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

Relatório Técnico Anual Integrado (2025) - Volume 2

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

Outubro/2026

Relatório Técnico Anual Integrado – 01/01/2025 a 31/12/2025

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

Relatório Técnico
Revisão 00
Outubro/2026

CONTROLE DE REVISÕES

REV.	DESCRIÇÃO	DATA
00	Emissão original	28/10/2026

	Original	Rev.01	Rev.02	Rev.03	Rev.04	Rev.05	Rev.06	Rev.07	Rev.08
Data	28/10/2026								
Elaboração	UNIVALI								
Verificação	Petrobras								
Aprovação	Petrobras								

PÚBLICA

SUMÁRIO

TABELAS 6
FIGURAS 15
APRESENTAÇÃO 24
5. ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL INTEGRADA 25
5.1 Metodologia de Análise 27
5.1.1 Padrões de Encalhes 27
5.1.1.1 Variáveis ambientais e antrópicas 29
5.1.1.2 Estratificação Espacial 38
5.1.2 Estratificação pelo habitat preferencial das espécies 41
5.1.3 Recorte temporal 42
5.1.4 Análises Estatísticas 42
5.2 Resultados e Discussão 47
5.2.1 Padrões de Encalhes 48
5.2.2 Índice de Saúde 73
5.2.3 Interações Antrópicas 95
5.3 Considerações Gerais 108
5.3.1 Padrões de encalhes 108
5.3.2 Índice de Saúde 111
5.3.3 Interações Antrópicas 112
5.4 Referências – Análise espaço temporal integrada 113
6. HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPA) E ORGANOHALOGENADOS 122
6.1 Introdução 122
6.2 Metodologia analítica 126
6.2.1 Extração 126
6.2.2 Purificação do extrato 127
6.2.3 Análise instrumental: HPAS 128
6.2.4 Análise instrumental: PCB e PBDE 130
6.2.5 Análise instrumental: pesticidas organoclorados 132
6.2.6 Análises Estatísticas 133
6.3 Resultados 134
6.3.1 Quantitativo de amostras de tetrápodes analisadas em 2025 134
6.3.2 PCB e PBDE 153
6.3.3 Pesticidas organoclorados 162
6.4 Discussão 184
6.4.1 Análise espaço-temporal da ocorrência de HPAs e organohalogenados 184
6.4.2 Ocorrência e distribuição de HPA 186

PÚBLICA

6.4.3 Ocorrência e distribuição de contaminantes halogenados 202
6.5 Variação de HPAs e organohalogenados por sexo e estágio de desenvolvimento 210
6.5.1 Sexo × TCH: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025 211
6.5.2 Sexo × TCA: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025 214
6.5.3 Estágio de desenvolvimento × TCH: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025 216
6.5.4 Estágio de desenvolvimento × TCA: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025 218
6.6 Considerações Gerais 222
6.7 Referências – HPA e organohalogenados 223
7. ELEMENTOS TRAÇO 226
7.1 Introdução 226
7.2 Métodos 228
7.2.1 Recebimento, Preparo e Preservação das Amostras 228
7.2.2 Pré-tratamento, Fracionamento e Preservação das Amostras 229
7.2.3 Métodos de Análise Química 230
7.2.4 Determinações 231
7.2.5 Tratamento Estatístico dos Resultados 237
7.2.6 Informações das amostras recebidas 238
7.3 Resultados 239
7.3.1 Análise Estatística Preliminar 239
7.3.2 Análise Estatística Quantitativa 267
7.4 Discussões 323
7.4.1 Aves Marinhas 323
7.4.2 Tartarugas-marinhas 329
7.4.3 Mamíferos Marinhos 333
7.5 Considerações Gerais 337
7.6 Referências – Elementos Traço 339
EQUIPE TÉCNICA 343
Coordenação Geral 343

TABELAS

TABELA 5.1-1 – PARÂMETROS UTILIZADOS NAS ANÁLISES DOS PADRÕES DE ENCALHES. "DP" – DESVIO PADRÃO. 38

TABELA 5.2-1 – RESULTADOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA PARA OS DADOS AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS (MODEL FINAL - EXCLUÍNDO VARIÁVEIS NÃO SIGNIFICATIVAS) PARA AVES REGISTRADAS PELO PMP-BS POR MONITORAMENTO TERRESTRE DIÁRIO ENTRE 2017 E 2025. 59

TABELA 5.2-2 – RESULTADOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA PARA OS DADOS AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS (MODEL FINAL - EXCLUÍNDO VARIÁVEIS NÃO SIGNIFICATIVAS) PARA TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADOS PELO PMP-BS ENTRE 2017 E 2025..... 63

TABELA 5.2-3 – RESULTADOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA PARA OS DADOS AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS (MODEL FINAL - EXCLUÍNDO VARIÁVEIS NÃO SIGNIFICATIVAS)PARA MAMÍFEROS REGISTRADOS PELO PMP-BS ENTRE 2017 E 2025. 69

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..... 74

TABELA 5.2-5 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE AVES ENTRE 2017 E 2025, INCLUINDO ANIMAIS QUE PASSARAM POR TRATAMENTO VETERINÁRIO. "G.L." – GRAUS DE LIBERDADE. 81

TABELA 5.2-6 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE AVES ENTRE 2017 E 2025, EXCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES. "G.L." – GRAUS DE LIBERDADE..... 83

TABELA 5.2-7 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE TARTARUGAS ENTRE 2017 E 2025. "G.L." – GRAUS DE LIBERDADE. 86

TABELA 5.2-8 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE TARTARUGAS MARINHAS ENTRE 2017 E 2025 INCLUINDO A IDADE COMO FATOR. "G.L." – GRAUS DE LIBERDADE. 89

TABELA 5.2-9 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE MAMÍFEROS MARINHOS ENTRE 2017 E 2025. "G.L." – GRAUS DE LIBERDADE. 91

TABELA 5.2-10 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA O ÍNDICE DE SAÚDE DE MAMÍFEROS MARINHOS ENTRE 2017 E 2025, INCLUINDO A IDADE COMO FATOR. "G.L." – GRAUS DE LIBERDADE. 94

TABELA 5.2-11 – RESUMO DAS ANÁLISES DE GLM PARA OCORRÊNCIA DE INTERAÇÕES ANTRÓPICAS E FATORES ESPAÇO-TEMPORAIS PARA DADOS ENTRE 2017 E 2025, INDICANDO OS FATORES SELECIONADOS PARA O MODELO FINAL. "-" INDICA AUSÊNCIA DE AMOSTRA POR NÍVEL DE FATORES, IMPOSSIBILITANDO A ANÁLISE. 96

TABELA 5.2-12 – VALORES DE P DA ANOVA PARA OS DIFERENTES FATORES SELECIONADOS NOS MODELOS FINAIS DAS ANÁLISES DE INTERAÇÕES ANTRÓPICAS COM AVES. 97

TABELA 5.2-13 – VALORES DE P DA ANOVA PARA OS DIFERENTES FATORES SELECIONADOS NOS MODELOS FINAIS DAS ANÁLISES DE INTERAÇÕES ANTRÓPICAS COM TARTARUGAS. "N.S." – NÃO SIGNIFICATIVA..... 101

TABELA 5.2-14 – VALORES DE P DA ANOVA PARA OS DIFERENTES FATORES SELECIONADOS NOS MODELOS FINAIS DAS ANÁLISES DE INTERAÇÕES ANTRÓPICAS COM MAMÍFEROS. "N.S." – NÃO SIGNIFICATIVA..... 105

TABELA 6.2-1 – EQUIPAMENTOS E CONDIÇÕES UTILIZADAS PELO LABMAM DA PUC-RIO PARA ANÁLISE DE HPA EM TCA DE TETRÁPODES MARINHOS ORIUNDOS DO PMP-BS. 129

TABELA 6.2-2 – EQUIPAMENTOS E CONDIÇÕES UTILIZADAS PELO LABMAM DA PUC-RIO PARA ANÁLISE DE PCBS E PBDES EM TCA DE TETRÁPODES MARINHOS ORIUNDOS DO PMP-BS. 131

TABELA 6.2-3 – EQUIPAMENTOS E CONDIÇÕES UTILIZADAS PELO LABMAM DA PUC-RIO PARA ANÁLISE DE PESTICIDAS EM TCA DE TETRÁPODES MARINHOS ORIUNDOS DO PMP-BS. 132

TABELA 6.3-1 – QUANTITATIVO (N) DE AMOSTRAS SEGUNDO A CLASSE, ESPÉCIE E TECIDO (TCA = TECIDO ADIPOSO; TCH = TECIDO HEPÁTICO) QUE TIVERAM AMOSTRAS COLETADAS PARA ANÁLISE DE HPAS E ORGANOHALOGENADOS AO LONGO DE 2025 PELO PMP-BS. 136

TABELA 6.3-2 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE HPAS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX) – DE HPAS EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 139

TABELA 6.3-3 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE HPAS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), DE HPAS EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 141

TABELA 6.3-4 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE PCBS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE PCBS EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 155

TABELA 6.3-5 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE PCBS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE PCBS EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 156

TABELA 6.3-6 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE PBDES – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX) DE PBDES EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 159

TABELA 6.3-7 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE PBDES – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE PBDES EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 161

TABELA 6.3-8 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE ∑DDTS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE DDTS EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 166

TABELA 6.3-9 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE ∑DDTS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE DDTS EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 168

TABELA 6.3-10 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE DRINS TOTAIS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE DRINS EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 169

TABELA 6.3-11 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE DRINS TOTAIS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE DRINS EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 171

TABELA 6.3-12 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE CLORDANAS TOTAIS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE CLORDANAS EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 172

TABELA 6.3-13 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE CLORDANAS TOTAIS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ) – DE CLORDANAS EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 174

TABELA 6.3-14 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE ∑ENDOSULFANS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX) DE ENDOSULFANS EM TCH PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 175

TABELA 6.3-15 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE ∑ENDOSULFANS – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX) DE ENDOSULFANS EM TCA PARA AS AMOSTRAS DE AVES, MAMMALIA E REPTILIA ANALISADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 177

TABELA 6.3-16 – RESULTADOS ESTATÍSTICOS DE ∑METOXICLORO – MÉDIA, DESVIO-PADRÃO (DP), MÍNIMO (MÍN), MÁXIMO (MÁX), 1º QUARTIL (Q1), 3º QUARTIL (Q3) E PERCENTUAL DE AMOSTRAS COM COMPOSTOS QUANTIFICÁVEIS (%>LQ)

PÚBLICA

– de Metoxicloro em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS. 178

Tabela 6.3-17 – Resultados estatísticos de ∑metoxicloro – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) – de Metoxicloro em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS. 180

Tabela 6.3-18 – Resultados estatísticos de ∑mirex – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx) de Mirex em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.. 181

Tabela 6.3-19 – Resultados estatísticos de ∑mirex – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) – de Mirex em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS. 183

Tabela 6.4-1 – Concentração média*, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCH nas 51 espécies de Aves analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS. 188

Tabela 6.4-2 – Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCA nas espécies de Aves analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS. 191

Tabela 6.4-3 – Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCH nas 24 espécies de Mammalia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS. 194

Tabela 6.4-4 – Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCA nas espécies de Mammalia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS. 197

Tabela 6.4-5 – Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) o para ∑37HPAs em amostras de TCH nas espécies de Reptilia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS. 200

Tabela 6.4-6 – Concentração média, desvio-padrão, mediana e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) o para ∑37HPAs em amostras de TCA nas espécies de Reptilia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS. 201

Tabela 7.1-1 – Concentrações mínimas e máximas de elementos-traço (µg g^{-1}), em peso seco, em tecido hepático de cetáceos, quelônios e aves marinhas (MENEGÁRIO et al., 2017). 227

Tabela 7.2-1 - Número de amostras recebidas e analisadas quanto aos elementos traço em 2025, por área do PMP-BS, os números entre parênteses representam o quantitativo recebido pela PUC-Rio. 229

Tabela 7.2-2 – Análise das amostras DOLT-3 (Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals, NRCC, Canadá) por ICP-MS (Peso seco – mg kg^{-1}). Média ± Desvio Padrão (M ± DP). Recuperação (R%). 233

Tabela 7.2-3 - Determinação de Hg DOLT-3 (Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals, NRCC, Canadá) por CVAAS (Peso seco – mg kg-1). Média ± Desvio Padrão (M ± DP). Recuperação (R%). 235

Tabela 7.2-4 – Limite de Detecção e Limite de Quantificação (Peso seco – mg kg^{-1}) estabelecidos para a determinação dos analitos. 236

Tabela 7.2-5 – Frequência por espécie com amostras coletadas para análise de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025). 238

Tabela 7.2-6 – Frequência por localização de indivíduos que tiveram amostras analisadas de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025). 239

Tabela 7.2-7 – Frequência por estágio do desenvolvimento dos indivíduos que tiveram amostras analisadas de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025). 239

PÚBLICA

TABELA 7.2-8 – FREQUÊNCIA POR SEXO DE INDIVÍDUOS QUE TIVERAM AMOSTRAS ANALISADAS DE ELEMENTOS TRAÇO NO PERÍODO DE REFERÊNCIA (JAN.-DEZ./2025). 239

TABELA 7.3-1 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA SPHENISCUS MAGELLANICUS DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 271) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD / 2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 241

TABELA 7.3-2 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA LARUS DOMINICANUS DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N =31) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD / 2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 241

TABELA 7.3-3 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA PHALACROCORAX BRASILIANUS DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 11) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD / 2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 242

TABELA 7.3-4 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA SULA LEUCOGASTER DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 14) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD / 2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 243

TABELA 7.3-5 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA CHELONIA MYDAS DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 181) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD/2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 253

TABELA 7.3-6 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA CARETTA CARETTA DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 12) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD/2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 253

TABELA 7.3-7 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA SOTALIA GUIANENSIS DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 18) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD / 2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 260

TABELA 7.3-8 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA PONTOPORIA BLAINVILLEI DOS ELEMENTOS-TRAÇO (N = 34) NO ANO DE 2025, CONSIDERANDO O CRITÉRIO LD / 2 PARA VALORES ABAIXO DO LD. 261

TABELA 7.3-9 - FREQUÊNCIA DE SEXO PARA AVES MARINHAS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 267

TABELA 7.3-10 – FREQUÊNCIA DE SEXO PARA MAMÍFEROS MARINHOS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 267

TABELA 7.3-11 – FREQUÊNCIA DE SEXO PARA TARTARUGAS-MARINHAS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 267

TABELA 7.3-12 - VALORES DE Z PARA A COMPARAÇÃO, ENTRE SEXOS, DA MÉDIA LOGARÍTMICA DA CONCENTRAÇÃO ELEMENTAR DE ACORDO COM AS ESPÉCIES DE AVES (VALOR EM NEGRITO SIGNIFICA VALOR SUPERIOR A ZCRIT = 1,96, VALORES POSITIVOS SIGNIFICAM FÊMEA>MACHO), DAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 268

TABELA 7.3-13 -VALORES DE Z PARA A COMPARAÇÃO, ENTRE SEXOS, DA MÉDIA LOGARÍTMICA DA CONCENTRAÇÃO ELEMENTAR DE ACORDO COM AS ESPÉCIES DE QUELÔNIOS (VALOR EM NEGRITO SIGNIFICA VALOR SUPERIOR A ZCRIT = 1,96, VALORES POSITIVOS SIGNIFICAM FÊMEA>MACHO), DAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇOS NO ANO DE 2025. 269

TABELA 7.3-14 - VALORES DE Z PARA A COMPARAÇÃO, ENTRE SEXOS, DA MÉDIA LOGARÍTMICA DA CONCENTRAÇÃO ELEMENTAR DE ACORDO COM AS ESPÉCIES DE MAMÍFEROS (VALOR EM NEGRITO SIGNIFICA VALOR SUPERIOR A ZCRIT = 1,96, VALORES POSITIVOS SIGNIFICAM FÊMEA>MACHO), DAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 270

TABELA 7.3-15 - FREQUÊNCIA DE ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO PARA AVES MARINHAS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 270

TABELA 7.3-16 – FREQUÊNCIA DE ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO PARA MAMÍFEROS MARINHOS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025 271

TABELA 7.3-17 – FREQUÊNCIA DE ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO PARA TARTARUGAS-MARINHAS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 271

TABELA 7.3-18 - VALORES DE Z PARA A COMPARAÇÃO, ENTRE ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTOS (ADULTO/JOVEM), DA MÉDIA LOGARÍTMICA DA CONCENTRAÇÃO ELEMENTAR DE ACORDO COM AS ESPÉCIES DE AVES (VALOR EM NEGRITO SIGNIFICA VALOR SUPERIOR A ZCRIT = 1,96, ADULTO>JOVEM), DAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 272

TABELA 7.3-19 - VALORES DE Z PARA A COMPARAÇÃO, ENTRE ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTOS (ADULTO/FETO/FILHOTE/JOVEM), DA MÉDIA LOGARÍTMICA DA CONCENTRAÇÃO ELEMENTAR PARA A ESPÉCIE SOTALIA

GUIANENSIS (VALOR EM NEGRITO SIGNIFICA VALOR SUPERIOR A ZCRIT = 1,96), DAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 273

TABELA 7.3-20 – VALORES DE Z PARA A COMPARAÇÃO, ENTRE ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTOS (ADULTO/JOVEM), DA MÉDIA LOGARÍTMICA DA CONCENTRAÇÃO ELEMENTAR PARA A ESPÉCIE PONTOPORIA BLAINVILLEI (VALOR EM NEGRITO SIGNIFICA VALOR SUPERIOR A Z_{CRIT} = 1,96), DAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 273

TABELA 7.3-21 - FREQUÊNCIA DE LOCAL PARA SPHENISCUS MAGELLANICUS NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 274

TABELA 7.3-22 – FREQUÊNCIA DE LOCAL PARA A ESPÉCIE PONTOPORIA BLAINVILLEI NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 274

TABELA 7.3-23 – FREQUÊNCIA DE LOCAL PARA CHELONIA MYDAS, NAS AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 275

TABELA 7.3-24 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA ARSÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 276

TABELA 7.3-25 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE ARSÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%), <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 276

TABELA 7.3-26 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA CÁDMIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 277

TABELA 7.3-27 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE CÁDMIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 277

TABELA 7.3-28 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA COBRE NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 277

TABELA 7.3-29 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE COBRE NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 277

TABELA 7.3-30 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MANGANÊS NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 278

TABELA 7.3-31 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MANGANÊS NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 278

TABELA 7.3-32 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MOLIBDÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 278

TABELA 7.3-33 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MOLIBDÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 279

TABELA 7.3-34 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA ZINCO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 279

TABELA 7.3-35 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE ZINCO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 279

TABELA 7.3-36 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA VANÁDIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 279

TABELA 7.3-37 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE VANÁDIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 280

TABELA 7.3-38 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MERCÚRIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 280

TABELA 7.3-39 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MERCÚRIO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 281

TABELA 7.3-40 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA CROMO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 281

TABELA 7.3-41 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE CROMO NOS INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 282

TABELA 7.3-42 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA ARSÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025.. 282

TABELA 7.3-43 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE ARSÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 283

TABELA 7.3-44 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA CÁDMIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025.. 283

TABELA 7.3-45 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE CÁDMIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 283

TABELA 7.3-46 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA COBRE NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025.. 284

TABELA 7.3-47 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE COBRE NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 284

TABELA 7.3-48 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MANGANÊS NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 285

TABELA 7.3-49 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MANGANÊS NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 285

TABELA 7.3-50 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MOLIBDÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 285

TABELA 7.3-51 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MOLIBDÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 286

TABELA 7.3-52 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA ZINCO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. .. 286

TABELA 7.3-53 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE ZINCO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 287

TABELA 7.3-54 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA VANÁDIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 287

TABELA 7.3-55 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE VANÁDIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 287

TABELA 7.3-56 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MERCÚRIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 288

TABELA 7.3-57 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MERCÚRIO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 288

TABELA 7.3-58 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA CROMO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. .. 289

TABELA 7.3-59 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE CROMO NOS INDIVÍDUOS DE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 289

TABELA 7.3-60 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA ARSÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 290

TABELA 7.3-61 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE ARSÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 290

TABELA 7.3-62 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA COBRE NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 290

TABELA 7.3-63 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE COBRE NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 290

TABELA 7.3-64 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MANGANÊS NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025. 291

TABELA 7.3-65 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MANGANÊS NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 291

TABELA 7.3-66 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MOLIBDÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS..... 291

TABELA 7.3-67 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MOLIBDÊNIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 291

TABELA 7.3-68 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA ZINCO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG, PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 291

TABELA 7.3-69 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE ZINCO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 292

TABELA 7.3-70 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA MERCÚRIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 292

TABELA 7.3-71 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE MERCÚRIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 292

TABELA 7.3-72 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA CADMIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 292

TABELA 7.3-73 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE CADMIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 292

TABELA 7.3-74 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA CROMO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 293

TABELA 7.3-75 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE CROMO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 293

TABELA 7.3-76 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS ENCONTRADAS PARA VANÁDIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (VALORES EM MG/KG), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO 293

TABELA 7.3-77 – TESTE COMPARATIVO PARA AS MÉDIAS GEOMÉTRICAS DE VANÁDIO NOS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES LOCAIS DE COLETA (= SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE IGUAIS (95%) E <> SIGNIFICAM VALORES ESTATISTICAMENTE DIFERENTES), PARA AMOSTRAS ANALISADAS PARA ELEMENTOS TRAÇO NO ANO DE 2025..... 293

TABELA 7.3-78 - MEDIANA DAS CONCENTRAÇÕES DOS ELEMENTOS-TRAÇO ANALISADOS EM AMOSTRAS DE TECIDO HEPÁTICO DE INDIVÍDUOS DA ESPÉCIE SPHENISCUS MAGELLANICUS NOS DIFERENTES ANOS DE COLETA, CONSIDERANDO SOMENTE OS ANOS E ELEMENTOS COM N AMOSTRAL ADEQUADO (>LD, N ≥ 4). VALORES EM MG/KG. 294

TABELA 7.3-79 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS ELEMENTOS-TRAÇO ANALISADOS EM AMOSTRAS DE TECIDO HEPÁTICO DE INDIVÍDUOS DA ESPÉCIE LARUS DOMINICANUS NOS DIFERENTES ANOS DE COLETA, CONSIDERANDO SOMENTE OS ANOS COM N AMOSTRAL ADEQUADO (>LD, N ≥ 4)..... 299

TABELA 7.3-80 - MEDIANA DOS ELEMENTOS-TRAÇO ANALISADOS EM AMOSTRAS DE TECIDO HEPÁTICO DE INDIVÍDUOS DA ESPÉCIE CARETTA CARETTA NOS DIFERENTES ANOS DE COLETA, CONSIDERANDO SOMENTE OS ANOS COM N AMOSTRAL ADEQUADO (>LD, N ≥ 4). 304

TABELA 7.3-81 - MEDIANA DOS ELEMENTOS-TRAÇO ANALISADOS EM AMOSTRAS DE TECIDO HEPÁTICO DE INDIVÍDUOS DA ESPÉCIE CHELONIA MYDAS NOS DIFERENTES ANOS DE COLETA, CONSIDERANDO SOMENTE OS ANOS COM N AMOSTRAL ADEQUADO (>LD, N ≥ 4). 309

TABELA 7.3-82 - MEDIANA DOS ELEMENTOS-TRAÇO ANALISADOS EM AMOSTRAS DE TECIDO HEPÁTICO DE INDIVÍDUOS DA ESPÉCIE PONTOPORIA BLAINVILLEI NOS DIFERENTES ANOS DE COLETA, CONSIDERANDO SOMENTE OS ANOS COM N AMOSTRAL ADEQUADO (>LD, N ≥ 4). 314

TABELA 7.3-83 - MEDIANA DOS ELEMENTOS-TRAÇO ANALISADOS EM AMOSTRAS DE TECIDO HEPÁTICO DE INDIVÍDUOS DA ESPÉCIE SOTALIA GUIANENSIS NOS DIFERENTES ANOS DE COLETA, CONSIDERANDO SOMENTE OS ANOS COM N AMOSTRAL ADEQUADO (>LD, N ≥ 4). 318

TABELA 7.4-1 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS (MG KG-1) DE ELEMENTOS-TRAÇO RELATADOS PARA PONTOPORIA BLAINVILLEI. 334

TABELA 7.4-2 - CONCENTRAÇÕES (MG KG-1) DE ELEMENTOS-TRAÇO RELATADOS PARA SOTALIA GUIANENSIS. 337

FIGURAS

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). 32

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). 35

FIGURA 5.1-3 – MAPAS DA MÉDIA DA INTENSIDADE DE TRÁFEGO DE EMBARCAÇÕES PARA TODO O PERÍODO DE JANEIRO A DEZEMBRO DE 2025: (A) EMBARCAÇÕES DA PETROBRAS; (B) EMBARCAÇÕES DE TERCEIROS. AS CORES REPRESENTAM A QUANTIDADE DE QUILÔMETROS NAVEGADOS EM CADA QUADRANTE EM TODO O PERÍODO. 36

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. 39

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. 40

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. 40

FIGURA 5.1-7 – CORRELOGRAMA ENTRE OS VALORES MÉDIOS PARA 2025, DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS ESTRATIFICADAS POR PROFUNDIDADE, UTILIZADAS NA RDA. TONS DE VERMELHO INDICAM CORRELAÇÃO POSITIVA, TONS DE ROXO CORRELAÇÃO NEGATIVA. 44

FIGURA 5.1-8 – CORRELOGRAMA ENTRE OS DESVIOS PADRÕES DE 2025 DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS ESTRATIFICADAS POR PROFUNDIDADE, UTILIZADAS NA RDA. TONS DE VERMELHO INDICAM CORRELAÇÃO POSITIVA, TONS DE ROXO CORRELAÇÃO NEGATIVA. 44

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. 49

FIGURA 5.2-2 – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE AVES REGISTRADAS POR TRIMESTRE (PERÍODO DE 2017 A 2025), (A) INCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES (SPHENISCUS MAGELLANICUS), E (B) SEM INCLUIR ESTA ESPÉCIE. 50

FIGURA 5.2-3 – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE AVES REGISTRADAS POR MESORREGIÃO (PERÍODO DE 2017 A 2025), (A) INCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES (SPHENISCUS MAGELLANICUS), E (B) SEM INCLUIR ESTA ESPÉCIE. MESORREGIÕES ORDENADAS DE NORTE (ESQUERDA) PARA SUL (DIREITA) 51

FIGURA 5.2-4 – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE MAMÍFEROS REGISTRADOS POR (A) ANO E (B) TRIMESTRE. 53

FIGURA 5.2-5 – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE MAMÍFEROS REGISTRADOS POR MESORREGIÃO (PERÍODO DE 2017 A 2025). MESORREGIÕES ORDENADAS DE SUL (ESQUERDA) PARA NORTE (DIREITA). 55

FIGURA 5.2-6 – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS POR (A) ANO E (B) TRIMESTRE. 56

FIGURA 5.2-7 – MAPA DE CALOR DA QUANTIDADE DE EXEMPLARES DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS POR MESORREGIÃO (PERÍODO DE 2017 A 2025). 58

FIGURA 5.2-8 – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: VARIÁVEIS ANTRÓPICAS SIGNIFICATIVAS. NENHUMA VARIÁVEL AMBIENTAL APRESENTOU SIGNIFICÂNCIA NA ANÁLISE. 61

FIGURA 5.2-9 – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: MESORREGIÕES. 61

FIGURA 5.2-10 – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: TRIMESTRES. 62

FIGURA 5.2-11 – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: ANOS. 62

FIGURA 5.2-12 – RESULTADOS DA RDA PARA AVES: ESPÉCIES. 63

PÚBLICA

FIGURA 5.2-13 – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: VARIÁVEIS AMBIENTAIS E VARIÁVEIS ANTRÓPICAS SIGNIFICATIVAS. 66
FIGURA 5.2-14 – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: MESORREGIÕES. 66
FIGURA 5.2-15 – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: TRIMESTRES. 67
FIGURA 5.2-16 – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: ANOS. 67
FIGURA 5.2-17 – RESULTADOS DA RDA PARA TARTARUGAS MARINHAS: ESPÉCIES. 68
FIGURA 5.2-18 – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: VARIÁVEIS AMBIENTAIS SIGNIFICATIVAS. NENHUMA VARIÁVEL ANTRÓPICA APRESENTOU SIGNIFICÂNCIA NA ANÁLISE. 71
FIGURA 5.2-19 – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: MESORREGIÕES. 71
FIGURA 5.2-20 – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: TRIMESTRES. 72
FIGURA 5.2-21 – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: ANOS. 72
FIGURA 5.2-22 – RESULTADOS DA RDA PARA MAMÍFEROS: ESPÉCIES. 73
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. 78
FIGURA 5.2-24 – DISTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DAS ANÁLISES DO GLM DE AVES MARINHAS. 81
FIGURA 5.2-25 – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA TODAS AS AVES, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2025, EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS. 83
FIGURA 5.2-26 - ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA AVES, EXCLUINDO PINGUINS-DE-MAGALHÃES, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2025 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS. 84
FIGURA 5.2-27 – DISTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DAS ANÁLISES DO GLM DE TARTARUGAS. 86
FIGURA 5.2-28 – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA TARTARUGAS MARINHAS, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2025 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS. 89
FIGURA 5.2-29 - ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA TARTARUGAS MARINHAS, INCLUINDO A IDADE COMO FATOR, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2025 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS. 90
FIGURA 5.2-30 –DISTRIBUIÇÃO DE RESÍDUOS DAS ANÁLISES DE GLM DE MAMÍFEROS MARINHOS. 91
FIGURA 5.2-31 – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA MAMÍFEROS MARINHOS, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2025 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS. 92
FIGURA 5.2-32 – ANÁLISE DE GLM DO ÍNDICE DE SAÚDE PARA MAMÍFEROS MARINHOS, ENTRE OS ANOS DE 2017 E 2025 EM TODAS AS MESORREGIÕES DO PMP-BS, INCLUINDO A IDADE COMO FATOR. 95
FIGURA 5.2-33 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM AGRESSÃO/VANDALISMO/CAÇA EM AVES. 98
FIGURA 5.2-34 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM LIXO EM AVES. 99
FIGURA 5.2-35 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM PESCA EM AVES. 100
FIGURA 5.2-36 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM PESCA EM TARTARUGAS. 102
FIGURA 5.2-37 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM EMBARCAÇÕES EM TARTARUGAS. 103

FIGURA 5.2-38 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM LIXO EM TARTARUGAS. 104

FIGURA 5.2-39 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM A PESCA EM MAMÍFEROS. 106

FIGURA 5.2-40 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO DE AGRESSÃO/VANDALISMO/CAÇA EM MAMÍFEROS. 107

FIGURA 5.2-41 - RESULTADOS DOS EFEITOS ESTIMADOS PARA OS DIFERENTES FATORES, GERADOS PELA ANÁLISE GLM DA INTERAÇÃO COM LIXO EM MAMÍFEROS. 108

FIGURA 6.3-1 – DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DOS HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAS) POR NÚMERO DE ANÉIS NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES (AVES, MAMÍFEROS MARINHOS E RÉPTEIS) ANALISADAS NAS DIFERENTES MESORREGIÕES COSTEIRAS DO PMP-BS EM 2025. 145

FIGURA 6.3-2 – HISTOGRAMA DA OCORRÊNCIA DE HPAS NO TCH DOS 284 INDIVÍDUOS DE SPHENISCUS MAGELLANICUS (PINGUIM-DE-MAGALHÃES) ANALISADOS EM 2025 PELO PMP-BS. 147

FIGURA 6.3-3. HISTOGRAMA DE OCORRÊNCIA DE HPAS NO TCH PARA O CONJUNTO DE TRÊS INDIVÍDUOS DE PONTOPORIA BLAINVILLEI ENTRE OS 66 AMOSTRAS COLETADAS NO ANO DE 2025 PELO PMP-BS. 149

FIGURA 6.3-4 – HISTOGRAMA DE OCORRÊNCIA DE HPAS NO TCH PARA 186 AMOSTRAS DE CHELONIA MYDAS (TARTARUGA-VERDE) COLETADAS ENTRE SETEMBRO E DEZEMBRO DE 2025 PELO PMP-BS. 152

FIGURA 6.4-1 – DIAGRAMAS DE OCORRÊNCIA EM CADA MESORREGIÃO DE TOTAL DE INDIVÍDUOS COM AMOSTRAS COLETADAS PARA ANÁLISE DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS NO PERÍODO 2016-2025. 185

FIGURA 6.4-2 – DIAGRAMA RADIAL COM AS CONCENTRAÇÕES MÉDIA? DE HPAS ∑37HPAS) EM CADA MESORREGIÃO POR ANO ENTRE 2016 E 2025 PARA TCH EM AVES (N = 2.631) ANALISADAS PELO PMP-BS. NAS AMOSTRAS COM RESULTADO <LQ, FOI CONSIDERADO O VALOR ZERO NO CÁLCULO DA MÉDIA. 190

FIGURA 6.4-3 – DIAGRAMA RADIAL COM AS MEDIANAS DAS CONCENTRAÇÕES DE HPAS (∑37HPAS) EM CADA MESORREGIÃO POR ANO ENTRE 2016 E 2025 PARA TCH EM MAMMALIA (N = 404) COLETADAS PELO PMP-BS. 195

FIGURA 6.4-4 – DIAGRAMA RADIAL COM AS CONCENTRAÇÕES MEDIANAS DE HPAS (∑37HPAS) EM CADA MESORREGIÃO POR ANO ENTRE 2016 E 2025 PARA TCH EM REPTILIA (N = 1.760) COLETADAS PELO PMP-BS. 200

FIGURA 6.4-5 – CONCENTRAÇÕES MÉDIA DE ∑PCBS (PAINEL SUPERIOR) E ∑DDT (PAINEL INFERIOR) CONSIDERANDO TODAS AS AMOSTRAS DE TCH DE AVES COLETADA PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. VALORES EM NG G^{-1} (PESO ÚMIDO). 204

FIGURA 6.4-6 – CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ∑PCBS (PAINEL SUPERIOR) E ∑DDT (PAINEL INFERIOR) CONSIDERANDO TODAS AS AMOSTRAS DE TCH DE ANIMAIS DA CLASSE MAMMALIA COLETADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. VALORES EM NG G^{-1} (PESO ÚMIDO). 207

FIGURA 6.4-7 – CONCENTRAÇÕES MÉDIA DE ∑PCBS (PAINEL SUPERIOR) E ∑DDT (PAINEL INFERIOR) CONSIDERANDO TODAS AS AMOSTRAS DE TCH DE ANIMAIS DA CLASSE REPTILIA COLETADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. VALORES EM NG G^{-1} (PESO ÚMIDO). 209

FIGURA 6.5-1 – CONTAGEM DE AMOSTRAS DE TCH DE AVES COM MAIS DE 3 IND COLETADOS NO ANO SEGUNDO O SEXO DOS ANIMAIS, CONSIDERANDO RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. 211

FIGURA 6.5-2 – CONTAGEM DE AMOSTRAS DE TCH DE MAMMALIA COM 3 OU MAIS INDIVÍDUOS COLETADOS NO ANO SEGUNDO O SEXO DOS ANIMAIS, CONSIDERANDO RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. 212

FIGURA 6.5-3 – CONTAGEM DE AMOSTRAS DE TCH DE REPTILIA COM MAIS DE 3 INDIVÍDUOS COLETADOS NO ANO SEGUNDO O SEXO DOS ANIMAIS, CONSIDERANDO RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. 212

FIGURA 6.5-4 – TECIDO HEPÁTICO: VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES (NG G^{-1}, EM ESCALA LOGARÍTMICA) DE HPAS, PCBS E DDTS NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES, EM FUNÇÃO DO SEXO, COM BASE EM RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. OS BOXPLOTS APRESENTAM A MEDIANA (LINHA CENTRAL), OS INTERVALOS INTERQUARTÍLICOS (CAIXAS), A AMPLITUDE DOS DADOS SEM VALORES DISCREPANTES (WHISKERS) E OS VALORES DISCREPANTES (PONTOS PRETOS); OS PONTOS VAZADOS REPRESENTAM AS OBSERVAÇÕES INDIVIDUAIS. AS DIFERENÇAS ENTRE OS SEXOS FORAM AVALIADAS PELO

PÚBLICA

TESTE DE KRUSKAL–WALLIS (KW) E OS ASTERISCOS EXIBIDOS NA FIGURA REFEREM-SE ÀS COMPARAÇÕES PAR A PAR DO TESTE POST HOC DE DUNN, COM NÍVEIS DE SIGNIFICÂNCIA INDICADOS POR: *P < 0,05; **P < 0,01; ***P < 0,001 214

FIGURA 6.5-5 – TECIDO ADIPOSO: VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES (NG G^{-1}, EM ESCALA LOGARÍTMICA) DE HPAS, PCBS E DDTS NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES, EM FUNÇÃO DO SEXO, COM BASE EM RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. OS BOXPLOTS APRESENTAM A MEDIANA (LINHA CENTRAL), OS INTERVALOS INTERQUARTÍLICOS (CAIXAS), A AMPLITUDE DOS DADOS SEM VALORES DISCREPANTES (WHISKERS) E OS VALORES DISCREPANTES (PONTOS PRETOS); OS PONTOS VAZADOS REPRESENTAM AS OBSERVAÇÕES INDIVIDUAIS. AS DIFERENÇAS ENTRE SEXO, DENTRO DE CADA CLASSE, FORAM AVALIADAS PELO TESTE DE KRUSKAL–WALLIS (KW) GLOBAL; OS ASTERISCOS EXIBIDOS NA FIGURA REFEREM-SE ÀS COMPARAÇÕES PAR A PAR DO TESTE POST HOC DE DUNN, COM NÍVEIS DE SIGNIFICÂNCIA INDICADOS POR: *P < 0,05; **P < 0,01; ***P < 0,0011. 216

FIGURA 6.5-6 – NÚMERO DE AMOSTRAS DE TCH NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES SEGUNDO O ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO DO ANIMAL, CONSIDERANDO RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. 217

FIGURA 6.5-7 – TECIDO HEPÁTICO: VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES (NG G^{-1}, EM ESCALA LOGARÍTMICA) DE HPAS , PCBS E DDTS NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES, EM FUNÇÃO DO SEXO, COM BASE EM RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. OS BOXPLOTS APRESENTAM A MEDIANA (LINHA CENTRAL), OS INTERVALOS INTERQUARTÍLICOS (CAIXAS), A AMPLITUDE DOS DADOS SEM VALORES DISCREPANTES (WHISKERS) E OS VALORES DISCREPANTES (PONTOS PRETOS); OS PONTOS VAZADOS REPRESENTAM AS OBSERVAÇÕES INDIVIDUAIS. AS DIFERENÇAS ENTRE ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO, DENTRO DE CADA CLASSE, FORAM AVALIADAS PELO TESTE DE KRUSKAL–WALLIS (KW) GLOBAL; OS ASTERISCOS EXIBIDOS NA FIGURA REFEREM-SE ÀS COMPARAÇÕES PAR A PAR DO TESTE POST HOC DE DUNN, COM NÍVEIS DE SIGNIFICÂNCIA INDICADOS POR: *P < 0,05; **P < 0,01; *P < 0,001. 218

FIGURA 6.5-8 – CONTAGEM DE AMOSTRAS DE TCA NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES SEGUNDO O ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO DO ANIMAL, CONSIDERANDO RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. 220

FIGURA 6.5-9 – TECIDO ADIPOSO: VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES (NG G^{-1}, EM ESCALA LOGARÍTMICA) DE HPAS (A), PCBS (B) E DDTS (C) NAS TRÊS CLASSES DE TETRÁPODES, EM FUNÇÃO DO ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO, COM BASE EM RESULTADOS GERADOS PELO PMP-BS ENTRE 2016 E 2025. OS BOXPLOTS APRESENTAM A MEDIANA (LINHA CENTRAL), OS INTERVALOS INTERQUARTÍLICOS (CAIXAS), A AMPLITUDE DOS DADOS SEM VALORES DISCREPANTES (WHISKERS) E OS VALORES DISCREPANTES (PONTOS PRETOS); OS PONTOS VAZADOS REPRESENTAM AS OBSERVAÇÕES INDIVIDUAIS. AS DIFERENÇAS ENTRE ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO FORAM AVALIADAS PELO TESTE DE KRUSKAL–WALLIS (KW) GLOBAL; OS ASTERISCOS EXIBIDOS NA FIGURA REFEREM-SE ÀS COMPARAÇÕES PAR A PAR DO TESTE POST HOC DE DUNN, COM NÍVEIS DE SIGNIFICÂNCIA INDICADOS POR: *P < 0,05; **P < 0,01; ***P < 0,001. 221

FIGURA 7.3-1 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS) 244

FIGURA 7.3-2 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS) 245

FIGURA 7.3-3 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS) 246

FIGURA 7.3-4 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS) 247

FIGURA 7.3-5 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS) 248

FIGURA 7.3-6 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS) 249

FIGURA 7.3-7 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS)..... 250

FIGURA 7.3-8 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS)..... 251

FIGURA 7.3-9 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CR EM AVES DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS)..... 252

FIGURA 7.3-10 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 254

FIGURA 7.3-11 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 255

FIGURA 7.3-12 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 255

FIGURA 7.3-13 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 256

FIGURA 7.3-14 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 256

FIGURA 7.3-15 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 257

FIGURA 7.3-16 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA PB EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 257

FIGURA 7.3-17 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 258

FIGURA 7.3-18 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 258

FIGURA 7.3-19 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA BA EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 259

FIGURA 7.3-20 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CR EM QUELÔNIOS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 259

FIGURA 7.3-21 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 262

FIGURA 7.3-22 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 263

FIGURA 7.3-23 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 263

FIGURA 7.3-24 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 264

FIGURA 7.3-25 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 264

FIGURA 7.3-26 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 265

FIGURA 7.3-27 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 265

FIGURA 7.3-28 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 266

FIGURA 7.3-29 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CR EM MAMÍFEROS DURANTE O ANO DE 2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 266

FIGURA 7.3-30 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 295

FIGURA 7.3-31 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 295

FIGURA 7.3-32 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 296

FIGURA 7.3-33 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS)..... 296

FIGURA 7.3-34 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS)..... 297

FIGURA 7.3-35 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 297

FIGURA 7.3-36 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 298

PÚBLICA

FIGURA 7.3-37 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SPHENISCUS MAGELLANICUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS)..... 298

FIGURA 7.3-38 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 300

FIGURA 7.3-39 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 300

FIGURA 7.3-40 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 301

FIGURA 7.3-41 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 301

FIGURA 7.3-42 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 302

FIGURA 7.3-43 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 302

FIGURA 7.3-44 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 303

FIGURA 7.3-45 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE LARUS DOMINICANUS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 303

FIGURA 7.3-46 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 305

FIGURA 7.3-47 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 305

FIGURA 7.3-48 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 306

FIGURA 7.3-49 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 306

FIGURA 7.3-50 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 307

FIGURA 7.3-51 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 307

FIGURA 7.3-52 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 308

FIGURA 7.3-53 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CARETTA CARETTA AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 308

FIGURA 7.3-54 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 310

FIGURA 7.3-55 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CD EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 310

FIGURA 7.3-56 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 311

FIGURA 7.3-57 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 311

FIGURA 7.3-58 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 312

FIGURA 7.3-59 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 312

FIGURA 7.3-60 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 313

FIGURA 7.3-61 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE CHELONIA MYDAS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 313

FIGURA 7.3-62 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 315

FIGURA 7.3-63 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 315

FIGURA 7.3-64 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 316

FIGURA 7.3-65 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 316

FIGURA 7.3-66 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 317

PÚBLICA

FIGURA 7.3-67 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 317

FIGURA 7.3-68 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE PONTOPORIA BLAINVILLEI AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 318

FIGURA 7.3-69 - GRÁFICO DE CAIXAS PARA AS EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 319

FIGURA 7.3-70 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA CU EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 320

FIGURA 7.3-71 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 320

FIGURA 7.3-72 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA MO EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 321

FIGURA 7.3-73 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA ZN EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 321

FIGURA 7.3-74 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA V EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 322

FIGURA 7.3-75 – GRÁFICO DE CAIXAS PARA HG EM AMOSTRAS DE FÍGADO DE SOTALIA GUIANENSIS AO LONGO DO PERÍODO 2017-2025 (VALOR CENTRAL REPRESENTA A MEDIANA, OS LIMITES DA CONSTRUÇÃO DA CAIXA SÃO DADOS PELO 1º E 3º QUARTIS, AS BARRAS REPRESENTAM OS LIMITES DE 95% DOS DADOS E AS ESFERAS OS OUTLIERS). 322

PÚBLICA

APRESENTAÇÃO

O Projeto de Monitoramento de Praias (PMP-BS) é um dos projetos regionais concebidos e executados, para atender condicionantes 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 o nº 02001.114275/2017-00. As atividades do PMP-BS iniciaram em agosto de 2015 e têm-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 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), organohalogenados e de elementos traço, realizadas a partir de tecidos extraídos de animais encontrados mortos no monitoramento de praias. Tais análises são executadas por laboratórios da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio).

As análises de Biomarcadores Bioquímicos e Moleculares são realizadas em amostras de fígado de carcaças frescas (código 2) que não receberam nenhum tipo de tratamento ou passaram por procedimentos veterinários e foram analisadas pelo Laboratório de Biomarcadores de Contaminação Aquática e Imunoquímica da Universidade Federal de Santa Catarina (LABCAI/UFSC).

PÚBLICA

Desde 2025, o PMP-BS passou a incluir em suas atividades a implantação de rastreadores satelitais em pinípedes antárticos e subantárticos que fossem reabilitados em suas instalações (Parecer Técnico nº 259/2023-COPROD/CGMAC/DILIC 16172941).

Este Relatório Técnico Anual foi elaborado pela UNIVALI, utilizando os dados coletados por todas as instituições que executam o PMP-BS de Santa Catarina ao Rio de Janeiro, com suporte das outras duas instituições que coordenam o PMP-BS em cada área. Os conteúdos relativos às análises de HPA, organohalogenados e elementos traço foram produzidos pela PUC-Rio e os de Biomarcadores pelo LABCAI/UFSC.

Para facilitar a elaboração e leitura do relatório, ele foi dividido em quatro volumes que apresentam os seguintes conteúdos:

- Resumo Executivo;
- Volume 1 - Introdução (capítulo 1), Atividades de exploração e produção de petróleo – E&P (capítulo 2), Monitoramento de Praias (capítulo 3), Resíduos Sólidos, Oleosos e Fauna Oleada (capítulo 4) e Atendimento Veterinário (capítulo 5), Equipe técnica;
- Volume 2 - Análises espaço-temporal integrada (capítulo 6), Hidrocarbonetos Policícliocos Aromáticos (HPA) e Organoclorados (capítulo 7), Elementos traço (capítulo 8), Equipe técnica;
- Volume 3 – Biomarcadores (capítulo 9), Ações de comunicação (capítulo 10), Considerações finais (capítulo 11), Equipe técnica e apêndices.

PÚBLICA

6. ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL INTEGRADA

Dos objetivos específicos apresentados no Projeto Executivo Integrado do PMP-BS, nesta seção serão abordados os objetivos estão 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;

Apesar de no Volume 1 ter sido feita a caracterização dos registros de fauna em cada área (RJ, SP e SC/PR) do ponto de vista da abundância, riqueza, e variação espaço-temporal, isto foi feito de modo descritivo. Neste volume se busca analisar de modo inferencial tanto os padrões de encalhes dos animais registrados durante os monitoramentos, como a saúde dos animais necropsiados, e as interações com atividades humanas. Nestas três análises se buscam efeitos de fatores ambientais e antrópicos que possam ter relação com a abundância, diversidade, e saúde dos animais registrados.

A região sob monitoramento no PMP-BS abrange mais de 1.500 km de praias, caracterizando-se por uma grande diversidade nas condições naturais e humanas, tanto na zona costeira quanto no ambiente marinho. Essa diversidade é complementada pelas especificidades ecológicas dos grupos taxonômicos analisados, que exibem padrões de distribuição naturalmente variáveis ao longo da área monitorada. Os animais, ao longo dessa extensão, enfrentam diferentes fatores de estresse, incluindo a proximidade das operações de produção e

PÚBLICA

transporte de petróleo e gás natural da PETROBRAS, o que torna a análise dos dados um desafio metodológico.

Devido a estas particularidades, desde o primeiro relatório anual do PMP-BS vêm-se propondo e refinando estratégias de estratificação dos dados para as análises realizadas, na tentativa de minimizar os efeitos da heterogeneidade espacial ao longo da área e dos diferentes hábitos das espécies. Nas análises realizadas neste volume 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.

6.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE

6.1.1 Padrões de Encalhes

De modo geral, as taxas de encalhes podem ser influenciadas pela abundância relativa das espécies, pelas respectivas taxas de mortalidade, pela flutuabilidade das carcaças, pelo local da morte e pelos processos de deriva, bem como pela probabilidade de detecção das carcaças (PELTIER et al., 2012; WELLS et al., 2015; PRADO et al., 2016; MOORE et al., 2020). Entretanto, os processos de deriva da carcaça e o local da morte exercem forte influência na definição de onde será o encalhe. Embora na área do PMP-BS haja estudos sobre correntes, estes estão focados na plataforma externa (e.g., CASTELÃO et al., 2004; PALMA et al., 2008; MATANO et al., 2010; STRUB et al., 2015). Têm sido realizados trabalhos empíricos sobre a deriva de carcaças (PRADO et al., 2013; TAVARES et al., 2023), mas ainda não há modelos de correntes costeiras, com resolução adequada para a área de abrangência do projeto, que permitam avaliar padrões de deriva específicos dos animais registrados pelo PMP-BS ao longo dos anos.

Dessa forma, nas análises dos padrões de encalhes foram consideradas variáveis da própria fisiografia da praia que pudessem influenciar a probabilidade de um animal encalhar, como sua curvatura e orientação.

Nas análises que buscam avaliar padrões de encalhes são utilizadas somente as praias com monitoramento terrestre diário e somente os animais

PÚBLICA

registrados durante o monitoramento. Para estas praias assume-se que a detetabilidade não seja um fator relevante, e que as diferenças nos padrões de encalhes sejam regidos pelos demais fatores que determinam um encalhe. A exclusão das praias com monitoramento semanal se dá por entendermos que as probabilidades de detecção de um animal encalhado são menores das do monitoramento diário. 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. Do mesmo modo, as praias sem monitoramento ativo, que são atendidas apenas por acionamentos, são ainda mais complexas, pois além da detetabilidade do registro, dependem da presença de público nas praias e do seu respectivo interesse ou meios para contatar com as instituições executoras do PMP-BS.

Em 2023 houve uma alteração nas estratégias de monitoramento em mesorregiões do estado do Rio de Janeiro, com mudanças de diversas praias da estratégia de acionamento para a estratégia do monitoramento terrestre diário. Isto causou tanto um aumento na distância monitorada mensalmente, como na quantidade de animais registrados no estado do Rio de Janeiro (PETROBRAS, 2024). Ao longo de todo o ano de 2024, foi mantido o monitoramento diário destas praias, mas os registros não foram utilizados após terem sido feitas diversas análises estatísticas que mostraram a impossibilidade de extrapolar os dados para anos anteriores (PETROBRAS, 2025).

Com a entrada de dados de 2025, já se tem dois anos completos de monitoramentos regulares nestas praias com alterações de estratégias, que somam mais de 2.000 registros de encalhes. Apesar de ainda não ser possível fazer um cálculo para estimar a ocorrência passada pelos mesmos motivos apresentados no relatório anterior, se optou por incluir estes registros nas análises. Sabendo-se que houve uma alteração na metodologia de monitoramento em 2023, os resultados das análises de redundância serão interpretados levando este fato em consideração.

PÚBLICA

6.1.1.1 Variáveis ambientais e antrópicas

Para a avaliação do efeito de fatores ambientais nos padrões de encalhes, se manteve o uso das mesmas variáveis utilizadas em relatórios anuais anteriores. Originalmente a seleção destas variáveis se baseou na literatura técnico-científica, buscando aquelas que tivessem o potencial de influenciar a distribuição e abundância das espécies alvo (e.g. 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; PETROBRAS/Socioambiental, 2023).

Diferentes de outros trabalhos que tratam da distribuição de animais marinhos vivos em seu ambiente, a amostra do PMP-BS consiste em animais encontrados nas praias. Deste modo, apesar de diversos artigos apresentarem efeitos de características oceanográficas na distribuição de espécies marinhas, não puderam ser utilizadas aquelas que dependem da localização do animal no mar, tais como profundidade, distância da costa, inclinação do fundo, rugosidade do fundo, entre outras. Ainda assim, a distância da praia onde o animal foi encontrado até a quebra da plataforma continental foi incorporada nas análises. Esta variável busca avaliar se o tamanho da plataforma continental pode influenciar a ocorrência de espécies oceânicas.

Para as variáveis da coluna d'água foram mantidas aquelas cujos valores variam temporalmente, tais como salinidade, temperatura, ondas e ventos, e cujos valores podem ser extraídos de áreas adjacentes às praias. A concentração de clorofila na água também foi 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 (e.g. BALLANCE *et al.*, 2006; TODD & WILLIAMSON, 2022).

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. Adicionalmente, foi utilizado 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;

PÚBLICA

CAMPANA *et al.*, 2015; WISNIEWSKA *et al.*, 2018; NISI *et al.*, 2024). As atividades portuárias também foram contempladas na análise, uma vez que portos são locais com potencial de impactar negativamente diversos aspectos ambientais (DARBRA *et al.*, 2005. MUXIKA *et al.*, 2005; BARLETTA *et al.*, 2016).

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 as espécies, 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 o objetivo principal do PMP-BS busca avaliar possíveis efeitos da indústria de E&P, não há necessidade da utilização de 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 6.1-1**.

PÚBLICA

Variáveis ambientais

Comprimento da praia (não-linear): distância do ponto inicial ao ponto final da praia, considerando a curvatura do local (“C” na **Figura 6.1-1A**).

Comprimento linear da praia: distância em linha reta que una os dois pontos extremos da praia (“D” na **Figura 6.1-1A**).

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 6.1-1A**).

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 6.1-1B**). De acordo com o valor em graus dessa orientação, as praias foram categorizadas dentro dos pontos cardeais e colaterais: N - 338º a 22º; NE - 23º a 67º; E - 68º a 112º; SE – 113º a 157º; S – 158º a 202º; SW – 203º a 247º; W – 248º a 292º; NW – 293º a 337º.

PÚBLICA

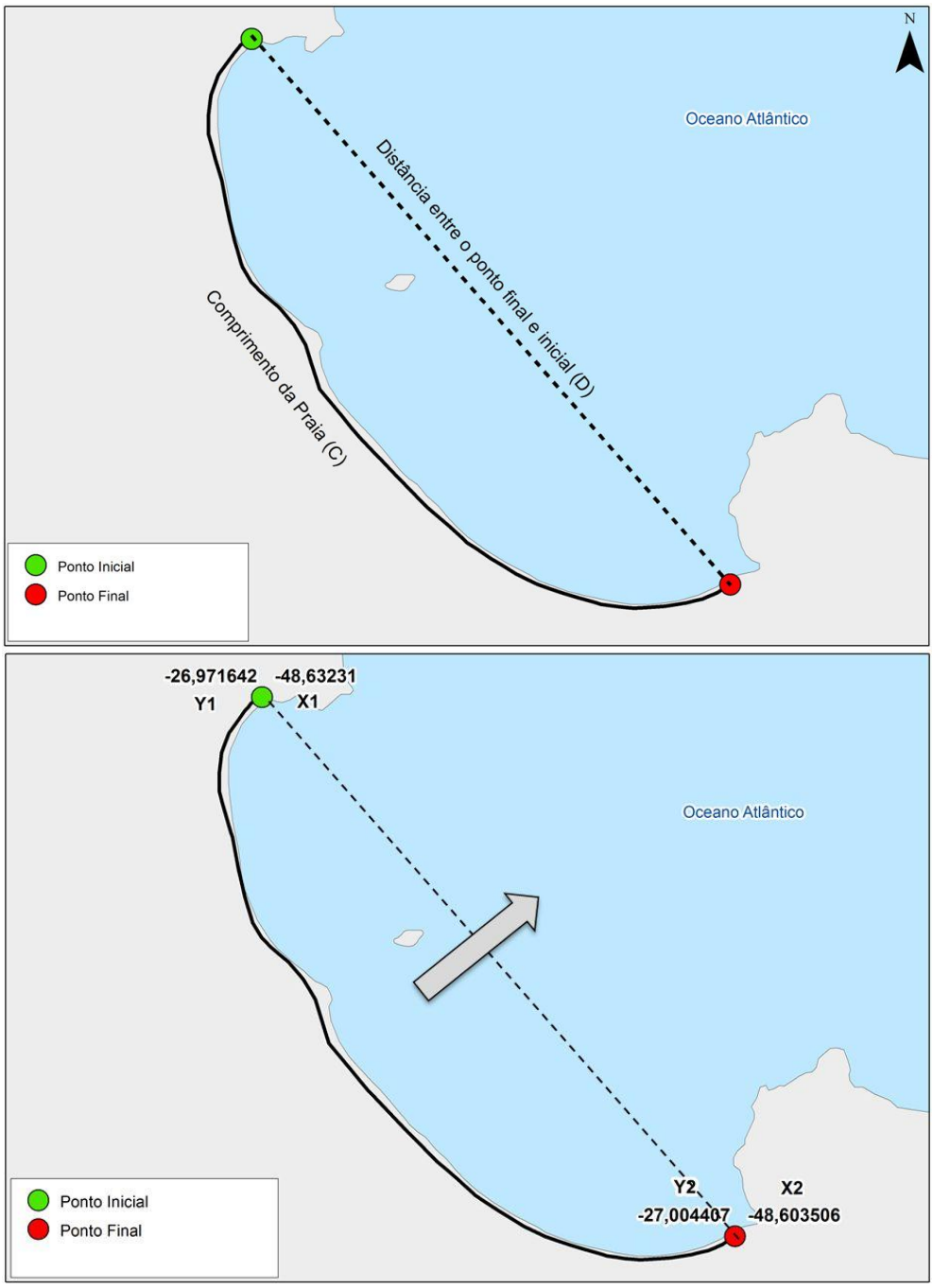


Figura 6.1-1 *– Exemplo de cálculo dos parâmetros de (A) comprimento da praia não linear (letra C) e linear (letra D) e (B) cálculo do ângulo de exposição das praias (a seta indica a orientação calculada).*

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. Através do ArcGis 10.2.2 foi espacializado o centróide da linha de

PÚBLICA

costa de cada praia e realizada a medição do ponto mais próximo em relação a isóbata de 200 metros que representa a quebra da plataforma continental.

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).

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

PÚBLICA

acima da superfície do nível do mar. Foram utilizados dados das componentes zonal (u) e 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 https://antigo.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo/base-de-dados.html.

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 6.1-2**). 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 (***Apêndice* 10 – *Coordenadas***) para o centro de maior intensidade de instalações de unidades de produção no Polo Pré-sal.

PÚBLICA

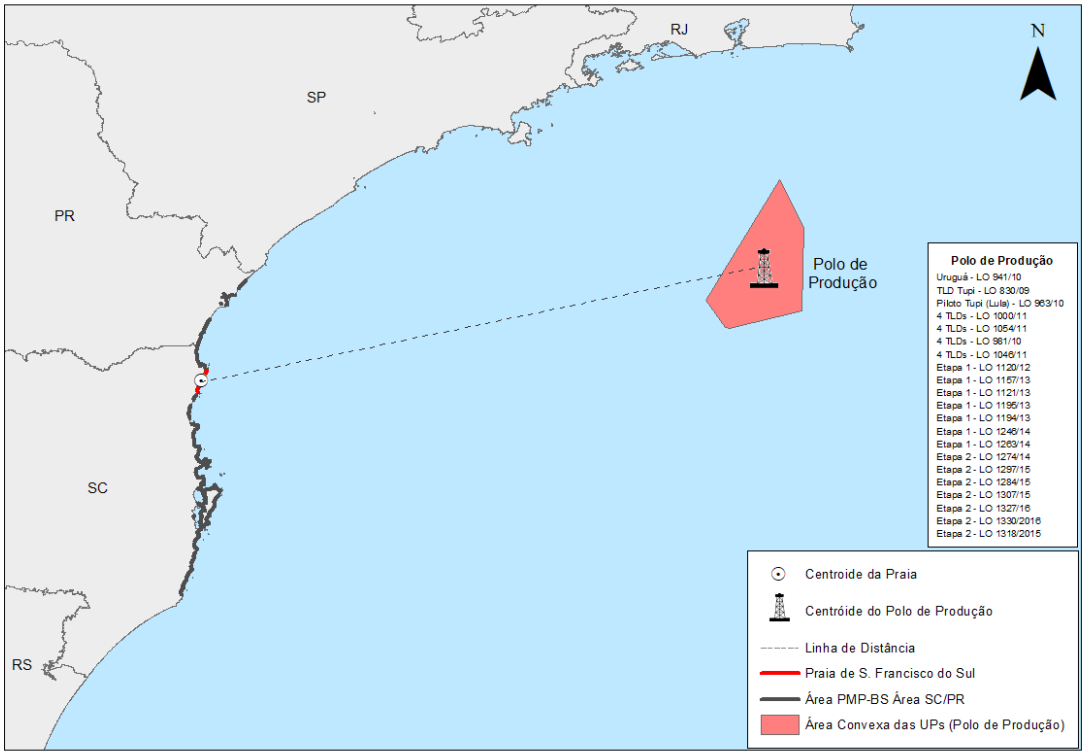


Figura 6.1-2 *– Exemplo de cálculo da distância da Praia de São Francisco do Sul às atividades de E&P na Bacia de Santos, sendo que o centro de maior intensidade de instalações de unidades de produção no Polo Pré-sal está representado na "Área Convexa de UPs" (Polo de Produção).*

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 estimados pelo PMTE que utiliza uma metodologia descrita nos relatórios técnicos daquele projeto (e.g. PETROBRAS, 2022b). Nas análises do PMP-BS são utilizadas as distâncias percorridas pelas embarcações dentro de quadrantes de 10' (aproximadamente 18,5 km) de lado, sendo apresentado na **Figura 6.1-3** o valor total entre janeiro e dezembro de 2024. Não houve distinções entre os tipos de embarcações uma vez que nos dados fornecidos apenas as embarcações da PETROBRAS são categorizadas.

PÚBLICA

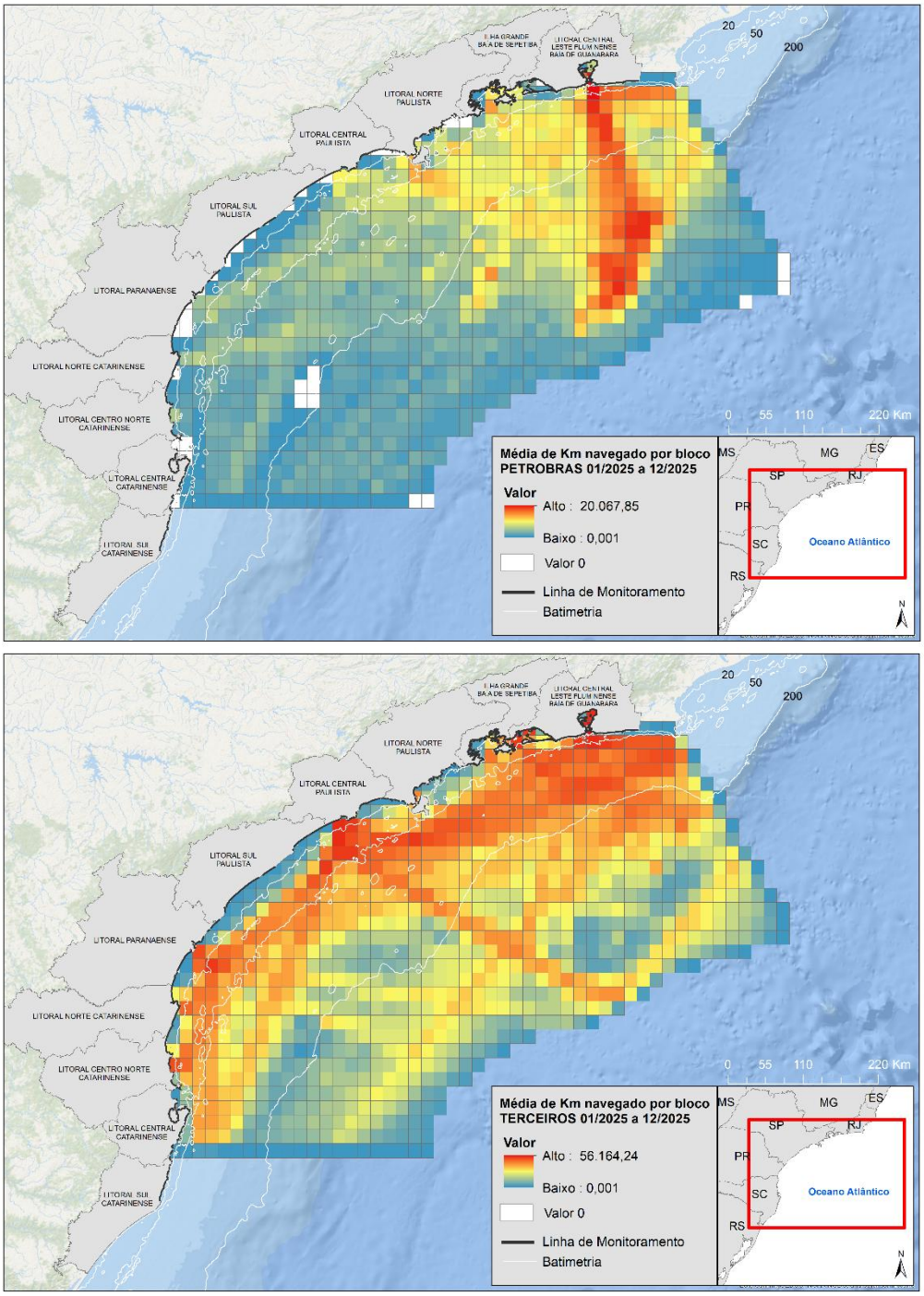


Figura 6.1-3 *– Mapas da média da intensidade de tráfego de embarcações para todo o período de janeiro a dezembro de 2025: (A) embarcações da PETROBRAS; (B) embarcações de terceiros. As cores representam a quantidade de quilômetros navegados em cada quadrante em todo o período.*

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. A localização dos portos foi obtida através

da ANTAQ - Agência Nacional de Transportes Aquaviários. Os seguintes portos foram considerados:

Rio de Janeiro
- Porto do Rio de Janeiro
- Porto de Niterói
- Porto de Itaguaí (Sepetiba)
- Porto de Angra dos Reis

São Paulo
- Porto de São Sebastião
- Porto de Santos

Paraná
- Porto de Paranaguá

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

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[1] (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.

[1] *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.

PÚBLICA

Tabela 6.1-1 *– Parâmetros utilizados nas análises dos padrões de encalhes. "DP" – desvio padrão.*

Categoria	Parâmetro (fator/variável)	Tipo (unidade)
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 (ºC)*
	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),

*6.1.1.2**Estratificação Espacial***

Para as variáveis ligadas à área marinha 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 25º de inclinação para Norte ou Sul nos limites norte e sul de cada mesorregião, respectivamente (***Apêndice*** 10 ***- Coordenadas***), a partir da linha de base reta da costa definidas pelo IDEM-DHN (DHN, 2024; **Figura 6.1-4**). 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 6.1-4** a **Figura 6.1-6**).

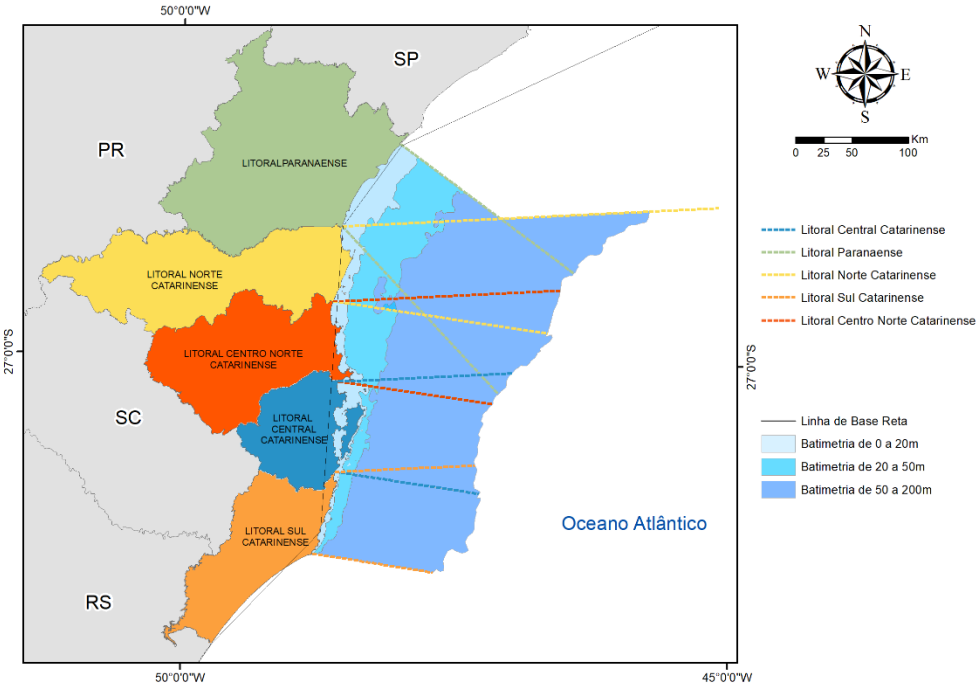


***Figura 6.1-4** – Áreas amostrais (mesorregiões) utilizadas para agrupar as praias para as análises e extensões dos limites das mesorregiões na plataforma adjacente para os estados de Santa Catarina e Paraná.*

PÚBLICA

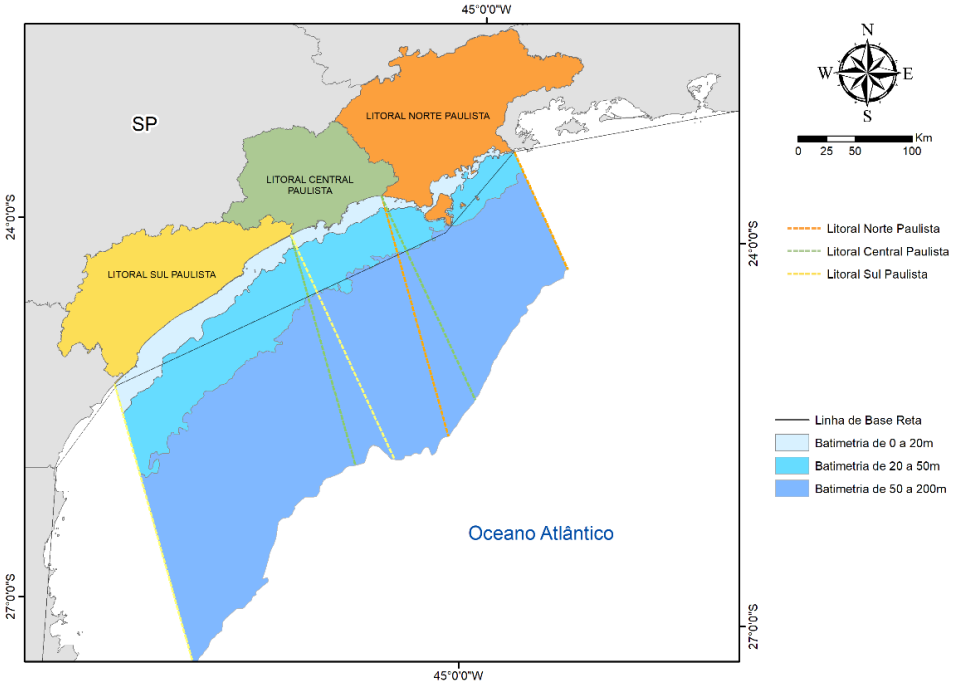


Figura 6.1-5 *– Áreas amostrais (mesorregiões) utilizadas para agrupar as praias para as análises e extensões dos limites das mesorregiões na plataforma adjacente para o estado de São Paulo.*

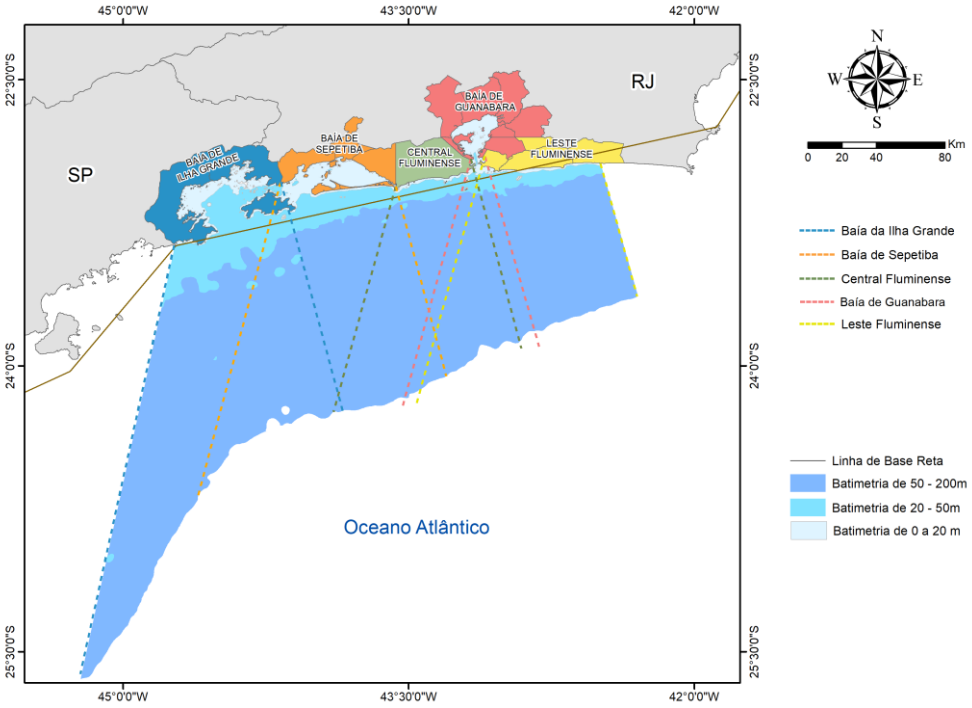


Figura 6.1-6 *– Áreas amostrais (mesorregiões) utilizadas para agrupar as praias para as análises e extensões dos limites das mesorregiões na plataforma adjacente para o estado do Rio de Janeiro.*

6.1.2 Estratificação pelo habitat preferencial das espécies

As atividades envolvidas na produção e escoamento de petróleo e gás natural têm componentes diferentes na região costeira e na região oceânica. Enquanto em áreas costeiras o único efeito direto seria através do tráfego de embarcações, em áreas oceânicas onde se encontram as unidades de produção, além do tráfego ainda há geração de ruído e descarte de água produzida. Deste modo, pode haver efeitos diferentes sobre as espécies de tetrápodes marinhos, que tenham como o habitat preferencial a costa ou o oceano aberto. 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.

Esta identificação do habitat preferencial foi utilizada nas análises do Índice de Saúde, considerando as informações sobre a distribuição das espécies conforme Anexo IX do Projeto Executivo Integrado do PMP-BS. Cada espécie foi 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.

Na 9ª Reunião de Análise Crítica do Comitê Técnico do PMP-BS, realizada em outubro de 2025, foi colocada a intenção de se utilizar os critérios de preferência de habitat utilizados pelo PMC-BS. Esta classificação se baseia em análises de similaridade entre as espécies a partir das avistagens feitas pelo PMC-BS na Bacia de Santos, considerando as seguintes categorias: costeiros; plataforma continental; plasticidade ambiental; platô oceânico; e talude (PETROBRAS, 2024). Entretanto, as análises no presente relatório analisam os mamíferos marinhos como um todo, agrupando cetáceos e pinípedes. Como o PMC-BS não categorizou os pinípedes, não foi possível utilizar as categorias desenvolvidas por aquele projeto.

É importante destacar que entre as espécies registradas pelo PMP-BS, há também espécies migratórias, como *Spheniscus magellanicus* e *Puffinus puffinus*. Essas espécies, por não passarem a maior parte de seu ciclo de vida na área de estudo, são provavelmente afetadas por fatores externos à Bacia de Santos. Portanto, os resultados referentes a essas espécies devem ser interpretados com cuidado, pois podem refletir a influência de atividades humanas e condições ambientais de outras regiões, como o Atlântico Norte no caso de *P. puffinus* e a plataforma continental da Argentina e do Uruguai para *S. magellanicus*.

6.1.3 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.

6.1.4 Análises Estatísticas

Todas as análises descritas a seguir foram implementadas no ambiente R versão 4.4.0 (R CORE TEAM, 2024), utilizando os pacotes vegan v. 2.7-0 (OKSANEN *et al.*, 2024), betareg (CRIBARI-NETO & ZEILEIS, 2010), hnp (MORAL *et al.*, 2017), multcomp (HOTHORN *et al.*, 2008), e FactoMineR (Lê *et al.*, 2008).

Padrões de Encalhes

O objetivo desta análise foi verificar se existe variação na composição e na abundância das espécies ao longo do espaço e do tempo, além de entender a influência das variáveis ambientais e antrópicas consideradas. Como a análise se baseia nas abundâncias, foram incluídos apenas os animais observados durante o monitoramento de praias com uma estratégia de monitoramento ativo diário. Os acionamentos são afetados pela intensidade do uso das praias pela população, que varia entre diferentes praias e ao longo do tempo. Devido à falta de informações sobre a magnitude desses efeitos, neste ano e em anos anteriores já se havia decidido não utilizar os registros obtidos por meio de acionamentos.

Como o monitoramento das praias é diário, mas podem ocorrer dias em que não se consegue realizá-lo, foi utilizado o esforço mensal de monitoramento (número de dias com esforço realizado) multiplicado pelo tamanho das praias como um "*offset*" nas análises. Visto 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.

Para avaliar a influência das variáveis ambientais e antrópicas nos padrões de encalhes foram realizadas análises separadamente para cada grupo: aves, tartarugas e mamíferos. Idealmente deveriam ser feitas análises separadas para cada espécie, pois os efeitos das variáveis antrópicas e ambientais podem ser diferentes entre elas, 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. Deste modo, se aceita que há um "ruído" nos dados, gerado pelo agrupamento das espécies, porém, sem este procedimento a análise seria inviabilizada.

Desde o relatório anual de 2021 é utilizada uma Análise de Redundância (RDA), para avaliar a relação da variabilidade dos encalhes com as variáveis ambientais e antrópicas. Conceitualmente, a RDA é 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 & 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 no relatório de 2025 a manutenção do padrão que já havia sido observado em relatórios anteriores: uma alta colinearidade em praticamente todas as variáveis estratificadas por profundidade, tanto para os valores médios (**Figura 6.1-7**), como para os desvios padrões (**Figura 6.1-8**). 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 maior 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 04 – Modelos Lineares Generalizados***.

PÚBLICA

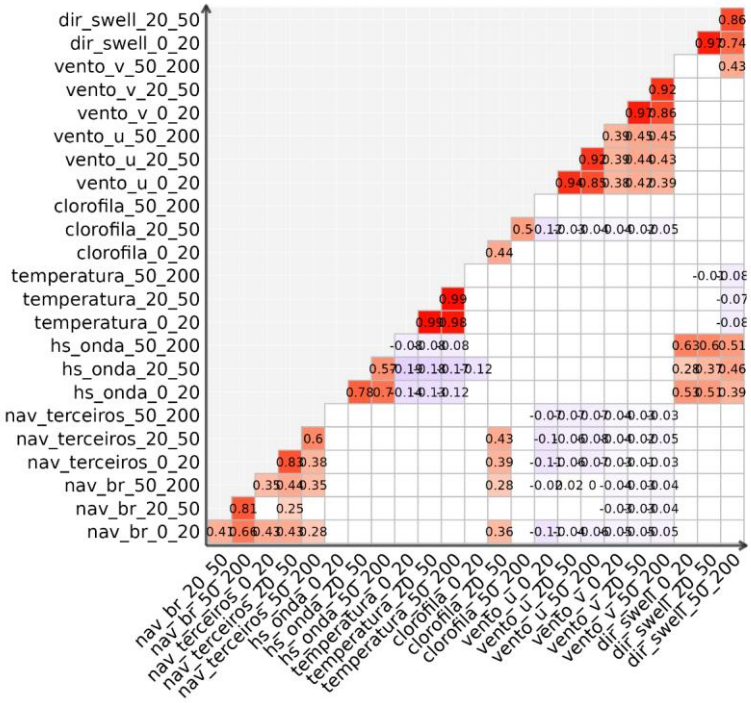


Figura 6.1-7 *– Correlograma entre os valores médios para 2025, das variáveis ambientais e antrópicas estratificadas por profundidade, utilizadas na RDA. Tons de vermelho indicam correlação positiva, tons de roxo correlação negativa.*

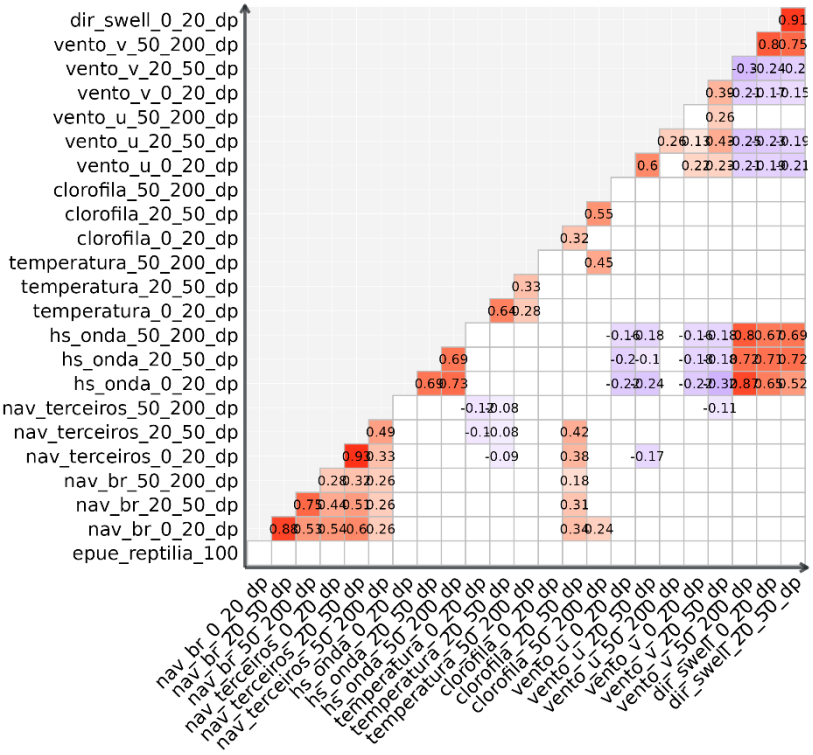


Figura 6.1-8 *– Correlograma entre os desvios padrões de 2025 das variáveis ambientais e antrópicas estratificadas por profundidade, utilizadas na RDA. Tons de vermelho indicam correlação positiva, tons de roxo correlação negativa.*

PÚBLICA

Índice de Saúde

Para esta análise foram utilizados todos os animais para os quais o Índice de Saúde (IS) pôde ser calculado, independentemente da causa de morte, modo de registro (monitoramento ativo ou acionamento), ou de haver ou não interação antrópica. Entretanto, se entende que a saúde do animal pode ser afetada pelo tratamento em si, alterando o que se observa na natureza. Deste modo, os animais que passaram por tratamento veterinário foram identificados e as análises realizadas podem ou não utilizar estes animais, sendo isto indicado em cada análise.

O cálculo do IS é feito apenas em carcaças necropsiadas que estivessem em código 2 e 3 de decomposição, 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:

- Local de registro do animal (mesorregião);
- Ano (2017 a 2025);
- Habitat preferencial (costeiro, costeiro/oceânico, oceânico);
- Causa de morte (antrópica, natural, indeterminada, eutanásia).

A utilização ou não da causa de morte “eutanásia” nas análises foi ponto de discussão durante a 8ª Reunião de Análise Crítica do Comitê Técnico do PMP-BS, em dezembro de 2022. 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. Entretanto se tem mantido a eutanásia nas análises 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 a decisão de realizar a eutanásia é tomada 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 ou remoção destes animais das análises. 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.

Assim como em outras análises, a variação do IS foi feita separadamente para aves, tartarugas e mamíferos. Os argumentos apresentados para as análises de encalhes também são aplicáveis aqui, pois idealmente estas análises deveriam ser feitas separadamente para cada espécie, ou até para cada classe etária de uma espécie. A realização das análises com as espécies agrupadas em classes naturalmente gera uma maior variabilidade nos dados, pois possivelmente há diferenças no IS entre espécies e entre diferentes classes etárias em uma espécie. Entretanto, a estratificação entre espécies e classes etárias faria com que cada estrato incluísse poucos exemplares, impossibilitando a realização das análises. Para a questão das classes etárias, para as tartarugas e os mamíferos é possível reduzir o problema pela possibilidade de se determinar a idade dos indivíduos através de estruturas de aposição (ossos e dentes). Nestes dois grupos foi utilizada a idade determinada para cada indivíduo como um fator nas análises. Deste modo espera-se poder avaliar como a senescência afeta a saúde dos indivíduos.

Interações Antrópicas

Para avaliar as probabilidades de que os animais tenham interagido com as atividades humanas, são utilizados os registros de interações observados durante as necropsias. Este registro é importante para estabelecer tanto a causa do encalhe como a causa de morte do animal. Dentro do PMP-BS as interações antrópicas são classificadas em:

- Interação com atividade de petróleo e gás,
- Interação com óleo,
- Agressão/vandalismo/caça,
- Interação com resíduo (lixo),
- Interação com pesca,
- Interação com embarcações, e
- Interação com dragagens.

PÚBLICA

Para cada necrópsia é indicada a intensidade da evidência desta interação (1 – Fraco, 2 – Médio, 3 – Forte). Para as análises foram utilizados todos os registros de interação antrópica, independentemente de sua intensidade. Com isso se busca evitar efeitos da subjetividade entre as equipes quanto a determinação do grau da interação.

Estas análises buscam avaliar os efeitos espaciais, temporais e ecológicos (em termos de habitat preferencial das espécies) para a ocorrência dos diferentes tipos de interações antrópicas nos animais. Para isto foram utilizados modelos lineares generalizados (NELDER & WEDDERBURN, 1972), com distribuição para verossimilhança binomial ajustados às classificações de interação antrópica. Estes modelos buscaram avaliar os efeitos espaciais (mesorregião), temporais (trimestre e ano) e ecológicos (habitat) sobre as probabilidades das interações dos organismos das três classes de animais que são fauna alvo do PMP-BS (aves, tartarugas e mamíferos) e nos quais foram registrados eventos de interação antrópicos.

Para avaliar a eficiência dos modelos, cada modelo completo (contendo todas as covariáveis analisadas) foi comparado contra seu respectivo modelo nulo (contendo somente a variável resposta) considerando um nível de significância igual à 0,05. Sempre que os modelos completo e nulo foram significativamente distintos, uma nova análise de variância fora aplicada para avaliar o efeito individual de cada covariável na explicação da variabilidade total da variável resposta, também considerando um nível de significância igual a 0,05. Por fim, os efeitos das variáveis significativas em cada modelo foram detalhados através da predição das probabilidades marginais para cada covariável isoladamente, colocando as demais covariáveis em seu nível de referência por intermédio de um procedimento de cálculo baseado em mínimos quadrados (LENTH, 2016).

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos a partir dos métodos empregados e descritos anteriormente, a fim de avaliar os padrões espaço-temporais dos encalhes, do Índice de Saúde e das interações antrópicas nos

PÚBLICA

tetrápodes marinhos registrados ao longo de toda área de abrangência do PMP-BS.

6.2.1 Padrões de Encalhes

Os mapas de calor gerados para a análise exploratória inicial dos três grupos, considerando os fatores ano, trimestre e mesorregião, ao incluir os dados de 2025 apresentou padrões similares aos que já haviam sido apresentados e discutidos em relatórios anteriores.

Os pinguins-de-Magalhães, *Spheniscus magellanicus*, apresentaram em 2025 o maior valor de toda a série histórica do PMP-BS, ultrapassando o ano de 2018. Isto a manteve como a espécie mais abundante nos registros de encalhes (**Figura 6.2-1A**). Os registros da espécie são concentrados no 3º trimestre, que corresponde à estação do inverno (**Figura 6.2-2A),** e com aumento em direção ao sul (**Figura 6.2-3A**). Uma vez que, a magnitude das ocorrências de pinguins é muito maior do que das demais espécies, a fim de observar padrões em outras espécies, foi realizada a remoção dos pinguins dos gráficos de calor (**Figura 6.2-1B, Figura 6.2-2B, Figura 6.2-3B)**. Ao remover os pinguins, se observa que três espécies se destacam das demais: o gaivotão, *Larus dominicanus,* o atobá-marrom, *Sula leucogaster*, e o biguá, *Nannopterum brasilianum.* A primeira apresenta uma ocorrência regular ao longo dos anos, sendo mais frequente no quarto semestre (verão), com uma queda nas ocorrências de Sul para Norte. Por sua vez, o atobá-marrom, também é uma espécie com ocorrência regular ao longo dos anos, mas apresenta maior frequência nas mesorregiões centrais do PMP-BS, entre o norte-catarinense e norte paulista, principalmente no segundo semestre (3º e 4º trimestres). O biguá teve um forte aumento em 2024, mas em 2025 reduziu sua ocorrência para valores similares aos de 2023.

Merece destaque as ocorrências da pardela-sombria, *Puffinus puffinus*, que nos anos de 2023 e 2024 apresentou uma redução com relação aos anos anteriores, mas que em 2025 apresentou um aumento de registros. De todo modo, manteve uma forte sazonalidade, concentrada no 4º trimestre, na área ao longo do litoral sul paulista, paranaense e norte catarinense.

PÚBLICA

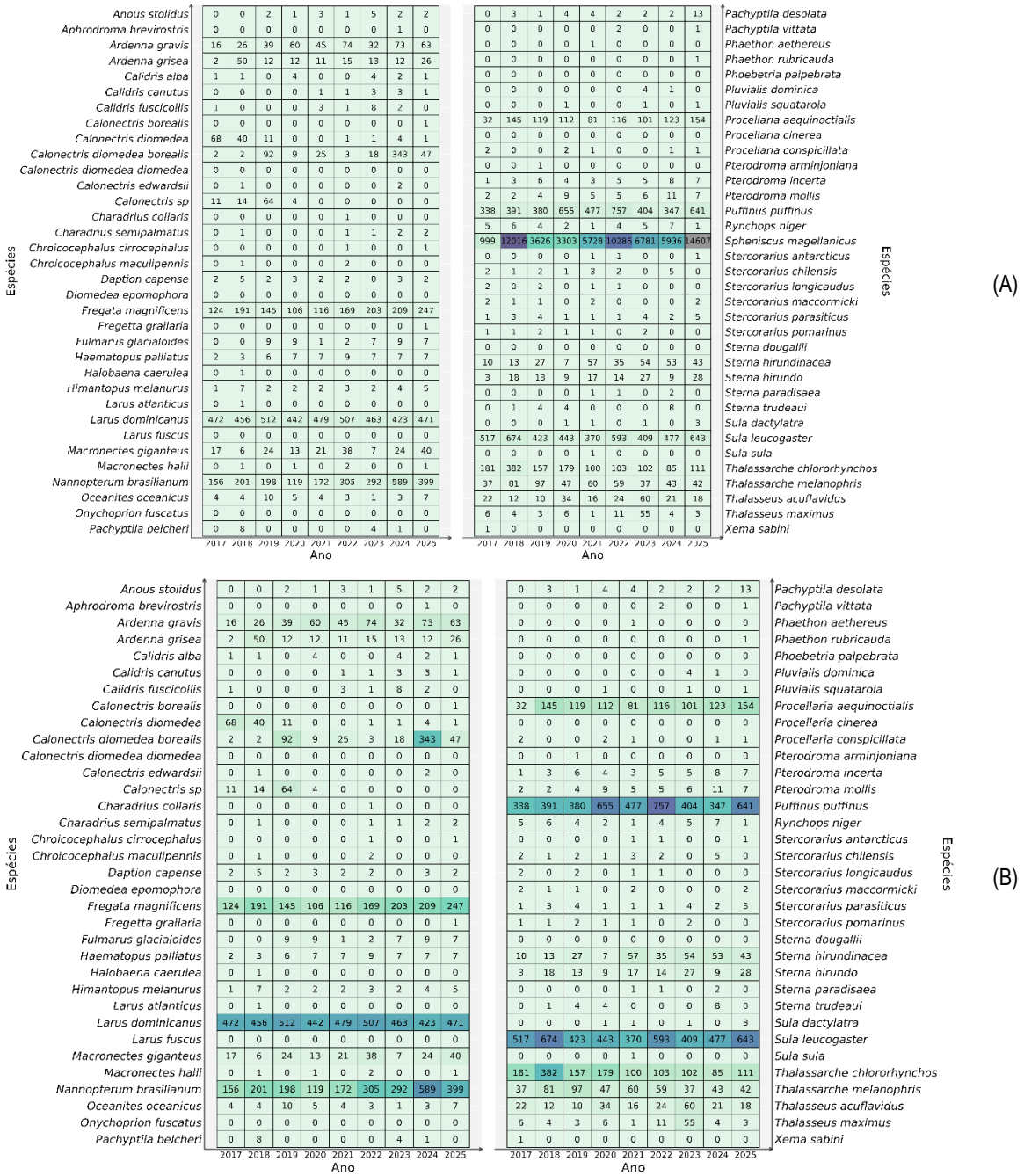


Figura 6.2-1 *- Mapa de calor da quantidade de exemplares de aves registradas por ano, (A) incluindo pinguins-de-Magalhães (Spheniscus magellanicus), e (B) sem incluir esta espécie.*

PÚBLICA

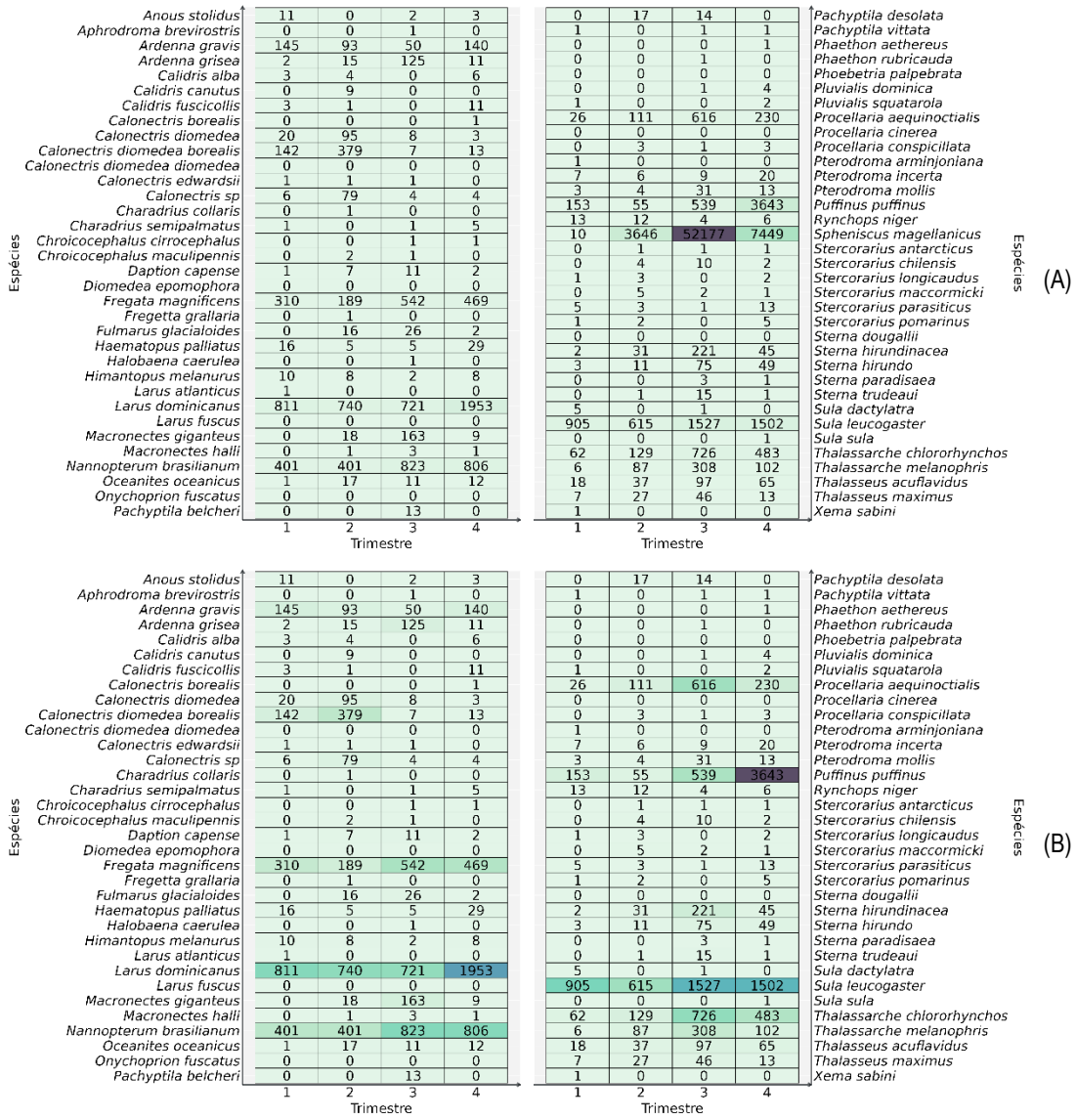


Figura 6.2-2 *– Mapa de calor da quantidade de exemplares de aves registradas por trimestre (período de 2017 a 2025), (A) incluindo pinguins-de-Magalhães (Spheniscus magellanicus), e (B) sem incluir esta espécie.*

PÚBLICA

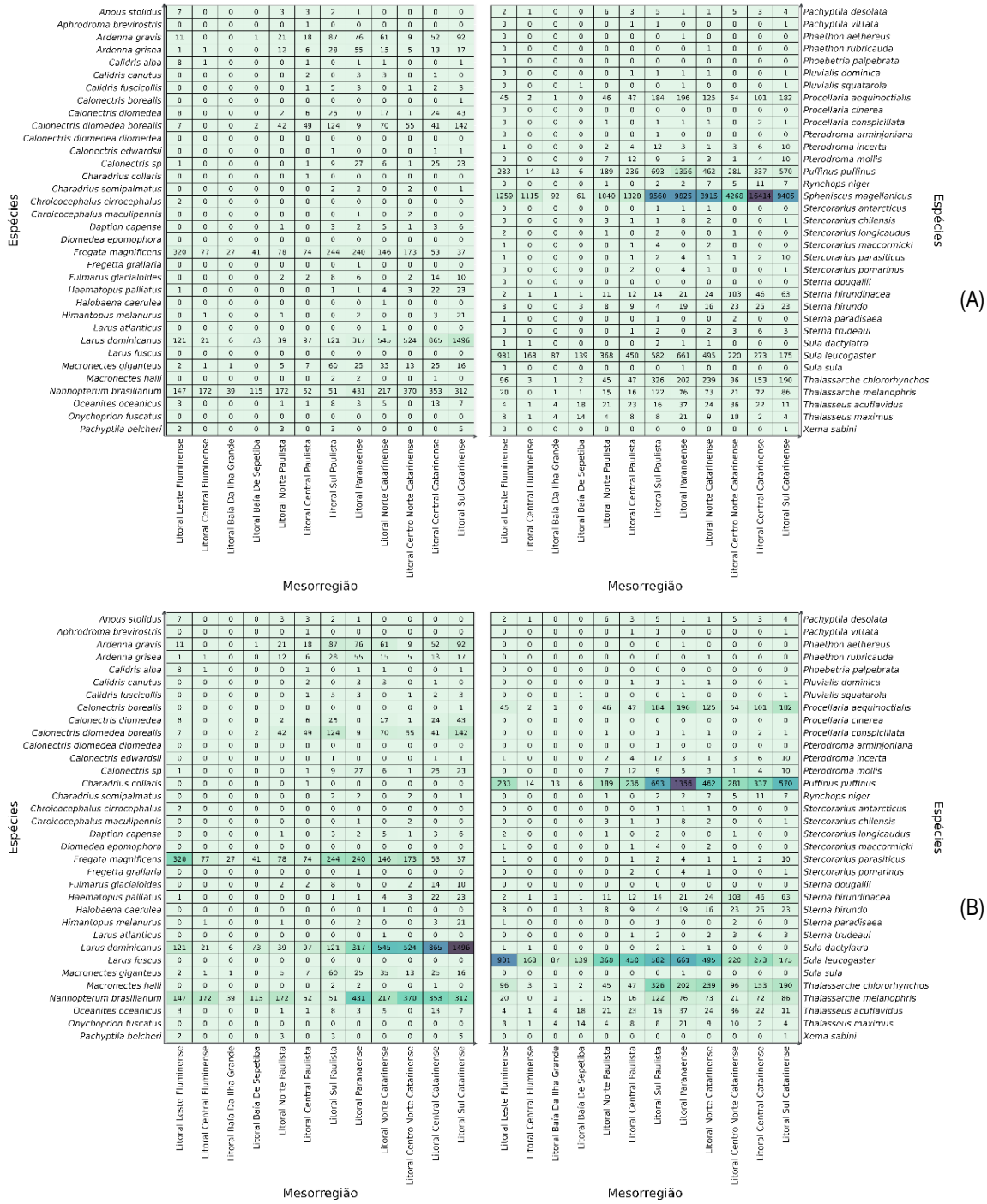


Figura 6.2-3 *– Mapa de calor da quantidade de exemplares de aves registradas por mesorregião (período de 2017 a 2025), (A) incluindo pinguins-de-Magalhães (Spheniscus magellanicus), e (B) sem incluir esta espécie. Mesorregiões ordenadas de norte (esquerda) para sul (direita)*

Para os mamíferos, em 2025 a toninha, *Pontoporia blainvillei*, se manteve como espécie mais frequente nos encalhes e apresentando o maior valor para toda a série histórica do PMP-BS (**Figura 6.2-4A**). O padrão sazonal se manteve, com

PÚBLICA

maior ocorrência no segundo semestre (**Figura 6.2-4B**). Sua ausência nas mesorregiões do Rio de Janeiro é fruto de sua distribuição, que apresenta um hiato na maior parte do litoral do Rio de Janeiro. A segunda espécie mais frequente, o boto-cinza, *Sotalia guianensis,* apresenta uma distribuição inversa, estando ausente na mesorregião do Litoral Sul Catarinense, e aumentando em direção norte, principalmente nas mesorregiões do Litoral Paranaense e Sul Paulista (**Figura 6.2-5**). Similar à toninha, também apresenta maiores ocorrências no segundo semestre (**Figura 6.2-4B**). O número de registros de *Stenella frontalis* em 2025, foi o maior da série histórica.

