



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO DE CIÊNCIAS
HUMANAS E NATURAIS PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

THACIANA FABÍOLA MARQUES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE ÁREAS AFETADAS
POR REJEITOS DE MINERAÇÃO APÓS QUATRO ANOS: UMA
ABORDAGEM NA CARACTERIZAÇÃO DA CARCINOFAUNA
BENTÔNICA**

VITÓRIA – ES

2021

THACIANA FABÍOLA MARQUES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE ÁREAS AFETADAS
POR REJEITOS DE MINERAÇÃO APÓS QUATRO ANOS: UMA
ABORDAGEM NA CARACTERIZAÇÃO DA CARCINOFAUNA
BENTÔNICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Adriane Cristina Araújo Braga

VITÓRIA – ES

2021

THACIANA FABÍOLA MARQUES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE ÁREAS AFETADAS
POR REJEITOS DE MINERAÇÃO APÓS QUATRO ANOS: UMA
ABORDAGEM NA CARACTERIZAÇÃO DA CARCINOFAUNA
BENTÔNICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Adriane Cristina Araújo Braga
Orientadora (UFES)

Prof^a. Dr^a. Cristiane dos Santos Vergílio
Examinadora externa (UFES)

Prof^a. Dr^a. Leila de Lourdes Longo
Examinadora externa (UFRB)

DEDICATÓRIA

*A Deus, pela força e sustento em toda
a jornada.*

*Aos meus pais, Consolação e Fábio,
por terem dedicado suas vidas em prol
das realizações e da felicidade de
seus filhos.*

*Ao meu irmão Fabinho, por seu apoio,
preocupação, carinho e incentivo.*

AGRADECIMENTOS

A Deus honro, dou glória e agradeço por tudo em minha vida. Pelos acertos e pelos erros que me fizeram amadurecer e chegar até aqui. Ele está em cada etapa, em todos os detalhes.

Dedico meus sinceros agradecimentos:

A Fundação de Amparo à Pesquisa do ES (FAPES) pelo financiamento que possibilitou a execução deste trabalho.

A Universidade Federal do Espírito Santo, pela infraestrutura e ensino de qualidade proporcionado durante o período de pós-graduação.

A agência financiadora Fundação Renova pelo investimento, e a Rede Rio Doce Mar pela coleta das amostras, que foi essencial para a execução deste trabalho, em especial a Danielle Peron D'Agostini e Fernanda Perassoli.

A minha orientadora professora Dra. Adriane Braga, sou extremamente grata por aceitar o convite para ser minha orientadora e pela confiança na execução deste trabalho. Sou grata por todo o conhecimento compartilhado, pela sua paciência, amizade e apoio durante mais de dois anos que embarcamos nessa jornada.

A professora Dra. Cristiane dos Santos Vergilio e toda a equipe do LABTOX, agradeço por todo apoio, principalmente na reta final da pesquisa.

Ao meu amigo Lázaro, por compartilhar momentos de leveza e alegria no período de aulas. Sou grata pelas risadas e pelo companheirismo, que foram essenciais nessa jornada.

Aos meus colegas e toda a equipe do LabinMar (Laboratório de Invertebrados Marinhos da UFES – Alegre), em especial, sou grata ao Luan de Oliveira Cerqueira, por todo o auxílio na preparação das amostras, identificação e triagem, o que tornou possível a realização deste trabalho.

A Dr^a. Leila de Lourdes Longo, por tornar possível a realização deste trabalho e a equipe do LabMacro por todas as etapas de preparação das amostras.

Ao doutorando Rodolfo Leandro Nascimento, pelas contribuições essenciais para o desenvolvimento do trabalho.

Aos Professores Dr. Fabian Sá e Dr. Renato Neto, juntamente ao grupo responsável pelo Subprojeto de Hidrogeoquímica, pelos dados referentes aos teores compostos orgânicos e metais.

A Prof^a. Dr^a. Valéria Quaresma e seu grupo de pesquisa responsável pelo subprojeto Sedimentologia, pelos dados referentes à granulometria e porcentagens de carbonato de cálcio do sedimento.

Aos meus pais e irmãos, em especial ao Fabinho, que mesmo distante geograficamente, sempre esteve presente em todos os momentos da minha vida. Serei eternamente grata pelo amor, zelo e suporte oferecido durante todo período do mestrado.

As minhas grandes amigas, que me acompanham durante muitos anos da minha vida, Laís e Alana, não sei o que seria de mim sem todo o apoio e amizade. Sou grata por todos os momentos que pudemos compartilhar juntas, como os muitos momentos felizes, e outros nem tão felizes assim. Mas sempre estivemos aqui umas pelas outras.

Ao Thiago, que esteve comigo na reta final, me dando apoio e tornando essa etapa mais leve, trazendo para mim toda sua tranquilidade.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

O rompimento da barragem de Fundão (Mariana-MG) liberou grande quantidade de rejeitos de mineração ao longo do Rio Doce, chegando até sua foz no oceano Atlântico. Nesse contexto, este trabalho objetivou avaliar de forma espacial e temporal, os descritores ecológicos e a relação da carcinofauna macrobentônica com fatores abióticos, incluindo aqueles que podem ser considerados indicativos da presença de rejeitos de mineração oriundos do rompimento da barragem de Fundão. As amostras de sedimento foram coletadas com um pegador do tipo Van venn ao longo da plataforma continental do Espírito Santo ao sul da Bahia, durante o período de outubro/2018 a julho/2019, totalizando em quatro campanhas: primavera, verão, outono e inverno. A área estudada foi dividida em cinco setores: Abrolhos (AB), Norte (NO), Foz do Rio Doce (FZ), Costa das Algas (CA) e Sul (SU). Em laboratório, cada amostra foi lavada e, com auxílio de uma lupa, os crustáceos foram triados e identificados ao menor nível taxonômico possível. Para avaliar a estrutura da comunidade, a riqueza de táxons, densidade (ind./mL) e diversidade (H') foram comparadas entre os setores, campanhas e profundidades. A relação dos fatores abióticos com a densidade dos táxons de crustáceos nos setores, campanhas e profundidades foi verificada por meio de ordenações das análises de redundância (RDA). Os maiores valores de riqueza e diversidade ocorreram nos setores AB e SU, que diferiram significativamente da FZ ($p < 0,05$), além disso, esses descritores tiveram seus maiores valores no verão e inverno, e nas maiores profundidades ($p < 0,05$). Apesar da maior densidade ter sido registrada no setor FZ, na campanha do outono e em maiores profundidades, não houve diferenças significativas. No setor FZ registrou-se os maiores teores de MO, assim como maior porcentagem de lama e de metais, principalmente bário, cobre e níquel, que possivelmente apresentam relação direta com os rejeitos de minério oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, os setores CA, AB e SU estiveram positivamente associados aos maiores teores de $CaCO_3$. Os resultados para cada setor revelaram diferenças na estrutura da comunidade, onde os Amphipoda predominaram nos setores FZ, AB e NO, os Ostracoda no setor CA, e os Copepoda e Ostracoda no setor SU, evidenciando que as variedades da área estudada influenciam na preferência dos organismos por determinadas condições ambientais.

Os resultados mostraram uma baixa riqueza, diversidade, e o eventual aumento de densidade no setor FZ, devido a presença dos Phoxocephalidae (Amphipoda), sugerindo certa resistência e capacidade dessa família em suportar alterações ambientais, como as altas concentrações de metais observadas nas associações para neste setor. Deste modo, esses resultados podem evidenciar que, mesmo após quatro anos do rompimento da barragem de Fundão, o setor FZ ainda apresenta um elevado grau de contaminação sofrido pelos rejeitos de mineração, e que afetou diretamente na estruturação da comunidade bentônica de crustáceos, principalmente em locais mais rasos e próximos a desembocadura do Rio Doce. Neste contexto, trabalhos relacionados a caracterização da carcinofauna macrobentônica são essenciais para compreender a atuação ecológica desses organismos em determinados locais, bem como a sua relação aos distúrbios ambientais causados por ação antrópica, como o rompimento da barragem de mineração, podendo também auxiliar no monitoramento e avaliação de impactos ambientais.

Palavras-chaves: Fauna bentônica; Metais pesados; Oceano Atlântico; Rio Doce; Substrato inconsolidado.

ABSTRACT

The collapse of the Fundão dam (Mariana-MG) released a large number of mining tailings along the Rio Doce, reaching its mouth in the Atlantic Ocean. In this context, this work aimed to evaluate, spatially and temporally, the ecological descriptors and the relationship of macrobenthic carcinofauna with abiotic factors, including those that can be considered indicatives of the presence of mine tailings from the Fundão dam collapse., from the continental shelf of Espírito Santo to southern Bahia, during the period from October/2018 to July/2019, totaling four campaigns: spring, summer, autumn, and winter. Sectors: Abrolhos (AB), Norte (NO), Foz do Rio Doce (FZ), Costa das Algas (CA), and Sul (SU). In the laboratory, each sample was washed and, with the assistance of a magnifying glass, the crustaceans were sorted and identified at the lowest possible taxonomic level, the richness of taxa, density (ind./mL), and diversity (H') were across sectors, campaigns and depths. The relationship of abiotic factors with the density of the crustacean taxa in the sectors, campaigns, and depths was verified by means of redundancy analysis (RDA). The highest values of richness and diversity occurred in the AB and SU sectors, which differed significantly from the FZ ($p < 0.05$). In addition, these descriptors had their highest values in summer and winter, and in the greatest depths ($p < 0, 05$). Although the highest density was registered in the FZ sector, in the autumn season and in greater depths, there were no significant differences. In the FZ sector, the highest OM contents were registered, as well as the highest percentage of sludge and metals, mainly Barium, Copper, and Nickel, which possibly presents a direct relationship with the ore tailings from the collapse of the Fundão dam. On the other hand, the CA, AB, and SU sectors were positively associated with higher $CaCO_3$ contents. The results for each sector revealed differences in the structure of the community, where Amphipoda predominated in FZ, AB, and NO sectors, Ostracoda in the CA sector, and Copepoda and Ostracoda in the SU sector, showing that the varieties of the studied area influence the preference of organisms by environmental conditions. The results attenuated a low richness, diversity, and possible increase in density in the FZ sector, due to the presence of Phoxocephalidae (Amphipoda), suggesting a certain resistance and capacity of this family in environmental changes, such as high metals observed in this sector. Thus,

these results can show that even four years after the collapse of the Fundão dam, the FZ sector still presents a high degree of contamination suffered by mining tailings, which directly affected the structuring of the benthic crustacean community, especially in places close to the mouth of the Rio Doce. In this context, works related to the characterization of macrobenthic carcinofauna are essential to understand the ecological performance of organisms in places, as well as their relationship to disturbances caused by anthropic action, such as the rupture of the mining dam, which can also help in monitoring and assessment of environmental impacts.

Keywords: Benthic fauna; Heavy metals; Atlantic Ocean; Doce River; Soft sediment.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa com os cinco setores e seus pontos de amostragem, do sul da Bahia ao sul do Espírito Santo, Brasil. Abrolhos= AB; Norte: IT= Itaúnas, BN= Barra Nova, DG= Degredo; Foz do Rio Doce: FN= Foz ao Norte, FC= Foz central, FS= Foz ao Sul; Costa das Algas= CA; Sul: VI= Vitória. 20
- Figura 2. Composição da macrofauna bentônica de Crustacea coletada na plataforma continental, do sul da Bahia ao sul do Espírito Santo, Brasil, entre 2018 e 2019. 25
- Figura 3. Composição da carcinofauna bentônica coletada nos cinco setores da área de estudo: AB (Abrolhos); NO (Norte); FZ (Foz do Rio Doce); CA (Costa das Algas); SU (Sul). AMP= Amphipoda; COP= Copepoda; CUM= Cumacea; DEC= Decapoda; ISO= Isopoda; OST= Ostracoda; STO= Stomatopoda; TAN= Tanaidacea. 26
- Figura 4. Variação da Densidade (ind./mL) nos setores (A), campanhas (B) e profundidades (C). AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Barras indicam o intervalo de confiança e pontos indicam a média. 29
- Figura 5. Variação da riqueza de táxons entre setores (A), campanhas (B) e profundidades (C). AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Barras indicam o intervalo de confiança e pontos indicam a média. 30
- Figura 6. Variação da diversidade (H') entre setores (A) e campanhas (B) e profundidades (C), onde: AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Barras indicam o intervalo de confiança e pontos indicam a média. 31
- Figura 7. Diagrama de ordenação da análise de redundância (RDA) das unidades amostrais por Setores (A), Campanhas (B) e Profundidades (C), bem como a dispersão dos principais táxons estruturadores da comunidade (D). As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis. 34
- Figura 8. Contribuição relativa de cada partição da RDA e suas interseções para a variabilidade da estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos. Valores abaixo de zero não são mostrados. 35

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Dados de amostragem de cada setor: Abrolhos (AB), Norte (NO), Foz do rio Doce (FZ), Costa das Algas (CA) e Sul (SU). Quantidade de amostras (N amostral) coletadas e seus intervalos de profundidade (Prof.) em metros (m).21
- Tabela 2. Densidade de indivíduos/ mL de amostra (ind./mL) e porcentagem dos táxons identificados da Carcinofauna macrobentônica nos setores: AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Frequência de Ocorrência (FO%) e Status do táxon: MF= Muito Frequente (> 33,3%); BF= Bastante Frequente (>26,7 a ≤ 33,3%); FE= Frequente (> 13,3 a ≤ 26,7%); PF= Pouco Frequente: (>6,67a ≤ 13,3%); e RA= Rara (≤6,67%).28
- Tabela 3. Resultados da PERMANOVA para estrutura da comunidade de crustáceos por categorias. GL: Graus de liberdade. F: Fator da variância. R2: Correlação da variância com o modelo. P: significância do modelo. Asteriscos (*) indicam valores significativos de p ($p < 0,005$).32
- Tabela 4. Resultados da análise de redundância (RDA) para cada matriz de variáveis abióticas. GL: Graus de liberdade. F: Fator de distribuição da variância. p: significância do modelo. Asteriscos (*) indicam valores significativos de p ($p < 0,005$).32

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 ÁREA DE ESTUDO	19
3.2 AMOSTRAGEM DA MACROFAUNA DE CRUSTACEA.....	20
3.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS	21
3.4 ANÁLISES DOS DADOS	22
4 RESULTADOS	25
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA CARCINOFAUNA MACROBENTÔNICA	25
4.2 DESCRITORES ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE.....	29
4.2.1 Densidade.....	29
4.2.2 Riqueza de táxons	29
4.2.3 Diversidade.....	30
4.3 ANÁLISES MULTIVARIADAS.....	29
4.3.1 Estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos	29
4.3.2 Relação entre a estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos e os fatores abióticos.....	32
5 DISCUSSÃO	36
6 CONCLUSÃO	45
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
ANEXOS	59

1 INTRODUÇÃO

Os ambientes costeiros têm sido foco de ocupação humana, de modo que cerca de 60% da população reside nos primeiros 100 km da costa (VITOUSEK et al., 1997), e 26,6% em municípios da zona costeira, sendo que grande parte dessa população está diretamente relacionada às atividades ligadas ao turismo, pesca, produção de petróleo e gás natural (IBGE, 2010). Essa ocupação humana facilita a superexploração de recursos marinhos, a poluição e, conseqüentemente, a degradação de habitats, resultando na perda de biodiversidade e prejudicando a resiliência ecológica dos ecossistemas costeiros (LOTZE et al., 2006; IBGE, 2010; HALPERN et al., 2015).

