



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

CADIJATU DJALO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL NO COMPLEXO  
ESTUARINO DA BAÍA DE SÃO MARCOS - MARGEM  
EQUATORIAL AMAZÔNICA**

São Luís/MA

2021

CADIJATU DJALO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL NO COMPLEXO  
ESTUARINO DA BAÍA DE SÃO MARCOS - MARGEM  
EQUATORIAL AMAZÔNICA**

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Oceanografia da Universidade  
Federal do Maranhão, como  
requisito para obtenção de título de  
mestre em Oceanografia.

Orientador (a): Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marianna Basso Jorge

Coorientador: Prof. Dr. Francisco José da Silva Dias

Linha de pesquisa: Dinâmica de Sistemas Costeiros e Oceânicos

São Luís/MA,

2021

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).  
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Djalo, Cadijatu.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL NO COMPLEXO ESTUARINO  
DA BAÍA DE SÃO MARCOS - MARGEM EQUATORIAL AMAZÔNICA /  
Cadijatu Djalo. - 2021.

62 p.

Coorientador(a) 1: Francisco José da Silva Dias.

Orientador(a): Marianna Basso Jorge.

Programa de Pós-graduação em Oceanografia/ccbs,  
Universidade Federal do Maranhão, São Luís - MA, 2021.

1. AMBI. 2. Índices Biológicos. 3. Índices  
Geoquímicos. 4. Macrofauna bentônica. 5. Metais. I.  
Basso Jorge, Marianna. II. da Silva Dias, Francisco José.  
III. Título.

CADIJATU DJALO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL NO COMPLEXO  
ESTUARINO DA BAÍA DE SÃO MARCOS - MARGEM  
EQUATORIAL AMAZÔNICA**

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Oceanografia da Universidade  
Federal do Maranhão, como  
requisito para obtenção de título de  
mestre em Oceanografia.

Aprovada em \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2023.

Banca Examinadora

---

Profa. Dra. Marianna Basso Jorge  
Universidade Federal do Maranhão - UFMA  
Orientador

---

Prof. Dr. Francisco José da Silva Dias  
Universidade Federal do Maranhão - UFMA  
Coorientador

---

Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho  
Universidade Federal do Cariri - UFCA  
Membro Interno ao Programa

---

Profa. Dra. Luana da Costa Monteiro  
Universidade de Ghent – UG  
Membro Externo ao Programa

## AGRADECIMENTOS

*À programa de Pós-Graduação em Oceanografia por me proporcionar uma formação profissional.*

*A agência de fomento à pesquisa FAPEMA pelo fomento da bolsa de Mestrado. Aos professores coordenadores do Laboratório de Hidrodinâmica Costeira Estuarina e de Águas interiores (LHICEAI), Prof. Dr. Francisco José Dias e Prof. Dr. Audálio Rebelo pela disponibilização dos dados do projeto VLI, desenvolvido e disponibilizado pelo Instituto de Ciências do Mar-ICMar/UFMA e pela VLI MULTIMODAL S.A; que cederam os dados do estudo intitulado “Diagnóstico e caracterização qualiquantitativa da dinâmica de metais no Terminal Portuário de São Luís – TPSL”.*

*Agradeço à minha professora e orientadora Marianna Basso Jorge por ter aceitado me orientar, pelo acolhimento, pelos desafios, confiança e ensinamento no desenvolvimento desta pesquisa e também pela paciência.*

*Agradeço aos meus colegas do Laboratório de Ecotoxicologia (LABECOTOX) pela troca de experiências, pela força e ajuda que sempre me deram, em especial a Jacyara Corrêa, Daniel, Thamires, Mateus, Ana, Arce, Debora, Laís e Kerllon. E aos componentes do LHICEAI pelo suporte nas coletas e análises.*

*Agradeço a Deus, por ter me dado força e perseverança para enfrentar esta desafiadora e difícil caminhada acadêmica.*

*A minha mãe, Emilia da Silva, a minha irmã Patrícia e os meus sobrinhos Akyra, Junior e Nina por me incentivarem e estarem sempre do meu lado me apoiando e incentivando, mesmo à distância.*

*Ao meu companheiro Fernando Monteiro por todo apoio, amor e compreensão, e ao meu filho Fernando Jr, que é a razão de toda minha luta, a minha fortaleza, que me ajudou a me manter firme no Brasil para alcançar os meus objetivos de vida.*

*E, a todos aqueles que de alguma forma estiveram e estão próximos de mim, fazendo esta vida valer cada vez mais a pena.*

## RESUMO

O presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade ambiental da porção externa do Complexo Estuarino da baía de São Marcos (CESM), a partir da determinação dos níveis de metais no sedimento e das mudanças de estrutura e distribuição da comunidade de macrofauna bentônica frente aos padrões pluviométricos da região. Para tanto, as coletas foram realizadas em 3 períodos do ano (fim da chuva - FC, início da chuva - IC, e fim da seca - FS), distribuídas em 12 pontos amostrais, durante a maré de quadratura. Parâmetros físico-químicos da água, tais como a temperatura, salinidade, potencial hidrogeniônico (pH), e oxigênio dissolvido (OD) foram determinados *in situ* através de um CTD, enquanto que o material particulado em suspensão (MPS) foram determinados em laboratório por técnica gravimétrica. As amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio da draga de modelo *Gibbs* e destinado às análises de potencial redox (Eh), pH, granulometria, % matéria orgânica – MO, metais (Al, Fe, Mn, Cu, Zn) e macrofauna bentônica. As concentrações dos metais foram determinadas por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Induzido (ICP-OES) segundo método analítico D:2014 e o preparo das amostras seguindo EPA 3051 A: 2007 e EPA 6010. A contagem e identificação dos organismos foram realizadas (até o menor nível taxonômico possível) com auxílio de lupa binocular, microscópio óptico e chaves de identificação sempre que necessário. Como resultados, foi possível observar através dos parâmetros físico-químicos da água a influência de distintas massas de água (temperatura e salinidade) frente à sazonalidade local, com predominância de águas costeiras no FS e FC e águas estuarinas ou salobras no IC. As concentrações de metais na área amostrada, com exceção do ponto 8 (P8\*), não foram significativamente diferentes entre os períodos, no entanto, foram observadas menores concentrações de todos elementos no IC onde foi detectado a presença da massa de água estuarina. Em relação a distribuição espacial dos metais, foi possível observar diferença significativa entre a porção sul (PS) e a porção norte (PN) da área de estudo, sendo as maiores concentrações encontradas na PS que apresentou predomínio de sedimentos finos e elevados teores de MO, independentemente do período amostrado. Os elementos Al e Fe, assim como a MO, foram os principais carreadores geoquímicos dos demais elementos metálicos. Os índices de qualidade do sedimento, revelaram níveis diversos de enriquecimento (F<sub>E</sub>) e contaminação (I<sub>GEO</sub>) pelos metais analisados, que revelam contribuições de origem antrópica, além da contribuição litogênica, principalmente na porção norte da área de estudo (PN) e no P8\*. Nota-se que

na PN, houve enriquecimento significativo de Fe e Cu, e enriquecimento moderado de Mn, Cu e Zn, variando em função do período do ano. Quanto ao grau de contaminação por metais, o  $I_{GEO}$  identificou que a contaminação pelos metais variou de baixa a alta, e exibiu um padrão semelhante ao revelado pelo  $F_E$ , onde se identifica que a PN e o P8\* estão sendo mais impactadas que a PS. A análise da macrofauna bentônica mostra que os grupos taxonômicos mais abundantes foram Tanaidacea, Polychaeta, Nematoda, Gastropoda, Amphipoda e Oligochaeta. Espécies (*Capitella capitata*, *Capitella* sp.), classe (oligoquetas) e ordem (tanaidacea) oportunistas, também foram identificadas no presente estudo, revelando a possível existência de estressores ambientais. A distribuição dos organismos como um todo, foi afetada pela granulometria, MO, Eh e concentração de metais. Os descritores ambientais, tais como Índice de Diversidade de Shannon, Riqueza de Margalef, Equitabilidade de Pielou, e o índice Biótico Marinho (AMBI), revelaram que a comunidade bentônica da região é pobre em diversidade e riqueza, e encontra-se em desequilíbrio, sendo o ambiente classificado como levemente poluído na maioria dos casos. Situações ambientais extremas de poluição, foram relatadas pelo AMBI somente na PS no FS, e no P8\* no FS e FC. Sendo assim, através dos resultados obtidos, conclui-se, que no geral, a PN encontra-se enriquecida por metais, apresentando qualidade inferior quanto aos índices geoquímicos e a integridade biológica da região.

**Palavras-chave:** Metais, Macrofauna bentônica, Índices Geoquímicos, Índices Biológicos, AMBI

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>7</b>
<b>1.1. Complexo Estuarino da baía de São Marcos (CESM) .....</b>	<b>7</b>
<b>1.2. Metais .....</b>	<b>9</b>
<b>1.3. Macrofauna Bentônica .....</b>	<b>11</b>
<b>2. JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>12</b>
<b>3. OBJETIVOS.....</b>	<b>13</b>
<b>3.1 Objetivos Gerais.....</b>	<b>13</b>
<b>3.2 Objetivos Específicos.....</b>	<b>13</b>
<b>4. ARTIGO CIENTÍFICO: Avaliação da qualidade ambiental em estuário tropical da margem equatorial amazônica através de índices geoquímicos e biológicos .....</b>	<b>14</b>
<b>5. CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>52</b>
<b>REFERÊNCIAS INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>52</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>59</b>



## 1. INTRODUÇÃO

As zonas costeiras formam um ambiente bastante povoado, altamente dinâmico e de enorme complexidade (Soares, 1999; Cutrim, 2008). Definida pelo Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988) como o espaço geográfico de interação ar, mar e terra, afetado pelos processos naturais e pelas intervenções humanas que ocorrem em todas as suas adjacências. Sendo assim, sua gestão exige uma profunda compreensão dos fenômenos físicos, químicos e biológicos que regem a dinâmica desses ambientes como um todo.

Estuários, pela definição de Cameron & Pritchard (1963), são corpos d'água costeiros semi-fechados que possuem comunicação livre com o oceano, nos quais a água do mar se dilui com a água doce proveniente da drenagem continental. Descartes de resíduos domésticos, industriais, agrícolas, e de atividades como navegação, pesca e lazer, são comuns nesses ambientes, acarretando na contaminação das águas e em efeitos marcantes à biodiversidade desses locais (Barbosa et al., 2012; Sousa, 2018). Desta forma, o aumento nos níveis de contaminação de alguns constituintes químicos passa a ser um dos principais problemas ambientais em vários países, principalmente em termos de risco aos sistemas ecológicos e à saúde humana (Mitra, 2018; Mondal, 2018).

No Brasil 14 das 25 regiões metropolitanas que fazem parte da Região Integrada de Desenvolvimento Econômico (RIDE) estão localizadas em regiões estuarinas, onde se estabelecem as principais atividades socioeconômicas, polos industriais, petroquímicos, metalúrgicos e sistemas portuários do país (Barbosa et al., 2012; Sousa, 2018). Os terminais portuários são importantes para a economia mundial devido às suas movimentações no setor de transporte, indústrias, agroindústrias, petroquímicos e metalúrgicos, e acabam gerando rendas na ordem de bilhões em comércio (ANTAQ, 2019). Entretanto, suas atividades de operação impactam os sistemas costeiros, pois contribuem com o incremento de contaminantes com potenciais tóxicos, tais como os metais, podendo acarretar em distúrbios ambientais em diferentes escalas sobre a biota, água e sedimento (Moreira, 2009; Silva, 2014; Wasserman et al., 2016; Pauly, 2018) alterando a qualidade ambiental do sistema como um todo.

## **1.1 Complexo Estuarino da baía de São Marcos (CESM)**

O CESM está localizado na porção oeste da Ilha do Maranhão, na interface Amazônica do nordeste brasileiro, região de transição climática entre o Semiárido Nordestino (quente e seco), à Amazônia (quente e úmida), o Oceano Atlântico e o Planalto Central Brasileiro (NUGEO, 2010; EL- Robrini et al., 2015). Em consequência disso, não existem estações do ano bem definidas, podendo-se considerar apenas um período seco (agosto a outubro) e outro chuvoso (janeiro a março), com precipitação pluviométrica total anual de chuva de até 2.700 mm. Devido à proximidade com o Equador as temperaturas são sempre elevadas, com médias anuais acima de 27 °C, sendo os meses mais chuvosos os períodos com temperaturas mais baixas (NUGEO, 2010).

O CESM possui uma extensão aproximada de 100 km<sup>2</sup> e recebe grandes contribuições fluviais dos rios Mearim, Grajaú, Aurá e Pindaré. A bacia hidrográfica do rio Mearim é a maior do Estado ocupando uma área total equivalente a 29,84% do território maranhense, na qual percorre cerca de 832,18 km de extensão até desembocar no CESM. Durante o percurso, recebe afluentes de 50 municípios que se encontram totalmente inseridos na bacia e que totalizam uma população de 1.681.307 habitantes, (25,6 % do estado) (IBGE, 2010; NUGEO, 2016). Além disso, esta bacia recebe uma grande demanda para diversos usos como abastecimento urbano, rural e industrial, irrigação e pecuária (NUGEO, 2010). Neste contexto, o CESM se torna um dos principais sistemas estuarinos do Maranhão, sendo responsável pelo escoamento de parte significativa da drenagem continental do estado.

A região como um todo, têm como base geológica a Formação Barreiras, com pacote sedimentar bastante espesso, bastante intemperizado e de maneira geral bem drenado (NUGEO, 2010). Apresentam diversidades de solos originários, mas predominantemente areno-argilosas, de baixa saturação por bases, elevado teor de alumínio, podendo ter graves deficiências de micronutrientes principalmente cobre e zinco (NUGEO, 2010). A matriz é argilosa com predominância de minerais do grupo da caulinita podendo variar de 15 a 35%, com cimento argilo-ferruginoso, às vezes silicoso (Jacomine, 1986; NUGEO, 2010).

Além disso, cabe salientar que devido a sua localização privilegiada e a formação geológica e morfológica, o CESM apresenta condições favoráveis de navegação, que permitem o pleno desenvolvimento de atividades portuárias na região. Atualmente, o

complexo portuário e industrial de São Luís, contemplando o Porto do Itaqui, Porto da Alumar, e Porto de Ponta da Madeira (Companhia Vale do Rio Doce), é responsável por mais de 50% da movimentação de cargas portuárias do Norte e do Nordeste (IBGE, 2010). Estes portos recebem navios graneleiros que transportam minério de ferro, carvão, coque, piche, soda cáustica, alumina, bauxita, soja e outros.

No contexto ecológico, o CESM abriga uma extensa área de manguezais amazônicos, formando uma variedade de habitats com características diferentes, que abrigam enorme diversidade de espécies de peixes, crustáceos, moluscos e poliquetas (Rodrigues et al., 2016; Rosa Filho et al., 2018). O complexo estuarino é caracterizado por uma alta produtividade primária, fornecendo alimentação e abrigo para inúmeras espécies de peixes e outros organismos aquáticos com valor comercial (Viana & Lucena Frédou, 2014).

Sendo assim, considerando as pressões antrópicas ao qual o CESM está sujeito, é de suma importância, econômica, ecológica e ambiental, o entendimento dos efeitos adversos sobre a saúde do sistema em questão. Diversos estudos realizados na região mostram que as atividades antrópicas afetam a qualidade tanto da água, sedimento e biota (Carvalho-Neta et al., 2012, 2019; Sousa et al., 2013, 2018; de Oliveira et al., 2019; De Sá, 2014; Sousa, 2018; Santos et al., 2019) quanto a presença de metais no ambiente, colocando em risco a manutenção adequada do mesmo. Alguns estudos relatam a estrutura da comunidade de macro invertebrados bentônicos no CESM (Ribeiro e Almeida, 2014; Rodrigues et al., 2016; Rosa Filho et al., 2018; Sousa et al., 2018). No entanto, poucos estudos também investigaram a influência dos processos físico-químicos e da presença dos metais sobre a estrutura da comunidade bentônica.

## **1.2 Metais**

Os metais são constituintes naturais da crosta terrestre, podendo ser essenciais para os organismos quando incorporados nos processos biológicos (Alumínio, Ferro, Manganês, Cobre e Zinco), e não essenciais quando não possuem função biológica (Chumbo, Cádmiio e Mercúrio). No entanto, devido às suas características, tais como persistência, reatividade, estabilidade química e elevada capacidade de se acumularem, em excesso, até mesmo os elementos essenciais podem causar efeitos tóxicos (Machado et al., 2016; Chen et al., 2018). Surge assim, a necessidade de se conhecer os padrões

ambientais a fim de mitigar o impacto de atividades antrópicas relacionadas com a adição de substâncias químicas no ambiente, tais como os metais (Zagato & Bertolotti, 2008).

A geoquímica de metais nos ambientes aquáticos engloba a distribuição de várias formas químicas (dissolvida e livre, complexada, ligadas, associadas à matéria orgânica dissolvida e adsorvidos ao material particulado orgânico e inorgânico suspensos na coluna d'água) nos diferentes compartimentos, tais como coluna d'água, material particulado em suspensão, sedimento e água intersticial (Zagato & Bertolotti, 2008). Segundo Reddy et al. (2007), as concentrações de metais nos ecossistemas aquáticos são geralmente monitoradas medindo suas concentrações em água, sedimentos e biota. No entanto, as propriedades físico-químicas do meio onde o mesmo encontra-se distribuído, tais como pH, força iônica, temperatura ou teor de matéria orgânica, alteram a partição desses elementos, e conseqüentemente sua mobilização entre sedimento e coluna d'água (Duodu et al., 2017; Gao et al., 2018).

Os sedimentos marinhos são propensos a apresentarem concentrações de contaminantes até 1000 vezes maiores que a coluna d'água, pois funcionam como grandes reservatórios naturais tendo em vista que, os elementos metálicos quando lançados no meio aquático sofrem aglomeração e precipitação, depositando-se no fundo (Moreira, 2009). Sendo assim, as peculiaridades da composição sedimentar de cada região e o estudo da distribuição de contaminantes metálicos no mesmo, podem ser usadas para determinar possíveis fontes de poluição para a região estuarina (Oliveira et al., 2015; De Paula Filho et al., 2015) e os níveis de impacto no sistema (Meng et al., 2008; Marques et al., 2011; Santos, 2018).

Dentre as principais ferramentas existentes para avaliação de impacto por metais presentes nos sedimentos, destacam-se os índices geoquímicos, tais como o fator de enriquecimento ( $F_E$ ) e índice de geoacumulação ( $I_{GEO}$ ). Isso porque eles normalizam as concentrações de metais medidas no sedimento em função da concentração de um elemento de referência, evidenciando os efeitos das variações geológicas locais e regionais sobre a distribuição dos mesmos (Xu et al., 2014; Williams & Block, 2015; Zhang et al., 2016; Nascimento et al., 2018). Sendo assim, os índices fornecem informações acerca da qualidade do ambiente, distinguindo os valores naturais de metais em sedimento dos valores de enriquecimento oriundo de atividades antrópicas, assim como a intensidade de contaminação dos mesmos (Barbieri, 2016; Kim et al., 2018).

### **1.3 Macrofauna Bentônica**

Outra forma de avaliar o impacto da presença de metais sobre a qualidade ambiental dos sedimentos é o monitoramento da fauna bentônica, que compreende os organismos caracterizados por habitar o sedimento (De Queiroz et al., 2008). Neste contexto, cabe salientar que esses organismos são fundamentais no processo de troca de energia na teia trófica e disponibilização de nutrientes do sedimento para a coluna d'água, sendo fundamentais para a produtividade de um sistema (Gray, 2002; De Queiroz et al., 2008).

