

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

**Material Suplementar Ambiente Marinho**

**Tema: Ictiofauna e Carcinofauna**

**RT- 44/ NOV 23**

**RSE2023 PMBA/FEST**

Vitória,

Novembro de 2023

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL .....</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>RESULTADOS DOS INDICADORES .....</b>	<b>3</b>
2.1	COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE COMUNIDADES E POPULAÇÕES.....	4
2.1.1	Ictiofauna estuarina/marinha .....	4
2.1.2	Carcinofauna estuarina/marinha .....	12
2.1.3	Ictiofauna recifal .....	20
2.2	COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE PÓS-LARVAS DE PEIXES RECIFAIS E ESTUARINOS..	39
2.3	DIVERSIDADE TRÓFICA/ISOTÓPICA E CONCENTRAÇÃO DE LIPÍDEOS EM PEIXES .....	60
2.4	DIVERSIDADE TRÓFICA/ISOTÓPICA, DIETA E CONDIÇÃO CORPORAL DE ESPÉCIES SENTINELAS .....	62
2.5	ÍNDICES DE DIVERSIDADE E ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA.....	68
2.5.1	Crustáceos marinhos .....	68
2.5.2	Peixes estuarinos e recifais .....	72
2.6	USO DE HABITAT DO ROBALO-PEVA .....	86
2.7	MICROQUÍMICA DE OTÓLITOS .....	94
<b>3</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>98</b>

## 1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

O histórico de malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) abrange informações de suma importância para o balizamento do presente programa, uma vez que passou por modificações ao longo do tempo, visando melhor atender aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

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

## 2 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – março/2023) na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

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

## 2.1 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE COMUNIDADES E POPULAÇÕES

### 2.1.1 Ictiofauna estuarina/marinha

Tabela 1: Resultados da Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) univariada baseada na matriz de Distância Euclidiana dos dados de densidade (ind./100m<sup>2</sup>) e biomassa (g/100m<sup>2</sup>) transformados pelo logaritmo natural (x+1), e riqueza de espécies (S) de peixes estuarinos/marinhos. Local: I = estuário diretamente impactado (Rio Doce), ID = estuários indiretamente impactados (São Mateus e Piraquê-Açú), Período: chuvosos e secos dos 4 anos de monitoramento, incluindo: C1 (dez/2018 e fev/2019), S1 (mai/2019 e jul/2019), C2 (nov-dez/2019 e fev/2020), S2 (período não amostrado devido à pandemia de COVID-19), C3 (jan/21, excluído das análises por não ter réplica), S3 (mai/2021 e jul/2021), C4 (nov/2021 e fev/2022), S4 (abr/2022 e ago/2022) e C5 (out/2022 e jan/2023). Área: Interna (I – estuário) e Externa (E – plataforma rasa adjacente ao estuário); GL = graus de liberdade, SQ = soma dos quadrados, Pseudo-F = valor da estatística, p = probabilidade associada ao teste (p < 0,05 = valores significativos, em negrito)

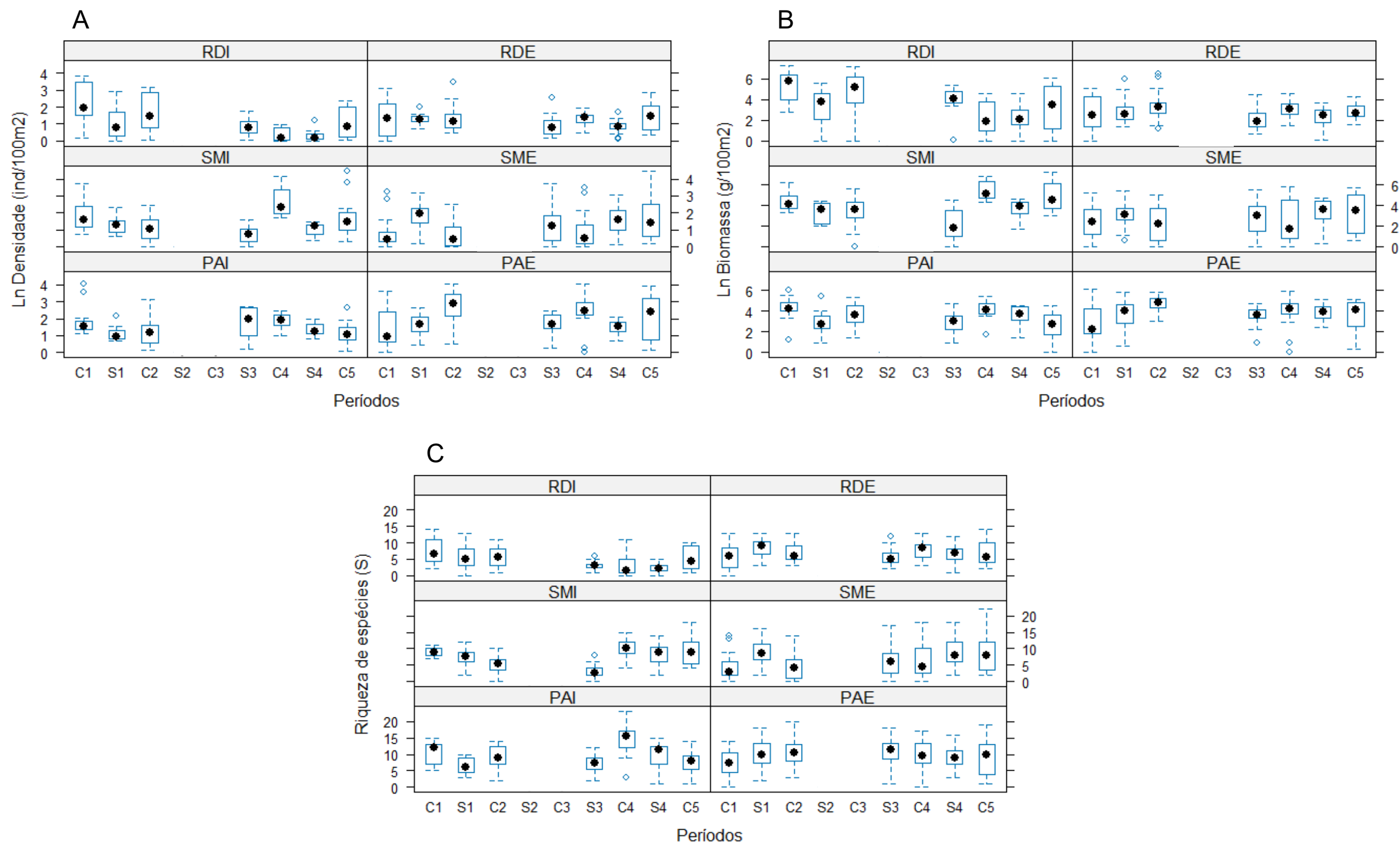
Fatores	GL	Densidade			Biomassa			Riqueza		
		SQ	Pseudo-F	p	SQ	Pseudo-F	p	SQ	Pseudo-F	p
Local: I vs ID	1	23,24	1,541	0,674	14,593	1,6292	0,665	987,43	1,5788	0,6634
Período	5	26,627	1,4577	0,3105	58,58	1,1399	0,4332	285,17	0,53203	0,7843
Estuário (Local)	1	15,08	2,7886	0,1102	8,9573	0,23605	0,6483	625,43	6,5079	0,0636
Local x Período	5	33,992	1,8609	0,2255	86,101	1,6754	0,2586	319,05	0,59523	0,739
Área (Estuário (Local))	3	16,223	8,4247	<b>0,0001</b>	113,84	21,185	<b>0,0001</b>	288,31	6,978	<b>0,0003</b>
Estuário (Local) x Período	5	18,266	0,66835	0,6747	51,392	0,9213	0,5067	536,01	1,5231	0,2341
Área (Estuário (Local)) x Período	15	81,992	7,0964	<b>0,0001</b>	167,35	5,1902	<b>0,0001</b>	1055,8	4,2587	<b>0,0001</b>
	612	458,31			1279			9833,5		
	647	685,89			1768			13946		



Com base nos resultados não significativos da interação entre os fatores Local x Período (Tabela 1), não houve diferenças nos indicadores densidade, biomassa e riqueza entre os estuários, durante os períodos analisados, demonstrando que o Rio Doce e estuários indiretamente impactados apresentaram distribuições espaço-temporais similares destes indicadores ao longo dos quatro anos de monitoramento. Por outro lado, os testes *a posteriori* demonstraram haver diferenças significativas entre as áreas internas e externas de cada estuário nos indicadores densidade e biomassa, porém quanto a riqueza, diferenças significativas entre as áreas foram observadas apenas no Rio Doce.

A ausência de diferenças significativas destes indicadores entre o Rio Doce e os estuários indiretamente impactados vem sendo observada desde o início das análises (RRDM, 2020; RRDM, 2021), porém não é possível afirmar que a ictiofauna estuarina/marinha não esteja sendo afetada pela lama de rejeitos, uma vez que os peixes apresentam relativa mobilidade e estão aptos a mudar de ambiente de acordo com as flutuações nas variáveis ambientais, incluindo aquelas causadas por agentes antropogênicos. Tais deslocamentos populacionais refletem em mudanças na composição e na estrutura das comunidades (MOLINA et al., 2020), porém tais mudanças foram mais conspícuas dentro de cada área de cada estuário (Figura 1).

Figura 1: Variação espaço-temporal da (A) densidade (ind./100m<sup>2</sup>), (B) biomassa (g/100m<sup>2</sup>) e (C) riqueza de espécies (S) de peixes estuarinos/marinhos coletados no estuário diretamente impactado (RD - Rio Doce) e nos estuários indiretamente impactados (SM - São Mateus e PA - Piraquê-Açú); Períodos: chuvosos (C) e secos (S) dos 4 anos de monitoramento, sendo: C1 (dez/2018 e fev/2019), S1 (mai e jun/2019), C2 (nov-dez/2019 e fev/2020), S2 (período não amostrado devido à pandemia de COVID-19), C3 (jan/21, excluído das análises por não ter réplica), S3 (maio/2021 e jul/2021), C4 (nov/2021 e fev/2022), S4 (abr e ago/2022) e C5 (out/2022 e jan/2023). Área: Interna (I – estuário) e Externa (E – plataforma rasa adjacente ao estuário). Ponto preto no *boxplot* indica o valor médio.



Apesar da ausência de diferenças significativas na PERMANOVA na comparação entre o Rio Doce e locais indiretamente impactados (Tabela 1), o teste *a posteriori* demonstrou que os valores de densidade, biomassa e riqueza apresentaram tendência significativa ( $p < 0,05$ ) a diminuição entre C1 e S5 na área interna do Rio Doce (RDI, Figura 1). Nas áreas internas dos locais indiretamente impactados (Piraquê-Açu e São Mateus) também foram observadas diferenças significativas entre as estações, com eventuais aumentos ou diminuições, entretanto, sem tendências sazonais, como foi o caso do Rio Doce. Quanto às áreas externas, os valores também variaram significativamente entre as estações tanto no Rio Doce quanto nos estuários impactados indiretamente, mas sem tendência sazonal conspícua.

O estuário do Rio Doce (RDI) apresenta baixa salinidade, com valores médios próximos de zero durante o ano todo. Uma vez que maiores valores de salinidade podem propiciar a entrada de espécies de peixes marinhos nos estuários, seria então esperado que o estuário do Rio Doce apresentasse menores valores dos indicadores densidade, biomassa e riqueza (CONDINI et al., 2022), em comparação com os estuários indiretamente impactados. Além disso, flutuações espaço-temporais são esperadas nos estudos de comunidades, porém o declínio nos valores dos indicadores observado no rio Doce ao longo do tempo, pode ser consequência dos efeitos do rejeito de minério, como já foi observado por FERNANDES et al. (2020) na comunidade zooplancônica costeira. CONDINI et al. (2022) já haviam observado menores valores de riqueza, porém, como não há estudos anteriores ao rompimento, apenas com o monitoramento dos últimos anos está sendo possível observar as tendências sazonais e compará-las entre os estuários.

Comunidades ictiofaunísticas são consideradas bons indicadores da condição ambiental, uma vez que representam um grupo diversificado de formas, hábitos de vida e, consequentemente, de ocupação de habitats (WHITFIELD & ELLIOTT, 2002). Como não há estudos anteriores ao rompimento na área interna do Rio Doce (RDI), o declínio observado nos indicadores nesta área, reforça a relevância dos peixes como indicadores. Além disso, destaca-se a importância do presente monitoramento como o início da descrição de padrões espaço-temporais da ocorrência da ictiofauna, propiciando o emprego de indicadores integrativos (PINNA et al., 2023) e, posteriormente, medidas de restauração.

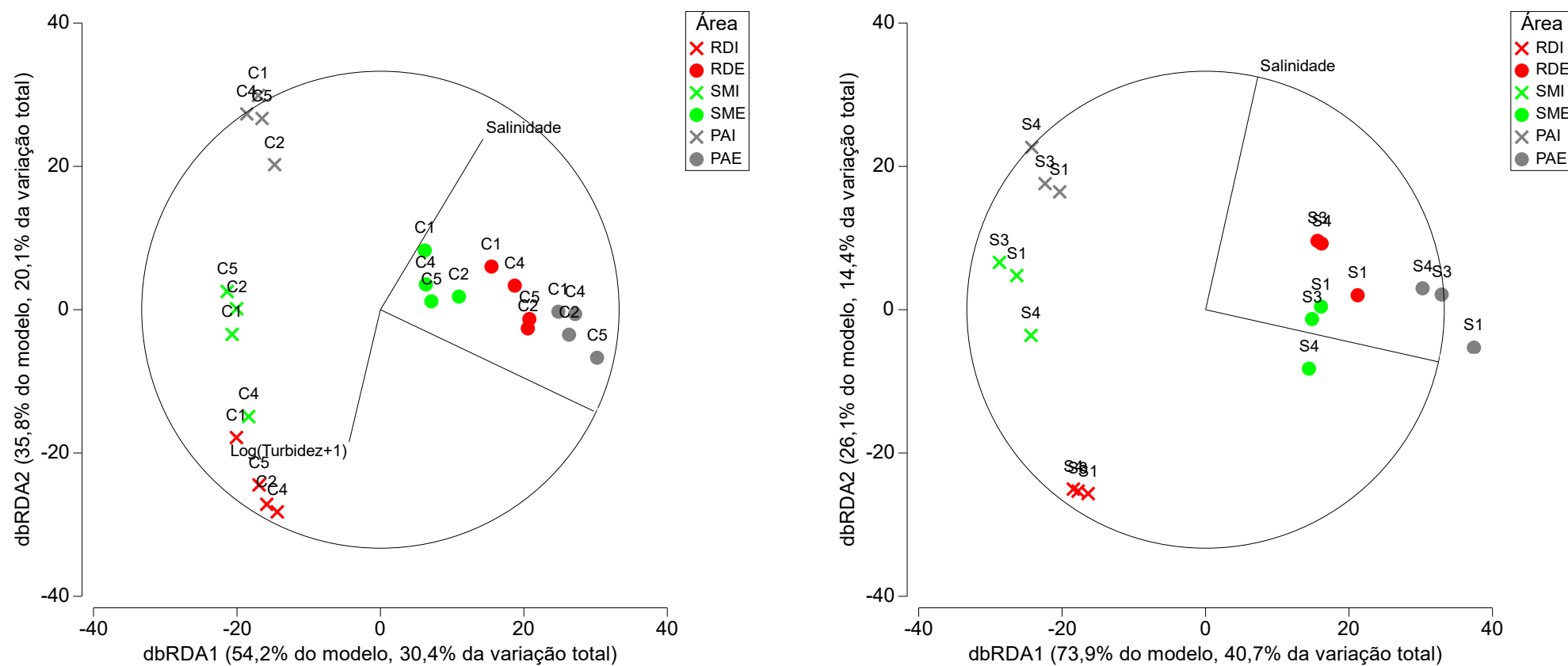
Tabela 2: Resultado da seleção para o melhor modelo de regressão linear baseado em distância (DistLM) para análise das relações entre a estrutura de comunidade (composição e densidade) de peixes estuarinos, e as variáveis abióticas preditoras para cada período (ver Figura 1).

Período chuvoso			Período seco		
Variáveis selecionadas	AICc	R <sup>2</sup>	Variáveis selecionadas	AICc	R <sup>2</sup>
salinidade, turbidez, profundidade	159,94	0,56104	salinidade, profundidade	122,42	0,55168
temperatura, salinidade, turbidez, profundidade	160,29	0,61053	salinidade, turbidez, profundidade	122,54	0,62558
oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez, profundidade	160,42	0,6085	oxigênio dissolvido, salinidade, profundidade	123,52	0,60458
pH, salinidade, turbidez, profundidade	160,61	0,60536	pH, salinidade, profundidade	124,04	0,59307
temperatura, salinidade, profundidade	160,62	0,54831	pH, salinidade, turbidez, profundidade	124,47	0,66485
salinidade, profundidade	160,76	0,48717	temperatura, salinidade, profundidade	124,72	0,57744
temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez, profundidade	160,89	0,65639	oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez, profundidade	124,72	0,66012
pH, salinidade, profundidade	161,32	0,535	profundidade	124,9	0,39487
temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, profundidade	161,32	0,59351	temperatura, salinidade, turbidez, profundidade	125,01	0,65464
oxigênio dissolvido, salinidade, profundidade	161,37	0,534	oxigênio dissolvido, profundidade	125,33	0,47281

Todas as seis variáveis ambientais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez e profundidade) avaliadas nas interações com a estrutura das comunidades de peixes estuarinos durante o período chuvoso, apresentaram correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com os padrões de distribuição espaço-temporal da densidade. Porém, o conjunto de salinidade, turbidez e profundidade apresentou 56,1% (indicado pelo menor valor de AICc) de contribuição nesta distribuição no período chuvoso, conforme apontado pela DistLM (Tabela 2). Destaca-se que a turbidez havia sido observada como fator de menor importância na distribuição espaço-temporal da ictiofauna no relatório anterior (análises até agosto de 2022, FEST, 2023). A entrada desta variável no período analisado no presente documento, provavelmente se deu devido às intensas chuvas observadas no período chuvoso C5 (mais de 1400 mm acumulados entre outubro/22 e janeiro/23, Fonte: CEMADEN – Estação Linhares Centro - <http://www2.cemaden.gov.br>). Como no relatório anterior (FEST, 2023), no período seco, apenas pH, profundidade e salinidade apresentaram resultados significativos ( $p < 0,05$ ) na distribuição espaço-temporal da densidade. O conjunto de salinidade e profundidade apresentou contribuição de 55,2%, sendo estes os fatores que mais influenciaram na distribuição espaço-temporal da densidade das espécies de peixes estuarinos (Tabela 2).

Salinidade é uma variável conhecidamente limitante na distribuição espaço-temporal das comunidades ictiofaunísticas onde a temperatura varia menos, como em estuários tropicais (MOLINA et al., 2020). Sendo uma variável temporalmente influenciada pela entrada de água doce e salgada nos estuários, constitui uma barreira fisiológica para peixes. Por outro lado, a profundidade é uma variável que pode influenciar na distribuição espacial ontogenética, onde os juvenis ocupam águas mais rasas enquanto os adultos são mais observados em águas mais profundas (JAUREGUIZAR et al., 2016). A profundidade vem influenciando a distribuição de robalos-peva (*Centropomus parallelus*), peixes de importância comercial que têm sido observados mais associados a águas mais profundas do Rio Doce, o que não foi observado no rio São Mateus (área indiretamente impactada) (FEST, 2023). Além disso, no primeiro ano do presente estudo, VILAR et al. (2022) observaram que as variáveis influenciadas diretamente pelo rompimento (por exemplo, turbidez, oxigênio dissolvido e pH) influenciaram mais na estruturação das comunidades ictiofaunísticas do Rio Doce, do que aquelas que variam sazonalmente. Desta forma, a ausência de estudos ictiofaunísticos anteriores ao rompimento, somada às evidências de declínio dos indicadores, notadamente no estuário do Rio Doce, reforçam a necessidade de um monitoramento espaço-temporal amplo e de longo prazo, visando conhecer as flutuações naturais da ictiofauna estuarina/marinha na área afetada pelo rompimento.

Figura 2: Análise de Redundância baseada em distância (dbRDA) para avaliação das relações entre a estrutura de comunidade de peixes estuarinos e as variáveis ambientais preditoras nos períodos chuvoso (A) e seco (B). Foram amostradas as áreas internas (I) e externas (E) dos estuários do Rio Doce (RD), São Mateus (SM) e Piraquê-Açu (PA), nos períodos chuvosos e secos, incluindo: C1 (dez/2018 e fev/2019), S1 (mai e jun/2019), C2 (nov-dez/2019 e fev/2020), S2 (período não amostrado devido à pandemia de COVID-19), C3 (jan/21, excluído das análises por não ter réplica), S3 (mai/2021 e jul/2021), C4 (nov/2021 e fev/2022), S4 (abr e ago/2022), C5 (out/2022 e jan/2023), relacionando as variáveis ambientais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez e profundidade) previamente normalizadas, selecionadas pelo procedimento *Best* e critério de seleção AICc sobre a matriz de similaridade de Bray-Curtis da densidade (ind./100m<sup>2</sup>) e frequência de ocorrência.



No período chuvoso (Figura 2A), os dois primeiros eixos da análise de redundância capturaram 90% do modelo, e 50,5% da variação total. Neste período, destaca-se a turbidez como fator preponderante na similaridade da área interna do Rio Doce (RDI) em todas as estações, o que foi observado apenas no estuário indiretamente impactado do rio São Mateus, em C4. Neste período, as estações das áreas externas aparecem mais distantes entre si do que foi observado no período seco, indicando menor similaridade. No período seco (Figura 2B), os dois primeiros eixos da análise de redundância capturaram 100% do modelo, e 55,1% da variação total dos dados de densidade. Neste período, é possível observar que na área interna do Rio Doce, as estações secas amostradas foram mais similares entre si do que as estações chuvosas. Ainda neste período, houve maior similaridade na densidade entre as áreas externas do Rio Doce e aquelas dos estuários indiretamente impactados, sendo esta distribuição mais influenciada por maiores valores de profundidade.

A turbidez não havia sido uma variável preponderante na distribuição da densidade do período chuvoso no relatório anterior (FEST, 2023) e, portanto, deve ter sido apontada pelas análises no presente documento devido às chuvas excessivas observadas nas áreas analisadas, entre outubro/2022 e janeiro/2023 (mais de 1400 mm acumulados entre outubro/22 e janeiro/23, Fonte: CEMADEN – Estação Linhares Centro - <http://www2.cemaden.gov.br>). Conclui-se que, dentre as variáveis ambientais analisadas, salinidade e profundidade governam a distribuição da densidade tanto no período chuvoso quanto no seco, porém eventos extremos, como o alto volume de chuvas observado em C5, aumentam o aporte de águas continentais, aumentando a turbidez e influenciando a distribuição da densidade dos peixes, sobretudo na área interna do Rio Doce. Estudos sobre os indicadores das comunidades ictiofaunísticas estuarinas/marinhas atingidas por rejeitos de minério são escassos fora do âmbito do rompimento da Barragem de Fundão que afetou o Rio Doce. No entanto, eventos como dragagens, que aumentam a turbidez das águas, conforme observado no presente estudo, foram apontados como responsáveis pela diminuição da densidade de algumas espécies, indicando mudança na estrutura das comunidades ictiofaunísticas durante estes eventos (BARLETTA et al., 2016).

As variações espaço-temporais dos indicadores da ictiofauna não são conhecidas antes do rompimento, então não é possível afirmar que o decréscimo dos valores dos indicadores observados no monitoramento na área interna do Rio Doce seja diferente do esperado. Por outro lado, o monitoramento permitiu observar este decréscimo nos indicadores na área interna do Rio Doce, e esta área, dentre as analisadas, foi a mais atingida diretamente pelo rejeito. Nas demais áreas (indiretamente impactadas), não foram observadas tais tendências sazonais, indicando que a área interna do Rio Doce apresentou variações espaço-temporais diferentes das demais áreas estudadas.

## 2.1.2 Carcinofauna estuarina/marinha

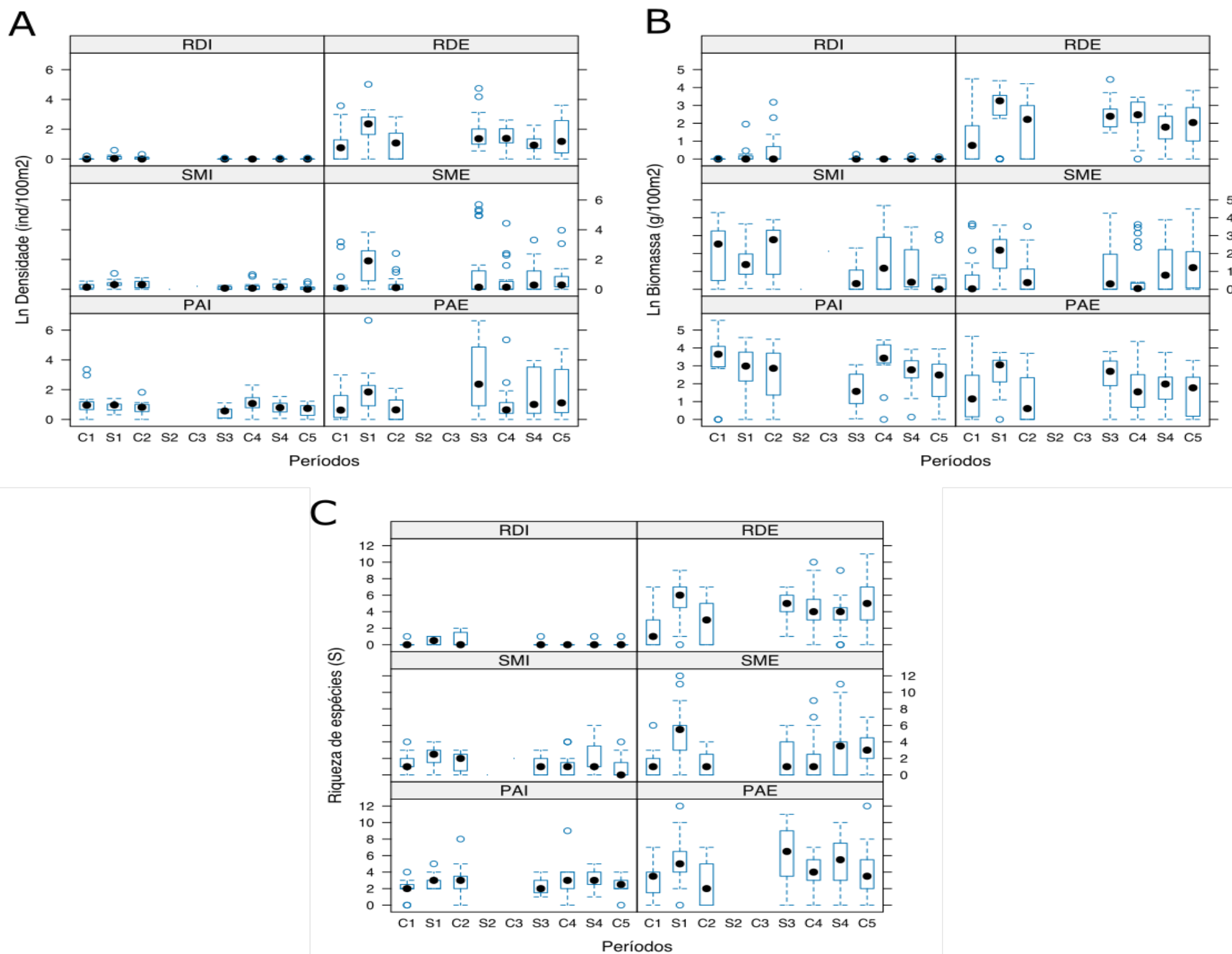
Tabela 3: Resultados da Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) univariada baseada na matriz de Distância Euclidiana dos dados de densidade (ind./100m<sup>2</sup>) e biomassa (g/100m<sup>2</sup>) transformados pelo logaritmo natural (x+1), e riqueza de espécies (S) de crustáceos estuarinos/marinhos. Local: I = estuário diretamente impactado (Rio Doce), ID = estuários indiretamente impactados (São Mateus e Piraquê-Açú), Período: chuvosos e secos dos 4 anos de monitoramento, incluindo: C1 (dez/2018 e fev/2019), S1 (maio a junho/2019), C2 (nov-dez/2019 e fev/2020), S2 (período não amostrado devido à pandemia de COVID-19), C3 (jan/21, excluído das análises por não ter réplica), S3 (maio-jun/2021), C4 (nov/2021 e fev/2022), S4 (abr e ago/2022) e C5 (out/22 e jan/23). Área: I (Interna – estuário) e Externa (E – plataforma rasa adjacente ao estuário); GL = graus de liberdade, SQ = soma dos quadrados, Pseudo-F = valor da estatística, p = probabilidade associada ao teste (p < 0,05 = valores significativos, em negrito).

Fatores	GL	Densidade (ind./100m <sup>2</sup> )			Biomassa (g/100m <sup>2</sup> )			Riqueza (S)		
		SQ	Pseudo-F	p	SQ	Pseudo-F	p	SQ	Pseudo-F	p
Local: I x ID	1	2,211	0,046	0,865*	62,354	0,599	0,573*	14,875	0,576	0,590*
Estuário (Local)	1	49,936	0,997	0,392*	107,900	1,423	0,325*	26,743	0,813	0,439*
Local x Período	6	3,466	0,597	0,737	15,324	1,669	0,280	2,351	0,559	0,754
Área (Estuário (Local))	3	147,580	49,283	<b>&lt;0,001</b>	223,610	55,990	<b>&lt;0,001</b>	96,941	90,635	<b>&lt;0,001</b>
Estuário (Local) x Período	6	5,797	0,272	0,940	9,218	0,281	0,937	4,266	0,705	0,648
Área (Estuário (Local)) x Período	18	63,809	3,551	<b>&lt;0,001</b>	98,337	4,104	<b>&lt;0,001</b>	18,028	2,809	<b>&lt;0,001</b>
Resíduos	714	712,690			950,520			254,560		
Total	755	1081,200			1471,600			446,110		



As análises da variação espaço-temporal mostraram que não houve diferença significativa na variação da densidade, biomassa e riqueza de espécies de crustáceos entre a área impactada (Rio Doce) e as áreas indiretamente impactadas (São Mateus e Piraquê-Açu) ao longo de todo monitoramento, o que é evidenciado pela ausência de significância na interação entre os fatores Local x Período (Tabela 3). A estrutura espaço-temporal da comunidade é influenciada pela interação entre Área x Período, com diferenças significativas na composição e distribuição das assembleias de crustáceos que ocorrem nas áreas internas e externas dos estuários relacionadas aos períodos chuvosos e secos. A visualização gráfica dos resultados obtidos nas análises dos índices ecológicos (densidade, biomassa e riqueza de espécies) está apresentada na Figura 3.

Figura 3: Composição e estrutura da comunidade de crustáceos estuarinos e marinhos. Variação espaço-temporal da (A) densidade (ind./100m<sup>2</sup>), (B) biomassa (g/100m<sup>2</sup>) e (C) riqueza de espécies (S) de crustáceos estuarinos/marinhos coletados no estuário diretamente impactado (RD – Rio Doce) e nos estuários indiretamente impactados (SM – São Mateus e PA – Piraquê-Açú); Períodos: chuvosos (C) e secos (S) dos 4 anos de monitoramento, sendo: C1 (dez/2018 e fev/2019), S1 (mai a junho/2019), C2 (nov-dez/2019 e fev/2020), S2 (período não amostrado devido 'a pandemia de COVID-19), C3 (jan/21, excluído das análises por não ter réplica), S3 (maio-jun/2021), C4 (nov/2021 e fev/2022), S4 (abr e ago/2022) e C5 (out/22 e jan/23). Área: I (Interna – estuário) e Externa (E – plataforma rasa adjacente ao estuário). Ponto preto no boxplot indica o valor médio.



As análises mostraram uma variação da densidade (ind./100m<sup>2</sup>) de crustáceos (Figura 3A) semelhante entre a área impactada (Rio Doce) e áreas indiretamente impactadas (rio São Mateus e rio Piraquê-Açu), com as áreas internas (estuarinas) apresentando menores médias em relação às áreas externas. Ainda assim, os menores valores foram obtidos na área interna do Rio Doce, com pouca variabilidade em torno da média próxima a zero, tal como observado nos rios São Mateus e Piraquê-Açu. A área externa do Rio Doce apresentou variação da densidade semelhante nos três primeiros períodos em todos os locais amostrados, indicando homogeneidade na composição e distribuição das espécies, porém com um diferente padrão em comparação aos demais rios nos últimos três períodos, com aumento do valor médio no período C4, e um ligeiro decréscimo no valor médio para o último período seco (S4).