As atividades antrópicas são uma das principais ameaças responsáveis pelo declínio da diversidade biológica, resultando cada vez mais no aumento das taxas de extinção (AMARAL; JABLONSKI, 2005). Uma das conseqüências da antropização dos ambientes costeiros é a alteração ao longo do tempo, tanto na estrutura quanto no funcionamento desses ecossistemas (VITOUSEK et al., 1997; SALVI et al., 2020). Como exemplo, pode-se citar a perda de grandes herbívoros e predadores que, embora nos últimos 100 anos o declínio dessas espécies de vertebrados marinhos não tenha sido tão evidente, há uma tendência de contínua deterioração na qualidade da água, o que afeta negativamente as comunidades de pequenos consumidores (LOTZE et al., 2006).

Atividades antrópicas praticadas distantes da costa, também podem causar poluição e impactos ao ambiente marinho, como o rompimento da barragem de rejeitos de mineração da Samarco Mineração S.A., no município Mariana (Minas Gerais), que atingiu o Rio Doce (ESCOBAR, 2015). Esse rio é um importante recurso natural, social e econômico, pois, além de fornecer serviços ambientais como diversidade de ecossistemas, também proporciona recursos alimentares e econômicos para diversas famílias ribeirinhas (ORGANON, 2015; SÁNCHEZ et al., 2018; SILVA et al., 2019).

A chegada da lama de rejeitos no Rio Doce e mar adjacente, em novembro de 2015 foi considerada a pior tragédia referente à mineração da história do Brasil (ESCOBAR, 2015; MATTEWS-CASCON et al., 2018). Esse desastre lançou no Rio Doce cerca de 50 milhões de metros cúbicos da lama que percorreram aproximadamente 660 km até chegar ao mar do sudeste do Brasil, no oceano

Atlântico, onde atingiu principalmente o estado do Espírito Santo e Bahia (ESCOBAR, 2015; AGURTO-DETZEL et al., 2016), esse evento acarretou um aumento considerável no aporte sedimentar do rio para o oceano, bem como um aumento nas concentrações de metais, como Al, Cr, Fe e Mn (NETO, 2016; D'AZEREDO-ORLANDO et al., 2020).

De acordo com Ferreira et al. (1999), a composição natural dos sedimentos finos dos rios no sudeste do Brasil, podem conter diversas fases mineralógicas. Contudo, após o rompimento da barragem, uma grande quantidade de minerais ricos em ferro, principalmente hematita, magnetita e goethita, foi identificada no fundo do mar em frente à região da foz do rio Doce (MORGENSTERN et al., 2016), onde a maior concentração de ferro foi encontrada em amostras com características de argila e de cor avermelhada (LATEC, 2018).

O estudo de D'Azeredo-Orlando et al. (2020) mostra que, após quatro anos dessa tragédia, as concentrações de ferro em diversas fases mineralógicas na região da foz do Rio Doce permanecem altas em relação aos dados pretéritos ao rompimento da barragem, indicando que ainda há presença dos rejeitos no ambiente. Esses dados são muito preocupantes, uma vez que os óxidos e hidróxidos de Fe e Mn no ambiente influenciam na adsorção de elementos como As, Co, Cr, Ni, Pb e V (KARAGEORGIS et al., 2005), e esses minerais, assim como Cd, Cu, Hg e Zn, dissolvem-se na água facilmente, favorecendo a absorção por peixes e invertebrados aquáticos, possibilitando inúmeros efeitos biológicos, desde essenciais até efeitos nocivos para a vida desses organismos (STANKOVIC et al. 2014).

Existem diversos metais essenciais para os seres vivos, quando em baixas concentrações, como os micronutrientes Co, Cu, Cr, Fe, Mn e Zn. Além disso, também se encontra no ambiente macronutrientes, como o Mg. Contudo, quando em altas concentrações, esses metais podem causar efeitos tóxicos nos organismos, prejudicando desde a reprodução até o crescimento, ocasionando consequências para toda a teia trófica, incluindo os humanos (STANKOVIC et al., 2014). Há ainda, elementos não essenciais, como o As, Cd, Hg, Ni e Pb, que são extremamente tóxicos, até em baixas concentrações (STANKOVIC et al., 2014). Visto o potencial de toxicidade dos metais, sua persistência no ambiente e seu potencial de bioacumulação, essas substâncias podem causar impactos negativos à vida aquática em seus diversos *habitats* (STANKOVIC et al., 2014).

Em *habitats* bentônicos, a macrofauna exerce importante papel em processos ecossistêmicos marinhos, tais como a ciclagem de nutrientes e a produtividade secundária, além de sua importância como elo das teias alimentares (SNELGROVE, 1998; HEILSKOV; HOLMER, 2001; ROCHA et al., 2011).

Os crustáceos constituem o terceiro grupo mais abundante e diverso da macrofauna bentônica de fundo inconsolidado, ficando atrás, apenas dos poliquetas e moluscos-bivalves (GRAY; ELLIOTT, 2009). Dentre esses crustáceos, os Amphipoda (Peracarida) destacam-se em abundância e diversidade, evidenciando sua relevância ecológica no ecossistema bentônico (GRAY; ELLIOTT, 2009; MATTHEWS-CASCON et al., 2018). Ademais, esses crustáceos são importantes na bioturbação do sedimento, que é um importante processo biológico que modifica o leito oceânico através de organismos escavadores (GRAY; ELLIOTT, 2009). Os resultados desse processo são a renovação da camada superficial do leito, bem como o aumento da irrigação e oxigenação do sedimento, tornando o *habitat* adequado para a sobrevivência de organismos bentônicos e posteriores colonizações por outras espécies (GRAY; ELLIOTT, 2009).

A carcinofauna macrobentônica é essencial para sustentar níveis tróficos superiores, como crustáceos da megafauna, aves e peixes (GRAY; ELLIOTT, 2009). Muitas espécies de crustáceos marinhos macrobentônicos que habitam regiões costeiras, fazem parte da dieta alimentar de diversos animais, como inúmeros camarões e peixes de potencial econômico, especialmente em seus estágios juvenis (DAMME et al., 1984; BROOKS et al., 1995; ROCHA et al., 2011). Pode-se citar o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), o camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) e peixes demersais, como a cabrinha (*Prionotus nudigula*), o coió (*Dactylopterus volitans*), o goete (*Cynoscion jamaicensis*), o pargo (*Pagrus pagrus*), entre diversos outros, que se utilizam de crustáceos macrobentônicos como importantes recursos alimentares (GNEWUCH; CROKERR, 1985; SOARES et al., 1993; MAGRO et al., 2000; BRANCO, 2005; JORGENSEN et al., 2009).

O enfoque no estudo dos crustáceos macrobentônicos é de suma relevância para compreensão das características ambientais e suas variáveis, devido também à íntima interação desses organismos com o sedimento, uma vez que, diversos fatores ambientais como granulometria do sedimento, profundidade, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido são importantes na ocorrência e distribuição das espécies de crustáceos macrobentônicos (COULL, 1972; SKADSHEIM, 1989;

MACHADO et al., 2005; SOUZA et al., 2005; STERZA; FERNANDES, 2006; BRUSCA; BRUSCA, 2007; BORGES; PEDROZO, 2009; GRAY; ELLIOTT, 2009; COIMBRA; BERGUE, 2011; FAIZ et al., 2017). Além disso, muitos crustáceos macrobentônicos apresentam sensibilidade à metais, o que pode ocasionar consequências ecológicas para toda a teia trófica, levando a um aumento do nível desses elementos químicos nos tecidos e órgãos dos crustáceos macrobentônicos (bioacumulação) e a transferência desses químicos para os seus predadores (biomagnificação) (DAMME et al., 1984; GOPALAKRISHNA-BHAT; VAMSEE, 1993; BROOKS et al., 1995; RUIZ et al., 2005; ROCHA et al., 2011; YOSHINO et al., 2020). Esse acúmulo de metais nos organismos e sua transferência para as teias tróficas podem causar efeitos nocivos à fisiologia dos organismos, bem como danos em órgãos e na fecundidade (VERRIOPOULOS; MORAÏTOU-APOSTOLOPOULOU, 1982; WOOD et al., 2012; STANKOVIC et al., 2014).

Nesse contexto, alterações ambientais podem afetar diretamente a distribuição e abundância desses organismos, os quais muitas vezes são sensíveis aos efeitos dessas mudanças. Assim, visto o importante papel dos crustáceos macrobentônicos para a estruturação dos ecossistemas bentônicos marinhos, o presente estudo, vinculado ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), teve como objetivo avaliar, de forma espacial e temporal, a relação da fauna de crustáceos macrobentônicos com fatores abióticos, tais como granulometria do sedimento, porcentagens de carbonato de cálcio e matéria orgânica, além das concentrações de elementos como arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cobre (Cu), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn), que podem indicar a presença de rejeitos de mineração na plataforma continental do Espírito Santo ao sul da Bahia – área afetada pelo rejeito de mineração oriundo do rompimento da barragem de mineração da Samarco Mineração S.A e transportado até a zona costeira por meio do Rio Doce.

Deste modo, as hipóteses trabalhadas no presente estudo são: tanto a distância da foz do rio Doce, quanto a distância da costa e a sazonalidade irão influenciar nos descritores ecológicos da comunidade de crustáceos macrobentônicos; fatores abióticos como as variáveis ambientais e concentração de metais poderão explicar a estrutura da comunidade.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar a carcinofauna bentônica da plataforma continental do Espírito Santo ao sul da Bahia, e o possível impacto causado pelo rejeito oriundo do rompimento da barragem de mineração da Samarco Mineração S.A, na estruturação dessa comunidade de crustáceos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a estrutura da comunidade de crustáceos bentônicos por meio da: riqueza de táxons, diversidade e densidade da carcinofauna, por setor e período amostrado;
- Analisar os fatores abióticos, tais como: granulometria do sedimento, porcentagens de carbonato de cálcio e matéria orgânica, em cada ponto e período amostrado;
- Avaliar a relação da carcinofauna macrobentônica com a presença de metais e com variáveis ambientais (MO, lama e CaCO_3 , granulometria do sedimento), espacial e temporalmente;
- Analisar o nível de impacto causado na carcinofauna macrobentônica pelo rompimento da barragem de Fundão por meio da presença de metais e fatores ambientais na plataforma continental do Espírito Santo ao sul da Bahia.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo, vinculado ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), que surgiu através da Rede Rio Doce Mar (RRDM) foi realizado na plataforma continental do Espírito Santo, abrangendo a região de Vitória até Conceição da Barra, e o Sul da Bahia, compreendendo a região de Abrolhos.

A RRDM surgiu com a colaboração de pesquisadores de diversas Universidades do Brasil, com o intuito de garantir o monitoramento e preservação da biodiversidade aquática após o rompimento de uma barragem de mineração no município de Mariana (MG), em novembro de 2015.

A plataforma continental estudada possui uma largura de aproximadamente 240 km na região de Abrolhos e vai se estreitando consideravelmente a partir da altura do rio Doce, no Espírito Santo, onde observa-se uma largura em torno de 50 km no restante da plataforma continental do Estado (ASMUS et al., 1971; BASTOS et al., 2015).

A região de Abrolhos (Bahia) possui uma importante área de proteção ambiental, que é o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (Bahia) que foi o primeiro Parque Nacional Marinho criado no Brasil a fim de alcançar a proteção da fauna e flora, bem como proporcionar a utilização sustentável, nos âmbitos científicos, educacionais e recreativos (MARCHIORO; NUNES, 2003).

A foz do Rio Doce, diretamente afetada pelos rejeitos de mineração em novembro de 2015, apresenta alta influência na geomorfologia do litoral na região, seguido do Rio São Mateus (Albino et al., 2006). Em especial, o Rio Doce proporciona às regiões adjacentes grande influência, tanto no aporte fluvial quanto no transporte de sedimentos de origem terrestre para o mar (QUARESMA et al., 2015).

Ainda na plataforma continental, na região centro-sul do ES, há diferenças sedimentares no fundo marinho, relacionadas tanto à influência por sedimentos terrígenos, depositados no mar através dos rios Doce, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, quanto à presença de rodólitos vivos (SILVA et al., 2013). Nessa área, encontram-se áreas importantes de proteção ambiental, como o Refúgio de Vida Silvestre (RVS) de Santa Cruz e a Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas. O RVS de

Santa Cruz está circundado pela APA Costa das Algas, e ambas foram criadas pelo governo federal e administrada pelo Instituto Chico Mendes da Biodiversidade, que regeu regras para pesca, ocupação costeira e turismo (MMA, 2011).

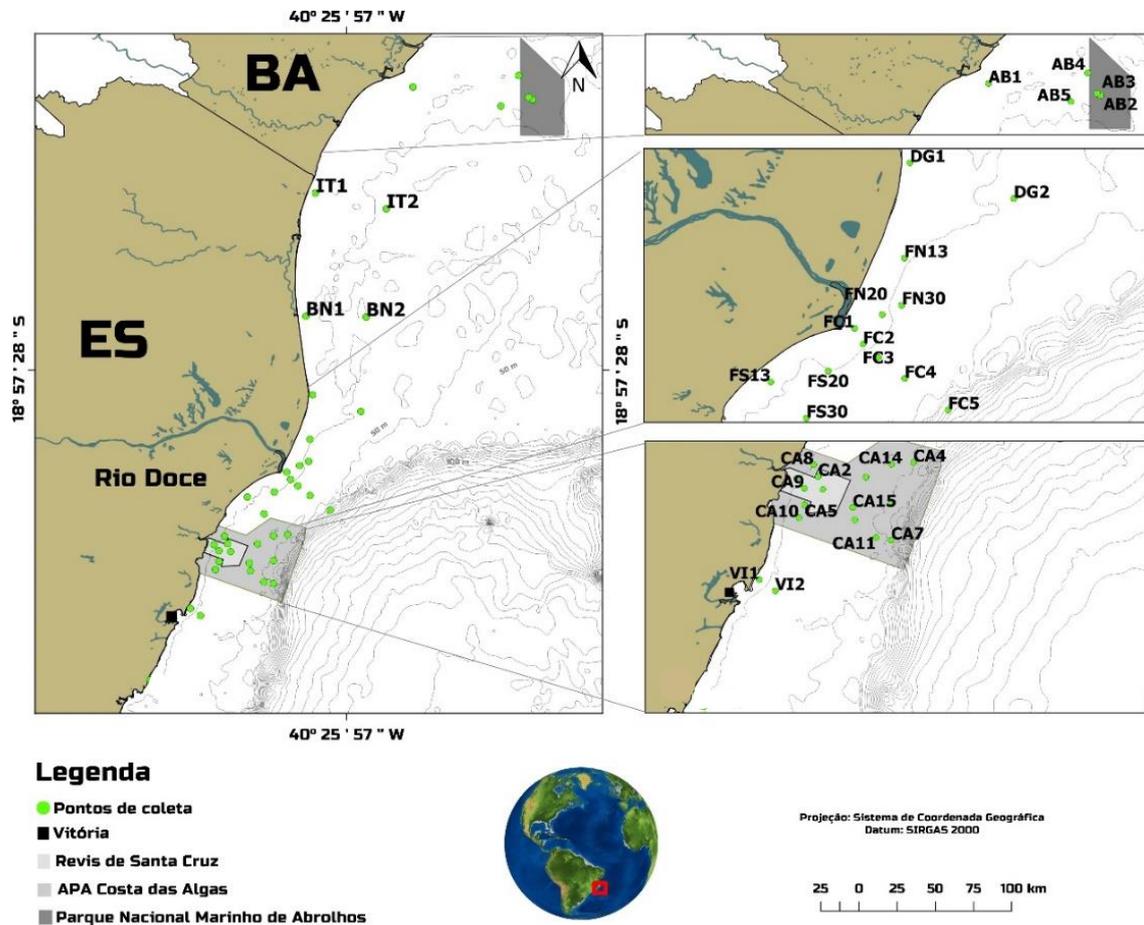


Figura 1. Mapa com os cinco setores e seus pontos de amostragem, do sul da Bahia ao sul do Espírito Santo, Brasil. Abrolhos= AB; Norte: IT= Itaúnas, BN= Barra Nova, DG= Degredo; Foz do Rio Doce: FN= Foz ao Norte, FC= Foz central, FS= Foz ao Sul; Costa das Algas= CA; Sul: VI= Vitória.
Fonte: Lázaro Dias Alves.