A macrofauna bentônica é composta de organismos dos mais diferentes grupos de animais, sendo os mais abundantes os poliquetas, moluscos e crustáceos (Garcia et al., 2014). Devido suas características como tamanho corporal, locomoção limitada ou sésseis, e sensibilidade, revelam condições espaço-temporais de qualidade da água e sedimento, que os caracterizam como ótimos indicadores de controle ambiental (Fernandes, 2020). Além disso, sua distribuição e ocorrência são influenciadas por padrões biogeográficos, dependendo de características ambientais predominantes como correntes, substrato, disponibilidade de alimento, abrigo contra predadores e equilíbrio do meio (Merritt, Cummins & Campbell, 2014). Desta forma, variações na estrutura da comunidade podem ser relacionadas com a frequência de perturbações ou distúrbios no ambiente (Copatti et al., 2010). A abordagem da estrutura da comunidade pode ser univariada e multivariada.

A análise univariada usa índices de diversidade, que tentam combinar os dados sobre a abundância dentro de uma espécie em uma comunidade em um único número e o estado da comunidade pode então ser entendido a partir desse número. Neste contexto, o Índice de Diversidade de Shannon ( $H'$ ), Riqueza Específica de Margalef ( $S$ ), e Equitabilidade de Pielou ( $E$ ) são amplamente utilizados para avaliar a qualidade dos ecossistemas aquáticos devido a simplicidade metodológica e precisão quanto à estabilidade da estrutura da comunidade bentônica (Wang et al., 2020). No entanto, a capacidade de detecção de impactos das medidas univariadas consideradas isoladamente, é de interpretação limitada entre diferentes habitats.

Desta forma, os índices de integridade biológica, com abordagem multivariada, tentam incorporar alguns indicadores da função da comunidade através da inclusão de atributos ou métricas, tais como riqueza de espécies, composição trófica, a participação

de micro-organismos e/ou invertebrados ao longo do processo de decomposição (Diaz et al., 2004). É uma ferramenta de avaliação quantitativa do ambiente, incorporando informações ecológicas em níveis de indivíduos, populações e comunidades, que podem ser usados para determinação de condições qualitativas de sanidade de um ecossistema.

Atualmente, o Índice Biótico Marinho da ATZI (AMBI) (Borja et al., 2000, 2008) é um dos índices mais utilizados para avaliar a qualidade das águas costeiras do mundo (Wang et al., 2020). Foi construído com base na proporção de cinco grupos ecológicos, nos quais espécies bentônicas são alocadas de acordo com sua sensibilidade, em função de um gradiente de estresse ambiental (Muxika et al., 2007; Borja et al., 2015; Pitacco et al., 2018). Sendo assim, o AMBI serve como ferramenta para avaliação da saúde dos ecossistemas estuarinos e costeiros por expressarem alterações funcionais na comunidade bêntica, decorrentes de vários vetores de impacto, especialmente os que afetam física e quimicamente os sedimentos.

## **2. JUSTIFICATIVA**

Os estuários são um dos sistemas de transição mais importantes do planeta e fornecem uma série de serviços ecossistêmicos e benefícios sociais (Barbier et al., 2011; Pinto et al., 2014). Muitos estuários tropicais são zonas de alta produtividade devido a uma combinação de pouca profundidade e alta entrada de nutrientes dos rios. No entanto, nos países em desenvolvimento, esses ambientes enfrentam problemas de pressões humanas crescentes devido ao rápido crescimento populacional, turismo, atividades marítimas e má gestão (Lee, 2008; Lotze, 2010). No CESM, além da pressão antrópica, o estuário ainda lida com o estresse natural do regime de chuvas anuais. Durante o período de maior precipitação pluviométrica, chuvas intensas resultam em maior vazão de rios, levando a uma maior influência de água doce no estuário e efluentes oriundos da bacia de drenagem.

Sendo assim, a avaliação da saúde do estuário é importante para a implementação de medidas de gestão. Os índices geoquímicos e a condição da comunidade de invertebrados bentônicos são amplamente utilizados para avaliar a saúde dos ecossistemas marinhos (Enuneku et al., 2018; Umehara et al., 2019; Wang et al., 2020). Por ser relativamente sêssil, o *status* das comunidades bentônicas marinhas pode ser usado para determinar a resposta a vários tipos de condições ambientais, por exemplo,

efeitos de perturbações feitas pela presença de metais (Chen et al., 2020; Fernandes, 2020).

Estudos sobre as comunidades bentônicas foram relatados no CESM, com foco na distribuição de comunidades macrobentônicas, mudanças sazonais nas condições físico-químicas da água e sedimentos (Costa, 2017; Santos, 2018). No entanto, até agora, uma avaliação integrada sobre a qualidade do ambiente abrangendo índices geoquímicos e biológicos não foi realizada neste estuário. Assim, o principal objetivo deste estudo é avaliar a qualidade ambiental do CESM, levando em consideração as pressões humanas, a variabilidade natural, o estado ecológico das comunidades macrobentônicas, e suas potenciais interações. Para esta avaliação, foram utilizadas análises dos parâmetros físico-químicos da água, caracterização sedimentológica, concentração de metais no sedimento, índices geoquímicos e descritores ecológicos da macrofauna.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Este estudo tem como objetivo geral avaliar a qualidade ambiental da porção estuarina externa do CESM a partir da determinação dos níveis de metais no sedimento e das mudanças de estrutura e distribuição da comunidade de macrofauna bentônica frente aos padrões pluviométricos da região (início da chuva, fim da chuva e seca).

#### **3.2 Objetivos Específicos**

- Determinar os parâmetros físico-químicos da água: temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido;
- Determinar a concentração de material particulado em suspensão;
- Caracterizar o sedimento por meio de análises granulométrica, teores de matéria orgânica potencial redox e hidrogeniônico;
- Determinar a concentração dos metais alumínio, ferro, manganês, cobre e zinco nos sedimentos;
- Determinar o efeito dos parâmetros físico-químicos da água, concentração de MPS e características do sedimento sobre a distribuição de metais no sedimento.

- Avaliar qualidade do sedimento com base no fator de enriquecimento, fator de concentração e índice de geoacumulação;
- Aplicar índices ecológicos descritores e de integridade biológica (diversidade, riqueza, equitabilidade e AMBI) para avaliar alterações ambientais mediante a estrutura e distribuição das comunidades bentônicas;
- Integrar os resultados por intermédio de análises estatísticas multivariadas, buscando identificar correlações entre os componentes ecológicos com os fatores ambientais analisados.



## ARTIGO CIENTÍFICO

### **Avaliação da qualidade ambiental em estuário tropical da margem equatorial amazônica através de índices geoquímicos e biológicos**

Cadijatu Djalo, Jacyara Nascimento Corrêa, Vinicius Henrique Maciel dos Santos, Ricardo Luvizotto Santos, Audálio Rebelo Torres Jr, Francisco José da Silva Dias, Marianna Basso Jorge.

Programa de Pós-Graduação em Oceanografia (PPGOceano) - Universidade Federal do Maranhão. Av. dos Portugueses, 1966, CEP: 65085-580, São Luís, MA, Brasil.

Artigo a ser submetido ao periódico

*Marine Pollution Bulletin*

ISSN:0025326X

## ABSTRACT

O presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade ambiental da porção externa de um estuário tropical de macromaré, localizado na margem equatorial amazônica, frente aos padrões pluviométricos da região. Para tanto, foram aplicados índices geoquímicos (fator de enriquecimento- $F_E$  e o índice de geoacumulação- $I_{GEO}$ ) e biológicos (índice de riqueza específica de Margalef-S, índice de diversidade de Shannon- $H'$ , índice de equitabilidade de Pielou- $J'$ , e o Índice Biótico Marinho-AMBI) que nos permitem uma análise multifacetada do ambiente como um todo. Os resultados revelaram que a média das concentrações de metais no sedimento não foram estatisticamente diferentes entre os períodos amostrados, revelando uma tendência na redução da concentração no início do período chuvoso (IC), onde ocorre predomínio de água estuarina. Em relação a distribuição espacial dos metais, foi possível diferenciar a região em duas porções distintas, a porção sul (PS) e a porção norte (PN), sendo as maiores concentrações encontradas na PS com predomínio de sedimentos finos e elevados teores de MO. Os índices de qualidade do sedimento, revelaram níveis diversos de enriquecimento ( $F_E$ ) e contaminação ( $I_{GEO}$ ) pelos metais analisados, evidenciando contribuições de origem antrópica, além da contribuição litogênica, principalmente na PN. Nota-se que na PN houve, enriquecimento significativo de Fe e Cu, e enriquecimento moderado de Mn, Cu e Zn, variando em função do período do ano. Quanto ao grau de contaminação por metais, o  $I_{GEO}$  identificou níveis que variaram de baixa a alta, e exibiu um padrão semelhante ao revelado pelo  $F_E$ , onde se identifica que a PN está sendo mais impactada que a PS. A análise da macrofauna bentônica mostra a presença de organismos oportunistas como os das espécies *Capitella capitata*, *Capitella* sp., da classe oligoquetas e da ordem tanaidacea, revelando a possível existência de estressores ambientais. A distribuição dos organismos como um todo, foi afetada pela granulometria, MO, Eh e concentração de metais. E os descritores ambientais, revelaram que a comunidade bentônica da região é pobre em diversidade e riqueza, e encontra-se em desequilíbrio, sendo o ambiente classificado como levemente poluído na maioria dos casos. Sendo assim, através dos resultados obtidos, conclui-se que a PN da área de estudo possui qualidade inferior a PS, quando levado em consideração não somente descritores quantitativos, mas também os qualitativos.

**Palavras-chave:** Metais, Macrofauna bentônica, AMBI, Complexo Estuarino de São Marcos

## 1. INTRODUÇÃO

Ambientes costeiros, mais especificamente os estuários são conhecidos pela sua complexidade, riqueza de sua biodiversidade e pela sua extrema sensibilidade aos impactos antropogênicos, sendo que cada um desses habitats apresenta suas próprias peculiaridades e abrigam assembleias específicas (Mosbahi et al., 2019; Mondal et al., 2018). A crescente industrialização e urbanização vem causando degradação do meio ambiente através do incremento dos contaminantes, intensificando suas taxas de mobilização e transporte, assim como contaminação por metais, que poluem fortemente o ambiente marinho costeiro (Reddy et al., 2007; Kury & Lacerda, 2017; Viana, 2018).

A entrada de metais no ambiente aquático geralmente se dá pela forma natural através da deposição atmosférica, erosão da matriz geológica ou devido às atividades antrópicas causadas por efluentes industriais, esgotos domésticos, resíduos de mineração e lixiviação de solos usados para a agricultura (Kury & Lacerda, 2017; Reddy et al., 2007). A grande preocupação com o impacto de metais no meio aquático é devido à sua persistência, capacidade de acumular na biota e toxicidade. Por não sofrerem degradação, os metais podem causar efeitos nocivos sobre o sistema como um todo, podendo causar diversas disfunções biológicas nos organismos aquáticos mesmo em concentrações relativamente baixas (Sophia et al., 2017; Ali et al., 2016).

Sendo assim, a constante deposição de metais neste compartimento pode levar a contaminação do ambiente e comprometer a sua qualidade. As peculiaridades da composição sedimentar de cada região e o estudo da distribuição de contaminantes metálicos no mesmo podem fornecer informações relevantes sobre o status da poluição ecológica e geoquímica (De Paula Filho et al., 2015; Ali et al., 2019). O uso de índices geoquímicos como fator de enriquecimento ( $F_E$ ) e índice de geoacumulação ( $I_{GEO}$ ), tem sido uma ferramenta confiável na avaliação de impacto ambiental, visto que auxiliam na identificação de poluição quanto às fontes naturais e antrópicas em ambientes estuarinos afetados por elementos metálicos (Williams & Block, 2015; Zhang et al., 2016; Nascimento et al., 2018). Uma vez depositado no fundo, os metais continuam sofrendo transformações por processos biogeoquímicos que alteram a sua biodisponibilidade e toxicidade, podendo representar um risco a biodiversidade e com efeitos letais ou sub-letais aos organismos bentônicos (Casado-Martinez et al., 2006; Moreira, 2009; Silva, 2014).

Nesse sentido, os organismos da macrofauna bentônica são bons bioindicadores da qualidade do sedimento local, tendo em vista que amostragens da biota dão uma indicação das condições passadas assim como das condições atuais do ambiente (Wanderlei, 2015). Sem deixar de mencionar que as características peculiares e estratégias de vida dos macroinvertebrados bentônicos marinhos e as características dos sedimentos de seus habitats estão estritamente ligados (USA, 2017). Segundo Prestes & Vincenci (2019), os organismos bioindicadores não necessariamente morrem por alterações do ambiente, respondem a elas por meio de manifestações comportamentais ou metabólicas quantitativas, que demonstram e refletem alguma mudança no ambiente onde eles vivem. Sendo assim, diversos estudos vêm sendo realizados e publicados (Borja et al., 2000; Paixão et al., 2010; Brauko et al., 2015; Sousa et al., 2018; Mosbahi et al., 2019; Bakalem et al., 2020) utilizando a comunidade bentônica como ferramenta para identificar até mesmo sutis mudanças no estado da qualidade ecológica e ambiental e ainda gerar inúmeros indicadores de condições ambientais e bentônicos, como por exemplo, o AMBI.

Em virtude das características persistentes, acumulativas e tóxicas dos elementos metálicos tanto de origem natural como antropogênica, salienta-se a necessidade de entender como os ambientes se encontram frente a sua presença, através da determinação da qualidade do ambiente em função das concentrações de metais e de índices ecológicos descritores e de integridade biológica da macrofauna bentônica.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

O Complexo Estuarino de São Marcos (CESM) está localizado na porção setentrional do estado do Maranhão (Amazônia Legal), pertencente à zona equatorial brasileira, sob influência de um regime de macromaré semidiurnas, na qual ocorrem duas vezes ao dia. A proximidade do equador e a configuração do relevo favorece as altas amplitudes das marés, alcançando até 7,2 m (Cutrim et al., 2008), sendo a variação média de 3,4 m. Suas correntes são reversas, apresentam direção norte e nordeste, nas vazantes e, após os estofos invertem a direção para o sul e sudeste durante a enchente (Transpetro, 2006), tais características indicam um ambiente altamente dinâmico na região.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, possui características transicionais entre o clima úmido da Amazônia e o semiárido do Nordeste, marcado por maiores precipitações pluviométricas entre janeiro e junho, e um período seco de 4 a 6 meses entre julho e dezembro. A pluviosidade e temperatura média anual é de 1.600 mm e 26,5 °C, respectivamente, com temperaturas mais elevadas no período de janeiro a abril (31 °C) e mais baixas de setembro a novembro (23,4 °C) (NUGEO, 2010).

## 2.2 Desenho amostral

As coletas foram realizadas em 12 pontos amostrais (P1 a P12) ao longo da porção externa do CESM, dispostos próximos ao complexo portuário e industrial de São Luís - MA (Fig. 1, Tab. 1 do anexo). Para tanto, foram realizadas 3 campanhas amostrais, todas em maré de quadratura, sendo a primeira no final do período seco (FS) (30 nov - 01 dez/2018), a segunda no início do período chuvoso (IC) (13-14 abr/2019) e a terceira no final do período chuvoso (FC) (24 ago/2019).

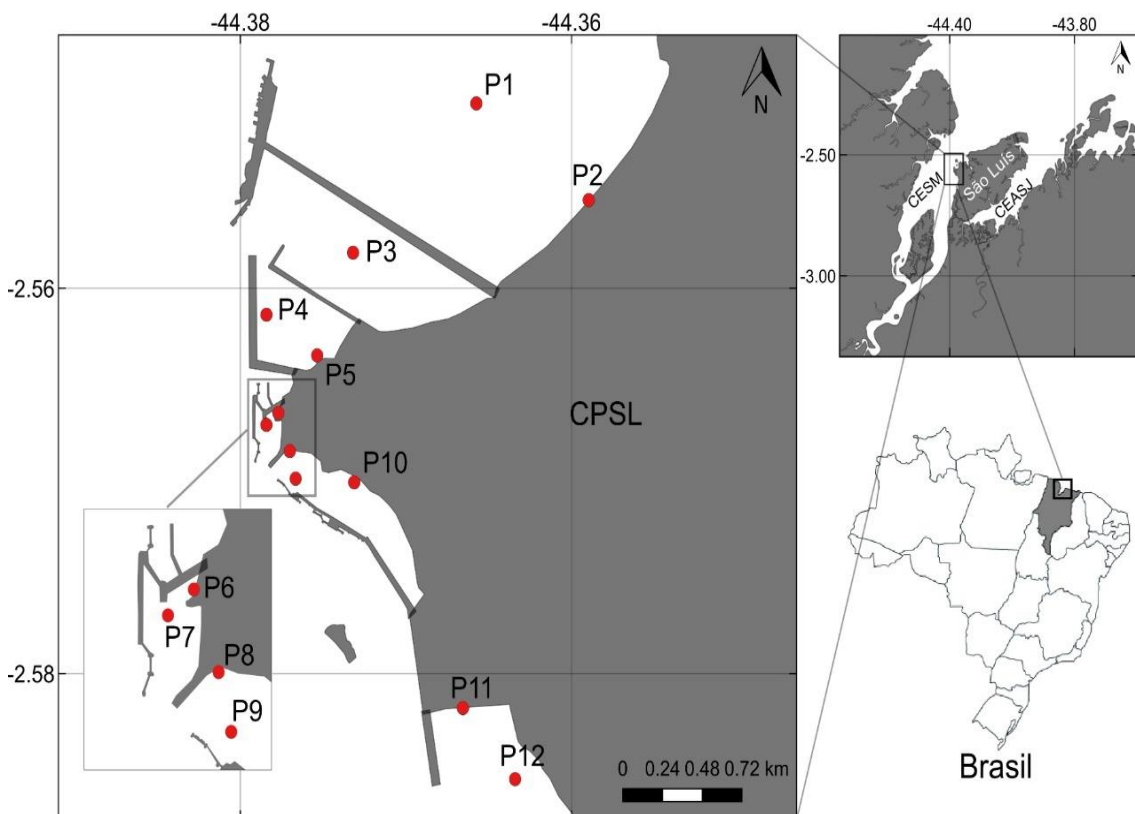


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem no Complexo Estuarino da baía de São Marcos (CESM).

### **2.3 Parâmetros físico-químicos da água**

Os parâmetros físico-químicos na coluna d'água (sub-superfície e fundo), tais como temperatura (°C), salinidade (g kg<sup>-1</sup>), potencial hidrogeniônico (pH) e oxigênio dissolvido (OD - mg L<sup>-1</sup>) foram determinados *in situ* utilizando o instrumento *Conductivity-Temperature-Depth* (CTD da marca YSI, modelo EXO2 – YSI), com amplitude de medição dos sensores variando entre -5 °C e 40 °C para temperatura, 0 e 14 unidades para o pH, e 0 a 50 mg L<sup>-1</sup> de OD.

### **2.4 Material Particulado em Suspensão (MPS)**

Para determinação do material particulado em suspensão (MPS) foram coletadas amostras de água com auxílio de uma garrafa de *van Dorn* com capacidade de 5 L em duas profundidades na coluna d'água (sub-superfície e fundo) acondicionadas em frascos de polietileno com capacidade de 500 mL e mantidos refrigerados a 4 °C até posterior análise em laboratório. O MPS presente nas amostras foi determinado por técnica gravimétrica, através da diferença de pesos antes e após o processo de filtração em filtros de fibra de vidro (MF-Millipore – 0,45 µm *pore-size*, 47 mm de diâmetro). O volume de MPS foi calculado segundo as metodologias descritas em Strickland & Parsons (1972) e Apha (2001).

