

# ***Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS)***

***Relatório Técnico Anual Integrado  
- 2023 - Volume 2***

*Processo administrativo IBAMA N°  
02001.114275/2017-00 (PMP-BS)*

*Maio/2024*

# *Relatório Técnico Anual Integrado – 01/01/2023 a 31/12/2023*

*Volume 2: Análise espaço temporal  
integrada, HPA e elementos traço*

---

*Relatório Técnico  
Revisão 00  
Maio/2024*



## SUMÁRIO

TABELAS.....	5
FIGURAS.....	6
APRESENTAÇÃO .....	9
5. ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL INTEGRADA .....	11
5.1 Metodologia de Análise.....	13
5.1.1 Variáveis ambientais e antrópicas .....	13
5.1.2 Estratificação Espacial.....	22
5.1.3 Estratificação pelo habitat preferencial das espécies .....	25
5.1.4 Recorte temporal .....	25
5.1.5 Análises Estatísticas.....	26
5.2 Resultados e Discussão.....	31
5.2.1 Padrões de Encalhes.....	31
5.2.2 Índice de Saúde.....	66
5.3 Considerações .....	90
5.3.1 Padrões de encalhes .....	90
5.3.2 Índice de Saúde.....	92
5.4 Referências – Análise espaço temporal integrada .....	94
6. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) .....	100
6.1 Introdução .....	100
7. Elementos Traço.....	101
7.1 Introdução .....	101

## TABELAS

<b>TABELA 5.1-1</b> – PARÂMETROS UTILIZADOS NAS ANÁLISES DOS PADRÕES DE ENCALHES. “DP” – DESVIO PADRÃO. ....	22
<b>TABELA 5.2-1</b> – RESUMO DO MODELO FINAL DA ANÁLISE DE RDA PARA AVES REGISTRADAS PELO PMP-BS POR MONITORAMENTO TERRESTRE DIÁRIO ENTRE 2017 E 2023. ....	44
<b>TABELA 5.2-2</b> – RESUMO DO MODELO FINAL DA ANÁLISE DE RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADOS PELO PMP-BS ENTRE 2017 E 2023. ....	51
<b>TABELA 5.2-3</b> – RESUMO DO MODELO FINAL DA ANÁLISE DE RDA PARA MAMÍFEROS REGISTRADOS PELO PMP-BS ENTRE 2017 E 2023. ....	58
<b>TABELA 5.2-4</b> - QUANTIDADE DE VALORES DO ÍNDICE DE SAÚDE UTILIZADOS NAS ANÁLISES DE GLM. “COM ATEND.” – ANIMAIS QUE PASSARAM POR ATENDIMENTO VETERINÁRIO; “SEM ATEND.” – ANIMAIS QUE NÃO PASSARAM POR ATENDIMENTO VETERINÁRIO. NÃO FORAM INCLUÍDOS ANIMAIS SEM IDENTIFICAÇÃO DE HABITAT. ....	66
<b>TABELA 5.2-5</b> - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE AVES ENTRE 2017 E 2023 QUE NÃO PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO. “G.L.” – GRAUS DE LIBERDADE... ..	72
<b>TABELA 5.2-6</b> - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE AVES EXCLUINDO AS QUE PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO E PINGUINS-DE-MAGALHÃES. “G.L.” – GRAUS DE LIBERDADE.....	75
<b>TABELA 5.2-7</b> - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE TARTARUGAS MARINHAS ENTRE 2017 E 2023. “G.L.” – GRAUS DE LIBERDADE.....	78
<b>TABELA 5.2-8</b> - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE TARTARUGAS MARINHAS EXCLUINDO ANIMAIS QUE PASSARAM POR TRATAMENTO E INCLUINDO A IDADE COMO FATOR. “G.L.” – GRAUS DE LIBERDADE. ....	82
<b>TABELA 5.2-9</b> - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE MAMÍFEROS MARINHOS ENTRE 2017 E 2023. “G.L.” – GRAUS DE LIBERDADE.....	84
<b>TABELA 5.2-10</b> - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE MAMÍFEROS MARINHOS ENTRE 2017 E 2023 EXCLUINDO ANIMAIS QUE PASSARAM POR TRATAMENTO E INCLUINDO A IDADE COMO FATOR. “G.L.” – GRAUS DE LIBERDADE. ....	88

## FIGURAS

<b>FIGURA 5.1-1</b> – EXEMPLO DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS DE (A) COMPRIMENTO DA PRAIA NÃO LINEAR (LETRA C) E LINEAR (LETRA D) E (B) CÁLCULO DO ÂNGULO DE EXPOSIÇÃO DAS PRAIAS (A SETA INDICA A ORIENTAÇÃO CALCULADA).....	16
<b>FIGURA 5.1-2</b> – EXEMPLO DE CÁLCULO DA DISTÂNCIA DA PRAIA DE SÃO FRANCISCO DO SUL ÀS ATIVIDADES DE E&P NA BACIA DE SANTOS, SENDO QUE O CENTRO DE MAIOR INTENSIDADE DE INSTALAÇÕES DE UNIDADES DE PRODUÇÃO NO POLO PRÉ-SAL ESTÁ REPRESENTADO NA “ÁREA CONVEXA DE UPS” (POLO DE PRODUÇÃO).....	19
<b>FIGURA 5.1-3</b> – MAPAS DA MÉDIA DA INTENSIDADE DE TRÁFEGO DE EMBARCAÇÕES PARA TODO O PERÍODO DE JANEIRO A DEZEMBRO DE 2023: (A) EMBARCAÇÕES DA PETROBRAS; (B) EMBARCAÇÕES DE TERCEIROS. AS CORES REPRESENTAM A QUANTIDADE DE QUILOMETROS NAVEGADOS EM CADA QUADRANTE EM TODO O PERÍODO. ....	20
<b>FIGURA 5.1-4</b> – ÁREAS AMOSTRAIS (MESORREGIÕES) UTILIZADAS PARA AGRUPAR AS PRAIAS PARA AS ANÁLISES E EXTENSÕES DOS LIMITES DAS MESORREGIÕES NA PLATAFORMA ADJACENTE PARA OS ESTADOS DE SANTA CATARINA E PARANÁ.	23
<b>FIGURA 5.1-5</b> – ÁREAS AMOSTRAIS (MESORREGIÕES) UTILIZADAS PARA AGRUPAR AS PRAIAS PARA AS ANÁLISES E EXTENSÕES DOS LIMITES DAS MESORREGIÕES NA PLATAFORMA ADJACENTE PARA O ESTADO DE SÃO PAULO. ....	24
<b>FIGURA 5.1-6</b> – ÁREAS AMOSTRAIS (MESORREGIÕES) UTILIZADAS PARA AGRUPAR AS PRAIAS PARA AS ANÁLISES E EXTENSÕES DOS LIMITES DAS MESORREGIÕES NA PLATAFORMA ADJACENTE PARA O ESTADO DO RIO DE JANEIRO. ....	24
<b>FIGURA 5.1-7</b> – CORRELOGRAMA ENTRE OS VALORES MÉDIOS PARA 2023, DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS ESTRATIFICADAS POR PROFUNDIDADE, UTILIZADAS NA RDA. TONS DE VERMELHO INDICAM CORRELAÇÃO POSITIVA, TONS DE ROXO CORRELAÇÃO NEGATIVA. ....	28
<b>FIGURA 5.1-8</b> – CORRELOGRAMA ENTRE OS DESVIOS PADRÕES DE 2023 DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS ESTRATIFICADAS POR PROFUNDIDADE, UTILIZADAS NA RDA. TONS DE ROXO INDICAM CORRELAÇÃO POSITIVA, TONS DE VERDE CORRELAÇÃO NEGATIVA. ....	29
<b>FIGURA 5.2-1</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE AVES REGISTRADAS POR ANO, (A) INCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES (SPHENISCUS MAGELLANICUS), E (B) SEM INCLUIR ESTA ESPÉCIE. ....	32
<b>FIGURA 5.2-2</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE AVES REGISTRADAS POR TRIMESTRE, (A) INCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES (SPHENISCUS MAGELLANICUS), E (B) SEM INCLUIR ESTA ESPÉCIE. ....	34
<b>FIGURA 5.2-3</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE AVES REGISTRADAS POR MESORREGIÃO, (A) INCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES (SPHENISCUS MAGELLANICUS), E (B) SEM INCLUIR ESTA ESPÉCIE. MESORREGIÕES ORDENADAS DE SUL (ESQUERDA) PARA NORTE (DIREITA).....	36
<b>FIGURA 5.2-4</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE MAMÍFEROS REGISTRADOS POR (A) ANO E (B) TRIMESTRE. ....	38

<b>FIGURA 5.2-5</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE MAMÍFEROS REGISTRADOS POR MESORREGIÃO. MESORREGIÕES ORDENADAS DE SUL (ESQUERDA) PARA NORTE (DIREITA) .....	40
<b>FIGURA 5.2-6</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS POR (A) ANO E (B) TRIMESTRE. ....	41
<b>FIGURA 5.2-7</b> – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS POR MESORREGIÃO.....	43
<b>FIGURA 5.2-8</b> – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: VARIÁVEIS AMBIENTAIS SIGNIFICATIVAS. NENHUMA VARIÁVEL ANTRÓPICA APRESENTOU SIGNIFICÂNCIA NA ANÁLISE. ....	46
<b>FIGURA 5.2-9</b> – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: MESORREGIÕES. ....	47
<b>FIGURA 5.2-10</b> – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: TRIMESTRES. ....	48
<b>FIGURA 5.2-11</b> – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: ANOS.....	49
<b>FIGURA 5.2-12</b> – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: ESPÉCIES.....	50
<b>FIGURA 5.2-13</b> – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS SIGNIFICATIVAS.....	53
<b>FIGURA 5.2-14</b> – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: MESORREGIÕES. ....	54
<b>FIGURA 5.2-15</b> – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: TRIMESTRES. ....	55
<b>FIGURA 5.2-16</b> – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: ANOS. ....	56
<b>FIGURA 5.2-17</b> – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: ESPÉCIES. ....	57
<b>FIGURA 5.2-18</b> – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS SIGNIFICATIVAS. ....	61
<b>FIGURA 5.2-19</b> – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: MESORREGIÕES. ....	62
<b>FIGURA 5.2-20</b> – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: TRIMESTRES.....	63
<b>FIGURA 5.2-21</b> – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: ANOS. ....	64
<b>FIGURA 5.2-22</b> – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: ESPÉCIES. ....	65
<b>FIGURA 5.2-23</b> – MAPA DE CALOR COM A DISTRIBUIÇÃO DO NÚMERO DE EXEMPLARES POR MESORREGIÃO, TRIMESTRE E ANO NO PMP-BS ONDE FOI POSSÍVEL CALCULAR O IS PARA (A) AVES, (B) MAMÍFEROS, E (C) TARTARUGAS MARINHAS. QUADRANTES EM CINZA INDICAM AUSÊNCIA DE DADOS. NÃO FORAM INCLUÍDOS ANIMAIS QUE PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO. ....	69
<b>FIGURA 5.2-24</b> – DISTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DAS ANÁLISES DO GLM DE AVES MARINHAS.....	73
<b>FIGURA 5.2-25</b> – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA AVES QUE NÃO PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2023 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS.....	74
<b>FIGURA 5.2-26</b> - ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA AVES, EXCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES E ANIMAIS QUE PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2023 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS.....	76
<b>FIGURA 5.2-27</b> – DISTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DAS ANÁLISES DO GLM DE TARTARUGAS MARINHAS.....	78
<b>FIGURA 5.2-28</b> – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA TARTARUGAS MARINHAS, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2023 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS.....	81

<b>FIGURA 5.2-29 - ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA TARTARUGAS MARINHAS, EXCLUINDO EXEMPLARES QUE PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2023 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS.</b> .....	83
<b>FIGURA 5.2-30 –DISTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DAS ANÁLISES DE GLM DE MAMÍFEROS MARINHOS.</b> .....	85
<b>FIGURA 5.2-31 – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA MAMÍFEROS MARINHOS, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2023 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS.</b> .....	86
<b>FIGURA 5.2-32 – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA MAMÍFEROS MARINHOS, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2023 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS, INCLUINDO A IDADE COMO FATOR.</b> .....	89

## APRESENTAÇÃO

O Projeto de Monitoramento de Praias (PMP-BS) é um dos projetos regionais concebidos e executados para atender demanda dos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos da PETROBRAS na Bacia de Santos. Estes processos são conduzidos pela Coordenação Geral de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Marinhos e Costeiros – CGMAC, da Diretoria de Licenciamento Ambiental – DILIC, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. O processo administrativo IBAMA que contempla o PMP-BS é N° 02001.114275/2017-00. As atividades do PMP-BS iniciaram em agosto de 2015 e tem se desenvolvido ininterruptamente até o momento.

Atualmente, a execução do PMP-BS é coordenada por três instituições, cada uma com foco em uma região geográfica: Área SC/PR, coordenada pela Univali (Universidade do Vale do Itajaí); Área SP, coordenada pela empresa Mineral Engenharia e Meio Ambiente; e Área RJ, coordenada pela empresa Econservation Estudos e Projetos Ambientais. A execução das atividades de monitoramento e reabilitação de fauna conta com a participação de diversas instituições pertencentes à REMASUL (Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Sul) e à REMASE (Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Sudeste), ambas as redes componentes da REMAB (Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Brasil) e Fundação Pró-Tamar.

O PMP-BS também contempla a realização de análises de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) e de elementos traço, realizadas a partir de tecidos extraídos de animais encontrados mortos no monitoramento de praias. Até junho de 2023 as análises de HPA estavam sob responsabilidade do Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IO-USP) e de elementos-traço sob responsabilidade do Laboratório de Elementos Traços do Centro de Estudos Ambientais da Unesp (Universidade Estadual Paulista/UNESP). Após esta data, ambas as análises passaram a ser executadas pelo Laboratório de

Estudos Marinhos e Ambientais da Pontífica Universidade Católica do Rio de Janeiro (LabMAM/PUC-Rio).

Este Relatório Técnico Anual foi elaborado pela UNIVALI, utilizando os dados coletados por todas as instituições que executam o PMP-BS do Rio de Janeiro a Santa Catarina, com suporte das outras duas instituições que coordenam o PMP-BS em cada Área. Os conteúdos relativos às análises de HPA e elementos traço foram produzidos pelo LabMAM/PUC-Rio. Para fins de facilitar a elaboração e leitura do relatório, o mesmo foi dividido em três volumes que apresentam os seguintes conteúdos:

- Volume I: Resumo Executivo, Introdução, descrição dos resultados das atividades do Monitoramento de Praias (riqueza e abundância das espécies, quantitativos do monitoramento terrestre e embarcado, padrões dos acionamentos) e do Atendimento Veterinário (reabilitação, necropsias, índice de saúde), análises dos parâmetros biológicos (estrutura etária, maturidade);
- Volume II: Análises espaço-temporal integradas sobre padrões de encalhes e de índice de saúde, análises de HPA e de elementos traço;
- Volume III: Registros de fauna oleada, resíduos oleosos e sólidos, ações de comunicação, considerações finais e equipe técnica.

## 5. ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL INTEGRADA

Dos seis objetivos específicos apresentados no Projeto Executivo Integrado do PMP-BS, nesta seção serão abordados aqueles ligados aos padrões de encalhes e à saúde dos animais:

1. Avaliar a existência de variação espaço-temporal nos padrões de encalhes dos tetrápodes marinhos registrados pelo PMP-BS;

(...)

4. Avaliar a condição de saúde geral das espécies de tetrápodes marinhos registradas pelo PMP-BS;

(...)

6. Estimar quanto da variabilidade espacial e temporal dos encalhes e da saúde de tetrápodes marinhos registrados pelo PMP-BS, pode ser atribuída a variações ambientais e a variáveis antrópicas relacionadas às atividades de E&P no pré-sal;

A fim de compreender os padrões de encalhes, os registros de fauna foram caracterizados do ponto de vista da abundância e riqueza, e da variação espaço-temporal em cada área no Volume 1. Nas análises realizadas neste volume se busca analisar os padrões de encalhes dos animais registrados durante os monitoramentos de modo inferencial, buscando efeitos de fatores ambientais e antrópicos que possam ter relação com a abundância e diversidade de animais registrados.

A área monitorada no PMP-BS é extensa e apresenta grande heterogeneidade nas características naturais e antrópicas da costa e do ambiente marinho. Isto se soma às particularidades ecológicas dos grupos taxonômicos estudados, que estão sujeitos a diferentes estressores, e à própria distância das atividades de produção e escoamento de petróleo e gás natural da PETROBRAS à costa, fazendo da análise dos dados um desafio do ponto de vista metodológico. Assim, desde o primeiro relatório anual do PMP-BS vêm-se propondo e refinando estratégias de estratificação dos dados para

as análises realizadas, que buscam minimizar os efeitos da heterogeneidade espacial ao longo da área e dos diferentes hábitos das espécies. Para a estratificação espacial nas análises integradas também estão sendo utilizadas as mesorregiões apresentadas no item 3.1.4 – *Estratificação Espacial (Mesorregiões)* do Volume 1. Estas mesorregiões foram inicialmente utilizadas no 3º Relatório Técnico Anual do PMP-BS Fase 1 (PETROBRAS, 2019), e vêm sendo adotadas nos relatórios subsequentes.

Uma vez que o PMP-BS utiliza animais encontrados nas praias, é importante compreender que existem diversos fatores ambientais e antropogênicos que podem afetar essas ocorrências. Conceitualmente, as taxas de encalhes das espécies podem ser influenciadas pela abundância relativa das espécies, pelas diferentes taxas de mortalidade entre espécies, pela flutuabilidade das carcaças, pelo local da morte e por processos de deriva e, por último, pela própria chance de detecção da carcaça (Peltier *et al.*, 2012; Wells *et al.*, 2015; Prado *et al.*, 2016).

Para a detectabilidade das carcaças pode-se considerar que, a chance de detecção de um animal que encalhe em praias com monitoramento ativo diário é de 100%. Portanto, nestas praias, assume-se que diferenças nos padrões de encalhes sejam regidos pelos demais fatores. Por outro lado, praias com monitoramento semanal apresentam probabilidades de detecção diferentes das de monitoramento diário, uma vez que carcaças pequenas podem ser totalmente consumidas por animais necrófagos, ou retornarem ao mar devido a marés de maior amplitude entre uma visita e outra das equipes de monitoramento. Portanto, dados de praias com estratégia de monitoramento diário e semanal são analisadas separadamente neste relatório.

No que diz respeito à probabilidade de um animal morto encalhar, há uma grande influência dos processos de deriva da carcaça e do local onde o animal morreu (Peltier *et al.*, 2012; Prado *et al.*, 2016; Moore *et al.*, 2020). Apesar de existirem trabalhos sobre correntes na plataforma externa (e.g., Castelão *et al.*, 2004; Palma *et al.*, 2008; Matano *et al.*, 2010; Strub *et al.*, 2015), e trabalhos empíricos sobre a deriva de carcaças (Prado *et al.*, 2013; Tavares *et al.*, 2023), não existem dados ou modelos disponíveis sobre as

correntes costeiras na área que permitam avaliar os padrões de deriva dos animais registrados pelo PMP-BS. Deste modo foram consideradas variáveis da própria fisiografia da praia que pudessem influenciar a probabilidade de um animal encalhar, tal como sua curvatura e orientação.

## **5.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE**

### **5.1.1 Variáveis ambientais e antrópicas**

Para as análises que buscavam avaliar o efeito de fatores ambientais no padrão de encalhes, foram utilizadas as mesmas variáveis utilizadas no relatório anual encaminhados nos relatórios anuais referentes aos anos de 2021 e 2022. A seleção original destas variáveis foi feita através da literatura técnico-científica buscando aquelas que tivessem o potencial de influenciar a distribuição e abundância das espécies alvo. Várias publicações científicas mostram que diferentes espécies marinhas têm sua distribuição afetada por diferentes características oceanográficas, tais como profundidade, distância da costa, inclinação do fundo, salinidade, temperatura da água, produtividade local, estado do mar, presença de frentes oceanográficas, entre outras (TREMBLAY *et al.* 2009; OPPEL *et al.*, 2012; MCCLELLAN *et al.*, 2014; do AMARAL *et al.*, 2015; FERNANDEZ *et al.*, 2017; VIRGILI *et al.*, 2022).

Como a amostra do PMP-BS consiste em animais encontrados nas praias, não foram utilizadas variáveis como distância da costa e profundidade de ocorrência, apesar destas variáveis terem sido identificadas em diversos trabalhos como as mais importantes na determinação da distribuição das espécies. Ainda assim, a distância da praia até a quebra da plataforma continental foi incorporada nas análises a fim de observar se esta variável pode influenciar na ocorrência de tetrápodes oceânicos nas praias.

Embora nenhuma espécie de tetrápode marinho seja consumidora de fitoplâncton, a concentração de clorofila na água vem sendo utilizada por ser um potencial indicador da produtividade secundária, e já foi observada como um fator importante na previsão da distribuição de aves e cetáceos, por exemplo (BALLANCE *et al.*, 2006).

No que diz respeito às variáveis antrópicas, foi necessário limitar àqueles fatores que estão disponíveis para serem integrados às análises, ou que possam ser estimados para toda a área analisada. Deste modo, foram utilizadas variáveis ligadas diretamente às atividades de E&P na área, tais como a localização das unidades de produção da PETROBRAS e de outras empresas que operem na Bacia de Santos, e o tráfego de embarcações da PETROBRAS e de terceiros, devido ao seu potencial gerador de efeitos diretos e indiretos sobre a fauna marinha (HASTIE *et al.*, 2003; PANIGADA *et al.*, 2006; CAMPANA *et al.*, 2015; WISNIEWSKA *et al.*, 2018). As atividades portuárias também foram contempladas na análise, uma vez que portos são locais com potencial de impactar diversos aspectos ambientais (DARBRA *et al.*, 2005).

A pesca é considerada como um dos principais causadores de mortalidade em cetáceos, pinípedes, tartarugas marinhas e diversas espécies de aves marinhas, especialmente as oceânicas (NEVES *et al.*, 2006; ROCHA-CAMPOS *et al.*, 2010, 2011; MARCOVALDI *et al.*, 2006; GOLDSWORTHY *et al.*, 2022), podendo influenciar direta e indiretamente, devido à competição por recursos (KOVACS *et al.*, 2012; JUSUFOVSKI *et al.*, 2019).

Entretanto, os dados gerados pelo Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira da Bacia de Santos (PMAP-BS) não estão sendo utilizados nas análises. A decisão de não usar os dados do PMAP-BS veio de motivos operacionais e conceituais. Do ponto de vista operacional há o problema de que para o período que compreendem os relatórios anuais (janeiro a dezembro de cada ano) os dados do PMAP-BS são consolidados em paralelo com a elaboração deste relatório, não estando disponíveis quando as análises são executadas. Adicionalmente, entende-se que conceitualmente não são necessários estes dados pois o foco das análises não é o detalhamento de qual pescaria pode estar relacionada aos encalhes. Como se busca avaliar possíveis efeitos da indústria de E&P, não há necessidade de ter os dados de esforço pesqueiro.

Considerando todos os pontos elencados anteriormente, as análises dos padrões de encalhes descritas neste relatório incluíram as variáveis descritas a seguir e resumidas na Tabela 5.1-1.

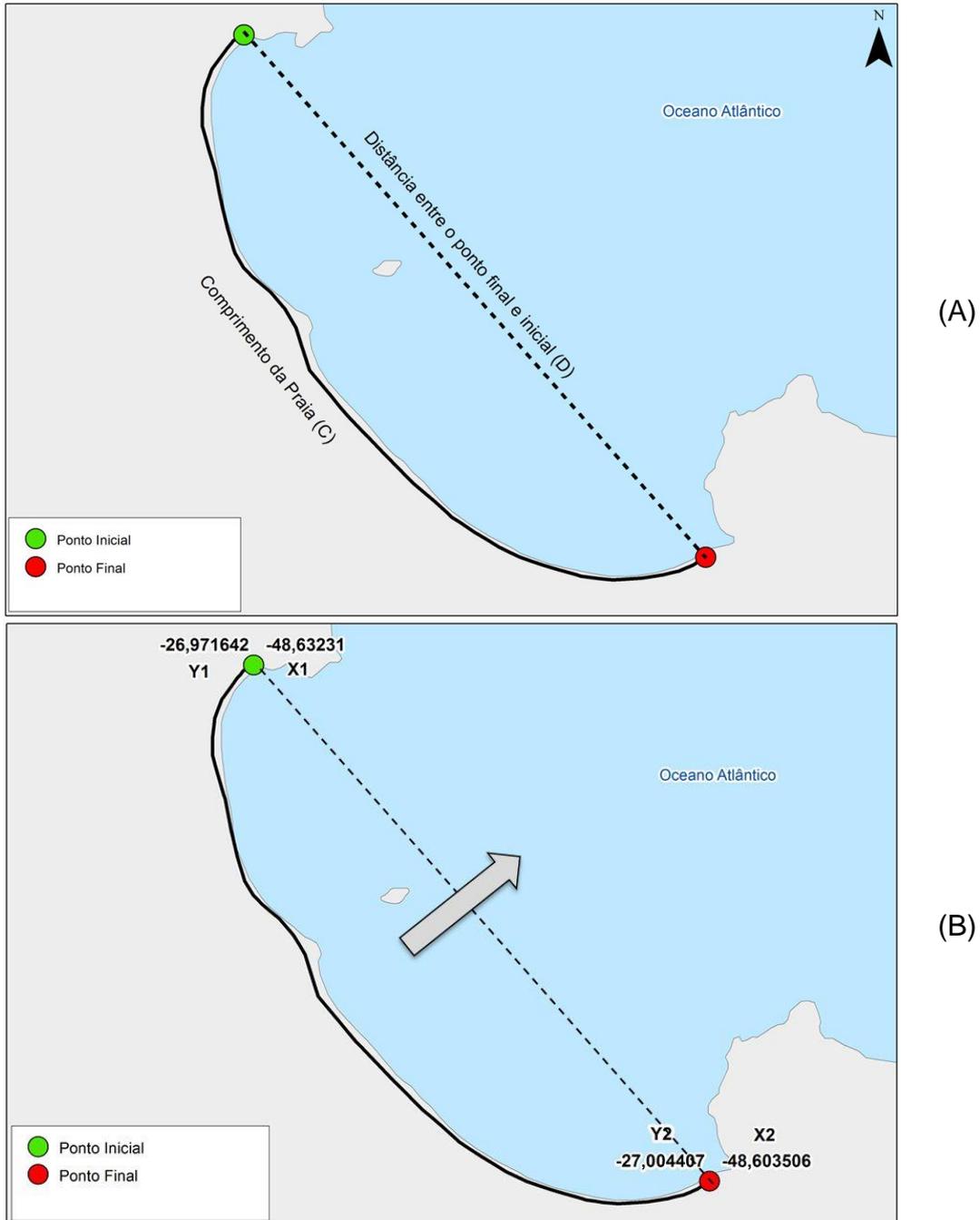
### *Variáveis ambientais*

*Comprimento da praia (não-linear):* distância do ponto inicial ao ponto final da praia, considerando a curvatura do local (“C” na Figura 5.1-1A).

*Comprimento linear da praia:* distância em linha reta que une os dois pontos extremos da praia (“D” na Figura 5.1-1A).

*Curvatura da praia:* foi dividido o comprimento curvilíneo da praia pela distância de uma linha reta que unisse os dois pontos extremos da praia (C/D, Figura 5.1-1A).

*Orientação da praia:* utilizando-se a mesma linha gerada para o cálculo da curvatura, foi considerada como a orientação da praia uma linha perpendicular à da ligação entre seus extremos (Figura 5.1-1B). De acordo com o valor em graus dessa orientação, as praias foram e categorizadas dentro dos pontos cardeais e colaterais: N - 338° a 22°; NE - 23° a 67°; E - 68° a 112°; SE – 113° a 157°; S – 158° a 202°; SW – 203° a 247°; W – 248° a 292°; NW – 293° a 337°.



**Figura 5.1-1** – Exemplo de cálculo dos parâmetros de (A) comprimento da praia não linear (letra C) e linear (letra D) e (B) cálculo do ângulo de exposição das praias (a seta indica a orientação calculada).

*Distância da praia a quebra da Plataforma Continental:* foi calculada a distância do centroide da praia para o ponto mais próximo da quebra da plataforma continental. Esta variável foi incluída a fim de observar se existe

relação entre a proximidade destes limites e a maior ocorrência de indivíduos com habitat oceânico.

*Temperatura Superficial do Mar (TSM):* foram obtidas imagens representando os valores mensais de temperatura superficial da água do mar obtidas através de observações diurnas do satélite TERRA, com uma resolução de 4 km/pixel, para todo o período amostral. As imagens foram obtidas a partir da página PODAAC (Physical Oceanography Distributed Active Archive Center - <https://podaac.jpl.nasa.gov/>).

*Clorofila:* Os dados de clorofila são provenientes do satélite AQUA derivados de observações do oceano feitas por sensores de órbita polar, neste caso MODIS, com resolução de 4 km/pixel. Foram obtidas imagens representando as médias mensais, a partir do serviço *NASA Earth Observations* – NEO ([https://neo.gsfc.nasa.gov/view.php?datasetId=MY1DMM\\_CHLORA](https://neo.gsfc.nasa.gov/view.php?datasetId=MY1DMM_CHLORA)).

*Altura Significativa de Onda:* Os dados de altura significativa de onda foram obtidos através do modelo ERA5 disponibilizados pelo ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*). As imagens possuem resolução espacial de 0,5° de latitude/longitude e resolução temporal com estimativas de hora em hora. Para esta metodologia foram utilizados os dados de reanálise da média mensal a partir das medições dos dados diários. A altura significativa de onda é expressa em metros.

*Direção do Swell:* Os dados de direção do swell foram obtidos através do modelo ERA5 disponibilizados pelo ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*). As imagens possuem resolução espacial de 0,5° de latitude/longitude e resolução temporal com estimativas de hora em hora. Para esta metodologia foi utilizado os dados de reanálise da média mensal a partir das medições dos dados diários. A direção do swell é expressa em graus.

*Velocidade e Direção do Vento:* Os dados de direção (graus) e velocidade (m/s) do vento foram obtidos do modelo ERA5 disponibilizados pelo ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*). Os dados do modelo consideram a direção e velocidade do vento a uma altura padrão de

10 metros acima da superfície do nível do mar. Os dados foram calculados a partir das componentes zonal (u) e componente meridional (v). As imagens possuem resolução espacial de 0,25° de latitude/longitude e resolução temporal com estimativas de hora em hora. Para esta metodologia foram utilizados os dados de reanálise da média mensal a partir das medições dos dados diários.

*Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL):* de acordo com MMA (2007, p. 8), o ISL é estabelecido com base no “conhecimento das características geomorfológicas da costa, considerando o tipo de substrato, a declividade do litoral e o grau de exposição à energia de ondas e marés”. Foram utilizados os valores disponibilizados pelo MMA no endereço <http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo/base-de-dados.html>.

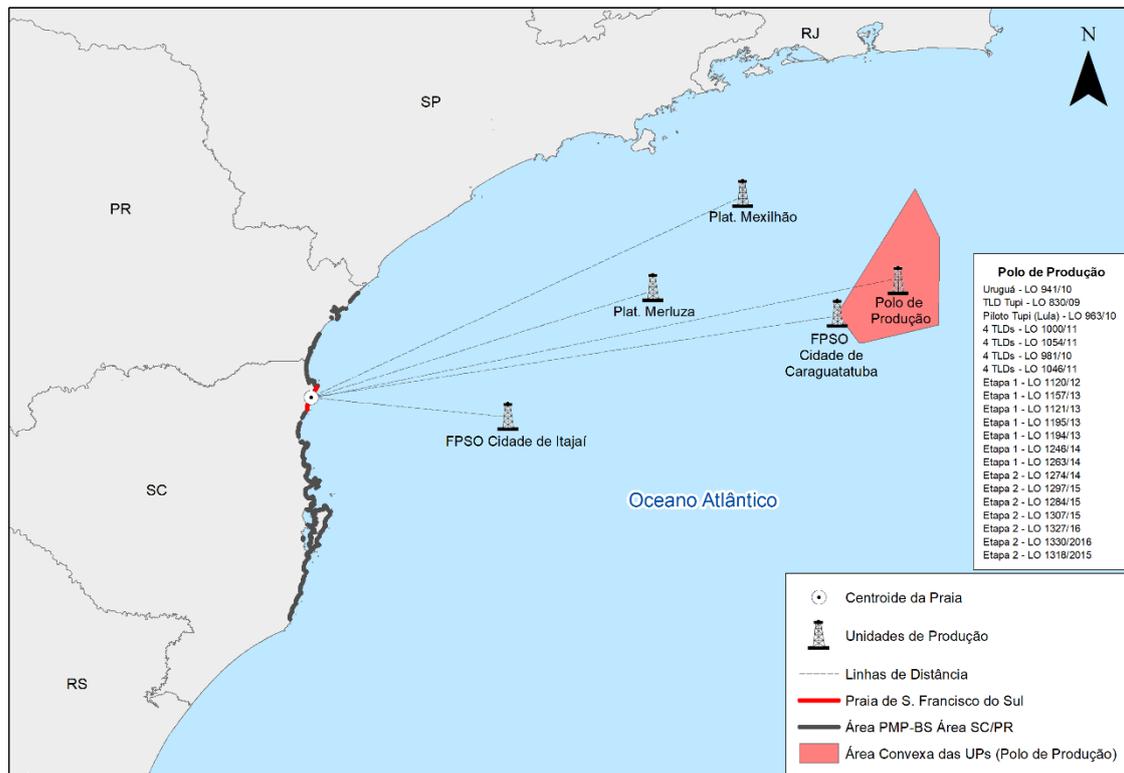
*Morfodinâmica da praia:* A partir de revisões bibliográficas, foram caracterizados os estados morfodinâmicos das praias arenosas ao longo da costa, de modo que fosse possível distinguir os estados dissipativo, intermediário e refletivo.

#### *Variáveis antrópicas*

*Distância da praia às atividades de E&P na Bacia de Santos:* foram utilizadas as posições das unidades marítimas da PETROBRAS na Bacia de Santos relacionadas à atividade de produção e escoamento de petróleo e gás natural (Figura 5.1-2). Uma vez que outras operadoras também atuam na Bacia de Santos em regiões próximas, também foram incluídos os FPSO Cidade de Itajaí, operada atualmente pela Karoon Energy, e FPSO Cidade de Caraguatatuba, operada atualmente pela TotalEnergies. Deste modo as análises do PMP-BS avaliaram a interferência conjunta das atividades da PETROBRAS e de outras empresas.