As análises em termos da biomassa (g/100m<sup>2</sup>) de crustáceos (Figura 3B) apresentaram o mesmo padrão da densidade, com uma variação semelhante na área impactada e nas áreas indiretamente impactadas, com as áreas estuarinas apresentando menores médias em relação às áreas externas. Os menores valores foram sempre obtidos no estuário do Rio Doce, com maior variabilidade no período C2, porém média geral próxima a zero. Na área externa do Rio Doce, a variação da biomassa foi semelhante nos três primeiros períodos em todos os locais amostrados. A partir do período S3, um diferente padrão vem sendo observado em comparação aos demais rios, com um leve aumento do valor médio no período chuvoso C4 e C5, embora ainda não significativo e, portanto, semelhante aos últimos períodos amostrados.

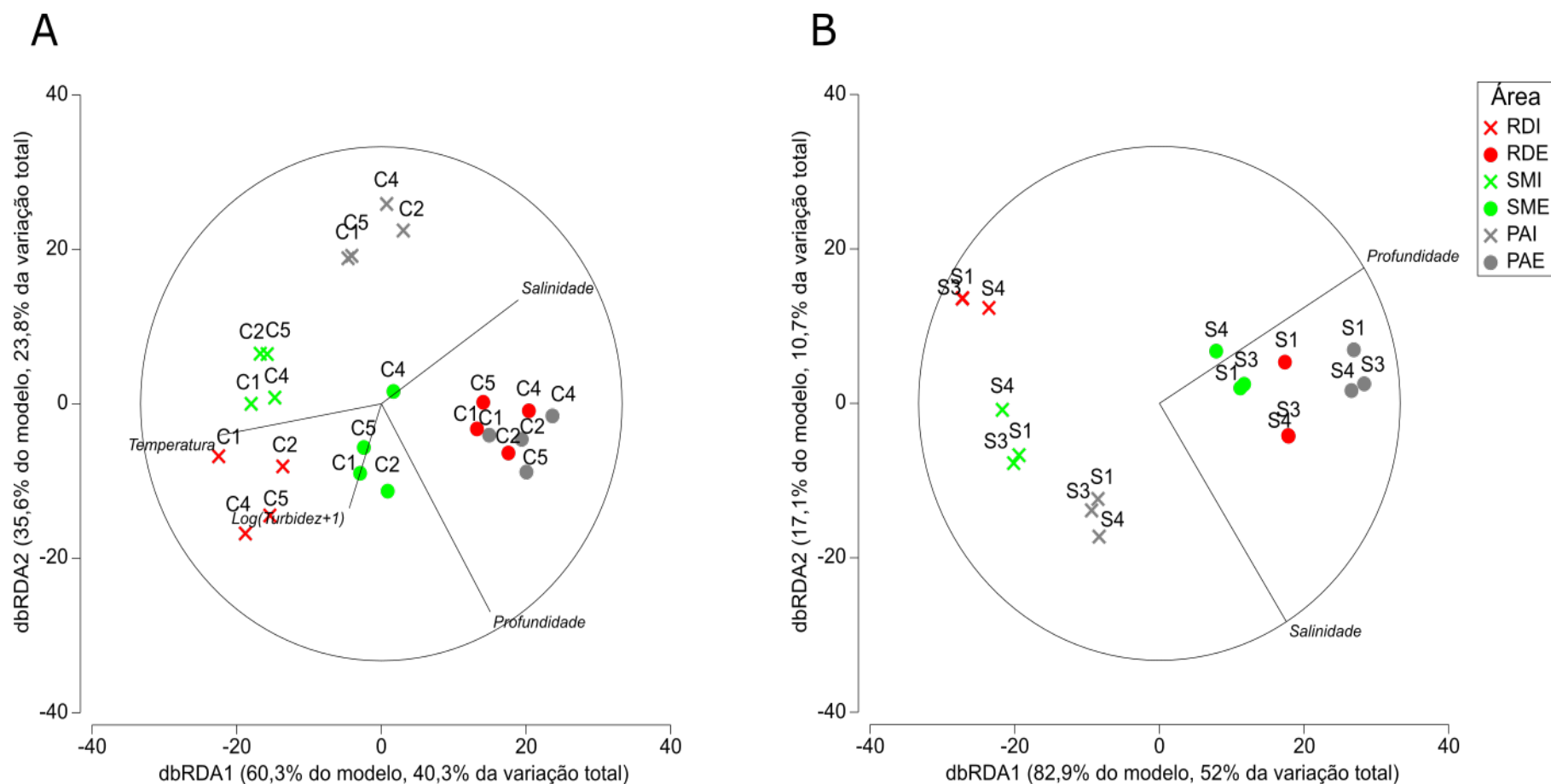
Quanto à riqueza de espécies (S) de crustáceos (Figura 3C), as análises também mostraram uma variação semelhante entre a área impactada e áreas indiretamente impactadas, com as áreas estuarinas apresentando menores médias em relação às áreas externas e os menores valores obtidos na área interna (estuário) do Rio Doce, com média próxima a zero. A área externa apresentou variação da riqueza de espécies semelhante nos três primeiros períodos em todos os locais amostrados, porém com um claro aumento do valor médio no período C1. Houve também um ligeiro aumento da riqueza na área externa do Rio Doce durante o último período chuvoso analisado (C5), embora não significativo em relação aos períodos anteriores.

Tabela 4: Composição e estrutura da comunidade de crustáceos estuarinos e marinhos. Resultado da seleção para o melhor modelo de regressão linear baseado em distância (DistLM) para análise das relações entre a estrutura das assembleias (composição e densidade) de crustáceos e as variáveis abióticas preditoras para cada período (ver Figura 7).

Período Chuvoso			Período Seco		
Seleção	AICc	R <sup>2</sup>	Seleção	AICc	R <sup>2</sup>
Temperatura, Salinidade, Log (Turbidez), Profundidade	137,11	0,68	Salinidade, Profundidade	109,10	0,63
Temperatura, Salinidade, Profundidade	137,73	0,61	Temperatura, Salinidade, Profundidade	110,76	0,66
Temperatura, Log (Turbidez), Profundidade	138,02	0,61	Profundidade	111,00	0,51
Salinidade, Profundidade	138,07	0,55	Salinidade, Log (Turbidez), Profundidade	111,13	0,65
Salinidade, Log (Turbidez), Profundidade	138,55	0,60	OD, Salinidade, Profundidade	111,50	0,65

As análises visando determinar relações da variação espaço-temporal das assembleias de crustáceos e das variáveis abióticas, foram realizadas separadamente para os períodos chuvosos e secos (Tabela 4). No período chuvoso, o melhor modelo ( $AICc = 137,11$ ) incluiu quatro variáveis abióticas (temperatura, salinidade, turbidez e profundidade), cuja contribuição para explicar os padrões espaciais observados foi bastante elevada ( $R^2 = 0,68$ ). No período seco, o melhor modelo ( $AICc = 109,10$ ) incluiu apenas a salinidade e a profundidade, mas ainda assim com elevada contribuição ( $R^2 = 0,63$ ) para os padrões observados. As análises demonstraram um grande efeito de fatores ambientais naturais na composição e distribuição das espécies de crustáceos na área amostrada, com diferença marcante entre períodos chuvosos e secos, associada às variações de salinidade. A visualização gráfica destes modelos foi realizada por meio de análises de redundância baseada em distância (dbRDA), apresentado na Figura 4.

Figura 4: Análise de Redundância baseada em distância (dbRDA) para avaliação das relações entre a estrutura de comunidade de crustáceos e as variáveis ambientais preditoras no período chuvosos (A) e secos (B). Foram amostradas as áreas internas (I) e externas (E) dos estuários do Rio Doce (RD), São Mateus (SM) e Piraquê-Açu (PA), nos 4 anos de monitoramento, incluindo: C1 (dez/2018 e fev/2019), S1 (maio a junho/2019), C2 (nov-dez/2019 e fev/2020), S2 (período não amostrado devido à pandemia de COVID-19), C3 (jan/21, excluído das análises por não ter réplica), S3 (maio-jun/2021), C4 (nov/2021 e fev/2022), S4 (abr e ago/2022) e C5 (out/22 e jan/23), relacionando as variáveis ambientais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez e profundidade) previamente normalizadas, selecionadas pelo procedimento Best e critério de seleção AICc sobre a matriz de similaridade de Bray-Curtis da densidade (ind./100m<sup>2</sup>) e frequência de ocorrência.



No período chuvoso (Figura 4A), os dois primeiros eixos do gráfico dbRDA (análise de redundância baseada em distância) capturaram 95,9% da variação ajustada ao modelo e 66,8% da variação total dos dados analisados. Isto indica que 30% da variação da composição e distribuição da fauna de crustáceos nas áreas e períodos amostrados é determinada por outros fatores não mensurados. O primeiro eixo do gráfico foi correlacionado positivamente com variações de salinidade e negativamente com variações de temperatura, mostrando clara homogeneidade das assembleias de crustáceos nas áreas internas do Rio Doce e São Mateus está mais relacionada à redução da salinidade e ao aumento da temperatura. Nas áreas externas do Rio Doce e Piraquê-Açu, e interna do Piraquê-Açu, como esperado, a variabilidade na composição da fauna de crustáceos está associada ao aumento da salinidade. O segundo eixo do gráfico foi correlacionado principalmente às variações de profundidade e turbidez, mostrando que durante o período chuvoso as assembleias de crustáceos na área interna do Rio Doce e nas áreas externas dos três locais amostrados são mais influenciadas pelo aumento destes dois fatores.

No período seco (Figura 4B), os dois primeiros eixos do gráfico dbRDA capturaram 100% da variação ajustada ao modelo e 62,7% da variação total dos dados. Isto também indica que há fatores não mensurados influenciando a composição e distribuição dos crustáceos nas áreas amostradas durante o período seco. O primeiro eixo foi correlacionado positivamente com profundidade, mostrando uma maior semelhança das assembleias que ocorrem nas áreas externas (mais profundas) dos três locais amostrados, e uma homogeneidade das áreas internas relacionada à salinidade, de acordo com as peculiaridades de cada estuário quanto à variação deste fator: Rio Doce possui níveis de salinidade muito baixos, rio São Mateus possui influência intermediária da drenagem fluvial e do influxo da cunha salina proveniente da zona marinha costeira, e rio Piraquê-Açu possui grande influência marinha.

A variação de salinidade constitui um dos principais fatores ambientais que influenciam a distribuição da macrofauna bentônica em ecossistemas estuarinos e costeiros adjacentes (BERNARDINO et al., 2018), incluindo os crustáceos. Na ausência de dados pretéritos, as diferenças observadas na área interna do Rio Doce (estuário) não podem ser exclusivamente atribuídas ao impacto do rompimento, uma vez que a baixa salinidade da área pode refletir naturalmente em menores valores de densidade, biomassa e riqueza de espécies quando comparados aos ambientes marinhos adjacentes ou mesmo outros ambientes estuarinos sujeitos a maior influência marinha (OLIVEIRA-FILHO, 2023). É, portanto, fundamental e necessária a continuidade do monitoramento a longo prazo, visando compreender a dinâmica natural das variações espaço-temporais da fauna de crustáceos na área impactada pelo rompimento da Barragem de Fundão, para que possibilite a determinação dos potenciais efeitos adversos à fauna e que sirva como subsídio para a elaboração de medidas de mitigação na área de impacto.

### 2.1.3 Ictiofauna recifal

Tabela 5: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Resultado da Análise de Variância por Permutação (PERMANOVA) na área norte (zona Impacto, C1-C4) comparando a biomassa, abundância, composição e diversidade de alfa ( $q^0$ ,  $q^1$  e  $q^2$ ) dos peixes recifais entre o tempo (T), as zonas (Z, incluindo o contraste entre Impacto vs Controles (I vs. C), e os setores (S) estudados. Legenda: GL = grau de liberdade, Pseudo-F = estatística F; P(perm) = valor de significância. Valores significativos em negrito.

Fontes de variação	GL	Biomassa		Abundância		Composição		q0		q1		q2	
		Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)
T	4	4.4333	0.001	7.5877	0.001	2.7455	0.001	5.8931	0.001	4.8127	0.002	4.153	0.004
Z	4	5.3483	0.004	2.3899	0.065	7.152	0.001	2.3639	0.087	5.5828	0.013	5.6643	0.009
I vs. C	1	1.8174	0.24	12.937	0.002	14.265	0.001	2.3023	0.206	3.2319	0.142	3.4744	0.127
S (Z)	25	4.9827	0.001	6.9272	0.001	5.3618	0.001	9.7002	0.001	3.5378	0.001	3.0143	0.001
S (I vs. C)	10	8.6309	0.001	7.244	0.001	4.5258	0.001	13.134	0.001	4.0316	0.001	2.7755	0.002
T(Z)	15	1.4906	0.062	1.8096	0.012	1.9293	0.001	1.2237	0.292	0.8477	0.629	0.9611	0.493
T(I vs. C)	4	2.1629	0.112	2.0579	0.075	2.8321	0.001	0.9303	0.459	1.6997	0.211	1.3862	0.275
T(S(Z))	84	1.7809	0.001	1.6772	0.001	2.1105	0.001	2.2241	0.001	1.775	0.001	1.5077	0.005
T(S(I vs. C))	29	3.159	0.001	1.9471	0.001	2.2581	0.001	2.5284	0.001	2.1698	0.001	1.9144	0.002
Resíduo	64												
Total	78												



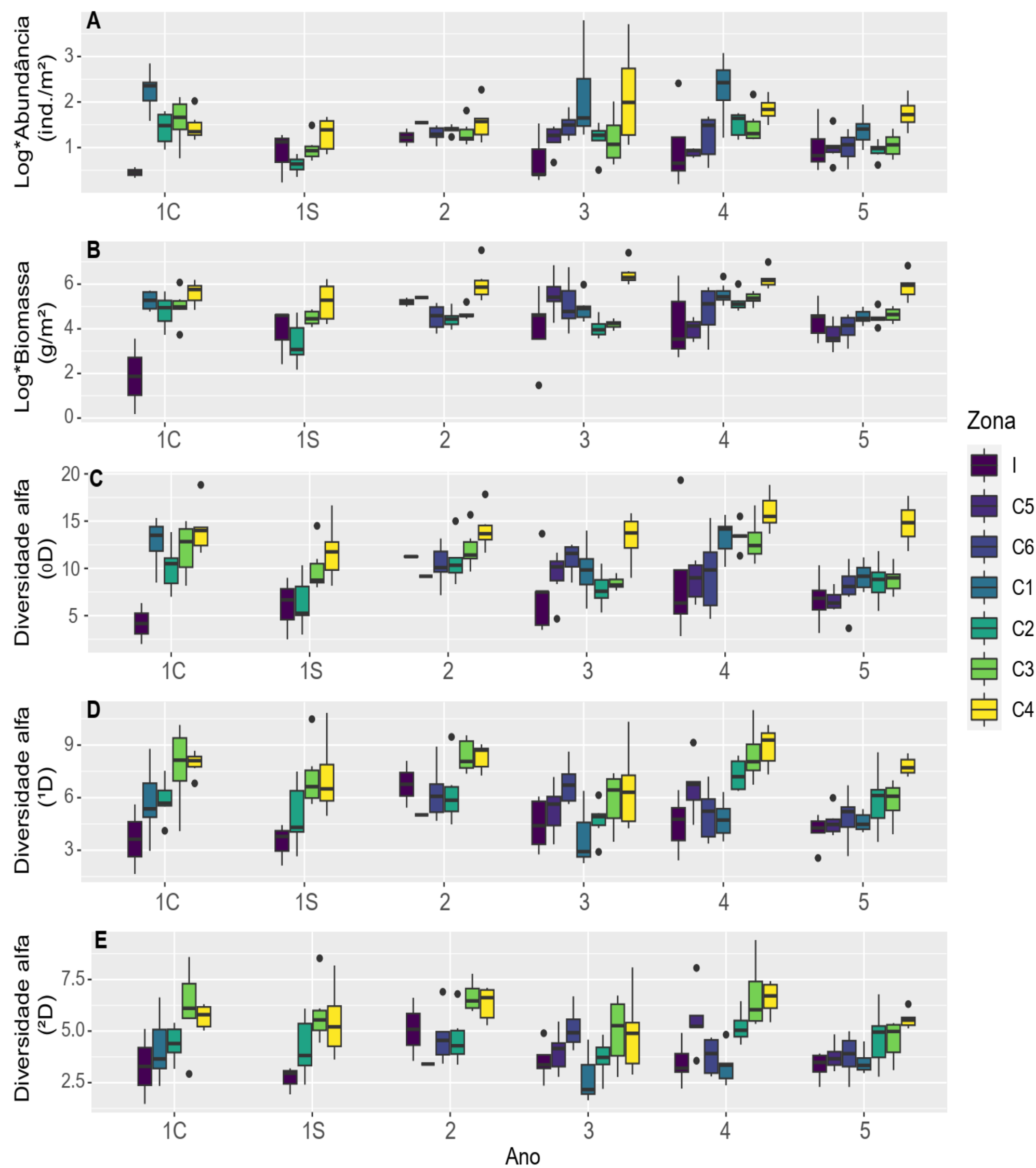
Para a área norte, as assembleias de peixes recifais amostradas na zona Impacto apresentaram diferenças significativas para abundância e composição de espécies quando comparado com as zonas Controle C1-C4, indicado pelo contraste (I vs. C). Especificamente, a zona Impacto possui uma menor abundância de peixes (Figura 5A) e uma composição diferenciada de espécies. A biomassa de peixes não apresentou diferenças significativas na zona Impacto quando comparada às zonas Controle C1-C4 (contraste I vs. C), indicando que, apesar da menor abundância, o tamanho corporal dos peixes promove valores de biomassa similares entre a zona Impacto e as zonas Controle quando analisado todos os anos de forma conjunta. No entanto, a significância na interação do contraste I vs. C com os setores (S (I vs. C)) indica que a diferença de biomassa entre a zona Impacto e as zonas Controle depende do setor (S). Os valores de diversidade alfa  $q_0$  (menor peso para espécies abundantes e maior peso para as espécies raras),  $q_1$  (valores de diversidade verdadeira) e  $q_2$  (Maior peso para espécies dominantes) não apresentaram diferenças significativas para o contraste I vs C, apesar dos menores valores destes três indicadores serem observados na zona Impacto (Figura 5C,D,E). Todos os indicadores (biomassa, abundância, composição de espécies e diversidade alfa) apresentaram diferenças significativas entre os anos (T), indicando contínua mudanças destes indicadores ao longo do tempo Tabela 5.

Tabela 6: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Resultado da Análise de Variância por Permutação (PERMANOVA) na área sul (zona Impacto, C5-C6) comparando a biomassa, abundância, composição e diversidade de alfa ( $q^0$ ,  $q^1$  e  $q^2$ ) dos peixes recifais entre o tempo (T), as zonas (Z, incluindo o contraste entre Impacto vs Controles (I vs. C), e os setores (S) estudados. Legenda: GL = grau de liberdade, Pseudo-F = estatística F; P(perm) = valor de significância. Valores significativos em negrito.

Fontes de variação	GL	Biomassa		Abundância		Composição		$q^0$		$q^1$		$q^2$	
		Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)
T	3	1.7407	0.150	2.1176	0.106	1.3642	0.119	2.7634	0.058	2.5347	0.085	1.8493	0.149
Z	2	1.9738	0.166	5.3862	<b>0.018</b>	3.1198	<b>0.001</b>	7.172	<b>0.008</b>	5.02	<b>0.03</b>	3.1575	0.066
I vs. C	1	4.3166	0.054	4.8102	0.055	3.1029	<b>0.001</b>	6.4275	<b>0.04</b>	3.9796	0.106	1.7965	0.228
S (Z)	15	2.8405	<b>0.001</b>	3.9983	<b>0.001</b>	3.1425	<b>0.001</b>	4.8576	<b>0.001</b>	2.926	<b>0.001</b>	2.2959	<b>0.004</b>
S (I vs. C)	10	3.7102	<b>0.001</b>	5.9736	<b>0.001</b>	3.1817	<b>0.001</b>	5.6069	<b>0.001</b>	2.6724	<b>0.004</b>	1.8858	<b>0.047</b>
T(Z)	6	1.4706	0.192	1.7479	0.103	1.5639	<b>0.006</b>	0.9654	0.456	1.917	0.113	2.8644	<b>0.032</b>
T(I vs. C)	3	2.8744	0.068	2.1086	0.079	1.9924	<b>0.002</b>	1.2104	0.333	1.6065	0.196	2.2706	0.094
T(S(Z))	33	2.4152	<b>0.001</b>	2.3247	<b>0.001</b>	2.4391	<b>0.001</b>	3.3577	<b>0.001</b>	2.2718	<b>0.001</b>	1.7015	<b>0.013</b>
T(S(I vs. C))	24	2.5395	<b>0.001</b>	1.8184	<b>0.003</b>	2.2741	<b>0.001</b>	2.4212	<b>0.001</b>	2.082	<b>0.001</b>	1.6307	<b>0.025</b>
Resíduo	276												
Total	343												

Para a área sul, onde estão as zonas mais próximas à zona Impacto, foram detectadas diferenças significativas nos indicadores composição e diversidade alfa  $q_0$  (menor peso para espécies abundantes e maior peso para as espécies raras) entre a zona Impacto e as zonas Controle C5-C6 (contraste I vs. C). Ainda, para todos os indicadores, verificou-se que as diferenças entre a zona Impacto e as zonas Controle C5-C6 dependem dos setores analisados, indicado pela interação S (I vs. C), o qual apresentou diferenças significativas para todos os indicadores. Todos os indicadores não apresentaram diferenças significativas entre os anos (T). No entanto, entre as zonas (Z) foram detectadas diferenças significativas nos indicadores abundância, composição,  $q_0$  (menor peso para espécies abundantes e maior peso para as espécies raras) e  $q_1$  (valores de diversidade verdadeira).

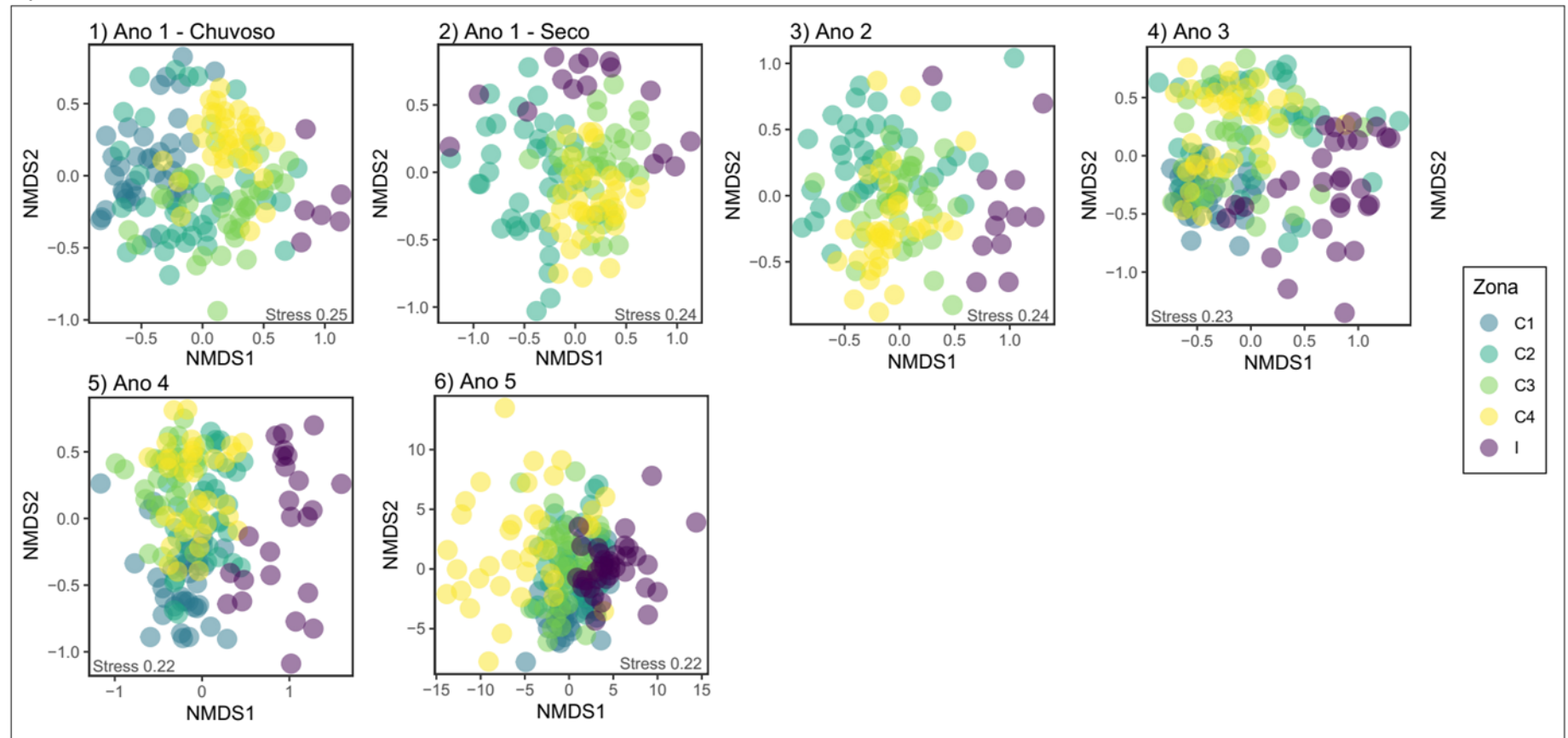
Figura 5: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Abundância (A), biomassa (B), e diversidade alfa <sup>0</sup>D (C), <sup>1</sup>D (D) e <sup>2</sup>D (E) de peixes recifais nas zonas amostradas durante as campanhas: 1C (Estação chuvosa Ano 1), 1S (Estação seca Ano 1), 2 (Estação chuvosa Ano 2), 3 (Estação chuvosa Ano 3), e 4 (Estação chuvosa Ano 4). C) 0D – Menor peso para espécies abundantes e maior peso para as espécies raras; <sup>1</sup>D – Valores de diversidade verdadeira; <sup>2</sup>D – Maior peso para espécies dominantes, calculadas para as seis zonas estudadas. I= Impacto-APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória e C6= Guarapari. A legenda da figura está representada por ordem de distância da zona de impacto I, sendo Vitória (C5) a zona mais próxima e Abrolhos (C4) a zona mais distante.



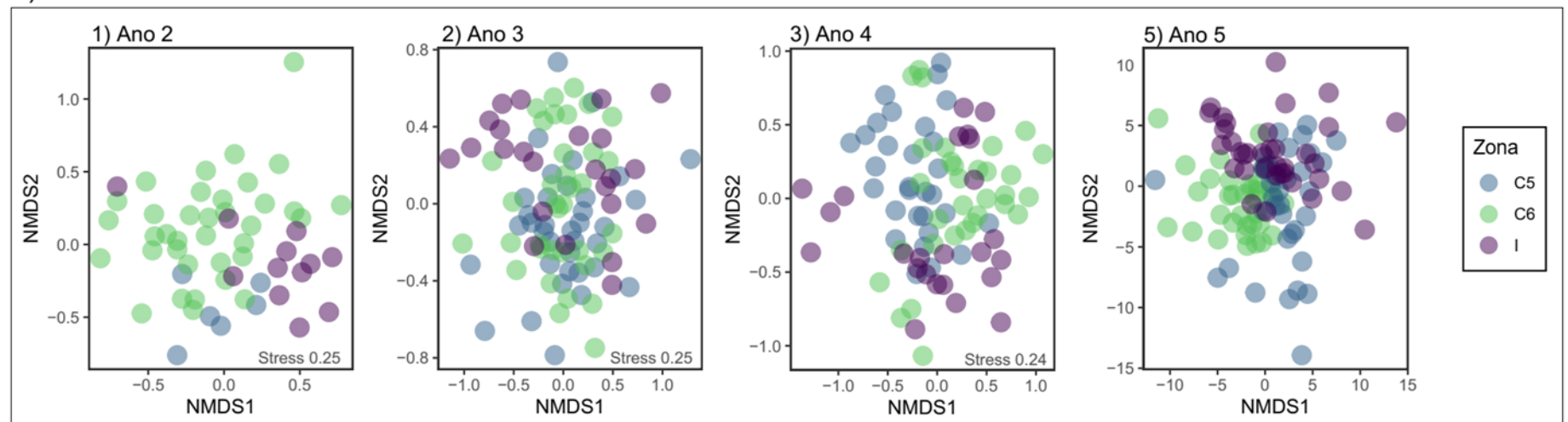
No geral, a zona Impacto e as zonas mais próximas à zona de Impacto (C5 e C6) apresentaram os menores valores de abundância, biomassa, e diversidade alfa para espécies raras ( $0D$ ), espécies no geral ( $1D$ ) e espécies dominantes ( $2D$ ), de peixes recifais, padrão que se manteve ao longo dos cinco anos de amostragem.

Figura 6: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Distribuição das assembleias de peixe recifal em espaço multi-dimensional (Non-metric multi dimensional scaling) nas zonas amostradas na área norte (A) e sul (B), mostrando as campanhas 1) Estação chuvosa Ano 1; 2) Estação seca Ano 1; 3) Estação chuvosa Ano 2; 4) Estação chuvosa Ano 3; e 5) Estação chuvosa do Ano 4. Cada ponto representa uma réplica (UVC). Quanto mais perto um ponto do outro, mais parecido em composição de comunidade. I= Impacto-APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória e C6= Guarapari.

#### A) Norte

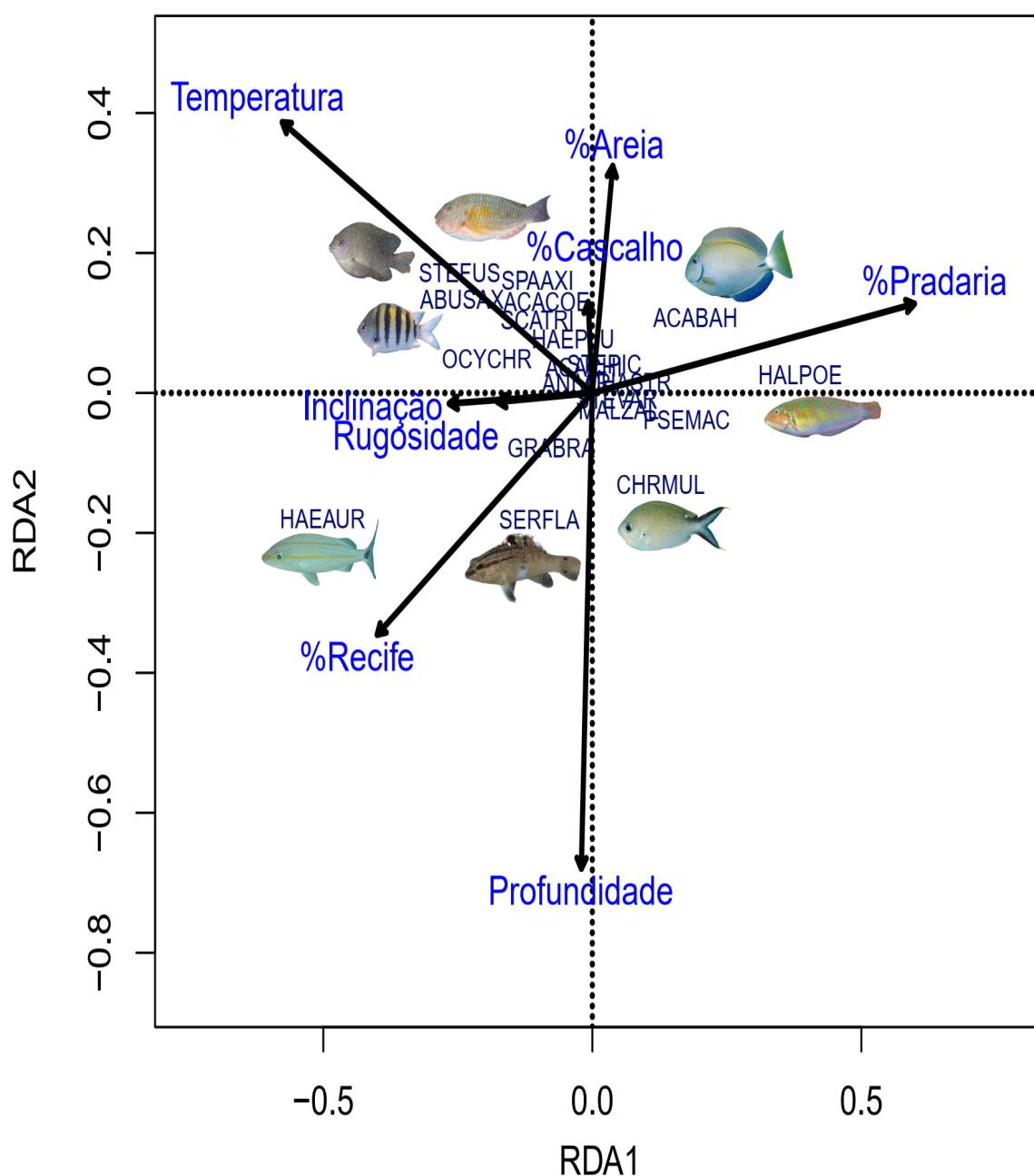


#### B) Sul



Considerando a composição das assembleias de peixes recifais, a zona Impacto (círculos roxos) permaneceu mais homogênea entre si na área norte (A) em comparação às zonas controle C1-C4, e relativamente homogênea com as demais zonas na área sul (B) em comparação com as zonas controle C5-C6, padrão que se manteve ao longo dos cinco anos de amostragem.