### **2.5 Caracterização Sedimentológica**

A coleta de sedimento foi realizada em duplicata com o auxílio da draga de modelo *Gibbs* de capacidades diferentes (0,21 m<sup>2</sup> e 0,41 m<sup>2</sup>), utilizadas de acordo com dinâmica estuarina local (ambientes com menor e maior dinâmica, respectivamente). Parte do material coletado foi colocado em bandeja de polietileno para mensuração *in situ* do potencial redox (Eh) com auxílio de eletrodo seletivo (ORP-896). Outra parte foi colocado em sacos plásticos, identificados e armazenados em caixa com gelo e transportado até o Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Federal do Maranhão (UFMA), onde foram mantidos refrigerados até as análises de pH, granulometria, matéria orgânica (MO) e metais.

A análise granulométrica foi feita no Laboratório de Modelagem Equatorial (MEL), vinculado ao LHiCEAI-UFMA de acordo com a metodologia de Suguio (1973).

Inicialmente, foi feita a remoção do excesso de sal, adicionando água destilada nas amostras e deixando as mesmas em repouso até a sedimentação total da amostra. Após a sedimentação, o excesso de água foi retirado e o procedimento foi repetido cerca de cinco vezes para cada amostra. Após a remoção do excesso de sal, as amostras foram secas em estufa a 60 °C, até a desidratação completa. Para a análise granulométrica, foram utilizados os métodos de peneiramento seco para a fração grossa (> 0,062 mm), e a técnica de pipetagem para frações menores que 0,062 mm. A matéria orgânica (MO) foi determinada através do método da perda por ignição de acordo com metodologia proposta por Heiri et al. (2001). Para tanto, 2 g de cada amostra foram queimadas com o auxílio de cadinhos de porcelanatos em forno mufla, a uma temperatura de 550 °C, durante 4 horas, para posterior cálculo da porcentagem de MO por diferença gravimétrica. Para eliminação de qualquer tipo de contaminação (Solidsteel, SSFM), os cadinhos foram lavados e secos em forno mufla a 450 °C por um período de quatro horas e pesados em balança analítica (Shimadzu, ATX224).

O pH no sedimento foi analisado pelo método da Embrapa (Embrapa, 2017), pesando-se 10 g do sedimento em tubos falcon (50 mL) e adicionando 25 mL da solução salina ( $\text{CaCl}_2$  0,01 mol L<sup>-1</sup>) para reação, durante 15 minutos. Após o tempo de repouso, a mistura foi agitada por 5 minutos com bastão de vidro, deixada em repouso por mais 30 minutos para equilíbrio e decantação da suspensão para posterior leitura do pH com eletrodo de bancada (Hanna-HI 2221).

## **2.6 Determinação dos metais no sedimento**

Para as análises de metais no sedimento, as amostras foram mantidas refrigeradas (4 °C) até o envio para o laboratório de análise química certificado. As análises laboratoriais foram conduzidas pela Biogri Ambiental LTDA (Mérieux NutriSciences, Piracicaba, SP), registrada no CRQ 4<sup>a</sup> Região sob no 16082-F e responsabilidade técnica do profissional Marcos Donizete Ceccatto. Os elementos alumínio, cobre, ferro, manganês e zinco (Al, Cu, Fe, Mn e Zn, respectivamente), foram determinadas por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Induzido (ICP-OES) segundo método analítico D:2014 e o preparo das amostras seguindo EPA 3051 A: 2007 e EPA 6010. Os limites de quantificação para os diferentes elementos de rastreio ficaram na faixa de 0,05

a 30 mg kg<sup>-1</sup>, a recuperação na faixa de 92 (%) a 135 (%) e a incerteza expandida (U) associada foi de 5 %.

## 2.7 Macrofauna bentônica

A amostragem do sedimento para análises da biota foi realizada da mesma forma que a amostragem para caracterização do sedimento. No entanto, ainda em campo, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, devidamente etiquetado, e adicionado formol (10 %) para fixação dos organismos. Em laboratório, a triagem grosseira foi realizada sob fluxo de água corrente utilizando peneiras com malha de abertura 1,00 mm sobreposta à outra de 0,5 mm, para facilitar a separação de fragmentos de detritos e sedimentos. O material retido (0,5 mm) foi transferido para um recipiente e conservado em álcool a 70 % para posterior triagem fina com separação e identificação dos organismos. A contagem e identificação dos organismos foram realizadas (até o menor nível taxonômico possível) com auxílio de lupa binocular, microscópio óptico e chaves de identificação sempre que necessário (Day, 1967; Rios, 1994; Amaral & Nonato, 1996; Melo, 1996 e 1999; Amaral et al., 2006).

## 2.8 Tratamento dos dados

### 2.8.1 Granulometria

A partir dos resultados obtidos, foi possível realizar o cálculo das porcentagens de cada fração granulométrica (Escala Wentworth) e das análises estatísticas (Folk & Ward, 1957) através do pacote *Rysgran* (Gilbert et al., 2012), utilizando o *software* livre *RStudio*. Nesse estudo, adotou-se a escala granulométrica proposta por Udden (1914) e Wentworth (1922) (Tab. 1).

Tabela 1. Escala granulométrica proposta por Udden (1914) e Wentworth (1922).

Phi	Micrômetros (µm)	Classificação
< -8 a -1	> 256000 a 4000	Cascalho
-1 a 4	2000 a 125	Areia
4 a 8	63 a 8	Silte
> 8	< 4	Argila



## 2.8.2 Índices Geoquímicos

No intuito de compreender os níveis de contaminação dos sedimentos por metais e a influência das atividades antrópicas sobre esses níveis, foram empregados índices geoquímicos indicadores da qualidade dos sedimentos, tais como o fator de enriquecimento ( $F_E$ ), e índice de geoacumulação ( $I_{GEO}$ ). Para tanto, foram utilizados, quando necessário, os teores médios da crosta terrestre como referência de background ( $Al = 71.000$ ,  $Fe = 40.000$ ,  $Mn = 720$ ,  $Cu = 30$ , e  $Zn = 90 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Millero, 1996), e o teor médio de Al para normalização da concentração dos elementos metálicos. A escolha da utilização dos valores de referência deu-se pelo fato de a região não possuir valores de referência locais normalizados para avaliação da qualidade dos sedimentos de fundo. Já a escolha do Al como normalizador se deu pelo fato do Al ser um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre, um dos principais constituintes da fração fina dos sedimentos com a qual os traços de metais estão associados, e apresentarem comportamento conservativo (Aprile & Bouvy, 2008; Salomons, 1984).

Para quantificar concentrações anômalas dos metais em sedimentos quanto às fontes antrópicas, foi calculado o  $F_E$  de acordo com a seguinte equação (Williams & Block, 2015; Nascimento et al., 2018):

$$F_E = \left[ \frac{\left(\frac{M}{Al}\right) \text{ Amostra}}{\left(\frac{M}{Al}\right) \text{ Background}} \right]$$

onde:

$M_{\text{amostra}}$  = concentração do metal nas amostras de sedimentos;

Al = concentração do alumínio nas amostras de sedimentos;

$M_{\text{background}}$  = “background” ou valor média da crosta terrestre para o metal;

$Al_{\text{background}}$  = “background” ou valor média do alumínio da crosta terrestre.

O  $I_{GEO}$  foi inicialmente proposto por Müller, (1969) para compreender o nível de contaminação ambiental, foi calculado de acordo com a fórmula com base adaptada e proposta por Xu et al., (2014):

$$I_{GEO} = \log_2 \left[ \frac{(M/Al) \text{ Amostra}}{1,5 * (M/Al) \text{ Background}} \right]$$

onde:

$M_{amostra}$  = concentração do metal nas amostras de sedimentos;

$M_{background}$  = “background” ou valor médio da crosta terrestre para o metal;

1,5 = é um fator de correção aplicado para corrigir variações litogênicas e detectar uma influência antropogênica muito pequena.

Para a categorização de níveis de contaminação ambiental, os valores de  $F_E$  e  $I_{GEO}$  foram atribuídos a sete categorias de qualidade ambiental descritas na Tabela 2. Na classificação do  $I_{GEO}$ , a categoria mais alta ( $I_{geo} > 5$ ) reflete pelo menos um fator de enriquecimento 100 vezes superior aos valores de fundo.

Tabela 2. Classificação da qualidade do sedimento através dos valores de  $F_E$  e  $I_{GEO}$  (Baseado em: Taylor, 1964; Müller, 1969; Aprile & Bouvy, 2008).

$F_E$	Qualidade do sedimento $F_E$	$I_{GEO}$	Qualidade do Sedimento $I_{GEO}$
< 2	Sem enriquecimento/FN	< 0	Não Contaminado
2 - 5	Enriquecimento Moderado/ FA	0 - 1	Contaminação Baixa
5 - 20	Enriquecimento Significativo/ FA	1 - 3	Contaminação Moderada
> 40	Enriquecimento Extremo/ FA	> 5	Contaminação Alta

### 2.8.3 Descritores ecológicos da macrofauna

As contagens brutas dos indivíduos da comunidade da macrofauna bentônica foram utilizadas para estimar a abundância absoluta ( $A$ : número de indivíduos/m<sup>2</sup>), densidade (número de indivíduos/m<sup>2</sup>), índice de riqueza específica de Margalef ( $S$ : número de táxons) (Margalef, 1958), índice de diversidade de Shannon-Weaver ( $H'$ ) (Shannon & Weaver, 1963) e índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) (Pielou, 1966). A análise dos dados foi realizada usando o pacote de *software PAST 4.03* (Hammer, 2020). De acordo como os valores de  $H'$ ,  $S$ ,  $J'$  foram definidos diferentes níveis ecológicos (Tab. 3) conforme proposto por Bettencourt et al., (2004).

Para avaliação do impacto ambiental das diferentes atividades antropogênicas sobre a área de estudo, foi utilizado o Índice Biótico Marinho (AMBI), que é calculado usando a lista AZTI (disponíveis em: <http://www.azti.es>) de acordo com as recomendações de Borja et al. (2000). Para tanto, as espécies coletadas foram atribuídas a cinco grupos ecológicos de acordo com sua sensibilidade: (GI) espécies sensíveis; (GII) espécies indiferentes; (GIII) espécies tolerantes; (GIV) espécies oportunistas de segunda ordem; e (GV) espécies oportunistas de primeira ordem. A proporção relativa de abundância de cada grupo fornece então, um Coeficiente Biótico (CB) que é utilizado para a classificação do ambiente quanto ao nível de poluição e para determinar o Índice Biótico

(IB). O IB, por sua vez, indica a saúde da comunidade bentônica que permite classificar o ambiente quanto ao grau de impacto (Tab. 3). Desta forma, o AMBI fornece uma medida semi-quantitativa e qualitativa do grau de impacto na macrofauna de fundo, refletida por mudanças na composição da comunidade.

Tabela 3. Classificação ambiental baseada nos índices de Diversidade de Shannon-Weaver (H'), Riqueza de Margalef (S), Equitabilidade de Pielou (J'), no Coeficiente Biótico (CB), e Índice Biótico (IB), adaptado de Borja et al. (2000) e Bettencourt et al. (2003).

H'	S	J'	Class.	Grupo Ecológico	CB	Class. Ambiental	IB	Saúde da Comunidade
>4,0	>4,0	>8	Alto	I	0,0 - 0,2	Não poluído	0	Não poluída
					0,2 - 1,2	Não poluído	1	Empobrecida
3,0 - 4,0	>4,0	0,6 - 0,8	Boa	III	1,2 - 3,3	Levemente poluído	2	Desequilibrada
2,0 - 3,0	2,5 - 4,0	0,4 - 0,6	Moderado	IV - V	3,3 - 4,3	Poluído	3	Transitório para poluída
					4,5 - 5,0	Poluído	4	Poluída
1,0 - 2,0	2,5	0,2 - 0,4	Pobre	V	5,0 - 5,5	Fortemente poluído	5	Transitório para muito poluída
					5,5 - 6,0	Fortemente poluído	6	Fortemente poluído
< 1,0	< 2,5	<0,2	Ruim	Azóico	> 6	Extremamente poluído	7	Azóico

## 2.9 Análises Estatísticas

Os dados físico-químicos, características de sedimento e de metais foram analisados quanto à distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade (teste de Levene), sendo os pressupostos testados a priori para a aplicação dos testes. Para comparações das médias espaciais foi aplicado o Teste-t, e comparações entre os períodos dos dados com variâncias homogêneas, foi realizado o teste ANOVA (*post-hoc* de Tukey). No caso dos dados com variâncias heterogêneas, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis (*post-hoc* de Mann-Whitney sob correção de Bonferroni). Diferenças foram consideradas significativas quando  $p < 0,05$ . A análise de cluster baseada na distância Euclidiana, pelo Método de Ligação Simples (*Single linkage*), foi aplicada um primeiro momento para avaliar a distância entre os pontos com relação às características do sedimento, granulometria e MO. E um segundo foi gerado pelo mesmo método para avaliar diferenças nas assembleias bentônicas entre os pontos amostrais considerando todos os descritores biológicos, características do sedimento e os metais. As abundâncias

da macrofauna bentônica foram transformadas em raízes quadradas para minimizar a influência dos táxons mais dominantes.

A correlação de Spearman foi utilizada para compreender e identificar possíveis associações entre os descritores ecológicos (H', J' e AMBI) e as características ambientais (concentrações dos metais, frações granulométricas, teores de MO, pH e Eh). A análise dos resultados foi efetuada com base no cálculo dos coeficientes de correlação de Spearman, considerando intervalos para correlações fortes ( $0,8 \leq r \leq 1$ ), moderadas ( $0,5 \leq r \leq 0,8$ ) e fracas ( $0,1 \leq r \leq 0,5$ ). A Análise multivariada de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada no conjunto de dados que conteve 12 pontos amostrais e 11 variáveis ambientais. As variáveis utilizadas foram aquelas medidas diretamente a partir dos sedimentos, como as concentrações de metais, características do sedimento (granulometria, MO e Eh), espécies mais abundantes em cada ponto amostral ( $\geq 10$  indivíduos) e a salinidade. Todas as análises foram realizadas utilizando-se o software PAST 4.03 (HAMMER, 2020).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1 Parâmetros físico-químicos da água**

Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos das águas estuarinas do CESM durante as 3 campanhas amostrais estão apresentados na tabela 4 como média e desvio padrão. A temperatura média variou significativamente ( $p < 0,05$ ) de 28,8 (FS e FC) a 29,9 °C (IC). A salinidade média variou significativamente ( $p < 0,00001$ ) de 18,6 (IC) a 33,1 g kg<sup>-1</sup> (FS), confirmando a influência da pluviosidade na porção exterior do sistema estuarino. O oxigênio dissolvido variou significativamente de 6,4 (FS e FC) a 6,6 mg L<sup>-1</sup> (IC) e o pH significativamente de 7.8 (IC) a 8.1 (FS). O material particulado em suspensão não apresentou nenhuma variação significativa, oscilando de 92 mg L<sup>-1</sup> (FS) a 104,1 mg L<sup>-1</sup> (FC).

Tabela 4. Valores Médios e desvio padrão (n=36) dos parâmetros físico-químicos da coluna d'água no CESM – MA, nos períodos FS, IC e FC. Letras minúsculas indicam as diferenças estatísticas significativas entre os períodos.

Parâmetros	FS	IC	FC
Temperatura (°C)	28,8 ± 0,24 <sup>a</sup>	29,9 ± 0,15 <sup>b</sup>	28,8 ± 0,09 <sup>a</sup>
Salinidade (g kg <sup>-1</sup> )	33,1 ± 0,47 <sup>a</sup>	18,6 ± 0,39 <sup>b</sup>	29,5 ± 1,03 <sup>c</sup>
OD (mg L <sup>-1</sup> )	6,4 ± 0,07 <sup>a</sup>	6,6 ± 0,10 <sup>b</sup>	6,4 ± 0,10 <sup>a</sup>
pH	8.1 ± 0.11 <sup>a</sup>	7.9 ± 0.10 <sup>b</sup>	7.8 ± 0.03 <sup>c</sup>
MPS (mg L <sup>-1</sup> )	92,0 ± 34,94 <sup>a</sup>	94,6 ± 31,99 <sup>a</sup>	103,9 ± 57,57 <sup>a</sup>

FS – fim da seca; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

### 3.2 Caracterização do sedimento

De modo geral, a análise granulométrica dos sedimentos revelou um padrão de distribuição espacial bem semelhante nos diferentes períodos amostrais, com predominância de areia nos pontos P1 a P7 e de silte nos pontos P8 a P12 (Fig. 2A, B, C). Quanto ao teor de MO, observa-se um padrão de distribuição espacial que acompanha o padrão granulométrico, com teores maiores nos pontos com predominância de silte e menores com predominância de areia (Fig. 2D, E, F). Os teores de Eh (Fig. 3A, B, C), com poucas exceções, foram negativos na maioria dos pontos amostrais, sendo P8 o ponto com característica mais redutora (Eh = -415 mV). Já o pH do sedimento apresentou pouca variação espacial (Fig. 3D, E, F).