3.2 AMOSTRAGEM DA MACROFAUNA DE CRUSTACEA

As coletas ocorreram trimestralmente entre outubro de 2018 a julho de 2019 ao longo da plataforma continental, totalizando em quatro campanhas (primavera: outubro a dezembro/ 2018; verão: janeiro a fevereiro/2019; outono: abril a maio/ 2019; inverno: julho/ 2019). A área de estudo foi dividida em cinco setores: Abrolhos - AB, Norte - NO, Foz do Rio Doce - FZ, Costa das Algas - CA e Sul - SU (Tabela 1), com uma abrangência de Bahia a Vitória - ES (Anexo 1).

Tabela 1. Dados de amostragem de cada setor: Abrolhos (AB), Norte (NO), Foz do rio Doce (FZ), Costa das Algas (CA) e Sul (SU). Quantidade de amostras (N amostral) coletadas e seus intervalos de profundidade (Prof.) em metros (m).

Setores	Prof. (m)	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Amostragem Total	Volume (ml)
		N amostral					
AB	7 – 23	5	0	5	0	10	1,375
NO	8 – 31	6	6	6	6	24	5,595
FZ	9 – 50	11	11	11	11	44	5,159
CA	18 – 55	14	14	15	14	57	17,720
SU	10 – 31	2	2	2	2	8	2,480
Total		38	33	39	33	143	32,329

Um total de 143 amostras de substrato superficial inconsolidado (Tabela 1) foi coletado por meio do lançamento de um amostrador de fundo do tipo *Van Veen*, com um volume máximo de três litros. Cada amostra de sedimento foi etiquetada separadamente, com a data, código do local de coleta e profundidade, e posteriormente, alocadas em sacolas duplas etiquetadas, fixadas em formol 10% e devidamente lacradas. Após as coletas, parte do material foi transportado para o Laboratório de Invertebrados Marinhos (LabinMar), localizado na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES-Campus de Alegre) e a outra para o Laboratório de Macroinvertebrados Bentônicos (LabMacro), localizado na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB). Em laboratório, as amostras de cada ponto foram lavadas em água corrente, utilizando uma peneira granulométrica de 500 μm e, após a lavagem, foram divididas em três subamostras de 100 ml, para posterior triagem, contagem e identificação dos organismos. Os Crustacea foram identificados ao menor nível taxonômico possível sob um microscópio estereoscópico (ZEISS – STEMI 305), seguindo literatura específica (HUYS et al., 1996; MARTIN; DAVIS,

2001; LARSEN, 2003; MYERS; LOWRY, 2003; CARAMUJO, 2015; WOLFE et al., 2019).

3.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Os dados referentes às concentrações de elementos em sua fração parcial: alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), vanádio (V) e zinco (Zn), foram cedidos pela equipe de Hidrogeoquímica, coordenada pelo Professor Dr. Fabian Sá (UFES-Vitória). Para análise dos metais foi utilizado o método EPA 3051A (Extração parcial), onde 0,25g de sedimento de cada amostra foi liofilizado e macerado (gral e pistilo de ágata), sendo adicionado 10 ml de HNO₃ destilado (sub-boiling) e aquecidas em forno micro-ondas. Após o término do período de digestão ácida, as amostras foram filtradas em filtro qualitativo e para a quantificação dos elementos presentes no extrato foi realizada uma Espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (ICP-MS), utilizando o método EPA 6020A, que é um tipo de espectrometria de massa capaz de detectar metais em concentrações extremamente baixas. A técnica envolve a ionização da amostra com plasma acoplado indutivamente e a utilização de um espectrômetro de massa para separar e quantificar esses íons.

Os teores de matéria orgânica (MO), teores de carbonato de cálcio (CaCO₃) e frações granulométricas do sedimento foram cedidas pela equipe de Sedimentologia, coordenada pela Professora Dra. Valéria Quaresma (UFES-Vitória) e foram utilizados por se tratarem de variáveis importantes para a carcinofauna bentônica.

As frações granulométricas foram classificadas em cinco categorias a fim de facilitar a compreensão das análises: cascalho (-1 ϕ), areia grossa (areia muito grossa e grossa: -0,5 – 1 ϕ), areia média (1,5 – 2 ϕ), areia fina (areia fina e muito fina 2,5 – 4 ϕ) e lama (silte e argila: 4,25 – 10 ϕ).

Para análise sedimentológica foram utilizadas as amostras coletadas no Van Veen. Alíquotas foram separadas para determinação do teor de matéria orgânica (queima em Mufla a 450 °C), teor de carbonato de cálcio (dissolução por HCl a 10%) e análise granulométrica. A granulometria foi analisada através de peneiramento a úmido para separação da fração lama e areia. Posteriormente a fração de areia foi peneirada a seco a cada 0,5 ϕ e a fração lama foi analisada em granulômetro a

laser. A alíquota remanescente da dissolução de carbonato de cálcio foi usada para separação de minerais pesados por densidade usando bromofórmio.

Pelo fato de a carcinofauna macrobentônica estar diretamente associada ao sedimento, as variáveis mencionadas anteriormente como: granulometria do sedimento, que está relacionada com a disponibilidade de oxigênio dissolvido nos interstícios e nutrientes (MARQUES; BELLAN-SANTINI, 1993; De ALMEIDA et al., 1999); concentração de metais, pelo fato de muitos crustáceos macrobentônicos apresentam sensibilidade a esses elementos (RUIZ et al., 2005; ROCHA et al., 2011; YOSHINO et al., 2020) e profundidade, entre outras, foram utilizadas nas associações por serem importantes para determinar a ocorrência e distribuição das espécies. Além dessas, foram utilizadas as porcentagens de CaCO_3 , que é importante componente para síntese das carapaças dos crustáceos (YAMADA et al., 2005) e matéria orgânica, que é essencial fonte de nutrientes (FRANSOZO et al., 2005; CARVALHO et al., 2020);

3.4 ANÁLISES DOS DADOS

As densidades dos crustáceos da macrofauna foram utilizadas como métrica de abundância e calculadas para cada táxon a partir do número de indivíduos por volume líquido de cada amostra em mL (ind./mL), visto que a recuperação de sedimento pelo amostrador de fundo variou entre as amostras. Para avaliar a estrutura da comunidade de crustáceos, foram utilizados os seguintes descritores: riqueza de táxons - número de táxons em determinada amostra, densidade (ind./mL) e diversidade de Shannon (H'), calculados por meio do software Past[®].

A fim de investigar a variabilidade na densidade de organismos, na riqueza de táxons e diversidade de táxons ao longo das campanhas, dos setores e das profundidades, utilizou-se modelos lineares generalizados mistos (GLMM) (BOLKER et al., 2009), ajustados com distribuição Poisson, utilizando-se o volume de cada amostra, que variou independentemente, como fator aleatório.

Para verificar a estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos, foram realizadas análises multivariadas permutacionais (PERMANOVA) e ordenação das análises de redundância (RDA), para verificar a relação dos fatores ambientais e concentração de metais com a densidade dos táxons de crustáceos nos setores, campanhas e profundidades, onde foram apresentados somente os resultados de

variáveis significativas de cada matriz: ambiental (granulometria, CaCO_3 e MO), espacial e contaminantes metais.

A Frequência de ocorrência (FO%) refere-se à proporção de um táxon em relação ao número total de amostras ($n= 143$) e foi calculada através do software R, possibilitando a classificação dos táxons em cinco categorias de acordo com os dados obtidos: onde MF= Muito Frequente ($> 33,3\%$); BF= Bastante Frequente ($> 26,7$ a $\leq 33,3\%$); FE= Frequente ($> 13,3$ a $\leq 26,7\%$); PF= Pouco Frequente: ($> 6,67$ a $\leq 13,3\%$); e RA= Rara ($\leq 6,67\%$) (MARQUES; BELLAN-SANTINI, 1993; VALÉRIO-BERARDO et al., 2000).

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA CARCINOFAUNA MACROBENTÔNICA

Durante o período de estudo foram analisadas 143 amostras, resultando na identificação de 4.289 indivíduos do Subfilo Crustacea. Foram identificados 32 táxons, distribuídos em cinco grupos (Classes, Subclasses, Ordens, Infraordens e Famílias), sendo três Classes: Ostracoda, Maxillopoda e Malacostraca; três Subclasses: Copepoda, Phyllocarida e Eumalacostraca; seis Ordens: Amphipoda, Cumacea, Tanaidacea, Isopoda, Stomatopoda e Decapoda; quatro Infraordens: Anomura, Gebiidea, Brachyura e Caridea; 20 Famílias: Ampeliscidae, Ampithoidae, Aoridae, Caprellidae, Chevallidae, Corophiidae, Grapsidae, Ischyroceriae, Leucothoidae, Leucosidae, Lysianassidae, Maeridae, Melitidae, Parthenopidae, Pinnotheridae, Phoxocephalidae, Photidae, Podoceridae, Stenothoidae, Synopiidae (Tabela 2).

Dentre os táxons identificados em maior nível, os Amphipoda foram mais abundantes (68,6%), seguido de Ostracoda (10,9%), Decapoda (7,6%) e Tanaidacea (4,6%). Os demais grupos representam 8,3% de toda a amostra (Figura 2).

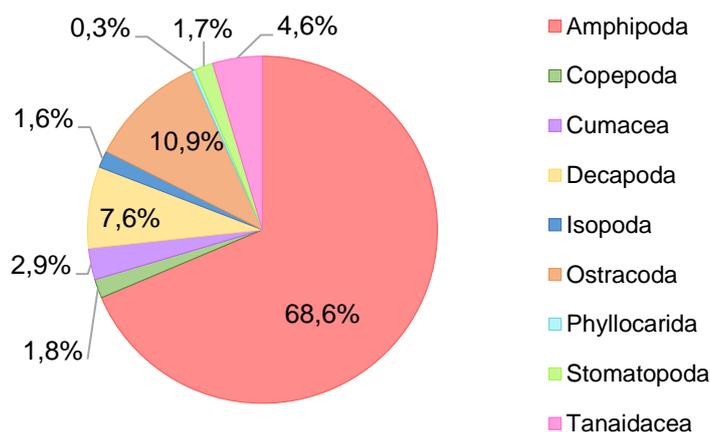


Figura 2. Composição da macrofauna bentônica de Crustacea coletada na plataforma continental, do sul da Bahia ao sul do Espírito Santo, Brasil, entre 2018 e 2019.

Ao comparar a densidade dos grupos de Crustacea, em cada setor (Tabela 1; Figura 3), os Amphipoda se destacaram na maioria (AB, NO, FZ) (Figuras 3A, B e

C), enquanto que Ostracoda apresentou maior densidade no CA (Figura 3D). Já no setor SU, os Copepoda e Ostracoda foram os mais representativos (Figura 3E).

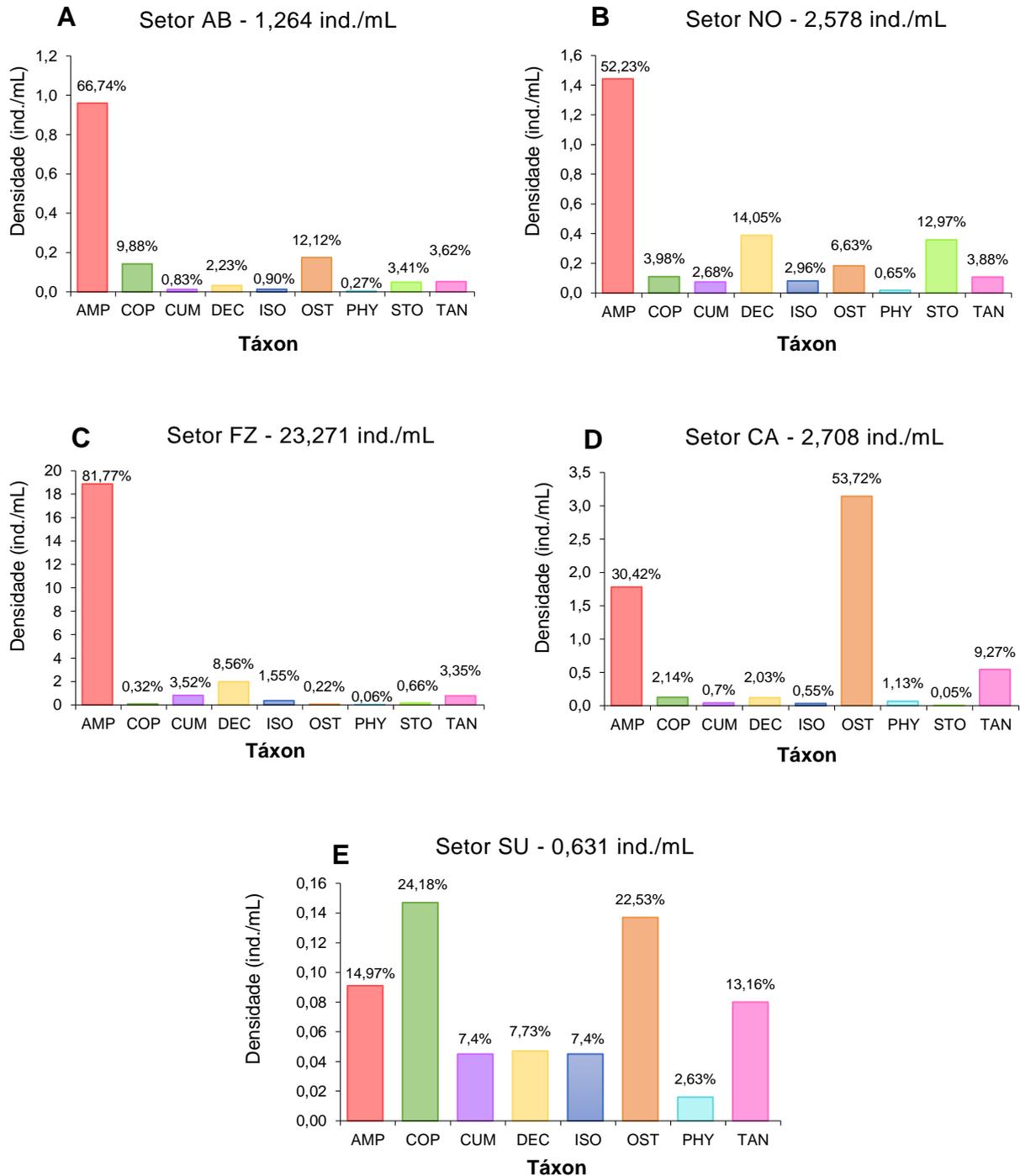


Figura 3. Composição da carcinofauna bentônica coletada nos cinco setores da área de estudo: AB (Abrolhos); NO (Norte); FZ (Foz do Rio Doce); CA (Costa das Algas); SU (Sul). AMP= Amphipoda; COP= Copepoda; CUM= Cumacea; DEC= Decapoda; ISO= Isopoda; OST= Ostracoda; STO= Stomatopoda; TAN= Tanaidacea.

A maior densidade de Amphipoda em relação aos outros grupos de Crustacea ocorreu em função da predominância da família Phoxocephalidae, que representou

26,5% dos crustáceos coletados, e com uma alta densidade no setor da FZ, já nos outros, sua densidade foi ínfima, tornando-o pouco frequente, uma vez que esteve presente em apenas 12,5% das 143 amostras coletadas. Além disso, do total de 8,9 ind./mL registrados no setor FZ, 8,8 ind./mL (98%) foram coletados na campanha do outono. Dentre os anfípodes, a família Chevaliidae também se destacou em densidade, constituindo 18,2% do total de amostras, com predominância no setor FZ, e com alta representatividade nos outros setores, quando comparado com os demais crustáceos (Tabela 2). Os Decapoda foram representados principalmente pela infraordem Caridea, que ocorreu com maior densidade no setor FZ (Tabela 2).

