

Universidade Federal Fluminense
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra

Renan Martins Amorim

**Influência do gradiente estuarino na macrofauna bentônica da Baía de
Paranaguá/PR**

Niterói, RJ
2020

Renan Martins Amorim

Influência do gradiente estuarino na macrofauna bentônica da Baía de Paranaguá/PR

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

Orientador: Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca

Co-orientadores: Prof^a. Dr^a. Cecília de Souza Fernandez
Prof^a. Dr^a. Mirian Araújo Carlos Crapez
Dr. Orlei Antônio Negrello Filho

Niterói, RJ
2020

Renan Martins Amorim

Influência do gradiente estuarino na macrofauna bentônica da Baía de Paranaguá/PR

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

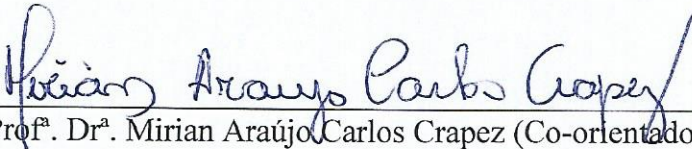
Aprovada em

Banca Examinadora:



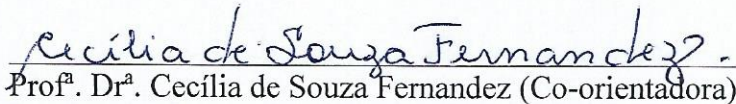
Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca (Orientador)

Departamento de Geologia e Geofísica Marinha da UFF



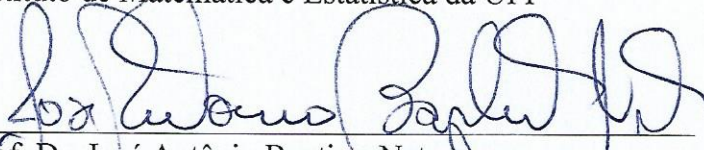
Prof. Dr. Mirian Araújo Carlos Crapez (Co-orientadora)

Departamento de Biologia Marinha da UFF



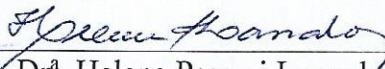
Prof. Dr. Cecília de Souza Fernandez (Co-orientadora)

Instituto de Matemática e Estatística da UFF



Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto

Departamento de Geologia e Geofísica Marinha da UFF



Prof. Dr. Helena Passeri Lavrado

Departamento de Biologia Marinha da UFRJ

Niterói, RJ

2020

DEDICATÓRIA

“Se ao escalar uma montanha na direção de uma estrela, o viajante se deixa adsorver demasiado pelos problemas da escalada, arrisca-se a esquecer qual é a estrela que o guia.”

(Antoine de Saint-Exupéry)

*“Porque Dele, por meio Dele e para Ele são todas as coisas”
(Rm 11:36)*

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer, primeiramente, a Deus por ter me dado a oportunidade de fazer um mestrado em um momento onde achei que não fosse mais possível voltar ao meio acadêmico.

Agradeço também a minha esposa, Camila Mello Gorni Amorim, pelo apoio sempre presente e compreensão nos momentos em que precisei ficar ausente. Ela junto com meu filho, Vitor Gorni Amorim, constitui o meu porto seguro e são a razão de eu querer crescer e conquistar novos desafios.

Sou muito grato ao meu orientador, Estefan Monteiro da Fonseca, pela confiança e parceria de me aceitar em seu grupo de pesquisa. Obrigado por sua orientação descontraída, assertiva e enérgica, não raro permeada por boas risadas!.

Agradeço a minha co-orientadora, Cecília Fernandez, que aceitou o desafio de me ajudar mesmo sendo de outra área. Tenha certeza que grande parte da bagagem desse mestrado eu devo à sua atenção.

À Prof^a. Mirian Crapez, que também me auxiliou com sua co-orientação, o meu muito obrigado pelas suas contribuições e compartilhamento de parte da sua grande experiência.

Agradeço também ao meu 3º co-orientador, Orlei Negrello, que me auxiliou com os dados da biota e sempre se mostrou disponível apesar da distância Rio-Paraná.

Agradeço à Prof^a Cinthya Santos (Biomar/UFF) por ter cedido o espaço do seu laboratório para a triagem dos organismos e pela gentileza de me auxiliar em eventuais dúvidas.

Sou grato a meus pais, Roseane e Ronaldo, por terem me dado a base que hoje me possibilitou concluir essa importante etapa da minha formação. Obrigado por todo investimento e apoio! Agradeço também a minha irmã, Bruna, cujo esforço e determinação de já ter feito um mestrado, serviu como referência e inspiração pessoal.

Quero agradecer também a meu amigo, Leandro Cespe, por sempre ter me incentivado a prosseguir nos estudos e pelo seu exemplo de fé, caráter e integridade. Obrigado por já ter me abençoado diversas vezes com seus conselhos ou orações.

Por fim, quero agradecer a todos os meus colegas de pós graduação do DOT-UFF por fazerem da rotina de trabalho um ambiente aconchegante, descontraído e acolhedor. Sou grato a todos vocês e pelos bons momentos compartilhados - fossem almoços, campos, disciplinas, laboratório ou outros eventos.

RESUMO

AMORIM, Renan Martins. **Influência do gradiente estuarino na macrofauna bentônica da Baía de Paranaguá/PR**. 2020. 129 f. Dissertação (Mestrado em Biogeoquímica) - Universidade Federal Fluminense, Niterói/RJ, 2020.

Os estuários são ecossistemas marcados pela forte variação dos parâmetros físico-químicos do corpo d'água, refletindo na distribuição das espécies da fauna local. Para avaliar a influência das características geoquímicas da água nos organismos vivos aquáticos, a macrofauna bentônica do estuário de Paranaguá (região Sul do Brasil) foi amostrada sazonalmente durante 2018 em 16 estações ao longo de todo o gradiente de salinidade. Paralelamente, foram avaliadas as características geoquímicas dos sedimentos (tamanho das partículas, nutrientes e matéria orgânica) e água (salinidade, temperatura, pH, potencial redox). O estuário de Paranaguá apresentou três áreas específicas de acordo com a salinidade. As variações sazonais foram mais intensas nos pontos mais internos da baía, confirmando a influência das chuvas na estratificação da coluna d'água nessas áreas. A região interna foi ainda marcada por maiores concentrações de grãos finos e níveis mais altos de nutrientes. A riqueza de espécies da macrofauna bentônica diminuiu ao longo do gradiente de salinidade em direção às áreas mais abrigadas, enquanto a densidade total foi maior. Os resultados sugerem que a estabilidade da salinidade e o tamanho do grão dos sedimentos são os parâmetros determinantes na dinâmica de colonização por macrobentos do estuário de Paranaguá.

Palavras-chave: Estuário Subtropical. Setores Salinos. Substrato Inconsolidado.

Macroinvertebrados.

ABSTRACT

Estuaries are ecosystems marked by the strong variation of the physicochemical parameters of the water body, reflecting in the distribution of local faunal species. In order to evaluate the influence of water geochemical characteristics on aquatic living organisms, the benthic macrofauna of the Paranaguá estuary (South area of Brazil) was sampled seasonally during 2018 at 16 stations along the whole salinity gradient. In parallel, sediment geochemical characteristics (particle size, nutrients and organic matter) and water (salinity, temperature, pH, redox potential) were evaluated. The Paranaguá estuary presented three specific areas according to salinity. Seasonal variations were more intense in the innermost points of the bay, confirming the influence of rainfall on the stratification of the water column in these areas. The inner region was further marked by higher fine grain concentrations and higher nutrient levels. Species richness of the benthic macrofauna decreased along the salinity gradient towards the more sheltered areas, while the total density was higher. The results suggest that salinity stability and sediment grainsize are the determining parameters in the macrobenthos colonization dynamics of the Paranaguá estuary.

Keywords: Subtropical Estuary. Saline Sectors. Soft-bottom. Macroinvertebrates.

Lista de Figuras

Figura 1: Relação entre as taxas de mineralização do carbono orgânico nos sedimentos de lagos de diferentes regiões do mundo. Os pontos pretos representam a consideração de pesquisas feitas nos trópicos apontando para um padrão significativo entre o aumento da temperatura e o metabolismo microbiano (CARDOSO et al., 2014).....	23
Figura 2: Gráfico da chuva acumulada em cada mês no ano de 2018. Fonte: INMET http://www.inmet.gov.br/sim/abre_graficos.php , acessado em: 23/06/2020	35
Figura 3: Área de estudo com a malha amostral, municípios e principais rios que desaguam no Complexo Estuarino de Paranaguá.....	37
Figura 4: Box-plot dos dados de salinidade obtidos trimestralmente entre os anos de 2014 e 2018 em cada um dos 16 pontos da malha amostral – permitindo a categorização do ambiente de estudo em três setores salinos: mesohalino (azul); polihalino (verde) e euhalino (amarelo), de acordo com a classificação de Anon (1958). As linhas horizontais representam os valores mínimo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo das medições; as verticais, a amplitude de variação e, os círculos, os outliers.	39
Figura 5: Coleta da macrofauna bentônica com uso do busca fundo van Veen, armazenamento e lavagem.....	42
Figura 6: Etapa da triagem dos organismos bentônicos com auxílio de lupa e pinça em laboratório.....	43
Figura 7: Fórmula matemática da dominância (D).....	44
Figura 8: Equação para o cálculo do índice de Shannon-Wiener.....	44
Figura 9: Expressão matemática do índice de Margalef.....	44
Figura 10: Variação da salinidade, pH e oxigênio dissolvido em cada campanha.....	47
Figura 11: Variação da temperatura, Eh e turbidez em cada campanha.....	49
Figura 12: Variação da matéria orgânica, nitrogênio kjeldahl e fósforo total em cada campanha.	52
Figura 13: Diagrama textural com a caracterização do sedimento de cada ponto de coleta.	53
Figura 14: Representatividade de cada filo em termos de abundância de organismos encontrados no estudo.....	54
Figura 15: Representatividade de cada filo segundo o número de espécies/morfotipos encontrados.....	55
Figura 16: Porcentagem da abundância total e riqueza de espécies/morfotipos por setores salinos.....	56
Figura 17: Resultados dos índices ecológicos e de diversidade com somatório de todas as réplicas e campanhas amostrais para cada ponto.....	59
Figura 18: Variação da riqueza de táxons e abundância (N/0.15m ²) da fauna bentônica em todas as campanhas com os valores somados de cada triplicata.....	60
Figura 19: Resultados do nMDS comparando a composição taxonômica e a variação espacial da salinidade. Stress: 0,1793	61
Figura 20: Comparação da composição taxonômica pelo nMDS e a variação intra-anual da salinidade.....	66
Figura 21: Análise de PCA baseada nos parâmetros avaliados do presente estudo.....	68
Figura 22: Análise de cluster do setor polihalino com abundâncias transformadas à sua raiz quadrada (para melhor avaliação das sps raras) com o uso do algoritmo UPGMA e índice de similaridade de Bray-Curtis - coeficiente de correlação: 0,909. Cor azul indica a estação chuvosa e vermelha a seca.....	128
Figura 23: Análise de cluster do setor euhalino com abundâncias transformadas à sua raiz quadrada (para melhor avaliação das sps raras) com o uso do algoritmo UPGMA e índice de similaridade de Bray-Curtis - coeficiente de correlação: 0,7872. Cor azul indica a estação chuvosa e vermelha a seca.....	129

Lista de Tabelas

Tabela 1: Classificação dos organismos bentônicos de acordo com a abertura da malha.....	15
Tabela 2: Coordenadas UTM (Fuso 22S / Datum WGS 84) dos pontos estudados e suas profundidades.	36
Tabela 3: Resumo taxonômico dos organismos encontrados na macrofauna bentônica.....	55
Tabela 4: Análise de SIMPER – táxons mais representativos de cada setor salino.	62
Tabela 5: Resultados dos testes estatísticos de análise de similaridades.....	64
Tabela 6: Espécies e táxons mais inclusivos encontrados no estudo e abundância total (N/0,6 m ²) de cada grupo ao longo das 16 estações de amostragem.	112
Tabela 7: Resultados da média, simetria, curtose e percentuais de cada fração textural das amostras de sedimentos da malha amostral do estudo.	119
Tabela 8: Resultado do teste de Shapiro-Wilks para aferição da normalidade dos dados.	121
Tabela 9: Matriz de correlação de Spearman.	121
Tabela 10: Resultados obtidos pela estatística de Kruskal-Wallis.	122
Tabela 11: Coeficientes de variação (%) dos parâmetros físico-químicos e dos indicadores biológicos.	123
Tabela 12: Média, abundância e coeficiente de variação da abundância e riqueza de táxons da macrofauna bentônica nas réplicas de cada estação de amostragem.....	124
Tabela 13: Comparação dos coeficientes de variação (%) da abundância entre réplicas e entre os 16 pontos para cada campanha amostral.....	126
Tabela 14: Comparação dos coeficientes de variação (%) da riqueza de táxons entre réplicas e entre os 16 pontos para cada campanha amostral.....	127

Sumário

Lista de Figuras	8
Lista de Tabelas.....	9
1. Introdução	12
1.1. Macrofauna Bentônica	14
1.1.1. Estado da arte dos estudos bentônicos na Baía de Paranaguá.....	17
1.2. Estuário e Ambientes Costeiros	19
1.3. Parâmetros Oceanográficos e Físico-Químicos	21
1.3.1. Salinidade	21
1.3.2. Temperatura	22
1.3.3. Potencial Hidrogeniônico	24
1.3.4. Matéria Orgânica.....	25
1.3.5. Turbidez	26
1.3.6. Oxigênio Dissolvido.....	27
1.3.7. Nitrogênio.....	28
1.3.8. Fósforo	29
2. Hipótese.....	31
3. Objetivos	32
3.1. Objetivo Geral.....	32
3.2. Objetivos Específicos.....	32
4. Material e métodos	33
4.1. Área de Estudo	33
4.2. Categorização dos setores salinos	38
4.3. Coleta e análises das amostras biológicas e ambientais	39
4.4. Cálculo dos índices de diversidade	43
4.5. Tratamento dos dados.....	44
5. Resultados e Discussão	46
5.1. Padrões físico-químicos da água de fundo	46
5.2. Características do sedimento	50
5.3. Identificação da macrofauna bentônica e proporção de táxons.....	53
5.4. Indicadores ecológicos	57
5.5. Comunidades bentônicas.....	61
5.6. Efeito da variação intra-anual	63
5.7. Dinâmica geoquímica sobre a biota	67
5.8. Espécies indicadoras	68
5.8.1. Euhalino	69
5.8.2. Polihalino	69
5.8.3. Mesohalino	71
6. Conclusão.....	72

7. Referências	73
8. Artigo Submetido – Regional Studies in Marine Science	84
9. Anexos.....	112

1. INTRODUÇÃO

Com o crescente aumento da população mundial nos últimos 60 anos a pressão antrópica para o uso dos recursos naturais têm-se intensificado e causado muitos impactos ambientais. Mesmo que esse crescimento populacional não seja em um mesmo ritmo ao longo dos continentes, contudo, todas as grandes regiões do planeta apresentaram um aumento demográfico entre os anos 1950 e 2010 (CLELAND, 2013). Em paralelo, múltiplas pressões são causadas no ambiente marinho, o que aumenta a demanda por diretrizes e programas de conservação que necessitam de um maior entendimento dos ecossistemas estuarinos por meio de indicadores ambientais confiáveis (BREMNER, 2008). Como o desafio da gestão ambiental é conciliar diferentes interesses com um desenvolvimento econômico sustentável, torna-se fundamental o subsídio científico para direcionar estratégias de conservação em áreas tidas como prioritárias. Regiões com uma alta biodiversidade e/ou com a presença de espécies engenheiras em alta densidade – i.e. organismos cuja presença ou atividade altera fisicamente o seu entorno - são mais relevantes para conservação segundo alguns autores (CRAIN; BERTNESS, 2006; HOOPER et al., 2005; LLANOS et al., 2019). Tais estratégias de preservação são, particularmente, importantes nos ambientes estuarinos haja vista a tendência de grandes centros urbanos se formarem nas regiões costeiras (KENNISH, 2002; NICHOLLS et al., 2007), principalmente em torno de grandes portos que impulsionam a economia local. O porto de Paranaguá, localizado na baía onde foi desenvolvida a pesquisa desse trabalho, por exemplo, registrou, em junho de 2019, o maior movimento desde a inauguração do complexo em 1973 – o volume de granéis exportados no mês chegou a 2,291 milhões de toneladas, superando o recorde anterior de 2,277 milhões de toneladas alcançado em abril de 2018 (GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ, 2019).

Cada vez é menor o número de estuários que se encontram bem preservados (EDGAR et al., 2000) e as atividades antrópicas podem comprometer o equilíbrio ambiental e o adequado funcionamento desses ecossistemas (KENNISH, 2002). Portanto, faz-se necessária a adoção de medidas de gestão, regulamento e planejamento nas áreas portuárias, sem contudo implicar em uma redução do ímpeto econômico (GARCÍA-ONETTI; SCHERER; BARRAGÁN, 2018). Ao longo da história, muitos estuários foram degradados por conta da instalação de portos e lançamento de esgoto e efluentes industriais (DEWITT; SWARTZ; LAMBERSON, 1989; MCLUSKY, 1993). Mesmo submetido a muitas influências antrópicas, alguns autores, contudo, consideram os estuários como um dos ambientes mais

resilientes do globo (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004).

A macrofauna bentônica representa um conjunto de organismos de diferentes grupos taxonômicos que vivem associados ao substrato, possuem mobilidade reduzida e são visíveis ao olho nu, tendo o tamanho maior que 0,5 mm (ELEFThERIOU; MCINTYRE, 2005). Esses organismos podem ter hábitos de vida sobre o fundo ou enterrados no sedimento. Os macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas estuarinos por representarem um componente majoritário nas teias alimentares no aspecto de servirem como alimento para níveis tróficos superiores. Além disso o bentos atua na ciclagem de nutrientes através da bioturbação (WILDsmith et al., 2011). A importância de representarem a base da cadeia trófica é mais evidente à medida que a interação entre a fauna bentônica e os organismos de vida livre da coluna d'água for mais intensa – como ocorre em regiões de menor profundidade típicas de um ambiente estuarino.

A salinidade é reconhecida como a principal condição ambiental para a estruturação das comunidades bentônicas de macroinvertebrados nos estuários (LITTLE; WOOD; ELLIOTT, 2017; WAL et al., 2017), o que justifica, em boa parte, a grande variação espacial e temporal observada nas assembleias desses organismos nos ambientes estuarinos (MARIANO; BARROS, 2015). Existe um modelo conceitual proposto por Remane em 1934 no qual estabelece a existência de uma região no gradiente salino onde a diversidade atinge valores mínimos. Esse modelo foi construído com dados analisados no Báltico e, apesar de diferenças fundamentais no regime de marés, passou-se desde então a ser aplicado diretamente nos estuários como forma de explicar as tendências de diversidade. Trabalhos posteriores chegaram a investigar a suposta aplicabilidade desse modelo, como foi feito na pesquisa desenvolvida no estuário do Thames, o qual apontou a existência de uma tendência linear entre a diversidade de espécies e a variação da salinidade (ATTRILL, 2002). Além do parâmetro salinidade, há também pesquisas que investigaram a ação de outras variáveis na estruturação dos padrões de diversidade como granulometria, conteúdo orgânico, amplitude da maré e variáveis biológicas (BEAUCHARD et al., 2012; DITTMANN, 2002; NETTO; LANA, 1994; RODRIGUES et al., 2006; SASEKUMAR, 1974). Além de todos esses fatores naturais que influenciam, em alguma medida, o comportamento e a distribuição da macrofauna bentônica, há também que se considerar a ação antrópica através da descarga de esgoto ou efluentes industriais (DEWITT; SWARTZ; LAMBERSON, 1989), assim como, por exemplo, a influência direta de uma dragagem – seja no canal de aprofundamento ou na região de descarte (NEWELL; SEIDERER; HITCHCOCK, 1998).

Considerando a ameaça das mudanças climáticas em um cenário futuro de

aquecimento global e consequente elevação do nível do mar, é possível esperar um aumento nas médias de salinidade nos ambientes estuarinos, em razão da maior influência marítima no ecossistema. Essa tendência, por outro lado, pode ser contrabalançada com um potencial aumento da pluviosidade também. De qualquer forma, algumas espécies da macrofauna bentônica – principalmente aquelas adaptadas às regiões mais internas de um estuário – poderiam desaparecer nesses ambientes por não suportarem o aumento na salinidade. Pesquisadores ingleses chegaram a desenvolver um trabalho examinando as consequências no bentos frente às mudanças induzidas pelo clima no médio prazo na salinidade em dois estuários do Reino Unido (LITTLE; WOOD; ELLIOTT, 2017).

Essa pesquisa foi desenvolvida tendo em vista a importância de se conhecer melhor a estrutura da comunidade macrobentônica da baía de Paranaguá/PR, identificar padrões e inventariar as populações atuais para futuros estudos. Além do valor científico, esse trabalho também se justifica na possibilidade de servir a outros segmentos da sociedade podendo auxiliar em estratégias de manejo, delimitação de áreas de conservação e no conhecimento mais aprofundado da distribuição espacial dos organismos bentônicos, juntamente com a informação já disponível na literatura vigente.

1.1. Macrofauna Bentônica

Dois importantes domínios – o bentônico e o pelágico – compõem a vida marinha nos oceanos. O primeiro representa o fundo do mar e de ambientes costeiros em toda sua extensão, ao passo que o segundo se refere à coluna d'água acima do substrato marinho. O termo “bentos” tem origem no grego e significa “fundo do mar”, sendo tido como seres bentônicos os organismos que possuem um hábito de vida em íntima relação com o substrato marinho. Os seres bentônicos exercem um papel ecológico crucial, já que considerável número de espécies de invertebrados e vertebrados, ao longo de parte de suas vidas, precisam alimentar-se da fauna bentônica. Assim, esses organismos representam um importante elo na teia trófica dos ecossistemas costeiros (DAUVIN et al., 2017; GAMITO; FURTADO, 2009; MOLA; ABDEL GAWAD, 2014; PILÓ et al., 2015), atuando como um recurso alimentar essencial para organismos maiores (FERNANDES, 2007). É possível se destacar, ainda, a ação executada na remobilização e aeração dos sedimentos, influenciando na dinâmica dos produtores primários e consumidores (KRISTENSEN et al., 2008, 2014). Ainda, várias espécies bentônicas são muito relevantes economicamente (LUKYANOVA et al., 2016), por meio da pesca, aquacultura, espécies de ornamentação, na indústria farmacêutica e etc. Por fim, as assembleias bentônicas costumam ser consideradas em estudos de poluição ou

contaminação ambiental, uma vez que a mobilidade reduzida da maior parte dos grupos as fazem excelentes indicadores biológicos (BEAUCHARD et al., 2017; FERNANDES, 2007; NEVES; VALENTIN, 2011; WETZEL et al., 2012).

A abundância e diversidade dos organismos bentônicos sofrem influência das flutuações ambientais, tais como salinidade (MEDEIROS et al., 2016), hidrodinâmica como ondas, marés e correntes (TURNER et al., 1997), matéria orgânica (GARCIA et al., 2014), temperatura (SCHO et al., 2005), composição estrutural do substrato (WAL et al., 2017), dentre outros fatores. De modo geral, sem se limitar aos estuários, a variável mais preponderante para a fauna de sedimento é a granulometria seguida do teor de matéria orgânica. O fundo marinho, por exemplo, fornece muitas opções de habitats, onde cada um determina condições ambientais e características únicas. O substrato pode ser consolidado como os costões rochosos constituídos por seixos ou pedregulhos, até fundos móveis, cuja composição pode ser areia, silte e argila em distintas proporções permitindo, assim, uma alta variedade de nichos ecológicos.

Os organismos zoobentônicos podem ser categorizados como depositívoros, suspensívoros, carnívoros, herbívoros ou necrófagos – a depender da forma como se alimentam. A representação de um táxon em uma classificação não implica, contudo, que ele não seja capaz de outro hábito de alimentação. Há várias espécies que possuem uma sobreposição referente a formas distintas de se alimentar (SOARES-GOMES; PITOMBO; PAIVA, 2009).

Os invertebrados bentônicos, além da taxonomia, podem ser categorizados quanto à sua dimensão e à sua relação com o tipo de substrato utilizado. Quanto ao tamanho, o bentos pode ser categorizado conforme a abertura da malha que os retém, de acordo com a tabela 1.

Tabela 1: Classificação dos organismos bentônicos de acordo com a abertura da malha.

Classe de tamanho	Poros da malha
Microfauna	< 63 µm
Meiofauna	63 – 500 µm
Macrofauna	500 µm – 5 cm
Megafauna	>5cm

Adaptado de (ELEFThERIOU; MCINTYRE, 2005)

Já em relação ao hábito de vida no substrato, os organismos bentônicos podem ser classificados de acordo com guildas. Essa caracterização ecológica junta táxons diferentes que se associam ao fundo marinho de modo semelhante. Assim, a macrofauna bentônica pode ser dividida como: epifauna, que vive acima do substrato e possui hábito sésil, sedentário ou de alta mobilidade; e infauna, que vive enterrada dentro do fundo marinho, podendo ter comportamento perfurante, construtor de tubos biogênicos ou cavador (COLLING; BEMVENUTTI, 2011).

O estágio larval é um período de grande relevância por permitir a dispersão das populações. Ao longo do período de mudança entre as fases planctônica e bentônica, é essencial o estabelecimento de um local apropriado para o assentamento, tendo em vista que a maior parte das espécies possui um hábito sedentário para a aquisição de alimento, embora alguns indivíduos possam ser bem vágéis (SOARES-GOMES; PITOMBO; PAIVA, 2009).

A epifauna sedentária é capaz de fazer pequenos deslocamentos (na escala de metros), tanto em fundos inconsolidados como consolidados. Há uma íntima relação entre a forma de movimentação, estrutura geral e ecologia dos organismos. Havendo mobilidade, aumentam-se as possibilidades de se encontrar alimento graças à capacidade de busca ativa; dessa forma, os indivíduos não só evitam os predadores, como também adquirem mais alternativas para a fecundação. Consequentemente, há mais chances no encontro entre machos e fêmeas, considerando que os estímulos visuais são mais aguçados – o que influencia também o comportamento.

Existem indivíduos sedentários, como os poliquetas da família Nereididae, que são capazes de executar movimentos próximos à natação. Em estuários são recorrentes, dentre os sedentários, os táxons relativos aos crustáceos – os quais usam as suas extremidades articuladas para movimentação.

Os organismos da infauna que são cavadores, após o assentamento, desenvolvem-se até o término do seu ciclo de vida quase que exclusivamente dentro do substrato, por meio da construção de galerias ou tocas. Esse hábito de vida é favorecido pelo tamponamento da variabilidade físico-química externa e pelo abrigo contra potenciais predadores. Indivíduos cavadores aparecem em muitas famílias de poliquetas, moluscos bivalves e em diversos outros grupos de invertebrados bentônicos. Em locais abrigados, como baías costeiras ou ambientes estuarinos, o gastrópode *Heleobia australis*, consegue se enterrar a diferentes profundidades em fundos inconsolidados, é capaz de mobilidade em substratos duros e ainda tem capacidade de flutuar na coluna d`água (ECHEVERRÍA et al., 2010).

As espécies da infauna construtoras de tubos biogênicos representam os indivíduos

que aparecem na superfície do fundo e são distintas dos cavadores por meio da função ecológica que exercem. Quando esses organismos se apresentam em grandes conglomerados são capazes de mudar a circulação da água e alterar o processo de sedimentação local, aumentando a deposição de partículas finas como silte e argila. Além disso, são capazes de prover microhabitats em torno dos tubos abrigando bactérias e representantes da meiofauna, além de depositívoros e predadores da macrofauna. Os poliquetas *Diopatra sp.*, *Clymenella* e *Eunice* podem ser listados como alguns representantes dos construtores de tubo (COLLING; BEMVENUTTI, 2011).

Devido à grande conexão entre organismos bentônicos e a dinâmica do ecossistema estuarino, o entendimento sobre as variações espaciais e temporais na composição dos sedimentos e na matéria orgânica entre as áreas estuarinas é primordial para entender a qualidade e a produtividade do ecossistema (KRISTENSEN et al., 2014; MORAIS; CAMARGO; LANA, 2016).

Muitos organismos bentônicos são osmorreguladores e possuem adaptações que os permitem ter o controle osmótico do corpo. Isto é, cada espécie possui um mecanismo fisiológico próprio capaz de controlar a quantidade de sal dentro de si e, assim, manter um balanço com o meio externo. Dependendo do táxon em questão, alguns indivíduos podem ser tolerantes a uma faixa mais ampla de salinidade, enquanto outros a uma faixa mais restrita. Espécies eurihalinas são aquelas que conseguem sobreviver a uma grande variedade de concentrações salinas, ao passo que estenohalinos (*esteno* = restrito) são organismos adaptados a faixas de salinidade muito específicas e restritas – nesse último caso, geralmente, não há a osmorregulação.

1.1.1. Estado da arte dos estudos bentônicos na Baía de Paranaguá

O Complexo Estuarino de Paranaguá já foi local de muitos estudos ecológicos e, nos últimos 30 anos, houve um aumento considerável de trabalhos envolvendo a fauna bentônica de sedimento em Paranaguá e em muitos outros ambientes costeiros brasileiros (NEVES; VALENTIN, 2011). Uma das pesquisas pioneiras na região foi desenvolvida por Lana no sublitoral com 49 estações de coleta abrangendo o eixo leste-oeste da baía de Paranaguá onde foi possível identificar 130 táxons com 94 espécies reconhecidas. Como principais conclusões atribuiu-se os padrões observados na distribuição do macrobentos às características hidrodinâmicas que, conseqüentemente, moldam o aspecto textural do fundo – abrangendo desde areia fina a muito fina, no setor mais externo, passando por areia siltico-argilosa até silte e argila nas áreas mais abrigadas (LANA, 1986).

Além do estudo investigando as associações bênticas no sublitoral, muitas pesquisas também foram desenvolvidas em marismas e bancos não-vegetados nas baías de Paranaguá e Antonina. Lana & Guiss (1991) e Netto (1993), por exemplo, observaram uma maior densidade da infauna durante o inverno nesses ambientes (LANA; GUISS, 1991; NETTO, 1993). Blankensteyn (1994) atribuiu ao recrutamento as maiores abundâncias constatadas em seu estudo em manguezais da Gamboa Perequê localizados no setor euhalino da Baía de Paranaguá (BLANKENSTEYN, 1994). Netto & Lana (1994) investigaram a influência de buracos em baixios feitos por carangueijos azuis, *Callinectes danae*, nas abundâncias da macrofauna local e concluíram que tais interferências no ambiente permitem altas densidades de espécies oportunistas que, do contrário, seriam mais escassas na zona entremarés (NETTO; LANA, 1994).

Posteriormente, com uma nova pesquisa realizada no estuário de Paranaguá com o objetivo de investigar os padrões de distribuição e abundância de anelídeos poliquetas na região entremarés, que compreende as planícies inundáveis, foi constatado que as diferenças nos padrões da fauna são governadas mais pelos gradientes ambientais de energia e de salinidade do que pela habilidade dos organismos em discriminar entre áreas não vegetadas, marismas ou manguezais (LANA; COUTO; ALMEIDA, 1997).

Apesar das características sedimentares semelhantes entre marismas, manguezais e baixios não vegetados, a composição e abundância da fauna macrobentônica pode variar grandemente ao longo dos fundos sublitorais ou entremarés nas regiões euhalina e polihalina da baía de Paranaguá (LANA et al., 2001). Mesmo assim, Boehs, Absher & Cruz-Kaled (2004) observaram nessas regiões, em planícies de marés, um alto grau de similaridade da fauna de moluscos entre o nível sublitoral e a parte mais baixa da faixa entremarés – o que pode estar associado a migrações frequentes por transporte passivo através da ação das ondas (BOEHS; ABSHER; DA CRUZ-KALED, 2004). Os gradientes de salinidade e de energia ambiental parecem controlar os padrões de distribuição em grande escala, ao passo que, a disponibilidade de alimento e a arquitetura da vegetação, sugerem ser as principais causas para a variabilidade da macrofauna em pequena escala. Além disso, as populações de invertebrados bentônicos na baía de Paranaguá carecem de um padrão sazonal pronunciado, com grandes abundâncias tanto no verão como no inverno (LANA et al., 2001).

O estudo desenvolvido por Hostin, Sandrini-Neto & Oliveira (2007), cinco anos depois, nas associações macrofaunais dos canais de acesso ao longo do gradiente estuarino de Paranaguá corroboram as alegações de Lana et al (2001) acerca do padrão de distribuição em larga escala, uma vez que observaram agrupamentos bem definidos da fauna bentônica –

principalmente nos setores marinho e mesohalino (HOSTIN; SANDRINI-NETO; OLIVEIRA, 2007).

Estudos envolvendo experimentos na taxa de recolonização também foram conduzidos em manguezais do estuário de Paranaguá, sendo que, para a maioria das espécies bentônicas, a recolonização seguiu um padrão aleatório e que foi independente do tipo de sedimento e localização das amostras, sendo provavelmente afetado pelo suprimento larval oriundo de outras áreas do estuário (FARACO; LANA, 2006).

Pesquisas mais recentes realizadas no mesmo ambiente de estudo começaram a investigar as respostas das associações bentônicas frente a distúrbios e fontes de poluição – dando à macrofauna uma abordagem como bioindicadora (BRAUKO et al., 2015; GUSMAO et al., 2016; SOUZA et al., 2016). Choueri et al (2009), por exemplo, fizeram uma avaliação integrada da qualidade do sedimento, índices ecológicos do macrobentos e testes de toxicidade no complexo estuarino de Paranaguá. Os autores perceberam uma tendência de menor riqueza na comunidade bentônica, bem como aumento na concentração de contaminantes – principalmente metais – nas partes mais internas do estuário (CHOUERI et al., 2009).

Por fim, após alguns trabalhos já terem sido feitos para a avaliação dos padrões de distribuição da fauna bentônica no sublitoral considerando-se o estuário de Paranaguá como um todo (BROGIM, 2001; HOSTIN; SANDRINI-NETO; OLIVEIRA, 2007; LANA, 1986); a variabilidade das associações bêmicas em pequenas escalas, contudo, se limitavam mais a estudos envolvendo a zona entremarés – fossem em marismas, planícies inundáveis ou manguezais. A única exceção encontrada neste levantamento refere-se à pesquisa conduzida por Negrello-Filho et al (2018) no canal da Galheta, entre a Ilha do Mel e o Ponto do Poço, onde foi realizado um mapeamento de habitats, numa área aproximada de 4 km², com obtenção de imagens do fundo através de sonar. Além disso, as características texturais do sedimento foram analisadas em conjunto com 67 amostras da macrofauna bentônica do sublitoral para avaliação do grau de heterogeneidade espacial e padrões de distribuição nesta escala (NEGRELLO-FILHO et al., 2018).

1.2. Estuário e Ambientes Costeiros

A costa representa a região da superfície da Terra que tem sido afetada por processos oceanográficos, i.e. ondas e marés, durante o período geológico quaternário (últimos 2,6 milhões de anos). A zona costeira, portanto, inclui a planície costeira, o estuário contemporâneo, a área de duna e praia, os costões, a parte praial submersa e a área da

plataforma continental (MASSELINK; GEHRELS, 2014). Apesar da escala temporal longa e abrangente inserida nessa definição, o período quaternário foi caracterizado por significantes mudanças no nível do mar. No passado, fosse de forma eustática ou global, o nível do mar foi consideravelmente inferior ao presente (< 100 m) durante os períodos glaciais, mas também um pouco maior (acima de 10 m) durante alguns períodos interglaciais de aquecimento (MASSELINK; GEHRELS, 2014). Isso significa que as paisagens costeiras têm o potencial de estender consideravelmente além da zona contemporânea onde atuam os processos costeiros. Como os processos morfodinâmicos que atuam na costa têm um caráter cumulativo, i.e. a paisagem costeira atual é parcialmente um produto de processos pretéritos que atuaram em sua formação, é necessária uma perspectiva de longo prazo.

A zona costeira representa a interface entre o continente e o mar e é de grande interesse para uma ampla gama de cientistas e pela sociedade em geral. O uso principal dessa região é a habitação, tendo em vista a grande valorização dada pela especulação imobiliária. A costa, claramente, é um local preferido para a urbanização e cerca de 23% da população global vive atualmente em até 100 km da costa e a menos de 100 m acima do nível do mar (NICHOLLS et al., 2007). A ocupação humana, entretanto, é apenas uma dos muitos usos da região costeira sendo possível também destacar a navegação, uso de recursos marinhos vivos, recursos energéticos e minerais, turismo e recreação, manejo da linha de costa, atividades militares, pesquisa, dentre outros (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004).

O estuário é um ecossistema de transição, onde a água doce oriunda da bacia hidrográfica adjacente mistura-se com a água marinha. Estes ambientes são um dos principais exportadores de nutrientes ao oceano costeiro. Junto com florestas tropicais, deltas inundáveis e banco de corais, os estuários são uns dos ecossistemas mais produtivos do mundo (KENNISH, 2002) – com uma produtividade superior aos próprios rios ou oceanos. A definição proposta para estuários que se tornou amplamente aceita é baseada na sua morfologia e na mistura das águas fluviais com o oceano (PERILLO, 1995). De acordo com essa definição, um estuário é um corpo de água costeiro semi-fechado com uma conexão livre com o mar aberto no qual a água marinha é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda dos rios e tributários adjacentes. A interface entre essas duas massas d'água resulta em um gradiente de salinidade oceano-continente, o qual controla a circulação local e rege a dinâmica do estuário com o mar. Esses ambientes costumam apresentar ainda gradientes de turbidez, densidade, granulometria, nutrientes, circulação e variações na altura da maré (FITZGERALD; GEORGIU; MINER, 2014; MCLUSKY, 1993). Pesquisadores chegaram a desenvolver um trabalho em um estuário em Portugal no qual era possível até mesmo

estabelecer um gradiente por contaminação de metais-traço (PILÓ et al., 2015).

Em termos de sedimentação, autores estabeleceram que um estuário é a porção marinha de um sistema de vale afogado, que foi formado durante o aumento do nível do mar no Pleistoceno (DALRYMPLE; ZAITLIN; BOYD, 1992). O estuário recebe sedimentos de fontes marinhas e fluviais, e a distribuição das fácies resultantes é governada por uma interação de marés, ondas e processos fluviais.

Estuários podem ser categorizados quanto ao grau de estratificação vertical, variando desde altamente estratificados até aqueles que são bem misturados com pouco ou nenhum gradiente vertical de salinidade. O grau de estratificação é influenciado pela morfologia costeira, geometria do canal, input de água doce, variação de maré próximo à boca e características de propagação de ondas de marés (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004). A critério de exemplo, estuários rasos são frequentemente bem misturados, ao passo que fjords profundos podem ser altamente estratificados.

