

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área  
Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e  
Costeira Adjacente**

**Material Suplementar Ambiente Marinho**

**Tema: Bentos de Fundo Inconsolidado**

**RT- 46/ JUN 24**

**RA2023 PMBA/Fest**

Vitória,

Junho de 2024

## **EQUIPE TÉCNICA**

LEILA DE LOURDES LONGO

ADRIANE CRISTINA ARAÚJO BRAGA

ADREANI ARAUJO DA CONCEIÇÃO

ANA CAROLINA VILAS-BOAS

ANNIE DA SILVA CASSAMALI

LUAN DE OLIVEIRA CERQUEIRA

LUCAS VIEIRA DO NASCIMENTO

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL .....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>4</b>
2.1	COLETA .....	4
2.2	ANÁLISE.....	5
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	8
<b>3</b>	<b>RESULTADOS DOS INDICADORES .....</b>	<b>9</b>
3.1	ÍNDICES DE BIODIVERSIDADE .....	10
<b>4</b>	<b>INTEGRAÇÃO COM OS RESULTADOS APRESENTADOS PELA CT-GRSA .....</b>	<b>41</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO .....</b>	<b>43</b>
<b>6</b>	<b>ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>47</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>48</b>

## 1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostral do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) passou por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) MS – Malha e Frequência amostral, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) MS – Mapas das malhas amostrais, com a espacialização histórica referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais monitoradas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais monitoradas a partir de agosto de 2022, à exceção do grupo da Ecotoxicologia, que iniciou a amostragem referente ao Novo Ciclo em janeiro de 2023.

## 2 METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em agosto de 2022 (e dezembro de 2022 para o Tema Ecotoxicologia). Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest a fim de determinar os indicadores.

### 2.1 COLETA

As coletas das amostras foram realizadas em substrato inconsolidado por meio do lançamento de um amostrador van Veen, apropriado para este ambiente, com volume de 18 litros. Cada amostra recebeu uma etiqueta com o código do local de coleta, data, profundidade, número sequencial correspondente, observação sobre local/condição de coleta, código da expedição (coletor), seguindo o padrão estabelecido para o projeto PMBA/Fest.

No momento da chegada do amostrador a bordo, para cada pegada, foram retiradas as alíquotas para as análises de geoquímica, densidade, granulometria e mineralogia dos subprojetos de

Hidroggeoquímica e Sedimentologia. Na sequência, as amostras para a análise de bentos foram transferidas para sacolas plásticas dispostas uma dentro da outra (duplas) com a etiqueta colocada entre elas. Foi então adicionado um volume de formalina 4% às sacolas, suficiente para cobrir o sedimento coletado, que foram fechadas com elásticos. Estas amostras foram acondicionadas em bombonas e transportadas para os laboratórios Labinmar na UFES, Alegre, ES e Labmacro na UFRB, Cruz das Almas, BA.

Em laboratório, estas amostras tiveram o volume total medido, foram lavadas em peneiras granulométricas de 0,5 mm e 63 µm e separadas em três alíquotas de 100 ml (volume total 300 ml), para posterior separação da fauna bentônica. Os organismos foram então triados, quantificados e identificados em grandes grupos taxonômicos (Filo, Classe ou Ordem). Os grupos mais abundantes, Mollusca, Polychaeta e Crustacea foram enviados para taxonomistas para identificação até a categoria taxonômica mais específica possível, ao menos até o nível de Família.

A identificação dos animais ao menor nível taxonômico é relevante para o entendimento das interações entre eles e o ambiente que eles habitam. Informações como duração do ciclo de vida, tamanho dos espécimes ou taxa de fecundidade, inferidas a partir da identificação, são relevantes para determinar se um grupo é sensível ou tolerante a impactos antrópicos. Entretanto, este trabalho demanda profissionais capacitados e tempo de dedicação, e ao longo do projeto, houve o desligamento de pesquisadores colaboradores especialistas, além do período de pandemia, em que especialistas externos suspenderam suas atividades, o que comprometeu o atendimento das demandas do projeto. Por outro lado, conforme previsto no plano de trabalho, todos os organismos foram identificados ao nível taxonômico de grandes grupos, conforme foi possível. Portanto, espécimes de Mollusca coletados até a campanha 01/2022, espécimes de Polychaeta coletados até 04/2022, e espécimes de Crustacea coletados até a campanha 07/2023 estão identificados até família. Importante salientar que para o Filo Mollusca utilizamos apenas o nível taxonômico de Classe nas análises apresentadas neste formato de relatório. Os dados para o nível taxonômico de família de Mollusca são aqui abordados no item 5 – Considerações finais sobre os 5 anos de monitoramento acerca dos indicadores observados e o ambiente monitorado.

## 2.2 ANÁLISE

As análises dos dados da biota coletada no Ano 1 contemplam os setores APA, Foz, Norte, Abrolhos e Sul. No Ano 1, a malha amostral incluiu quatro estações do setor Sul (GUA 1 e 2 e VIX 1 e 2) que foram substituídas por três novas estações do setor Norte (BS 1 e 2 e CB 1) e duas novas estações do setor Abrolhos (MUC 1 e 2) nos Anos 2 e 3. A substituição das estações do setor Sul ocorreu devido à localização, em região portuária, que enviesaria a associação do impacto oriundo do rejeito da barragem de Fundão com alterações da comunidade bentônica. Dessa forma, a partir do Ano 2 a malha amostral foi remanejada em quatro setores, com o acréscimo de uma estação em comparação com o Ano 1. Os dados obtidos para a campanha 10-23 estão apresentados como Ano 6.

Para analisar os indicadores univariados da comunidade, foi observado como diferentes métricas da comunidade modificaram ao longo do período do monitoramento e como as variáveis abióticas influenciaram nesta variação. As métricas utilizadas foram a Abundância (Densidade) – número de indivíduos de cada táxon presentes em um volume de amostra triado; Riqueza – número de táxons em determinada amostra; índice de Diversidade – calculado através do índice de diversidade de Shannon-Wiener; índice de Equitabilidade – calculado através do índice de Equitabilidade de Pielou; e índice de Dominância – calculado através do índice de dominância de Simpson. Os grupos taxonômicos Mollusca e Polychaeta foram definidos como indicadores por serem encontrados em altas densidades em diversas estações amostrais, além de serem táxons consagrados como bioindicadores de impactos em ambientes marinhos (WARWICK; CLARKE, 1993; RYU et al., 2011; ZALMON et al., 2015). Desta forma, de acordo com a identificação possível explicada anteriormente, para as análises de Mollusca foram consideradas as três Classes mais abundantes, Gastropoda, Bivalvia e Scaphopoda, envolvendo todo o período de monitoramento (11/2018 a 10/2023); para Polychaeta, foi considerado o nível taxonômico de Família para as campanhas 11/2018 a 04/2022, enquanto o nível de Classe Polychaeta foi adotado nas análises de macrofauna envolvendo todas as campanhas (11/2018 a 10/2023).

Além do foco nestes dois táxons, Mollusca foi analisado utilizando dois critérios distintos para o registro da comunidade biológica: vestígios de partes duras (conchas) encontradas no local e exemplares em que foi possível observar tecido mole, ou seja, organismos que estavam vivos no momento da coleta. Os critérios adotados para considerar os vestígios como parte da biota local, e não como parte do sedimento biodetrítico, estão baseados no estado de conservação das estruturas. Apesar de serem frágeis, observando-se o estado de conservação dos exemplares (vestígios completos, ainda com brilho e sem avarias e marcas de rolamento e transporte), é possível inferir que aquele organismo era residente no ponto amostral e que não foi trazido de outro local, podendo assim auxiliar na compreensão da dinâmica da comunidade (KIDWELL, 2002, 2008; ALBANO; SABELLI, 2011; KIDWELL; TOMASOVYCH, 2013).

Para analisar a estrutura da Riqueza e Diversidade dos grupos zoológicos, foram utilizados modelos lineares generalizados usando as distribuições adequadas para cada caso, buscando contemplar seus pressupostos. Comparações par-a-par *post-hoc* foram feitas para estimar as médias dos mínimos quadrados para cada nível das variáveis independentes e para testar as diferenças médias dos escores de resposta. Foi verificada a significância da variação dos indicadores ecológicos entre os diversos setores, campanhas e profundidades.

Para monitorar e entender de forma mais detalhada os processos que ocorrem nas comunidades bentônicas em toda a extensão da malha do PMBA/Fest, torna-se necessário integrar os dados bióticos das comunidades e os dados abióticos do meio. As variáveis abióticas foram analisadas pelos subprojetos de Hidrogeoquímica e Sedimentologia, ambos parte do grupo Marinho Integrado. Para que esta integração seja possível, o delineamento da malha amostral e a metodologia de coleta, incluindo o próprio amostrador e a amostra recuperada, são os mesmos para os subprojetos Bentos de Substrato Inconsolidado, Hidrogeoquímica e Sedimentologia, nas campanhas trimestrais e semestrais. Entretanto, por motivos operacionais, nem todos os dados para todas as estações amostrais estavam

disponíveis para a utilização por este tema, de forma que apenas aqueles pontos com todas as informações foram incluídos nas análises de integração.

Alguns compostos contaminantes orgânicos não foram incluídos a priori nas análises por não apresentarem variação ao longo do tempo e do espaço. Entre os dez compostos de Pesticidas, cinco foram excluídos por conta deste critério: DeltaHCH, GamaHCH (Lindano), Endrin, Alfaclordano, Gamaclordano; e entre os Esteróis: Estigmastanol e Colestenol. O conjunto de variáveis referentes aos Contaminantes Emergentes (e. g. Ibuprofeno etc.), Aminas e Fenóis também foram analisados e não foram incluídos nas análises pelo mesmo critério.

Em seguida foram avaliadas as correlações entre as diferentes variáveis dentro do mesmo grupo de compostos: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HPAs), Pesticidas e Esteróis e PCBs. Quando encontrada correlação muito alta (acima de 80%) a variável de menor significância biológica (baseado na literatura) foi removida das análises. Desta forma, reduzimos o montante de variáveis sem perder informação substancial. Dos HPAs, foram removidas cinco variáveis: Acenaftaleno, Fenantreno, Pireno, Criseno, Bz(k)fluoranteno. Já para os Esteróis também foram removidas cinco variáveis: Epicoprostanol, Coprostanona, Campesterol, Lanosterol e Estigmasterol.

Por questões contratuais, as análises de quatro variáveis de contaminantes orgânicos, sendo três referentes aos Pesticidas e os PCBs totais, foram realizadas até o ano 4, campanha 04-22. Portanto, a partir da campanha 08-22, compõem a matriz de contaminantes orgânicos apenas 7 variáveis referentes aos HPAs: acenafteno, fluoreno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3cd)pireno, benzo(g,h,i)perileno. A matriz de contaminantes metais é composta pelo Índice Mineralógico do Ferro (IMS) e por quatorze metais, todos pertencentes à fração parcial no sedimento: Cobalto (Co), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Arsênio (As), Prata (Ag), Cádmio (Cd), Bário (Ba), Vanádio (V), Chumbo (Pb), Crômio (Cr), Ferro (Fe), Alumínio (Al), Zinco (Zn) e Manganês (Mn). A matriz ambiental foi constituída principalmente de variáveis sedimentológicas: Matéria orgânica (MO), percentuais de silte-argila, areia fina, areia grossa, cascalho e carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>). A matriz espacial foi formada a partir dos Mapas de Autovetores de Moran (Moran Eigenvector Maps, MEMs) (LEGENDRE; LEGENDRE 2012). MEMs são variáveis lineares que representam todas as configurações possíveis de autocorrelação espacial, sendo extraídos de uma matriz de vizinhança gerada com as coordenadas geográficas de cada estação do projeto.

Para investigar a influência das variáveis abióticas sobre a abundância (densidade), riqueza e diversidade de cada grupo, utilizamos modelos de regressão Random Forest através de árvores de decisão. A escolha deste método é bastante adequada para lidar com o grande número de variáveis abióticas preditoras, evitando saturação e modelando as relações não-lineares, esperadas para uma escala espacial extensa como a do PMBA/Fest. Para tanto, os dados foram aleatoriamente divididos em dois conjuntos: de treino (70%) e de teste (30%). As variáveis preditoras mais importantes foram avaliadas pela perda de acurácia do modelo relativa à permutação de cada variável. Os modelos foram avaliados pela percentagem de explicação, e pela sua acurácia ao correlacionar os valores preditos com os observados para a riqueza e diversidade.

Para correlacionar a composição das comunidades com as variáveis abióticas foram realizadas análises de redundância (RDA). As variáveis abióticas preditoras foram organizadas em três partições. As partições delimitadas dizem respeito aos diferentes tipos de variáveis abióticas, ou seja, matrizes ambientais, espacial, além de contaminantes metais (metal-IMS) e não-metals (orgânicos). Para cada partição uma rotina de análise foi estabelecida com a verificação de colinearidade (com  $vif < 6$ ) e seleção de variáveis por *forward selection*. Posteriormente, as partições foram unidas e a RDA realizada. Também foi calculada a influência de cada partição na estrutura. Dessa forma, foi possível verificar, além da estruturação da comunidade, a relação desta estrutura com variáveis de diferentes naturezas, atribuindo a presença ou não de causalidade com contaminantes relacionados ao rejeito.

### 2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Não houve alteração ou adaptação na metodologia adotada para a determinação dos indicadores deste Tema ao longo do PMBA/Fest.



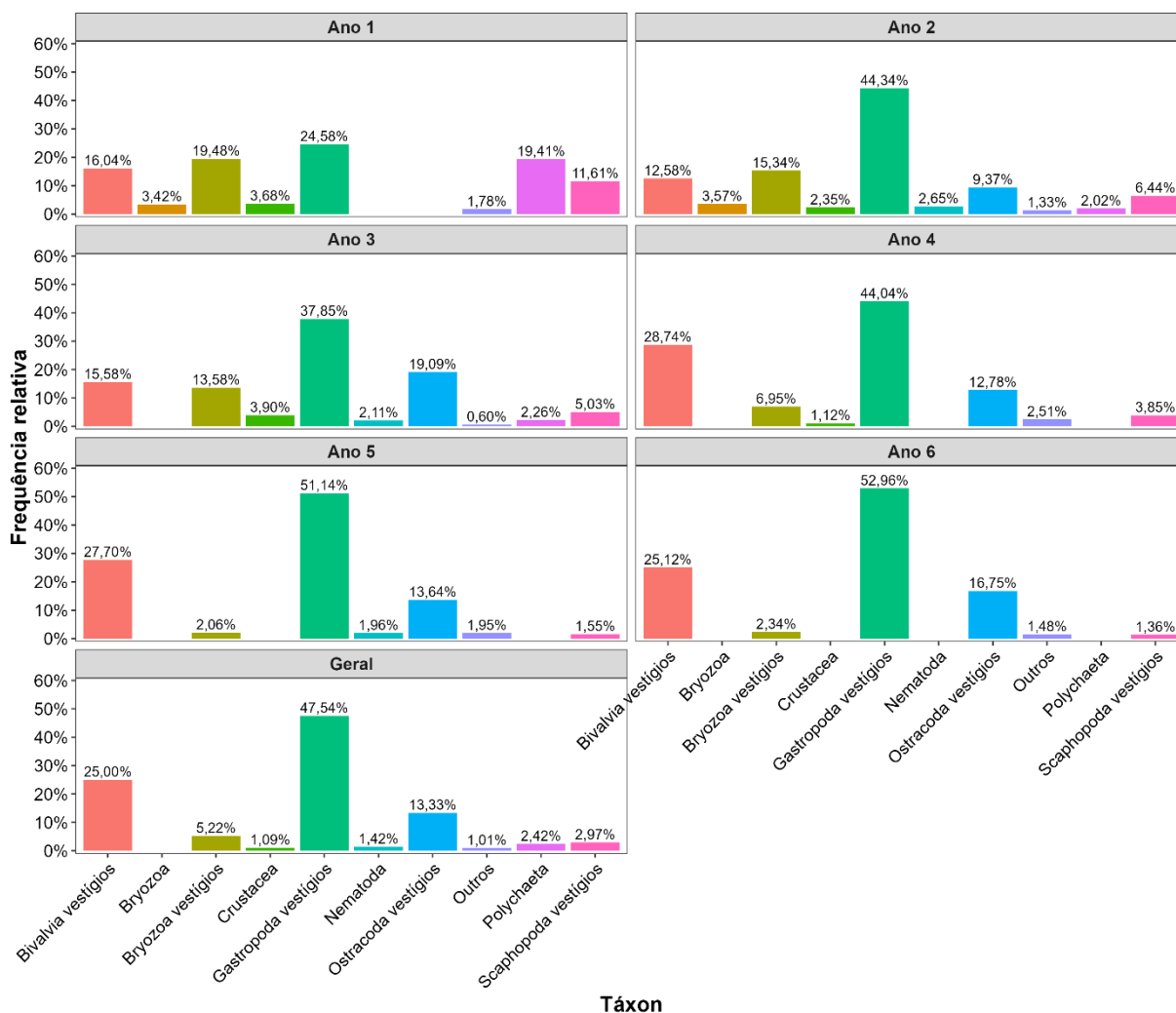
### 3 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo de todo monitoramento na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

### 3.1 ÍNDICES DE BIODIVERSIDADE

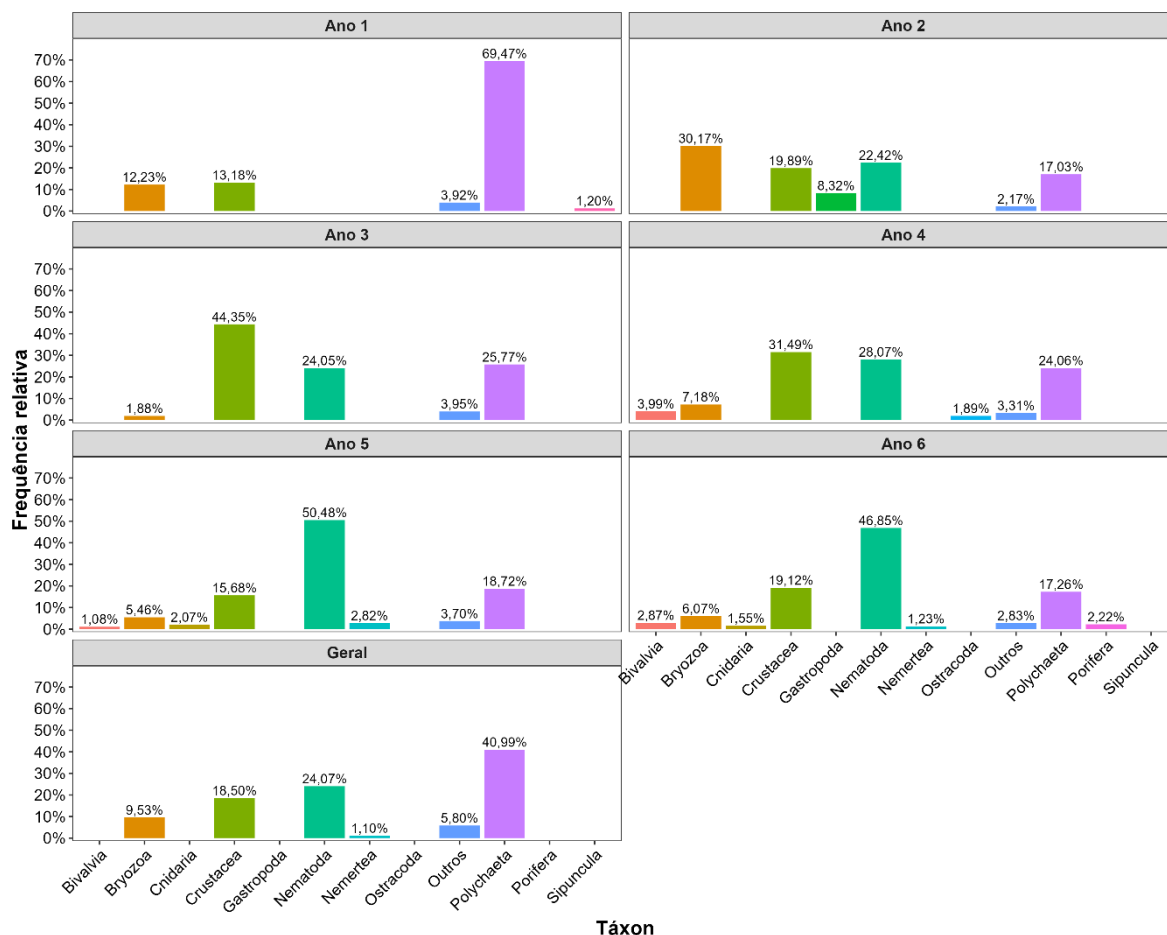
Figura 1: Abundância (Densidade) dos principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica ao longo dos seis anos de monitoramento (set/2018 a out/23), nos setores Abrolhos, APA, Foz, Norte e Sul (Ano 1), representada pela porcentagem do número de indivíduos de cada táxon em relação ao número total de indivíduos analisados. Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1; dados para o Ano 6 incluem apenas uma campanha (out/2023). A matriz abrange 31 táxons animais identificados, dos quais somente os mais abundantes estão representados por ano (Ano 1 ao Ano 6) e em todo o período amostrado (Geral). Os demais táxons estão agrupados como Outros.



