

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

Material Suplementar Ambiente Costeiro

Tema: Ecotoxicologia

RT- 46/ JUN 24

RA2023 PMBA/Fest

Vitória,

Junho de 2024

EQUIPE TÉCNICA

Adalto Bianchini
Camila De Martinez Gaspar Martins
Carlos Eduardo Delfino Vieira
Henrique Fragoso dos Santos
Iole Beatriz Marques Orselli
Juliana Castro Monteiro Pirovani
Laís Fernanda de Palma Lopes
Maysa do Vale Oliveira
Yuri Dornelles Zebral

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL.....	4
2	METODOLOGIA.....	4
2.1	COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA.....	4
2.2	ANÁLISES DE LABORATÓRIO.....	17
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS	20
3	RESULTADOS DOS INDICADORES	20
3.1	ÍNDICE DE BIOACUMULAÇÃO (<i>IBR BIOACUMULAÇÃO</i>).....	21
3.2	ÍNDICE DE RESPOSTA BIOLÓGICA (<i>IBR BIOMARCADOR</i>).....	37
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO	49
5	ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS	52
6	REFERÊNCIAS	52

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

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

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

2 METODOLOGIA

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

2.1 COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA, SEDIMENTO E BIOTA

As coletas de amostras de água de fundo e de superfície seguiram a metodologia padrão empregada desde a Campanha 1 (set/out 2018). Resumidamente, as coletas de água, ao longo da coluna d'água, foram realizadas utilizando-se uma garrafa horizontal do tipo Van Dorn. Em todas as estações amostrais foram coletadas 6 amostras de água (3 amostras de superfície e 3 amostras de fundo) para a análise das concentrações de arsênio e metais totais e 6 amostras (3 amostras de superfície e 3 amostras de fundo) de água filtrada (filtro de 0,45 µm de malha) para a análise das concentrações de metais na fração dissolvida. Imediatamente após a coleta, alíquotas das amostras para a determinação das concentrações totais e dissolvidas de metais foram acidificadas com ácido nítrico Superpor (HNO₃,

concentração final de 1%) e mantidas refrigeradas. No momento da coleta das amostras de água foram realizadas as medidas da temperatura, condutividade elétrica, salinidade, pH e oxigênio dissolvido, utilizando-se uma sonda multiparâmetro (YSI Professional Plus).

As coletas de amostras de sedimento seguiram a metodologia padrão empregada desde a Campanha 1 (set/out 2018). Em todas as estações amostrais utilizadas para a coleta de água foram coletadas também amostras de sedimento superficial com auxílio de draga do tipo Van Veen. Em cada local de amostragem foram coletadas 4 amostras de sedimento. As amostras foram abertas em caixas plásticas, buscando-se gerar um mínimo de perturbação na superfície do sedimento e fotografadas imediatamente após a coleta, a fim de registrar as características visuais do sedimento. Para a análise de arsênio e metais, as amostras foram coletadas com o auxílio de espátula de plástico, raspando-se apenas os primeiros centímetros (0 - 5 cm) e obtendo-se apenas o sedimento superficial. As amostras de sedimento foram armazenadas em frascos plásticos descontaminados e mantidos congelados até o momento das análises. As amostras de sedimento foram mantidas refrigeradas (<10°C) até o momento dos ensaios.

Com o objetivo de avaliar possíveis efeitos biológicos decorrentes da contaminação ambiental por metais e As e a consequente acumulação desses elementos nos organismos de diferentes níveis tróficos e diferentes habitats, foram realizadas coletas de organismos típicos das regiões monitoradas. Além disso, as amostras biológicas também foram coletadas com o intuito de avaliar os biomarcadores.

No ambiente praial foram coletados, quando possível, os seguintes organismos: anfípoda (triagem manual do sedimento; 5 pools por ponto de coleta; no mínimo 5 indivíduos por pool), o isópoda *Excirolana sp.* (triagem manual do sedimento; 5 pools por ponto de coleta; no mínimo 5 indivíduos por pool) e o caranguejo *Ocypode quadrata* (coleta manual; 6 indivíduos por ponto de coleta). Após a biometria, os caranguejos foram adequadamente anestesiados e então dissecados para a coleta de amostras de músculo, brânquias e hepatopâncreas.

Nos manguezais, foram coletados caranguejos guaiamu (*Cardisoma guanhumi*) e/ou uçá (*Ucides cordatus*). Para os manguezais de franja sobre lateritos do REVIS Santa Cruz, foram coletadas espécies de crustáceos decápodes predominantes naqueles ambientes. O número mínimo amostral ($n \geq 5$) estabelecido no Anexo 5 do TR4, para as amostragens de caranguejos nos manguezais, foi aumentado para 6 indivíduos para cada espécie em cada ponto amostral. Durante a execução do monitoramento, houve a necessidade de inclusão de uma nova espécie (apenas para o ponto na foz do Rio Doce), pertencente ao mesmo nível trófico das outras, conhecida popularmente como caranguejo vermelho (*Goniopsis cruentata*) ($n = 6$). A inclusão desta nova espécie se deve ao fato da inexistência de *U. cordatus* no ponto referente à foz do Rio Doce. Após a biometria, os caranguejos foram adequadamente anestesiados e então dissecados para coleta de amostras de músculo, brânquias e hepatopâncreas.

Todas as amostras biológicas coletadas foram acondicionadas em tubos criogênicos e congeladas em nitrogênio líquido em campo, sendo posteriormente transferidas para um ultrafreezer (-80°C), onde permaneceram acondicionadas até a análise. Nas amostras foram analisados os seguintes elementos:

Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). Além disto, as amostras biológicas coletadas foram também analisadas em termos dos biomarcadores em tecidos específicos dos organismos, considerando-se a natureza de cada biomarcador, conforme será detalhado mais adiante.

Portanto, conforme descrito acima, os protocolos de coleta das amostras ambientais e biológicas foram aqueles já descritos anteriormente no âmbito do PMBA/Fest (RRDM, RSE 2022). No entanto, a partir da Campanha 8 (set/out 2022 – período seco) foram adotadas as recomendações contidas no *“Parecer técnico dos métodos adotados para quantificação de metais e arsênio em tecidos e vísceras da biota aquática - Avaliação da adequação e eficiência metodológica das análises de metais e arsênio no âmbito do PMBA”* emitido pela Fundação Renova em agosto de 2022. Neste caso, foram adotadas as seguintes alterações na coleta das amostras de água e sedimento destinadas as análises de arsênio e metais:

- (1) os frascos destinados às coletas, mesmo que ainda não tenham sido utilizados, foram banhados em ácido nítrico 5%, por 24 horas, completados por lavagem em água deionizada em abundância, para se evitar qualquer fonte de contaminação.
- (2) As coletas de água, ao longo da coluna d'água, foram realizadas utilizando-se uma garrafa horizontal do tipo *Van Dorn*. Em todas as estações amostrais foram coletadas 6 amostras de água (3 amostras de superfície e 3 amostras de fundo) para a análise das concentrações de metais totais e 6 amostras (3 amostras de superfície e 3 amostras de fundo) de água filtrada (filtro de 0,45 µm de malha) para a análise das concentrações de metais na fração dissolvida. O volume de amostra de água coletado por réplica, que era de 100 mL, passou a ser de 250 mL. Sendo assim, foi adicionado em cada réplica acidificada um volume de 3,5 mL de ácido nítrico Suprapur 65%. As amostras de água acidificadas foram mantidas refrigeradas.
- (3) As coletas de amostras de sedimento destinadas às análises químicas seguiram a metodologia padrão empregada desde a Campanha 1 (set/out 2018). Em todas as estações amostrais utilizadas para a coleta de água foram coletadas também amostras de sedimento superficial com auxílio de draga do tipo *Van Veen*. Em cada local de amostragem foram coletadas 4 amostras de sedimento. As amostras foram abertas em caixas plásticas, buscando-se gerar um mínimo de perturbação na superfície do sedimento, e fotografadas imediatamente após a coleta, a fim de registrar as características visuais do sedimento. Para a análise de metais, as amostras foram coletadas com o auxílio de espátula de plástico, raspando-se apenas os primeiros centímetros (0 - 5 cm) e obtendo-se apenas o sedimento superficial. A partir da Campanha 8 (set/out 2022), a massa de sedimento coletada por réplica, que era de 50 g, passou a ser de, no mínimo, 200 g. Potes com capacidade total de 250 g foram preenchidos, deixando-se apenas o espaço de expansão do congelamento, para garantir a massa necessária de amostra para as determinações. As amostras de sedimentos foram mantidas congeladas.

As atividades de campo para a coleta das amostras de aves foram realizadas pela TEIA – Projetos Ambientais Ltda, em regiões estuarinas, de manguezais e costeiras, nos municípios de Aracruz, Linhares e São Mateus, no estado do Espírito Santo.

Realizaram-se as capturas e coletas das aves nos locais de amostragem, conforme autorização para atividades com finalidade científica, emitida pelo ICMBio/MMA. A presente autorização contempla a coleta de no máximo 20 aves em cada uma das 3 grandes regiões amostradas. Para as amostras de penas e sangue, poderia ser coletado, independentemente do método de coleta, um máximo de 60 espécimes por ano, considerando todas as localidades e estações do ano. Assim que a meta das amostras coletadas era atingida, a amostragem era interrompida.

A coleta das amostras foi realizada conforme os hábitos alimentares das aves relacionadas aos ambientes de estuário, manguezais e litoral, em três áreas amostrais: estuário do Rio Doce – Linhares (ES); manguezal na foz do Rio Piraquê-açu – Aracruz (ES); e praias da costa adjacente à foz do Rio Doce Norte e Sul. A representatividade das amostras seguiu os exemplos e prioridades estabelecidas no Plano de Trabalho do Tema Ecotoxicologia. Porém, quando não se observou a ocorrência de representante de uma determinada guilda, esta foi substituída por outras guildas, desde que seus representantes possuíssem hábitos alimentares relacionados a ambientes costeiros, dentro da área de estudo (estuário, manguezais e praias). Com isso, optou-se por substituir espécies de aves que contemplavam algumas guildas tróficas (i.e. filtradores e malacófagos) e que, de fato, não ocorreram em certas áreas amostradas, por outras espécies com representatividade em seus hábitos alimentares, tais como: onívoros, consumidores de invertebrados, pequenos vertebrados e frutos [exemplos: Cuculidae (*Crotophaga major*), Tyrannidae (*Pitangus sulphuratus*); Mimidae (*Mimus gilvus*); Thraupidae (*Conirostrum bicolor*); e Icteridae (*Icterus jamacaii*)] e insetívoros, consumidores de insetos aquáticos e terrestres [exemplos: Dendrocolaptidae (*Dendroplex picus*); Tyrannidae (*Fluvicola nengeta*); Furnariidae (*Furnarius figulus* e *Certhiaxis cinnamomeus*); Hirundinidae (*Tachycinetta albiventer* e *Stelgidopteryx ruficollis*); e Caprimulgidae (*Nannochordeiles pusillus*)]. As espécies aqui citadas possuem associação com ambientes de mangue, restinga, corpos d'água e/ou podem estar presentes em ambientes dulcícola e estuarino (Sick, 1997; Sigrist, 2006). A lista completa das espécies de aves coletadas durante as Campanhas 10 (jun/jul 2023 – período seco) e 11 (jan 2024 – período chuvoso) encontra-se ordenada na Tabela 1.

Tabela 1: Lista de espécies de aves, cujas amostras de penas foram coletadas durante a Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco) e Campanha 11 (jan/2024 – período chuvoso) do Projeto Ecotoxicologia do PMBA/Fest.

Campanha 10 – Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Anthus lutescens</i>	Costeiro	Pena
<i>Columbina talpacoti</i>	Costeiro	Pena
<i>Conirostrum bicolor</i>	Costeiro	Pena
<i>Egretta caerulea</i>	Costeiro	Pena
<i>Egretta thula</i>	Costeiro	Pena
<i>Elaenia flavogaster</i>	Costeiro	Pena
<i>Formicivora rufa</i>	Costeiro	Pena
<i>Mimus gilvus</i>	Costeiro	Pena
<i>Paroaria dominicana</i>	Costeiro	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Costeiro	Pena
<i>Progne tapera</i>	Costeiro	Pena
<i>Taraba major</i>	Costeiro	Pena
<i>Thamnophilus palliatus</i>	Costeiro	Pena
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Costeiro	Pena
<i>Turdus leucomelas</i>	Costeiro	Pena
<i>Vanellus chilensis</i>	Costeiro	Pena
<i>Amazona amazônica</i>	Estuário	Pena
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	Estuário	Pena
<i>Chloroceryle amazona</i>	Estuário	Pena
<i>Coereba flaveola</i>	Estuário	Pena
<i>Columbina squammata</i>	Estuário	Pena
<i>Columbina talpacoti</i>	Estuário	Pena
<i>Fluvicula nengeta</i>	Estuário	Pena
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Estuário	Pena
<i>Icterus jamacaii</i>	Estuário	Pena
<i>Leptotila verreauxi</i>	Estuário	Pena
<i>Nyctanassa violácea</i>	Estuário	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Pena
<i>Polytmus guainumbi</i>	Estuário	Pena
<i>Sporophila collaris</i>	Estuário	Pena
<i>Vanellus chilensis</i>	Estuário	Pena
<i>Vanellus cayanus</i>	Estuário	Pena
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Estuário	Pena
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Estuário	Pena
<i>Myiozetetes similis</i>	Estuário	Pena
<i>Myiarchus ferox</i>	Estuário	Pena
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Estuário	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Pena
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Estuário	Pena

Campanha 10 – Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Pena
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Estuário	Pena
<i>Egretta thula</i>	Estuário	Pena
<i>Rynchops niger</i>	Estuário	Pena
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Estuário	Pena
<i>Nyctibius grandis</i>	Estuário	Pena
<i>Dryocopus lineatus</i>	Estuário	Pena
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Estuário	Pena
<i>Myiarchus ferox</i>	Estuário	Pena
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Estuário	Pena
<i>Saltator maximus</i>	Estuário	Pena
<i>Ardea alba</i>	Mangue	Pena
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Mangue	Pena
<i>Chloroceryle amazona</i>	Mangue	Pena
<i>Chloroceryle americana</i>	Mangue	Pena
<i>Dendroplex picus</i>	Mangue	Pena
<i>Egretta caerulea</i>	Mangue	Pena
<i>Egretta thula</i>	Mangue	Pena
<i>Glaucis hirsutus</i>	Mangue	Pena
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Mangue	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Mangue	Pena
<i>Rallus longirostris</i>	Mangue	Pena
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Mangue	Pena
<i>Anthus lutescens</i>	Costeiro	Sangue
<i>Columbina talpacoti</i>	Costeiro	Sangue
<i>Conirostrum bicolor</i>	Costeiro	Sangue
<i>Egretta caerulea</i>	Costeiro	Sangue
<i>Egretta thula</i>	Costeiro	Sangue
<i>Elaenia flavogaster</i>	Costeiro	Sangue
<i>Formicivora rufa</i>	Costeiro	Sangue
<i>Mimus gilvus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Paroaria dominicana</i>	Costeiro	Sangue
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Progne tapera</i>	Costeiro	Sangue
<i>Taraba major</i>	Costeiro	Sangue
<i>Thamnophilus palliatus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Turdus leucomelas</i>	Costeiro	Sangue
<i>Vanellus chilensis</i>	Costeiro	Sangue
<i>Amazona amazônica</i>	Estuário	Sangue
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	Estuário	Sangue

