

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

RELATÓRIO SEMESTRAL – SEÇÃO 3:

Anexo 6 – Megafauna

RT-11 RRDM/JUN19

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Junho de 2019

COORDENAÇÕES

COORDENAÇÕES POR ANEXO

Anexo 6:

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Subprojeto: Cetáceos

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Subprojeto: Tartarugas Marinhas

Sarah Maria Vargas (UFES)

Subprojeto: Aves Marinhas

Leandro Bugoni (FURG)

SUMÁRIO

1	SUBPROJETO: DRONEMONITORAMENTO DA MEGAFUNA MARINHA	29
1.1	OBJETIVO	29
1.1.1	GERAL.....	29
1.1.2	ESPECÍFICOS.....	29
1.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
1.3	CONCLUSÃO.....	52
1.4	REFERÊNCIAS	53
2	SUBPROJETO: MONITORAMENTO DE CETÁCEOS A PARTIR DE SOBREVOOS.....	54
2.1	OBJETIVO	54
2.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
2.3	CONCLUSÃO.....	58
2.4	REFERÊNCIAS	59
2.5	APÊNDICES.....	60
2.5.1	Mapas.....	60
2.5.2	Quadros	71
3	SUBPROJETO: CETÁCEOS – GENÉTICA, SAÚDE, DIETA, REPRODUÇÃO, USO DO HABITAT E INTERAÇÃO COM A PESCA	84
3.1	OBJETIVO.....	84
3.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
3.2.1	Monitoramento dos encalhes de cetáceos nas praias do litoral do es e realização de necrópsias.....	85
3.2.2	Avaliação e monitoramento do uso de mamíferos marinhos em áreas potencialmente impactadas adjacentes a foz do rio doce, a partir de monitoramento por ponto fixo e por embarque	100
3.2.3	Monitoramento da diversidade genética de cetáceos do litoral do ES.....	117
3.2.4	Avaliação da prevalência de patógenos em cetáceos e monitoramento da evolução das histopatologias em tecidos de cetáceos em encalhes na área de estudo.....	123

3.2.5	Monitoramento da evolução das dosagens de contaminantes em tecidos de cetáceos em encalhes na área de estudo	131
3.2.6	Descrição da ecologia trófica a partir da análise de isótopos estáveis de <i>S. guianensis</i> e <i>Pontoporia blainvillei</i>	185
3.2.7	Estimativa da idade dos cetáceos, de sua primeira maturação e análise da taxa de fecundidade dos cetáceos encontrados mortos nas praias	186
3.2.8	Avaliação da interação dos pequenos cetáceos com a pesca no litoral do ES.....	194
3.3	CONCLUSÃO	201
3.4	REFERÊNCIAS	207
4	SUBPROJETO: DIVERSIDADE GENÉTICA E SAÚDE DAS TARTARUGAS MARINHAS	224
4.1	OBJETIVO	224
4.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	224
4.2.1	Avaliação do efeito da presença de contaminantes sobre a saúde das tartarugas marinhas e seus efeitos na eficiência reprodutiva destes animais.	224
4.2.2	Monitoramento e comparação com dados anteriores, a diversidade genética, estrutura populacional e história demográfica das populações de tartarugas marinhas em áreas de desova, e alimentação na região de estudo.	234
4.3	CONCLUSÃO	239
4.4	REFERÊNCIAS	240
5	SUBPROJETO: AVES MARINHAS – CONTAMINANTES	241
5.1	OBJETIVO	241
5.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	241
5.3	CONCLUSÃO	249
5.4	REFERÊNCIAS	250
6	SUBPROJETO: AVES MARINHAS - ECOLOGIA TRÓFICA (ISÓTOPOS E DIETA).....	251
6.1	OBJETIVO	251
6.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	251
6.3	CONCLUSÃO	256

6.4	REFERÊNCIAS	257
7	SUBPROJETO: AVES MARINHAS – GENÉTICA	258
7.1	OBJETIVO	258
7.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	258
7.3	CONCLUSÃO	259
7.4	REFERÊNCIAS	261
8	SUBPROJETO: AVES MARINHAS - USO DE HABITAT E RASTREAMENTO	263
8.1	OBJETIVO	263
8.2	RESULTADOS E DICUSSÃO	263
8.3	CONCLUSÃO	273
9	SUBPROJETO: AVES MARINHAS – DEMOGRAFIA E REPRODUÇÃO	274
9.1	OBJETIVO	274
9.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	274
9.3	CONCLUSÃO	276
10	SUBPROJETO: AVES MARINHAS - CONTAGENS (MAR E COSTA)	277
10.1	OBJETIVO	277
10.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	277
10.2.1	Costa	277
10.2.2	Mar.....	286
10.3	CONCLUSÃO	296
10.4	REFERÊNCIAS	297
11	SUBPROJETO: AVES MARINHAS – SAÚDE.....	298
11.1	OBJETIVO	298
11.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	298
11.3	CONCLUSÕES	304
11.4	REFERÊNCIAS	306

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Foto da equipe realizando o dronemonitoramento da megafauna.	32
Figura 2: Desenho amostral do dronemonitoramento da megafauna marinha.	33
Figura 3: Esforço amostral do dronemonitoramento em área (km ²) por mês.	34
Figura 4: Esforço amostral do dronemonitoramento em tempo (hora) por mês.	34
Figura 5: Distribuição dos registros de megafauna a partir do dronemonitoramento.	36
Figura 6: Boxplot com total de indivíduos da megafauna divididos por Classe, representado aves, mamíferos (cetáceos) e répteis (quelônios).	36
Figura 7: Densidade de megafauna por classe, representado aves, mamíferos e quelônios. Não foram encontradas diferenças significativas. Linhas verticais representam erro padrão.	37
Figura 8: Distribuição dos registros de mamíferos no dronemonitoramento.	37
Figura 9: Total de mamíferos por mês.	38
Figura 10: Densidade de mamíferos por mês. A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior na Foz do Rio Doce do que em Comboios, principalmente nos meses de 2019 ($p=0.01$).	39
Figura 11: Indivíduos de mamíferos ameaçados registrados no dronemonitoramento.	39
Figura 12: Densidade de mamíferos com e sem a presença da pluma do rio Doce. A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior nas áreas de incidência de pluma nos meses de janeiro e fevereiro de 2019 ($p=0.0003$).	40
Figura 13: Densidade de <i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza) por local. A densidade desta espécie foi significativamente maior na Foz do Rio Doce ($p=0.0007$).	40
Figura 14: Indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza) por comportamento.	41
Figura 15: Percentual de indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza) por comportamento.	41
Figura 16: Indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza) por classe etária.	42
Figura 17: Percentual de indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> (boto-cinza) por classe etária.	42
Figura 18: Densidade de <i>Pontoporia blainvillei</i> (toninha) por local.	43
Figura 19: Indivíduos de <i>Pontoporia blainvillei</i> (toninha) por comportamento.	43
Figura 20: Percentual de indivíduos de <i>Pontoporia blainvillei</i> (toninha) por comportamento.	44
Figura 21: Indivíduos de <i>Pontoporia blainvillei</i> (toninha) por classe etária.	44
Figura 22: Percentual de indivíduos de <i>Pontoporia blainvillei</i> (toninha) por classe etária.	45

Figura 23: Distribuição dos registros de aves nas áreas amostradas do dronemonitoramento.....	45
Figura 24: Total de aves por mês.	46
Figura 25: Densidade de aves por local.....	47
Figura 26: Classificação de ameaça das aves registradas por dronemonitoramento.	47
Figura 27: Densidade de aves e incidência da pluma do Rio Doce.	48
Figura 28: Distribuição dos registros de quelônios pelo dronemonitoramento.	48
Figura 29: Total de quelônios por mês.....	49
Figura 30: Densidade de quelônios por local.	49
Figura 31: Classificação de ameaça dos indivíduos de quelônios por mês.	50
Figura 32: Densidade de quelônios por incidência de pluma do rio.	50
Figura 33: Dados pretéritos do estudo “Padrões de uso de habitat do boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) na região da foz do rio Doce, Sudeste do Brasil” (Pinheiro 2014).	51
Figura 34: Área de estudo e transectos realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	60
Figura 35: Mapa da área de estudo com os registros de Toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> , realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	61
Figura 36: Mapa da área de estudo com os registros do Boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	61
Figura 37: Mapa da área de estudo com os registros do Golfinho-nariz-de-garrafa, <i>Tursiops truncatus</i> , realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	62

- Figura 38: Mapa da área de estudo com os registros de golfinhos pertencentes a família Delphinidae, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 62
- Figura 39: Mapa da área de estudo com os registros de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 63
- Figura 40: Mapa da área de estudo com os registros de elasmobrânquios (raias), realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 63
- Figura 41: Mapa da área de estudo com os registros do Atobá-marrom, *Sula leucogaster*, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 64
- Figura 42: Mapa da área de estudo com os registros das aves marinhas pertencentes a família Sternidae, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 64
- Figura 43: Modelagem da dispersão dos rejeitos no mar em dois momentos: (1) Na esquerda um momento inicial de pulso de descarga intensa (2015-2016), principalmente em áreas ao sul do Rio Doce (Figura 43a); (2) Na direita um momento posterior de dispersão (2017-2029), com menor intensidade, porém de maior abrangência espacial (Figura 43b). 65
- Figura 44: Distribuição da toninha, *Pontoporia blainvillei*, evidenciando o isolamento geográfico da população do ES com uma flecha. 65
- Figura 45: Curva de detecção utilizada nas estimativas de densidade de toninha, *Pontoporia blainvillei*, na área de estudo. 66
- Figura 46: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração da Toninha, *Pontoporia blainvillei*, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O

transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	66
Figura 47: Mapa da área de estudo com registros pretéritos (2012 e 2018) e de 2019 da Toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> . As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	67
Figura 48: Imagem de satélite capturada em 01/12/2015 mostrando a foz do Rio Doce e a pluma de rejeitos de minério, oriundos da Barragem de Fundão, desaguando no Oceano Atlântico (Fonte: worldview.earthdata.nasa.gov). Os pontos amarelos indicam os registros da Toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> , feitos em 2019 durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	67
Figura 49: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração do Boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	68
Figura 50: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração do Golfinho-nariz-de-garrafa, <i>Tursiops truncatus</i> , na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	68
Figura 51: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de golfinhos pertencentes a família Delphinidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	69
Figura 52: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	69
Figura 53: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de elasmobrânquios (raia), na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	70
Figura 54: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração do Atobá-marrom, <i>Sula leucogaster</i> , na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	70

Figura 55: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração das aves marinhas pertencentes a família Sternidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).	71
Figura 56: Mapa de distribuição dos encalhes de cetáceos na área de monitoramento durante o período entre início do projeto até 15 de março de 2019.....	87
Figura 57: Distribuição temporal dos encalhes de cetáceos e curva acumulativa de ocorrências no período de monitoramento.	88
Figura 58: Comparação da taxa de encalhes de cetáceos por dia nos diferentes meses considerando a área de monitoramento como um todo. No mês de março de 2019 a quantidade de encalhes foi subdividida para 15 dias.....	89
Figura 59: Distribuição de encalhes de cetáceos por município no Espírito Santo.....	89
Figura 60: Espécies de cetáceos encalhados durante o período de monitoramento.....	90
Figura 61: Proporção sexual, em porcentagem, das espécies de cetáceos que mais encalharam no período.	90
Figura 62: Proporção da faixa etária, em porcentagem, das duas espécies de cetáceos que mais encalharam no período	91
Figura 63: Distribuição dos códigos de decomposição dos cetáceos necropsiados durante o período de monitoramento. Os números acima das barras correspondem o N de cada Código de decomposição.	93
Figura 64: Causas de mortalidade dos cetáceos necropsiados no período. Os números acima das barras correspondem o N de cada causa mortis.	94
Figura 65: Em A o Sotalia guianensis com ID EAE_S6 apresentando lesões ulcerativas e crônicas de pele com suspeita de morbilivírus (Crédito: ORCA). Em B e C outro Sotalia com ID EAE_N5 apresentou lesões epiteliais hipocrômicas e resultado de PCR positivo para morbillivirus (crédito: IBJ).	94
Figura 66: Pontos fixos de observação de cetáceos das áreas amostrais, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB).	100
Figura 67: Número de indivíduos de S. guianensis nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	102

Figura 68: Número de golfinhos avistados (espécie <i>Sotalia guianensis</i>) para cada área amostral, entre outubro de 2018 e março de 2019. Teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$).	102
Figura 69: Número de grupos avistados por mês nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	103
Figura 70: Número de grupos de golfinhos avistados (espécie <i>Sotalia guianensis</i>) em cada área amostral, entre outubro de 2018 e março de 2019. Teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$).	104
Figura 71: Número de indivíduos por grupos de golfinhos (<i>Sotalia guianensis</i>) avistados nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	104
Figura 72: Esforço efetivo total na avistagem de <i>S. guianensis</i> nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	105
Figura 73: Número de indivíduos de <i>S. guianensis</i> avistados de acordo com o turno do dia nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	106
Figura 74: Número de indivíduos imaturos avistados nos pontos fixos em Aracruz e Regência (ponto A = foz do rio Piraqueaçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	107
Figura 75: Frequência de comportamento dos indivíduos de <i>S. guianensis</i> avistados nos pontos fixos de Aracruz e Regência (ponto A = foz do rio Piraqueaçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.	108
Figura 76: Rotas executadas durante o monitoramento embarcado de cetáceos, as linhas apresentadas indicam os percursos realizados de ida e volta em cada uma das oito saídas da foz do rio Piraqueaçu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).	111

Figura 77: Mapa de registro dos cetáceos avistados durante os cinco primeiros meses do monitoramento embarcado entre a foz do rio Piraqueaçu em Aracruz (ES) e áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).....	112
Figura 78: Indivíduo da espécie <i>Sotalia guianensis</i> , realizando um salto total fora da água, registrado no mês de dezembro de 2018 na foz do rio Doce.	113
Figura 79: Grupo de pelo menos três indivíduos da espécie <i>Sotalia guianensis</i> , realizando o comportamento de deslocamento, registrado no mês de dezembro de 2018, aproximadamente 3 milhas náuticas a frente da praia de comboios em Linhares, ES.	113
Figura 80: Dois indivíduos da espécie <i>Megaptera novaeangliae</i> , provavelmente mãe e filhote, registrados no mês de outubro de 2018, nas proximidades da monoboia em Regência-ES, a uma profundidade de 12 metros.	114
Figura 81: Número de grupos avistados para a espécie <i>S. guianensis</i> , <i>M. novaeangliae</i> e espécies indefinidas em relação aos meses amostrados da foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).	115
Figura 82: Número de indivíduos por grupo em relação ao número de grupo registrados para <i>S. guianensis</i> , <i>M. novaeangliae</i> e espécies indefinidas amostrados da foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).	115
Figura 83: Número de grupos da espécie <i>S. guianensis</i> avistados em diferentes faixas de profundidades durante o monitoramento embarcado da foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).	116
Figura 84: Número de amostras por espécie de cetáceos recebidas no LGCA do CEUNES durante os seis primeiros meses do projeto para as análises genéticas.....	118
Figura 85: Quantificação do indivíduo EAE_N16 (<i>Sotalia guianensis</i>). É possível observar a concentração de DNA presente na solução de DNA extraído (1148,4 ng/µl) e a relação 260/280 (1,90).	119
Figura 86: Fragmentos amplificados com marcadores em cromossomos sexuais (via PCR - sexagem molecular) para os 13 cetáceos encalhados (EAEN_) no litoral do Espírito Santo. Ladder 100bp - padrão de peso molecular. Gel de agarose 1%.	121
Figura 87: Fragmentos da região D-loop do DNA mitocondrial amplificados para 15 cetáceos encalhados (identificação EAEN_) no litoral do Espírito Santo. Ladder 100pb - padrão de peso molecular. Gel de agarose 1%.	121
Figura 88: Número de espécimes analisados por espécie	124
Figura 89: Número de espécimes, espécies e grau de conservação das carcaças avaliadas.	124

Figura 90: Número amostral e tipo de órgãos analisados.	125
Figura 91: Achados histopatológicos em amostras de pulmão.	126
Figura 92: Achados histopatológicos em amostras de rins.	127
Figura 93: Achados histopatológicos em amostras de fígado.	127
Figura 94: Achados histopatológicos em amostras de pele.	128
Figura 95: Divisão das amostras de cetáceos coletados no Espírito Santo com base na foz dos principais rios do estado.	132
Figura 96: Concentração de mercúrio total ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	136
Figura 97: Concentrações médias de HgT ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).	137
Figura 98: Comparação entre as concentrações de mercúrio total (HgT) em músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.	137
Figura 99: Concentração de arsênio ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	145
Figura 100: Concentração de cádmio ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	145
Figura 101: Concentração de cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	146
Figura 102: Concentração de ferro ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	146
Figura 103: Concentração de manganês ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	147
Figura 104: Concentração de zinco ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo.	147
Figura 105: Concentrações médias de As ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).	150

Figura 106: Concentrações médias de Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	150
Figura 107: Concentrações médias de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	151
Figura 108: Concentrações médias de Fe ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	151
Figura 109: Concentrações médias de Mn($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	152
Figura 110: Concentrações médias de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	152
Figura 111: Comparação entre as concentrações de arsênio (As) no músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	153
Figura 112: Comparação entre as concentrações de cádmio (Cd) no músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	153
Figura 113: Comparação entre as concentrações de cobre (Cu) no músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	154
Figura 114: Comparação entre as concentrações de ferro (Fe) no músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	154
Figura 115: Comparação entre as concentrações de manganês (Mn) no músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	154
Figura 116: Comparação entre as concentrações de zinco (Zn) no músculo, fígado e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	155
Figura 117: Representação da mediana do somatório das concentrações de compostos organoclorados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.....	163
Figura 118: Representação do somatório das concentrações de compostos organoclorados em tecido subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.....	163

Figura 119: Representação dos congêneres de PCBs separados por grau de cloração, analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo.	164
Figura 120: Representação dos congêneres de PCBs separados por grau de cloração, analisados em tecido adiposo subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo.	164
Figura 121: Representação da média dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	165
Figura 122: Representação dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	165
Figura 123: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao ΣDDTs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo.	166
Figura 124: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao ΣDDTs analisados em tecido adiposo subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo.	166
Figura 125: Representação da mediana do somatório das concentrações de compostos organoclorados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	166
Figura 126: Representação das porcentagens dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, na Região 1, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	167
Figura 127: Representação dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 2, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	167
Figura 128: Representação dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 3, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	168
Figura 129: Representação dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 4, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.	168

Figura 130: Representação doas congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 5, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.....	169
Figura 131: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao $\sum\text{DDTs}$ analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo.	169
Figura 132: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao $\sum\text{DDTs}$ analisados em tecido adiposo subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo.	170
Figura 133: Representação do perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.....	177
Figura 134: Representação do perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, <i>S. bredanensis</i> , coletados em 2018 no Espírito Santo, Brasil.	177
Figura 135: Representação do perfil de compostos organobromados de origem natural em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de boto-cinza, <i>S guianensis</i> , coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.	178
Figura 136: Representação do perfil de compostos organobromados de origem natural em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, <i>S. bredanensis</i> , coletado em 2018 no Espírito Santo, Brasil.	178
Figura 137: Representação do perfil de compostos organobromados de origem antrópica em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.....	179
Figura 138: Representação do perfil de compostos organobromados de origem antrópica em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, <i>S. bredanensis</i> , coletados em 2018 no Espírito Santo, Brasil.	179
Figura 139: Perfil de compostos organobromados no tecido adiposo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , por região no Estado Espírito Santo, Brasil.	180
Figura 140: Representação do perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, <i>S. bredanensis</i> , coletado na Região 4 no Estado do Espírito Santo, Brasil.....	180
Figura 141: Perfil de compostos organobromados metoxilados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , por região no Espírito Santo, Brasil.	181

Figura 142: Perfil dos compostos organobromados metoxilados predominantes, 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68, no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , por região no Espírito Santo, Brasil.	182
Figura 143: Representação do perfil de PBDES por região em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.	182
Figura 144: Perfil de compostos organobromados antrópicos no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, <i>S. guianensis</i> , por região no Espírito Santo, Brasil.	183
Figura 145: Representação do perfil de compostos organobromados de origem antrópica em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, <i>S. bredanensis</i> , coletados em 2018 no Espírito Santo, Brasil.	183
Figura 146: Fotografia do corte bucal-lingual de dente de <i>Sotalia guianensis</i> (25 µm de espessura), identificando as estruturas do dente. Foto tirada através de microscópio óptico (aumento de 40x). As linhas identificadas como GLG's se referem aos Grupos de Camadas de Crescimento e, portanto, aos três primeiros anos do indivíduo. A idade do indivíduo (EAE_S8) foi estimada em 20 anos.	188
Figura 147: Frequência de idade dos indivíduos de <i>S. guianensis</i> coletados no Espírito Santo durante o período do relatório.	190
Figura 148: Fotomicrografia de machos imaturos de <i>S. guianensis</i> . Em A podemos observar em maior aumento a ausência de luz tubular nos túbulos seminíferos, característica de um animal imaturo. Em B podemos ver a presença de bastante tecido intersticial no testículo, comprovando que esta gônada era imatura. TS = túbulo seminífero; EG = espermátogônias; TI = tecido intersticial.	192
Figura 149: Fotomicrografia de fêmeas de <i>S. guianensis</i> . Em A e B temos ovários imaturos, com a presença de folículos primordiais, folículos primários, e um possível folículo de Graaf. Em C e D temos ovários de uma fêmea madura (SOT 347) que apresentou pelo menos 5 corpos albicans. FP = folículo primário; FG* = possível folículo de Graaf; FPM* = possíveis folículos primordiais; CA = corpo albicans	193
Figura 150: Frequência de machos e fêmeas de <i>Sotalia guianensis</i> por estágio de maturidade gonadal. Cinza escuro: machos, cinza claro: fêmeas.	194
Figura 151: Percentual de entrevistas por localidade – Novembro/2018 – Fevereiro/2019.	195
Figura 152: Espécies registradas pelos pescadores durante suas pescarias de novembro/2018 a fevereiro/2019.	196
Figura 153: Interações com cetáceos registradas pelos pescadores de novembro/2018 a fevereiro/2019.	197

Figura 154: Tamanho da frota ativa por localidade atualizada no mês de dezembro de 2018 e valores mínimo e máximo observados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; CON=Conceição da Barra; GUR=Guriri; REG=Regência; SAN=Santa Cruz). Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ.	198
Figura 155: Distribuição de frequência por classe de esforço de pesca (em dias de mar) por desembarque para o conjunto de localidades do projeto de monitoramento de capturas incidentais de toninhas no litoral norte do Espírito Santo, no período entre julho de 2017 e dezembro de 2018. Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ.	199
Figura 156: Distribuição percentual (relativa ao peso em kg) dos principais recursos pesqueiros desembarcados para cada uma das cinco localidades monitoradas no norte do Espírito Santo. Dados dos desembarques amostrados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; COM=Conceição da Barra; REG=Regência; SAN=Santa Cruz). Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ.	199
Figura 157: Escore corporal das <i>Caretta caretta</i> registradas durante a temporada reprodutiva de outubro de 2018 a março de 2019, na região de foz do Rio Doce, Linhares - ES e Praia do Forte – BA.....	225
Figura 158: Escore corporal das <i>Chelonia mydas</i> juvenis registradas nas áreas de alimentação na região de foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA.	225
Figura 159: Blefarconjuntivite severa em <i>Caretta caretta</i> na Praia de povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2017-2018.....	226
Figura 160: Ceratoconjuntivite em <i>Caretta caretta</i> na Praia de Povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019.	227
Figura 161: Rede dos quatro haplótipos (867 pb) da região controle do DNA mitocondrial de <i>C. caretta</i> em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – Shamblin et al. 2014) e após o rompimento da barragem (laranja).....	235
Figura 162: Rede dos três haplótipos (765 pb) da região controle do DNA mitocondrial de <i>D. coriacea</i> em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – Vargas et al. 2019) e após o rompimento da barragem (laranja).....	237
Figura 163: Rede dos nove haplótipos (491 pb) da região controle do DNA mitocondrial de <i>C. mydas</i> em área de alimentação do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – Naro-Maciel et al. 2012) e após o rompimento da barragem (laranja).....	238
Figura 164: Concentrações de ferro (Fe; A), manganês (Mn; B), cromo (Cr; C), cobre (Cu; D), zinco (Zn; E), cádmio (Cd; F), chumbo (Pb; G), arsênico (As; H) e mercúrio (Hg; I) no sangue de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> , <i>Sula leucogaster</i> , <i>Phaethon aethereus</i> e <i>Pterodroma arminjoniana</i>	246

Figura 165: Concentrações de ferro (Fe; A), manganês (Mn; B), cromo (Cr; C), cobre (Cu; D), zinco (Zn; E), cádmio (Cd; F), chumbo (Pb; G), arsênio (As; H) e mercúrio (Hg; I) nas penas (velha e nova ou em crescimento) de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> , <i>Sula leucogaster</i> , <i>Phaethon aethereus</i> e <i>Pterodroma arminjoniana</i>	247
Figura 166: Concentrações de cádmio (Cd) e chumbo (Pb; mg/Kg) no sangue de adultos de petrel-de-trindade (<i>Pterodroma arminjoniana</i>) coletados durante o primeiro período reprodutivo, que compreende julho a janeiro de 2006 (acima; fêmea n=10 e macho n=14) e o segundo período, de janeiro a julho de 2006 (abaixo; fêmea n=4 e macho n=4).	248
Figura 167: Concentrações de cádmio (Cd) e chumbo (Pb; mg/Kg) no sangue de adultos de petrel-de-trindade (<i>Pterodroma arminjoniana</i>) coletados durante o primeiro período reprodutivo, que compreende julho a janeiro de 2007 (acima; fêmea n=4 e macho n=5) e de adultos e filhotes do segundo período, de janeiro a julho de 2007 (abaixo; fêmea n=5, filhote n=18 e macho n=5).....	248
Figura 168: Nicho isotópico de <i>Phaethon aethereus</i> , <i>Pterodroma arminjoniana</i> , <i>Sula leucogaster</i> e <i>Thalassarche chlororhynchos</i>	252
Figura 169: Dieta de <i>Pterodroma arminjoniana</i> antes e depois do rompimento da barragem. A análise evidencia a não alteração da dieta entre os períodos avaliados.	253
Figura 170: Nicho isotópico de <i>P. arminjoniana</i> durante todo o período reprodutivo e apenas durante o período pré-incubatório. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ são dados em ‰.	253
Figura 171: Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em sangue de <i>P. arminjoniana</i> antes e depois do rompimento da barragem, demonstrando a diminuição dos valores de $\delta^{13}C$. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ são dados em ‰.	254
Figura 172: Dieta de <i>Phaethon aethereus</i> (A) e <i>Sula leucogaster</i> (B) através de modelos de mistura Bayesiano. Análise realizada apenas com dados do período pré-rompimento.....	255
Figura 173: Rastreamento de <i>Phaethon aethereus</i> em julho de 2012 e em fevereiro de 2019, durante a reprodução no Arquipélago dos Abrolhos.	265
Figura 174: Rastreamento de 21 <i>Pterodroma arminjoniana</i> , em círculos vermelhos representando o período reprodutivo, verdes a migração e azul marinho na invernagem e sete <i>Thalassarche chlororhynchos</i> (pontos rosas) em seu período reprodutivo e pretos não-reprodutivo.	269
Figura 175: Rastreamento de 10 <i>Sula leucogaster</i> (pontos vermelhos) representando o período reprodutivo dos indivíduos no Arquipélago dos Abrolhos.	271
Figura 176: Total de aves contabilizadas ao longo dos anos provenientes de estudos pontuais no passado (barra azul) e monitoramento atual (barra laranja). Anos repetidos estão relacionados a diferentes amostragens realizadas no mesmo ano por diferentes autores.	275

Figura 177: Desenvolvimento de ovos e filhotes de <i>P. aethereus</i> monitorados entre dezembro de 2018 e março de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos.	276
Figura 178: Mapa das áreas de monitoramento de aves nas praias, realizado de outubro de 2018 a março de 2019. Em vermelho, os pontos de amostragem (contagens em pontos fixos) em áreas estuarinas: Barra Seca, Rio Doce (Pontal Norte e Pontal Sul) e Rio Riacho. As transecções de amostragem por itinerário fixo foram realizadas em toda a extensão de praia entre estes pontos de amostragem (Barra Seca e o Pontal Norte do Rio Doce; Pontal Sul do Rio Doce e Rio Riacho).	278
Figura 179: Mapa das áreas de monitoramento de aves nas praias, realizado de outubro de 2018 a março de 2019. Em vermelho, os pontos de amostragem (contagens) em áreas estuarinas e praias. São dez pontos ao norte (1N a 10N) e 13 pontos ao sul (1S a 13S), tendo como referência a foz do Rio Piraquê-açu. As áreas destacadas indicam os limites das Reserva de Vida Silvestre de Santa Cruz e da Área de Proteção Ambiental da Costa das Algas.	278
Figura 180: Abundância (número de indivíduos) de aves aquáticas nos setores de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes.	281
Figura 181: Abundância (número de indivíduos) de aves aquáticas nos quatro setores de amostragem de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Destaque para a concentração de indivíduos junto à foz do Rio Doce, Pontal Norte em Povoação e Pontal Sul em Regência.	283
Figura 182: Variação na abundância (número de indivíduos) da assembleia de aves aquáticas nos quatro setores de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Período de outubro de 2018 a março de 2019.	284
Figura 183: Variação do número de indivíduos das duas espécies de aves marinhas mais abundantes nos setores de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Período de outubro de 2018 a março de 2019.	285
Figura 184: Parte de um bando misto de Trinta-réis-boreal <i>Sterna hirundo</i> e Trinta-réis-de-bando <i>Thalasseus acutiflavus</i> posicionando-se para pousar em um banco de areia na foz do Rio Doce, em dezembro de 2018.	285
Figura 185: Representação do esforço amostral realizado durante os meses de primavera (outubro, novembro e dezembro) de 2018. Cada triângulo representa uma estação de contagem (aproximadamente 80 por transecção). Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos).	288
Figura 186: Representação do esforço amostral realizado durante os meses de verão (janeiro, fevereiro e março) de 2019. Cada triângulo representa uma estação de contagem (aproximadamente 80 por transecção). Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz	

(RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos).....	289
Figura 187: Representação espacial dos registros das espécies Trinta-réis-de-boreal (<i>Sterna hirundo</i>), Atobá-grande (<i>Sula dactylatra</i>), Atobá-pardo (<i>S. leucogaster</i>), Atobá-de-pé-vermelho (<i>S. sula</i>), Trinta-réis-boreal (<i>Thalasseus acuffavidus</i>), Trinta-réis-real (<i>T. maximus</i>) nas transecções amostradas durante a primavera e o verão. O tamanho do círculo é proporcional ao número de indivíduos registrados em cada estação de contagem (nesta figura, o maior diâmetro representa nove indivíduos e o menor, um indivíduo).....	291
Figura 188: Representação espacial dos registros das espécies Trinta-réis-escuro (<i>Anous stolidus</i>), Bobo-grande (<i>Calonectris borealis</i>), Alma-de-mestre (<i>Oceanites oceanicus</i>), Painho-de-cauda-furcada (<i>Oceanodroma leucorhoa</i>), Bobo-grande-de-sobre-branco (<i>Puffinus gravis</i>) e Bobo-pequeno (<i>P. puffinus</i>) amostrados durante a primavera e o verão. O tamanho do círculo é proporcional ao número de indivíduos registrados em cada estação de contagem (o maior diâmetro representa 13 indivíduos e o menor um indivíduo).....	292
Figura 189: Representação espacial dos registros das espécies Tesourão (<i>Fregata magnificens</i>), Rabo-de-palha-de-bico-vermelho (<i>Phaethon aethereus</i>), Rabo-de-palha-de-bico-laranja (<i>P. lepturus</i>), Pardela-preta (<i>Procellaria aequinoctialis</i>), Pardela-de-óculos (<i>P. conspicillata</i>), Grazina-de-barriga-branca (<i>Pterodroma incerta</i>), Grazina-mole (<i>P. mollis</i>), Mandrião-antártico (<i>Stercorarius antarcticus</i>), Mandrião-do-sul (<i>S. maccornicki</i>) e Mandrião-pomarino (<i>S. pomarinus</i>) amostrados durante a primavera e o verão. O tamanho do círculo é proporcional ao número de indivíduos registrados em cada estação de contagem (o maior diâmetro representa sete indivíduos e o menor, um indivíduo).....	293
Figura 190: Abundância de aves por transecção, considerando apenas os registrados durante o esforço amostral (indivíduos em voo e os estacionários) durante os meses de primavera e verão.	294
Figura 191: Abundância de aves por transecção, considerando apenas os registrados durante fora do esforço amostral (em voo fora da área de amostragem) durante os meses de primavera e verão... ..	294
Figura 192: Representação espacial da abundância total de aves marinhas amostradas (dados obtidos dentro e fora esforço, e aves identificadas e não identificadas ao nível taxonômico de espécie. O tamanho dos círculos são proporcionais ao número de indivíduos registrados no em cada estação de contagem (o maior diâmetro representa 20 indivíduos e o menor, apenas um indivíduo).	295
Figura 193: Eritrócitos e heterófilo (seta) em esfregaço sanguíneo de <i>Phaethon aethereus</i> proveniente das colônias de Abrolhos	299
Figura 194: Eritrócitos e eosinófilo (seta) em esfregaço sanguíneo de <i>Sula leucogaster</i> proveniente das colônias de Abrolhos	299

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Sumário dos registros de espécies da megafauna marinha presentes na área coletados através de monitoramento aéreo no verão de 2019 (janeiro e fevereiro).....	55
Tabela 2: Entrevistas com pescadores das localidades trabalhadas sobre interação com cetáceos.	195
Tabela 3: Registros de avistagens e respectivas espécies de cetáceos Novembro/2018 a Fevereiro/2019.	196
Tabela 4: Tamanho populacional, em número de indivíduos, das espécies estudadas no arquipélago de Abrolhos em novembro de 2018.	274
Tabela 5: Espécies de aves marinhas registradas durante os seis primeiros meses de coleta.	289

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Descrição das estações amostrais do dronemonitoramento da megafauna marinha.	31
Quadro 2: Seleção de vídeos editados como exemplo das amostras produzidas pelo dronemonitoramento.	32
Quadro 3: Lista de taxa registrados no dronemonitoramento da megafauna marinha.	35
Quadro 4: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de Toninha, Pontoporia blainvillei, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.....	71
Quadro 5: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens do Boto-cinza, Sotalia guianensis, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.....	72
Quadro 6: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens do Golfinho-nariz-de-garrafa, Tursiops truncatus, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos.....	73
Quadro 7: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de golfinhos pertencentes a família Delphinidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”	74
Quadro 8: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	75
Quadro 9: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de elasmobrânquios (raia), na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	78
Quadro 10: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de elasmobrânquios (tubarão), na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.....	79
Quadro 11: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de Atobá-marrom, Sula leucogaster, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.....	80
Quadro 12: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de aves marinhas pertencentes a família Sternidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	81

Quadro 13: Data e relação de cetáceos encalhados no litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 15 de março de 2019. Todas as coordenadas obtidas compreenderam a Zona 24 do sistema UTM. Sexo (M= macho, F= Fêmea). F.E. compreende Faixa Etária (F= Filhote, J= Juvenil e A= Adulto); C.T. compreende o Comprimento Total em metros.....	85
Quadro 14: Data e relação de cetáceos necropsiados no litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 15 de março de 2019, com detalhamento do método de preservação da carcaça, código de decomposição no ato da necrópsia (COD) e status do diagnóstico da causa da morte.	92
Quadro 15: Dados observados nas estações amostrais EAMPF_PA (Ponto A – foz do rio Piraqueaçu, Aracruz), EAMPF_PB (Ponto B – praia da Sauna, Aracruz), EAMPF_RA (Ponto A – foz do rio Doce, Regência), EAMPF_RB (ponto B – praia de Regência). Variáveis: número de indivíduos, número de imaturos, número de adultos, número de grupos, número de indivíduos por grupo, comportamento dos grupos: alimentação, deslocamento, indeterminado; turno das avistagens: manhã e tarde. Entre parênteses estão representadas o valor médio e o desvio padrão, respectivamente.	109
Quadro 16: Nome das espécies e número de registro dos cetáceos encalhados (estação amostral) no litoral do Espírito Santo, durante os meses de outubro de 2018 a março de 2019, com seus respectivos CODs, quantidade de DNA extraído, relação 260/280, sexo (morfológico/ molecular) e resultado de amplificação da região D-loop. COD significa o código de decomposição da carcaça do animal, segundo Geraci & Lounsbury (2005). O sexo morfológico foi determinado pelas ONGs durante as necrópsias.	119
Quadro 17: Lista de patógenos encontrados em amostras de <i>Sotalia guianensis</i>	129
Quadro 18: Concentração de mercúrio total (HgT) no fígado, músculo e rim de cetáceos coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.....	134
Quadro 19: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do Espírito Santo, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	136
Quadro 20: Média \pm desvio padrão, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido.....	137
Quadro 21: Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ (peso úmido) encontradas na literatura.	138
Quadro 22: Concentrações de mercúrio total em fígado e músculo de <i>Steno bredanensis</i> expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ (peso úmido) encontradas na literatura.	140

Quadro 23: Concentração de arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no fígado, músculo e rim de cetáceos coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido	142
Quadro 24: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido para cada Região (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	148
Quadro 25: Média \pm desvio padrão, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido.....	153
Quadro 26 : Média \pm desvio padrão da concentração dos elementos ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado de cetáceos da costa do Rio de Janeiro, Bahia e Espírito Santo.....	158
Quadro 27: Média \pm desvio padrão da concentração dos elementos ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no rim de cetáceos da costa do Rio de Janeiro, Bahia e Espírito Santo.	158
Quadro 28: Limites de detecção do método para bifenilas policloradas (PCBs), expressos em $\mu\text{g/mL}$	159
Quadro 29: Limites de detecção do método para pesticidas, expressos em $\mu\text{g/L}$	159
Quadro 30: Dados biológicos e somatório das concentrações de compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico. A idade está expressa em anos; CT corresponde ao comprimento total e está expressa em (m), %Lip corresponde ao conteúdo lipídico e está expresso em % e código representa o estágio de decomposição das carcaças recolhidas. (Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	161
Quadro 31: Quadro referente às concentrações de compostos organoclorados, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. no tecido adiposo subcutâneo de cetáceos da costa do Brasil.....	172
Quadro 32: Limite de detecção da máquina, em $\mu\text{g/mL}$ para os compostos organobromados analisados	174
Quadro 33: Dados biológicos e somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico. A idade está expressa em anos; CT corresponde ao comprimento total e está expressa em (m), %Lip corresponde ao conteúdo lipídico e está expresso em %; o código representa o estágio de decomposição das carcaças recolhidas e DP representa o desvio padrão (Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	175

Quadro 34: Tabela referente às concentrações de compostos organobromados, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza e golfinhos-de-dentes-rugosos da costa do Brasil.	185
Quadro 35: Lista de presas preferenciais de <i>Sotalia guianensis</i> na costa do Espírito Santo, definida a partir de estudos de conteúdo estomacal, com número de amostras já coletadas e processadas. ...	186
Quadro 36: Dados biológicos, local e data de coleta de botos-cinza (<i>S. guianensis</i>) encalhados no Espírito Santo no período compreendido neste relatório.....	189
Quadro 37: Estatística descritiva das idades de boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) coletadas no Espírito Santo.	190
Quadro 38: Relação de indivíduos analisados neste relatório, seus dados biológicos e a maturidade gonadal inferida histologicamente.....	191
Quadro 39: Características preliminares dos municípios costeiros da área de pesquisa (PROZEE, 2005). Em negrito estão as comunidades trabalhadas.....	198
Quadro 40: Andamento das atividades de coleta e análises das tartarugas marinhas durante a temporada reprodutiva de outubro de 2018 a março de 2019, na região de foz do Rio Doce, Linhares - ES e Praia do Forte – BA.	227
Quadro 41: Andamento das atividades de coleta e análises das <i>Chelonia mydas</i> juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA em novembro de 2018.....	228
Quadro 42: Andamento das atividades de coleta e análises das <i>Chelonia mydas</i> juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA em fevereiro de 2019.....	228
Quadro 43: Valores hematológicos de tartarugas marinhas <i>Caretta caretta</i> em reprodução na região da foz do Rio Doce, ES e Praia do Forte, BA, na temporada de reprodutiva de 2018/2019.....	229
Quadro 44: Valores bioquímicos de tartarugas marinhas <i>Caretta caretta</i> em reprodução na região da foz do Rio Doce, ES e Praia do Forte, BA, na temporada de reprodutiva de 2018/2019.....	230
Quadro 45: Valores hematológicos de tartarugas marinhas <i>Chelonia mydas</i> juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraque-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA, no período de novembro de 2018.	231
Quadro 46: Valores bioquímicos de tartarugas marinhas <i>Chelonia mydas</i> juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraque-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA, no período de novembro de 2018.	232

Quadro 47: Listagem de microorganismos isolados de suabes conjutivais coletados em tartarugas marinhas <i>Caretta caretta</i> em reprodução na região da foz do Rio Doce, ES na temporada de reprodutiva de 2018/2019.....	233
Quadro 48: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas cabeçudas do Espírito Santo baseados em 867pb da região controle do DNA mitocondrial.....	235
Quadro 49: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas de couro do Espírito Santo baseados em 765 pb da região controle do DNA mitocondrial.....	236
Quadro 50: Índices de diversidade molecular para população em área de alimentação de tartarugas verdes do Espírito Santo baseados em 491pb da região controle do DNA mitocondrial.....	238
Quadro 51: Concentrações médias (mg/Kg peso seco) \pm desvio padrão de ferro (Fe), manganês (Mn), cromo (Cr), cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênico (As) e mercúrio (Hg) no sangue, penas em crescimento e totalmente crescidas de adultos de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> (n=8 para penas em crescimento e n=10 para os demais tecidos), <i>Sula leucogaster</i> (n=7), <i>Phaethon aethereus</i> (n=10) e <i>Pterodroma arminjoniana</i> (n=9).....	244
Quadro 52: Concentrações médias (mg/Kg peso seco) \pm desvio padrão de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) e número de amostras (n) em sangue de adultos do petrel-de-trindade (<i>Pterodroma arminjoniana</i>) no primeiro período reprodutivo (julho a janeiro) e segundo período (janeiro a julho) de 2006 e de adultos em ambos ciclos e filhotes do período reprodutivo II do ano de 2007 amostrados na Ilha da Trindade.	245
Quadro 53: Coeficientes do GLM selecionado com a variável explanatória 'Concentração de Cd' (em mg/Kg peso seco) de sangue do petrel-de-trindade, explicadas por sexo (macho e fêmea), período reprodutivo (I - de julho a janeiro e II - de janeiro a julho) e ano (2006 e 2007). O intercepto representa a concentração de Cd no sangue de fêmeas do período II no ano de 2007. Por exemplo, a estimativa para as concentrações de Cd em machos é de e0,003, ou seja, machos possuem concentrações de Cd 0,3% maiores quando em comparação com fêmeas, ou seja, valores semelhantes. Ainda, a concentração de Cd no período I (e-0,001) foi 0,1% menor quando comparada com os valores do período de janeiro a julho (II), evidenciando que o período reprodutivo não influencia na amostragem do petrel-de-trindade por compreender tanto o período de chuvas quanto o de seca na costa capixaba, local de forrageio das aves.	245
Quadro 54: Coeficientes do GLM selecionado com a variável explanatória 'Concentração de Pb' (em mg/Kg peso seco) de petrel-de-trindade, explicadas por sexo (macho e fêmea), período reprodutivo (I - julho a janeiro e II - janeiro a julho) e ano (2006 e 2007). O intercepto representa a concentração de Pb no sangue de fêmeas do período de janeiro a julho (II) no ano de 2007.....	249

Quadro 55: Contribuição estimada por modelagem Bayesiana dos itens alimentares (%) avaliados com intervalo de confiança (CI) de 95%. NA: não se aplica; EA: dados em análise; NC: dados não coletados.	255
Quadro 56: Dados de rastreamento de <i>Phaethon aethereus</i> durante o período reprodutivo no Arquipélago dos Abrolhos, em junho de 2012.	266
Quadro 57: Dados de rastreamento de <i>Phaethon aethereus</i> no período reprodutivo no Arquipélago dos Abrolhos em fevereiro de 2019. (SA: Sem Anilha)	267
Quadro 58: Dados de rastreamento da <i>Pterodroma arminjoniana</i> em seu período reprodutivo na Ilha da Trindade, período migratório e invernagem no oceano Atlântico norte.	270
Quadro 59: Dados de rastreamento do <i>Thalassarche chlororhynchos</i> em seu período reprodutivo e não reprodutivo no Arquipélago de Tristão da Cunha e costa do sul/sudeste do Brasil, Uruguai e Argentina.	272
Quadro 60: Dados de rastreamento de 10 <i>Sula leucogaster</i> em período reprodutivo no Arquipélago dos Abrolhos em junho de 2013.	272
Quadro 61: Relação das estações amostrais referente ao Subprojeto Aves – Censos de Praia, em UTM Sirgas 2000.	279
Quadro 62: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente. Sequência taxonômica e nomenclatura conforme Piacentini et al. (2015). Status de ocorrência no Brasil: VN = Visitante do Norte (espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte); R = Residente (espécie que se reproduz em território nacional). FO = frequência de ocorrência.	282
Quadro 63: Informações gerais sobre o esforço realizado nos censos no mar entre outubro de 2018 e março de 2019.	286
Quadro 64: Descrição de cada transecção percorrida para contagem de aves no mar.	287
Quadro 65: Informações referentes às 22 <i>P. aethereus</i> amostradas durante a primeira expedição ao Arquipélago dos Abrolhos entre 29 de outubro e 12 de novembro de 2018.	300
Quadro 66: Resultados da hematoscopia de <i>P. aethereus</i> amostrados durante a primeira expedição ao Arquipélago dos Abrolhos, entre 29 de outubro e 12 de novembro de 2018.	300
Quadro 67: Informações referentes às 28 aves, das espécies <i>P. aethereus</i> , <i>S. leucogaster</i> e <i>S. dactylatra</i> , amostradas durante a segunda expedição ao Arquipélago dos Abrolhos, em fevereiro de 2019.	301
Quadro 68: Resultados da hematoscopia de aves das espécies <i>P. aethereus</i> , <i>S. leucogaster</i> e <i>S. dactylatra</i> , amostrados durante a segunda expedição ao Arquipélago dos Abrolhos, em fevereiro de 2019.	302

1 SUBPROJETO: DRONEMONITORAMENTO DA MEGAFUNA MARINHA

1.1 OBJETIVO

1.1.1 GERAL

Avaliar e monitorar, por um período de 5 anos a distribuição, abundância e área de vida de tartarugas, aves e mamíferos marinhos, bem como a associação com micro-habitats costeiros, tendências de agregação e deslocamento, em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras, oceânicas e unidades de conservação.

1.1.2 ESPECÍFICOS

- Registrar padrões de uso de habitats e comportamentos da megafauna a partir de censo aéreo com DRONE em 30 voos mensais, que representem no mínimo 6 réplicas de vídeo-amostra em cada região amostral, sendo 12 voos da Foz do Rio Doce, 12 em Comboios e 6 na foz do Piraquê-Açu.
- Realizar vídeo amostragem com ROV (Remotely Operated Underwater Vehicle) para identificar e descrever os micro-habitats nas regiões com registros de comportamento alimentar da megafauna.

1.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados a seguir referem-se aos seis primeiros meses de dronemonitoramento da megafauna marinha (Figura 1). Os padrões de uso dos habitats caracterizados com ROV serão apresentados no relatório anual.

O desenho amostral do dronemonitoramento (Figura 2) representa a área que abrange o raio de 3 km a partir dos seguintes pontos apresentados no Quadro 1.

O método criado é inédito e representa um importante avanço científico no tema. Nos meses de outubro e novembro de 2018 foram realizados testes para o desenvolvimento do protocolo e do desenho amostral de melhor efetividade e detectabilidade. O mês de outubro-18 foi contemplado apenas em análises qualitativas com o total de indivíduos registrados e o mês de novembro apresentou esforço amostral variável em área para as análises quantitativas de densidade. As Figura 3 e Figura 4 mostram o esforço amostral em área e tempo de amostragem, utilizado para cálculo da densidade de indivíduos (N/km²/hora). Todas as análises foram realizadas no pacote estatístico R Project (R Development Core Team, 2008) e representadas em boxplot, gráficos percentuais ou pontos de médias com erro padrão associado. O teste estatístico aplicado foi o Mann-Whitney, não paramétrico para duas amostras independentes ao nível de 0,05 de significância (Zar, 1984).

O Quadro 2 apresenta links de amostras de vídeo obtidas com o dronemonitoramento que foram editadas e disponibilizadas no portal do YouTube no modo não listado publicamente. O Quadro 3

apresenta a lista de taxa registrados no dronemonitoramento. A Figura 5 apresenta a distribuição dos registros da megafauna. A Figura 6 apresenta o gráfico tipo boxplot com o total de indivíduos da megafauna divididos por classe. Para toda área de estudo, não foram encontradas diferenças significativas entre a densidade de aves, mamíferos e quelônios (Figura 7).

A Figura 8 apresenta a distribuição dos registros de mamíferos. A Figura 9 apresenta o boxplot com o número total de indivíduos de mamíferos por mês de amostragem. A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior na Foz do Rio Doce do que em Comboios, principalmente nos meses de 2019 ($p=0.01$) (Figura 10). Todos os mamíferos registrados são caracterizados com algum grau de ameaça nas listas vermelhas oficiais (IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Ministério de Meio Ambiente e Estado do Espírito Santo) (Figura 11). A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior nas áreas de incidência de pluma nos meses de janeiro e fevereiro de 2019 ($p=0.0003$) (Figura 12).

A densidade de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) foi significativamente maior na Foz do Rio Doce ($p=0.0007$) (Figura 13). O comportamento de alimentação foi bastante comum para esta espécie, representando mais de 90% nos registros realizados em fevereiro e março de 2019 em Comboios e manteve-se acima de 30% em todos os meses na Foz do Rio Doce (Figura 14 e Figura 15). Foram analisados estômagos de indivíduos encalhados na foz do rio Doce, mostrando que a área é utilizada para alimentação (Rodrigues, 2014). O percentual de filhotes na composição etária dos indivíduos de botos cinza alcançou 37,5% no mês de março-19 em Comboios e 12% em janeiro e fevereiro-19 na Foz do Rio Doce (Figura 16 e Figura 17). Frizzera et al. (2012) encontrou uma porcentagem de 20% de filhotes de boto conta durante trabalho embarcado na foz do rio Doce.

A espécie *Pontoporia blainvillei* (toninha) foi somente registrada na foz do rio Doce e em Comboios, não apresentando diferença significativa de densidade entre os locais (Figura 18). O comportamento alimentar de toninha foi observado em 44,4% dos indivíduos registrados em dezembro de 2018 (Figura 19 e Figura 20). O percentual de filhotes de toninha alcançou 9% em dezembro de 2018 na Foz do Rio Doce e manteve-se entre 10% e 20% nos registros de Comboios (Figura 21 e Figura 22). A população de *Pontoporia blainvillei* que se encontra ao norte do Rio de Janeiro até o norte do Espírito Santo são geograficamente isoladas e a menor população em comparação com outras áreas de distribuição da espécie (Siciliano et al., 2001; Danilewicz et al., 2012) o que corrobora para a importância de mais registros da espécies em vida livre. Frizzera et al. (2012) destacou que durante os seus embarques para avistagem de cetáceos na foz do rio Doce, não foram registrados indivíduos de toninhas, porém houveram registros de encalhes para a região.

A Figura 23 apresenta a distribuição dos registros de aves. A Figura 24 apresenta o boxplot com o número total de indivíduos de aves por mês de amostragem. Apesar do pico de janeiro de 2019, devido ao registro de revoadas com mais de 200 indivíduos na Foz do Rio Doce, a diferença de densidade em relação aos locais de amostragem não foi significativa (Figura 25). Espera-se uma diminuição dos registros de aves da família STERNIDAE nos meses de inverno do Hemisfério Sul, já que é comum a

migração para o Hemisfério Norte quando se inicia o período reprodutivo de várias dessas espécies, bem como evidenciado por Mestre (2007). A classificação de ameaça das aves por mês de monitoramento está representada na Figura 26. Em relação à incidência da pluma do rio, a densidade de aves não apresentou diferença significativa (Figura 27).

A Figura 28 apresenta a distribuição dos registros de quelônios. O número total de indivíduos de quelônios por mês está apresentado na Figura 29. Todos os registros da espécie *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) são de indivíduos juvenis, os quais são recrutados para o ambiente costeiro do Espírito Santo entre os 2 e 4 anos de vida (Barreto, 2017), normalmente utilizando este ambiente para alimentação (Santos et al., 2015). A densidade de quelônios por local não apresentou diferenças significativas (Figura 30). A Figura 31 apresenta a classificação de ameaça das tartarugas marinhas por mês. A densidade de quelônios não apresentou diferença significativa em relação à incidência da pluma do rio (Figura 33).

Por se tratar de uma metodologia inovadora, dados pretéritos de dronemonitoramento não existem. Os dados existentes (Pinheiro 2014) que podem sugerir inferências comparativas entre os padrões de classe etária estão apresentados na Figura 33 e referem-se apenas ao boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Tais inferências não serão testadas estatisticamente, pois, é necessário um histórico maior de dados para realiza-las.

Quadro 1: Descrição das estações amostrais do dronemonitoramento da megafauna marinha.

Nome da estação amostral	Código da estação	UTM_Y	UTM_X	Descrição	Decolagem	Amostra de vídeo
Doce	01	7826436,443	414092,5491	Área com raio de 3km da Foz do Rio Doce	Em frente à Vila de Regência	7,8 km2
Comboios	02	7823240,301	405046,1961	Área com raio de 3km do da praia da REBio de Comboios	km 26 da praia de Comboios	7,8 km2
Piraquê	03	7794646,911	381053,9376	Área com raio de 3km da Foz do Rio Piraquê-Acu, que alcança a REVIS de Santa Cruz e APA Costa das Algas	Praia de Coqueiral	3,9 km2

Fonte: autoria própria.

Quadro 2: Seleção de vídeos editados como exemplo das amostras produzidas pelo dronemonitoramento.

Link do YouTube	Identific. do vídeo editado	Local	Táxon registrado	Comportamento	Número de indivíduos por classe etária			
					Fi-lhote	Ju-venil	Adulto	Indeterminado
https://youtu.be/um7YKMLf5jU	2018_11_27_10_54_02_00_0031	Comboios	<i>Steno bredanensis</i>	Alimentação	0	1	2	0
https://youtu.be/-cs7wtLBMdg	2019_01_19_09_07_03_37_0543	Comboios	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Indeterminado	0	0	2	0
https://youtu.be/qlePWG08Mig	2019_01_20_08_18_02_30_0560	Comboios	<i>Sula leucogaster</i>	Alimentação	0	0	28	0
https://youtu.be/PvtnRGI8xp8	2019_03_12_09_23_01_14_0694	Rio Doce	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Interação	0	0	3	0
https://youtu.be/lb27TbC4w5A	2018_12_18_14_32_03_54_0400	Comboios	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Alimentação	0	0	2	0
https://youtu.be/AnrTK1sWK2o	2019_02_20_06_37_03_55_0429	Rio Doce	<i>Sotalia guianensis</i>	Alimentação	0	0	2	0
https://youtu.be/61Z8s5t7deo	2019_01_15_08_57_04_00_0472	Rio Doce	<i>Sterna sp. Thalasseus sp.</i>	Interação	0	0	300	0
https://youtu.be/-rfKiLyVBFg	2018_12_18_12_56_00_05_0387	Comboios	<i>Sotalia guianensis</i>	Alimentação	0	1	9	0
https://youtu.be/87JhD4Dcf4E	2018_12_14_07_35_02_28_0308	Piraquê-Açu	<i>Chelonia mydas</i>	Interação	0	1	0	0
https://youtu.be/fgqBdheQ2Ug	2018_12_16_09_37_00_04_0285	Rio Doce	<i>Sotalia guianensis</i>	Alimentação	0	0	0	15
https://youtu.be/xHyZp5jaHQ	2018_12_20_07_40_00_00_0324	Comboios	<i>Sotalia guianensis</i>	Alimentação	3	3	6	0

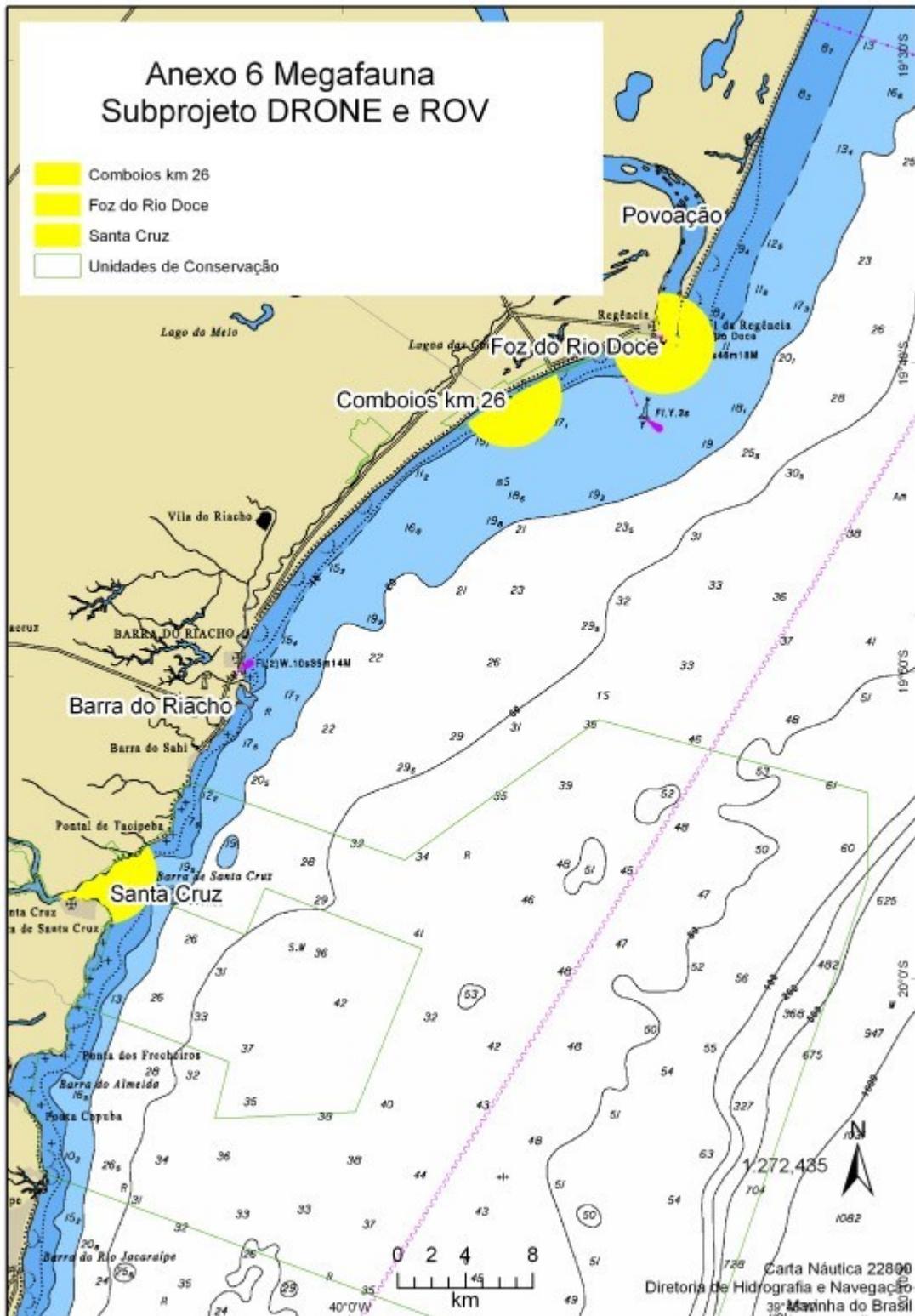
Fonte: autoria própria.

Figura 1: Foto da equipe realizando o dronemonitoramento da megafauna.



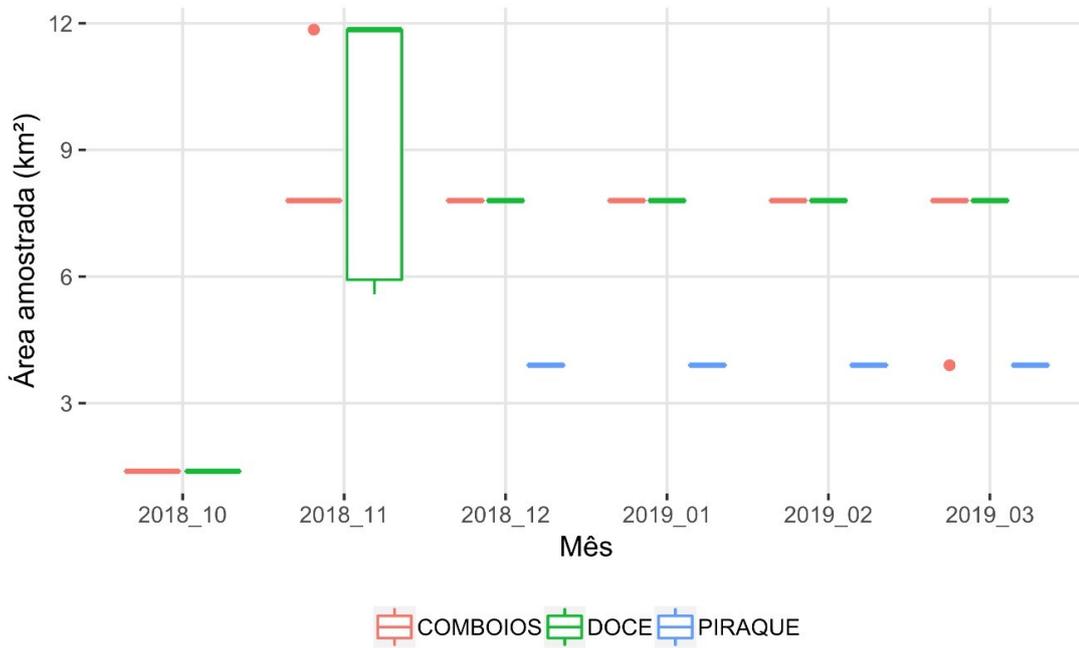
Fonte: Acervo LabNecton/Ufes.

Figura 2: Desenho amostral do dronemonitoramento da megafauna marinha.



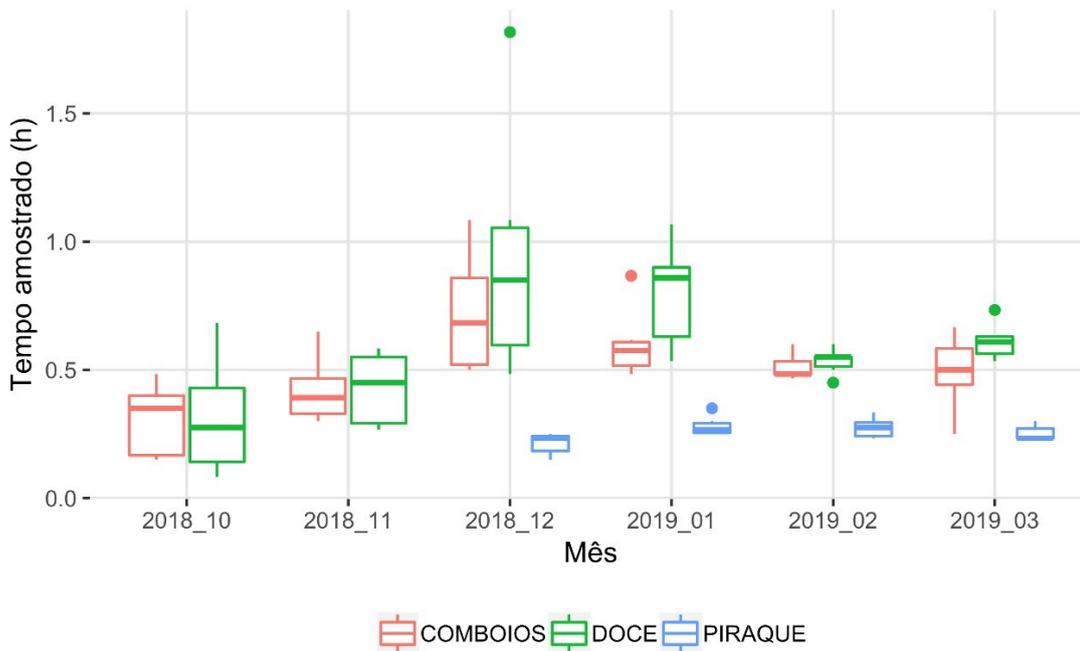
Fonte: autoria própria.

Figura 3: Esforço amostral do dronemonitoramento em área (km²) por mês.



Fonte: autoria própria.

Figura 4: Esforço amostral do dronemonitoramento em tempo (hora) por mês.



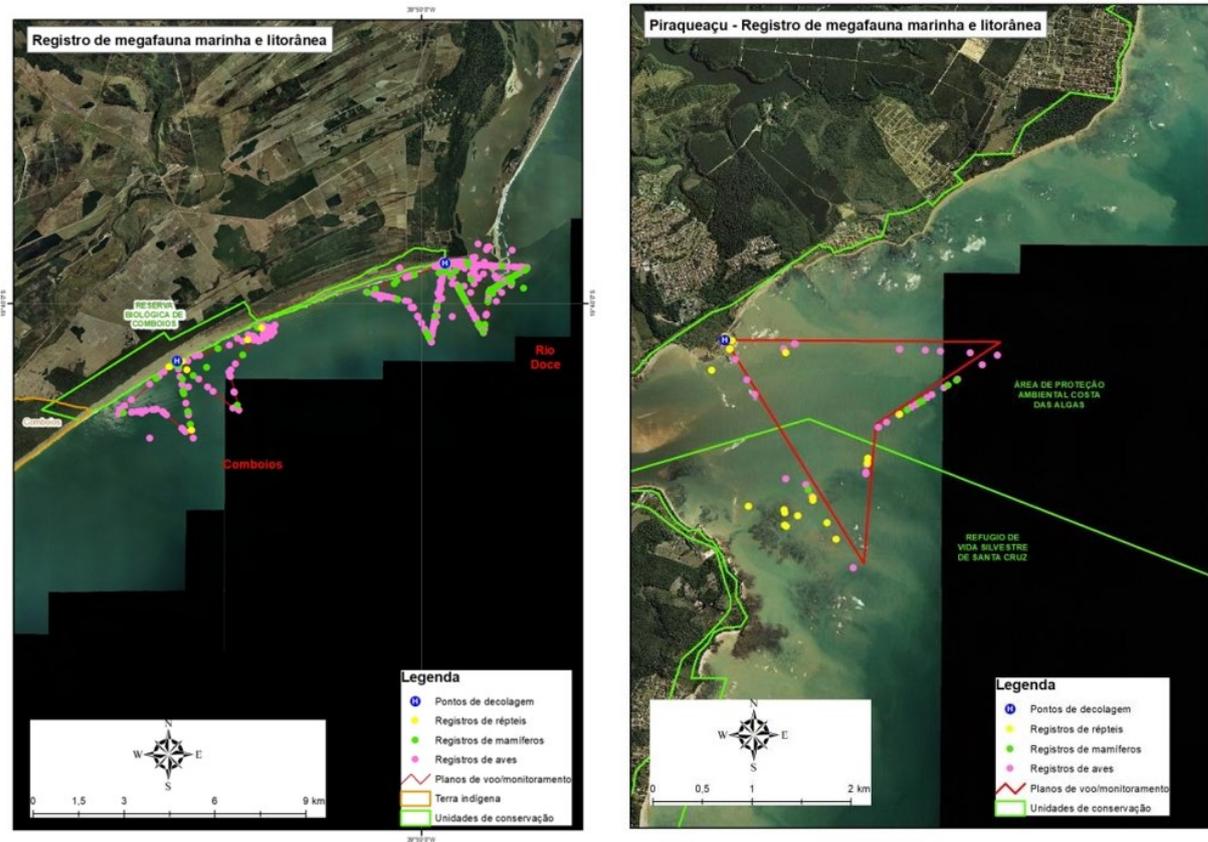
Fonte: autoria própria.

Quadro 3: Lista de taxa registrados no dronemonitoramento da megafauna marinha.

Classe	Ordem	Família	Gênero espécie	Nome popular	Categorias de ameaça			N Total	N Comboios	N Doce	N Piraquê
					IUCN	MMA	Espírito Santo				
Ave	Apodiformes	Apodidae		Andorinha				15	3	12	0
Ave	Charadriiformes	Sternidae		Andorinha-do-mar				517	156	356	5
Ave	Charadriiformes	Sternidae	<i>Phaetusa simplex</i>	Trinta-réis-grande	Pouco preocup.			106	0	106	0
Ave	Charadriiformes	Sternidae	<i>Sterna sp.</i>	Andorinha-do-mar	Pouco preocup.		Dados defic.	400	0	400	0
Ave	Charadriiformes	Sternidae	<i>Sternula superciliaris</i>	Trinta-réis-pequeno	Pouco preocup.			1	0	1	0
Ave	Charadriiformes	Sternidae	<i>Thalasseus sp.</i>	Trinta-réis			Dados defic.	201	0	201	0
Ave	Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	Cabeça-seca	Pouco preocup.			1	0	1	0
Ave	Pelecaniformes	Ardeidae		Garça				16	0	13	3
Ave	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	Garça-branca-grande				1	0	1	0
Ave	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garça-branca-pequena	Pouco preocup.			35	4	29	2
Ave	Procellariiformes	Procellariidae						12	0	12	0
Ave	Procellariiformes	Procellariidae	<i>Thalassarche sp.</i>	Albatroz	Pouco preocup.		Dados defic.	1	0	0	1
Ave	Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	Fragata	Pouco preocup.			2	1	1	0
Ave	Suliformes	Sulidae	<i>Sula dactylatra</i>	Atobá-mascarado	Pouco preocup.			1	0	0	1
Ave	Suliformes	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Atobá-marrom	Pouco preocup.			68	53	15	0
Mammalia	Cetartiodactyla	Delphinidae	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Quase ameaç.	Vulnerável	Dados defic.	307	55	230	22
Mammalia	Cetartiodactyla	Delphinidae	<i>Steno brendanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos				9	9	0	0
Mammalia	Cetartiodactyla	Pontoporiidae	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	Vulnerável	Critic. em perigo	Em perigo	23	14	9	0
Reptilia	Testudinata	Cheloniidae						1	1	0	0
Reptilia	Testudinata	Cheloniidae	<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga-verde	Em perigo	Vulnerável	Vulnerável	42	2	0	40
Reptilia	Testudinata	Dermodochelyidae	<i>Dermodochelys coriacea</i>	Tartaruga-de-couro	Vulnerável	Critic. em perigo	Critic. em perigo	3	3	0	0

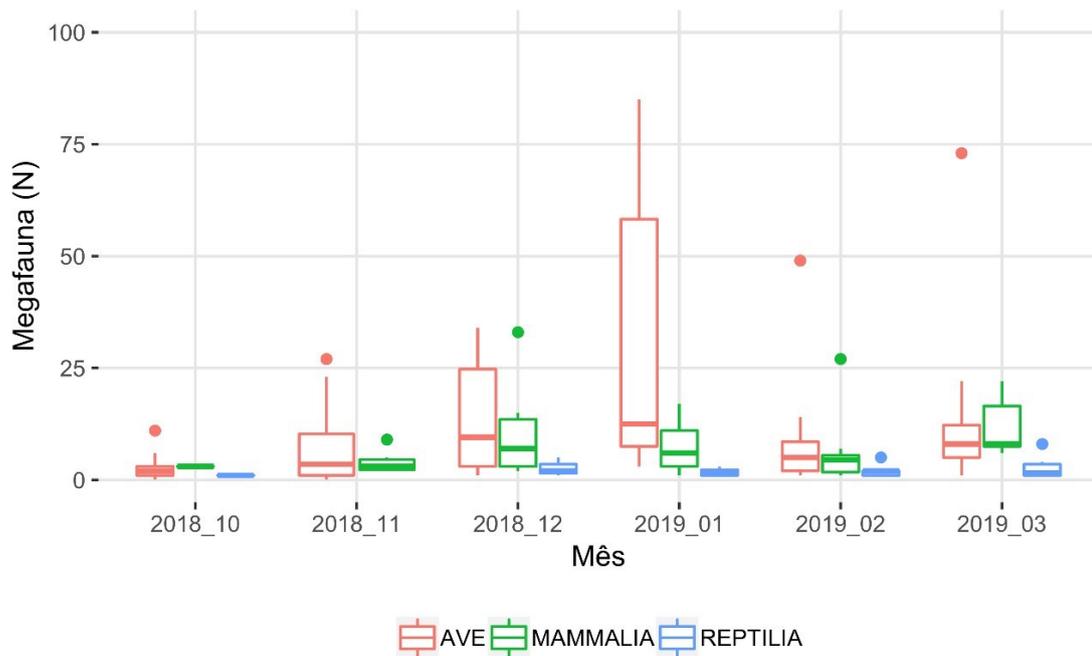
Fonte: autoria própria..

Figura 5: Distribuição dos registros de megafauna a partir do dronemonitoramento.



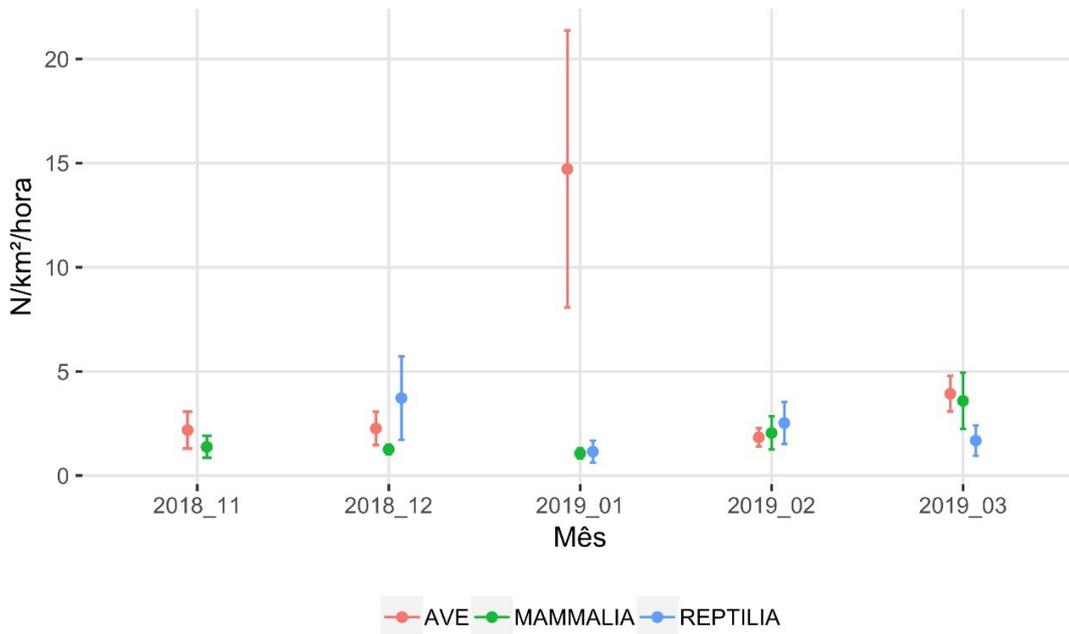
Fonte: autoria própria.

Figura 6: Boxplot com total de indivíduos da megafauna divididos por Classe, representado aves, mamíferos (cetáceos) e répteis (quelônios).



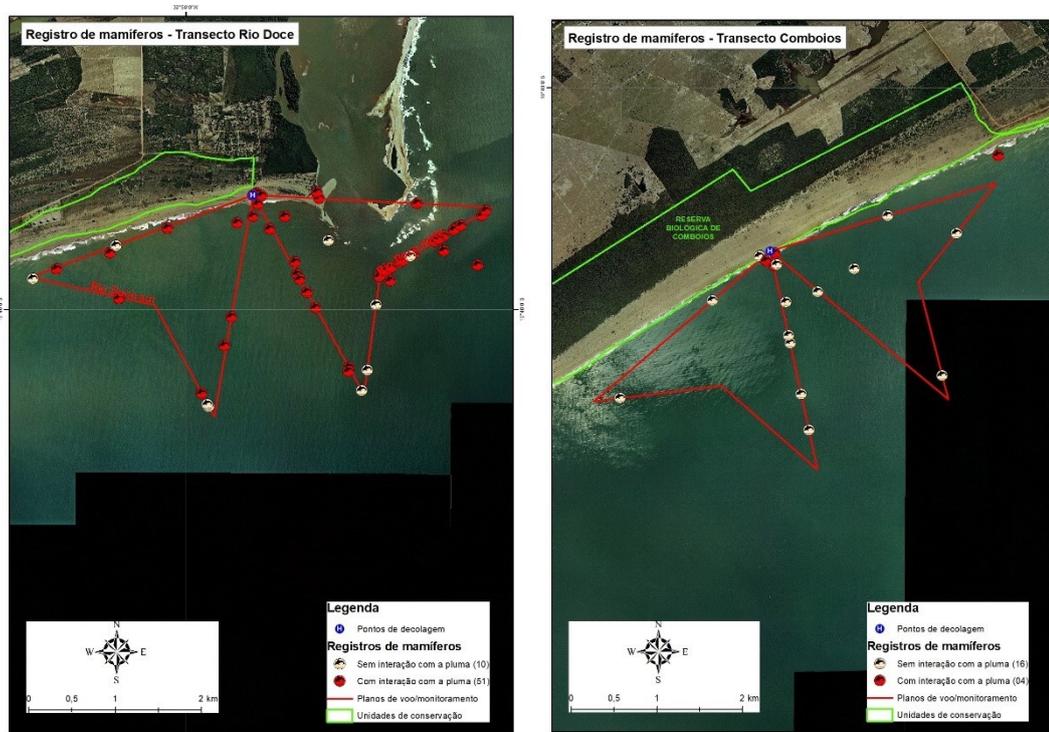
Fonte: autoria própria.

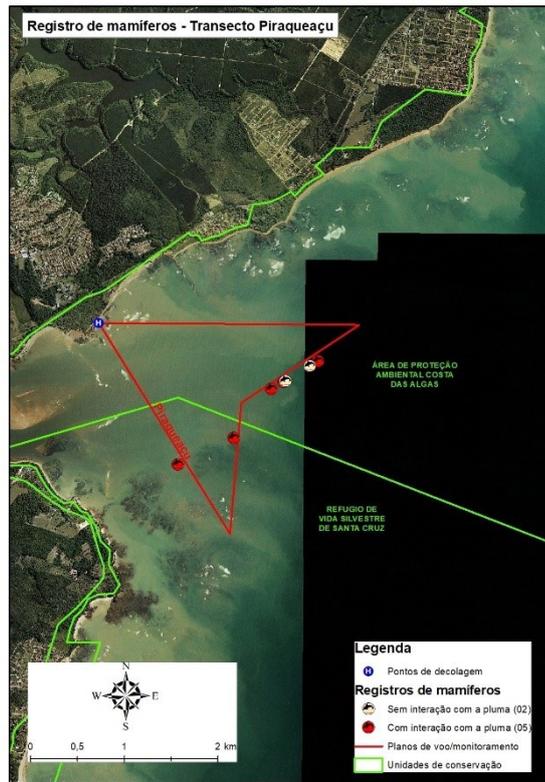
Figura 7: Densidade de megafauna por classe, representado aves, mamíferos e quelônios. Não foram encontradas diferenças significativas. Linhas verticais representam erro padrão.



Fonte: autoria própria.

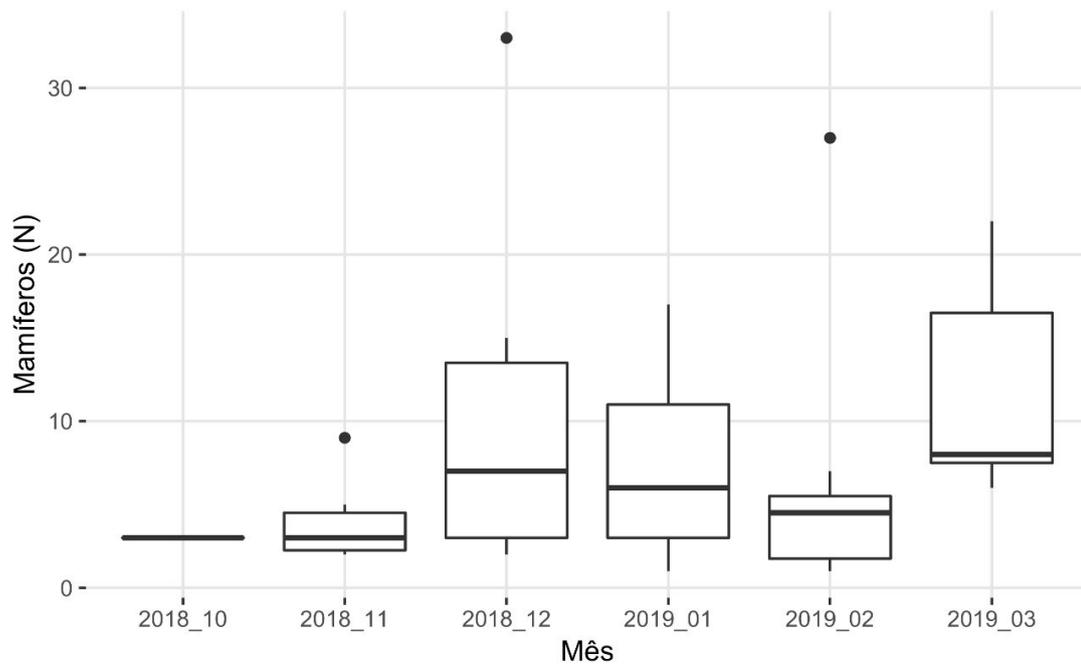
Figura 8: Distribuição dos registros de mamíferos no dronemonitoramento.





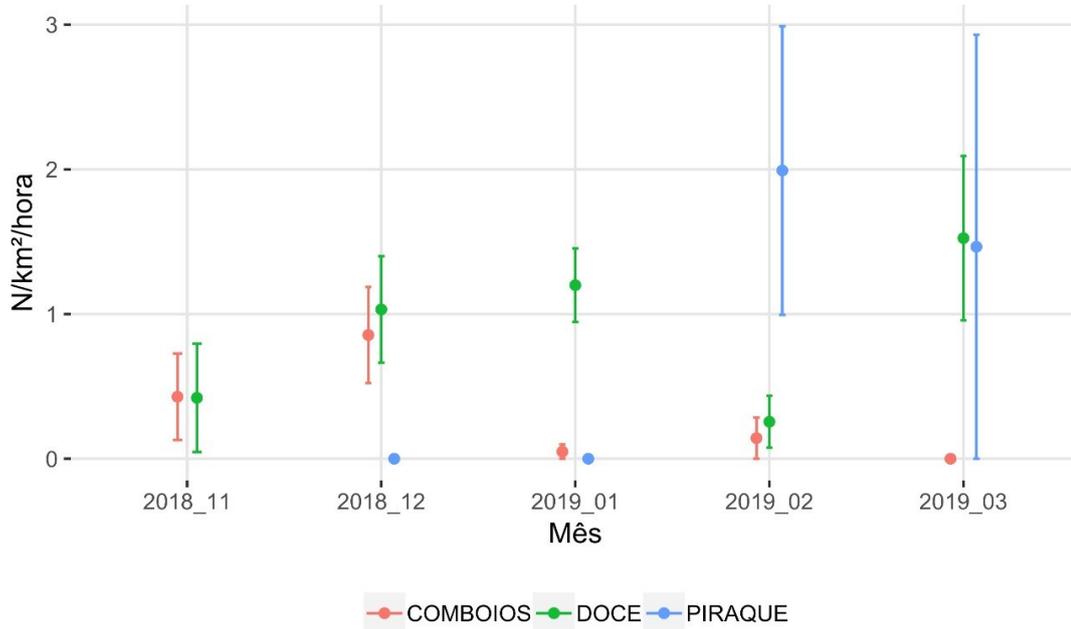
Fonte: autoria própria.