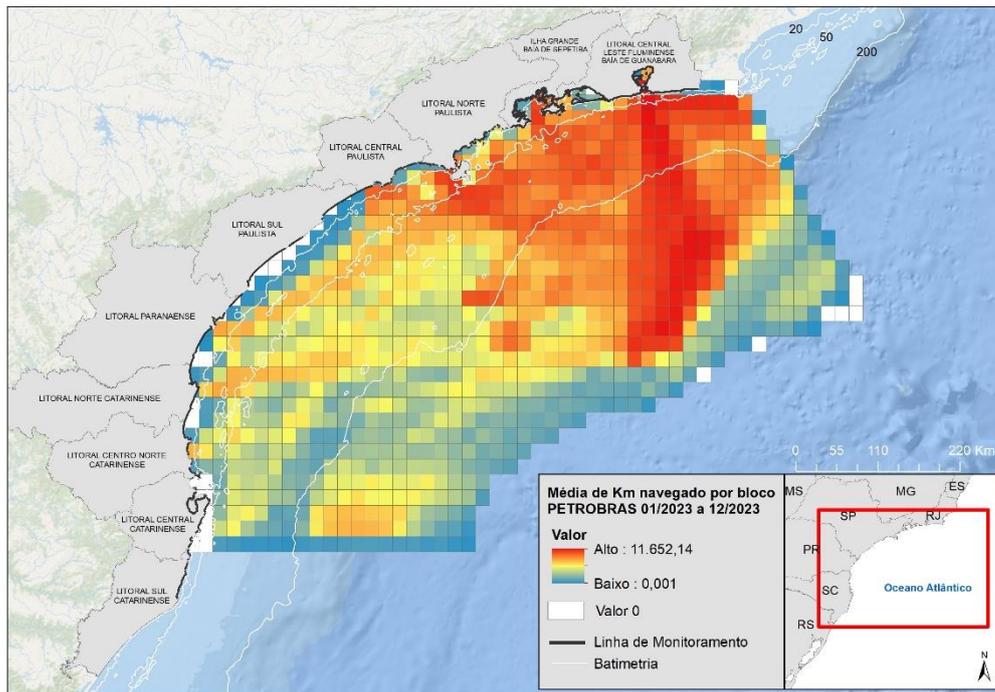
Uma vez que todas as unidades de produção são estáticas, há uma colinearidade obrigatória entre as distâncias das quatro áreas de concentração das atividades de E&P, pois a localização diferente de cada praia

obrigatoriamente gera mudanças nas distâncias com as unidades de produção. Portanto, neste relatório se utilizou somente a distância em quilômetros dos centroides das praias para o centro de maior intensidade de instalações de unidades de produção no Polo Pré-sal.

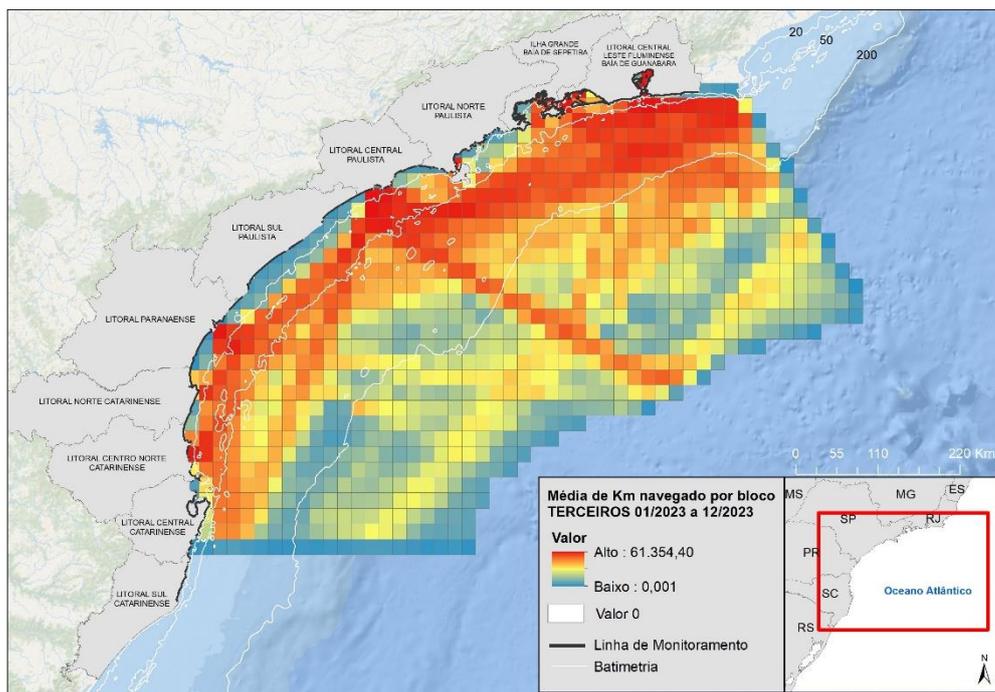


**Figura 5.1-2** – Exemplo de cálculo da distância da Praia de São Francisco do Sul às atividades de E&P na Bacia de Santos, sendo que o centro de maior intensidade de instalações de unidades de produção no Polo Pré-sal está representado na “Área Convexa de UPs” (Polo de Produção).

**Tráfego de embarcações:** foram utilizados os resultados fornecidos pelo Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações (PMTE) que estima periodicamente o tráfego de embarcações da PETROBRAS e de terceiros que atuaram na região marinha adjacente à área monitorada pelo PMP-BS. Foram utilizados os valores mensais de tráfego, quantificando a distância percorrida pelas embarcações dentro de quadrantes de 10' (aproximadamente 18,5 km) de lado, sendo apresentado na Figura 5.1-3 o valor total entre janeiro e dezembro de 2023. Não houve distinções entre os tipos de embarcações uma vez que nos dados fornecidos apenas as embarcações da PETROBRAS estavam categorizadas.



(A)



(B)

**Figura 5.1-3** – Mapas da média da intensidade de tráfego de embarcações para todo o período de janeiro a dezembro de 2023: (A) embarcações da PETROBRAS; (B) embarcações de terceiros. As cores representam a quantidade de quilômetros navegados em cada quadrante em todo o período.

*Distância da praia a um porto comercial:* foi calculada a distância linear do centroide da praia para o porto comercial mais próximo, de modo similar ao feito para a distância das atividades de E&P. Esta variável foi incluída pois portos comerciais tem o potencial de afetar a fauna (e.g. MUXIKA *et al.*, 2005; BARLETTA *et al.*, 2016) e, caso haja, este efeito precisaria ser identificado. Os seguintes portos foram considerados:

#### Rio de Janeiro

- Porto de Angra dos Reis
- Porto de Itaguaí (Sepetiba)
- Porto de Niterói

#### São Paulo

- Porto de Santos
- Porto de São Sebastião

#### Paraná

- Porto de Paranaguá

#### Santa Catarina

- Porto de Imbituba
- Porto de Itajaí/Navegantes
- Porto de São Francisco do Sul

*Área de influência portuária:* foi estabelecido um raio de influência de 20 km no entorno da localidade dos portos, determinado através da amplitude e intensidade de tráfego de embarcações consultadas na página do Marine Traffic<sup>1</sup> (<http://www.marinetraffic.com>). As praias abrangidas pelo raio de influência foram categorizadas como AIP – Área de Influência Portuária, propondo que estas estariam mais suscetíveis a influência antrópica desta categoria. A localização dos portos foi obtida através da ANTAQ - Agência Nacional de Transportes Aquaviários.

---

<sup>1</sup> *Marine Traffic* é uma fornecedora mundial de rastreamento de navios e inteligência marítima que através de uma plataforma aberta fornece informações em tempo real sobre a movimentação de navios, que utiliza uma rede de estações receptoras de sinais de AIS, que transmite a localização das embarcações que possuem este sistema. Fonte: [www.marinetraffic.com](http://www.marinetraffic.com).

**Tabela 5.1-1 – Parâmetros utilizados nas análises dos padrões de encalhes. “DP” – desvio padrão.**

<b>Categoria</b>	<b>Parâmetro (fator/variável)</b>	<b>Tipo (unidade)</b>
Praia	Comprimento não linear (variável)	Contínua (m)
	Comprimento linear (variável)	Contínua (m)
	Curvatura (variável)	0 – 1 (adimensional)
	Orientação (fator)	N – NW – W – SW – S – SE – E – NE
	Distância da quebra da plataforma (variável)	Contínua (m)
	ISL (fator)	1 – 10 (adimensional)
Antrópicos	Distância de porto (variável)	Contínua (m)
	Área de influência de porto (fator)	Sim – Não
	Tráfego de embarcações (variável: média/DP)	Contínua (m)*
Ambientais	TSM (variável: média/DP)	Contínua (°C)*
	Clorofila (variável: média/DP)	Contínua (µg/L)*
	Velocidade do vento (variável: média/DP)	Contínua (m/s)**
	Direção do vento (variável: média/DP)	Contínua (graus)**
	Altura de onda (variável: média/DP)	Contínua (m)*
	Direção do swell (variável: média/DP)	Contínua (graus)*

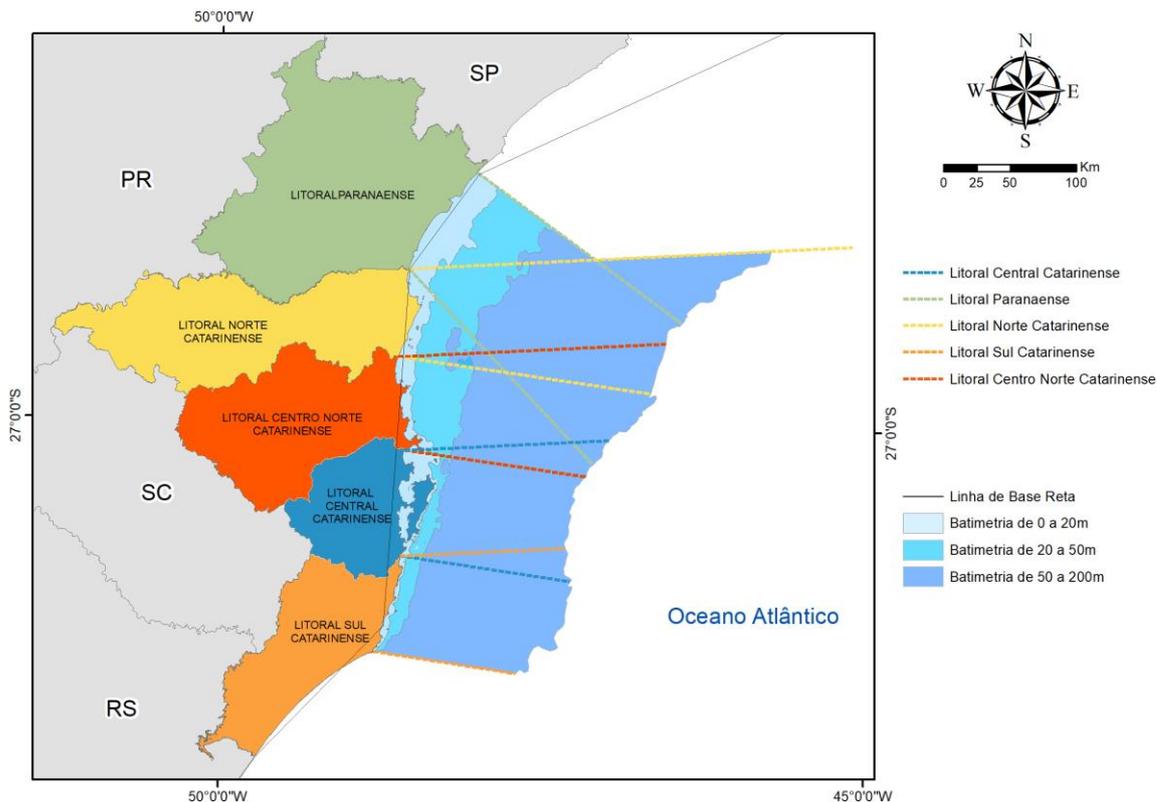
\* Estratificadas por profundidade (0-20m, 20-50m, 50-200m).

\*\* Separadas em zonal (u) e meridional (v),

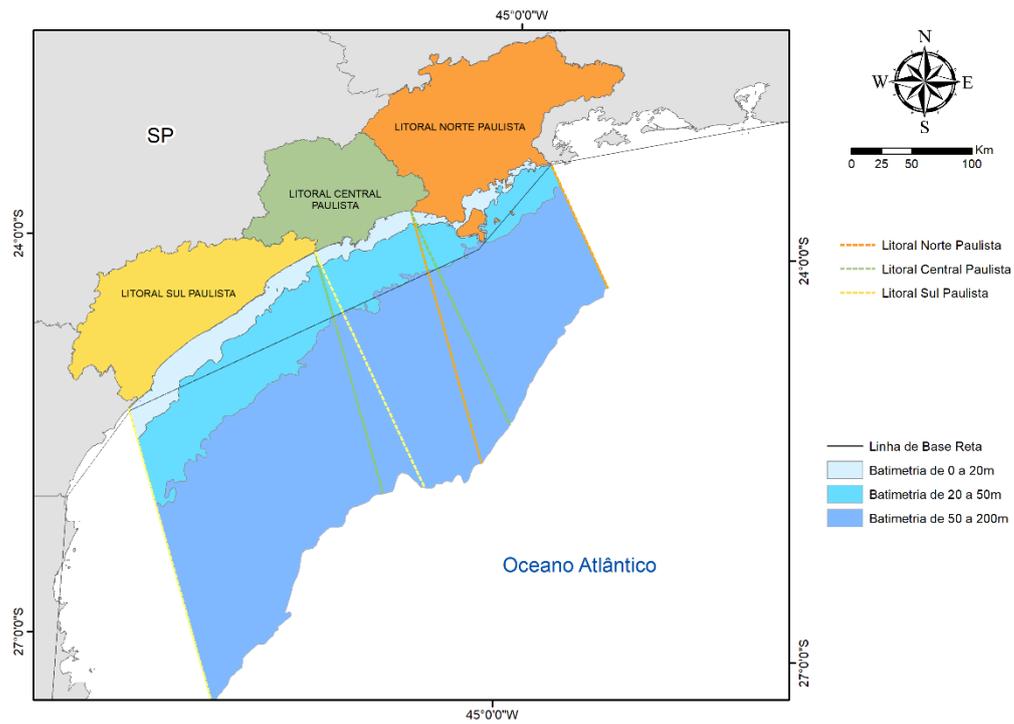
### 5.1.2 Estratificação Espacial

Uma vez que existem variáveis que estão ligadas à região da plataforma continental adjacente às praias e não às praias em si, tais como temperatura superficial do mar, clorofila, intensidade do vento, altura significativa de ondas e tráfego de embarcações, foram estimados os valores médios destas variáveis em três estratos de profundidades diferentes (0-20 m, 20-50 m, 50-200 m). Esta separação buscou representar os valores existentes na zona costeira, na plataforma interna e da plataforma externa até o talude. Para delimitar a região marinha adjacente à cada mesorregião, foram traçadas linhas com 25° de inclinação para norte ou sul, respectivamente nos limites norte e sul de cada mesorregião, a partir da linha de base reta da costa (Figura 5.1-4). Os valores destas variáveis foram calculados através do programa ArcGIS 10.2, utilizando-se mapas de intensidade do tráfego ou imagens de satélite, para extrair valores médios nos polígonos definidos pelas linhas

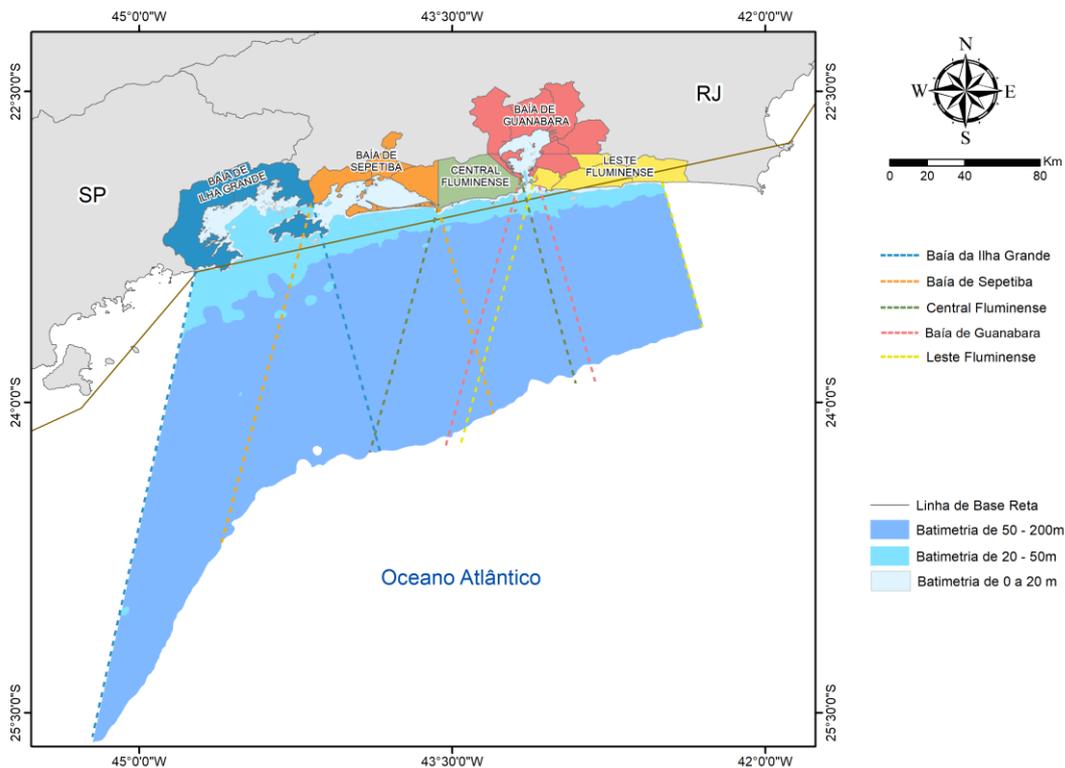
delimitadoras das mesorregiões e pelas linhas batimétricas correspondentes. Deste modo, para cada mesorregião foram gerados valores mensais para cada uma das variáveis referentes às faixas de 0-20 m, 20-50 m e 50-200 m, que foram aplicados a todas as praias de cada mesorregião naquele mês, e utilizados nas análises da variação espaço-temporal dos encalhes de tetrápodes marinhos (Figura 5.1-4 a Figura 5.1-6).



**Figura 5.1-4** – Áreas amostrais (mesorregiões) utilizadas para agrupar as praias para as análises e extensões dos limites das mesorregiões na plataforma adjacente para os estados de Santa Catarina e Paraná.



**Figura 5.1-5** – Áreas amostrais (mesorregiões) utilizadas para agrupar as praias para as análises e extensões dos limites das mesorregiões na plataforma adjacente para o estado de São Paulo.



**Figura 5.1-6** – Áreas amostrais (mesorregiões) utilizadas para agrupar as praias para as análises e extensões dos limites das mesorregiões na plataforma adjacente para o estado do Rio de Janeiro.

### **5.1.3 Estratificação pelo habitat preferencial das espécies**

As atividades envolvidas na produção e escoamento de petróleo e gás natural têm componentes que atuam na região costeira (tráfego de embarcações) e na região oceânica (tráfego de embarcações, geração de ruído e descarte de água produzida). Deste modo, para permitir a avaliação dos efeitos destas atividades sobre as diferentes espécies de tetrápodes marinhos, deve-se considerar o habitat preferencial de cada espécie. Espera-se que efeitos gerados pelas atividades distantes da costa sejam mais evidentes em espécies/populações que habitam ou despendem maior tempo naqueles locais, e vice-versa.

Portanto, nas análises do Índice de Saúde foram analisadas as informações sobre a distribuição das espécies alvo, conforme Anexo IX do Projeto Executivo Integrado do PMP-BS, sendo cada uma delas classificada de acordo com seu habitat preferencial: costeiro, oceânico ou costeiro/oceânico. Essa separação não foi utilizada nas análises dos encalhes pois na metodologia adotada para analisar estes dados não foi necessário agrupar espécies.

Cabe ressaltar o fato de que dentre as espécies registradas pelo PMP-BS também existem espécies migratórias (ex. *Spheniscus magellanicus*, *Puffinus puffinus*), que por não utilizarem a área de estudo em grande parte de seu ciclo de vida, podem ser fortemente influenciadas por fatores externos à Bacia de Santos. Os resultados obtidos para estas espécies devem ser analisados com cautela, visto que podem refletir a influência de atividades antropogênicas realizadas em outras regiões, tais como o Atlântico Norte no caso de *P. puffinus* e a plataforma continental argentina e uruguaia para *S. magellanicus*.

### **5.1.4 Recorte temporal**

Foram considerados para a análise espaço temporal integrada (padrão de encalhes e índice de saúde) apenas os dados obtidos a partir de 2017, que é o primeiro ano completo com dados do projeto para as Áreas de SC/PR, SP e

RJ, uma vez que o monitoramento no estado do Rio de Janeiro iniciou em setembro de 2016.

### **5.1.5 Análises Estatísticas**

#### *Padrões de Encalhes*

Esta análise visou avaliar se há variação na composição de espécies e suas respectivas abundâncias ao longo do espaço e tempo, e ainda avaliar a influência das variáveis ambientais e antrópicas consideradas. Como para esta análise são utilizadas as abundâncias, foram utilizados somente animais registrados durante o monitoramento de praias com estratégia de monitoramento ativo diário, pois os acionamentos podem variar de acordo com a intensidade do uso das praias pela população. Para reduzir o efeito das diferentes extensões das praias, o comprimento de cada uma foi usado como um "offset" nas análises. Uma vez que, o objetivo é avaliar padrões de ocorrência, foram utilizados dados de encalhes tanto dos animais vivos quanto mortos, e nestes últimos de todas as condições de carcaça.

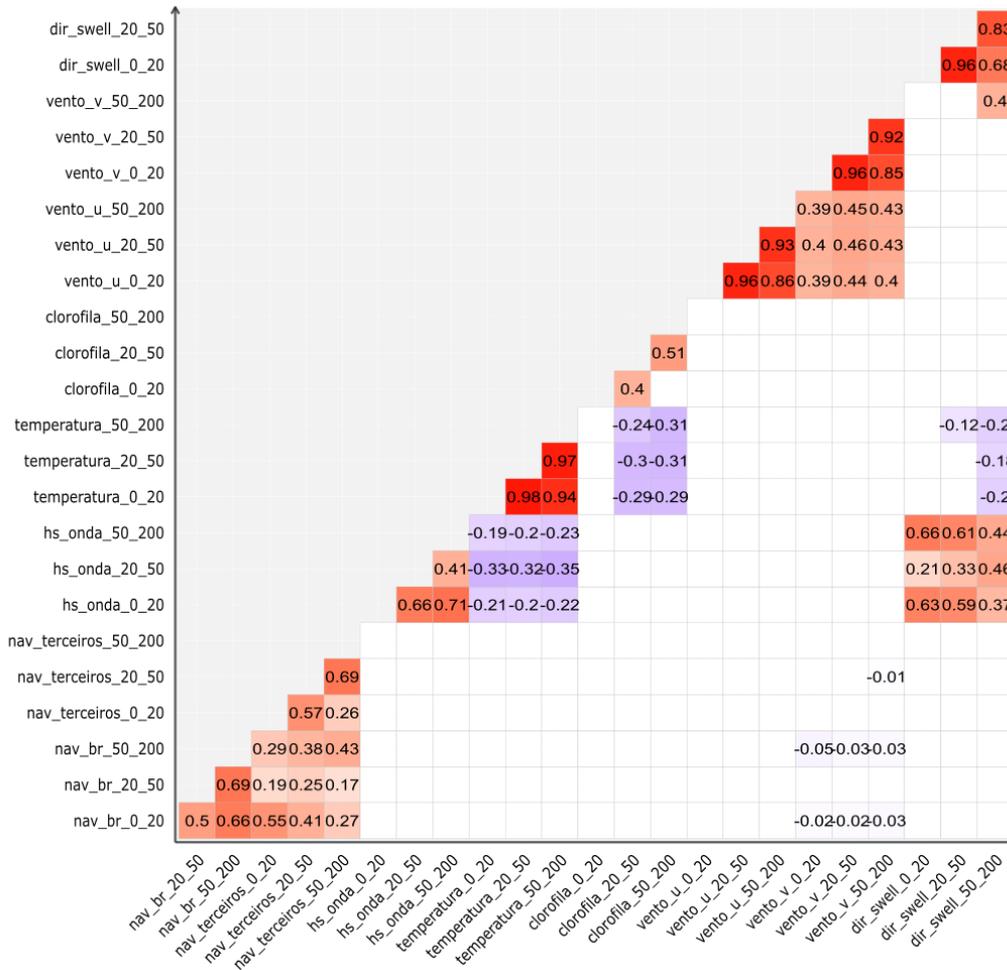
As análises da influência das variáveis ambientais e antrópicas nos padrões de encalhes foram realizadas separadamente para cada grupo: aves, tartarugas e mamíferos. Este agrupamento das espécies naturalmente gera um maior "ruído" nos dados, pois os efeitos das variáveis antrópicas e ambientais podem ser diferentes para cada espécie, e mesmo dentro de uma espécie, entre diferentes classes etárias. Entretanto, caso houvesse a estratificação entre espécies e classes etárias, cada um destes estratos teria poucos exemplares, impossibilitando a realização das análises.

Foi utilizada uma Análise de Redundância (RDA) para avaliar a relação da variabilidade dos encalhes com as variáveis ambientais e antrópicas, de modo semelhante ao realizado nos relatórios anuais de 2021 e 2022. A RDA é conceitualmente similar a uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), pois em ambos os casos se busca modelar os efeitos de uma matriz explanatória (variáveis ambientais e antrópicas nas praias e áreas adjacentes) com relação a uma matriz de resposta (ocorrência de espécies nas praias). A

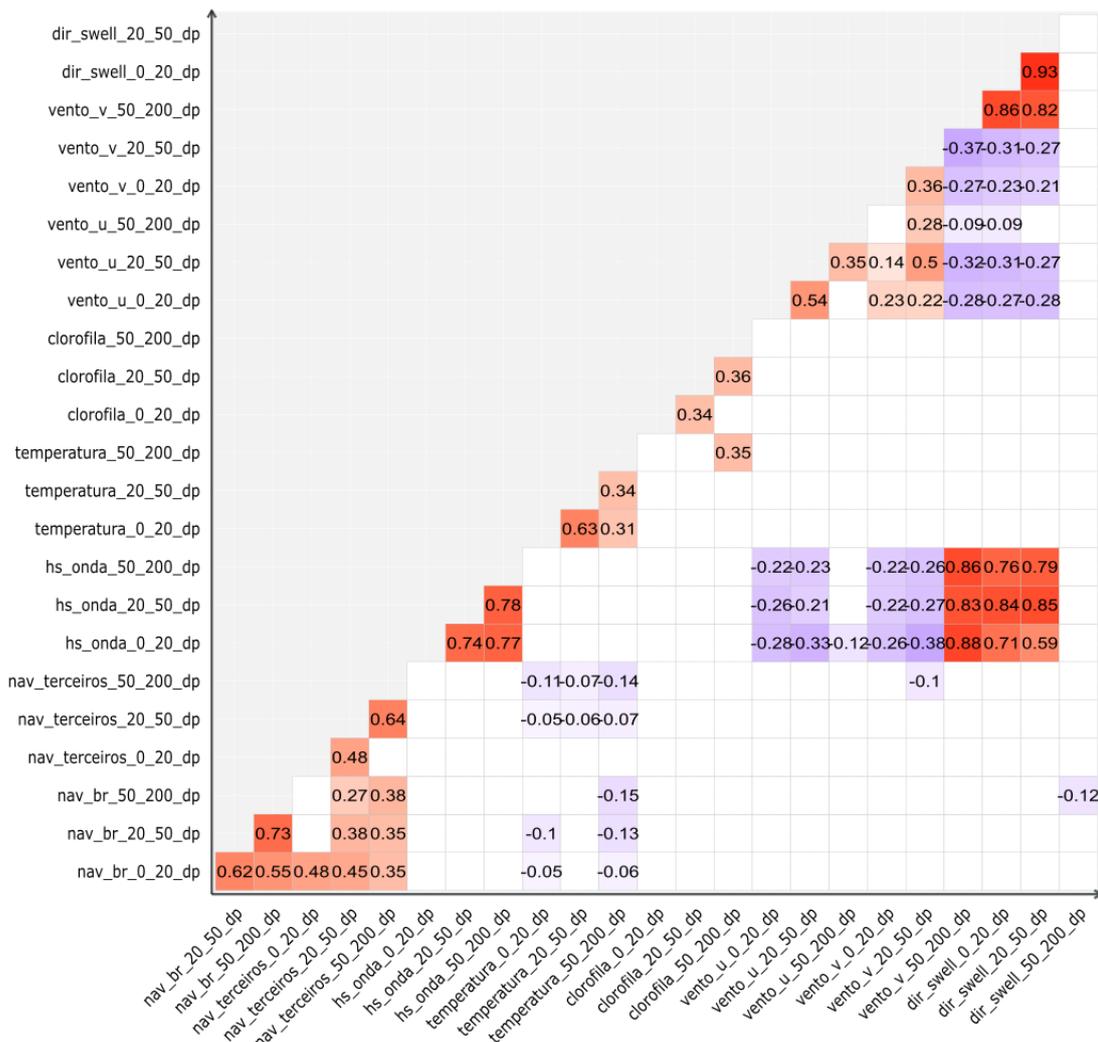
principal diferença está em que a CCA considera as duas matrizes simétricas, enquanto na RDA a matriz resposta é dependente da matriz explanatória (Legendre e Legendre, 2012; QCBS, 2022).

Visto que, em relatórios anteriores já se havia observado colinearidade nas variáveis estratificadas por profundidade, inicialmente foi feita uma análise de correlação múltipla entre todas as variáveis ambientais e antrópicas que são estratificadas. Esta análise evidenciou para os dados de 2023 a manutenção do que já havia sido visto em relatórios anteriores: uma alta colinearidade em praticamente todas as variáveis estratificadas por profundidade, tanto para os valores médios (Figura 5.1-7), como para os desvios padrões (Figura 5.1-8). Deste modo foram utilizados unicamente os valores do estrato mais próximo à costa (0–20 m) de cada uma, por se considerar que estes terão mais efeito nos encalhes.

Todas as variáveis ambientais e antrópicas foram então utilizadas na construção do modelo inicial, sendo mantidas no modelo final apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ). Os valores do modelo completo são apresentados no *Apêndice 4 – Modelos Lineares Generalizados*.



**Figura 5.1-7** – Correlograma entre os valores médios para 2023, das variáveis ambientais e antrópicas estratificadas por profundidade, utilizadas na RDA. Tons de vermelho indicam correlação positiva, tons de roxo correlação negativa.



**Figura 5.1-8** – Correlograma entre os desvios padrões de 2023 das variáveis ambientais e antrópicas estratificadas por profundidade, utilizadas na RDA. Tons de roxo indicam correlação positiva, tons de verde correlação negativa.

### Índice de Saúde

Para esta análise foram utilizados todos os animais para os quais o Índice de Saúde (IS) pode ser calculado, independentemente da causa de morte, modo de registro (monitoramento ativo ou acionamento), ou de haver ou não interação antrópica. Entretanto os animais que passaram por tratamento veterinário foram identificados e realizadas análises considerando ou não os mesmos, por se entender que a saúde do animal poderia ser afetada pelo tratamento em si.

Cabe ressaltar, que para o cálculo do IS foram consideradas as necropsias realizadas apenas em carcaças com código 2 e 3 de decomposição de todas as espécies, uma vez que estes exemplares são aqueles com melhor chance de se obter informações completas. De um modo geral, as carcaças mais frescas (código 2) apresentam melhores condições de identificação dos parâmetros necessários para o IS e, as carcaças em código 3 são encontradas em maior quantidade, permitindo aumentar o tamanho da amostra.

Foi utilizada a análise de Modelos Lineares Generalizados (GLM), considerando como variável resposta o valor do IS e utilizando como fatores:

- Causa de morte (antrópica, natural, indeterminada, eutanásia);
- Habitat preferencial (costeiro, costeiro/oceânico, oceânico)
- Ano (2017 a 2023); e
- Local (mesorregião) de registro do animal.

Durante a 8ª Reunião de Análise Crítica do Comitê Técnico do PMP-BS em dezembro de 2022 foi discutido se a causa de morte “eutanásia” deveria ser mantida nas análises. O argumento colocado foi que a eutanásia deveria ser considerada uma consequência do estado de saúde geral do animal, e não a causa de morte em si. Assim como no relatório dos dados de 2022, neste relatório optou-se por manter a eutanásia como um dos fatores dentro da variável “causa de morte”, pois entende-se que isso permite um olhar mais detalhado neste grupo de animais. Animais eutanasiados tanto podem ter sinais de interação antrópica, como terem patologias de origem natural, mas há a decisão de realizar a eutanásia devido ao seu estado crítico e prognóstico ruim. Deste modo não seria possível agregar automaticamente estes animais a uma das outras categorias de causa de morte, exigindo uma análise caso a caso. Como este é um dos valores listados no SIMBA para causa de morte, sua manutenção nas análises permitirá comparação dos resultados atuais com análises futuras, sem a interferência de uma decisão subjetiva de alocação dos animais para um ou outro grupo.

As análises de IS foram feitas separadamente para cada grupo: aves, tartarugas e mamíferos. Assim como colocado para as análises de encalhes, idealmente estas análises deveriam ser feitas para cada espécie

separadamente, ou até para cada classe etária de uma espécie, pois o agrupamento das espécies dentro das classes naturalmente gera um maior “ruído” nos dados, pois possivelmente há diferenças no IS entre espécies e entre diferentes classes etárias em uma espécie. Entretanto, caso houvesse a estratificação entre espécies e classes etárias, cada um destes estratos teria poucos exemplares, impossibilitando a realização das análises. Para as tartarugas e os mamíferos, pela existência de estruturas de aposição que permitem determinar a idade dos exemplares, respectivamente nos ossos e dentes, foi utilizada a idade determinada para cada indivíduo como um fator nas análises. Com a utilização da idade espera-se poder entender como a senescência afeta a saúde dos indivíduos.

## **5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos a partir das metodologias descritas anteriormente, a fim de avaliar os padrões espaço-temporais dos encalhes e o Índice de Saúde dos tetrápodes marinhos registrados ao longo de toda área de abrangência do PMP-BS.

### **5.2.1 Padrões de Encalhes**

A análise exploratória inicial dos três grupos, feita por meio de mapas de calor considerando os fatores ano, trimestre e mesorregião, evidenciou alguns padrões, similares aos que já haviam sido discutidos em relatórios anteriores.

No caso de aves, em 2023 os pinguins-de-Magalhães, *Spheniscus magellanicus*, continuaram sendo a espécie mais abundante nos registros de encalhes, mas bem inferiores (66%) do registrado em 2022 (Figura 5.2-1A). Os registros da espécie são concentrados no 3º trimestre (Figura 5.2-2A) e nas mesorregiões mais ao sul (Figura 5.2-3A). Com a remoção dos pinguins dos gráficos de calor observa-se que outras espécies que apresentam maior abundância, tais como o gaivotão, *Larus dominicanus*, o atobá-marrom, *Sula leucogaster*, e a pardela-sombria, *Puffinus puffinus* (Figura 5.2-1B). Todas estas espécies também apresentam maior ocorrência no 3º e 4º trimestre

(Figura 5.2-2B) mas padrões espaciais de ocorrência diferentes (Figura 5.2-3B).