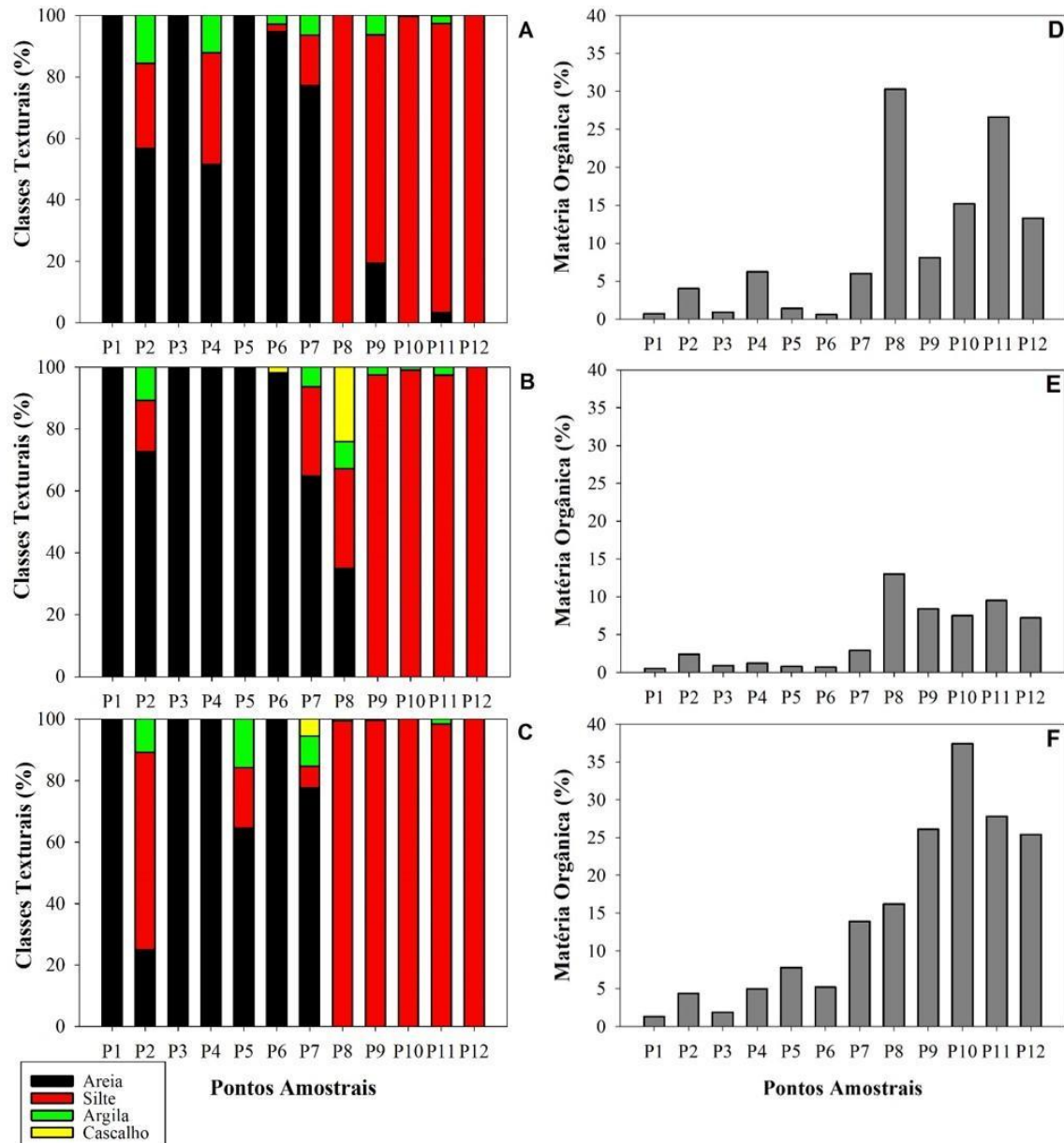


Figura 2. Caracterização granulométrica (classe texturais %) e teores de MO (%) do sedimento do CESH no FS (A e D), IC (B e E) e FC (C e F). FS – fim da seca; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

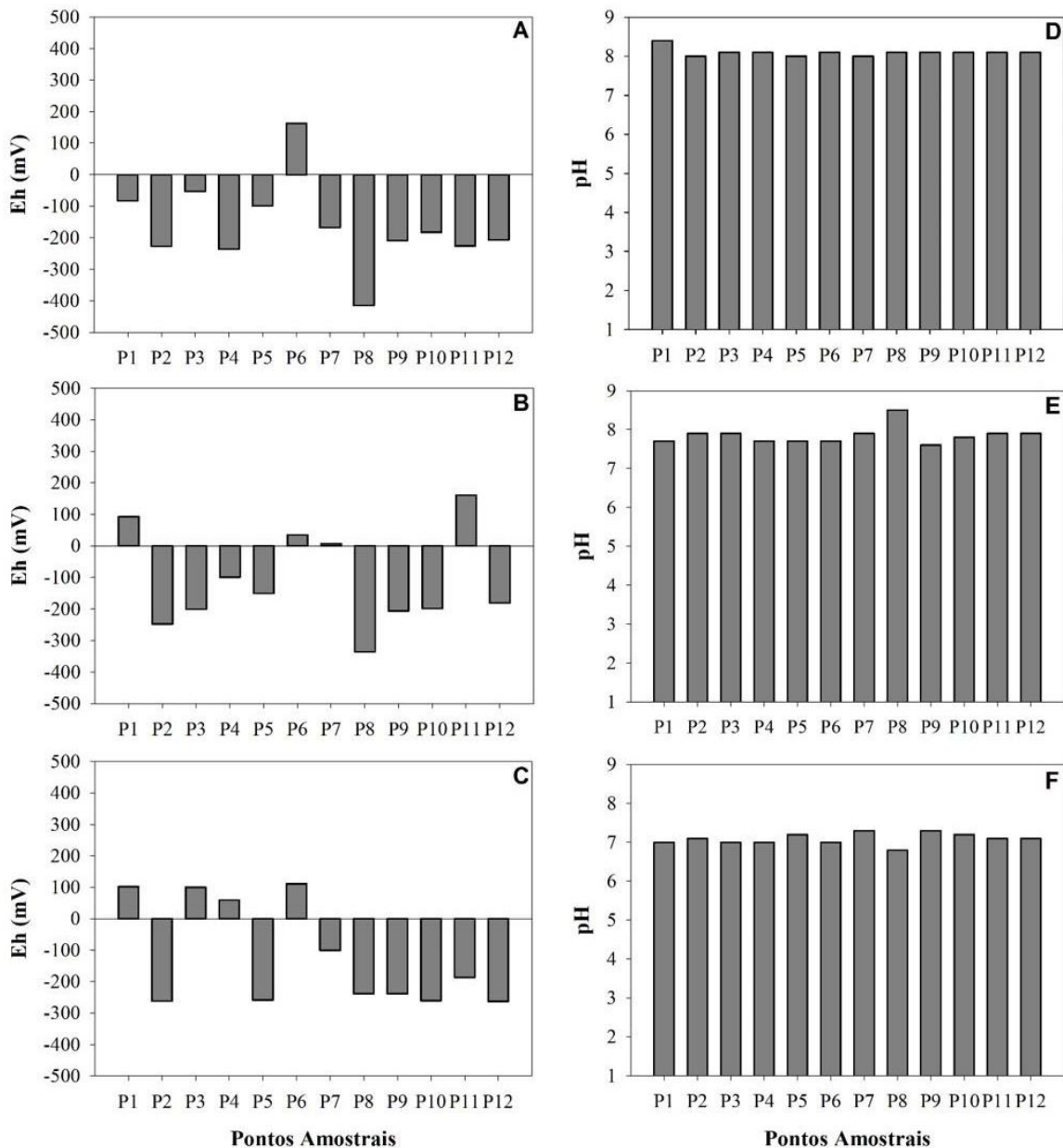


Figura 3. Teores de Eh (mV) e pH do sedimento do CESM no FS (A e D), IC (B e E) e FC (C e F). FS – fim da seca; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

Levando em consideração o padrão espacial observado para granulometria e MO (Fig. 1 do anexo: análise de agrupamento) e a tentativa de entender o efeito da variação sazonal sobre os valores médios dos parâmetros que caracterizam o sedimento, agrupou-se na tabela 5 os pontos amostrais em 3 grupos distintos (Tab. 5). Sendo o primeiro grupo (PN) composto pelos pontos que ficam na porção norte (PN) do CPSL (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7), o segundo grupo (PS) pelos pontos que ficam na porção sul do CPSL (P9, P10, P11, P12), e o terceiro grupo pelo ponto *outlier* (P8\*).

De acordo com os resultados da tabela 5, pode-se confirmar a diferença entre os 3 grupos PN, PS e P8\*, além do comportamento anômalo do P8\* em relação aos outros pontos. Sazonalmente, os teores de MO foram maiores tanto para a PN quanto para a PS no FC (5,7 e 29,2%), seguido do FS (2,8 e 15,8%) e IC (1,3 e 8,1%). Em relação ao Eh, foi possível observar que o potencial de oxidação na PN foi diferente da PS em função dos períodos, sendo maior na PN no FS (-100,5 mV) e na PS no FC (-237,5 mV). Já para o pH, observa-se que os maiores valores foram encontrados no FS (8.1), seguido do IC (7.8) e FC (7.1).

Tabela 5. Valores médios e desvio padrão (n=36) dos parâmetros químicos do sedimento (PN, PS e P8\*) no CESH – MA, nos períodos FS, IC e FC; Letras minúsculas indicam diferença estatística significativa do mesmo ponto entre os períodos (FS, IC, FC), enquanto o \* indica diferença significativa entre os pontos (PN e PS) num mesmo período.

Período	Ponto	Parâmetros				
		Areia%	Silte%	MO %	Eh (mV)	pH
FS	PN	82,5 ± 22,5 <sup>a</sup>	11,4 ± 15,4 <sup>a</sup>	2,8 ± 2,5 <sup>ab</sup>	-100,5 ± 135,9 <sup>a</sup>	8.1 ± 0.1 <sup>a</sup>
	PS	5,8 ± 9,4 <sup>a*</sup>	91,9 ± 12,3 <sup>a*</sup>	15,8 ± 7,8 <sup>a*</sup>	-206,3 ± 17,7	8.1 ± 0.0 <sup>a</sup>
	P8*	0,0	100	30,3	-415	8.1
IC	PN	91,0 ± 15,4 <sup>a</sup>	6,5 ± 11,7 <sup>a</sup>	1,3 ± 0,9 <sup>a</sup>	-80,6 ± 128,4 <sup>a</sup>	7.8 ± 0.1 <sup>b</sup>
	PS	0,0 <sup>a*</sup>	98,5 ± 1,2 <sup>a*</sup>	8,1 ± 1,0 <sup>a*</sup>	-106,3 ± 178,5	7.8 ± 0.1 <sup>b</sup>
	P8*	34,9	32,3	13	-336	8.5
FC	PN	80,4 ± 28,6 <sup>a</sup>	13,6 ± 23,6 <sup>a</sup>	5,7 ± 4,3 <sup>b</sup>	-35,5 ± 170,1 <sup>a</sup>	7.1 ± 0.1 <sup>c</sup>
	PS	0,0 <sup>a*</sup>	99,4 ± 0,7 <sup>a*</sup>	29,2 ± 5,6 <sup>b*</sup>	-237,5 ± 35,4 <sup>*</sup>	7.2 ± 0.1 <sup>c</sup>
	P8*	0,0	99,5	16,2	-239	6.8

PN - porção norte; PS - porção sul; FS – fim da seca; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

### 3.3 Metais no sedimento

Os resultados das análises de metais no sedimento estão apresentados na figura 4. No geral, as concentrações de todos os elementos estudados foram menores nos pontos amostrais da PN (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7) do CPSL e maiores na PS (P8, P9, P10, P11, P12) em todos os períodos do ano. Sendo o P8 a região onde se encontrou os maiores valores de Fe, Mn e Cu, com concentrações de Fe chegando a 728.500 (FS), 288.500 (IC), e 44.900 mg kg<sup>-1</sup> (FC), de Mn 1.830 (FS) e 14.975 mg kg<sup>-1</sup> (IC), e de Cu 1.830 (FS) e 12.650 mg kg<sup>-1</sup> (IC). Levando em consideração o padrão espacial observado para a caracterização do sedimento e concentração de metais, as análises comparativas de médias de índices de qualidade do sedimento e descritores biológicos também foram feitas em função do agrupamento dos pontos em PN, PS e P8\*.



Em relação à variação sazonal, a média da concentração de cada elemento (Tab. 6), considerando os pontos amostrais agrupados em PN e PS, revelou uma tendência na diminuição nos níveis de todos os metais no IC, com exceção do Cu. No entanto, nenhuma diferença significativa foi observada. No P8\*, o aumento nas concentrações do Al foi observado no FC, enquanto as concentrações de Fe, Mn, Cu e Zn diminuíram. Em ordem de abundância, o Fe foi o elemento que apresentou as maiores concentrações, seguido do Al, Mn, Cu e Zn.

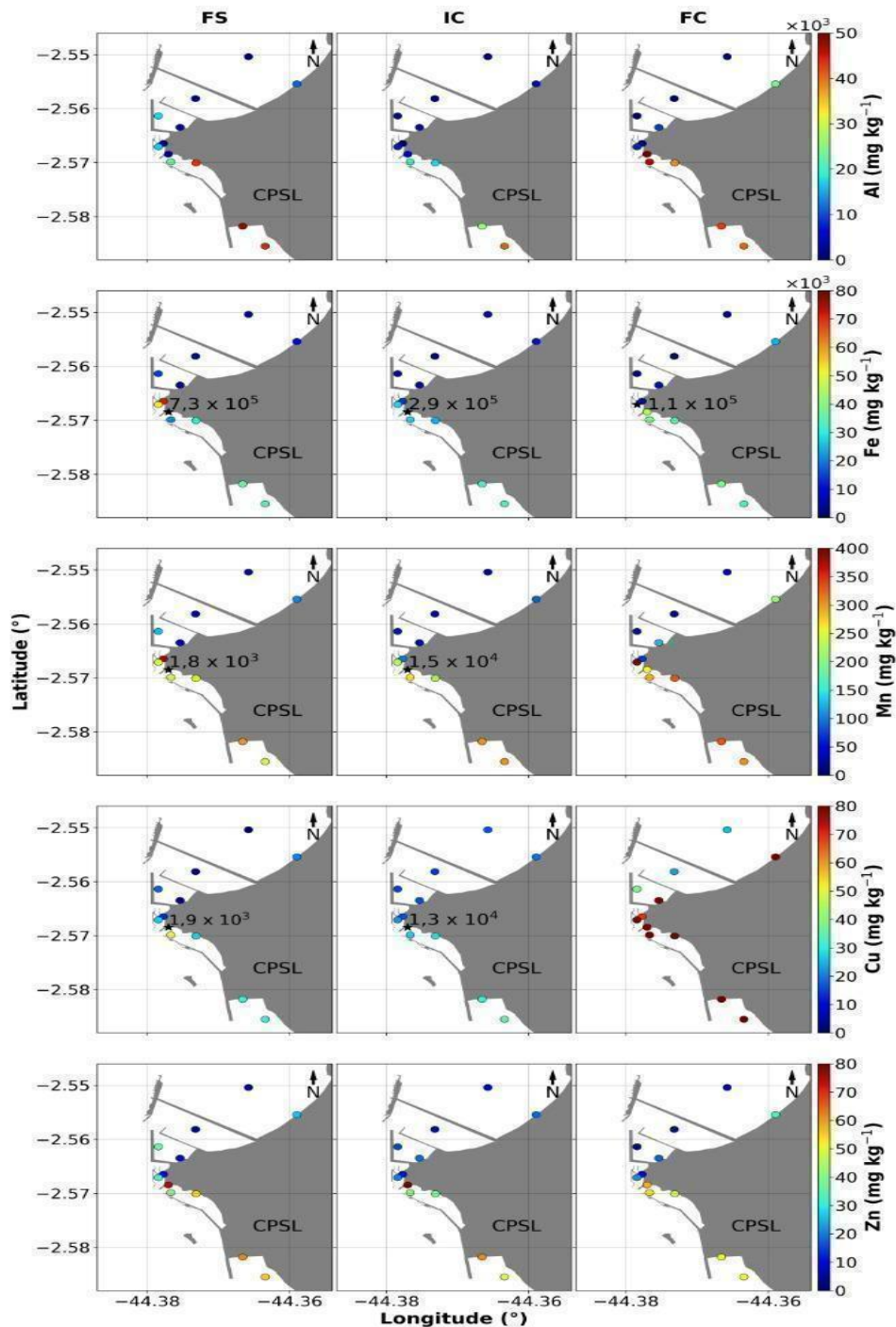


Figura 4. Concentração de metais nos sedimentos do CESM -MA, durante os períodos (FS – fim da seco; IC - início da chuva; FC – fim da chuva).

Tabela 6. Média das concentrações de metais na PN, PS e P8\* nos três períodos amostrais FS, IC e FC. Letras minúsculas indicam diferença estatística significativa do mesmo ponto entre os períodos, enquanto o \* indica diferença significativa entre as porções (PN e PS) num mesmo período.

Período	Ponto	Metais (mg kg <sup>-1</sup> )				
		Al	Fe	Mn	Cu	Zn
FS	PN	7.055±7.588 <sup>a</sup>	22.727±27.857 <sup>a</sup>	133±134 <sup>a</sup>	13±10 <sup>a</sup>	17±14 <sup>a</sup>
	PS	39.575±10.815 <sup>a*</sup>	30.213±6.351 <sup>a</sup>	261±26 <sup>a</sup>	35±10 <sup>a*</sup>	53±9 <sup>a*</sup>
	P8*	2.320	728.500	1.830	1.870	74
IC	PN	2.934±2.742 <sup>a</sup>	9.681±8.226 <sup>a</sup>	81±70 <sup>a</sup>	17±2 <sup>a</sup>	15±4 <sup>a</sup>
	PS	26.163±10.192 <sup>a*</sup>	29.700±4.134 <sup>a*</sup>	274±34 <sup>a*</sup>	31±3 <sup>a*</sup>	47±10 <sup>a*</sup>
	P8*	4.685	288.500	14.975	12.650	86
FC	PN	6.177±8.591 <sup>a</sup>	22.843±38.456 <sup>a</sup>	170±243 <sup>a</sup>	23±9 <sup>a</sup>	15±10 <sup>a</sup>
	PS	41.913±3.774 <sup>a*</sup>	37.213±2.995 <sup>a</sup>	310±20 <sup>a</sup>	39±15 <sup>a</sup>	51±2 <sup>a*</sup>
	P8*	49.850	44.900	256	70	58

PN - porção norte; PS - porção sul; FS – fim da seco; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

### 3.4 Índices de qualidade do Sedimento: FE e IGEO

Os resultados da análise sazonal gerados pelos índices de qualidade do sedimento estão descritos na tabela 7 (Tab. 2 do anexo). O FE demonstrou que a área analisada possui regiões sem enriquecimento ( $F_E < 2$  fonte natural) até regiões extremamente enriquecidas por fonte antrópica ( $F_E > 2$  fonte antrópica), dependendo do elemento e período do ano. Sendo assim, pode-se observar na PN: (1) enriquecimento significativo do Fe em todos os períodos, e de Cu no período de IC e FC; e (2) enriquecimento moderado de Mn e Zn em todos períodos, e Cu no FS. Já na PS observou-se: (1) enriquecimento moderado de Fe nos períodos IC e FC, e de Cu em todos períodos; e (2) ausência de enriquecimento para o restante dos elementos e períodos. Enquanto no P8\* constatou-se: (1) enriquecimento extremo de Fe, Mn, e Cu nos períodos de FS e IC; (2) enriquecimento alto e significativo em FS e IC, respectivamente; (3) enriquecimento moderado de Fe e Cu no FC; e (4) sem enriquecimento de Mn e Zn no FC. Em relação ao Al, apesar do aumento constatado em todas os períodos, não foi observado enriquecimento em nenhuma condição espaço-temporal.

O IGEO evidenciou concentrações de metais variando de não contaminado a contaminação significativa. Onde se observa na PN: (1) contaminação moderada do Fe e Cu em todas os períodos; e (2) contaminação baixa de Mn e Zn em todas os períodos. Já

na PS: (1) contaminação baixa de Fe, Cu e Zn no IC; e (2) não contaminado de Mn em todos os períodos e Zn (FS e FC). Enquanto que no P8\* observa-se: (1) contaminação alta de Fe, Mn, Cu nos períodos FS e IC; (2) contaminação significativa de Zn no FS e contaminação moderada no IC; e (3) contaminação baixa de Fe e Cu no FC, e não contaminado de Mn e Zn no FC.

Tabela 7. Resultados dos Índices geoquímicos, fator de enriquecimento ( $F_E$ ) e Índice de geoacumulação ( $I_{GEO}$ ) nos sedimentos do CESH-MA, durante os períodos FS, IC e FC.

Pontos	Elemento	Classificação $F_E$ e $I_{GEO}$ Enriquecimento/Contaminação	Períodos
PN	Al	Sem Enriquecimento/Não Contaminado	FS/IC/FC
	Fe	Significativo/Moderada	FS/IC/FC
	Mn	Moderado/Baixa	FS/IC/FC
	Cu	Moderado/Moderada	FS
		Significativo/Moderada	IC e FC
Zn	Moderado/Baixa	FS/IC/FC	
PS	Al	Sem Enriquecimento/Não Contaminado	FS/IC/FC
	Fe	Sem Enriquecimento/Baixa	FS
		Moderado/Baixa	IC/FC
	Mn	Sem Enriquecimento/Não Contaminado	FS/IC/FC
	Cu	Moderado/Baixa	FS/IC/FC
Zn	Sem Enriquecimento/Não Contaminado	FS/FC	
	Sem Enriquecimento/Baixa	IC	
P8*	Al	Sem Enriquecimento/Não Contaminado	FS/IC/FC
	Fe	Extremo/Alta	FS/IC
		Moderado/Baixa	FC
	Mn	Extremo/Alta	FS/IC
		Sem Enriquecimento/Não Contaminado	FC
	Cu	Extremo/Alta	FS/IC
		Moderado/Baixa	FC
Zn	Alto/Significativa	FS	
	Significativo/Moderada	IC	
	Sem Enriquecimento/Não Contaminada	FC	

PN - porção norte; PS - porção sul; FS – fim da seco; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

### 3.5 Macrofauna bentônica

O dendrograma de dissimilaridade (Fig. 5), baseado na distância Euclidiana, classificou os 12 pontos amostrais em dois grandes grupos, G1 (P8) e G2 (demais pontos), traçada no nível de corte de 9.0 na distância de ligação. No entanto, por motivos de comparação, os resultados dos descritores da comunidade bentônica serão apresentados em função dos agrupamentos realizados anteriormente para os parâmetros abióticos (PN, PS e P8\*).

