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- 55/ OUT 26

RA2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro de 2026

EQUIPE TÉCNICA

Leila de Lourdes Longo (coordenadora)

Adriane Cristina Araújo Braga

Adreani Araujo da Conceição

José Amilcar Silva Farias Júnior

Lucas Vieira do Nascimento

Mateus Rezende Coelho

Pedro Vianna Gatts

Sintia Bruneli Fagundes

SUMÁRIO

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL 4

2 METODOLOGIA 4

2.1 COLETA 4

2.2 ANÁLISE 5

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS 8

3 RESULTADOS DOS INDICADORES 8

3.1 ÍNDICES DE BIODIVERSIDADE 10

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO 65

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS 71

6 REFERÊNCIAS 71

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest-UFES) passaram por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do Programa. Estas alterações foram orientadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) e aprovadas pelo Comitê Interfederativo (CIF), por meio de: (1) Ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição), (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o "Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES" e (3) Ofício SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio e Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024.

As modificações implementadas encontram-se nos seguintes Materiais Suplementares, os quais contemplam todo o período de execução do PMBA/Fest-UFES: 1) MS – Malha amostral, que apresentam as estações amostrais executadas ao longo do tempo por todos os Anexos/Temas, separados por cada marco temporal histórico mencionado acima ("Ano 1", "Transição", "Novo Ciclo" e "Deliberação 803"); 2) Frequência amostral, o qual contempla o histórico da periodicidade amostral (seguindo os mesmos Anexos/Temas contemplados no item 1) e 3) MS – Mapas históricos das malhas amostrais, que apresenta os mapas das malhas amostrais (incluindo as estações) executadas por todos os Anexos/Temas.

Segue o detalhamento temporal, como forma de esclarecer a execução dentro dos marcos históricos: "Ano 1" (setembro de 2018 e setembro de 2019); "Transição" (outubro de 2019 e julho de 2022); "Novo Ciclo" (agosto de 2022 a setembro de 2024) e "Deliberação 803" (outubro de 2024 a março de 2026). O grupo da Ecotoxicologia é uma exceção a esta historicidade, pois iniciou a amostragem referente ao "Novo Ciclo" em janeiro de 2023 e segue com a "Deliberação 803", na periodicidade já informada.

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/Fest-UFES 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) e na Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024. 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-UFES 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 tipo van Veen, apropriado para este ambiente, com volume de 18 litros. Cada amostra recebe 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-UFES.

No momento da chegada do amostrador a bordo, para cada lançamento, foram retiradas as alíquotas para as análises de geoquímica, densidade, granulometria e mineralogia dos subprojetos de Hidrogeoquímica 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 o Laboratório de Invertebrados Marinhos (Labinmar) na UFES, Alegre/ES e o Laboratório de Macroinvertebrados Bentônicos (Labmacro) da 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. Conforme previsto no plano de trabalho, buscamos identificar todos os organismos ao menor nível taxonômico possível de grandes grupos. 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 01/2025 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 “Considerações finais sobre os 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 Material Ligado ao Desastre (MLD) 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. A partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES, em agosto de 2022, as estações do setor Abrolhos (ABR 1, 3, 4 e 5, MUC 1 e 2) foram removidas e novas estações, nos

setores Foz (SDN 36) e Norte (DEG 3, BS 3, BN 3, CB 2 e 3, ITA 3), passaram a ser monitoradas. Por fim, no Ano 7, a partir de outubro de 2024 as estações do setor Foz (SD 5 e SDN 36), e do setor Norte (BN 1, CB 2, ITA 2) foram removidas.

Para analisar os indicadores univariados da comunidade, foi observado como diferentes métricas da comunidade foram modificadas 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 01/2025); para Polychaeta, as análises onde foi considerado o nível taxonômico de Família referiram-se às campanhas de 11/2018 a 04/2022, enquanto o nível de Classe Polychaeta foi adotado nas análises de abundância (densidade) do grupo, bem como em todas as análises de macrofauna, envolvendo todas as campanhas (11/2018 a 01/2025).

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 abundância (densidade), riqueza, equitabilidade, dominância 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-UFES, torna-se necessário integrar os dados

bióticos das comunidades e os dados abióticos do meio. As variáveis abióticas, incluindo a mineralogia, foram analisadas pelos temas Hidrogeoquímica e Sedimentologia marinha, 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, Sedimentologia e Mineralogia, nas campanhas trimestrais e semestrais. Inicialmente, até o ano 4, 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 e 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, 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 e 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 e 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 (CaCO3). 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 extraídas 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-UFES. 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 (metais-IMS) e não-metais (orgânicos). Para cada partição, uma rotina de análise foi estabelecida com a verificação de colinearidade (com vif < 5) 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 MLD.

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-UFES.

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-UFES 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-UFES 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.

Para o presente relatório, vale considerar que, durante a campanha amostral de abril de 2025, foi registrada atividade contínua de transporte e disposição de material dragado entre o canal de acesso da Portocel e uma área de despejo situada a aproximadamente 360 m da estação SDS19. Diante da possibilidade de interferência sobre as condições ambientais e os resultados do monitoramento, a FEST encaminhou ao IEMA o Ofício CE GP nº 173/2025 (05 de agosto de 2025), sendo respondida por meio do Ofício nº 056/2025-DT/IEMA (27 de agosto de 2025), que confirmou o histórico de utilização da região para atividades de dragagem e disposição de sedimentos desde o ano 2000. Posteriormente,

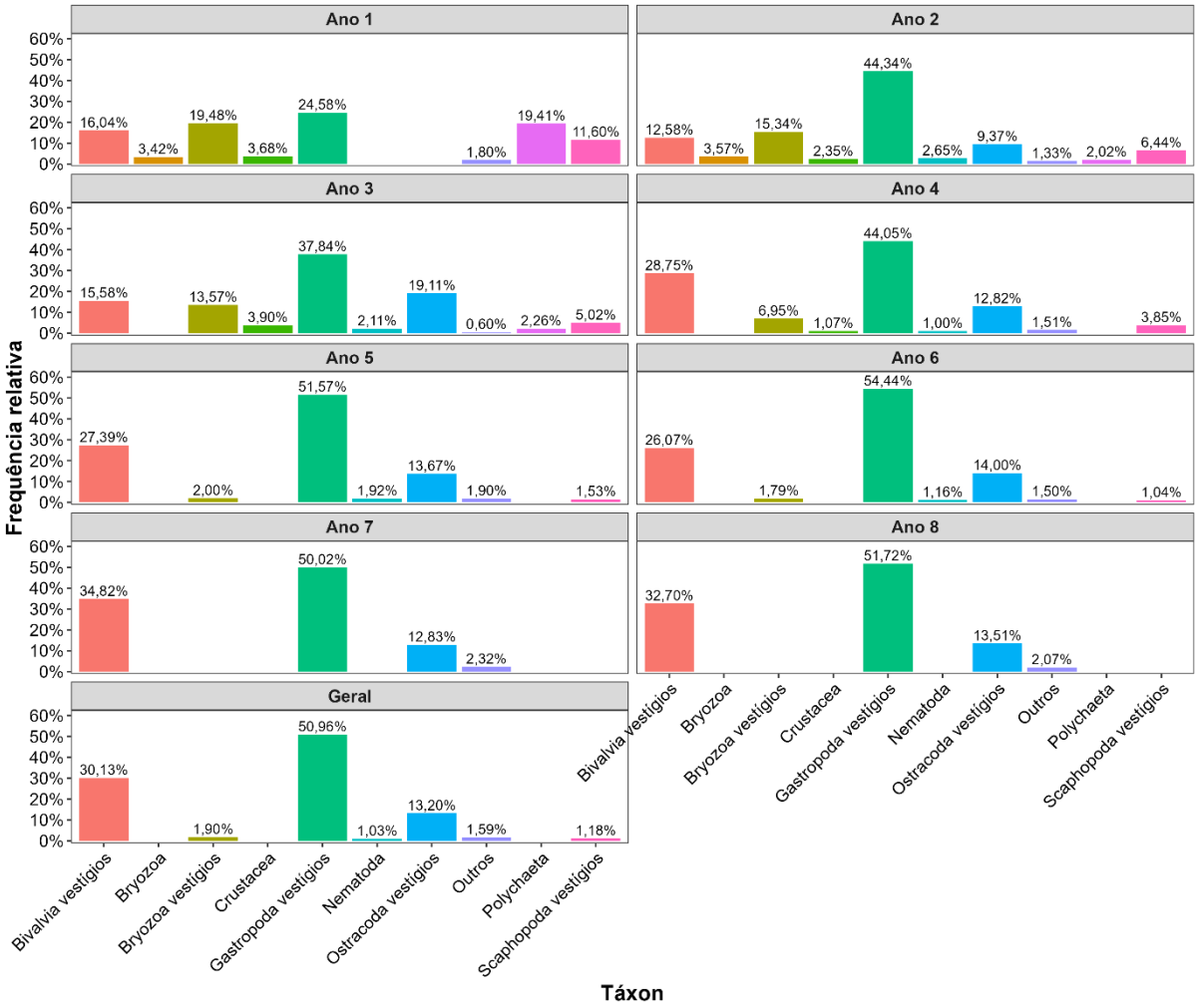
no Ofício CE GP nº 24/2026 (20 de março de 2026), a FEST oficializou as alterações relevantes encontradas nos resultados da estação SDS19.

Considerando o comportamento discrepante observado nos resultados da estação SDS19, a possível influência das atividades de dragagem e a necessidade de garantir um tratamento homogêneo entre os Temas do Ambiente Marinho do PMBA/Fest-UFES, cujos resultados também contemplam essa estação, a Coordenação do Ambiente Marinho deliberou pela desconsideração dos dados da SDS19 obtidos a partir de abril de 2025 no RA2025. Essa medida visa preservar a consistência metodológica e a comparabilidade das análises.

.

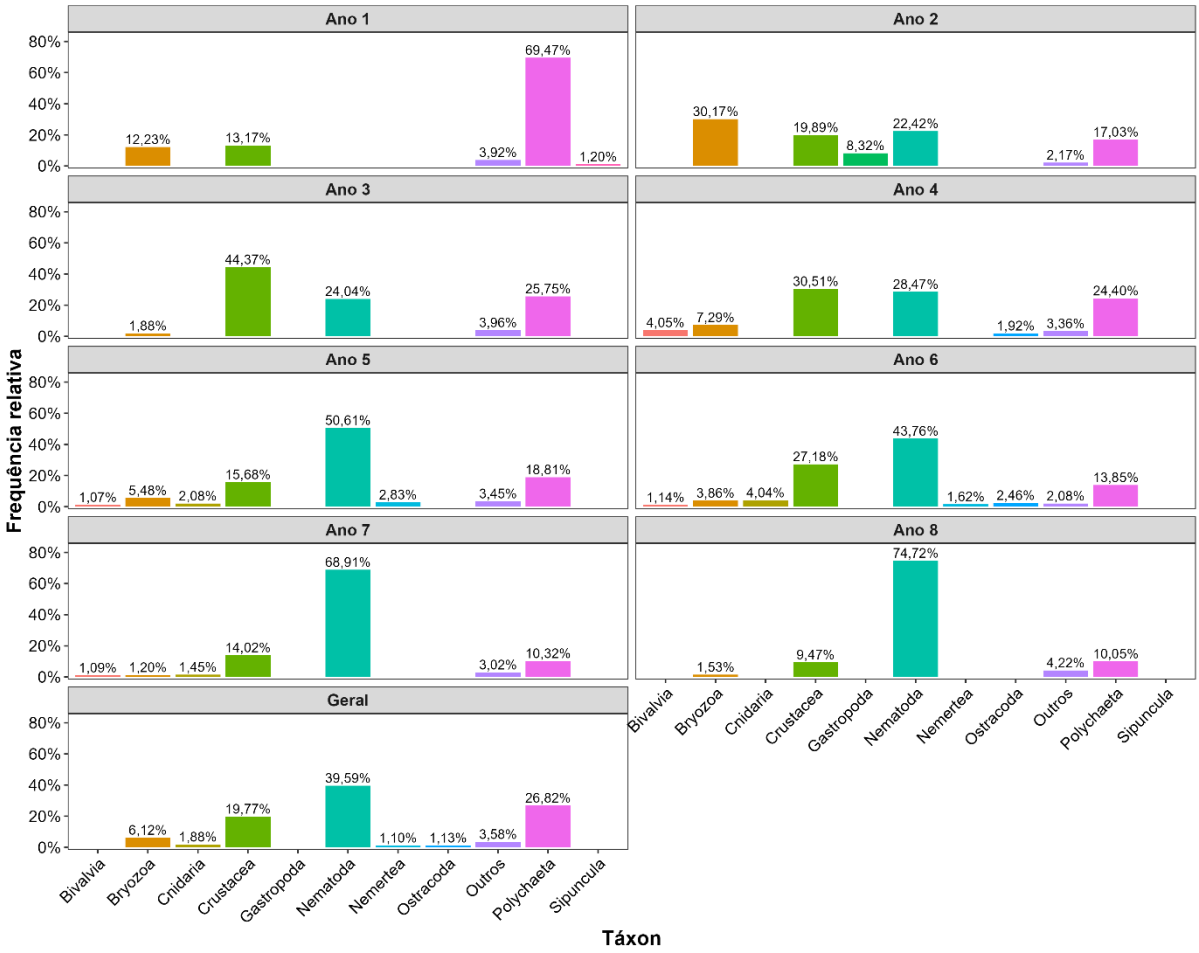
3.1 ÍNDICES DE BIODIVERSIDADE

Figura 1: Abundância (densidade) dos principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica, representada pela porcentagem do número de indivíduos de cada táxon em relação ao número total de indivíduos analisados, ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026), nos setores APA, Foz, Norte, para Abrolhos (out/2018 a jul/2022), e para Sul (out/2018 a set/2019 - Ano 1). A matriz abrange 36 táxons animais identificados, dos quais somente os mais abundantes estão representados por ano (Ano 1 ao Ano 8) e em todo o período amostrado (Geral). Os demais táxons estão agrupados como Outros. Crustacea se refere a todos os táxons, exceto Ostracoda vestígios.



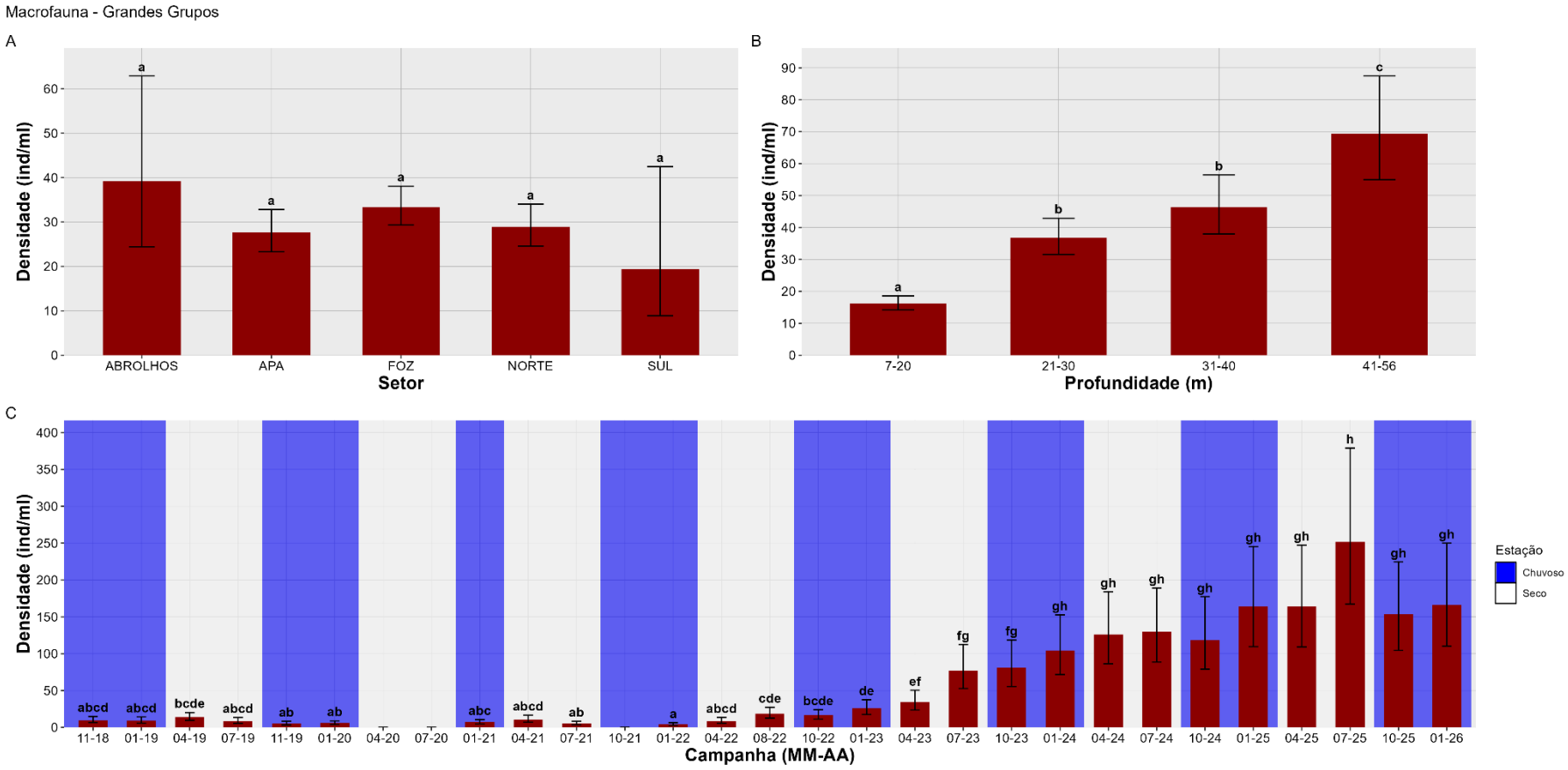
A Figura 1 apresenta os principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica, incluindo os vestígios, e suas contribuições para o total de organismos registrados em cada ano de monitoramento (Ano 1 ao Ano 8) e durante todo o período amostral (Geral). Os táxons cuja frequência relativa na comunidade 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 1.855.072 indivíduos (Ano 1 (out/18 a set/19) = 216.108 ind.; Ano 2 (out/19 a set/20) = 114.332 ind.; Ano 3 (out/20 a set/21) = 214.320 ind.; Ano 4 (out/21 a set/22) = 199.992 ind.; Ano 5 (out/22 a set/23) = 255.405 ind.; Ano 6 (out/23 a set/2024) = 320.488 ind.; Ano 7 (out/24 a jul/25) = 342.218 ind. e Ano 8 (out/25 a jan/26) = 192.209 ind.) identificados e quantificados conforme previsto pela Meta 1 (Lista taxonômica e quantificação dos organismos por unidade amostral, ao longo do período de estudo**)** deste tema. Do início do monitoramento (out/18) até janeiro de 2026 foram identificados 18 filos, sendo estes: Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Nematomorpha, Mollusca, Annelida, Arthropoda, Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Kinorhyncha, Phoronida, Priapulida, Hemichordata e Chordata. Dentre esses, Mollusca (Gastropoda e Bivalvia), Arthropoda (subfilo Crustacea, Classe Ostracoda) e Bryozoa se destacaram como os mais abundantes, representados especialmente por seus vestígios. Estes espécimes foram avaliados quanto ao seu grau de preservação, sem marcas de rolamento ou desgaste, ou seja, sem evidências de transporte, sendo, portanto, vestígios recentes e pertencentes ao local de coleta. As maiores abundâncias foram registradas para os vestígios de Mollusca (Classes Gastropoda e Bivalvia) e de Ostracoda, que compreenderam mais de 94% do total de exemplares encontrados. Entre os anos, a tendência observada foi de que os táxons que apresentam vestígios (ex: 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, representada pela porcentagem do número de indivíduos de cada táxon em relação ao número total de indivíduos analisados, excluindo os vestígios, ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026), nos setores APA, Foz, Norte, para Abrolhos (out/2018 a jul/2022), e para Sul (out/2018 a set/2019 - Ano 1). A matriz abrange 30 táxons animais identificados, dos quais somente os mais abundantes estão representados por ano (Ano 1 ao Ano 8) e em todo o período amostrado (Geral). Os demais táxons estão agrupados como Outros. Crustacea se refere a todos os táxons, exceto Ostracoda vestígios.