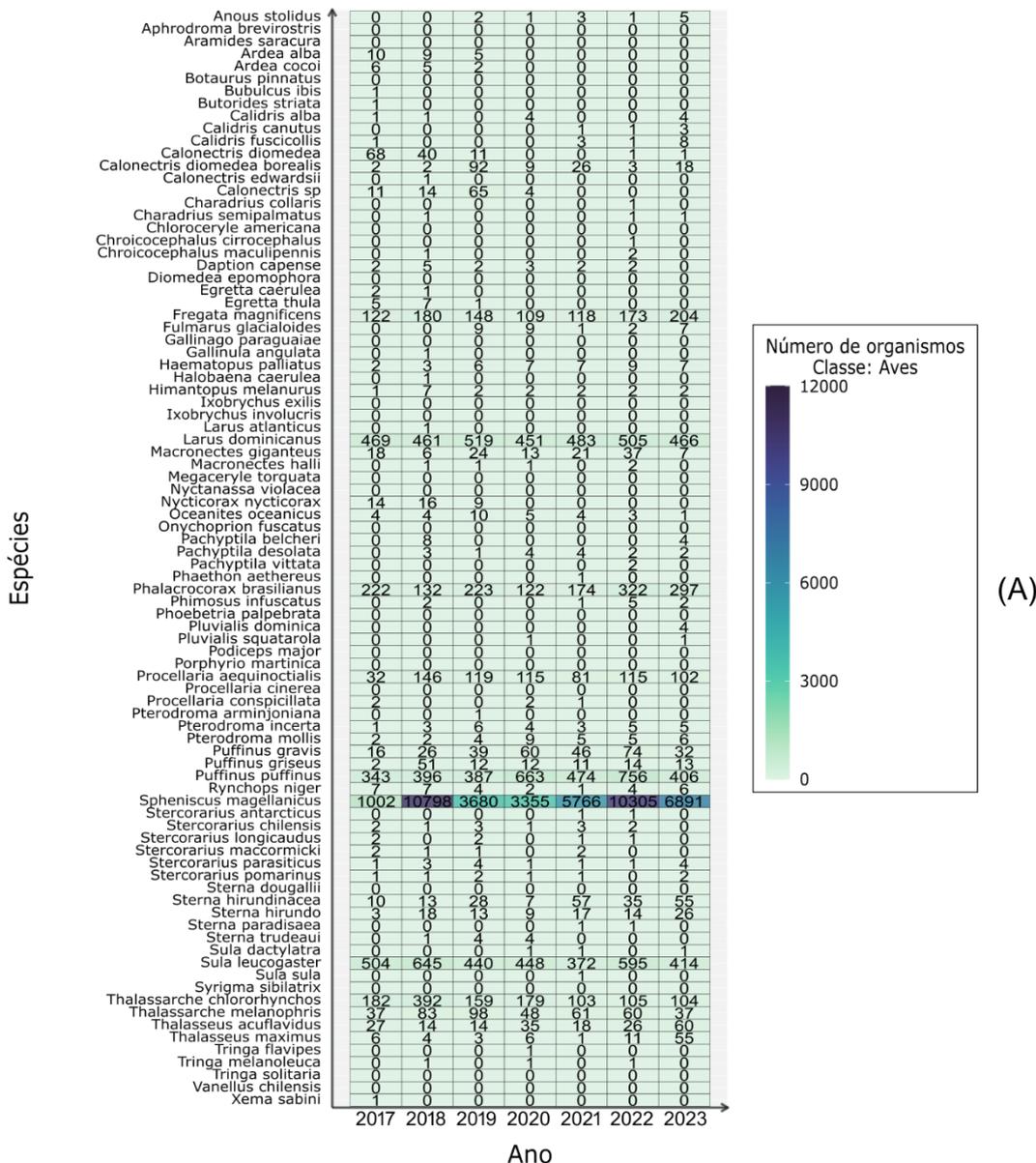


Figura 5.2-1 – Mapa de calor da quantidade de exemplares de aves registradas por ano, (A) incluindo pinguins-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*), e (B) sem incluir esta espécie.

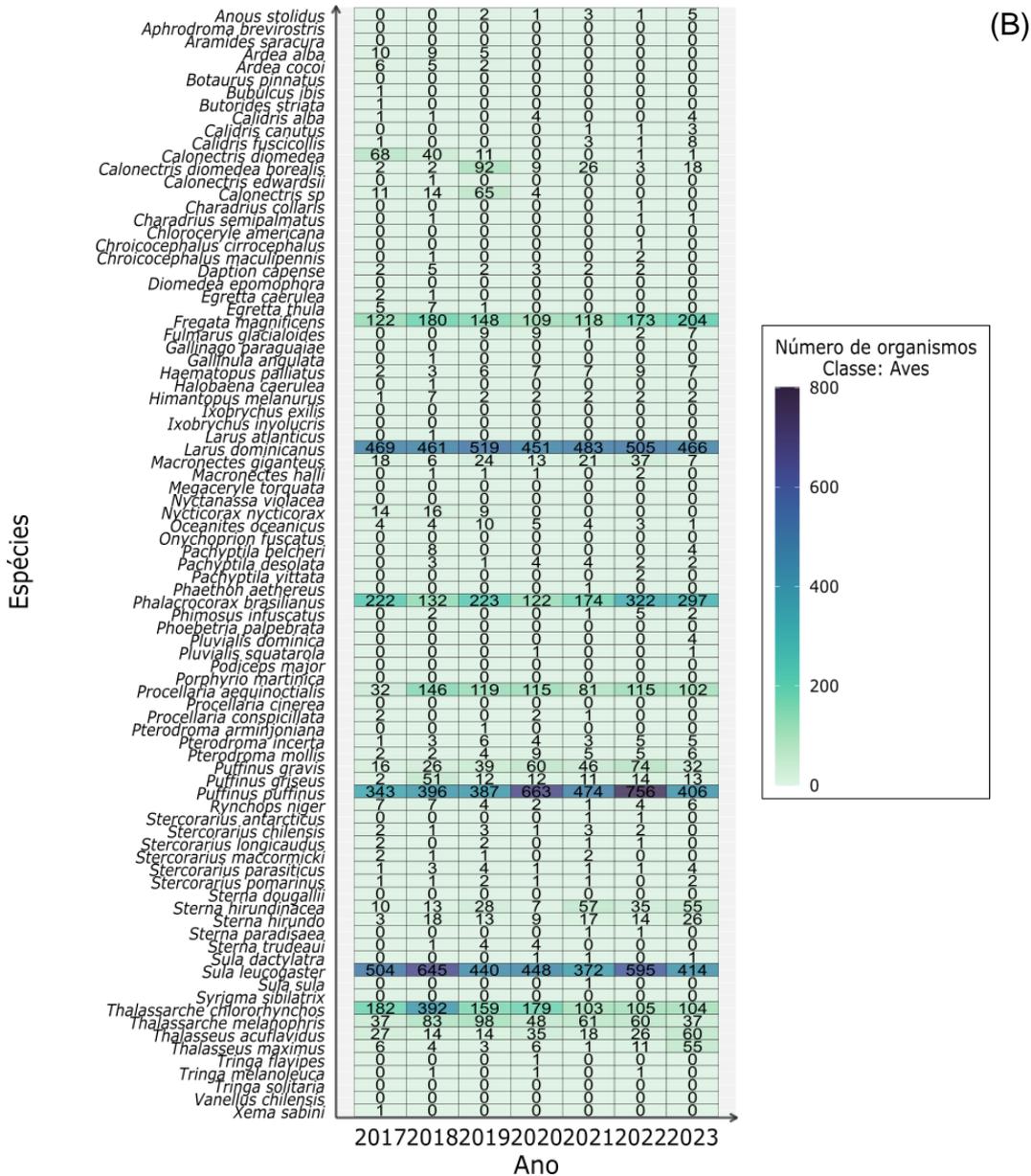


Figura 5.2-1 (cont.)

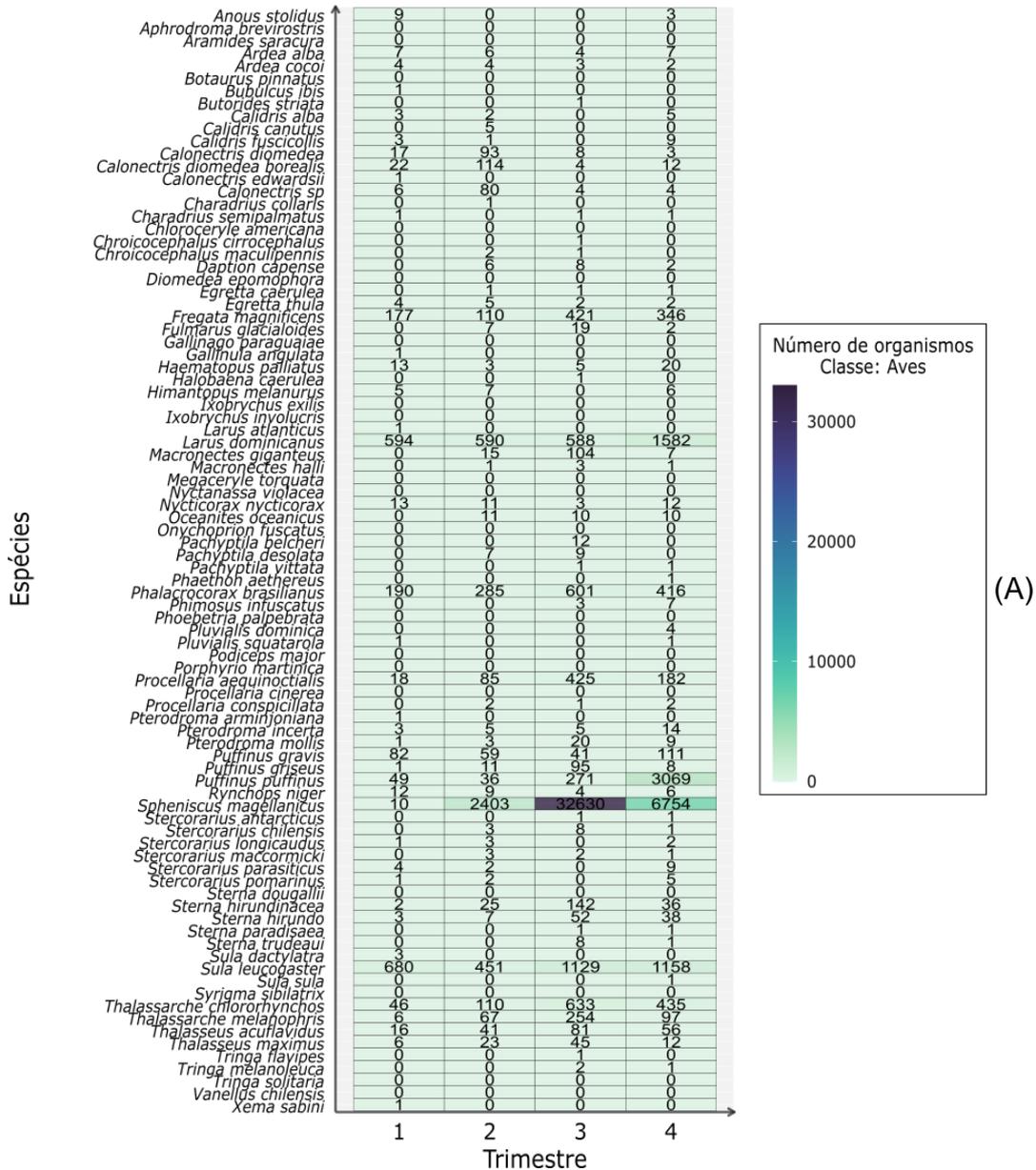


Figura 5.2-2 – Mapa de calor da quantidade de exemplares de aves registradas por trimestre, (A) incluindo pinguins-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*), e (B) sem incluir esta espécie.

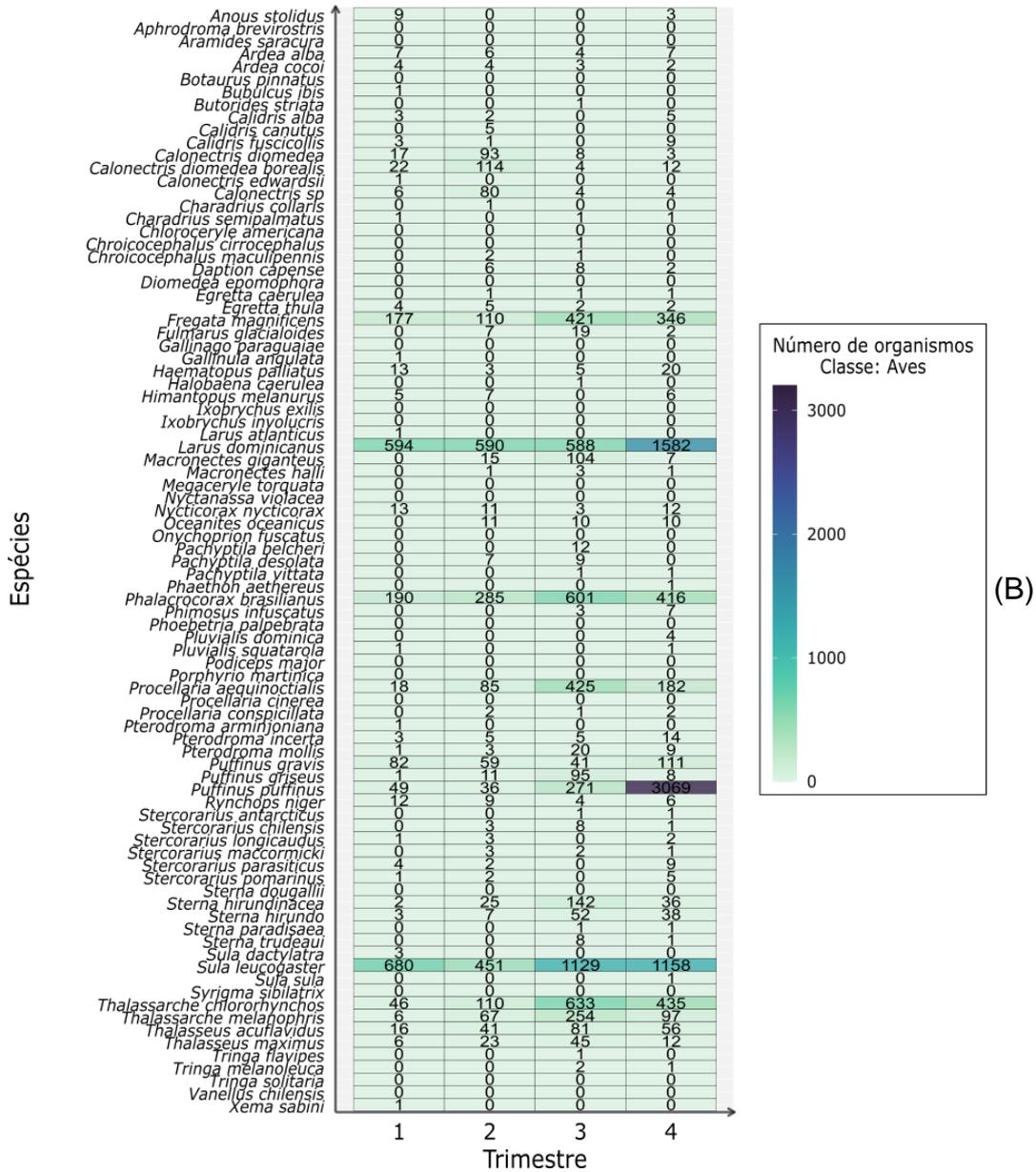


Figura 5.2-2 (cont.)



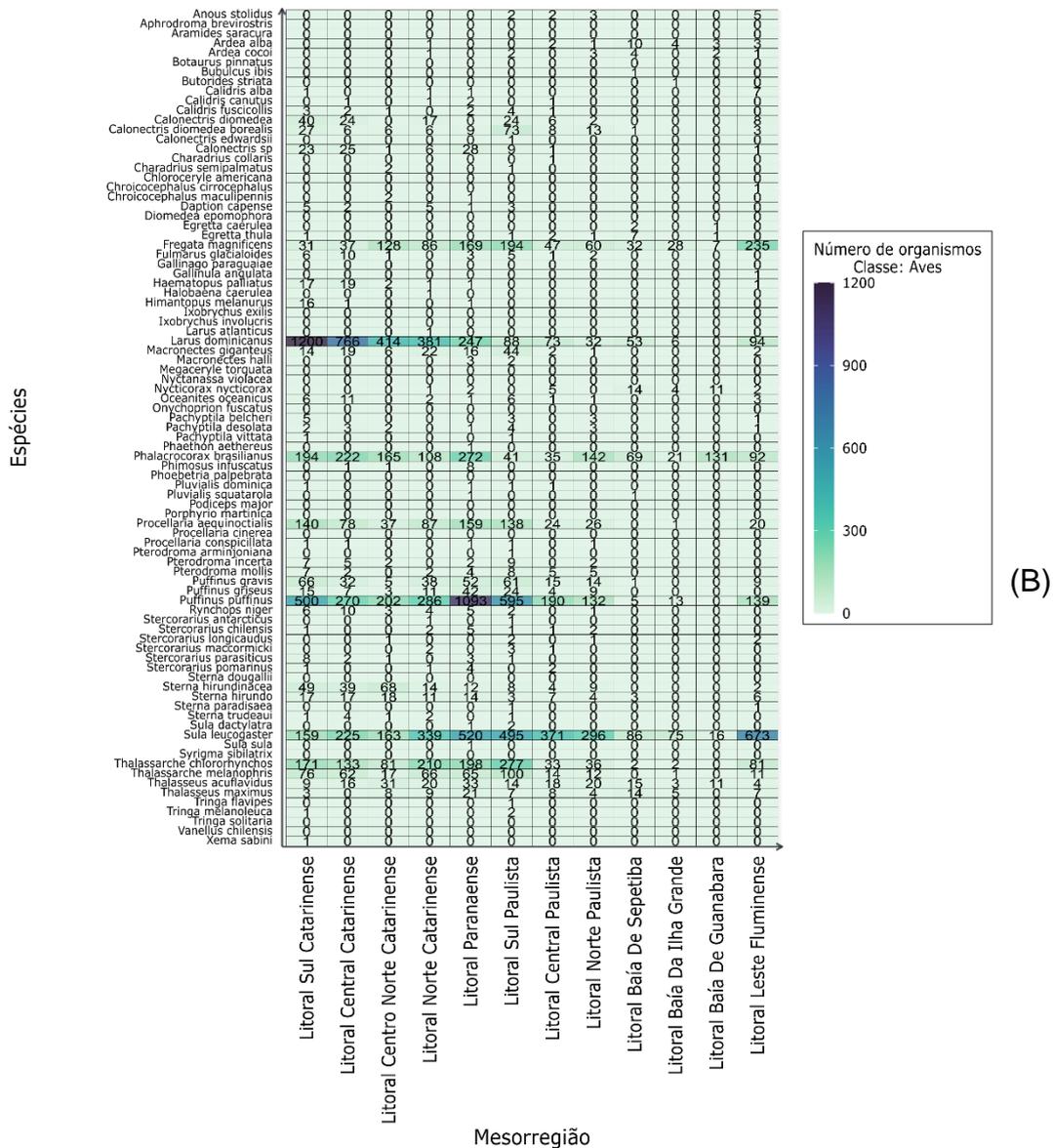
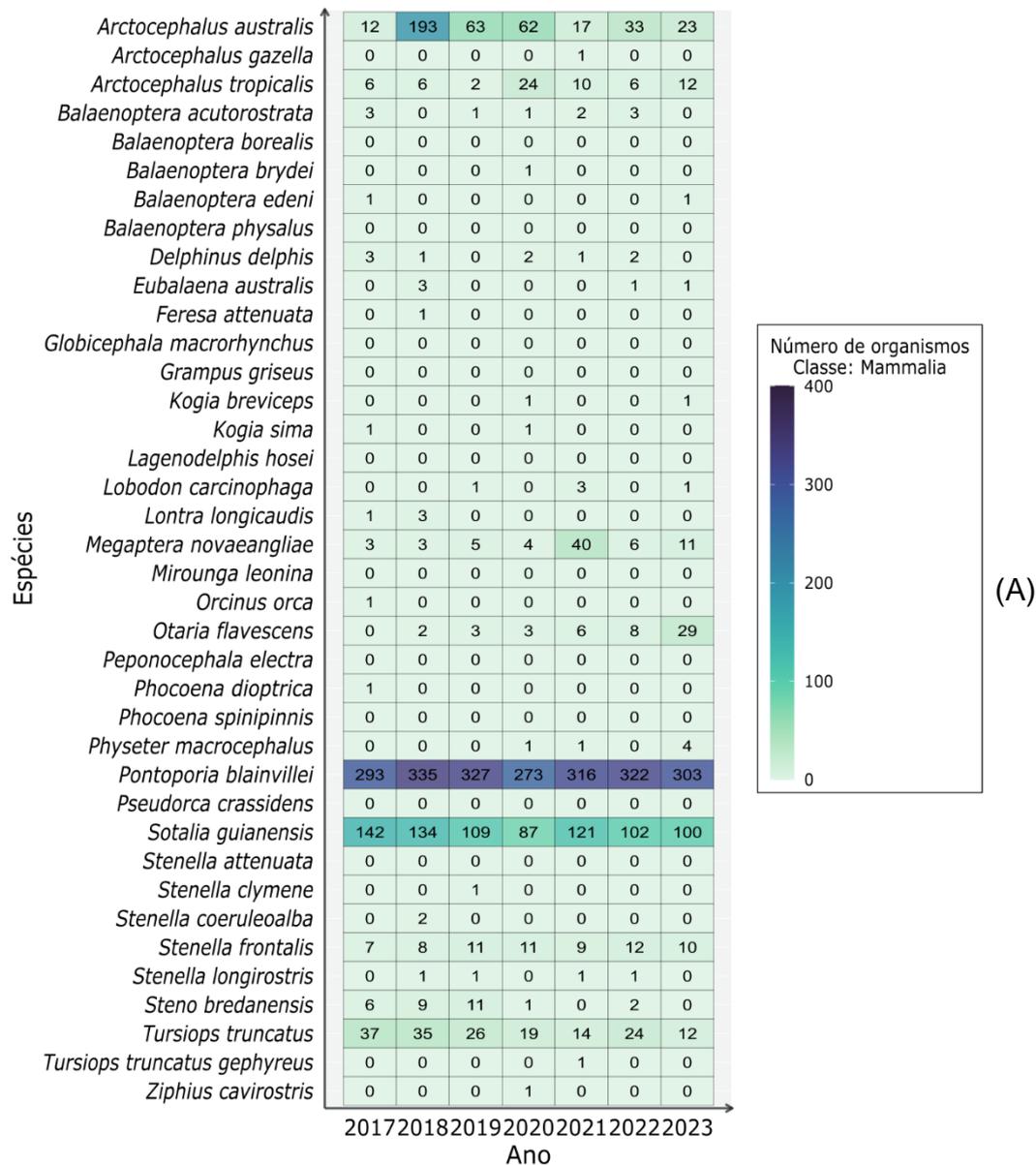


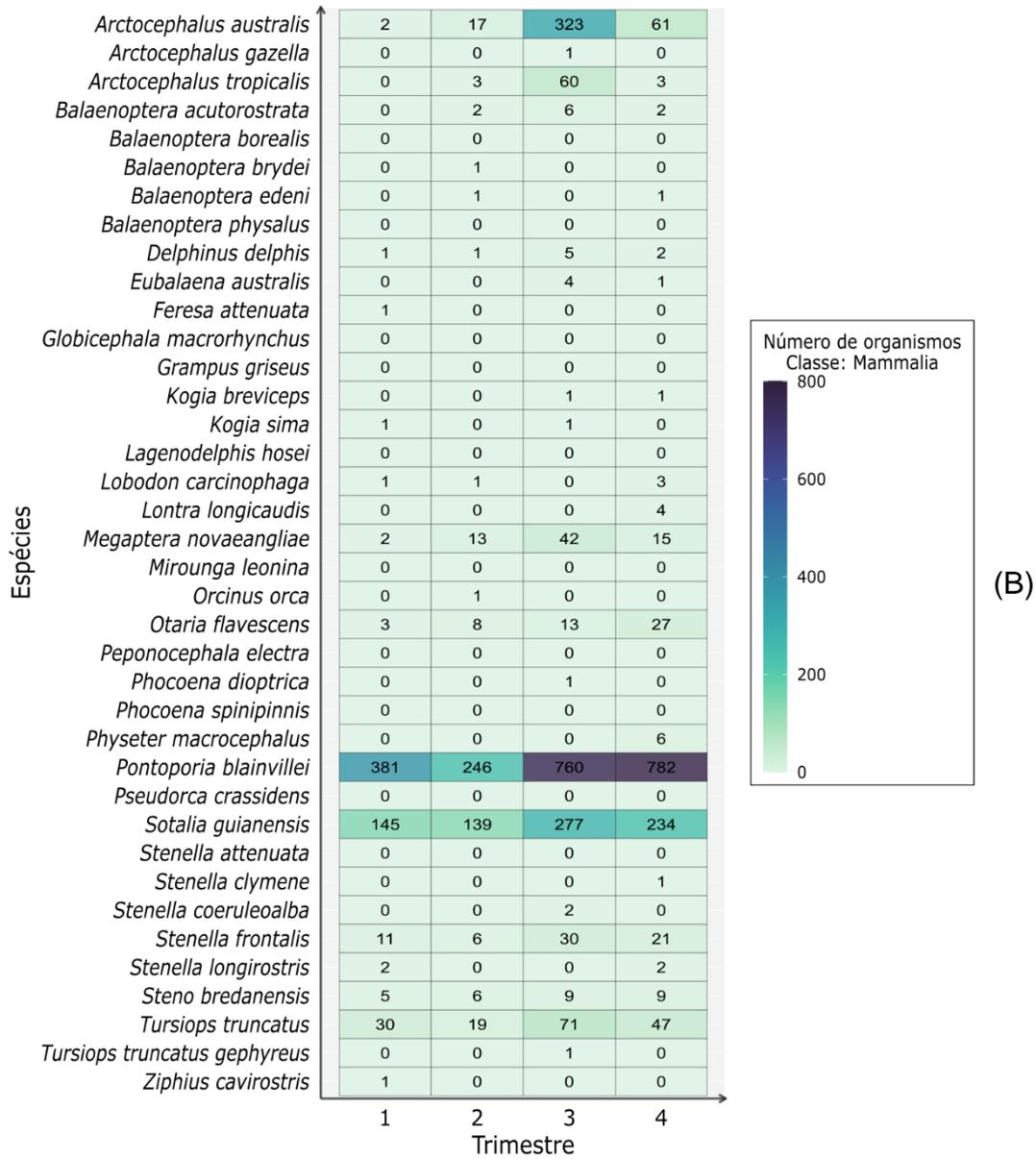
Figura 5.2-3 (cont.)

No caso dos mamíferos também fica clara a predominância em termos numéricos da toninha, *Pontoporia blainvillei*, tanto em 2023 como em anos anteriores (Figura 5.2-4A), mas com maior frequência no segundo semestre (Figura 5.2-4B). A maior ocorrência do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, também no segundo semestre é causada principalmente pela ocorrência na mesorregião do Litoral Paranaense (Figura 5.2-5). Apesar de, no segundo semestre de 2017 ter havido um evento de mortalidade atípica na região da Baía de Sepetiba e, em menor intensidade, na Baía da Ilha Grande (GROCH et al., 2018; FLACH et al., 2019), a maior parte dos animais foi registrada

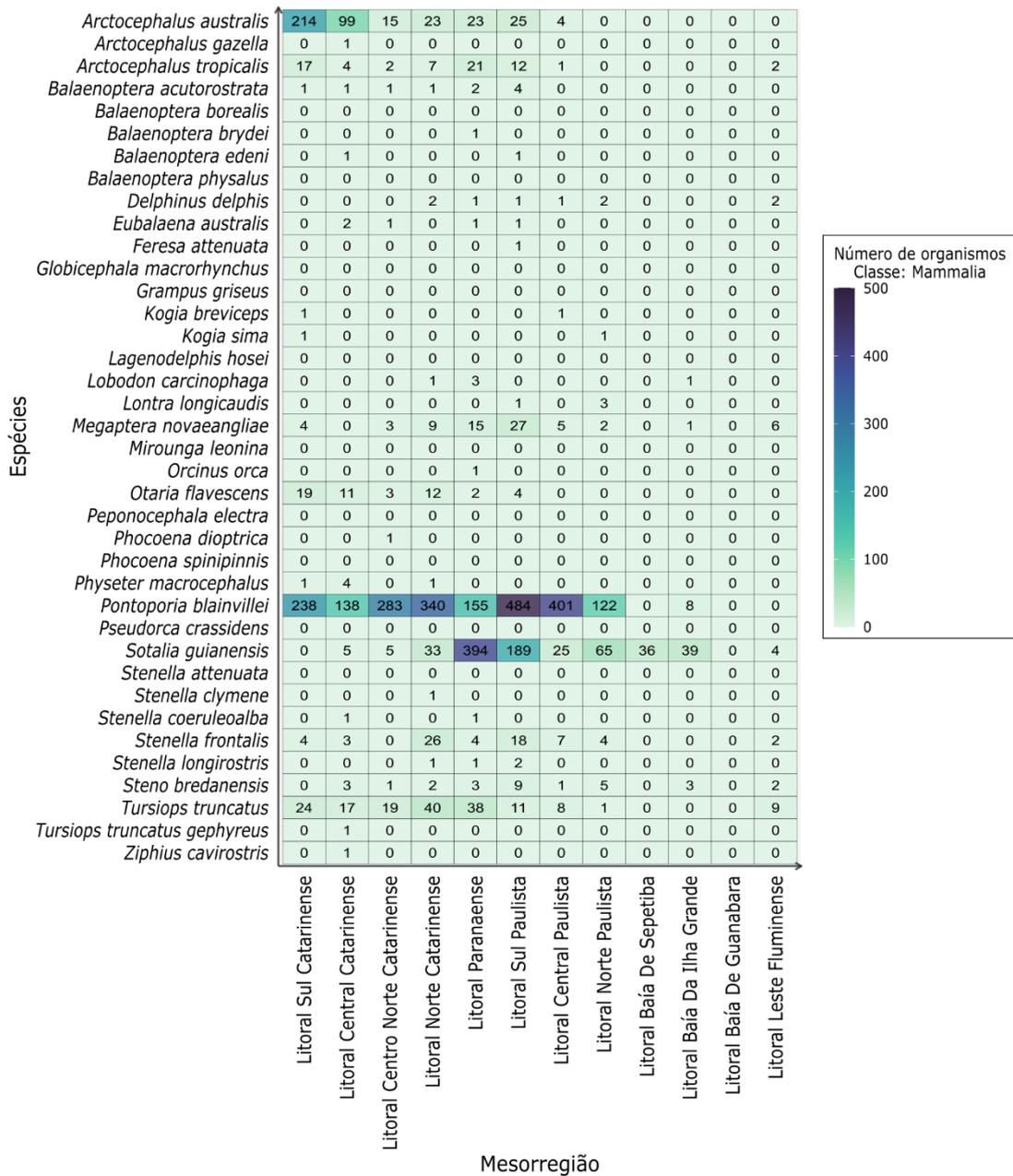
através de acionamentos, e nesta seção estão sendo apresentados apenas os registra feitos no monitoramento terrestre, pois estes é que serão utilizados nas análises de padrões de encalhes. Dentre os pinípedes, em 2023 se destaca a maior ocorrência do lobo-marinho, *Otaria flavescens*, já comentada no Volume 1.



**Figura 5.2-4** – Mapa de calor da quantidade de exemplares de mamíferos registrados por (A) ano e (B) trimestre.



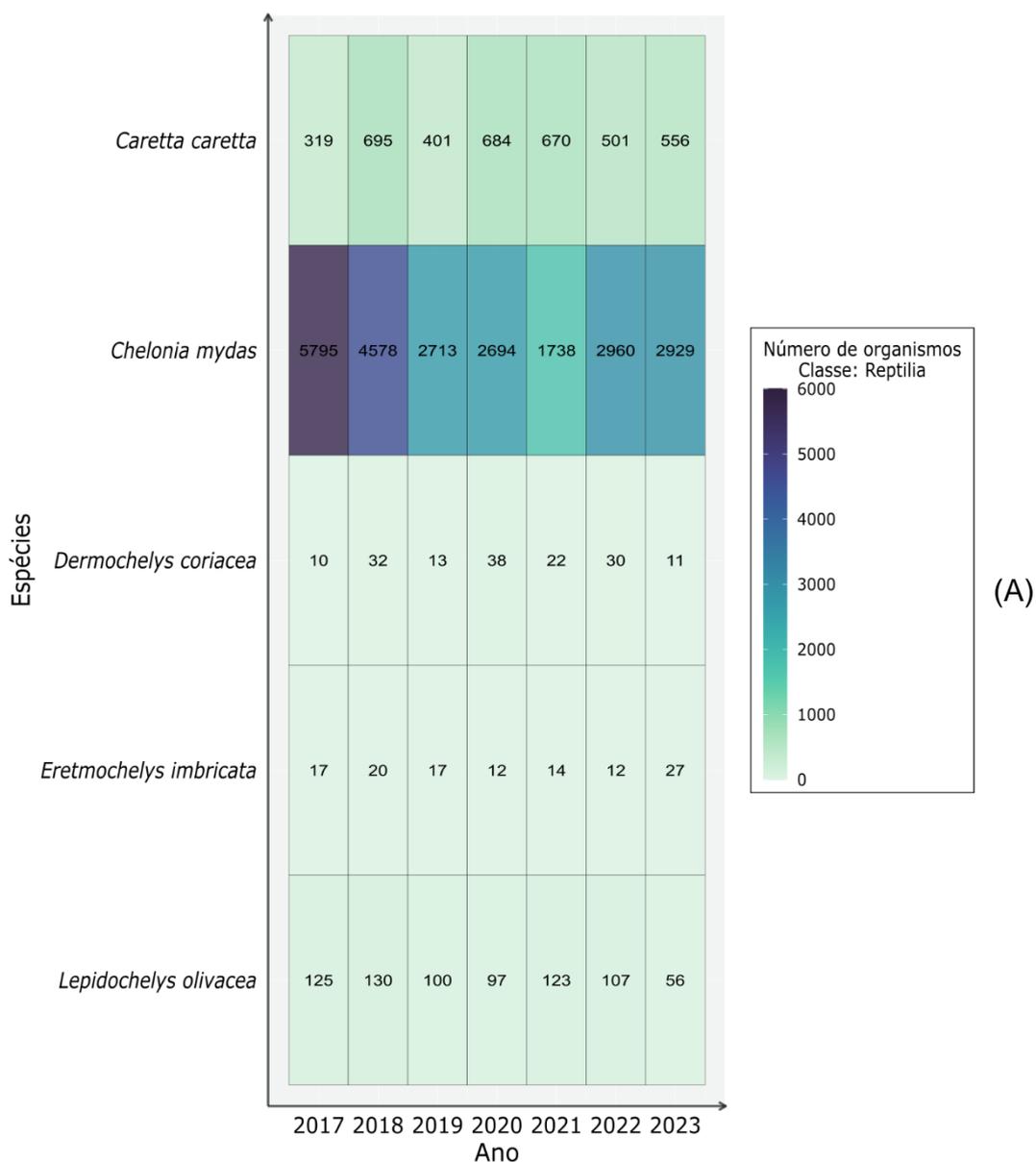
**Figura 5.2-4 (cont.)**



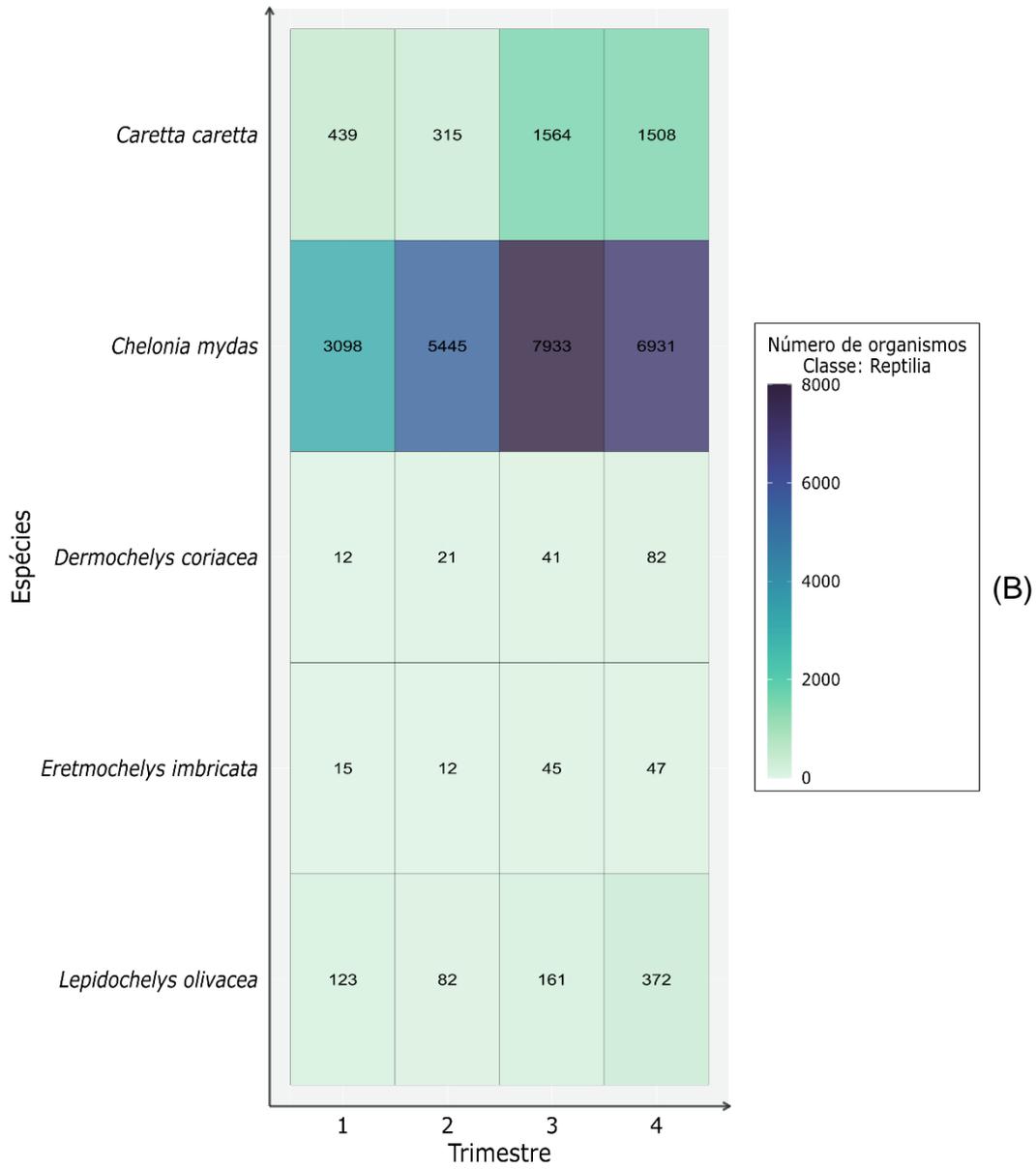
**Figura 5.2-5** – Mapa de calor da quantidade de exemplares de mamíferos registrados por mesorregião. Mesorregiões ordenadas de sul (esquerda) para norte (direita)