Nos misticetos a baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, apresentou registros acima da média histórica, mas abaixo do pico de ocorrência que se observou em 2021. Uma vez que há evidências de que a população da espécie que utiliza águas brasileiras está aumentando (Bortolotto et al., 2021; Seyboth et al., 2023), é possível que este aumento de encalhes esteja ligado a este crescimento populacional.

Dentre os pinípedes, o lobo-marinho-sulamericano, *Arctocephalus australis*, se manteve como a espécie mais frequente em 2025, principalmente no 3º trimestre nas mesorregiões mais ao sul. O número de registros de *Mirounga leonina* em 2025, foi o maior da série histórica. Neste ano, a quantidade de leões-marinhos, *Otaria flavescens,* se manteve nos níveis usuais, após a mortalidade atípica causada pelo vírus H5N1 em 2023, que afetou diversos países da América do Sul, incluindo o Brasil (de Carvalho Araújo *et al*., 2024; Plaza *et al*., 2024; Szteren & Franco-Trecu, 2024; Uhart *et al*., 2024).

PÚBLICA

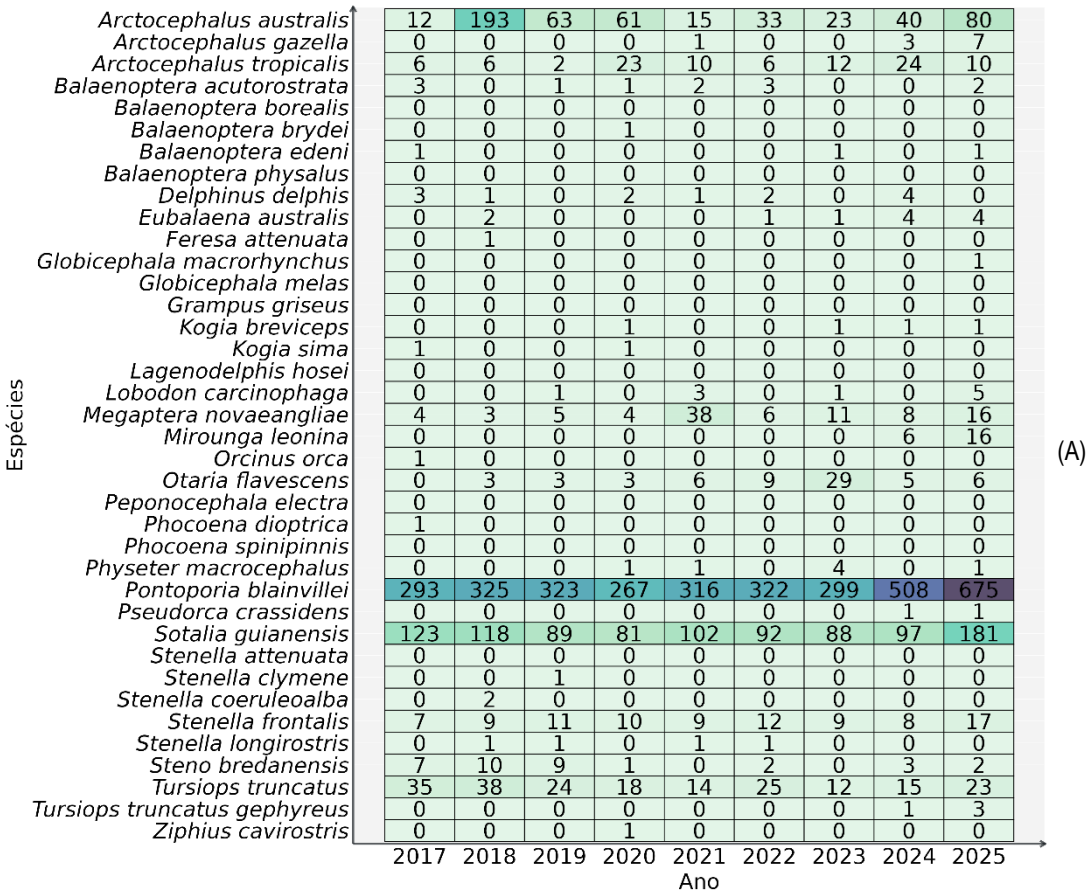


Figura 6.2-4 *– Mapa de calor da quantidade de exemplares de mamíferos registrados por (A) ano e (B) trimestre.*

PÚBLICA

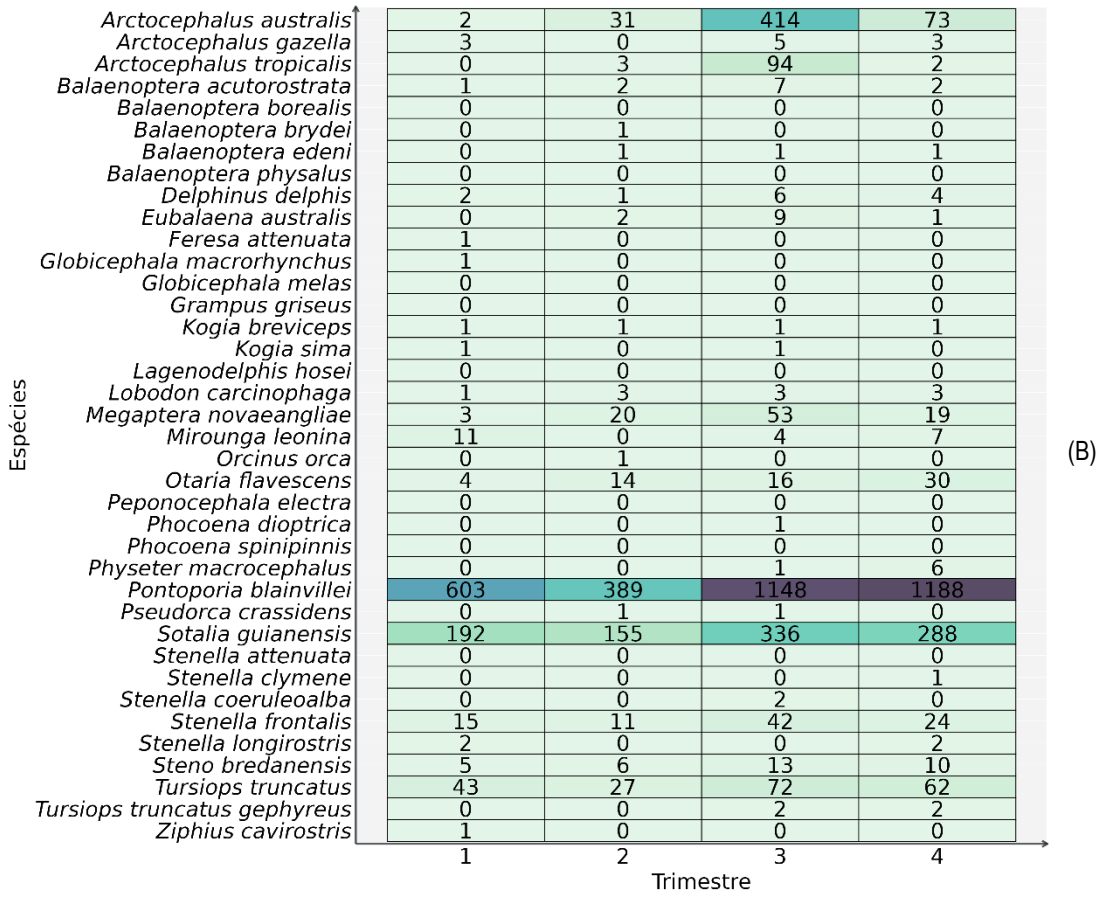


Figura 6.2-4 *(cont.)*

PÚBLICA

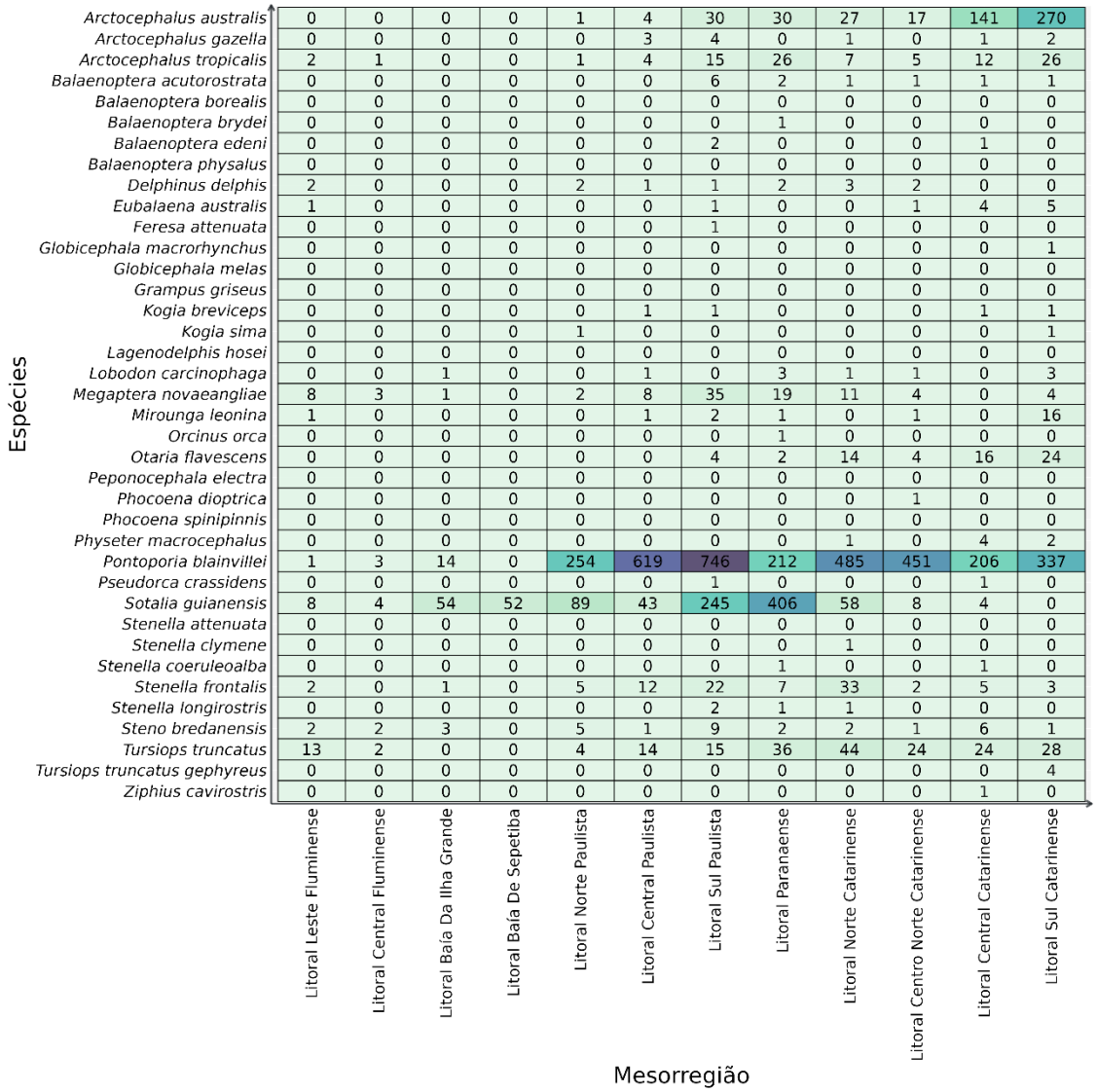


Figura 6.2-5 *– Mapa de calor da quantidade de exemplares de mamíferos registrados por mesorregião (período de 2017 a 2025). Mesorregiões ordenadas de sul (esquerda) para norte (direita).*

Para as tartarugas, a análise exploratória mostrou que a tartaruga-verde, *Chelonia mydas*, se mantém como a mais frequente ao longo dos anos, mas com considerável variação interanual. O ano de 2025 também foi nesta espécie o maior valor da série histórica do PMP-BS, passando o ano de 2017 (**Figura 6.2-6A**). A tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta,* também se manteve como a segunda mais abundante e apresentou um aumento considerável em 2025, ultrapassando 2024, e sendo o maior da série histórica. Para todas as espécies se observa uma tendência de maior ocorrência no segundo semestre (**Figura 6.2-6B**), que está ligada aos padrões de migração reprodutiva das espécies. Em termos espaciais, a

PÚBLICA

tartaruga-cabeçuda se concentra entre no sul de São Paulo, Paraná e norte de Santa Catarina. Já a tartaruga-verde tem uma distribuição mais ampla, com muitos registros em todas as mesorregiões. No litoral Sul Paulista, também se registra a maior concentração da tartaruga-oliva, *Lepidochelys olivacea,* decrescendo tanto para Norte como para Sul (**Figura 6.2-7**). Somente o Litoral Leste Fluminense foge deste padrão, aumentando a ocorrência desta espécie consideravelmente. O Litoral Leste Fluminense apresenta quantidades expressivas de *L. olivacea,* com poucos registros nas demais mesorregiões do estado do Rio de Janeiro.

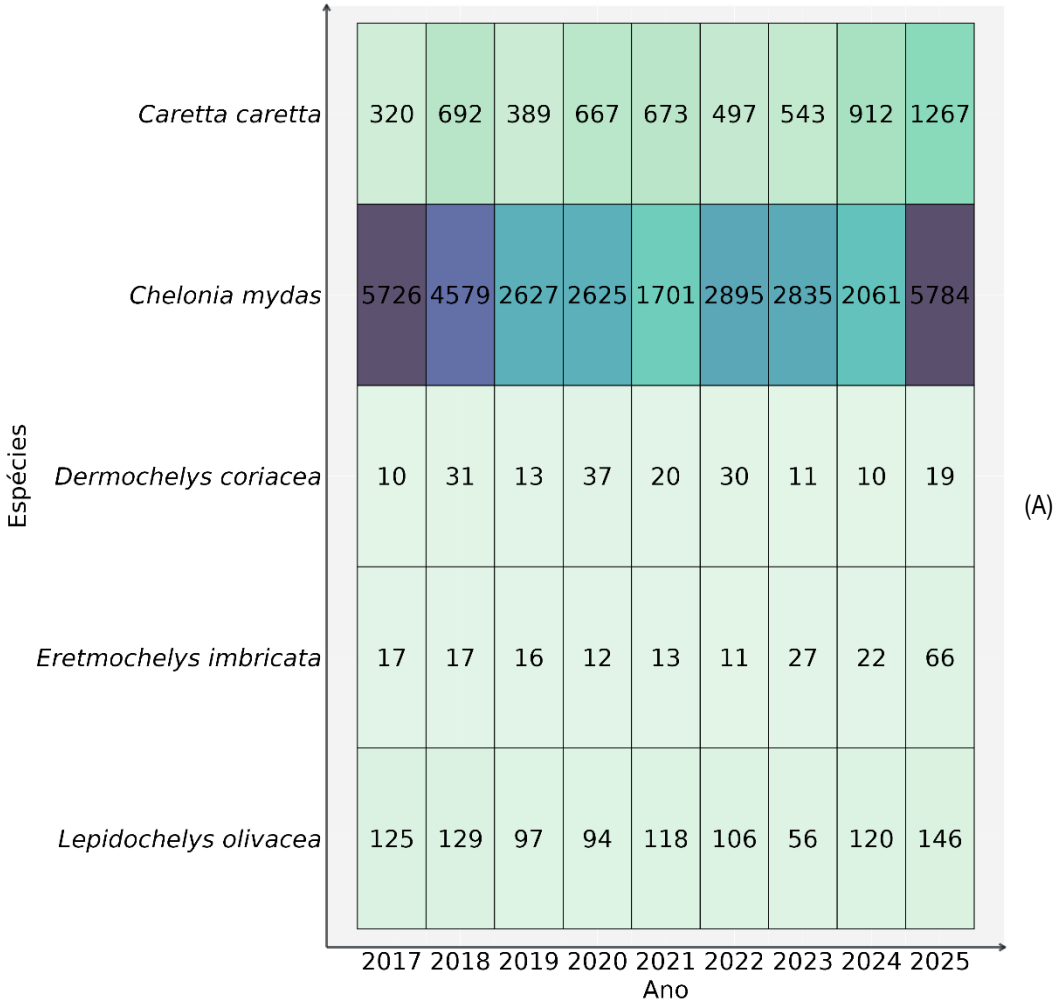
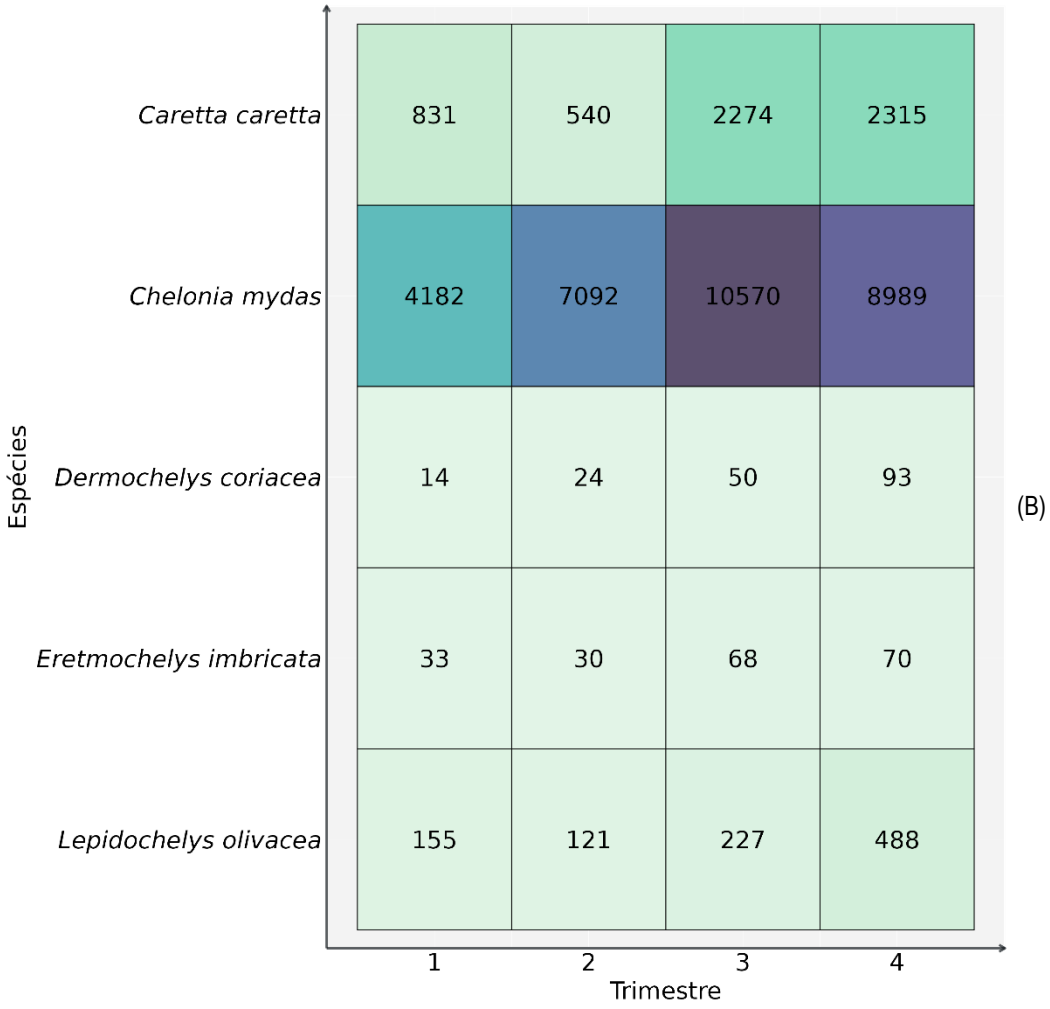


Figura 6.2-6 *– Mapa de calor da quantidade de exemplares de tartarugas marinhas registradas por (A) ano e (B) trimestre.*

PÚBLICA



(B)

Figura 6.2-6 *(cont.)*

PÚBLICA

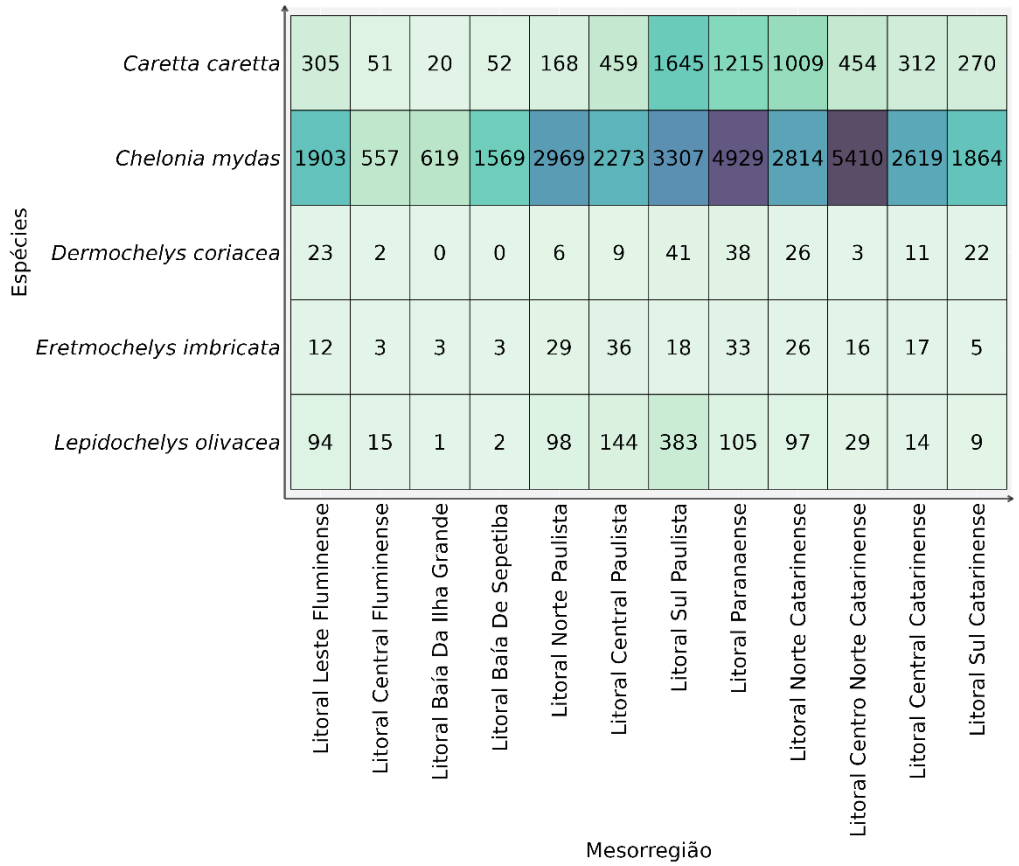


***Figura 6.2-7** – Mapa de calor da quantidade de exemplares de tartarugas marinhas registradas por mesorregião (período de 2017 a 2025).*

Aves

Quando são avaliados os resultados da RDA para as aves, em 2025 se manteve a significância para fatores temporais (trimestre e ano) e espaciais (mesorregião), já identificados em análise de anos anteriores. Contudo, com a adição dos dados de 2025 o modelo que melhor explicação não identificou nenhuma variável ambiental. Dentre as variáveis antrópicas, o valor médio de tráfego de embarcações da Petrobras entre 0-20 m de profundidade e a distância ao polo de produção foram incluídas no modelo mais explicativo para os encalhes de aves. A **Tabela 6.2-1** apresenta os resultados dos modelos finais, sendo que as tabelas com os modelos completos são apresentadas no ***Apêndice 05 - Análise de Redundância***.

PÚBLICA

***Tabela 6.2-1** – Resultados da análise de redundância para os dados ambientais e antrópicos (Model Final - Excluíndo variáveis não significativas) para aves registradas pelo PMP-BS por monitoramento terrestre diário entre 2017 e 2025.*

Parâmetro	G.L.	Variância	F	P-valor
Fator (ano)	8	0,024148	4,9012	0,001
Fator (trimestre)	3	0,11749	63,5926	0,001
Mesorregião	11	0,090540	13,3646	0,001
Tráfego de embarcações BR (0-20m) média	1	0,000783	1,2707	0,215
Distância ao polo de produção	1	0,001480	2,4031	0,038
Residual	407	0,250659		
R^2= 0,4833 R^2 ajustado = 0,4528				

Ao interpretar o peso das variáveis nos eixos da RDA, houve duas variáveis antrópicas significativas, intensidade do tráfego de embarcações e distância das praias até o polo pré-sal (**Figura 6.2-8**). Nenhuma variável ambiental apresentou significância, diferente do observado nas análises dos dados de 2022, 2023 e 2024 (PETROBRAS, 2023, 2024). Diferentemente do ano de 2025, naqueles anos não houve variáveis antrópicas que apresentassem significância com a variabilidade dos encalhes de aves. Entretanto, ao se examinar o modelo completo gerado pela RDA (**Apêndice 05**), se detecta uma significância marginal (0,1 < p <0,05) para a média e o desvio padrão da altura de onda, e da temperatura superficial da água. A ausência de significância para as variáveis ambientais em 2025 pode estar sendo influenciada pela inclusão de novas praias com monitoramento regular no litoral do Rio de Janeiro, que aumentaram a variabilidade nos dados. Do mesmo modo, ao incluir estas novas praias que se localizam, principalmente no Litoral Central Fluminense, evidenciou um efeito da interação entre aves e as atividades antrópicas dominantes na região.

As cargas das mesorregiões nos eixos RDA1 e RDA2 apresentaram um padrão interessante, com uma clara interpretação geográfica (**Figura 6.2-9**). O quadrante 2 apresenta principalmente as regiões ao sul da Bacia de Santos, enquanto o quadrante 4 representa a maior parte das mesorregiões do litoral do Rio de Janeiro. Entretanto, no quadrante 3, o litoral leste fluminense contrastou com as demais mesorregiões do Rio de Janeiro, se agrupando com as mesorregiões paulistas.

A interpretação dos efeitos temporais para os trimestres se manteve similar às de relatórios anteriores. Os quatro trimestres estão quase ortogonais entre si, com verão (trimestre 1) e inverso (trimestre 3) com cargas opostas no eixo RDA1 e

PÚBLICA

outono (trimestre 2) e primavera (trimestre 4) opostos no eixo RDA2 (**Figura 6.2-10**). Isto sugere que os encalhes são fortemente regidos por fatores sazonais, e que os padrões de cada estação são bem diferentes entre si. A variação interanual (**Figura 6.2-11**) apresenta uma tendência de separar os primeiros anos (2017 – 2019, 2021) do PMP-BS no lado negativo do eixo RDA1 e os últimos anos (2020, 2022 – 2025) no lado positivo. Mas é interessante notar que os valores de carga para os dois eixos da variação interanual são menores (< 0,10) do que dos trimestres (> 0,20), indicando que a variação sazonal tem efeitos mais fortes do que a interanual.

Considerando os resultados das espécies (**Figura 6.2-12**) se observa que o eixo RDA1 tem as cargas positivas mais altas para *Spheniscus magellanicus,* o pinguim-de-Magalhães. Ortogonal a estes, o eixo RDA2 tem valores altos para *Puffinus puffinus,* sugerindo que os padrões de variabilidade destas duas espécies são independentes. Para os dados até 2023 estas duas espécies estavam em oposição a *Nannopterum brasilianum*, mas que em 2024 apresentou cargas baixas em ambos os eixos. Com os dados de 2025 *N. brasilianum* voltou a ter um valor mais alto, em oposição a *P. puffinus* e *Larus dominicanus* no eixo RDA2. Como pode ser observado na análise exploratória, em 2024 houve uma quantidade muito alta de biguás, fora dos padrões usuais da espécie. Isso pode ter aumentado muito a variabilidade de ocorrência da espécie, alterando os resultados daquele ano. Com os valores de 2025 retornando ao usual, se voltou a observar o padrão de relatórios anteriores.

Uma vez que, o eixo RDA1 apresenta altas cargas positivas para o inverno, para as mesorregiões do sul e para os pinguins-de-Magalhães, pode-se interpretar a carga alta e de mesmo sinal no mesmo eixo para a variável antrópica Distância ao Polo Pré-sal (**Figura 6.2-8**) como um efeito geográfico. Como a quantidade de pinguins reduz em direção ao sul, isso é similar à distância ao polo de atividades, deste modo não se supõe um efeito direto do polo na redução à quantidade de encalhes da espécie.

PÚBLICA

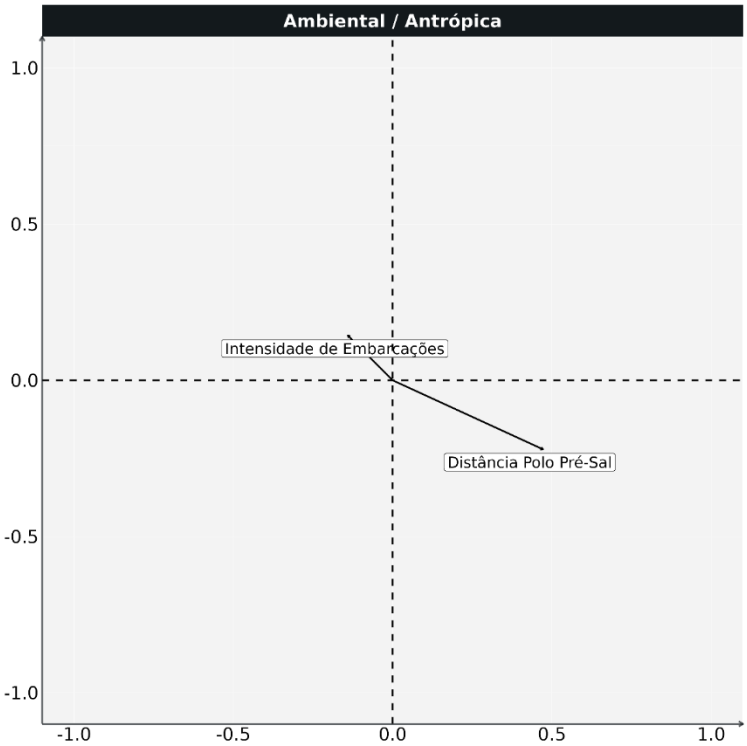


Figura 6.2-8 *– Resultados da RDA para aves: variáveis antrópicas significativas. Nenhuma variável ambiental apresentou significância na análise.*

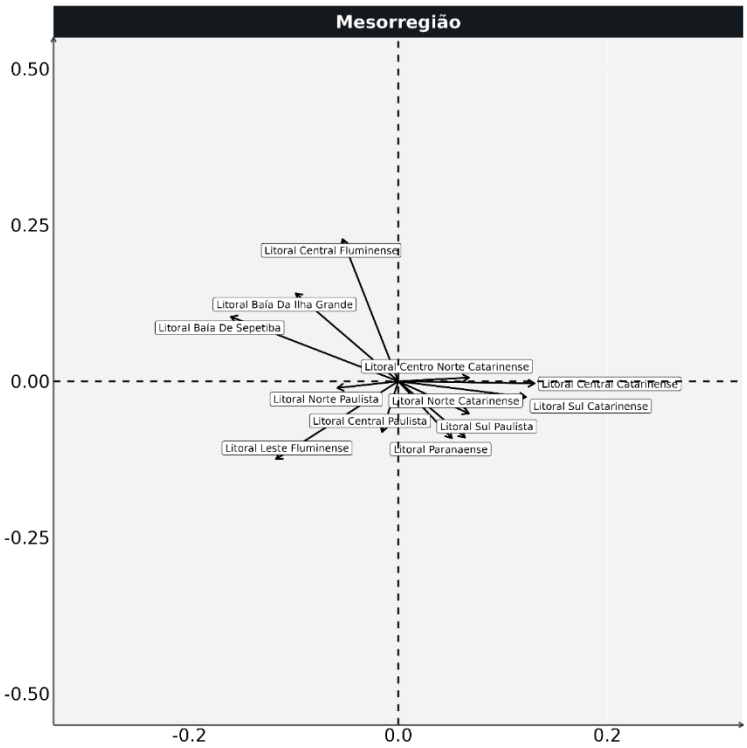


Figura 6.2-9 *– Resultados da RDA para aves: mesorregiões.*

PÚBLICA

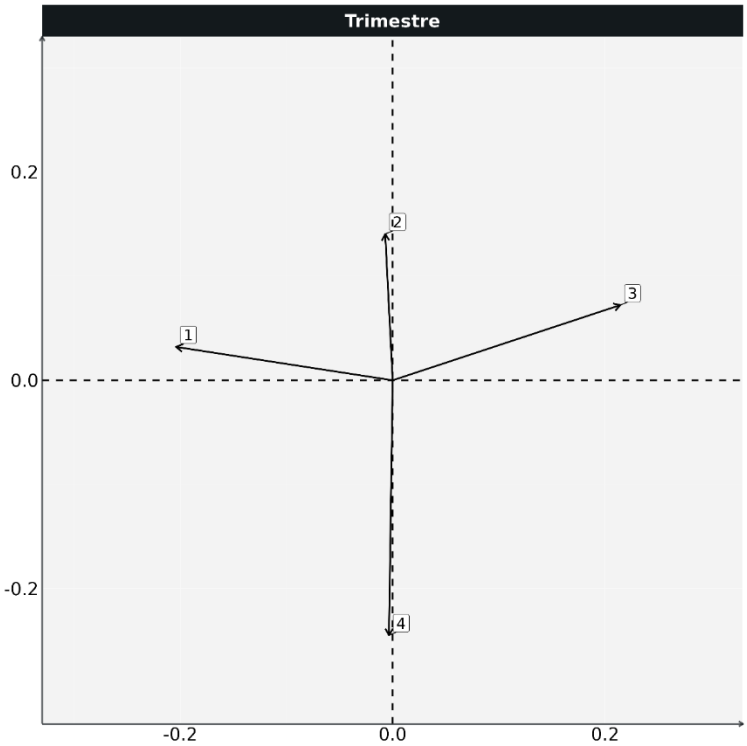


Figura 6.2-10 *– Resultados da RDA para aves: trimestres.*

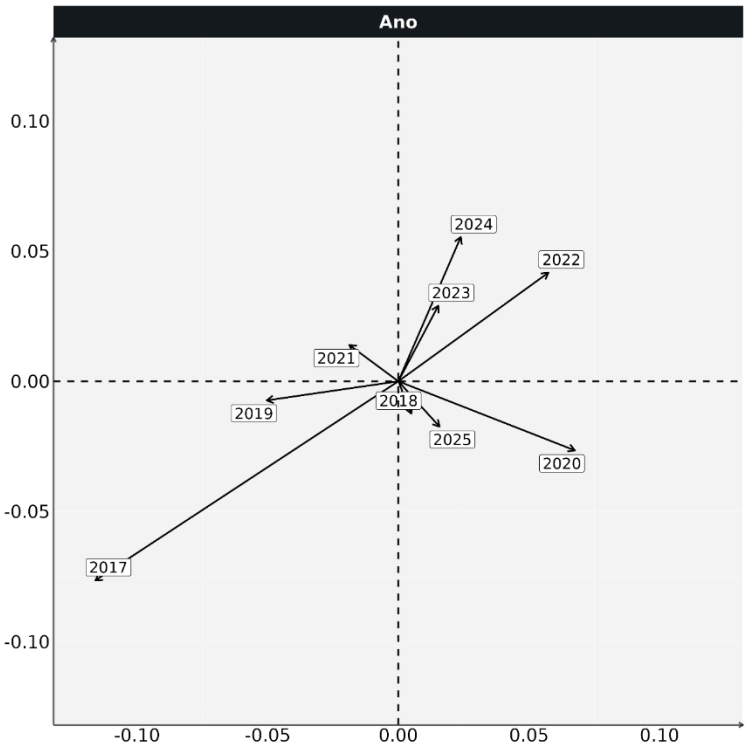


Figura 6.2-11 *– Resultados da RDA para aves: anos.*

PÚBLICA

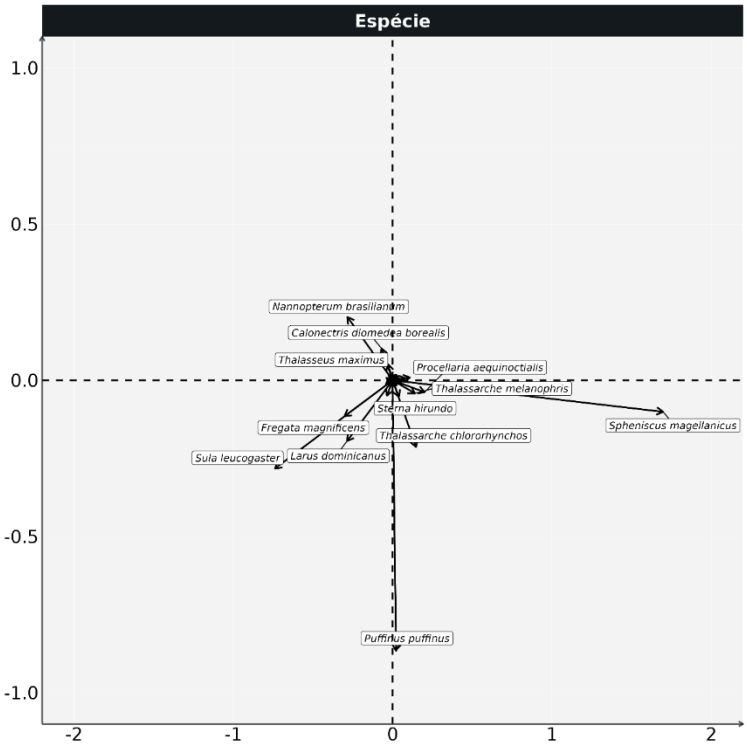


Figura 6.2-12 *– Resultados da RDA para aves: espécies.*

Tartarugas

Os resultados da RDA para as tartarugas apontaram significância para os fatores temporais (sazonalidade e ano) e espaciais (mesorregião), similar ao observado para as aves. Entretanto, apresentou diversas variáveis ambientais significativas: média e variabilidade da temperatura da água, e média da altura de ondas (**Tabela 6.2-2**). Adicionalmente a média da intensidade do tráfego de embarcações, tanto da Petrobrás como de terceiros, também apresentou significância no modelo final. A **Tabela 6.2-2** apresenta os resultados do modelo final, sendo que as tabelas com os modelos completos são apresentadas no ***Apêndice 05 - Análise de Redundância***.

Tabela 6.2-2 *– Resultados da análise de redundância para os dados ambientais e antrópicos (Model Final - Excluíndo variáveis não significativas) para tartarugas marinhas registrados pelo PMP-BS entre 2017 e 2025.*

Parâmetro	G.L.	Variância	F	P-valor
Fator (ano)	8	0,008931	10,1708	0,001
Fator (trimestre)	3	0,004090	12,4225	0,001
Mesorregião	11	0,048146	39,8773	0,001
Altura Sign. Onda (0-20m) média	1	0,000396	3,6099	0,026
Temperatura (0-20m) média	1	0,000391	3,5630	0,015

PÚBLICA

Parâmetro	G.L.	Variância	F	P-valor
Temperatura (0-20m) desv. pad.	1	0,000299	2,7246	0,046
Tráfego embarcações Petrobras (0-20m) média	1	0,001271	11,5830	0,001
Tráfego embarcações terceiros (0-20m) média	1	0,000311	2,8342	0,043
Residual	404	0,044343		
R^2= 0,5900973				
R^2 ajustado = 0,5627028				

Em relatórios anteriores (PETROBRAS, 2022a, 2023, 2024) a análise de RDA para tartarugas apresentou como variáveis significativas a temperatura e a clorofila, sugerindo uma importância consistente destas na variabilidade dos encalhes. Com a inclusão dos dados de 2024 a clorofila deixou de ser significante na explicação dos padrões de encalhes, e isso se manteve com a inclusão dos dados de 2025. Por outro lado, a temperatura se manteve consistentemente entre as variáveis selecionadas para o modelo mais explicativo. Na análise atual também foi significativa a altura de onda (**Figura 6.2-13**), enquanto em 2024 os dois componentes da intensidade do vento se mostraram significativas. Essa variação na inclusão de uma outra componente ambiental em cada ano, pode indicar significâncias marginais contínuas, que de acordo com valores daquele ano acabam por entrar entre as variáveis selecionadas.

Quando analisadas as cargas das variáveis nos eixos da RDA, observa-se que as mesorregiões estão distribuídas principalmente no eixo RDA1, com exceção do Litoral Central Fluminense, que apresentou maior carga no eixo RDA2 (**Figura 6.2-14**). Uma vez que esta é a primeira vez que dados desta mesorregião estão sendo utilizados nas análises (ver item *6.1.1 Padrões de Encalhes*), isto pode estar refletindo a disparidade desta mesorregião no ano de 2025, uma vez que a carga de 2025 também é alta no eixo RDA2, apesar de ser em sentido oposto (**Figura 6.2-16**). Na análise das cargas das espécies (**Figura 6.2-17**), se observa o eixo RDA 2 também apresenta altos valores para *C. mydas* e *C. caretta*, apesar destas estarem em sentidos opostos no eixo RDA 1. Como discutido na análise exploratória, as mesorregiões com maiores quantidades de registros de *L. olivacea* são as mesmas que estão com cargas positivas nos eixos RDA1 e RDA2 (quadrante 1). Acompanhando este padrão, o trimestre com mais encalhes de *L. olivacea* está no mesmo quadrante (**Figura 6.2-15**). A separação dos trimestres 2 (outono) e 4 (primavera) ao longo do eixo RDA 1 indica sazonalidade no padrão de

PÚBLICA

encalhes. Em anos anteriores, o inverno (trimestre 3) apresentou valores mais altos no outro eixo, sugerindo independência dos padrões de encalhes nesta estação. A ausência deste padrão precisará ser avaliada em anos seguintes, para avaliar se houve uma alteração em maior escala ou se foi um efeito pontual em 2025. A sazonalidade observada (outono x primavera) é esperada pois as tartarugas se deslocam ao largo da costa brasileira entre áreas de desova em menores latitudes (sudeste e nordeste) e áreas de alimentação no sudeste e sul (ALMEIDA et al., 2011; SANTOS et al., 2011). Portanto, é possível que parte do padrão temporal e espacial observados estejam relacionados a esta movimentação e sua aproximação da costa em determinadas regiões.

No relatório de 2024 se discutiu a ausência de variáveis antrópicas significativas, que foi um padrão diferente de anos anteriores, pois usualmente o tráfego de embarcações, da Petrobras ou de terceiros, estavam presentes nos modelos mais explicativos. Com a inclusão dos dados de 2025, novamente as variáveis de tráfego se tornaram significativas. Entretanto já se havia discutido de que esta significância provavelmente não representava uma relação causal, pois a carga do tráfego de embarcações continuamente se apresenta inversa no eixo em que as espécies estavam com maior carga, sugerindo um aumento de encalhes em áreas com menor tráfego. Deste modo, provavelmente se está observando um efeito de um padrão geográfico, pois as áreas com mais tráfego estão próximas do litoral fluminense e paulista, mas a maior quantidade de encalhes de *C. mydas* (a espécie mais abundante) está em áreas mais ao sul. Isto é apoiado pelo alto valor das variáveis antrópicas no quadrante 2, o mesmo onde a mesorregião do Litoral Central Fluminense apresenta altos valores.

PÚBLICA

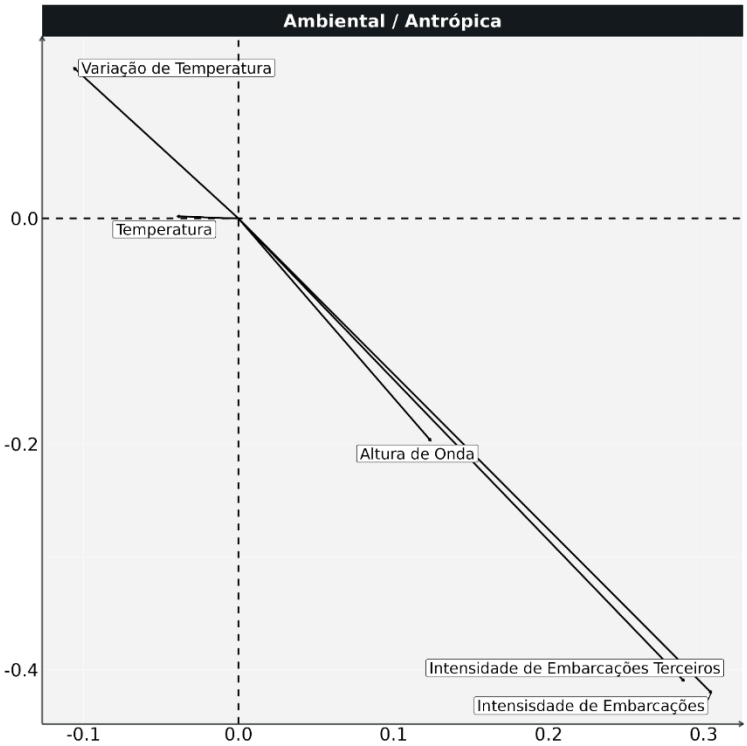


Figura 6.2-13 *– Resultados da RDA para tartarugas marinhas: variáveis ambientais e variáveis antrópicas significativas.*

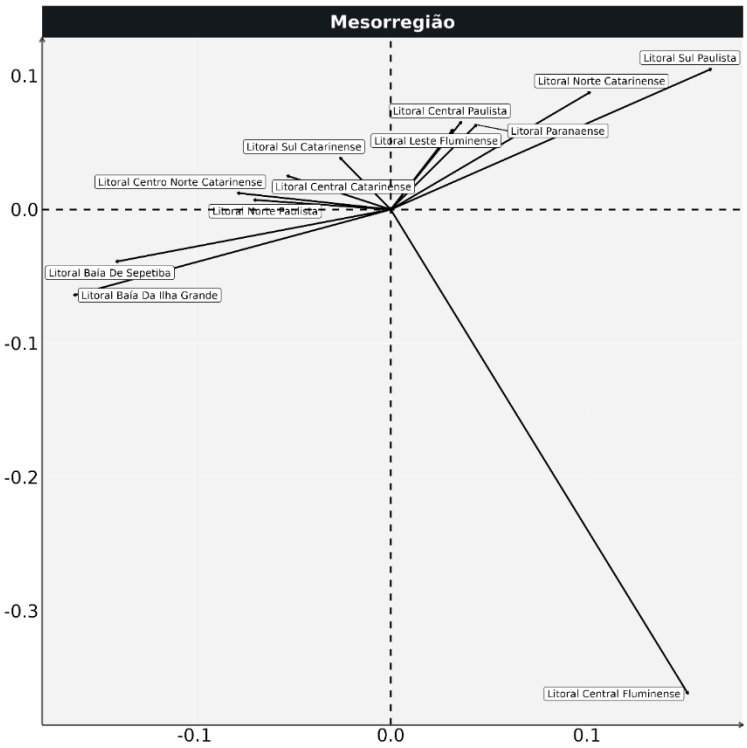


Figura 6.2-14 *– Resultados da RDA para tartarugas marinhas: mesorregiões.*

PÚBLICA

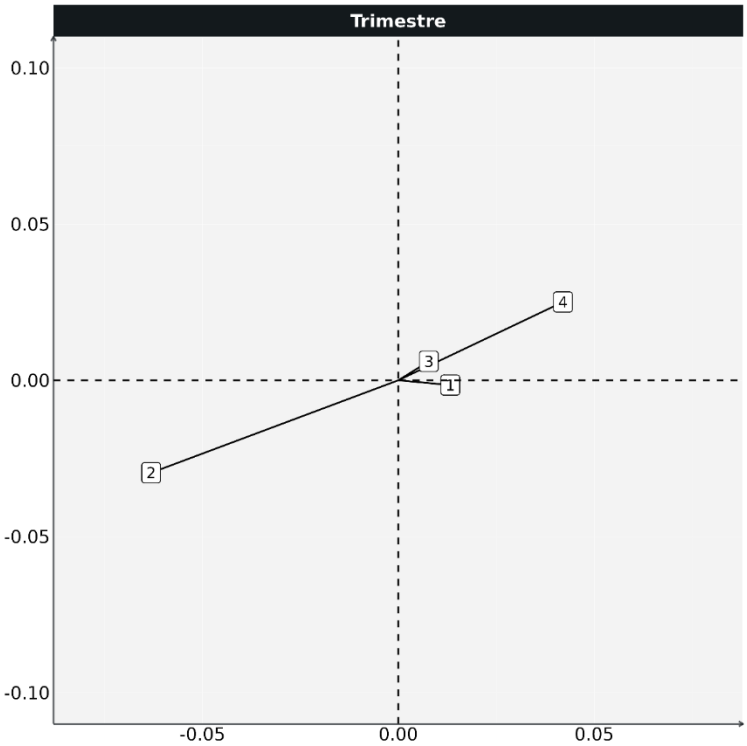


Figura 6.2-15 *– Resultados da RDA para tartarugas marinhas: trimestres.*

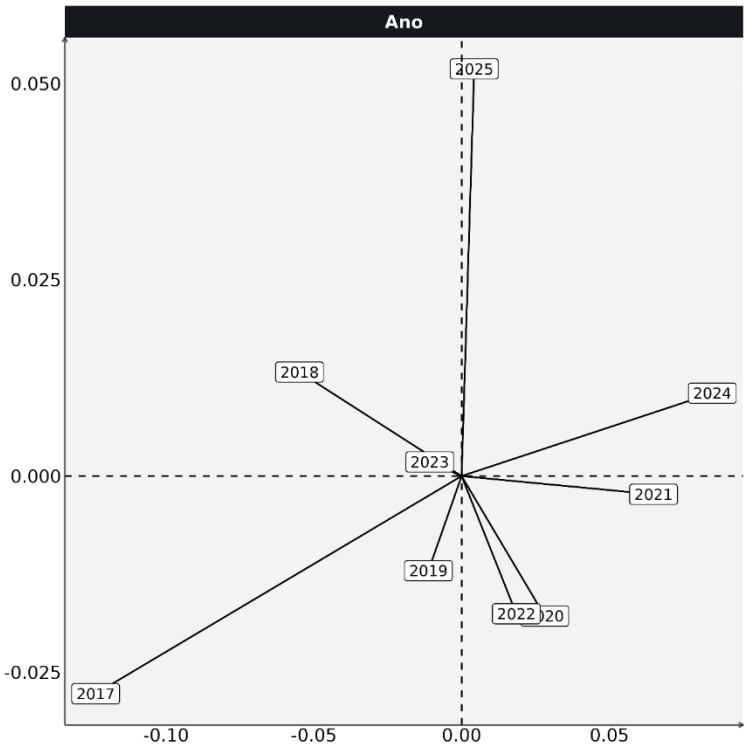


Figura 6.2-16 *– Resultados da RDA para tartarugas marinhas: anos.*

PÚBLICA

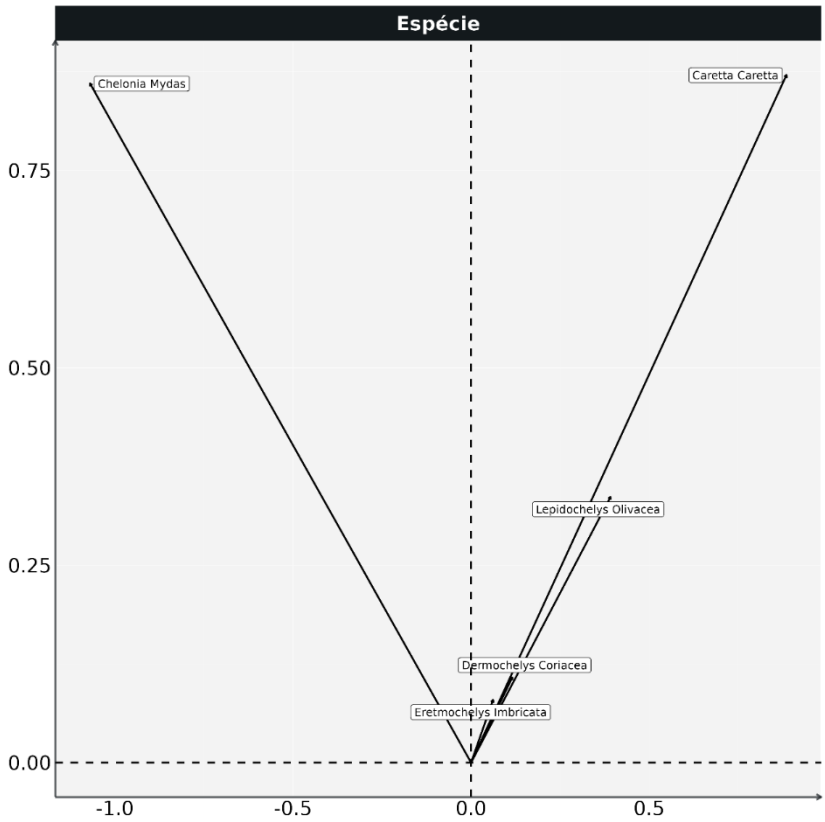


Figura 6.2-17 *– Resultados da RDA para tartarugas marinhas: espécies.*

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). Apesar de em relatórios anteriores, as variáveis ambientais e antrópicas que apresentaram resultados significativos foram o valor médio da clorofila, temperatura média e a distância ao polo de produção. Entretanto, ao incluir os dados de 2024, somente a clorofila se manteve significativa, e isto se manteve com a inclusão dos dados de 2025 (**Tabela 6.2-3**). As demais variáveis ambientais e antrópicas não foram significativas para os encalhes de mamíferos. Entretanto, ao se observar os resultados do modelo completo (**Apêndice 05**) se vê valores de significância marginais para o valor médio da altura de onda (p=0,062) e a distância do polo de produção da Bacia de Santos (p=0,072).

PÚBLICA

***Tabela 6.2-3** – Resultados da análise de redundância para os dados ambientais e antrópicos (Model Final - Excluíndo variáveis não significativas)para mamíferos registrados pelo PMP-BS entre 2017 e 2025.*

Parâmetro	G.L.	Variância	F	P-valor
Fator (ano)	8	0,008672	2,0940	0,002
Fator (trimestre)	3	0,008593	5,5328	0,001
Mesorregião	11	0,216033	37,9381	0,001
Clorofila (0-20m) média	1	0,001405	2,7138	0,029
Residual	408	0,211209		
R^2= 0,5263				
R^2 ajustado = 0,4996				

Neste ano, somente a clorofila apresentou significância no modelo, se posicionando no quadrante 4 (**Figura 6.2-18**). Com relação às mesorregiões, este foi o mesmo quadrante onde o Litoral Leste Fluminense e Litoral Central Fluminense se posicionaram (**Figura 6.2-19**). Provavelmente este posicionamento, com altos valores negativos no eixo RDA 1 e positivos no RDA2, está ligado às cargas das espécies mais frequentes, *P. blainvillei* e *S. guiananensis* com valores opostos (**Figura 6.2-22**). Ao se relacionar as cargas das mesorregiões e das espécies se observa que as mesorregiões do Rio de Janeiro apresentam valores negativos em RDA1 e são aquelas com poucos ou nenhum registro de toninhas. Por outro lado, valores negativos altos no RDA2 são das mesorregiões com mais registros de botos-cinza.

As mesorregiões no quadrante 1 (valores positivos no RDA1 e RDA2) foram as que apresentaram maior registro de pinípedes e *Tursiops truncatus.* Isto reforça o que já foi discutido em relatórios anteriores a análise de RDA é eficiente para apresentar os efeitos integrados de todas as variáveis, mesmo que as espécies mais frequentes possam ter maior peso nos resultados.

Os padrões de sazonalidade (trimestres; **Figura 6.2-20**) foram similares ao observado nos últimos relatórios, 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. Como observado nos mapas de calor (**Figura 6.2-4B**), há um maior registro de toninhas nos trimestres 3 e 4 (inverno e primavera), e estes apresentaram valores positivos no eixo RDA1, assim como os registros da espécie.

Do ponto de vista interanual, há um grande espalhamento dos anos nos quadrantes, apesar de 2024 se destacar no eixo RDA1 (**Figura 6.2-21**). Apesar de

PÚBLICA

2025 ter registrado um valor recorde de toninhas encalhadas, 2025 não se destaca no eixo RDA1, do mesmo modo que 2024. Isto pode ter sido causado por um efeito conjunto das demais espécies, pois os anos com valores negativos no eixo RDA2 são aqueles que apresentam valores maiores de registros de *A. australis* e *T. truncatus.* Como colocado anteriormente, a RDA avalia de forma integrada os efeitos de todas as variáveis, e apesar de se conseguir identificar padrões individuais de alguns fatores, o resultado é fruto dos efeitos conjuntos. Vale chamar a atenção para o fato de que a carga dos efeitos interanuais está sempre abaixo de

O agrupamento de *A. australis,* O. flavescens e *T. truncatus* no mesmo quadrante onde estão as mesorregiões de Santa Catarina reflete os padrões naturais de distribuição destas espécies. O lobo-marinho-sulamericano, *A. australis,* possui colônias reprodutivas no Uruguai, com deslocamento 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*, habita a 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. gephyreus* (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. gephyreus* nos estuários e zona costeira deste estado.

De modo similar, as espécies *P. blainvillei* e *S. guianensis* apresentaram valores altos em eixos diferentes (**Figura 6.2-22**), um padrão que já vinha sendo observado nos três últimos relatórios. Isto 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. Deste modo, entendemos que grande parte dos resultados observados reflete a distribuição natural das espécies no ambiente, segundo padrões biogeográficos.

PÚBLICA

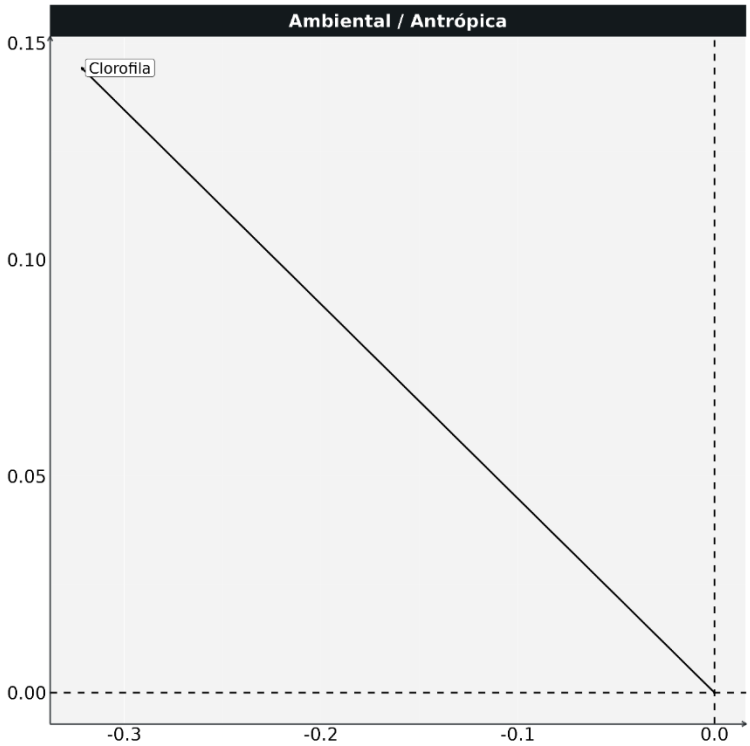


Figura 6.2-18 *– Resultados da RDA para mamíferos: variáveis ambientais significativas. Nenhuma variável antrópica apresentou significância na análise.*

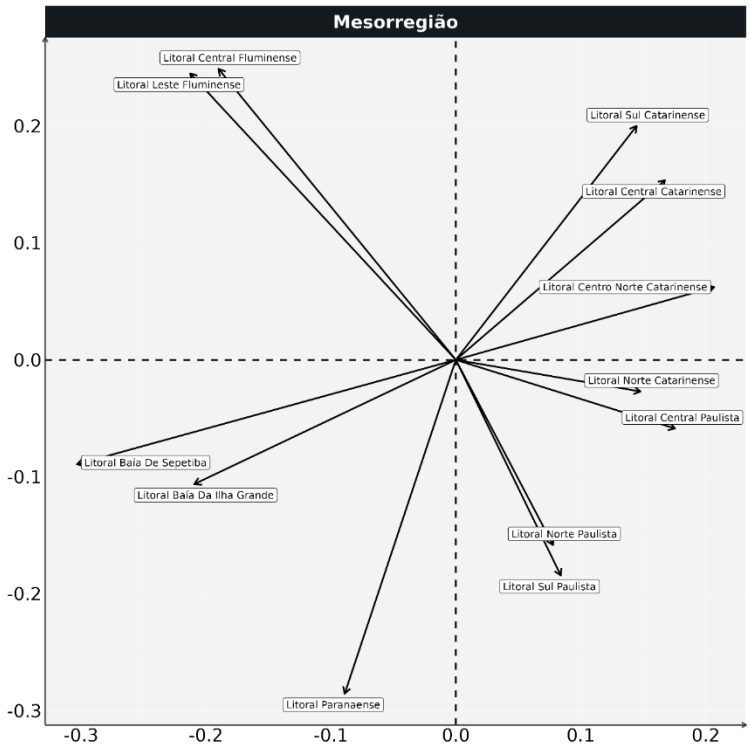


Figura 6.2-19 *– Resultados da RDA para mamíferos: mesorregiões.*

PÚBLICA

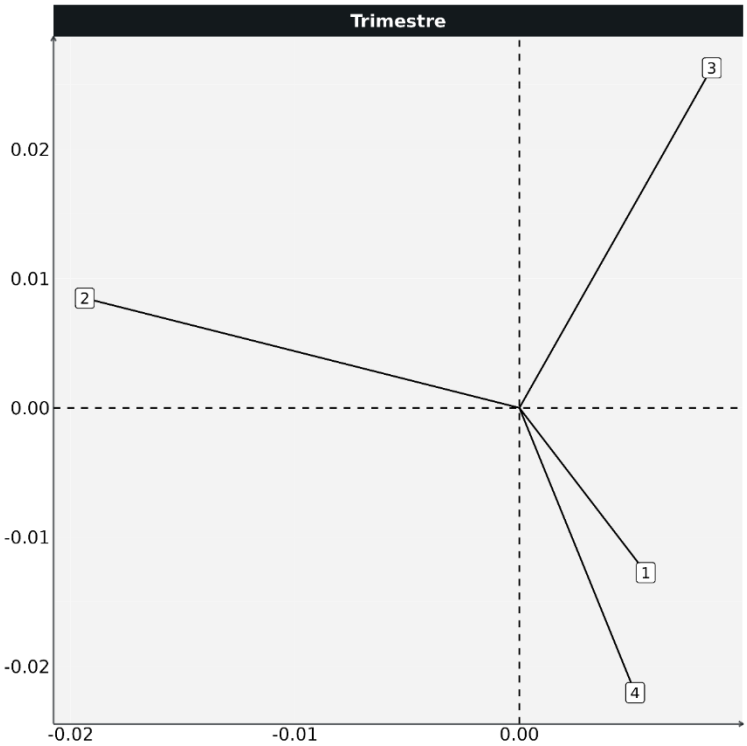


Figura 6.2-20 *– Resultados da RDA para mamíferos: trimestres.*

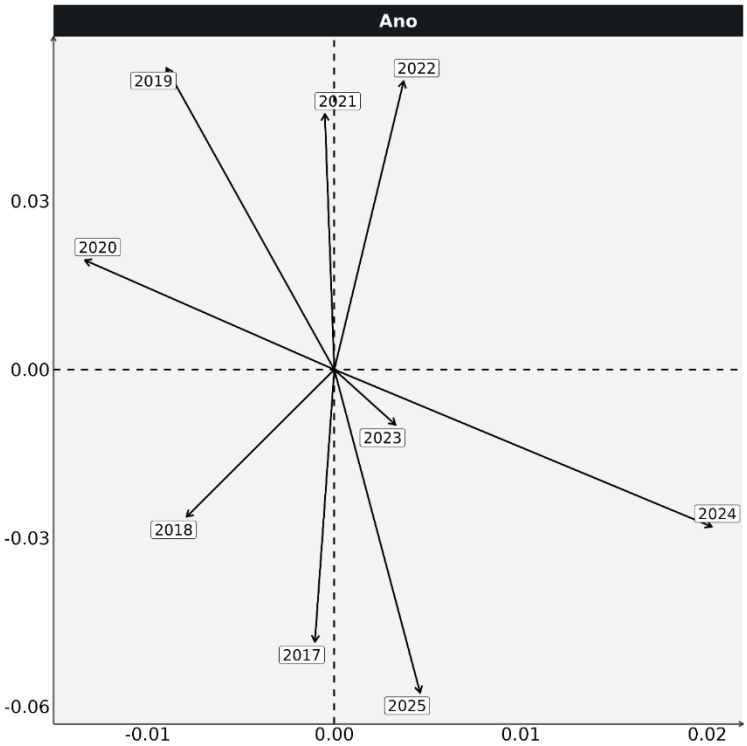


Figura 6.2-21 *– Resultados da RDA para mamíferos: anos.*

PÚBLICA

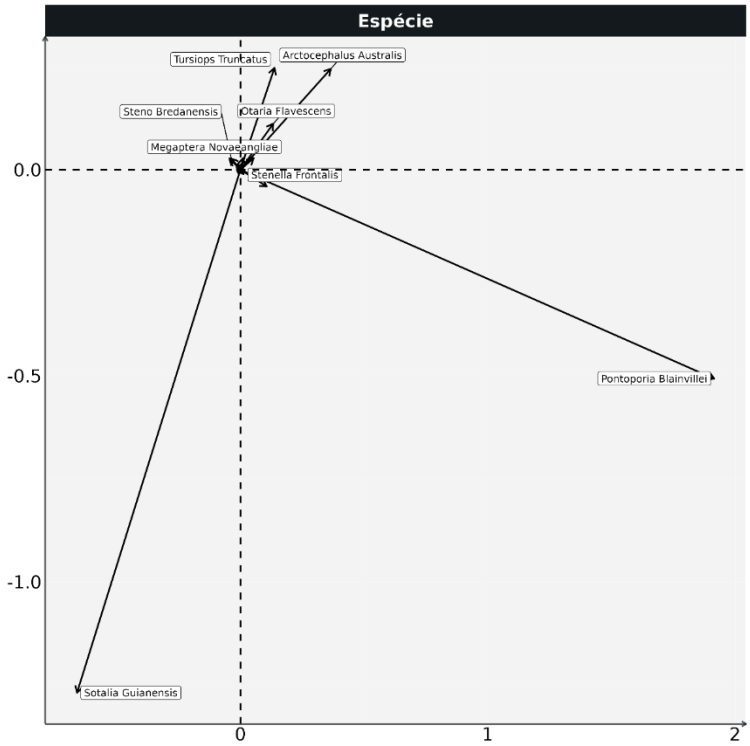


Figura 6.2-22 *– Resultados da RDA para mamíferos: espécies.*

6.2.2 Índice de Saúde

Como apresentado na seção de metodologia, o Índice de Saúde (IS) busca gerar uma visão integrada da saúde dos animais necropsiados, agregando diversos parâmetros. Nas análises que serão apresentadas a seguir foram utilizados tanto animais encontrados mortos quanto aqueles que morreram durante o processo de reabilitação. Já havia sido discutido em relatórios anteriores sobre a inclusão ou não nas análises dos animais que passaram por tratamento veterinário. A exclusão destes garantiria uma visão mais fiel da saúde dos animais em seu ambiente natural, sem intervenções. Mas por outro lado, especialmente para aves, se perde uma grande quantidade de animais para as análises. No relatório com dados até 2022 as análises foram feitas incluindo e excluindo os animais que passaram por tratamento veterinário (PETROBRAS, 2023). Se observou que apesar dos padrões do IS não se alterarem com a inclusão ou não de animais que passaram por tratamento, havia diferenças nos IS dos dois grupos, com o IS maiores (melhor condição de saúde) em animais que não passaram por tratamento nas bases do PMP-BS. Devido a esta diferença, a partir do relatório dos dados de 2023, se optou

PÚBLICA

por utilizar todos os animais, mas incluindo a passagem ou não por tratamento veterinário com um dos fatores no GLM. Deste modo é possível tanto ter um tamanho amostral mais robusto, como verificar as diferenças de saúde entre animais encontrados mortos e aquele que vieram à óbito durante o tratamento veterinário.

Tabela 6.2-4 *- 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.*

	Aves			Mammalia			Reptilia			Total Geral
Estado / Ano	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	
Rio de Janeiro	**312**	**1.904**	**2.216**	**33**	**3**	**36**	**419**	**433**	**852**	**3.104**
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	39	39	78	451
2021	53	215	268	3		3	25	35	60	331
2022	77	225	302	9	1	10	41	33	74	386
2023	20	310	330	1		1	40	34	74	405
2024	2	138	140	7		7	26	11	37	184
2025	9	430	439	6	1	7	126	83	209	655
São Paulo	**1.487**	**2.258**	**3.745**	**400**	**57**	**457**	**1.705**	**1.839**	**3.544**	**7.746**
2015	69	38	107	8	3	11	5	23	28	146
2016	33	99	132	17	1	18	104	124	228	378
2017	30	88	118	34	5	39	210	321	531	688
2018	98	127	225	32	10	42	271	248	519	786
2019	92	151	243	23	3	26	160	195	355	624
2020	192	491	683	22	7	29	93	155	248	960
2021	113	267	380	35	6	41	135	129	264	685
2022	148	257	405	34	5	39	130	129	259	703
2023	198	201	399	61	2	63	150	138	288	750
2024	245	256	501	59	10	69	174	155	329	899
2025	269	283	552	75	5	80	273	222	495	1.127
Paraná	**751**	**805**	**1.556**	**139**	**23**	**162**	**449**	**148**	**597**	**2.315**
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	80	24	104	173
2018	35	50	85	14	1	15	64	28	92	192
2019	61	66	127	6		6	25	8	33	166
2020	127	88	215	16	5	21	34	13	47	283
2021	85	82	167	20	1	21	28	10	38	226
2022	116	110	226	17	2	19	43	10	53	298
2023	7	102	109	12	5	17	54	6	60	186
2024	138	130	268	17	4	21	33	14	47	336
2025	103	106	209	15	3	18	64	23	87	314
Santa Catarina	**3.386**	**4.531**	**7.917**	**260**	**64**	**324**	**442**	**420**	**862**	**9.103**
2015	34	31	65	3	2	5	5	7	12	82
2016	169	175	344	13	1	14	41	22	63	421

	Aves			Mammalia			Reptilia			Total Geral
Estado / Ano	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	Sem atend.	Com atend.	Total	
2017	137	253	390	10	3	13	38	76	114	517
2018	231	263	494	32	8	40	42	60	102	636
2019	264	404	668	34	9	43	44	23	67	778
2020	350	595	945	24	13	37	35	42	77	1.059
2021	570	707	1.277	24	4	28	34	27	61	1.366
2022	580	644	1.224	44	7	51	42	33	75	1.350
2023	43	466	509	22	7	29	51	29	80	618
2024	608	569	1.177	27	6	33	40	28	68	1.278
2025	400	424	824	27	4	31	70	73	143	998
Total Geral	**5.936**	**9.498**	**15.434**	**832**	**147**	**979**	**3.015**	**2.840**	**5.855**	**22.268**

Assim como nos relatórios de 2023 e 2024 (PETROBRAS, 2024; PETROBRAS, 2025) foram utilizadas as idades como um fator nas análises do IS. Antes de 2023 o tamanho amostral para animais que possuíam tanto idades como o cálculo do IS era baixo. Por isso, mesmo se assumindo que deveria haver um efeito da idade sobre a saúde dos animais, não era possível utilizar os resultados de determinação de idade como um fator nas análises de GLM. Para este relatório foram utilizados dados de 697 mamíferos e 3.067 tartarugas com valores tanto de IS como de idades e de determinação do habitat. Mesmo assim, ainda há 275 mamíferos e 2.451 tartarugas que não apresentam estimativas de idade e que poderiam ser utilizadas caso a idade não fosse um fator no GLM. 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 que a quantidade de dados de IS disponíveis varia muito entre aves, mamíferos e tartarugas, conforme as **Figura 6.2-23A, B** e **C**. Nas aves, o padrão histórico de alternância entre anos com alta de registros em dois trimestres (3º e 4º) e anos com pico apenas no 3º trimestre se manteve em 2025, que registrou alta exclusivamente no terceiro período. Esse comportamento foi mais expressivo nas mesorregiões do sul (**Figura 6.2-23A**), devido à maior quantidade de pinguins-de-Magalhães nessas áreas. Cabe ressaltar, que para estas análises não há um efeito tão forte da quantidade de pinguins como o observado nas análises de encalhes. Isto acontece pois o IS só pode ser calculado em animais frescos, devido à necessidade de se observar diversos parâmetros durante a necropsia. Como a quantidade maior de pinguins encontradas nas praias está em decomposição avançada, não é possível calcular

PÚBLICA

o IS dos mesmos. Mesmo assim, para todo o período utilizado nas análises (2017-2025), os pinguins-de-Magalhães correspondem a 33% dos valores de IS de aves que passaram por tratamento veterinário, e 57,7% dos que não passaram. Deste modo a saúde desta espécie tem um peso considerável nos padrões observados. Por este motivo foram realizadas as análises de aves incluindo e excluindo os pinguins, para avaliar se estes geram alteração nos resultados (ver abaixo).

Para os mamíferos (**Figura 6.2-23B**), ocorrem mais lacunas de dados de IS, principalmente no litoral do Rio de Janeiro. Isto ocorre tanto pela menor quantidade de encalhes, como por usualmente estarem em avançado estágio de decomposição. Cabe ressaltar, que entre os anos de 2016 e 2019 a coleta das adrenais não era obrigatória e algumas instituições não as coletavam. Porém, 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, como o cálculo de IS necessita de avaliação de todas as variáveis, em animais nos quais essa glândula não havia sido coletada é impossível o cálculo.

O padrão histórico para as tartarugas se manteve, com o Litoral Norte Paulista concentrando a maior quantidade de valores de IS (**Figura 6.2-23C**). Esse cenário diverge do padrão geral de encalhes, no qual essa mesorregião ocupa apenas o 4º lugar (**Figura 6.2-7**), uma discrepância fundamentada na diferença de estratégias amostrais. Enquanto o Centro-Norte Catarinense liderou em registros no monitoramento diário (**Figura 6.2-6A**), a presente análise baseia-se exclusivamente em animais necropsiados, independentemente da forma de coleta (monitoramento ou acionamento). No Litoral Norte Paulista, o alto volume de acionamentos (ver Volume 1) — frequentemente associado à captura incidental em redes de pesca — resulta no recebimento de carcaças frescas aptas para o cálculo do IS. Em contrapartida, os animais recolhidos pelo monitoramento de praia regular costumam apresentar estágios avançados de decomposição. Esse contraste reforça a complementaridade das estratégias do PMP-BS, visto que cada abordagem permite atender a diferentes perguntas científicas. Por fim, destaca-se que no ano de 2025 foi registrado o maior número de análises de IS em seis anos, acompanhando o elevado volume de encalhes de tartarugas marinhas no período, com forte concentração no terceiro e quarto trimestres. Cabe ressaltar, que a *Chelonia mydas* corresponde a 93,2% dos valores de IS utilizados nas análises.

Assim, os padrões do IS observados em tartarugas devem estar fortemente influenciados pela condição de saúde desta espécie.

PÚBLICA

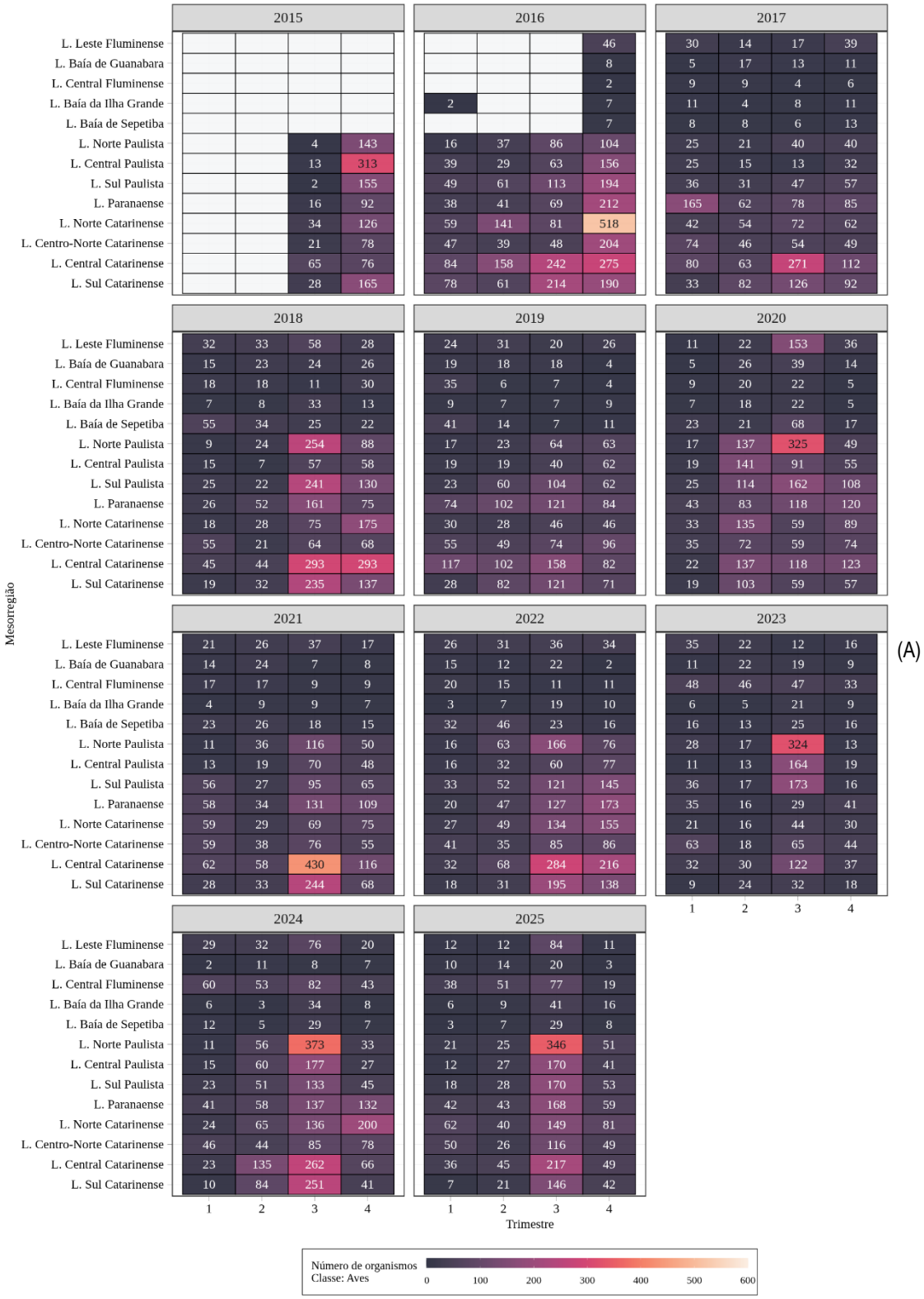
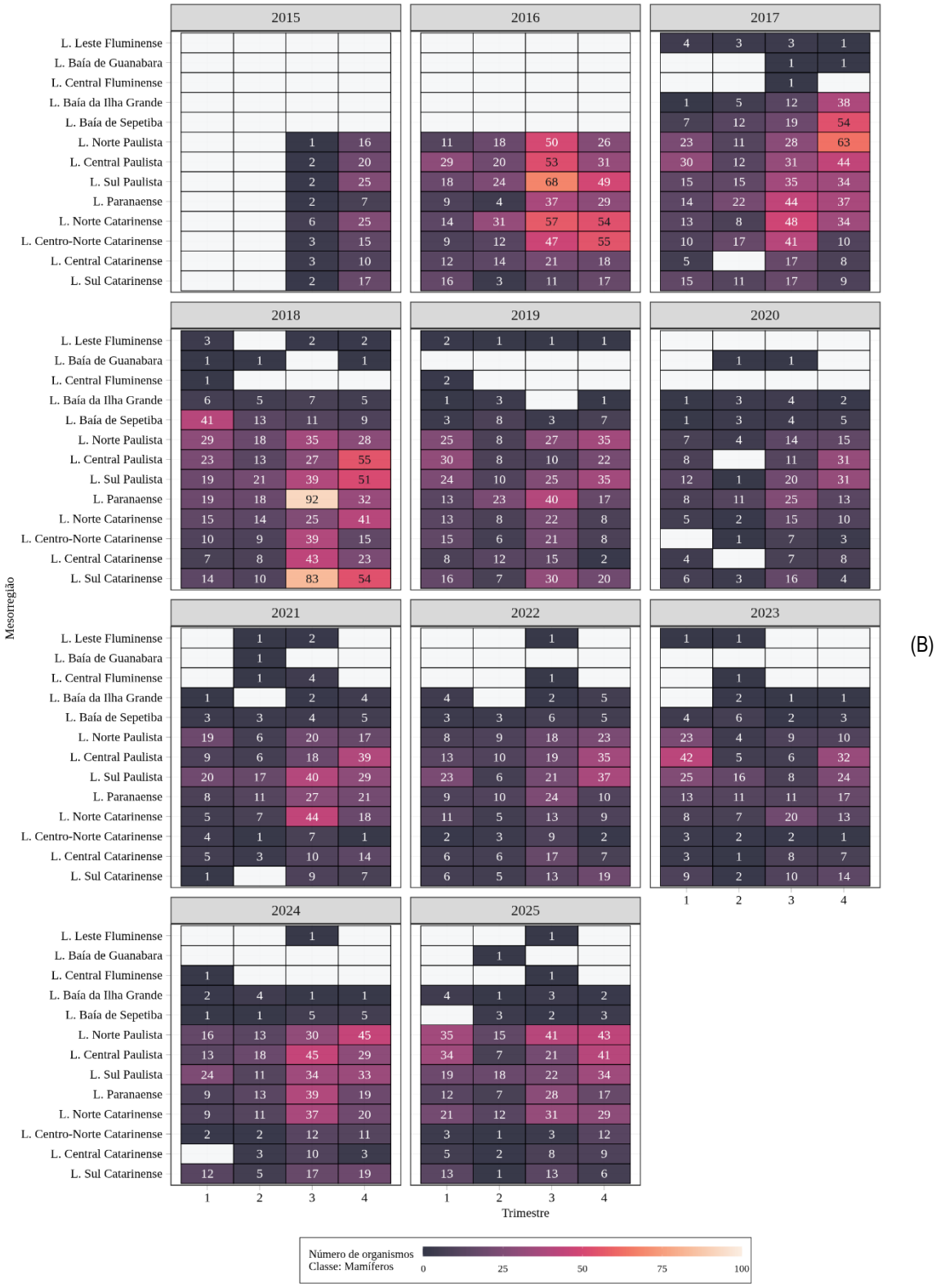


Figura 6.2-23 *– Mapa de calor com a distribuição do número de exemplares por mesorregião, trimestre e ano no PMP-BS onde foi possível calcular o IS para (A) aves, (B) mamíferos, e (C) tartarugas marinhas. Quadrantes em cinza indicam ausência de dados. Não foram incluídos animais que passaram por tratamento veterinário.*

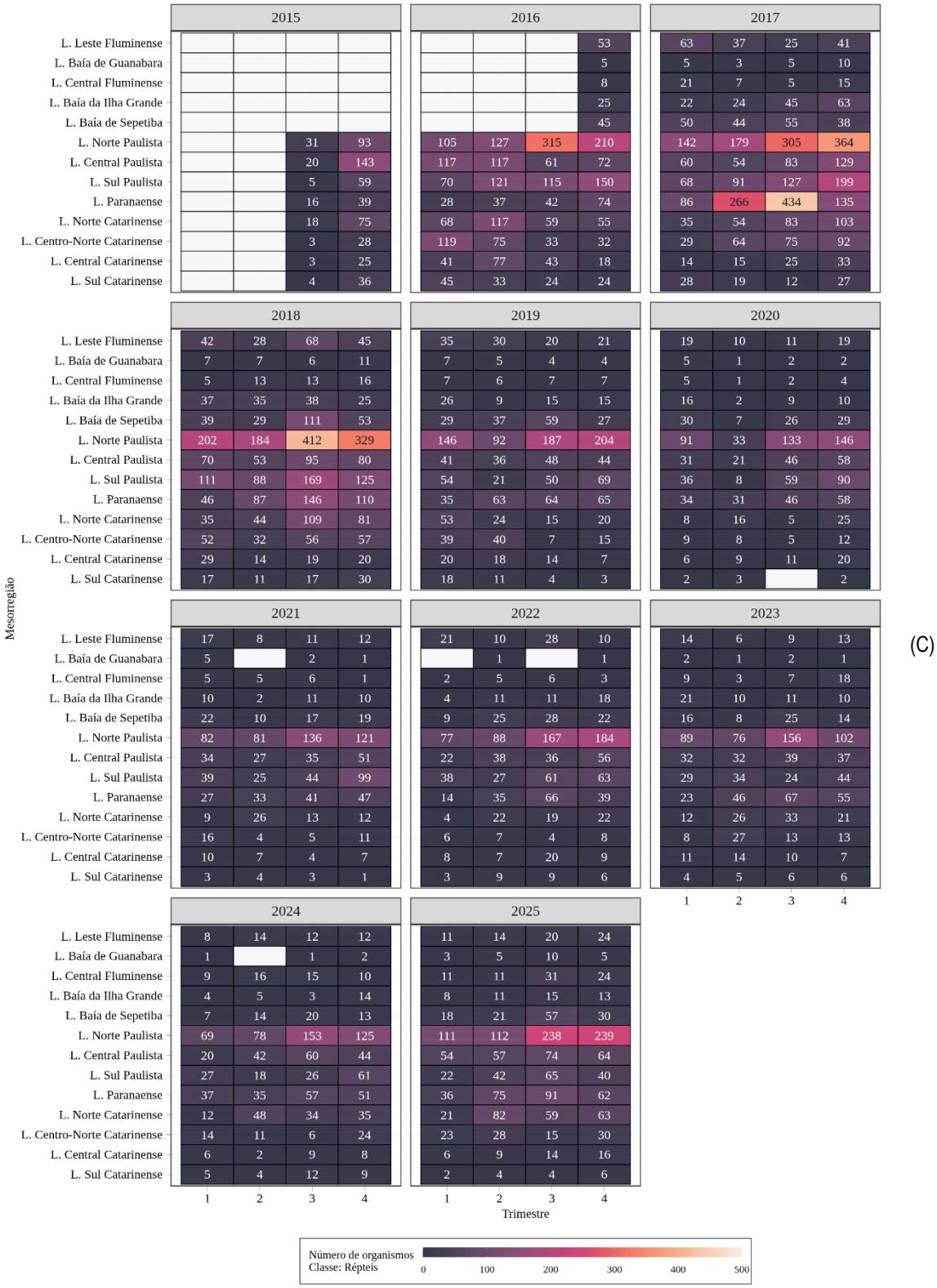
PÚBLICA



(B)

Figura 6.2-23*(cont.)*

PÚBLICA



(C)

Figura 6.2-23*(cont.)*

PÚBLICA

Aves

Os resultados da análise de GLM do IS para todas as aves mostrou que havia diferença significativa entre o modelo nulo e o modelo final (G.L. = 26; resid. GL = 14175; Chi^2 = 4791,4; p<0,0001) e todas as variáveis utilizadas apresentaram significância (**Tabela 6.2-5**). 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 6.2-24**).

Tabela 6.2-5 *- Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de aves entre 2017 e 2025, incluindo animais que passaram por tratamento veterinário. "G.L." – graus de liberdade.*

	ANOVA Modelo Final			Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi²**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*GL))**
Ano	8	1637,669	< 2,2E-16	1,239697	1,01352
Mesorregião	12	1983,525	< 2,2E-16	1,513548	1,017419
Habitat	2	337,521	< 2,2E-16	1,294521	1,066663
Causa de Morte	3	387,742	< 2,2E-16	1,38049	1,05521
Histórico clínico	1	43,411	4,44E-11	1,259723	1,122374

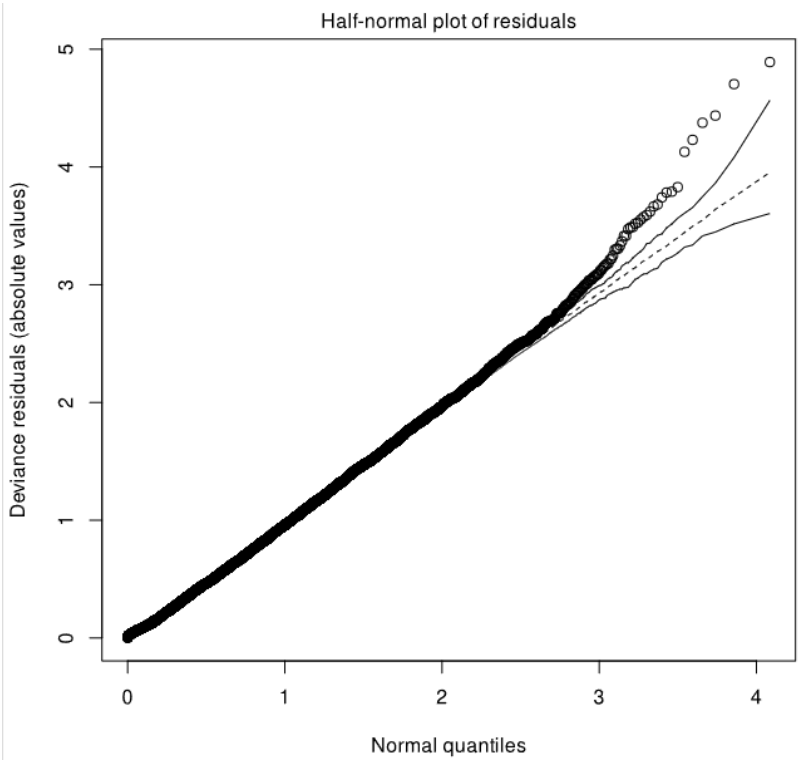


Figura 6.2-24 *– Distribuição de resíduos das análises do GLM de aves marinhas.*

Uma vez que o modelo se mostrou adequado, foi possível fazer a análise dos efeitos das covariáveis utilizadas no modelo final do GLM (**Figura 6.2-25**). O efeito espacial revelou que as análises dos dados de 2025 mantiveram o mesmo padrão histórico para o Rio de Janeiro, onde as cinco mesorregiões fluminenses apresentaram valores de IS significativamente superiores aos de São Paulo, Paraná e Santa Catarina — tendência observada desde o relatório de 2021. Como novidade neste período, o Litoral Central Paulista também registrou um IS superior à média. Por outro lado, a análise temporal evidenciou que o IS geral vem diminuindo progressivamente, atingindo o menor valor da série histórica em 2025. Os demais fatores avaliados seguiram o comportamento de anos anteriores.

A disparidade no IS das aves no Rio de Janeiro provavelmente decorre do efeito de múltiplos fatores estruturais. Neste estado, os IS de fragatas (*Fregata magnificens*) correspondem a 28,9% dos dados de aves e há um elevado volume de fragatas que vão a óbito por interações com linhas de pipa, gerando um grande número de registros de animais previamente saudáveis (GOLDBERG et al., 2021). Este fenômeno reflete-se no gráfico de causa de morte, que aponta IS mais elevados para animais eutanasiados, visto que tais decisões derivam majoritariamente de eventos traumáticos. Adicionalmente, o fluxo de aves migratórias (como pinguins-de-Magalhães e pardelas-sombrias) nas mesorregiões do sul acentua a diferença regional, pois esses indivíduos costumam chegar à área do PMP-BS com a saúde debilitada. Como detalhado anteriormente, devido à dominância de pinguins na amostragem, realizou-se uma segunda rodada do GLM excluindo esta espécie.

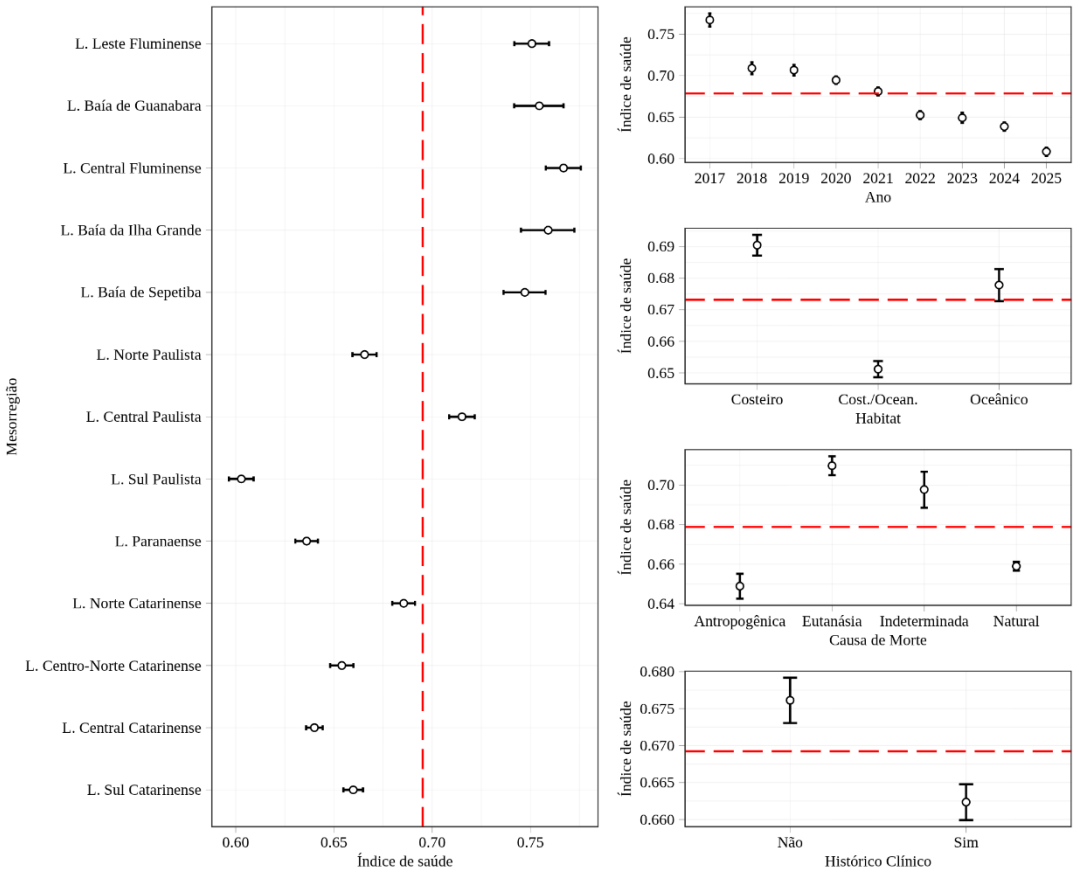


Figura 6.2-25 *– Análise de GLM do Índice de Saúde para todas as aves, entre os anos de 2017 e 2025, em todas as mesorregiões do PMP-BS.*

Ao se realizar as análises removendo os pinguins-de-Magalhães, o modelo final do GLM se manteve significativamente diferente do modelo nulo (G.L. = 26; resid. GL = 7930; Chi^2 = 1802,8; p<0,0001), e todos os parâmetros também se mantiveram significativos (**Tabela 6.2-6, Figura 6.2-26**). O que se observou com a remoção dos pinguins-de-Magalhães foi um aumento discreto do valor do efeito médio (IS mais alto), confirmando o efeito dos pinguins para redução do IS. Além disso se observa um aumento das barras de erro em quase todos os fatores, devido à redução do número amostral. Esses resultados já tinham sido observados e descritos no relatório anterior, referente a dados até 2024.

Tabela 6.2-6 *- Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de aves entre 2017 e 2025, excluindo pinguins-de-Magalhães. "G.L." – graus de liberdade.*

		ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi^2**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*GL))**
Ano	8	494,894	<2,2E-16	1,222501	1,012635

PÚBLICA

		ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi²**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*GL))**
Mesorregião	12	977,45	<2,2E-16	1,520751	1,017620
Habitat	2	16,889	2,15E-04	1,300175	1,067826
Causa de Morte	3	252,554	<2,2E-16	1,342770	1,050349
Histórico clínico	1	39,656	3,03E-10	1,229253	1,108717

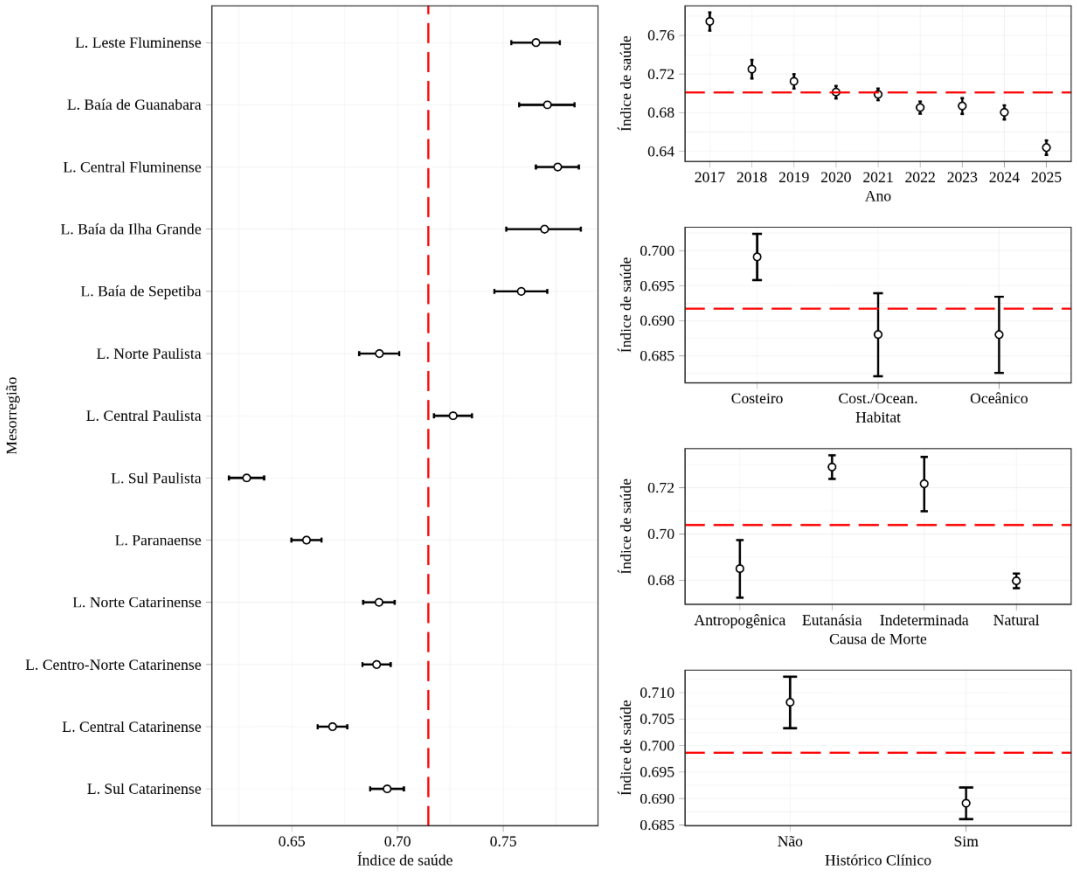


Figura 6.2-26 *- Análise de GLM do Índice de Saúde para aves, excluindo pinguins-de-Magalhães, entre os anos de 2017 e 2025 em todas as mesorregiões do PMP-BS.*

Os pinguins são o grupo mais abundante dentre as espécies com habitat costeiro/oceânico, incluindo os mesmos na análise a diferença do IS entre habitats é marcante. Apesar do padrão geral se manter, as barras de erro ficam maiores ao removê-los, passando a haver sobreposição entre os três grupos. 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 (7.919 de 7.940). Os resultados indicam que

pinguins possuem um estado de saúde pior do que o atobá-pardo, pois os valores de IS das espécies costeiro/oceânicas aumentam com a remoção dos pinguins. Independente deste fato, em conjunto estes apresentam piores saúde do que as espécies costeiras ou oceânicas. Esperava-se que o IS de espécies com hábitos costeiros fosse mais baixo, uma vez que no ambiente costeiro há mais atividades antrópicas com potencial de gerar efeitos nos animais. 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.