À medida que a força da maré aumenta, dominando a força do rio, a turbulência resultante da corrente causa a mistura de toda a coluna de água. Nestes estuários, a salinidade varia mais horizontalmente do que verticalmente, levando a uma condição moderadamente estratificada.

Estuários bem misturados ocorrem onde a mistura das marés é forte o suficiente para superar a estratificação vertical. Esses estuários são mais complexos e, na ausência de estratificação vertical, o fluxo e a troca são amplamente governados por gradientes de salinidade horizontais e transversais. Quando esses estuários são suficientemente amplos, a força de Coriolis pode segregar as massas de água doce e salgada durante a maré cheia, fazendo com que elas fluam em direções opostas (FITZGERALD; GEORGIU; MINER, 2014). Esse regime é modificado ainda mais pela batimetria do estuário e pela presença de canais naturais ou antropogênicos profundos (canais de navegação ou dragados), que podem causar convergência axial e circulação secundária que resulta em mistura turbulenta, resultando em gradientes de salinidade horizontais e transversais.

1.3. Parâmetros Oceanográficos e Físico-Químicos

1.3.1. Salinidade

A salinidade, em uma definição simples, é a quantidade total de material dissolvido em gramas em um quilograma de água do mar. Portanto, a salinidade é um parâmetro adimensional, ou seja, não apresenta unidades por ser a relação proporcional entre outras grandezas. A variabilidade do sal dissolvido é muito pequena no mar aberto, por exemplo, a

faixa de salinidade para a maior parte da água oceânica é de 34,60 a 34,80 partes por mil (STEWART, 2008). No ecossistema estuarino a concentração da salinidade das águas marinhas é gradativamente diluída pelo aporte de água doce oriunda da bacia hidrográfica do entorno. À medida que a vazão fluvial é intensificada – o que ocorre com a influência das chuvas na região - essa diluição tende a ser maior.

Não somente os organismos são categorizados de acordo com sua adaptação à salinidade como também os estuários. Uma classificação possível foi formulada pelo Sistema de Veneza, a qual estabelece setores de salinidade dentro de um ambiente estuarino (ANON, 1958). Segundo esse critério os ambientes salobros foram divididos a partir da ‘água doce’ (salinidades abaixo de 0,21 ppm), ‘Oligohalina’ (0,21 - 1,84 ppm), ‘Mesohalina’ (1,84 - 18 ppm), ‘Polihalina’ (18 - 30 ppm) e ‘Euhalina’ (> 30 ppm). Esse modelo de classificação foi proposto no Simpósio Internacional para Classificação de Águas Salobras e contou com a participação de pesquisadores das áreas de limnologia e ciências biológicas que padronizaram os termos e limites entre o ambiente de água doce e marinho.

1.3.2. Temperatura

A temperatura é um parâmetro muito importante a ser avaliado em estudos ambientais. De forma objetiva, a temperatura está associada com o movimento de átomos e moléculas. Quanto mais intenso for esse movimento, maior será a temperatura e mais rápido ocorrerão as reações químicas no ambiente. Por outro lado, temperaturas mais baixas significam um movimento molecular mais lento, reduzindo também a cinética química. O metabolismo de microrganismos, por exemplo, está diretamente relacionado com a temperatura, tendendo a ser mais acelerado em locais de temperaturas mais altas. Sabe-se que temperaturas superiores a 30°C na água marinha ou estuarina começam a ser limitantes para a sobrevivência do bentos, bem como de algas também. Em um estudo no qual foi utilizada uma meta-análise com diversos resultados publicados de experimentos avaliando os efeitos da temperatura, constatou-se que a necessidade de oxigênio por parte da macrofauna bentônica aumenta com o aumento da temperatura (VAQUER-SUNYER; DUARTE, 2011).

Por conta desse parâmetro, ecossistemas tropicais e temperados possuem diferenças marcantes quanto à sua dinâmica ambiental. Geralmente, a maior parte dos estudos na área das geociências se concentram em regiões temperadas. Muitas das constatações que estes trabalhos alcançam podem não se aplicar totalmente aos ambientes tropicais. Por exemplo, há um trabalho que chega a refutar um modelo para a mineralização do carbono orgânico em ecossistemas aquáticos continentais – evidenciando que o mesmo não poderia ser extrapolado

para a zona tropical (CARDOSO et al., 2014). Neste caso, o motivo para a discrepância foi justamente a consideração de poucos estudos feitos nos trópicos no modelo original (figura 1):

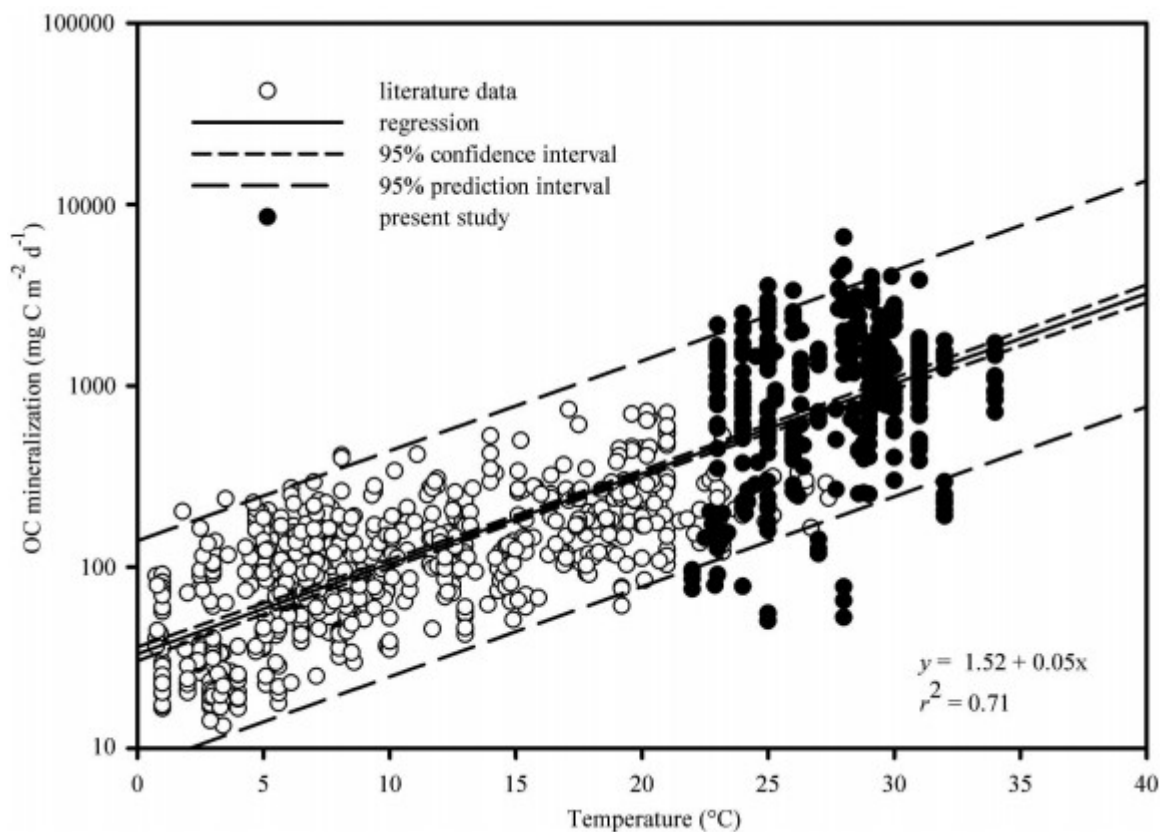


Figura 1: Relação entre as taxas de mineralização do carbono orgânico nos sedimentos de lagos de diferentes regiões do mundo. Os pontos pretos representam a consideração de pesquisas feitas nos trópicos apontando para um padrão significativo entre o aumento da temperatura e o metabolismo microbiano (CARDOSO et al., 2014).

Nos estudos envolvendo os padrões espaciais na distribuição da macrofauna bentônica, inicialmente, muitos trabalhos se concentraram na região temperada (FUJII, 2007; RODRIGUES et al., 2006), contudo, atualmente, já existem muitas pesquisas desenvolvidas na região tropical (BARROS et al., 2012; EGRES et al., 2019; HOSSAIN, 2019). Lana et al. (2001) expõem que, ao contrário da abundância máxima de macroinvertebrados que é observada no final da primavera e início do verão na zona temperada, as populações bentônicas em um estuário subtropical (Baía de Paranaguá) apresentam altas abundâncias durante todo o ano, sem um padrão sazonal definido (LANA et al., 2001). Em outro estudo realizado na Lagoa dos Patos/RS, localizada em latitudes ainda maiores, foi observada uma correlação negativa entre a temperatura e as densidades de macroinvertebrados referentes aos períodos iniciais da primavera e verão (COLLING, 2007). Assim, pela quantidade de trabalhos disponíveis tanto em altas como baixas latitudes, é possível comparar como as

comunidades bentônicas são estruturadas em diferentes partes do globo e quais fatores são os mais preponderantes para os padrões encontrados. No cenário brasileiro, autores chegaram a fazer um levantamento das principais pesquisas realizadas com a fauna bentônica no país – chegando a contabilizar 136 trabalhos publicados entre 1950 e 2010 (NEVES; VALENTIN, 2011).

1.3.3. Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico, pH, é um parâmetro que revela se um dado meio está ácido, neutro ou alcalino. A sua escala abrange de 0 a 14, de modo que um pH 7 indica neutralidade. Ambientes com valores abaixo de 7 são ácidos e quando superiores a 7 são alcalinos.

A palavra pH faz referência à maneira como a quantidade de íons de hidrogênio é calculada – é o logaritmo negativo da concentração do íon (H^+), ou seja, em pH mais alto, existem menos íons de hidrogênio livre. Por isso, uma alteração de uma única unidade representa uma mudança dez vezes maior na concentração do íon (H^+). Existem dez vezes menos íons (H^+) livres em um pH 7 do que em um pH 6, por exemplo.

O pH do meio aquático afeta a solubilidade de substâncias químicas (quantidade passível de ser dissolvida na água) e a oferta para a biota (quantidade disponível para a vida aquática), como nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono) e metais pesados (ferro, arsênio, alumínio, entre outros).

A forma para a determinação do pH é essencialmente colorimétrica e eletrônica. Apesar da maneira digital ser o mais recorrente por conta da praticidade no campo, as técnicas colorimétricas já foram utilizadas empiricamente por muito tempo. A colorimetria se fundamenta na alternância da coloração de substâncias químicas quando estas se encontram em um meio ácido ou alcalino.

A maior parte dos medidores de pH utilizam eletrodos de vidro. Conseqüentemente, esse aparelho é um instrumento frágil, que precisa de cuidados e boas práticas de uso. O sensor, após a calibração, fica pronto para a medição das leituras em cada alíquota, devendo ser mantido ligado ao longo de todo o período de análise. Após o uso os sensores devem ser lavados com água destilada sempre em que forem colocados numa nova amostra.

Temperatura, equilíbrio químico e a atividade do sódio são três fatores que influenciam na medição do pH. A elevação da temperatura provoca um aumento da inclinação da curva potencial do eletrodo versus pH, sendo que a $0^{\circ}C$ a inclinação é de 54 mV/unidade de pH e aumenta cerca de 5 mV/unidade de pH a cada $25^{\circ}C$ (MANZOLLI;

PORTZ; PAIVA, 2011). Os efeitos químicos provocados por alterações no equilíbrio químico, tais como a mudança de temperatura e a concentração de reagentes, atuam por exemplo, nos tampões de pH (provocando resultados abaixo do normal), o que pode ser contornado com a utilização de um eletrodo de vidro projetado para diminuir esse erro. Ainda, em amostras muito ácidas ($\text{pH} < 1$), o eletrodo de vidro padrão emite resultados superiores aos reais, sendo preciso a especificação de um eletrodo próprio.

1.3.4. Matéria Orgânica

A matéria orgânica representa um conjunto de diferentes substâncias com muitos compostos de carbono, podendo alternar entre proteínas, açúcares, ácidos orgânicos e etc (HESSEN et al., 2006). Na natureza, ela é um fator muito presente – principalmente nos sistemas límnicos rodeados por muita vegetação, contudo, pode ser encontrada também nos estuários por meio da vazão fluvial da bacia hidrográfica. As fontes naturais possíveis podem ser a produtividade primária autóctone e alóctone e, portanto, as condições físico-químicas do meio interferem diretamente na dinâmica desse parâmetro nos sistemas aquáticos (GARCIA et al., 2014). Por exemplo, a turbidez da coluna d'água pode interferir na taxa de fotossíntese dos produtores primários, bem como a baixa concentração de nutrientes pode limitar também a produção de matéria orgânica autóctone. O desmatamento da mata ciliar contribui para a redução do aporte natural alóctone, por outro lado, a lixiviação proveniente de atividades agrícolas pode aumentar consideravelmente os teores de carbono orgânico no ecossistema aquático (DAHLGREN; NIEUWENHUYSE; LITTON, 2004).

Estudos feitos em ambientes aquáticos acerca das peculiaridades da matéria orgânica revelam que alguns compostos orgânicos são bastante estáveis (HEDGES; KEIL, 1999), contudo, mudanças físico-químicas podem desfazer esta estabilidade permitindo a liberação de poluentes associados para a coluna d'água (MCCALLISTER et al., 2006). Dados sobre a origem, natureza e acumulação da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos podem ser obtidos através da determinação dos seus constituintes. Essa ferramenta tem-se mostrado muito importante para a compreensão da dinâmica e ocorrência da matéria orgânica em águas, solos e sedimentos (MEYERS, 2003). A compreensão acerca do conteúdo de carbono orgânico no ambiente pode ser empregada como medida para se entender os processos biogeoquímicos que atuam nos ambientes aquáticos (ALONG, 1996). Por exemplo, o conhecimento se o teor de matéria orgânica é constituído majoritariamente por compostos ricos em proteínas e pobres em celulose em um ambiente aquático revela o caráter mais lábil desse parâmetro, podendo sugerir importantes informações acerca dos processos ambientais

vigentes, bem como a possibilidade de fontes de poluição próximas (KAUSHAL; BINFORD, 1999). Os compostos húmicos são definidos como um grupo complexo de substâncias recalcitrantes oriundos de reações químicas mediada por microrganismos na matéria orgânica (BUDZIAK; MAIA; MANGRICH, 2004), tendo como fonte material vegetal em estado de decomposição como por exemplo, a celulose e lignina.

1.3.5. Turbidez

A turbidez é o nível de diminuição da intensidade luminosa ao passar em um meio aquoso. Essa atenuação acontece graças ao espalhamento da luz, provocado pelos sólidos em suspensão e outras substâncias presentes na água. A presença de partículas sólidas suspensas como argila, silte e matéria orgânica, bem como organismos microscópicos (e.g. fito e zooplâncton) são os principais fatores que influenciam na turbidez.

Quando há uma alta concentração de materiais suspensos, a coluna d'água fica muito turbida, podendo interferir na intensidade da produtividade primária. Essa condição geralmente é mais favorável de ocorrer em locais do estuário com um menor hidrodinamismo. A descarga dos rios adjacentes também podem influenciar significativamente a turbidez no ecossistema aquático. Locais onde apresentam uma estação chuvosa bem definida podem ser marcados por um efeito sazonal na dinâmica estuarina, com aumentos correspondentes na turbidez. Por fim, eventos de fortes tempestades ou chuvas torrenciais também tem o potencial de mudar drasticamente a condição turbida de corpos d'água (DAHLGREN; NIEUWENHUYSE; LITTON, 2004). O excesso de material fino pode causar impactos à macrofauna bentônica através da obstrução de estruturas delicadas de alguns bivalves filtradores, por exemplo.

A turbidez é mensurada por um aparelho chamado turbidímetro, o qual compara o nível de luz dispersada pelos materiais suspensos na coluna d'água com a dispersão provocada por uma suspensão tida como padrão. Quanto mais forte for a intensidade da luz dispersada maior será a turbidez da alíquota medida. Esse aparelho também pode ser chamado de Nefelômetro, o qual possui uma fonte de luz, um detector fotoelétrico e um apetrecho para mostrar a intensidade luminosa dispersa em ângulo de 90° ao feixe incidente. A turbidez é expressa em Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT).

A determinação desse parâmetro pode ser realizada diretamente em campo ou pode-se recolher uma amostra de água para ser medida em frascos de plástico ou vidro posteriormente. É orientado que as amostras fiquem guardadas em local abrigado da luz, à temperatura ambiente, e as medições devem ser feitas em até 24 horas.

Alguns autores afirmam que o nefelômetro deve ter uma sensibilidade de 0,02 UNT para águas com baixa turbidez (<1 UNT) como, por exemplo, mar aberto e um limite de detecção de 40 UNT (MANZOLLI; PORTZ; PAIVA, 2011). Para águas muito túrbidas é necessário fazer diluições antes de se medir as amostras.

A presença de detritos e partículas grossas suspensas podem ser interferentes, pois tendem a se decantar de forma rápida - o que conduzirá a valores subestimados. Amostras com uma grande quantidade de substâncias húmicas e que, portanto, apresentam coloração escura podem apresentar valores superestimados, uma vez que a cor possui propriedade de absorver luz. A presença de bolhas pequenas também tem o potencial de influenciar em resultados superiores ao real – por esse motivo amostras que são analisadas em laboratório precisam ser guardadas de modo a não provocar bolhas.

A calibração deve ser feita sempre antes de cada medição, seguindo as instruções do fabricante. O aparelho deve permanecer ligado enquanto as leituras são realizadas. Caso o equipamento seja desligado uma nova calibração será necessária. Alguns fabricantes podem ter uma faixa muito restrita de leitura. Nesse caso, será necessário a diluição da amostra com a utilização de água destilada e tendo a fórmula abaixo como base:

$$\text{Turbidez (UNT)} = A \times F$$

Em que:

A é a leitura da amostra;

F é o fator de diluição.

1.3.6. Oxigênio Dissolvido

O Oxigênio Dissolvido (OD) é o elemento principal no metabolismo dos organismos aeróbios. No ambiente aquático, o oxigênio é indispensável também para os seres vivos, como a fauna bentônica, sendo que muitas espécies não conseguem sobreviver a concentrações de OD inferiores a 4,0 mg/L. Profundidade e temperatura são dois fatores que interferem no teor de saturação do OD no ambiente marinho. Ou seja, em locais mais profundos a pressão exercida pela coluna d'água é maior, aumentando assim a dissolução do oxigênio. Por outro lado, a temperatura já exerce um papel inverso, sendo que, à medida que têm-se massas d'água mais quentes, menor é solubilidade dos gases dissolvidos. Ecossistemas aquáticos com baixos teores de oxigênio possivelmente apontam para o recebimento de matéria orgânica de origem antrópica. Bactérias aeróbicas aumentam o seu metabolismo na presença de carbono orgânico e, para isso, acabam consumindo grande quantidade de oxigênio – podendo levar o ambiente à hipóxia ou mesmo anoxia. A redução

nas concentrações de oxigênio dissolvido irá depender da capacidade de autodepuração do ambiente. Regiões estuarinas muito abrigadas e com pouca troca das águas oceânicas (ricas em OD) são mais passíveis de apresentarem baixos teores de oxigênio. Em situações como essa, organismos bentônicos podem ser altamente prejudicados – podendo inclusive haver o desaparecimento de alguns grupos mais sensíveis. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mostra a matéria orgânica potencialmente biodegradável e o seu cálculo necessita da concentração de OD no meio aquático. A estimativa da DBO pode ser feita tanto para ambientes naturais, como também para efluentes industriais ou no tratamento de esgotos sanitários. Por fim, a análise de OD pode ser feita em laboratório por meio de titrimetria de oxidação e redução (método de Winkler) ou por aparelhos eletrônicos como oxímetros ou sondas multiparamétricas (MANZOLLI; PORTZ; PAIVA, 2011).

1.3.7. Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de extrema importância no metabolismo de ecossistemas aquáticos, em razão de ser um componente estrutural na composição dos seres vivos. O nitrogênio faz parte da estrutura dos nucleotídeos (base do material genético) e aminoácidos que, por conseguinte, compõem as proteínas. Portanto, um ambiente que seja pobre nesse elemento não poderá sustentar uma biomassa muito grande, pois as enzimas que atuam nos processos metabólicos são constituídas por proteínas, limitando assim, a produção primária. As fontes naturais do nitrogênio em um estuário são a lixiviação proveniente da bacia hidrográfica, materiais orgânicos e a fixação do mesmo no metabolismo ecossistêmico. Como fontes antrópicas, podem-se citar a indústria de cosméticos, fertilizantes, explosivos e alimentícia.

As principais formas nas quais o nitrogênio pode ser encontrado no ambiente aquático são: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (aminoácidos, peptídeos e etc.) e nitrogênio orgânico particulado (e.g.: detritos) (ESTEVEZ, 1998a). O ciclo do nitrogênio é conduzido por complexas transformações microbianas. Ele se inicia pela fixação microbiana de nitrogênio em que o N_2 é reduzido para amônia (NH_3) e incorporado aos aminoácidos, proteínas e material genético de macro e microrganismos. Outros destinos da amônia são a (1) oxidação pelo nitrito em anaerobiose (ANAMMOX) com produção de N_2 ou seguir para o processo de (2) nitrificação em aerobiose, gerando nitrito (NO_2^-) e depois nitrato (NO_3^-), utilizado por produtores primários e microrganismos heterotróficos. A nitrificação é um processo aeróbio de produção de carbono orgânico, realizado pelos microrganismos

quimiolitotróficos. Em ambientes anaeróbios, os microrganismos transformam os produtos da nitrificação em óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e, finalmente, nitrogênio molecular (N₂), que retorna à atmosfera, em um processo denominado desnitrificação. A desnitrificação é um processo realizado pelos microrganismos heterótrofos anaeróbios. Todas as formas químicas no ciclo do nitrogênio são reativas (N_R), sendo que, além da fixação biológica, o N_R pode se originar na natureza a partir da queima de biomassa e tempestades elétricas, tendo também como ponto de partida o nitrogênio molecular (N₂) (ERISMAN et al., 2013).

Apesar de sua importância e, geralmente estar associado como fator limitante à produtividade primária em ambientes não impactados, o nitrogênio reativo (N_R) em excesso, contudo, tem o potencial de acidificar e eutrofizar o meio aquático (ERISMAN et al., 2013). O impacto do nitrogênio reativo (N_R) nas espécies da fauna bentônica dependeria de vários fatores incluindo o tempo de exposição, a forma nitrogenada presente e sua concentração. A amônia (NH₃) é a forma mais tóxica para biota, seguida pelo nitrito (NO₂⁻) e, por fim, o nitrato (NO₃⁻). Geralmente, o metabolismo microbiano possibilita a rápida transformação do nitrogênio orgânico em nitrato que, apesar de menos tóxico, ainda pode causar efeitos nocivos aos organismos em altas concentrações.

1.3.8. Fósforo

O fósforo, juntamente com o nitrogênio, constitui-se um dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento da vida aquática. Essa importância se justifica pelo fato desse elemento estar presente, por exemplo, na composição dos fosfolípidos (presentes na estruturação das membranas celulares), na molécula de ATP (adenina trifosfatada – fundamental por armazenar energia para o metabolismo) e nos ácidos nucleicos presentes no material genético. Na maioria das águas continentais o fósforo é tido como o principal fator limitante da sua produtividade (ESTEVES, 1998b). A fonte natural desse elemento reside nas rochas fosfáticas (conhecidas também como fosforite), as quais representam um recurso não renovável de tal modo que é estimada, por alguns pesquisadores, a sua depleção dentro de 50 a 100 anos (PANTANO et al., 2016).

O principal motivo para a exploração do fósforo (na forma de fosfato) reside na demanda por fertilizantes para a agricultura, a qual corresponde a 90% de todo fósforo extraído (PANTANO et al., 2016). A origem antrópica desse elemento também está associada com o uso de detergentes e esgotamentos sanitários não tratados. Essa interferência no ciclo do fósforo com o consequente despejo de efluentes ricos em fosfatos e/ou a lixiviação de

áreas agrícolas com o uso intensivo de fertilizantes são as principais razões para a eutrofização artificial de ecossistemas marinhos (BERBEL; FAVARO; BRAGA, 2015; MARINS; FILHO; ROCHA, 2007).

Pelo fato do fósforo ser encontrado no ambiente aquático, quer na forma iônica ou na forma complexada como fosfato, é comum reportar-se a esse elemento apenas como fosfato para se referir às suas diferentes formas nos estudos de Limnologia. Basicamente, as formas do fosfato podem ser classificadas em cinco: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido (ortofosfato ou fosfato reativo), fosfato total dissolvido e fosfato total. Todas essas formas de fosfato, conhecidas também como frações, são relevantes, contudo, é atribuída ao ortofosfato uma importância ainda maior por ser a principal forma assimilada por plantas aquáticas (ESTEVES, 1998b).

2. HIPÓTESE

Considerando que a macrofauna bentônica sedentária de sedimentos possui mobilidade reduzida no estágio adulto, o que a dificulta de migrar por grandes distâncias quando as condições ambientais são desfavoráveis;

Considerando que esses organismos são muito sujeitos à físico-química do ambiente, permanecendo com o tempo aqueles que conseguem se adaptar às condições vigentes;

Considerando que o espaço amostral trabalhado nesse estudo abrangeu uma escala de dezenas de quilômetros;

Considerando que a macrofauna bentônica é frequentemente utilizada como um indicador biológico para aferir a qualidade ambiental de sistemas aquáticos;

Considerando que algumas espécies sejam mais tolerantes e outras sejam mais sensíveis ao gradiente estuarino;

Espera-se que a variação da comunidade macrobentônica na baía de Paranaguá/PR **esteja** relacionada com o gradiente estuarino de salinidade. Ou seja, acredita-se que a salinidade tenha um papel preponderante na distribuição dos organismos bentônicos na baía de Paranaguá/PR, constituindo-se assim, um importante estruturador das comunidades ecológicas ali presentes.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Investigar o padrão espacial de distribuição da riqueza (número de táxons) e abundância da macrofauna bentônica na baía de Paranaguá/PR frente à geoquímica e ao gradiente estuarino.

3.2. Objetivos Específicos

- I) Categorizar o estuário em setores salinos de acordo com as médias de salinidade;
- II) Discutir os padrões físico-químicos encontrados espacialmente e entre estações seca e chuvosa;
- III) Verificar os filos mais representativos em termos de abundância e número de espécies;
- IV) Estabelecer os indicadores ecológicos como riqueza, abundância, Shannon, dominância e uniformidade;
- V) Comparar os resultados com outros estuários tropicais e/ou subtropicais;
- VI) Determinar as espécies mais representativas de cada setor salino categorizado;
- VII) Avaliar a potencial variação intra-anual na composição da comunidade macrobentônica;
- VIII) Identificação do hábito de vida e biologia dos principais táxons diagnósticos de cada setor.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A pesquisa foi realizada no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) – um estuário subtropical localizado no estado do Paraná, cujos pontos de coleta estão assinalados na figura 3. Este ambiente pode ser dividido em algumas partes: a oeste tem-se as baías de Paranaguá e Antonina, e ao norte, encontram-se as baías de Laranjeiras, Guaraqueçaba e Pinheiros, bem como as enseadas de Itaqui e Benito. A entrada do estuário é ladeada pelas ilhas do Mel e Galheta, sendo que ao longo de todo o complexo estuarino, bancos de areia e ilhas de tamanho médio e pequeno podem ser encontradas. O complexo estuarino é delimitado por extensos manguezais e bacias hidrográficas e está ligado ao Oceano Atlântico por três canais principais (LANA et al., 2001). A maré é predominantemente semi-diurna, com alcance médio de 2,2 m e o estuário é classificado como parcialmente misto, uma vez que ocorre uma maior estratificação durante períodos de maior vazão (LANA et al., 2001; MARONE et al., 2007).

O Complexo Estuarino de Paranaguá pode ser dividido em dois eixos: um de extensão leste-oeste, que é a baía de Paranaguá propriamente, que abrange uma distância aproximada de 56 km; e outro no sentido norte-sul com cerca de 30 km de extensão (LAMOUR; SOARES; CARRILHO, 2004). Esse sistema estuarino é tido como um dos ambientes costeiros menos impactados do sudeste brasileiro em razão do processo de urbanização e desenvolvimento terem se concentrado no interior do continente no estado do Paraná e, mesmo hoje, atividades econômicas como agricultura e indústria não estão completamente desenvolvidas na região costeira (LANA et al., 2001). Com o passar dos anos, contudo, os conflitos de interesse acerca do uso comum do estuário, gradualmente, se intensificaram requerendo, assim, diretrizes legais para o gerenciamento costeiro – como a resolução Conama 357/2005 que estabelece valores de referência na avaliação ambiental para diferentes classificações dos corpos d'água (BRASIL, 2005). Nessa área de estudo, o enriquecimento intenso por nutrientes pode ser motivo de preocupação para a qualidade ambiental, uma vez que o porto de Paranaguá está entre os mais importantes locais de processamento de grãos e fertilizantes da América Latina – mais de seis milhões de toneladas de fertilizantes ricos em fósforo e nitrogênio são manuseados nos cais todos os anos (MIZERKOWSKI et al., 2012).

O clima regional é definido como subtropical úmido mesotérmico onde, apesar de não haver uma estação seca definida, há a tendência de concentração das chuvas nos meses de verão. A temperatura média no mês mais quente é maior que 22°C, ao passo que no mês mais frio é abaixo de 18°C (MELLO; LOPES; FELTRIM, 2017). Os extremos de temperatura da

superfície d'água variaram entre $20.6^{\circ}\text{C} \pm 0.1^{\circ}\text{C}$ no inverno e $29.3^{\circ}\text{C} \pm 0.1^{\circ}\text{C}$ no verão em estudo realizado nessa baía entre 2012 e 2013 (SALVADOR; BERSANO, 2017).

Além da influência marinha, o estuário recebe considerável entrada de água doce de vários rios, principalmente na estação chuvosa (verão). A amplitude de marés pode atingir 2,2 m e a renovação da água doce ocorre entre 3 a 10 dias, sendo que, no verão, esse tempo pode ser menor (NOERNBERG et al., 2008). Dois portos importantes estão instalados na área, Antonina e Paranaguá; este último é um dos maiores portos de exportação de grãos da América do Sul, atingindo mais de 18 milhões de toneladas em volume de cargas anualmente (KRUG; LEÃO; AMARAL, 2007). Além das atividades portuárias, a pesca artesanal no complexo estuarino forma a base econômica da população local. Algumas marinas também estão localizadas na região, como no canal de Pontal e na foz do Itiberê, muito frequentado por embarcações de recreio devido às suas abundantes atrações naturais e áreas de conservação.

A cidade mais importante da região é Paranaguá, com aproximadamente 140.450 habitantes (TONETTI; NUCCI; VALASKI, 2012). Grande parte da cidade está localizada no continente; no entanto, há uma ocupação de população de baixa renda na Ilha Valadares. Nesta mesma cidade está localizado o terceiro maior porto do Brasil. Além de Paranaguá, ainda é possível mencionar as cidades de Antonina e Guaraqueçaba, com aproximadamente 20.000 e 8.000 habitantes, respectivamente (MONTEIRO; NAGY, 2017). O município de Paranaguá aglomera cerca de 80% dos habitantes do complexo estuarino e, como é o caso de muitas cidades do Brasil, a falta de saneamento constitui um problema sanitário e ambiental. Apenas 25% da população dessa cidade está conectada a um sistema de tratamento de esgoto (MIZERKOWSKI et al., 2012). Ao longo de toda a margem do estuário e em várias ilhas ainda existem cidades menores e habitantes esparsos. Como o lençol freático de todas essas áreas é muito superficial, dificultando a construção de tanques e drenos assépticos, a maioria desses esgotos também é lançada no estuário.

A figura 2 mostra o padrão de precipitação no ano de 2018 (barras verdes verticais) junto com a normal climatológica na região (pontos amarelos). A precipitação anual é de mais de 3.000 mm e é dividida entre uma estação chuvosa na primavera e verão (de outubro a março) e uma estação seca no outono e inverno (de abril a setembro), sendo que a entrada de água doce varia de 30% da média anual durante a estação seca a 170% da média durante a estação chuvosa (SPIER et al., 2016). As campanhas de coleta ocorreram nos meses janeiro, maio, setembro e dezembro do ano de 2018, de modo que duas amostragens correspondem à estação chuvosa (jan e dez/18) e duas no período seco (mai e set/18), conforme figura 2.

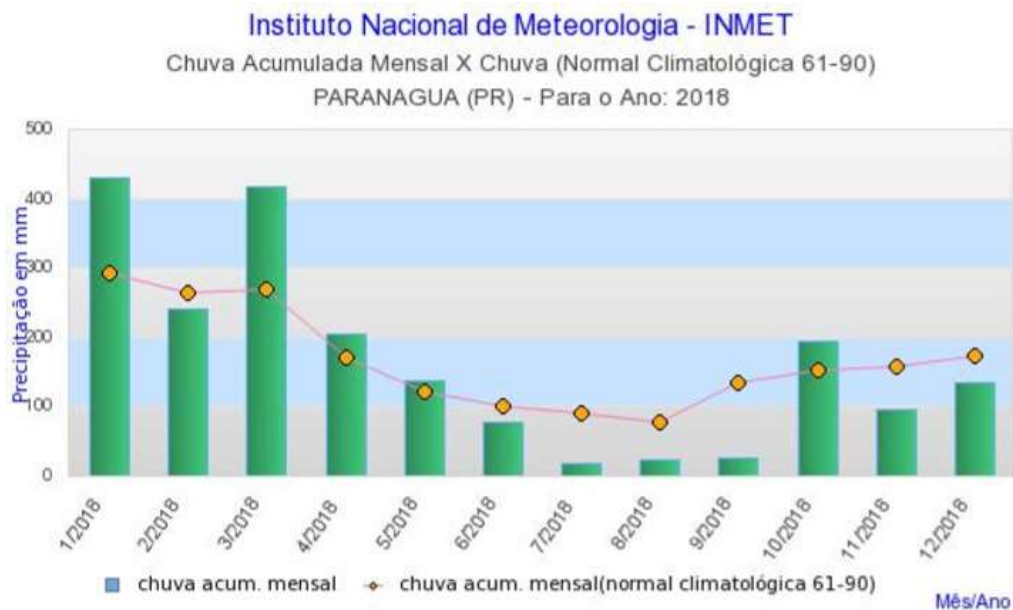


Figura 2: Gráfico da chuva acumulada em cada mês no ano de 2018. Fonte: INMET http://www.inmet.gov.br/sim/abre_graficos.php, acessado em: 23/06/2020

Os pontos de amostragem foram selecionados de modo a cobrir o gradiente estuarino e, por essa razão, estão distribuídos principalmente ao longo do eixo longitudinal. A malha amostral dessa pesquisa abrangeu 16 pontos no sublitoral representados na figura 3 e foram coletados durante a maré vazante no período de sizígia em todas as campanhas. As profundidades de coleta variaram entre 2,1 a 19,8 m.

Na tabela 2 estão listadas em UTM (Fuso 22S / Datum WGS 84) as coordenadas de cada estação amostral que foram utilizadas nesse estudo. Todas as campanhas de coleta foram realizadas com auxílio de aparelho GPS a fim de se obter máxima precisão espacial na amostragem de cada ponto.

Tabela 2: Coordenadas UTM (Fuso 22S / Datum WGS 84) dos pontos estudados e suas profundidades.

Ponto	Latitude	Longitude	Profundidade (m)
#01	7184272	732461	4,6
#02	7178425	734070	2,1
#03	7178920	740828	7,4
#04	7177875	745217	7,3
#05	7175791	745691	4,0
#06	7177130	750195	14,7
#07	7175914	751632	2,5
#08	7176911	752592	2,1
#09	7173240	755443	7,1
#10	7177768	757150	16,0
#11	7175119	762770	17,3
#12	7171917	762433	9,0
#13	7169437	768066	13,9
#14	7163886	773537	16,5
#15	7158025	787729	19,8
#16	7170621	787466	17,0

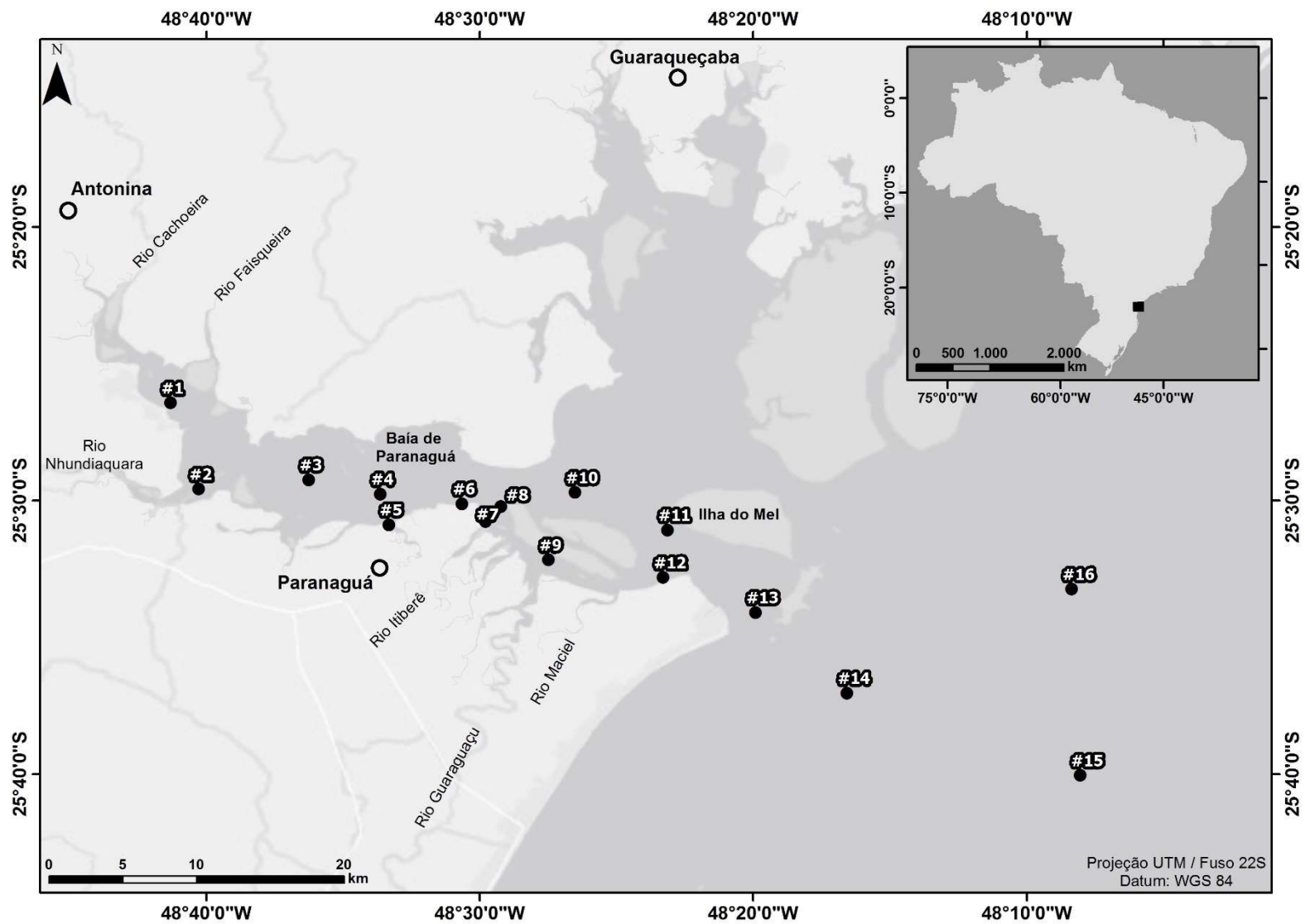


Figura 3: Área de estudo com a malha amostral, municípios e principais rios que desaguam no Complexo Estuarino de Paranaguá.