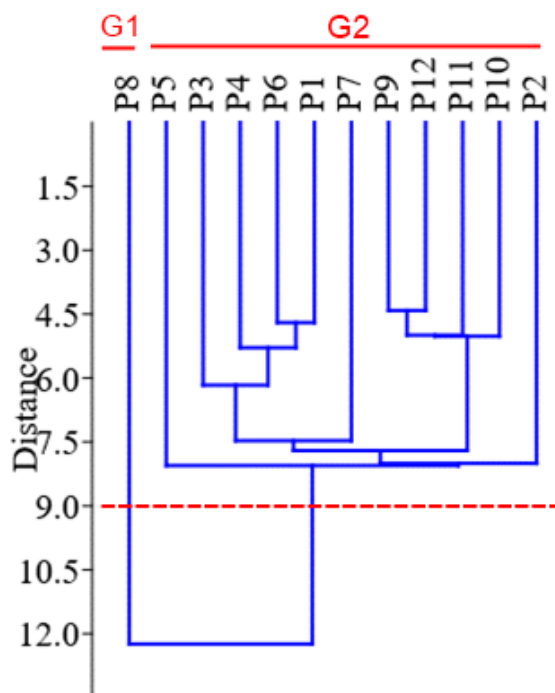


Figura 5. Dendrograma resultante das análises multivariada (cluster) entre os metais, características do sedimento e dos parâmetros biológicos em 12 pontos amostrais e nos períodos (FS, IC e FC), gerados pelo método hierárquico do vizinho mais próximo, aplicando-se a distância Euclidiana como medida de dissimilaridade.

No geral, a macrofauna bentônica esteve representada por 4.924 organismos, sendo 986 organismos no FS, 1344 organismos no IC e 2594 organismos no FC. Os organismos identificados são pertencentes a diferentes filos: Annelida, Mollusca, Arthropoda, Echinodermata, Nemertea e Nematoda. O filo Annelida dominou com 39 táxons, seguido de Mollusca com 22 táxons, Arthropoda com 16 táxons, Echinodermata, Nemertea e Nematoda com 1 taxa cada.

A análise da abundância e densidade dos organismos (Tab. 8), revelaram aumento significativo ( $p = 0,03$ ) na PS no FS ( $134 \pm 84,6$  e  $305 \pm 192,3$  Ind./m<sup>2</sup>, respectivamente) em relação ao FC ( $35 \pm 9,5$  e  $80 \pm 21,6$  Ind./m<sup>2</sup>, respectivamente). No entanto, os maiores valores ocorreram na PN no FC ( $348 \pm 834,7$  e  $800 \pm 1892,7$  Ind./m<sup>2</sup>, respectivamente). Já o P8\* apresentou no FS ausência de bentos, no IC abundância e densidade de 340 Ind. e 773 Ind./m<sup>2</sup>, respectivamente, e no FC abundância e densidade de 21 Ind. e 48 Ind./m<sup>2</sup>, respectivamente (Tab. 8). Os grupos mais abundantes em cada período se distribuíram da seguinte forma: (1) FS: Crustacea (Amphipoda) e Gastropoda (*Heleobia* sp.) na PN, Polychaeta (*Capitella capitata*, *Lumbrineris* sp. e Terebellidae), Oligochaeta e Nematoda

na PS; (2) IC: Polychaetas (*Onuphis* sp., *Laeonereis culveri* e *Isolda* sp.) na PN, *Lumbrineris* sp., na OS, e filo Nematoda em PS e P8\*; (3) FC: Crustacea (Amphipoda e Tanaidacea) na PN, e *Lumbrineris* sp., na PS. Cabe salientar, que as espécies comum entre os períodos foram *Odostomia* sp., *Isolda* sp., *Sigambra* sp., e *Lumbrineris* sp..

Tabela 8. Valores médios dos descritores estimados para as comunidades da macrofauna bentônica do CESM, para os diferentes períodos (FS, IC e FC), no PN, PS e P8\*. Letras minúsculas indicam diferença estatística significativa do mesmo ponto entre os períodos, enquanto o \* indica diferença significativa entre os pontos da PN e da PS em um mesmo período.

Período	Ponto	Comunidade Bentônica		
		Abundância	Taxa	Densidade
FS	PN	64±61,1 <sup>a</sup>	8±4,7 <sup>a</sup>	156±131,2 <sup>a</sup>
	PS	134±84,6 <sup>a</sup>	9±3,1 <sup>a</sup>	305±192,3 <sup>a</sup>
	P8*	0	0	0
IC	PN	126±161,4 <sup>a</sup>	10±7,0 <sup>a</sup>	333±386,6 <sup>a</sup>
	PS	31±23,3 <sup>ab</sup>	8±1,0 <sup>a</sup>	71±52,9 <sup>a</sup>
	P8*	340	14	773
FC	PN	348±834,7 <sup>a</sup>	6±4,0 <sup>a</sup>	800±1892,7 <sup>a</sup>
	PS	35±9,5 <sup>b</sup>	6±3,6 <sup>a</sup>	80±21,6 <sup>a</sup>
	P8*	21	7	48

PN - porção norte; PS - porção sul; FS – fim da seca; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

O número de espécimes (*taxa*) não apresentou diferenças significativas entre PN e PS, e entre os períodos. A riqueza (S) e diversidade (H') (Tab 9) de espécies apresentaram pequena variação espacial e sazonal, com média em torno de 2,0 (S) e 1,0 (H') entre os períodos, classificando a comunidade bentônica da região como pobre. Já a Equitabilidade (J') apresentou distribuição espacial e sazonal relativamente uniforme (J' > 0,5) para a maioria dos pontos e períodos, com distribuição não uniforme (J' = 0,2) apenas no P8\* (FS e IC), ou seja, dominância de uma ou mais espécies (Tab. 9).

Com base nos resultados do AMBI, observa-se a predominância dos grupos ecológicos GII, GIII e GV (Tab. 3 do anexo), que classificam a comunidade bentônica, de forma geral, a qualidade ambiental da região como levemente poluído e em desequilíbrio (Tab. 9). Com exceção da PS (FS) e P8\* (FC), onde foram classificados como poluído e de P8\*(FS), onde foi classificado como Azóico (Tab. 9).

Tabela 9. Descritores estimados para as comunidades da macrofauna bentônica do CESM, nos diferentes períodos FS, IC e FC. Onde, H' = Diversidade de Shannon-Weaver; S = Riqueza de Margalef; J' = Equitabilidade de Pielou; CB = Coeficiente Biótico do Índice Biótico Marinho.

Período	Ponto	Descritores Ambientais							
		H'	S	Clas. (H' e S)	J'	Clas. _J	CB	Classificação Ambiental	Comunidade Bentônica
FS	PN	1,4	2	Pobre	0,7	Boa	1,6	Levemente Poluído	Desequilibrado
	PS	1,2	1,6	Pobre	0,6	Boa	3,7	Poluído	Poluído
	P8*	0	0	Ruim	0	Ruim	7	Azóico	Azóico
IC	PN	1,2	1,9	Pobre	0,6	Boa	2,3	Levemente Poluído	Desequilibrado
	PS	0,6	2,2	Pobre	0,8	Alta	2,4	Levemente Poluído	Desequilibrado
	P8*	0,4	2,2	Pobre	0,2	Ruim	3,1	Levemente Poluído	Desequilibrado
FC	PN	1,1	1,6	Pobre	0,7	Boa	1,9	Levemente Poluído	Desequilibrado
	PS	1,2	1,4	Pobre	0,7	Boa	1,5	Levemente Poluído	Desequilibrado
	P8*	1,6	2	Pobre	0,8	Boa	4,5	Poluído	Poluído

PN - porção norte; PS - porção sul; FS – fim da seca; IC - início da chuva; FC – fim da chuva

O coeficiente de correlação de Spearman entre os índices bióticos (AMBI, H' e J'), concentrações de metais (Al, Fe, Mn, Cu, Zn), e características do sedimento (argila, silte e areia, MO, pH e Eh) de todos pontos amostrais e períodos estão demonstrados na tabela 10. O resultado revelou: (1) correlações fortes positivas entre os metais Fe, Cu e Mn ( $0,8 \leq r \leq 1$ ) e entre Al e Mn ( $r = 0,8$ ), e dos metais Al, Mn e Zn com a MO e silte ( $r \geq 0,8$ ); (2) correlação forte negativa dos metais Al, Mn e Zn e MO com a areia ( $r \geq -0,8$ ); (3) correlação moderada positiva de Fe com Al, MO, silte e argila ( $0,5 \leq r \leq 0,8$ ), da Equitabilidade com H' de Shannon ( $r = 0,6$ ) e com o Al ( $r = 0,5$ ); (4) correlação moderada negativa dos metais com areia ( $r = -0,7$ ), do Eh com Al, Fe, Cu e Zn ( $-0,5 \leq r \leq -0,8$ ), e da MO com as frações de silte e argila ( $-0,5 \leq r \leq -0,8$ ); e (5) correlação fraca negativa com Mn ( $r = -0,4$ ). Já o AMBI e pH não apresentaram correlações expressivas com nenhum dos parâmetros analisados.

Tabela 10. Análise de correlação de Spearman ( $n = 36$ ,  $p < 0,05$ ) dos metais com MO, Eh, pH, frações granulométricas (Areia, Silte e Argila) e índices bióticos (AMBI,  $H'$  = diversidade de Shannon e  $J'$  = Equitabilidade) dos sedimentos no CESM, para os diferentes períodos de coleta (FS – fim da seco; IC - início da chuva; FC – fim da chuva).

	AMBI	$H'$	$J'$	MO	Areia	Silte	Argila	Eh	pH	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
<b>AMBI</b>														
<b>H'</b>	0,39													
<b>J'</b>	0,14	<b>0,59</b>												
<b>MO</b>	-0,02	0,15	-0,14											
<b>Areia</b>	-0,21	-0,45	-0,04	<b>-0,83</b>										
<b>Silte</b>	0,21	<b>0,47</b>	0,06	<b>0,82</b>	<b>-0,98</b>									
<b>Argila</b>	0,00	0,22	-0,15	0,41	<b>-0,49</b>	0,44								
<b>Eh</b>	-0,09	-0,23	0,17	<b>-0,61</b>	<b>0,58</b>	<b>-0,61</b>	<b>-0,51</b>							
<b>pH</b>	0,06	0,06	-0,17	-0,08	-0,03	0,05	0,22	-0,11						
<b>Al</b>	0,24	<b>0,52</b>	0,05	<b>0,79</b>	<b>-0,90</b>	<b>0,91</b>	<b>0,45</b>	<b>-0,59</b>	0,05					
<b>Cu</b>	0,17	0,14	-0,16	<b>0,81</b>	<b>-0,79</b>	<b>0,77</b>	<b>0,53</b>	<b>-0,61</b>	0,06	<b>0,71</b>				
<b>Fe</b>	-0,17	0,00	-0,19	<b>0,71</b>	<b>-0,71</b>	<b>0,70</b>	<b>0,57</b>	-0,45	0,19	<b>0,62</b>	<b>0,76</b>			
<b>Mn</b>	-0,12	0,01	-0,15	<b>0,76</b>	<b>-0,78</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	-0,43	0,16	<b>0,62</b>	<b>0,79</b>	<b>0,94</b>		
<b>Zn</b>	0,20	0,24	-0,15	<b>0,83</b>	<b>-0,89</b>	<b>0,87</b>	<b>0,49</b>	<b>-0,62</b>	0,19	<b>0,81</b>	<b>0,86</b>	<b>0,79</b>	<b>0,83</b>	

A Análise de Correspondência Canônica, com as espécies e táxons mais abundantes para diferentes períodos de coleta, explicou 93,71% das variações entre as espécies e parâmetros ambientais (Fig. 6). O componente 1 evidencia que a *Epitonium* sp., *Capitella capitata*, *Capitella* sp., *Lumbrineris* sp. e *Onuphis* sp. apresentam correlação positiva com MO, silte, Al, Cu, Mn e Zn formando um grupo com maior peso na formação do componente 1 (66,72%). No componente 2, a abundância de Nematoda (P8\*) no IC e Tanaidacea na PN (P5) no FC foram associados com Cu e Mn, esse grupo apresentou correlação positiva e tiveram maior peso no componente 2 (26,99%). Já para a distribuição das demais espécies e táxons não ficaram evidentes com os parâmetros analisados neste estudo.

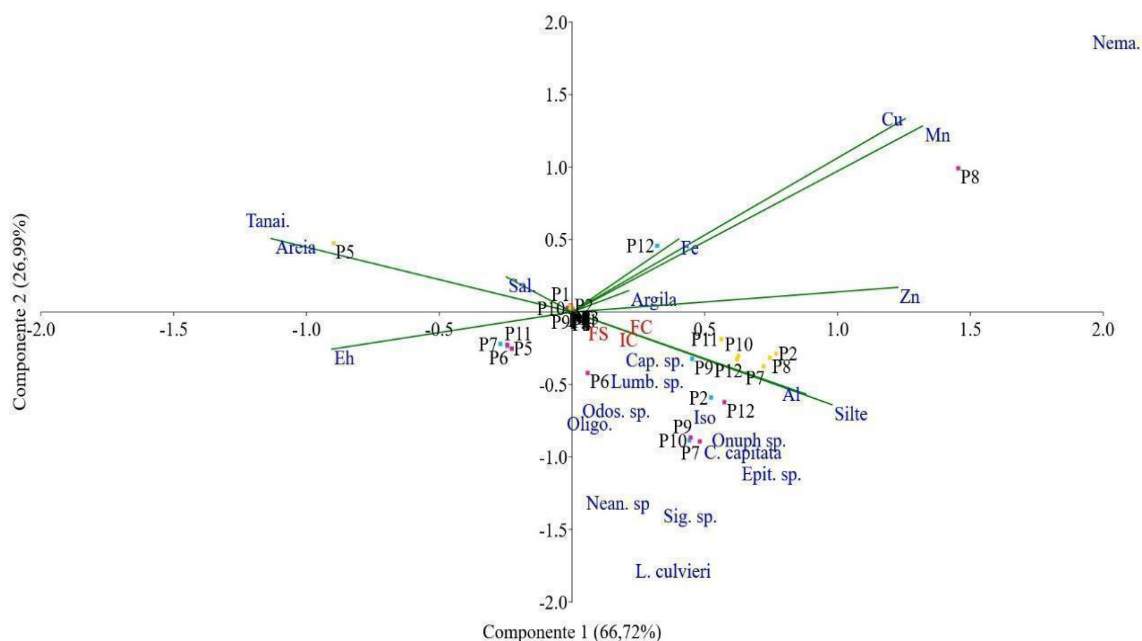


Figura 6. Análise de Correspondência Canônica (CCA) com as espécies e taxões mais abundantes para diferentes períodos de coleta (FS - final seco, IC - início chuvoso, FC - final chuvoso). Legenda: Sal - Salinidade, Eh - potencial redox, MO - matéria orgânica, Al - alumínio, Fe - ferro, Cu - cobre, Mn - manganês, Zn - zinco, Tanai. - Tanaidacea, Nema. - Nematoda, Epit.sp.-*Epitonium* sp., C. capita - *Capitella capitata*, Cap. sp. - *Capitella* sp., Lumb. sp - *Lumbrineris* sp., Onuph.sp. - *Onuphis* sp., Odos. sp. - *Odostomia* sp., Oligo. - Oligochaeta, Nean. sp. - *Neanthes* sp., Sig. sp. - *Sigambra* sp., L. culveri – *Laoneris culveri* e Iso.- Isopoda.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Parâmetros físico-químicos da água e caracterização do sedimento

Os estuários são ambientes altamente dinâmicos influenciados pelas variações diárias de maré, sazonalidade, pluviometria, evaporação, descarga fluvial e processos oceanográficos (Miranda et al., 2002). Os parâmetros físico-químicos da água (temperatura e salinidade) revelam influência de distintas massas de água frente a sazonalidade local, com predominância de águas costeiras (mais salinas e frias) no FS e FC e águas estuarinas ou salobras (menos salinas e mais quentes) no IC (Da Silva Dias et al., 2016; Lefèvre et al., 2017; Santos, 2018a). Em relação aos outros parâmetros físico-químicos (OD, pH e MPS), observou-se pouca variação entre as estações e os períodos amostrais, revelando um ambiente sadio com concentrações de OD na água dentro do limite estabelecido pela CONAMA n° 357/05 (CONAMA, 2019), e valores de pH em torno de 7.4 a 8.5, característicos de ambientes estuarinos (Dickson & Millero, 1987).



As características granulométricas do sedimento estão intimamente relacionadas a hidrodinâmica do CESM. Ficando evidenciado um padrão de distribuição espaço-temporal com predominância de areia (PN) onde a hidrodinâmica é maior e as correntes acima de 3 m/s (Chagas, 2013), e de silte onde a hidrodinâmica é menor (PS e P8\*), sem variações significativas entre os períodos. Resultado este, condizente com o encontrado por outros estudos na região (Chagas, 2013; Santos, 2018; e Azevedo, 2019). No entanto, cabe salientar que os pontos P5 (PN) e P8\* apresentaram mudanças quanto sua composição granulométrica entre os diferentes períodos de amostragem, podendo indicar que essa região, ou pode estar sob influência de diferentes condições hidrodinâmicas ao longo do ano ou sob influência de atividades antrópicas.

Assim como a composição granulométrica, as concentrações de MO nos sedimentos foram influenciadas pelos padrões hidrodinâmicos da região, com concentrações mais elevadas de MO nas regiões de menor hidrodinâmica e maior presença de sedimentos finos. Os sedimentos finos possuem elevada capacidade de adsorção de MO, podendo carrear a mesma no processo de sedimentação (Silva, 2014; Gama, 2017), fato evidenciado no presente estudo pela análise de correlação de Spearman ( $r = 0,82$ ). Resultados semelhantes foram encontrados por Santos et al. (2019), Azevedo (2019) e Serejo (2018) em estudos realizados no CESM e no Complexo Estuarino Arraial-São José - MA (CEASJ). No entanto, cabe salientar a ocorrência de um aumento significativo da MO na PS no FC em relação ao IC, mesmo sem aumento na quantidade de sedimentos finos.

Quanto aos valores de Eh, foi possível observar um padrão de distribuição inversamente proporcional aos valores de silte e MO ( $r = -0,61$ ). No entanto, também ocorreram condições redutoras em regiões com características mais arenosas e com baixa concentração de MO na PN. Fato que pode ser ocasionado, pela presença de outros receptores de elétrons, tais como  $Fe^{3+}$ ,  $SO_4$  e  $CO_2$ , ou ainda pela presença de ácidos húmicos e fúlvicos na água intersticial (Jardim, 2014). Desta forma, podemos classificar o sedimento do CESM como fortemente reduzido ( $Eh < -100$ ), segundo a classificação de Camargo et al. (1999).