Para as tartarugas marinhas, a análise exploratória mostrou que a predominância da tartaruga-verde, *Chelonia mydas*, prevalece ao longo dos anos, mas mostrando claramente uma queda na quantidade de registros entre 2017 e 2021, e aumento em 2022 e 2023 (Figura 5.2-6A). Para todas as espécies foi observada uma tendência de maior ocorrência no segundo semestre (Figura 5.2-6B). Por sua vez, a tartaruga-oliva, *Lepidochelys olivacea*

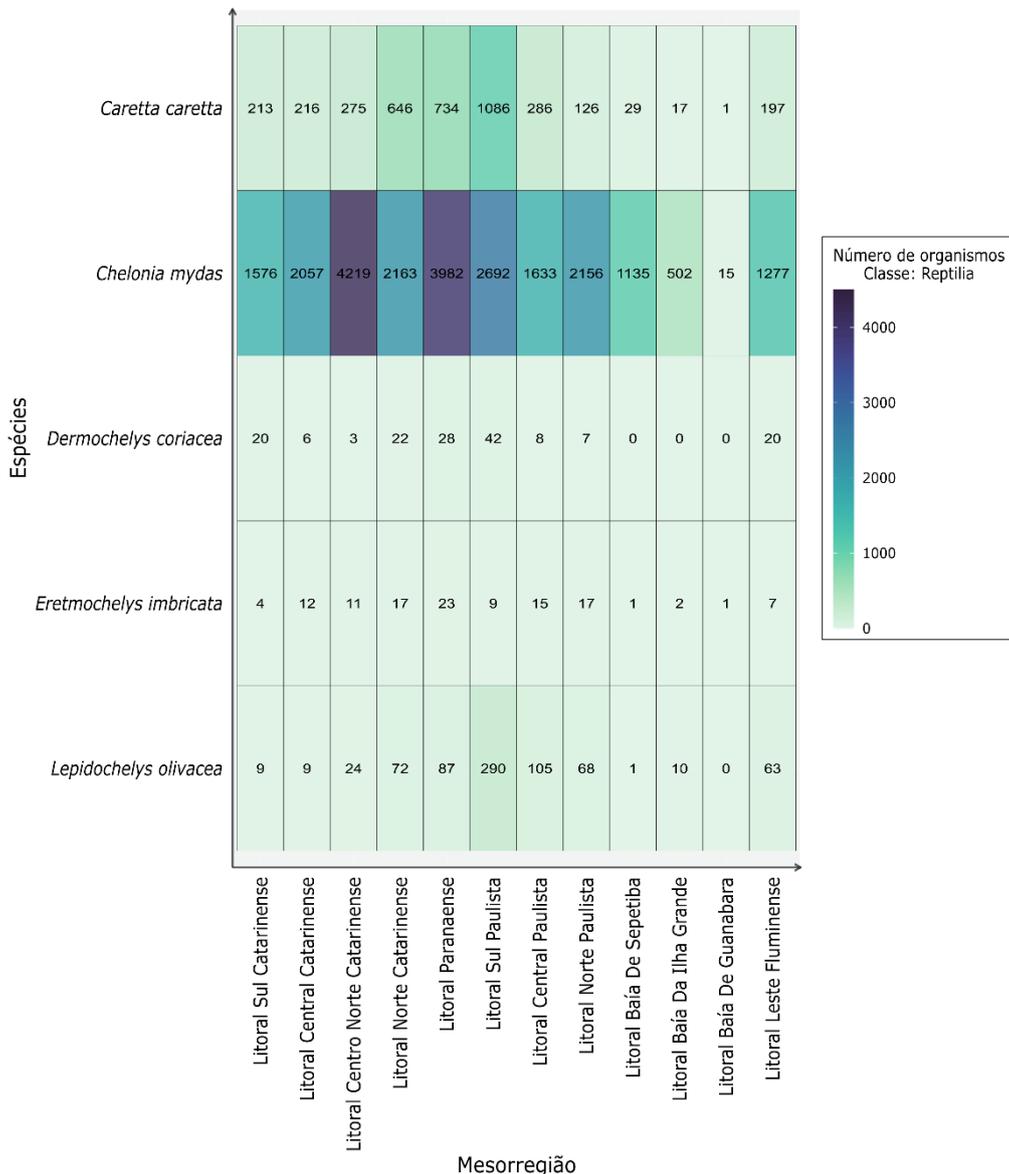
apresenta uma variação espacial com maior ocorrência no Litoral Sul Paulista e decrescendo tanto para norte como para sul (Figura 5.2-7). Somente o Litoral Leste Fluminense foge deste padrão, aumentando a ocorrência desta espécie consideravelmente. Uma vez que a partir de 2023 o Litoral Central Fluminense passou a ter monitoramentos regulares, será interessante avaliar este padrão espacial nos próximos anos, de forma a investigar se a baixa quantidade de ocorrências da tartaruga-oliva no litoral do Rio de Janeiro era efeito da estratégia amostral ou de uma variação real na abundância.



**Figura 5.2-6** – Mapa de calor da quantidade de exemplares de tartarugas marinhas registradas por (A) ano e (B) trimestre.



**Figura 5.2-6 (cont.)**



**Figura 5.2-7** – Mapa de calor da quantidade de exemplares de tartarugas marinhas registradas por mesorregião.

### Aves

Nas aves os resultados da RDA apontaram significância para os mesmos fatores da análise realizada em 2022: tempo (trimestre e ano), espaço (mesorregião), e variáveis ambientais variação da Altura Significativa de Onda e o valor médio da Temperatura Superficial do Mar (Tabela 5.2-1). As demais variáveis ambientais e antrópicas não foram significativas para os encalhes de aves. A seguir são apresentados os resultados dos modelos finais, sendo que

as tabelas com os modelos completos são apresentadas no Apêndice 5 - Análise de Redundância.

**Tabela 5.2-1** – Resumo do modelo final da análise de RDA para aves registradas pelo PMP-BS por monitoramento terrestre diário entre 2017 e 2023.

Parâmetro	G.L.	Variância	F	P-valor
Fator (ano)	6	0,023032	4,5899	0,001
Fator (trimestre)	3	0,103607	41,2948	0,001
Mesorregião	11	0,109252	11,8758	0,001
Altura Sign. Onda (0-20m) desv. pad.	1	0,001864	2,2294	0,033
Temperatura (0-20m) média	1	0,005555	6,6422	0,001
Residual	313			

R<sup>2</sup> = 0,4817  
R<sup>2</sup> ajustado = 0,4453

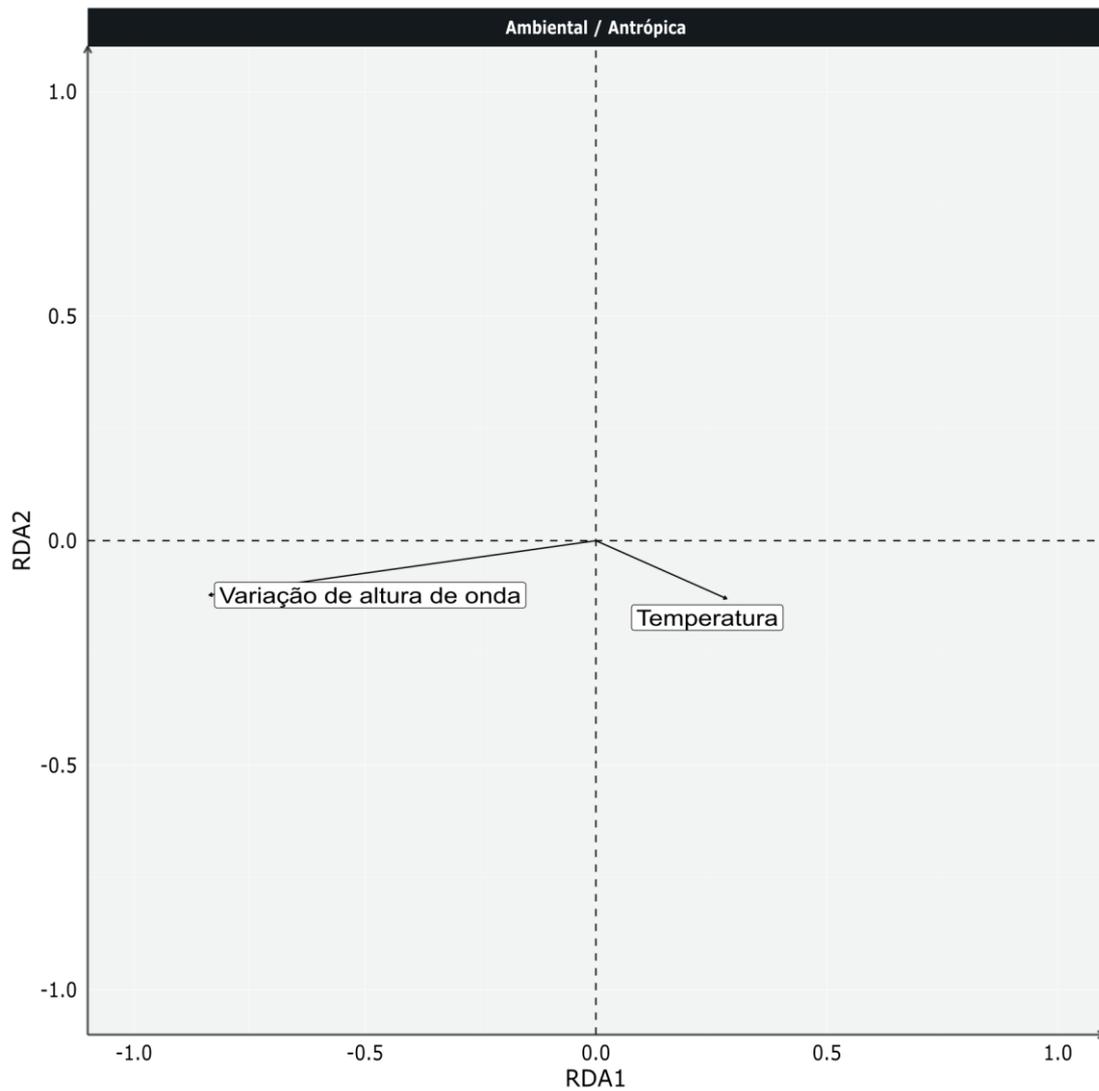
Dentre as variáveis ambientais, a temperatura e a variação da altura de ondas apresentaram significância para Aves, com escores positivos para a primeira e negativos para a última na RDA1 (Figura 5.2-8). Diferente do observado na análise de 2022 (PETROBRAS, 2023), não se identificou em 2023 variáveis antrópicas que apresentassem significância com a variabilidade dos encalhes de aves. É importante lembrar que para estas análises estão sendo agregados os registros de cada ano, portanto os animais utilizados nos relatórios anteriores também estão nas análises deste ano. Assim, a observação de que a temperatura e a variabilidade da altura de onda se mantiveram significativas nas análises de 2021 e de 2022, indicariam que ambas têm um efeito de mais longo prazo na quantidade de encalhes. É interessante que ambas apresentaram cargas opostas no eixo RDA1, sugerindo padrões opostos de variação.

As cargas das mesorregiões no eixo RDA1 mostram valores positivos para as mesorregiões ao sul da área de estudo (Santa Catarina, Paraná e sul de São Paulo) e negativos para as de São Paulo e Rio de Janeiro (Figura 5.2-9). A separação entre estes dois últimos estados acontece principalmente no eixo RDA2 e separa as mesorregiões com áreas mais abertas (Litoral Leste Fluminense e Litoral Central Paulista) daquelas com costas mais recortadas e com muitas ilhas (Litoral Norte Paulista e baías de Sepetiba, Ilha Grande e Guanabara). A análise dos resultados das espécies (Figura 5.2-12) mostra que o eixo RDA2 tem valores altos negativos para *Larus dominicanus* e *Puffinus*

*puffinus*, e positivos para *Phalacrocorax brasilianus*, corroborando a variação observada nos mapas de calor das mesorregiões.

Com relação à variação interanual (Figura 5.2-11), a maior variação de valores está principalmente no eixo RDA1, aparentemente causada por uma maior influência da ocorrência de pinguins-de-magalhães. Entretanto, 2022 se destaca com valores altos no eixo RDA2, e 2018 tem valores baixos no mesmo. Uma vez que, estes dois anos foram os que tiveram as maiores quantidades de encalhes de pinguins-de-magalhães, fica claro que o padrão observado não é unicamente causado por esta espécie. Considerando o conjunto das variáveis que apresentaram altas cargas no eixo RDA1 (pinguins, 2020 e 2022, temperatura da água e o 3º trimestre/inverno), é possível interpretar isto como uma indicação de que anos com um padrão de maiores temperaturas no inverno tendem a ter maior ocorrência dessa espécie de pinguim. Mas é interessante notar que os valores de carga para os dois eixos da variação interanual são baixos ( $< 0,10$ ) quando comparados com os valores dos trimestres ( $> 0,20$ ), indicando que a variação sazonal tem efeitos mais fortes do que a interanual.

Considerando os resultados para as espécies (Figura 5.2-12), se observa que *S. magellanicus* apresenta maiores valores positivos no eixo RDA1, enquanto *S. leucogaster* apresentam valores negativos, refletindo o padrão norte-sul também observado ao se analisar as mesorregiões (Figura 5.2-9). Por sua vez, *L. dominicanus*, *P. puffinus* e *P. brasilianus* apresentam os maiores valores no eixo RDA 2, sendo as duas primeiras com valores negativos e a última positivo. Uma vez que os trimestres 1 e 3 (verão e inverno) e as variáveis ambientais tiveram altas cargas no eixo 1, isso sugere que a variabilidade da ocorrência destas três espécies tende a ser independente da variabilidade das condições ambientais ou da sazonalidade.



**Figura 5.2-8** – Resultados da RDA para aves: variáveis ambientais significativas. Nenhuma variável antrópica apresentou significância na análise.

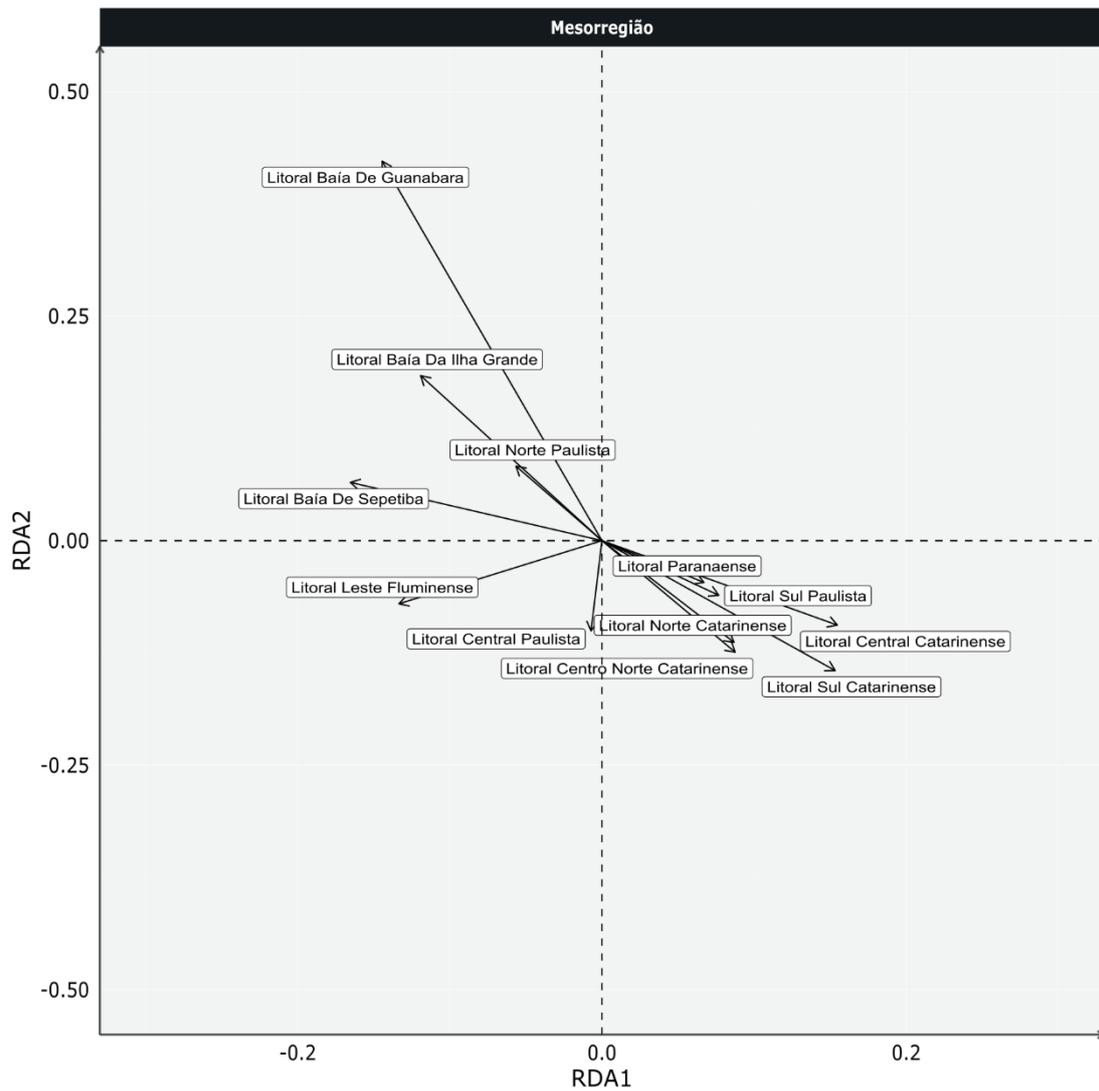
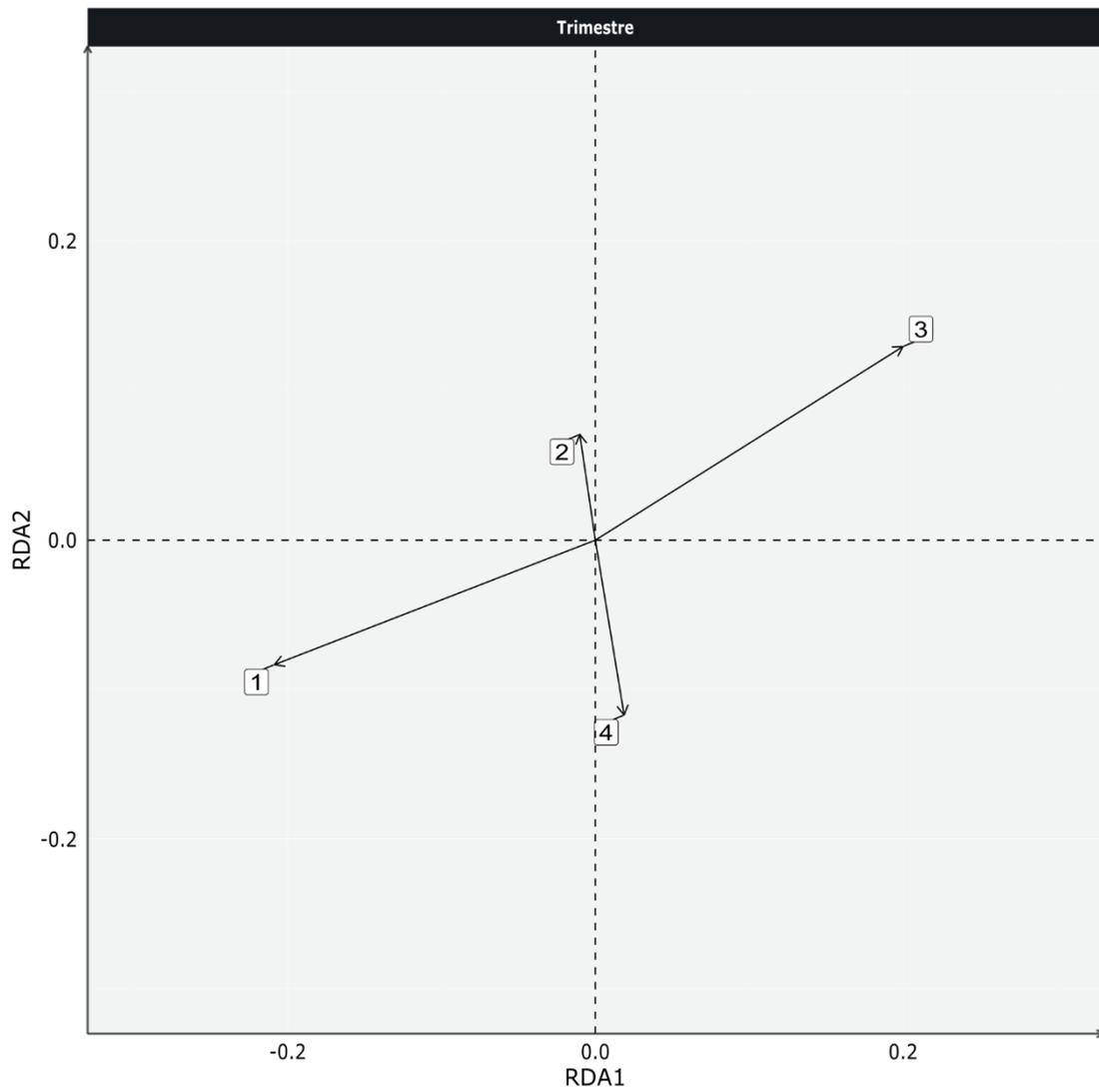


Figura 5.2-9 – Resultados da RDA para aves: mesorregiões.



**Figura 5.2-10** – Resultados da RDA para aves: trimestres.

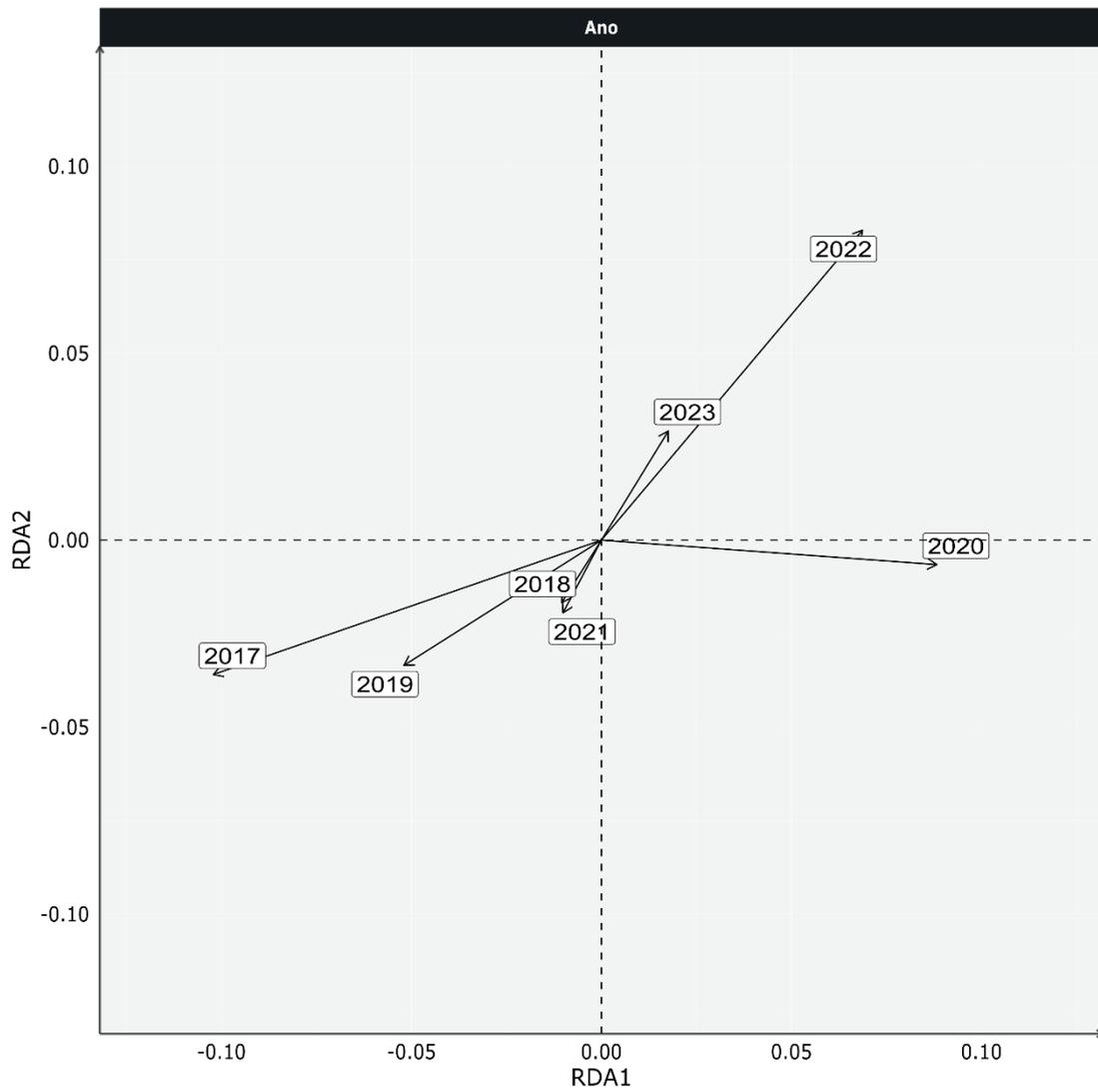
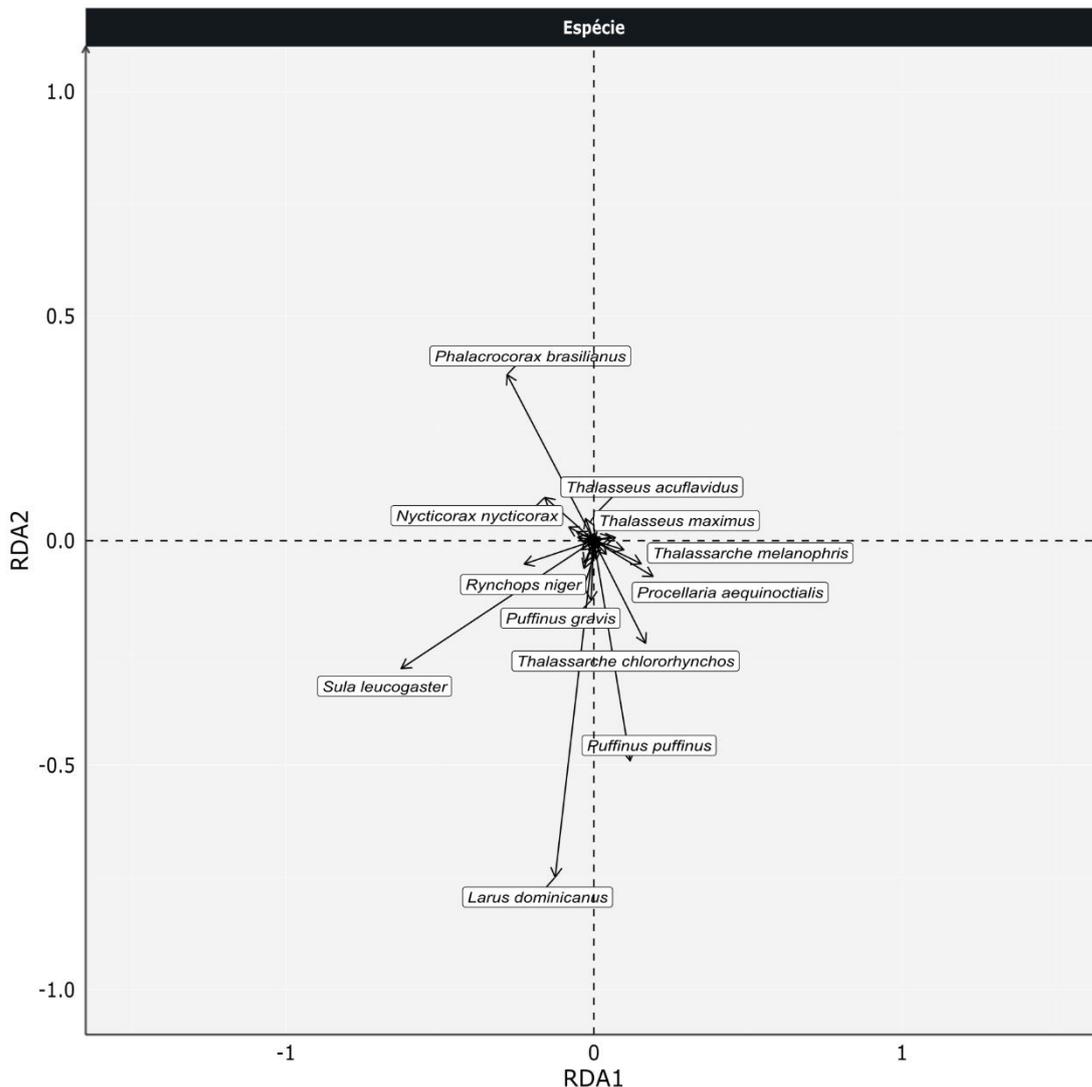


Figura 5.2-11 – Resultados da RDA para aves: anos.



**Figura 5.2-12** – Resultados da RDA para aves: espécies.

### *Tartarugas Marinhas*

Os resultados da RDA para as tartarugas marinhas, assim como para as aves, apontaram significância para os fatores temporais (sazonalidade e ano) e espaciais (mesorregião). Entretanto, para as variáveis ambientais, foram significativas a média da temperatura da água, variabilidade da clorofila (desvio padrão) e média da altura de ondas (Tabela 5.2-2). Dentre as variáveis antrópicas, foi significativo a intensidade do tráfego de embarcações da Petrobras, assim como em 2022. As demais variáveis ambientais e antrópicas não foram significativas para os encalhes de tartarugas marinhas. A seguir são apresentados os resultados dos modelos finais, sendo que as tabelas com os

modelos completos são apresentadas no Apêndice 5 - Análise de Redundância.

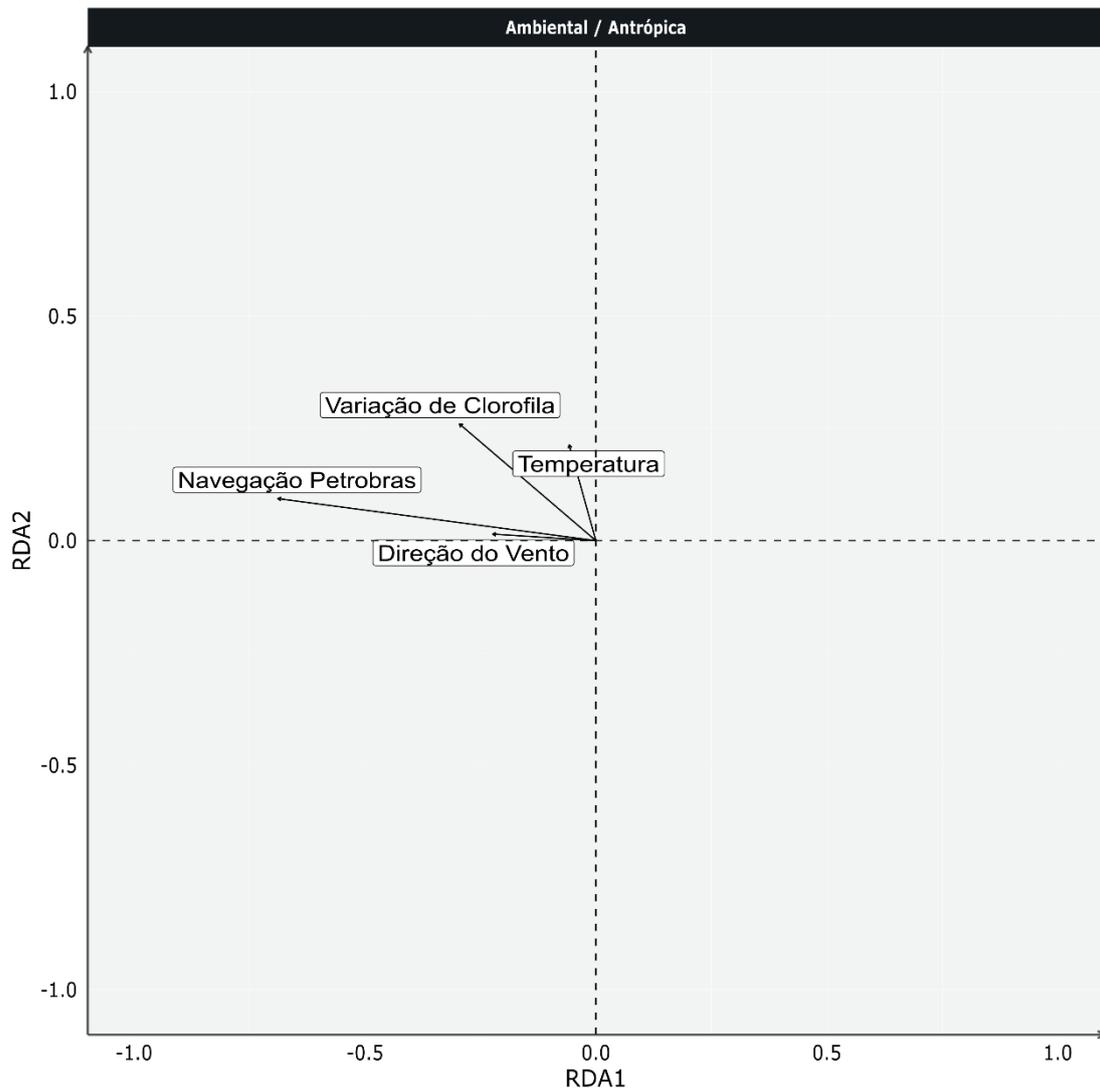
**Tabela 5.2-2** – *Resumo do modelo final da análise de RDA para tartarugas marinhas registrados pelo PMP-BS entre 2017 e 2023.*

Parametro	G.L.	Variância	F	P-valor
Fator (ano)	6	0,007317	9,0175	0,001 ***
Fator (trimestre)	3	0,003504	8,6371	0,001 ***
Messorregião	11	0,057770	38,8323	0,001 ***
Temperatura (0-20m) média	1	0,001070	7,9124	0,001 ***
Clorofila (0-20m) desv. pad.	1	0,000717	5,3013	0,004 **
Vento (componente zonal u, 0-20m) médio	1	0,000273	2,0158	0,110
Tráfego Embarcações Petrobras (0-20m) média	1	0,002851	21,0808	0,001 ***
Residual	311	0,042061		

R<sup>2</sup> = 0,6360  
R<sup>2</sup> ajustado = 0,6079

Nas análises de RDA, para as tartarugas marinhas nos últimos dois relatórios (PETROBRAS, 2022, 2023) a temperatura e a clorofila foram variáveis significativas, apesar desta última alterar entre a variabilidade (desvio padrão) e o valor médio. Isto indica uma importância consistente destas na variabilidade dos encalhes. Em 2023, foi a primeira vez que o parâmetro vento apresentou significância, e com carga praticamente somente no eixo RDA1 (Figura 5.2-13). A única variável antrópica significativa, valor médio do tráfego de embarcações da Petrobras, também apresentou carga negativa neste mesmo eixo, similar ao ano de 2022. Quando analisadas as cargas das mesorregiões, observa-se que estão distribuídas principalmente no eixo RDA2 (Figura 5.2-14), com exceção da Baía da Guanabara que apresentou maior carga no eixo RDA1. Esta situação quase ortogonal entre a mesorregião da Baía da Guanabara e as demais sugere uma independência entre os padrões de encalhes observados nela e nas demais. Temporalmente, ao observar a sazonalidade (Figura 5.2-15) o verão (trimestre 1) se apresenta fortemente negativo no eixo RDA2, e o outono (trimestre 2) positivo no eixo RDA1, novamente sugerindo padrões diferentes de encalhes nestas estações. Já em escala temporal maior, de anos, parece haver uma separação dos encalhes entre os primeiros anos analisados (2017 e 2018) quando comparados com os demais. Possivelmente, isto foi causado pela grande quantidade de tartarugas-

verdes registradas naqueles dois primeiros anos, como pode ser observado no mapa de calor (Figura 5.2-6). Esta explicação é apoiada quando analisadas as cargas das espécies nos eixos RDA (Figura 5.2-17), pois a tartaruga-verde, *C. mydas*, também tem valores positivos nos eixos 1 e 2, similar aos anos de 2017 e 2018. Por outro lado, a tartaruga-cabeçuda, *C. caretta*, apresenta maior carga negativa no eixo RDA2, o que é compatível com o padrão sazonal discutido acima (outono com carga positiva no eixo RDA2), pois os menores registros de tartaruga-cabeçuda são no outono. O fato de todas as espécies apresentarem valores positivos no eixo RDA1, enquanto o tráfego de embarcações apresentou valores negativos no mesmo eixo, sugere comportamentos opostos. Ou seja, maiores encalhes de tartaruga-cabeçuda, tartaruga-verde e demais em locais onde há menor tráfego de embarcações.