Campanha 10 – Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Chloroceryle amazona</i>	Estuário	Sangue
<i>Coereba flaveola</i>	Estuário	Sangue
<i>Columbina squammata</i>	Estuário	Sangue
<i>Columbina talpacoti</i>	Estuário	Sangue
<i>Fluvicula nengeta</i>	Estuário	Sangue
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Estuário	Sangue
<i>Icterus jamacaii</i>	Estuário	Sangue
<i>Leptotila verreauxi</i>	Estuário	Sangue
<i>Nyctanassa violacea</i>	Estuário	Sangue
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Sangue
<i>Polytmus guainumbi</i>	Estuário	Sangue
<i>Sporophila collaris</i>	Estuário	Sangue
<i>Vanellus chilensis</i>	Estuário	Sangue
<i>Vanellus cayanus</i>	Estuário	Sangue
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Estuário	Sangue
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Estuário	Sangue
<i>Myiozetetes similis</i>	Estuário	Sangue
<i>Myiarchus ferox</i>	Estuário	Sangue
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Estuário	Sangue
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Sangue
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Estuário	Sangue
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Sangue
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Estuário	Sangue
<i>Egretta thula</i>	Estuário	Sangue
<i>Rynchops niger</i>	Estuário	Sangue
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Estuário	Sangue
<i>Nyctibius grandis</i>	Estuário	Sangue
<i>Dryocopus lineatus</i>	Estuário	Sangue
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Estuário	Sangue
<i>Myiarchus ferox</i>	Estuário	Sangue
<i>Psittacara leucophtamus</i>	Estuário	Sangue
<i>Saltator maximus</i>	Estuário	Sangue
<i>Ardea alba</i>	Mangue	Sangue
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Mangue	Sangue
<i>Chloroceryle amazona</i>	Mangue	Sangue
<i>Chloroceryle americana</i>	Mangue	Sangue
<i>Dendroplex picus</i>	Mangue	Sangue
<i>Egretta caerulea</i>	Mangue	Sangue
<i>Egretta thula</i>	Mangue	Sangue
<i>Glaucis hirsutus</i>	Mangue	Sangue
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Mangue	Sangue

Campanha 10 – Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Mangue	Sangue
<i>Rallus longirostris</i>	Mangue	Sangue
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Mangue	Sangue
Campanha 11 - Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Actitis macularius</i>	Costeiro	Pena
<i>Amazilia leucogaster</i>	Costeiro	Pena
<i>Arenaria interpres</i>	Costeiro	Pena
<i>Charadrius collaris</i>	Costeiro	Pena
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Costeiro	Pena
<i>Chordeiles acutipennis</i>	Costeiro	Pena
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Costeiro	Pena
<i>Conirostrum bicolor</i>	Costeiro	Pena
<i>Egretta caerulea</i>	Costeiro	Pena
<i>Egretta thula</i>	Costeiro	Pena
<i>Elaenia flavogaster</i>	Costeiro	Pena
<i>Eupetomena macroura</i>	Costeiro	Pena
<i>Fluvicola nengeta</i>	Costeiro	Pena
<i>Formicivora rufa</i>	Costeiro	Pena
<i>Furnarius figulus</i>	Costeiro	Pena
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Costeiro	Pena
<i>Icterus jamacaii</i>	Costeiro	Pena
<i>Mimus gilvus</i>	Costeiro	Pena
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Costeiro	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Costeiro	Pena
<i>Pluvialis squatarola</i>	Costeiro	Pena
<i>Progne subis</i>	Costeiro	Pena
<i>Progne tapera</i>	Costeiro	Pena
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Costeiro	Pena
<i>Rallus longirostris</i>	Costeiro	Pena
<i>Schistochlamys melanopsis</i>	Costeiro	Pena
<i>Sicalis flaveola</i>	Costeiro	Pena
<i>Sterna hirundo</i>	Costeiro	Pena
<i>Thalasseus acutiflavus</i>	Costeiro	Pena
<i>Troglodytes musculus</i>	Costeiro	Pena
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Costeiro	Pena
<i>Actitis macularius</i>	Estuário	Pena

Campanha 11 - Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Estuário	Pena
<i>Butorides striata</i>	Estuário	Pena
<i>Cairina moschata</i>	Estuário	Pena
<i>Campostoma obsoletum</i>	Estuário	Pena
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	Estuário	Pena
<i>Chloroceryle amazona</i>	Estuário	Pena
<i>Coereba flaveola</i>	Estuário	Pena
<i>Columbina talpacoti</i>	Estuário	Pena
<i>Crotophaga ani</i>	Estuário	Pena
<i>Egretta thula</i>	Estuário	Pena
<i>Elaenia flavogaster</i>	Estuário	Pena
<i>Eupetomena macroura</i>	Estuário	Pena
<i>Eupsittula aurea</i>	Estuário	Pena
<i>Fluvicola albiventer</i>	Estuário	Pena
<i>Furnarius figulus</i>	Estuário	Pena
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Estuário	Pena
<i>Jacana jacana</i>	Estuário	Pena
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Estuário	Pena
<i>Myiozetetes similis</i>	Estuário	Pena
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Estuário	Pena
<i>Nyctidromus albigollis</i>	Estuário	Pena
<i>Paroaria dominicana</i>	Estuário	Pena
<i>Phaetusa simplex</i>	Estuário	Pena
<i>Picumnus cirratus</i>	Estuário	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Pena
<i>Platalea ajaja</i>	Estuário	Pena
<i>Progne tapera</i>	Estuário	Pena
<i>Thraupis sayaca</i>	Estuário	Pena
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Estuário	Pena
<i>Tringa flavipes</i>	Estuário	Pena
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Estuário	Pena
<i>Turdus rufiventris</i>	Estuário	Pena
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Estuário	Pena
<i>Vanellus cayanus</i>	Estuário	Pena
<i>Actitis macularius</i>	Mangue	Pena

Campanha 11 - Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Amazilia fimbriata</i>	Mangue	Pena
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Mangue	Pena
<i>Chlorestes notata</i>	Mangue	Pena
<i>Chloroceryle amazona</i>	Mangue	Pena
<i>Chloroceryle americana</i>	Mangue	Pena
<i>Columbina picui</i>	Mangue	Pena
<i>Conirostrum bicolor</i>	Mangue	Pena
<i>Dendroplex picus</i>	Mangue	Pena
<i>Egretta caerulea</i>	Mangue	Pena
<i>Nyctanassa violacea</i>	Mangue	Pena
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Mangue	Pena
<i>Progne tapera</i>	Mangue	Pena
<i>Tachycineta albiventer</i>	Mangue	Pena
<i>Thraupis palmarum</i>	Mangue	Pena
<i>Actitis macularius</i>	Costeiro	Sangue
<i>Amazilia leucogaster</i>	Costeiro	Sangue
<i>Arenaria interpres</i>	Costeiro	Sangue
<i>Charadrius collaris</i>	Costeiro	Sangue
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Chordeiles acutipennis</i>	Costeiro	Sangue
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Conirostrum bicolor</i>	Costeiro	Sangue
<i>Egretta caerulea</i>	Costeiro	Sangue
<i>Egretta thula</i>	Costeiro	Sangue
<i>Elaenia flavogaster</i>	Costeiro	Sangue
<i>Eupetomena macroura</i>	Costeiro	Sangue
<i>Fluvicola nengeta</i>	Costeiro	Sangue
<i>Formicivora rufa</i>	Costeiro	Sangue
<i>Furnarius figulus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Costeiro	Sangue
<i>Icterus jamacaii</i>	Costeiro	Sangue
<i>Mimus gilvus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Pluvialis squatarola</i>	Costeiro	Sangue

Campanha 11 - Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Progne subis</i>	Costeiro	Sangue
<i>Progne tapera</i>	Costeiro	Sangue
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Costeiro	Sangue
<i>Rallus longirostris</i>	Costeiro	Sangue
<i>Schistochlamys melanopis</i>	Costeiro	Sangue
<i>Sicalis flaveola</i>	Costeiro	Sangue
<i>Sterna hirundo</i>	Costeiro	Sangue
<i>Thalasseus acufavidus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Troglodytes musculus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Costeiro	Sangue
<i>Actitis macularius</i>	Estuário	Sangue
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Estuário	Sangue
<i>Butorides striata</i>	Estuário	Sangue
<i>Cairina moschata</i>	Estuário	Sangue
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Estuário	Sangue
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	Estuário	Sangue
<i>Chloroceryle amazona</i>	Estuário	Sangue
<i>Coereba flaveola</i>	Estuário	Sangue
<i>Columbina talpacoti</i>	Estuário	Sangue
<i>Crotophaga ani</i>	Estuário	Sangue
<i>Egretta thula</i>	Estuário	Sangue
<i>Elaenia flavogaster</i>	Estuário	Sangue
<i>Eupetomena macroura</i>	Estuário	Sangue
<i>Eupsittula aurea</i>	Estuário	Sangue
<i>Fluvicola albiventer</i>	Estuário	Sangue
<i>Furnarius figulus</i>	Estuário	Sangue
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Estuário	Sangue
<i>Jacana jacana</i>	Estuário	Sangue
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Estuário	Sangue
<i>Myiozetetes similis</i>	Estuário	Sangue
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Estuário	Sangue
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Estuário	Sangue
<i>Paroaria dominicana</i>	Estuário	Sangue
<i>Phaetusa simplex</i>	Estuário	Sangue
<i>Picumnus cirratus</i>	Estuário	Sangue

Campanha 11 - Espécie	Ambiente	Tecido
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Estuário	Sangue
<i>Platalea ajaja</i>	Estuário	Sangue
<i>Progne tapera</i>	Estuário	Sangue
<i>Thraupis sayaca</i>	Estuário	Sangue
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Estuário	Sangue
<i>Tringa flavipes</i>	Estuário	Sangue
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Estuário	Sangue
<i>Turdus rufiventris</i>	Estuário	Sangue
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Estuário	Sangue
<i>Vanellus cayanus</i>	Estuário	Sangue
<i>Actitis macularius</i>	Mangue	Sangue
<i>Amazilia fimbriata</i>	Mangue	Sangue
<i>Charadrius semipalmatus</i>	Mangue	Sangue
<i>Chlorestes notata</i>	Mangue	Sangue
<i>Chloroceryle amazona</i>	Mangue	Sangue
<i>Chloroceryle americana</i>	Mangue	Sangue
<i>Columbina picui</i>	Mangue	Sangue
<i>Conirostrum bicolor</i>	Mangue	Sangue
<i>Dendroplex picus</i>	Mangue	Sangue
<i>Egretta caerulea</i>	Mangue	Sangue
<i>Nyctanassa violacea</i>	Mangue	Sangue
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Mangue	Sangue
<i>Progne tapera</i>	Mangue	Sangue
<i>Tachycineta albiventer</i>	Mangue	Sangue
<i>Thraupis palmarum</i>	Mangue	Sangue

A captura das aves foi realizada com o uso de redes com malha de 20 ou 35 mm, medindo 6, 9, 12 ou 18 m de comprimento por 3 m de altura. Estas redes foram instaladas nos diferentes ambientes das áreas pré-definidas, com auxílio de hastes de alumínio e cordas. A quantidade de redes utilizadas variou conforme as condições ambientais dos locais de coleta, tendo sido utilizadas no máximo dez redes. O esforço de captura se deu pelo menos ao longo de dois dias/noites consecutivos ou alternados. As aves capturadas foram acondicionadas em sacos de tecido específicos para contenção destes animais e levadas até a base de apoio, localizada próxima das redes. Na base, as aves foram manipuladas e identificadas, a coleta de dados e de amostras foi realizada e a posterior liberação dos indivíduos foi realizada. Apesar de estar previsto o uso apenas de redes de 10 e 12 m, houve a necessidade de utilização de redes com outras metragens (especificadas acima), por conta das

características e condições ambientais encontradas em cada área amostral. No caso dos ambientes de mangue e estuário, quando possível, foram utilizadas redes de maior comprimento. Porém, em outras situações onde era impraticável, optou-se pela utilização de mais redes de menor comprimento para contornar obstáculos e/ou abranger curtas dimensões como, por exemplo, corpos d'água e situações pontuais para captura de determinadas espécies. No ambiente costeiro, pela condição mais ampla da paisagem e suas características ambientais, foram utilizadas, predominantemente, redes de 12 m. Apesar da utilização de redes de menor comprimento, a quantidade utilizada foi proporcional as redes de maior comprimento, que também foram utilizadas, atendendo assim aos esforços e os objetivos de coleta

Nas aves capturadas vivas, foram coletadas as seguintes amostras: sangue (máximo de 1% da massa corporal da ave; coleta em microtubo ou frasco de 1,5 ml, sem anticoagulante); penas de contorno e penas em crescimento (5 a 10 penas, para ambos os tipos de penas). A coleta de sangue das aves vivas foi realizada após a limpeza do local com álcool gel 70%, bem como a avaliação da condição física e do estado de estresse da ave. Visando reduzir o nível de estresse, optou-se pela punção do sangue com agulha de insulina através da veia ulnar ou pelo corte de uma das unhas, no caso de espécimes de menor massa corporal. A quantidade de sangue coletado foi de no máximo 0,2 ml nas aves menores e de 2 ml nas aves com massa corporal superior a 500 g. Após isso, o frasco contendo a amostra de sangue foi mantido refrigerado, até ser posteriormente congelado em freezer. A retirada das penas de crescimento e de contorno foi realizada manualmente com o auxílio de uma pinça. As amostras de penas foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas refrigeradas, até serem posteriormente congeladas em freezer. Esta forma de armazenamento garantiu a integridade das amostras até que as análises químicas fossem realizadas.

As coletas das amostras de aves foram realizadas através do recolhimento de aves encontradas mortas nas áreas amostradas e com os usos de carabinas de ar comprimido (Gamo CFX 4,5; Gamo Black Maxim 5,5) e pistola (Beemam 4,5). Os esforços de coletas foram complementares e direcionados às espécies não capturadas nas redes de neblina. Cada ave coletada foi individualmente acondicionada em saco plástico e, tão logo possível, foi mantida refrigerada em caixa térmica com gelo ou congelada, até ser preparada em laboratório, onde se efetivou a coleta das seguintes amostras: sangue coagulado, tecidos do músculo peitoral, parte do fígado e um osso (fêmur). Após isso, o sexo da ave foi identificado, através da visualização das gônadas, bem como foi realizada a dissecação do trato digestório para separação do conteúdo estomacal, completando assim a coleta das amostras das aves mortas. Em seguida, foi realizada a taxidermia dos espécimes. As aves taxidermizadas foram provisoriamente acondicionadas em sacos plásticos lacrados e, posteriormente, acondicionadas a seco em caixa de isopor, até o transporte para o Instituto de Ciências Biológicas da FURG, em Rio Grande/RS, onde encontram-se devidamente armazenadas.

Para todas as aves amostradas, foram feitas anotações de morfometria, muda das penas, idade, sexo, peso e, quando presente, os ectoparasitas e endoparasitas foram coletados. Para as aves coletadas, adicionalmente, foi anotado o peso total do conteúdo estomacal, bem como coletada a carcaça da ave após a retirada das amostras. Por fim, foi realizada a taxidermia da pele do indivíduo, visando o

aproveitamento científico e tombamento na Coleção de Aves da FURG (CAFURG). As amostras, exceto as peles taxidermizadas, foram mantidas congeladas. Após o encerramento das Campanhas, as amostras e peles taxidermizadas foram transportadas, via terrestre, até o Instituto de Ciências Biológicas da FURG, em Rio Grande (RS).

2.2 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

Análises das concentrações de metais e arsênio nas amostras ambientais e biológicas

Para a extração dos metais e As totais e dissolvidos nas amostras de água foi utilizado o método EPA 3015A (U.S. EPA, 2007). As amostras de sedimento superficial coletadas foram liofilizadas, maceradas e homogeneizadas utilizando gral e pistilo de ágata. O processo de extração foi realizado de acordo com o método EPA 3051A (U.S. EPA, 2007) para determinação da fração disponível. As amostras de material biológico foram previamente secas em estufa (45-60°C) até peso constante e o teor de umidade foi obtido. A digestão foi realizada em um sistema de digestão por micro-ondas modelo Multiwave 3000 (Anton-Paar), equipado com um rotor para oito recipientes de quartzo do tipo 80 mL (operando na pressão de 80 bar), utilizando-se ácido nítrico ultrapuro (Suprapur, Merck). Todas as amostras foram diluídas a um fator de 10 vezes utilizando-se água ultrapura (18 MΩ cm), visando adequar as concentrações dos metais e As às aquelas das soluções dos padrões certificados, utilizadas para calibrar os equipamentos. As análises das concentrações de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Zn nas amostras ambientais (água e sedimento) e biológicas coletadas foram realizadas de acordo com metodologia EPA 6020A (U.S. EPA, 1998), utilizando-se espectrômetro de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS, Analytik Jena) em laboratórios especializados do PMBA. O controle de qualidade foi realizado através de brancos analíticos e ensaios de recuperação com materiais de referência certificados.