Figura 9: Total de mamíferos por mês.



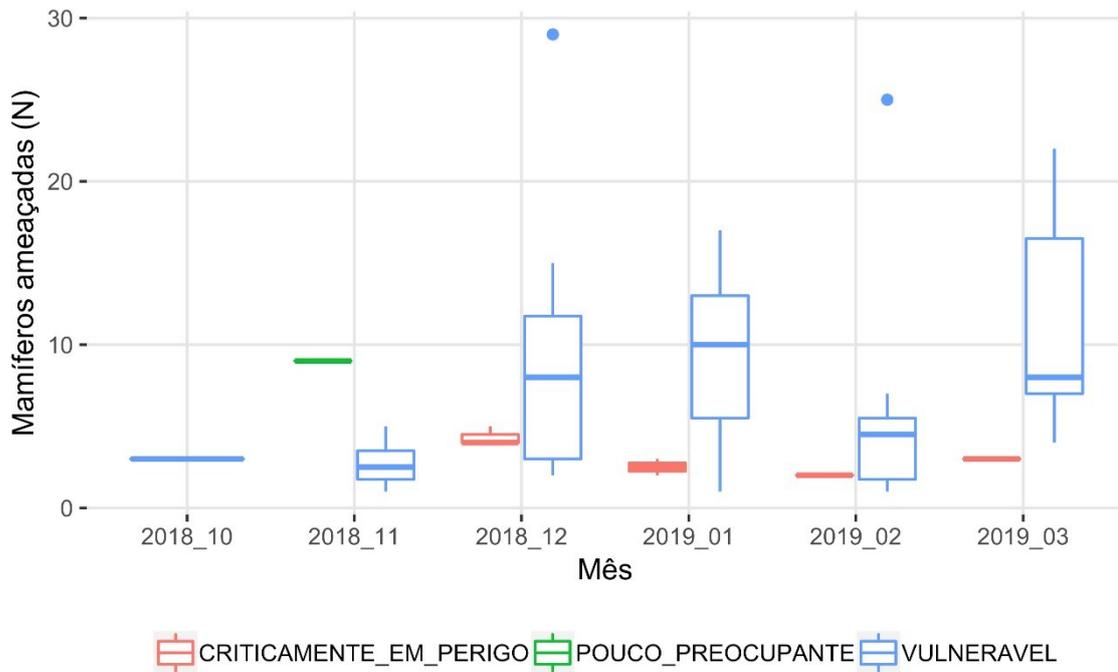
Fonte: autoria própria.

Figura 10: Densidade de mamíferos por mês. A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior na Foz do Rio Doce do que em Comboios, principalmente nos meses de 2019 ($p= 0.01$).



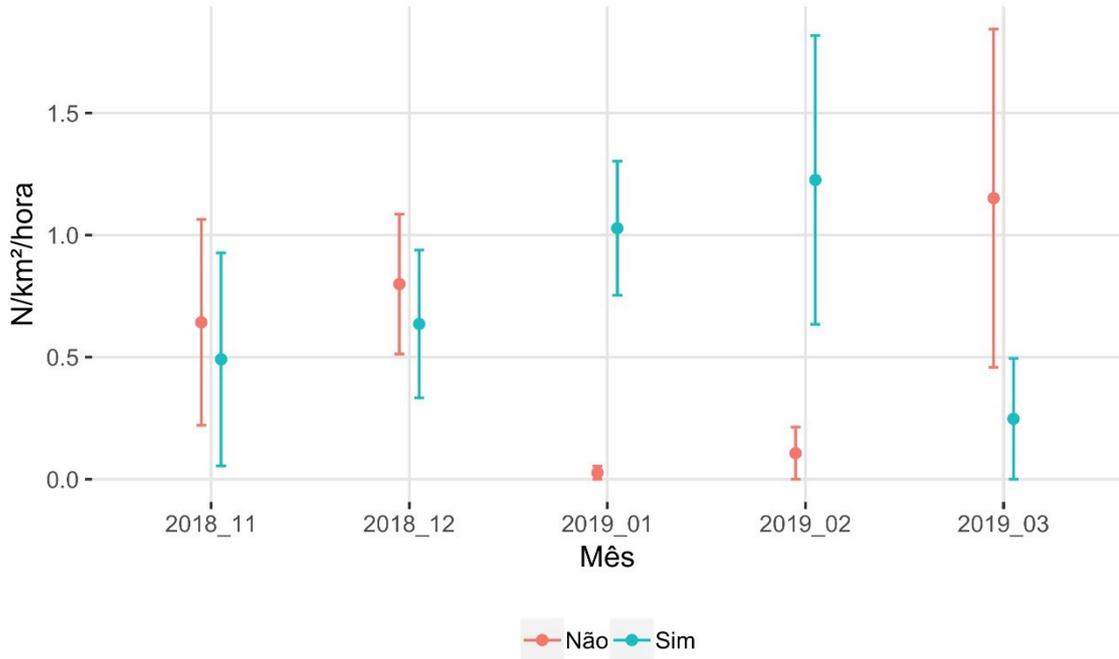
Fonte: autoria própria.

Figura 11: Indivíduos de mamíferos ameaçados registrados no dronemonitoramento.



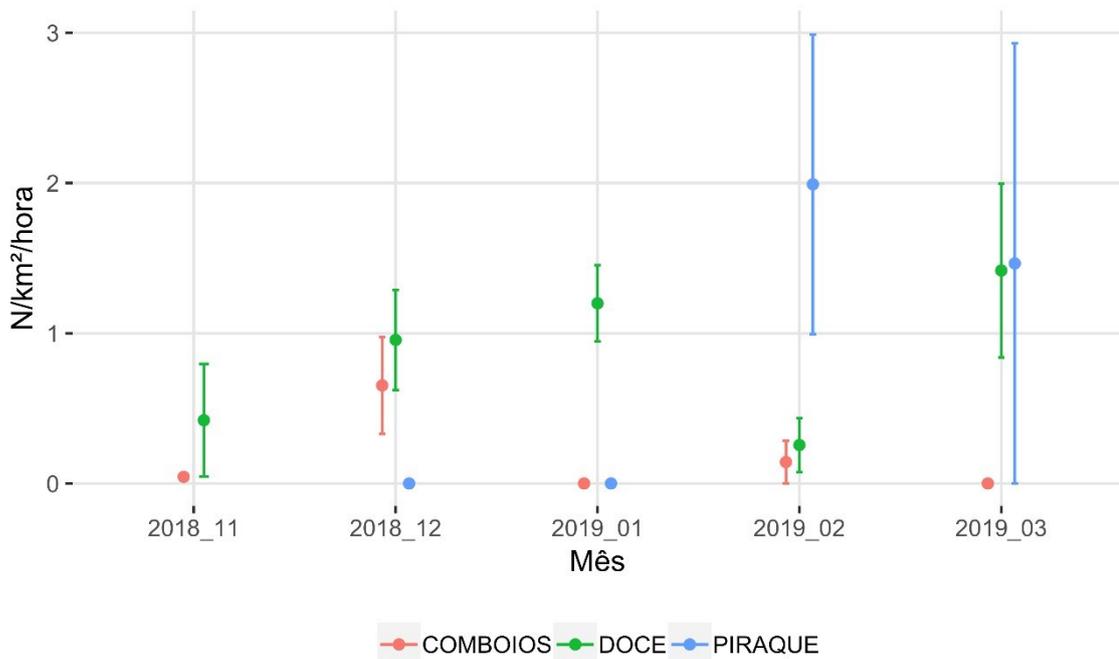
Fonte: autoria própria.

Figura 12: Densidade de mamíferos com e sem a presença da pluma do rio Doce. A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior nas áreas de incidência de pluma nos meses de janeiro e fevereiro de 2019 ($p=0.0003$).



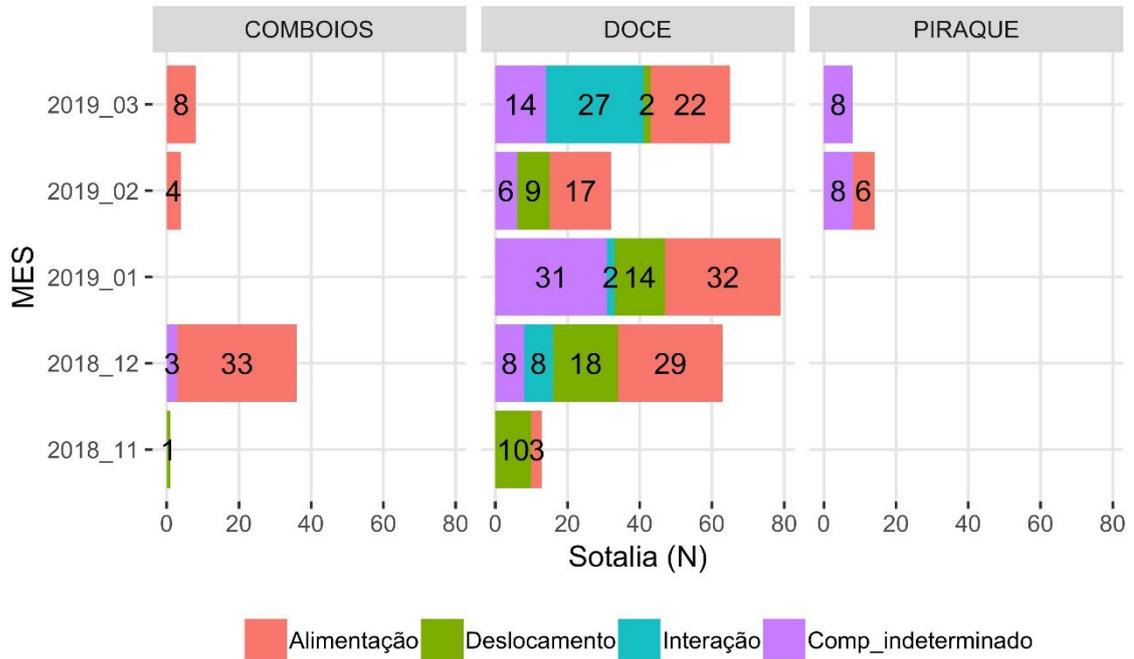
Fonte: autoria própria.

Figura 13: Densidade de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por local. A densidade desta espécie foi significativamente maior na Foz do Rio Doce ($p= 0.0007$).



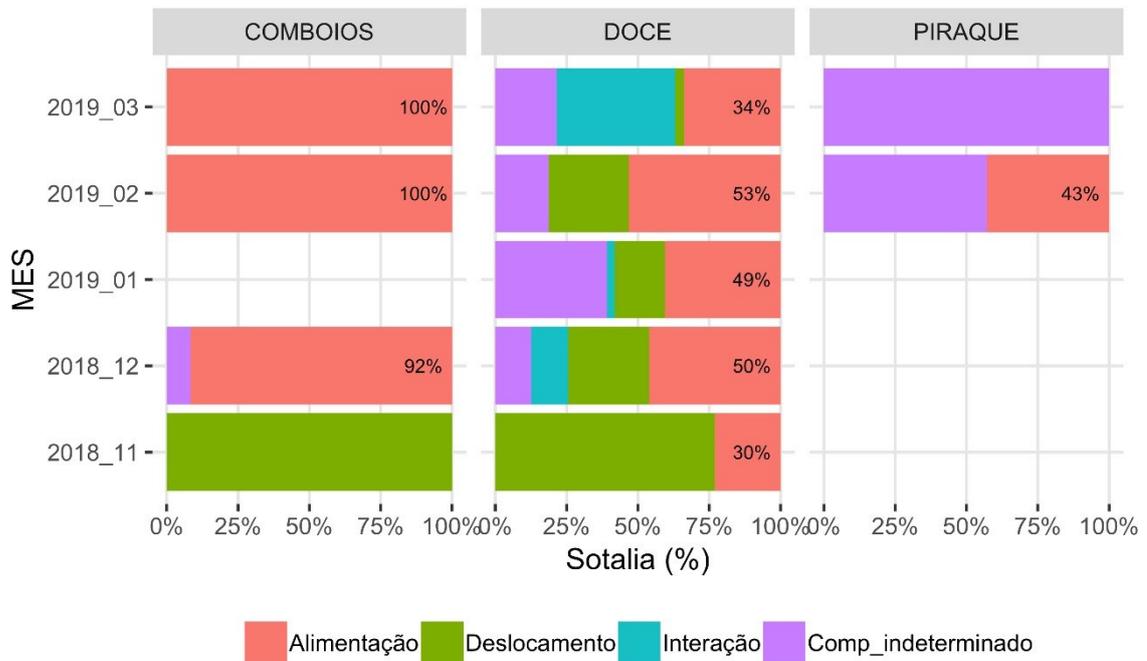
Fonte: autoria própria.

Figura 14: Indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por comportamento.



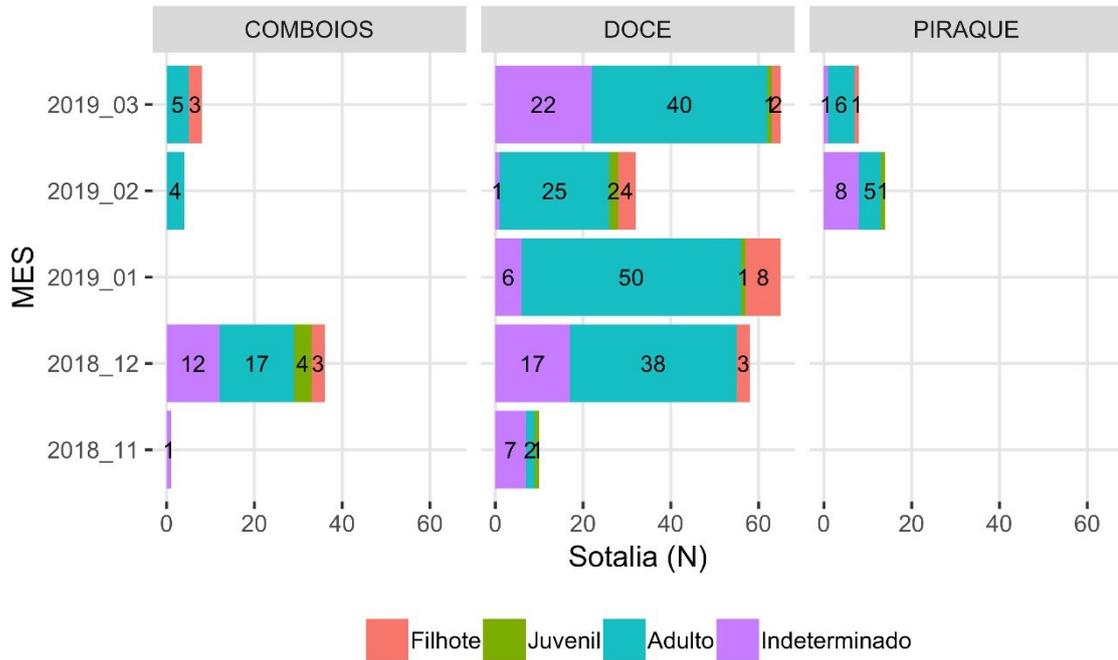
Fonte: autoria própria.

Figura 15: Percentual de indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por comportamento.



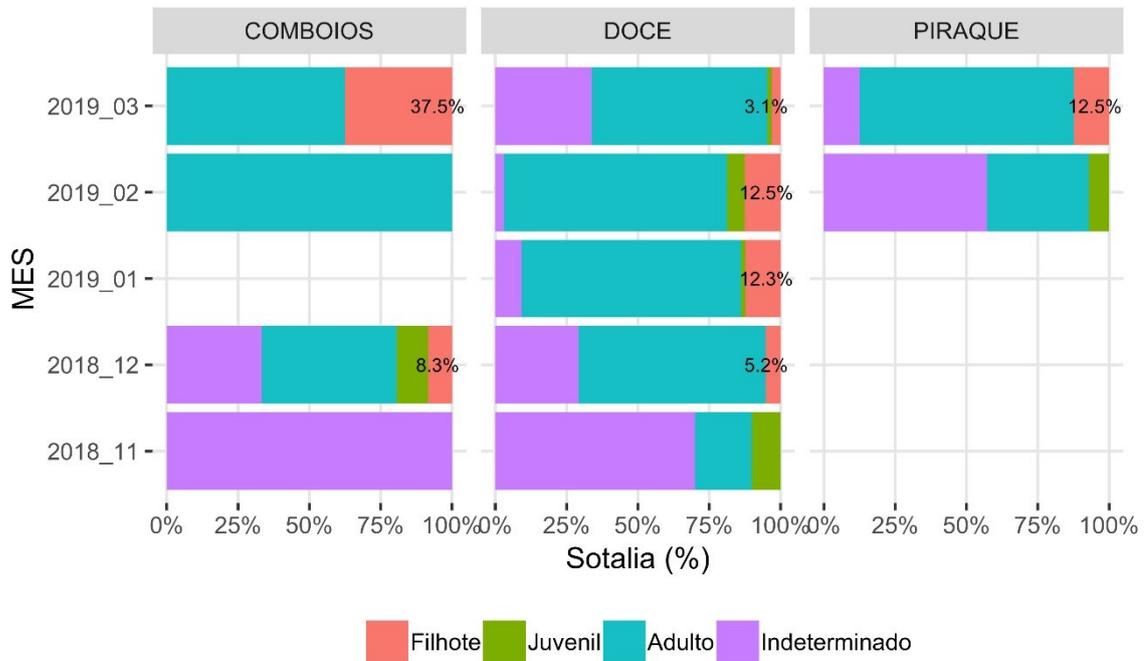
Fonte: autoria própria.

Figura 16: Indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por classe etária.



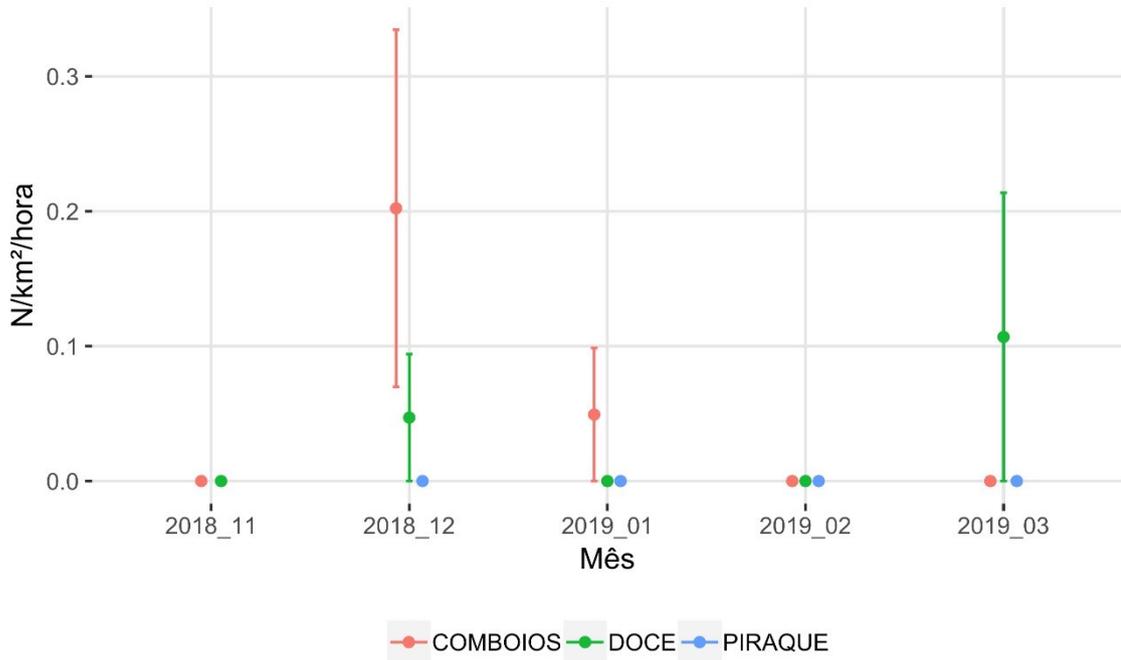
Fonte: autoria própria.

Figura 17: Percentual de indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por classe etária.



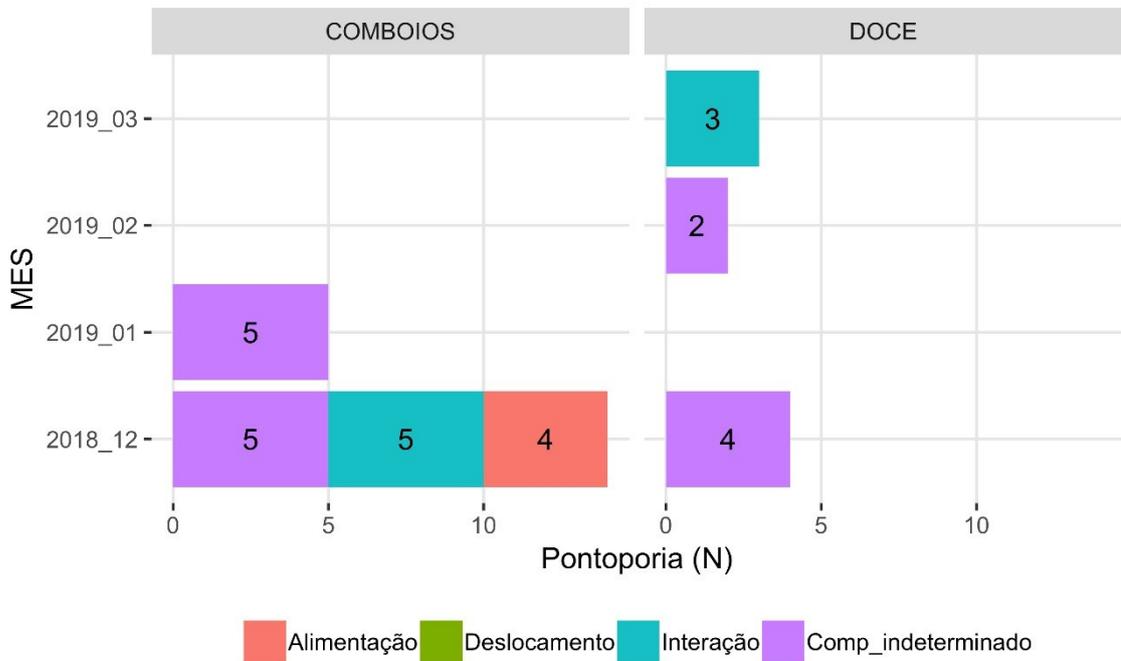
Fonte: autoria própria.

Figura 18: Densidade de Pontoporia blainvillei (toninha) por local.



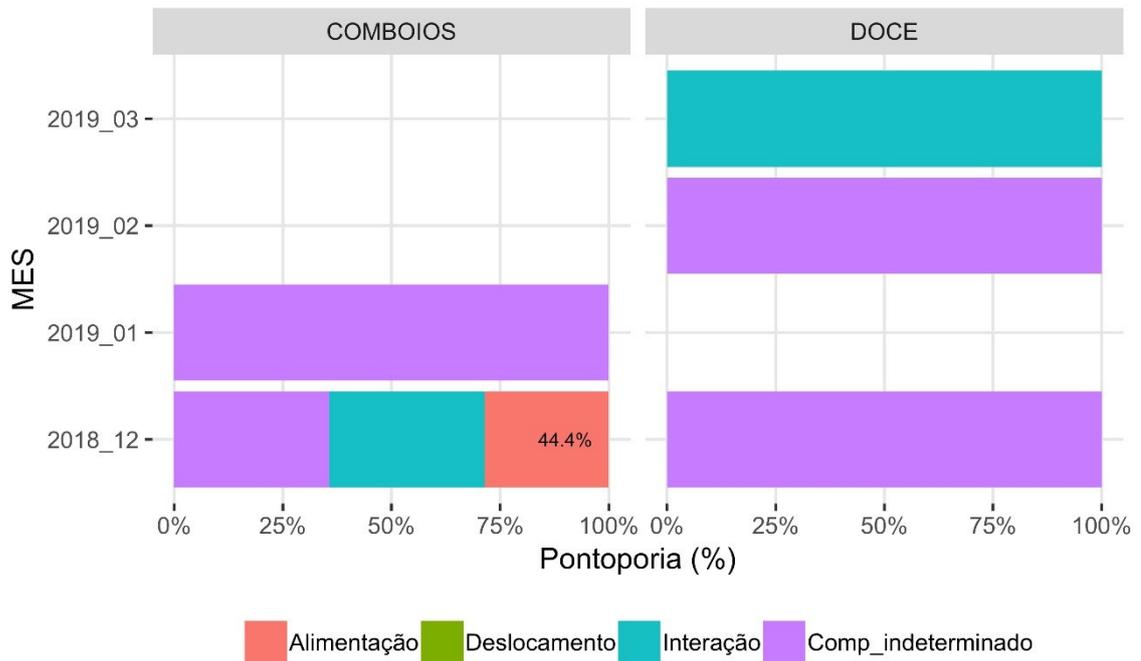
Fonte: autoria própria.

Figura 19: Indivíduos de Pontoporia blainvillei (toninha) por comportamento.



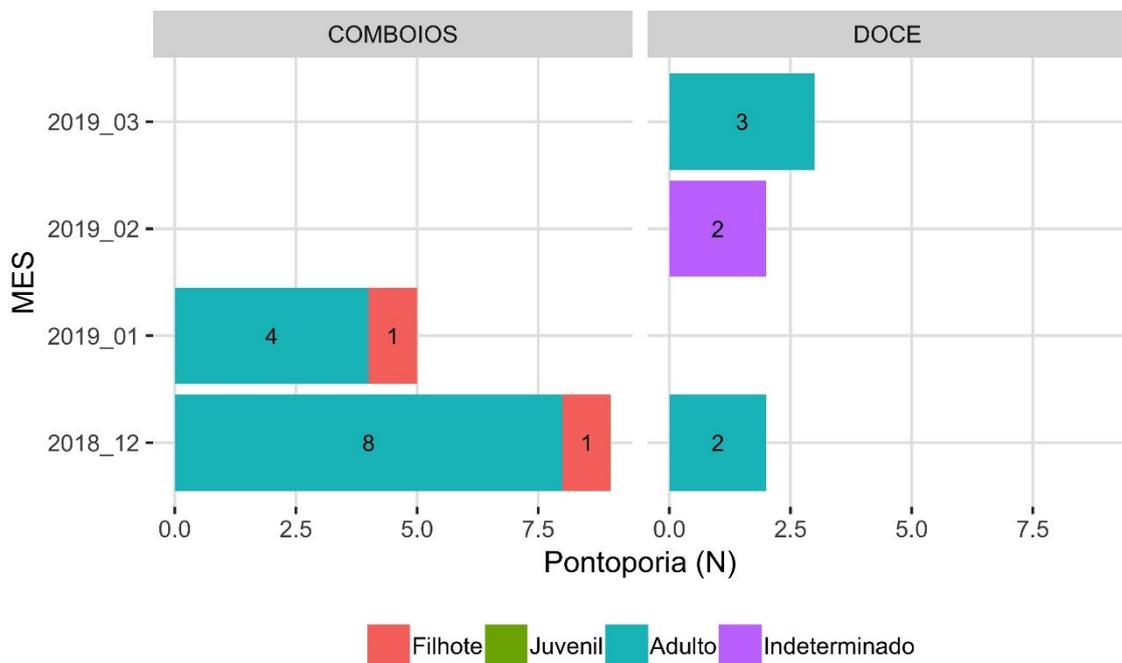
Fonte: autoria própria.

Figura 20: Percentual de indivíduos de Pontoporia blainvillei (toninha) por comportamento.



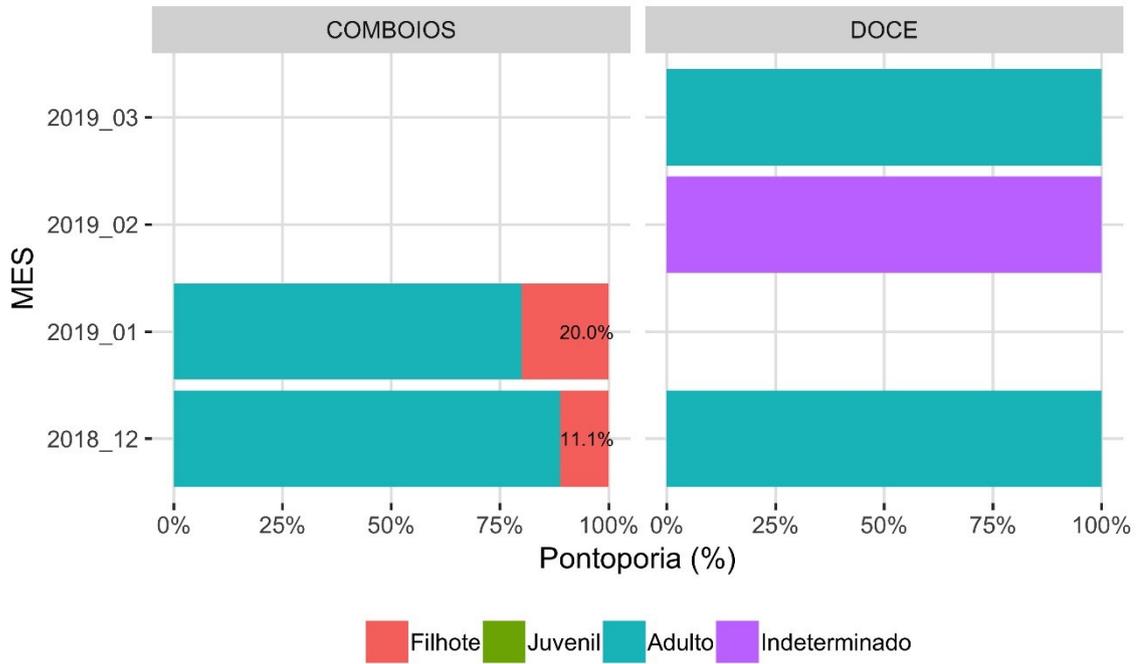
Fonte: autoria própria.

Figura 21: Indivíduos de Pontoporia blainvillei (toninha) por classe etária.



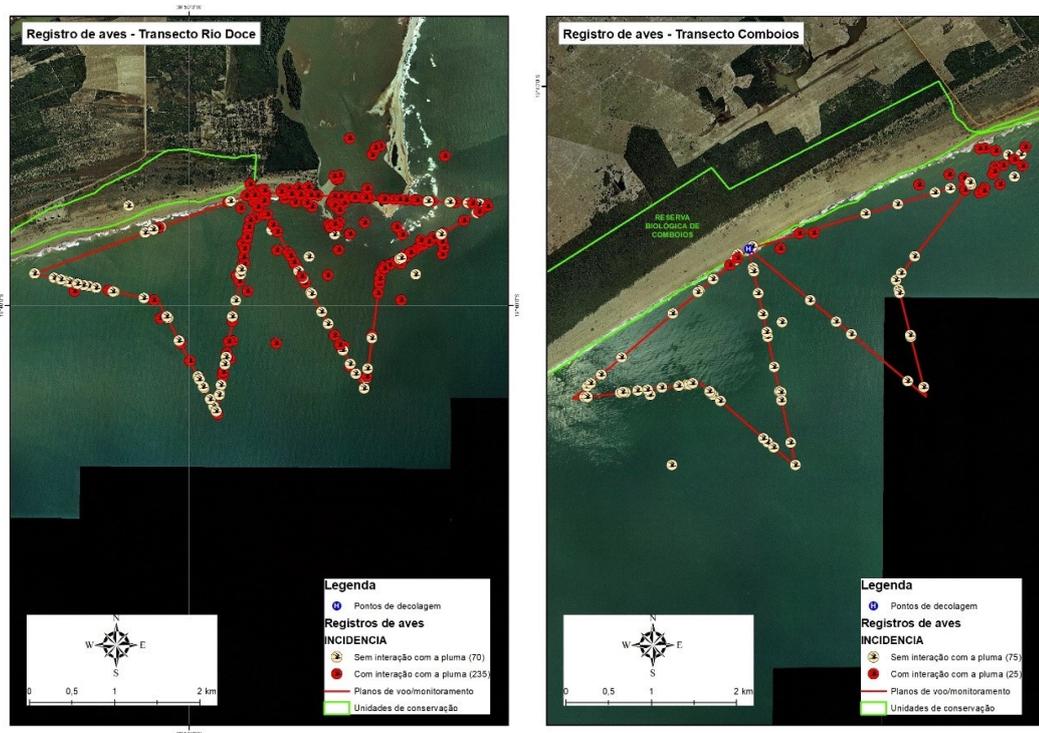
Fonte: autoria própria.

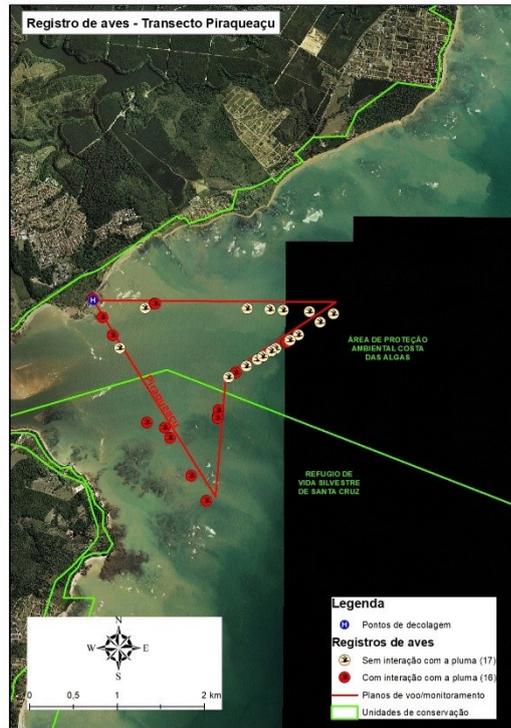
Figura 22: Percentual de indivíduos de *Pontoporia blainvillei* (toninha) por classe etária.



Fonte: autoria própria.

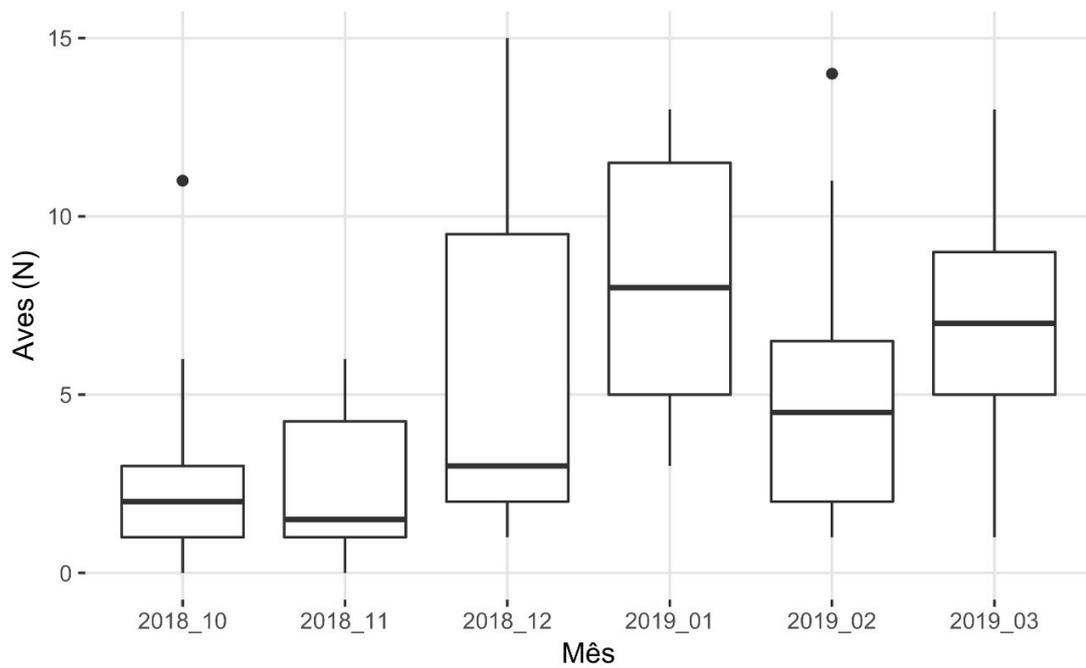
Figura 23: Distribuição dos registros de aves nas áreas amostradas do dronemonitoramento.





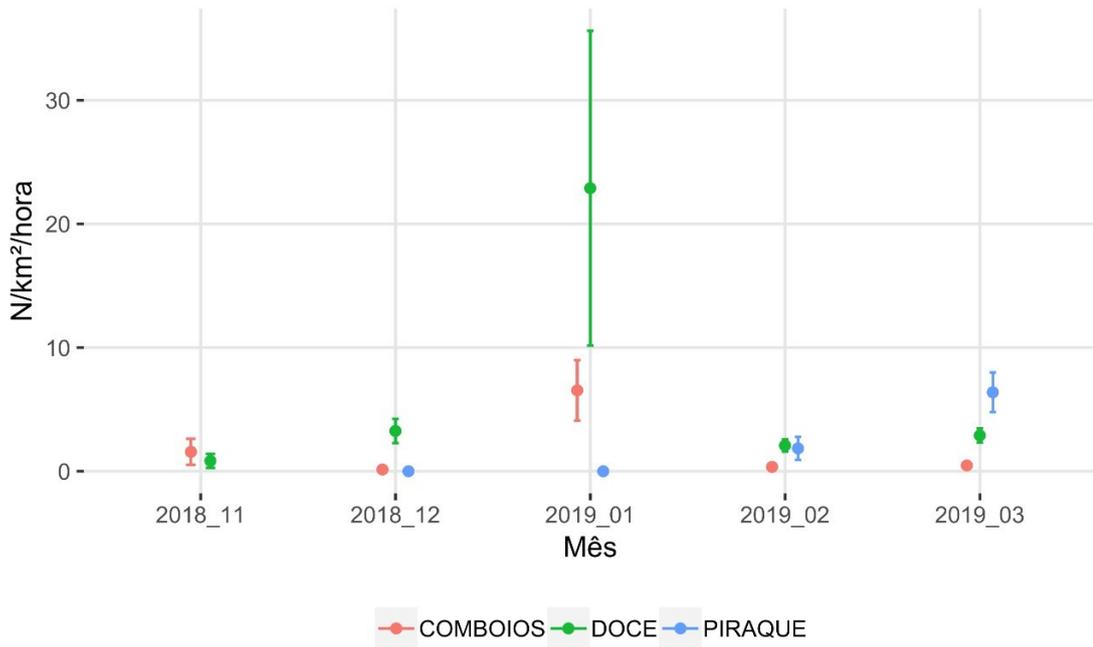
Fonte: autoria própria.

Figura 24: Total de aves por mês.



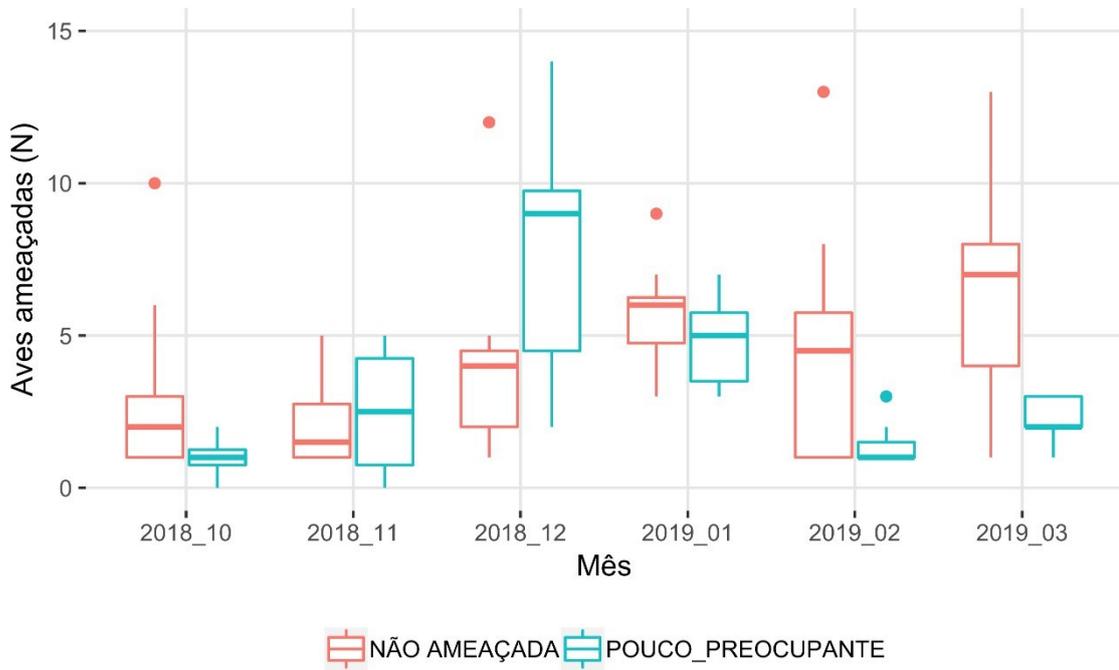
Fonte: autoria própria.

Figura 25: Densidade de aves por local.



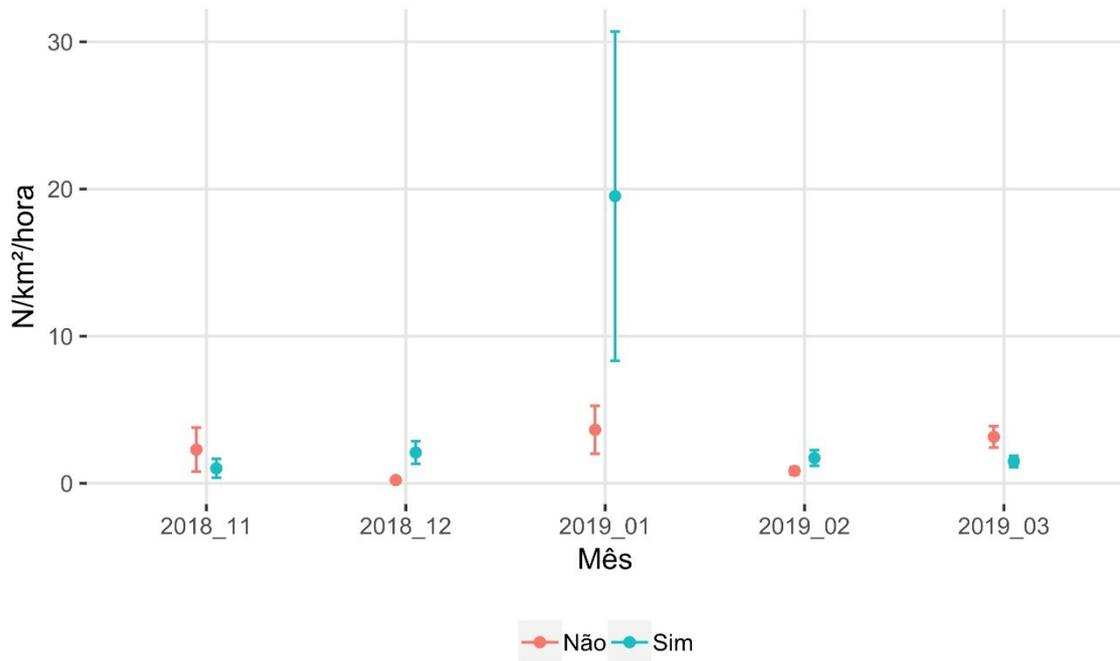
Fonte: autoria própria.

Figura 26: Classificação de ameaça das aves registradas por dronemonitoramento.



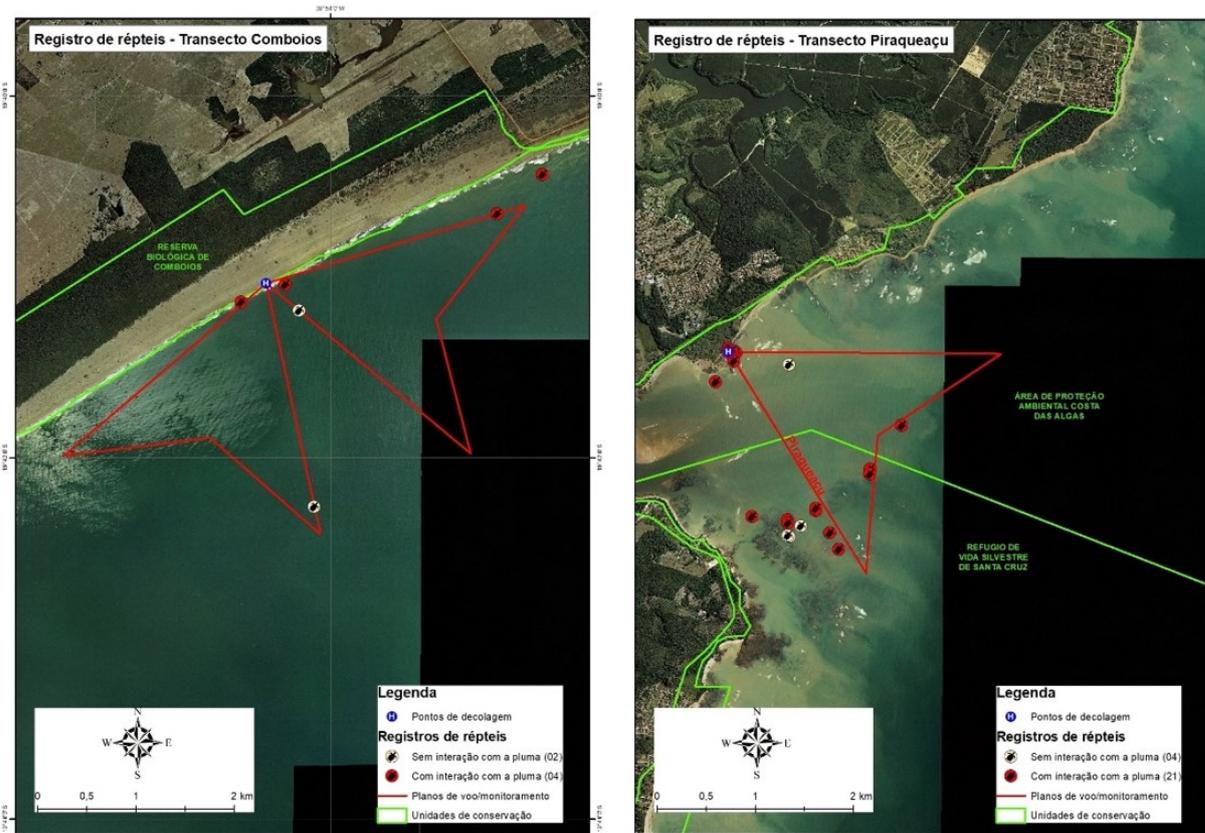
Fonte: autoria própria.

Figura 27: Densidade de aves e incidência da pluma do Rio Doce.



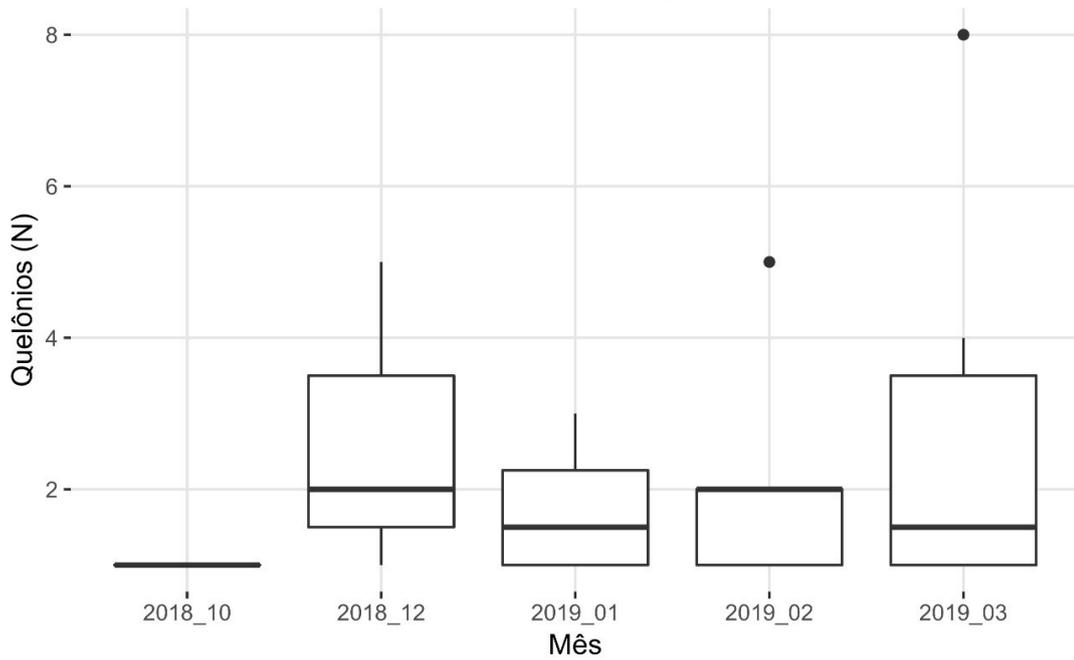
Fonte: autoria própria.

Figura 28: Distribuição dos registros de quelônios pelo dronemonitoramento.



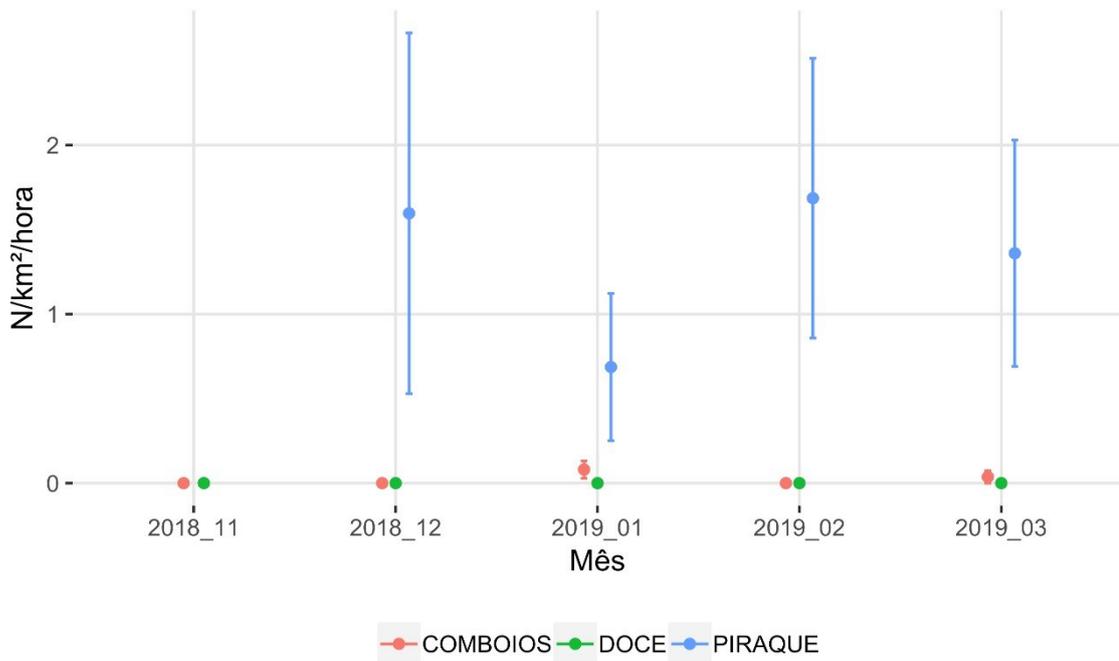
Fonte: autoria própria.

Figura 29: Total de quelônios por mês.



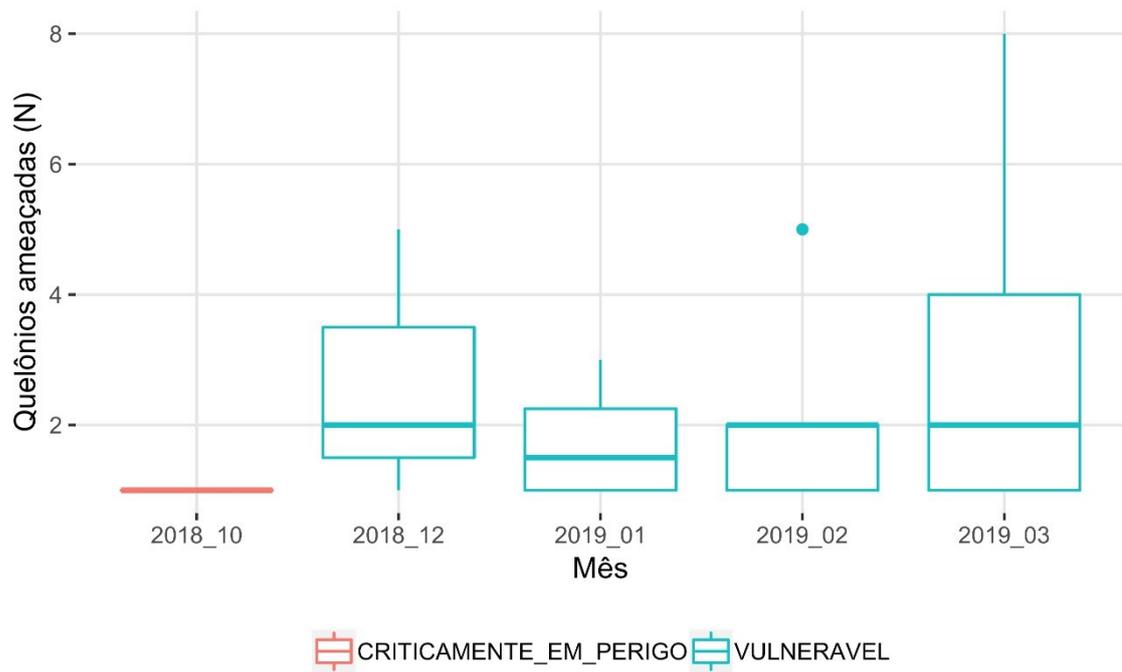
Fonte: autoria própria.

Figura 30: Densidade de quelônios por local.



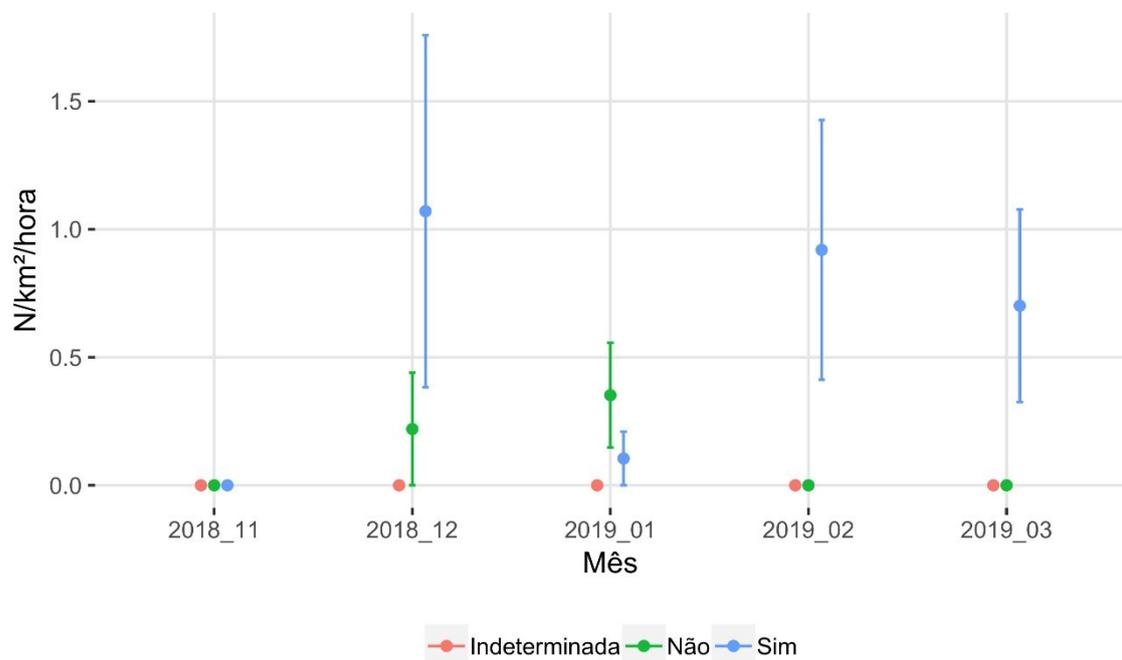
Fonte: autoria própria.

Figura 31: Classificação de ameaça dos indivíduos de quelônios por mês.



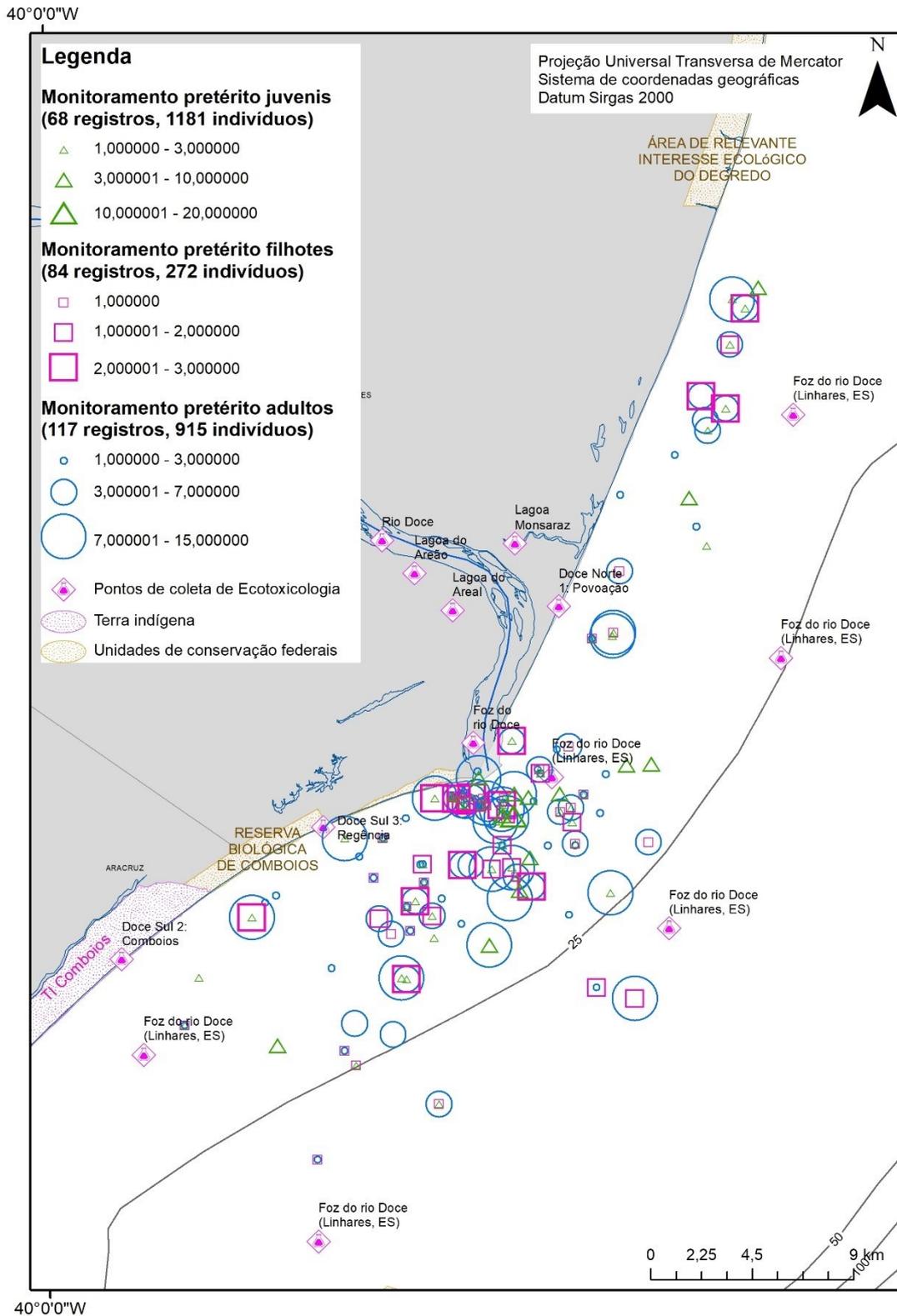
Fonte: autoria própria.

Figura 32: Densidade de quelônios por incidência de pluma do rio.



Fonte: autoria própria.

Figura 33: Dados pretéritos do estudo “Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, Sudeste do Brasil” (Pinheiro 2014).



Fonte: autoria própria.

1.3 CONCLUSÃO

A média de densidade de mamíferos foi significativamente maior na Foz do Rio Doce do que em Comboios em 2019 e foi particularmente relevante nas áreas de incidência de pluma em janeiro e fevereiro deste ano. A densidade de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) foi significativamente maior na Foz do Rio Doce. O comportamento alimentar foi registrado em mais de 90% dos registros fevereiro e março de 2019 em Comboios e manteve-se sempre acima de 30% na Foz do Rio Doce.

Os parâmetros coletados a partir do dronemonitoramento: composição das espécies de mamíferos, aves e quelônios; densidade de indivíduos por mês e local; percentual de comportamento e classe etária permitiram encontrar padrões para a avaliação de impactos proposta. É necessário correlacionar os padrões temporais e espaciais com parâmetros de saúde dos habitats que serão vídeo-monitorados com ROV (campanhas em Abril, Maio e Junho-19), além de análises ecotoxicológicas realizadas concomitantemente.

O dronemonitoramento da megafauna marinha é uma ferramenta sem precedentes, portanto, não existem dados pretéritos suficientes que permitem comparações confiáveis com os padrões encontrados.

Dados de cinco anos de dronemonitoramento mensal e vídeo-monitoramento de habitats, comparados com padrões ecotoxicológicos e/ou resultados dos demais subprojetos da megafauna, permitirão estabelecer nexos causais com possíveis fontes de impactos crônicos na parte da biodiversidade referente à megafauna marinha existente na região atingida pela lama de rejeitos proveniente da Barragem de Fundão em Mariana-MG.

1.4 REFERÊNCIAS

BARRETO, J. (2017). Idade e Crescimento da tartaruga verde (*Chelonia mydas*) no Atlântico Sul Ocidental. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, Espírito Santo.

DANILEWICZ, D. et al. (2012). Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I? Working Paper. Annual Meeting International Whale Commission

PINHEIRO, F.C.F. (2014). Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, Sudeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

RODRIGUES, V.L.A (2014). Dieta e Ecologia Alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na região do banco dos abrolhos, costa central do Brasil. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, Espírito Santo.

SANTOS et al. (2015). Debris ingestion by juvenile marine turtles: An underestimated problem. *Marine Pollution Bulletin* Volume 93, Issues 1–2, Pages 37-43.

SICILIANO S., DI BENEDITTO A.P., RAMOS R. (2002). A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1884) (Mammalia: Cetacea) nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e possíveis fatores de isolamento das populações. *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 146: 1-15.

ZAR, J.H. (1984). *Biostatistical Analysis*. 2nd Edition, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, 718 p.

2 SUBPROJETO: MONITORAMENTO DE CETÁCEOS A PARTIR DE SOBREVOOS

2.1 OBJETIVO

Avaliar e monitorar, por um período de 12 meses a distribuição, abundância e área de vida de mamíferos marinhos em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras e oceânicas adjacentes, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, REBIO Comboios, APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz.

2.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados a seguir são provenientes da primeira campanha de sobrevoo tripulado (janeiro-fevereiro de 2019) para avaliar a distribuição e abundância da megafauna marinha, com ênfase na toninha (*Pontoporia blainvillei*), em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce. Foi sobrevoada uma área de 3.319km² dentro da plataforma continental, entre Vitória e Itaúnas. Quatro observadores independentes coletaram dados de distribuição e abundância a bordo de uma aeronave bimotor com asas altas e janelas-bolha. O esforço total em observação foi de 1.335,8km em 88 linhas perpendiculares à costa (Figura 34). A malha amostral foi desenhada para amostrar de forma uniforme e homogênea toda a área de interesse, evitando, assim, vieses de interpretação ocasionados por esforço de coleta heterogêneos entre áreas.

Durante o trabalho, foram registrados todos os cetáceos, quelônios e elasmobrânquios avistados. Golfinhos que não puderam ser identificados a nível de espécie foram considerados apenas como Delphinidae. As aves identificadas desde a aeronave foram o atobá-marrom (*Sula leucogaster*), aves do complexo de espécies da família Sternidae e albatroz (*Thalassarche* spp.).

A abundância de toninha e outros pequenos cetáceos foi estimada através de métodos de amostragem de distâncias (distance sampling), enquanto a abundância de tartarugas-marinhas, aves, e elasmobrânquios foram estimadas através de transectos de faixa (strip transect) (Buckland et al., 2001).

Diversidade e distribuição geral:

O presente relatório traz informações inéditas sobre a distribuição espacial e abundância da megafauna na área marinha adjacente ao Rio Doce atingida pelo rompimento da barragem de Fundão. A Tabela 1 apresenta um sumário sobre as espécies registradas. Da Figura 36 à Figura 42 apresentam-se os mapas contendo os registros das espécies mais relevantes. Ver apêndices para um detalhamento dos registros realizados.

Tabela 1: Sumário dos registros de espécies da megafauna marinha presentes na área coletados através de monitoramento aéreo no verão de 2019 (janeiro e fevereiro).

Táxon	Número de grupos	Número de indivíduos	Taxa de encontro
Ordem Cetartiodactyla			
Toninha - <i>Pontoporia blainvillei</i>	19	51	0,009
Golfinho-nariz-de-garrafa - <i>Tursiops truncatus</i>	17	153	0,018
Boto-cinza - <i>Sotalia guianensis</i>	59	271	0,037
Golfinho não identificados - Delphinidae	42	103	0,030
Ordem Elasmobranchii			
Raias	36	243	0,028
Tubarões	10	10	0,005
Ordem Testudinata			
Tartarugas-marinhas - Cheloniidae	131	149	0,079
Ordem Aves			
Atobá-marrom - <i>Sula leucogaster</i>	30	41	0,019
Atobá - <i>Sula</i> spp.	02	02	---
Trinta-réis – Sternidae	83	180	0,030
Albatroz - <i>Thalassarche</i> spp.	01	01	---
Total	430	1.204	

Fonte: autoria própria.

Avaliação de impacto ambiental:

Em estudos para acessar o impacto ambiental, é fundamental que sejam estabelecidos a priori critérios para avaliação da magnitude do mesmo. No presente estudo, para esta finalidade, os dados de distribuição e abundância de toninha e outros pequenos cetáceos, tartarugas-marinhas e demais representantes da megafauna marinha foram sobrepostos com a modelagem espacial da distribuição da pluma do rompimento da barragem no mar apresentada por Magris et al. (2019) (Figura 43).

A dispersão dos rejeitos no mar pode ser dividida em dois momentos: (1) um momento inicial de pulso de descarga intensa (2015-2016), principalmente em áreas ao sul do Rio Doce (Figura 43a); (2) um momento posterior de dispersão (2017-2029), com menor intensidade, porém de maior abrangência espacial (Figura 43b) (Magris et al., 2019). A identificação dessas 2 fases de diferentes abrangências de impacto foi levada em conta nas análises.

Importante mencionar que o impacto marinho do colapso da barragem de rejeitos foi significativamente maior nos leitos de rodolitos que formam o habitat de fundo na plataforma continental ao sul do estuário do Rio Doce. Essa diferença espacial (sul x norte do Rio Doce) foi levada em conta durante o processo de avaliação de impacto.

Resultados por Táxon:

- Toninha (*Pontoporia blainvillei*):

A toninha é considerada a espécie de pequeno cetáceo mais ameaçada do Oceano Atlântico sul (Secchi et al., 2003), sendo classificada como vulnerável (VU) pela IUCN e Criticamente em Perigo (CR) pelo governo do Brasil, e foi considerada uma das seis espécies de cetáceos com maior prioridade de pesquisa pelo Fundo Mundial pela Vida Selvagem (World Wildlife Fund, WWF). A população que habita as águas do Espírito Santo (FMA Ia, sensu Secchi et al., 2003 e Cunha et al., 2014) encontra-

se especialmente em risco de extinção por ser isolada geograficamente das demais populações do sudeste e sul do Brasil (Siciliano et al., 2002) (Figura 44), pelo pequeno tamanho populacional e baixa diversidade genética (Danilewicz et al., 2012; Cunha et al., 2014). A preocupação com esta população é evidenciada pela criação inédita em 2015 de uma equipe internacional de pesquisadores para seu monitoramento (Franciscana Task Team) pela International Whaling Commission (IWC).

A presente campanha estimou uma densidade de 0.32 grupos por km², resultando em um tamanho populacional de apenas 777 toninhas (IC 95% 410-1.474; CV: 0.34) para o Espírito Santo (Figura 45). Esta estimativa já está corrigida para o viés de visibilidade com o fator de correção apresentado por Zerbini et al. (2011). A distribuição da espécie é bastante costeira, restrita à uma área entre Santa Cruz (19°57'S) e Conceição da Barra (18°36'S), apenas 165km de costa, e não ultrapassando os 20m de profundidade no verão (Figura 46).

É notória a existência de uma concentração da população de toninhas (cerca de 60%; ~450 animais) na área ao sul da barra do Rio Doce. De acordo com a modelagem de dispersão da pluma com poluentes, esta área ao sul é justamente onde ocorreu a maior concentração do material tóxico imediatamente após o desague (fase pulso) e onde permanece até o momento, afetando diretamente esta porção da população.

Dados pretéritos advindos de monitoramentos aéreos nos anos de 2018 (projeto Fundo Nacional para Biodiversidade) e 2012 (Projeto ICMBIO-MMA) realizados pela mesma equipe técnica corroboram o padrão de distribuição da toninha apresentado aqui, conforme se observa na Figura 47, evidenciando uma forte consistência e preferência de habitat ao sul do Rio Doce e, conseqüentemente, maior impacto recebido, principalmente pelo primeiro pulso de desague.

Neste contexto, o cenário apresentado aqui evidencia que a maior parte da população teve contato direto com a massa de água carregada de poluentes no momento de seu desague no oceano, na fase de pulso, como demonstra a Figura 48, constituindo assim um impacto agudo a nível de organismo para um considerável número de indivíduos.

A toninha não é uma espécie migratória e em geral realiza movimentos de curta distância (Wells et al., 2012). Conseqüentemente, esta população continua em contato com as águas contaminadas desde novembro de 2015, alimentando-se e reproduzindo na região. A dieta da toninha é constituída principalmente de peixes de fundo, sendo que camarões são parte essencial da dieta de filhotes e juvenis (Danilewicz et al., 2002). A espécie atinge maturidade sexual com 3-4 anos e tem filhote a cada 1-2 anos (Danilewicz, 2003). Assim, já há uma segunda geração de toninhas pós-desastre habitando o litoral do Espírito Santo.

O impacto da alta carga de metais pesados na toninha e outros organismos da megafauna pode ser mensurado à nível de organismo através de análises de carcaças e à nível populacional através do monitoramento do tamanho da população e de sua distribuição. Populações que entram em contato a médio-longo prazo com agentes poluidores podem apresentar declínio populacional, seja por morte

ocasionada por doenças ou pela diminuição de suas taxas reprodutivas devido à contaminação ou diminuição dos estoques de suas presas.

É fundamental, desta maneira, monitorar a médio-longo prazo esta já ameaçada população de toninha, a fim de acessar sua tendência populacional, variações na sua área de vida e compreender a magnitude do impacto do vazamento da barragem em seu habitat. Alternativas de conservação e manejo deste problema só serão possíveis a partir deste monitoramento.

- Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*):

Em relação aos golfinhos da família Delphinidae, foram registrados na área de estudo o boto-cinza (VU), o golfinho-nariz-de-garrafa (DD) e golfinhos não-identificados. As figuras Figura 36-Figura 38 e Figura 49-Figura 51 mostram a distribuição deste grupo na área de estudo. Este monitoramento aéreo estimou um total de 950 golfinhos-nariz-de-garrafa (IC 95%: 280-3.221) na área, sendo que 58% encontrava-se ao sul do Rio Doce. Foram estimados 505 (IC 95%: 282-906) botos-cinza apenas para a área ao sul do Rio Doce. No entanto, ambas se tratam de subestimativas, uma vez que ainda não foi inserido na estimativa um fator de correção para os animais que foram perdidos enquanto mergulhavam.

Realizando uma comparação entre as taxas de encontro (TE), temos para boto-cinza uma TE de 0,072 para sul do Rio Doce e 0,023 para norte do Rio Doce. Para o golfinho-nariz-de-garrafa esses valores são mais equilibrados: 0,11 para sul e 0,10 para norte.

- Tartarugas-marinhas (Cheloniidae):

Todas tartarugas-marinhas da família Cheloniidae estão ameaçadas de extinção. Apesar de os resultados não serem apresentados aqui por espécie, as espécies mais comuns na região são a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*). As Figura 39 e Figura 52 mostram a distribuição deste grupo na área de estudo, com marcada presença em águas dentro das unidades de conservação ao sul do Rio Doce. Foi estimada uma abundância de 631 tartarugas (IC 95%: 513-776). No entanto, trata-se de uma subestimativa, uma vez que ainda não foi inserido na estimativa um fator de correção para os animais que foram perdidos enquanto mergulhavam. Realizando uma comparação entre as taxas de encontro (TE), temos uma TE de 0,152 para sul do Rio Doce e 0,054 para norte do Rio Doce. A taxa quase três vezes maior indica a importâncias dos bancos ao sul para as tartarugas-marinhas da região.

- Demais exemplares da megafauna marinha:

Apesar de originalmente não estar definida no presente subprojeto a necessidade de coleta de dados de Aves e Elasmobrânquios, os sobrevoos provaram ser uma eficiente plataforma de registro desses grupos. Dentro das aves, pode-se identificar o atobá-marrom e trinta-réis da família Sternidae, e dentro os elasmobrânquios, raias de diversas espécies. As Figura 40, Figura 41 e Figura 42 e as Figura 53, Figura 54 e Figura 55 mostram mapas com a distribuição desses organismos na área de estudo. Estimou-se uma abundância de 224 atobás-marrom (IC 95% = 415-121).

2.3 CONCLUSÃO

O subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de sobrevoos”, após os primeiros seis meses de trabalho, incluindo a campanha de verão, apresenta as seguintes conclusões:

- 1) A efetividade do monitoramento aéreo tripulado para avaliação da distribuição e abundância da megafauna marinha foi confirmada e é recomendado que deva continuar a ser aplicado como ferramenta de avaliação de impacto à nível populacional.
- 2) Entre os cetáceos, um mínimo de 50% dos indivíduos da população de toninha (CR), boto-cinza (VU) e golfinho-nariz-de-garrafa (DD) sofreram impacto agudo pelo contato direto com o material oriundo do rompimento da barragem de Fundão logo após a sua chegada no ambiente marinho. O monitoramento da abundância e distribuição dessas populações a longo prazo deve ser considerado uma prioridade.
- 3) Em relação à outros exemplares da megafauna, foi observada uma sobreposição espacial de diversas espécies de tartarugas-marinhas da família Cheloniidae (VU-CR) e o atobá-marrom (LC) com a pluma contendo dejetos do vazamento na fase de pulso, evidenciando o impacto pelo contato direto com esses dejetos. É preocupante tal sobreposição, e recomenda-se o monitoramento da abundância e distribuição dessas populações.

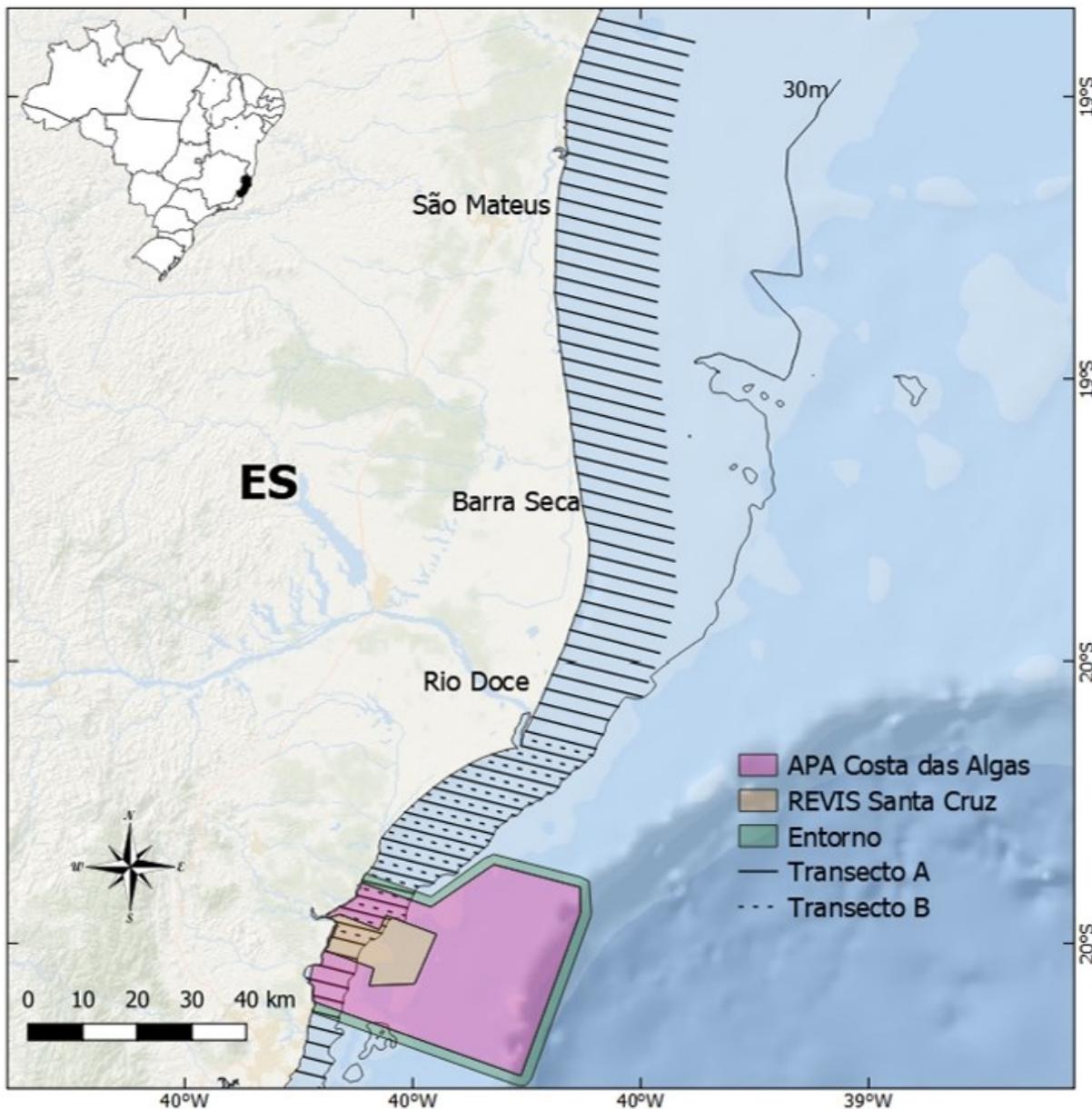
2.4 REFERÊNCIAS

- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, New York.
- Cunha, H.A., Medeiros, B.V., Barbosa, L.a., Cremer, M.J., Marigo, J., Lailson-Brito, J., Azevedo, A.F. & Solé-Cava, A.M. 2014. Population structure of the Endangered Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing Management Units. PLoS ONE.
- Danilewicz, D., Rosas, F., Bastida, R., Marigo, J., Muelbert, M., Rodriguez, D., Lailson-Brito Jr., J., Ruoppolo, V., Ramos, R., Bassoi, M., Ott, P. H., Caon, G., Rocha, A. M., Catão-Dias, J. L. & Secchi, E. R. 2002. Report of the Working Group on Biology and Ecology. LAJAM 1: 25-42.
- Danilewicz, D. 2003. Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, Southern Brazil. LAJAM 2: 67-78.
- Danilewicz, D., Zerbini, A.N., Andriolo, A., Secchi, E.R., Sucunza, F., Ferreira, E., Denuncio, P. & Flores, P.A.C. 2012. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I? Document SC/64/SM17 presented to the 64th Meeting of the IWC Scientific Committee, Panamá, June 2012.
- Magris, R.A., Marta-Almeida, M., Monteiro, J.A.F. & Ban, N.C. 2019. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). Science of the Total Environment 659: 828-840.
- Santos, M.C.de O., Lailson-Brito, J., Flach, L., Oshima, J.E.F. et al. 2019. Cetacean movements in coastal Waters of the southwestern Atlantic Ocean. Biota Neotropica 19(2).
- Secchi, E.R., Ott, P.H. & Danilewicz D. 2003. Effects of fishing bycatch and the conservation status of the Franciscana Dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: Gales N., Hindell M., Kirkwood R., editors. Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues. Collingwood: SCIRO Publishing. 2003a. pp.174-191.
- Siciliano, S., Di Benedetto, A.P. & Ramos R. 2002. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1884) (Mammalia: Cetacea) nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e possíveis fatores de isolamento das populações. Boletim Museu Nacional 146: 1-15.
- Wells, R.S., Bordino, P. & Douglas, D.C. 2012. Patterns of social association in the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. Marine Mammal Science.
- Zerbini, A.N., Danilewicz, D., Secchi, E.R., Andriolo, A. et al. 2011. Assessing bias in abundance estimates from aerial surveys to improve conservation of threatened franciscana dolphins: preliminary results from a survey conducted off southern Brazil. Presented at IWC meeting at Tromsø, Norway. Available online from <https://iwc.int/private/downloads/a429gplfn400gww8ssc88kggo/SC-63-SM9.pdf>.