A causa de morte como efeito na análise do IS mostra padrões similares com e sem pinguins, com animais que vieram à óbito por causas indeterminadas e por eutanásia com IS maiores do que os com causas antropogênicas e naturais. A decisão dos veterinários de realizar a eutanásia em um animal usualmente se dá para indivíduos com processos traumáticos agudos, sem necessariamente apresentar outras patologias que poderiam causar uma redução do IS. Entretanto se observa para causas antropogênicas e naturais que na análise com os pinguins (**Figura 6.2-25**) a primeira é significativamente menor do que a segunda. Possivelmente isto está ligado às frequentes mortes em redes de pesca, que acabam sendo a causa última, mas muitas vezes se originam de uma debilidade maior dos animais, que impede que escapem ou evitem as redes. Com a remoção dos pinguins (**Figura 6.2-26**), as barras de erro passam a se sobrepor para causas naturais e antropogênicas, não podendo mais se afirmar diferença dos valores. Isto sugere que os pinguins com saúde debilitada estão mais sujeitos a interagir com a pesca, que é a principal causa antropogênica detectada.

Tartarugas

A análise de GLM para o Índice de Saúde (IS) das tartarugas indicou diferença significativa entre o modelo nulo e o modelo final (G.L. = 26; resid. G.L. = 5123; Chi^2 = 1889,8; $p<0,0001$) e todas as variáveis utilizadas apresentaram significância (**Tabela 6.2-7**). A avaliação dos resíduos da análise

das tartarugas em relação ao envelope simulado gerado a partir de uma distribuição beta teórica mostrou um bom ajuste (**Figura 6.2-27**), evidenciando a viabilidade do uso deste modelo.

***Tabela 6.2-7** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de tartarugas entre 2017 e 2025. "G.L." – graus de liberdade.*

		ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi²**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*GL))**
Ano	8	493,13	< 2,2E-16	1,220257	1,012519
Mesorregião	12	852,7434	< 2,2E-16	1,502915	1,01712
Habitat	2	8,9716	0,01127	1,036201	1,00893
Causa de Morte	3	178,2354	< 2,2E-16	1,430364	1,06147
Histórico clínico	1	337,5325	< 2,2E-16	1,171568	1,08239

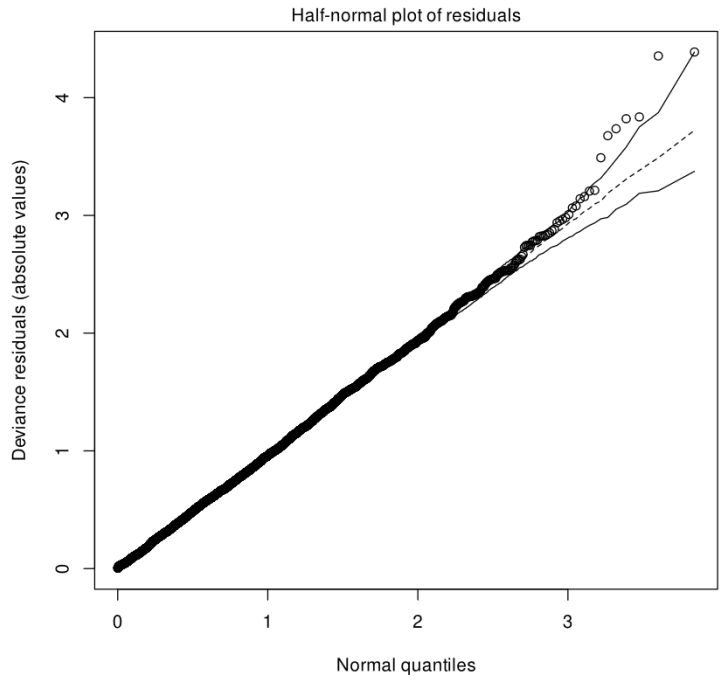


***Figura 6.2-27** – Distribuição de resíduos das análises do GLM de tartarugas.*

A análise dos resultados do GLM aponta diferenças marcantes no estado de saúde das tartarugas entre as mesorregiões do litoral brasileiro avaliadas. No estado do Rio de Janeiro, observou-se um padrão particular: o IS de tartarugas coletadas nas mesorregiões das Baías de Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande apresentou valores sistematicamente mais baixos do que aqueles registrados em áreas oceânicas ou abertas, como o Litoral Leste e o Litoral Central Fluminense. Ampliando a escala regional, mesorregiões como o Litoral

Central Fluminense e o Litoral Sul Catarinense apresentam médias de IS consideravelmente elevadas em relação à linha média, enquanto, em contrapartida, áreas como o Litoral Norte Paulista e o Litoral Sul Paulista registram os menores índices médios da série, com intervalos de confiança situados bem abaixo da média geral. No âmbito temporal, observa-se uma tendência decrescente acentuada nos índices entre 2017 e 2023, período que compreende desde o pico máximo da série (2017) até o ponto mais crítico (2023); contudo, a partir deste ano, nota-se uma leve recuperação seguida de estabilização em 2024 e 2025, embora os valores ainda se mantenham ligeiramente abaixo da média histórica.

Quanto aos fatores ecológicos, o IS varia conforme o ambiente preferencial dos indivíduos, sendo que os animais de hábitos oceânicos apresentam valores superiores aos encontrados em ambientes costeiros ou mistos, padrão este observado desde 2023. Ao contrário de aves e mamíferos, nos quais o habitat utilizado é intrínseco à espécie, as tartarugas apresentam variações ambientais associadas às suas fases de desenvolvimento. A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) demonstra claramente esse movimento ontogenético entre ambientes (ARTHUR *et al.*, 2008), embora exista variabilidade individual no processo (VÉLEZ-RUBIO *et al.*, 2018; CARMAN *et al.*, 2012). Ela é classificada como oceânica nas fases iniciais de crescimento (comprimento curvilíneo de carapaça - CCC inferior a 30 cm), costeiro/oceânica em estágios intermediários (CCC entre 30 cm e 50 cm) e estritamente costeira quando adulta (CCC maior que 50 cm). Como a tartaruga-verde representa mais de 90% do total de IS analisados, o padrão observado de declínio da saúde conforme o habitat pode refletir tanto a degradação da qualidade ambiental nas áreas costeiras quanto os processos naturais de senescência dos indivíduos mais velhos. Entretanto, a análise com a inclusão da idade como um fator mostra um padrão semelhante (ver abaixo).

Em relação à causa de morte, observa-se que os óbitos de causa indeterminada apresentam os maiores valores de IS, sugerindo que animais aparentemente saudáveis vieram a óbito por fatores repentinos ou não identificados. Por outro lado, animais cuja causa de morte foi natural apresentaram os valores mais baixos. Por fim, no que concerne ao histórico

clínico, os resultados demonstram que indivíduos que passaram por tratamento nas bases do PMP-BS apresentam um IS significativamente inferior em comparação àqueles sem registros clínicos (**Figura 6.2-28**). Esse padrão já havia sido descrito em relatórios anteriores, e pode ser explicado por tartarugas mais saudáveis estarem sujeitas a efeitos agudos ligados a interações com a pesca. Esta possibilidade é apoiada pelo efeito no IS ligado às causas de morte, que também mostra que animais com causa de morte antrópica tem IS maior do que as com causa natural. Diferentemente do que se observou nas aves, tartarugas que morreram devido a interações antrópicas tinham saúde significativamente melhor do que as que morreram por causas naturais ou por eutanásia. 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.

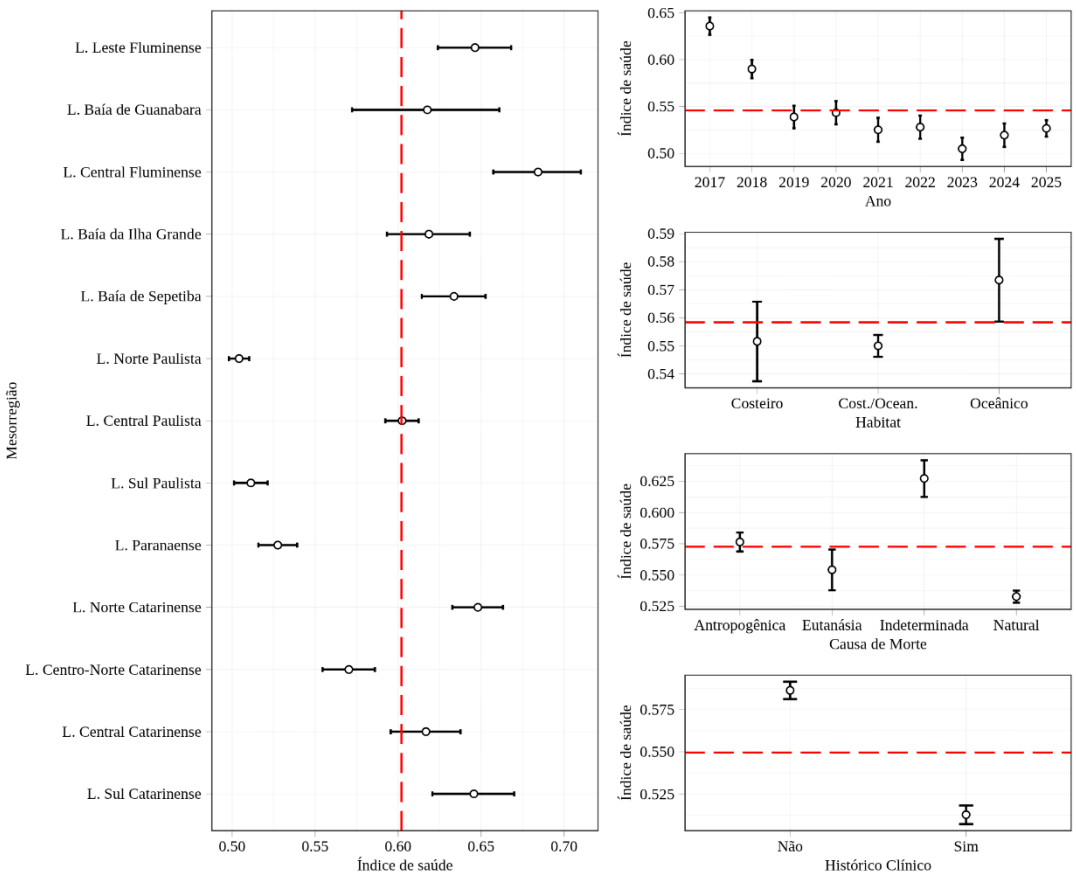


***Figura 6.2-28** – Análise de GLM do Índice de Saúde para tartarugas marinhas, entre os anos de 2017 e 2025 em todas as mesorregiões do PMP-BS.*

Como apresentado anteriormente, devido à grande quantidade de exemplares com idade determinada, foi possível a inclusão da idade como um fator na análise do IS, apesar de ainda haver uma diminuição de quase 50% no tamanho amostral. O modelo gerado com a inclusão da idade também foi significativo em comparação com o modelo nulo (G.L. = 27; resid. G.L. = 2923; Chi^2 = 963,28; p<0,0001).

O efeito da idade no IS, que em 2023 mostrava uma perda de saúde em animais mais velhos, perdeu significância com a entrada dos dados de 2024 e se manteve deste modo com os dados de 2025 (**Tabela 6.2-8**, **Figura 6.2-29**). A pouca quantidade de indivíduos de idades avançadas (detalhada no Volume 1, em Parâmetros Biológicos) continuou sendo um fator limitante em 2025, gerando intervalos de confiança muito amplos. Por outro lado, parece haver uma tendência de queda na saúde, com o avanço da idade. Vale destacar que incluir a idade no modelo remove as amostras que não possuem essa informação biológica registrada, o que modifica os intervalos de confiança das outras variáveis. Por conta disso, a diferença entre habitats desapareceu, enquanto os padrões temporal e espacial se mantiveram similares ao discutido na análise com todos os exemplares.

***Tabela 6.2-8** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de tartarugas marinhas entre 2017 e 2025 incluindo a idade como fator. "G.L." – graus de liberdade.*

		ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi^2**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*Df))**
Ano	8	208,5452	< 2,2E-16	1,442874	1,023179
Mesorregião	12	539,0642	< 2,2E-16	1,81745	1,025206
Habitat	2	4,9391	8,46E-02	1,196524	1,045876
Causa de Morte	3	93,7278	< 2,2E-16	1,531496	1,073625
Histórico clínico	1	122,679	< 2,2E-16	1,224544	1,106591
Idade	1	0,1399	0,70833	1,260584	1,122757

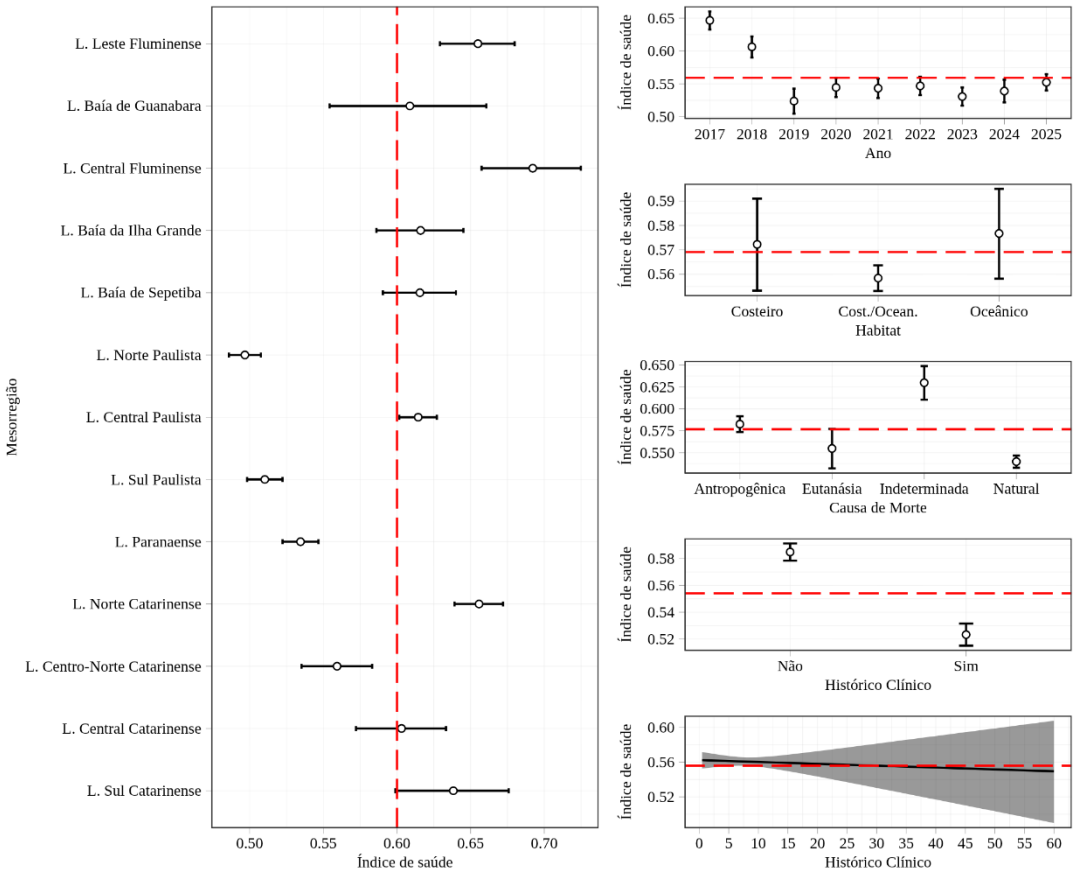


***Figura 6.2-29** - Análise de GLM do Índice de Saúde para tartarugas marinhas, incluindo a idade como fator, entre os anos de 2017 e 2025 em todas as mesorregiões do PMP-BS.*

Mamíferos

A análise de GLM para o Índice de Saúde (IS) dos mamíferos marinhos indicou diferença significativa entre o modelo nulo e o modelo final (G.L. = 26; resid. G.L. = 5123; Chi^2 = 1889,8; p<0,0001) e quase todas as variáveis utilizadas apresentaram significância, sendo que ter passado ou não por tratamento (variável “histórico clínico”) teve significância marginal (**Tabela 6.2-9**). A avaliação dos resíduos da análise dos mamíferos marinhos em relação ao envelope simulado gerado a partir de uma distribuição beta teórica mostrou um bom ajuste (**Figura 6.2-30**), evidenciando a viabilidade do uso deste modelo.

PÚBLICA

***Tabela 6.2-9** - Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de mamíferos marinhos entre 2017 e 2025. "G.L." – graus de liberdade.*

		ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi²**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*Df))**
Ano	8	22,8812	0,00352	1,374258	1,020068
Mesorregião	9	166,6244	< 2,2E-16	1,454628	1,021038
Habitat	2	64,5591	9,58E-15	1,112583	1,02703
Causa de Morte	2	10,7272	0,004684	1,290653	1,065865
Histórico clínico	1	3,8333	0,050244	1,150375	1,072555

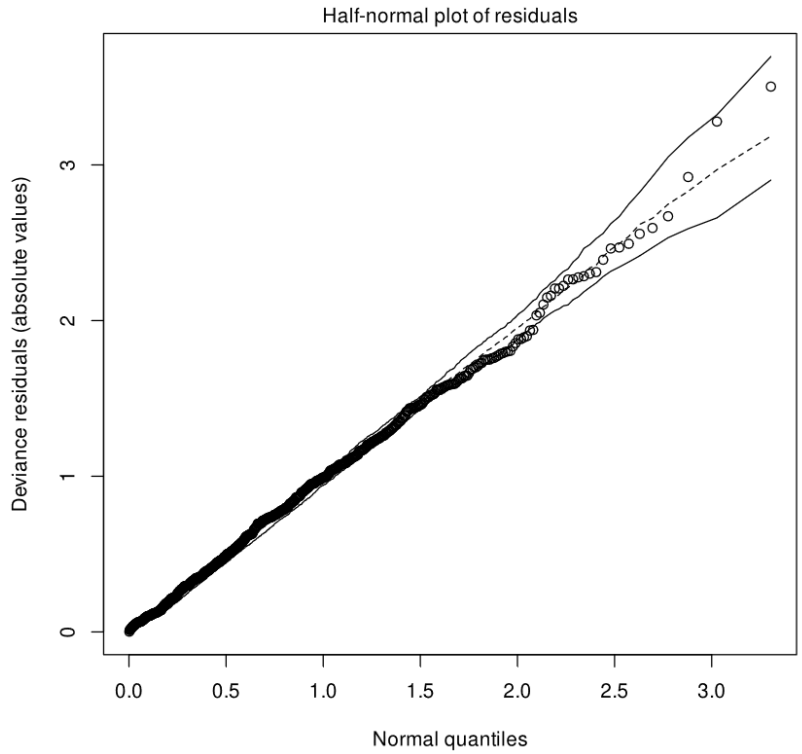


***Figura 6.2-30** –Distribuição de resíduos das análises de GLM de mamíferos marinhos.*

Devido ao menor tamanho amostral deste grupo, se observa que apresentam intervalos de confiança maiores do que aves e tartarugas, em praticamente todos os fatores (**Figura 6.2-31**). Isto faz com que haja sobreposição dos intervalos, não sendo possível afirmar que exista diferenças significativas entre os fatores. Deste modo, a avaliação do efeito espacial mostra diferenças significativas (sem sobreposição dos intervalos de confiança) entre valores mais altos nos litorais norte e sul catarinense e central e norte de São Paulo, contra valores menores nos litorais do sul de São Paulo e do Paraná.

O efeito temporal no IS mostra oscilação, mas com tendência de queda. Novamente, devido à sobreposição dos intervalos para quase todos os anos, mas 2025 já se mostrou significativamente abaixo dos valores dos anos iniciais (2017 e 2018). Esta é uma tendência preocupante, que pode ser fruto da degradação do habitat de um modo geral.

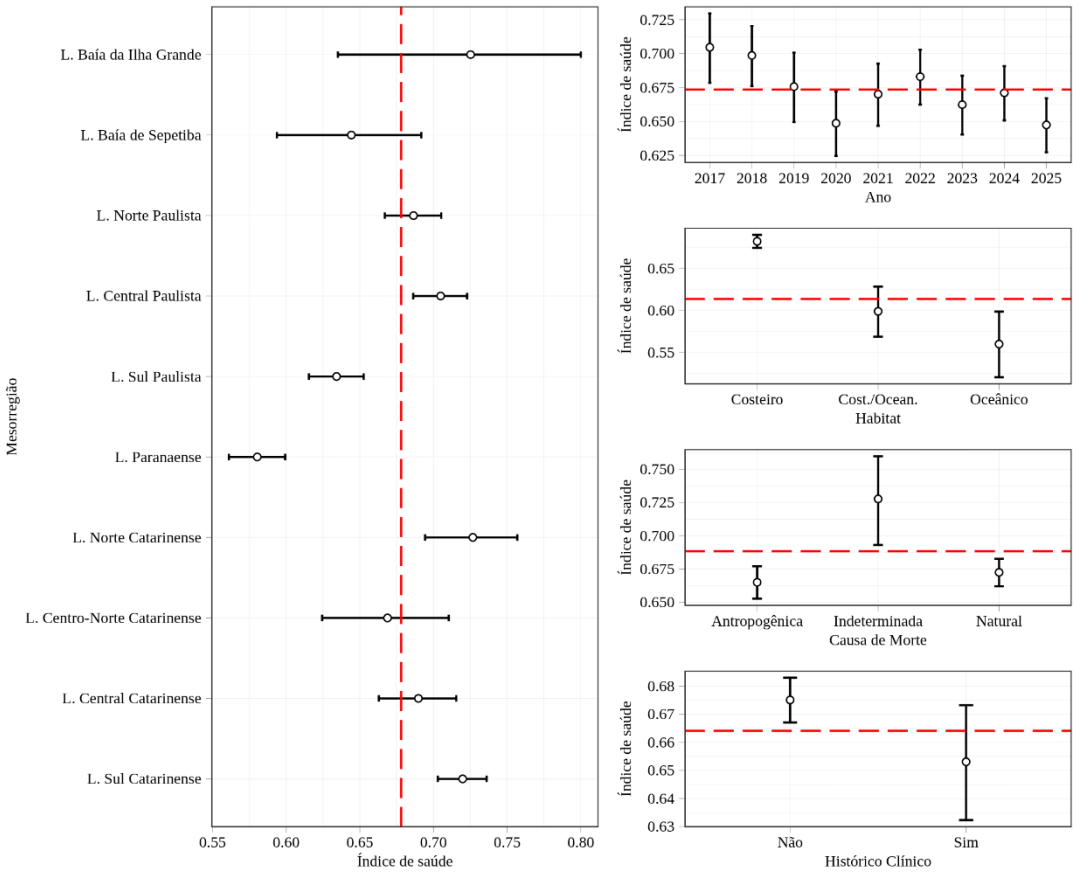


Figura 6.2-31 – *Análise de GLM do Índice de Saúde para mamíferos marinhos, entre os anos de 2017 e 2025 em todas as mesorregiões do PMP-BS.*

O padrão observado nos relatórios com dados de 2022 a 2024 se manteve, ao se avaliar o IS 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. O intervalo de confiança mais estreito para mamíferos costeiros provavelmente está ligado ao maior tamanho amostral deste grupo e possivelmente o maior valor do IS está ligado à frequente identificação de causa de morte ligada a asfixia. Este tipo de morte

PÚBLICA

muitas vezes está ligado a capturas acidentais em redes de pesca, que são eventos agudos, portanto matam animais e que não necessariamente apresentavam outros problemas de saúde. Por outro lado, não se observa um efeito da causa de morte, com valores de IS similares entre causas naturais e antrópicas. Para este fator, somente a causa de morte indeterminada se mostrou diferente das demais, com valores maiores de IS.

Considerando a hipótese levantada anteriormente, de que a melhor saúde dos animais costeiros está ligada a causas de morte ligadas à pesca, seria de se esperar que o IS de animais com causa antropogênica apresentasse valores mais altos dos que tem causa natural. 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.

Ao comparar o IS de acordo com o habitat das espécies, se observa que as espécies oceânicas apresentam saúde pior. Esse padrão já vem sendo observado desde 2023, e se levantou a possibilidade de 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 e que teriam IS mais alto, levam mais tempo até chegarem à costa. Com o avançar da decomposição da carcaça, fica impossível avaliar todos os parâmetros necessários para o cálculo do IS. Aqueles exemplares nos quais foi possível calcular o IS 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. Por outro lado, não se pode descartar a possibilidade de que esteja havendo impactos no ambiente oceânico que estão causando a redução da saúde nos animais naquele ambiente. Apesar do ambiente costeiro ser naturalmente mais afetado por atividades humanas, o tráfego de embarcações (NISI et al., 2024), poluentes (ZHANG et al., 2020) e outras atividades humanas têm aumentado

em ambientes oceânicos e isso pode estar levando a uma perda da qualidade do ambiente, e consequentemente da saúde dos organismos que ali vivem.

A partir do relatório de 2023, se começou a utilizar a idade na análise do IS, devido ao aumento do tamanho amostral de exemplares com ambos os parâmetros. O modelo selecionado foi significativo (G.L. = 23; resid. G.L. = 632; Chi^2 = 265,37; p<0,0001) mas o fator anual deixou de ser significativo (**Tabela 6.2-8**). Entretanto, o padrão geral observado a análise anterior não se altera, mas com a redução do tamanho amostral os intervalos de confiança ficam ainda maiores (**Figura 6.2-32**). Assim como nas tartarugas, a menor amostra de animais mais velhos causou um amplo intervalo de confiança, mesmo assim houve significância desta variável e uma clara tendência de diminuição do IS com aumento da idade. Em 2024 a idade não tinha mostrado significância, apesar da tendência já ser visível. Neste ano, com o aumento do número de observações de animais mais velhos, esta tendência foi confirmada. Este efeito é o esperado, pois animais senescentes tendem a ter mais problemas de saúde e maior mortalidade (CAUGHLEY, 1966; BARLOW & BOVENG, 1991).

Tabela 6.2-10 *- Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o Índice de Saúde de mamíferos marinhos entre 2017 e 2025, incluindo a idade como fator. "G.L." – graus de liberdade.*

		ANOVA Modelo Final		Inflação de Variância	
Parâmetro	**G.L.**	**Chi^2**	**Pr(>Chi)**	**GVIF**	**GVIF^(1/(2*Df))**
Ano	8	12,2344	0,141047	1,543649	1,027506
Mesorregião	9	155,9922	< 2,2E-16	1,875475	1,035554
Habitat	2	38,8594	3,65E-09	1,274713	1,062559
Causa de Morte	2	5,1539	7,60E-02	1,419659	1,091556
Histórico clínico	1	7,7467	0,005381	1,195391	1,093339
Idade	1	7,3288	0,006786	1,195059	1,093187

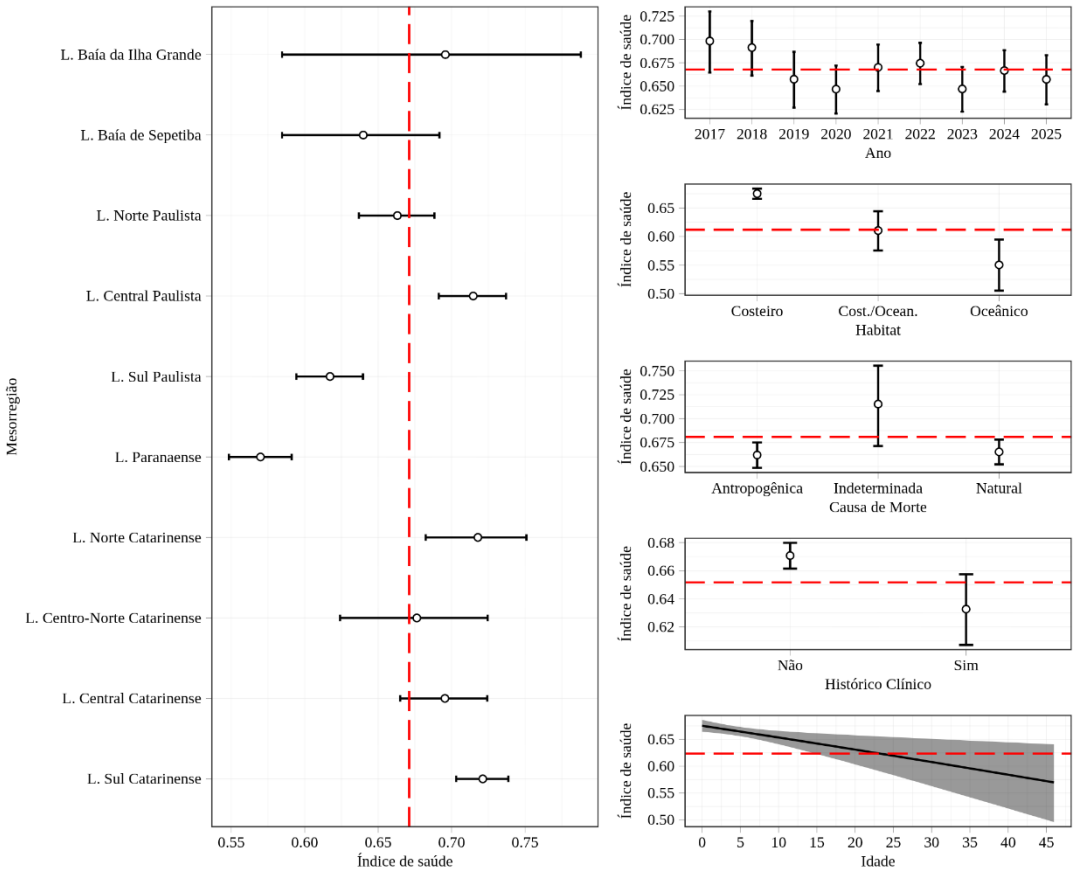


Figura 6.2-32 – *Análise de GLM do Índice de Saúde para mamíferos marinhos, entre os anos de 2017 e 2025 em todas as mesorregiões do PMP-BS, incluindo a idade como fator.*

6.2.3 Interações Antrópicas

No Volume 1, foram discutidas e apresentadas as interações antrópicas observadas nos animais necropsiados (item 4.3.3.2 Análise de Interações Antrópicas). Contudo, o foco principal do volume anterior foi descrever os eventos registrados nos animais coletados ao longo do ano de 2025. Nesta seção, busca-se analisar as interações antrópicas de maneira integrada, tanto no espaço quanto no tempo. O objetivo é seguir o procedimento aplicado aos padrões de encalhes e à saúde dos animais, para verificar se houve mudanças na probabilidade de interações com atividades humanas, auxiliando assim na interpretação dos próprios padrões de encalhe e da saúde.

Assim como nas análises anteriores, a avaliação das interações antrópicas foi feita separadamente para cada grupo animal (aves, mamíferos, tartarugas).

PÚBLICA

As categorias de interação utilizadas na análise são aquelas pré-definidas no SIMBA:

- interação com atividade de petróleo e gás,
- interação com óleo,
- agressão / vandalismo / caça,
- interação com resíduo (lixo),
- interação com pesca,
- interação com embarcações,
- interação com dragagens)

A avaliação das probabilidades de ocorrência das interações antrópicas foi feita considerando fatores espaciais (mesorregião), temporais (ano, trimestre) e ecológicos (habitat). Em diversos casos não foi possível gerar um modelo devido à ausência de amostras por nível dos fatores. A **Tabela 6.2-11** indica os fatores selecionados nos modelos finais, e no **Apêndice 05** são apresentados os resultados dos modelos completos.

Tabela 6.2-11 *– Resumo das análises de GLM para ocorrência de interações antrópicas e fatores espaço-temporais para dados entre 2017 e 2025, indicando os fatores selecionados para o modelo final. "-" indica ausência de amostra por nível de fatores, impossibilitando a análise.*

	Aves	Tartarugas	Mamíferos
Interação com atividade de petróleo e gás	-	-	-
Interação com óleo	-	-	-
Agressão / vandalismo / caça	ano / trimestre / mesorregião / habitat	-	mesorregião
Interação com resíduo (lixo)	ano / trimestre / mesorregião / habitat	ano / trimestre / mesorregião	trimestre / mesorregião
Interação com pesca	ano / trimestre / mesorregião / habitat	ano / trimestre / mesorregião	ano / trimestre / mesorregião / habitat
Interação com embarcações	-	ano / trimestre / mesorregião / habitat	-
Interação com dragagens	-	-	-

Aves

Foi possível realizar as análises de GLM para interações antrópicas em aves com as interações ligadas à pesca, lixo e agressão/vandalismo/caça. Para os demais fatores, o tamanho amostral por nível dos fatores foi muito baixo. Nos três tipos de interação, o modelo final selecionado através do critério

de informação de Akaike utilizou os fatores ano, trimestre, mesorregião e habitat (**Tabela 6.2-12**).

Tabela 6.2-12 *– Valores de p da ANOVA para os diferentes fatores selecionados nos modelos finais das análises de interações antrópicas com aves.*

	Pesca	Agressão/vandalismo/caça	Lixo
Ano	<0,001	<0,001	<0,001
Trimestre	<0,001	<0,001	<0,001
Mesorregião	<0,001	<0,001	<0,001
Habitat	<0,001	<0,001	<0,001

O padrão observado com a inclusão dos dados de 2025 permaneceu semelhante ao do relatório anterior. A análise dos efeitos estimados pelo modelo para interações relacionadas a agressão, vandalismo e caça revela efeitos variados em diferentes fatores (**Figura 6.2-33**). Há uma maior probabilidade desse tipo de interação ocorrer em espécies costeiras, durante o 4º trimestre, e nas mesorregiões do Litoral Paranaense e Baía de Guanabara. No estado do Rio de Janeiro, esses resultados estão associados a interações com linhas de pipa em fragatas, conforme discutido anteriormente. Em relação ao fator ano, as probabilidades foram mais elevadas em 2020 e 2021, e esses incidentes com linhas de pipa já foram relacionados aos efeitos da pandemia de coronavírus (GOLDBERG et al., 2021) que ocorreram nesses anos. No Litoral Paranaense, as agressões foram mais frequentes em biguás, *Nannopterum brasilianum*, e atobás, *Sula leucogaster*, sendo frequentemente atribuídas a conflitos com atividades de pesca.

PÚBLICA

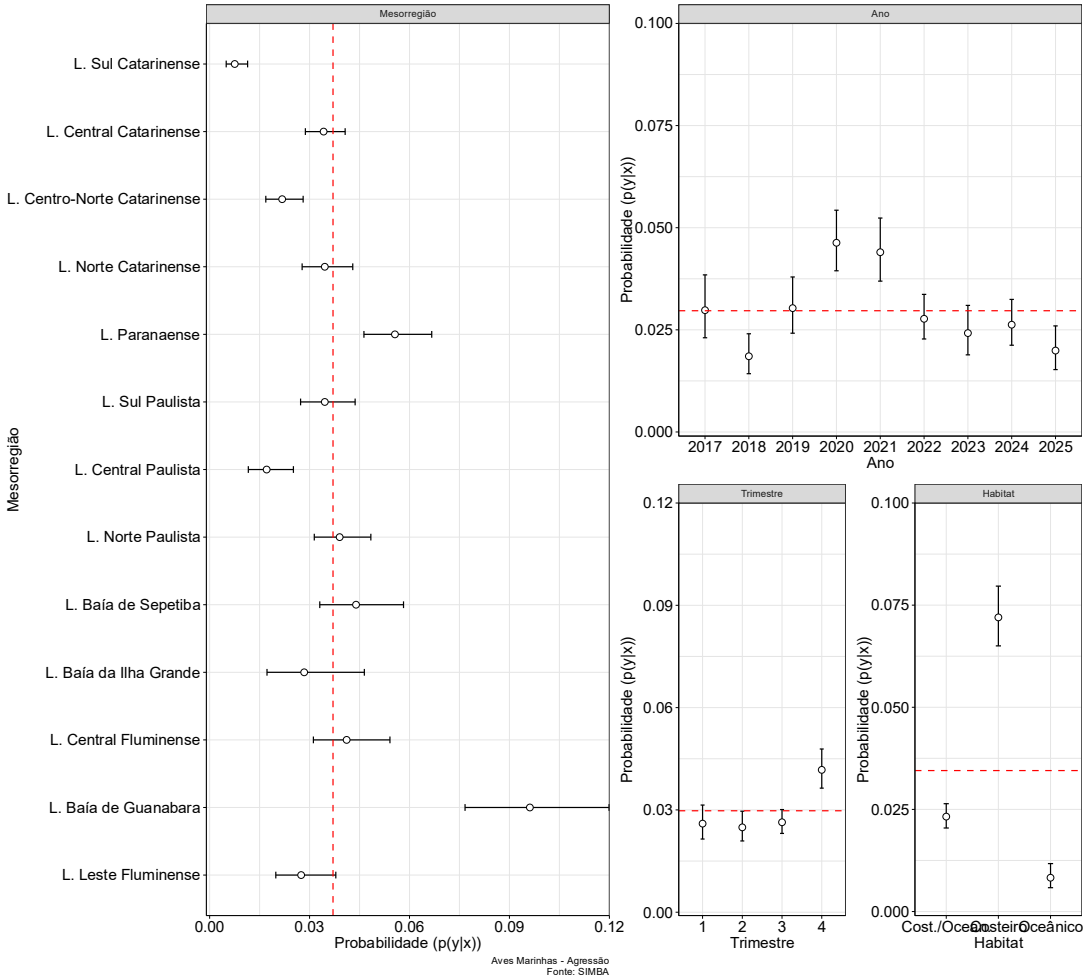


***Figura 6.2-33** - Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação com Agressão/vandalismo/caça em aves.*

Quando se analisam os efeitos estimados da interação com lixo (**Figura 6.2-34**), há um padrão distinto. A interação é mais provável em espécies oceânicas durante o outono e inverno, e parece ter aumentado nos anos recentes. Espacialmente, há uma maior probabilidade de ocorrência entre o sul de São Paulo e o centro-norte de Santa Catarina, exceto na mesorregião do Litoral Norte Catarinense. Esses padrões podem estar associados à presença de várias espécies de Procellariiformes, como *Puffinus puffinus*, *Procellaria aequinoctialis* e *Calonectris* spp., que frequentemente interagem com lixo. O problema da ingestão de lixo pela ordem Procellariiformes é reconhecido globalmente (ROMAN et al., 2019; CLARK et al., 2023; BAES et al., 2024), e a maior presença do grupo em certas mesorregiões pode estar influenciando os padrões espaciais observados, sem necessariamente indicar uma maior

PÚBLICA

quantidade de lixo nessas áreas. Apesar de se ter observado um aumento das probabilidades entre 2022 e 2024, em 2025 o valor foi similar a anos anteriores. Deste modo será importante reavaliar este tipo de interação no futuro.

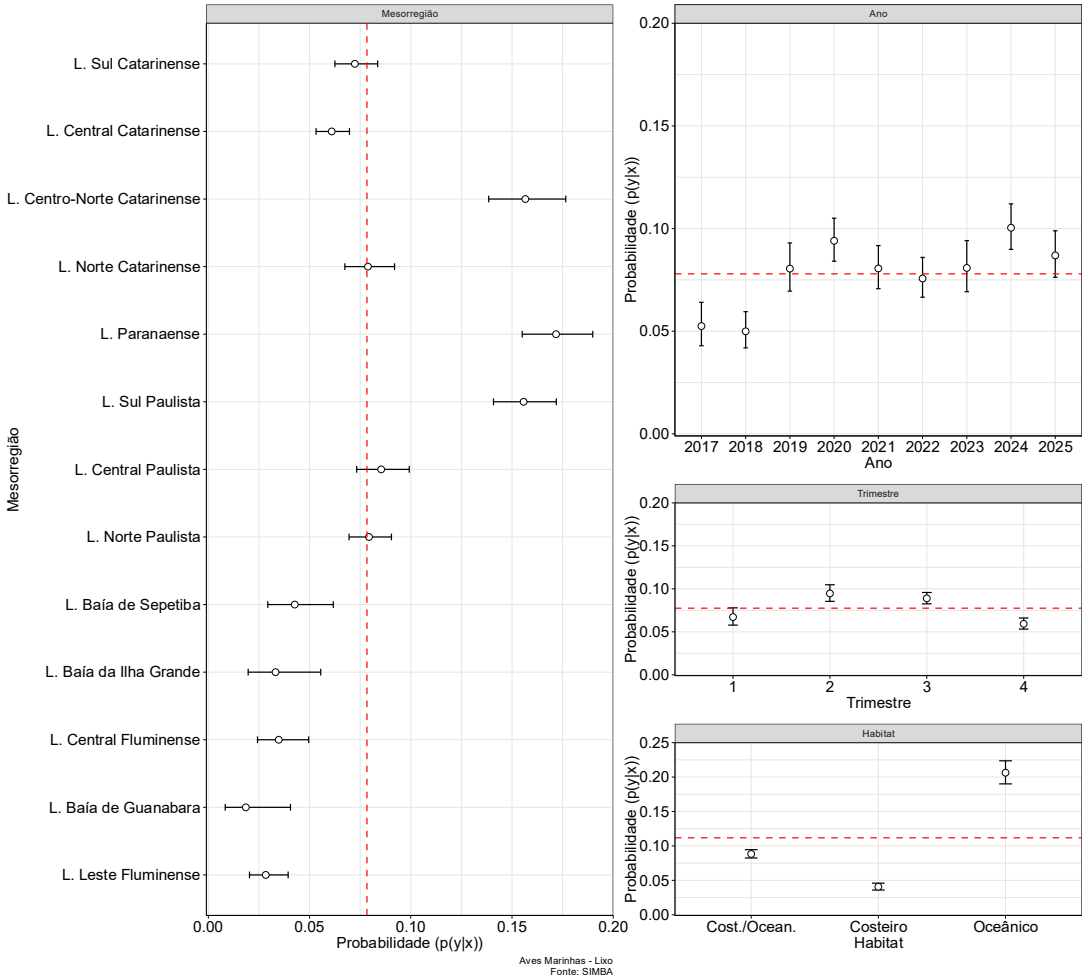


Figura 6.2-34 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores gerados pela análise GLM da interação com lixo em aves.*

As interações com a pesca (**Figura 6.2-35**) revelaram altas probabilidades em espécies costeiro/oceânicas, que se constituem principalmente de pinguins-de-Magalhães, *Spheniscus magellanicus*. O aumento dessas interações com essa espécie também se reflete nos padrões temporais, com o inverno (3º trimestre) apresentando a maior probabilidade de ocorrência. Espacialmente, o impacto dos pinguins é evidente no Litoral Central Catarinense, onde há tradicionalmente um grande número de encalhes da espécie. O litoral Sul Paulista também mostrou altas probabilidades, apesar de

PÚBLICA

não ser uma área com alta ocorrência de pinguins, mas tem apresentado uma frequência de interações com a pesca proporcionalmente alta. Se havia observado uma diminuição das probabilidades de interação a partir de 2022, e essa tendência se manteve em 2025, após aumentos consecutivos nos anos anteriores. Em 2024 e 2025 as probabilidades de interação estiveram em níveis similares ao período 2017-2020, portanto é possível que 2021-2023 tenha sido um momento atípico e os valores tenham retornado aos valores usuais.

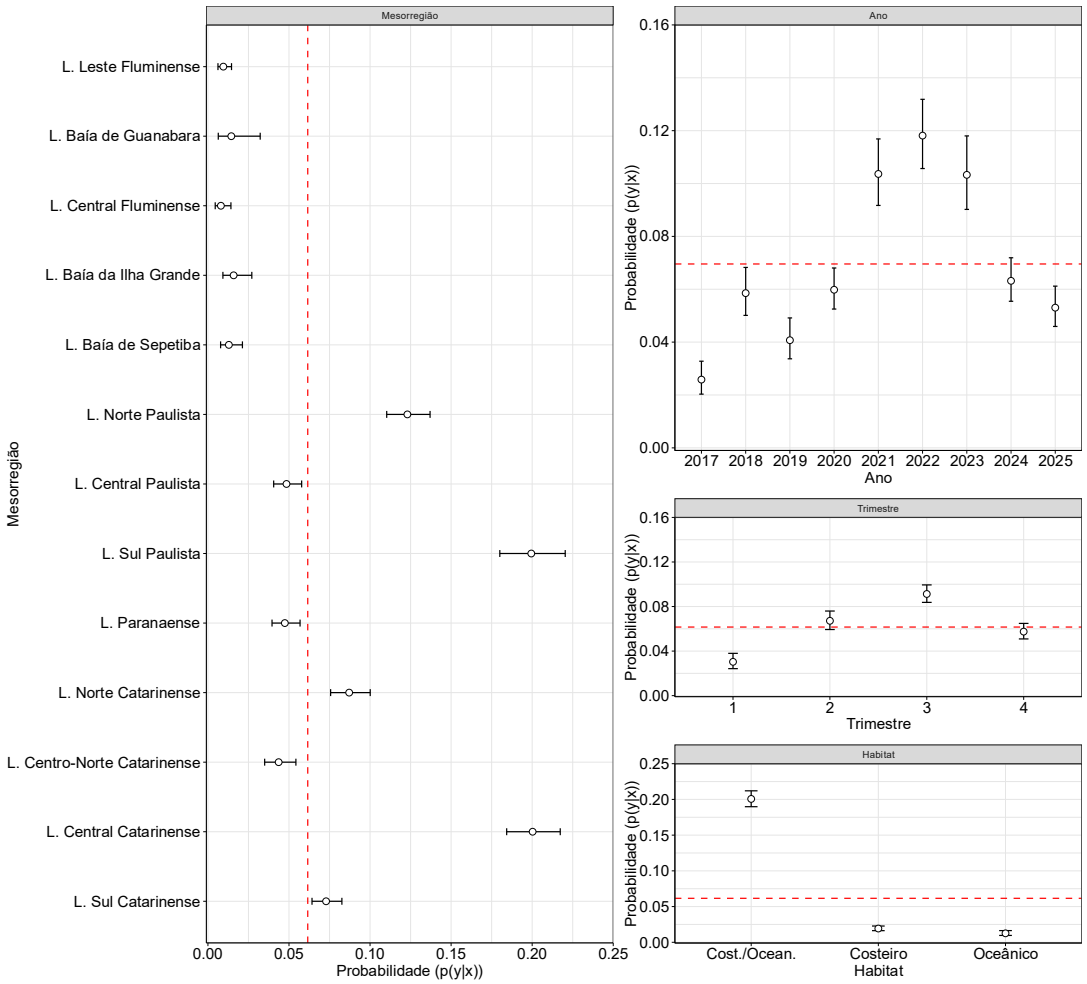


Figura 6.2-35 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores gerados pela análise GLM da interação com pesca em aves.*

PÚBLICA

Tartarugas

Foi possível realizar as análises de GLM para interações antrópicas em tartarugas com as interações ligadas à pesca, embarcações e lixo. Para os demais fatores o tamanho amostral por nível dos fatores foi muito baixo. Nos três tipos de interação, o modelo final selecionado através do critério de informação de Akaike utilizou os fatores ano, mesorregião e trimestre, enquanto o habitat foi significativo apenas para interação com embarcações (**Tabela 6.2-13**).

Tabela 6.2-13 *– Valores de p da ANOVA para os diferentes fatores selecionados nos modelos finais das análises de interações antrópicas com tartarugas. "N.S." – não significativa.*

	Pesca	Embarcações	Lixo
Ano	<0,001	<0,001	<0,001
Trimestre	<0,05	<0,001	<0,001
Mesorregião	<0,001	<0,001	<0,001
Habitat	N.S.	<0,001	N.S.

A análise dos resultados das probabilidades geradas pelo GLM para interações com a pesca revela alguns padrões tanto espaciais quanto temporais (**Figura 6.2-36**). Nas mesorregiões que vão do Rio de Janeiro até o centro de São Paulo, as probabilidades estão abaixo ou próximas da média geral da área. No entanto, nas mesorregiões que se estendem do Litoral Sul Paulista ao Litoral Centro-norte Catarinense, as probabilidades superam a média. Nessas regiões, também há um maior número de tartarugas encalhadas (ver item 3.2.1 Riqueza e Abundância, vol. 1), independentemente de interações registradas nos animais. Em termos temporais, há relativamente pouca variação sazonal, mas o primeiro semestre apresenta probabilidades maiores do que o segundo. Ao longo dos anos, observa-se um aumento claro nas probabilidades de interações com a pesca de 2018 a 2022, seguido por uma redução entre 2022 e 2024, mas 2025 registrou um aumento significativo. Os resultados obtidos, de probabilidades de interação chegando a 0,5 em algumas áreas, reforçam o que já é mencionado na literatura, que a mortalidade devido a interações com atividades pesqueiras é uma das principais ameaças para este grupo (MARCOVALDI et al., 2006).

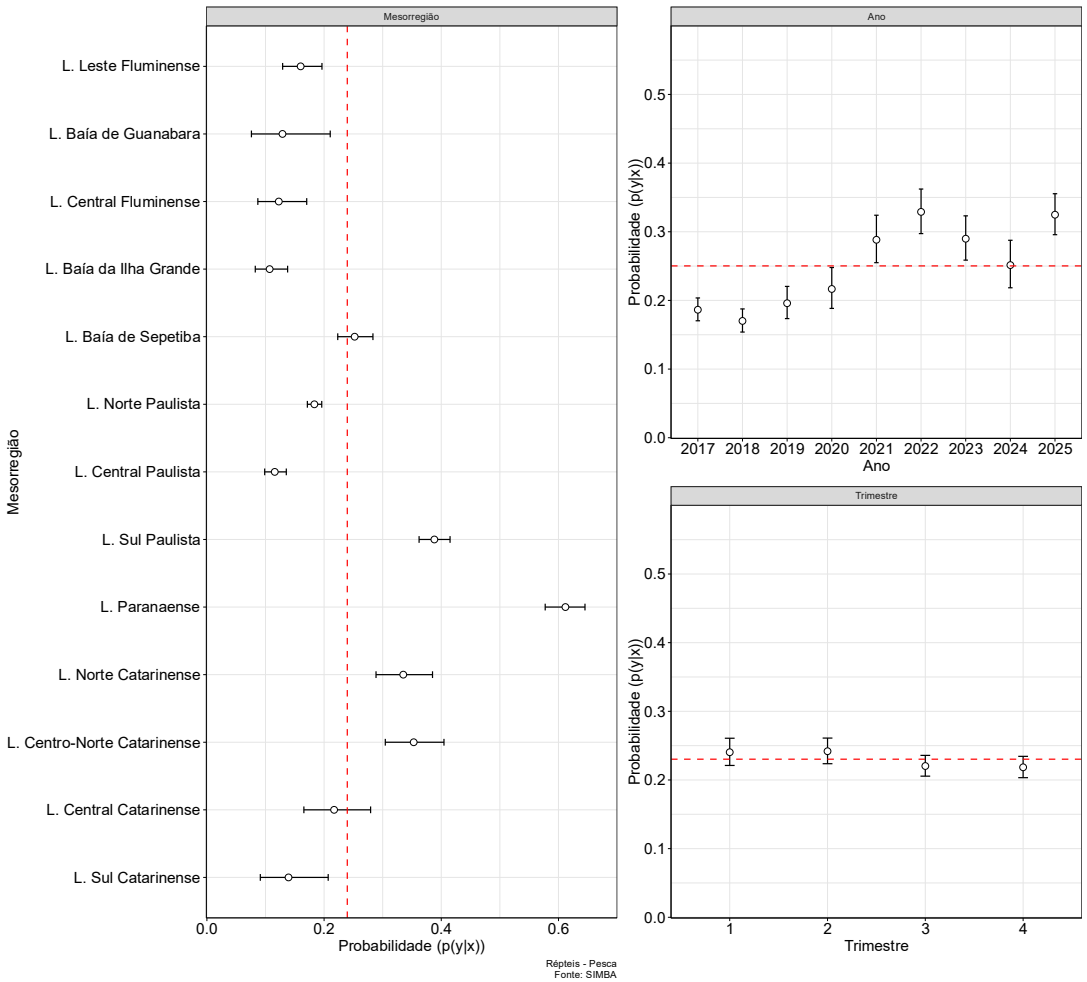


Figura 6.2-36 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação com pesca em tartarugas.*

Os resultados para a análise das interações com embarcações evidenciaram padrões menos claros (**Figura 6.2-37**). O único fator que se pode observar algo é o interanual. Nos demais fatores, apesar de significativos, os intervalos de variação incluíam toda a faixa de valores, de 0 a 1. Possivelmente isso foi causado por baixa quantidade de caos em cada estrato e de se estar trabalhando com variáveis binárias (ausência/presença).

Mas deve-se atentar que em todos os fatores significativos para interações com embarcações os valores de probabilidades foram baixos. Isto indica que apesar de haver diferenças significativas nos fatores analisados, a probabilidade de uma tartaruga apresentar interações com embarcações é baixa.

PÚBLICA

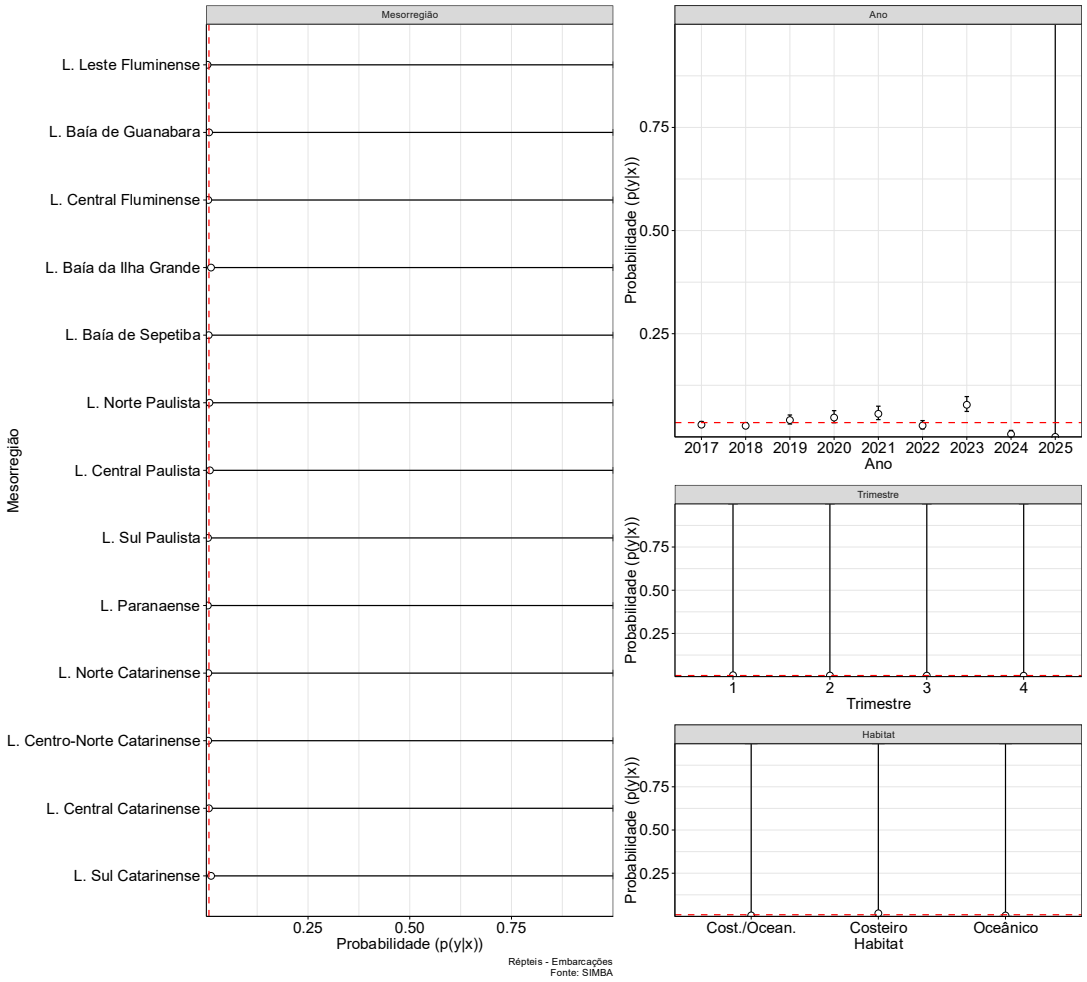


Figura 6.2-37 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação com embarcações em tartarugas.*

A interação das tartarugas com o lixo é um problema conhecido na literatura técnica, e as análises de GLM mostraram probabilidades mais elevadas do que em outras interações estudadas, com significância para mesorregião, ano e trimestre (**Figura 6.2-38**). A variabilidade entre os anos foi baixa, sem um padrão definido, flutuando em torno da probabilidade média. Parece haver um ciclo entre os trimestres, com aumento no outono (2º trimestre) e diminuição na primavera e verão. Espacialmente, as mesorregiões mais ao norte, incluindo todo o Rio de Janeiro até o Litoral Norte Paulista, apresentam menores probabilidades. Do Litoral Central Paulista até Santa Catarina, exceto o Litoral Norte Catarinense, todas as mesorregiões estão acima da probabilidade média. Nessas áreas, as probabilidades de interação

PÚBLICA

com lixo superaram 0,5, destacando a gravidade do problema para as tartarugas. No entanto, como cerca de 80% da amostra é composta pela tartaruga-verde, é necessário cautela ao extrapolar esses resultados a todas as espécies.

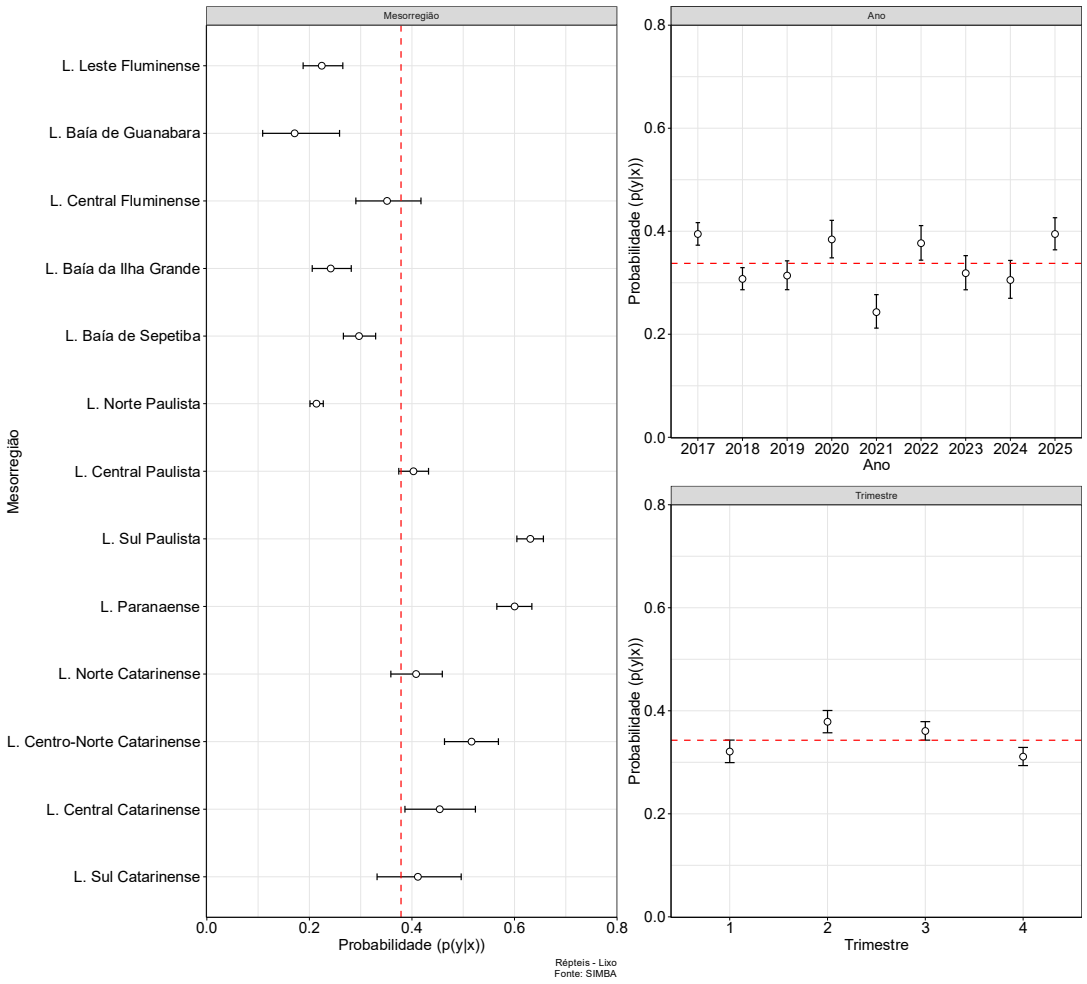


Figura 6.2-38 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação com lixo em tartarugas.*

Mamíferos

Foi possível realizar as análises de GLM para interações antrópicas em mamíferos com as interações ligadas à pesca, agressão/vandalismo/caça e lixo. Nos três tipos de interação, único fator comum aos modelos finais selecionado através do critério de informação de Akaike foi a mesorregião (**Tabela 6.2-14**).

PÚBLICA

***Tabela 6.2-14** – Valores de p da ANOVA para os diferentes fatores selecionados nos modelos finais das análises de interações antrópicas com mamíferos. "N.S." – não significativa.*

	Pesca	Agressão/vandalismo/caça	Lixo
Ano	<0,001	N.S.	N.S.
Trimestre	<0,001	N.S.	0,038
Mesorregião	<0,001	0,05	0,003
Habitat	<0,001	N.S.	N.S.

A interação com a pesca é reconhecidamente um risco para diversas espécies de mamíferos marinhos, em especial nos pequenos cetáceos (NORTHRIDGE, 2018). Os resultados das análises de GLM para este tipo de interação nos mamíferos (**Figura 6.2-39**) mostrou altas probabilidades em todas as áreas e ao longo do tempo. As maiores probabilidades foram identificadas nas espécies de hábitos costeiros, que no PMP-BS são representadas principalmente por *P. blainvillei* e *S. guianensis*. Os efeitos interanuais não apresentaram um padrão claro, oscilando ao redor do valor médio, mas estando acima do valor médio nos últimos dois anos. Apesar de haver sobreposição nos intervalos entre estações, há maiores probabilidades de interação diferentes entre primavera (baixa) e verão (alta), com as demais estações indicando uma transição entre as duas. Espacialmente se observa muita variabilidade nas mesorregiões do Rio de Janeiro, porém mais ao sul as probabilidades de interação tendem a estar acima do efeito médio, com exceção para as duas mesorregiões mais ao sul, os litorais Central e Sul catarinenses, que ficaram próximos da média. Esse padrão já havia sido identificado em 2024 e se manteve ao acrescentar os dados de 2025.

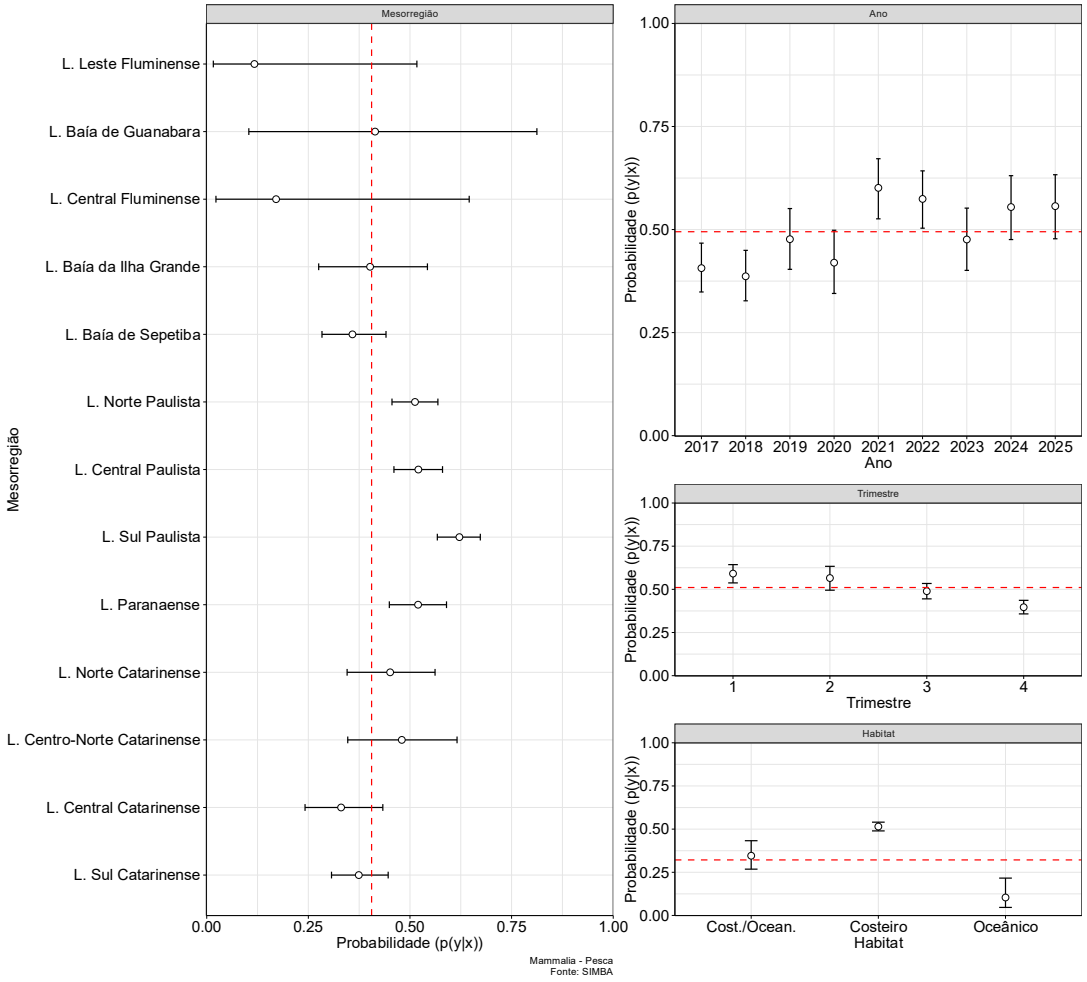


Figura 6.2-39 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação com a pesca em mamíferos.*

A análise das interações com agressão/vandalismo/caça, apesar de ter sido significativa, evidenciou efeitos unicamente espaciais (**Figura 6.2-40**). Nas duas mesorregiões mais ao norte, do Leste Fluminense e da Baía de Guanabara, os intervalos de confiança foram muito altos e as probabilidades ficaram próximas de zero. Somente no litoral central catarinense se observam valores acima da média dos efeitos.

PÚBLICA

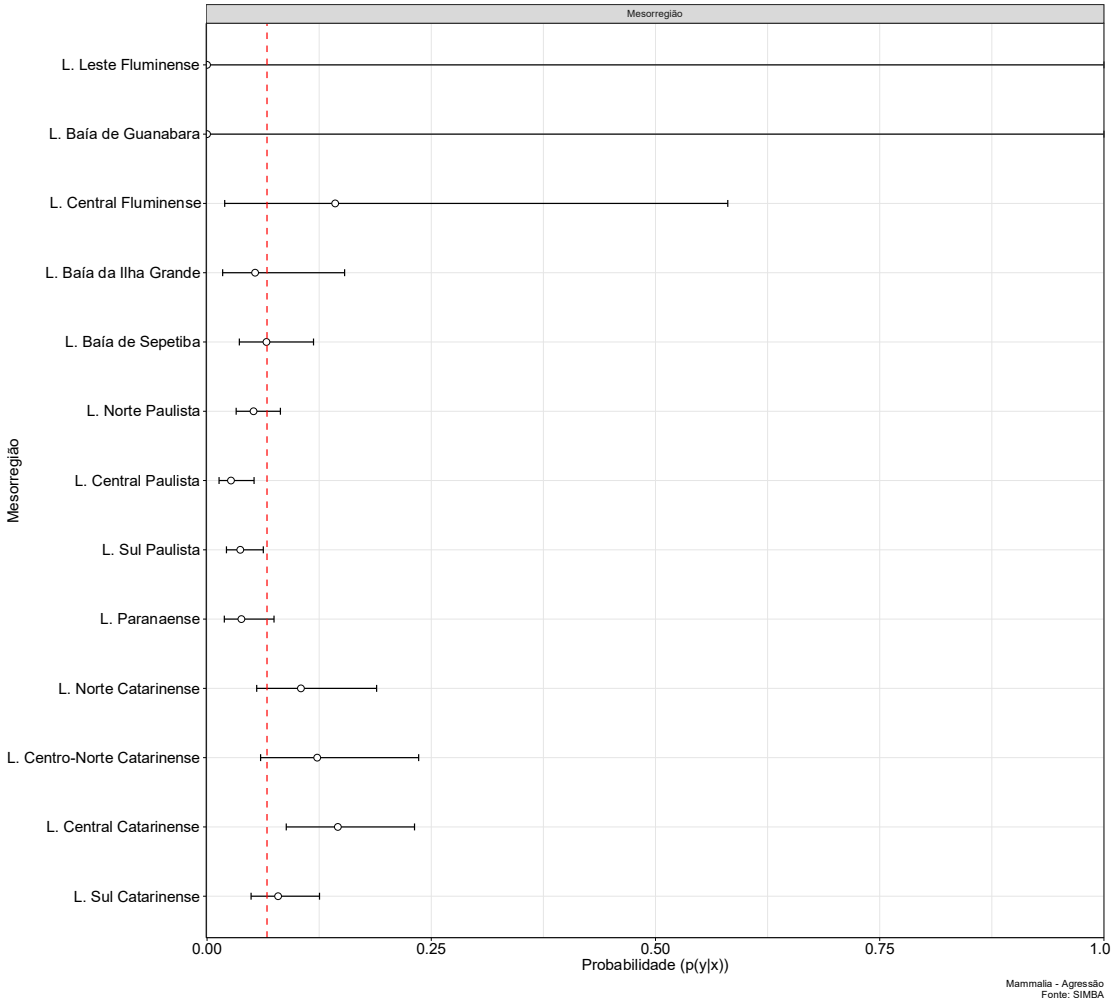


Figura 6.2-40 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação de agressão/vandalismo/caça em mamíferos.*

A análise das interações com lixo apresentou resultados semelhantes, com grande variabilidade em alguns fatores (**Figura 6.2-41**). Apesar dos trimestres terem apresentado uma relação significativa, apresentou resultados semelhantes ao observado para interações com embarcações em tartarugas, uma alta variabilidade em todos os trimestres, com probabilidades perto de zero. O mesmo padrão foi observado nas mesorregiões do Rio de Janeiro, de uma grande variabilidade, possivelmente devido ao baixo número de exemplares. Nas mesorregiões onde a quantidade de registros é maior, somente o Litoral Sul Paulista e Litoral Central Paulista exibiram valores diferentes da média dos efeitos.

PÚBLICA

Mesmo nos casos nos quais a probabilidade se diferenciou do valor médio, as probabilidades foram baixas, ficando próximas de 0,1. Apesar da ingestão de lixo por cetáceos estar bem documentada na literatura (FOSSI et al., 2020; KÜHN & VAN FRANEKER, 2020; Valente et al., 2026), não costuma ser um problema tão prevalente como em tartarugas e alguns grupos de aves.

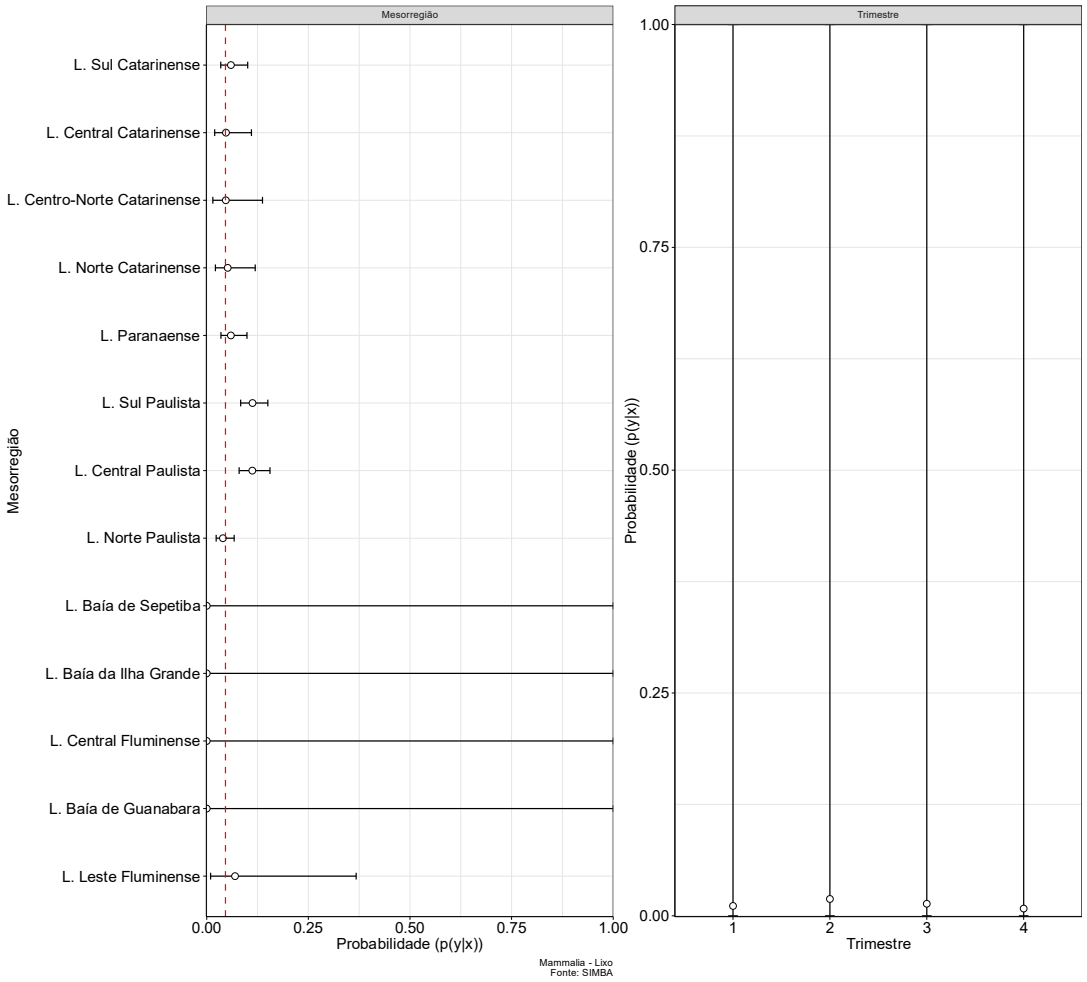


Figura 6.2-41 *- Resultados dos efeitos estimados para os diferentes fatores, gerados pela análise GLM da interação com lixo em mamíferos.*

6.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

6.3.1 Padrões de encalhes

As análises espaço-temporais integradas buscam identificar padrões de encalhes ao longo de toda a área e período de execução do PMP-BS. Diferente

do Volume 1, que priorizou a descrição e comparação dos dados de 2025, esta seção foca na integração das dimensões espacial e temporal para localizar áreas ou períodos com mudanças nos padrões de ocorrência das espécies.

A análise dos modelos de redundância (RDA) para o ano de 2025 revela que, embora existam convergências fundamentais, a influência dos fatores ambientais e antrópicos na dinâmica de encalhes varia substancialmente entre os grupos de tetrápodes. Todos os três grupos (aves, tartarugas e mamíferos) apresentaram uma estrutura comum de significância estatística relacionada a fatores espaciais (mesorregião) e temporais (trimestre/sazonalidade e ano), o que reforça a natureza sazonal e a distribuição das espécies. Entretanto, a distinção entre os grupos torna-se clara ao observar as demais variáveis explicativas: enquanto os encalhes de aves foram condicionados exclusivamente por variáveis antrópicas (tráfego de embarcações e distância ao polo de produção), as tartarugas apresentaram um modelo complexo, influenciado tanto por fatores ambientais (temperatura da água e altura de ondas) quanto por tráfego de embarcações. Por outro lado, os mamíferos marinhos exibiram uma resposta mais restrita, mantendo apenas a clorofila como variável ambiental significativa, embora com sinais marginais de influência da altura de ondas e da distância aos polos de produção, sugerindo que para este grupo, os fatores físicos e antrópicos testados possuem um papel menos determinante no modelo final.

Conforme discutido em relatórios anteriores, a área de abrangência do PMP-BS está inserida na ecorregião do Sudeste do Brasil, que se estende de Arraial do Cabo (RJ) ao Cabo de Santa Marta (SC). As ecorregiões marinhas foram propostas por Spalding et al. (2007) para delimitar áreas com características biogeográficas semelhantes, tais como distribuição de espécies, habitats e condições oceanográficas. Essas ecorregiões foram definidas para águas costeiras e de plataforma, integrando as biotas bentônica e pelágica. Essa configuração as torna ideais para interpretar a distribuição espacial dos encalhes detectados pelo projeto.

Como o PMP-BS engloba quase toda essa ecorregião, são esperadas variações faunísticas nas zonas de transição para as ecorregiões adjacentes. Embora algumas mesorregiões não tenham apresentado um agrupamento

perfeito nas três classes, os resultados da RDA refletem claramente esse gradiente de transição. Dado que a RDA incorpora múltiplas variáveis ambientais, a emergência desse padrão espacial reforça a forte influência biogeográfica nos padrões de encalhe monitorados.

As mesorregiões do Rio de Janeiro não apresentaram um padrão claro de agrupamento devido a fatores ecológicos e amostrais. Ecologicamente, a área exibe características marcantes da ecorregião do Sudeste do Brasil. No aspecto amostral, a geografia recortada das baías de Ilha Grande e Sepetiba restringe o acesso às praias, concentrando o esforço em monitoramento embarcado. Como a RDA incluiu apenas praias com esforço diário para garantir a homogeneidade amostral e das taxas de encontro, os dados dessas baías foram limitados. Além disso, o ambiente abrigado das baías de Ilha Grande, Sepetiba e Guanabara, certamente influencia a ocorrência de espécies de forma distinta do litoral de costa aberta, que se concentram nas mesorregiões do Litoral Leste Fluminense e Litoral Central Fluminense.

As análises de distribuição espaço-temporal de aves marinhas, evidenciou uma variação na abundância de registros, influenciada significativamente pela presença do pinguim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*), cuja sazonalidade e ocorrência geográfica moldam os padrões de ocorrência anuais e trimestrais da região. A estratificação por mesorregiões demonstrou que os encalhes de aves não são homogêneos, sendo observada uma concentração diferenciada ao longo do gradiente latitudinal de monitoramento (sul a norte). Os modelos de RDA indicaram que as variáveis antrópicas possuem maior significância na explicação da variabilidade dos encalhes de aves do que os fatores ambientais avaliados para este grupo.

A distribuição dos registros de tartarugas marinhas mostrou-se influenciada por uma combinação de variáveis ambientais e antrópicas. A distribuição espaço-temporal das tartarugas, estratificada por mesorregiões e trimestres, aponta para tendências de ocorrência que auxiliam no entendimento da dinâmica de encalhes deste grupo ao longo da área de abrangência do PMP-BS.

Cabe reforçar que as análises focaram em praias com monitoramento terrestre diário para minimizar vieses de detectabilidade, desconsiderando

praias com monitoramento semanal ou apenas acionamentos, devido à menor probabilidade de registro de carcaças. Embora tenham sido incluídos dados de praias no Rio de Janeiro que sofreram mudanças de estratégia de monitoramento a partir de 2023 ressaltamos a cautela necessária na interpretação dos resultados obtidos, devido à complexidade de extrapolar esses dados para períodos anteriores às mudanças de metodologia.

A estabilização de dois anos completos de dados nas novas praias monitoradas diariamente no Rio de Janeiro permitiu uma maior robustez estatística, embora a variação intrínseca nas taxas de mortalidade e nos processos de deriva de carcaças permaneça como um desafio para a modelagem preditiva. Os resultados obtidos no presente relatório reforçam que a heterogeneidade ambiental ao longo dos 1.500 km monitorados é um determinante primário da distribuição espacial das ocorrências.

6.3.2 Índice de Saúde

As análises do Índice de Saúde (IS) em 2025 revelaram não apenas as mudanças na saúde dos animais, mas também disparidades na disponibilidade dos dados entre os grupos. Enquanto todos os grupos apresentam variações sazonais e espaciais, as dinâmicas de registro são distintas: nas aves, observa-se uma sazonalidade marcante, com maior expressividade no sul devido à influência do pinguim-de-Magalhães. Nos mamíferos, a falta de dados é um limitante para as análises, causada tanto por uma menor abundância como pelo estado de decomposição avançado das carcaças encontradas. Em contraste, as tartarugas marinhas apresentaram variações regionais que estão ligadas também aos procedimentos de coleta. O Litoral Norte Paulista concentra a maior quantidade de valores de IS, não devido à quantidade de encalhes, mas sim pela maior frequência de acionamentos de carcaças frescas, frequentemente provenientes de capturas incidentais em redes de pesca.

No que tange aos outros grupos, as trajetórias temporais e ecológicas são distintas. Para as tartarugas marinhas, observa-se que após uma tendência de queda acentuada entre 2017 e 2023, o IS apresentou uma leve estabilização

em 2024 e 2025, embora ainda permaneça abaixo da média histórica. Já para os mamíferos marinhos, apesar da limitação amostral que restringe a significância estatística de alguns fatores, o efeito temporal é preocupante, com 2025 apresentando valores significativamente abaixo do início da série, um cenário que pode estar ligado à degradação do habitat. Enquanto nas tartarugas a variação do IS está intrinsecamente ligada a mudanças ontogenéticas entre ambientes (oceânicos vs. costeiros), nos mamíferos, a análise do habitat revelou que espécies com hábitos oceânicos apresentam, surpreendentemente, uma saúde pior, um padrão consistente desde 2023 que pode refletir tanto limitações na coleta de carcaças frescas quanto impactos específicos de seu nicho ecológico.

Cada grupo possui particularidades que devem ser compreendidas para uma melhor interpretação dos resultados obtidos. O IS das aves tem efeitos ligados à migração sazonal e chegada de indivíduos debilitados (especialmente pinguins) na área do PMP-BS, e pela eutanásia decorrente de traumas. Já o das tartarugas reflete um movimento ontogenético entre ambientes e uma relação específica com causas de morte antrópicas, onde animais acometidos por interações pesqueiras apresentam saúde superior aos de causas naturais. Nos mamíferos, a tendência de queda do IS precisa ser acompanhada, pois 2025 manteve uma tendência de piora da saúde dos animais encalhados, atingiu valores inferiores aos do início da série.

6.3.3 Interações Antrópicas

As interações antrópicas monitoradas pelo PMP-BS até 2025 revelam que, embora a pressão das atividades humanas seja uma constante para todos os grupos de tetrápodes, a intensidade e a natureza dos riscos variam conforme a ecologia de cada espécie. A interação com a pesca foi observada nas três classes. Enquanto em tartarugas ela apresentou um forte aumento em 2025, interrompendo uma breve tendência de redução, nos mamíferos marinhos essa interação mantém altas probabilidades de ocorrência em todas as áreas, sendo particularmente crítica para espécies de hábitos costeiros. Para as aves, o risco pesqueiro também é relevante para espécies costeiro-oceânicas, ainda que seu padrão de interação apresente maior heterogeneidade sazonal.

Quanto aos demais impactos, observa-se uma clara diferenciação na prevalência dos problemas: o lixo marinho destaca-se como uma ameaça mais severa para as tartarugas marinhas, apresentando probabilidades elevadas que contrastam com o cenário observado para os mamíferos, nos quais o impacto do lixo é pouco expressivo. Já a interação por agressão, vandalismo ou caça possui um caráter regionalizado; no caso dos mamíferos, o risco é pontual e geograficamente restrito, concentrando-se no litoral central catarinense, enquanto para as aves os efeitos mostram maior variação em função de fatores temporais e espaciais.

Os resultados obtidos na análise espaço-temporal integrada evidenciam a necessidade de estratégias de mitigação direcionadas, que considerem as particularidades espaciais, temporais e ecológicas de cada grupo frente às diferentes pressões antrópicas.

6.4 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.

BAES, L.; SANTIAGO, C. D.; ROMAN, L.; DOS SANTOS COSTA, P. C.; PUGLIESI, É.; REIGADA, C. Beached seabirds as plastic biomonitors in Brazil from the Beach Monitoring Project of the Santos Basin (PMP-BS). **Marine Pollution Bulletin**, v. 199, p. 115847, 1 fev. 2024. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2023.115847.

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

BORTOLOTTO, G. A.; THOMAS, L.; HAMMOND, P.; ZERBINI, A. N. Alternative method for assessment of southwestern Atlantic humpback whale population status. **PLOS ONE**, v. 16, n. 11, p. e0259541, 2021. DOI: 10.1371/journal.pone.0259541.

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

CLARK, B. L.; CARNEIRO, A. P. B.; PEARMAIN, E. J.; ROUYER, M.-M.; et al. Global assessment of marine plastic exposure risk for oceanic birds. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 3665, 4 jul. 2023. DOI: 10.1038/s41467-023-38900-z.

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

CRIBARI-NETO F, ZEILEIS A (2010). “Beta Regression in R.” **Journal of Statistical Software**, 34(2), 1–24. doi:10.18637/jss.v034.i02.

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

DE CARVALHO ARAUJO, A.; CHO, A. Y.; SILVA, L. M. N.; CORRÊA, T. C.; DE SOUZA, G. C.; ALBUQUERQUE, A. S.; MACAGNAN, E.; KOLESNIKVOAS, C. K. M.; MEURER, R.; VIEIRA, J. V.; LEMOS, G. G.; BARRETO, A. S.; DICK, J. L.; GROCH, K. R.; DE CASTILHO, P. V.; AMGARTEN, D.; MALTA, F.; MILLER, M.; DORLASS, E. G.; PALAMETA, S.; LEE, S.-H.; ARNS, C. W.; DURIGON, E. L.; PINHO, J. R. R.; LEE, D.-H.; FERREIRA, H. L. Mortality in sea lions is associated with the introduction of the H5N1 clade 2.3.4.4b virus in Brazil October 2023: whole genome sequencing and phylogenetic analysis. **BMC Veterinary Research**, v. 20, n. 1, p. 285, 2 jul. 2024. DOI : 10.1186/s12917-024-04137-1.

DHN – Diretoria de Hidrografia e Navegação. 2024. **Limites Jurisdicionais e Linhas de Base**. Disponível em https://idem.dhn.mar.mil.br/geonetwork/srv/api/records/07d36a61-851d-4a7b-8054-ff6f2e176e2a Acessado em 24/09/2024.

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

FOSSI, M. C.; BAINI, M.; SIMMONDS, M. P. Cetaceans as Ocean Health Indicators of Marine Litter Impact at Global Scale. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 255, 2020. DOI: 10.3389/fenvs.2020.586627.

GOLDBERG, D.W.; VANSTREELS, R. E.; ALCALA, M. M.; HURTADO, R.; MANTOVANI, P. F.; SERAFINI, P. P.; BARBOSA, A. F. 2021. Unforessen consequences of the COVID-19 pandemic: Increased frequency of kite-string injures 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

HOTHORN, T., BRETZ, F., WESTFALL, P. (2008). "Simultaneous Inference in General Parametric Models." **Biometrical Journal**, 50(3), 346–363.

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

KÜHN, S.; VAN FRANEKER, J. A. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110858, 1 fev. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110858.

LÊ S, JOSSE J, HUSSON F (2008). "FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis." **Journal of Statistical Software**, 25(1), 1–18. doi:10.18637/jss.v025.i01

LEGENDRE, 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.; LIMA, E. P.; BELLINI, C. Sea Turtles and Fishery Interactions in Brazil: Identifying and Mitigating Potential Conflicts. **Marine Turtle Newsletter**, v. 112, p. 4–8, 2006.

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

MORAL, R. A., HINDE, J., DEMETRIO, C. G. B. (2017). "Half-Normal Plots and Overdispersed Models in R: The hnp Package." **Journal of Statistical Software**, 81(10), 1–23. doi:10.18637/jss.v081.i10.

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

NISI, A. C.; WELCH, H.; BRODIE, S.; LEIPHARDT, C.; RHODES, R.; HAZEN, E. L.; REDFERN, J. V.; BRANCH, T. A.; BARRETO, A. S.; CALAMBOKIDIS, J.; CLAVELLE, T.; DARES, L.; DE VOS, A.; GERO, S.; JACKSON, J. A.; KENNEY, R. D.; KROODSMA, D.; LEAPER, R.; MCCAULEY, D. J.; MOORE, S. E.; OVSYANIKOVA, E.; PANIGADA, S.; ROBINSON, C. V.; WHITE, T.; WILSON, J.; ABRAHMS, B. 2024. Ship collision risk threatens whales across the world's oceans. **Science**, v. 386, n. 6724, p. 870–875. DOI: 10.1126/science.adp1950.

NORTHRIDGE, S. Bycatch. In: WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M.; KOVACS, K. M. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals** (Third Edition). Londres: Academic Press, 2018. p. 149-151. DOI : 10.1016/B978-0-12-804327-1.00130-8

OKSANEN, J., SIMPSON, G., BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, R., SOLYMOS, P., STEVENS, M., SZOECS, E., WAGNER, H., BARBOUR, M., BEDWARD, M., BOLKER, B., BORCARD, D., CARVALHO, G., CHIRICO, M., DE CACERES, M., DURAND, S., EVANGELISTA, H., FITZJOHN, R., FRIENDLY, M., FURNEAUX, B., HANNIGAN, G., HILL, M., LAHTI, L., MCGLINN, D., OUELLETTE, M., RIBEIRO CUNHA, E., SMITH, T., STIER, A., TER BRAAK, C., WEEDON, J. (2024). **vegan: Community Ecology Package**. R package versão 2.7-0. Disponível em https://vegandevs.github.io/vegan/.

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. 2022a. **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.

PETROBRAS. 2022b. **Relatório Anual em Atendimento ao Processo IBAMA nº 02001.130838/2017-07** - Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações. RT_PMTE_2020_26112021-00. (p. 107). PETROBRAS.

PETROBRAS. 2023. Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos 7º Relatório Anual – Volume I: Apresentação e Discussão de Resultados Orientados aos Objetivos. (p. 531). PETROBRAS/ Socioambiental

PETROBRAS. 2023. **Relatório Técnico Anual Integrado 01/01/2022 a 31/12/2022:** Volume 2 – Análise espaço temporal integrada, HPA e elementos traço (p. 407). UNIVALI/Mineral/Econservation/USP/UNESP/PETROBRAS.

PETROBRAS. 2024. Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos 8º Relatório Anual – Volume I: Apresentação e Discussão de Resultados Orientados aos Objetivos. (p. 559). PETROBRAS/ Socioambiental

PETROBRAS. 2025. **Relatório Técnico Anual Integrado 2024:** Volume 2 – Análise espaço temporal integrada, HPA e elementos traço (p. 364). UNIVALI/PUC-Rio/UFSC/PETROBRAS.

PLAZA, P. I.; GAMARRA-TOLEDO, V.; RODRÍGUEZ EUGUÍ, J.; ROSCIANO, N.; LAMBERTUCCI, S. A. Pacific and Atlantic sea lion mortality caused by

highly pathogenic Avian Influenza A(H5N1) in South America. **Travel Medicine and Infectious Disease**, v. 59, p. 102712, 1 maio 2024. DOI : 10.1016/j.tmaid.2024.102712.

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.

R Core Team (2024). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em https://www.R-project.org/.

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 BENEDITTO, A. P. M. (Eds.). 2010. **Toninha *Pontoporia blainvillei*: plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo**. Brasília: ICMBio-Instituto Chico Mendes, MMA.

ROMAN, L.; HARDESTY, B. D.; HINDELL, M. A.; WILCOX, C. A quantitative analysis linking seabird mortality and marine debris ingestion. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 3202, 1 mar. 2019. DOI: 10.1038/s41598-018-36585-9.

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.

SEYBOTH, E.; MEYNECKE, J.-O.; DE BIE, J.; ROYCHOUDHURY, A.; FINDLAY, K. A review of post-whaling abundance, trends, changes in distribution and migration patterns, and supplementary feeding of Southern Hemisphere humpback whales. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 997491, 2023. DOI: 10.3389/fmars.2023.997491.

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

SZTEREN, D.; FRANCO-TRECU, V. Incidence of highly pathogenic avian influenza H5N1 in pinnipeds in Uruguay. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 160, p. 65–74, 2024. DOI: 10.3354/dao03827.

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

TODD, V. L. G., & WILLIAMSON, L. D. (2022). Cetacean distribution in relation to oceanographic features at the Kerguelen Plateau. **Polar Biology**, *45*(1), 113–126. DOI: 10.1007/s00300-021-02977-3

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

UHART, M. M.; VANSTREELS, R. E. T.; NELSON, M. I.; OLIVERA, V.; CAMPAGNA, J.; ZAVATTIERI, V.; LEMEY, P.; CAMPAGNA, C.; FALABELLA, V.; RIMONDI, A. Epidemiological data of an influenza A/H5N1 outbreak in elephant seals in Argentina indicates mammal-to-mammal transmission. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 9516, 2024. DOI: 10.1038/s41467-024-53766-5.

VALENTE, F. da S.; DOMIT, C.; EMMERICH, T.; CASTILHO, P. V.; VIEIRA, J. V.; KOLESNIKOVAS, C. K. M.; CREMER, M. J.; BARRETO, A. S. Marine debris ingestion by cetaceans stranded on the coast of Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [v. 228, p. 119614, 1 jul. 2026. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2026.119614.

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

ZHANG, D.; LIU, X.; HUANG, W.; LI, J.; WANG, C.; ZHANG, D.; ZHANG, C. Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. **Environmental Pollution**, v. 259, p. 113948, 1 abr. 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.113948.

7. HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPA) E ORGANOHALOGENADOS

7.1 INTRODUÇÃO

O bem-estar da sociedade tem sido construído com base nos serviços ecossistêmicos do Planeta. Por exemplo, o atendimento à demanda crescente por energia e materiais diversos é alcançado por meio de atividades antrópicas que causam a liberação, entre outras ameaças, de diversos contaminantes orgânicos de preocupação ambiental que, em última instância, representam ameaças expressivas à saúde e à biodiversidade dos oceanos (CANUEL *et al*., 2012; RUDDIMAN, 2013).

Um dos resultados diretos da presença de contaminantes orgânicos no ambiente é a concentração e o subsequente acúmulo desses contaminantes nos tecidos de organismos marinhos. Esse fenômeno é conhecido como bioacumulação e resulta da assimilação direta de contaminantes presentes no meio (biocentração), bem como da transferência de contaminantes ao longo da cadeia trófica por meio da alimentação (biomagnificação). O processo de bioacumulação é influenciado por fatores como o nível de exposição, a capacidade de depuração metabólica dos organismos e as propriedades químicas dos contaminantes, entre outros. Além disso, os riscos ambientais estão associados à toxicidade e à persistência desses contaminantes (NEFF, 2002).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), por exemplo, são contaminantes de preocupação ambiental devido à sua produção em diversas atividades antrópicas, à elevada persistência no meio ambiente e aos conhecidos efeitos tóxicos, mutagênicos e carcinogênicos, com implicações para a saúde ambiental e humana (KALF *et al*., 1997; LAW *et al*., 1997; GOHLKE *et al*., 2011; WICKLIFFE *et al*., 2018). Os HPAs são compostos orgânicos formados por dois ou mais anéis aromáticos, cuja origem pode ser classificada como petrogênica ou pirogênica (VOLKMAN *et al*., 1992; WANG *et al*., 1999; BOEHM *et al*., 2007). As fontes petrogênicas de HPAs estão

associadas ao petróleo bruto e aos seus derivados, liberados no ambiente durante a exploração, o transporte, e o processamento do petróleo. As fontes pirogênicas de HPAs, por outro lado, derivam da combustão incompleta de materiais orgânicos, incluindo combustíveis fósseis como carvão, óleo e gás natural, bem como biomassa vegetal (NRC, 2003).

Os HPAs atingem o ambiente oceânico por vias distintas, de acordo com sua origem. Os compostos de origem petrogênica são introduzidos principalmente por derrames acidentais de petróleo, descargas de efluentes industriais e domésticos, e escoamento superficial continental – com especial contribuição de áreas urbanas – e, são então dispersos por correntes marinhas, ou por meio de atividades ligadas a instalações marítimas. Os compostos de origem pirogênica, por sua vez, são lançados prioritariamente na atmosfera durante processos de combustão incompleta e podem ser transportados por longas distâncias a partir de suas fontes, depositando-se no oceano por meio de deposição úmida (precipitação) e seca. A coexistência dessas duas vias de aporte resulta em uma composição complexa de fontes no ambiente marinho, com implicações diretas para a qualidade dos ecossistemas oceânicos e para a exposição dos organismos a esses contaminantes (SCHWARZENBACH *et al*., 2006).

Podem, ainda, ser mencionadas as fontes biogênicas de HPAs, que incluem compostos produzidos por vegetais superiores, como o perileno e reteno. Estes compostos podem ser abundantes em áreas não impactadas pela ação antrópica, e podem ser usados como marcadores para reconstrução do aporte de matéria orgânica natural de origem continental (WAKEHAM; CANUEL, 2015).

Os compostos organohalogenados constituem um grupo diversificado de contaminantes que inclui, no caso do PMP-BS, as bifenilas policloradas (PCBs), os pesticidas organoclorados (DDT e metabólitos, HCHs, drins, clordanas, endosulfan, metoxicloro e mirex), e os retardantes de chama bromados (PBDEs). Coletivamente designados poluentes orgânicos persistentes (POPs), esses compostos compartilham características toxicológicas e ambientais críticas: elevada persistência no ambiente, toxicidade para organismos vivos, e capacidade de bioacumulação ao longo

das cadeias tróficas (SANGANYADO *et al*., 2018). As origens dos POPs são diversas e historicamente ligadas a aplicações industriais e agrícolas: os PCBs foram amplamente empregados em equipamentos elétricos, como transformadores e capacitores; o DDT e demais pesticidas organoclorados foram utilizados na agricultura e no controle de vetores de doenças; e os PBDEs foram introduzidos como retardantes de chama em substituição ao amianto. Embora muitos desses compostos já tenham sido banidos – totalmente, como os PCBs, ou parcialmente, como os PBDEs e o DDT – sua presença no ambiente marinho persiste por duas vias principais: a liberação contínua a partir de depósitos de resíduos, frequentemente irregulares, onde materiais contaminados aguardam descarte adequado; e, no caso dos compostos ainda em uso, a introdução por escoamento agrícola, descarga de efluentes industriais e municipais, e deposição atmosférica. (CULLEN *et al*., 2019; WANG *et al*., 2019; SUN *et al*., 2021; BARTALINI *et al*., 2022).