A Figura 1 apresenta os principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica, incluindo os vestígios, e suas contribuições para o total de organismos registrados durante todo o período amostral (Geral) e em cada ano de monitoramento. Os táxons cuja frequência relativa na comunidade foi menor ou igual a um por cento em todos os anos de monitoramento foram somados e agrupados em uma categoria única chamada “Outros”. Durante o período de monitoramento foram registrados 1.181.447 indivíduos (Ano 1 (set/18 a set/19) = 251.751 ind.; Ano 2 (out/19 a set/20) = 111.101 ind.; Ano 3 (out/20 a set/21) = 203.019 ind., Ano 4 (out/21 a set/22) = 221.531 ind.; Ano 5 (out/22 a set/23) = 331.768 ind. e Ano 6 (out/23) = 62.277 ind.), identificados e quantificados conforme previsto pela Meta 1 deste tema. Do início do monitoramento até o período chuvoso de 2023 foram identificados 16 filos, sendo estes: Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Nemathomorpha, Mollusca, Annelida,

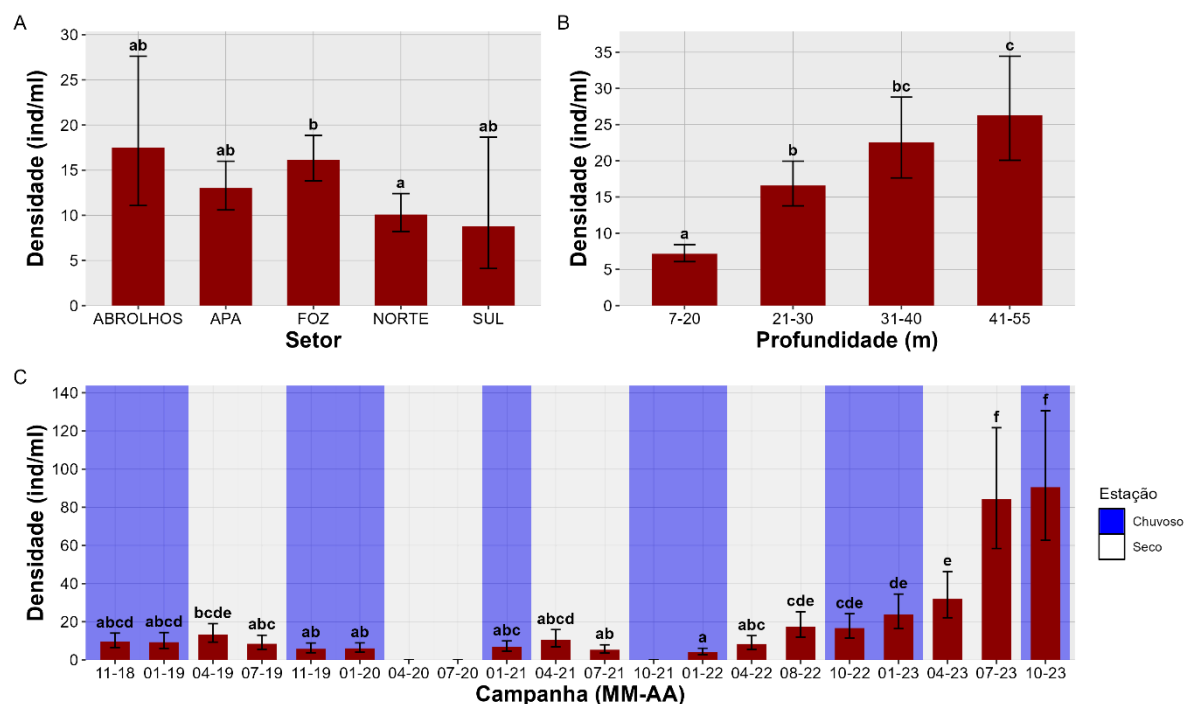
Arthropoda, Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Kinorhyncha, Hemichordata e Chordata. Dentre esses, Mollusca, Arthropoda (subfilo Crustacea, Classe Ostracoda) e Bryozoa se destacaram como mais abundantes, especialmente os vestígios, considerando o grau de preservação desse material, sem marcas de rolamento, ou seja, vestígios recentes e pertencentes ao local de coleta. As maiores abundâncias de vestígios foram registradas para Mollusca (Classes Gastropoda e Bivalvia), e Ostracoda, que compreenderam 92% do total de exemplares encontrados. Ao longo de todo o monitoramento, estes táxons representaram 86% do total geral de organismos amostrados. Entre os anos, a tendência observada foi de que os grupos vestigiais (ex: vestígios de Bivalvia e Gastropoda) tornaram-se mais representativos ao mesmo tempo em que grupos de organismos com partes moles tornaram-se menos abundantes.

Figura 2: Abundância (Densidade) dos principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica, excluindo os vestígios, ao longo dos seis anos de monitoramento (set/2018 a out/23), nos setores Abrolhos, APA, Foz, Norte e Sul (Ano 1), representada pela porcentagem do número de indivíduos de cada táxon em relação ao número total de indivíduos analisados. Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1; dados para o Ano 6 incluem apenas uma campanha (out/2023). A matriz abrange 25 táxons animais identificados, dos quais somente os mais abundantes estão representados por ano (Ano 1 ao Ano 6) e em todo o período amostrado (Geral). Os demais táxons estão agrupados como Outros.



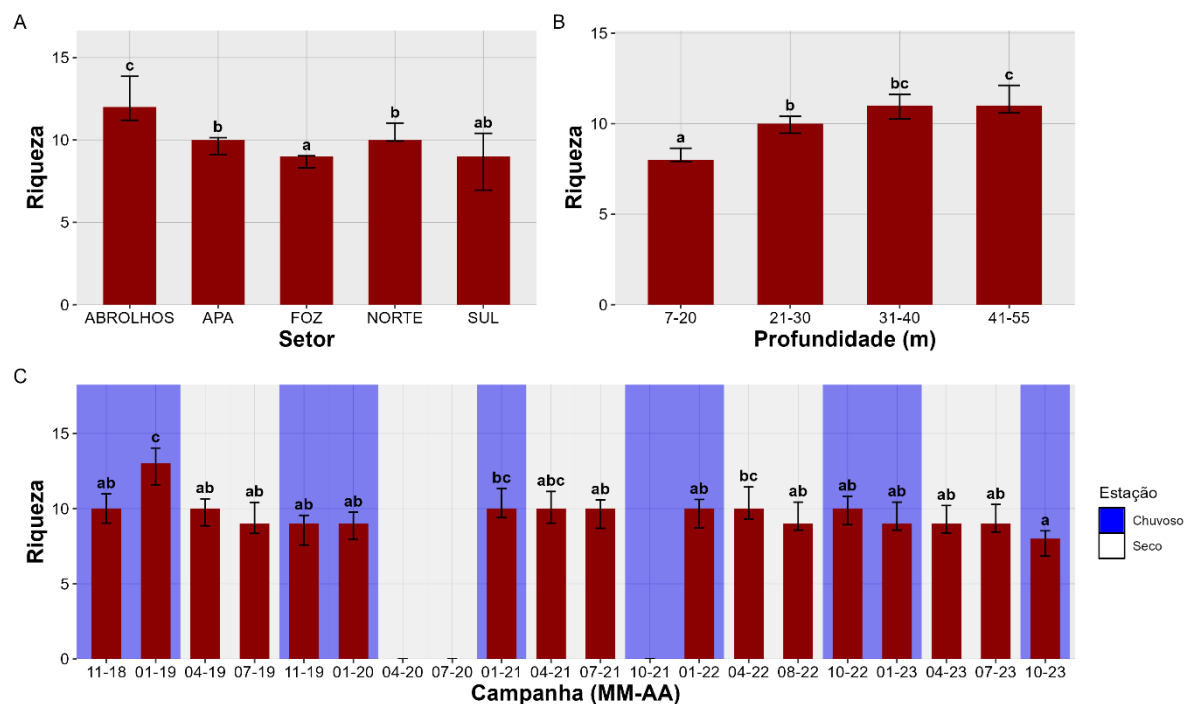
A Figura 2 ilustra os principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica, excluindo os vestígios, e suas contribuições para o total de organismos registrados durante todo o período amostral (Geral) e em cada ano de monitoramento. Os táxons cuja frequência relativa na comunidade foi menor ou igual a um por cento em todos os anos de monitoramento foram somados e agrupados em uma categoria única chamada “Outros”. Entre os 16 filos identificados até o momento, considerando-se apenas os organismos com partes moles, observa-se que a abundância expressiva de Mollusca é totalmente suprimida e Annelida, Classe Polychaeta, passa a ser o grupo mais abundante, seguido por Nematoda, Crustacea e Bryozoa. Temporalmente, é observada uma queda acentuada na abundância de Bryozoa com partes moles a partir do Ano 2 (out/19 a set/20) e um aumento considerável na quantidade de Nematoda registrado a partir do quinto ano de monitoramento.

Figura 3: Abundância (Densidade) de organismos da macrofauna nos setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



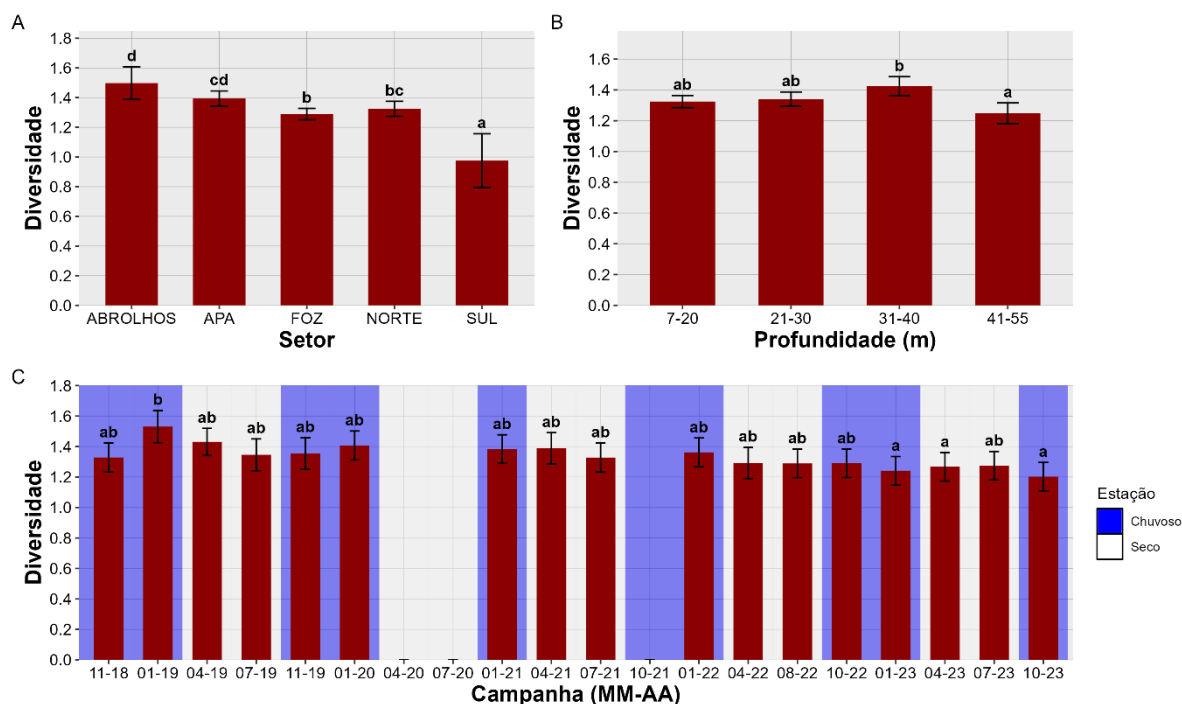
Os maiores valores de abundância (densidade) de organismos da macrofauna foram registrados para o setor Abrolhos (vide amplitude do intervalo de confiança do valor médio), seguido da Foz e APA, e os menores valores no setor Norte que diferiu significativamente do setor Foz. Quanto à profundidade, as amostras mais rasas (entre 7-20 m) apresentaram os menores valores médios de densidade e se diferenciam significativamente das demais categorias. Entre as campanhas, os menores valores médios de densidade observados em 01-22 mostraram diferença significativa em comparação com a campanha 04-19 e com as demais campanhas a partir de 08-22. A partir desta última campanha ocorreu um progressivo aumento na densidade com os maiores valores observados em 10-23. O contínuo aumento dos valores de abundância registrado a partir da campanha de 08-22 esteve associado a alta representatividade de vestígios de Mollusca (que será apresentado posteriormente), não indicando recuperação da macrofauna e sim uma tendência de aumento na mortandade de organismos.

Figura 4: Riqueza de organismos da macrofauna nos setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



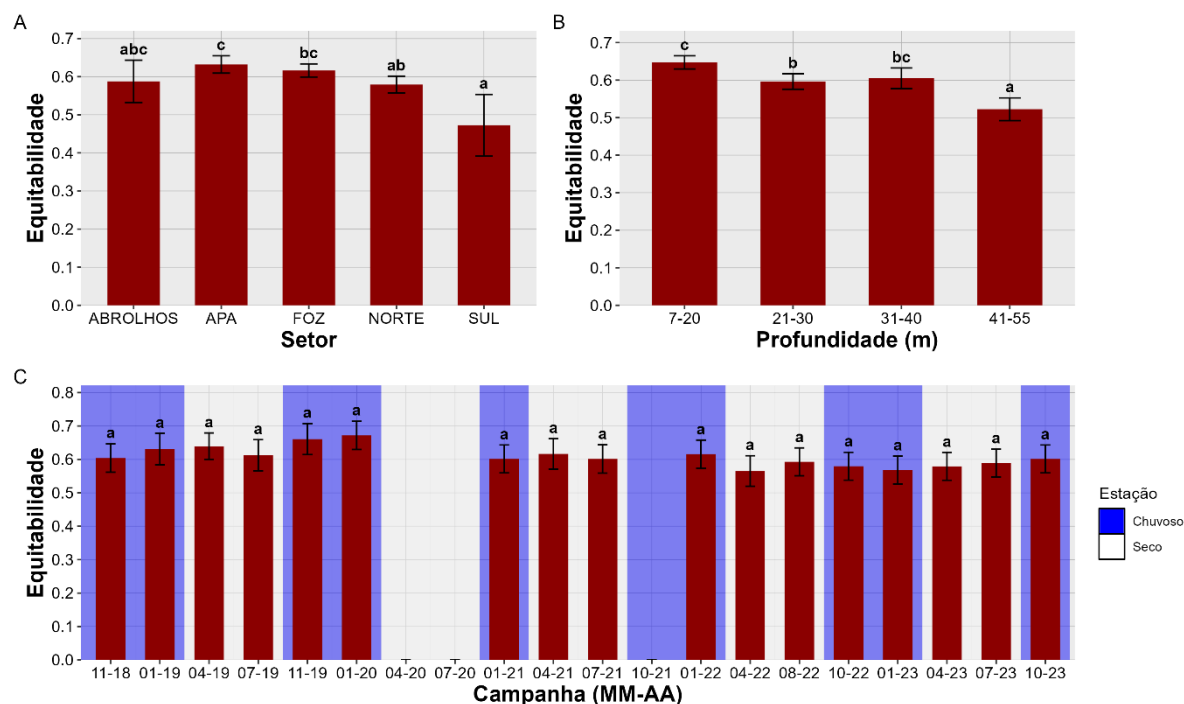
Para os valores médios de riqueza de organismos da macrofauna, o setor Foz apresentou o menor número de táxons, enquanto no setor Abrolhos foi registrado o maior valor, sendo estes significativamente diferentes entre si. As amostras de profundidade 7-20 m apresentaram riqueza significativamente menor em relação às demais. Padrão similar foi observado na abundância de organismos, significativamente maior na maior profundidade. Ao longo do monitoramento, poucas variações foram registradas para a riqueza, com valor maior para 01-19, significativamente diferente de 10-23 que apresentou o menor valor de riqueza.