Os valores de pH nos sedimentos (7.1 a 8.1) se mantiveram levemente alcalinos em todo período amostral. Características estas típicas de sedimentos estuarinos, com pH variando entre 6 e 8, mostrando a influência de águas marinhas e a capacidade de tamponamento do sedimento mesmo em condições redutoras (Santos et al., 2004). Sendo

assim, não foi possível observar correlação nenhuma do pH com os outros parâmetros analisados no sedimento.

#### 4.2. Metais

Em relação aos metais no sedimento, a média das concentrações no IC, onde foi detectado a presença da massa de água estuarina, apesar de estatisticamente iguais, foi menor que no FS e FC, que possuem características de massa de água costeira. Evidenciando assim, o efeito de diluição da pluma sobre a distribuição dos metais no sedimento da área estudada. A presença de massa de água estuarina no IC poderia proporcionar a deposição dos metais na região, uma vez que, o aumento da pluviometria pode aumentar o carreamento de metais para o ambiente aquático, e a mistura de água doce com água salgada favorece processos químicos como floculação, coagulação e precipitação, gerando transferência de contaminantes e materiais finos para o sedimento (Wasserman & Wasserman, 2008). Entretanto, a diminuição da salinidade também aumenta a solubilidade dos elementos metálicos em água (*salting in*) alterando o fluxo dos metais do sedimento para coluna d'água (Millero, 2013).

Espacialmente, desconsiderando o ponto P8\* que foi *outlier*, as maiores concentrações de metais foram encontradas na PS, independentemente do período amostrado. Fato esperado tendo em vista que esta região apresentou predomínio de sedimentos finos ( $r \cong 0,80$ ) e elevados teores de MO ( $r \cong 0,78$ ), características que favorecem a adsorção, precipitação e complexação dos metais no sedimento (Oliveira et al., 2015; Wanderley et al., 2014).

Além da forte correlação positiva dos metais com a granulometria e o teor de MO, os mesmos apresentaram elevada correlação positiva entre eles (Tabela 10). As maiores correlações foram entre Fe e Mn ( $r = 0,94$ ), Cu e Zn ( $r = 0,86$ ), Mn e Zn ( $r = 0,83$ ) e Al e Zn ( $r = 0,81$ ). Levando em consideração que, Al e Fe são elementos majoritários, com correlações positivas variando de moderada a forte com os outros elementos, podemos concluir que esses elementos foram determinantes na distribuição dos elementos Cu, Mn e Zn. Isso ocorre devido ao fato do Al e Fe, assim como a MO, serem um dos principais carreadores geoquímicos de elementos metálicos para o sedimento, através da adsorção e co-precipitação dos metais com óxi-hidroxidos de Fe, Mn e aluminossilicatos (Hatje et al., 2001; Harikumar & Nasir, 2010). E estes por sua vez possuem elevada afinidade com

MO, e sedimentos mais finos (Madison et al., 2013; Williams & Block, 2015). Entretanto, os óxidos (Fe, Mn e Al) são instáveis sob condições anóxicas proporcionando a mobilidade dos metais e tornando-os biodisponíveis, podendo provocar ameaça significativa para a biota aquática (Morillo et al., 2004; Renjith et al., 2016).

Em relação aos níveis de metais encontrados no CESM ao longo do estudo, vale reforçar que P8\* foi o único ponto que apresentou teores de Fe (em todos períodos), Mn (FS e IC), Cu (em todos períodos) que excederam as concentrações médias da crosta terrestre (Millero, 1996). Sendo que o Cu, apresentou valores médios no P8\* acima do nível de efeito provável de ocorrência de efeitos antagônicos a biota (PEL), e nos outros pontos, acima do nível de efeito limiar do qual não ocorre efeito prejudicial à comunidade biológica (TEL), (NOAA, 1997) (Tab. 11). Assim como no presente estudo, Santos et al., (2019) encontrou valores de Cu acima do TEL para outras regiões do CESM, o que torna este elemento metálico um contaminante de grande preocupação para a região.

Comparativamente, as concentrações médias de Cu encontrados no CESM (~ 30 mg kg<sup>-1</sup>, sem considerar o ponto *outlier*) foram ainda superiores aos encontrados na maioria dos estudos em regiões portuárias (tabela 11), ficando abaixo somente do Porto de Vitória (~ 61 mg kg<sup>-1</sup>), Estuário do Rio Douro (~ 34 mg kg<sup>-1</sup>) e Estuário Santo Louis Dakar (~ 68 mg kg<sup>-1</sup>).

Tabela 11. Níveis médios de metais no sedimento do CESM e de outras regiões portuárias do Brasil e do Mundo.

Áreas de Estudos	Al (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Referências
CESM (FS)	23.315	26.470	197	<b>24</b>	35	<b>Presente Estudo</b>
CESM P8* (FS)	2.320	<b>728.500</b>	<b>1.830</b>	<b>1.870</b>	74	
CESM (IC)	14.549	29.700	178	<b>24</b>	31	
CESM P8* (IC)	4.685	<b>288.500</b>	<b>14.975</b>	<b>12.650</b>	86	
CESM (FC)	24.045	30.028	240	<b>31</b>	33	
CESM P8* (FC)	49.850	<b>44.900</b>	256	<b>70</b>	58	
CESM (BSM)	20.000	10.000	191	<b>40</b>	22	Santos et al. (2019)
CESM (BSM)	2.403	3.297	183	9	20	Sousa (2009)
CEASJ	30.000	20.000	148	7	38	Azevedo (2019)
EDR Parnaíba	NA	14	633	7	1	De Paula-Filho et al. (2015)
Estuário de São Francisco	NA	17.453	99	9	15	Sabadini-Santos et al. (2009)
Porto do Mucuripe	20.000	10.000	NA	9	<b>310</b>	Baruaem et al. (2012)
Porto de Pecém	30.000	20.000	NA	13	<b>464</b>	
Porto de Santos	30.000	20.000	NA	16	<b>787</b>	
Estuário da Laguna dos Patos	NA	20.000	246	11	29	Sousa et al. (2004)
Porto de Vitória	<b>84.000</b>	<b>48.000</b>	246	<b>61</b>	<b>180</b>	Jesus et al. (2004)
Baía Paranaguá	17.559	21.547	263	8	42	Angeli et al. (2020)
Porto do Açu	36.036	21.971	69	8	38	Gomes (2016)

Sistema Estuarino São Vicente-Santos	15.877	18.893	259	9	48	Kim et al. (2016)
Complexo Industrial Portuário de Suape	12.000	13.000	50	11	41	Marques et al. (2011)
Estuário Rio Douro, Portugal	9.189	NA	NA	<b>34</b>	112	Ribeiro et al. (2018)
Golfo Árábico	6.880	6.508	175	9	15	Amão et al. (2019)
Costa leste da Malásia	42.000	<b>75.000</b>	273	18	63	Shaari et al. (2015)
Estuário Santo Louis- Dakar	59.420	9.190	83	<b>68</b>	42	Diop et al. (2015)
<b>Média da Crosta Terrestre</b>	<b>72.000</b>	<b>41.000</b>	<b>770</b>	<b>33</b>	<b>95</b>	Millero (1996)
<b>TEL</b>	NA	NA	NA	18,7	124	NOAA (1997)
<b>PEL</b>	NA	NA	NA	108,2	271	
<b>CONAMA 454/2012</b>	NA	NA	NA	N1=34 N2=270	N1=150 N2=410	

Os índices de qualidade do sedimento (Tab. 7), revelaram níveis diversos de enriquecimento ( $F_E$ ) e contaminação ( $I_{GEO}$ ) pelos metais analisados, que revelam contribuições de origem antrópica, além da contribuição litogênica, principalmente na porção norte da área de estudo (PN) e em P8\*. Nota-se que na PN, houve enriquecimento significativo de Fe, e enriquecimento moderado de Mn e Zn, independentemente do período do ano. Enquanto que o Cu foi de moderadamente enriquecido no FS a enriquecimento significativo no IC e FC. Enquanto que na PS houve apenas enriquecimento moderado de Fe (IC e FC) e Cu (FS, IC e FC).

Quanto ao grau de contaminação por metais, o  $I_{GEO}$  classificou a região como não contaminada, por Al em todas condições, por Mn na PS (todos períodos) e no P8\*(FC), e por Zn na PS (FS e FC) e no P8\*(FC). Nas demais condições, a contaminação pelos metais variou de baixa a alta, e exibiu um padrão semelhante ao revelado pelo  $F_E$ , onde se identifica que a PN está sendo mais impactada que a PS. Vale lembrar que o  $I_{GEO}$  maior que a categoria mais alta ( $I_{GEO} > 5$ ) reflete pelo menos um fator de enriquecimento 100 vezes superior aos valores de fundo, como ocorreu com as concentrações de Fe, Cu e Mn no P8\* nos períodos FS e IC. Sendo assim, o Fe e o Cu foram os elementos com maior enriquecimento, ocasionando maior grau de contaminação da região.

Comparativamente, o estudo de Azevedo (2019), realizado na porção leste da Ilha de São Luís (Complexo Estuarino Arraial/São José), revelou baixo enriquecimento de Fe, Mn, Cu e Zn na região, fortalecendo a hipótese de que o enriquecimento desses elementos na porção oeste da Ilha de São Luís (CESM), é contribuição das atividades desenvolvidas pelo complexo portuário. Estudos realizados na região do Porto de Santos e do Complexo Industrial de Cubatão também apresentaram enriquecimento variando de baixo a significativo para Cu e Zn (Kim et al., 2016). Na Baía de Cienfuegos, Cuba, o Cu foi

considerado o metal mais perigoso, apresentando elevados níveis de contaminação em treze sedimentos marinhos da baía (Peña-icart et al., 2016). Situação semelhante foram relatados para zona portuária de Tunísia (El Zrelli et al., 2015) e num estuário de micromaré no sul da Índia (Renjith et al., 2016), em que foram detectados níveis de contaminação metálica antropogênica elevados ocasionadas pelo descarte de resíduos industriais e instalações portuárias.

### **4.3. Macrofauna bentônica**

A comunidade bentônica do CESH foi predominantemente composta por filos Annelida, Mollusca e Arthropoda. Esta estrutura da comunidade bentônica é comum nas zonas estuarinas da costa maranhense e do Brasil, tendo em vista que, os filos Annelida e Mollusca são os mais diversos no nordeste do Brasil (Neves e Valentin, 2011). Em ordem decrescente, observou-se que os grupos taxonômicos, tais como Tanaidacea, Polychaeta, Nematoda, Gastropoda, Amphipoda e Oligochaeta foram mais abundantes. Estudos anteriores realizados na mesma área mostram que a comunidade da macrofauna bentônica da região foi dominada principalmente por Polychaeta e Crustacea (Sousa, 2018), enquanto que no estuário de Rio Perizes, também com regime de macromaré na Costa Amazônica Maranhense, os grupos dominantes foram Tanaidacea, Oligochaeta e Polychaeta (Ferreira et al., 2020).

A distribuição espacial e temporal dos organismos da macrofauna bentônica pode ser afetada pela elevada hidrodinâmica de ambientes estuarinos, sazonalidade e parâmetros como tamanho do grão, metais, salinidade e MO, que perturbam o funcionamento das comunidades e causam alterações no número de espécies e diversidade (Neves & Valentin, 2011; Rodrigues et al., 2016). Deste modo, presume-se que no IC, a presença de massas d'águas estuarinas que reduziram as concentrações dos metais no sedimento, aumentariam a abundância de organismos, diversidade e riqueza nos períodos e pontos menos impactados. Entretanto, observou-se maiores abundâncias no FC, onde houve predomínio de massas d'águas marinhas, mesmo que não tenha apresentado maiores riquezas e diversidade, devido a dominância de Amphipoda e Tanaidacea.

Em relação aos índices ecológicos, nota-se que a região possui uma comunidade com baixa riqueza específica e pobremente diversificado, independente do período do

ano e região (PN e PS), enquanto que a equitabilidade, mostra uma distribuição uniforme das espécies dentro da comunidade. As análises mostram que a baixa diversidade e riqueza ocorrem em decorrência das poucas espécies frequentes no ambiente, sendo que apenas as espécies *Odostomia* sp., *Lumbrineris* sp., *Isolda* sp. e *Sigambra* sp. ocorreram em todos os períodos. Em contrapartida, o P8\* no FS apresentou uma qualidade ruim de todos os índices pela ausência de organismos, no IC um ambiente pobremente diversificado e com a distribuição das espécies não uniforme ( $J' < 0,5$ ) pela dominância de nematóides, e no FC uma região pobre em diversidade pela baixa ocorrência de organismo e/ou espécies, porém com uma distribuição uniforme ( $J' > 0,5$ ).

Em relação aos organismos identificados, pode-se notar algumas mudanças na composição da comunidade em relação à distribuição espacial e sazonal dos organismos, onde se observa abundância e densidade significativamente maior dos organismos representados na PS (FS) por nematóides, poliquetas e oligoquetas. Igualmente, a PS exibiu no FS teores de MO e metais mais baixos e sedimentos heterogêneos (areia, argila e silte) do que no FC, onde se observaram as maiores concentrações de metais, MO, e sedimento composto por silte. Nos mesmos pontos, os organismos abundantes foram *Lumbrineris* sp. e Nemertea. Além deles, os tanaidáceos ocorreram apenas nesses dois períodos, sendo extremamente mais abundantes no FC (2.226 organismos) que no FS (37 organismos). De forma contrária aos tanaidáceos, houve ausência de nematóides no FC, apresentando maiores abundâncias apenas no FS (PS) e no IC (P8). Esses resultados corroboram a ideia de outros autores (Clarke & Warwick, 1994; 2001; Neves & Valentin, 2011), onde espera-se que a diversidade, riqueza e equitabilidade sejam menores em áreas impactadas aumentando a dominância, ou seja, predominância de uma ou mais espécies.

Características do sedimento, tais como granulometria, MO, Eh e metais influenciaram na distribuição dos organismos. Fato este, reforçado pela correlação de Spearman, em que a diversidade de organismos se relacionou positivamente com altos teores de Al e silte. Essas correlações ficam mais evidentes na análise de correspondência canônica (CCA), onde regiões (PS e P8\*) com sedimentos fortemente reduzidos (elevado potencial de oxidação) se relacionou positivamente com a diversidade dos capitelídeos, altos teores de metais (principalmente Al), MO e sedimentos finos (argila e silte). Da mesma forma ocorreu no P8\*, onde a abundância de nematóides foi influenciada por Cu e Mn.

Com relação a avaliação da qualidade ambiental, usando o grau de sensibilidade dos organismos bentônicos quanto ao impacto natural e/ou antropogênico, observaram-se maiores ocorrência de espécies indiferentes (GII) e tolerantes (GIII) na maioria dos pontos e períodos. À vista disso, essas regiões foram classificadas como levemente poluídas e comunidade bentônica desequilibrada. No entanto, a PS (FS) e o P8\* (FS) foram identificados como poluídos, com ausência de espécies sensíveis (GI) e maiores abundâncias de espécies indiferentes, tolerantes e oportunistas de primeira ordem (GV). Já em P8\* no FS, devido à ausência de organismos, foi classificado como azóico, segundo recomendações do cálculo deste índice, a classificação Azóica representa o pior estado ecológico e ambiental.

O enriquecimento orgânico e sedimentos associados ao baixo potencial redox favoreceram a presença constante dos grupos ecológicos II e III na área de estudo. Tendo em vista que no GII as espécies são indiferentes ao enriquecimento orgânico e no GIII são tolerantes, podendo ocorrer normalmente ou serem estimuladas com enriquecimento orgânico Borja et al. (2000). Comparativamente, o estudo realizado por Sousa et al. (2018), avaliando qualidade ambiental de duas áreas de manguezais no Golfão Maranhense, identificou que ambas as regiões se apresentavam levemente poluídas, com predominância dos grupos ecológicos GII e GIII. No complexo estuarino de Paranaguá, espécies oportunistas (GIV e GV) eram dominantes em locais contaminados e não contaminados (Brauko et al., 2015). Saraladevi & Venugopal (1989), Renjith et al. (2016) relataram que o aumento dos níveis de metais provocou estresse e, conseqüentemente, alteração na comunidade bentônica nas regiões industriais do estuário no sul da Índia. Estudos realizados por Milesi et al. (2008), mostraram a diminuição da diversidade e riqueza dos organismos em locais contaminados por metais.

Nessas condições acima supracitadas, frequentemente, ocorrem espécies oportunistas. Dentre os organismos considerados oportunistas, de acordo com estudos pretéritos (Leite et al., 2003; Borja et al., 2008; Sousa, 2018), foram identificados no presente estudo os capitelídeos (*Capitella capitata* e *Capitella* sp.), oligoquetas e tanaidáceos. Esses organismos são resistentes à contaminação orgânica natural ou antrópica nos sedimentos marinhos (Muxika & Borja, 2007; Mottola Schork & Resgalla Jr, 2009; Amão et al., 2019). Além do mais, crescem e reproduzem-se rapidamente, levando vantagem na exploração deste novo ambiente (Fiori, 2008), sendo eficientes em habitar ambientes pós-distúrbios, inibindo assim o aparecimento de outras espécies

menos competitivas (Pagliosa & Barbosa, 2006). Como no presente estudo, oligoquetas e tanaidáceos tiveram uma contribuição significativa para a composição da comunidade bentônica do estuário do rio Perizes (São Luís, Brasil), margeados por manguezais, ricos em sedimentos finos (Ferreira et al., 2020).

Vale salientar que os efeitos biológicos adversos dos poluentes na fauna bentônica podem variar em relação a diferentes fatores, tais como biodisponibilidade de metais nos sedimentos, características físico-químicas dos sedimentos e tamanho dos grãos. Os invertebrados aquáticos absorvem e acumulam vestígios de metais, com potencial para causar efeitos letais ou sub-letais. Entretanto, é difícil afirmar o quanto elevados níveis de metais no presente estudo estão afetando esses organismos, uma vez que até mesmo níveis semelhantes de metais nos sedimentos podem resultar em respostas variadas das comunidades macrobênticas. Ademais, esse grupo consiste em diferentes espécies que exibem diferentes tolerâncias ao estresse (Borja et al., 2000; Silva, 2014).

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Laboratório de Hidrodinâmica Costeira, Estuarina e de Águas Interiores (LHICEAI) da Universidade Federal do Maranhão. A VLI MULTIMODAL S.A que cederam os dados do estudo intitulado “Diagnóstico e caracterização quali-quantitativa da dinâmica de metais no Terminal Portuário de São Luís – TPSL”. Ao programa de Pós-Graduação em Oceanografia e à agência de fomento à pesquisa FAPEMA pelo fomento da bolsa de Mestrado.

## **REFERÊNCIAS**

Ali, M. M.; Ali, M. L.; Islam, M. S.; Rahman, M.D. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2016.

Amão, A. O.; Qurbanb, M. A.; Kaminskib, M. A; Thadickal V. Joydasc, P. K.; Frontalini, M. F. A baseline investigation of benthic foraminifera in relation to marine sediments parameters in western parts of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 2019.

Amaral, A. C. Z. & Nonato, E. F. *Annelida Polychaeta: Características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira*. Campinas, São Paulo: Editora da UNICAMP, 1996.



Amaral, A. C. Z.; Nallin, S. A. H. & Steiner, T. M. Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil. [https://www2.ib.unicamp.br/projbiota/bentos\\_marinho/prod\\_cien/texto\\_poli.pdf](https://www2.ib.unicamp.br/projbiota/bentos_marinho/prod_cien/texto_poli.pdf). Consultado em dezembro, 2018.