Figura 7: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais (influência das variáveis ambientais). Distribuição das espécies de peixe recifal e das variáveis abióticas nas seis zonas amostradas visualizadas em espaço multi-dimensional. Os vetores mostram as variáveis preditoras significativas para o modelo final ( $p < 0,05$ ). O comprimento do vetor indica o peso da variável. Apenas as espécies de peixes que foram influenciadas pelas variáveis preditoras foram incluídas na figura. ABUSAX = *Abudefduf saxatilis*, ACABAH = *Acanthurus bahianus*, ACACHI = *Acanthurus chirurgus*, ACACOE = *Acanthurus coeruleus*, ANIVIR = *Anisotremus virginicus*, CHASTR = *Chaetodon striatus*, CHRMUL = *Chromis multilineata*, GRABRA = *Gramma brasiliensis*, HAEAUR = *Haemulon aurolineatum*, HAEPLU = *Haemulon plumierii*, HALPOE = *Halichoeres poeyi*, MALZAL = *Malacoctenus zualari*, OCYCHR = *Ocyurus chrysurus*, PSEMAC = *Pseudupeneus maculatus*, SCATRI = *Scarus trispinosus*, SERFLA = *Serranus flaviventris*, SPAAXI = *Sparisoma axillare*, STEFUS = *Stegastes fuscus*, STEPIC = *Stegastes pictus*, STEVAR = *Stegastes variabilis*.





As variáveis de temperatura, profundidade, porcentagem de substrato recifal e porcentagem de substrato de pradaria foram importantes preditoras da diversidade de peixes recifais considerando todas as zonas em conjunto. Nas zonas amostradas, umas das espécies mais comuns, *Halichoeres poeyi* (Labridae) e *Acanthurus bahianus* (Acanthuridae) foram influenciadas positivamente pela cobertura de Pradaria; *Sparisoma axillare* (Labridae: Scarinae), *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae) e *Stegastes fuscus* (Pomacentridae) foram influenciadas positivamente pela temperatura. O também abundante *Haemulon aurolineatum* (Haemulidae) foi influenciado principalmente pela cobertura de substrato recifal, assim como a espécie *Serranus flaviventris* (Serranidae), que junto com a espécie *Chromis multilineata* (Pomacentridae) foram influenciadas positivamente pela profundidade.

Tabela 7: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Resultado da Análise de Variância por Permutação (PERMANOVA) comparando a abundância e a biomassa dos grupos tróficos piscívoro/cefalópode, herbívoro-detritívoro, herbívoro de macroalga, invertívoro móvel, invertívoro-piscívoro, invertívoro sésil, invertívoro móvel e sésil, onívoro, onívoro-planctívoro e planctívoro de peixes recifais entre o tempo (T), as zonas (Z), incluindo o contraste entre Impacto vs Controles (I vs. C)), e os setores (S) estudados na área norte (zona I e C1-C4).

Legenda: Pseudo F = estatística F. \* = Significância estatística.

Fontes de variação	GL	Piscívoro/cefalópode		Herbívoro-detritívoro		Herbívoro macroalga		Invertívoro móvel		Invertívoro-piscívoro	
		Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa
T	4	1.9037	2.7031*	4.4487*	3.7157*	6.757*	4.4441*	4.1317*	5.16*	0.18432	0.4475
Z	4	6.3713*	10.973*	5.0172*	3.2706*	5.2005*	5.3267*	2.1483	0.9488	2.1001	2.1585
I vs. C	1	4.5256	0.0487	1.0111	1.107	22.771*	14.297*	13.697*	2.8627	0.00261	0.0637
S (Z)	25	2.7327*	1.4937*	3.6858*	4.5324*	6.6892*	5.9997*	4.9636*	3.9146*	2.0123*	1.4345
S (I vs. C)	10	3.6492*	0.9004	3.3202*	4.9405*	6.2619*	3.3568*	4.2558*	4.4337*	1.4607	1.1142
T(Z)	15	1.0325	1.0827	2.1727*	3.2941*	2.6616*	2.9525*	1.1875	1.9214*	1.3369	1.0133
T(I vs. C)	4	0.9798	0.9647	2.4527	2.0213	3.7097*	2.9301	1.0546	1.711	0.63936	0.7581
T(S(Z))	84	1.4356*	1.666*	1.5373*	2.3648*	1.1843	1.0233	1.6273*	1.5293*	1.6282*	1.4322*
T(S(I vs. C))	29	1.2292	1.4846*	2.6193*	3.3083*	1.2531	0.84246	1.867*	1.836*	1.2248	1.1554
Resíduo	646										
Total	786										

Fontes de variação	GL	Invertívoro sésil		Invertívoro móvel-sésil		Onívoro		Onívoro-planctívoro		Planctívoro	
		Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa
T	4	1.0756	5.3843*	2.208	1.4679	0.92164	1.1153	1.0702	2.1357	1.597	1.6107
Z	4	7.127*	5.5083*	23.059*	17.058*	1.3148	1.1611	2.6888	2.149	0.64549	1.0172
I vs. C	1	6.5694*	12.55*	1.0649	0.14192	0.14214	0.2126	0.0166	0.9047	4.8941	6.2998*
S (Z)	25	3.6523*	4.3984*	2.3889*	2.0309*	2.8274*	2.5661*	3.6306*	4.9181*	5.9324*	5.8199*
S (I vs. C)	10	4.0528*	6.346*	3.0975*	3.5982*	2.8364*	2.3713*	1.2587	1.6462	14.538*	13.173*
T(Z)	15	1.6912	1.765	1.1417	1.2755	1.8649*	2.7053*	1.1922	2.6192*	0.78814	0.9188
T(I vs. C)	4	0.33749	0.7056	1.7446	0.97325	0.79705	1.0732	0.8344	0.4654	1.0769	2.0443
T(S(Z))	84	1.6088*	1.6112*	1.3638*	1.1291	1.1074	1.2064	2.3585*	2.6123*	1.1041	1.5116*

Fontes de variação	GL	Invertívoro sésil		Invertívoro móvel-sésil		Onívoro		Onívoro-planctívoro		Planctívoro	
		Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa
T(S(I vs. C))	29	1.4528*	1.6794*	0.94909	0.87712	1.4399	1.6742*	1.3367	1.4229	2.345*	3.3066*
Resíduo	646										
Total	786										

Para a área norte, os grupos tróficos que apresentaram diferenças significativas na zona Impacto foram Herbívoro de macroalga para abundância e biomassa e Invertívoro móvel para abundância, Invertívoro sésil para abundância e biomassa, e Planctívoro para biomassa, indicadas pelo contraste I vs. C (Tabela 7). Os grupos Herbívoro de macroalga e Invertívoro móvel, considerados grupos tróficos-chave para os ambientes recifais (i.e., herbívoros e consumidores secundários de alta biomassa, respectivamente), apresentaram menores valores de abundância na zona Impacto (Figura 8C, D). Quando observada a interação entre setores e contraste (S (I vs. C)), todos os grupos tróficos diferiram significativamente em abundância e/ou biomassa, com exceção dos grupos pouco diversos Invertívoro-piscívoro e Onívoro-planctívoro, indicando que as diferenças entre a zona Impacto e as zonas Controle C1-C4 depende dos setores analisados

Tabela 8: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Resultado da Análise de Variância por Permutação (PERMANOVA) comparando a abundância e a biomassa dos grupos tróficos piscívoro/cefalópode, herbívoro-detritívoro, herbívoro de macroalga, invertívoro móvel, invertívoro-piscívoro, invertívoro sésil, invertívoro móvel e sésil, onívoro, onívoro-planctívoro e planctívoro de peixes recifais entre o tempo (T), as zonas (Z, incluindo o contraste entre Impacto vs Controles (I vs. C)), e os setores (S) estudados na área sul (zona I e C5-C6).

Legenda: Pseudo-F = estatística F. \* = Significância estatística.

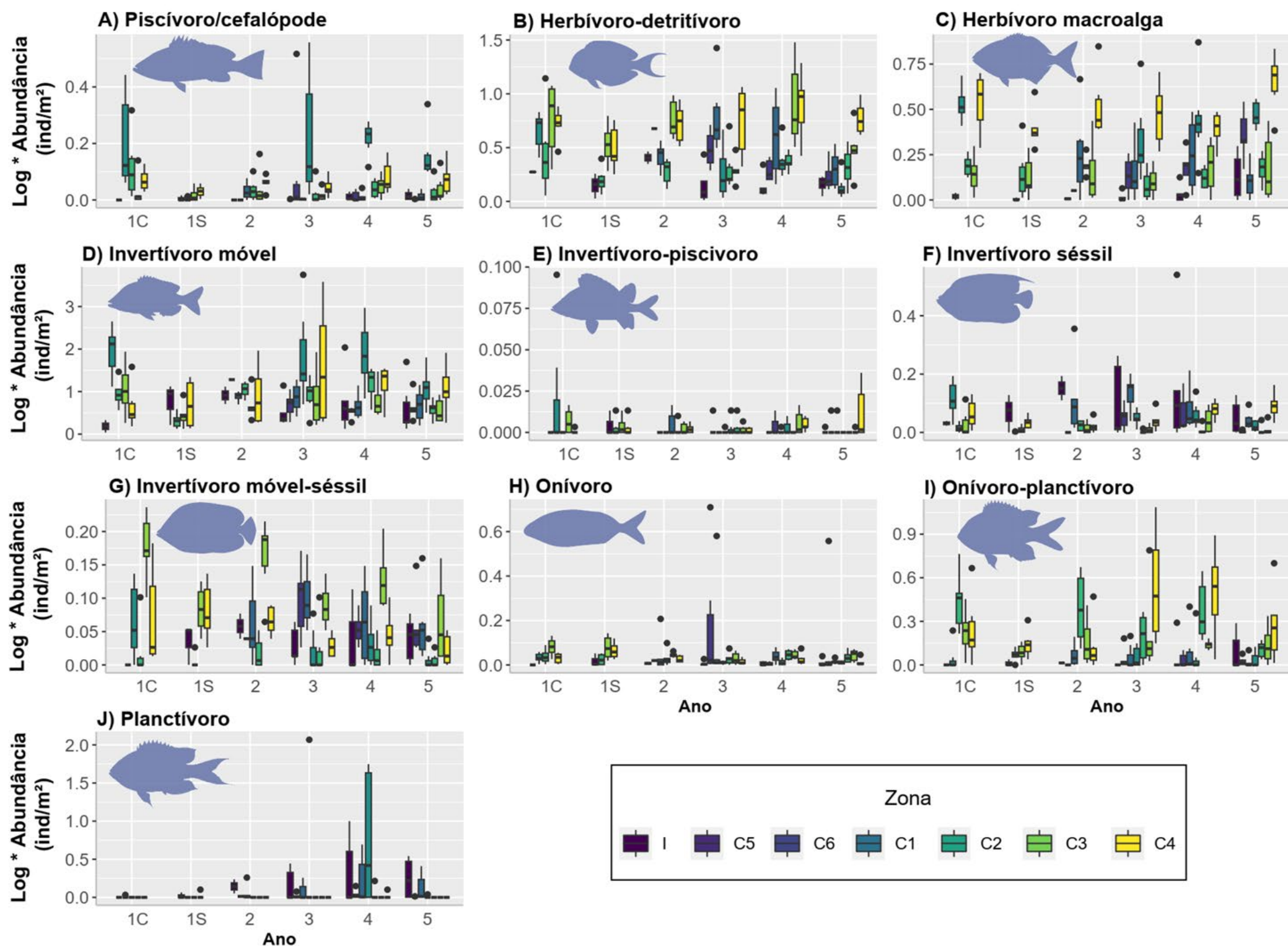
Fontes de variação	GL	Piscívoro/cefalópode		Herbívoro-detritívoro		Herbívoro macroalga		Invertívoro móvel		Invertívoro-piscívoro	
		Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa
T	3	0.35546	0.1508	2.972	1.447	1.3607	1.2963	1.7476	2.3392	0.3241	0.4785
Z	2	3.1787	1.0824	7.18*	4.1237*	2.035	1.8578	2.3587	4.1396*	0.1066	0.3672
I vs. C	1	5.8837*	1.6679	9.764*	5.9866*	4.1644	3.0482	1.7324	3.0168	0.5958	1.0273
S (Z)	15	1.7693*	1.2053	2.224*	2.8314*	3.2466*	3.7486*	1.9808*	2.2271*	1.1332	1.1553
S (I vs. C)	10	2.2454*	1.3228	1.9401*	2.5725*	3.3408*	4.7863*	2.7423*	2.289*	0.9174	0.8412
T(Z)	6	1.528	1.4232	1.5508	1.3028	2.0918	1.2143	1.3735	1.6807	0.9864	0.7744
T(I vs. C)	3	3.4996*	3.6589*	1.9943	1.9013	4.4143*	1.8953	0.8261	2.3286	1.0741	0.8298
T(S(Z))	33	1.5566*	1.665*	2.3136*	3.2028*	1.6824*	2.8758*	2.1117*	3.2982*	0.7557	0.8792
T(S(I vs. C))	24	1.1588	1.1143	2.0645*	2.6574*	1.1571	2.0981*	1.7055*	2.7449*	0.7379	0.7059
Resíduo	288										
Total	355										

Fontes de variação	GL	Invertívoro sésil		Invertívoro móvel-sésil		Onívoro		Onívoro-planctívoro		Planctívoro	
		Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa	Pseudo-F Abundância	Pseudo-F Biomassa
T	3	0.82535	0.4642	1.4476	0.6491	0.5926	0.8685	0.5514	0.2735	1.0972	0.4137
Z	2	12.932*	11.495*	5.8847*	5.7162*	2.6107	2.3549	0.3755	0.5470	1.1318	1.1394
I vs. C	1	6.1324*	4.1973	8.1017*	9.044*	12.92*	12.721*	0.1707	0.1052	0.5523	1.6651
S (Z)	15	1.9043*	2.203*	2.4469*	3.0133*	1.2602	1.1584	1.0531	1.3989	2.3341*	3.1686*
S (I vs. C)	10	3.1994*	3.1321*	2.1685*	2.5889*	0.8148	0.819	1.2864	1.757	2.8522*	3.8063*
T(Z)	6	1.0122	0.7644	1.7143	2.3312	1.1747	1.2846	1.151	1.1208	1.0595	1.0352
T(I vs. C)	3	1.2469	1.3712	1.8533	2.3654	0.8822	1.2128	1.8708	1.3982	0.9308	0.8871
T(S(Z))	33	1.7896*	1.9092*	1.4121	1.5032*	1.2905	1.0698	2.0719*	2.3063*	1.562*	1.5184*
T(S(I vs. C))	24	2.1371*	2.3833*	1.0294	1.3112	1.5315*	1.2605	2.6906*	3.0066*	1.6885*	1.865*
Resíduo	288										
Total	355										

Para a área sul, os grupos tróficos que apresentaram diferenças significativas na zona Impacto foram Piscívoro/cefalópode para abundância, Herbívoro-detritívoro para abundância e biomassa, Invertívoro sésil para abundância, Invertívoro sésil-móvel para abundância e biomassa, e planctívoro para abundância e biomassa, indicadas pelo contraste I vs. C. Dentre estes, dois grupos considerados chave para os ambientes recifais (i.e., predadores/Piscívoros e herbívoros) apresentaram baixos valores de abundância na zona Impacto (Figura 8A, B). Quando observada a interação entre setores e contraste (S (I vs. C)), os grupos tróficos Piscívoro/cefalópode, Herbívoro-detritívoro, Herbívoro de macroalga, Invertívoro móvel, Invertívoro sésil, Invertívoro móvel e sésil e Planctívoro diferiram significativamente em abundância e/ou biomassa, indicando que as diferenças entre a zona Impacto e as zonas Controle C5-C6 depende dos setores analisados.

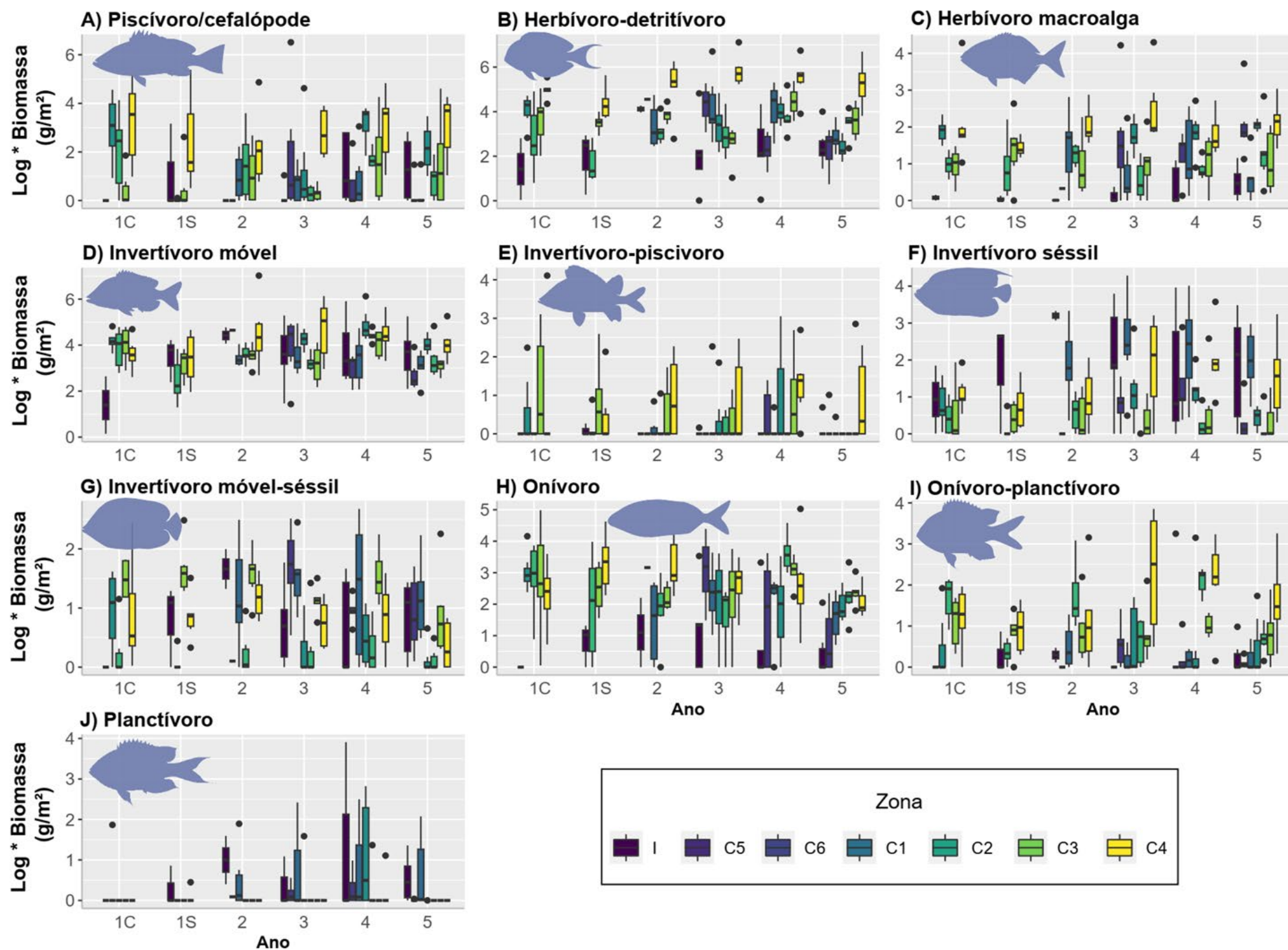
Figura 8: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Abundância ( $\log(\text{ind./m}^2)$ ) dos grupos tróficos A) Piscívoros; B) Herbívoros-detritívoros; C) Herbívoros de macroalga; D) Invertívoros móveis; E) Invertívoros móveis-Piscívoros; F) Invertívoros sésseis; G) Invertívoros móveis-sésseis; H) Onívoros; I) Onívoros-Planctívoros; e J) Planctívoros nas zonas de controle e impacto mostrado campanhas: 1C (Estação chuvosa Ano 1), 2S (Estação seca Ano 1), 3 (Estação chuvosa Ano 2), 4 (Estação chuvosa Ano 3), e 5 (Estação chuvosa Ano 4). Abreviações: I = APA Costa das Algas, C1 = Recife dos Esquecidos, C2 = Cassurubá, C3 = Paredes, C4 = PARNA Abrolhos, C5 = Vitória e C6 = Guarapari. As linhas horizontais representam a média e as caixas o erro padrão. A legenda da figura está representada por ordem de distância da zona de impacto I, sendo Vitória (C5) a zona mais próxima e Abrolhos (C4) a zona mais distante.



Todos os grupos tróficos apresentaram menores valores médios de abundância na zona Impacto (barras roxas) em comparação com as zonas controle, com exceção dos Invertívoros sésseis, grupo formado por uma baixa diversidade de espécies, incluindo espécies do gênero *Acanthostracion*, *Holacanthus* e *Holocentrus*, e do grupo Planctívoros no ano 2, 3 e 5. O grupo trófico Invertívoro móvel, o qual apresenta a maior diversidade de espécies, apresentou uma diferença significativamente menor na abundância de peixes na zona Impacto quando comparado o contraste com as zonas controle da área norte (I vs. C; Tabela 7). Este padrão se manteve ao longo dos cinco anos de amostragem.



Figura 9: Composição e estrutura de comunidades e populações de peixes recifais. Biomassa ( $\log(g./m^2)$ ) dos grupos tróficos A) Piscívoros; B) Herbívoros-detritívoros; C) Herbívoros de macroalga; D) Invertívoros móveis; E) Invertívoros móveis-Piscívoros; F) Invertívoros sésseis; G) Invertívoros móveis- sésseis; H) Onívoros; I) Onívoros-Planctívoros; e J) Planctívoros nas zonas de controle e impacto mostrado campanhas: 1C (Estação chuvosa Ano 1), 2S (Estação seca Ano 1), 3 (Estação chuvosa Ano 2), 4 (Estação chuvosa Ano 3), e 5 (Estação chuvosa Ano 4). Abreviações: I = APA Costa das Algas, C1 = Recife dos Esquecidos, C2 = Cassurubá, C3 = Paredes, C4 = PARNA Abrolhos, C5 = Vitória e C6 = Guarapari. As linhas horizontais representam a média e as caixas o erro padrão. A legenda da figura está representada por ordem de distância da zona de impacto I, sendo Vitória (C5) a zona mais próxima e Abrolhos (C4) a zona mais distante.



No geral, os grupos tróficos apresentaram menores valores médios de biomassa na zona Impacto (barras roxas) em comparação com as zonas controle, com exceção do grupo Invertívoro sésil no ano 1 (amostragem no período seco) e no ano 5; e dos planctívoros no ano 1 (seco), ano 2 e ano 4. Os valores de biomassa dos grupos tróficos flutuaram de forma considerável ao longo dos anos, contudo, os padrões temporais dos grupos mais diversos (Piscívoro/cefalópode e Invertívoro móvel) se mantiveram mais estáveis, com menores valores na zona Impacto e/ou nas zonas mais próximas ao Impacto (C5 e C6). Contudo, para o ano 5, a biomassa média do grupo Invertívoro móvel foi mais similar entre todas as zonas amostradas.

## 2.2 COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE PÓS-LARVAS DE PEIXES RECIFAIS E ESTUARINOS

Tabela 9: Composição de espécies de pós-larvas de peixes estuarinos. Abundância total por espécie (taxa) de pós-larvas de peixe capturada com armadilha de luz nas referidas zonas marinhas (Impacto= Rio Doce, Controle 1= rio Piraquê-Açú, Controle 2= rio São Mateus e Controle 3= rio Mucuri) durante as campanhas (dezembro/2018, maio/2019, dezembro/2019, dezembro/2020, fevereiro/2021, abril/2021, julho/2021, dezembro/2021, jan/2022, março/2022, maio/2022 e jan/2023).

Família	Espécie	Campanha												Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3		
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>					2									2		2	
Albulidae	<i>Albula</i> sp.	1													1		1	
	<i>Albula vulpes</i>				8				1	2			4	6	1		11	
Apogonidae	<i>Astrapogon puncticulatus</i>				9	1		1	1	2			6	1	3	4	14	
	<i>Astrapogon stellatus</i>				1		1						1		1		2	
	<i>Phaeoptyx pigmentaria</i>					1							1				1	
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>						1						1				1	
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>						25		5		208		3		32	203	238	
	<i>Atherinella</i> sp.	2		10						10		2	2			22	24	
	<i>Atherinomorus stipes</i>		3			8							1		3	7	11	
	Atherinopsidae spp.				1								1				1	
	<i>Membras dissimilis</i>								4							4	4	
Balistidae	<i>Canthidermis maculata</i>										1		1				1	
Blenniidae	Blenniidae spp.	3				3								3		3	6	
	<i>Entomacrodus vomerinus</i>									1					1		1	
	<i>Hypleurochilus pseudoaequipinnis</i>					1				1						2	2	

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	<i>Hypleurochilus</i> sp.				2							6	8				8
	<i>Hypsoblennius invemar</i>					1	4	1				19	8	4	8	5	25
	<i>Hypsoblennius</i> sp.				1										1		1
	<i>Parablennius marmoreus</i>	4		4		3		3			1		2	7	1	5	15
	<i>Scartella cristata</i>	2			5						1		1	1	5	1	8
Bothidae	<i>Bothus lunatus</i>	1					3						4				4
	<i>Bothus ocellatus</i>	4				1	8						12		1		13
	<i>Bothus</i> sp.					1						2	3				3
Carangidae	<i>Carangidae</i> sp.						1			2	1		4				4
	<i>Carangoides bartholomaei</i>		28	2	3	30				19	1	12	1	2	54	38	95
	<i>Caranx crysos</i>				87			1	1	21		63	8	79	76	10	173
	<i>Caranx hippos</i>		1		1	7		1		3			3	6	3	1	13
	<i>Caranx latus</i>	1	2			13					2	1	3	10	5	1	19
	<i>Caranx ruber</i>				1				2			2			5		5
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	274	13	8		48	568	43	235		39		23	272	879	54	1228
	<i>Decapterus macarellus</i>				2			1					1	2			3
	<i>Decapterus punctatus</i>					2							1	1			2
	<i>Decapterus</i> sp.									2					2		2
	<i>Naucrates ductor</i>								1				1				1
	<i>Oligoplites saurus</i>				1	9						1	10		1		11
	<i>Oligoplites</i> sp.									2					1	1	2

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	<i>Selene vomer</i>					2							2				2
	<i>Trachinotus goodei</i>								1				1				1
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i>	1											1				1
Clupeidae	Clupeidae spp.	3060	418	35	1281	4003	9	57	10		13	155	52	80	4231	4678	9041
	<i>Harengula clupeola</i>										10			1		9	10
	<i>Sardinella aurita</i>										2	9		2	9		11
Congridae	<i>Ariosoma</i> sp.								1								
	Congridae									1	3		4				4
Coryphaenidae	<i>Coryphaena equiselis</i>										1			1			1
Cynoglossidae	<i>Symphurus plagusia</i>	1	5		63				1	4			63	5	1	5	74
	<i>Symphurus</i> sp.					2								2			2
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>		2											1	1		2
Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i>				2					2	4		6	2			8
Elopidae	<i>Elops saurus</i>							7			1	6	11	2		1	14
	<i>Elops</i> sp.	3				4			4				8	1	2		11
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i>									29	19		1	17	3	27	48
	<i>Anchoa cubana</i>										2		1	1			2
	<i>Anchoa marini</i>											3		1		2	3
	<i>Anchoa tricolor</i>										65		2	55		8	65
	<i>Anchoa</i> sp.									5						5	5
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>									2						2	2

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	Engraulidae spp.	400	195	129	1725	9927	7		132	2	386	82	113	479	10514	1879	12985
Epinephelidae	<i>Epinephelus morio</i>						1						1				1
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>				1		4						4		1		5
Exocoetidae	<i>Parexocoetus brachypterus</i>									4				4			4
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>						1			1				2			2
	<i>Fistularia tabacaria</i>					1	2	1				2	3	3			6
Gerreidae	Gerreidae spp.	2310	223	174	352	277	80	57	263	1	59	26	602	718	2131	371	3822
	<i>Eucinostomus</i> sp.										1	20	4	3	8	6	21
	<i>Diapterus rhombeus</i>											3			3		3
Gobiidae	<i>Bathygobius</i> sp.						1	2					1		2		3
	Gobiidae spp.	1					1						2				2
	<i>Gobiosoma hemigymnum</i>									1						1	1
	<i>Gobius</i> sp.								1	1			2				2
	<i>Gobionellus</i> sp.						2						2				2
Gonostomatidae	<i>Gonostoma</i> sp.	2											1	1			2
Haemulidae	<i>Haemulon</i> sp.					1						1				2	2
	<i>Orthopristis chrysoptera</i>	1								2			3				3
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>			1		4							3		2		5
	<i>Hyporhamphus</i> sp.					1				9					10		10
Kyphosidae	<i>Kyphosus sectatrix</i>		1										1				1

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
Labridae	<i>Doratonotus megalepis</i>					1	1						2				2
	<i>Halichoeres brasiliensis</i>	1												1			1
	<i>Halichoeres poeyi</i>			1	2							2	1	3		1	5
	<i>Halichoeres</i> sp.				1							7	8				8
	Labridae spp.									1					1		1
Labrisomidae	<i>Gobioclinus kalisherae</i>			1	3					1			5				5
	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	3		1	3	2						7	6	3	4	3	16
	<i>Malacoctenus delalandii</i>					3				3		2	3			5	8
	<i>Malacoctenus zaluari</i>	3			5	1	1	1					5	1	4	1	11
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i>					9					1		1	1	1	7	10
	<i>Lutjanus analis</i>					6			1	3		1	1		1	9	11
	<i>Lutjanus cyanopterus</i>							1					1				1
	<i>Lutjanus griseus</i>	2					1								1	2	3
	<i>Lutjanus jocu</i>				1	8		1						5	1	4	10
	<i>Lutjanus</i> sp.	1	18		2		1					5	2	1	18	6	27
	<i>Lutjanus synagris</i>				1	2		1	3			5	3	2		7	12
	<i>Ocyurus chrysurus</i>			1	1	11			1	1			1	1	1	12	15
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>											1				1	1
Microdesmidae	<i>Microdesmus bahianus</i>		1												1		1
Monacanthidae	<i>Aluterus heudeloti</i>									3			2		1		3
	<i>Aluterus monocerus</i>					1										1	1

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	<i>Aluterus schoepfi</i>					1								1			1
	<i>Aluterus scriptus</i>						2	2		1				2		3	5
	<i>Cantherhines macrocerus</i>						4	2	3				1	8			9
	<i>Cantherhines pullus</i>					3	1	3	44				4	46	1		51
	<i>Stephanolepis hispidus</i>						1		3		8		3		3	6	12
Mugilidae	<i>Mugil brevirostris</i>								1						1		1
	<i>Mugil curema</i>	14		5	41	101	6	2				17	20	161	2	3	186
	<i>Mugil sp.</i>	29	3	13	14	64					7		58	30	35	7	130
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>					1			1			2	3	1			4
	<i>Mullus auratus</i>					1									1		1
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	2				9							4	3	2	2	11
Muraenidae	<i>Gymnothorax moringa</i>						1		1	2			4				4
	<i>Gymnothorax nigromarginatus</i>					1			1				2				2
	<i>Gymnothorax ocellatus</i>					2	1						3				3
	<i>Gymnothorax sp.</i>	2			12	2							16				16
Ophichthidae	<i>Ahlia egmontis</i>						3					1	3	1			4
	<i>Myrophis punctatus</i>					2			1				3				3
	Ophichthidae spp.		1										1				1
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>			1									1				1
	<i>Acanthostracion quadricornis</i>					1							1				1



Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	<i>Acanthostracion</i> sp.	1			28	34	17		5				63	9	9	4	85
	Ostraciidae spp.									2			2				2
Paralichthyidae	<i>Citharichthys</i> sp.											6	6				6
	<i>Etropus crossotus</i>						1			2			3				3
	<i>Paralichthyidae</i> spp.					3					4		5	2			7
Pempheridae	<i>Pempheris schomburgkii</i>				1								1				1
Pimelodidae	<i>Pimelodidae</i> spp.									1			1				1
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>		2							1						3	3
	<i>Polydactylus virginicus</i>	1	1	3	5	8					1	1	1	1	4	14	20
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>		1				1			1		1		1	1	2	4
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	1		8		16							11	1	11	2	25
	<i>Chromis flavicauda</i>			1						1					2		2
	<i>Stegastes</i> sp.											1	1				1
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>									5			2		3		5
Pristigasteridae	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>									5	4		2	2		5	9
	<i>Odontognathus mucronatus</i>								6	4			10				10
	<i>Pellona harroweri</i>								38		10	9	38	8	6	5	57
Rachycentridae	<i>Rachycentron canadum</i>						1			1			2				2
Scaridae	<i>Scaridae</i> spp.					2			1	1			4				4
	<i>Scarus</i> sp.				2										2		2

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
Sciaenidae	<i>Corvula batabana</i>						8	2					8		2		10
	<i>Cynoscion</i> sp.						1	2	10				13				13
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>						2		2						4		4
	<i>Larimus</i> sp.		1										1				1
	<i>Larimus breviceps</i>									4			4				4
	<i>Lonchurus elegans</i>					1	1	1		2			3		2		5
	<i>Macrodon ancylodon</i>										182		182				182
	<i>Menticirrhus americanus</i>					2							1	1			2
	<i>Menticirrhus</i> sp.							1					1				1
	<i>Micropogonias</i> sp.				1					1			2				2
	<i>Odontoscion dentex</i>					1							1				1
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>						2	1					1	1	1		3
	Sciaenidae spp.					7	2		16		3		23		5		28
	<i>Stellifer</i> sp.	5				1		2	17	6			27	3	1		31
	<i>Umbrina coroides</i>								3				3				3
Scombridae	<i>Euthynnus alletteratus</i>									4						4	4
	<i>Sarda sarda</i>			4		15	2			4					19	6	25
	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	9	52			1									60	2	62
	<i>Scomberomorus cavalla</i>					7				1	3				6	5	11
	<i>Scomberomorus regalis</i>						1			4					5		5

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	<i>Scomberomorus</i> sp.								1		3		3			1	4
	<i>Scombridae</i> sp.			1							4		4		1		5
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i>					1				1	1		1	2			3
	<i>Scorpaena</i> sp.								1				1				1
Serranidae	<i>Epinephelus morio</i>						1						1				1
	<i>Diplectrum</i> sp.						1					1	2				2
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i>								2		2		2			2	4
	<i>Archosargus</i> sp.	1	1							1				2	1		3
	<i>Calamus</i> sp.										3					3	3
	<i>Diplodus argenteus</i>										1					1	1
	Sparidae spp.									2			2				2
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>				1					2				3			3
	<i>Peprilus</i> sp.	4												4			4
Syngnathidae	<i>Anarchopterus</i> sp.						1						1				1
	<i>Bryx dunkeri</i>							1					1				1
	<i>Cosmocampus elucens</i>											1			1		1
	<i>Hippocampus erectus</i>	2								1			3				3
	<i>Hippocampus reidi</i>			1	6						1		4	2		2	8
	Syngnathidae spp.									1					1		1
Synodontidae	<i>Saurida caribbaea</i>	2								1						3	3

Família	Espécie	Campanha											Localidade				Total
		12/18	05/19	12/19	12/20	02/21	04/21	07/21	12/21	03/22	05/22	01/23	I	C1	C2	C3	
	<i>Synodus foetens</i>	10			2	9						1			15	7	22
	<i>Synodus intermedius</i>	1							1							2	2
	<i>Synodus</i> sp.			1								3	1	1	2		4
	<i>Lagocephalus laevigatus</i>								1				1				1
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>			1												1	1
	<i>Sphoeroides</i> sp.					12			2				10	3	1		14
	<i>Sphoeroides spengleri</i>			2			1			7			10				10
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>										1		1				1
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	21	8			11	1			33	1	2	31	10	2	1	44
	<i>Prionotus roseus</i>	9											9				9
	Triglidae spp.						1								1		1
Tripterygiidae	<i>Enneanectes altivelis</i>					1							1				1
Uranoscopidae	<i>Astroscopus</i> cf. <i>ygraecum</i>										3		3				3
	<b>Total</b>	6195	980	408	3678	14717	787	198	829	210	1063	491	1690	2102	18251	7512	29555
	<b>Riqueza</b>	40	22	24	39	66	48	27	42	60	41	40	134	70	81	69	192

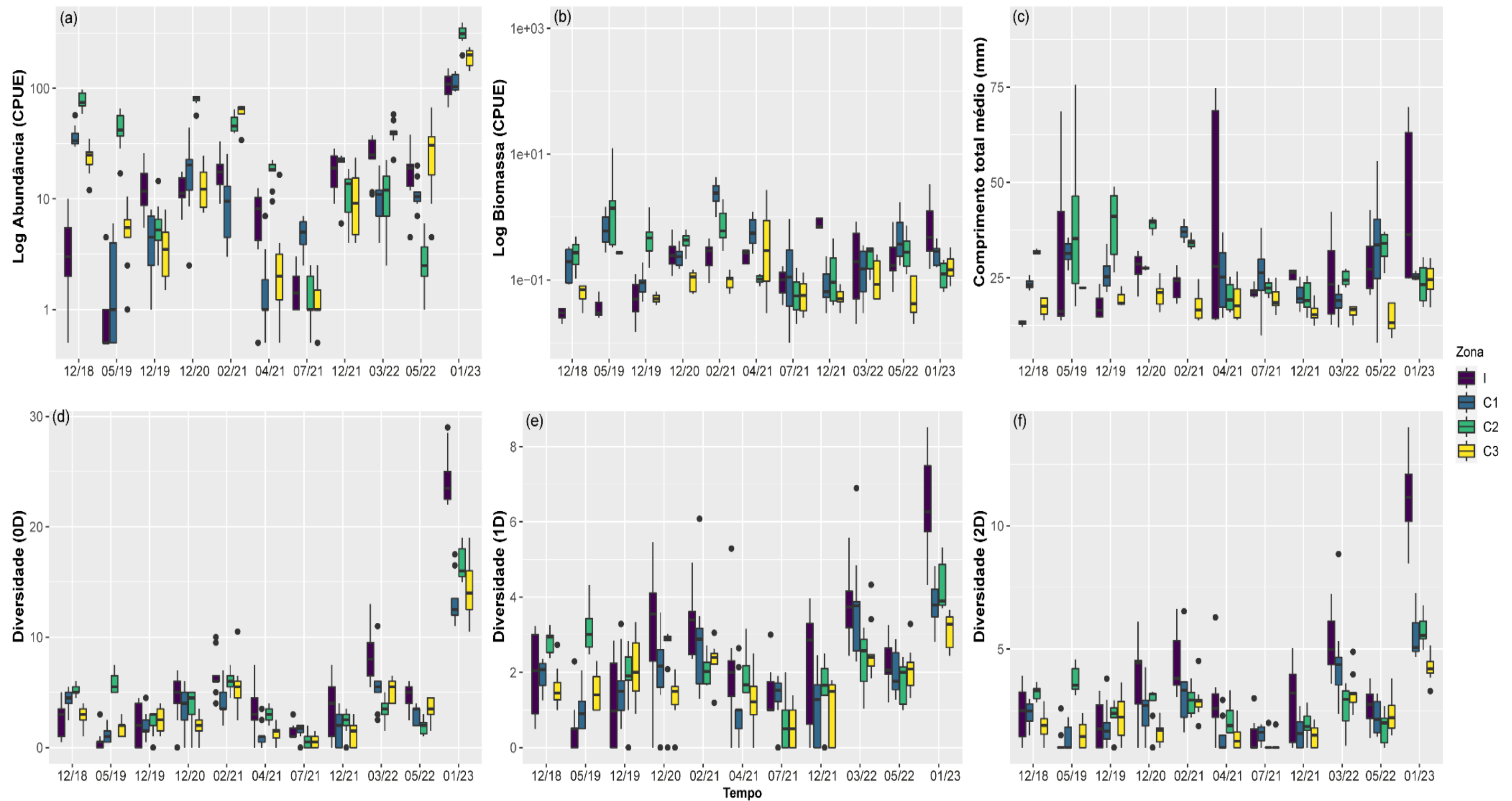
Comparado ao último relatório RT43 (FEST, 2023), um total de 2 novas espécies foram acrescentadas na composição de espécies registradas nas áreas monitoradas. Durante os anos de monitoramento nos ambientes estuarinos foram realizadas 11 campanhas, as quais somaram 29.555 indivíduos (classe Actinopterygii), distribuídas em 195 espécies (*taxa*) pertencentes a 63 famílias, sendo as famílias Engraulidae, Clupeidae e Gerreidae as mais abundantes. A área controle 2 segue sendo a localidade de maior abundância de pós-larvas (18.251), enquanto a área de impacto contém o menor número de indivíduos registrados (2.102). Temporalmente, a maior abundância ocorreu na amostragem de fevereiro/2021, onde foram coletadas 14.717 indivíduos e a menor na amostragem de julho/2021, com 198 pós-larvas. Entretanto, o maior valor de riqueza absoluta de espécies (134) foi registrado na localidade Impacto, seguido da área controle 2 (81), área controle 1 (70) e área controle 3 (69). Aproximadamente 69,8% das espécies identificadas foram registradas na zona de impacto (Rio Doce), apesar dos altos valores de turbidez atuando como um fator limitante para o desenvolvimento dos primeiros estágios de vida dos peixes marinhos. Contudo, a singularidade da região marinha externa do Rio Doce (em forma de delta) sustenta um alto dinamismo populacional de peixes marinhos e continentais, mesmo apesar da redução da vazão do rio nas últimas décadas por conta dos diversos impactos antrópicos (RRDM - RT39, 2022). A região funciona como um ecótono, havendo contribuições de diferentes tipos de peixes associados a distintos regimes de salinidades (fauna estuarina e marinha) e habitats (lamoso, arenoso e recifal), promovendo uma maior diversidade de espécies de pós-larvas (RRDM - RT39, 2023).

Tabela 10: Composição de espécies de pós-larvas de peixes estuarinos. Resultado da análise de variância por permutação entre as zonas marinhas (Impacto= Rio Doce, Controle 1= rio Piraquê-Açú, Controle 2= rio São Mateus e Controle 3= rio Mucuri) e períodos de amostragem (dezembro/2018, maio/2019, dezembro/2019, dezembro/2020, fevereiro/2021, abril/2021, julho/2021, dezembro/2021, março/2022, maio/2022, jan/2023), baseadas em matrizes de similaridade de Bray-Curtis da abundância total [Log(x+1)], biomassa total [Log(x+1)] comprimento total médio e composição de espécies [abundância Log(x+1)] de pós-larvas de peixes. Fatores: Tempo ("Te"; dez níveis, aleatório); Zona ("Zo"; Fixo, ortogonal com o tempo, quatro níveis, zona impacto (1) e controles (3)). Contraste Impacto vs Controles (IvsC), GL = graus de liberdade; Valores significativos (P < 0,05) em negrito.

Fator	GL	Abundância		Biomassa		Comprimento		Composição		Diversidade 0D		Diversidade 1D		Diversidade 2D	
		Pseudo F	P(perm)	Pseudo F	P(perm)	Pseudo F	P(perm)	PseudoF	P(perm)	PseudoF	P(perm)	PseudoF	P(perm)	PseudoF	P(perm)
Tempo	10	33.774	0.001	9.952	0.001	8.383	0.001	34.494	0.001	36.729	0.001	40.631	0.001	26.080	0.001
Zona	3	1.966	0.119	4.025	0.016	2.560	0.060	2.257	0.005	2.021	0.085	3.296	0.021	2.075	0.088
I vs C	1	2.256	0.134	18.898	0.001	3.333	0.097	2.837	0.008	2.130	0.118	4.171	0.037	2.148	0.141
Te x Zo	30	7.493	0.001	5.538	0.001	3.967	0.001	9.276	0.001	4.722	0.001	4.869	0.001	4.409	0.001
Te x IvsC	10	6.684	0.001	2.045	0.023	6.107	0.001	7.776	0.001	4.808	0.001	5.896	0.001	5.648	0.001
Res	702														
Total	745														

Por meio das análises de variância dos índices ecológicos foi possível identificar uma resposta significativa do impacto [I vs C] do rompimento da Barragem de Fundão sobre a biomassa, composição de espécies e diversidade de espécies comuns (1D) na área marinha do Rio Doce, enquanto para todos os demais índices essa resposta ao impacto variou significativamente ao longo do tempo [I vs C x Tempo], demonstrando um efeito temporal significativo na detecção do impacto em todos os descritores.

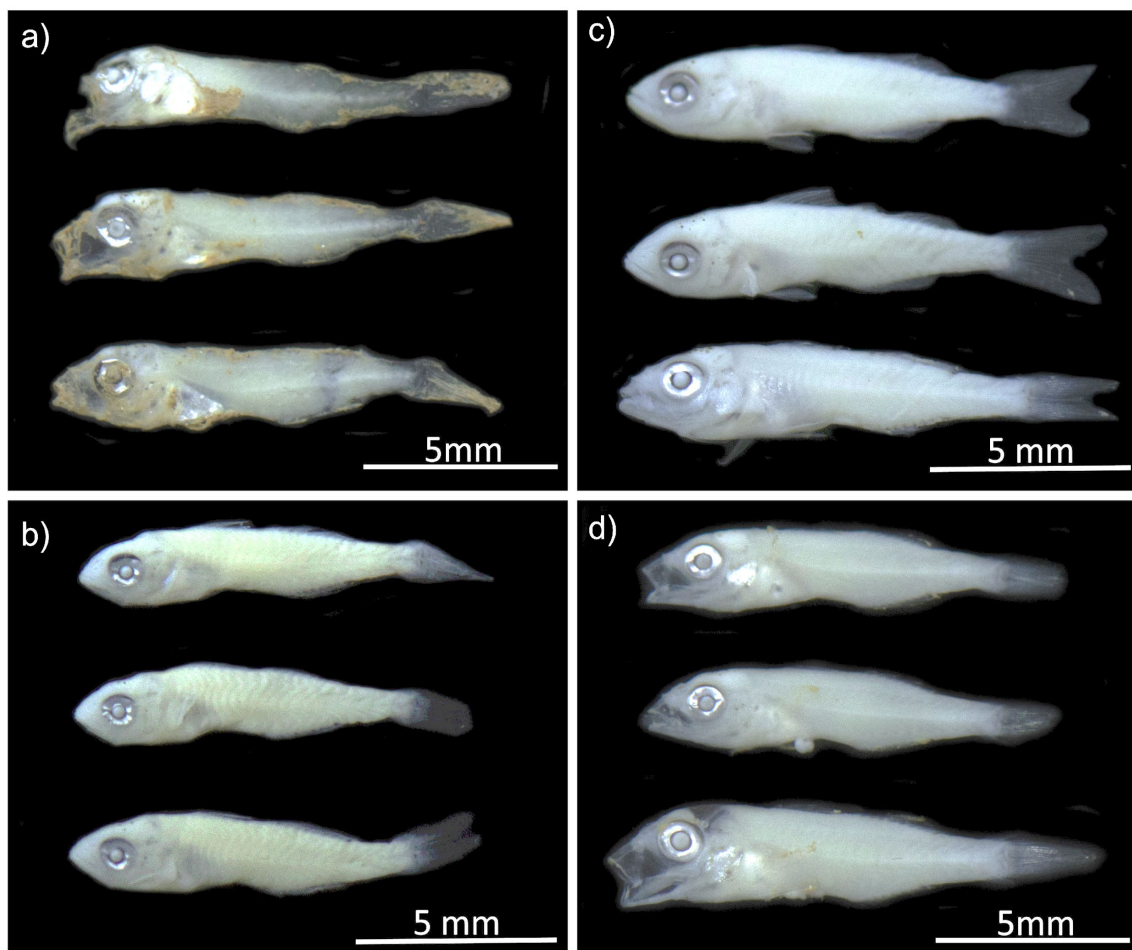
Figura 10: Composição de espécies de pós-larvas de peixes estuarinos. Abundância (a), Biomassa (b), comprimento total (c) e valores de diversidade alfa, representados pela ordem de diversidade (d) 0D = abundâncias desconsideradas, maior representatividade de espécies raras; (e) 1D – Valores de diversidade verdadeira; (f) 2D– Maior peso para espécies dominantes.de pós-larvas de peixes nas zonas marinhas (I= Rio Doce, C1= Piraquê-Açú, C2= São Mateus e C3= rio Mucuri) e períodos (Tempo) de amostragem (dezembro/2018, maio/2019, dezembro/2019, dezembro/2020, fevereiro/2021, abril/2021, julho/2021,de dezembro/2021, março/2022, maio/2022 e janeiro/2023). CPUE= Captura por unidade de esforço.





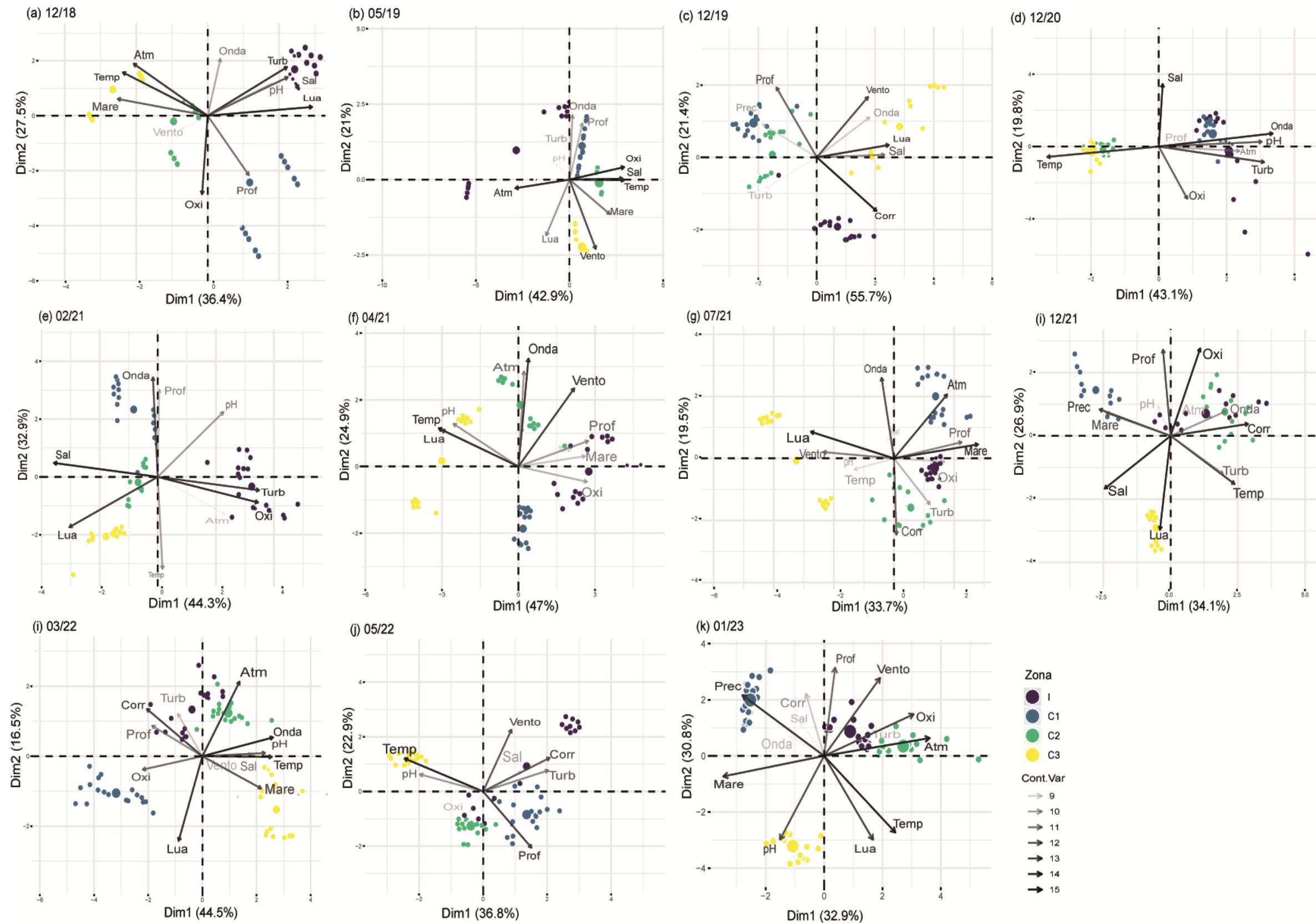
Em janeiro de 2023 observou-se um aumento da abundância e dos descritores de diversidade alfa (0D, 1D e 2D), principalmente do índice 1D, o qual foi significativamente maior na zona de impacto. Nesse contexto, o aumento dos índices de diversidade alfa na área de impacto aponta uma tendência de recuperação das assembleias de pós-larvas nas áreas amostradas, assim como ocorreu no ano 3 e 4, pelo menos ao que se refere às espécies comuns. O maior número de espécies e indivíduos nas zonas amostradas ocorreram durante os verões. A tendência de larvas de menores tamanhos na zona de impacto, citado no relatório anterior, principalmente durante os meses de maior recrutamento (12/18, 12/19, 12/20, 02/21) e que não foi observada com a integração dos dados dos anos 4 e 5, continua não sendo significativa com a adição de novos dados, onde os comprimentos totais médios não apresentaram diferenças significativas para esse período. Por fim, apesar de um aumento com a adição dos novos dados, ainda há uma tendência geral de uma menor biomassa na zona de impacto quando comparado com as zonas controles, sendo esse indicador significativo para todos os fatores analisados. A biomassa é um importante parâmetro da assembleia de peixes, pois reflete de forma conjunta da variação do número de indivíduos e o seu tamanho, além de indicar a estrutura de um ambiente. Ambientes perturbados podem ser representados por espécies numericamente abundantes, mas que contribuem pouco em biomassa (BLANCHARDT et al., 2004; MARIN et al., 2023). Apesar de uma tendência de recuperação das assembleias de pós-larvas ao longo dos anos 3, 4 e 5 na zona de impacto, observadas também nas variáveis de riqueza e abundância, nota-se, até o momento, um efeito temporal significativo em todos os descritores, especialmente quando analisados pelo contraste (IvsC x Te) e pela interação (Zo x Te).

Figura 11: Composição de espécies de pós-larvas de peixes estuarinos. Pós-larvas de Gerreidae (*Eucinostomus* sp.) capturadas na Zona impacto (a), e nas áreas controles: rio Piraquê-Açu (b), rio São Mateus (c) e rio Mucuri (d).



Ainda é recorrente a presença de lama aderida na superfície corpórea de alguns exemplares que, somado aos outros indicadores testados, evidenciam seus efeitos sobre a assembleia de pós-larvas de peixes coletados na área marinha do Rio Doce e adjacências. Nesses locais, larvas de Sciaenidae, Tetraodontidae, Monacanthidae, Carangidae, Pomacentridae e Serranidae foram coletadas com deformidades e trato digestório destruído. Neste relatório apresentamos registros de pós-larvas da família Gerreidae, evidenciando a persistência do efeito da lama de rejeito ao longo do desenvolvimento larval. Contaminantes tóxicos, como os níveis elevados de metais, representam um potencial estressor das assembleias de larvas de peixes, como já registrado para a região marinha do estuário do Rio Doce e Costa das Algas (BONECKER et al., 2022). Nesses locais, larvas de Sciaenidae, Tetraodontidae, Monacanthidae, Carangidae, Pomacentridae e Serranidae foram coletadas com deformidades e trato digestório destruído (RT-19H RRDM, 2019). Níveis elevados de metais na área marinha do Rio Doce também induziram respostas negativas na comunidade zooplânctônica, com perda de diversidade e aumento na abundância de espécies oportunistas (RRDM – RT39, 2022). Em relatórios anteriores foram apresentadas pós-larvas das famílias Monacanthidae (i.e., *Catherhines pullus*) e Gerreidae, assim como ovos não identificados, com lama aderida à superfície, corroborando os efeitos encontrados para o Ictioplâncton, evidenciando a persistência do efeito da lama de rejeito ao longo do desenvolvimento larval (RRDM – RT43, 2023).

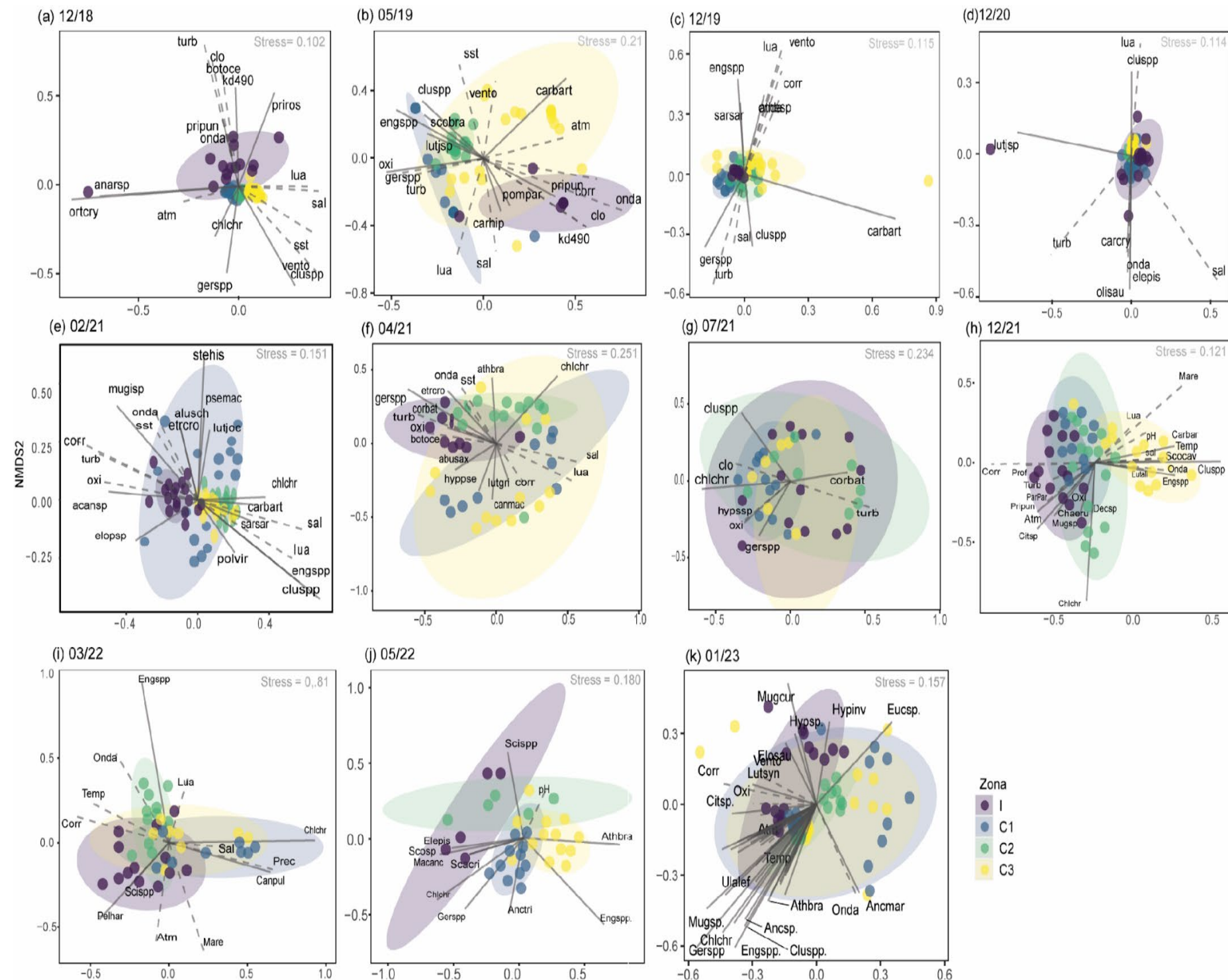
Figura 12: Composição de espécies de pós-larvas de peixes estuarinos. Ordenação de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais amostradas nas regiões marinhas da zona Impacto (Rio Doce), Controle 1 (rio Piraquê-Açú), Controle 2 (rio São Mateus) e Controle 3 (rio Mucuri) ao longo do período de amostragem - dezembro/2018 (a), maio/2019 (b), dezembro/2019 (c), dezembro/2020 (d), fevereiro/2021 (e), abril/2021 (f), julho 2021 (g), dezembro/2021 (h), março/2022 (i), maio/2022 (j) e janeiro/2023 (k), indicando a contribuição de cada variável (Cont.Var) para a ordenação das amostras. Códigos: Temperatura superficial da água (sst), Clorofila (clo), claridade da água (KD490), Salinidade (sal), Oxigênio dissolvido (oxi), Turbidez (turb), Intensidade corrente (corr), Altura de onda (onda), Iluminação da lua (lua), Pressão atmosférica (atm) e Intensidade vento (vento).



A turbidez e a claridade da água que demonstravam maior representatividade na caracterização da zona de impacto nos primeiros anos, apresentaram uma baixa contribuição para as diferenças ambientais recentes (principalmente o Ano 4 e 5), como visto na análise de componentes principais (PCA). Nas zonas controles, as variáveis mais representativas foram temperatura superficial da água, salinidade, oxigênio, corrente, maré e precipitação. Os altos valores de turbidez registrados nos anos anteriores na zona de impacto, ocasionados principalmente pelas partículas em suspensão na água em consequência de um contínuo aporte de lama de rejeito ao sistema costeiro, não apresentaram uma contribuição expressiva para o verão de 2023. A turbidez é relevante no monitoramento ambiental, já que faz o papel de indicador de poluição, pois o aporte fluvial e a variação da maré podem deslocar sedimentos de locais próximos.