**Figura 5.2-13** – Resultados da RDA para tartarugas marinhas: variáveis ambientais e antrópicas significativas.

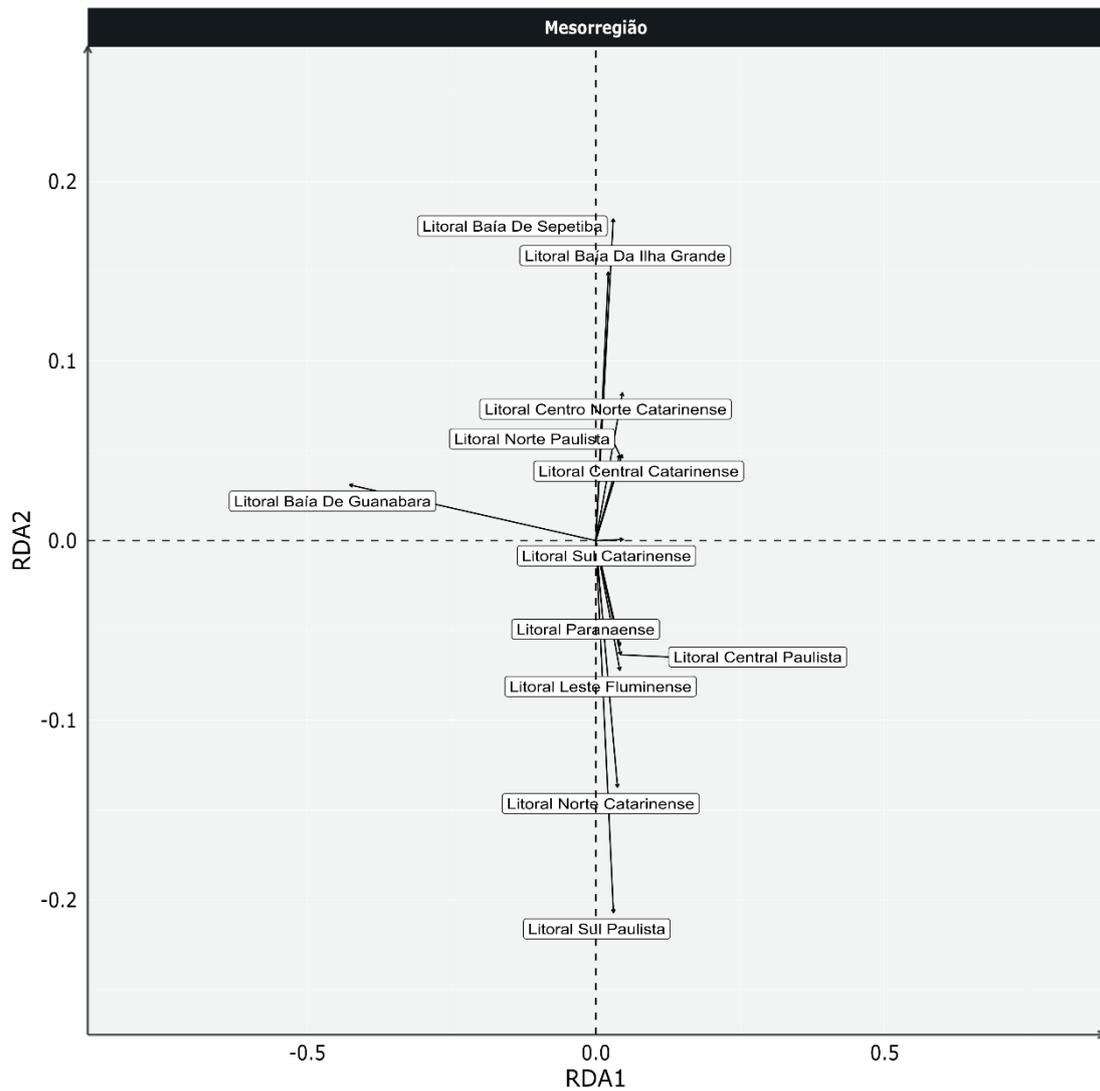


Figura 5.2-14 – Resultados da RDA para tartarugas marinhas: mesorregiões.

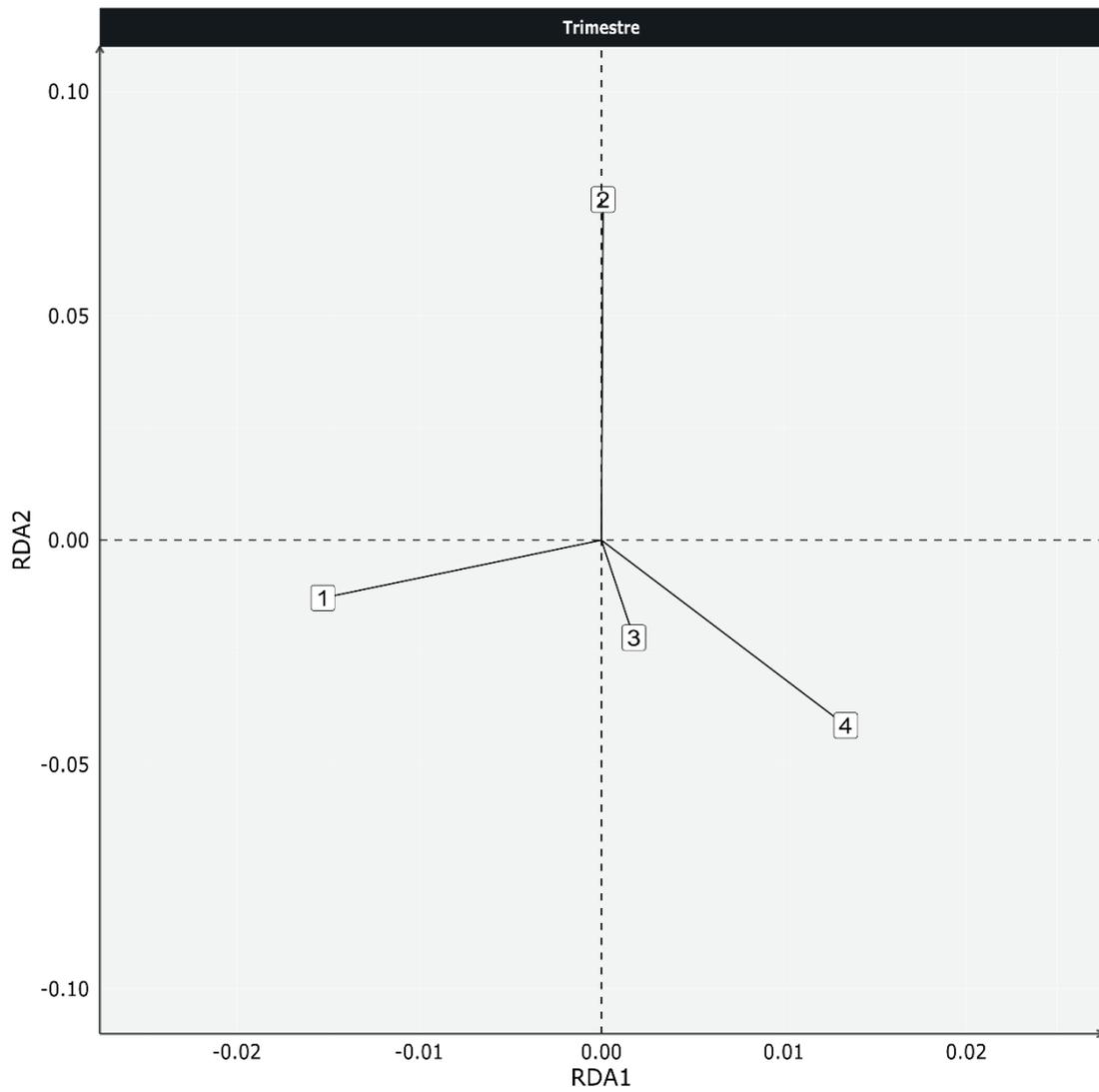


Figura 5.2-15 – Resultados da RDA para tartarugas marinhas: trimestres.

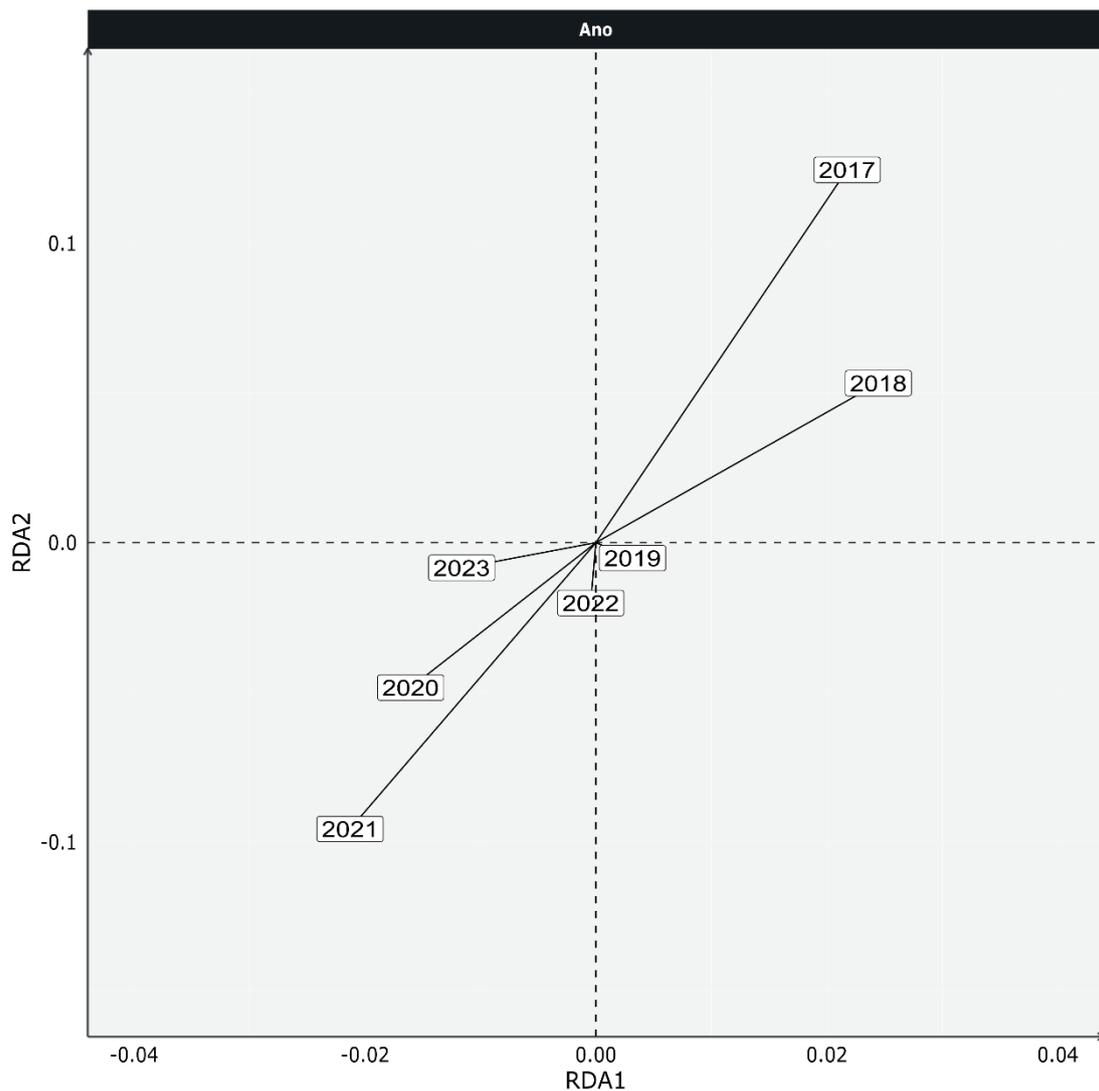
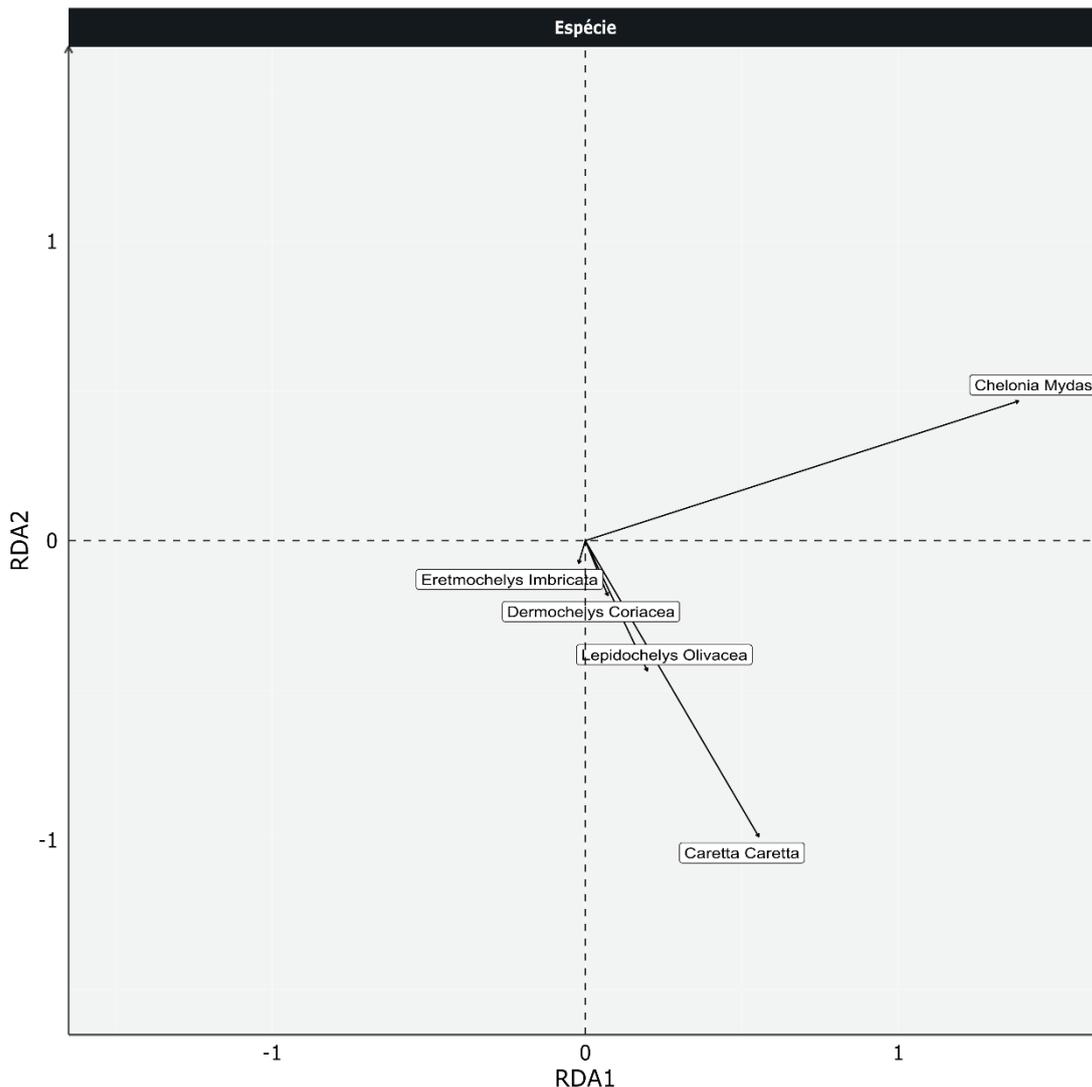


Figura 5.2-16 – Resultados da RDA para tartarugas marinhas: anos.



**Figura 5.2-17** – Resultados da RDA para tartarugas marinhas: espécies.

Os valores inversos no eixo RDA2 das espécies *C. mydas* e *C. caretta*, junto com os das mesorregiões confirmam o que foi observado na análise exploratória (Figura 5.2-7), indicando que a variabilidade espacial é um fator significativo para explicar os padrões de enalhes. As tartarugas marinhas se deslocam ao largo da costa brasileira entre áreas de desova em menores latitudes (sudeste e nordeste) e áreas de alimentação (sudeste e sul), principalmente nestas duas espécies (ALMEIDA *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2011). Deste modo é possível que parte do padrão temporal e espacial observado, esteja relacionado a esta movimentação dos exemplares e sua aproximação da costa em determinadas regiões.

Em 2023, assim como nos dois anos anteriores, observou-se que das variáveis antrópicas houve significância apenas para o tráfego de embarcações. Cabe ressaltar, que em 2021 houve significância com o tráfego de terceiros e com da Petrobras, e em 2022 e 2023 apenas com o desta última. Embora em anos anteriores estas variáveis também tivessem sido utilizadas, não se havia observado relação significativa destas nas análises.

Apesar de diferenças pontuais, de um modo geral os resultados observados nestas análises foram similares aos do ano anterior, com padrões de cargas nos eixos similares para quase todas as variáveis. Isto sugere que, no ano de 2023 ocorreram padrões de encalhes semelhantes aos anos anteriores para as tartarugas marinhas.

### *Mamíferos*

Da mesma forma que para os demais grupos, os resultados da RDA com os encalhes de mamíferos apontaram significância para os fatores temporais (sazonalidade e ano) e espaciais (mesorregião). As variáveis ambientais e antrópicas neste ano apresentaram resultados idênticos aos de 2022, com significância para o valor médio da clorofila, temperatura média e a distância ao polo de produção (Tabela 5.2-3). As demais variáveis ambientais e antrópicas não foram significativas para os encalhes de mamíferos. A seguir são apresentados os resultados dos modelos finais, sendo que as tabelas com os modelos completos são apresentadas no Apêndice 5 - Análise de Redundância.

**Tabela 5.2-3** – *Resumo do modelo final da análise de RDA para mamíferos registrados pelo PMP-BS entre 2017 e 2023.*

Parametro	G.L.	Variância	F	P-valor
Fator (ano)	6	0,007249	1,9847	0,005
Fator (trimestre)	3	0,008922	4,8851	0,001
Messorregião	11	0,225811	33,7205	0,001
Clorofila (0-20m) média	1	0,002927	4,8072	0,001
Temperatura (0-20m) média	1	0,001950	3,2030	0,016
Distância polo produção	1	0,002213	3,6349	0,007
Residual	312	0,189938		
R <sup>2</sup> = 0,5673				
R <sup>2</sup> ajustado = 0,5354				

O padrão de cargas observado nas análises também foi similar ao de 2022, com as variáveis ambientais apresentando temperatura e clorofila com cargas opostas à distância do polo de produção no eixo RDA1 (Figura 5.2-18). Isto é coerente, pois a distância ao polo aumenta em direção sul, que são áreas onde as temperaturas tendem a ser menores. Por outro lado, a clorofila e a temperatura apresentam valores opostos no eixo RDA2, indicando aumentos de temperatura em momentos/regiões com menores valores de clorofila.

Com relação às mesorregiões (Figura 5.2-19), há uma separação interessante entre os quadrantes, com as mesorregiões de São Paulo no quadrante 1, Santa Catarina no quadrante 2, área leste do Rio de Janeiro no quadrante 3 e as baías da área oeste do Rio de Janeiro no quadrante 4. O Paraná também está neste quadrante, mas com valores maiores no eixo RDA2, e próximo do Litoral Sul Paulista.

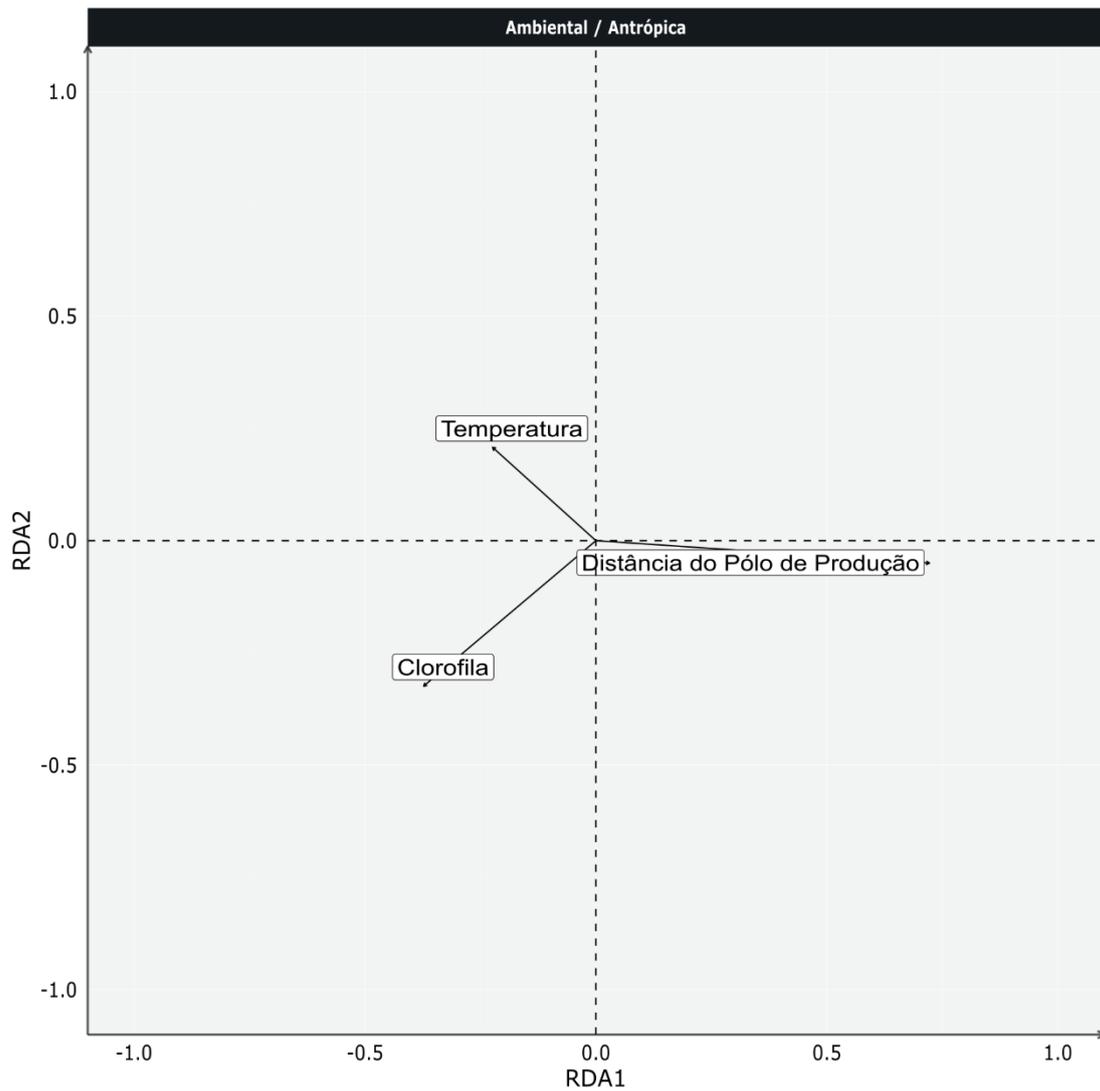
Esse padrão possivelmente está relacionado com a quantidade de registros das duas espécies mais frequentes, *S. guianensis* e *P. blainvillei*. Estas duas apresentaram respectivamente altos valores positivos no eixo RDA2 no RDA1 (Figura 5.2-22). Mesorregiões com valores negativos em RDA1 são aquelas com poucos ou nenhum registro de *P. blainvillei*. Por outro lado, valores maiores no RDA2 são das mesorregiões que tiveram mais registros de *S. guianensis*. As mesorregiões com valores negativos no RDA2 também apresentaram mais registros de pinípedes e *Tursiops truncatus*, confirmando o já observado em relatórios anteriores de que apesar das espécies mais frequentes terem maior peso nos resultados, a análise de RDA é eficiente para apresentar os efeitos integrados de todas as variáveis.

A análise dos efeitos da sazonalidade (trimestres; Figura 5.2-20) apresentou um padrão similar ao observado nos relatórios de 2021 e 2022, com o verão (Trimestre 1) e inverno (Trimestre 3) com valores altos em eixos diferentes, sugerindo que os encalhes observados nestas estações praticamente não tem relação entre si. Entretanto, em anos anteriores era observado um agrupamento maior entre primavera-verão e outono-inverno, e em 2023 todos os trimestres apresentaram maior ortogonalidade, indicando uma diferenciação dos padrões de encalhes entre as estações. Em uma escala temporal mais ampla, considerando-se a variação entre anos, 2023 apresentou

valores muito similares aos de 2018 (Figura 5.2-21). Aparentemente a alta ocorrência de *Otaria flavescens* em 2023, causado pelo evento epizootico de H5N1, teve menos efeito do que o padrão espacial de ocorrência das espécies, não diferenciando 2023 dos demais anos.

A presença de *P. blainvillei* e *S. guianensis* com valores altos em eixos diferentes foi similar ao observado nos dois últimos relatórios e reflete o padrão de distribuição destas espécies, pois a primeira tende a ser mais frequente em regiões mais ao sul, sendo substituída pela segunda em direção norte. As demais espécies tenderam a ter valores baixos nos dois eixos, ficando próximas da origem na Figura 5.2-22.

Se manteve o padrão de *A. australis*, *O. flavescens* e *T. truncatus*, com maiores valores no mesmo quadrante onde as mesorregiões de Santa Catarina também se encontram (Figura 5.2-19). A ocorrência destas espécies é maior em Santa Catarina, devido aos seus padrões naturais de distribuição. O lobo-marinho-sulamericano, *A. australis*, possui colônias reprodutivas no Uruguai, se deslocando de lá para a costa brasileira no inverno e primavera (OLIVEIRA *et al.*, 2014; CRESPO *et al.*, 2015). Por sua vez, o golfinho-nariz-de-garrafa, *T. truncatus*, é habitante da plataforma continental, mas no sul do Brasil tende a estar associado a estuários (LODI *et al.*, 2016). Um ponto que se deve ter atenção, é que o servidor de nomes utilizado pelo SIMBA não reconhece o boto-de-Lahille como a espécie *T. geophyreus* (WICKERT *et al.*, 2016; HOHL *et al.*, 2020), e sim como subespécie, seguindo o entendimento de parte da comunidade científica (COSTA *et al.*, 2016; COSTA *et al.*, 2021). Embora o SIMBA possibilite inserir separadamente os registros de golfinhos-nariz-de-garrafa e dos botos-de-Lahille, a identificação destes animais depende da avaliação de diversos critérios cranianos, e portanto, é possível que a maior quantidade de registros em Santa Catarina reflita a ocorrência de *T. geophyreus* nos estuários e zona costeira deste Estado.



**Figura 5.2-18** – Resultados da RDA para mamíferos: variáveis ambientais e antrópicas significativas.

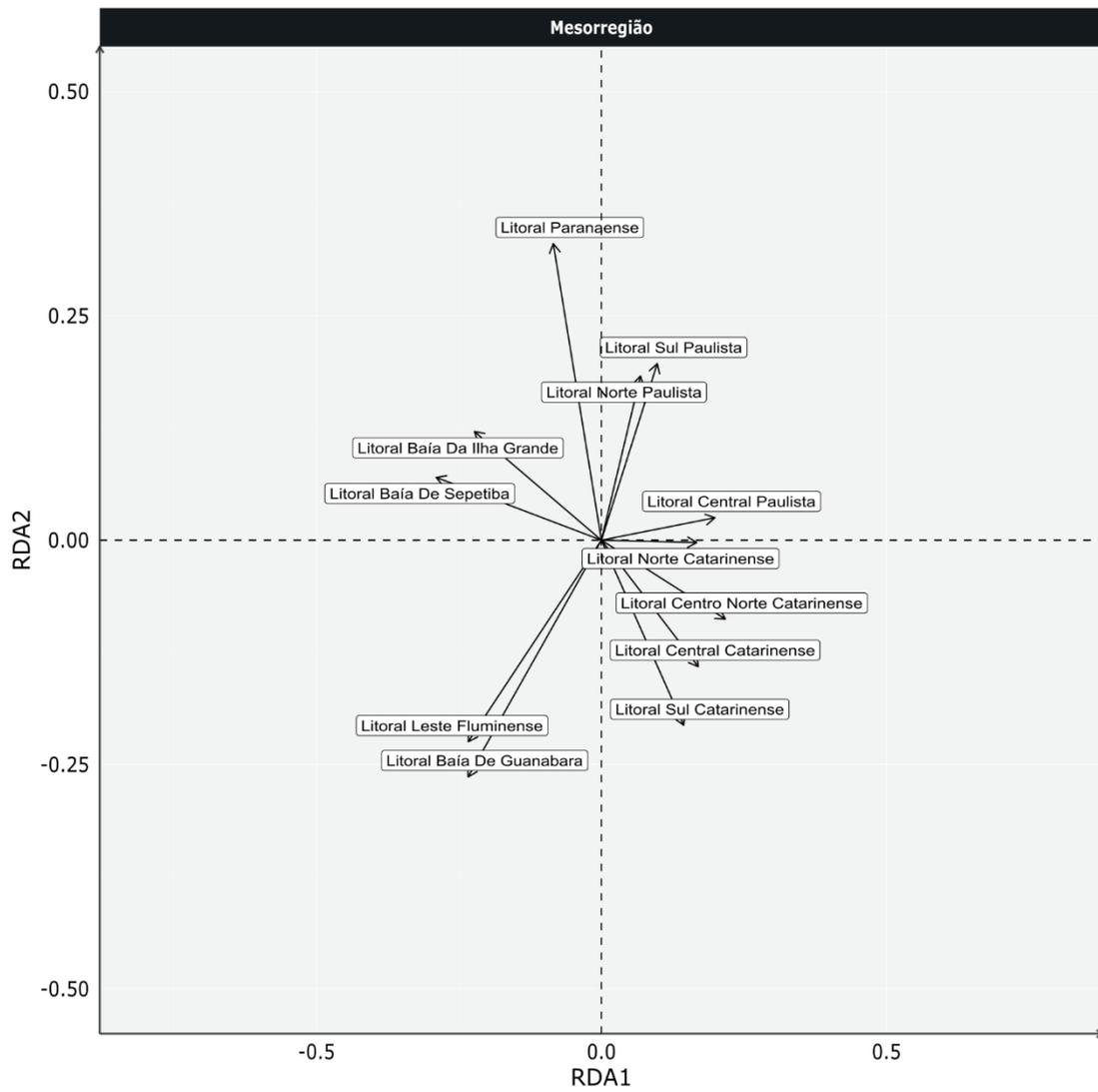
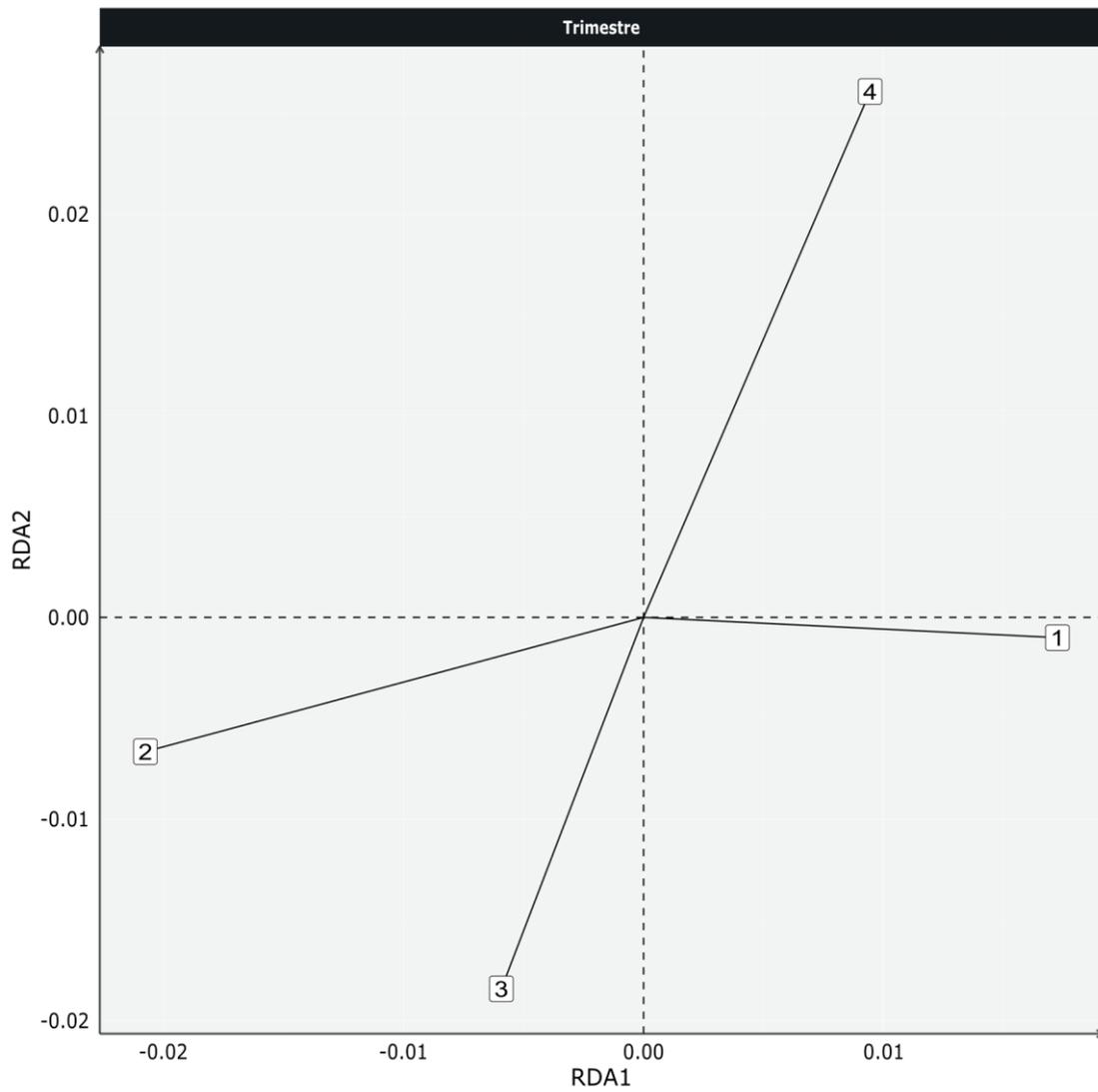


Figura 5.2-19 – Resultados da RDA para mamíferos: mesorregiões.