Figura 5: Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade macrobentônica entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



O valor de diversidade do setor Sul foi menor, e significativamente diferente dos demais setores, ao passo que os setores Abrolhos e APA se destacaram como aqueles de maiores valores. Entre as profundidades, o valor de diversidade de 31-40 m foi maior e significativamente diferente de 41-55m (menor valor de diversidade). Ao longo do monitoramento, foram registrados menores valores de diversidade nas campanhas 01-23 e 10-23, e maior valor na campanha 01-19, todas do período chuvoso, com diferenças significativas entre as campanhas dos anos 5 e 6 em relação à campanha do ano 1. Os menores valores de diversidade das campanhas 01-23, 04-23, 07-23 e 10-23, juntamente com o menor valor de riqueza de 10-23, relacionam-se com a abundância alta de vestígios de Mollusca.

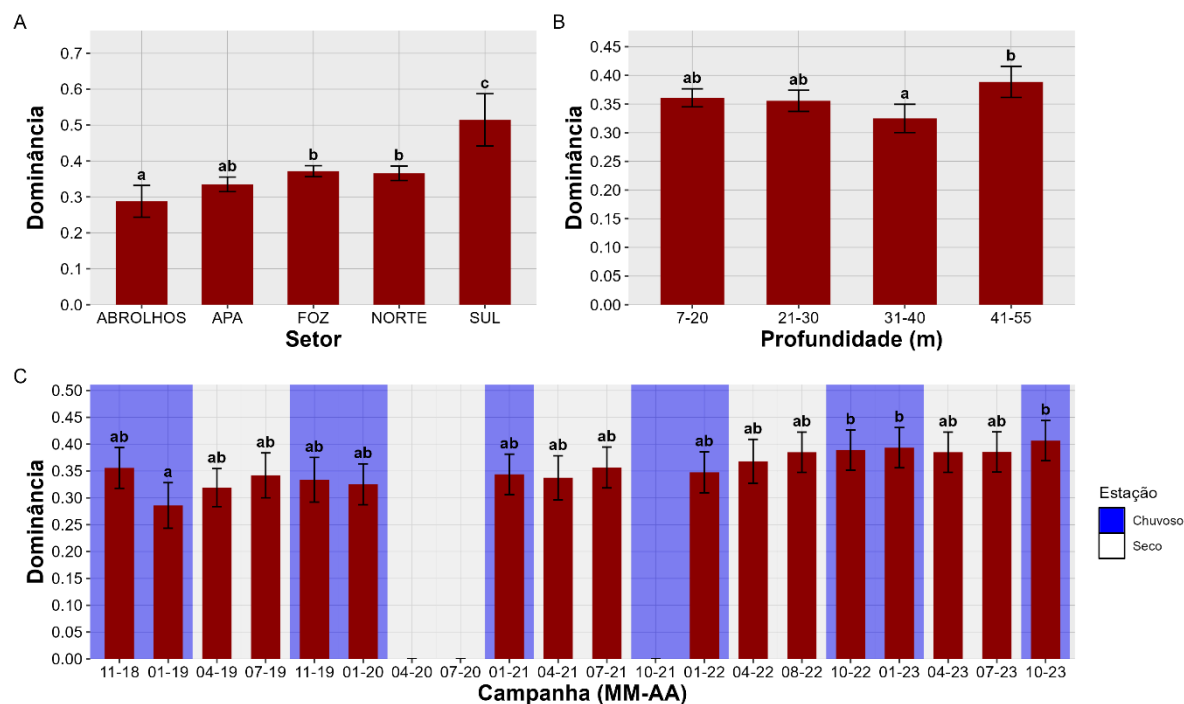
Figura 6: Índice de equitabilidade de Pielou da comunidade macrobentônica entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste post-hoc, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



O menor valor do índice de equitabilidade de Pielou foi observado para o setor Sul, que diferiu significativamente dos setores Foz e APA, este último sendo o setor de maior valor. Entre as profundidades há uma tendência de diminuição dos valores, com a categoria mais rasa (07-20 m) e a mais profunda (41-55 m) apresentando, respectivamente, maiores e menores valores de equitabilidade, e diferindo significativamente entre si. Este resultado corrobora o observado para a diversidade, cujo menor valor foi encontrado para as maiores profundidades. Para as campanhas, os valores mostraram pouca variação, com destaque para as campanhas 04-22 e 01-23, que apresentaram os menores valores.

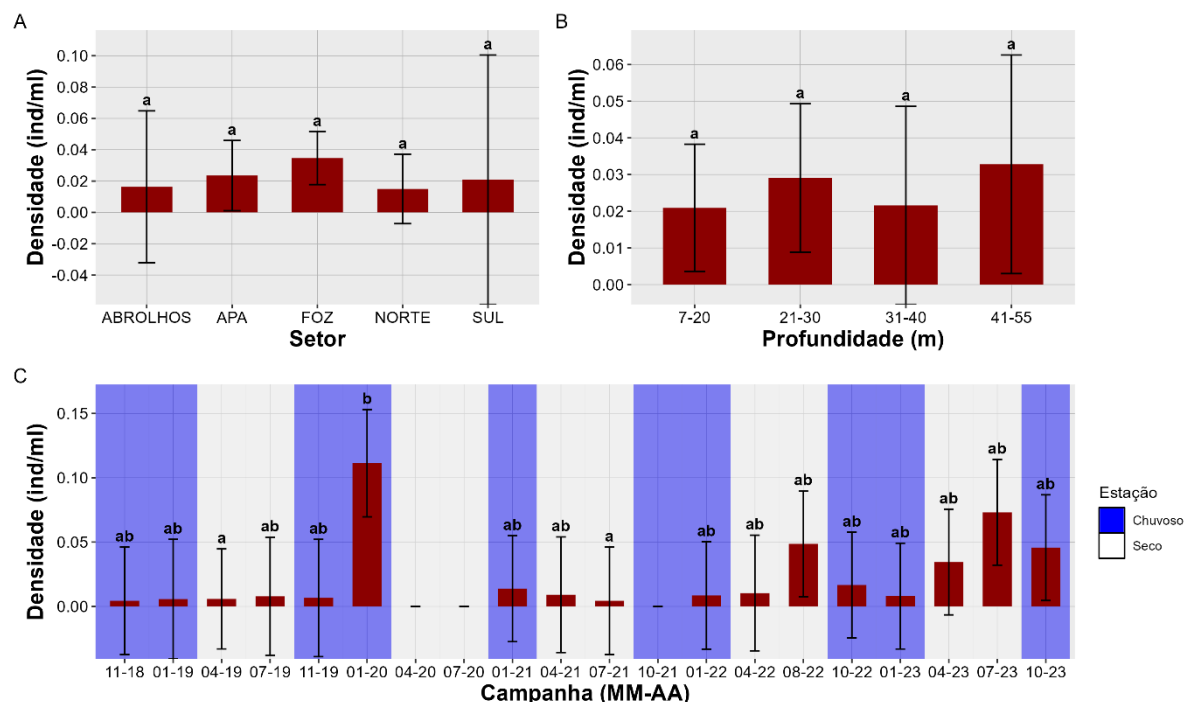


Figura 7: Índice de dominância de Simpson da comunidade macrobentônica entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste post-hoc, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



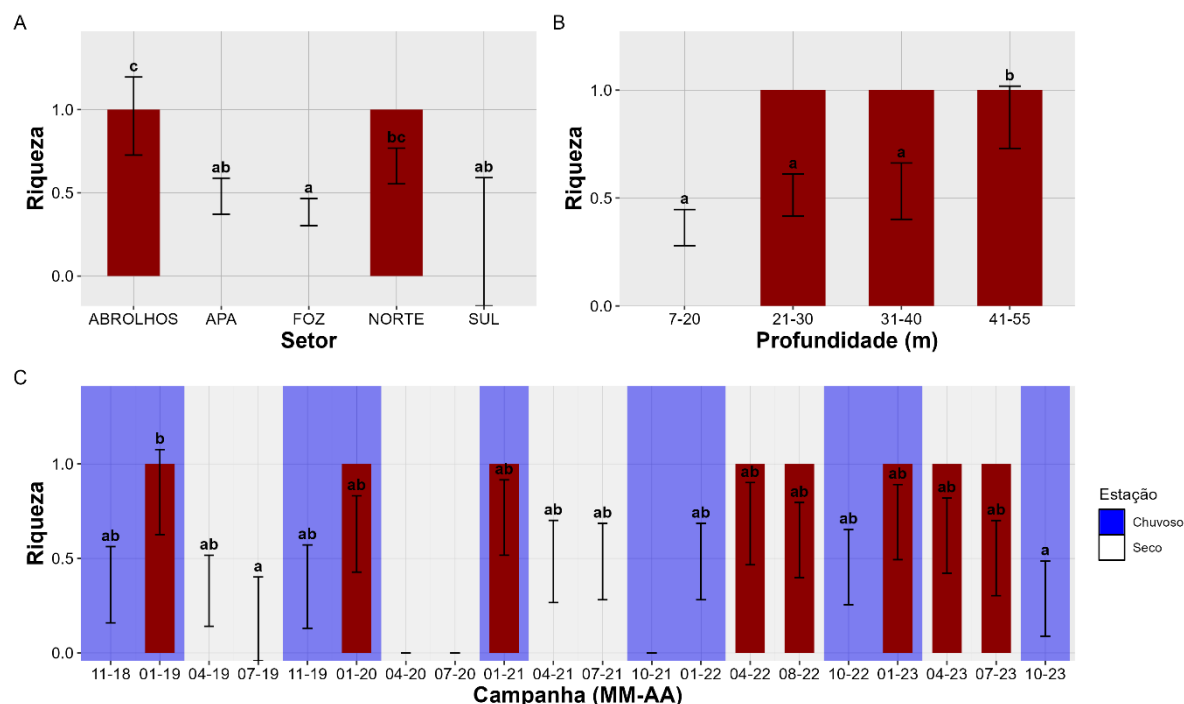
O setor Sul apresentou os maiores valores do índice de dominância da comunidade macrobentônica, sendo significativamente diferente dos demais setores. Inversamente ao observado para a equitabilidade, as maiores profundidades apresentaram os maiores valores de dominância, com destaque para a diferença significativa entre a categoria 41-55m e a categoria 31-40m, que apresentou os menores valores. Para as campanhas, os valores de dominância mostraram pouca variação, com destaque apenas para as campanhas 10-22, 01-23 e 10-23 que apresentaram valores significativamente superiores à campanha 01-19.

Figura 8: Abundância (densidade) de Mollusca com partes moles nos setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



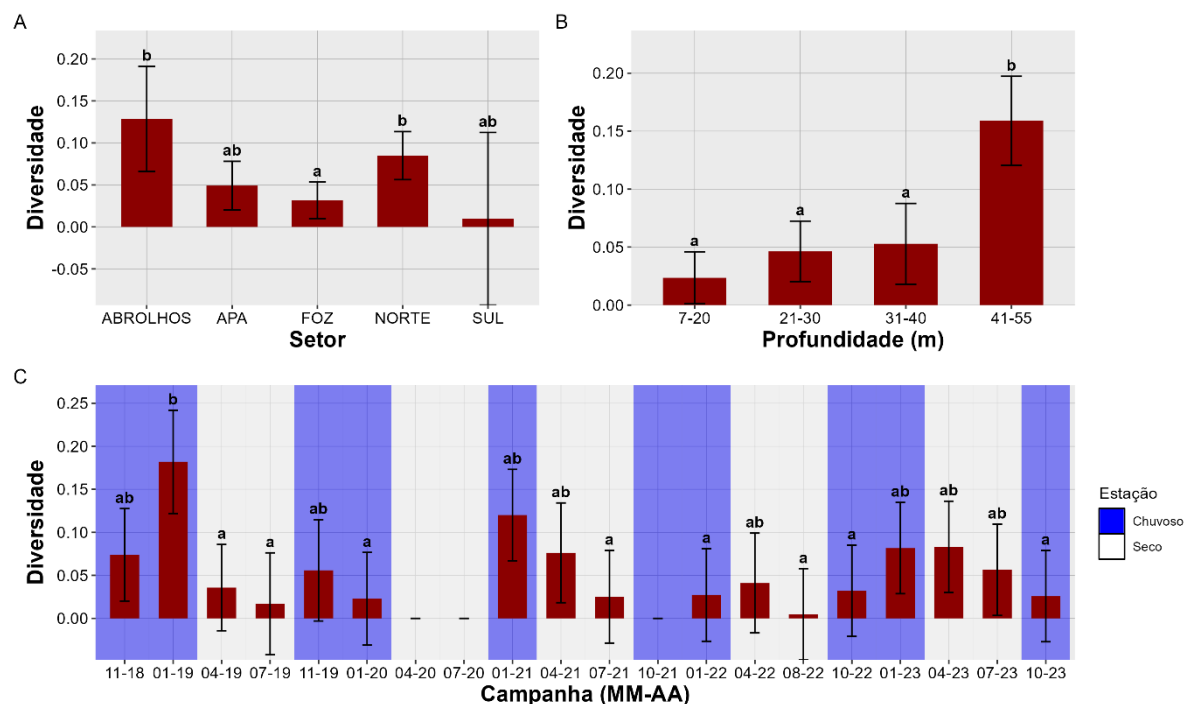
Os maiores valores de abundância (densidade) de Mollusca com partes moles foram observados para os setores Sul e Abrolhos (vide amplitude do intervalo de confiança do valor médio), e o menor valor no setor Norte. Não foram observadas diferenças significativas entre os setores. Entre as categorias de profundidade, também não foram observadas diferenças estatísticas, mas é observada uma tendência no aumento da abundância (densidade) de Mollusca com partes moles com as maiores profundidades (41-55 m). Estas unidades amostrais são caracterizadas pela maior distância da área de aporte de rejeito e por maiores teores de  $\text{CaCO}_3$ , associados a fundos de cascalhos biodetríticos e bancos de rodolitos, conhecidos por fornecerem maior número de microhabitats para organismos bentônicos. Entre as campanhas, os maiores valores de abundância foram registrados na campanha de 01-20 (período chuvoso) seguida da campanha de 07-23 e 08-22 (ambas período seco).

Figura 9: Riqueza de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



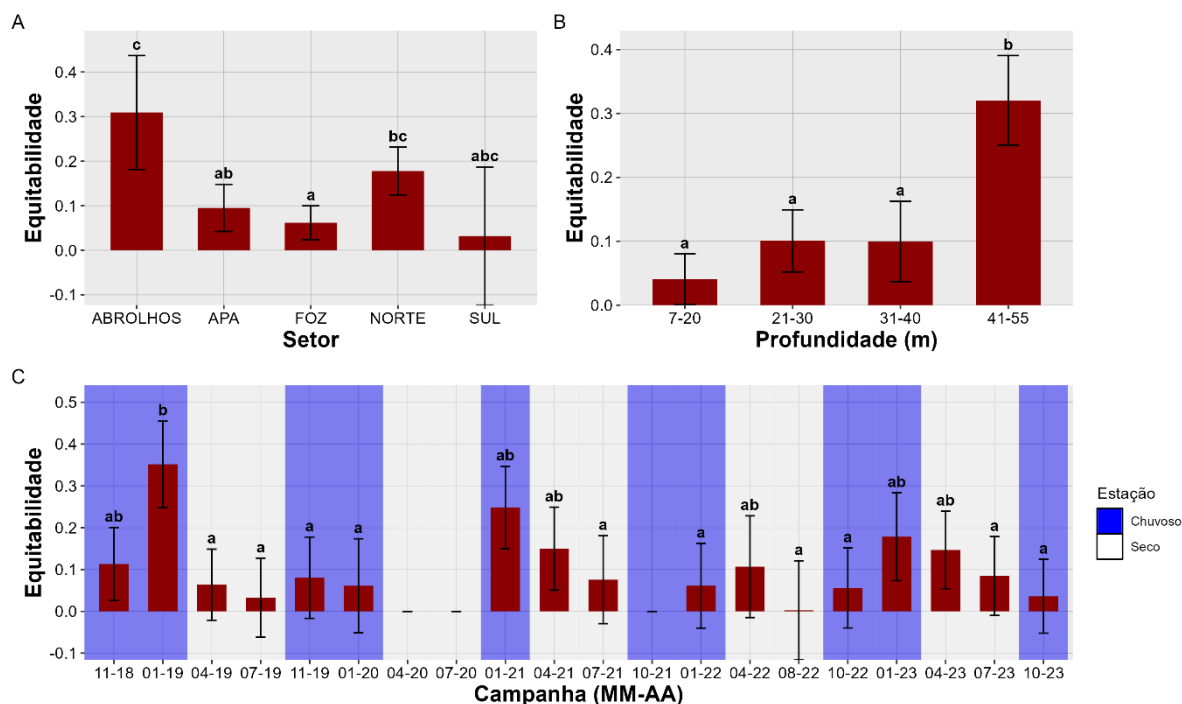
Para a riqueza de Mollusca com partes moles, os maiores valores foram observados no setor Abrolhos, similar à abundância, e significativamente diferente da APA, Foz e Sul, que apresentaram os menores valores. Os menores valores encontrados para a Foz estão relacionados à proximidade com a fonte poluidora, sendo a região que recebe o maior aporte de rejeito o que, consequentemente, afeta negativamente a riqueza de organismos. Os menores valores de riqueza foram observados para as unidades amostrais mais rasas (7-20 e 21-30 m), com uma tendência de aumento nos valores conforme aumenta a profundidade (vide barras de intervalo de confiança), também semelhante à abundância. Entre as campanhas, os maiores valores foram registrados para o período chuvoso do Ano 1 (01-19), que diferiu significativamente da campanha 07-19 no período seco e da campanha 10-23 no período chuvoso.