Em termos de 'destino ambiental', os organohalogenados apresentam grande variação na volatilidade ($k_{ar\text{-}água}$) mas, em geral, possuem grande hidrofobicidade (elevado $k_{octanol\text{-}água}$), resultando em compostos com distribuição global e acúmulo em animais do topo da teia trófica (SCHWARZENBACH *et al*., 2010). Entre os efeitos mais comuns sobre a biota relacionados à exposição a organohalogenados incluem-se observações sobre o sistema nervoso central humano, que interfere na condução dos impulsos nervosos tanto nos neurônios motores quanto nos sensoriais. Isso pode resultar em uma série de disfunções e até mesmo em certos tipos de câncer (CULLEN *et al*., 2019; YANG *et al*., 2020).

A depuração de contaminantes pelos organismos, por meio de sua metabolização, varia conforme o nível trófico e a classe de contaminante. Por exemplo, para os organoclorados, como pesticidas e bifenilas policloradas (PCBs), as taxas de remoção são notoriamente baixas (HALL *et al*., 2018). Isso resulta no aumento exponencial da concentração desses compostos nos tecidos dos animais ao longo da cadeia alimentar, caracterizando, assim, a efetiva biomagnificação em tetrápodes marinhos (ADAMO *et al*., 1997; NEFF, 2002; TIAN *et al*., 2023).

Em contraste com os organoclorados, a capacidade de biotransformação dos HPAs aumenta progressivamente ao longo da cadeia trófica. Em condições de exposição equivalentes – considerando biodisponibilidade e persistência –, organismos de níveis tróficos superiores tendem a acumular HPAs em concentrações menores do que as de compostos organoclorados, em razão de sua maior eficiência metabólica (MEADOR *et al.*, 1995; NEFF, 2002). Nos tetrápodes marinhos, essa capacidade de metabolização elevada não apenas reduz o acúmulo de HPAs nos tecidos em comparação com os POPs, mas também altera o perfil qualitativo dos compostos detectados, o que torna a identificação de fontes petrogênicas ou pirogênicas em tecidos biológicos a partir de indicadores ou índices tradicionalmente utilizados em amostras de água e/ou sedimento uma tarefa complexa (NEFF, 2002)

O monitoramento de HPAs e compostos organohalogenados no âmbito do PMP-BS tem como objetivo geral avaliar os níveis de contaminação dos animais amostrados e relacioná-los ao grau de exposição a múltiplos contaminantes orgânicos. Como objetivos específicos, destacam-se: (i) caracterizar a distribuição espaço-temporal das concentrações de contaminantes orgânicos nas espécies monitoradas; (ii) investigar possíveis associações entre o estado de saúde dos animais e as concentrações de contaminantes, considerando o habitat de cada espécie; e (iii) subsidiar a interpretação de resultados de biomarcadores bioquímicos e moleculares na avaliação de potenciais efeitos adversos em tetrápodes marinhos. Cabe ressaltar, contudo, que o estabelecimento inequívoco de relações de causa e efeito entre a contaminação observada e sua origem geográfica é limitado pela natureza migratória das espécies estudadas e pela diversidade de seus hábitos alimentares, que frequentemente extrapolam os limites da área de abrangência do PMP-BS.

A coleta de amostras para análises de HPAs e organohalogenados é realizada durante a necropsia de carcaças frescas (Código 2), que não receberam tratamento nem passaram por procedimentos veterinários. Foram coletadas 7.544 amostras para análises de HPA e de organohalogenados no PMP-BS desde o início das atividades em 2016 até 31 de dezembro de 2025. Destas, 5.753 amostras foram analisadas pelo Laboratório de Química

Orgânica Marinha (LabQomn), do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (USP), sob responsabilidade do Prof. Dr. Rafael André Lourenço. A partir de 08 de setembro de 2023, as amostras coletadas para análise de HPAs e organohalogenados do PMP-BS passaram a ser analisadas pelo Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais (LabMAM) da PUC-Rio, sob responsabilidade do Prof. Dr. Renato da Silva Carreira, subcontratado pela Mineral Engenharia e Meio Ambiente, que coordena o PMP-BS na Área SP. Desta forma, os resultados do período de referência (janeiro a dezembro de 2025) contempla 853 amostras analisadas pela PUC-Rio em 2025.

O presente capítulo visa apresentar a ocorrência e distribuição de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e contaminantes orgânicos organohalogenados, em tecido hepático (TCH) (amostras de fígado), e tecido adiposo (TCA) (amostras de gordura) de tetrápodes marinhos do PMP-BS, cujos resultados foram obtidos no período de referência (janeiro de 2025 a dezembro de 2025). A avaliação inclui análises estatísticas quanto ao sexo, estágio de desenvolvimento, local e estatística temporal, contemplando os resultados pretéritos, obtidos desde o início da realização das análises de HPAs e organohalogenados no PMP-BS.

7.2 Metodologia analítica

Neste capítulo é apresentada a metodologia analítica utilizada no Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais, Departamento de Química da PUC-Rio, para o processamento de 853 amostras coletadas no ano de 2025. As amostras foram entregues no LabMAM congeladas (-80 °C) juntamente com as cadeias de custódia. A partir de então foram mantidas em ultrafreezer (-80 °C) até o início das análises.

7.2.1 Extração

A extração das amostras foi baseada no método USEPA 3540C. Foram pesados 0,250 g (precisão ± 0,001 g; peso úmido) de amostra de TCA ou TCH – nos laudos de análise, o código para TCH é FIG. As amostras foram secas

quimicamente pela adição de 10 g de sulfato de sódio, e posteriormente acondicionadas em aparelho Soxhlet. Após adição do padrão de recuperação (100 ng de *p*-terfenil-d_{14} e 100 ng de PCB-103) às amostras, a extração foi realizada com 200 mL de mistura diclorometano:hexano (1:1), durante 8 horas. O volume do extrato bruto foi reduzido em evaporador rotatório com banho-maria a temperatura inferior a 40°C, e avolumado a 1 mL em balão volumétrico (USEPA 8290, adaptado de MAGALHÃES *et al*., 2017).

O teor de umidade das amostras foi determinado por gravimetria. Uma alíquota com 0,25 mg (precisão de ±0,001 g) de amostra foi transferida para um frasco de vidro previamente pesado em balança analítica, e mantida em estufa aberta na temperatura de 60°C até verificação de peso constante. A diferença de peso entre a massa da amostra úmida e a massa da amostra seca foi considerada como o teor de umidade, expresso como porcentagem em relação ao peso inicial (úmido) da amostra. Para a determinação do teor lipídico, uma alíquota de 0,1 mL do extrato bruto, após concentração a volume conhecido, foi transferida para um frasco de vidro previamente pesado em balança analítica. Após a evaporação total do solvente, em temperatura ambiente, cada frasco foi novamente pesado e a diferença de massa (resíduo) foi utilizada no cálculo do teor de lipídios em porcentagem (USEPA 8290, adaptado de MAGALHÃES *et al*., 2017).

7.2.2 Purificação do extrato

O extrato bruto restante da etapa 2.1. (i.e., 0,9 ml) foi purificado, inicialmente, por cromatografia de adsorção. Foi usada uma coluna de vidro (20 cm de altura × 8 mm de diâmetro interno) preenchida – da base para o topo, com auxílio de *n*-hexano – com 16 g de alumina e 8 g de sílica (ambas desativadas com 5% do peso proporcional de água), além de 1 g de sulfato de sódio. O extrato foi cuidadosamente colocado no topo da coluna e a purificação se deu por eluição com 80 mL de solução diclorometano:hexano (1:1). O extrato purificado foi concentrado a 1 mL.

Em seguida, o excesso de lipídios ainda presente no extrato foi removido por cromatografia por exclusão de tamanho. Foi utilizado um cromatógrafo em fase líquida de alta eficiência (CLAE) equipado com um detector de UV/Visível

e montado com uma pré-coluna Phenogel 03B-2090K0 Guard 10 µm, 50 × 7,8 mm conectada em série a uma coluna Phenogel 10µ, 100 Å, 22,5 × 250 mm. A eluição foi realizada com diclorometano, a um fluxo de 5 mL min^{-1}. A fração eluida até 30 minutos foi descartada e a fração eluída entre 30 e 40 minutos foi coletada, em frasco descontaminado, para a análise de HPAs, pesticidas organoclorados, PCBs e PBDEs. A janela de tempo para coleta da fração de interesse foi estabelecida a partir da injeção de mistura de padrões e monitoramento do sinal. A fração recolhida foi concentrada em evaporador rotatório, avolumada a 1 mL e adicionada mistura de padrões internos para quantificação (HPAs: naftaleno-d_8, acenafteno-d_{10}, fenantreno-d_{10}, criseno-d_{12} e perileno-d_{12}; PCBs/PBDEs: TCMX), cada um em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1} no extrato final para injeção.

7.2.3 Análise instrumental: HPAS

A análise instrumental para os HPA seguiu o protocolo USEPA 8270E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM). As condições instrumentais estão listadas na **Tabela 7.2-1**. A calibração do equipamento foi feita com curva analítica contendo 12 concentrações (0,50; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 20; 50; 100; 200; 400; 1.000 e 2.000 ng mL^{-1}) de solução contendo os 16 HPAs controlados pelo método – naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(ghi)perileno) – além de dibenzotiofeno, perileno e benzo(e)pireno. Em cada solução da curva de calibração há ainda os padrões internos deuterados (naftaleno-d_8, acenafteno-d_{10}, fenantreno-d_{10}, criseno-d_{12} e perileno-d_{12}), cada um em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}, nos quais a quantificação foi baseada. O método também inclui os seguintes compostos alquilados: C1 naftalenos, C2 naftalenos, C3 naftalenos, C4 naftalenos, C1 fluorenos, C2 fluorenos, C3 fluorenos, C1 dibenzotiofenos, C2 dibenzotiofenos, C3 dibenzotiofenos, C1 (fenantrenos + antracenos), C2 (fenantrenos + antracenos), C3 (fenantrenos + antracenos), C4 (fenantrenos + antracenos), C1 (fluorantenos + pirenos), C2 (fluorantenos + pirenos), C1 crisenos e C2

crisenos. Os compostos alquilados foram identificados com base no perfil de compostos em uma amostra de petróleo e quantificados com base na curva do seu composto parental correspondente. No total, o método identifica e quantifica 37 HPAs individuais ou grupos de HPAs.

Tabela 7.2-1 *– Equipamentos e condições utilizadas pelo LabMAM da PUC-Rio para análise de HPA em TCA de tetrápodes marinhos oriundos do PMP-BS.*

Equipamento	EM – Finnigan modelo ISQ CG – Finnigan modelo TraceGC
Coluna	J&W DB-5msMSD (30 m, 0,25 mm de DI e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	50°C durante 5 min 50°C min^{-1} até 80°C 6°C min^{-1} até 280°C durante 20 min 12°C min^{-1} até 305°C durante 10 min
Gás de arraste	hélio a 1,2 ml min^{-1}
Volume de Injeção	1 µL

O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão do resultado analítico de cada HPA em sete replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

Para verificar a precisão e exatidão das análises, foi realizado um controle de qualidade contendo um branco de método, um branco fortificado e uma matriz fortificada para cada lote de 10 amostras. Também foi analisado um material de referência certificado, seguindo os critérios de Wade e Cantillo (1994).

O branco de método foi usado para avaliar a existência de interferentes durante o processamento das amostras. Caso fossem detectados HPAs acima de três vezes o limite de quantificação da metodologia (2 ng/g para cada composto) em determinado lote, os resultados eram avaliados, e o lote reanalisado após identificação da origem da contaminação. Usualmente, apenas o naftaleno era identificado nestes brancos.

A amostra utilizada para controle de qualidade foi o Material de Referência do Padrão NIST *Standard Reference Material* (SEM) *1945 – Organics in Whale Blubber*), composto por um homogeneizado de TCA subcutâneo (*blubber*) de uma baleia piloto (fêmea adulta) proveniente de encalhe em *Cape Cod*, Massachusetts (EUA), em setembro de 1991. O certificado de análise que

acompanha a amostra contém os valores certificados e suas incertezas (SCHANTZ *et al*., 1995). A quantidade de SRM (*Standard Reference Material*®) utilizada nesta análise foi de 0,25 g.

Em adição ao uso de material certificado de referência, foram também elaboradas amostras de matriz fortificada para HPAs, tanto de tecidos quanto de branco. Neste tipo de amostra, os compostos de interesse são adicionados em quantidades conhecidas. A matriz fortificada de tecido foi preparada com amostra de TCA de um espécime de albatroz-de-sobrancelha-negra (*T. melanophris*). A matriz fortificada de branco (branco fortificado) foi preparada com adição de 50 ng g^{-1} de cada HPA da solução de calibração. Nestas amostras fortificadas, cada batelada era aprovada se o valor obtido estivesse entre 45-120% (HPAs entre dois e seis anéis), e se o desvio-padrão para cada composto adicionado ficasse abaixo de 20% entre as réplicas. O aceite do controle de curva de calibração para cada batelada de amostras se dá quando o valor obtido estiver entre 80 e 120% do esperado.

Além desses controles analíticos, também foi adotado a avaliação do branco do sistema cromatográfico através da injeção de *n*-hexano no início de cada lote de análise e a cada 20 análises, a fim de verificar a presença de interferentes no sistema que comprometam a quantificação da amostra. Não foram observados interferentes.

7.2.4 Análise instrumental: PCB e PBDE

A análise instrumental para os PCB e PBDE seguiu o protocolo USEPA 8270E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM). As condições instrumentais estão listadas na **Tabela 7.2-2**. A calibração do equipamento foi feita com curva analítica contendo nove concentrações (1,0; 5,0; 10; 20; 50; 80; 100; 150 e 200 ng mL^{-1}) de solução contendo os seguintes PCBs – PCB 49, PCB 52, PCB 66, PCB77, PCB 81, PCB 95, PCB 101, PCB 110, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 138, PCB 141, PCB 149, PCB 151, PCB 153, PCB 156, PCB 157, PCB 169, PCB 174, PCB177, PCB 180, PCB 189, PCB 194, PCB 195 e PCB 206. Na mesma solução, e com a mesma concentração, também estão PBDE 28, PBDE 47, PBDE 99, PBDE 100, PBDE153, PBDE 154 e PBDE 183. Em cada solução da

curva de calibração há ainda o padrão interno TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}, nos quais a quantificação foi baseada.

Tabela 7.2-2 *– Equipamentos e condições utilizadas pelo LabMAM da PUC-Rio para análise de PCBs e PBDEs em TCA de tetrápodes marinhos oriundos do PMP-BS.*

Equipamento	EM – Finnigan modelo ISQ CG – Finnigan modelo TraceGC
Coluna	J&W DB-5msMSD (30 m, 0,25 mm de DI e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	75°C durante 3 min 15°C min^{-1} até 150°C 2°C min^{-1} até 260°C 10°C min^{-1} até 300°C durante 10 min
Gás de arraste	hélio a 1,2 ml min^{-1}
Volume de Injeção	1 µL

O limite de detecção do método (LD) foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de sete replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação (LQ) foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída (elevado LQ ocorreu devido à baixa massa de amostra extraída).

Para verificar a precisão e exatidão das análises, foi realizado um controle de qualidade contendo um branco, um branco fortificado e uma matriz fortificada para cada lote de 10 amostras. Também foi analisado um material de referência certificado, seguindo os critérios de Wade e Cantillo (1994). O branco foi utilizado para determinar se as amostras foram contaminadas durante todo o processo analítico, sendo que os valores encontrados no branco foram descontados de todas as demais amostras.

O material de referência certificado utilizado neste trabalho foi o SRM 1945 (*Standard Reference Material 1945 – Organics in Whale Blubber*), composto por um homogeneizado de TCA subcutâneo (*blubber*) de uma baleia piloto (fêmea adulta) proveniente de encalhe em *Cape Cod*, Massachusetts (EUA), em setembro de 1991. O SRM 1945 foi obtido do NIST (*National Institute of Standards and Technology*) dos Estados Unidos. A quantidade de SRM utilizada nesta análise foi de 0,25 g. Nas amostras fortificadas, cada batelada era aprovada se o valor obtido estivesse entre 45-120% (HPAs entre quatro e seis anéis), e se o desvio-padrão para cada composto adicionado ficasse abaixo de 20% entre as réplicas. O aceite do controle de curva de calibração

para cada batelada de amostras se dá quando o valor obtido estiver entre 80 e 120% do esperado.

Além desses controles analíticos, também foi adotado a avaliação do branco do sistema cromatográfico através da injeção de *n*-hexano no início de cada lote de análise e a cada 20 análises, a fim de verificar a presença de interferentes no sistema que comprometam a quantificação da amostra. Não foram observados interferentes.

7.2.5 Análise instrumental: pesticidas organoclorados

A análise instrumental para os pesticidas seguiu o protocolo USEPA 8081E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa com detector de captura de elétrons (CG-DCE). As condições instrumentais estão listadas na **Tabela 7.2-3**. A calibração do equipamento foi feita com curva de calibração com nove concentrações (1,0; 5,0; 10; 20; 50; 80; 100; 150 e 200 ng mL^{-1}) de solução contendo os seguintes pesticidas – alfa-HCH, beta-HCH, gama-HCH, delta-HCH, aldrin, isodrin, deldrin, endrin, heptacloro, heptacloro epóxido A, heptacloro epóxido B, oxiclordana, gama-clordana, alfa-clordana, op'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-DDT, endosulfan I, endosulfan II, metoxicloro, mirex. A quantificação foi baseada na padronização interna, utilizando-se como padrão interno o TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}.

Tabela 7.2-3 – *Equipamentos e condições utilizadas pelo LabMAM da PUC-Rio para análise de pesticidas em TCA de tetrápodes marinhos oriundos do PMP-BS.*

Equipamento	CG – DCE
Coluna	J&W DB-5MS (30 m; 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	60°C durante 3 min 5°C min^{-1} até 150°C durante 5 min 1°C min^{-1} até 200°C 8°C min^{-1} até 300°C durante 4,5 min
Gás de arraste	Hélio a 1,2 mL min^{-1}
Volume de injeção	1 µL

Em cada solução da curva de calibração há ainda o padrão interno TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}, nos quais a quantificação foi baseada. O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo

do desvio padrão de sete replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

O controle de qualidade do procedimento analítico envolveu a realização de dois brancos do método (análise de 10 g de sulfato de sódio) e de duas amostras fortificadas com padrões contendo os pesticidas usados na curva de calibração a cada lote de 10 amostras. Todos os compostos nas amostras de branco estiveram abaixo do limite de quantificação. Nas amostras fortificadas, cada batelada era aprovada se o valor obtido estivesse entre 45 e 120% do valor esperado. O critério de aceitação para a recuperação do padrão de recuperação (PCB 103), adicionado no início da extração, fica entre 45% e 120%. Todas as amostras obtiveram recuperação satisfatória.

Assim como na análise de PCBs e PBDEs, foram utilizadas amostras de Material de Referência do Padrão NIST (SRM) 1945, como controle de qualidade para a análise de pesticidas. O critério de aceitação para a recuperação do padrão sub-rogado (PCB 103), é o mesmo utilizado para PCBs e PBDEs, adicionado no início da extração, ficando entre 45 e 120 %.

7.2.6 Análises Estatísticas

As análises foram realizadas em R (pacotes dplyr, tidyr, ggplot2, ggpubr, rstatix), considerando os dados de 2025 e a série 2016–2025. As concentrações (ng g^{-1} peso úmido) foram avaliadas por classe taxonômica, espécie, sexo, estágio de desenvolvimento e matriz biológica. Para 2025, os dados foram agrupados por classe, espécie e sexo, separadamente para cada matriz, tecido hepático (TCH) e adiposo (TCA); a série histórica de HPAs foi resumida por espécie e matriz.

Os resultados inferiores ao limite de quantificação foram substituídos por LQ/√2 previamente à análise. As estatísticas descritivas (n, média, desvio-padrão, mediana, mínimo, máximo) foram calculadas diretamente sobre os valores numéricos registrados, para cada combinação de grupos, sem imputação adicional. Nas análises de ocorrência e testes inferenciais, as comparações de ∑37HPAs, PCBs totais e DDTs totais entre sexo e estágio de desenvolvimento foram feitas por classe taxonômica e matriz, considerando

apenas concentrações positivas. Dada a distribuição assimétrica, a presença de outliers e o desbalanceamento amostral, foram utilizados testes não paramétricos: Kruskal–Wallis para diferenças globais, seguido de Dunn (ajuste de Benjamini–Hochberg) quando significativo ($p < 0,05$). Gráficos usaram escala log10 apenas para visualização (testes aplicados aos valores originais); os limites dos boxplots foram definidos pelos percentis 5–95, sem exclusão de observações ou alteração dos resultados estatísticos.

Devido a variabilidade no número de amostras entre anos, mesorregiões, classes, espécies, sexos, estágios e matrizes, em alguns gráficos históricos por sexo, foram incluídas apenas espécies com ≥3 registros em todos os anos representados, já que grupos pequenos podem apresentar estimativas instáveis e menor poder estatístico; ausência de diferença significativa não implica equivalência entre grupos. As comparações foram estratificadas por classe e matriz devido a diferenças biológicas (dieta, metabolismo, longevidade, migração) e fisiológicas entre tecidos (acumulação, mobilização, metabolização), não sendo tratadas como equivalentes ou pareadas.

O **Apêndice 06** contém os resultados de HPA e organohalogenados das amostras do PMP-BS analisados durante o ano de 2025.

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Quantitativo de amostras de tetrápodes analisadas em 2025

Este relatório apresenta os resultados de todos os animais coletados (data de necropsia) entre 1º de janeiro de 2025 e 31 de dezembro de 2025. A **Tabela 7.3-1** contém o registro detalhado do número de amostras por tecido (TCA e TCH), recebidas em 2025 no laboratório, separadas por classe e espécie.

Este relatório apresenta os resultados de todos os animais coletados (data de necropsia) entre 1º de janeiro de 2025 e 31 de dezembro de 2025. A Tabela 3.1.1 contém o registro detalhado do número de amostras por tecido (TCA e TCH), recebidas em 2025 no laboratório, separadas por classe e espécie.

Foram analisadas 424 amostras da Classe Aves (Tabela 3.1.1), distribuídas entre 23 espécies, incluindo*: Calonectris diomedea borealis,*

Fregata magnificens, Fulmarus glacialoides, Larus dominicanus, Oceanites oceanicus, Pachyptila desolata, Nannopterum brasilianum, Phimosus infuscatus, Procellaria aequinoctialis, Pterodroma incerta, Pterodroma mollis, Puffinus gravis, Puffinus griseus, Puffinus puffinus, Spheniscus magellanicus, Stercorarius maccormicki, Stercorarius parasiticus, Sterna hirundinacea, Sterna hirundo, Sula leucogaster, Thalassarche chlororhynchos, Thalassarche melanophris e Tringa melanoleuca. Destas 424 amostras, foram analisadas 383 amostras de fígado (TCH) e 41 de gordura (TCA), sendo a espécie mais representativa o *Spheniscus magellanicus* (pinguim-de-Magalhães, 264 TCH, 23 TCA), seguida por *Larus dominicanus* (31 TCH, 11 TCA), *Nannopterum brasilianum* (nove TCH, um TCA), *Sula leucogaster* (atobá, 14 TCH, quatro TCA) e *Fregata magnificens* (fragata, dois TCH, zero TCA).

Para a Classe Mammalia, foram 122 amostras de 11 espécies de mamíferos marinhos. Deste total, 63 amostras foram de TCH e 59 de TCA, sendo as espécies mais frequentes *Pontoporia blainvillei* (toninha, 33 TCH, 33 TCA) e *Sotalia guianensis* (boto-cinza, 16 TCH, 16 TCA), que juntas totalizaram 80,3% das amostras de mamíferos em 2025.

Em 2025, foram analisadas 304 amostras do grupo Reptilia – 28,3% a menos em comparação às amostras de Aves (n = 424). As espécies de répteis avaliadas incluíram *Caretta caretta, Chelonia mydas, Eretmochelys imbricata e Lepidochelys olivacea.*

Enquanto a Classe Mammalia apresentou uma distribuição equilibrada entre tecidos hepáticos (TCH) e adiposos (TCA), em Reptilia houve maior ocorrência de amostras de fígado (n = 194) em relação às de gordura (n = 110), o que se evidencia na espécie mais representativa, *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), para a qual foram analisadas 180 amostras de fígado e 100 de tecido adiposo.

De forma geral, há um número maior de amostras de TCH do que de TCA, em função da menor disponibilidade de gordura nos animais, usualmente bastante debilitados, encontrados mortos nas praias, ou em função do menor tamanho corporal, como em algumas espécies de aves.

Tabela 7.3-1 *– Quantitativo (n) de amostras segundo a classe, espécie e tecido (TCA = tecido adiposo; TCH = tecido hepático) que tiveram amostras coletadas para análise de HPAs e organohalogenados ao longo de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	TCH	TCA	Total
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	6	0	6
	Fregata magnificens	2	0	2
	Fulmarus glacialoides	1	0	1
	Larus dominicanus	31	11	42
	Oceanites oceanicus	1	0	1
	Pachyptila desolata	2	0	2
	Nannopterum brasilianum	9	1	10
	Phimosus infuscatus	2	0	2
	Procellaria aequinoctialis	4	0	4
	Pterodroma incerta	1	0	1
	Pterodroma mollis	1	0	1
	Puffinus gravis	4	0	4
	Puffinus griseus	1	0	1
	Puffinus puffinus	29	0	29
	Spheniscus magellanicus	264	23	287
	Stercorarius maccormicki	1	0	1
	Stercorarius parasiticus	1	0	1
	Sterna hirundinacea	2	0	2
	Sterna hirundo	3	0	3
	Sula leucogaster	14	4	18
	Thalassarche chlororhynchos	1	0	1
	Thalassarche melanophris	1	0	1
	Tringa melanoleuca	2	2	4
	Soma Aves	**383**	**41**	**424**
Mammalia	*Arctocephalus australis*	4	3	7
	Arctocephalus tropicalis	1	0	1
	Chelonia mydas	1	0	1
	Larus dominicanus	1	1	2
	Megaptera novaeangliae	2	2	4
	Pontoporia blainvillei	33	33	66
	Sotalia guianensis	16	16	32
	Stenella frontalis	2	2	4
	Stercorarius chilensis	1	0	1
	Tursiops truncatus	1	1	2
	Tursiops truncatus gephyreus	1	1	2
	Soma Mammalia	**63**	**59**	**122**
Reptilia	*Caretta caretta*	12	9	21
	Chelonia mydas	180	100	280
	Eretmochelys imbricata	1	0	1
	Lepidochelys olivacea	1	1	2
	Soma Reptilia	**194**	**110**	**304**
	Soma de amostras	**640**	**210**	**850**

Em relação à ocorrência de amostras nas 13 mesorregiões definidas no Projeto Executivo do PMP-BS, observa-se uma acentuada ocorrência de amostras provenientes de aves no Litoral Central Catarinense (n = 116), Litoral Norte Paulista (n = 70) e Litoral Central Paulista (n = 65) no ano de 2025. Além disso, destaca-se a ave *Spheniscus magellanicus* na mesorregião Litoral Central Catarinense (92 TCH), sendo também registradas amostras dessa espécie no Litoral Norte Paulista (54 TCH), no Litoral Paranaense (36 TCH), no Litoral Central Paulista (35 TCH) e no Litoral Norte Catarinense (30 TCH). Outras espécies com ampla distribuição foram *Larus dominicanus* (presente em pelo menos sete mesorregiões) e *Nannopterum brasilianum,* com destaque para a Litoral Paranaense (18 TCH e nove TCA).

Para a Classe Mammalia, a toninha (*P. blainvillei*) foi a mais representativa (n = 33 TCH e 33 TCA), principalmente nas mesorregiões Litoral Central Paulista e Litoral Norte Paulista. O boto-cinza (*S. guianensis*) também apresentou ampla cobertura, com destaque para o Litoral Baía de Sepetiba (n = 10 amostras)

No grupo Reptilia, a tartaruga verde (*C. mydas*) foi predominante no Litoral Norte Paulista (53 TCH e 36 TCA), seguida pelo Litoral Central Paulista (27 TCH e dois TCA), pelo Litoral Paranaense (11 TCH e 10 TCA) e pelo Litoral Sul Paulista (12 TCH e nove TCA). Já a espécie *Caretta caretta* teve ocorrências relevantes no Litoral Central Paulista (cinco TCH e quatro TCA) e Litoral Sul Paulista (um TCH e um TCA).

A **Tabela 7.3-2** e a **Tabela 7.3-3** apresentam o resumo dos resultados de HPAs para o ano de 2025 para TCH e TCA, respectivamente, considerando-se o somatório (∑37HPAs) para esta categoria de contaminantes e separando-se por classe e espécie. Em primeiro lugar, há muito mais amostras de TCH do que de TCA em todas as classes de tetrápodes e, mesmo em um determinado tecido, o número de amostras por espécie varia significativamente. Esta variação no *n* amostral afeta diretamente as medidas de estatística central dos dados e limita comparações mais robustas entre as espécies de uma classe, particularmente para aquelas com poucos indivíduos

coletados, mesmo quando se consideram os resultados obtidos desde o início do PMP-BS.

***Tabela 7.3-2** – Resultados estatísticos de HPAs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx) – de HPAs em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	47,6	-	47,6	47,6	47,6
		Indefinido	4	342	161	353	157	506
		Macho	1	368	-	368	368	368
	Fregata magnificens	Fêmea	2	91,6	36,2	91,5	65,9	117
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	124	-	124	124	124
	Larus dominicanus	Fêmea	11	176	91,3	152	52,1	349
		Indefinido	4	69,8	49,8	85,3	<LQ	108
		Macho	16	264	249	197	102	1146
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	671	-	671	671	671
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	162	127	162	72,6	253
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	139	116	188	<LQ	266
		Indefinido	4	58,7	19,5	55,7	41,9	81,7
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
		Indefinido	1	80,1	-	80,1	80,1	80,1
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	705	926	361	<LQ	1754
		Macho	1	90,5	-	90,5	90,5	90,5
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	137	-	137	137	137
	Pterodroma mollis	Macho	1	23,2	-	23,2	23,2	23,2
	Puffinus gravis	Indefinido	2	127	49,3	127	92,0	161
		Macho	2	756	723	756	245	1268
	Puffinus griseus	Indefinido	1	14,6	-	14,6	14,6	14,6
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	457	370	418	95,2	896
		Indefinido	17	128	99,0	126	4,46	305
		Macho	8	296	153	289	30,8	518
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	185	270	119	<LQ	2273
		Indefinido	123	123	203	75	<LQ	1559
		Macho	23	227	175	153	11,7	673
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	159	-	159	159	159
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	473	-	473	473	473

PÚBLICA

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	23,1	19,6	23,1	9,26	37,1
	Sterna hirundo	Indefinido	2	373	491	373	25,9	720
		Macho	1	10,8	-	10,8	10,8	10,8
	Sula leucogaster	Fêmea	3	107	85,9	93,4	30,0	200
		Macho	11	165	148	106	15,6	447
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	2464	-	2464	2464	2464
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	28,0	-	28,0	28,0	28,0
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	26,4	-	26,4	26,4	26,4
		Macho	1	16,4	-	16,4	16,4	16,4
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	349	302	349	134	563
		Macho	2	46,7	39,6	46,7	18,7	74,8
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	248	-	248	248	248
	Chelonia mydas	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	127	-	127	127	127
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	107	-	107	107	107
		Macho	1	168	-	168	168	168
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	415	529	214	32,0	1811
		Indefinido	1	259	-	259	259	259
		Macho	18	223	161	240	<LQ	558
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	112	57,4	95,5	40,2	195
		Macho	6	79,6	54,9	68,2	16,4	176,7
	Stenella frontalis	Fêmea	2	125	177	125	<LQ	250
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	466	-	466	466	466
	Tursiops truncatus	Macho	1	168	-	168	168	168
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	166	-	166	166	166
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	500	1,56	500	499	501
		Indefinido	9	425	631	178	<LQ	1792
		Macho	1	231	-	231	231	231
	Chelonia mydas	Fêmea	39	572	2250	128	<LQ	14,2
		Indefinido	125	330	954	147	<LQ	10,1
		Macho	16	94,2	72,0	88,7	<LQ	260
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	508	-	508	508	508
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	139	-	139	139	139

PÚBLICA

***Tabela 7.3-3** – Resultados estatísticos de HPAs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), de HPAs em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	36,9	1,77	36,9	35,6	38,1
		Indefinido	2	5,97	8,45	5,97	<LQ	11,9
		Macho	7	102	62,0	86,0	22,8	189,2
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	174	-	174	174	174
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	104	89,0	97,2	7,27	357
		Indefinido	8	92,6	61,1	70,6	30,0	212
		Macho	1	20,8	-	20,8	20,8	20,8
	Sula leucogaster	Macho	4	124	152	75,8	<LQ	344
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
		Macho	1	15,9	-	15,9	15,9	15,9
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	347	428	347	44,0	650
		Macho	1	68,4	-	68,4	68,4	68,4
	Larus dominicanus	Macho	1	19,3	-	19,3	19,3	19,3
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	43,1	-	43,1	43,1	43,1
		Macho	1	123	-	123	123	123
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	247	340	156	<LQ	1327
		Indefinido	1	223	-	223	223	223
		Macho	18	305	516	157	12,3	2100
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	84,9	101	50,9	15,3	339
		Macho	6	112	104	97,6	<LQ	300
	Stenella frontalis	Fêmea	2	157	222	157	<LQ	314
	Tursiops truncatus	Macho	1	104	-	104	104	104
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	22,9	-	22,9	22,9	22,9
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	1080	-	1080	1080	1080
		Indefinido	7	75,1	37,9	62,1	40,9	129
		Macho	1	247	-	247	247	247
	Chelonia mydas	Fêmea	22	199	230	91,9	<LQ	1050
		Indefinido	67	179	236	112	<LQ	1255
		Macho	11	53,2	53,0	45,0	<LQ	171
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	212	-	212	212	212

* a média foi calculada considerando o valor zero para amostras com resultados <LQ

No ano de referência de 2025, foram analisadas 4,04% mais amostras do que em 2024, totalizando 850 amostras. O perfil de HPAs observado nestas amostras foi dominado por compostos de dois anéis aromáticos, com predominância de naftaleno e seus congêneres alquilados. De fato, nas aves os perfis de HPA (**Figura 7.3-1**) foram predominantemente compostos por HPAs de dois e três anéis, cuja soma atingiu 100,0% no Litoral da Baía de Guanabara (85,5% de dois anéis e 14,5% de três anéis) e no Litoral Leste Fluminense (94,6% e 5,4%, respectivamente), além de 78,6% no Litoral Central Catarinense e 72,1% no Litoral Norte Paulista. Embora menos expressivos, os compostos de quatro anéis apresentaram participação relevante em algumas mesorregiões, como o Litoral Norte Catarinense (24,5%), o Litoral Sul Paulista (22,9%) e o Litoral Paranaense (22,3%). Já os HPAs de cinco anéis destacaram-se sobretudo no Litoral da Baía de Sepetiba (32,1%) e no Litoral Sul Paulista (28,6%), enquanto os de seis anéis tiveram contribuição apenas residual.

Nos mamíferos marinhos, a distribuição dos HPAs também foi majoritariamente marcada pela soma de compostos de dois e três anéis (**Figura 7.3-1**), com 100,0% no Litoral Leste Fluminense (94,6% de dois anéis e 5,4% de três anéis), 93,0% no Litoral Norte Catarinense, 85,7% no Litoral Norte Paulista, 84,9% no Litoral Central Catarinense e na Baía de Sepetiba, e 77,8% na Baía de Guanabara. Ainda assim, observou-se uma contribuição importante de compostos de maior massa molecular em algumas áreas, especialmente no Litoral Sul Paulista, onde os HPAs de cinco anéis representaram 28,9%; no Litoral Central Paulista, 19,8%; e no Litoral Paranaense, 18,4% de quatro anéis e 12,8% de cinco anéis.

Entre os répteis (**Figura 7.3-1**), o predomínio de HPAs de dois e três anéis também foi observado em algumas mesorregiões, atingindo 100,0% no Litoral Leste Fluminense (94,6% de dois anéis e 5,4% de três anéis) e 93,0% no Litoral Norte Catarinense (2,9% de dois anéis e 90,1% de três anéis). No entanto, esse grupo apresentou um perfil mais heterogêneo nas demais regiões. No Litoral Sul Paulista, por exemplo, os compostos de cinco anéis predominaram (35,1%), seguidos pelos de quatro anéis (21,1%), enquanto a soma de dois e três anéis correspondeu a 43,7%. Situação semelhante foi observada no Litoral

Norte Paulista e na Baía de Sepetiba, onde os HPAs de cinco anéis representaram 33,6% e 31,8%, respectivamente. Além disso, na Baía de Guanabara, os compostos de quatro anéis atingiram 37,0%, evidenciando maior contribuição de HPAs de maior massa molecular nesse grupo em comparação com aves e mamíferos. A **Tabela 7.3-4** apresenta, para cada composto individual de HPA, as concentrações em *Spheniscus magellanicus, Pontoporia blainvillei e Chelonia mydas* no ano de 2025.

Tabela 7.3-4 *– Concentrações individuais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em Spheniscus magellanicus, Pontoporia blainvillei e Chelonia mydas em amostras coletadas em 2025. Valores em ng g^{-1}, expressos como média ± desvio padrão, mediana, mínimo e máximo.*

Composto	Média ± DP			Mediana			Mínimo			Máximo		
	Spheniscus magellanicus	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*	*Spheniscus magellanicus*	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*	*Spheniscus magellanicus*	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*	*Spheniscus magellanicus*	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*
NAF	25,3 ± 32,7	51,9 ± 49,40	35,5 ± 46,5	16,7	39	22,8	<LQ	<LQ	<LQ	222	218	327
C1NAF	19,8 ± 29,5	52,9 ± 57,0	33,2 ± 53,2	12,3	44	16,5	<LQ	<LQ	<LQ	229	278	454
C2NAF	15,8 ± 27,9	21,2 ± 39,10	13,3 ± 27,1	4,92	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	232	170	267
C3NAF	4,54 ± 16,3	3,52 ± 7,86	3,53 ± 9,32	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	243	33,1	64,7
C4NAF	0,66 ± 4,06	1,48 ± 3,19	0,825 ± 3,160	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	60,1	12,2	35,7
ACENAFT	0,73 ± 2,21	2,18 ± 3,52	1,42 ± 3,040	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	10,3	8,96	10,7
ACE	2,59 ± 5,26	5,66 ± 5,06	3,62 ± 4,87	<LQ	4,5	2,44	<LQ	<LQ	<LQ	46,6	16,2	37,3
FLUOR	7,52 ± 43,9	41,4 ± 178,	4,45 ± 5,430	3,03	7,06	2,93	<LQ	<LQ	<LQ	710	1030	44
C1FLUOR	0,98 ± 3,26	9,35 ± 21,1	1,83 ± 6,46	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	20,6	77,1	71,9
C2FLUOR	3,60 ± 56,3	0,10 ± 0,52	2,69 ± 32,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	916	2,99	432
C3FLUOR	2,18 ± 33,5	<LQ ± <LQ	<LQ ± <LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	544	<LQ	<LQ
DBZ	1,27 ± 3,42	4,14 ± 8,04	10,3 ± 111	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	29,9	34,1	15
C1DBZ	0,051 ± 0,314	<LQ ± <LQ	0,205 ± 1,61	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	2,41	<LQ	14,7
C2DBZ	0,82 ± 3,02	<LQ ± <LQ	0,148 ± 1,99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	31,6	<LQ	26,8
C3DBZ	0,52 ± 1,54	<LQ ± <LQ	0,03 ± 0,442	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	6,83	<LQ	5,95

Composto	Média ± DP			Mediana			Mínimo			Máximo		
	Spheniscus magellanicus	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*	*Spheniscus magellanicus*	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*	*Spheniscus magellanicus*	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*	*Spheniscus magellanicus*	*Pontoporia blainvillei*	*Chelonia mydas*
FEN	15,2 ± 21,7	21,9 ± 42,90	85,0 ± 937,	10,1	<LQ	5,56	<LQ	<LQ	<LQ	231	204	126
ANT	2,36 ± 4,37	11,8 ± 19,80	3,61 ± 8,68	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	38,2	74,3	81,8
C1FEN	8,42 ± 14,6	13,5 ± 27,60	8,59 ± 14,	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	98,7	121	54,5
C2FEN	1,8 ± 4,8	4,87 ± 12,10	1,87 ± 6,69	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	29,3	53,3	48,7
C3FEN	0,43 ± 1,26	1,43 ± 8,23	0,321 ± 1,96	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	6,62	47,3	15,9
C4FEN	1,88 ± 30,6	<LQ ± <LQ	<LQ ± <LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	498	<LQ	<LQ
FLUORA	9,93 ± 57,1	10,2 ± 16,20	17,2 ± 71,4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	813	55,5	759
PIR	9,96 ± 31,7	19,4 ± 30,1	32,8 ± 140,	3,42	14,8	3,34	<LQ	<LQ	<LQ	357	130	1110
C1PIR	2,06 ± 10,2	5,85 ± 10,7	3,08 ± 6,64	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	154	41,8	32,5
C2PIR	0,267 ± 1,22	1,86 ± 5,23	0,904 ± 2,83	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	10,4	26,8	17,4
BzA(ANT)	1,81 ± 8,110	4,73 ± 7,46	1,89 ± 5,92	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	126	30,4	67,3
CRIS	1,47 ± 10,1	1,6 ± 3,48	1,07 ± 2,75	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	161	11,4	12,8
C1CRIS	0,204 ± 2,34	0,356 ± 1,01	0,255 ± 1,630	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	27,4	4,03	14,5
C2CRIS	0,813 ± 6,01	0,442 ± 2,54	0,66 ± 5,46	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	90,3	14,6	61,1
BzB	2,53 ± 6,43	3,6 ± 7,45	4,32 ± 12,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	66,6	30,4	144
BzK	6,64 ± 52,2	2,41 ± 4,98	19,6 ± 111,	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	724	15,2	970
BzE	3,07 ± 7,460	2,02 ± 4,37	2,88 ± 6,76	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	75,4	12,3	41,2
BzAPIR	3,21 ± 5,31	3,1 ± 6,05	2,79 ± 6,26	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	23,7	20	47,7
PER	0,172 ± 1,61	0,6 ± 1,71	56,4 ± 705,	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	22,8	7,1	9480
IND	0,424 ± 3,86	0,604 ± 2,47	1,47 ± 10,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	57,2	12	129
DBZ(ah)	0,337 ± 2,39	<LQ ± <LQ	1,62 ± 15,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	30,8	<LQ	170
BZ(ghi)	0,659 ± 8,47	2,12 ± 4,78	2,53 ± 17,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	136	14,4	220

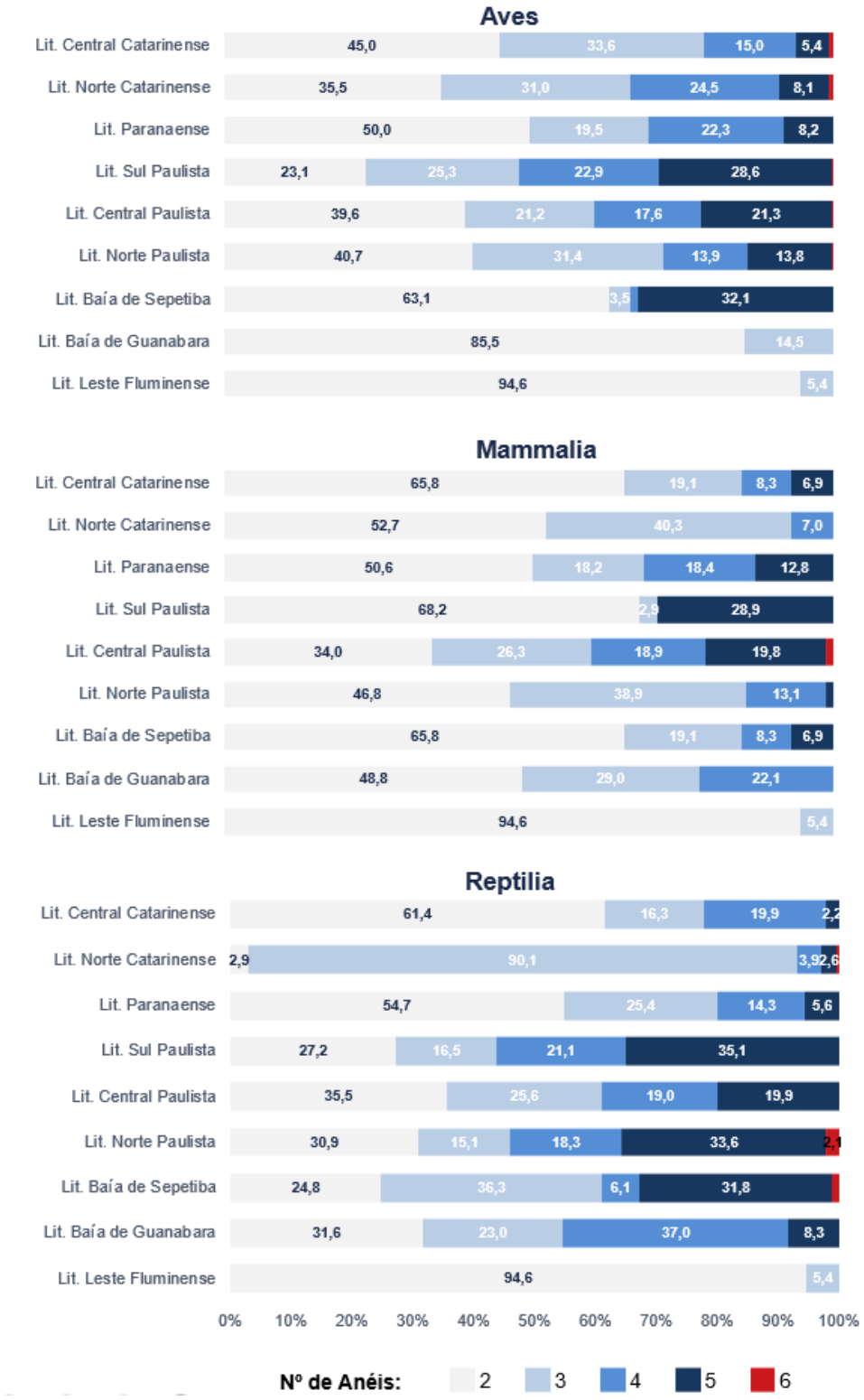


Figura 7.3-1 *– Distribuição percentual dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) por número de anéis nas três classes de tetrápodes (Aves, Mamíferos Marinhos e Répteis) analisadas nas diferentes mesorregiões costeiras do PMP-BS em 2025.*

Aves Marinhas – Tecido hepático (TCH)

Entre as espécies de aves representadas por apenas uma amostra no conjunto de dados de 2025 (**Tabela 7.3-2**), foram registrados valores pontuais de Σ37HPAs para *Thalassarche chlororhynchos* (2464 ng g^{-1}, peso úmido, pu), *Oceanites oceanicus* (671,8 ng g^{-1}) e *Stercorarius parasiticus* (473,1 ng g^{-1}). Também foram registradas amostras únicas de *Stercorarius maccormicki* (159,3 ng g^{-1}), *Pterodroma incerta* (137,3 ng g^{-1}), *Fulmarus glacialoides* (124,3 ng g^{-1}), *Thalassarche melanophris* (28,03 ng g^{-1}), *Pterodroma mollis* (23,2 ng g^{-1}) e *Puffinus griseus* (14,69 ng g^{-1}). Embora algumas dessas concentrações sejam relativamente elevadas, a ocorrência de apenas um indivíduo por espécie impede interpretações mais robustas sobre o padrão de contaminação.

A espécie com maior número de amostras analisadas entre as aves foi *Spheniscus magellanicus* (pinguim-de-Magalhães), com 264 indivíduos no total (n = 118 fêmeas, 23 machos e 123 indivíduos de sexo indefinido). As concentrações medianas de Σ37HPAs foram de 119,6 ng g^{-1} (peso úmido) para fêmeas, 153,1 ng g^{-1} para machos e 75,0 ng g^{-1} para indivíduos de sexo indefinido. Além do elevado número amostral, a espécie apresentou ampla variação nas concentrações, com valores entre <LQ e 2273 ng g^{-1} nas fêmeas, entre 11,76 e 673,8 ng g^{-1} nos machos e <LQ e 1559 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido. Os desvios-padrão também foram elevados (270,8, 175,2 e 203,5, respectivamente), indicando variabilidade interindividual expressiva (**Tabela 7.3-2**).

A distribuição dos compostos individuais de HPAs nos tecidos analisados, apresentada na **Figura 7.3-2**, evidencia a predominância de compostos de baixo peso molecular, principalmente aqueles com dois e três anéis aromáticos, como naftaleno e seus derivados alquilados, embora também sejam observadas contribuições de compostos de maior massa molecular, indicando a diversidade de compostos detectados na espécie.

Outra espécie que merece destaque é a *Procellaria aequinoctialis*, cujos indivíduos de sexo indefinido (n = 3) apresentaram mediana de 361,9 ng g^{-1},

com valores variando de <LQ a 1754 ng g^{-1}, enquanto o único macho analisado apresentou 90,56 ng g^{-1}. Entre as demais aves com medianas relativamente elevadas, destacam-se *Puffinus gravis* (machos, n = 2; mediana de 756,7 ng g^{-1}), *Puffinus puffinus* (fêmeas, n = 4; 418,5 ng g^{-1}; machos, n = 8; 289,5 ng g^{-1}), *Calonectris diomedea borealis* (sexo indefinido, n = 4; 353,8 ng g^{-1}) e *Larus dominicanus* (machos, n = 16; 197,0 ng g^{-1}; fêmeas, n = 11; 152,1 ng g^{-1}). Em contrapartida, algumas categorias apresentaram concentrações muito baixas ou inferiores ao limite de quantificação, evidenciando grande heterogeneidade entre espécies e entre os grupos sexuais.

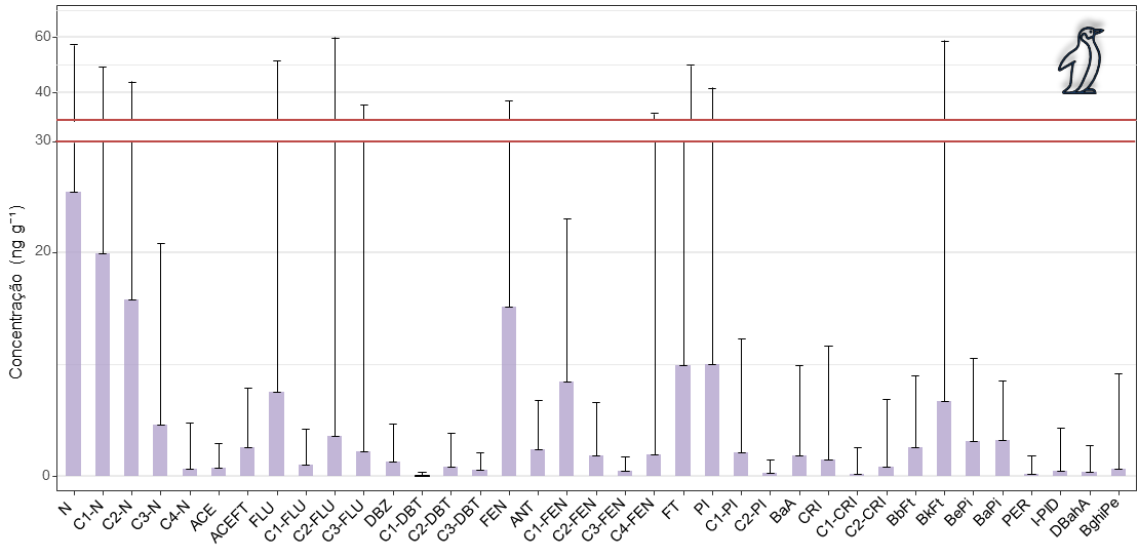


***Figura 7.3-2** – Histograma da ocorrência de HPAs no TCH dos 284 indivíduos de Spheniscus magellanicus (pinguim-de-Magalhães) analisados em 2025 pelo PMP-BS.*

Aves Marinhas – Tecido adiposo (TCA)

Apenas cinco espécies de aves marinhas tiveram TCA coletado e analisado (**Tabela 7.3-3**). Entre elas, *Spheniscus magellanicus* foi a espécie com maior representatividade amostral e apresentou as medianas mais elevadas entre os grupos com mais de uma amostra, com 97,23 ng g^{-1} para fêmeas (n = 13) e 70,6 ng g^{-1} para indivíduos de sexo indefinido (n = 8). O único macho analisado apresentou 20,84 ng g^{-1}. Além disso, o maior valor registrado entre as aves nesta matriz foi observado em uma fêmea de *S. magellanicus*, atingindo 357,5 ng g^{-1}.

PÚBLICA

Em *Larus dominicanus*, as medianas de Σ37HPAs em TCA foram de 36,92 ng g^{-1} para fêmeas (n = 2), 86,01 ng g^{-1} para machos (n = 7) e 5,98 ng g^{-1} para indivíduos de sexo indefinido (n = 2). Já Sula leucogaster apresentou apenas machos analisados (n = 4), com mediana de 75,83 ng g^{-1} e amplitude de < LQ a 344,4 ng g^{-1}. As demais espécies apresentaram baixa representatividade amostral. Em *Nannopterum brasilianum*, foi analisada apenas uma fêmea, com concentração de 174,6 ng g^{-1}. Em *Tringa melanoleuca*, a única fêmea apresentou concentração < LQ, enquanto o único macho apresentou 15,9 ng g^{-1}. Assim, embora algumas dessas espécies tenham apresentado valores pontuais relativamente elevados, o reduzido número de amostras limita interpretações mais robustas sobre o padrão de contaminação em TCA (**Tabela 7.3-3**).

Mamíferos Marinhos – Tecido hepático (TCH)

Entre os mamíferos marinhos, as maiores medianas de Σ37HPAs no tecido hepático (TCH, **Tabela 7.3-2**), considerando grupos com mais de um indivíduo, foram observadas em *Arctocephalus australis* e *Pontoporia blainvillei*. Em *A. australis*, as fêmeas (n = 2) apresentaram a maior mediana entre os grupos com mais de um indivíduo: 349,2 ng g^{-1} (peso úmido), com valores variando de 134,9 a 563,4 ng g^{-1}, enquanto os machos (n = 2) apresentaram mediana de 46,78 ng g^{-1}. Para *A. tropicalis*, foi analisado um único macho, com concentração de 248,2 ng g^{-1}. Em *Stenella frontalis*, as duas fêmeas analisadas apresentaram mediana de 125,4 ng g^{-1}, variando de <LQ a 250,8 ng g^{-1}.

A espécie *Pontoporia blainvillei* (toninha), com maior número de indivíduos analisados entre os mamíferos marinhos da tabela (n = 33; 14 fêmeas, 18 machos e um de sexo indefinido), apresentou medianas de 214,9 ng g^{-1} para fêmeas, 240,1 ng g^{-1} para machos e concentração de 259,3 ng g^{-1} para o indivíduo de sexo indefinido. As amplitudes também foram expressivas, variando de 32,02 a 1811 ng g^{-1} nas fêmeas e de <LQ a 558,8 ng g^{-1} nos machos, indicando elevada variabilidade interindividual. Adicionalmente, a distribuição dos diferentes compostos de HPAs nos indivíduos de *P. blainvillei*,

apresentada na **Figura 7.3-3,** evidencia predominância de compostos de menor peso molecular, especialmente aqueles com dois e três anéis aromáticos, como naftaleno e seus homólogos alquilados, embora também sejam observadas contribuições de compostos de maior massa molecular, refletindo a diversidade de compostos detectados nas amostras analisadas.

Já *Sotalia guianensis* (*boto-cinza*) apresentou medianas mais baixas, de 95,56 ng g^{-1} para fêmeas (n = 10) e 68,22 ng g^{-1} para machos (n = 6), com valores máximos de 195,3 e 176,7 ng g^{-1}, respectivamente. Para *Megaptera novaeangliae*, os únicos indivíduos analisados apresentaram 107,1 ng g^{-1} na fêmea e 168,8 ng g^{-1} no macho. De modo semelhante, foram registrados valores únicos de 168,2 ng g^{-1} para *Tursiops truncatus* (macho) e 166,8 ng g^{-1} para *Tursiops truncatus gephyreus* (fêmea).

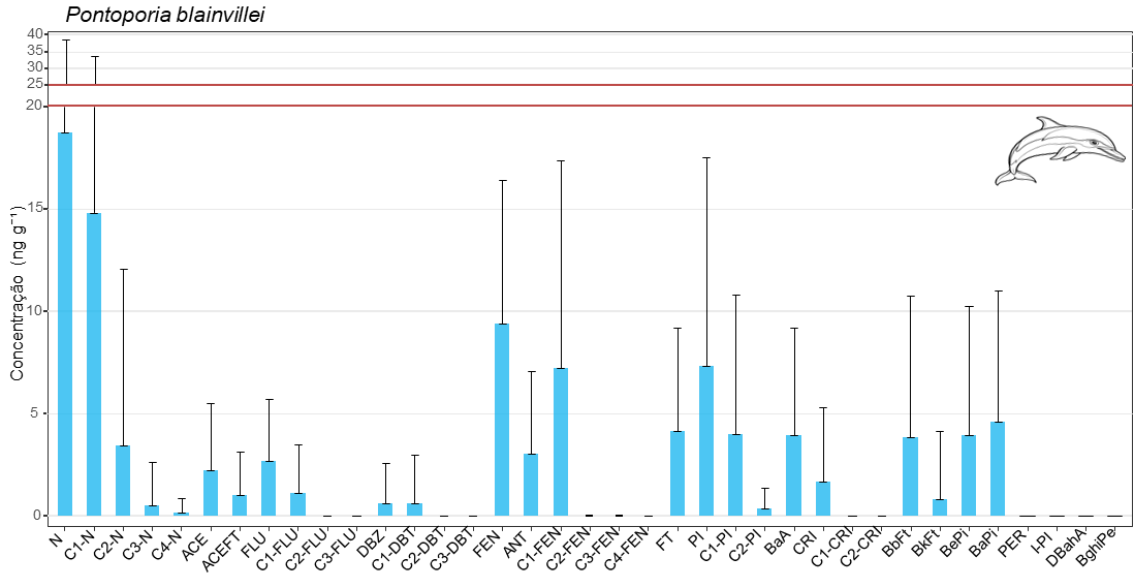


***Figura 7.3-3**. Histograma de ocorrência de HPAs no TCH para o conjunto de três indivíduos de Pontoporia blainvillei entre os 66 amostras coletadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Mamíferos Marinhos – Tecido adiposo (TCA)

As amostras de tecido adiposo foram obtidas de sete espécies de mamíferos marinhos, totalizando 58 amostras analisadas. A espécie com maior número de amostras foi *Pontoporia blainvillei* (n = 33), seguida de *Sotalia guianensis* (n = 16) e *Arctocephalus australis* (n = 3). Em *P. blainvillei*, as

PÚBLICA

medianas de Σ37HPAs foram bastante próximas entre os sexos, com 156,2 ng g^{-1} para fêmeas (n = 14) e 157,7 ng g^{-1} para machos (n = 18), enquanto o único indivíduo de sexo indefinido apresentou concentração de 223,5 ng g^{-1}. A variabilidade nas concentrações foi elevada, com valores de <LQ a 1327 ng g^{-1} nas fêmeas e de 12,3 a 2100 ng g^{-1} nos machos (**Tabela 7.3-3**).

Para *Sotalia guianensis*, a mediana foi de 50,91 ng g^{-1} nas fêmeas (n = 10), com valores entre 15,33 e 339,7 ng g^{-1}, enquanto os machos (n = 6) apresentaram mediana de 97,68 ng g^{-1}, variando de <LQ a 300,3 ng g^{-1}. Já *Stenella frontalis* foi representada por duas fêmeas, com mediana de 157,4 ng g^{-1} e valores entre < LQ e 314,9 ng g^{-1}.

Entre as espécies com baixa representatividade amostral, *Arctocephalus australis* apresentou mediana de 347 ng g^{-1} nas fêmeas (n = 2), com valores entre 44,03 e 650 ng g^{-1}, enquanto o único macho analisado apresentou concentração de 68,4 ng g^{-1}. Em *Megaptera novaeangliae*, foram observadas concentrações de 43,11 ng g^{-1} na única fêmea e 123 ng g^{-1} no único macho. Também houve apenas uma amostra de *Tursiops truncatus* (104,4 ng g^{-1}, macho) e de *Tursiops truncatus gephyreus* (22,97 ng g^{-1}, fêmea). Assim, embora algumas espécies tenham apresentado valores pontuais relativamente elevados, a interpretação desses resultados deve ser feita com cautela quando o tamanho amostral é reduzido (**Tabela 7.3-3**).

Tartarugas-marinhas – Tecido hepático (TCH)

Nesta classe, apenas duas espécies de tartarugas marinhas apresentaram número mais representativo de amostras de tecido hepático (TCH) analisadas: Chelonia mydas (n = 180) e Caretta caretta (n = 12). As demais espécies registradas na **Tabela 7.3-2**, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*, apresentaram apenas uma amostra cada.

A espécie *Chelonia mydas* apresentou o maior número de amostras analisadas (n = 180), distribuídas entre 39 fêmeas, 16 machos e 125 indivíduos de sexo indefinido. As medianas de Σ37HPAs foram de 128,6 ng g^{-1} nas fêmeas, 88,78 ng g^{-1} nos machos e 147,5 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido. Além do maior n amostral, *C. mydas* apresentou ampla variação nas

concentrações, com valores entre <LQ e 14.170 ng g^{-1} nas fêmeas, entre <LQ e 260,7 ng g^{-1} nos machos e entre <LQ e 10.110 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido. O maior valor observado entre os répteis foi registrado em fêmeas de *C. mydas*, evidenciando elevada variabilidade interindividual nessa espécie

Para *Caretta caretta*, as fêmeas (n = 2) apresentaram mediana de 500,3 ng g^{-1} para Σ37HPAs, com valores entre 499,2 e 501,4 ng g^{-1}. Os indivíduos de sexo indefinido (n = 9) apresentaram mediana de 178,7 ng g^{-1}, com ampla variação, de <LQ a 1792 ng g^{-1}, enquanto o único macho analisado apresentou concentração de 231,1 ng g^{-1}. Assim, embora *C. caretta* tenha apresentado medianas relativamente elevadas, especialmente entre as fêmeas, o baixo número de indivíduos em algumas categorias sexuais limita comparações mais robustas com *C. mydas*. As espécies com baixa representatividade amostral (*Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivácea*) apresentaram apenas um indivíduo cada, o que impede inferências consistentes sobre o padrão de contaminação. O perfil de HPAs no tecido hepático de *Chelonia mydas* é caracterizado pela predominância de compostos de baixo peso molecular, especialmente aqueles do grupo dos naftalenos e seus homólogos alquilados, além de outros compostos de dois e três anéis aromáticos (**Figura 7.3-4**). Compostos de maior massa molecular, com quatro ou mais anéis, também foram detectados, porém em menor proporção e com maior variabilidade entre as amostras.

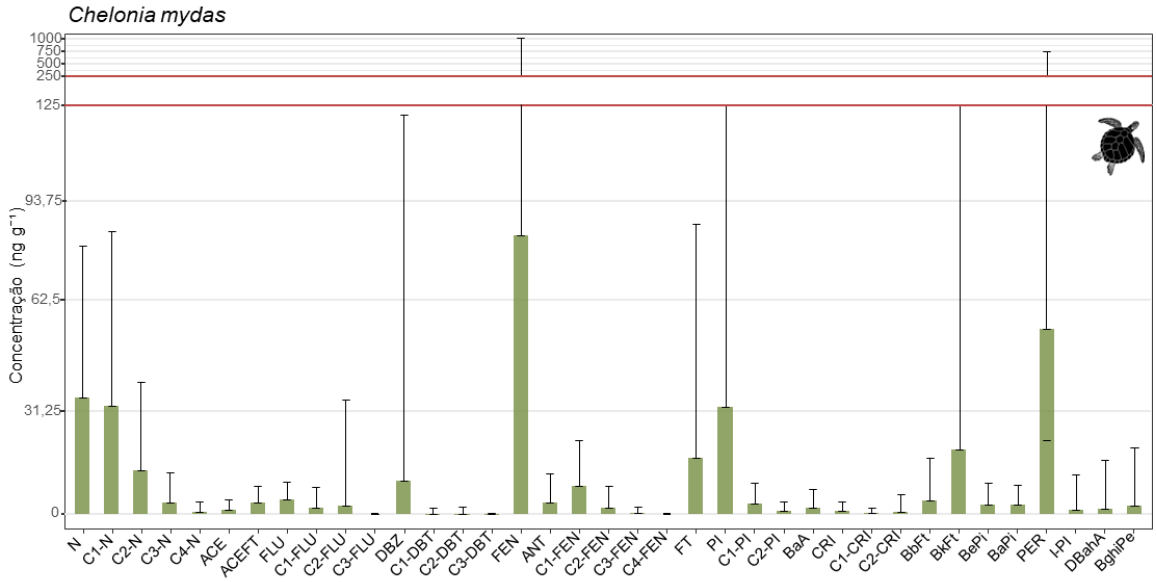


***Figura 7.3-4** – Histograma de ocorrência de HPAs no TCH para 186 amostras de Chelonia mydas (tartaruga-verde) coletadas entre setembro e dezembro de 2025 pelo PMP-BS.*

De forma geral, a distribuição de HPAs nos três grupos de tetrápodes analisados é caracterizada pela predominância de compostos de baixo peso molecular (dois e três anéis aromáticos), padrão consistente entre aves, mamíferos e répteis. Apesar desse padrão comum, os grupos diferem na intensidade da contribuição de compostos de maior massa molecular (quatro a seis anéis). Répteis (*Chelonia mydas*) apresentam o perfil mais leve, com menor participação relativa desses compostos; aves exibem um padrão intermediário; e mamíferos marinhos apresentam a maior contribuição relativa de HPAs pesados entre os três grupos.

Essas diferenças não indicam padrões distintos de contaminação, mas variações na proporção relativa dos compostos detectados entre os grupos, possivelmente associadas a diferenças de bioacumulação, biotransformação e ecologia alimentar, que influenciam a retenção e o perfil dos HPAs nos tecidos

Tartarugas-marinhas – Tecido adiposo (TCA)

Foram analisadas amostras de tecido adiposo (TCA) de três espécies de répteis marinhos (**Tabela 7.3-3**): *Caretta caretta* (n = 9), *Chelonia mydas* (n = 100) e *Lepidochelys olivacea* (n = 1). Em *Caretta caretta*, houve uma fêmea, um macho e sete indivíduos de sexo indefinido. A única fêmea apresentou

concentração de 1080 ng g^{-1}, enquanto o único macho apresentou 247,3 ng g^{-1}. Para os indivíduos de sexo indefinido, a mediana foi de 62,12 ng g^{-1}, com valores variando de 40,97 a 129,5 ng g^{-1}. Assim, embora a maior concentração tenha sido observada na única fêmea analisada, o baixo número amostral por sexo impede comparações consistentes e robustas entre os grupos.

Para *Chelonia mydas*, espécie com maior número de amostras em TCA, foram analisados 100 indivíduos, sendo 22 fêmeas, 11 machos e 67 de sexo indefinido. As medianas de Σ37HPAs foram de 91,92 ng g^{-1} para fêmeas, 45,01 ng g^{-1} para machos e 112,9 ng g^{-1} para indivíduos de sexo indefinido. As amplitudes foram elevadas, variando de <LQ a 1050 ng g^{-1} nas fêmeas, < LQ a 171,3 ng g^{-1} nos machos e <LQ a 1255 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido indicando alta variabilidade entre as amostras. A única amostra de *Lepidochelys olivacea* correspondeu a um macho, com concentração de 212,5 ng g^{-1}, sendo este valor representativo de todas as estatísticas descritivas para a espécie. Assim, a interpretação desse resultado deve ser feita com cautela, por se tratar de um único indivíduo (peso úmido; **Tabela 7.3-3**).

7.3.2 PCB e PBDE

Os resultados são apresentados de forma resumida (estatística básica) para bifenilas policloradas (PCBs) na **Tabela 7.3-4** (TCH) e (TCA), e para éteres difenilos polibromados (PBDEs) na **Tabela 7.3-6** (TCH) e (TCA). As informações básicas sobre número de amostras por tecido para as espécies de tetrápodes, o período e mesorregião nos quais as amostras foram coletadas já foram apresentadas na seção 7.2.4, não sendo aqui repetidos.

PCBs em Aves, Mamíferos e Tartarugas-marinhas

As concentrações de ΣPCBs (26 congêneres) em aves marinhas exibiram padrões distintos entre TCH e TCA, com ampla variabilidade entre espécies e categorias sexuais (**Tabela 7.3-4**). No TCH, muitas medianas permaneceram abaixo do limite de quantificação, inclusive em *Spheniscus magellanicus* (<LQ nos indivíduos de sexo indefinido, 30,06 ng g^{-1} nas fêmeas e 29,45 ng g^{-1} nos

machos), *Larus dominicanus* (<LQ em fêmeas e machos) e *Sula leucogaster* (<LQ nas fêmeas). Entre os grupos com mediana quantificável (> LQ) e mais de uma amostra, destacaram-se *Fregata magnificens* (fêmeas: 64,38 ng g^{-1}), *Procellaria aequinoctialis* (sexo indefinido: 57,41 ng g^{-1}), *Puffinus puffinus* (machos: 80,9 ng g^{-1}) e *Puffinus gravis* (machos: 338,9 ng g^{-1}) (**Tabela**). Registros isolados também apresentaram valores elevados, como *Calonectris diomedea borealis* (macho: 1.581 ng g^{-1}) e *Pterodroma incerta* (fêmea: 438,6 ng g^{-1}), porém a interpretação desses resultados deve considerar o reduzido número de amostras. Em TCA, valores elevados foram observados em algumas espécies com baixa representatividade amostral, como *Nannopterum brasilianum* (fêmea, 1.058 ng g^{-1}; n = 1) e *Larus dominicanus* (fêmeas: 464,5 ng g^{-1}). Já em *Spheniscus magellanicus*, indivíduos de sexo indefinido apresentaram medianas superiores às fêmeas (185,7 e 111,4 ng g^{-1}, respectivamente), enquanto o único macho apresentou concentração de 67,06 ng g^{-1}. No entanto, as diferenças entre os grupos devem ser interpretadas com cautela, devido à variação no tamanho amostral (**Tabela 7.3-5**).

Entre os mamíferos marinhos, as concentrações de ΣPCBs em TCH foram, em geral, baixas quando comparadas ao TCA, embora *Arctocephalus australis* ainda tenha apresentado medianas relativamente elevadas (198,8 ng g^{-1} nas fêmeas e 492,1 ng g^{-1} nos machos). Em *Sotalia guianensis*, as medianas no fígado foram de 20,34 ng g^{-1} nas fêmeas e 39,3 ng g^{-1} nos machos (**Tabela 7.3-4**).

De forma geral, observa-se maior acúmulo de PCBs no tecido adiposo em relação ao tecido hepático. Adicionalmente, foram identificadas inconsistências em valores previamente reportados: o valor de 12330 ng g^{-1} para um macho de *S. guianensis* não é confirmado pela tabela, sendo o máximo correto de 8366 ng g^{-1} em TCA. Da mesma forma, para *A. australis* fêmea em TCH, o valor máximo correto é 397,5 ng g^{-1} (**Tabela 7.3-4**).

No caso das tartarugas marinhas, as medianas de ΣPCBs foram predominantemente inferiores ao limite de quantificação (LQ), tanto para TCH quanto para TCA, embora sejam observadas ocorrências pontuais com concentrações elevadas.

Em TCH, todas as subclasses de *Chelonia mydas* apresentaram medianas <LQ, com valores máximos de 3099 ng g^{-1} nas fêmeas, 524,6 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido e 7701 ng g^{-1} nos machos. Em *Caretta caretta*, as fêmeas e os indivíduos de sexo indefinido também apresentaram mediana <LQ, enquanto o único macho registrou 212,3 ng g^{-1}.

Em TCA, *C. mydas* apresentou mediana de 8,06 ng g^{-1} nas fêmeas e <LQ nos machos e indivíduos de sexo indefinido. Para *C. caretta*, as fêmeas e os indivíduos de sexo indefinido apresentaram mediana <LQ, enquanto o único macho registrou 486,5 ng g^{-1}. *Lepidochelys olivacea* apresentou um único macho com 5,2 ng g^{-1} em TCA.

Tabela 7.3-4 *– Resultados estatísticos de PCBs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de* amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de PCBs em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	43,2	46,1	43,6	<LQ	85,7
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	1581	-	1581	1581	1581
	Fregata magnificens	Fêmea	2	64,3	85,3	64,3	4,02	124
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Fêmea	11	14,7	40,3	<LQ	<LQ	133
	Larus dominicanus	Indefinido	4	15,0	16,2	7,36	6,06	39,3
	Larus dominicanus	Macho	16	17,3	39,8	<LQ	<LQ	119
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	213	-	213	213	213
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	110	152	<LQ	<LQ	291
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	36,7	69,6	2,88	<LQ	141
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	2,84	-	2,84	2,84	2,84
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	4,81	-	4,81	4,81	4,81
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	67,6	73,3	57,4	<LQ	145
	Procellaria aequinoctialis	Macho	1	1,4	-	1,4	1,4	1,4
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	438	-	438	438	438
	Pterodroma mollis	Macho	1	13,2	-	13,2	13,2	13,2
	Puffinus gravis	Indefinido	2	124	176	124	<LQ	249
	Puffinus gravis	Macho	2	338	479	338	<LQ	677
	Puffinus griseus	Indefinido	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	73,6	61,4	46,3	36,5	165
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	107	305	17,9	<LQ	1276
	Puffinus puffinus	Macho	8	141	218	80,9	11,7	669
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	225	837	30,0	<LQ	7987
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	13,4	45,2	<LQ	<LQ	255
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	80,1	101	29,4	<LQ	345
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	208	-	208	208	208
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	25,1	-	25,1	25,1	25,1
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	1,21	1,71	1,21	<LQ	2,42

PÚBLICA

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundo	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundo	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Fêmea	3	294	509	<LQ	<LQ	882
	Sula leucogaster	Macho	11	85,6	127	44,7	<LQ	420
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	2,64	-	2,64	2,64	2,64
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	198	281	198	0	397
	Arctocephalus australis	Macho	2	492	197	492	352	631
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	19,5	-	19,5	19,5	19,5
	Chelonia mydas	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	70,2	146	10,6	<LQ	447
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	20,1		20,1	20,1	20,1
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	43,9	70,8	7,79	<LQ	262
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	76,9	159	20,3	<LQ	523
	Sotalia guianensis	Macho	6	1100	2245	39,3	<LQ	5629
	Stenella frontalis	Fêmea	2	24,3	34,3	24,3	<LQ	48,6
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	532	-	532	532	532
	Tursiops truncatus	Macho	1	44,9	-	44,9	44,9	44,9
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	2,04	5,39	<LQ	<LQ	16,3
	Caretta caretta	Macho	1	212	-	212	212	212
	Chelonia mydas	Fêmea	39	184	535	<LQ	<LQ	3099
	Chelonia mydas	Indefinido	125	23,2	81,0	<LQ	<LQ	524
	Chelonia mydas	Macho	16	551	1915	<LQ	<LQ	7701
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	4,27	-	4,27	4,27	4,27
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-5 – *Resultados estatísticos de PCBs – média*, *desvio-padrão* (*DP*), *mínimo* (*Mín*), *máximo* (*Máx*), *1º quartil* (*Q1*), *3º quartil* (*Q3*) e *percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) – *de PCBs em TCA para as amostras de Aves*, *Mammalia* e *Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS*.

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	464	656	464	<LQ	929
	Larus dominicanus	Indefinido	2	166	188	166	33,4	299
	Larus dominicanus	Macho	7	188	478	7,01	<LQ	1272
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	1058	-	1058	1058	1058
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	264	353	111	<LQ	1253
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	271	239	185	82,1	799
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	67	-	67	67	67
	Sula leucogaster	Macho	4	317	201	369	35,9	496
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	34,2	-	34,3	34,2	34,2
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	1081	74,2	1081	1029	1134
	Arctocephalus australis	Macho	1	736	-	736	736	736
	Larus dominicanus	Macho	1	36,8	-	36,8	36,8	36,8

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	158	175	101	<LQ	522
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	28	-	28	28	28
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	208	243	65,9	<LQ	725
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	445	566	211	<LQ	1491
	Sotalia guianensis	Macho	6	2038	3265	545	<LQ	8366
	Stenella frontalis	Fêmea	2	1504	2127	1504	<LQ	3007
	Tursiops truncatus	Macho	1	106	-	106	106	106
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	406	-	406	406	406
	Caretta caretta	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	19,1	49,7	<LQ	<LQ	131
	Caretta caretta	Macho	1	486	-	486	486	486
Reptilia	*Chelonia mydas*	Fêmea	22	406	1272	8,06	<LQ	5938
	Chelonia mydas	Indefinido	67	19,9	48,8	<LQ	<LQ	265
	Chelonia mydas	Macho	11	153	345	<LQ	<LQ	993
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	5,2	-	5,2	5,2	5,2

PBDEs em Aves, Mamíferos e Tartarugas-marinhas

Foram analisadas no período de referência 640 amostras de TCH (**Tabela 7.3-6**) e 210 de TCA (**Tabela 7.3-7**) para as três classes de animais, aves, mamíferos e répteis.

Entre as aves, *Spheniscus magellanicus* foi a espécie com maior representatividade amostral e apresentou a maior amplitude de concentrações em TCH, com máximos de 2586 ng g^{-1} nas fêmeas, 4493 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido e 378,6 ng g^{-1} nos machos; ainda assim, as medianas permaneceram <LQ em todos os grupos.

Puffinus puffinus destacou-se por apresentar mediana quantificável nas fêmeas (85,96 ng g^{-1}; máximo de 448,7 ng g^{-1}), enquanto *Procellaria aequinoctialis* apresentou valores elevados para indivíduos de sexo indefinido (máximo de 766,2 ng g^{-1}), embora com mediana <LQ. Registros isolados expressivos também foram observados em Calonectris diomedea borealis (macho, 86,66 ng g^{-1}), *Phimosus infuscatus* (fêmea, 88,27 ng g^{-1}) e *Oceanites oceanicus* (81,92 ng g^{-1}).

Em TCA, os maiores valores medianos entre os grupos com mediana quantificável ocorreram em *Larus dominicanus* de sexo indefinido (283,7 ng g^{-}

^{1}) e em *Sula leucogaster* machos (30,02 ng g^{-1}); em *Spheniscus magellanicus*, a mediana foi de 2,49 ng g^{-1} nas fêmeas e <LQ nos demais grupos.

Nos mamíferos marinhos, as concentrações de PBDEs em TCH foram, em geral, baixas ou inferiores ao limite de quantificação (<LQ). Em *Pontoporia blainvillei*, tanto fêmeas quanto machos apresentaram mediana <LQ, apesar de máximos de 284,6 e 186,7 ng g^{-1}, respectivamente. Em *Sotalia guianensis*, as fêmeas também apresentaram mediana <LQ no TCH, enquanto os machos permaneceram inteiramente abaixo do LQ nesse tecido.

No TCA, por outro lado, observaram-se valores mais elevados em algumas espécies: machos de *S. guianensis* apresentaram mediana de 91,52 ng g^{-1}; *Stenella frontalis* fêmeas atingiram 156,8 ng g^{-1}; *Arctocephalus australis* machos apresentaram 379,6 ng $g^{-1;}$ e *Pontoporia blainvillei* machos 16,6 ng g^{-1}.

De forma geral, esse contraste indica que, em parte dos mamíferos marinhos, o tecido adiposo tende a concentrar maiores quantidades de PBDEs, embora ainda em níveis inferiores aos observados para os PCBs.

Entre os répteis marinhos, as concentrações de PBDEs foram majoritariamente não quantificáveis em ambos os tecidos. Em *Chelonia mydas*, todas as subclasses apresentaram medianas <LQ no TCH, embora valores máximos tenham chegado a 231 ng g^{-1} nas fêmeas, 379,4 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido e 622,1 ng g^{-1} nos machos. No TCA, o padrão foi semelhante, com medianas <LQ em todas as categorias, ainda que o valor máximo tenha alcançado 2501 ng g^{-1} nos indivíduos de sexo indefinido.

Em *Caretta caretta*, as medianas permaneceram <LQ em ambos os tecidos para fêmeas e indivíduos de sexo indefinido, enquanto o único macho registrou 21,58 ng g^{-1} no TCA. *Eretmochelys imbricata* apresentou uma ocorrência pontual de 75,03 ng g^{-1} no TCH, e *Lepidochelys olivacea* registrou 5,02 ng g^{-1} no TCA.

Em conjunto, os dados indicam baixa frequência de detecções quantificáveis, com valores elevados restritos a ocorrências pontuais, evidenciando que os PBDEs estiveram presentes de forma mais esparsa e, em geral, em menores concentrações do que os PCBs nas tartarugas marinhas analisadas.

Tabela 7.3-6 *– Resultados estatísticos de PBDEs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx) de PBDEs em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Calonectris diomedea borealis	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	86,6	-	86,6	86,6	86,6
	Fregata magnificens	Fêmea	2	6,45	9,12	6,45	<LQ	12,9
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Fêmea	11	2,7	8,95	<LQ	<LQ	29,7
	Larus dominicanus	Indefinido	4	11,9	23,8	<LQ	<LQ	47,6
	Larus dominicanus	Macho	16	12,0	35,9	<LQ	<LQ	140
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	81,9	-	81,9	81,9	81,9
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	14,5	23,7	<LQ	<LQ	54,7
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	1,28	2,56	<LQ	<LQ	5,12
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	88,2	-	88,2	88,2	88,2
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	255	442	<LQ	<LQ	766
Aves	*Procellaria aequinoctialis*	Macho	1	34,4	-	34,4	34,4	34,4
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma mollis	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Indefinido	2	44,3	62,7	44,3	<LQ	88,7
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	155	211	85,9	<LQ	448
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	97,4	390	<LQ	<LQ	1612
	Puffinus puffinus	Macho	8	28,4	80,3	<LQ	<LQ	227
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	58,8	265	<LQ	<LQ	2586
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	45,8	406	<LQ	<LQ	4493
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	40,5	101	<LQ	<LQ	378
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	30,0	-	30,0	30,0	30,0
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	5,24	-	5,24	5,24	5,24
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundo	Indefinido	2	47,6	67,3	47,6	<LQ	95,2

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundo	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Fêmea	3	27,9	48,4	<LQ	<LQ	83,9
	Sula leucogaster	Macho	11	9,23	14,4	<LQ	<LQ	37,2
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	94,7	-	94,7	94,7	94,7
	Chelonia mydas	Indefinido	1	827	-	827	827	827
	Larus dominicanus	Macho	1	0	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	0	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	0	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	52,1	100	<LQ	<LQ	284
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	0	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	23,9	59,9	<LQ	<LQ	186
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	2,97	9,39	<LQ	<LQ	29,7
	Sotalia guianensis	Macho	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	72,8	-	72,8	72,8	72,8
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	0	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	10,5	23,0	0	<LQ	66,7
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	10,7	38,7	<LQ	<LQ	231
	Chelonia mydas	Indefinido	125	15,9	55,8	<LQ	<LQ	379
	Chelonia mydas	Macho	16	45,6	156	<LQ	<LQ	622
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	75,0	-	75,0	75,0	75,0
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ

***Tabela 7.3-7** – Resultados estatísticos de PBDEs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) – de PBDEs em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	3,83	5,41	3,83	<LQ	7,66
	Larus dominicanus	Indefinido	2	283	401	283	<LQ	567
	Larus dominicanus	Macho	7	8,45	15,3	5,07	<LQ	42,5
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	2,07	-	2,07	2,07	2,07
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	66,1	126	2,49	<LQ	422
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	59,3	104	<LQ	<LQ	290
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	4	33,8	32,5	30,0	<LQ	75,3
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	1	379	-	379	379	379
	Larus dominicanus	Macho	1	5,33	-	5,33	5,33	5,33
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	118	331	<LQ	<LQ	1237
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	33,5	46,2	16,6	<LQ	175
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	7,25	21,0	<LQ	<LQ	67,0
	Sotalia guianensis	Macho	6	212	335	91,5	<LQ	868
	Stenella frontalis	Fêmea	2	156	221	156	<LQ	313,7
	Tursiops truncatus	Macho	1	70,2	-	70,2	70,2	70,2
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	28,0	-	28,0	28,0	28,0
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	9,26	24,5	<LQ	<LQ	64,8
	Caretta caretta	Macho	1	21,5	-	21,5	21,5	21,5
	Chelonia mydas	Fêmea	22	20,6	66,7	<LQ	<LQ	234
	Chelonia mydas	Indefinido	67	48,6	307	<LQ	<LQ	2501
	Chelonia mydas	Macho	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	5,02	-	5,02	5,02	5,02

7.3.3 Pesticidas organoclorados

No PMP-BS são considerados os seguintes pesticidas organoclorados: DDTs totais, soma de HCH, drins totais, clordanas totais, endossulfans, metoxicloro e mirex, analisados em amostras de Aves, Mammalia e Reptilia, tanto em tecido hepático (TCH) quanto em tecido adiposo (TCA).

Nas aves marinhas, as concentrações de ∑DDTs, drins totais, clordanas, metoxicloro e mirex foram geralmente mais elevadas em TCH do que em TCA. Para ∑DDTs, por exemplo, as medianas em TCH foram mais expressivas em espécies oceânicas, como *Pachyptila desolata* (87,71 ng g^{-1}; sexo indefinido; n = 2), *Puffinus gravis* (85,95 ng g^{-1}; sexo indefinido; n = 2), *Calonectris diomedea borealis* (70,7 ng g^{-1}; sexo indefinido, n = 4) e *Procellaria aequinoctialis* (55,1 ng g^{-1}; sexo indefinido; n = 3). Em *Spheniscus magellanicus*, por outro lado, as medianas permaneceram <LQ em todas as subclasses, apesar da elevada amplitude observada nas fêmeas (**Tabela 7.3-5**).

No TCA, os maiores valores medianos de ∑DDTs em aves foram registrados em *fêmeas de Larus dominicanus* (246,7 ng g^{-1}, n = 2) e em machos de *Sula leucogaster* (189,7 ng g^{-1}, n = 4), enquanto *S. magellanicus* apresentou medianas substancialmente menores, com 2,15 ng g^{-1} nas fêmeas (n = 13) e <LQ nas demais subclasses (**Tabela 7.3-9**).

Para os drins, ainda nas aves, o TCH (**Tabela 7.3-10**) concentrou os valores mais expressivos. Entre os grupos com maior número de amostras, destacam-se machos de *Puffinus puffinus*, com mediana de 184,8 ng g^{-1} (n = 8), enquanto fêmeas de *Spheniscus magellanicus* apresentaram mediana de 29,24 ng g^{-1} (n = 118). Além disso, foram observados valores elevados em ocorrências pontuais, como em *Procellaria aequinoctialis* macho (379,9 ng g^{-1}, n = 1) e *Stercorarius parasiticus* (394,7 ng g^{-1}; sexo indefinido; n = 1), que não permitem inferências representativas para as respectivas espécies.

No TCA (**Tabela 7.3-11**), as detecções de DRINs em aves foram mais esparsas e, em geral, mais baixas, embora tenham sido observados valores medianos relevantes em *fêmeas de Larus dominicanus* (208,5 ng g^{-1}, n = 2). Em contraste, valores mais elevados também ocorreram em registros pontuais,

como em um macho de *Tringa melanoleuca* (296,5 ng g^{-1}, n = 1), cuja interpretação deve ser feita com cautela.

As clordanas seguiram tendência semelhante: em TCH (**Tabela 7.3-12**), nas aves, os maiores valores foram associados tanto a medianas de grupos com mais de uma amostra quanto a ocorrências pontuais. Entre os grupos com n ≥ 2, destacam-se *Pachyptila desolata* (mediana de 217,1 ng g^{-1}, sexo indefinido, n = 2) e *Puffinus puffinus* (82,08 ng g^{-1}, machos, n = 8). Além disso, foi registrado um valor elevado em ocorrência pontual para *Oceanites oceanicus* (878 ng g^{-1}, sexo indefinido, n = 1), que não permite inferências representativas para a espécie. No TCA (**Tabela 7.3-13**) os maiores valores medianos ocorreram em fêmeas de *Larus dominicanus* (297 ng g^{-1}, n = 2), enquanto *Spheniscus magellanicus* apresentou medianas muito inferiores ou abaixo do limite de quantificação.

Para os endossulfans, o TCH (**Tabela 7.3-14**) concentrou os valores mais expressivos. Entre os grupos com mais de uma amostra, destacam-se machos de *Puffinus puffinus*, com mediana de aproximadamente 198 ng g^{-1} (n = 8). Além disso, foram observados valores elevados em ocorrências pontuais, como em *Oceanites oceanicus* (2389 ng g^{-1}; n = 1) e *Stercorarius parasiticus* (201,4 ng g^{-1}; n = 1), que não permitem inferências representativas para as espécies. No TCA (**Tabela 7.3-15**), predominaram resultados abaixo do limite de quantificação.

Já o metoxicloro apresentou baixa representatividade em TCH (**Tabela 7.3-16**), com medianas abaixo do LQ em praticamente todas as categorias de aves. Já o mirex foi predominantemente detectado no fígado (**Tabela 7.3-18**), com valores quantificáveis em algumas espécies, incluindo *Procellaria aequinoctialis* (88,47 ng g^{-1}, sexo indefinido, n = 3), além de registros pontuais em *Oceanites oceanicus* (231,4 ng g^{-1}, sexo indefinido, n = 1) e *Calonectris diomedea borealis* (64,8 ng g^{-1}, macho, n = 1). Em TCA (**Tabela 7.3-19**), foram observadas ocorrências associadas a baixa representatividade amostral, especialmente em fêmeas de *Larus dominicanus* (74,79 ng g^{-1}, n = 2).

Em conjunto, os dados indicam que, nas aves, o fígado foi frequentemente o principal tecido de detecção dos pesticidas organoclorados. No entanto, para alguns grupos, como DDTs e clordanas em determinadas espécies, o tecido

adiposo também apresentou medianas quantificáveis e, por vezes, relevantes, ainda que geralmente associadas a menor representatividade amostral.

Nos mamíferos marinhos, a distribuição entre TCH e TCA também variou conforme o composto, mas vários resultados indicaram maior acúmulo hepático em algumas espécies. Para ∑DDTs em TCH, destacou-se *Arctocephalus australis* macho, com mediana de 1424 ng g^{-1} (n = 2), muito superior à observada nas fêmeas da mesma espécie (71,28 ng g^{-1}; n = 2). *Já em Stenella frontalis,* as fêmeas apresentaram mediana de 70,3 ng g^{-1} (n = 2) e, em *Sotalia guianensis*, os machos apresentaram mediana de 24,64 ng g^{-1} (n = 6).

Em TCA, observaram-se valores medianos mais elevados para ∑DDTs em alguns grupos, como *Stenella frontalis* fêmeas (893,5 ng g^{-1}, n = 2) e *Sotalia guianensis* machos (85,04 ng g^{-1}, n = 6), evidenciando que, para esses compostos, o tecido adiposo também pode atuar como importante reservatório.

No caso dos drins e das clordanas, o TCH apresentou valores expressivos tanto em grupos com mais de uma amostra quanto em ocorrências pontuais. Entre os grupos com maior representatividade, destacam-se, por exemplo, os valores em *Arctocephalus australis* e outros mamíferos com n ≥ 2. Além disso, foram observados valores elevados em ocorrências pontuais, como em *Megaptera novaeangliae* (292,1 ng g^{-1} para drins; fêmea; n = 1) e *Arctocephalus tropicalis* macho (112,9 ng g^{-1} para drins e 292,5 ng g^{-1} para clordanas; n = 1). Em TCA, as clordanas apresentaram destaque em *Arctocephalus australis*, com mediana de 266,6 ng g^{-1} nas fêmeas (n = 2), além de um valor elevado no único macho analisado (454,2 ng g^{-1}; n = 1).

Os endossulfans também mostraram maior relevância no fígado, especialmente em machos de *A. australis* (mediana de 481,1 ng g^{-1}; n = 2), além de valores elevados em ocorrências pontuais, como em *Megaptera novaeangliae* fêmea (330,8 ng g^{-1}, n = 1). Ainda assim, foram observados registros quantificáveis em TCA, como em *A. australis* fêmeas (105,8 ng g^{-1}, n = 2). Já metoxicloro e mirex mantiveram-se em níveis baixos, com predominância de medianas abaixo do LQ e apenas detecções pontuais.

De modo geral, nos mamíferos marinhos observa-se maior variabilidade entre compostos e tecidos, sem uma separação rígida entre TCH e TCA. Ainda

assim, o fígado concentra parte importante das maiores medianas para drins, clordanas e endossulfans, enquanto o tecido adiposo pode atuar como reservatório relevante para ∑DDTs e, em menor grau, para clordanas.

Nos répteis, por sua vez, predominou um perfil de baixas concentrações, com medianas abaixo do LQ para a maior parte dos compostos e subclasses, tanto em TCH quanto em TCA. Para ∑DDTs, apenas *Caretta caretta* de sexo indefinido apresentou mediana quantificável no fígado (7,02 ng g^{-1}; n = 9), enquanto em *Chelonia mydas* as medianas permaneceram abaixo do LQ em todas as subclasses, apesar de máximos relativamente elevados.

Situação semelhante foi observada para clordanas, endossulfans e mirex, com predominância de medianas não quantificáveis e poucos registros isolados concentrando os maiores teores. Entre esses registros pontuais (n = 1), destacaram-se *Eretmochelys imbricata* em TCH, com 745,2 ng g^{-1} para drins, 201,4 ng g^{-1} para clordanas e 932 ng g^{-1} para endossulfans. Em contraste, alguns grupos apresentaram medianas quantificáveis, como machos de *Chelonia mydas*, com mediana de 20,69 ng g^{-1} para drins em TCH. No TCA, as medianas permaneceram abaixo do LQ em praticamente todas as categorias, inclusive para ∑DDTs, drins, clordanas e mirex.

Dessa forma, os répteis diferenciaram-se das aves e dos mamíferos por apresentarem menor frequência de detecções quantificáveis e por concentrarem os valores mais altos em ocorrências pontuais, e não em padrões consistentes de grupo.