Os valores das concentrações de metais e As nas amostras biológicas foram incorporados nos modelos matemáticos do Índice de Resposta de Bioacumulação (IBR Bioacumulação), o qual foi proposto por Beliaeff & Burgeot (2002) e otimizado por Devin et al. (2014). O valor do IBR Bioacumulação é a soma da área definida pelo número de elementos dispostos em um diagrama de radar, seguindo uma etapa anterior de padronização das respostas dos elementos. Assim, o índice é calculado somando-se as áreas do gráfico estrela triangular (um método gráfico multivariado simples) para cada par de elementos vizinhos em um determinado conjunto de dados. Como o resultado do processo de cálculo depende fortemente da organização sequencial dos elementos, foi utilizado um procedimento que cria todas as permutações circulares possíveis das concentrações de metais e As.

Análises de biomarcadores

Biomarcadores são alterações biológicas que expressam a exposição e os efeitos tóxicos dos poluentes presentes no ambiente e podem ser mensuradas em nível molecular, celular ou fisiológico (Walker et al., 1996). Portanto, os biomarcadores selecionados para um programa de monitoramento ambiental devem detectar a exposição do organismo aos contaminantes, através de qualquer alteração biológica

mensurável (biomarcadores de exposição) e/ou a magnitude de resposta do organismo aos contaminantes (biomarcadores de efeito). Assim, os biomarcadores foram analisados de forma seletiva nas amostras de invertebrados (pools de organismos inteiros ou tecidos), considerando-se os potenciais efeitos biológicos dos metais e do As (desequilíbrio iônico e osmótico, inibição enzimática, oxidação de biomoléculas e danos morfológicos). Os biomarcadores analisados na Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e na Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso) encontram-se listadas no Quadro 1. Para fins de praticidade e rapidez na realização das análises e de precisão e reprodutibilidade dos dados, sempre que possível, foram utilizados kits comerciais de reagentes específicos que utilizam metodologia semelhante àquelas descritas abaixo, para a determinação dos respectivos biomarcadores.

Quadro 1: Lista dos biomarcadores analisados em amostras de organismos coletados pelo Tema Ecotoxicologia no ambiente costeiro realizados no Ano 1 (Campanha 1, set/out 2018 - período chuvoso e Campanha 2, jan/fev 2019 - período chuvoso), Ano 2 até Ano 4 (Campanha 3, set/out 2019 - período chuvoso e Campanha 4, jan/fev 2020 - período chuvoso, Campanha 5, jan/fev 2021 - período chuvoso, Campanha 6, jul/ago 2021 - período seco, Campanha 7, mar 2022 - período chuvoso e Campanha 8, set/out 2022 - período seco) e Anos 5 e 6 (Campanha 9, jan/fev 2023 - período chuvoso, Campanha 10, jun/jul 2023 - período seco e Campanha 11, jan/2024 – período chuvoso).

BIOMARCADOR (classificação: efeito/exposição)			
AMOSTRA	ANO 1	ANO 2 ATÉ ANO 4	ANOS 5 E 6
Pools de anfípodos e isópodos	❖ Concentração de metalotioneína (MT- exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)	❖ Concentração de metalotioneína (MT- exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)	❖ Concentração de metalotioneína (MT- exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)
Hemolinfa de caranguejos	❖ Danos de DNA (MN e Sítios AP - efeito)	❖ Danos de DNA (Sítios AP - efeito)	-
Brânquias de caranguejos	❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)	❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)	❖ Concentração de metalotioneína (MT- exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)
Hepatopâncreas de caranguejos	❖ Concentração de metalotioneína (MT- exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)	❖ Concentração de metalotioneína (MT- exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito)	❖ Concentração de metalotioneína (MT - exposição) ❖ Peroxidação lipídica (LPO - efeito) ❖ Oxidação de proteínas (PCO - efeito)
Músculo de caranguejos	❖ Oxidação de proteínas (PCO - efeito)	❖ Oxidação de proteínas (PCO - efeito)	❖ Oxidação de proteínas (PCO - efeito) ❖ Danos ao DNA (Sítios AP - efeito)

LPO = lipoperoxidação; MN = teste de micronúcleo; MT = concentração de metalotioneína; PCO = proteínas carboniladas; e Sítios AP = número de sítios AP (apurínicos/apirimídicos).

A determinação da concentração de metalotioneínas (MT) foi realizada por meio de um kit comercial de reagentes (*Fish Metallothionein ELISA Kit*, MyBiosource), cujo princípio de análise utiliza um método espectrofotométrico em microplaca. Os procedimentos analíticos para determinação da concentração das MT seguiram aqueles descritos pelo fabricante. Os resultados foram expressos em $\mu\text{g MT/mg}$ proteína.

A lipoperoxidação (LPO) foi determinada no material biológico utilizando-se um método espectrofotométrico em microplaca, seguindo as recomendações do fabricante do kit comercial utilizado (*TBARS Assay Kit*, Chayman Chemical). Este método quantifica os danos em lipídios por meio da reação do malondialdeído (MDA), produto da peroxidação lipídica, com o ácido tiobarbitúrico. Esta reação ocorre em condições de acidez e alta temperatura (95°C), gerando um cromógeno fluorescente. A fluorescência gerada foi medida utilizando-se um espectrofluorímetro (excitação: 520 nm; emissão: 580 nm). Os dados foram calculados com base em uma curva construída com soluções padrão de MDA, sendo os resultados normalizados em relação ao conteúdo de proteínas nas amostras, o qual foi determinado utilizando-se o método de Bradford (1976), e expressos em nmol MDA/mg proteína.

Os danos oxidativos em proteínas foram determinados utilizando-se um kit comercial de reagentes (*Protein Carbonyl Fluorometric Assay*, Chayman Chemical). Durante o ensaio, as proteínas carboniladas (oxidadas) (PCO) foram inicialmente derivatizadas com um fluoróforo específico que se liga ao grupo carbonila da proteína na proporção de 1:1. Após isso, as proteínas foram precipitadas com ácido tricloroacético (TCA) e o fluoróforo livre foi removido por meio da lavagem do precipitado proteico com acetona. Após a solubilização do precipitado proteico em hidrocloreto de guanidina, a absorbância do produto proteína-fluoróforo foi determinada fluorimetricamente (emissão: 485; excitação: 538 nm) e o conteúdo de proteínas carboniladas (PCO) calculado. Os resultados foram expressos em nmol PCO/mg proteína.

Os danos oxidativos ao DNA foram medidos através da quantificação do número de sítios AP (sítios apurínicos/apirimídicos) no material genético. Para tal, o DNA genômico foi previamente isolado utilizando-se um kit de reagentes para isolamento de DNA (*DNA isolation kit*, PromoKine, Promocell®). A análise de sítios AP propriamente dita, foi realizada utilizando-se uma sonda capaz de reagir com o grupo aldeído destes sítios, a qual foi detectada por colorimetria (450 nm) em uma leitora de microplacas. Para tal, foi utilizado um kit de reagentes de detecção de dano de DNA (*DNA Damage Detection Kit*, ABCAM; ou outro kit similar). Os resultados foram expressos em sítios AP/ 10^5 pares de bases (bp).

Os dados dos biomarcadores foram incorporados nos modelos matemáticos do Índice de Resposta de Biomarcador (IBR Biomarcador), o qual foi proposto por Beliaeff & Burgeot (2002) e otimizado por Devin et al. (2014). O valor do IBR Biomarcador corresponde à soma da área definida pelo número de elementos dispostos em um diagrama de radar, seguindo uma etapa anterior de padronização das respostas dos elementos. Assim, o índice é calculado somando-se as áreas do gráfico estrela triangular (um método gráfico multivariado simples) para cada par de elementos vizinhos em um determinado conjunto de dados. Como o resultado do processo de cálculo depende fortemente da organização

sequencial dos elementos, foi utilizado um procedimento que cria todas as permutações circulares possíveis relacionadas às respostas dos biomarcadores.

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

As principais modificações metodológicas envolveram a otimização no volume das amostras de água e sedimento coletadas e destinadas às determinações de As e metais, a partir da Campanha 8 (março 2022), aumentando assim a representatividade da amostra e possibilitando, minimamente, a análise em duplicatas, para verificação de variações e precisão nos resultados. Estas modificações encontram-se descritas na seção anterior. Adicionalmente, a partir da Campanha 6 (jul/ago 2021), as análises das concentrações de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Zn nas amostras biológicas foram realizadas de acordo com metodologia EPA 6020A, utilizando-se espectrômetro de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS, Analytik Jena). Além disso, as análises de compostos orgânicos em aves, bem como a coleta de poliquetos e a coleta de hemolinfa de caranguejos de praia e mangue, foram descontinuadas a partir da Campanha 9 (jan/fev - período chuvoso).

Em relação aos biomarcadores, alterações foram feitas a partir da Campanha 9 (jan/fev - período chuvoso), sendo elas: (1) a determinação de Sitio AP passou a ser realizada em músculo de caranguejos de praia e mangue, e não mais na hemolinfa; (2) a determinação de PCO passou a ser realizada em hepatopâncreas e músculo de caranguejos de praia e mangue, e não mais apenas em músculo; (3) a determinação de MT passou a ser realizada em hepatopâncreas e brânquias de caranguejos de praia e mangue, e não mais apenas em hepatopâncreas; e (4) a determinação de LPO passou a ser realizada em hepatopâncreas e brânquias de caranguejos de praia e mangue, e não mais apenas em hepatopâncreas.

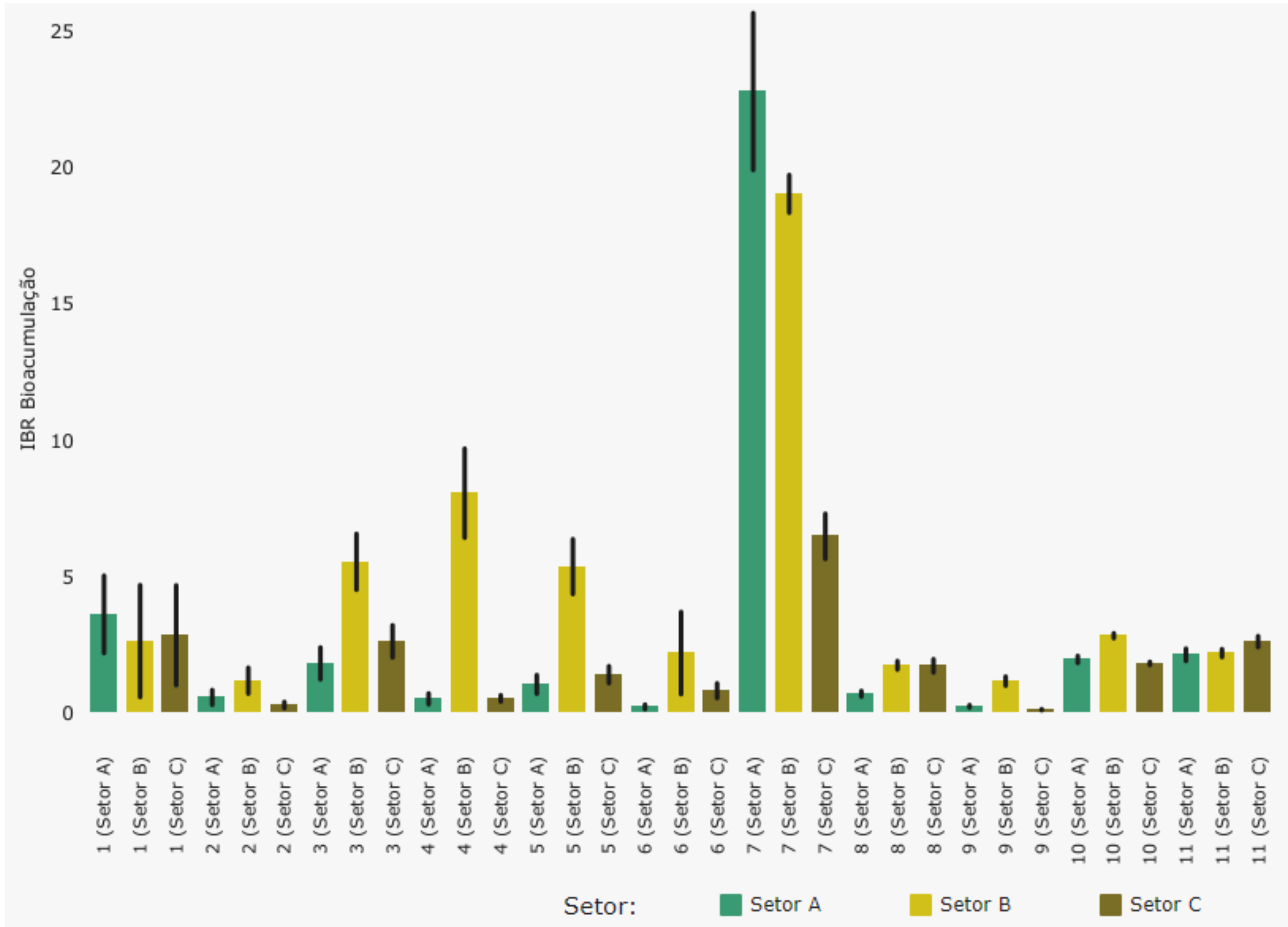
3 RESULTADOS DOS INDICADORES

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

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

3.1 ÍNDICE DE BIOACUMULAÇÃO (IBR BIOACUMULAÇÃO)

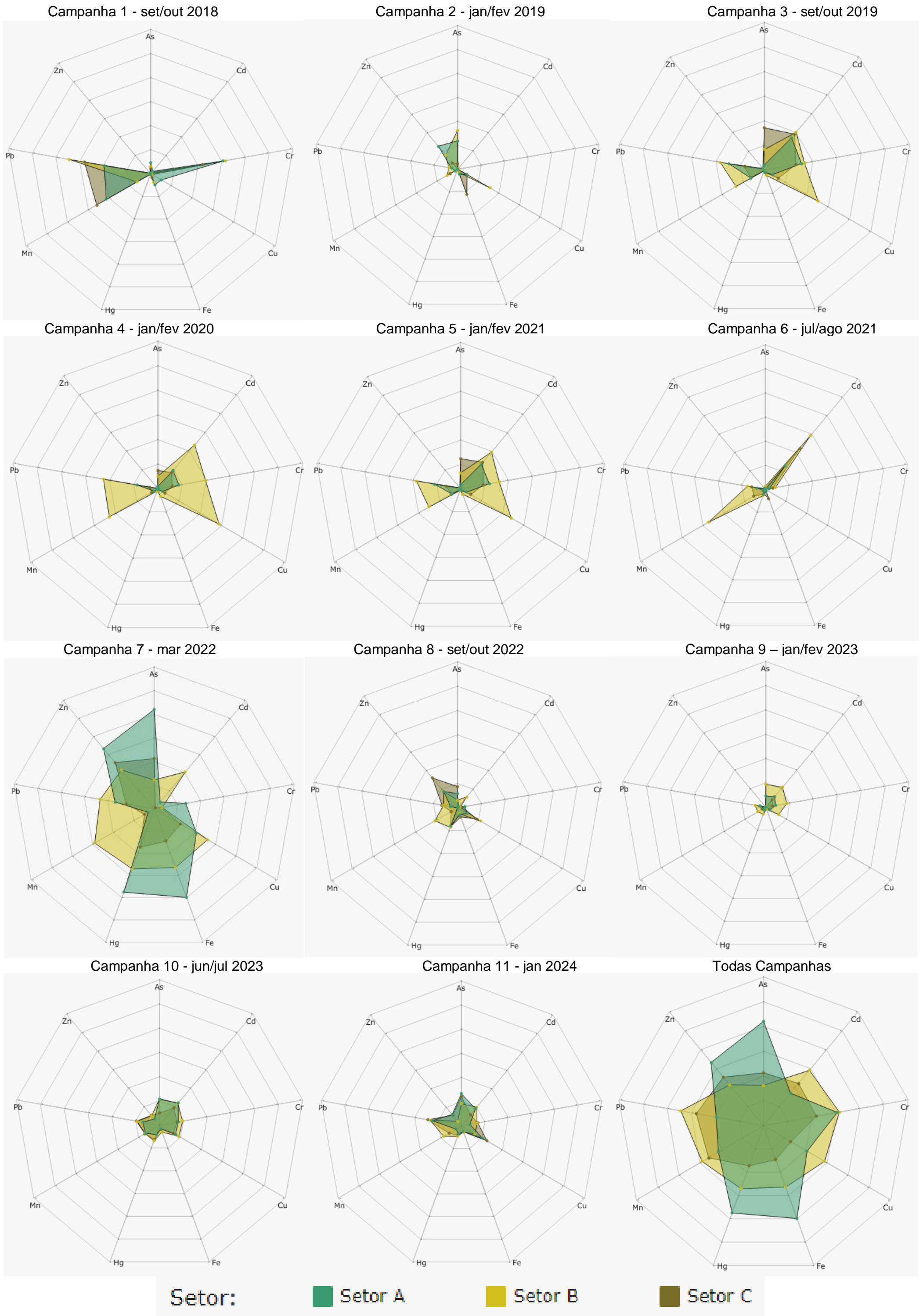
Figura 1: Valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de caranguejos do manguezal coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan/2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Revis Santa Cruz 1 (RSC1), Revis Santa Cruz 2 (RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)]; Setor B [fóz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. As linhas verticais em preto representam o desvio padrão.