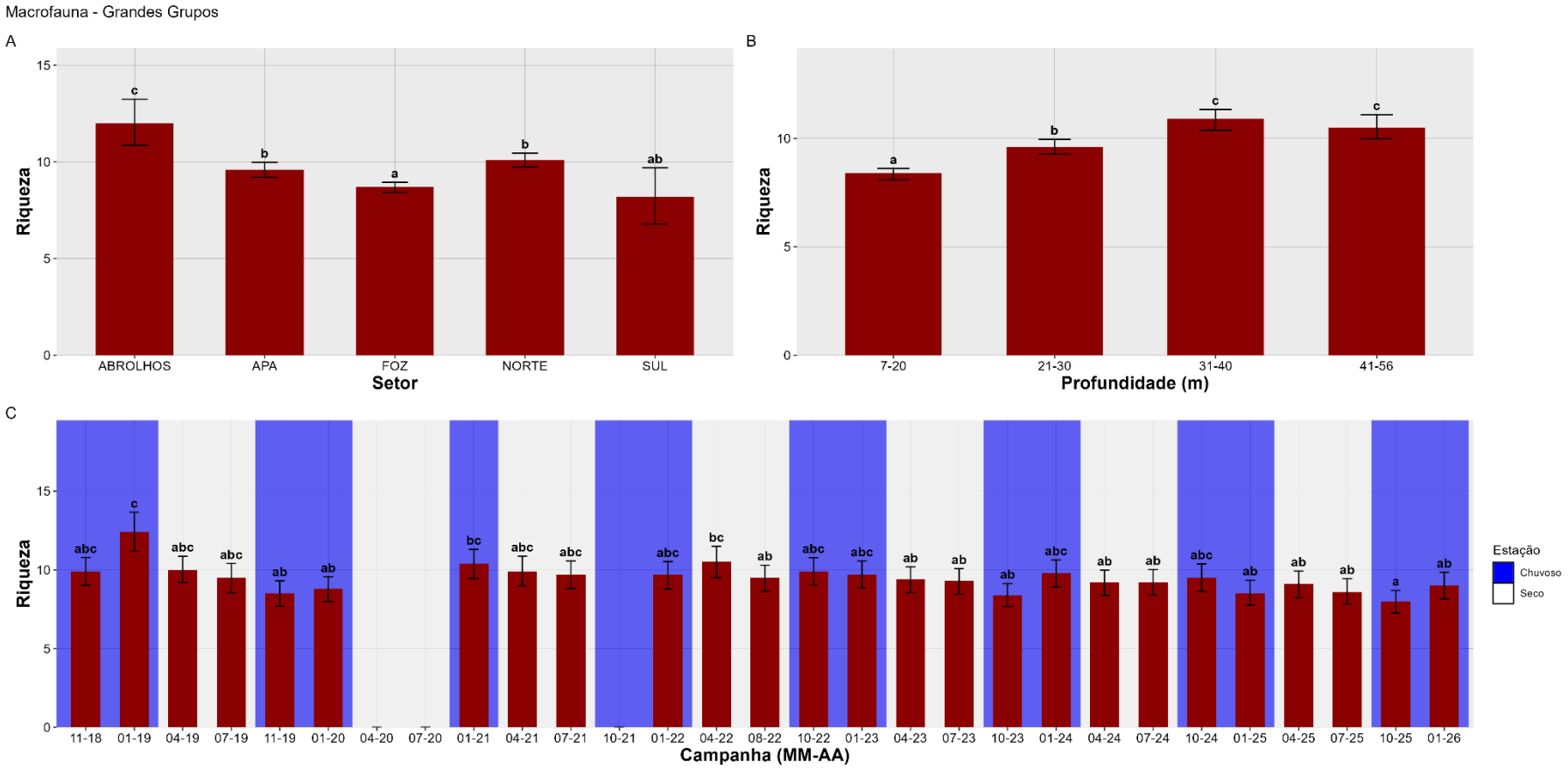
A Figura 2 ilustra os principais grupos taxonômicos da macrofauna bentônica, excluindo os vestígios, e suas contribuições para o total de organismos registrados durante todo o período amostral (Geral) e em cada ano de monitoramento. Os táxons cuja frequência relativa na comunidade foi menor ou igual a um por cento, em todos os anos de monitoramento, foram somados e agrupados em uma categoria única chamada “Outros”. Entre os 18 filos identificados até o momento, considerando-se apenas os organismos com partes moles, observa-se uma mudança relevante da representatividade dos táxons, sendo a abundância expressiva de Mollusca totalmente suprimida, e Nematoda passa a ser o grupo mais abundante, seguido por Annelida (Classe Polychaeta), Crustacea e Bryozoa. Ao longo da série histórica, é observada a redução acentuada na abundância de Crustacea e Polychaeta a partir do Ano 2 (nov/19 a jul/20) e Bryozoa com partes moles a partir do Ano 3 (jan/21 a jul/21), além do aumento progressivo na quantidade de Nematoda, registrado a partir do quinto ano de monitoramento e mantido até o oitavo.

Figura 3: Abundância (densidade) de organismos da macrofauna nos setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul apenas de out/2018 a set/2019. 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 à pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. A campanha de 10-21 não foi realizada por questões contratuais.



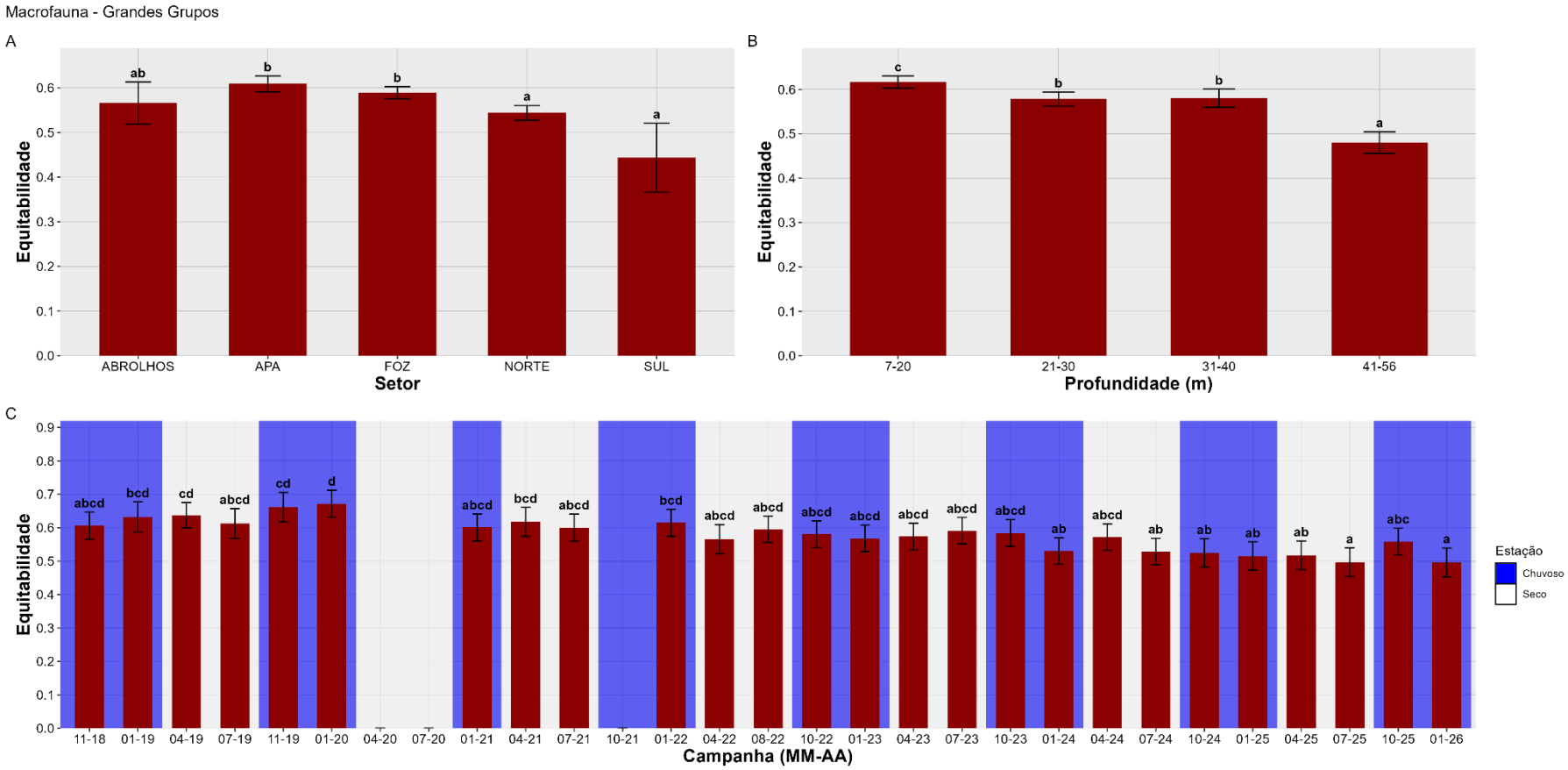
Para os valores de abundância (densidade) de organismos da macrofauna não houve variação significativa entre os setores, entretanto, os maiores valores médios foram registrados para o setor Abrolhos, seguido da Foz, Norte e APA. O menor valor médio de abundância foi registrado no setor Sul, entretanto, a densidade nesse setor atingiu valores mais altos do que a Foz, APA e Norte (vide amplitude do intervalo de confiança do valor médio). Para os setores, comparando-se os dados do último ano, entre 01-25 e 01-26, observa-se um aumento da abundância, em especial para o setor Norte, com valores de densidade com aumento de 20 para aproximadamente 30 ind./ml (vide RA2024). Quanto à profundidade, as amostras mais rasas (entre 7-20 m) apresentaram os menores valores médios de densidade e se diferenciaram significativamente das demais categorias. É observado um aumento significativo na abundância de organismos à medida que as profundidades aumentam. Entre as campanhas, o menor valor médio de densidade observado foi em 01-22 (Ano 4), onde há diferença significativa em comparação com a campanha de 04-19 (Ano 1) e com todas as demais campanhas a partir de 08-22 (Ano 4) até 01-26 (Ano 8). A partir da campanha 08-22 ocorreu um progressivo aumento na densidade com o maior valor observado na campanha 07-25 (Ano 7), com valores atingindo uma proporção de cerca de 56% (aumento na abundância de vestígios de Mollusca – ver item Mollusca vestígios abundância -Figura 13) a mais do que o registrado para as demais campanhas entre 01-25 e 01-26. 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). Ou seja, o aumento da densidade de organismos não representa 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), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul apenas de out/2018 a set/2019. 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.



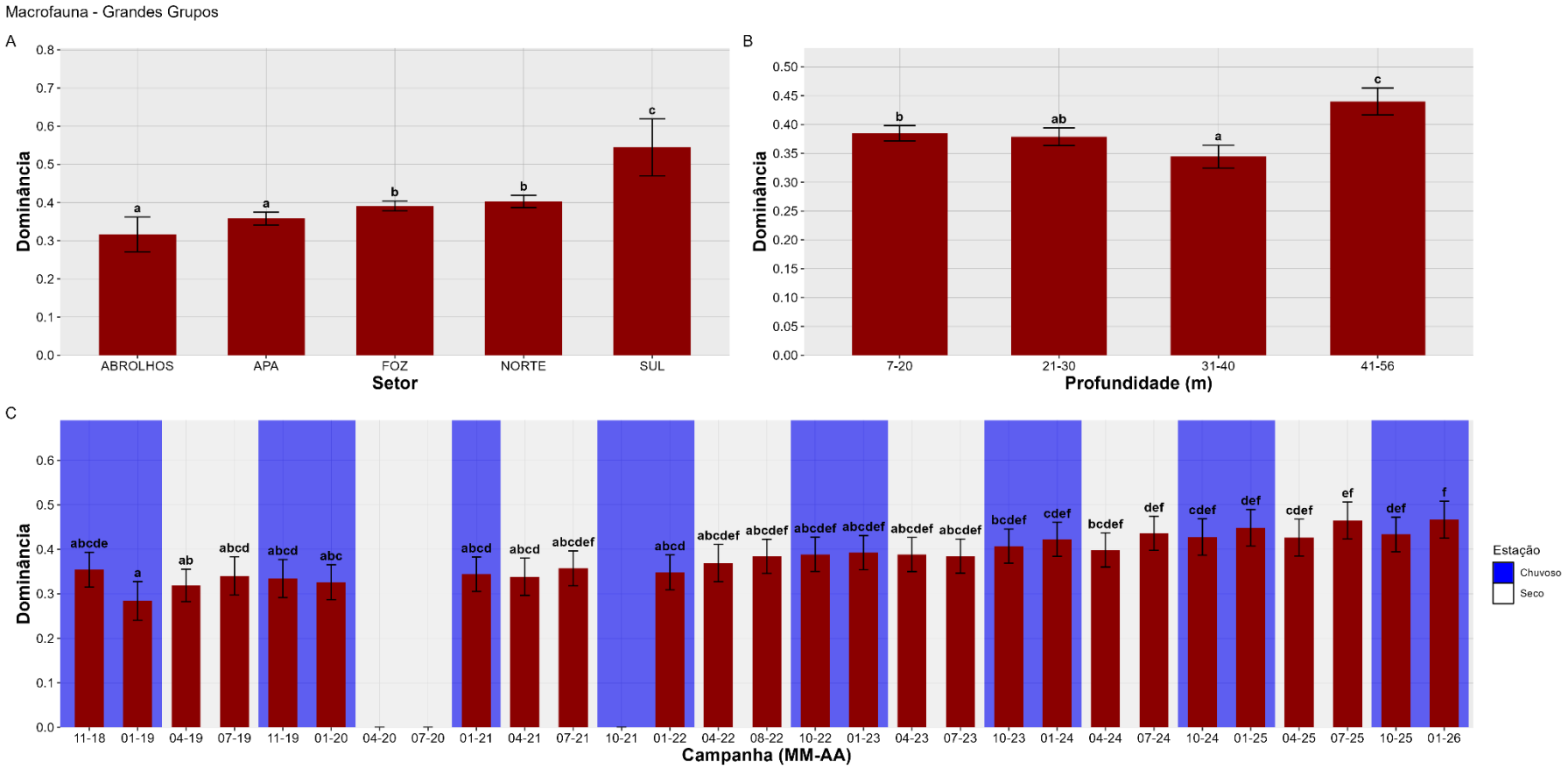
No setor Abrolhos foi registrado o maior valor de riqueza, indicando maior número de táxons ocorrendo neste local em comparação com os demais setores, com diferenças significativas entre eles. Embora tenha apresentado valores tão altos quanto os setores APA e Foz, o menor valor médio foi encontrado no setor Sul. Para o setor Norte, comparando-se os valores do último ano, entre 01-25 e 01-26, observa-se uma diminuição da riqueza, com valores semelhantes ao setor APA em 01-26, enquanto em 01-25 foram significativamente diferentes (vide RA 2024). Ressalta-se que para o setor Norte, observou-se um aumento da abundância neste mesmo período, ainda que não significativamente diferente em relação aos demais setores (Figura 3). Observou-se um aumento significativo da riqueza com o aumento da profundidade, da mesma forma que ocorreu para a abundância de organismos (densidade). As amostras de profundidades entre 7-20 m apresentaram riqueza significativamente menor em relação às demais. Ao longo do monitoramento pequenas oscilações foram observadas para a riqueza. Na campanha de 01-19 (Ano 1) foi observada a maior riqueza, sendo esta significativamente diferente, sobretudo, da maioria das campanhas dos últimos anos do monitoramento. A partir da campanha 04-19 (Ano 1) houve declínio da riqueza sem recuperação, que apresentou seu menor valor na campanha de 10-25 (Ano 8). Os resultados reforçam a ausência de recuperação da estrutura da comunidade bentônica, evidenciada pela redução da riqueza ao longo do monitoramento e pelo aumento da abundância de organismos, representada principalmente por vestígios (Figura 1 e Figura 2).

Figura 5: Índice de equitabilidade de Pielou da comunidade macrobentônica entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul apenas de out/2018 a set/2019. 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.



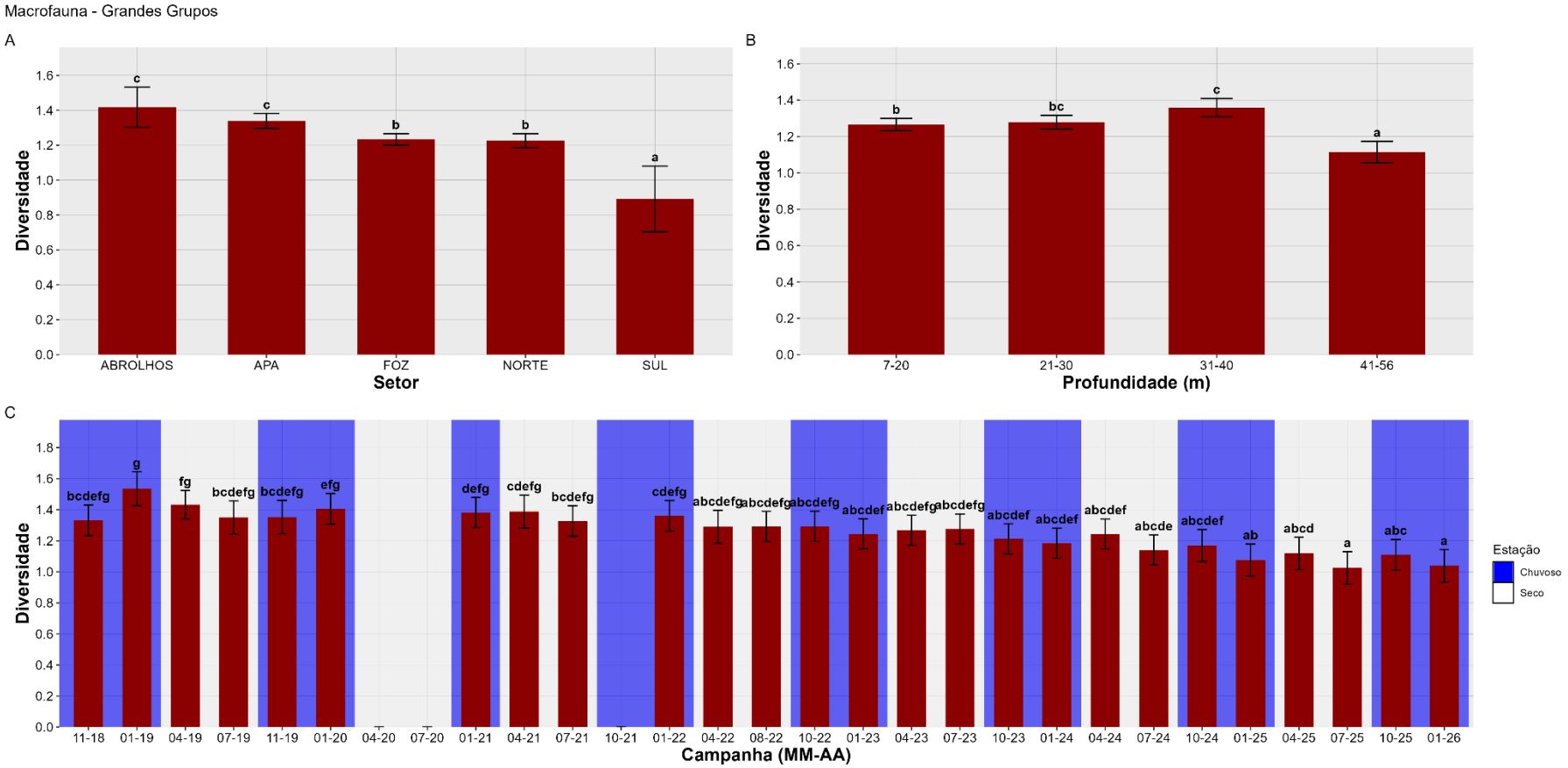
Os menores valores do índice de equitabilidade de Pielou foram observados para o setor Sul e Norte, os quais diferiram significativamente dos setores Foz e APA, este último sendo o setor com o maior valor registrado. Isto indica que no setor Sul e Norte há maior prevalência de poucos grupos taxonômicos e uma tendência de homogeneização da diversidade. Para o setor Norte, este cenário foi evidenciado na apresentação dos resultados de densidade (Figura 3) e riqueza (Figura 4), especialmente para o período entre 01-25 e 01-26. Entre as profundidades há uma tendência de diminuição dos valores, com a categoria mais rasa (entre 07-20 m) e a mais profunda (entre 41-56 m) apresentando maiores e menores valores de equitabilidade, respectivamente, e diferindo significativamente entre si. Estes resultados reforçam o que foi observado para a abundância (densidade) (Figura 3), onde os maiores valores foram registrados nas maiores profundidades, e para diversidade (Figura 7), onde as estações mais profundas registraram os menores valores, evidenciando a dominância de grupos na região mais profunda (entre 41-56 m) (Figura 6). Para as campanhas, os maiores valores foram registrados para 04-19 (Ano 1), 11-19 e 01-20 (Ano 2), significativamente diferentes de 01-24, 07-24 (Ano 6), 10-24, 01-25, 04-25, 07-25 (Ano 7) e 01-26 (Ano 8), que apresentaram os menores valores de equitabilidade, estabelecendo nos últimos anos, assim como o observado nas profundidades, uma tendência ao aumento da suscetibilidade à perda de biodiversidade na área do monitoramento.

Figura 6: Índice de dominância de Simpson da comunidade macrobentônica entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul apenas de out/2018 a set/2019. 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.