Tabela 7.3-8 – *Resultados estatísticos de ∑DDTs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de DDTs em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	41,6	<LQ	41,6	41,6	41,6
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	86,2	45,5	70,7	51,0	152
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	246	<LQ	246	246	246
	Fregata magnificens	Fêmea	2	12,6	17,8	12,6	<LQ	25,3
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	172	<LQ	172	172	172
	Larus dominicanus	Fêmea	11	22,1	31,2	<LQ	<LQ	68,5
	Larus dominicanus	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	16	28,3	73,2	<LQ	<LQ	294
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	503	<LQ	503	503	503
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	87,7	71,2	87,7	37,3	138
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	27,6	61,8	<LQ	<LQ	138
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	31,7	36,6	30,9	<LQ	65,2
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	196	293	55,1	<LQ	534
	Procellaria aequinoctialis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	51,4	<LQ	51,4	51,4	51,4
	Pterodroma mollis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Indefinido	2	85,9	121	85,9	<LQ	171
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	21,0	<LQ	21,0	21,0	21,0
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	41,7	49,7	34,1	<LQ	98,7
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	15,6	26,4	<LQ	<LQ	83,9
	Puffinus puffinus	Macho	8	39,4	33,3	37,7	<LQ	104
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	33,5	119	<LQ	<LQ	977
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	13,6	22,5	<LQ	<LQ	98,4
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	12,2	18,1	<LQ	<LQ	54,5
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	8,48	<LQ	8,48	8,48	8,48
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	8,71	<LQ	8,71	8,71	8,71
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundo	Indefinido	2	32,2	45,5	32,2	<LQ	64,4
	Sterna hirundo	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Fêmea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	11	5,42	13,4	<LQ	<LQ	42,9
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	130	<LQ	130	130	130
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	71,2	19,3	71,2	57,6	84,9
	Arctocephalus australis	Macho	2	1424	1981	1424	23,3	2825
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	81,4	<LQ	81,4	81,4	81,4
	Chelonia mydas	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	8,78	<LQ	8,78	8,78	8,78
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	3,66	<LQ	3,66	3,66	3,66
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	14,6	54,9	<LQ	<LQ	205
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	47,0	188	<LQ	<LQ	800
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	11,4	25,0	<LQ	<LQ	71,3
	Sotalia guianensis	Macho	6	217	487	24,6	<LQ	1212
	Stenella frontalis	Fêmea	2	70,3	32,9	70,3	46,9	93,6
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	319	<LQ	319	319	319
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	53,8	<LQ	53,8	53,8	53,8
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	29,2	47,9	7,02	<LQ	129
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	14,6	25,0	<LQ	<LQ	95
	Chelonia mydas	Indefinido	125	9,66	41,9	<LQ	<LQ	417
	Chelonia mydas	Macho	16	29,6	75,6	<LQ	<LQ	287
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-9 – *Resultados estatísticos de ∑DDTs – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de DDTs em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	246	256	246	65,6	427
	Larus dominicanus	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	7	409	755	<LQ	<LQ	1942
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	47,7	<LQ	47,7	47,7	47,7
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	13	27,4	61,0	2,15	<LQ	223
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	21,3	60,3	<LQ	<LQ	170
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	43,4	<LQ	43,4	43,4	43,4
	Sula leucogaster	Macho	4	385	525	189	<LQ	1160
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	33,4	<LQ	33,4	33,4	33,4
	Tringa melanoleuca	Macho	1	84,7	<LQ	84,7	84,7	84,7
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	28,1	39,8	28,1	<LQ	56,3
	Arctocephalus australis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	10,3	<LQ	10,3	10,3	10,3
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	3	<LQ	3	3	3
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	42,2	93,2	<LQ	<LQ	292
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	18,1	31,1	<LQ	<LQ	76,2
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	50,9	115	<LQ	<LQ	368
	Sotalia guianensis	Macho	6	1042	1551	85,0	<LQ	3136
	Stenella frontalis	Fêmea	2	893	1264	893	<LQ	1787
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	60,9	148	<LQ	<LQ	396
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	22	6,62	14,5	<LQ	<LQ	65,8
	Chelonia mydas	Indefinido	67	2,61	7,20	<LQ	<LQ	44,9
	Chelonia mydas	Macho	11	3,77	6,13	<LQ	<LQ	20,4
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-10 – *Resultados estatísticos de Drins totais – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Drins em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	37,1	<LQ	37,1	37,1	37,1
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	25,7	51,4	<LQ	<LQ	102
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	159	<LQ	159	159	159
	Fregata magnificens	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Fêmea	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Indefinido	4	106	212	<LQ	<LQ	425
	Larus dominicanus	Macho	16	38,0	112	<LQ	<LQ	435
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	96,7	24,3	96,7	79,5	113
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	19,2	29,9	<LQ	<LQ	68,0
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	41,6	83,2	<LQ	<LQ	166
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	145	41,9	159	98,7	179
	Procellaria aequinoctialis	Macho	1	379	<LQ	379	379	379
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma mollis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Indefinido	2	34,9	49,4	34,9	<LQ	69,8
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	66,7	<LQ	66,7	66,7	66,7
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	65,0	152	<LQ	<LQ	514
	Puffinus puffinus	Macho	8	148	101	184	<LQ	264
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	96,5	183	29,24	<LQ	966
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	69,9	144	<LQ	<LQ	1262
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	68,2	108	<LQ	<LQ	333
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	394	<LQ	394	394	394
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	30,8	3,72	30,8	28,1	33,4

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Mammalia	*Sterna hirundo*	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundo	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Fêmea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	11	74,3	141	<LQ	<LQ	415
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	82,6	<LQ	82,6	82,6	82,6
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	155	<LQ	155	155	155
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	2	55,5	78,5	55,5	<LQ	111
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	112	<LQ	112	112	112
	Chelonia mydas	Indefinido	1	45,7	<LQ	45,7	45,7	45,7
	Larus dominicanus	Macho	1	64,9	<LQ	64,9	64,9	64,9
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	292	<LQ	292	292	292
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	107	318	<LQ	<LQ	1190
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	41,7	141	<LQ	<LQ	604
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	52,7	166	<LQ	<LQ	527
	Sotalia guianensis	Macho	6	32,8	61,4	<LQ	<LQ	153
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	129	246	<LQ	<LQ	750
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	51,6	131	<LQ	<LQ	721
	Chelonia mydas	Indefinido	125	48,5	140	<LQ	<LQ	921
	Chelonia mydas	Macho	16	26,7	34,0	20,6	<LQ	107
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	745	<LQ	745	745	745
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-11 – *Resultados estatísticos de Drins totais – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Drins em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	208	294	208	<LQ	417
	Larus dominicanus	Indefinido	2	17,8	25,1	17,8	<LQ	35,6
	Larus dominicanus	Macho	7	75,4	199	<LQ	<LQ	528
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	13	40,3	47,1	22,6	<LQ	140
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	19,6	36,4	<LQ	<LQ	79,6
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	296	<LQ	296	296	296
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	16	<LQ	16	16	16
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	77,5	<LQ	77,5	77,5	77,5
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	85,7	254	<LQ	<LQ	940
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	49,1	153	<LQ	<LQ	600
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	13,9	29,6	<LQ	<LQ	79,1
	Sotalia guianensis	Macho	6	13,2	32,5	<LQ	<LQ	79,6
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	4,48	11,8	<LQ	<LQ	31,4
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	22	32,4	83,5	<LQ	<LQ	356
	Chelonia mydas	Indefinido	67	1,79	5,71	<LQ	<LQ	29,6
	Chelonia mydas	Macho	11	25,2	60,5	<LQ	<LQ	204
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-12 – *Resultados estatísticos de clordanas totais – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Clordanas em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	79,1	<LQ	79,1	79,1	79,1
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	105	211	<LQ	<LQ	422
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	16,2	<LQ	16,2	16,2	16,2
	Fregata magnificens	Fêmea	2	35,8	12,3	35,8	27,1	44,5
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	88,5	<LQ	88,5	88,5	88,5
	Larus dominicanus	Fêmea	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Indefinido	4	148	296	<LQ	<LQ	593
	Larus dominicanus	Macho	16	22,0	61,7	<LQ	<LQ	233
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	878	<LQ	878	878	878
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	217	245	217	43,5	390
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	20,3	40,7	<LQ	<LQ	81,4
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	80,9	<LQ	80,9	80,9	80,9
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	132	179	36,1	23	339
	Procellaria aequinoctialis	Macho	1	205	<LQ	205	205	205
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma mollis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	69,7	<LQ	69,7	69,7	69,7
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	51,1	80,4	<LQ	<LQ	226
	Puffinus puffinus	Macho	8	158	169	82,0	<LQ	427
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	80,7	146	17,8	<LQ	750
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	90,2	226	20,8	<LQ	1551
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	141	238	22,2	<LQ	809
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	138	18,3	138	125	151
	Sterna hirundo	Indefinido	2	55	77,7	55	<LQ	110

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundo	Macho	1	63,9	<LQ	63,9	63,9	63,9
	Sula leucogaster	Fêmea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	11	75,3	240	<LQ	<LQ	800
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	16,7	<LQ	16,7	16,7	16,7
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	72,1	<LQ	72,1	72,1	72,1
	Tringa melanoleuca	Macho	1	9,88	<LQ	9,88	9,88	9,88
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	2	127	180	127	<LQ	255
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	292	<LQ	292	292	292
	Chelonia mydas	Indefinido	1	118	<LQ	118	118	118
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	16,2	<LQ	16,2	16,2	16,2
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	43,0	<LQ	43,0	43,0	43,0
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	107	192	13,9	<LQ	701
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	44,0	75,0	<LQ	<LQ	210
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	84,2	197,4	<LQ	<LQ	611
	Sotalia guianensis	Macho	6	21,3	52,3	<LQ	<LQ	128
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	22,4	<LQ	22,4	22,4	22,4
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	99,6	151	23,6	<LQ	404
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	42,0	79,4	<LQ	<LQ	296
	Chelonia mydas	Indefinido	125	30,4	76,0	<LQ	<LQ	583
	Chelonia mydas	Macho	16	44,1	84,3	<LQ	<LQ	274
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	201	<LQ	201	201	201
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-13 – *Resultados estatísticos de clordanas totais – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Clordanas em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	297	402	297	12,2
	Larus dominicanus	Indefinido	2	55,1	78,0	55,18	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	7	42,2	111	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	26,9	29,4	29,2	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	15,3	31,6	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	29,5	<LQ	29,5	29,5
	Sula leucogaster	Macho	4	58,9	117	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	266	66,0	266	219
	Arctocephalus australis	Macho	1	454	<LQ	454	454
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	97,7	<LQ	97,7	97,7
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	49,3	146	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	42,0	70,6	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	54,4	120	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Macho	6	35,7	69,5	10,2	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	26,5	<LQ	26,5	26,5
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	46,5	78,0	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	22	28,4	92,0	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Indefinido	67	16,9	56,1	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Macho	11	12,1	28,3	<LQ	<LQ
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-14 – *Resultados estatísticos de ∑endosulfans – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx) de Endosulfans em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Fregata magnificens	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Fêmea	11	139	319	<LQ	<LQ	939
	Larus dominicanus	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	16	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	2389	-	2389	2389	2389
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	26,3	52,6	<LQ	<LQ	105
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	78,4	-	78,4	78,4	78,4
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma mollis	Macho	1	78,1	-	78,1	78,1	78,1
	Puffinus gravis	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	44,9	-	44,9	44,9	44,9
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	162	325	<LQ	<LQ	651,
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	102	282	<LQ	<LQ	1136
	Puffinus puffinus	Macho	8	349	357	198	<LQ	941
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	80,7	169	<LQ	<LQ	815
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	27,6	135	<LQ	<LQ	1323
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	177	271	<LQ	<LQ	960
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	7,59	-	7,59	7,59	7,59
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	201	-	201	201	201
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	93,4	34,7	93,4	68,8	118
	Sterna hirundo	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundo	Macho	1	67,3	-	67,3	67,3	67,3

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sula leucogaster	Fêmea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	11	1,25	4,16	<LQ	<LQ	13,8
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	92,2	130	92,2	<LQ	184
	Arctocephalus australis	Macho	2	481	680	481	<LQ	962
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Indefinido	1	56,5	-	56,5	56,5	56,5
	Larus dominicanus	Macho	1	8,04	-	8,04	8,04	8,04
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	330	-	330	330	330
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	129	251	<LQ	<LQ	648
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	116	290	<LQ	<LQ	1187
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	30,3	95,8	<LQ	<LQ	303
	Sotalia guianensis	Macho	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	778	-	778	778	778
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	94,2	-	94,2	94,2	94,2
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	225	377	<LQ	<LQ	873
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	30,5	61,6	<LQ	<LQ	256
	Chelonia mydas	Indefinido	125	34,9	156	<LQ	<LQ	1196
	Chelonia mydas	Macho	16	24,4	67,1	<LQ	<LQ	243
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	932	-	932	932	932
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-15 – *Resultados estatísticos de ∑Endosulfans – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx) de Endosulfans em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	37,7	98,4	<LQ	<LQ	359
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	48,1	-	48,1	48,1	48,1
	Sula leucogaster	Macho	4	146	292	<LQ	<LQ	583
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	105	149	105	<LQ	211
	Arctocephalus australis	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	26,9	74	<LQ	<LQ	260
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	56,3	196	<LQ	<LQ	820
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	13,1	41,7	<LQ	<LQ	131
	Sotalia guianensis	Macho	6	135	332	<LQ	<LQ	814
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	45,6	-	45,6	45,6	45,6
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	22	11,6	31,4	<LQ	<LQ	137
	Chelonia mydas	Indefinido	67	7,65	49,5	<LQ	<LQ	402
	Chelonia mydas	Macho	11	3,11	10,3	<LQ	<LQ	34,2
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	7,59	-	7,59	7,59	7,59

Tabela 7.3-16 – *Resultados estatísticos de ∑metoxicloro – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Metoxicloro em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Calonectris diomedea borealis*	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Fregata magnificens	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Fêmea	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	16	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	8,12	18,1	<LQ	<LQ	40,6
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	7,46	12,9	<LQ	<LQ	22,4
	Procellaria aequinoctialis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma mollis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Macho	8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	0,61	6,63	<LQ	<LQ	72,1
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	0,34	2,69	<LQ	<LQ	22,1
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundo	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundo	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Fêmea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	11	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	10,8	40,5	<LQ	<LQ	151
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Macho	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	1,35	8,43	<LQ	<LQ	52,7
	Chelonia mydas	Indefinido	125	0,71	4,81	<LQ	<LQ	42,7
	Chelonia mydas	Macho	16	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-17 – *Resultados estatísticos de ∑metoxicloro – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Metoxicloro em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	10,1	32,1	<LQ	<LQ	120
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	<LQ	0	<LQ	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	<LQ	0	<LQ	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Macho	6	<LQ	0	<LQ	<LQ	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	0	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	1,01	2,68	<LQ	<LQ	7,09
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	22	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Indefinido	67	0,49	3,19	<LQ	<LQ	25
	Chelonia mydas	Macho	11	3,67	12,2	0	<LQ	40,4
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-18 – *Resultados estatísticos de ∑mirex – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx) de Mirex em TCH para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Calonectris diomedea borealis	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Calonectris diomedea borealis	Indefinido	4	5,15	10,3	<LQ	<LQ	20,6
	Calonectris diomedea borealis	Macho	1	64,8	<LQ	64,8	64,8	64,8
	Fregata magnificens	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Fulmarus glacialoides	Indefinido	1	81,9	<LQ	81,9	81,9	81,9
	Larus dominicanus	Fêmea	11	15,6	51,9	<LQ	<LQ	172
	Larus dominicanus	Indefinido	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	16	1,92	5,27	<LQ	<LQ	16,5
	Oceanites oceanicus	Indefinido	1	231	<LQ	231	231	231
	Pachyptila desolata	Indefinido	2	60,9	86,1	60,9	<LQ	121
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Indefinido	4	5,00	10,0	<LQ	<LQ	20,0
	Phimosus infuscatus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Phimosus infuscatus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Procellaria aequinoctialis	Indefinido	3	89,0	89,3	88,4	<LQ	178
Aves	*Procellaria aequinoctialis*	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma incerta	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pterodroma mollis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Indefinido	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus gravis	Macho	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus griseus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Fêmea	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Indefinido	17	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Puffinus puffinus	Macho	8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	118	10,4	45,9	<LQ	<LQ	431
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	123	2,18	9,26	<LQ	<LQ	79,8
	Spheniscus magellanicus	Macho	23	2,69	5,26	<LQ	<LQ	14,8
	Stercorarius maccormicki	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius parasiticus	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundinacea	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sterna hirundo	Indefinido	2	8,81	12,4	8,81	<LQ	17,6

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Sterna hirundo	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Fêmea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	11	3,57	11,8	<LQ	<LQ	39,3
	Thalassarche chlororhynchos	Indefinido	1	39,0	<LQ	39,0	39,0	39,0
	Thalassarche melanophris	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	2	11,8	16,7	11,8	<LQ	23,6
	Arctocephalus tropicalis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	38,2	<LQ	38,2	38,2	38,2
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	7,07	26,4	<LQ	<LQ	98,9
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	14,2	<LQ	14,2	14,2	14,25
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	5,33	20,6	<LQ	<LQ	87,6
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	2,19	4,62	<LQ	<LQ	11,2
	Sotalia guianensis	Macho	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Stercorarius chilensis	Fêmea	1	23,5	<LQ	23,5	23,5	23,5
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	9	3,77	7,06	<LQ	<LQ	21,0
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	39	73,6	398	<LQ	<LQ	2491
	Chelonia mydas	Indefinido	125	3,67	13,6	<LQ	<LQ	93,1
	Chelonia mydas	Macho	16	6,00	13,8	<LQ	<LQ	50,6
	Eretmochelys imbricata	Indefinido	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tabela 7.3-19 – *Resultados estatísticos de ∑mirex – média, desvio-padrão (DP), mínimo (Mín), máximo (Máx), 1º quartil (Q1), 3º quartil (Q3) e percentual de amostras* com compostos quantificáveis (%>LQ) *– de Mirex em TCA para as amostras de Aves, Mammalia e Reptilia analisadas no ano de 2025 pelo PMP-BS.*

Classe	Espécie	Sexo	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo
Aves	*Larus dominicanus*	Fêmea	2	74,7	105	74,7	<LQ
	Larus dominicanus	Indefinido	2	48,6	68,7	48,6	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	7	15,8	35,8	<LQ	<LQ
	Nannopterum brasilianum	Fêmea	1	66,4	<LQ	66,4	66,4
	Spheniscus magellanicus	Fêmea	14	9,34	19,9	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Indefinido	8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Spheniscus magellanicus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Sula leucogaster	Macho	4	17,8	12,5	21,7	<LQ
	Tringa melanoleuca	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tringa melanoleuca	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mammalia	*Arctocephalus australis*	Fêmea	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Arctocephalus australis	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Larus dominicanus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Megaptera novaeangliae	Fêmea	1	11,0	<LQ	11,0	11,0
	Megaptera novaeangliae	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Fêmea	14	5,59	20,9	<LQ	<LQ
	Pontoporia blainvillei	Indefinido	1	19,3	<LQ	19,3	19,3
	Pontoporia blainvillei	Macho	18	1,52	4,44	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Fêmea	10	7,70	14,4	<LQ	<LQ
	Sotalia guianensis	Macho	6	16,8	28,3	<LQ	<LQ
	Stenella frontalis	Fêmea	2	63,1	89,3	63,1	<LQ
	Tursiops truncatus	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Tursiops truncatus gephyreus	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Reptilia	*Caretta caretta*	Fêmea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Indefinido	7	3,71	9,83	<LQ	<LQ
	Caretta caretta	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Fêmea	22	6,21	9,89	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Indefinido	67	24,3	91,5	<LQ	<LQ
	Chelonia mydas	Macho	11	3,07	6,93	<LQ	<LQ
	Lepidochelys olivacea	Macho	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

7.4 Discussão

O PMP-BS vem acumulando um conjunto significativo de informações sobre um amplo espectro de contaminantes orgânicos em tetrápodes marinhos, sem precedentes no país e possivelmente em escala internacional. Entre 2016 e o final de 2025, foram geradas aproximadamente 7543 amostras, sendo 5780 de tecido hepático (TCH) e 1763 de tecido adiposo (TCA), analisadas para HPAs e/ou compostos organohalogenados. Deste total, 5753 amostras foram analisadas pelo LabQOM do IO/USP e 1790 pelo LabMAM – PUC-Rio.

A avalição dos dados será feita com base no banco de dados consolidado e validado, contendo os resultados obtidos pelo IO/USP e pela PUC-Rio entre 2016 e dezembro de 2025. Desta forma, os dados de 2025 – incluindo amostras analisadas por ambos os laboratórios – referentes a Σ37HPAs, PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados (DDTs totais, soma HCH, drins totais, clordanas totais, endosulfans, metoxicloro e mirex) serão avaliados em relação à distribuição dos compostos e ao grau de contaminação, com base na literatura. A análise será conduzida principalmente no nível de classe (Ave, Mammalia e Reptilia), buscando correlações com mesorregião, sexo e idade dos animais.

7.4.1 Análise espaço-temporal da ocorrência de HPAs e organohalogenados

Entre 2016 e 2025, observou-se uma variação expressiva na distribuição de amostras de tetrápodes marinhos ao longo da costa sudeste-sul brasileira (**Figura 7.4-1**). Para Reptilia, os anos de 2017 e 2018 concentraram os maiores números de coletas (n = 432 e n = 430, respectivamente), com predominância nas mesorregiões do Litoral Norte Paulista e Litoral Sul Paulista.

Para Aves, o pico amostral ocorreu em 2022 (n = 630), com destaque para o Litoral Central Catarinense e o Litoral Central Paulista. Entre os mamíferos marinhos (Mammalia), o maior número de registros ocorreu em 2022 (n = 135), seguido de 2018 (n = 127) e 2017 (n = 125), com concentração principalmente no Litoral Central Paulista e no Litoral Norte Paulista.

Do ponto de vista espacial, o Litoral Norte Paulista destacou-se como a mesorregião com o maior número de amostras de Reptilia ao longo do período analisado, com mais de 940 registros acumulados

Para Aves, o maior número de registros em 2025 concentrou-se no Litoral Central Catarinense (n = 139), enquanto os mamíferos foram mais frequentemente registrados no Litoral Central Paulista e no Litoral Norte Paulista (**Figura 7.4-1**). Por outro lado, os menores números de registros em todas as classes foram observados nas mesorregiões fluminenses, como a Baía da Ilha Grande, a Baía de Guanabara e o Litoral Leste Fluminense, sugerindo uma sub-representação geográfica recorrente nesse trecho da costa.

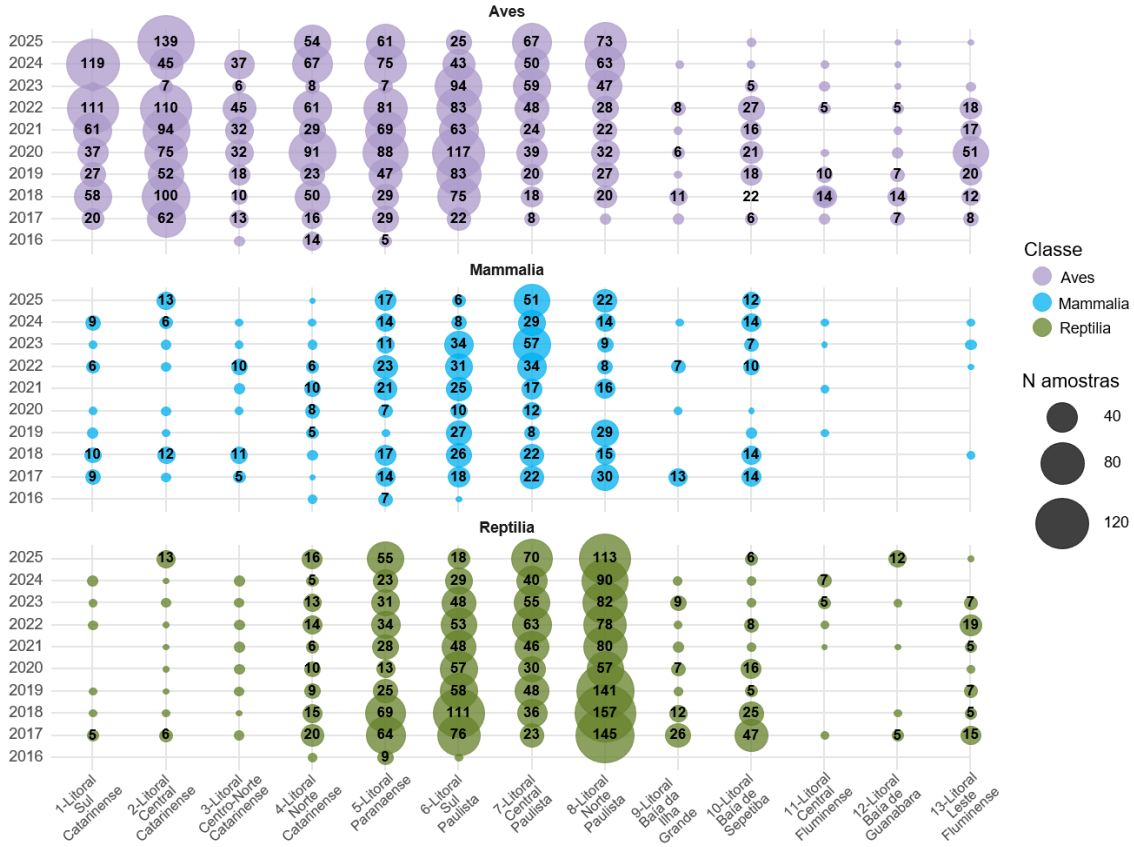


Figura 7.4-1 *– Diagramas de ocorrência em cada mesorregião de total de indivíduos com amostras coletadas para análise de contaminantes orgânicos no período 2016-2025.*

PÚBLICA

7.4.2 Ocorrência e distribuição de HPA

Uma característica marcante na distribuição de HPAs em TCH e TCA nos tetrápodes marinhos do PMP-BS é a grande diferença entre as concentrações médias e medianas observadas dentro dos conjuntos de dados de uma mesma espécie (e de seus subgrupos, quando estratificados por sexo), assim como entre as espécies de cada classe, indicando distribuição heterogênea de HPAs.

Aves Marinhas – Tecido hepático (TCH)

Entre as espécies de Aves mais frequentemente amostradas no PMP-BS para análise de Σ37HPAs entre 2016 e 2025, destaca-se *Spheniscus magellanicus* (n = 1.789), cuja concentração máxima registrada atingiu 27.080 ng g^{-1} (peso úmido) no ano de 2025. Por outro lado, a mediana permaneceu inferior ao limite de quantificação, indicando que a maior parte dos indivíduos apresentou concentrações baixas ou não quantificáveis de HPAs, reforçando a ocorrência pontual de indivíduos altamente contaminados. Essa mesma situação foi observada para as demais espécies com maior representatividade amostral, como *Puffinus puffinus* (n = 395, máximo de 896,2 ng g^{-1}), *Larus dominicanus* (n = 379, máximo de 2.617 ng g^{-1}), *Sula leucogaster* (n = 230, máximo de 8.179 ng g^{-1}), *Nannopterum brasilianum* (n = 167, máximo de 701,6 ng g^{-1}) e *Fregata magnificens* (n = 101, máximo de 335,1 ng g^{-1}), todas com medianas <LQ.

Em comparação com dados da literatura, destacam-se os seguintes exemplos: (i) em seis espécies (n = 102) de Aves marinhas predatórias das Ilhas Canárias (*Buteo* sp.*, Accipiter* sp.*, Falco pelegrinoides, Falco tinnunculus, Asio otus* e *Tyto alba*), as concentrações de ∑14HPAs ficaram entre 48,9 e 6.481 ng g^{-1} (além de extremo de 53.995 ng g^{-1}) (LUZARDO *et al*., 2014); (ii) em outro trabalho também nas Ilhas Canárias, com 88 animais de 14 espécies de Aves marinhas (*Actitis hypoleucos, Arenaria interpres, Bubulcus ibis, Bulweria bulwerii, Calidris alba, Calonectris borealis, Chroicocephalus ridibundus, Egretta garzetta, Gallinula chloropus, Larus melanocephalus, Larus michahellis, Limosa lapponica, Oceanodroma castro, Oceanodroma*

PÚBLICA

leucorhoa), as concentrações de apenas sete HPAs ficaram na faixa de 50 ng g^{-1} (peso úmido), mas com registro de máximos de até 1.498 ng g^{-1} (peso úmido), sendo esta classe a mais abundante em comparação com outros grupos de contaminantes orgânicos, e com presença frequente de naftaleno e fenantreno (NAVARRO *et al*., 2023); (iii) em guilhemotes (*Uria aalge*, Ordem Charadriiformes) oleados e mortos em praias da Inglaterra, as concentrações de 10 HPAs parentais variaram entre 43,0 e 425 ng g^{-1}, com forte contribuição de HPAs com dois e três anéis, típicos do petróleo (TROISI *et al*., 2006); (iv) no Mar Báltico, em 11 exemplares de duas espécies de Aves marinhas da região, foram encontradas concentrações de ∑37HPAs de 2,5 ± 2,0 ng g^{-1} e 2,8 ± 1,9 ng g^{-1} (peso úmido) e para a soma de parentais e alquilados entre 12,5 ± 4,1 ng g^{-1} e 10,0 ± 7,0 ng g^{-1} (peso úmido) (WASZAK *et al*., 2021). Esses resultados indicam que as faixas de concentração para as Aves coletadas no PMP-BS estão no nível ou abaixo do que é encontrado em animais desta classe mortos em praias de outras regiões do planeta, devendo essa comparação ser interpretada com cautela, uma vez que os diferentes trabalhos citados consideraram números distintos de HPAs em cada um e seguiram protocolos de análise que não necessariamente são compatíveis entre si.

Observa-se que houve ocorrência de HPAs em pelo menos 15% das amostras de cada uma dessas espécies; contudo, em contraste com algumas concentrações máximas elevadas, especialmente no ano de 2025, muitos valores medianos estão abaixo do limite de quantificação (LQ), indicando uma assimetria na distribuição dos dados que pode ser associada a diferentes fatores, como dieta, idade, metabolismo ou exposição localizada (**Tabela 7.4-1**). Apesar das diferenças observadas em 2025 em relação à série, no trabalho de Quinete *et al*. (2020) sobre *S. magellanicus* coletados mortos em 2012 em praias na região dos Lagos do Rio de Janeiro, com nove amostras de fígado, foi encontrada a faixa de soma de HPAs entre 28 e 2.193 ng g^{-1} (peso úmido), com predomínio de HPAs com quatro e cinco anéis aromáticos. Perfil semelhante foi observado nas amostras de *S. magellanicus* de 2025 do PMP-BS, conforme apresentado na **Figura 7.3-2**.

***Tabela 7.4-1** – Concentração média*, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCH nas 51 espécies de Aves analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS.*

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo	<LQ
Anous stolidus	1	2159	<LQ	2159	2159	2159	<LQ
Ardea alba	11	6,2	13,7	<LQ	<LQ	45,2	<LQ
Ardea cocoi	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Calidris alba	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Calonectris diomedea	13	6,91	16,2	<LQ	<LQ	56,7	<LQ
Calonectris diomedea borealis	55	87,8	158	14,2	<LQ	790	<LQ
Calonectris diomedea diomedea	1	14	<LQ	14	14	14	<LQ
Calonectris edwardsii	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Calonectris sp.	20	59,5	136	<LQ	<LQ	387	<LQ
Charadrius collaris	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Charadrius semipalmatus	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Daption capense	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Egretta thula	2	21,8	2,47	21,8	20,1	23,6	<LQ
Fregata magnificens	101	21,5	58,6	<LQ	<LQ	335	<LQ
Fulmarus glacialoides	2	71,0	75,3	71,0	17,8	124	<LQ
Haematopus palliatus	5	20,1	38,4	<LQ	<LQ	88,3	<LQ
Halobaena caerulea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Himantopus melanurus	4	104	208	<LQ	<LQ	416	<LQ
Larus dominicanus	379	52,8	172	<LQ	<LQ	2617	<LQ
Macronectes giganteus	3	8,93	15,4	<LQ	<LQ	26,8	<LQ
Nycticorax nycticorax	17	22,0	59,1	<LQ	<LQ	245	<LQ
Oceanites oceanicus	7	104	250	12	<LQ	671	<LQ
Pachyptila desolata	6	134	197	36,3	<LQ	483	<LQ
Pachyptila sp.	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Nannopterum brasilianum	167	33,0	86,5	<LQ	<LQ	701	<LQ
Phimosus infuscatus	4	20,0	40,0	<LQ	<LQ	80,1	<LQ
Pluvialis dominica	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Procellaria aequinoctialis	55	114	280	<LQ	<LQ	1754	<LQ
Procellaria sp.	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Pterodroma incerta	5	67,9	87,2	16,9	<LQ	185	<LQ
Pterodroma mollis	13	81,2	139	22	<LQ	469	<LQ
Pterodroma sp.	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Puffinus gravis	31	149	378	<LQ	<LQ	1727	<LQ
Puffinus griseus	9	15,0	39,8	<LQ	<LQ	120	<LQ
Puffinus puffinus	395	40,7	100	<LQ	<LQ	896	<LQ
Rynchops niger	3	27,0	46,8	<LQ	<LQ	81,0	<LQ
Spheniscus magellanicus	1789	146	1056	<LQ	<LQ	27080	<LQ
Stercorarius antarcticus	1	12,7	<LQ	12,7	12,7	12,7	<LQ
Stercorarius maccormicki	1	159	<LQ	159	159	159	<LQ
Stercorarius parasiticus	2	236	334	236	<LQ	473	<LQ
Stercorarius sp.	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sterna hirundinacea	31	23,2	70	<LQ	<LQ	305	<LQ
Sterna hirundo	17	82,1	192	<LQ	<LQ	720	<LQ
Sterna paradisaea	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sterna sp.	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sterna trudeaui	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sula leucogaster	230	82,6	554	<LQ	<LQ	8179	<LQ
Thalassarche chlororhynchos	10	266	773	<LQ	<LQ	2464	<LQ
Thalassarche melanophris	22	29,6	61,6	<LQ	<LQ	258	<LQ
Thalasseus acuflavidus	24	43,1	114	<LQ	<LQ	447	<LQ
Thalasseus maximus	6	55,2	101	<LQ	<LQ	252	<LQ

PÚBLICA

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo	<LQ
Tringa melanoleuca	2	21,44	7,064	21,44	16,45	26,44	<LQ

* a média foi calculada considerando o valor zero para amostras com resultados <LQ. ** Espécies que foram excluídas em 2019 da lista de fauna alvo, anexo 9 do projeto executivo do PMP-BS.

A avaliação temporal das concentrações de Σ37HPAs no tecido hepático (TCH) de aves marinhas nas 13 mesorregiões litorâneas monitoradas no período de 2016 a 2025 indica, de forma geral, ausência de tendência temporal consistente de aumento ou redução das concentrações ao longo do período (**Figura 7.4-2**). Observa-se predominância de valores abaixo do limite de quantificação (LQ), com ocorrência de picos pontuais de concentração elevada em anos e locais específicos, geralmente associados a um número reduzido de amostras com perfil atípico. Um dos casos mais expressivos ocorreu em 2023, no Litoral Leste Fluminense, onde foi registrada a maior concentração individual de Σ37HPAs do período (2.120 ng g^{-1}, peso úmido), em um único indivíduo de *Anous stolidus*. No mesmo ano, duas amostras provenientes do Litoral Centro-Norte Catarinense (*Larus dominicanus* e *Puffinus puffinus*) apresentaram distribuição de HPAs abrangendo compostos de baixo e alto peso molecular, padrão também observado em duas amostras de *Puffinus puffinus* coletadas na Baía da Ilha Grande. Já em 2017, o pico registrado no Litoral Paranaense esteve associado a amostras caracterizadas pela presença concomitante de naftalenos e HPAs de alto peso molecular, indicando variabilidade no perfil de HPAs em eventos pontuais.

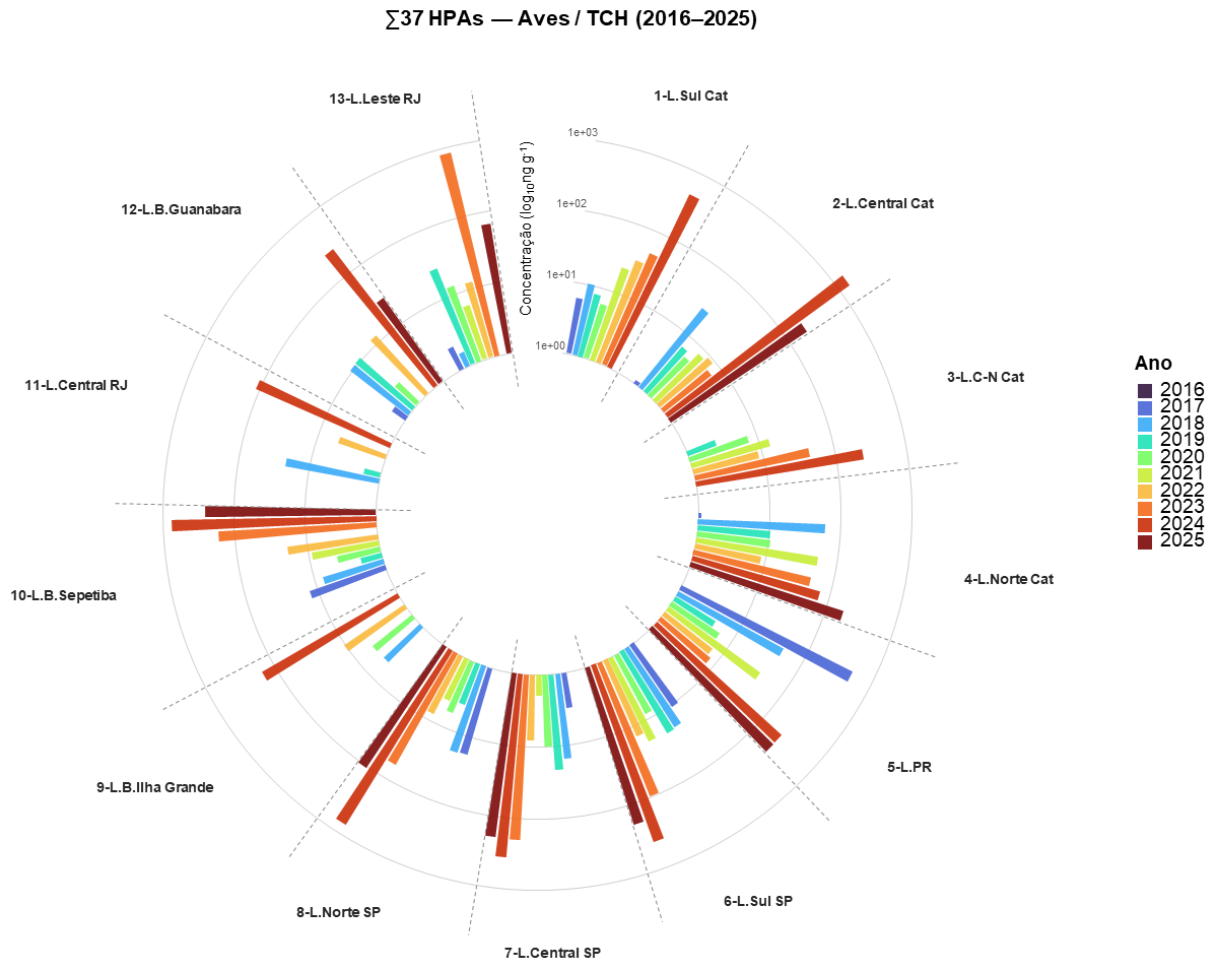


Figura 7.4-2 *– Diagrama radial com as concentrações média? de HPAs ∑37HPAs) em cada mesorregião por ano entre 2016 e 2025 para TCH em Aves (n = 2.631) analisadas pelo PMP-BS. Nas amostras com resultado <LQ, foi considerado o valor zero no cálculo da média.*

Aves Marinhas – Tecido adiposo (TCA)

No período entre 2016 e 2025, foram analisadas 375 amostras de tecido adiposo (TCA) de 16 espécies de aves marinhas no âmbito do PMP-BS, considerando os valores de Σ37HPAs (**Tabela 7.4-2**). Alinhada aos resultados obtidos para o tecido hepático, a maioria das espécies apresentou medianas abaixo do limite de quantificação (LQ), inclusive entre algumas das espécies com maior representatividade amostral, como *Spheniscus magellanicus* (n = 145 TCA; máximo = 10880 ng g^{-1}, peso úmido*), Larus dominicanus* (n = 91 TCA; máx. = 389 ng g^{-1}) e *Sula leucogaster* (n = 57 TCA; máx. = 344,4 ng g^{-1}). Apesar dos valores máximos elevados observados, a predominância de

medianas abaixo do LQ indica baixa frequência de concentrações quantificáveis, reforçando o caráter pontual da contaminação e a distribuição altamente assimétrica dos dados (**Tabela 7.4-2**).

Montone *et al*. (2016) analisaram amostras de TCA de três espécies de pinguins antárticos (*Pygoscelis papua*, *Pygoscelis antarcticus* e *Pygoscelis adeliae*), encontrando concentrações de HPAs entre 76,7 e 239 ng g^{-1} (peso úmido). O padrão de compostos foi dominado por HPAs de dois e três anéis aromáticos, incluindo derivados alquilados, o que os autores associaram a fontes petrogênicas, mais especificamente, ao diesel consumido pelas estações de pesquisa locais para geração de energia. As concentrações reportadas naquele estudo situam-se na mesma ordem de grandeza das observadas no PMP-BS, sendo também semelhante o perfil qualitativo entre os dois conjuntos de dados: em ambos predominam naftalenos e seus homólogos alquilados, com ocorrência adicional de fenantreno, fluoranteno e seus derivados, padrão característico de contaminação por hidrocarbonetos petrogênicos.

***Tabela 7.4-2** – Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCA nas espécies de Aves analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS.*

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Fregata magnificens	33	15,8	27,4	<LQ	<LQ	114
Haematopus palliatus	3	83,3	144	<LQ	<LQ	249
Himantopus melanurus	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Larus dominicanus	91	38,3	73,4	6,74	<LQ	389
Nannopterum brasilianum	30	25,3	54,0	<LQ	<LQ	197
Phimosus infuscatus	1	18,2		18,2	18,2	18,2
Procellaria cinerea	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Puffinus gravis	2	26,9	38,1	26,9	<LQ	53,9
Puffinus puffinus	2	15,0	21,3	15,0	<LQ	30,1
Spheniscus magellanicus	145	115,	903	11,4	<LQ	10880
Stercorarius parasiticus	1	<LQ		<LQ	<LQ	0
Sterna hirundinacea	2	10,3	14,57	10,3	<LQ	20,6
Sula leucogaster	57	38,0	63,8	13,6	<LQ	344
Thalasseus acuflavidus	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Thalasseus maximus	2	523	705	523	25,3	1022
Tringa melanoleuca	2	7,95	11,2	7,95	<LQ	15,9

Entre as espécies com HPAs quantificáveis entre 2016 e 2025, destacam-se *Thalasseus maximus* (n = 2; mediana = 523,9 ng g^{-1}), *Larus dominicanus* (n

= 91; mediana = 6,74 ng g^{-1}) e *Phimosus infuscatus* (n = 1; 18,2 ng g^{-1}). No entanto, para espécies com baixo número de amostras, como *Thalasseus maximus, Puffinus gravis* e *Puffinus puffinus*, os resultados devem ser interpretados com cautela, uma vez que podem refletir a variabilidade individual mais do que um padrão representativo da espécie. Para *Puffinus gravis* e *Puffinus puffinus*, as concentrações variaram entre 15,1 e 27,0 ng g^{-1}, com máximos de até 54,0 ng g^{-1}, ainda compatíveis com níveis baixos de exposição. Apesar do predomínio de medianas <LQ no conjunto de dados, esses resultados evidenciam que, assim como o TCH, o TCA pode acumular HPAs em alguns indivíduos, ainda que de forma pontual.

Mamíferos Marinhos – Tecido hepático (TCH)

Entre 2016 e 2025, foram analisadas 527 amostras de tecido hepático (TCH) de 31 táxons de mamíferos marinhos, incluindo exemplares identificados apenas até o nível de gênero, no âmbito do monitoramento de Σ37HPAs (**Tabela 7.4-3**). Em todas as espécies mais representativas – *Pontoporia blainvillei* (n = 238), *Sotalia guianensis* (n = 153) e *Arctocephalus australis* (n = 40) – as medianas de concentração foram inferiores ao limite de quantificação (LQ), embora os valores máximos tenham alcançado níveis comparativamente elevados, como 9.729 ng g^{-1} em *S. guianensis* e 1.811 ng g^{-1} em *P. blainvillei*.

Outros registros de concentrações mais elevadas de HPAs ocorreram em *Tursiops truncatus* (n = 12), cuja concentração máxima de Σ37HPAs atingiu 1.295 ng g^{-1}, que também apresentou forte assimetria na distribuição dos dados, evidenciada pela elevada diferença entre a média e a mediana. Além disso, a comparação espaço-temporal não indicou tendência consistente de aumento ou declínio nas concentrações, sendo registradas poucas elevações abruptas, como no Litoral Norte Catarinense em 2019, associadas a dois indivíduos de *A. australis* com concentrações entre 497 e 784 ng g^{-1}.

A determinação de HPAs em tecidos de mamíferos marinhos é menos frequente do que a de poluentes orgânicos persistentes, como PCBs e pesticidas organoclorados (LOURENÇO *et al*., 2021). Esse cenário reflete, em

parte, a capacidade metabólica de organismos de níveis tróficos superiores de biotransformar HPAs em derivados mais hidrossolúveis, facilitando sua eliminação urinária (NEFF, 2002). Ainda assim, concentrações de HPAs têm sido reportadas em diversas espécies, sugerindo exposição contínua – embora geralmente em baixos níveis – que pode superar a capacidade de depuração desses animais (LÓPEZ-BERENGUER *et al*., 2023). Esses autores reportam, por exemplo, concentrações de Σ37HPAs em TCA de cetáceos do Mar Mediterrâneo (*Stenella coeruleoalba*, n = 34) e *Tursiops truncatus* (n = 8), com médias de 100 ± 59,0 ng g^{-1} e 109 ± 44,1 ng g^{-1} (peso úmido), respectivamente. Em outro estudo, com 81 amostras de TCH de lontras-marinhas (*Enhydra lutris nereis*) da Califórnia, as concentrações de Σ37HPAs apresentaram média de 146 ng g^{-1} e mediana de 94,3 ng g^{-1} (peso úmido) (KANNAN; PERROTTA, 2008), valores da mesma ordem de grandeza dos encontrados no presente trabalho. É importante destacar que grande parte da literatura sobre HPAs em mamíferos marinhos expressa concentrações em ng g^{-1} de lipídio, o que inviabiliza comparações diretas com os dados do PMP-BS, reportados em ng g^{-1} de peso úmido.

A avaliação espaço-temporal das concentrações de Σ37HPAs em TCH de mamíferos marinhos nas 13 mesorregiões do PMP-BS, entre 2016 e 2025, não evidencia tendência consistente de aumento ou de redução nos níveis de contaminação. Observa-se, contudo, a ocorrência de picos agudos e localizados, frequentemente associados a amostras isoladas com perfil atípico, o que reforça o caráter episódico e assimétrico da bioacumulação de HPAs nesses organismos (**Figura 7.4-3**). Em 2023, registros elevados ocorreram no Litoral Leste Fluminense, com *Pontoporia blainvillei* atingindo 424,9 ng g^{-1}, e na Baía de Sepetiba, onde a mesma espécie atingiu um máximo de 149,1 ng g^{-1}. Outro destaque é o ano de 2017 no Litoral Paranaense, em que indivíduos de *Tursiops truncatus* apresentaram concentrações de Σ37HPAs entre 143 e 1.295 ng g^{-1}, com um perfil que incluía tanto naftalenos quanto HPAs de maior peso molecular (quatro a seis anéis), sugerindo exposição a misturas de fontes petrogênicas e urbanas.

A persistência de valores <LQ na maioria das amostras, mesmo em regiões com eventos pontuais de contaminação mais intensa, evidencia a

heterogeneidade intraespecífica e ressalta a importância de se basear em medianas e valores máximos, em vez de médias simples, para evitar interpretações enviesadas. O predomínio de HPAs leves (dois e três anéis) na maioria dos registros sugere uma exposição predominantemente petrogênica (BOEHM *et al*., 2018). Em contraste, as três amostras de TCH de *Sotalia guianensis* do Litoral Norte Catarinense e da Baía de Sepetiba em 2023 – com Σ16HPAs entre 179 e 724 ng g^{-1} e Σ37HPAs entre 306 e 885 ng g^{-1} – apresentaram um perfil misto de compostos leves e pesados, indicativo de uma mistura de fontes petrogênicas e pirogênicas (BOEHM *et al*., 2018).

Tabela 7.4-3 *– Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCH nas 24 espécies de Mammalia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS.*

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Arctocephalus australis	40	56,9	153	<LQ	<LQ	784
Arctocephalus tropicalis	6	77,5	120	<LQ	<LQ	248
Balaenoptera acutorostrata	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Delphinidae sp.	1	396	<LQ	396	396	396
Delphinus delphis	3	9,9	17,15	<LQ	<LQ	29,7
Eubalaena australis	1	165	<LQ	165	165	165
Globicephala macrorhynchus	2	12,3	17,4	12,3	<LQ	24,7
Grampus griseus	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Kogia breviceps	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Kogia sima	1	24,9	<LQ	24,9	24,9	24,9
Lagenodelphis hosei	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Larus dominicanus	1	127	<LQ	127	127	127
Lobodon carcinophaga	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lontra longicaudis	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Megaptera novaeangliae	7	69,6	70,9	76	<LQ	168
Mesoplodon sp.	1	12,5	<LQ	12,5	12,5	12,5
Otaria flavescens	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Phocoena dioptrica	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Pontoporia blainvillei	238	80,6	188	<LQ	<LQ	1811
Sotalia guianensis	153	108	796	<LQ	<LQ	9729
Stenella Frontalis	1	100	<LQ	100	100	100
Stenella attenuata	2	157	222	157	<LQ	314
Stenella clymene	1	276	<LQ	276	276	276
Stenella frontalis	28	55,5	106	<LQ	<LQ	384
Stenella longirostris	3	9,63	16,6	<LQ	<LQ	28,9
Stenella sp.	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Steno bredanensis	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Stercorarius chilensis	1	466	<LQ	466	466	466
Tursiops truncatus	12	123	372,2	<LQ	<LQ	1295
Tursiops truncatus gephyreus	2	111	78,1	111	56,3	166
Ziphius cavirostris	1	39,2	<LQ	39,2	39,2	39,2

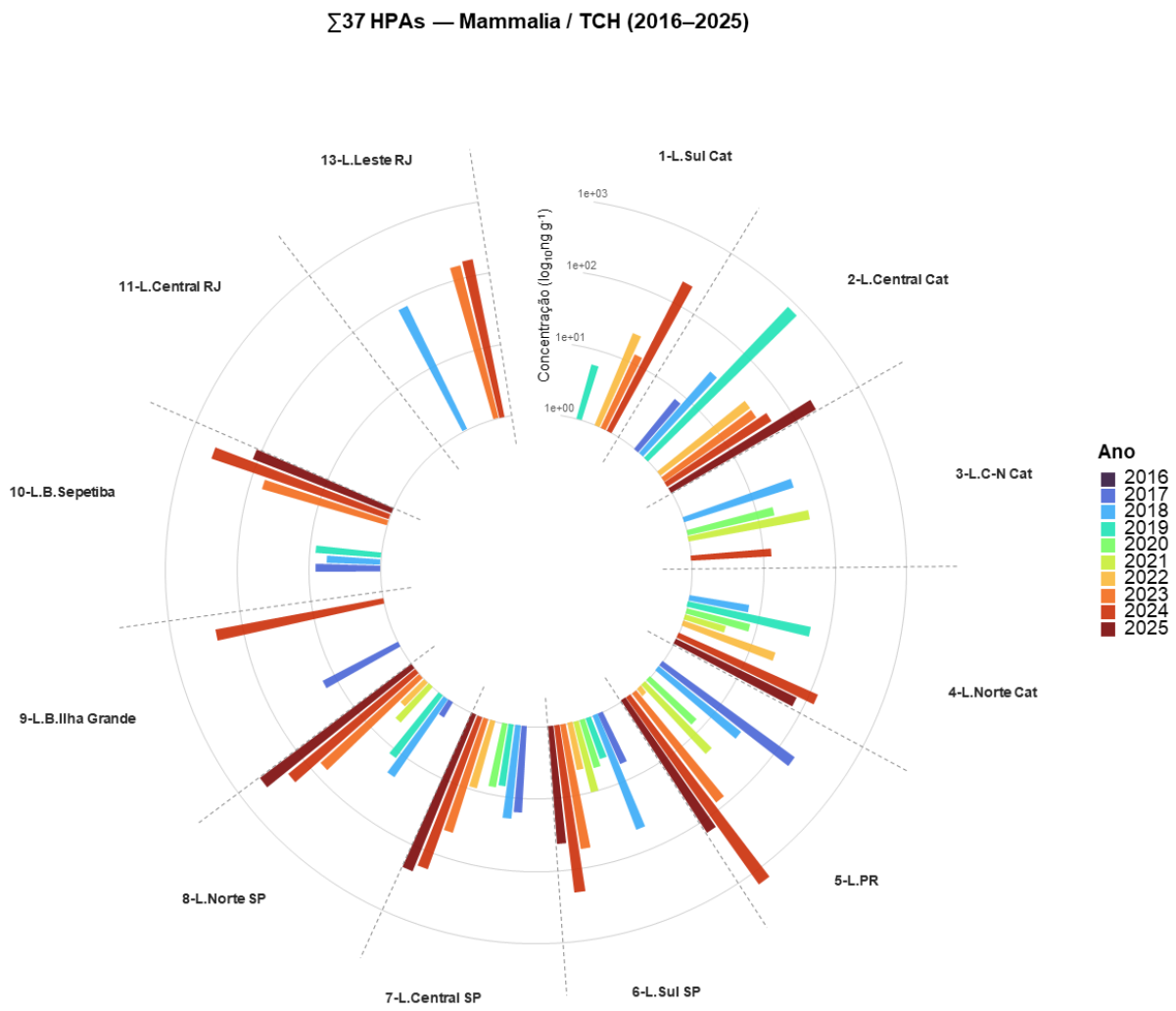


Figura 7.4-3 *– Diagrama radial com as medianas das concentrações de HPAs (∑37HPAs) em cada mesorregião por ano entre 2016 e 2025 para TCH em Mammalia (n = 404) coletadas pelo PMP-BS.*

Mamíferos Marinhos – Tecido adiposo (TCA)

Desde o início das análises de HPAs no PMP-BS até o final de 2025, foram analisadas 469 amostras de tecido adiposo (TCA) de 27 táxons de mamíferos marinhos, incluindo indivíduos identificados apenas até o nível de gênero. As espécies com maior representatividade amostral foram *Pontoporia blainvillei* (n = 215) e *Sotalia guianensis* (n = 149), cujas concentrações máximas foram de 2.100 ng g^{-1} e 1.086 ng g^{-1}, respectivamente. Nessas espécies, as medianas permaneceram inferiores ao limite de quantificação

(<LQ). Para *Stenella frontalis* (n = 27), a mediana também se manteve <LQ, apesar da ocorrência de valores pontuais elevados, como em um indivíduo do litoral norte paulista com concentração de 427,1 ng g^{-1}.

Tursiops truncatus (n = 12) apresentou concentrações variando entre 14,8 e 2.074 ng g^{-1} ao longo do período. *Arctocephalus tropicalis*, representada por uma única amostra, registrou 265,4 ng g^{-1}, acima da média geral das demais espécies. Entre as espécies com n = 1, destacam-se ainda *Mesoplodon* sp. (270,7 ng g^{-1}), *Stenella clymene* (87,73 ng g^{-1}), *Eubalaena australis* (381 ng g^{-1}) e *Delphinidae* (122,7 ng g^{-1}) (**Tabela 7.4-4**).

De forma geral, observa-se que os valores mais elevados de HPAs estão associados a um número reduzido de indivíduos, enquanto a maior parte das amostras apresenta concentrações baixas ou não detectáveis. Esses episódios pontuais estão frequentemente associados à contribuição de HPAs específicos, com destaque para o naftaleno e seus derivados alquilados. As maiores concentrações de compostos individuais foram registradas em *Tursiops truncatus* (2017, litoral paranaense), com 835,7 ng g^{-1} de naftaleno, e em *Stenella attenuata* (2018 e 2025, Baía de Sepetiba), com 397,06 ng g^{-1} de C1-naftaleno e 180,52 ng g^{-1} de dibenzo(a,h)antraceno, respectivamente. Compostos de maior peso molecular, como dibenzo(a,h)antraceno e pireno (75,42 ng g^{-1} em *Pontoporia blainvillei*), também figuram entre os valores mais elevados, embora com menor frequência.

As concentrações observadas no PMP-BS guardam coerência com os estudos realizados em outras regiões. López-Berenguer *et al*. (2023) quantificaram Σ16HPAs em TCA de cetáceos encalhados no Mar Mediterrâneo entre 2011 e 2018, obtendo valores médios de 100 ± 59 ng g^{-1} em *Stenella coeruleoalba* (n = 34) e 136 ± 47 ng g^{-1} em *Tursiops truncatus* (n = 8), ambos com predomínio de compostos de cadeia curta (dois a três anéis). Para *T. truncatus* especificamente, dados históricos do próprio PMP-BS (RTA, 2023) apontam Σ16HPAs de 179 ± 480 ng g^{-1} (mediana de 10,2 ng g^{-1}) e Σ37HPAs de 196 ± 507 ng g^{-1} (mediana de 13,8 ng g^{-1}) no TCA, valores que, apesar das diferenças metodológicas inerentes à comparação entre animais mortos e vivos, situam-se na mesma ordem de grandeza dos encontrados no presente estudo. Tian *et al*. (2023) avaliaram o TCA de três espécies de cetáceos e

pinnípedes do Pacífico (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri,* n = 14, *Phoca larga,* n = 14 e *Balaenoptera acutorostrata,* n = 9), reportando concentrações da soma de 15 HPAs entre <LQ e 114 ng g^{-1} (peso úmido, obtido pela conversão do peso seco aplicando fator 0,25), intervalo compatível com o observado no PMP-BS. Vale notar que uma parcela expressiva dos estudos disponíveis na literatura adota como base de referência o teor lipídico do tecido (ng g^{-1} de lipídio) em vez do peso úmido, o que torna as comparações diretas com o banco de dados do PMP-BS impraticáveis sem informações detalhadas sobre o teor de gordura de cada amostra.

***Tabela 7.4-4** – Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana (Med.) e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) para ∑37HPAs em amostras de TCA nas espécies de Mammalia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS.*

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Arctocephalus australis	21	148	341	33,6	<LQ	1482
Arctocephalus tropicalis	1	265		265	265	265
Balaenoptera acutorostrata	3	17,8	30,95	<LQ	<LQ	53,6
Delphinidae	1	122		122	122	122
Delphinus delphis	3	29,2	15,6	34,8	11,6	41,4
Eubalaena australis	1	381		381	381	381
Globicephala macrorhynchus	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Grampus griseus	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Kogia breviceps	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Kogia sima	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Lagenodelphis hosei	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Larus dominicanus	1	19,3		19,3	19,3	19,3
Lontra longicaudis	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Megaptera novaeangliae	8	45,0	46,1	38,0	<LQ	123
Mesoplodon	1	270		270	270	270
Phocoena dioptrica	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Pontoporia blainvillei	215	91,0	261	<LQ	<LQ	2100
Sotalia guianensis	149	54,5	134	7,03	<LQ	1086
Stenella Frontalis	1	92,9		92,9	92,9	92,9
Stenella attenuata	2	499	707	499	<LQ	999,8
Stenella clymene	1	87,7		87,7	87,7	87,7
Stenella frontalis	27	71,9	130	<LQ	<LQ	427
Stenella longirostris	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Stenella sp.	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Steno bredanensis	4	9,85	19,7	<LQ	<LQ	39,4
Tursiops truncatus	12	238	592	21,3	<LQ	2074
Tursiops truncatus gephyreus	2	36,3	18,8	36,3	22,9	49,6
Ziphius cavirostris	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ

Tartarugas-marinhas – Tecido hepático (TCH)

Desde o início das análises de HPAs no PMP-BS até o final do período de referência (2025), foram analisadas amostras das cinco espécies de tartarugas-marinhas considerando TCH, totalizando 1.760 amostras com resultados para Σ37HPAs.

Chelonia mydas concentra a maior parte do conjunto (n = 1.647) (**Tabela 7.4-5**), com detecção de HPAs em aproximadamente 29,79% das amostras (n = 490). Mesmo nesses casos, as medianas de concentração para o somatório permaneceram inferiores ao limite de quantificação (<LQ). Padrão semelhante foi observado para *Caretta caretta* (n = 95), também com medianas abaixo ou no limite de quantificação.

Considerando apenas as amostras com Σ37HPAs >LQ (n = 437), o naftaleno destacou-se como o HPA de ocorrência mais ampla nessa classe. Das 391 amostras em que esse composto foi detectado, 189 apresentavam apenas o naftaleno, sem qualquer outro HPA associado, indicando ocorrência isolada desse composto em parte significativa dos casos. Nas 46 amostras sem naftaleno, a presença de HPAs foi atribuída a outros compostos de dois a três anéis, como fenantreno e seus derivados alquilados. A dominância do naftaleno também se reflete nos valores centrais dos compostos individuais: esse composto registrou valores entre 48,22 e 100,83 ng g^{-1} em *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*, enquanto seu primeiro homólogo alquilado (C1-naftaleno) alcançou 143,85 ng g^{-1} em um indivíduo de *C. caretta* amostrado em 2018 no litoral norte paulista e 57,82 ng g^{-1} em uma amostra de 2025.

Do ponto de vista comparativo, os níveis encontrados no PMP-BS enquadram-se no espectro de valores descritos na literatura para essas espécies em diferentes contextos geográficos. Ylitalo *et al*. (2017), em estudo com *C. mydas* sem contato com óleo no Golfo do México – durante o período posterior ao acidente do *Deepwater Horizon* –, registraram concentrações de 14,7 ± 7,1 ng g^{-1} (peso úmido) para a soma de mais de 40 HPAs parentais e alquilados em TCH. Para *C. caretta* no Mediterrâneo, Arienzo *et al*. (2023) reportaram média de Σ16HPAs de 139 ± 55,0 ng g^{-1} (peso úmido) em 19

indivíduos, com o naftaleno respondendo por mais de 90% da carga total de HPAs detectada. No contexto brasileiro, Vilca *et al*. (2018) documentaram, em 44 tartarugas coletadas no litoral de São Paulo e Espírito Santo, medianas de Σ16HPAs de 1,48 ng g^{-1} em indivíduos saudáveis e de 17,3 ng g^{-1} naqueles acometidos por fibropapilomatose. A variação observada entre estudos e localidades é esperada, dado que os níveis de HPAs em quelônios marinhos são influenciados por uma combinação de fatores intrínsecos – como sexo, idade, comportamento alimentar e fase reprodutiva – e extrínsecos, relacionados ao grau de exposição regional a fontes de contaminação (NEFF, 2002).

A **Figura 7.4-4** apresenta a variação temporal (2016–2025) das concentrações de HPAs por mesorregião. O pico de 2023 no Litoral Norte Catarinense foi determinado por um único indivíduo de *C. mydas* com Σ37HPAs de 1.623 ng g^{-1}. No litoral de São Paulo, dois exemplares de *C. mydas* e um de *C. caretta* atingiram concentrações entre 700 e 1.160 ng g^{-1} (peso úmido), não se destacando visualmente na figura devido ao grande número de amostras com valores baixos no estado, que atenuam a média regional. Nesses animais com concentrações mais elevadas, o perfil é marcado pela presença de HPAs de quatro a seis anéis, sugerindo incorporação de compostos de origem pirogênica.

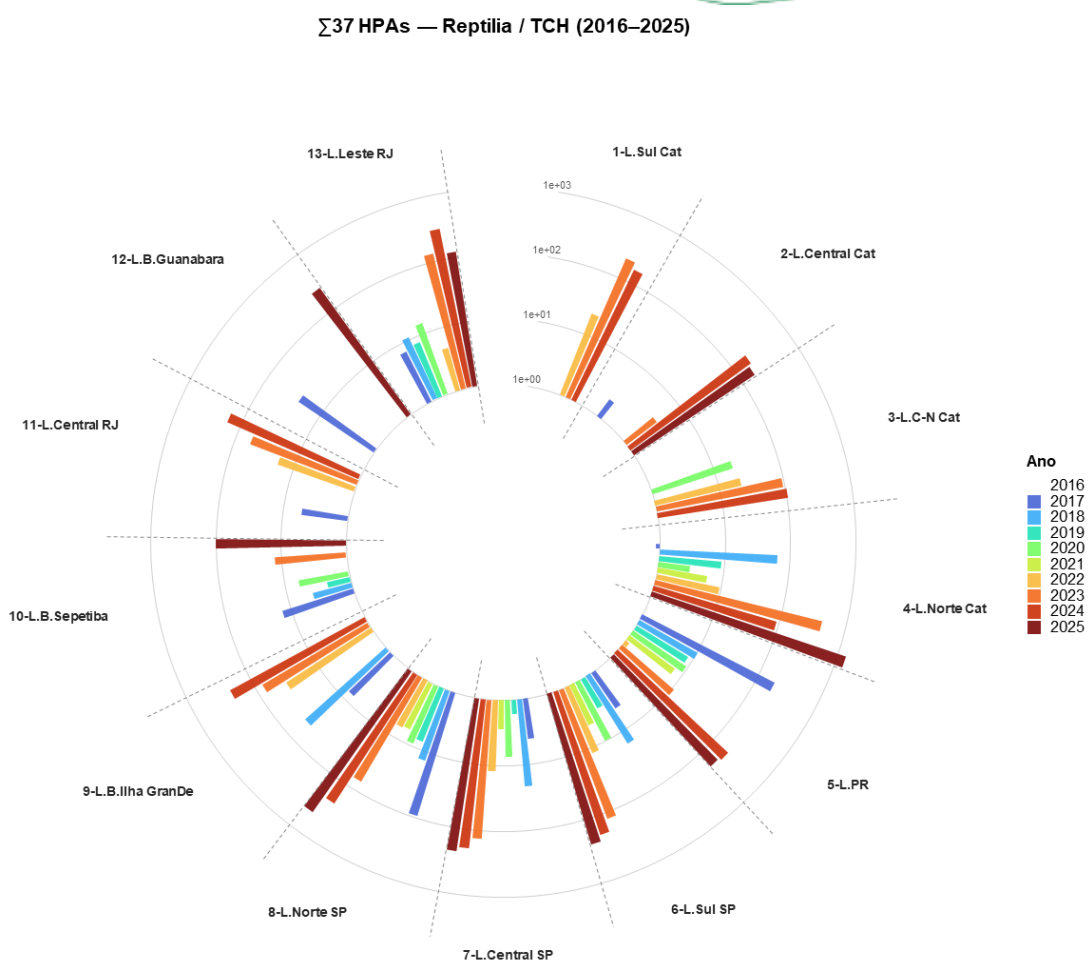


Figura 7.4-4 *– Diagrama radial com as concentrações medianas de HPAs (∑37HPAs) em cada mesorregião por ano entre 2016 e 2025 para TCH em Reptilia (n = 1.760) coletadas pelo PMP-BS.*

Tabela 7.4-5 *– Concentração média, desvio-padrão (DP), mediana e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) o para ∑37HPAs em amostras de TCH nas espécies de Reptilia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS.*

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Caretta caretta	95	69,9	101	264	<LQ	1790
Chelonia mydas	1647	79,5	491	<LQ	<LQ	14170
Dermochelys coriacea	4	97,2	178	12,3	<LQ	364
Eretmochelys imbricata	5	111	222	<LQ	<LQ	508
Lepidochelys olivacea	9	95,1	158	<LQ	<LQ	440

Tartarugas-marinhas – Tecido adiposo (TCA)

Desde o início das análises de HPAs no PMP-BS até o final do período de referência (2025), foram analisadas amostras de TCA de todas as cinco

espécies de tartarugas-marinhas, totalizando 909 amostras com resultados válidos para Σ37HPAs, correspondendo a aproximadamente 52% do total de amostras processadas para TCH nessa classe.

Chelonia mydas foi a espécie mais representada (n = 819), com máximo de 2.061 ng g^{-1} e mediana inferior ao limite de quantificação. *Caretta caretta* (n = 80) apresentou o maior pico registrado entre os répteis em TCA (5.917 ng g^{-1}), observado em um subgrupo de seis indivíduos com identificação taxonômica alternativa, cuja mediana foi de 71,53 ng g^{-1}. No grupo principal (n = 74), o valor máximo foi de 1.596 ng g^{-1} e a mediana permaneceu abaixo do LQ. *Lepidochelys olivacea* (n = 6) apresentou média de 89,08 ± 134,9 ng g^{-1} e mediana de 8,4 ng g^{-1}, enquanto *Dermochelys coriacea* (n = 3) e *Eretmochelys imbricata* (n = 1) registraram todas as amostras abaixo do LQ (**Tabela 7.4-6**).

A análise por ano e mesorregião revelou que os valores mais elevados para *C. mydas* se concentraram em 2023 e 2025, especialmente no litoral norte paulista, litoral sul paulista e litoral norte catarinense, com medianas locais de 129 ng g^{-1} e máximos superiores a 2.000 ng g^{-1}. Para *C. caretta*, os maiores registros também ocorreram em 2025, com destaque para o litoral sul paulista, onde foi registrada a maior concentração individual do período (5.917 ng g^{-1}). A título de comparação, López-Berenguer *et al*. (2023) analisaram TCA de 23 exemplares de *C. caretta* encontrados mortos no litoral sudeste da Espanha, no Mediterrâneo, reportando média de Σ16HPAs de 136 ± 47 ng g^{-1} (peso úmido) e predomínio de HPAs leves, indicativo de origem petrogênica – padrão coerente com o observado no PMP-BS para essa espécie.

Tabela 7.4-6 *– Concentração média, desvio-padrão, mediana e percentual de amostras com compostos quantificáveis (%>LQ) o para ∑37HPAs em amostras de TCA nas espécies de Reptilia analisadas entre 2016 e 2025 pelo PMP-BS.*

Espécie	n	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Caretta Caretta	80	144	689	71,5	4,61	5920
Chelonia mydas	819	55,2	152	<LQ	<LQ	2061
Dermochelys coriacea	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eretmochelys imbricata	1	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ
Lepidochelys olivacea	6	89,0	134	8,4	<LQ	305

7.4.3 Ocorrência e distribuição de contaminantes halogenados

Nesta categoria estão incluídas diversas classes de contaminantes halogenados, entre os chamados “poluentes orgânicos persistentes” (POPs), especificamente bifenilas policloradas (PCB), éteres difenilos polibromados (PBDE), dicloro-difenil-tricloroetano (*o*,*p’*-DDT e *p*,*p’*-DDT) e seus metabólitos (*p*,*p*’-DDE, *o*,*p*’-DDD, *p*,*p*’-DDD), soma de hexaciclohexano (HCH), drins totais, clordanas totais, endosulfan, metoxicloro e mirex.

Com base nos resultados de 2025, que seguiram a tendência observada nos anos anteriores, apenas PCBs e ∑DDT foram encontrados em número representativo de amostras acima dos respectivos limites de quantificação; assim, essas duas categorias serão avaliadas quanto à variação espaço-temporal na Bacia de Santos.

Aves Marinhas – PCBs e ∑DDTs

Entre as 3432 amostras de aves do PMP-BS analisadas no período para contaminantes organoclorados , foram registradas concentrações >LQ em 984 amostras para ∑PCBs e 728 amostras para ∑DDTs (**Figura 7.4-5**). Esta distribuição deve ser interpretada com cautela, considerando as grandes diferenças no número de amostras entre as espécies.

Algumas espécies estão representadas por apenas um indivíduo, o que impede qualquer generalização estatística. *Oceanites oceanicus*, *Macronectes giganteus* e *Nycticorax nycticorax* exemplificam essa limitação, com concentrações que chegam à ordem de 2.000–5.000 ng g^{-1} para ΣPCBs e entre 209 e 2.353 ng g^{-1} para ΣDDTs, resultantes de registros isolados. O mesmo se aplica a *Fregata magnificens* e *Nannopterum brasilianum*, com resultados de organohalogenados em poucas amostras de TCH.

Os maiores valores observados no período correspondem a ocorrências pontuais, destacando-se: *Calonectris diomedea borealis*, com 10.403 ng g^{-1} de ΣPCBs e 6.494 ng g^{-1} de ΣDDTs, associado ao pico de PCBs na Baía de Sepetiba entre 2019–2020 (**Figura 7.4-5A**); *Nycticorax nycticorax* com 5.154 ng g^{-1} de ΣPCBs e 2.353 ng g^{-1} de ΣDDTs em 2017 na Baía de Guanabara;

PÚBLICA

Macronectes giganteus com 3.369 ng g^{-1} de ΣPCBs e 693 ng g^{-1} de ΣDDTs na mesma mesorregião e ano e *Calonectris* sp. com 2.400 ng g^{-1} de ΣDDTs em 2021 no Centro-Norte Catarinense. Esses registros são confirmados pelos picos observados na **Figura** nas mesorregiões correspondentes.

Esses valores elevados ocorreram de forma pontual e não caracterizam o padrão geral das espécies. Por outro lado, há espécies com resultados mais consistentes, devido ao maior número de amostras, como detalhado a seguir:

i. *Nycticorax nycticorax,* embora com apenas duas amostras com concentrações quantificáveis de ∑PCBs, apresentou a maior mediana entre as espécies (5.154 ng g^{-1}, peso úmido), além da mediana elevada de ∑DDTs (2.353 ng g^{-1}, peso úmido);
ii. *Calonectris diomedea,* com 11 amostras de TCH para ∑PCBs, apresentou mediana de 433 ng g^{-1} (peso úmido)e mediana de ∑DDTs de 107 ng g^{-1} (peso úmido);
iii. *Fregata magnificens*, com n = 99 amostras >LQ para ∑DDTs e n = 8 para ∑PCBs, apresentou mediana de 411,3 ng g^{-1} para ∑DDTs, enquanto as medianas de ∑PCBs permaneceram inferiores ao LQ;
iv. *Calonectris* sp. (n = 16 para PCBs e n = 20 para DDTs) apresentou medianas de 245 ng g^{-1} e 21,3 ng g^{-1} (peso úmido), respectivamente.

Os valores acima são compatíveis com os valores reportados para aves marinhas em outras regiões do Atlântico. Costa *et al*. (2016) encontraram ΣPCBs em TCH de *Puffinus lherminieri* no litoral de Portugal entre 150 e 800 ng g^{-1} (peso úmido), enquanto Naso *et al*. (2003) reportaram faixas de 6 a 8.431 ng g^{-1} em 61 amostras de 12 espécies na costa italiana. Em ambos os estudos, os congêneres 118, 138, 153 e 180 – com cinco, seis e sete cloros na estrutura, respectivamente – foram os mais frequentemente detectados, padrão que se reproduz nas amostras do PMP-BS.

Para ΣDDTs, as concentrações do PMP-BS situam-se ligeiramente abaixo das faixas reportadas nesses mesmos trabalhos (NASO *et al*., 2003; COSTA *et al*., 2016; AYELE *et al*., 2022), nos quais o p,p'-DDE é o metabólito

dominante, também observado nas amostras do PMP-BS, refletindo exposição a fontes históricas de DDT parcialmente degradado no ambiente.

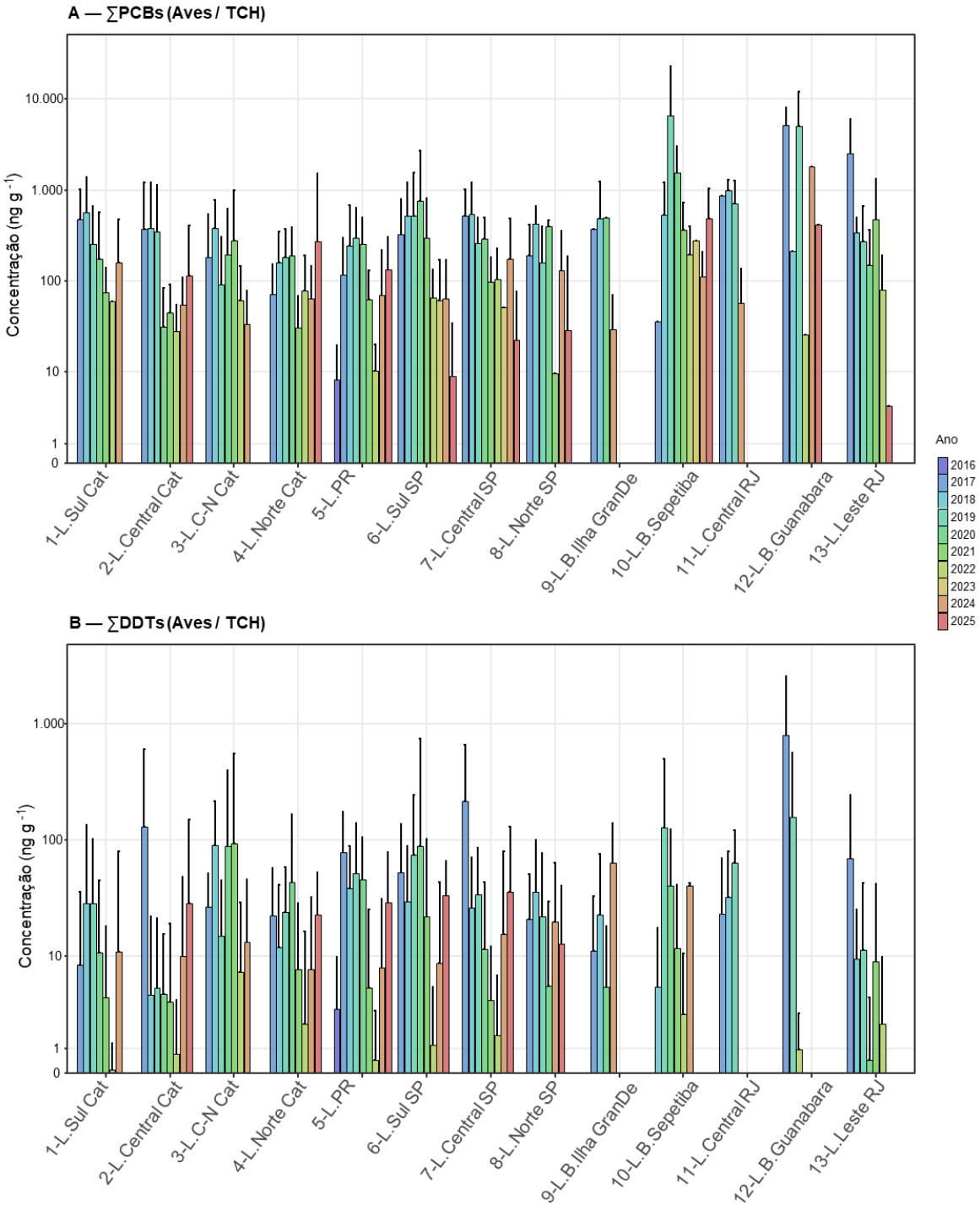


Figura 7.4-5 *– Concentrações média de ∑PCBs (painel superior) e ∑DDT (painel inferior) considerando todas as amostras de TCH de Aves coletada pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Valores em ng g^{-1} (peso úmido).*

Mamíferos Marinhos – ∑PCBs e ∑DDTs

Foram analisados 526 indivíduos de mamíferos marinhos com tecido hepático (TCH) no PMP-BS, dos quais, a para ΣPCBs, 144 apresentaram concentrações acima do limite de quantificação (LQ), distribuídas em 9 táxons; para ΣDDTs, foram observadas 99 quantificações acima do LQ, também em 9 táxons. Na maioria dos táxons, porém, o número de indivíduos com quantificação foi bastante reduzido.

Arctocephalus australis apresentou a maior mediana (398 ng g^{-1}) de ΣPCBs, calculada sobre os 9 indivíduos analisados para a espécie, dos quais 7 (77,8%) tiveram valores acima do LQ. *Steno bredanensis* teve 4 indivíduos de TCH analisados, mas apenas um teve ΣPCBs quantificado, com valor de 369 ng g^{-1}. *Steno bredanensis*. Entre as demais espécies, *Stenella frontalis* (n = 7 indivíduos analisados, 5 acima do LQ) apresentou mediana de 83,8 ng g^{-1} de ΣPCBs; *Eubalaena australis* e *Mesoplodon sp*. tiveram um único registro quantificável cada (56,2 e 28,4 ng g^{-1}, respectivamente). *Arctocephalus tropicalis* apresentou 2 indivíduos acima do LQ (19,5 e 39,5 ng g^{-1}). Sotalia guianensis foi a espécie com maior número de detecções: para ΣPCBs, 129 indivíduos foram analisados e 88 (68,2%) ficaram acima do LQ, com mediana de 12,2 ng g^{-1} — portanto acima do LQ; já para ΣDDTs, dos 158 indivíduos analisados, 74 (46,8%) ficaram acima do LQ, mas a mediana permaneceu abaixo do LQ.

Do ponto de vista espacial, a **Figura 7.4-6** revela padrões distintos para os dois grupos de contaminantes: o principal pico de ΣPCBs em TCH de mamíferos está concentrado na Baía de Sepetiba, com valores máximos registrados em 2016 e 2021 (~2.500 ng g^{-1}); já para ΣDDTs, os maiores registros estão no Litoral Norte Catarinense (2019 e 2023, ~2.500–2.800 ng g^{-1}) e, secundariamente, também na Baía de Sepetiba (~1.000 ng g^{-1} em 2021). Essa distribuição marcada por ocorrências pontuais e geograficamente restritas, sem tendência crescente ao longo do tempo, é consistente com o padrão observado para essa classe.

A literatura sobre POPs em cetáceos do Atlântico Sul é extensa, embora a grande maioria dos estudos apresente concentrações em base lipídica, o que inviabiliza comparações diretas com os dados do PMP-BS em peso úmido. De toda forma, a região é reconhecida como um *hotspot* de contaminação por POPs em cetáceos (LAILSON-BRITO *et al*., 2010, 2012; OLIVEIRA-FERREIRA *et al*., 2021; BRIÃO *et al*., 2025). Trabalhos de referência para o Atlântico Sul reportam ΣPCBs entre 600 e 257.200 ng g^{-1} em base lipídica, com os maiores valores em orcas (*Orcinus orca*) e falsas-orcas (*Pseudorca crassidens*) e os menores em golfinhos-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*). Para ΣDDTs, foram reportadas concentrações entre 652 e 23.555 ng g^{-1}, além de ΣPCBs entre 765 e 99.175 ng g^{-1} e HCB entre 4,4 e 156 ng g^{-1} em lipídios, em animais capturados incidentalmente entre 1995 e 2005 (LAILSON-BRITO *et al*., 2012). Esses dados reforçam o elevado potencial de bioacumulação de POPs nos mamíferos marinhos da região, conforme amplamente discutido na literatura (JEPSON *et al*., 2016).

No PMP-BS, as medianas de ΣPCBs e ΣDDTs permaneceram, na maior parte das espécies e anos, abaixo ou próximas ao limite de quantificação. As exceções (*A. australis*, *Steno bredanensis* e *Eubalaena australis*) correspondem a poucos indivíduos isolados cujas concentrações elevam as médias sem alterar as medianas, reforçando o caráter pontual dessas ocorrências e a ausência de tendência sistêmica de aumento ao longo do período monitorado.

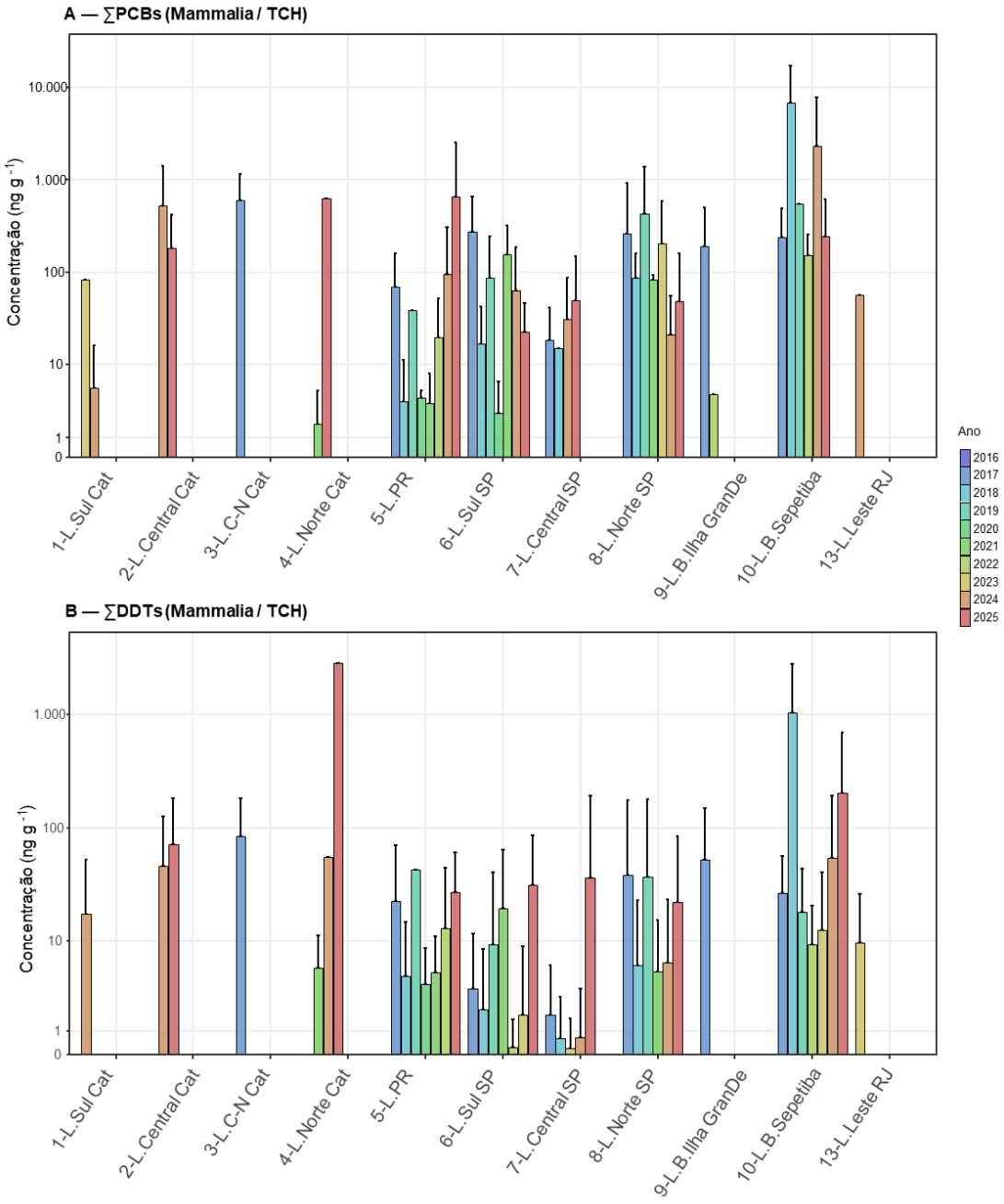


Figura 7.4-6 *– Concentrações médias de ∑PCBs (painel superior) e ∑DDT (painel inferior) considerando todas as amostras de TCH de animais da Classe Mammalia coletados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Valores em ng g^{-1} (peso úmido).*

PÚBLICA

Tartarugas-marinhas – ∑PCBs e ∑DDTs

Entre as cinco espécies de tartarugas marinhas com amostras de TCH analisadas no PMP-BS para contaminantes organoclorados, foram detectadas concentrações de ∑PCBs acima do limite de quantificação (LQ) em quatro delas. Embora a mediana de concentração para *Chelonia mydas* (n = 547) permaneça abaixo do LQ, alguns anos e regiões apresentaram médias elevadas, como em 2023 (média = 164,1 ng g^{-1}) e 2025 (média = 39,4 ng g^{-1}), o que indica ocorrências pontuais e não um padrão generalizado. Também se observam variações do ∑PCBs em *Caretta caretta* – com média de 57,2 ng g^{-1} em 2025 – apesar de as medianas se manterem próximas ou abaixo do LQ.

No caso dos DDTs, nenhuma das cinco espécies avaliadas apresentou mediana acima do LQ, embora *Chelonia mydas* tenha registrado médias discretas em alguns anos, como em 2025 (8,4 ng g^{-1}) e 2017 (0,6 ng g^{-1}). A **Figura 7.4-7** ilustra essas variações temporais e espaciais. Para ΣPCBs, os picos mais expressivos concentraram-se no Litoral Sul Catarinense e no Litoral Norte Catarinense em 2019, com médias da ordem de 800 e 400 ng g^{-1}, respectivamente. Para ΣDDTs, cujas concentrações são substancialmente menores (escala ~40 ng g^{-1}), o maior valor foi registrado no Litoral Leste Fluminense em 2025, com ocorrências adicionais no Litoral Norte Catarinense e no Litoral Paranaense em 2023 e 2025. Em conjunto, esses resultados indicam que a exposição a organoclorados em tartarugas marinhas ocorre de forma pontual e geograficamente restrita, sem indicação de tendência crescente ao longo do tempo monitorado.

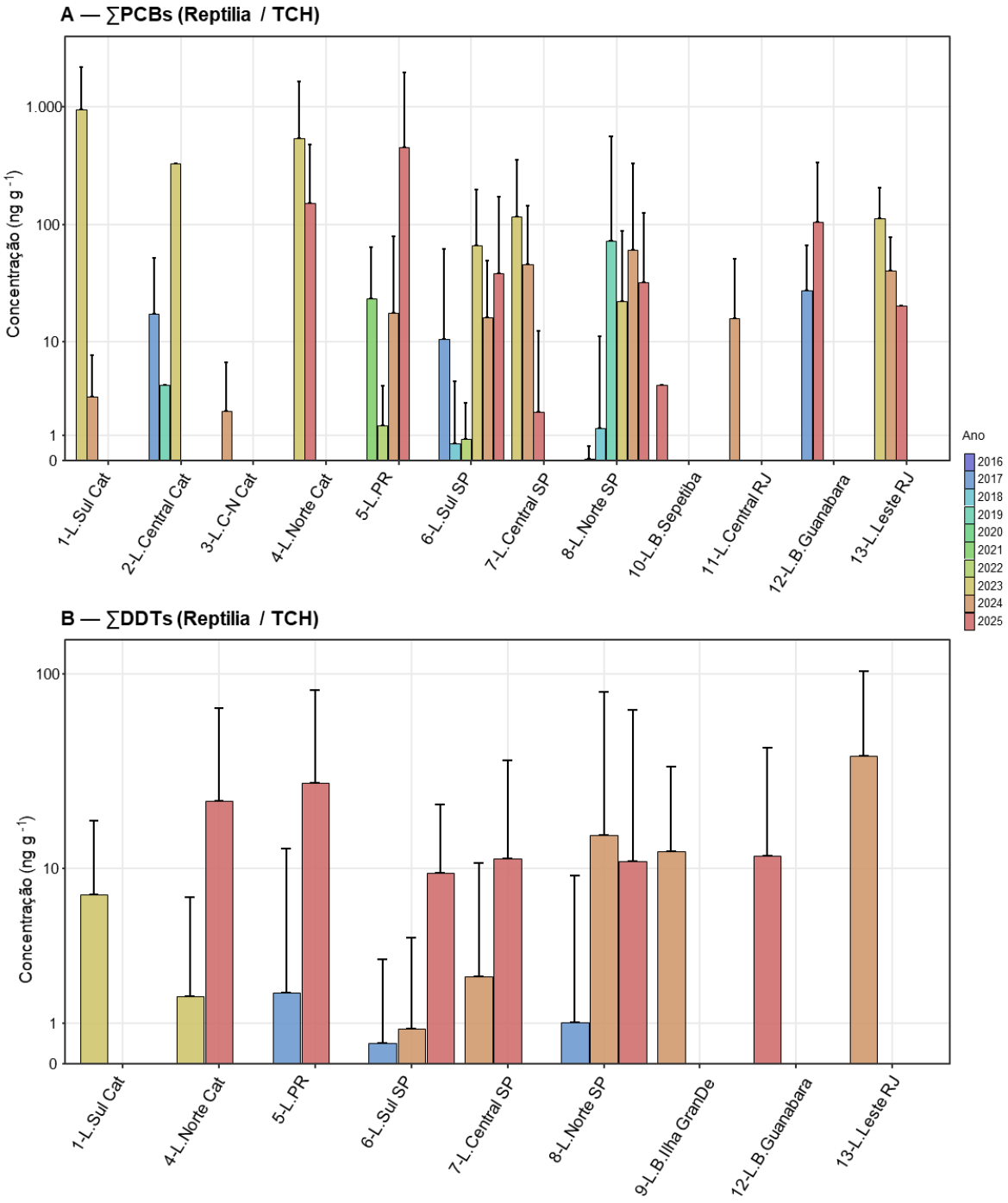


Figura 7.4-7 *– Concentrações média de ∑PCBs (painel superior) e ∑DDT (painel inferior) considerando todas as amostras de TCH de animais da Classe Reptilia coletados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Valores em ng g^{-1} (peso úmido).*

PÚBLICA

7.5 VARIAÇÃO DE HPAS E ORGANOHALOGENADOS POR SEXO E ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO

Para refinar a avaliação sobre a presença e distribuição de HPAs e contaminantes halogenados em tetrápodes marinhos, os dados temporais registrados no SIMBA foram analisados em função do sexo dos animais (macho, fêmea, indefinido) e do estágio de desenvolvimento (feto, filhote, juvenil, adulto e indeterminado), considerando separadamente os tecidos (TCH e TCA) ao longo de todo o período do PMP-BS.

Inicialmente, foi realizada a contagem de amostras segundo as variáveis consideradas (classe, espécie, ano coleta, tecido, classe de contaminante, sexo e estágio de desenvolvimento), sendo computados, para análise comparativa, apenas subconjuntos com ao menos 50 ocorrências. A partir deste critério, foram selecionados três grupos de contaminantes – ∑HPAs, ∑PCBs e ∑DDTs – por apresentarem maior representatividade ao longo do PMP-BS.

A distribuição das amostras e as análises de variação desses contaminantes segundo as variáveis definidas são discutidas a seguir, para cada tecido (TCH e TCA).

Ao longo do PMP-BS foram amostradas 52 espécies de aves (**Tabela 7.4-1**), das quais apenas cinco acumularam n ≥ 50 amostras de TCH emambos os sexos: *Puffinus puffinus*, *Spheniscus magellanicus*, *Sula leucogaster*, *Larus dominicanus* e *Nannopterum brasilianum* (**Figura 7.5-1**). Em *S. magellanicus*, observa-se acentuada assimetria entre fêmeas (n = 1.131) e machos (n = 368), além de um contingente expressivo de indivíduos com sexo indefinido (n = 290), concentrado principalmente em 2023 e 2025. Já *P. puffinus* apresenta distribuição mais equilibrada entre fêmeas (n = 187) e machos (n = 199), com pequena parcela de sexo indefinido (n = 17) em 2025.

Entre os mamíferos marinhos, das 24 espécies com amostras de TCH no projeto, apenas *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* atingiram n ≥ 50 amostras em ambos os sexos (**Figura 7.5-2**).

Entre os répteis marinhos, embora cinco espécies tenham sido registradas com amostras de TCH no PMP-BS, somente *Chelonia mydas* reuniu mais de

50 indivíduos de cada sexo, sendo a única representante da Classe Reptilia com esse nível de representatividade amostral (**Figura 7.5-3**).

7.5.1 Sexo × TCH: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025

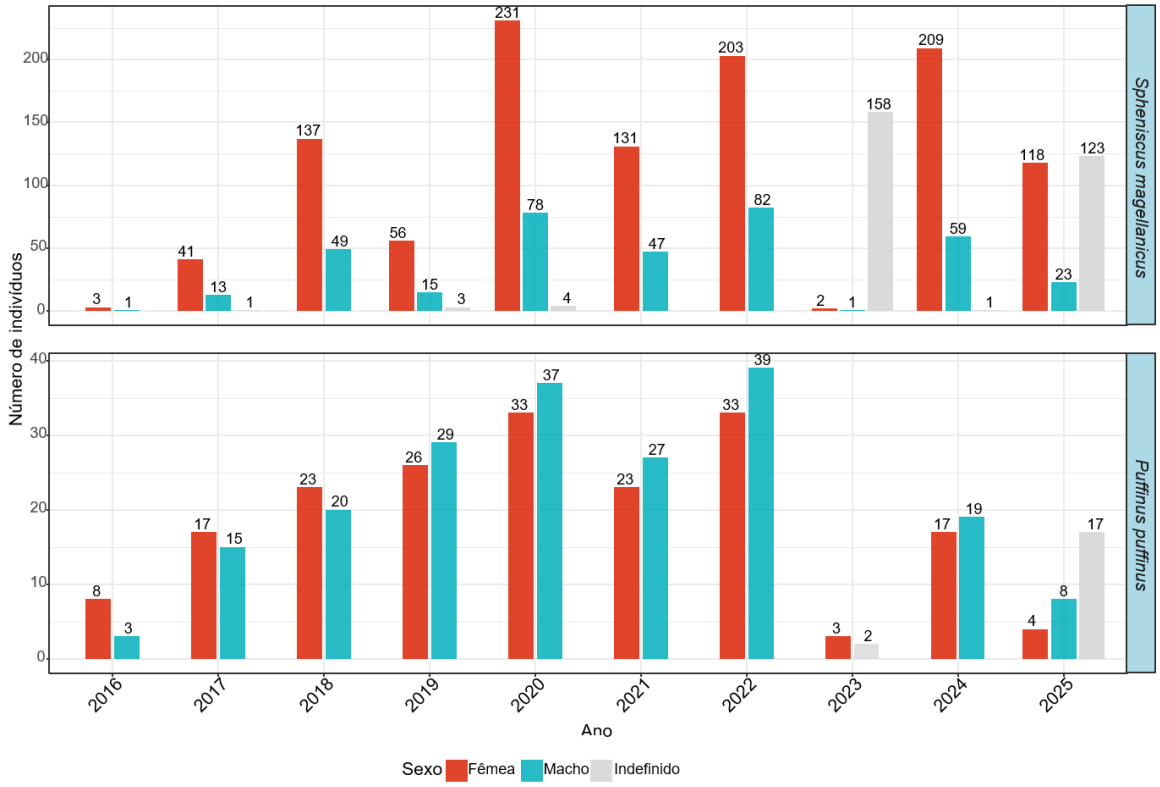


***Figura 7.5-1** – Contagem de amostras de TCH de AVES com mais de 3 ind coletados no ano segundo o sexo dos animais, considerando resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025.*

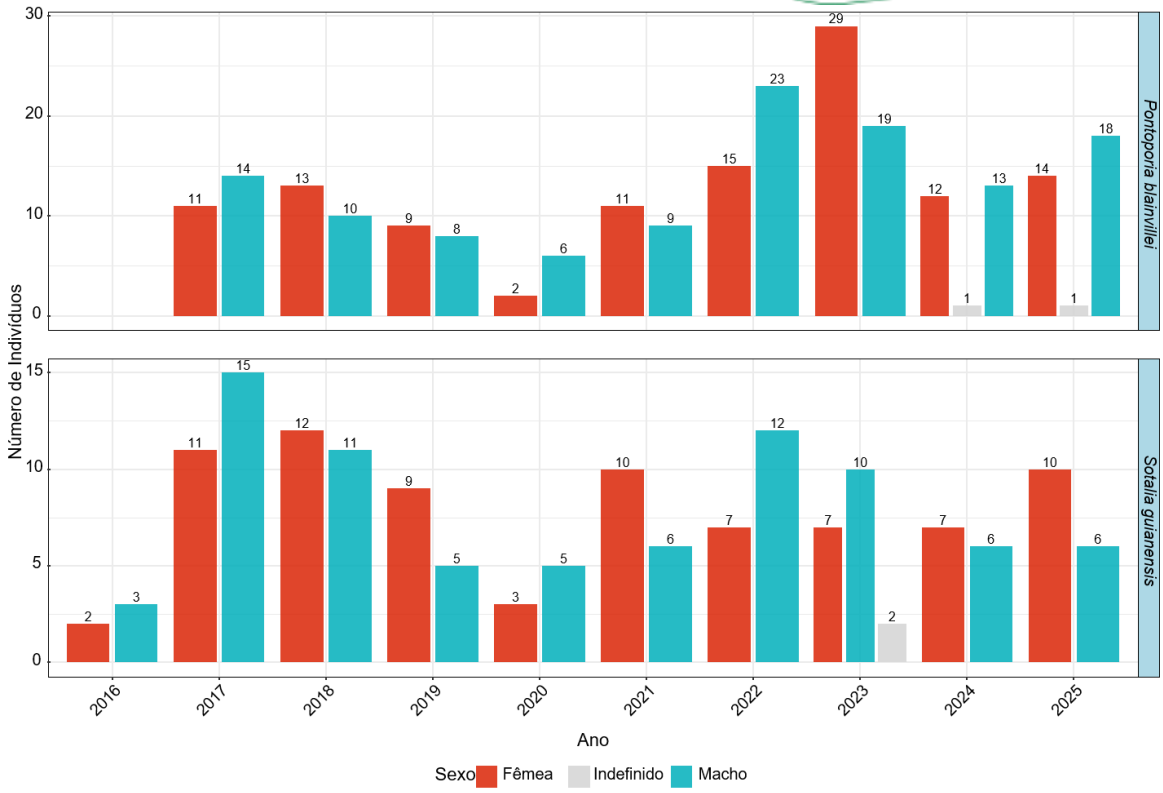


Figura 7.5-2 *– Contagem de amostras de TCH de MAMMALIA com 3 ou mais indivíduos coletados no ano segundo o sexo dos animais, considerando resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025.*

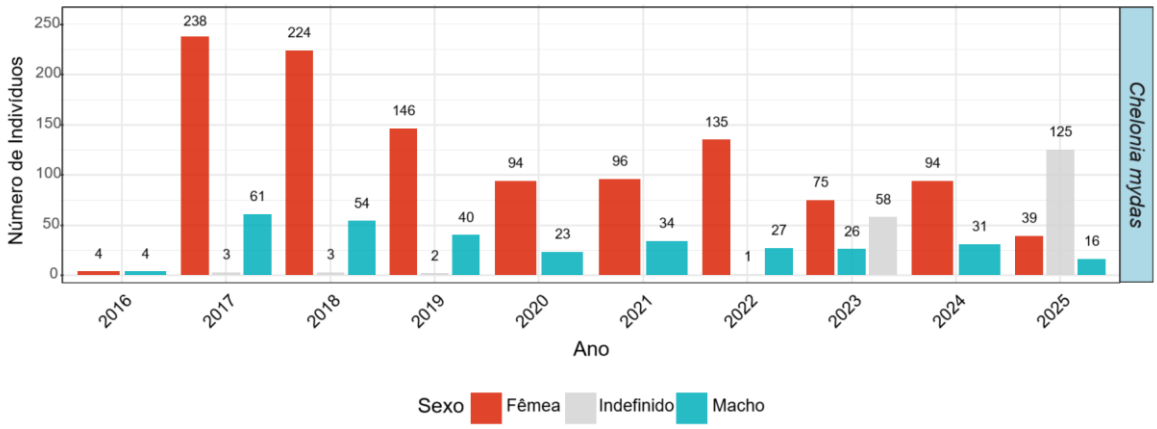


Figura 7.5-3 *– Contagem de amostras de TCH de REPTILIA com mais de 3 indivíduos coletados no ano segundo o sexo dos animais, considerando resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025.*

Para algumas espécies como a ave *Spheniscus magellanicus* e a tartaruga marinha *C. mydas*, observa-se acentuada assimetria no número de amostras entre os sexos ao longo dos anos, o que dificulta comparações

diretas ano a ano. Nessas condições, a análise torna-se mais robusta quando realizada considerando o conjunto integrado de amostras do período 2016-2025. do PMP-BS. Os resultados desta abordagem – considerando espécies com mais de 50 amostras ao longo do período –, considerando o teste de Kruskal-Wallis, conforme apresentado na **Figura 7.5-4**:

i. Para o Σ37HPAs, as medianas de concentração permaneceram, em sua maioria, próximas ou inferiores ao limite de quantificação (LQ), refletindo a elevada proporção de resultados não quantificáveis. Observa-se ampla dispersão dos dados, com forte sobreposição entre os invervalos interquartílicos dos diferentes sexos, não sendo identificado um padrão consistente de diferença entre machos e fêmeas nas espécies analisadas, mesmo naquelas com maior número amostral, como *Spheniscus magellanicus*;
ii. para o ∑PCBs, observam-se diferenças na magnitude das concentrações entre as classes de tetrápodes, com medianas mais elevadas em aves (entre 107,8 e 192,1 ng g^{-1}), seguidas por répteis (entre 75 e 79 ng g^{-1}) e mamíferos (entre 46,2 e 75,4 ng g^{-1}). Entretanto, no contexto da comparação entre sexos dentro de cada classe, as distribuições apresentam sobreposição considerável, e as diferenças observadas não configuram um padrão consistente entre machos e fêmeas;
iii. para o ΣDDTs, as concentrações também diferem em magnitude entre as classes, com valores mais elevados em aves (medianas entre 155,0 e 193,9 ng g^{-1}) em relação a mamíferos (medianas entre 16,8 e 21,0 ng g^{-1}) e répteis (medianas entre 19,5 e 43,1 ng g^{-1}). Nesse caso específico, a análise estatística indica diferença significativa entre os sexos em algumas situações, particularmente para aves ($p < 0,001$ na **Figura**). Ainda assim, essas diferenças devem ser interpretadas com cautela, considerando a variabilidade dos dados e possíveis assimetrias no tamanho amostral entre os grupos.