Do total de 32 táxons identificados entre as 143 amostras, 13 ocorreram em todos os setores: Amphipoda, Ampeliscidae, Aoridae, Chevaliidae, Phoxocephalidae, Stenothoidae, Cumacea, Isopoda, Tanaidacea, Brachyura, Copepoda, Phyllocarida e Ostracoda, entretanto, apenas os Amphipoda, Ampeliscidae, Caridea, Chevaliidae, Cumacea, Isopoda, Tanaidacea e Ostracoda apresentaram alta frequência de ocorrência (>13,3 a >33,3). Dentre os táxons com pouca frequência de ocorrência (>6,67 a ≤ 13,3%) estão os anfípodes Aoridae, Caprelliidae e Phoxocephalidae, bem como os Phyllocarida e Brachyura (Tabela 2).

Os táxons de ocorrência rara (≤6,67%) foram os anfípodes das famílias Synopiidae e Maeridae, que estiveram somente no setor AB; os Gebiidea foram exclusivos do NO; alguns anfípodes, como Melitidae e Podoceridae, bem como decápodes (Grapsidae e Parthenopidae) foram registrados apenas no CA. Além disso, outros três táxons de frequência rara, como anfípodes das famílias Corophiidae e Lysianassidae, e os decápodes Leucosiidae foram exclusivos de AB e CA, e o anfípode Photidae ocorreu somente nos setores NO, CA e SU. (Tabela 2).

Tabela 2. Densidade de indivíduos/ mL de amostra (ind./mL) e porcentagem dos táxons identificados da Carcinofauna macrobentônica nos setores: AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Frequência de Ocorrência (FO%) e Status do táxon: MF= Muito Frequente (> 33,3%); BF= Bastante Frequente (>26,7 a ≤ 33,3%); FE= Frequente (> 13,3 a ≤ 26,7%); PF= Pouco Frequente: (>6,67a ≤ 13,3%); e RA= Rara (≤6,67%).

Táxon	Ind./mL					Total		FO (%)	Status
	AB	NO	FZ	CA	SU	Ind./m	%		
Amphipoda ^O	0,283	0,783	3,826	0,643	0,016	5,550	16,2	59,7	MF
Ampeliscidae ^F	0,006	0,191	0,826	0,161	0,003	1,187	3,48	29,2	BF
Ampithoidae ^F	0,053	0,010	0	0,013	0	0,076	0,22	6,16	RA
Aoridae ^F	0,060	0,091	0,066	0,057	0,003	0,277	0,81	10,4	PF
Caprellidae ^F	0,063	0,020	0,054	0,022	0	0,159	0,46	7,6	PF
Chevaliidae ^F	0,379	0,246	4,783	0,709	0,030	6,147	18,0	28,5	BF
Corophiidae ^F	0,043	0	0	0,096	0	0,145	0,42	2,8	RA
Ischyroceriae ^F	0,006	0,024	0	0,025	0	0,055	0,16	4,9	RA
Lysianassidae ^F	0,006	0	0	0,003	0	0,009	0,02	1,4	RA
Leucothoidae ^F	0,003	0	0,193	0,006	0	0,202	0,59	3,5	RA
Maeridae ^F	0,006	0	0	0	0	0,006	0,02	0,7	RA
Melitidae ^F	0	0	0	0,009	0	0,009	0,03	2,1	RA
Phoxocephalidae ^F	0,016	0,045	8,957	0,018	0,024	9,060	26,5	12,5	PF
Photidae ^F	0	0,002	0	0,006	0,006	0,014	0,04	2,8	RA
Podoceridae ^F	0	0	0	0,003	0	0,003	0,01	0,7	RA
Stenothoidae ^F	0,026	0,030	0,160	0,012	0,003	0,231	0,68	6,2	RA
Synopiidae ^F	0,010	0	0,003	0	0	0,013	0,04	1,4	RA
Cumacea ^O	0,012	0,074	0,812	0,041	0,045	0,984	2,88	16,7	FE
Isopoda ^O	0,013	0,081	0,357	0,032	0,045	0,528	1,55	13,9	FE
Stomatopoda ^O	0,049	0,358	0,153	0,003	0	0,563	1,65	5,5	RA
Tanaidacea ^O	0,052	0,107	0,772	0,542	0,080	1,553	4,55	38,9	MF
Decapoda ^O									
Anomura ^{iO}	0	0,007	0,350	0,015	0	0,372	1,09	4,9	RA
Gebiidea ^{iO}	0	0,012	0	0	0	0,012	0,04	0,69	RA
Brachyura ^{iO}	0,013	0,011	0,414	0,012	0,047	0,497	1,46	11,8	PF
Grapsidae ^F	0	0	0	0,003	0	0,003	0,01	0,7	RA
Leucosiidae ^F	0,003	0	0	0,003	0	0,006	0,02	2,1	RA
Parthenopidae ^F	0	0	0	0,003	0	0,003	0,01	0,7	RA
Pinnotheridae ^F	0,003	0,263	0	0	0	0,266	0,78	3,5	RA
Caridea ^{iO}	0,013	0,095	1,460	0,083	0	1,651	4,84	28,5	BF
Copepoda ^{sC}	0,142	0,110	0,074	0,125	0,147	0,598	2,22	18,7	FE
Phyllocarida ^{sC}	0,004	0,018	0,014	0,066	0,016	0,118	0,35	8,3	PF
Ostracoda ^C	0,174	0,183	0,050	3,142	0,137	3,686	10,8	34	MF
Densidade	1,264	2,578	23,274	2,708	0,631	33,983			

C: Espécimes identificados a nível de Classe; sC: espécimes identificados a nível de Subclasse;
O: espécimes identificados a nível de Ordem; iO: espécimes identificados a nível de Infraordem;
F: espécimes identificados a nível de Família.

4.2 DESCRITORES ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE

4.2.1 Densidade

Os valores de densidade não variaram significativamente entre os setores ($X^2=7,73$; $GL=4$; $p>0,005$), campanhas ($X^2=1,47$; $GL=3$; $p>0,005$), e profundidades ($X^2=8,31$; $GL=4$; $p<0,005$). Apesar disso, as maiores médias de densidade foram registradas no setor FZ (Figura 4A), na campanha do outono e inverno (Figura 4B) e em maiores profundidades (41-55 m) (Figura 4C).

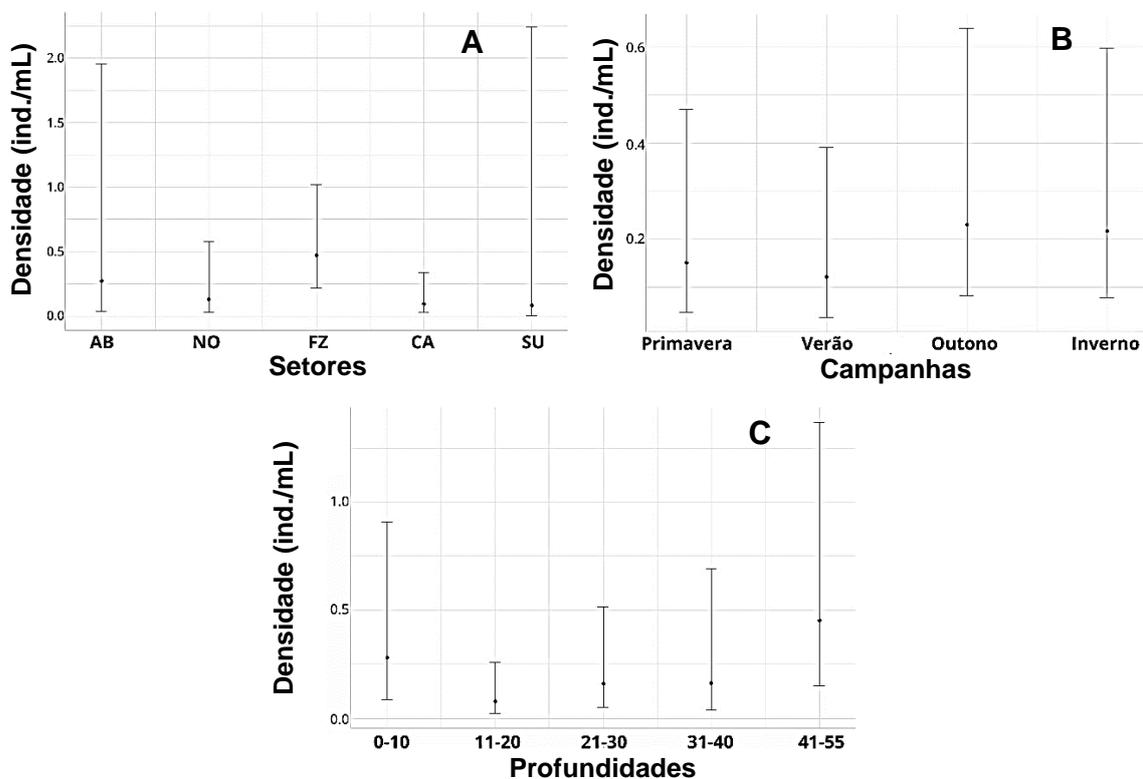


Figura 4. Variação da Densidade (ind./mL) nos setores (A), campanhas (B) e profundidades (C). AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Barras indicam o intervalo de confiança e pontos indicam a média.

4.2.2 Riqueza de táxons

Para a riqueza de táxons, os valores apresentaram variação significativa entre os setores ($X^2=58,16$; $GL=4$; $p<0,0001$), campanhas ($X^2=33,95$; $GL=3$; $p<0,0001$), e profundidades ($X^2=66,37$; $GL=4$; $p<0,0001$). A maior riqueza foi registrada no setor AB, seguido de SU e NO (Figura 5A). Entre as campanhas, o verão e inverno apresentaram a maior riqueza (Figura 5B), enquanto entre as profundidades, a riqueza foi evidenciada em maiores profundidades (41-55 m) (Figura 5C).

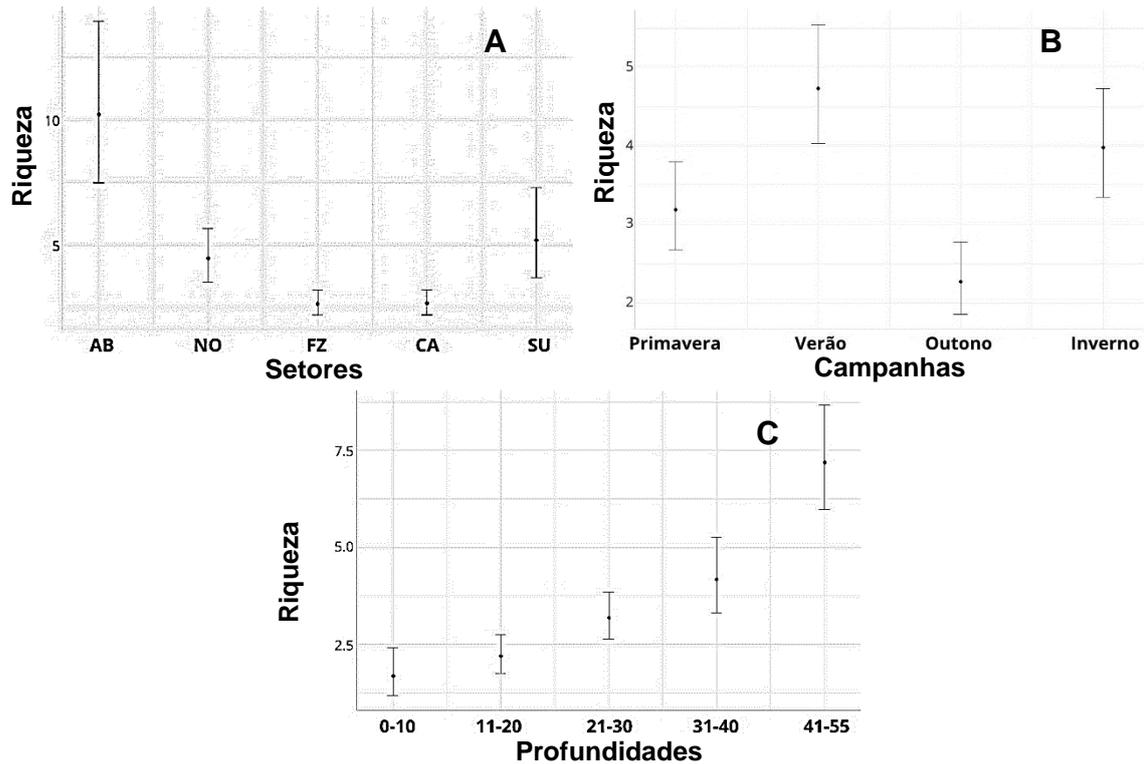


Figura 5. Variação da riqueza de táxons entre setores (A), campanhas (B) e profundidades (C). AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Barras indicam o intervalo de confiança e pontos indicam a média.

4.2.3 Diversidade

A diversidade variou significativamente entre os setores ($X^2=44,06$; $GL=4$; $p<0,0001$), campanhas ($X^2=45,35$; $GL=3$; $p<0,0001$), e profundidades ($X^2=30,49$; $GL=4$; $p<0,0001$). A maior diversidade foi observada no setor AB, seguido dos setores SU e NO (Figura 6A), enquanto que a menor ocorreu no setor FZ (Figura 6A). Entre as campanhas, as maiores diversidades foram registradas no verão e inverno (Figura 6B), enquanto entre as profundidades, a diversidade distinguiu-se acima de 31 m (Figura 6C).

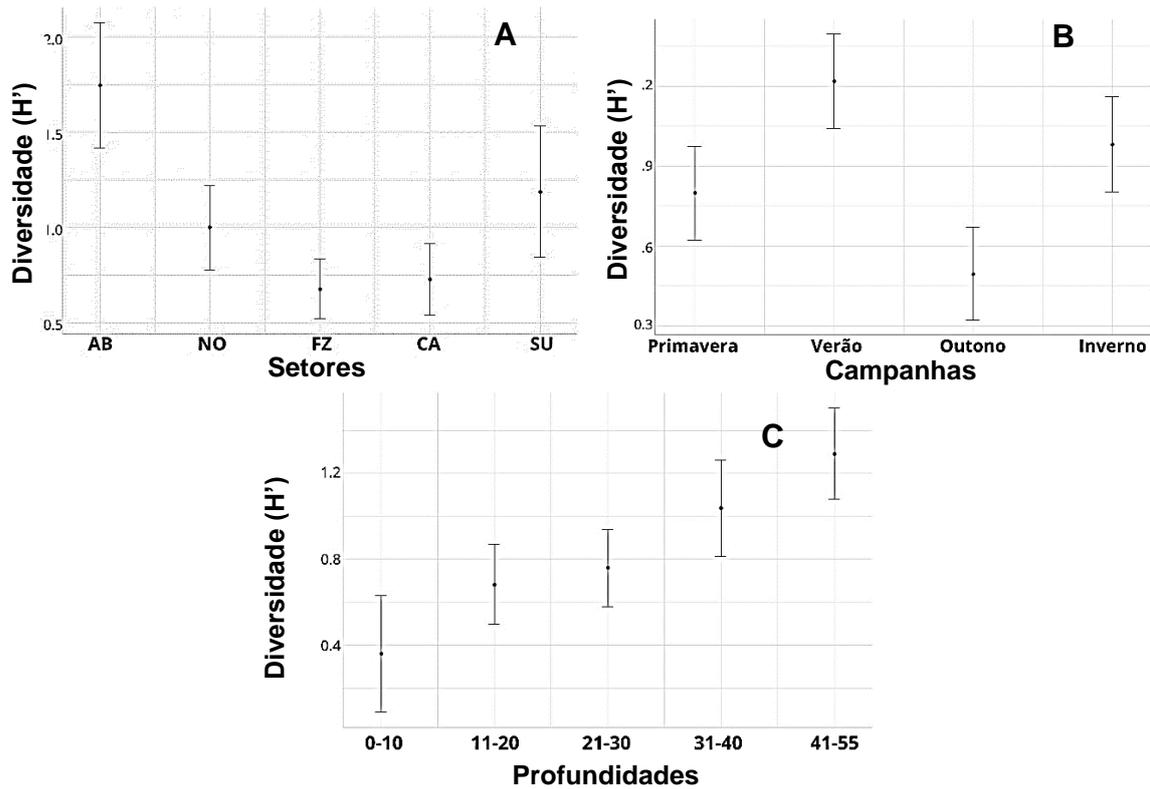


Figura 6. Variação da diversidade (H') entre setores (A) e campanhas (B) e profundidades (C), onde: AB= Abrolhos; NO= Norte; FZ= Foz do Rio Doce; CA= Costa das Algas; SU= Sul. Barras indicam o intervalo de confiança e pontos indicam a média.