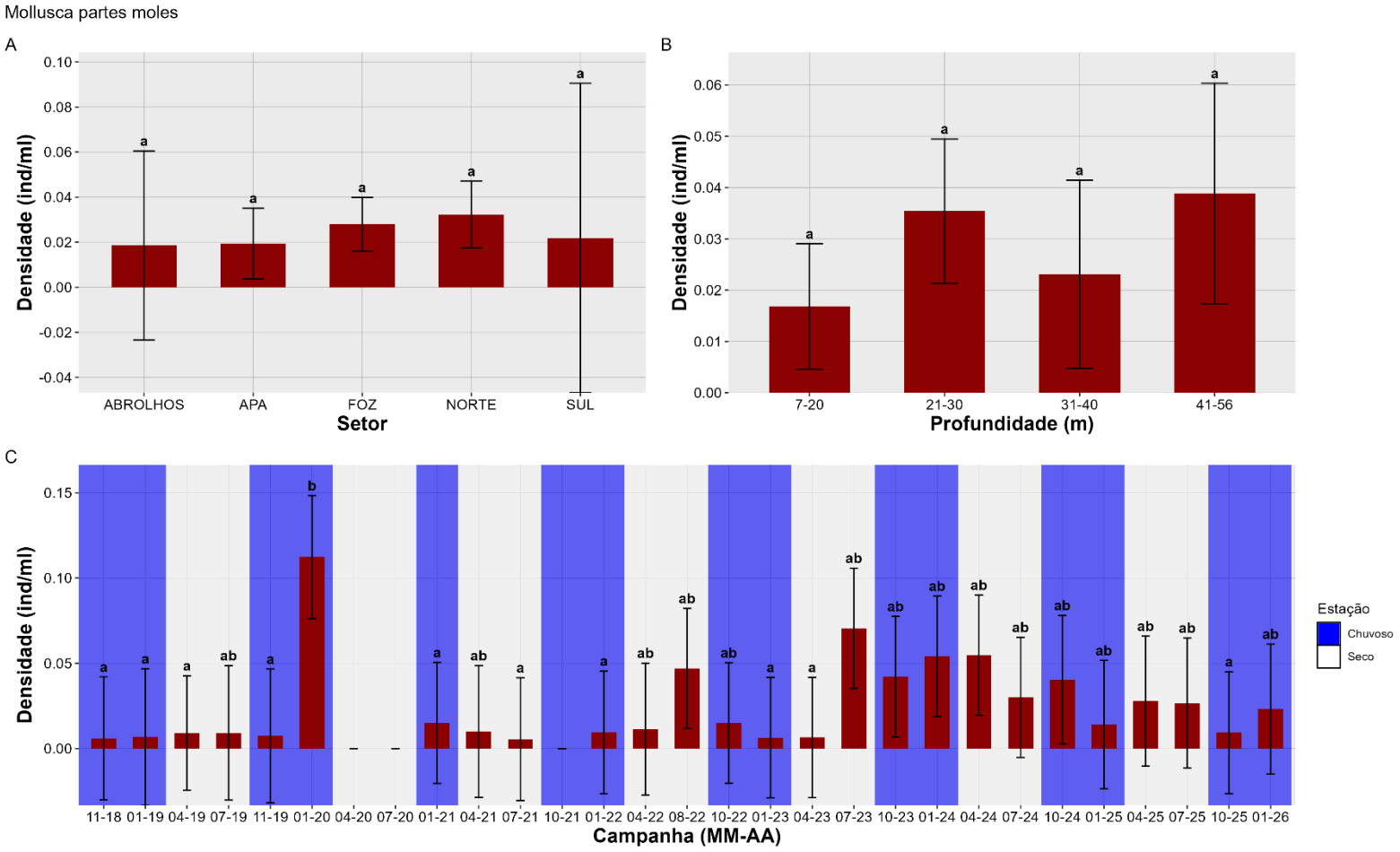
Conforme esperado a partir dos dados registrados para equitabilidade, o setor Sul apresentou os maiores valores do índice de dominância da comunidade macrobentônica, sendo significativamente diferente dos demais setores. De forma complementar ao observado para a diversidade e equitabilidade, as maiores profundidades apresentaram os maiores valores de dominância, com destaque para a diferença significativa entre os valores observados nas estações com profundidade entre 41-56 m e as demais categorias. A complementariedade entre os valores dos índices de equitabilidade e dominância observada entre setores e profundidades também é observada para as campanhas. Os valores de dominância das campanhas 01-24, 07-24 (Ano 6), 10-24, 01-25, 07-25 (Ano 7) 10-25 e 01-26 (Ano 8) são significativamente diferentes das campanhas 01-19 e 04-19 no ano inicial do monitoramento, sendo a campanha 01-19 o menor valor de dominância observado durante a série histórica. Entre as campanhas, nota-se o aumento dos valores de dominância nos anos mais recentes do monitoramento. Os valores observados nas campanhas 01-24, 07-24, 10-24 (Ano 6), 01-25, 07-25 (Ano 7), 10-25 e 01-26 (Ano 8) são significativamente diferentes dos valores das campanhas 01-19 e 04-19 (Ano 1), sendo a campanha de janeiro de 2019 com o menor valor de dominância observado na série histórica. Os maiores valores de dominância observados nas campanhas 07-25 e 01-26 são resultado do mesmo efeito, entretanto em magnitudes diferentes. Enquanto na campanha 07-25 a elevação está diretamente ligada ao aumento expressivo da densidade (ind./ml; vide Figura 3) acima de 50% em relação a campanha anterior, que será discutido detalhadamente a seguir no item 4, na campanha 01-26 a elevação é de aproximadamente 1% e, em ambos os casos, há a predominância dos vestígios de Gastropoda (48 e 49%, respectivamente), Bivalvia (38 e 36%, respectivamente) e Ostracoda (12 e 13%, respectivamente), que juntos representam 98% da comunidade de ambas as campanhas.

Figura 7: Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade macrobentônica entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul apenas de out/2018 a set/2019. 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.



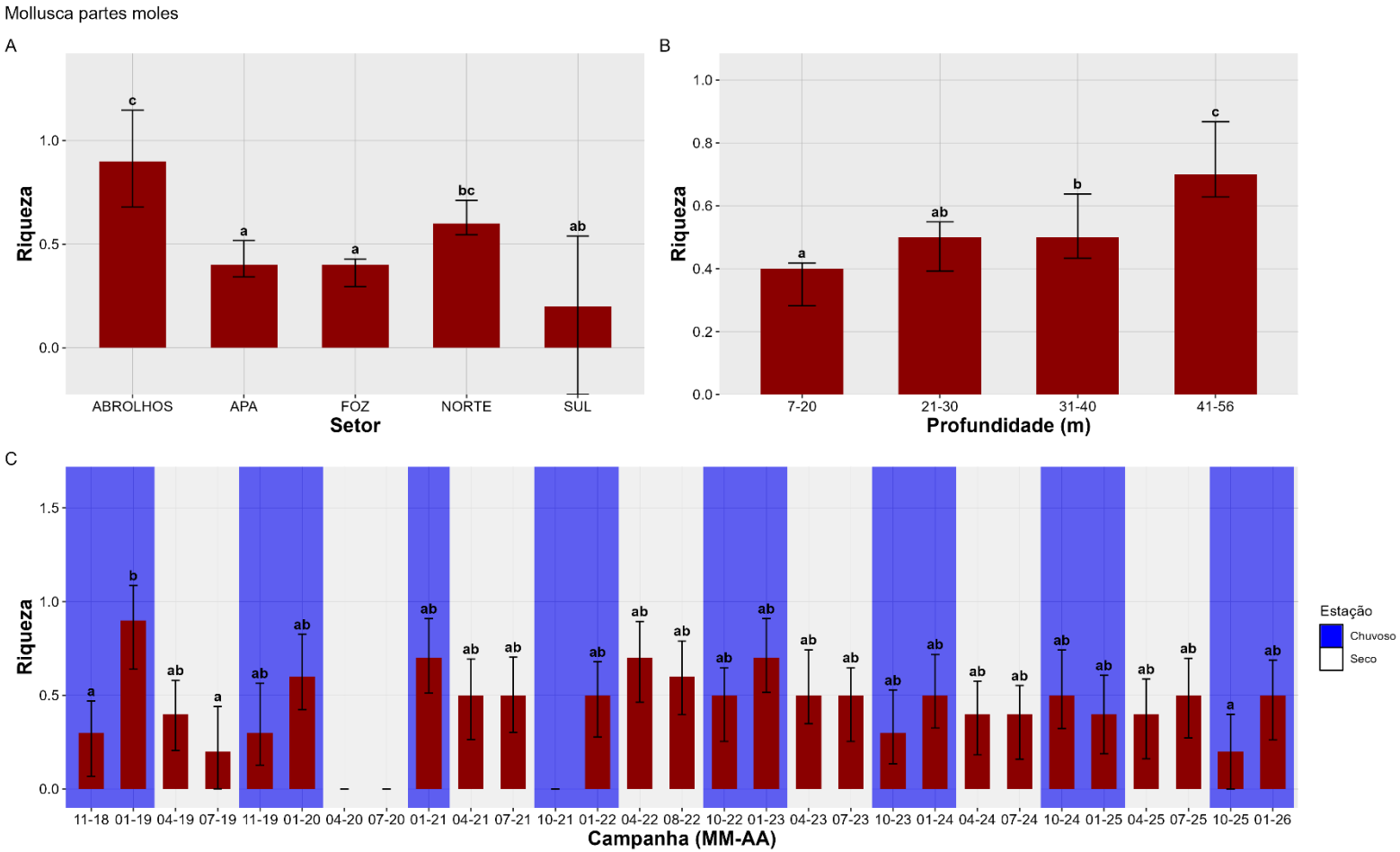
Conforme esperado a partir dos dados de densidade e riqueza, o valor de diversidade do setor Sul foi menor e significativamente diferente dos demais setores, ao passo que os setores Abrolhos e APA se destacaram como aqueles de maiores valores. Os setores Foz e Norte mantiveram a similaridade para a diversidade, sendo significativamente diferentes dos demais setores, embora uma pequena redução nos valores tenha sido registrada. Os pontos com as maiores profundidades (entre 41-56 m) apresentaram os menores valores de diversidade, sendo estes significativamente diferentes das demais categorias. Já os maiores valores foram observados nos pontos com profundidades intermediárias, sobretudo entre 31-40 m. Ao longo do monitoramento, o maior valor de diversidade foi observado na campanha 01-19 (Ano 1), sendo esta significativamente diferente dos valores observados nas campanhas dos anos 6 a 8 (out-23 a jan-26). A partir da campanha 10-23 (Ano 6), as pequenas oscilações observadas ao longo da série histórica estabeleceram-se como uma tendência à redução dos valores de diversidade. Esta tendência está relacionada com o aumento da abundância dos vestígios de Mollusca, o que é evidenciado nas campanhas 01-25 e 07-25 (Ano 7) e 01-26 (Ano 8), que apresentaram os menores valores de diversidade, e os maiores valores de abundância (densidade). Nota-se para a campanha 07-25 o menor valor de diversidade registrado ao longo de todo o monitoramento, ainda que não significativamente diferente das demais campanhas. Mais uma vez ressalta-se o efeito do episódio de maior abundância registrado nesta campanha durante todo o estudo sobre a estrutura da comunidade bentônica, evidenciado ainda na dominância e equitabilidade, tratados anteriormente.

Figura 8: Abundância (densidade) de Mollusca com partes moles nos setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul apenas de out/2018 a set/2019. 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.



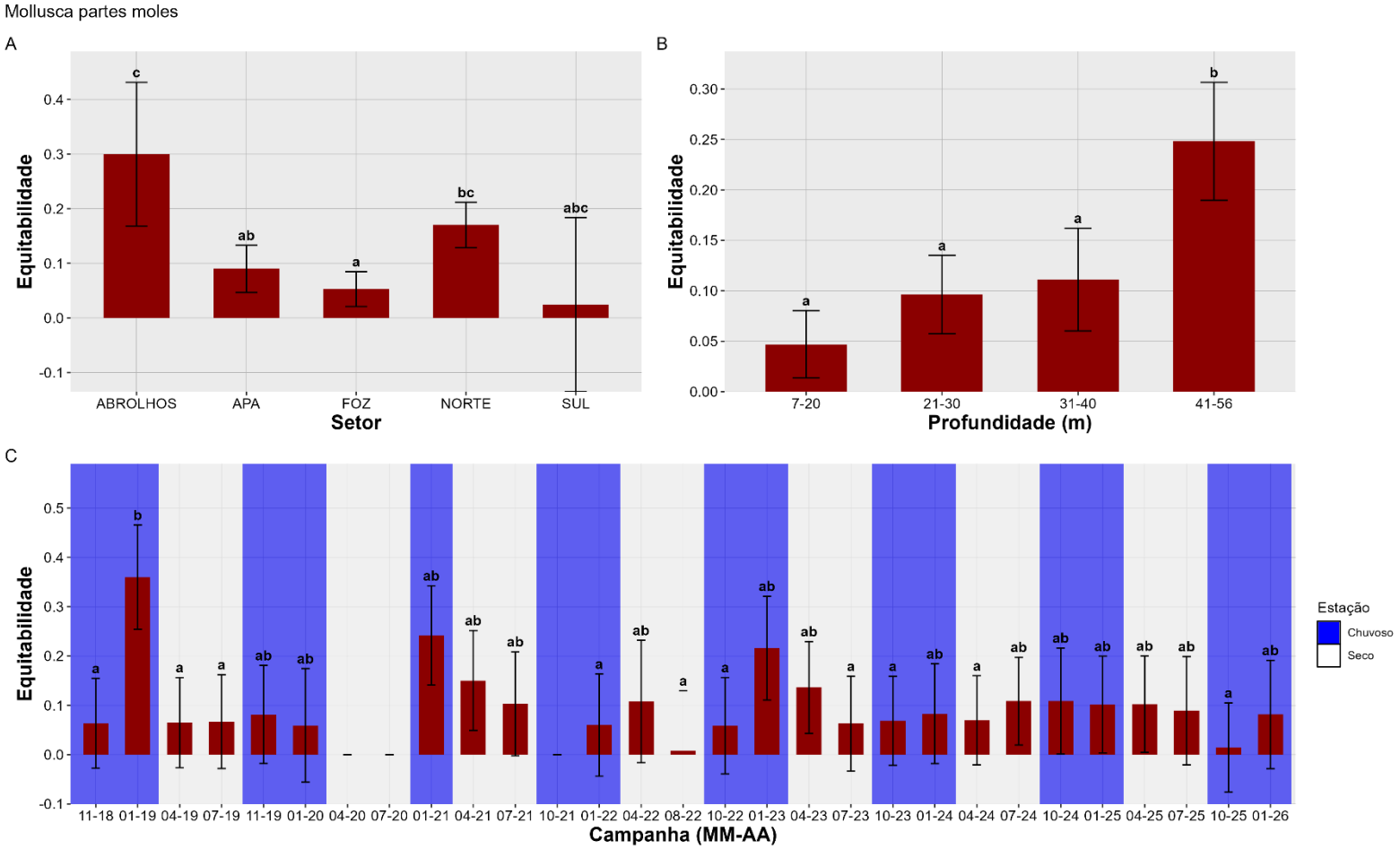
Os maiores valores médios de abundância (densidade) de Mollusca com partes moles foram observados para os setores Norte, seguido da Foz, enquanto os menores valores foram registrados no setor Abrolhos, seguido da APA e setor Sul. Apesar disso, não foram observadas diferenças significativas entre os setores, com os maiores valores de densidade tendo sido registrados no setor Sul (vide amplitude do intervalo de confiança). Entre as categorias de profundidade, também não foram observadas diferenças significativas, entretanto, observa-se uma tendência no aumento da abundância (densidade) de Mollusca com partes moles com o aumento das profundidades. Estas unidades amostrais são caracterizadas pela maior distância da área de aporte de MLD e por maiores teores de $CaCO_3$, 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 para a campanha 01-20 (Ano 2), significativamente diferente das campanhas com os menores valores: 11-18, 01-19, 04-19 (Ano 1), 11-19 (Ano 2), 01-21, 07-21 (Ano 3), 01-22 (Ano 4), 01-23, 04-23 (Ano 5) e 10-25 (Ano 8). Para a campanha de 07-23 (Ano 5) observou-se um aumento na densidade de Mollusca com partes moles, seguido, entretanto, de nova diminuição que segue até a campanha mais recente (01-26 – Ano 8). Para este período, nota-se uma diminuição ainda mais acentuada na campanha 10-25, com os valores retomando as proporções dos períodos em que foram registrados os menores valores de densidade de partes moles de Mollusca. Apesar das oscilações e tendências observadas, vale ressaltar que as variações são de valores médios de densidade (ind./ml) extremamente pequenos (±0,01 – 0,15 ind./ml).

Figura 9: Riqueza de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



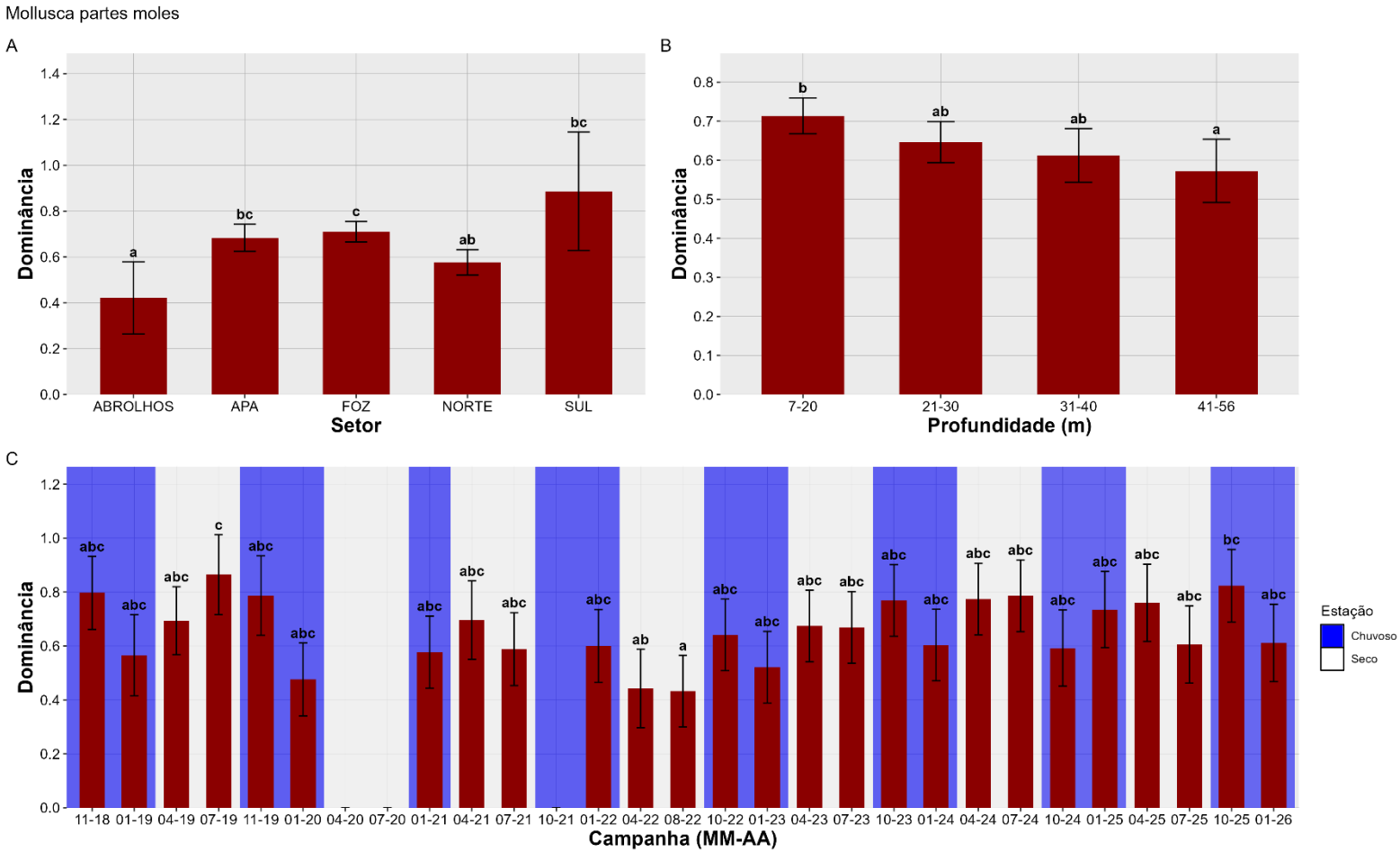
Para a riqueza de Mollusca com partes moles, os maiores valores, ainda que muito discretos, foram observados no setor Abrolhos, significativamente diferente dos setores APA, Foz e Sul. Os menores valores encontrados para a Foz estão relacionados à proximidade com a fonte poluidora, sendo a região que recebe o maior aporte de MLD o que, consequentemente, afeta negativamente a riqueza de organismos. Os menores valores de riqueza foram observados para as unidades amostrais mais rasas (7-20m), com uma tendência de aumento nos valores conforme aumenta a profundidade (vide intervalo de confiança), também semelhante à abundância. Os maiores valores observados nas unidades amostrais mais profundas (entre 41-56 m) diferiram significativamente das demais. Entre as campanhas, os maiores valores foram registrados para a campanha 01-19 (Ano 1), que diferiu significativamente da campanha 11-18, 07-19 (Ano 1) e 10-25 (Ano 8). Assim como observado para a densidade, na campanha 10-25 registrou-se valores que remontam aos menores registrados apenas no Ano 1 deste monitoramento. Os valores de riqueza de partes moles de Mollusca, durante a série histórica, apresentam oscilações em alguns episódios, sem uma tendência específica, com valores médios máximos próximos de 1,0, muito menores do que os observados para macrofauna geral (até 13,0 - vide Figura 4), assim como para vestígios de Mollusca (até 3,0 - Figura 14).