**Figura 5.2-20** – Resultados da RDA para mamíferos: trimestres.

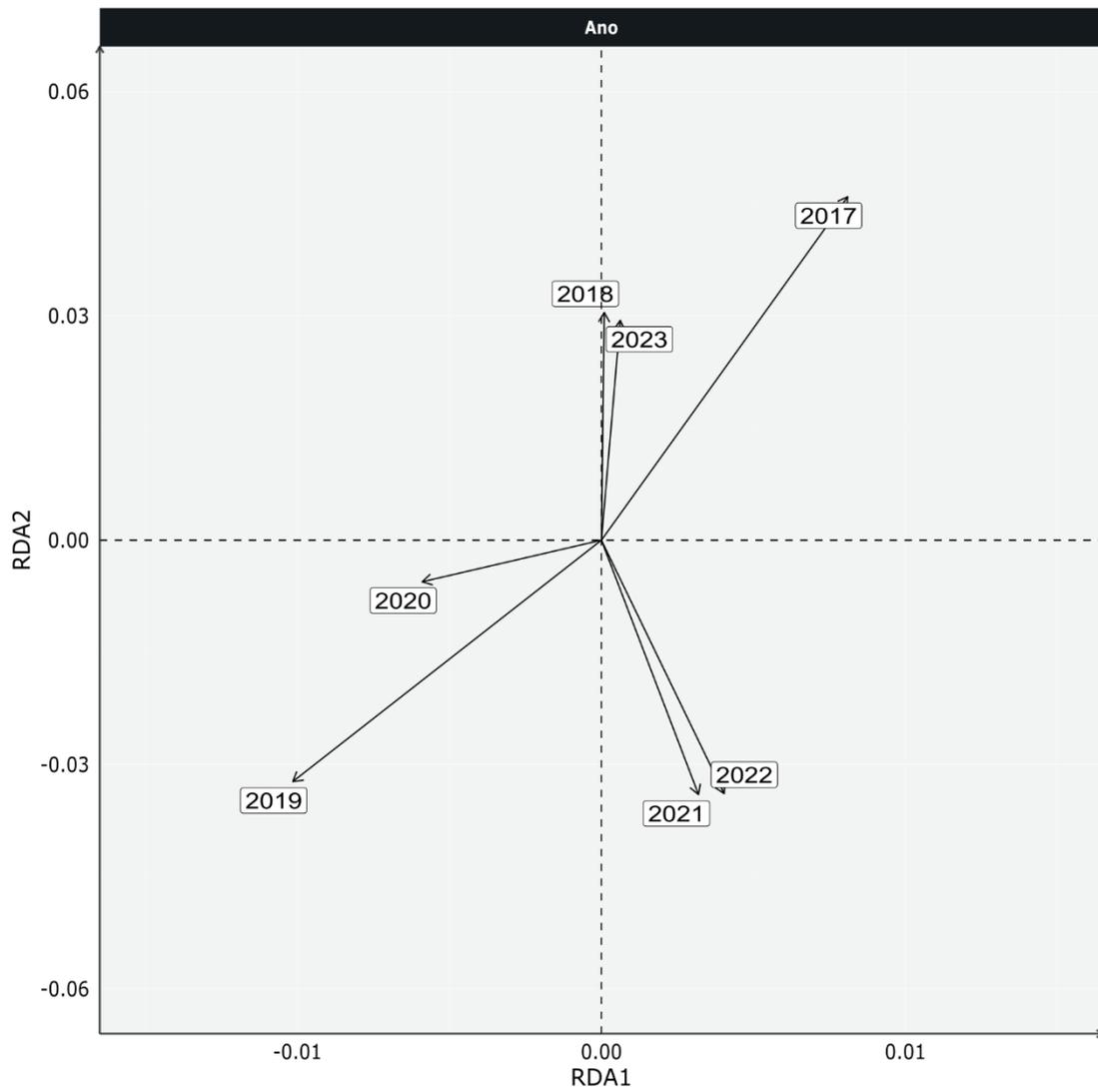


Figura 5.2-21 – Resultados da RDA para mamíferos: anos.

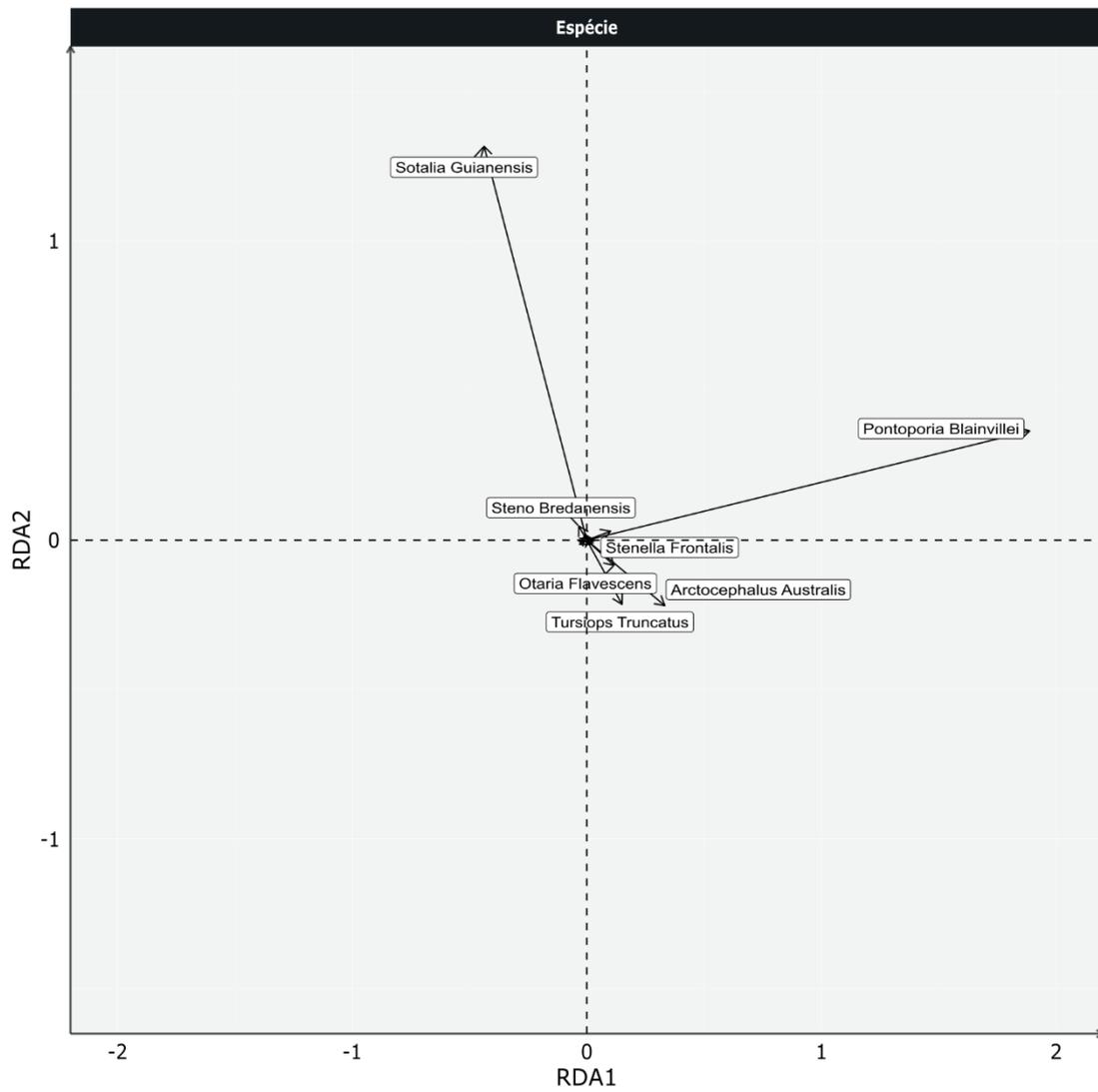


Figura 5.2-22 – Resultados da RDA para mamíferos: espécies.

## 5.2.2 Índice de Saúde

Em relatórios anteriores as análises do Índice de Saúde (IS) utilizou animais que passaram por tratamento na rede de atendimento veterinário do PMP-BS. Isso levantou a discussão se deveriam ou não ser utilizados, pois a exclusão destes garantiria que a análise representasse uma situação mais fiel dos animais na natureza, mas por outro lado se perde uma grande quantidade de animais para as análises, em especial de aves. Em 2022, as análises foram feitas com todos os animais e em seguida foi refeita excluindo os animais que passaram por tratamento veterinário. Apesar dos padrões do IS não se alterarem com e sem a inclusão de animais que passaram por tratamento, observou-se uma diferença nos IS dos dois grupos, em aves e tartarugas, o IS era maior em animais que não passaram por tratamento nas bases do PMP-BS. Devido a esta diferença e pela existência de um tamanho amostral que permite a realização das análises, optou-se por não incluir neste relatório as análises com dados de animais que passaram por tratamento veterinário.

**Tabela 5.2-4** - Quantidade de valores do Índice de Saúde utilizados nas análises de GLM. “Com atend.” – animais que passaram por atendimento veterinário; “Sem atend.” – animais que não passaram por atendimento veterinário. Não foram incluídos animais sem identificação de habitat.

Estado / Ano	Aves			Mammalia			Reptilia			Total Geral
	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	
<b>Rio de Janeiro</b>	<b>302</b>	<b>1337</b>	<b>1639</b>	<b>20</b>	<b>2</b>	<b>22</b>	<b>271</b>	<b>352</b>	<b>623</b>	<b>2284</b>
2016	4	5	9				6	4	10	19
2017	11	65	76				73	88	161	237
2018	21	148	169				31	78	109	278
2019	26	89	115	2	1	3	12	28	40	158
2020	89	279	368	5		5	42	40	82	455
2021	53	216	269	3		3	25	38	63	335
2022	77	226	303	9	1	10	42	34	76	389
2023	22	309	331	1		1	41	42	83	415
<b>São Paulo</b>	<b>991</b>	<b>1.704</b>	<b>2.695</b>	<b>266</b>	<b>44</b>	<b>310</b>	<b>1.282</b>	<b>1.491</b>	<b>2.773</b>	<b>5.778</b>
2015	69	38	107	8	3	11	6	27	33	151
2016	33	99	132	17	1	18	105	127	232	382
2017	30	88	118	34	5	39	214	328	542	699
2018	98	127	225	32	10	42	272	251	523	790
2019	92	151	243	23	4	27	161	196	357	627
2020	192	492	684	22	7	29	95	164	259	972
2021	113	269	382	35	7	42	139	132	271	695

Estado / Ano	Aves			Mammalia			Reptilia			Total Geral
	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	
2022	148	257	405	34	5	39	132	131	263	707
2023	216	183	399	61	2	63	158	135	293	755
<b>Paraná</b>	<b>512</b>	<b>577</b>	<b>1.089</b>	<b>108</b>	<b>16</b>	<b>124</b>	<b>368</b>	<b>118</b>	<b>486</b>	<b>1.699</b>
2015	16	2	18	1		1	3	2	5	24
2016	36	44	80	6		6	21	10	31	117
2017	27	25	52	15	2	17	82	25	107	176
2018	35	50	85	14	1	15	66	29	95	195
2019	61	67	128	6		6	26	10	36	170
2020	127	88	215	16	5	21	36	14	50	286
2021	85	83	168	20	1	21	31	10	41	230
2022	118	112	230	17	2	19	49	11	60	309
2023	7	106	113	13	5	18	54	7	61	192
<b>Santa Catarina</b>	<b>2.385</b>	<b>3.576</b>	<b>5.961</b>	<b>206</b>	<b>54</b>	<b>260</b>	<b>337</b>	<b>328</b>	<b>665</b>	<b>6.886</b>
2015	36	32	68	3	2	5	6	7	13	86
2016	169	175	344	13	1	14	42	23	65	423
2017	137	254	391	10	3	13	39	78	117	521
2018	232	265	497	32	8	40	43	62	105	642
2019	267	407	674	34	9	43	45	25	70	787
2020	350	598	948	24	13	37	35	42	77	1.062
2021	570	711	1.281	24	4	28	34	27	61	1.370
2022	581	658	1.239	44	7	51	42	33	75	1.365
2023	43	476	519	22	7	29	51	31	82	630
<b>Total Geral</b>	<b>4.190</b>	<b>7.194</b>	<b>11.384</b>	<b>600</b>	<b>116</b>	<b>716</b>	<b>2.258</b>	<b>2.289</b>	<b>4.547</b>	<b>16.647</b>

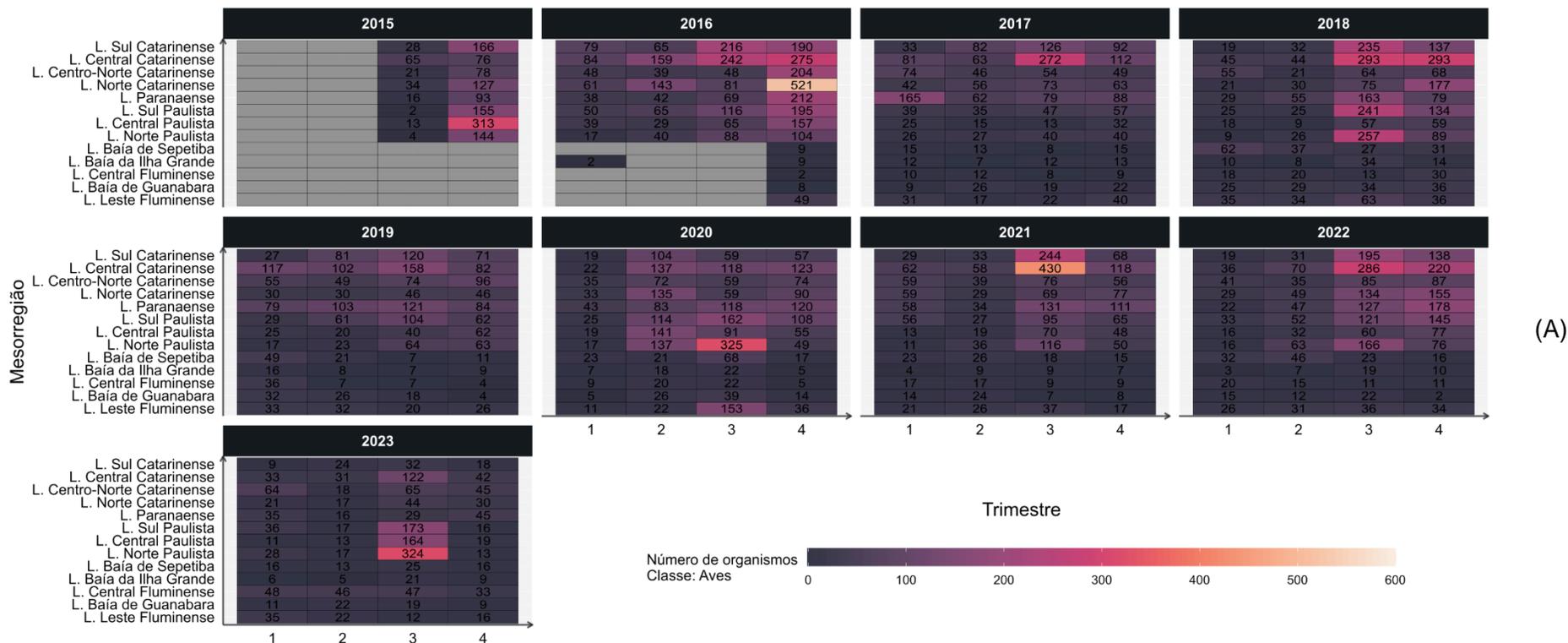
Pela primeira vez foram incluídas as idades de mamíferos e tartarugas como um fator nas análises do IS. É indiscutível que a idade deva ter um efeito na saúde dos animais, mas até recentemente não havia resultados de determinação de idade em quantidade suficiente para viabilizar as análises de GLM. Com os resultados de 2023 se chegou a 344 mamíferos e 1.276 tartarugas com valores tanto de IS como de idades e de determinação do habitat, viabilizando assim as análises. Entretanto, ainda há uma diferença considerável do tamanho amostral dos 600 mamíferos e 2.143 tartarugas que poderiam ser utilizados sem o uso desta variável. Devido a esta redução, para estes dois grupos serão apresentados os resultados com e sem a inclusão da idade como um fator de alteração do IS.

As análises exploratórias mostram a heterogeneidade na quantidade de dados de IS disponíveis para aves (Figura 5.2-23A), mamíferos (Figura 5.2-23B) e tartarugas (Figura 5.2-23C). Observa-se uma maior quantidade de valores para as aves nos terceiro e quarto trimestres dos anos, em especial

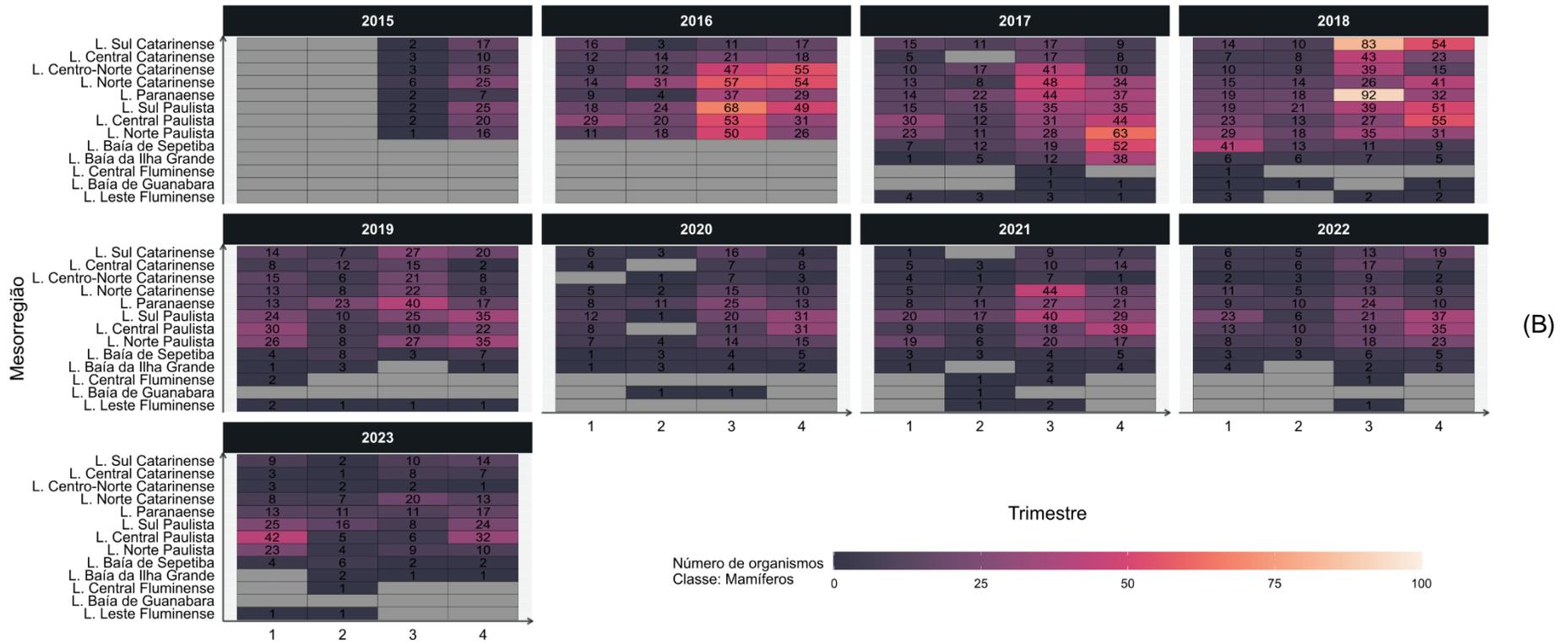
para as mesorregiões mais ao sul (Figura 5.2-23A), causada pela maior quantidade de pinguins-de-Magalhães que costuma ser registrada nessas regiões. Considerando-se todo o período utilizado nas análises (2017-2023), dos 6.289 valores de IS de aves que não passaram por tratamento veterinário, 33,8% são de pinguins-de-Magalhães, indicando que a saúde desta espécie tem um peso considerável nos padrões observados. Por este motivo optou-se por realizar as análises de aves excluindo os pinguins, para avaliar se estes geram muita alteração nos resultados (ver abaixo).

Para os mamíferos (Figura 5.2-23B), é observado uma maior quantidade de lacunas de informações. Isto ocorre tanto pela menor quantidade de encalhes (comparado a aves e tartarugas marinhas), como por estarem usualmente em avançado estágio de decomposição. É importante ressaltar que entre os anos de 2016 e 2019 a coleta das adrenais não era obrigatória e algumas instituições não as coletavam. A partir de 2019 a análise destas estruturas foi incluída no cálculo do IS e as amostras que estavam coletadas e não haviam sido analisadas foram reavaliadas. No entanto, o cálculo de IS não foi possível em animais nos quais essa glândula não havia sido coletada.

No caso das tartarugas (Figura 5.2-23C) a maior quantidade de valores de IS está presente nas mesorregiões do Litoral Norte Paulista e no Litoral Paranaense, diferentemente do que se observa nas análises de encalhes (Figura 5.2-7). Possivelmente, isto está ligado ao fato de que na presente análise estão sendo utilizados animais que passaram por necropsia, independentemente se do monitoramento ou acionamento. Nestas duas mesorregiões há uma grande quantidade de tartarugas que são recebidas através de acionamentos (ver Volume 1), e frequentemente são animais capturados acidentalmente em redes de pesca. Devido a isto, estes animais tendem a estar frescos e podem ter o IS calculado, diferentemente dos animais encontrados nas praias pelo monitoramento, que costumam estar em estágios mais avançados de decomposição.

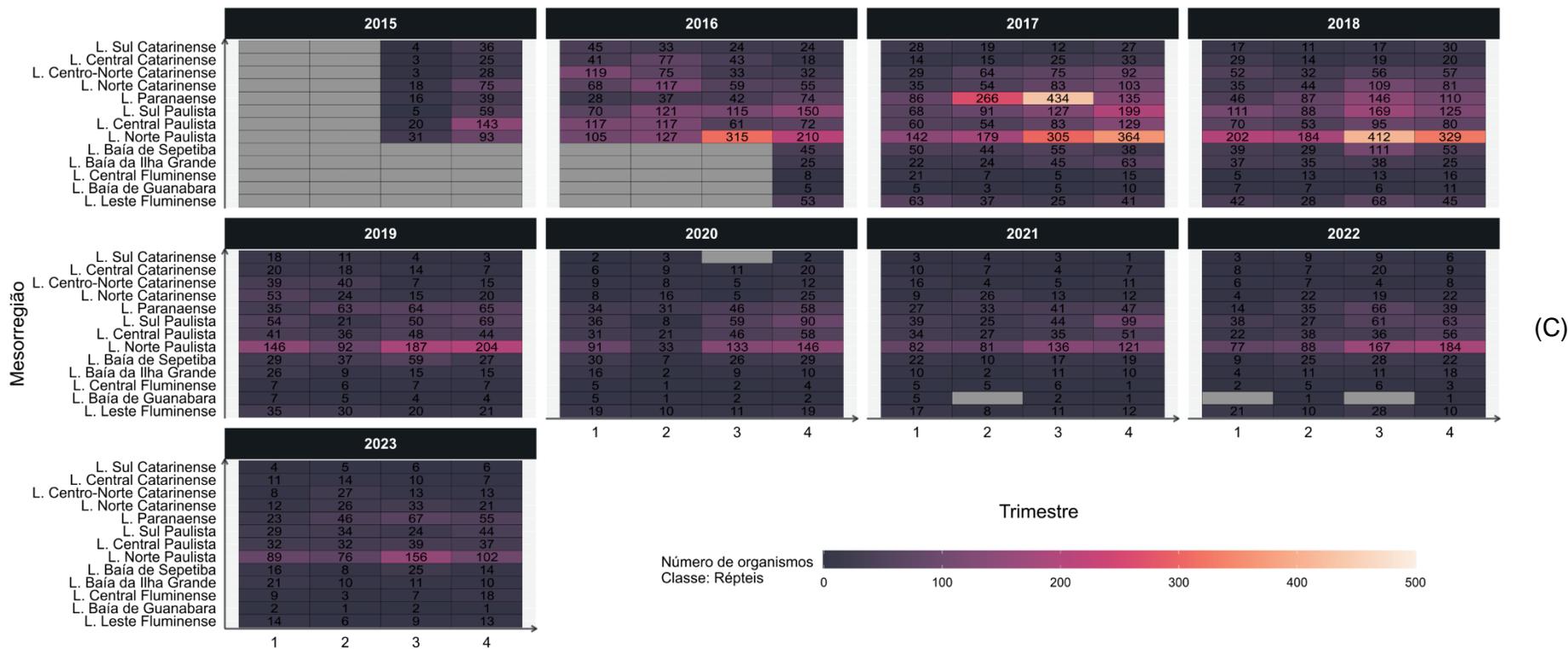


**Figura 5.2-23** – Mapa de calor com a distribuição do número de exemplares por mesorregião, trimestre e ano no PMP-BS onde foi possível calcular o IS para (A) aves, (B) mamíferos, e (C) tartarugas marinhas. Quadrantes em cinza indicam ausência de dados. Não foram incluídos animais que passaram por tratamento veterinário.



(B)

Figura 5.2-23 (cont.)



(C)

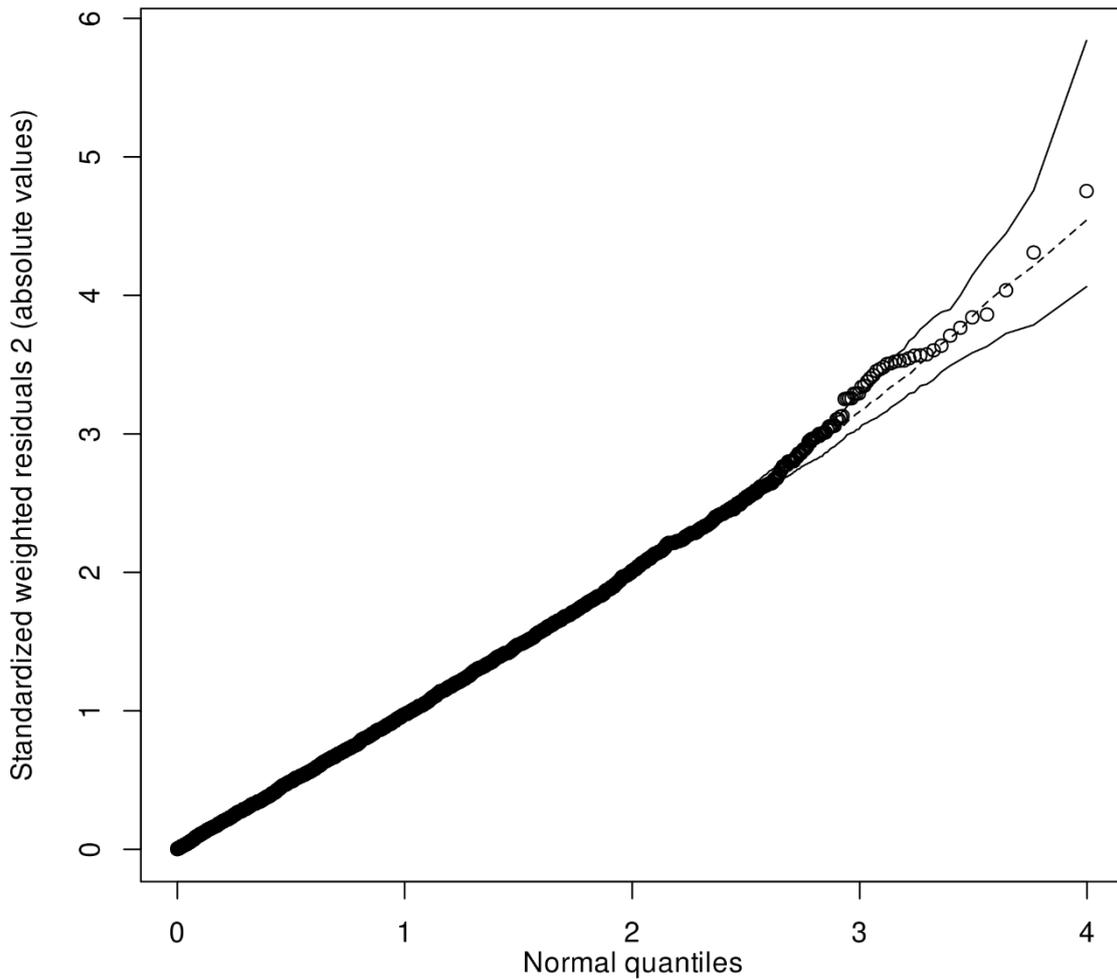
Figura 5.2-23 (cont.)

## Aves

A análise de GLM do IS para as aves que não passaram por tratamento veterinário mostrou que havia diferença significativa entre o modelo nulo e o modelo final (G.L. = 23; resid. GL = 9729;  $\text{Chi}^2 = 2967,7$ ;  $p < 0,0001$ ) e todas as variáveis utilizadas apresentaram significância (Tabela 5.2-5). A avaliação dos resíduos da análise com as aves em relação ao envelope simulado gerado a partir de uma distribuição beta teórica mostrou um bom ajuste (Figura 5.2-24).

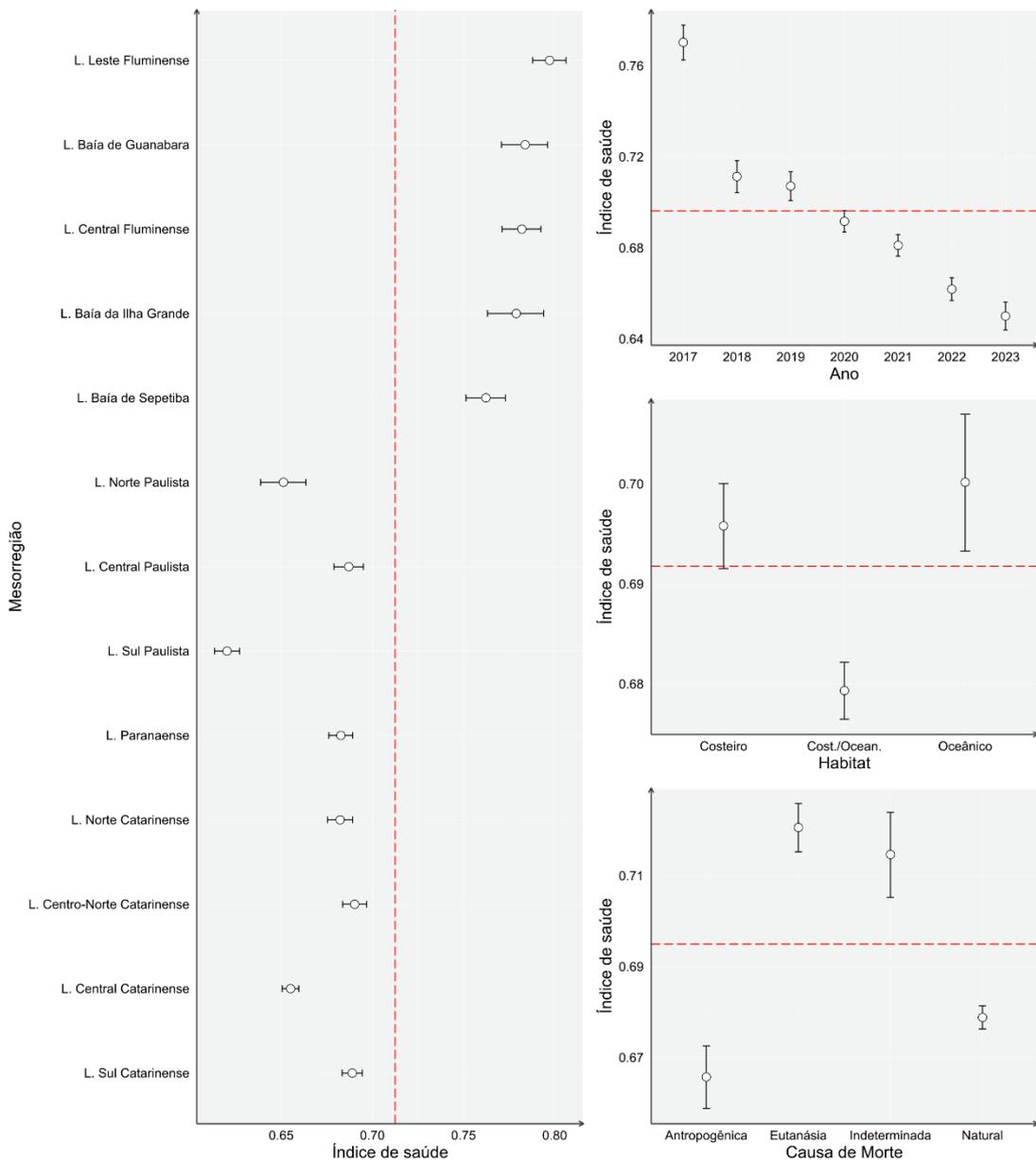
*Tabela 5.2-5 - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de aves entre 2017 e 2023 que não passaram por tratamento veterinário. "G.L." – graus de liberdade.*

Parâmetro	ANOVA Modelo Final			Inflação de Variância	
	G.L.	Chi <sup>2</sup>	Pr(>Chi)	GVIF	GVIF <sup>^(1/(2*GL))</sup>
Ano	6	684,034	<0,0001	1,528983	1,036017
Mesorregião	12	1584,039	<0,0001	1,481376	1,016509
Habitat	2	50,482	<0,0001	1,469592	1,100103
Causa de Morte	3	237,459	<0,0001	1,256744	1,038822



**Figura 5.2-24** – Distribuição de resíduos das análises do GLM de aves marinhas.

Com a adequação do modelo, se passou para a análise dos efeitos das covariáveis utilizadas no modelo final do GLM (Figura 5.2-25). O efeito espacial (mesorregiões) mostra uma diferença para os animais coletados no Rio de Janeiro para as demais áreas. As cinco mesorregiões mais ao norte (RJ) apresentam IS maiores do que das mesorregiões (SP, PR e SC). Este padrão já havia sido observado nos relatórios dos anos de 2021 e 2022, indicando que é um efeito de longo prazo.