4.3 ANÁLISES MULTIVARIADAS

4.3.1 Estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos

Com os resultados das análises multivariadas foi possível observar valores significativos quando analisados de forma individual ou combinadas (PERMANOVA, $p < 0,005$), exceto a interação entre setor, profundidade e campanha ($p > 0,005$) (Tabela 3). Nota-se que os setores possuem maiores relações com a distribuição dos crustáceos macrobentônicos ($R^2=0,121$), seguida da profundidade ($R^2=0,066$) e da campanha ($R^2=0,039$).

Tabela 3. Resultados da PERMANOVA para estrutura da comunidade de crustáceos por categorias. GL: Graus de liberdade. F: Fator da variância. R²: Correlação da variância com o modelo. P: significância do modelo. Asteriscos (*) indicam valores significativos de p (p<0,005).

Categorias	GL	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F	R²	p
Setor	4	4,778	1,194	5,267	0,121	0,001*
Profundidade	4	2,612	0,652	2,879	0,066	0,001*
Campanha	3	1,553	0,517	2,282	0,039	0,003*
Setor*Profundidade	11	3,833	0,348	1,536	0,097	0,006*
Setor*Campanha	9	3,234	0,359	1,584	0,081	0,004*
Profundidade*Campanha	12	3,951	0,329	1,451	0,100	0,009*
Setor*Profundidade*Campanha	14	3,867	0,276	1,218	0,097	0,075
Resíduos	69	15,647	0,226	-	0,396	-
Total	126	39,473	-	-	1,000	-

4.3.2 Relação entre a estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos e os fatores abióticos

O resultado da análise de RDA mostrou relação significativa entre a composição da comunidade de crustáceos macrobentônicos e os fatores abióticos (p<0,001), sendo assim, as matrizes de variáveis abióticas que indicaram influência significativa na estruturação da comunidade de crustáceos macrobentônicos, foram: matriz ambiental (CaCO₃, lama e MO); matriz espacial; e matriz de contaminantes metais (Ba, Cu e Ni) (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados da análise de redundância (RDA) para cada matriz de variáveis abióticas. GL: Graus de liberdade. F: Fator de distribuição da variância. p: significância do modelo. Asteriscos (*) indicam valores significativos de p (p<0,005).

Matriz	GL	Variância	F	p
Ambiental	3	0,038	2,531	0,001*
Espacial	1	0,009	1,877	0,044*
Contaminantes metais	3	0,028	1,882	0,004*

O modelo capturou 13,04% da variação contida na comunidade e explicou 9,5% (R^2 ajustado) da mesma. No resultado da RDA para setores é possível notar uma tendência a dois agrupamentos de amostras ao longo do eixo 1, sendo um deles constituído pela maioria das unidades amostrais do setor FZ, seguido dos setores NO e CA (em menor quantidade), associados às maiores concentrações dos metais Ba e Ni, bem como às maiores porcentagens de lama e teores de matéria orgânica. Em contrapartida, o outro grupo contém a maioria das unidades amostrais do setor CA, e em menor quantidade amostras dos setores AB, SU e NO, associados aos maiores teores de CaCO_3 (Figura 7A).

O resultado da RDA mostrou que a distribuição dos teores de matéria orgânica, concentração de metais e CaCO_3 , bem como os principais táxons, não apresentou agrupamentos entre as campanhas, indicando que apenas um ano de monitoramento não foi o suficiente para verificar variações temporais (Figura 7B),

Há ainda uma tendência de agrupamento das unidades amostrais com profundidades de 11-20m estarem mais associadas às maiores concentrações de Ba e Ni, bem como às porcentagens de lama e matéria orgânica nas amostras do setor FZ, seguido dos setores NO e CA, em menor número de unidades amostrais (Figura 7C). Além disso, é possível notar maiores concentrações de Cu nas amostras de profundidades mais rasas (0-10 m), principalmente nas unidades amostrais do setor FZ e em amostras dos setores CA, NO, AB e SU em menor quantidade de unidades amostrais, além de altas porcentagens de CaCO_3 estarem relacionadas com as amostras mais profundas, entre 21 e 55m (Figura 7C).

Os resultados da RDA também indicaram os principais táxons responsáveis pela estruturação da carcinofauna macrobentônica (Figura 7D). Notou-se que a família Ampeliscidae (Amphipoda), e a infraordem Caridea (Decapoda) estiveram associadas ao conjunto de amostras do eixo 1. Além disso, esses táxons mostraram-se associados aos eixos das variáveis: MO, lama, Ba e Ni nas amostras do setor FZ. A família Chevaliidae (Amphipoda) e os Ostracoda estiveram associados ao conjunto de amostras relacionadas ao CaCO_3 , principalmente nas amostras do setor CA, seguido das amostras mais profundas do setor FZ, e em menor quantidade, as amostras dos setores NO e SU.

Ademais, os Ostracoda e Chevaliidae estiveram correlacionados negativamente com as altas concentrações de cobre, níquel e bário, altos teores de matéria orgânica e altas porcentagens de lama. Os Amphipoda não identificados em

nível de família se mostraram importantes estruturadores da comunidade como um todo, contudo não apresentaram correlação positiva com nenhum dos eixos das variáveis abióticas analisadas, mas apresentaram uma correlação negativa com as altas concentrações de níquel e bário, teores de matéria orgânica e porcentagem de lama (Figura 7D).

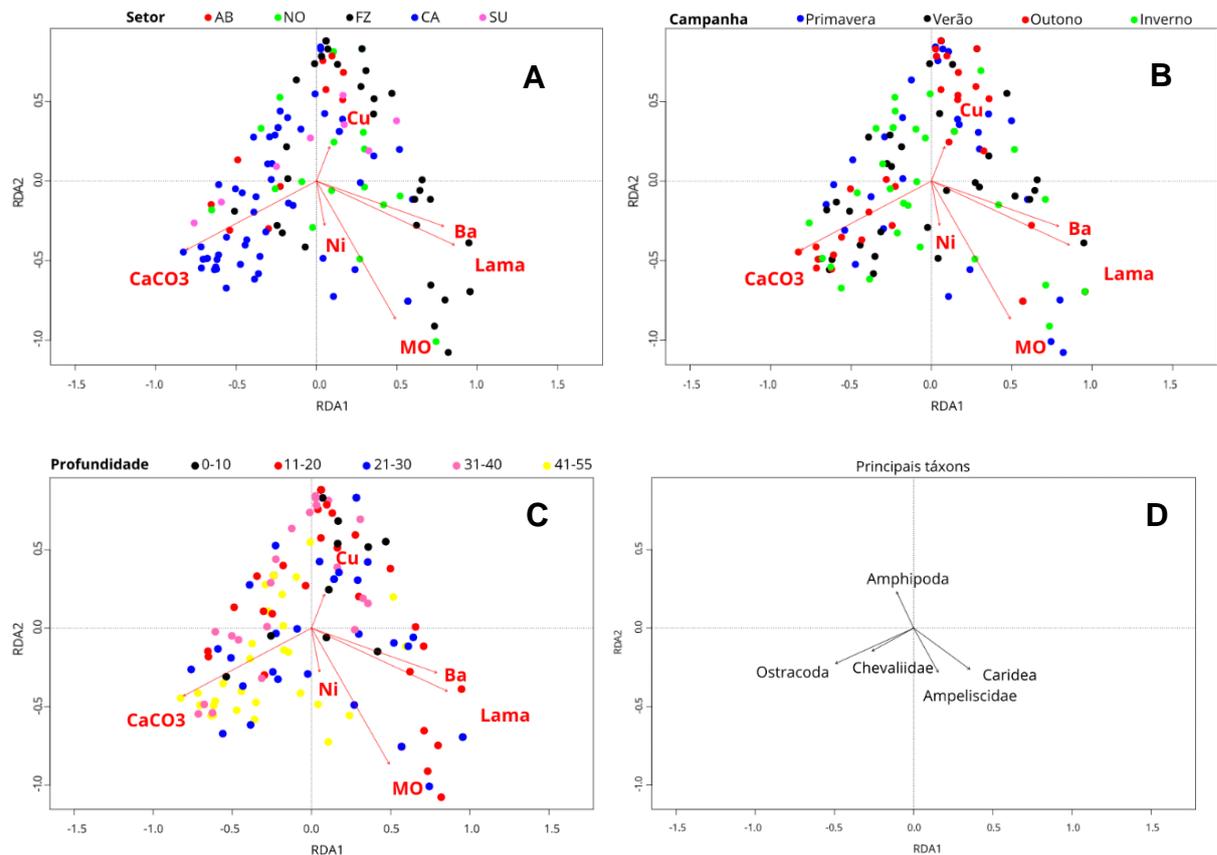


Figura 7. Diagrama de ordenação da análise de redundância (RDA) das unidades amostrais por Setores (A), Campanhas (B) e Profundidades (C), bem como a dispersão dos principais táxons estruturadores da comunidade (D). As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.

A variação na composição da carcinofauna macrobentônica foi particionada para cada uma das matrizes abióticas analisadas na RDA: variáveis ambientais, como MO, lama e CaCO_3 ; variáveis espaciais; e variáveis relacionadas aos contaminantes metais, como Ba, Cu e Ni. É possível observar a contribuição de cada partição, individual e combinada. Assim, notou-se que a maior parte da variação presente na composição da comunidade não foi explicada pelas variáveis analisadas (90,6%), uma vez que se refere aos resíduos (Figura 8). Dos 9,5% (R^2 ajustado) que foram explicados pela RDA, 3,4% é pertencente à matriz ambiental e

mais 0,2% quando combinada com a matriz espacial. Já a matriz de contaminantes metais explica, sozinha, 2% da variação, mas pode-se acrescentar 3% da explicação quando em interação com as variáveis ambientais e mais 0,2% quando está em interação com as variáveis espaciais. Esses resultados apontam para uma comunidade estruturada, principalmente devido às variáveis ambientais e contaminantes metais. Observa-se que a interseção entre as três matrizes é capaz de explicar 0,2% da variação na composição da comunidade de crustáceos macrobentônicos (Figura 8).

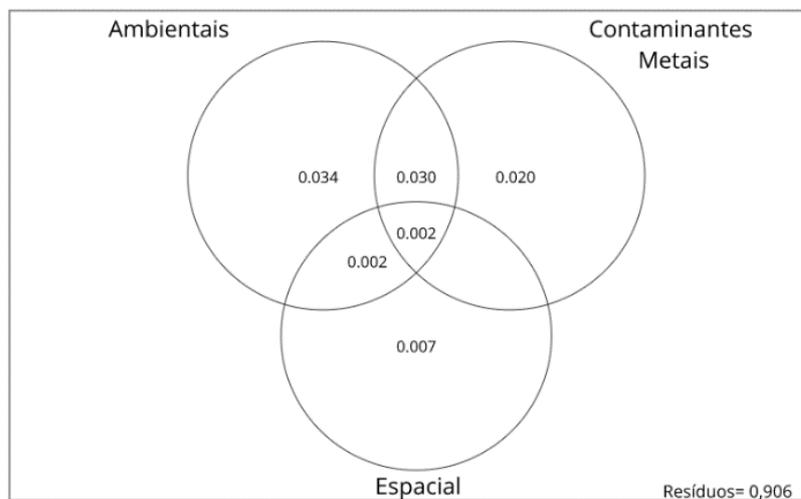


Figura 8. Contribuição relativa de cada partição da RDA e suas interseções para a variabilidade da estrutura da comunidade de crustáceos macrobentônicos. Valores abaixo de zero não são mostrados.

5 DISCUSSÃO

O presente trabalho demonstra importante relevância por se tratar do primeiro estudo a caracterizar a carcinofauna macrobentônica na plataforma continental do ES até a região de Abrolhos (BA). Estudos como este, que abordam a composição, diversidade e abundância são de suma importância na contribuição, através de dados úteis para a realização de pesquisas voltadas à biologia da conservação, uma vez que, as comunidades bentônicas são potenciais indicadoras de distúrbios ambientais de origem natural ou antropogênica, como a deterioração e a poluição de *habitats* (OLSGARD; GRAY, 1995).

No presente estudo foram registrados 32 táxons de crustáceos macrobentônicos, dentre esses, os anfípodes apresentaram as maiores densidades (68,6%), seguidos dos ostracodes (10,9%) e decápodes (7,6%). A predominância desses crustáceos na macrofauna bentônica é frequentemente mencionada na literatura (BACHELET et al., 2003; YU et al., 2003). Jayaraj et al. (2008) caracterizaram a macrofauna bentônica na plataforma continental no noroeste da Índia e dentre os crustáceos, os anfípodes foram os mais abundantes, seguidos de isópodes e decápodes. Mathews-Cascon et al. (2018) também observaram que, dentre os crustáceos os anfípodes e decápodes foram predominantes em seu estudo sobre comunidades bentônicas nas adjacências do Rio Doce. De modo geral, a abundância desses macroinvertebrados bentônicos, em um determinado local, possibilita que esses organismos desempenhem um papel ecológico importante, principalmente nas cadeias alimentares (RODRIGUES, 2009), além de servir como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental, uma vez que podem ser usados como indicadores de mudanças ambientais causadas por perturbações naturais ou antropogênicas (THOMAS, 1993; CONLAN, 1994; THIEL et al., 2003).

Em micro escala, os resultados para cada setor revelaram diferenças na estrutura da comunidade macrobentônica de crustáceos na plataforma continental do Espírito Santo e sul da Bahia. Tal fato, possivelmente está associado às diversas variedades geomorfológicas da área estudada, como diferenças na largura da plataforma continental, padrões sedimentares distintos, influência fluvial do Rio Doce sobre suas regiões adjacentes e, todas essas características variam em termos de profundidade e distância da costa, além de terem efeitos potencializados em eventos de tempestade (QUARESMA et al., 2015). Dessa forma, cada setor estudado foi

estruturado por diferentes táxons, sendo os anfípodes mais abundantes nos setores FZ (81,8%), AB (66,7%) e NO (52,2%), os ostracodes no setor CA (53,7%), e no setor SU os copépodes foram os mais abundantes (24,2%), seguidos dos Ostracoda (22,5%). Além disso, esses táxons se destacam por apresentar maiores frequência de ocorrência - FO (%) (Amphipoda - 59,7%; Ostracoda - 34%), a qual foi também observada para os Decapoda (28%) e Tanaidacea (38,9%).