Figura 10: Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



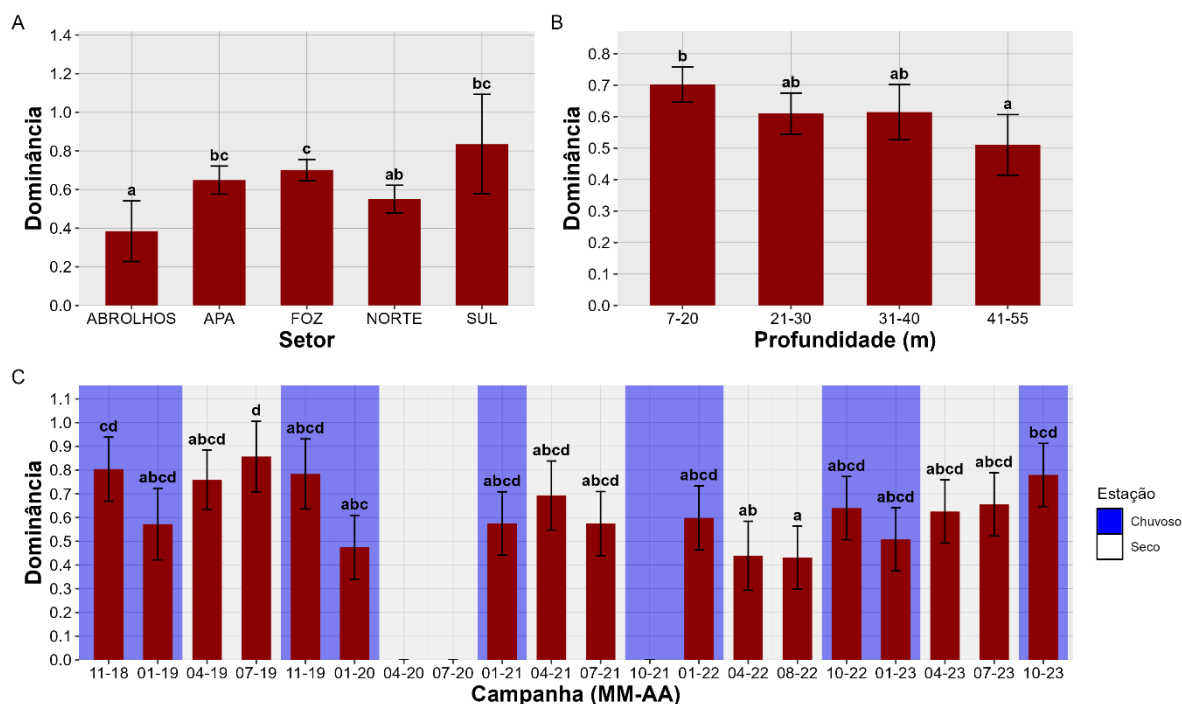
Quanto ao índice de diversidade para Mollusca com partes moles, Abrolhos foi o setor que apresentou os maiores valores, significativamente maior que o setor Foz, repetindo o padrão encontrado na riqueza. O resultado observado para as profundidades foi similar ao observado na riqueza. Os maiores valores de diversidade foram observados para 41-55 m, significativamente diferente das menores profundidades, que apresentaram os menores valores. Entre as campanhas, os maiores valores de diversidade foram registrados nos períodos chuvosos, especialmente na campanha de 01-19. Portanto, os maiores valores de abundância, riqueza e densidade de Mollusca com partes moles estão associados ao setor Abrolhos e às maiores profundidades.

Figura 11: Índice de equitabilidade de Pielou da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



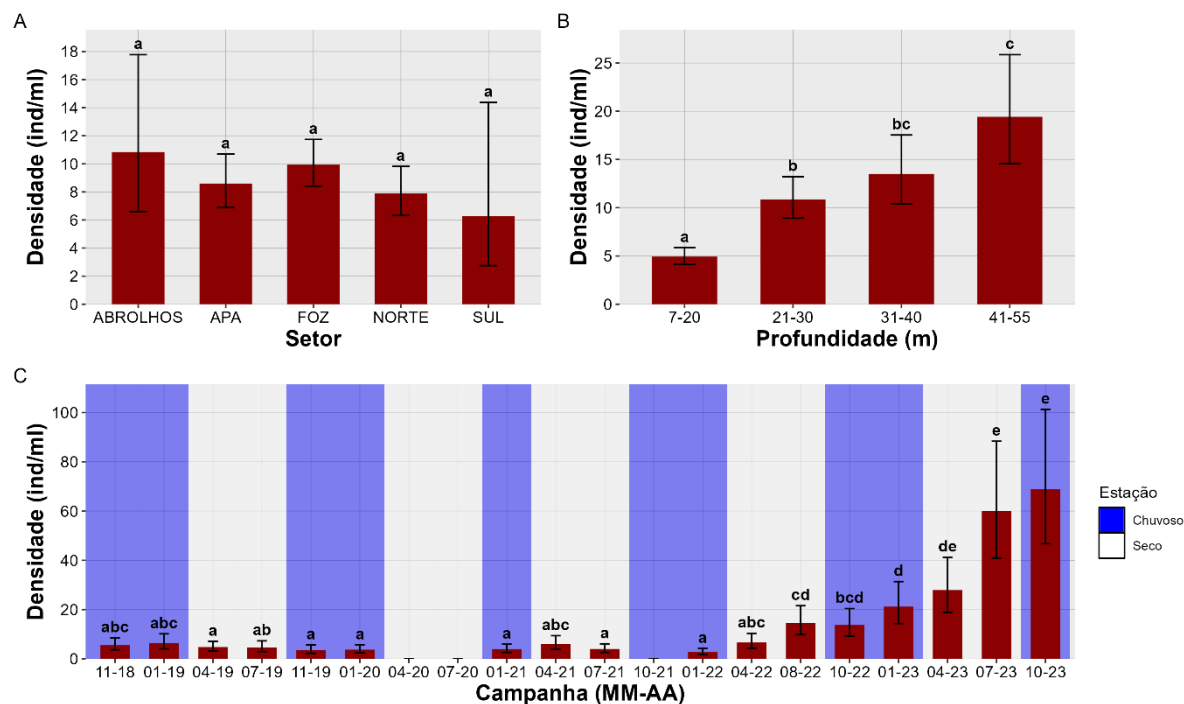
Os resultados observados para equitabilidade corroboram o mesmo padrão verificado para diversidade. Abrolhos foi o setor que apresentou os maiores valores de equitabilidade, com diferenças significativas em relação aos setores APA e Foz. Entre as profundidades, os menores valores de equitabilidade foram assinalados para as unidades amostrais mais rasas (7-20 m), com tendência de aumento semelhante à densidade, riqueza e diversidade, com as unidades de maior profundidade (41-55 m) apresentando os maiores valores. Para as campanhas, não houve variações significativas, exceto para a campanha de 01-19 que apresentou os maiores valores de equitabilidade e diferiu estatisticamente das campanhas com os menores valores.

Figura 12: Índice de dominância de Simpson da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



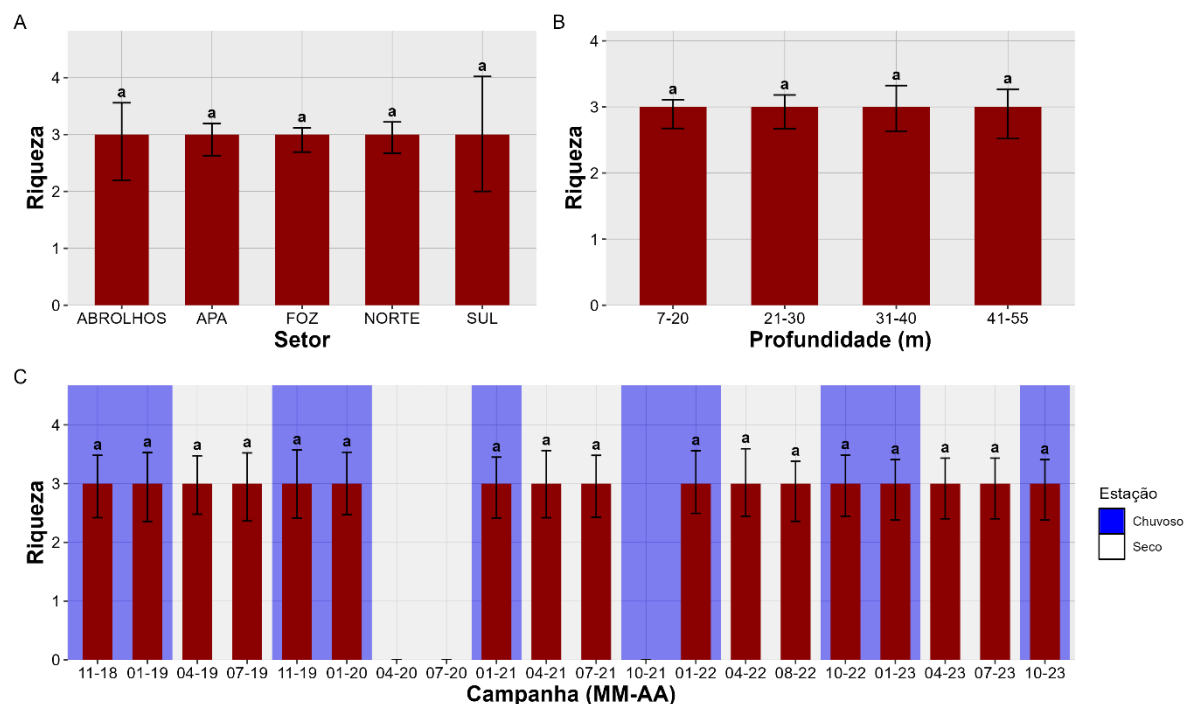
Quanto ao índice de dominância de Simpson para a comunidade de Mollusca com partes moles, o setor Abrolhos mostrou valores inferiores aos demais setores, mas não diferiu estatisticamente do setor Norte. O setor Sul apresentou os maiores valores de dominância, seguido dos setores Foz e APA. De forma contrária aos resultados de equitabilidade, observou-se uma tendência na diminuição dos valores de dominância com o aumento da profundidade, sendo os maiores valores desse índice encontrados nas estações amostrais mais rasas (7-20 m), e os menores nas mais profundas (41-55 m), que diferiram significativamente entre si. Entre as campanhas, não houve grandes variações ao longo do tempo. A campanha 07-19 apresentou o maior valor de dominância, significativamente diferente das campanhas 01-20, 04-22 e 08-22, que se destacaram por apresentarem os menores valores de dominância. Para os últimos períodos do monitoramento (Anos 5 e 6), observa-se uma tendência de aumento da dominância, refletindo a relação entre os valores baixos de riqueza e maiores para a densidade. Este mesmo padrão foi observado para campanha 10-22, entretanto, com valores de dominância mais expressivos para o Ano 6.

Figura 13: Abundância (densidade) de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



Os setores não apresentaram diferença significativa na abundância (densidade) de vestígios de Mollusca, sendo que o setor Abrolhos apresentou o maior valor, vide amplitude do intervalo de confiança do valor médio. Entre as profundidades, esse índice foi significativamente mais baixo para as amostras mais rasas (entre 7-20 m), com tendência de aumento no registro de vestígios com o aumento da profundidade. Entre as campanhas, não foram observadas variações significativas ao longo do tempo até a campanha 08-22, a partir da qual passou a ser registrado um aumento significativo no número de vestígios, indicando maior abundância de organismos mortos nesse período. Os maiores valores médios foram registrados para a campanha do período chuvoso de 10-23.

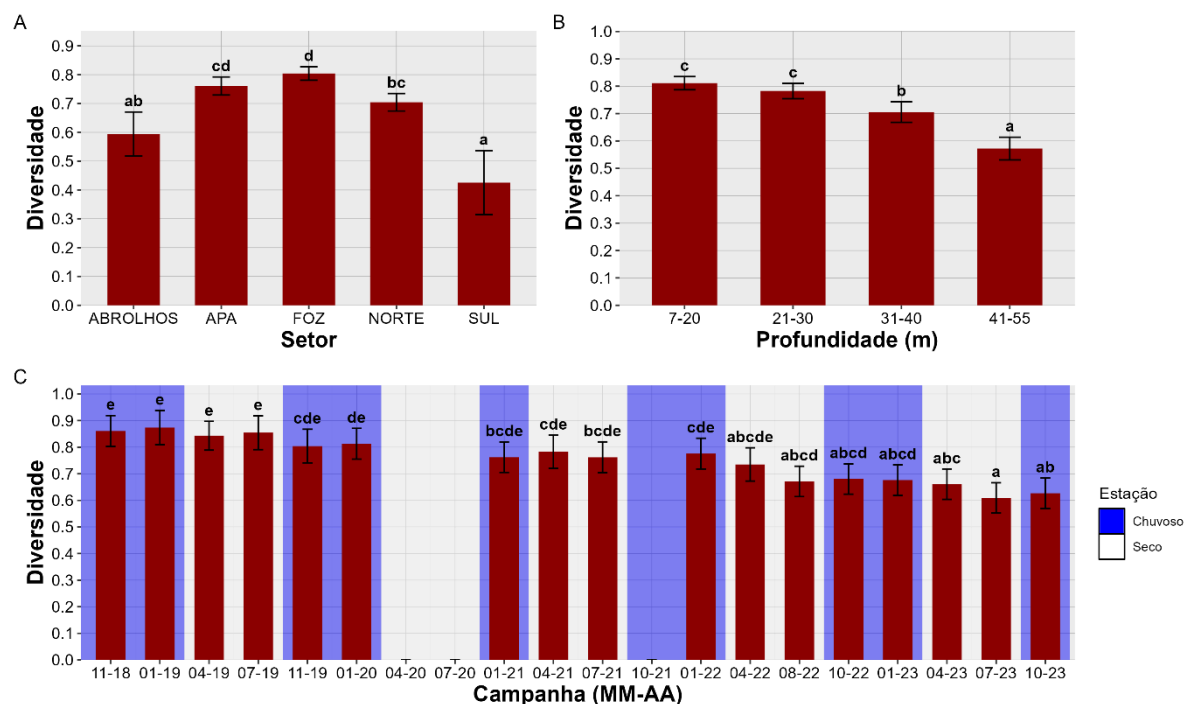
Figura 14: Riqueza de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



Para a riqueza dos vestígios de Mollusca, os valores foram constantes ao longo do monitoramento, sem efeito significativo entre os setores, profundidades e campanhas. Os valores de riqueza são constantes, pois se referem aos táxons Bivalvia, Gastropoda e Scaphopoda, porém, é importante salientar o aumento da abundância de vestígios discutidos anteriormente.

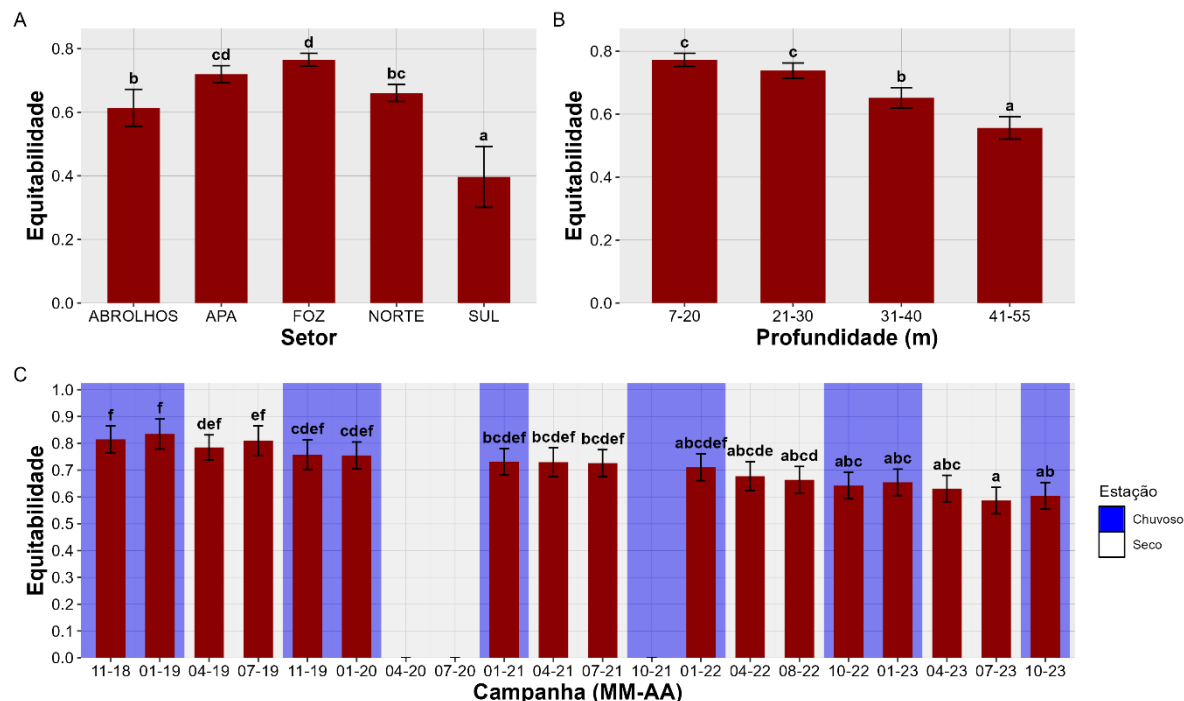


Figura 15: Índice de diversidade de Shannon-Wiener de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



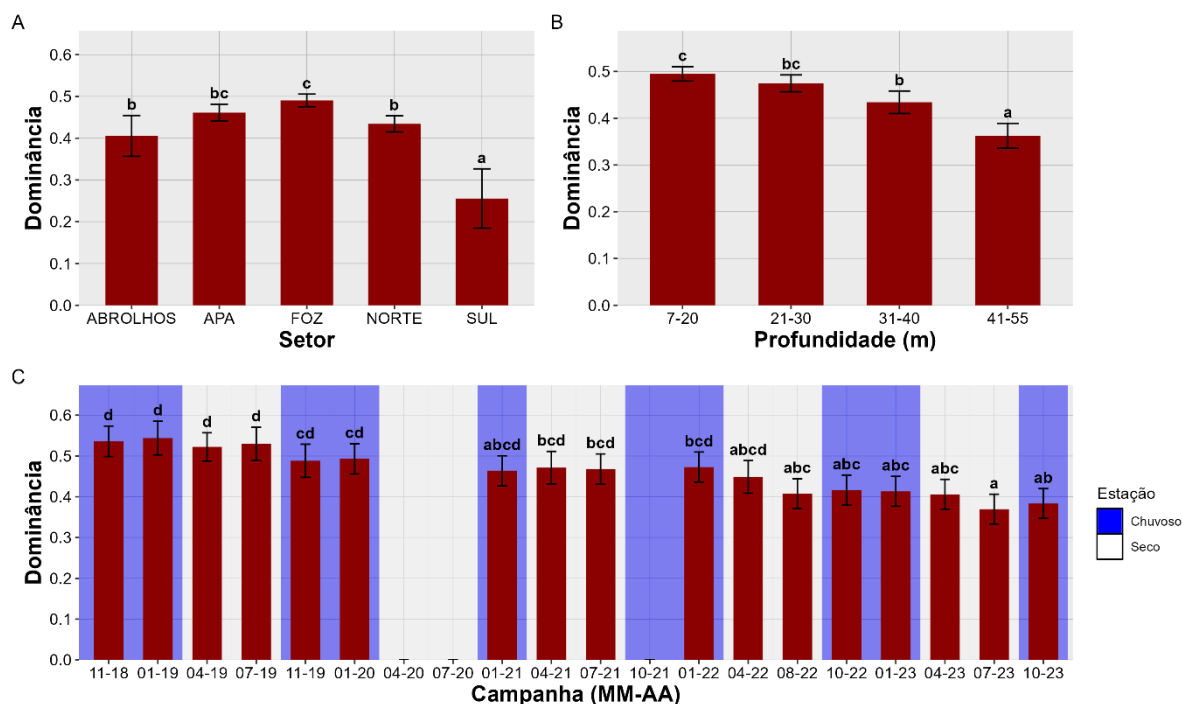
Os valores de diversidade para os vestígios de Mollusca foram menores para o setor Sul, e significativamente maiores para os setores Foz, APA e Norte, evidenciando as unidades amostrais com maior morte de organismos. Entre as profundidades, os maiores valores de diversidade foram registrados para as profundidades mais rasas (7-20 m e 21-30 m), significativamente diferentes das unidades de 31-40 m e 41-55 m. Há uma tendência à diminuição dos valores de diversidade com o aumento da profundidade, ao passo que houve um aumento na densidade de vestígios com o aumento da profundidade, observado anteriormente. Para as campanhas, não houve variações significativas ao longo do tempo até a campanha 08-22, onde os valores de diversidade dos vestígios apresentaram diminuição significativa em relação às campanhas do primeiro e segundo ano de monitoramento.