**Figura 5.2-25** – Análise de GLM do Índice de Saúde para aves que não passaram por tratamento veterinário, entre os anos de 2017 e 2023 em todas as mesorregiões do PMP-BS.

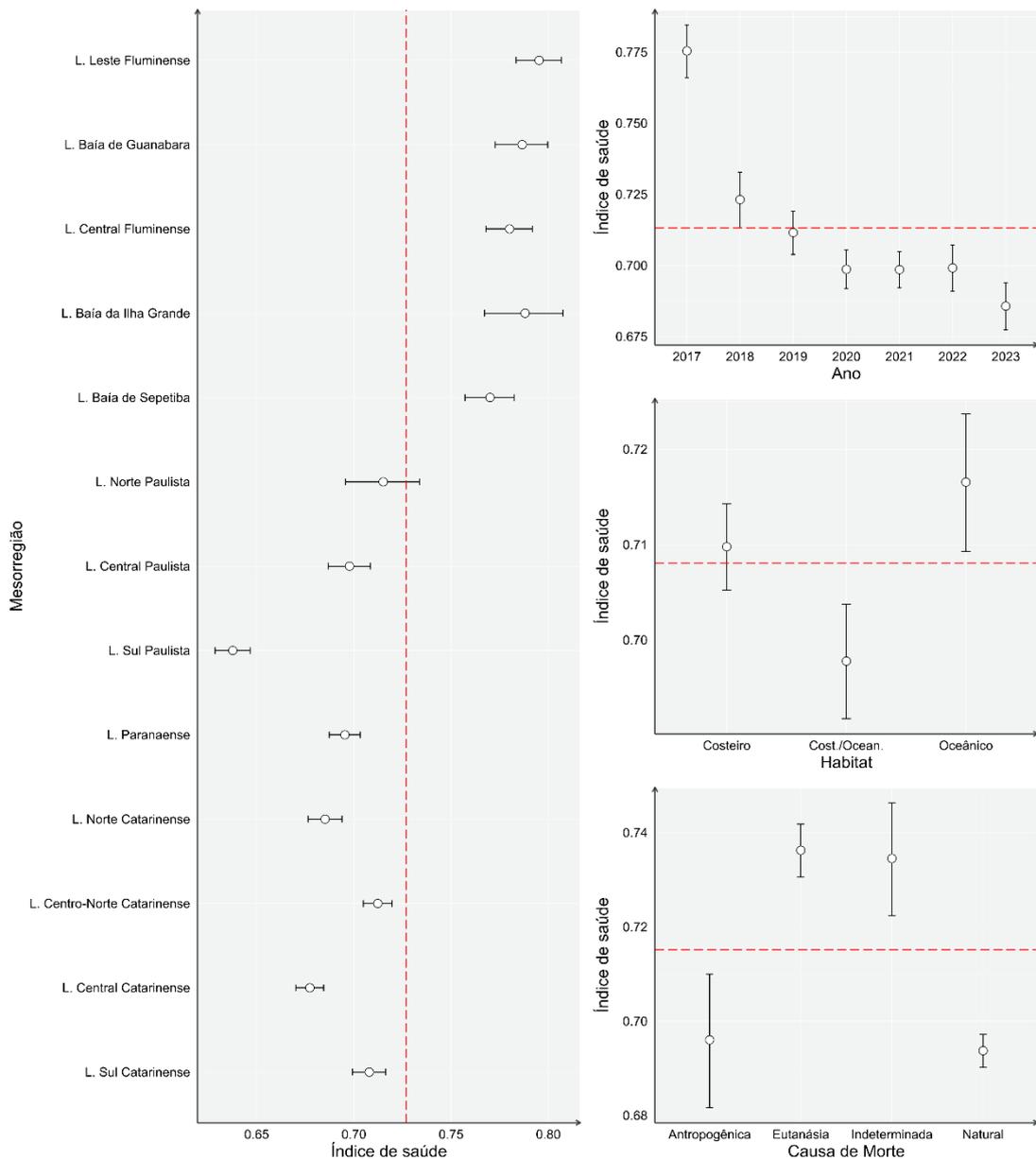
A diferença do IS entre as mesorregiões do Rio de Janeiro com as mais ao sul observada no relatório de 2022 se manteve. A explicação para tal, apresentada anteriormente ainda é válida, de que possivelmente não seja causada por um único fator. Em primeiro lugar, os valores de IS mais altos nas mesorregiões do Rio de Janeiro, podem estar ligados ao elevado número de fragatas (*Fregata magnificens*) que costumam vir à óbito devido a interações com linhas de pipa. Este fato vem sendo relatado para o Rio de Janeiro em

diferentes relatórios, e leva a um elevado número de óbitos de animais saudáveis (GOLDBERG et al., 2021), o que aumentaria o IS nessas regiões. Adicionalmente, nas mesorregiões mais ao sul há uma maior quantidade de aves migratórias como pinguins-de-Magalhães e pardelas-sombrias, que devido ao processo migratório costumam chegar com a saúde debilitada na área do PMP-BS. Portanto, o efeito da pior condição de saúde destes animais poderia estar causando a queda no IS das aves naquelas áreas. Como os pinguins-de-Magalhães poderiam estar influenciando a análise como um todo devido à sua grande abundância, foi feita uma segunda rodada do GLM, removendo esta espécie.

Assim como em 2022, ao se realizar as análises removendo-se tanto os pinguins-de-Magalhães como os animais que passaram por tratamento veterinário (Figura 5.2-26), o padrão geral se manteve, com o modelo final do GLM sendo significativamente diferente do modelo nulo (G.L. = 23; resid. GL = 5778;  $\text{Chi}^2 = 1299,9$ ;  $p < 0,0001$ ), e os parâmetros também significativos (Tabela 5.2-6). A remoção dos pinguins-de-Magalhães fez com que as barras de erro aumentassem em quase todos os fatores, devido à redução do número amostral. Adicionalmente, observa-se que o efeito temporal foi mais sutil para os últimos anos, se sobrepondo entre 2020 e 2022, mas voltando a cair em 2023. Quando os pinguins estavam incluídos nas análises, a queda na saúde das aves ao longo dos anos foi mais marcante. Isso indica que a piora na saúde das aves ocorre para todos os grupos, apesar de ser mais intensa nos pinguins.

*Tabela 5.2-6 - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de aves excluindo as que passaram por tratamento veterinário e pinguins-de-Magalhães. "G.L." – graus de liberdade.*

Parâmetro	G.L.	ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
		Chi <sup>2</sup>	Pr(>Chi)	GVIF	GVIF <sup>^(1/(2*GL))</sup>
Ano	6	223,94	<0,0001	2,383812	1,075076
Mesorregião	12	819,94	<0,0001	1,499848	1,017034
Habitat	2	13,69	0,0011	2,327001	1,235092
Causa de Morte	3	164,16	<0,0001	1,208923	1,032127



**Figura 5.2-26 - Análise de GLM do Índice de Saúde para aves, excluindo pinguins-de-Magalhães e animais que passaram por tratamento veterinário, entre os anos de 2017 e 2023 em todas as mesorregiões do PMP-BS.**

Apesar do aumento da variabilidade após a remoção dos pinguins, ainda se observa um efeito do habitat na variabilidade do IS, com aves de hábito costeiro/oceânico com IS menor que as de hábito costeiro ou oceânico. Devido à grande quantidade de pinguins, esperava-se que mesmo removidos da análise, esse padrão se alterasse, mas não foi o caso. As espécies com hábito costeiro/oceânico com IS calculados são relativamente poucas, incluído quatro do gênero *Stercorarius*, duas do gênero *Sterna*, *Sula leucogaster* e *Spheniscus*

*magellanicus*, mas as duas últimas espécies correspondem a 99,7% do total. Deste modo os resultados indicam que pinguins e o atobá-pardo apresentam saúdes similares, apesar da primeira ser uma espécie que migra de águas do sul e o outra uma espécie residente na área do PMP-BS. O fato das espécies de hábito costeiro terem valores de IS similares aos das espécies oceânicas havia sido observado em 2022 e se repetiu na análise em 2023. Esperava-se que o IS de espécies com hábitos costeiros fosse mais baixo, uma vez que no ambiente costeiro se verifica maior ocorrência de intervenções antropogênicas. Possivelmente, a maior diversidade de espécies costeiras (23 espécies) e oceânicas (28 espécies) permite uma visão mais abrangente da situação da saúde do grupo, em oposição às costeiro/oceânicas que basicamente trata de duas espécies, como apresentado acima.

Ao avaliar o efeito das diferentes causas de morte sobre o IS, tanto incluindo ou excluindo os pinguins da análise, o resultado foi similar ao obtido para 2022, nos casos em que foi necessária a eutanásia os animais apresentavam melhor IS do que nas causas de morte naturais e antropogênicas. Na maior parte dos casos, as eutanásias são realizadas em animais com processos traumáticos agudos, sem necessariamente apresentar outras patologias que poderiam causar uma redução do IS. No entanto, para as aves com causa de morte antropogênica e natural observa-se que as primeiras apresentam saúde pior, indicando que a morte por captura acidental acontece principalmente em animais com saúde debilitada. Quando os pinguins são mantidos nas análises (Figura 5.2-25) há uma separação clara do IS entre as causas antropogênica e natural. Mas com a remoção destes, o valor médio e a dispersão dos dados de IS nas causas antropogênicas aumentam, se sobrepondo às causas naturais (Figura 5.2-26). Essa diferença sugere que os pinguins com saúde debilitada são mais sujeitos a interagir com a pesca, que é a principal causa antropogênica detectada. Esse resultado é diferente do observado em tartarugas marinhas (ver abaixo).

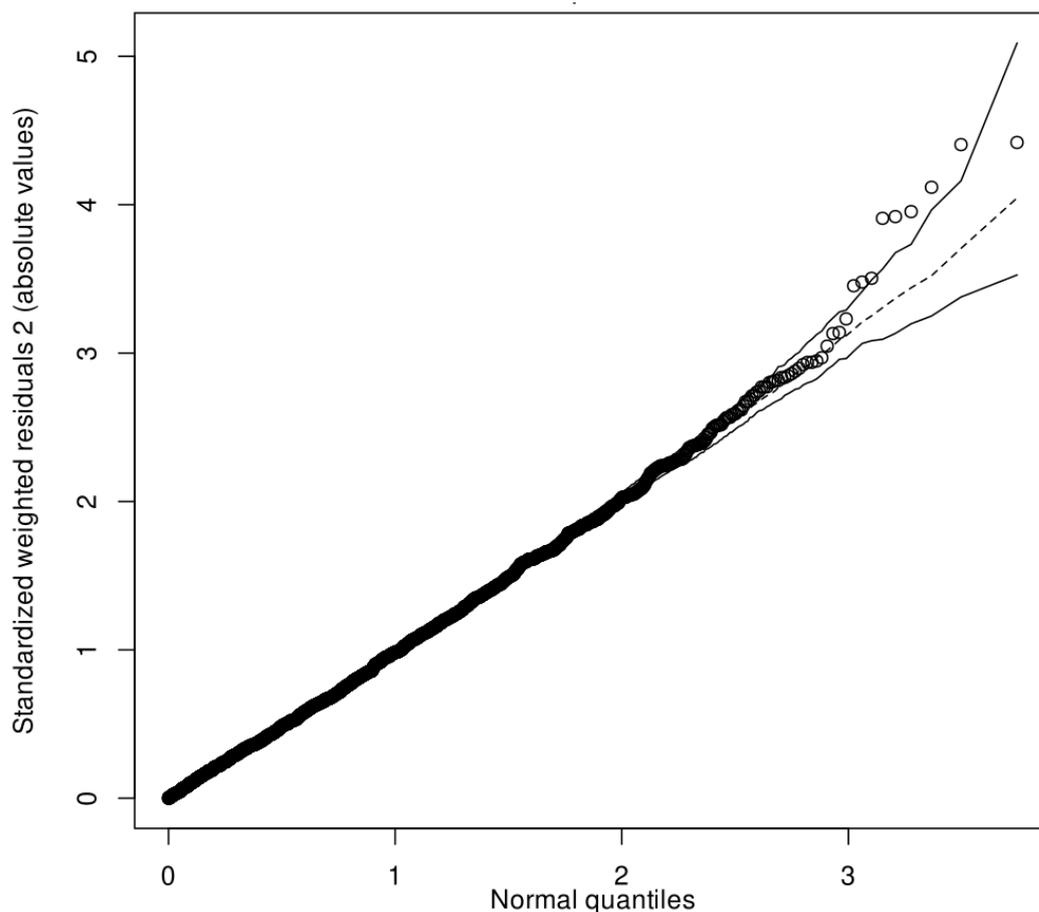
### *Tartarugas marinhas*

A análise de GLM para o Índice de Saúde (IS) das tartarugas marinhas indicou diferença significativa entre o modelo nulo e o modelo final (G.L. = 24;

resid. G.L. = 3424;  $\text{Chi}^2 = 1322,1$ ;  $p < 0,0001$ ) e, assim como nas aves, todas as variáveis utilizadas apresentaram significância (Tabela 5.2-7). A avaliação dos resíduos da análise das tartarugas marinhas em relação ao envelope simulado gerado a partir de uma distribuição beta teórica mostrou um bom ajuste (Figura 5.2-27), evidenciando a viabilidade do uso deste modelo.

**Tabela 5.2-7** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de tartarugas marinhas entre 2017 e 2023. "G.L." – graus de liberdade.

Parâmetro	G.L.	ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
		Chi <sup>2</sup>	Pr(>Chi)	GVIF	GVIF^(1/(2*Df))
Ano	6	368,23	< 0,00001	1,272004	1,020252
Mesorregião	12	475,15	< 0,00001	1,622125	1,02036
Habitat	2	17,13	< 0,00001	1,05121	1,012564
Causa de Morte	3	145,32	< 0,00001	1,447143	1,063535



**Figura 5.2-27** – Distribuição de resíduos das análises do GLM de tartarugas marinhas.

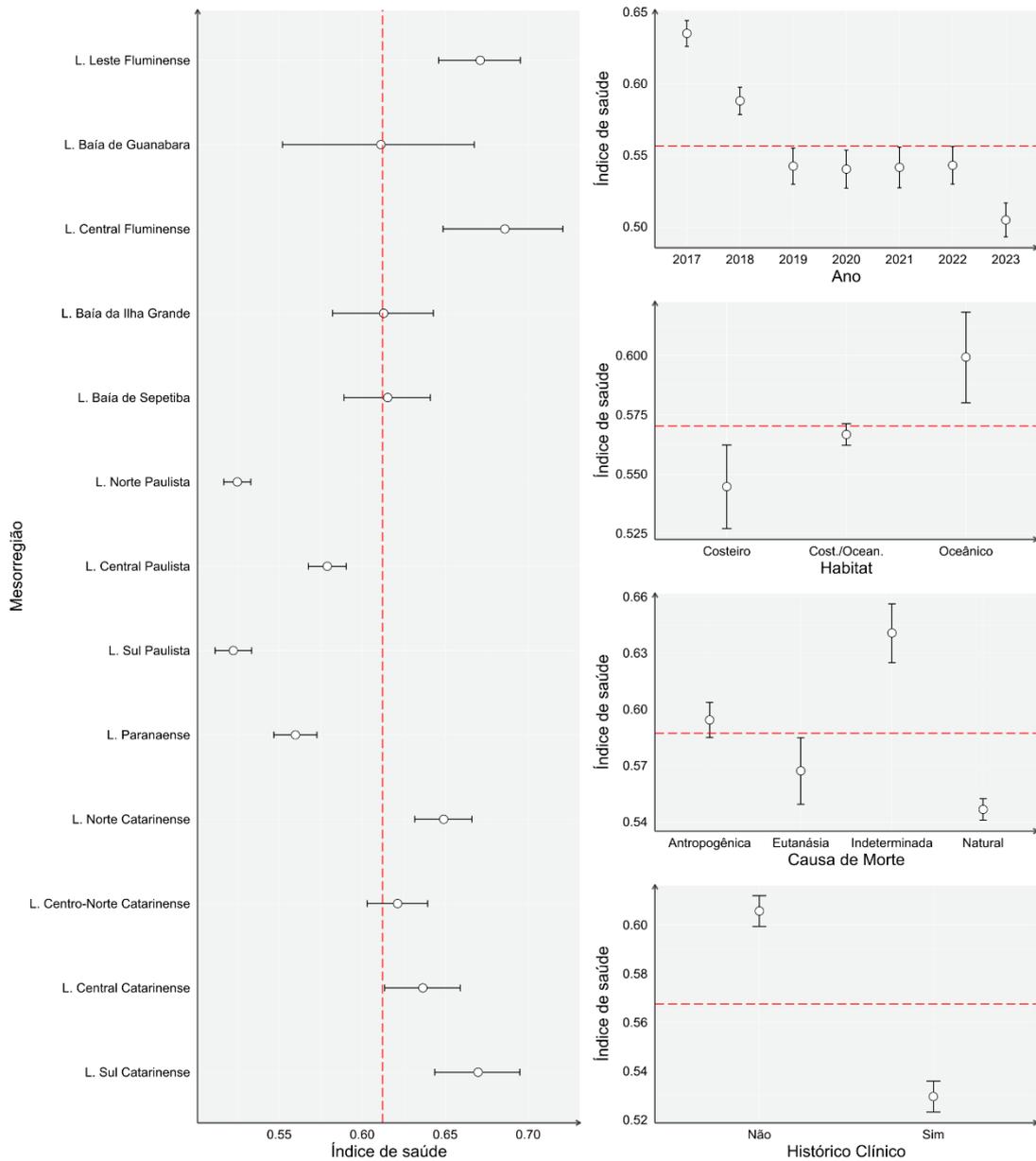
A análise dos efeitos das diferentes covariáveis sobre o IS mostrou efeitos espaciais, temporais e ligados ao habitat preferencial das espécies (Figura 5.2-28). Enquanto nas aves o IS foi mais alto para as mesorregiões do Rio de Janeiro frente às demais, para as tartarugas o que se observa são valores mais baixos apenas entre o Litoral Norte Paulista e Litoral Paranaense. No relatório de 2022, valores mais baixos do IS haviam sido obtidos também para a Baía da Ilha Grande e Baía de Sepetiba, mas com a inclusão dos dados de 2023 esse feito se alterou. Tanto nas mesorregiões de Santa Catarina como nas das áreas abertas do Rio de Janeiro (Central Fluminense e Leste Fluminense) foram observados valores de IS acima do valor médio do efeito.

Analisando-se o efeito temporal no IS de tartarugas marinhas também foi observado uma queda nos primeiros anos, assim como nas aves, mas diferente destas, pois estabilizou entre 2019 e 2022, voltou a diminuir em 2023. A não sobreposição dos intervalos de confiança dos valores médios de 2019 a 2022 e 2023, indica que há diferenças significativas para este último ano.

Para as causas de morte, há redução no IS entre espécimes onde a causa de morte foi indeterminada, antropogênica, eutanásia e natural. Diferentemente do que se observou nas aves, tartarugas que morreram devido a interações antrópicas tinham saúde significativamente melhor do que as dos demais grupos. Por outro lado, enquanto nas aves a decisão por eutanásia é tomada principalmente por traumas, nas tartarugas usualmente isso acontece por problemas de ordem mais sistêmica, sendo coerente apresentarem um IS mais baixo.

Considerando o habitat preferencial das tartarugas, observa-se uma variação marcante no IS, com animais costeiros apresentando saúde pior do que costeiro/ocêânicos, e estes piores do que animais oceânicos. Distintamente ao que acontece com aves e mamíferos, a principal diferença não está nas espécies que ocupam estes habitats, mas principalmente devido à fase de desenvolvimento destas. A tartaruga-verde, *Chelonia mydas*, que corresponde a 94,9% dos 4.248 valores de IS utilizados nas análises, é classificada como oceânica nas fases iniciais de desenvolvimento (comprimento curvilíneo de carapaça < 30cm), costeiro/ocêânica em fases intermediárias (CCC entre 30 cm e 50 cm), e como costeira quando adulta

(CCC > 50 cm), pois há um movimento ontogenético da espécie entre os ambientes (ARTHUR et al., 2008), apesar de haver variabilidade nesse processo (VÉLEZ-RUBIO et al., 2018; CARMAN et al., 2012). Deste modo, o padrão de queda da saúde com o habitat pode estar sendo influenciado tanto por uma redução na qualidade ambiental do ambiente costeiro e consequente piora da saúde dos animais neste habitat, como por processos de senescência de animais mais velhos (ver abaixo).



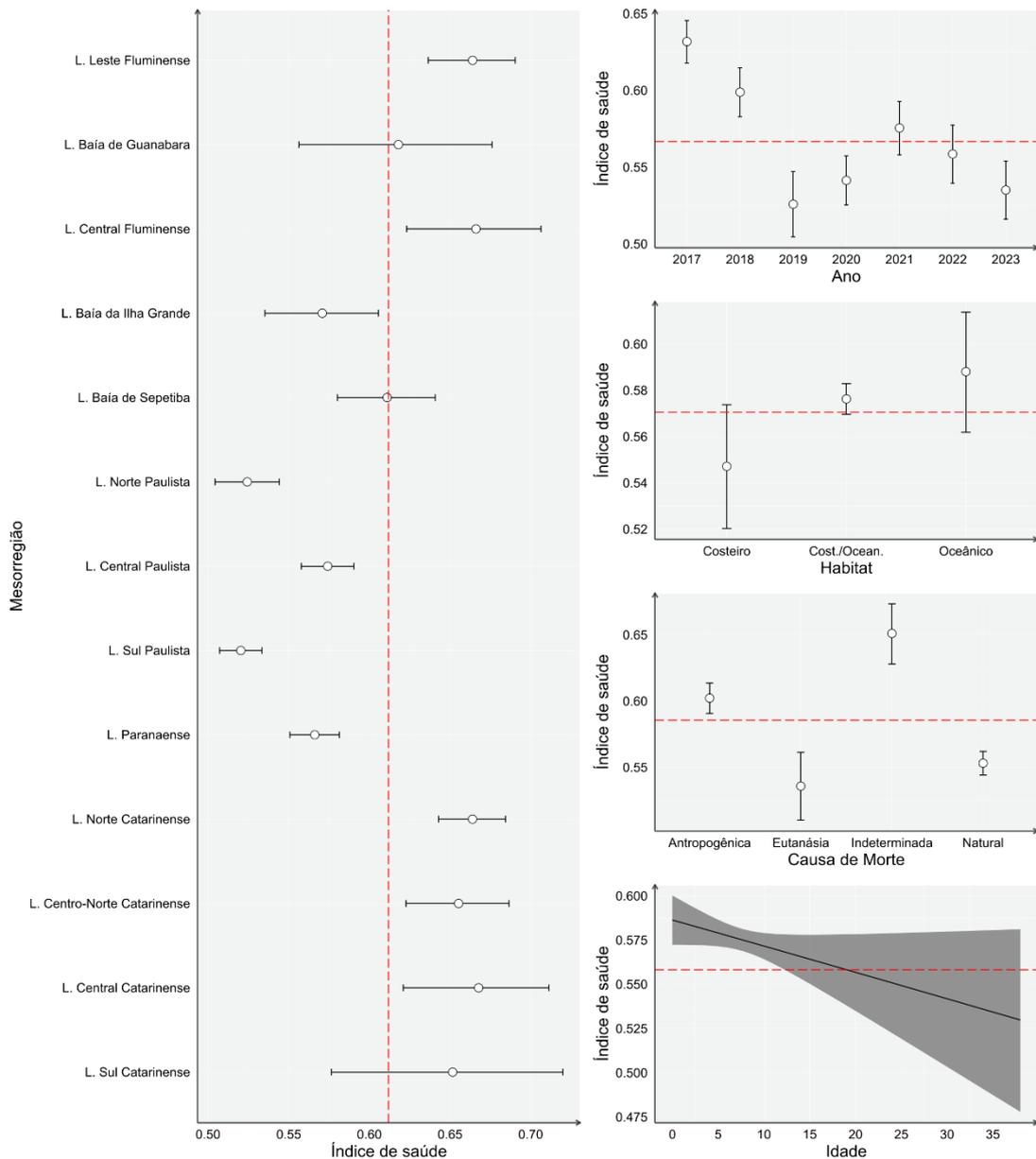
**Figura 5.2-28** – Análise de GLM do Índice de Saúde para tartarugas marinhas, entre os anos de 2017 e 2023 em todas as mesorregiões do PMP-BS.

Como descrito anteriormente, já existem resultados de determinação de idade que permitem a inclusão do fator idade na análise do IS, apesar de ainda haver uma diminuição considerável no tamanho amostral. O resultado também foi significativo para a comparação com o modelo nulo (G.L. = 24; resid. G.L. = 1672;  $\text{Chi}^2 = 481,68$ ;  $p < 0,0001$ ). O efeito da idade no IS coincidiu com o esperado, com maiores idades apresentando menores valores de IS (Figura 5.2-29). Entretanto, a baixa quantidade de animais mais velhos (ver item

Parâmetros Biológicos, no Volume 1), fez com que o intervalo de confiança se ampliasse para idades maiores. Mesmo assim, se observa uma tendência clara de piora da saúde com a idade. Com a inclusão da idade como um fator, os exemplares sem esse parâmetro são removidos da análise. Mesmo assim o padrão de variação dos parâmetros se manteve similar para os fatores espaço e habitat, mas se alterou para a tempo e causa de morte. Ao utilizar todas as tartarugas, a saúde daquelas que foram eutanasiadas era intermediária entre as que morreram por causas naturais e antrópicas. Com a remoção das tartarugas que não tiveram idades determinadas, o IS das tartarugas com causa de morte natural aumenta e fica dentro do intervalo das com morte por eutanásia. Do mesmo modo, a estabilidade do IS ao longo dos anos se altera. Na amostra completa, havia uma estabilidade do IS entre 2019 e 2022, mas agora se observa uma oscilação neste período, mas ainda com 2023 abaixo de anos anteriores.

**Tabela 5.2-8** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de tartarugas marinhas excluindo animais que passaram por tratamento e incluindo a idade como fator. “G.L.” – graus de liberdade.

Parâmetro	G.L.	ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
		Chi <sup>2</sup>	Pr(>Chi)	GVIF	GVIF <sup>1/(2*Df)</sup>
Ano	6	7,4168	< 0,00001	3,625052	1,113293
Mesorregião	9	72,247	< 0,00001	2,764671	1,058122
Habitat	2	15,2968	< 0,00001	2,204314	1,218480
Causa de Morte	2	6,0429	< 0,00001	1,283817	1,064451
Idade	1	1,9468	0,1629283	1,175377	1,084148



**Figura 5.2-29** - Análise de GLM do Índice de Saúde para tartarugas marinhas, excluindo exemplares que passaram por tratamento veterinário entre os anos de 2017 e 2023 em todas as mesorregiões do PMP-BS.

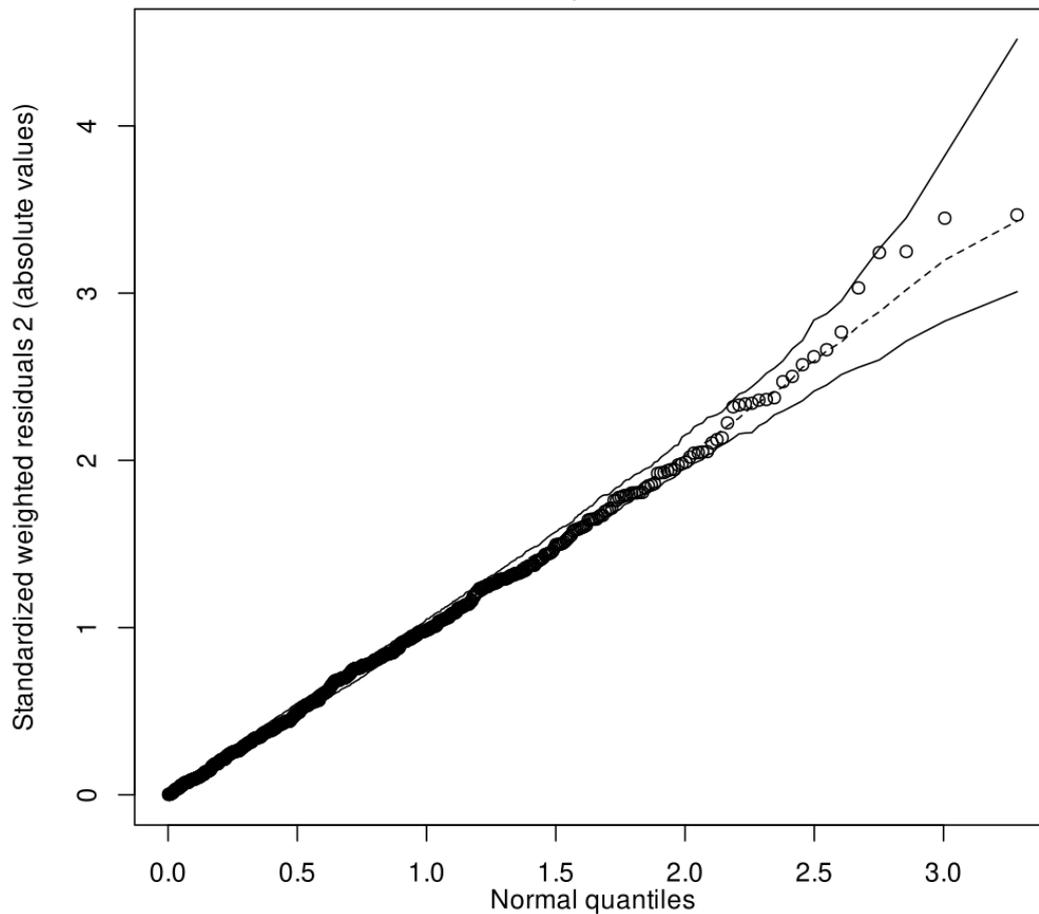
A diferença que se observa para a variação anual do IS com a inclusão da idade mostra a importância deste parâmetro na avaliação da saúde dos animais. Possivelmente, a ausência de variação entre 2019 e 2022 estava ligada à contribuição diferente de várias classes etárias naqueles anos. Com a remoção do efeito da idade, passa a ser possível observar as mudanças do IS ao longo do tempo.

### Mamíferos

A análise de GLM para o Índice de Saúde (IS) dos mamíferos marinhos mostrou que havia diferença significativa entre o modelo nulo e o modelo final (G.L. = 20; resid. G.L. = 589,0;  $\text{Chi}^2 = 158,85$ ;  $p < 0,0001$ ) e todas as variáveis utilizadas apresentaram significância (Tabela 5.2-9). A avaliação dos resíduos da análise para os mamíferos marinhos em relação ao envelope simulado gerado a partir de uma distribuição beta teórica mostrou um bom ajuste (Figura 5.2-30) indicando que os resultados das análises podem ser utilizados.

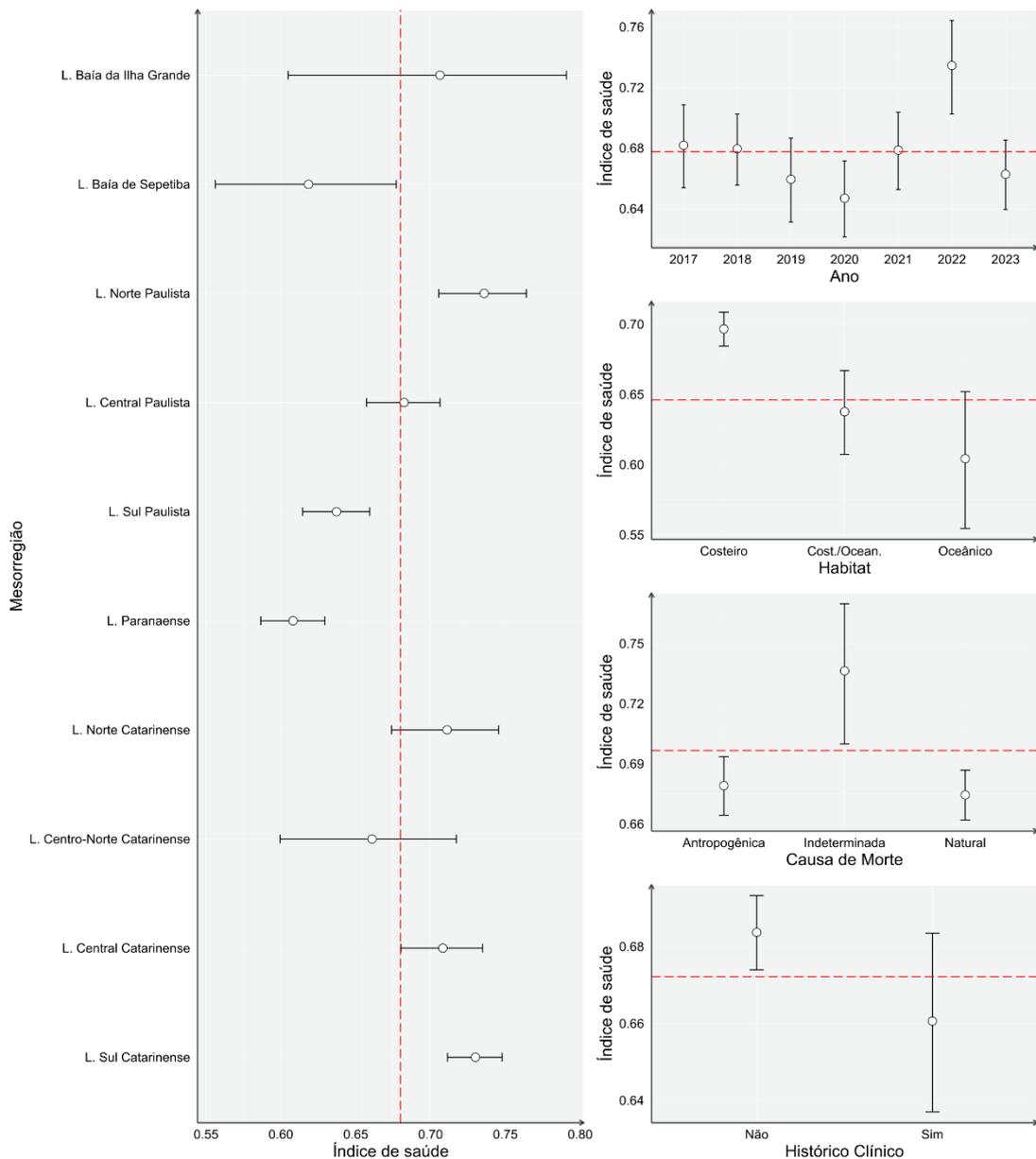
**Tabela 5.2-9** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de mamíferos marinhos entre 2017 e 2023. "G.L." – graus de liberdade.

Parâmetro	G.L.	ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
		Chi <sup>2</sup>	Pr(>Chi)	GVIF	GVIF <sup>1/(2*Df)</sup>
Ano	6	17,5499	0,007461	4,320698	1,129699
Mesorregião	9	108,6845	< 0,00001	1,667126	1,028801
Habitat	2	23,7355	< 0,00001	3,144179	1,331609
Causa de Morte	2	9,6463	0,008041	1,29285	1,066319



**Figura 5.2-30** – Distribuição de resíduos das análises de GLM de mamíferos marinhos.

Como os mamíferos apresentam menor ocorrência como grupo, há naturalmente uma menor quantidade de animais onde o IS possa ser calculado. Deste modo os intervalos de confiança tendem a ser maiores do que nos outros dois grupos. Havendo sobreposição dos intervalos, não é possível afirmar que haja diferenças significativas entre os fatores. Tendo isto em mente, observa-se uma tendência da piora da saúde dos mamíferos de norte para sul, entre São Paulo e Paraná, e valores mais altos e similares de saúde ao longo de Santa Catarina.