Figura 10: Índice de equitabilidade de Pielou da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



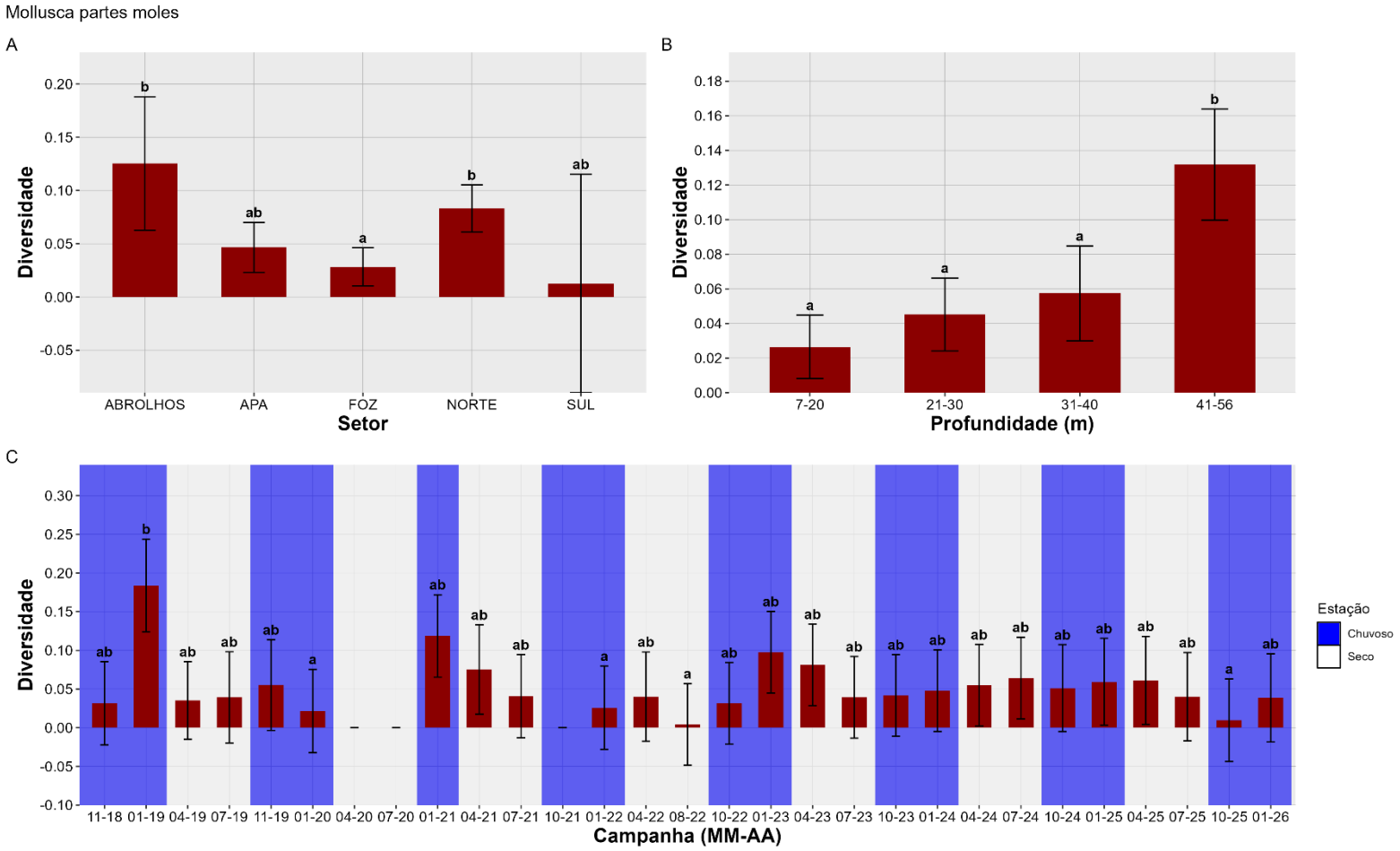
Para a equitabilidade, Abrolhos foi o setor que apresentou os maiores valores, com diferenças significativas em relação aos setores APA e Foz. Entre as profundidades, as unidades de maior profundidade (entre 41-56 m) apresentaram valores mais altos de equitabilidade significativamente maiores em comparação com as demais unidades amostrais mais rasas. Ademais, observou-se uma tendência de aumento desta métrica, semelhante à densidade e riqueza, de acordo com o aumento da profundidade. Para as campanhas, não houve variações significativas, exceto para a campanha de 01-19 (Ano 1), que apresentou os maiores valores de equitabilidade e diferiu estatisticamente das campanhas 11-18, 04-19 e 07-19 (Ano 1), 01-22 e 08-22 (Ano 4), 10-22 e 07-23 (Ano 5), 10-23 e 04-24 (Ano 6), 10-25 (Ano 8). Para a campanha 10-25 observou-se o menor valor de equitabilidade desde 10-22, com valor proporcional ao menor encontrado até esta campanha, registrado para 08-22. Entretanto, não foram identificadas tendências nos valores de equitabilidade para a série histórica em Mollusca com partes moles.

Figura 11: Índice de dominância de Simpson da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



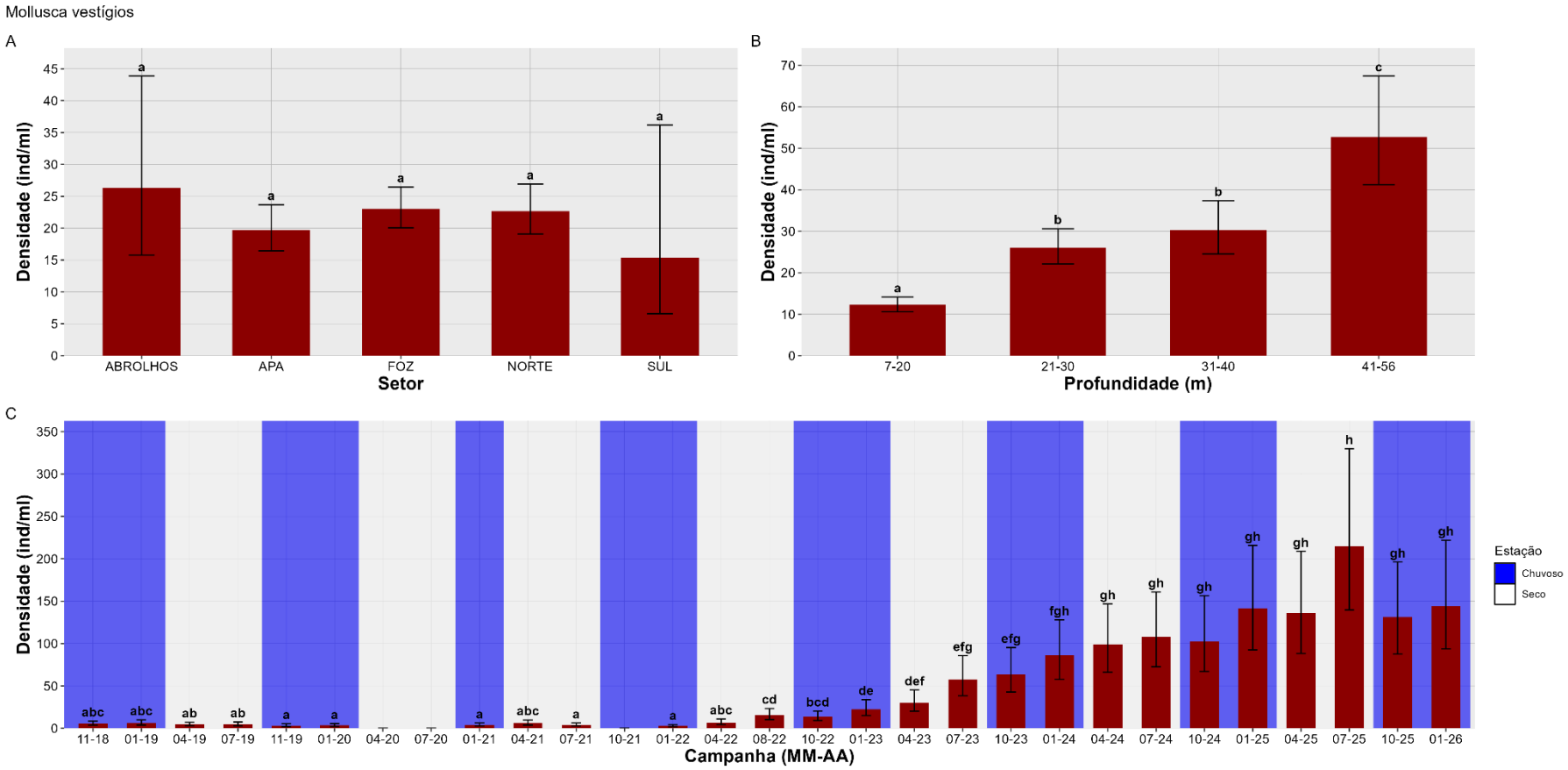
Quanto ao índice de dominância de Simpson para a comunidade de Mollusca com partes moles, o setor Abrolhos mostrou valores inferiores aos demais setores, diferindo estatisticamente dos setores APA, Foz e Sul. O setor Sul apresentou os maiores valores de dominância, seguido dos setores Foz e APA. De forma complementar 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 (entre 7-20 m), com diferença significativa para os menores valores nas mais profundas (entre 41-56 m). Entre as campanhas, observou-se que nos anos iniciais do monitoramento os maiores valores estiveram associados às campanhas 11-18 e 07-19 (Ano 1), 11-19 (Ano 2), e posteriormente nas campanhas 10-23, 04-24 e 07-24 (Ano 6) e 10-25 (Ano 8). Pode-se observar uma tendência de aumento da dominância a partir das campanhas 01-21 (Ano 3) até a última campanha amostrada, corroborando a relação entre os valores baixos de riqueza e maiores para a densidade para os Anos 6 a 8. As campanhas 07-19 (Ano 1) e 10-25 (Ano 8) destacaram-se pelos maiores valores de dominância, diferindo significativamente das campanhas 04-22 e 08-22 (Ano 4), que apresentaram os menores valores deste índice. Estes resultados para a campanha 10-25 acompanham o que foi descrito para densidade, riqueza e equitabilidade, evidenciando a ocorrência de desequilíbrio na estrutura da comunidade bentônica, especificamente neste caso, decorrente da presença de poucos indivíduos de Gastropoda. Mais uma vez, vale ressaltar que, ainda que tenhamos observado um aumento da dominância, estamos tratando de números de indivíduos baixos, da ordem de ±0,01 – 0,15 ind./ml, como ressaltado anteriormente.

Figura 12: Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/20224, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



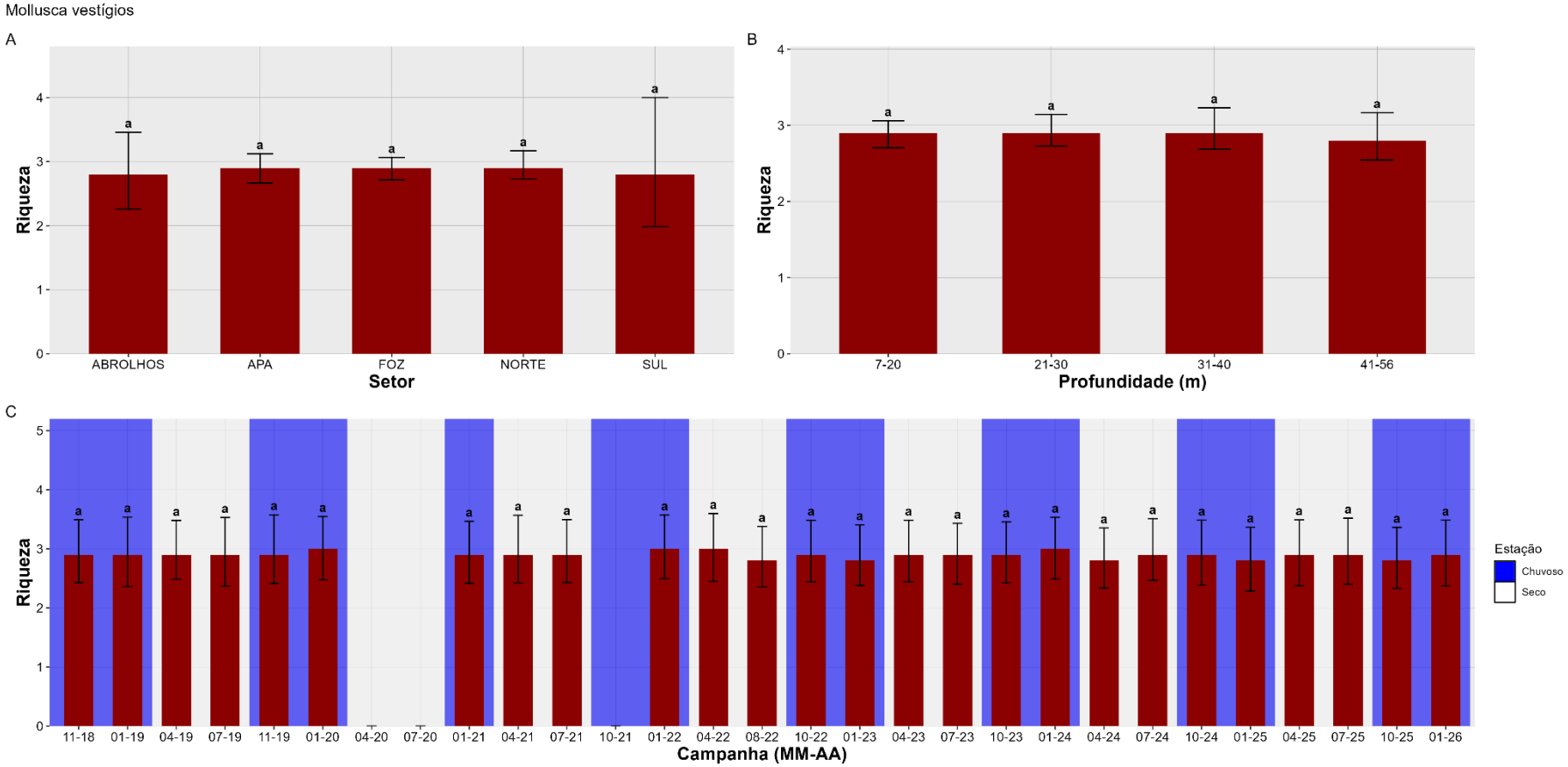
Quanto ao índice de diversidade para Mollusca com partes moles, Abrolhos e Norte foram os setores que apresentaram os maiores valores, diferindo significativamente do setor Foz, que apresentou os menores valores. O resultado observado para as profundidades foi similar ao observado para riqueza e equitabilidade, com os maiores valores médios de diversidade registrados nas maiores profundidades (entre 41-56 m), significativamente diferente das demais profundidades, que apresentaram os menores valores. Entre as campanhas, os maiores valores de diversidade foram registrados na campanha de 01-19 (Ano 1), que diferiu significativamente das campanhas 01-20 (Ano 2), 01-22 08-22 (Ano 4) e 10-25 (Ano 8). Como era esperado, a diversidade refletiu os resultados observados para equitabilidade e, por consequência, para dominância, com os valores registrados na campanha 10-25, remontando aos menores valores já detectados anteriormente na campanha 08-22. Assim, de forma geral, os maiores valores de riqueza e diversidade de Mollusca com partes moles estão associados ao setor Abrolhos e às maiores profundidades.

Figura 13: Abundância (densidade) de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



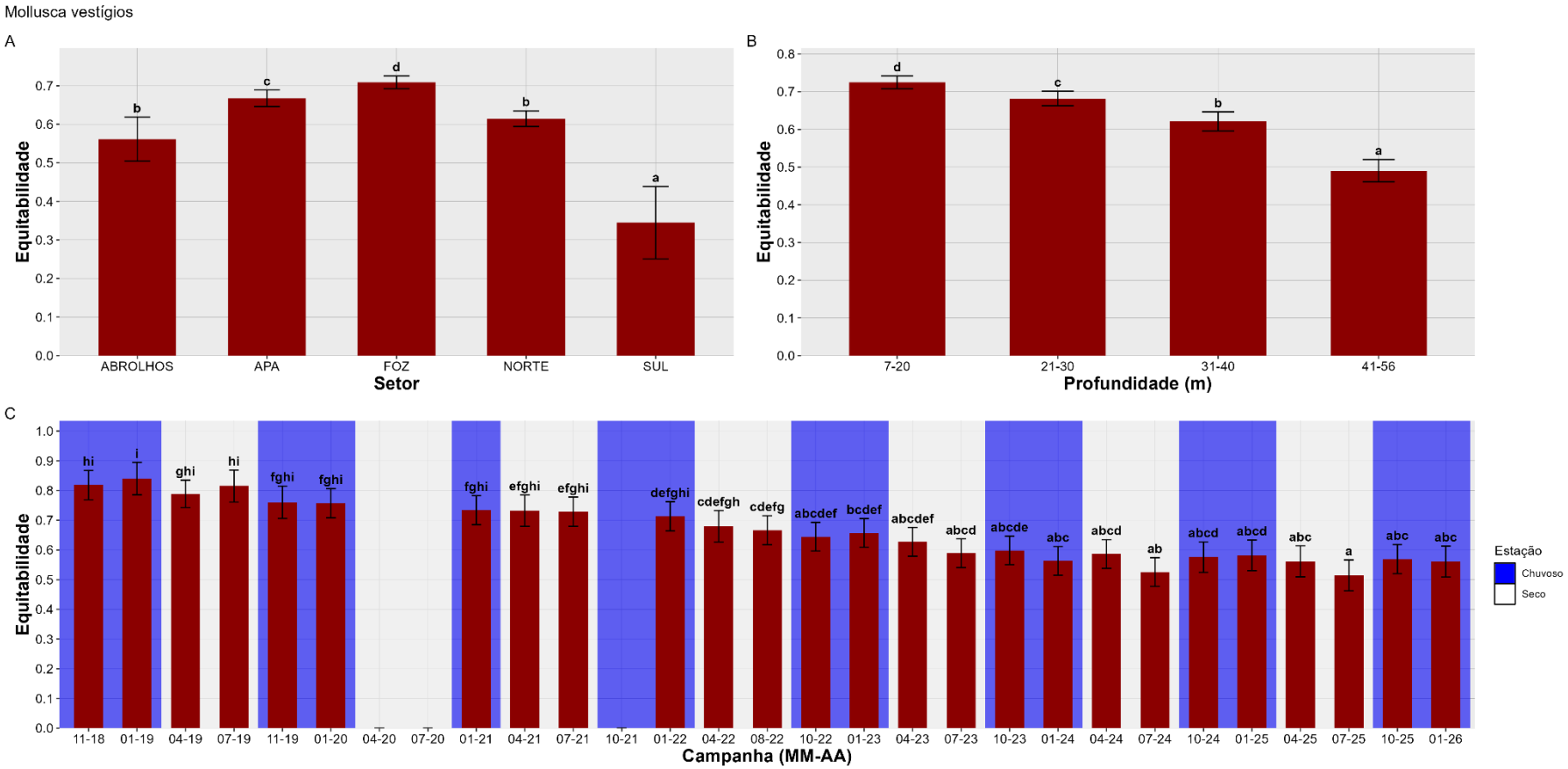
Embora o setor Abrolhos tenha apresentado o maior valor médio e, juntamente com o setor Sul, tenham apresentado os maiores valores absolutos (vide amplitude dos intervalos de confiança), não foram encontradas diferenças significativas entre os setores. Entretanto, para o período entre 01-25 (vide RA2024) a 01-26 (Figura 13), foram observados aumentos nos valores de abundância de vestígios de Mollusca, especialmente para os setores Norte e Foz. 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, sendo os maiores valores apresentados nas amostras mais profundas (entre 41-56 m). Entre as campanhas, desde 11-18 até 04-22, os valores de abundância de vestígios sempre foram altos, porém, sem diferenças significativas. A partir de 08-22 esses valores vem aumentando em um crescente até 01-26. Para a campanha 07-25 registrou-se o valor notadamente mais alto de abundância (56%) de vestígios de Mollusca em todo o monitoramento, ainda que não seja significativamente diferente daqueles observados entre 01-24 e 01-26. Esses resultados são semelhantes aos descritos para abundância da macrofauna (Figura 3), evidenciando que a maior contribuição para abundância na comunidade bentônica é de vestígios de Mollusca, o que não reflete a recuperação da comunidade, mas a mortalidade de organismos.