2.5 APÊNDICES

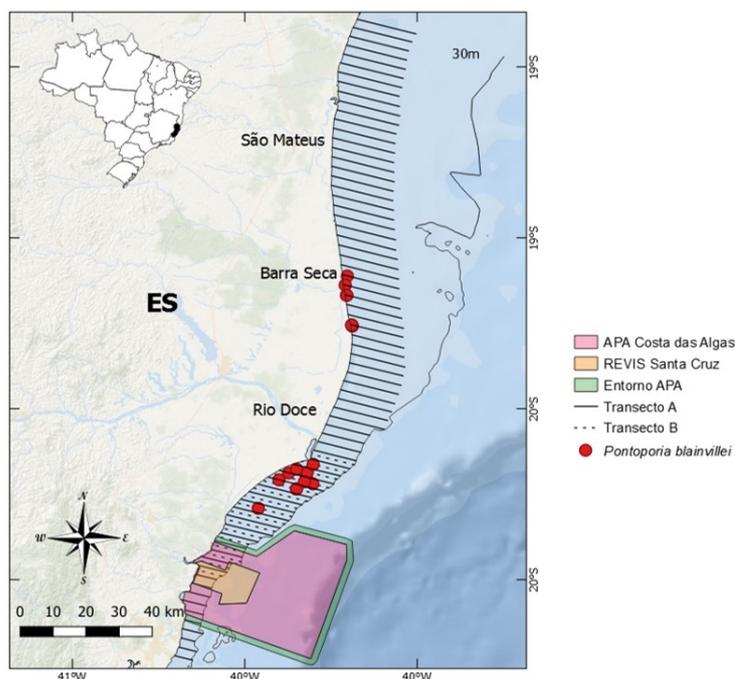
2.5.1 Mapas

Figura 34: Área de estudo e transectos realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



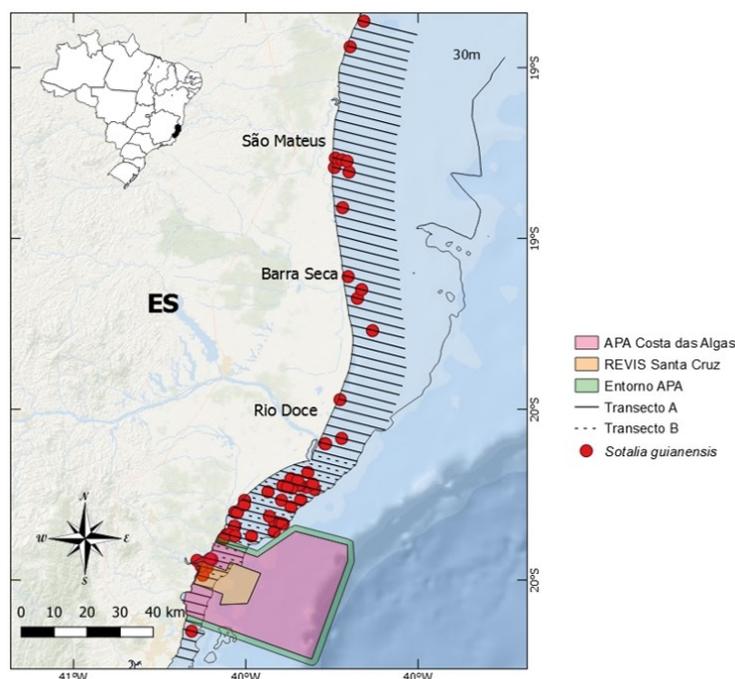
Fonte: autoria própria.

Figura 35: Mapa da área de estudo com os registros de Toninha, *Pontoporia blainvillei*, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz..



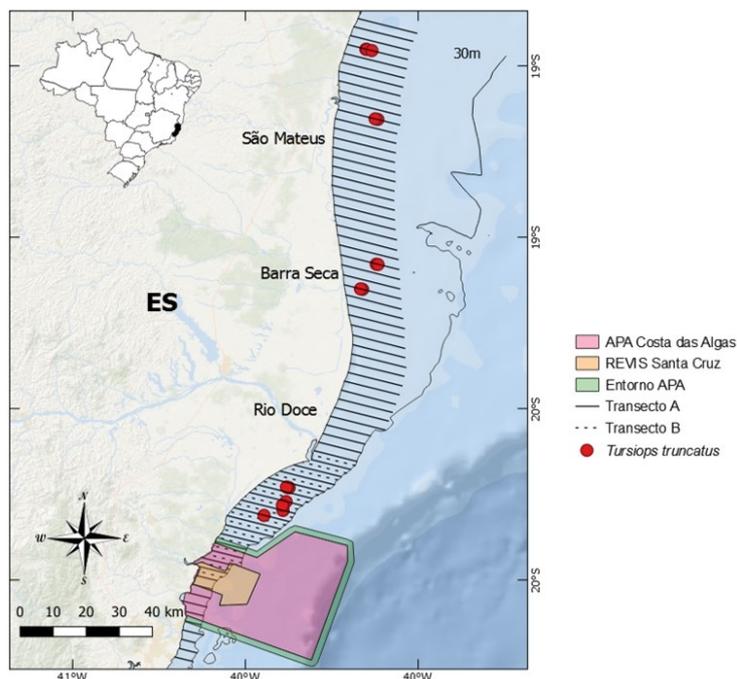
Fonte: autoria própria.

Figura 36: Mapa da área de estudo com os registros do Boto-cinza, *Sotalia guianensis*, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



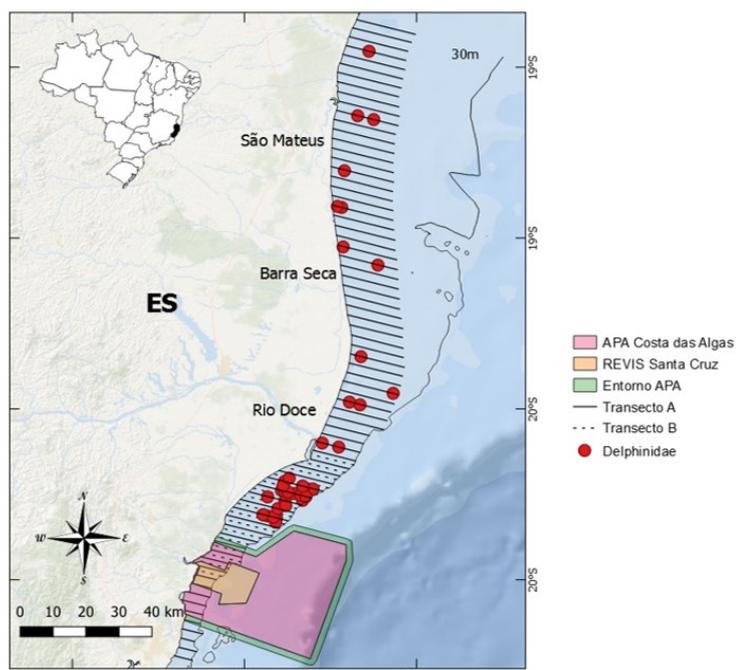
Fonte: autoria própria.

Figura 37: Mapa da área de estudo com os registros do Golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



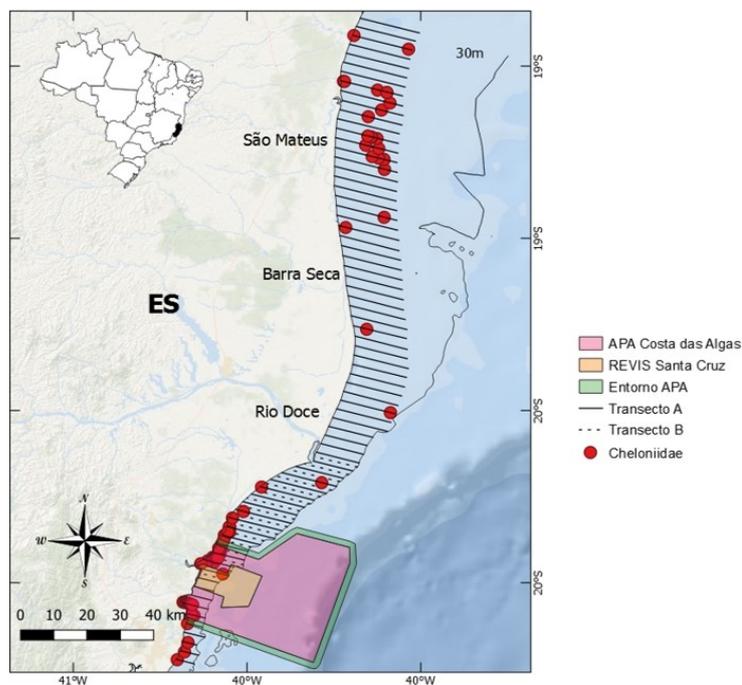
Fonte: autoria própria.

Figura 38: Mapa da área de estudo com os registros de golfinhos pertencentes a família Delphinidae, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



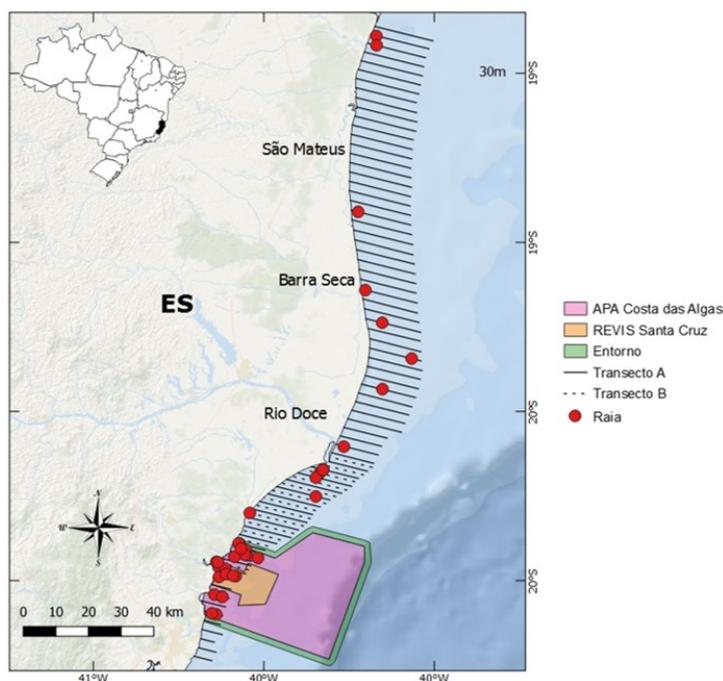
Fonte: autoria própria.

Figura 39: Mapa da área de estudo com os registros de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



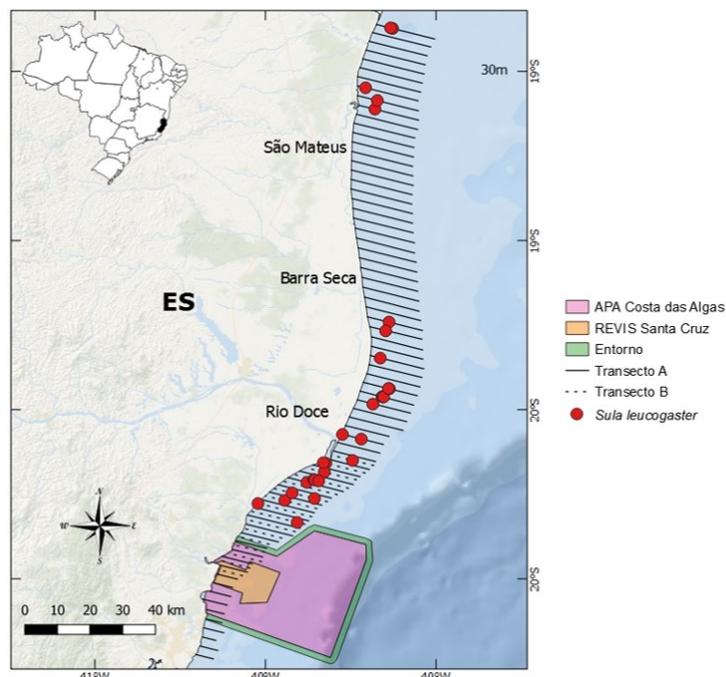
Fonte: autoria própria.

Figura 40: Mapa da área de estudo com os registros de elasmobrânquios (raias), realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



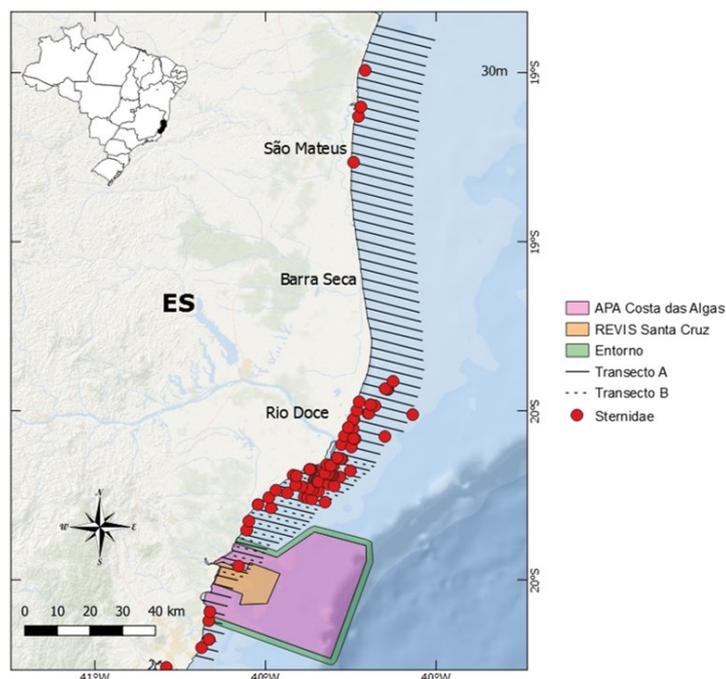
Fonte: autoria própria.

Figura 41: Mapa da área de estudo com os registros do Atobá-marrom, *Sula leucogaster*, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



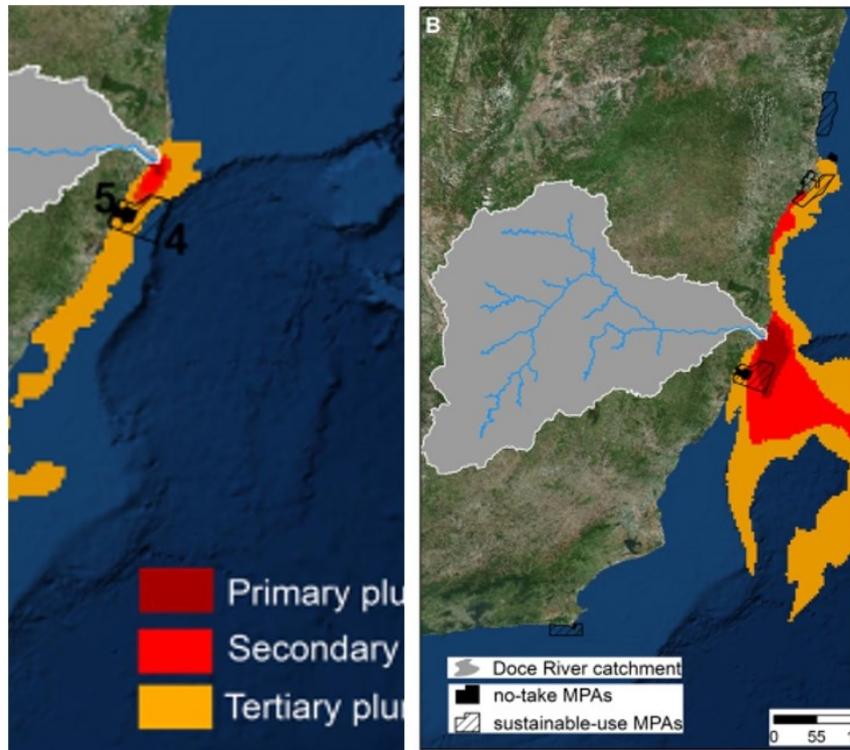
Fonte: autoria própria.

Figura 42: Mapa da área de estudo com os registros das aves marinhas pertencentes a família Sternidae, realizados durante a primeira campanha do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16). As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz..



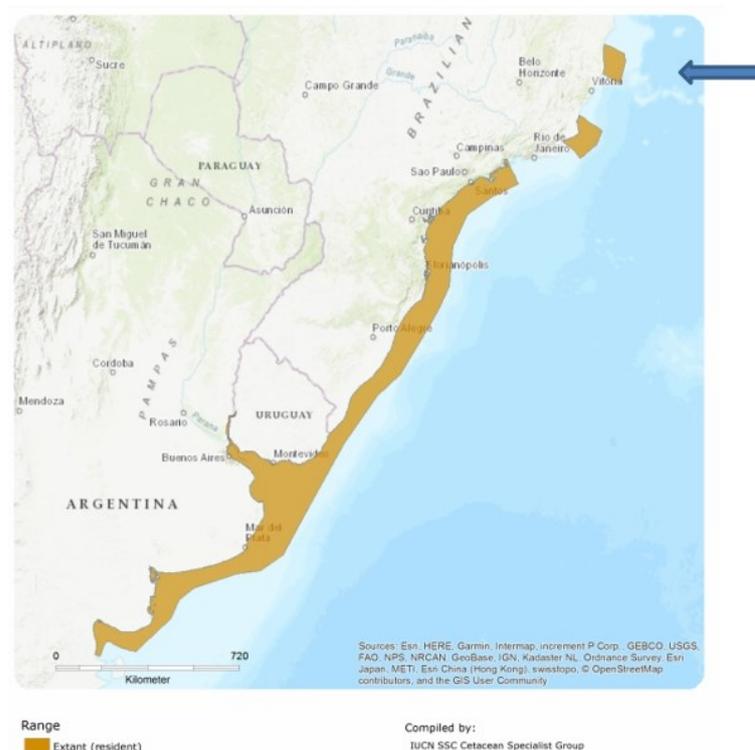
Fonte: autoria própria.

Figura 43: Modelagem da dispersão dos rejeitos no mar em dois momentos: (1) Na esquerda um momento inicial de pulso de descarga intensa (2015-2016), principalmente em áreas ao sul do Rio Doce (Figura 43a); (2) Na direita um momento posterior de dispersão (2017-2029), com menor intensidade, porém de maior abrangência espacial (Figura 43b).



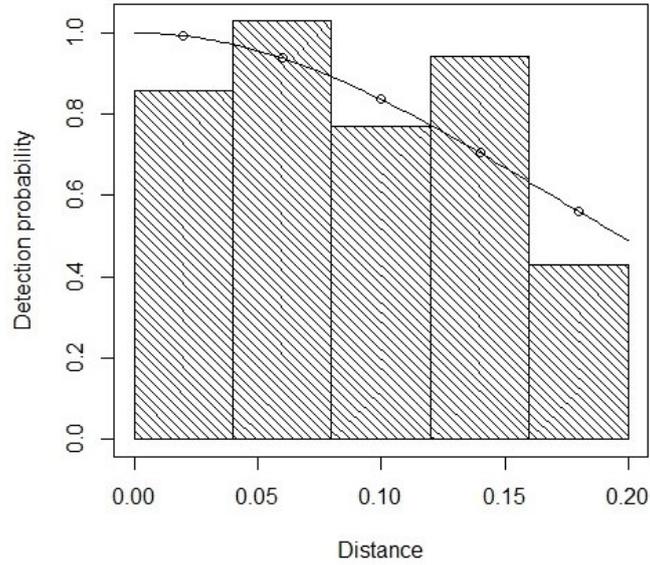
Fonte: Magris et al. (2019).

Figura 44: Distribuição da toninha, *Pontoporia blainvillei*, evidenciando o isolamento geográfico da população do ES com uma flecha.



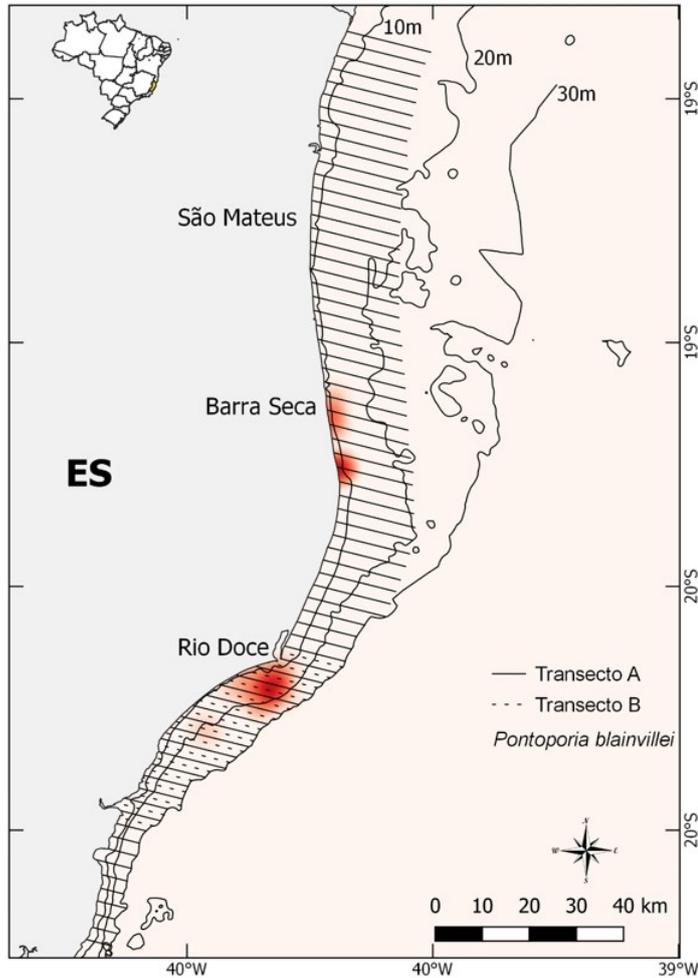
Fonte: autoria própria.

Figura 45: Curva de detecção utilizada nas estimativas de densidade de toninha, *Pontoporia blainvillei*, na área de estudo.



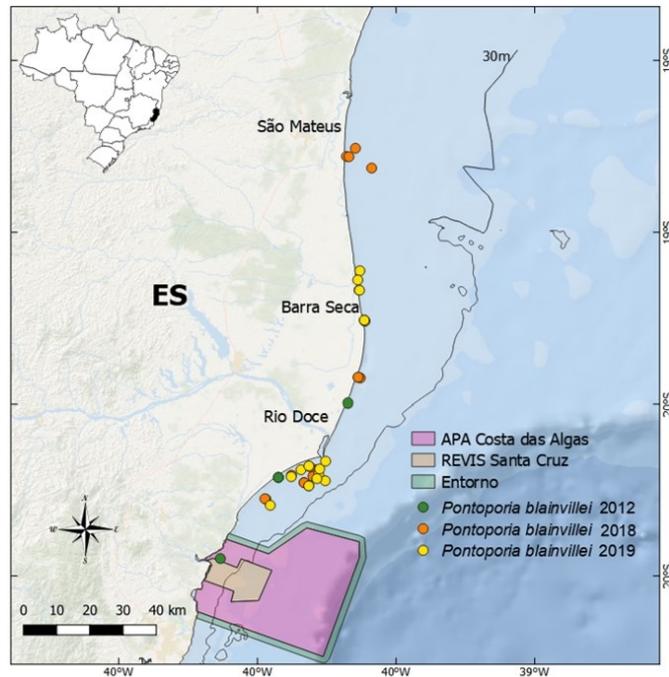
Fonte: autoria própria.

Figura 46: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração da Toninha, *Pontoporia blainvillei*, na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos". O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



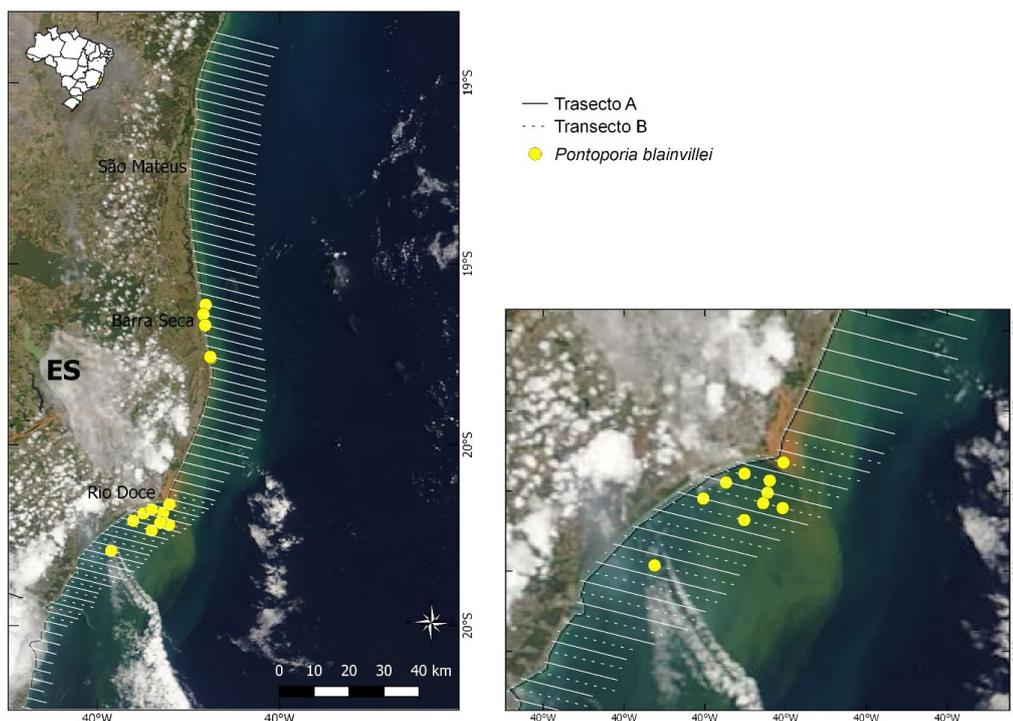
Fonte: autoria própria.

Figura 47: Mapa da área de estudo com registros pretéritos (2012 e 2018) e de 2019 da Toninha, *Pontoporia blainvillei*. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



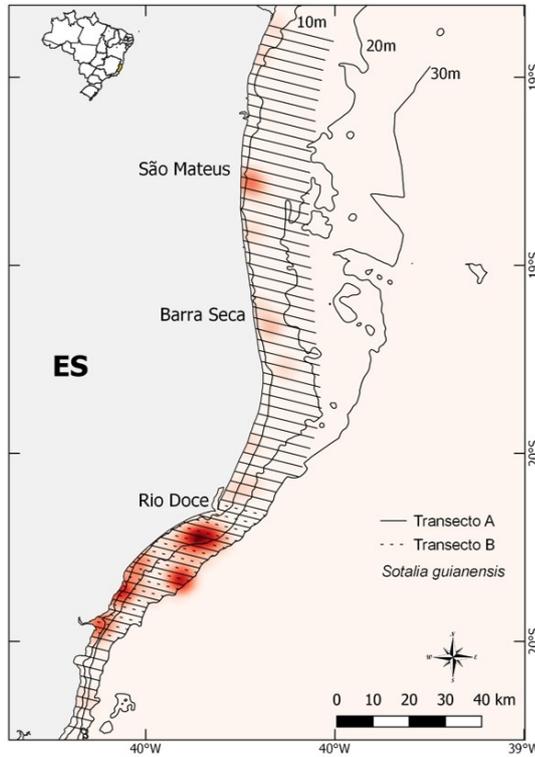
Fonte: autoria própria.

Figura 48: Imagem de satélite capturada em 01/12/2015 mostrando a foz do Rio Doce e a pluma de rejeitos de minério, oriundos da Barragem de Fundão, desaguando no Oceano Atlântico (Fonte: worldview.earthdata.nasa.gov). Os pontos amarelos indicam os registros da Toninha, *Pontoporia blainvillei*, feitos em 2019 durante a primeira campanha do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos". O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



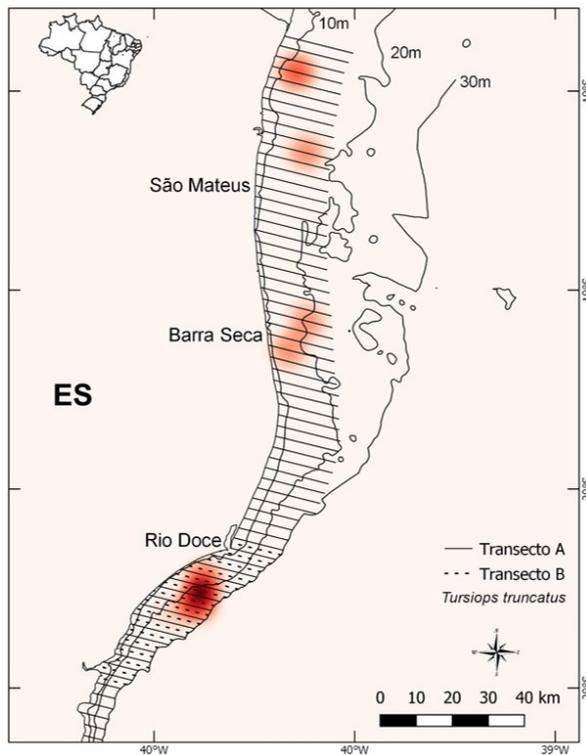
Fonte: autoria própria.

Figura 49: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração do Boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



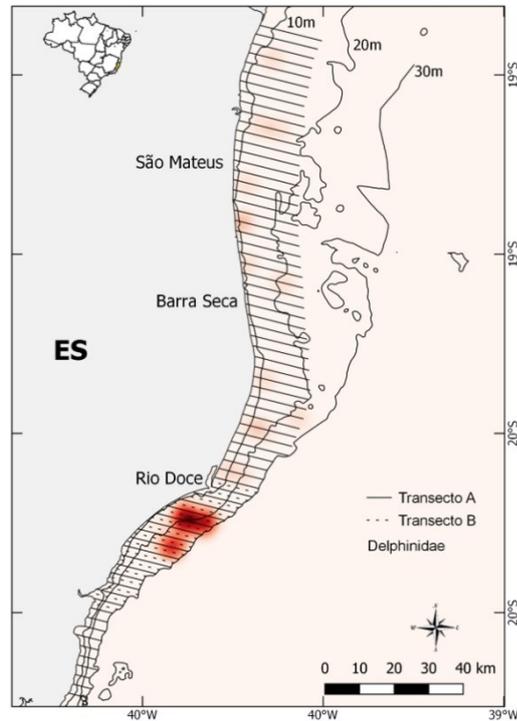
Fonte: autoria própria.

Figura 50: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração do Golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



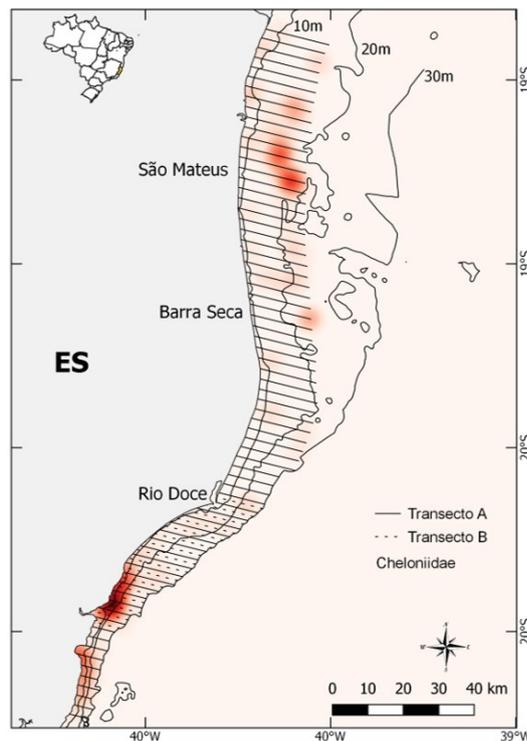
Fonte: autoria própria.

Figura 51: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de golfinhos pertencentes a família Delphinidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoo”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



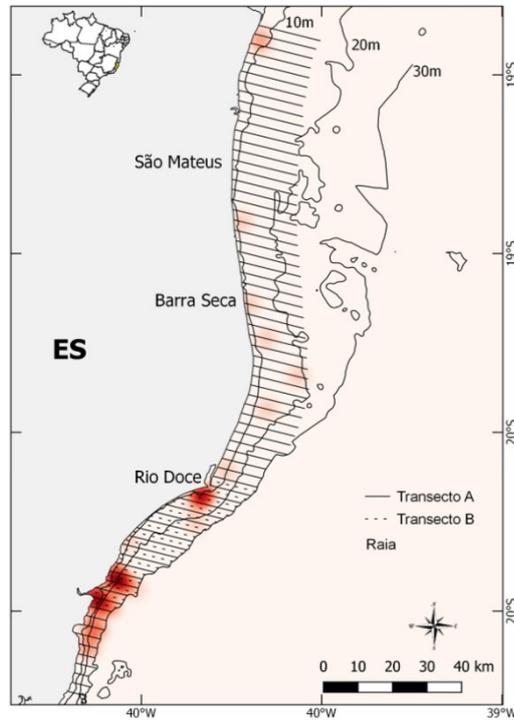
Fonte: autoria própria.

Figura 52: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoo”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



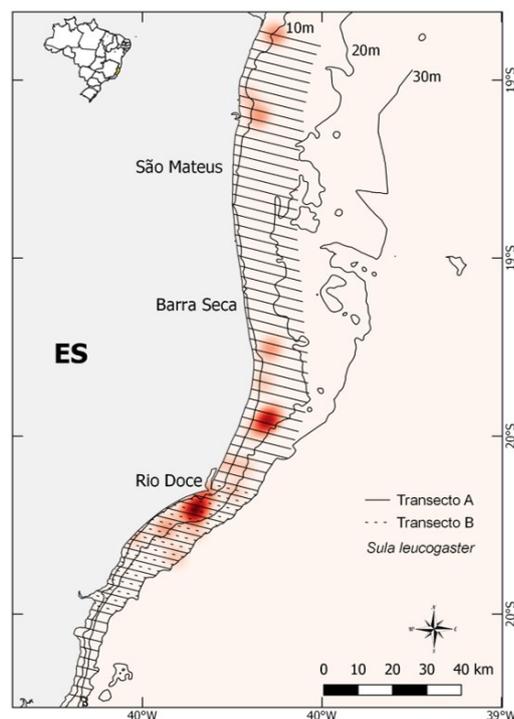
Fonte: autoria própria.

Figura 53: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração de elasmobrânquios (raia), na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



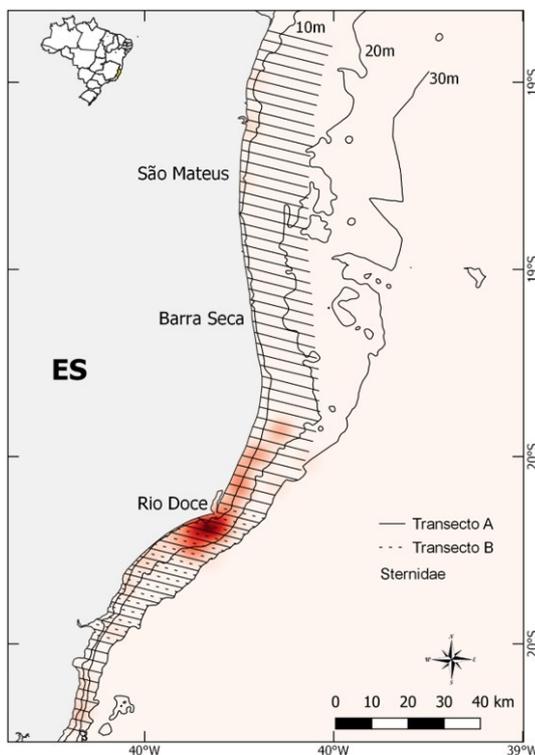
Fonte: autoria própria.

Figura 54: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração do Atobá-marrom, *Sula leucogaster*, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



Fonte: autoria própria.

Figura 55: Mapa de calor indicando as áreas de maior concentração das aves marinhas pertencentes a família Sternidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. O transecto A indica as linhas sobrevoadas no primeiro desenho amostral (N= 72) e o transecto B as linhas sobrevoadas no segundo desenho (N= 16).



Fonte: autoria própria.

2.5.2 Quadros

Quadro 4: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de Toninha, *Pontoporia blainvillei*, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
17-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	2	-19,7023	-39,8224
17-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	2	-19,7096	-39,9019
17-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	4	-19,6895	-39,8738
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	3	-19,2600	-39,6892
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	-19,2568	-39,6903
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	-19,1130	-39,7036
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	2	-19,2568	-39,6909
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	-19,1694	-39,7061
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	3	-19,1397	-39,7097
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	3	-19,2568	-39,6909
29-Jan	<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	-19,1697	-39,7048
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	3	-19,7364	-39,8512
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	3	-19,7214	-39,8037
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	4	-19,6871	-39,8197

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	1	-19,7929	-39,9622
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	5	-19,7364	-39,8512
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	4	-19,7154	-39,8279
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	3	-19,6784	-39,8509
01-Fev	<i>Pontoporia blainvillei</i>	5	-19,6645	-39,8027

Fonte: autoria própria.

Quadro 5: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens do Boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	4	-19,7684	-40,0046
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	50	-19,9657	-40,1133
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	20	-19,9417	-40,0992
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	7	-19,9401	-40,1052
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	5	-19,8448	-40,033
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	8	-19,8444	-40,0344
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	20	-20,1513	-40,1583
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,9613	-40,1305
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	10	-19,8681	-40,0493
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	10	-19,8725	-40,032
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,815	-39,9329
15-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	4	-19,7677	-39,8974
17-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,7359	-39,8019
17-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,7296	-39,825
17-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,7247	-39,8433
17-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,7247	-39,8433
17-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,7235	-39,8479
23-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,602	-39,772
23-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,6027	-39,7691
23-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,5868	-39,7225
23-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,4734	-39,7273
24-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,8687	-40,057
24-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	14	-19,8815	-40,0663
24-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,9876	-40,1258
29-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-18,9111	-39,7198
29-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,1767	-39,6769
29-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,151	-39,6646
29-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,113	-39,7036
29-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,2712	-39,633
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-18,8069	-39,7012
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-18,4399	-39,6979
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-18,7936	-39,7436

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-18,7658	-39,7409
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-18,7711	-39,7217
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-18,7749	-39,7069
30-Jan	<i>Sotalia guianensis</i>	4	-18,3649	-39,6583
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,8335	-39,9091
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,8313	-39,9179
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,727	-39,8876
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	6	-19,7254	-39,8935
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	12	-19,7046	-39,8697
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,873	-39,9845
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,8352	-39,9016
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	4	-19,8026	-40,033
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,7432	-39,9368
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,9442	-40,1426
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	8	-19,8795	-40,0652
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	10	-19,8597	-39,9187
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,8374	-39,8928
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,8367	-39,8957
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,8043	-40,0257
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,7822	-40,0059
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,7874	-39,8702
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,7668	-39,8415
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	1	-19,7324	-39,8672
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,7289	-39,8802
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	3	-19,7095	-39,8503
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	4	-19,7205	-39,8066
01-Fev	<i>Sotalia guianensis</i>	2	-19,6867	-39,8211

Fonte: autoria própria.

Quadro 6: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens do Golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	80	-19,7966	-39,8918
15-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	12	-19,7710	-39,8833
15-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	3	-19,8113	-39,9469
29-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	3	-19,1517	-39,6617
29-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	8	-19,1502	-39,6675
29-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	1	-19,0782	-39,6219
29-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	6	-19,0792	-39,6171

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
30-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	7	-18,6560	-39,6176
30-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	1	-18,6542	-39,6253
30-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	2	-18,4512	-39,6520
30-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	1	-18,4519	-39,6492
30-Jan	<i>Tursiops truncatus</i>	3	-18,4551	-39,6348
01-Fev	<i>Tursiops truncatus</i>	10	-19,7305	-39,8744
01-Fev	<i>Tursiops truncatus</i>	8	-19,7293	-39,8788
01-Fev	<i>Tursiops truncatus</i>	4	-19,7818	-39,8920
01-Fev	<i>Tursiops truncatus</i>	3	-19,7814	-39,8936
01-Fev	<i>Tursiops truncatus</i>	1	-19,7285	-39,8817

Fonte: autoria própria.

Quadro 7: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de golfinhos pertencentes a família Delphinidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Delphinidae	3	-19,8208	-39,9083
15-Jan	Delphinidae	1	-19,8146	-39,9344
15-Jan	Delphinidae	2	-19,8113	-39,9469
15-Jan	Delphinidae	1	-19,759	-39,9337
15-Jan	Delphinidae	3	-19,8186	-39,9165
15-Jan	Delphinidae	1	-19,8186	-39,9165
15-Jan	Delphinidae	2	-19,7933	-39,9041
15-Jan	Delphinidae	2	-19,771	-39,8833
15-Jan	Delphinidae	1	-19,8113	-39,9469
17-Jan	Delphinidae	1	-19,7422	-39,8858
17-Jan	Delphinidae	4	-19,7493	-39,858
17-Jan	Delphinidae	1	-19,7571	-39,8268
17-Jan	Delphinidae	1	-19,7359	-39,8019
17-Jan	Delphinidae	12	-19,7276	-39,8327
17-Jan	Delphinidae	3	-19,7401	-39,8935
17-Jan	Delphinidae	1	-19,7426	-39,8843
17-Jan	Delphinidae	4	-19,7451	-39,8741
17-Jan	Delphinidae	2	-19,7544	-39,837
17-Jan	Delphinidae	5	-19,7582	-39,8225
17-Jan	Delphinidae	1	-19,728	-39,8312
17-Jan	Delphinidae	1	-19,714	-39,8847
23-Jan	Delphinidae	1	-19,6012	-39,775
23-Jan	Delphinidae	3	-19,4894	-39,6652
23-Jan	Delphinidae	3	-19,3484	-39,6624
23-Jan	Delphinidae	2	-19,6131	-39,7272
23-Jan	Delphinidae	1	-19,4815	-39,6956

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
23-Jan	Delphinidae	2	-19,4557	-39,5687
29-Jan	Delphinidae	1	-19,0803	-39,6131
29-Jan	Delphinidae	1	-19,0269	-39,7143
29-Jan	Delphinidae	1	-18,9115	-39,7183
29-Jan	Delphinidae	1	-18,9084	-39,7311
30-Jan	Delphinidae	2	-18,4542	-39,6391
30-Jan	Delphinidae	1	-18,8041	-39,7105
30-Jan	Delphinidae	1	-18,6542	-39,6253
30-Jan	Delphinidae	2	-18,643	-39,672
01-Fev	Delphinidae	1	-19,8332	-39,9105
01-Fev	Delphinidae	2	-19,7691	-39,8322
01-Fev	Delphinidae	3	-19,742	-39,8308
01-Fev	Delphinidae	2	-19,727	-39,8876
01-Fev	Delphinidae	3	-19,7846	-39,881
01-Fev	Delphinidae	3	-19,7266	-39,8891
01-Fev	Delphinidae	15	-19,7042	-39,8712

Fonte: autoria própria.

Quadro 8: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0472	-40,1267
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8593	-39,9769
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,1754	-40,1711
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,1494	-40,1653
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,1451	-40,1809
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,1205	-40,1722
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,1266	-40,1445
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0955	-40,1608
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,9895	-40,1324
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,9417	-40,0992
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,9185	-40,0777
15-Jan	Cheloniidae	4	-19,8903	-40,0746
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8642	-40,0645
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8754	-40,021
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8353	-39,9577
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,7715	-39,9925
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,2252	-40,2017
15-Jan	Cheloniidae	2	-20,2029	-40,181
15-Jan	Cheloniidae	2	-20,1754	-40,1711
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,1205	-40,1722

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0972	-40,1535
15-Jan	Cheloniidae	4	-20,0955	-40,1608
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0582	-40,185
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,058	-40,1833
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0584	-40,1785
15-Jan	Cheloniidae	2	-20,0605	-40,1736
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0618	-40,1703
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0624	-40,1685
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0642	-40,1631
15-Jan	Cheloniidae	1	-20,0657	-40,1578
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,9764	-40,0707
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,9425	-40,0963
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,938	-40,1143
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,9181	-40,0794
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8903	-40,0746
15-Jan	Cheloniidae	2	-19,8638	-40,066
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8646	-40,063
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,84	-40,0506
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8395	-40,0522
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,8135	-40,0431
15-Jan	Cheloniidae	1	-19,7948	-40,0111
17-Jan	Cheloniidae	1	-19,6974	-39,842
17-Jan	Cheloniidae	1	-19,7151	-39,8804
17-Jan	Cheloniidae	1	-19,7238	-39,9591
17-Jan	Cheloniidae	1	-19,7113	-39,7859
23-Jan	Cheloniidae	1	-19,456	-39,5722
23-Jan	Cheloniidae	1	-19,4016	-39,6749
23-Jan	Cheloniidae	1	-19,4081	-39,6478
23-Jan	Cheloniidae	1	-19,5077	-39,5879
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,2694	-39,6772
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,1492	-39,5581
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,1501	-39,5536
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,0562	-39,595
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,0491	-39,6238
29-Jan	Cheloniidae	1	-18,9662	-39,6135
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,0421	-39,6524
29-Jan	Cheloniidae	1	-18,8826	-39,6155
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,1492	-39,5581
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,1498	-39,5551
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,0346	-39,6851
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,0312	-39,5853

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
29-Jan	Cheloniidae	1	-18,9758	-39,5774
29-Jan	Cheloniidae	1	-18,8559	-39,7197
29-Jan	Cheloniidae	1	-19,2654	-39,6563
29-Jan	Cheloniidae	1	-18,9697	-39,7169
29-Jan	Cheloniidae	1	-18,9401	-39,6061
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6896	-39,7079
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6788	-39,6345
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6804	-39,6287
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5224	-39,7004
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,4145	-39,6821
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,3699	-39,6399
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,8223	-39,6315
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,8046	-39,5921
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7762	-39,5904
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7758	-39,5919
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7747	-39,5964
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7732	-39,6024
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7685	-39,6206
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7145	-39,6147
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,707	-39,6421
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6583	-39,7195
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6823	-39,6215
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6446	-39,6659
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5901	-39,6595
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5818	-39,5811
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5483	-39,5984
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,4535	-39,5285
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,8011	-39,6052
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,772	-39,6069
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,772	-39,6069
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7682	-39,6221
30-Jan	Cheloniidae	2	-18,7638	-39,6404
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7308	-39,6591
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7403	-39,6218
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,711	-39,6268
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,707	-39,6421
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,7065	-39,6436
30-Jan	Cheloniidae	2	-18,7039	-39,6529
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,6478	-39,6519
30-Jan	Cheloniidae	2	-18,6285	-39,6137
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,608	-39,5896

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5448	-39,7233
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5456	-39,7203
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5706	-39,625
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5776	-39,5983
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,5776	-39,5983
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,4517	-39,5359
30-Jan	Cheloniidae	1	-18,4118	-39,6931
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9535	-40,1042
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9522	-40,1085
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9299	-40,0881
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9307	-40,0825
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9416	-40,0414
01-Fev	Cheloniidae	3	-19,9019	-40,081
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,8004	-40,0417
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,6566	-39,7198
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,6529	-39,7346
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9464	-40,1342
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9276	-40,0994
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9288	-40,0937
01-Fev	Cheloniidae	3	-19,9296	-40,0895
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9303	-40,0853
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9035	-40,0749
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9027	-40,078
01-Fev	Cheloniidae	2	-19,9019	-40,081
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,9016	-40,0825
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,8787	-40,0685
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,8546	-40,0511
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,8542	-40,0526
01-Fev	Cheloniidae	1	-19,8534	-40,0556

Fonte: autoria própria.

Quadro 9: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de elasmobrânquios (raia), na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

Data	Subclasse	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9603	-40,1336
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9657	-40,1133
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	4	-20,048	-40,1238
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	2	-19,9895	-40,1324
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	20	-19,9257	-40,0503
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9334	-40,018
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,8912	-40,0717
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,8903	-40,0746

Data	Subclasse	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-20,1003	-40,1407
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	4	-20,0972	-40,1535
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	15	-20,0483	-40,1224
15-Jan	Elasmobranchii (Raia)	4	-19,9241	-40,0567
17-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,6728	-39,8271
17-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,7516	-39,8482
17-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,6959	-39,8478
17-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,6728	-39,8271
17-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,6728	-39,8271
17-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,6042	-39,7659
23-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,3438	-39,5669
23-Jan	Elasmobranchii (Raia)	7	-19,4343	-39,6526
24-Jan	Elasmobranchii (Raia)	150	-20,042	-40,1456
29-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,2379	-39,6534
29-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-18,91	-39,7239
29-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,1416	-39,7026
30-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-18,39	-39,6705
30-Jan	Elasmobranchii (Raia)	1	-18,4177	-39,6699
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	2	-19,945	-40,1399
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,8004	-40,0417
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	8	-19,9808	-40,1118
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9875	-40,0835
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	2	-19,946	-40,1356
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9089	-40,054
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,6822	-39,8365
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9858	-40,0911
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9301	-40,0867
01-Fev	Elasmobranchii (Raia)	1	-19,9057	-40,0677

Fonte: autoria própria.

Quadro 10: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de elasmobrânquios (tubarão), na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

Data	Subclasse	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-20,0284	-40,0859
17-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-19,6517	-39,6855
29-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-19,1521	-39,6602
29-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-18,8723	-39,6573
30-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-18,6112	-39,5755
30-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-18,6438	-39,6689
30-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-18,5822	-39,5796
30-Jan	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-18,4205	-39,659
01-Fev	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-19,6871	-39,8197

Data	Subclasse	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
01-Fev	Elasmobranchii (Tubarão)	1	-19,648	-39,7556

Fonte: autoria própria.

Quadro 11: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de Atobá-marrom, *Sula leucogaster*, na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

Data	Espécie	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
17-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,7154	-39,8789
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,5874	-39,7196
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	2	-19,5736	-39,7749
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,4841	-39,6857
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,4621	-39,6589
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,4626	-39,6558
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,4628	-39,6543
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,4386	-39,6373
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,4379	-39,6401
23-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,3481	-39,664
29-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,2414	-39,6382
29-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,2675	-39,6482
30-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-18,5488	-39,7071
30-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-18,3735	-39,6279
30-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-18,3716	-39,6338
30-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-18,612	-39,6797
30-Jan	<i>Sula leucogaster</i>	1	-18,5863	-39,6726
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,7689	-39,944
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,6589	-39,8236
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,7099	-39,8488
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,6846	-39,8282
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,6571	-39,8308
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	2	-19,8339	-39,9076
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	2	-19,7778	-40,0226
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,7465	-39,9224
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,7631	-39,8568
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	2	-19,7072	-39,8592
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	1	-19,708	-39,8562
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	4	-19,7111	-39,8443
01-Fev	<i>Sula leucogaster</i>	5	-19,6504	-39,7452

Fonte: autoria própria.

Quadro 12: Data, tamanho de grupo e coordenadas geográficas das avistagens de aves marinhas pertencentes a família Sternidae, na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
15-Jan	Sternidae	5	-20,2008	-40,1879
15-Jan	Sternidae	3	-20,1215	-40,1667
15-Jan	Sternidae	2	-20,0949	-40,1637
15-Jan	Sternidae	20	-20,1766	-40,1664
15-Jan	Sternidae	20	-20,1766	-40,1664
23-Jan	Sternidae	1	-19,6004	-39,7779
23-Jan	Sternidae	1	-19,6077	-39,7488
23-Jan	Sternidae	1	-19,5834	-39,7381
23-Jan	Sternidae	1	-19,5821	-39,7438
23-Jan	Sternidae	5	-19,5752	-39,7693
23-Jan	Sternidae	2	-19,5535	-39,7438
23-Jan	Sternidae	1	-19,5766	-39,6505
23-Jan	Sternidae	1	-19,5257	-39,7417
23-Jan	Sternidae	1	-19,5254	-39,7431
23-Jan	Sternidae	2	-19,4993	-39,7326
23-Jan	Sternidae	1	-19,5073	-39,7003
23-Jan	Sternidae	2	-19,5081	-39,6975
23-Jan	Sternidae	1	-19,5117	-39,5691
23-Jan	Sternidae	1	-19,4855	-39,6798
23-Jan	Sternidae	1	-19,4822	-39,6928
23-Jan	Sternidae	1	-19,4738	-39,7258
23-Jan	Sternidae	3	-19,4374	-39,6415
23-Jan	Sternidae	6	-19,4365	-39,6442
23-Jan	Sternidae	2	-19,435	-39,6498
23-Jan	Sternidae	1	-19,4134	-39,6268
23-Jan	Sternidae	1	-19,5824	-39,7424
23-Jan	Sternidae	1	-19,5496	-39,7578
30-Jan	Sternidae	1	-18,7654	-39,7424
30-Jan	Sternidae	1	-18,6298	-39,7281
30-Jan	Sternidae	1	-18,6016	-39,721
30-Jan	Sternidae	1	-18,4937	-39,7085
01-Fev	Sternidae	1	-19,9598	-40,0798
01-Fev	Sternidae	3	-19,8534	-40,0556
01-Fev	Sternidae	2	-19,8271	-40,0495
01-Fev	Sternidae	7	-19,7778	-40,0226
01-Fev	Sternidae	1	-19,7876	-39,9846
01-Fev	Sternidae	1	-19,7569	-39,9908
01-Fev	Sternidae	1	-19,7354	-39,9699
01-Fev	Sternidae	1	-19,7432	-39,9368

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
01-Fev	Sternidae	1	-19,7556	-39,8871
01-Fev	Sternidae	1	-19,7579	-39,8774
01-Fev	Sternidae	1	-19,7611	-39,8645
01-Fev	Sternidae	1	-19,7704	-39,826
01-Fev	Sternidae	1	-19,7379	-39,8454
01-Fev	Sternidae	1	-19,7336	-39,8628
01-Fev	Sternidae	1	-19,7266	-39,8891
01-Fev	Sternidae	1	-19,691	-39,9193
01-Fev	Sternidae	1	-19,7072	-39,8592
01-Fev	Sternidae	1	-19,708	-39,8562
01-Fev	Sternidae	1	-19,7095	-39,8503
01-Fev	Sternidae	1	-19,6962	-39,7829
01-Fev	Sternidae	1	-19,6904	-39,8068
01-Fev	Sternidae	1	-19,6878	-39,8168
01-Fev	Sternidae	1	-19,6867	-39,8211
01-Fev	Sternidae	1	-19,6802	-39,8436
01-Fev	Sternidae	1	-19,6784	-39,8509
01-Fev	Sternidae	1	-19,6737	-39,8713
01-Fev	Sternidae	1	-19,6645	-39,8027
01-Fev	Sternidae	1	-19,6779	-39,7519
01-Fev	Sternidae	1	-19,642	-39,7798
01-Fev	Sternidae	1	-19,7309	-39,873
01-Fev	Sternidae	2	-19,725	-39,8949
01-Fev	Sternidae	1	-19,7206	-39,9125
01-Fev	Sternidae	2	-19,6932	-39,9101
01-Fev	Sternidae	2	-19,7099	-39,8488
01-Fev	Sternidae	10	-19,7107	-39,8458
01-Fev	Sternidae	1	-19,7183	-39,8159
01-Fev	Sternidae	1	-20,2593	-40,2912
01-Fev	Sternidae	4	-19,7226	-39,7992
01-Fev	Sternidae	1	-19,6915	-39,8025
01-Fev	Sternidae	3	-19,6904	-39,8068
01-Fev	Sternidae	2	-19,6889	-39,8125
01-Fev	Sternidae	2	-19,6878	-39,8168
01-Fev	Sternidae	1	-19,6851	-39,8268
01-Fev	Sternidae	1	-19,675	-39,8653
01-Fev	Sternidae	2	-19,6747	-39,8668
01-Fev	Sternidae	2	-19,674	-39,8698
01-Fev	Sternidae	3	-19,6737	-39,8713
01-Fev	Sternidae	2	-19,6596	-39,8208
01-Fev	Sternidae	2	-19,6627	-39,8098

Data	Família	Tamanho Grupo	Latitude	Longitude
01-Fev	Sternidae	1	-19,6427	-39,7768
01-Fev	Sternidae	4	-19,642	-39,7798
01-Fev	Sternidae	1	-19,6393	-39,79

Fonte: autoria própria.

3 SUBPROJETO: CETÁCEOS – GENÉTICA, SAÚDE, DIETA, REPRODUÇÃO, USO DO HABITAT E INTERAÇÃO COM A PESCA

3.1 OBJETIVO

Objetivo 1: Monitorar os encalhes de cetáceos nas praias do litoral do ES e realizar necrópsias, quando for possível recolher os animais, para determinar uma possível causa mortis.

Atividades para o atendimento de encalhes de 50 cetáceos nas praias do litoral do Espírito Santo:

- Realizar visitas ao local para a obtenção de dados;
- Coletar dados do animal encalhado e do local de encalhe;
- Necropsias dos animais na praia ou em laboratório, quando possível;
- Auxílio na remoção do animal encalhado;
- Coleta de tecido para análises laboratoriais;
- Laudo com provável causa mortis.

Objetivo 2: Avaliar e monitorar o uso de mamíferos marinhos em áreas potencialmente impactadas adjacentes a foz do Rio Doce (comportamento e uso do habitat), a partir de monitoramento por ponto fixo e por embarque

Objetivo 3: Monitorar a diversidade genética de cetáceos do litoral do ES.

Objetivo 4: a) Avaliar a prevalência de patógenos em cetáceos da área de estudo, para determinar se as alterações ambientais estão afetando o estado de saúde destas populações ameaçadas ou biomonitoras; b) Monitorar a evolução das histopatologias em tecidos de cetáceos em encalhes na área de estudo.

Atividades:

- Descrição da prevalência de patógenos nas espécies de cetáceos;
- Análise bacteriológica e fúngica nos cetáceos encontrados encalhados;
- Avaliação se as alterações ambientais poderiam estar afetando o estado de saúde das populações de cetáceos.

Objetivo 5: Monitorar a evolução das dosagens de contaminantes em tecidos de cetáceos em encalhes na área de estudo.

Objetivo 6: Descrever a ecologia trófica a partir da análise de isótopos estáveis de *S. guianensis* e *Pontoporia blainvillei*.

Objetivo 7: Estimar a idade dos cetáceos, de sua primeira maturação e analisar a taxa de fecundidade dos cetáceos encontrados mortos nas praias.

Objetivo 8: Avaliar a interação dos pequenos cetáceos com a pesca no litoral do ES.

3.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2.1 Monitoramento dos encalhes de cetáceos nas praias do litoral do es e realização de necrópsias

Resultados dos Encalhes

Os cetáceos encalhados foram localizados sobretudo por meio do esforço de monitoramento atribuído ao PMP/BC através do monitoramento regular diário realizado nas praias (98,9%) e ocasionalmente por meio de acionamentos telefônicos (1,1%). Segundo consulta à plataforma SIMBA, foram totalizados cerca de 165 dias de monitoramento, com média de visitas às praias por meio da executora do PMP em torno de 3.087 vezes (média entre setembro a outubro de 2018), cerca de 29,5% por uso de quadriciclos (áreas mais extensas e remotas) e 70,5% por acessos a pé ou bicicleta (áreas menos extensas, populosas ou acidentadas). A área da costa coberta compreende a totalidade da costa do Espírito Santo com cerca de 1.140 quilômetros de extensão.

Neste período foram notificadas 52 ocorrências de cetáceos encalhados nas praias do ES (Quadro 13). Das ocorrências, 98,1% compreenderam animais encontrados já em óbito e apenas 1,9% animais encalhados com vida. As carcaças foram na grande maioria recolhidas pela empresa executora do PMP, congeladas e destinadas para exame necroscópico posterior que foram realizados nas dependências do Instituto Baleia Jubarte (IBJ) em Caravelas/BA (69,2%) ou no Instituto Orca em Guarapari/ES (30,8%). O mapa abaixo demonstra todos os encalhes registrados e a área de atendimento de cada instituição (Figura 56).

Quadro 13: Data e relação de cetáceos encalhados no litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 15 de março de 2019. Todas as coordenadas obtidas compreenderam a Zona 24 do sistema UTM. Sexo (M= macho, F= Fêmea). F.E. compreende Faixa Etária (F= Filhote, J= Juvenil e A= Adulto); C.T. compreende o Comprimento Total em metros.

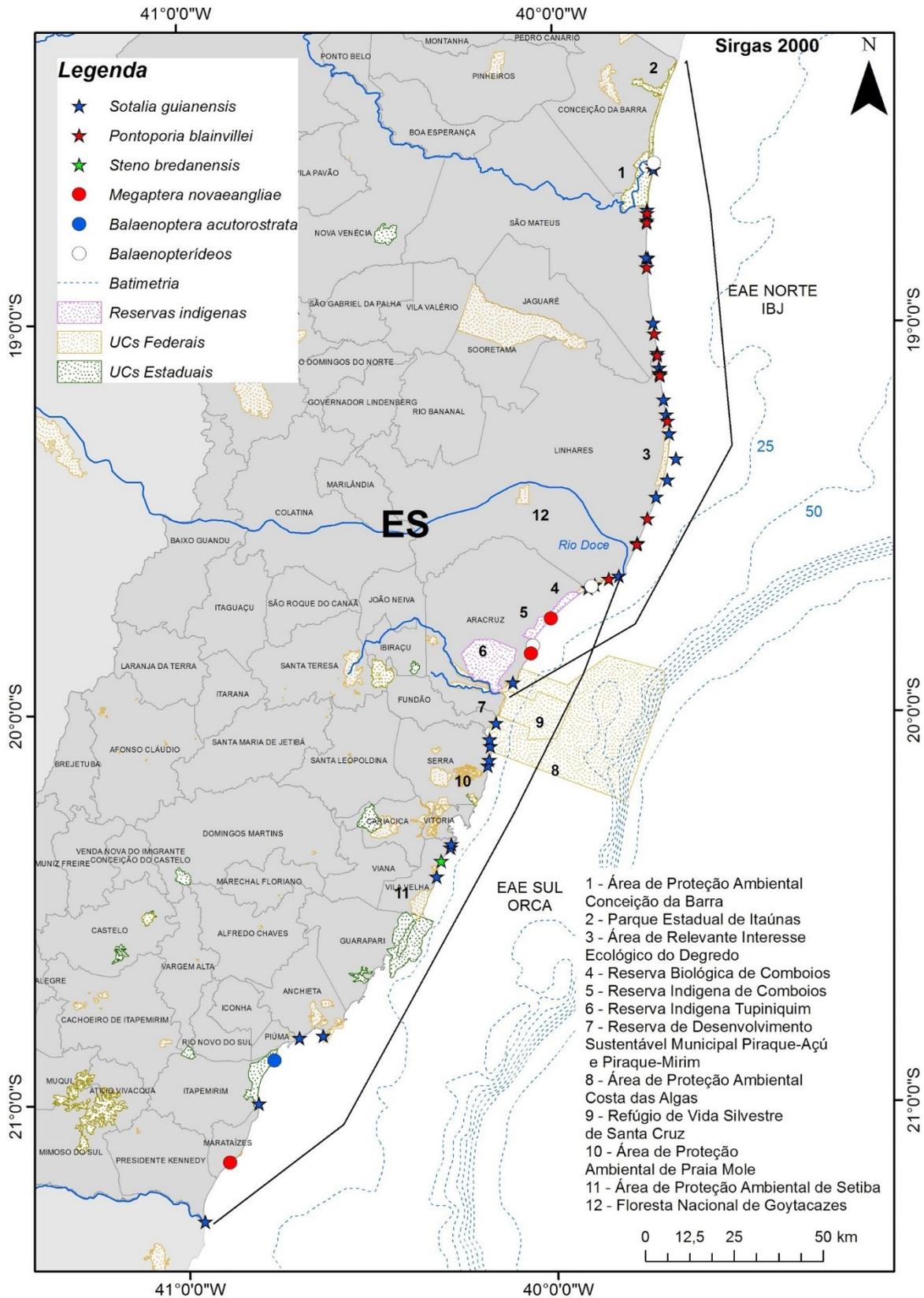
DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.
02-set	EAE_S1	7643236.12	296888.33	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,96
04-out	EAE_N1	7806776.00	389140.00	<i>Balaenopterídeo</i>	Ind.	Ind.	Ind.
06-out	EAE_N2	7941965.61	423084.46	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,81
07-out	EAE_N3	7804511.09	388667.04	<i>Megaptera novaeangliae</i>	M	J	9,00
07-out	EAE_N4	7824039.12	406661.67	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,96
07-out	EAE_N5	7943000.28	422830.21	<i>Sotalia guianensis*</i>	M	F	1,22
17-out	EAE_N6	7823555.60	405630.61	<i>Balaenopterídeo</i>	Ind.	Ind.	Ind.
22-out	EAE_N7	7943781.87	423196.31	<i>Balaenopterídeo</i>	Ind.	Ind.	Ind.
23-out	EAE_N8	7814457.34	394234.23	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	J	7,5
29-out	EAE_S2	7688989.40	316368.06	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Ind.	F	2,9

DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.
21-nov	EAE_S3	7660018.73	303891.26	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	A	12
22-nov	EAE_N9	7823062.79	404734.87	<i>Sotalia guianensis</i>	F	J	1,63
22-nov	EAE_S4	7745597.61	363386.76	<i>Steno bredanensis</i>	M	A	2,45
25-nov	EAE_N10	7889207.71	424202.96	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	F	0,67
28-nov	EAE_N11	7926831.63	421221.25	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1,08
29-nov	EAE_N12	7825662.76	410575.19	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1,25
15-dez	EAE_N13	7916741.81	421542.85	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1,43
19-dez	EAE_N14	7898397.73	423037.12	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,79
19-dez	EAE_N15	7883840.99	424868.92	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1,02
23-dez	EAE_N16	7930480.18	421291.58	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1,46
24-dez	EAE_S6	7796308.11	383540.56	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	1,3
25-dez	EAE_S5	7772720.18	376458.63	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	1,38
27-dez	EAE_S7	7695965.38	330140.51	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1,59
31-dez	EAE_N17	7929436.85	421322.09	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	F	0,88
05-jan	EAE_N18	7895364.41	423333.67	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	F	0,85
05-jan	EAE_N19	7826516.73	413416.35	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1,61
07-jan	EAE_N20	7914170.51	421228.14	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Ind.	A	1,45
12-jan	EAE_N21	7876542.13	425918.36	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1,45
16-jan	EAE_N22	7872373.41	426689.9	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,65
16-jan	EAE_N23	7883484.15	424933.27	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	0,92
16-jan	EAE_N24	7885572.23	424652.33	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	0,87
16-jan	EAE_S8	7774272.44	376834.42	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	2
17-jan	EAE_S9	7676802.96	312085.69	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1,9
17-jan	EAE_S10	7778224.52	377222.55	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1,63
20-jan	EAE_N25	7835837.88	418547.88	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	J	1,19
24-jan	EAE_N26	7848955.99	423868.27	<i>Sotalia guianensis</i>	Ind.	A	Ind.
10-fev	EAE_S11	7741219.32	362054.31	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,82
13-fev	EAE_N27	7889823.76	424128.89	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1,83
14-fev	EAE_S12	7749484.15	366022.95	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1,86
19-fev	EAE_N28	7916929.34	421008.94	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1,72
23-fev	EAE_S13	7695363.19	323507.91	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,88
28-fev	EAE_N29	7870588.84	427057.54	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1,18
01-mar	EAE_N30	7842823.84	421472.25	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	A	1,37
01-mar	EAE_N31	7866991.20	427585.73	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,84
04-mar	EAE_N32	7835593.96	418447.24	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Ind.	J	1,13
09-mar	EAE_N33	7853854.71	427025.95	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,91
10-mar	EAE_N34	7859887.48	429433.18	<i>Sotalia guianensis</i>	F	J	1,56
10-mar	EAE_S14	7750428.29	366156.54	<i>Sotalia guianensis</i>	F	F	1,15
12-mar	EAE_S15	7784746.05	378828.55	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	1,1
13-mar	EAE_N35	7927388.38	421261.08	<i>Sotalia guianensis</i>	Ind.	J	-
14-mar	EAE_N36	7884103.47	424842.40	<i>Sotalia guianensis</i>	F	-	-
14-mar	EAE_S16	7780156.59	377012.45	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1,87

* animal encalhado com vida.

Fonte: autoria própria.

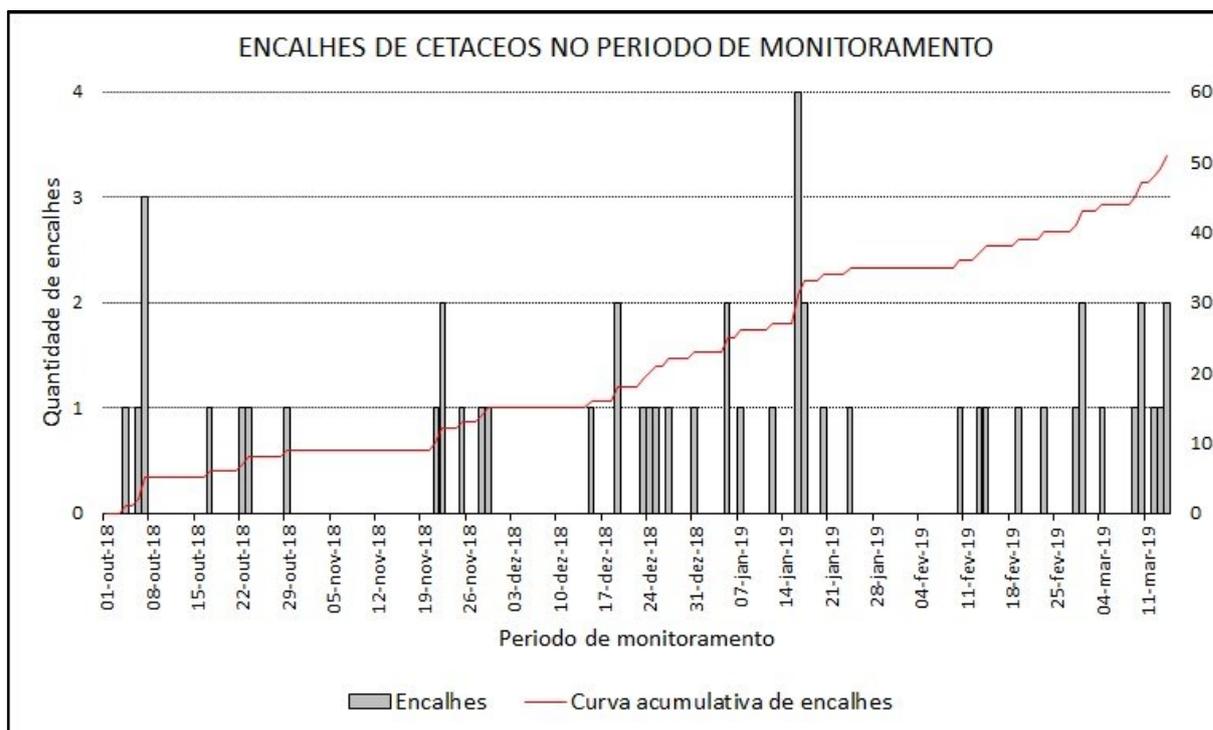
Figura 56: Mapa de distribuição dos encalhes de cetáceos na área de monitoramento durante o período entre início do projeto até 15 de março de 2019.



Fonte: autoria própria.

Os encalhes ocorreram ao longo de todo o período com alguns intervalos sem registros, foram observados 9 dias sem ocorrências entre 08/10/2018 e 16/10/2018, outros intervalos sem encalhes compreenderam 22 dias entre 30/10/2018 e 20/11/2018, 16 dias entre 29/11/2018 30/11/2018 e 14/12/2018 e 16 dias também entre 25/01/2019 e 09/02/2019 (Figura 56). A maioria dos registros compreenderam um único encalhe por dia, em 7 ocasiões foram registrados dois encalhes simultâneos na mesma data. No dia 07 de outubro de 2018 foram registradas três ocorrências e na data do dia 16 de janeiro de 2019 foram registrados 4 ocorrências simultâneas (Figura 57).

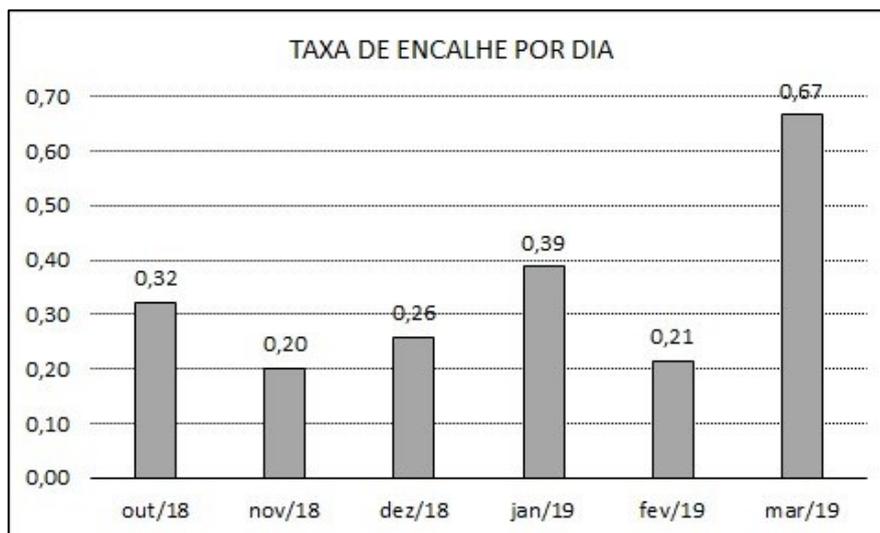
Figura 57: Distribuição temporal dos encalhes de cetáceos e curva acumulativa de ocorrências no período de monitoramento.



Fonte: autoria própria.

Na atual etapa do monitoramento não é possível apresentar uma avaliação sazonal, sendo assim, os resultados estão apresentados na forma de taxa de encalhes de cetáceos por dia ao longo dos meses iniciais de monitoramento. Estas taxas foram definidas com base na quantidade de encalhes sobre a quantidades de dias de monitoramento observados no mês. Foram subdivididos o número de encalhes por 31 dias para os meses de outubro e dezembro, por 30 dias para os meses novembro e janeiro, 28 dias para fevereiro e 15 dias para março de 2019 devido o encerramento do presente relatório na metade do mês (Figura 58).

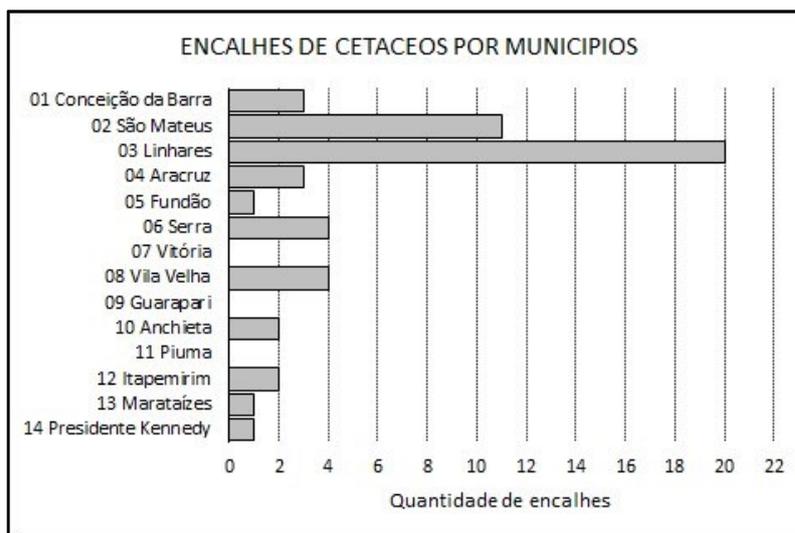
Figura 58: Comparação da taxa de encalhes de cetáceos por dia nos diferentes meses considerando a área de monitoramento como um todo. No mês de março de 2019 a quantidade de encalhes foi subdividida para 15 dias.



Fonte: autoria própria.

Quanto à localização espacial, os encalhes se distribuíram por quase todos os municípios litorâneos do Espírito Santo, com exceção de Vitória, Guarapari e Piúma. Os dois municípios com maior número de ocorrências foram Linhares com 38,5% (20/52) e São Mateus com 21,2% (11/52). Os municípios de Serra e Vila Velha empataram em terceiro lugar cada um com 7,7% (4/52) dos encalhes totais. Todos os demais municípios permaneceram abaixo de 5,8% (menores que 3/52) dos encalhes (Figura 59).

Figura 59: Distribuição de encalhes de cetáceos por município no Espírito Santo.

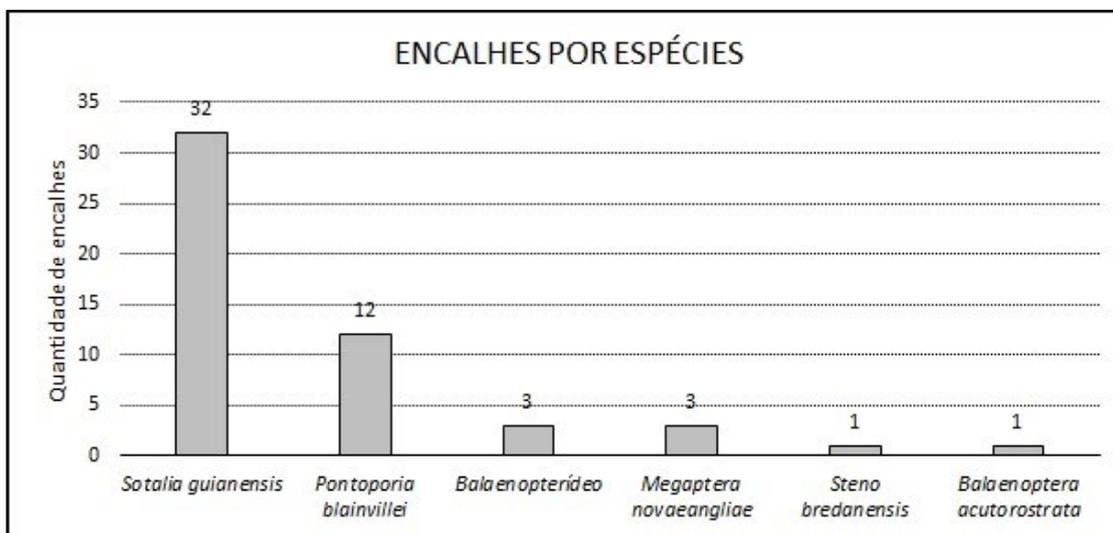


Fonte: autoria própria.

Quanto às espécies de cetáceos encalhados, foi observado uma maior predominância das espécie com distribuição costeira, sendo que o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) apresentou mais da metade das ocorrências com 61,5% (32/52), e, em segundo lugar a toninha (*Pontoporia blainvillei*) apresentou 23,1% (12/52) dos registros. Os encalhes de baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e de balaenopterídeos empataram apresentando 5,8% (3/52), seguido de uma ocorrência de golfinho-de-

dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) e de um registro de baleia-minke (*Balaenoptera acutorostrata*) correspondendo 1,9% (1/52) (Figura 60).

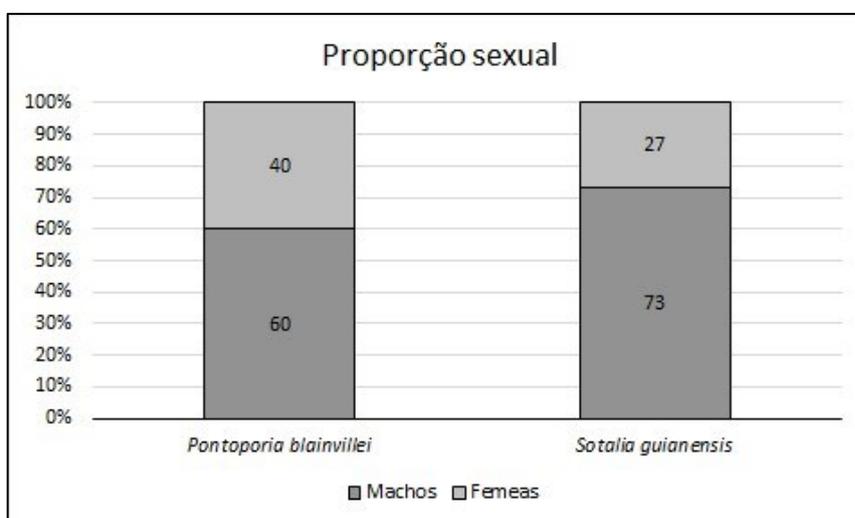
Figura 60: Espécies de cetáceos encalhados durante o período de monitoramento.



Fonte: autoria própria.

A determinação do sexo dos cetáceos encalhados foi possível de ser realizada em 42 animais (80,8%) dentre o total de 52 registros observados no período. Dez indivíduos atendidos (19,2%) não puderam ter o seu sexo definido devido às características das carcaças em decomposição, entre eles: 3 balaenopterídeos, cuja espécie também não foi possível identificar; 2 baleias jubarte; 2 botos cinza; 2 toninhas e uma baleia minke. Para estes indivíduos será necessário a definição do sexo por meio de análises genéticas. A razão sexual só foi possível de ser analisada para as espécies que mais encalharam. A baleia jubarte com sexo definido e o golfinho de dentes rugosos eram machos. A toninha apresentou uma razão sexual na ordem de 1,5:1 e o boto cinza 2,75:1, ambos com maior proporção de machos do que de fêmeas (Figura 61).

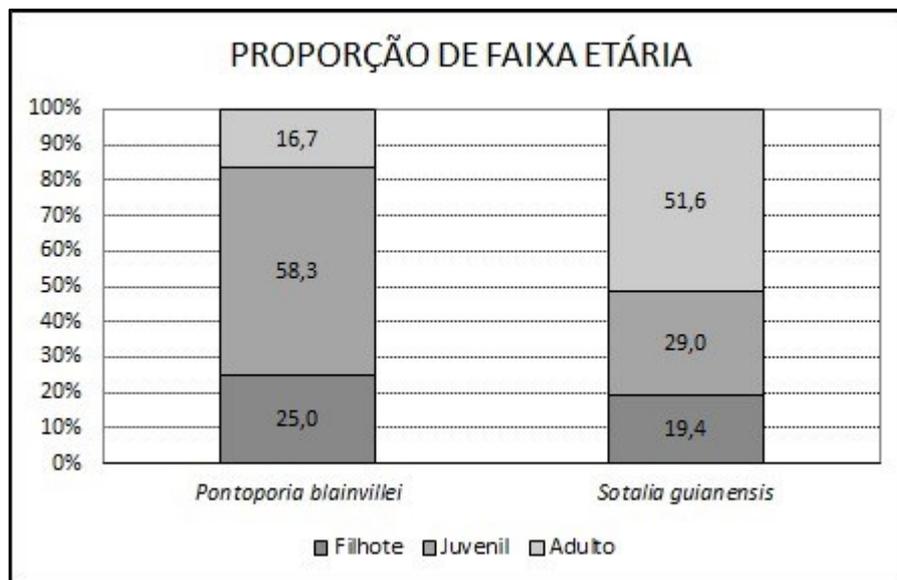
Figura 61: Proporção sexual, em porcentagem, das espécies de cetáceos que mais encalharam no período.



Fonte: autoria própria.

A faixa etária dos cetáceos encalhados foi definida em três categorias: filhote, juvenil e adulta a depender do comprimento total obtido pela biometria corporal. A faixa etária foi possível de ser determinada em 48 animais dentre 51 registros, o boto-cinza com identificação EAE_N36 terá o sexo definido durante a necropsia ainda não realizada (Quadro 13). Os balaenopterídeos não puderam ter a faixa etária definida. A baleia minke tratava-se de um filhote e o golfinho de dentes rugosos foi considerado adulto. Das três jubartes encalhadas uma foi considerada adulta e duas juvenis. A proporção entre filhotes, juvenis e animais adultos é melhor compreendida pelas espécies que mais encalharam, sendo assim, de 12 toninhas encalhadas 58,3% compreenderam animais juvenis e 25% filhotes, ambas as categorias de faixa etária compreenderam acima de 80% dos registros e apenas 16,7% compreenderam animais considerados adultos. Em relação aos botos cinza, dos 31 registros, a maior proporção de encalhes foi de animais adultos, compreendendo 51,6% dos animais, juvenis compreenderam 29% e filhotes 19,4% dos registros observados (Figura 62).

Figura 62: Proporção da faixa etária, em porcentagem, das duas espécies de cetáceos que mais encalharam no período



Fonte: autoria própria.