**Figura 5.2-31 – Análise de GLM do Índice de Saúde para mamíferos marinhos, entre os anos de 2017 e 2023 em todas as mesorregiões do PMP-BS.**

Temporalmente, há uma tendência de queda no IS de 2017 a 2020 e um aumento considerável até 2022. Como colocado anteriormente, como os intervalos de confiança são amplos, a tendência de oscilação dos valores deve ser considerada com cautela. Entretanto o ano de 2022 se destaca, estando bem acima dos demais. Neste ano houve a contribuição no IS de diversos exemplares de *Arctocephalus australis* (n=21), que tiveram uma média de IS alta (0,74), o que pode ter contribuído para o valor mais alto daquele ano.

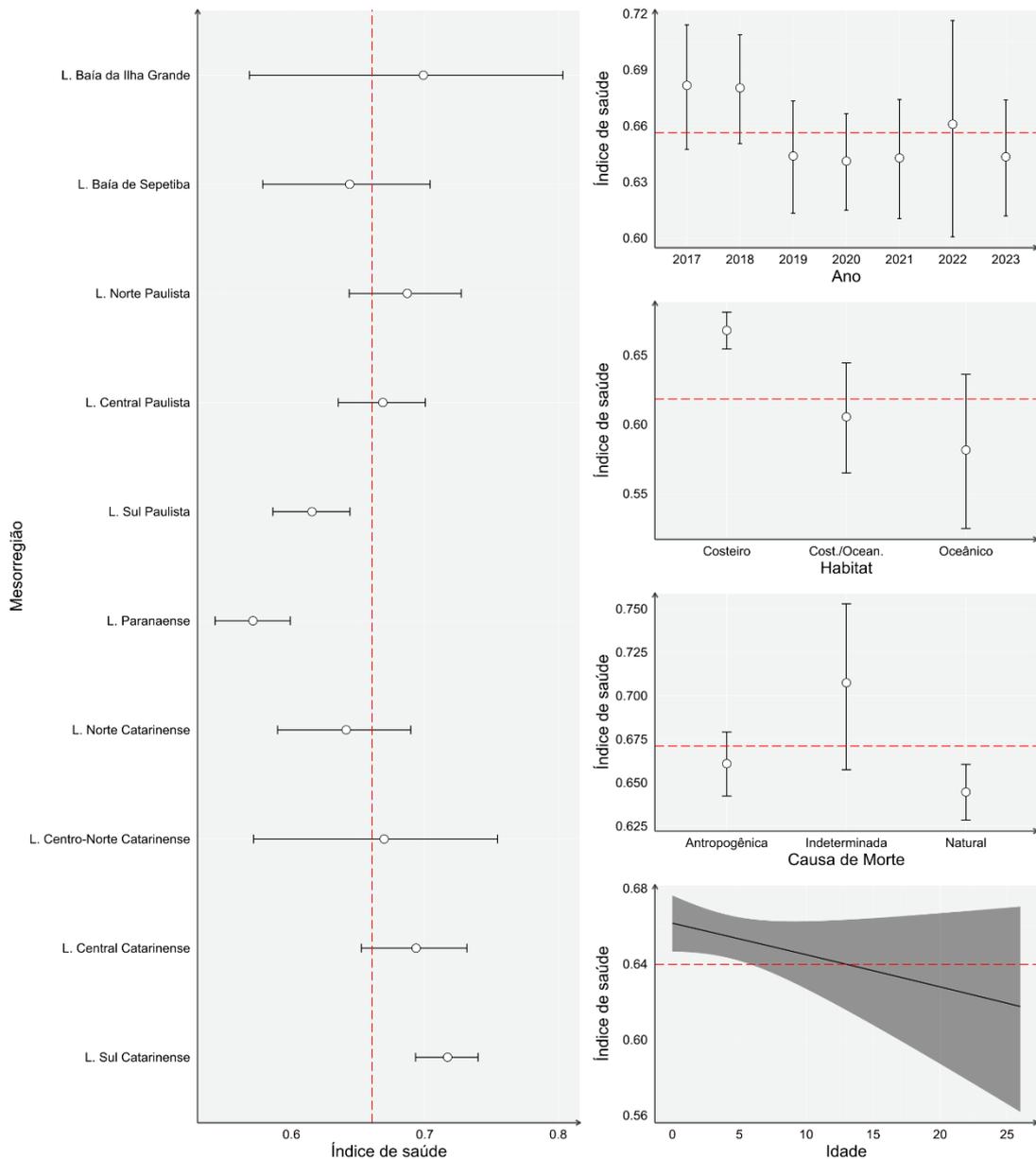
Por outro lado, se manteve o padrão observado no relatório de 2022 quando se compara a saúde entre espécies de habitat costeiro com as demais. Há uma diferença significativa dos animais costeiros, sendo melhor do que as dos habitats costeiros/oceânicos e oceânicos. Possivelmente, esta diferença está associada a uma maior quantidade de cetáceos costeiros nos quais é identificada causa de morte ligada a asfixia, e que não apresentam outros problemas de saúde. Este tipo de morte muitas vezes está ligado a capturas acidentais em redes de pesca, que são eventos agudos. Poderia ser discutido que ao avaliar a causa de morte o IS de animais com causa antropogênica apresenta valores mais baixos dos que tem causa indeterminada. Porém, deve-se lembrar que a causa só é considerada “antropogênica” quando existem sinais inequívocos para tal. Não havendo estes indícios, a causa é considerada “indeterminada”. Assim, o motivo para os maiores valores de IS nesta categoria pode estar ligada à impossibilidade de detectar sinais claros de causa antropogênica, mesmo que a causa da morte seja apenas asfixia, sem outros sinais clínicos.

Ainda tratando da diferença no IS de acordo com o habitat, o valor mais baixo para espécies de hábito oceânico pode estar relacionado com a necessidade da carcaça esteja fresca ou em estágio inicial de decomposição para que se consiga computar o IS. Animais que morrem em ambiente oceânico devido a causas agudas, como capturas acidentais, apresentam tempo maior de deriva até à costa, levando a decomposição da carcaça e impossibilidade de se calcular o IS. Os animais passíveis de análises, possivelmente se aproximaram da costa ainda vivos, sugerindo algum problema de saúde, pois estavam fora de seu habitat usual. Assim, o menor IS em espécies oceânicas pode estar ligada ao fato de a avaliação dos animais estarem restritas a mortes recentes e, portanto, ainda frescos. Entretanto não se pode descartar a possibilidade de que esteja havendo impactos no ambiente oceânico que estão levando à uma queda na saúde dos animais naquela área. A avaliação dos resultados gerados pelo PMC-BS sobre contaminantes e biomarcadores pode auxiliar na avaliação da saúde dos animais em águas oceânicas.

Ao se incluir a idade como um fator na variabilidade do IS (Tabela 5.2-8; Figura 5.2-32) o padrão geral observado anteriormente não muda, mas com a redução do tamanho amostral os intervalos de confiança ficam ainda maiores. O efeito da idade em si é marcante, com uma diminuição do IS com aumento da idade. Isso é de se esperar pois animais senescentes tendem a ter mais problemas de saúde e maior mortalidade (Caughley, 1966; Barlow & Boveng, 1991). Entretanto, como a amostra de animais velhos foi menor, o intervalo de confiança se amplia (Figura 5.2-32). Assim, apesar da variável não ser significativa no modelo selecionado (Tabela 5.2-8), possivelmente no futuro, com o aumento do número de observações de animais mais velhos, esta tendência pode se confirmar.

**Tabela 5.2-10** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de mamíferos marinhos entre 2017 e 2023 excluindo animais que passaram por tratamento e incluindo a idade como fator. “G.L.” – graus de liberdade.

Parâmetro	ANOVA Modelo Final			Inflação de Variância	
	G.L.	Chi <sup>2</sup>	Pr(>Chi)	GVIF	GVIF <sup>1/(2*Df)</sup>
Ano	6	7,4168	< 0,00001	3,625052	1,113293
Mesorregião	9	72,247	< 0,00001	2,764671	1,058122
Habitat	2	15,2968	< 0,00001	2,204314	1,218480
Causa de Morte	2	6,0429	< 0,00001	1,283817	1,064451
Idade	1	1,9468	0,1629283	1,175377	1,084148



**Figura 5.2-32** – Análise de GLM do Índice de Saúde para mamíferos marinhos, entre os anos de 2017 e 2023 em todas as mesorregiões do PMP-BS, incluindo a idade como fator.

## 5.3 CONSIDERAÇÕES

### 5.3.1 Padrões de encalhes

No presente relatório, assim como nos relatórios anuais de 2021 e 2022, os padrões de encalhes foram analisados considerando toda a extensão monitorada no PMP-BS e todo o período de execução do projeto. Com isso tem-se buscado uma visão integrada entre aspectos espaciais e temporais, para permitir a identificação de áreas ou momentos em que tenha havido alterações nos padrões de ocorrência das espécies. A Análise de Redundância (RDA), vem se mostrando útil na identificação de padrões nos encalhes, por permitir a integração de diversas variáveis na mesma abordagem. Deste modo, as contribuições dos diferentes fatores podem ser avaliadas de forma unificada, permitindo visualizar os efeitos conjuntos nos padrões de encalhes.

Os efeitos do tempo (sazonalidade e variação interanual) e do espaço (mesorregiões) foram significativos para as três classes, tanto neste ano como em relatórios anteriores. Os padrões espaciais de encalhe diferiram entre as classes, mas de um modo geral observou-se o agrupamento das mesorregiões separadas no sentido norte-sul. Isto reflete padrões biogeográficos naturais da área coberta pelo PMP-BS.

Se forem consideradas as ecorregiões marinhas (SPALDING *et al.*, 2007), toda a área do PMP-BS está inclusa na ecorregião do Sudeste do Brasil. Esta ecorregião estende-se do Cabo de Santa Marta, SC, até Arraial do Cabo, RJ. Deste modo, seria de se esperar que ao longo da área do PMP-BS se observasse uma alteração na fauna, com a transição entre as ecorregiões. Os resultados da RDA nos mamíferos agrupam as mesorregiões ao sul e ao norte do Paraná, mas nas aves a separação está no norte de São Paulo. Nas tartarugas o efeito espacial norte-sul não é tão claro, apesar de ser a classe com o efeito espacial mais marcante, com um forte agrupamento das mesorregiões ao longo do eixo 2 (Figura 5.2-14). Possivelmente, isto é efeito da baixa riqueza do grupo e à forte influência da tartaruga-verde, que possui migrações latitudinais e sua ocorrência na costa é influenciada por questões ontogenéticas.

As mesorregiões do Rio de Janeiro não apresentam um padrão claro de agrupamento, possivelmente por uma combinação de fatores. Do ponto de vista amostral, por já apresentar características mais fortes da ecorregião do Sudeste do Brasil e por questões amostrais. Nas baías da Ilha Grande e de Sepetiba a maior parte do esforço amostral é embarcado devido ao litoral recortado e à falta de acesso a muitas praias. A natureza mais abrigada destas duas baías e em especial da Baía da Guanabara, deve afetar a ocorrência das espécies, alterando o que seria registrado em áreas de costa aberta. As áreas abertas do Rio de Janeiro estão concentradas nas mesorregiões do Litoral Leste Fluminense e Litoral Central Fluminense. Entretanto, na RDA foram utilizados somente os registros feitos no monitoramento terrestre diário, para garantir uma homogeneidade no esforço amostral e taxas de encontro. Como na mesorregião do Litoral Central Fluminense até a metade de 2023 não havia praias monitoradas diariamente por terra, não houve registros para ela. Com todos estes fatores somados, os padrões biogeográficos de larga escala são mais difíceis de serem identificados neste estado. Será interessante avaliar no futuro os registros feitos para o Litoral Central Fluminense, após a coleta de um ano completo de dados.

Do ponto de vista do efeito de variáveis antrópicas nos padrões de encalhes, somente duas variáveis foram significativas nas análises: tráfego de embarcações da Petrobras para tartarugas, e a distância ao polo de produção para mamíferos. Estas variáveis também haviam sido significativas no relatório de 2022, e para os mamíferos é muito possível que isto esteja ligado aos padrões de distribuição das espécies discutidos anteriormente. Como a distância ao polo de produção cresce para o sul, isso se sobrepõe ao padrão de maior ocorrência de *Pontoporia blainvillei* e de pinípedes. Deste modo, o padrão observado deve estar refletindo mais um padrão biogeográfico do que um efeito gerado pela distância às atividades licenciadas.

No caso das tartarugas marinhas, as colisões com embarcações são um fator de risco para o grupo, identificado em diversos locais ao redor do mundo (HAZEL & GIURYS, 2006; HAZEL et al., 2007; SCHOEMAN, et al., 2020). Deste modo, a significância da intensidade do tráfego de embarcações poderia ser um efeito esperado. Entretanto, a relação observada entre as espécies e o

tráfego de embarcações é inversa, indicando que áreas com maiores valores para tráfego são as que teriam menos encalhes. Os dados de tráfego utilizados nas análises provêm do Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações (PMTE), e o mapa com as intensidades de tráfego de embarcações da Petrobras indica maiores valores no Rio de Janeiro e norte de São Paulo (Figura 5.1-3A). Esta última apresenta grande quantidade de registros de tartarugas, mas no Rio de Janeiro apesar de haver praias específicas com grandes quantidades de registros (ver volume 1), a necessidade de utilizar o monitoramento embarcado em grande parte das baías da Ilha Grande e de Sepetiba faz com os registros destas praias não sejam utilizados. Uma vez que houve a alteração da estratégia na mesorregião do Litoral Central Fluminense em 2023, com inclusão de monitoramento terrestre diário, será importante reavaliar estas correlações em futuros relatórios.

### **5.3.2 Índice de Saúde**

Os resultados das análises dos Índices de Saúde das aves indicaram maiores valores nas mesorregiões mais ao norte (RJ) da área de abrangência do projeto, quando comparados aos valores das mesorregiões mais ao sul (SP, PR e SC). Este padrão coincidiu com os padrões observados nos anos de 2021 e 2022, indicando um processo de longo prazo. Avaliando os resultados do IS de todos os grupos de aves foi observada uma piora na saúde neste grupo ao longo dos anos, apesar de ser mais intensa nos pinguins. Na avaliação entre os hábitos das espécies foi observado o mesmo que em 2022, ou seja, espécies de hábitos costeiros e as oceânicas possuem IS similares. Ao examinar o efeito das causas de morte sobre o IS o resultado foi semelhante ao de 2022. Cabe ressaltar, que nas aves com causa de morte antropogênica e natural foi observado que as primeiras apresentam saúde pior, indicando que a morte por captura acidental acontece principalmente em animais com saúde debilitada.

A análise dos efeitos das diferentes covariáveis sobre o IS das tartarugas marinhas apresentou efeitos espaciais, temporais e ligados ao habitat preferencial das espécies. Na avaliação das mesorregiões foi observada uma

mudança em relação ao ano anterior (2022), pois foram observados valores de IS acima do valor médio do efeito, nas mesorregiões de Santa Catarina e nas áreas abertas do Rio de Janeiro (Central Fluminense e Leste Fluminense). Quanto ao efeito temporal do IS nas tartarugas marinhas, também foi observado, assim como nas aves, uma diminuição significativa ao longo do tempo. Diferentemente do que se observou nas causas de morte das aves, tartarugas com morte relacionada a interações antrópicas apresentaram saúde significativamente melhor. Levando em conta o habitat preferencial das tartarugas, foi observada uma variação marcante no IS, com animais costeiros apresentando saúde pior do que costeiro/oceânicos, e estes piores do que animais oceânicos. Este padrão pode estar relacionado aos movimentos ontogenéticos da espécie entre os ambientes, relacionados a processos de senescência dos animais mais velhos ou pode ter influência na redução da qualidade ambiental do ambiente costeiro.

Foi observado nos mamíferos marinhos uma tendência da piora da saúde do norte para o sul, entre São Paulo e Paraná, e valores mais altos e similares de saúde ao longo de Santa Catarina. Cabe ressaltar, que a ocorrência de encalhes e atendimentos neste grupo é menor, quando comparado aos outros grupos objetos deste monitoramento. Com isso, os intervalos de confiança nas análises tendem a ser maiores e, havendo sobreposição dos intervalos, não é possível afirmar que existem diferenças significativas entre os fatores. Entre os anos de 2017 e 2023, foi observada uma certa oscilação no IS dos mamíferos, com destaque para o ano de 2022 que apresentou valores significativamente maiores. No entanto, em 2022 ocorreu a contribuição expressiva de uma espécie (*Arctocephalus australis*) que apresentou IS médio alto, o que pode ter contribuído para o valor observado na série temporal.

As análises indicaram maiores valores de IS em mamíferos de habitat costeiro, quando em comparação com os de habitats costeiros/oceânicos e oceânicos. Padrão semelhante ao observado em 2022. Vale salientar, que o relativo baixo valor para espécies de hábito oceânico pode estar relacionado ao fato de que as observações do monitoramento ocorrem na costa, ou seja, longe do habitat usual destas espécies. Isso tem relação com o comportamento de animais de se aproximarem da costa quando doentes e também, a

impossibilidade de calcular o IS em carcaças com estágio avançado de decomposição. Mamíferos com causas de morte antropogênica e natural apresentaram, nas análises, IS semelhantes.

O padrão de queda na saúde das aves e das tartarugas ao longo dos anos é preocupante. Enquanto nas primeiras esse padrão vem se mantendo nos últimos cinco anos, nas tartarugas se havia discutido a estabilidade no relatório de 2022. Para 2023 houve novamente a queda do IS nas tartarugas, alertando de que a aparente estabilidade de 2021 e 2022 tenha sido momentânea. Se discutiu a possibilidade de que a queda inicial pudesse ser atribuída a um aumento da acuidade da equipe de veterinários com o tempo. Porém a diferença de padrão entre as classes mostra que isso não é um efeito amostral, mas provavelmente uma piora real da saúde das aves e tartarugas. Será necessária uma mudança na estratégia analítica no próximo relatório para avaliar se grupos específicos de animais são os responsáveis por essa queda.

## **5.4 REFERÊNCIAS – ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL INTEGRADA**

ALMEIDA, A. DE P., SANTOS, A.J.B., THOMÉ, J.C.A., BELINI, C., BAPTISTOTTE, C., MARCOVALDI, M.Â., SANTOS, A.S. DOS, LOPEZ, M., 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 1(1), 12-19. DOI: 10.37002/biobrasil.v1i1.87

ARTHUR, K. E.; BOYLE, M. C.; LIMPUS, C. J. Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 362, p. 303–311, 2008. ISSN: 0171-8630, 1616-1599, DOI: 10.3354/meps07440.

BALLANCE, L. T.; PITMAN, R. L.; FIEDLER, P. C. 2006. Oceanographic influences on seabirds and cetaceans of the eastern tropical Pacific: A review. **Progress in Oceanography**, 69(2), 360–390. DOI: 10.1016/j.pocean.2006.03.013

BARLETTA, M., CYSNEIROS, F. J. A., LIMA, A. R. A. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical–subtropical transition estuary. **Journal of Fish Biology**, 89(1), 890–920. DOI: 10.1111/jfb.12999

BARLOW, J., & BOVENG, P. 1991. Modeling Age-Specific Mortality for Marine Mammal Populations. **Marine Mammal Science**, 7(1), 50–65. DOI: 10.1111/j.1748-7692.1991.tb00550.x

CAMPANA, I.; CROSTI, R.; ANGELETTI, D.; CAROSSO, L.; DAVID, L.; DI-MÉGLIO, N.; ... ARCANGELI, A. 2015. Cetacean response to summer maritime traffic in the Western Mediterranean Sea. **Marine Environmental Research**, 109, 1–8. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.05.009

CARMAN, V. G.; FALABELLA, V.; MAXWELL, S.; ALBAREDA, D.; CAMPAGNA, C.; MIANZAN, H. Revisiting the ontogenetic shift paradigm: The case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s. l.], v. 429, p. 64–72, 2012.

CASTELÃO, R. M.; CAMPOS, E. J. D.; MILLER, J. L. 2004. A Modelling Study of Coastal Upwelling Driven by Wind and Meanders of the Brazil Current. **Journal of Coastal Research**, 2004(203), 662–672. DOI: 10.2112/1551-5036(2004)20[662: AMSOCU]2.0.CO;2

CAUGHLEY, G. 1966. Mortality Patterns in Mammals. **Ecology**, 47(6), 906–918. DOI: 10.2307/1935638

COSTA, A. P. B., FRUET, P. F., SECCHI, E. R., DAURA-JORGE, F. G., SIMÕES-LOPES, P. C., DI TULLIO, J. C., ROSEL, P. E. 2021. Ecological divergence and speciation in common bottlenose dolphins in the western South Atlantic. **Journal of Evolutionary Biology**, 34(1), 16–32. DOI: 10.1111/jeb.13575

COSTA, A. P. B., ROSEL, P. E., DAURA-JORGE, F. G., SIMÕES-LOPES, P. C. 2016. Offshore and coastal common bottlenose dolphins of the western South Atlantic face-to-face: What the skull and the spine can tell us. **Marine Mammal Science**, 32(4), 1433–1457. DOI: 10.1111/mms.12342

CRESPO, E.A., SCHIAVINI, A.C.M., GARCÍA, N.A., FRANCO-TRECU, V., GOODALL, R.N.P., RODRÍGUEZ, D., STENGHEL MORGANTE, J., DE OLIVEIRA, L.R., 2015. Status, population trend and genetic structure of South American fur seals, *Arctocephalus australis*, in southwestern Atlantic waters. **Marine Mammal Science** 31, 866–890. DOI: 10.1111/mms.12199

DARBRA, R. M., RONZA, A., STOJANOVIC, T. A., WOOLDRIDGE, C., CASAL, J. 2005. A procedure for identifying significant environmental aspects in sea ports. **Marine Pollution Bulletin**, 50(8), 866–874. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.04.037

DO AMARAL, K. B., ALVARES, D. J., HEINZELMANN, L., BORGES-MARTINS, M., SICILIANO, S., MORENO, I. B. 2015. Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 472, 166–179. DOI: 10.1016/j.jembe.2015.07.013

FERNANDEZ, M.; YESSON, C.; GANNIER, A.; MILLER, P. I.; AZEVEDO, J. M. 2017. The importance of temporal resolution for niche modelling in dynamic marine environments. **Journal of Biogeography**, 44(12), 2816–2827. DOI: 10.1111/jbi.13080

FLACH, L., ALONSO, M.B., MARINHO, T., WAEREBEEK, K.V., BRESSEM, M.-F.V. 2019. Clinical signs in free-ranging Guiana dolphins *Sotalia guianensis*

during a morbillivirus epidemic: case study in Sepetiba Bay, Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms** 133: 175–180. DOI: 10.3354/dao03343

GOLDBERG, D.W.; VANSTREELS, R. E.; ALCALA, M. M.; HURTADO, R.; MANTOVANI, P. F.; SERAFINI, P. P.; BARBOSA, A. F. 2021. Unforeseen consequences of the COVID-19 pandemic: Increased frequency of kite-string injuries in magnificent frigatebirds (*Fregata magnificens*) in Rio de Janeiro state, Brazil. **Universities Federation for Animal Welfare**, 2021

GOLDSWORTHY, S.D., PAGE, B., HAMER, D.J., LOWTHER, A.D., SHAUGHNESSY, P.D., HINDELL, M.A., BURCH, P., COSTA, D.P., FOWLER, S.L., PETERS, K., MCINTOSH, R.R., BAILLEUL, F., MACKAY, A.I., KIRKWOOD, R., HOLMAN, D., BRYARS, S. 2022. Assessment of Australian Sea Lion Bycatch Mortality in a Gillnet Fishery, and Implementation and Evaluation of an Effective Mitigation Strategy. **Frontiers in Marine Science**, 9:799102. DOI: 10.3389/fmars.2022.799102

GROCH, K. R., SANTOS-NETO, E. B., DÍAZ-DELGADO, J., IKEDA, J. M. P., CARVALHO, R. R., OLIVEIRA, R. B., GUARI, E. B., BISI, T. L., AZEVEDO, A. F., LAILSON-BRITO, J., CATÃO-DIAS, J. L. 2018. Guiana Dolphin Unusual Mortality Event and Link to Cetacean Morbillivirus, Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, 24(7), 1349–1354. DOI: 10.3201/eid2407.180139

HASTIE, G. D.; WILSON, B.; TUFFT, L. H.; THOMPSON, P. M. 2003. Bottlenose Dolphins Increase Breathing Synchrony in Response to Boat Traffic. **Marine Mammal Science**, 19(1), 74–084. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2003.tb01093.x

HAZEL, J., & GYURIS, E. (2006). Vessel-related mortality of sea turtles in Queensland, Australia. **Wildlife Research**, 33(2), 149–154. DOI: 10.1071/WR04097

HAZEL, J., LAWLER, I. R., MARSH, H., & ROBSON, S. 2007. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. **Endangered Species Research**, 3(2), 105–113. DOI: 10.3354/esr003105

HOHL, L. S. L., SICURO, F. L., WICKERT, J. C., MORENO, I. B., ROCHA-BARBOSA, O., BARRETO, A. S. 2020. Skull morphology of bottlenose dolphins from different ocean populations with emphasis on South America. **Journal of Morphology**, 281(6), 564–577. DOI: 10.1002/jmor.21121

JUSUFOVSKI, D., SAAVEDRA, C., KUPARINEN, A. 2019. Competition between marine mammals and fisheries in contemporary harvested marine ecosystems. **Marine Ecology Progress Series**, 627, 207–232. DOI: 10.3354/meps13068

KOVACS, K. M., AGUILAR, A., AURIOLES, D., BURKANOV, V., CAMPAGNA, C., GALES, N., GELATT, T., GOLDSWORTHY, S. D., GOODMAN, S. J., HOFMEYR, G. J. G., HÄRKÖNEN, T., LOWRY, L., LYDERSEN, C., SCHIPPER, J., SIPILÄ, T., SOUTHWELL, C., STUART, S., THOMPSON, D., TRILLMICH, F. 2012. Global threats to pinnipeds. **Marine Mammal Science**, 28(2), 414–436. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2011.00479.x

LEGENDTRE, P.; L. LEGENDRE. 2012. **Numerical ecology**, 3rd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam. xvi + 990 pp.

LODI, L., DOMIT, C., LAPORTA, P., TULLIO, J. C. D., MARTINS, C. C. A., VERMEULEN, E. 2016. Report of the Working Group on the Distribution of *Tursiops truncatus* in the Southwest Atlantic Ocean. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 11(1–2), 29–46. DOI: 10.5597/lajam00214

MARCOVALDI, M. Â., SALES, G., THOMÉ, J. C. A., SILVA, A. C. C. D. DA, GALLO, B. M. G., LIMA, E. H. S. M., ... BELLINI, C. 2006. Sea Turtles and Fishery Interactions in Brazil: Identifying and Mitigating Potential Conflicts. **Marine Turtle Newsletter**, 112, 4–8.

MATANO, R. P.; PALMA, E. D.; PIOLA, A. R. 2010. The influence of the Brazil and Malvinas Currents on the Southwestern Atlantic Shelf circulation. **Ocean Science**, 6(4), 983–995. DOI: 10.5194/os-6-983-2010

MCCLELLAN, C. M.; BRERETON, T.; DELL'AMICO, F.; JOHNS, D. G.; CUCKNELL, A.-C.; PATRICK, S. C.; ... GODLEY, B. J. 2014. Understanding the Distribution of Marine Megafauna in the English Channel Region: Identifying Key Habitats for Conservation within the Busiest Seaway on Earth. **PLOS ONE**, 9(2), e89720. DOI: 10.1371/journal.pone.0089720

MOORE, M. J., MITCHELL, G. H., ROWLES, T. K., EARLY, G. 2020. Dead Cetacean? Beach, Bloat, Float, Sink. **Frontiers in Marine Science**, 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.00333

MUXIKA, I., BORJA, Á., BONNE, W. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. **Ecological Indicators**, 5(1), 19–31. DOI: 10.1016/j.ecolind.2004.08.004

NEVES, T., OLMOS, F., PEPPE, F., MOHR, L.V. 2006. **Plano de ação nacional para a conservação de albatrozes e petréis: Planacap**, Série Espécies ameaçadas. IBAMA, MMA, Brasília.

OLIVEIRA, A.D., KOLESNIKOVAS, C.K.M., SERAFINI, P.P., MOREIRA, L.M. DE P., PONTALTI, M., SIMÕES-LOPES, P.C., BARRETO, A.S. 2014. Occurrence of Pinnipeds in Santa Catarina between 2000 and 2010. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 9. DOI: 10.5597/lajam00179

OPPEL, S.; MEIRINHO, A.; RAMÍREZ, I.; GARDNER, B.; O'CONNELL, A. F.; MILLER, P. I.; LOUZAO, M. 2012. Comparison of five modelling techniques to predict the spatial distribution and abundance of seabirds. **Biological Conservation**, 156, 94–104. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.11.013

PALMA, E. D.; MATANO, R. P.; PIOLA, A. R. A numerical study of the Southwestern Atlantic Shelf circulation: Stratified ocean response to local and offshore forcing. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 113, n. C11, 2008. DOI: 10.1029/2007JC004720.

PANIGADA, S.; PESANTE, G.; ZANARDELLI, M.; CAPOULADE, F.; GANNIER, A.; WEINRICH, M. T. 2006. Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. **Marine Pollution Bulletin**, 52(10), 1287–1298. DOI:10.1016/j.marpolbul.2006.03.014

PELTIER, H.; DABIN, W.; DANIEL, P.; VAN CANNEYT, O.; DORÉMUS, G.; HUON, M.; RIDOUX, V. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. **Ecological Indicators**, 18, 278–290. DOI:10.1016/j.ecolind.2011.11.014

PETROBRAS. 2019. **3º Relatório Técnico Anual (setembro/2017 a agosto/2018)** - Gerenciamento e Execução do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacias de Santos – Fase 1. Versão 02. (p. 401). Itajaí, SC: UNIVALI/PETROBRAS.

PETROBRAS. 2022. **Relatório Técnico Anual Integrado 01/01/2021 a 31/12/2021**: Volume 2 – Análise espaço temporal integrada, HPA e elementos traço (p. 402). UNIVALI/Mineral/Econservation/USP/UNESP/PETROBRAS.

PRADO, J. H. F.; MATTOS, P. H.; SILVA, K. G.; SECCHI, E. R. 2016. Long-Term Seasonal and Interannual Patterns of Marine Mammal Strandings in Subtropical Western South Atlantic. **PLoS ONE**, 11(1), e0146339. DOI: 10.1371/journal.pone.0146339

PRADO, J.H.F.; E.R. SECCHI, P.G. KINAS. 2013. Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. **Ecological Indicators** 32: 35–41. DOI:10.1016/j.ecolind.2013.03.005.

QCBS – Quebec Centre for Biodiversity Science 2022. **Workshop 10: Advanced Multivariate Analyses in R**. Disponível em <<http://r.qcbs.ca/workshop10/book-en/index.html>>. Acessado em 05/05/2022.

ROCHA-CAMPOS, C. C.; CÂMARA, I. G.; PRETTO, D. J. (Org.). 2011. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos - Pequenos Cetáceos**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

ROCHA-CAMPOS, C. C.; DANILEWICZ, D. S.; SICILIANO, S.; DI BENEDETTO, A. P. M. (Eds.). 2010. **Toninha *Pontoporia blainvillei*: plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo**. Brasília: ICMBio-Instituto Chico Mendes, MMA.

SANTOS, A.S. DOS, SOARES, L.S. E, MARCOVALDI, M.Â., MONTEIRO, D. DA S., GIFFONI, B., ALMEIDA, A. DE P. 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 1(1), 3-11.

SCHOEMAN, R. P., PATTERSON-ABROLAT, C., & PLÖN, S. 2020. A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. **Frontiers in Marine Science**, 7: 292. DOI: 10.3389/fmars.2020.00292

SPALDING, M. D., FOX, H. E., ALLEN, G. R., DAVIDSON, N., FERDAÑA, Z. A., FINLAYSON, M., HALPERN, B. S., JORGE, M. A., LOMBANA, A., LOURIE, S. A., MARTIN, K. D., MCMANUS, E., MOLNAR, J., RECCHIA, C. A., ROBERTSON, J. 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. **BioScience**, 57(7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>

STRUB, P.T., JAMES, C., COMBES, V., MATANO, R.P., PIOLA, A.R., PALMA, E.D., SARACENO, M., GUERRERO, R.A., FENCO, H., RUIZ-ETCHEVERRY, L.A., 2015. Altimeter-derived seasonal circulation on the southwest Atlantic shelf: 27°–43°S. **Journal of Geophysical Research: Oceans** 120, 3391–3418. DOI: 10.1002/2015JC010769

TAVARES, M.; OTT, P. H.; BORGES-MARTINS, M. 2023. Tracking marine tetrapod carcasses using a low-cost mixed methodology with GPS trackers, passive drifters and citizen science. **Methods in Ecology and Evolution**, 14(9), 2354–2361. DOI: 10.1111/2041-210X.14177

TREMBLAY, Y.; BERTRAND, S.; HENRY, R. W.; KAPPES, M. A.; COSTA, D. P.; SHAFFER, S. A. 2009. Analytical approaches to investigating seabird–environment interactions: a review. **Marine Ecology Progress Series**, 391, 153–163. DOI: 10.3354/meps08146

VÉLEZ-RUBIO, G. M.; CARDONA, L.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; MARTINEZ SOUZA, G.; CARRANZA, A.; CAMPOS, P.; GONZÁLEZ-PAREDES, D.; TOMÁS, J. Pre and post-settlement movements of juvenile green turtles in the Southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 501, p. 36–45, 1 abr. 2018.

VIRGILI, A., TEILLARD, V., DORÉMUS, G., DUNN, T. E., LARAN, S., LEWIS, M., LOUZAO, M., MARTÍNEZ-CEDEIRA, J., PETTEX, E., RUIZ, L., SAAVEDRA, C., SANTOS, M. B., VAN CANNEYT, O., VÁZQUEZ BONALES, J. A., RIDOUX, V. 2022. Deep ocean drivers better explain habitat preferences of sperm whales *Physeter macrocephalus* than beaked whales in the Bay of Biscay. **Scientific Reports**, 12(1), 9620. DOI: 10.1038/s41598-022-13546-x

WELLS, R. S.; ALLEN, J. B.; LOVEWELL, G.; GORZELANY, J.; DELYNN, R. E.; FAUQUIER, D. A.; BARROS, N. B. 2015. Carcass-recovery rates for resident bottlenose dolphins in Sarasota Bay, Florida. **Marine Mammal Science**, 31(1), 355–368. DOI:10.1111/mms.12142

WICKERT, J. C., VON EYE, S. M., OLIVEIRA, L. R., MORENO, I. B. 2016. Revalidation of *Tursiops gephyreus* Lahille, 1908 (Cetartiodactyla: Delphinidae) from the southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Mammalogy**, 97(6), 1728–1737. DOI: 10.1093/jmammal/gyw139

WISNIEWSKA, D. M.; JOHNSON, M.; TEILMANN, J.; SIEBERT, U.; GALATIUS, A.; DIETZ, R.; MADSEN, P. T. 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena*). **Proc. R. Soc. B**, 285(1872), 20172314. DOI: 10.1098/rspb.2017.2314

## **6. HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPA)**

### **6.1 INTRODUÇÃO**

(a ser inserido após recebimento do relatório finalizado da Mineral/PUC-Rio)

## **7. ELEMENTOS TRAÇO**

### **7.1 INTRODUÇÃO**

(a ser inserido após recebimento do relatório finalizado da Mineral/PUC-Rio)