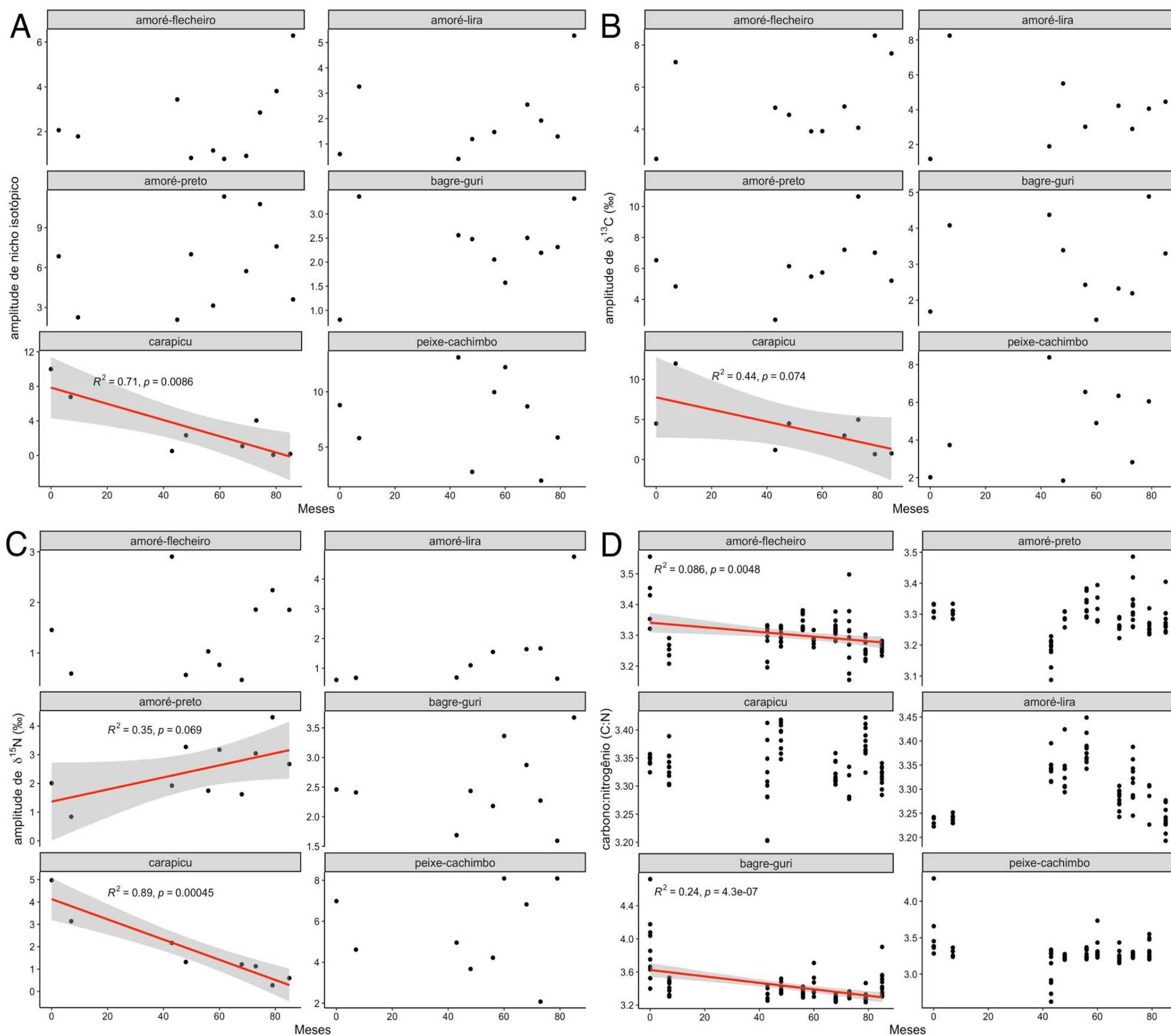
Figura 13: Composição de espécies de pós-larvas de peixes estuarinos. Ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição e abundância de espécies de pós-larvas de peixes baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, com as correlações ( $r^2$ ) significativas (envfit,  $p < 0,01$ ) das variáveis ambientais (linha pontilhada) e espécies (linha sólida) com os eixos da ordenação para dezembro/2018 (a), maio/2019 (b), dezembro/2019 (c), dezembro/2020 (d), fevereiro/2021 (e), abril/2021 (f), julho/2021 (g), dezembro 2021 (h), março 2022 (i), maio 2022 (j) e janeiro 2023 (k). A elipse representa um intervalo de confiança de 95% (distribuição (t) dos dados) para cada uma das zonas marinhas de coleta (I= Rio Doce, C1= rio Piraquê-Açu, C2= rio São Mateus e C3= rio Mucuri). Códigos ambientais: lua=porção iluminada da lua, atm= pressão, sal=salinidade, corr= velocidade corrente, oxi= oxigênio dissolvido, mare= amplitude de variação da maré no período de coleta, turb= turbidez, vento= velocidade vento. Códigos das espécies: abusax = *Abudefduf saxatilis*, acansp = *Acanthurus* sp., alusch = *Aluterus schoepfi*, anarsp = *Anarchopterus* sp., athbra = *Atherinella brasiliensis*, botoce= *Bothus ocellatus*, canmac = *Cantherhines macrocerus*, carbart = *Carangoides bartholomaei*, carhip = *Caranx hippos*, chlchr = *Chloroscombrus chysurus*, cluspp= Clupeidae spp., corbat = *Corvula batabana*, elepis = *Eleotris pisonis*, engspp = Engraulidae spp., etrocro = *Etropus crossotus*, gerspp= Gerreidae spp., hypsse = *Hypleurochilus pseudoaequipinnis*, hypssp = *Hyporhamphus* sp., lutjsp = *Lutjanus* sp., lutjoc = *Lutjanus jocu*, lutgri = *Lutjanus griseus*, Macanc = , macrodon ancylodon, mugisp = *Mugil* sp., olisau = *Oligoplites saurus*, ortcry = *Orthopristis chrysoptera*, polvir = *Polydactilus virginicus*, pompar = *Pomacanthus paru*, priros= *Prionotus roseus*, pripun= *Prionotus punctatus*.



As análises nMDS revelaram uma alta variabilidade espaço-temporal na região de monitoramento, resultado de uma alta variação na composição das espécies e nas variáveis ambientais, consequência de um intenso dinamismo entre as áreas. A presença e abundância das espécies de pós-larvas continua seguindo o mesmo padrão apresentado nos relatórios anteriores, sendo maiores durante os meses mais quentes e reflexo da intensa atividade reprodutiva da maioria das espécies amostradas. Além disso, os resultados obtidos indicam que em períodos e condições específicas (ex., baixa energia de ondas e reduzida turbidez) a área marinha adjacente ao Rio Doce ainda pode sustentar assembleias de pós-larva de peixes similares às zonas controles, porém vulnerável aos eventos de ressuspensão de sedimento que são recorrentes dessa região. Por fim, a ocorrência das famílias Clupeidae, Engraulidae e Gerreidae contribuem com a similaridade entre as amostras por serem comuns entre as áreas estudadas.

## 2.3 DIVERSIDADE TRÓFICA/ISOTÓPICA E CONCENTRAÇÃO DE LIPÍDEOS EM PEIXES

Figura 14: Variação da (A) amplitude do nicho isotópico (área da elipse corrigida), (B) amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$ , (C) amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  e (D) da concentração de lipídeos (razão carbono e nitrogênio) de cinco espécies de peixes estuarinos do Rio Doce ao longo do período de monitoramento (meses). O mês "0" corresponde às coletas realizadas no intervalo de 1–2 dias antes da chegada da lama de rejeitos no estuário do Rio Doce. Correlações significativas estão com linha de tendência vermelha e respectivos valores de  $R^2$  e  $p$ .



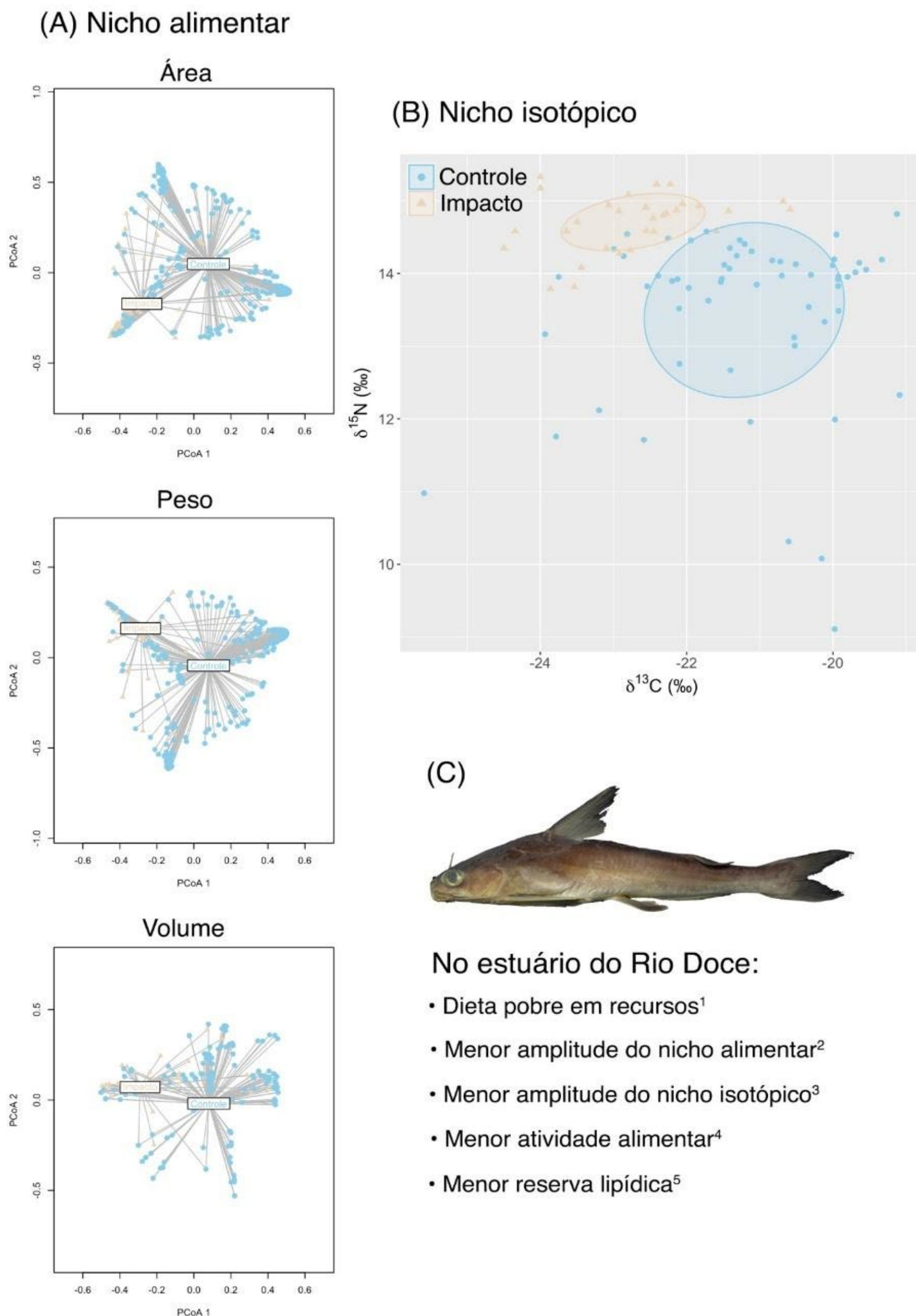


Entre as seis espécies estuarinas monitoradas, o carapicu (*Eucinostomus argenteus*) apresentou tendência significativa de diminuição do nicho isotópico (Figura 14A), amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  (Figura 14C) e amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  (Figura 14B), ainda que significância marginal para este último. O amoré-preto apresentou uma leve tendência de aumento da amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  (Figura 14C). As demais espécies não apresentaram padrões na evolução destes indicadores até o presente momento. O carapicu se alimenta geralmente de pequenos organismos presentes no sedimento, como poliquetas e moluscos (VASCONCELLOS et al., 2018). A fauna que vive no sedimento do estuário do Rio Doce foi afetada pelo rompimento da Barragem de Fundão e, conseqüentemente, pela contaminação de metais em escalas aguda e crônica (GOMES et al., 2017; COPPO et al., 2023). Por exemplo, vários táxons de poliquetas que habitavam o estuário do Rio Doce no período pré-impacto não foram registrados após a chegada da lama de rejeitos (GOMES et al., 2017). Portanto, a diminuição da amplitude do nicho e da diversidade isotópica dos recursos consumidos pelo carapicu pode estar relacionada à escassez dos recursos-alvo da espécie no estuário do Rio Doce.

A razão C:N é um parâmetro bioquímico que serve como indicador da concentração de lipídeos em tecidos de peixes e outros animais. As análises indicaram diminuição significativa ( $p < 0,05$ ) das concentrações de lipídeos em função do tempo (i.e., amostragens) para o amoré-flecheiro e o bagre-guri, a qual pode estar associada a um efeito crônico do rompimento da Barragem de Fundão na estocagem de energia (lipídeos) pelos peixes. Isso pode ocorrer em função de menor disponibilidade de presas “ótimas” no estuário do Rio Doce ao longo do tempo.

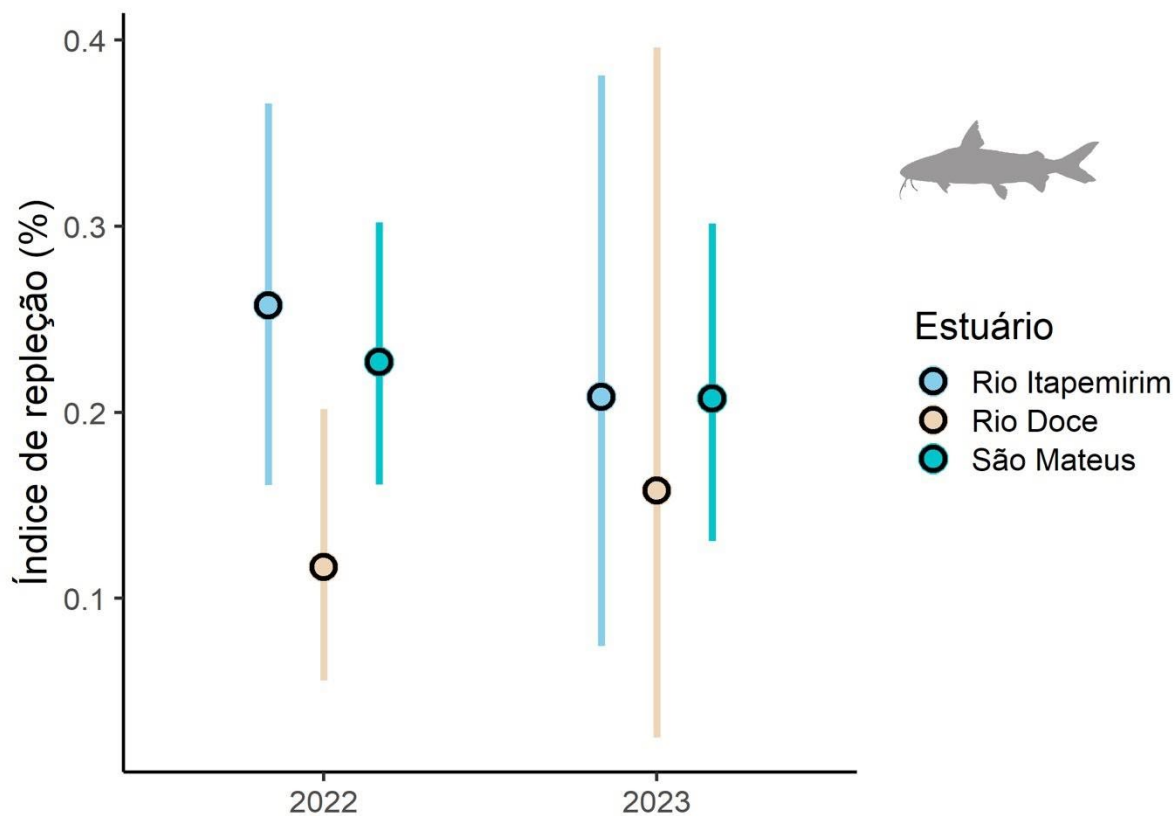
## 2.4 DIVERSIDADE TRÓFICA/ISOTÓPICA, DIETA E CONDIÇÃO CORPORAL DE ESPÉCIES SENTINELAS

Figura 15: A) Amplitude do nicho alimentar baseado na área ocupada, peso e volume das presas consumidas pelo bagre-guri no Rio Doce e nos estuários controles (rio Itapemirim e rio São Mateus) em 2022 e 2023. Número de estômagos analisados: 69 em 2022 e 43 em 2023 no rio Itapemirim; 35 em 2022 e 32 em 2023 no Rio Doce; e 85 em 2022 e 45 em 2023 no São Mateus. (B) Amplitude do nicho isotópico baseado na área da elipse corrigida ( $\%^2$ ). (C) Breve sumário dos achados deste Relatório Semestral de Evolução para a espécie sentinela bagre-guri (*Genidens genidens*), baseados nos indicadores dieta (1 e 2), diversidade trófica/isotópica (3), índice de repleção (4) e concentração de lipídeos (5).



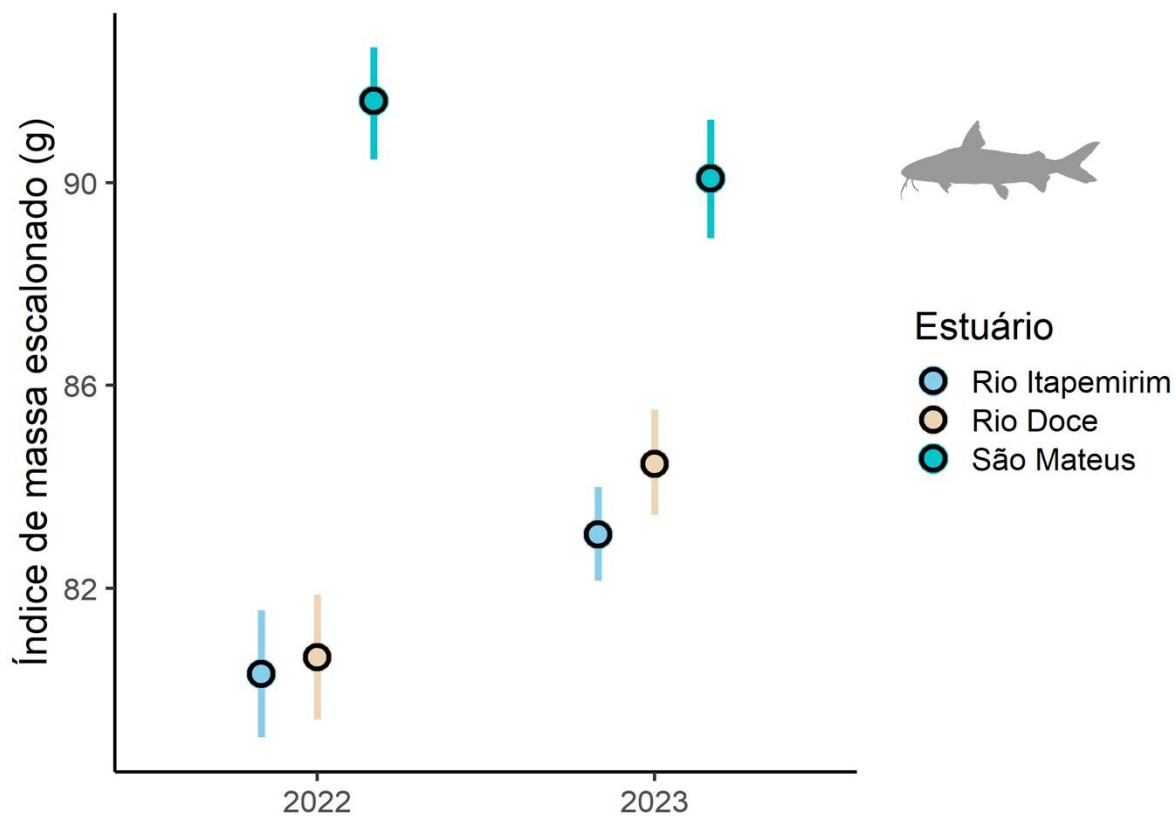
A composição da dieta do bagre-guri variou significativamente entre o local impactado e os controles, seja considerando a área (PERMANOVA:  $F = 4,153$ ;  $P(\text{MC}) = 0,041$ ), o peso (PERMANOVA:  $F = 4,634$ ;  $P(\text{MC}) = 0,018$ ) ou o volume (PERMANOVA:  $F = 3,621$ ;  $P(\text{MC}) = 0,045$ ) das presas. Além disso, a amplitude do nicho alimentar (i.e., distância média do centróide) no local impactado foi significativamente menor do que nos controles, com base nas três métricas analisadas: área (PERDISP:  $F = 39,838$ ;  $P = 0,0002$ ), peso (PERDISP:  $F = 44,882$ ;  $P = 0,0002$ ) e volume (PERDISP:  $F = 108,04$ ;  $P = 0,0002$ ). Similarmente, a amplitude do nicho isotópico foi menor do que nos controles. Os resultados apresentados suportam a hipótese que a dieta do bagre-guri é marcadamente diferente e menos diversa no Rio Doce, em comparação às áreas não afetadas pelos rejeitos de mineração.

Figura 16: Média ( $\pm$  Intervalo de confiança de 95%) do Índice de repleção do bagre-guri (*Genidens genidens*) no Rio Doce e nos estuários controles (rio Itapemirim e rio São Mateus) em 2022 e 2023. Número de indivíduos analisados: 85 em 2022 e 63 em 2023 no rio Itapemirim; 58 em 2022 e 48 em 2023 no Rio Doce; e 119 em 2022 e 62 em 2023 no São Mateus.



O Índice de repleção mede a quantidade de alimento no estômago de cada indivíduo, ponderada pela sua respectiva massa, e foi utilizado para investigar o potencial efeito da poluição por rejeitos de mineração na atividade alimentar do bagre-guri. O valor médio do índice no Rio Doce foi significativamente menor do que nos controles (PERMANOVA:  $F = 12,637$ ;  $P(MC) = 0,033$ ), sugerindo que a intensidade alimentar do bagre-guri no estuário pode ter sido afetada pelo aporte de rejeitos. Por outro lado, não houve diferença significativa entre os controles (PERMANOVA:  $F = 0,481$ ;  $P(MC) = 0,496$ ) nem entre os anos (PERMANOVA:  $F = 1,118$ ;  $P(MC) = 0,294$ ). Os resultados obtidos reforçam a ideia de que a redução na disponibilidade de presas consumidas pela ictiofauna após o rompimento (GOMES et al., 2017; COPPO et al., 2023), pode ter efeitos crônicos na atividade alimentar dos peixes.

Figura 17: Média ( $\pm$  Intervalo de confiança de 95%) da condição corporal do bagre-guri (*Genidens genidens*) no Rio Doce e nos estuários controles (rio Itapemirim e rio São Mateus) em 2022 e 2023. Número de indivíduos analisados: 76 em 2022 e 187 em 2023 no rio Itapemirim; 81 em 2022 e 143 em 2023 no Rio Doce; e 90 em 2022 e 116 em 2023 no São Mateus.



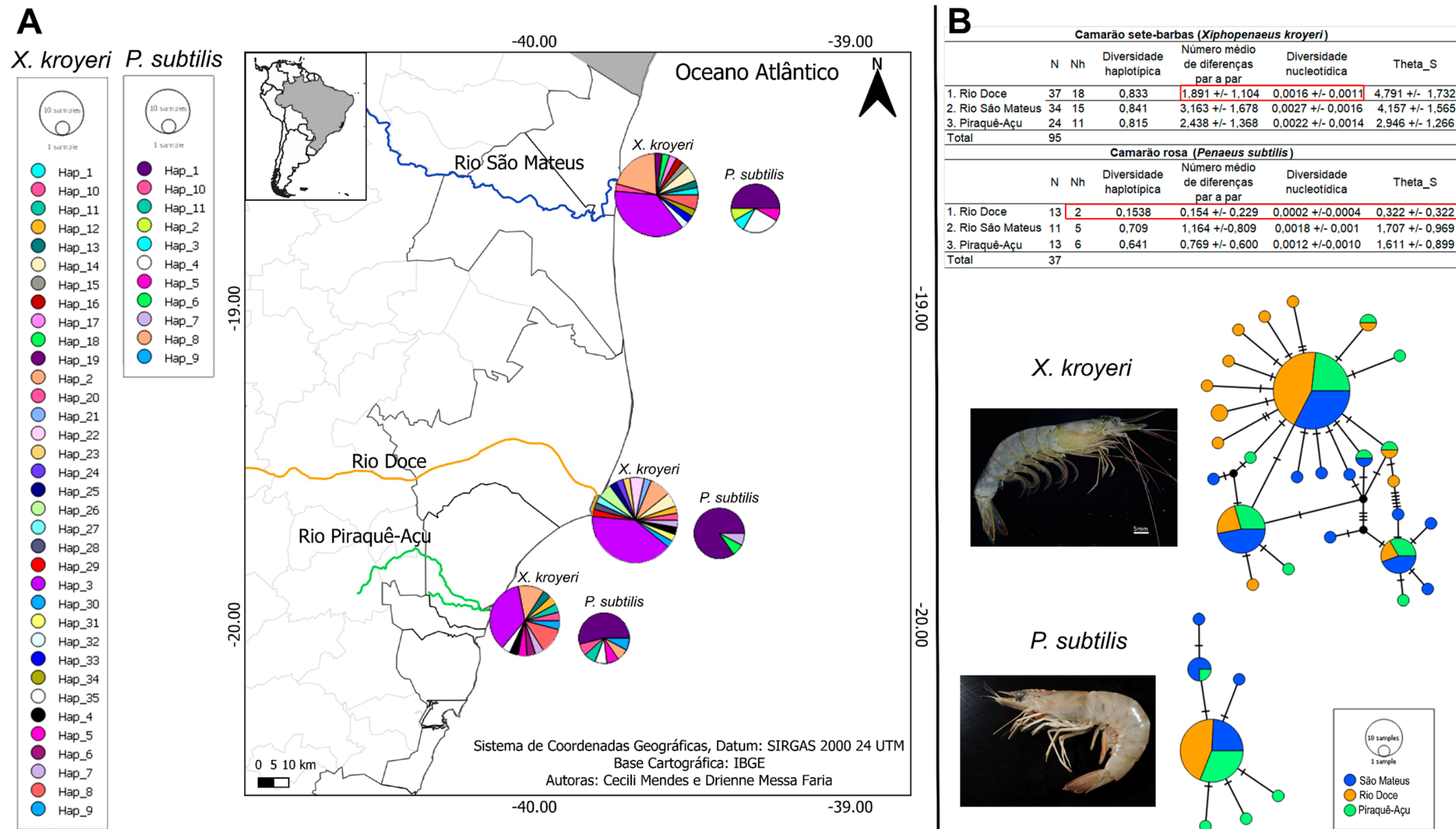
O Índice de Massa Escalonado (IMS), que padroniza o comprimento dos indivíduos e ajusta suas massas com base em uma relação peso-comprimento (PEIG & GREEN, 2010), tem sido amplamente utilizado como indicador de condição corporal e de distúrbios antrópicos em ecossistemas aquáticos e terrestres (e.g. BÓKONY et al., 2012; MACEDA-VEIGA et al., 2014; SEBASTIANO et al., 2021). Existem fortes evidências que a poluição e outros distúrbios humanos afetam negativamente a condição corporal dos indivíduos, incluindo desde peixes (MACEDA-VEIGA et al., 2014; PIERCE et al., 2020) até aves (SEBASTIANO et al., 2021) e mamíferos (WILLEMS et al., 2021). No presente estudo, porém, não foram identificadas diferenças significativas na condição do bagre-guri entre o Rio Doce e os estuários controles (PERMANOVA:  $F = 0,267$ ;  $P(MC) = 0,698$ ), considerando indivíduos coletados cerca de seis/sete anos após o rompimento da Barragem de Fundão. Por outro lado, houve diferença significativa no IMS entre os anos (PERMANOVA:  $F = 19,376$ ;  $P = 0,0002$ ) e, também, entre os controles (PERMANOVA:  $F = 213,620$ ;  $P = 0,0002$ ). A variabilidade natural na condição corporal dos indivíduos entre estuários, evidenciada pela expressiva diferença entre os controles, dificulta identificar potenciais efeitos relacionados ao rejeito de mineração. Entretanto, a ocorrência de impactos negativos da contaminação em longo prazo, nas reservas de energia e no *fitness* dos peixes do Rio Doce, não deve ser descartada frente aos resultados obtidos nos indicadores anteriores.



## 2.5 ÍNDICES DE DIVERSIDADE E ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA

### 2.5.1 Crustáceos marinhos

Figura 18: Índices de diversidade genética populacional de 95 indivíduos de camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e de 37 indivíduos de camarão-rosa (*Penaeus subtilis*) provenientes dos Rio Doce, rio São Mateus e rio Piraquê-Açu. A: mapa da região amostrada e gráficos de pizza demonstrando a proporção e distribuição geográfica dos haplótipos (diferentes cores representam os diferentes haplótipos); B: rede de haplótipos e índices de diversidade genética (diferentes cores representam os diferentes rios).





Os indivíduos de camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) foram avaliados com os marcadores moleculares mitocondriais COI e 16S rRNA concatenados (1184 pb) e indivíduos de camarão-rosa foram avaliados com o marcador mitocondrial COI (662 pb). Os resultados demonstram valores de diversidade genética moderados para o camarão-sete-barbas (*X. kroyeri*), sendo o rio São Mateus a localidade que apresenta maiores valores de diversidade, enquanto o Rio Doce apresenta os valores mais baixos especialmente para os valores de diversidade nucleotídica (Rio Doce: 0,0016 +/- 0,0011; rio São Mateus: 0,0027 +/- 0,0016; rio Piraquê-Açu: 0,0022 +/- 0,0014). Já para o camarão rosa (*P. subtilis*), os índices de diversidade genética apresentam valores mais baixos para todas as localidades, com o Rio Doce apresentando os valores mais baixos, como observado nos resultados de diversidade nucleotídica (Rio Doce: 0,0002 +/-0,0004; rio São Mateus: 0,0018 +/- 0,001; rio Piraquê-Açu: 0,0012 +/-0,0010). Deve-se salientar que a amostragem dos indivíduos do camarão-rosa ainda não foi finalizada, podendo haver alterações posteriores nesses valores. Entretanto, essa espécie já apresenta sinais de maior sensibilidade a alterações ambientais quando comparada com o camarão sete-barbas. Quanto à rede de haplótipos, é possível observar para o camarão sete-barbas a presença de 44 haplótipos delimitados nas três localidades, ocorrendo a dominância de um mesmo haplótipo (haplótipo 3) em todas as localidades. Há três haplótipos comuns compartilhados entre os três rios avaliados (indicando presença de fluxo gênico) e presença de haplótipos únicos em todas as localidades. Já para o camarão-rosa, foi observada a presença de 13 haplótipos, também organizados em formato de estrela, ocorrendo a dominância do haplótipo 1 em nas três localidades.

Tabela 11: Índices de neutralidade,  $F_{ST}$  par-a-par e AMOVA de 95 indivíduos do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e de 37 indivíduos do camarão-rosa (*Penaeus subtilis*) provenientes dos Rio Doce, rio São Mateus e rio Piraquê-Açu, avaliados com os marcadores moleculares mitocondriais COI e 16S rRNA (camarão-sete-barbas) e COI (camarão-rosa). Asteriscos indicam valores estatisticamente significativos ( $p < 0,005$ ).

Camarão-sete-barbas ( <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> ) - COI e 16S rRNA (1184 pb)					Camarão-rosa ( <i>Penaeus subtilis</i> ) - COI (662 pb)				
Índices de neutralidade (*P < 0,05; **P < 0,005; ***P < 0,0001)					Índices de neutralidade (*P < 0,05; **P < 0,005; ***P < 0,0001)				
	Tajima's D	Fu's FS				Tajima's	Fu's FS		
1. Rio Doce (N=34)	-0,811	-5,583*			1. Rio Doce (N=11)	-1,219	-1,684*		
2. Rio São Mateus (N=37)	-2,034**	-14,588***			2. Rio São Mateus (N=13)	-1,149	-0,537		
3. Rio Piraquê-Açu (N=24)	-0,596	-5,392**			3. Rio Piraquê-Açu (N=13)	-1,863*	-4,0095***		
Fst par-a-par (P < 0,05)					Fst par-a-par (P < 0,05)				
	1.	2.	3.			1.	2.	3.	
1. Rio Doce (N=34)	-				1. Rio Doce (N=11)	-			
2. Rio São Mateus (N=37)	-0,012	-			2. Rio São Mateus (N=13)	0,145 *	-		
3. Rio Piraquê-Açu (N=24)	-0,009	-0,0004	-		3. Rio Piraquê-Açu (N=13)	0,079	-0,049	-	
AMOVA (P < 0,05)					AMOVA (P < 0,05)				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação	Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	2	0,683	-0,00251 Va	0,6	Entre populações	2	0,793	0,01237 Va	4,82
Dentro das populações	92	38,632	0,41992 Vb	100,6	Dentro das populações	34	8,315	0,24455 Vb	95,18
Total	94				Total	36			
Fst	-0,006				Fst	0,048			
P-value	0,658				P-value	0,128			

Para o camarão-sete-barbas, as localidades de São Mateus e Piraquê-Açu apresentaram valores significativos apenas para o FS de Fu, já o Rio Doce apresentou resultados significativos em ambos os testes de neutralidade, indicando uma expansão após um evento de gargalo, assim como apresentado pela rede de haplótipos em formato de estrela. Já o camarão-rosa apresentou valores altos e significativos apenas no Rio Doce e rio Piraquê-Açu, indicando que apenas essas localidades estão sob expansão populacional, porém não descarta a possibilidade de efeito de gargalo no rio São Mateus, uma vez que a rede de haplótipos apresentou formato de estrela para as três localidades. Não foi evidenciada diferenciação genética entre as três localidades amostradas para o camarão sete-barbas ( $F_{ST}$  par-a-par e de AMOVA). Já para o camarão rosa, houve estruturação apenas entre o Rio Doce e o rio São Mateus, indicada pelo valor de  $F_{ST}$  entre as duas localidades. Essa estruturação será investigada com a adição de mais indivíduos e do marcador 16S rRNA.