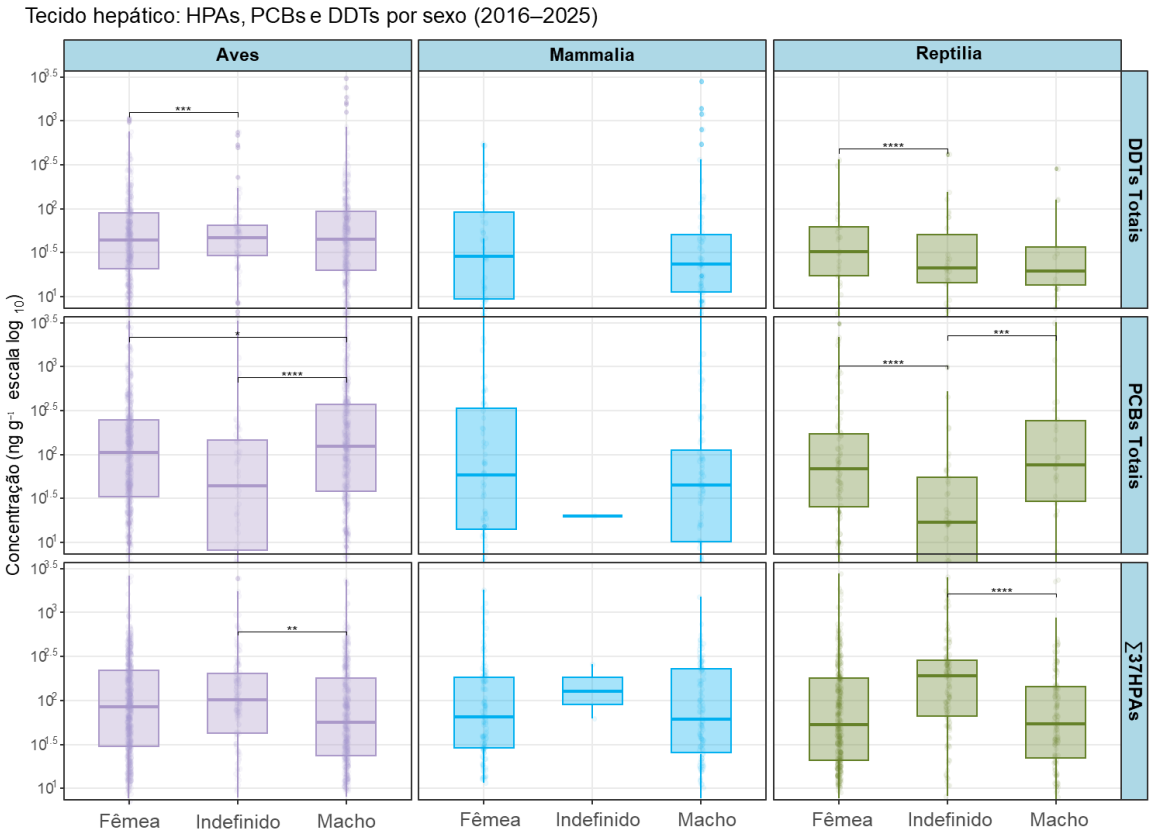


Figura 7.5-4 *– Tecido hepático: variação das concentrações (ng g⁻¹, em escala logarítmica) de HPAs, PCBs e DDTs nas três classes de tetrápodes, em função do sexo, com base em resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Os boxplots apresentam a mediana (linha central), os intervalos interquartílicos (caixas), a amplitude dos dados sem valores discrepantes (whiskers) e os valores discrepantes (pontos pretos); os pontos vazados representam as observações individuais. As diferenças entre os sexos foram avaliadas pelo teste de Kruskal–Wallis (KW) e os asteriscos exibidos na figura referem-se às comparações par a par do teste post hoc de Dunn, com níveis de significância indicados por: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001*

7.5.2 Sexo × TCA: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025

Para o TCA, existem mais de 50 amostras coletadas no PMP-BS (2016-2025) para *Spheniscus magellanicus* (Aves), para *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* (Mammalia) e para *Chelonia mydas* e *Caretta caretta* (Reptilia). Ressalta-se que o número de amostras de TCA é inferior ao de TCH (ver item 7.5.1), o que limita a robustez das comparações estatísticas por sexo dos animais.

No caso do Σ37HPAs, as medianas em TCA para as três classes de tetrápodes, são, em sua maioria, próximas ou inferiores ao limite de quantificação (LQ). Nas aves, os valores medianos foram de 24,4 ng g^{-1} para fêmeas e 36,3 ng g^{-1} para machos. Em mamíferos, foram observadas medianas de 35,9 ng g^{-1} para fêmeas e 62,6 ng g^{-1} para machos. Nos répteis, os valores medianos foram de 37,3 ng g^{-1} para fêmeas, 32,8 ng g^{-1} para indivíduos de sexo indefinido e 46,3 ng g^{-1} para machos (**Figura 7.5-5**). Em todos os casos, observa-se sobreposição entre os intervalos interquartílicos dos sexos, indicando ausência de separação clara entre os grupos.

Para o ΣPCBs, os valores medianos variaram entre 84,4 e 173,7 ng g^{-1} em aves, 368,2 ng g^{-1} para fêmeas e 430,7 ng g^{-1} para machos de mamíferos, e entre 53,9 e 75,2 ng g^{-1} nos répteis. Embora tenho sido identificada diferença estatisticamente significativa entre sexos em mamíferos (KW: p = 0,0139), as distribuições apresentam sobreposição considerável, indicando ausência de separação consistente entre os grupos.

Para o ∑DDTss (**Figura 7.5-5**), os valores medianos oscilaram entre 36,1 e 161,3 ng g^{-1} nas aves, entre 141,4 e 191,7 ng g^{-1} nos mamíferos e entre 28,9 e 73,9 ng g^{-1} nos répteis. De modo geral, não se observa um padrão consistente de diferença entre os sexos dentro de cada classe; entretanto, para aves, a análise indica diferença estatisticamente significativa (KW: $p < 0,001$), devendo essa diferença ser interpretada à luz da variabilidade dos dados e da sobreposição entre as distribuições.

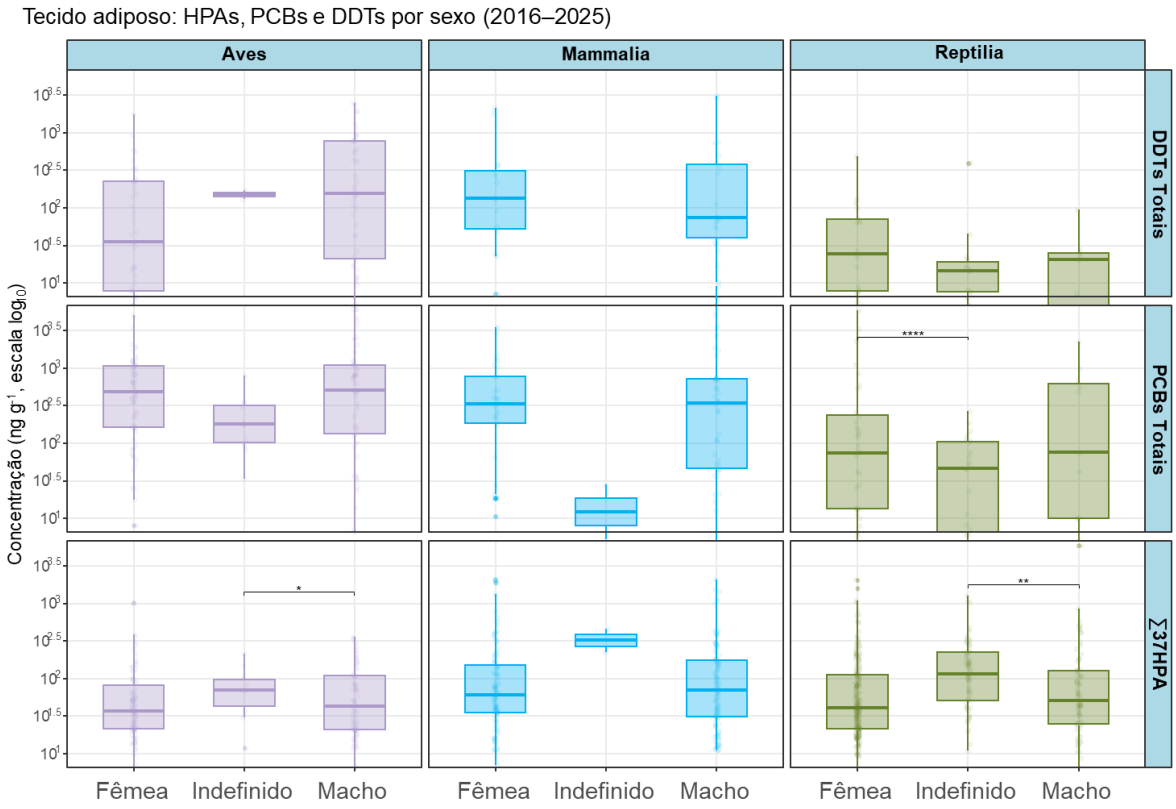


Figura 7.5-5 *– Tecido adiposo: variação das concentrações (ng g⁻¹, em escala logarítmica) de HPAs, PCBs e DDTs nas três classes de tetrápodes, em função do sexo, com base em resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Os boxplots apresentam a mediana (linha central), os intervalos interquartílicos (caixas), a amplitude dos dados sem valores discrepantes (whiskers) e os valores discrepantes (pontos pretos); os pontos vazados representam as observações individuais. As diferenças entre sexo, dentro de cada classe, foram avaliadas pelo teste de Kruskal–Wallis (KW) global; os asteriscos exibidos na figura referem-se às comparações par a par do teste post hoc de Dunn, com níveis de significância indicados por: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,0011.*

7.5.3 Estágio de desenvolvimento × TCH: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025

A **Figura 7.5-6** apresenta a contagem de amostras em cada classe de tetrápodes de acordo com os estágios de desenvolvimento definidos no projeto (feto, filhote, juvenil, adultos e indeterminado). Nota-se marcada diferença na distribuição dos estágios em Aves, com predominância de indivíduos juvenis (n = 2140). Nos mamíferos, a distribuição é mais equilibrada entre juvenis (224 amostras) e adultos (133 amostras), enquanto em répteis observa-se padrão

PÚBLICA

semelhante ao das aves, com predominância de juvenis (n = 1.439) e baixa representação de adultos (n = 49).

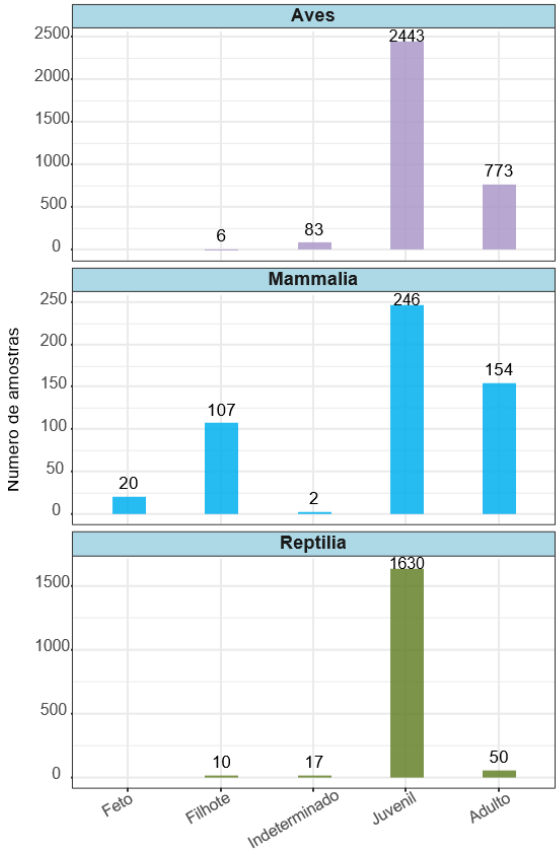


***Figura 7.5-6** – Número de amostras de TCH nas três classes de tetrápodes segundo o estágio de desenvolvimento do animal, considerando resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025.*

Os resultados de concentração (**Figura 7.5-7**) indicam que, para Σ37HPAs, ΣPCBs e ΣDDTs, há elevada variabilidade intraestágio e considerável sobreposição entre os intervalos interquartílicos, não sendo observado um padrão consistente de aumento ou redução das concentrações ao longo dos estágios de desenvolvimento.

Em aves, embora a análise estatística indique diferenças significativas entre os estágios (KW: $p < 0,001$), as distribuições apresentam ampla sobreposição, de modo que não é possível identificar um estágio de desenvolvimento com concentrações sistematicamente mais elevadas.

Em mamíferos e répteis, observa-se padrão semelhante, com elevada dispersão dos dados e ausência de tendência consistente entre os estágios, o

PÚBLICA

que indica que as diferenças entre classes ou indivíduos parecem ter maior influência do que o estágio de desenvolvimento em si.

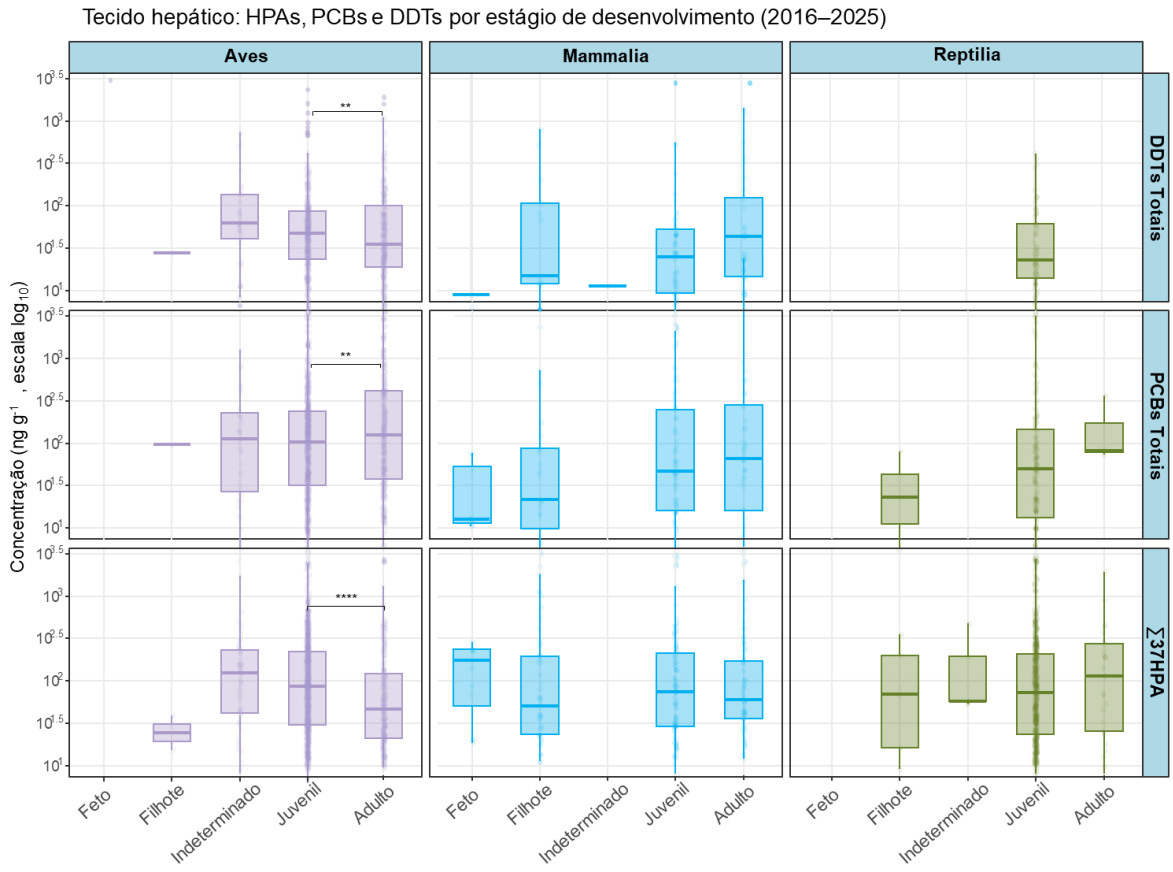


Figura 7.5-7 *– Tecido hepático: variação das concentrações (ng g⁻¹, em escala logarítmica) de HPAs , PCBs e DDTs nas três classes de tetrápodes, em função do sexo, com base em resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Os boxplots apresentam a mediana (linha central), os intervalos interquartílicos (caixas), a amplitude dos dados sem valores discrepantes (whiskers) e os valores discrepantes (pontos pretos); os pontos vazados representam as observações individuais. As diferenças entre estágios de desenvolvimento, dentro de cada classe, foram avaliadas pelo teste de Kruskal–Wallis (KW) global; os asteriscos exibidos na figura referem-se às comparações par a par do teste post hoc de Dunn, com níveis de significância indicados por: *p < 0,05; **p < 0,01; *p < 0,001.*

7.5.4 Estágio de desenvolvimento × TCA: variação de contaminantes orgânicos no período 2016-2025

Como já discutido na comparação por sexo para TCA (item), há um número comparativamente menor de amostras em relação ao TCH. Para Aves

PÚBLICA

(*Spheniscus magellanicus,* n > 50) predominam indivíduos juvenis. Em Reptilia (*Chelonia mydas*, n > 50), essa predominância é ainda mais acentuada, com 841 indivíduos juvenis e 40 amostras distribuídas entre os demais estágios de desenvolvimento. Para Mammalia, representada majoritariamente por *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* (n > 50), observa-se distribuição mais equilibrada entre adultos, filhotes e juvenis (**Figura 7.5-8**).

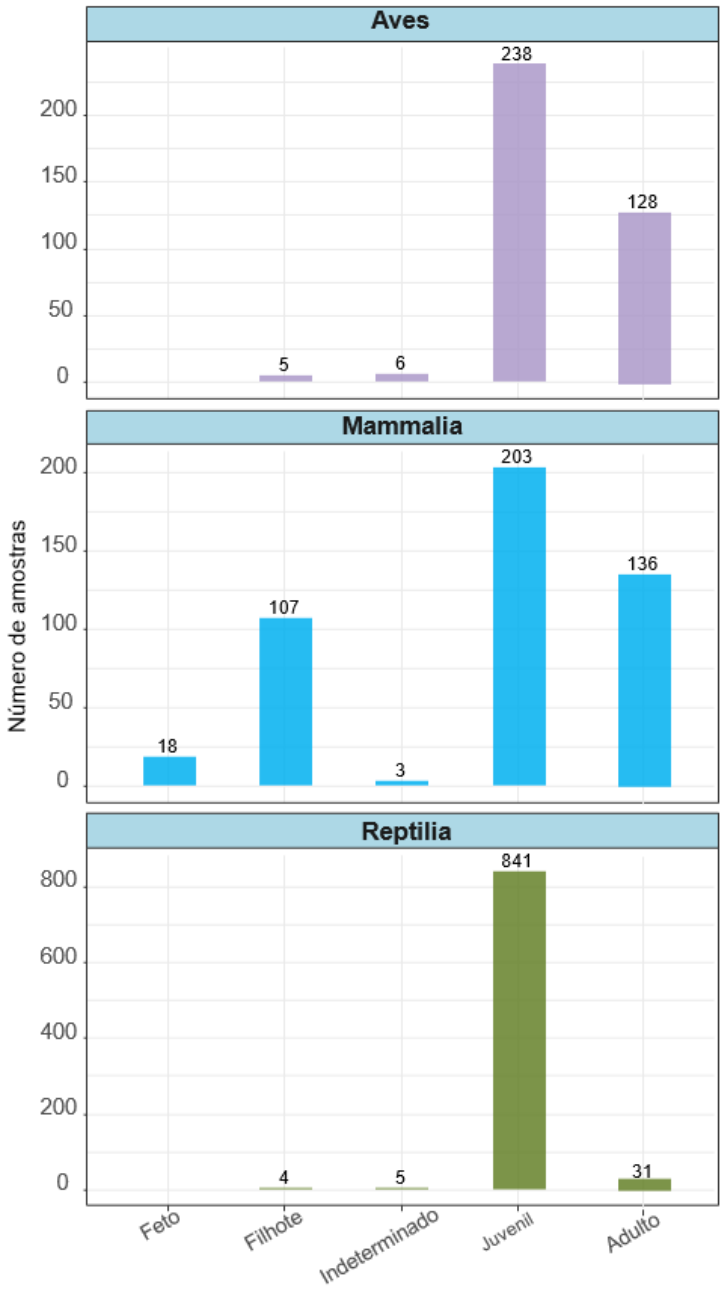


Figura 7.5-8 *– Contagem de amostras de TCA nas três classes de tetrápodes segundo o estágio de desenvolvimento do animal, considerando resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025.*

A **Figura 7.5-9** apresenta as variações de concentração para HPAs, PCBs e DDTs. No caso do Σ37HPAs, não são verificadas diferenças consistentes entre os estágios de desenvolvimento, tanto em aves (medianas variando de 16,95 ng g^{-1} em indeterminados a 38,3 ng g^{-1} em juvenis) quanto em mamíferos

(medianas de 46,99 ng g^{-1} em adultos até 74,2 ng g^{-1} em fetos), com elevada sobreposição entre os intervalos interquartílicos.

Para ΣPCBs, aves apresentaram diferença estatisticamente significativa entre adultos e juvenis ($p = 3,27 \times 10^{-5}$), apesar das medianas próximas entre esses dois estágios (83,7 ng g^{-1} e 83,2 ng g^{-1} respectivamente).

Para ΣDDTs, também foi observada diferença estatística entre juvenis (mediana = 132,3 ng g^{-1}) e adultos (mediana = 111,0 ng g^{-1}) ($p = 0,00396$) na classe de aves, embora as distribuições apresentem sobreposição, indicando ausência de separação clara entre os grupos.

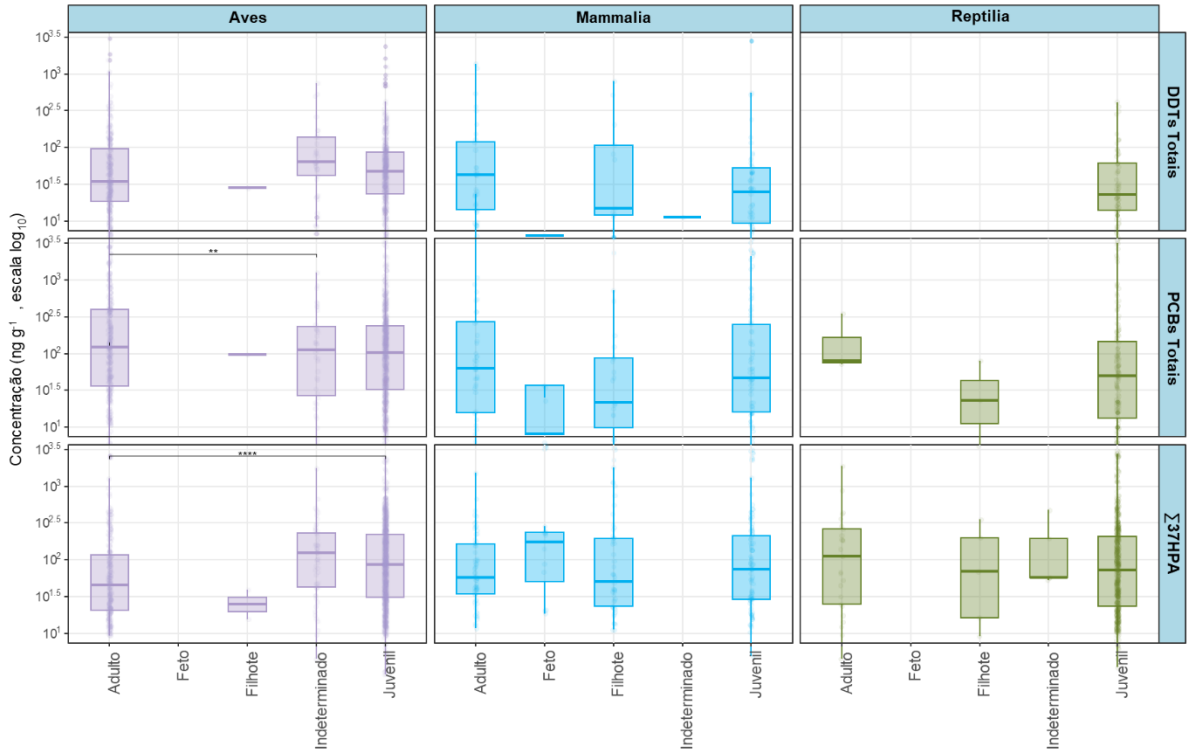


Figura 7.5-9 *– Tecido adiposo: variação das concentrações (ng g^{-1}, em escala logarítmica) de HPAs (a), PCBs (b) e DDTs (c) nas três classes de tetrápodes, em função do estágio de desenvolvimento, com base em resultados gerados pelo PMP-BS entre 2016 e 2025. Os boxplots apresentam a mediana (linha central), os intervalos interquartílicos (caixas), a amplitude dos dados sem valores discrepantes (whiskers) e os valores discrepantes (pontos pretos); os pontos vazados representam as observações individuais. As diferenças entre estágios de desenvolvimento foram avaliadas pelo teste de Kruskal–Wallis (KW) global; os asteriscos exibidos na figura referem-se às comparações par a par do teste post hoc de Dunn, com níveis de significância indicados por: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001.*

PÚBLICA

7.6 Considerações Gerais

O presente relatório apresentou uma avaliação integrada da ocorrência de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA; ∑37HPAs) e contaminantes organohalogenados (PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados - DDTs, HCHs, drins, clordanas, endossulfan, metoxicloro e mirex) em tecidos hepático (TCH) e adiposo (TCA) de tetrápodes marinhos amostrados no âmbito do PMP-BS em 2025, considerando também a série histórica de 2016 a 2025, quando pertinente à contextualização dos resultdos.

Foram analisadas no LabMAM/PUC-Rio 853 amostras – 426 de aves (23 espécies, com destaque para *Spheniscus magellanicus*, n = 287), 123 de mamíferos marinhos (*Pontoporia blainvillei*, n = 50; *Sotalia guianensis*, n = 32) e 304 de répteis (*Chelonia mydas*, n = 280; *Caretta caretta*, n = 21). Desde o início do programa, considerando os dados consolidados, já foram analisadas 7.544 amostras com dados disponíveis para ao menos um contaminante orgânico.

As mesorregiões com maior representatividade amostral de aves em 2025 foram o Litoral Central Catarinense (n = 116), o Litoral Norte Paulista (n = 70) e o Litoral Central Paulista (n = 65). Apesar desse volume amostral, a análise temporal (2016–2025), baseada nas concentrações médias, não identificou tendências de aumento dos contaminantes ao longo do período. Os contaminantes HPAs, PCBs e DDTs foram os de maior taxa de detecção; os PBDEs e os demais pesticidas raramente superaram o limite de quantificação, com concentrações compatíveis com as descritas para outras regiões costeiras e para o Atlântico Sul. Os PCBs são dominados por congêneres mais clorados (5-7 cloros), padrão já documentado para a Bacia de Santos, enquanto, nos ΣDDTs, o metabólito predominante foi o p,p'-DDE, indicativo de contaminação histórica em estágio avançado de degradação. As comparações estatísticas por sexo e estágio de desenvolvimento – restritas a HPAs, PCBs e DDTs nas espécies com mais de 50 amostras no período 2016–2025 – revelaram diferenças significativas em casos específicos: entre machos e fêmeas de Mammalia para PCBs totais, e entre estágios de desenvolvimento em Reptilia para Σ37HPAs, ΣPCBs e ΣDDTs, com maior contaminação em juvenis. Por fim, recomenda-se que análises futuras também expressem as concentrações

em base lipídica, ampliando a comparabilidade com a literatura internacional, visto que o banco de dados SIMBA reporta os dados em peso úmido.

7.7 Referências – HPA E ORGANOHALOGENADOS

ADAMO, R. D. *et al*. Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. **Marine Chemistry**, v. 56, p. 45-49, 1997.

ARIENZO, M. *et al*. Comparative study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in salt gland and liver of loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, Cheloniidae) stranded along the Mediterranean coast, Southern Italy. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 263, p. 115355, 2023.

AYELE, S. *et al*. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in carnivorous waterbird species from Lake Ziway, Ethiopia. **SN Applied Sciences**, v. 4, n. 12, p. 333, 2022.

BOEHM, P. D. *et al*. Improving rigor in polycyclic aromatic hydrocarbon source fingerprinting. **Environmental Forensics**, v. 19, n. 3, p. 172-184, 2018.

BRIÃO, J. A. *et al*. Back on top: Resuspended by dredging and other environmental disturbances, organochlorine compounds may affect the health of a dolphin population in a tropical estuary, Sepetiba Bay. **Environmental Pollution**, v. 348, p. 123788, 2025.

CANUEL, E. A. *et al*. Climate change impacts on the organic carbon cycle and the land-sea interface. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 40, p. 685-711, 2012.

COSTA, R. A. *et al*. Persistent organic pollutants and inorganic elements in the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* wintering off Portugal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 108, n. 1, p. 311-316, 2016.

CULLEN, J. A.; MARSHALL, C. D.; HALA, D. Integration of multi-tissue PAH and PCB burdens with biomarker activity in three coastal shark species from the northwestern Gulf of Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1158-1172, 2019.

DE OLIVEIRA-FERREIRA, N. *et al*. Long-Term Consequences of High Polychlorinated Biphenyl Exposure: Projected Decline of Delphinid Populations in a Hotspot for Chemical Pollution. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 22, p. 15149-15161, 2021.

DJOMO, J. E.; GARRIGUES, P.; NARBONNE, J. F. Uptake and depuration of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by the zebrafish (*Brachydanio Rerio*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 7, p. 1177-1181, 1996.

HALL, A. J. *et al*. Predicting the effects of polychlorinated biphenyls on cetacean populations through impacts on immunity and calf survival. **Environmental Pollution**, v. 233, p. 407-418, 2018.

JEPSON, P. D. *et al*. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 18573, 2016.

KANNAN, K.; PERROTTA, E. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in livers of California sea otters. **Chemosphere**, v. 71, n. 4, p. 649-655, 2008.

LAILSON-BRITO, J. *et al*. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1800-1808, 2010.

LAILSON-BRITO, J. *et al*. Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 433, p. 123-131, 2012.

LÓPEZ-BERENGUER, G. *et al*. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Mediterranean top marine predators stranded in SE Spain. **Chemosphere**, v. 336, p. 139306, 2023.

LOURENÇO, R. A. *et al*. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine mammals: A review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112699-112699, 2021.

LUZARDO, O. P. *et al*. Assessment of the exposure to organochlorine pesticides, PCBs and PAHs in six species of predatory birds of the Canary Islands, Spain. **Science of the Total Environment**, v. 472, p. 146-153, 2014.

MAGALHÃES, C. A. *et al*. Organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in liver and muscle tissues of *Paralonchurus brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* and *Cathorops spixii* in Santos Bay and surrounding area, São Paulo, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 16, p. 42-48, 2017.

MEADOR, J. P.; STEIN, J. E.; REICHERT, W. L.; VARANASI, U. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. In: WARE, G. W. (Ed.). **Reviews of environmental contamination and toxicology**. Berlin: Springer, 1995. p. 79-166.

MONTONE, R. C. *et al*. Persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in penguins of the genus Pygoscelis in Admiralty Bay – An Antarctic specially managed area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 106, n. 1, p. 377-382, 2016.

NASO, B. *et al*. Persistent Organochlorine Pollutants in Liver of Birds of Different Trophic Levels from Coastal Areas of Campania, Italy. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 45, n. 3, p. 407-414, 2003.

NAVARRO, A. *et al*. Microplastics ingestion and chemical pollutants in seabirds of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, p. 114434, 2023.

NEFF, J. M. **Bioaccumulation in marine organisms**: effects of contaminants from oil well produced water. Amsterdam: Elsevier, 2002. 453 p.

QUINETE, N. *et al*. Occurrence and tissue distribution of organochlorinated compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southeastern coast of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 749, p. 141473, 2020.

RUDDIMAN, W. F. The Anthropocene. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 41, n. 1, p. 45-68, 2013.

SANGANYADO, E. *et al*. Bioaccumulation of organic pollutants in Indo-Pacific humpback dolphin: A review on current knowledge and future prospects. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 111-125, 2018.

SCHANTZ, M. M. *et al*. Certification of Polychlorinated Biphenyl Congeners and Chlorinated Pesticides in a Whale Blubber Standard Reference Material. **Analytical Chemistry**, v. 67, n. 5, p. 901-910, 1995.

SCHWARZENBACH, R. P. *et al*. Global Water Pollution and Human Health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, n. 1, p. 109-136, 2010.

TIAN, J. *et al*. Trophic transfer of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine mammals based on isotopic determination. **Science of the Total Environment**, v. 875, p. 162531, 2023.

TROISI, G. M. *et al*. Polyaromatic Hydrocarbon and PAH Metabolite Burdens in Oiled Common Guillemots (*Uria aalge*) Stranded on the East Coast of England (2001−2002). **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 24, p. 7938-7943, 2006.

VILCA, F. Z. *et al*. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in liver samples of juvenile green sea turtles from Brazil: Can these compounds play a role in the development of fibropapillomatosis? **Marine Pollution Bulletin**, v. 130, p. 215-222, 2018.

WADE, T. L.; CANTILLO, A. Y. **Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues**. [S.l.: s.n.], 1994.

WAKEHAM, S. and CANUEL, E. Biogenic polyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the San Joaquin River in California (USA), and current paradigms on their formation. **Enviornmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 10426-10442, 2015.

WASZAK, I. *et al*. Estimation of native and alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seabirds from the south coast of the Baltic Sea. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 4, p. 4366-4376, 2021.

YANG, C.; LIM, W.; SONG, G. Mediation of oxidative stress toxicity induced by pyrethroid pesticides in fish. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C**: Toxicology & Pharmacology, v. 234, p. 108758, 2020.

YLITALO, G. *et al*. Determining oil and dispersant exposure in sea turtles from the northern Gulf of Mexico resulting from the Deepwater Horizon oil spill. **Endangered Species Research**, v. 33, p. 9-24, 2017.

8. ELEMENTOS TRAÇO

8.1 INTRODUÇÃO

Os 12 elementos-traço analisados no PMP-BS podem ser divididos em dois grandes grupos: elementos traço essenciais (Cr(III), Cu, Mo, Mn, Ni, V, Zn), que tem função metabólica, com função específica no organismo, cujas concentrações tendem a ser reguladas por processos fisiológicos e elementos-traço não-essenciais (Cr(VI), As, Ba, Cd, Hg, Pb), que não tem função metabólica conhecida, tendem a ser bioacumulados, afetando ou não a saúde dos animais. Os elementos não essenciais podem passar por processos de imobilização, diminuindo ou mesmo suprimindo sua toxicidade ao organismo.

Os elementos traço têm como características serem provenientes de fontes difusas, podendo ser bioacumulados nos organismos e, posteriormente, biomagnificados ao longo da cadeia alimentar. Sua bioacumulação depende de fatores bióticos, tais como tamanho, peso, idade, sexo, alimentação, e de fatores abióticos, tais como distribuição do elemento-traço no ambiente, tipo de hábitat, salinidade, pH, temperatura. Em termos genéricos, espera-se que as fêmeas apresentem a tendência de acumular mais elementos essenciais, do que os machos. Por outro lado, espera-se que elementos não essenciais sejam bioacumulados conforme a idade.

Por serem originários de fontes difusas (naturais e antrópicas) nem sempre é possível estabelecer uma relação de causa e efeito entre a concentração de elementos-traço nos indivíduos analisados e uma atividade antrópica específica. No entanto, há estudos que avaliam os elementos-traço derivados de atividades associadas à indústria do petróleo, tal como, Abdullah *et al*. (2012), que avaliaram a deposição de 11 elementos-traço em torno de uma refinaria em Kerteh Terengganu, na Malásia, baseando-se no uso de bioindicadores e análise multivariada, que identificaram a precipitação dos elementos V, Cr, Cu e As no entorno da refinaria como predominantemente originário de suas atividades. Celis-Hernandez *et al*. (2018) realizaram estudo sobre acumulação histórica (dos últimos 100 anos) de elementos-traço em

PÚBLICA

sedimentos marinhos a partir da plataforma Tamaulipas, Golfo do México, na qual se apontou aumento da concentração dos elementos V, Cr, Zn, Cu, Pb, Zr e Ba.

A partir da revisão de trabalhos publicados em um período de 10 anos (2006 a 2016), segundo o Relatório de Estado da Arte apresentado à Petrobras em outubro de 2017, estabeleceu-se faixas de concentração de elementos-traço em amostras de tecido hepático obtidas pelo PMP-BS, executado pela Petrobras para atendimento de condicionantes ambientais das licenças de operação de suas atividades de E&P na Bacia de Santos (MENEGÁRIO *et al.*, 2017). Os valores para cetáceos, pinípedes, quelônios e aves marinhas são resumidamente apresentados na **Tabela 8.1-1**. Além do fator espécie, estas concentrações, podem variar de acordo com idade (*Puffinus gravis*, BARBIERI *et al*., 2007; *Chelonia mydas*, BARBIERI, 2009), sexo (aves marinhas, ØVERJORDET *et al*., 2015), hábitat (aves marinhas, ISHII *et al*., 2013; VEGA *et al*., 2010) e preferências alimentares (aves marinhas, CIPRO *et al*., 2014; cetáceos, LEMOS *et al*., 2013).

Tabela 8.1-1 *– Concentrações mínimas e máximas de elementos-traço (µg g^{-1}), em peso seco, em tecido hepático de cetáceos, quelônios e aves marinhas (MENEGÁRIO et al., 2017).*

	Cetáceos	Pinípedes	Quelônios	Aves marinhas
Elemento	**Mínimo – Máximo**	**Mínimo – Máximo**	**Mínimo – Máximo**	**Mínimo – Máximo**
As	0,414-40,25	0,50-14,0	2,86-87,9	0,073-8,09
Cd	0,002-169	0,008-142	0,05-219,84	<0,01-87,3
Cr	0,03-2,82	0,001-0,945	0,24-2,15	0,001-7,93
Cu	1,38-132	0,09-138	2,47-388,8	0,257-804
Pb	0,00168-2,687	0,003-179	0,06-14,5	0,000014-18,33
Mn	1,51-27,3	0,5-18,8	0,06-14,1	0,71-24,09
Mo	-	0,19-1,34	0,29-1,71	0,2-0,863
Zn	29-2220	6-398	1,32-324,8	11,5-230
Ni	0,008-0,182	0,015-5,09	0,01-30,88	< 0,04-18,3
Ba	0,274	0,16-228	-	-
V	0,03-0,93	0,003-3,86	0,43-17,8	<0,05
Hg	0,11-3737	0,006-557	0,026-2,59	0,08-22,8

Quando considerada a concentração de elementos-traço em tetrápodes marinhos do território brasileiro no mesmo período (2006 a 2016), as espécies

mais recorrentes nos estudos foram dentre os cetáceos, *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*, dentre os quelônios, *Chelonia mydas*, e dentre as aves marinhas, *Spheniscus magellanicus*, *Puffinus gravis*, *Onychoprion fuscatus*, *Pterodroma arminjoniana* e *Anous stolidus*.A presente seção visa apresentar a determinação de 12 elementos-traço (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba, V e Hg) em tecido hepático (amostras de fígado) de tetrápodes marinhos do PMP-BS, coletados no período de referência (janeiro a dezembro de 2025), incluindo análises estatísticas quanto ao sexo, estágio de desenvolvimento, local e estatística temporal, contemplando os resultados pretéritos, obtidos desde o início da realização das análises de elementos-traço no PMP-BS, em 2017.

8.2 MÉTODOS

Nesta seção é apresentada a metodologia adotada pela PUC Rio, contemplando métodos de recebimento, reamostragem, pré-tratamento, fracionamento, preservação das amostras, digestão, determinação de elementos-traço por ICP- MS e CVAFS e método de tratamento estatístico dos resultados.

8.2.1 Recebimento, Preparo e Preservação das Amostras

A coleta de amostras para análise de elementos traço é feita durante a necropsia de carcaças frescas (código 2), que não receberam nenhum tipo de tratamento ou passaram por procedimentos veterinários.

Recebimento e Reamostragem

Após o recebimento e verificação dos respectivos documentos de custódia, todas as amostras encaminhadas à PUC-Rio foram prontamente armazenadas em ultrafreezer (-80°C). Até 31 de dezembro de 2025, foram recebidas 416 amostras de tecido hepático de tetrápodes marinhos provenientes do PMP-BS para a determinação de elementos-traço.

Apresentam-se na **Tabela 8.2-1** detalhes das amostras analisadas quanto aos elementos traço no período de referência, janeiro a dezembro de 2025.

Tabela 8.2-1 *- Número de amostras recebidas e analisadas quanto aos elementos traço em 2025, por área do PMP-BS, os números entre parênteses representam o quantitativo recebido pela PUC-Rio.*

Período	Área	Quantidade	Total
01/2025 a 12/2025	ÁREA RJ	29	610
	ÁREA SP	270	
	ÁREA SC/PR	311	

8.2.2 Pré-tratamento, Fracionamento e Preservação das Amostras

As amostras com quantidade aproximada de 10 g de tecido hepático de tetrápodes marinhos encaminhadas à PUC-Rio para análise de elementos-traço, foram subdivididas em três partes. Uma parte, contendo no mínimo 5,0 g de amostra *in natura* foi liofilizada, sendo parte da amostra seca destinada à análise de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V, e o restante armazenado em tubos de centrífuga de polipropileno (PP) dentro de dessecadores (no caso de necessidade de análise confirmatória ou evidência de erros analíticos nas determinações dos mencionados analitos). Uma segunda parte, contendo aproximadamente 0,5 g *in natura*, foi destinada à análise de Hg. A terceira fração, contendo a massa restante da amostra *in natura* (essa quantidade variou de acordo com a massa de amostra recebida), foi devidamente armazenada em tubos de centrífuga de polipropileno (PP) em ultrafreezer a -80°C para os casos de necessidade de análise confirmatória ou evidência de erros analíticos nas determinações.

8.2.3 Métodos de Análise Química

Tratamento das Amostras

Liofilização

Após o processo de pré-tratamento a fração da amostra destinada à determinação de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V foi submetida ao processo de liofilização. O método consistiu, inicialmente, em pesar a amostra (aproximadamente 5 g) e, posteriormente, introduzi-la congelada (aproximadamente -80°C) em um liofilizador (L101, Liobras). A liofilização foi conduzida nas seguintes condições: temperatura (-40°C) e pressão (50 µHg) durante 72 horas. Ao fim do processo de liofilização, a amostra foi pesada novamente. O teor de umidade da amostra foi obtido através da diferença de massa da amostra antes e depois do procedimento de liofilização.

Ao final da liofilização a amostra seca foi acondicionada em frasco de plástico (previamente descontaminados com HNO_3 10% V/V) e armazenada em dessecador, até ser submetida ao procedimento de digestão.

Digestão das Amostras para Determinação de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V

O método empregado para as digestões das amostras (visando a determinação de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V) foi adaptado a partir do protocolo EPA 3050b, utilizando bloco de aquecimento eletronicamente controlado (*Digi*PREP MS, SCP SCIENCE). Uma alíquota entre 0,2 e 0,5 g da amostra foi pesada com precisão de 0,1 mg e adicionados 10,0 mL de ácido nítrico concentrado bidestilado. O frasco foi fechado e armazenado por pelo menos 12 horas. Passado esse tempo o sistema foi submetido a aquecimento em placa de aquecimento a 90°C por 3 horas ou até a dissolução completa da amostra.

Após a dissolução, os frascos foram mantidos na capela a temperatura ambiente por 1 hora para resfriamento, as soluções foram avolumadas para 20 mL e posteriormente armazenadas em geladeira.

Diluição do extrato

As soluções das amostras armazenadas em geladeira foram deixadas na bancada do laboratório, por pelo menos 1 hora para atingirem a temperatura ambiente e depois diluídas. As diluições foram feitas em triplicata, transferindo uma alíquota de 1,0 ml da amostra acrescidos de 9 ml de água ultrapura, com o auxílio de um dispensador, para um tubo tipo falcon de 13 ml.

Digestão das Amostras para Determinação de Hg

O procedimento para digestão das amostras para determinação de Hg foi adaptado do método USEPA 245.6 e consiste em pesar uma alíquota entre 0,2 e 0,5 g da amostra com precisão de 0,1 mg em tubo tipo falcon de 50 ml e adicionar 10 mL de solução sulfonítrica (0,1% $^{m}/_{m}$ de V_2O_5 em mistura de HNO_3 e H_2SO_4 1:1) para dissolução total do material. Posteriormente, a amostra foi aquecida a 90°C, em bloco de aquecimento por 1 hora.

Após resfriamento à temperatura ambiente, à solução resultante foi adicionado um excesso de solução de $KMnO_4$ 5% $^{m}/_{v}$ até a manutenção da sua forma oxidada indicada pela coloração violeta na solução. Esta solução foi armazenada em geladeira, por no máximo cinco dias, até o momento da determinação instrumental.

8.2.4 Determinações

ICP-MS

As determinações foram realizadas no espectrômetro NexION 300X (PerkinElmer, EUA), empregando nebulizador concêntrico e câmara de nebulização ciclônica (ambos *Glass Expansion*, EUA) e injetor de quartzo de 2,0 mm de diâmetro interno (PerkinElmer). As condições operacionais foram: 1.100 W de potência da radiofrequência, 17 L min^{-1} de vazão de argônio do plasma, 1,0 L min^{-1} de vazão de argônio auxiliar, 0,94 mL min^{-1} de vazão de argônio nebulizador.

Determinações de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V

As determinações de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, Ba e V tiveram como base o protocolo *Environmental Protection Agency* – EPA 6020A. O método prevê o uso de padrão interno e equações de correção para as superações de interferências.

As soluções analíticas foram preparadas em tubos Falcon de 15 mL a partir de soluções-padrão multielementares (Certipur®, Merck) por diluição com solução aquosa de ácido nítrico 1,0%. Foram preparadas sete soluções analíticas para cada elemento e o branco da curva de calibração foi uma solução 1,0% de ácido nítrico. Foi usada como padrão interno uma solução de Rh 5,0 µg L^{-1}, introduzida em linha, com todas as soluções (brancos, soluções analíticas e amostras), através de uma conexão em Y.

O limite de detecção instrumental (LOD_{inst}) foi calculado como três vezes o desvio padrão de 10 medidas do branco dividido pela sensibilidade da curva. O limite de detecção do método foi calculado com o LOD_{inst} multiplicado pelo fator de diluição da amostra.

Garantia da qualidade

Para garantir a qualidade dos resultados obtidos, todas as bateladas de preparo das amostras no bloco de aquecimento foram acompanhadas, em paralelo, por dois brancos de preparo contendo todos os reagentes utilizados e uma replicata do material certificado DOLT-3 (*Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals*, NRCC, Canadá) submetida ao mesmo processo de decomposição.

Foram considerados os seguintes critérios de qualidade para validação do procedimento analítico:

I. A concentração calculada para os brancos de método deve ser inferior ou próxima ao limite de detecção do método.
II. Os valores de recuperação do material certificado DOLT-3, que acompanha cada batelada de preparo de amostras, devem estar entre 80 e 110%.

Além dos controles de qualidade citados anteriormente, a cada 15 soluções analisadas (cinco amostras), foi feita a medida de uma solução padrão de concentração intermediária da curva analítica para verificar possíveis variações na resposta do equipamento. Nos casos em que a medida de contagem do padrão utilizado foi 20% diferente do valor obtido para ele, quando medido com a curva analítica, o sistema foi limpo pela introdução do branco durante cinco minutos e nova verificação do padrão foi realizada. Quando mantida a diferença maior do que 20% do sinal original do branco, o sistema foi desligado para proceder a uma limpeza manual do sistema de introdução. Nesse caso, todas as soluções medidas após a verificação anterior com o padrão de controle foram reanalisadas.

Para determinação da exatidão do método baseado em determinações por ICP-MS, foi utilizado o material de referência certificado (CRM) DOLT-3 (*Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals*, NRCC, Canadá) submetida ao mesmo processo de decomposição das amostras.

Na **Tabela 8.2-2** estão apresentados os resultados das análises das amostras DOLT-3 utilizando ICP-MS. Os resultados apresentados para o material certificado (CRM) correspondem a uma média de análises realizadas entre dezembro de 2025 e abril de 2025. Cada batelada de preparo de amostras foi acompanhada por uma amostra CRM diluída e analisada em triplicada.

A **Tabela 8.2-2** mostra que resultados obtidos para o CRM apresentaram recuperações satisfatórias para a determinação de elementos-traço. Assim, conclui-se que o método utilizado na CAPLH, PUC-Rio satisfez critérios de exatidão para a determinação de As, Cd, Cu, Ni, Pb e Zn por ICP-MS.

***Tabela 8.2-2** – Análise das amostras DOLT-3 (Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals, NRCC, Canadá) por ICP-MS (Peso seco – mg kg^{-1}). Média ± Desvio Padrão (M ± DP). Recuperação (R%).*

Elemento	DOLT-3 (Certificado)	DOLT-3 (Obtido)	DOLT-3 (Obtido)
	(mg kg^{-1})	M ± DP (mg kg^{-1})	R %
As	10,2 ± 0,5	9,6 ± 0,3	94,1%
Cd	19,4 ± 0,6	18,6 ± 0,4	95,7%
Cu	31,2 ± 1,0	30,2 ± 1,9	96,8%

Elemento	DOLT-3 (Certificado)	DOLT-3 (Obtido)	DOLT-3 (Obtido)
Ni	2,72 ± 0,35	2,7 ± 0,21	99,3%
Pb	0,32 ± 0,05	0,32 ± 0,05	101%
Zn	86,6 ± 2,4	84,2 ± 3,7	97,3%

Determinação de mercúrio por geração de vapor frio acoplado a espectrometria de absorção atômica (CVAAS)

As determinações foram realizadas em um espectrômetro de absorção atômica modelo RA-915 equipado com gerador de vapor frio modelo RP-91 (LUMEX, Rússia).

Determinação de Hg

O procedimento para a determinação da concentração de Hg na solução consiste em adicionar no momento da determinação instrumental volume suficiente de uma solução de cloridrato de hidroxilamina 10% $^{m}/_{v}$ apenas para a redução do excesso de $KMnO_4$, indicado pelo descoramento da solução violeta; então a solução foi avolumada a 50 mL, homogeneizada, sendo retiradas três alíquotas de 10 mL para o frasco de geração de vapor frio de mercúrio.

A redução do íon mercuroso (Hg_2^{2+}) a mercúrio elementar (Hg^0) foi realizada com a adição de 1,0 mL de solução de cloreto estanoso 20% $^{m}/_{v}$ ao frasco reacional do equipamento. Utilizou-se ar comprimido, numa vazão de 2,0 L min^{-1}, para promover uma vigorosa agitação da solução e consequentemente a liberação do vapor frio de mercúrio, este vapor é então conduzido para a célula de absorção com o auxílio do ar comprimido, o que permitiu a quantificação do mercúrio nas soluções de trabalho.

A partir dos dados de preparo da amostra e curva de calibração, calculou-se a concentração deste metal em mg kg^{-1}. O cálculo do limite de detecção foi realizado a partir da razão entre três desvios padrão das leituras do branco instrumental e o coeficiente angular da curva de calibração.

Garantia da qualidade

Para garantir a qualidade dos resultados obtidos, todas as bateladas de preparo das amostras foram acompanhadas, em paralelo, por dois brancos contendo todos os reagentes utilizados e uma replicata do material certificado DOLT-3 (*Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals*, NRCC, Canadá) submetida ao mesmo processo de decomposição adotado para as amostras.

Foram considerados os seguintes critérios de qualidade para validação do procedimento analítico:

I. A concentração calculada para os brancos de método deve ser inferior ou próxima ao limite de detecção do método.
II. Os valores de recuperação do material certificado DOLT-3, que acompanha cada batelada de preparo de amostras, devem estar entre 80 e 110%.

Além dos controles de qualidade citados anteriormente, a cada nove soluções analisadas (três amostras), foi feita a medida de uma solução padrão de concentração intermediária da curva analítica para verificar possíveis variações na resposta do equipamento. Nos casos em que a medida de intensidade do padrão utilizado foi 20% diferente do valor obtido para ele, quando medido com a curva analítica, o sistema foi recalibrado para a continuação das análises. Nesse caso, todas as soluções medidas após a verificação anterior com o padrão de controle foram reanalisadas.

Na **Tabela 8.2-3**estão apresentados os resultados para Hg da análise da amostra (CRM) DOLT-3 (*Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals*, NRCC, Canadá).

***Tabela 8.2-3** - Determinação de Hg DOLT-3 (Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals, NRCC, Canadá) por CVAAS (Peso seco – mg kg-1). Média ± Desvio Padrão (M ± DP). Recuperação (R%).*

Elemento	DOLT-3 (Certificado)	DOLT-3 (Obtido)	DOLT-3 (Obtido)
Hg	(mg kg^{-1})	M ± DP (mg kg^{-1})	R %
	3,37 ± 0,14	3,18 ± 0,16	94,3%

PÚBLICA

A **Tabela 8.2-3** mostra que os resultados obtidos para o CRM apresentaram uma boa recuperação do analito. Assim, conclui-se que o método implantado para a determinação de Hg por CVAAS satisfez critérios de exatidão.

Limite de Detecção e Limite de Quantificação

O Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ) para os métodos implantados foram determinados segundo normas do Instituto Nacional de Metrologia Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO, 2008). Para cálculo do LD foi considerado o valor t (*Student*) para n = 9 com intervalo de confiança de 99%.

Durante o período de trabalho foram observadas variações nos valores de LD e LQ determinados para os métodos. Estas variações foram atribuídas a pouca massa de amostra obtida após o processo de liofilização. Na **Tabela 8.2-4** são apresentados os valores de LD e LQ estabelecidos para os métodos de análises (INMETRO, 2008). Para cálculo do LD foi utilizado a equação:

$$LD = 3{,}3\ s / b$$

Em que:

- s = desvio padrão da resposta de 10 medidas do branco
- b = coeficiente angular da curva analítica

Na **Tabela 8.2-4** são apresentados os valores de LD e LQ estabelecidos para os métodos de análises.

Tabela 8.2-4 – *Limite de Detecção e Limite de Quantificação (Peso seco – mg kg^{-1}) estabelecidos para a determinação dos analitos.*

	PUC-Rio	
Elemento	**LD**	**LQ**
As	0,02	0,06
Cd	0,02	0,05
Cr	0,05	0,16
Cu	0,02	0,06
Pb	0,01	0,03

	PUC-Rio	
Elemento	**LD**	**LQ**
Mn	0,01	0,03
Mo	0,005	0,02
Zn	0,10	0,30
Ni	0,025	0,078
Ba	0,01	0,03
V	0,05	0,17
Hg	0,005	0,01

8.2.5 Tratamento Estatístico dos Resultados

Como ferramenta para interpretação dos resultados, as análises estatísticas foram realizadas utilizando o *Excel* e os *softwares Statistica* e *SigmaPlot*. Foram levados em consideração os fatores: espécie (correspondente às amostras das espécies de tetrápodes analisadas), localização (correspondente a instituição de coleta, denominado por mesorregião), sexo (correspondente ao sexo dos indivíduos coletados) e idade (correspondente ao estágio do desenvolvimento dos indivíduos coletados). Também foi realizada uma avaliação temporal dos resultados das análises das espécies para amostras coletadas entre os anos 2015 e 2025.

Primeiramente, foram realizadas as análises descritivas as seis espécies de maior ocorrência no período de referência (*Spheniscus magellanicus*, n = 236; *Larus dominicanus*, n = 20; *Phalacrocorax brasilianus*, n = 11; *Chelonia mydas*, n = 121; *Pontoporia blainvillei*, n = 14; *Sotalia guianensis*, n = 14).

Posterior às análises descritivas e histogramas, as concentrações dos elementos-traço com as demais variáveis das nove espécies com maior ocorrência foram avaliadas aplicando testes de hipótese nula (Ho) da normalidade dos dados, usando os testes de *Kolmogorov* e *Cramer Von Mises* com e sem transformações logarítmicas do conjunto de dados. As variáveis seguiram uma distribuição *lognormal* em todos os casos e normal para alguns deles. Desta forma, trabalhou-se com testes paramétricos para os dados transformados para a base logarítmica. Em todos os testes foi assumido um nível de significância de 5%.

8.2.6 Informações das amostras recebidas

Da **Tabela 8.2-5** à **Tabela 8.2-8** descrevem-se as informações acerca das amostras recebidas como espécie, local, estágio do desenvolvimento e sexo, e obtidas nos seus respectivos campos do SIMBA (Sistema de Informação de Monitoramento da Biota Aquática), no módulo “prontuário do indivíduo”. Informações sobre local (mesorregião) foram obtidas segundo as instituições solicitantes no módulo “instituição executora”. As informações sobre sexo e estágio de desenvolvimento dos indivíduos foram obtidas no módulo *necropsia*.

***Tabela 8.2-5** – Frequência por espécie com amostras coletadas para análise de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025).*

Espécie	Classe	Frequência
Spheniscus magellanicus	Aves	271
Chelonia mydas	Quelônio	184
Pontoporia blainvillei	Mamífero	34
Larus dominicanus	Aves	31
Sotalia guianensis	Mamífero	18
Sula leucogaster	Aves	14
Caretta caretta	Quelônio	12
Phalacrocorax brasilianus	Aves	11
Arctocephalus australis	Mamífero	4
Puffinus puffinus	Aves	4
Procellaria aequinoctialis	Aves	3
Calonectris diomedea borealis	Aves	2
Fregata magnificens	Aves	2
Megaptera novaeangliae	Mamífero	2
Pachyptila desolata	Aves	2
Puffinus gravis	Aves	2
Stenella frontalis	Mamífero	2
Arctocephalus tropicalis	Mamífero	1
Eretmochelys imbricata	Quelônio	1
Fulmarus glacialoides	Aves	1
Lepidochelys olivacea	Quelônio	1
Pterodroma incerta	Quelônio	1
Stercorarius maccormicki	Aves	1
Stercorarius parasiticus	Aves	1
Sterna hirundinacea	Aves	1
Thalassarche chlororhynchos	Aves	1
Thalassarche melanophris	Aves	1
Tursiops truncatus	Aves	1
Tursiops truncatus gephyreus	Mamífero	1
Total de Indivíduos		**610**

***Tabela 8.2-6** – Frequência por localização de indivíduos que tiveram amostras analisadas de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025).*

Local (Mesorregião)	Código	Frequência
Litoral Sul Catarinense	MS-01	80
Litoral Central Catarinense	MS-02	21
Litoral Centro Norte Catarinense	MS-03	29
Litoral Norte Catarinense	MS-04	59
Litoral Paranaense	MS-05	81
Litoral Sul Paulista	MS-06	120
Litoral Central Paulista	MS-07	46
Litoral Norte Paulista	MS-08	145
Litoral Baía Da Ilha Grande	MS-09	4
Litoral Baía De Sepetiba	MS-10	6
Litoral Central Fluminense	MS-11	10
Litoral Baía De Guanabara	MS-12	4
Litoral Leste Fluminense	MS-13	3
Total		**610**

***Tabela 8.2-7** – Frequência por estágio do desenvolvimento dos indivíduos que tiveram amostras analisadas de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025).*

Estágio do desenvolvimento	Frequência
Juvenil	533
Adulto	52
Filhote	16
Indeterminado	3
Feto	6
Total	**610**

***Tabela 8.2-8** – Frequência por sexo de indivíduos que tiveram amostras analisadas de elementos traço no período de referência (jan.-dez./2025).*

Sexo	Frequência
Fêmea	428
Macho	175
Indefinido	7
Total	**610**

8.3 Resultados

8.3.1 Análise Estatística Preliminar

A análise estatística descritiva para todos os elementos-traço foi realizada para as sete espécies mais frequentes (espécies com n amostral igual ou maior a 10 indivíduos coletados), dentre os três grupos de tetrápodes marinhos: aves, sendo *Spheniscus magellanicus* (n = 271), *Larus dominicanus* (n = 31), *Sula leucogaster* (n=14); *Phalacrocorax brasilianus* (n = 11), tartarugas, sendo

Chelonia mydas (n = 184) e *Caretta caretta* (n=12) e mamíferos, sendo *Pontoporia blainvillei* (n = 34) e *Sotalia guianensis* (n = 18). Estas oito espécies correspondem a 92,4% das amostras no período de referência, as amostras restantes (7,6%) correspondem juntas a 21 espécies.

Para as análises estatísticas descritivas considerou-se o critério LD/2 para os valores menores que o LD. Entretanto, Cr, Pb, Ba e Ni que contém mais de 50% dos valores abaixo do LD nas amostras de aves e mamíferos e Cr, e Ba nas amostras de quelônios, não foram considerados para as demais avaliações estatísticas. Verifica-se, também, que os dados, quando tratados por espécie, seguem uma distribuição *lognormal*, desta forma as análises estatísticas serão realizadas com os dados transformados.

O **Apêndice 07** contém os resultados de elementos-traço e informações (espécie, local, sexo e estágio do desenvolvimento dos indivíduos) de amostras de 610 indivíduos do PMP-BS analisados durante o ano de 2025.

Aves Marinhas

Spheniscus magellanicus

Na Tabela 8.3-1 são apresentados os dados referentes a estatística descritiva para *Spheniscus magellanicus*. Os elementos Pb, Ba e Ni apresentaram quase todos os valores abaixo do LD, o que introduz um *bias* nas suas avaliações estatísticas e, portanto, não serão incluídos nessa e nas demais avaliações como em relação a sexo e idade. Dos elementos com mais de 50% dos dados acima do LD, Zn foi o elemento que apresentou a maior concentração média para Zn (254 mg kg^{-1}) e a menor para V (0,16 mg kg^{-1}), sendo a seguinte sequência obtida: [Zn] > [Cd] > [Cu] > [Mn] > [As] > [Hg] > [Mo] > [Cr] > [V]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Cr (122%) e o menor é verificado para Zn (34%).

Tabela 8.3-1 *- Estatística descritiva para Spheniscus magellanicus dos elementos-traço (n = 271) no ano de 2025, considerando o critério LD / 2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	6.0	4.3	4.9	0.64	27.7	72
Cd (mg/kg)	26.3	24.0	18.1	0.54	164	91
Cr (mg/kg)	1.1	1.3	0.36	0.11	5.5	122
Cu (mg/kg)	26.1	16.9	24.1	7.9	233	65
Mn (mg/kg)	7.8	4.1	7.5	3.6	68.7	53
Mo (mg/kg)	4.7	1.7	4.6	1.0	12.1	35
Zn (mg/kg)	254	86	258	70	511	34
V (mg/kg)	0.16	0.13	0.12	0.04	1.09	81
Hg (mg/kg)	5.0	2.8	4.8	1.0	18.3	55

Larus dominicanus

A **Tabela 8.3-2** apresenta a estatística descritiva para *Larus dominicanus*. Assim como no caso dos pinguins, para o gaivotão pouquíssimos casos apresentaram concentrações de Pb (4), Ni (7) e Ba (9) acima do LD, desta forma eles foram excluídos das avaliações estatísticas realizadas, A maior concentração média foi a do elemento traço Zn (128 mg kg^{-1}), enquanto a menor concentração foi para V (0,21 mg kg^{-1}), sendo a seguinte sequência obtida: [Zn] > [Cu] > [Mn] > [As] > [Hg] > [Cr] > [Mo] > [Cd] > [V]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o As (233%) e o menor é verificado para Mn (23%).

Tabela 8.3-2 *- Estatística descritiva para Larus dominicanus dos elementos-traço (n =31) no ano de 2025, considerando o critério LD / 2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	7.1	16.5	2.5	0.35	87.6	233
Cd (mg/kg)	0.62	1.4	0.25	0.03	6.1	228
Cr (mg/kg)	2.0	1.9	1.4	0.24	9.0	93
Cu (mg/kg)	14.8	7.6	13.2	7.0	47.2	51
Mn (mg/kg)	11.1	2.6	11.2	3.2	15.0	23
Mo (mg/kg)	1.99	0.55	1.91	0.88	3.1	27
Zn (mg/kg)	128	70	106	42	339	55
V (mg/kg)	0.21	0.16	0.16	0.04	0.82	78
Hg (mg/kg)	3.9	3.0	2.7	0.43	13.4	77

Phalacrocorax brasilianus

Na **Tabela 8.3-3** são apresentados os dados referentes a estatística descritiva para *Phalacrocorax brasilianus*, que apresentou a maior concentração média para Zn (252 mg kg^{-1}) e a menor para Cd (0,27 mg kg^{-1}), sendo a seguinte sequência obtida, [Zn] > [Cu] > [Mn] > [Hg] > [As] > [Mo] > [Cr] > [V] > [Cd]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Hg (118%) e o menor é verificado para Mo (20%). Como observado para a espécie *Spheniscus magellanicus,* também, no caso da *Phalacrocorax brasilianus*, os elementos Pb, Ba e Ni apresentaram mais do que 50% dos valores abaixo do LD, sendo que apenas um dos valores de Pb, Ba e Ni estiveram acima do LD, por essa razão, a estatística descritiva desses elementos não foi calculada.

***Tabela 8.3-3** - Estatística descritiva para Phalacrocorax brasilianus dos elementos-traço (n = 11) no ano de 2025, considerando o critério LD / 2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	1.92	1.37	1.27	0.72	5.1	72
Cd (mg/kg)	0.27	0.29	0.15	0.06	1.0	107
Cr (mg/kg)	1.68	1.53	0.81	0.16	3.6	91
Cu (mg/kg)	46.2	22.7	46.3	22.4	98.8	49
Mn (mg/kg)	12.4	3.7	12.0	6.3	20.5	30
Mo (mg/kg)	2.78	0.57	2.81	1.56	3.8	20
Zn (mg/kg)	252	191	139	84	607	76
V (mg/kg)	0.47	0.46	0.29	0.18	1.8	98
Hg (mg/kg)	11.8	13.9	4.24	1.44	44.1	118

Sula leucogaster

Na **Tabela 8.3-4** são apresentados os dados referentes a estatística descritiva para *Sula leucogaster*, que apresentou a maior concentração média para Zn (213 mg kg^{-1}) e a menor para V (0,24 mg kg^{-1}), sendo a seguinte sequência obtida, [Zn] > [Cu] > [Mn] > [Hg] > [Mo] > [As] = [Cd] > [Cr] > [V]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Cr (121%) e o menor é verificado para Mo (30%). Como observado para as demais espécies de aves, também, no caso da *Sula leucogaster*, os elementos Pb, Ba e Ni apresentaram mais do que 50% dos valores abaixo do LD, por essa razão, a estatística descritiva desses elementos não foi calculada.

***Tabela 8.3-4** - Estatística descritiva para Sula leucogaster dos elementos-traço (n = 14) no ano de 2025, considerando o critério LD / 2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	2.1	2.2	1.2	0.34	8.5	102
Cd (mg/kg)	2.1	1.9	1.5	0.34	6.2	90
Cr (mg/kg)	1.0	1.2	0.61	0.01	3.4	121
Cu (mg/kg)	25	12	23	9.59	54.9	49
Mn (mg/kg)	16.0	7.1	15.2	8.06	31.3	44
Mo (mg/kg)	2.23	0.68	2.19	1.19	3.6	30
Zn (mg/kg)	213	126	138	78	443	59
V (mg/kg)	0.24	0.12	0.24	0.03	0.40	48
Hg (mg/kg)	13.6	11.5	11.3	0.71	42.9	84

Aves – Gráficos de Caixa

De modo a possibilitar uma comparação visual das concentrações elementares entre as diferentes espécies de aves, durante o ano de 2025, optou-se de adoção do gráfico de caixas, com o valor central representado pela mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os *outliers*. Por questão de ajuste da escala de valores de concentração, os valores extremos foram omitidos. Como já mencionado, elementos como Pb, Ni e Ba com mais de 50% dos valores abaixo do LD foram excluídos dessa avaliação.

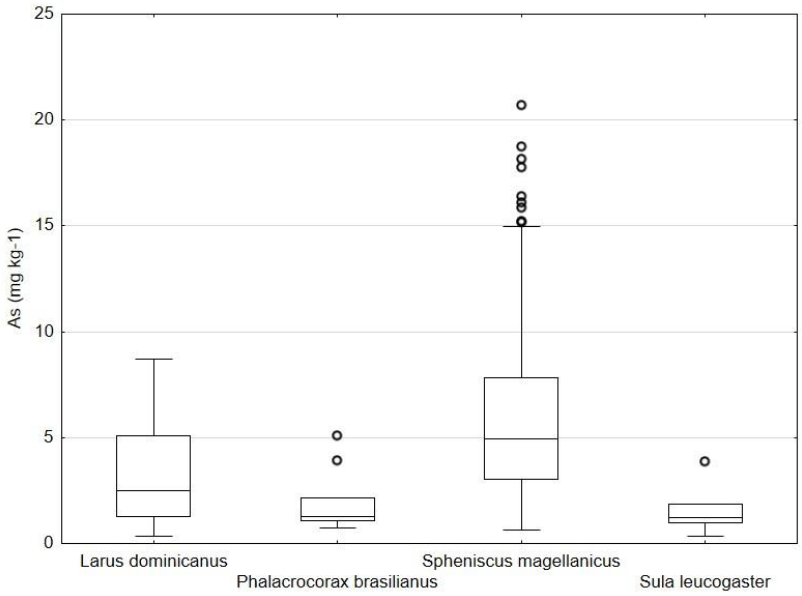


Figura 8.3-1 *- Gráfico de caixas para As em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

A **Figura 8.3-1** mostra o gráfico de caixas para As em Aves, nota-se uma tendência para maiores valores para a espécie *Spheniscus magellanicus* e semelhantes entre as espécies *Phalacrocorax brasilianus, Sula leucogaster* e *Larus dominicanus*, nota-se, também, uma maior dispersão dos resultados para *Spheniscus magellanicus*.

PÚBLICA

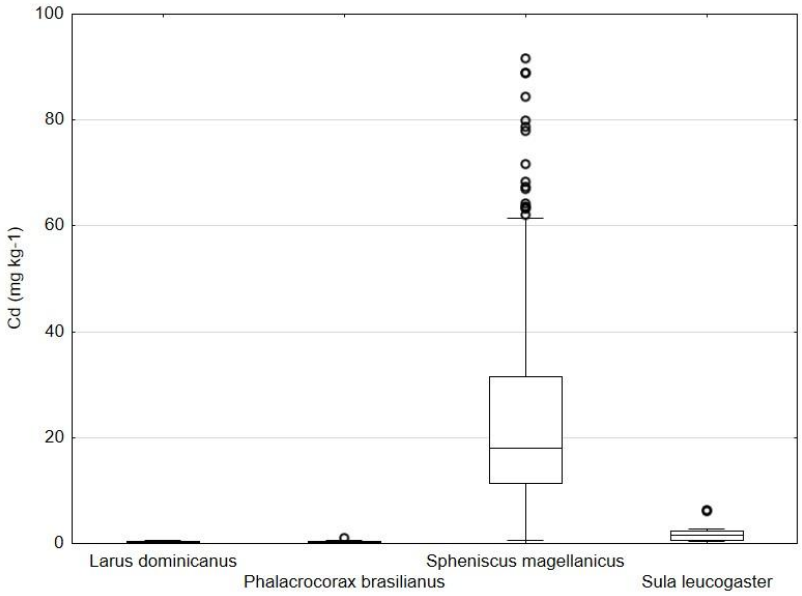


***Figura 8.3-2** - Gráfico de caixas para Cd em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

O gráfico de caixas para Cd em Aves aparece na **Figura 8.3-2**, verifica-se que os valores de Cd na espécie *Spheniscus magellanicus* são bastante distintos daqueles observados para outras três espécies, não, apenas, em termos de uma maior mediana como, também, em termos de dispersão de dados, além de um elevado número de *outliers*.

PÚBLICA

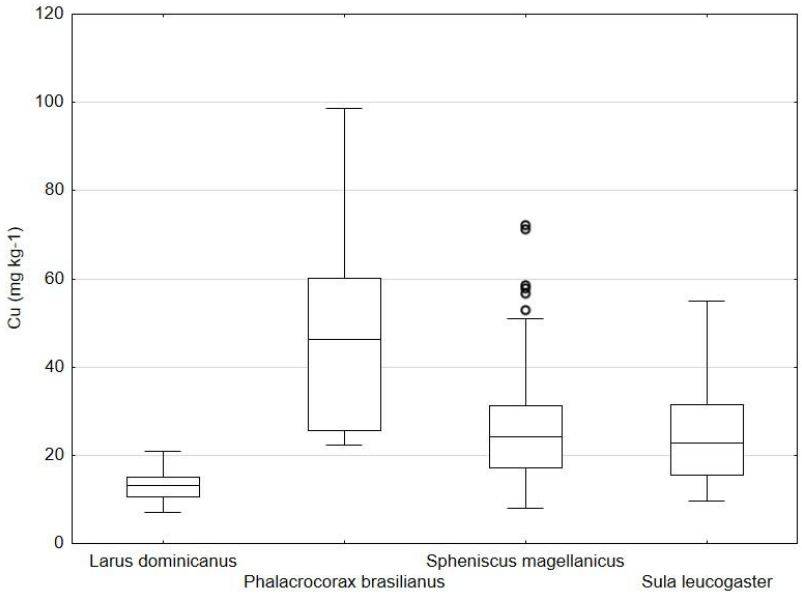


***Figura 8.3-3** - Gráfico de caixas para Cu em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

A **Figura 8.3-3** mostra o gráfico de caixas para Cu em Aves, nota-se uma tendência para menores valores para as espécies *Sula leucogaster*, *Larus dominicanus* e *Spheniscus magellanicus* quando comparados com a *Phalacrocorax brasilianus*, cujos valores são, também, mais dispersos. Um maior número de valores *outliers* é observado no caso da espécie *Spheniscus magellanicus*.

PÚBLICA

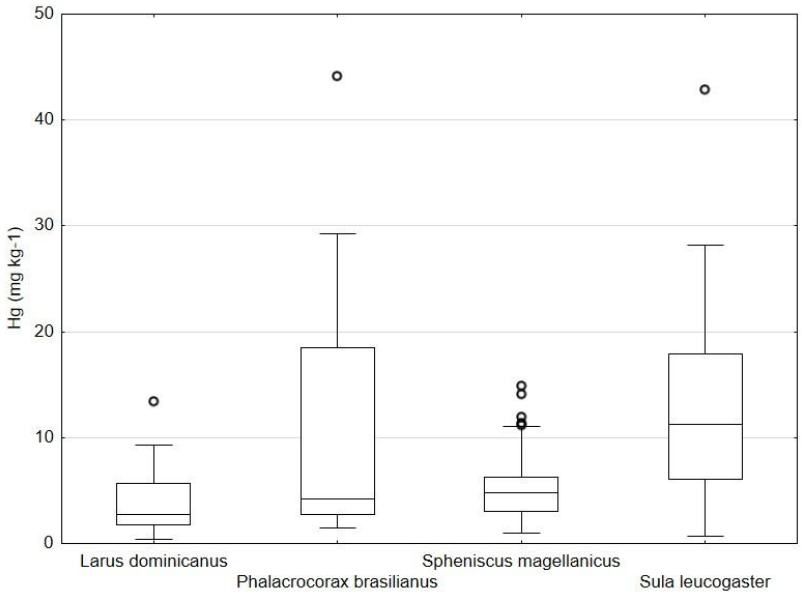


***Figura 8.3-4** - Gráfico de caixas para Hg em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

O gráfico de caixas para Hg em Aves aparece na **Figura 8.3-4**, observa-se uma tendência para concentrações equivalentes de Hg entre as quatro espécies. Como em casos anteriores, nota-se uma maior dispersão dos resultados observados para a *Phalacrocorax brasilianus.*

PÚBLICA

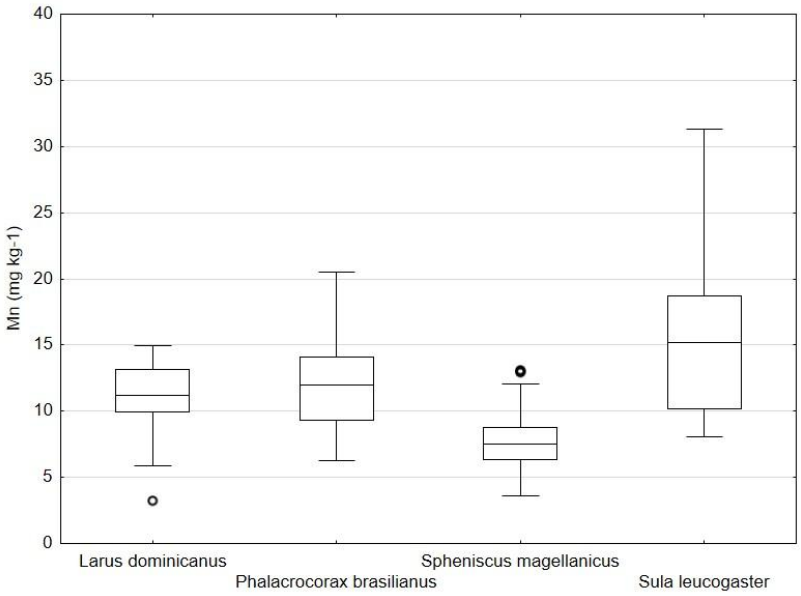


***Figura 8.3-5** – Gráfico de caixas para Mn em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

O gráfico de caixas para Mn em Aves é ilustrado na **Figura 8.3-5**, observa-se uma tendência para menores concentrações de Mn na espécie *Spheniscus magellanicus* e maiores para as espécies *Sula leucogaster*, *Larus dominicanus* e *Phalacrocorax brasilianus*.

PÚBLICA

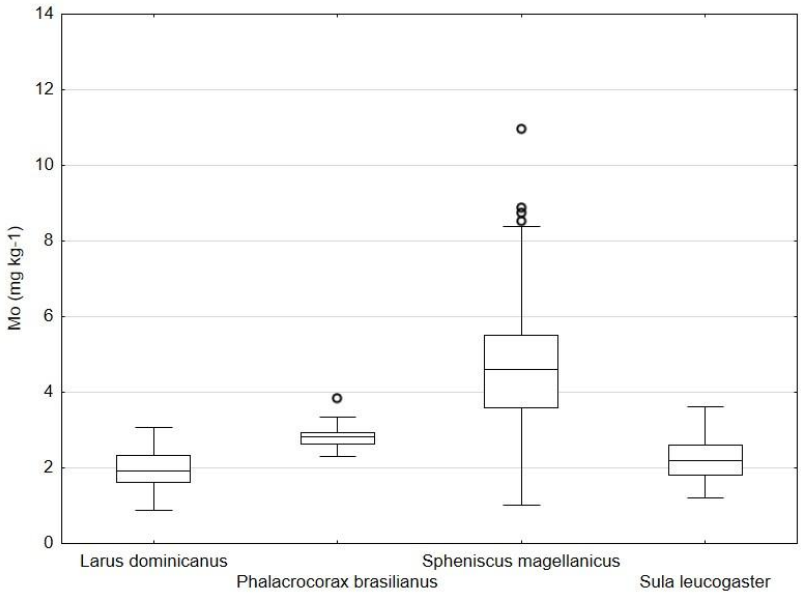


***Figura 8.3-6** – Gráfico de caixas para Mo em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

Na **Figura 8.3-6** é ilustrado o gráfico de caixas para Mo em Aves. Observa-se uma diferença bem significativa entre as medianas das quatro espécies com *Spheniscus magellanicus* muito superior ao observado para as outras trêsespécies. Verifica-se, também, que os resultados para o *Spheniscus magellanicus* apresentam uma maior dispersão.

PÚBLICA

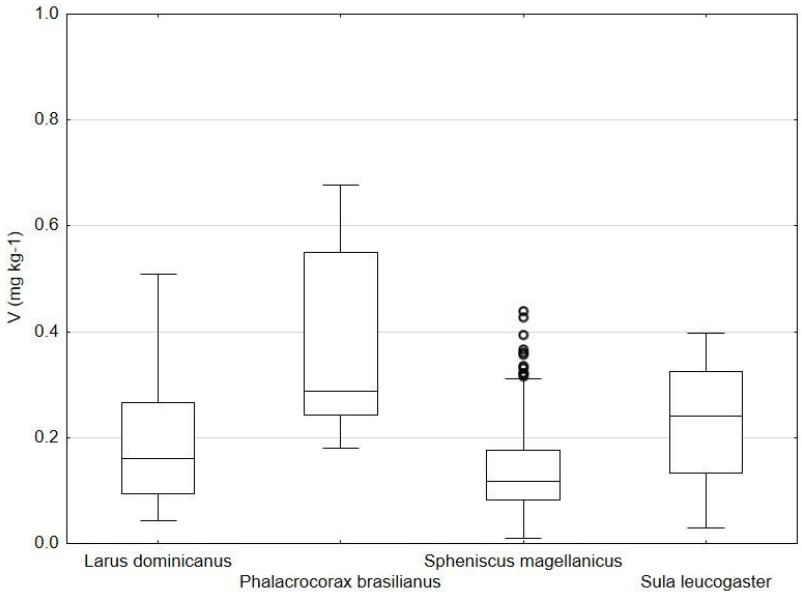


***Figura 8.3-7** – Gráfico de caixas para V em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

O gráfico de caixas para V é apresentado na **Figura 8.3-7**. Mais uma vez, é marcante o número de *outliers* para *Spheniscus magellanicus*. Em relação às demais espécies, a espécie *Sphneniscus magellanicus* é aquela com as menores concentrações de V enquanto a *Phalacrocorax brasilianus* é, nitidamente, superior às espécies *Larus dominicanus* e *Sphneniscus magellanicus* mas equivalente à *Sula leucogaster*.

PÚBLICA

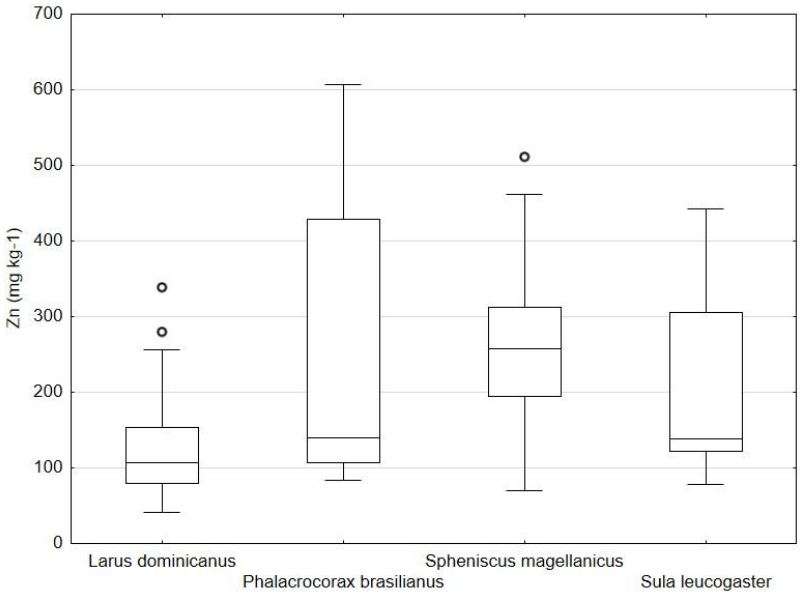


Figura 8.3-8 – *Gráfico de caixas para Zn em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

O gráfico de caixas para Zn é apresentado na **Figura 8.3-8**. Zinco, um elemento essencial, apresenta as maiores concentrações entre os elementos estudados. Apesar das diferenças observadas em termos de mediana e dispersão de dados, há uma tendência para maiores concentrações na espécie *Spheniscus magellanicus,* e *Sula leucogaster, Phalacrocorax brasilianus* e *Larus dominicanus* serem equivalentes entre si.

PÚBLICA

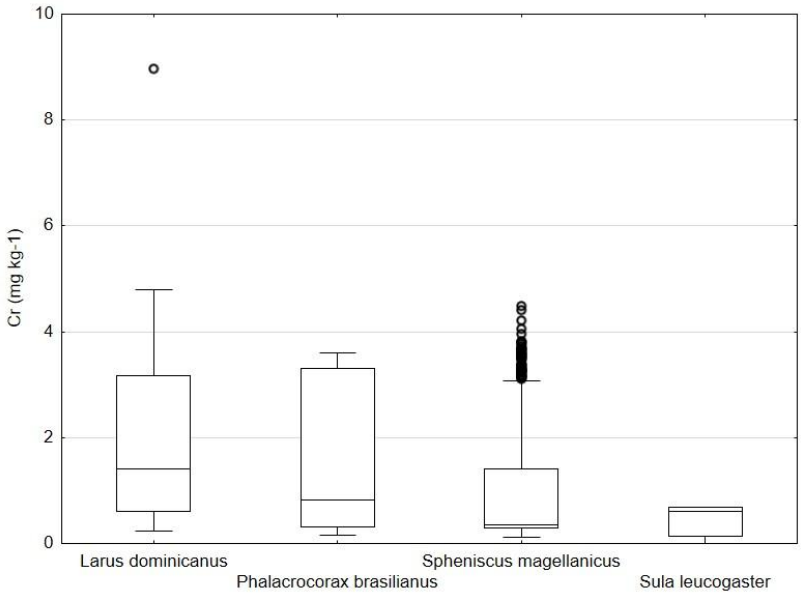


***Figura 8.3-9** – Gráfico de caixas para Cr em aves durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

O gráfico de caixas para Cr é apresentado na **Figura 8.3-9**. Verifica-se que as concentrações de Cr são equivalentes entre as quatro espécies. Nota-se, como relatado para outros elementos, muitos valores *outliers* na espécie *Spheniscus magellanicus,* talvez, um reflexo do grande número de indivíduos analisados.

Tartarugas-marinhas

Chelonia mydas

A **Tabela 8.3-5** apresenta a estatística descritiva para *Chelonia mydas*. A máxima concentração média foi a de Cu (169 mg kg^{-1}) enquanto a menor foi a de Ba (0,17 mg kg^{-1}), sendo a seguinte sequência obtida: [Cu] > [Zn] > [Cd] > [As] > [Mn] > [Cr] > [Mo] > [Hg] > [V] > [Pb] > [Ni] > [Ba]. Pb, Ni e Ba apresentam um percentual significativo de valores abaixo do LD, 42%, 62% e 34%, respectivamente. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Pb (194%) e o menor, para o Mn (33%).

PÚBLICA

Tabela 8.3-5 - *Estatística descritiva para Chelonia mydas dos elementos-traço (n = 181) no ano de 2025, considerando o critério LD/2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	14.2	13.0	10.1	0.60	75.6	91
Cd (mg/kg)	22.2	18.6	15.1	2.74	98.3	83
Cr (mg/kg)	1.3	1.2	0.66	0.01	4.6	96
Cu (mg/kg)	169	109	150	27	792	64
Pb (mg/kg)	0.72	1.4	0.17	0.01	9.5	194
Mn (mg/kg)	10.6	3.5	10.3	2.9	20.3	33
Mo (mg/kg)	1.2	1.2	0.90	0.27	12.4	98
Zn (mg/kg)	134	52	125	48	389	39
Ni (mg/kg)	0.22	0.39	0.01	0.01	2.4	179
Ba (mg/kg)	0.17	0.27	0.08	0.01	2.0	159
V (mg/kg)	0.72	1.25	0.31	0.03	13.8	172
Hg (mg/kg)	1.0	1.2	0.61	0.04	8.7	115

Caretta caretta

A **Tabela 8.3-6** apresenta a estatística descritiva para *Caretta caretta*. A máxima concentração média foi a de Zn (93 mg kg^{-1}) enquanto a menor foi a de Ni (0,30 mg kg^{-1}), sendo a seguinte sequência obtida: [Zn] > [Cd] > [Cu] > [As] > [Mn] > [Hg] > [Cr] > [V] > [No] > [Pb] > [Ni] > [Ba]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Ba (152%) e o menor é verificado para Mn (32%).

Tabela 8.3-6 *- Estatística descritiva para Caretta caretta dos elementos-traço (n = 12) no ano de 2025, considerando o critério LD/2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	13.1	6.5	11.9	4.22	22.2	50
Cd (mg/kg)	55	72	12	8.49	220	132
Cr (mg/kg)	1.7	1.5	0.85	0.25	4.1	93
Cu (mg/kg)	32	34	17	6.2	120	105
Pb (mg/kg)	0.44	0.63	0.04	0.01	1.6	145
Mn (mg/kg)	4.7	1.5	4.7	2.1	6.5	32
Mo (mg/kg)	1.5	1.6	0.55	0.19	4.3	108
Zn (mg/kg)	93	56	71	37	175	61
Ni (mg/kg)	0.30	0.38	0.13	0.01	1.2	125
Ba (mg/kg)	0.15	0.22	0.06	0.01	0.78	152
V (mg/kg)	1.6	1.8	0.72	0.17	5.6	110
Hg (mg/kg)	2.3	2.2	2.1	0.21	7.4	95

Tartarugas-marinhas – Gráfico de Caixa

Nos gráficos de caixas, o valor central representado pela mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os *outliers*. Por questão de ajuste da escala de valores de concentração, os valores extremos foram omitidos.

Os gráficos de caixas aparecem da **Figura 8.3-10** à **Figura 8.3-20**, verifica-se um número maior de *outliers* para a espécie *Chelonia mydas*, em função de um N muito maior (181). Dado o elevado percentual de valores abaixo do LD para Ni nas amostras de *Chelonia mydas*, 62%, não foi construído o gráfico de caixas para esse elemento. Para os elementos As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mn, Mo, Pb e V pode-se considerar que o valor médio para ambas as espécies é igual. Por outro lado, verifica-se uma tendência para concentrações mais elevadas de Cu e Mn na espécie *Chelonia mydas*.

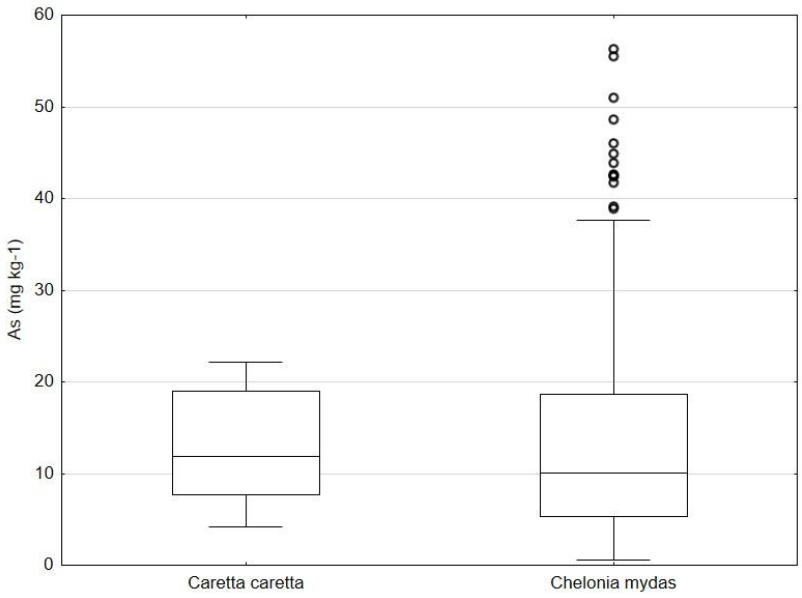


***Figura 8.3-10** - Gráfico de caixas para As em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

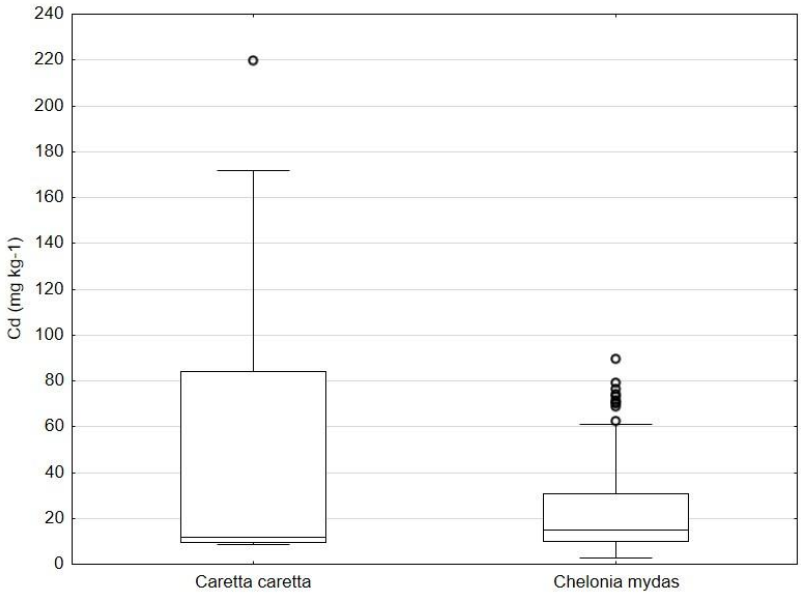


Figura 8.3-11 *– Gráfico de caixas para Cd em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

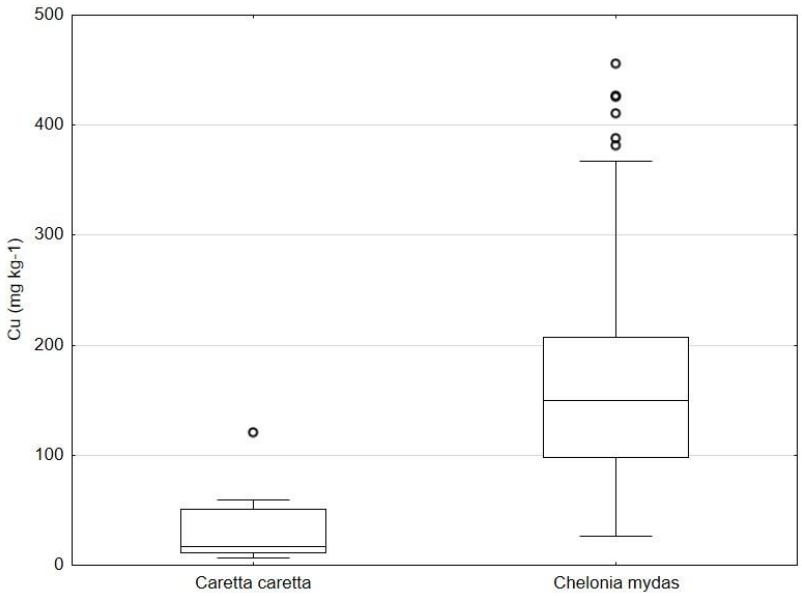


Figura 8.3-12 *– Gráfico de caixas para Cu em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

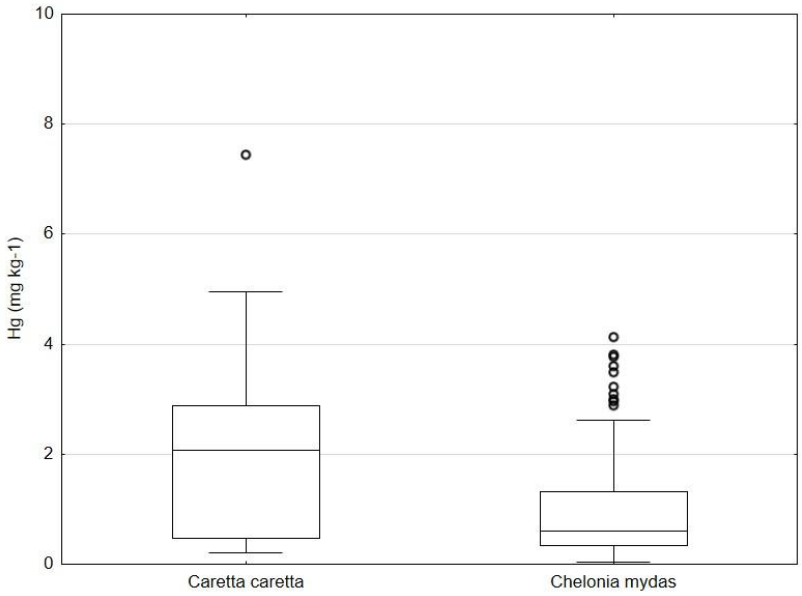


Figura 8.3-13 *– Gráfico de caixas para Hg em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

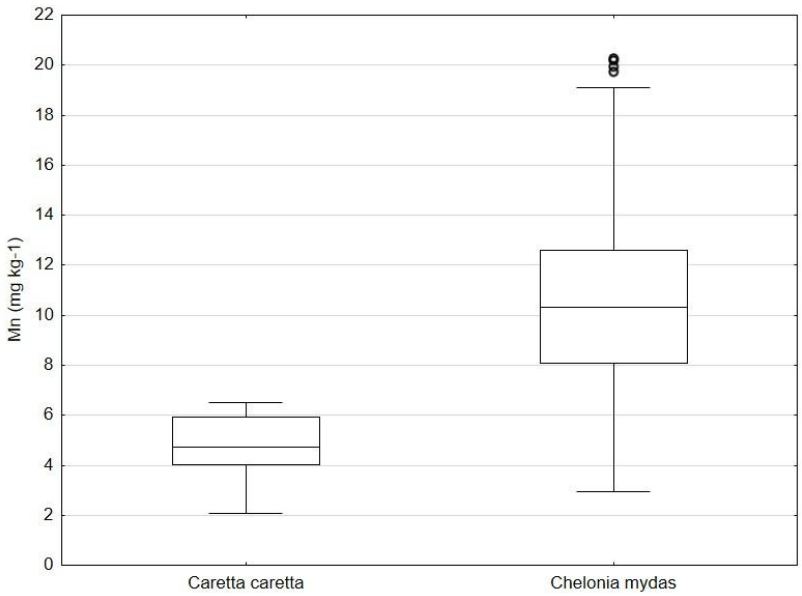


Figura 8.3-14 *– Gráfico de caixas para Mn em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

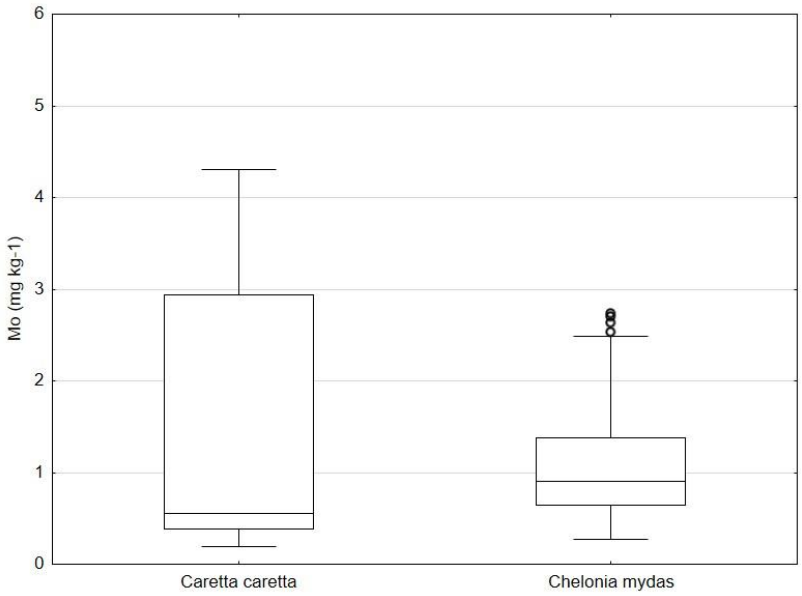


Figura 8.3-15 *– Gráfico de caixas para Mo em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

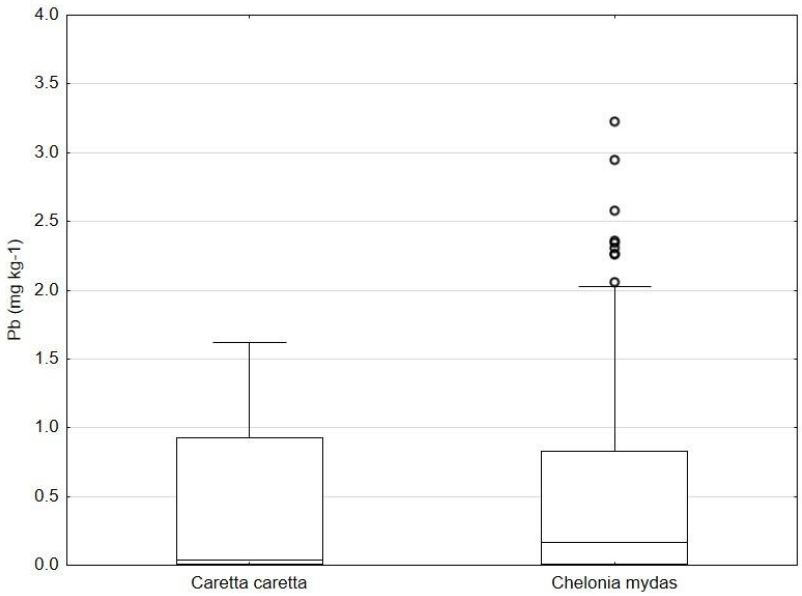


Figura 8.3-16 *– Gráfico de caixas para Pb em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

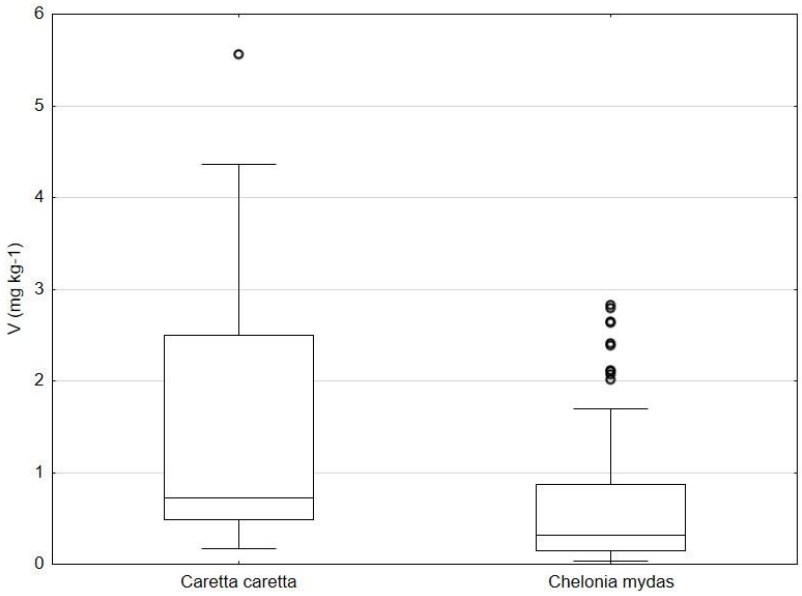


Figura 8.3-17 *– Gráfico de caixas para V em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

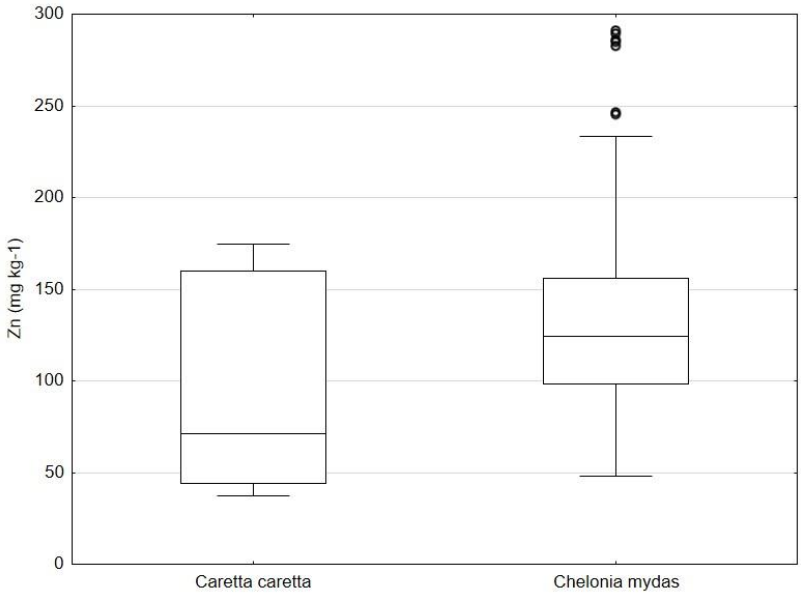


Figura 8.3-18 *– Gráfico de caixas para Zn em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

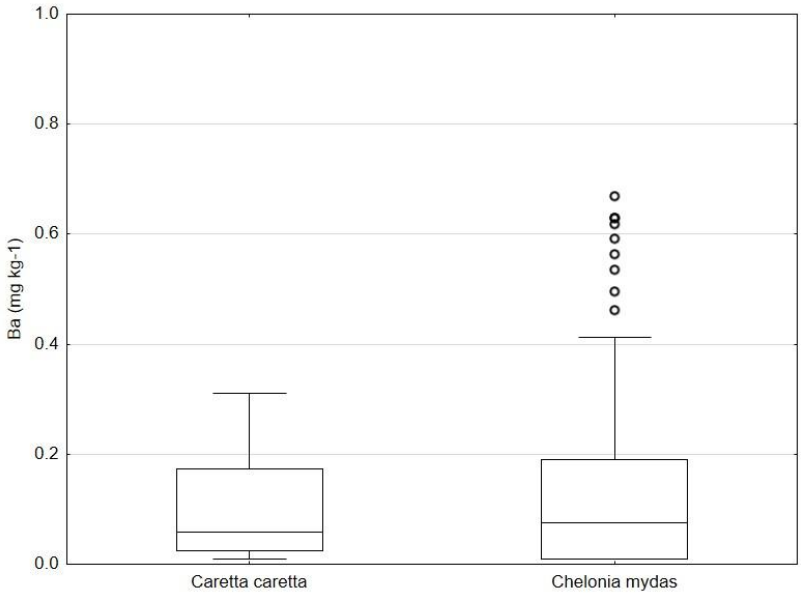


Figura 8.3-19 *– Gráfico de caixas para Ba em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

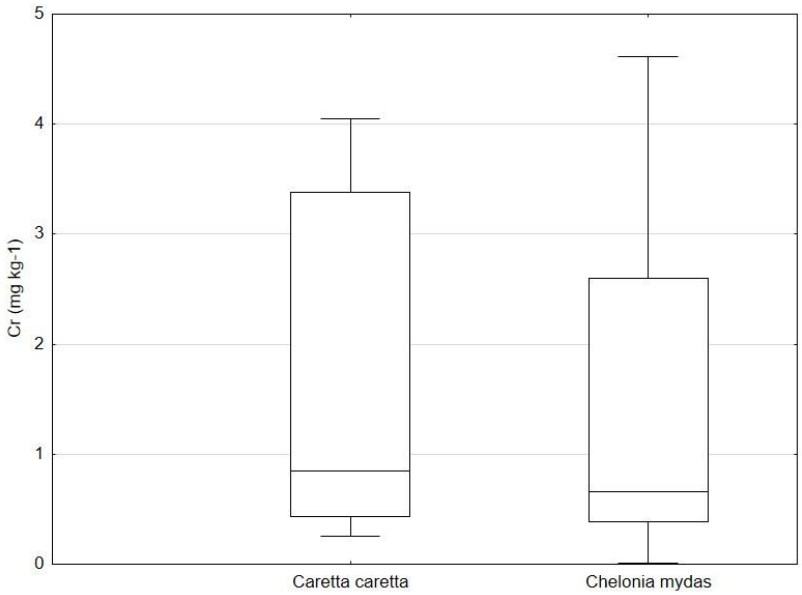


Figura 8.3-20 *– Gráfico de caixas para Cr em quelônios durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

Mamíferos Marinhos

Sotalia guianensis

A **Tabela 8.3-7** apresenta a estatística descritiva para *Sotalia guianensis*. Em função de terem sido observados muito poucos casos acima do LOD para Ba Pb e Ni, esses elementos não foram incluídos na presente avaliação. A concentração média máxima, foi a de Zn (271 mg kg^{-1}) enquanto a menor, naturalmente, foi a de V (0,15 mg kg^{-1}); dentre aqueles com a maioria dos valores acima do LOD, verifica-se a seguinte a sequência obtida: [Zn] > [Cu] > [Hg] > [Mn] > [Mo] > [As] > [Cr] > [Cd] > [V]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Hg (171%) e o menor é verificado para Mn (35%). Como observado em anos anteriores, nota-se as elevadas concentrações de Hg sendo, nessa espécie, o elemento com a maior concentração atrás apenas de Zn e Cu, o que pode ser explicado pelo fato dessa espécie se alimentar de peixes maiores do que a *Pontoporia blainvillei*.