Apesar dos anfípodes apresentarem altas densidades em todos os setores, como Abrolhos e Norte, 81,54% da carcinofauna foi representada por Amphipoda no setor da FZ, local caracterizado com um maior predomínio de sedimentos lamosos. Leite (2011) também relatou a preferência desses crustáceos por sedimentos lodosos. Já Marques e Bellan-Santini (1993) observaram que esse táxon, principalmente espécies tubícolas e escavadoras, apresenta preferência tanto por sedimentos lamosos quanto arenosos, devido à alta disponibilidade de nutrientes nesses tipos de sedimento. Tais resultados demonstram que esses crustáceos buscam locais onde a fração granulométrica sedimentar é mais fina.

Dentre as famílias de Amphipoda, registradas no presente estudo, Phoxocephalidae e Chevaliidae foram as mais representativas. A representatividade, principalmente no setor FZ foi devido à predominância de Phoxocephalidae, de forma que, sua abundância foi ínfima nos outros setores. Além disso, dos 8,9 ind./mL coletados dessa família na FZ, 98% (8,8 ind./mL) se deve à coleta na estação amostral FC1 (setor FZ), no outono. Esse fato pode ser explicado pela tempestade tropical Iba, que ocorreu dia 24 de março de 2019 entre a Bahia e Espírito Santo (REIS; GONÇALVES, 2019). Tal fenômeno pode ter ocasionado o carregamento de organismos de maiores profundidades para regiões mais rasas do Espírito Santo, próximas à foz do Rio Doce, pois, de acordo com Barnard e Drummond (1978), essa família possui ampla distribuição, tanto em águas rasas quanto profundas. Ademais, as chuvas que ocorrem principalmente no verão e outono (RAMOS et al., 2015; INCAPER, 2019), transportam para o mar nutrientes que podem refletir diretamente na composição e densidade da comunidade bentônica, como retratado por Matthews-Cascon et al. (2018), principalmente em locais próximos a desembocadura do rio, que sofrem alterações constantes por causa da influência da água doce e sedimento, o que pode provocar na redução ou aumento da densidade de determinados organismos que são sensíveis ou tolerantes a essas mudanças ambientais.

Outros fatores podem ter influenciado na densidade de Phoxocephalidae no setor FZ, uma vez que esses organismos podem viver em sedimentos limpos ou contaminados (OAKDEN et al., 1984). De acordo com Barnard e Drummond (1978) e Oakden et al. (1984), os Phoxocephalidae são escavadores, mas podem nadar para evitar ambientes indesejados. Além disso, existem espécies que podem ocorrer em águas de ambientes com altas concentrações de metais, como na península de Palos Verdes (costa sudeste da Califórnia), onde Word e Mearns (1979) observaram altos níveis de metais antropogênicos. Desse modo, a presença maçante de Phoxocephalidae em uma única unidade amostral do setor FZ pode indicar que esses organismos são resistentes e oportunistas, fazendo com que suportem distúrbios ambientais decorrentes das altas concentrações de metais relacionadas nesse ambiente.

Os anfípodes Chevaliidae foram caracterizados como segundo dos crustáceos mais representativos, constituindo 18,0% do total de amostras, e uma distribuição e densidade homogênea entre os setores, exceto no da FZ, onde ocorreu densidade acentuada, principalmente em amostras mais profundas (41-55 m), demonstrando sua importância na estruturação da comunidade. De acordo com Myers (2009), Chevaliidae é uma família que ocorre em ambientes tropicais, é bastante frágil e, apesar de serem facilmente identificados por suas características corporais, pouco se sabe sobre seus hábitos de vida. No presente estudo, esse táxon está negativamente correlacionado com altas concentrações de metais e lama nas unidades amostrais mais rasas, o que pode indicar certa sensibilidade dos Chevaliidae a essas condições.

Os Ampeliscidae não estiveram entre os táxons com maior densidade, entretanto, esses anfípodes foram bastante frequentes e estiveram em todos os setores amostrados, o que proporcionou a sua relevância como estruturadores da comunidade de crustáceos macrobentônicos. Esse táxon apresentou sua densidade mais pronunciada no setor da FZ, onde foi observada associação com as maiores concentrações de metais, lama e MO. Os Ampeliscidae são considerados importantes na comunidade bentônica, pois promovem *habitat* para outros organismos devido ao seu comportamento tubícola (PEART, 2018). Ademais, tais animais são presas importantes para peixes juvenis, que se alimentam do fundo marinho (EDWARDS, 1976). Além disso, são utilizados como bioindicadores em estudos com poluentes, uma vez que, algumas espécies podem apresentar

sensibilidade a ambientes poluídos e com altos teores de MO (DAUVIN; RUELLET, 2007), bem como, metais e hidrocarbonetos (DAUWE et al., 1998; DAUVIN; RUELLET, 2007). Contudo, Ingole et al. (2009) e De-La-Ossa-Carretero et al. (2011) constataram que algumas espécies são capazes de colonizar ambientes perturbados, o que pode justificar a sua presença principalmente no setor FZ.

Os Ostracoda se destacam por ter sido registrado em todos os setores, e com uma alta densidade no CA e SU, onde foi observada associação com maiores teores de CaCO_3 . Alguns autores como De Decker et al. (1999), Holmes e Chivas (2002) e Yamada et al. (2005) relataram sobre a importância da disponibilidade de cálcio na água para o desenvolvimento de ostracodes. De acordo com Silva et al. (2013), a região centro-sul da plataforma continental do Espírito Santo, que compreende os setores CA (APA/RVS) e SU no presente estudo, possui diferenças sedimentares no fundo marinho, relacionadas tanto à influência por sedimentos terrígenos, depositados no mar através dos rios Doce, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, quanto à presença de rodólitos vivos. Em um estudo recente, também foi observado o mesmo padrão sedimentar para essa região, que foi descrito como um mosaico de fácies sedimentares (GASTÃO et al., 2020), além de altas concentrações de carbonato de cálcio (CaCO_3) nos sedimentos e que estão associadas à ocorrência dos bancos de rodólitos nesses locais. Este tipo de ambiente pode promover condições propícias para os ostracodes, uma vez que esse táxon possui preferência por substratos mais porosos, o que possibilita um maior fluxo de água e de oxigenação, bem como, disponibilidade de alimento, e conseqüentemente, uma maior estabilidade e sobrevivência nesses interstícios (DELORME, 2001).

Os decápodes também tiveram uma densidade significativa, e isso se deve principalmente à representatividade dos camarões carídeos, os quais apresentaram uma alta densidade no setor FZ, onde observou-se associação com maiores teores de matéria orgânica, assim como maior porcentagem de sedimentos finos (lama). De acordo com Fransozo et al. (2005) e Carvalho et al. (2020), a preferência de carídeos por sedimentos finos pode estar associada com a concentração de matéria orgânica, tanto para disponibilidade de alimento, quanto para estabelecimento e manutenção da população. Além disso, esse táxon também se destacou por apresentar alta FO% (28%), evidenciando sua adaptação a diversos habitats (SEREJO et al., 2007).

Para os Tanaidacea foi observada a sua maior densidade no setor Norte, no entanto, este táxon se destacou por ter sido caracterizado como muito frequente, o que justifica a sua relevância na estrutura de comunidades bentônicas, como também relatado por Delille et al., (1985) que mencionam que esses organismos podem ocorrer em densidades elevadas. Drumm (2005) revela que esses animais são importantes consumidores detritos, microalgas diatomáceas, nematóides e copépodes harpacticóides, além disso, servem de recurso alimentar para diversos organismos, como decápodes e anfípodes (KNEIB, 1985). Apesar dos poucos estudos relacionados a esse grupo, como abordado por Sieg (1986) e Heard et al., (2004), os estudos demonstram a importância dos Tanaidacea como estruturadores da comunidade bentônica.

Apesar da sua baixa representatividade, os copépodes tiveram um grande destaque no setor SU, caracterizado por apresentar uma granulometria do sedimento maior. Alguns autores como Tenore et al. (1978), Corbisier (1993) e De Almeida et al. (1999) indicam a associação positiva desse táxon com sedimentos mais grossos, uma vez que um maior espaço intersticial proporciona um *habitat* mais aerado, favorecendo sua ocorrência devido à maior disponibilidade de oxigênio dissolvido. Logo, um dos fatores que pode explicar a predominância desse táxon no setor SU é a granulometria grossa do sedimento, que segundo Silva et al. (2013), a porção média da plataforma continental (corresponde aos setores CA e SU do presente estudo) é caracterizada por sedimentos arenosos, e a partir de 35 m de profundidade, passam a predominar cascalhos e rodólitos vivos.

No presente estudo, apesar dos níveis taxonômicos superiores, como: classe, subclasse, ordem e infraordem mostrarem respostas às diversas variedades ambientais, o nível família indicou mais apropriado para evidenciar a estruturação da carcinofauna macrobentônica e a presença de organismos sensíveis ou resistentes. Tal nível taxonômico foi considerado o mais viável, no entanto, existe uma grande escassez de estudos taxonômicos de invertebrados bentônicos marinhos no Brasil, que de acordo com Migotto e Marques (2003), existe uma alta demanda por taxonomistas, mas a escassez desses estudos taxonômicos dificulta a identificação de crustáceos macrobentônicos em menores níveis taxonômicos, como gênero e espécie.

Para riqueza e diversidade, observou-se que o setor AB possui os maiores valores médios, ao contrário do setor FZ. A presença dos táxons Synopiidae e

Maeridae exclusivamente no setor AB, assim como os Corophiidae, Lysianassidae e Leucosiidae (presentes somente em AB e CA), contribuiu para o aumento na riqueza e diversidade encontrada, principalmente em Abrolhos. A região do banco dos Abrolhos constitui um mosaico de *habitat* recoberto pelo maior banco de rodolitos que se conhece, onde encontra-se em associação com fundos arenosos e ambientes recifais (MOURA et al., 2013; LONGO; AMADO-FILHO, 2014), sugerindo que há uma preferência dos organismos bentônicos por esses ambientes e por isso, esses locais possuem alto potencial para reprodução e conservação da fauna bentônica marinha, bem como, oferecem um *habitat* de estrutura complexa, sendo capaz sustentar e proteger diversos grupos taxonômicos.

Apesar dos baixos valores médios de riqueza e diversidade, principalmente em função da influência da fonte de poluição (rio Doce) e distância da costa (profundidade), alguns táxons ocorreram exclusivamente no setor CA, como Melitidae, Podoceridae, Grapsidae e Parthenopidae. Esses resultados demonstram a importância do setor CA para a comunidade bentônica, onde predomina os sedimentos ricos em CaCO_3 , que podem estar relacionados aos bancos de rodolitos presentes neste setor (SILVA et al. 2013).

No presente estudo, notaram-se maiores valores de riqueza e diversidade no verão e inverno, e tal fato pode estar associado aos nutrientes transportados pelos rios no período de chuvas, que ocorre principalmente no verão, favorecendo a riqueza e diversidade da comunidade bentônica (MATTHEWS-CASCON et al., 2018). Os altos valores desses descritores também podem estar relacionados com as tempestades que ocorreram no outono em decorrência do Iba (REIS; GONÇALVES, 2019), pois, de acordo com Costa et al. (2019), tais eventos são importantes para impulsionar a resiliência de diversas espécies.

Os resultados mostraram que, apesar de haver estruturação da carcinofauna macrobentônica em função do tempo (campanhas), a estruturação espacial e por profundidades é mais importante para essa comunidade. Além da variação entre os setores, notou-se uma relação diretamente proporcional entre a profundidade e os descritores da comunidade, de forma que as unidades amostrais mais profundas apresentaram maiores valores médios de densidade, riqueza e diversidade. A profundidade, segundo Pires-Vanin (1993), é considerada determinante para a composição e distribuição da fauna bentônica. No presente trabalho houve uma diferença nas associações entre as concentrações de CaCO_3 em função da

profundidade, indicando uma heterogeneidade entre as unidades amostrais relacionada a essa característica. Nessa perspectiva, a variação observada na densidade, riqueza e diversidade pode estar relacionada tanto com as maiores concentrações do CaCO_3 , observadas nas associações, quanto com estabilidade de fundo marinho, visto que maiores profundidades recebem menor influência hidrodinâmica (BURONE et al., 2003). Outra possível explicação para este resultado é o fato de as unidades amostrais mais profundas (21-55 m) apresentarem associação com as menores concentrações de metais por estarem mais distantes da foz do rio Doce.

Além da influência de fatores ambientais na densidade dos crustáceos, alguns estudos apontam para a sensibilidade de determinadas espécies com a exposição aos metais pesados, como observado por Brooks et al. (1995). Ruiz et al. (2005) analisaram diversos estudos e observaram que em diferentes bioensaios são utilizadas espécies bioindicadoras de anfípodes, cumáceos, copépodes harpacticóides e ostracodes para avaliar as respostas desses organismos aos metais pesados. Os resultados desses estudos mostraram que esses organismos apresentaram respostas negativas aos metais pesados, principalmente ao cobre e ao zinco, que pode ter afetado diretamente na densidade de indivíduos. Essa correlação negativa também foi observada em estudos *in situ* realizados no norte do Chile, onde foi observado um enriquecimento de cobre nos sedimentos devido ao descarte de rejeitos de minas de cobre, resultando na redução das densidades e diversidade das assembleias bentônicas (RUIZ et al., 2005). Damme et al. (1984) observaram efeitos nocivos à produção de ovos e ao desenvolvimento larval de copépodes em um bioensaio com amostras contendo elevadas concentrações de zinco, cobre e chumbo em amostras de água e sedimento de um estuário na Holanda, e os autores ainda sugerem que a escassez notável de copépodes harpacticóides, mesmo em as áreas ricas em matéria orgânica, provavelmente se deve também às altas concentrações de metais.

Segura et al. (2016) ao estudar amostras de água e sedimentos contaminados pelo rejeito, notaram efeitos citotóxicos e mutagênicos em células epiteliais hepáticas humanas e em uma cepa de *Allium* sp., indicando potenciais danos citotxicológicos e danos ao DNA. Diante disso, os poluentes metais presentes nos sedimentos, principalmente os de altas concentrações, como cobre, níquel e bário, podem ter influenciado negativamente na riqueza e diversidade da carcinofauna e

consequentemente afetou a estrutura da comunidade macrobentônica nos setores estudados, principalmente no setor FZ.

Em um estudo recente, utilizando dados pretéritos das concentrações de metais na foz do Rio Doce, D'Azeredo et al. (2020) observaram que os valores do Conjunto mineralógico de ferro (IMS) permaneceram altos no ano de 2019 em relação a 2012 (antes do acidente), indicando a presença do rejeito de mineração oriundo do rompimento da barragem. Hatje et al. (2017) também observaram altas concentrações de metais, como Ba, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, entre outros, nos sedimentos e em suspensão na Bacia do Rio Doce. De acordo com esses mesmos autores, a chegada da lama de rejeitos na zona costeira, ocasionou mortalidade significativa de biota, devido ao soterramento desse sedimento fino, o que pode ter contribuído para a baixa riqueza e diversidade, observada, principalmente no setor FZ.

Ademais, a íntima associação dos organismos bentônicos com o sedimento, pode ocasionar em uma maior bioacumulação de metais pesados, como verificado por Battuello et al. (2018). Esses autores observaram as taxas de bioacumulação de chumbo, níquel e manganês em duas espécies de crustáceos isópodes, e constataram que esses metais apresentam altas taxas de bioacumulação, uma vez que, esses organismos ingerem partículas de sedimentos durante a alimentação. Além disso, efeitos adversos podem ocorrer em organismos sensíveis a contaminantes metais tóxicos, como verificado por Carls e Rice (1984), que avaliaram a toxicidade de lama de perfuração do Alasca com altas concentrações de bário sobre caranguejos e camarões, e observaram inibição na atividade natatória desses organismos.