## 2.5.2 Peixes estuarinos e recifais

Tabela 12: Diversidade Genética de Peixes Estuarinos e Recifais. Médias dos índices de diversidade genética estimados para todas as populações das espécies estuarinas e recifais. Número de amostras genotipadas (N), número de alelos (A), riqueza alélica (Ar), número de alelos efetivos (Ae), número de alelos privados (Ap), heterozigosidades observada (Ho) e esperada (He), coeficiente de endogamia (Fis), tamanho populacional efetivo (Ne) e índice de Garza-Williamson (M-ratio). Caravelas = Estuário do rio Caravelas, São Mateus= Estuário do rio São Mateus, Ipiranga = Estuário do rio Ipiranga, Doce: Estuário do Rio Doce. Área 1 = Norte de Abrolhos e Royal Charlotte; Área 2 = Sul do banco de Abrolhos; Área 3 = Plataforma estreita entre Linhares e Piúma; Área 4 = Marataízes e norte do Rio de Janeiro.

Espécies estuarinas					
Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
<i>Pellona harroweri</i>	N	27	26	22	28
	A	6,29	7,29	6,14	7,00
	Ar	5,64	6,05	6,08	5,11
	Ae	3,41	3,54	4,03	3,38
	Ap	2,33	1,00	4,00	0,67
	Ho	0,61	0,7	0,64	0,66
	He	0,68	0,7	0,75	0,68
	Fis (95% IC)	0,11 (0,00 - 0,20)	0,00 (-0,10 - 0,11)	0,14 (0,01 - 0,25)	0,03 (-0,07 - 0,12)
	Ne (95% IC)	Inf. (59,2 - Inf.)	Inf. (61,8 - Inf.)	67,7 (18,7 - Inf.)	28,7 (16,3 - 70)
	M-ratio	0,23	0,22	0,20	0,20
Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
<i>Lycengraulis grossidens</i>	N	19	26	23	30
	A	8,86	11,43	9,86	11,14
	Ar	7,31	8,63	4,52	8,57
	Ae	6,08	6,93	6,02	6,48
	Ap	3,57	2,43	0,29	2,43
	Ho	0,45	0,54	0,6	0,55
	He	0,75	0,79	0,76	0,79
	Fis (95% IC)	0,40 (0,26 - 0,53)	0,32 (0,23 - 0,41)	0,27 (0,11 - 0,30)	0,30 (0,21 - 0,38)
	Ne (95% IC)	Inf. (52,9 - Inf.)	37,4 (23,4 - 76,7)	175,4 (45,9 - Inf.)	12396 (92 - Inf.)
	M-ratio	0,17	0,28	0,35	0,31
Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
<i>Trinectes paulistanus</i>	N	24	9	13	17
	A	6,18	3,82	5,36	5,45
	Ar	4,12	3,31	4,02	4,04
	Ae	3,91	3,35	3,41	3,41
	Ap	2,09	3,00	0,73	0,73
	Ho	0,5	0,51	0,55	0,57
	He	0,59	0,53	0,63	0,58
	Fis (95% IC)	0,15 (0,04 - 0,2)	0,02 (-0,18 - 0,17)	0,11 (-0,03 - 0,25)	0,01 (-0,09 - 0,10)
	Ne (95% IC)	87,5 (30 - Inf.)	36,1 (7,6 - Inf.)	239,7 (19 - Inf.)	33,6 (14,8 - 923,7)
	M-ratio	0,21	0,17	0,20	0,20

### Espécies estuarinas

Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
<i>Larimus breviceps</i>	N	28	30	30	30
	A	4,42	3,75	3,50	4,42
	Ar	3,70	3,20	3,00	3,90
	Ae	3,27	3,34	4,13	4,50
	Ap	0,67	0,17	0,67	2,08
	Ho	0,32	0,32	0,33	0,33
	He	0,39	0,35	0,35	0,52
	Fis (95% IC)	0,06 (-0,05 - 0,18)	0,06 (-0,09 - 0,23)	0,19 (0,01 - 0,33)	0,36 (0,26 - 0,46)
	Ne (95% IC)	2,2 (1,8-2,6)	8,1 (4,9 -12,6)	13,7 (7,6-27,1)	2,1 (1,8-2,6)
	M-ratio	0,33	0,37	0,41	0,35
Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
<i>Conodon nobilis</i>	N	31	29	30	30
	A	4,91	4,83	4,08	3,83
	Ar	4,63	4,70	3,94	3,70
	Ae	2,18	2,47	1,96	1,99
	Ap	1,00	1,00	0,42	0,50
	Ho	0,37	0,41	0,30	0,34
	He	0,40	0,53	0,34	0,36
	Fis (95% IC)	0,02 (0,11 - 0,30)	0,30(0,20 - 0,38)	0,27 (0,19 - 0,35)	0,03 (-0,07 - 0,12)
	Ne(95% IC)	138,3 (45,9-Inf)	54 (27,7-382,7)	70,9 (24,9-Inf)	23,3 (14,4-43,6)
	M-ratio	0,28	0,26	0,28	0,27
Espécie	Variável	Rio Doce	Rio Ipiranga	Rio São Mateus	Rio Caravelas
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	N	30	32	33	31
	A	4,64	4,91	5,64	4,91
	Ar	3,91	4,22	4,88	4,18
	Ae	1,73	2,22	2,74	2,47
	Ap	0,64	2,36	1,73	1,55
	Ho	0,17	0,25	0,22	0,25
	He	0,35	0,50	0,56	0,47
	Fis (95% IC)	0,52 (0,36 - 0,64)	0,49 (0,38 - 0,58)	0,61 (0,52 - 0,69)	0,47 (0,35 - 0,58)
	Ne (95% IC)	1,4 (1,1 - 1,6)	2 (1,6 - 2,6)	1,5 (1,3 - 1,7)	1,5 (1,3 - 1,8)
	M-ratio	0,34	0,32	0,36	0,35

### Espécies recifais

Espécie	Variável	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Lutjanus analis</i>	N	30	28	27	30
	A	6,6	8	9,2	8,6
	Ar	5,64	6,78	8,06	7,37
	Ae	3,28	4,21	5,56	5,24
	Ap	0,4	0,8	1,2	1,4

### Espécies recifais

Espécie	Variável	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
	Ho	0,74	0,77	0,71	0,79
	He	0,67	0,73	0,77	0,78
	Fis(95% IC)	-0,09 (-0,23 - 0,03)	-0,04 (-0,14 - 0,05)	0,08 (-0,00 - 0,17)	-0,01 (-0,11 - 0,09)
	Ne(95% IC)	5,1 (2,6 - 10)	24,6 (11,7 - 109,1)	51,9 (21,9 - Inf.)	25,9 (14,1 - 68,6)
	M-ratio	0,22	0,25	0,33	0,27
Espécie	Variável	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Cephalopholis fulva</i>	N	33	31	34	6
	A	5,67	4,67	4,33	2,67
	Ar	2,83	2,61	2,64	2,4
	Ae	2,51	2,48	2,52	2,21
	Ap	2,33	0,67	0,83	0
	Ho	0,45	0,35	0,43	0,47
	He	0,46	0,4	0,38	0,35
	Fis(95% IC)	0,01 (-0,09 - 0,12)	0,13 (-0,00 - 0,25)	-0,11 (-0,20 - -0,02)	-0,35 (-0,55 - -0,21)
	Ne(95% IC)	Inf. (40,9 - Inf.)	80,9 (16,5 - Inf.)	Inf. (35,7 - Inf.)	Inf. (0,8 - Inf.)
	M-ratio	0,25	0,19	0,18	0,12
Espécie	Variável	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
<i>Epinephelus morio</i>	N	27	33	25	6
	A	7,67	8,11	7	3
	Ar	4,27	4,23	4,2	2,57
	Ae	4,23	4,29	4,35	2,41
	Ap	0,44	1,67	0,22	0,33
	Ho	0,46	0,5	0,45	0,41
	He	0,73	0,73	0,75	0,5
	Fis(95% IC)	0,36 (0,27 - 0,44)	0,31 (0,22 - 0,40)	0,40 (0,30 - 0,50)	0,19 (-0,19 - 0,41)
	Ne(95% IC)	51,3 (29,1 - 147,7)	25 (18 - 37,3)	27,1 (17,2 - 51,6)	Inf. (1,7 - Inf.)
	M-ratio	21	0,21	0,19	0,08

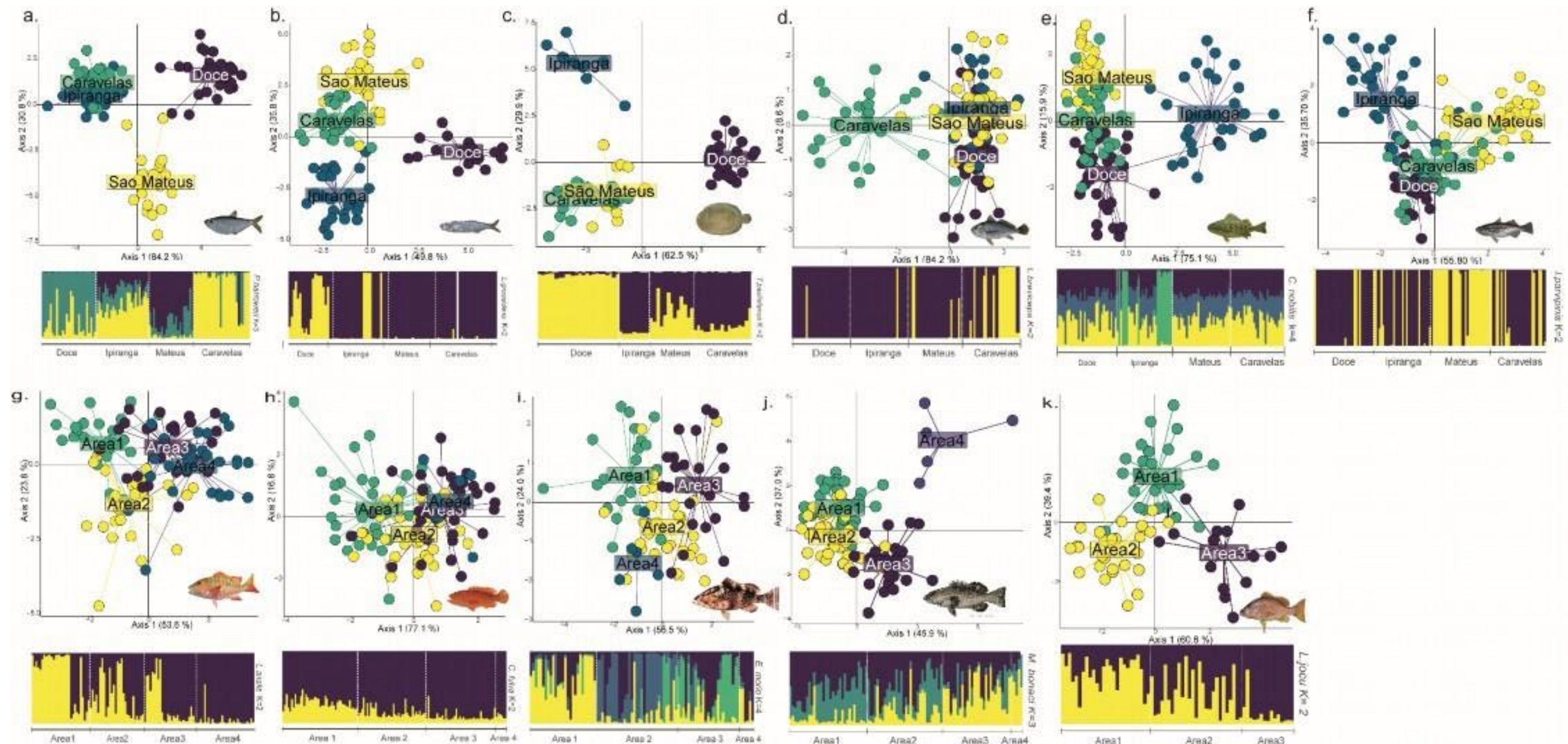
Os níveis médios de diversidade genética foram estimados a partir de diferentes métricas comumente observadas na literatura: número de alelos, riqueza alélica, número de alelos efetivos, número de alelos privados e heterozigosidade observada e esperada. O número de alelos corresponde ao número de variantes encontradas para cada locus. Entre as espécies estuarinas, destacam-se *P. harroweri* e *L. grossidens* com valores acima de 6. Entre as recifais, *E. morio*, *L. analis*, *L. jocu* e *M. bonaci* possuem número de alelos acima de 6. Entretanto, essa métrica é dependente do tamanho amostral e por isso não é indicado comparar populações com diferentes tamanhos, como acontece em algumas espécies aqui apresentadas. Nesse sentido, a riqueza alélica é um melhor indicador de diversidade genética. Para essa métrica, *P. harrowei*, *L. grossidens*, *L. jocu* e *L. analis* apresentaram maiores índices de diversidade genética. Apenas a espécie estuarina *L. grossidens* e as recifais *L. jocu* e *L. analis* possuem valores altos de alelos efetivos. As heterozigosidades observadas ( $H_o$  - proporção de heterozigotos observados) e esperadas ( $H_e$  - proporção de heterozigotos esperados estimados a partir das frequências alélicas) foram consideradas moderadas ( $0,5 < x < 0,8$ ) para as espécies estuarinas *P. harroweri*, *L. grossidens* (exceto população do Rio Doce) e *T. paulistanus*, e para as espécies recifais *M. bonaci* (exceto área 4) e *L. analis*. As demais espécies apresentaram valores baixos de  $H_o$  e  $H_e$ . Ao comparar os níveis de diversidade genética entre as populações de uma mesma espécie, não foi observado, até o momento, um padrão de redução da diversidade genética em uma localidade em particular.

Ainda dentro da caracterização genética da população temos o coeficiente de endogamia ( $F_{is}$ ) que para as populações de espécies estuarinas foi significativamente positivo indicando excesso de homozigotos nas populações, provavelmente atribuídas ao acasalamento não-aleatório entre indivíduos relacionados. Valores positivos também foram observados para as populações das espécies recifais *E. morio*, *L. jocu* e *M. bonaci*. Entretanto, para as populações da área 1, 2 e 4 de *L. analis* e populações 3 e 4 de *C. fulva* os valores foram negativos indicando excesso de heterozigotos. Esse excesso pode ser decorrente do acasalamento não aleatório entre indivíduos não relacionados, ou ser consequência de um efeito conhecido como “quebra do isolamento” (mistura entre populações isoladas - WAHLUND, 1928), que geralmente persiste por algumas gerações até um novo equilíbrio ser restabelecido.

Quanto às análises demográficas, foi detectado um tamanho populacional muito baixo para as espécies *L. breviceps*, *I. parvipinnis* e *L. analis*. Além disso, todas as populações amostradas de todas as espécies apresentaram valores de M-ratio abaixo do valor crítico de 0,68, especialmente a recifal *C. fulva* e as estuarinas *P. harroweri* e *T. paulistanus*. Isto sugere que suas populações vivenciaram ou estão vivenciando redução recente em seu tamanho populacional, o que inspira cuidados quanto a sua viabilidade. É relevante ressaltar que as já foram iniciadas a genotipagem das espécies recifais *M. interstitialis* e *M. venenosa*, que resultará na inclusão de sete espécies recifais, das 15 totais. Das oito espécies estuarinas, duas novas inclusões ainda estão sujeitas a procedimentos de teste. No RA2023 apresentaremos os resultados das 15 espécies finalizadas.



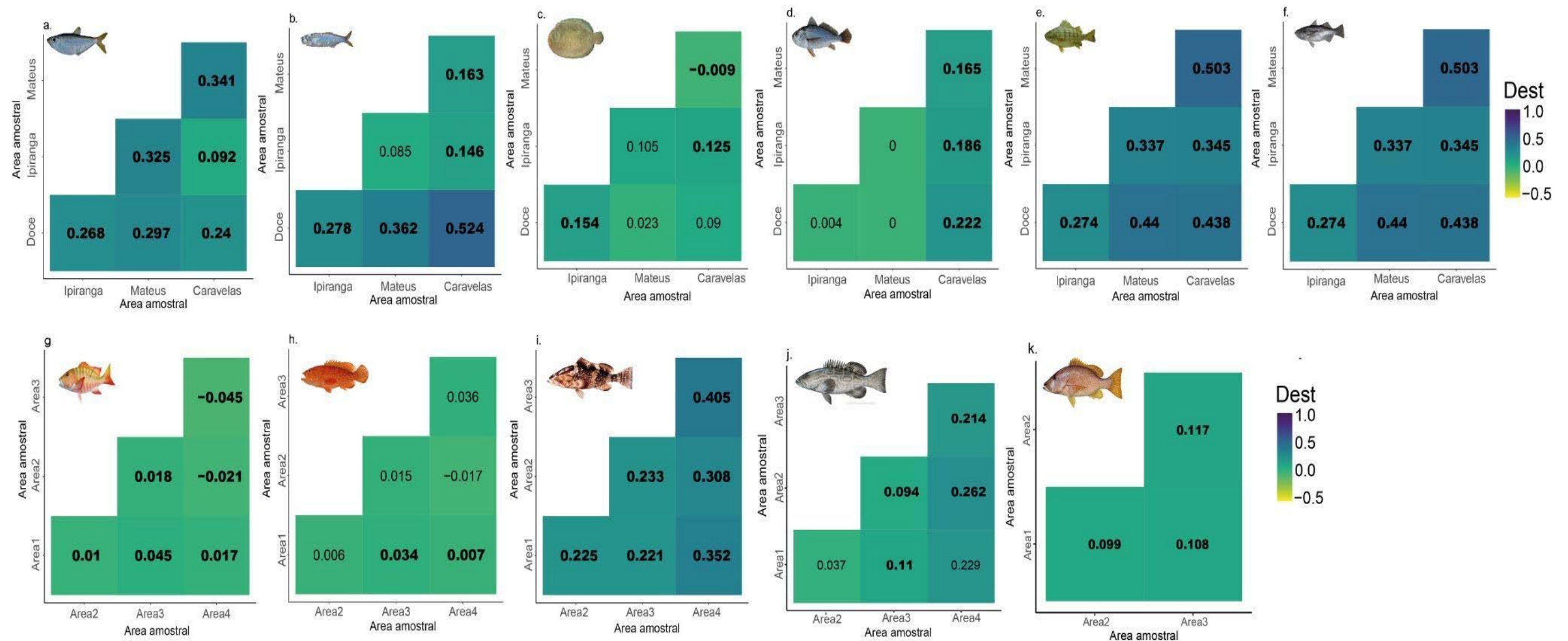
Figura 19 : Diversidade Genética de Peixes Estuarinos e Recifais. Estrutura genética das populações estimada a partir da análise discriminante de componentes principais (DAPC) e STRUCTURE. Estrutura genética das populações das espécies estuarinas (a-f) e recifais (g-k). Na DAPC, as cores representam os locais de coleta, enquanto para o STRUCTURE, observamos barras verticais que indicam a proporção de atribuição de cada espécime a um agrupamento genético. O número de grupos genéticos (K), determinados para essa última análise, foi definido a partir do método de Evanno. As espécies estuarinas analisadas são *Pellona harroweri* (a), *Lycengraulis grossidens* (b), *Trinectes paulistanus* (c), *Larimus breviceps* (d), *Conodon nobilis* (e) e *Isopisthus parvipinis* (f). As espécies recifais são: *Lutjanus analis* (g), *Cephalopholis fulva* (h), *Epinephelus morio* (i), *Mycteroperca bonaci* (j) e *Lutjanus jocu* (k). Caravelas (Verde) = Estuário do rio Caravelas, São Mateus (Amarelo) = Estuário do rio São Mateus, Ipiranga (Azul) = Estuário do rio Ipiranga, Doce (Roxo) = Estuário do Rio Doce (Área de Impacto). Área 1 (Verde) = Norte de Abrolhos e Royal Charlotte; Área 2 (Amarelo) = Sul do banco de Abrolhos; Área 3 (Roxo) = Plataforma estreita entre Linhares e Piúma (Área Impacto); Área 4 (Azul) = Marataízes e norte do Rio de Janeiro.





A estrutura genética das espécies foi avaliada utilizando diferentes algoritmos como STRUCTURE e Análise discriminante de componentes principais (DAPC). Nenhuma das espécies estuarinas foi considerada panmítica. *Lycengraulis grossidens* (Figura 19B), *T. paulistanus* (Figura 19C), *L. breviceps* (Figura 19D) e *I. parvipinnis* (Figura 19) apresentaram dois grupos, enquanto *P. harroweri* (Figura 19A) e *C. nobilis* (Figura 19A) apresentaram 3 e 4 grupos, respectivamente, de acordo com o STRUCTURE. Como o DAPC utiliza uma estatística multivariada onde a variação na amostra é dividida dentro e entre grupos, a análise minimiza a variação dentro de grupos e maximiza a variação entre grupos resultando em um número mais provável de subgrupos. Essa abordagem evidencia uma estruturação em uma escala mais fina que a observada pelo STRUCTURE. Aliando as duas análises, podemos observar que *P. harroweri* apresentou três agrupamentos (Caravelas/Ipiranga + Doce + São Mateus), *L. grossidens* e *T. paulistanus* apresentam três grupos (Caravelas/São Mateus + Ipiranga + Doce); onde as três espécies possuem em comum o Rio Doce com distinção moderada entre as populações, fato possivelmente ligado a biologia das espécies que ocorrem em ambientes salobros e fundos lamacentos (CERVIGÓN et al., 1992; CRIALES-HERNANDEZ, 2003; CONTENTE et al., 2009; MAI et al., 2014). As demais espécies apresentaram dois subgrupos: as amostras de Caravelas se isolaram das demais localidades em *Larimus breviceps*, para *C. nobilis* a localidade Ipiranga se diferenciou das demais e por fim, *I. parvipinnis* onde as amostras de São Mateus se segregaram das demais. Para essa última espécie, embora a população do estuário do rio Ipiranga pareça ser distinta no DAPC, a análise de diferenciação (Figura 20) evidencia a proximidade genética com as populações do Rio Doce, isso se deve possivelmente à proximidade entre os estuários. Entre as espécies recifais, *C. fulva* (Figura 19H) evidenciou uma leve diferenciação entre as amostras da área 1, em relação às áreas 2, 3 e 4, resultado corroborado pela análise de diferenciação genética (Djost). *Lutjanus analis* (Figura 19G) apresentou as populações da área 1 e 2 diferentes entre si e daquelas encontradas na área 3 e 4 (esta última somente presente somente para *L. analis*). As amostras de *E. morio* (Figura 19I) apresentaram 4 diferentes grupos moderadamente distintos entre si, sendo que a área 4 possui poucos exemplares coletados até o momento. *Mycteroperca bonaci* (Figura 19J) exibiu três agrupamentos, com a área 1 e 2 apresentando-se diferente da área 3, e a área 4 diferente das demais. Deve-se levar em consideração que o N amostral é relativamente baixo na área 4, influenciando no resultado obtido até o momento.

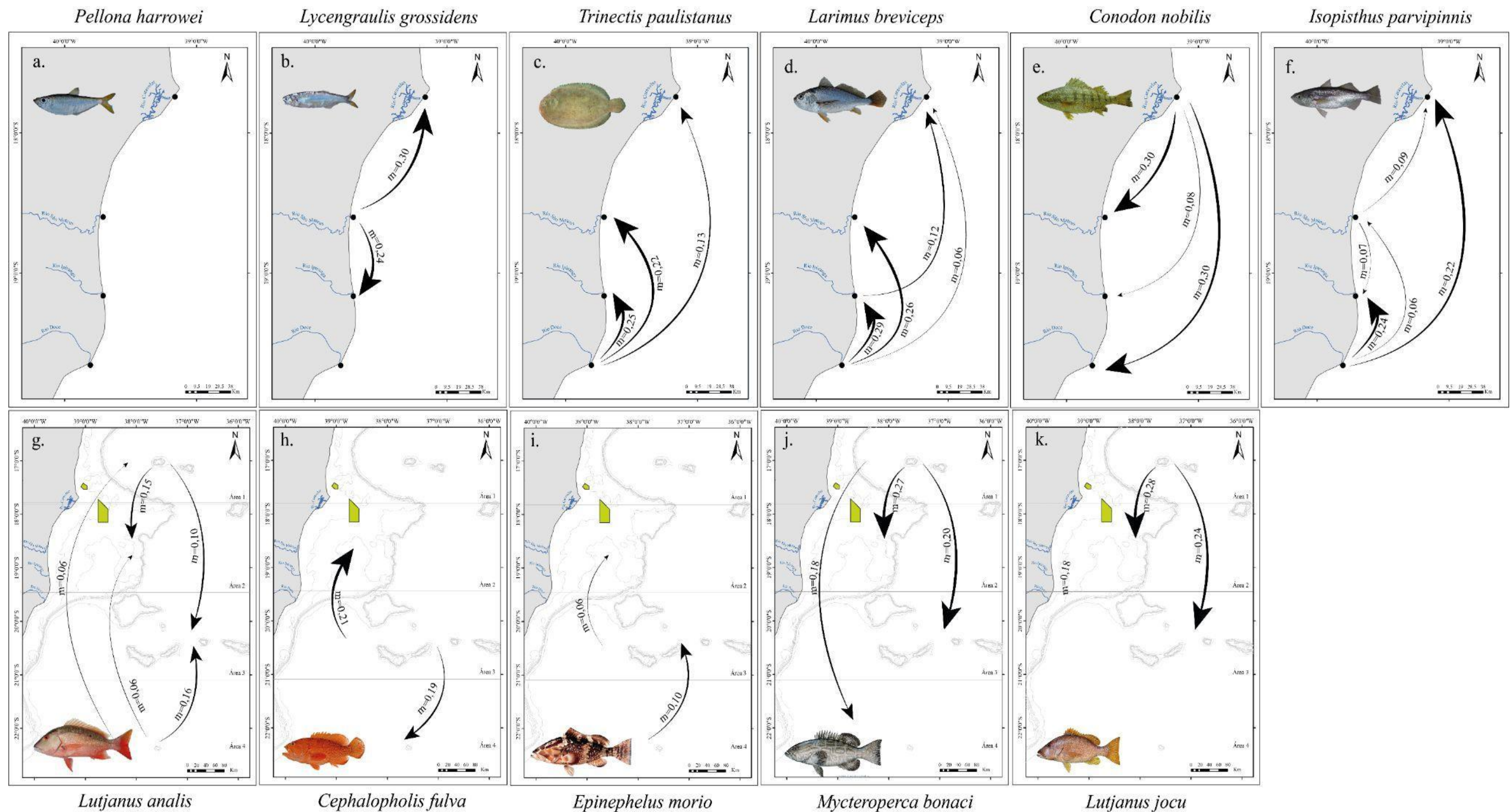
Figura 20: Diversidade Genética de Peixes Estuarinos e Recifais. Gráfico de calor da matriz de diferenciação par-a-par baseado no índice D entre as quatro populações estuarinas (a-f) e as quatro áreas recifais (g-i). As cores escuras (azul e roxa) refletem alta diferenciação genética e as cores mais claras (verdes e amarelas) refletem baixa diferenciação genética. Estuarinas: *Pellona harroweri* (a), *Lycengraulis grossidens* (b), *Trinectes paulistanus* (c), *Larimus breviceps* (d), *Conodon nobilis* (e), *Isopisthus parvipinnis* (f). Recifais: *Lutjanus analis* (g), *Cephalopholis fulva* (h), *Epinephelus morio* (i), *Mycteroperca bonaci* (j) e *Lutjanus jocu* (k). Caravelas = Estuário do rio Caravelas, São Mateus= Estuário do rio São Mateus, Ipiranga = Estuário do rio Ipiranga, Doce = Estuário do Rio Doce (Área de Impacto). Área 1 = Norte de Abrolhos e Royal Charlotte; Área 2 = Sul do banco de Abrolhos; Área 3 = Plataforma estreita entre Linhares e Piúma (Área Impacto); Área 4 = Marataízes e norte do Rio de Janeiro. Valores em negrito indicam significância estatística



Para o presente projeto, foram estimados o índice D proposto por Jost e a análise de variância molecular (AMOVA). A diferenciação populacional estimada através do índice D (Dest), ao invés do clássico Fst, deve-se ao seu menor viés para marcadores altamente polimórficos como os microssatélites. Entre as espécies estuarinas, *P. harroweri* (Figura 20A), *C. nobilis* (Figura 20E) e *I. parvipinnis* (Figura 20F) apresentaram valores significativos considerados de moderados a altos entre as populações dos quatro estuários. *Lycengraulis grossidens* (Figura 20B) também apresentou valores altos e significativos, exceto entre as populações de São Mateus e Ipiranga. Entre as populações de *T. paulistanus* (Figura 20C), apenas foram significativas as comparações feitas entre Doce e Ipiranga, Doce e Caravelas e Ipiranga e Caravelas. Por fim, *L. breviceps* (Figura 20D) apresentou valores significativos apenas entre a população do estuário do rio Caravelas e demais áreas. Para os recifais, a diferenciação populacional foi menor do que aquela encontrada nas espécies estuarinas, exceto para *E. morio* (Figura 20I), cujos valores de Dest foram altos e significativos. *Lutjanus analis* (Figura 20G) apresentou valores significativos e baixos entre as populações das quatro áreas, enquanto *C. fulva* (Figura 20H) apresentou valores significativos entre a área 1 e 3 e 1 e 4. *Mycteroperca bonaci* apresentou valores de diferenciação maiores entre a área 1 e 4 e 2 e 4. Já para *L. jocu* a área 3 se mostrou significativamente diferente em relação às demais áreas avaliadas. Esses resultados corroboram com a análise de estrutura populacional obtida anteriormente. Considerando as espécies estuarinas, a análise AMOVA foi significativa apenas para *T. paulistanus*, *L. breviceps*, *C. nobilis* e *I. parvipinnis*, que apresentaram uma alta variação genética dentro das populações (81,43%, 88,99%, 93,01% e 84,33%, respectivamente) e moderada diferenciação genética entre as populações (18,57%, 11,01%, 6,99% e 15,67%, respectivamente). A moderada diferenciação entre as populações dessas espécies é resultado do fluxo gênico, conforme será visto no próximo indicador. Ao examinarmos as espécies recifais, constatamos que *L. analis*, *E. morio*, *M. bonaci* e *L. jocu* demonstraram baixa variação genética significativa entre as populações, registrando percentuais de 1,1%, 8,49%, 2,2% e 1,7%, respectivamente. Por outro lado, a variabilidade dentro das próprias populações revelou-se consideravelmente elevada: 98,9%, 91,51%, 98,35% e 98,2%, respectivamente. Paralelamente ao Dest, a análise de AMOVA apontou para uma menor variação interpopulacional nas espécies recifais. No entanto, o teste de Mantel realizado não revelou quaisquer correlações entre a distância genética e geográfica para nenhuma das espécies, sugerindo que a divergência genética observada entre as populações não está diretamente relacionada com a distância geográfica entre elas.