***Tabela 8.3-7** - Estatística descritiva para Sotalia guianensis dos elementos-traço (n = 18) no ano de 2025, considerando o critério LD / 2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	0.94	0.55	0.88	0.34	2.6	58
Cd (mg/kg)	0.60	0.53	0.45	0.01	1.8	89
Cr (mg/kg)	0.79	0.89	0.57	0.17	3.3	112
Cu (mg/kg)	44	47	30	12	217	107
Mn (mg/kg)	12.0	4.1	11.6	5.1	19.5	35
Mo (mg/kg)	1.92	0.73	1.82	0.50	3.2	38
Zn (mg/kg)	271	397	141	80	1806	146
V (mg/kg)	0.15	0.06	0.14	0.07	0.3	40
Hg (mg/kg)	36	62	9.2	0.48	189	171

Pontoporia blainvillei

Os dados referentes a estatística descritiva para *Pontoporia blainvillei* são apresentados na **Tabela 8.3-8**. Assim como ocorrido para a *Sotalia guianensis,* muito poucos casos acima do LOD para Ba (30%), Pb (17%) e Ni (25%), foram verificados para a *Pontoporia blainvillei*, desta forma, esses elementos não foram incluídos na presente avaliação. A concentração média máxima, foi a de

Zn (125 mg kg^{-1}) enquanto a menor foi a de Ni (<0,01 mg kg^{-1}). Para aqueles elementos com a maioria dos dados acima do LOD, verifica-se a seguinte sequência obtida: [Zn] > [Cu] > [Mn] > [Hg] > [Mo] > [Cd] > [As] > [Cr] > [V]. O maior desvio padrão relativo (DPR) é observado para o Hg (144%) e o menor é verificado para Mn (17%).

***Tabela 8.3-8** - Estatística descritiva para Pontoporia blainvillei dos elementos-traço (n = 34) no ano de 2025, considerando o critério LD / 2 para valores abaixo do LD.*

Elemento	Média	DP	Mediana	Mínimo	Máximo	DPR (%)
As (mg/kg)	0.58	0.38	0.47	0.07	2.0	66
Cd (mg/kg)	0.73	1.29	0.03	0.01	4.8	176
Cr (mg/kg)	0.54	0.60	0.50	0.01	3.3	112
Cu (mg/kg)	105	100	81	9.4	372	95
Mn (mg/kg)	10.9	4.0	10.7	2.8	22.5	37
Mo (mg/kg)	1.6	1.5	1.3	0.10	6.3	95
Zn (mg/kg)	240	183	164	73	879	76
V (mg/kg)	0.12	0.07	0.10	0.01	0.3	63
Hg (mg/kg)	3.1	4.3	2.1	0.38	24.0	138

Mamíferos – Gráficos de Caixa

De modo a possibilitar uma comparação visual das concentrações elementares entre as diferentes espécies de quelônios, durante o ano de 2025, optou-se de adoção do gráfico de caixas, com o valor central representado pela mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os *outliers*. Por questão de ajuste da escala de valores de concentração, os valores extremos foram omitidos. Como já mencionado, elementos como Pb, Ni e Ba com mais de 50% dos valores abaixo do LD foram excluídos dessa avaliação

Os gráficos de caixa para As, Cd, Cu, Hg, Mn, Mo, V, Zn e Cr aparecem da **Figura 8.3-21** à **Figura 8.3-29**. Já a partir dos dados das tabelas com a estatística descritiva das duas espécies de mamíferos era possível verificar que as medianas para As, Cd, Cu, Mn, Mo e Zn eram estatisticamente iguais, o que pode ser corroborado nos gráficos de caixa. O gráfico de caixa para Hg (**Figura 8.3-24**) reflete a grande dispersão de dados para a espécie *Sotalia*

guianensis e com 70% dos dados acima do valor máximo observados para a espécie *Pontoporia blainvillei*.

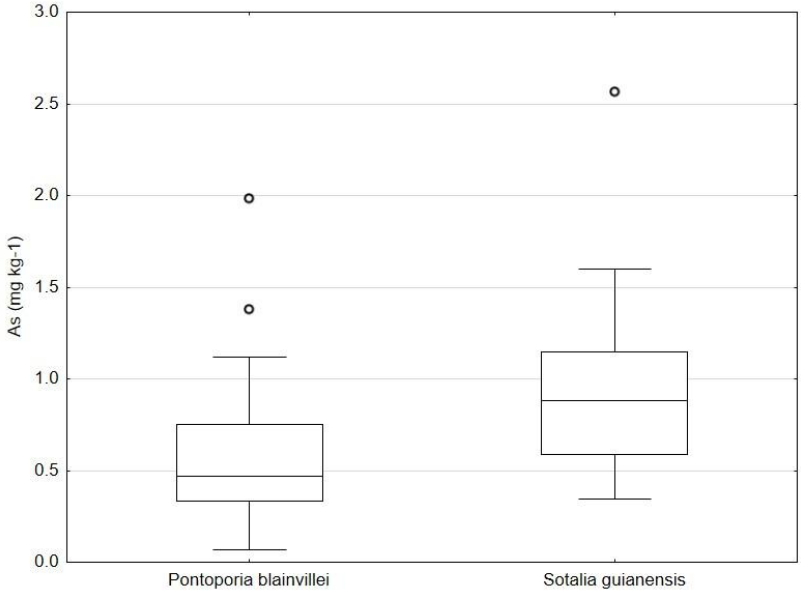


Figura 8.3-21 *- Gráfico de caixas para As em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

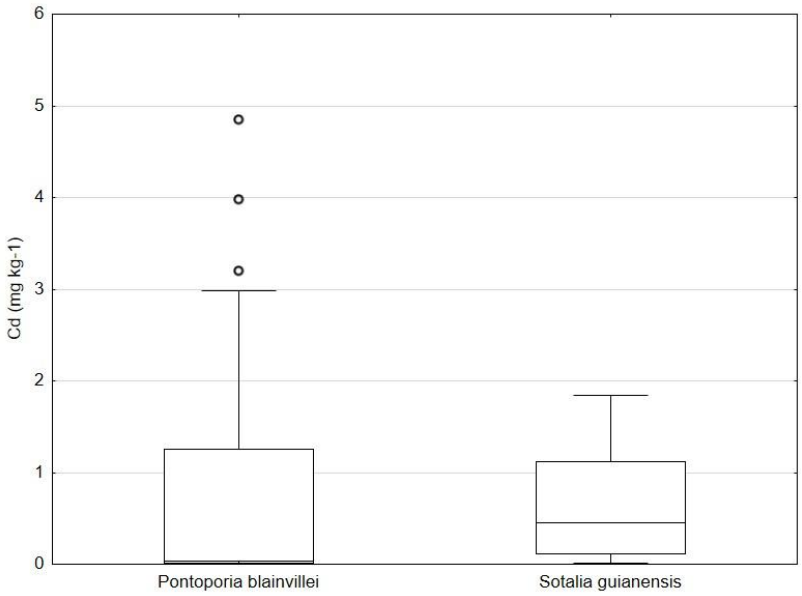


Figura 8.3-22 *– Gráfico de caixas para Cd em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

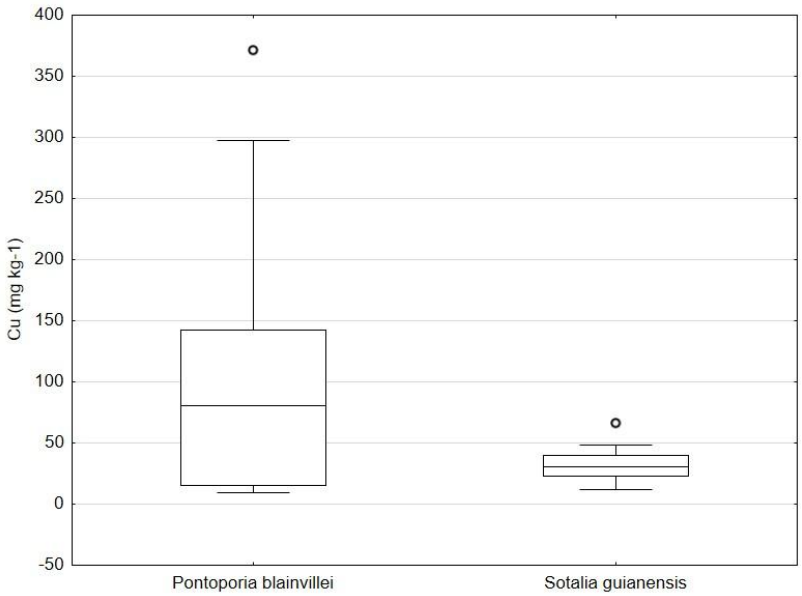


Figura 8.3-23 *– Gráfico de caixas para Cu em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

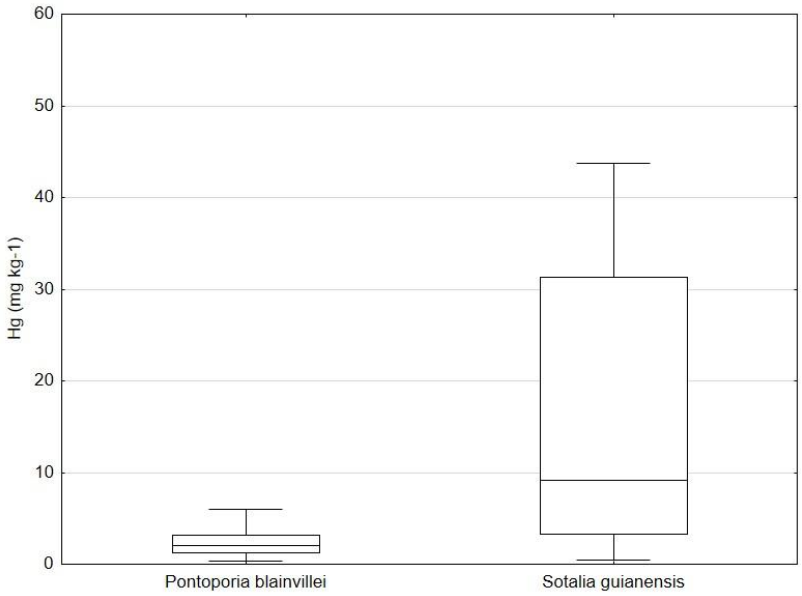


Figura 8.3-24 – *Gráfico de caixas para Hg em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

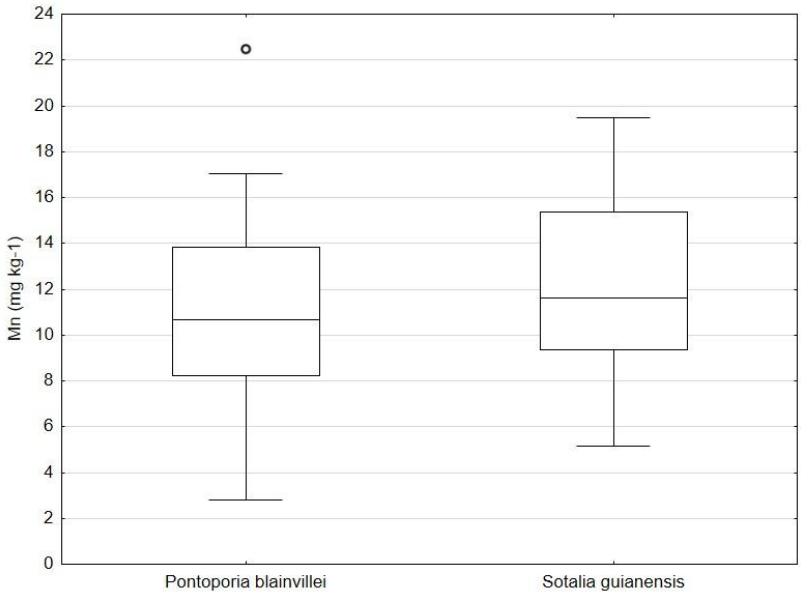


Figura 8.3-25 *– Gráfico de caixas para Mn em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

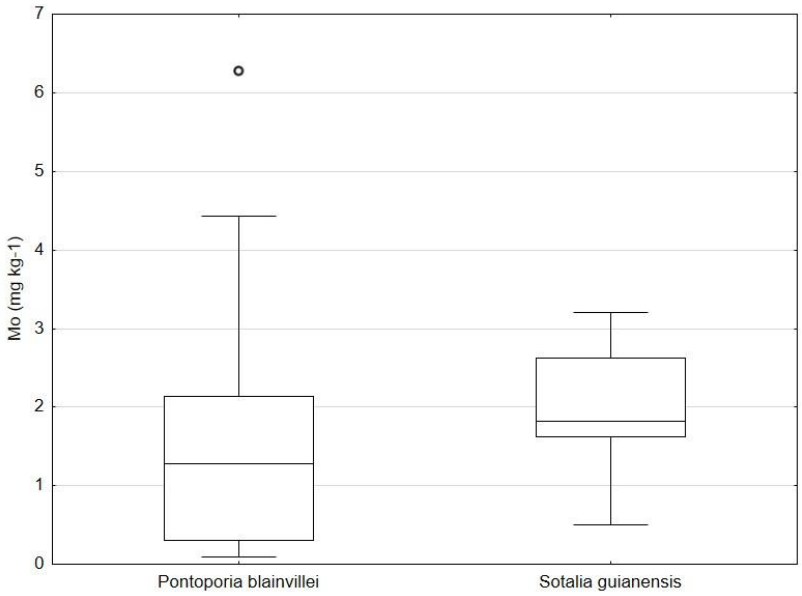


Figura 8.3-26 *– Gráfico de caixas para Mo em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

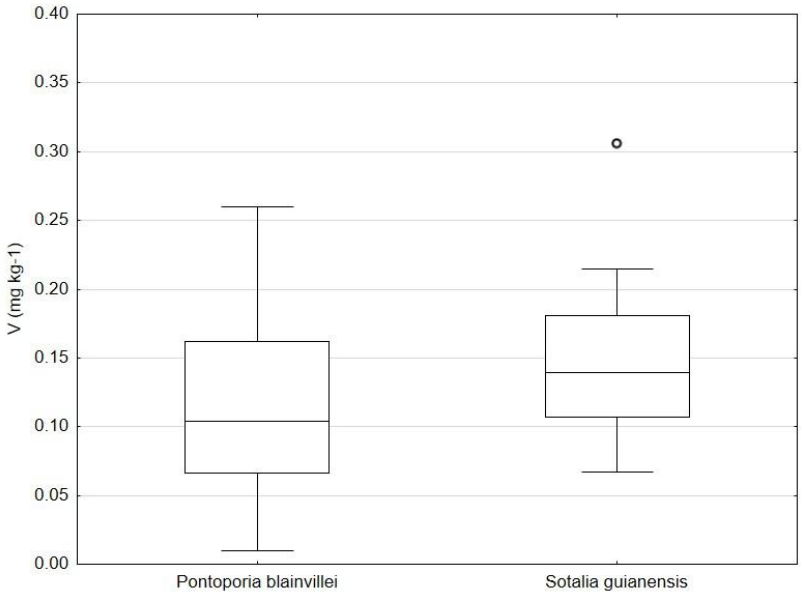


Figura 8.3-27 *– Gráfico de caixas para V em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

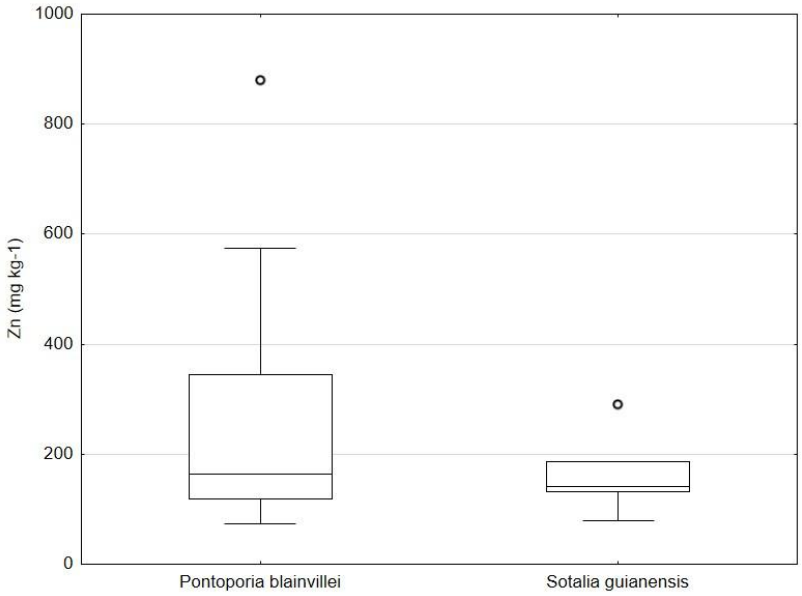


Figura 8.3-28 *– Gráfico de caixas para Zn em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

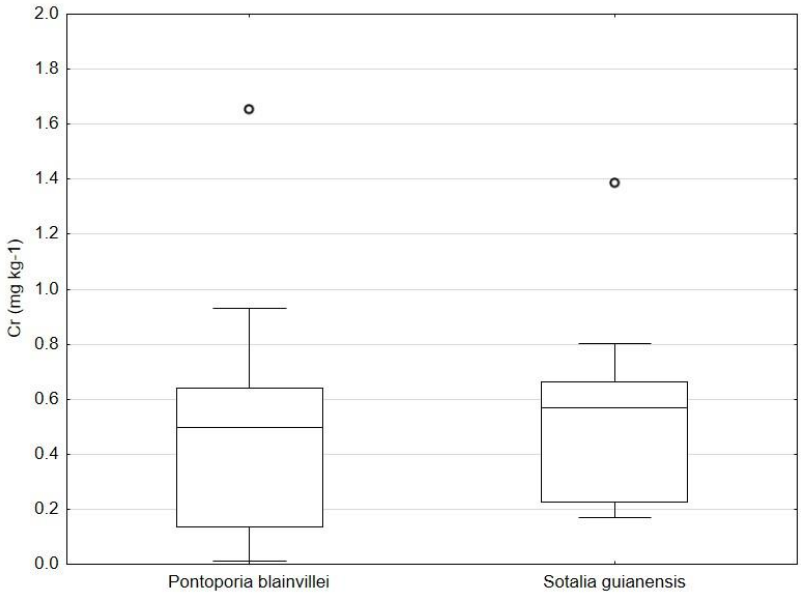


Figura 8.3-29 *– Gráfico de caixas para Cr em mamíferos durante o ano de 2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

8.3.2 Análise Estatística Quantitativa

Uma vez verificado que os dados referentes à concentração elementar, quando agrupados por espécie, seguiam uma distribuição *lognormal*, os testes estatísticos realizados para verificar a existência de diferenças, ou não, por classe de sexo e de idade foram testes paramétricos a partir dos dados log transformados. A comparação entre as médias logarítmicas foi realizada através do teste Z de comparação entre médias, considerando como Z_{crit} = 1,96 (95% de probabilidade).

Sexo

Da **Tabela 8.3-9** a **Tabela 8.3-11** são apresentadas, respectivamente, a frequência e o respectivos sexos das aves *(Larus dominicanus*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Spheniscus magellanicus e Sula leucogaster)*, dos mamíferos *(Pontoporia blainvillei*, *Sotalia guianensis*) e dos quelônios (*Caretta caretta* e *Chelonia mydas)*.

***Tabela 8.3-9** - Frequência de sexo para aves marinhas nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Espécie	Sexo		
	Indefinido	Feminino	Masculino
Larus dominicanus	4	15	16
Phalacrocorax brasilianus		8	3
Spheniscus magellanicus		215	52
Sula leucogaster		3	8

***Tabela 8.3-10 –** Frequência de sexo para mamíferos marinhos nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Espécie	Sexo		
	Indefinido	Feminino	Masculino
Pontoporia blainvillei		15	19
Sotalia guianensis		11	7

***Tabela 8.3-11 –** Frequência de sexo para tartarugas-marinhas nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Espécie	Sexo		
	Indefinido	Feminino	Masculino
Caretta caretta	3	7	5
Chelonia mydas		136	44

Comparações entre sexos

Aves marinhas

Como nas avaliações estatísticas anteriores, não foram considerados os casos do Pb, Ni e Ba onde o elevado número de substituições por LD/2 causa uma distorção tanto na média como no desvio padrão.

A **Tabela 8.3-12** mostra os resultados da comparação entre as médias logarítmicas, realizada através do teste Z, os valores em negrito significam valores acima do valor de Z_{crit} (1,96), com resultados negativos de Z relacionados com uma concentração maior nos machos do que nas fêmeas. Observa-se pouca, ou nenhuma, diferença significativa, entre sexos para as espécies *Larus dominicanus, Phalacrocorax brasilianus e Sula leucogaster*, com macho>fêmea para Hg em *Larus dominicanus*. Por outro lado, na espécie *Spheniscus magellanicus* verifica-se fêmea>macho para As e macho>fêmea para Cd, Cr, V e Hg.

Tabela 8.3-12 *- Valores de Z para a comparação, entre sexos, da média logarítmica da concentração elementar de acordo com as espécies de aves (valor em negrito significa valor superior a Zcrit = 1,96, valores positivos significam fêmea>macho), das amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Elemento	Espécie			
	Larus dominicanus	***Phalacrocorax brasilianus***	***Spheniscus magellanicus***	***Sula leucogaster***
As	1.06	0.00	**2.38**	-1.33
Cd	-0.26	1.39	**-4.08**	-0.38
Cu	-0.20	0.87	0.78	-0.65
Cr	-0.51	-1.60	**-2.09**	-0.25
Mn	0.24	1.25	1.22	-1.80
Mo	-0.33	1.00	1.71	-0.19
Zn	-1.23	-0.30	-1.81	-0.16
V	-0.29	-1.62	**-2.23**	0.28
Hg	**-3.04**	-0.55	**-2.35**	1.08

Tartarugas-marinhas

Para os quelônios, não foram considerados, os casos do Pb, Ni e do Ba onde o elevado número de substituições por LD/2 causa uma distorção tanto na média como no desvio padrão.

A **Tabela 8.3-13** mostra os resultados da comparação entre as médias logarítmicas, para as duas espécies de quelônios, realizada através do teste Z, os valores em negrito significam valores acima do valor de Z_{crit} (1,96), com resultados negativos de Z relacionados com uma concentração maior nos machos do que nas fêmeas. Não é verificado um efeito do fator sexo na concentração dos elementos traço estudados para a espécie *Caretta caretta*. No caso da espécie *Chelonia mydas*, existe uma única diferença significativa para V, com fêmea>macho.

Tabela 8.3-13 *-Valores de Z para a comparação, entre sexos, da média logarítmica da concentração elementar de acordo com as espécies de quelônios (valor em negrito significa valor superior a Zcrit = 1,96, valores positivos significam fêmea>macho), das amostras analisadas para elementos traços no ano de 2025.*

Elemento	Espécie	
	Caretta caretta	***Chelonia mydas***
As	-0.24	-1.69
Cd	-0.68	0.46
Cu	-0.52	1.41
Cr	0.00	0.57
Mn	0.59	-0.23
Mo	-0.38	0.84
Zn	-0.19	0.50
V	-0.22	2.00
Hg	0.20	0.35

Mamíferos marinhos

Como no caso das aves, não foram considerados os casos do Cr, Pb, Ni e Ba onde o elevado número de substituições por LD/2 causa uma distorção tanto na média como no desvio padrão.

A **Tabela 8.3-14** mostra os resultados da comparação entre as médias logarítmicas, realizada através do teste Z, os valores em negrito significam valores acima do valor de Z_{crit} (1,96), com resultados negativos de Z relacionados com uma concentração maior nos machos do que nas fêmeas. Verifica-se, apenas duas diferenças significativas: V na espécie *Pontoporia blainvillei* e Mo na *Sotalia guianensis,* ambos com macho>fêmea.

Tabela 8.3-14 *- Valores de Z para a comparação, entre sexos, da média logarítmica da concentração elementar de acordo com as espécies de mamíferos (valor em negrito significa valor superior a Zcrit = 1,96, valores positivos significam fêmea>macho), das amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Elemento	Espécie	
	Pontoporia blainvillei	***Sotalia guianensis***
As	-0.05	-1.08
Cd	-0.10	-1.06
Cr	-0.54	0.94
Cu	-0.58	0.33
Mn	1.27	1.00
Mo	1.03	**-2.47**
Zn	0.00	1.75
V	**-2.10**	-0.26
Hg	-0.07	-1.54

Estágio de desenvolvimento

Da **Tabela 8.3-15** à **Tabela 8.3-17**, são apresentadas, respectivamente, a frequência e o respectivos estágios de desenvolvimento das aves são apresentadas, respectivamente, a frequência e o respectivos estágios de desenvolvimento das aves *(Larus dominicanus*, *Phalacrocorax brasilianus* e *Spheniscus magellanicus, Sula Leocogaster)*, dos mamíferos *(Pontoporia blainvillei*, *Sotalia guianensis*) e dos quelônios (*Caretta caretta* e *Chelonia mydas)*. Verifica-se que, as espécies *Caretta caretta* e *Chelonia mydas* apresentam um único ou, mesmo, nenhum indivíduo adulto o que impossibilita uma comparação entre estágios de desenvolvimento para essas duas espécies.

Tabela 8.3-15 *- Frequência de estágio de desenvolvimento para aves marinhas nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Espécie	Desenvolvimento			
	Adulto	**Jovem**	**Infantil**	**Indeterminado**
Larus dominicanus	15	16		
Phalacrocorax brasilianus	4	7		
Spheniscus magellanicus		268		2
Sula Leocogaster	8	3		

Tabela 8.3-16 *– Frequência de estágio de desenvolvimento para mamíferos marinhos nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025*

Espécie	Desenvolvimento				
	Adulto	Jovem	Infantil	Feto	Indeterminado
Pontoporia blainvillei	6	9	13	6	
Sotalia guianensis	7	9	2		

Tabela 8.3-17 *– Frequência de estágio de desenvolvimento para tartarugas-marinhas nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Espécie	Desenvolvimento		
	Adulto	Jovem	Indefinido
Caretta caretta	0	12	
Chelonia mydas	0	183	1

Comparação entre estágios de desenvolvimento

Aves marinhas

Também, no presente caso, não foram considerados os casos do Cr, Pb, Ni e Ba onde o elevado número de substituições por LD/2 causa uma distorção tanto na média como no desvio padrão.

A **Tabela 8.3-18** mostra os resultados da comparação entre as médias logarítmicas, realizada através do teste Z, os valores em negrito significam valores acima do valor de Z_{crit} (1,96), com resultados positivos de Z relacionados com uma concentração maior no estágio de desenvolvimento mais avançado.

Durante o ano de 2025, verificou-se pouca influência do estágio de desenvolvimento na concentração dos elementos estudados nas três espécies avaliadas, uma vez que apenas pinguins jovens foram encontrados. Duas únicas exceções foram notadas: Hg na espécie *Larus dominicanus,* com jovem>adulto, e As na espécie *Phalacrocorax brasilianus*, também, com jovem>adulto.

***Tabela 8.3-18** - Valores de Z para a comparação, entre estágios de desenvolvimentos (adulto/jovem), da média logarítmica da concentração elementar de acordo com as espécies de aves (valor em negrito significa valor superior a Zcrit = 1,96, adulto>jovem), das amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Elemento	Espécie			
	Larus dominicanus	***Phalacrocorax brasilianus***	***Spheniscus magellanicus***	***Sula Leocogaster***
As	-1.19	**-2.10**	***Não aplicável***	-0.32
Cd	1.43	0.65	***Não aplicável***	1.79
Cr	-0.82	0.15	***Não aplicável***	0.04
Cu	-0.35	-0.61	***Não aplicável***	0.29
Mn	0.63	-1.66	***Não aplicável***	1.41
Mo	1.32	-1.73	***Não aplicável***	0.75
Zn	-1.10	-1.29	***Não aplicável***	0.02
V	0.39	-0.50	***Não aplicável***	-0.60
Hg	**-2.25**	-0.73	***Não aplicável***	0.95

Tartarugas-marinhas

Não foi possível avaliar a variável estágio de desenvolvimento para as duas espécies de quelônios devido a indisponibilidade de indivíduos adultos.

Mamíferos marinhos

Não foram considerados os casos do Cd, Cr, Pb, Ni e Ba onde o elevado número de substituições por LD/2 causa uma distorção tanto na média como no desvio padrão.

Na **Tabela 8.3-19** se apresenta a comparação entre as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos de diferentes estágios de desenvolvimento da espécie *Sotalia guianensis*. Em termos de comparação entre adultos, para fetos e filhotes, a maioria dos elementos apresenta diferenças significativas, com exceção de Cr, para ambos os estágios e V, também, para feto. O número de elementos distintos decresce quando se comparam adultos e jovens, com Cd, V e Hg superiores nos adultos em relação aos jovens. O número de elementos, também, aumenta quando comparamos fetos com os demais estágios de desenvolvimento: filhote (3), jovem (5) e adultos (7). Elementos tóxicos como Cd e Hg estão, sempre, em maiores concentrações nos adultos quando comparados com os outros três estágios

de desenvolvimento. Cobre apresenta o comportamento contrário decrescendo com o estágio de desenvolvimento. Apenas o Cr não possui quaisquer dependências com o estágio de desenvolvimento.

***Tabela 8.3-19** - Valores de Z para a comparação, entre estágios de desenvolvimentos (adulto/feto/filhote/jovem), da média logarítmica da concentração elementar para a espécie Sotalia guianensis (valor em negrito significa valor superior a Zcrit = 1,96), das amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Elemento	Diferença entre estágios					
	Adulto/Feto	*Adulto/Filhote*	*Adulto/Jovem*	*Filhote/Feto*	*Jovem/Feto*	*Jovem/Filhote*
As	**3.59**	**3.11**	0.73	0.05	**3.53**	**2.84**
Cd	**15.1**	**20.4**	**3.47**	**2.00**	**5.49**	**4.81**
Cr	-1.15	0.10	-0.10	-1.69	-1.22	0.24
Cu	**-7.00**	**-4.25**	-0.02	**-4.20**	**-8.15**	**-4.80**
Mn	**2.13**	**2.64**	0.50	-0.80	1.42	**2.00**
Mo	**5.61**	**5.05**	1.41	0.92	**4.52**	**3.84**
Zn	**-6.05**	**-4.55**	-1.40	-1.54	**-5.34**	**3.75**
V	0.20	**3.53**	**2.74**	**-2.16**	-0.97	**2.17**
Hg	**2.01**	**3.42**	**2.50**	-1.24	-0.15	1.62

Na **Tabela 8.3-20** se apresenta a comparação entre as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos de diferentes estágios de desenvolvimento da espécie *Pontoporia blainvillei* (9 adultos e 9 juvenis) Entre adultos e jovens, assim como para a *Sotalia guianensis*, nota-se que a concentração de Cd é maior nos adultos do que nos jovens. Os dois outros elementos com diferença significativa, Mo (adultos>jovens) e Zn (adultos<jovens), não apresentaram uma dependência com o estágio de desenvolvimento nas *Sotalia guianensis.*

***Tabela 8.3-20 –** Valores de Z para a comparação, entre estágios de desenvolvimentos (adulto/jovem), da média logarítmica da concentração elementar para a espécie Pontoporia blainvillei (valor em negrito significa valor superior a Z_{crit} = 1,96), das amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Elemento	Diferença entre estágios
	Adulto/Jovem
As	1.47
Cd	**2.02**
Cr	-0.24
Cu	-1.10

Elemento	Diferença entre estágios
	Adulto/Jovem
Mn	-4.01
Mo	**2.27**
Zn	**-2.64**
V	0.99
Hg	1.87

Local (Mesorregião)

Dado o baixo número de indivíduos para a maioria das espécies, optou-se por escolher a espécies com o maior número de indivíduos dentre cada uma das classes, a saber: *Spheniscus magellanicus* (n = 271), *Pontoporia blainvillei* (n = 34) e *Chelonia mydas* (n = 184). Da **Tabela 8.3-21** a **Tabela 8.3-23** se apresentam, respectivamente, os números de indivíduos de cada espécie, nos respectivos locais (mesorregião) de ocorrência.

***Tabela 8.3-21** - Frequência de local para Spheniscus magellanicus nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Local (Mesorregião)	Frequência
MS-01	64
MS-02	19
MS-03	16
MS-04	30
MS-05	36
MS-06	40
MS-07	12
MS-08	54
MS-09	0
MS-10	0
MS-11	0
MS-12	0
MS-13	0
Total	271

***Tabela 8.3-22 –** Frequência de local para a espécie Pontoporia blainvillei nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Local (Mesorregião)	Frequência
MS-01	1
MS-02	0
MS-03	0
MS-04	0
MS-05	1
MS-06	16

Local (Mesorregião)	Frequência
MS-07	5
MS-08	9
MS-09	2
MS-10	0
MS-11	0
MS-12	0
MS-13	0
Total	34

Tabela 8.3-23 – *Frequência de local para Chelonia mydas, nas amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Local (Mesorregião)	Frequência
MS-01	3
MS-02	0
MS-03	6
MS-04	11
MS-05	29
MS-06	29
MS-07	20
MS-08	69
MS-09	3
MS-10	0
MS-11	9
MS-12	3
MS-13	2
Total	184

Comparação entre locais (Mesorregiões)

Aves marinhas

Comparou-se as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos coletados em diferentes locais (oito mesorregiões) para *Spheniscus magellanicus* (Mesorregiões 01-08). Foram excluídos os locais com frequência inferior ao mínimo satisfatório para análise estatística (n ≥ 4). Do mesmo modo como nas avaliações estatísticas anteriores, foram excluídos aqueles elementos com mais de 50% de dados abaixo do LD: Pb, Ni e Ba.

As estatísticas descritivas para arsênio, cádmio, cobre, manganês, molibdênio, zinco, vanádio, mercúrio e cromo nos indivíduos de *Spheniscus magellanicus* nas diferentes mesorregiões são apresentadas nas tabelas ímpares entre a ***Tabela 8.3-24*** e a **Tabela 8.3-41**.

Uma vez que os dados seguem uma distribuição *lognormal*, os testes de comparação de médias foram realizados empregando-se a média geométrica (tabelas pares entre a ***Tabela 8.3-24*** e a **Tabela 8.3-41**). Verifica-se que as

mesorregiões 6-8 (Litoral Paulista) são, estatisticamente, equivalentes, entre si para, quase, todos os elementos, bem como as mesorregiões 1 e 2 (Litoral Sul e Central Catarinense). Para as demais mesorregiões é difícil encontrar um padrão fixo, dependendo do elemento são ora equivalentes entre si e ora diferentes. Nota-se, entretanto, algumas tendências:

- As regiões 6-8 tendem a ter as maiores concentrações e as regiões 1 e 2 as menores, a menos do As onde a relação se inverte;
- Hg apresenta as menores concentrações nas regiões 1, 2, 4 e 5 a maiores nas regiões 3, 6 e 7;
- Cd é encontrado em maiores concentrações nas regiões 6 e 7 e menores nas regiões 1, 2 e 8;
- Cromo é outro elemento com forte presença em regiões industriais e apresenta maiores concentrações no Litoral Paulista quando comparado ao Litoral Catarinense.

Tabela 8.3-24 - *Concentrações médias encontradas para arsênio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	8.05	4.75	6.69	1.94	0.64	22.6
MS-02	19	8.45	6.68	6.57	2.13	0.92	27.7
MS-03	16	7.41	3.44	6.61	1.69	1.77	15.8
MS-04	30	7.44	5.28	5.82	2.08	1.10	23.6
MS-05	36	5.59	2.88	4.77	1.86	0.76	11.7
MS-06	40	4.27	2.70	3.54	1.89	0.90	11.3
MS-07	12	3.98	2.48	3.36	1.86	1.21	10.2
MS-08	54	3.66	2.16	3.09	1.83	0.84	10.8

Tabela 8.3-25 *– Teste comparativo para as médias geométricas de arsênio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%), <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	=	=	<>	<>	<>	<>
MS-02	=		=	=	=	<>	<>	<>
MS-03	=	=		=	=	<>	<>	<>
MS-04	=	=	=		=	<>	<>	<>
MS-05	<>	=	=	=		<>	=	<>
MS-06	<>	<>	<>	<>	<>		=	=
MS-07	<>	<>	<>	<>	=	=		=
MS-08	<>	<>	<>	<>	<>	=	=	

***Tabela 8.3-26** – Concentrações médias encontradas para cádmio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	20.7	18.3	14.5	2.5	0.5	89
MS-02	19	20.0	12.2	16.1	2.2	1.6	53
MS-03	16	28.3	25.1	22.9	1.8	9.1	112
MS-04	30	31.4	33.3	21.2	2.4	4.1	164
MS-05	36	29.8	28.4	20.4	2.4	4.2	139
MS-06	40	33.1	27.6	23.7	2.3	5.2	109
MS-07	12	35.4	23.1	30.1	1.8	15.1	94
MS-08	54	22.3	18.9	17.0	2.1	3.2	103

***Tabela 8.3-27** – Teste comparativo para as médias geométricas de cádmio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	=	=	=	<>	<>	=
MS-02	=		=	=	=	=	<>	=
MS-03	=	=		=	=	=	=	=
MS-04	=	=	=		=	=	=	=
MS-05	=	=	=	=		=	=	=
MS-06	<>	=	=	=	=		=	<>
MS-07	<>	<>	=	=	=	=		<>
MS-08	=	=	=	=	=	<>	<>	

***Tabela 8.3-28** – Concentrações médias encontradas para Cobre nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	24.1	28.2	19.6	1.7	7.9	233
MS-02	19	24.3	11.3	22.1	1.6	9.2	51.0
MS-03	16	25.5	8.5	24.2	1.4	14.1	46.1
MS-04	30	27.5	15.3	24.5	1.6	9.0	80.5
MS-05	36	23.7	8.8	22.2	1.5	8.3	42.8
MS-06	40	27.4	9.1	26.0	1.4	12.3	52.8
MS-07	12	29.3	6.0	28.7	1.2	20.1	37.1
MS-08	54	28.5	13.0	25.8	1.6	8.1	71.3

***Tabela 8.3-29 –** Teste comparativo para as médias geométricas de cobre nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%)* e *<> significam valores estatisticamente diferentes**)**, para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	=	=	=	<>	<>	<>
MS-02	=		=	=	=	=	<>	=
MS-03	=	=		=	=	=	=	=

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-04	=	=	=		=	=	=	=
MS-05	=	=	=	=		=	<>	=
MS-06	<>	=	=	=	=		=	=
MS-07	<>	<>	=	=	<>	=		=
MS-08	<>	=	=	=	=	=	=	

***Tabela 8.3-30** – Concentrações médias encontradas para Manganês nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	6.98	1.74	6.79	1.26	4.01	13.0
MS-02	19	6.90	1.04	6.83	1.17	5.18	8.52
MS-03	16	6.96	1.15	6.86	1.19	4.84	9.02
MS-04	30	8.27	1.65	8.10	1.23	4.95	11.4
MS-05	36	8.16	1.36	8.04	1.19	5.47	11.1
MS-06	40	9.25	9.89	7.83	1.59	3.59	68.7
MS-07	12	7.29	1.48	7.15	1.23	5.17	9.68
MS-08	54	7.92	1.83	7.70	1.28	3.95	12.9

***Tabela 8.3-31 –** Teste comparativo para as médias geométricas de manganês nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	=	<>	<>	=	=	<>
MS-02	=		=	<>	<>	=	=	<>
MS-03	=	=		<>	<>	=	=	=
MS-04	<>	<>	<>		=	=	=	=
MS-05	<>	<>	<>	=		=	=	=
MS-06	=	=	=	=	=		=	=
MS-07	=	=	=	=	=	=		=
MS-08	<>	<>	=	=	=	=	=	

***Tabela 8.3-32 –** Concentrações médias encontradas para Molibdênio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	4.20	2.06	3.77	1.59	1.01	12.1
MS-02	19	4.44	1.08	4.31	1.28	2.79	7.04
MS-03	16	4.83	1.00	4.73	1.24	3.42	6.66
MS-04	30	4.98	1.67	4.72	1.40	2.48	8.53
MS-05	36	4.38	1.18	4.23	1.31	1.88	7.98
MS-06	40	5.10	1.24	4.96	1.28	2.62	8.37
MS-07	12	5.84	2.29	5.50	1.41	3.66	11.5
MS-08	54	4.86	1.61	4.57	1.44	1.66	8.75

Tabela 8.3-33 *– Teste comparativo para as médias geométricas de molibdênio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	<>	<>	=	<>	<>	<>
MS-02	=		=	=	=	<>	<>	=
MS-03	<>	=		=	=	=	=	=
MS-04	<>	=	=		=	=	=	=
MS-05	=	=	=	=		<>	<>	=
MS-06	<>	<>	=	=	<>		=	=
MS-07	<>	<>	=	=	<>	=		=
MS-08	<>	=	=	=	=	=	=	

Tabela 8.3-34 *– Concentrações médias encontradas para Zinco nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	202	79	187	1.52	70	398
MS-02	19	257	84	243	1.42	110	434
MS-03	16	296	76	288	1.28	196	511
MS-04	30	248	78	234	1.43	111	404
MS-05	36	259	90	242	1.47	107	424
MS-06	40	288	78	276	1.35	117	461
MS-07	12	273	58	267	1.25	165	347
MS-08	54	272	87	256	1.45	88	460

Tabela 8.3-35 *– Teste comparativo para as médias geométricas de zinco nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		<>	<>	<>	<>	<>	<>	<>
MS-02	<>		=	=	=	=	=	=
MS-03	<>	=		<>	=	=	=	=
MS-04	<>	=	<>		=	<>	=	=
MS-05	<>	=	=	=		=	=	=
MS-06	<>	=	=	<>	=		=	=
MS-07	<>	=	=	=	=	=		=
MS-08	<>	=	=	=	=	=	=	

Tabela 8.3-36 *– Concentrações médias encontradas para Vanádio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	0.19	0.20	0.14	2.00	0.07	1.09
MS-02	19	0.13	0.04	0.13	1.34	0.07	0.21
MS-03	16	0.21	0.13	0.16	2.09	0.04	0.48

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-04	30	0.14	0.08	0.11	1.77	0.05	0.33
MS-05	35	0.11	0.09	0.09	1.89	0.04	0.33
MS-06	40	0.17	0.11	0.15	1.76	0.05	0.54
MS-07	12	0.17	0.08	0.16	1.56	0.07	0.31
MS-08	54	0.12	0.05	0.11	1.47	0.05	0.27

***Tabela 8.3-37** – Teste comparativo para as médias geométricas de vanádio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	=	=	<>	=	=	<>
MS-02	=		=	=	<>	=	=	=
MS-03	=	=		=	<>	=	=	=
MS-04	=	=	=		=	=	=	=
MS-05	<>	<>	<>	=		<>	<>	<>
MS-06	=	=	=	=	<>		=	<>
MS-07	=	=	=	=	<>	=		<>
MS-08	<>	=	=	=	<>	<>	<>	

***Tabela 8.3-38 –** Concentrações médias encontradas para mercúrio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	63	4.10	2.14	3.52	1.79	1.03	10.2
MS-02	19	4.32	1.57	3.98	1.59	1.18	7.49
MS-03	16	7.68	3.61	7.01	1.54	3.42	17.4
MS-04	30	4.58	2.55	3.95	1.75	1.40	11.4
MS-05	36	4.25	2.40	3.59	1.83	1.20	9.75
MS-06	40	6.22	3.61	5.52	1.59	2.28	18.3
MS-07	12	6.63	3.11	5.99	1.63	2.00	14.1
MS-08	54	5.11	2.11	4.63	1.61	1.20	10.3

***Tabela 8.3-39** – Teste comparativo para as médias geométricas de mercúrio nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		=	<>	=	=	<>	<>	<>
MS-02	=		<>	=	=	<>	<>	=
MS-03	<>	<>		<>	<>	=	=	<>
MS-04	=	=	<>		=	<>	<>	=
MS-05	=	=	<>	=		<>	<>	<>
MS-06	<>	<>	=	<>	<>		=	=
MS-07	<>	<>	=	<>	<>	=		=
MS-08	<>	=	<>	=	<>	=	=	

***Tabela 8.3-40** – Concentrações médias encontradas para cromo nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-01	64	0.84	1.14	0.52	2.32	0.25	5.51
MS-02	19	0.35	0.03	0.35	1.08	0.31	0.40
MS-03	16	0.54	0.34	0.45	1.91	0.16	1.45
MS-04	30	1.14	1.41	0.63	2.77	0.24	4.04
MS-05	36	0.35	0.21	0.30	1.65	0.17	0.79
MS-06	40	1.65	1.47	0.89	3.46	0.11	3.66
MS-07	12	1.59	1.81	0.84	3.20	0.32	4.94
MS-08	54	1.76	1.58	0.97	3.23	0.26	4.41

***Tabela 8.3-41** – Teste comparativo para as médias geométricas de cromo nos indivíduos de Spheniscus magellanicus nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	01	02	03	04	05	06	07	08
MS-01		<>	=	=	<>	<>	=	<>
MS-02	<>		=	<>	=	<>	<>	<>
MS-03	=	=		=	<>	<>	=	<>
MS-04	=	<>	=		<>	=	=	=
MS-05	<>	=	<>	<>		<>	<>	<>
MS-06	<>	<>	<>	=	<>		=	=
MS-07	=	<>	=	=	<>	=		=
MS-08	<>	<>	<>	=	<>	=	=	

Tartarugas-marinhas

Comparou-se as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos coletados em diferentes locais (sete mesorregiões) para *Chelonia mydas* (MS-03 a MS-08 e a MS-11). Foram excluídos os locais com frequência inferior ao mínimo satisfatório para análise estatística (n ≥ 4).

As estatísticas descritivas para arsênio nos indivíduos de *Chelonia mydas* nas diferentes mesorregiões são apresentadas na **Tabela 8.3-42** e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas encontram-se na **Tabela 8.3-43**. Pode-se verificar na **Tabela 8.3-43** todas as mesorregiões possuem média geométrica, estatisticamente, equivalentes entre si.

***Tabela 8.3-42** - Concentrações médias encontradas para arsênio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	12.9	9.9	10.1	2.16	3.69	28.7
MS-04	11	11.8	6.7	9.1	2.55	0.77	23.7
MS-05	28	15.2	11.3	11.7	2.16	1.89	46.0
MS-06	29	19.9	16.1	13.9	2.47	2.20	55.5
MS-07	20	13.0	11.4	8.8	2.66	0.96	42.4
MS-08	70	12.9	13.2	8.5	2.55	0.60	75.6
MS-11	9	13.3	12.4	7.2	4.17	0.64	39.1

Tabela 8.3-43 *– Teste comparativo para as médias geométricas de arsênio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	=	=	=	=	=
MS-04	=		=	=	=	=	=
MS-05	=	=		=	=	=	=
MS-06	=	=	=		=	<>	=
MS-07	=	=	=	=		=	=
MS-08	=	=	=	<>	=		=
MS-11	=	=	=	=	=	=	

As estatísticas descritivas para cádmio nos indivíduos de *Chelonia mydas* nos diferentes locais são apresentadas na **Tabela 8.3-44** e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas encontram-se na **Tabela 8.3-45**. Pode-se verificar que as mesorregiões 03-07 e 11 possuem médias geométricas equivalentes entre si mas são inferiores à mesorregião 08.

Tabela 8.3-44 *– Concentrações médias encontradas para cádmio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	20.8	11.2	18.2	1.78	9.24	35.8
MS-04	11	13.4	9.4	10.7	2.03	3.51	33.7
MS-05	28	13.0	7.5	11.4	1.69	3.40	42.8
MS-06	29	15.2	14.9	10.8	2.20	3.30	62.2
MS-07	20	26.9	25.4	18.2	2.56	2.74	98.3
MS-08	70	31.2	20.2	25.2	1.97	5.38	89.4
MS-11	9	10.9	4.4	10.2	1.50	6.14	18.7

Tabela 8.3-45 *– Teste comparativo para as médias geométricas de cádmio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	=	=	=	=	<>
MS-04	=		=	=	=	<>	=
MS-05	=	=		=	=	<>	=
MS-06	=	=	=		<>	<>	=
MS-07	=	=	=	<>		=	<>

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-08	=	<>	<>	<>	=		<>
MS-11	<>	=	=	=	<>	<>	

As estatísticas descritivas para cobre aparecem na **Tabela 8.3-46** e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas encontram-se na **Tabela 8.3-47**. Para cobre, verifica-se que as mesorregiões 03, 07 e 08 tendem a maiores concentrações que as demais mesorregiões, e as mesorregiões 04-06 e 11 possuem as menores concentrações, equivalentes entre si.

***Tabela 8.3-46** – Concentrações médias encontradas para cobre nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	207	112	186	1.64	97	411
MS-04	11	135	52	125	1.53	67	206
MS-05	28	120	47	110	1.55	43	194
MS-06	29	138	79	118	1.74	47	332
MS-07	20	220	98	199	1.61	75	455
MS-08	70	204	136	171	1.83	32	792
MS-11	9	95	48	84	1.77	27	169

***Tabela 8.3-47** – Teste comparativo para as médias geométricas de cobre nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	<>	=	=	=	<>
MS-04	=		=	=	<>	=	=
MS-05	<>	=		=	<>	<>	=
MS-06	=	=	=		<>	<>	=
MS-07	=	<>	<>	<>		=	<>
MS-08	=	=	<>	<>	=		<>
MS-11	<>	=	=	=	<>	<>	

Na **Tabela 8.3-48** apresenta-se a estatística descritiva referente ao manganês em amostras de fígado de *Chelonia mydas* e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas na **Tabela 8.3-49**. Verifica-se que

com exceção da mesorregião 11, que é inferior à todas as demais, as outras regiões equivalem entre si.

Tabela 8.3-48 *– Concentrações médias encontradas para manganês nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	11.1	2.3	10.9	1.23	8.2	14.1
MS-04	11	13.2	4.5	12.5	1.43	7.4	19.7
MS-05	28	10.5	3.0	10.1	1.33	6.1	16.3
MS-06	29	10.0	3.1	9.6	1.37	5.0	16.1
MS-07	20	10.9	3.6	10.4	1.41	5.1	19.1
MS-08	70	10.8	3.8	10.2	1.44	2.9	20.3
MS-11	9	8.0	3.1	7.4	1.56	3.1	13.1

Tabela 8.3-49 *– Teste comparativo para as médias geométricas de manganês nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	=	=	=	=	=
MS-04	=		=	<>	=	=	<>
MS-05	=	=		=	=	=	<>
MS-06	=	<>	=		=	=	=
MS-07	=	=	=	=		=	<>
MS-08	=	=	=	=	=		<>
MS-11	=	<>	<>	=	<>	<>	

As estatísticas descritivas para molibdênio aparecem na **Tabela 8.3-50** e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas encontram-se na **Tabela 8.3-51**. Nota-se que, todas as mesorregiões possuem média geométrica equivalentes entre si com exceção das mesorregiões 05 e 06 que são inferior às mesorregiões 07 e 08.

Tabela 8.3-50 *– Concentrações médias encontradas para molibdênio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	1.32	0.75	1.14	1.81	0.53	2.49
MS-04	11	1.11	0.91	0.94	1.67	0.57	3.81
MS-05	28	0.87	0.92	0.69	1.82	0.29	5.23

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	29	0.89	0.53	0.77	1.71	0.27	2.27
MS-07	20	1.33	0.94	1.10	1.83	0.48	4.39
MS-08	70	1.49	1.58	1.18	1.85	0.32	12.4
MS-11	9	0.73	0.46	0.64	1.66	0.31	1.88

Tabela 8.3-51 *– Teste comparativo para as médias geométricas de molibdênio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	=	=	=	=	=
MS-04	=		=	=	=	=	=
MS-05	=	=		=	<>	<>	=
MS-06	=	=	=		<>	<>	=
MS-07	=	=	<>	<>		=	<>
MS-08	=	=	<>	<>	=		<>
MS-11	=	=	=	=	<>	<>	

Na **Tabela 8.3-52** apresenta-se a estatística descritiva referente ao zinco em amostras de fígado de *Chelonia mydas* e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas na **Tabela 8.3-53**. Seguindo a tendência observada para os outros elementos, não se verifica uma influência do fator mesorregião nos valores médios de zinco. As únicas exceções são as mesorregiões 05 e 06, que apresentam as menores médias geométricas e são, estatisticamente, inferiores às demais.

Tabela 8.3-52 *– Concentrações médias encontradas para zinco nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	186	75	173	1.53	98	291
MS-04	11	121	29	118	1.28	75	176
MS-05	28	103	24	100	1.30	56	140
MS-06	29	104	36	99	1.38	48	224
MS-07	20	154	70	142	1.51	66	389
MS-08	70	146	48	138	1.39	58	289
MS-11	9	137	65	126	1.52	75	285

***Tabela 8.3-53** – Teste comparativo para as médias geométricas de zinco nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		<>	<>	<>	=	=	=
MS-04	<>		=	=	=	=	=
MS-05	<>	=		=	<>	<>	=
MS-06	<>	=	=		<>	<>	=
MS-07	=	=	<>	<>		=	=
MS-08	=	=	<>	<>	=		=
MS-11	=	=	=	=	=	=	

Na **Tabela 8.3-54** apresenta-se a estatística descritiva referente ao vanádio em amostras de fígado de *Chelonia mydas* e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas na **Tabela 8.3-55**. Pode-se concluir que a mediana referente ao vanádio nas mesorregiões 03, 07 e 08 é superior àquela verificada nas mesorregiões 04-06, e 11, que equivalem entre si.

***Tabela 8.3-54** – Concentrações médias encontradas para vanádio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	0.87	0.55	0.70	2.21	0.22	1.70
MS-04	11	0.38	0.39	0.24	2.63	0.08	1.26
MS-05	28	0.31	0.71	0.16	2.45	0.03	3.86
MS-06	29	0.46	0.74	0.24	2.79	0.06	3.74
MS-07	20	1.40	3.01	0.51	3.72	0.12	13.82
MS-08	70	0.88	0.88	0.54	2.90	0.03	3.78
MS-11	9	0.34	0.28	0.25	2.30	0.08	0.93

***Tabela 8.3-55** – Teste comparativo para as médias geométricas de vanádio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		<>	<>	<>	=	=	<>
MS-04	<>		=	=	=	<>	=
MS-05	<>	=		=	<>	<>	=
MS-06	<>	=	=		<>	<>	=

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-07	=	=	<>	<>		=	=
MS-08	=	<>	<>	<>	=		<>
MS-11	<>	=	=	=	=	<>	

A estatística descritiva referente aos dados de mercúrio em amostras de fígado de *Chelonia mydas*, discriminados em relação às mesorregiões, é apresentada na **Tabela 8.3-56** e os resultados do teste de comparação entre as médias geométricas na **Tabela 8.3-57**. Verifica-se um comportamento muito semelhante àquele do vanádio com concentrações maiores nas mesorregiões 03, 07 e 08 e menores nas mesorregiões 04-06, e 11, com concentrações equivalentes dentro desses subgrupos.

Tabela 8.3-56 *– Concentrações médias encontradas para mercúrio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	1.11	0.61	0.91	2.14	0.29	1.67
MS-04	11	0.67	0.72	0.45	2.49	0.12	2.62
MS-05	28	0.49	0.56	0.32	2.50	0.04	2.56
MS-06	29	0.64	0.54	0.44	2.59	0.04	2.05
MS-07	20	1.46	1.99	0.76	3.36	0.07	8.70
MS-08	70	1.32	1.08	0.96	2.27	0.13	4.80
MS-11	9	0.53	0.30	0.46	1.71	0.22	1.08

Tabela 8.3-57 *– Teste comparativo para as médias geométricas de mercúrio nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	<>	=	=	=	=
MS-04	=		=	=	=	<>	=
MS-05	<>	=		=	<>	<>	=
MS-06	=	=	=		=	<>	=
MS-07	=	=	<>	=		=	=
MS-08	=	<>	<>	<>	=		<>
MS-11	=	=	=	=	=	<>	

Na **Tabela 8.3-58** apresenta-se a estatística descritiva referente ao cromo em amostras de fígado de *Chelonia mydas* e os resultados do teste de

comparação entre as médias geométricas na **Tabela 8.3-59**, pode-se que todas as mesorregiões possuem média geométrica, estatisticamente, equivalentes entre si.

Tabela 8.3-58 *– Concentrações médias encontradas para cromo nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-03	6	1.35	1.03	1.03	2.39	0.25	3.05
MS-04	11	1.73	1.70	1.04	2.92	0.32	4.61
MS-05	28	1.20	1.17	0.70	3.01	0.14	3.46
MS-06	29	1.65	1.48	0.96	3.13	0.16	4.43
MS-07	20	1.38	1.31	0.90	2.52	0.27	3.80
MS-08	70	1.09	1.00	0.75	2.36	0.10	3.52
MS-11	9	0.90	1.14	0.35	5.73	0.01	2.88

Tabela 8.3-59 *– Teste comparativo para as médias geométricas de cromo nos indivíduos de Chelonia mydas nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	03	04	05	06	07	08	11
MS-03		=	=	=	=	=	=
MS-04	=		=	=	=	=	=
MS-05	=	=		=	=	=	=
MS-06	=	=	=		=	=	=
MS-07	=	=	=	=		=	=
MS-08	=	=	=	=	=		=
MS-11	=	=	=	=	=	=	

Mamíferos marinhos

Comparou-se as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos coletados em apenas três locais (Mesorregiões: 06-08) para *Pontoporia blainvillei*. Foram excluídos os locais com frequência inferior ao mínimo satisfatório para análise (n ≥ 4). Foram excluídos, também, os elementos Pb, Ni e Ba em função do critério de 50% dos valores iguais a LD/2.

As estatísticas descritivas são apresentadas nas tabelas impares enquanto o teste comparativo das médias geométricas encontra-se na tabelas

pares, nas quais pode-se verificar que a concentração de todos elementos estudados são equivalentes nas três mesorregiões.

Tabela 8.3-60 *- Concentrações médias encontradas para arsênio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	0.57	0.31	0.49	1.73	0.19	1.38
MS-07	5	0.59	0.38	0.49	2.01	0.20	1.12
MS-08	9	0.68	0.53	0.56	1.85	0.23	1.99

Tabela 8.3-61 *– Teste comparativo para as médias geométricas de arsênio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-62 – Concentrações médias encontradas para cobre nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	120	104	68	3.56	9.4	297
MS-07	5	51	36	40	2.36	12.7	103
MS-08	9	111	124	60	3.47	14.7	372

Tabela 8.3-63 *– Teste comparativo para as médias geométricas de cobre nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-64 *– Concentrações médias encontradas para manganês nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	11.6	4.2	11.0	1.41	5.9	22.5
MS-07	5	9.6	3.2	9.0	1.57	4.1	12.1
MS-08	9	10.1	3.3	9.4	1.53	3.5	14.5

Tabela 8.3-65 *– Teste comparativo para as médias geométricas de manganês nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-66 *– Concentrações médias encontradas para molibdênio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	1.72	1.75	0.96	3.33	0.17	6.28
MS-07	5	1.47	1.75	0.74	4.22	0.10	4.44
MS-08	9	1.51	1.00	1.05	3.00	0.13	2.80

Tabela 8.3-67 *– Teste comparativo para as médias geométricas de molibdênio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-68 *– Concentrações médias encontradas para zinco nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg, para amostras analisadas para elementos traço no ano de*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	239	161	198	1.85	87	575
MS-07	5	134	64	122	1.62	73	207
MS-08	9	248	155	208	1.87	98	508

Tabela 8.3-69 *– Teste comparativo para as médias geométricas de zinco nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-70 *– Concentrações médias encontradas para mercúrio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	4.34	5.88	2.68	2.48	0.67	24.1
MS-07	5	1.83	0.93	1.64	1.71	0.80	3.05
MS-08	9	1.77	1.21	1.40	2.14	0.38	4.00

Tabela 8.3-71 *– Teste comparativo para as médias geométricas de mercúrio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-72 *– Concentrações médias encontradas para cadmio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	0.84	1.31	0.10	12.01	0.01	3.98
MS-07	5	0.43	0.86	0.08	7.34	0.01	1.98
MS-08	9	0.92	1.64	0.08	13.06	0.01	4.85

Tabela 8.3-73 *– Teste comparativo para as médias geométricas de cadmio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-74 *– Concentrações médias encontradas para cromo nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	0.45	0.31	0.26	4.18	0.01	0.87
MS-07	5	0.36	0.22	0.21	5.52	0.01	0.51
MS-08	9	0.37	0.28	0.23	3.79	0.01	0.93

Tabela 8.3-75 *– Teste comparativo para as médias geométricas de cromo nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Tabela 8.3-76 *– Concentrações médias encontradas para vanádio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (valores em mg/kg), para amostras analisadas para elementos traço no*

Mesorregião	N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
MS-06	17	0.14	0.07	0.12	2.05	0.02	0.26
MS-07	5	0.09	0.07	0.08	2.13	0.02	0.21
MS-08	9	0.09	0.08	0.06	3.32	0.01	0.25

Tabela 8.3-77 *– Teste comparativo para as médias geométricas de vanádio nos indivíduos de Pontoporia blainvillei nos diferentes locais de coleta (= significam valores estatisticamente iguais (95%) e <> significam valores estatisticamente diferentes), para amostras analisadas para elementos traço no ano de 2025.*

Mesorregião	06	07	08
MS-06		=	=
MS-07	=		=
MS-08	=	=	

Estatística temporal (ano de coleta)

Para fins de avaliação de uma variação temporal serão consideradas as duas espécies mais representativas de cada classe: Aves = *Spheniscus*

magellanicus (n = 1776) e *Larus dominicanus* (n = 342); Tartarugas-marinhas: *Caretta caretta* (n = 82) e *Chelonia mydas* (n = 1455); Mamíferos*: Pontoporia blainvillei* (n = 211) e *Sotalia guianensis* (n = 143), contemplando os resultados acumulados para os anos anteriores (série histórica).

Aves marinhas

No caso das aves, não foram incluídos na avaliação Cr, Pb, Ni e Ba pela existência de, ao menos, um ano com um número de resultados abaixo do LD maior do que 50%.

Spheniscus magellanicus

Na **Tabela 8.3-78** são apresentadas as médias geométricas das concentrações dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de *Spheniscus magellanicus* nos diferentes locais de coleta, considerando somente os anos e elementos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).

***Tabela 8.3-78** - Mediana das concentrações dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de indivíduos da espécie Spheniscus magellanicus nos diferentes anos de coleta, considerando somente os anos e elementos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4). Valores em mg/kg.*

Ano	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Elemento	N = 23	N = 50	N = 171	N = 214	N = 312	N = 186	N = 156	N = 236	N = 271
As	3,51	4,87	4,43	4,01	5,37	6,02	4,7	4.50	4.9
Cd	8,1	16,2	16,6	30,3	28,1	20,4	33	17.1	18.1
Cu	15,6	24,3	21,3	30,0	30,4	23,7	29	27.4	24.1
Mn	6,43	7,85	6,84	7,50	7,44	7,41	7,0	6.65	7.5
Mo	3,65	3,16	3,46	4,25	4,43	3,81	5,1	4.83	4.6
Zn	153	233	209	253	251	234	303	266	258
V	0,05	0,21	0,06	0,17	0,22	0,20	0,42	0.24	0.12
Hg	2,64	2,97	5,53	5,24	6,58	5,69	10,1	6.81	4.8

Os gráficos de caixa para a concentração, dos elementos considerados, nas amostras de fígado de *Spheniscus magellanicus*, ao longo do período 2017-2025, são apresentados da **Tabela 8.3-30** a **Figura 8.3-37**. Para todos os elementos avaliados, não é verificada uma clara tendência de variação temporal. Talvez influenciado pela grande dispersão dos resultados e elevado número de *outliers.*

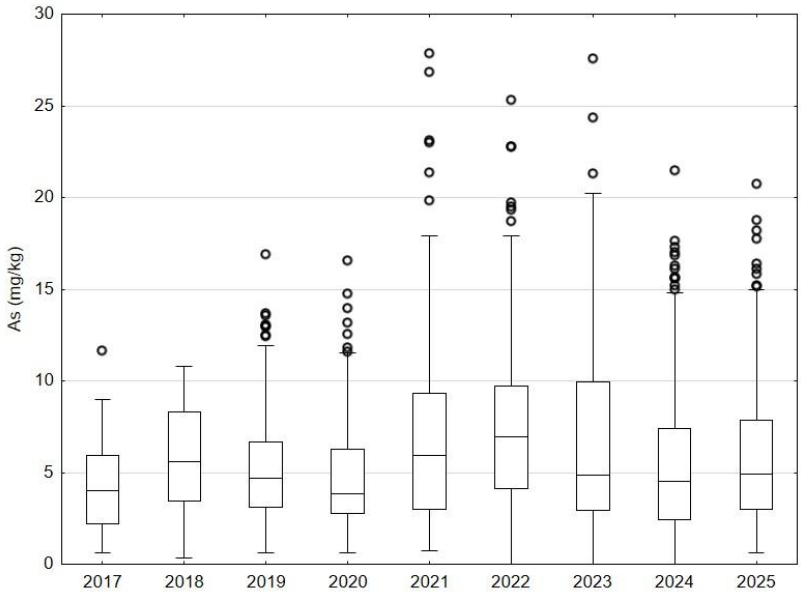


Figura 8.3-30 *- Gráfico de caixas para As em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

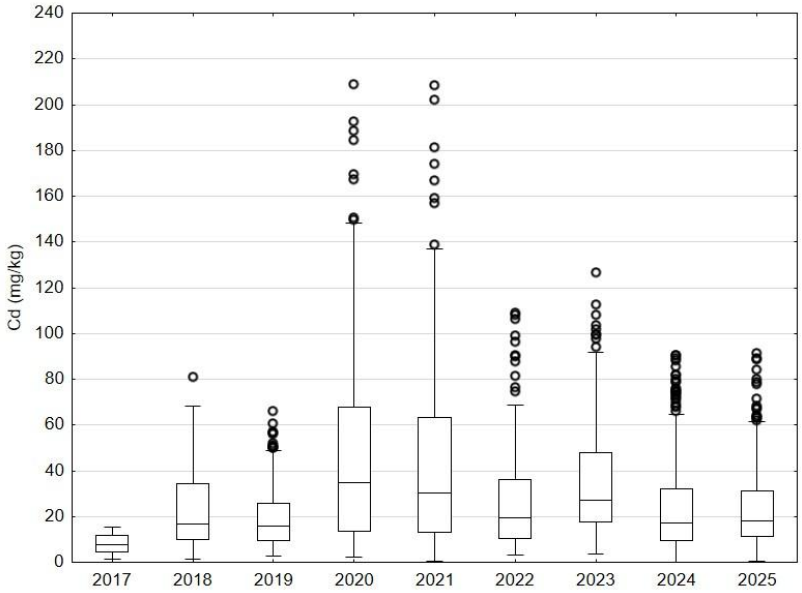


Figura 8.3-31 – *Gráfico de caixas para Cd em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

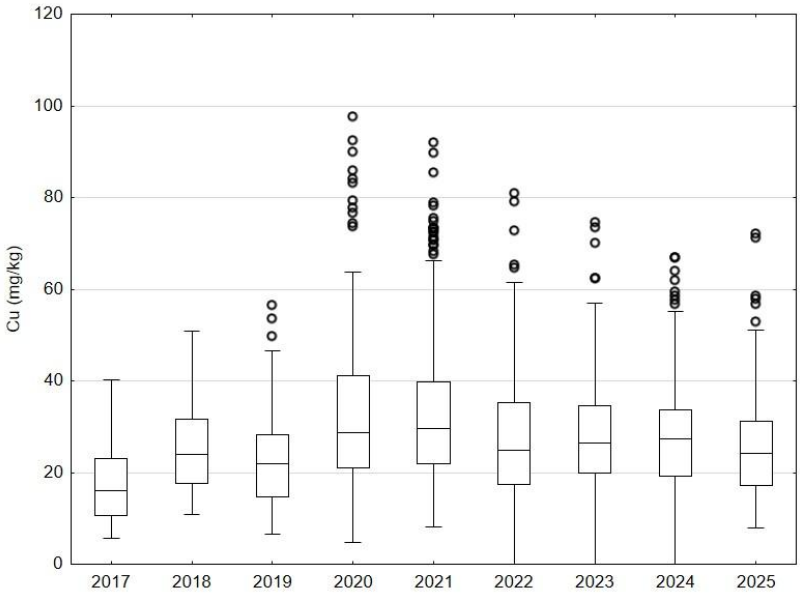


Figura 8.3-32 *– Gráfico de caixas para Cu em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

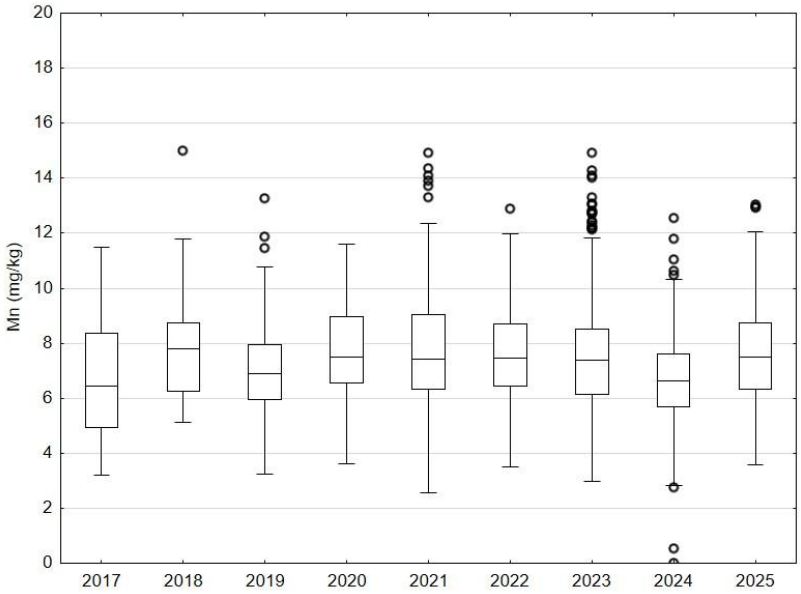


Figura 8.3-33 *– Gráfico de caixas para Mn em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

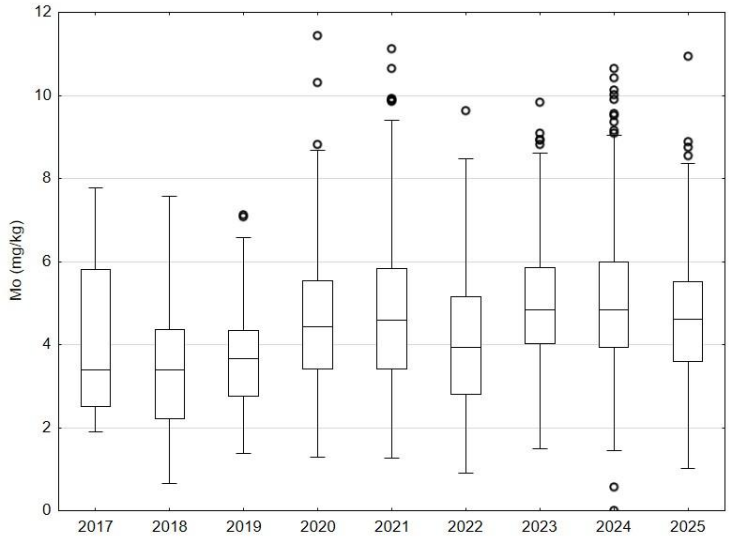


Figura 8.3-34 *– Gráfico de caixas para Mo em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

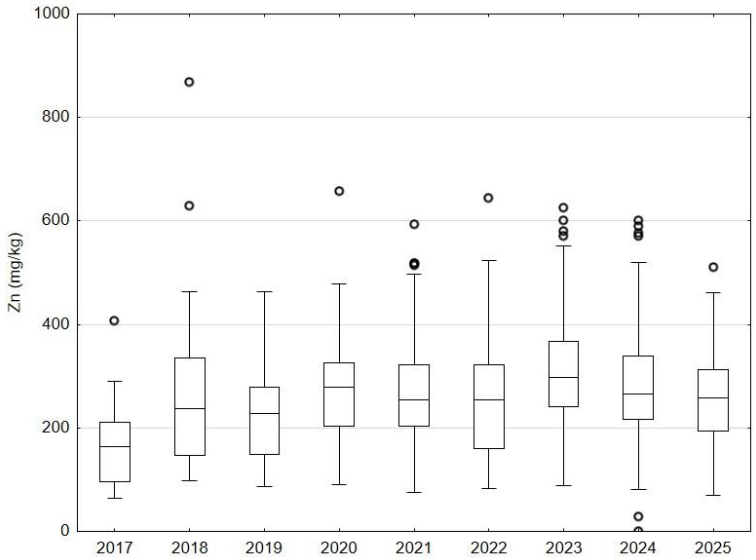


Figura 8.3-35 *– Gráfico de caixas para Zn em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

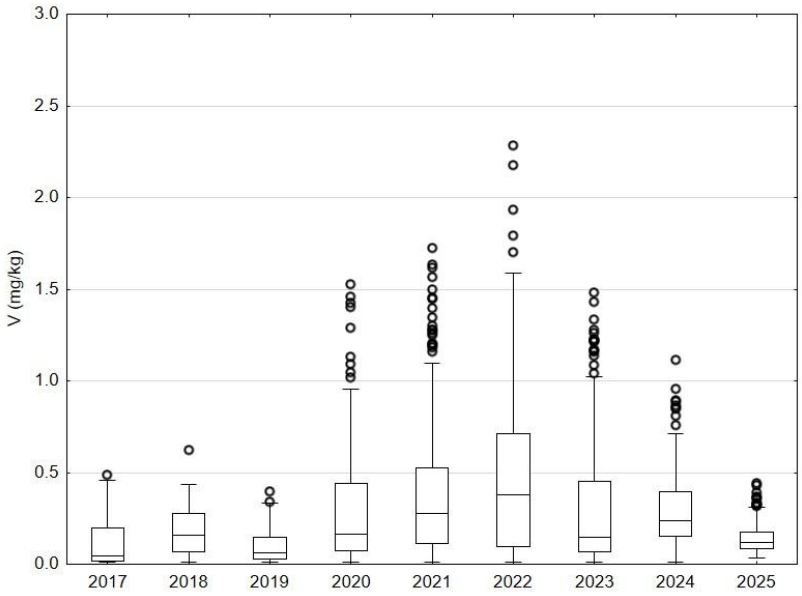


Figura 8.3-36 *– Gráfico de caixas para V em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

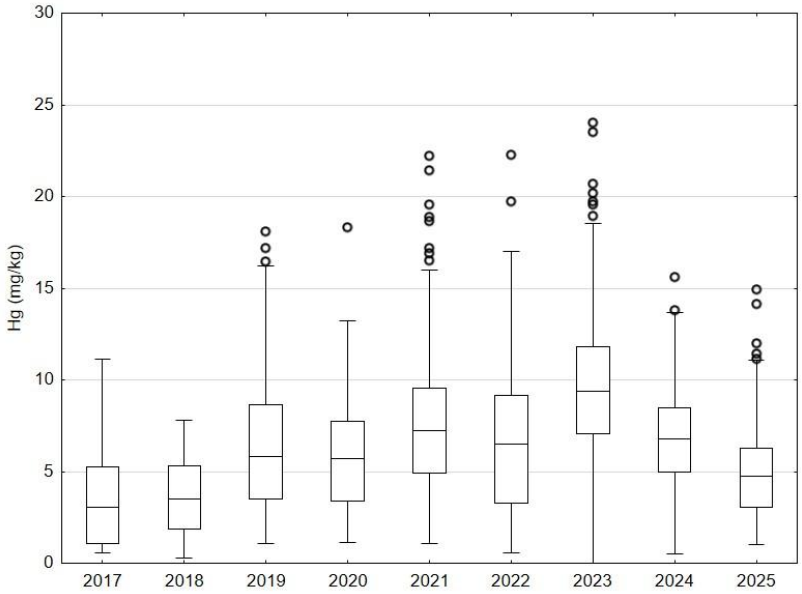


Figura 8.3-37 *– Gráfico de caixas para Hg em amostras de fígado de Spheniscus magellanicus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

Larus dominicanus

As medianas obtidas para os elementos-traço analisados, nos indivíduos, da espécie *Larus dominicanus*, encontrados ao longo dos diferentes anos de coleta, são apresentadas na **Tabela 8.3-79.**

Tabela 8.3-79 *- Concentrações médias dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de indivíduos da espécie Larus dominicanus nos diferentes anos de coleta, considerando somente os anos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).*

Ano	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	*2025*
Elemento	N = 4	N = 32	N = 14	N = 83	N = 45	N = 43	N = 20	N = 35	*N = 31*
As	1,88	2,01	1,14	2,31	2,16	2,73	3,0	1.29	2.5
Cd	0,15	0,30	0,36	0,26	0,23	0,19	0,19	0.20	0.25
Cu	12,1	14,3	12,7	14,6	13,2	14,9	18,3	12.1	13.2
Mn	11,5	11,6	10,6	12,1	11,8	13,3	13,0	9.80	11.2
Mo	2,05	1,84	1,88	1,85	1,80	2,04	2,28	1.95	1.91
Zn	156	121	90,1	117	117	130	111	69.6	106
V	0,36	0,13	0,14	0,42	0,21	0,30	0,056	0.16	0.16
Hg	2,32	2,67	2,12	2,84	3,28	2,68	2,6	2.07	2.7

Os gráficos de caixa para a concentração, dos elementos considerados, nas amostras de fígado de *Larus dominicanus*, ao longo do período 2017-2025, são apresentados da **Tabela 8.3-38** a **Figura 8.3-45**. Assim como no caso dos pinguins, para todos os elementos avaliados não é verificada uma clara tendência de variação temporal para a espécie *Larus dominicanus*.

PÚBLICA

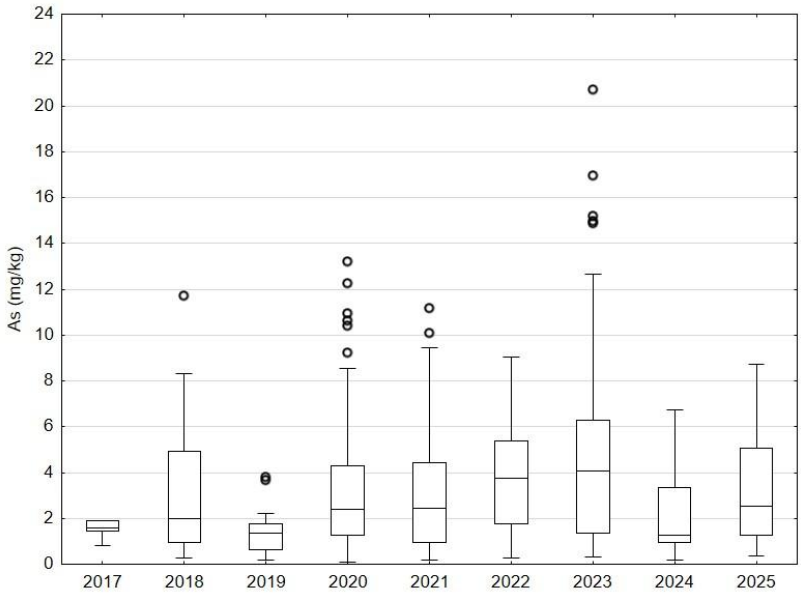


***Figura 8.3-38** - Gráfico de caixas para As em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

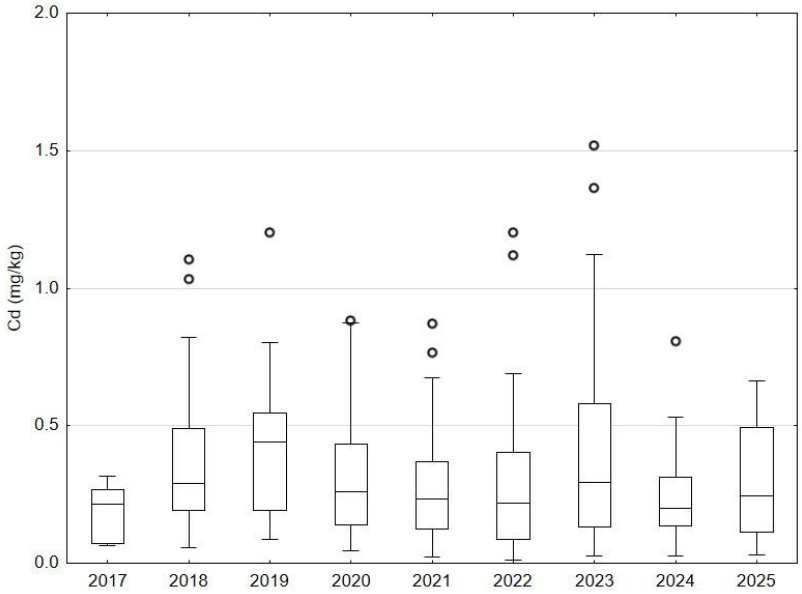


***Figura 8.3-39** – Gráfico de caixas para Cd em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

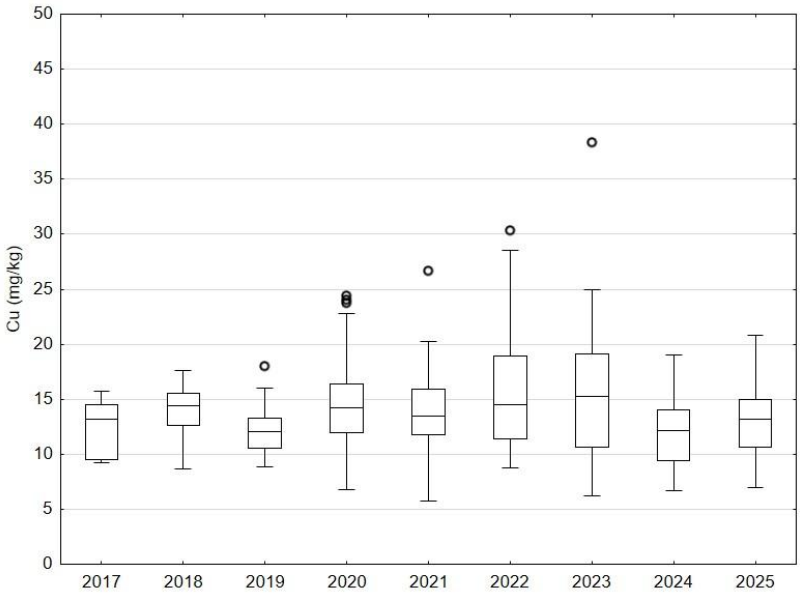


Figura 8.3-40 – *Gráfico de caixas para Cu em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

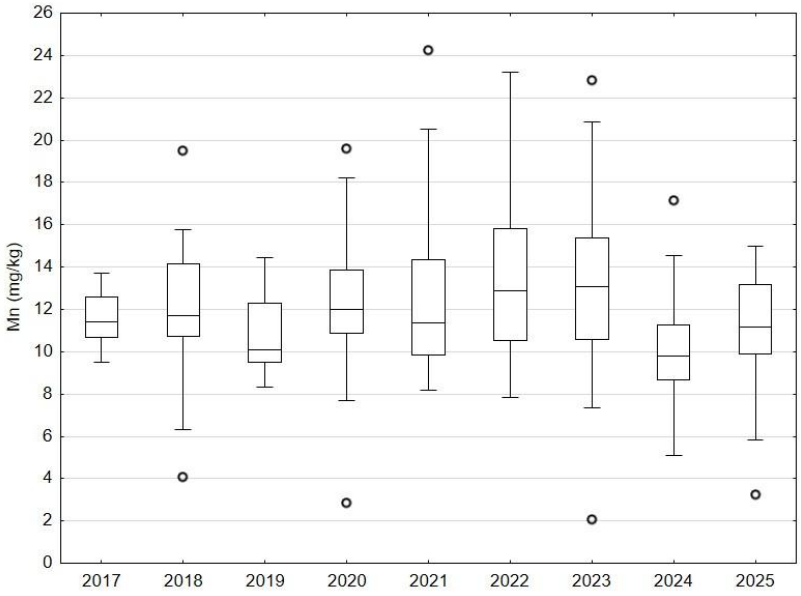


Figura 8.3-41 – *Gráfico de caixas para Mn em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

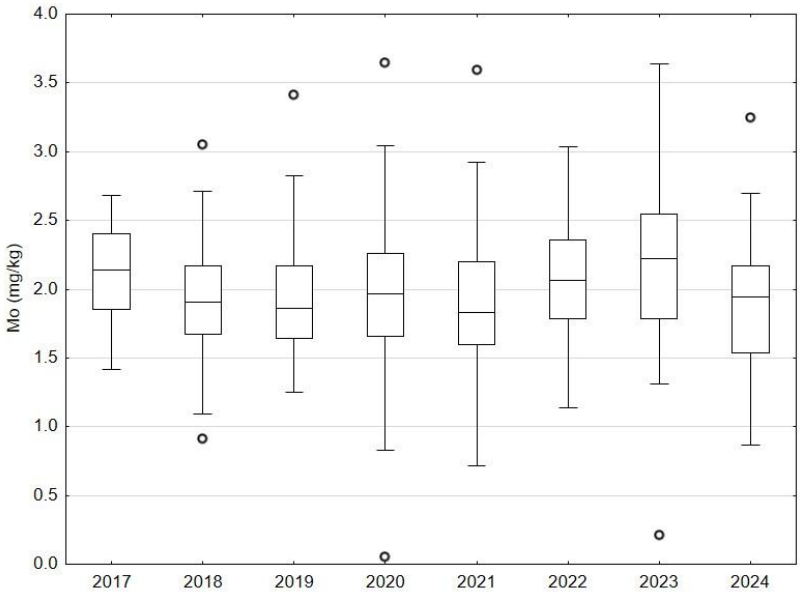


Figura 8.3-42 – *Gráfico de caixas para Mo em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

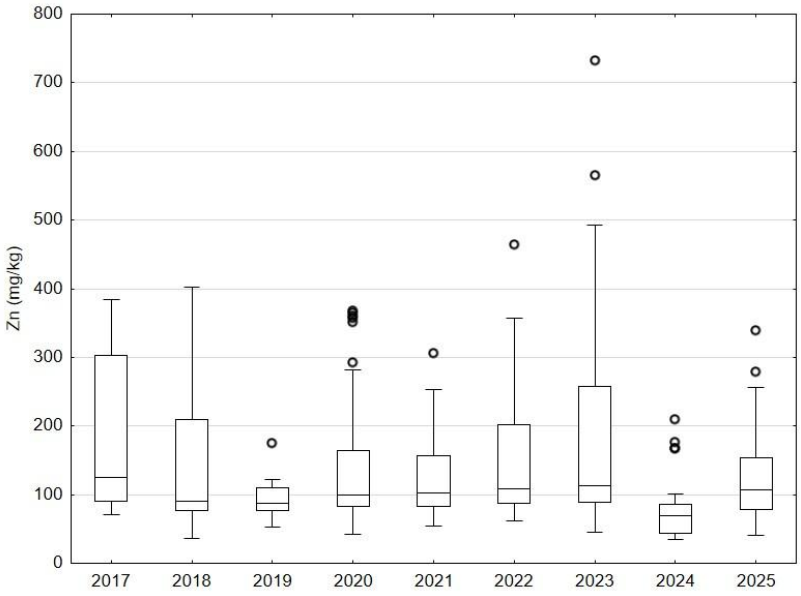


Figura 8.3-43 – *Gráfico de caixas para Zn em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

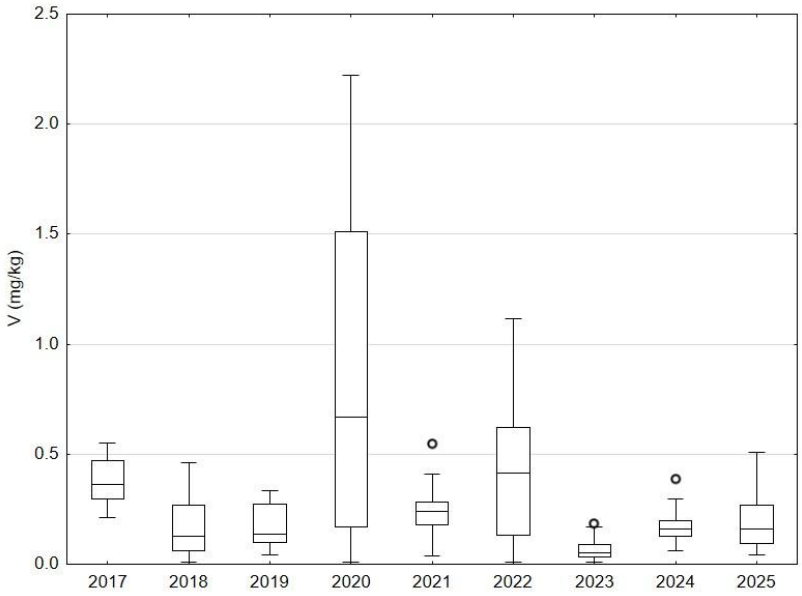


Figura 8.3-44 – *Gráfico de caixas para V em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

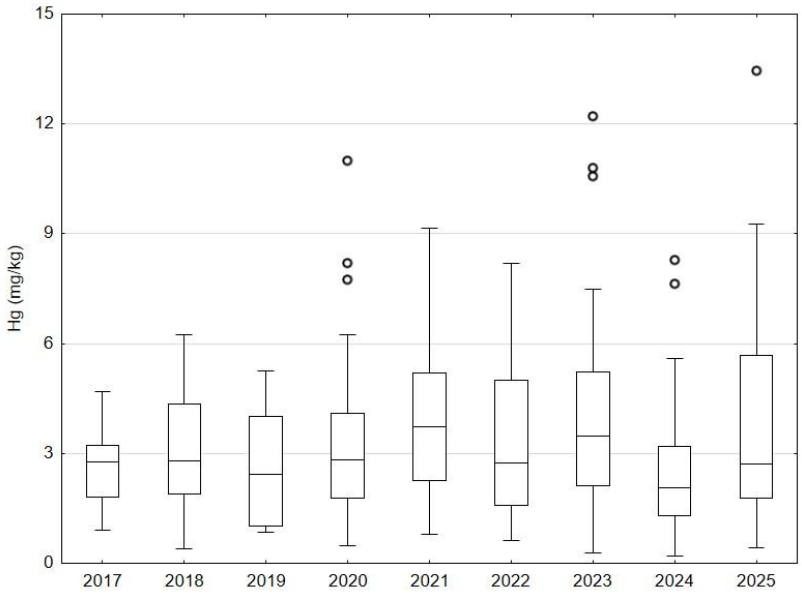


Figura 8.3-45 – *Gráfico de caixas para Hg em amostras de fígado de Larus dominicanus ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

Tartarugas-marinhas

No caso das tartarugas-marinhas, não foram incluídos na avaliação Cr, Pb, Ni e Ba por existir, ao menos, um ano com 50% dos resultados abaixo do LD, o que distorce os testes de comparação entre médias.

Caretta caretta

Na **Tabela 8.3-80** são apresentadas a mediana das concentrações dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de *Caretta caretta* nos diferentes locais de coleta, considerando somente os anos e elementos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).