Figura 14: Riqueza de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



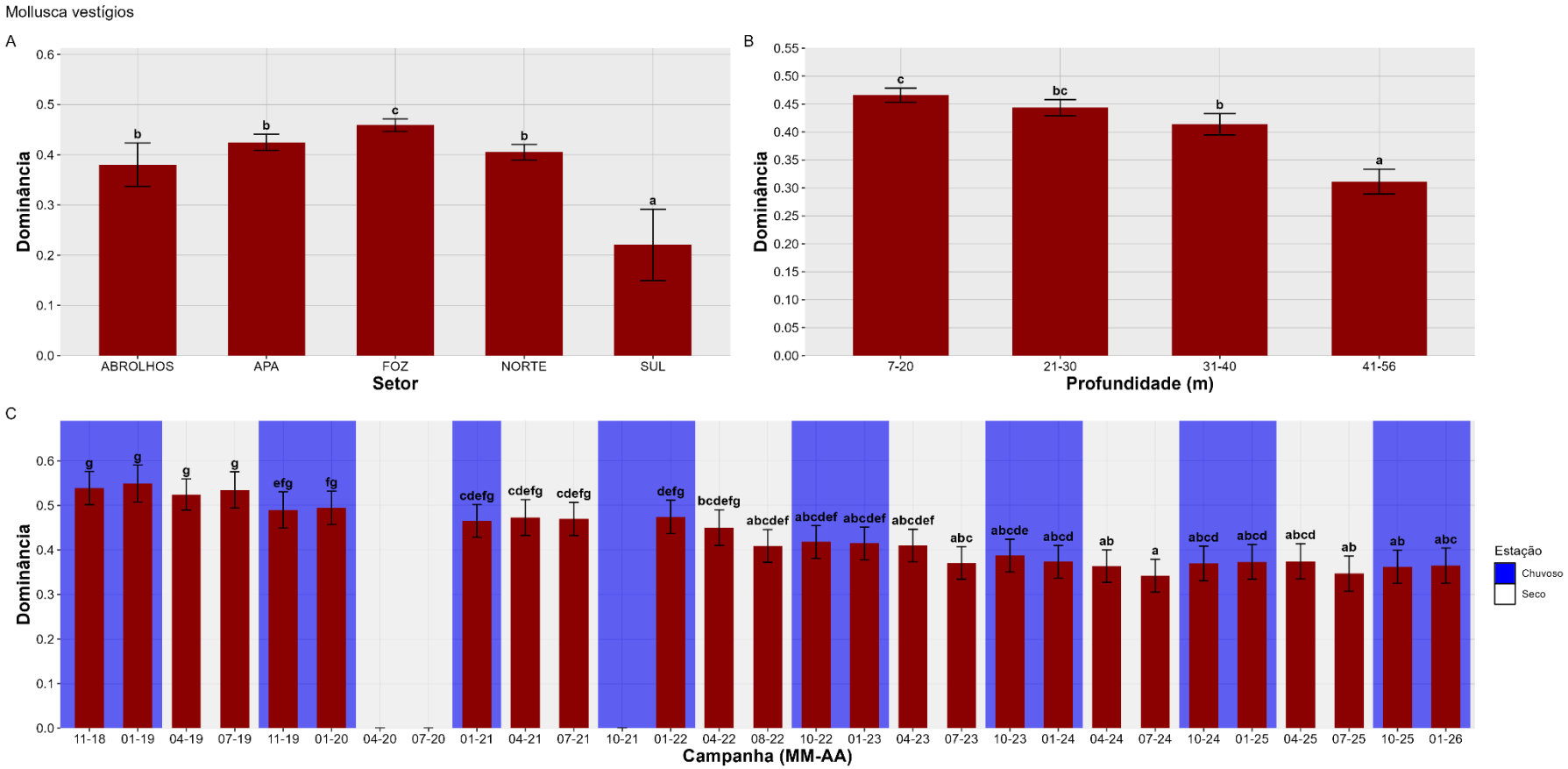
Para a riqueza dos vestígios de Mollusca, os valores foram constantes ao longo do monitoramento, sem variações significativas entre os setores, profundidades e campanhas. Esse resultado reflete a constância no número de táxons de Mollusca, especialmente aqueles suscetíveis às condições ambientais, que não conseguem sobreviver aos impactos. Assim, é importante salientar que a constância nos valores de riqueza não atenua o efeito observado no aumento da abundância de vestígios, discutido anteriormente.

Figura 15: Índice de equitabilidade de Pielou de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



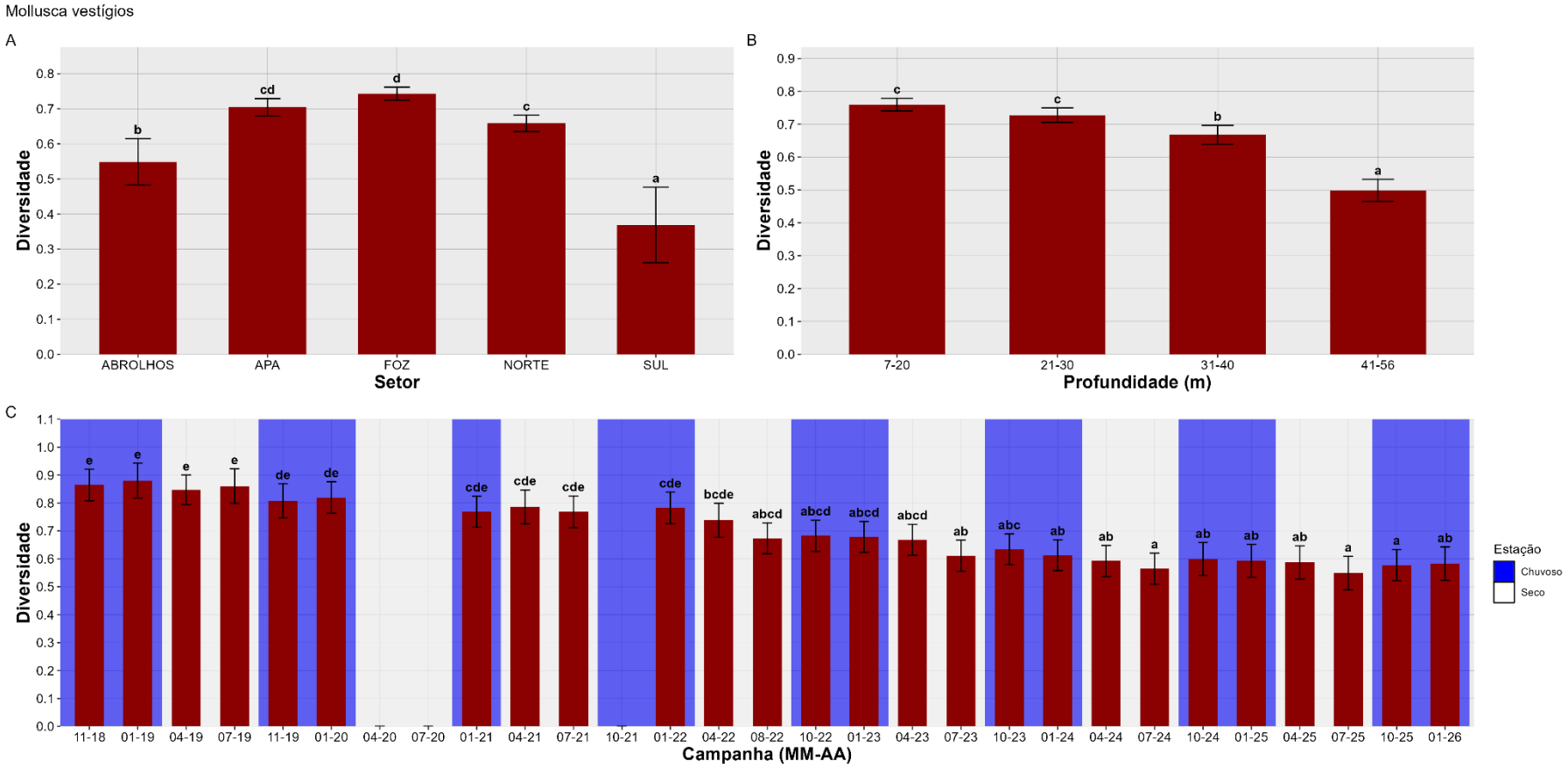
O índice de equitabilidade de Pielou para vestígios de Mollusca, como esperado, refletiu o que foi observado para abundância e riqueza. Os maiores valores foram observados para os setores Foz e APA, seguidos pelo setor Norte e Abrolhos. O setor Norte apresentou um pequeno aumento de abundância para vestígios de Mollusca e valores constantes de riqueza, com valor médio para equitabilidade. O setor Sul apresentou os menores valores, significativamente diferente dos demais setores. Foi observada a diminuição significativa da equitabilidade com o aumento da profundidade, refletindo o que foi observado para abundância, com um aumento nos seus valores, conforme o aumento da profundidade, ao mesmo tempo em que os valores de riqueza se mantiveram constantes. Apesar deste padrão observado para a equitabilidade, conforme o aumento da profundidade, os seus valores ainda se mantiveram mais altos do que da dominância, tratada a seguir. Entre as campanhas, os valores de equitabilidade mantiveram-se relativamente estáveis e altos, próximo a 0,8, até a campanha 08-22, a partir de quando a diminuição dos valores ao longo das campanhas fica mais evidente. Desde a última campanha do Ano 5 (10-22) até a última campanha amostrada do Ano 8 (01-26) os valores de equitabilidade foram significativamente menores do que os valores observados nos anos iniciais do monitoramento. Os valores mais baixos de equitabilidade foram registrados para as campanhas 07-24 e 07-25. Nesta última, foi registrado o maior valor de abundância de vestígios de Mollusca em todo o monitoramento, sem alterações importantes nos valores de riqueza. A equitabilidade refletiu as variações de abundância e riqueza na comunidade bentônica, da mesma forma que a dominância e a diversidade, que serão apresentados a seguir.

Figura 16: Índice de dominância de Simpson de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



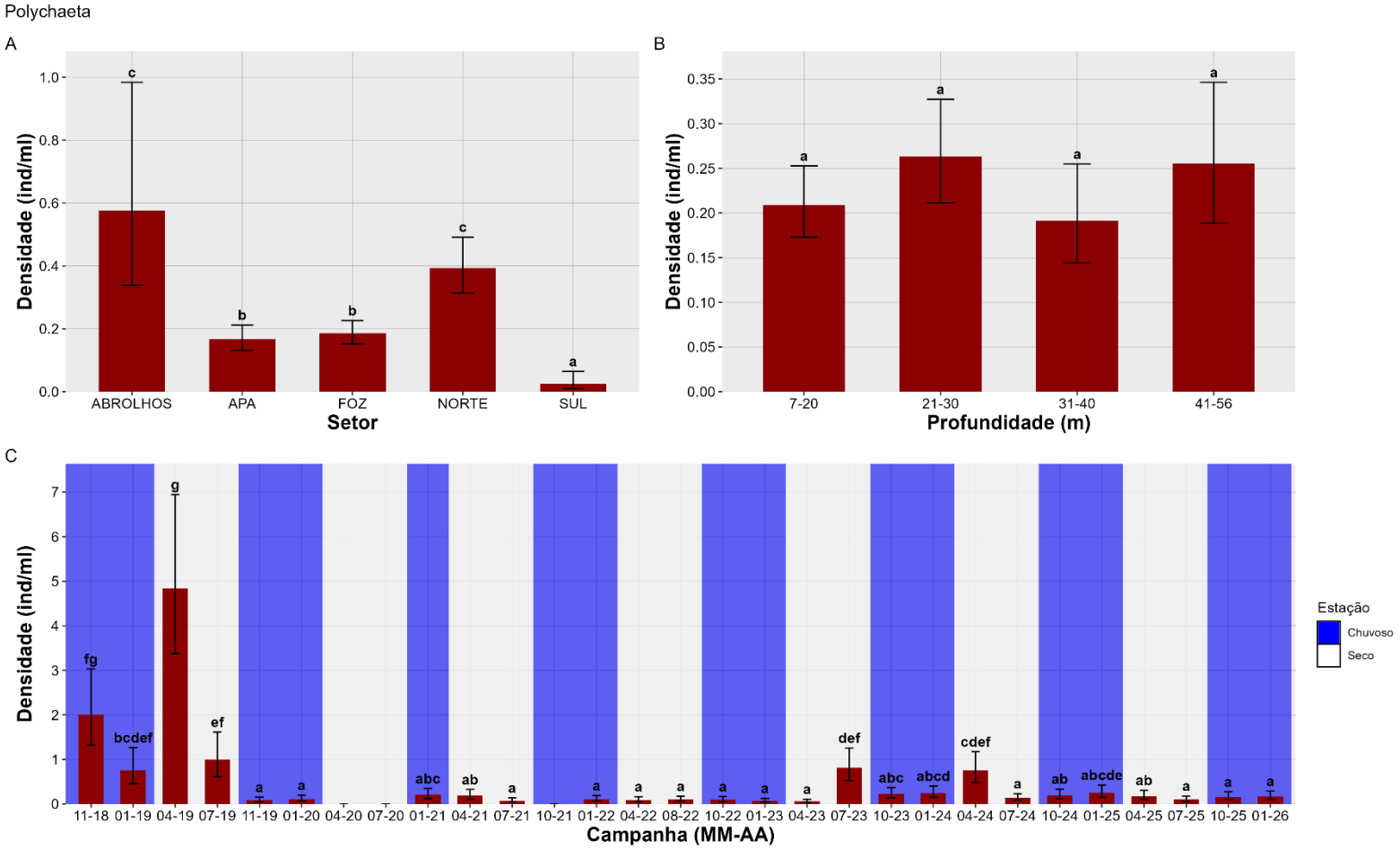
O índice de dominância para vestígios de Mollusca mostrou padrões bastante semelhantes aos do índice de equitabilidade, embora com valores complementares e menores. O setor Foz apresentou valores significativamente superior aos demais, e o setor Sul foi onde foram observados os menores valores, conforme indicado já pelos valores de densidade (Figura 13). É possível observar uma tendência à redução dos valores de dominância nas maiores profundidades. As unidades amostrais com profundidades mais rasas (entre 7-20 m) apresentaram os maiores valores e as unidades amostrais mais profundas (entre 41-56 m) apresentaram os menores valores, sendo estes últimos significativamente diferentes dos valores das demais profundidades. Estes resultados evidenciam a maior abundância de poucas espécies nas regiões mais rasas. Com relação às campanhas, observa-se uma diminuição progressiva durante a série histórica, com destaque para os valores significativamente menores a partir do Ano 5 (campanhas 07-23 a 01-26) em relação aos Anos 1 e 2 (campanhas 11-18 a 01-20). Os valores da campanha 07-24 (Ano 6) destacaram-se como significativamente inferiores a todas as campanhas realizadas até a campanha 04-22, terceiro ano de monitoramento.

Figura 17: Índice de diversidade de Shannon-Wiener de vestígios de Mollusca entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



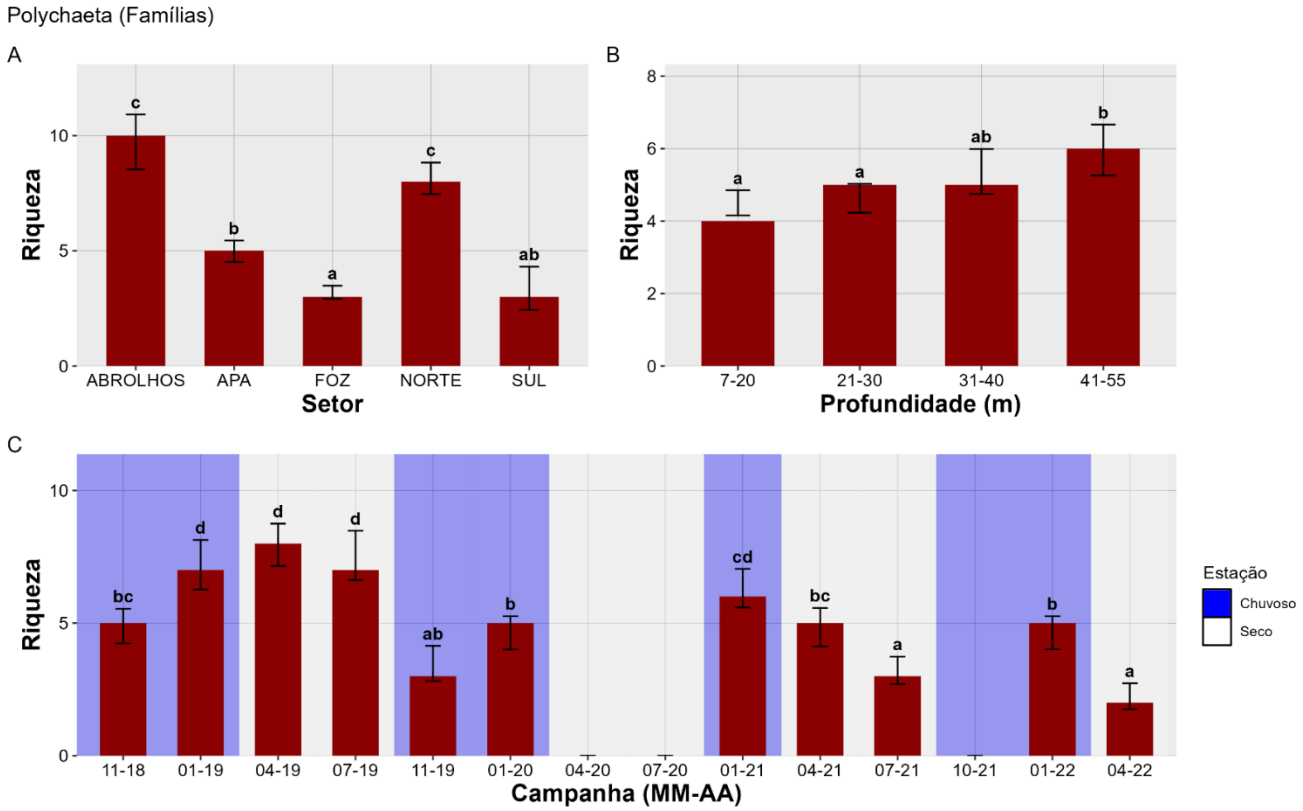
Os valores médios de diversidade para os vestígios de Mollusca foram menores para o setor Sul, seguido do setor Abrolhos, e significativamente maiores para os setores Foz, APA e Norte, evidenciando as unidades amostrais com maior morte de organismos. Entre as profundidades, os maiores valores de diversidade foram registrados para as profundidades mais rasas (entre 7-20 m e 21-30 m), significativamente diferentes das unidades mais profundas (entre 31-40 m e 41-56 m). Há uma tendência à diminuição dos valores de diversidade com o aumento da profundidade, acompanhando o que foi observado para equitabilidade, conforme esperado, o que reflete o aumento na densidade de vestígios com o aumento da profundidade (Figura 13). Para as campanhas não houve variações significativas ao longo do tempo até a campanha 08-22 (Ano 4), onde os valores de diversidade dos vestígios apresentaram diminuição significativa em relação às campanhas do primeiro ano de monitoramento (campanhas 11-18 a 07-19). Destaca-se a campanha 07-24 (Ano 6) e 07-25 (Ano 7), com o menor valor de diversidade registrado na série histórica, acompanhando o observado para a equitabilidade, apresentado anteriormente, significativamente menor quando comparado com as campanhas do início do monitoramento até a campanha 04-22 (Ano 4).

Figura 18: Abundância (densidade) de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C), ao longo dos anos de monitoramento (out/2018 a jan/2026). Dados para o setor Abrolhos foram coletados de out/2018 a jul/2022, e para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019. 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.