4.2. Categorização dos setores salinos

Para a definição dos setores salinos considerados nesse estudo foi utilizada uma série histórica de 4 quatro anos (2014 a 2018) com medições trimestrais da salinidade nos mesmos pontos da figura 3 que foram obtidas por Negrello Filho. A necessidade desses dados se justifica para se ter um retrato mais preciso da variação salina causada pela amplitude de maré, precipitação e descarga fluvial. Segundo Marone e colaboradores, “variações do nível do mar de até 80 cm acima dos valores de maré astronômica têm sido observadas na região, devido aos efeitos de marés meteorológicas causadas pelas passagens de frentes frias” (MARONE et al., 2007).

De acordo com os dados de salinidade obtidos trimestralmente por Negrello Filho (2018, não publicado) é possível dividir o estuário em três setores – mesohalino (pontos #01 e #02), polihalino (#03 a #10) e euhalino (pontos #11 a #16). As medianas obtidas em cada ponto podem ser vistas no gráfico box-plot da figura 4. As variações de salinidade observadas podem ter reflexo direto nas comunidades bentônicas estudadas e será analisada em mais detalhes ao longo desse trabalho. Outros pesquisadores também dividiram a Baía de Paranaguá em três regiões – (i) o setor oligo-mesohalino superior; (ii) o setor médio (ou central) oligo-polihalino e (iii) o setor inferior de micro a meso marés poli a euhalino (LANA et al., 2001), de tal modo que os dados de monitoramento obtidos por Negrello Filho corroboram a caracterização feita por Lana et al., (2001).

Apesar de, por uma questão de definição, os pontos #14, #15 e #16 estarem fora do limite do que seria considerado um estuário (PERILLO, 1995; PRITCHARD, 1952) e, portanto, configurarem um domínio marinho; adotou-se, contudo, essa região tendo em vista que as fronteiras conceituais apresentam certa subjetividade e há diferentes critérios que podem ser considerados (e.g.: oceanográfico, geomorfológico e etc.). Além disso, dentro de um mesmo critério, os limites que compõem um estuário são dinâmicos e as suas posições geográficas variam continuamente desde escalas menores do que um ciclo de maré até escalas geológicas (MARONE et al., 2007).

Os gráficos box-plot são representações gráficas que permitem avaliar rapidamente a dispersão de um conjunto de dados, destacar os valores discrepantes presentes (outliers) e ótimos para efeito de comparação. Com esses diagramas é possível visualizar os valores mínimo, 1º quartil, mediana (centro), 3º quartil e máximo (TRIOLA, 2008).

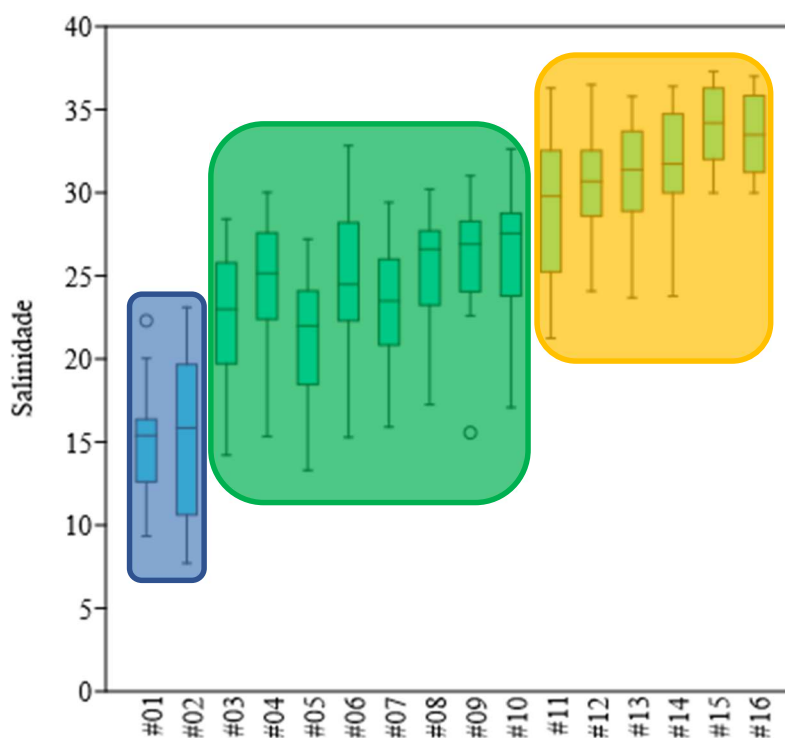


Figura 4: Box-plot dos dados de salinidade obtidos trimestralmente entre os anos de 2014 e 2018 em cada um dos 16 pontos da malha amostral – permitindo a categorização do ambiente de estudo em três setores salinos: mesohalino (azul); polihalino (verde) e euhalino (amarelo), de acordo com a classificação de Anon (1958). As linhas horizontais representam os valores mínimo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo das medições; as verticais, a amplitude de variação e, os círculos, os outliers.

4.3. Coleta e análises das amostras biológicas e ambientais

As coletas de sedimento para macrofauna bentônica foram feitas com o auxílio do busca fundo van Veen de volume aproximado de 5 litros e 0,05 m² de área – semelhante ao amostrador utilizado por outro estudo na mesma baía (LANA, 1986). Em cada ponto amostrado foram coletadas três réplicas a fim de se buscar uma maior representatividade espacial, conforme é orientado em estudos dessa natureza (ELEFTHERIOU; MCINTYRE, 2005). Os parâmetros in situ foram aferidos com o uso de uma garrafa van Dorn que coletou a água do fundo (profundidades na tabela 2) de cada ponto para, em seguida, ser analisada com uma sonda multiparâmetros da marca Horiba modelo U-51. A saber, as variáveis consideradas foram: temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, Eh e turbidez. O sensor já havia sido previamente calibrado com um padrão para cada parâmetro, sendo que o pH foi calibrado com três padrões – nas faixas 4.0, 7.0 e 9.0. Para armazenamento, o eletrodo foi

lavado com muita água destilada e guardado embebido numa solução de KCl a fim de se evitar a redução da sua vida útil.

Além das triplicatas para análise bentônica uma quarta amostra de sedimento foi coletada em todos os pontos para verificação em laboratório da granulometria, matéria orgânica, carbono orgânico total e nutrientes (nitrogênio Kjeldahl e fósforo total). Tais amostras foram armazenadas adequadamente em pequenos sacos zip-lock (15 x 10 cm) dentro de um cooler com gelo seco e foram transferidas congeladas (~ -20 °C) e protegidas da luz para o laboratório até a análise.

As amostras para granulometria foram secas em estufa a 50°C e, em seguida, pesadas em torno de 20g de sedimento seco. A matéria orgânica contida em cada alíquota foi eliminada por meio do uso do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) diluído a 10%, determinando-se então as concentrações de matéria orgânica calculando-se a diferença com o peso inicial. Utilizou-se peneiramento úmido (em malha de 63µm) sendo que, o que foi retido, a fração mais grossa, foi submetida a secagem em estufa, pesada e peneirada novamente. Esse sedimento foi discriminado usando-se um conjunto de peneiras com malhas de 4,0 mm, 2,0 mm; 1,0 mm; 0,5 mm; 0,25 mm; 0,125 mm e 0,062 mm e o material correspondente à fração de silte/argila (<0,063mm) foi analisado com o auxílio de um granulômetro. A análise neste equipamento precisou de 5 g de sedimento depositado junto a 50 ml de hexametáfosfato num tubo falcon e misturado por 24 horas até se executar o processo de análise no aparelho. Esta técnica de determinação granulométrica utiliza o método LPS (Laser Particle Sizer) por meio do uso do instrumento (Malvern Mastersize 2000 Malvern, UK) equipado com um dispositivo de dispersão do material (modelo Hydro 2000 G) e um computador com software específico. O aparelho mostra a dimensão das partículas diante de um laser incidente. Através de uma avaliação estatística das dimensões das áreas de sombreamento e da dispersão da luz captadas por um detector torna-se possível obter os dados brutos da fração fina. Os resultados de granulometria foram calculados pelo programa GRADISTAT, que processa os parâmetros dos sedimentos como grau de seleção, curtose, diâmetro médio e assimetria (BLOTT; PYE, 2001; FOLK; WARD, 1957). Ainda com base no mesmo programa foi gerado o diagrama textural seguindo o critério de Folk e Ward no qual classifica as amostras em uma das dez categorias de sedimento possíveis – como areia, argila, lama, silte e etc. (FOLK; WARD, 1957).

O carbono orgânico total (COT) foi analisado seguindo o método de oxidação úmida (WALKLEY; BLACK, 1934). O método baseia-se na oxidação da matéria orgânica pela mistura de ácido sulfúrico com dicromato de potássio, seguida pela titulação reversa do

dicromato excessivo com sulfato de amônio ferroso.

O fósforo total foi obtido após a amostra ser incinerada na mufla a 550°C durante 12 horas. As cinzas foram digeridas por ácido clorídrico 1,0 M sob agitação. Para a análise de nitrogênio utilizou-se 0,1 g de sedimento seco e macerado para ser oxidado com persulfato de potássio a alta pressão em autoclave a 100 °C por 30 min. Ao final, sub-amostras de 25 e 15 ml foram usadas para a determinação de nitrogênio e fósforo, respectivamente, de acordo com o método colorimétrico descrito por Grasshoff (GRASSHOFF; KREMLING; EHRHARDT, 1999).

Cada réplica coletada para bentos foi inserida em sacos plásticos grandes (60 x 40 cm) e de espessura resistente previamente identificados. Todas as amostras foram lacradas de modo a evitar a perda do material, sendo que cada triplicata era devidamente discriminada, preservando-se em separado, o conteúdo de cada réplica. Em seguida, à temperatura ambiente, os sacos lacrados foram acondicionados em bandejas grandes, de modo que cada uma comportava até três triplicatas. Nenhuma amostra foi compactada por outras de modo a preservar a integridade dos organismos presentes.

A etapa de lavagem e fixação com uso do formol foi realizada na marina logo após o esforço amostral na embarcação (figura 5). Foi dada preferência às amostras coletadas primeiro de forma a não exceder o tempo máximo pós coleta estabelecido nos protocolos (ELEFTHERIOU; MCINTYRE, 2005). Primeiro era rompido o lacre do saco plástico, despejada a amostra sobre uma rede de malha de 0,5 mm e lavada com água marinha até todo o excesso de sedimento ser retirado (figura 5). Em seguida, o material restante era acondicionado em potes plásticos de 0,5 a 1,0kg, dependendo do volume residual, para a aplicação do formol de concentração 8 a 10%. A quantidade de formol usada era apenas o suficiente para o cobrimento total da amostra.



Figura 5: Coleta da macrofauna bentônica com uso do busca fundo van Veen, armazenamento e lavagem.

Cada pote plástico foi identificado com o número do ponto de coleta e sua réplica correspondente tanto na tampa, como em uma etiqueta de papel vegetal presente no interior do recipiente. Após todas as amostras terem sido lavadas e fixadas foram guardadas em caixas plásticas abertas em temperatura ambiente, abrigadas do sol e em local arejado. O transporte do material para a Universidade Federal Fluminense foi feito de carro. A triagem foi realizada sem o uso de corantes, com o auxílio de lupa em laboratório apropriado e os táxons separados por filo e armazenados em frascos âmbar de 14ml com tampa rosca e batoque identificados tanto com a etiqueta em papel vegetal na parte interna como também com etiqueta externa. Antes de cada triagem a amostra era submetida a mais uma lavagem em malha de 0,5 mm para retirada do formol excedente. Após a triagem de todas as amostras os frascos âmbar foram armazenados até a etapa da identificação dos organismos – também feita predominantemente com a lupa e, em alguns casos, com auxílio do microscópio óptico (figura 6). Os espécimes foram identificados até o menor nível taxonômico possível através

do auxílio de chaves de identificação (AMARAL; NONATO, 1996, 2006; MELO, 1996, 1999; RIOS, 2009; SEREJO, 2004).



Figura 6: Etapa da triagem dos organismos bentônicos com auxílio de lupa e pinça em laboratório.

4.4. Cálculo dos índices de diversidade

Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (com logaritmo natural), Margalef, Simpson, dominância, uniformidade e equitatividade com base nos valores de riqueza e abundância tanto pelo software excel como pelo programa Past. Os índices de diversidade combinam dois atributos de uma comunidade: riqueza de espécies e equabilidade (também conhecida como equitabilidade), sendo que a maioria são considerados como não-paramétricos pois independem dos parâmetros de uma distribuição normal – envolvendo apenas a abundância relativa de cada espécie na amostra (MELO, 2008).

A equabilidade refere-se ao quão similar estão as abundâncias das espécies representadas no ambiente, ou seja, caso todos os táxons tenham a mesma representatividade a equabilidade será máxima. A dominância, por sua vez, como o próprio nome sugere, indica a proporção de espécies dominantes em uma comunidade. Por exemplo, em uma assembleia onde tenha-se equabilidade baixa, é esperado um nível de dominância alto – onde uma ou poucas espécies apresentam abundâncias elevadas. A expressão matemática para o índice de

dominância (D) encontra-se na equação abaixo, sendo que p_i é igual à proporção de indivíduos da amostra pertencentes à espécie i .

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Figura 7: Fómula matemática da dominância (D).

O índice de Simpson é inversamente proporcional à dominância, podendo ser resumido pela expressão $1-D$. Este índice dá maior peso à equabilidade do que o índice de Shannon (MELO, 2008), cuja expressão matemática é apresentada na figura 8.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i$$

Figura 8: Equação para o cálculo do índice de Shannon-Wiener

O índice de Shannon (H') dá maior peso à presença de espécies raras e é um dos mais utilizados na literatura, juntamente com o de Simpson (MENDES et al., 2008). De qualquer forma, a utilização desses índices deve ser feita com atenção e senso crítico, pois o resultado em si de qualquer dessas métricas pode ser algo abstrato e de difícil interpretação (JOST, 2007). O mais apropriado é a utilização de um mesmo índice para comparação da diversidade ecológica ao longo do tempo.

O índice de diversidade de Margalef (d) pode ser facilmente calculado em uma planilha excel, cuja fórmula está expressa na figura 9. É necessário ter o cuidado, contudo, de fazer o cálculo do índice com valores absolutos e não com dados da densidade dos organismos (GAMITO, 2010).

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Figura 9: Expressão matemática do índice de Margalef

Na fórmula para obtenção do índice de Margalef (d), S é o número de espécies e N é o número absoluto de indivíduos numa amostra, cujo logaritmo natural é calculado. Os valores obtidos no cálculo de cada um desses índices foram usados para a construção de gráficos e execução de estatísticas.

4.5. Tratamento dos dados

Primeiramente, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilks para aferir a natureza da distribuição de cada dado. Todas as análises estatísticas empregadas nesse trabalho, incluindo o teste de normalidade, foram realizadas no software Past v.3. Atribuiu-

se uma significância de $p < 0,05$ para cada variável de modo que, resultados de p abaixo desse valor, recusavam a hipótese nula de que o parâmetro em questão era normalmente distribuído. Como a maior parte do conjunto de dados não apresentou uma distribuição normal, empregou-se então técnicas estatísticas não paramétricas, ou seja, que não pressupõe a normalidade dos dados.

Para a verificação de diferenças estatísticas tanto entre os pontos de coleta, como entre as estações seca e chuvosa foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis – que é o equivalente não paramétrico da ANOVA unifatorial. Novamente, adotou-se o nível de significância de 0,05 para rejeitar a hipótese nula de não haver diferença entre as medianas dos dados.

Para comparação dos valores de salinidade em cada ponto foi utilizada uma série histórica de dados levantados em monitoramento de quatro anos (2014-2018) com coletas trimestrais. Gerou-se, então, gráficos box-plot com sinalização de outliers para a comparação de cada estação amostral. Dessa forma, foi possível visualizar as medianas de salinidade para os 16 pontos de coleta, bem como a amplitude da variação de cada um. Os resultados das medianas serviu como critério para o estabelecimento dos três setores salinos trabalhados nesse estudo com base nas categorias do sistema de Veneza (ANON, 1958).

A visualização gráfica acerca da composição das espécies bentônicas entre os setores de salinidade e a variação intra-anual (estações seca e chuvosa) foi feita através do uso do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com a distância baseada no índice de similaridade de Bray Curtis. Todos os táxons foram considerados, inclusive as espécies raras, e o cálculo foi feito com base nas abundâncias totais. A análise de similaridade (ANOSIM) foi empregada para avaliar a significância dos agrupamentos formados no nMDS (CLARKE, 1993). Para a verificação dos organismos bentônicos mais representativos de cada setor salino categorizado foi aplicado o percentual de similaridade – SIMPER. Foi estabelecido um valor de corte de 70% para a contribuição percentual acumulada (CLARKE et al., 2014).

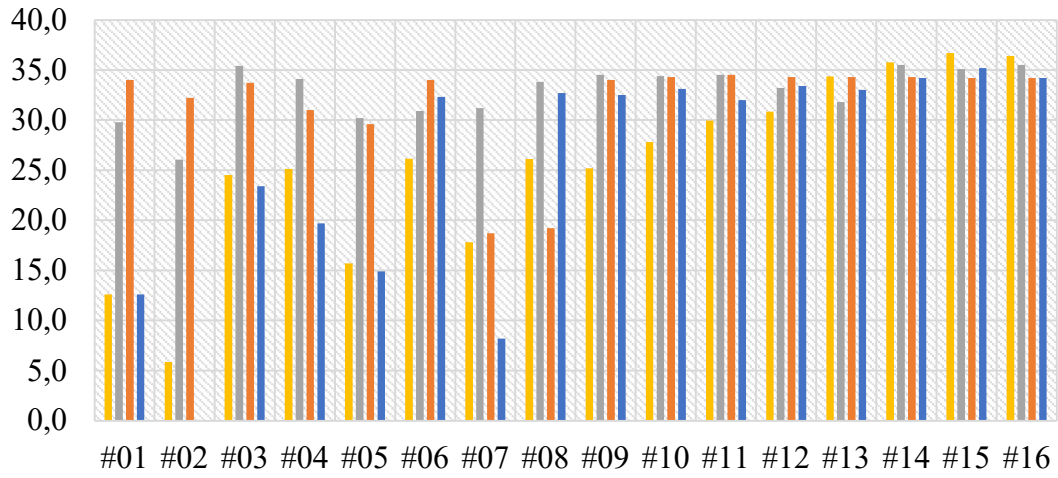
A relação multivariada entre os parâmetros ambientais e indicadores ecológicos foi aferida com o uso da Análise dos Componentes Principais – PCA (VALENTIN, 2000). Os dados foram padronizados subtraindo cada valor da sua média e dividindo-o, em seguida, pelo seu desvio-padrão. Esse tratamento objetiva uma melhor visualização gráfica, uma vez que retira qualquer interferência proveniente de unidades distintas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

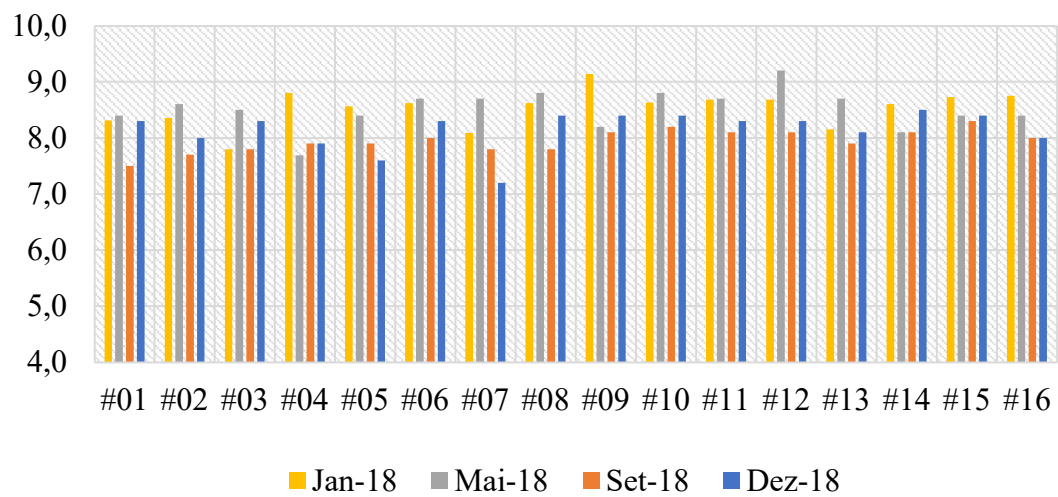
5.1. Padrões físico-químicos da água de fundo

A figura 10 mostra os valores de salinidade, pH e oxigênio dissolvido encontrados durante as quatro campanhas de coleta no ano de 2018. Comparado à salinidade, o pH apresentou valores igualmente flutuantes, mesmo apesar da capacidade de tamponamento das águas oceânicas – alcançando uma amplitude de variação de 100 vezes no pH do ponto mais ácido (#07 em dez/18) até o mais alcalino (#12 em mai/18). Os valores variaram entre 7,2 e 9,2 e os pontos #07 e #04 foram os que apresentaram os maiores coeficientes de variação (7,86 e 6,13%, respectivamente), conforme a tabela 11 (anexo). Nas áreas costeiras, a dinâmica da variação do pH é mais complexa, pois é influenciada por vários processos naturais e antropogênicos que não a captação de CO₂ (BORGES; GYPENS, 2010; DUARTE et al., 2013; HAGENS et al., 2014). Na presente área de estudo, por outro lado, não foi possível detectar claramente a influência de fatores antropogênicos e não foi verificada diferença estatística entre os pontos ($p = 0,76$) – ver a tabela 10 (anexo). O fato, contudo, do menor valor de pH ter sido encontrado nas proximidades da cidade de Paranaguá, no ponto #07, indica a influência de poluição orgânica local. As concentrações de oxigênio variaram entre 0,9 mg/L (estação de amostragem #07) e 8,1 mg/L (estação de amostragem #02). Novamente, o ponto #07 apresentou o maior coeficiente de variação (43,39%), ao passo que o ponto #13 foi o que mostrou os valores mais constantes de oxigênio dissolvido ao longo do ano (7,69% de coeficiente de variação), conforme a tabela 11 (anexo). Apesar dessa amplitude de valores, não houve contudo, uma diferença estatística entre os pontos ($p > 0,05$). Isso se justifica porque o único local que apresentou concentrações baixas de oxigênio em todas as campanhas ($< 3,5$ mg/L) foi o ponto #07, ao passo que os demais tiveram um padrão semelhante. Possivelmente, a proximidade do ponto #07 com fontes de esgoto doméstico oriundo do município de Paranaguá seja a principal causa para as baixas concentrações verificadas. O rio Itiberê que deságua próximo a essa estação de amostragem é bastante poluído e apresenta forte odor com frequência. Há variação intra-anual, pois os resultados de oxigênio encontrados na estação seca são significativamente diferentes dos valores medidos na estação chuvosa ($p < 0,0001$) - tabela 10. As menores concentrações foram registradas nos pontos #07, #08 e #09, sugerindo a influência do descarte de resíduos gerados na cidade de Paranaguá, uma vez que a principal atividade antropogênica que resulta em alterações nas concentrações de oxigênio dissolvido no ambiente marinho é a adição de matéria orgânica, principalmente por atividades antrópicas (BEST; WITHER; COATES, 2007).

Salinidade (psu)



pH



Oxigênio Dissolvido (mg/L)

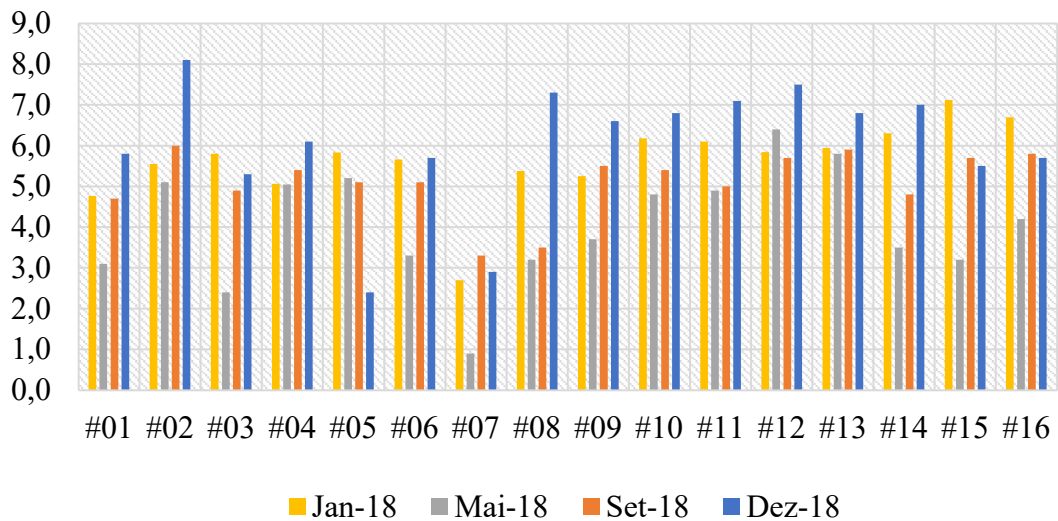
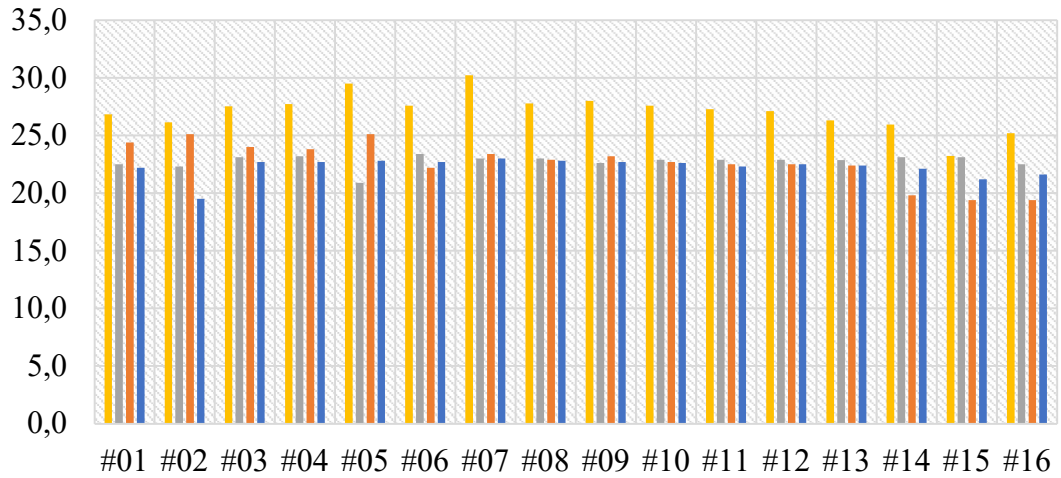


Figura 10: Variação da salinidade, pH e oxigênio dissolvido em cada campanha.

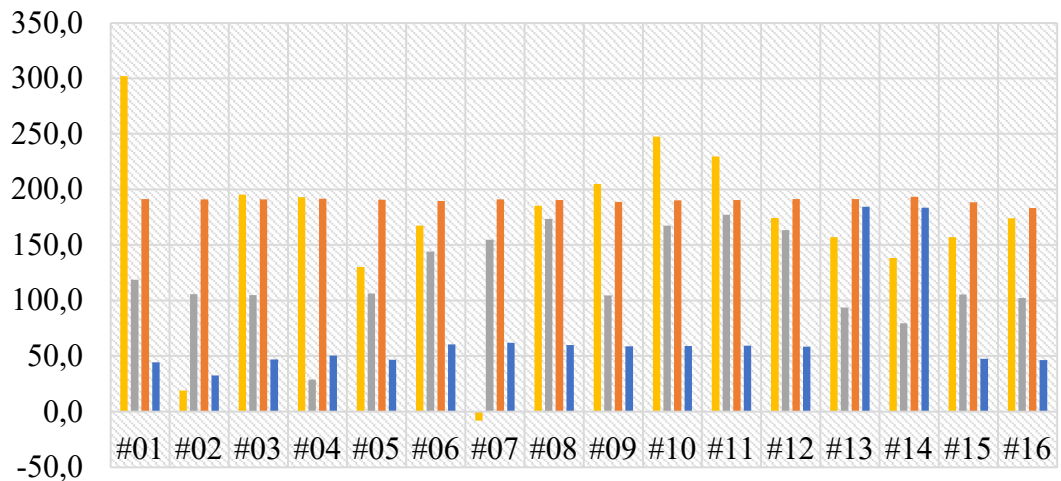
No presente estudo, os dados de temperatura foram maiores em janeiro (estação de verão), sugerindo a influência da temperatura atmosférica na coluna d'água, uma vez que os principais influenciadores climáticos que impactam a temperatura da água estuarina são a insolação, a temperatura dos rios, o ar e o oceano, e mudanças na descarga fluvial e intensidade eólica (BROWN; SHARP; MOCHON COLLURA, 2016). Ainda assim, isso não pode ser sugerido como uma tendência devido à baixa representatividade da coleta de dados que representa apenas um horário em cada campanha (Figura 11). O mesmo pode ser sugerido em relação aos dados de Eh e variação sazonal. Além disso, esse parâmetro registrou valores positivos em praticamente todos os pontos de coleta, em ambas as estações do ano, sugerindo alta oxigenação no lençol freático das áreas estudadas (SUNDBY et al., 2003). O Eh é um dos parâmetros que indicam a sensibilidade de oxidação-redução na dinâmica química em sedimentos e água.

Finalmente, os dados de turbidez mostram a região mais interna como a área menos transparente. Ou seja, há mais partículas suspensas na água provenientes da predominância de sedimentos finos (silte e argila) dessa região. Além disso, a salinidade mais baixa da área interna também contribui para esse padrão, uma vez que ambientes com salinidade maior tendem a agrupar e decantar as partículas em suspensão. Os níveis de turbidez podem aumentar principalmente durante tempestades de inverno ou no verão, quando os fluxos de lixiviação da irrigação contribuem substancialmente para a carga de sedimentos e sólidos em suspensão (DAHLGREN; NIEUWENHUYSE; LITTON, 2004). Aparentemente, na baía de Paranaguá, como no caso da salinidade, a turbidez é fortemente influenciada pela vazão fluvial, que é intensificada na estação chuvosa.

Temperatura (°C)



Eh (mV)



Turbidez (NTU)

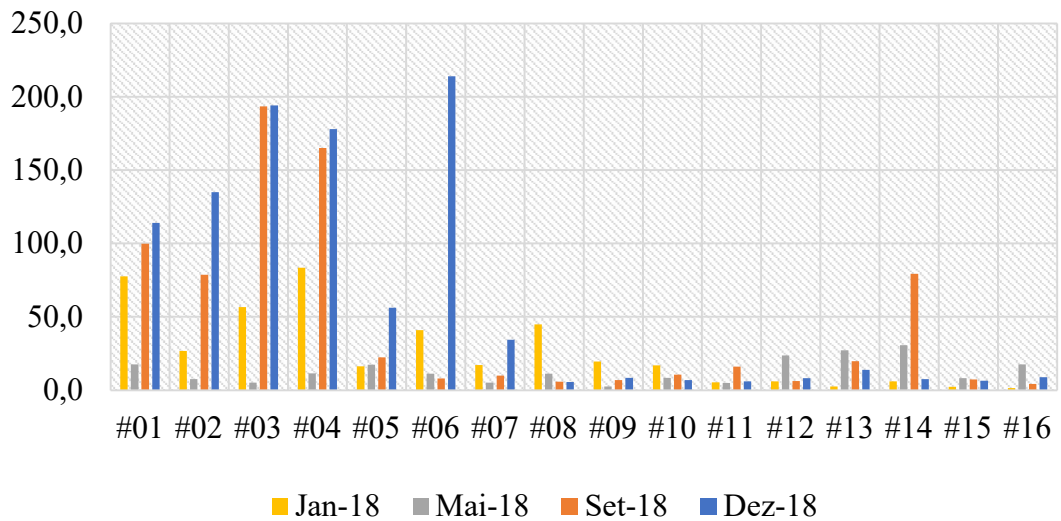


Figura 11: Variação da temperatura, Eh e turbidez em cada campanha.

5.2. Características do sedimento

Houve uma tendência ao aumento da matéria orgânica em direção ao interior do estuário (figura 12). As concentrações obtidas variaram entre 1.730,00 mg/Kg e 267.680,00 mg/Kg. O teste de Kruskal-Wallis, no entanto, indicou não haver diferença significativa na variação entre as estações de amostragem ($p = 0,1955$). Esse resultado se justifica por conta da presença de dois outliers obtidos em maio nos pontos #06 e #11, com resultados de 267.680,00 e 265.050,00 mg/Kg, respectivamente. Esse padrão errático de matéria orgânica aponta para poluição antrópica. A mesma observação pode ser aplicada para os níveis de nitrogênio ($p = 0,225$), que variaram entre 6,1 e 3.201,1 mg/Kg. Novamente, podem ser observados outliers nas estações de amostragem, mas neste caso, principalmente nos pontos #03 e #04 (resultados superiores a 2500,0 mg/Kg). Em comparação aos demais pontos, essas estações de amostragem tiveram coeficientes de variação relativamente baixos (74,16 e 79,17%, tabela 11), contudo, isso se deve por terem apresentado altos valores de nitrogênio durante todo o ano (figura 12). Esses valores anômalos de matéria orgânica e nitrogênio são reflexo da influência do descarte de esgoto doméstico da cidade de Paranaguá, bem como eventuais perdas nos constantes carregamentos de fertilizantes na área portuária (MIZERKOWSKI et al., 2012). Por fim, a avaliação estatística confirmou a variação intra-anual como significativa para matéria orgânica e nitrogênio ($p = 0,001$ e $p = 0,018$, respectivamente), sugerindo uma relevante contribuição fluvial onde, na estação chuvosa, a contribuição alóctone é maior no estuário. Na figura 13 encontra-se o diagrama com a caracterização do sedimento dos 16 pontos de coleta. É possível perceber que a malha amostral desse estudo também abrangeu um gradiente textural – englobando as categorias de silte arenoso, areia siltosa e areia, segundo (FOLK; WARD, 1957). As categorias texturais encontradas estão de acordo com estudos anteriores na região (LAMOUR; SOARES; CARRILHO, 2004; LANA, 1986; LANA et al., 2001). Os dados de granulometria mostraram frações mais finas em quase todas as estações mais internas, sugerindo um hidrodinamismo menos intenso até o ponto #10. Não foi verificada diferença estatística nos resultados de granulometria comparando-se as estações seca e chuvosa ($p > 0,05$), contudo, espacialmente, essa diferença se confirmou ($p < 0,0001$). Outro estudo na baía de Paranaguá afirma que as concentrações de sedimentos finos (argila e silte) correspondem a quase todo o estuário, excetuando-se a foz dos rios Nhundiaquara, Cachoeira e Faisqueira, bem como nas áreas de desembocadura onde as concentrações de sedimentos grossos (grânulo e areia) são predominantes (LAMOUR; SOARES; CARRILHO, 2004). Tais resultados são congruentes

com esta pesquisa uma vez que os pontos internos próximos à foz dos rios apresentaram um percentual maior na fração grossa, a saber: pontos #02 (Nhundiaquara), #08 (Itiberê) e #09 (Guaraguaçu) – figura 3. A estatística completa com os percentuais de cada fração textural, média, curtose e assimetria podem ser visualizados na tabela 7 (anexo).

Nas áreas adjacentes ao porto de Paranaguá o diâmetro médio do sedimento variou de areia fina à silte. Na desembocadura sul do Complexo Estuarino de Paranaguá predominaram areias finas, gradando para areia grossa até os pontos mais externos. Negrello-Filho et al., (2018), registraram padrões granulométricos semelhantes nessa área de estudo (NEGRELLO-FILHO et al., 2018).

Quanto ao grau de seleção, verificou-se o predomínio de sedimentos pobremente selecionados, principalmente nos pontos mais internos do estuário. Nos pontos próximos à Ilha do Mel os sedimentos foram classificados como moderadamente à bem selecionados. Tal padrão se justifica por essa região se tratar de um ambiente de alta energia com fortes correntes de vazante (LANA, 1986).

Por fim, é interessante observar que os pontos que apresentaram a categoria textural mais fina não foram os mais internos, como as estações amostrais #01 e #02 (figura 13). Esse padrão se justifica por conta da proximidade da desembocadura dos rios Cachoeira e Nhundiaquara, respectivamente. A vazão das águas fluviais para o interior do estuário permite uma remobilização mais constante dos sedimentos finos no fundo. As estações amostrais #03, #04 e #07, por outro lado, sugerem ser ambientes de menor energia possibilitando a deposição de partículas finas em maior proporção, dando a característica textural do fundo como silte arenoso.