O gráfico de barras dos valores do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação), gerado para cada Setor e cada Campanha (Figura 1), permite realizar comparações das tendências espaço-temporais da bioacumulação de metais e As no caranguejo do manguezal, ao longo de todo o monitoramento. O IBR Bioacumulação integra os níveis de contaminação de diferentes órgãos/tecidos pelos metais e As, originando assim um indicativo/valor sintético e holístico do estado de “saúde” dos organismos analisados. Os caranguejos, por terem um hábito alimentar detritívoro e estarem em constante contato com o sedimento, são sensíveis a contaminação por metais (Pinheiro et al., 2012).

De modo geral, a partir da análise da Figura 1, observa-se que, na maioria das Campanhas, os maiores valores de IBR Bioacumulação foram obtidos para as amostras coletadas no Setor B (FRG), com exceção das Campanhas 1 e 7, nas quais os maiores valores de IBR Bioacumulação foram obtidos para as amostras coletadas no Setor A (RSC1, RSC2 e PAM), e da Campanha 11, em que o maior IBR Bioacumulação foi observado para o Setor C. Além disso, a Campanha 7 se destacou por apresentar os valores máximos de IBR Bioacumulação para todos os Setores analisados, ao longo de todo o período de monitoramento. Devido a dinâmica dos metais e do As nos ambientes aquáticos ser afetada por vários fatores físico-químicos da água e do sedimento, os mesmos, eventualmente, ora estão na fase aquosa, onde são mais biodisponíveis, ora encontram-se associados aos sedimentos, quando se tornam menos biodisponíveis (Spetter et al., 2015). Portanto, pode-se inferir que, na Campanha 7, os metais e o As estavam mais biodisponíveis para serem acumulados pelos caranguejos do manguezal. Esta maior biodisponibilidade pode estar associada a um maior aporte continental de contaminantes depositados ao longo da calha do Rio Doce durante a maior vazão observada no período de execução da Campanha 7. Em seguida, os indivíduos coletados na Campanha 8 demonstraram uma diminuição significativa nos valores de IBR Bioacumulação em comparação a Campanha 7, com uma estabilização nos valores deste índice na Campanha 9, e voltando a aumentar nas Campanhas 10 e 11.

Figura 2: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de caranguejos do manguezal coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Metais considerados: Arsênio (As); Cádmio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Mercúrio (Hg); e Zinco (Zn). Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Revis Santa Cruz 1 (RSC1), Revis Santa Cruz 2 (RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)]; Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].

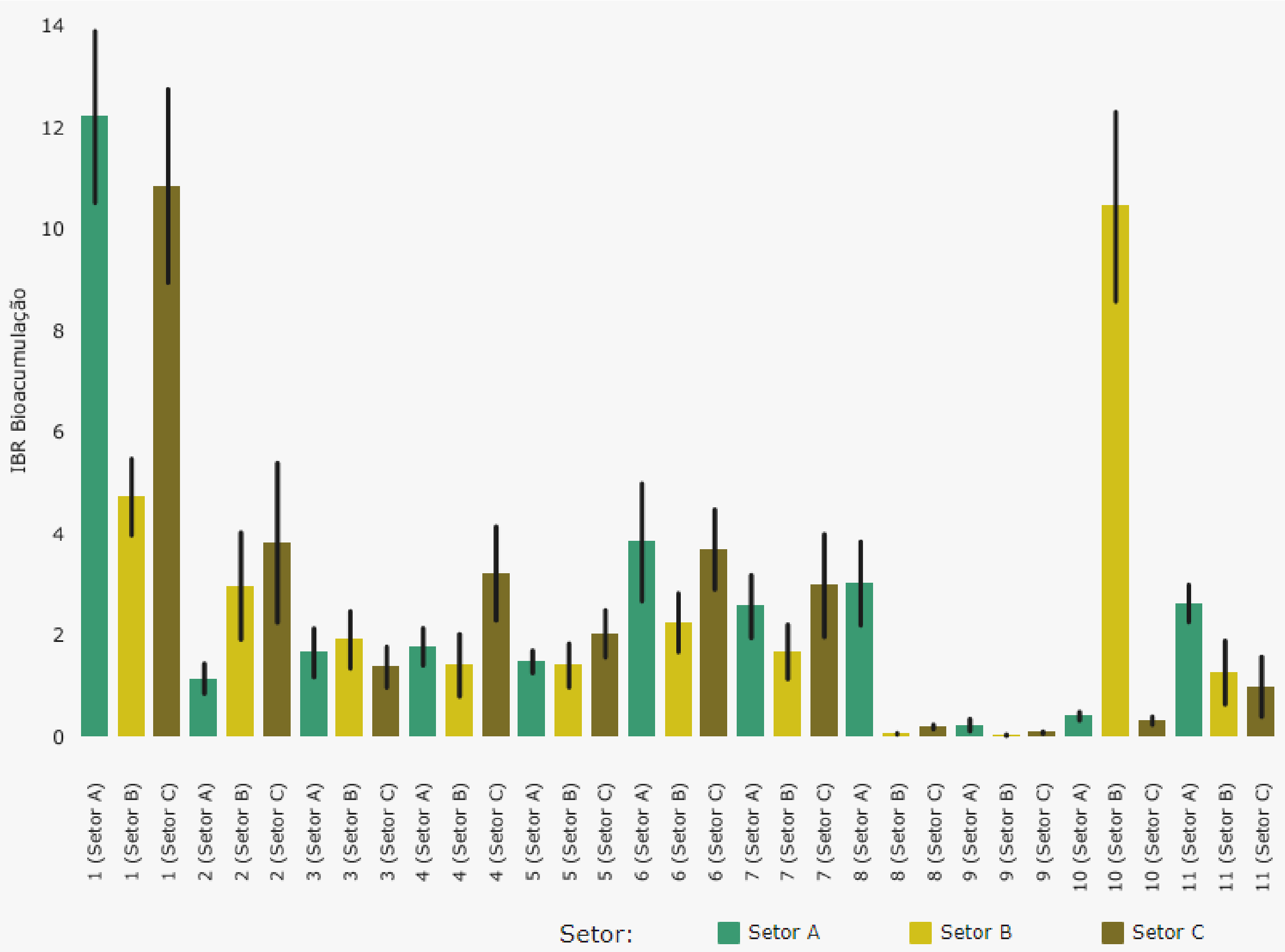


Os gráficos de radar apresentados na Figura 2 foram obtidos a partir do IBR Bioacumulação de metais e As de cada Setor avaliado e de cada Campanha realizada. Estes gráficos mostram a variação espaço-temporal da bioacumulação de cada metal e do As no caranguejo do manguezal e a contribuição destes para a composição do IBR Bioacumulação. Nota-se que a Campanha 7 foi aquela que apresentou os maiores valores de IBR Bioacumulação em todos os Setores avaliados. Além disso, observa-se que todos os elementos analisados contribuíram para a formação do índice nesta Campanha. Os elementos mais relevantes para a composição do IBR Bioacumulação no Setor A foram o As, Zn, Pb, Hg, Fe, Cu e Cr, com picos de valores de As, Zn, Hg e Fe. Em relação ao Setor B, todos os elementos contribuíram de forma semelhante para o IBR Bioacumulação, exceto o Cr. Por fim, o IBR Bioacumulação do Setor C contou com uma maior contribuição do Zn, As e Hg, seguido pelo Pb, Fe e Cu. Dentre os elementos que apresentaram uma maior contribuição para a composição do IBR Bioacumulação na Campanha 7, observou-se que o As, Zn, Hg, Fe e Cu foram contaminantes comuns aos três Setores avaliados.

As Campanhas 1, 6 e 9 apresentaram o menor número de contaminantes presentes na composição dos seus respectivos valores do IBR Bioacumulação. Na Campanha 1, o Pb, Mn e Cr foram contaminantes relevantes em todos os Setores avaliados. Já na Campanha 6, o Cd se destacou na composição do IBR Bioacumulação em todos os Setores avaliados, enquanto o Mn foi mais relevante na composição do índice no Setor B.

Considerando-se todos os Setores em conjunto, os contaminantes que apresentaram maior ocorrência na composição do IBR Bioacumulação, ao longo de todo o monitoramento, foram o As, Fe, Hg, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb, ressaltando-se que, os elementos As, Cd, Hg e Pb são altamente tóxicos, mesmo em pequenas concentrações (Lokeshappa et al., 2012; Selvi et al., 2019). Por outro lado, o Cr, Cu e Mn, são considerados micronutrientes, ou seja, elementos importantes para a saúde dos organismos vivos em concentrações traços, porém são tóxicos em concentrações elevadas. Cabe destacar que concentrações elevadas/excessivas destes elementos foram observadas em diversas ocasiões (Campanhas) ao longo do monitoramento realizado, sugerindo assim um potencial risco para a biota aquática.

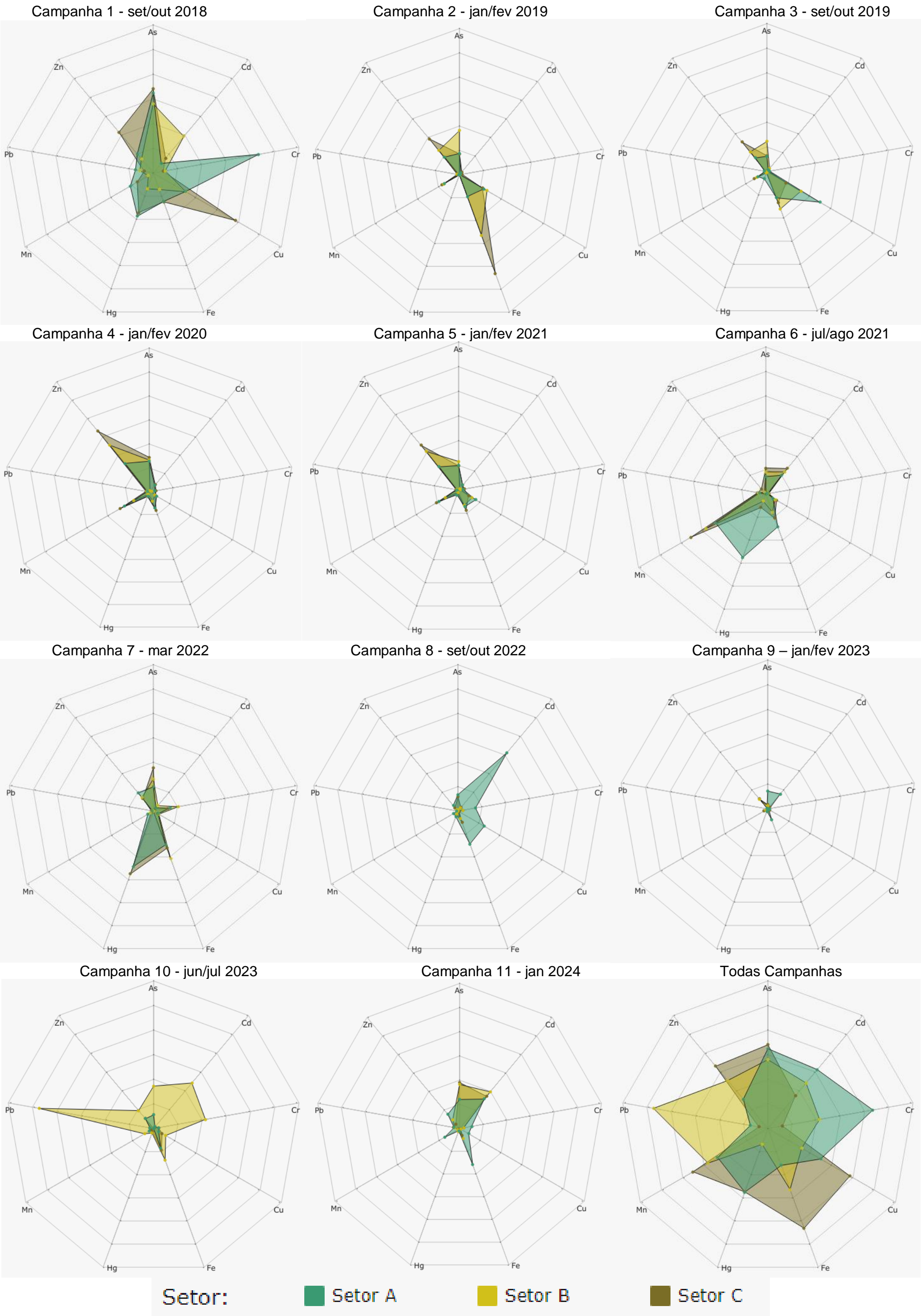
Figura 3: Valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de pequenos invertebrados da praia (anfípodas e isópodas) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. As linhas verticais em preto representam o desvio padrão.



Observa-se na Figura 3 que os valores do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) obtidos para os pequenos invertebrados da praia coletados entre as Campanhas 2 e 7 (com tendência de estabilização ao longo das mesmas) nos três Setores avaliados, apresentam uma redução em relação àqueles observados na Campanha 1. A partir da Campanha 8, observa-se uma redução ainda mais considerável nos valores do IBR Bioacumulação para os organismos coletados nos Setores A, B e C, em relação àqueles determinados nas Campanhas anteriores, com exceção do resultado do IBR Bioacumulação no Setor B na Campanha 10, onde observa-se um pico no valor deste índice, sendo este o maior valor observado para esse Setor durante todo o período do monitoramento. Na Campanha 11, observa-se novamente um aumento dos valores do IBR Bioacumulação para todos os Setores avaliados.

Todos os organismos analisados são considerados consumidores primários e estão suscetíveis à bioacumulação de metais e As através de diferentes rotas de contaminação, seja quando em contato com a água e/ou o sedimento, bem como por meio da transferência trófica, ao consumirem os produtores primários contaminados (Saidon et al., 2024). Ao longo do período de monitoramento, a bioacumulação de metais e As nos pequenos invertebrados de praia destacou-se nos Setores A e C, à exceção da Campanha 10, onde ocorreu um pico no valor do IBR Bioacumulação nos organismos coletados no Setor B. Vale lembrar que os Setores A e C são aqueles onde ocorre a maior deposição do material e contaminantes oriundos da drenagem da Bacia do Rio Doce, ao sul (Setor A) e ao norte (Setor C) da foz desse rio, como resultado das forças meteorológicas e oceanográficas vigentes na desembocadura do Rio Doce. Por serem considerados organismos passíveis de bioacumulação de metais e As, os resultados observados refletem, portanto, uma contaminação ambiental por estes elementos nos Setores e Campanhas de coleta em questão.