Figura 16: Índice de equitabilidade de Pielou de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



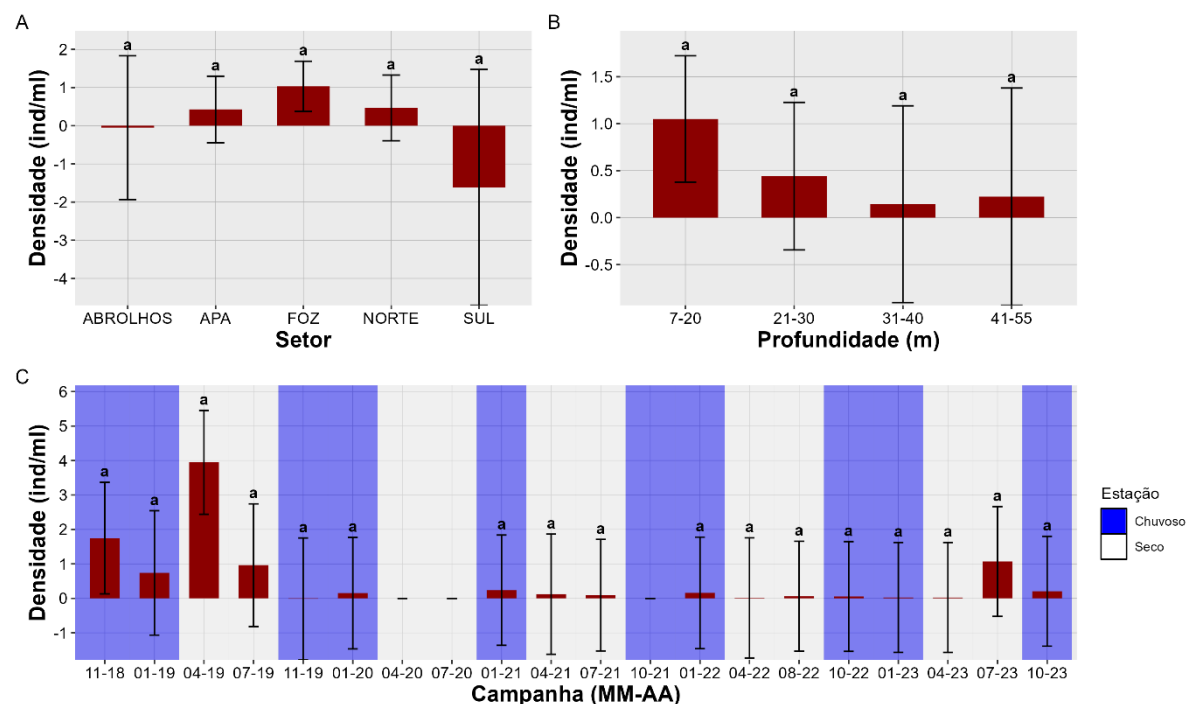
Quanto ao índice de equitabilidade de Pielou para vestígios de Mollusca, repetiu-se o mesmo padrão observado para o índice de diversidade, com maiores valores observados de vestígios para os setores Foz, APA e Norte, significativamente diferentes do setor Sul. Foi observada uma tendência à diminuição da equitabilidade com o aumento da profundidade, sendo as profundidades mais rasas significativamente maiores que as demais. Pode ser observada uma diminuição dos valores de equitabilidade a partir da campanha de 08-22.

Figura 17: Índice de dominância de Simpson de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



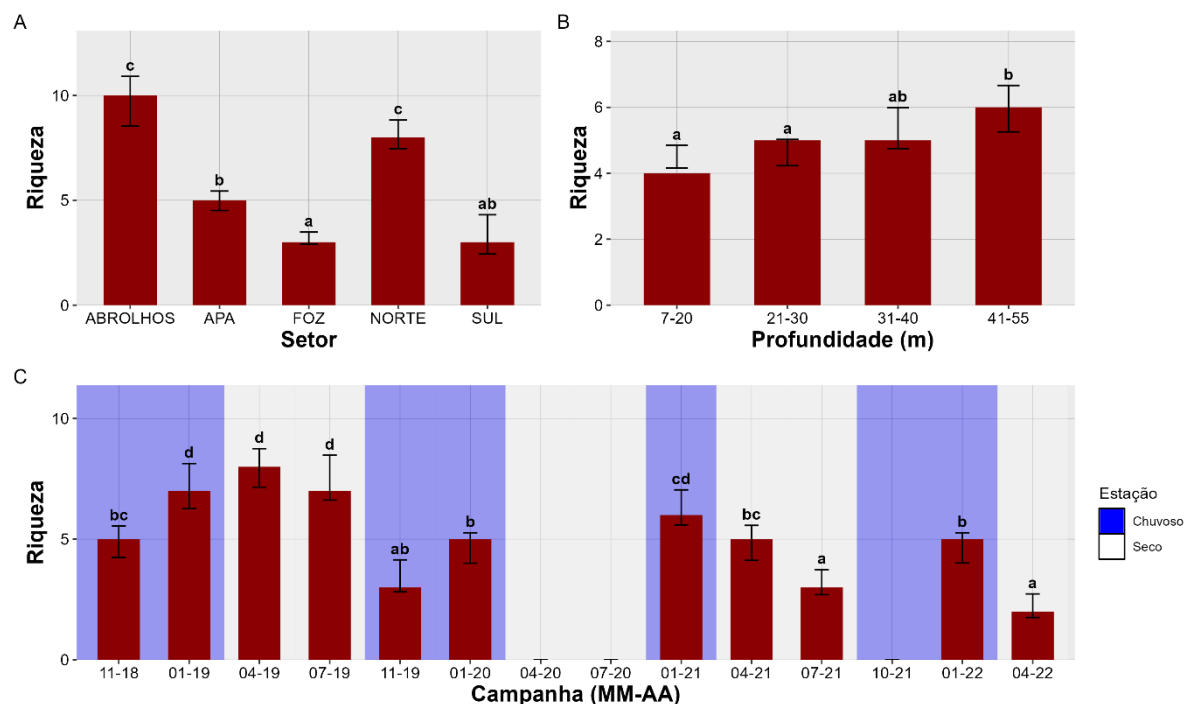
A dominância para vestígios de moluscos mostrou padrões bastante semelhantes aos de equitabilidade. O setor Foz apresentou valores significativamente superiores aos demais, exceto pelo setor APA. Para as profundidades, as mais rasas (07-20m e 21-30m) apresentaram valores mais altos que os das maiores profundidades (31-40m e 41-55m), sendo 07-20m significativamente diferente de 31-40m e 41-55m. Com relação às campanhas, houve pouca variação, com destaque apenas para os valores da campanha 07-23, que foram significativamente inferiores a todas as campanhas do primeiro e segundo ano de monitoramento.

Figura 18: Abundância (densidade) de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



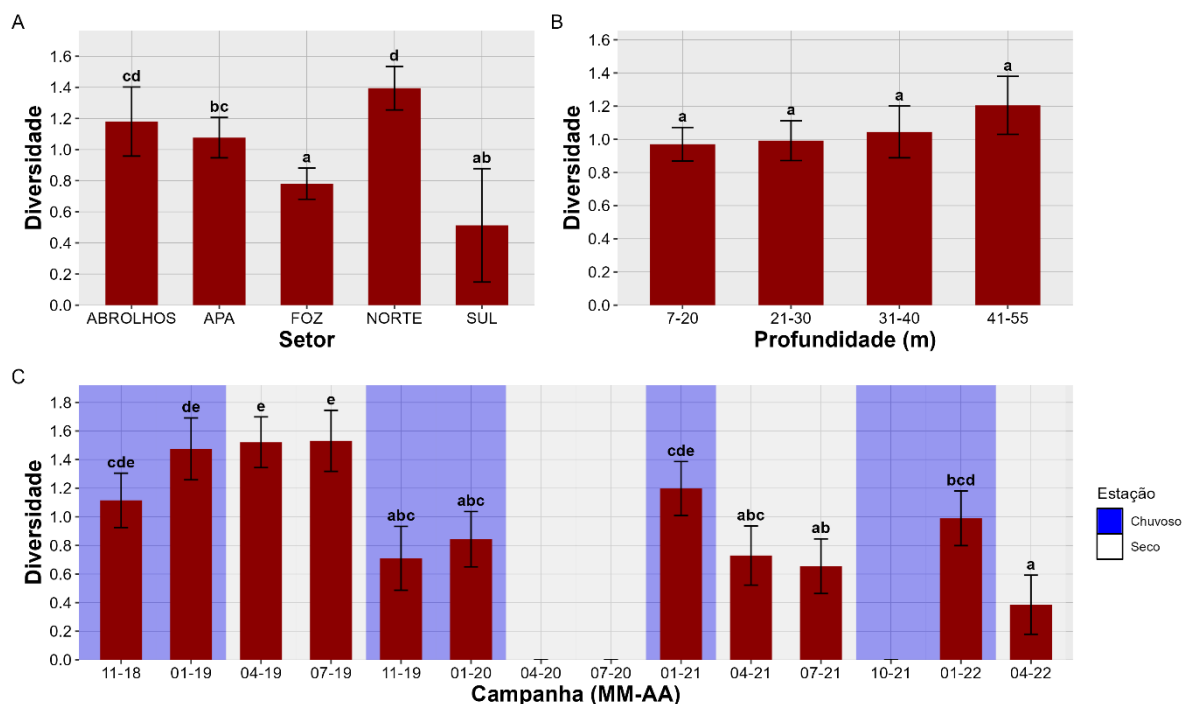
Embora as maiores abundâncias (densidades) de Polychaeta tenham sido registradas no setor Foz, não houve variação significativa entre os setores, ao passo que os setores Abrolhos e, sobretudo Sul, apresentaram valores de abundância de organismos muito baixos. A grande abundância do setor Foz está associada à família Spionidae, considerada tolerante aos impactos. Entre as profundidades, as estações amostrais mais rasas (07-20 m) foram as que concentraram os maiores valores de abundância, e não foi observada diferença estatística entre as categorias de profundidade. Entre as campanhas, os maiores valores de abundância (densidade) de Polychaeta foram registrados nas campanhas 04-19 e 11-18, possivelmente relacionados ao alto número de indivíduos da família Spionidae. A partir da campanha 11-19, houve flutuações na abundância de Polychaeta, com um novo aumento na campanha 07-23. Em geral, não houve a formação de um padrão consistente temporalmente, com valores mais baixos do que os observados no início do monitoramento, exceto para a campanha 07-23.

Figura 19: Riqueza de famílias de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais. Os dados posteriores à campanha 04-22 estão incluídos nas análises de Macrofauna (Figuras 01 a 07), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



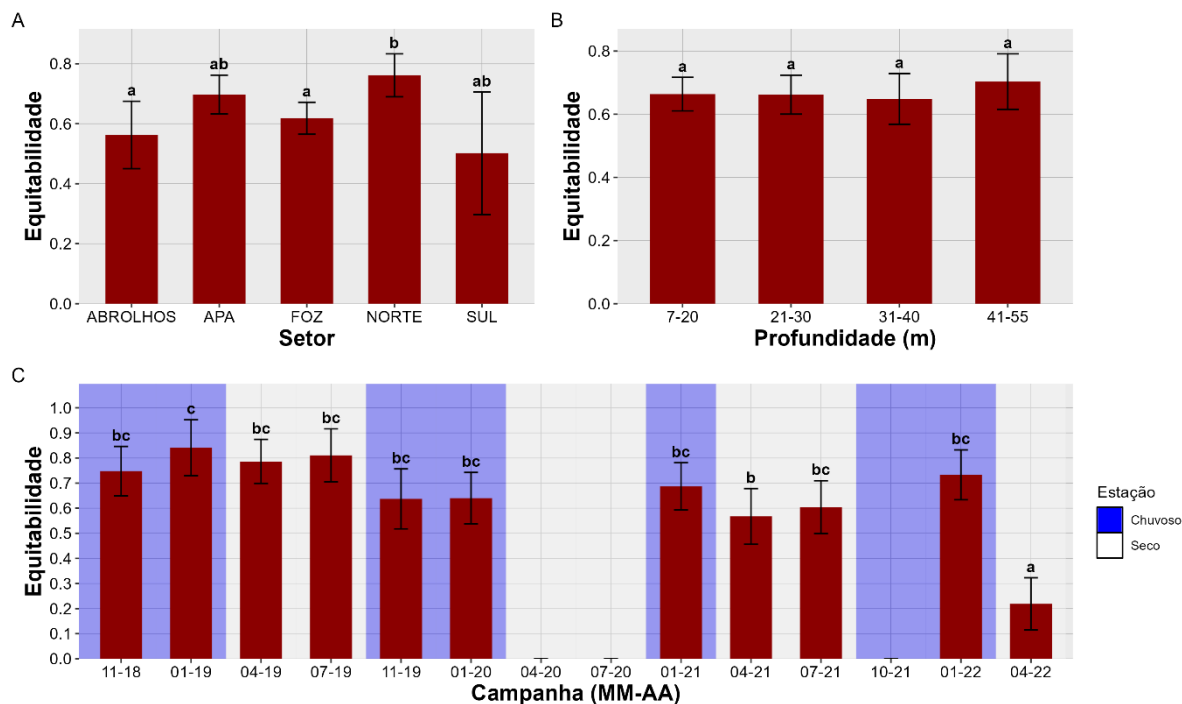
O setor Foz apresentou o menor valor de riqueza de Polychaeta, com diferença significativa entre os demais setores, com exceção do setor Sul. Semelhante à abundância discutida anteriormente, o menor valor de riqueza do setor Foz está associado à família Spionidae. Para as profundidades, as amostras situadas entre 41-55m apresentaram os maiores valores, e apresentaram diferenças significativas em relação às amostras situadas em menores profundidades (7-20m e 21-30m). Entre as campanhas, 11-19, 07-21 e 04-22 apresentaram os menores valores, sendo que 07-21 e 04-22 são significativamente diferentes da maioria das campanhas, exceto 11-19. A amostra com o maior valor (04-19) apresentou diferença significativa em relação a todas as outras campanhas, exceto 01-19, 07-19 e 01-21.

Figura 20: Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais. Os dados posteriores à campanha 04-22 estão incluídos nas análises de Macrofauna (Figuras 01 a 07), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



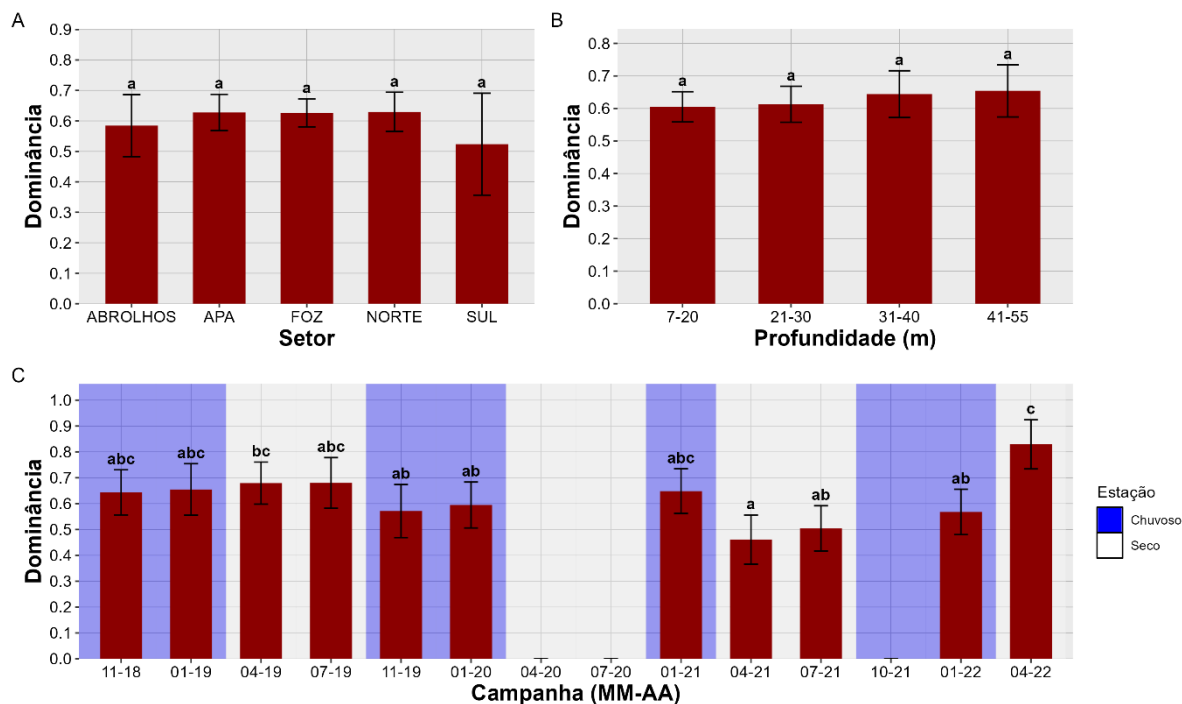
Para o índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de Polychaeta, o setor Sul apresentou os menores valores, com diferença significativa quando comparado aos setores Abrolhos e Norte. Entre as profundidades, observou-se a tendência a um aumento discreto da diversidade nas profundidades de 31-40 m e 41-55 m, entretanto sem diferenças significativas entre as categorias. Para as campanhas, a diversidade teve um padrão mais claro do que o observado para a riqueza (descrito anteriormente). Os valores mais altos foram observados no primeiro ano do monitoramento e diferiram significativamente das demais campanhas, exceto na campanha 01-21 (período chuvoso). A campanha 04-22 (período seco) apresentou os menores valores. Ambas são significativamente diferentes entre si.