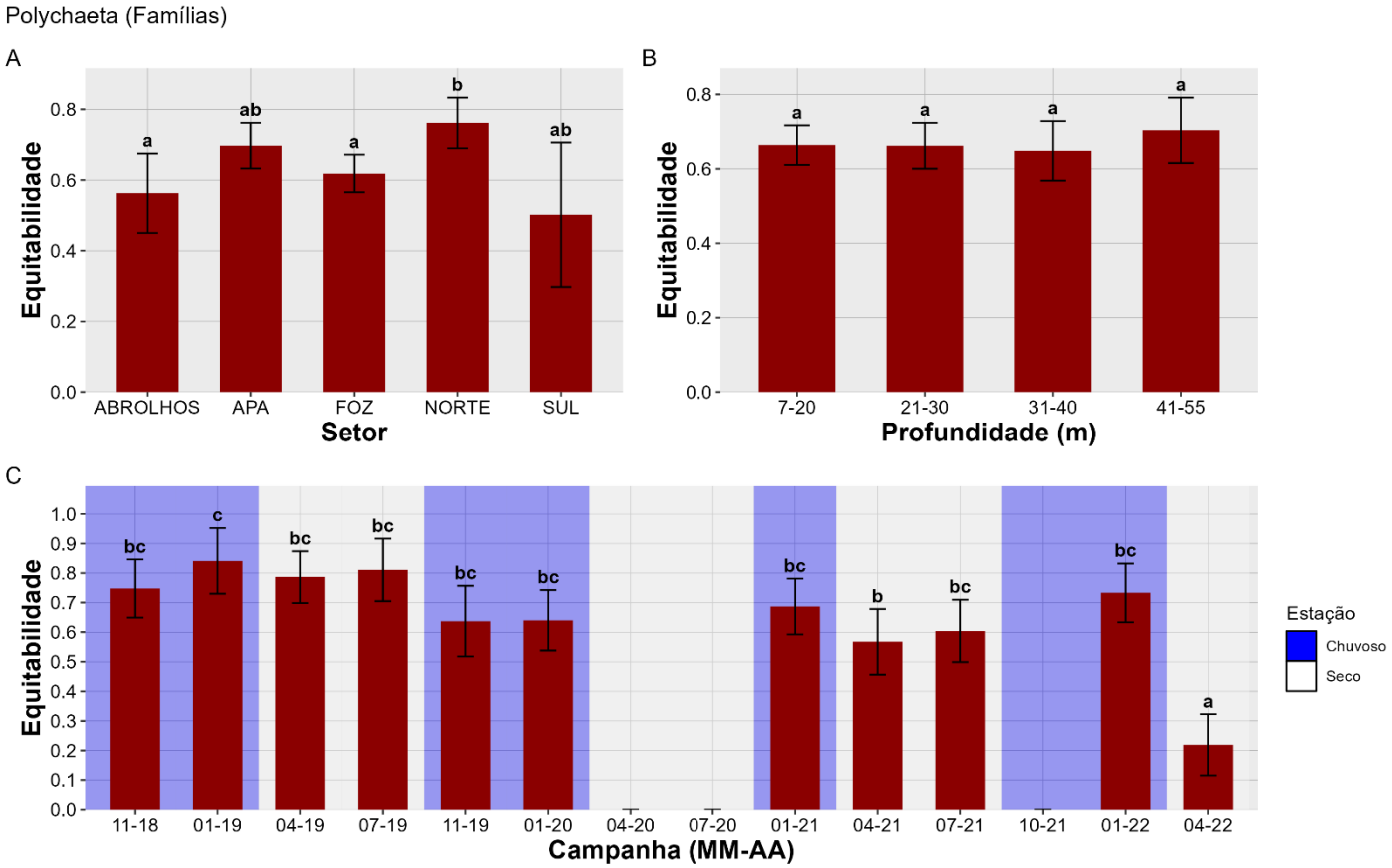
Os maiores valores médios de abundância (densidade) para Polychaeta foram observados nos setores Abrolhos e Norte, enquanto o setor Sul apresentou o menor valor. Estes setores diferiram significativamente dos setores APA e Foz. Entre as profundidades, as estações amostrais mais profundas (entre 41-56 m) foram as que concentraram os maiores valores de abundância, entretanto, não foi observada diferença significativa entre as categorias. Entre as campanhas, os maiores valores de abundância (densidade) de Polychaeta foram registrados no Ano 1 (campanha 04-19), possivelmente relacionados ao alto número de indivíduos da família Spionidae. Com início no segundo ano do monitoramento, houve uma redução significativa na métrica, com pequenas oscilações nas campanhas nos anos intermediários do monitoramento. Em síntese, embora tenha sido possível observar pequenos picos de abundância (densidade) nas campanhas 07-23 (Ano 5) e 04-24 (Ano 6), não houve recuperação dos valores de abundância de Polychaeta ao longo de todo o período de monitoramento.

Figura 19. Riqueza de famílias de Polychaeta entre os setores (A), profundidades (B) e campanhas (C). Dados para o setor Sul foram coletados apenas de out/2018 a set/2019, e para os demais setores foram coletados de out/2018 a abr/2022. 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 (Figura 1 a Figura 7), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



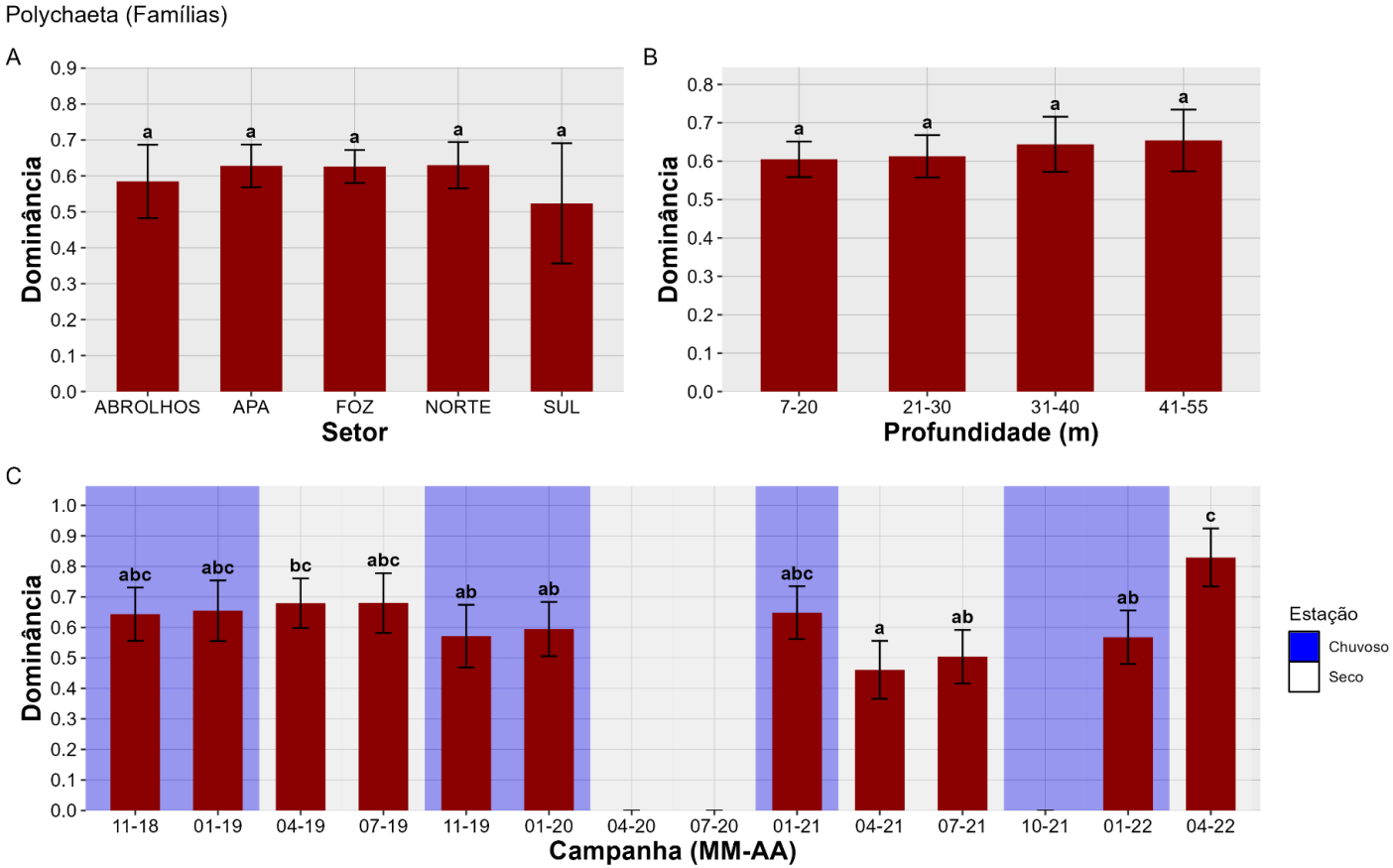
O setor Foz apresentou o menor valor de riqueza de Polychaeta, com diferença significativa entre os demais setores, com exceção do setor Sul. Semelhante à abundância discutida anteriormente, o menor valor de riqueza do setor Foz está associado à família Spionidae. Para as profundidades, as amostras situadas nas maiores profundidade (entre 41-56 m) apresentaram os maiores valores, com diferenças significativas em relação às amostras situadas em menores profundidades (entre 7-20 m e 21-30 m). As campanhas 11-19 (Ano 2), 07-21 (Ano 3) e 04-22 (Ano 4) apresentaram os menores valores de riqueza, sendo que 07-21 e 04-22 são significativamente diferentes da maioria das campanhas, exceto 11-19. A campanha 04-19 (Ano 1) apresentou o maior valor e houve diferença significativa em relação a todas as outras campanhas, exceto 01-19, 07-19 (Ano 1) e 01-21 (Ano 2). Este período foi marcado pela passagem do ciclone extratropical IBA, quando foram registradas as maiores abundâncias de Polychaeta, especialmente nas amostras do setor Foz (vide RRDM, 2019; RRDM, 2020).

Figura 20: 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 de out/2018 a set/2019, e para os demais setores foram coletados de out/2018 a abr/2022. 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 (Figura 1 a Figura 7), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



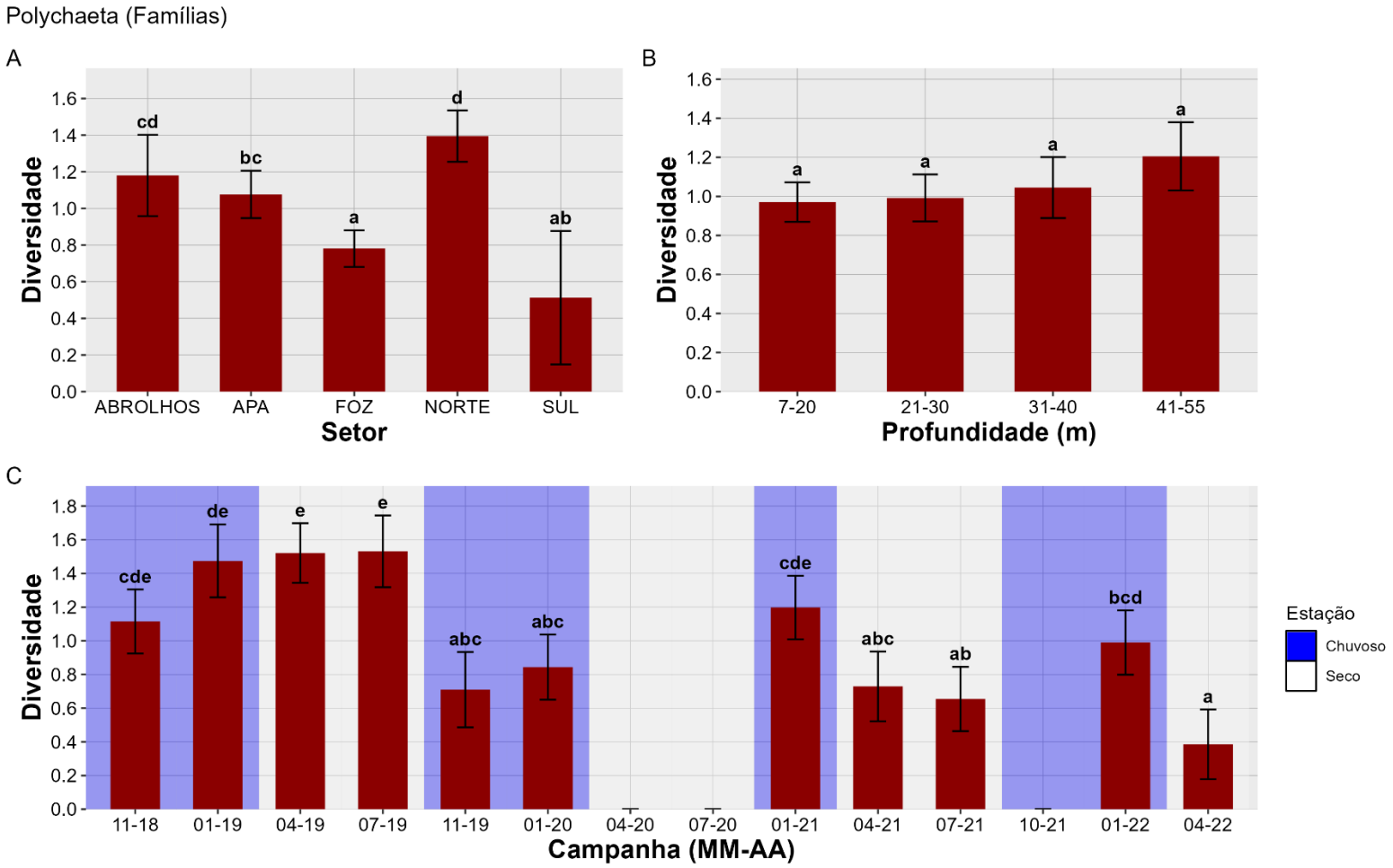
Para os resultados de equitabilidade de Pielou da comunidade de Polychaeta, o setor Norte apresentou os maiores valores, diferindo significativamente dos setores Abrolhos e Foz. Para as profundidades não foram observadas diferenças significativas, embora seja possível observar valores discretamente maiores nas maiores profundidades (vide intervalo de confiança). A série histórica para os valores de equitabilidade apresenta pequenas oscilações, com o menor valor observado na campanha 04-22 (Ano 4 - período seco), que diferiu significativamente das demais campanhas.

Figura 21: 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 de out/2018 a set/2019, e para os demais setores foram coletados de out/2018 a abr/2022. 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 (Figura 1 a Figura 7), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



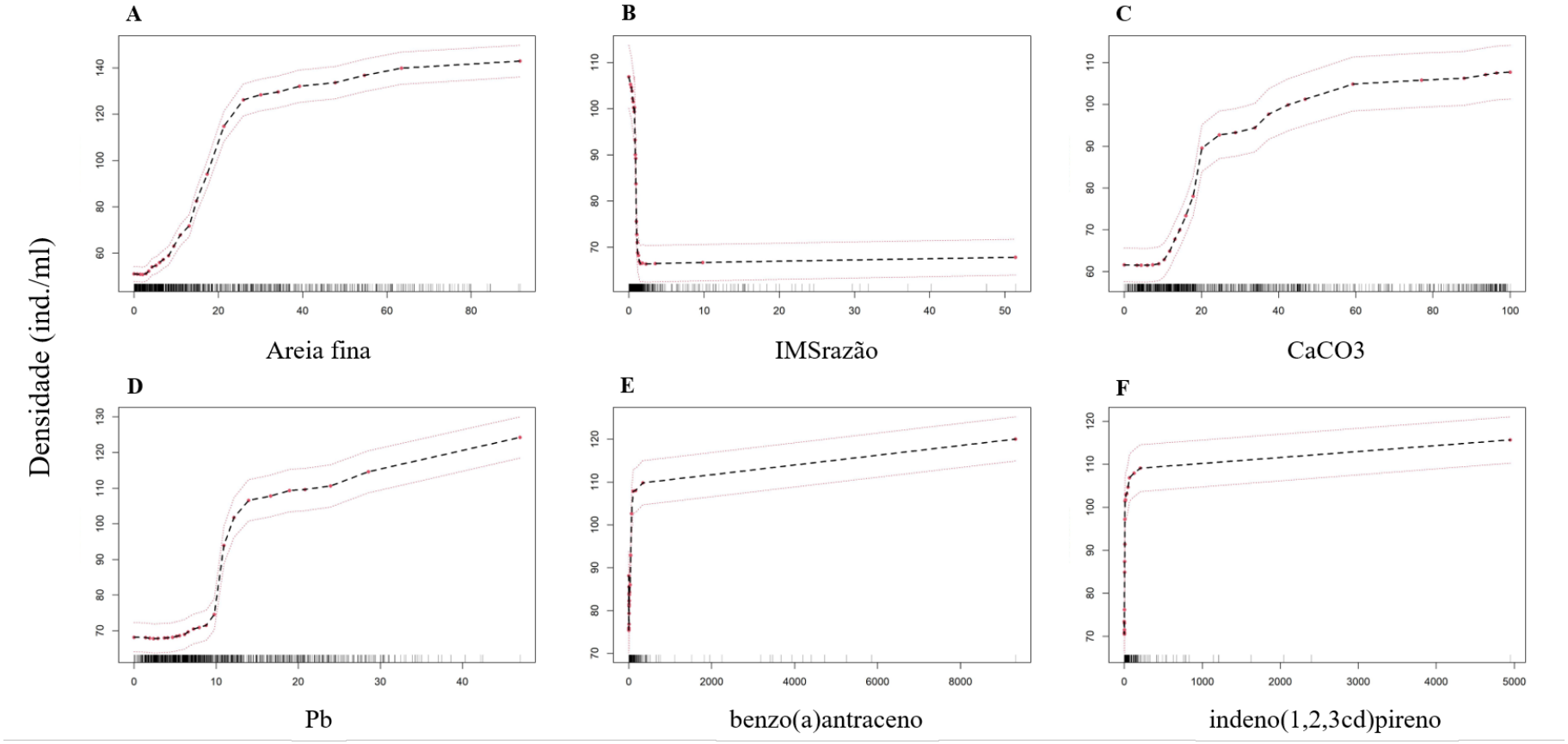
Embora seja possível observar menores valores no setor Sul, bem como uma leve tendência ao aumento entre as diferentes profundidades, os resultados não mostraram diferenças significativas para o índice de dominância de Simpson da comunidade de Polychaeta entre os setores e profundidades. O maior valor de dominância foi observado na Campanha 04-22 (Ano 4 - período seco), consolidando o menor valor de equitabilidade observado anteriormente. Os menores valores foram observados na campanha 04-21 (Ano 3 - período seco).

Figura 22: 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 de out/2018 a set/2019, e para os demais setores foram coletados de out/2018 a abr/2022. 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 (Figura 1 a Figura 7), conforme a padronização do nível taxonômico adotado.



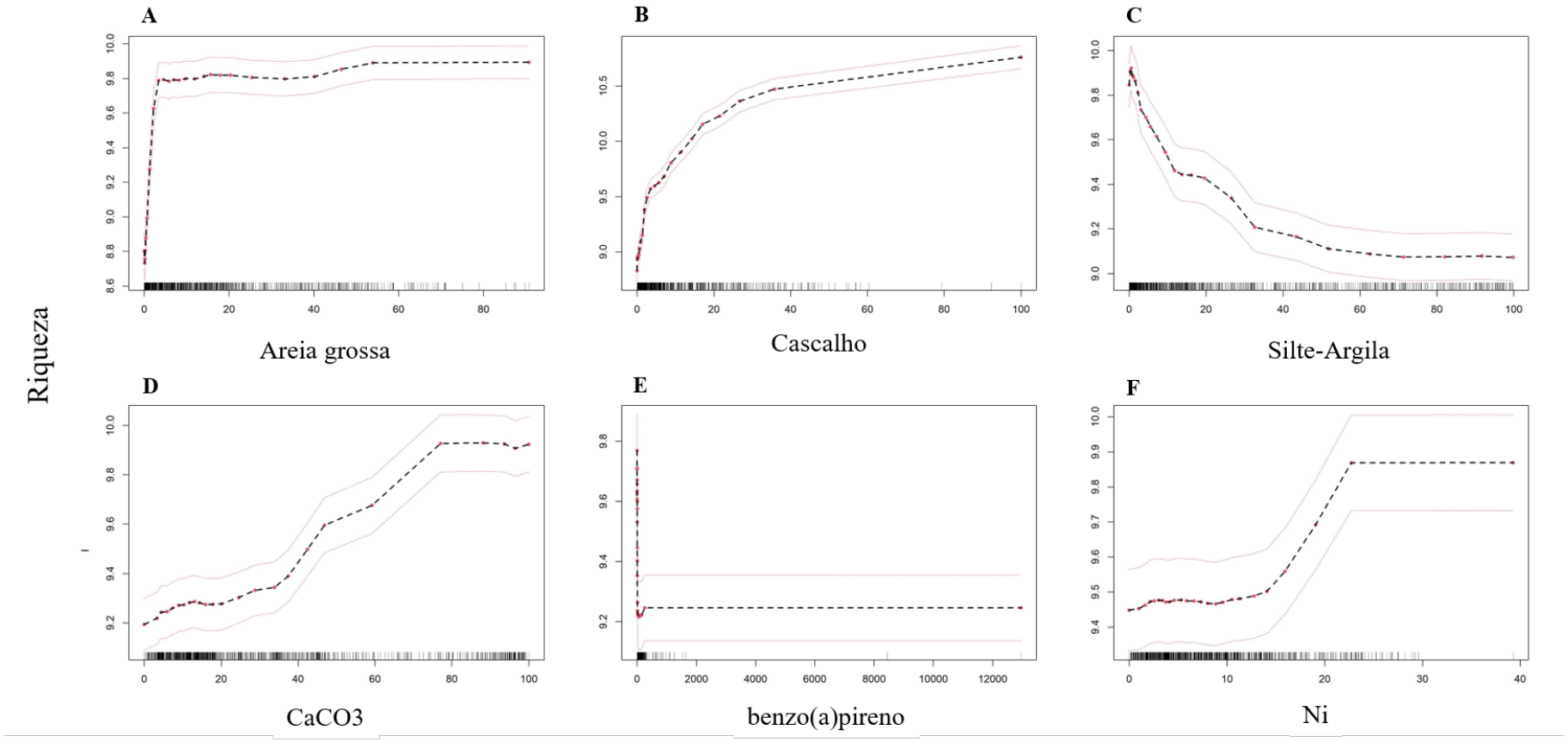
Para o índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de Polychaeta, o setor Sul apresentou os menores valores, com diferença significativa quando comparado aos setores Abrolhos e Norte. Entre as profundidades, observou-se a tendência a um aumento discreto da diversidade nas unidades amostradas com as maiores profundidades (entre 31-40 m e 41-56 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 (campanhas 01-19 a 07-19), entretanto, apenas as campanhas 04-19 e 07-19 diferiram significativamente das demais campanhas, exceto na campanha 01-21 (Ano 3 - período chuvoso). A campanha 04-22 (Ano 4 - período seco) apresentou os menores valores, significativamente menores do que as campanhas do ano 1.

Figura 23: Dependência parcial da densidade total da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão Random Forest, em todo o período do monitoramento (out/2018 a jan/2026) para os setores Foz, Norte e APA, de out/2018 a jul/2022 para o setor Abrolhos e de out/2018 a set/2019 para o setor Sul. Ordem de apresentação das variáveis representa a ordem de importância para o modelo.