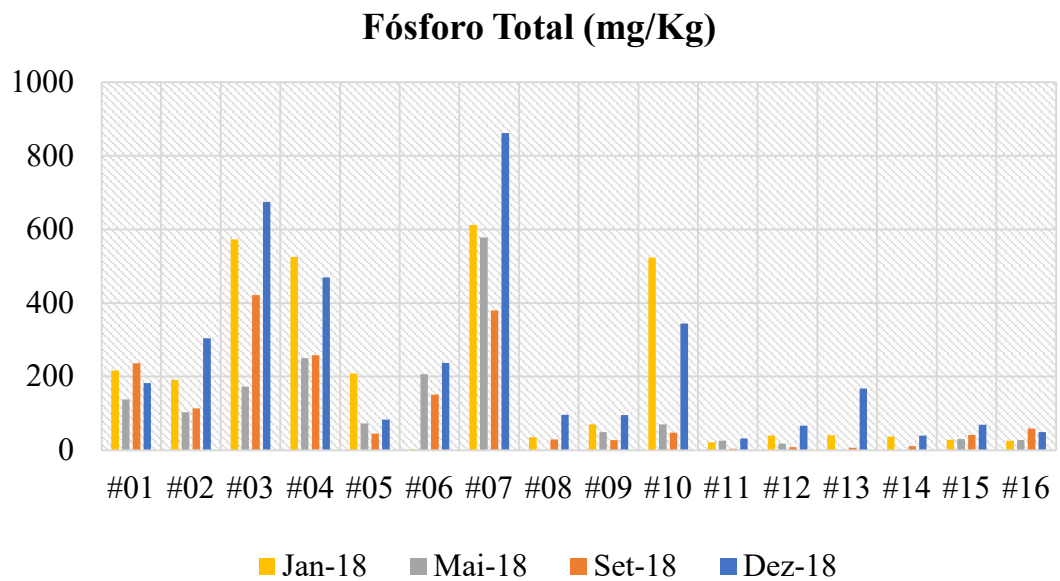
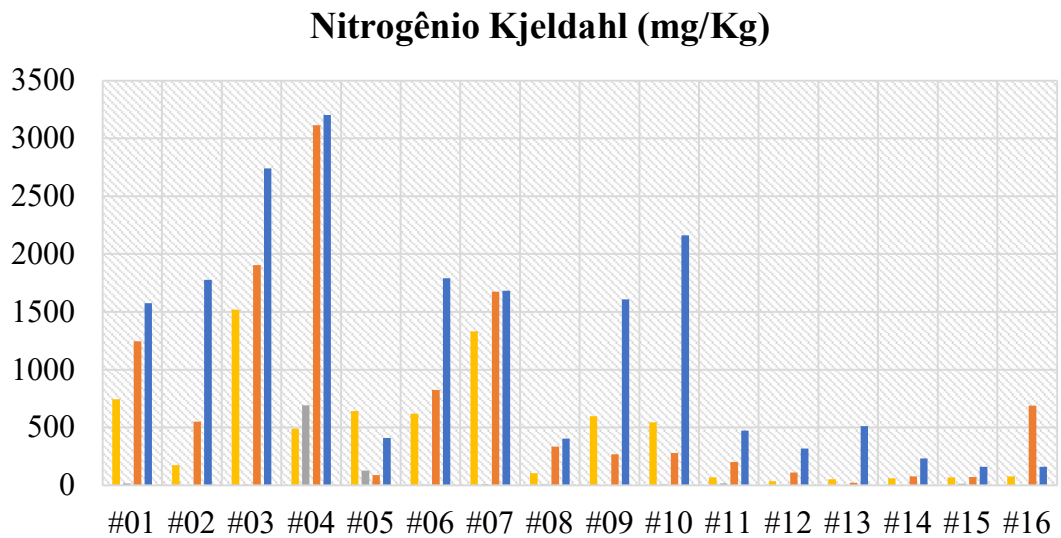
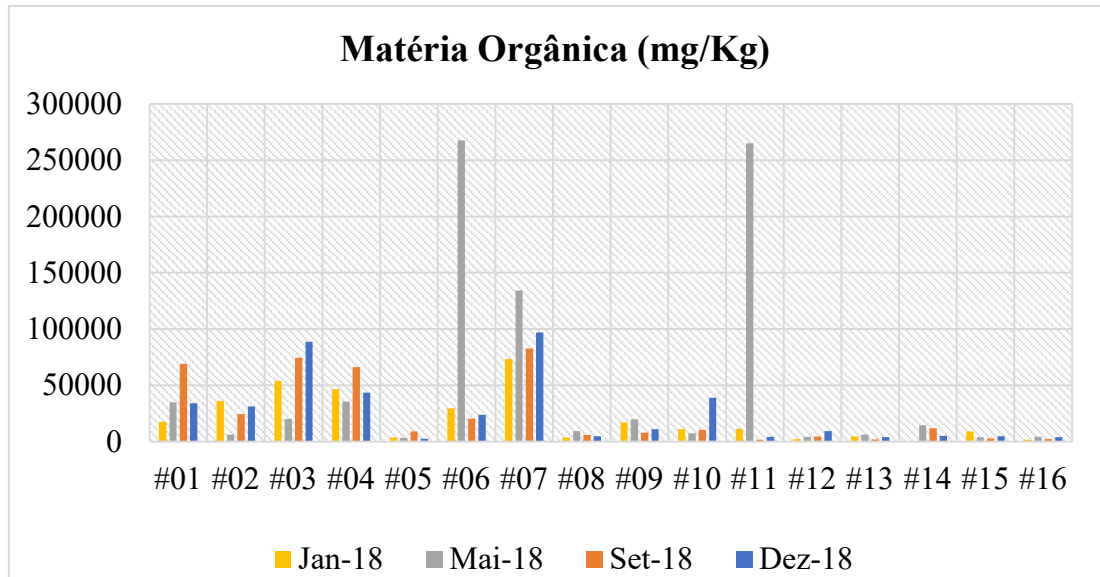


Figura 12: Variação da matéria orgânica, nitrogênio kjeldahl e fósforo total em cada campanha.

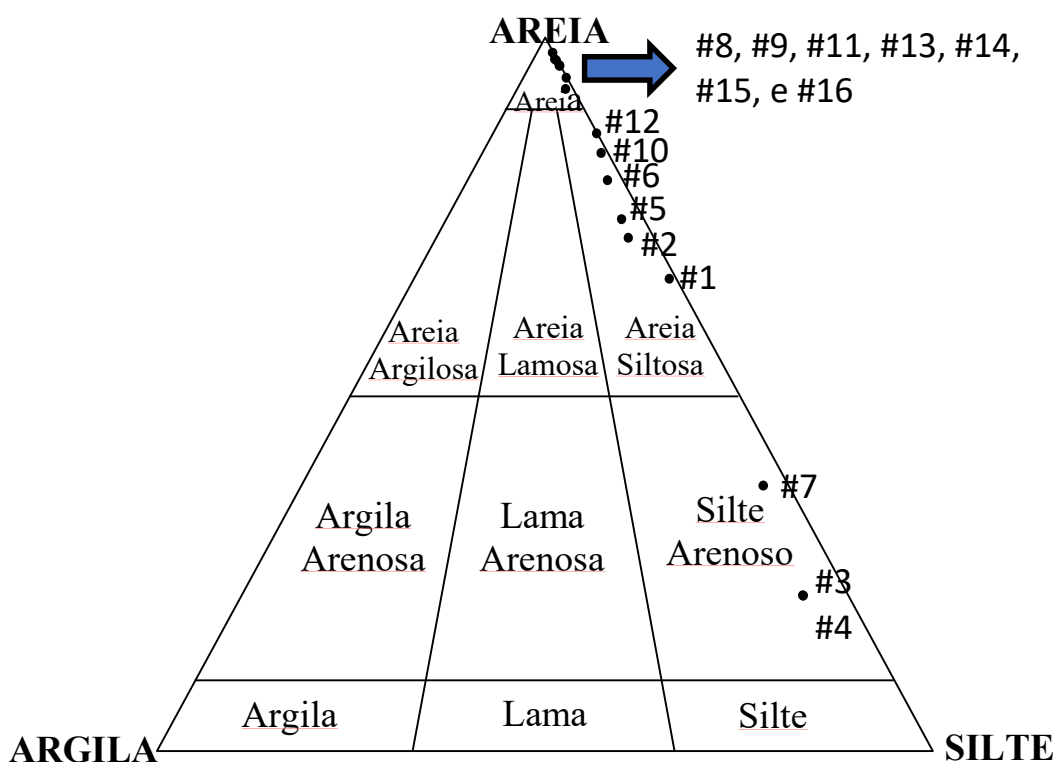


Figura 13: Diagrama textural com a caracterização do sedimento de cada ponto de coleta.

5.3. Identificação da macrofauna bentônica e proporção de táxons

Organismos bentônicos marinhos têm sido amplamente utilizados como bioindicadores para monitorar a qualidade do ecossistema costeiro (BEAUCHARD et al., 2017). Estudos que tiveram o objetivo de diagnosticar a distribuição e composição de assembleias macrobênticas frequentemente enfrentam desafios resultantes da alta diversidade de espécies e da existência de numerosos filos (VAN HOEY et al., 2019). Como resultado, é necessário um conhecimento taxonômico sólido e abrangente para identificação das espécies. No presente estudo, foram identificados 12 filos (tabela 3). A dominância foi dos moluscos (40%) e Annelida (39%) conforme a figura 14. Os valores obtidos de Diversidade (H') e Equabilidade (J') mostraram variações significativas entre as estações de amostragem (ambos $p < 0,01$) reforçando a importância transitória do corpo estuarino e seu impacto local na composição da fauna bentônica (OURIVES; RIZZO; BOCHS, 2011). As variações intra- anuais dos dados, por outro lado, não registraram mudanças significativas para os dois parâmetros pelo teste de Kruskal-Wallis ($p = 0,670$ e $p = 0,1834$, respectivamente).

Ao todo, foram identificadas 148 espécies/morfotipos no decorrer das quatro campanhas de estudo, 12 classes e 32 ordens estão distribuídas dentro dos 12 filos

identificados (tabela 3). Na figura 14, tem-se a proporção de cada filo em termos de abundância – o que é congruente com padrões observados em estudos dessa natureza (SOARES-GOMES; PITOMBO; PAIVA, 2009).

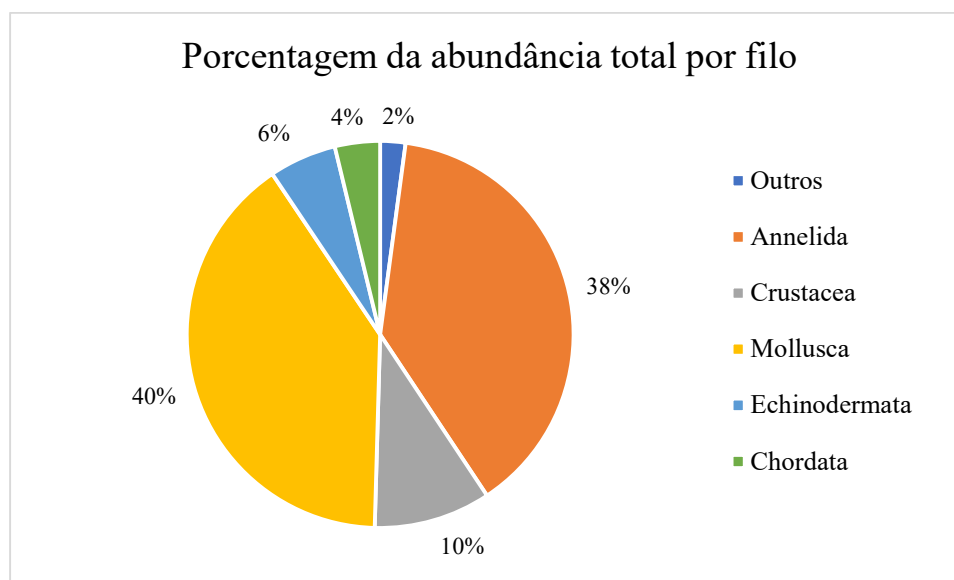


Figura 14: Representatividade de cada filo em termos de abundância de organismos encontrados no estudo.

Na figura 15 tem-se a representatividade de cada filo segundo o número de espécies e morfotipos identificados no estudo. O filo Annelida continua sendo o mais representativo, segundo esse critério, ao passo que a quantidade de espécies identificadas no filo Crustacea se equipara ao número encontrado para o filo Mollusca. Isso sugere que o grupo dos anelídeos representa um importante componente tanto quali como quantitativamente na macrofauna bentônica da baía de Paranaguá/PR. Esse resultado é congruente com o padrão encontrado por Lana, em 1986, no mesmo ambiente onde a macrofauna bentônica era dominada tanto em número de espécies como de indivíduos por anelídeos poliquetas e moluscos (LANA, 1986).

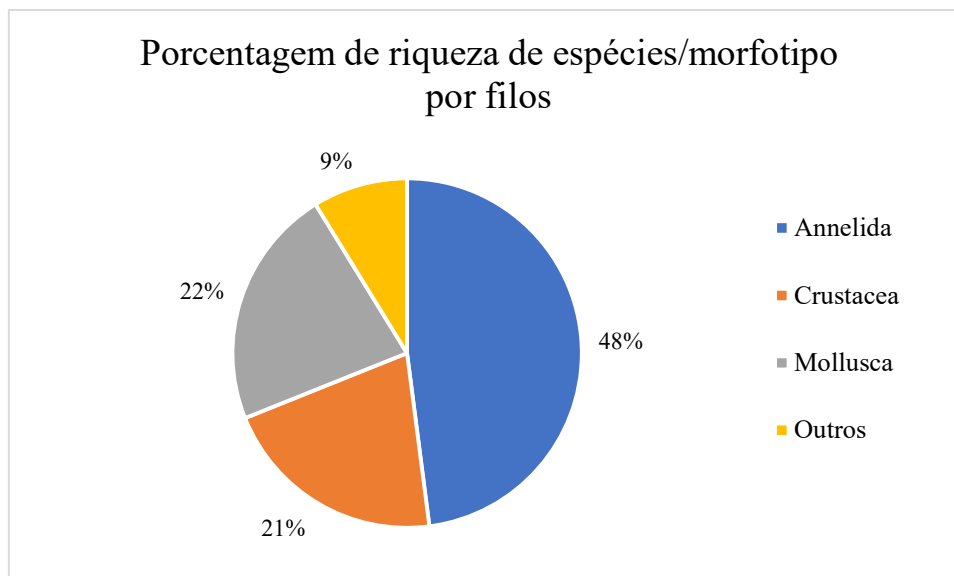


Figura 15: Representatividade de cada filo segundo o número de espécies/morfotipos encontrados.

O filo Crustacea teve quase o mesmo número de espécies/morfotipos do grupo Mollusca, contudo uma abundância bem inferior – o que mostra uma dominância de moluscos em comparação aos crustáceos.

Tabela 3: Resumo taxonômico dos organismos encontrados na macrofauna bentônica.

Filo/Sub-filo	Nº de Classes	Nº de Ordens	Nº de Espécies/Morfotipos	Abundância (N/9.6 m ²)
Porifera	1	1	2	3
Cnidaria	1	1	2	22
Nemertea	0	0	1	108
Platyhelminthes	1	1	1	4
Phoronida	0	0	1	10
Sipuncula	0	0	1	26
Annelida	2	7	71	3267
Crustacea	1	6	31	827
Chelicerata	1	0	1	5
Mollusca	2	13	33	3400
Echinodermata	2	2	3	479
Chordata	1	1	1	319

Ao se visualizar as proporções de riqueza de táxons e abundância por cada setor salino em separado, é possível perceber padrões bem distintos às proporções encontradas para o estuário de Paranaguá como um todo, especialmente em relação à abundância (figura 16).

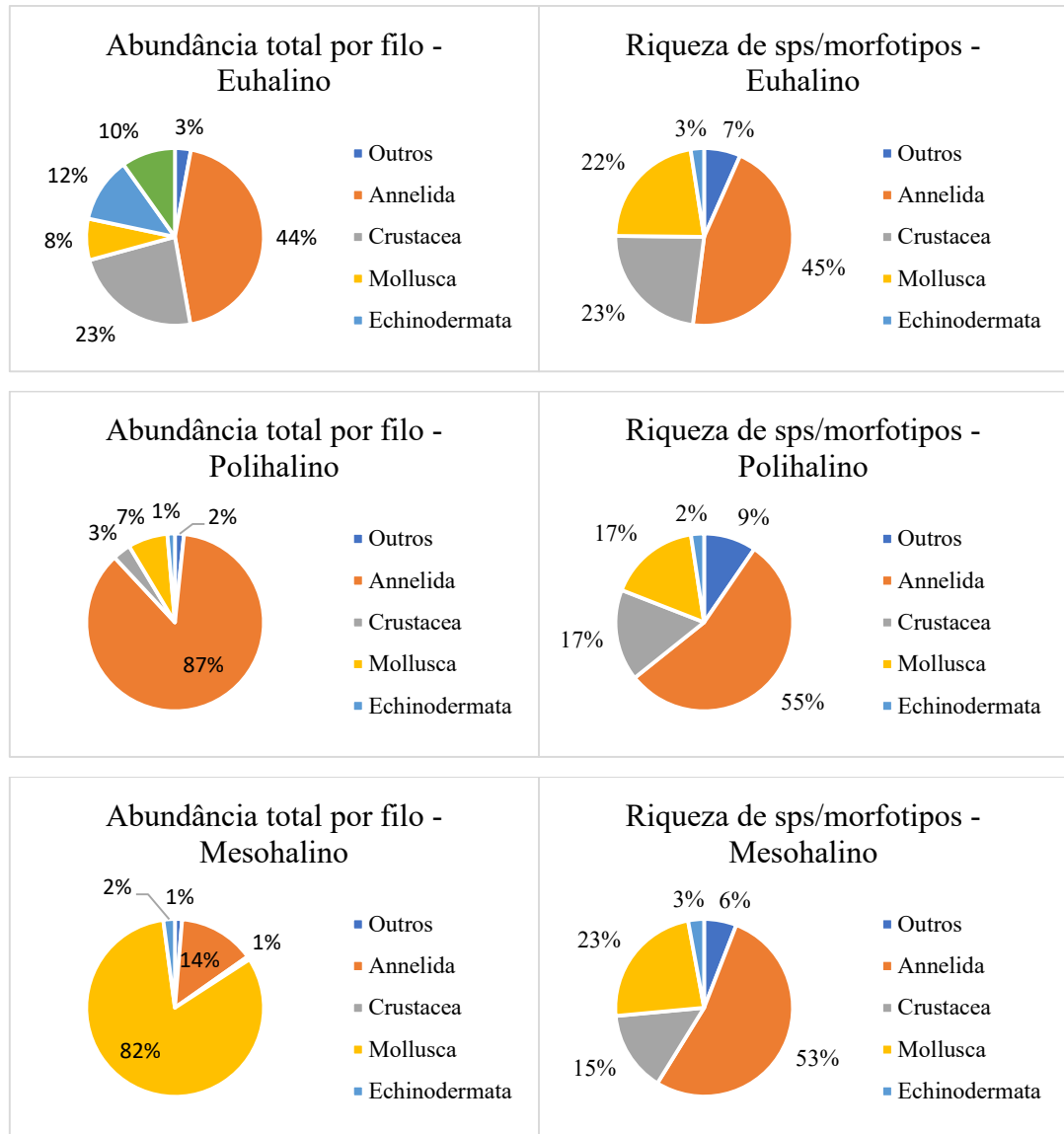


Figura 16: Porcentagem da abundância total e riqueza de espécies/morfotipos por setores salinos.

O setor mesohalino é dominado, em termos de abundância, por moluscos – perfazendo mais de 80%, ao passo que, os poliquetas, são majoritários nos demais, em especial, no setor polihalino com quase 90% na densidade de organismos. Ao se comparar com outro estudo semelhante que também aferiu a macrofauna bentônica em partes distintas da Baía de Paranaguá, não são verificadas as mesmas proporções em cada setor. Os autores, por exemplo, obtiveram uma dominância de 100% de poliquetas na região mesohalina. A discrepância talvez esteja relacionada com um baixo esforço amostral para cada área (CHOUERI et al., 2009). O padrão de riqueza para os filios Crustacea e Echinodermata, possivelmente, estão um pouco subestimados nesse estudo por conta de uma limitação de conhecimento taxonômico para a identificação até o nível de espécie. Logo, foi-se adotado, com maior frequência, níveis mais inclusivos (e.g. família, ordem) para esses dois filios.

5.4. Indicadores ecológicos

Nenhuma tendência clara foi observada através dos dados registrados para uma potencial variação intra-anual da riqueza. O teste de Kruskal-Wallis aplicado confirmou esta observação ($p = 0,6818$). Outro estudo, contudo, registrou uma variação sazonal significativa da riqueza da macrofauna na Baía de Todos os Santos (PIRES-VANIN; MUNIZ; DE LÉO, 2011). Os autores atribuíram seus resultados à variação dos padrões sedimentológicos ao longo do ano. Por outro lado, no presente estudo, foi realizado em uma baía mais hidrodinamicamente protegida, não apresentando grandes variações no tamanho dos grãos ao longo do ano de 2018 ($p = 0,8299$). Os dados de variação espacial da riqueza, por sua vez, mostraram variabilidade significativa ($p = 0,0004$), sugerindo tendência de aumento na riqueza da macrofauna bentônica nos pontos mais afastados da baía de Paranaguá. A maior riqueza foi observada na estação #12 em maio de 2018 ($n=51$) como pode ser visto na figura 18. O ponto #12, inclusive, apresenta uma coerência com os valores de riqueza encontrados em outro estudo realizado exclusivamente na região do canal da Galheta, na altura da Ilha do Mel, o qual obteve valores que variaram entre 1 a 33 táxons (NEGRELLO-FILHO et al., 2018). Coutinho & Bernardino (2017), relataram em um outro estudo feito em duas praias do Espírito Santo de que a densidade e composição da macrofauna estavam diretamente relacionadas aos níveis de matéria orgânica e granulometria (COUTINHO; BERNARDINO, 2017). Na baía de Todos os Santos, outros autores sugeriram a salinidade como principal fator de influência na distribuição da comunidade bentônica (MARIANO; BARROS, 2015). Por fim, esse trabalho sugere uma maior importância do tamanho dos grãos e da salinidade sobre o conteúdo de matéria orgânica, uma vez que o teste de Kruskal-Wallis apresentou resultados significativos nas estações de amostragem apenas para a granulometria ($p < 0,0001$) e salinidade ($p = 0,0010$).

Além disso, a riqueza foi menor nas estações mais internas, como visto acima nos resultados do teste de Kruskal Wallis entre cada ponto ($p = 0,0004$). A estação #03 apresentou os valores mais baixos de riqueza em 2018, com uma média de 3 espécies (figura 18). Em outro estudo semelhante desenvolvido na baía de Guanabara/RJ também foi verificado um gradiente negativo na riqueza de espécies em direção às partes mais internas e protegidas (SANTI; TAVARES, 2009). O enriquecimento orgânico de sedimentos devido a esgoto e outros contaminantes orgânicos pode resultar em uma série de alterações não lineares na abundância, biomassa e diversidade de organismos bentônicos, tanto em padrões espaciais quanto temporais (PEARSON; ROSENBERG, 1978). Portanto, as estações de amostragem

mais internas são dirigidas tanto por sedimentos finos como pelas maiores concentrações de matéria orgânica.

A abundância não mostrou padrões de variação claros ao longo do ano (figura 18). O teste de Kruskal-Wallis confirmou esta observação ($p = 0,7472$). A avaliação da variação espacial, pelo contrário, registrou valores mais altos nas estações de amostragem mais internas (#01 e #02) e foi confirmada estatisticamente ($p < 0,05$). De qualquer forma, é importante observar que o ponto #12 apresentou abundâncias altas em média. Assim, os resultados sustentam a hipótese publicada por alguns autores de que relativamente poucas espécies desenvolveram a adaptação para sobreviver às condições ambientais altamente variáveis, como por exemplo, grandes flutuações de salinidade, temperatura e oxigênio (DELEFOSSE; KRISTENSEN, 2012; YSEBAERT et al., 2005). Observando-se os coeficientes de variação desse estudo percebe-se valores nitidamente mais altos para salinidade dos pontos #01 a #09 (10,86 a 96,69%) em comparação às estações de amostragem mais externas (2,34 a 9,64%), conforme tabela 11(anexo).

Os índices ecológicos foram calculados utilizando-se os dados de riqueza de táxons e abundância referente ao somatório das réplicas em cada ponto e considerando-se todas as campanhas de coleta. Os resultados podem ser visualizados na figura 17. A avaliação da diversidade vai depender do índice ecológico considerado, pois cada um atribui um peso distinto a diferentes componentes de uma comunidade. Por exemplo, o índice de Shannon dá maior valor à riqueza, o que acentua a contribuição de espécies raras. O índice de Simpson, por outro lado, dá maior importância à equabilidade (MELO, 2008). Além disso, cada índice tem a sua faixa de valores própria, o que impossibilita uma comparação direta com números absolutos. Esse estudo apresentou os pontos #09, #08, #11 e #12 como os de maior biodiversidade bentônica. O ponto #03 foi a estação amostral menos diversa para todos os índices (Shannon, Simpson e Margalef). Esses resultados estão de acordo com outros dois trabalhos, também desenvolvidos no complexo estuarino de Paranaguá, os quais apresentaram uma diversidade menor nas áreas internas em contraposição a valores superiores na parte média e baixa do estuário (CHOUERI et al., 2009; HOSTIN; SANDRINETO; OLIVEIRA, 2007).

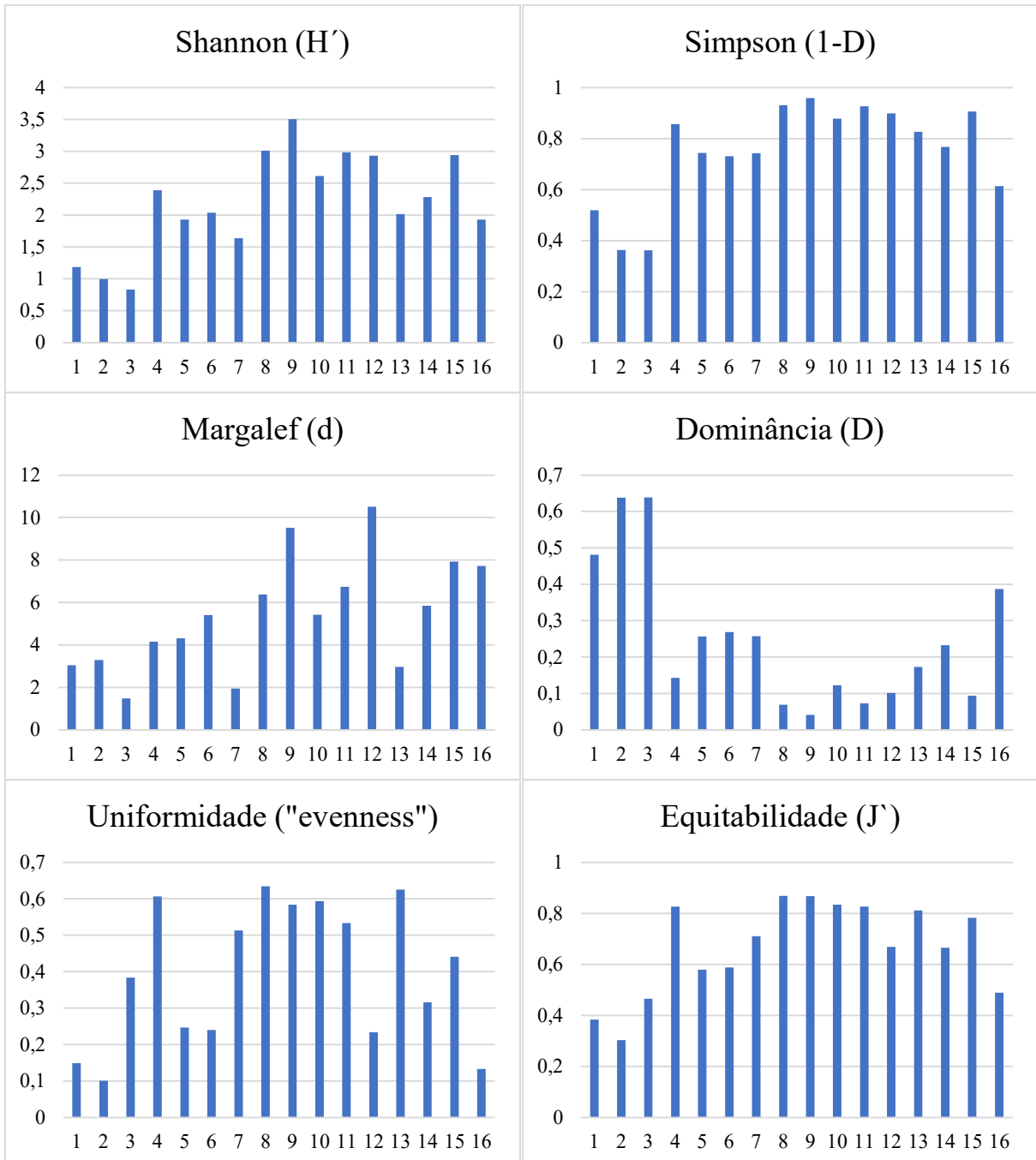
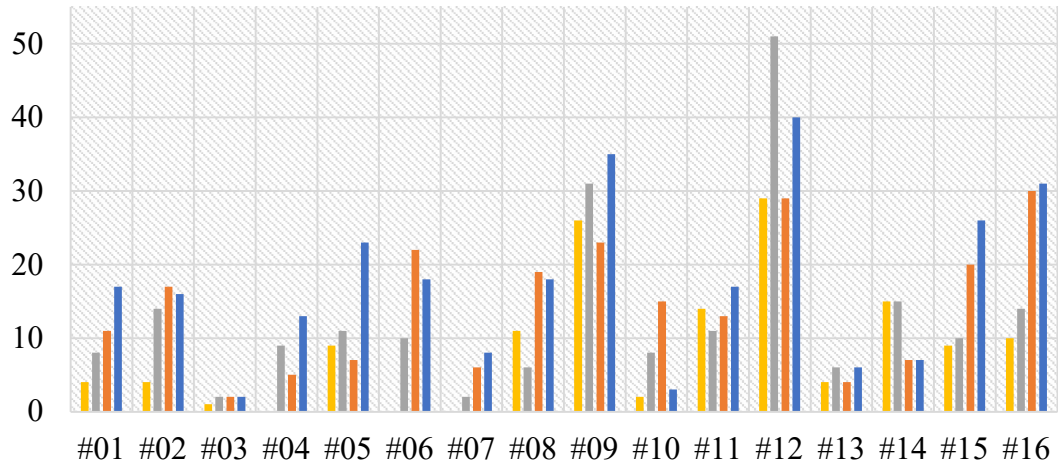


Figura 17: Resultados dos índices ecológicos e de diversidade com somatório de todas as réplicas e campanhas amostrais para cada ponto.

Os pontos #01, #02, #03 e #16 foram os que apresentaram os maiores valores de dominância. As espécies dominantes nesses locais foram *Heleobia australis* (#01 e #03), *Mytella guyanensis* (#02) e *Polygordius sp.* (#16). As estações amostrais mais balanceadas na distribuição dos táxons, por outro lado, foram #04, #08, #09, #10, #11 e #13. O ponto #12 foi considerado o de maior diversidade, segundo o índice de Margalef. Esse indicador dá um peso maior para grandes abundâncias. De fato, essa estação amostral possivelmente seria mais equitativa se alguns táxons que apresentaram grande quantidade de organismos, como ofiuróides e anfípodos, tivessem sido identificados até o nível de espécie (tabela 6 – anexo).

Riqueza de táxons (S/0.15m²) em cada campanha



Abundância (N/0.15m²) em cada campanha

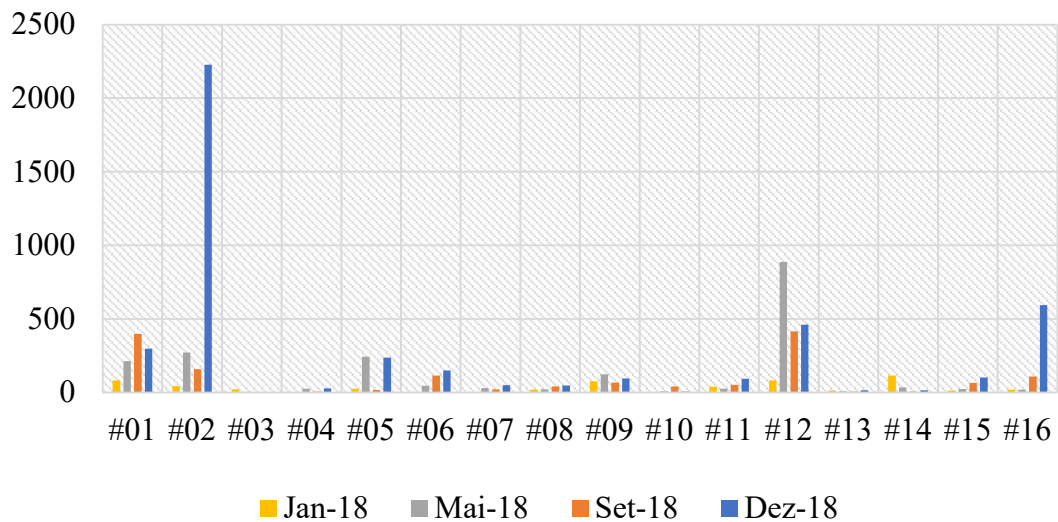


Figura 18: Variação da riqueza de táxons e abundância (N/0.15m²) da fauna bentônica em todas as campanhas com os valores somados de cada triplicata.

Os valores da figura 18 representam o número total das 3 réplicas tanto para a riqueza de táxons, quanto para a abundância. A tabela 12 (anexo), contudo, permite visualizar a média, desvio padrão e coeficiente de variação de cada triplicata. Através desses valores foi possível construir as tabelas 13 e 14 (anexo) as quais comparam os coeficientes de variação das réplicas de cada ponto com o coeficiente de variação entre os 16 pontos ao longo de cada campanha de coleta. É possível ver claramente que, salvo algumas exceções, o coeficiente de variação das triplicatas é nitidamente inferior à variação observada entre os pontos – o que aponta para conjuntos de organismos bem delimitados em cada local de amostragem. Dependendo do hábito de vida, há organismos que se concentram em altas densidades em locais específicos, enquanto outros são mais distribuídos, porém em menor número.

5.5. Comunidades bentônicas

A análise de nMDS mostrou as características distintivas de cada setor salino considerado no presente estudo. Ou seja, a composição dos táxons macrobentônicos de cada setor é bem característica e pôde ser claramente diferenciada pelo resultado gráfico do nMDS (figura 19). O teste ANOSIM confirma essa distinção como significativa ($p = 0,0023$), conforme a tabela 5. Esse resultado considerou a abundância total de todos os táxons (espécies e grupos mais inclusivos como famílias) em cada setor de todas as campanhas de coleta sem nenhuma transformação matemática prévia. É possível, portanto, considerar para este estudo a ocorrência de três comunidades bentônicas bem definidas, segundo os setores de salinidade.

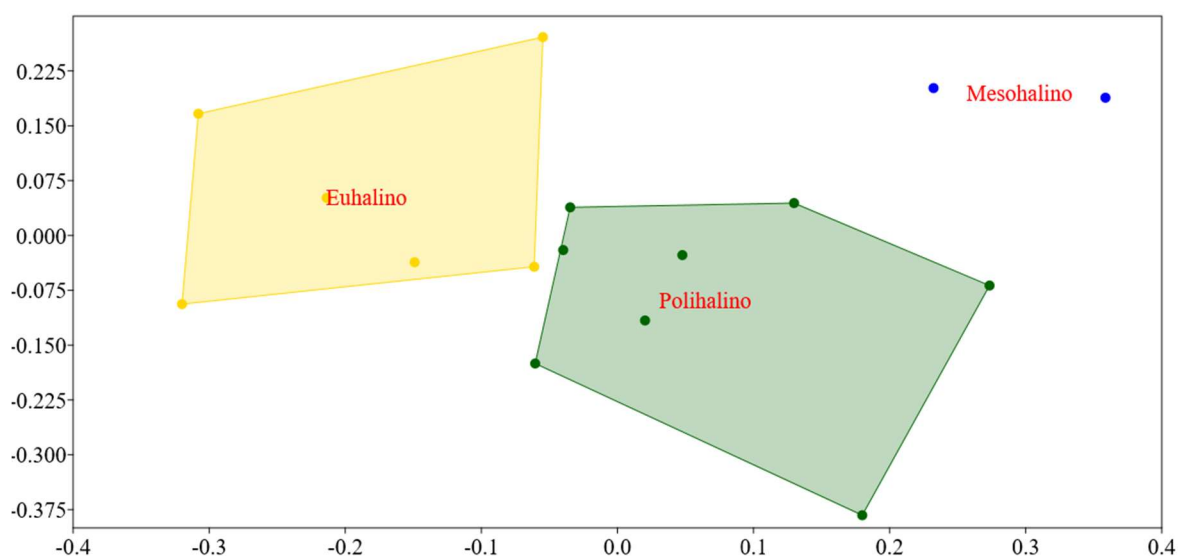


Figura 19: Resultados do nMDS comparando a composição taxonômica e a variação espacial da salinidade. Stress: 0,1793

A fim de se saber os táxons mais representativos para cada setor salino foi utilizada a análise SIMPER para sintetizar os dados de ocorrência das espécies na área de estudo. Foi estabelecido um valor de corte de 70% para a contribuição percentual acumulada. Essa técnica permite saber quais táxons contribuíram mais com a similaridade dentro dos grupos (CLARKE et al., 2014). De acordo com a tabela 4, percebe-se que os principais grupos que representam mais cada setor são diferentes entre si, o que já era esperado por conta da segregação nítida evidenciada pelo resultado do nMDS (figura 19). Outro padrão que pode ser observado é a quantidade decrescente de espécies – i.e. indo do setor euhalino até o mesohalino - que foram necessárias até atingir o percentual acumulado de 70%. Enquanto no

setor euhalino puderam ser levantadas 16 espécies como distintivas da comunidade bentônica, no mesohalino, por outro lado, só 2 espécies foram necessárias. Isso revela o alto grau de dominância que ocorre na parte mais interna do estuário. Esse padrão pode ser visualizado na figura 17 que expõe os valores de dominância para cada ponto. Possivelmente, isso sugere que apenas poucos organismos conseguem se adaptar à grande variabilidade das condições ambientais nesse local – podendo pontuar o estresse osmótico (decorrente da alta variação na salinidade), baixos teores de oxigênio e predominância de grãos finos como os principais fatores limitantes à biodiversidade bentônica. Nos pontos mais oceânicos correspondentes ao setor euhalino, por outro lado, tem-se um ambiente mais estável em termos das condições físico-químicas – possibilitando, assim, o desenvolvimento de uma comunidade bentônica mais rica e equitativa.

Tabela 4: Análise de SIMPER – táxons mais representativos de cada setor salino.

Táxons Euhalino	Contrib. %	Táxons Polihalino	Contrib. %	Táxons Mesohalino	Contrib. %
<i>Polygordius sp.</i>	15,27	<i>Streblospio benedicti</i>	15,51	<i>Mytella guyanensis</i>	64,04
<i>Aricidea 1</i>	7,802	<i>Oligochaeta</i>	12,63	<i>Heleobia australis</i>	20,24
<i>Gammaridea 4</i>	6,652	<i>Aricidea 1</i>	6,271		
<i>Branchiostoma caribaeum</i>	6,537	<i>Maldanidae</i>	6,205		
<i>Ophiuroidea</i>	6,307	<i>Capitellidae</i>	5,236		
<i>Apoprionospio sp.</i>	4,995	<i>Capitella sp.</i>	5,158		
<i>Corophiidae</i>	4,159	<i>Heleobia australis</i>	4,792		
<i>Terebellidae</i>	3,441	<i>Glycinde multidentis</i>	3,448		
<i>Aricidea 2</i>	2,921	<i>Magelona papillicornis</i>	2,634		
<i>Maldanidae</i>	2,44	<i>Sigambra sp.</i>	2,334		
<i>Tanaidacea</i>	1,953	<i>Poecilochaetus sp.</i>	2,192		
<i>Cirratulidae 1</i>	1,894	<i>Sthenelais limicola</i>	1,876		
<i>Anachis sp.</i>	1,753	<i>Scoloplos ohlini</i>	1,859		
<i>Spio quadrisetosa</i>	1,568				
<i>Monocorophium sp.</i>	1,424				
<i>Onuphis sp.</i>	1,175				

5.6. Efeito da variação intra-anual

O teste nMDS para variação intra-anual da composição taxonômica apresentou distinção apenas para os pontos mais internos do estuário, sugerindo que o impacto das mudanças ao longo do ano ocorre apenas no interior da Baía de Paranaguá. A partir do setor polihalino a composição de organismos da fauna bentônica já apresenta uma grande sobreposição entre as estações seca e chuvosa – sugerindo não haver uma mudança significativa na estrutura da comunidade. O setor mesohalino é o único que apresenta grandes alterações na composição dos organismos (figura 20) e é a região também marcada por grandes valores de dominância, juntamente com o ponto #03 (figura 17). Ao se realizar o teste ANOSIM, contudo, não foi verificada uma diferença estatística entre as estações seca e chuvosa ($p > 0,05$). Possivelmente, a falta de significância esteja atrelada ao pequeno número de pontos que compõem o setor mesohalino, de tal modo, que uma amostragem maior nessa área possa evidenciar melhor o efeito sazonal na comunidade bentônica. Na tabela 5 estão listados os resultados para cada teste ANOSIM.