Resultados das Necropsias:

Dos 52 registros de cetáceos encalhados neste primeiro semestre de monitoramento, foram realizados exames necroscópicos em 45 animais (86,5%). Em cinco ocasiões (9,6%) não foi possível a realização de necropsias devido às características das carcaças fragmentadas ou ainda da remoção das mesmas pela ação das marés. Dois animais (3,8%) permanecem congelados e aguardando o agendamento para serem examinados (Quadro 14).

Quadro 14: Data e relação de cetáceos necropsiados no litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 15 de março de 2019, com detalhamento do método de preservação da carcaça, código de decomposição no ato da necropsia (COD) e status do diagnóstico da causa da morte.

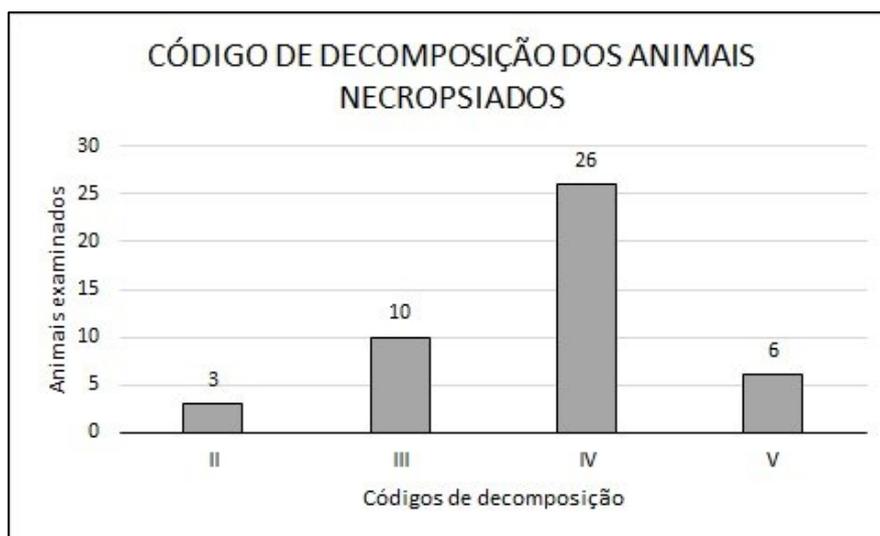
Data	ID	Espécie	Preservação	COD	Diagnóstico
06/set/19	EAE_S1	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Indeterminado
09/out/18	EAE_N2	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	V	Indeterminado
09/out/18	EAE_N4	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Não concluído
08/out/18	EAE_N5	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriado	II	Processo infeccioso
30/out/18	EAE_S2	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Fresco	III	Processo infeccioso
21/nov/18	EAE_S3	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Fresco	IV	Indeterminado
30/nov/18	EAE_N9	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental
23/nov/18	EAE_S4	<i>Steno bredanensis</i>	Resfriado	IV	Indeterminado
30/nov/18	EAE_N10	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	III	Processo infeccioso
30/nov/18	EAE_N11	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Processo infeccioso
14/jan/19	EAE_N12	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Não concluído
14/jan/19	EAE_N13	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Processo infeccioso
16/jan/19	EAE_N14	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	III	Emalhe acidental
14/jan/19	EAE_N15	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Não concluído
15/jan/19	EAE_N16	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental
25/dez/18	EAE_S6	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriado	II	Processo infeccioso
25/dez/18	EAE_S5	<i>Sotalia guianensis</i>	Fresco	II	Processo infeccioso
28/dez/18	EAE_S7	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriado	III	Emalhe acidental
15/jan/19	EAE_N17	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Não concluído
15/jan/19	EAE_N18	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	III	Emalhe acidental
16/jan/19	EAE_N19	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	III	Processo infeccioso
15/jan/19	EAE_N20	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Processo infeccioso
15/jan/19	EAE_N21	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Processo infeccioso
20/fev/19	EAE_N22	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental
20/fev/19	EAE_N23	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	III	Emalhe acidental
20/fev/19	EAE_N24	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental
21/jan/19	EAE_S8	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Não concluído
21/jan/19	EAE_S9	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Não concluído
21/jan/19	EAE_S10	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	V	Indeterminado
20/fev/19	EAE_N25	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	III	Não concluído
20/fev/19	EAE_N26	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	V	Indeterminado
20/fev/19	EAE_S11	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Não concluído
19/fev/19	EAE_N27	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental
20/fev/19	EAE_S12	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Não concluído
19/fev/19	EAE_N28	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriado	III	Causa natural
01/mar/19	EAE_S13	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	III	Emalhe acidental
13/mar/19	EAE_N29	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental
13/mar/19	EAE_N30	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelado	IV	Politraumatismo
13/mar/19	EAE_N31	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelado	IV	Emalhe acidental

Fonte: autoria própria.

Conforme demonstrado no Quadro 14, em três ocasiões (6,7%) as carcaças foram examinadas sem métodos de preservação (frescas), as quais compreenderam necropsias de campo, em 8 ocasiões (17,8%) foram adotadas medidas de conservação por meio do emprego de resfriamento, e em 34 ocasiões (75,6%) foi adotado o congelamento como método de conservação das carcaças até o agendamento das necropsias.

O código de decomposição foi baseado no protocolo de GERACI & LOUNSBURY (2005), estabelecido durante os processos de exames necroscópicos e apresentou maior prevalência do estágio avançado de decomposição (COD IV), o que prejudica análises necroscópicas e laboratoriais. A Figura 63 ilustra graficamente a distribuição dos códigos de decomposição dos animais examinados, cujas frequências se distribuíram da seguinte maneira: COD II, representa carcaças de animais recém mortos e compreenderam 3 registros (6,7%); COD III, caracterizado pelo estágio inicial de decomposição e compreenderam 10 registros (22,2%); COD IV, caracterizado como estágio avançado de decomposição e compreenderam 26 registros (57,8%) e COD V, considerada etapa final de decomposição compreenderam 6 registros (13,3%).

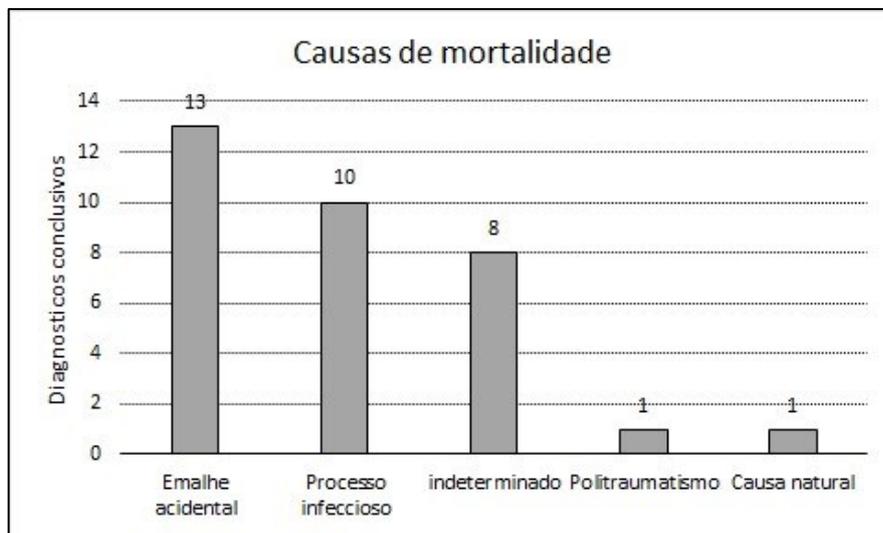
Figura 63: Distribuição dos códigos de decomposição dos cetáceos necropsiados durante o período de monitoramento. Os números acima das barras correspondem o N de cada Código de decomposição.



Fonte: autoria própria.

Dentre o total de 45 cetáceos examinados, foram concluídas as causas mortis em 33 casos (73%) e em 12 ocorrências (27%) o diagnóstico permanece aberto e não concluídos nesta etapa do relatório. Dos diagnósticos conclusivos, 8 registros (24,2%) foram considerados como causa de morte indeterminada, principalmente devido ao estágio de decomposição das carcaças. Foi observado 1 diagnóstico (3%) relacionado com causas naturais e um outro com politraumatismo. A principal causa de mortalidade esteve atribuída com o emalhe acidental, com 13 ocorrências (39,4%), já processos infecciosos foram atribuídos como segunda maior causa de mortalidade entre os cetáceos examinados, compreendendo 10 registros (30%), ver Figura 64.

Figura 64: Causas de mortalidade dos cetáceos necropsiados no período. Os números acima das barras correspondem o N de cada causa mortis.



Fonte: autoria própria.

A incidência de agentes etiológicos presentes nas populações estudadas são etapas relacionadas com diagnósticos laboratoriais e laudos que não podem ser concluídos de forma definitiva nesta etapa do projeto. O IBJ em parceria com a USP, detectou a presença do morbilivírus em dois botos-cinza encalhados, um no extremo Sul da Bahia e outro no litoral Sul do Espírito Santo, de seis animais com suspeita, dois apresentaram resultados positivos através de análises de PCR (Polymerase Chain Reaction) (Figura 65). É possível que determinados agentes, como vírus entre outros patógenos também sejam detectados em animais cuja mortalidade foi atribuída a outras causas e tal etapa de estudo ainda se apresenta em andamento. Apesar disso, é preocupante a detecção de evidências de enfermidades sabidamente relacionadas com imunodeficiência, como morbilivírus detectado na área de atuação do presente projeto (Figura 65).

Figura 65: Em A o *Sotalia guianensis* com ID EAE_S6 apresentando lesões ulcerativas e crônicas de pele com suspeita de morbilivírus (Crédito: ORCA). Em B e C outro *Sotalia* com ID EAE_N5 apresentou lesões epiteliais hipocrômicas e resultado de PCR positivo para morbillivírus (crédito: IBJ).



Fonte: autoria própria.

Discussão:

Este relatório foi executado em parceria entre as instituições que atuam com encalhe de cetáceos há mais de 30 anos na região, entre elas Instituto Baleia Jubarte e Instituto Orca, que são integrantes da REMAB. Neste são apresentados resultados parciais de uma etapa preliminar e inicial do projeto, não sendo possível a elaboração de análises de tendências que demandam maior tempo de estudo.

A avaliação sobre a sazonalidade de encalhes de cetáceos, por exemplo, não pode ser desenvolvida nesta etapa inicial do projeto, visto que não foi completado doze meses de um ano completo de monitoramento. Os resultados apresentados ilustram o padrão observado em parte da primavera de 2018 e parte do verão de 2019. Para avaliar sazonalidade faz-se necessário o monitoramento num prazo maior de estudo, para garantir resultados entre distintas estações anuais e inclusive propiciar comparativos entre anos consecutivos. Taxas de encalhes de cetáceos ou taxa de chegada de carcaças à costa podem sofrer variações sazonais e anuais a depender das características da oferta de ventos e correntes marítimas de superfície, que variam consideravelmente entre estações do ano, bem como características climáticas anuais, como “El Niño” e “La Niña”. Além disso, há espécies migratórias como a baleia jubarte que não se encontram na região ao longo do verão e outono. Outra questão que pode afetar os encalhes de cetáceos está relacionada com a sazonalidade de atividades antrópicas, como por exemplo o calendário de pesca.

Apesar da importância deste grupo de animais para os habitats aquáticos, os cetáceos sofrem diversos impactos humanos que ameaçam muitas populações ao redor do mundo e seus habitats (REEVES et al., 2003). Dentre os principais impactos diretos e possíveis efeitos sobre cetáceos, podemos destacar: a poluição química, diversos contaminantes são persistentes no ambiente e podem advir da agricultura, derramamentos acidentais, tintas antiincrustantes de embarcações, despejos/emissões industriais e domésticas, entre outras fontes, cetáceos podem acumular contaminantes ao longo da vida e a exposição a esses compostos pode deprimir o sistema imunológico e afetar a reprodução (O’HARA & O’ SHEA, 2001); perda e degradação de habitats, atividades que diminuem a qualidade ou ocasionam a perda de habitats de cetáceos incluem aquicultura, obras de dragagens, portos, aterros, molhes, pontes, barragens e outras, os efeitos sobre cetáceos incluem o abandono temporário ou permanente das áreas que ocupam (SIMMONDS & NUNNY, 2002); emalhe acidental em aparatos de pesca que, é uma das principais ameaças de sobrevivência à diversas espécies de cetáceos e às espécies costeiras que são as mais impactadas devido às interações com redes de pesca que podem causar lesões ou até a morte, muitas vezes afetando a demografia de populações e ameaçando a sua persistência, através de capturas diretas e intencionais (READ et al., 2006, MANGEL et al., 2010); ingestão de resíduos sólidos e as mudanças climáticas que podem ser consideradas como pressão humana sobre os habitats do grupo (EVANS, 2009). Outros impactos diretos como poluição sonora e trânsito de embarcações também precisam ser contextualizados. Impactos indiretos como a ingestão de presas contaminadas e impactos sistêmicos em cascata na cadeia alimentar, podem causar modificações na dieta e prejuízos populacionais, tais como menor taxa reprodutiva e redução da sobrevivência.

Diante do quadro apresentado, torna-se fundamental o monitoramento das populações que estão em regiões sob a influência do rompimento da barragem de Fundão-Mariana, dentre outros impactos que possam afetar as populações de cetáceos. Estes monitoramentos são essenciais para identificar eventuais mudanças populacionais, de saúde e comportamento. O monitoramento de populações, que consiste na investigação de mudanças em populações locais, tem uma importância crítica para estudos ecológicos e de importância para a conservação da biodiversidade (THOMPSON et al., 1998). Além de parâmetros demográficos como a abundância, um monitoramento de fauna pode consistir de qualquer mensuração repetida e padronizada ao longo do tempo de um ou mais parâmetros de interesse que variem ou que possam variar em função de atividades antrópicas.

A mensuração de impactos sobre a fauna apresenta várias dificuldades que implicam em incertezas e muitas vezes impedem que se chegue a conclusões sobre a existência e magnitude desses impactos. Estudos com efeitos de longo prazo e que refletem na demografia de animais são raros e difíceis de realizar (UNDERWOOD, 1997), contudo se tornam cada vez mais necessários sobretudo em se tratando de espécies vulneráveis.

Informações de base definem a condição primordial da comunidade ou população de interesse e servem para comparar a resposta aos impactos. Sem monitoramentos de base (dados pretéritos) é difícil discernir e quantificar impactos agudos ou crônicos sobre uma população animal (ESTES, 1991). Idealmente, deve-se ter um controle temporal rigoroso para uma mensuração efetiva de impactos de determinada atividade, com informações de antes e depois da introdução do impacto (UNDERWOOD, 1992). Sendo assim, frisa-se a importância da utilização de dados pretéritos ao rompimento da barragem, assim como dados logo após o rompimento (fase aguda) a fim de avaliar qual o impacto do acidente sobre os cetáceos. Dados esses, que o ORCA e o IBJ possuem, mas que não foram orçados neste projeto.

Outro fator limitante é a necessidade de estudos de longo prazo para detectar tendências populacionais para a maioria das espécies. Já foi demonstrado que uma grande série temporal de estimativas de abundância ou índices de abundância é necessária para uma determinação de tendências de declínio ou aumento da população (GIBBS, 2000). Para cetáceos, uma série temporal adequada para detecção com poder estatístico aceitável de declínios ou aumentos da população são geralmente superiores a 10 anos de dados (TAYLOR et al., 2007). Nestes seis meses iniciais do projeto foram detectadas apenas 5 espécies diferentes de cetáceos encalhados, o que evidencia um tempo curto e insuficiente de monitoramento. Na série história de monitoramentos realizados pelo ORCA e IBJ nos últimos 15 anos evidenciaram a ocorrência de 19 espécies diferentes nesta mesma área de estudo, além das 5 espécies citadas neste relatório, foram reportadas a ocorrência de outras espécies que não chegaram a encalhar nesta etapa inicial de estudo, entre elas: *Balaenoptera edeni*, *Globicephala macrorhynchus*, *Grampus griseus*, *Kogia breviceps*, *Kogia sima*, *Orcinus orca*, *Peponocephala electra*, *Physeter macrocephalus*, *Stenella attenuata*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus* e *Ziphius cavirostris*. O presente monitoramento cobriu apenas 26% das outras espécies com ocorrência histórica na região.

Como apresentado em resultados a razão sexual não pode ser analisada, exceto para as duas espécies costeiras com maior quantidade de registros. A desproporção de machos em relação a fêmeas para ambas as espécies, que geram dúvidas sobre o seu significado ecológico e consequências, onde 60% de machos de toninhas e 73% de machos de botos cinza em relação às fêmeas não são resultados equilibrados. Estes aspectos necessitam ser elucidados e para tanto um maior tempo de estudo se faz necessário para avaliar se há uma tendência de fato ou se são apenas achados sazonais. Faz-se necessário avaliar a questão do sexo em razão da faixa etária para auxiliar o processo de compreensão de tais perdas em termos reprodutivos e populacionais. Estudos comportamentais relacionados com padrões de agrupamentos podem auxiliar a levantar hipóteses para explicar tal desproporção quanto ao achado. Um fator preocupante nos resultados observados diz respeito à desproporção de encalhes de filhotes e juvenis em relação ao encalhes de toninhas adultas, apresentando perdas de 80% de animais imaturos sexualmente para essa espécie “Críticamente Ameaçada” preocupa a questão demográfica e de recrutamento de indivíduos com potencial reprodutivo.

A causa dos encalhes é muitas vezes inaparente e a possibilidade de realização de exames complementares de diagnósticos se torna limitada. O estágio de decomposição é um fator complicador neste processo, normalmente a quantidade de amostras viáveis costuma ser menor do que a quantidade máxima de amostras esperadas dos protocolos pré-estabelecidos. Há de se considerar outros fatores que tendem a superestimar a quantidade de amostras esperadas em relação à quantidade de amostras colhidas, entre elas: ausência de secreções, lesões e sinais específicos que diminuem a necessidade de colheita de amostras; ausência de órgãos e tecidos em detrimento de predação; contaminações de cavidades em detrimento de lesões de continuidade e a aceleração da autólise de determinados órgãos e tecidos por motivos variados. A maioria dos animais entregues pelo PMP/BC às ONGs se encontravam em avançado grau de decomposição, apesar disso, eventos de mortalidade de cetáceos representam oportunidades únicas para incrementar o conhecimento sobre o estado de saúde e ameaças e subsidiar a implantação de medidas de conservação eficientes e adequadas à realidade de cada região (DI BENEDITTO et al., 2010).

Durante o monitoramento deste projeto, algumas carcaças que encalharam frescas ou em decomposição moderada, devido ao calor ambiental, exposição solar, ação de animais necrófagos, abrasões iatrogênicas e tempo despendido desde o seu recolhimento até etapas sucessivas de preservação e necropsia, quando foram examinadas apresentaram prejuízos extras dado às alterações cadavéricas. É importante a prática do recolhimento imediato e do encurtamento do tempo despendido até etapas como conservação e necropsia, sendo o ideal a realização de necropsias quanto mais imediata possível para favorecer melhores condições de exame e melhor aproveitamento dos recursos laboratoriais. Em trechos de monitoramento muito longo este processo se torna mais complexo, pois se o animal recolhido permanecer no veículo enquanto se completa o monitoramento de praia as alterações cadavéricas inevitavelmente prejudicarão o exame necroscópico. Interromper um monitoramento de praia, por outro lado, pode prejudicar a detecção de outros animais enalhados, que podem ser carregados de volta ao mar pela ação das marés. Compreender qual o tempo despendido

de fato, desde a localização do animal na praia, até o seu encaminhamento final, seja o resfriamento, seja o congelamento ou necropsia, poderá modelar mecanismos de otimização do protocolo.

Em relação à causa da morte dos cetáceos examinados nesta etapa do projeto foram consideradas como conclusivas 73% dos casos. As necropsias com causa da morte consideradas como “não concluídas” compreendem animais que demandaram exames laboratoriais complementares e que ainda não foram processados. A principal causa de óbitos dos cetáceos atendidos esteve atribuído com emalhe acidental 39,4%, seguida por enfermidades infecciosas com 30% das ocorrências, esta segunda categoria, ainda será avaliada quanto à incidência dos patógenos associados.

A espécie com maior frequência de encalhes foi o boto-cinza (*S. guianensis*), que está listada pelo Ministério do Meio Ambiente como ameaçada e tem status de espécie “Vulnerável” na Lista da Fauna Brasileira de Espécies Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA n.444 de 17/12/2014). Na classificação da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) se apresenta como “Deficiente de Dados” devido à falta de conhecimento básico e estudos sistemáticos sobre as dimensões dos impactos causados por diferentes atividades antrópicas (REIS et al., 2006). Geralmente, uma combinação de métodos complementares é necessária para investigar a existência de um impacto sobre uma população. Um exemplo deste fato aplicado aos cetáceos é que somente uma pequena parcela das carcaças de animais mortos chega às praias e é detectada pelos pesquisadores (WILLIAMS et al., 2011). Como uma forma de avaliar o grau de impacto das atividades humanas e o estado de conservação da espécie é essencial definir e identificar primeiramente as unidades discretas de manejo, para que planos de conservação específicos a cada local possam ser elaborados (D’ANATRO & LOUREIRO, 2005). Portanto, análises morfométricas e etárias, que são realizadas pelo ORCA e IBJ, são ferramentas fundamentais para estimar parâmetros populacionais, compreender a biologia dos indivíduos e diferenciar estoques, que é de suma importância para ações de conservação destas espécies marinhas costeiras.

O boto-cinza está submetido à inúmeras ameaças devido o seu hábito costeiro, principalmente associadas às atividades antrópicas pesqueiras e as que causam mudança de habitat. O primeiro registro de morbilivirus do Atlântico Sul foi detectado em um boto-cinza encalhado no Espírito Santo em 2010 e atendido pelo IBJ (GROCH et al., 2014). O morbilivirus cetáceo (CeMV; família Paramyxoviridae) é um patógeno altamente infeccioso, responsável por inúmeras mortes em massa de cetáceos em todo o mundo (GROCH et al., 2018). No final de 2017, foi observado no Rio de Janeiro e depois em São Paulo, um surto epidemiológico de morbilivirus em mais de 200 animais da espécie *Sotalia guianensis* e a origem deste surto ainda não foi elucidada (GROCH et al., 2018; FLACH et al., 2019), apesar disso, outros registros deste e de outros patógenos estão sendo analisados dos animais encalhados na região deste projeto, mas relacionado com as fases pré-rompimento da barragem e fase aguda do anterior a esta etapa de monitoramento.

Em 2018, na campanha 3, o IBJ em parceria com a USP, detectou novamente a presença do morbilivirus em dois botos-cinza encalhados, um no extremo Sul da Bahia e outro no litoral Sul do

Espírito Santo, de seis animais com suspeita, dois apresentaram resultados positivos através de análises de PCR (Polymerase Chain Reaction) (Figura 65). Botos cinza atendidos pelo Instituto ORCA, no período de outubro a fevereiro (2017/2018), encalhados nas praias de Itapemirim, Anchieta, Guarapari e Linhares, também apresentaram lesões características (circulares, hipocrômicas, hiperocrômicas, com centro perfurado) semelhantes às encontradas no “Unusual Mortality Event” (UME) do Rio de Janeiro. Na campanha 3 deste projeto, também foram encontrados três indivíduos com lesões características de morbilivírus, sendo eles encontrados nas estações amostrais EAE_S5, EAE_S6 e EAE_S7, representando os municípios da Serra, Aracruz e Anchieta, no mês de dezembro de 2018 (ver Figura 65).

Atualmente é de conhecimento que este vírus encontra-se difundido e que é necessário um estudo mais abrangente para detectar a distribuição espaço temporal desta enfermidade, principalmente na área de monitoramento do presente projeto. Levando em consideração que o morbilivírus pode provocar encalhes em massa de cetáceos e que é uma doença imuno-debilitante e possivelmente associada com a degradação ambiental, sendo esta uma das preocupações que reforça a necessidade do monitoramento contínuo envolvendo todas as espécies de mamíferos marinhos que são susceptíveis e tal ameaça. Tais resultados sinalizam para a necessidade da realização de estudos epidemiológicos dos animais em seu ambiente natural, a fim de buscar o “entendimento” dessas infecções em pequenos cetáceos como hospedeiros suscetíveis em relação a fatores como cepas de morbilivírus.

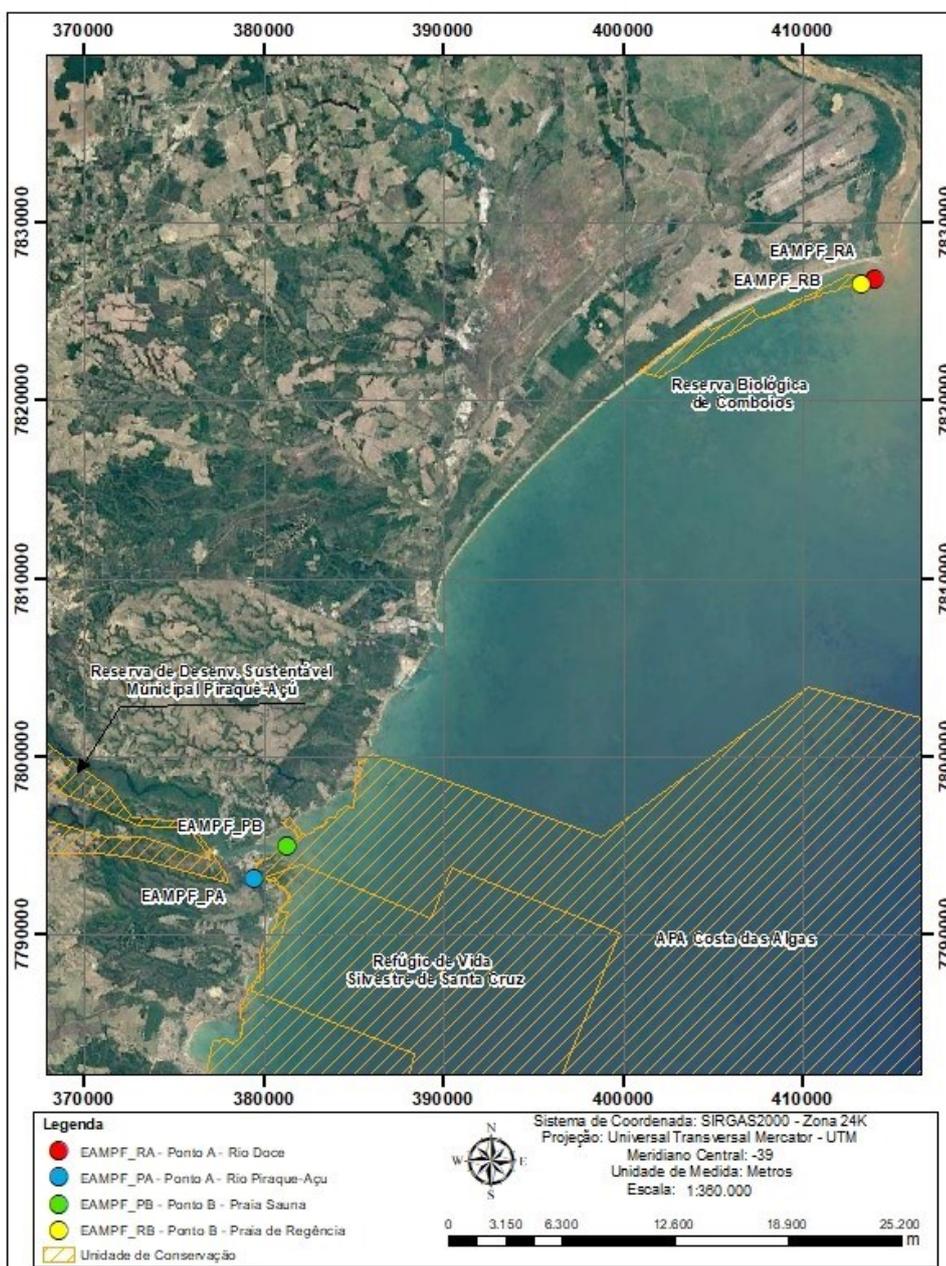
A segunda espécie com maior frequência de encalhes foi a toninha (*P. blainvillei*) que consta na Lista Nacional Oficial das Espécies de Fauna Ameaçada de Extinção, como “ criticamente em Perigo”. Nesta avaliação preliminar do projeto, o resultado apresentado de 12 toninhas encalhadas em apenas cinco meses é um alerta preocupante, pois esta quantidade de animais mortos nesta fase crônica de monitoramento é quase quatro vezes superior aos encalhes da espécie na fase considerada aguda e acima de três vezes em relação à fase anterior ao acidente. Estas razões necessitam ser melhor trabalhadas para compreender a mortalidade no contexto deste impacto. Outro aspecto de considerável importância diz respeito ao emalramento detectado destes animais apresentando 25% das causas de morte e os registros de encalhes foram em áreas consideradas “proibidas para pesca” de acordo com a ação civil pública nº 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0) como os municípios de Barra do Riacho, Aracruz e Linhares, sendo este último o local com maior número de encalhes do monitoramento. Sendo assim, faz-se necessário a modelagem de derivas para cruzar os locais prováveis de morte destes animais emalhamados com os estoques pesqueiros da região. O emalramento sempre foi detectável na região deste monitoramento e persistiu durante esta etapa inicial do projeto, se o impacto do ambiente perturbado pela presença de resíduos também afetar os animais é possível que esta espécie sucumba pela associação de impactos não naturais, especialmente no contexto de enfermidades imunossupressoras presente na região aumentando ainda mais a preocupação quanto ao status de saúde das toninhas e também dos botos cinza.

3.2.2 Avaliação e monitoramento do uso de mamíferos marinhos em áreas potencialmente impactadas adjacentes a foz do rio doce, a partir de monitoramento por ponto fixo e por embarque

Monitoramento por ponto fixo:

Para o monitoramento de cetáceos foram determinados dois pontos fixos divididos em foz de rio e praia adjacente para as duas áreas amostrais: Aracruz e Regência (Figura 66).

Figura 66: Pontos fixos de observação de cetáceos das áreas amostrais, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB).



Fonte: autoria própria.

Em Aracruz, o ponto A está localizado na foz do rio Piraqueaçu (EAMPF_PA) e o ponto B na praia da Sauna, em Coqueiral de Aracruz (EAMPF_PB). O mesmo padrão foi estabelecido para os pontos fixos em Regência, onde ponto A está localizado na foz do rio Doce (EAMPF_RA) e o ponto B na praia de Regência (EAMPF_RB). Desta forma, foram determinadas quatro estações amostrais.

Durante o período de outubro de 2018 e a primeira quinzena de março de 2019 foram realizados 96 dias de campo, sendo 48 em cada ponto amostral, totalizando 960 horas de esforço, 480 em cada área. O esforço efetivo total, tempo total de visualização dos golfinhos, ficou em 1h46min para Aracruz e 1h07min para Regência.

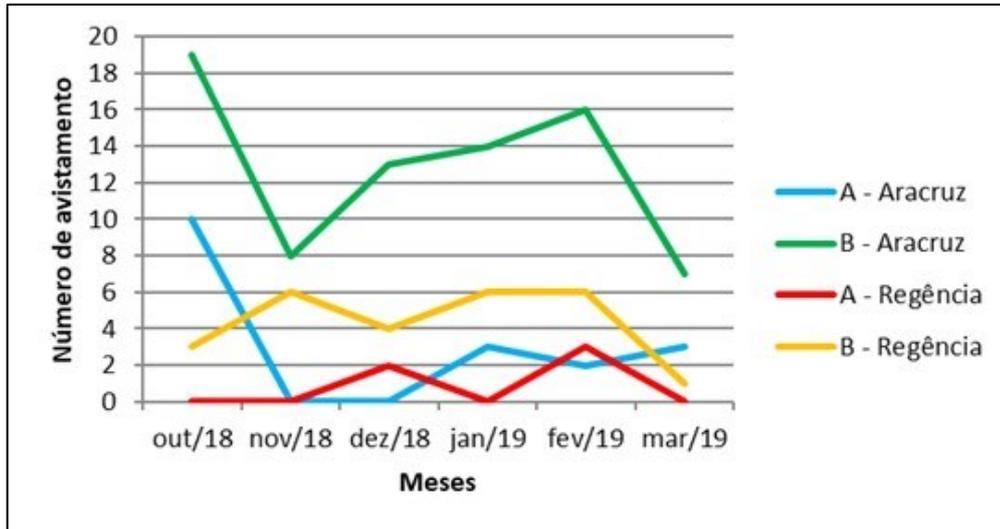
Foram avistados 98 golfinhos em Aracruz, sendo 96 indivíduos identificados como sendo da espécie *Sotalia guianensis* (espécie ameaçada de extinção - MMA, 2014) e dois indivíduos não tiveram sua identificação em nível de espécie, devido à distância em que foram avistados. Esses dois não foram utilizados nas análises posteriores. Em Regência foram avistados 65 indivíduos da espécie *S. guianensis* (Figura 67). Vale ressaltar que o número de indivíduos avistados não se refere a uma estimativa populacional, pois o mesmo indivíduo pode ter sido avistado e registrado mais de uma vez.

O maior número de indivíduos avistados foi obtido em Aracruz para o mês de outubro de 2018, tanto para o ponto A (N=10) quanto para o ponto B (N=19). Com relação ao ponto A, localizado no interior da foz do rio Piraqueaçu, no trabalho desenvolvido por Bicalho (2018), em um ponto próximo ao selecionado neste estudo, foi obtido um maior número de indivíduos de *S. guianensis* para o mês de dezembro (N=6). Para Regência o maior número de indivíduos avistados foi em fevereiro de 2019, tanto para o ponto A (N=3) quanto para o ponto B (N=6). No estudo de Cepile (2008) a estimativa de botos em Regência foi de 141 indivíduos, sugerindo ainda que alguns animais possuíam alto grau de residência no local. Esse baixo número de golfinhos avistados (com menores grupos) em Regência, para esse primeiro período do projeto, pode ser um indicativo de efeito da chegada da lama rejeito na foz do rio Doce e um consequente deslocamento da população de botos-cinza que utilizava a área antes do acidente. No entanto, ainda o tempo de realização desse estudo ainda é curto para realizar inferências mais aprofundadas sobre essa questão.

Com relação ao uso da foz dos rios Doce (ponto A em Regência) e Piraqueaçu (ponto A em Aracruz), foi registrado um baixo número de indivíduos para ambas as áreas. No entanto, nos meses de dezembro e janeiro observou-se uma alternância de ocorrência, sendo que em dezembro não foi observado indivíduo para o ponto A do rio Piraqueaçu e em janeiro não houve indivíduo registrado para o ponto A do rio Doce. Com um maior tempo de monitoramento será possível avaliar se existe um padrão no uso desses ambientes.

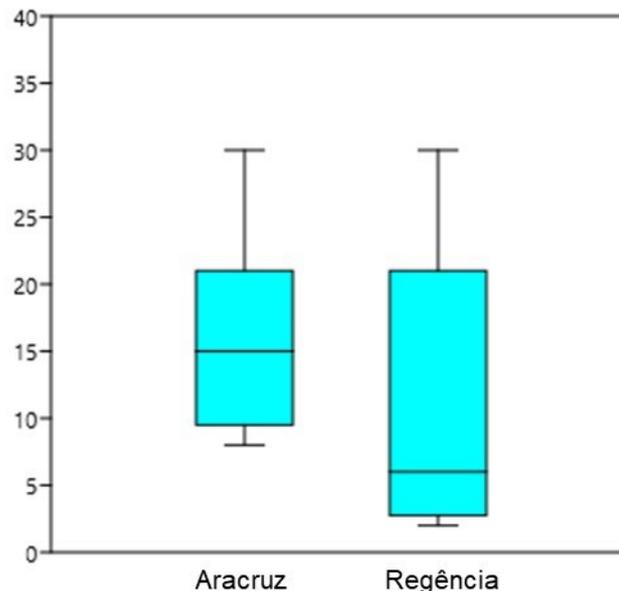
Apesar de haver uma diferença no número de indivíduos observados entre as áreas amostrais, com um maior número para Aracruz, esta variação não foi estatisticamente significativa ($p > 0,05$), resultado obtido a partir do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney (Figura 68).

Figura 67: Número de indivíduos de *S. guianensis* nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



Fonte: autoria própria.

Figura 68: Número de golfinhos avistados (espécie *Sotalia guianensis*) para cada área amostral, entre outubro de 2018 e março de 2019. Teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$).



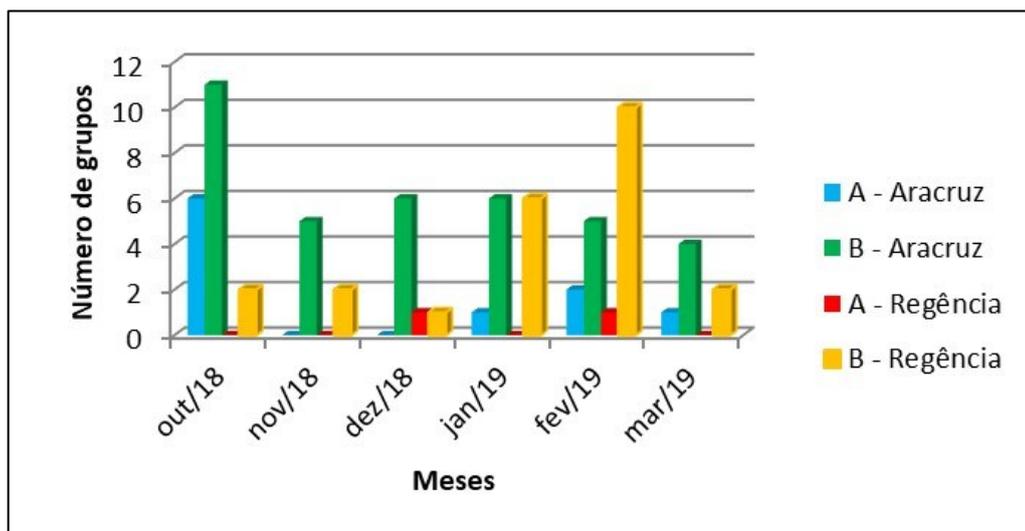
Fonte: autoria própria.

Observou-se uma relação significativa entre as avistagens de indivíduos de *S. guianensis* com a variação das marés, utilizando as áreas preferencialmente na maré enchente ($p=0,05$) (BioEstat 5.3), corroborando com os resultados encontrados por Felix (2014) e Bicalho (2018), em suas dissertações no estuário de Conceição da Barra e rio Doce, respectivamente, no norte do Espírito Santo. Da mesma maneira, foi relatado para o rio Caravelas - BA, em que 69% das avistagens de botos ocorreram durante a maré enchente (Rossi-Santos, 2006). A relação com a maré enchente e a frequência dos indivíduos

pode ser devido à abundância de peixes e ao volume de água disponível, facilitando a procura por alimento (Oliveira et al., 1995; Hayes, 1999).

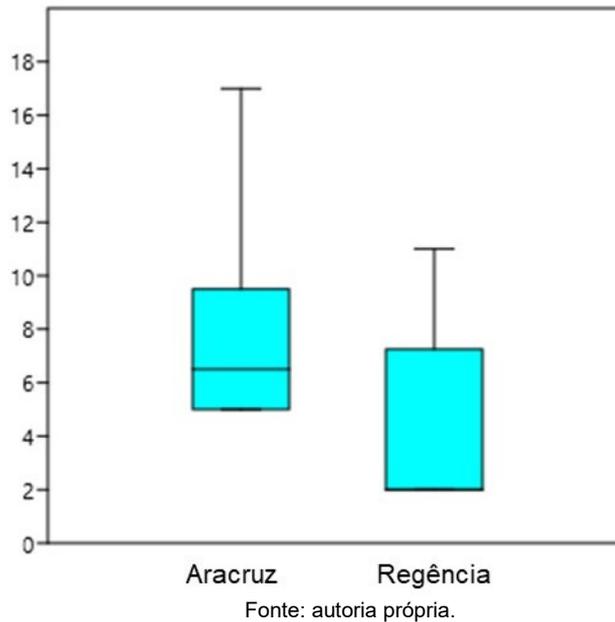
Sotalia guianensis compõe grupos que variam de um a 10 indivíduos, podendo chegar a 450 indivíduos em algumas regiões do país (Oliveira et al., 1995; Flores, 1999; Lodi, 2003; Lodi e Borobia, 2013). Entre outubro de 2018 e março de 2019 foram avistados 47 grupos na área amostral de Aracruz e 25 grupos na área amostral de Regência. O maior número de grupos foi avistado no mês de outubro em Aracruz (n=17), seguido pelo mês de fevereiro em Regência (n=11) (Figura 69). Apesar da diferença no número de grupos avistados entre as áreas amostrais, esta variação não foi estatisticamente significativa ($p > 0,05$), resultado obtido a partir da análise não paramétrica Mann-Whitney (Figura 70). Um maior tempo de amostragem é necessário para verificar se essa diferença não significativa se mantém.

Figura 69: Número de grupos avistados por mês nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



Fonte: autoria própria.

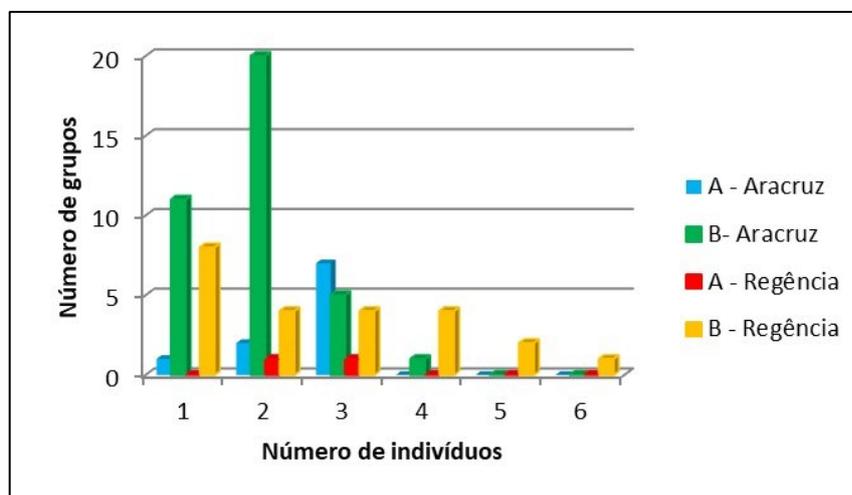
Figura 70: Número de grupos de golfinhos avistados (espécie *Sotalia guianensis*) em cada área amostral, entre outubro de 2018 e março de 2019. Teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$).



Como o número amostral ainda é pequeno, não foi possível realizar análises paramétricas, dividindo as quatro estações amostrais, por este motivo as análises foram feitas somente considerando as duas áreas amostradas, Aracruz e Regência.

O tamanho dos grupos variou de 1 a 4 indivíduos em Aracruz e de 1 a 6 indivíduos em Regência. Em Aracruz o maior número dos grupos avistados era composto por dois indivíduos, representando 22,9% das avistagens, já para Regência o maior número de avistagens foi para grupos com apenas um golfinho (Figura 71).

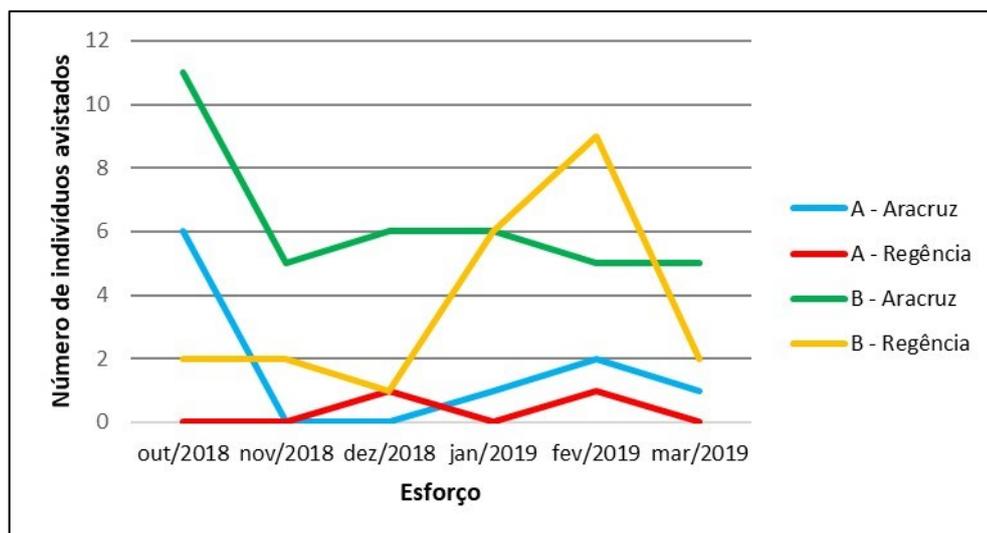
Figura 71: Número de indivíduos por grupos de golfinhos (*Sotalia guianensis*) avistados nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu / código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da de Regência/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



O número de indivíduos por grupo avistado é uma estimativa, podendo variar para mais ou para menos. Pinheiro (2014) relata agregações de até 70 indivíduos na região da foz do rio Doce. Estudos de monitoramento do boto-cinza na mesma região, antes do rompimento da barragem, relataram agregações de 1 a 9 indivíduos, com adultos e imaturos em sua composição, o que não foi observado para Regência e foz do rio Doce até o momento (Cepile, 2008; Pinheiro, 2014).

O tempo em que o observador ficou em contato visual direto com os grupos (esforço efetivo) também variou. Em outubro de 2018, quando o maior número de grupos foi observado em Aracruz, o esforço efetivo também foi maior, demonstrando que além de ser observado um maior número de grupos o tempo em que os golfinhos permaneceram na área também foi maior. O mesmo padrão se manteve para Regência, mas para o mês de fevereiro de 2019 (Figura 72).

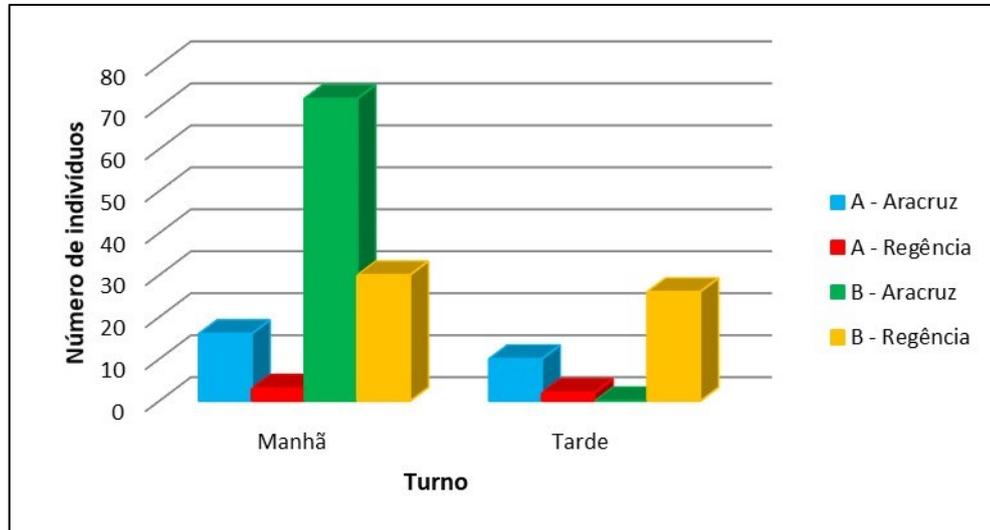
Figura 72: Esforço efetivo total na avistagem de *S. guianensis* nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



Fonte: autoria própria.

As avistagens de *S. guianensis* ocorreram tanto no período da manhã quanto no período da tarde, no entanto em maior número no período da manhã em todos os pontos amostrados. No ponto B em Aracruz nenhum grupo foi avistado durante a tarde (Figura 73). Ocorrências principalmente pela manhã também foram registradas em Paraty – RJ, com *S. guianensis* (Lodi, 2003), na Baía de Paranaguá – PR, com *S. guianensis* (Filla & Monteiro-Filho, 2009), na Baía dos Golfinhos – PE, com *Stenella longirostris* (Araújo et al., 2001) e na praia de Iracema – CE, com *Sotalia fluviatilis* (Hayes, 1999).

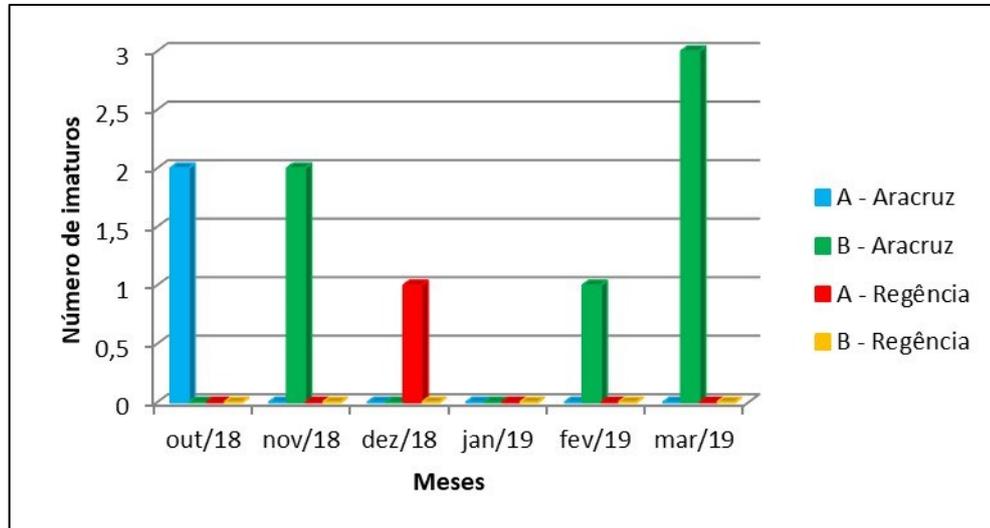
Figura 73: Número de indivíduos de *S. guianensis* avistados de acordo com o turno do dia nos pontos fixos amostrados, em Aracruz (ponto A = foz do rio Piraqueaçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



Fonte: autoria própria.

Até o momento, a presença de indivíduos imaturos foi baixa para as duas áreas amostrais, com porcentagem de apenas 1% para Regência e 17% para Aracruz. Foram classificados como indivíduos imaturos aqueles que mediam $\frac{3}{4}$ ou menos do tamanho de um indivíduo adulto (Spinelli et al., 2002; Lodi, 2003). A distribuição temporal na avistagem de imaturos em Aracruz apresentou número máximo de três indivíduos observados no ponto B (praia da Sauna) no mês de março de 2019 (Figura 74), sendo que em março de 2018 Bicalho (2018) também avistou um número total de três indivíduos imaturos, porém no interior da foz do rio Piraqueaçu. O autor obteve resultado estatisticamente significativa para um maior número de filhotes registrados no verão. Essa análise sazonal somente será possível com a segunda etapa do projeto.

Figura 74: Número de indivíduos imaturos avistados nos pontos fixos em Aracruz e Regência (ponto A = foz do rio Piraqueçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



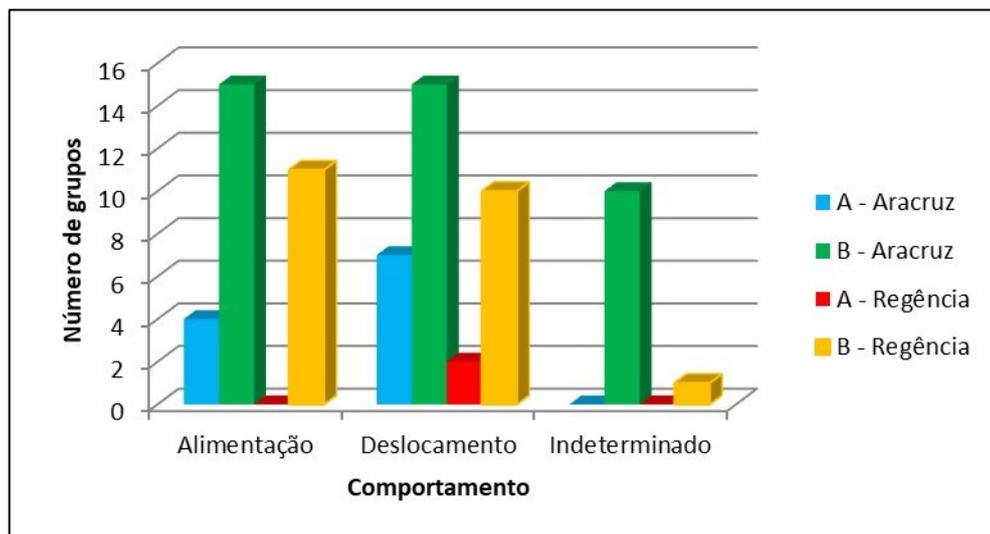
Fonte: autoria própria.

A composição dos grupos observados em Aracruz apresentou uma média de imaturos similar ao relatado para a espécie por outros autores. Em Pipa - RN, os grupos possuíam em média um indivíduo imaturo, sendo três o número máximo observado (Araújo et al., 2001). Da mesma maneira, na Baía da Babitonga, SC, o número máximo de imaturos registrados em um grupo foi três, com uma média de 0,43 por grupo (Cremer et al., 2011). Em Cananéia, Monteiro-Filho (2000) demonstrou que o padrão de associação mais comum na região é de grupos contendo dois adultos e um imaturo. Aparentemente, *S. guianensis* não possui uma temporada reprodutiva delimitada (Monteiro Filho et al., 2002; Rosas, 2002), isto justificaria a presença de indivíduos imaturos da espécie durante todo ano. Este padrão não foi visualizado na amostragem de Regência, mas esse fato poderá ser melhor discutido apenas com um maior tempo de monitoramento. *Sotalia guianensis* apresenta variações comportamentais diferentes de acordo com a área de ocorrência (Cepile, 2008). Trata-se de uma espécie onde os comportamentos são modelados, em sua maioria, por influência do ambiente e pelas necessidades dos espécimes.

Para a avaliação do status comportamental foi considerado que um grupo em comportamento de alimentação é aquele que os animais se mantêm em um mesmo local, nadando em diversas direções, com movimentos rápidos na superfície da água (Azevedo 2010). O grupo em deslocamento é aquele se que sem mantêm em uma mesma direção por todo tempo de observação, normalmente em linha reta (Azevedo, 2010). Indeterminado foi aquele cujo grupo que foi visto apenas uma vez emerso ou quando o comportamento não ficou claro para o observador (Figura 75). Foram registrados grupos que apresentaram mais de um comportamento dentro do mesmo período de avistagem, como alimentação seguido de deslocamento, e vice versa. Até o momento não houve registro de comportamento de alimentação na foz do rio Doce.

Nas duas áreas amostrais, Aracruz e Regência, os pontos fixos localizados na praia (pontos B) apresentaram botos-cinza realizando comportamentos de alimentação e deslocamento com frequência de ocorrência similar entre si, porém o mesmo não aconteceu para os pontos fixos localizados na foz dos rios (ponto A), em ambas as áreas amostrais. Na foz do rio Doce não foi registrado comportamento de alimentação, o que pode ser preocupante, uma vez que em um estudo anterior ao rompimento da barragem, Cepile (2008), o comportamento de forrageio representou 95,9% do total observado, seguido de 4,1% de comportamento característico de deslocamento. Para Aracruz, o status comportamental difere levemente do que foi apresentado por Bicalho (2018). Deslocamento continua sendo o padrão mais observado, embora o comportamento de alimentação tenha aumentado no presente estudo, o que pode ser um indicativo de que os botos estão mais frequentes na região de Aracruz em busca de alimento. Esses resultados poderão ser melhores avaliados com a continuidade do monitoramento.

Figura 75: Frequência de comportamento dos indivíduos de *S. guianensis* avistados nos pontos fixos de Aracruz e Regência (ponto A = foz do rio Piraqueaçu/ código da estação: EAMPF_PA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_PB) e Regência (ponto A = foz do rio Doce/ código da estação: EAMPF_RA; ponto B = praia da Sauna/ código da estação: EAMPF_RB), entre outubro de 2018 e março de 2019.



Fonte: autoria própria.

Os dados totais das variáveis analisadas entre outubro de 2018 e a primeira quinzena de março de 2019 estão agrupadas na o15.

Quadro 15: Dados observados nas estações amostrais **EAMPF_PA** (Ponto A – foz do rio Piraqueaçu, Aracruz), **EAMPF_PB** (Ponto B – praia da Sauna, Aracruz), **EAMPF_RA** (Ponto A – foz do rio Doce, Regência), **EAMPF_RB** (ponto B – praia de Regência). Variáveis: número de indivíduos, número de imaturos, número de adultos, número de grupos, número de indivíduos por grupo, comportamento dos grupos: alimentação, deslocamento, indeterminado; turno das avistagens: manhã e tarde. Entre parênteses estão representadas o valor médio e o desvio padrão, respectivamente.

		EAMPF_PA	EAMPF_PB	EAMPF_RA	EAMPF_RB
Nº. indivíduos		26 (2,6 ± 0,7)	70 (1,9 ± 0,73)	5 (2,5 ± 0,7)	60 (2,6 ± 1,5)
Nº. imaturos		2 (1 ± 0)	5 (1 ± 0)	1 (1 ± 0)	0
Nº adultos		24 (2,4 ± 0,7)	65 (1,7 ± 0,8)	4 (2 ± 1,4)	60 (2,6 ± 1,5)
Nº grupos		10 (1 ± 0)	37 (1 ± 0)	2 (1 ± 0)	23 (1 ± 0)
Indivíduo / grupo		26 (2,6 ± 0,7)	70 (1,9 ± 0,73)	5 (2,5 ± 0,7)	60 (2,6 ± 1,5)
Comport. / grupos	Alim.	4 (1 ± 0)	15 (1 ± 0)	0	11 (1 ± 0)
	Desloc.	7 (1 ± 0)	15 (1 ± 0)	2 (1 ± 0)	10 (1 ± 0)
	Indet.	0	10 (1 ± 0)	0	1 (1 ± 0)
Turno avistagem	Manhã	16 (2,6 ± 0,51)	70 (1,9 ± 0,3)	3 (3 ± 0)	30 (2,7 ± 1,8)
	Tarde	10 (2,5 ± 1)	0	2 (2 ± 0)	30 (2,6 ± 1,4)

Fonte: autoria própria.

Em um trabalho realizado com *S. guianensis* em Sepetiba – RJ, a frequência das observações do animal em atividade comportamental foi maior na entrada da baía (80,3%) em comparação com seu interior (19,7%) (Flanch et al., 2008). As observações em Aracruz estão muito perto deste padrão, com 73,17% das avistagens na praia e 26,83% no interior da foz do rio Piraqueaçu. No entanto, em Regência esses valores foram até o momento discrepantes com 91,3% na praia de Regência e 8,7% no rio Doce.

Alguns eventos como saltos e batidas de cabeça também foram observados. Em Regência foi observado um salto total de um indivíduo adulto, já em Aracruz foi observado o maior número de eventos até o momento: quatro saltos parciais, seis saltos totais (sendo um de indivíduo imaturo e os demais de indivíduos adultos) e sete “batidas de cabeça” de imaturos.

Eventos comportamentais aéreos, como batida de cabeça e batidas de nadadeira na água (peitoral ou caudal) podem ser direcionados a outros indivíduos do grupo como ameaça, (Simões-Lopes, 2005; Nascimento & Nascimento, 2010). No entanto, o propósito desses eventos ainda gera muita discussão. Algumas hipóteses foram propostas. A teoria mais aplicada sugere que os saltos poderiam ser usados para a comunicação (Wursig 1989; Norris et al. 1994; Perrim & Gilpatrick 1994). Outra hipótese diz que esses eventos poderiam ser usados como estratégias de forrageio (Neumann & Orams 2003; Cremer & Simões Lopes, 2005). Uma terceira, diz que os saltos são usados para que os indivíduos se livrem de parasitas presos ao corpo (Perrim & Gilpatrick 1994). Existe a possibilidade de que esses sejam sinal de irritação ou uma brincadeira (Pryor 1986), ou que esses eventos possam ser o fortalecimento dos laços sociais e desenvolvimento físico-motor dos animais (Spinelli et al. 2002; Simões-Lopes 2005; Nascimento et al. 2008).

Mesmo com poucos meses de estudo se confirma a ocorrência e o uso das regiões da foz e praias adjacentes da foz do Rio Doce e Rio Piraqueaçu por botos-cinza. No entanto, devido ao pouco tempo

de projeto executado, ainda não é possível realizar uma análise mais aprofundada sobre o uso do habitat.

Os botos-cinza, espécie *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), habitam áreas costeiras como baías, enseadas e desembocaduras de rios (Borobia et al., 1991). Essa espécie é classificada como “Quase Ameaçada” (NT) pela Red List (IUCN, 2019) e como Vulnerável (VU) pelo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018). Um dos parâmetros avaliados como variável para a determinação do risco de extinção de uma espécie provém de estudos de observação direta (ICMBio, 2018). No que se refere ao estudo de cetáceos, de modo geral, engloba-se o monitoramento por embarque, plataformas de observação (ponto fixo e móvel), sobrevoos e acústica como métodos eficazes e não invasivos (Silva, 2014).

A distribuição de *S. guianensis* está sempre relacionada a estuários e baías, áreas protegidas e regiões de baixa profundidade e grande produtividade (Wedekin et al. 2003). Esta espécie apresenta uma dieta diversificada com hábitos alimentares oportunistas que é completamente influenciada pela disponibilidade de recursos em seu habitat (Monteiro-Filho e Monteiro, 2008). Estes animais por vezes competem com os seres humanos pelo mesmo recurso alimentar, recurso este que pode ter sido afetado com a chegada da lama. Segundo relatórios da ANVISA (2016), Bioma/Aqua (2016) Aplysia (2017) UFVJM (2016) Golder Associates (2016) e Econservation (2017), apresentados à Rede Rio Doce Mar, peixes de modo geral, moluscos e camarões avaliados apresentaram quantidades de metais pesados (As, Cd e Pb) acima da legislação.

Sobre a relevância de se monitorar os cetáceos neste estudo, principalmente a espécie *Sotalia guianensis*, pode-se citar que, como o homem, são mamíferos e pertencentes ao topo da cadeia trófica. Para entender o uso do habitat por uma espécie topo de cadeia é fundamental se aprofundar nos conhecimentos de seu ambiente, pois a determinação do uso de habitat consiste na relação da espécie com as variáveis ambientais e em como ela utiliza o ambiente (Domit, 2010). Azevedo e colaboradores (2017), por exemplo, detectaram declínio na população de *S. guianensis* em estudo realizado na Baía de Guanabara - RJ. A pesquisa determinou que essa baixa na população de botos-cinza, pode ser explicada pela diminuição das taxas de sobrevivência e recrutamento nos grupos, possivelmente devido à algumas ações antrópicas: captura accidental, degradação do habitat, tráfego de navios, além da exposição a poluentes imunossupressores e desreguladores endócrinos. É válido ressaltar que as populações residentes, com áreas de vida bem definidas em ambientes de baías e enseadas, encontram-se potencialmente mais ameaçadas em virtude da distribuição limitada e, por isso, um monitoramento contínuo se faz necessário para avaliar possíveis flutuações devido aos impactos antrópicos cada vez mais comuns nesses ambientes (Cremer, 2007).

O monitoramento de cetáceos a longo prazo aprimora o conhecimento das características da vida das espécies, como tamanho de população (Wilson et al. 1999), e padrões de migração e/ou deslocamento (Rock et al. 2006). Esses estudos colaboram na identificação das mudanças na área de ocorrência, frequência dos comportamentos, os padrões de residência, entre outros. Em método similar ao adotado

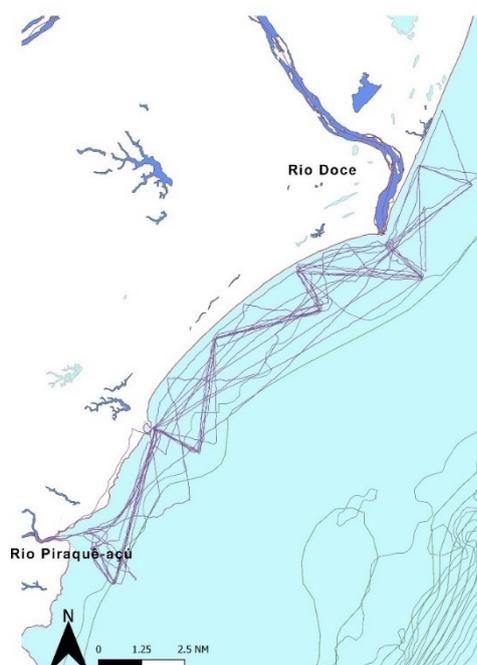
neste trabalho Tischer e colaboradores (2017) adotaram a metodologia de observação por ponto fixo, durante fevereiro de 2009 a dezembro de 2012 para avistagem de *Stenella longirostris* no Arquipélago de Fernando de Noronha, onde determinou-se que os indivíduos estavam migrando de um ambiente para outro em decorrência do crescimento turístico no local, fato que só foi confirmado após quatro anos de análise dos padrões de comportamentos. Para espécies ameaçadas e/ou com alto grau de residência, como *S. guianensis* e *Pontoporia blainvillei*, com impactos intensos e abruptos os prazos para um monitoramento adequado deve ser ainda maior.

Monitoramento por embarque:

Entre os meses de outubro de 2018 e fevereiro de 2019 foram realizadas oito saídas embarcadas para monitoramento do uso do habitat pelos cetáceos, sendo realizadas duas saídas por mês, com exceção dos meses de outubro e novembro, nos quais foram realizadas uma saída por mês. Em março de 2019 não foi possível realizar o monitoramento embarcado devido a condições climáticas não favoráveis, tais como ondas com amplitude acima de 1,5 metros e ventos fortes que impossibilitam a observação de cetáceos.

O monitoramento embarcado foi realizado em uma área pré-estabelecida entre a foz do rio Piraquê-açu e a foz do rio Doce e percorrida seguindo rotas previamente estabelecidas e determinadas por coordenadas geográficas. As rotas foram definidas por transectos com limite máximo de 3 minhas náuticas em relação à costa (Figura 76). Foram totalizadas 87,99 hs de esforço total em campo, com uma média de 10,99 hs por dia.

Figura 76: Rotas executadas durante o monitoramento embarcado de cetáceos, as linhas apresentadas indicam os percursos realizados de ida e volta em cada uma das oito saídas da foz do rio Piraqueaçu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).



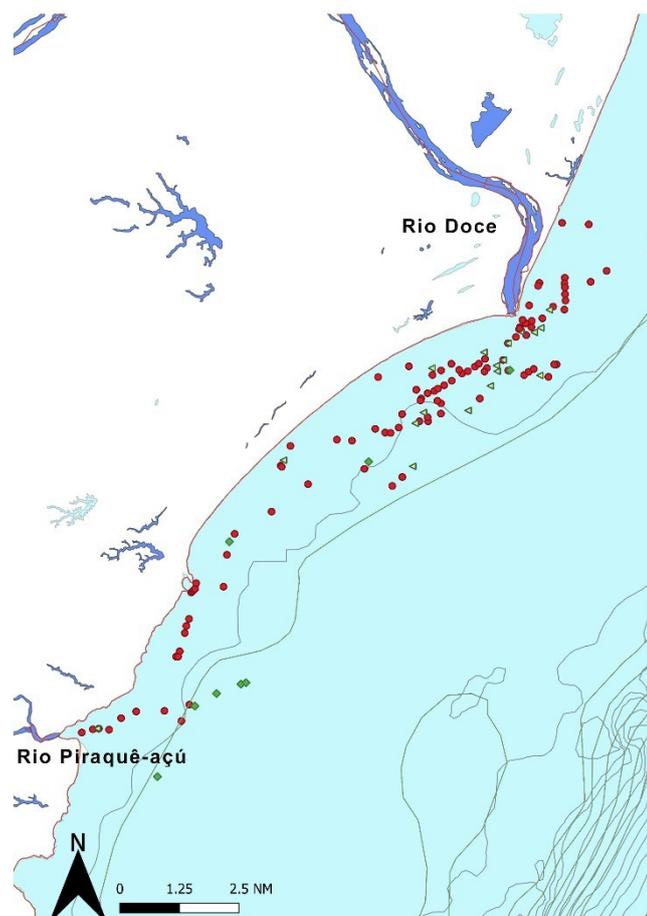
Fonte: autoria própria.

Durante esse período inicial de monitoramento foi possível registrar a ocorrência de duas espécies de cetáceos: *Sotalia guianensis*, popularmente conhecido como boto-cinza e *Megaptera novaengliae*, popularmente conhecida como baleia-jubarte. Alguns indivíduos avistados não tiveram suas espécies definidas devido à distância entre o animal e a embarcação ou a sua rápida exposição para fora da água.

A espécie *Sotalia guianensis* representou 78,40% das avistagens, espécies indefinidas 14,40% das avistagens e a espécie *Megaptera novaengliae* 7,20%.

Ao total foram efetuadas 447 avistagens, sendo 395 indivíduos da espécie *Sotalia guianensis*, destes sendo 11 imaturos (em 11 grupos), 14 indivíduos da espécie *Megaptera novaeangliae* (três imaturos observados), e 38 indivíduos classificados como espécies indefinidas, dos quais um era imaturo. As avistagens realizadas foram plotadas, de acordo com suas coordenadas geográficas, em um mapa (Figura 77).

Figura 77: Mapa de registro dos cetáceos avistados durante os cinco primeiros meses do monitoramento embarcado entre a foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) e áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).



Fonte: autoria própria.

De acordo com Lodi (2003) foram considerados grupos todos os registros de avistagens nas quais continham pelo menos um indivíduo e dispostos em formação social única ou subdividida. O número total de grupos registrados foi de 125.

Para *Sotalia guianensis* foram avistados 98 grupos, sendo 21 de indivíduos avistados sozinhos (Figura 78) e 77 em grupos de pelo menos dois indivíduos (Figura 79). O tamanho dos grupos variou de dois a 22 indivíduos, apresentando uma média de 4,86 indivíduos por grupo. O registro do grupo com maior número de indivíduos foi efetuado em fevereiro de 2019 (Figura 81). Para *Sotalia guianensis* observou-se um maior número de grupos com dois indivíduos (Figura 82). Em Pinheiro (2014) o tamanho médio de grupo de boto-cinza foi de 9,9 indivíduos por grupo para a região da foz do rio Doce.

Figura 78: Indivíduo da espécie *Sotalia guianensis*, realizando um salto total fora da água, registrado no mês de dezembro de 2018 na foz do rio Doce.



Fonte: autoria própria.

Figura 79: Grupo de pelo menos três indivíduos da espécie *Sotalia guianensis*, realizando o comportamento de deslocamento, registrado no mês de dezembro de 2018, aproximadamente 3 milhas náuticas a frente da praia de comboios em Linhares, ES.



Fonte: autoria própria.

Para *Megaptera novaeangliae*, das nove avistagens efetuadas, quatro foram de apenas um indivíduo e cinco avistagens de grupos, com dois indivíduos. Foi possível registrar a presença de indivíduos com filhotes (três grupos), que provavelmente representa uma mãe com seu filhote (Figura 80). Até o momento no curto período de monitoramento, foram registradas baleias-jubartes somente em outubro de 2018. Isso ocorreu devido ao seu comportamento de migração e ocorrência sazonal no litoral brasileiro. A temporada já estava ao final em outubro (Figura 81).

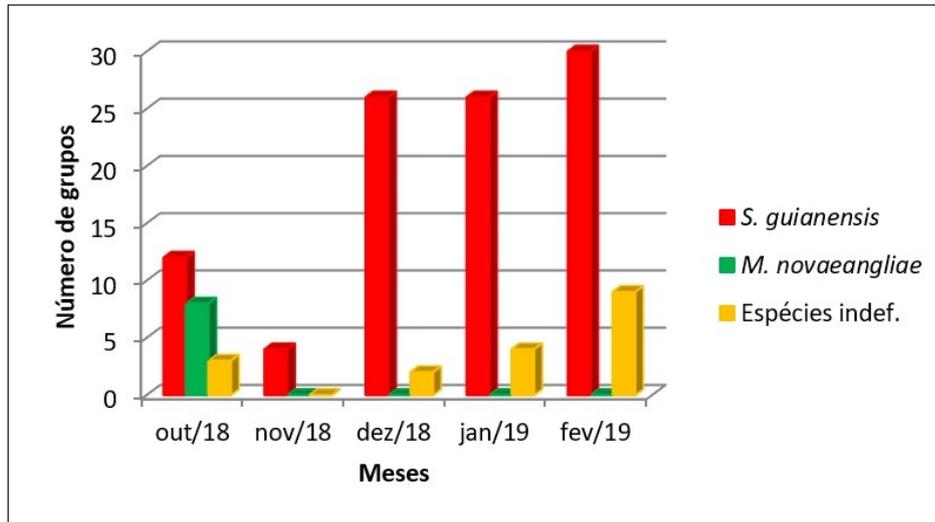
Figura 80: Dois indivíduos da espécie *Megaptera novaeangliae*, provavelmente mãe e filhote, registrados no mês de outubro de 2018, nas proximidades da monoboia em Regência-ES, a uma profundidade de 12 metros.



Fonte: autoria própria.

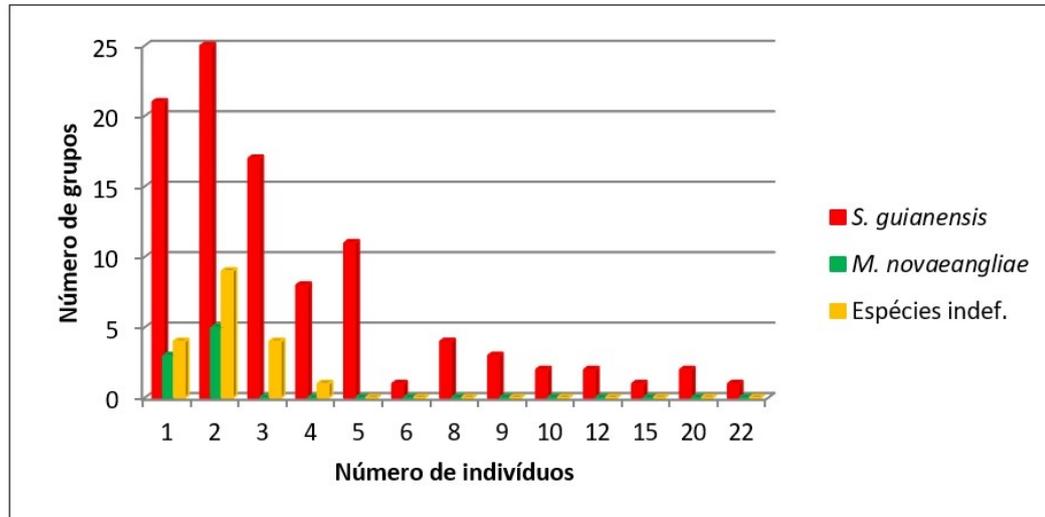
Foram realizadas 18 avistagens classificadas como de golfinhos de espécies indeterminadas. Destas, quatro avistagens foram de apenas um indivíduo e 14 avistagens de grupos. Os grupos variaram de dois a quatro indivíduos, com a média de 2,43 indivíduos por grupo. O maior número de grupos foi registrado em fevereiro de 2019 (Figura 81). Na Figura 82 é possível verificar o número de indivíduos por grupo e o número de grupos. Houve predominância de grupos com dois indivíduos.

Figura 81: Número de grupos avistados para a espécie *S. guianensis*, *M. novaeangliae* e espécies indefinidas em relação aos meses amostrados da foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).



Fonte: autoria própria.

Figura 82: Número de indivíduos por grupo em relação ao número de grupo registrados para *S. guianensis*, *M. novaeangliae* e espécies indefinidas amostrados da foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).



Fonte: autoria própria.

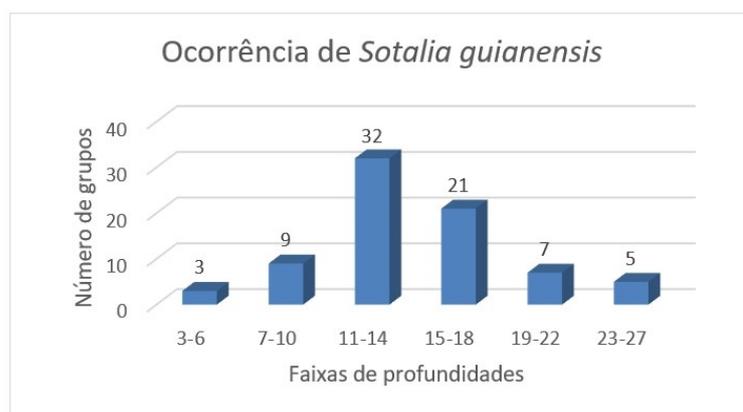
Nos pequenos cetáceos, o tamanho de agrupamento é variável e essa flutuação está ligada à disponibilidade de presas (Geise et al., 1999; Lodi, 2003; Daura-Jorge et al., 2007; Wedekin, 2007). Com sua ampla distribuição costeira, os botos-cinza são avistados constantemente em grupos de três a 13 indivíduos (Rossi, 2007). A variação no tamanho de grupo de animais sociais, como no caso do boto-cinza e outros delfínídeos, pode estar associada com a disponibilidade de alimento e características físicas do habitat, implicando em agregação ou desagregação de indivíduos, e assim, atuando na sociabilidade destas (Wells et al., 1980; Lima, 1990).

Nos últimos anos, foram intensificados os estudos sobre a dieta alimentar de *S. guianensis* que evidenciaram que a dieta desses golfinhos é composta principalmente de peixes teleósteos, podendo ser encontrados cefalópodes e crustáceos (Borobia, 1989; Santos, 1998; Gurjão et al., 2003; Di Benedetto et al., 2007; Daura-Jorge et al., 2011; Pansard et al., 2011). Rodrigues (2014) evidenciou para a região do Banco dos Abrolhos a preferência de *S. guianensis* por teleósteos, que compõem cerca de 92% do conteúdo estomacal total analisado. Rupil (2016) contribuiu com novos registros de teleósteos na dieta de *S. guianensis* como *Acanthurus chirurgus*, *Selar crumenophthalmus*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Pagrus pagrus* e *Lutjanus analis*. Esses estudos revelam que os principais recursos alimentares do boto-cinza são de origem demersal e com capacidade de emitir sons, atrelando a seleção das presas mais por características funcionais do que taxonômicas (Rodrigues, 2014). Segundo Cremer et al. (2012) a dieta alimentar de *S. guianensis* é considerada generalista e oportunista.

Quanto às atividades comportamentais registradas para cada avistagem, para a espécie *S. guianensis* o comportamento predominante foi o deslocamento com 87,36% dos registros, enquanto 12,64% foi de forrageamento. Para as espécies indefinidas 100% dos registros foram do comportamento de deslocamento. Por fim, para a espécie *M. novaeangliae* (baleia-jubarte), 57,14% dos registros foi comportamento de deslocamento, seguido por 28,57% do comportamento de boiar e 14,29% do evento comportamental de saltos.

Para o boto-cinza as avistagens ocorreram em sua maior parte em profundidades de até 15 metros (Figura 83), corroborando com Di Benedetto et al., (2001) e Lodi (2003) os quais, evidenciaram essa preferência em relação a profundidade e distância da costa (12 km) para a espécie em questão. Borobia et al. (1991) e Rossi-Santos et al. (2006) sugeriram que a profundidade seria o principal fator de limitação da ocorrência do boto-cinza em sua faixa de distribuição. Doze grupos foram avistados acima de 15 metros de profundidade, que pode ser um novo padrão de uso da área para busca de alimentos a uma maior distância da costa e/ou área de influência da lama. No entanto, a continuidade da segunda etapa do projeto é necessária para que possamos aprofundar nessa questão.

Figura 83: Número de grupos da espécie *S. guianensis* avistados em diferentes faixas de profundidades durante o monitoramento embarcado da foz do rio Piraquê-açu em Aracruz (ES) até áreas adjacentes a foz do rio Doce em Regência, Linhares (ES).



Fonte: autoria própria.

As baleias-jubarte ocorrem em profundidades de até 750m, sendo a maioria das observações em águas mais rasas de até 200 metros de profundidade segundo Zerbini et al. (2004), porém, Martins et al. (2001) observaram baleias-jubarte para a região do Banco dos Abrolhos em profundidades variando entre 13 e 21 metros. No presente estudo, foram realizados registros de avistagens de baleias-jubarte em profundidades entre 10 e 15 metros. Em alguns dos grupos avistados havia a presença de filhote, o que pode representar à procura das mães por águas mais calmas e rasas para o cuidado parental (Smultea 1994; Martins et al., 2001; Ersts & Rosenbaum, 2003).

Os registros de espécies indefinidas ocorreram em profundidades de seis a 27 metros sendo que, ocorreram nove grupos na profundidade de oito metros e seis na profundidade de 17 metros.

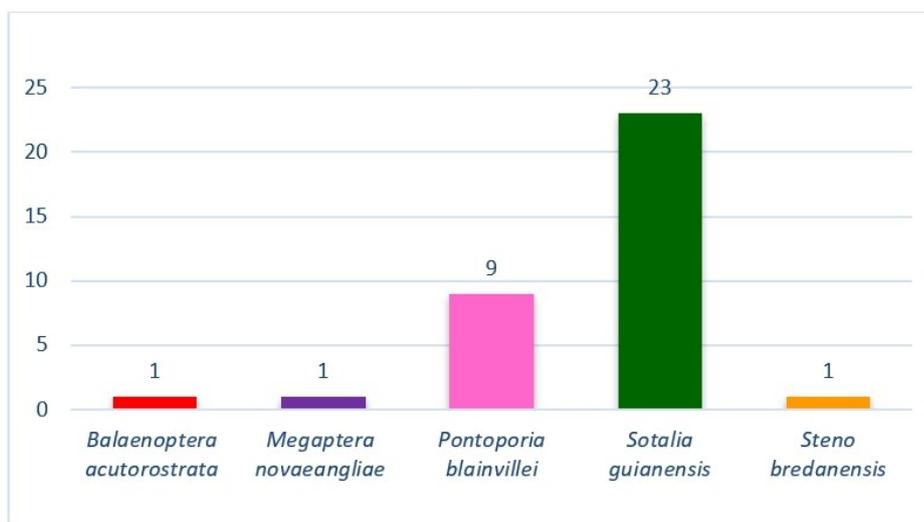
Análises sazonais ainda não são possíveis de serem realizadas, em virtude do curto período de monitoramento embarcado realizado até o momento. A importância de se avaliar a sazonalidade advém do seu impacto nos padrões de distribuição e uso do habitat pelas populações de cetáceos (Araujo et al., 2007), assim como outros fatores como a profundidade e horas do dia.

Diversos estudos demonstram que alguns parâmetros ambientais como a profundidade, relevo de fundo, temperatura e salinidade influenciam na distribuição e aspectos comportamentais dos cetáceos (Watts & Gaskin, 1985; Selzer & Payne, 1988; Baumgartner, 1997; Forney & Barlow, 1998; Hooker et al., 2002). Outro parâmetro que influencia é a distribuição das suas presas, considerada como um fator determinante para a ocorrência e concentração de golfinhos e baleias (Ballance, 1992; Wilson et al., 1997; Ingram & Rogan 2002). Segundo Griffin & Griffin (2004), esses fatores seriam responsáveis por uma variabilidade sazonal na ocorrência e distribuição de pequenos cetáceos. Para Lailson-Brito et al. (2010), o alto grau de dependência dos cetáceos ao seu ambiente os tornam monitores da qualidade e da degradação ambiental e variabilidade dos ecossistemas.