***Tabela 8.3-80** - Mediana dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de indivíduos da espécie Caretta caretta nos diferentes anos de coleta, considerando somente os anos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).*

Ano / Elemento	2017 N = 4	2018 N = 5	2019 N = 6	2020 N = 8	2021 N = 11	2022 N = 24	2023 N = 12	2024 N = 11	*2025 N = 12*
As	7,4	8,5	7,3	16,3	32,7	16,7	8,6	8.18	11.9
Cd	12,3	30,9	14,7	11,6	32,9	30,7	41	24.5	12
Cu	27,1	24,1	11,9	19,4	27,1	18,7	24	14.0	17
Mn	4,18	5,98	5,04	4,25	7,05	6,60	4,3	5.20	4.7
Mo	0,47	0,88	0,63	0,22	0,46	0,66	1,1	0.58	0.55
Zn	74,8	90,9	72,6	84,3	105	102	106	74.3	71
V	0,35	1,28	0,55	0,61	1,56	1,95	1,03	0.78	0.72
Hg	0,47	1,27	1,51	0,83	1,28	1,39	1,7	0.81	2.1

Os gráficos de caixa para a concentração, dos elementos considerados, nas amostras de fígado de *Caretta caretta*, ao longo do período 2017-2025, são apresentados da **Tabela 8.3-46** a **Figura 8.3-53**. Uma das características observadas nos gráficos de caixa para a espécie *Caretta caretta* é a grande dispersão dos valores, que por sua vez acaba influenciando na avaliação da diferença dos valores médios entre anos

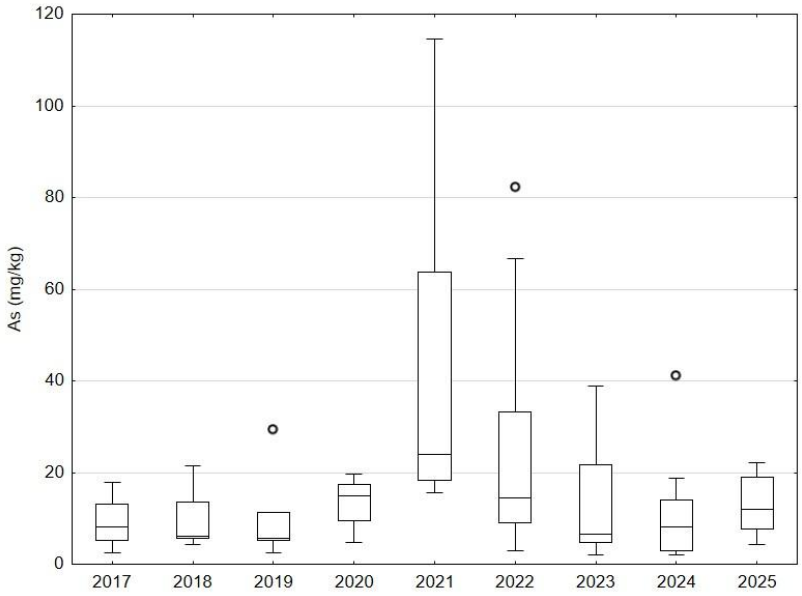


Figura 8.3-46 *- Gráfico de caixas para As em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

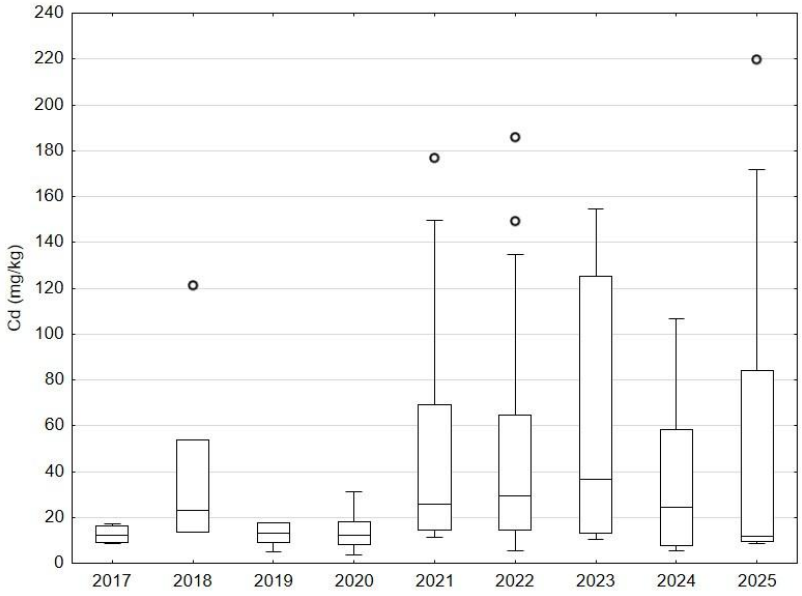


Figura 8.3-47 *– Gráfico de caixas para Cd em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

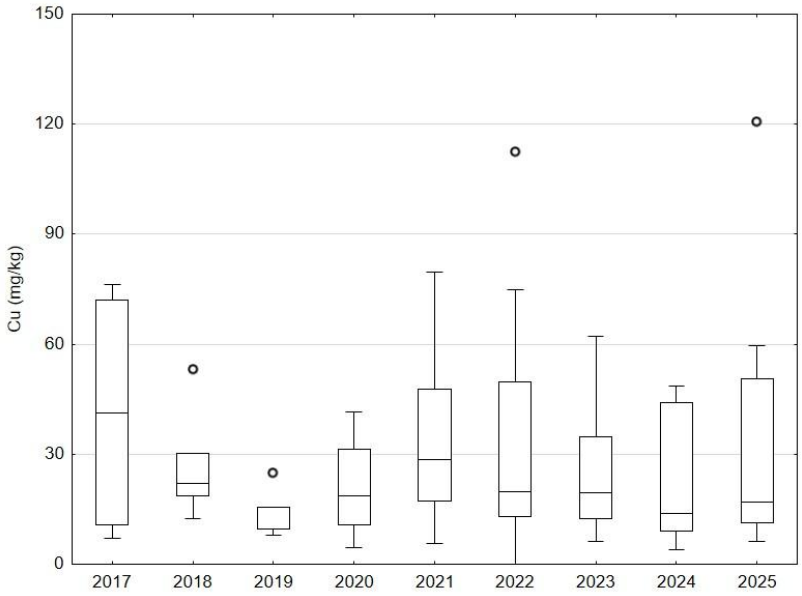


Figura 8.3-48 – *Gráfico de caixas para Cu em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

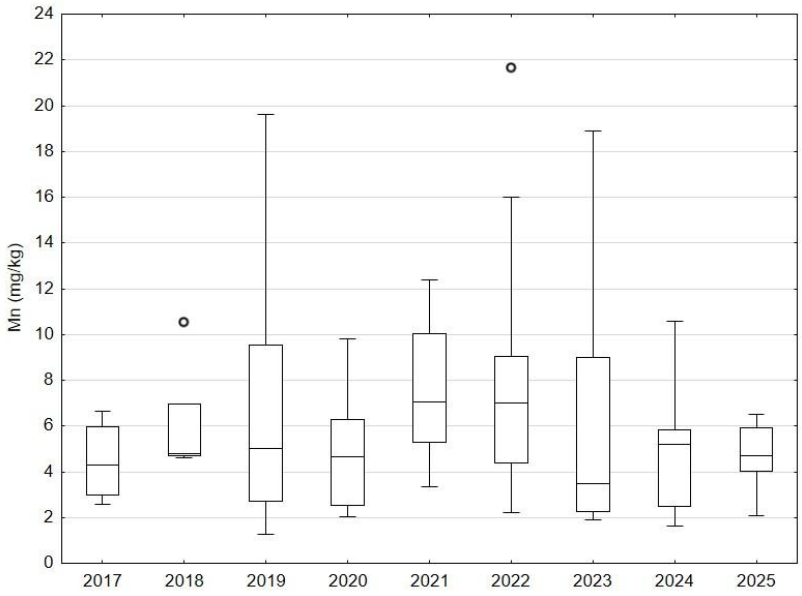


Figura 8.3-49 – *Gráfico de caixas para Mn em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

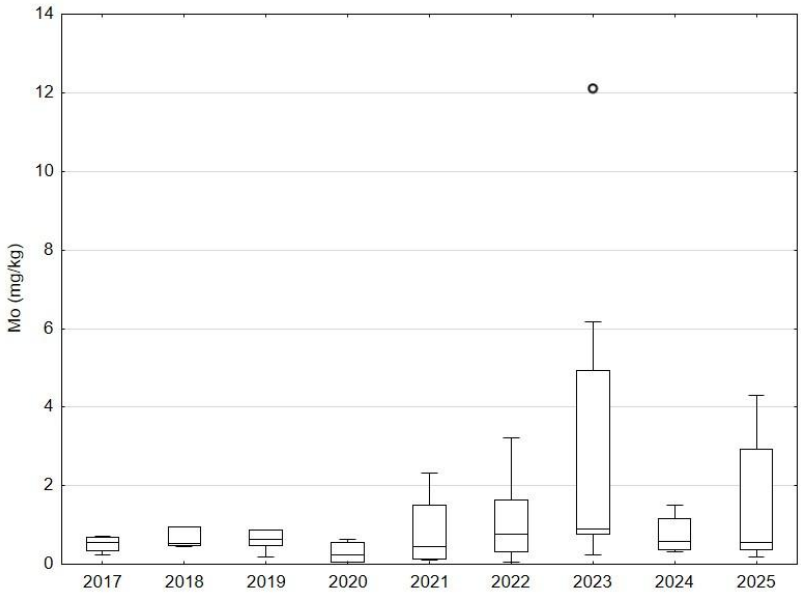


Figura 8.3-50 – *Gráfico de caixas para Mo em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

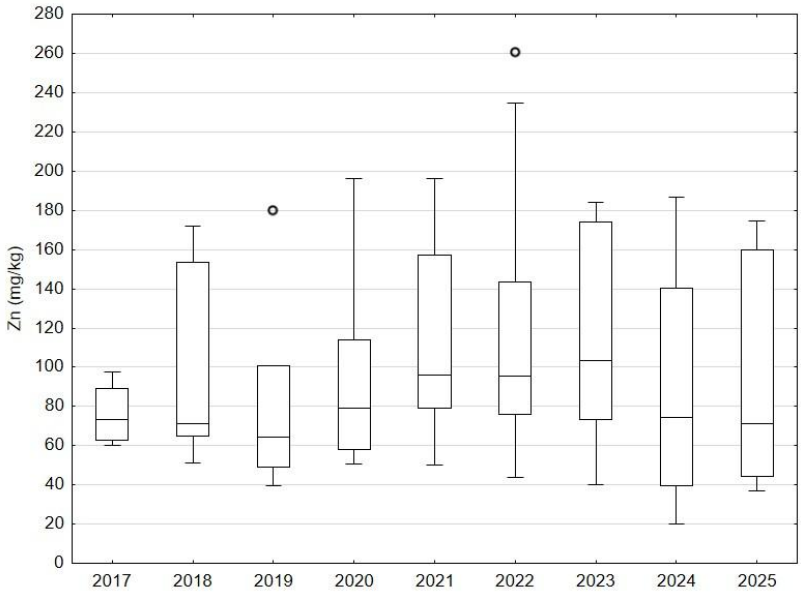


Figura 8.3-51 – *Gráfico de caixas para Zn em amostras de fígado de Caretta caretta limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

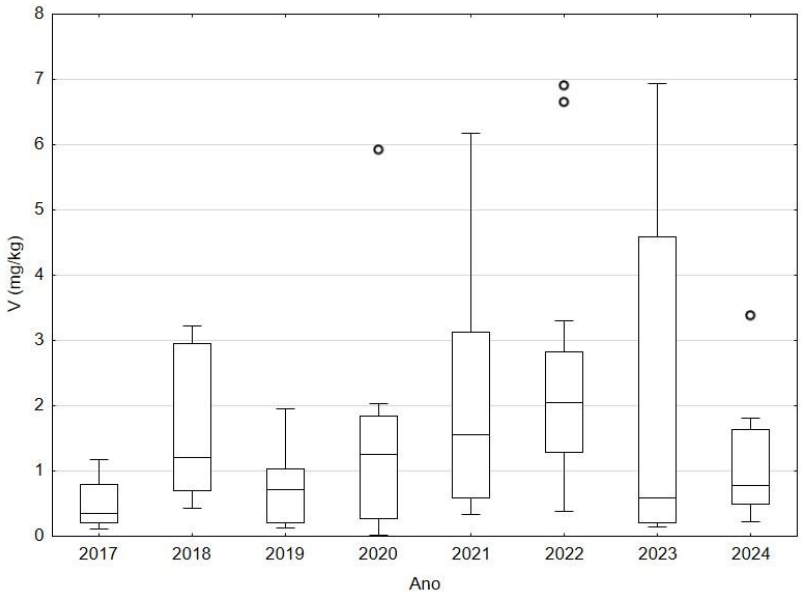


Figura 8.3-52 – *Gráfico de caixas para V em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

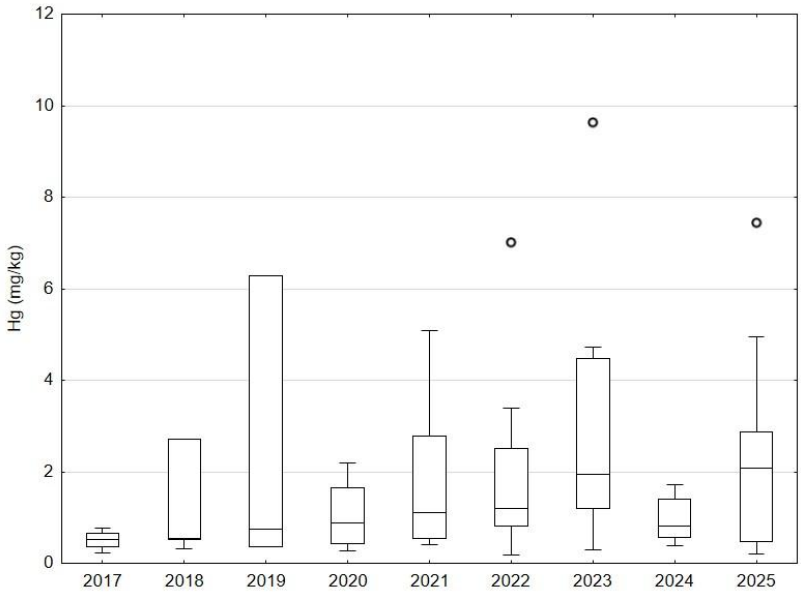


Figura 8.3-53 – *Gráfico de caixas para Hg em amostras de fígado de Caretta caretta ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

Chelonia mydas

Na **Tabela 8.3-81**são apresentadas a mediana das concentrações dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de *Chelonia mydas* nos diferentes locais de coleta, considerando somente os anos e elementos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4). Embora houvesse indivíduos suficientes para enquadrar Pb, Cr, Ni e Ba nesse critério, optou-se por não o fazer uma vez que não fora possível fazer o mesmo para a outra espécie de tartaruga-marinha *Caretta caretta*.

***Tabela 8.3-81** - Mediana dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de indivíduos da espécie Chelonia mydas nos diferentes anos de coleta, considerando somente os anos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).*

Ano / Elemento	2017 N = 122	2018 N = 297	2019 N = 122	2020 N = 262	2021 N = 159	2022 N = 152	2023 N = 133	2024 N = 121	*2025 N = 184*
As	6,59	6,74	6,13	6,02	7,22	7,19	6,6	4.96	10.1
Cd	18,1	18,9	23,7	23,4	20,0	19,7	20	21.2	15.1
Cu	174	173	179	178	198	182	174	202	150
Mn	11,0	11,3	10,0	11,0	10,9	11,6	9,9	9.25	10.3
Mo	0,92	0,85	0,98	0,95	0,77	0,70	0,8	1.11	0.90
Zn	145	137	143	143	131	144	138	142	125
V	0,42	0,37	0,58	1,06	0,71	0,66	0,49	0.89	0.31
Hg	0,52	0,70	0,88	0,88	0,77	0,72	0,7	0.73	0.61

Os gráficos de caixa para a concentração, dos elementos considerados, nas amostras de fígado de *Chelonia mydas*, ao longo do período 2017-2025, são apresentados da **Tabela 8.3-54** a **Figura 8.3-61**. Uma das características observadas nos gráficos de caixa para a espécie *Chelonia mydas* é o grande número de *outliers*, talvez, uma consequência do grande número de indivíduos envolvidos (n = 1393). Verifica-se, para todos os elementos, uma distribuição bem homogênea ao longo dos anos, não havendo nenhuma tendência temporal

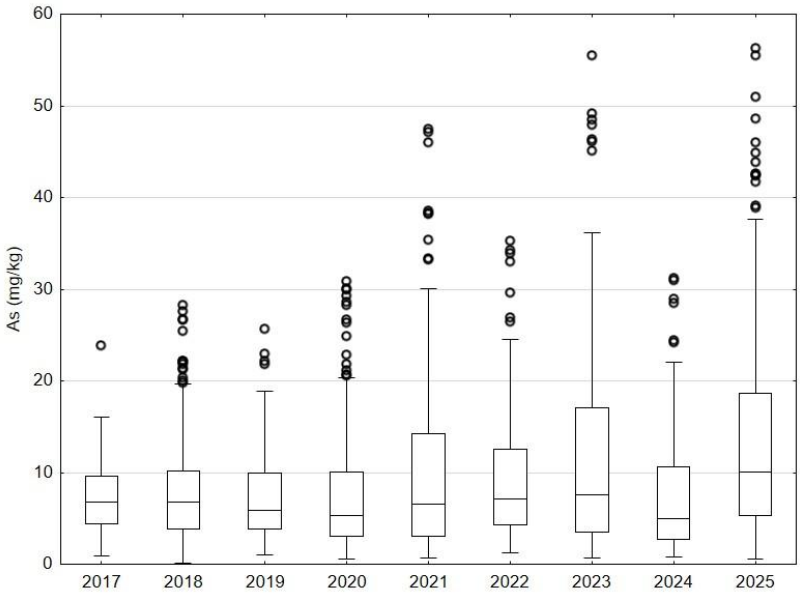


Figura 8.3-54 *- Gráfico de caixas para As em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e e as esferas os outliers).*

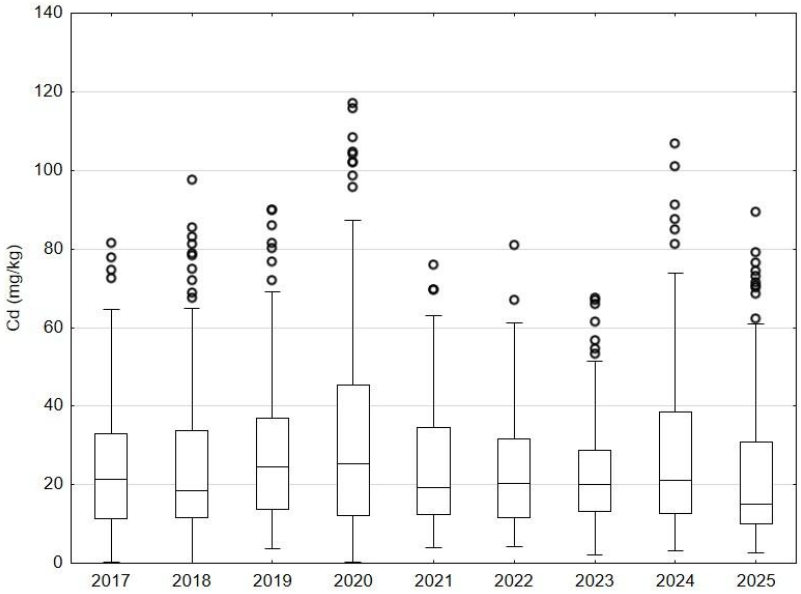


Figura 8.3-55 *– Gráfico de caixas para Cd em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

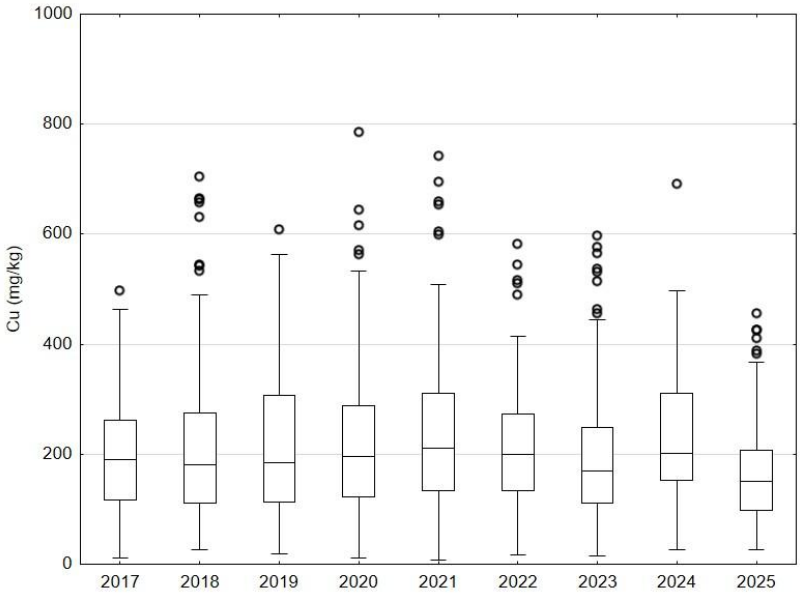


Figura 8.3-56 – *Gráfico de caixas para Cu em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

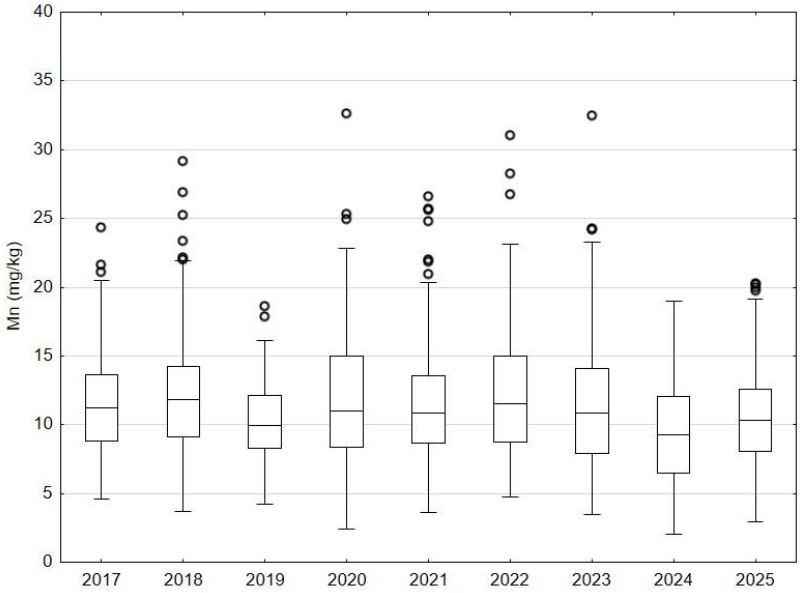


Figura 8.3-57 – *Gráfico de caixas para Mn em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

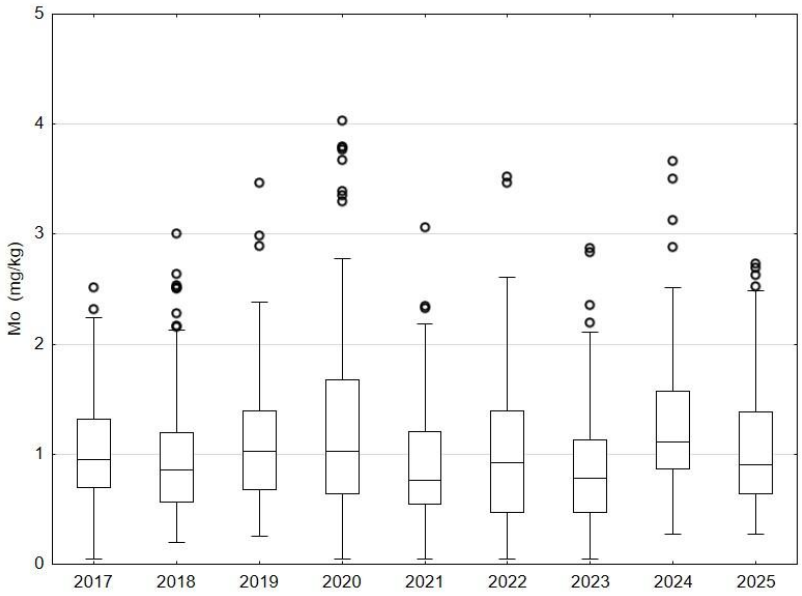


Figura 8.3-58 – *Gráfico de caixas para Mo em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

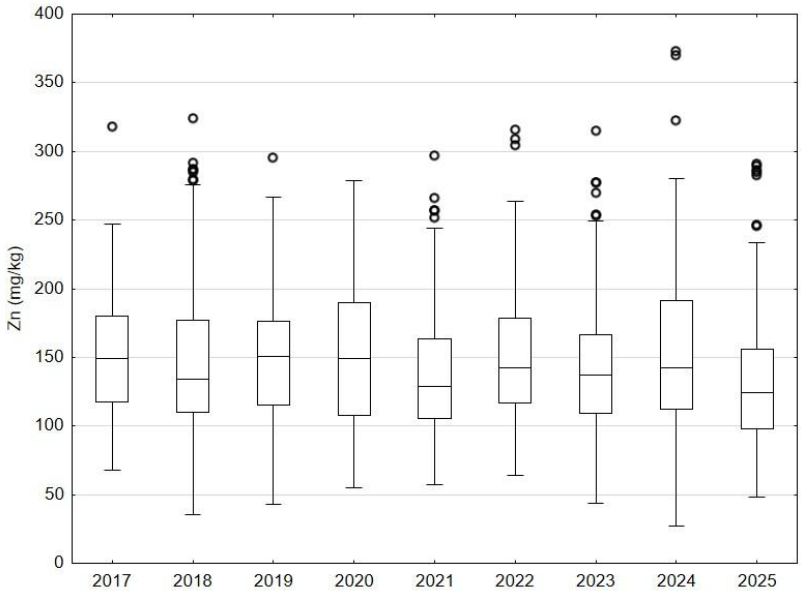


Figura 8.3-59 – *Gráfico de caixas para Zn em amostras de fígado de Chelonia mydas limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

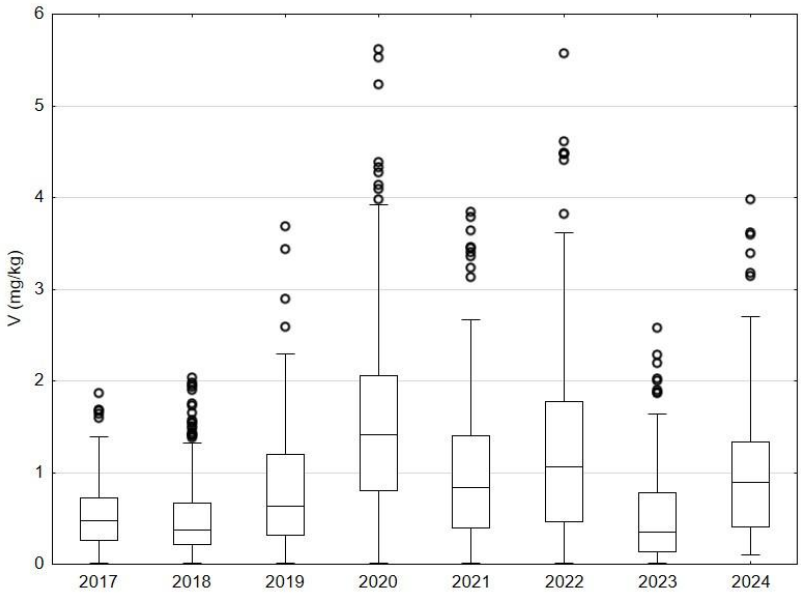


Figura 8.3-60 – *Gráfico de caixas para V em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

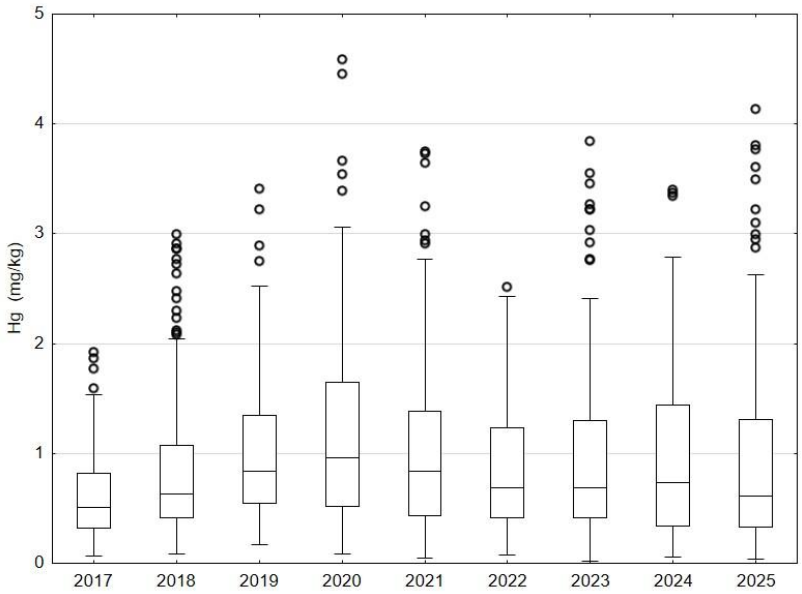


Figura 8.3-61 – *Gráfico de caixas para Hg em amostras de fígado de Chelonia mydas ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

Mamíferos marinhos

No caso dos mamíferos, não foram incluídos na avaliação Cd, Cr, Pb, Ni e Ba por possuírem um número de resultados abaixo do LD maior do que 50%, o que distorce os testes de comparação entre médias.

Pontoporia blainvillei

Na **Tabela 8.3-82** são apresentadas a mediana das concentrações dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de *Pontoporia blainvillei* nos diferentes locais de coleta, considerando somente os anos e elementos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).

***Tabela 8.3-82** - Mediana dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de indivíduos da espécie Pontoporia blainvillei nos diferentes anos de coleta, considerando somente os anos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).*

Ano / Elemento	2017 N = 12	2018 N = 25	2019 N = 7	2020 N = 29	2021 N = 27	2022 N = 30	2023 N = 36	2024 N = 27	*2025 N = 34*
As	0.74	0.89	1.41	0.53	0.78	0.84	1,14	0.72	0.47
Cu	44.1	25.1	9.5	52.3	62.2	43.7	22	39.7	81
Mn	13.9	13.9	12.7	12.8	12.8	15.1	16,4	13.6	10.7
Mo	0.69	1.10	1.03	0.53	0.42	0.91	2,2	0.99	1.3
Zn	177	124	96	190	208	167	160	140	164
V	0.188	0.066	0.052	0.510	0.237	0.311	0,057	0.16	0.10
Hg	3.01	1.86	0.97	1.80	2.30	2.42	2,7	1.21	2.1

Os gráficos de caixa para a concentração, dos elementos considerados, nas amostras de fígado de *Pontoporia blainvillei*, ao longo do período 2017-2025, são apresentados da **Figura 8.3-62** a **Figura 8.3-68**. Embora não seja verificada uma tendência temporal, para os elementos estudados, em parte devido à grande dispersão dos dados anuais, nota-se uma menor mediana para Cu e Zn no ano de 2018 e 2019 e maiores valores de V no ano de 2020.

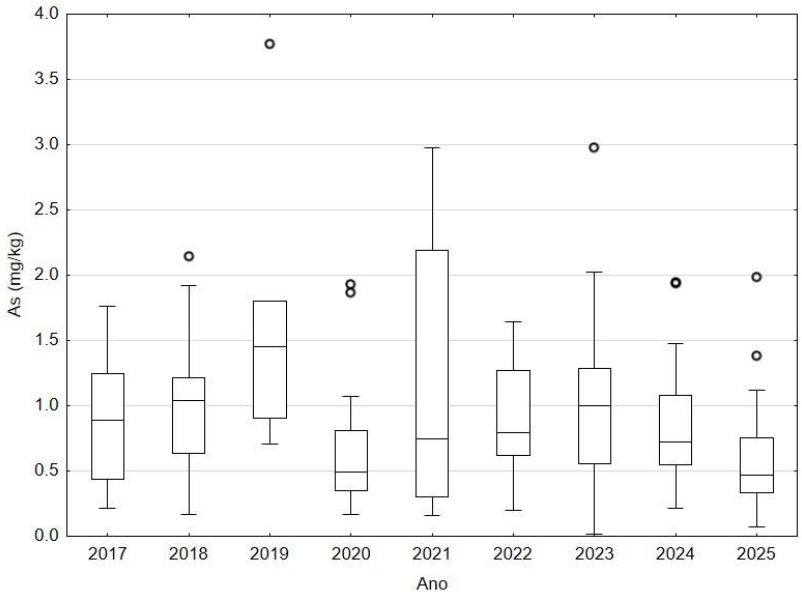


Figura 8.3-62 *- Gráfico de caixas para As em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

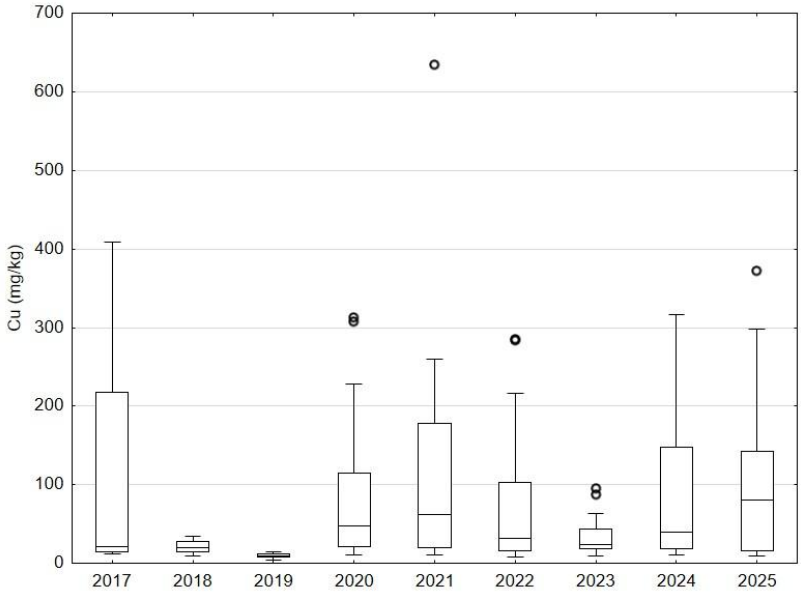


Figura 8.3-63 *– Gráfico de caixas para Cu em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

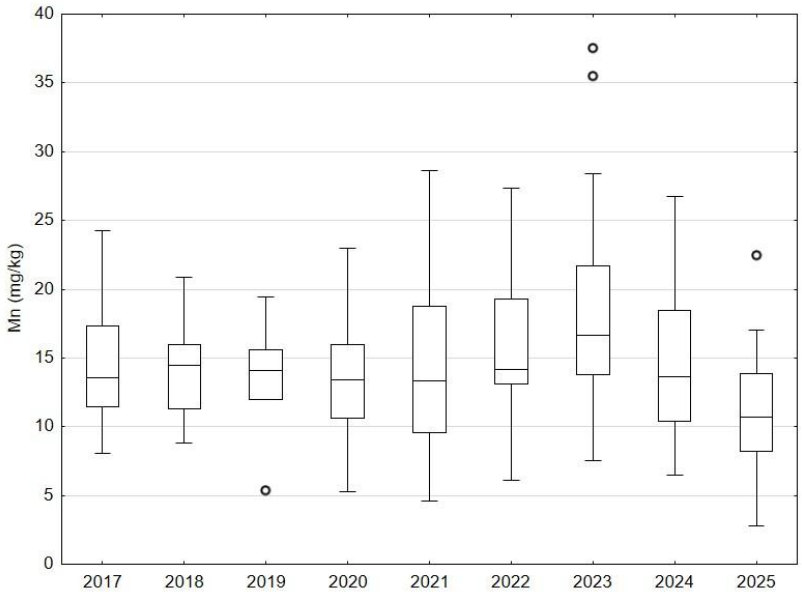


Figura 8.3-64 – *Gráfico de caixas para Mn em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

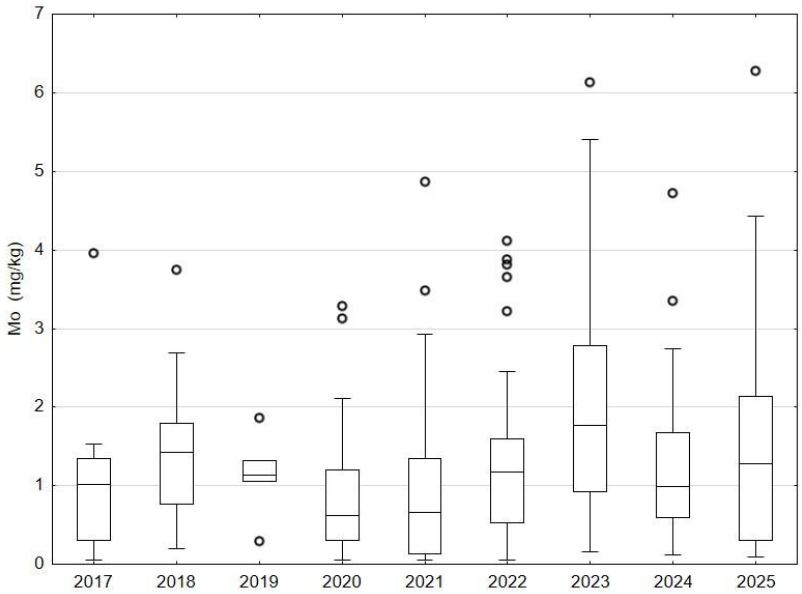


Figura 8.3-65 – *Gráfico de caixas para Mo em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

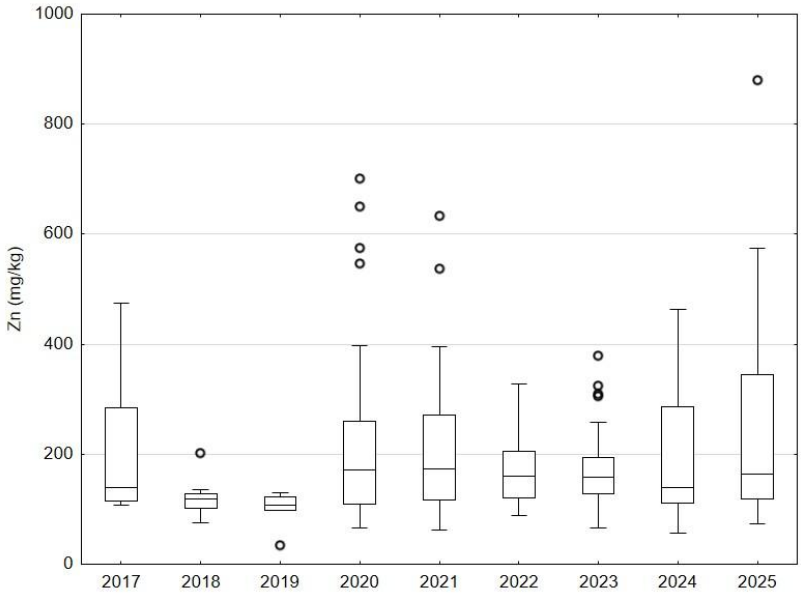


Figura 8.3-66 – *Gráfico de caixas para Zn em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

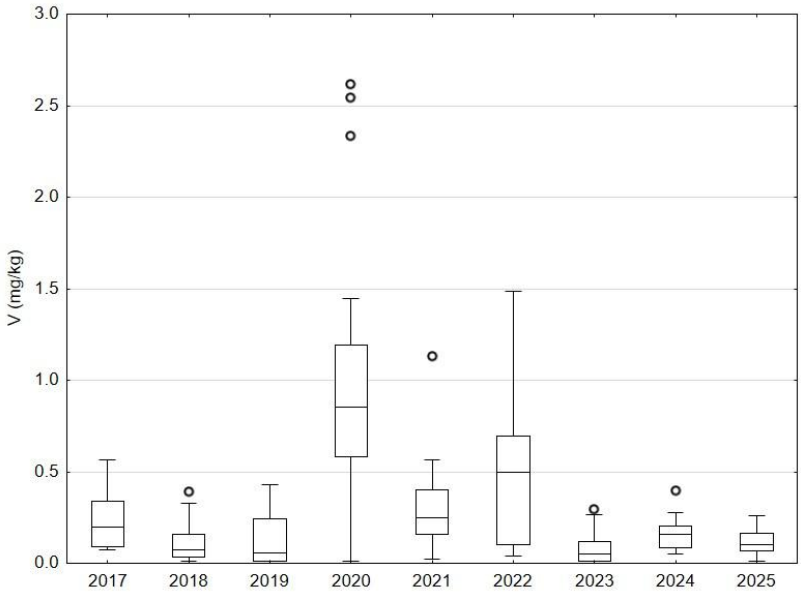


Figura 8.3-67 – *Gráfico de caixas para V em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

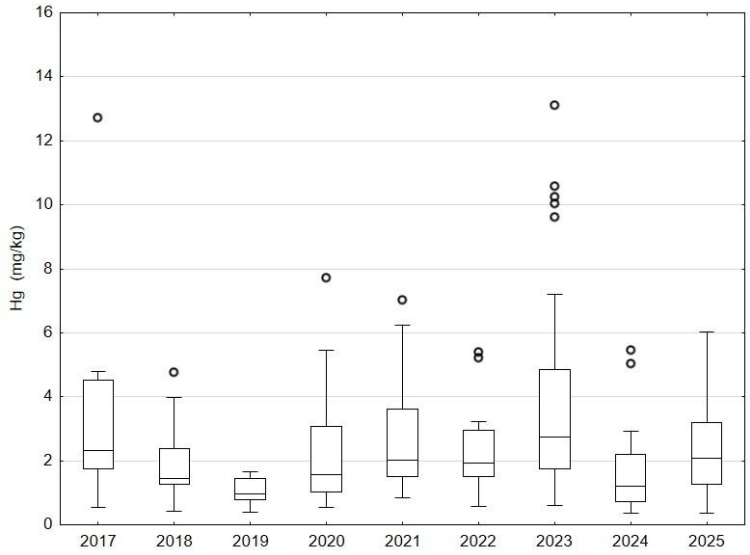


Figura 8.3-68 – *Gráfico de caixas para Hg em amostras de fígado de Pontoporia blainvillei ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

Sotalia guianensis

Na **Tabela 8.3-83** são apresentadas a mediana das concentrações dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de *Sotalia guianensis* nos diferentes locais de coleta, considerando somente os anos e elementos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).

Tabela 8.3-83 *- Mediana dos elementos-traço analisados em amostras de tecido hepático de indivíduos da espécie Sotalia guianensis nos diferentes anos de coleta, considerando somente os anos com n amostral adequado (>LD, n ≥ 4).*

Ano	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	*2025*
Elemento	N = 11	N = 32	N = 7	N = 20	N = 17	N = 20	N = 16	N = 13	*N = 18*
As	0.83	0.58	0.91	0.87	0.62	1.02	0,91	0.87	0.88
Cu	81.4	53.7	46.6	47.4	62.9	59.8	33	28.9	30
Mn	10.9	12.2	9.0	10.0	11.5	14.4	13,6	11.6	11.6
Mo	1.72	1.27	0.88	1.35	1.07	1.83	1,9	1.83	1.82
Zn	197	201	158	153	159	208	180	144	141
V	0.164	0.113	0.069	0.316	0.219	0.302	0,097	0.17	0.14
Hg	5.19	4.12	9.28	11.7	5.50	3.73	4,9	4.15	9.2

Os gráficos de caixa para a concentração, dos elementos considerados, nas amostras de fígado de *Sotalia guianensis*, ao longo do período 2017-2025,

são apresentados da **Figura 8.3-69** a **Figura 8.3-75**. Para todos os elementos considerados, não é possível perceber uma tendência temporal.

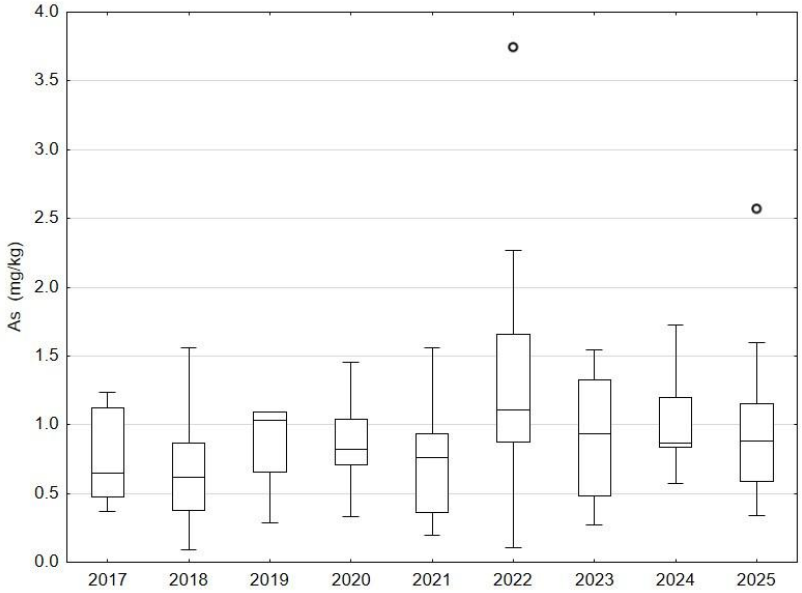


Figura 8.3-69 *- Gráfico de caixas para As em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

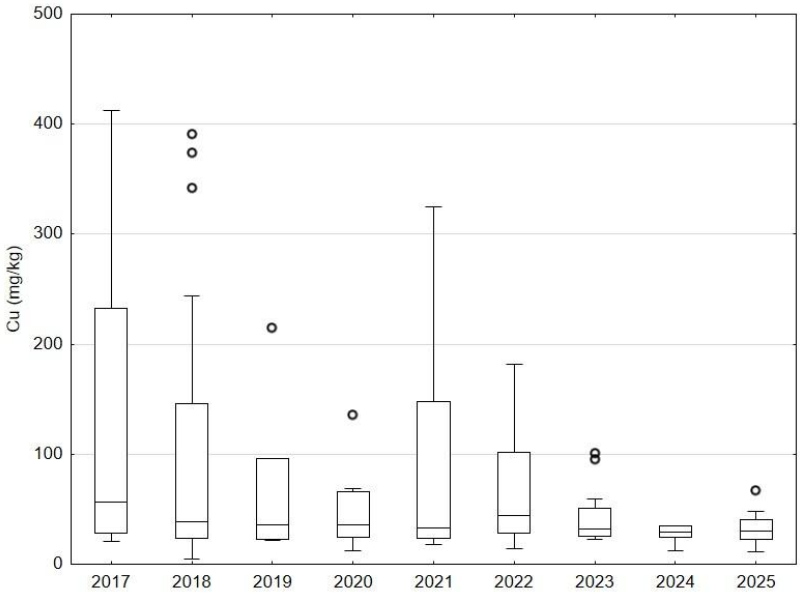


Figura 8.3-70 *– Gráfico de caixas para Cu em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

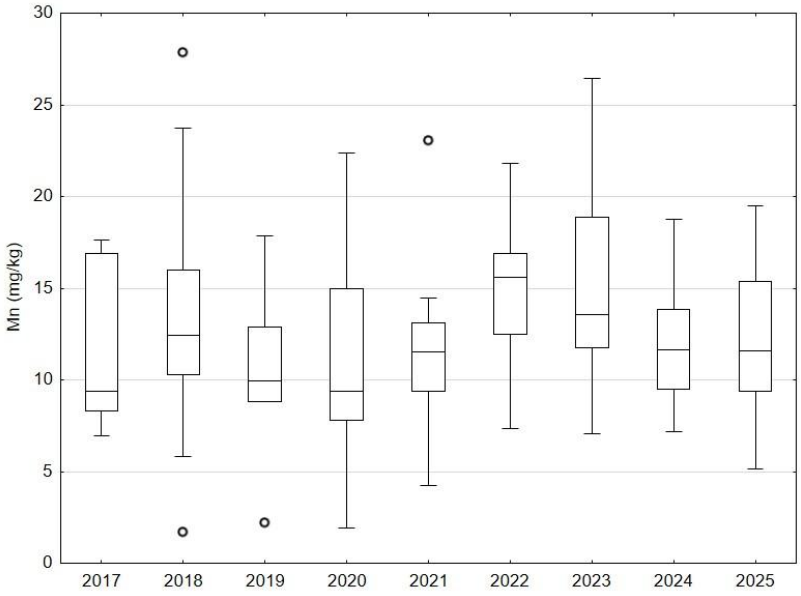


Figura 8.3-71 *– Gráfico de caixas para Mn em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

PÚBLICA

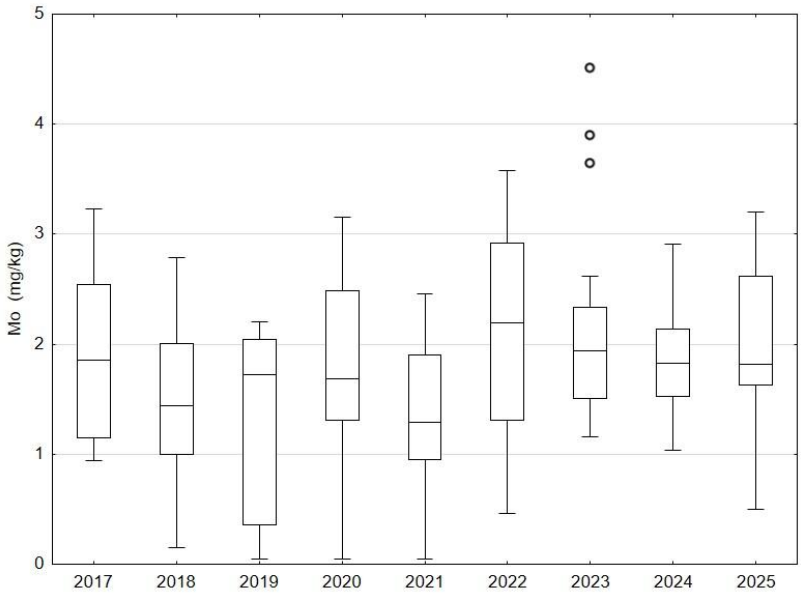


Figura 8.3-72 – *Gráfico de caixas para Mo em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

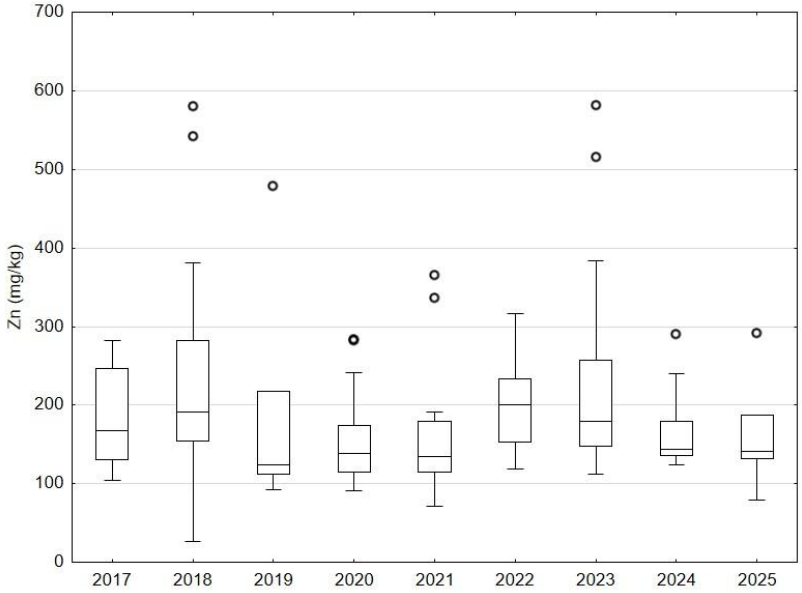


Figura 8.3-73 – *Gráfico de caixas para Zn em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

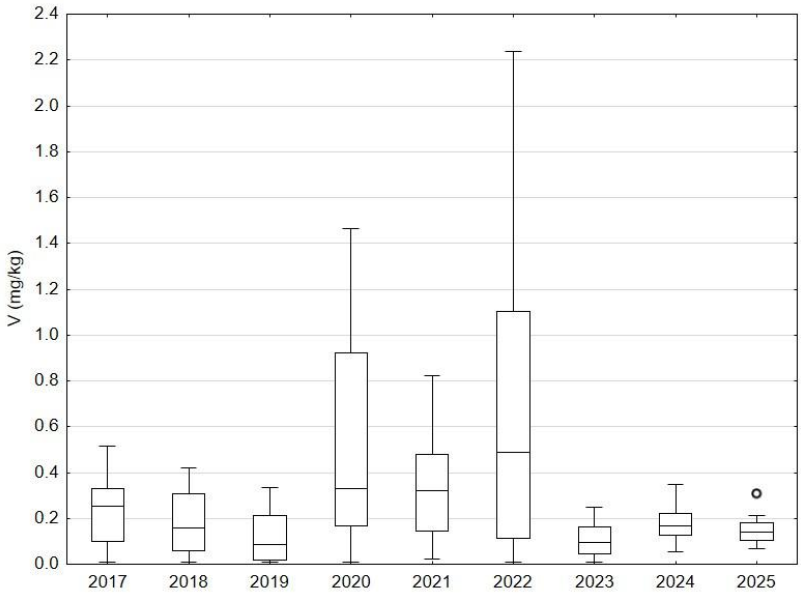


Figura 8.3-74 – *Gráfico de caixas para V em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

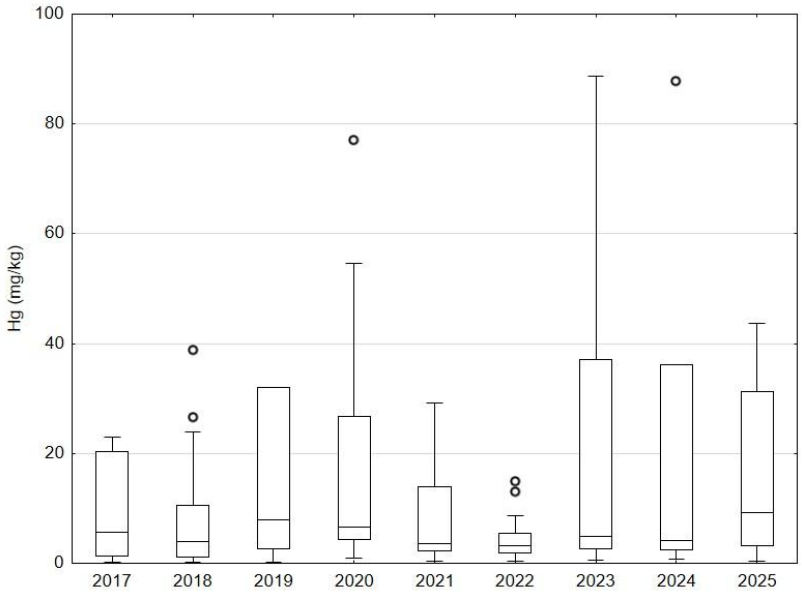


Figura 8.3-75 – *Gráfico de caixas para Hg em amostras de fígado de Sotalia guianensis ao longo do período 2017-2025 (valor central representa a mediana, os limites da construção da caixa são dados pelo 1º e 3º quartis, as barras representam os limites de 95% dos dados e as esferas os outliers).*

8.4 Discussões

8.4.1 Aves Marinhas

Spheniscus magellanicus

Comparando o intervalo de concentrações obtidas nos tecidos hepático de *Spheniscus magellanicus* (**Tabela 8.1-1**) com outras espécies de aves marinhas, observa-se que dos elementos-traço analisados, seis elementos ultrapassaram os valores máximos anteriormente encontrados na literatura para amostras de tecido hepático de aves marinhas no período de 2006 a 2016 (**Tabela 8.1-1**), sendo eles As (27,7 mg kg^{-1}), Cd (164 mg kg^{-1}), Mn (68,7 mg kg^{-1}), Mo (12,1 mg kg^{-1}), Zn (511 mg kg^{-1}) e V (1,5 mg kg^{-1}). Contudo, embora estes cinco elementos tenham apresentado valores máximos acima dos valores máximos relatados na literatura científica, suas médias e medianas se mantêm dentro do intervalo apresentado na **Tabela 8.1-1**, com exceção de Mo. Molibdênio é um elemento essencial e o intervalo da **Tabela 8.1-1** parece estar subestimado devendo ser refeita focando nesse elemento. Outros elementos (Cr, Cu e Pb) estiveram dentro do intervalo. Para esta espécie, torna-se difícil a comparação dos resultados obtidos para V pela falta de informação na literatura.

Lima *et al*. (2025) publicaram os resultados referentes à As, Cd, Cu e Zn em amostras de fígado de *Spheniscus magellanicus*, coletados dentro do programa PMP-BS, na região de São Sebastião (SP), os valores médios obtidos (n = 26) foram 5,2, 36,8, 27,8 e 301 mg/kg, respectivamente. Tais valores são muito semelhantes àqueles encontrados na **Tabela 8.3-1**. De acordo com esses autores, a elevada concentração de Cd amostras de fígado de *Spheniscus magellanicus* está relacionada com os hábitos alimentares dessa espécie.

Vega *et al*. (2010) relataram concentrações médias de Cd e Hg em amostras de tecido hepático de *Spheniscus magellanicus* de 8,6 e 1,6 mg kg^{-1} respectivamente, para indivíduos coletados na costa norte do Rio de Janeiro. Concentrações médias de Cd e Hg de 3,3 e 0,9 mg kg^{-1} respectivamente, para indivíduos na costa norte do Rio Grande do Sul. Também, relataram que a

concentração de Pb nos indivíduos coletados (n = 47) foi inferior a 0,1 mg kg^{-1}. Os autores consideram dois fatores que potencialmente afetariam a concentração de metais na espécie: local e tecido. Também relatam que as concentrações de Cd e Hg encontradas nos dois locais estudados (Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul) foram significativamente diferentes.

Concentrações médias de 7,5; 0,58; 5,7 mg kg^{-1} em amostras de tecido hepático de *Spheniscus magellanicus* para Cd, Pb e Hg respectivamente, foram encontradas por Kehrig *et al.* (2015) em indivíduos encalhados ao longo da costa do Rio Grande do Sul. Os autores consideram dois fatores que potencialmente afetariam a concentração de metais na espécie: sexo e tecido amostrado.

No estudo de Moura *et al*. (2018), foram relatadas concentrações de Hg variando de 0,1 a 9,7 mg kg^{-1} (peso úmido), com média de 1,82±1,61 mg kg^{-1}. Os espécimes foram coletados em três pontos da costa brasileira, pertencentes aos estados de Sergipe, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul.

Comparado com os resultados relatados por Vega *et al*. (2010) e Kehrig *et al*. (2015), a mediana para Cd (33 mg kg^{-1}) obtidas pelo PMP-BS em 2025 foi maior. A mediana para Pb (0,016 mg kg^{-1}) foi concordante com o valor relatado por Vega *et al*. (2010) (a grande maioria dos indivíduos – 197 – apresentou concentrações inferiores a 0,01 mg kg^{-1}), porém, inferior quando comparado ao valor relatado por Kehrig *et al*. (2015). A mediana obtida para Hg (10,1 mg kg^{-1}) foi superior aos valores relatados por Vega *et al*. (2010), porém, semelhante aos valores relatados por Kehrig *et al*. (2015). Assim, apenas a concentração média obtida para Cd pode ser considerada alta.

Pelo menos três fatores poderiam influenciar a concentração de metais no tecido hepático de *Spheniscus magellanicus*: dieta, condições do corpo e idade (VEGA *et al*., 2010). Os autores acentuam que pinguins na costa brasileira se alimentam mais frequentemente de cefalópodes do que de peixes e que os primeiros tendem a concentrar Cd e Hg.

Diferenças significativas obtidas entre as concentrações de Pb, Hg e Cd em machos maiores que nas fêmeas não corroboraram os resultados relatados Kehrig *et al*. (2015). Foram obtidas diferenças significativas, também, para os demais elementos, com concentrações nos machos superiores àquelas

encontradas nas fêmeas. Arsênio representa a única exceção a essa tendência com concentrações nas fêmeas superiores às observadas nos machos. Neste sentido pode-se sugerir a existência de diferenças nos hábitos alimentares entre machos e fêmeas. Não foi possível avaliar a diferença entre estágios de desenvolvimento por contar-se com, apenas, um exemplar adulto.

Assim como os resultados relatados por Vega *et al*. (2010), que relatam diferenças significativas para Cd e Hg a partir de indivíduos coletados em Rio Grande do Sul e Rio de Janeiro, no PMP-BS em 2025 observou-se diferenças significativas para Cd e Hg em amostras de tecido hepático de *Spheniscus magellanicus* com maiores concentrações nas regiões do Litoral Paulista+Centro Norte Catarinense em relação às demais regiões

Na interpretação dos resultados acima devem ser resguardadas algumas características relacionadas à alimentação do *Spheniscus magellanicus*. Por exemplo, Frere *et al*. (1996) e Kojadinovic (2007 a e b) demonstram que a latitude influencia na alimentação da espécie com relação a sua composição: se alimenta de peixes e lulas, porém, as espécies consumidas dependem das latitudes em que o animal se encontra. De um modo geral, observa-se uma tendência de maiores concentrações de elementos traço em amostras de fígado para indivíduos coletados no Litoral Paulista em relação aos indivíduos coletados no Litoral Catarinense e Paranaense, a menos do As para o qual a tendencia é inversa.

Nos estudos realizados em 2025, não foi observada, para todos os elementos estudados, uma influência do estágio de desenvolvimento nos resultados obtidos para a espécie *S. magellanicus*. Do mesmo modo, não foi observada nenhuma tendência em termos de variação temporal para o intervalo de 2017-2025. Em relação ao fator sexo, verifica-se maiores concentrações de Cd, Cr, V e Hg em machos e As nas fêmeas.

Larus dominicanus

Comparando o intervalo de concentrações obtidas no tecido hepático de *Larus dominicanus* com outras espécies de aves marinhas reportadas na literatura, observa-se que As, Cr, Mo, Zn e V apresentaram concentrações

maiores que as reportadas anteriormente na literatura no período de 2006 a 2016 (**Tabela 8.1-1**), As (valor máximo = 87,9 mg kg^{-1}), Cr (valor máximo = 9,0 mg kg^{-1}), Mo (valor máximo = 3,1 mg kg^{-1}), Zn (valor máximo = 339 mg kg^{-1}) e V (valor máximo = 0,82 mg kg^{-1}). Entretanto, todas as medianas estiveram dentro do intervalo apresentado na **Tabela 8.1-1**. Os demais elementos não apresentaram valores máximos acima do intervalo citado na **Tabela 8.1-1**. Para esta espécie, torna-se difícil a comparação dos resultados obtidos para V pela falta de informação na literatura.

O primeiro trabalho publicado sobre a concentração de metais em tecido hepático de *Larus dominicanus* foi bastante recente. Moura *et al*. (2018) relataram concentrações médias de As (3,26 mg kg^{-1}), Cd (1,28 mg kg^{-1}), Cr (2,74 mg kg^{-1}), Cu (17,6 mg kg^{-1}), Zn (253 kg^{-1}) e Hg (2,83 mg kg-1), para indivíduos (nove) encontrados na costa do Rio de Janeiro, similares ou maiores as medianas encontradas neste trabalho: As (1,29 mg kg^{-1}), Cd (0,20 mg kg^{-1}), Cr (0,49 mg kg^{-1}), Cu (12,1 mg kg^{-1}), Zn (69,6 mg kg^{-1}), Hg (2,07 mg kg^{-1} Os autores não identificam o sexo e claramente o estágio de desenvolvimento dos indivíduos. Assim pode-se sugerir que os indivíduos encontrados neste trabalho não apresentam indícios de contaminação por As, Cd, Cr, Cu, Zn e Hg.

Numata *et al*. (2008) relataram concentrações médias para As, Cd, Cu, Pb, Zn e Hg e para a costa oeste da Nova Zelândia. Os resultados apresentados em base úmida foram transformados para base seca (para efeito de comparação) utilizando uma humidade de 80%: 2,00 (As), 2,99 (Cd), 28 (Cu), 0,34 (Pb), 156 (Zn) e 0,83 mg kg^{-1} (Hg). Os autores sugerem que as concentrações dos metais não essenciais (As, Cd, Hg e Pb) estiveram abaixo do nível considerado tóxico para aves marinhas, enquanto o nível dos elementos essenciais esteve dentro do padrão fisiológico. Em 2025 pelo PMP-BS, as medianas foram: maior para Hg (2,07 mg kg^{-1}) e inferiores para As (1,29 mg kg^{-1}), Cd (0,20 mg kg^{-1}), Cu (12,1 mg kg^{-1}) Pb (0,010 mg kg^{-1}) e Zn (69,6 mg kg^{-1}). Assim, considerando o trabalho de Numata *et al*. (2008), para a espécie *Larus dominicanus*, pode-se inferir que a concentração de Hg em animais coletados no Brasil é maior que os coletados na costa oeste da Nova Zelândia.

PÚBLICA

Cortés e Luna-Jorquera (2011) relataram concentrações médias de Cd de 9,8 mg kg^{-1} (ambiente selvagem) e 9,6 mg kg^{-1} (ambiente urbano = sistema costeiro da cidade de Coquimbo) para 20 animais adultos capturados em dois sítios. Para Cu (animais adultos) os valores relatados foram 14,8 mg kg^{-1} (ambiente selvagem) e 16,1 mg kg^{-1} ambiente urbano). Animais juvenis, em ambiente selvagem e urbano apresentaram concentrações de Cd de 1,5 mg k^{-1} e <0,01 mg kg^{-1}, respectivamente. Para Cu as concentrações (animais juvenis) foram de 15,8 e 15,4 mg kg^{-1} respectivamente. Baseando-se nestes dados os autores concluíram que, possivelmente, animais juvenis coletados no ambiente selvagem apresentaram uma concentração média de Cd alta devido aos processos de biomagnificação decorrente do consumo de ovos e filhotes de outros pássaros marinhos. Também apontaram que as concentrações de Cd das aves adultas dos dois ambientes foram quase 200% do limite considerado tóxico para aves marinhas (5 mg kg^{-1}) (CORTÉS; LUNA-JORQUERA, 2011). Finalmente, pontuam que os dois fatores (estágio de maturidade dos animais e local) afetaram as concentrações de Cd.

Os resultados obtidos para Cd no em 2025 pelo PMP-BS não confirmam os relatados por Cortés e Luna-Jorquera (2011), que pontuaram que animais adultos apresentam maior concentração do elemento, justificado por um processo de biomagnificação pelo consumo de ovos e filhotes de outros pássaros marinhos

Não foram observadas diferenças significativas em termos de estágio de desenvolvimento. Do mesmo modo, no em 2025 pelo PMP-BS não houve diferença significativa entre sexo para as concentrações dos elementos-traço estudados, a menos do Hg com macho>fêmea.

Phalacrocorax brasilianus

Comparando o intervalo de concentrações obtidas nos tecidos hepáticos de *Phalacrocorax brasilianus* com outras espécies de aves marinhas reportadas na literatura, observa-se que dos elementos-traço determinados, Mo (valor máximo = 3,8 mg kg^{-1}), V (valor máximo = 1,8 mg kg^{-1}), Zn (valor máximo = 607 mg kg kg^{-1}) e Hg (valor máximo = 44,1 mg kg kg^{-1}) apresentaram

concentrações maiores que as reportadas anteriormente na literatura no período de 2006 a 2016 (**Tabela 8.1-1**). Os demais elementos estiveram dentro do intervalo citado na **Tabela 8.1-1**. Para esta espécie, torna-se difícil a comparação dos resultados obtidos para V pela falta de informação na literatura.

Nenhuma informação na principal coleção do *Web of Science* foi encontrada para elementos-traço em tecido hepático para a espécie *Phalacrocorax brasilianus* habitando a costa brasileira. Um único trabalho (Cid *et al*., 2009) realizado em um lago de água doce na Argentina relata as concentrações de Cd e Pb no tecido hepático de *P. brasilianus*, de 0,26 ± 0,06 mg kg^{-1} e 1,88 ± 0,21 mg kg^{-1}, respectivamente, valores bem acima dos encontrados, principalmente para Pb. As concentrações de Cd e Pb encontradas nos animais foram associadas diretamente as concentrações dos elementos no Lago: Cd (entre 0,29 e 1,05 ng mL^{-1} e Pb entre 24,4 e 103 ng mL^{-1}, sugerindo que a espécie é um bom biomonitor. A alta concentração de Pb no Lago deriva de atividade antrópica, segundo os autores. Os autores relatam não haver diferença significativa nas concentrações de Pb e Cd em tecido hepático de machos e fêmeas. Em 2025 pelo PMP-BS, não foram observadas diferenças entre sexos. Não foi possível confirmar a existência de diferenças significativas nas concentrações de Cd e Zn para a variável estágio de desenvolvimento reportadas por Cid *et al*., 2009.

Sula leucogaster

Quando se comparara o intervalo de concentrações obtidas nos tecidos hepáticos de *Sula leucogaster* com outras espécies de aves marinhas na literatura (**Tabela 8.1-1**), observa-se que dos elementos traço estudados, Mn (31,3 mg kg^{-1}), Mo (3,6 mg kg^{-1}), Zn (443 mg kg^{-1}) e Hg (42,9 mg kg^{-1}) ultrapassaram os valores máximos anteriormente encontrados na literatura para amostras de tecido hepático de aves marinhas no período de 2006 a 2016. Contudo, as médias obtidas no presente trabalho para estes quatro elementos traço se mantém dentro da faixa de valores reportados na **Tabela 8.1-1**. Para

esta espécie, torna-se difícil a comparação dos resultados obtidos para V pela falta de informação na literatura.

Na principal coleção do Web of Science encontrou-se apenas dois trabalhos contendo informações sobre as concentrações de elementos traço em tecido hepático de *Sula leucogaster*. No trabalho de Moura *et al*. (2018), 20 amostras de tecido hepático foram coletadas no Rio de Janeiro e apresentaram concentrações médias de As (2,20 ± 0,44 mg kg^{-1}); Cd (1,24 ± 0,99 mg kg^{-1}); Cu (16,49 ± 0,24 mg kg^{-1}); Cr (1,16 ± 0,46 mg kg^{-1}); Zn (96,88 ± 0,37 mg kg^{-1}); Hg (6,69 ± 0,48 mg kg^{-1}). Comparando com as medianas do ano de 2025, Cu (23 mg kg^{-1}), Zn (138 mg kg^{-1}) e Hg (11,3 mg kg^{-1}) foram superiores aos valores relatados por (Moura *et al*., 2018).

Em 2025, Lima e colaboradores publicaram um trabalho com os resultados do PMB-BS para amostras coletadas na região do Canal de São Sebastião (SP), foram 4 indivíduos da espécie *S. leucogaster* com um valor média de As (2,45 mg kg^{-1}), Cd (1,66 mg kg^{-1}), Cu (14,6 mg kg^{-1}) e Zn (107 mg kg^{-1}), dos quais apenas Zn possui concentração média superior.

Não foram observadas diferenças significativas nas concentrações dos elementos estudados em função do fator sexo e estágio de maturação.

8.4.2 Tartarugas-marinhas

Chelonia mydas

Comparando as concentrações obtidas nos tecido hepáticos de *Chelonia mydas* com outras espécies de quelônios marinhos relatadas na literatura (**Tabela 8.1-1**), observa-se que, cinco dos elementos-traço determinados, Cr (valor máximo = 4,6 mg kg^{-1}), Cu (valor máximo = 792 mg kg^{-1}), Mn (valor máximo = 20,3 mg kg^{-1}), Mo (valor máximo = 12,4 mg kg^{-1}), Zn (valor máximo = 389 mg kg^{-1}) e Hg (valor máximo = 8,7 mg kg^{-1}) apresentaram concentrações maiores que as reportadas anteriormente na literatura no período de 2006 a 2016. Não há informação suficiente de Ba na literatura para estabelecer uma comparação ampla.

Barbieri (2009) relatou concentrações médias de Cd, Cu, Pb, Mn e Ni em amostras de tecidos hepático de animais juvenis de *Chelonia mydas* encontrados encalhados no estuário de Cananéia (sudeste do Brasil) de 0,27; 20,7; 0,06; 4,81; 0,13 mg kg^{-1}, respectivamente. Os valores relatados foram consideravelmente inferiores aos obtidos no em 2025 pelo PMP-BS: Cd (22,2 mg kg^{-1}); Cu (169 mg kg^{-1}); Pb (0,72 mg kg^{-1}); Mn (10,6 mg kg^{-1}) e Ni (0,22 mg kg^{-1}). Os autores demonstraram diferenças de concentrações médias de Cd, Cu, Pb e Ni entre animais adultos (maiores) e juvenis (menores). No entanto, não foram avaliados outros fatores que potencialmente afetariam as concentrações dos elementos-traço em tetrápodes, como local, sexo e hábito alimentar. No presente projeto não contamos com um único indivíduo adulto entre as 133 amostras analisadas desta espécie, e por tanto não foi possível a comparação estatística. Foi observada uma relação com o sexo apenas para V com fêmeas>machos.

Da Silva *et al*. (2014) também analisando amostras de tecido hepático (e de outros tecidos) de animais juvenis de *Chelonia mydas*, encontrados encalhados na costa sul do Brasil (no estado do Rio Grande do Sul), relataram concentrações médias de Cd (5,9 mg kg^{-1}), Cu (101 mg kg^{-1}) e Pb (4,5 mg kg^{-1}) muito mais altas que as relatadas por Barbieri *et al*. (2009), porém, inferiores no caso do Cd (22,2 mg kg^{-1}) e Cu (169 mg kg^{-1}) e superior para Pb (0,75 mg kg^{-1}) às concentrações médias obtidas no em 2025 pelo PMP-BS. A concentração de Zn (45,0 mg kg^{-1}) relatada por Silva *et al*. (2014) também foi inferior à obtida neste trabalho (134 mg kg^{-1}). Neste sentido pode-se destacar como altas as concentrações obtidas para o Cd, Cu e Zn.

No estudo de Da Silva *et al*. (2014), os autores consideram dois fatores relacionados à concentração de elementos-traço: tecidos e tamanho (definido como comprimento curvilíneo da carapaça – CCC). Também, pontuam a dificuldade em estabelecer a influência da poluição marinha (*e.g*. provinda da alta concentração de metais) na saúde e sobrevivência de quelônios marinhos, pois são poucas as informações sobre as concentrações fisiológicas de metais nos tecidos e os efeitos resultantes de acumulações excessivas. Os autores fazem uma extensa discussão baseando-se, em parte, nos hábitos alimentares, para justificar valores maiores em comparação ao trabalho de

Barbieri *et al*. (2009). Também, atividades agrícolas e industriais – supostamente maiores no Sul, foram utilizadas para justificar esta diferença de concentração entre as duas publicações. Contudo, não se demonstra claramente o efeito do local da coleta na concentração de Cd, Cu, Pb e Zn nos tecidos de *Chelonia mydas*. Finalmente, os autores sugerem mais estudos focando o impacto biológico da contaminação de metais na costa do Brasil sobre a espécie.

Da Silva *et al*. (2014) relataram que não houve diferenças significativas nas concentrações dos elementos Cu e Zn analisados entre machos e fêmeas. Os autores atribuem esta semelhança ponderando que todos os indivíduos analisados foram juvenis e que as taxas absorção, excreção e acumulação de metais em quelônios são geralmente associadas com a maturidade e reprodução. Os autores citam trabalhos realizados no Japão (ANAN *et al*., 2001) que confirmam este comportamento.

Em um outro estudo, realizado na costa norte do Brasil (Camaçari, Bahia, Brasil), Macêdo *et al*. (2015), relataram concentrações médias de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ni, V e Hg de 29,8; 18,8; 0,6; 36,7; 0,54; 8,73; 1,09; 132; 0,79; 3,22 e 1,34 mg kg^{-1}, em amostras de tecido hepático de animais juvenis de *Chelonia mydas*, respectivamente. O elemento traço Ba não foi detectado. O estudo realizado por Macêdo *et al*. (2015) considera dois fatores relacionados à concentração de elementos-traço: duas espécies de quelônios (*Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata*) e seus tecidos (ossos, tecido hepático e rim). Os autores relataram, até então, que as concentrações de Cd, Cu, Ni e Zn em amostras de tecido hepático de *Chelonia mydas* foram as maiores encontradas no Brasil. Assumindo que a espécie se alimenta primariamente de gramíneas e algas marinhas, estes autores sugerem que alto teor de elementos-traço nestes animais derivam de sua alimentação, pois foram altas as concentrações de As, Cd, Co, Mn, Ni, Pb e Zn encontradas em macroalgas da região (Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil).

Comparando os resultados de 2025 obtidos pelo PMP-BS com o estudo de Macêdo *et al*. (2015), foram obtidas concentrações médias similares para elementos como Cd, Mn, Mo, Pb e Zn. Porém, foram obtidas concentrações

médias inferiores para As, Ni e V, e concentrações médias superiores para Cr e Cu. Mais uma vez pontua-se a alta concentração de Cu nesta espécie.

Recentemente, Di Beneditto *et al*. (2019) relataram uma concentração de 0,43 mg kg^{-1} de Hg em *Chelonia mydas* coletadas no litoral do Rio de Janeiro. Os autores sugerem a área de estudo como uma área prístina (considerando que o valor encontrado é baixo). Também afirmam que a concentração de Hg no tecido hepático pode refletir a contaminação pelo elemento, considerando que macroalgas (que também refletem a contaminação por Hg por áreas industriais) são seus alimentos preferidos. Nos resultados de 2025 do PMP-BS, a média de Hg encontrada (1,0 mg kg^{-1} de Hg) foi maior que a relatada por Di Beneditto *et al*. (2019). Sulato *et al*. (2022) relatam maiores concentrações de Cu, Pb, Mo, Zn, Ba e V em indivíduos costeiros, quando comparados com indivíduos oceânicos; entretanto para os elementos As e Hg foi observado o contrário, maiores concentrações em indivíduos oceânicos.

Recentemente foi publicado um artigo comparando a concentração de Zn no fígado, rins e músculos de *Chelonia mydas* procedentes de Austrália, Japão, EUA, Havaí e Brasil (FRAGA *et al*., 2025); os autores reportam que tanto para fígado como para rins, os animais provenientes do Brasil apresentaram as menores concentrações médias (12,2 e 9,39 mg kg^{-1} respectivamente).

A menos do As e Cr todos os demais elementos apresentaram algum efeito relacionado ao local de coleta.

Caretta caretta

Ainda continuam as dificuldades na hora de esquadrinhar a literatura científica em busca de informações que permitam uma comparação adequada com os resultados aqui apresentados. A maioria de artigos publicados tratam sobre estudos em *Chelonia mydas*, a espécie com maior número de indivíduos neste trabalho. Também houve dificuldades em encontrar publicações que utilizavam a mesma matriz (tecido hepático). Day *et al*. (2005) fizeram o monitoramento de Hg em diversas matrizes como tecido hepático, sangue, músculo e rins, mas reportam os valores em base úmida.

Para a espécie *Caretta caretta*, nota-se uma grande dispersão dos valores, que por sua vez acaba influenciando na avaliação da diferença dos valores médios entre anos. Considerando os elementos estudados, não se verificou uma influência do fator sexo na concentração. Dado o pequeno número de indivíduos, não foi possível avaliar a influência das mesorregiões. Do mesmo modo, pela prevalência de indivíduos jovens não foi avaliado o fator estágio de desenvolvimento.

8.4.3 Mamíferos Marinhos

Pontoporia blainvillei

Comparando o intervalo de concentrações obtidas no tecido hepático de *Pontoporia blainvillei* com outras espécies de cetáceos reportados na literatura, observa-se que dos elementos-traço determinados, Cr (valor máximo = 3,3 mg kg^{-1}) e Cu (valor máximo = 372 mg kg^{-1}) apresentaram concentrações maiores que as reportadas anteriormente na literatura no período de 2006 a 2016 (**Tabela 8.1-1**).

A **Tabela 8.4-1** mostra as concentrações médias de alguns elementos-traço em tecidos hepáticos de *Pontoporia blainvillei* coletadas em diferentes regiões do Brasil. As concentrações relatadas para As, Cd e Mn foram semelhantes aos valores obtidos, enquanto as concentrações relatadas para Cr, Cu, Zn, e V foram maiores e Mo e Hg foram inferiores aos valores obtidos.

Kunito *et al*. (2004) relataram não haver diferença significativa entre as concentrações de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Mo, Zn, Ba e V em tecido hepático de machos e fêmeas de *Pontoporia blainvillei*. O comportamento foi confirmado para As, Cd, Cu, Pb por Seixas *et al*. (2009a) e relatado para Hg por Seixas *et al*. (2008). Os resultados obtidos no em 2025 pelo PMP-BS, também, apontam não haver influência do fator sexo, a menos do elemento V, com machos> fêmeas.

Tabela 8.4-1 *- Concentrações médias (mg kg-1) de elementos-traço relatados para Pontoporia blainvillei.*

Ref. Local	Kunito *et al*., 2004 São Paulo e Paraná	Seixas *et al*., 2008 Sudeste Sul	Seixas *et al*., 2009a Norte do Rio de Janeiro	Valores PMB-BS 2025
As	1,2	NR	1,10	0,58
Cd	0,404	NR	0,55	0,73
Cr	0,49	NR	NR	0,54
Cu	44,5	NR	25,6	105
Mn	14,8	NR	NR	10,9
Mo	2,28	NR	NR	1,6
Zn	152	NR	NR	240
V	0,089	NR	NR	0,12
Hg	NR	2,60-10,7	NR	3,1

* NR = Não Relatado

Segundo Kunito *et al*. (2004) as concentrações de V, Mo, Cd e Hg no tecido hepático aumentaram com o aumento da idade da *Pontoporia blainvillei*. Seixas *et al*. (2008) relataram correlações positivas para a concentração de Hg e o tamanho dos indivíduos capturados no sudeste e sul do Brasil. Seixas *et al*. (2009a) relatam a inexistência de correlações entre as concentrações de As, Cd, Cu e Pb e o tamanho dos indivíduos.

Em 2025 o PMP-BS obteve-se os seguintes resultados: as concentrações de Cd e Mo foram maiores em animais adultos do que em jovens. Assim, os resultados obtidos concordam com resultados relatados por Seixas *et al*. (2008) e em parte com os resultados (Mo, Cd e Hg) relatados por Kunito *et al*. (2004). Dependência da idade no acúmulo elementos-traço no tecido hepático de mamíferos marinhos são frequentemente encontrados na literatura (KUNITO *et al*., 2004). Explica-se o acúmulo, por exemplo, para Cd, Pb e Hg pela meia-vida biológica ser bastante longa para os elementos com alta afinidade ao grupo SH da cisteína. Também, a concentração de V pode ser positivamente correlacionada com a idade, considerando que o elemento pode ser retido através de ligações covalentes com aminoácidos (*e.g*. cisteína e histidina).

Kunito *et al*. (2004) afirmam que a contribuição antropogênica para altas acumulações em cetáceos brasileiros é difícil de ser avaliada porque elementos-traço pode ocorrer naturalmente. Também, relataram que a concentração de elementos-traço no tecido hepático de mamíferos marinhos do hemisfério Sul e Norte são comparáveis, embora a emissão de elementos-

traço no Norte seja maior. Contudo, Seixas *et al*. (2008) reportaram diferentes concentrações de Hg e Se no tecido hepático de *Pontoporia blainvillei* do sul e sudeste brasileiro. A diferença é atribuída a condições ambientais (como, temperatura da água e produção primária) e a outros fatores, como formações geológicas e a influência da concentração de elementos-traço na cadeia alimentar. Finalmente, para fins de comparação, Seixas *et al*. (2009a) relataram que concentrações de Cd em *P. blainvillei* de áreas costeiras argentinas foram mais altas que as encontradas na costa do Rio de Janeiro.

Devido ao baixo número de indivíduos, a comparação espacial só pode ser realizada com as Mesorregiões 06-08, pertencentes ao Estado de São Paulo, para os elementos As, Cu, Mn, Mo, Zn, V e Hg. Não foram observadas diferenças entre as mesorregiões para todos os elementos.

Em artigo recente (Manhães *et al*., 2022), realizou-se um estudo de bioacumulação de elementos-traços em diferentes tecidos de *Pontoporia blainvillei*, dentre eles tecido hepático, facilitando uma comparação com os resultados obtidos no em 2025 pelo PMP-BS. Assim, todos os valores relatados por Manhães *et al*. (2022) para concentração de elementos-traço em amostras de tecido hepático foram inferiores aos valores encontrados no em 2025 pelo PMP-BS.

Finalmente, reafirma-se os apontamentos de Kunito *et al*. (2004) que a contribuição antropogênica para altas acumulações em cetáceos brasileiros é difícil de ser avaliada principalmente porque elemento-traço pode ocorrer naturalmente.

Sotalia guianensis

Comparando o intervalo de concentrações obtidas no tecido hepático de *Sotalia guianensis* com outras espécies de cetáceos reportados na literatura, observa-se que nenhum dos elementos-traço determinados apresentaram concentrações maiores que as reportadas anteriormente na literatura no período de 2006 a 2016.

São apresentadas na **Tabela 8.4-2** as concentrações médias de alguns elementos-traço em tecido hepático de *Sotalia guianensis* coletadas em diferentes regiões do Brasil. As concentrações relatadas para todos os

elementos foram semelhantes às medianas obtidas, a menos daquela verificada para Mn.

Similarmente aos apontamentos para *Pontoporia blainvillei*, Kunito *et al*. (2004) relataram não haver diferença significativa entre as concentrações de As, Cd, Cr, Cu, Mn, Mo, Zn e V em tecido hepático de machos e fêmeas de *Sotalia guianensis*, sendo inferior para Pb e superior para Ba e Hg. Os resultados foram confirmados para As, Cd, Cu, Pb por Seixas *et al*. (2009a). Seixas (2009b) também relata que o fator gênero não altera as concentrações de Cd, Cu e Hg. Os resultados obtidos no em 2025 pelo PMP-BS (a menos de Mo, ausência de diferença significativa para o fator sexo para todos os elementos-traço) não diferem dos relatados na literatura, também, para este cetáceo, mostrando que diferenças em gênero não afetam a acumulação de elementos-traço.

Kunito *et al*. (2004) relataram que as concentrações de V, Mo, Cd, Pb e Hg no tecido hepático de *Sotalia guianensis* aumentaram com o aumento da idade dos indivíduos. Por outro lado, o inverso (correlações negativas) foi relatado para Mn, Cu e Zn. Similarmente ao ocorrido para *Pontoporia blainvillei*, Seixas *et al*. (2009 a) relataram a inexistência de correlações entre as concentrações de As, Cd, Cu e Pb e o tamanho dos indivíduos. Em outro trabalho, os autores (SEIXAS *et al*., 2009b) relataram correlações positivas entre idade e a concentração de Hg, porém, inexistência de correlações entre Cd e Cu.

Na **Tabela 8.3-19** foi apresentada a comparação entre as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos de diferentes estágios de desenvolvimento da espécie *Sotalia guianensis*. Em termos de comparação entre adultos, para fetos e filhotes, verificou-se que a maioria dos elementos apresentava diferenças significativas, com exceção de Cr, para ambos os estágios e V, também, para feto. O número de elementos distintos decrescia quando se comparou adultos e jovens, com Cd, V e Hg superiores nos adultos em relação aos jovens. O número de elementos, também, aumenta quando comparamos fetos com os demais estágios de desenvolvimento: filhote (3), jovem (5) e adultos (7). Elementos tóxicos como Cd e Hg estão, sempre, em maiores concentrações nos adultos quando comparados com os outros três estágios de desenvolvimento. Cobre apresenta o comportamento contrário

decrescendo com o estágio de desenvolvimento. Apenas o Cr não possui quaisquer dependências com o estágio de desenvolvimento.

Os resultados obtidos concordaram, em parte (Cd e V), parcialmente, com os resultados (V, Cd e Hg) relatados por Kunito *et al*. (2004).

***Tabela 8.4-2** - Concentrações (mg kg-1) de elementos-traço relatados para Sotalia guianensis.*

Ref.	Kunito *et al*.,2004	Seixas *et al*.,2009 a	Seixas *et al*.,2009 b	Valores PMB-BS
Local	São Paulo e Paraná	Norte do Rio de Janeiro	Norte do Rio de Janeiro	2025
As	0,83	1,11	NR	1,02
Cd	0,654	0,39	0,41	0,77
Cr	0,93	26,48	NR	1,20
Cu	157	NR	26,48	152
Pb	0,070	1,55	NR	0,026
Mn	9,84	NR	NR	11,9
Mo	2,55	NR	NR	1,94
Zn	192	NR	NR	164
Ni	NR	NR	NR	0,25
Ba	0,009	NR	NR	0,022
V	0,13	NR	NR	0,18
Hg	NR	NR	27,77	50,7

* NR = Não Relatado

8.5 Considerações Gerais

No período de referência (janeiro a dezembro de 2025) foram coletadas para determinação de elementos traço, um total de 610 amostras do PMP-BS, contemplando 29 espécies, das quais, para os tratamentos estatísticos, foram selecionadas aquelas com 10 ou mais indivíduos no período, resultando em análises estatísticas, cujas principais observações são apresentados neste item para as sete espécies mais abundantes de aves marinhas (*Spheniscus magellanicus*, *Larus dominicanus*, *Phalacrocorax brasilianus* e *Sula leucogaster*), de tartarugas-marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*) e de mamíferos marinhos (*Pontoporia blainvillei*, *Sotalia guianensis*). O n amostral mínimo de foi de quatro indivíduos para as comparações estatísticas intra-espécie (comparação entre sexos, estágio de desenvolvimento, local e ano da coleta, etc.).

Considerando a comparação entre sexo, foram observadas poucas diferenças entre a concentração em machos e fêmeas para todas as espécies envolvidas variando de um elemento para as espécies *Larus dominicanus,*

Sotalia guianensis, Pontoporia blainvillei e *Chelonia mydas. A* espécie *Spheniscus magellanicus* pode ser considerada uma exceção a essa tendência com cinco elementos apresentando diferenças entre sexo (Cd, Cr, V e Hg com machos>fêmeas e As com fêmeas>machos)

Em termos de comparação da concentração dos elementos-traço em função do estágio de desenvolvimento, foi observado que em termos de aves marinhas, As apresenta-se em concentrações maiores em jovens quando comparado com indivíduos adultos nas espécies *Phalacrocorax brasilianus* e mesma tendência foi verificada para Hg em *Larus dominicanus*. Considerando as tartarugas-marinhas, essa comparação não foi possível realizar, pois todas as amostras eram referentes à indivíduos jovens. Para mamíferos marinhos, foram observadas diferenças significativas, para diversos elementos, entre os quatro estágios de desenvolvimento (fetos, filhotes, jovens e adultos) com uma tendência de maiores concentrações nos indivíduos adultos maiores de *Sotalia guianensis*. Por outro lado, uma baixa dependência com o estágio de desenvolvimento foi verificada nas amostras de fígado de *Pontoporia blainvillei* com Cd e Mo adultos>jovens.

Com relação à avaliação espacial, em mesorregiões, houve limitações em função do número de resultados. Para as aves marinhas, comparou-se as concentrações dos elementos-traço obtidos para indivíduos coletados em diferentes locais (oito mesorregiões) para *Spheniscus magellanicus* (Litoral Sul Catarinense ao Litoral Norte Paulista, MS-01 a MS-08) e foram excluídos aqueles elementos com mais de 50% de dados abaixo do LD: Cr, Pb, Ni e Ba. Em termos de influência da região de coleta, verifica-se que as mesorregiões 6-8 são, estatisticamente, equivalentes, entre si para, quase, todos os elementos e superiores às demais regiões. Para as demais mesorregiões é difícil encontrar um padrão fixo, dependendo do elemento são ora equivalentes entre si e ora diferentes, mas, em linhas gerais, as mesorregiões 1,2 e 4 tendem a menores concentrações, enquanto a mesorregião 3 ora se agrupa com as mesorregiões 6-8 ora com as demais. Nota-se, entretanto, que alguns elementos apresentam uma maior uniformidade entre as regiões como Cd e V enquanto outros como Cr e Mn parecem diferir, praticamente, entre todas as regiões a menos do verificado entre as mesorregiões 6-8.

Para as tartarugas, a avaliação espacial foi realizada para *Chelonia mydas* envolvendo sete mesorregiões (Litoral Centro-Norte Catarinense ao Norte Paulista, MS-03 a MS-08, e Litoral Central Fluminense, MS-11). Do mesmo modo como aves marinhas, foram excluídos aqueles elementos com mais de 50% de dados abaixo do LD: Pb, Ba e Ni. Todos os elementos apresentaram algum efeito da região de coleta mas sem um padrão mais definido como no caso dos pinguins.

Para os mamíferos marinhos, foi possível apenas a comparação envolvendo as três mesorregiões do Litoral Paulista não tendo sido observadas diferenças entre as mesorregiões para todos os elementos.

A análise temporal das concentrações de elementos-traço, contemplando a série histórica de resultados, para as seis espécies estatisticamente analisadas (*Spheniscus magellanicus*, *Larus dominicanus*, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas, Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*), não apontou indícios de aumento nas concentrações médias ao longo dos anos.

8.6 Referências – Elementos Traço

ABDULLAH, M. Z. B. *et al*. Assessment of the impact of petroleum and petrochemical industries to the surrounding areas in Malaysia using mosses as bioindicator supported by multivariate analysis. **Environ Monit Assess**, v. 184, p. 3959-3969, 2012.

ANAN, Y. *et al*. Trace element accumulation in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan. Environ. **Toxicol. Chem**., v. 20, p. 2802-2814, 2001.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003.

BARBIERI, E. Concentration of Heavy Metals in Tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananeia Estuary, Brazil. Braz. **Journal of Oceanogr**., v. 57, p. 243-248, 2009.

BARBIERI, E. *et al*. Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. **Rev. Bras. de Ornitol**., v. 15, p. 69-72, 2007.

BIGHETTI, G. P. *et al*. Bioaccumulation of mercury is equal between sexes but different by age in seabird (*Sula leucogaster*) population from southeast coast of Brazil. **Environ. Pollut.**, v. 285, p. 117222, 2021.

PÚBLICA

CELIS-HERNANDEZ, O. *et al*. Historical Trace element accumulation in marine sediments from the Tamaulipas shelf, Gulf of Mexico: An assessment of natural vs anthropogenic inputs. **Science of the Total Environ**., v. 622-623, p. 325-336, 2018.

CORTÉS, M.; LUNA-JORQUERA, G. Efecto de la edad y la localidad en la concentración de cadmio y cobre en el hígado de la gaviota dominicana *Larus dominicanus*. **Revista de Biologia Marina y Oceanografia**, v. 46, n. 2, p. 287-292, 2011.

DA SILVA, C. C. *et al*. Concentration and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brasil. **Science of the Total Environment**, v 466-467, p. 109-118, 2014.

DAY, R. D. *et al*. Monitoring Mercury in the Loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta*. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 2, p. 437–446, 2005.

DI BENEDITTO, A. P. *et al*. Hg and δ15N in juvenile green turtles from southeastern Brazil (~23°S): Inferences about contamination levels and recruitment to coastal Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 64-68, 2019.

DODINO, S. *et al*. Mercury exposure driven by geographic and trophic factors in Magellanic penguins from Tierra del Fuego. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113184, 2022.

EPA-US – Environmental Protection Agency. **EPA 245.6: Mercury in Sediment and Tissue Sample by Cold Vapor Absorption Atomic Spectrometry**. Washington DC, 1991.

EPA-US – Environmental Protection Agency. **EPA 6020a: Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry**. Washington DC, 1998.

EPA-US – Environmental Protection Agency. **Method 3052: Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices**. Washington DC, 1995.

EPA-US – Environmental Protection Agency**. Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry.** Revision 1. 1998.

FRAGA, N. S. *et al*. Pantropical distribution of zinc in green turtles (*Chelonia mydas*): marine vertebrates as sentinel species. **Environ Sci Pollut Res**, v. 30, p. 50509-50519, 2025.

FRERE, E.; GANDINI, P.; LICHTSCHEIN, V. Variación latitudinal en la dieta del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa Patagónica, Argentina. **Ornitol. Neotrop**., v. 7, p. 35-41, 1996.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. **Orientações sobre validação de métodos de ensaios químicos - DOQ-CGCRE-008**. Revisão: 01. 2008.

IPRO, C. V. Z. *et al*. Trace elements in tissues of white-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis*) from Kerguelen waters, Southern Indian Ocean. **Pol. Biol**., v. 37, p. 763-771, 2014.

ISHII, C. *et al*. Heavy metal pollution in Japanese seabirds. Jap. **Journ. of Vet. Res**., v. 61, p. 75-76, 2013.

KEHRIG, H. A. *et al*. Trace-elements, methylmercury and metallothionein levels in Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) found stranded on the Southern Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, p. 450-455, 2015.

KOJADINOVIC, J. *et al*. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (western Indian Ocean): part 2. Factors influencing their detoxification. Arch. Environ. **Contam. Toxicol**., v. 52, p. 431-440, 2007b.

KOJADINOVIC, J. *et al*. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (western Indian Ocean): part 1. Factors influencing their bioaccumulation. **Arch. Environ. Contam. Toxicol**., v. 52, p. 418-430, 2007a.

KUNITO, T. *et al*. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 456–587, 2004.

LEMOS, L. S. *et al*. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 97, p. 166-175, 2013.

LIMA, G. dos S. *et al*. Pelagic and estuarine birds as sentinels of metal(loid)s in the South Atlantic Ocean: Ecological niches as main factors acting on bioaccumulation. **Environmental Pollution**, v. 326, p. 121452, 2023.

LIMA, G. dos S. *et al*. Potentially toxic elements (PTEs) in seabirds foraging across a heterogeneous landscape; Cross-species bioaccumulation patterns **Environmental Pollution**, v. 367, p. 125609, 2025.

MACÊDO, G. R. *et al*. Trace elements distribution in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) tissues on the northern coast of Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 94, n. 1–2, p. 284-289, 2015.

MANHÃES, B. M. R. *et al*. Temporal trends of trace elements bioaccumulation by a vulnerable cetacean (*Pontoporia blainvillei*) before and after one of the largest mining disasters worldwide. **Science of The Total Environment**, v. 804, p. 15019, 2022.

MENEGÁRIO, A. A.; PEDROBOM, J. H.; SULATO, E. T. **Serviços de quantificação, avaliação e interpretação de resultados de elementos traços em amostras biológicas de tetrápodes marinhos provenientes do programa de monitoramento ambiental da PETROBRAS**. Relatório de Estado da Arte, volume único, revisão 02, 10/2017.

MOURA, J. F. *et al*. Interspecific variation of essential and non-essential trace elements in sympatric seabirds. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 470-490, 2018.

NUMATA, M. *et al*. Hepatic cytochrome P450 activity and pollutant concentrations in paradise shelducks and southern Black-backed gulls in the South Island of New Zealand. **Ecotoxicology**, v. 17, p. 697-708, 2008.

PÚBLICA

NUNES, G. T. *et al*. Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 151486, 2022.

QUADRI-ADROGUÉ, A. *et al*. Feather mercury levels in beached Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) in northern Argentina during the non-breeding season. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 24793–24801, 2022.

SEBASTIANO, M. *et al*. High levels of mercury and low levels of persistent organic pollutants in a tropical seabird in French Guiana, the magnificent frigatebird, *Fregata magnificens*. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 384-393, 2016.

SEIXAS, T. G. *et al*. Essential (Se, Cu) and non-essential (Ag, Hg, Cd) elements: What are their relationships in liver of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae)? **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 4, p. 629–634, 2009a.

SEIXAS, T. G. *et al*. Total mercury, organic mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. **Environmental Pollution**, v. 154, n. 1, p. 98–106, 2008.

SEIXAS, T. G. *et al*. Trace elements in different species of cetacean from Rio de Janeiro coast. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, p. 243–251, 2009b.

THERMO SCIENTIFIC. **AN-E0619: US EPA SW-846 Method 6020A Using the X Series ICP-MS (Application Note)**. [S.l.], [s.d.].

THERMO SCIENTIFIC. **Detection Limits for X Series II ICP-MS Instrumentation**. [S.l.], [s.d.].

VEGA, C. M. *et al*. Levels of cadmium, mercury, and lead in Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on the Brazilian coast. Arch. of Environ. **Contamin. and Toxicol**. v. 58, p. 460-468, 2010.

EQUIPE TÉCNICA

COORDENAÇÃO GERAL

Profissional	André Silva Barreto
Empresa/Instituição	UNIVALI
Registro no conselho de Classe	21.500/03-D
Cadastro Técnico Federal de Atividade de Defesa Ambiental	358880
Função	Coordenação Geral do PMP-BS Área SC/PR
Responsável pela(s) Seção(ões)	6 – 8
Assinatura	Andre Silva Barreto:01203974710 Andre Silva Barreto:01203974710 I am approving this document 2026.10.29 17:19:40-03'00'



Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

CADASTROS TÉCNICOS FEDERAIS
CONSULTA PÚBLICA A CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

IBAMA MMA

Registro n.º: 358880 Data da consulta: 22/09/2026 CR emitido em: 22/09/2026 CR válido até: 22/12/2026

Dados básicos

CPF: XXX.039.747-XX

Nome: ANDRÉ SILVA BARRETO

Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental - CTF/AIDA

Código CBO	Ocupação	Área de Atividade
2211-05	Biólogo	Estudar seres vivos
2211-05	Biólogo	Inventariar biodiversidade
2211-05	Biólogo	Realizar consultoria e assessoria na área biológica e ambiental

Conforme dados disponíveis na presente data, a pessoa física acima possui Certificado de Regularidade, em conformidade com as obrigações cadastrais do CTF/AIDA.

A inscrição no CTF/AIDA constitui declaração, pela pessoa física, do cumprimento de exigências específicas de qualificação ou de limites de atuação que porventura sejam determinados pelo respectivo Conselho de Fiscalização Profissional.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF/AIDA não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarás e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades, especialmente os documentos de responsabilidade técnica, qualquer o tipo e conforme regulamentação do respectivo Conselho de Fiscalização Profissional, quando exigíveis.

O Certificado de Regularidade no CTF/AIDA não produz qualquer efeito quanto à qualificação e à habilitação técnica da pessoa física inscrita.

Fechar

Este site é protegido por reCAPTCHA Enterprise e sua Política de Privacidade e Termos de Serviço do Google se aplicam.