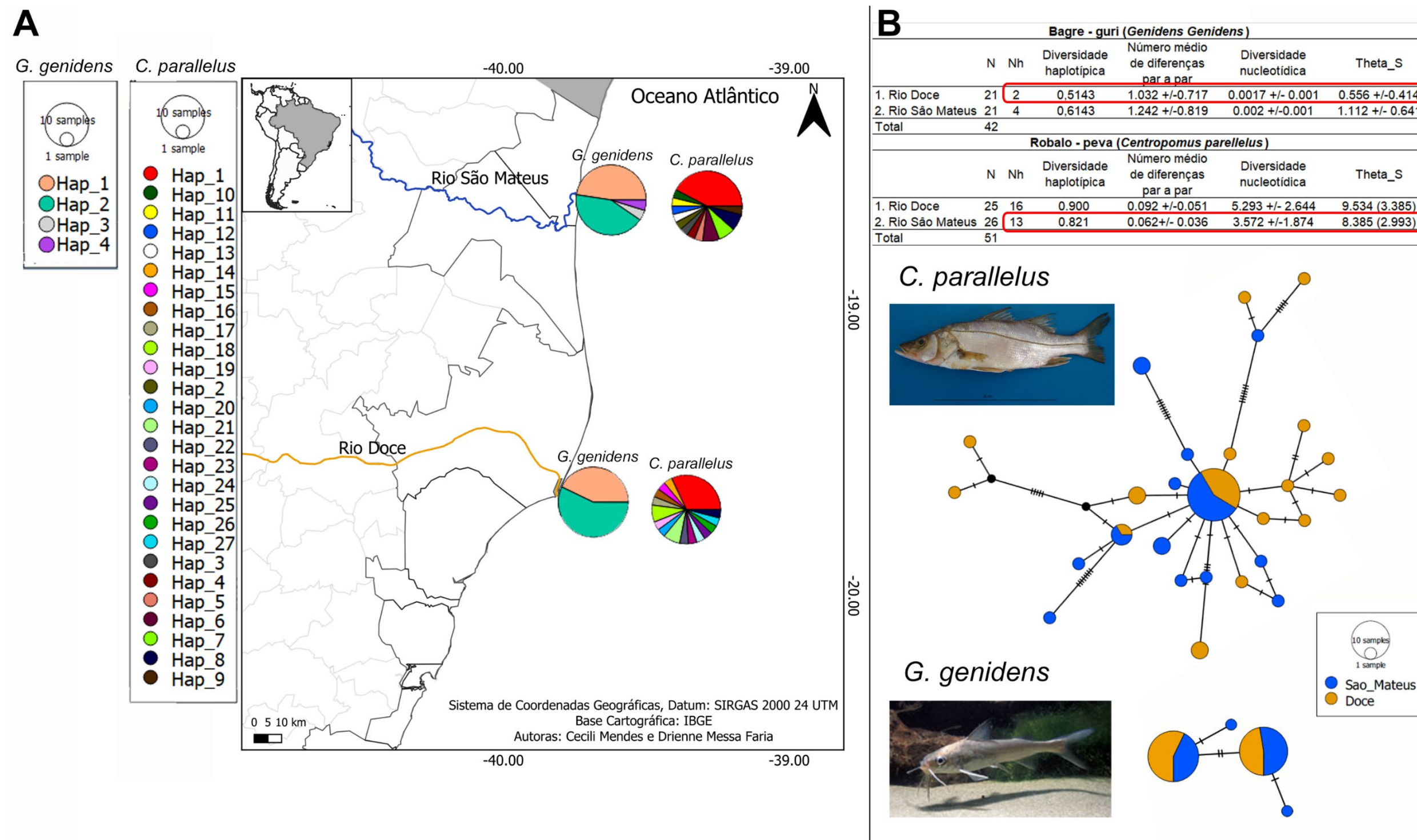
Figura 21: Diversidade Genética de Peixes Estuarinos e Recifais. Fluxo gênico entre as populações das espécies estuarinas (a-f) e recifais (g-i) estimadas no software BayesAss v3.04. Apenas as taxas e a direção da migração que foram significativas (com intervalos de confiança acima de zero) estão sendo evidenciadas. A intensidade da seta indica a taxa de migração entre as áreas sendo classificada de baixa ( $<0,1$ ), moderada ( $0,1 \leq x \leq 0,2$ ) e alta ( $>0,2$ ). Espécies estuarinas: *Pellona harroweri* (a), *Lycengraulis grossidens* (b), *Trinectes paulistanus* (c), *Larimus breviceps* (d), *Conodon nobilis* (e), *Isopisthus parvipinnis* (f). Espécies recifais: *Lutjanus analis* (g), *Cephalopholis fulva* (h), *Epinephelus morio* (i), *Mycteroperca bonaci* (j) e *Lutjanus jocu* (k). Caravelas = Estuário do rio Caravelas, São Mateus= Estuário do rio São Mateus, Ipiranga = Estuário do rio Ipiranga, Doce = Estuário do Rio Doce (Área de Impacto). Área 1 = Norte de Abrolhos e Royal Charlotte; Área 2 = Sul do banco de Abrolhos (Evidenciado no mapa); Área 3 = Plataforma estreita entre Linhares e Piúma (Área Impacto); Área 4 = Marataízes e norte do Rio de Janeiro.



O fluxo gênico, já evidenciado no relatório anterior (RA2022), foi novamente analisado devido a sua importância na manutenção do potencial evolutivo de uma espécie, regulando a sua diversidade genética, evitando a diferenciação populacional ou os padrões de adaptação local e propagando genes adaptativos entre as populações. Nenhuma das espécies analisadas apresentaram o mesmo padrão de taxa e direção do fluxo gênico, provavelmente devido às particularidades de suas histórias de vida, habitat e nicho ecológico. Com relação a intensidade do fluxo, esta é maior entre populações adjacentes do que aquelas mais distantes (salvo algumas exceções, como *C. nobilis* (Figura 21E) e *I. parvipinnis* (Figura 21F)). No contexto geral, três das seis espécies estuarinas (*T. paulistanus* (Figura 21C), *L. breviceps* (Figura 21D) e *I. parvipinnis* (Figura 21F)) analisadas até o momento, é possível evidenciar a importância do estuário do Rio Doce como populações fonte. Como a análise pode detectar assinatura de fluxo gênico atual ou de poucas gerações atrás é necessário utilizar outros algoritmos para identificar se esse padrão é histórico ou se foi uma consequência das alterações sofridas pela área de impacto que podem estar repelindo as espécies da região. Entre as espécies recifais, *L. analis* (Figura 21G) foi a que apresentou maior número de populações envolvidas no fluxo gênico estimado, sendo a área 4 considerada fonte. Tanto para *C. fulva* (Figura 21H) quanto *E. morio* (Figura 21I) observamos fluxo gênico entre as populações da área 3 (área de impacto) com as áreas 2 e 4. A diferença entre elas está na intensidade do fluxo, maior para *C. fulva*, e na direção da troca de indivíduos entre as áreas 3 e 4. Tanto *M. bonaci* quanto *L. jocu* apresentam a área 1 como fonte para as demais áreas analisadas. De forma geral, esperava-se um fluxo gênico maior entre as espécies recifais do que as estuarinas, uma vez que a diferenciação genética foi menor nas espécies recifais. Essa resposta provavelmente decorre da subamostragem da área 4 para as espécies *C. fulva*, *E. morio* e *L. jocu*, afetando as estimativas de fluxo gênico.



Figura 22: Índices de diversidade genética populacional de 42 indivíduos de bagre - guri (*Genidens genidens*) e de 51 indivíduos de robalo - peva (*Centropomus parallelus*) dos Rio Doce e rio São Mateus. A: mapa da região amostrada e gráficos de pizza com a proporção e distribuição geográfica dos haplótipos (diferentes cores para os diferentes haplótipos); B: rede de haplótipos e índices de diversidade genética (diferentes cores para os diferentes rios).



Indivíduos de bagre-guri foram avaliados com o marcador molecular mitocondrial COI (612pb) e indivíduos de robalo - peva foram avaliados com o marcador mitocondrial D-loop (450pb). Os resultados demonstram valores de diversidade genética baixos para o bagre-guri (*Genidens genidens*) sendo o Rio Doce a localidade que apresenta maiores valores de diversidade. Já para o robalo - peva (*Centropomus parallelus*), os valores foram altos com o Rio Doce apresentando os maiores valores de diversidade. Os resultados de 'Número médio de diferenças par a par' foram baixos para o bagre - guri (*Genidens genidens*) nos dois rios avaliados (Rio Doce: 1.242 +/-0.819; rio São Mateus: 1.032 +/- 0.717), assim como os resultados de Theta\_S (Rio Doce: 1.112 +/- 0.641; rio São Mateus: 0.556 +/- 0.414). Já para o robalo - peva (*Centropomus parallelus*), os resultados de 'Número médio de diferenças par a par' foram altos para os dois rios avaliados (Rio Doce: 0.092 +/-0.051; rio São Mateus: 0.062 +/- 0.036), assim como os resultados de Theta\_S (Rio Doce: 9.534 +/-3.385; rio São Mateus: 8.385 +/-2.993). Quanto à rede de haplótipos é possível observar para o robalo - peva (*Centropomus parallelus*) a presença de 27 haplótipos nas duas localidades, ocorrendo a dominância de um mesmo haplótipo nas duas localidades. Há dois haplótipos comuns compartilhados entre os dois rios avaliados (indicando presença de fluxo gênico) e presença de haplótipos únicos em todas as localidades. Já para o bagre - guri (*Genidens genidens*) foi observada a presença de somente quatro haplótipos, sendo dois mais representativos e compartilhados entre o rio São Mateus e Rio Doce e dois haplótipos exclusivos para o rio São Mateus. Deve-se salientar que a amostragem dos indivíduos dessas duas espécies ainda não foi finalizada, podendo haver alterações posteriores nesses valores.

Tabela 13: Índices de neutralidade,  $F_{ST}$  par-a-par e AMOVA de 42 indivíduos de bagre - guri (*Genidens genidens*) e de 51 indivíduos de robalo - peva (*Centropomus parallelus*) provenientes dos Rio Doce e rio São Mateus, avaliados com os marcadores moleculares mitocondriais COI (bagre – guri) e D-loop (robalo – peva). Asteriscos indicam valores estatisticamente significativos ( $p < 0,005$ ).

Bagre - guri ( <i>Genidens genidens</i> ) - COI (612pb)					Robalo - peva ( <i>Centropomus parallelus</i> ) - D-loop (450pb)				
Índices de neutralidade					Índices de neutralidade				
	Tajima's D	Fu's FS				Tajima's D	Fu's FS		
1. Rio Doce (N = 21)	0,324	0,554			1. Rio Doce (N = 25)	-1,683 *	-5,380 *		
2. Rio São Mateus (N = 21)	1.958	3.074			2. Rio São Mateus (N = 26)	-2,139 *	-3,962*		
Fst par-a-par (P < 0,05)					Fst par-a-par (P < 0,05)				
	1.	2.				1.	2.		
1. Rio Doce (N = 21)	-				1. Rio Doce (N = 25)	-			
2. Rio São Mateus (N = 21)	0,000	-			2. Rio São Mateus (N = 26)	-0,024	-		
AMOVA (P < 0,05)					AMOVA (P < 0,05)				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação	Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	1	0,143	-0,00663 Va	-2,41	Entre populações	1	0	0,00042 Va	0,1
Dentro das populações	40	11286	0,28214 Vb	102,41	Dentro das populações	49	21.069	0,42998 Vb	99,9
Total	41				Total	50	21.510	0,4304	
Fst	-0,024				Fst	0,000			
P-value	0,625				P-value	0,315			



Os resultados do teste de neutralidade demonstraram valores significativos somente para a o robalo - peva (*Centropomus parallelus*), tanto valores de FS de Fu quanto valores D de Tajima, indicando expansão populacional recente após gargalo para as localidades do rio São Mateus e Rio Doce, assim como indicado pelo padrão de estrela apresentado na rede de haplótipos. Não foi evidenciada diferenciação genética entre o Rio Doce e o rio São Mateus para nenhuma das duas espécies avaliadas de acordo com os valores de Fst par-a-par e de AMOVA. A não estruturação, entretanto, ainda será investigada com a adição de indivíduos para ambas as espécies. Deve-se salientar que a amostragem dos indivíduos dessas duas espécies ainda não foi finalizada, podendo haver alterações posteriores nesses valores

## 2.6 USO DE HABITAT DO ROBALO-PEVA

Tabela 14: Uso de habitat do robalo-peva. Informações gerais de todos os indivíduos marcados durante o monitoramento por telemetria passiva e ativa nos Rios Doce e São Mateus. Siglas:

CENPAR, *Centropomus parallelus*; SD, sem detecção; RD, Rio Doce; SM, rio São Mateus.

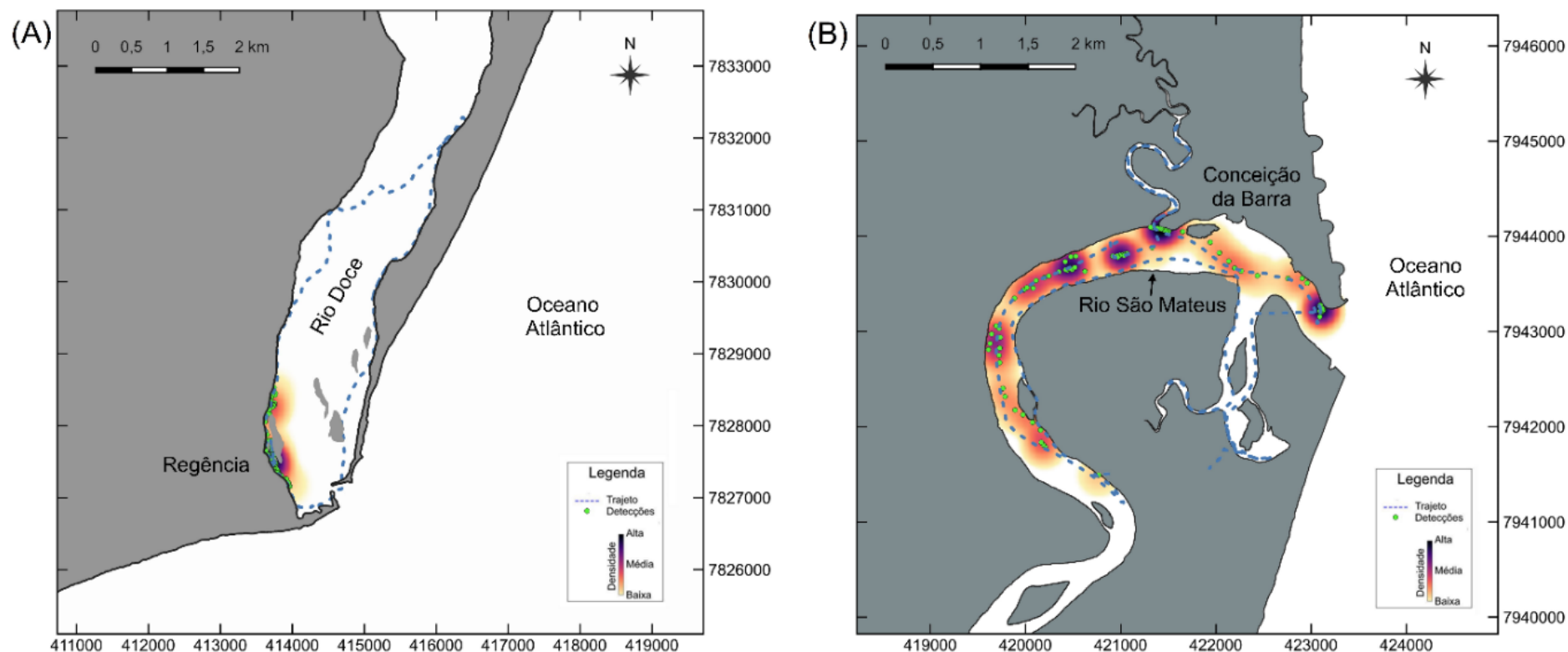
Espécie/ID	Data Marcação	Transmissor	Local	CT (cm)	Nº total detecções	Data última detecção	Período de detecção (dias)	Índice de residência	Índice de fidelidade	Distância (Km)	MCP (Km²)	KUD50 (Km²)	KUD95 (Km²)
CENPAR01	15/03/2019	Contínuo	RD	42,5	10439	23/03/2019	8	0,88	-	5,31	0,041	0,001	0,012
CENPAR02	15/03/2019	Codificado	RD	34,5	347	17/03/2019	3	0,67	0,26	-	-	-	-
CENPAR03	16/03/2019	Codificado	RD	29,5	32263	12/01/2020	303	0,85	0,35	-	-	-	-
CENPAR04	16/03/2019	Contínuo	RD	29,5	5369	23/03/2019	8	0,88	-	7,31	0,181	0,017	0,082
CENPAR05	16/03/2019	Contínuo	RD	35,5	10075	23/03/2019	8	0,75	-	11,05	0,589	0,158	0,745
CENPAR06	17/03/2019	Contínuo	RD	36,0	11920	23/03/2019	7	0,86	-	5,52	0,013	0,000	0,004
CENPAR07	17/03/2019	Contínuo	RD	30,0	4750	19/03/2019	7	0,57	-	10,11	1,740	0,426	1,874
CENPAR08	17/03/2019	Contínuo	RD	30,0	5164	23/03/2019	7	0,71	-	5,63	0,220	0,021	0,182
CENPAR09	18/03/2019	Codificado	RD	30,0	416	20/03/2019	3	1,00	0,28	-	-	-	-
CENPAR10	19/03/2019	Codificado	RD	30,0	795	19/04/2019	32	0,44	0,06	2,28	-	0,001	0,014
CENPAR11	27/05/2019	Contínuo	RD	40,0	18286	07/06/2019	11	1,00	-	14,54	0,465	0,048	0,358
CENPAR12	27/05/2019	Contínuo	RD	41,0	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR13	30/05/2019	Contínuo	RD	31,5	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR14	01/06/2019	Contínuo	RD	31,0	6114	07/06/2019	7	0,57	-	4,41	0,207	0,001	0,012
CENPAR15	02/06/2019	Codificado	RD	36,0	6141	05/02/2020	248	0,33	0,07	92,00	4,200	0,130	0,935
CENPAR16	02/06/2019	Codificado	RD	43,5	2978	16/06/2019	15	0,93	0,43	44,68	0,602	0,449	2,326
CENPAR17	02/06/2019	Codificado	RD	37,5	1962	08/08/2019	68	0,56	0,09	45,71	4,802	0,100	0,781
CENPAR18	02/06/2019	Codificado	RD	34,5	2354	27/07/2019	56	0,50	0,10	37,41	4,200	0,672	2,956
CENPAR19	02/06/2019	Codificado	RD	34,0	665	12/07/2019	41	0,61	0,08	3,05	-	0,099	0,586
CENPAR20	06/07/2019	Contínuo	SM	31,0	3977	15/07/2019	9	0,22	-	3,36	0,526	0,139	0,870
CENPAR21	06/07/2019	Contínuo	SM	30,6	5295	15/07/2019	9	0,44	-	8,92	1,144	0,007	0,077
CENPAR22	06/07/2019	Contínuo	SM	30,5	1236	15/07/2019	9	0,11	-	0,44	0,002	0,001	0,004

Espécie/ID	Data Marcação	Transmissor	Local	CT (cm)	Nº total detecções	Data última detecção	Período de detecção (dias)	Índice de residência	Índice de fidelidade	Distância (Km)	MCP (Km²)	KUD50 (Km²)	KUD95 (Km²)
CENPAR23	06/07/2019	Contínuo	SM	29,5	9065	15/07/2019	9	0,78	-	14,03	2,262	0,114	0,672
CENPAR24	06/07/2019	Contínuo	SM	31,5	11048	15/07/2019	9	0,78	-	5,90	0,010	0,000	0,003
CENPAR25	07/07/2019	Codificado	SM	33,5	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR26	07/07/2019	Codificado	SM	32,5	1717	14/07/2019	8	0,75	0,35	12,56	3,242	0,700	4,933
CENPAR27	07/07/2019	Codificado	SM	34,0	4953	31/01/2020	209	0,08	0,03	11,19	2,352	0,010	0,087
CENPAR28	14/07/2019	Codificado	SM	50,0	89	22/08/2019	40	0,13	0,01	2,07	-	0,056	0,345
CENPAR29	14/07/2019	Codificado	SM	49,5	4793	03/02/2020	205	0,61	0,15	165,52	2,352	0,166	0,889
CENPAR30	14/07/2019	Codificado	SM	46,5	40	18/07/2019	5	0,60	0,06	2,41	-	0,285	1,506
CENPAR31	02/09/2019	Codificado	SM	39,7	202	07/09/2019	6	0,83	0,16	7,93	2,352	2,001	9,760
CENPAR32	21/09/2019	Contínuo	SM	34,8	11570	30/09/2019	10	0,90	-	14,36	1,165	0,072	0,363
CENPAR33	21/09/2019	Contínuo	SM	36,0	1285	30/09/2019	10	0,70	-	11,72	0,684	0,000	0,005
CENPAR34	21/09/2019	Contínuo	SM	38,0	11469	30/09/2019	10	0,90	-	9,74	0,204	0,014	0,089
CENPAR35	22/09/2019	Contínuo	SM	29,5	11804	30/09/2019	9	1,00	-	7,80	0,195	0,004	0,033
CENPAR36	22/09/2019	Contínuo	SM	31,0	10764	30/09/2019	9	1,00	-	7,02	0,548	0,163	0,692
CENPAR37	22/09/2019	Contínuo	SM	30,5	2676	30/09/2019	3	0,67	-	1,19	0,018	0,007	0,031
CENPAR38	28/09/2019	Codificado	SM	28,0	106	09/10/2019	12	0,33	0,04	4,66	2,352	2,228	10,579
CENPAR39	28/09/2019	Codificado	SM	28,5	25	29/09/2019	2	1,00	0,08	4,66	2,352	4,145	16,889
CENPAR40	29/09/2019	Codificado	SM	35,0	523	03/02/2020	128	0,11	0,02	18,65	2,352	1,854	7,724
CENPAR41	30/04/2021	Contínuo	RD	37,0	25738	27/05/2021	29	1,00	-	28,64	1,412	0,073	0,878
CENPAR42	30/04/2021	Contínuo	RD	36,0	23664	27/05/2021	29	0,92	-	25,45	1,064	0,089	0,722
CENPAR43	01/05/2021	Contínuo	RD	41,0	8466	26/05/2021	26	0,33	-	16,27	1,476	0,010	0,434
CENPAR44	01/05/2021	Contínuo	RD	46,0	3789	02/05/2021	2	-	-	0,76	0,010	0,003	0,020
CENPAR45	02/05/2021	Contínuo	RD	34,0	20144	27/05/2021	26	0,92	-	30,88	1,478	0,113	0,981
CENPAR46	29/03/2022	Codificado	RD	37,0	327	17/08/2022	142	0,10	0,01	9,40	0,785	0,024	0,136
CENPAR47	30/03/2022	Codificado	RD	28,5	82	27/09/2022	182	0,11	0,01	11,33	0,766	0,526	2,833
CENPAR48	05/04/2022	Codificado	RD	34,0	72	28/03/2023	358	0,04	0,00	5,91	0,043	0,020	0,098

Espécie/ID	Data Marcação	Transmissor	Local	CT (cm)	Nº total detecções	Data última detecção	Período de detecção (dias)	Índice de residência	Índice de fidelidade	Distância (Km)	MCP (Km²)	KUD50 (Km²)	KUD95 (Km²)
CENPAR49	12/04/2022	Codificado	RD	37,5	113	05/05/2022	24	0,54	0,06	2,63	0,809	0,109	0,803
CENPAR50	12/04/2022	Codificado	RD	38,5	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR51	12/04/2022	Codificado	RD	30,0	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR52	12/04/2022	Codificado	RD	29,0	10	27/10/2022	200	0,03	0,00	0,85	0,006	0,014	0,054
CENPAR53	12/04/2022	Codificado	RD	29,5	35	01/03/2023	322	0,04	0,00	5,39	0,066	0,089	-
CENPAR54	12/04/2022	Codificado	RD	28,5	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR55	12/04/2022	Codificado	RD	30,0	9	27/10/2023	158	0,03	0,00	0,66	0,007	0,030	-
CENPAR56	10/05/2022	Codificado	RD	38,5	1976	24/01/2023	260	0,36	0,05	25,79	2,746	0,036	0,244
CENPAR57	10/05/2022	Codificado	RD	32,5	6	10/05/2022	1	1,00	0,01	-	-	-	-
CENPAR58	10/05/2022	Codificado	RD	28,5	218	14/05/2022	5	1,00	0,39	2,69	-	-	-
CENPAR59	09/11/2022	Contínuo	SM	35,0	1111	23/11/2023	15	0,26	-	1,83	0,027	0,002	0,014
CENPAR60	09/11/2022	Contínuo	SM	43,8	770	11/11/2023	3	1,00	-	4,36	0,418	0,075	0,422
CENPAR61	09/11/2022	Contínuo	SM	33,8	3039	23/11/2023	15	0,46	-	10,91	0,854	0,004	0,049
CENPAR62	09/11/2022	Contínuo	SM	30,5	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR63	10/11/2022	Contínuo	SM	39,7	2343	18/11/2023	9	0,66	-	10,88	1,998	0,461	2,405
CENPAR64	09/11/2022	Codificado	SM	42,3	24	22/03/2023	114	0,08	0,01	8,33	1,400	2,027	8,376
CENPAR65	09/11/2022	Codificado	SM	37,9	7	23/11/2023	15	0,20	0,01	4,55	1,047	1,870	-
CENPAR66	10/11/2022	Codificado	SM	36,3	21	18/11/2023	9	0,33	0,02	3,60	1,676	1,563	7,521
CENPAR67	10/11/2022	Codificado	SM	38,0	3	10/11/2023	1	1,00	0,04	0,23	-	-	-
CENPAR68	10/11/2022	Codificado	SM	33,3	10	15/02/2023	98	0,05	0,01	4,70	0,948	1,498	6,074
CENPAR69	22/03/2023	Codificado	SM	39,0	6	22/03/2023	1	1,00	0,04	0,63	0,011	-	-
CENPAR70	22/03/2023	Codificado	SM	45,0	2	22/03/2023	1	1,00	0,04	0,17	-	-	-
CENPAR71	22/03/2023	Codificado	SM	41,0	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR72	22/03/2023	Codificado	SM	43,0	SD	-	-	-	-	-	-	-	-
CENPAR73	22/03/2023	Codificado	SM	46,5	1	22/03/2023	1	1,00	0,04	-	-	-	-

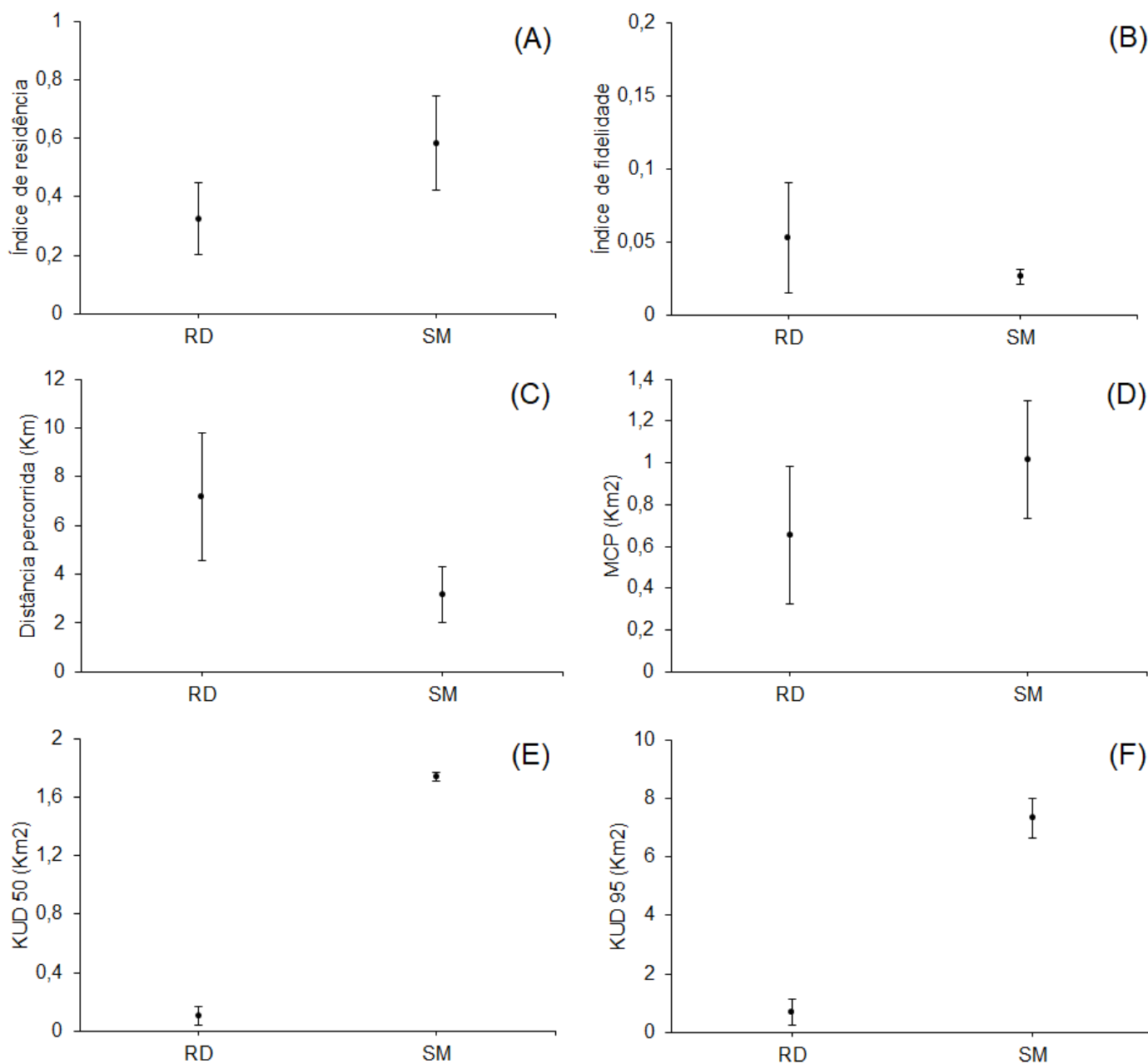
Durante todo o período de monitoramento por telemetria acústica, um total de 73 indivíduos de robalo-peva (*Centropomus parallelus*) foram marcados com transmissores acústicos, 37 no Rio Doce e 36 no rio São Mateus. O comprimento total dos robalos marcados variou de 28 a 50 cm. O período de detecção variou de 1 a 358 dias. O índice de residência variou de 0,03 a 1. O índice de fidelidade variou de 0 a 0,43. A distância percorrida variou de 0,17 a 165,52 km. A área do mínimo polígono convexo (MCP) variou de 0,002 a 4,802 km<sup>2</sup>. A área de vida KUD50 variou de 0 a 4,145 km<sup>2</sup>. A área de vida KUD95 variou de 0,003 a 16,889 km<sup>2</sup>.

Figura 23: Mapas indicando os trajetos de rastreamento e detecções por telemetria ativa dos robalos marcados acusticamente no Rio Doce (A) e São Mateus (B) durante março de 2022 e março de 2023. A densidade das detecções (Kernel) também é apresentada.



Mapas indicando os trajetos de rastreamento (~16 km) e detecções dos robalos durante monitoramento ativo mensal no Rio Doce (A) e São Mateus (B) entre março de 2022 e março de 2023. Por meio do monitoramento por telemetria ativa, foi observado que durante o período chuvoso do Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023) os robalos marcados no Rio Doce apresentaram o mesmo padrão de distribuição e uso de habitat verificado no ano anterior. A ocorrência dos robalos no Rio Doce foi restrita aos canais profundos principalmente na porção sul do estuário. Diferentemente, os robalos monitorados no Rio São Mateus apresentaram uma distribuição mais ampla, utilizando diferentes áreas do estuário e ao longo do leito do rio. Essa aparente restrição dos robalos aos canais profundos e marginais indica que o assoreamento na região estuarina do Rio Doce reduz a disponibilidade de habitats essenciais para a espécie. Além disso, a menor disponibilidade de habitats é um fator que possivelmente potencializa a captura dos robalos na região, e está diretamente relacionado à diminuição de população de diversas espécies de peixes estuarinos (COWLEY et al., 2022).

Figura 24: Valores médios dos atributos dos robalos marcados com transmissores acústicos codificados no Rio Doce (RD) e Rio São Mateus (SM) durante o período de monitoramento de março de 2022 a março de 2023. (A) Índice de residência, (B) Índice de fidelidade, (C) Distância percorrida, (D) MCP - Mínimo Polígono Convexo, (E) KUD 50 e (F) KUD 95.