3.2.3 Monitoramento da diversidade genética de cetáceos do litoral do ES.

Durante os primeiros seis meses de projeto, de outubro de 2018 a março de 2019 foram recebidas no laboratório LGCA (Laboratório de Genética e Conservação de Animal) do CEUNES (Centro Universitário Norte do Espírito Santo) 35 amostras de pele e/ou músculo de 35 indivíduos de cinco espécies de cetáceos encalhados em praias do norte e sul do Espírito Santo (Figura 84). Essas amostras foram coletadas pelas ONGs ORCA e IBJ.

Figura 84: Número de amostras por espécie de cetáceos recebidas no LGCA do CEUNES durante os seis primeiros meses do projeto para as análises genéticas.



Fonte: autoria própria.

A espécie mais comum foi *Sotalia guianensis* (boto-cinza), N = 23, seguida de *Pontoporia blainvillei* (toninha ou franciscana), N = 9.

As amostras de *P. blainvillei* estão sendo analisadas no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I) - FUNBIO, que visa atender às obrigações de natureza compensatória do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal.

Os resultados apresentados e discutidos a seguir referem-se às espécies *S. guianensis*, *Steno bredanensis*, *Megaptera novaeangliae* e *Balaenoptera acurostrata*, N = 26.

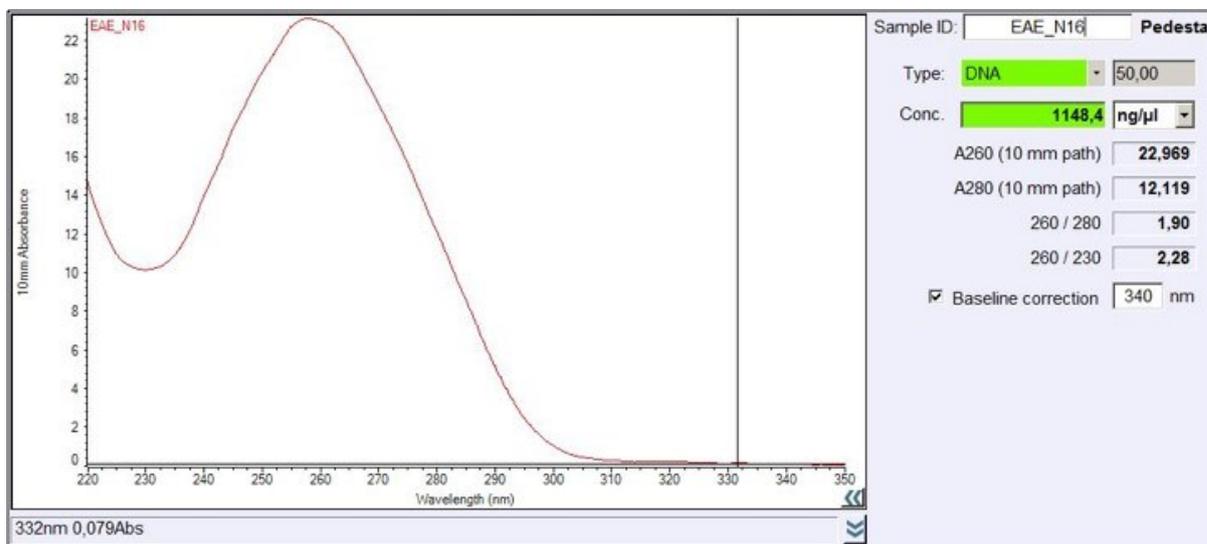
Todas as amostras foram submetidas ao processo de extração de DNA segundo o protocolo de extração salina (Bruford et al., 1992) e quantificadas em espectrofotômetro. A quantidade de DNA por amostra variou de 2,3 a 1359,3 ng/ µl de DNA, com média de 306,03 ng/ µl de DNA (Quadro 16). O indivíduo EAE_S10 da espécie *S. guianensis* apresentou a menor concentração de DNA enquanto que o indivíduo EAE_N16 também da espécie *S. guianensis* apresentou a maior concentração de DNA (Figura 85).

Quadro 16: Nome das espécies e número de registro dos cetáceos encalhados (estação amostral) no litoral do Espírito Santo, durante os meses de outubro de 2018 a março de 2019, com seus respectivos CODs, quantidade de DNA extraído, relação 260/280, sexo (morfológico/ molecular) e resultado de amplificação da região D-loop. COD significa o código de decomposição da carcaça do animal, segundo Geraci & Lounsbury (2005). O sexo morfológico foi determinado pelas ONGs durante as necrópsias.

Espécie	Estação amostral	COD	DNA (ng/μl)	260/280	Sexo morf/molec	Amplificação
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N5	2	532,9	1,66	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N2	5	328,6	1,84	M/M	Não amplificou
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N4	4	211,3	1,74	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N9	4	126,3	1,86	F/F	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N13	4	582,6	1,88	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N14	3	653	1,87	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N16	4	1148,4	1,9	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N19	3	219,4	1,9	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N21	4	24,9	1,94	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N22	4	6,3	1,46	M/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N22	4	791,4	1,86	M/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N26	5	18,2	1,75	Ident/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N27	4	10,8	1,14	F/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N28	3	248,7	1,91	F/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S1	4	191,1	1,72	M/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S5	2	159,1	1,39	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S6	2	186,9	1,73	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S7	3	68,1	2,03	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S8	4	12,5	2,03	M/M	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S9	4	18,4	2,11	M/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S10	5	2,5	2,88	M/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S11	4	27	1,95	M/ não amplificou	OK
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S12	4	64	2,01	F/ não amplificou	OK
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	EAE_S2	3	494,5	2,12	M/ não amplificou	OK
<i>Megaptera novaeangliae</i>	EAE_S3	4	140,8	3,58	Ident./ não amplificou	OK
<i>Steno bredanensis</i>	EAE_S4	4	62,7	1,41	M/M	OK

Fonte: autoria própria.

Figura 85: Quantificação do indivíduo EAE_N16 (*Sotalia guianensis*). É possível observar a concentração de DNA presente na solução de DNA extraído (1148,4 ng/μl) e a relação 260/280 (1,90).



Fonte: autoria própria.

A maioria das amostras de DNA extraído resultaram em valores da relação de absorvância 260/280 dentro da faixa esperada, 1,8 a 2,0. Foi observada uma variação de 1,14 a 3,58 com média de 1,91 (Figura 85). O indivíduo EAE_N27 da espécie *S. guianensis* apresentou a menor relação 260/280 enquanto que o indivíduo EAE_S3 da espécie *M. novaeangliae* apresentou a maior relação 260/280. A relação 260/280 indica o grau de pureza e qualidade do DNA (Lima et al., 2006) em que, relações entre 1,8 e 2,0 indicam DNA puro e com boa qualidade (Desjardins et al., 2010). A concentração e a qualidade do DNA extraído são fundamentais para que etapas posteriores das análises moleculares como PCR apresentem resultados desejados e satisfatórios (Costa et al., 2001).

O DNA de todas as amostras que apresentaram concentrações acima de 10 ng/ µl foram diluídos para essa concentração a fim de padronizar a concentração de DNA a ser utilizada nas etapas seguintes e para evitar possíveis erros de amplificação e sequenciamento, devido ao excesso ou falta de DNA. A baixa concentração de DNA pode causar a não amplificação de certos fragmentos de DNA, amplificações erradas ou perfis de eletroforese não reproduzíveis; enquanto que altas concentrações de DNA nas amostras podem conter alta concentração de impurezas, o que pode causar bandas pouco definidas e/ou arrastos nos perfis eletroforéticos (Ferreira et al., 1996).

Todas as amostras foram submetidas ao processo de sexagem molecular com a utilização dos primers ZFX0582, ZFX0923 (Bérube & Palsboll 1996), PMSRYF (Richard et al., 1994) e TtSRYSR (Rosel et al., 2003). Os produtos de PCR foram visualizados em gel de agarosa 1%. O aparecimento de somente uma banda no gel de agarose significa que foram amplificados dois fragmentos de mesmo tamanho e peso molecular, identificando dois cromossomos X, ou seja, um indivíduo do sexo feminino (XX); e o aparecimento de duas bandas de tamanhos e peso molecular diferentes significa que foram amplificadas duas regiões do DNA, a região do marcador que identifica o cromossomo X e a região que identifica o cromossomo Y, ou seja, um indivíduo do sexo masculino (XY).

Foi possível amplificar o DNA de 14 indivíduos e determinar molecularmente uma fêmea e 13 machos (Quadro 17, Figura 86). Não foi possível determinar o sexo molecular de 12 indivíduos. Provavelmente o DNA dessas amostras não amplificou, mesmo com mais de três tentativas, devido à qualidade da amostra de tecido dos animais dos encalhes (Figura 86). A determinação molecular do sexo desses indivíduos bateu com a identificação morfológica o que comprova a eficácia do método que pode ser a única alternativa para carcaças em avançado estágio de decomposição, ou dos animais que não puderem ser necropsiados.

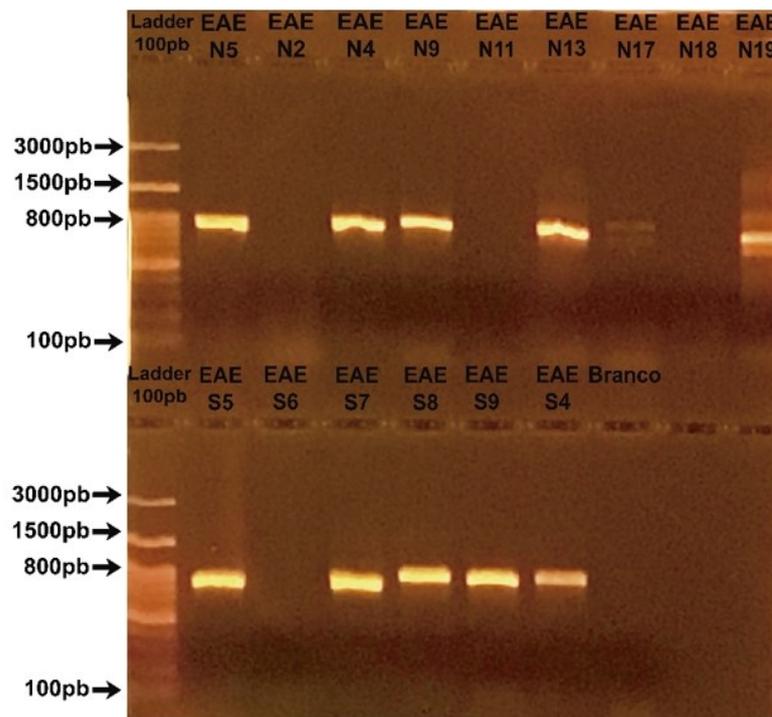
Figura 86: Fragmentos amplificados com marcadores em cromossomos sexuais (via PCR - sexagem molecular) para os 13 cetáceos encalhados (EAEN_) no litoral do Espírito Santo. Ladder 100bp - padrão de peso molecular. Gel de agarose 1%.



Fonte: autoria própria.

Todas as amostras foram submetidas ao procedimento de amplificação do DNA via PCR (Polymerase Chain Reaction) da região D-loop do DNA mitocondrial, conforme Garrigue et al. (2004). Foram utilizados os primers Dlp1.5 (5'-TGTAACACGACAGCCAGTTCACCCAAAGCTGRARTTCTA-3') e Dlp8G (5'-GGAGTACTATGTCCTGTAACCA3'). Um fragmento de aproximadamente 800 pares de bases foi amplificado para 25 indivíduos (Quadro 17, Figura 87).

Figura 87: Fragmentos da região D-loop do DNA mitocondrial amplificados para 15 cetáceos encalhados (identificação EAEN_) no litoral do Espírito Santo. Ladder 100bp - padrão de peso molecular. Gel de agarose 1%.



Fonte: autoria própria.

Novas amplificações foram realizadas para amostras que não amplificaram no primeiro momento. Mesmo assim, o DNA de uma amostra não amplificou (EAE_N2, COD = 5). Isso ocorreu provavelmente devido ao estágio de decomposição avançado (COD 5) em que o animal se encontrava no momento do atendimento ao encalhe na praia que, varia de 1 a 5, onde 1 corresponde ao animal vivo e 5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada (Geraci & Lounsbury 2005). A carcaça com códigos de decomposição próximos a 5 disponibilizam tecidos com pouca quantidade de DNA ou DNA de baixa qualidade.

Os produtos de PCR amplificados foram encaminhados para o sequenciamento e a partir da obtenção das sequências será possível realizar os cálculos dos índices de diversidade genética das espécies. Serão calculados índices genéticos populacionais somente para as espécies que forem mais representativas.

Se considerarmos somente os últimos seis meses, ainda existem poucas espécies de cetáceos (N=5) representadas nos encalhes na área monitorada. No histórico de trabalho das ONGs IBJ e ORCA com os encalhes no litoral do Espírito Santo (cerca de 30 anos) foram registradas a ocorrência de pelo menos 19 espécies de cetáceos para essa região. As espécies já registradas encalhadas em momentos pretéritos e que não foram contempladas nestes primeiros seis meses de projeto são: *Balaenoptera edeni*, *Globicephala macrorhynchus*, *Grampus griseus*, *Kogia breviceps*, *Kogia sima*, *Orcinus orca*, *Peponocephala electra*, *Physeter macrocephalus*, *Stenella attenuata*, *Stenella longirostris*, *Tursiops truncatus* e *Ziphius cavirostris*. Deste modo, pode-se observar que o curto prazo de monitoramento executado até o momento representou menos de 30% de cobertura das espécies ocorrentes na área estudada e, logo, não reflete a realidade do número de espécies de cetáceos que utilizam o ecossistema marinho no litoral do Espírito Santo. Isso demonstra que até a finalização do projeto outras espécies e um maior número de indivíduos poderão ser incluídos nas análises genéticas.

A espécie *S. guianensis* que constitui o maior número amostral nesse projeto até o momento é classificada como “Quase Ameaçada” (NT) pela Red List (IUCN, 2019) e como Vulnerável (VU) pelo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018). Apesar de apresentar distribuição contínua de Florianópolis-SC (Simões-Lopes, 1988) a Nicarágua (Carr & Bonde, 2000), essa espécie habita áreas costeiras como baías, enseadas e desembocaduras de rios (Borobia et al., 1991) não sendo registradas movimentações de indivíduos entre áreas superiores a 135 km, e, além disso, apresenta alto grau de fidelidade de sítio em regiões distintas do litoral brasileiro (Azevedo et al., 2004a; Rossi-Santos et al., 2007). Fidelidade de sítio já foi observada por Cepile (2008) para a foz do Rio Doce (44% de reavistagem em 17 dias). Pinheiro (2014) observou o deslocamento de vários grupos de *S. guianensis* livremente na foz do rio Doce mostrando que o rio não impede o deslocamento.

Cunha (2007) definiu que os botos-cinzas do litoral do Espírito Santo pertenciam a uma mesma unidade de manejo por meio da utilização de marcadores moleculares do DNA mitocondrial. No entanto, estudos mais recentes indicaram a existência de mais de uma população para a região. Reblin (2016) a partir de sequências da região D-loop do DNA mitocondrial e Ywasaki et al., (2017) a partir de marcadores

microsatélites evidenciaram estruturação genética entre indivíduos do Norte e Sul do litoral do Espírito Santo, com baixos índices de diversidade genética.

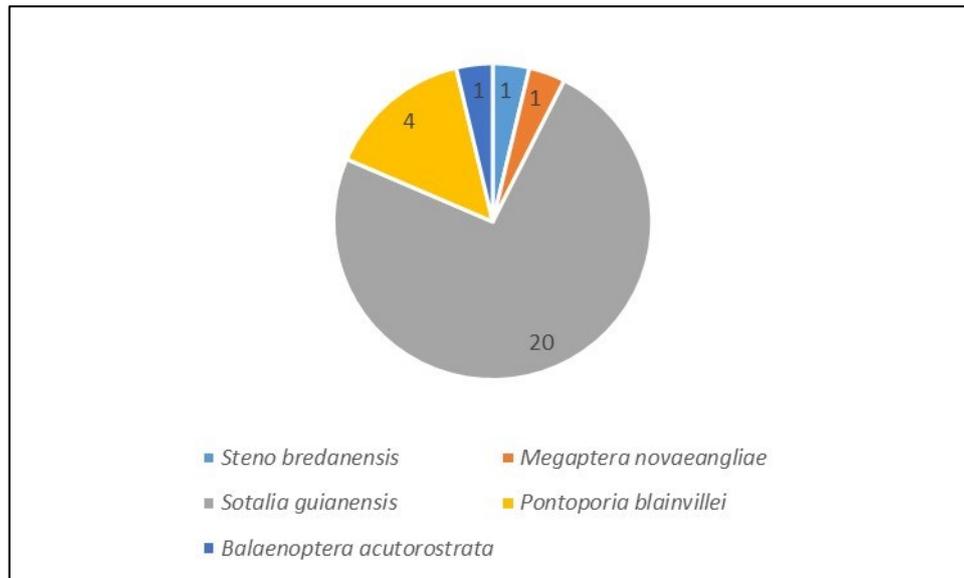
Vários fatores podem influenciar na estruturação de indivíduos de golfinhos em diferentes populações, tais como a distribuição dos recursos alimentares (pequenos peixes) (Bilgmann et al., 2007; Amaral et al., 2010), comportamento social (Storz, 1999), uso preferencial de habitats (Krause, 2002), e descontinuidades de hábitat causadas por características ambientais (Perez-Alvarez et al., 2015; Mendez et al., 2010). A compreensão da biologia básica de uma espécie, incluindo o grau de variabilidade genética, bem como os aspectos espaciais e temporais de sua estrutura populacional intraespecífica, é necessária para a implementação de estratégias adequadas de conservação e manejo. A ausência de monitoramento a longo prazo que inclua dados pretéritos dificulta a quantificação de impactos agudos ou crônicos sobre uma população animal (Estes, 1991) e se faz necessário o controle temporal rigoroso com informações de antes e depois de um impacto ambiental (Underwood, 1992).

Níveis moderados a elevados de variabilidade geralmente conferem maior probabilidade de sobrevivência de uma população a médio e longo prazos (Frankham et al., 2002). Em espécies ameaçadas, as populações apresentam-se reduzidas e muitas vezes isoladas, o que pode levar a uma consequente perda de variabilidade pela redução do fluxo gênico (Frankham et al., 2002). Adicionalmente, a partir da variabilidade genética intrapopulacional é possível estimar o tamanho populacional efetivo, tanto ao longo da história evolutiva daquela população quanto no passado mais recente (últimas gerações, também chamado “contemporâneo”); analisar flutuações demográficas ao longo do tempo; testar cenários de expansão ou de contração populacional.

3.2.4 Avaliação da prevalência de patógenos em cetáceos e monitoramento da evolução das histopatologias em tecidos de cetáceos em encalhes na área de estudo.

Até o presente momento foram recebidas 98 amostras, oriundas de 27 espécimes diferentes, abrangendo as espécies: *Steno bredanensis* (1), *Megaptera novaeangliae* (1), *Sotalia guianensis* (20), *Pontoporia blainvillei* (4) e *Balaenoptera acutorostrata* (1). Na Figura 88, podemos observar o número de espécimes analisados por espécie.

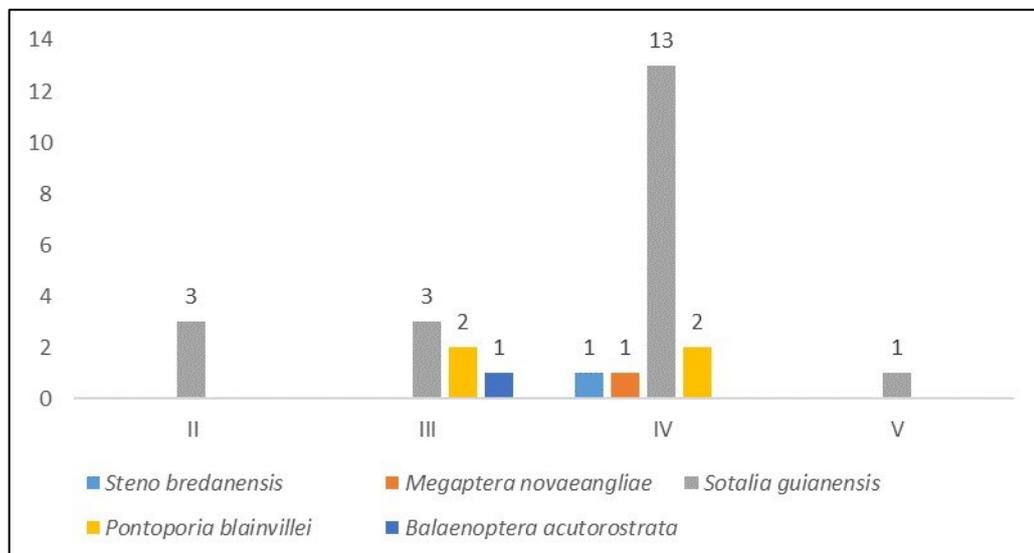
Figura 88: Número de espécimes analisados por espécie



Fonte: autoria própria.

O grau de conservação das carcaças variou de cod. 2 a 5, no qual o cod.1 corresponderia ao animal vivo e 5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada (Figura 89). A maioria das amostras foram oriundas de cod.4, representando 63 % do total de amostras, sendo que estas, somadas a um espécime cod.5 se apresentavam com alto grau de decomposição. Somente a espécie *Sotalia guianensis* teve amostras de cod. 2 avaliadas, representado 10 % do total.

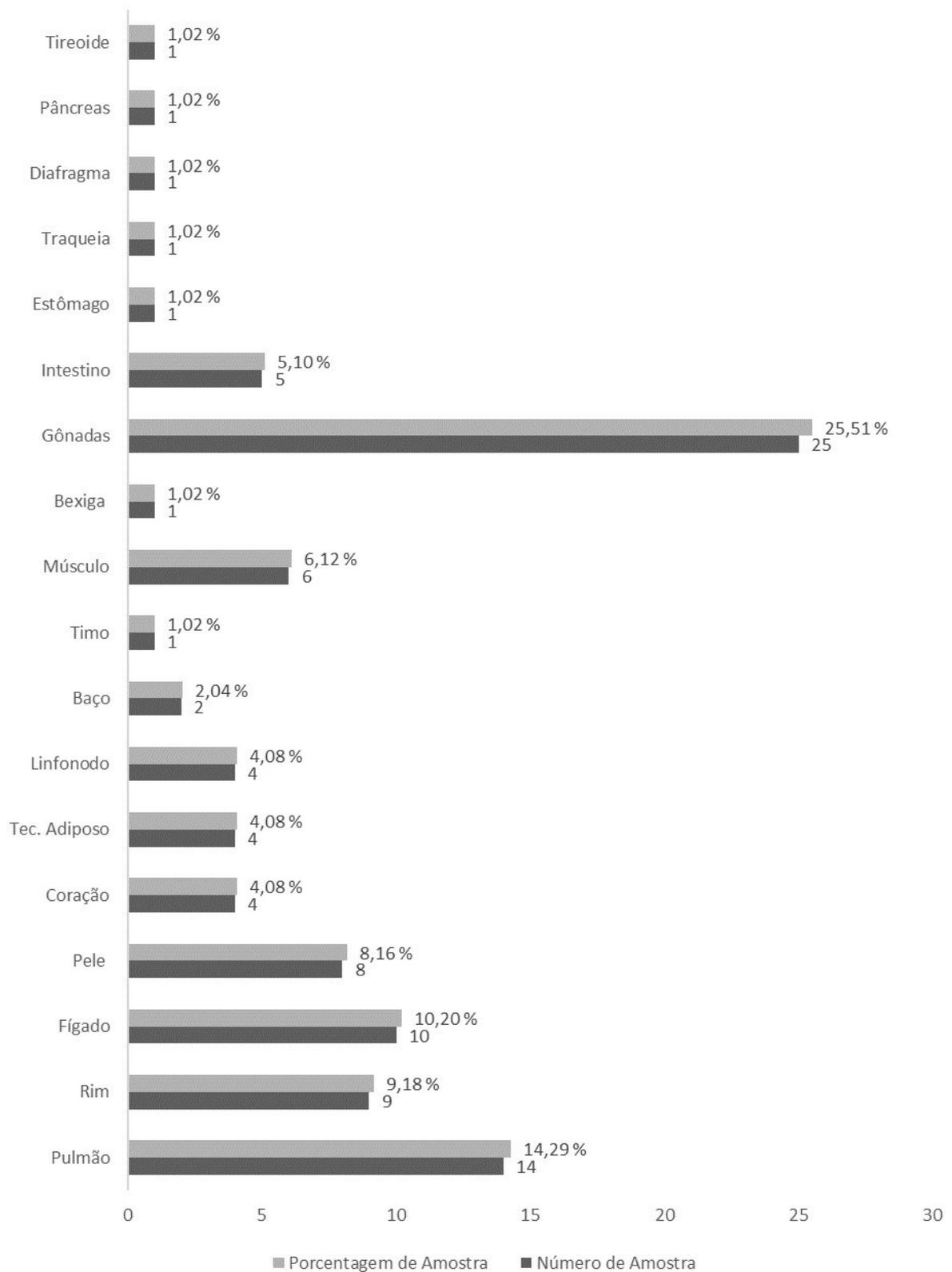
Figura 89: Número de espécimes, espécies e grau de conservação das carcaças avaliadas.



Fonte: autoria própria.

Das 98 amostras histopatológicas analisadas, foram observados 18 diferentes órgãos (Figura 90).

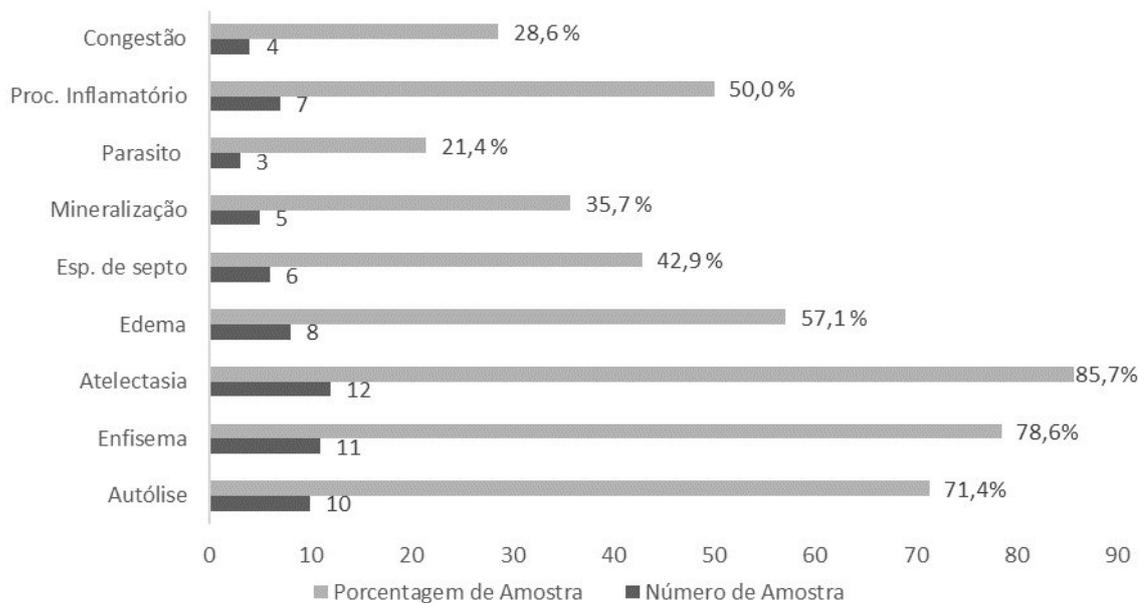
Figura 90: Número amostral e tipo de órgãos analisados.



Fonte: autoria própria.

Nos achados histopatológicos dos pulmões (Figura 91) foi possível observar nas amostras de pulmões (14), 71,4% autólise (10), 78,6% enfisema (11), 85,7% atelectasia (12), 57,1% edema (8), 42,9% espessamento de septo (6), 35,7% mineralização (5), 50% processo inflamatório (7), 28,6% congestão (4) e 21,4% parasitos (3).

Figura 91: Achados histopatológicos em amostras de pulmão.



Fonte: autoria própria.

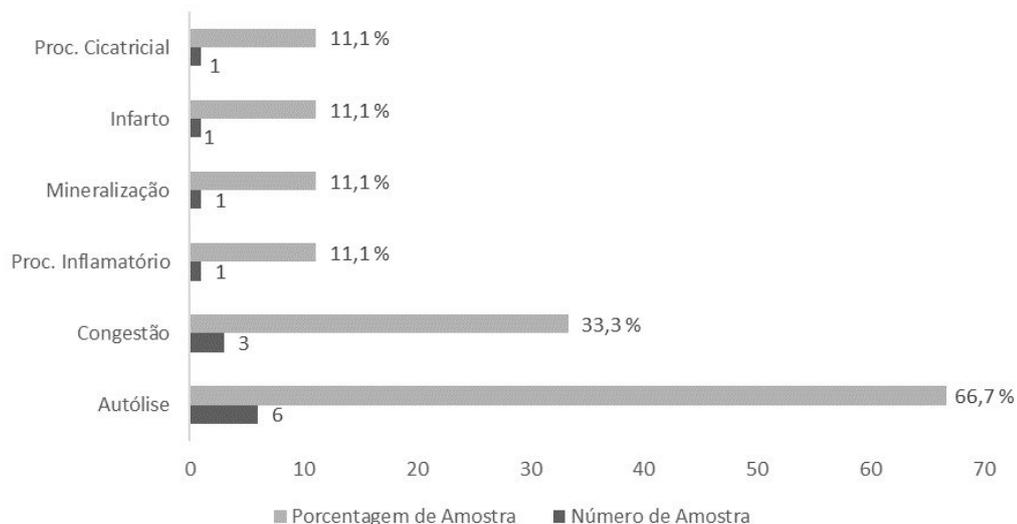
Os achados histopatológicos nos pulmões, como enfisema, atelectasia, edema, espessamento de septo, mineralização, processo inflamatório, congestão e parasitos, foram condizentes com as descrições na literatura (MOTTA, 2006). O sistema respiratório está associado às causas morte mais comuns em animais marinhos (GONZALES-VIEIRA, 2011; SEGUEL et al., 2013) e compatíveis com infecções virais e coinfeção parasitárias.

A presença de parasitos nas amostras pulmonares foi identificada, contudo, não foi possível identificar as espécies. A proliferação das infecções parasitárias advém normalmente de uma debilidade orgânica com diminuição da imunidade, acarretando no aumento destes organismos em conjunto com proliferação bacteriana, podendo levar até mesmo ao óbito.

Além de parasitos no pulmão, foram encontrados em *Sotalia guianensis* as bactérias *Actinomyces* sp. e *Stenotrophomonas maltophilia*, com resultado de achados patológicos compatíveis com processo infeccioso, além do fungo *Candida* sp. Em outros tecidos foram encontradas as bactérias *Proteus vulgaris*, *Klebsiella* sp. e *Alcaligenes* sp. e também o fungo *Candida* sp, em sua maioria patógenos oportunista, indicando uma infecção primária viral e/ou parasitária.

Nos achados histopatológicos renais (Figura 92), foi possível observar nas amostras de rins (9) 66,7% autólise (6), 33,3% congestão (3), 11,1% processo inflamatório (1), 11,1% mineralização, 11,1% infarto e 11,1% processo cicatricial (1).

Figura 92: Achados histopatológicos em amostras de rins.

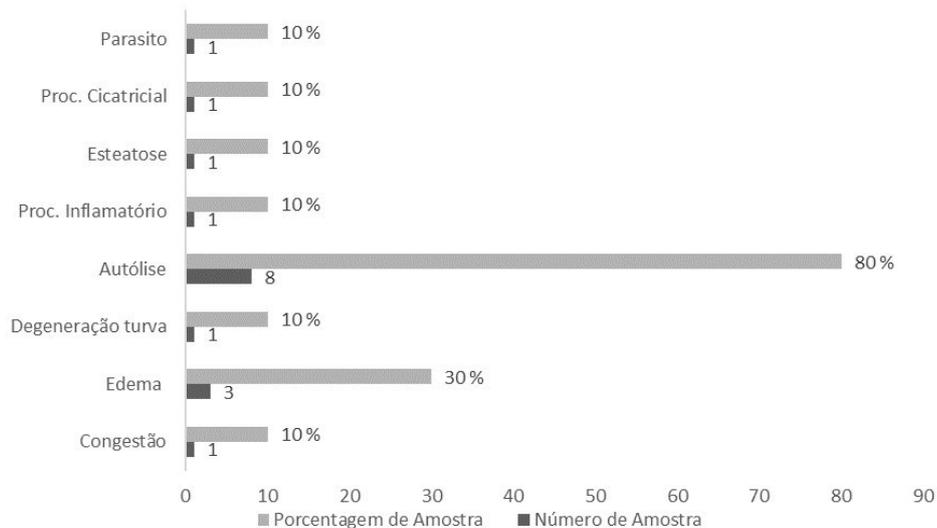


Fonte: autoria própria.

Nas amostras renais analisadas foi possível observar nefrite, congestão, Infarto/processo cicatricial e mineralização. Processos estes compatíveis com evolução de infecções por microrganismos e parasitários, os quais podem acometer todo ou porções destes órgãos. As consequências estão diretamente ligadas ao grau de comprometimento destes, podendo até culminar com o óbito. Além disso, podemos citar que patologias renais e hepáticas podem estar associadas ao acúmulo de contaminantes ambientais.

Nos achados histopatológicos hepáticos (Figura 93), foi possível observar nas amostras de fígado (10), 80% autólise (8), 10% congestão (1), 30% edema (3), 10% degeneração turva (1), 10% processo inflamatório (1), 10% esteatose (1), 10% processo cicatricial (1) e 10% parasito (1).

Figura 93: Achados histopatológicos em amostras de fígado.



Fonte: autoria própria.

A maioria das amostras de fígado (80%) apresentaram autólise, dificultando a avaliação e análise patológica.

Foi encontrada uma amostra com congestão hepática, que de acordo com Jaber et al. (2004) pode ser explicada devido à compressão que os vasos torácicos e abdominais sofrem durante o encalhe, o que compromete o fluxo sanguíneo podendo levar a uma congestão hepática aguda ou sub-aguda e consequentemente hipóxia hepatocelular.

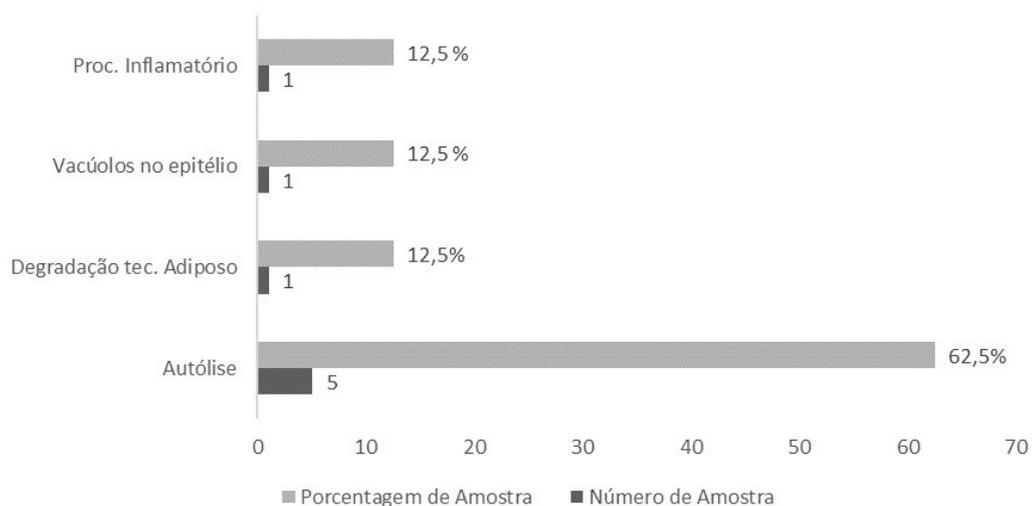
Esteatose hepática foi encontrada em um espécime desta investigação e se caracteriza normalmente por alteração morfofisiológica comumente vinculada ao jejum, como resultado da inanição associada a uma doença intercorrente ou inapetência, mudanças na alimentação e distúrbios metabólicos primários. É uma lesão considerada frequente nas amostras hepáticas de mamíferos marinhos e pode estar associada ao óbito (JABER et al., 2004).

Os achados histopatológicos corroboram com Sweeney (1986) e Gulland et al. (2001), os quais citaram que desordens metabólicas hepáticas de etiologia desconhecida, caracterizadas por fibrose, degeneração e acúmulo de gordura nos hepatócitos, têm sido comumente relatadas em golfinhos, bem como hepatite aguda e crônica, presumivelmente causadas por toxinas ambientais ou nutricionais.

Entre as principais doenças não infecciosas que acometem o sistema hepático e renal estão às toxicológicas e degenerativas. Pancreatite e fibrose pancreática, nefrose tubular associada à mioglobulinúria e miopatia, cálculo renal, infarto, úlceras gástricas e intestinais causadas por stress e ingestão de corpos estranhos, têm sido descritos em cetáceos encalhados e/ou detectados em exames de necropsia (SWEENEY, 1986; GULLAND et al., 2001).

Nos achados histopatológicos de amostras de pele (8) (Figura 94), foi possível observar 62,5% autólise (5), 12,5% degradação do tecido adiposo (1), 12,5% vacúolos no epitélio (1) e 12,5% processo inflamatório (1).

Figura 94: Achados histopatológicos em amostras de pele.



Fonte: autoria própria.

No tegumento cutâneo não foi possível observar nada além de processo inflamatório em poucas amostras, uma vez que estas, em sua maioria, encontravam-se em estado avançado de decomposição, prejudicando as análises histológicas. Algumas lesões de pele sem etiologia comprobatória têm sido reconhecidas como fonte de risco considerável para os pequenos cetáceos costeiros. No boto-cinza, diversas doenças de pele têm sido reportadas, porém a população com a maior incidência destes agravos tem sido a da Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro (VAN BRESSEM et al., 2007). Possivelmente, algumas dessas lesões podem estar relacionadas a saúde do ecossistema local.

Com relação às gônadas, poucas alterações como congestão, processo inflamatório e edema foram observadas. Porém o que chamou a atenção foi a grande quantidade de tecidos compatíveis com animais na fase juvenil, que corroboram com diversos autores.

Em estudos de Jones (2000), com relação ao tecido genital, em animais pertencentes faixas etárias variando de filhote a adulto foi observado poucos espermatozóides no lúmen ou presença apenas de espermatogônias nos túbulos seminíferos. Isto sugere que os indivíduos ou se apresentavam fora da fase reprodutiva ou seria um quadro de atrofia testicular. A atrofia de testículos que previamente tinham uma conformação normal pode ser decorrente de diversas influências sistêmicas ou ambientais adversas. Essas influências abrangem condições tão amplamente divergentes como a privação das gonadotrofinas pituitárias; aumento de andrógenos ou estrógenos exógenos; radiação ionizante; desnutrição generalizada; deficiências vitamínicas específicas (vitaminas A e E); febre ou hipertermia prolongada; certas moléstias infecciosas; desnervação; oclusão dos vasos espermáticos; certos distúrbios genéticos; e certas neoplasias.

Nas análises de microbiologia foram testadas 10 amostras de swab. Todas as amostras foram oriundas da espécie *Sotalia guianensis* (6). Nas amostras de swab foram encontradas as bactérias: Pulmão: *Actinomyces* sp. e *Stenotrophomonas maltophilia*; Pele: *Proteus vulgaris*; Orifício respiratório: *Klebsiella* sp.; Abscesso: *Alcaligenes* sp. A cultura micológica identificou *Cândida* sp. em pulmão, pele e orifício respiratório (Quadro 17). As análises fúngicas não estavam previstas neste subprojeto, contudo, como o Termo de Referência (TR) exigia, essas análises foram realizadas e os resultados também estão sendo apresentados.

Quadro 17: Lista de patógenos encontrados em amostras de *Sotalia guianensis*

Cultura bacteriológica	
Pulmão	<i>Actinomyces</i> sp.
Pulmão	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>
Pele	<i>Proteus vulgaris</i>
Orifício respiratório	<i>Klebsiella</i> sp.
Abscesso	<i>Alcaligenes</i> sp.
Cultura Micológica	
Pulmão	<i>Candida</i> sp.
Pele	<i>Candida</i> sp.
Orifício respiratório	<i>Candida</i> sp.

Fonte: autoria própria.

O número amostral e resultados (6) das análises microbiológicas não foi suficiente para correlacionar uma avaliação das alterações ambientais que poderiam estar afetando o estado de saúde das populações de cetáceos.

As bactérias estão envolvidas em uma ampla variedade de lesões que afetam os cetáceos, e sozinhas ou em conjunto com infecções parasitárias, estão entre os principais problemas nesses mamíferos marinhos (HOWARD et al., 1983).

A imunossupressão pode acompanhar várias moléstias, incluindo as virais ou também podem ser decorrentes de certas deficiências de nutrientes e da exposição a agentes químicos tóxicos inorgânicos e orgânicos (JONES, 2000). Existem poucos relatos no Brasil que relacionam a causa mortis de cetáceos a infecção bacteriana. Foram isolados *Staphylococcus* sp. de abscesso pulmonar em um golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*, e também identificaram *Gemella haemolisans* e *Staphylococcus xylosus* no sangue, sendo o último relacionado à causa mortis. No sangue de uma toninha, *Pontoporia blainvillei*, foram isolados *Pasteurella pneumotropica* e *Pseudomonas aeruginosa* do exsudato da cavidade torácica, *P. aeruginosa*, além de *Staphylococcus sciuri* e *P. aeruginosa* no orifício respiratório, *Pseudomonas* sp. no pulmão e *P. aeruginosa* no fígado. A causa mortis desse animal foi relacionada a choque séptico (RUOPPOLO, 2003).

Além de alguns casos de infecções pulmonares no golfinho-de-dentes-rugosos, na toninha e nos golfinhos pintados-do-atlântico, Ruoppolo (2003) isolou *Micrococcus* sp. de exsudato da cavidade torácica e *Staphylococcus* sp. do pulmão de uma toninha (RUOPPOLO, 2003). Além das bactérias dos gêneros *Streptococcus*, *Staphylococcus*, *Vibrio*, *Pseudomonas*, *Plesiomonas* e *Aeromonas* observados nos cetáceos do Brasil, outros gêneros, como *Burkholderia*, *Leptospira*, *Edwardsiella*, *Erysipelothrix*, *Brucella*, *Mycoplasma*, *Mycobacterium*, *Salmonella*, *Clostridium*, *Nocardia*, *Klebsiella*, *Proteus* e *Corynebacterium* foram isolados de cetáceos em outros países, sendo todos eles importantes agentes zoonóticos (MOTTA, et al., 2005).

Diversas espécies fúngicas também foram isoladas de cetáceos: *Aspergillus* sp., *Blastomyces* sp., *Coccidioides* sp., *Cryptococcus* sp., *Candida* sp., *Trichophyton* sp., *Fusarium* sp., *Lacazia loboii*, *Sporothrix* sp. e *Saksenaea vasiformis* (REIDARSON, et al., 2001). Informações sobre microrganismos, incluindo aqueles potencialmente zoonóticos para mamíferos marinhos isolados de águas brasileiras são quase inexistentes (PEREIRA et al., 2007). No entanto, as observações indicaram bactérias que podem ser patógenos potenciais, com a possibilidade de causar septicemia primária ou secundária e infecções de feridas em animais. Algumas dessas bactérias são oportunistas e podem ter a capacidade de causar doenças ou morte em animais debilitados ou imunossuprimidos. Além disso, esses patógenos são importantes para a saúde pública devido à capacidade de causar doenças em humanos e animais, e seu monitoramento é considerado uma ferramenta relevante na avaliação e prevenção de doenças (PEREIRA et al., 2007).

O estudo anatomopatológico das carcaças dos mamíferos marinhos é um meio importante para compreender as alterações morfológicas associadas a doenças. Numerosas enfermidades causadas

por bactérias, vírus, fungos e endoparasitos têm sido identificadas nestes animais (RUOPOLLO, 2003). Dentre as doenças infecciosas emergentes ou reemergentes que têm sido documentadas no ambiente marinho, muitas são zoonoses de grande importância para a saúde pública (MOTTA et al., 2005).

É importante enfatizar a necessidade de aumentar o conhecimento sobre esses microrganismos, seu habitat e relacionamento com os mamíferos marinhos. A crescente degradação do ecossistema marinho pode ter um impacto significativo na saúde da população e causar o surgimento de novas doenças.

3.2.5 Monitoramento da evolução das dosagens de contaminantes em tecidos de cetáceos em encalhes na área de estudo

Os dados apresentados e discutidos referem-se a *Sotalia guianensis*, a espécie mais frequentemente coletada na região analisada. A segunda espécie mais comum, *Pontoporia blainvillei*, está sendo analisada no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), que visa atender às obrigações de natureza compensatória no âmbito do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal.

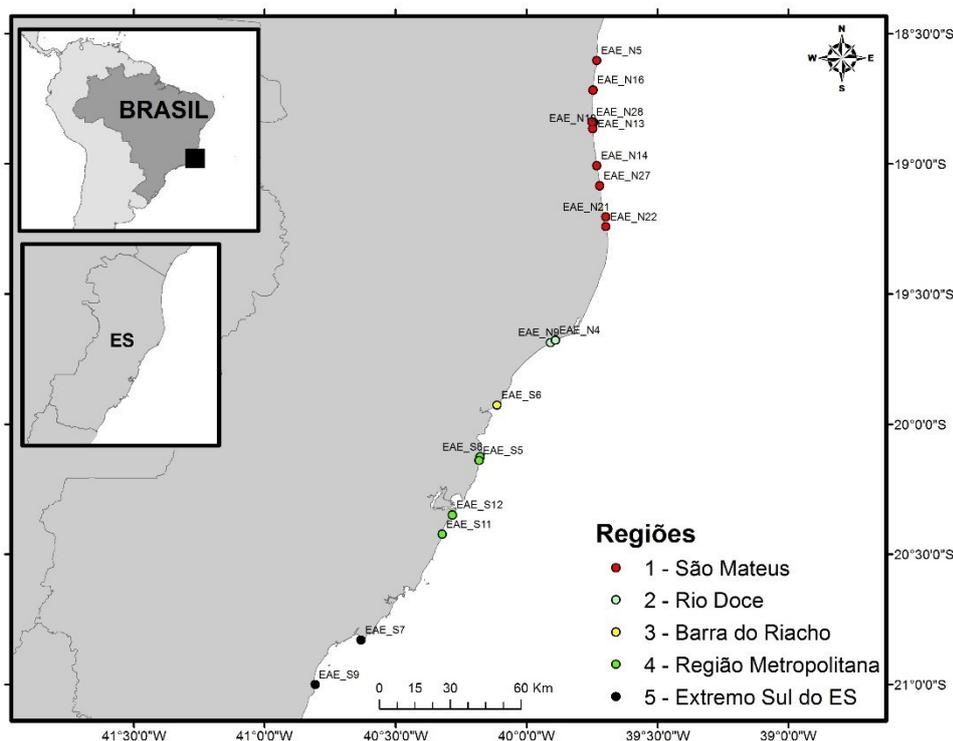
Durante estes primeiros seis meses de projeto, foram coletados dois mysticetos (baleias). As amostras destes indivíduos estão armazenadas e não foram analisadas pois estamos dando prioridade às análises de odontocetos, que são animais topo de cadeia e sujeitos a maior concentração de contaminantes devido à biomagnificação, além de apresentarem maior fidelidade de área, como é o caso do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Caso o número amostral ao final do projeto não atinja os 50 indivíduos utilizando somente cetáceos odontocetos, as amostras de mysticetos serão analisadas e reportadas.

As análises de contaminantes do Anexo 6 - Cetáceos foram realizadas no Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores (MAQUA) da UERJ. Foram recebidas e analisadas amostras de músculo, fígado e rim de carcaças em códigos 2 e 3 (GERACI & LOUNSBURY, 2005) e, quando possível, de carcaças em código 4. No total, 18 indivíduos da espécie *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e 1 indivíduo da espécie *Steno bredanensis* (golfinho-de-dentes-rugosos) foram analisados. Os parâmetros foram as concentrações de mercúrio total, arsênio, cádmio, cobre, ferro, manganês, zinco e compostos organoclorados, organobromados e HPAs em tecidos de cetáceos. As amostras incluídas neste relatório são aquelas que foram recebidas no MAQUA desde o início do projeto até o dia 28 de fevereiro de 2019, prazo hábil para que fossem analisadas e os dados tratados, discutidos e incluídos neste relatório.

Um fator que deve ser considerado para a interpretação das concentrações dos parâmetros é que o boto-cinza possui alto grau de fidelidade de sítio em diferentes regiões estudadas na costa brasileira (Azevedo et al., 2004a; Rossi-Santos et al., 2007), não sendo registradas movimentações de indivíduos entre áreas superiores a 135 Km (Rossi-Santos et al., 2007; Santos et al. 2019, no prelo). Para o estado

do Espírito Santo, também foi encontrada fidelidade de sítio, fato esse observado por Cepile (2008) em estudo conduzido na Foz do Rio Doce, onde houve uma taxa de reavistagem de 44% em um período de 17 dias. Das seis unidades de manejo definidas para *S. guianensis* por Cunha (2007) na costa brasileira, através da análise de marcadores moleculares (DNA mitocondrial), os botos-cinza coletados no estado do Espírito Santo foram considerados como pertencentes a uma única área de manejo. Porém, para essa área, não há estudos de perfis de acumulação de poluentes, ecologia trófica, marcadores de microssatélites e/ou foto-identificação que possibilitem a diferenciação de populações em microescala geográfica (eg. Lailson-Brito et al., 2010; Bisi et al., 2012; Souza, 2013; Santos, 2015). Com base no conhecimento sobre a espécie adquirido em outras regiões, é possível que a linha de costa do ES, que possui 410 Km não seja ocupada por uma única população de botos-cinza. Com isso, os padrões de acumulação de elementos traço e compostos organoclorados e organobromados encontrados no presente estudo podem sofrer variações ao serem analisados em microescala geográfica. Dessa forma, adotou-se uma divisão por regiões com base na foz dos principais rios do estado do Espírito Santo, como mostra a Figura 95.

Figura 95: Divisão das amostras de cetáceos coletados no Espírito Santo com base na foz dos principais rios do estado.



Fonte: autoria própria.

Determinação de mercúrio total (HgT):

A determinação de HgT foi realizada em equipamento de Espectrometria de Absorção Atômica com geração de vapor frio (modelo FIMS 400, Perkin Elmer) utilizando uma variação do método proposto por Malm et al. (1989) e Bastos et al. (1998). A precisão e exatidão do procedimento analítico foram

certificados com a utilização de material certificado DORM-2 e DOLT-5 do National Research Council of Canada (NRC), além da utilização de brancos e réplicas em todas as baterias analisadas.

O limite de detecção do equipamento, calculado pelo desvio padrão dos brancos obtidos em cada análise ($n=3$) multiplicado por 3 e dividido pelo valor médio da curva de calibração, foi de $0,09 \mu\text{g. L}^{-1}$. Para calcular o limite de detecção do método, o limite de detecção do equipamento foi multiplicado pelo fator de diluição das amostras e pelo volume final da solução, e este resultado foi dividido pela massa média do peso das amostras. Foi obtido um limite de detecção do método para determinação de HgT de $5,77 \mu\text{g.g}^{-1}$.

A recuperação do material certificado DORM-2 foi de $91,4 (\pm 1,69) \%$, do material certificado DOLT-5 foi de $99,7 (\pm 9,59) \%$. As amostras foram analisadas em duplicata e brancos analíticos foram utilizados em todas as análises. O coeficiente de variação (desvio padrão/média entre as réplicas $\times 100$) aceitável para os resultados entre as réplicas de cada amostra foi de 20%.

Os dados obtidos para *Sotalia guianensis* foram analisados no programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). Não foram feitos testes estatísticos para a espécie *Steno bredanensis* devido ao número amostral ($n=1$).

As concentrações de mercúrio total determinadas no fígado, rim e músculo dos indivíduos coletados na costa do Espírito Santo, bem como suas variáveis biológicas e identificação são reportados no Quadro 18 e os perfis da concentração de HgT e distribuição nos tecidos estão na Figura 96. No Quadro 19 e na Figura 97 estão os valores médios (\pm desvio padrão), a mediana e os valores mínimos e máximos das concentrações determinadas para cada região, e no Quadro 20 e Figura 98 são demonstradas as concentrações médias de todos os animais analisados.

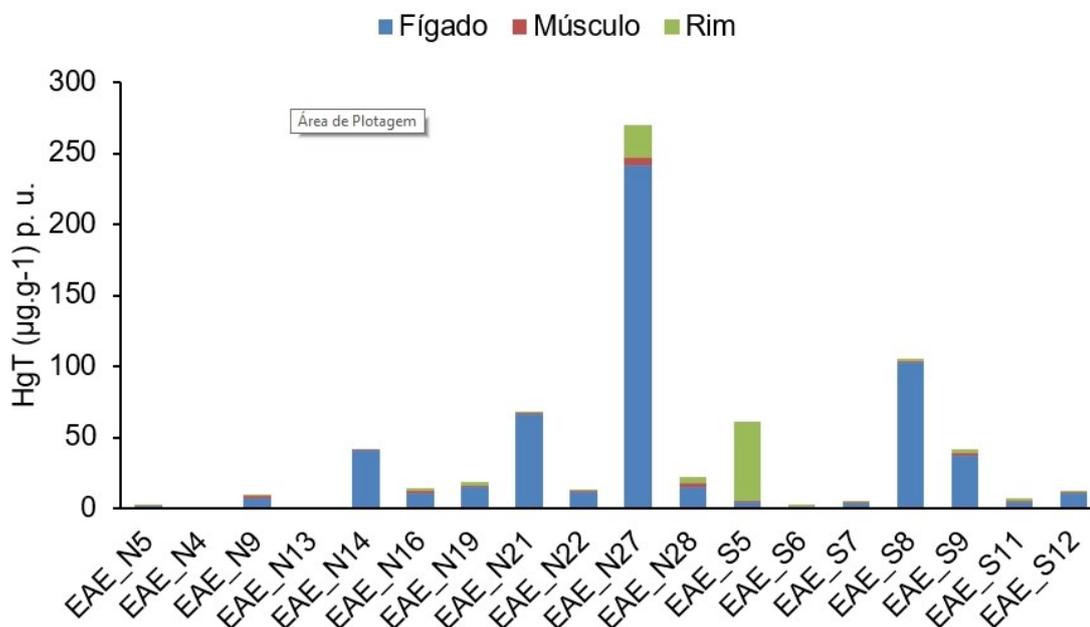
Quadro 18: Concentração de mercúrio total (HgT) no fígado, músculo e rim de cetáceos coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido

Espécie	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N5	Macho	1,22	Filhote	3	Fígado	1,36
						Músculo	0,44
						Rim	0,60
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N4	Macho	1,96	Adulto	11	Fígado	-
						Músculo	1,18
						Rim	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N9	Fêmea	1,63	Juvenil	3	Fígado	7,18
						Músculo	1,31
						Rim	1,17
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N13	Macho	1,43	Juvenil	4	Fígado	-
						Músculo	0,35
						Rim	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N14	Macho	1,79	Adulto	17	Fígado	40,88
						Músculo	1,15
						Rim	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N16	Macho	1,46	Juvenil	4	Fígado	10,73
						Músculo	1,24
						Rim	2,31
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N19	Macho	1,61	Juvenil	6	Fígado	14,68
						Músculo	1,02
						Rim	2,80
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N21	Macho	1,45	Juvenil	3	Fígado	66,19
						Músculo	0,87
						Rim	1,02
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N22	Macho	1,65	Adulto	5	Fígado	11,50
						Músculo	1,11
						Rim	0,15
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N27	Fêmea	1,83	Adulto	16	Fígado	242,0
						Músculo	5,05
						Rim	23,11
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N28	Fêmea	1,72	Adulto	6	Fígado	15,17
						Músculo	2,59
						Rim	4,50
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S5	Macho	1,38	Filhote	0	Fígado	4,12
						Músculo	1,16
						Rim	56,11

Espécie	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S6	Macho	1,30	Filhote	2	Fígado	0,64
						Músculo	0,25
						Rim	1,72
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S7	Macho	1,59	Juvenil	3	Fígado	3,54
						Músculo	1,08
						Rim	0,25
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S8	Macho	2,00	Adulto	20	Fígado	102,8
						Músculo	0,87
						Rim	1,36
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S9	Fêmea	1,90	Adulto	5	Fígado	37,29
						Músculo	1,54
						Rim	3,08
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S11	Macho	1,82	Adulto	4	Fígado	4,83
						Músculo	0,45
						Rim	1,67
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S12	Fêmea	1,86	Adulto	S/D	Fígado	10,46
						Músculo	1,08
						Rim	1,00
<i>Steno bredanensis</i>	EAE_S4	Macho	2,45	Adulto	S/D	Fígado	548,3
						Músculo	56,12
						Rim	30,99

Fonte: autoria própria.

Figura 96: Concentração de mercúrio total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.



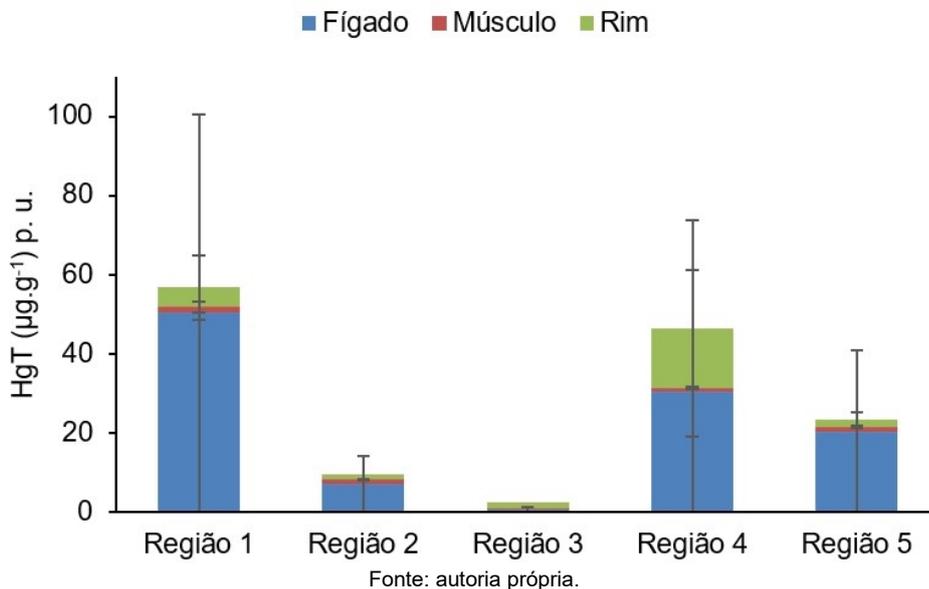
Fonte: autoria própria.

Quadro 19: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do Espírito Santo, expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso úmido (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

Região	N	Tecido	Média \pm DP	Mediana	Mín-Máx
1	9	Músculo	1,54 \pm 1,46	1,11	0,35-1,46
	8	Fígado	50,31 \pm 80,21	14,92	1,36-241,96
	7	Rim	4,93 \pm 8,1	2,31	0,15-23,11
2	2	Músculo	1,24 \pm 0,08	1,24	1,18-1,31
	1	Fígado	7,18	-	-
	1	Rim	1,17	-	-
3	1	Músculo	0,25	-	-
	1	Fígado	0,64	-	-
	1	Rim	1,72	-	-
4	4	Músculo	0,9 \pm 0,3	0,98	0,45-1,17
	4	Fígado	30,6 \pm 48,3	7,65	4,13-102,8
	4	Rim	15,0 \pm 27,4	1,52	1,00-56,12
5	2	Músculo	1,31 \pm 0,32	1,31	1,08-1,54
	2	Fígado	20,41 \pm 23,86	20,41	3,54-37,29
	2	Rim	1,66 \pm 2,00	1,66	0,25-3,08

Fonte: autoria própria.

Figura 97: Concentrações médias de HgT ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

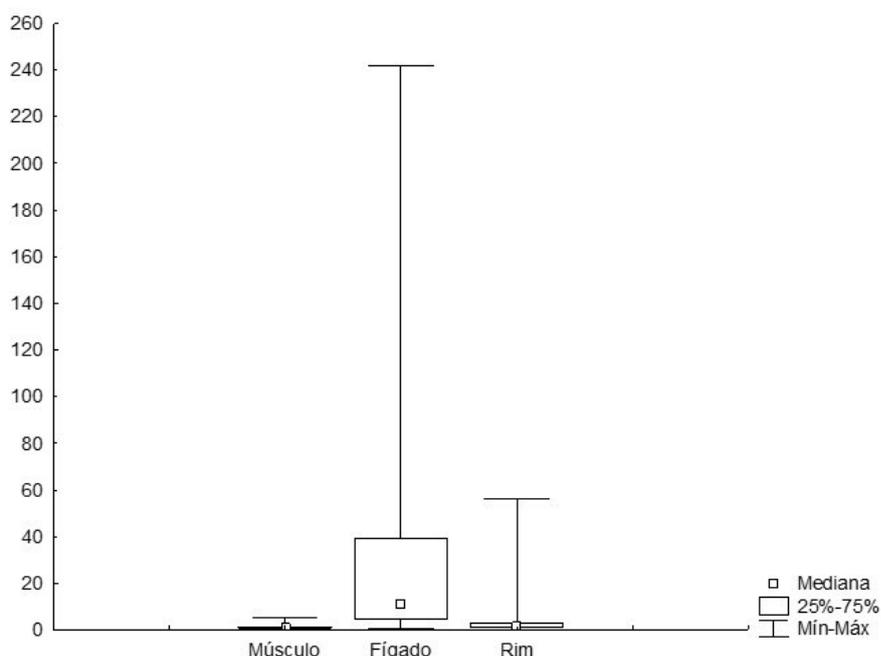


Quadro 20: Média \pm desvio padrão, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido

Tecido	N	Média \pm DP	Mediana	Min-Máx
Músculo	18	1,26 \pm 1,08	1,10	0,25-5,05
Fígado	16	35,8 \pm 61,6	11,1	0,64-242
Rim	15	6,72 \pm 14,78	1,67	0,15-56

Fonte: autoria própria.

Figura 98: Comparação entre as concentrações de mercúrio total (HgT) em músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido.



As concentrações médias de mercúrio total no tecido muscular foram semelhantes entre as 5 regiões estudadas. As concentrações médias no tecido hepático foram mais elevadas nas regiões 1, 4 e 5; e as concentrações médias no rim foram mais elevadas na região 4. As demais regiões apresentaram concentrações semelhantes.

O teste de Friedman ANOVA evidenciou diferença significativa entre as concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim dos indivíduos analisados ($p < 0,05$). Através do teste a posteriori de Tukey verificou-se diferença significativa entre todos os tecidos ($p = 0,0001$). O tecido hepático apresentou as maiores concentrações, seguido pelo rim, enquanto que o tecido muscular apresentou as menores concentrações. Trabalhos com cetáceos corroboram que o fígado é o tecido preferencial de acúmulo de mercúrio (HONDA et al., 1983; MONTEIRO-NETO et al., 2003; ENDO et al., 2008). Isto porque as metalotioneínas, que são proteínas presentes no tecido hepático, possuem alta afinidade pelo mercúrio. Estas proteínas exercem importante papel no metabolismo de elementos traço e, além de ação protetiva contra a toxicidade dos metais em organismos aquáticos, elas também são responsáveis por sua retenção nos tecidos (YOSHIDA et al., 1999; WANG et al., 2014).

O *S. guianensis* é um cetáceo amplamente estudado sob o ponto de vista toxicológico. No Quadro 21 encontram-se compilados os trabalhos com bioacumulação de mercúrio nesta espécie. Entretanto, não foram encontrados trabalhos prévios na costa do estado do Espírito Santo.

Quadro 21: Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) expressas em $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (peso úmido) encontradas na literatura.

Tecido	N	Média \pm DP	Localidade	Referência
Fígado	-	17,4	Rio de Janeiro	Lailson-Brito et al. (2002)
Fígado	29	0,25-26,4*	Rio de Janeiro	Kehrig et al. (2008)
Fígado	6	9,98	Rio de Janeiro	Carvalho et al. (2008)
Músculo	6	0,73	Rio de Janeiro	Carvalho et al. (2008)
Fígado	19	8,33	Rio de Janeiro	Seixas et al. (2009)
Músculo	12	0,92 \pm 0,65	Baía de Guanabara- RJ	Bisi et al. (2012)
Músculo	42	0,26 \pm 0,33	Baía de Sepetiba- RJ	Bisi et al. (2012)
Músculo	9	0,68 \pm 0,22	Baía de Ilha Grande- RJ	Bisi et al. (2012)
Fígado	19	20,0 \pm 32,3	Rio de Janeiro	Lailson-Brito et al. (2012)
Músculo	20	1,07 \pm 0,35	Rio de Janeiro	De Moura et al. (2012)
Fígado	11	15,5 \pm 20,1	Rio de Janeiro	Lemos et al. (2013)
Músculo	21	0,98 \pm 0,50	Costa norte do Rio de Janeiro	Kehrig et al. (2013)
Músculo	28	1,17 \pm 0,64	Rio de Janeiro	Baptista et al. (2016)
Músculo	18	1,26 \pm 1,08	Espírito Santo	Presente estudo
Fígado	16	35,8 \pm 61,6		
Rim	14	6,72 \pm 14,78		

*Concentrações mínimas e máximas

Fonte: autoria própria.

As concentrações médias de mercúrio total no fígado dos *S. guianensis* analisados no presente estudo foram mais elevadas em comparação às concentrações reportadas por Carvalho et al. (2008) e Seixas et al. (2009); e as concentrações mínimas e máximas do presente estudo foram mais elevadas em comparação às reportadas por Kehrig et al. (2008). Entretanto, as concentrações hepáticas foram similares às reportadas por Lailson-Brito et al. (2002), Kunito et al. (2004), Lailson-Brito et al. (2012) e Lemos et al. (2013). Já as concentrações médias de mercúrio total no músculo dos *S. guianensis* analisados no presente estudo foram similares às reportadas previamente na literatura. Quanto às concentrações de mercúrio total nos rins de botos-cinza, não foram encontrados resultados na literatura para fins de comparação.

Os indivíduos de *S. guianensis* do presente estudo apresentaram comprimento total médio de $1,64 \pm 0,23$ e idade média de $6,58 \pm 5,79$. O indivíduo coletado que apresentou as concentrações mais elevadas de mercúrio total no músculo e no fígado, foi uma fêmea adulta, que possui 16 anos de idade e foi o terceiro maior indivíduo analisado. As concentrações mais elevadas no rim foram observadas em um indivíduo filhote que não havia completado um ano. Concentrações de mercúrio mais elevadas em fêmeas de cetáceos já foram reportadas por outros estudos com cetáceos (LAILSON-BRITO, 2007; GUARI, 2016).

Foram encontradas correlações significativamente positivas entre as concentrações de mercúrio total no fígado e as variáveis biológicas: comprimento total (CT) e idade (Correlação de Spearman, $p < 0,05$). Para o músculo não foram encontradas correlações com CT e idade (Correlação de Spearman, $p > 0,05$) assim como para o rim (Correlação de Spearman, $p > 0,05$). O mercúrio é um elemento de elevada estabilidade e permanência no ecossistema aquático (BISINOTI; JARDIM, 2004), associadas às funções fisiológicas dos indivíduos, como por exemplo a baixa taxa de excreção e elevada longevidade nos cetáceos (DÍEZ, 2008), correlações com comprimento total e idade são esperadas nesse grupo. Diversos trabalhos com cetáceos reportam correlações positivas entre as concentrações de mercúrio no fígado com as variáveis comprimento total e idade (HONDA et al., 1983; CARVALHO et al., 2008; MONTEIRO-NETO et al. 2003; LAILSON-BRITO et al., 2007; KEHRIG et al., 2013).

As concentrações de mercúrio total no espécime de golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) encontram-se no Quadro 18. A concentração mais elevada foi observada no fígado, seguida pela concentração do rim e músculo. Esses resultados novamente corroboram com a literatura (HONDA et al., 1983; MONTEIRO-NETO et al., 2003; ENDO et al., 2007). Poucos estudos sobre bioacumulação de mercúrio em *Steno bredanensis* foram encontrados e nenhum estudo na mesma área de coleta foi encontrado. No Quadro 22 encontram-se compilados os trabalhos com bioacumulação de mercúrio na espécie, em diferentes localidades.

Quadro 22: Concentrações de mercúrio total em fígado e músculo de *Steno bredanensis* expressas em ug.g-1 (peso úmido) encontradas na literatura.

Tecido	N	Média ± DP	Localidade	Referência
Fígado	3	298 ± 171	Rio de Janeiro	Lemos et al. (2013)
Músculo	9	3,04 ± 1,86	Rio de Janeiro	Baptista et al. (2016)
Fígado	1	548,3	Espírito Santo	Presente estudo
Músculo	1	56,12	Espírito Santo	Presente estudo

Fonte: autoria própria.

O presente estudo apresentou concentrações musculares mais elevadas do que as reportadas por Baptista et al. (2016) no Rio de Janeiro. A concentração no fígado foi praticamente duas vezes mais elevada em comparação às reportadas por Lemos et al. (2013) no Rio de Janeiro.

O *Steno bredanensis* em comparação aos botos-cinza (*S. guianensis*) analisados no presente estudo, apresentou concentrações mais elevadas em seus três tecidos. O *Steno bredanensis* atinge em média o comprimento de 2,7 metros, enquanto que os botos-cinza são cetáceos menores, atingindo em média 1,9 metros de comprimento. Além disso, o *Steno bredanensis* possui longevidade de 36 anos ou mais (JEFFERSON et al., 2015) enquanto o *Sotalia guianensis* possui registros com até 33 anos de idade (LIMA et al., 2017). Animais de maior porte e que possuem maior longevidade, tendem a apresentar concentrações mais elevadas de mercúrio, considerando o maior tempo de exposição.

Determinação de elementos traço:

A determinação das concentrações de elementos-traço foi realizada baseando-se nos métodos de DORNELES et al. (2007) e LAILSON-BRITO et al. (2012) e utilizando um Espectrômetro de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica (ETAAS) equipado com corretor de fundo por efeito Zeeman (modelo ZEE nit 650P, marca Analytik Jena). O paládio foi utilizado como modificador da matriz ($\text{Pd}(\text{NO}_3)_2$ / HNO_3 15%, Merck). As análises foram certificadas com a utilização dos materiais de referência DOLT-5 e TORT-2, ambos do National Research Council of Canada (NRC), além da utilização de brancos e réplicas em todas as baterias analisadas.

Os limites de detecção do equipamento e do método foram calculados da mesma forma que para o mercúrio total descrito acima. Os limites de detecção do equipamento foram de: 2,27 µg/L para arsênio (As); 0,18 µg/L para cádmio (Cd); 0,55 µg/L para cobre (Cu); 4,39 µg/L para ferro (Fe); 2,08 µg/L para manganês (Mn) e 1,55 µg/L para Zinco (Zn). Os limites de detecção dos métodos foram: 0,11 µg/g para As; 0,01 µg/g para Cd; 0,03 µg/g para Cu; 0,20 µg/g para Fe; 0,10 µg/g para Mn e 0,07 µg/g para Zn.

A recuperação do material certificado de referência DOLT-5 (em %) foi de: 90,1 (± 6,0) para As; 101,4 (± 6,2) para Cd; 100,1 ± (7,9) para Cu; 98,6 ± (4,6) para Fe e 102,9 ± (4,2) para Zn. O TORT-2 foi utilizado para a certificação das análises de Mn, uma vez que este elemento não está certificado no DOLT-5. A recuperação do TORT-2 para Mn foi de 105,9 ± (6,4) %. As concentrações dos brancos foram abaixo do limite de detecção do equipamento para As, Cd, Cu e Mn. Os valores do branco de Fe

e Zn foram descontados das concentrações das amostras quando estes estavam acima do limite de detecção.

Os dados obtidos para os indivíduos de *Sotalia guianensis* foram analisados no programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). Não foram feitos testes estatísticos para a espécie *Steno bredanensis* devido ao número amostral (n=1)

As concentrações de elementos-traço determinadas no fígado, rim e músculo dos indivíduos coletados na costa do Espírito Santo, bem como suas variáveis biológicas e identificação são reportados no Quadro 23 e os perfis das concentrações dos elementos e distribuição nos tecidos são mostrados das Figura 99 à Figura 104. No Quadro 24 e das Figura 105 à Figura 110 estão os valores médios (\pm desvio padrão), a mediana e os valores mínimos e máximos das concentrações determinadas para cada região, e no Quadro 25 e da Figura 111 à Figura 116 são demonstradas as concentrações médias de todos os animais analisados.

Quadro 23: Concentração de arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no fígado, músculo e rim de cetáceos coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido

Espécie	Estação Amostral	Região	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N5	1	Macho	1,22	Filhote	3	Fígado	0,25	0,07	9,2	86,3	7,99	41,9
							Músculo	0,16	<0,01	2,1	127,1	0,12	19,9
							Rim	0,11	0,89	3,3	59,9	0,56	26,1
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N4	2	Macho	1,96	Adulto	11	Fígado	-	-	-	-	-	-
							Músculo	0,33	<0,01	1,0	85,4	<0,10	16,2
							Rim	-	-	-	-	-	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N9	2	Fêmea	1,63	Juvenil	3	Fígado	0,39	<0,01	6,5	144,4	4,53	35,0
							Músculo	0,21	<0,01	0,8	64,2	<0,10	27,9
							Rim	0,28	0,12	2,5	89,1	0,19	22,9
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N13	1	Macho	1,43	Juvenil	4	Fígado	-	-	-	-	-	-
							Músculo	< 0,11	<0,01	1,5	92,7	0,11	27,1
							Rim	-	-	-	-	-	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N14	1	Macho	1,79	Adulto	17	Fígado	0,53	0,80	12,4	279,6	4,94	46,1
							Músculo	0,14	<0,01	1,1	82,6	<0,10	22,0
							Rim	-	-	-	-	-	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N16	1	Macho	1,46	Juvenil	4	Fígado	0,38	0,22	8,4	184,5	4,36	34,5
							Músculo	0,26	<0,01	1,2	80,7	<0,10	21,3
							Rim	0,36	0,91	3,5	104,0	0,68	28,6
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N19	1	Macho	1,61	Juvenil	6	Fígado	0,33	0,27	11,1	224,9	5,09	46,3
							Músculo	0,26	<0,01	1,7	106,7	<0,10	23,5
							Rim	0,29	1,00	4,7	117,1	0,60	32,8
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N21	1	Macho	1,45	Juvenil	3	Fígado	0,26	0,01	7,9	170,3	2,51	53,5
							Músculo	0,29	<0,01	1,6	83,1	0,11	31,9
							Rim	0,15	0,15	4,4	93,1	0,47	31,3

Espécie	Estação Amostral	Região	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N22	1	Macho	1,65	Adulto	5	Fígado	0,30	<0,01	14,9	108,0	4,31	50,0
							Músculo	< 0,11	<0,01	0,8	64,6	<0,10	22,7
							Rim	< 0,11	0,45	6,5	56,3	0,68	39,6
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N27	1	Fêmea	1,83	Adulto	16	Fígado	0,42	1,53	17,9	359,9	4,28	62,7
							Músculo	0,23	<0,01	1,0	106,9	<0,10	17,2
							Rim	0,23	2,17	8,2	156,2	0,99	48,5
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_N28	1	Fêmea	1,72	Adulto	6	Fígado	0,11	<0,01	3,8	121,5	3,35	43,9
							Músculo	< 0,11	<0,01	1,0	94,4	0,49	28,7
							Rim	0,13	<0,01	2,8	95,8	0,66	29,0
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S5	4	Macho	1,38	Filhote	0	Fígado	0,23	0,08	8,9	94,9	7,29	54,0
							Músculo	0,05	<0,01	0,7	40,2	<0,10	20,0
							Rim	0,18	0,68	3,1	72,6	0,36	26,8
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S6	3	Macho	1,30	Filhote	2	Fígado	0,22	<0,01	57,9	63,1	7,19	288,2
							Músculo	0,17	<0,01	3,4	94,2	0,28	45,5
							Rim	0,15	0,17	5,6	26,8	0,38	33,5
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S7	5	Macho	1,59	Juvenil	3	Fígado	0,30	<0,01	5,5	175,0	4,26	39,4
							Músculo	0,19	<0,01	1,3	85,0	<0,10	21,3
							Rim	0,30	<0,01	2,9	111,9	0,52	25,0
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S8	4	Macho	2,00	Adulto	20	Fígado	0,49	0,57	14,0	327,0	2,34	43,7
							Músculo	0,27	<0,01	1,4	101,0	<0,10	26,5
							Rim	-	-	-	-	-	-
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S9	5	Fêmea	1,90	Adulto	5	Fígado	0,26	0,43	4,3	224,9	3,59	57,7
							Músculo	0,22	<0,01	1,4	105,2	<0,10	36,6
							Rim	0,13	1,02	2,5	100,8	0,34	28,8
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S11	4	Macho	1,82	Adulto	4	Fígado	0,25	0,14	11,7	179,7	2,29	40,1
							Músculo	< 0,11	<0,01	1,0	64,9	<0,10	24,5
							Rim	0,25	1,25	4,4	109,2	1,05	47,4

Espécie	Estação Amostral	Região	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Sotalia guianensis</i>	EAE_S12	4	Fêmea	1,86	Adulto	S/D	Fígado	0,42	0,29	6,1	306,4	2,55	30,0
							Músculo	< 0,11	<0,01	0,7	71,5	<0,10	22,7
							Rim	0,35	1,20	4,5	135,9	0,61	31,0
<i>Steno bredanensis</i>	EAE_S4	4	Macho	2,45	Adulto	S/D	Fígado	0,21	<0,01	6,0	151,4	4,41	63,2
							Músculo	0,26	<0,01	2,7	247,0	<0,10	40,5
							Rim	0,28	0,84	2,9	83,1	<0,10	43,5

Fonte: autoria própria.

Figura 99: Concentração de arsênio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.

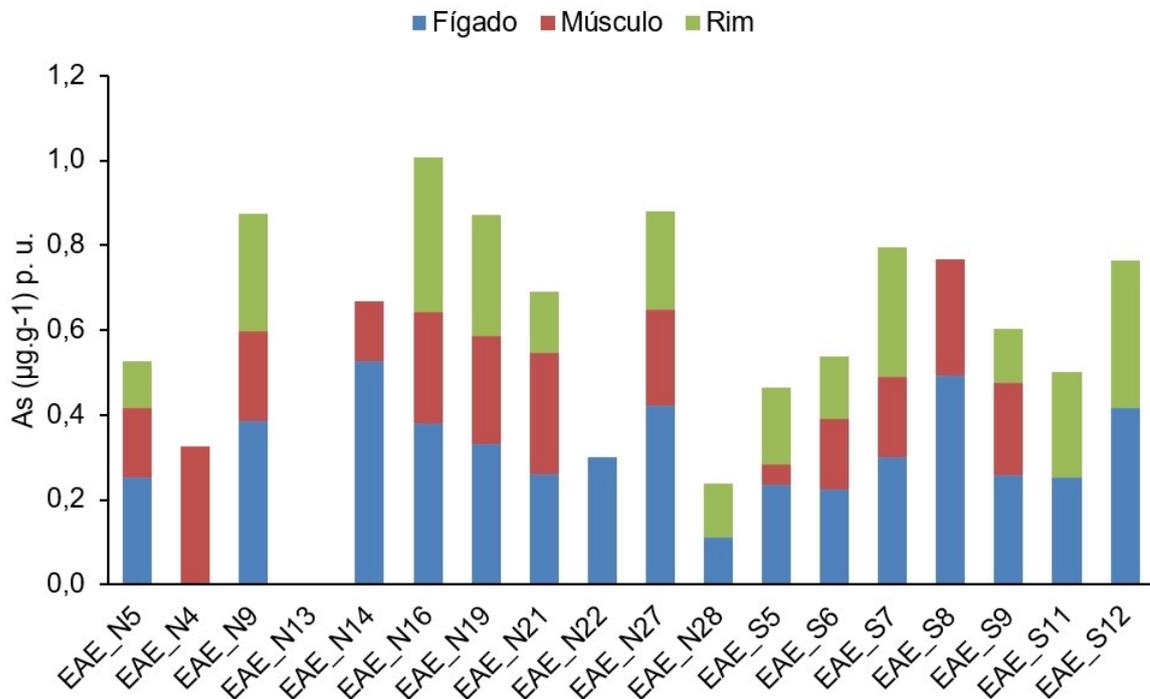


Figura 100: Concentração de cádmio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.