De qualquer forma, a explicação para o padrão gráfico visto no setor mesohalino reside no fato da grande variabilidade das condições estuarinas nos pontos mais internos, a exemplo da salinidade. Portanto, são poucos os organismos adaptados e que conseguem sobreviver a tamanhas flutuações ambientais. Nesse sentido, a menor diversidade encontrada nessa região pode ser atribuída a presença apenas de espécies eurihalinas, ou seja, aquelas que conseguem tolerar grandes alterações de salinidade. Nos pontos mais externos, por outro lado, trata-se de um ambiente com condições mais estáveis – permitindo comunidades ecológicas com espécies euri e estenohalinas (i.e.: organismos adaptados a faixas de salinidade muito restritas).

O padrão intra-anual observado nesse trabalho é bastante semelhante com o estudo desenvolvido com comunidades bentônicas em outro estuário, a saber, na baía de Guanabara/RJ. Nesse estudo, os autores identificaram áreas com alta biomassa e baixa diversidade de organismos em locais próximos ao despejo de esgoto urbano não tratado. Além disso, viram que a única região que apresentou aumento consistente na biomassa de poliquetas no período chuvoso foi a área mais interna, ao passo que a abundância de indivíduos na entrada da baía não demonstrou mudanças significativas entre as estações (SANTI; TAVARES, 2009).

Tabela 5: Resultados dos testes estatísticos de análise de similaridades.

<i>Fatores avaliados (fontes de variação)</i>	<i>ANOSIM</i>	
	R	p
Setores salinos (todas as campanhas)	0,4031	0,0023
Mesohalino (estação seca vs chuvosa)	0,0417	0,4051
Polihalino (estação seca vs chuvosa)	-0,01934	0,6884
Euhalino (estação seca vs chuvosa)	-0,00468	0,4864

Sistemas estuarinos consistem em ecossistemas transicionais entre o continente e o oceano, geralmente apresentando uma grande variação hidrológica, morfologias particulares e padrões químicos peculiares (BARROS et al., 2012; COLLING, 2007; EGRES et al., 2019). Como resultado, organismos estuarinos são frequentemente restritos a setores particulares de gradientes ambientais, resultando em padrões de distribuição bem desenvolvidos (BARROS et al., 2012; MARIANO; BARROS, 2015; MORAIS et al., 2019; WAL et al., 2017). As espécies *Polygordius sp.*, *Nephtys simoni*, *Onuphis sp.*, *Apoprionospio sp.*, *Armandia hossfeldi*, *Branchiomma sp.*, *Edwardsia sp.*, *Glycera oxycephala*, *Lysidice sp.*, *Halosydnella sp.*, *Mooreonuphis sp.*, *Neanthes bruaca*, *Scolecopsis sp.*, *Sigalion sp.*, *Ophelina sp.*, *Spiophanes bombyx*, *Caprella sp.*, *Monoculodes sp.*, *Hepatus pudibundus*, *Pinnixa sp.*, *Xiphopenaeus kroyeri*, *Ancinus sp.*, *Eurydice pulchra*, *Macrochiridothea sp.*, *Anadara ovalis*, *Crassinella lunulata*, *Ervillia nitens*, *Leptopecten sp.*, *Macra janeiroensis*, *Ostrea sp.*, *Strigilla mirabilis*, *Sphenia sp.*, *Acteocina sp.*, *Americoliva circinata*, *Aplysia sp.*, *Caecum sp.*, *Cryoturris sp.*, *Turbonilla sp.*, *Olivella nivea* e os táxons “Cirratullidae 4”, “Cumacea 2”, Brachyura, Caridea, Isopoda, bem como as famílias Corophiidae, Mysidacea, Hippoidea, Orbiniidae, Polynoidae, Pectinariidae, Hesionidae, Mellitidae e Tanaidacea foram encontrados exclusivamente no setor euhalino. As espécies *Craniella cranium*, *Chaetopterus sp.*, *Eunoe serrata*, *Laonice branchiata*, *Magelona variolamellata*, *Marphysa sp.*, *Naineris setosa*, *Prionospio sp.*, *Spiochaetopterus sp.*, *Sternaspis sp.*, *Terebellides sp.*, *Alpheus sp.*, *Lucina pectinata*, *Macoma tenta*, *Cylichna sp.*, *Natica sagrayana* e os táxons Turbellaria, Thalassinidea, “Cirratullidae 3” foram observados apenas no setor polihalino. As únicas espécies encontradas exclusivamente no setor mesohalino foram *Nephtys fluviatilis*, *Nassarius faveolatus*, *Polydora sp.* e *Neritina virgínea*. Fica evidente uma diversidade superior de táxons exclusivos encontrados no setor euhalino, mesmo que grande parte dessas

espécies sejam raras por conta da baixa quantidade de organismos observados. A lista completa das espécies e táxons identificados encontra-se na tabela 6 (anexo). A heterogeneidade espacial da macrofauna bentônica ao longo de um gradiente estuarino é tradicionalmente descrita em relação à salinidade e composição do sedimento (BARROS et al., 2012; COLLING, 2007; MEDEIROS et al., 2016; SOUZA et al., 2016; VAN HOEY et al., 2019; YSEBAERT et al., 2005). Pesquisadores pontuaram a importância tanto de processos dinâmicos (variação de maré e distância da arrebentação das ondas) como de fatores estáticos (tamanho do grão do sedimento e conteúdo orgânico) na determinação estrutural da comunidade de macroinvertebrados (WARWICK; UNCLES, 1980).

Outros estudos também enfatizam a importância dos processos hidrodinâmicos resultantes de correntes e ondas para o transporte e distribuição de sedimentos, alimentos e larvas planctônicas da macrofauna juvenil (SNELGROVE; BUTMAN, 1994; TURNER et al., 1997). O conhecimento dos padrões de distribuição espacial dos macroinvertebrados bentônicos ao longo dos gradientes estuarinos pode ajudar a identificar as ligações entre as distribuições de espécies e os processos ecológicos e, portanto, a obter informações sobre o funcionamento dos ecossistemas estuarinos (BARROS et al., 2012; BERNARDINO et al., 2016; PIRES-VANIN; MUNIZ; DE LÉO, 2011), essencial para implementação da gestão integrada dos estuários (GARCÍA-ONETTI; SCHERER; BARRAGÁN, 2018).

O padrão temporal encontrado para o estuário de Paranaguá como um todo está de acordo com o que já havia sido observado por Lana et al. (2001), onde se pontua a ausência de uma característica sazonal pronunciada na estruturação da comunidade bentônica. As áreas mais externas, principalmente no setor euhalino, por estarem mais afastadas da drenagem continental, apresentam condições mais estáveis ao longo do ano – permitindo uma comunidade ecológica mais diversa e sem mudanças significativas em sua composição. Em outro estudo desenvolvido na Baía de Paranaguá também não foram detectadas grandes diferenças no macrobentos, especificamente, nas densidades das espécies *I. Pulchella* e *N. Oligohalina* entre duas estações do ano. Nesse caso, foi atribuído que os parâmetros sedimentológicos exercem maior influência na distribuição espacial desses organismos do que a variação temporal em si (BROGIM, 2001).

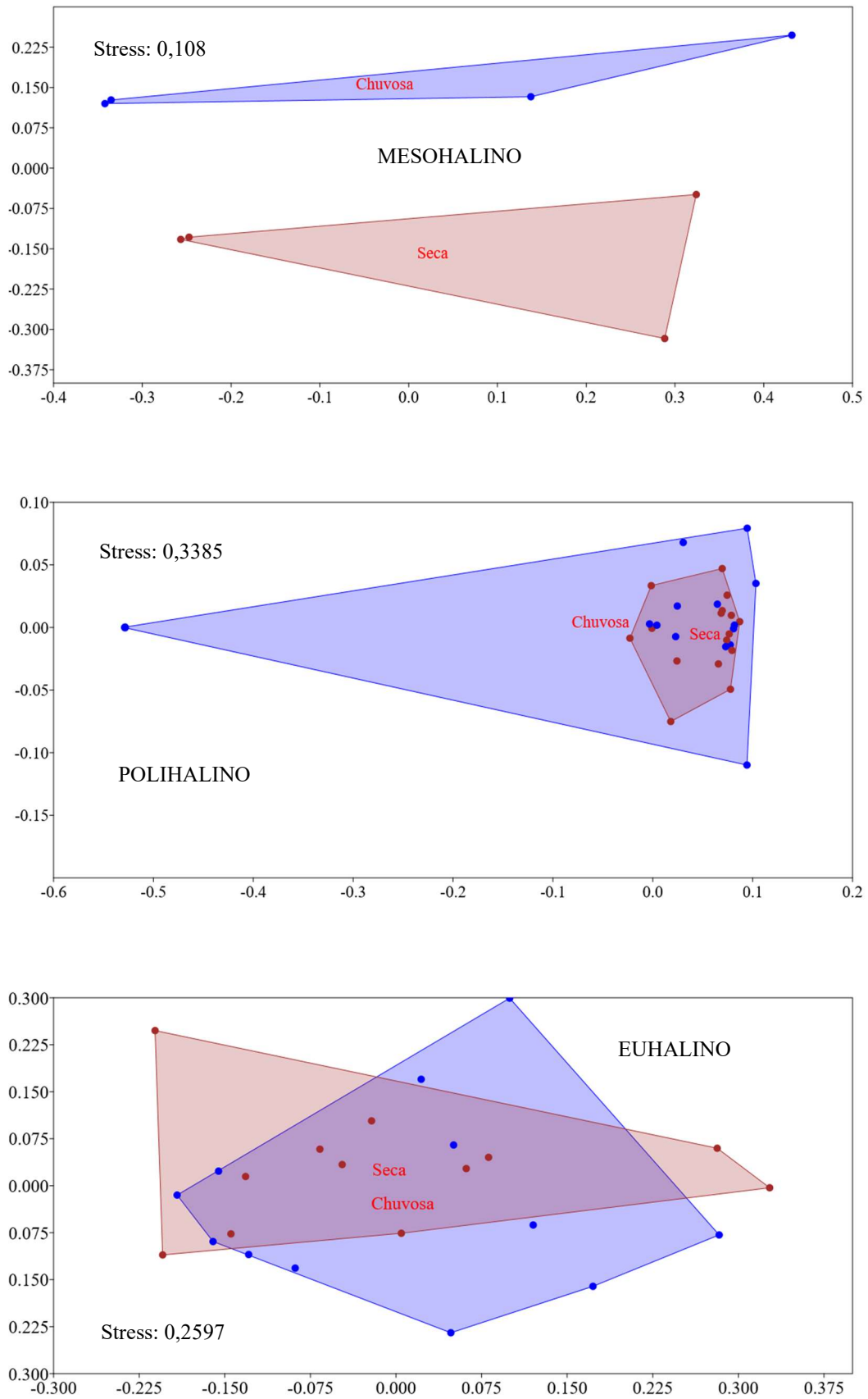


Figura 20: Comparação da composição taxonômica pelo nMDS e a variação intra-anual da salinidade.

5.7. Dinâmica geoquímica sobre a biota

Finalmente, a PCA evidenciou a relação direta entre parâmetros bióticos e características como oxigênio dissolvido, salinidade e tamanho aproximado de partículas. Na figura 21, percebe-se que parâmetros como matéria orgânica, carbono orgânico total e a fração fina da granulometria como silte e argila estão intimamente relacionados. Isso se justifica pelo fato da matéria orgânica, bem como nutrientes (e.g. fósforo), terem uma adsorção maior em partículas mais finas em razão da maior superfície de contato. No quadrante do canto superior direito, tem-se quase todos os índices acerca da biota – como equabilidade, Shannon e Simpson. A PCA evidenciou que tais índices estão altamente relacionados com a salinidade e o pH. Esse padrão sugere que nos pontos onde a salinidade é maior (i.e.: nas estações de coleta mais oceânicas), a diversidade de macroinvertebrados também é superior – o que tem congruência com o que foi discutido nesse trabalho. Da mesma forma, faz sentido o pH estar nesse quadrante uma vez que valores mais altos do potencial hidrogeniônico representem a água marinha, que costuma variar em torno de 8,5. Nesse estudo viu-se que a riqueza mostrou uma tendência a valores mais altos para os pontos mais externos. Esse padrão é respaldado pela PCA já que o autovetor da fração grossa está intimamente relacionado com a riqueza. Além disso, esses parâmetros estão em oposição à matéria orgânica, silte e argila. Com base nesse resultado é possível inferir que a presença de altas concentrações de matéria orgânica é prejudicial para a riqueza da fauna macrobentônica já que um número reduzido de espécies foram encontradas nessas condições. A explicação para essa peculiaridade estaria no favorecimento do consumo da matéria orgânica pela microfauna bentônica, principalmente as bactérias. Com o aumento do metabolismo e respiração por parte desses microrganismos, a concentração de oxigênio dissolvido tende a baixar rapidamente podendo até chegar a condições anóxicas. Portanto, por mais que a matéria orgânica tenha alguma importância para a manutenção das comunidades de macroinvertebrados, o oxigênio dissolvido contudo, desempenha um papel ainda mais preponderante para a sobrevivência desses organismos. Vale destacar também que em sedimentos mais grossos há mais chance de ocorrer a difusão do oxigênio, enquanto que nos mais finos, essa troca é mais dificultada por conta da compactação do sedimento. Ao analisar a PCA pelo eixo vertical, os autovetores que mais se destacam são a abundância e a equabilidade. Por mais que não haja uma oposição fortemente direta entre esses dois parâmetros, ainda assim, faz sentido pontos que tenham uma alta abundância apresentarem valores de equabilidade menores, ou seja, presença de poucas espécies dominantes.

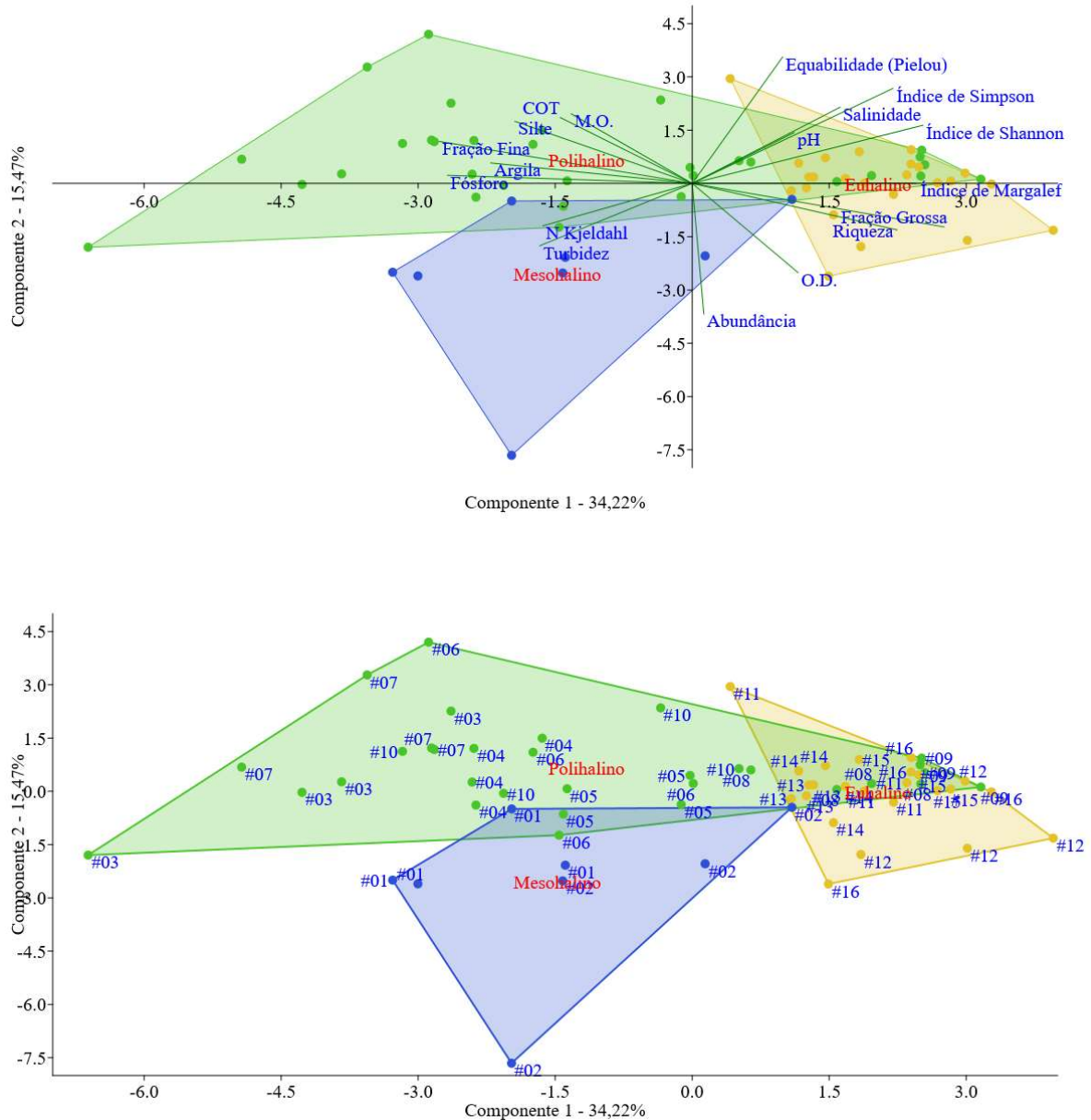


Figura 21: Análise de PCA baseada nos parâmetros avaliados do presente estuário.

5.8. Espécies indicadoras

Como já demonstrado ao longo dessa discussão, a área de estudo é composta por setores com associações macrofaunais específicas, de forma muito semelhante a outro estudo realizado na baía de Guanabara/RJ (SANTI; TAVARES, 2009). Com base na tabela 4, a qual lista os principais táxons de cada setor salino segundo o percentual de similaridade – SIMPER

– convém nesta seção identificar as espécies mais relevantes, pontuar algumas informações acerca da sua biologia e hábitos de vida, bem como comparar os resultados com outros estudos semelhantes.

5.8.1. Euhalino

As principais espécies encontradas nesse setor são de pequenos poliquetas, crustáceos e moluscos. O poliqueta *Apoprionospio sp.* é um dos principais representantes dessa área. Essa espécie, juntamente com o anfioxo *Branchiostoma caribaeum* consegue adentrar o estuário, pelo menos até o setor polihalino. O ponto #12 foi o que apresentou maior riqueza de espécies. O táxon Nemertea esteve presente em todos os pontos que compõem este setor, mesmo que em baixas densidades. Hostin, Sandrini-Neto & Oliveira (2007), subdividiram esta região em euhalina e marinha, tendo a parte mais externa da Ilha do Mel como limite de separação. Os autores constataram que o grupo Nemertea contribuiu com 15,76% da similaridade na parte marinha, ao passo que Echinoidea apresentou uma contribuição de 51,22% (HOSTIN; SANDRINI-NETO; OLIVEIRA, 2007). O poliqueta *Polygordius sp.*, que contribuiu com 15,27% da similaridade nesse estudo, só foi encontrado no ponto #16, porém em grande abundância. Esse padrão está de acordo com o que foi observado por Negrello-Filho et al. (2018), onde este organismo foi localizado na região mais profunda da sua área de estudo (em torno de 25 m) de forma pontual e em grande densidade, chegando a mais de 500 indivíduos por metro quadrado (NEGRELLO-FILHO et al., 2018). A distribuição e abundância da fauna bentônica são, com frequência, relacionadas com a heterogeneidade dos habitats, embora alguns autores já tenham atestado que a macrofauna não se correlaciona necessariamente com parâmetros sedimentares (SNELGROVE; BUTMAN, 1994).

Por se tratar de um ambiente de alta energia, o setor euhalino, apresenta fortes correntes de vazante que moldam a textura do fundo com areia bem selecionada. Ao se comparar com o trabalho pretérito realizado por Lana (1986) na mesma área de estudo, percebe-se uma congruência com alguns táxons observados, tais como *Branchiostoma caribaeum* e Corophiidae, entretanto, outros grupos como sabelídeos e o gênero *Diopatra* foram ocorrências raras nesse estudo.

5.8.2. Polihalino

O setor polihalino apresenta características estruturais muito diversas de fundo, com áreas de canais e baixios, próximos a manguezais. Estas diferentes nuances

sedimentares, somadas a salinidades variando entre 15 e 32 e ambientes mais abrigados do efeito das ondas, propiciam o desenvolvimento de associações bastante diversas, frequentemente sem a dominância de uma só espécie. Os poliquetas *M. paplicornis*, *Poecilochaetus sp.*, *Scoloplos ohlini*, indivíduos da família Maldanidae (espécies não identificadas), dentre outras espécies formam as associações locais.

O conhecimento da extensão desse habitat de alta diversidade é relevante para a preservação dos processos ecológicos da desembocadura do estuário. O ponto #09 foi o que apresentou a segunda maior riqueza de espécies, indicando que todo o canal da Cotinga possa ser a região com uma das maiores diversidades na Baía de Paranaguá.

O poliqueta espionídeo do gênero *Streblospio* é fortemente relacionado às regiões portuárias no mundo inteiro. As espécies *S. benedicti* e *S. gynobranchiata* são frequentemente consideradas nas listas de espécies invasoras (ÇINAR, 2013). As espécies são muito semelhantes morfológicamente, diferenciadas mais precisamente por análises genéticas (MAHON et al., 2009). Nesse estudo não foi possível saber a identificação exata da espécie desse gênero na Baía de Paranaguá, no entanto, o papel ecológico de ambas é praticamente o mesmo. Assim, não é possível afirmar categoricamente sobre a questão desse táxon ser invasor ou não - além de não existirem dados anteriores à década de 80 (LANA, 1986). Aparentemente a espécie participa das cadeias alimentares do setor polihalino, sem apresentar risco eminente. Essa espécie apresenta preferência pelas áreas rasas (até os 4 m de profundidade) como nos pontos #07 e #05, e também exibe flutuações populacionais com produção de larvas (lecitotróficas e planctotróficas) nos períodos reprodutivos.

Os poliquetas capitelídeos são espécies indicadoras, detritívoras com tolerância às condições de hipóxia/anoxia relacionadas à poluição e eutrofização (SANTI; TAVARES, 2009). Outras espécies do setor polihalino não toleram tais condições. A distribuição desses animais foi mais evidente no entorno da cidade e do porto de Paranaguá, aproximadamente entre os rios Itiberê e Emboguaçu, passando por toda a frente do cais. Em Antonina deve ocorrer processo semelhante, porém em menor escala.

Em relação aos poliquetas do gênero *Sigambra*, foi comum a presença no setor polihalino, mas apenas indivíduos juvenis (observações durante triagem e identificação). Outros autores identificaram indivíduos de maior porte nas franjas dos manguezais e marismas a oeste do porto, entre os rios Embocuí e Emboguaçu (HOSTIN; SANDRINETO; OLIVEIRA, 2007). A presença dessa espécie nos pontos amostrais do setor polihalino pode ser um reflexo da dispersão de indivíduos juvenis pela coluna d'água ou mesmo colonização larval. No entanto, não são encontrados indivíduos de porte adulto na

área, o que indicaria uma colonização recente. Esse padrão é explicado na teoria de metapopulações como a relação entre habitats fonte e habitats dreno (source-sink). Os habitats fonte são aqueles onde o sucesso reprodutivo local é maior que a mortalidade. A produção excedente se dispersa para colonizar outros ambientes. Em contraste, os habitats dreno são áreas onde a mortalidade excede o sucesso reprodutivo. Se não houvesse a imigração proveniente das manchas fonte, essas populações poderiam se extinguir (ECHEVERRÍA et al., 2010).

5.8.3. Mesohalino

No presente estudo, o bivalve *Mytella guyanensis* juntamente com o gastrópode *Heleobia australis* se destacaram das demais espécies pelas grandes densidades nos pontos internos da baía, na faixa específica do setor mesohalino. A relevância ecológica dessas espécies está ligada à retenção de matéria orgânica, acumulando carbono e fósforo disponíveis nos ambientes lodosos (FIGUEIREDO-BARROS et al., 2006). Não foram registradas grandes variações espaço temporais no decorrer do período estudado para *Heleobia australis*, ao contrário do que foi visto no estudo com o mesmo gastrópode na Baía de Guanabara (ECHEVERRÍA et al., 2010). O gênero se estende da Argentina até o Rio de Janeiro, sempre associado a fundos lodosos e baixas salinidades. Pode-se afirmar que a espécie é de interesse científico, tanto no campo da biogeografia (investigação se há intercâmbio larval e genético entre *Heleobia* de sistemas estuarinos separados por extensas áreas de mar aberto), quanto na ecologia (investigação dos serviços ecossistêmicos desempenhados pela espécie) e conservação (entendimento do seu papel como espécie indicadora).

Já para *Mytella guyanensis* foi observada grande abundância com destaque para a campanha de dezembro onde puderam ser contados mais de 2.000 indivíduos no ponto #02. A dominância dessa espécie é notória e indica estar bem adaptada para as condições físico-químicas oscilantes do setor mesohalino.

Os bivalves mitilídeos são reconhecidos em todo mundo como engenheiros de ecossistemas (BUSCHBAUM et al., 2009) devido à ocorrência de grandes agregados de indivíduos, formando verdadeiros tapetes recobrimdo o fundo estuarino. São considerados bioindicadores ou organismos sentinela (BEYER et al., 2017). A combinação de altas densidades com ampla distribuição no setor mesohalino faz com que a *Mytella guyanensis* tenha um papel fundamental no processo de filtração da água, possivelmente, tendo capacidade de interferência em escala ecossistêmica.

6. CONCLUSÃO

Os dados levantados na presente pesquisa indicam um moderado grau de impacto na área de estudo pelas atividades antrópicas desenvolvidas em seu entorno, principalmente em locais vicinais à área portuária e à cidade de Paranaguá/PR. Os dados coletados confirmaram a variação espacial em relação à salinidade no estuário avaliado. Outros parâmetros (salinidade, matéria orgânica, nitrogênio, oxigênio), no entanto, apresentaram variações entre as estações seca e chuvosa como significativas. As variações intra-anuais da salinidade foram mais expressivas nos pontos mais internos da baía, confirmando a influência das chuvas na estratificação da coluna d'água nessas áreas.

Em relação às comunidades bentônicas, elas refletiram o impacto principalmente das concentrações de oxigênio, salinidade e tamanho das partículas. Aparentemente, os pontos mais internos são preenchidos por espécies mais adaptadas a tamanhos mais finos de partículas, maiores concentrações de matéria orgânica e maiores flutuações de salinidade, como é o caso do gastrópode *Heleobia australis* e do bivalve *Mytella guyanensis* – resultando padrão de maior abundância e menor riqueza.

Os resultados discutidos nessa pesquisa confirmam a hipótese inicial de que o gradiente estuarino da baía de Paranaguá, em especial no tocante à salinidade, desempenha papel fundamental na estruturação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Mais estudos, contudo, podem ser conduzidos para avaliar em maior nível de detalhe qual dentre os três parâmetros principais (i.e.: tamanho do grão do sedimento, concentração de O₂ e salinidade) desempenha papel mais importante para a diversidade bentônica. Outra linha possível de investigação seria a avaliação de possíveis contaminantes em áreas que apresentaram baixa riqueza e abundância de organismos, como foi o caso dos pontos #03, #07 e #13. A eventual presença de metais biodisponíveis e/ou outros poluentes poderiam ser a justificativa desse padrão de baixa diversidade.

7. REFERÊNCIAS

ALONG, D. M. The dynamics of benthic nutrient pools and fluxes in tropical mangrove forests. **Journal of Marine Research**, v. 54, n. 3, p. 123–148, 1996.

AMARAL, C. Z.; NONATO, E. F. **Anelida Polychaeta Características Glossario e Chaves para Famílias e Gêneros da Costa Brasileira.pdf**. 1º ed. Campinas: Editora Unicamp, 1996.

AMARAL, C. Z.; NONATO, E. F. **Anelídeos Poliquetos da Costa Brasileira Características e chave para famílias**. 1ª ed. Campinas: Editora Unicamp, 2006.

ANON, S. The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity. **Limnology and Oceanography**, v. 3, n. 3, p. 346–347, 1958.

ATTRILL, M. J. A testable linear model for diversity trends in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, p. 262–269, 2002.

BARROS, F. et al. Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 43–52, 2012.

BEAUCHARD, O. et al. Spatiotemporal bioturbation patterns in a tidal freshwater marsh. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 96, p. 159–169, 2012.

BEAUCHARD, O. et al. The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. **Ecological Indicators**, v. 76, p. 81–96, 2017.

BERBEL, G. B. B.; FAVARO, D. I. T.; BRAGA, E. S. Impact of harbour , industry and sewage on the phosphorus geochemistry of a subtropical estuary in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 93, n. 1–2, p. 44–52, 2015.

BERNARDINO, A. F. et al. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 81–96, 2016.

BEST, M. A.; WITHER, A. W.; COATES, S. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, n. 1–6, p. 53–64, 2007.

BEYER, J. et al. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. **Marine Environmental Research**, v. 130, p. 338–365, 2017.

BLANKENSTEYN, A. **Estrutura e análise experimental do funcionamento das associações da macrofauna bêntica do manguezal e marisma da Gamboa Perequê, Pontal do Sul, PR**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1994.

BLOTT, S. J.; PYE, K. Gradstat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 26, p. 1237–1248, 2001.

BOEHS, G.; ABSHER, T. M.; DA 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.

BORGES, A. V.; GYPENS, N. Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than to ocean acidification. **Limnology and Oceanography**, v. 55, n. 1, p. 346–353, 2010.

BRASIL. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 23 jun. 2020.

BRAUKO, K. M. et al. Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 2, p. 454–460, 2015.

BREMNER, J. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, n. 1–2, p. 37–47, 2008.

BROGIM, R. A. **Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bêntica de manguezais das baías de Paranaguá e Antonina (Paraná - Brasil)**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2001.

BROWN, C. A.; SHARP, D.; MOCHON COLLURA, T. C. Effect of climate change on water temperature and attainment of water temperature criteria in the Yaquina Estuary, Oregon (USA). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 169, p. 136–146, 2016.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 399–403, 2004.

BUSCHBAUM, C. et al. Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments. **Helgol Mar Res**, v. 63, p. 47–58, 2009.

CARDOSO, S. J. et al. Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments? **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 48–54, 2014.

CHOUERI, R. B. et al. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 7, p. 1824–1831, 2009.

ÇINAR, M. E. Alien polychaete species worldwide : current status and their impacts. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 5, p. 1257–1278, 2013.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.

CLARKE, K. R. et al. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 3rd. ed. Plymouth: PRIMER-E Ltd, 2014.

CLELAND, J. World Population Growth; Past, Present and Future. **Environmental and Resource Economics**, v. 55, n. 4, p. 543–554, 2013.

COLLING, A.; BEMVENUTTI, C. Organismos Bentônicos. In: CALAZANS, D. (Ed.). **Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático**. 1ª ed. Pelotas, RS: Textos, 2011. p. 276–294.

COLLING, L. A. **Influência dos fatores abióticos na variabilidade espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos em uma enseada rasa estuarina da Lagoa dos Patos, RS - Brasil**. [s.l.] Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2007.

COUTINHO, M. S.; BERNARDINO, A. F. Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 4, p. 666–677, 2017.

CRAIN, C. M.; BERTNESS, M. D. Ecosystem engineering across environmental gradients: implications for conservation and management. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 1–12, 2006.

DAHLGREN, R.; NIEUWENHUYSE, E. VAN; LITTON, G. Transparency tube provides reliable water-quality measurements. **California Agriculture**, v. 58, n. 3, p. 149–153, 2004.

DALRYMPLE, R. W.; ZAITLIN, B. A.; BOYD, R. Estuarine Facies Models: Conceptual Basis and Stratigraphic Implications. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 62, n. 6, p. 1130–1146, 1992.

DAUVIN, J. C. et al. Does the hydrodynamic, morphometric and sedimentary environment explain the structure of soft-bottom benthic assemblages in the Eastern Bay of Seine (English Channel)? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 189, p. 156–172, 2017.

DELEFOSSE, M.; KRISTENSEN, E. Burial of *Zostera marina* seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. **Journal of Sea Research**, v. 71, p. 41–49, 2012.

DEWITT, T. H.; SWARTZ, R. C.; LAMBERSON, J. O. Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, n. 11, p. 1035–1048, 1989.

DITTMANN, S. Benthic fauna in tropical tidal flats – a comparative perspective. **Wetlands Ecology and Management**, v. 10, p. 189–195, 2002.

DUARTE, C. M. et al. Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding Anthropogenic Impacts on Seawater pH. **Estuaries and Coasts**, v. 36, n. 2, p. 221–236, 2013.

ECHEVERRÍA, C. A. et al. Spatial and temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in an eutrophic estuarine system suggests a metapopulation dynamics. **Natural Science**, v. 2, n. 860–867, 2010.

EDGAR, G. J. et al. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, v. 92, p. 383–397, 2000.

EGRES, A. G. et al. Functional response of tropical estuarine benthic assemblages to perturbation by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 229–240, 2019.

ELEFThERIOU, A.; MCINTYRE, A. **Methods for the study of marine benthos**. 3rd. ed. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2005.

ERISMAN, J. W. et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 368, p. 1–9, 2013.

ESTADES, N. P. o Litoral do Paraná : entre a riqueza natural e a pobreza social. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 8, p. 25–41, 2003.

ESTEVEES, F. DE A. Nitrogênio. In: **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998a. p. 204–222.

ESTEVEES, F. DE A. Fósforo. In: **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998b. p. 223–243.

FARACO, L. F. D.; LANA, P. C. Macrobenthic Recolonization Processes in Mangroves of Southern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 2004, n. 39, p. 1853–1858, 2006.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2007.

FIGUEIREDO-BARROS, M. P. et al. Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 69, p. 87–95, 2006.

FITZGERALD, D.; GEORGIU, J.; MINER, M. Estuaries and Tidal Inlets. In: MASSELINK, G.; GEHRELS, R. (Eds.). **Coastal Environments & Global Change**. 1. ed. Southern Gate, Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons, 2014. p. 268–298.

FOLK, R. L.; WARD, W. C. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 27, n. 1, p. 3–26, 1957.

FUJII, T. Spatial patterns of benthic macrofauna in relation to environmental variables in an intertidal habitat in the Humber estuary, UK: Developing a tool for estuarine shoreline management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 75, n. 1–2, p. 101–119, 2007.

GAMITO, S. Caution is needed when applying Margalef diversity index. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 550–551, 2010.

GAMITO, S.; FURTADO, R. Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow waters. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1009–1019, 2009.

GARCÍA-ONETTI, J.; SCHERER, M. E. G.; BARRAGÁN, J. M. Integrated and ecosystemic approaches for bridging the gap between environmental management and port management. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 615–624, 2018.

GARCIA, K. S. et al. Análise da macrofauna bentônica da região nordeste da Baía de Todos os Santos, Bahia. **Cadernos de Geociências**, v. 11, n. 1–2, p. 121–134, 2014.

GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ. **Porto de Paranaguá tem movimentação mensal histórica**. Disponível em:

<<http://www.aen.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=102773&tit=Porto-de-Paranagua-tem-movimentacao-mensal-historica>>. Acesso em: 21 out. 2019.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. **Methods of Seawater Analysis**. 3rd. ed. Weinheim, New York, Chichester, Brisbane, Singapore, Toronto: Wiley-VCH, 1999. v. 53

GUSMAO, J. B. et al. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 65–75, 2016.

HAGENS, M. et al. Biogeochemical context impacts seawater pH changes resulting from atmospheric sulfur and nitrogen deposition. **Geophysical Research Letters**, v. 41, p. 935–941, 2014.

HEDGES, J. I.; KEIL, R. G. Organic geochemical perspectives on estuarine processes: sorption reactions and consequences. **Marine Chemistry**, v. 65, p. 55–65, 1999.

HESSEN, D. O. et al. Nutrient Enrichment and Planktonic Biomass Ratios in Lakes. **Ecosystems**, v. 1, p. 516–527, 2006.

HOOPER, A. D. U. et al. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HOSSAIN, M. B. Trophic functioning of macrobenthic fauna in a tropical acidified Bornean estuary (Southeast Asia). **International Journal of Sediment Research**, v. 34, n. 1, p. 48–57, 2019.

HOSTIN, L. M.; SANDRINI-NETO, L.; OLIVEIRA, V. M. DE. Associações macrofaunais em áreas sujeitas à dragagem do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). In: BOLDRINI, E. B.; SOARES, C. R.; PAULA, E. V. DE (Eds.). **Dragagens Portuárias no Brasil**. 1ª ed. Curitiba, PR: Governo do Paraná - Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado do Paraná, 2007. p. 288–299.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

KAUSHAL, S.; BINFORD, M. W. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources, and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. **Journal of Paleolimnology**, v. 22, p. 439–442, 1999.

KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 78–107, 2002.

KILMER, V. J.; ALEXANDER, J. Method of makiey mechanical analysis of soils. **Soil Science**, v. 68, p. 15–26, 1949.

KRISTENSEN, E. et al. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 201–219, 2008.

KRISTENSEN, E. et al. Influence of benthic macrofauna community shifts on ecosystem functioning in shallow estuaries. **Frontiers in Marine Science**, v. 1, p. 1–14, 2014.

KRUG, L. A.; LEÃO, C.; AMARAL, S. Dinâmica espaço-temporal de manguezais no Complexo Estuarino de Paranaguá e relação entre decréscimo de áreas de manguezal e dados sócio-econômicos da região urbana do município de Paranaguá – Paraná. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 2753–2760, 2007.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do complexo estuarino de Paranaguá-PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 55, p. 77–82, 2004.

LANA, P. C. Macrofauna bêmica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá. **Nerítica**, v. 1, n. 3, p. 79–89, 1986.

LANA, P. C. et al. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. [s.l: s.n.]. v. 144p. 131–145.

LANA, P. C.; COUTO, E. DA C. G.; ALMEIDA, M. V. O. Polychaete Distribution and Abundance in Intertidal Flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). **Bulletin of Marine Science**, v. 60, n. 2, p. 433–442, 1997.