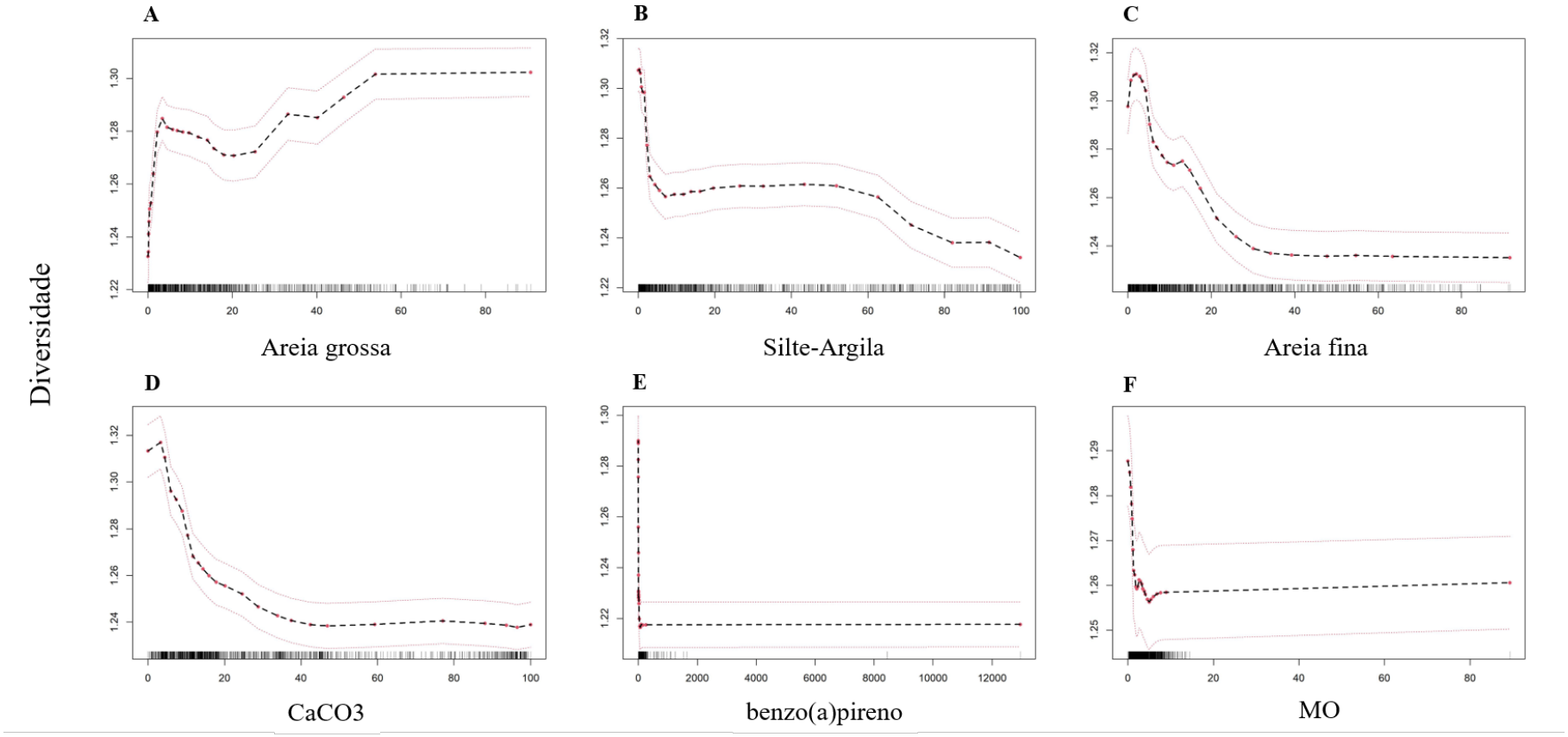
Entre as variáveis ambientais analisadas, os diferentes tipos de sedimento, como Areia fina e carbonato de cálcio (CaCO3), foram as que mais influenciaram na variação da densidade de organismos (Figura 23). As duas variáveis apresentaram relação positiva com a densidade de organismos, entretanto evidenciam cenários diferentes. Altos teores de CaCO3 são encontrados principalmente em sedimento biodetrítico e bancos de rodolitos, característicos de maiores profundidades, ambientes que disponibilizam diferentes microhabitats, o que afeta a ocorrência, densidade, riqueza e diversidade de diversos grupos taxonômicos (ver também a Figura 24 e a Figura 25). As análises evidenciam que ambientes mais profundos e com maiores teores de CaCO3 influenciam positivamente na densidade da maioria dos organismos da macrofauna bentônica, incluindo Mollusca com partes moles, mas também briozoários, por exemplo, registrados aqui como maior abundância para os seus vestígios (ver resultados da RDA, Figura 26). Da mesma forma, o aumento de densidade em locais com predominância de areia fina reflete o aumento de vestígios de organismos nestes substratos, neste caso, vestígios de Gastropoda e Ostracoda, (ver resultados da RDA, Figura 26), o que é ainda mais evidenciado pela correlação negativa observada com silte-argila, também observada na riqueza (Figura 24), dada a afinidade química de metais (IMS) do MLD com a lama (silte-argila), reforçada pela análise de partição da RDA (Figura 27). Dentre as variáveis de maior influência na variação de densidade de organismos estão o metal chumbo (Pb) e dois hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs): benzo(a)antraceno e indeno(1,2,3cd) pireno. Este metal e compostos orgânicos apresentam uma forte relação positiva com aumento da densidade de organismos. Porém, é de suma importância destacar que desde a campanha de 08-22 (Ano 4) ocorrem significativos aumentos na densidade de organismos devido ao aumento de vestígios, ou seja, à maior mortandade de organismos. O aumento de Pb está associado ao aumento da densidade de vestígios. Para Polychaeta os dados ao nível de família até a campanha 04-22 (Ano 4) indicavam reduções na riqueza (Figura 19), diversidade (Figura 22) e equitabilidade (Figura 20) e aumento na dominância (Figura 21). Os efeitos negativos de HPA’s estão evidenciados pelas análises de Random Forest para os outros índices, que demonstram que o benzo(a)pireno possui efeito negativo sobre a riqueza (Figura 24) e a diversidade (Figura 25). O Índice Mineralógico do Ferro (IMS) mostrou uma forte correlação negativa com a densidade de organismos, ou seja, a densidade dos organismos indicadores tratados aqui diminui significativamente nas amostras com presença do MLD, evidenciada pelos maiores valores de IMS. Apesar de não apresentado, Silte-Argila foi a oitava correlação mais significativa com a densidade, com efeito negativo.

Figura 24: Dependência parcial da riqueza da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão Random Forest, em todo o período do monitoramento (out/2018 a jan/2026) para os setores Foz, Norte e APA, de out/2018 a jul/2022 para o setor Abrolhos e de out/2018 a set/2019 para o setor Sul. Ordem de apresentação das variáveis representa a ordem de importância para o modelo.



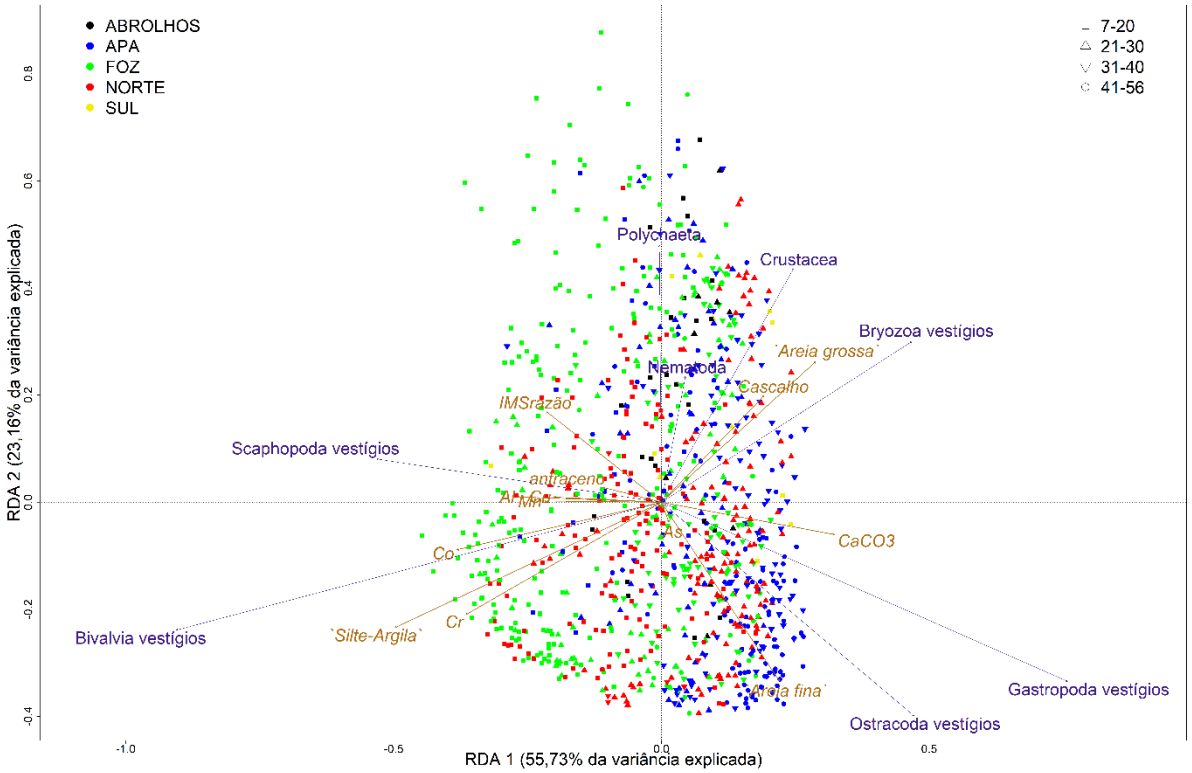
A areia grossa, cascalho e carbonato de cálcio ($CaCO_3$) refletiram uma correlação positiva com a riqueza, dentre as seis variáveis ambientais com maior importância para explicar sua variação (Figura 24). Em contrapartida, maiores concentrações de lama (Silte-Argila) sugerem menores valores de riqueza. Como explicitado anteriormente, a intensa adsorção de metais a partículas menores de sedimento retém estes contaminantes no substrato, afetando diretamente a comunidade bentônica. Da mesma forma, o Índice Mineralógico do Ferro (IMS), embora ausente na Figura 24 é uma das variáveis com maior poder explicativo sobre a variação desse índice (a nona na ordem das variáveis analisadas) e seu efeito é potencializado pela presença de silte-argila (vide análise de partição, Figura 27). Este índice mostrou uma correlação negativa com a riqueza, ou seja, a riqueza dos organismos indicadores tratados aqui diminui significativamente nas amostras com presença do MLD, apontada pelo IMS. Entre as variáveis de maior importância para explicar a variação da riqueza, é observada uma forte correlação negativa com a concentração de benzo(a)pireno, como também é observado para o índice de diversidade (Figura 25). A correlação positiva observada para poluentes orgânicos com a densidade (ind./ml) reforça as evidências de diferentes faces de um mesmo efeito, uma vez que está diretamente ligada ao aumento da abundância de vestígios, e consequentemente, ao aumento da mortandade da fauna bentônica. De maneira geral, para os descritores de comunidade analisados, a contribuição dos efeitos da presença de sedimento lamoso na estruturação das comunidades é potencializada pela ocorrência e concentração de metais (IMS) presentes no MLD. Este cenário tem sido demonstrado ao longo de todo o período do 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 em todo o período do monitoramento (out/2018 a jan/2026) para os setores Foz, Norte e APA, de out/2018 a jul/2022 para o setor Abrolhos e de out/2018 a set/2019 para o setor Sul. Ordem de apresentação das variáveis representa a ordem de importância para o modelo.



Para o índice de diversidade, cinco variáveis são consideradas ambientais: percentual de areia grossa, percentual de silte-argila, percentual de areia fina, Carbonato de Cálcio (CaCO3) e matéria orgânica (MO), evidenciando diferentes naturezas de efeito (Figura 25). Maiores concentrações de CaCO3 são encontrados em locais com sedimento biodetrítico, geralmente próximos a bancos de rodolitos, e em maiores profundidades. As análises descritivas evidenciam que as estações mais profundas (entre 41 e 56 m) apresentam menores valores médios de diversidade (ver Figura 7). Portanto, a Random Forest evidencia o efeito do CaCO3 na comunidade bentônica, uma vez que sua relação positiva com a densidade é mais acentuada (Figura 23) do que o observado para riqueza (Figura 24), configurando um cenário de dominância de alguns táxons e, por consequência, levando a uma relação negativa com adiversidade. Por outro lado, sedimentos finos, como silte-argila, são conhecidos por sua maior interação e afinidade química com metais. Dessa forma, os resultados apresentados nas análises evidenciam a presença da lama do MLD, confirmado pelos valores do Índice Mineralógico do Ferro (IMS), embora, assim como para riqueza, ausente na Figura 25, é a oitava variável com maior poder explicativo sobre a diversidade. Estes resultados são ainda corroborados na análise de partição da RDA (ver Figura 27), onde são evidenciados os maiores potenciais de efeito negativos na estruturação da comunidade bentônica quando combinados. Esses resultados mostram que a riqueza dos organismos, especialmente os táxons mais raros, diminui drasticamente nas amostras com presença do MLD, reforçando os seus efeitos na estruturação das comunidades, fato que tem sido demonstrado ao longo de todo o monitoramento. Já a correlação negativa observada para benzo(a)pireno corrobora os resultados observados para riqueza (Figura 24).

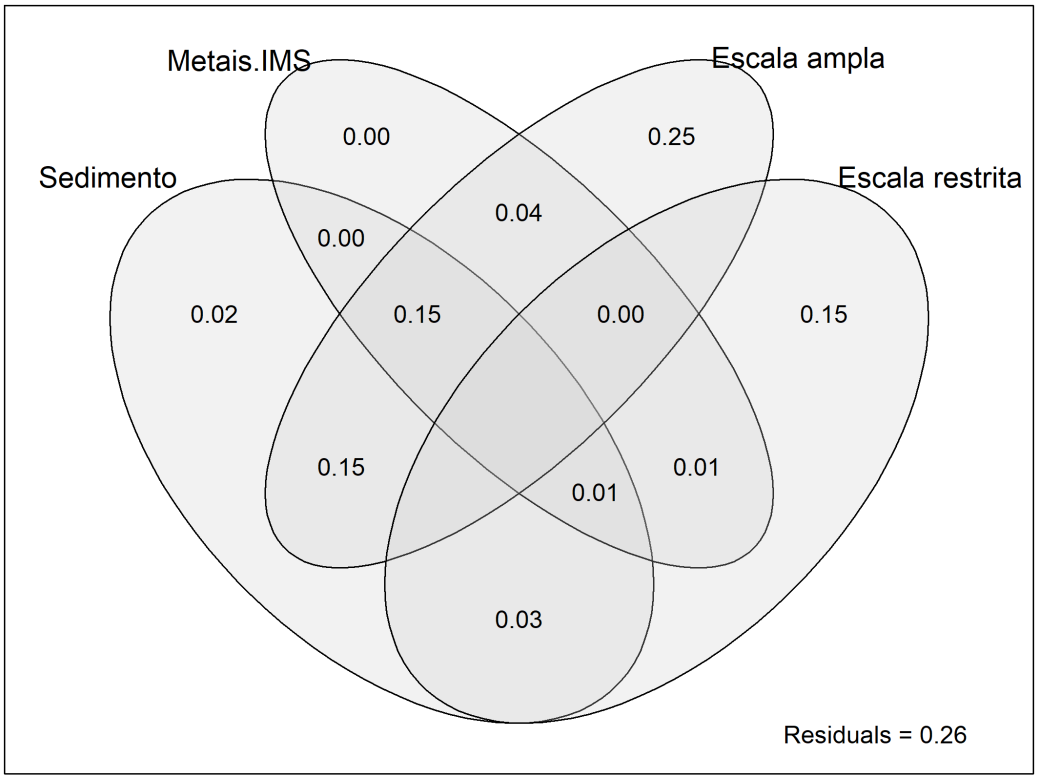
Figura 26: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade macrobentônica, de out/2018 a jan/2026 para os setores Foz, Norte e APA, de out/2018 a a jul/2022 para o setor Abrolhos e de out/2018 a set/2019 para o setor Sul. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis. Crustacea se refere aos outros táxons, exceto Ostracoda.



A estruturação da comunidade macrobentônica nos anos de monitoramento foi espacialmente demarcada e dependente principalmente da composição do sedimento, como era de se esperar, sobretudo pela forte influência de Areia fina, CaCO3, Areia grossa e Cascalho, assim como pela correlação entre as variáveis IMSrazão e o percentual de lama (Silte-Argila). Essa influência é dependente da escala espacial utilizada, ganhando destaque, principalmente, quando os setores são comparados (ver resultado da análise de partição - Figura 27). 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, e sobretudo no setor Norte, na localidade de Degredo. Por exemplo, nas estações localizadas no Setor Foz, há uma forte tendência de maior predominância de sedimento lamoso (Silte-Argila) e maior ocorrência de vestígios de Bivalvia e Scaphopoda, bem como, em menor escala, a influência dos metais Cobalto (Co), Arsênio (As), Alumínio (Al), Cromo (Cr) e Manganês (Mn) e Cádmio (Cd). Por outro lado, nas estações mais profundas do Setor APA há uma tendência de predominância de areia fina e carbonato de cálcio (CaCO3) no sedimento, que demonstra forte influência na ocorrência de vestígios de Gastropoda e Ostracoda. Esses resultados evidenciam a amplitude espacial do impacto do MLD, identificado principalmente pelos valores mais altos de IMS associados às maiores concentrações de silte-argila, e aos metais como Cobalto, Arsênio, Alumínio, Cromo e Manganês e Cádmio, sobre a estrutura das comunidades bentônicas nas estações próximas à Foz do rio Doce e regiões rasas adjacentes à costa. Nas áreas com os valores mais altos de IMS,

sobretudo nas estações do setor Foz e regiões adjacentes ao sul, observa-se a ocorrência de Polychaeta, especialmente de grupos resistentes, como Spionidae e Magelonidae, já conhecidos na literatura por resistirem a contaminações por metais e ao soterramento. Já a abundância de Nematoda está associada às estações dos setores Norte e APA, distribuída de maneira homogênea em relação à profundidade. Nos setores Abrolhos e APA é observada forte tendência ao aumento das densidades de Crustacea e vestígios de Bryozoa associadas à Areia grossa e Cascalho, sobretudo nas maiores profundidades. Esse padrão coincide com o observado para a dispersão espaço-temporal do sinal de MLD 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, em todo o período do monitoramento (out/2018 a jan/2026) para os setores Foz, Norte e APA, de out/2018 a a jul/2022 para o setor Abrolhos e de out/2018 a set/2019 para o setor Sul. Valores menores do que 1% é exibidos como 0.00. Valores iguais a 0 não são exibidos.