Figura 21: Índice de equitabilidade de Pielou da comunidade de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste post-hoc, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais. Os dados posteriores à campanha 04-22 estão incluídos nas análises de Macrofauna (Figuras 01 a 07), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



Para os resultados de equitabilidade de Pielou da comunidade de Polychaeta, o setor Norte apresentou os maiores valores diferindo significativamente dos setores Abrolhos e Foz. Para as profundidades não foram observadas diferenças significativas. O menor valor de Equitabilidade foi observado na campanha 04-22 (período seco) que diferiu significativamente das demais campanhas.

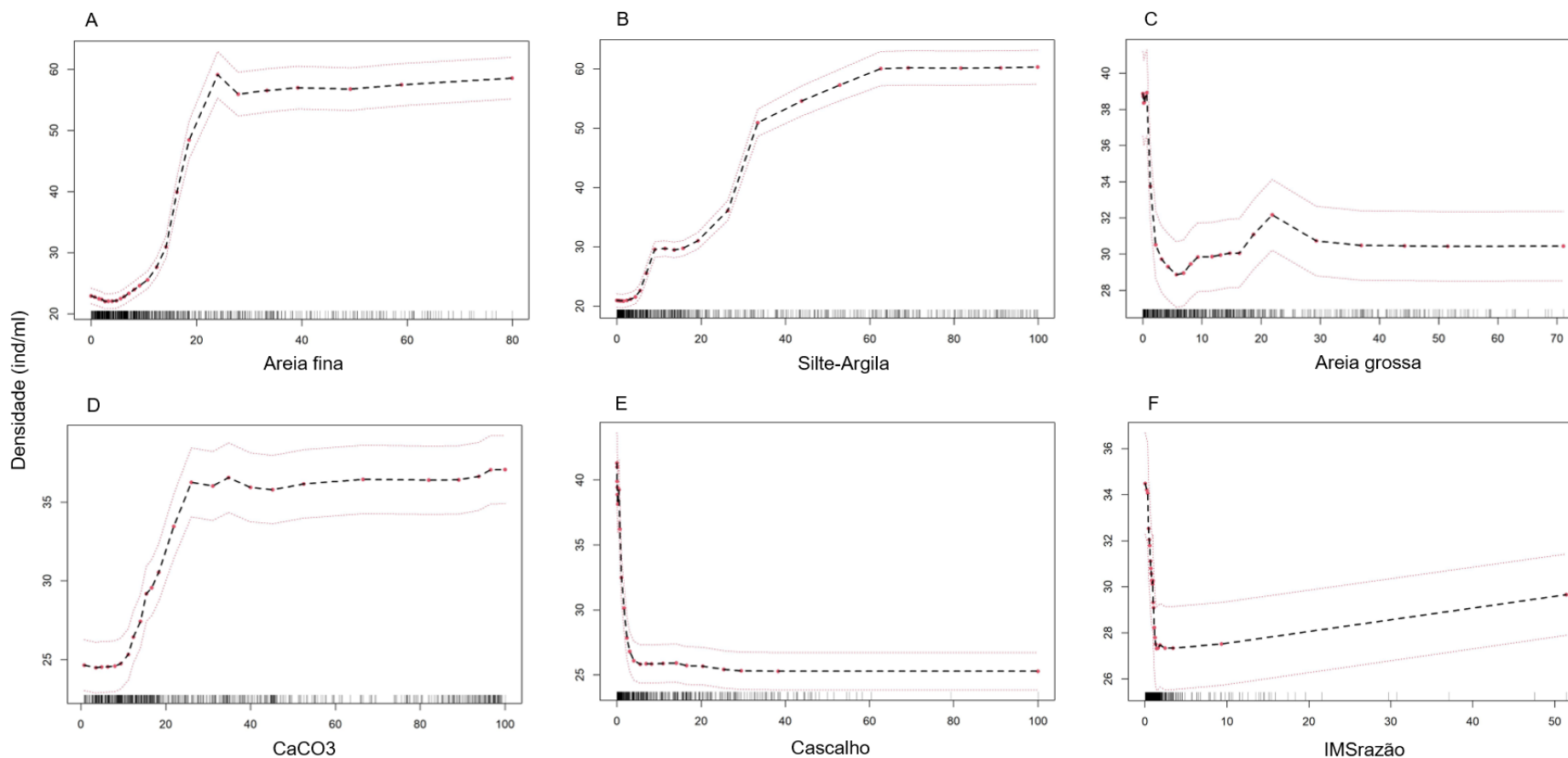
Figura 22: Índice de dominância de Simpson da comunidade de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas no Ano 1. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. Letras minúsculas representam a semelhança estatística das comparações par-a-par do teste *post-hoc*, com correção de Bonferroni, do modelo ajustado. Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais. Os dados posteriores à campanha 04-22 estão incluídos nas análises de Macrofauna (Figuras 01 a 07), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



Os resultados não mostraram diferenças significativas para o índice de dominância de Simpson da comunidade de Polychaeta entre os Setores e Profundidades. O maior valor de dominância foi observado na Campanha 04-22 (período seco), consolidando o menor valor de equitabilidade observado anteriormente. Os menores valores foram observados na campanha 04-21 (período seco).

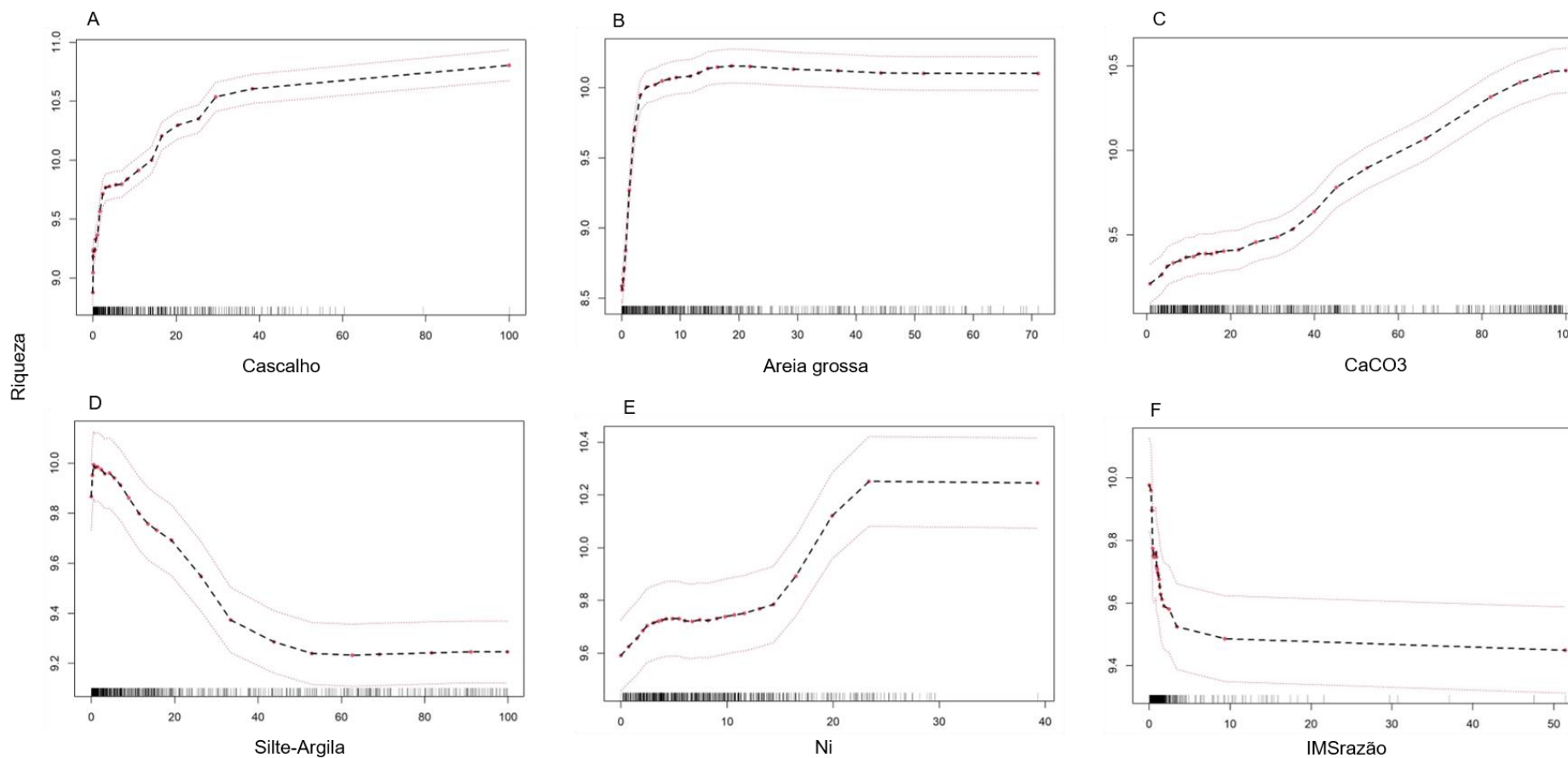


Figura 23: Dependência parcial da densidade total da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão Random Forest. Ordem de apresentação das variáveis representa a ordem de importância para o modelo.



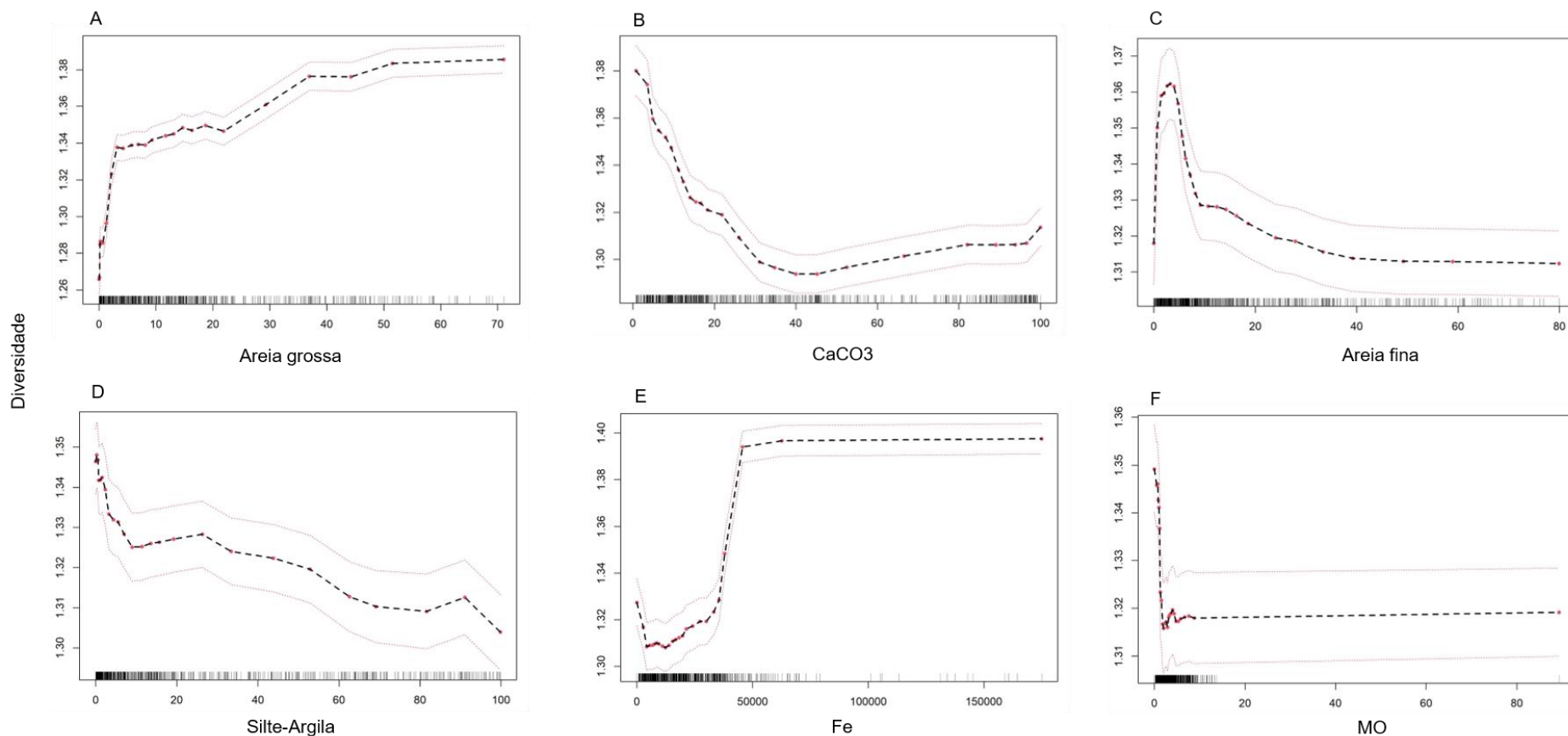
Entre as variáveis ambientais analisadas, os diferentes tipos de sedimento, como areia fina, silte-argila e areia grossa (relacionado aos maiores teores de carbonato de cálcio), foram as que mais influenciaram na variação dos indicadores (Figura 23), e os resultados evidenciam diferentes naturezas de efeitos. Os substratos com maior granulometria, areia grossa e cascalho, são caracterizados por altos teores de carbonato de cálcio, uma vez que são principalmente compostos por sedimento biodetrítico e bancos de rodolitos, ambientes que disponibilizam diferentes microhabitats, o que afeta a densidade de forma relativamente fraca. Por outro lado, os sedimentos mais finos apresentaram relação positiva com a densidade de organismos. Este aumento de densidade reflete o aumento de vestígios de organismos nestes substratos, o que é ainda mais evidenciado pela correlação negativa entre riqueza e silte-argila, dada a afinidade química de metais do rejeito (IMS) com a lama (silte-argila).

Figura 24: Dependência parcial da riqueza da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão Random Forest. Ordem de apresentação das variáveis representa a ordem de importância para o modelo.



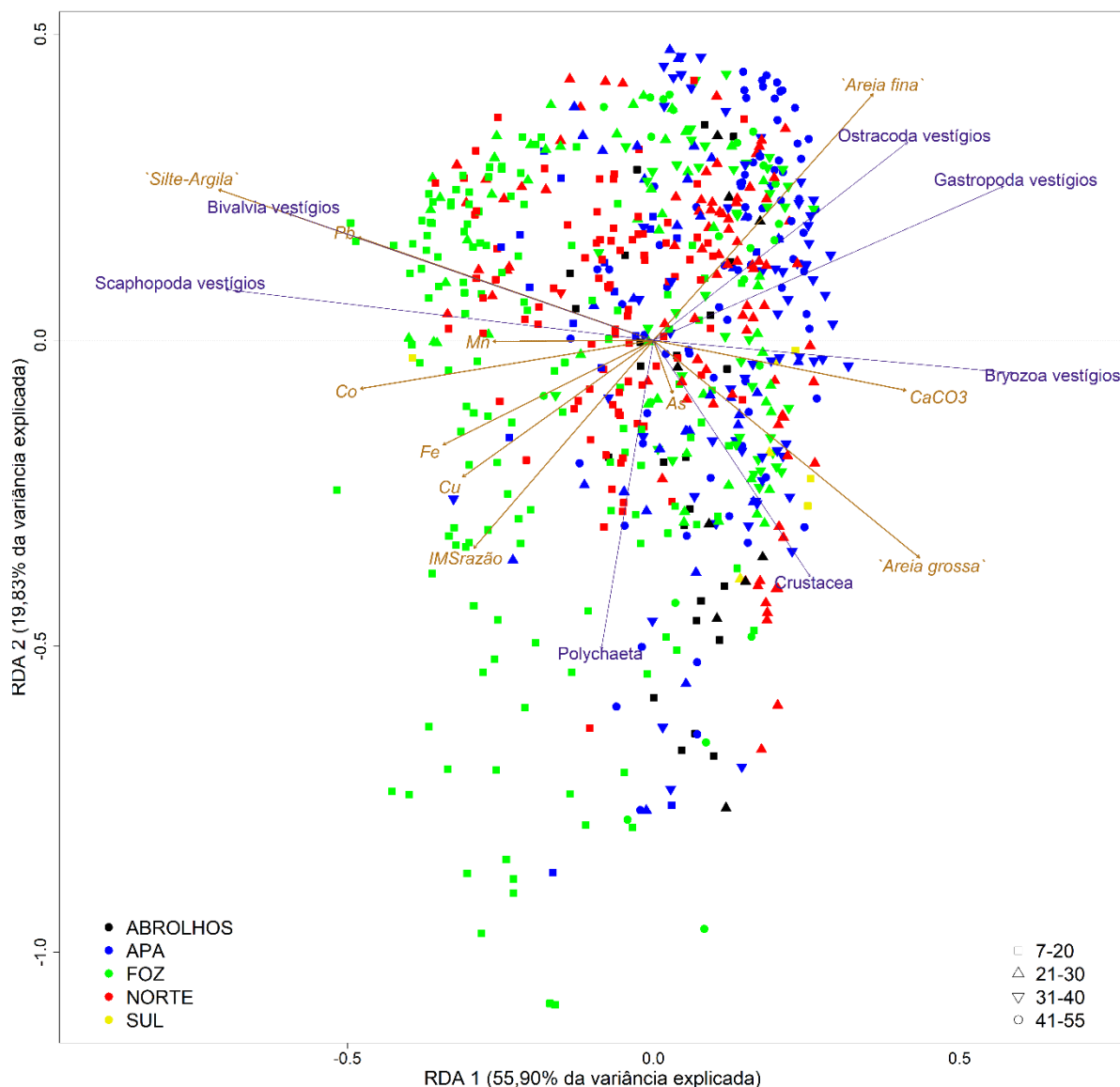
O cascalho, areia grossa e carbonato de cálcio refletiram uma correlação positiva com a riqueza, sendo as variáveis ambientais com maior importância para explicar sua variação (Figura 24). O Índice Mineralógico do Ferro (IMS) mostrou uma correlação negativa com a riqueza, ou seja, a riqueza dos organismos indicadores tratados aqui diminuiu significativamente nas amostras com presença do rejeito, apontada pelo IMS. De maneira geral, para os descritores de comunidade analisados, a contribuição dos efeitos da presença de lama na estruturação das comunidades é potencializada pela presença e intensidade do rejeito (IMS). Este cenário tem sido demonstrado ao longo de todo o monitoramento.