Assim, os dados do presente estudo mostram que, mesmo após quatro anos do rompimento da barragem de Fundão (Mariana-MG), foi possível observar uma baixa riqueza e diversidade, e o eventual aumento de densidade média no setor FZ devido a um único táxon (Amphipoda: Phoxocephalidae), o que pode indicar um estresse ambiental que afetou diretamente na estruturação da comunidade bentônica, e que a maior densidade de Phoxocephalidae no setor da Foz é indício de que esses organismos são resistentes e possuem capacidade de suportar alterações do ambiente, como altas concentrações de metais (WORD; MEARN, 1979). Para a análise de variação presente na composição da carcinofauna bentônica, houve uma influência significativa das matrizes ambiental: MO, lama,

CaCO₃; contaminantes metais: Ba, Cu, Ni; e espacial (setores), sobre a comunidade. Contudo, as matrizes ambiental e de contaminantes metais respondem pela maior parte da variação observada. Em relação à matriz espacial, devido à amplitude da área amostral deste estudo, já se esperava que houvesse uma variação natural das características do ambiente. Já a variação observada na matriz de contaminantes metais pode indicar uma evidência da influência da chegada dos rejeitos da Barragem do Fundão no ambiente marinho, visto que os metais se mostraram associados, principalmente, a unidades amostrais da foz do Rio Doce. Foi observada uma variação espacial significativa, tanto para as variáveis ambientais quanto para os contaminantes metais.

De modo geral, com os resultados do presente estudo pode se observar que o ambiente amostrado é espacialmente heterogêneo, indicando que as variações na composição carcinofauna bentônica podem ser interpretadas a partir da variação desses fatores abióticos registrados em cada setor. Além disso, a baixa riqueza e diversidade, bem como a presença maçante de apenas um táxon no setor FZ, afetaram diretamente na estruturação da comunidade bentônica e pode ser um reflexo do estresse sofrido pelos rejeitos de mineração, principalmente neste setor. Assim, trabalhos como este, podem contribuir para conhecimento da carcinofauna macrobentônica local bem como, sobre a atuação ecológica desses organismos com relação aos distúrbios ambientais causados por rejeitos de mineração, mesmo após quatro anos, podendo auxiliar no monitoramento e avaliação de impactos ambientais.

6 CONCLUSÃO

Os resultados mostraram que, no geral, os principais táxons estruturadores da carcinofauna macrobentônica da plataforma continental do ES e sul da Bahia foram os Amphipoda, Chevaliidae, Ampeliscidae, Ostracoda e Caridea. Contudo, em microescala, houve diferenças na estrutura da comunidade entre os setores, de modo que em AB, NO e FZ foram estruturados por Amphipoda, o setor CA pelos Ostracoda e o setor SU por Copepoda e Ostracoda.

No setor FZ, sobretudo em áreas mais rasas, registrou-se associação com maiores teores de MO, assim como maior porcentagem de lama e de metais, principalmente bário, cobre e níquel, que possivelmente apresentam relação direta com os rejeitos de minério oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Esse setor apresentou redução significativa de riqueza de táxons e diversidade em relação a todos os outros setores, e diferiu significativamente de AB e SU (setores mais distantes), além disso, foi observado um eventual aumento de densidade no setor FZ devido à presença maçante de Phoxocephalidae (Amphipoda), sugerindo certa resistência e capacidade desse táxon suportar alterações ambientais, como as altas concentrações de metais registradas nas associações, principalmente nos locais mais próximos a desembocadura do Rio Doce.

Os setores AB, CA e SU estiveram positivamente associados aos maiores teores de CaCO_3 , especialmente em áreas mais profundas. Dentre estes setores, AB e SU apresentaram maiores valores de riqueza e diversidade, sugerindo a preferência da fauna por esses locais, principalmente acima de 31 metros de profundidade. Além disso, são setores mais distantes da foz do rio Doce, que atua como fonte de poluição por metais e lama de rejeito.

Em relação à distância da costa, tanto a riqueza quanto a diversidade foram diretamente proporcionais à profundidade, evidenciando que em maiores profundidades há maiores porcentagens de CaCO_3 e menores concentrações de metais, lama e MO.

As áreas amostradas demonstraram suma relevância para o estabelecimento e manutenção da carcinofauna macrobentônica na plataforma continental, principalmente as áreas que compreendem as Unidades de Conservação do Parque Nacional de Abrolhos, RVS de Santa Cruz e APA Costa das Algas, que englobam os setores AB onde foram registradas a maior riqueza e diversidade, e CA, onde foi

registrada a maioria dos táxons de frequência de ocorrência rara, evidenciando a importância desses ambientes para a fauna marinha.

No que se refere às variações temporais, notou-se que um ano de monitoramento na área de estudo não foi o suficiente para identificar padrões sazonais na comunidade, uma vez que foi um ano de eventos atípicos, como a ocorrência do Iba. Contudo, tanto a riqueza quanto a diversidade tiveram seus maiores valores no verão, quando as chuvas que ocorrem principalmente no verão e outono, transportaram para o mar nutrientes que podem refletir diretamente na composição e densidade da comunidade bentônica. Os altos valores desses descritores também observados no inverno podem estar relacionados com as tempestades que ocorreram no outono em decorrência do Iba, pois eventos de tempestade como este, são importantes para impulsionar a resiliência de diversas espécies.

Deste modo, os resultados deste estudo demonstram a importância de fatores abióticos, como a porcentagem de CaCO₃, MO e granulometria para estruturação da carcinofauna bentônica, bem como, podem evidenciar que, mesmo após quatro anos do rompimento da barragem de Fundão, o setor FZ ainda apresenta um elevado grau de contaminação sofrido pelos rejeitos de mineração, e que pode ter afetado diretamente na estruturação da comunidade, principalmente em locais próximos a desembocadura do Rio Doce, onde foram encontradas as maiores concentrações de metais, principalmente Ba, Cu e Ni, que podem ser indicativos da presença do rejeito. Além disso, percebe-se associação das menores concentrações de metais com pontos amostrais dos setores mais distantes da foz do rio Doce (AB e SU), bem como as áreas mais rasas do setor CA, principalmente as mais rasas, apresentando baixa riqueza e diversidade.

Neste trabalho ainda foi possível identificar grupos de crustáceos que podem indicar alto impacto ambiental, como os Phoxocephalidae, Ampeliscidae e Caridea, bem como organismos sensíveis, como Ostracoda, Chevaliidae e Copepoda.

Trabalhos relacionados a caracterização da carcinofauna macrobentônica são essenciais para compreender a atuação ecológica desses organismos macrobentônicos em determinados locais, bem como a sua relação aos distúrbios ambientais causados por ação antrópica, além de ser utilizados como ferramenta para monitoramento e avaliação de impactos ambientais em determinados locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGURTO-DETZEL, H.; BIANCHI, M.; ASSUMPÇÃO, M.; SCHIMMEL, M.; COLLAÇO, B.; CIARDELLI, C.; BARBOSA, J. R.; CALHAU, J. 2016. The tailings dam failure of 5 November 2015 in SE Brazil and its preceding seismic sequence. **American Geophysical Union**, p. 4929–4936.

AMARAL, A.C.Z.; S. JABLONSKI. 2005. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1): 43–51.

ASMUS, H. E.; GOMES, J. B.; e PEREIRA, A. C. B. Integração geológica regional da bacia do Espírito Santo Congresso Brasileiro de Geologia, 25., 1971. São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBGEO, 1971. p. 235–252.

BACHELET, G.; DAUVIN, J.C.; SOBRE, J.C. 2003. Na update checklist of marine and brackish water Amphipoda (Crustacea: Peracarida) of the Southern Bay of Biscay (NE Atlantic). **Cah. Bop. Mar.**, 44: 121–151.

BARNARD, J.L.; DRUMMOND, M.M. 1978. Gammaridean Amphipoda of Australia, part III: The Phoxocephalidae. **Smithsonian Contributions to Zoology**, 245: 1–551.

BASTOS A.C.; QUARESMA V.S.; MARANGONI M.B.; D'AGOSTINI D.P.; BOURGUIGNON S.N.; CETTO P.H.; SILVA A.E.; AMADO FILHO G.A.; MOURA R. L.; COLLINS M. 2015. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: A synthesis from a mixed siliciclastice carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. **Journal of South American Earth Sciences**, 63: 125–136.

BATTUELLO, M.; NURRA, N.; BRIZIO, P.; SARTOR, R.M.; PESSANI, D.; STELLA, C.; ABETE, M.C.; ESQUADRÃO, S. 2018. The isopod *Eurydice spinigera* and the chaetognath *Flaccisagitta enflata*: How habitat affects bioaccumulation of metals in predaceous marine invertebrates. **Ecological Indicators**, 84:152–160.

BOLKER, B.M., BROOKS, M.E., CLARK, C.J., GEANGE, S.W., POULSEN, J.R., STEVENS, M.H.H., WHITE, J.S.S., **Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology**. 2009.

- BORGES, M.G.; PEDROZO, C.S. 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 21(1): 1–10.
- BRANCO, J.O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia [online]**, 22(4): 1050–1062.
- BROOKS, A.; WHITE, R.M.; PATON, D.C. 1995. Effects of heavy metals on the survival of *Diacypis compacta* (Herbst) (Ostracoda) from the Coorong, South Australia. **International Journal of Salt Lake Research**, 4: 133–163.
- BURONE, L.; MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A.M.S.; RODRIGUES, M. 2003. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern – Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 75(1): 77-90.
- CARAMUJO, M.J. 2015. Order Harpacticoida. **IDE@ - SEA**, 91B (30-06-2015): 1–12.
- CARLS M.G.; RICE S.D. 1984. Toxic contributions of specific drilling mud components to larval shrimp and crabs. **Mar Environ Res** 12:45–62.
- CARVALHO, W.G.B.; COSTA, R.C.; HERRERA, D.R. 2020. Distribution patterns of the protandric simultaneous hermaphrodite, the spineshrimp *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948), in the Cananéia-Iguape system on the southern coast of the state of São Paulo, Brazil. **Nauplius**, 28: e2020019.
- COIMBRA, J.C.; BERGUE, C.T. Ostracoda. *In*: AMARAL, A.C.Z.; NALLIN, S.A.H. (Org.). **Biodiversidade e Ecossistemas bentônicos Marinhos do Litoral Norte de São Paulo Sudeste do Brasil**. São Paulo: Unicamp, 2011. p. 203–212.
- CONLAN, K.E. 1994. Amphipod crustaceans and environmental disturbance. A review. **J. Nat. Hist.** 28: 519–554.
- CORBISIER, T.N. 1993. Meiofauna da plataforma continental interna do litoral norte de São Paulo - verão/89. **Publção esp. Inst. oceanogr.**, 10: 123–135.

COULL, B. C. 1972. Species diversity and faunal affinities of meiobenthic Copepoda IN THE DEEP SEA. **Marine Biology**, 14: 48–51.

D'AZEREDO-ORLANDO, M.T.D.A.; GALVÃO, E.L.; CAVICHINI, A.S.; RANGEL, C.V.G.T.; ORLANDO, C.G.P.; GRILO, C.F.; SOARES, J.; OLIVEIRA, K.S.S.; SÁ, F.; JUNIOR, A.C.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S. 2020. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. **Chemosphere**, 257, 127–184.

DAMME, D.V.; HEIP, C.; WILLEMS K.A. 1984. Influence of pollution on the harpacticoid copepods of two North Sea estuaries. **Hydrobiologia**, 112: 143–160.

DAUVIN, J.C.; RUELLET, T. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. **Marine Pollution Bulletin**, 55(1-6), 215–224.

DAUWE, B.; HERMAN, P.M.J.; HEIP, C.H.R. 1998. Community structure and bioturbation potencial of macrofauna at four North Sea stations cotrasting food supply. **Mar. Eco. Prog. Ser.**, 173: 67–83.

De ALMEIDA, Z.S.; PIRES, C.P.T; CASTRO, A.C.L. 1999. Distribuição Espacial Da Meiofauna e Mixofauna na Plataforma Continental do Maranhão, **Brasil. Bol. Lab. Hudrobiol.**, 12(11): 1–11.

De DECKKER, P.; CHIVAS, A.R.; SHELLEY, M.G. 1999. Uptake of Mg and Sr in the euryhaline ostracod Cyprideis determined from in vitro experiments. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 148: 105–116.

De-La-OSSA-CARRETERO, J.A.; DEL-PILAR-RUSO, Y.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; SÁNCHEZ-LIZASO, J.L.; DAUVIN, J-C. 2011. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, xxx, 1–10.

DELILLE, D.; GUIDE-GUILVARD, L.D.; SOYER, J. 1985. Nutrition of *Allotanaeus hirsutus* (Crustacea: Tanaidacea) at Kerguelen Island. *In*: Siegfried, W.R.; CONDY, P.R.; LAWS, R.M. **Antartic Nutrient Cycles and Food Webs**, p. 378–380.

DELORME, L.D. 2001. Ostracoda. *In*: THORP, J.H.; COVICH, A.P.(eds) Ecology and classification of north American freshwater invertebrates. 2d. Ed. San Diego, California. Academic Press. p.811–842.

DRUMM, D.T 2005. Comparison of feeding mechanisms, respiration, and cleaning behavior in two kalliapseudids, *kalliapseudes macsweenyi* and *psammokalliapseudes granulosis* (Peracarida: Tanaidacea). **Journal of Crustacean Biology**, 25(2): 203–211.

EDWARDS, R.L. 1976. Middle Atlantic fisheries: recent changes in populations and outlook. **Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp.**, 2: 302–311.

ESCOBAR, H. 2015. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. **Science**, v. 350, p. 1138–1139.

FAIZ, N.N.; MOHAMED, K.R.; OMAR, R. 2017. Species diversity and distribution of Ostracoda (Crustacea) in Sungai Kubang Badak, Langkawi, Kedah, Malaysia. **Malayan Nature Journal**, 69 (2): 83–92.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. 1999. Mineralogia da fração argila e estrutura de Latossolos da região sudeste do Brasil. **Rev. Bras. Ciencia do Solo**, 23 (3): 507–514. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v23n3/03.pdf>>.

FRANSOZO, V.; COSTA, R.C.; BERTINI, G.; COBO, V.J. 2005. Population biology of the spine shrimp *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis) (Caridea, Hippolytidae) in a subtropical region, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22: 1078–1084.

GASTÃO, F.G.C.; SILVA, L.T.; JUNIOR, S.B.L.; FERNANDES, L.F.L. 2020. Marine Habitats in Conservation Units on the Southeast Coast of Brazil. **Brazilian Journal of Development**, 6(4): 22145–22180.

GNEWUCH, T; CROKERR, A. 1985. Macroinfauna of northern New England marine sand. The biology of *Mancocuma stellifera* Zimmer, 1943. (Crustacea, Cumacea). **Canadian Journal of Zoology**, 51: 1011–1020.

GOPALAKRISHNA- BHAT, U.; VAMSEE, K. 1993. Toxicity of heavy metals Cu, Cd and Hg to the gammarid amphipod *Parhalella natalensis* (Stebbing). **Science of The Total Environment**, 134(2): 887–897.

GRAY, J.S.; ELLIOTT, M. **Ecology of Marine Sediments: From Science to Management**. 2^a ed. Oxford: Oxford University Press, 2009.

HALPERN, B.S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; CASEY, K. S.; KOENIG, K.; LONGO, C.; LOWNDES, J.S.; R. ROCKWOOD, C.; SELIG, E.R.; SELKOE, K.A.; WALBRIDGE, S. 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature Communications**, 6(1), p.7.

HATJE, V.; PEDREIRA, R.M.A.; REZENDE, C.E.; SCHETTINI, C.A.F.; SOUZA, G.C.; MARIN, D.C.; HACKSPACHER, P.C. 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Nature**, 7(10706): 1–13.

HEILSKOV, A.C.H., HOLMER, M. 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. **ICES Journal of Marine Science**, 58: 427–434.