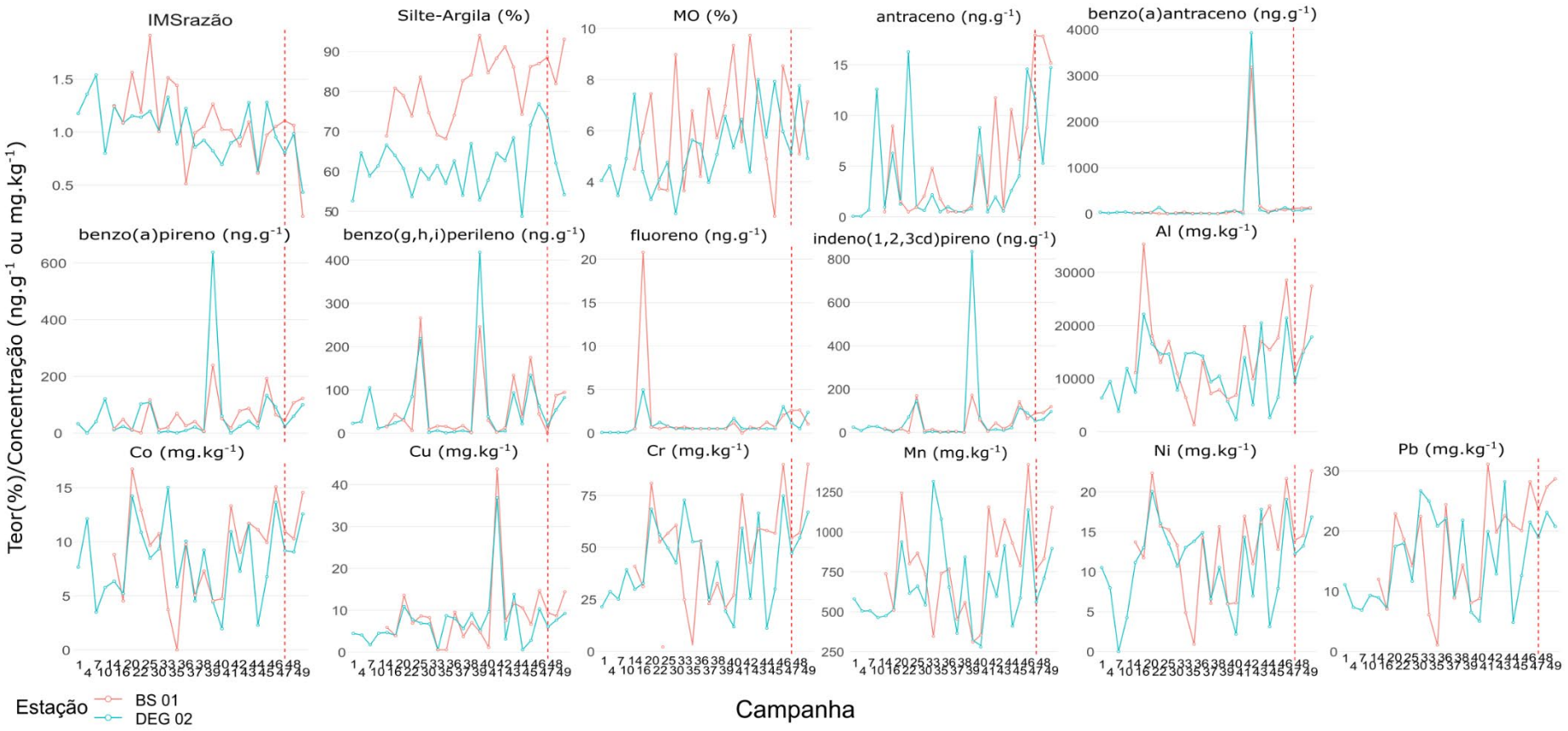


Values <0 not shown

Avaliando a contribuição individual e combinada, de cada partição das variáveis abióticas, observa-se que a maior contribuição é dada pela matriz espacial em escala ampla, com 25%, indicando uma variabilidade relacionada com a dimensão geográfica da área de monitoramento, evidenciando a área de ocorrência do MLD. Quando as análises são realizadas considerando a escala espacial restrita, onde a presença do MLD e os efeitos das variáveis são constantes, perde-se a real amplitude do efeito espacial destes contaminantes, uma vez que não são consideradas as áreas com menores impactos, como aquelas com maiores profundidades. Esses resultados mostram a importância de uma escala ampla no monitoramento, para que se possa ter uma avaliação robusta da amplitude do efeito do MLD. Dentro da escala espacial ampla, da variação explicada pelo modelo utilizado na RDA, apenas 2% são explicada pela matriz ambiental (Sedimento), e < 1% explicada pela matriz de metais e Índice Mineralógico do Ferro (Metais-IMS). A interação entre as matrizes de metais e Índice Mineralógico do Ferro (Metais-IMS) e espacial em escala ampla contribui com 4% de explicação. Porém, quando essas matrizes Metais-IMS interagem com a matriz ambiental de sedimento, especialmente silte-argila, a contribuição dessas variáveis passa para 15%, o que é evidenciado ainda pelas análises Random Forest (Figura 23, Figura 24 e Figura 25) e RDA (Figura 26). Os resultados evidenciam a potencialização do efeito da lama pela presença do MLD na estruturação da comunidade bentônica. A manutenção da integração da matriz de metais e Índice Mineralógico do Ferro (Metais-IMS) entre as

principais variáveis estruturadoras da comunidade, reforça a relação direta entre a presença do MLD proveniente do rompimento da barragem de Fundão e a estrutura da macrofauna bentônica marinha.

Figura 28: Teores e concentrações das variáveis abióticas relacionadas às matrizes de sedimento, poluentes orgânicos e metais ao longo de todo o período do monitoramento nas estações BS01 e DEG02. A linha tracejada destaca a campanha 07-25.



As análises dos dados do período de 04-25 a 01-26, incluídos neste documento, ressaltaram o maior valor de densidade registrado durante todo o período do monitoramento para campanha 07-25, com um aumento de 56% nos valores registrados de vestígios de Mollusca (Figura 3 e Figura 13). Esses dados foram identificados no setor Norte, mais especificamente nas amostras BS 01 (30m) e DEG 02 (10m). A partir das variáveis que foram selecionadas na análise de RDA como estruturadoras da dispersão dos dados de macrofauna bentônica, como Silte-Argila, MO, Antraceno, IMS e metais, foi conduzido um estudo da série histórica dos dados especificamente para esses pontos amostrais. A avaliação combinada das variáveis de sedimento (Silte-Argila e MO), poluentes orgânicos (antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, fluoreno e indeno(1,2,3cd)pireno), metais (Al, Co, Cr, Cu, Mn, Ni e Pb) e IMSrazão nas estações BS 01 e DEG 02, localizadas no setor Norte, revela elevações concomitantes entre as variáveis a partir da campanha de 04-2025, com algumas oscilações ao longo do período. Da mesma forma que os metais, os HPAs analisados também possuem forte capacidade de adsorção às partículas finas de sedimento, como Silte-Argila, que atua como mecanismo de transporte destes contaminantes. Especificamente na campanha 07-25, observa-se aumentos nos teores destas variáveis, especialmente do Silte-Argila, MO, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(g,h,i,)perileno, fluoreno, benzo(a)pireno, assim como para IMS e metais como Al, Co, Cr, Cu, Mn, Ni e Pb (Figura 28), exatamente quando se tem o registro do maior valor de densidade de vestígios de todo o período do monitoramento (Figura 3 e Figura 13).

Ao analisarmos os dados para as demais amostras do setor Norte, identificamos altos teores de Silte-Argila, MO, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(g,h,i,)perileno, fluoreno, benzo(a)pireno, assim como para o IMS e os metais alumínio (Al), cobalto (Co), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), manganês (Mn), cobre (Cu) em amostras do extremo norte do Setor (Itaúnas), assim como nas amostras mais profundas de Degredo (DEG 02 – 31m) e mais rasas Barra Seca (BS 01- 14m). Esses dados descrevem o transporte do MLD, caracterizado pelas partículas finas de sedimento (Silte-Argila), a partir da foz do Rio Doce em direção ao norte, inicialmente nas estações mais rasas com aproximadamente 10 m de profundidade, até a região de Itaúnas, podendo atingir as regiões mais profundas próximas a foz, como ocorre a 30 m de profundidade na estação DEG02.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO

Ao longo dos anos de monitoramento, a análise dos indicadores da macrofauna bentônica oferece uma narrativa complexa e dinâmica sobre as respostas do ecossistema à presença do MLD 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. Os dados apresentados na Figura 3, na qual a abundância (densidade) de organismos é analisada ao longo dos setores, das profundidades e das campanhas, evidenciam uma maior representatividade na densidade de organismos com o aumento da profundidade, mas, sobretudo, a tendência ao aumento significativo nos quatro últimos anos do monitoramento (campanhas 08-22 a 01-26). Os resultados observados para os vestígios de Mollusca evidenciam a maior contribuição destes organismos no aumento da densidade da macrofauna (Figura 13). Vale destacar que as coletas das campanhas 08-22 (Ano 4), 01-23 (Ano 5), 10-23 e 07-24 (Ano 6) ocorreram após intensos períodos de chuva, sugerindo a exposição da macrofauna bentônica à chegada de contaminantes pelo rio.

Para a campanha 07-25 (Ano 7) foi constatado um episódio que chamou a atenção, com um aumento de 56% na abundância da macrofauna em relação à campanha anterior (04-25). Esses dados foram registrados principalmente nas estações do setor Norte (DEG 02 e BS01), em especial, pelo aumento dos vestígios de Bivalvia (666,8 e 786,5 ind.ml^{-1}, respectivamente), Gastropoda (108,9 e 647,5 ind.ml^{-1}, respectivamente) e Ostracoda (191,7 e 26,8 ind.ml$^{-1,}$ respectivamente). Estas alterações estiveram associadas ao aumento e posterior oscilação de concentrações elevadas da matriz de HPAs como antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(g,h,i,)perileno, fluoreno, benzo(a)pireno e de metais, sobretudo cromo (Cr), cobalto (Co), alumínio (Al), manganês (Mn), cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni) (Figura 28), corroborando o observado na RDA (Figura 26) e Random Forest (Figura 24 e Figura 25). Este episódio evidencia a dinâmica e a persistência dos efeitos de contaminantes do MLD, mesmo decorridos dez anos do desastre, onde só um monitoramento a longo prazo nos permite detectar impactos que não seriam previsíveis, dentro do histórico amostral. Mais uma vez, é necessário ressaltar que o aumento na abundância (densidade) não está relacionado a recuperação da macrofauna bentônica, mas sim, ao aumento expressivo dos seus vestígios, em consequência da sua mortandade.

Na foz do rio Doce o processo de floculação devido ao aumento de salinidade acarreta a acumulação de sedimentos finos na plataforma continental sob influência da pluma e, por ser um ambiente

dominado por ondas, promove o transporte de sedimentos finos para o mar aberto, que se acumulam principalmente em áreas com mais de 10 m de profundidade. Entretanto, com o rompimento da barragem em 2015, esse padrão foi alterado, promovendo aumento na deposição de sedimentos finos perto da costa, em áreas mais rasas. Assim, enquanto no período chuvoso (verão) espera-se que a vazão do rio Doce aumente o transporte de lama em direção ao mar, durante o período de seca (inverno) a chegada de frentes frias, com ondas de maior energia, pode remobilizar e transportar para o norte o material fino originado do MLD (QUARESMA *et al.*, 2015; HATJE *et al.*, 2017; NASCIMENTO *et al.*, 2022). Nesse contexto, a elevada afinidade entre as frações mais finas do sedimento, particularmente a fração Silte-Argila, e a matéria orgânica (MO), associada a maior capacidade de adsorção de poluentes orgânicos e metálicos, favorece a formação de compartimentos deposicionais que atuam como reservatórios desses contaminantes (BUTCHER *et al*., 1992, BARAN *et al*., 2017; OGUNOLA *et al.*, 2017). Nesses ambientes, os poluentes podem permanecer acumulados e, sob determinadas condições físico-químicas e hidrodinâmicas, serem remobilizados e se tornar biodisponíveis para a biota, transformando-os em potenciais fontes secundárias de contaminação. De forma complementar, as maiores concentrações destes poluentes tendem a ocorrer nas frações de menor densidade, preferencialmente associadas à MO (BEN SAID *et al.,* 2015), o que reforça o papel das partículas finas como vetores no transporte, acúmulo e redistribuição de poluentes na costa.

Como consequência, foi notado o aumento expressivo na abundância da campanha de 07-25 que exibiu os maiores valores de densidade de todo o monitoramento (Figura 3). Essa elevação se deu majoritariamente no setor Norte, sobretudo em estações de Degredo e Barra Seca. As elevações simultâneas dos teores e concentrações das variáveis abióticas (vide Figura 28) evidenciam o trajeto da lama de rejeitos da região da Foz com direção a região Norte, e consequentemente, os efeitos indiretos negativos da lama do rejeito (MLD) na abundância (aumento na densidade de vestígios), riqueza e diversidade da área de estudo. Assim, a elevação dos vestígios da macrofauna indica um efeito tardio diretamente ligada à elevação dos poluentes orgânicos na campanha 04-25, sobretudo antraceno, que causa estresse oxidativo e supressão do metabolismo branquial em moluscos (CHENEY *et al.,* 2001; SELLAMI *et al.,* 2015), principais táxons afetados pela mortandade no período indicado.

O setor Foz apresentou, junto com o setor Sul, os menores valores médios de riqueza da macrofauna (Figura 4), além dos menores valores médios de riqueza de moluscos com partes moles (Figura 9) e de riqueza e diversidade de poliquetas (Figura 19 e Figura 22). Estes resultados indicam que ainda se observa um impacto acentuado, atingindo primeiramente a Foz, influenciando negativamente a comunidade bentônica, mesmo decorridos dez anos do rompimento da barragem. Esses impactos estão relacionados tanto à contaminação pelos poluentes, quanto ao processo de soterramento dos organismos provocado pela lama característica do MLD (vide o resultado da RDA, Figura 26). 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.

Conforme mostram os resultados da Random Forest (Figura 23), o Índice Mineralógico do Ferro (IMS), que reflete a presença e intensidade do MLD, mostrou uma correlação negativa com a abundância (densidade) dos organismos indicadores, de forma que esta diminui significativamente nas amostras com presença do MLD. Já a diversidade e a riqueza dos organismos diminuíram drasticamente nas amostras com presença do MLD, o que pode ser observado através da correlação negativa com a lama (silte-argila), dada a afinidade dos metais por menores partículas do sedimento, devido à sua capacidade de adsorção, bem como a presença do IMSrazão entre as dez variáveis que mais influenciaram ambas as métricas. Em contrapartida, foi observada uma correlação positiva entre a densidade dos organismos e os sedimentos mais finos (Silte-Argila e Areia fina), refletindo o aumento de vestígios nestes substratos. Esses resultados podem estar relacionados ao fato de que 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).

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 Metais-IMS e lama combinadas na distribuição dos organismos na área de estudo reforçam a potencialização dos efeitos da lama do MLD (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 MLD, 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 07-25, ao passo que os setores APA (63,56%), Norte (47,81%) e Foz (37,89%) 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 associadas a sedimentos de areia fina e silte-argila, e à presença de metais como o chumbo, sugerindo a maior resistência destes táxons ao efeito do MLD (vide RRDM, 2019). 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).

Considerando todo o período do monitoramento, a acentuada tendência do crescimento da abundância dos vestígios de Mollusca é intensamente modulada pelas variáveis da matriz de sedimento, como silte-argila, areia fina e carbonato de cálcio (CaCO3); como também, e principalmente, pela combinação de silte-argila com a matriz de metais, tanto pelo IMS quanto por metais como cromo (Cr), cobalto (Co), alumínio (Al), cobre (Cu) e manganês (Mn). Mais recentemente (dados do último período deste relatório), a contribuição dos HPAs, como o Antraceno, no aumento da densidade de vestígios de Mollusca, aparece nos resultados das análises, possivelmente como um efeito indireto da presença do MLD, como tratado anteriormente.

POLYCHAETA

Annelida da classe Polychaeta foi o segundo grupo mais abundante entre os 16 filos de organismos com partes moles identificados em todo o período de monitoramento (Figura 2). Os setores Abrolhos e Norte e as estações amostrais intermediárias (21-30m) e mais profundas (41-56m) apresentaram os maiores valores de densidade para este grupo (Figura 18),

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 (caracterizados 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 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 primeira posição como grupo mais abundante, ainda com maior expressão nos quatro últimos anos de monitoramento. A profundidade parece não afetar sua abundância e, dentre os setores, eles foram mais abundantes no Norte e menos abundantes no setor Sul.

A posição de maior abundância observada para nematódeos não causa surpresa, visto que estes animais estão entre os mais abundantes no ambiente marinho, incluindo espécies reconhecidamente tolerantes à poluição por impactos antrópicos e, por este motivo, estão dentre os mais utilizados como bioindicadores de saúde biológica e poluição marinha (RIDALL & INGELS, 2021). A contaminação por elementos como os que estão presentes no MLD 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).

Assim, esse crescimento, no contexto da área do monitoramento, pode estar relacionado à expansão populacional de grupos tolerantes, principalmente associada a áreas de transição, entre a Foz e áreas adjacentes ao norte e sul (Figura 26). A exemplo, num estudo que explorou o potencial dos nematódeos como sentinelas para poluição por metais pesados e poluentes orgânicos, concluiu-se que determinados gêneros são potenciais bioindicadores para metais específicos (EKSCHMITT & KORTHALS, 2006). Dessa forma, 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 MLD sobre esses organismos. No âmbito do tema “Bentos de Substrato Inconsolidado” aqui apresentado, esforços na identificação das espécies de Nematoda estão sendo envidados por taxonomistas do LABMACRO, para que possamos fundamentar os resultados observados, especialmente com o progressivo aumento da abundância (densidade) destes organismos nos últimos anos do monitoramento.

Logo, é importante considerar que o crescimento da abundância de nematódeos não deve ser considerado como um sinal de recuperação, e sim como um sinal de risco que não pode ser negligenciado, pois, dada a relevância ocupada por estes animais nas teias alimentares marinhas, a grande abundância dos nematódeos tolerantes os posiciona como potenciais biodisponibilizadores destes contaminantes para a bioacumulação em níveis tróficos superiores (DANOVARO *et al.*, 2023).

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 valvas) 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 por diferentes tipos de sedimento e profundidades (SCHORNIKOV, 1980), assim como sensibilidade a poluentes (EL-KAHAWY *et al.*, 2021), permitindo relacionar as suas ocorrências 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 os Crustacea, os Amphipoda também tiveram destaque por ser o segundo grupo de maior relevância, sendo as famílias Phoxocephalidae, Chevaliidae e Ampeliscidae as mais representativas. No ano 1, Phoxocephalidae apresentou a maior abundância, principalmente no ponto próximo a desembocadura do rio Doce (SD01), com pico na campanha 04-19 (Ano 1). Estes anfípodes estão presentes em todos os setores, com maior abundância na Foz e em menores profundidades (7-20m), indicando uma possível resistência ao MLD. Essa família é constituída por espécies essenciais para a estruturação da comunidade bentônica, sendo geralmente carnívoras e detritívoras, alimentando-se de pequenos invertebrados, matéria orgânica e partículas de sedimentos (OLIVER *et al.*, 1982), além de serem oportunistas e de vida curta, o que permite suportar alterações no ambiente (VALÉRIO-BERARDO, 1992), o que as torna importantes bioindicadores 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 (Ano 1). Os Chevaliidae também estão presentes em todos os setores e profundidades, mas, sobretudo 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. No âmbito do tema “Bentos de Substrato Inconsolidado”, esforços têm sido envidados na identificação deste grupo pelos taxonomistas LABINMAR, para que possamos fundamentar ainda mais os nossos resultados.

A análise temporal dos resultados evidencia um processo dinâmico da estruturação da comunidade bentônica na área de estudo, em que, embora sejam observadas tendências estabelecidas para alguns resultados, como o aumento da mortandade de organismos, efeitos agudos são detectados, conforme a variação de fatores meteorológicos e oceanográficos que afetam, especialmente, a dinâmica dos sedimentos de fundo.

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

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todos os itens previstos foram cumpridos para o Tema.

6 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.

BARAN A.; TARNAWSKI M.; URBAŃSKI K.; KLIMKOWICZ-PAWLAS A.; SPAŁEK I. Concentration, sources and risk assessment of PAHs in bottom sediments. Environment Science and Pollution Research. (29):23180-23195. 2017.

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.

BEN SAID, O.; LOUATI, H.; SOLTANI, A.; PREUD'HOMME, H.; CRAVO-LAUREAU, C.; GOT, P.; PRINGAULT, O.; AISSA, P.; DURAN R. Changes of benthic bacteria and meiofauna assemblages during bio-treatments of anthracene-contaminated sediments from Bizerta lagoon (Tunisia). Environmental Science and Pollution Research. 22(20):15319-31. 2015. BOUFAHJA, F.; HEDFI, A.; AMORRI, J.; AÏSSA, P.; BEYREM, H.; MAHMOUDI, 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.

BUTCHER, SS; CHARLSON, RJ; ORIANS, GH; WOLFE, GV, 1992. Global Biogeochemical Cycles. (DMOWSKA R; HOLTON JR, eds.), pp. 165 - 169. Academic Press, San Diego, USA.

CHENEY, M.A.; KAREN B.; JEROME J.K. Uptake and Diverse Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on the Metabolic Activity of Elliptio Complanata Measured by Calorespirometry. Environmental Toxicology and Chemistry. 20, no. 5: 1031–36, 2001.

DANOVARO, R.; COCOZZA DI MONTANARA, A.; CORINALDESI, C.; DELL'ANNO, A.; ILLUMINATI, S.; WILLIS, T.J.; GAMBI, C. Bioaccumulation and biomagnification of heavy metals in marine micro-predators. Communications Biology, v. 6 (1206), p 1–12, 2023.

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 potential of macrofauna at four North Sea stations contrasting 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.

EKSCHMITT, K., KORTHALS, G.W. Nematodes as sentinels of heavy metals and organic toxicants in the soil. Journal of Nematology, v. 38 (1), p. 13–19, 2006.

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, V.; PEDREIRA, R.M.A.; REZENDE, C.E.; SCHETTINI, C.A.F.; SOUZA, G.C.; MARIN, D.C.; HACKSPACHER, P.C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. Scientific reports, v. 7, n. 10706, p. 1–13, 2017.

HERMI, M.; MAHMOUDI, E.; BEYREM, H.; AÏSSA, P.; ESSID, N. 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, S.I.; Solís-Weiss, V.; Tovar-Hernández, M.A. (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.

OGUNOLA, O.S.; ONADA, O.A.; FALAYE, A.E. Ecological Risk Evaluation of Biological and Geochemical Trace Metals in Okrika Estuary. International Journal of Environmental Research 11:149-173. 2017. 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.

QUARESMA, V.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S.; GODINHO, E.; BASTOS, A. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. Brazilian Journal of Geology 45, 635–644. 2015.

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.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Bentos de Sedimento Inconsolidado. RT-19I, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 114 pag, 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1600 pag, 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Evolução espaço-temporal do Ambiente Marinho. RT-39D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1410 pag, 2022.

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.

SELLAMI, B.; ABDELHAFIDH K.; AMINE M.; ET AL. Effect of Permethrin, Anthracene and Mixture Exposure on Shell Components, Enzymatic Activities and Proteins Status in the Mediterranean Clam Venerupis Decussata. Aquatic Toxicology 158: 22–32. 2015.

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

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.