LANA, P. DA C.; GUISS, C. Influence of *Spartina Alterniflora* on Structure and Temporal Variability of Macrobenthic Associations in a Tidal Flat of Paranagua Bay (Southeastern Brazil). **Marine Ecology Progress Series**, v. 73, p. 231–244, 1991.

LITTLE, S.; WOOD, P. J.; ELLIOTT, M. Quantifying salinity-induced changes on estuarine benthic fauna: The potential implications of climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 198, p. 610–625, 2017.

LLANOS, E. N. et al. A shift of ecosystem engineers during the succession of an intertidal benthic community associated with natural and anthropogenic disturbances. **Regional Studies in Marine Science**, v. 31, p. 1–7, 2019.

- LUKYANOVA, O. N. et al. The Economic Valuation of Biological Resources and Ecosystem Services in the Sea of Okhotsk. **Russian Journal of Marine Biology**, v. 42, n. 7, p. 602–607, 2016.
- MAHON, A. R. et al. Discrete genetic boundaries of three *Streblospio* (Spionidae, Annelida) species and the status of *S. shrubsolii*. **Marine Biology Research**, v. 5, n. 2, p. 172–178, 2009.
- MANZOLLI, R. P.; PORTZ, L.; PAIVA, M. Oceanografia Química. In: CALAZANS, D. (Ed.). **Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático**. 1ª ed. Pelotas, RS: Textos, 2011. p. 130–155.
- MARIANO, D. L. S.; BARROS, F. Intertidal benthic macrofaunal assemblages: changes in structure along entire tropical estuarine salinity gradients. **Jornal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 1, p. 5–15, 2015.
- MARINS, R. V.; FILHO, F. J. DE P.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1208–1214, 2007.
- MARONE, E. et al. Medições de Correntes e Curva Vazão-Maré na baía de Paranaguá, PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 60–61, p. 55–64, 2007.
- MASSELINK, G.; GEHRELS, R. Introduction to Coastal Environments and Global Change. In: MASSELINK, G.; GEHRELS, R. (Eds.). **Coastal Environments & Global Change**. 1. ed. Southern Gate, Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons, 2014. p. 1–27.
- MCCALLISTER, S. L. et al. Sources of estuarine dissolved and particulate organic matter: A multi-tracer approach. **Organic Geochemistry**, v. 37, p. 454–468, 2006.
- MCLUSKY, D. S. Marine and estuarine gradients — An overview. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 27, p. 489–493, 1993.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem Ecology, Threats, and Management**. 3. ed. New York: Oxford University Press, 2004.
- MEDEIROS, C. R. F. et al. Environmental drivers of the benthic macroinvertebrates community in a hypersaline estuary (Northeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.
- MELLO, Y. R. DE; LOPES, F. C. A.; FELTRIM, W. F. Características climáticas e análise rítmica aplicada a episódios extremos de precipitação e temperatura no município de Paranaguá, PR. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 20, 2017.
- MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.
- MELO, G. A. S. DE. **Manual de identificação dos brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. São Paulo: Plêiade, 1996.

- MELO, G. A. S. DE. **Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea e Astacidea**. 1. ed. São Paulo: Plêiade, 1999.
- MENDES, R. S. et al. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. **Ecography**, v. 31, n. 4, p. 450–456, 2008.
- MEYERS, P. A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. **Organic Geochemistry**, v. 34, p. 261–289, 2003.
- MIZERKOWSKI, B. D. et al. Sources, loads and dispersion of dissolved inorganic nutrients in Paranaguá Bay. **Ocean Dynamics**, v. 62, p. 1409–1424, 2012.
- MOLA, H. R. A.; ABDEL GAWAD, S. S. Spatio-temporal variations of macrobenthic fauna in Lake Nasser khors, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 4, p. 415–423, 2014.
- MONTEIRO, R. R.; NAGY, A. **A cartografia do litoral paranaense**. Disponível em: <<https://journals.openedition.org/confins/12678>>. Acesso em: 23 jun. 2020.
- MORAIS, G. C. et al. Macrobenthic functional trait diversity at multiple scales along a subtropical estuarine gradient. **Marine Ecology Progress Series**, v. 624, p. 23–37, 2019.
- MORAIS, G. C.; CAMARGO, M. G.; LANA, P. Intertidal assemblage variation across a subtropical estuarine gradient: How good conceptual and empirical models are? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 170, p. 91–101, 2016.
- NEGRELLO-FILHO, O. A. et al. Subtidal soft sediments of the Paranaguá Bay inlet: mapping habitats and species distribution at a landscape scale. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, n. 3, p. 255–266, 2018.
- NETTO, S. A. **Composição, distribuição e variabilidade sazonal da macrofauna bêntica de marismas e bancos não-vegetados da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1993.
- NETTO, S. A.; LANA, C. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 106, p. 239–247, 1994.
- NEVES, R. A. F.; VALENTIN, J. L. Revisão Bibliográfica Sobre a Macrofauna Bentônica De Fundos Não-Consolidados, Em Áreas Costeiras Prioritárias Para Conservação No Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 44, n. 3, 2011.
- NEWELL, R. C.; SEIDERER, L. J.; HITCHCOCK, D. R. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 36, p. 1–51, 1998.

NICHOLLS, R. J. et al. Coastal systems and low-lying areas. In: PARRY, M. L. et al. (Eds.). . **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 1st. ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007. p. 315–356.

NOERNBERG, M. A. et al. Determinação da sensibilidade do litoral paranaense à contaminação por óleo. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 12, n. 2, p. 49–59, 2008.

OURIVES, T. M.; RIZZO, A. E.; BOCHS, G. Composition and spatial distribution of the benthic macrofauna in the Cachoeira River estuary, Ilhéus, Bahia, Brazil. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 46, n. 1, p. 17–25, 2011.

PANTANO, G. et al. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, n. 6, p. 732–740, 2016.

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**, v. 16, p. 229–331, 1978.

PERILLO, G. M. E. Definitons and geomorphologic classifications of estuaries. **Geomorphology and Sedimentology of Estuaries**, v. 53, p. 17–47, 1995.

PILÓ, D. et al. Temporal variability of biodiversity patterns and trophic structure of estuarine macrobenthic assemblages along a gradient of metal contamination. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 286–299, 2015.

PIRES-VANIN, A. M. S.; MUNIZ, P.; DE LÉO, F. C. Benthic macrofauna structure in the northeast area of todos os santos bay, bahia state, Brazil: Patterns of spatial and seasonal distribution. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 27–42, 2011.

PRITCHARD, D. W. Estuarine Hydrography. **Advances in Geophysics**, v. 1, p. 243–289, 1952.

RIOS, E. DE C. **Compendium of Brazilian sea shells**. 1. ed. Rio Grande: Evangraf, 2009.

RODRIGUES, A. M. et al. Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a Southern European estuary: the Tagus, Portugal. **Hydrobiologia**, v. 555, p. 99–113, 2006.

SALVADOR, B.; BERSANO, J. G. F. Zooplankton variability in the subtropical estuarine system of Paranaguá Bay, Brazil, in 2012 and 2013. **Estuarine , Coastal and Shelf Science**, v. 199, p. 1–13, 2017.

SANTI, L.; TAVARES, M. Polychaete assemblage of an impacted estuary, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 4, p. 287–303, 2009.

SASEKUMAR, A. . Distribution of Macrofauna on a Malayan Mangrove Shore. **Journal of Animal Ecology**, v. 43, n. 1, p. 51–69, 1974.

- SCHO, F. et al. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 2136–2161, 2005.
- SEREJO, C. S. Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. **Zootaxa**, v. 646, n. 1, p. 1, 2004.
- SNELGROVE, P. V. R.; BUTMAN, C. A. Animal-Sediment Relationships Revisited: Cause Versus Effect. **Oceanography and marine biology**, v. 32, p. 111–177, 1994.
- SOARES-GOMES, A.; PITOMBO, F. B.; PAIVA, P. C. Bentos de sedimentos não-consolidados. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.). . **Biologia Marinha**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2009. p. 319–338.
- SOUZA, F. M. et al. Complex spatial and temporal variation of subtropical benthic macrofauna under sewage impact. **Marine Environmental Research**, v. 116, p. 61–70, 2016.
- SPIER, D. et al. Flood regime as a driver of the distribution of mangrove and salt marsh species in a subtropical estuary. **Journal of Marine Systems**, v. 161, p. 11–25, 2016.
- STEWART, R. H. Temperature, Salinity, and Density. In: STEWART, R. H. (Ed.). . **Introduction To Physical Oceanography**. September ed. Texas: A & M University, 2008. p. 73–102.
- SUNDBY, B. et al. Redox chemistry in the root zone of a salt marsh sediment in the Tagus Estuary, Portugal. **Aquatic Geochemistry**, v. 9, n. 3, p. 257–271, 2003.
- TONETTI, E. L.; NUCCI, J. C.; VALASKI, S. Espaços livres na área urbana de Paranaguá (Paraná, Brasil). **Soc. Bras. de Arborização Urbana**, v. 7, n. 2, p. 37–50, 2012.
- TRIOLA, M. F. Estatísticas para Descrição, Exploração e Comparação de Dados. In: FLORES, V. R. L. DE F. E; FARIAS, A. M. L. DE (Eds.). . **Introdução à Estatística**. 10. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2008. p. 60–109.
- TURNER, S. J. et al. Bedload and water-column transport and colonization processes by post-settlement benthic macrofauna: Does infaunal density matter? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 216, n. 1–2, p. 51–75, 1997.
- VALENTIN, J. L. **Ecologia Numérica**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2000.
- VAN HOEY, G. et al. Methodological elements for optimising the spatial monitoring design to support regional benthic ecosystem assessments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 7, 2019.
- VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. **Global Change Biology**, v. 17, p. 1788–1797, 2011.
- VIOLLIER, E. et al. Benthic biogeochemistry: State of the art technologies and guidelines for the future of in situ survey. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 285–286, n. February, p. 5–31, 2003.

WAL, D. VAN DER et al. Hydrodynamic conditioning of diversity and functional traits in subtidal estuarine macrozoobenthic communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 197, p. 80–92, 2017.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29–38, 1934.

WARWICK, R.; UNCLES, R. Distribution of Benthic Macrofauna Associations in the Bristol Channel in Relation to Tidal Stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 3, p. 97–103, 1980.

WETZEL, M. A. et al. The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. **Ecological Indicators**, v. 19, p. 118–129, 2012.

WILDSMITH, M. D. et al. Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 3, p. 525–538, 2011.

YSEBAERT, T. et al. Benthic variability in intertidal soft-sediments in the mesohaline part of the Schelde estuary. **Hydrobiologia**, v. 540, n. 1–3, p. 197–216, 2005.

8. ARTIGO SUBMETIDO – REGIONAL STUDIES IN MARINE SCIENCE

The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Paranaguá estuary

Amorim R. M.¹; Delgado J. de F.; Baptista Neto, J.A.¹; Crapez, M.A.C.C.¹; Fernandez, C. S.² e Negrello Filho, O. A.¹; Fonseca, E.M.¹

¹Graduation Program in Dynamics of Oceans and Earth, Universidade Federal Fluminense

²Institute of Mathematics and Statistics, Universidade Federal Fluminense,

Niterói/RJ, Caixa Postal: 106051, CEP: 24230-971, Brazil.

Abstract

Estuaries are ecosystems marked by the strong variation of the physicochemical parameters of the water body, reflecting in the distribution of local faunal species. In order to evaluate the influence of water geochemical characteristics on aquatic living organisms, the benthic macrofauna of the Paranaguá estuary (South area of Brazil) was sampled seasonally during 2018 at 16 stations along the whole salinity gradient. In parallel, sediment geochemical characteristics (particle size, nutrients and organic matter) and water (salinity, temperature, pH, redox potential) were evaluated.

The Paranaguá estuary presented three specific areas according to salinity. Seasonal variations were more intense in the innermost points of the bay, confirming the influence of rainfall on the stratification of the water column in these areas. The innerregion was further marked by higher fine grain concentrations and higher nutrient levels.

Species richness of the benthic macrofauna decreased along the salinity gradient, while total density showed increase numbers. Our results suggest that salinity stability and sediment grainsize are the determining parameters in the macrobenthos colonization dynamics of the Paranaguá estuary.

Keywords: *benthic macrofauna; estuarine habitats; environmental gradients*

1. Introduction

Macrobenthos are an essential estuarine element playing a fundamental role in the environment dynamics (DAUVIN et al., 2017; MOLA; ABDEL GAWAD, 2014; PILÓ et al., 2015). This class of organisms represents a central component of estuarine trophic chain, acting as an important food resource for larger organisms (FERNANDES, 2007; GAMITO; FURTADO, 2009). Moreover, the benthic macrofauna has an important role on estuarine ecological dynamics once they promote the sediment bioturbation and resulting aeration, trophic linkages and catalyzing biogeochemical processes (KRISTENSEN et al., 2008, 2014). Due to the large connection between benthic organisms and estuarine ecosystem dynamic, understanding about the spatial and temporal variations in sediment composition and organic matter between estuarine areas is primordial to understand ecosystem quality and productivity (KRISTENSEN et al., 2014; MORAIS; CAMARGO; LANA, 2016)

Estuarine systems, on the other hand, consist of transitional ecosystems between continental and oceanic environments, usually featuring large hydrological variations, particular morphologies and peculiar chemical patterns (BARROS et al., 2012; COLLING, 2007; EGRES et al., 2019). As a result, estuarine organisms are often restricted to particular sections of environmental gradients, resulting in well-developed distribution patterns (BARROS et al., 2012; MARIANO; BARROS, 2015; MORAIS et al., 2019; WAL et al., 2017). The spatial heterogeneity of macrobenthos along the estuarine gradient is traditionally described in relation to salinity and sediment composition (BARROS et al., 2012; COLLING, 2007; MEDEIROS et al., 2016; SOUZA et al., 2016; VAN HOEY et al., 2019; YSEBAERT et al., 2005). Other study pointed out the importance of both dynamic processes (tidal range and wave fetch distance) and static factors (sediment grain size and organic content), in determining the community structure of macrobenthos (WARWICK; UNCLES, 1980).

Studies carried out by Snelgrove & Butman (1994) and Turner et al., (1997) also emphasize the importance of hydrodynamic processes resulting from currents and waves (such as bed shear stress) for the transport and distribution of sediment, food and juvenile macrofauna. Recently studies have shown a complex relationship between hydrodynamics, sediment dynamics and benthic biology in structuring distribution patterns of benthos (DAUVIN et al., 2017; WAL et al., 2017).

Knowledge of the spatial distribution patterns of macrobenthos along estuarine gradients might help to identify the linkages between species distributions and ecological processes and therefore to improve the insight into the functioning of estuarine ecosystems (BARROS et al., 2012; BERNARDINO et al., 2016; PIRES-VANIN; MUNIZ; DE LÉO, 2011), which is essential for implementation of integrated estuarine management (GARCÍA-ONETTI; SCHERER; BARRAGÁN, 2018).

In this paper, the distribution of subtidal macrobenthic community from Paranaguá estuarine complex was analyzed. Its distribution is related to environmental variables of water (salinity, temperature, pH,

turbidity) and sediment (grain size and nutrients and organic-matter content).

2. Study Site

The estuarine complex of Paranaguá Bay is situated on the north coast of the state of Paraná (SE Brazil) and is formed by several environments: to west, of the Bays of Paranaguá and Antonina, and to the north, by the bays of Laranjeiras, Guaraqueçaba and Pinheiros and the inlets of Itaquí and Benito. The entrance of the estuary is flanked by Mel and Galheta islands (Figure 1). Along the whole estuarine complex sandbanks and islands of medium and small size can be found. The estuarine complex is bordered by extensive mangroves and hydrographical basins, and is linked to the Atlantic Ocean by three main channels: Superagui, Northandand Galheta (Figure 1). The tide is predominantly semi-diurnal (LANA et al., 2001), being the estuary classified as partially mixed, since a greater water column stratification occurs during periods of increased flow rate (LANA et al., 2001; MARONE et al., 2007).

The regional climate is of the Cfa type, defined as mesothermic humid subtropical, with a hot summer. The extremes of the surface water temperature vary between 17°C in the winter and 32°C in summer (MELLO; LOPES; FELTRIM, 2017).

In addition to the marine influence, the estuary receives considerable freshwater input from several rivers, primarily in the rainy season (summer). Two important harbors are installed in the area, Antonina and Paranaguá; the latter is one of the largest ports for grain exporting in Latin America, reaching more than 25 million tons of shiploads (KRUG; LEÃO; AMARAL, 2007), potentially submitting this bay to strong human stress. Besides the harbor activities, an artisanal fishery in the estuarine complex forms the economic base of the local population.

The most important city in this coastal area is Paranaguá followed by Antonina, with approximately 141.000 and 17.000 inhabitants, respectively (ESTADES, 2003; TONETTI; NUCCI; VALASKI, 2012). Until 1998 none of the referred cities had systems of sewer treatment and all the served waters were thrown in rivers and tidal creeks or directly in the sea. Along the whole margin of the estuary and in several islands, smaller villages and sparse inhabitants still exists. Finally, the local freatic sheet is shallow, making it impossible the construction of aseptic tanks and drains. So the majority of these sewers are discarded directly in the estuarine water body.

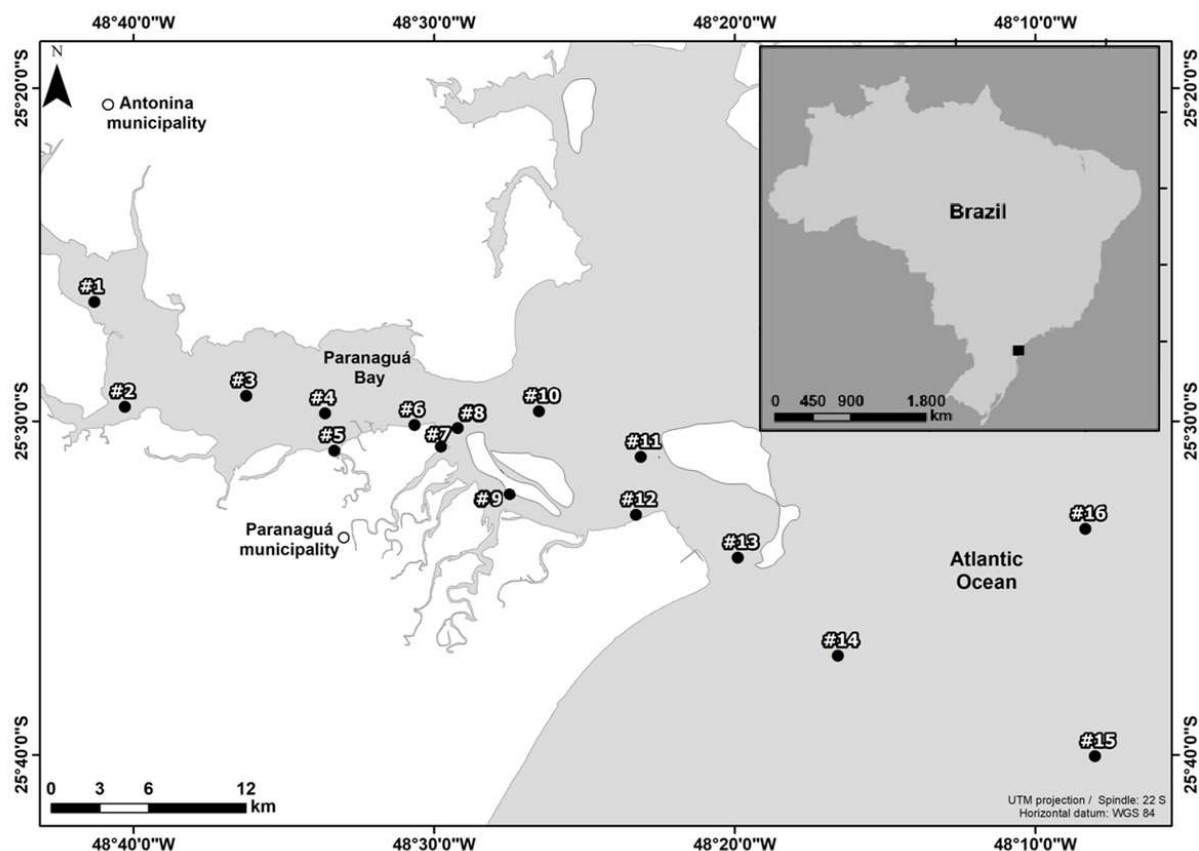


Figure 1. Paranaguá estuarine complex and sampling stations.

3. Methodology

3.1 Field Campaign In order to evaluate the benthic macrofauna of the Paranaguá estuary, four seasonal field campaigns were carried out at sixteen sampling stations (Figure 1), which were established and marked using global positioning system coordinates. Physico-chemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen levels (DO), salinity and redox potential) were recorded *in situ*, using a multi parameter probe (Horiba U-51).

Sediment samples were collected at each sampling station using a van Veen grab to determine the sediment grain size, organic matter, total nitrogen content and total phosphorous. After sampling, sediment samples were properly stored in a cooler box with ice. The samples were transferred to the laboratory and frozen ($\sim -20^{\circ}\text{C}$) until analysis.

Benthic macroinvertebrates triplicate samples, were collected with a 0,05 van Veen grab. The sediment was washed in sieves (0.5 mm mesh) and preserved in 4% buffered formalin.

3.2 Laboratory Analysis

The TOC concentrations were measured by wet oxidation method (WALKLEY; BLACK, 1934). Grain size analysis was performed using dry sieving (for particles >53 microns) and the pipette method for silt and clay (KILMER; ALEXANDER, 1949). Total P was obtained after the sample ignition at 550 °C during 12 hours. Ashes were digested by HCl 1.0 M under stirring. Sediment total nitrogen (TN) was determined by the Kjeldahl nitrogen method.

Macroinvertebrates were sorted, identified to the least inclusive taxonomic group and counted. The description of spatio-temporal variation in macrofauna was performed on indicators of abundance, species richness, evenness and Shannon-Winner diversity index. **Statistical Analysis**

The water column and sediment properties from different sampling stations were analyzed using Principal Components Analysis – PCA. Normality of the data was tested with the Shapiro-Wilk test. Kruskal-Wallis test was used to evaluate the spatial and seasonal statistical difference between medians of the physical-chemical and biotic parameters. The benthic macrofauna was analyzed using non metric multidimensional scaling (nMDS) to compare the salinity sectors and seasons. A value of $p < 0.05$ was considered significant in the statistical analyses.

Additionally, previous salinity data measured by multiparametric probe during 4 years (2014 - 2018) were used to compose a time series with the objective of characterizing the estuary based on the haline subareas.

4. Results and Discussions

According to the available data obtained from the National Institute of Meteorology of Brazil, the average monthly rainfall, in Paranaguá bay area, in the study period was 164.33mm, with a maximum of 388.9 mm measured in Dec/2018 and a minimum of 44.4 mm in August/2018. Two periods were highlighted: The dry season comprising the months of June/2018, July/2018, August/2018 and September/2018, which presented an average of 48.4 mm, and the rainy season, with an average rainfall of 222.5 mm. In addition to the influence of rainfall cycle and resulting river flux increase on water salts levels, estuaries are transition areas between continental and oceanic environment, being the salinity gradient its main feature (BERNARDINO et al., 2016). In the present study this transitional character was clearly demonstrated, where the internal areas showed salinity values with strong seasonal variation ($p=0,00341$), showing the influence of fresh water input on the innermost area of the estuary (Figure 2).

According to the salinity data recorded obtained over 4 years of monitoring and used in addition to the present study, the estuary can be divided into 3 zones, as shown in Figure 3. These variations may have

a direct effect on benthic communities and will be explored in more detail below. Paranaguá Bay was classified as a partially mixed estuary (type b) with lateral inhomogeneities, but the system may be seen as fitting homogeneous or even stratified conditions, depending on the season and/or tidal stage (LANA et al., 2001). Still, based on the salinity gradients, three areas were defined for the Paranaguá branch: (i) the upper, oligo- to mesohaline sector; (ii) the middle (or central), oligo- to polyhaline sector; and (iii) the lower, micro to mesotidal, poly- to euhaline sector (LANA et al., 2001). The present research applied the same approach, reaching similar classifications exposed in the Figure 3.

Comparing to salinity, pH showed more constant values, suggesting the buffering capacity of oceanic waters. The values ranged between 7.2 and 9.2. In coastal areas, the pH variation dynamic is more complex once it is influenced by various natural and anthropogenic processes other than CO₂ uptake (BORGES; GYPENS, 2010; DUARTE et al., 2013; HAGENS et al., 2014). In the present study area, on the other hand, it was not possible to detect clearly the influence of anthropogenic factors. Nevertheless, the lowest pH value was found in the vicinity of the city at sampling station #7 in December 2018.

Oxygen concentrations varied between 0.9mg/L (sampling station #7) and 8.1mg/L (sampling station #2). The seasonal variation can be considered as significant, according to statistical results ($p = 0,00003911$). The lowest concentrations were recorded in sampling stations #7, #8 and #9, suggesting the influence of waste disposal generated in the city of Paranaguá, once the principal anthropogenic activity resulting in changes in dissolved oxygen concentrations in the marine environment is the addition of organic matter, mainly by anthropic activities (BEST; WITHER; COATES, 2007). The Kruskal-Wallis test, on the other hand, didn't confirm statistical differences between sampling stations ($p > 0.1$).

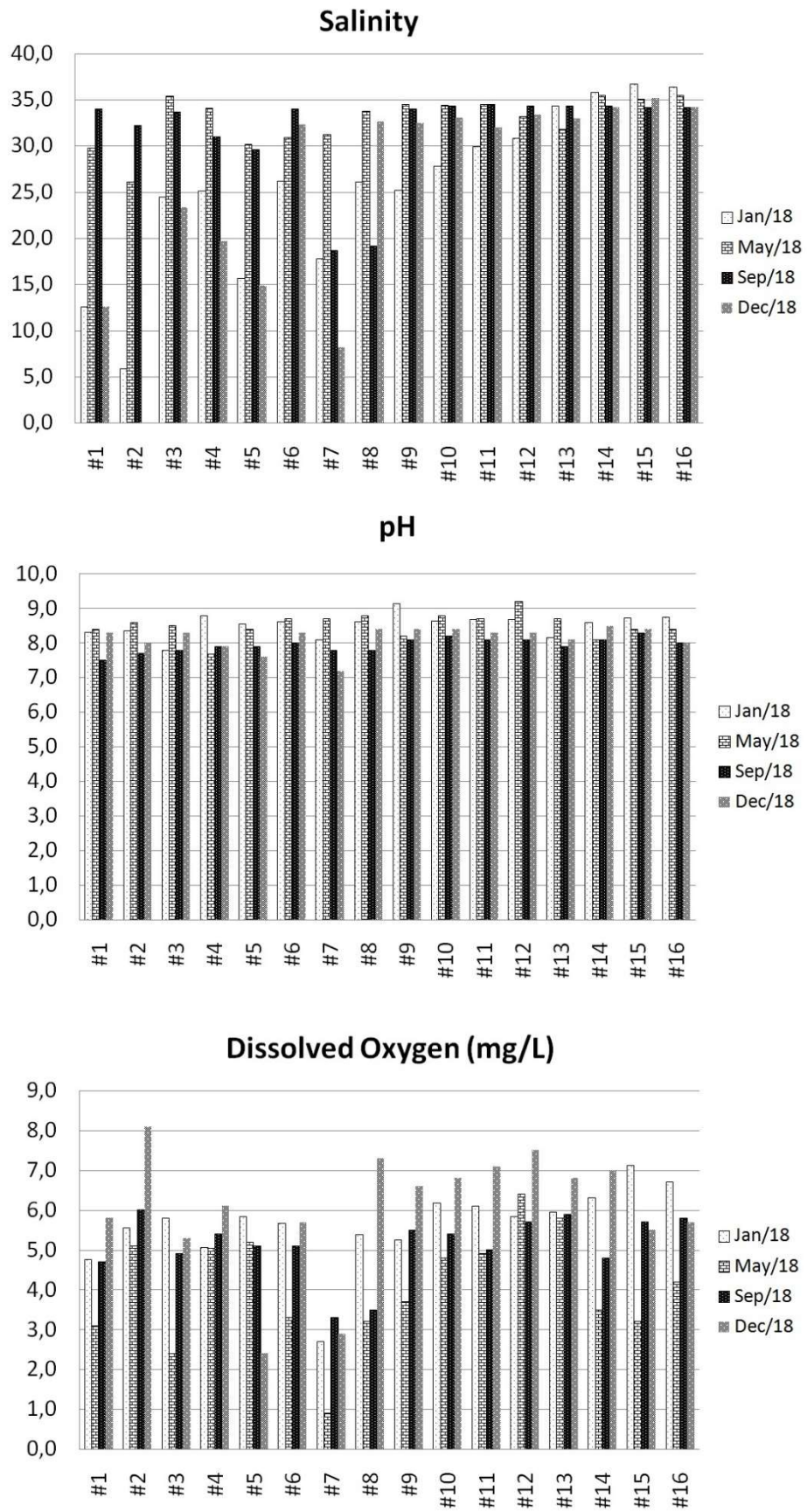


Figure 2. Physicochemical results (Salinity, pH and Dissolved Oxygen)

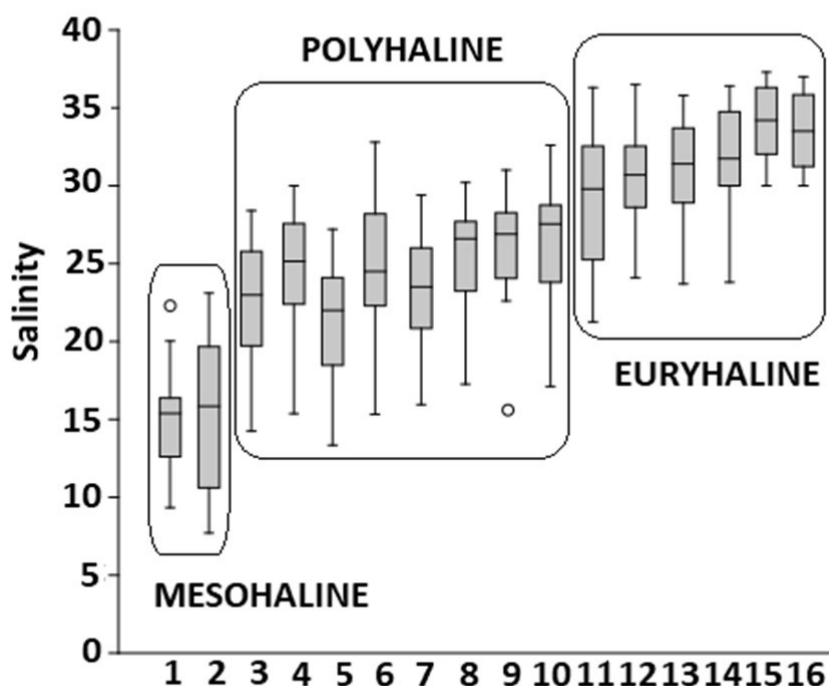


Figure 3. Salinity variation box-plot during 2014 to 2018.

Temperature data were higher in January (summer station), suggesting the influence of the atmospheric temperature in the water column, since the main climate influencers which impact estuarine water temperature are insulation, river temperature, air and the ocean, and changes in river discharge and wind stress (BROWN; SHARP; MOCHON COLLURA, 2016). Still, these cannot be suggested as a trend due to the low representativeness of data collection only one day of the season (Figure 4). The same can be suggested regarding Eh data and seasonal variation. Still, this parameter recorded positive values in practically all collection points, in all seasons of the year, suggesting high oxygenation in the bottom water of the studied areas (SUNDBY et al., 2003). The Eh is one of the parameters indicating the redox-sensitive chemical dynamics in sediments and water. However, both spatial and temporal dynamics of Eh variation have not been well documented, because of the limitations *in situ* measurement technology (VIOLLIER et al., 2003). Finally, turbidity data show the innermost region as the less translucent area. Turbidity levels can increase primarily during winter storms, or during summer when irrigation return-flows contribute substantially to sediment loads (DAHLGREN; NIEUWENHUYSE; LITTON, 2004). Apparently, in Paranaguá Bay, as in the case of salinity, turbidity is strongly influenced by river discharge.

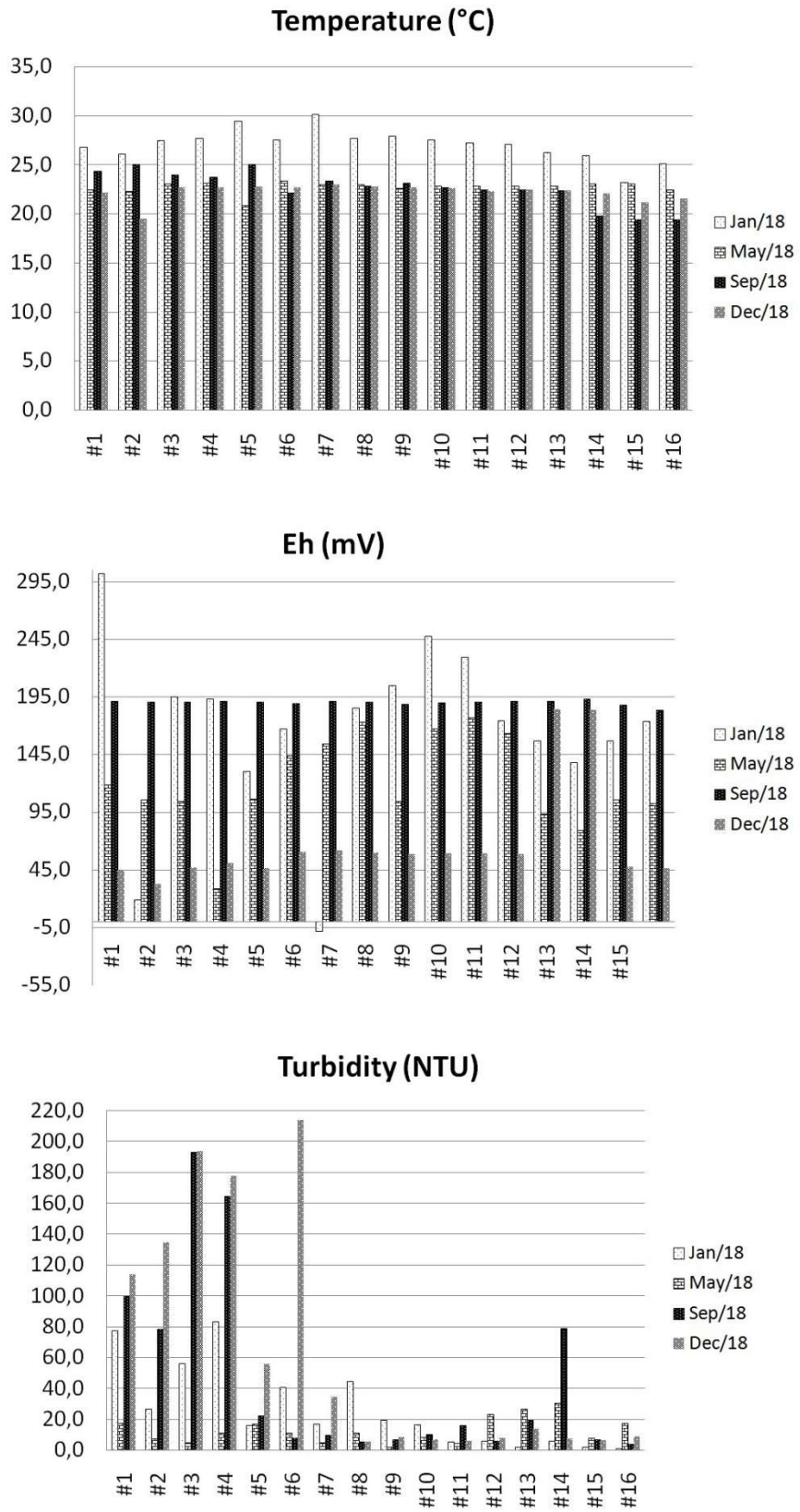


Figure 4. Physicochemical results (Temperature, Eh and Turbidity)

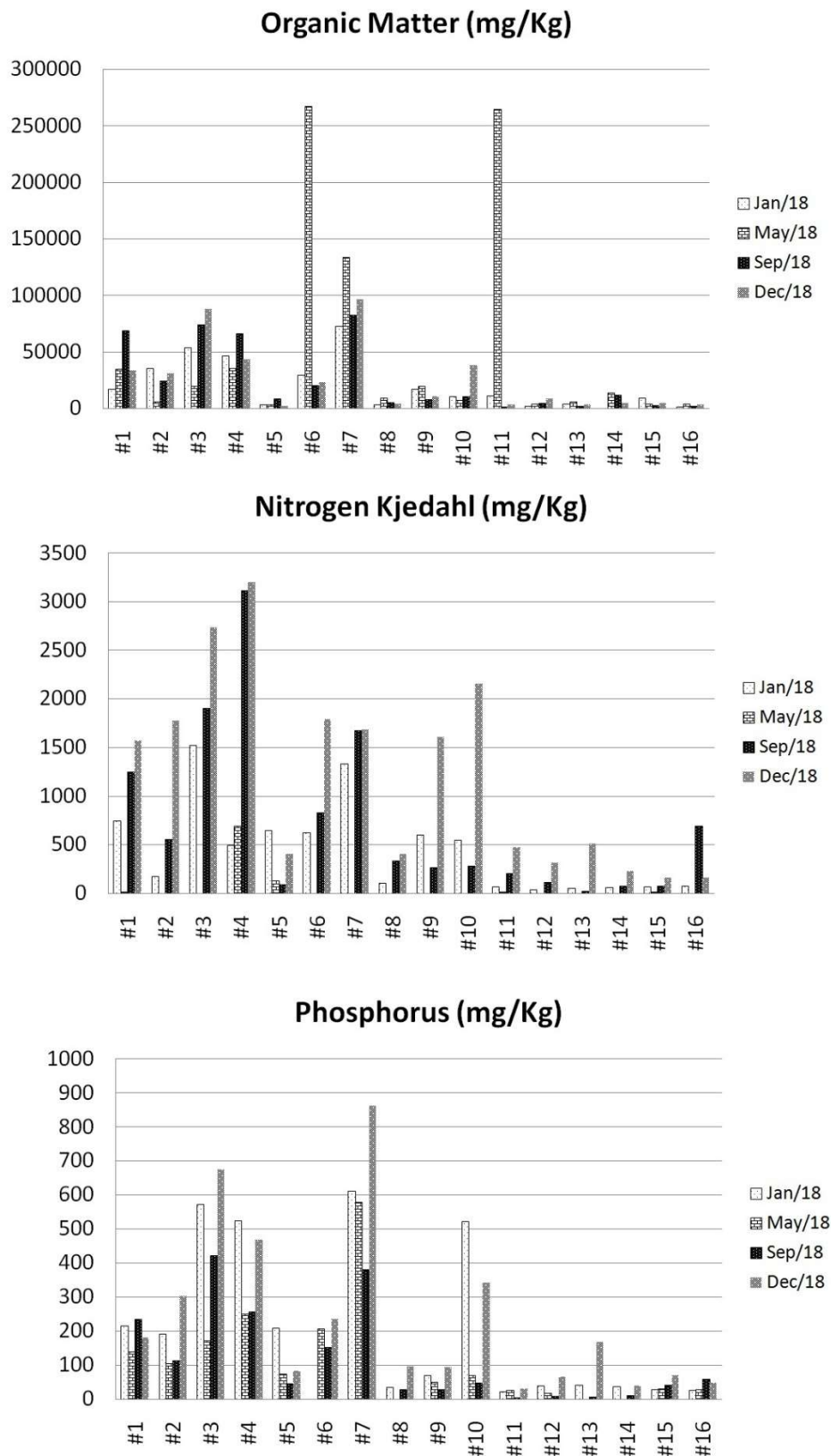


Figure 5. Organic Matter, Nitrogen Kjeldahl and Total Phosphorus Concentrations

The particle size data showed finer fractions at almost all the innermost stations, suggesting a less intense hydrodynamism up to the sampling station #10. As a result of the most restricted circulation there was a tendency to increase of organic matter towards the interior of the estuary. Obtained concentrations varied between 1.730mg/Kg and 267.680mg/Kg. Statistical results, on the other hand indicates the variation between sampling stations as not significant ($p=0.1955$). It is important to highlight two outliers obtained in May/18 at points #06 and #11 with results of 267.68 and 265.05 mg/Kg, respectively. This erratic pattern of organic matter points to anthropic pollution. The same observation can be applied for the levels of nitrogen ($p=0.225$), which ranged between 6.1 and 3201.1 mg/Kg. Again, outliers can be seen at the sampling stations, but in this case mainly at points #03 and #04 (results higher than 2500.0 mg/Kg). This anomalous values of organic matter and nitrogen may be reflecting the influence of domestic sewage disposal in the city of Paranaguá. Finally, the statistical evaluation confirmed seasonal variation as significant, for organic matter and nitrogen ($p=0.001$ and $p=0.018$, respectively), suggesting the ecosystem conditions as predominant in the estuarine dynamic.