Figura 4: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de pequenos invertebrados da praia (anfípodos e isópodos) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Metais considerados: Arsênio (As); Cádmiio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Mercúrio (Hg); e Zinco (Zn). Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

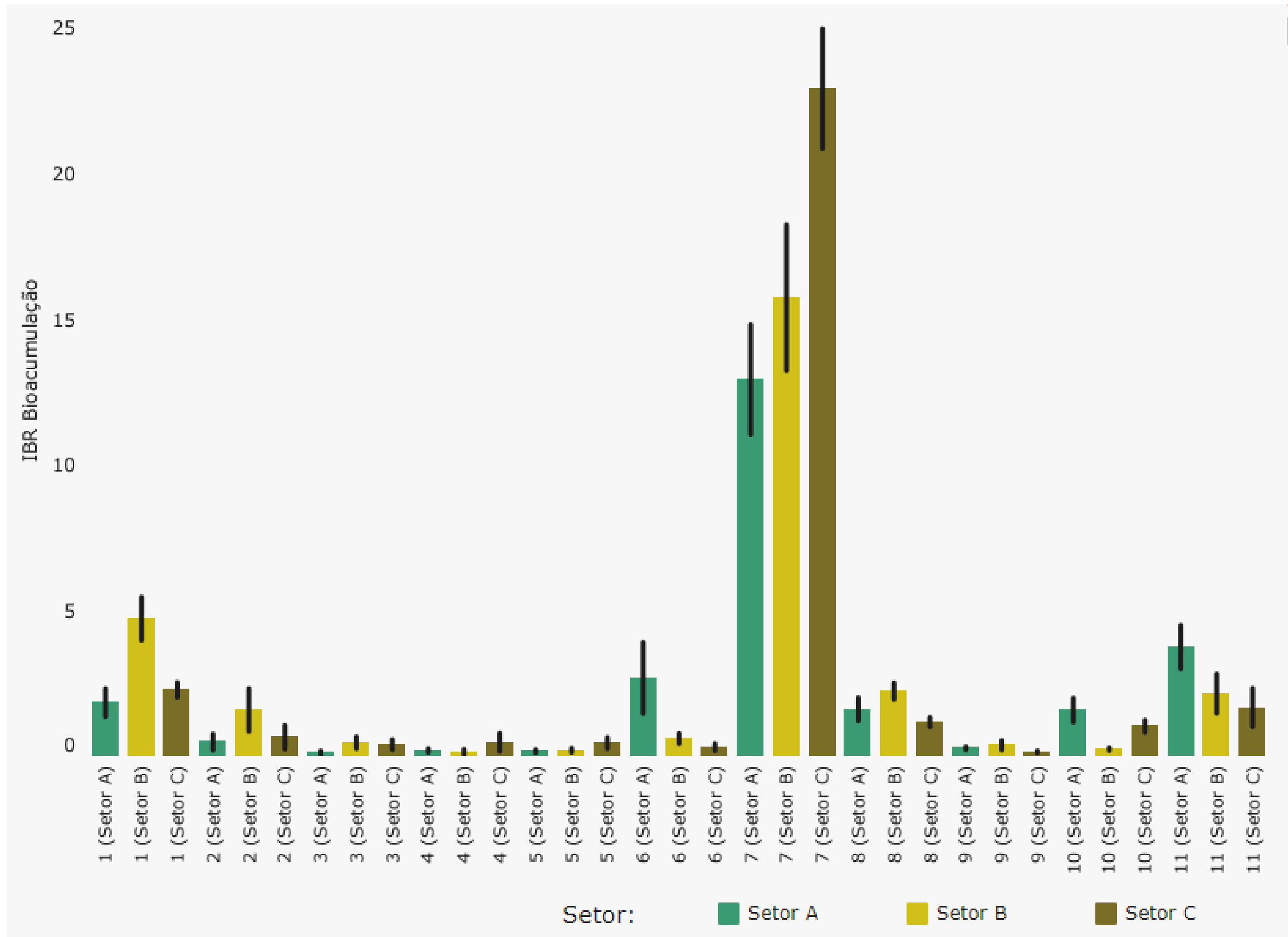


Os gráficos de radar apresentados na Figura 4 mostram que as Campanhas 1 e 10 apresentaram a maior diversidade de contaminantes na composição dos valores do IBR Bioacumulação. Na Campanha 1, o As, Cu, Fe, Hg, Mn e Zn estiveram associados à composição do índice nos três Setores. O Cr esteve relacionado apenas ao índice do Setor A, enquanto o Cd esteve presente na composição do índice nos Setores B e C. Em relação à Campanha 10, o índice do Setor B esteve associado aos elementos As, Cd, Cr, Fe, Pb e Zn, enquanto os valores do índice nos Setores A e C estiveram relacionados apenas ao Fe.

A Campanha 9 foi aquela que apresentou a menor diversidade de contaminantes compondo o valor do IBR Bioacumulação, como também os menores valores dele. No setor A, embora com um valor de IBR Bioacumulação bem baixo, o contaminante que mais contribuiu para a formação do valor do índice foi o Cd.

Considerando-se todos os Setores em conjunto, os contaminantes que apresentaram maior ocorrência na composição do IBR Bioacumulação ao longo de todo o monitoramento foram o Fe, As, Zn e Mn. Dentre eles, Zn e Fe são considerados micronutrientes, ou seja, são importantes para a saúde dos organismos vivos em concentrações traços, porém são tóxicos em concentrações elevadas. Cabe destacar que, estes elementos ocorreram em concentrações consideradas excessivas em diversos períodos (Campanhas) e locais de amostragem ao longo do período de monitoramento, especialmente nos períodos chuvosos. Já o metaloide As é considerado como sendo altamente tóxico, mesmo em pequenas concentrações (Lokeshappa et al., 2012; Selvi et al., 2019). Vale destacar que, na Campanha 10, houve uma destacada contribuição do Pb para a composição do IBR Bioacumulação no Setor B e, da mesma forma que o As, este metal é considerado como sendo altamente tóxico (Lokeshappa et al., 2012; Selvi et al., 2019).

Figura 5: Valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de caranguejos da praia coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. As linhas verticais em preto representam o desvio padrão.



Em relação à comparação temporal feita a partir da avaliação do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) para caranguejos de praia, durante todas as Campanhas do monitoramento, é possível observar na Figura 5 que há um pico no valor deste índice na Campanha 7, na qual foram observados os maiores valores do IBR Bioacumulação para os três Setores avaliados, com destaque para o Setor C. A partir da Campanha 8, os valores do índice diminuíram consideravelmente em todos os Setores avaliados e demonstraram uma tendência de estabilização até a Campanha 10. Porém, na Campanha 11, foi observado novamente um aumento nos valores deste índice para todos os Setores.

Quando os valores do IBR Bioacumulação de caranguejos de praia (Figura 5) são comparados com aqueles obtidos para os pequenos invertebrados de praia (Figura 3), verifica-se que os pequenos invertebrados de praia são mais suscetíveis à bioacumulação de metais e As, já que seus valores de IBR Bioacumulação foram relativamente mais altos, à exceção na Campanha 7. Nesta Campanha, os resultados obtidos para os caranguejos de praia sugerem uma maior contaminação por metais e As em todos os Setores do ambiente de praia avaliados (Setores A, B e C). Além disso, a dissimilaridade nos valores do IBR Bioacumulação entre os caranguejos e os pequenos invertebrados de praia pode estar relacionada às diferenças nos hábitos alimentares, habitats, metabolismos e ciclos de vida dos grupos de organismos analisados (Chojnacka & Mikulewicz, 2024; Feng et al., 2020).

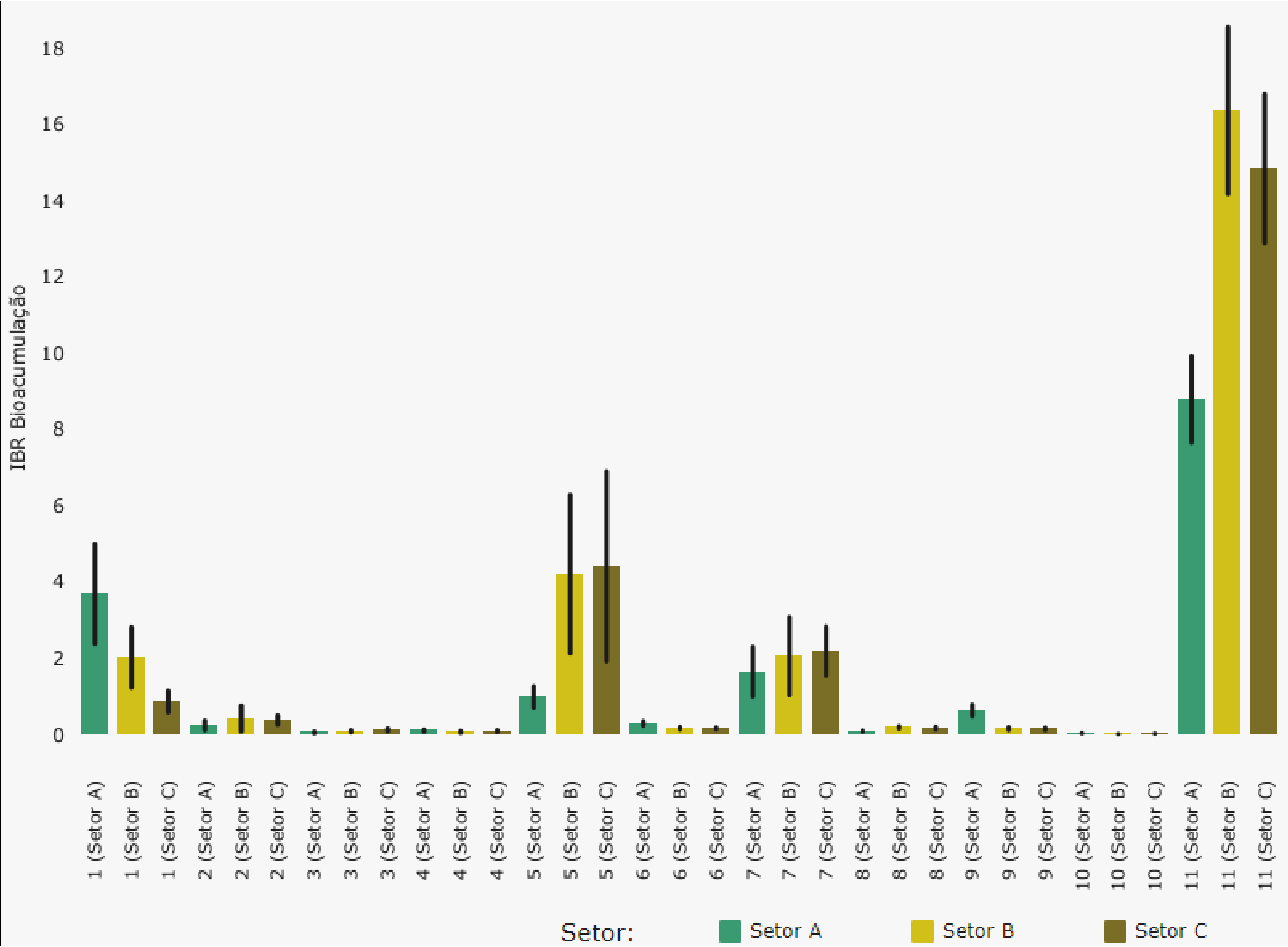
Figura 6: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de caranguejos da praia coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Metais considerados: Arsênio (As); Cádmio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Mercúrio (Hg); e Zinco (Zn). Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



Os gráficos de radar apresentados na Figura 6 revelaram um destaque para a Campanha 7 dentre às demais Campanhas, já que apresentou o maior valor do IBR Bioacumulação, bem como a maior diversidade de contaminantes compondo o valor deste índice. Nesta Campanha, o As, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn foram os contaminantes que caracterizaram o IBR Bioacumulação nos Setores A e B. Por sua vez, o índice do Setor C foi composto pelos contaminantes As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb e Zn. Vale destacar que o Hg aparece apenas no Setor C, porém com uma expressiva contribuição na composição do valor do índice. Isso indica que, na Campanha 7, os organismos do Setor C estiveram mais sujeitos aos efeitos da bioacumulação de Hg do que aqueles dos demais Setores avaliados.

Em uma análise mais global, vale destacar que o Zn esteve presente na composição do IBR bioacumulação em todas as Campanhas do monitoramento, à exceção da Campanha 6. Outros dois metais que merecem destaque são o Cd e o Hg, devido às suas frequências na composição do índice. O Cd esteve associado aos Setores avaliados nas Campanhas 1, 6, 7, 8, 9, 10 e 11. Por sua vez, o Hg esteve relacionado à composição do IBR Bioacumulação nas Campanhas 1, 4, 5, 6, 7, 8 e 11. Estes resultados indicam uma importante bioacumulação destes três metais (Cd, Hg e Zn) nos organismos avaliados, a qual se mantém ao longo do período do monitoramento realizado e, consequentemente, um possível impacto crônico destes elementos na biota aquática em questão. Por sua vez, os valores elevados de As, Cd, Hg e Pb observados na Campanha 7 requerem atenção e indicam a possibilidade de uma disponibilização dos contaminantes já presentes nos sedimentos da praia para a coluna d'água e, consequentemente, para a biota.

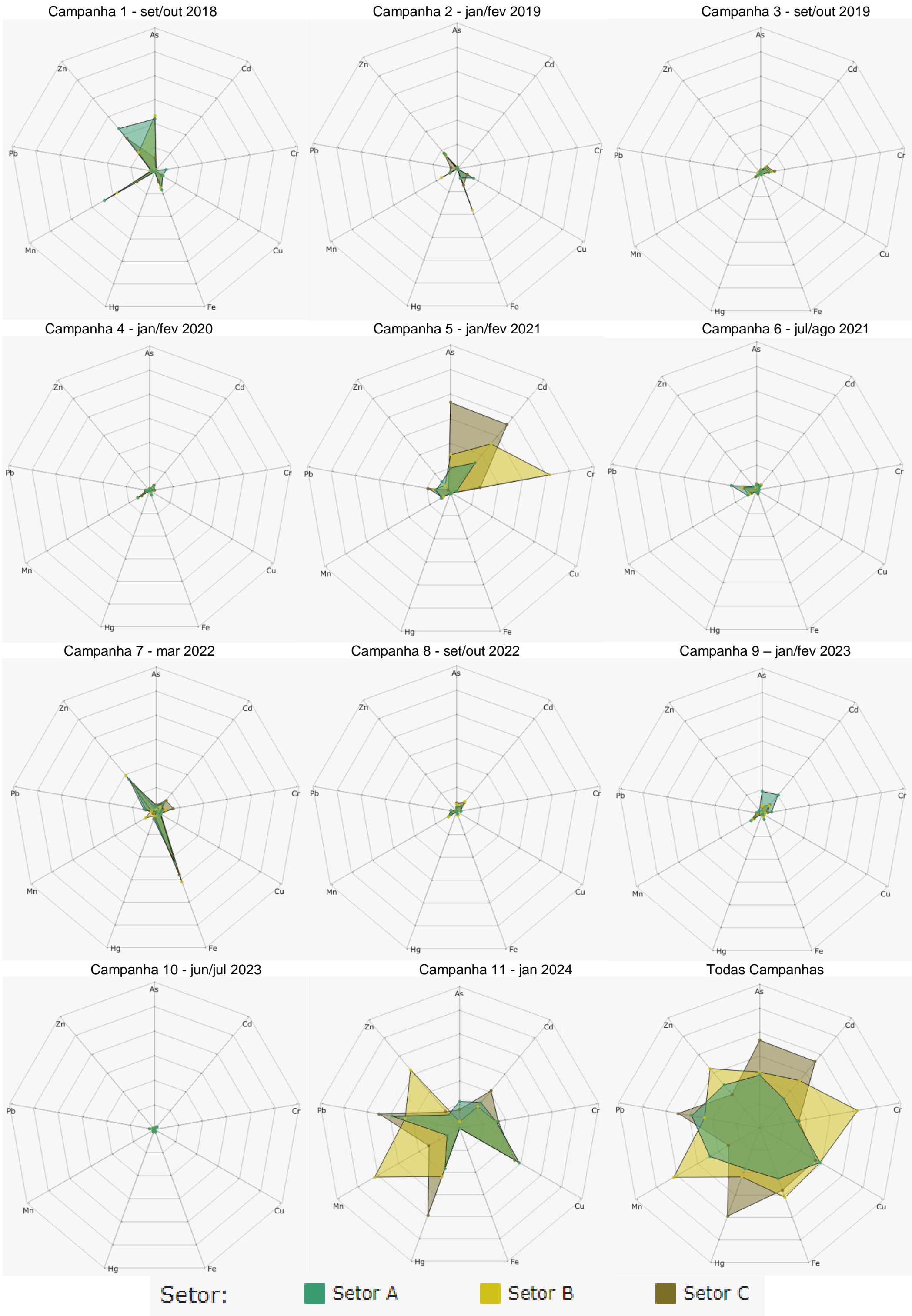
Figura 7: Valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de penas e sangue de aves coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A (Mangue); Setor B (Estuário); e Setor C (Costeiro). As linhas verticais em preto representam o desvio padrão.