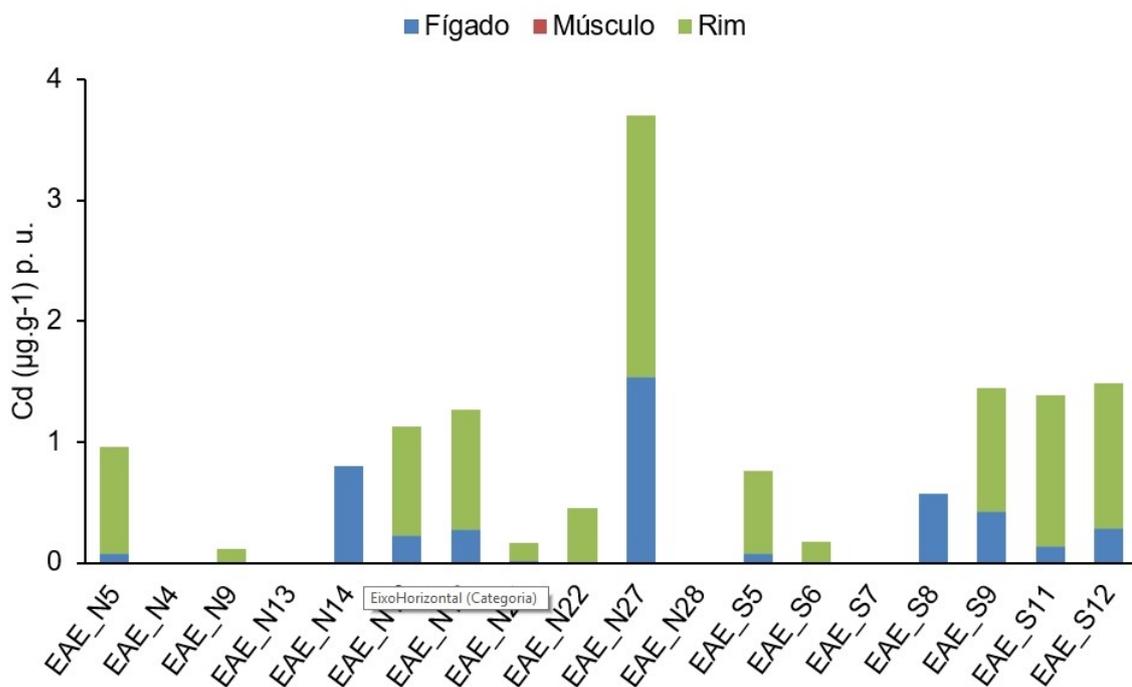
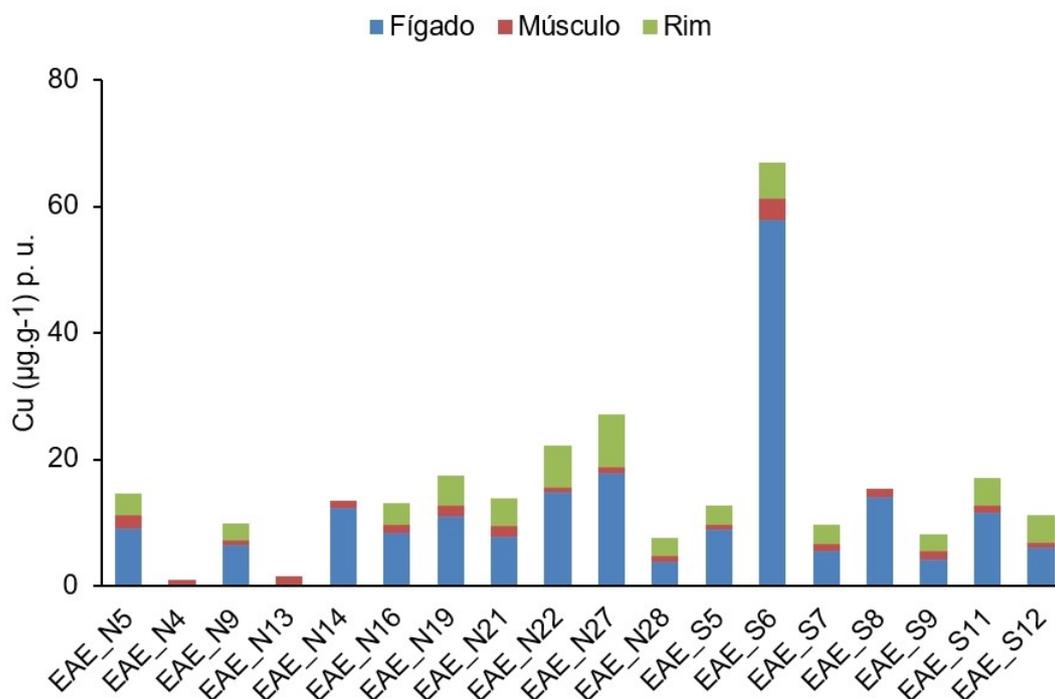
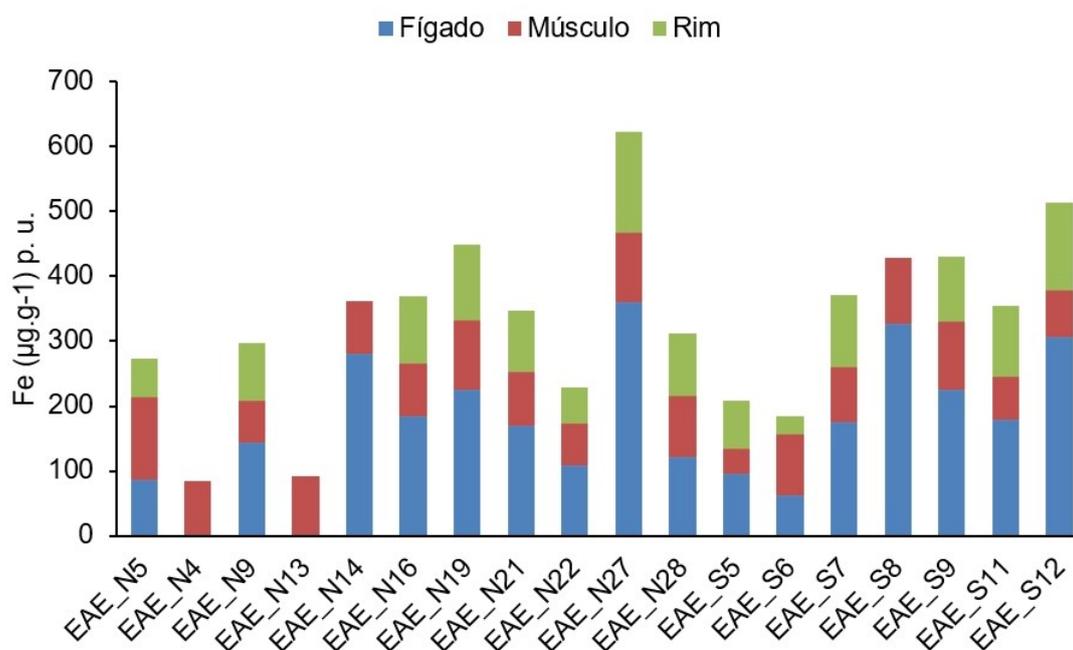


Figura 101: Concentração de cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.



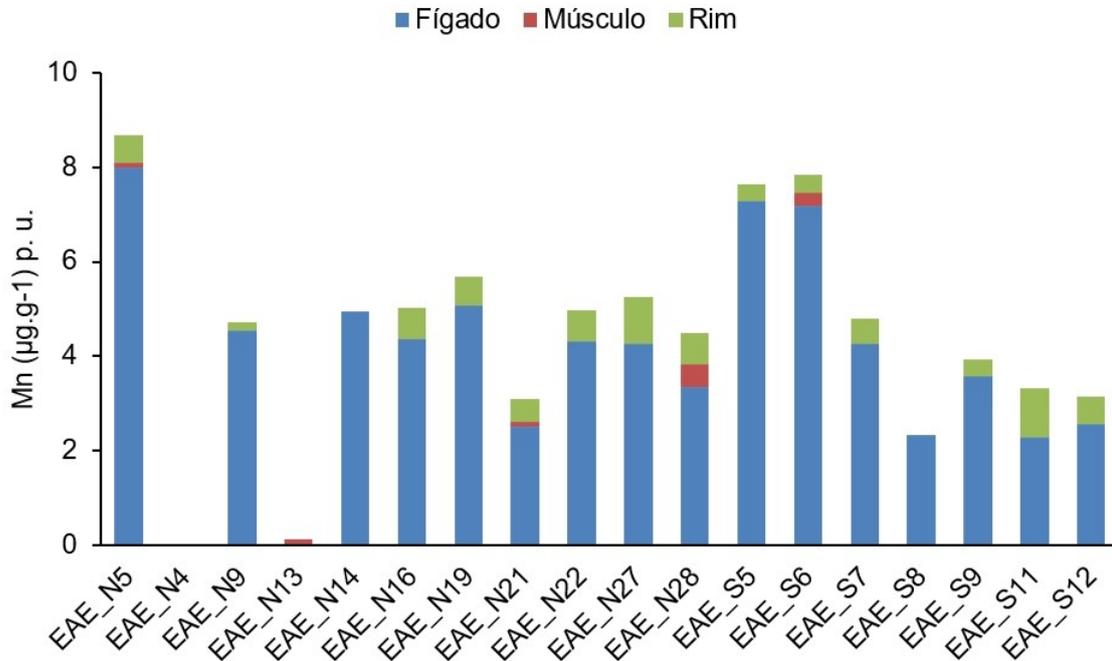
Fonte: autoria própria.

Figura 102: Concentração de ferro ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.



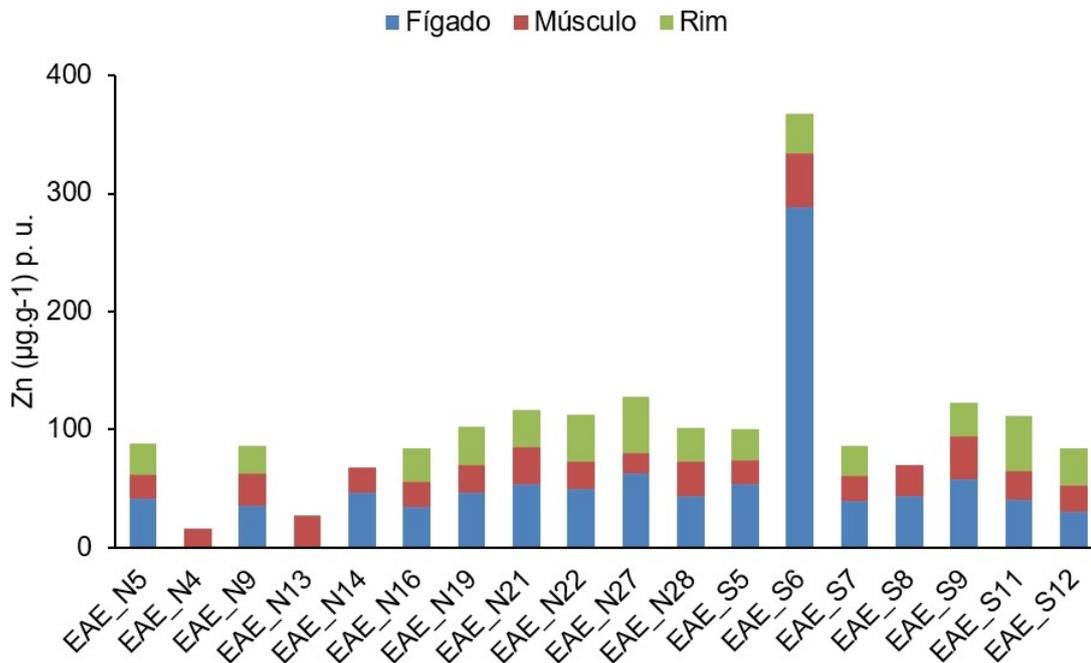
Fonte: autoria própria.

Figura 103: Concentração de manganês ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.



Fonte: autoria própria.

Figura 104: Concentração de zinco ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido) nos tecidos de 18 indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo.



Fonte: autoria própria.

Quadro 24: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido para cada Região (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

Região		N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
1	Fígado	8	Média ± DP	0,32±0,12	0,48±0,58	10,7±4,4	192±93	4,6±1,6	47±8
			Mediana	0,32	0,25	10,11	177,42	4,33	46,21
			Mín. - Máx.	0,11-0,53	0,01-1,53	3,83-17,9	86-360	2,5-8,0	35-63
	Músculo	9	Média ± DP	0,22±0,06		1,3±0,4	93±18	0,2±0,2	24±5
			Mediana	0,24	<0,01	1,2	93	0,1	23
			Mín. - Máx.	<0,11-0,29	<0,01	0,8-2,1	65-127	<0,10-0,5	17-32
	Rim	7	Média	0,21±0,10	0,93±0,69	4,8±1,9	97±34	0,7±0,2	34±8
			Mediana	0,19	0,90	4,4	96	0,7	31
			Mín. - Máx.	<0,11-0,3	0,15-2,17	2,8-8,2	56-156	0,5-1,0	26-48
2	Fígado	1	Média ± DP	0,39		6,5	144	4,5	35
			Mediana	0,39	<0,01	6,5	144	4,5	35
			Mín. - Máx.	0,39	<0,01	6,5	144	4,5	35
	Músculo	2	Média ± DP	0,27±0,08		0,9±0,1	75±15		22±8
			Mediana	0,27	<0,01	0,9	75	<0,10	22
			Mín. - Máx.	0,21-0,33	<0,01	0,8-1,0	64-85	<0,10	16-28
	Rim	1	Média	0,28	0,12	2,5	89	0,2	23
			Mediana	0,28	0,12	2,5	89	0,2	23
			Mín. - Máx.	0,28	0,12	2,5	89	0,2	23
3	Fígado	1	Média ± DP	0,22	<0,01	57,9	63	7,2	288
			Mediana	0,22	<0,01	57,9	63	7,2	288
			Mín. - Máx.	0,22	<0,01	57,9	63	7,2	288
	Músculo	1	Média ± DP	0,17	<0,01	3,4	94	0,3	46
			Mediana	0,17	<0,01	3,4	94	0,3	46
			Mín. - Máx.	0,17	<0,01	3,4	94	0,3	46

Região		N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
	Rim	1	Média	0,15	0,17	5,6	27	0,4	33
			Mediana	0,15	0,17	5,6	27	0,4	33
			Mín. - Máx.	0,15	0,17	5,6	27	0,4	33
4	Fígado	4	Média ± DP	0,35±0,13	0,27±0,22	10,2±3,4	227±110	3,6±2,5	42±10
			Mediana	0,33	0,21	10,3	243	2,45	42
			Mín. - Máx.	0,23-0,49	0,08-0,57	6,06-14,01	95-327	2,3-7,3	30-54
	Músculo	4	Média ± DP	0,16±0,16	<0,01	1,0±0,3	69±25	<0,10	23±3
			Mediana	0,16	<0,01	0,88	68	<0,10	24
			Mín. - Máx.	0,05-0,27	<0,01	0,7-1,4	40-101	<0,10	20-26
	Rim	3	Média	0,26±0,08	1,05±0,32	4,0±0,8	106±32	0,7±0,3	35±11
			Mediana	0,25	1,20	4,4	109	0,6	31
			Mín. - Máx.	0,18-0,35	0,68-1,25	3,6-4,5	73-136	0,4-1,0	27-47
5	Fígado	2	Média ± DP	0,28±0,03	0,43	4,9±0,9	200±35	3,9±0,5	49±13
			Mediana	0,28	0,43	4,9	200	3,9	49
			Mín. - Máx.	0,26-0,30	0,43	4,3-5,5	175-225	3,6-4,3	39-58
	Músculo	2	Média ± DP	0,21±0,02	<0,01	1,3±0,1	95±14	<0,10	29±11
			Mediana	0,21	<0,01	1,3	95	<0,10	29
			Mín. - Máx.	0,19-0,22	<0,01	1,3-1,4	85-105	<0,10	21-37
	Rim	2	Média	0,21±0,13	1,02	2,7±0,3	106±8	0,4±0,1	27±3
			Mediana	0,21	1,02	2,7	106	0,4	27
			Mín. - Máx.	0,13-0,30	1,02	2,5-2,9	101-112	0,3-0,5	25-29

Fonte: autoria própria.

Figura 105: Concentrações médias de As ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

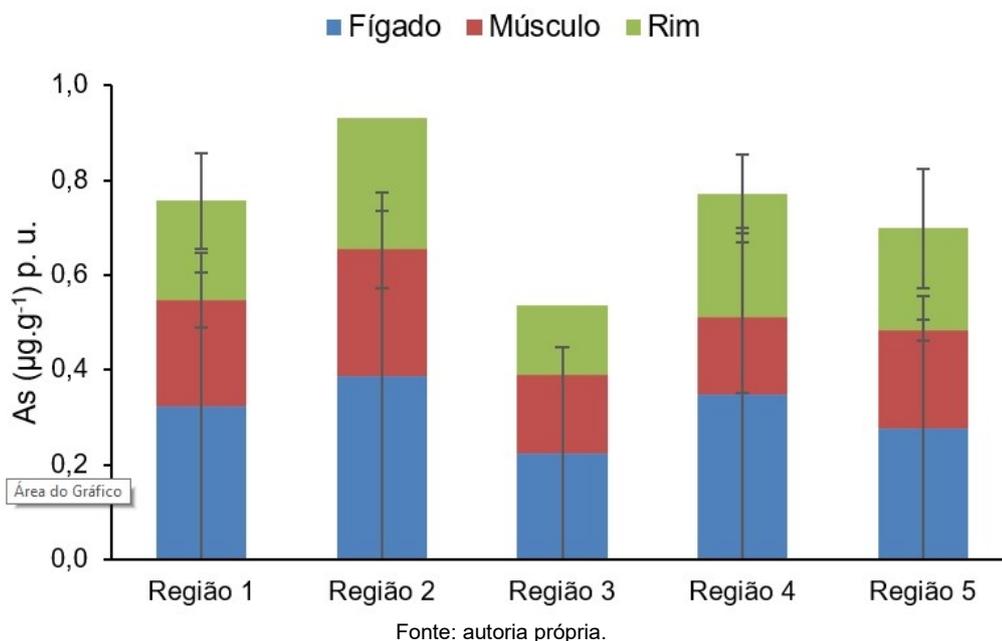


Figura 106: Concentrações médias de Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

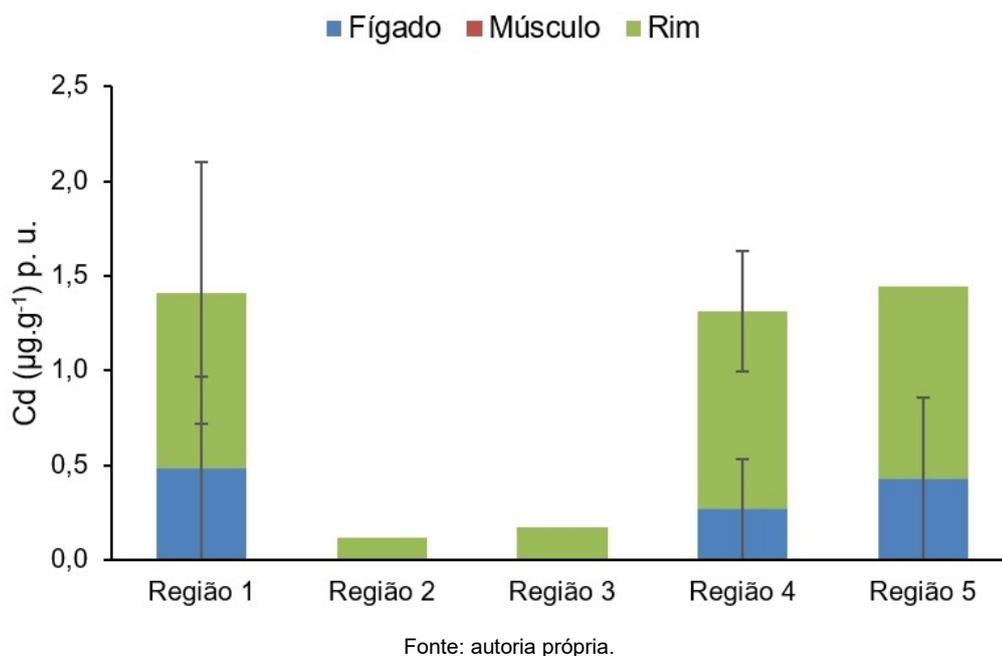
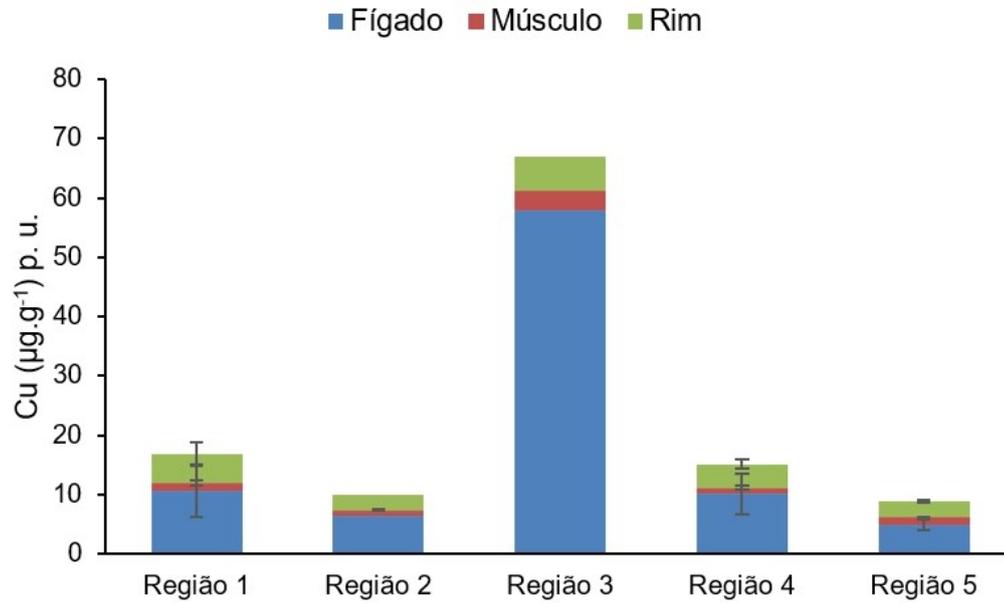
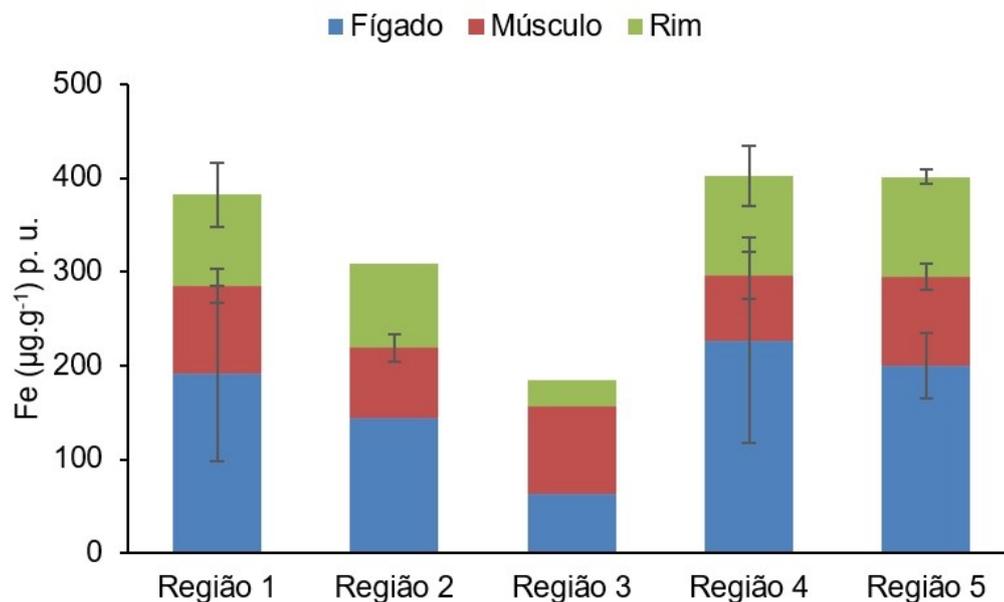


Figura 107: Concentrações médias de Cu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



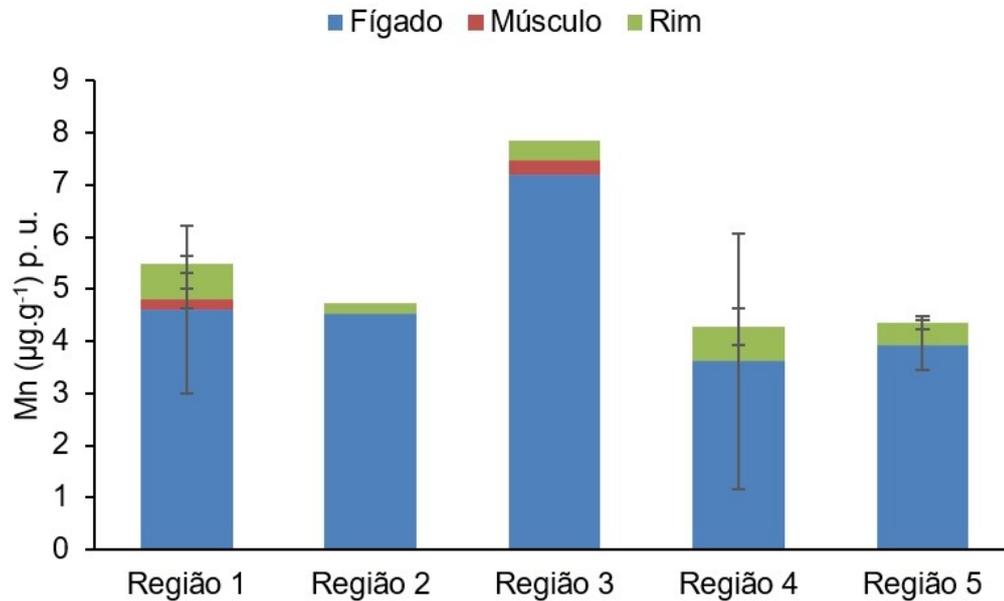
Fonte: autoria própria.

Figura 108: Concentrações médias de Fe ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



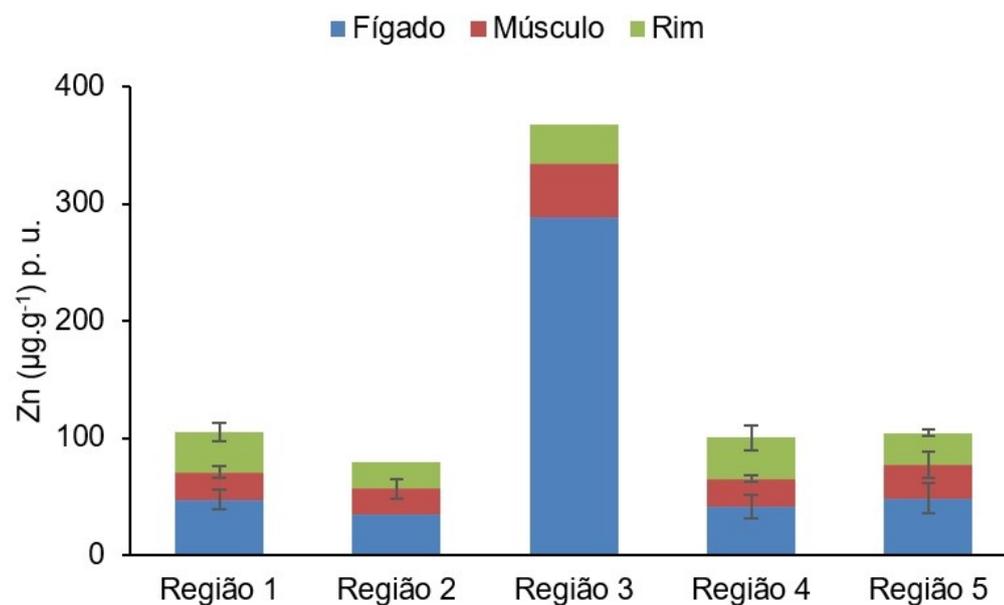
Fonte: autoria própria.

Figura 109: Concentrações médias de Mn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



Fonte: autoria própria.

Figura 110: Concentrações médias de Zn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).



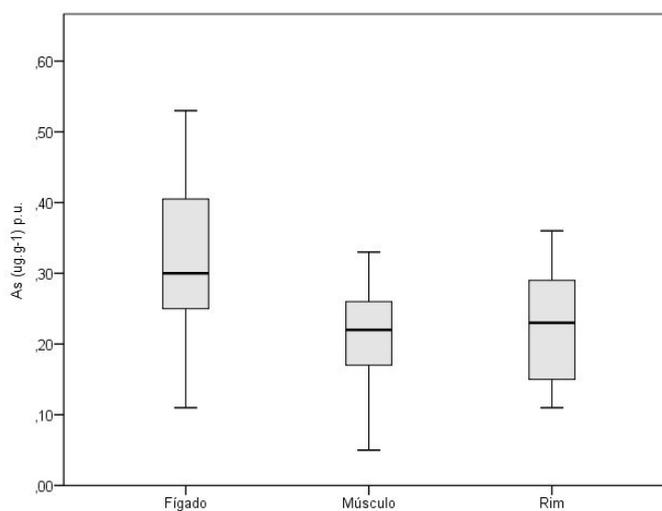
Fonte: autoria própria.

Quadro 25: Média \pm desvio padrão, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso úmido.

Tecido	N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
Fígado	16	Média \pm DP	0,32 \pm 0,11	0,40 \pm 0,44	12,5 \pm 12,7	191 \pm 90	4,4 \pm 1,8	60 \pm 61
		Mediana	0,30	0,27	9,0	177	4,29	45
		Mín. - Máx.	0,11-0,53	0,01-1,53	3,8-57,9	63-359	2,29-7,99	30-288
Músculo	18	Média \pm DP	0,21 \pm 0,07	<0,01	1,3 \pm 0,6	86 \pm 20	0,22 \pm 0,16	25 \pm 7
		Mediana	0,22	<0,01	1,2	85,2	0,12	23,1
		Mín. - Máx.	0,05-0,33	<0,01	0,7-3,4	40-127	0,11-0,49	16-45
Rim	14	Média	0,22 \pm 0,09	0,83 \pm 0,58	4,2 \pm 1,6	95 \pm 33	0,58 \pm 0,24	32 \pm 8
		Mediana	0,23	0,90	4,0	98,3	0,58	30,0
		Mín. - Máx.	0,11-0,36	0,12-2,17	2,5-8,2	27-156	0,19-1,05	23-48

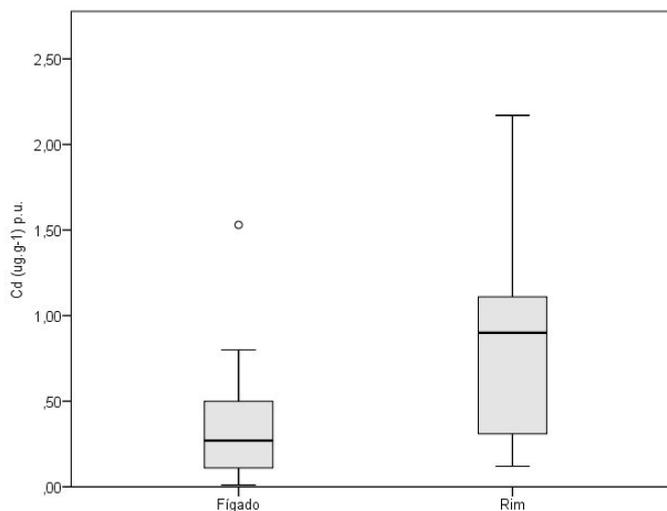
Fonte: autoria própria.

Figura 111: Comparação entre as concentrações de arsênio (As) no músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido.



Fonte: autoria própria.

Figura 112: Comparação entre as concentrações de cádmio (Cd) no músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido.



Fonte: autoria própria.

Figura 113: Comparação entre as concentrações de cobre (Cu) no músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido.

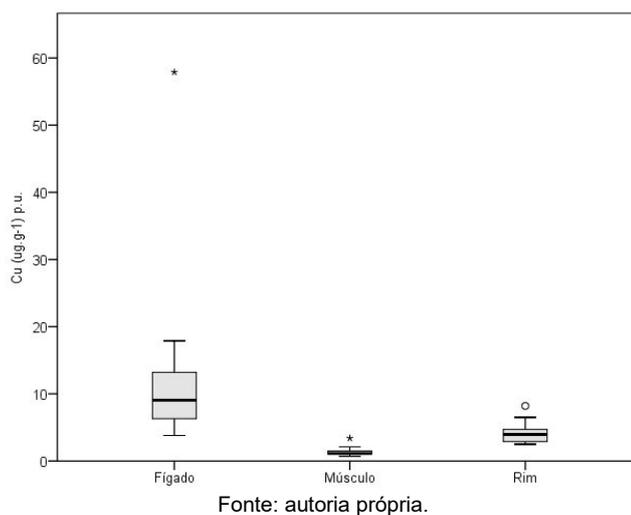


Figura 114: Comparação entre as concentrações de ferro (Fe) no músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido.

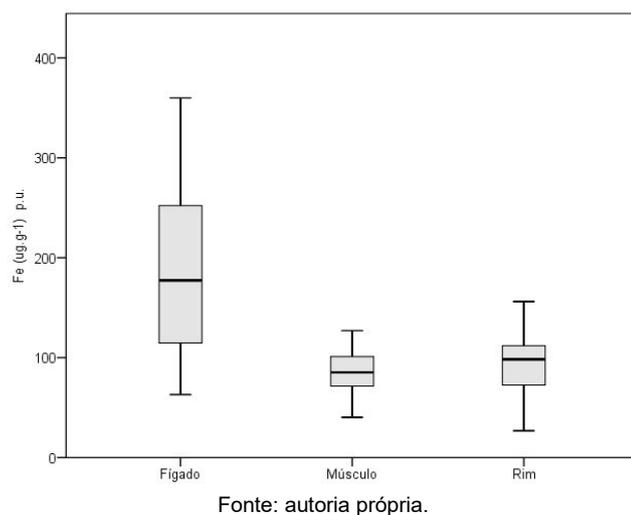


Figura 115: Comparação entre as concentrações de manganês (Mn) no músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido.

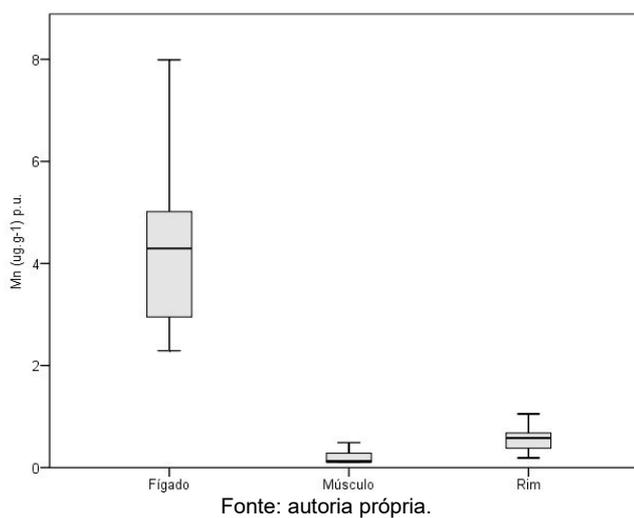
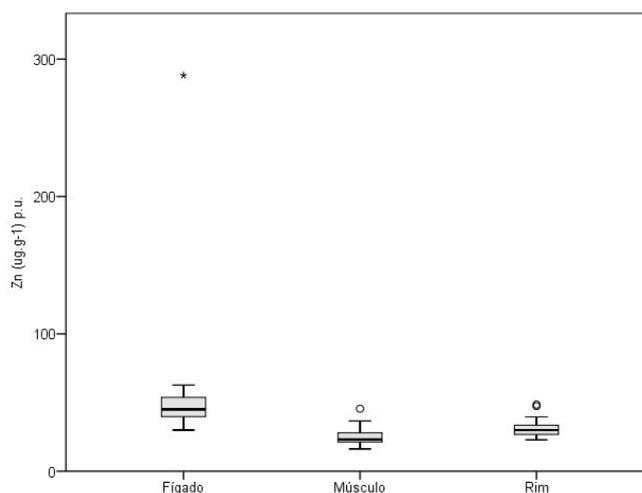


Figura 116: Comparação entre as concentrações de zinco (Zn) no músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido.



Fonte: autoria própria.

Dentre os indivíduos analisados, o *S. guianensis* EAE_N27 apresentou uma concentração total de Cd elevada comparado com os demais. Este indivíduo é uma fêmea adulta de 1,83m e 16 anos de idade e que também apresentou elevadas concentrações de HgT. Outros indivíduos grandes e de idade elevada apresentaram concentrações similares de Cd no fígado e músculo (EAE_N14 e EAE_S8), porém não foi possível a coletado rim destes animais, o que contribuiu para a somatória da concentração não ficar tão elevada no caso destes últimos animais.

Outro indivíduo que se destacou foi o *S. guianensis* EAE_S6, que apresentou concentrações elevadas de Cu e Zn no fígado, quando comparado com os demais indivíduos. Este animal é um filhote de 1,30m e 2 anos de idade e a causa de sua morte foi um processo infeccioso.

As concentrações médias de Cd foram relativamente maiores no fígado e rim de animais das regiões 1, 4 e 5 (São Matheus, Região Metropolitana e Extremo sul do ES, respectivamente). Maiores concentrações de Cu, Mn e Zn no fígado foram observadas no único indivíduo da região 3 (Barra do Riacho) quando comparado com as médias deste tecido para as demais regiões. Para todos os outros casos as concentrações ficaram similares entre as regiões.

O teste de Friedman ANOVA evidenciou diferença significativa entre as concentrações no músculo, fígado e rim dos indivíduos analisados para todos os elementos ($p < 0,02$). Através do teste a posteriori de Wilcoxon verificou-se que as concentrações determinadas no fígado foram significativamente maiores do que aquelas determinadas no rim e no músculo para todos os elementos, com exceção do cádmio que será discutido adiante. As concentrações no rim e no músculo não foram significativamente diferentes ($p > 0,05$) para As, Fe, Mn e Zn. Somente para o Cu, as concentrações no rim foram significativamente maiores do que as do músculo ($p = 0,001$). Nossos dados corroboram estudos que relatam que tecidos com maior função metabólica, como o fígado, tendem a acumular maiores concentrações de elementos traço (STORELLI et al., 2011). Entretanto, outros fatores também influenciam essa distribuição, como a constituição tecidual, principalmente o conteúdo lipídico e a

composição proteica do fígado (STORELLI et al., 2011; SUJITHA et al., 2018), como já foi citado durante a discussão dos resultados de HgT.

Dentre os elementos analisados, o Fe e o Zn apresentaram as maiores concentrações nos tecidos e ambos são elementos essenciais para estes animais (MACKEY et al., 1995). O Fe está presente em diversas proteínas, principalmente nas que possuem alta afinidade por O₂ como a hemoglobina e a mioglobina (SUJITHA et al., 2018), sendo assim, grandes quantidades de Fe são normalmente requeridas para o funcionamento saudável do organismo. Já a essencialidade do Zn está relacionada ao sistema imune (LAW et al.1991), também sendo um elemento com grande dispersão pelos diferentes tecidos do corpo e que possui concentrações naturalmente elevadas, principalmente em cetáceos (SUJITHA et al., 2018). Assim como o Fe e o Zn, outros dois elementos essenciais estudados neste projeto são o Cu e o Mn (MACKEY et al., 1995), entretanto estes dois últimos elementos estão naturalmente numa faixa de concentração menor do que os primeiros.

Com relação ao Cd, as concentrações no rim foram significativamente maiores do que aquelas no fígado e no músculo ($p=0,002$), diferenciando-se do padrão de distribuição tecidual observado para os demais elementos. Maiores concentrações de Cd no rim também foram reportadas por LAILSON-BRITO et al., 2002 e SEIXAS et al., 2009b. Os autores explicam que essa diferença se deve a toxicocinética deste metal e a afinidade por proteínas com altas concentrações no rim (KLAASSEN et al., 2009).

Utilizando o teste estatístico de Spearman, foram encontradas correlações significativamente positivas ($p<0,05$) entre a idade e a concentração no tecido para: cádmio e ferro no fígado; e ferro e manganês no rim. Para os demais elementos e tecido não foram encontradas correlações positivas significativas. As correlações positivas entre comprimento total (CT) e concentração ocorreram para: arsênio, cádmio, ferro e manganês no fígado; manganês no músculo; e ferro no rim. Para os demais elementos e tecido não foram encontradas correlações positivas significativas. Como já foi discutido para o HgT, diversos trabalhos reportam correlações positivas entre idade e comprimento total do animal com as concentrações de metais em seus tecidos (HONDA et al., 1983; CARVALHO et al., 2008; MONTEIRO-NETO et al., 2003).

O Estado do Espírito Santo carece de informações sobre a concentração de elementos-traço em cetáceos que ocorrem no seu litoral. Não existem dados na literatura para nenhuma região capixaba, seja pré ou pós o rompimento da barragem de rejeitos do Fundão. Sendo assim, como base para a discussão dos dados desse relatório, foram utilizados estudos em áreas adjacentes ao estado do Espírito Santo (SEIXAS et al., 2009a, SEIXAS et al., 2009b, LEMOS et al., 2013). Em comparação à bibliografia supracitada, as concentrações médias de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado e rim dos indivíduos analisados neste projeto apresentam concentrações similares à literatura (Quadro 26 e Quadro 27).

O único indivíduo analisado que não era da espécie *S. guienenses* foi um *Steno bredanensis*, também conhecido como golfinho-de-dentes-rugosos. Apenas um dos estudos analisados apresentou

determinação de elementos traços para essa espécie na região (LEMOS et al., 2013) e as concentrações descritas na literatura e as analisadas neste estudo apresentam valores similares.

Quadro 26 : Média \pm desvio padrão da concentração dos elementos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de cetáceos da costa do Rio de Janeiro, Bahia e Espírito Santo

Espécie (n)	Localidade	Referência	Seco/úmido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>S. guianensis</i> (19)	Norte do Rio de Janeiro	SEIXAS et al., 2009 a	seco		0,41 \pm 0,32	26,5 \pm 18,4	-	-	-
<i>S. guianensis</i> (21)	Norte do Rio de Janeiro	SEIXAS et al., 2009 b	seco	1,1 \pm 0,6	0,39 \pm 0,37	26,5 \pm 19,9	-	-	-
<i>S. guianensis</i> (11)	Norte do Rio de Janeiro	LEMOS et al., 2013	úmido		< 0,047	8,1 \pm 4,6	-	2,5 \pm 1,1	65,8 \pm 51,1
<i>S. bredanensis</i> (3)	Norte do Rio de Janeiro	LEMOS et al., 2013	úmido		0,28 \pm 0,13	11,3 \pm 4,4	-	3,9 \pm 1,0	82,6 \pm 43,3
<i>S. guianensis</i> (16)	Espírito Santo	Presente estudo	úmido	0,32 \pm 0,1	0,40 \pm 0,44	12,5 \pm 2,7	190,7 \pm 90,1	4,4 \pm 1,8	60,4 \pm 61,4
<i>S. bredanensis</i> (1)	Espírito Santo	Presente estudo	úmido	0,21	<0,01	6,0	151,4	4,4	63,2

Fonte: autoria própria.

Quadro 27: Média \pm desvio padrão da concentração dos elementos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no rim de cetáceos da costa do Rio de Janeiro, Bahia e Espírito Santo.

Espécie (n)	Localidade	Referência	Seco/úmido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>P. blainvillei</i> (15)	Norte do Rio de Janeiro	LAILSON-BRITO et al., 2002	úmido	-	0,30	4,7	155,7	0,87	22,7
<i>S. guianensis</i> (14)	Espírito Santo	Presente estudo	úmido	0,22 \pm 0,09	0,83 \pm 0,58	4,2 \pm 1,6	94,9 \pm 33,3	0,58 \pm 0,24	32,2 \pm 7,8
<i>S. bredanensis</i> (1)	Espírito Santo	Presente estudo	úmido	0,28	0,84	2,9	83,1	<0,10	43,5

Fonte: autoria própria.

Determinação de compostos organoclorados:

Os métodos de extração e de purificação usados para a análise de compostos organoclorados foram uma adaptação dos métodos propostos por Azevedo e Silva (2004b) e Lailson-Brito (2007). Todas as análises foram realizadas em um cromatógrafo de fase gasosa, da marca Agilent Technologies, modelo 6890 acoplado a um espectrômetro de massas com um analisador Quadrupólo, marca Agilent Technologies, modelo 5975 (CG-MS), com injetor automático da Agilent Technologies, modelo 7683B.

O somatório das bifenilas policloradas está representado como Σ PCB e representa 27 congêneres (PCB 8; PCB 31; PCB 28; PCB 52; PCB 49; PCB 44; PCB 74; PCB 70; PCB 101; PCB 151; PCB 99; PCB 97; PCB 118; PCB 153; PCB 105; PCB 141; PCB 138; PCB 158; PCB 187; PCB 183; PCB 177; PCB 180; PCB 170; PCB 203; PCB 195; PCB 194; PCB 206). Os limites de detecção do método das bifenilas policloradas encontram-se no Quadro 28.

Quadro 28: Limites de detecção do método para bifenilas policloradas (PCBs), expressos em $\mu\text{g}/\text{mL}$

Composto	LDM	Composto	LDM	Composto	LDM	Composto	LDM
PCB 8	0,01	PCB 70	0,01	PCB 105	0,01	PCB 170	0,06
PCB 31	0,01	PCB 101	0,004	PCB 141	0,01	PCB 203	0,01
PCB 28	0,02	PCB 99	0,01	PCB 138	0,02	PCB 195	0,01
PCB 52	0,01	PCB 97	0,004	PCB 158	0,01	PCB 194	0,01
PCB 49	0,01	PCB 151	0,01	PCB 187	0,02	PCB 206	0,01
PCB 44	0,004	PCB 118	0,02	PCB 183	0,03		
PCB 74	0,01	PCB 153	0,01	PCB 180	0,08		

Fonte: autoria própria.

Os isômeros de DDT, DDD e DDE, da fração p/p estão reunidos no somatório de DDT (Σ DDT). Já os isômeros de HCH (α e γ) estão reunidos no somatório de HCH (Σ HCH). Os limites de detecção do método dos pesticidas analisados encontram-se no Quadro 29.

Quadro 29: Limites de detecção do método para pesticidas, expressos em $\mu\text{g}/\text{L}$.

Composto	LDM
HCB	0,003
a-HCH	0,003
g-HCH	0,007
pp-DDE	0,006
pp-DDD	0,009
pp-DDT	0,006
Mirex	0,001

Fonte: autoria própria.

A precisão e exatidão do procedimento analítico foram checados com a recuperação média do Padrão Interno PCB-103 que foi de $106,2 \pm 13,6$ (81 % - 130% - aceitável entre 70 e 130%). Todos os brancos analisados apresentaram valores abaixo do limite de detecção para todos os compostos organoclorados analisados.

Os dados obtidos no presente estudo foram analisados por meio do programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). O teste W de Shapiro-Wilk foi aplicado ao conjunto de dados para a verificação da normalidade dos mesmos. O teste apontou que os compostos não apresentavam uma distribuição normal ($p < 0,05$). Os resultados dos compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no Espírito Santo, coletados entre 2018 e 2019, encontram-se no Quadro 30.

Dentre os compostos organoclorados analisados, o Σ PCB destacaram-se, apresentando os maiores valores para os cetáceos analisados, seguidos pelo Σ DDT, Mirex, HCB e Σ HCHs (Figura 117 e Figura 118). Para o Σ PCB, a maior mediana das concentrações no tecido adiposo subcutâneo foi encontrada em botos-cinza coletados na região 2 (Rio Doce), seguida das regiões 4,5,3 e 1, respectivamente. Já para o Σ DDT, a maior mediana das concentrações foi encontrada na região 4 (Metropolitana), seguida das regiões 1,5,2 e 3, respectivamente. Para o mirex, a maior mediana foi encontrada na região 4, seguida da região 1. As demais regiões apresentaram valores de mediana similares. Por fim, para o HCB, a maior mediana foi encontrada na região 1 (São Mateus), seguida da região 5, enquanto para as regiões 3 e 4, os valores de mediana foram similares. Estes resultados devem ser interpretados com cautela, uma vez que as regiões 2,3,4 e 5 possuem poucos indivíduos.

No perfil de PCBs, predominaram congêneres com alto grau de cloração, especialmente os heptaclorados. Individualmente, os congêneres que apresentaram maior contribuição ao Σ PCBs foram os PCB 153, 138 e 180, respectivamente (Figura 119 e Figura 123). Além de serem amplamente utilizados em misturas comerciais no Brasil, esses congêneres são resistentes à degradação metabólica pelos organismos (Lailson-Brito et al., 2012; Santos-Neto et al., 2014). Este fato encontra-se relacionado especialmente aos altos grau de cloração e peso molecular desses congêneres, o que leva a uma maior persistência no ambiente (Aguilar et al., 1999).

O p,p'-DDE foi o metabólito predominante no Σ DDT, refletindo o uso não recente de DDT no ambiente (Aguilar e Borrell, 1999), assim como outros locais da costa do Brasil (Alonso et al., 2010; Lailson-Brito et al., 2010; 2012) (Figura 123 e Figura 124).

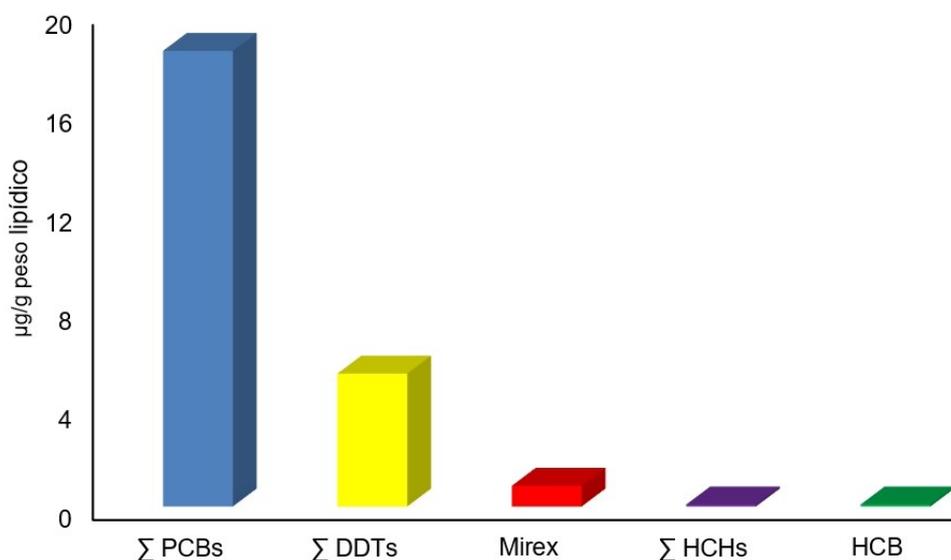
Quadro 30: Dados biológicos e somatório das concentrações de compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em µg/g em peso lipídico. A idade está expressa em anos; CT corresponde ao comprimento total e está expressa em (m), %Lip corresponde ao conteúdo lipídico e está expresso em % e código representa o estágio de decomposição das carcaças recolhidas. (Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

	Sexo	Idade	CT(m)	Etária	% Lip	Código	∑ PCBs	∑ DDTs	∑ HCHs	HCB	Mirex
<i>S. bredanensis</i>											
EAE_S4	Macho	-	2,45	Maturo	15,9	4	235,8	59,3	< 0,003	0,2	10,9
<i>S. guianensis</i>											
Região 1											
EAE_N5	Macho	3	1,22	Imaturo	19,3	2	111,3	14,4	< 0,003	0,2	2,9
EAE_N13	Macho	4	1,43	Imaturo	2,4	4	142,4	140,6	< 0,003	0,7	10,7
EAE_N14	Macho	17	1,79	Maduro	32	3	3,9	1,3	< 0,003	0,0	0,3
EAE_N16	Macho	4	1,46	Imaturo	68,1	4	8,9	3,5	0,0	0,1	0,6
EAE_N19	Macho	6	1,61	Imaturo	54,7	3	25,9	7,3	0,1	0,1	0,9
EAE_N21	Macho	3	1,45	Imaturo	9,1	4	8,6	4,6	< 0,003	0,1	1,0
EAE_N22	Macho	5	1,65	Imaturo	9,8	4	6,2	3,3	< 0,003	0,1	0,6
EAE_N27	Fêmea	16	1,83	Maduro	9,4	4	2,5	0,5	< 0,003	0,1	0,4
EAE_N28	Fêmea	6	1,72	Imaturo	50,9	3	17,7	19,1	< 0,003	0,1	3,3
Média							36,4	21,6	0,1	0,2	2,3
Mediana							8,9	4,6	0,1	0,1	0,9
Min-Máx							2,5- 142,4	0,5- 140,6	< 0,003- 0,08	0,04- 0,14	0,30- 10,7
Desvio Padrão							52,4	45,0	0,0	0,2	3,3

	Sexo	Idade	CT(m)	Etária	% Lip	Código	∑ PCBs	∑ DDTs	∑ HCHs	HCb	Mirex
Região 2											
EAE_N4	Macho	11	1,96	Maduro	37,1	4	11,0	2,8	< 0,003	0,03	0,7
EAE_N9	Fêmea	3	1,632	Imaturo	62,5	4	268,5	2,3	< 0,003	0,04	0,6
						Média	139,8	2,6	< 0,003	0,03	0,6
						Mediana	139,8	2,6	< 0,003	0,03	0,6
						Min-Máx	11,0-268,5	2,4-2,8	-	0,03- 0,04	0,6-0,7
						Desvio Padrão	182,1	0,3	-	0,01	0,1
Região 3											
EAE_S6	Macho	2	1,3	Imaturo	60,1	2	9,2	2,0	< 0,003	0,1	0,2
Região 4											
EAE_S5	Macho	0	1,38	Imaturo	26,7	2	144,9	26,1	0,1	0,2	5,0
EAE_S8	Macho	20	2	Maduro	22,4	4	59,6	13,7	< 0,003	0,1	2,8
EAE_S11	Macho	4	1,82	Imaturo	16,7	4	98,4	51,2	< 0,003	0,1	7,5
EAE_S12	Fêmea	-	1,86	Maduro	27,2	4	19,1	6,2	< 0,003	0,1	1,2
						Média	80,5	24,3	0,1	0,1	4,1
						Mediana	79,0	19,9	0,1	0,1	3,9
						Min-Máx	19,1- 144,9	6,2- 51,2	-	0,07- 0,2	1,2 – 7,5
						Desvio Padrão	53,7	19,7	-	0,1	2,7
Região 5											
EAE_S7	Macho	3	1,59	Imaturo	53,7	3	29,2	6,4	< 0,003	0,1	0,8
EAE_S9	Fêmea	5	1,9	Maduro	43,8	4	7,2	2,1	< 0,003	0,0	0,4
						Média	18,2	4,3	-	0,1	0,6
						Mediana	18,2	4,3	-	0,1	0,6
						Min-Máx	7,2- 29,1	2,1- 6,4	-	0,05-0,1	0,4-0,8
						Desvio Padrão	15,5	3,0	-	0,0	0,3

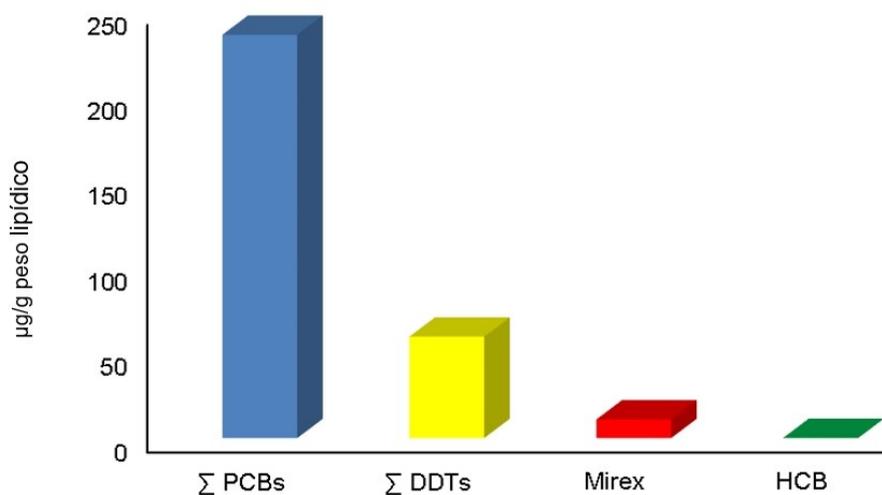
Fonte: autoria própria.

Figura 117: Representação da mediana do somatório das concentrações de compostos organoclorados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.



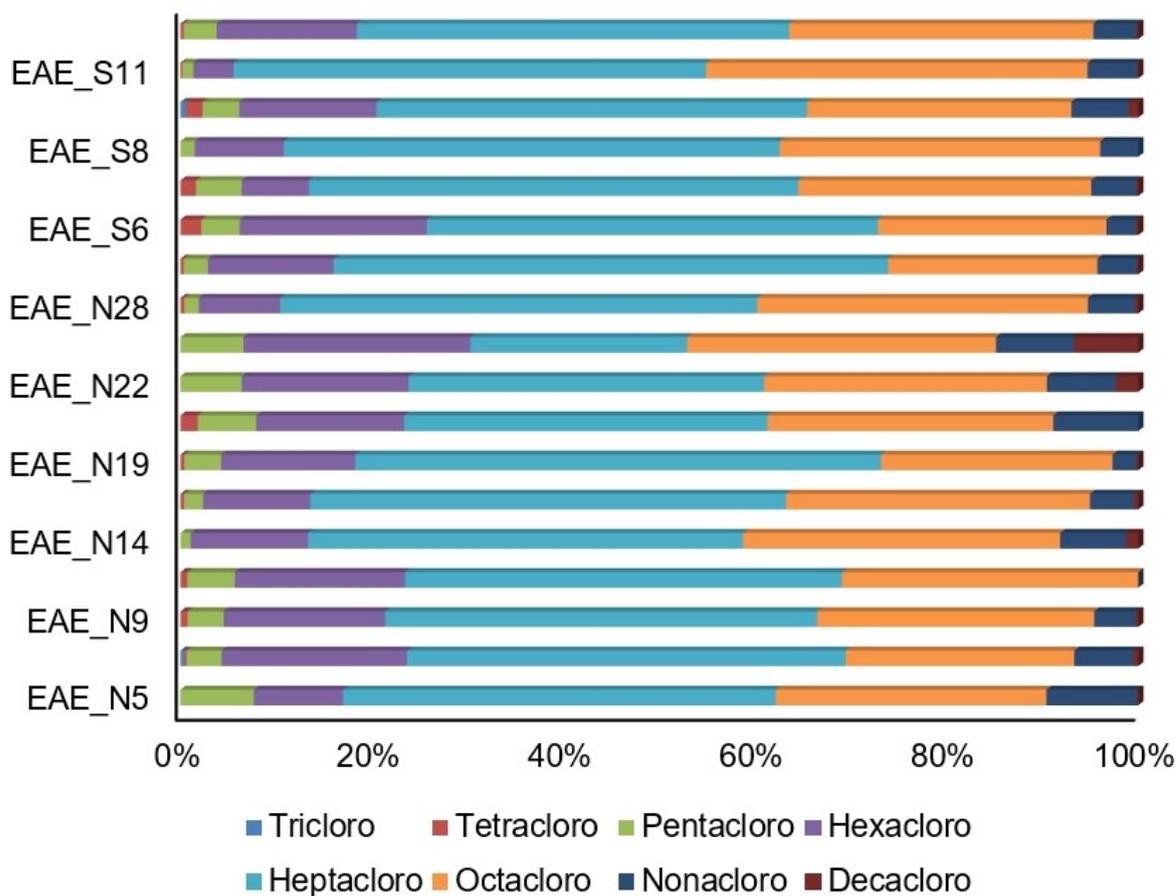
Fonte: autoria própria.

Figura 118: Representação do somatório das concentrações de compostos organoclorados em tecido subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.



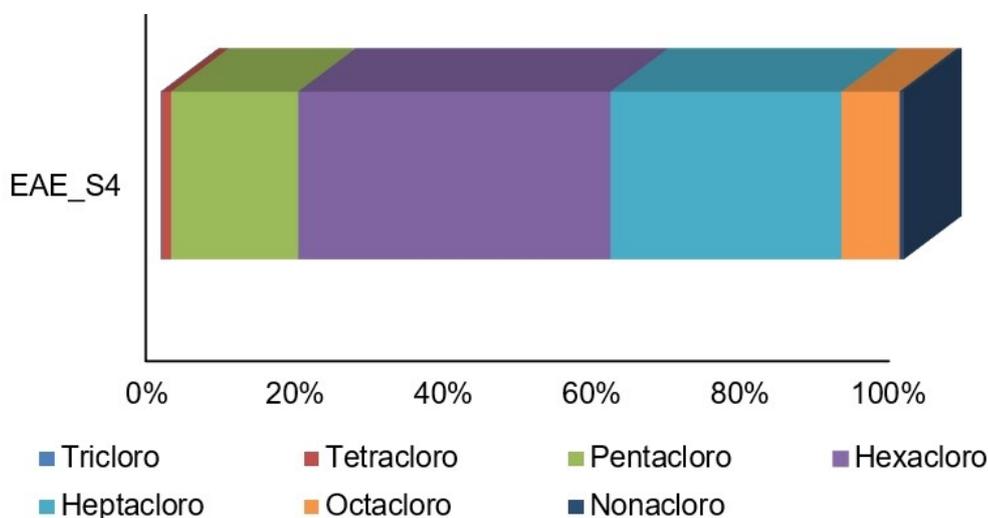
Fonte: autoria própria.

Figura 119: Representação dos congêneres de PCBs separados por grau de cloração, analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo.



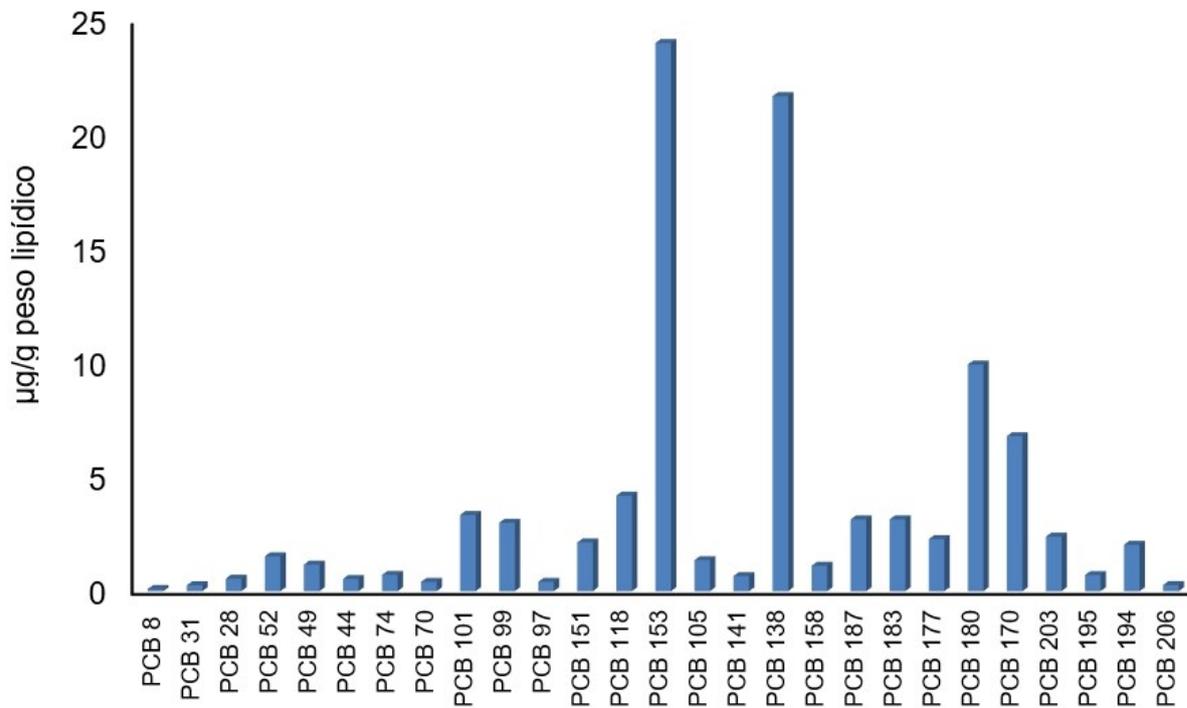
Fonte: autoria própria.

Figura 120: Representação dos congêneres de PCBs separados por grau de cloração, analisados em tecido adiposo subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo.



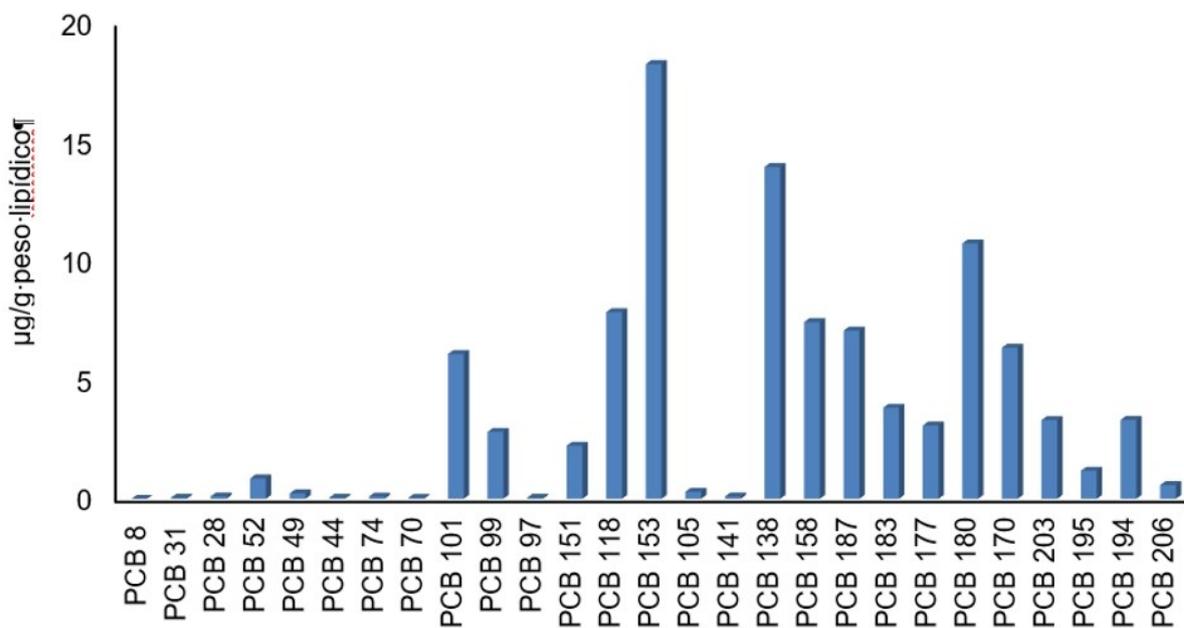
Fonte: autoria própria.

Figura 121: Representação da média dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.



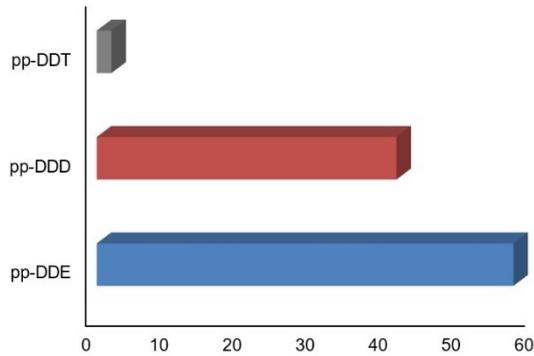
Fonte: autoria própria.

Figura 122: Representação dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.



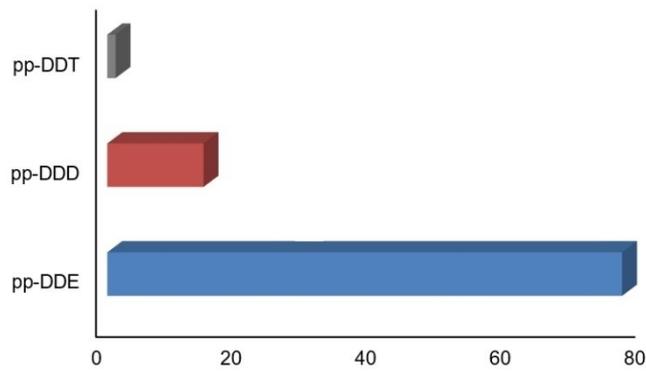
Fonte: autoria própria.

Figura 123: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao Σ DDTs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo.



Fonte: autoria própria.

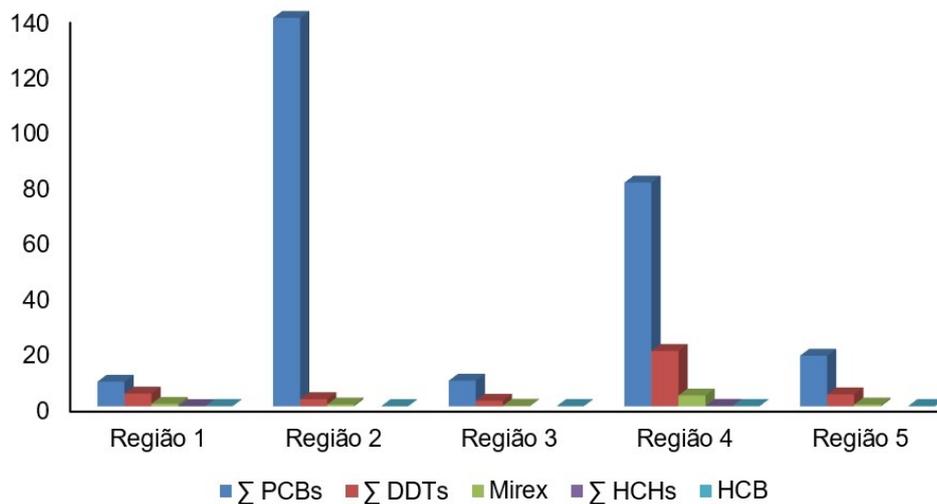
Figura 124: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao Σ DDTs analisados em tecido adiposo subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo.



Fonte: autoria própria.

As Figura 125 a Figura 132 mostram os resultados obtidos para cada região do estado do Espírito Santo.

Figura 125: Representação da mediana do somatório das concentrações de compostos organoclorados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.



Fonte: autoria própria.

Figura 126: Representação das porcentagens dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de boto-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo, na Região 1, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.

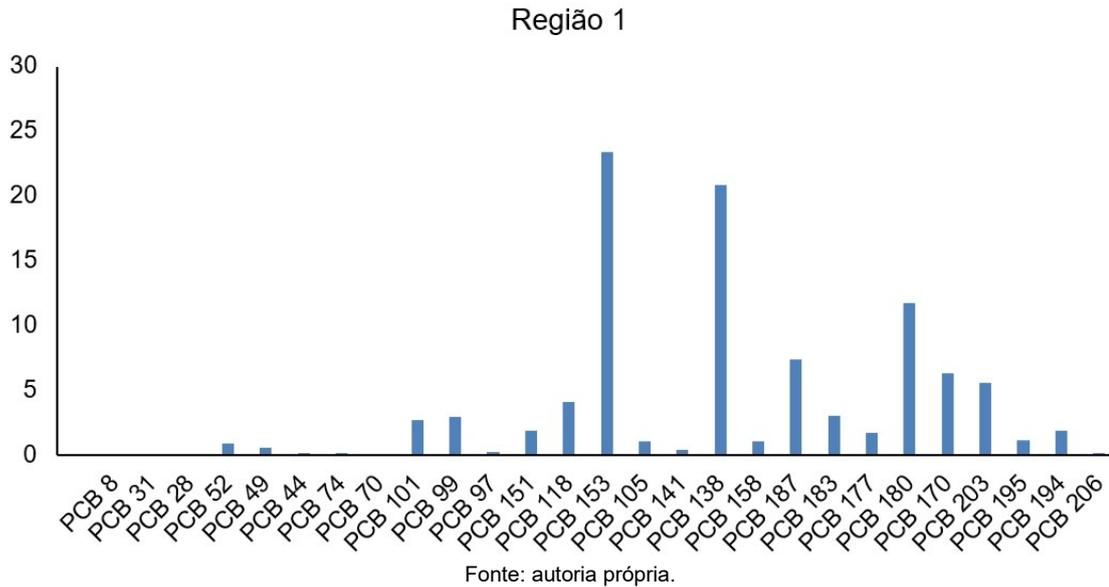


Figura 127: Representação dos congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 2, expressas em $\mu\text{g/g}$ em peso lipídico.

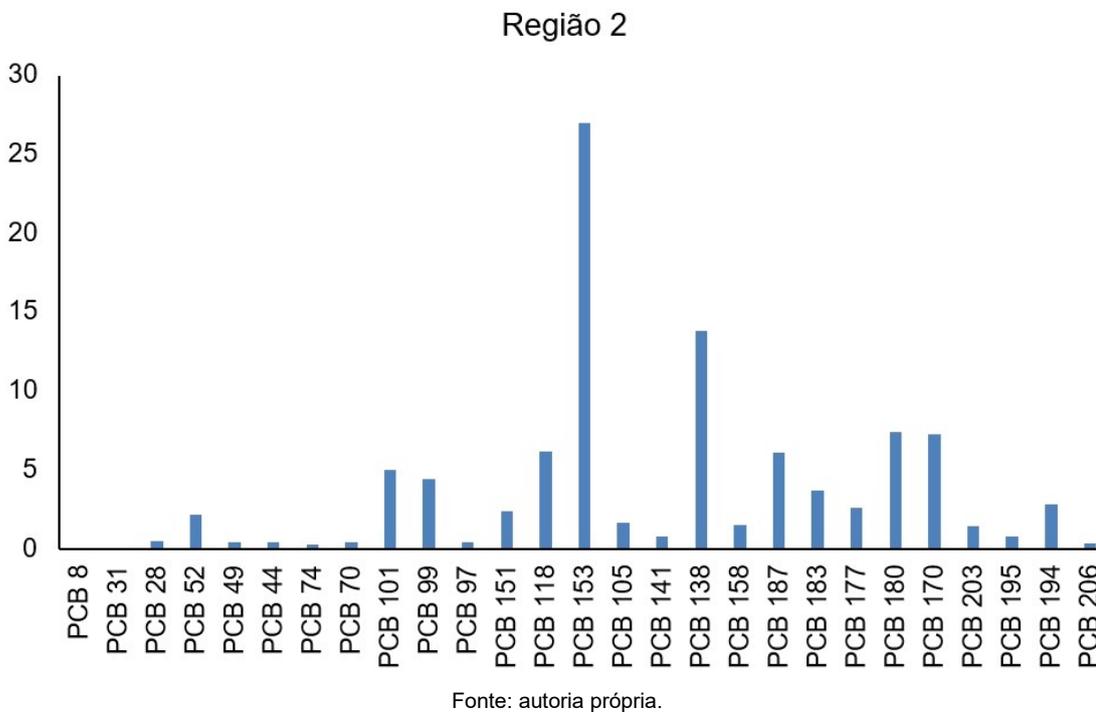
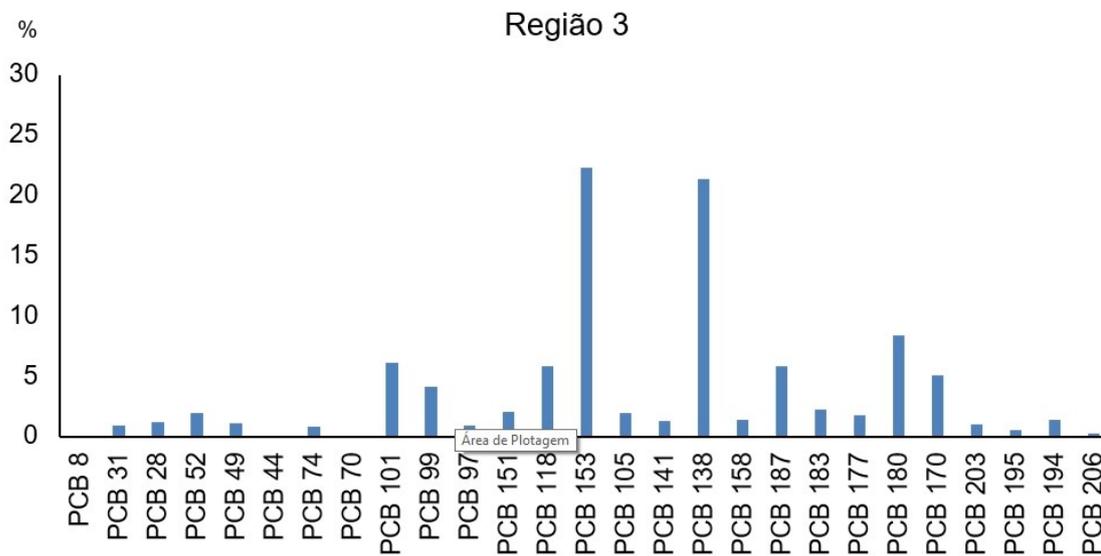
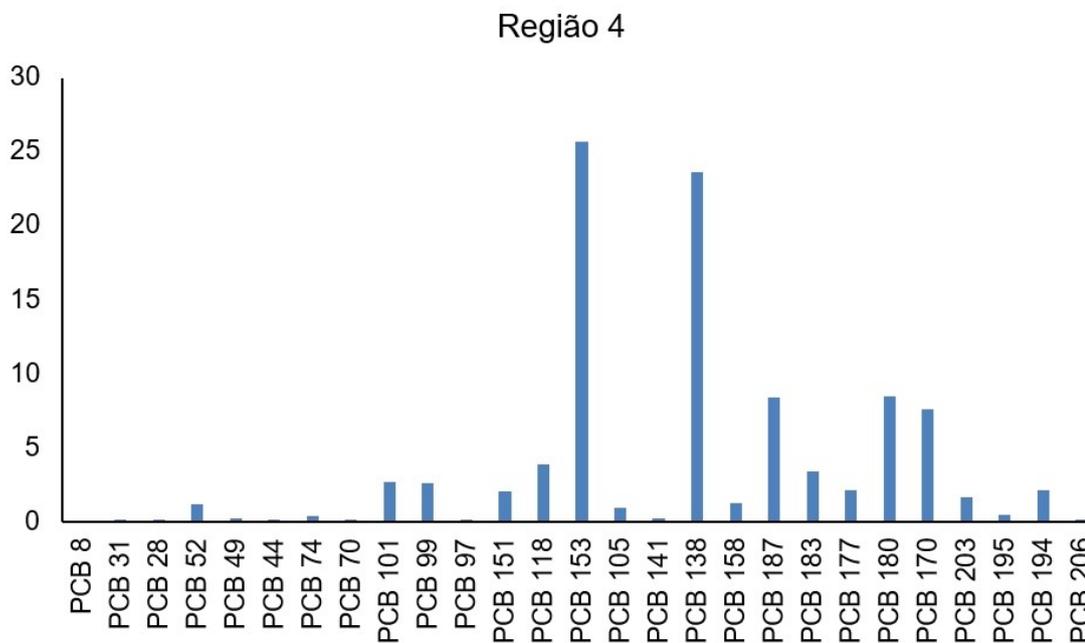


Figura 128: Representação das congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 3, expressas em µg/g em peso lipídico.



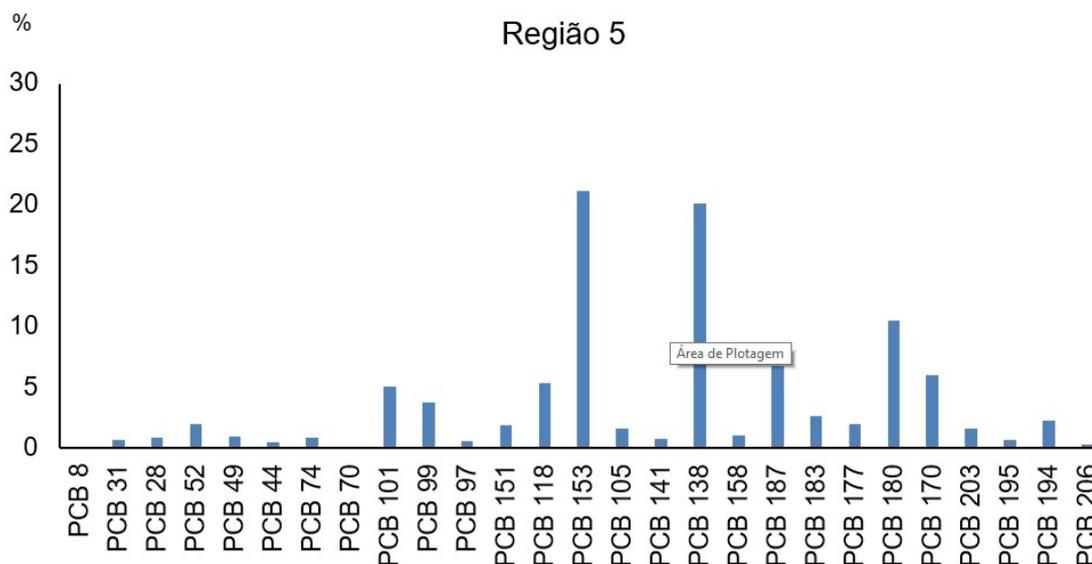
Fonte: autoria própria.

Figura 129: Representação das congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 4, expressas em µg/g em peso lipídico.



Fonte: autoria própria.

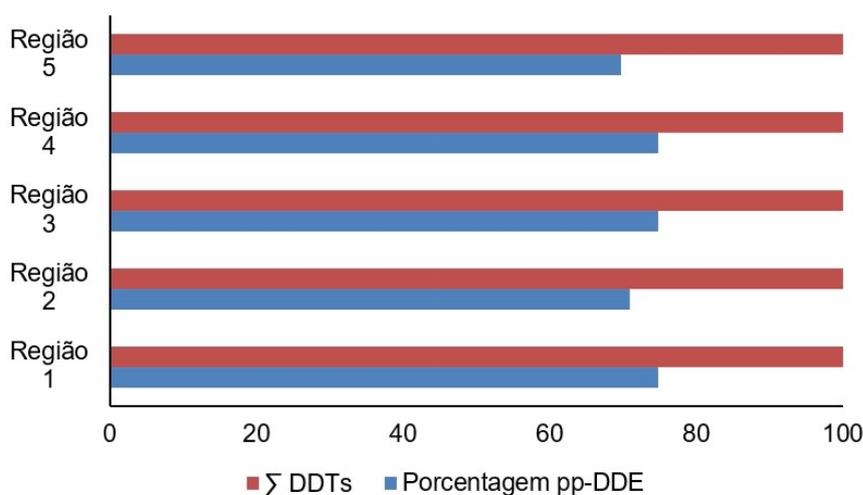
Figura 130: Representação das congêneres de PCBs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo, na Região 5, expressas em µg/g em peso lipídico.



Fonte: autoria própria.

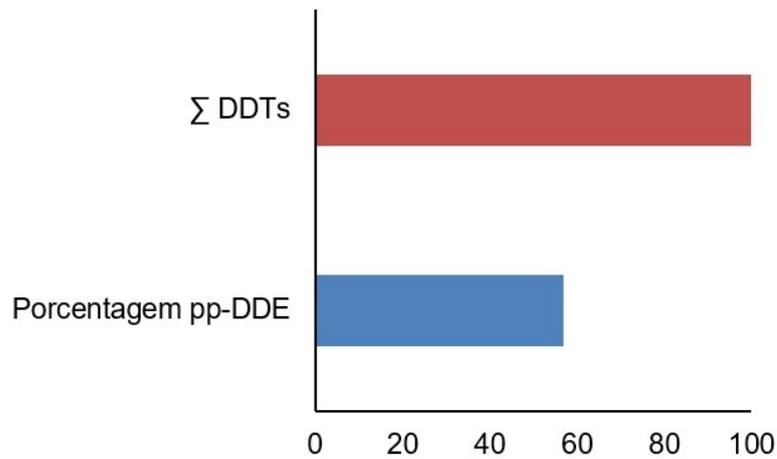
O p,p'-DDE foi o metabólito predominante no ΣDDT, refletindo o uso não recente de DDT no ambiente (Aguilar e Borrell, 1999), assim como outros locais da costa do Brasil (Alonso et al., 2010; Lailson-Brito et al., 2010; 2012) (Figura 131 e Figura 132).

Figura 131: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao ΣDDTs analisados em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de botos-cinza coletados na costa do estado do Espírito Santo.



Fonte: autoria própria.

Figura 132: Representação das porcentagens do DDT e metabólitos em relação ao Σ DDTs analisados em tecido adiposo subcutâneo de um indivíduo de golfinho-de-dentes-rugosos coletado na costa do estado do Espírito Santo.



Fonte: autoria própria.

A principal via de bioacumulação de compostos organoclorados em cetáceos é a alimentação (Gray, 2002). Dessa forma, a área de vida, o nível trófico e fatores biológicos são determinantes na acumulação de tais compostos. As concentrações médias para os somatórios de PCBs e DDTs encontradas no presente estudo no tecido adiposo subcutâneo dos botos-cinza e do golfinho-de-dentes-rugosos, coletados no Estado do Espírito Santo foram bastante expressivas quando comparadas aos estudos existentes para essas espécies no litoral do Brasil (Quadro 31).

O boto-cinza é uma espécie de hábito costeiro e as altas concentrações de compostos organoclorados encontrados nos seus tecidos refletem o impacto antrópico na região (Lailson-Brito et al., 2010). Na costa brasileira, o golfinho-de-dentes-rugosos é também encontrado em águas costeiras, diferente do padrão observado em outros locais ao longo de sua distribuição (Lima et al., 2012). Resultados da análise de $\delta^{13}C$ sugerem o forrageamento de ambas as espécies na plataforma continental interna no Sudeste do Brasil (Bisi et al., 2013), o que pode contribuir com as altas concentrações de compostos organoclorados encontradas.