Marine benthic organisms, particularly the macrobenthic fauna (>0.5 mm in body length), have been widely used as bioindicator for monitoring coastal ecosystem quality. Studies that had the object of diagnosis the distribution and composition of macrobenthic assemblages frequently stand up to challenges resulted by high species diversity and the existence of numerous higher taxa (VAN HOEY et al., 2019). As a result, solid taxonomic knowledge of multiple phyla is required for species identification. In the present study, a total of 12 Phylum were identified (Figure 5). The dominance was of the Mollusca (40%) and Annelida (39 %). The values of Diversity (H') and Evenness (J') showed significant variations between sampling stations (both $p<0.01$) reinforcing the transitional importance of the estuarine body and its impact on the local benthic fauna composition (OURIVES; RIZZO; BOCHS, 2011). Seasonal data variations, on the other hand, didn't register significant variations for both parameters by Kruskal-Wallis test ($p=0.670$ and $p=0.1834$, respectively).

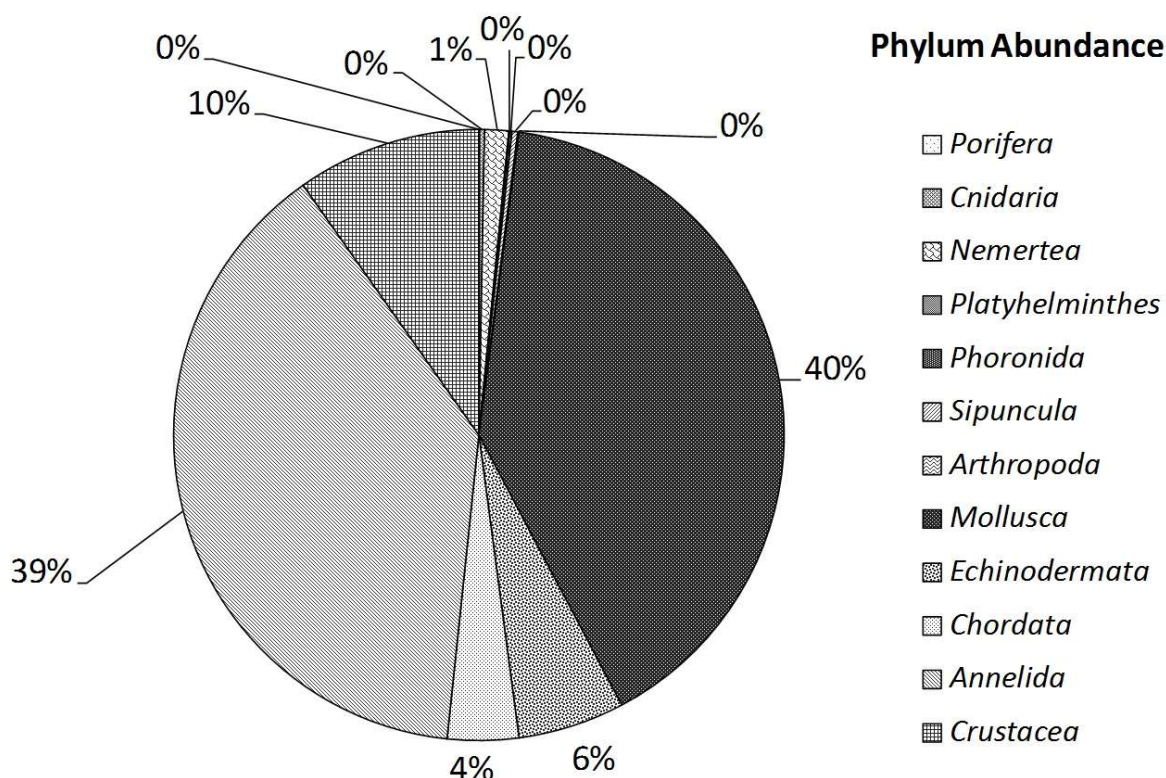


Figure 6. Proportion of phyla abundance in the study

No clear tendency was observed through the recorded data for a potential richness seasonal variation. Kruskal-Wallis test confirmed this observation ($p=0,6818$). Other study, however, recorded a significant seasonal variation of the macrofauna richness in Todos os Santos Bay (PIRES-VANIN; MUNIZ; DE LÉO, 2011). The authors attributed their results to the sedimentological patterns variation during the year. In the present study, on the other hand, was conducted in a more hydrodynamically protected bay, not showing large variations in grain size throughout the year of 2018 by Kruskal-Wallis test ($p=0.8299$). Yet, richness spatial variation data showed significant variability ($p=0,0004$), suggesting tendency for higher values in the benthic macrofauna in the outermost points of Paranaguá Bay. The greatest richness was observed at station #12 in May 2018 ($n=51$). In this sense, researchers reported in another study carried out on two beaches in Espírito Santo that the density and composition of the macrofauna were directly related to the levels of organic matter and grainsize (COUTINHO; BERNARDINO, 2017). On the other hand, in Todos os Santos Bay, researchers suggested salinity as the main influencing factor in the distribution of the benthic community (MARIANO; BARROS, 2015). Finally, the present study suggested the bigger influence of the grainsize and salinity over the organic matter content, since Kruskal-Wallis test presented significant results throughout sampling stations only for the sedimentology ($p<0.0001$) and salinity ($p = 0,0010$).

Richness was lower at the innermost stations as seen above in the Kruskal Wallis test results between each point ($p=0,0004$). Station #3, located inside the navigation channel, showed the lowest values of

species richness during 2018 (average n = 3). Organic enrichment of sediments due to sewage and other organic contaminants may result in a series of non-linear changes in the abundance, biomass and diversity of benthic organisms, in both spatial and temporal patterns (PEARSON; ROSENBERG, 1978). So, the innermost sampling stations should be driven by both the finest sediment characteristics and the highest concentrations of organic matter.

Abundance showed no clear variation patterns throughout the year. Kruskal-Wallis test confirmed this observation (p=0.7472). The potential spatial variation evaluation, on the contrary, recorded higher values in the innermost sampling stations (#1 and #2). So, the results confirmed the theory published by some authors that relatively few species developed the adaptation to survive the highly variable environmental conditions in, e.g., salinity, temperature and oxygen conditions (DELEFOSSE; KRISTENSEN, 2012; YSEBAERT et al., 2005).

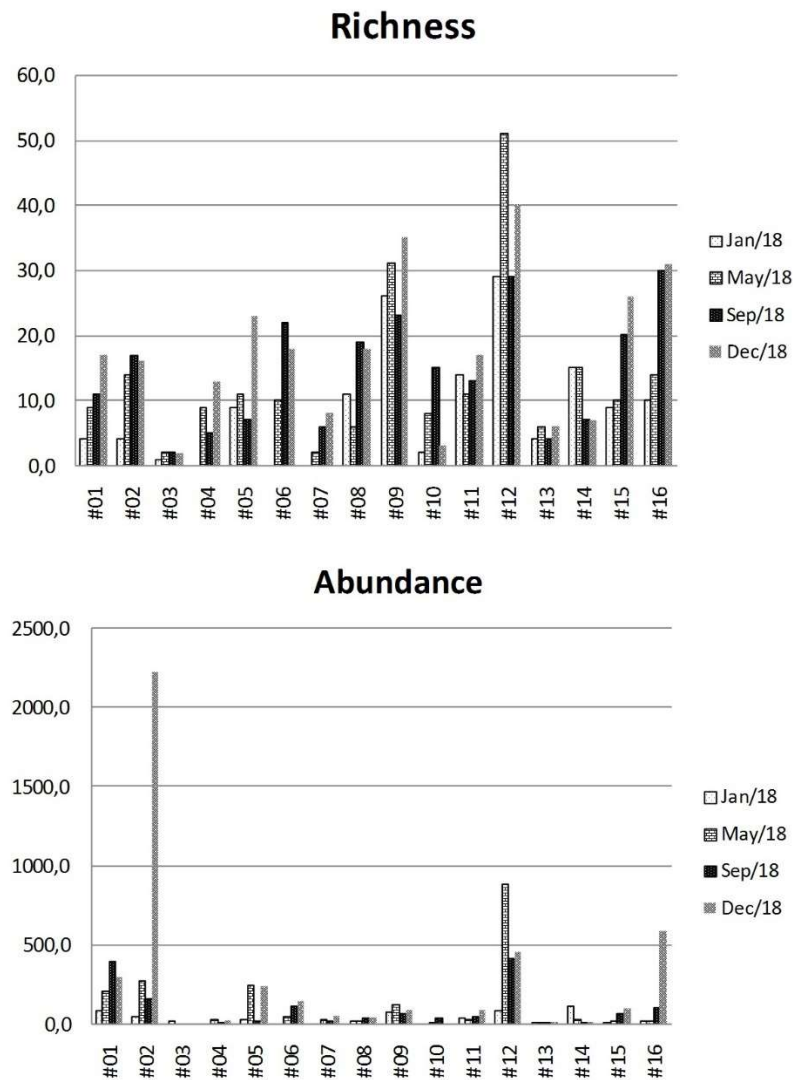


Figure 7. Richness and Abundance results

The nMDS test showed the distinct characteristics of each salinity zone considered in the present study (Figure 7).

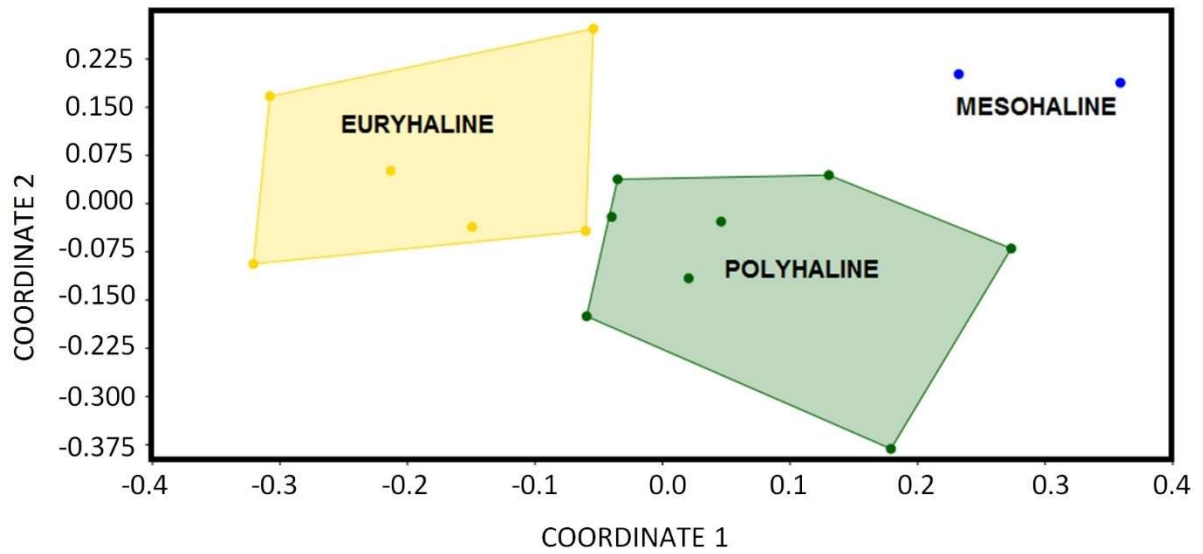


Figure 8. nMDS results comparing the taxonomic composition and the salinity spatial variation.

The nMDS test for seasonal variation of the taxonomic composition, on the other hand, presented distinction only for the innermost points of the estuary, suggesting that the impact of seasonality occurs only in the interior of Paranaguá Bay.

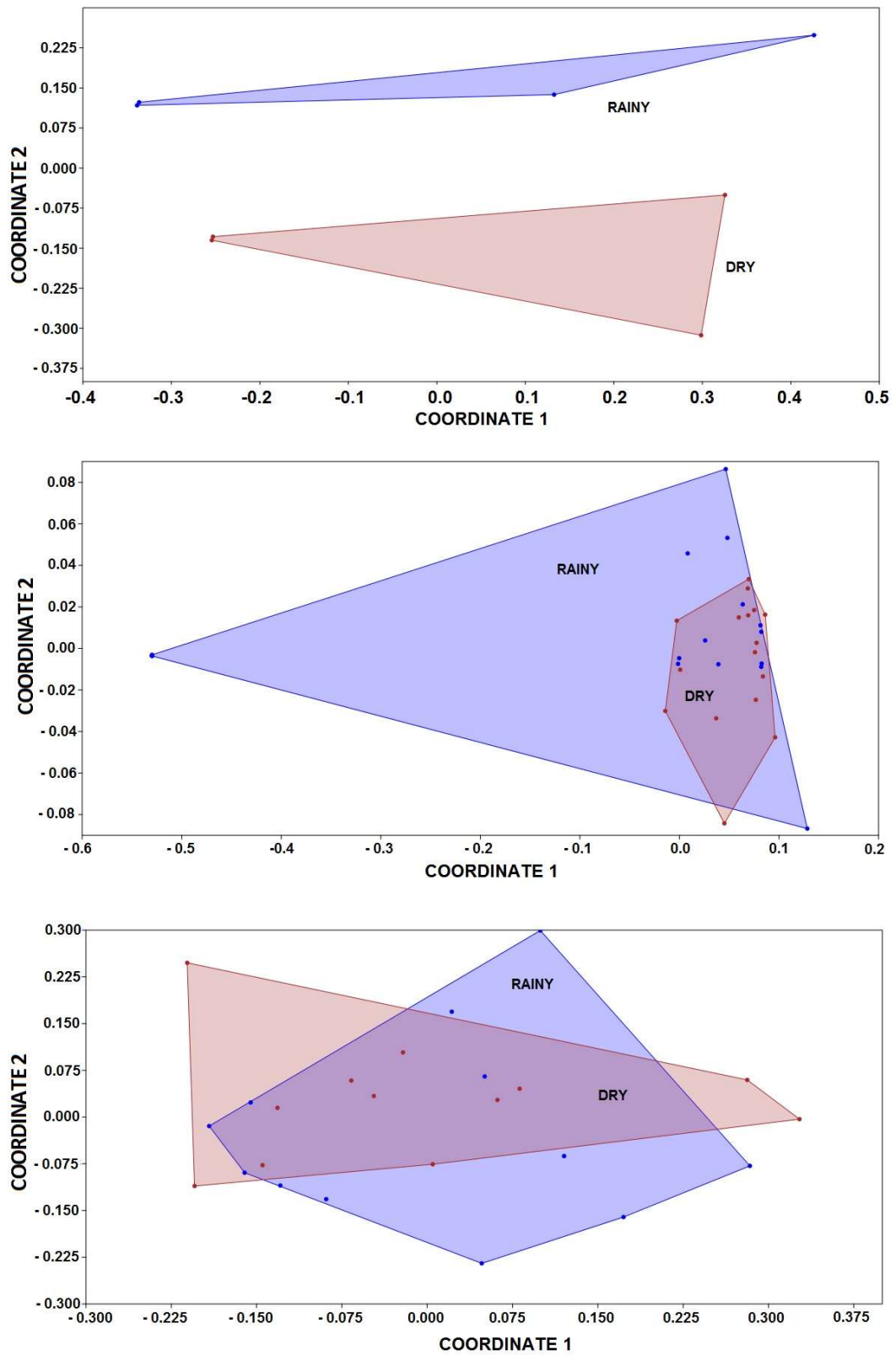


Figure 9. nMDS results comparing the taxonomic composition and the salinity seasonal variation. (A = Mesohaline; B = Polyhaline; C = Euryhaline)

Finally, the PCA confirmed the direct relationship between biotic parameters and characteristics such as dissolved oxygen, salinity, coarse particle size. The fine sediment fraction, on the other hand was related to parameters such as organic matter and nutrients, characteristics that are typical of lower hydrodynamic environments.

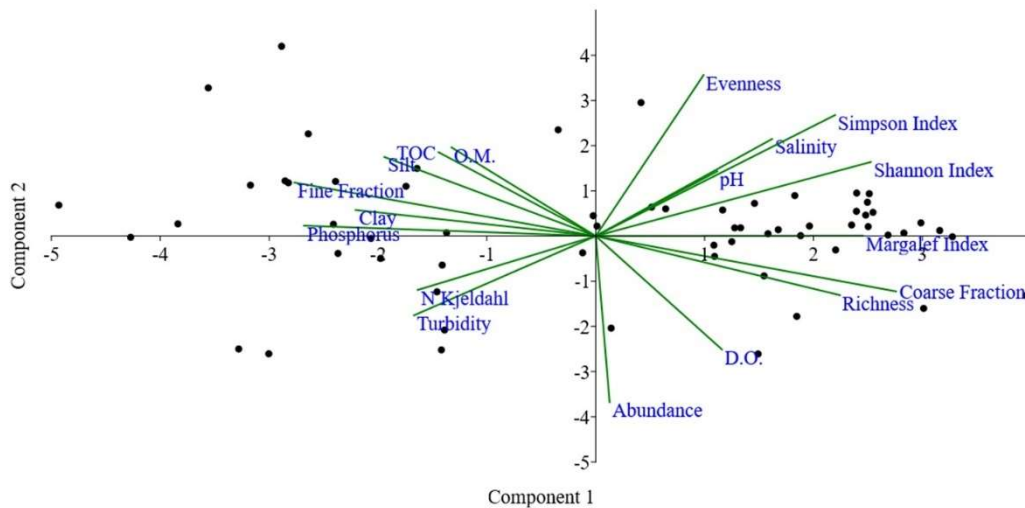


Figure10. PCA analysis based on the parameters evaluated in the present study

5. Conclusions

The present study suggests the division of the estuarine environment in different compartments based on the analyzed parameters. In the innermost region, higher concentrations of fine sediments and nutrients were recorded, resulting from a more restricted water circulation and stronger continental influence. On the other hand, the external areas showed predominantly influence of the marine water, dominated by coarser sediments.

Data presented in our study do not confirm Paranaguá Bay as impacted by anthropic activities developed in its surroundings. Still, the present study confirmed spatial difference with regard to salinity in the evaluated estuary. Other parameters (organic matter, nitrogen, oxygen), however, presented seasonal variations as significant. Salinity seasonal variations were more expressive in the innermost points of the bay, confirming the influence of rainfall on the stratification of the water column in these areas.

Benthic communities responded to oxygen concentrations, salinity and particle size. The innermost points are populated by species adapted to finer particle sizes, higher concentrations of organic matter and greater salinity fluctuations, resulting in greater abundance and lower richness.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by SNP (Secretaria Nacional de Portos). Authors are as well thankful for the Geology and Geophysics Department/LAGEMAR at UFF (Universidade Federal Fluminense), and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for the infrastructure and administrative support.

6. References

- ALONG, D. M. The dynamics of benthic nutrient pools and fluxes in tropical mangrove forests. **Journal of Marine Research**, v. 54, n. 3, p. 123–148, 1996.
- AMARAL, C. Z.; NONATO, E. F. **Annelida Polychaeta Características Glossario e Chaves para Famílias e Gêneros da Costa Brasileira.pdf**. 1º ed. Campinas: Editora Unicamp, 1996.
- AMARAL, C. Z.; NONATO, E. F. **Anelídeos Poliquetos da Costa Brasileira Características e chave para famílias**. 1ª ed. Campinas: Editora Unicamp, 2006.
- ANON, S. The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity. **Limnology and Oceanography**, v. 3, n. 3, p. 346–347, 1958.
- ATTRILL, M. J. A testable linear model for diversity trends in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, p. 262–269, 2002.
- BARROS, F. et al. Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 43–52, 2012.
- BEAUCHARD, O. et al. Spatiotemporal bioturbation patterns in a tidal freshwater marsh. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 96, p. 159–169, 2012.
- BEAUCHARD, O. et al. The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. **Ecological Indicators**, v. 76, p. 81–96, 2017.
- BERBEL, G. B. B.; FAVARO, D. I. T.; BRAGA, E. S. Impact of harbour , industry and sewage on the phosphorus geochemistry of a subtropical estuary in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 93, n. 1–2, p. 44–52, 2015.
- BERNARDINO, A. F. et al. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 81–96, 2016.
- BEST, M. A.; WITHER, A. W.; COATES, S. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, n. 1–6, p. 53–64, 2007.

BEYER, J. et al. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. **Marine Environmental Research**, v. 130, p. 338–365, 2017.

BLANKENSTEYN, A. **Estrutura e análise experimental do funcionamento das associações da macrofauna bêntica do manguezal e marisma da Gamboa Perequê, Pontal do Sul, PR**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1994.

BLOTT, S. J.; PYE, K. Gradistat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 26, p. 1237–1248, 2001.

BOEHS, G.; ABSHER, T. M.; DA 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.

BORGES, A. V.; GYPENS, N. Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than to ocean acidification. **Limnology and Oceanography**, v. 55, n. 1, p. 346–353, 2010.

BRASIL. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 23 jun. 2020.

BRAUKO, K. M. et al. Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 2, p. 454–460, 2015.

BREMNER, J. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, n. 1–2, p. 37–47, 2008.

BROGIM, R. A. **Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bêntica de manguezais das baías de Paranaguá e Antonina (Paraná - Brasil)**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2001.

BROWN, C. A.; SHARP, D.; MOCHON COLLURA, T. C. Effect of climate change on water temperature and attainment of water temperature criteria in the Yaquina Estuary, Oregon (USA). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 169, p. 136–146, 2016.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 399–403, 2004.

BUSCHBAUM, C. et al. Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments. **Helgol Mar Res**, v. 63, p. 47–58, 2009.

- CARDOSO, S. J. et al. Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments? **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 48–54, 2014.
- CHOUERI, R. B. et al. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 7, p. 1824–1831, 2009.
- ÇINAR, M. E. Alien polychaete species worldwide : current status and their impacts. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 5, p. 1257–1278, 2013.
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.
- CLARKE, K. R. et al. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 3rd. ed. Plymouth: PRIMER-E Ltd, 2014.
- CLELAND, J. World Population Growth; Past, Present and Future. **Environmental and Resource Economics**, v. 55, n. 4, p. 543–554, 2013.
- COLLING, A.; BEMVENUTTI, C. Organismos Bentônicos. In: CALAZANS, D. (Ed.). . **Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático**. 1ª ed. Pelotas, RS: Textos, 2011. p. 276–294.
- COLLING, L. A. **Influência dos fatores abióticos na variabilidade espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos em uma enseada rasa estuarina da Lagoa dos Patos, RS - Brasil**. [s.l.] Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2007.
- COUTINHO, M. S.; BERNARDINO, A. F. Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 4, p. 666–677, 2017.
- CRAIN, C. M.; BERTNESS, M. D. Ecosystem engineering across environmental gradients: implications for conservation and management. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 1–12, 2006.
- DAHLGREN, R.; NIEUWENHUYSE, E. VAN; LITTON, G. Transparency tube provides reliable water-quality measurements. **California Agriculture**, v. 58, n. 3, p. 149–153, 2004.
- DALRYMPLE, R. W.; ZAITLIN, B. A.; BOYD, R. Estuarine Facies Models: Conceptual Basis and Stratigraphic Implications. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 62, n. 6, p. 1130–1146, 1992.
- DAUVIN, J. C. et al. Does the hydrodynamic, morphometric and sedimentary environment explain the structure of soft-bottom benthic assemblages in the Eastern Bay of Seine (English Channel)? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 189, p. 156–172, 2017.

- DELEFOSSE, M.; KRISTENSEN, E. Burial of *Zostera marina* seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. **Journal of Sea Research**, v. 71, p. 41–49, 2012.
- DEWITT, T. H.; SWARTZ, R. C.; LAMBERSON, J. O. Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, n. 11, p. 1035–1048, 1989.
- DITTMANN, S. Benthic fauna in tropical tidal flats – a comparative perspective. **Wetlands Ecology and Management**, v. 10, p. 189–195, 2002.
- DUARTE, C. M. et al. Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding Anthropogenic Impacts on Seawater pH. **Estuaries and Coasts**, v. 36, n. 2, p. 221–236, 2013.
- ECHEVERRÍA, C. A. et al. Spatial and temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in an eutrophic estuarine system suggests a metapopulation dynamics. **Natural Science**, v. 2, n. 860–867, 2010.
- EDGAR, G. J. et al. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, v. 92, p. 383–397, 2000.
- EGRES, A. G. et al. Functional response of tropical estuarine benthic assemblages to perturbation by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 229–240, 2019.
- ELEFTHERIOU, A.; MCINTYRE, A. **Methods for the study of marine benthos**. 3rd. ed. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2005.
- ERISMAN, J. W. et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 368, p. 1–9, 2013.
- ESTADES, N. P. o Litoral do Paraná : entre a riqueza natural e a pobreza social. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 8, p. 25–41, 2003.
- ESTEVEZ, F. DE A. Nitrogênio. In: **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998a. p. 204–222.
- ESTEVEZ, F. DE A. Fósforo. In: **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998b. p. 223–243.
- FARACO, L. F. D.; LANA, P. C. Macrobenthic Recolonization Processes in Mangroves of Southern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 2004, n. 39, p. 1853–1858, 2006.
- FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de**

qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica. [s.l.]

Universidade de Brasília, 2007.

FIGUEIREDO-BARROS, M. P. et al. Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 69, p. 87–95, 2006.

FITZGERALD, D.; GEORGIU, J.; MINER, M. Estuaries and Tidal Inlets. In: MASSELINK, G.; GEHRELS, R. (Eds.). . **Coastal Environments & Global Change**. 1. ed. Southern Gate, Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons, 2014. p. 268–298.

FOLK, R. L.; WARD, W. C. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 27, n. 1, p. 3–26, 1957.

FUJII, T. Spatial patterns of benthic macrofauna in relation to environmental variables in an intertidal habitat in the Humber estuary, UK: Developing a tool for estuarine shoreline management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 75, n. 1–2, p. 101–119, 2007.

GAMITO, S. Caution is needed when applying Margalef diversity index. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 550–551, 2010.

GAMITO, S.; FURTADO, R. Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow waters. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1009–1019, 2009.

GARCÍA-ONETTI, J.; SCHERER, M. E. G.; BARRAGÁN, J. M. Integrated and ecosystemic approaches for bridging the gap between environmental management and port management. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 615–624, 2018.

GARCIA, K. S. et al. Análise da macrofauna bentônica da região nordeste da Baía de Todos os Santos, Bahia. **Cadernos de Geociências**, v. 11, n. 1–2, p. 121–134, 2014.

GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ. **Porto de Paranaguá tem movimentação mensal histórica**. Disponível em:

<<http://www.aen.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=102773&tit=Porto-de-Paranagua-tem-movimentacao-mensal-historica>>. Acesso em: 21 out. 2019.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. **Methods of Seawater Analysis**. 3rd. ed. Weinheim, New York, Chichester, Brisbane, Singapore, Toronto: Wiley-VCH, 1999. v. 53

GUSMAO, J. B. et al. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 65–75, 2016.

- HAGENS, M. et al. Biogeochemical context impacts seawater pH changes resulting from atmospheric sulfur and nitrogen deposition. **Geophysical Research Letters**, v. 41, p. 935–941, 2014.
- HEDGES, J. I.; KEIL, R. G. Organic geochemical perspectives on estuarine processes: sorption reactions and consequences. **Marine Chemistry**, v. 65, p. 55–65, 1999.
- HESSEN, D. O. et al. Nutrient Enrichment and Planktonic Biomass Ratios in Lakes. **Ecosystems**, v. 1, p. 516–527, 2006.
- HOOVER, A. D. U. et al. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.
- HOSSAIN, M. B. Trophic functioning of macrobenthic fauna in a tropical acidified Bornean estuary (Southeast Asia). **International Journal of Sediment Research**, v. 34, n. 1, p. 48–57, 2019.
- HOSTIN, L. M.; SANDRINI-NETO, L.; OLIVEIRA, V. M. DE. Associações macrofaunais em áreas sujeitas à dragagem do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). In: BOLDRINI, E. B.; SOARES, C. R.; PAULA, E. V. DE (Eds.). **Dragagens Portuárias no Brasil**. 1ª ed. Curitiba, PR: Governo do Paraná - Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado do Paraná, 2007. p. 288–299.
- JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.
- KAUSHAL, S.; BINFORD, M. W. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources, and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. **Journal of Paleolimnology**, v. 22, p. 439–442, 1999.
- KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 78–107, 2002.
- KILMER, V. J.; ALEXANDER, J. Method of makiey mechanical analysis of soils. **Soil Science**, v. 68, p. 15–26, 1949.
- KRISTENSEN, E. et al. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 201–219, 2008.
- KRISTENSEN, E. et al. Influence of benthic macrofauna community shifts on ecosystem functioning in shallow estuaries. **Frontiers in Marine Science**, v. 1, p. 1–14, 2014.
- KRUG, L. A.; LEÃO, C.; AMARAL, S. Dinâmica espaço-temporal de manguezais no Complexo Estuarino de Paranaguá e relação entre decréscimo de áreas de manguezal e dados sócio-econômicos

da região urbana do município de Paranaguá – Paraná. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 2753–2760, 2007.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do complexo estuarino de Paranaguá-PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 55, p. 77–82, 2004.

LANA, P. C. Macrofauna bêntica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá. **Nerítica**, v. 1, n. 3, p. 79–89, 1986.

LANA, P. C. et al. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. [s.l: s.n.]. v. 144p. 131–145.

LANA, P. C.; COUTO, E. DA C. G.; ALMEIDA, M. V. O. Polychaete Distribution and Abundance in Intertidal Flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). **Bulletin of Marine Science**, v. 60, n. 2, p. 433–442, 1997.

LANA, P. DA C.; GUISS, C. Influence of *Spartina Alterniflora* on Structure and Temporal Variability of Macrobenthic Associations in a Tidal Flat of Paranaqua Bay (Southeastern Brazil). **Marine Ecology Progress Series**, v. 73, p. 231–244, 1991.

LITTLE, S.; WOOD, P. J.; ELLIOTT, M. Quantifying salinity-induced changes on estuarine benthic fauna: The potential implications of climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 198, p. 610–625, 2017.

LLANOS, E. N. et al. A shift of ecosystem engineers during the succession of an intertidal benthic community associated with natural and anthropogenic disturbances. **Regional Studies in Marine Science**, v. 31, p. 1–7, 2019.

LUKYANOVA, O. N. et al. The Economic Valuation of Biological Resources and Ecosystem Services in the Sea of Okhotsk. **Russian Journal of Marine Biology**, v. 42, n. 7, p. 602–607, 2016.

MAHON, A. R. et al. Discrete genetic boundaries of three *Streblospio* (Spionidae, Annelida) species and the status of *S. shrubsolii*. **Marine Biology Research**, v. 5, n. 2, p. 172–178, 2009.

MANZOLLI, R. P.; PORTZ, L.; PAIVA, M. Oceanografia Química. In: CALAZANS, D. (Ed.). **Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático**. 1ª ed. Pelotas, RS: Textos, 2011. p. 130–155.

MARIANO, D. L. S.; BARROS, F. Intertidal benthic macrofaunal assemblages: changes in structure along entire tropical estuarine salinity gradients. **Jornal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 1, p. 5–15, 2015.

MARINS, R. V.; FILHO, F. J. DE P.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1208–1214, 2007.

MARONE, E. et al. Medições de Correntes e Curva Vazão-Maré na baía de Paranaguá, PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 60–61, p. 55–64, 2007.

MASSELINK, G.; GEHRELS, R. Introduction to Coastal Environments and Global Change. In: MASSELINK, G.; GEHRELS, R. (Eds.). . **Coastal Environments & Global Change**. 1. ed. Southern Gate, Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons, 2014. p. 1–27.

MCCALLISTER, S. L. et al. Sources of estuarine dissolved and particulate organic matter: A multi-tracer approach. **Organic Geochemistry**, v. 37, p. 454–468, 2006.

MCLUSKY, D. S. Marine and estuarine gradients — An overview. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 27, p. 489–493, 1993.

MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem Ecology, Threats, and Management**. 3. ed. New York: Oxford University Press, 2004.

MEDEIROS, C. R. F. et al. Environmental drivers of the benthic macroinvertebrates community in a hypersaline estuary (Northeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.

MELLO, Y. R. DE; LOPES, F. C. A.; FELTRIM, W. F. Características climáticas e análise rítmica aplicada a episódios extremos de precipitação e temperatura no município de Paranaguá, PR. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 20, 2017.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MELO, G. A. S. DE. **Manual de identificação dos brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. São Paulo: Plêiade, 1996.

MELO, G. A. S. DE. **Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea e Astacidea**. 1. ed. São Paulo: Plêiade, 1999.

MENDES, R. S. et al. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. **Ecography**, v. 31, n. 4, p. 450–456, 2008.

MEYERS, P. A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. **Organic Geochemistry**, v. 34, p. 261–289,

2003.

MIZERKOWSKI, B. D. et al. Sources, loads and dispersion of dissolved inorganic nutrients in Paranaguá Bay. **Ocean Dynamics**, v. 62, p. 1409–1424, 2012.

MOLA, H. R. A.; ABDEL GAWAD, S. S. Spatio-temporal variations of macrobenthic fauna in Lake Nasser khors, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 4, p. 415–423, 2014.

MONTEIRO, R. R.; NAGY, A. **A cartografia do litoral paranaense**. Disponível em: <<https://journals.openedition.org/confins/12678>>. Acesso em: 23 jun. 2020.

MORAIS, G. C. et al. Macrobenthic functional trait diversity at multiple scales along a subtropical estuarine gradient. **Marine Ecology Progress Series**, v. 624, p. 23–37, 2019.

MORAIS, G. C.; CAMARGO, M. G.; LANA, P. Intertidal assemblage variation across a subtropical estuarine gradient: How good conceptual and empirical models are? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 170, p. 91–101, 2016.

NEGRELLO-FILHO, O. A. et al. Subtidal soft sediments of the Paranaguá Bay inlet: mapping habitats and species distribution at a landscape scale. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, n. 3, p. 255–266, 2018.

NETTO, S. A. **Composição, distribuição e variabilidade sazonal da macrofauna bêntica de marismas e bancos não-vegetados da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1993.

NETTO, S. A.; LANA, C. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 106, p. 239–247, 1994.

NEVES, R. A. F.; VALENTIN, J. L. Revisão Bibliográfica Sobre a Macrofauna Bentônica De Fundos Não-Consolidados, Em Áreas Costeiras Prioritárias Para Conservação No Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 44, n. 3, 2011.

NEWELL, R. C.; SEIDERER, L. J.; HITCHCOCK, D. R. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 36, p. 1–51, 1998.

NICHOLLS, R. J. et al. Coastal systems and low-lying areas. In: PARRY, M. L. et al. (Eds.). . **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 1st. ed.

Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007. p. 315–356.

NOERNBERG, M. A. et al. Determinação da sensibilidade do litoral paranaense à contaminação por óleo. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 12, n. 2, p. 49–59, 2008.

OURIVES, T. M.; RIZZO, A. E.; BOCHS, G. Composition and spatial distribution of the benthic macrofauna in the Cachoeira River estuary, Ilhéus, Bahia, Brazil. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 46, n. 1, p. 17–25, 2011.

PANTANO, G. et al. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, n. 6, p. 732–740, 2016.

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**, v. 16, p. 229–331, 1978.

PERILLO, G. M. E. Definitons and geomorphologic classifications of estuaries. **Geomorphology and Sedimentology of Estuaries**, v. 53, p. 17–47, 1995.

PILÓ, D. et al. Temporal variability of biodiversity patterns and trophic structure of estuarine macrobenthic assemblages along a gradient of metal contamination. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 286–299, 2015.

PIRES-VANIN, A. M. S.; MUNIZ, P.; DE LÉO, F. C. Benthic macrofauna structure in the northeast area of todos os santos bay, bahia state, Brazil: Patterns of spatial and seasonal distribution. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 27–42, 2011.

PRITCHARD, D. W. Estuarine Hydrography. **Advances in Geophysics**, v. 1, p. 243–289, 1952.

RIOS, E. DE C. **Compendium of Brazilian sea shells**. 1. ed. Rio Grande: Evangraf, 2009.

RODRIGUES, A. M. et al. Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a Southern European estuary: the Tagus, Portugal. **Hydrobiologia**, v. 555, p. 99–113, 2006.

SALVADOR, B.; BERSANO, J. G. F. Zooplankton variability in the subtropical estuarine system of Paranaguá Bay, Brazil, in 2012 and 2013. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 199, p. 1–13, 2017.

SANTI, L.; TAVARES, M. Polychaete assemblage of an impacted estuary, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 4, p. 287–303, 2009.

SASEKUMAR, A. . Distribution of Macrofauna on a Malayan Mangrove Shore. **Journal of Animal**

Ecology, v. 43, n. 1, p. 51–69, 1974.

SCHO, F. et al. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 2136–2161, 2005.

SEREJO, C. S. Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. **Zootaxa**, v. 646, n. 1, p. 1, 2004.

SNELGROVE, P. V. R.; BUTMAN, C. A. Animal-Sediment Relationships Revisited: Cause Versus Effect. **Oceanography and marine biology**, v. 32, p. 111–177, 1994.

SOARES-GOMES, A.; PITOMBO, F. B.; PAIVA, P. C. Bentos de sedimentos não-consolidados. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.). . **Biologia Marinha**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2009. p. 319–338.