HOLMES, J.A.; CHIVAS, A. R. 2002: Ostracod shell chemistry – Overview. In, Holmes, J. A. and Chivas, A. R. eds., *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research*, p. 185 – 204. **Geophysical Monograph Series**, vol. 131, American Geophysical Union, Washington, D. C.

HUYS, R.; GEE, J.M.; MOORE, C. G.; HAMOND, R. 1996. Marine and brackish water - Harpacticoid copepods – Part 1. **Synopses of the British Fauna**. 51: 1–352.

IBGE - Instituto brasileiro de geografia e estatística, 2010. Disponível em <<https://censo2010.ibge.gov.br>>. Acesso 05/07/2021

INCAPER - INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUIS, ASSISTENCIA TECNICA E EXTENSAO RURAL. **Boletim Agroclimático do Espírito Santo**. Vitória, 6(18), abr./jun. 2019.

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

JAYARAJ, K.A.; JOSIA, J.; KUMAR, P.K.D. 2008. Infaunal Macrobenthic Community of Soft Bottom Sediment in a Tropical Shelf. **Journal of Coastal Research**, 24(3): 708–718.

JORGENSEN, P.; BEMVENUTI, C.E.; HEREU, C.M. 2009. Feeding of *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) (Crustacea: Penaeidae) inside and outside experimental pen-culture in southern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 4(1): p. 39–51.

KARAGEORGIS, A.P.; ANAGNOSTOU, C.L.; KABERI, H. 2005. Geochemistry and mineralogy of the NW Aegean Sea surface sediments: implications for river runoff and anthropogenic impact. **Appl. Geochem.**, 20: 69–88.

KNEIB, R. T. 1985. Predation and disturbance by grass shrimp, *Palaemonetes pugio* *Holthuis*, in soft-substratum benthic invertebrate assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 93(1-2), 91–102.

LARSEN, K. 2003. Proposed new standardized anatomical terminology for the Tanaidacea (Peracarida). **Journal of Crustacean Biology**, 23(3): 644–661.

LATEC INSTITUTOS, 2018. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/atuacao-do-mpf/pareceres-e-relatorios>>.

LEITE, F.P.P. Amphipoda. *In*: AMARAL, A. C. Z.; NALLIN, S. A. H. (Org.). **Biodiversidade e Ecossistemas bentônicos Marinhos do Litoral Norte de São Paulo Sudeste do Brasil**. São Paulo: Unicamp, 2011. p. 171–181.

LONGO, L.L.; AMADO-FILHO, G.M. 2014. O conhecimento da fauna marinha bentônica brasileira através dos tempos. **História, Ciências, Saúde – Manguinhos**, Rio de Janeiro, 21(3): 995–1010.

LOTZE, H.K.; LENIHAN, H.S.; BOURQUE, B.J.; BRADBURY, R.H.; COOKE, R.G.; KAY, M.C.; KIDWELL, S.M.; KIRBY, M.X.; PETERSON, C.H.; JACKSON, J.B.C. 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. **Science**, 312: 1806–1809.

MACHADO, C.P.; COIMBRA, J.C.; CARREÑO, A.L. 2005. The ecological and zoogeographical significance of the sub-Recent Ostracoda off Cabo Frio, Rio de Janeiro State, Brazil. **Marine Micropaleontology**, 55: 235–253.

MAGRO, M.; CERGOLE, M.C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2000. Síntese de conhecimentos dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente exploráveis na costa sudeste-sul do Brasil: Peixes. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal / Comissão Interministerial para os Recursos do Mar / Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva, Graflin Editora, Rio de Janeiro. 143 pp.

MARQUES, J. C.; BELLAN-SANTINI, D. 1993. Biodiversity in the ecosystem of the Portuguese continental shelf: distributional ecology and the role of benthic amphipods. **Marine Biology**, 115: 555–564.

MARTIN, J. W.; DAVIS, G. E. 2001. An Updated Classification of the Recent Crustacea. **Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series**, 39: 1–124.

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

MIGOTTO, A.E.; MARQUES, A.C. 2003. *Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil*. Invertebrados marinhos versão preliminar. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/invmar1.pdf>.

MORGENSTERN, N. R.; VICK, S. G.; VIOTTI, C. B.; WATTS, B. D. 2016. Fundão tailings dam review panel report on the immediate causes of the failure of the Fundão dam. Disponível em: <<http://fundaoinvestigation.com/the-report/>>.

MOURA, R.L.; SECCHIN, N.A. AMADO-FILHO, G.M.; FRANCINI-FILHO, R.B.; FREITAS, M.O.; MINTE-VERA, C.V.; TEIXEIRA, J.B.; THOMPSON, F.L.; DUTRA, G.F.; SUMIDA, P.Y.G.; GUTH, A.Z. LOPES, R.M.; BASTOS, A.C. 2013. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. **Continental Shelf Research**, 70: 109–117.

MYERS, A.A. 2009. Chevaliidae. **Zootaxa**, 2260: 344–347.

MYERS, A.A.; LOWRY, J.K. 2003. A phylogeny and a new classification of the Corophiidea Leach, 1814 (Amphipoda). **Journal of Crustacean Biology**, 23: 443–485.

NETO, R., 2016. The Worst Brazilian Environmental Disaster Altered the Distribution of Metals in Water at the Doce River Estuary and Marine Region. Proceedings of the 18th International Conference on Heavy Metals in the Environment. Disponível em: <<https://ojs.ugent.be/ichmet/article/view/3991>> (Acesso em 14 nov. 2020).

OAKDEN, J.M.; OLIVER, J.S.; FLEGAL, A.R. 1984. Behavioural responses of a phoxocephalid amphipod to organic enrichment and trace metals in sediment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 14: 253–257

ORGANON, Núcleo de Estudo, Pesquisa e Extensão em Mobilizações Sociais. Impactos socioambientais da ruptura da barragem de rejeitos da Samarco no Espírito Santo - Relatório preliminar. Novembro / dezembro. Mimeo. 2015.

PEART, R.A. 2018. Ampeliscidae (Crustacea, Amphipoda) from the IceAGE expeditions. *In*: BRIX, S.; LÖRZ A.-N.; STRANSKY, B.; SVAVARSSON, J. (Eds) **Amphipoda from the IceAGE-project (Icelandic marine Animals: Genetics and Ecology)**. ZooKeys. 731: 145–173.

PIRES-VANIN, A.M.S. 1993. A macrofauna bêntica da plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil. **Instituto Oceanográfico**, 10: 137–158.

RAMOS, H.E.A.; SILVA, B.F.P.; BRITO, T.T.; SILVA, J.G.F.; PANTOJA, P.H.B.; MAIA, I.F.; THOMAZ, L.B.A. 2015. estiagem no ano hidrológico 2014-2015 no Espírito Santo. **Incaper em Revista**, Vitória, 6-7(4): 6–25.

REIS, J.S.; GONÇALVES, W.A. Análise sinótica da tempestade tropical Iba. *In*: Simpósio Internacional de Climatologia, 9., 2019, Belém, Pará. **Anais...** Belém, PA: SBMET, 2019, 13 pp.

ROCHA, C. E. F.; KIHARA, T. C.; SOUSA-JÚNIOR, R. M. LOTUFO, G. R.; HUYS, R.; JOHNSSON, R.; BJÖRNBERG, T. K. S. Copepoda. *In*: AMARAL, A. C. Z.; NALLIN, S. A. H. (Org.). **Biodiversidade e Ecossistemas bentônicos Marinhos do Litoral Norte de São Paulo Sudeste do Brasil**. São Paulo: Unicamp, 2011. p. 189–202.

RODRIGUES, C. W. 2009. Composição e distribuição dos Amphipoda (Crustacea: Peracarida) na plataforma continental entre São Sebastião e Peruíbe (São Paulo, Brasil). Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico de São Paulo. 143 pp.

RUIZ, F.; ABAD, M.; BODERGAT, A. M.; CARBONEL, P.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, J.; YASUHARA, M. 2005. Marine and brackish-water ostracods as sentinels of anthropogenic impacts. **Earth-Science Reviews**, 72: 89–111.

SALVI, G.; ACQUAVITA, A.; CELIO, M.; CIRIACO, S.; CIRILLI, S.; FERNETTI, M.; PUGLIESE, N. 2020. Ostracod Fauna: Eyewitness to Fifty Years of Anthropic Impact in the Gulf of Trieste. A Potential Key to the Future Evolution of Urban Ecosystems. **Sustainability**, 12(17), 6954.

SÁNCHEZ, L.E.; ALGER, K.; ALONSO, L.; BARBOSA, F.; BRITO, M.C.W.; LAUREANO, F.V.; MAY, P.; ROESER, H.; KAKABADSE, Y. 2018. Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão. O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. Relatório Temático No 1 do Painel do Rio Doce. Gland, Suíça: IUCN. Disponível em: <<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.18.pt>>.

SEGURA, F.R., NUNES, E.A., PANIZ, F.P., PAULELLI, A.C.C., RODRIGUES, G.B., BRAGA, G.U.L., PEDREIRA FILHO, W. DOS 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.

SEREJO, C.S.; CARDOSO, I.A.; TAVARES, C.R.T.; ABREU-JR., C.R.; AMÂNCIO, I.C.; SENNA, A.R. Filo Arthropoda, Subfilo Crustacea. *In*: LAVRADO, H.P.; VIANA,

M.S. (Org). Atlas de invertebrados marinhos da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007, p. 165–214.

SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F.; CAMPOS, M. M. A.; SCOTTI, M. R. O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) à Regência (ES). *In*: PINHEIRO, T. M. M.; POLIGNANO, M. V.; GOULART, E. M. A.; PROCÓPIO, J. C. (org.). **Mar de lama da Samarco na bacia do Rio Doce: em busca de respostas**. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy / Projeto Manuelzão da UFMG, p. 106., 2019.

SKADSHEIM, A. 1989. Regional variation in amphipod life history: effects of temperature and salinity on breeding. **Journal of experimental marine biology and ecology**, 127: 25–42.

SOARES, L. S. H.; GASALLA, M. A.; RIOS, M. A. T.; ARRASA, M. V.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. 1993. Grupos tróficos de onze espécies dominantes de peixes demersais da plataforma continental Interna de Ubatuba, Brasil. **Publicação especial do Instituto oceanográfico**, São Paulo, (10): 189–198.

SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A. M. S.; OLIVEIRA, P. E. **Quaternário do Brasil**. Ribeirão Preto: Ed. Holos, 2005.

STANKOVIC, S.; KALABA, P.; STANKOVIC, R.A. 2013. Biota as toxic metal indicators. **Environ Chem Lett**, 12: 63–84.

STERZA, J. M.; FERNANDES, L. L. 2006. Zooplankton community of the Vitória bay estuarine system (southeastern Brazil). Characterization during a three-year study. **Brazilian journal of oceanography**, 54: 95–105.

TENORE, K. R.; CHAMBERLAIN, C. F.; DUNSTAN, W. M.; HANSON, R. B.; SHERR, B.; TIETJEN, J. H. 1978. Possible effects of Gulf Stream intrusions and coastal run off on the benthos of the continental shelf of the Georgia Bight. *In*: WILEY, M. L., ed. **Estuarine interactions**. New York, Academic Press. p. 577–598.

THIEL, M.; GONZALES, E.R; BALANDA, M.J.; HAYE, P.; HEARD, R.; WATLING, L.2003. Diversity of Chilean peracarids (Crustacea; Malacostraca). **Constr. Study East Pac. Crust.** 2., 2:1–13

THOMAS, J.D.1993. Biological monitoring and tropical biodiversity in marine environments a critique with recommendations, and comments on the use of amphipods as bioindicators. **J. Nat. Hist.**, 27: 797–806.

USEPA. **Method 350.1: Determination of Ammonia Nitrogen by Semi-automated Colorimetric.** Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>>.

USEPA. **Method 6020A: Inductively coupled plasma - mass spectrometry. U.S. Environmental Protection Agency.** Disponível em: <<https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6020a.pdf>>.

VALÉRIO-BERARDO, M.T.; FLYNN, M.N.; WAKABARA, Y. 2000. Structure and dynamics of a shelf amphipod taxocoenosis in southeastern Brazil. **Bulletin of Marine Science**, 66 (1): 59–72.

VERRIOPOULOS, G; MORAI'TOU-APOSTOLOPOULOU, M. 1982. Differentiation of the Sensitivity to Copper and Cadmium in Different Life Stages of a Copepod. **Marine Pollution Bulletin**, 13(4), pp. 123 – 125.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, New series, 277(5325): 494–499.

WOLFE, J.M.; BREINHOLT, J.W.; CRANDALL, K.A.; LEMMON, A.R.; LEMMON, E.M.; TIMM, L.E.; SIDDALL, M.E.; BRACKEN-GRISSOM, F.D. 2019. A phylogenomic framework, evolutionary timeline and genomic resources for comparative studies of decapod crustaceans. **Proc. R. Soc. B** 286: 20190079.

WOOD, C.M.; FARRELL, A.P.; BRAUNER, C.J.2012. Homeostasis and toxicology of essential metals. **Elsevier**, 31A, 520 pp.

WORD, J.Q.; MEARNS, A.J. 1979. Sixty-meter control survey off southern California. TM 229, Southern California Coastal Water Research Project, Long Beach, California.

YAMADA, S.; TSUKAGOSHI, A.; IKEYA, N. 2005. Carapace formation of the podocopid ostracode *Semicytherura* species (Crustacea: Ostracoda). **Lethaia**, 38: 323–332.

YOSHINO, K.; MORI, K.; KANAYA, G.; KOJIMA, S.; HENMI, Y.; MATSUYAMA, A.; YAMAMOTO, M. 2020. Food sources are more important than biomagnification on mercury bioaccumulation in marine fishes. **Environmental Pollution**, 262, 10 pp.

YU, O.H.; SUH, H.L. SHIRAYAMA, Y. 2003. Feeding ecology of three amphipod species *Synchelidium lenorostralum*, *S. trioostegitum* and *Gitanopsis japônica* in the surf zone of a Sandy shore. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 258: 189–199.

ANEXOS

Anexo 1: Localização das unidades amostrais na área de estudo na plataforma continental do ES e sul da Bahia.

Setor	Unidade amostral	Latitude	Longitude
Abrolhos	AB1	-17,93486	-39,22722
	AB2	-17,99172	-38,69711
	AB3	-17,98172	-38,71508
	AB4	-17,88414	-38,75972
	AB5	-18,02028	-38,83772
Norte	IT1	-18,40800	-39,65850
	IT2	-18,47849	-39,34523
	BN1	-18,95867	-39,70150
	BN2	-18,96185	-39,43440
	DG1	-19,30858	-39,67196
	DG2	-19,38300	-39,45741
Foz do Rio Doce	FN13	-19,50706	39,68361
	FN20	-19,62458	-39,72928
	FN30	-19,60542	-39,68925
	FC1	-19,65317	-39,78639
	FC2	-19,68639	-39,76906
	FC3	-19,71456	-39,73697
	FC4	-19,75786	-39,68278
	FC5	-19,82333	-39,59333
	FS13	-19,76472	-39,95969
	FS20	-19,74233	-39,84103
FS30	-19,84053	-39,88614	
Costa das algas	CA1	-19,97758	-40,10831
	CA2	-19,97219	-40,04811
	CA3	-19,97383	-39,91531
	CA4	-19,93261	-39,78258
	CA5	-20,05250	40,08625
	CA6	-20,09384	-39,94634
	CA7	-20,15107	-39,84459
	CA8	-19,93917	-40,06083
	CA9	-20,00500	-40,08694
	CA10	-20,08822	-40,10188
	CA11	-20,14360	-39,88660
	CA12	-20,04820	-39,84470
	CA13	-20,00820	-40,03490
	CA14	-19,93790	-39,84400
	CA15	-20,05920	-39,95180
Sul	VI1	-20,26219	-40,21249
	VI2	-20,29367	-40,16805