O valor da mediana das concentrações do Σ PCB (18,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza coletados no litoral do Espírito Santo apresentou a mesma magnitude das concentrações reportada para a mesma espécie na Baía da Guanabara/RJ (26,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região que possui baixa qualidade ambiental devido ao alto grau de industrialização e adensamento populacional (Quadro 31). Esse resultado possui relevância, uma vez que a maioria dos indivíduos coletados no presente trabalho são juvenis (66%) e provenientes de localidades que não fazem parte da região metropolitana do Espírito Santo. Concentrações nessa magnitude são reportadas em indivíduos adultos coletados em regiões costeiras sob grande influência industrial e/ou com grande densidade populacional (Lailson-Brito et al., 2010).

Em relação ao Σ DDT, a concentração mediana observada para o Espírito Santo (5,37 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) similares as reportadas para as baías costeiras do Rio de Janeiro (Quadro 31).

Para o golfinho-de-dentes-rugosos, o valor de concentração em tecido adiposo subcutâneo reportado no presente estudo para o Σ PCB (235,84 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) está na mesma ordem de grandeza dos valores máximos encontrados por Lailson-Brito et al. (2012) e Dorneles et al. (2013) para a mesma espécie no Rio de Janeiro. Em relação ao Σ DDT (59,31 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), a concentração encontra-se na mesma ordem de grandeza que o reportado por Lailson-Brito et al. (2012). Já a concentração de HCB encontra-se na mesma ordem de grandeza que os valores máximos para o Rio de Janeiro (Lailson-Brito et al., 2012). A concentração do Mirex não possui dados na literatura para regiões próximas.

Quadro 31: Quadro referente às concentrações de compostos organoclorados, expressas em µg.g⁻¹ lip. no tecido adiposo subcutâneo de cetáceos da costa do Brasil

Autor	CT (cm)	N	Local	ΣPCB	ΣDDT	ΣHCH	HCB	Mirex
<i>Steno bredanensis</i>								
Presente estudo	245	1	Vila Velha, ES	235,84	59,31	<0,007	0,19	10,91
Dorneles et al. (2013)	-	3	Rio de Janeiro, RJ	(2,50 – 167,1)	-	-	-	-
Lailson-Brito et al. (2012)	194 - 256	3	Rio de Janeiro, RJ	(0,79 – 139,00)	(1,56 – 50,00)	-	(0,08 – 0,49)	-
<i>Sotalia guianensis</i>								
Presente estudo	122 - 200	18	Espírito Santo	40,72 [#] /18,41 [*] (2,51-144,88)	17,21 [#] /5,37 [*] (0,52-140,57)	0,08 [#] /0,008 [*] (<0,007-0,12)	0,12 [#] 0,14 [*] (0,03-0,65)	2,20 [#] /0,84 [*] (0,18-10,70)
Lailson Brito et al. (2010)	122-191	12	Baía de Guanabara, RJ	34,8 [#] /26,1 [*] (6,7-99,2)	7,9 [#] /5,3 [*] (2,1-21,5)	-	0,046 [#] /0,027 [*] (<0,004-0,109)	-
Lailson Brito et al. (2010)	147-198	15	Baía de Paranaguá, PR	4,6 [#] /3,3 [*] (0,76-14,3)	5,7 [#] /4,3 [*] (0,98-23,5)	-	0,041 [#] /0,023 [*] (<0,004-0,156)	-
Lailson Brito et al. (2010)	150-195	5	Baía de Sepetiba/Ilha Grande, RJ	3,9 [#] /2,2 [*] (1,7-25,5)	12,3 [#] /7,1 [*] (0,65-9,99)	-	0,029 [#] /15 [*] (0,013-0,078)	-
Alonso et al. (2010)	163-186	3	Ubatuba, SP	47,78 [#] (25,87-66,03)	34,03 [#] (16,91-48,08)	0,07 [#] (0,06-0,07)	0,11 [#] (0,08-0,14)	1,26 [#] (0,57-1,87)
Alonso et al. (2010)	122-173	3	Baixada Santista, SP	39,69 [#] (27,86-61,34)	36,98 [#] (24,57-55,91)	0,09 [#] (0,03-0,21)	0,12 [#] (0,07-0,17)	0,76 [#] (0,24-1,04)

Legenda: [#]Média; ^{*}Mediana.

Fonte: autoria própria.

Ao analisar individualmente os botos-cinza do presente estudo é possível inferir que a elevada concentração média para o Σ PCB observada advém de quatro indivíduos imaturos (EAE_N5; EAE_N13; EAE_S5; EAE_S11) com idades que variaram de 0 a 4 anos. Fato que chama atenção, uma vez que tais concentrações para o Σ PCB seriam esperadas em indivíduos de idade mais avançada, devido à alta persistência no ambiente e à baixa capacidade de metabolização desses compostos em cetáceos (Tanabe et al., 1998). Com base nas informações preliminares das necropsias, o óbito de três desses indivíduos foi atribuído a processos infecciosos (EAE_N5; EAE_N13; EAE_S5) e um não foi determinado (EAE_S11).

Ao excluir da análise os três indivíduos com altas concentrações e que possivelmente morreram por processos infecciosos, as concentrações médias foram reduzidas pela metade (Σ PCB- 40,72 para 23,23 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.; Σ DDT- 17,21 para 9,04 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.). Uma possível explicação para as altas concentrações de compostos organohalogenados (organoclorados e organobromados) observadas em cetáceos imaturos seria a presença de alguma patologia (Aguilar et al., 1999). Em processos patológicos crônicos com conseqüente redução da ingestão de alimentos, os indivíduos tendem a remobilizar o tecido adiposo para suprir sua demanda energética (Aguilar et al., 1999). Neste processo os compostos organohalogenados (organoclorados e organobromados), que possuem grande afinidade por lipídeos, também podem ser remobilizados (Aguilar et al., 1999; Santos-Neto et al., 2014). No entanto, os compostos organohalogenados não são remobilizados na mesma velocidade que os lipídeos, principalmente os compostos de maior peso molecular. Com isso, é possível que ocorra um aumento das concentrações no tecido adiposo subcutâneo dos cetáceos (Aguilar e Borrel, 1994).

Determinação de compostos organobromados:

Os métodos de extração e de purificação usados para a análise de compostos organobromados foram uma adaptação dos métodos propostos por Vida (2015) e Santos-Neto (2017). Todas as análises foram realizadas em um cromatógrafo de fase gasosa, da marca Agilent Technologies, modelo 6890 acoplado a um espectrômetro de massas com um analisador Quadrupólo, marca Agilent Technologies, modelo 5975 (CG-MS), com injetor automático da Agilent Technologies, modelo 7683B.

Para análise dos dados, os compostos organobromados analisados foram separados em três grupos: de origem antrópica, de origem antrópica emergentes e de origem natural. Os compostos organobromados de origem antrópica analisados foram os éteres de difenila polibromados (PBDEs 28, 47, 100, 99, 154, 153 e 183). Os compostos organobromados de origem antrópica emergentes foram: hexabromobenzeno (HBBZ), pentabromoetilbenzeno (PBEB). Já os compostos organobromados de origem natural analisados foram os éteres de difenila polibromados metoxilados (6-MeO-BDE 47, 2-MeO-BDE 68, 5-MeO-BDE 47, 4-MeO-BDE-49, 5-MeO-BDE 100, 4-MeO-BDE 103, 5-MeO-BDE 99 e 4-MeO-BDE 101). Os limites de detecção do método encontram-se no Quadro 32.

Quadro 32: Limite de detecção da máquina, em µg/mL para os compostos organobromados analisados

Composto	LDM	Composto	LD
BDE 28	0,0003	6-MeO-BDE-47	0,0003
PBEB	0,0002	2-MeO-BDE-68	0,0002
HBBZ	0,0006	5-MeO-BDE-47	0,0005
BDE 47	0,0005	4-MeO-BDE-49	0,0004
BDE 100	0,0004	5-MeO-BDE-100	0,0002
BDE 99	0,0002	4-MeO-BDE-103	0,0003
BDE 154	0,0002	5-MeO-BDE-99	0,0001
BDE 153	0,0002	4-MeO-BDE-101	0,0002
BDE 183	0,0001		

Fonte: autoria própria.

A precisão e exatidão do procedimento analítico foram checados com a recuperação média do Padrão Interno do PBDE 181 que foi de $106,2 \pm 13,6$ (84 % - 122 %, aceitável entre 70 e 130%). Todos os brancos analisados apresentaram valores abaixo do limite de detecção para todos os compostos organobromados analisados.

Os dados obtidos no presente estudo foram analisados por meio do programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). O teste W de Shapiro-Wilk apontou que os compostos não apresentavam uma distribuição normal ($p < 0,05$).

Os resultados dos compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no Espírito Santo, coletados entre 2018 e 2019, encontram-se na Quadro 33.

Quadro 33: Dados biológicos e somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso lipídico. A idade está expressa em anos; CT corresponde ao comprimento total e está expressa em (m), %Lip corresponde ao conteúdo lipídico e está expresso em %; o código representa o estágio de decomposição das carcaças recolhidas e DP representa o desvio padrão (Regiões: 1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

Identificação	Idade	SEXO	CT	ETARIA	Diagnóstico	%Lip	Código	$\Sigma\text{MeO-BDEs}$	ΣPBDEs	PBEB	HBBZ
<i>Steno bredanensis</i>											
Região 4											
EAE_S4	N/A	Macho	2,45	Maduro	Indeterminado	15,9	4	6,04	0,40	<0,0002	<0,0006
							Média \pm DP	-	-	-	-
							Mediana	-	-	-	-
							Mín - Máx	-	-	-	-
<i>Sotalia guianensis</i>											
Região 1											
EAE_N5	3	Macho	1,22	Imaturo	Processo infeccioso	19,3	2	79,87	0,58	0,09	<0,0006
EAE_N13	4	Macho	1,43	Imaturo	Processo infeccioso	2,4	4	24,08	0,27	0,08	<0,0006
EAE_N14	17	Macho	1,79	Maduro	Emalhe acidental	32,0	3	3,42	0,02	<0,0002	<0,0006
EAE_N16	4	Macho	1,46	Imaturo	Emalhe acidental	68,1	4	14,90	0,02	0,02	<0,0006
EAE_N19	6	Macho	1,61	Imaturo	Processo infeccioso	54,7	3	9,21	0,05	0,02	<0,0006
EAE_N21	3	Macho	1,45	Imaturo	-	9,1	4	3,05	0,01	<0,0002	<0,0006
EAE_N22	5	Macho	1,65	Imaturo	Emalhe acidental	9,8	4	6,09	0,02	<0,0002	<0,0006
EAE_N27	16	Fêmea	1,83	Maduro	-	9,4	4	0,98	<0,0005	<0,0002	<0,0006
EAE_N28	6	Fêmea	1,72	Imaturo	Morte natural	50,9	3	6,23	0,10	0,004	<0,0006
							Média \pm DP	16.43 \pm 24.84	0.13 \pm 0.19	0.04 \pm 0.03	-
							Mediana	6,23	0,08	0,02	-
							Mín - Máx	0.98 - 79.87	<0.0005 - 0.58	<0.0002 - 0.09	-

Identificação	Idade	SEXO	CT	ETARIA	Diagnóstico	%Lip	Código	∑MeO-BDEs	∑PBDEs	PBEB	HBBZ
Região 2											
EAE_N4	11	Macho	1,96	Maduro	Indeterminado	37,1	4	2,55	0,07	<0,0002	<0,0006
EAE_N9	3	Fêmea	1,632	Imaturo	Emalhe acidental	62,5	4	4,03	0,09	<0,0002	<0,0006
							Média ± DP	3.29 ± 1.05	0.08 ± 0.01	-	-
							Mediana	3,29	0,08	-	-
							Mín - Máx	2.55 - 4.03	0.07 - 0.09	-	-
Região 3											
EAE_S6	2	Macho	1,3	Imaturo	Processo infeccioso	60,1	2	16,61	0,06	0,04	<0,0006
							Média ± DP	-	-	-	-
							Mediana	-	-	-	-
							Mín - Máx	-	-	-	-
Região 4											
EAE_S5	0	Macho	1,38	Imaturo	Processo infeccioso	26,7	2	27,78	0,83	0,08	<0,0006
EAE_S8	20	Macho	2	Maduro	Indeterminado	22,4	4	6,25	0,14	0,02	<0,0006
EAE_S11	4	Macho	1,82	Imaturo	-	16,7	4	17,07	0,24	0,07	<0,0006
EAE_S12	N/A	Fêmea	1,86	Maduro	-	27,2	4	5,83	0,04	0,02	<0,0006
							Média ± DP	14.23 ± 10.42	0.31 ± 0.35	0.05 ± 0.03	-
							Mediana	11,66	0,19	0,05	-
							Mín - Máx	5.83 - 27.78	0.04 - 0.83	0.02 - 0.08	-
Região 5											
EAE_S7	3	Macho	1,59	Imaturo	Emalhe acidental	53,7	3	5,84	0,11	0,05	<0,0006
EAE_S9	5	Fêmea	1,9	Maduro	Indeterminado	43,8	4	2,15	0,02	0,04	<0,0006
							Média ± DP	3.99 ± 2.61	0.06 ± 0.07	0.05 ± 0.01	-
							Mediana	3,99	0,06	0,05	-
							Mín - Máx	2.15 - 5.84	0.02 - 0.11	0.04 - 0.05	-

Fonte: autoria própria.

O perfil de compostos organobromados, de origem natural e antrópica, em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza do Estado do Espírito Santo é composto, majoritariamente, pelo somatório dos congêneres metoxilados, que compreende 98,4% do perfil. O somatório dos congêneres de PBDEs compõe 1,3%, enquanto o PBEB representa apenas 0,3% do perfil (Figura 133). No golfinho-de-dentes-rugosos, a predominância dos compostos metoxilados se mantém, compondo 94% do perfil e seguido pelo somatório dos congêneres antrópicos PBDEs, que representa os 6% restantes (Figura 134).

Figura 133: Representação do perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, *S. guianensis*, coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.

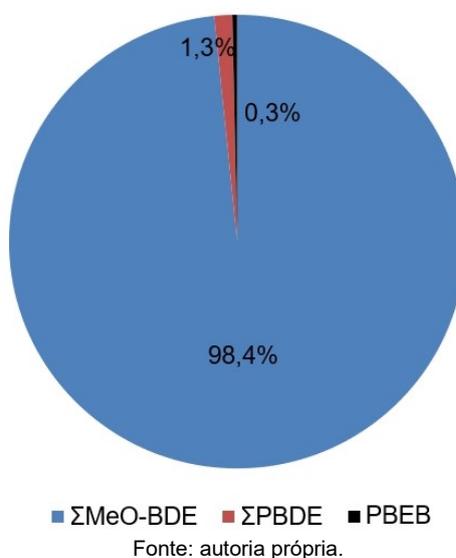
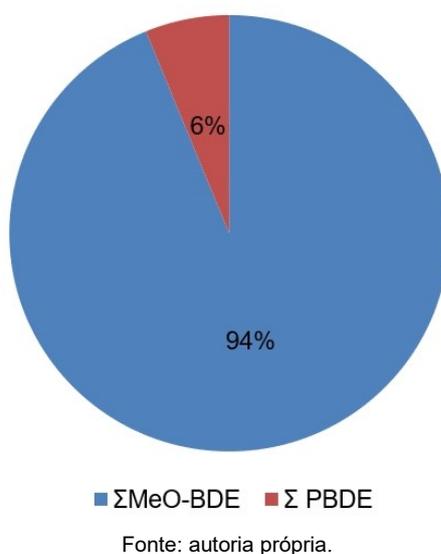


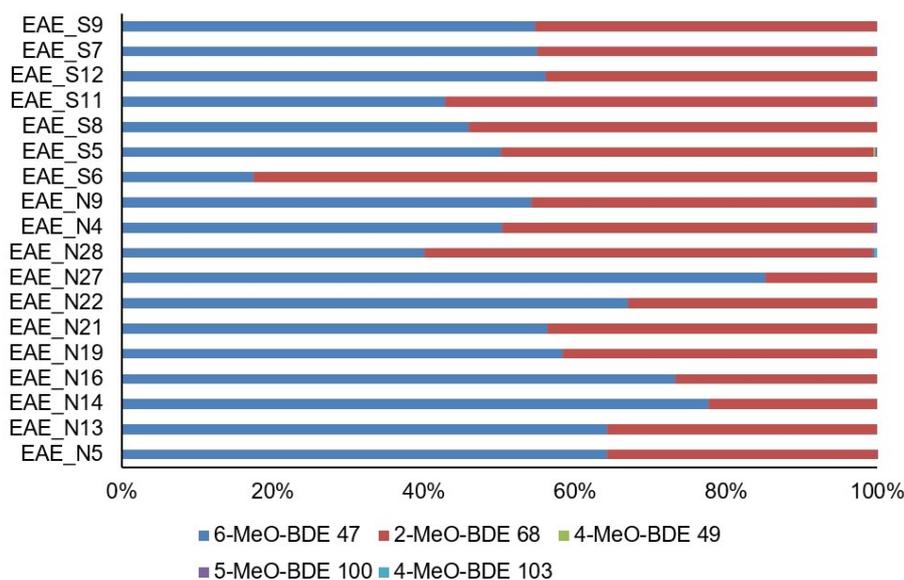
Figura 134: Representação do perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, *S. bredanensis*, coletados em 2018 no Espírito Santo, Brasil.



Os congêneres de origem natural de maior contribuição nos botos-cinza foram o 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68 (Figura 135; Quadro 33), variando entre 1,17 e 51,29 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. e 0,15 e 13,17 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip., respectivamente. Além destes, concentrações menos representativas dos congêneres 4-MeO-BDE-49, 5-MeO-BDE-100 e 4-MeO-BDE-103 também foram encontradas em alguns indivíduos. Já no golfinho-de-dentes-rugosos o 6-MeO-BDE-47 e o 2-MeO-BDE-68 foram encontrados em concentrações de 1,91 e 4,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip., respectivamente (Figura 136; Quadro 33). Os outros compostos metoxilados apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção.

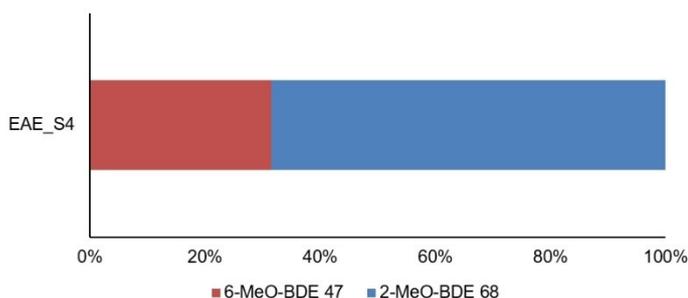
Os compostos metoxilados são produtos do metabolismo secundário de diferentes organismos da biota marinha. Vetter et al. (2006) sugerem que o congêner 2-MeO-BDE-68 é, principalmente, produzido por esponjas enquanto o 6-MeO-BDE-47 indica maior fonte de contribuição de algas calcárias e rodolitos no ambiente. Os cetáceos dessa região se alimentam de presas presentes em áreas que sofrem forte influência do banco de Abrolhos, um importante recife de corais com alta biodiversidade, que se estende desde foz do Rio Doce até o sul da Bahia (Leão et al., 1988), explicando as altas concentrações de compostos metoxilados.

Figura 135: Representação do perfil de compostos organobromados de origem natural em tecido adiposo subcutâneo de indivíduos de boto-cinza, *S. guianensis*, coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.



Fonte: autoria própria.

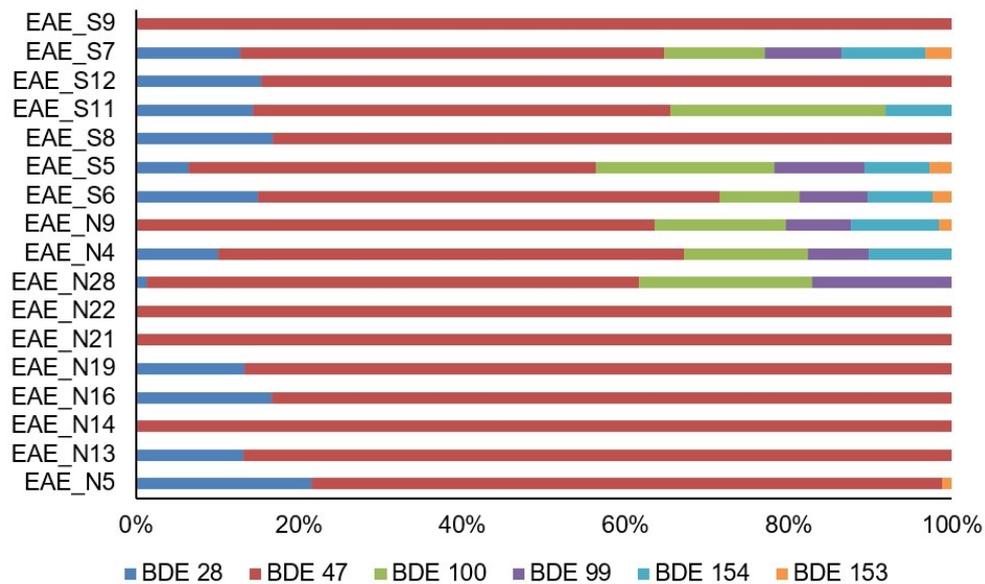
Figura 136: Representação do perfil de compostos organobromados de origem natural em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, *S. bredanensis*, coletado em 2018 no Espírito Santo, Brasil.



Fonte: autoria própria.

Dentre os compostos organobromados de origem antrópica detectados nos botos-cinza, o congênera PBDE-47 se destacou, representando 60% do perfil de contaminação por compostos antrópicos (0,02 a 0,45 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), seguido do PBDE-100, 25% (0,01 a 1,94 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip) e PBDE-28, 16%, (0,01 a 0,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip). Foram encontrados também os congêneres PBDE-99, PBDE-153 e PBDE-154 em menores concentrações em alguns indivíduos e o PBDE-183 não foi detectado em nenhum dos indivíduos analisados (Figura 137, Quadro 33).

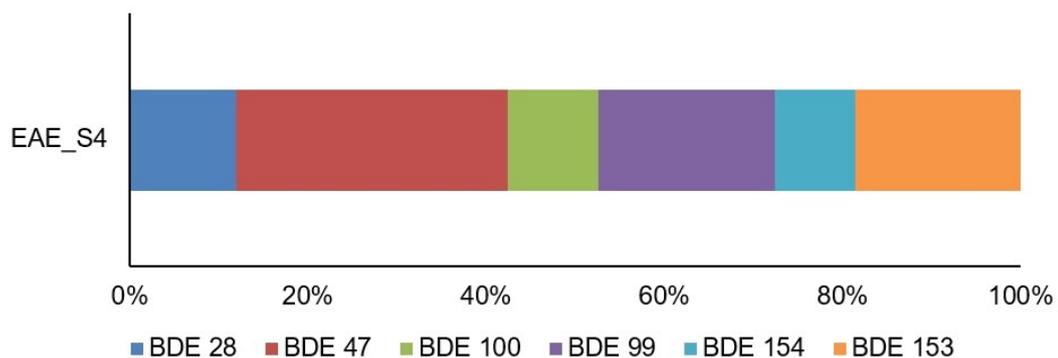
Figura 137: Representação do perfil de compostos organobromados de origem antrópica em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, *S. guianensis*, coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.



Fonte: autoria própria.

No golfinho-de-dentes-rugosos, os PBDE-47 (0,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip), PBDE-99 (0,08 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip) e PBDE-153 (0,07 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip) foram dominantes, representando 30%, 20% e 19%, respectivamente do perfil de contaminação por PBDEs. Os congêneres 28, 100 e 154 também foram detectados neste indivíduo e, como nos botos-cinza, o PBDE-183 também não foi detectado. O Σ PBDEs neste indivíduo foi de 0,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip (Figura 138; Quadro 33).

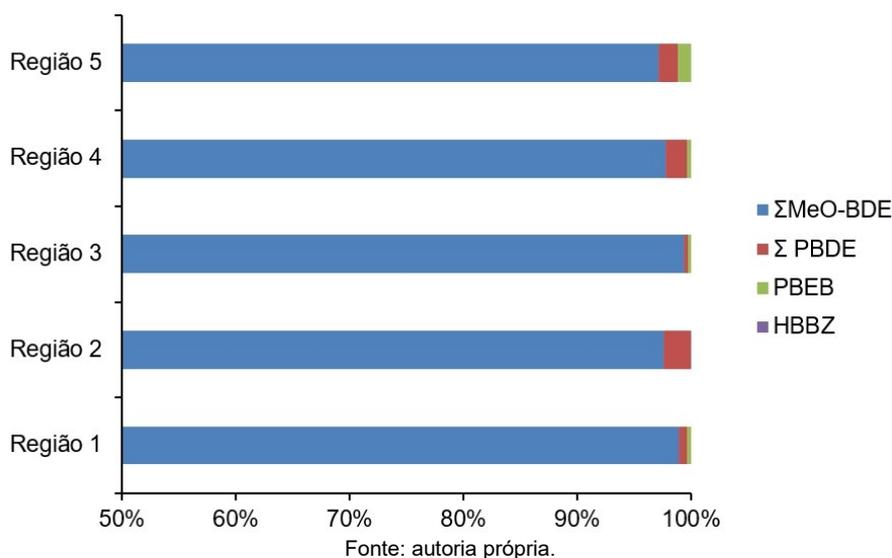
Figura 138: Representação do perfil de compostos organobromados de origem antrópica em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, *S. bredanensis*, coletados em 2018 no Espírito Santo, Brasil.



Fonte: autoria própria.

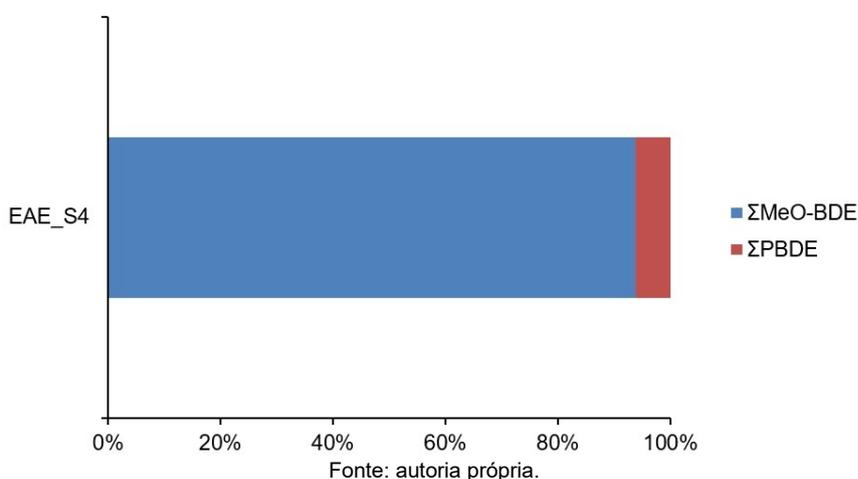
O perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo foi similar entre as diferentes regiões. Os compostos metoxilados representaram de 97 a 99% do perfil, seguido dos compostos PBDEs que representaram de 0,4 a 2,4%. Por fim, o composto emergente PBEB, o qual apresentou concentração abaixo do limite de detecção na região 2 e chegou até 1,1% na composição do perfil na região 5. O composto emergente HBBZ apresentou concentração abaixo do limite de detecção em todas as regiões (Figura 139).

Figura 139: Perfil de compostos organobromados no tecido adiposo de botos-cinza, *S. guianensis*, por região no Estado Espírito Santo, Brasil.



O perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo do golfinho-de-dentes-rugosos, coletado na região 4, foi similar ao apresentado pelos botos-cinza. Os compostos metoxilados representam cerca de 94% do perfil e os compostos antrópicos, 6%. Os compostos emergentes - PBEB e HBBZ - apresentaram concentração abaixo do limite de detecção (Figura 140).

Figura 140: Representação do perfil de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, *S. bredanensis*, coletado na Região 4 no Estado do Espírito Santo, Brasil.



Os congêneres de origem natural de maior contribuição nos botos-cinza foram o 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68 em todas as regiões, variando entre 1,17 e 51,29 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. e 0,15 e 13,17 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip, respectivamente (Quadro 33). Além destes, concentrações menos representativas dos congêneres 4-MeO-BDE-49, 5-MeO-BDE-100 e 4-MeO-BDE-103 também foram encontradas em alguns indivíduos. Quando comparadas as medianas do somatório de compostos metoxilados entre as regiões, a região 3 foi a que apresentou o maior valor (Figura 141). O 6-MeO-BDE-47 apresentou maior concentração na região 1 e o 2-MeO-BDE-68 apresentou maior concentração na região 3 (Figura 142). No entanto, vale ressaltar que a região 3 apresenta apenas 1 indivíduo.

Já no golfinho-de-dentes-rugosos o 6-MeO-BDE-47 e o 2-MeO-BDE-68 foram encontrados em concentrações de 1,91 e 4,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip., respectivamente (Quadro 33). Os outros compostos metoxilados analisados apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção.

Os compostos metoxilados são produtos do metabolismo secundário de diferentes organismos da biota marinha. Vetter et al. (2006) sugerem que o congêner 2-MeO-BDE-68 é, principalmente, produzido por esponjas enquanto o 6-MeO-BDE-47 indica maior fonte de contribuição de algas calcáreas e rodólitos no ambiente. Os cetáceos dessa região se alimentam de presas presentes em áreas que sofrem forte influência do banco de Abrolhos, um importante recife de corais com alta biodiversidade, que se estende desde foz do Rio Doce até o sul da Bahia (Leão et al., 1988), explicando as altas concentrações de compostos metoxilados.

Figura 141: Perfil de compostos organobromados metoxilados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, *S. guianensis*, por região no Espírito Santo, Brasil.

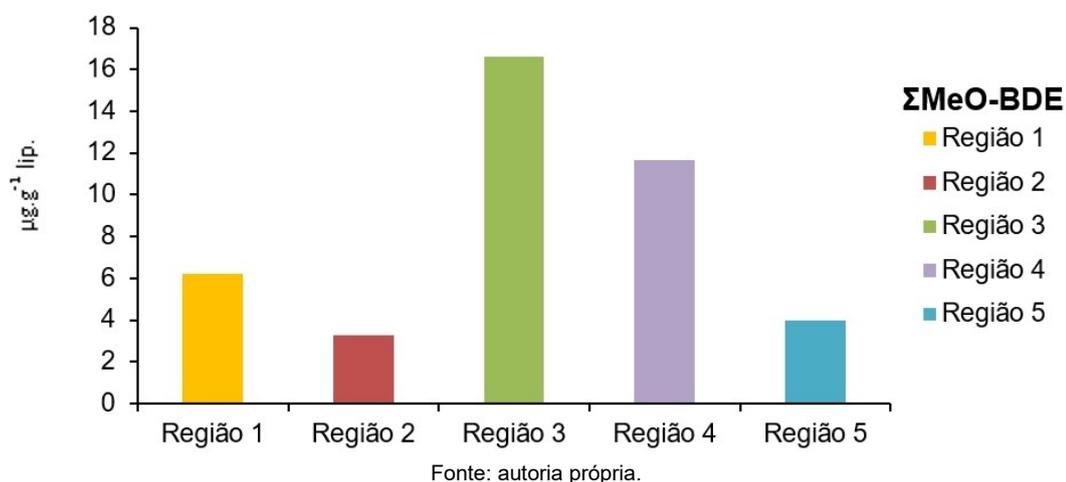
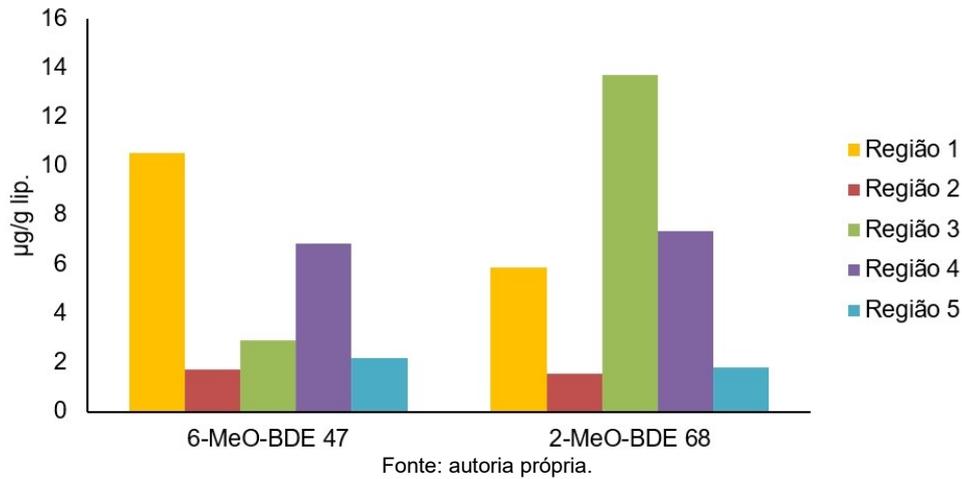
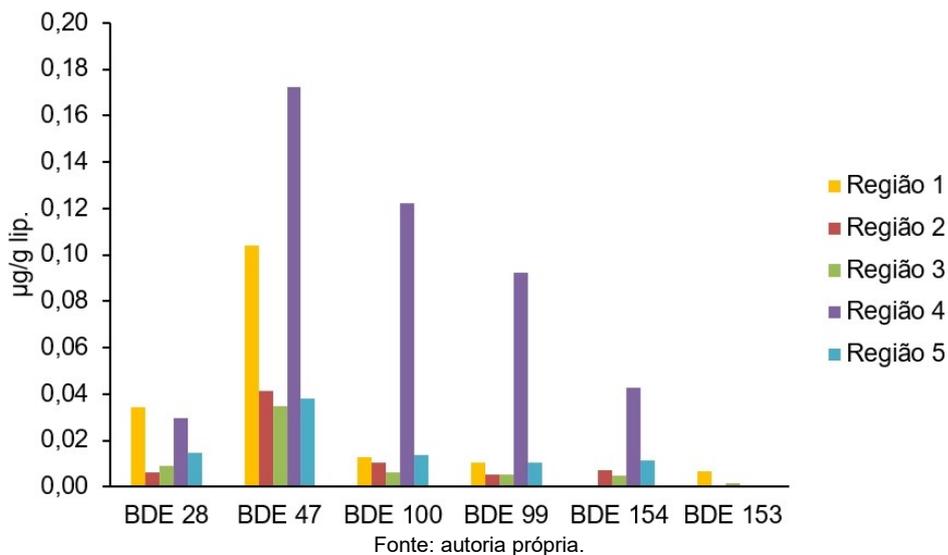


Figura 142: Perfil dos compostos organobromados metoxilados predominantes, 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68, no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, *S. guianensis*, por região no Espírito Santo, Brasil.



Dentre os compostos organobromados de origem antrópica detectados nos botos-cinza, o congênera PBDE-47 se destacou nas 5 regiões (0,02 a 0,45 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip.), seguido do PBDE-100 (0,01 a 1,94 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip) e PBDE-28 (0,01 a 0,12 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip). Foram encontrados também os congêneres PBDE-99, PBDE-153 e PBDE-154 em menores concentrações em alguns indivíduos e o PBDE-183 não foi detectado em nenhum dos indivíduos analisados (Figura 143). A região 4 foi a que apresentou a maior concentração dos congêneres de PBDEs analisados, com exceção do PBDE-28, o qual apresentou maior concentração na região 1.

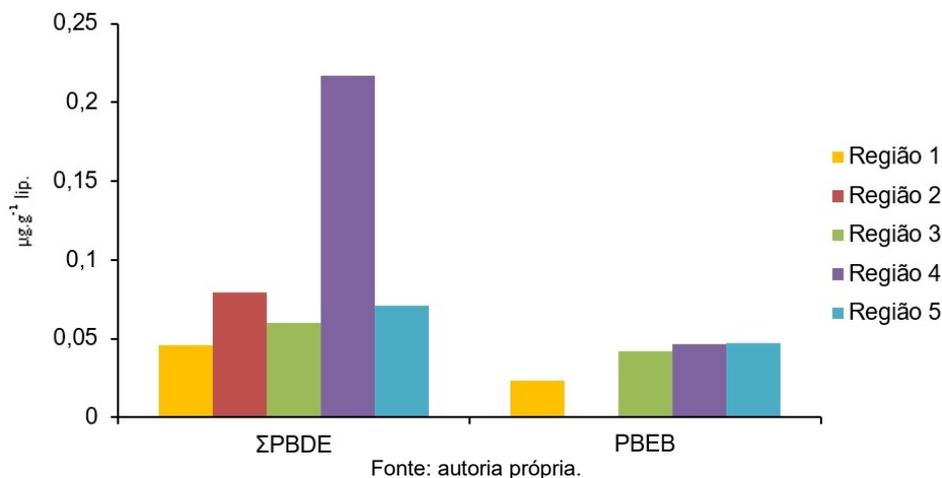
Figura 143: Representação do perfil de PBDES por região em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, *S. guianensis*, coletados entre 2018 e 2019 no Espírito Santo, Brasil.



Entre as regiões, a região 4, região metropolitana do Estado do Espírito Santo, foi a que apresentou maior concentração de compostos organobromados antrópicos. Quanto aos compostos antrópicos emergentes, a região 5 foi a que apresentou maior contribuição de PBEB (Figura 144). Como

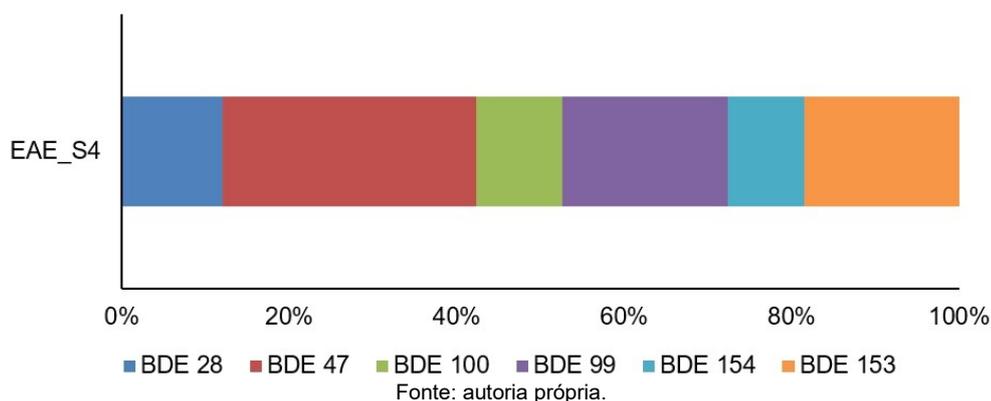
mencionado previamente, o HBBZ não foi encontrado em concentrações detectáveis em nenhuma das amostras.

Figura 144: Perfil de compostos organobromados antrópicos no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza, *S. guianensis*, por região no Espírito Santo, Brasil.



No golfinho-de-dentes-rugosos, os PBDE-47 (0,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip), PBDE-99 (0,08 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip) e PBDE-153 (0,07 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip) foram dominantes, representando 30%, 20% e 19%, respectivamente do perfil de contaminação por PBDEs. Os congêneres 28, 100 e 154 também foram detectados neste indivíduo e, como nos botos-cinza, o PBDE-183 também não foi detectado. O Σ PBDEs neste indivíduo foi de 0,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip (Figura 145; Quadro 33).

Figura 145: Representação do perfil de compostos organobromados de origem antrópica em tecido adiposo subcutâneo de um golfinho-de-dentes-rugosos, *S. bredanensis*, coletados em 2018 no Espírito Santo, Brasil.



Dentre os contaminantes organobromados emergentes analisados neste trabalho, o PBEB foi encontrado em botos-cinza em concentrações que variaram entre $<0,0002$ e $0,09 \mu\text{g.g}^{-1}$ lip (Quadro 33). e apresentou concentração abaixo do limite de detecção no golfinho-de-dentes-rugosos. Este composto é pouco encontrado em tecidos de cetáceos na costa brasileira, porém já foi descrito anteriormente em toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Alonso et al., 2012). Já o HBBZ não foi encontrado em nenhum dos indivíduos analisados neste estudo.

A principal via de bioacumulação de compostos organobromados em cetáceos é a alimentação. Dessa forma, a área de vida, o nível trófico e fatores biológicos são determinantes na acumulação de tais compostos.

A mediana das concentrações do Σ PBDE analisados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza do presente estudo estão na mesma ordem de grandeza que as encontradas em indivíduos coletados em regiões próximas da presente área de estudo (sul da Bahia e Espírito Santo) (Vidal, 2015) (Quadro 34).

Comparando as concentrações determinadas em outras regiões da costa brasileira, tais concentrações do presente estudo também foram na mesma ordem de grandeza que as analisadas em botos-cinza coletados na Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro (Vidal, 2015) (Quadro 34). Porém, foram um pouco menores quando comparados aos indivíduos da Baía de Guanabara ($0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip.), também no Rio de Janeiro, um ambiente mais degradado e que sofre mais com adensamento populacional e pólos industriais (Lailson-Brito et al., 2010) do que a região em torno da Baía de Sepetiba ($0,06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip.) (Vidal, 2015).

Para o golfinho-de-dentes-rugosos analisado não foram encontrados dados na literatura para regiões próximas. Vale ressaltar que o N amostral para esta espécie é de somente um indivíduo, o que dificulta a representação do perfil de contaminação da região.

O perfil de contaminação por compostos organobromados antrópicos, com a presença dos PBDEs-47, -99 e -100, sugere que as formulações penta-bromadas foram extensivamente utilizadas no Brasil, fato observado também no estudo de Dorneles et al. (2010) com outros delfínidos da costa do Brasil. Além disso, a menor concentração dos compostos pesados aponta para evidências de desbrominação destes, que origina os compostos mais leves (Stapleton et al., 2004).

Para os compostos metoxilados, as concentrações exibidas maiores do que as reportadas previamente para o Espírito Santo por Vidal (2015). Este fato pode estar relacionado à influência do banco de Abrolhos, conforme descrito anteriormente.

De acordo com o que foi previamente observado e discutido no relatório de compostos organoclorados, a média para o Σ PBDE e Σ MeO-BDE sofre uma grande redução sem os indivíduos que vieram a óbito por possíveis processos infecciosos (EAE_N5; EAE_N13; EAE_S5), variando de 0,17 para $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip. no Σ PBDE e de 13,09 para 6,94 para o Σ MeO-BDE, indicando uma possível influência desses indivíduos no padrão de acumulação de compostos organobromados dos botos-cinza apresentado no presente estudo.

Quadro 34: Quadro referente às concentrações de compostos organobromados, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip. em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza e golfinhos-de-dentes-rugosos da costa do Brasil.

Autor	N	Sexo	Ano	Local	Tecido	Σ PBDE	Σ MeO-PBDE
<i>Steno bredanensis</i>							
Presente Estudo	1	M	2018	Vila Velha, ES	Adiposo	0,40	6,04
<i>Sotalia guianensis</i>							
Presente Estudo	18	M/F	2018-2019	Espírito Santo	Adiposo	0,27 [#] /0,06 [*]	13,11 [#] /6,16 [*]
Santos-Neto (2017)	35	M/F	2011-2016	SEP/ Rio de Janeiro	Adiposo	0,25 [#] /0,22 [*]	0,34 [#] /0,28 [*]
Vidal (2015)	4	M/F	2002-2010	Espírito Santo	Adiposo	0,02 [*]	1,77 [*]
Vidal (2015)	9	M/F	2002-2010	GUA/Rio de Janeiro	Adiposo	0,09 [*]	0,02 [*]
Vidal (2015)	11	M/F	2002-2010	SEP/Rio de Janeiro	Adiposo	0,06 [*]	0,05 [*]
Vidal (2015)	2	F	2002-2010	BIG/Rio de Janeiro	Adiposo	0,07 [*]	0,21 [*]

Legenda: [#]Média; ^{*}Mediana; GUA- Baía da Guanabara; SEP- Baía de Sepetiba; BIG – Baía de Ilha Grande

Fonte: autoria própria.

Determinação de HPAs:

Foram coletadas 17 amostras de tecido hepático (16 botos-cinza, *Sotalia guianensis*, e um golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*) para determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Devido à grande carga lipídica que as amostras de mamíferos aquáticos possuem, houve a necessidade de adequar e otimizar a etapa de purificação do método sugerido pela EPA (Environmental Protection Agency) para a determinação desses compostos em matriz biológica. Após uma série de testes metodológicos foram adquiridos resultados reprodutivos e satisfatórios para a recuperação do padrão interno (PI/p-therphenil-D14). O valor médio da recuperação do PI foi 58,63%. Sendo assim, as análises de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos foram iniciadas no dia 25/03/2019. Assim, os resultados das análises de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos destas amostras estarão disponíveis em abril.

3.2.6 Descrição da ecologia trófica a partir da análise de isótopos estáveis de *S. guianensis* e *Pontoporia blainvillei*

Os dados apresentados e discutidos referem-se a *Sotalia guianensis*, a espécie mais frequentemente coletada na região analisada. A segunda espécie mais comum, *Pontoporia blainvillei*, está sendo analisada no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), que visa atender às obrigações de natureza compensatória no âmbito do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal.

Durante estes primeiros seis meses de projeto, foram coletados dois misticetos (baleias). As amostras destes indivíduos estão armazenadas e não foram analisadas pois estamos dando prioridade às análises de odontocetos, que são animais topo de cadeia e sujeitos a maior concentração de contaminantes devido à biomagnificação, além de apresentarem maior fidelidade de área, como é o caso do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Caso o número amostral ao final do projeto não atinja os 50

indivíduos utilizando somente cetáceos odontocetos, as amostras de mysticetos serão analisadas e reportadas.

Foram coletadas 19 amostras de músculo de cetáceos (18 botos-cinza, *Sotalia guianensis*, e um golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*) entre setembro de 2018 e fevereiro de 2019 para a mensuração de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}C$) de nitrogênio ($\delta^{15}N$). Todas as amostras foram secas e maceradas até a obtenção de um pó homogêneo. Foram feitos testes de massa para adequação do método da análise de isótopos estáveis, que deve ser feita em lotes para otimização analítica. Com isso, a mensuração da razão isotópica de carbono e de nitrogênio desse primeiro lote de 19 amostras será feita em abril. Além disso, foi feito o levantamento das presas do boto-cinza identificadas a partir do conteúdo estomacal (Quadro 35) e, em seguida, iniciou-se a coleta destas amostras.

Quadro 35: Lista de presas preferenciais de *Sotalia guianensis* na costa do Espírito Santo, definida a partir de estudos de conteúdo estomacal, com número de amostras já coletadas e processadas.

Nome vulgar	Nome científico	Tamanho presente no conteúdo	N coletado/ processado
Peixe-espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	25-110 cm	
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	8-20 cm	
Piaba	<i>Pellona harroweri</i>	5-15 cm	9
Cangóa	<i>Stellifer</i> sp	5-10 cm	10
Pescada	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	8-15 cm	10
Chere-chere	<i>Haemulon steindachneri</i>	8-25 cm	
Manjubão	<i>Lycengraulis grossidens</i>	7-15 cm	
Pescada-foguete	<i>Macrodon ancylodon</i>	m	

Fonte: autoria própria.

3.2.7 Estimativa da idade dos cetáceos, de sua primeira maturação e análise da taxa de fecundidade dos cetáceos encontrados mortos nas praias

Os dados apresentados e discutidos referem-se a *Sotalia guianensis*, a espécie mais frequentemente coletada na região analisada. A segunda espécie mais comum, *Pontoporia blainvillei*, está sendo analisada no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), que visa atender às obrigações de natureza compensatória no âmbito do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal.

Durante estes primeiros seis meses de projeto, foram coletados dois mysticetos (baleias). As amostras destes indivíduos estão armazenadas e não foram analisadas pois estamos dando prioridade às análises de odontocetos, que são animais topo de cadeia e sujeitos a maior concentração de contaminantes devido à biomagnificação, além de apresentarem maior fidelidade de área, como é o caso do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Caso o número amostral ao final do projeto não atinja os 50

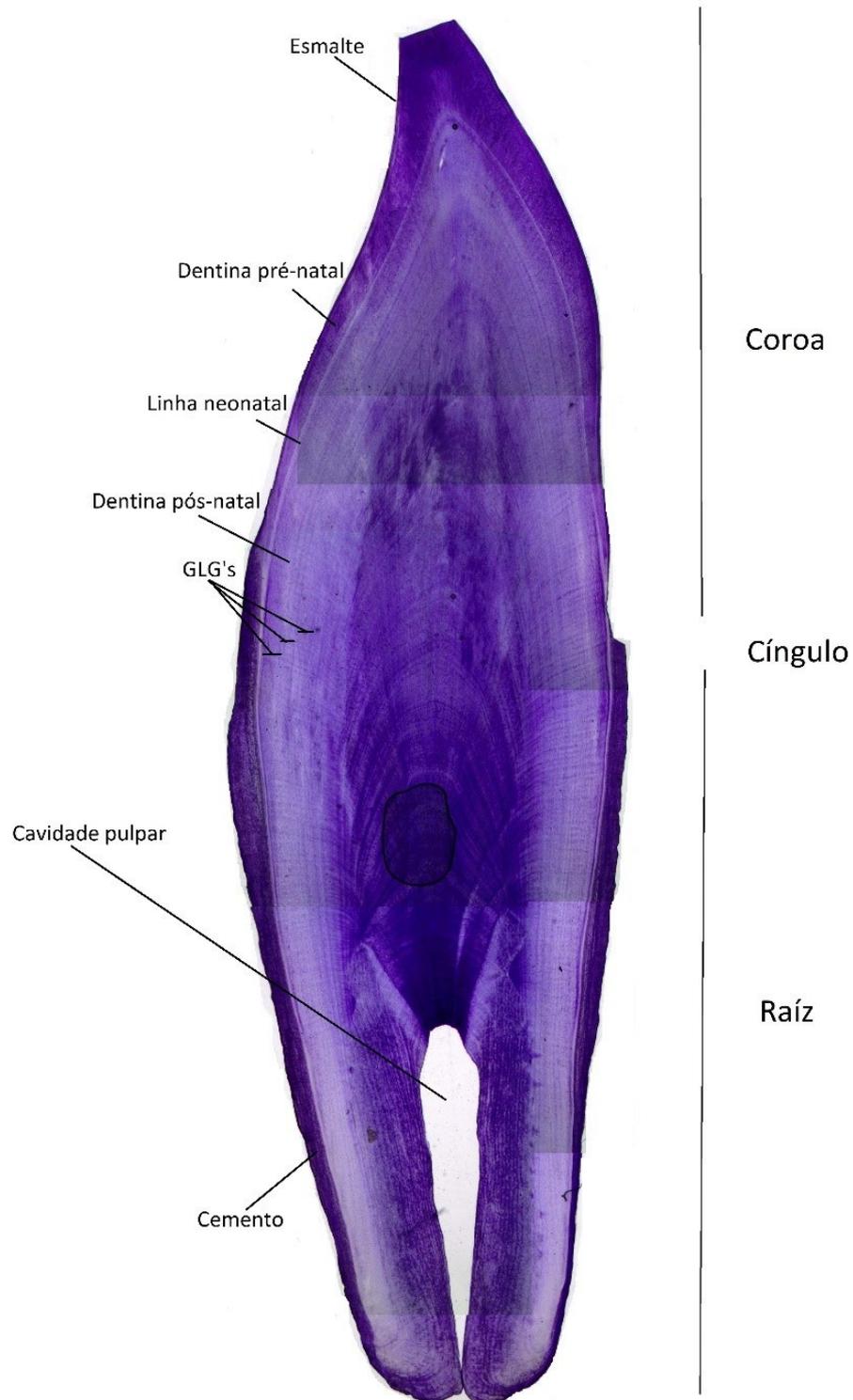
indivíduos utilizando somente cetáceos odontocetos, as amostras de mysticetos serão analisadas e reportadas.

Estimativa de idade:

A estimativa da idade em odontocetos é realizada pela contagem do número de Grupos de Camadas de Crescimento (GLG's - Growth Layer Groups), depositados na dentina dos dentes desses animais (PERRIN; MYRICK, 1980) (Figura 146).

Foram analisados dentes de 22 indivíduos de *Sotalia guianensis* (n=22), que foram coletados pelos parceiros e enviados para a UERJ, onde foram realizadas as análises (Quadro 36). Não foi possível realizar a análise histológica de dois outros indivíduos, um *S. guianensis* e um *S. bredanensis*. No caso do indivíduo EAE_S12 (*S. guianensis*) não foi possível fazer a análise porque a amostra ainda está em processo de maceração. No caso do indivíduo EAE_S4 (*Steno bredanensis*) os cortes feitos não ficaram aptos à leitura, portanto serão refeitos. As idades dos dois indivíduos serão incluídas no próximo relatório.

Figura 146: Fotografia do corte bucal-lingual de dente de *Sotalia guianensis* (25 µm de espessura), identificando as estruturas do dente. Foto tirada através de microscópio óptico (aumento de 40x). As linhas identificadas como GLG's se referem aos Grupos de Camadas de Crescimento e, portanto, aos três primeiros anos do indivíduo. A idade do indivíduo (EAE_S8) foi estimada em 20 anos.



Fonte: autoria própria.

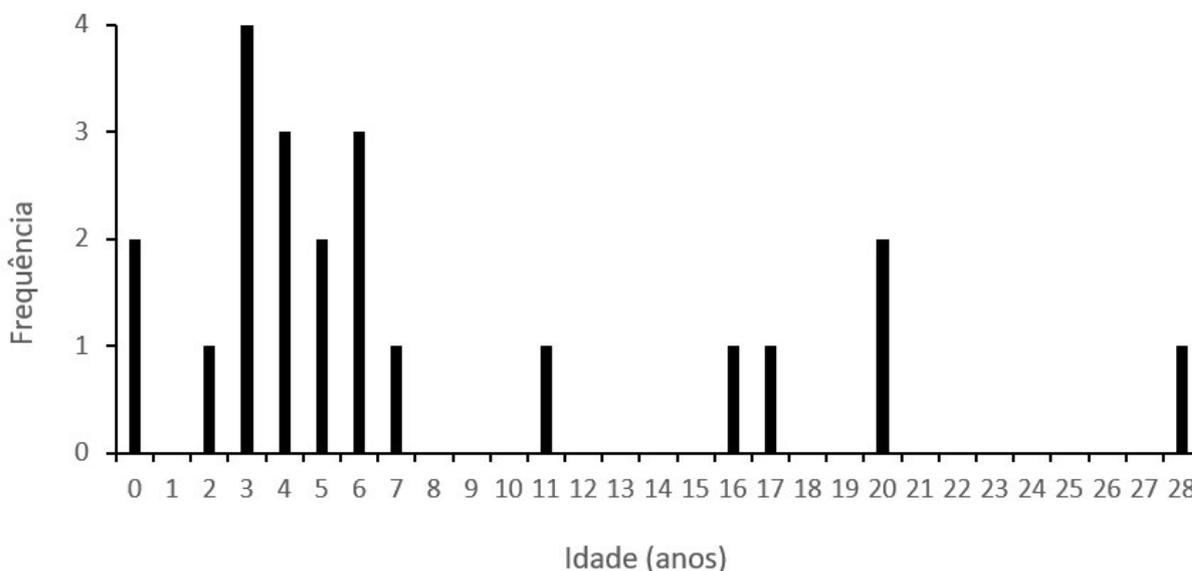
Quadro 36: Dados biológicos, local e data de coleta de botos-cinza (*S. guianensis*) encalhados no Espírito Santo no período compreendido neste relatório.

Id.	Comp. total (cm)	Sexo	Idade (anos)	Local de encalhe	Data de encalhe
EAE_S1	196	M	20	Pres. Kennedy	Setembro/ 2018
EAE_S5	138	M	0	Serra	Dezembro/2018
EAE_S6	130	M	2	Aracruz	Dezembro/2018
EAE_S7	159	M	3	Anchieta	Dezembro/2018
EAE_S8	200	M	20	Serra	Janeiro/ 2019
EAE_S9	190	F	5	Itapemirim	Janeiro/ 2019
EAE_S10	163	M	28	Serra	Janeiro/ 2019
EAE_S11	182	M	4	Vila Velha	Fevereiro/ 2019
EAE_N2	181	M	6	São Mateus	Outubro/ 2018
EAE_N5	122	M	3	São Mateus	Outubro/2018
EAE_N4	196	M	11	Linhares	Outubro/2018
EAE_N9	163	F	3	Linhares	Novembro/2018
EAE_N13	143	M	4	São Mateus	Dezembro/2018
EAE_N14	179	M	17	São Mateus	Dezembro/2018
EAE_N16	146	M	4	São Mateus	Dezembro/2018
EAE_N19	161	M	6	Linhares	Janeiro/ 2019
EAE_N21	145	M	3	Linhares	Janeiro/ 2019
EAE_N22	165	M	5	Linhares	Janeiro/ 2019
EAE_N24	87	M	0	Linhares	Janeiro/ 2019
EAE_N26	Ind.	Ind.	7	Linhares	Janeiro/ 2019
EAE_N27	183	F	16	Linhares	Fevereiro/ 2019
EAE_N28	172	F	6	São Mateus	Fevereiro/ 2019

Fonte: autoria própria.

As idades estimadas para os indivíduos de *S. guianensis* (n=22) variaram entre 0 e 28 anos. A maioria dos indivíduos tinha entre 3 e 6 anos (12/22, 54,6%). Apenas quatro fêmeas foram coletadas no período, e três delas tinham entre 3 e 6 anos (Figura 147).

Figura 147: Frequência de idade dos indivíduos de *S. guianensis* coletados no Espírito Santo durante o período do relatório.



Fonte: autoria própria.

De acordo com Ramos et al. (2000), que analisou a idade e parâmetros reprodutivos na espécie na região norte do Rio de Janeiro, a maturidade sexual é atingida aos 7 anos. Com base nesses dados, foi possível constatar que 68,2% dos animais analisados no presente trabalho eram imaturos e 31,8% eram maduros. Portanto, a maioria dos indivíduos de *S. guianensis* da população do Espírito Santo está vindo a óbito antes de chegar à idade adulta.

Comparando os resultados atuais com dados pretéritos da literatura, obtidos a partir de indivíduos coletados antes do rompimento, verifica-se que no período do relatório a idade média foi inferior (Quadro 37). Um trabalho anterior também observou uma proporção de 47% de indivíduos imaturos (Lima et al. 2017) ou seja, menor do que a obtida neste estudo (68,2%).

Quadro 37: Estatística descritiva das idades de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) coletadas no Espírito Santo.

Referência	Período amostrado	N	Média ± DP	Mediana	Mín - Máx
LIMA et al., 2017	2003-2010	44	8,34 ± 7,6	-	0,5 - 33
AZEVEDO et al., 2015	2009-2013	37	10,28 ± 9,4	-	0 - 35
Presente relatório	2018/2019	22	7,86 ± 7,51	5	0 - 28

Fonte: autoria própria.

Outra diferença é a razão sexual: na amostragem com dentes analisados até o momento, havia 4,25 vezes mais machos do que fêmeas (machos N=17, fêmeas N =4), e no conjunto total de indivíduos coletados até 14/3/19, foram coletados 2,75 vezes mais machos (machos N=22, fêmeas N=8). Já nos estudos pretéritos, apesar de machos também serem mais frequentes, o número de machos foi o dobro do de fêmeas (Azevedo et al. 2015: machos N=24, fêmeas N=11; Lima et al. 2017: machos N=26, fêmeas N=13).

Entretanto, o período amostral ainda é curto e a inclusão de novos indivíduos pode alterar a idade média estimada até o momento no presente projeto. Adicionalmente, ainda não foram analisados indivíduos coletados nos três anos pós-rompimento, que poderiam indicar algum impacto agudo na população.

A análise histológica de estimativa de idade é um estudo necessário para delineamento e entendimento da história natural de populações de odontocetos. Em primeiro lugar, a estimativa da idade permite uma compreensão da estrutura etária da população, e a detecção de eventuais mudanças causadas por impactos, que podem afetar negativamente a persistência da população. Além disso, dados sobre a idade dos indivíduos são fundamentais para as análises de determinação da concentração de poluentes organo-persistentes e de ecologia trófica. Esse conhecimento pode auxiliar em ações para conservação das populações de *Sotalia guianensis*, já que a espécie está classificada como “Vulnerável” pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014) e “Quase ameaçada” pela União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN, 2017), e conta com apenas dois estudos com análise de determinação de idade na costa capixaba (AZEVEDO et al., 2015; LIMA et al., 2017).

Maturidade sexual e taxa de fecundidade:

A determinação do estágio de maturidade sexual foi feita a partir da análise histológica de gônadas dos indivíduos coletados durante o período contemplado neste relatório. Foram analisados 13 espécimes dos quais foi possível coletar gônadas, sendo 12 *Sotalia guianensis* e um *Steno bredanensis* (Quadro 38).

O material recebido foi processado e analisado histologicamente, e de acordo com o nível de desenvolvimento das gônadas foi possível inferir a maturidade sexual dos indivíduos (Quadro 38), com exceção de três animais, nos quais o material sofreu autólise e nenhuma célula pode ser analisada, não sendo possível determinar a maturidade.

Quadro 38: Relação de indivíduos analisados neste relatório, seus dados biológicos e a maturidade gonadal inferida histologicamente.

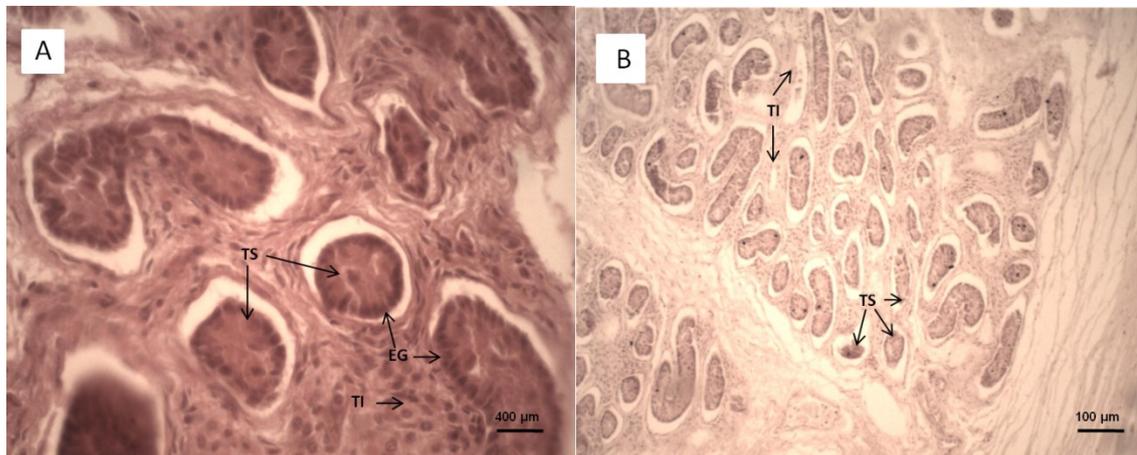
Id.	Espécie	Sexo	CT (cm)	Fase de Desenv.	COD	Maturidade Gonadal
EAE_S5	<i>S. guianensis</i>	Macho	138	Juvenil	2	Indeterminado/autólise
EAE_S6	<i>S. guianensis</i>	Macho	130	Juvenil	2	Imaturo
EAE_S9	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	190	Adulta	4	Madura
EAE_N9	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	163	Juvenil	4	Imatura
EAE_S7	<i>S. guianensis</i>	Macho	159	Juvenil	3	Imaturo
EAE_N21	<i>S. guianensis</i>	Macho	145	Juvenil	4	Indeterminado/autólise
EAE_N19	<i>S. guianensis</i>	Macho	161	Juvenil	3	Imaturo
EAE_N22	<i>S. guianensis</i>	Macho	165	Juvenil	4	Imaturo
EAE_N27	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	183	Adulta	4	Madura
EAE_N28	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	172	Adulta	3	Imatura

Id.	Espécie	Sexo	CT (cm)	Fase de Desenv.	COD	Maturidade Gonadal
EAE_S12	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	186	Adulta	4	Imatura
EAE_N5	<i>S. guianensis</i>	Macho	122	Filhote	2	Imaturo
EAE_S4	<i>S. bredanensis</i>	Macho	245	Adulto	4	Indeterminado/autólise

Fonte: autoria própria.

Dos 10 indivíduos nos quais foi possível a identificação da maturidade gonadal, cinco machos eram imaturos, apresentando bastante tecido intersticial, luz tubular fechada e grande quantidade de espermatogônias (Figura 148). Nesta primeira amostragem não houve machos púberes ou maduros.

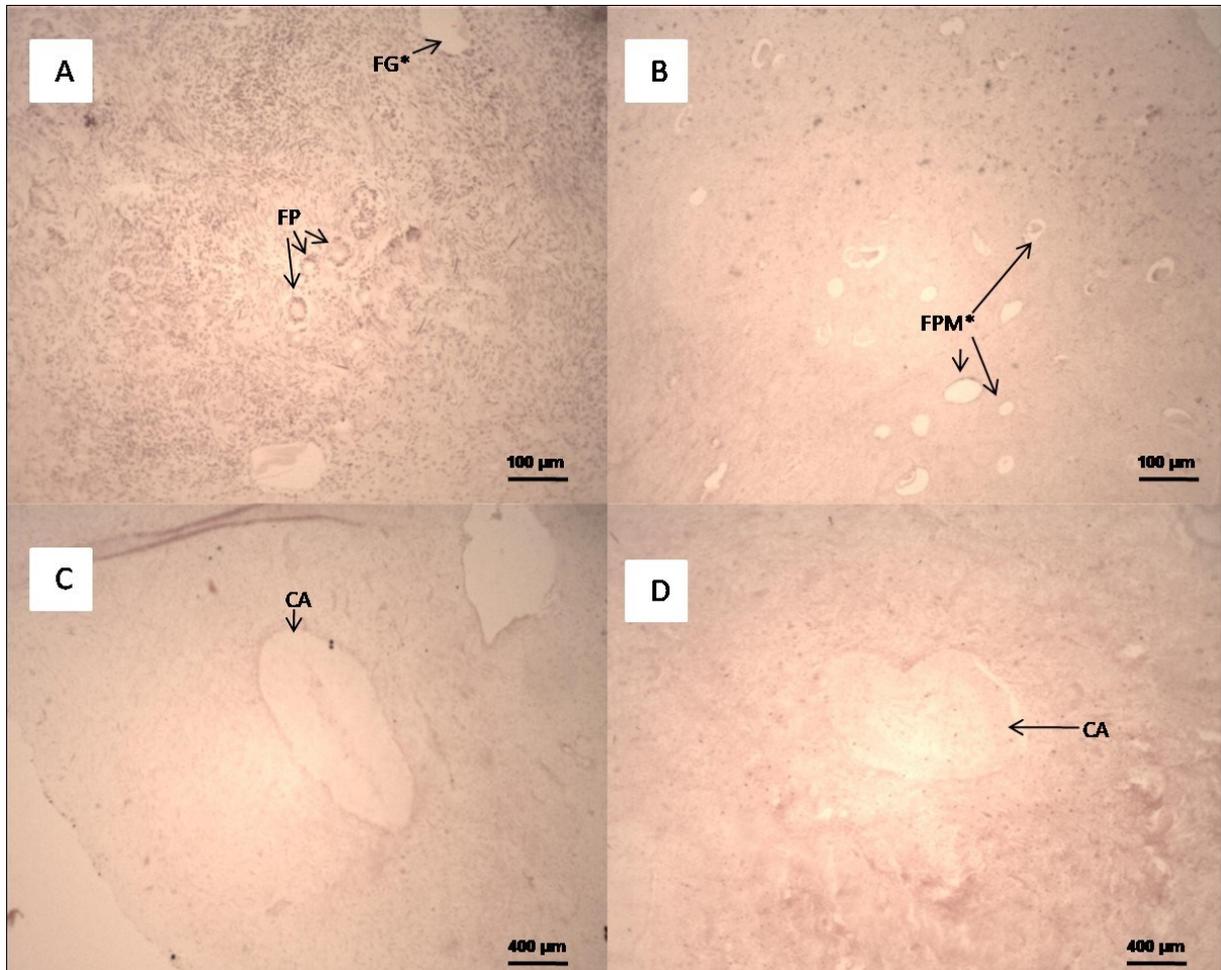
Figura 148: Fotomicrografia de machos imaturos de *S. guianensis*. Em A podemos observar em maior aumento a ausência de luz tubular nos túbulos seminíferos, característica de um animal imaturo. Em B podemos ver a presença de bastante tecido intersticial no testículo, comprovando que esta gônada era imatura. TS = túbulo seminífero; EG = espermatogônias; TI = tecido intersticial.



Fonte: autoria própria.

Três fêmeas também foram classificadas como imaturas, apresentando apenas folículos primordiais, primários, antrais e Graaf, e duas fêmeas eram maduras, apresentando *corpus albicans* em seu ovário (Figura 149). Não houve fêmeas púberes nesta amostragem.

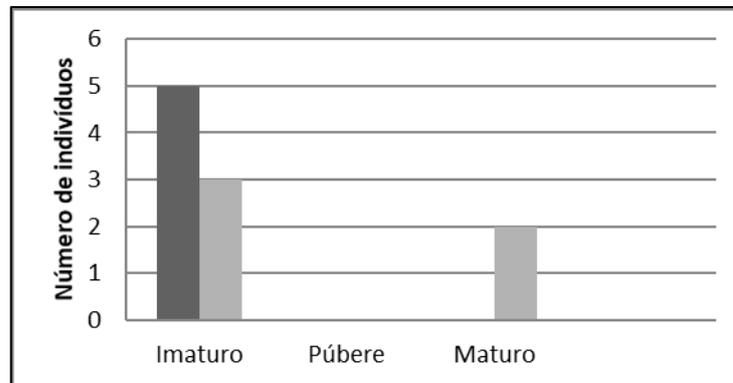
Figura 149: Fotomicrografia de fêmeas de *S. guianensis*. Em A e B temos ovários imaturos, com a presença de folículos primordiais, folículos primários, e um possível folículo de Graaf. Em C e D temos ovários de uma fêmea madura (SOT 347) que apresentou pelo menos 5 corpos albicans. FP = folículo primário; FG* = possível folículo de Graaf; FPM* = possíveis folículos primordiais; CA = corpo albicans



Fonte: autoria própria.

Nesta primeira amostra, a maioria dos animais era de imaturos (Figura 150). Apenas dois animais amostrados (fêmeas) apresentaram estruturas histológicas de gônadas maduras e comprimentos totais (CT) compatíveis com a maturidade sexual, conforme observado por Ramos (1997) em análise macroscópica de gônadas de *S. guianensis* do norte do Rio de Janeiro. A autora estimou que, na região, a maturidade sexual desta espécie ocorria a partir de 6 anos de idade, onde as fêmeas apresentariam tamanho corpóreo (CT) de 160 cm e machos de 180 cm.

Figura 150: Frequência de machos e fêmeas de *Sotalia guianensis* por estágio de maturidade gonadal. Cinza escuro: machos, cinza claro: fêmeas.



Fonte: autoria própria.

Os animais amostrados que apresentaram imaturidade gonadal apresentaram CT dentro do tamanho esperado para animais imaturos na literatura, com exceção de três fêmeas imaturas que apresentaram CT acima de 163 cm (Quadro 38). Essas pequenas diferenças com a literatura devem ser esperadas, devido à ampla distribuição da espécie, uma vez que as condições ambientais se alteram. Além dos dois estudos terem sido realizados em áreas diferentes, também houve muita distância temporal entre os períodos amostrais, já que o estudo de Ramos (1997) usou amostras coletadas cerca de 30 anos antes.

3.2.8 Avaliação da interação dos pequenos cetáceos com a pesca no litoral do ES

Resultados das Entrevistas com Pescadores:

Em outubro foi realizada coleta de dados de desembarque pesqueiro e articulação para implementar o primeiro questionário, sobre interação com cetáceos, que passou a ser aplicado a partir de novembro de 2018. Nem todos os pescadores que foram entrevistados sobre o desembarque pesqueiro responderam às questões sobre interação com cetáceos. Na Tabela 02 estão relacionados o número de questionários por localidade trabalhada até fevereiro de 2019. Os dados de março ainda estão sendo coletados e só serão recolhidos após o final do mês, não havendo tempo hábil para serem incorporados neste relatório. Os dados de Barra do Riacho em fevereiro ainda não foram analisados, não tendo sido possível inclui-los neste relatório.

Foram realizadas 186 entrevistas em novembro, 131 em dezembro, 178 em janeiro e 73 em fevereiro sem contar com Barra do Riacho que ainda não foi analisado. No total foram 568 entrevistas sendo Santa Cruz (n=140), Barra Nova (n=132), Barra do Riacho (n=117); Guriri (n=62), Regência (n=61) e Conceição da Barra (n=56) (Tabela 02 e Figura 151).

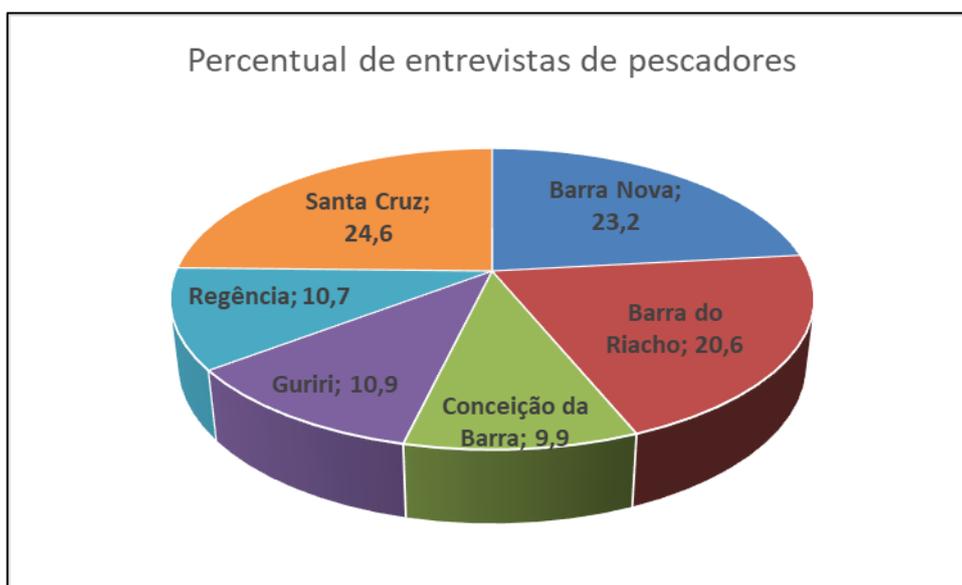
Tabela 2: Entrevistas com pescadores das localidades trabalhadas sobre interação com cetáceos.

	NOV 2018	DEZ 2018	JAN 2019	FEV 2019	Total
Barra Nova	54	12	50	16	132
Barra do Riacho	36	51	30	*	117
Conceição da Barra	N.A.	23	15	18	56
Guriri	N.A.	14	30	18	62
Regência	22	10	21	8	61
Santa Cruz	74	21	32	13	140
Total	186	131	178	73	568

N.A. Não houve coleta nestas localidades / * Dados de Barra do Riacho em fevereiro de 2019 ainda não tabulados.

Fonte: autoria própria.

Figura 151: Percentual de entrevistas por localidade – Novembro/2018 – Fevereiro/2019.



Fonte: autoria própria.

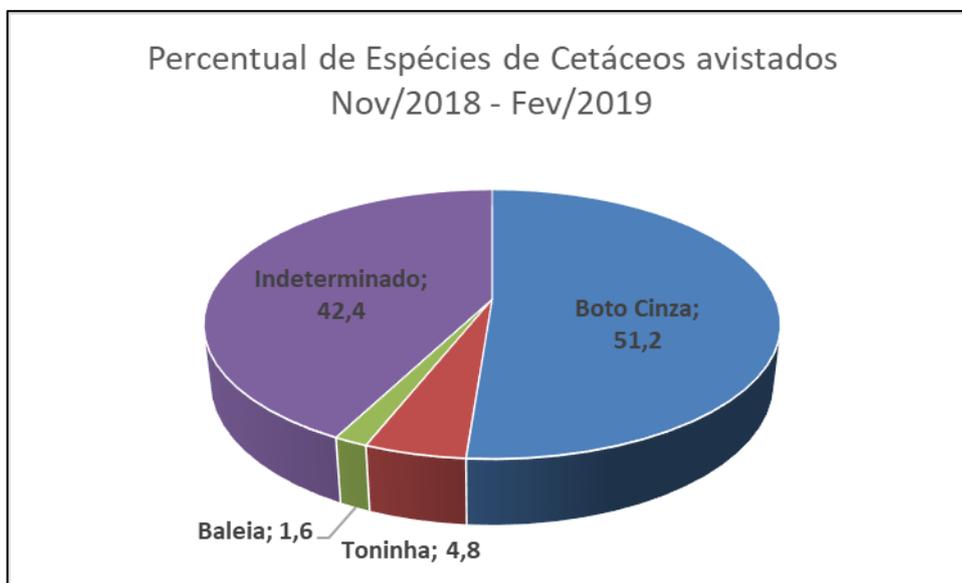
Das 568 entrevistas em 125 (22%) foram relatadas avistagens de cetáceos. Quando consideramos por localidades o percentual de avistagens variou de um máximo de 45,7% em Santa Cruz, passando por Barra do Riacho (18,8%), Barra Nova (18,2%), Regência (16,4%), Conceição da Barra (8,9%) até Guriri (0%). As espécies foram identificadas pelos pescadores usando-se fotos para que eles pudessem reconhecer e apontar as espécies. Nos casos em que houve dúvida na identificação ou que foram relatados grupos mistos, com dúvidas sobre a composição do grupo nós consideramos a espécie indeterminada. Houve ainda dois registros indicando se tratar de “baleia”, sem que se identificasse a espécie. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) foi a espécie mais registrada (51,2%) seguido pela toninha (4,8%), baleia (1,6%) e 42,4% de indeterminados (Tabela 03 e Figura 152).

Tabela 3: Registros de avistagens e respectivas espécies de cetáceos Novembro/2018 a Fevereiro/2019.

	Avistagens	Boto-cinza	Toninha	Baleia	Indeterm.
Barra Nova	24	4	1		19
Barra do Riacho	22	17			5
Conceição da Barra	5	4			1
Guriri	0				
Regência	10	8			2
Santa Cruz	64	31	5	2	26
Total	125	64	6	2	53

Fonte: autoria própria.

Figura 152: Espécies registradas pelos pescadores durante suas pescarias de novembro/2018 a fevereiro/2019.



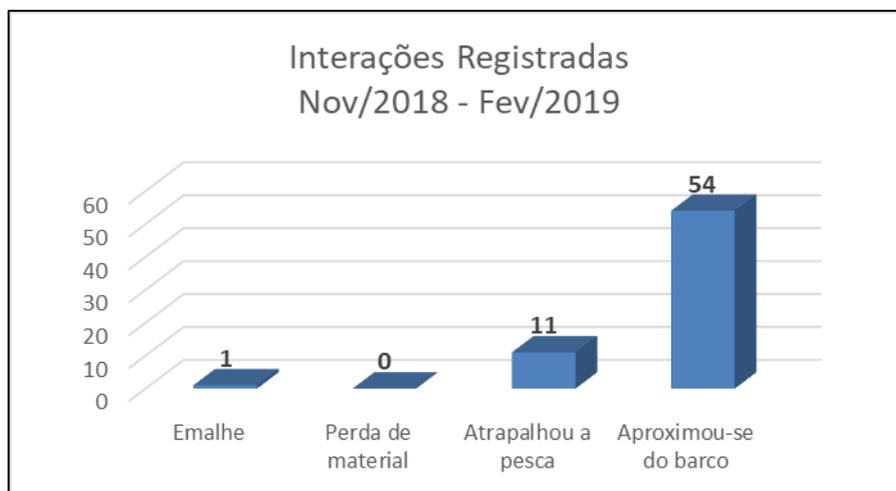
Fonte: autoria própria.

Observou-se que em Guriri não houve nenhum relato de avistagens de cetáceos enquanto que em Santa Cruz houveram relatos de avistagens para quase metade das pescarias. Com exceção de Guriri o boto-cinza foi avistado em todas as comunidades enquanto que a toninha foi reportada apenas pelos pescadores de Barra Nova e Santa Cruz, e baleias apenas pelos pescadores de Santa Cruz. Há que se tomar cuidado com estas informações uma vez que a área de pesca utilizada pelos pescadores pode ser muito afastada de suas localidades. Isso ocorre principalmente para os pescadores de Santa Cruz e Conceição da Barra que possuem embarcações com maior autonomia de mar e que fazem pescarias mais afastadas da costa.

Das interações registradas pelos pescadores houve um registro de emalhe acidental de boto cinza em rede de pesca, que veio à óbito e que foi reportado por um pescador de Barra Nova. Nenhum pescador reclamou de perda de apetrecho de pesca. Houveram 11 relatos de que os golfinhos atrapalharam a pesca, todos feitos por pescadores de Santa Cruz que em sua maioria reclamaram que eles comem as iscas e também o dourado e a meca, alvos da pescaria. Em 54 registros disseram que os golfinhos se

aproximaram da embarcação, dos quais 19 foram atribuídos aos botos-cinza, 3 às toninhas e os demais não tiveram a espécie identificada (Figura 153).

Figura 153: Interações com cetáceos registradas pelos pescadores de novembro/2018 a fevereiro/2019.



Fonte: autoria própria.

Dados Pretéritos:

O Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) lançou um edital para o monitoramento das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) no Espírito Santo e sua interação com a pesca. Este trabalho teve início em julho de 2017 pelo IBJ e tem foco específico no impacto da pesca sobre as toninhas e deve se encerrar em 2019. Embora esteja trabalhando na mesma região, o projeto do FUNBIO não contempla a interação da pesca com outras espécies de cetáceos e nem envolve a questão dos impactos da chegada ao mar dos rejeitos do rompimento da barragem da Samarco em Mariana. Estes dados, porém, ajudam a caracterizar a atividades pesqueira na região tais como o tamanho da frota, as espécies alvo, etc. e contextualizar assim os resultados obtidos através das entrevistas dos pescadores sobre a interação da pesca com os pequenos cetáceos na região.

Na área de monitoramento, no litoral norte do Espírito Santo temos quatro municípios costeiros: Conceição da Barra, São Mateus, Linhares e Aracruz. De acordo com PROZEE (2005) a frota pesqueira nos quatro municípios em 2005 era composta por 395 embarcações, sendo cerca de 57% motorizadas e o restante com propulsão a remo e/ou vela. No Quadro 39 apresentamos dados da frota pesqueira em 2005 e o dados do censo IBGE 2015.