Angeli, J. L. F.; Trevizani, T. H.; Nagai, R. H.; Martins, C.; Figueira, R. C. L.; Mahiques, M. M. Geochemical mapping in a subtropical estuarine system influenced by large grain-shipping terminals: Insights using Metal/Metal ratios and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, 2020.

APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, Port City Press, 2001.

Aprile, F. M. & Bouvy, M. Distribution and Enrichment of Heavy Metals in Sediments at the Tapacurá River Basin, Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 2008.

Azevedo, I. H. R. Dinâmica e Distribuição de Metais no Complexo Estuarino Arraial/São José, Maranhão, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, 2019.

Bakalem, A.; Hassam, N.; Oulmi, Y.; Martinez, M.; Dauvin, J-C. Diversity and geographical distribution of soft-bottom macrobenthos in the bay of Bou Ismail (Algeria, Mediterranean Sea). *Regional Studies in Marine Science*, 2020.

Bettencourt, A.; Bricker, S.B.; Ferreira, J.G.; Franco, A.; Marques, J.C.; Melo, J.J.; Nobre, A.; Ramos, L.; Reis, C.S.; Salas, F.; Silva, M.C.; Simas, T.; Wolff, W. Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters (TICOR). INAG and IMAR, Lisboa, Portugal, 2004.

Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. A Marine Biotic index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 2000.

Brauko, K. M.; de Souza, F. M.; Muniz, P.; de Camargo, M. G.; Lana, P. C. Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2015.

Camargo, F. A. O.; Santos, G. A.; Zonta, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados: revisão bibliográfica. *Ciência Rural*, Santa Maria, 1999.

Casado-Martinez, M. C.; Buceta, J. L.; Belzunce, M. J.; Delvalls, A. Using sediment quality guidelines for dredged material management in commercial ports from Spain. *Environment International*, 2006.

Chagas, F. M. Dinâmica de Ondas de Areia na Baía de São Marcos (Ponta da Madeira/MA): Observações e Modelagem Numérica. Programa de Pós-Graduação de Oceanografia. Dissertação de mestrado, Instituto Oceanográfico de São Paulo, 2013.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Nat. Envir. Res. C., 1994.

Clarke, K. R.; Warwick R. M. Change in Marine Communities: an approach to Statistical Analysis and Interpretation, Plym. Mar. Lab., 2001.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterado pela Resolução CONAMA 410/2009 e pela 430/2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama,2019>.

Cutrim, C.G.A. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica no Golfão Maranhense – Brasil. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Centro de tecnologia e Geociências. Tese de Doutorado em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

Da Silva Dias, F. J.; Castro, B. M.; Lacerda, L. D.; Miranda, L. B. Physical characteristics and discharges of suspended particulate matter at the continent-ocean interface in an estuary located in a semiarid region in northeastern Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2016.

Day, J. H. A Monograph on the Polychaeta of Southern África: part I Errantia and Part II Sedentaria. London: Trustees of the British Museum (Natural History), 1967.

De Paula Filho, F. J.; Marins, R. V.; Lacerda, L. D.; Aguiar, J. E.; Peres, T. F. Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. Marine Pollution Bulletin, 2015.

Dickson, A. G.; Millero, F. J. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in sea-water media. Deep-sea Res., 1987.

Diop, C.; Dewaelé, D.; Cazier, F.; Diouf, A.; Ouddane, B. Assessment of trace metals contamination level, bioavailability and toxicity in sediments from Dakar coast and Saint Louis estuary in Senegal, West Africa. Chemosphere, 2015.

El Zrelli, R.; Courjault-Radé, P.; Rabaoui, L.; Castet, S.; Michel, S.; Bejaoui, N. Heavy metal contamination and ecological risk assessment in the surface sediments of the coastal area surrounding the industrial complex of Gabes city, Gulf of Gabes, SE Tunisia. Marine Pollution Bulletin, 2015.

Embrapa - Manual de métodos de análise de solo. Orgs. Paulo César Teixeira ... [et al.], Brasília, DF, 2017.

Ferreira, H. R. S.; Castro, A. C. L.; Cutrim, M. V. J.; Oliveira, V. M. Composition and spatiotemporal distribution of benthic macrofauna in a macrotidal estuary on the Amazonian Coast of the State of Maranhão, Brazil. Ocean and Coastal Research, 2020.

Fiori, C. S. Integração de Indicadores Geoquímicos e Biológicos na Avaliação da Contaminação de Sedimentos por Metais Pesados em Regiões Costeiras do Estado do Rio

de Janeiro, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Geociências. Tese de Doutorado em Geociências. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2008.

Folk, R. L. & Ward, W. C. Brazos River Bar: A Study of the Significance of Grain Size. *Journal of Sediment Petrology*, 1957.

Gama, I. H. Fracionamento Geoquímico de Elementos Maiores e Menores e Caracterização da Matéria Orgânica em Sedimentos Superficiais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e do Estuário de Caravelas – Ba. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Gilbert, E. R.; De Camargo, M. G.; Sandrini-Neto, L. *rysgran*: Grain size analysis, textural classifications and distribution of unconsolidated sediments. R package version, 2012.

Hammer, O. *Paleontological Statistics: Manual de Referência*. Versão 4.3, 2020.

Harikumar, PS & Nasir, UP. Avaliação do impacto ecotoxicológico de metais pesados em sedimentos centrais de um estuário tropical. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2010.

Hatje, V.; Bircha, G. F. & Hill, D. M. Spatial and Temporal Variability of Particulate Trace Metals in Port Jackson Estuary, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2001.

Heiri, O.; Lotter, A. F.; Lemcke, G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 2001.

Jardim, W. F. Medição e Interpretação de Valores do Potencial Redox (Eh) em Matrizes Ambientais. Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, Brasil. *Quim. Nova*, 2014.

Jesus, H. C.; Costa, E. A.; Mendonça, A. S. F.; Zandonade, E. Distribuição de Metais Pesados em Sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória-ES. *Quimica Nova*, 2004.

Kim, B. S. M.; Salaroli, A. B.; Ferreira, P. A. L.; Sartoretto, J. R.; De Mahiques, M. M.; Figueira, R. C. L. Spatial distribution and enrichment assessment of heavy metals in surface sediments from Baixada Santista, Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2016.

Kury, M, S., Lacerda, L. D. Metais em sedimentos estuarinos: uma análise comparativa entre os estuários Humber, Inglaterra e Jaguaribe, Brasil. *In.: XVI Cong. Bras. Geoq.*, 2017.

Lefèvre, N.; Dias, F. J. S.; Torres JR, A. R.; Noriega, C.; Araujo, M.; Castro, A. C. L.; Rocha, C.; Jiangd, S.; Ibánhez, J. S. P. A source of CO<sub>2</sub> to the atmosphere throughout the year in the Maranhense continental shelf (2°30'S, Brazil). *Cont. S. Res.*, 2017.

Leite, F. P. P.; Turra, A.; Souza, E. C. F. Biologia populacional e distribuição do tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti* Mañé-Garzon, 1949, em um terraço entre marés no Sudeste brasileiro. *Brazilian Journal of Biology*, 2013.

Long, E.R., and L. G. Morgan. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington, 1997.

Madison, A. S.; Tebo, B. M.; Mucci, A.; Sundby, B.; Luther III, G. W. Abundant Porewater Mn (III) Is a Major Component of the Sedimentary Redox System. *SCIENCE* ([www.sciencemag.org](http://www.sciencemag.org)), 2013.

Margalef, R. La diversidade. In: *Ecologia*. Barcelona:Omega, 1958.

Melo, G. A. S. d. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. São Paulo: Pleiade, 1996.

Melo, G. A. S. Manual de Identificação dos Crustacea Decapoda do Litoral Brasileiro: anomura, thalassinidea, palinuridea, astacidea. Pleiade/FAPESP, São Paulo, 1999.

Milesi, S. V.; Biasi, C.; Restello, R. M.; Hepp, L. U. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 2008.

Millero, Frank J. In: *Chemical Oceanography*, 2th Edition, 1996.

Millero, Frank J. In: *Chemical Oceanography*, 4th Edition, 2013.

Miranda, L. B.; Castro, B. M.; Kjerfve, B. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. EDUSP, São Paulo, 2002.

Mondal, P.; Mendes, R. A.; Jonathan, M.P.; Biswas, J. K.; Murugan, K.; Sarkara, S. K. Seasonal assessment of trace element contamination in intertidal sediments of the meso-macrotidal Hooghly (Ganges) River Estuary with a note on mercury speciation. *Marine Pollution Bulletin*, 2018.

Moreira, L. B. Avaliação da Toxicidade dos Sedimentos e Macrofauna Bentônica em Áreas Portuárias: Porto do Mucuripe e Terminal Portuário do Pecém (Ce); e Porto de Santos (Sp). Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, 2009.

Morillo, J.; Usero, J.; Gracia, I. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*, 2004.

Mosbahi, N.; Serbaji, M. M.; Pezy, J-P.; Neifar, L.; Dauvin, J-C. Response of benthic macrofauna to multiple anthropogenic pressures in the shallow coastal zone south of Sfax, Tunisia, central Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, 2019.

Mottola, L. S. M.; Schork, G.; Resgalla Jr, C. Revisão da Metodologia e Sensibilidade do Tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii* em Ensaio com Substâncias de Referência. *Brazilian Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 2009.

Muller, G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 1969.

Muxika, I.; Borja, A., Bald, J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 2007.

Nascimento, L. P.; Reis, D. A.; Roeser, H. M. P.; Santiago, A. F. Avaliação geoquímica de metais em sistemas fluviais afetados por atividades antrópicas no Quadrilátero Ferrífero. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2018.

NEGEO - Núcleo Geoambiental. Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão/Universidade Estadual do Maranhão. - São Luís, 2010.

NEGEO - Núcleo Geoambiental. Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão/Universidade Estadual do Maranhão. - São Luís, 2016.

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. *Ciências do Mar*, 2011.

Oliveira, E. C.; Lafon, J. M.; Corrêa, J. A. M.; Carvalho, J. H. S.; Dias, F. F.; Taddei, M. H. T. Distribuição dos metais traços em sedimentos de fundo do sistema hidrográfico da região de Belém, PA (margem oeste da baía do Guajará e rio Carnapijó). *Geochimica Brasiliensis*, 2015.

Pagliosa, P. R.; Barbosa, Rodrigues, F. A. Avaliando o acoplamento meio ambiente-fauna bentônica em áreas protegidas e urbanas do sul do Brasil. *Biological Conservation*, 2006.

Paixão, J. F.; Oliveira, O. M. C.; Dominguez, J. M. L.; Coelho, A. C. D.; Garcia, K. S.; Carvalho, G. C. & Magalhães, W. F. Relationship of metal content and bioavailability with benthic macrofauna in Camamu Bay (Bahia, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 2010.

Pena-Icart, M.; Pereira-Filho, E. R.; Fialho, L. L.; Nóbrega, J. A.; Alonso-Hernández, C.; Bolaños-Alvarez, Y.; Pomares-Alfonso, M. S. Combinando índices de contaminação, diretrizes de qualidade de sedimentos e análise multivariada de dados para avaliação da poluição por metais em sedimentos marinhos da Baía de Cienfuegos, Cuba. *Chemosphere*, 2016.

Pielou, E.C. The Measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Journal of Theoretical Biology*, 1966.

Pielou, E.C. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *J. Theoret. Biol.*, 1966.

Prestes, R. M.; Vincenci, K. L. Bioindicadores como Avaliação de Impacto Ambiental. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 2019.

Reddy, M. S.; Mehta, B.; Dave, S.; Bhatt, P. Bioaccumulation of Heavy Metals in Some Commercial Fishes and Crabs of the Gulf of Cambay, India. *Cur. Sci.*, 2007.

Renjith, K.R.; Sudheesh, V.; Shaji, A.; George, E.; Joseph, M. M.; Ratheesh Kumar, C.S.; & Chandramohanakumar, N. Geochemical distribution, bioavailability and potential toxicity of some trace metals in a complex micro-tidal estuary, Southwest India. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 2016.

Ribeiro, C.; Couto, C.; Ribeiro, A. R.; Maia, A. S.; Santos, M.; Tiritan, M. E.; Pinto, E.; Almeida, A. A. Distribution and environmental assessment of trace elements contamination of water, sediments and flora from Douro River estuary, Portugal. *Science of the Total Environment*, 2018.

Rios, E. C.; Haimovici, M.; Peres, J. A. A.; Santos, R. A. *Seashells of Brazil*. 2 ed. Rio Grande: FURG, 1994.

Rodrigues, C. A. L.; Ribeiro, R. P.; Santos, N. B.; & Almeida, Z. S. Patterns of mollusc distribution in mangroves from the São Marcos Bay, coast of Maranhão State, Brazil. *Acta Amazonica*, 2016.

Salomons, W. & Forstner, U. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo, 1984.

Santos, I. R.; Baisch, P.; Lima, G.; Mirlean.; Griep, G.; Silva-Filho, E. V. Análise Estatística Multivariada de Parâmetros Geoquímicos em Sedimentos do Estuário da Laguna dos Patos. *Geochimica Brasiliensis*, 2004.

Santos, T. T. L. Distribuição Geoquímica de Metais em Sedimentos de Estuários de Macromaré, Maranhão, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, 2018.

Santos, T. T. L.; Marins, V. R. Da Silva, F. J. Carbon influence on metal distribution in sedimento of Amazonia macrotidal estuaries of northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and assessment*, 2019.

Santos, V. S. Caracterização Hidrodinâmica e Fluxos de Sedimentos em Suspensão no Complexo Portuário de São Luís (MA) durante a Atividade de Dragagem. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, 2018a.

Serejo, J. H. F. Desvendando as fontes de matéria orgânica para os sedimentos de uma área de manguezal sob a influência de macromaré: Complexo Estuarino de São Marcos, Maranhão, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, 2018.

Shaari, H.; Azmi, S. N. H. M.; Sultan, K.; Bidai, J.; Mohamad, Y. Spatial Distribution of Selected Heavy Metals in Surface Sediments of the EEZ of the East Coast of Peninsular Malaysia. *International Journal of Oceanography*, 2015.

Shannon, C. E. & Weaver, W. *The Mathematical Theory of Communication*. University Of Illinois Press, Urbana, 1963.

Silva, G. S. Estudo Geoquímico de Sedimentos Fluviais e Estuarinos do Rio Subaé-BA. Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas Cruz das Almas. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2014.

Sophia, S.; John Milton, M. C.; Prakash, M. Analysis and Seasonal Variation of Heavy Metals in Water and Sediment from Adyar Estuary. *Environmental Risk Assessment and Remediation*, 2017.

Sousa, L. K. S. Efeito de Dragagem sobre a Macrofauna Bêntica do Complexo Portuário de São Luís, Maranhão. Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade do Maranhão, São Luís, MA, 2018.

Sousa, L. K.S.; Tavares Cutrim, A. S.; Ribeiro, R. P.; Oliveira, M. V.; Almeida, Z. S. Marine quality assessment of Amazon mangroves using benthic and diversity indices based on polychaete fauna. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 2018.

Strickland, J. D. H. & PARSONS, T. R. A. *Practical Handbook of Seawater Analysis*. Bull. Fish. Res. Board of Canada, 1972.

Suguio, K. *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, 1973.

Taylor, S. R. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 1964.

TRANSPETRO. Terminal São Luís: Informações Portuárias. 1º edição, 2006.

USA, Relatório final de recuperação benthic Áreas de contrato S-AK-2 e S-AK-3, preparado para: Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos - Distrito de Nova York, 2017.

Viana, L. M. S. Distribuição de Metais Pesados no Estuário do Rio Doce Antes e Depois do Acidente da Samarco Mineradora. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Wanderlei, E. B. Avaliação da Macrofauna Bêntica em Áreas com Influência de Efluentes Domésticos Tratados no Estuário do Rio Ariquindá (Tamandaré – Pernambuco). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Dissertação de mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.

Wanderley, C. V.; Godoy, J. M.; Godoy, M. L. D.; Rezende, C. E.; Lacerda, L. D.; Moreira, I., & Carvalho, Z. L. Evaluating sedimentation rates in the estuary and shelf

region of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2014.

Wentworth, C. R. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *Journal of Geology*, 1922.

Williams, N.; Block, K. A. Spatial and vertical distribution of metals in sediment cores from Río Espíritu Santo estuary, Puerto Rico, United States. *Marine Pollution Bulletin*, 2015.

Xu, G.; Liu, J.; Pei, S.; Kong, X.; Hu, Gang. Distribution and source of heavy metals in the surface sediments from the near-shore area, north Jiangsu Province, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2014.

Zhang, Z.; Li, J.; Mamat, Z.; Fu, Y. Q. Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. *Z. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016.

## 5. CONCLUSÕES GERAIS

Os parâmetros físico-químicos da água revelaram a influência de distintas massas de água (temperatura e salinidade) frente à sazonalidade local, com predominância de águas costeiras no FS e FC e águas estuarinas ou salobras no IC.

O padrão de distribuição dos metais analisados (Al, Fe, Cu, Mn e Zn) variaram na área de estudo sendo que as maiores concentrações ocorreram no FC e no PS. Os elementos Al e Fe, assim como a MO, foram os principais carreadores geoquímicos dos demais elementos metálicos.

Os índices de qualidade do sedimento, revelaram níveis diversos de enriquecimento ( $F_E$ ) e contaminação ( $I_{GEO}$ ) pelos metais analisados, que revelam contribuições de origem antrópica provavelmente derivados da atividade portuária, além da contribuição litogênica, principalmente na porção norte da área de estudo (PN) e em P8\*. Os dois índices identificaram que a PN está sendo mais impactada que a PS.

A variação sazonal e espacial, assim como a granulometria, Eh, MO e metais, influenciaram a comunidade bentônica que foi dominada pelos filos Annelida na porção sul (PS) e pelos Mollusca e Arthropoda na porção norte (PN). No FC teve maior abundância, com dominância dos tanaidáceos.



O uso da comunidade bentônica e índices biológicos demonstrou um padrão espacial e sazonal com baixa riqueza e diversidade, comunidade totalmente desequilibrada, com predomínio de espécies oportunistas.

Os resultados também evidenciaram que a PN da área de estudo possui qualidade inferior a PS, quando levado em consideração não somente descritores quantitativos, mas também os qualitativos. Nesse contexto, esse estudo apresenta resultados que evidenciam a importância de múltiplas ferramentas que integrem resultados quantitativos e qualitativos a fim de avaliar adequadamente a saúde de um sistema tão complexo como o CESM.

## **REFERÊNCIAS INTRODUÇÃO GERAL**

ANTAQ - Agência Nacional de Transportes Aquaviários. Disponível em: [www.antaq.gov.br/portal/meioambiente\\_dragagem.asp](http://www.antaq.gov.br/portal/meioambiente_dragagem.asp), 2019.

Barbier, E. B.; Hacker, S. D.; Kennedy, C.; KOCH, E. W.; Stier, A. C.; Silliman, B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, by the Ecological Society of America, 2011.

Barbieri, M. The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. *Geology & Geophysics*, 2016.

Barbosa, F.G.; Wallner-Kersanach, M.; Baumgarten, M. G. Z. Metais Traço nas Águas Portuárias do Estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2012.

Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. A Marine Biotic index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 2000.

Borja, A.; Bricker, S. B.; Dauer, D. M.; Demetriades, N. T.; Ferreira, J. G.; Forbes, A. T.; Hutchings, P.; Jia, X.; Kenchington, R.; Marques, J. C.; Zhu, C. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*, 2008.

Borja, A.; Marin, S. L.; Muxika, I.; Pino, L.; Rodríguez, J. G. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin*, 2015.