Figura 25: Dependência parcial do índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão Random Forest. Ordem de apresentação das variáveis representa a ordem de importância para o modelo.



Para o índice de diversidade, quatro variáveis são consideradas ambientais: percentual de areia grossa, Carbonato de Cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), percentual de areia fina, e percentual de silte-argila, evidenciando diferentes naturezas de efeito (Figura 25). Os substratos com maior granulometria são caracterizados por altos teores de carbonato de cálcio, uma vez que são principalmente compostos por sedimento biodetrítico e bancos de rodolitos, o que está refletido na correlação positiva com a diversidade. O Índice Mineralógico do Ferro (IMS), embora ausente na figura acima, é uma das variáveis com poder explicativo sobre a variação desse índice (a oitava na ordem das 21 variáveis analisadas). Esses resultados mostram que a diversidade dos organismos, especialmente os táxons mais raros, diminui drasticamente nas amostras com presença do rejeito. Esse resultado reforça a contribuição dos efeitos da presença de lama na estruturação das comunidades, fato que tem sido demonstrado ao longo de todo o monitoramento.

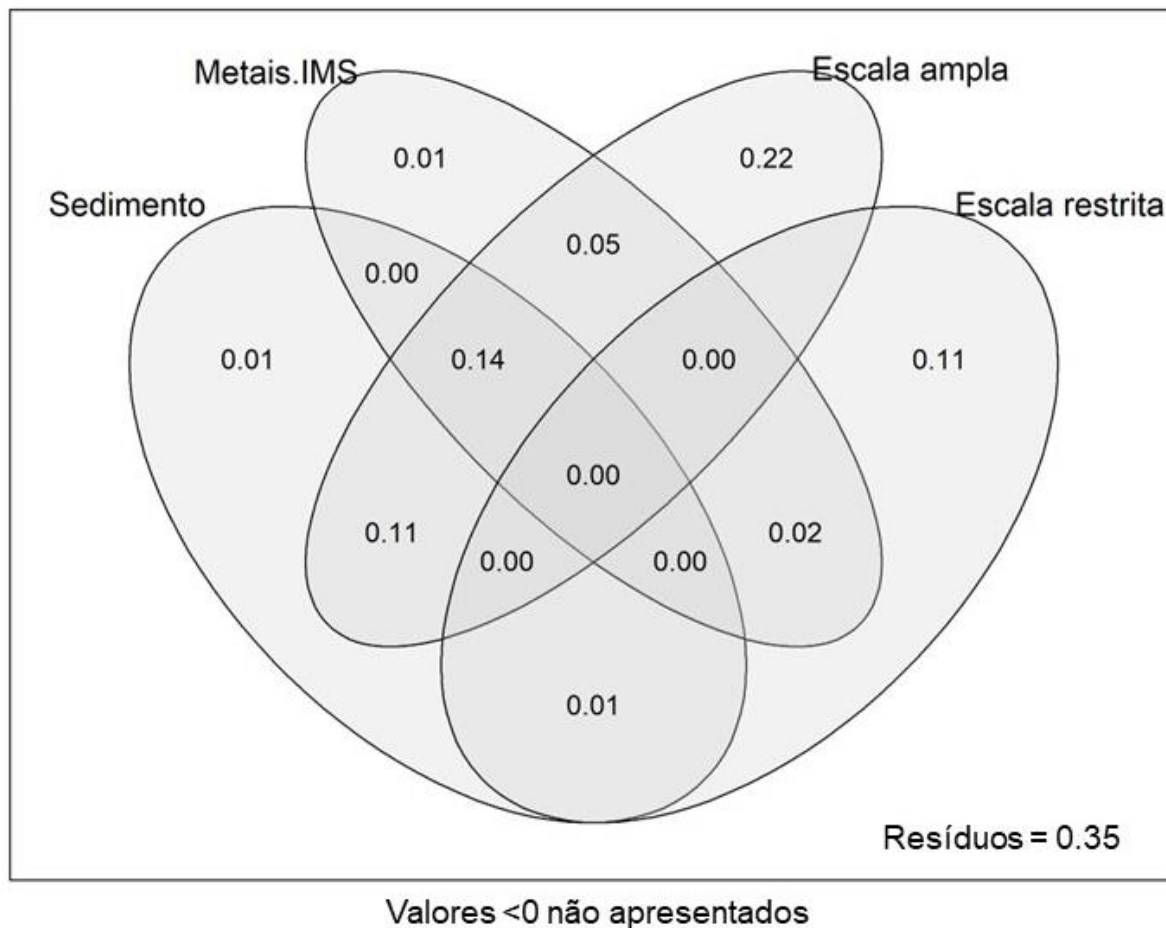
Figura 26: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade macrobentônica para os Anos 1, 2, 3, 4, 5 e 6 entre os setores Foz, Norte, APA, Abrolhos e Sul. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.



A estruturação da comunidade macrobentônica nos cinco anos de monitoramento foi espacialmente demarcada e dependente principalmente da composição do sedimento, como era de se esperar, mas também da correlação entre a variável IMS e o percentual de lama (silte-argila). Essa influência é dependente da escala espacial utilizada, ganhando destaque, principalmente, quando os setores são comparados. Foi identificada uma clara distinção entre as comunidades macrobentônicas presentes no setor Foz do rio Doce e em áreas adjacentes, ao sul – nas estações mais rasas do setor APA/REVIS, e sobretudo no setor Norte, na localidade de Degredo. Esses resultados evidenciam a amplitude espacial do impacto do rejeito, identificado principalmente pelos valores mais altos de IMS associados às maiores concentrações de silte-argila, e metais como Cobre e Chumbo, sobre a estrutura das comunidades bentônicas nas estações próximas à Foz do rio Doce e regiões adjacentes à costa. Nas áreas com os valores mais altos de IMS, observa-se que há uma predominância de Polychaeta,

especialmente de grupos resistentes, como Spionidae e Magelonidae, já conhecidos na literatura por resistirem a contaminações por metais e soterramento. Esse padrão coincide com o observado para a evolução espaço-temporal do sinal de rejeito e com o padrão de longo-prazo do transporte de sedimento, já reportado para a região marinha rasa adjacente à foz do rio Doce.

Figura 27: Partição da influência das variáveis ambientais na variação apresentada na RDA.



Avaliando a contribuição individual e combinada, de cada partição das variáveis abióticas, observa-se que, da variação explicada pelo modelo utilizado na RDA, 1% é explicada pela matriz ambiental (sedimento), e 1% explicada pela matriz Metals-IMS. A maior contribuição para a explicação é dada pela matriz espacial em larga escala com 22%, indicando uma variabilidade relacionada com a dimensão geográfica da área de monitoramento. Apesar disso, a interação entre as matrizes Metal-IMS e espacial em larga escala contribui com 5% de explicação, além de mais 14% quando essas matrizes interagem com a matriz ambiental de sedimento, especialmente silte-argila, evidenciando a potencialização do efeito da lama pela presença do rejeito na estruturação da comunidade bentônica. A manutenção da integração da matriz Metal-IMS entre as principais variáveis estruturadoras da comunidade, reforça a relação direta entre a presença do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão e a estrutura da macrofauna bentônica marinha.



#### 4 INTEGRAÇÃO COM OS RESULTADOS APRESENTADOS PELA CT-GRSA

Este item foi criado neste documento considerando o atendimento à solicitação realizada pela CTBio através da Nota Técnica 2/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, onde foi solicitado ao Tema que relacionasse “os *achados e suas relações com o sedimento com documentos aprovados no âmbito da Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental - CT-GRSA*”. Desta forma, a Fundação Renova, através do Ofício FR.2024.0937, nos disponibilizou dois documentos: o relatório sobre “Estudos de Transporte de Sedimentos na Bacia do rio Doce e nos Rios Afetados Pelo Rompimento da Barragem de Fundão”, área que não é contemplada na amostragem deste Tema; e o **P5 – Relatório de processos sedimentológicos conexos ao rio Doce e aos rios adjacentes**, que trata sobre a região da plataforma continental do rio Doce, área de estudo deste Tema no PMBA, sobre o qual nos debruçamos, especialmente a Etapa 3, de apresentação dos resultados.

Porém, antes de tratarmos tecnicamente sobre as associações entre os resultados dos documentos, algumas considerações são fundamentais, são elas:

O PMBA está completando, praticamente, seu sexto ano de implementação, onde tem-se desenvolvido um trabalho de uma complexidade nunca possibilitada para estudos ecológicos dessa natureza. Esta complexidade visa a integração de dados de diferentes abordagens, envolvendo grupos de pesquisadores de áreas complementares, de forma a permitir a mais cuidadosa e robusta apresentação das relações causais entre efeitos do rejeito de Fundão sobre a biodiversidade aquática. Este tema, por exemplo, é parte do grupo chamado de Marinho Integrado, em que as amostragens são realizadas de forma conjunta entre este e os Temas que abordam os fatores abióticos, como Sedimentologia, Mineralogia e Hidrogeoquímica. Dessa forma, os resultados apresentados nos relatórios trazem análises robustas que nos permitem identificar a presença da lama do rejeito (IMS), a presença de outros contaminantes metais e não-metais, o tipo de sedimento, a presença de fatores ambientais naturais como matéria orgânica e carbonato de cálcio, determinantes no estabelecimento das comunidades bentônicas. Esses resultados nos permitem, assim, indicar os efeitos nas comunidades bentônicas associados efetivamente à presença da lama do rejeito, de forma cuidadosa e robusta. Soma-se às diferentes abordagens, a amplitude da malha amostral deste estudo, que nos permite determinar espacialmente a área de abrangência dos efeitos da lama do rejeito.

Ao longo destes anos de trabalho, várias modificações no formato dos relatórios nos foi solicitada pela CTBio, de forma a tornar mais objetiva a apresentação dos resultados complexos deste monitoramento. Consequentemente, o formato atual dos relatórios não permite uma apresentação dos resultados e da discussão mais detalhada, em que essas relações entre fatores bióticos e abióticos sejam mais amplamente esclarecidas, assim como a área sob efetivo impacto. Por esta razão, durante as considerações apresentadas, são citados os relatórios anteriores, especialmente aquele que se refere ao ANO 1 do PMBA/Fest (RA 2020 – RTD36 – Ambiente Marinho, item 1.1.7. Bentos), período tratado no documento apresentado, assim como os demais relatórios que se seguiram, que, certamente, poderiam fornecer subsídios para a melhor compreensão do contexto deste Tema no PMBA.

A seguir, então, são feitas as considerações técnicas específicas sobre os documentos solicitados, conforme explicado anteriormente:

Considerando as informações do **P5 – Relatório de processos sedimentológicos conexos ao rio Doce e aos rios adjacentes – etapa 3**, onde são apresentados dados para os anos de 2016 a 2019, correspondentes ao ANO 1 desse monitoramento, no que se refere aos aspectos hidrodinâmicos na altura da foz do rio Doce, as correntes marinhas possuem componentes para Sul, porém, com muitos episódios de correntes para o Norte, associados às passagens de frentes frias e tempestades tropicais de verão, apresentando picos de velocidades de deriva mais intensas, com persistência de poucos dias.

Por outro lado, devido aos efeitos de gradientes de densidade, decorrentes das variações de salinidade, afirmam que para o norte das desembocaduras dos rios, em especial do rio Doce, há menos deriva para o sul e, conseqüentemente, mais deriva para o norte. Ressaltam a formação de uma faixa aderente ao litoral com significativa persistência de deriva para o norte, especialmente ao norte da foz do rio Doce.

Esses dados são corroborados pelos dados dos Temas de Sedimentologia, Mineralogia e Hidrogeoquímica do PMBA/Fest, assim como pelos resultados deste Tema, Bentos de Substrato Inconsolidado, onde os efeitos mais drásticos do rejeito, evidenciado pelo Índice Mineralógico (IMS), sobre a comunidade bentônica, são observados nas menores profundidades, na linha adjacente à costa, do Setor Foz e a norte, no ponto mais próximo à foz do rio Doce, Degredo (DEG 1), conforme evidenciado pela análise de RDA, Figura 26, além dos dados especificamente para o período, tratados no RA 2020 – RTD36 – Ambiente Marinho, item 1.1.7. Bentos, assim como nos relatórios que se seguiram até o documento atual (RA 2023).

Quanto à dinâmica de sedimento, o **P5 – Relatório de processos sedimentológicos conexos ao rio Doce e aos rios adjacentes – etapa 3** traz as informações sobre a intensidade do rejeito na região costeira da foz do rio Doce nos primeiros 90 dias a partir da sua chegada na plataforma continental. O relatório ressalta ainda que, a partir de 180 dias após a chegada, os aumentos da quantidade de lama do rejeito na região costeira estiveram associados a eventos meteorológicos e variações de marés, afirmando que a presença do rejeito no sedimento do rio Doce passou a ser irrelevante a partir de abril de 2016, conforme a concentração de minério de ferro nas amostras (página 82).

Os resultados apresentados ao longo do PMBA/Fest por este Tema trazem os dados detalhados sobre o efeito dos contaminantes analisados, metais (associados a sedimentos finos) e contaminantes orgânicos para o período a que se refere o relatório, (ANO 1 - RA 2020 – RTD36 – Ambiente Marinho, item 1.1.7. Bentos), que foram reforçados nos documentos a partir dos anos seguintes do monitoramento, pela disponibilização do Índice Mineralógico (IMS). Os valores de IMS detectados nas amostras adjacentes à foz do rio Doce ao longo do monitoramento evidenciam a presença da lama do rejeito e permitem, a partir das análises desenvolvidas, a conclusão robusta sobre a relação causal destes contaminantes com os efeitos sobre a comunidade bentônica. Vale ainda reforçar que os resultados das análises desenvolvidas neste Tema, associando os dados de composição faunística e

de estrutura da comunidade bentônica da plataforma continental aos dados sedimentológicos, geoquímicos e mineralógicos, indicam até o momento (RA 2023) a relevância dos efeitos da presença da lama do rejeito nesse ambiente, decorridos oito anos da sua chegada ao ambiente marinho.

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO**

Ao longo dos cinco anos de monitoramento, a análise dos indicadores da macrofauna bentônica oferece uma narrativa complexa e dinâmica sobre as respostas do ecossistema à presença do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão. A análise das métricas abundância (densidade), riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância dos táxons ao longo da série espacial e temporal definiu Mollusca, Polychaeta, Nematoda e Crustacea como os principais indicadores, a serem discutidos a seguir.

A análise da composição taxonômica da macrofauna incluindo vestígios (Figura 1), ilustra que os táxons dominantes se concentram nos vestígios de Gastropoda, Bivalvia, Ostracoda e Bryozoa. Ao se excluir os vestígios da análise (Figura 2), observa-se uma variação temporal na dominância de Polychaeta, Nematoda e Crustacea. Estes resultados corroboram a dominância de grupos depositívoros, em locais submetidos a impactos por metais. A Figura 3, na qual a abundância (densidade) de organismos é analisada ao longo dos setores, profundidades e campanhas, retrata uma maior representatividade na densidade de organismos com o aumento da profundidade, mas, sobretudo, a tendência ao aumento significativo na abundância (densidade) de organismos nos três últimos anos do monitoramento (08-22 a 10-23), muito semelhante à tendência observada na Figura 13, referente ao aumento considerável do número de vestígios de Mollusca. Vale destacar que as coletas das campanhas 08-22, 01-23 e 10-23 ocorreram após intensos períodos de chuva, sugerindo a exposição da macrofauna bentônica à chegada de contaminantes pelo rio, e comprometendo o processo de recuperação e restauração destes organismos.

O setor Foz apresentou os menores valores médios de riqueza da macrofauna e de moluscos com partes moles, e de riqueza e diversidade de poliquetas. Estes resultados indicam que ainda se observa um impacto acentuado, chegando primeiramente à Foz, e que está influenciando negativamente a comunidade bentônica, mesmo decorridos oito anos do rompimento da barragem. O setor Sul apresentou, de maneira geral, os menores valores para os índices ecológicos em função do menor número de amostras em comparação aos demais setores, uma vez que as coletas foram realizadas somente no Ano 1.

A bioacumulação de metais pesados pode ser maior em espécies que vivem em estreita associação com o sedimento dos ecossistemas aquáticos (ZUYKOV et al., 2013). Conforme mostram os resultados da Random Forest (Figura 23 a Figura 25), o Índice Mineralógico do Ferro (IMS), que reflete a presença e intensidade do rejeito, mostrou uma correlação negativa com a riqueza dos organismos indicadores, de forma que a riqueza diminui significativamente nas amostras com presença do rejeito. A diversidade

dos organismos também diminuiu drasticamente nas amostras com presença do rejeito. Em contrapartida, foi observada uma correlação positiva entre a densidade dos organismos e os sedimentos mais finos, refletindo o aumento de vestígios nestes substratos.

Outra propriedade que influencia de maneira bastante efetiva na bioacumulação de metais é a granulometria do sedimento (ZHANG et al., 2014). Cascalho, areias finas e grossas apresentaram uma correlação positiva com a macrofauna bentônica, sobretudo o sedimento mais fino e a densidade de vestígios dos organismos. A argila e o silte correspondem a fração mais fina dos sedimentos, e em geral contém maiores concentrações de metais em comparação com partículas maiores (LIU et al., 2019) por causa da capacidade de troca catiônica e área de superfície maiores, que influenciam na interação com as concentrações de metais disponíveis no ambiente (ZHANG et al., 2014; LIU et al., 2019). Os resultados da RDA (Figura 27) sobre as contribuições parciais das matrizes de Metal-IMS e Lama combinadas na distribuição dos organismos na área de estudo reforçam a potencialização dos efeitos da lama do rejeito (IMS + Lama) sobre a comunidade bentônica.

Segundo Hatje et al. (2017), a chegada do silte+argila (lama) na zona costeira, através rio Doce, provocou grande mortalidade de biota, devido ao soterramento e sufocação por esse sedimento fino, o que pode ter contribuído com a diminuição da riqueza observada principalmente no setor da Foz. Com isso, fica claro que a riqueza de táxons é afetada não apenas pela variabilidade natural da área de estudo, mas também pela influência da chegada do material proveniente da barragem de Fundão, seja por efeitos de contaminantes metais ou pelo aumento da concentração de sedimento fino na região marinha.