De maneira geral, observa-se no gráfico de barras apresentado na Figura 7 que há alternâncias nos valores do IBR Bioacumulação entre Campanhas, isto é, com grandes aumentos ou diminuições dos valores deste índice entre as Campanhas. Porém, não foi observado nenhum padrão sazonal, já que as flutuações observadas no IBR Bioacumulação ocorreram tanto em períodos secos como chuvosos. No entanto, cabe destacar que estas variações ocorrem simultaneamente em todos os Setores para a mesma Campanha. Por outro lado, cabe destacar que na Campanha 11 (jan 2024 - período chuvoso) foram observados os maiores valores do IBR Bioacumulação para todos os Setores avaliados, em relação à todas as Campanhas realizadas ao longo do monitoramento.

Quando os dados de bioacumulação nos tecidos das aves costeiras (Figura 7) são comparados com aqueles dos caranguejos de manguezais (Figura 1), bem como dos pequenos invertebrados de praia (Figura 3) e caranguejos de praia (Figura 5), observa-se que há uma tendência das variações do IBR Bioacumulação serem similares nestes diferentes grupos de organismos, à exceção dos resultados obtidos para o Setor C na Campanha 5. Esta relação pode estar associada ao fato de que as aves costeiras tem um comportamento de forrageamento e são predadores de topo de cadeia trófica, podendo se alimentar de vários organismos, incluindo caranguejos, pequenos invertebrados e peixes (Beauchamp, 2009; Li et al., 2023; Steinmetz et al., 2003). Portanto, estas evidências apontam para uma contaminação do Ambiente Costeiro com metais e As, bem como a bioacumulação e biomagnificação destes contaminantes nos organismos que habitam ou utilizam este ambiente para forrageamento.

Figura 8: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) determinados para amostras de penas e sangue de aves coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Metais analisados: Arsênio (As); Cádmiio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Mercúrio (Hg); e Zinco (Zn) . Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A (Mangue); Setor B (Estuário) e Setor C (Costeiro).

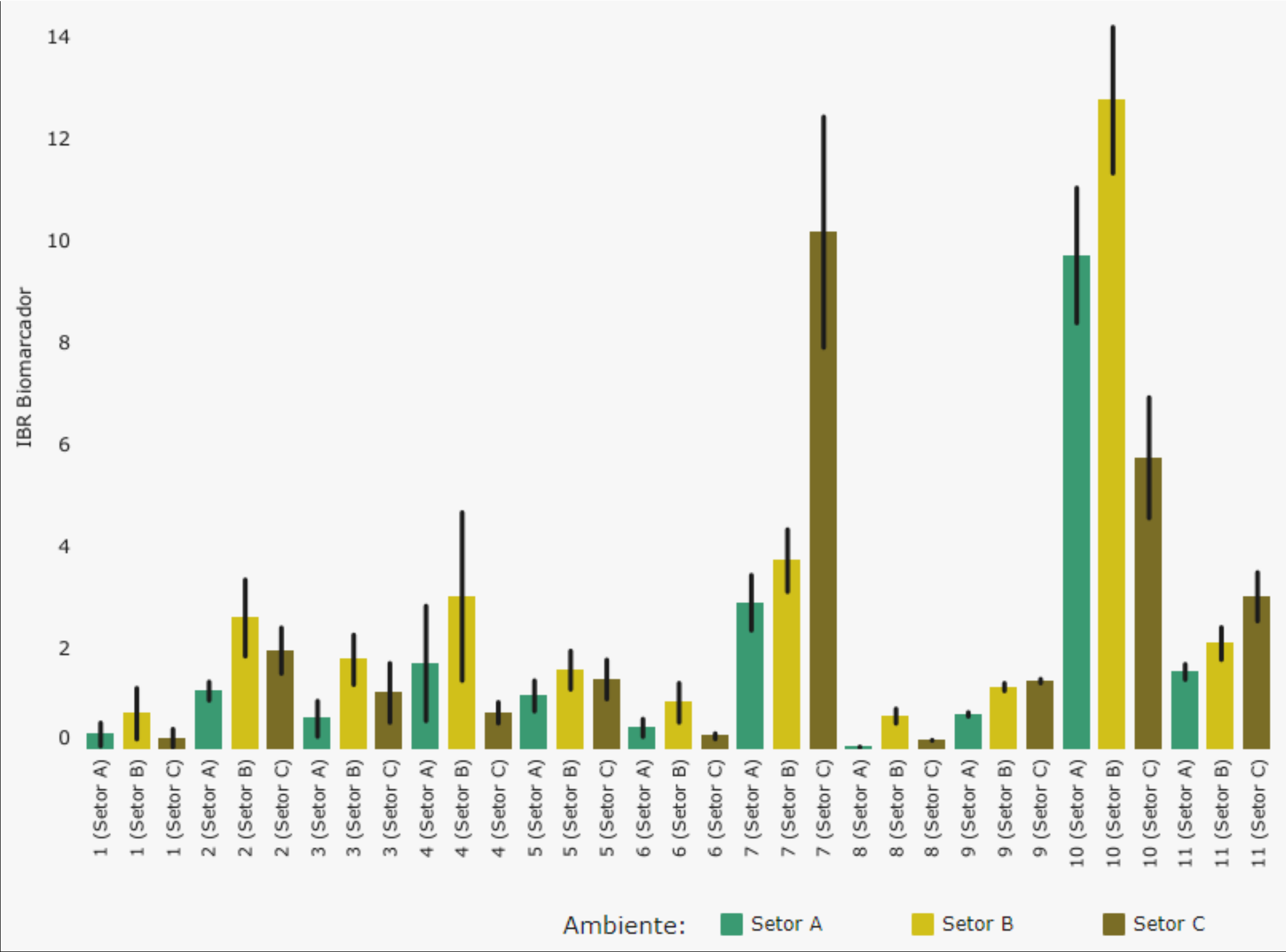


Através dos gráficos de radar apresentados na Figura 8 é possível observar que as Campanhas 1, 5, 7 e 11 foram as que apresentaram a maior diversidade e os maiores valores de contaminantes compondo o IBR Bioacumulação, com destaque para a Campanha 11. Vale ressaltar que, nos três Setores avaliados, todos os elementos contribuíram significativamente para a composição do valor do IBR Bioacumulação

Ao longo de todo o monitoramento, Mn, Pb e As foram os contaminantes que estiveram mais presentes na composição do valor do IBR Bioacumulação nas aves costeiras. Apesar de não estarem presentes na composição do índice em muitas Campanhas, cabe enfatizar que o Hg, Fe, Cu e Cr foram geralmente bastante importantes na composição do IBR Bioacumulação. Neste contexto, cabe destacar que o Mn esteve mais presente na composição do índice de todas as Campanhas, com exceção da Campanha 10. Por sua vez, o Pb esteve mais presente na composição do índice nas Campanhas 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10 e 11. Já o As esteve presente na composição do índice nas Campanhas 1, 5, 7, 9 e 11. Portanto, Mn e Pb ocorreram com maior importância em 60% das Campanhas realizadas (2, 5, 6, 7, 8, 9 e 11). Cabe ressaltar que estes metais estiveram dentre os mais frequentes na composição do IBR Bioacumulação em todas as Campanhas para os caranguejos do manguezal (Figura 1). Vale lembrar que, o Pb é um metal traço não essencial à vida e, conseqüentemente, altamente tóxico, mesmo em baixas concentrações, sendo reconhecidamente presente no rejeito oriundo do rompimento da Barragem de Fundão (de Oliveira Gomes et al., 2017), e que o Mn é um metal com alto potencial de mobilização a partir da lixiviação dos rejeitos da barragem de Fundão (Segura et al., 2016). Além disso, vale lembrar que o Mn é um micronutriente essencial à vida, mas que pode ser tóxico para os organismos quando presente em altas concentrações, como observado no monitoramento realizado.

3.2 ÍNDICE DE RESPOSTA BIOLÓGICA (IBR BIOMARCADOR)

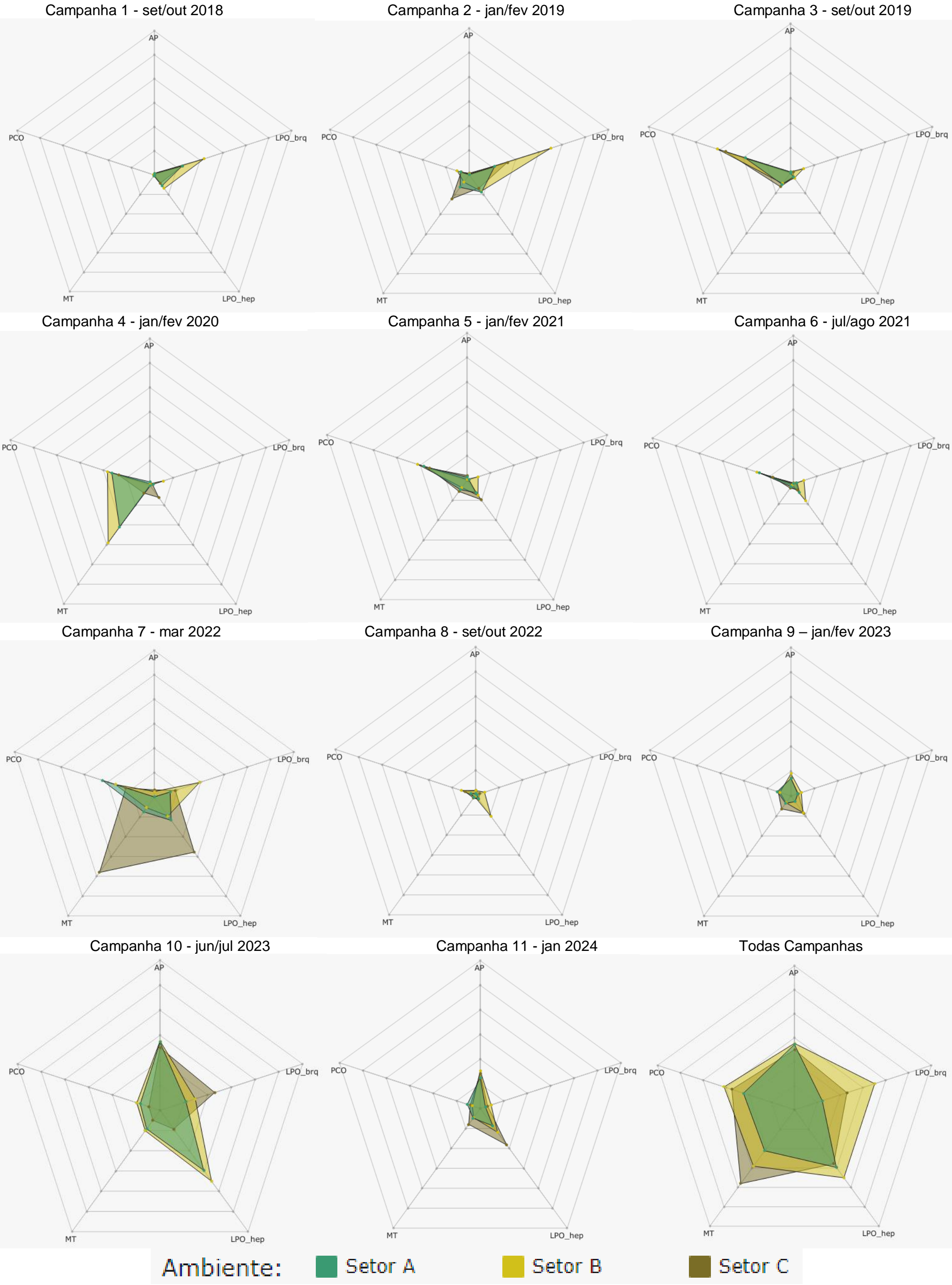
Figura 9: Valores médios do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) determinados para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas, músculo e hemolinfa) de caranguejo do manguezal coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Revis Santa Cruz 1 (RSC1), Revis Santa Cruz 2 (RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)]; Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. As linhas verticais em preto representam o desvio padrão. Cabe destacar que a partir da campanha 9, a hemolinfa de caranguejos de praia e mangue deixou de ser coletada e a determinação de Sítio AP passou a ser realizada no músculo destes animais.



Na comparação temporal global feita a partir da avaliação do IBR Biomarcador para o caranguejo do manguezal, apresentada na Figura 9, é possível observar valores mais proeminentes deste índice no Setor B (FRG), com exceção das Campanhas 5, 7 e 11, nas quais os maiores valores do IBR Biomarcador foram observados no Setor C.

As Campanhas 7 e 10 se destacaram por apresentarem os maiores valores do IBR Biomarcador, indicando a presença de um significativo impacto fisiológico, já que os biomarcadores responsáveis pela geração deste índice refletem estresse oxidativo (lipoperoxidação e proteínas carboniladas), ativação de mecanismos celulares de proteção contra metais e metaloides (metalotioneínas) e danos ao DNA (sítios AP). Além disso, quando os dados do IBR Biomarcador são comparados com aqueles apresentados na Figura 1 (IBR Bioacumulação em caranguejos do manguezal), é possível notar que o comportamento dos dois índices é semelhante durante a Campanha 7, sugerindo uma forte correlação entre os impactos observados em termos das respostas dos biomarcadores com a acumulação dos metais e metaloides analisados, sugerindo uma possível relação de causa/efeito. Neste contexto, vale ressaltar que os valores do IBR Biomarcador voltaram à níveis basais na Campanha 11, reforçando o caráter transitório dos impactos observados nas Campanhas 7 e 10.

Figura 10: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) determinados para amostras de tecidos de caranguejo do manguezal coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Os biomarcadores analisados foram: lipoperoxidação nas brânquias (LPO_brq) e no hepatopâncreas (LPO_hep); concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT); proteínas carboniladas no músculo (PCO); e níveis de sítios AP (apurínicos/apirimídicos) da Campanha 1 à 8 na hemolinfa e da Campanha 9 à 10 no músculo (AP). Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Revis Santa Cruz 1 (RSC1), Revis Santa Cruz 2 (RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)]; Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].