Brasil, MMA. Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro: 25 anos do gerenciamento costeiro no Brasil. Orgs. PEREIRA, F. C.; OLIVEIRA, M. R. L. Brasília: MMA, 2015.

Cameron, W. M.; Pritchard, D. W. Estuaries. In M. N. Hill (editor): *The Sea*, John Wiley and Sons, New York, 1963.

Carvalho-Neta R. N. F.; Torres Junior, A. R.; Abreu-Silva, A. L. Biomarkers in catfish *Sciades herzbergii* (Teleostei: Ariidae) from polluted and non-polluted areas (São Marcos' bay, northeastern Brazil). *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2012.

Carvalho-Neta, R. N. F.; Mota Andrade, T. De S. De O.; De Oliveira, S. R. S., Torres Junior, A. R., Da Silva Cardoso, W., Santos, D. M. S.; Brito, N. M. Biochemical and morphological responses in *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda) as indicators of contamination status in mangroves and port areas from northern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019.

Chen, F.; Lin, J.; Qian, B.; Wu, Z.; Huang, P.; Chen, K.; Li, T.; Cai, M. Geochemical Assessment and Spatial Analysis of Heavy Metals in the Surface Sediments in the Eastern Beibu Gulf: A Reflection on the Industrial Development of the South China Coast. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018.

Chen, H.; Chen, Z.; Chen, Z.; Ou, X.; Chen, J. Calculation of Toxicity Coefficient of Potential Ecological Risk Assessment of Rare Earth Elements. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2020.

Copatti, C. E.; Schirmer, F. G.; Machado, J. V. V. Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Qualidade Ambiental de uma Microbacia no Sul do Brasil. *PERSPECTIVA*, Erechim, 2010.

Costa, C. M. C. Distribuição Espacial e Temporal do Macrozoobentos de Habitats Entremarés do Canal da Raposa, Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, 2017.

Cutrim, C.G.A. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica no Golfão Maranhense – Brasil. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Centro de tecnologia e Geociências. Tese de Doutorado em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

De Oliveira, S. R. S.; Batista, W. Dos S.; Sousa, J. B. M.; Noleto, K. S.; Arouche Lima, I. M.; Andrade, T. S. O. M.; ... Carvalho Neta, R. N. F. Enzymatic and Histological Biomarkers in *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda) in an Industrial Port on the North Coast of Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2019.

De Paula Filho, F. J.; Marins, R. V.; Lacerda, L. D.; Aguiar, J. E.; Peres, T. F. Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2015.

De Queiroz, J. F.; Moura, M. S. G. & Trivinho- Strixino, S. Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008.

De Sá, J. M. L. Avaliação do Monitoramento de Águas Costeiras na Baía de São Marcos em São Luís, Maranhão. Programa de Pós-Graduação em Energia e Ambiente. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão, 2014.

Diaz, R. J.; Solan, M.; Valente, R. M. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management*, 2004.

Duodu, G. O.; Goonetilleke, A.; Ayoko, G. A. Potential Bioavailability Assessment, Source Apportionment and Ecological risk of Heavy Metals in the Sediment of Brisbane River estuary, Australia. *Mar. Pol.Bul.*, 2017.

EL- Robrini, M.; Feitosa, A.; Alves, M. A. M. S.; Dos Santos, J. H. S. Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro Maranhão, 2015.

Enuneku, A.; Omoruyi, O.; Tongo, I.; Ogbomida, E.; Ogbeide, O.; Ezemonye, L. Evaluating the potential health risks of heavy metal pollution in sediment and selected benthic fauna of Benin River, Southern, Nigeria. *Applied Water Science*, 2018.

Fernandes, J. R. A influência de Metais Pesados sobre a Macrofauna Bentônica da Plataforma Continental adjacente à Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Editora Atena, 2020.

Gao, L.; Wang, Z.; Li, S.; Chen, J. Bioavailability and Toxicity of Trace Metals (Cd, Cr, Cu, Ni, and Zn) in Sediment Cores from the Shima river, South China. *Chemosp.*, 2018.

Garcia, K. S.; Acacio, L. E. M.; Alves, O. F.; Oliveira, O. M. C.; Maddock, J. E L.; Silva, M. B. F. Análise da Macrofauna Bentônica da Região Nordeste da Baía de Todos os Santos, Bahia. *Cadernos de Geociências*, 2014.

Gray, J. S. Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 2002.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Macrozoneamento Geoambiental da Bacia do Rio Mearim, 2010.

Jacomine, P. K. T. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Maranhão.: EMBRAPA-SNLCS/SUDENE-DRN, Rio de Janeiro, 1986.

Kim, B. S. M.; Angeli, J. L. F.; Ferreira, P. A. L.; Mahiques, M. M.; Figueira, R. C. L. Critical evaluation of different methods to calculate the Geoaccumulation Index for environmental studies: A new approach for Baixada Santista – Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2018.

Lee, S. Y. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *Journal of Sea Research*, 2008.

Lotze, H. K. Historical reconstruction of human-induced changes in U.S. estuaries. *Oceanography and Marine Biology*, 2010.

Machado, A. A. S.; Spencer, K.; Kloas, Werner.; Toffolon, M.; Zarfl, C. Metal fate and effects in estuaries: A review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Science of the Total Environment*, 2016.

Marques, J. S. J.; Rangel, T.P.; Brito, F.P.; Almeida, M.G.; Salomão, M. S. M. B; Gobo, A.A.R.; Souza-Santos, L.P.; Araújo-Castro, C. M. V.; Costa, M. F. ; Rezende, C. E. Geoquímica de Metais em Sedimentos da Zona Estuarina do Complexo Industrial Porto de Suape, PE – Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 2011.

Meng, W.; Qin, Y.; Zheng, B.; Zhang, L. Heavy Metal Pollution in Tianjin Bohai Bay, China. *Journal Environmental Sciences, China*, 2008.

Mitra, S., Sarkar, S. K., Raja, P., Bismas, J. K., Murugan, K. Dissolved trace elements in Hooghly (Ganges) River Estuary, India: Risk assessment and implications for management. *Marine Pollution Bulletin*, 2018.

Moreira, L. B. Avaliação da Toxicidade dos Sedimentos e Macrofauna Bentônica em Áreas Portuárias: Porto do Mucuripe e Terminal Portuário do Pecém (Ce); e Porto de Santos (Sp). Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, 2009.

Muxika, I.; Borja, A., Bald, J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 2007.

Nascimento, L. P.; Reis, D. A.; Roeser, H. M. P.; Santiago, A. F. Avaliação geoquímica de metais em sistemas fluviais afetados por atividades antrópicas no Quadrilátero Ferrífero. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2018.

Núcleo Geoambiental. Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão / Universidade Estadual do Maranhão. - São Luís, 2016.

Oliveira, E. C.; Lafon, J. M.; Corrêa, J. A. M.; Carvalho, J. H. S.; Dias, F. F.; Taddei, M. H. T. Distribuição dos metais traços em sedimentos de fundo do sistema hidrográfico da região de Belém, PA (margem oeste da baía do Guajará e rio Carnapijó). *Geochimica Brasiliensis*, 2015.

Pauly, G. F. E. Avaliação da toxicidade de misturas: Irgarol e contaminantes ambientais comumente observados em áreas costeiras. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Aquática. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, São Vicente, 2018.

Pinto, R.; De Jonge, V. N.; Marques, J. C. Linking biodiversity indicators, ecosystem functioning, provision of services and human well-being in estuarine systems: application of a conceptual framework. *Ecological Indicators*, 2014.

Pitacco, V.; Mistri, M.; Ferrari, C. R.; Munari, C. Heavy metals, OCPs, PAHs, and PCDD/Fs contamination in surface sediments of a coastal lagoon (Valli di Comacchio, NW Adriatic, Italy): Long term trend (2002–2013) and effect on benthic community. *Marine Pollution Bulletin*, 2018.

Reddy, M. S.; Mehta, B.; Dave, S.; Bhatt, P. Bioaccumulation of Heavy Metals in Some Commercial Fishes and Crabs of the Gulf of Cambay, India. *Cur. Sci.*, 2007.

Ribeiro, R. P. & Almeida, Z. S. Anelídeos Poliquetas do estado do Maranhão, Brasil: síntese do conhecimento. *Bioikos* 28:45-55, 2014.

Rodrigues, C. A. L.; Ribeiro, R. P.; Santos, N. B.; & Almeida, Z. S. Patterns of mollusc distribution in mangroves from the São Marcos Bay, coast of Maranhão State, Brazil. *Acta Amazonica*, 2016.

Rosa Filho, J. S.; Pereira, L. C. C.; Aviz, D.; Braga, C. F.; Monteiro, M.; Costa, R. A. M.; Asp, N. E.; Beasley, C. R. Benthic estuarine assemblages of the Brazilian north coast (Amazonia Ecoregion). In: Lana, P.C.; Bernardino, A.F. (eds.). *Brazilian estuaries*. Berlin: Springer, 2018.

Santos, T. T. L.; Marins, V. R.; Da Silva, F. J. Carbon influence on metal distribution in sediment of Amazonia macrotidal estuaries of northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and assessment (Dordrecht. Online)*, v 191, P. 552-16, 2019.

Silva, G. S. Estudo Geoquímico de Sedimentos Fluviais e Estuarinos do Rio Subaé-BA. Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas Cruz das Almas. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2014.

Soares, M. O oceano nosso futuro: Relatório da Comissão Mundial Independente sobre os Oceanos. Rio de Janeiro, 1999.

Sousa, D. B. P.; Almeida, Z. S.; Carvalho-Neta, R. N. F. Biomarcadores histológicos em duas espécies de bagres estuarinos da Costa Maranhense, Brasil. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia.*, 2013.

Sousa, L. K. S. Efeito de Dragagem sobre a Macrofauna Bêntica do Complexo Portuário de São Luís, Maranhão. Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade do Maranhão, São Luís, MA, 2018.

Sousa, L. K. S.; Tavares Cutrim, A. S.; Ribeiro, R. P.; Oliveira, M. V.; Almeida, Z. S. Marine quality assessment of Amazon mangroves using benthic and diversity indices based on polychaete fauna. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 2018.

Udden, J. A. Mechanical composition of clastic sediments: *Geological Society of America Bulletin*, 1914.

Umeharaa, A.; Nakaib, S.; Okudac, T.; Ohnoa, M.; Nishijimaa, W. Benthic quality assessment using M-AMBI in the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Environmental Research*, 2019.

Viana, A. P. & Lucena Frédou, F. Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2014.

Wang, L.; Luo, X.; Yang, J.; Zhang, J.; Fan, Yuqing; Shen, J. Assessing benthic habitat quality using biotic indices in the Laizhou Bay, China. *Acta Oceanologica. Sinica*, 2020.

Wentworth, C. K., A scale of grade and class terms for clastic sediments: *Journal of Geology*, 1922.

Williams, N.; Block, K. A. Spatial and vertical distribution of metals in sediment cores from Río Espíritu Santo estuary, Puerto Rico, United States. *Marine Pollution Bulletin*, 2015.

Xu, G.; Liu, J.; Pei, S.; Kong, X.; Hu, Gang. Distribution and source of heavy metals in the surface sediments from the near-shore area, north Jiangsu Province, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2014.

Zagatto, P. A.; Bertoletti, E. (org.) *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. 2ª ed, São Carlos- SP: Rima, 2008.

Zhang, Z.; Li, J.; Mamat, Z.; Fu, Y. Q. Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. *Z. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016.

## ANEXO

Tabela 1. Posicionamentos geográficos dos pontos de amostragens no Complexo Estuarino da baía de São Marcos (CESM), São Luís – MA.

PONTOS	COORDENADAS	
	LATITUDE	LONGITUDE
P1	2° 33' 1.453" S	44° 21' 56.70" W
P2	2° 33' 19.51" S	44° 21' 32.26" W
P3	2° 33' 29.32" S	44° 22' 23.47" W
P4	2° 33' 40.93" S	44° 22' 42.30" W
P5	2° 33' 48.53" S	44° 22' 31.28" W
P6	2° 33' 59.28" S	44° 22' 39.73" W
P7	2° 34' 15.13" S	44° 22' 42.29" W
P8	2° 34' 64.12" S	44° 22' 37.25" W
P9	2° 34' 11.57" S	44° 22' 35.98" W
P10	2° 34' 12.24" S	44° 22' 23.23" W
P11	2° 34' 54.43" S	44° 21' 59.59" W
P12	2° 35' 77.19" S	44° 21' 48.27" W

Tabela 2. Resultados dos índices de qualidade de sedimento, fator de enriquecimento ( $F_E$ ) e Índice de geoacumulação ( $I_{GEO}$ ) calculados nos períodos (FS, IC e FC), CESM.

Metal	Estação	Pontos	$F_E$	Classificação $F_E$	$I_{GEO}$	Classificação $I_{GEO}$
Al	FS	PN	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		P8*	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
	IC	PN	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		P8*	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
	FC	PN	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		P8*	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
Fe	FS	PN	6	Enriquecimento Significativo/ FA	2	Contaminação Moderada
		P8*	557	Enriquecimento Extremo/ FA	9	Contaminação Alta
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	0	Contaminação Baixa
	IC	PN	6	Enriquecimento Significativo/ FA	2	Contaminação Moderada
		P8*	109	Enriquecimento Extremo/ FA	6	Contaminação Alta
		PS	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
	FC	PN	7	Enriquecimento Significativo/ FA	2	Contaminação Moderada
		P8*	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
		PS	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
Mn	FS	PN	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
		P8*	78	Enriquecimento Extremo/ FA	6	Contaminação Alta
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
	IC	PN	3	Enriquecimento Moderado/ FA	1	Contaminação Baixa
		P8*	315	Enriquecimento Extremo/ FA	8	Contaminação Alta
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
	FC	PN	3	Enriquecimento Moderado/ FA	1	Contaminação Baixa
		P8*	1	Sem enriquecimento/FN	-2	Não Contaminado
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
Cu	FS	PN	5	Enriquecimento Moderado/ FA	2	Contaminação Moderada
		P8*	1908	Enriquecimento Extremo/ FA	10	Contaminação Alta
		PS	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
	IC	PN	14	Enriquecimento Significativo/ FA	3	Contaminação Moderada
		P8*	6390	Enriquecimento Extremo/ FA	12	Contaminação Alta
		PS	3	Enriquecimento Moderado/ FA	1	Contaminação Baixa
	FC	PN	9	Enriquecimento Significativo/ FA	3	Contaminação Moderada
		P8*	3	Enriquecimento Moderado/ FA	1	Contaminação Baixa
		PS	2	Enriquecimento Moderado/ FA	1	Contaminação Baixa
Zn	FS	PN	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
		P8*	25	Enriquecimento Alto/ FA	4	Contaminação Significativa
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
	IC	PN	4	Enriquecimento Moderado/ FA	1	Contaminação Baixa
		P8*	14	Enriquecimento Significativo/ FA	3	Contaminação Moderada
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	0	Contaminação Baixa
	FC	PN	2	Enriquecimento Moderado/ FA	0	Contaminação Baixa
		P8*	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado
		PS	1	Sem enriquecimento/FN	-1	Não Contaminado



Tabela 3. Abundância absoluta, frequência de ocorrência (FO%) e grupo ecológico segundo AMBI de espécies e táxons coletados no CESH, onde GI) espécies sensíveis; (GII) espécies indiferentes; (GIII) espécies tolerantes; (GIV) espécies oportunistas de segunda ordem; e (GV) espécies oportunistas de primeira ordem.

Espécies ou Taxa	Grupos Ecológicos	Abundância				FO% (número de pontos)		
	AMBI	FS	IC	FC	Total	FS	IC	FC
<i>Armandia</i> sp.	GIV	0	1	0	1	0	8	0
<i>Capitela capitata</i>	GV	71	0	0	71	17	0	0
<i>Capitela</i> sp.	GV	0	18	14	32	0	50	33
Capitellidae sp1	GV	0	1	0	1	0	8	0
<i>Cossura</i> sp.	Não Enquadrado	0	2	0	2	0	17	0
<i>Epitonium candeanum</i>	GI	1	0	0	1	8	0	0
<i>Epitonium</i> sp.	GI	1	30	1	32	8	17	8
Isopoda	Não Enquadrado	4	1	10	15	17	8	17
<i>Laoneris culvieri</i>	GIV	3	150	14	167	8	58	58
<i>Lumbrineris</i> sp.	GII	206	83	41	330	58	50	50
<i>Mediomastus</i> sp.	GIII	0	5	0	5	0	8	0
<i>Natica marochiensis</i>	GII	2	0	0	2	8	0	0
<i>Neanthes</i> sp.	GIII	0	25	0	25	0	17	0
<i>Neanthes succinea</i>	GIII	8	0	0	8	25	0	0
Nematoda	GIII	156	348	0	504	42	50	0
Nemertea	GIII	2	2	0	4	8	17	0
<i>Odostomia</i> sp.	GII	15	42	1	58	33	17	8
Oligochaeta	GV	63	26	0	89	42	50	0
<i>Onuphis</i> sp.	GII	0	77	0	77	0	8	0
<i>Ophelia</i> sp.	GI	3	0	2	5	8	0	8
<i>Ophillia</i> sp.	GI	0	0	9	9	0	0	8
<i>Paraonis</i> sp.	Não Enquadrado	0	3	0	3	0	8	0
<i>Perinereis</i> sp.	GIII	0	1	0	1	0	8	0
<i>Phyllodoce</i> sp.	GII	1	0	0	1	8	0	0
Phyllococidae	GII/III	2	0	1	3	8	0	8
<i>Scoloplos</i> sp.	GIII	0	2	7	9	0	17	25
<i>Sigambra</i> sp.	GIII	12	49	8	69	33	50	17
Sipuncula	GI	2	2	0	4	8	8	0
Tanaidacea	GII	37	5	2226	2268	25	33	58
<i>Tellina</i> sp.	GI	2	1	0	3	8	8	0

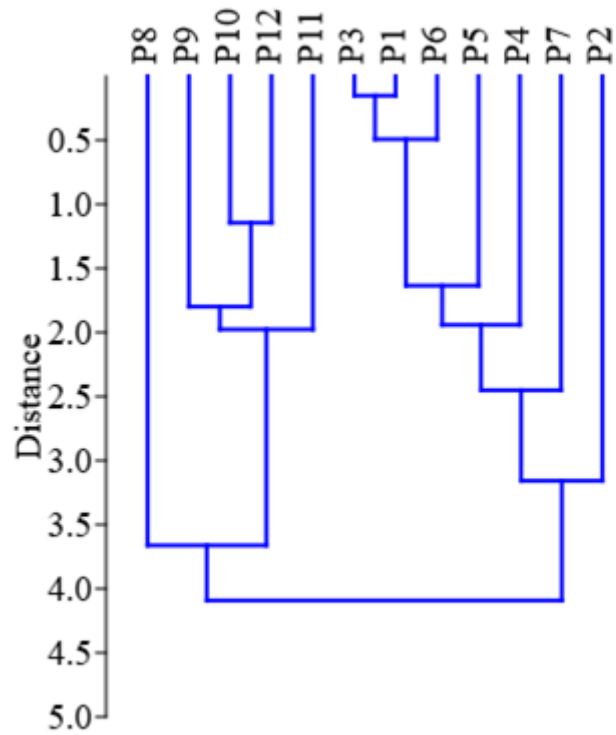


Fig 1. Dendrograma resultante das análises multivariada (cluster) entre granulometria e MO em 12 pontos amostrais e nos períodos (FS, IC e FC), gerados pelo método hierárquico do vizinho mais próximo, aplicando-se a distância Euclidiana como medida de dissimilaridade, CEM-MA.