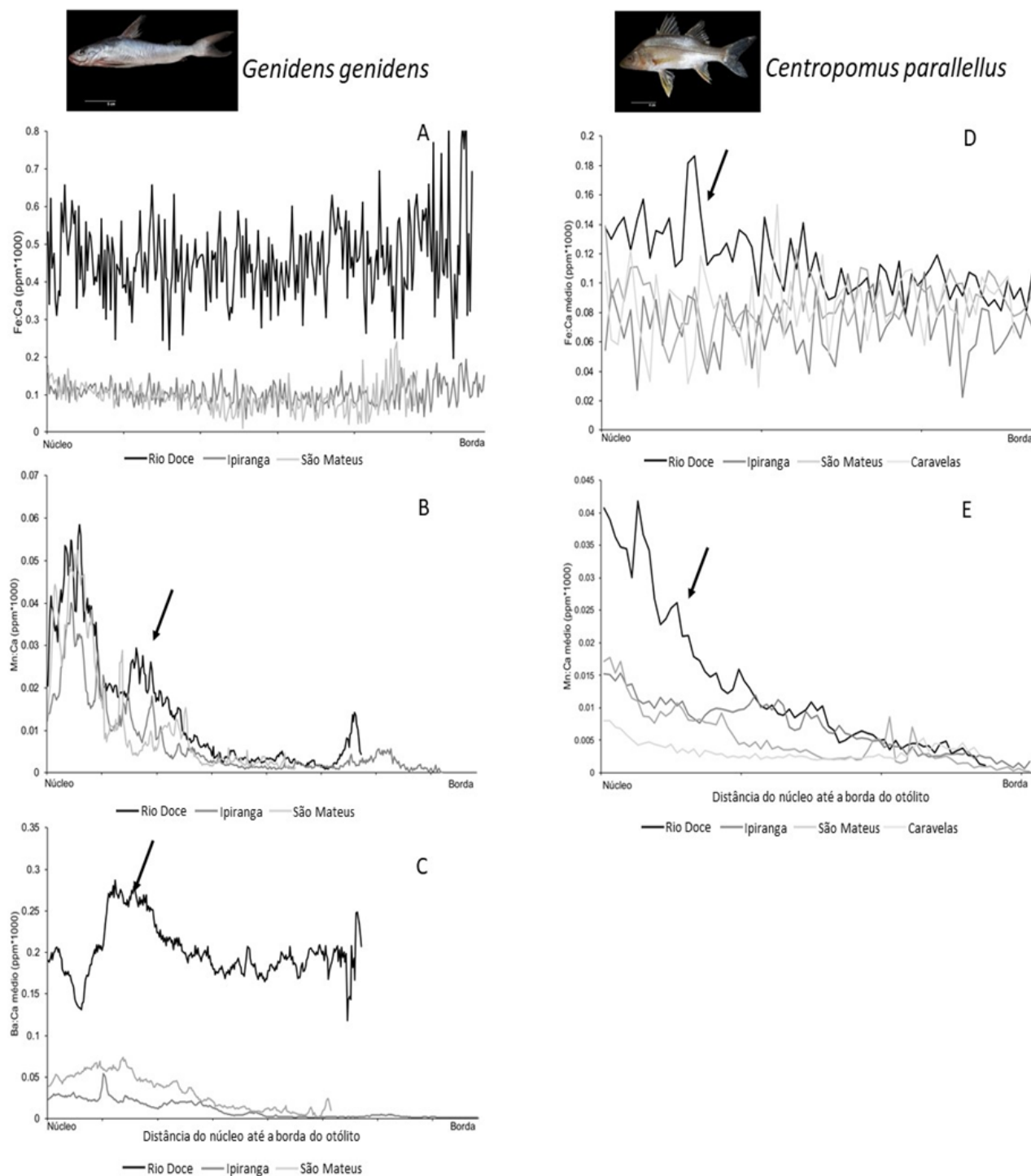




De modo geral, os robalos no Rio Doce apresentaram índice de residência menor do que no rio São Mateus, indicando uma menor frequência de ocorrência dos indivíduos marcados na região estuarina do Rio Doce. Não houve diferença entre o Rio Doce e São Mateus em relação ao índice de fidelidade. A distância percorrida pelos robalos no Rio Doce foi maior em comparação ao rio São Mateus, entretanto não foi constatada migração de indivíduos para montante no Rio Doce, diferente do que é esperado para a espécie, que costuma se movimentar rio acima (BOUCEK et al., 2019). O tamanho da área de vida dos robalos (MCP, KUD 50 e 95) no Rio Doce foi menor do que no rio São Mateus, indicando que no geral os robalos no Rio Doce utilizam e exploram áreas menores. A utilização de áreas menores pelos robalos no Rio Doce pode ser reflexo da perda de habitats adequados para espécie, como poços profundos, troncos, galhadas e outras estruturas submersas (CONTENTE et al., 2009), que podem desaparecer em razão da movimentação de sedimentos e assoreamento do rio.

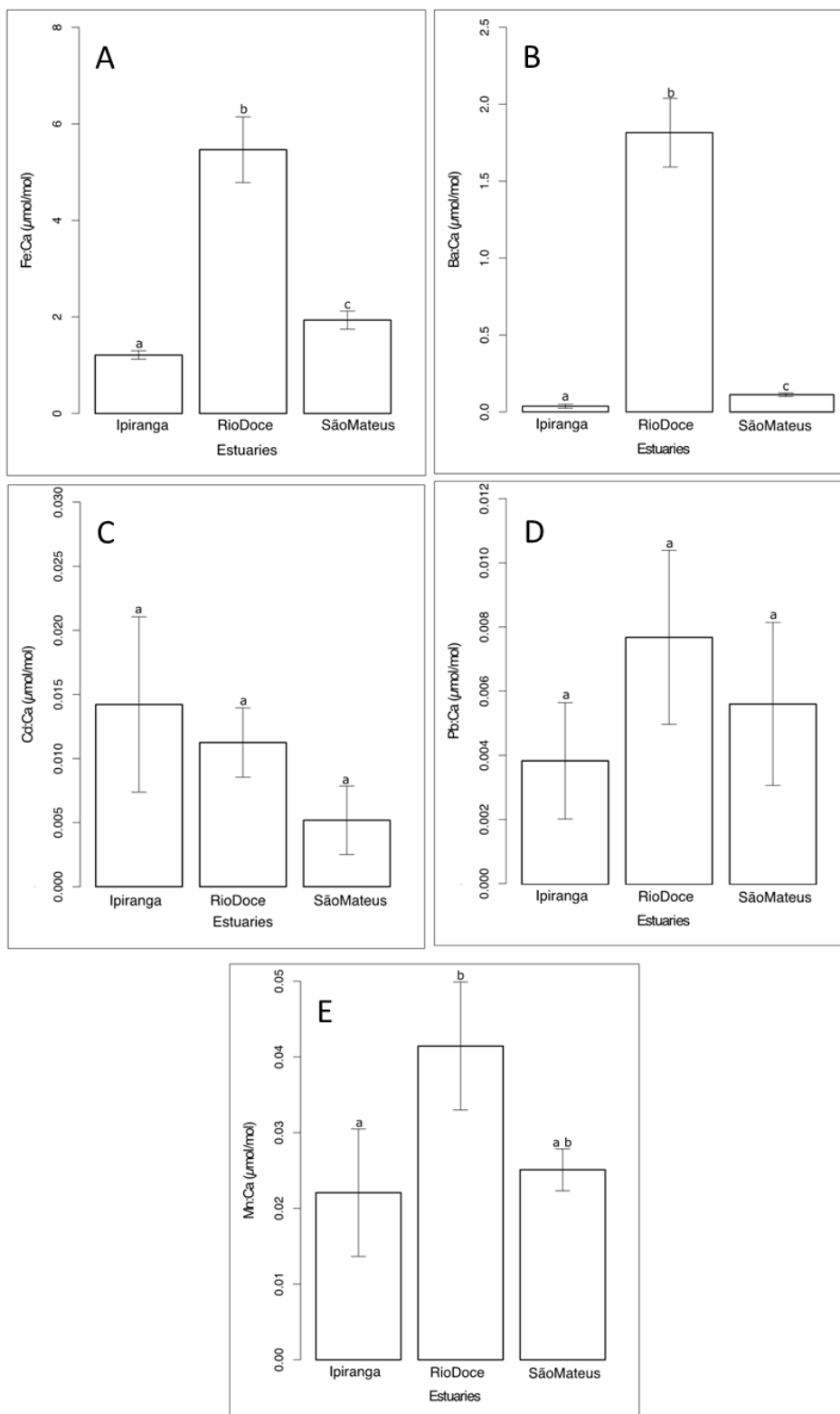
## 2.7 MICROQUÍMICA DE OTÓLITOS

Figura 25: Perfis cronológicos das razões médias elementos:Ca nos otólitos de *Genidens genidens* e *Centropomus parallelus* coletados nos estuários dos Rios Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas. Setas pretas indicam momento da chegada da lama de rejeito no estuário do Rio Doce.



Através das análises de dados obtidos no ano 1, foi possível observar através dos perfis cronológicos dos otólitos, entre sua região do núcleo (região relacionado ao início da vida do peixe, região natal, onde há as primeiras deposições dos elementos químicos no otólito) e da borda (região referente ao final da vida do peixe, últimas deposições dos elementos químicos), as concentrações de alguns elementos químicos indicativos da presença da lama de rejeito da Barragem do Fundão. Através das análises cronológicas das matrizes dos otólitos do bagre-guri (*G. genidens*), entre o núcleo e a borda, foi possível observar que as razões Fe:Ca, Mn:Ca e Ba:Ca mostraram ser bons indicadores desses elementos nos otólitos, uma vez que apresentou aumento de suas concentrações na área diretamente afetada (Rio Doce). O ferro (Fe), um dos elementos mais presentes na lama de rejeito da Barragem de Fundão, apresentou maior concentração média, nos otólitos provenientes do Rio Doce, aproximadamente cinco vezes maior que os otólitos analisados nos rios Ipiranga e São Mateus (A). Outro elemento presente na lama do rejeito, é o manganês (Mn), o qual apareceu de forma consistente, através de dois picos de elevadas concentrações, sendo que o primeiro pico ocorreu próximo ao núcleo, sendo esse referente a transferência materna na fase de óvulo, o que é comumente encontrado em diversas espécies de peixes (STURROCK et al., 2015), no entanto, o segundo pico, provavelmente, se faz referente ao evento de rompimento da barragem em 2015. Além de refletir a concentração presente no ambiente, o aumento do manganês pode estar relacionado hipóxia, ou seja, a falta de oxigênio no ambiente aquático (LIMBURG et al., 2015), gerado pelo abrupto acúmulo de sedimento na desembocadura do Rio Doce (B). Por fim, o bário (Ba) é comumente utilizado em estudos com microquímica de otólito como indicador água doce (ELSDON et al., 2005; SOETH et al., 2020), uma vez que é um elemento químico proveniente da lixiviação do leito dos rios. Nos bagres analisados na região do Rio Doce apresentou um aumento acentuado de bário nos perfis dos otólitos analisados, sendo superior a quatro vezes a concentrações encontradas nos rios Ipiranga e São Mateus (C), indicando assim, provavelmente, a presença da chegada da lama na foz do Rio Doce. Para os otólitos do robalo-peva (*Centropomus parallelus*), cronologicamente analisados entre o núcleo e a borda, foi possível observar que as razões Fe:Ca e Mn:Ca, assim como para o bagre-guri, mostraram-se bons indicadores, uma vez que os indivíduos analisados, provenientes do Rio Doce, apresentaram aumento em suas concentrações na área diretamente afetada pelo rompimento da barragem. O ferro encontrado nos otólitos analisados do Rio Doce, apresentaram concentrações médias superiores aos analisados nas regiões do rio Ipiranga, São Mateus e Caravelas (D). Quanto as análises de manganês, foi possível, novamente, determinar os dois picos de elevadas concentrações do elemento, sendo o primeiro de origem fisiológica, intrínseca a diversas espécies (Sturrock et al., 2015), no entanto, o segundo pico, provavelmente, referente ao rejeito gerado pelo Rompimento da Barragem de Fundão (E).

Figura 26: Razão elemento/Ca (média  $\pm$  SD) observados nas bordas dos otólitos (momento da captura) do bagre-guri, *Genidens genidens*. Os locais marcados com a mesma letra, acima das barras de erro, são semelhantes estatisticamente.



Através das razões elemento:Ca da borda dos otólitos (últimas camadas formadas) do bagre-guri, *Genidens genidens*, representa o local de onde os exemplares foram coletados. Foi observado uma variação nos elementos analisados entre os pontos de amostragem (estuários do Rio Doce, Ipiranga e São Mateus), onde as razões médias de Fe:Ca (Figura 26A), Ba:Ca (Figura 26B) e Mn:Ca (Figura 26E) apresentaram diferenças estatísticas entre os locais ( $X^2 = 49,06$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,001,  $X^2 = 120,49$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,001 e  $X^2 = 53,83$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,001 respectivamente). O estuário do Rio Doce, área diretamente afetada pelo rompimento da Barragem de Fundão, apresentou as maiores médias nas razões Fe:Ca, Ba:Ca e Mn:Ca ( $0,05 \pm 0,03$  mmol/mol,  $0,02 \pm 0,009$  mmol/mol e  $0,0004 \pm 0,0004$  mmol.mol respectivamente), elementos estes, relacionados com o aporte da lama de rejeito da barragem no Rio Doce. Já as razões médias de Cd:Ca (Figura 26C) e Pb:Ca (Figura 26D) não apresentaram diferenças estatísticas entre os locais, com as maiores médias no rio Ipiranga para razão Cd:Ca e no Rio Doce para razão Pb:Ca. Estes elementos não apresentam a relação causa e efeito com o efeito da lama de rejeito despejada no Rio Doce, área diretamente afetada. As relações dos elementos presentes nas bordas dos otólitos, local onde ocorre a deposição na matriz dos otólitos mais recente dos elementos presentes na água, seguem as mesmas premissas apresentadas na Figura 25.

### 3 REFERÊNCIAS

- AGUIAR, V. M. C.; NETO, J. A. B.; QUARESMA, V. S.; BASTOS, A. C.; ATHAYDE, J. P. M. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: The collapse of the Fundão dam. **Journal of Environmental Management**, v. 272, n. 15, p. 111086, 2020.
- ANDERSON, M. J. **Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA)**. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, 2017.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods**. United Kingdom: Primer-E. Ed. Plymouth, 2008.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 66, p. 45–72, 2005.
- BARLETTA, M.; CYSNEIROS, F. J. A.; LIMA, A. R. A. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South-American tropical-subtropical transition estuary. **Journal of Fish Biology**, v.89, p. 890-920, 2016.
- BERNARDINO, A. F.; REIS, A.; PEREIRA FILHO, A. C. D.; GOMES, L. E. O.; BISSOLI, L.B.; BARROS JR, F. C. R. **Benthic estuarine assemblages of the Eastern Marine Brazilian Ecoregion (EME)**. In: Lana, P. C.; BERNARDINO, A. F. (Ed.) *Brazilian Estuaries, Brazilian Marine Biodiversity*. Springer International Publishing AG, Springer Nature, New York, p. 95–116, 2018.
- BLANCHARD, F.; LELOC'K, F.; HILY C.; BOUCHER J. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. **Marine Ecology Progress Series**, v. 280, p. 249-260, 2004.
- BÓKONY, V.; SERESS, G.; NAGY, S.; LENDVAIC, Á. Z.; LIKER, A. Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, p. 75–84, 2012.
- BONECKER, A. C. T. & CASTRO, M. S. **Atlas de larvas de peixes da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, v. 19, 2006. 216 p.
- BONECKER, A. C. T.; NAMIKI, C. A. P.; CASTRO, M. S.; CAMPOS, P. N. **Catálogo dos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes da bacia de Campos**. Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia. Zoologia: guias e manuais de identificação series. 2014. 295p.
- BONECKER, A. C. T. et al. Monitoring of ichthyoplanktonic community at the Doce River mouth and adjacent marine region in Southeast Brazil after Fundão dam collapse. **Journal of Sea Research**, v. 189, p. 102284, 2022.
- BOUCEK, R.; TROTTER, A.; BLEWETT, D.; RITCH, J.; SANTOS, R.; STEVENS, P.; MASSIE, J.; REHAGE, J. Contrasting River migrations of common snook between two Florida rivers using acoustic telemetry. **Fisheries Research**, v. 213, p. 219–225, 2019.

BRUFORD, M. W.; HANOTTE, O.; BROOKFIELD, J. F. Y.; BURKE, T. Single-locus and multilocus DNA fingerprinting. In: HOELZEL, A. R. (Ed). **Molecular genetic analyses of populations: A Practical Approach**. Oxford: IRL Press, 1992, p. 219–225.

CAI, Z.; CAO, W.; CHEN, J.; DAI, J.; DING, G.; GRAY, S.; HAO, J.; JIANG, X.; LI, B. B.; LI, Y.; LI, Z. B. Microsatellite records for volume 9, issue 4. **Conservation Genet Resour**, v. 9, p. 677–686, 2017.

CATALÁN, I. A.; DUNAND, A. NASH, R. An evaluation of sampling methodology for assessing settlement of temperate fish in seagrass meadows. **Mediterranean Marine Science**, v. 15, n. 2, p. 338–349, 2014.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J.; ROBAINA, G. B.; RODRIGUEZ, B. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. **Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América**. Rome -Italy: FAO, 1992.

CHAPUIS, M. P.; ESTOUP, A. Microsatellite null alleles and estimation of population differentiation. **Molecular Biology and Evolution**, v. 24, n.3, p.621–631. 2007.

CLEMENT, M.; SNELL, Q.; WALKER, P.; POSADA, D.; CRANDALL, K. TCS: estimating gene genealogies. In: International Parallel and Distributed Processing Symposium, 2002. **IEEE Computer Society**, v. 3, p. 184, 2002,

CONDINI, M. V.; PICHLER, H. A. OLIVEIRA-FILHO, R. R.; CATTANI, A. P.; ANDRADES, R.; VILAR, C. C.; JOYEUX, J.-C.; SOETH, M.; DE BIAIS, J. B.; EGGERTSEN, L.; DIAS, R.; HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; CHIQUIERI, J.; GARCIA, A. M.; HOSTIM-SILVA, M. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: an update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for bio-monitoring long lasting effects. **Science of the Total Environment**, v. 807, n. 2, p. 150987, 2022.

CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; GADIG, O. B. F. Size-related shifts in dietary composition of *Centropomus parallelus* (Perciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem of the southeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 335-342, 2009.

CONTENTE, R.; STEFANONI, M.; SPACH, H. Size-related changes in diet of the slipper sole *Trinectes paulistanus* (Actinopterygii, Achiridae) juveniles in a subtropical Brazilian estuary. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v.4, n.1, p.63–69, 2009.

COPPO, G.; PAIS, F. S.; BERNARDINO, A. F. Transition of an estuarine benthic meiofauna assemblage 1.7 and 2.8 years after a mining disaster. **PeerJ**, v. 11, p. E14992, 2023.

COWLEY, P. D.; TWEEDLEY, J. R.; WHITFIELD, A. K. Conservation of Estuarine Fishes. **Fish and Fisheries in Estuaries**. 2022.

CRIALES-HERNANDEZ, M. I. Composición de la Dieta de *Pellona harroweri* (Fowler) (Pisces: Pristigasteridae) en la Guajira, Caribe Colombiano. **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras**, v. 32, n.1, p. 279–282, 2003.



EARL, D. A.; VONHOLDT, B. M. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. **Conservation Genetics Resources**, v. 4, p. 359–361, 2012.

ELSDON, T.S.; GILLANDERS, B.M. Alternative life-history patterns of estuarine fish: barium in otoliths elucidates freshwater residency. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, v. 62, p. 1143–1152, 2005.

EVANNO, G.; REGNAUT, S.; GOUDET, J. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. **Molecular Ecology**, v. 14, n. 8, p. 2611–2620, 2005.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H. E. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular ecology resources**, v. 10, n. 3, p. 564–567. 2010.

FAGAN, K. A.; KOOPS, M. A.; POWER, M. Assessing the utility of C:N ratios for predicting lipid content in fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 68, n. 2, p. 374–385, 2011.

FÉLIX-HACKRADT, F. C.; HACKRADT, C.; GARCIA-CHARTON, J. A. Environmental determinants on fish post-larval distribution in coastal areas of south-western Mediterranean Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 129, p. 59–72, 2013.

FERNANDES, L. F. L.; PAIVA, T. R. M.; LONGHINI, C. M.; PEREIRA, J. B.; GHISOLFI, R. D.; LÁZARO, G. C. S.; DEMONER, L. E.; LAINO, P. S.; Da CONCEIÇÃO, L. R.; SÁ, F.; RODRIGUES NETO, R.; DIAS JUNIOR, C.; LEMOS, C. N.; QUARESMA, V. S.; OLIVEIRA, K. S.; GRILO, C. F.; ROCHA, G. M. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brasil: Rapid response to a changing environment. **Science of the Total Environment**, v. 736, 139621, 2020.

FEST - Fundação Espírito-santense de Tecnologia. **Relatório Anual do PMBA/Fest - Síntese Integrativa entre Ambientes. RT-43. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia**, 2023B. 193p.

FOLL M. BayeScan v2.1 user manual. **Ecology**, v. 20, n. 10, p. 1450–1462, 2012.

FROESE, R.; D. PAULY. Editors. FishBase. **World Wide Web electronic publication**. 2019. Disponível em: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Acesso em: dez. 2019.

GOMES, L. E. O.; CORREA, L. B.; SÁ, F.; NETO, R. R.; BERNARDINO, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, p. 28–36, 2017.

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



HÉRAULT, M. E. B. Entropart: An R Package to Measure and Partition Diversity. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n.8, p. 1–26, 2015.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427–432, 1973.

JACKSON, A. L.; INGER, R.; BEARSHOP, S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595–602, 2011.

JAUREGUIZAR, A. J.; SOLARI, A.; CORTÉS, F.; MILESSI, A. C.; MILITELLI, M. I.; CAMIOLO, M. D.; CLARA, M. L. GARCÍA, M. Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. **Journal of Fish Biology**, s/v, p. 2-32, 2016.

JOMBART, T.; DEVILLARD, S.; BALLOUX, F. Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. **BMC Genetics**, v. 11, n. 1, p.1–5, 2010.

JOST, L.; ARCHER, F.; FLANAGAN, S.; GAGGIOTTI, O.; HOBAN, S.; LATCH, E. Differentiation measures for conservation genetics. **Evolutionary Applications**, v. 11, n. 7, p. 1139–1148, 2018.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363–375, 2006.

KAMVAR, Z. N.; TABIMA, J. F.; GRÜNWALD, N. J. Poppr: an R package for genetic analysis of populations with clonal, partially clonal, and/or sexual reproduction. **PeerJ**, v. 4, n. 2, p. e281, 2014.

KEENAN, K.; MCGINNITY, P.; CROSS, T.F.; CROZIER, W.W.; PRODÖHL, P.A. diveRsity: An R package for the estimation and exploration of population genetics parameters and their associated errors. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 8, p. 782–788. 2013.

KJELLAND, M. E.; WOODLEY, C. M.; SWANNACK, T. M.; SMITH, D. L. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. **Environment Systems and Decisions**, v. 35, p. 334–350, 2015.

LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A., MONTAÑA, C. G., POST, D. M. Can stable isotope ratio provide for community-wide measures of trophic structure? **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 42–48, 2007.

LÊ, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, v. 25, n. 1, p. 1–18, 2008.

LECAILLON, G. The "Care" system as a method of producing farmed marine animals for the aquarium market: an alternative solution to collection in the wild. **SPC Live Reef Fish Information Bulletin**, v. 12, p. 17-20, 2004.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001.

LIMBURG, K.E.; WALTHER, B.D.; LU, Z.; JACKMAN, G.; MOHAN, J.; WALTHER, Y.; NISSLING, A.; WEBER, P.K.; SCHMITT, A.K. In search of the dead zone: use of otoliths for tracking fish exposure to hypoxia. **Journal of Marine Systems**, v. 141, p. 167–178, 2015.

MACEDA-VEIGA, A.; GREEN, A. J.; DE SOSTOA, A. Scaled body-mass index shows how habitat quality influences the condition of four fish taxa in north-eastern Spain and provides a novel indicator of ecosystem health. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 1145–1160, 2014.

MAGRIS, R. A.; MARTA-ALMEIDA, M.; MONTEIRO, J. A. F.; BAN, N. C. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 828-840, 2019.

MAI, A.; CONDINI, M.; ALBUQUERQUE, C.; LOEBMANN, D.; SAINT'PIERRE, T. D.; MIEKELEY, N.; VIEIRA, J. P. High plasticity in habitat use of *Lycengraulis grossidens* (Clupeiformes, Engraulididae). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 141, p. 17–25, 2014.

MARIN, V.; ARRANZ, I.; GRENOILLET, G.; CUCHEROUSSET, J. Fish size spectrum as a complementary biomonitoring approach of freshwater ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 146, p. 109833, 2023.

McARDLE, B. H.; ANDERSON, M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. **Ecology**, v. 82, p. 290–297, 2001.

MINTE-VERA, C. V.; DE MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B. Nested sampling: an improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, v. 367, p. 283–293, 2008.

MOHR, C. O. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. **The American Midland Naturalist Journal**, v. 37, n. 1, p. 223–249, 1947.

MOLINA, A.; DUQUE, G.; COGUA, P. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. **Marine Biodiversity**, v. 50, n. 5, p. 2-13, 2020.

NAZARENO, A. G.; DICK, C. W.; LOHMANN, L. G. Tangled banks: A landscape genomic evaluation of Wallace's riverine barrier hypothesis for three amazon plant species. **Molecular Ecology**, v. 28, n. 5, p. 980–997, 2018.

OLIVEIRA-FILHO, R. R.; MUSIELLO-FERNANDES, J.; PICHLER, H.; VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; MANTELATTO, F. L.; CATTANI, A. P.; CHIQUIERI, J.; HOSTIM-SILVA, M. Marine and estuarine crustacean diversity and assemblage structure in eastern Brazil three years after the Fundão mining dam failure. **Regional Studies in Marine Science**, v. 65, 103068, 2023.

OKSANEN, J. F. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-6. 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

PEIG, J.; GREEN, A. J. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. **Oikos**, v. 118, p. 1883–1891, 2009.

PEIG, J.; GREEN, A. J. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. **Functional Ecology**, v. 24, p. 1323–1332, 2010.

PIERCE, R. M.; LIMBURG, K. E.; HANACEK, D.; VALIELA, I. Effects of urbanization of coastal watersheds on growth and condition of juvenile alewives in New England. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 77, p. 594–601, 2020.

PINNA, M.; ZANGARO, F.; SACCOMANNO, B.; SCALONE, C.; BOZZEDA, F.; FANINI, L.; SPECCHIA, V. Na overview of ecological indicators of fish to evaluate the anthropogenic pressures in aquatic ecosystems: from traditional to innovative DNA-based approaches. **Water**, v. 15, n. 5, 949, p. 1-21, 2023.

PMPQQS. **Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento. Fundação Renova**. 2023. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download>. Acesso em: 02 de fev. 2023.

POST, D. M.; LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; MONTAÑA, C. G. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, v. 152, n. 1, p. 179–189, 2007.

PRITCHARD J. K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. Inference of population structure using multilocus genotype data. **Genetics**, v. 55, n. 2, p. 945–959, 2000.

R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

REED, D. H.; FRANKHAM, R. Correlation between fitness and genetic diversity. **Conservation Biology**, v. 17, n. 1, p. 230–237, 2003.

RENSHAW, M. A.; KARLSSON, S.; GOLD, J. R. Isolation and characterization of microsatellites in lane snapper (*Lutjanus synagris*), mutton snapper (*Lutjanus analis*), and yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*). **Molecular Ecology Notes**, v. 7, n. 6, p. 1084–1087, 2007.

RENSHAW, M. A.; NEMETH, R. S.; GOLD, J. R. Isolation and characterization of microsatellite markers from yellowfin grouper, *Mycteroperca venenosa*. **Conservation Genetics Resources**, v. 3, p. 341–344, 2011.

RENSHAW, M. A.; PORTNOY, D. S.; GOLD, J. R. PCR primers for nuclear-encoded microsatellites of the groupers *Cephalopholis fulva* (coney) and *Epinephelus guttatus* (red hind). **Conservation Genetics**, v. 11, p. 1197–1202, 2010.

RICHARDS, W. J. **Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for the Western North Atlantic**. Boca Raton, Florida: CRC Press, v. I and II, 2006. 2640 p.

ROZAS, J.; FERRER-MATA, A.; SÁNCHEZ-DELBARRIO, J. C.; GUIRAO-RICO, S.; LIBRADO, P.; RAMOS-ONSINS, S. E.; SÁNCHEZ-GRACIA, A. DnaSP 6: DNA sequence polymorphism analysis of large data sets. **Molecular Biology and Evolution**, v. 34, n. 12, p. 3299–3302, 2017.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. **Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Ictioplâncton. RT-19H, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia**. 2019. 194 p.

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

RRDM, Rede Rio Doce Mar. **Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia**. 143 pag. 2021.

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

RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. **ISPRS Journal of Photogrammetry Remote Sensing** v. 145, p. 349–361, 2018.

SEBASTIANO, M.; JOUANNEAU, W.; BLÉVIN, P.; ANGELIER, F.; PARENTEAU, C.; GERNIGON, J.; LEMESLE, J. C.; ROBIN, F.; PARDON, P.; BUDZINSKI, H.; LABADIE, P.; CHASTEL, O. High levels of fluoroalkyl substances and potential disruption of thyroid hormones in three gull species from SouthWestern France. **Science of the Total Environment**, v. 765, p. 144611, 2021.

SHULZITSKI, K.; MCCARTNEY, M. A.; BURTON, M. L. Population connectivity among Dry Tortugas, Florida, and Caribbean populations of mutton snapper (*Lutjanus analis*), inferred from multiple microsatellite loci. **Fishery Bulletin**, v. 107, n. 4, p. 501–509, 2009.

SOETH, M.; SPACH, H.S.; DAROS, F.A.; CASTRO, J.P.; CORREIA, A.T. Use of otolith elemental signatures to unravel lifetime movement patterns of Atlantic spadefish, *Chaetodipterus faber*, in the Southwest Atlantic Ocean. **Journal of Sea Research**, v. 158, p. 101873, 2020.

STURROCK, A.M.; HUNTER, E.; MILTON, J.A.; JOHNSON, R.C.; WARING, C.P.; TRUEMAN, C.N. Quantifying physiological influences on otolith microchemistry. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 806–816, 2015.

TAMURA, K.; STECHER, G.; PETERSON, D.; FILIPSKI, A.; KUMAR, S. MEGA6: molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. **Molecular Biology and Evolution**, v. 30, n. 12, p. 2725–2729, 2013.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. **Marine and Freshwater Research**, v. 42, n. 5, p. 569–587, 1991.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 161, n. 2, p. 145–178, 1992.

UNDERWOOD, A. J. On Beyond BACI. **Ecological Society of America**, v. 4, n. 1, p. 3–15, 1994.

UNDERWOOD, A. J. The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 99–116, 1993.

VAN OOSTERHOUT, C.; HUTCHINSON, W. F.; WILLS, D. P.; SHIPLEY, P. MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. **Molecular Ecology Notes**, v. 4, n. 3, p. 535–538, 2004.

VAN WINKLE, W. Comparison of Several Probabilistic Home-Range Models. **Journal of Wildlife Management**, v. 39, n. 1, p. 118–123, 1975.

VASCONCELLOS, R. M.; GOMES-GONÇALVES, R. S.; SANTOS, J. N. S.; ARAUJO, F. G. Do closely related species share of feeding niche along growth? Diets of three sympatric species of the mojarra (Actinopterygii: Gerreidae) in a tropical bay in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 6, p. 949–962, 2018.

WAHLUND S. Zusammensetzung von Populationen und Korrelationserscheinungen vom Standpunkt der Vererbungslehre aus betrachtet. **Hereditas**, v. 11, p. 65–106, 1928.

WARD, N. The problem of sediment in water for fish. Northwestern Ontario boreal forest management technical notes (TN–21). **Ministry of Natural Resources**, Ontario, 1992.

WARD, R. D.; ZEMLAK, T. S.; INNES, B. H.; LAST, P. R.; HEBERT, D. N. DNA barcoding Australia's fish species. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 360, p. 1847–1857, 2005.

WENGER, A. S.; HARVEY, E.; WILSON, S.; RAWSON, C.; NEWMAN, S.J.; CLARKE, D.; SAUNDERS, B.J.; BROWNE, N.; TRAVERS, M.J.; MCILWAIN, J.L.; ERFTEMEIJER, P.L.A.; HOBBS, J.P.A.; MCLEAN, D.; DEPCZYNSKI, M.; EVANS, R.D. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. **Fish and Fisheries**, v. 18, p. 967–985, 2017.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, v. 61, Supplement A, p. 229–250, 2002.

WILLEMS, J. S.; PHILLIPS, J. N.; VOSBIGIAN, R. A.; VILLABLANCA, F. X.; FRANCIS, C. D. Night lighting and anthropogenic noise alter the activity and body condition of pinyon mice (*Peromyscus truei*). **Ecosphere**, v. 12, n. 3, 2021.

WILSON, G. A.; RANNALA, B. Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. **Genetics**, v. 163, n. 3, p. 1177–1191, 2003.

WORTON, B. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 164–168, 1989.

ZATCOFF, M. S; BALL, A. O.; CHAPMAN R. W. Characterization of polymorphic microsatellite loci from black grouper, *Mycteroperca bonaci* (Teleostei: Serranidae). **Molecular Ecology Notes**, v. 2, n. 3, p. 217–219, 2002.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. New York, NY: Springer (2009th ed., Statistics for Biology and Health), 2009.