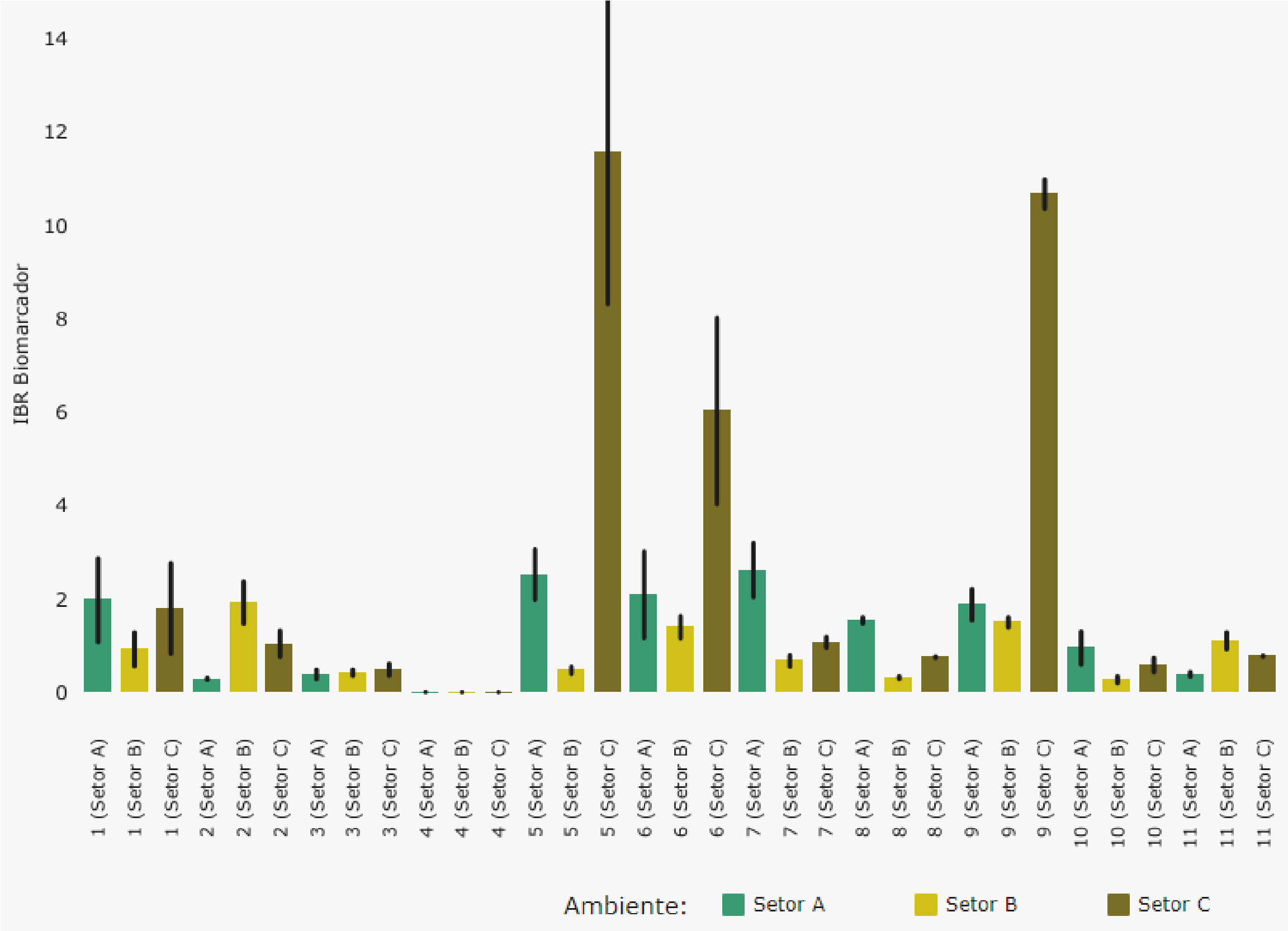


Os gráficos de radar apresentados na Figura 10 mostram que a Campanha 7 foi uma das Campanhas que apresentaram os maiores valores de IBR Biomarcador, bem como uma das maiores diversidades de biomarcadores compondo este índice. No Setor A, os biomarcadores que compuseram o índice foram o PCO, MTO, LPO_hep e LPO_brq. Já no Setor B, os biomarcadores foram PCO, LPO_hep e LPO_brq. Por último, o Setor C se relacionou com os biomarcadores MTO, PCO, LPO_hep e LPO_brq. Destaca-se, ainda, os altos valores de MTO e LPO_hep no Setor C.

Por sua vez, a Campanha 10 foi a que apresentou os maiores valores do IBR Biomarcador e uma das Campanhas que contou com uma das maiores diversidades de biomarcadores na composição deste índice. Os biomarcadores AP, LPO_brq, LPO_hep, MTO e PCO se associaram aos Setores A e B. Além disso, devem ser destacados os picos de valores dos biomarcadores sítios AP e LPO_hep nesses Setores. Já o IBR Biomarcador do Setor C apresentou relação com os biomarcadores sítios AP, LPO_brq e LPO_hep, com picos de valores nos biomarcadores sítios AP e LPO_hep.

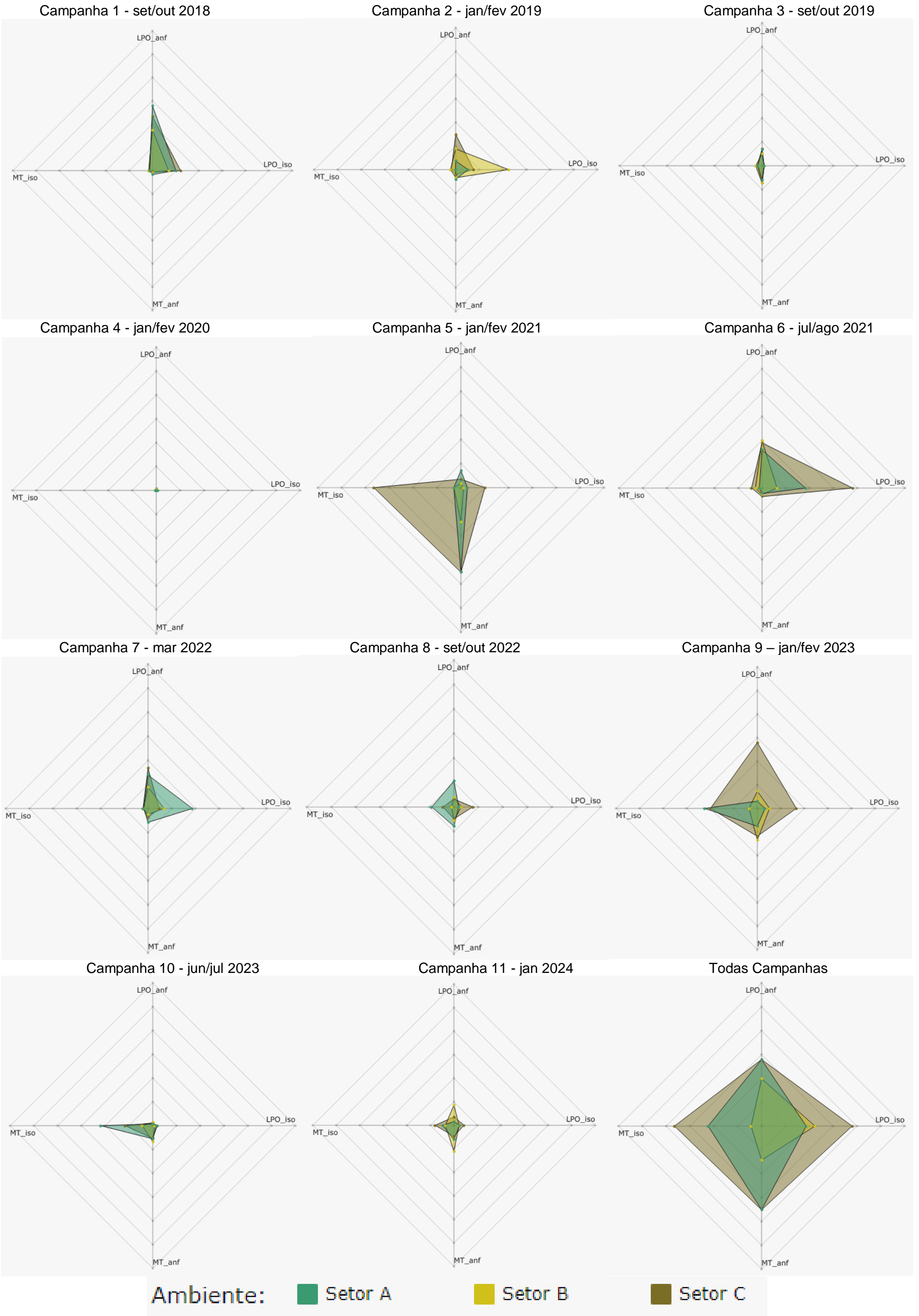
Os biomarcadores que mais contribuíram na composição dos valores do IBR Biomarcador nas Campanhas realizadas durante o período de monitoramento foram a LPO_hep e a PCO. Pôde-se observar que nas primeiras Campanhas, em todos os Setores avaliados, os valores do IBR Biomarcador se concentraram nos biomarcadores LPO_hep e LPO_brq, indicando a presença de estresse oxidativo nos indivíduos analisados. A contribuição pronunciada do biomarcador MT aparece ao longo do monitoramento (Campanhas 2, 4, 7 e 10), com destaque nas Campanhas 4 e 7, onde seus valores são altos. Logo, isto indica que há uma acumulação considerável de metais e As nos tecidos dos caranguejos, já que as MT estão relacionadas com a proteção contra os danos oxidativos resultantes da exposição excessiva a metais e As (Saux et al., 2020; Wang et al., 2014). Por fim, denota-se o surgimento de valores relevantes de sítios AP nas Campanhas 9, 10 e 11, demonstrando assim uma ocorrência importante de danos, especialmente oxidativos, no material genético dos organismos analisados. O fato de observarmos aumento na relevância relativa deste biomarcador nas últimas Campanhas realizadas pode refletir a característica acumulativa deste tipo de dano.

Figura 11: Valores médios do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) determinados para amostras de pequenos invertebrados da praia (anfípodas e isópodos) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. As linhas verticais em preto representam o desvio padrão.



A partir dos gráficos de radar apresentados na Figura 11 observa-se que há uma tendência de estabilização nos valores de IBR Biomarcador nos pequenos invertebrados de praia ao longo do período de monitoramento, salvo para o Setor C, o qual demonstrou aumento relevante nos valores do índice nas Campanhas 5, 6 e 9. Os valores de IBR Biomarcador nos Setores A e C foram, em geral, mais altos que no Setor B. Com base nos resultados obtidos, sugere-se que o estresse fisiológico observado nos pequenos invertebrados da praia foi maior nos indivíduos coletados nos Setores A e C, com destaque principalmente para aqueles oriundos do Setor C.

Figura 12: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) determinados para amostras de pequenos invertebrados da praia [anfípodos (_anf) e isópodos(_iso)] coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Os biomarcadores analisados foram: lipoperoxidação (LPO); e concentração de metalotioneínas (MT). Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

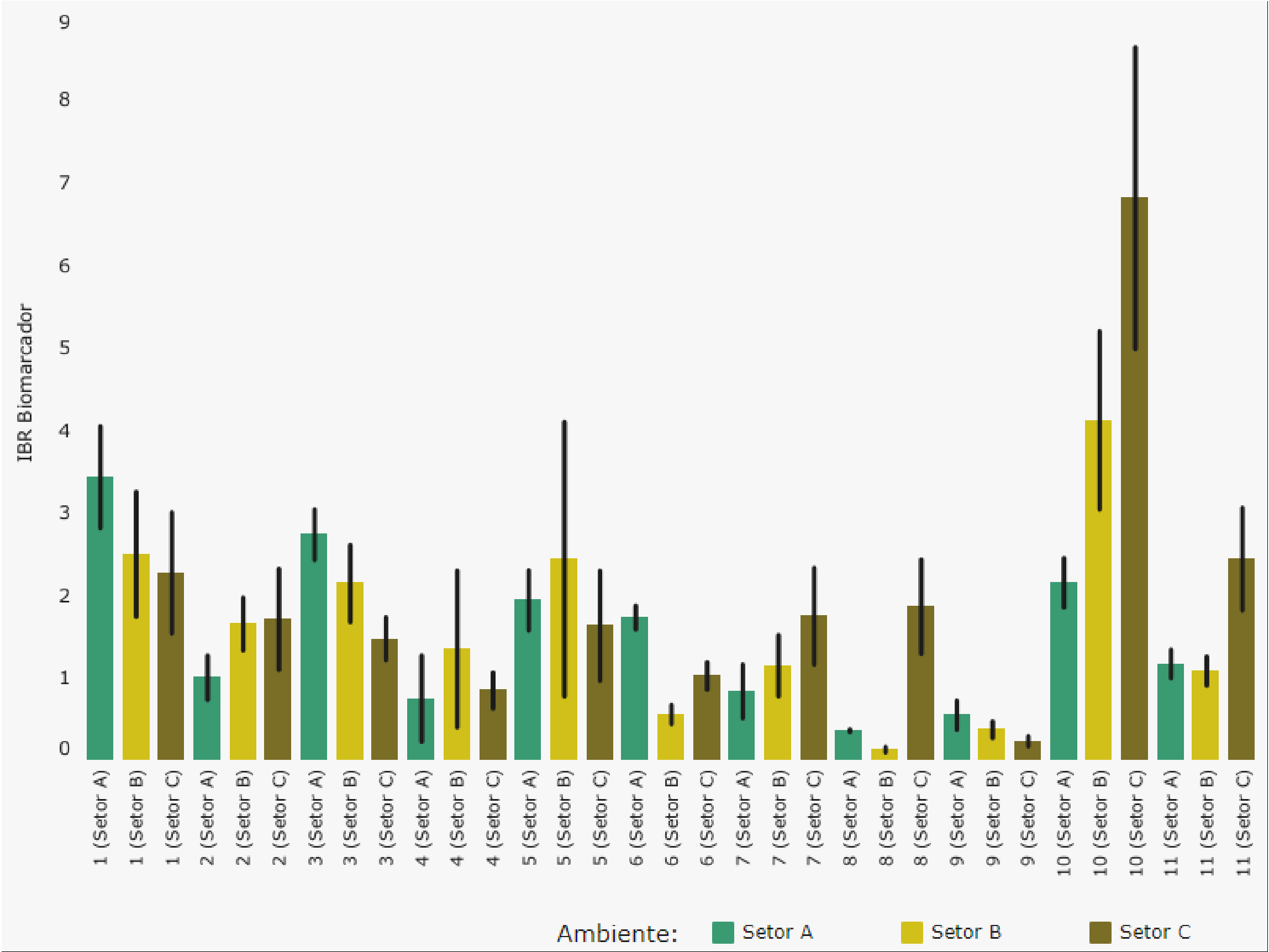


Os gráficos de radar apresentados na Figura 12 mostram que as Campanhas 5, 6 e 9 foram aquelas que apresentaram os maiores valores do IBR Biomarcador.

Com relação à Campanha 5, o valor do IBR Biomarcador no Setor A esteve associado com os biomarcadores LPO e MT em anfípodas, com destaque para os altos valores de contribuição do biomarcador MT. Por sua vez, o valor do índice no Setor B esteve relacionado apenas com o biomarcador MT em anfípodas. Já os biomarcadores LPO em isópodas e MT em isópodas e anfípodas contribuíram para o valor do índice no Setor C, o qual apresentou os maiores valores do índice na Campanha 5. Neste caso, o biomarcador que se destacou, pelos seus altos picos de valores, foi a MT em isópodas e anfípodas. Na Campanha 6, nos três Setores avaliados, a contribuição para o IBR Biomarcador esteve concentrada no biomarcador LPO em anfípodas e isópodas, sendo que o maior valor do índice foi observado no Setor C. Por fim, a Campanha 9 teve seu maior valor de IBR Biomarcador concentrado no Setor C, o qual teve as principais contribuições dos biomarcadores MT (anfípodas e isópodas) e LPO (anfípodas e isópodas), com destaque para o biomarcador LPO em anfípodas. Por sua vez, o valor do IBR Biomarcador no Setor A apresentou contribuição apenas da MT (anfípodas e isópodas), com destaque para a MT em anfípodas. Os biomarcadores LPO e MT em anfípodas contribuíram para o valor do índice no Setor B, porém a MT se destacou pelos seus maiores valores de contribuição para a composição do índice.