SOUZA, F. M. et al. Complex spatial and temporal variation of subtropical benthic macrofauna under sewage impact. **Marine Environmental Research**, v. 116, p. 61–70, 2016.

SPIER, D. et al. Flood regime as a driver of the distribution of mangrove and salt marsh species in a subtropical estuary. **Journal of Marine Systems**, v. 161, p. 11–25, 2016.

STEWART, R. H. Temperature, Salinity, and Density. In: STEWART, R. H. (Ed.). . **Introduction To Physical Oceanography**. September ed. Texas: A & M University, 2008. p. 73–102.

SUNDBY, B. et al. Redox chemistry in the root zone of a salt marsh sediment in the Tagus Estuary, Portugal. **Aquatic Geochemistry**, v. 9, n. 3, p. 257–271, 2003.

TONETTI, E. L.; NUCCI, J. C.; VALASKI, S. Espaços livres na área urbana de Paranaguá (Paraná, Brasil). **Soc. Bras. de Arborização Urbana**, v. 7, n. 2, p. 37–50, 2012.

TRIOLA, M. F. Estatísticas para Descrição, Exploração e Comparação de Dados. In: FLORES, V. R. L. DE F. E; FARIAS, A. M. L. DE (Eds.). . **Introdução à Estatística**. 10. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2008. p. 60–109.

TURNER, S. J. et al. Bedload and water-column transport and colonization processes by post-settlement benthic macrofauna: Does infaunal density matter? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 216, n. 1–2, p. 51–75, 1997.

VALENTIN, J. L. **Ecologia Numérica**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2000.

VAN HOEY, G. et al. Methodological elements for optimising the spatial monitoring design to support regional benthic ecosystem assessments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.

191, n. 7, 2019.

VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. **Global Change Biology**, v. 17, p. 1788–1797, 2011.

VIOLLIER, E. et al. Benthic biogeochemistry: State of the art technologies and guidelines for the future of in situ survey. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 285–286, n. February, p. 5–31, 2003.

WAL, D. VAN DER et al. Hydrodynamic conditioning of diversity and functional traits in subtidal estuarine macrozoobenthic communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 197, p. 80–92, 2017.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29–38, 1934.

WARWICK, R.; UNCLES, R. Distribution of Benthic Macrofauna Associations in the Bristol Channel in Relation to Tidal Stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 3, p. 97–103, 1980.

WETZEL, M. A. et al. The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. **Ecological Indicators**, v. 19, p. 118–129, 2012.

WILDSMITH, M. D. et al. Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 3, p. 525–538, 2011.

YSEBAERT, T. et al. Benthic variability in intertidal soft-sediments in the mesohaline part of the Schelde estuary. **Hydrobiologia**, v. 540, n. 1–3, p. 197–216, 2005.

9. ANEXOS

Tabela 6: Espécies e táxons mais inclusivos encontrados no estudo e abundância total (N/0,6 m²) de cada grupo ao longo das 16 estações de amostragem.

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
Phylum Porifera																
Class Demospongiae																
Order Tetractinellida																
<i>Craniella cranium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Porifera (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Phylum Cnidaria																
Class Anthozoa																
Order Actiniaria																
<i>Edwardsia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Cnidaria (undetermined species)	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	19	0	0	0	0
Phylum Nemertea																
Nemertea (undetermined species)	3	17	0	2	7	4	1	5	17	2	3	12	10	7	11	7
Phylum Platyhelminthes																
Class Turbellaria																
Order Tricladida																
<i>Turbelaria sp.</i>	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phylum Phoronida																
<i>Phoronis sp.</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0
Phylum Sipuncula																
<i>Sipuncula sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	7	0	0	16	0	0	0	2
Phylum Annelida																
Class Clitellata																
Oligochaeta (undetermined species)	9	30	0	7	37	151	0	6	2	2	0	0	0	0	0	0

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
Class Polychaeta																
Order Phyllodocida																
<i>Alitta succinea</i>	17	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	1	0	0	0
Order Spionida																
<i>Apoprionospio sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	6	42	37
<i>Streblospio benedicti</i>	13	147	0	2	240	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spiophanes bombyx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	9
<i>Spiophanes duplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	4	0	0	0	0
Family Spionidae (undetermined species)	0	0	1	0	0	2	0	0	0	1	4	1	0	0	0	0
<i>Spiochaetopterus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Spio quadrisetosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	16	0	0
<i>Scolelepis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Prionospio sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydora sp.</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilochaetus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	24	4	2	3	0	2	0	0
<i>Paraprionospio pinnata</i>	0	0	0	4	0	1	0	0	13	1	0	0	0	2	1	0
<i>Laonice branchiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Aricidea 1 (undetermined species)	6	3	0	5	76	22	0	19	7	5	3	13	0	78	4	2
Aricidea 2 (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	12	0	0	2	30	7
<i>Armandia hossfeldi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	0	0	2
Order Sabellida																
<i>Branchiomma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Owenia sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	29	1	0	2	0	0	2	5
<i>Galathowenia oculata</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	16	0	0	1	0	0	0	0
<i>Capitella sp.</i>	2	86	0	1	64	13	15	5	0	0	0	3	0	0	1	0
Family Capitellidae (undetermined species)	1	4	2	19	3	21	0	14	29	0	3	16	0	9	1	0
Order Terebellida																
Family Cirratullidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	9	0	5	2	0	28	4	0	1	0	1

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
<i>Terebellides sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Family Terebellidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	203	0	0	0	0
<i>Sternaspis sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Family Pectinariidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Family Flabelligeridae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Isolda pulchella</i>	2	4	0	0	0	0	0	0	5	0	0	2	0	1	0	0
Order Canalipalpata																
<i>Chaetopterus sp.</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Order Eunicida																
<i>Diopatra dexiognatha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Onuphis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	9
<i>Ninoe sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	3	1	2	2	0	1	0	0
<i>Mooreonuphis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
<i>Marphysa sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lysidice sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Family Lumbrineridae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	17	1	0	0	0
<i>Kinbergonuphis difficilis</i>	0	0	0	0	0	7	0	0	2	3	0	5	0	0	0	0
<i>Dorvillea sp.</i>	1	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	3	0	0	0	5
Order Phyllodocida																
<i>Eunoe serrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glycera oxycephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2
Family Glyceridae (undetermined species)	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	1	4	1	0	6	7
<i>Glycinde multidentis</i>	6	5	0	4	18	6	19	2	10	0	0	1	0	0	0	0
<i>Goniada maculata</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	1	0	0
<i>Halosydnella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
<i>Hemipodia californiensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Family Hesioniidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Laeonereis culveri</i>	0	34	0	0	4	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
<i>Loandalia tricuspis</i>	0	1	0	2	0	1	0	2	14	0	4	1	0	8	0	0
<i>Magelona papillicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	15	13	1	7	26	0	0	0	0
<i>Magelona posterolongata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Magelona variolamellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Family Maldanidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	41	0	8	13	17	32	1	0	0	0	1
<i>Naineris setosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neanthes bruaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Nephtys fluviatilis</i>	1	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nephtys simoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	8	9
Family Nereididae (undetermined species)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Ophelina sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Family Orbiniidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Family Phyllodocidae (undetermined species)	0	0	0	1	4	0	0	0	2	0	0	23	0	0	1	0
<i>Polygordius sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	455
Family Polynoidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Scoloplos ohlini</i>	1	2	1	1	26	3	0	5	1	0	12	7	0	1	0	5
<i>Sigalion sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8
<i>Sigambra sp.</i>	4	47	0	0	5	1	15	0	3	1	0	0	0	5	1	0
<i>Sthenelais limicola</i>	0	0	0	0	0	5	0	2	14	5	1	15	0	0	0	0
Family Syllidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	34	0	1	5	4
Phylum Crustacea																
Class Malacostraca																
Order Amphipoda																
<i>Ampelisca sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	6	0	3	0	3
Family Corophiidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	25	56
Family Gammaridea (undetermined species)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	18	251	10	0	1	4
<i>Bathyporeiapus sp.</i>	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caprella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
<i>Eudevenopus sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	9	2	0	0	6	1	0	0	4
<i>Microphoxus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	8	29	0	0	4	6
<i>Monocorophium sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	84	0	0	0	0
<i>Monoculodes sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3
<i>Resupinus coloni</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	4	17
Order Cumacea																
Cumacea 1 (undetermined species)	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0	0	20	0	1	1	2
Cumacea 2 (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	10
Order Decapoda																
<i>Alpheus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachyura sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	1
<i>Callinectes sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
Family Caridea (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Decapoda (undetermined species)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1	2	1
<i>Hepatus pudibundus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Family Hippoidea (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ogyrides sp.</i>	0	4	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
Family Paguridae (undetermined species)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	3	1
<i>Pinnixa sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	14	0	0	0	0
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Family Thalassinidea (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Order Isopoda																
<i>Ancinus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0
<i>Eurydice pulchra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	3	10
Isopoda (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	1	1
<i>Macrochiridothea sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Order Mysidacea																
Mysidacea (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
Order Tanaidacea																
Tanaidacea (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	23	4	0	0	0
<i>Monokalliapseudes schubarti</i>	13	0	0	0	2	1	0	2	2	0	1	0	0	0	1	0
Phylum Arthropoda																
Class Pycnogonida																
Pycnogonida (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0
Phylum Mollusca																
Class Bivalvia																
Order Arcida																
<i>Anadara cheminitzi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	13	0	0	2	0
<i>Anadara ovalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Order Venerida																
<i>Chione subrostrata</i>	0	0	0	1	0	1	0	1	16	0	0	13	0	0	0	0
<i>Macra janeiroensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplodonta patagonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corbulla sp.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
Order Cardiida																
<i>Crassinella lunulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Tellina sp.</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	6	0	1	11	0	1	0	0
<i>Tagelus divisus</i>	0	5	1	0	7	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Strigilla mirabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	5
<i>Macoma sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	3
<i>Macoma tenta</i>	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macoma constricta</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	2	5	0	22	0	0	0	0
<i>Ervillia nitens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Leptopecten sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Order Lucinida																
<i>Lucina pectinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0

Taxa	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
Class Ophiuroidea																
Order Amphilepidida																
<i>Amphiodia atra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0
Family Ophiuroidea (undetermined species)	51	27	0	0	9	1	0	3	7	0	1	361	0	0	2	2
Class Echinoidea																
Order Clypeasteroidea																
Family Mellitidae (undetermined species)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	3
Phylum Chordata																
Class Leptocardii																
Order Amphioxiformes																
<i>Branchiostoma caribaeum</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	20	294	1	0	1	0

Tabela 7: Resultados da média, simetria, curtose e percentuais de cada fração textural das amostras de sedimentos da malha amostral do estudo.

	#01	#02	#03	#04	#05	#06	#07	#08	#09	#10	#11	#12	#13	#14	#15	#16
Tipo da amostra	Bimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal	Unimodal,	Unimodal	Unimodal
Grupo textural	Areia Siltosa	Areia Siltosa	Silte Arenoso	Silte Arenoso	Areia Siltosa	Areia Siltosa	Silte Arenoso	Areia	Areia	Areia Siltosa	Areia	Areia Siltosa	Areia	Areia	Areia	Areia
Média	406,9	199,5	55,45	50,96	210,0	177,0	101,6	358,0	264,7	148,2	258,9	507,4	618,4	321,7	311,0	334,2
Ordenação	339,1	144,9	76,28	37,59	131,9	138,9	152,5	148,8	124,6	120,1	129,2	296,8	382,1	197,4	211,8	171,7
Simetria	0,957	2,385	9,982	5,320	1,913	2,150	4,603	1,054	3,713	3,075	3,103	0,432	0,227	2,676	2,242	1,571
Curtose	3,132	17,85	127,4	59,55	15,69	14,72	28,52	4,388	29,94	23,53	20,31	3,241	1,848	11,40	9,425	7,468
Assimetria	Bem assimétrico	Muito bem assimétrico	Muito bem assimétrico	Muito bem assimétrico	Muito bem assimétrico	Muito bem assimétrico	Simétrico	Assimetria grosseira	Muito bem assimétrico	Bem assimétrico	Bem assimétrico	Muito bem assimétrico	Bem assimétrico	Simétrico	Assimetria grosseira	Simétrico
Curtose	Leptocúrtica	Leptocúrtica	Muito Leptocúrtica	Muito Leptocúrtica	Muito Leptocúrtica	Leptocúrtica	Muito Leptocúrtica	Mesocúrtica	Muito Leptocúrtica	Platicúrtica	Mesocúrtica	Muito Leptocúrtica	Platicúrtica	Muito Leptocúrtica	Muito Leptocúrtica	Muito Leptocúrtica
% Cascalho	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Areia	85,7%	76,4%	22,9%	23,0%	81,9%	73,7%	38,5%	99,1%	94,8%	67,9%	98,9%	88,5%	100,0%	98,1%	98,2%	96,4%
% Lama:	14,3%	23,6%	77,1%	77,0%	18,1%	26,3%	61,5%	0,9%	5,2%	32,1%	1,1%	11,5%	0,0%	1,9%	1,8%	3,6%

% Cascalho muito grosso	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Cascalho grosso	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Cascalho médio	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Cascalho fino	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Cascalho muito fino	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Areia muito grossa:	12,1%	0,8%	0,3%	0,0%	0,3%	0,7%	0,7%	0,2%	0,7%	0,4%	0,7%	6,8%	26,3%	2,2%	5,7%	0,8%
% Areia grossa:	21,8%	0,7%	0,4%	0,1%	1,2%	1,5%	1,9%	16,6%	1,2%	0,6%	3,3%	38,8%	33,3%	8,1%	9,0%	13,5%
% Areia média	29,4%	32,6%	0,7%	0,5%	34,0%	23,8%	5,5%	51,9%	48,9%	15,9%	40,1%	31,4%	28,1%	46,4%	41,4%	47,5%
% Areia fina	15,7%	30,7%	1,7%	2,2%	33,8%	31,4%	9,1%	28,6%	38,1%	28,2%	42,0%	6,7%	10,7%	34,9%	33,9%	29,9%
% Areia muito fina	6,8%	11,6%	19,9%	20,2%	12,6%	16,4%	21,4%	1,8%	5,8%	22,8%	12,8%	4,8%	1,5%	6,4%	8,2%	4,9%
% Silte muito grosso	7,0%	7,9%	33,9%	33,8%	6,7%	8,4%	30,5%	0,1%	1,0%	18,1%	0,6%	7,2%	0,0%	1,1%	1,1%	2,2%
% Silte grosso	4,4%	5,7%	22,2%	22,1%	4,6%	6,1%	19,2%	0,1%	0,9%	11,0%	0,3%	4,3%	0,0%	0,7%	0,7%	1,3%
% Silte médio	0,7%	2,4%	5,1%	5,1%	1,6%	2,8%	2,8%	0,2%	0,8%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Silte fino	0,7%	2,4%	5,1%	5,1%	1,6%	2,8%	2,8%	0,2%	0,8%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Silte muito fino	0,7%	2,4%	5,1%	5,1%	1,6%	2,8%	2,8%	0,2%	0,8%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
% Argila	0,8%	2,8%	5,9%	5,9%	1,9%	3,3%	3,3%	0,2%	0,9%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Tabela 8: Resultado do teste de Shapiro-Wilks para aferição da normalidade dos dados.

	Salinidade	N Kjeldahl	COT	M.O.	Fósforo	Fração Fina	Fração Grossa	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Equabilidade (Pielou)	Riqueza	Abundância	Índice de Margalef
N	63	63	63	63	63	63	63	60	60	60	63	63	60
Shapiro-Wilk W	0,7579	0,7469	0,5719	0,52	0,7657	0,8054	0,8064	0,9793	0,8477	0,8429	0,9111	0,4136	0,9634
p(normal)	7,77E-09	4,43E-09	2,84E-12	4,85E-13	1,17E-08	1,09E-07	1,16E-07	0,4011	2,61E-06	1,89E-06	0,0002413	1,90E-14	0,06935

Tabela 9: Matriz de correlação de Spearman.

	Salinity	Richness	N Kjeldahl	TOC	Organic Matter	Fósforo	Fine Fraction	Coarse Fraction	Shannon index	Simpson index	Evenness	Abundance
Salinity		0,18655	-0,49703	-0,42734	-0,10946	-0,54333	-0,4747	0,47431	0,25908	0,30697	0,27388	-0,04595
Richness	0,18655		-0,1015	-0,46351	-0,07275	-0,32534	-0,32398	0,32046	0,68344	0,49376	-0,36743	0,81791
N Kjeldahl	-0,49703	-0,1015		0,42386	0,24163	0,62445	0,51223	-0,52675	-0,19876	-0,2504	-0,14732	-0,04031
TOC	-0,42734	-0,46351	0,42386		0,56812	0,66807	0,67461	-0,66164	-0,43434	-0,40129	-0,0053	-0,2612
Organic Matter	-0,10946	-0,07275	0,24163	0,56812		0,43411	0,42928	-0,46028	-0,24132	-0,22885	0,007978	0,078767
Fósforo	-0,54333	-0,32534	0,62445	0,66807	0,43411		0,69474	-0,70857	-0,4747	-0,49731	-0,11487	-0,0665
Fine Fraction	-0,4747	-0,32398	0,51223	0,67461	0,42928	0,69474		-0,98728	-0,28722	-0,30502	-0,05183	-0,17683
Coarse Fraction	0,47431	0,32046	-0,52675	-0,66164	-0,46028	-0,70857	-0,98728		0,29505	0,31417	0,061	0,17046
Shannon index	0,25908	0,68344	-0,19876	-0,43434	-0,24132	-0,4747	-0,28722	0,29505		0,95462	0,2455	0,19404
Simpson index	0,30697	0,49376	-0,2504	-0,40129	-0,22885	-0,49731	-0,30502	0,31417	0,95462		0,44316	-0,0218
Evenness	0,27388	-0,36743	-0,14732	-0,0053	0,007978	-0,11487	-0,05183	0,061	0,2455	0,44316		-0,74885
Abundance	-0,04595	0,81791	-0,04031	-0,2612	0,078767	-0,0665	-0,17683	0,17046	0,19404	-0,0218	-0,74885	

Tabela 10: Resultados obtidos pela estatística de Kruskal-Wallis.

Comparação entre estações seca e chuvosa (significância <0,05)														
Parâmetro	Fósforo	N Kjeldahl	O.D.	Equabilidade	H'	Salinidade	M.O.	Fração Grossa	Abundância	Riqueza	pH	C.O.T.	Simpson	Margalef
Valor p	0,1155	0,01823	3,91E-05	0,1834	0,67	0,00341	0,001332	0,8299	0,7472	0,6818	0,1819	0,04748	0,4179	0,9712
Há diferença?	Não	Sim	Sim	Não	Não	Sim	Sim	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não
Comparação entre os pontos de coleta (significância <0,05)														
Parâmetro	Fósforo	N Kjeldahl	O.D.	Equabilidade	H'	Salinidade	M.O.	Fração Grossa	Abundância	Riqueza	pH	C.O.T.	Simpson	Margalef
Valor p	0,000105	0,2251	0,1091	0,007687	0,000486	0,001085	0,1955	1,24E-07	0,001144	0,000418	0,7621	0,004742	0,000868	0,000148
Há diferença?	Sim	Não	Não	Sim	Sim	Sim	Não	Sim	Sim	Sim	Não	Sim	Sim	Sim

Tabela 11: Coeficientes de variação (%) dos parâmetros físico-químicos e dos indicadores biológicos.

	Condutividade	O.D.	pH	ORP	Salinidade	Temperatura	Turbidez	N Kjeldahl	COT	Fósforo T.	H'	Simpson	J	Riqueza	Abundância	Margalef
#1	34,35	24,27	5,16	66,91	50,67	8,84	55,03	75,80	40,66	22,20	81,92	87,69	61,45	54,77	53,82	55,32
#2	89,44	21,28	4,93	90,75	96,69	12,79	92,33	128,16	51,82	52,17	66,17	70,12	53,96	46,79	153,90	47,83
#3	23,63	32,87	4,39	53,35	21,11	8,98	85,79	74,16	56,97	47,45	66,67	66,67	66,67	28,57	127,10	76,59
#4	26,31	8,94	6,13	76,41	23,25	9,36	70,87	79,17	29,58	37,91	18,91	5,64	7,15	82,37	93,97	26,58
#5	29,35	32,76	5,63	50,38	37,34	15,08	67,34	82,34	144,76	70,75	29,69	26,92	27,33	57,50	96,53	37,94
#6	5,89	22,95	3,76	40,20	10,86	10,29	143,19	91,28	139,65	69,75	10,15	11,10	16,94	77,70	86,84	30,70
#7	36,76	43,39	7,86	90,36	49,72	14,21	76,76	67,60	39,04	32,53	39,88	21,52	13,49	91,29	79,89	66,60
#8	22,46	39,21	5,14	40,71	24,16	10,16	111,78	87,40	71,45	100,90	28,40	14,13	8,42	45,46	41,32	40,66
#9	17,14	22,66	5,34	49,80	13,69	10,76	77,72	113,78	39,28	47,98	6,35	1,28	2,71	18,49	27,73	15,37
#10	7,96	15,16	3,04	47,56	9,64	10,17	40,96	129,11	75,61	93,02	52,87	29,38	14,15	84,92	127,60	55,02
#11	8,15	17,96	3,55	44,74	6,65	10,02	66,60	108,29	192,01	59,12	5,35	2,27	4,58	18,18	56,11	8,21
#12	2,81	13,02	5,66	40,87	4,54	9,44	77,60	122,74	92,15	78,17	25,35	17,52	23,44	28,27	71,66	18,26
#13	14,55	7,69	4,14	28,44	3,68	8,02	66,09	166,85	129,84	145,57	11,21	3,56	4,46	23,09	39,33	27,73
#14	15,79	28,97	3,16	35,00	2,34	11,30	111,20	105,86	73,64	89,68	19,96	16,96	23,50	41,99	115,28	23,54
#15	11,18	30,05	2,05	49,48	2,93	8,30	42,88	76,65	127,66	45,72	9,01	2,15	10,74	50,34	81,83	29,40
#16	17,00	18,50	4,61	51,00	3,07	10,83	88,58	134,70	121,84	40,55	35,66	32,18	38,11	50,88	148,56	28,47

Tabela 12: Média, abundância e coeficiente de variação da abundância e riqueza de táxons da macrofauna bentônica nas réplicas de cada estação de amostragem.

	Abundância				Riqueza		
	Média	Desvio Padrão	Coef. de Variação		Média	Desvio Padrão	Coef. de Variação
#1 Dez/18	99,33	126,72	127,57		9,00	5,29	58,79
#1 Set/18	132,33	180,21	136,18		4,33	2,08	48,04
#1 Mai/18	70,67	77,22	109,27		5,33	1,53	28,64
#1 Jan/18	27,67	28,92	104,53		1,67	0,58	34,64
#2 Dez/18	742,33	277,10	37,33		10,67	2,52	23,59
#2 Set/18	52,67	61,01	115,84		8,00	1,73	21,65
#2 Mai/18	90,33	31,90	35,31		8,33	1,15	13,86
#2 Jan/18	14,67	10,97	74,79		2,00	1,00	50,00
#3 Dez/18	0,67	0,58	86,60		0,67	0,58	86,60
#3 Set/18	0,67	0,58	86,60		0,67	0,58	86,60
#3 Mai/18	1,33	1,15	86,60		0,67	0,58	86,60
#3 Jan/18	7,00	12,12	173,21		0,33	0,58	173,21
#4 Dez/18	9,33	3,51	37,63		6,33	1,15	18,23
#4 Set/18	2,00	2,00	100,00		1,67	2,08	124,90
#4 Mai/18	8,67	2,52	29,04		5,00	1,73	34,64
#4 Jan/18	0,00	0,00	NA		0,00	0,00	NA
#5 Dez/18	79,00	2,65	3,35		14,00	3,00	21,43
#5 Set/18	6,00	2,65	44,10		3,00	1,00	33,33
#5 Mai/18	81,00	37,24	45,98		7,00	2,65	37,80
#5 Jan/18	8,33	11,85	142,15		3,67	3,79	103,25
#6 Dez/18	50,00	40,60	81,19		9,67	4,51	46,65
#6 Set/18	38,00	11,27	29,66		11,33	4,93	43,53
#6 Mai/18	15,33	14,01	91,38		5,33	2,89	54,13
#6 Jan/18	0,00	0,00	NA		0,00	0,00	NA
#7 Dez/18	16,33	12,58	77,04		4,67	2,52	53,93
#7 Set/18	7,33	3,21	43,83		3,67	1,53	41,66
#7 Mai/18	10,33	6,66	64,44		1,67	0,58	34,64
#7 Jan/18	0,00	0,00	NA		0,00	0,00	NA
#8 Dez/18	15,67	11,15	71,17		9,33	5,51	59,01
#8 Set/18	13,33	9,87	73,99		8,67	6,81	78,54
#8 Mai/18	7,33	4,16	56,77		3,67	0,58	15,75
#8 Jan/18	6,67	3,79	56,79		4,67	2,08	44,61
#9 Dez/18	31,67	5,51	17,39		19,67	1,53	7,77

#9 Set/18	22,33	4,51	20,19		13,00	1,73	13,32
#9 Mai/18	41,00	10,58	25,81		18,00	3,00	16,67
#9 Jan/18	25,00	20,52	82,07		13,00	7,94	61,06
#10 Dez/18	2,00	1,73	86,60		1,33	1,15	86,60
#10 Set/18	14,00	5,00	35,71		6,67	2,52	37,75
#10 Mai/18	2,67	2,08	78,06		2,67	2,08	78,06
#10 Jan/18	0,67	1,15	173,21		0,67	1,15	173,21
#11 Dez/18	31,00	14,93	48,17		9,67	2,52	26,03
#11 Set/18	17,33	4,04	23,32		7,00	3,00	42,86
#11 Mai/18	8,33	4,16	49,96		5,33	0,58	10,83
#11 Jan/18	13,00	2,00	15,38		7,00	1,00	14,29
#12 Dez/18	153,67	79,46	51,71		24,67	1,53	6,19
#12 Set/18	138,33	139,49	100,84		14,00	8,00	57,14
#12 Mai/18	296,00	116,57	39,38		32,67	2,89	8,84
#12 Jan/18	27,33	3,21	11,76		13,00	1,73	13,32
#13 Dez/18	5,00	1,73	34,64		3,67	0,58	15,75
#13 Set/18	2,00	2,65	132,29		1,67	2,08	124,90
#13 Mai/18	2,67	2,52	94,37		2,33	2,52	107,85
#13 Jan/18	4,00	2,65	66,14		2,67	1,53	57,28
#14 Dez/18	5,00	6,93	138,56		2,67	2,89	108,25
#14 Set/18	2,33	1,15	49,49		2,33	1,15	49,49
#14 Mai/18	11,33	10,26	90,56		6,33	5,69	89,78
#14 Jan/18	38,00	8,54	22,48		8,33	3,21	38,57
#15 Dez/18	34,00	12,49	36,74		12,67	0,58	4,56
#15 Set/18	21,33	10,26	48,11		9,33	5,86	62,78
#15 Mai/18	7,67	1,15	15,06		5,33	0,58	10,83
#15 Jan/18	4,00	2,65	66,14		3,33	2,31	69,28
#16 Dez/18	198,00	251,24	126,89		14,33	2,31	16,11
#16 Set/18	36,33	11,37	31,30		16,67	1,53	9,17
#16 Mai/18	6,33	0,58	9,12		6,00	1,00	16,67
#16 Jan/18	6,67	0,58	8,66		5,33	1,15	21,65

Tabela 13: Comparação dos coeficientes de variação (%) da abundância entre réplicas e entre os 16 pontos para cada campanha amostral.

	Abundância							
	CV réplicas Dez/18	CV médias Dez/18	CV réplicas Set/18	CV médias Set/18	CV réplicas Mai/18	CV médias Mai/18	CV réplicas Jan/18	CV médias Jan/18
#1	127,57	198,44	136,18	136,27	109,27	179,5	104,53	103,76
#2	37,33	198,44	115,84	136,27	35,31	179,5	74,79	103,76
#3	86,6	198,44	86,6	136,27	86,6	179,5	173,21	103,76
#4	37,63	198,44	100	136,27	29,04	179,5	-	103,76
#5	3,35	198,44	44,1	136,27	45,98	179,5	142,15	103,76
#6	81,19	198,44	29,66	136,27	91,38	179,5	-	103,76
#7	77,04	198,44	43,83	136,27	64,44	179,5	-	103,76
#8	71,17	198,44	73,99	136,27	56,77	179,5	56,79	103,76
#9	17,39	198,44	20,19	136,27	25,81	179,5	82,07	103,76
#10	86,6	198,44	35,71	136,27	78,06	179,5	173,21	103,76
#11	48,17	198,44	23,32	136,27	49,96	179,5	15,38	103,76
#12	51,71	198,44	100,84	136,27	39,38	179,5	11,76	103,76
#13	34,64	198,44	132,29	136,27	94,37	179,5	66,14	103,76
#14	138,56	198,44	49,49	136,27	90,56	179,5	22,48	103,76
#15	36,74	198,44	48,11	136,27	15,06	179,5	66,14	103,76
#16	126,89	198,44	31,3	136,27	9,12	179,5	8,66	103,76

Tabela 14: Comparação dos coeficientes de variação (%) da riqueza de táxons entre réplicas e entre os 16 pontos para cada campanha amostral.

	Riqueza de táxons							
	CV réplicas Dez/18	CV médias Dez/18	CV réplicas Set/18	CV médias Set/18	CV réplicas Mai/18	CV médias Mai/18	CV réplicas Jan/18	CV médias Jan/18
#1	58,79	68,7	48,04	69,93	28,64	108,2	34,64	104,53
#2	23,59	68,7	21,65	69,93	13,86	108,2	50	104,53
#3	86,6	68,7	86,6	69,93	86,6	108,2	173,21	104,53
#4	18,23	68,7	124,9	69,93	34,64	108,2	-	104,53
#5	21,43	68,7	33,33	69,93	37,8	108,2	103,25	104,53
#6	46,65	68,7	43,53	69,93	54,13	108,2	-	104,53
#7	53,93	68,7	41,66	69,93	34,64	108,2	-	104,53
#8	59,01	68,7	78,54	69,93	15,75	108,2	44,61	104,53
#9	7,77	68,7	13,32	69,93	16,67	108,2	61,06	104,53
#10	86,6	68,7	37,75	69,93	78,06	108,2	173,21	104,53
#11	26,03	68,7	42,86	69,93	10,83	108,2	14,29	104,53
#12	6,19	68,7	57,14	69,93	8,84	108,2	13,32	104,53
#13	15,75	68,7	124,9	69,93	107,85	108,2	57,28	104,53
#14	108,25	68,7	49,49	69,93	89,78	108,2	38,57	104,53
#15	4,56	68,7	62,78	69,93	10,83	108,2	69,28	104,53
#16	16,11	68,7	9,17	69,93	16,67	108,2	21,65	104,53

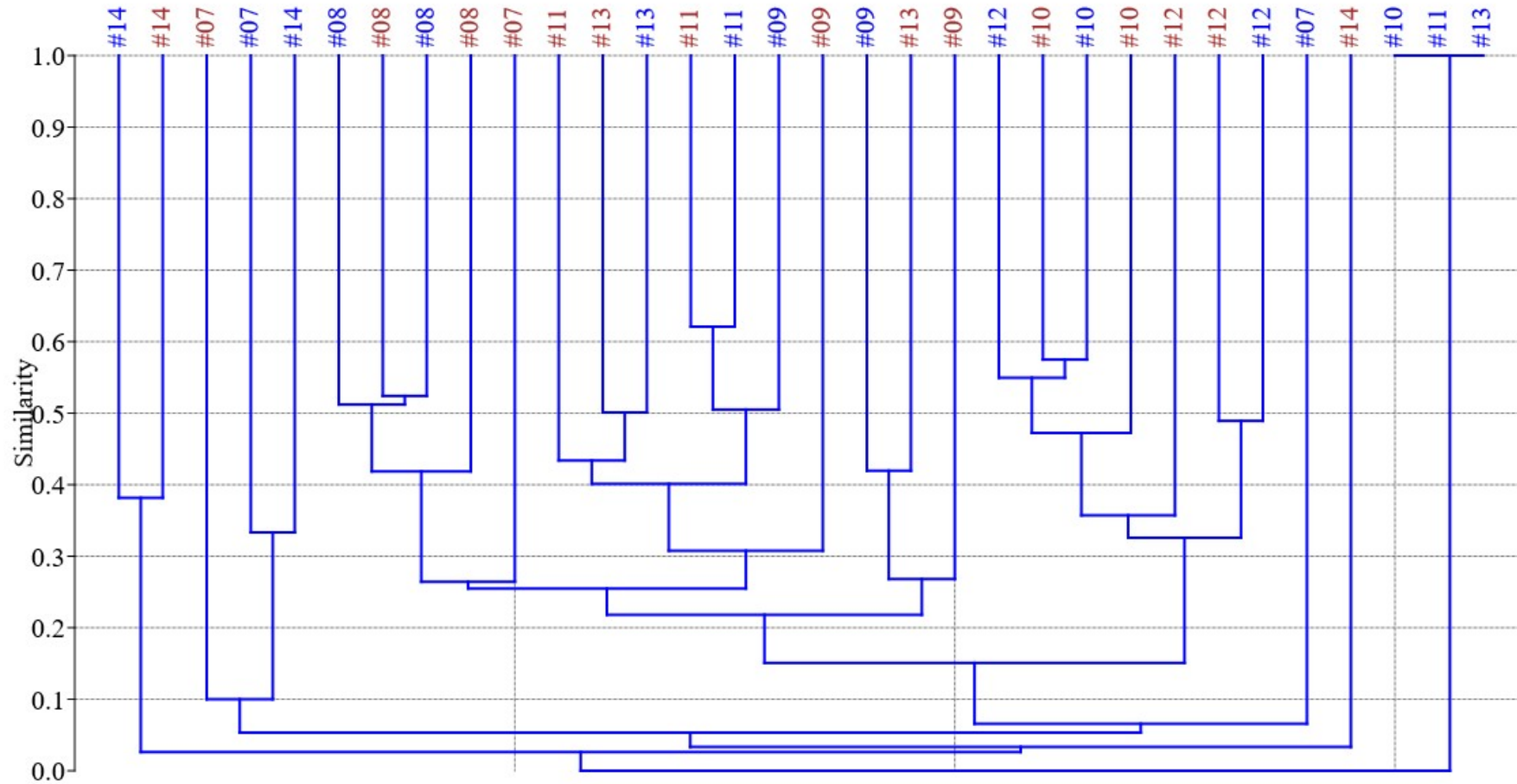


Figura 22: Análise de cluster do setor polihalino com abundâncias transformadas à sua raiz quadrada (para melhor avaliação das sps raras) com o uso do algoritmo UPGMA e índice de similaridade de Bray-Curtis - coeficiente de correlação: 0,909. Cor azul indica a estação chuvosa e vermelha a seca.

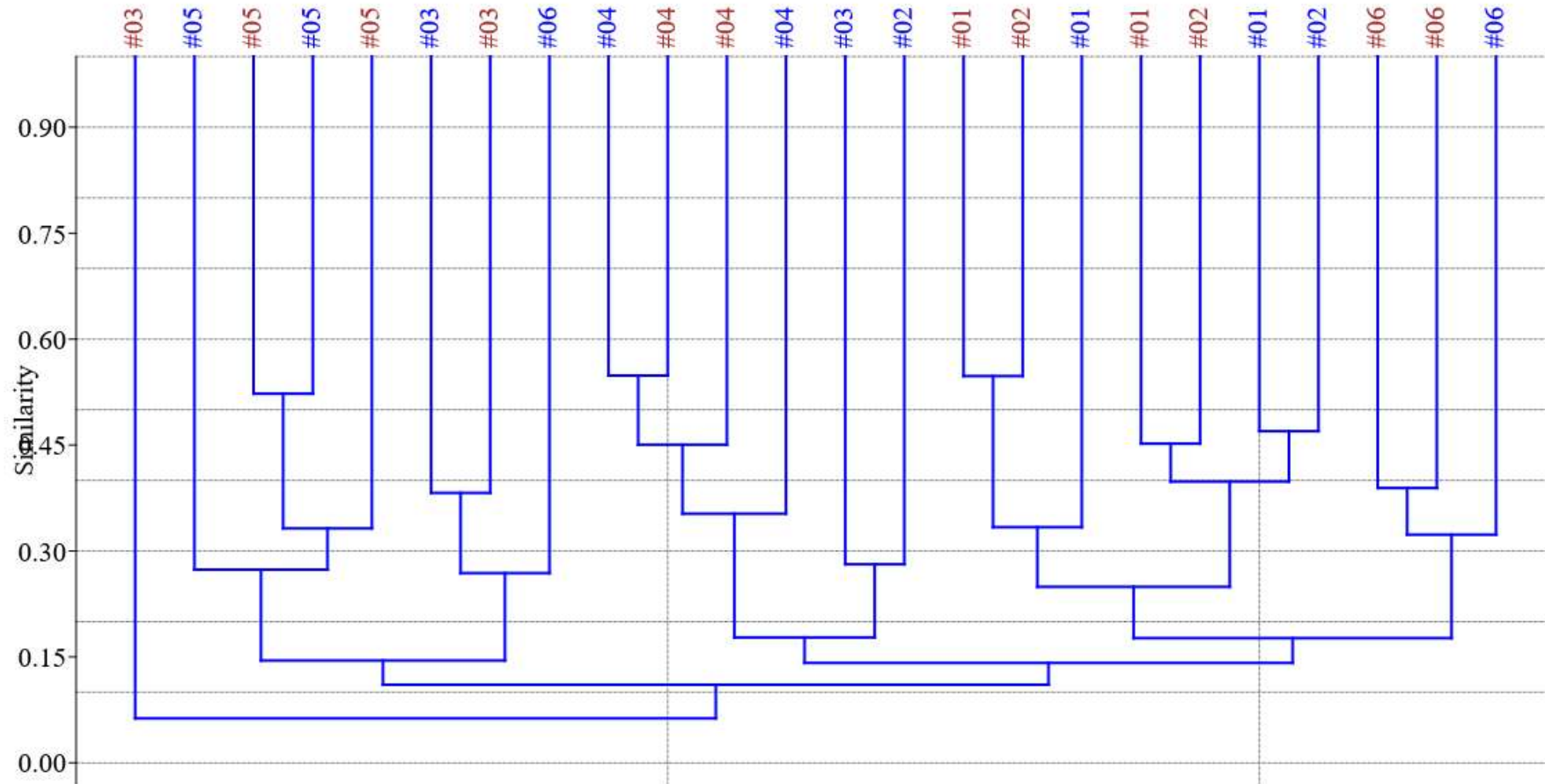


Figura 23: Análise de cluster do setor euhalino com abundâncias transformadas à sua raiz quadrada (para melhor avaliação das sps raras) com o uso do algoritmo UPGMA e índice de similaridade de Bray-Curtis - coeficiente de correlação: 0,7872. Cor azul indica a estação chuvosa e vermelha a seca.