## MOLLUSCA

Moluscos gastrópodes e bivalves destacaram-se como os táxons mais abundantes em todo o período de monitoramento quando os vestígios destes organismos foram considerados na análise da biota. A abundância (densidade) de vestígios de Gastropoda apresentou uma tendência de aumento ao longo dos anos, tendo o seu ápice na campanha 07-23, ao passo que os setores Foz e APA apresentaram os maiores valores para este grupo. Bivalvia também apresentou uma tendência de aumento da abundância (densidade) de vestígios ao longo dos anos semelhante à Gastropoda.

As famílias de bivalves Corbulidae e Nuculidae destacaram-se como as de maior ocorrência e estruturadas por sedimentos de areia fina e silte-argila, e presença de metais como o chumbo, sugerindo a maior resistência destes táxons ao efeito do rejeito. Corbulidae é caracterizada por animais filtradores e depositívoros que se enterram superficialmente no substrato, principalmente lamoso. Espécimes de Nuculidae são depositívoros infaunais encontrados principalmente em sedimentos de lama siltosa, e são considerados oportunistas em áreas impactadas (RHIND & ALLEN, 1992; HUBER, 2010). Essas características tornam essas espécies como acumuladoras potenciais de metais, consequentemente podem ser consideradas como bioindicadoras (SAAVEDRA et al., 1999).

## POLYCHAETA

Annelida Polychaeta foi o grupo mais abundante entre os 16 filos de organismos com partes moles identificados em todo o período de monitoramento (Figura 2). O setor Foz e as estações amostrais mais rasas apresentaram os maiores valores de densidade para este grupo, corroborando o padrão relatado na literatura de prevalência de poliquetas em áreas próximas a foz de rios contaminados.

Entre as famílias identificadas, destacam-se Spionidae e Magelonidae. Spionidae esteve presente ao longo de todo o monitoramento em todos os setores, sendo que o setor Foz apresentou as maiores densidades dessa família, porém sua abundância mostrou-se decair ao longo do monitoramento. A densidade de Magelonidae foi maior no setor APA, sendo que nos anos 2 e 4 não foram registradas ocorrências para esta família. Quanto à profundidade, as amostras coletadas em maiores profundidades apresentaram maior abundância de Spionidae, enquanto aquelas coletadas em áreas mais rasas revelaram maior prevalência de Magelonidae.

A família Spionidae é reconhecida por ser tolerante à poluição por metais (ROE et al., 2020; SAHU & HALDAR, 2022), ao enriquecimento orgânico (DEAN, 2008) e baixas concentrações de oxigênio (MAXIMOV & BEREZINA, 2023). Em geral, organismos pertencentes a esta família são considerados como consumidores de interface, ou seja, podem ser organismos depositívoros ou suspensívoros capazes de alternar entre esses modos alimentares de acordo com as condições ambientais (DAUER et al., 1981). Características biológicas como a plasticidade alimentar podem conferir aos organismos mais resiliência e resistência em ambientes perturbados. Consequentemente, tais características podem favorecer a abundância e constância desses organismos em locais sujeitos a impactos tais como o gerado pelo rompimento da barragem de Fundão.

Os espécimes de Magelonidae são depositívoros de superfície que podem ser encontrados em substratos arenosos e lamosos, e ainda em substratos arenosos compactados (FIEGE et al., 2000; TILLIN & RAYMENT, 2016; HERNÁNDEZ-ALCÁNTARA & SOLÍS-WEISS, 2021). Os organismos desta família são considerados indicadores de poluição, uma vez que são oportunistas (caracterizadas por altas taxas de reprodução), e, portanto, mais tolerantes a eventos de estresse (SIVADAS et al., 2010; DEL-PILAR-RUSO et al., 2015).

## NEMATODA

Ao longo dos cinco anos de monitoramento, foi possível observar uma elevação na abundância do filo Nematoda (Figura 2). Em um panorama geral, quando desconsiderados os vestígios, Nematoda assume a segunda posição como grupo mais abundante, superado apenas por Polychaeta. Ainda desconsiderando os grupos com vestígios, Nematoda se apresenta como o grupo mais abundante no quinto ano de monitoramento. A profundidade parece não afetar sua abundância e, dentre os setores, eles foram mais abundantes no Norte e menos abundantes na Foz.

Estudos recentes apontam o filo Nematoda como ótimo bioindicador de diversos tipos de perturbação antrópica (RIDALL & INGELS, 2021). A contaminação por elementos como os que estão presentes no rejeito proveniente do rompimento da barragem como Cromo, Mercúrio e outros, pode afetar

abundância, riqueza e a composição das assembleias de nematódeos (BASTAMI et al, 2017; STARK et al, 2020).

Embora as flutuações na abundância indiquem os efeitos da contaminação na estrutura das comunidades, as respostas podem ser específicas de cada gênero ou espécie de Nematoda, podendo ser sensíveis ou resistentes aos diferentes tipos de contaminantes (HERMI et al, 2009; BOUFAHJA et al, 2011; STARK et al, 2020). Portanto, uma identificação mais refinada é necessária para inferências mais robustas acerca do efeito do rejeito sobre esses organismos.

## CRUSTACEA

Ao considerar a composição da macrofauna bentônica durante o período de monitoramento, o subfilo Crustacea foi o terceiro mais abundante, tanto quando incluídos os vestígios (Figura 1), onde foram representados principalmente pelos Ostracoda, como quando analisados apenas os organismos com partes moles (Figura 2). Os crustáceos são invertebrados de grande representatividade em ambientes bentônicos, e apresentam grande importância nos processos ecológicos, pois atuam em diferentes níveis tróficos (MAGALHÃES, 2000) e como bioindicadores de qualidade ambiental.

Entre os táxons identificados dos Crustacea, os Ostracoda vestígios (representados pelas conchas) foram os mais abundantes a partir do ano 2, indicando um aumento na mortalidade desses organismos. Nos resultados da análise de RDA (Figura 26) é possível observar uma relação deste grupo com sedimento composto por areia fina e em locais profundos. Muitas espécies de Ostracoda apresentam preferências aos diferentes tipos de sedimento e profundidades (SCHORNIKOV, 1980), assim como a sensibilidade a poluentes (EL-KAHAWY et al., 2021), levando sua ausência de acordo com o tipo de impacto, presença de metais ou disponibilidade de nutrientes (RUIZ et al, 2013), tornando-os eficazes na avaliação das condições ambientais.

Dentre as famílias de Amphipoda identificadas, destacam-se Phoxocephalidae, Chevaliidae e Ampeliscaidae. Phoxocephalidae apresentou a maior abundância no ano 1, principalmente no ponto próximo a desembocadura do rio Doce (SD01), com pico na campanha 04-19. Estes anfípodes estão presentes em todos os setores, com maior abundância na Foz e em menores profundidades (7-20m), indicando uma possível resistência ao rejeito. Essa família é constituída por espécies essenciais para a estruturação da comunidade bentônica, sendo geralmente carnívoros e detritívoros, alimentando-se de pequenos invertebrados, matéria orgânica e partículas de sedimentos (OLIVER et al., 1982), além de oportunistas e de vida curta, o que permite suportar alterações no ambiente (VALÉRIO-BERARDO, 1992) e ser importante bioindicador para análises de impactos ambientais.

Com a diminuição da abundância dos Phoxocephalidae a partir do ano 2, a família Chevaliidae assume a primeira posição com maior abundância. Entretanto, o seu maior pico é observado na campanha 07-19 do primeiro ano. Os Chevaliidae também estão presentes em todos os setores e profundidades, mas, principalmente em Abrolhos e Norte e nos pontos mais profundos, estando relacionados, principalmente, aos sedimentos com presença de carbonato de cálcio. Em estudos pré-rompimento da barragem, Matthews-Cascon et al. (2018) encontraram Chevaliidae como a família mais abundante na



foz do rio Doce. Quanto à família Ampeliscidae, não há uma diferença expressiva na abundância entre os anos, exceto pelo aumento no ano 3. Os Ampeliscidae estiveram presentes em todos setores e profundidade, sendo mais representativos na APA e Norte e nas profundidades intermediárias (31-40m). Em estudos com poluentes, a família Ampeliscidae é utilizada como bioindicador e é apontada como apta a colonizar ambientes com estresse (INGOLE et al, 2009), assim como locais de maior emissão de dejetos (DE-LA-OSSA-CARRETERO et al., 2011), podendo apresentar sensibilidade ao aumento de distintos poluentes, incluindo metais e hidrocarboneto, e desaparecer diante do derramamento de óleo (DAUWE et al., 1998; DAUVIN & RUELLET, 2007).

Contudo, identificações mais refinadas são necessárias para um melhor entendimento da relação destes organismos com os impactos ambientais, uma vez que dentro de cada grupo existem espécies que apresentam maiores e menores resistências a distúrbios ambientais.

Os resultados para a comunidade bentônica apresentados por este tema evidenciam a presença e o aporte contínuo do rejeito, presente na calha do rio Doce, que atingem o ambiente marinho conforme o regime de chuvas e vazão do rio, ainda depois de oito anos do rompimento da barragem de Fundão, provocando alterações na composição faunística, com substituição de espécies sensíveis e estabelecimento de espécies resistentes (Polychaeta, Nematoda), além do aumento da mortandade de organismos, em especial, Mollusca.

## **6 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS**

Todos os itens previstos foram cumpridos para o Tema.

## 7 REFERÊNCIAS

- ALBANO, P.G., SABELLI, B. Comparison between death and living molluscs assemblages in a Mediterranean infralittoral off-shore reef. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 310, p. 206-215, 2011.
- BASTAMI, K. D., TAHERI, M., FOSHTOMI, M. Y., HAGHPARAST, S., HAMZEHPOUR, A., BAGHERI, H. Nematode community structure in relation to metals in the southern of Caspian Sea, *Acta Oceanologica Sinica*, v. 36 p. 79-86, 2017.
- BOUFAHJA, F., HEDFI, A., AMORRI, J., AÏSSA, P., BEYREM, H., ANDMAHMOUDI, E. An assessment of the impact of chromium-amended sediment on a marine nematode assemblage using microcosm bioassays. *Biological Trace Element Research*, v. 142 p. 242-255, 2011.
- DAUER, D. M.; MAYBURY, C. A. & EWING, R. M. Feeding behavior and general ecology of several spionid polychaetes from the Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 54, p. 21-38, 1981.
- DAUWE, B.; HERMAN, P.M.J.& HEIP, C.H.R. Community structure and bioturbation potencial of macrofauna at four North Sea stations cotrasting food supply. *Marine Ecology Progress Series*, v. 173, p. 67-83, 1998.
- DAUVIN, J. C, B., RUELLET, T. Polychaeta/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 215-224, 2007.
- DEAN, Harlan K. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de biologia tropical*, v. 56, n. 4, p. 11-38, 2008.
- DEL-PILAR-RUSO, Y., MARTINEZ-GARCIA, E., GIMÉNEZ-CASALDUERO, F., LOYA-FERNÁNDEZ, A., FERRERO-VICENTE, L. M., MARCO-MÉNDEZ, C., DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A., SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. Benthic community recovery from brine impact after the implementation of mitigation measures. *Water Research*, v. 10, p. 325-336, 2015.
- DE-LA-OSSA-CARRETERO J. A., DEL-PILAR-RUSO, Y., GIMÉNEZ-CASALDUERO, F., SÁNCHEZ-LIZASO J. L., DAUVIN, J.-C. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, p. 1-10, 2011.
- EL-KAHAWY, R., EL-SHAFEIY, M., HELAL, S.; ABOUL-ELA. N., EL-WAHAB, M.A. Benthic ostracods (crustacean) as a nearshore pollution bio-monitor: examples from the Red Sea Coast of Egypt. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 28, p. 31975–31993, 2021.
- FIEGE, D., LICHER, F., MACKIE, A. S. Y. A partial review of the European Magelonidae (Annelida: Polychaeta): *Magelona mirabilis* redefined and *M. johnstoni* sp. nov. distinguished. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 80, p. 215-234, 2000.



HATJE, Vanessa et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. Scientific reports, v. 7, n. 1, p. 10706, 2017.

HERMI, M. et al. Responses of a free-living marine nematode community to mercury contamination: results from microcosm experiments. Archives of environmental contamination and toxicology, v. 56, p. 426-433, 2009.

HERNÁNDEZ-ALCÁNTARA, P. & SOLÍS-WEISS, V. 2021. 29. Magelonidae Cuuningham & Ramage, 1888, 393-406. In: de León-González JA, Bastida-Zavala JR, Carrera-Parra LF, García-Garza ME, Salazar-Vallejo SI, Solís-Weiss V y Tovar-Hernández MA (Eds.) Anélidos Marinos de México y América Tropical. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, 1054 pp. 2021.

HUBER, M. Compendium of Bivalves 1. Harxheim: ConchBooks, 901 pp. 2010.

INGOLE, B., SIVADAS, S., NANAJKAR, M., SAUTYA, S., NAG, A. A comparative study of macrobenthic community from harbours along the central west coast of India. Environmental Monitoring and Assessment, v. 154, p. 135-146, 2009.

KIDWELL, S.M. Time-averaged molluscan death assemblages: Palimpsests of richness, snapshots of abundance. Geology, v. 30, p.803-806, 2002.

KIDWELL, S.M. Ecological fidelity of open marine molluscan death assemblages: effects of post-mortem transportation, shelf health, and taphonomic inertia. Lethaia, v.41, p.199-217, 2008.

KIDWELL, S.M., TOMASOVYCH, A. Implications of Time-Averaged Death Assemblages for Ecology and Conservation Biology. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v.44, p.539-63, 2013.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. Numerical Ecology. Elsevier, 1006 pp, 2012.

LIU, M., CHEN, J., SUN, X., HU, Z., FAN, D. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf. Environmental Pollution, v.245, p.111-121, 2019.

MAGALHÃES, C. Caracterização da comunidade de crustáceos Decápodos do Pantanal. Mato Grosso do Sul: RAP, p.175-182 (Boletim de Avaliação Biológica). 2000.

MATTHEWS-CASCON, H., BEZERRA, L. E. A., BARROSO, C. X., RABAYA, S. G., MOREIRA, A. K., ROCHA, V. P., SOARES, M. O. S. 2018. Marine benthic communities affected by the Doce River (southwestern Atlantic): Baseline before a mining disaster. Marine Pollution Bulletin, 135, p. 1000 -1006.

MAXIMOV, A. A. BEREZINA, N. A. Benthic Opportunistic Polychaete/Amphipod Ratio: An Indicator of Pollution or Modification of the Environment by Macroinvertebrates? Journal of Marine Science and Engineering, v. 11, n. 1, p. 190, 2023.

OLIVER, J. S., OAKDEN, J. M., SLATTERY, P. N. phoxocephalid amphipod crustaceans as predators on larvae and juveniles in marine soft-bottom communities. Marine ecology progress series. Oldendorf, v. 7, n. 2, p. 179-184, 1982.

RHIND, P. M., ALLEN, J. A. Studies on the deep-sea Protobranchia (Bivalvia): the family Nuculidae. Bulletin of the British Museum, Natural History. Zoology, v. 58, p. 61-93, 1992.

RIDALL, A., INGELS, J., Suitability of free-living marine nematodes as bioindicators: Status and future considerations. Frontiers in Marine Science, v. 8, p. 685327, 2021.

ROE, R. A., Tran, T. K. A., Schreider, M. J., & MacFarlane, G. R. Assessment of the effects of sediment-associated metals and metalloids on mangrove macroinvertebrate assemblages. Water, Air, & Soil Pollution, v. 231, p. 1-19, 2020.

RUIZ, F., ABAD, M., BODERGAT, A. M., CARBONEL, P., RODRÍGUEZ-LÁZARO, J., GONZÁLEZ-REGALADO, M. L., TOSCANO, A. GARCÍA, E. X., PRENDA, J. Freshwater ostracods as environmental tracers. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 10, p. 1115-1128, 2013.

RYU, J., KIM, J.S., KANG, S.G., KANG, D., LEE, C.H., KOH, C.H. The impact of heavy metal pollution gradients in sediments on benthic macrofauna at population and community levels. Environmental Pollution, v.159, p. 2622-2629, 2011.

SAAVEDRA, I., DORNELLES, L. M. A., SANTOS, S. B., ABSALAO, R. S., ANJOS, S. M. C., MELO, G. V., STANTON, N. S. G., FONSECA, E. M., LIMA, L. M., KUSEL, E. T., RIBEIRO, E. O., LAZILLOTTA, A. A. A., ESTEVES, F. A. Caracterização oceanográfica da plataforma continental interna adjacente ao Cabo Frio-RJ no inverno de 1995. Oecologia brasiliensis, v.7, p.12, 1999.

SAHU, N.; HALDAR, S. Evaluation of benthic quality status and ecosystem functioning of soft bottom macrobenthos in the intertidal region with reference to Gulf of Khambhat, India. Journal of Sea Research, v. 189, p. 102-273, 2022.

SCHORNIKOV, E.I. New ostracod species of coral reefs of the Red Sea and Gulf of Aden. B. V. Preobrazhenskij and Krasnov. Moskau, Akad.Nauk USSR, pp. 131–158. 1980.

SIVADAS, S., INGOLE, B., NANAJKAR, M. 2010. Benthic polychaetes as good indicators of anthropogenic impact. Indian Journal of Marine Sciences, 39, 201-211.

STARK, J. S., MOHAMMAD, M., MCMINN, A., ANGELS, J. Diversity, abundance, spatial variation, and human impacts in marine meiobenthic nematode and copepod communities at Casey Station, East Antarctica. Frontiers in Marine Science, v. 7, p. 480, 2020.

TILLIN, H., RAYMENT, W. Fabulina fabula and Magelona mirabilis with venerid bivalves and amphipods in infralittoral compacted fine muddy sand. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. 34 pp. 2016.

VALÉRIO-BERARDO, M. T. Composição e distribuição da fauna de Amphipoda de fundos não consolidados da região de Ubatuba (SP, Brasil). São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1992.

WARWICK, R.M., CLARKE, K.R. Comparing the severity of disturbance; a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, v. 92, p.221–231, 1993.

ZALMON, I.R., REZENDE, C.E., VELOSO, V.G., SALLORENZO, I.A., PARANHOS, R., FALCÃO, A.P., ALMEIDA, T.C.M. Influence of estuarine dynamics on macrobenthos spatial variability along the southeast continental shelf of Brazil. *Scientia Marina*, v.79, p. 379-391, 2015.

ZHANG, C., YU, Z., ZENG, G., JIANG, M., YANG, Z., CUI, F., ZHU, M., SHEN, L., HU, L. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, v.73, p.270-281, 2014.

ZUYKOV, M., PELLETIER, E.; HARPER, D. A. T. Bivalve mollusks in metal pollution studies: From bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere*, v.93, p. 201-208, 2013.