De maneira geral, o estresse oxidativo (LPO em anfípodas e isópodas) esteve presente na composição do IBR Biomarcador em todas as Campanhas realizadas, com exceção da Campanha 10, onde os valores do índice estiveram concentrados no biomarcador MT em isópodas, um parâmetro que indica a ativação de mecanismos celulares de proteção relacionados ao aumento de metais e metaloides. Além disso, é interessante notar que, a partir da Campanha 5, especialmente nas Campanhas 8, 9, 10 e 11, os valores de contribuição da MT para a composição do IBR Biomarcador começaram a se mostrar mais relevantes.

Figura 13: Valores médios do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) determinados para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas, músculo e hemolinfa de caranguejo da praia coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso),e Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)] e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. As linhas verticais em preto representam o desvio padrão.



Comparando-se o gráfico de barras dos valores do IBR Biomarcador em caranguejos de praia (Figura 13) com aqueles do IBR Bioacumulação nestes animais (Figura 5), denota-se que as respostas bioquímicas analisadas não parecem estar associadas à bioacumulação dos contaminantes analisados nos tecidos dos caranguejos da praia. Além disso, embora haja uma tendência com relação à estabilização dos valores do IBR Biomarcador em todos os Setores avaliados ao longo do monitoramento, foi observado um pico no valor deste índice na Campanha 10, principalmente nos Setores B e C. A partir das informações geradas, é possível inferir que houve estresse fisiológico e, possivelmente, danos genéticos nos caranguejos analisados, com um aumento destes efeitos biológicos na Campanha 10, já que os biomarcadores responsáveis pela geração do IBR Biomarcador são aqueles que refletem o estresse oxidativo (lipoperoxidação – LPO e proteínas carboniladas - PCO), a proteção contra o efeito dos metais (metalotioneínas - MT) e os danos ao DNA (sítios AP), efeitos estes associados à contaminação ou perturbações no Ambiente Costeiro. Cabe ressaltar que os valores do IBR Biomarcador voltaram a níveis basais na Campanha 11, mas mesmo assim, o setor C segue sendo relativamente o mais impactado.

Figura 14: Gráficos de radar obtidos a partir dos valores médios do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) determinados para amostras de tecidos de caranguejo da praia coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso), Campanha 10 (jun/jul 2023 - período seco) e Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso). A ausência do monitoramento em ago/set 2020 – período seco, entre as Campanhas 4 e 5, foi devida a pandemia da COVID-19. Os biomarcadores analisados foram: lipoperoxidação nas brânquias (LPO_brq) e no hepatopâncreas (LPO_hep); concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT); proteínas carboniladas no músculo (PCO); e níveis de sítios AP (apurínicos/apirimídicos) da Campanha 1 à 8 na hemolinfa e da Campanha 9 à 10 no músculo (AP). Classificação por Setores e por Estações de coleta: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)]; Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)]; e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



Os gráficos de radar apresentados na Figura 14 mostram que a Campanha 10, além de ser aquela onde foram observados os maiores valores do IBR Biomarcador, também apresentou a maior diversidade de biomarcadores contribuindo para a composição deste índice. O Setor C apresentou o maior valor do IBR Biomarcador, sendo que este foi composto pelos biomarcadores sítios AP, LPO nas brânquias, LPO no hepatopâncreas e MT. Ainda, neste Setor, os maiores valores do índice contaram com as contribuições dos biomarcadores sítios AP e LPO no hepatopâncreas. No Setor A, os biomarcadores que contribuíram para a composição do índice foram sítios AP, LPO no hepatopâncreas e PCO, com destaque para os picos de valores de contribuição dos sítios AP. Em relação ao Setor B, o valor do índice teve as contribuições dos biomarcadores sítios AP, LPO no hepatopâncreas e MT, com destaque para os valores dos dois primeiros. De forma geral, quando analisadas em conjunto, estas informações sugerem maiores níveis de impacto fisiológico nos caranguejos de praia na Campanha 10..

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

Para caranguejos de manguezais, os resultados do IBR Bioacumulação indicaram um aumento nos níveis de metais e As nos tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) dos indivíduos coletados nos Setores A e B no período chuvoso de 2022 (Campanha 7 – março 2022) em relação a todas as Campanhas amostrais anteriores realizadas no âmbito do PMBA. Para os caranguejos coletados no Setor A, destaca-se principalmente o aumento das concentrações teciduais de As, Fe, Hg e Zn em relação às demais Campanhas. Por sua vez, nos caranguejos coletados no Setor B, representado pelo estuário do Rio Doce, destaca-se o aumento nas concentrações teciduais de Mn, Cd, Cu e Fe. Os resultados obtidos para as Campanhas subsequentes (Campanha 8, set/out 2022 – período seco; Campanha 9, jan/fev 2023 – período chuvoso; Campanha 10, jun/jul 2023 – período seco, e Campanha 11, jan 2024 – período chuvoso) revelaram uma redução importante nos níveis teciduais de metais e As nos caranguejos de manguezais, em comparação às Campanhas anteriores, sobretudo à Campanha 7.

De maneira similar, os resultados do IBR Bioacumulação em caranguejos de praia indicaram um aumento considerável nos níveis de metais e As durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, março 2022 – período chuvoso), em comparação aos demais períodos amostrais. Aqui, vale destacar que este aumento foi observado nos três Setores analisados, incluindo o Setor C (Norte), que mostrou um discreto aumento em relação aos demais Setores. É interessante destacar também que este aumento nos níveis totais de metais e As nos tecidos dos caranguejos de praias foi caracterizado por elementos diferentes, em cada Setor analisado. Os elementos que mais contribuíram para o valor do IBR Bioacumulação no Setor A foram o Zn, Cr e Fe. Em relação ao Setor B, os elementos que mais contribuíram para o valor do índice foram o Zn, As, Cd, Cu e Fe. Por fim, o valor do índice no Setor C foi composto principalmente pelos elementos Zn, As, Cd, Cu, Fe e Hg. Dentre os elementos que apresentaram uma maior contribuição para o IBR Bioacumulação na Campanha 7, cabe destacar o fato de que o Zn é um elemento comum aos três Setores avaliados. Além disso, vale destacar a ocorrência de um pico de Hg no Setor C, metal este que está presente apenas neste Setor. Contudo, na Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso) e Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco), os caranguejos de praia voltaram a apresentar níveis teciduais de metais e As semelhantes aos que vinham sido observados anteriormente ao pico de contaminação observado na Campanha 7. Neste contexto, é importante ressaltar o fato de que na Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso) houve novamente um aumento do IBR Bioacumulação em todos os Setores avaliados.

Por sua vez, os resultados do IBR Bioacumulação obtidos para os pequenos invertebrados (anfípodas e isópodas) coletados nas praias apontaram para uma tendência geral de diminuição nas concentrações totais de metais e As ao longo do monitoramento, com os maiores valores do índice tendo sido associados à Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) para os setores A e C, enquanto o maior valor do índice no setor B foi associado à Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco). As menores concentrações de metais e As estiveram associadas à Campanha 8 (set/out 2022 – período seco),

Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso) e Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco; exceto para o setor B nesta Campanha), sugerindo a ocorrência de um impacto agudo associado ao curto período de tempo decorrido após o rompimento da Barragem de Fundão, o qual vem sendo atenuado ao longo do tempo para os pequenos invertebrados de praia. Porém, a tendência de menor contaminação observada nos Setores A e C foi interrompida por um novo e expressivo aumento dos valores do IBR Bioacumulação na Campanha 11 (jan 2024 – período chuvoso), nos três Setores avaliados, evidenciando assim o potencial de dispersão da maior contaminação observada no Setor B (Foz do Rio Doce em Regência) na Campanha 10 para o Sul (Setor A) e para o Norte (Setor C) da Foz do Rio Doce (Setor B) no último período chuvoso (Campanha 11).

Os resultados do Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcadores) para caranguejos de manguezais apontam para um padrão geral de variação espacial, onde o setor B destaca-se sobre os demais Setores em cada Campanha, seguido pelo setor C. Contudo, uma variação importante neste padrão foi evidenciada no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022 – período chuvoso), onde os caranguejos do setor C apresentaram um aumento significativo no IBR Biomarcador em detrimento aos outros Setores amostrais. Este aumento se deve principalmente aos elevados níveis de lipoperoxidação e do conteúdo de metalotioneínas no hepatopâncreas, respostas biológicas que estão associadas a efeitos/exposição dos organismos a compostos tóxicos, tais como metais e metaloides. Neste contexto, os altos valores observados para o IBR Bioacumulação nesta mesma Campanha podem ajudar a compreender esse resultado, sugerindo, portanto, um impacto ambiental oriundo da maior contaminação nestes animais. Para os caranguejos de praia, os resultados do IBR Biomarcador apontaram para uma tendência geral de diminuição na resposta biológica ao longo do tempo de monitoramento até a Campanha 10, quando um aumento considerável e transitório no valor deste índice foi observado, indicando assim um efeito estressor nesse período, mas que na Campanha 11 retornou a valores basais.

Para o caso dos pequenos invertebrados de praia (anfípodas e isópodas), um padrão de variação espacial e sazonal bem interessante pôde ser observado. Durante os períodos chuvosos da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso) e Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso) foi observado um aumento notável na resposta biológica destes organismos no setor C. Os resultados de outros temas do PMBA indicam que o Compartmento C tem se apresentado como a região da malha amostral mais severamente impactada pelo aporte do Rio Doce, onde maiores concentrações dos elementos químicos (Al, Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V) são encontradas na isóbata de 10 m, juntamente com os maiores teores de lama litoclástica, região na qual se encontram esses pequenos invertebrados. Neste contexto, vale ressaltar que os dados obtidos a partir do monitoramento ecotoxicológico, especialmente no que se refere à avaliação temporal das informações geradas, indicam que os maiores índices de contaminação e maiores impactos do rejeito sobre a comunidade bentônica de praia e no sedimento dos manguezais também estão associados ao Setor C. Os teores de lama na antepraia se mantiveram altos durante todo o período de monitoramento, atingindo maiores níveis durante períodos chuvosos, quando também foram observadas as maiores concentrações de elementos químicos, tais como Al, Ba, Cr, Fe, Ni e Pb, relacionadas à alta vazão do

Rio Doce nestes períodos, corroborando os resultados do IBR Biomarcador observados nos anfípodas e isópodas.

Com relação aos resultados das quantificações de metais e As nas amostras de tecidos (penas e sangue) de aves costeiras, os valores do IBR Bioacumulação indicaram uma diminuição temporal nos níveis desses elementos na Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso) e Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco), de forma semelhante ao que foi observado em outros organismos costeiros. No entanto, no último período chuvoso (Campanha 11 – jan 2024 – período chuvoso) os valores do IBR Bioacumulação aumentaram de forma marcante nas aves costeiras, atingindo os maiores valores até então observados ao longo de todo o período de monitoramento. Cabe destacar que estes valores máximos foram observados nos três Setores avaliados. Apesar de terem sido observadas variações temporais significativas no nível de contaminação das aves costeiras por metais e As, ainda não foi possível identificar um padrão de tendência sazonal de bioacumulação desses elementos nesses organismos. De fato, picos de concentração de metais e As foram observados em Campanhas distintas, como as Campanhas 1, 5, 7 e 11). Além disso, cabe destacar que os valores do IBR Bioacumulação estão associados de forma distinta nos diferentes períodos de coleta. Por exemplo, as aves costeiras coletadas durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7) apresentaram altos níveis de Fe nas penas e no sangue, indicando assim uma alta biodisponibilidade desse metal durante esse período de maior pluviosidade na Bacia do Rio Doce. Porém, no período chuvoso de 2024 (Campanha 11), as aves costeiras apresentaram níveis de contaminação expressivamente elevados de uma grande diversidade de metais, incluindo metais essenciais (Cu, Fe, Mn e Zn), bem como de metais não essenciais (Cd, Hg e Pb). Isto indica a grande dificuldade na previsão em longo prazo da biodisponibilidade, bioacumulação e efeitos dos metais e As para os organismos de níveis tróficos mais elevados das cadeias tróficas do Ambiente Costeiro monitorado.

No que se refere aos resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves costeiras, foi possível observar que os níveis destes contaminantes não apresentaram um padrão temporal evidente de variação, uma vez que as diferentes classes de contaminantes orgânicos estiveram associadas a Setores diferentes ao longo das seis primeiras Campanhas realizadas no âmbito do monitoramento. Isso pode ser reflexo da grande capacidade de deslocamento e uso de habitats por parte desses animais, entre os diferentes ecossistemas costeiros. No entanto, cabe destacar o fato de que foi possível observar a formação de dois grupos de indivíduos coletados na Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso). No primeiro deles, as amostras provenientes da área de manguezal (Setor A) foram bem caracterizadas pela presença de pesticidas e HPAs. Por outro lado, no segundo grupo, as amostras provenientes da região de estuário (Setor B) e costeira (Setor C) se relacionaram com as concentrações de PCBs. Cabe destacar que, para PBDEs, todas as amostras analisadas ficaram abaixo do limite de quantificação para estes contaminantes. Por fim, vale lembrar que, após a Campanha 7, as análises de contaminantes orgânicos foram descontinuadas no âmbito do PMBA/Fest.

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todos os itens previstos foram cumpridos para o Tema.

6 REFERÊNCIAS

Beauchamp, G. (2009). 8*Public Health*, 2(1), 24–29. <https://doi.org/10.5923/j.fph.20120201.05>

Pinheiro, M. A. A., Silva, P. P. G. e., Duarte, L. F. de A., Almeida, A. A., & Zanotto, F. P. (2012). Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucididae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: Rhizophoraceae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 81, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.004>

RRDM, Rede Rio Doce Mar (2022). Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM 2022 - Síntese integrativa entre ambientes. RT-39E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 150 pag

Saidon, N. B., Szabó, R., Budai, P., & Lehel, J. (2024). Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 340, 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>

Saux, A. Le, David, E., Betoulle, S., Bultelle, F., Rocher, B., Barjhoux, I., & Cosio, C. (2020). New insights into cellular impacts of metals in aquatic animals. *Environments*, 7(6), 46. <https://doi.org/10.3390/environments7060046>

Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. U. L., Pedreira Filho, W. R., Barbosa Jr., F., Cerchiaro, G., Silva, F. F., & Batista, B. L. (2016). Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*, 218, 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>

Selvi, A., Rajasekar, A., Theerthagiri, J., Ananthaselvam, A., Sathishkumar, K., Madhavan, J., & Rahman, P. K. S. M. (2019). Integrated remediation processes toward heavy metal removal/recovery from various environments-A review. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00066/BIBTEX>

Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira* (II). Editora Nova Fronteira.

Sigrist, M. T. Q. T. (2006). *Aves Do Brasil: Uma Visão Artística*. Editora Avis Brasilis.

Spetter, C. V., Buzzi, N. S., Fernández, E. M., Cuadrado, D. G., & Marcovecchio, J. E. (2015). Assessment of the physicochemical conditions sediments in a polluted tidal flat colonized by microbial mats in Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 491–505. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.008>

Steinmetz, J., Kohler, S. L., & Soluk, D. A. (2003). Notes birds are overlooked top predators in aquatic food webs. *Ecology*, 84(5), 1324–1328. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>

U.S. EPA. (2007). *Method 3015A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts*. Revision 1. Washington, DC.

U.S. EPA. (2007). *Method 3050A: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils*.
<https://www.epa.gov/esam/epa-method-3050b-acid-digestion-sediments-sludges-and-soils>

U.S. EPA. (1998). *Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma—Mass Spectrometry*.
https://19january2017snapshot.epa.gov/homeland-security-research/epa-method-6020a-sw-846-inductively-coupled-plasma-mass-spectrometry_.html

Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M., & Peakall, D. B. (1996). *Principles of Ecotoxicology*. Taylor & Francis.

Wang, W. C., Mao, H., Ma, D. D., & Yang, W. X. (2014). Characteristics, functions, and applications of metallothionein in aquatic vertebrates. *Frontiers in Marine Science*, 1, 1–12.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00034/bibtex>