação Científica. 2005.

SIMBOURA, N. ZENETOS, A. **Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index**. Mediterranean Marine Science. 2002.

SNELGROVE, P. V. R. **The biodiversity of macro faunal organisms in marine sediments**. Biodiversity and Conservation. 1998.

TAPP, J. F. SHILLABEER, N. ASHMAN, C. M. **Continued observations of the benthic fauna of the industrialized Tees estuary, 1979-1990**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 1993.

USEPA. Integrated Water Quality Monitoring and Assessment Report. **Division of Surface Water**. Disponível em: <http://www.epa.ohio.gov/dsw/tmdl/2008IntReport/2008OhioIntegratedReport.aspx>. Acesso em: 21/02/2016. 2008.

WILD, C. RASHEED, M. WERNER, U. FRANKE, U. JOHNSTONE, R. HUETTEL, M. **Degradation and mineralization of coral mucus in reef environments**. Marine Ecology Progress Series. 2004.

ZALDÍVAR, J. M. CARDOSO, A. C. VIAROLI, P. NEWTON, A. DE WIT, R. IBÁÑEZ, C. REIZOPOULOU, S. SOMMA, F. RAZINKOVAS, A. BASSET, A. HOLMER, M. MURRAY, N. **Eutrophication in transitional waters: an overview**. Transitional Waters Monographs. 2008.