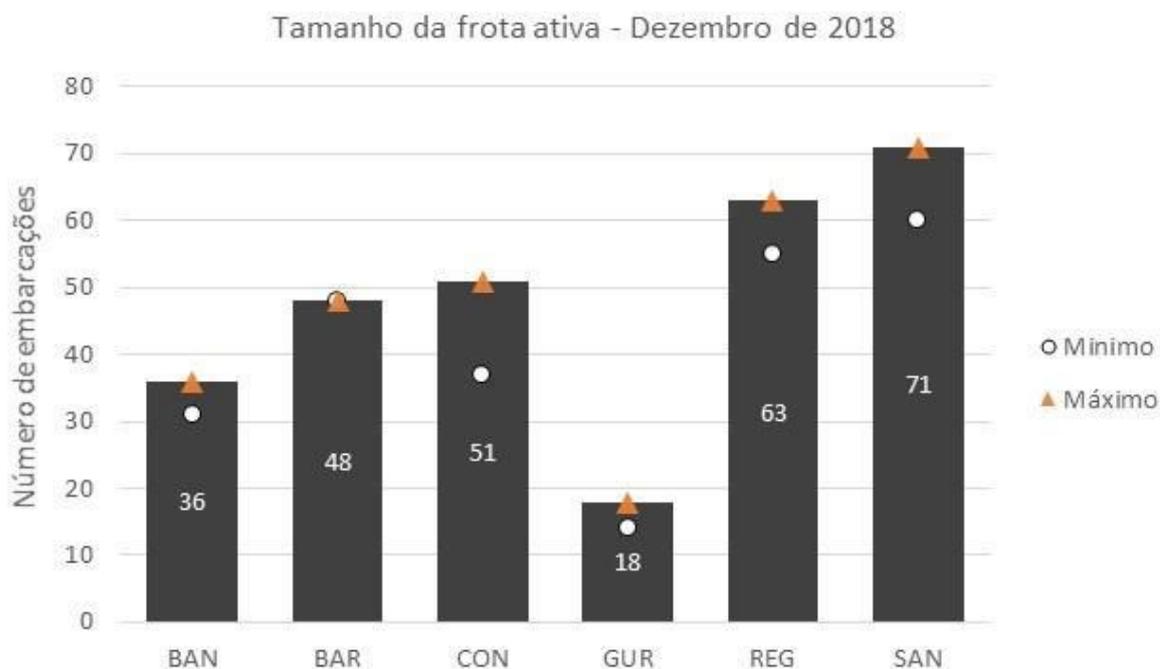
Em dezembro de 2018 a frota nas seis localidades trabalhadas em nosso monitoramento era de 287 embarcações, sendo 51 em Conceição da Barra, 18 em Guriri, 36 em Barra Nova, 63 em Regência, 48 em Barra do Riacho e 71 em Santa Cruz (Figura 154).

Quadro 39: Características preliminares dos municípios costeiros da área de pesquisa (PROZEE, 2005). Em negrito estão as comunidades trabalhadas.

Município	População*	Portos de desembarque	Frota estimada	Artes de pesca empregadas
Conceição da Barra	31.127	Riacho Doce, Itaúnas, Conceição da Barra, Meleira, Barreiras	80	Rede arrasto, rede de emalhe, caçoeira para lagosta, linha de mão e pargueira.
São Mateus	124.575	Pedra D'água, Guriri, Barra Nova, Gameleiras	77	Rede de emalhe, rede de batida, linha de mão e manzuá.
Linhares	163.662	Uruçuquara, Barra Seca, Degredo, Pontal Ipiranga, Povoação, Regência	142	Rede de arrasto, redes de emalhe, linha de mão, espinhel
Aracruz	95.056	Barra do Riacho, Barra do Sahy, Santa Cruz	96	Rede de arrasto, redes de emalhe, Linha de mão, espinhel

Fonte: autoria própria.

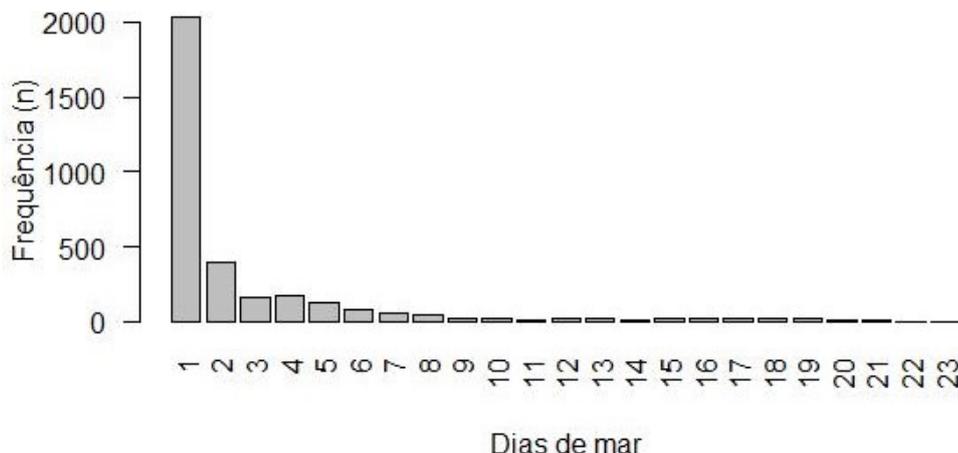
Figura 154: Tamanho da frota ativa por localidade atualizada no mês de dezembro de 2018 e valores mínimo e máximo observados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; CON=Conceição da Barra; GUR=Guriri; REG=Regência; SAN=Santa Cruz). Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ.



Fonte: autoria própria.

No período de julho de 2017 a dezembro de 2018 o esforço de pesca variou de 1 até um máximo de 23 dias de mar, sendo que a maior parte das pescarias teve duração máxima de um dia (“bate e volta”) (Figura 155). Santa Cruz e Conceição da Barra são as localidades onde houve os casos de maior tempo no mar e com as embarcações se afastando mais da costa.

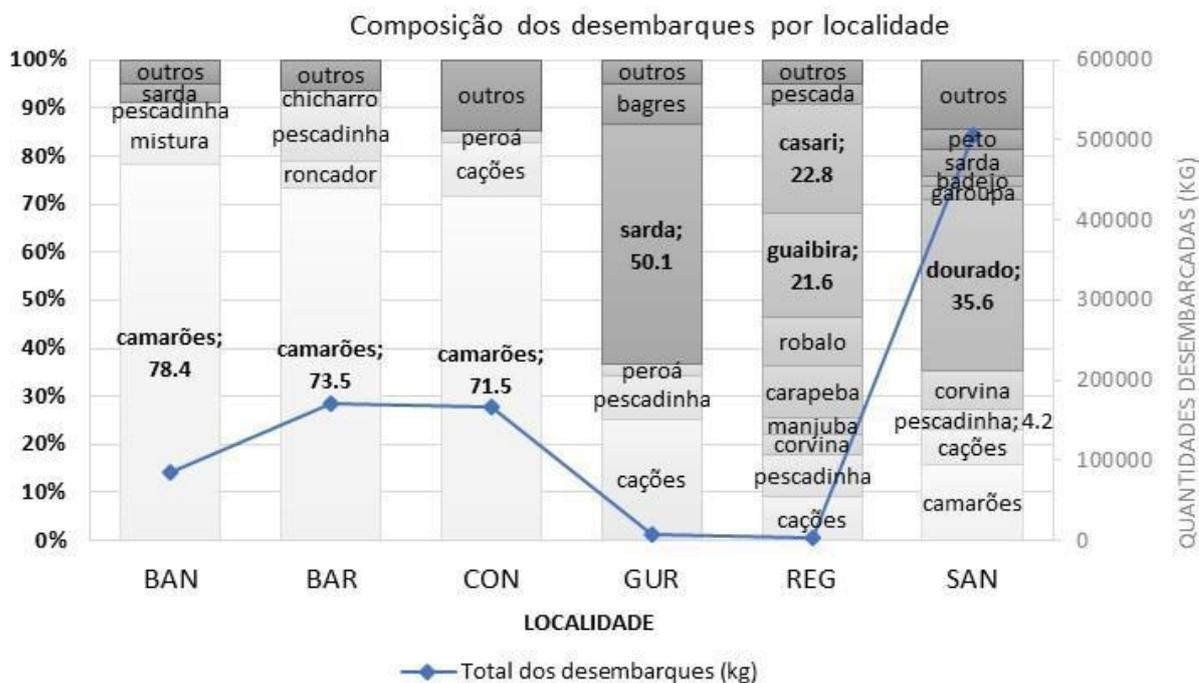
Figura 155: Distribuição de frequência por classe de esforço de pesca (em dias de mar) por desembarque para o conjunto de localidades do projeto de monitoramento de capturas incidentais de toninhas no litoral norte do Espírito Santo, no período entre julho de 2017 e dezembro de 2018. Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ.



Fonte: autoria própria.

Na Figura 156 observa-se, em porcentagem, a distribuição do pescado capturado nas seis comunidades de julho de 2017 a dezembro de 2018. Observamos que enquanto em Barra Nova, Barra do Riacho e Conceição da Barra existe uma predominância de desembarque de camarão (com respectivamente 78,4%; 73,5% e 71,5%) em Guriri o item predominante é a Sarda correspondendo a 50,1% do total de quilos desembarcado, em Regência existe um equilíbrio entre casari (22,8%) e guaibira (21,6%) e em Santa Cruz predomínio do desembarque de dourado com 35,6%.

Figura 156: Distribuição percentual (relativa ao peso em kg) dos principais recursos pesqueiros desembarcados para cada uma das cinco localidades monitoradas no norte do Espírito Santo. Dados dos desembarques amostrados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; COM=Conceição da Barra; REG=Regência; SAN=Santa Cruz). Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ.



Fonte: autoria própria.

Discussão:

Das comunidades trabalhadas a de Santa Cruz foi o porto com maior frota ativa, e com um desembarque pesqueiro bem superior aos demais portos. A pesca é realizada mais afastada da costa, voltada principalmente para a captura de dourado. Talvez por ser em águas mais profundas estes pescadores foram os que mais apontaram a presença de cetáceos (45,7%) e os únicos que indicaram que a presença dos cetáceos prejudica a atividade, relatando a ingestão de iscas e de dourado e meca. Este tipo de comportamento não é associado ao boto-cinza e nem à toninha, razão pela qual é de se supor que são espécies de cetáceos oceânicos os que tem este tipo de comportamento.

Conceição da Barra e Barra do Riacho tem frotas de tamanho similar assim como o desembarque de pescado, empatando na segunda posição neste quesito. Conceição da Barra também possui algumas embarcações que se afastam mais da costa para a pesca.

Em contraste com estas comunidades vemos a de Regência, situada junto à foz do Rio Doce, onde apesar de possuir a segunda maior frota das comunidades trabalhadas (63 embarcações) é juntamente com Guriri a que tem o menor desembarque pesqueiro, embora Guriri tenha uma frota bem menor (18 embarcações). Ambas fazem pescarias de menos de um dia de duração, próximas à costa. Chama a atenção o fato de Guriri ter sido a única a não reportar avistagens de cetáceos. Não sabemos se a baixa captura de pesca em Regência, apesar de ter a segunda maior frota, tem relação com a presença da lama que fez com que certas áreas fossem interditadas para a pesca. Estas questões poderão ser melhor trabalhadas no segundo semestre quando será aplicado o questionário sobre o impacto do rompimento da barragem sobre a atividade pesqueira.

Com relação às capturas acidentais houve apenas um registro em Barra Nova. Este valor é claramente subestimado uma vez que o número de animais que aparecem encalhados com sinais de emalramento na região é bem superior. Um observador de bordo do Projeto de Conservação da Toninhas/FUNBIO conversando com um pescador foi informado por este que em dois dias seguidos em janeiro caíram toninhas emalhadas em seu equipamento quando pescava em Regência. Os dois animais que foram capturados acidentalmente, vieram à óbito e foram descartados no mar pelo pescador. Esta informação foi passada ao observador de bordo, mas este pescador não foi entrevistado no período em que ocorreu as capturas, por isso estes dados não entraram no levantamento feito. Possivelmente há uma relutância dos pescadores em admitir as capturas acidentais com receio de punição. Este tipo de levantamento através de entrevista com os pescadores demanda maior tempo de trabalho para se ir ganhando a confiança dos pescadores e com isso começar a ter respostas que reflitam com maior fidedignidade a realidade, razão pela qual entendemos que este monitoramento deverá ter continuidade além do primeiro ano de coletas de dados previstos. Devido ao pequeno porte das embarcações, muitas vezes elas não comportam a presença de um observador de bordo que pudesse registrar as capturas acidentais.

Não houve relato de perda de equipamentos de pesca. A perda costuma ser associada à presença de grandes baleias que se emalham nos equipamentos e acabam levando parte deste embora preso em

seus corpos. Como as entrevistas começaram a ser feitas em novembro, época que as baleias já diminuíram na região, isso pode ter afetado esta resposta. Note que em apenas duas ocasiões das 568 entrevistas foram relatadas a presença de baleias. Com a coleta deste segundo semestre envolvendo a época de concentração das baleias no litoral do Espírito Santo, é provável que haja mais registros de avistagens de baleias na região e, eventualmente, registros de perda de apetrechos de pesca.

3.3 CONCLUSÃO

Para o objetivo específico 1:

Considerando: a baixa abundância de espécies encalhadas no período (26%); o aumento de encalhes nesta fase considerada crônica; especialmente de toninha (*Pontoporia blainvillei*) que é uma espécie criticamente ameaçada e o registro de encalhes foi em torno de quatro vezes superior ao observado na fase aguda pós-rompimento da barragem de Fundão-Mariana; a sobreposição de impactos antrópicos; a presença da atividade pesqueira em áreas proibidas; a alta incidência de enfermidades infecciosas; a grande perda de filhotes e juvenis imaturos sexualmente (80% em toninhas); a positividade de uma virose imunossupressora como o morbillivirus na região; o risco de um processo de extinção regional da toninha capixaba, se justifica o presente monitoramento e a sua continuidade por um período superior para os próximos anos.

Recomenda-se que haja um esforço extra para assegurar maior frescor das carcaças encalhadas para otimizar a avaliação do status de saúde das populações acometidas. Maior investimento em análises moleculares através de exames de PCR (Polymerase Chain Reaction) que permitem um melhor aproveitamento de tecidos em estágio de decomposição para detecção de patógenos, dando continuidade do monitoramento do agente viral Morbillivirus e a inclusão de outras viroses que possam estar passando despercebidas, entre elas poxvirus, calicivírus e rhabdovirus que são de grande importância. Além disso, sugere-se a realização de Workshop para Discutir o primeiro Evento de Mortalidade em Massa de boto-cinza no Atlântico Sul Ocidental.

Por fim, frisa-se a importância da utilização de dados pretéritos ao rompimento da barragem, assim como dados logo após o rompimento a fim de garantir comparações entre cenários de igual importância em termos de avaliação de impacto ambiental sobre as espécies de cetáceos afetados pelo acidente. Dados esses, que foram colhidos pelo ORCA e IBJ, mas que não foram orçados neste projeto.

Para o objetivo específico 2:

Em relação ao monitoramento por ponto fixo, foi possível perceber que a espécie *Sotalia guianensis* faz uso da área da foz do rio Doce e do rio Piraqueaçu. Entretanto, os resultados encontrados podem ser distintos dos já registrados em estudos pretéritos. Algumas tendências de queda no número de indivíduos avistados, ausência de indivíduos imaturos e diferenças de padrões comportamentais foram visualizadas para a área de Regência. Por outro lado, os resultados encontrados para a área da foz do rio Piraqueaçu mostraram uma tendência inversa, com aumento para número de indivíduos avistados e presença de indivíduos imaturos, com ocorrência de comportamento de alimentação.

Além de *S. guianensis*, *Pontoporia blainvillei* também ocorre no litoral norte do Estado do Espírito Santo. Ambas as espécies estão ameaçadas de extinção (ICMBio, 2018) e a continuidade do monitoramento de cetáceos em torno da foz do rio Doce é de extrema importância para maior acurácia no conhecimento do padrão do uso deste habitat e de tendências populacionais, para o planejamento de estratégias de conservação dessas espécies. Considerando ainda uma mudança brusca nas condições ambientais no entorno da foz do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão, e da possibilidade de impactos deste evento aos organismos que ali habitam, faz-se necessário um estudo de longo prazo para se conhecer a capacidade de resiliência das espécies. Um monitoramento estendido do ponto fixo, para áreas onde os drones ou sobrevoos evidenciarem maior concentração de toninhas, também será de extrema importância para se conhecer melhor a presença de *Pontoporia blainvillei*, espécie de cetáceo criticamente ameaçada de extinção, que ainda não foi visualizada nesses primeiros seis meses de estudo.

Além de um prazo maior de monitoramento é importante avaliar a possibilidade de esforços de monitoramento em áreas próximas a outros rios e/ou estuários no Espírito Santo, uma vez que a área de influência da pluma de rejeito foi maior do que esperado. Um trabalho de foto-identificação na foz dos rios Doce e Piraqueaçu também seria muito importante para a ampliação do conhecimento das populações e avaliação de residência da espécie de *Sotalia guianensis* no litoral do estado do Espírito Santo.

Em relação o monitoramento por embarque, até o momento, foi verificado um menor número de indivíduos por grupo de *S. guianensis* nas proximidades de Regência, número este abaixo do já registrado para a espécie em estudos anteriores ao rompimento da barragem, no entanto o curto período de monitoramento, ainda não nos permite uma inferência mais aprofundada.

O conhecimento adequado sobre as áreas preferenciais de ocorrência e a verificação da existência de sazonalidade no uso do habitat é essencial para se entender a movimentação de pequenos e grandes cetáceos. Mudanças ambientais podem alterar a distribuição de pequenos cetáceos, e a compreensão desse novo padrão do uso da área somente pode ser obtida com um monitoramento a longo prazo. Estudos detalhados e contínuos tornam possíveis a detecção de variações intraespecíficas, como tamanho de grupo, fidelidade de área e padrões de forrageamento, decorrentes do reflexo das adaptações às características ambientais impostas para essas espécies.

O monitoramento do ambiente através dos cetáceos permite uma relativa aproximação com o homem, pois ambos são topo de cadeia alimentar, apresentam ciclo de vida longo e ambos integram organismos marinhos em sua dieta, portanto seus papéis ecológicos são semelhantes dadas as devidas proporções e limitações de cada um.

Para o objetivo específico 3:

Na fase atual do projeto ainda foram obtidas poucas amostras por espécie, número variando entre 1 a 23 indivíduos para cada uma delas. Com a segunda etapa do projeto provavelmente esse número

amostral será maior e, para as espécies que atingirem um número amostral suficiente, serão gerados os índices de diversidade genética.

Além da determinação desses índices, com um número de indivíduos por espécie maior, poderão ser realizados testes de estruturação genética, ou seja, a verificação se existem uma ou mais populações na região analisada. Análise relevante para *Sotalia guianensis* por exemplo, que é uma espécie ameaçada de extinção e que foi a espécie mais representada nos encalhes e mais observada a campo.

Com os índices de diversidade e estruturação poderão ser realizadas inferências a cerca da capacidade das populações ocorrentes no litoral do Espírito Santo permanecerem no ambiente ao longo do tempo, uma vez que pequenas populações e de baixa diversidade genética estariam mais susceptíveis a mudanças ambientais abruptas e efeitos de atividades antrópicas.

A continuidade do monitoramento seria de extrema importância, uma vez que se faz essencial a análise de amostras coletadas antes do rompimento e nos três anos após o rompimento. Com esses encalhes incluídos seria possível a realização de uma análise genética temporal e, portanto, comparação entre os índices observados pré e pós rompimento da barragem. Um monitoramento a longo prazo nos permitiria acompanhar possíveis mudanças ao longo do tempo, evidenciando um declínio, manutenção ou incremento da diversidade genética das populações de cetáceos ocorrentes no litoral do Espírito Santo.

Para o objetivo específico 4:

Foram encontradas diversas alterações histopatológicas e alguns microrganismos nas amostras avaliadas. Contudo, o número de amostragem ainda é baixo para avaliações conclusivas. Dentre as amostras analisadas com alterações histopatológicas, os órgãos mais acometidos foram os pulmões, rins e fígado. Para a grande maioria dos espécimes não foi possível precisar a causa de morte, todavia, as lesões encontradas são passíveis de serem associadas à saúde dos animais e do ecossistema, uma vez que estes organismos pertencem ao topo de cadeia e conseqüentemente podem estar relacionadas a ações antropogênicas.

Foram observados distúrbios, indícios de processos infecciosos, entre outros achados, que aliados às análises macroscópicas da necropsia e resultados microbiológicos possibilitaram a emissão de laudos mais conclusivos e avaliar de forma mais efetiva a saúde dos animais da região. No entanto, o número de espécimes em boas condições de avaliação foi pequeno, o que prejudica uma investigação completa, deixando lacunas de resultados, que se apresentam de forma inconclusiva devido aos estágios avançados de decomposição.

Estudos que relacionam a atividade antropogênica com a mortalidade de mamíferos marinhos podem ser estimadas e outros não, em virtude da necessidade de maiores esforços amostrais, dados mais específicos e, também, por não se tratar da única causa de morte para estes animais. Os relatos de doenças e outros processos patológicos em cetáceos no Brasil demonstram a quantidade de fatores

impactantes ou estressantes aos quais estão expostos e as lacunas de conhecimento quanto ao estado de saúde desses animais.

Dessa forma, para que investigações mais efetivas da saúde dos cetáceos sejam realizadas, o número amostral alto, baixo grau de decomposição dos animais quando resgatados mortos e o acompanhamento por longo período são imprescindíveis e determinantes para análises conclusivas.

Para o objetivo específico 5:

A utilização de *Sotalia guianensis* como organismo sentinela da contaminação por micropoluentes possui inúmeras vantagens: assim como os humanos, trata-se de um mamífero de grande porte, de vida longa, que ocupa os níveis mais altos das teias tróficas, e possui alto padrão de residência. Portanto, entender a magnitude das concentrações de micropoluentes nestes organismos ajuda a compreender a biodisponibilidade no ambiente e o processo de biomagnificação nas teias alimentares.

Todos os micropoluentes analisados (Hg, As, Cd, Mn, Cu, Fe, Zn, organoclorados e organobromados) foram detectados nas amostras. Chama atenção as concentrações de mercúrio observadas em alguns indivíduos (EAE_S4 e EAE_N27) que são elevadas para pequenos cetáceos de hábitos costeiros. Os valores médios das concentrações dos demais elementos-traço estão dentro do reportado na literatura, mas houve indivíduos com valores elevados no fígado e no rim, como por exemplo o Cd no rim da fêmea EAE_N27, e o Cu e o Zn no fígado no filhote EAE_S6. Os valores médios encontrados nas concentrações dos compostos organoclorados PCB, DDT e HCB estão na mesma ordem de grandeza de regiões altamente impactadas da costa brasileira (Baía de Guanabara e Baixada Santista). Da mesma forma, os valores médios dos compostos organobromados de origem antrópica estão na mesma ordem de grandeza dos verificados na costa do Espírito Santo e do Rio de Janeiro, em estudos anteriores.

No projeto até o momento foram analisadas apenas amostras coletadas entre 1º de outubro de 2018 e 28 de fevereiro de 2019 (N = 19), um tamanho amostral ainda muito reduzido. Com a continuidade do projeto será possível aumentar o número de amostras e o período amostral, o que será fundamental para detectar alterações nos padrões de bioacumulação em organismos de vida longa, causados por um derrame de grande vulto. Também é essencial a análise de amostras coletadas pré rompimento da barragem e nos três anos seguintes, para uma avaliação mais consistente de possíveis alterações.

Finalmente, outro parâmetro que pode auxiliar na compreensão do impacto é a análise de biomagnificação dos poluentes na teia trófica da foz. A partir da análise de determinação da concentração dos poluentes nas presas de *S. guianensis*, que é predador de topo, será possível compreender a dinâmica dos poluentes organopersistentes e dos elementos-traço ao longo da teia alimentar, e a disponibilidade dos mesmos nos diferentes níveis, que incluem aqueles ocupados pelos humanos.

Para o objetivo específico 6:

É provável que a amostragem contemple mais de uma população de *Sotalia guianensis*, que estariam inseridas em teias tróficas distintas e serão reveladas pelas análises de isótopos estáveis. Os resultados de isótopos estáveis serão importantes para delimitação de populações ecológicas que se alimentam em áreas distintas e devem ter seus perfis de concentração de contaminantes analisados separadamente.

Além da continuidade do monitoramento, reforça-se a importância da análise dos espécimes coletados antes do início do monitoramento do PMBA, pré e pós-rompimento. Adicionalmente, estão sendo coletadas amostras das presas preferenciais de *S. guianensis* na região estudada, que também serão analisadas para mensuração dos isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio. Assim, com o aumento do tamanho amostral ao longo da área de monitoramento e inclusão das espécies de presas, será possível aprimorar a interpretação dos resultados de ecologia alimentar dos cetáceos no âmbito do monitoramento do PMBA, identificando possíveis variações sazonais e ao longo dos anos.

Para o objetivo específico 7:

Os resultados preliminares sugerem que durante o período abrangido pelo relatório (outubro de 2018 a fevereiro de 2019) morreram mais indivíduos machos, indivíduos mais novos e uma maior proporção de imaturos do que relatado na literatura para a região, no período anterior ao rompimento (antes de 2013). Entretanto, cabe ressaltar que o período amostral ainda é curto e a inclusão de novos indivíduos e de indivíduos coletados nos três anos pós-rompimento permitirão uma avaliação mais consistente das alterações citadas.

No caso das análises de determinação da maturidade sexual a partir do exame histológico de gônadas, os resultados são inéditos para a espécie na região.

Com a continuidade do projeto e com o aumento do tamanho amostral será possível determinar a estrutura etária, a razão sexual, o status reprodutivo e a taxa de fecundidade dos indivíduos coletados pós-rompimento. Além disso, para alguns desses parâmetros será possível investigar se existem diferenças nos períodos antes e pós-rompimento, que podem ter efeito negativo na persistência da população. Adicionalmente, a estimativa da idade e do status de maturação sexual são fundamentais para a interpretação dos dados de concentração de contaminantes organo-persistentes e de elementos-traço e de ecologia trófica, que compõem um dos objetivos do presente projeto.

Para o objetivo específico 8:

Como este relatório cobre apenas um período de seis meses de um projeto cuja concepção original era para ser um monitoramento de longo prazo, e considerando que os dados coletados cobrem apenas o cenário de verão, consideramos prematuro tentar tirar conclusões e fazer prognósticos com base nesta amostragem.

A restrição à pesca em algumas áreas pode ter feito o esforço de pesca se concentrar em outras áreas. Isso pode afetar a dinâmica de capturas acidentais de cetáceos. Da mesma forma os efeitos dos resíduos sobre a ictiofauna podem afetar tanto a disponibilidade de presas para os cetáceos como as espécies alvo para a pesca. São portanto muitas questões que estão em aberto e que não serão todas respondidas em apenas um ano de levantamento, onde está se iniciando a construção de uma relação de confiança com os pescadores e se fazendo um primeiro panorama da características das atividades de pesca e sua relação com os cetáceos.

Para monitorar as capturas acidentais de pequenos cetáceos em equipamentos de pesca, uma possibilidade que tem sido testada em outros países e que poderia eventualmente ser utilizada aqui numa segunda fase do projeto seria a colocação de câmeras instaladas nas embarcações que gravassem a retirada das redes e eventuais capturas. Este tipo de trabalho demandaria claro a anuência dos mestres das embarcações, mas pode ser uma alternativa para aprofundar o entendimento das interações entre pesca e pequenos cetáceos.

Nosso entendimento é que é necessária a continuidade deste monitoramento, como originalmente planejado, para que possamos fazer uma avaliação mais realista da interação da pesca com pequenos cetáceos e buscar entender se e como a chegada dos rejeitos ao mar, em novembro de 2015, afetou esta dinâmica.

3.4 REFERÊNCIAS

Para o objetivo específico 1:

D'ANATRO, A. & LOUREIRO, M. Geographic variation in *Austrolebias luteoflamulatus* Vaz-Ferreira, Sierra & Scaglia (Cyprinodontiformes, Rivulidae). *Journal of Fish Biology*, v. 67, p. 849-865. 2005.

DI BENEDITTO, A.P.M.; SICILIANO, S.; RAMOS, R.M.A. Cetáceos: Introdução a Biologia e a Metodologia Básica para o desenvolvimento de Estudos. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro – RJ, 2010.

ESTES, J.A. Catastrophes and conservation: lessons from sea otters and the Exxon Valdez. *Science*, vol. 254 p. 1596. 1991.

EVANS, P.G.H. HABITAT PRESSURES. In: *Encyclopedia of Marine Mammals* (Eds.: Perrin, W.F., Würsig, B. & Thewissen, J.G.M.). Academic Press, San Diego, 2nd., Pp. 521-524. 2009.

FLACH, L.; ALONSO, M. B.; MARINHO, T.; VAN WAEREBEEK, K.; VAN BRESSEM, M-F. Clinical signs in free-ranging Guiana dolphins *Sotalia guianensis* during a morbillivirus epidemic: case study in Sepetiba Bay, Brazil. *DISEASES OF AQUATIC ORGANISMS*. *Dis Aquat Org*. Vol. 133: 175–180, 2019.

GERACI, J. R. & LOUNSBURY V. J. *Marine Mammals Ashore. A Field Guide for Strandings*. National Aquarium. Baltimore, MD,. 371 p.2005.

GIBBS, J.P. Monitoring populations. In: *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences* (Eds.: Boitani, L. & Fuller, T.K.). Columbia University Press, New York. Pp. 213-252. 2000.

GROCH, K.R.; COLOSIO, A. C.; MARCONDES, M. C.C.; ZUCCA D.,DÍAZ-DELGADO, J. , NIEMEYER, C.; MARIGO, J.; BRANDÃO, P. E.; FERNÁNDEZ, A.; CATÃO-DIAS, J. Novel Cetacean Morbillivirus in Guiana Dolphin, Brazil. *Emerging Infectious Diseases* •www.cdc.gov/eid• Vol. 20,No. 3. 2014.

GROCH, K.R.; SANTOS-NETO, E.B; DÍAZ-DELGADO, J.; IKEDA, J.; CARVALHO, R.R.; OLIVEIRA, R.B, et al. Guiana Dolphin Unusual Mortality Event and Link to Cetacean Morbillivirus, Brazil. *Emerg Infect Dis*. 24(7):1349-1354. 2018.

MANGEL, J.C.; ALFARO-SHIGUETO, J.; VAN WAEREBEEK, K.; CÁCERES, C.; BEARHOP, S.; WITT, M.J. & GODLEY, B.J. Small cetacean captures in Peruvian artisanal fisheries: High despite protective legislation. *Conservation Biology*, 143: 136-143. 2010.

O'HARA, T.M.; O'SHEA, T.J. Toxicology. In: *CRC Handbook of Marine Mammal Medicine* (Eds.: Dierauf, L.A. & Gulland, F.M.D.). CRC Press, Boca Raton. Pp. 471-520. 2001.

READ, A.J.; DRINKER, P.; NORTHRIDGE, S. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*, 20: 163-169. 2006.

REEVES, R.R.; SMITH, B.D.; CRESPO, E.; DI SCIARA, N. Dolphins, Whales, and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland. 139p. 2003.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 437p. 2006.

SIMMONDS M. & NUNNY L. Cetacean habitat loss and degradation in the Mediterranean Sea. In: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, Section 7, 23 p. 2002.

TAYLOR, B.L.; MARTINEZ, M.; GERRODETTE, T.; BARLOW, J.; HROVAT, Y.N. Lessons from monitoring trends in abundance of marine mammals. Marine Mammal Science, vol.23. Pp.157–175. 2007.

THOMPSON, W.L.; WHITE, G.C.; GOWAN, C. Monitoring Vertebrate Populations. Academic Press, San Diego. 365p. 1998.

UNDERWOOD, A.J. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 161, Issue 2. Pp. 145-178. 1992.

UNDERWOOD, J.A. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge. 504 p.1997.

WILLIAMS, R.; GERO, S.; BEJDER, L.; CALAMBOKIDIS, J.; KRAUS, S.D.; LUSSEAU, D.; READ, A.J. & ROBBINS, J. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. Conservation Letters, 4: 228–233. 2011.

Para o objetivo específico 2:

ARAÚJO JP, PASSAVANTE JZO, SOUTO AS (2001). Behavior of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis*, at Dolphin Bay - Pipa - Rio Grande do Norte - Brazil. Tropical Oceanography, 29 (2): 13-23.

AZEVEDO NVP (2010). Cetaceans Occurrence and behavioral patterns off the west portuguese coast. 60p. Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha, Universidade de Lisboa.

AZEVEDO AF, CARVALHO RR, KAJINB ABM, VAN SLUYS BM, BISI BTL, CUNHA HÁ, LAILSON-BRITO JrJA (2017). The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-eastern Brazil Ecological Indicators 79 (2017): 1–10.

BICALHO AMC (2018). O boto-cinza (*Sotalia Guianensis*) no estuário dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Sudeste do Brasil: Ocorrência, uso do habitat, padrão comportamental e percepção da comunidade tradicional. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.

BOROBIA M, SICILIANO S, LODI L, HOEK W (1991). Distribution of South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. Can. J. Zool. 69:1025-1039.

CEPILE AR (2008). Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. Dissertação de Mestrado em Comportamento e Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, 2008.

CREMER MJ (2007). Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Curitiba.

CREMER MJ, HARDT FAS, TONELLO-JÚNIOR AJ, SIMÕES-LOPES PC (2011). Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga bay, Southern Brazil. Zoological Studies, 50:327-337.

CREMER MJ, SIMÕES-LOPES PC (2005). The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. Revta. Bras. Zool. 22: 717-723.

DOMIT C (2010). Ecologia comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), no Complexo Estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

FÉLIX GBV (2014). Ocorrência e caracterização de golfinhos no litoral norte do Espírito Santo e sua relação com a atividade pesqueira. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical do Centro Universitário Norte do Espírito Santo, São Mateus.

FILLA GF, MONTEIRO-FILHO ELA (2009a). Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays within the coast of Paraná, south of Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 89 (5): 985-993.

FLACH L, FLACH PA, CHIARELLO AG (2008). Aspects of behavioural ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. Marine Mammal Science 24:503-515.

HAYES AJS (1999). Aspectos da atividade comportamental diurna da forma marinha do tucuxi "*Sotalia fluviatilis*" (Gervais, 1853) (Cetacea-Delphinidae), na Praia de Iracema (Fortaleza - Ceará - Brasil). 1999. Monografia de Licenciatura não-publicada, Universidade do Algarve. Faro, Portugal.

ICMBio. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ed. 2018, 1:85.

IUCN, 2019. International Union for the Conservation of Nature. Red list of Threatened Species. Versão 2012.2. Disponível em: <<http://www.redlist.org>>.

LODI L (2003). Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (CETACEA, DELPHINIDAE), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. Atlântica 25:135-146.

- LODI L, BOROBIA M (2013). Baleias, botos e golfinhos do Brasil: Guia de identificação. Technical Books. Rio de Janeiro. 479 p.
- MONTEIRO-FILHO EA, MONTEIRO LR, REIS SF (2002). Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. *J. Mamm.* 83 (1): 125-134.
- MONTEIRO-FILHO ELA, MONTEIRO KDKA (2008). Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza. In: MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Comportamento de pesca. Páginas e Letras Editora e Gráfica. São Paulo. 77-89.
- MONTEIRO MS, SOUTO A, NASCIMENTO LF (2008). Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea; delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa, RN, Brasil. *Revista de Etologia*, 8: 13-25.
- NASCIMENTO LF, NASCIMENTO SVMM (2010). Por Que Os Botos, Baleias E Golfinhos Saltam? Uma Revisão Das Hipóteses Explicativas Sobre Os Saltos *Oecologia Australis*.14(4): 818-826.
- NASCIMENTO LF, MEDEIROS PIAP, YAMAMOTO ME (2008). Descrição do comportamento de superfície do boto cinza, *Sotalia guianensis*, na Praia de Pipa-RN. *Psicologia: Reflexão e Crítica*, 21: 509-517.
- NEUMANN DR, ORAMS MB (2003). Feeding behaviours of short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*, in New Zealand. *Aquatic Mammals*, 29: 137-149.
- NORRIS KS, WÜRSIG B, WELLS RS (1994). Aerial behavior. Pp. 103-121. In: K.S. Norris, B. Würsig, R.S. Wells & M. Würsig (eds.). *The Hawaiian Spinner Dolphin*. CA, USA: University of California Press. p: 408.
- OLIVEIRA JA, ÁVILA FJC, ALVES JÚNIOR TT, FURTADO-NETO MAA, MONTEIRO-NETO C (1995). Monitoramento do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) em Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. *Arq. Ciên. Mar.* 29 (1-2); 28-35.
- PDIS. 2002. Plano de Desenvolvimento Integrado e Sustentável para as Comunidades do Entorno da Reserva Biológica de Comboios. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/oquefazemos/PDIS%20Comboios.pdf>. Acesso em: 25/03/2019.
- PERRIM WF, GILKPATRICK Jr.JW (1994). Spinner dolphin *Stenella longirostris* (Gray, 1828). Pp. 99-120. In: S.H. Ridgway & R. Harrison (eds). *Handbook of marine mammals: the first book of dolphins*. Academic Press, London. p: 416.
- PINHEIRO FCF (2014). Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. Vitória: UFES, 2014. Dissertação de Mestrado em Biologia Animal - Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

- PRYOR K (1986). Non-acoustic communicative behavior of the great whales: origins, comparisons and implications for management. *International Whaling Commission*, 8: 89-96.
- ROCK J, PASTENE LA, KAUFMAN G, FORESTELL P, MATSUOKA K, ALLEN J (2006). A note on East Australia Group V Stock humpback whale movement between feeding and breeding areas based on photoidentification. *J. Cetacean Res. Manage.* 8(3): 301–05.
- ROSAS FCW, MONTEIRO-FILHO ELA (2002). Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 83 (2): 507-515.
- ROSSI-SANTOS MR (2006). Ecologia comportamental do boto cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1874) (Cetacea: Delphinidae) na região extremo sul do estado da Bahia, Nordeste do Brasil. 2006. Dissertação de Mestrado em Zoologia - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SILVA FJL (2014). Manual de métodos de estudos de comportamento de cetáceos / Flávio José de Lima Silva. – Natal: Offset Editora.
- SIMÕES-LOPES PC (2005). O luar do Delfim: A maravilhosa aventura da História Natural. Joinville, SC: Letra D'água.
- SPINELLI LH, NASCIMENTO LF, YAMAMOTO ME (2002). Identificação e descrição da brincadeira em uma espécie pouco estudada, o boto cinza (*Sotalia fluviatilis*), em seu ambiente natural. *Estudos em Psicologia*, Natal, 7 (1): 165-171.
- TICHER MC, CARLI RC, SILVA FJL, SILVA Jr. JMS (2017). Tourism growth altering spinner dolphins area of occupation in Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 45(4): 807-813.
- WEDEKIN LL, DAURA-JORGE F, SIMÕES-LOPES PC (2003). O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE), na costa sul e sudeste do Brasil: conhecimento atual e perspectivas futuras para o estudo da estrutura populacional e espacial. Resumo expandido apresentado no II Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Belo Horizonte.
- WILSON B, HAMMOND PS, THOMPSON PM (1999). Estimating size assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecol. Applic.* 9(1):288 – 300.
- WÜRSIG B, DORSEY EM, RICHARDSON WJ, WELLS RS (1989). Feeding, aerial and play behaviour of the bowhead whales, *Balaena mysticetus*, summering in the Beaufort Sea. *Aquatic Mammals*. v. 15.1. p: 27-37.

Para o objetivo específico 3:

Araújo JP, Araújo ME, Souto A, Parente CL, Geise L (2007). The influence of seasonality, tide and time of activities on the behavior of *Sotalia guianensis* (Van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) in Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(4):1122- 1130.

Andriolo A, Martins CCA, Engel MH, Pizzorno JL (2006). The first aerial survey to estimate abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the breeding ground off Brazil (Breeding Stock A). *Journal of Cetacean Research and Management*, 8: 307-311.

Ballance LT (1992). Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Mar Mamm Sci*, 8: 262-274.

Baumgartner MF (1997). The distribution of risso's dolphin (*Grampus griseus*) with respect to the physiography of the northern Gulf of Mexico. *Mar Mamm Sci*, 13(4): 614-638.

Borobia M, Barros N (1989). Notes on the Diet of Marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science* v. 5, n. 4, p. 395–399 , 1989.0824-0469.

Borobia M, Siciliano S, Lodi L, Hoek W (1991). Distribution of the South American Dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology* 69:1025-1038.

Cepile, A.R. 2008. Estimativa populacional por marcação - recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis*(Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. Dissertação (Mestrado em Comportamento e Biologia Animal). Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2008.

Cremer MJ, Pinheiro PC, Simões-Lopes PC (2012). Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* v. 102, n. 2, p. 131–137 , 2012.0073-4721.

Di Benedetto, Madeira AP, Salvatore S (2007). Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* v. 87, n. 1, p. 253. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0025315407053647>.0025-3154.

Di Benedetto, Madeira AP, Ramos RMA, Lima NRW (2001). Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D`Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44(3):291-296.

Daura JFG, Wedekin L (2007). Behavioral patterns and movement intensity of *Sotalia guianensis* (P. J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) in two different areas on the Brazilian coast. *Revista Brasileira de Zoologia* v. 24, n. 2, p. 265–270 , 2007.0101-8175.

Daura JFG, Wedekin L, Simões-Lopes PC (2011). Feeding habits of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. *Scientia Marina* v. 75, n.1,p.163–169. Disponível em: <<http://scientiamarina.revistas.csic.es/index.php/scientiamarina/article/view/1240/1308>>.0214-8358, 0214-8358.

Ersts PJ, Rosenbaum HC (2003): Habitat preference reflects social organization of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on wintering ground. *J. Zool., Lond.*, 260, 337-345.

Forney KA , Barlow J (1998). Seasonal patterns in the abundance and distribution of California cetaceans, 1991- 1992. *Mar Mam Sci*, 14(3). 460- 489.

Geise L, Gomes N, Cerqueira R (1999). Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* v. 59, n. 2, p. 183–194. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-71081999000200002&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.0034-7108.

Gurjão LM, Furtado Neto MAA, Santos RA, Casconet P (2003). Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará state, northeastern Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* v. 2, n. 2, p. 117–122.

Griffin RB, Griffin NJ (2004). Temporal Variation in Atlantic Spotted Dolphin (*Stenella frontalis*) and Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Densities on the West Florida Continental Shelf. *Aquatic Mammals* 2004, 30 30(3), 380-390.

Hooker SK, Whitehead H, Gowans S, Baird RW (2002). Fluctuations in distribution and patterns of individual range use of northern bottlenose whales. *Mar Ecol Prog Ser* 225: 287–297.

Ingram S, Rogan E (2002). Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 244: 247–255.

Lailson-Brito J, Dorneles PR , Azevedo Silva-CE, Azevedo AF, Vidal LG, Zanelatto RC , Lozinski CP, Azeredo UM, Fragoso AB, Cunha HA ,Torres JP, Malm O (2010). High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. *Environmental Pollution*, Kidlington, Oxon, v.158, p.1800-1808.

Lodi L (2003). Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande v. 25, n. 2, p. 135–146.

Martins CCA, Morete ME, Engel MH, Freitas AC, Secchi ER, Kinas PG (2001). Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. *Memoirs of the Queensland Museum*, 47: 563-570.

Pansard KCA, Gurgel KCB, Andrade H, Candice LY, Yamamoto ME (2011) . Feeding ecology of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Rio Grande do Norte, Brazil. *Marine Mammal Science* v. 27, n. 4, p. 673–687 , 2011.1748-7692.

Pinheiro CF (2014). Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil, 40f. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Vitória.

Rodrigues VLA (2014). Dieta e Ecologia Alimentar do Boto-Cinza, *Sotalia Guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Região do Banco dos Abrolhos, Costa Central do Brasil, 41f. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental. Aracruz.

Rossi-Santos MR, Wedekin LL, Monteiro-Filho ELA (2007). Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87(1):207-212.

Rossi-Santos MR (2006). Ecologia comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1874) (Cetacea: Delphinidae), na região extremo sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rupil GM (2016). Dieta de golfinhos e sobreposição trófica com a pesca de arrasto na costa central do Brasil. 52f. Dissertação - Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Tropical, São Mateus.

Santos RA, Haimovici M (1998). Cephalopods in the diet of marine mammals stranded or incidentally caught along southeast and southern Brazil (21 degrees to 34 degrees South latitude). *Impact of Cephalopods in the Food Chain* v. 52, p. 15.

Selzer LA, Payne PM (1988). The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. *Mar Mamm Sci*, 4(2): 141-153.

Smultea MA (1994). Segregation by humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) cows with calf in coastal habitat near island of Hawaii. *Can. J. Zool.* 72:805-811.

Wedekin LL (2007). Preferência de Hábitat Pelo Boto-Cinza, *Sotalia Guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Diferentes Escalas Espaciais na Costa Sul Do Brasil. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Paraná p. 90. Disponível em: http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/10272/Dissertacao_Wedekin_final.pdf?sequence=1

Watts P, Gaskin DE (1985). Habitat index analysis of the harbor porpoise *Phocoena phocoena* in the southern coastal Bay of Fundy, Canada. *J Mammal* 66:733–744.

Wilson B, Thompson PM, Hammond PS (1997). Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. *J. Appl. Ecol.*, 34: 1365-1374.

Zerbini AN, Andriolo A, Rocha JM, Simões-Lopes PC (2004). Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Northeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(1): 101-107.

Para o objetivo específico 4:

Amaral AR, Silva MC, MoËller LM, Beheregaray LB, Coelho MM. Anonymous nuclear markers for cetacean species. *Conservation Genetics*. 2010; 11(3):1143±6.

Azevedo AF, Lailson-Brito J Jr, Cunha HA, Van Sluys M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*. 2004a; 6(3):265–268.

Bérubé M, Palsboll P. Identification of sex in cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. *Molecular Ecology*. 1996; 5: 283-287.

Bilgmann K, MoËller LM, Harcourt RG, Gibbs SE, Beheregaray LB. Genetic differentiation in bottlenose dolphins from South Australia: Association with local oceanography and coastal geography. *Marine Ecology Progress Series*. 2007; 341:265±76.

Borobia M, Siciliano S, Lodi L, Hoek W. Distribution of South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology*. 1991; 69:1025-1039.

Bruford MW, Hanotte O, Brookfield JFY, Burke T. Single-locus and multilocus DNA fingerprinting. In: Hoelzel, A. R. (Ed.). *Molecular genetics analyses of populations: A practical Approach*. Oxford. 1992; 225-269.

Carr T, Bonde RK. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km north of its previously known range. *Marine Mammal Science*. 2000; 16: 447-452.

Cepile AR. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. Dissertação (Mestrado em Comportamento e Biologia Animal). Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2008.

Costa MR, Moura EF. Manual de extração de DNA. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 24p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 89).

Cunha H. Sistemática molecular e filogeografia do gênero *Sotalia* (Delphinidae) no Brasil. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Genética) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

Desjardins P, Conklin D. NanoDrop Microvolume Quantitation of Nucleic Acids. *Journal of Visualized Experiments*. 2010; 45: 2565.

- Estes JA. Catastrophes and conservation: lessons from sea otters and the Exxon Valdez. *Science*. 1996; 254: 1596.
- Ferreira ME, Grattapaglia D (1996). Introdução ao uso de marcadores moleculares em análise genética. 2 ed. Curitiba: Biosystems. 1996. 220p.
- Frankham R, Briscoe DA, Ballou JD. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press. 2002.
- Garrigue C, Dodemont R, Steel D, Baker CS. Organismal and 'gametic' capture-recapture using microsatellite genotyping confirm low abundance and reproductive autonomy of humpback whales on the wintering grounds of New Caledonia. 2004; 274: 251–262.
- Geraci JR, Lounsbury VJ. Marine Mammals Ashore. A Field Guide for Strandings. National Aquarium. Baltimore, MD. 2005.
- Krause J, Ruxton GD. Living in groups. Oxford University Press. 2002.
- Lima RSN, Leao PCS, Santos CAF. Quantificação e pureza do DNA de videira por meio de espectrofotometria. In: Jornada de Iniciação Científica da Embrapa Semi-Árido, 1., 2006, Petrolina. Anais... Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2006. p. 219-223. (Embrapa Semi-Árido. Documentos, 197).
- Mendez M, Rosenbaum HC, Subramaniam A, Yackulic C, Bordino P. Isolation by environmental distance in mobile marine species: molecular ecology of franciscana dolphins at their southern range. *Molecular Ecology*. 2010; 19(11): 2212±28.
- Perez-Alvarez MJ, Olavarria C, Moraga R, Baker CS, Hamner RM, Poulin E. Microsatellite markers reveal strong genetic structure in the endemic Chilean dolphin. *PLoS One*. 2015; 10(4):e0123956.
- Pinheiro FCF. Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.
- Reblin RD. Diversidade e estruturação genética do boto-cinza (*Sotalia Guianensis*, Van Bénédén 1864) no litoral do Espírito Santo. Monografia de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2016.
- Richard KR, McCarrey SW, Wright JM. DNA sequence from the SRY gene of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*) for use in molecular sexing. *Canadian Journal of Zoology*. 1994; 72: 873-877.
- Rosel PE. PCR-based sex determination in Odontocete cetaceans. *Conservation Genetics*. 2003; 4: 647 - 649.

Rossi-Santos MR, Wedekin LL, Monteiro-Filho ELA. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, Eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2007; 87: 207-21.

Simões-Lopes PC. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*. 1988,1: 57-62.

Storz JF. DigitalCommons@University of NebraskaLincoln Genetic Consequences of Mammalian Social Structure. *Journal of Mammalogy*. 1999; 80(2):553±69.

Underwood AJ. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1992; 161(2): 145-178.

Ywasaki JL, Machado FB, Farro APC, Barbosa LA, Silveira LS, Medina-Acosta E. Population genetic structure of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) from the southwestern Atlantic coast of Brazil. *Plos One*. 2017; 12(8): e0183645.

Para o objetivo específico 5:

GONZALES-VIEIRA, O.A. Patologia comparada das hepatopatias e nefropatias em cetáceos do Brasil. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de medicina veterinária e zootecnia. Departamento de Patologia, São Paulo. 2012.

GULLAND, F.M.D.; LOWENSTINE, L.J.; SPRAKER, T.R. Noninfections diseases. In: DIERAUF, L.A.; GULLAND, F.M.D. (Eds.). *CRC Handbook of marine mammal medicine*. Second Edition. Florida: Boca Raton, CRC Press. p. 521-547. 2001.

HOWARD, E.B.; BRITT, J.O.; MATSUMOTO, G. Parasitic diseases. In: HOWARD, E.B. (Ed.). *Pathobiology of marine mammal diseases*. Florida: Boca Raton, CRC Press. vol. 1. p. 95-106. 1983.

JABER, J. R.; PÉREZ, J.; ARBELO, M.; ANDRADA, M.; HIDALGO, M.; GÓMEZVILLAMANDOS, J. C.; VAN DEN INGH, T.; FÉRNANDEZ, A. Hepatic lesions in cetaceans stranded in the Canaria Islands. *Veterinary Pathology*, v. 41, p. 147-153. 2004.

JONES, T. C.; HUNT, R. D.; KING, N. W. *Patologia Veterinária*. 6ed. São Paulo, Manole. 1415p. 2000.

MOTTA, A. R. Avaliação macroscópica e histopatológica de cetáceos encalhados no litoral do Ceará. 2006. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Veterinárias) – Faculdade de Veterinária, Universidade Estadual do Ceará, Ceará. 2006.

MOTTA, M.R.A.; MARCONDES, M.C.C.; VERGARA-PARENTE, J.E. Resgate, reabilitação e soltura: Saúde pública. In: REMANE (Ed.). *Protocolo de conduta para encalhes de mamíferos aquáticos*. Recife: IBAMA. p. 112-132. 2005.

PEREIRA, C.S.; AMORIM, S.D.; SANTOS, A.F.M.; SICILIANO, S.; MORENO, I.M.B.; OTT, P.H.; RODRIGUES, D.P. *Vibrio* spp. isolados de mamíferos marinhos capturados na região litorânea do Sudeste ao Sul do Brasil. *Pesq. Vet. Bras.*, 27: 81-83. 2007.

REDDY, M.L.; DIERAUF, L.A.; GULLAND, M.D. Marine mammals as sentinels of ocean health. In: DIERAUF, L.A.; GULLAND, F.M.D. (Eds.). *CRC Handbook of marine mammal medicine*. Second Edition. Boca Raton, Fl: CRC Press. p. 3-13. 2001.

REIDARSON, T.H.; MC BAIN, J.F.; DALTON, L.M.; RINALDI, M.G. Mycotic diseases. In: DIERAUF, L.A.; GULLAND, F.M.D. (Eds.). *CRC Handbook of marine mammal medicine*. Second Edition. Florida: Boca Raton, CRC Press. p. 337-355. 2001.

RUOPOLLO, V. Patologia comparada de cetáceos e pinípedes. 2003. 131f. Dissertação (Mestrado em Patologia Experimental e Comparada) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003.

SEGUEL, M.; PAVÉS, H.; PAREDES, E.; SCHLATTER, R. Causes of mortality in South American fur seal pups (*Arctophoca australis gracilis*) at Guafo Island, southern Chile (2004–2008). *Marine Mammal Science*, 29: 36–47. 2013.

SWEENEY, J. Marine mammals (Cetacea, Pinnipedia, and Sirenia): Infectious diseases. In: FOWLER, M.E. (Ed.). *Zoo & wild animal medicine*. Philadelphia: W.B. Saunders Company. p. 777-781. 1986.

VAN BRESSEM, M. F.; VAN WAEREBEEK, K.; REYES, J. C.; FÉLIX, F.; ECHEGARAY, M.; SICILIANO, S.; DI BENEDITO, A. P.; FLACH, L.; VIDDI, F.; AVILA, I. C.; HERRERA, J. C.; TOBÓN, I. C.; BOLAÑOS-JIMÉNEZ, J.; MORENO, I. B.; OTT, P. H.; SANINO, G. P.; CASTINEIRA, E.; MONTES, D.; CRESPO, E.; FLORES, P. A. C.; HAASE, B.; SOUZA, S. M. F. M.; LAETA, M.; FRAGOSO, A. B. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 6, n. 1, p.7-42. 2007.

Para o objetivo específico 6:

AGUILAR A, BORRELL A. Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. *Science of the Total Environment*. v. 154, p 237-247, 1994.

AGUILAR A, BORRELL A, PASTOR T. Biological factors affecting variability of body load of persistent pollutant levels in cetaceans. *J Cetacean Res Manag*1:83–116, 1999.

ALONSO, M. B.; MARIGO, J.; BERTOZZI, C.P.; SANTOS, M.C.O.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C. Occurrence of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (pcbs) in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from Ubatuba and Baixada santista, São Paulo, Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Mamm.*, 8(1-2), 123-130, 2010.

ALONSO, M.B. et al., Natural and anthropogenically-produced brominated compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: Another risk to a vulnerable species. *Environmental Pollution* 170, p.152 – 160, 2012.

AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO, J. Jr.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay , southeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, n. 3, p. 265–268, 2004a.

AZEVEDO E SILVA, C. E. Diclorodifeniltricloroetano (DDT) e Bifenilas Policloradas (PCB) em duas espécies pelágicas da costa do Brasil: *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758). Dissertação de Mestrado em Ciências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 100 p, 2004b.

BASTOS, W. R.; MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brasil. *Ciência e Cultura*, v. 50, n. 4, p. 255-260, 1998.

BISI, T L, DORNELES, P R, LAILSON-BRITO, J, LEPOINT, G, AZEVEDO, A F, FLACH, L, MALM, O, DAS, K.. Trophic Relationships and Habitat Preferences of Delphinids from the Southeastern Brazilian Coast Determined by Carbon and Nitrogen Stable Isotope Composition. *Plos One*, December 16, DOI: 10.1371/journal.pone.0082205. 2013.

BISI, T.; LEPOINT, G.; AZEVEDO, A.; DORNELES, P.; FLACH, L.; DAS, K.; MALM, O.; LAILSON-BRITO, J. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, v.18, p 291–302, 2012.

BISINOTI, M.; JARDIM, W.; O comportamento do metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

CARVALHO, C. E. V.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M.; RAMOS, R.M.A.; REZENDE, C.E. Heavy metal distribution in two cetacean species from Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88 (6), p. 1117-1120, 2008.

CEPILE, A. R. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. 91 p. 2008.

CUNHA, H. Sistemática molecular e filogeografia do gênero *Sotalia* (Delphinidae) no Brasil. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Genética) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

DORNELES, P. R. et al. Cadmium concentration in Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from South Brazilian coast. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 55, n. 3, p. 179–186, 2007.

DORNELES, P.R. et al. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. *Environ. Int.*, v.36, p.60–6, 2010.

GERACI, J. R., AND V. J. LOUNSBURY. Marine mammals ashore: A field guide for strandings. Texas A&M Sea Grant Publication, Galveston, TX. 2005.

HONDA, K.; TATSUKAMA, R.; ITANO, K.; MIYAZAKI, N.; FUJIYAMA, T. Heavy metals concentration in muscle, liver and kidney tissue of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, and their variations with body length, weight, age and sex. *Agricultural and Biological Chemistry*, Bunkyo-ku, Tokyo, v. 47, n. 6, p. 1219-1228, 1983.

JEFFERSON, T. A.; WEBER, M. A.; PITMAN, R. L. Rough-toothed dolphin - *Steno bredanensis*. In: *Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to their Identification*. 2. ed. [s.l.] Academic Press. p. 220–223, 2015.

KEHRIG, H.A.; SEIXAS, T.G.; PALERMO, E.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O. Different species of mercury in the livers of tropical dolphins. *Analytical Letters*, Monticello, v.41, p.1691-1699, 2008.

KEHRIG, H.A.; SEIXAS, T.G.; MALM, O.; DI BENEDITTO, A.P.M.; REZENDE, C.E. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin*, v. 75, p. 283–290, 2013.

KLAASSEN, C. D., LIU, J., DIWAN, B. A. Metallothionein protection of cadmium toxicity. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 238. 215–220, 2009.

KUNITO, T.; NAKAMURA, S.; IKEMOTO, T.; ANAN, Y.; KUBOTA, R.; TANABE, S.; ROSAS, F.C.W.; FILLMANN, G.; READMAN, J.W. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, Kidlington, Oxon, v.49, p. 574-587, 2004.

LAILSON-BRITO, J. Jr.; KEHRIG, H.A. & MALM, O. Mercúrio Total e Metilmercúrio nos Tecidos do Boto-Cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Pp. 291-300. In: R. Prego, A. Duarte, A. Panteleitchouk & T.R. Santos (eds.). *Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica*. Instituto Piaget, Viseu. 302p.2002a

LAILSON-BRITO Jr. J., AZEREDO, M. A. A., MALM, O., RAMOS, R. A., DI BENEDITTO, A. P. M., SALDANHA, M. F. C. Trace Metals in Liver and Kidney of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *LAJAM*. 1. 107-114, 2002b.

LAILSON-BRITO, J. Jr. Bioacumulação de mercúrio, selênio e organoclorados (DDT, PCB e HCB) em cetáceos (Mammalia, Cetacea) da costa Sudeste e Sul do Brasil. 260 f. Tese (Dourado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2007.

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. *Environ. Pollut.*, v.158, p.1800–1808, 2010.

LAILSON-BRITO, J. et al. Mercury-Selenium relationships in liver of Guiana Dolphin: The possible role of Kupffer cells in the detoxification process by Tiemannite formation. *PLoS ONE*, v. 7, n. 7, p. 1–10, 2012a.

LAILSON-BRITO J. et al. Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, Southeastern Brazilian coast. *Science of Total Environmental*, v. 433, p. 123–131, 2012b.

LAW, R.J., FILEMAN, C.F., HOPKINS, A.D., BAKER, J.R., HARWOOD, J., JACKSONS, D.B., KENNEDY, S., MARTIN, A.R., MORRIS, R.J. Concentrations of trace metals in the livers of marine mammals (seals, porpoises and dolphins) from waters around the British Isles. *Marine Pollution Bulletin* 22, 183-191, 1991.

LEÃO, Z.M.A.N.; ARAÚJO, T.M.F.; NOLASCO, M.C. The coral reefs off the coast of Eastern Brazil. *Proc. 6th Int. Coral Reef Symp.*, v. 3, p. 339-347, 1988.

LEMOS, L. S., de MOURA, J. F., HAUSER-DAVIS, R. A., de CAMPOS, R. C., SICILIANO, S. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 166-175, 2013.

LIMA, I.M.S.; ANDRADE, L.G.; CARVALHO, R.R.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A.F. Characteristics of whistles from rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. *J Acoust Soc Am* 131: p.4173–4181, 2012.

MACKAY, E. A., DEMIRALP, R., BECKER, P. R., GREENBERG, R. R., KOSTER, B. J., & WISE, S. A. Trace element concentrations in cetacean liver tissues archived in the National Marine Mammal Tissue Bank. *Science of the Total Environment*, 175, 25-41, 1995.

MALM, O. Utilização do acessório de vapor frio para investigação de mercúrio em amostras ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 41, p. 88-92, 1989.

MONTEIRO-NETO, C.; ITAVO, R. V.; MORAES, L.E.S. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. *Environmental Pollution*, Kidlington, Oxon, v.123, p. 319–324, 2003.

ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, Eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 87, p. 207-21, 2007.

SANTOS, F.C. Estruturação populacional e diversidade genética de *Sotalia guianensis* (Van Benéden, 1864) (Cetartiodactyla:Delphinidade) no litoral centro-sul do Estado do Rio de Janeiro. 105 p. 2015.

SANTOS-NETO, E. et al. Organochlorine concentrations (PCBs, DDTs, HCHs, HCB and Mirex) in delphinids stranded at the northeastern Brazil. *Sci. of the Tot. Env.*, v. 472, p. 194-203, 2014.

SANTOS-NETO, E. Influência de parâmetros de história natural (sexo, idade e maturidade sexual) nos padrões de acumulação de compostos organobromados do botocinza (*Sotalia guianensis*) da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. 112 p. 2017.

SEIXAS T. G.; KEHRIG, H.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O.; MOREIRA, I. 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, p. 601–634, 2009a.

SEIXAS, T. G. KEHRING, H. A., DI BENEDITTO, A. P. M., SOUZA, C. M. M., MALM, O., MOREIRA, I. Trace Elements in Different Species of Cetacean from Rio de Janeiro Coast. *J. Braz. Chem. Soc.* 20.601–634, 2009b.

SOUZA, S. C. P. Estimativa de parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Paraty (RJ). 63 p.2013.

STAPLETON, H.M., ALAEE, M., LETCHER, R.J., BAKER, J.E. Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*) following dietary exposure. *Environ. Sci. Technol.* V. 38, p. 112–119, 2004

STORELLI, M. M., CUTTONE, G., MARCOTRIGIANO, G. O. Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern–eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environmental monitoring and assessment*, 174, 271-281, 2011.

SUJITHA, S. B., et al. Trace elements in marine organisms of Magdalena Bay, Pacific Coast of Mexico: Bioaccumulation in a pristine environment. *Environmental geochemistry and health*, 1-15, 2018.

VETTER, W. Marine halogenated natural products of environmental relevance. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v.188, p. 1-57, 2006.

VIDAL, L. G. Contaminantes orgânicos em boto-cinza (*Sotalia guianensis*, Cetartiodactyla: Delphinidae) da costa do Brasil. Tese de Doutorado (Pós-Graduação em Ciências Biológicas). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 160 p.2015.

WANG, W.C.; MAO, H.; MA, D.D.; YANG, W.X. Characteristics, functions, and applications of metallothionein in aquatic vertebrates. *Frontiers in Marine Science*, 1–12, 2014.

YOSHIDA, M.; SATOH, M.; YASUTAKE, A.; SHIMADA, A.; SUMI, Y.; CHIHARU, T. Distribution and retention of mercury in metallothionein-null mice after exposure to mercury vapor. *Toxicology, Kindlington, Oxon*, v.139, p.129-136, 1999.

Para o objetivo específico 7:

AZEVEDO, C. T.; LIMA, J. Y.; AZEVEDO, R. M.; NETO, E. B. S.; TAMY, W. P. T.; BARBOSA, L. A.; LAILSON-BRITO, J.; BOERE, V.; SILVEIRA, L. S. Thoracic limb bone development in *Sotalia guianensis* (Van Beneden 1864) along the coastline of Espírito Santo, Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 96(3), p. 541-551, 2015.

HOHN, A. et al. Growth layers in teeth from known-age, free-ranging bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science*, v. 5, n. 4, p. 315-342, 1989.

IUCN, Internacional Union for Conservation of Nature. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/17978/0>>. Acesso em: 22 de março de 2019.

LIMA, J. Y.; CARVALHO, A. P. M.; AZEVEDO, C. T.; BARBOSA, L. A.; SILVEIRA, L. S. Variation of age and total length in *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), on the coast of Espírito Santo state, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 77, n. 3, p. 437-443, 2017.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção do IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2014. <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna>>. Acesso em: 19 de março de 2019).

PERRIN, W. F., A. C. MYRICK. Age determination of toothed whales and sirenians. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue 3*, 1980.

RAMOS, R. M. A. Determinação de idade e biologia reprodutiva de *Pontoporia blainvillei* e da forma marinha de *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Potoporiidae e Delphinidae) no norte do Rio de Janeiro. Tese de mestrado. Universidade estadual do Norte Fluminense (UENF). Rio de Janeiro. 1997.

RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITO, A. P. M.; LIMA, N. R. W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Aquatic Mammals*, v.26.1, p. 65-75, 2000.

RAMOS, R.,M.A.; DI BENEDITO, A. P. M. AND LIMA, N.R.W. Relationship between dental morphology, sex, body length and age in *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. 2000.

Para o objetivo específico 8:

PROZEE 2005. Relatório Técnico Sobre o Censo Estrutural da Pesca Artesanal Marítima e Estuarina nos Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. 151pp

IBGE. Cidades. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=32&search=espírito-santo>

4 SUBPROJETO: DIVERSIDADE GENÉTICA E SAÚDE DAS TARTARUGAS MARINHAS

4.1 OBJETIVO

Objetivo 1: Avaliar o efeito da presença de contaminantes sobre a saúde das tartarugas marinhas e seus efeitos na eficiência reprodutiva destes animais.

Objetivo 2: Monitorar e comparar com dados anteriores, a diversidade genética, estrutura populacional e história demográfica das populações de tartarugas marinhas em áreas de desova, e alimentação na região de estudo.

4.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.2.1 Avaliação do efeito da presença de contaminantes sobre a saúde das tartarugas marinhas e seus efeitos na eficiência reprodutiva destes animais.

Os trabalhos de campo realizados até o momento completaram 100% do planejado em relação ao monitoramento de *Caretta caretta* em reprodução na foz do Rio Doce e na Praia do Forte, Mata de São João, BA. Com relação aos resultados bioquímicos e hematológicos de *Caretta caretta* foram realizados 100% nas tartarugas da Praia do Forte e 90% nas tartarugas da Foz do Rio Doce, os 10% restantes estão em análise.

Os trabalhos de campo de avaliação da saúde de *Chelonia mydas juvenis* estão 50% concluídos, conforme o cronograma previsto. Com relação aos resultados hematológicos de *Chelonia mydas*, 100% das tartarugas capturadas foram analisadas. Já para os parâmetros bioquímicos foram realizadas 50% das análises, pois os materiais biológicos dos indivíduos da segunda campanha estão em análise laboratorial, bem como todas as amostras para a análise de contaminantes. O andamento das atividades de campo está descrito, por espécie, no Quadro 40, Quadro 41 e Quadro 42.

Foram realizados através de análise visual em campo, o escore corporal de cada animal, divididos em três categorias: bom, médio e ruim. As médias encontradas para cada categoria dentro de cada estação (Foz do Rio Doce e Praia do Forte, Santa Cruz e Coroa vermelha) e o percentual deste parâmetro são observados na Figura 157 e Figura 158.

Figura 157: Escore corporal das *Caretta caretta* registradas durante a temporada reprodutiva de outubro de 2018 a março de 2019, na região de foz do Rio Doce, Linhares - ES e Praia do Forte – BA.

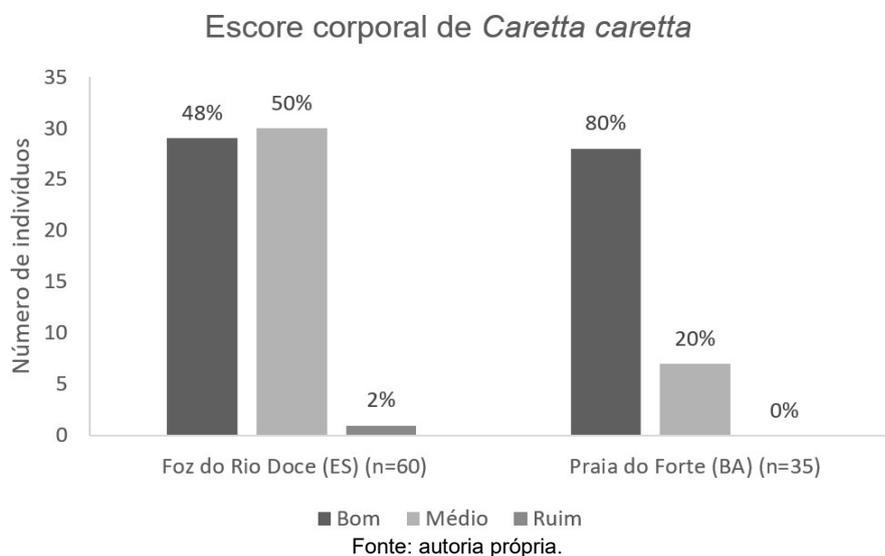
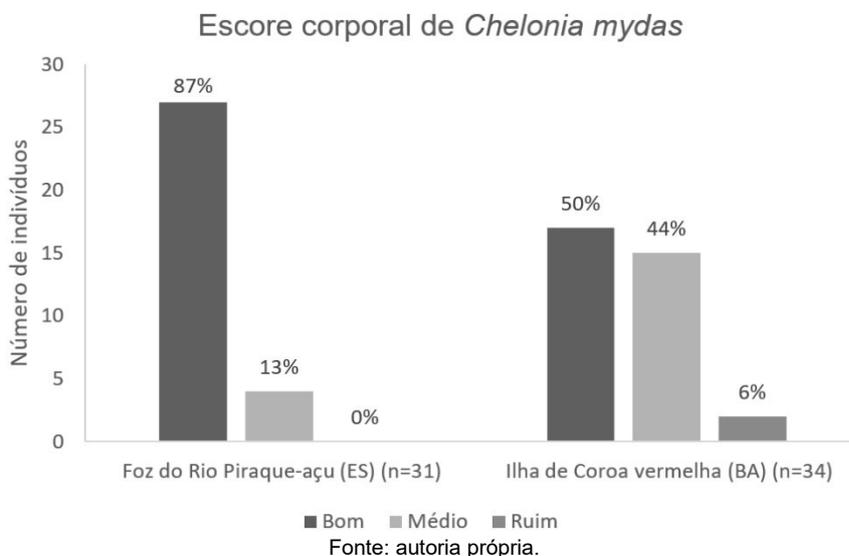


Figura 158: Escore corporal das *Chelonia mydas* juvenis registradas nas áreas de alimentação na região de foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA.



Os resultados de níveis de contaminantes (orgânicos e elementos-traço), em ovos pré e pós eclosão, filhotes natimortos, juvenis e adultos, estão em análise no Laboratório de Toxicologia Aquática na Universidade Federal do Rio Grande (FURG) neste período do relatório, impossibilitando comparações entre áreas impactadas e pontos controle.

Como os objetivos deste estudo dependem de correlações com os dados reprodutivos que ainda serão fornecidos pela Fundação Pró-Tamar e pelos valores de análise de contaminantes realizadas pela equipe do ANEXO I, ainda não é possível fazer uma avaliação de correlação. Qualquer avaliação de relação com o rompimento das barragens se tornaria inconclusiva sem as análises de poluentes no material biológico.

O que foi possível observar até o momento são diferenças nos parâmetros de saúde biométricos, hematológicos (Quadro 43 e Quadro 45) e bioquímicos (Quadro 44 e Quadro 46) de *Chelonia mydas* (entre os locais avaliados, mas que dependem das análises toxicológicas para avaliar se são correlacionadas com os níveis dos contaminantes analisados.

Durante a temporada reprodutiva de 2018-2019 na praia de Povoação, foram flagradas 6 tartarugas da espécie *Caretta caretta* apresentando lesões oftalmológicas. Macroscopicamente, os animais apresentavam intensa hiperemia de mucosa conjuntiva e edema de pálpebras (Figura 159), associado ou não a lesões na córnea (Figura 160) o que configura um quadro de blefaro-conjuntivite ou ceratoconjuntivite. Este quadro já havia sido relatado pela equipe do Projeto TAMAR na temporada reprodutiva 2017-2018, sem relatos anteriores.

Em busca de elucidar a causa das lesões observadas foram coletadas amostras de suabe conjuntival de 4 tartarugas para exame microbiológico. Foram utilizados suabe com meio Stuart para transporte. As amostras foram inoculadas em Agar Sabouraud Dextrose com Cloranfenicol para isolamento de fungos e incubados a 25 oC, por 7 a 20 dias. Para o isolamento de bactérias foi utilizado caldo BHI (Brain Heart Infusion) e ágar Sangue seguido da incubação a 36oC por 24 a 48h.

Para identificação dos fungos foi utilizado Agar Batata e a técnica de microcultivo. Para identificação bactéria foi utilizado o Sistema Bactray®. Foram isolados os microorganismos listados no Quadro 47.

Figura 159: Blefaroconjuntivite severa em *Caretta caretta* na Praia de povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2017-2018.



Fonte: autoria própria.

Figura 160: Ceratoconjuntivite em *Caretta caretta* na Praia de Povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019.



Fonte: autoria própria.

Quadro 40: Andamento das atividades de coleta e análises das tartarugas marinhas durante a temporada reprodutiva de outubro de 2018 a março de 2019, na região de foz do Rio Doce, Linhares - ES e Praia do Forte – BA.

Coletas realizadas	<i>Caretta caretta</i> Praia do Forte	<i>Caretta caretta</i> Foz do Rio Doce	<i>Dermochelys coriacea</i> Foz do Rio Doce
Tartarugas abordadas (% do n previsto)	35 (117)	60 (100)	9 (60)
Amostras de sangue (% do n previsto)	35 (117)	60 (100)	Não previsto
Pool de 3 ovos por ninho pré incubação (% do n previsto)	24 (69)	60 (100)	5 (33)
Pool de 3 ovos por ninho pós incubação (% do n previsto)	32 (91)	55 (92)	5 (33)
Natimortos (% do n previsto)	29 (83)	36 (60)	5 (33)
Resultados de bioquímica (% do n previsto)	35 (117)	54 (90)	Não previsto
Resultados de contaminantes (% do n previsto)	0 (0)*	0 (0)*	0 (0)*
Coleta de tecido (% do n previsto)	NA	60 (100)	9 (60)

* Amostras em análise laboratorial pelo Anexo 1.

Fonte: autoria própria.

Quadro 41: Andamento das atividades de coleta e análises das *Chelonia mydas* juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA em novembro de 2018.

Coletas realizadas na primeira campanha - Novembro 2018	<i>Chelonia mydas</i> juvenis	<i>Chelonia mydas</i> juvenis
	Ilha de Coroa Vermelha	Santa Cruz
Tartarugas capturadas (% do n previsto)	15 (100)	15 (100)
Amostras de sangue coletadas (% do n previsto)	15 (100)	15 (100)
Avaliações biométricas (% do n previsto)	15 (100)	15 (100)
Resultados de bioquímica (% do n previsto)	15 (100)	15 (100)
Resultados de contaminantes (% do n previsto)	0 (0)*	0 (0)*
Coletas de tecido (% do n previsto)	Não previsto	Não previsto

* Amostras em análise laboratorial pelo Anexo 1.

Fonte: autoria própria.

Quadro 42: Andamento das atividades de coleta e análises das *Chelonia mydas* juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA em fevereiro de 2019.

Coletas realizadas na segunda campanha - Fevereiro 2019	<i>Chelonia mydas</i> juvenis	<i>Chelonia mydas</i> juvenis
	Ilha de Coroa Vermelha	Santa Cruz
Tartarugas capturadas (% do n previsto)	19 (127)	19 (127)
Amostras de sangue coletadas (% do n previsto)	19 (127)	19 (127)
Avaliações biométricas (% do n previsto)	19 (127)	19 (127)
Resultados de bioquímica (% do n previsto)	0 (0)**	0 (0)*
Resultados de contaminantes (% do n previsto)	0 (0)*	0 (0)*
Coletas de tecido (% do n previsto)	Não previsto	19 (127)

* Amostras em análise laboratorial pelo Anexo 1.

** Amostras em análise laboratorial pelo IMD

Fonte: autoria própria.

Quadro 43: Valores hematológicos de tartarugas marinhas *Caretta caretta* em reprodução na região da foz do Rio Doce, ES e Praia do Forte, BA, na temporada de reprodutiva de 2018/2019.

Parâmetros hematológicos	Foz do Rio Doce (n=60)				Praia do Forte (n=35)			
	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Comprimento Curvilíneo da carapaça (m)	1,002	0,062	1,2	0,89	0,993	0,054	1,085	0,828
Largura Curvilínea da carapaça (m)	0,903	0,080	1,047	0,409	0,892	0,041	0,993	0,793
Hematócrito (%)	33,2	4,8	43,7	19,0	29,9	6,5	41,0	15,0
Hemácias (x10 ⁶ /	0,402	0,239	1,193	0,163	0,290	0,044	0,383	0,173
Hemoglobina (g/dl)	8,8	1,6	14,8	5,3	8,0	2,4	14,2	3,9
VCM (fl)	1030	427	1899	258	1054	293	1880	625
HCM (pg)	277,1	127,0	689,2	68,2	277,5	83,8	520,5	178,7
CHCM(g/dl)	26,8	4,4	41,1	15,6	26,9	5,6	39,5	13,2
Leucócitos (/ul)	5967	2892	14750	1125	5386	1772	8625	1750
Monócitos (/ul)	274,9	173,2	691,3	0,0	270,2	215,3	1050,0	0,0
Linfócitos (/ul)	1278	958	4744	83	1042	529	2253	140
Heterófilos (/ul)	3616	2279	10768	264	3205	996	5261	1120
Eosinófilos (/ul)	733,7	554,0	2802,5	0,0	877,5	440,3	2093,8	227,5
Basófilos (/ul)	0,00	0,000	0	0	0,000	0,000	0	0
Trombócitos (/ul)	5545	3301	14750	82	3829	1550	9375	1000

Fonte: autoria própria.

Quadro 44: Valores bioquímicos de tartarugas marinhas *Caretta caretta* em reprodução na região da foz do Rio Doce, ES e Praia do Forte, BA, na temporada de reprodutiva de 2018/2019.

Parâmetros bioquímicos	Foz do Rio Doce (n=54)				Praia do Forte (n=35)			
	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Ácido Úrico (mg/dL)	0,6	0,3	1,4	0,2	0,4	0,1	0,7	0,2
Uréia (mg/dL)	23,1	8,8	55,0	2,0	22,3	11,8	69,0	3,0
Cálcio (mg/dL)	9,1	2,2	13,8	2,4	7,2	3,0	12,1	1,3
Fósforo (mg/dL)	7,3	1,7	11,4	3,9	8,0	1,9	11,6	4,2
Sódio (mEq/L)	142,5	5,1	152,0	133,0	139,3	7,5	150,0	123,0
Potássio (mEq/L)	4,2	0,5	5,3	3,2	3,9	0,4	4,7	2,9
Glicose-Glicemia (mg/dL)	97,2	16,2	141,0	59,0	93,7	16,5	136,0	67,0
Colesterol Total (mg/dL)	260,4	69,1	446,0	124,0	228,7	69,7	374,0	134,0
Triglicédeos (mg/dL)	681,5	347,6	1429,0	57,0	647,7	406,3	1510,0	100,0
Proteínas Totais (g/dL)	3,8	0,7	5,1	1,9	3,2	0,7	4,4	1,4
Albumina (g/dL)	1,4	0,3	2,0	0,7	1,3	0,2	1,8	0,8
Globulinas (g/dL)	2,4	0,5	3,5	1,0	2,0	0,4	2,9	1,1
ALT (U/L)	2,5	1,4	8,3	1,1	4,1	1,8	9,0	1,2
AST (U/L)	159,7	96,3	685,2	64,0	227,8	131,2	662,0	90,6
Fosfatase Alcalina (U/L)	10,1	2,9	17,0	4,0	8,7	2,7	17,0	4,0
Férrico Sérico (mg/dL)	60,2	27,3	122,0	21,0	52,6	26,7	118,0	14,0
CPK (U/L)	389,9	270,9	1254,0	75,0	390,0	326,5	1553,0	8,6
Magnésio (mg/dL)	5,2	1,0	8,0	2,1	5,4	1,0	8,6	3,3

Fonte: autoria própria.

Quadro 45: Valores hematológicos de tartarugas marinhas *Chelonia mydas* juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraque-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA, no período de novembro de 2018.

Parâmetros hematológicos	Santa Cruz (n=31)				Coroa Vermelha (n=34)			
	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Comprimento Curvilíneo da carapaça (m)	0,384	0,050	0,518	0,280	0,421	0,057	0,559	0,304
Largura Curvilínea da carapaça (m)	0,350	0,049	0,498	0,240	0,381	0,050	0,481	0,280
Hematócrito (%)	18,0	6,6	32,0	6,0	19,1	7,3	40,0	8,0
Hemácias (x106/	0,320	0,151	0,875	0,118	0,317	0,119	0,580	0,120
Hemoglobina (g/dl)	5,3	2,0	9,4	1,9	5,3	2,3	10,8	0,6
VCM (fl)	635	288	1532	175	644	221	1043	250
HCM (pg)	182,9	75,8	348,9	61,3	176,7	71,6	332,1	44,4
CHCM(g/dl)	30,2	8,0	52,0	11,9	28,6	11,1	60,0	7,5
Leucócitos (/ul)	6964	2617	13750	3125	4055	2012	9375	1500
Monócitos (/ul)	587,1	592,8	2210,0	0,0	268,0	553,1	3187,5	0,0
Linfócitos (/ul)	2733,7	1505,1	5718,8	625,0	1551,9	1098,3	4262,5	113
Heterófilos (/ul)	3309,5	1583,3	8113,0	371,3	1871,8	1104,3	4720,0	488
Eosinófilos (/ul)	333,5	301,3	1100,0	0,0	360,7	225,9	950,0	15
Basófilos (/ul)	3,0	16,8	93,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0
Trombócitos (/ul)	3542	1194	5500	1250	2691	1636	7000	375

Fonte: autoria própria.

Quadro 46: Valores bioquímicos de tartarugas marinhas *Chelonia mydas* juvenis em área de alimentação na região de foz do Rio Piraque-açu, Aracruz, ES e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA, no período de novembro de 2018.

Parâmetros bioquímicos	Santa Cruz (n=15)				Coroa Vermelha (n=15)			
	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Ácido Úrico (mg/dL)	0,8	0,3	1,5	0,3	1,1	0,5	2,1	0,3
Uréia (mg/dL)	53,3	54,1	171,0	8,0	55,5	68,6	250,0	7,0
Cálcio (mg/dL)	5,6	1,8	8,6	2,3	6,6	2,4	12,3	2,3
Fósforo (mg/dL)	6,5	1,4	8,7	3,7	6,0	1,3	8,1	4,4
Sódio (mEq/L)	143,9	6,6	155,0	134,0	147,6	7,6	171,0	140,0
Potássio (mEq/L)	3,9	0,5	5,0	3,3	4,1	0,6	5,6	3,2
Glicose-Glicemia (mg/dL)	64,7	9,1	79,0	48,0	66,6	9,1	89,0	48,0
Colesterol Total (mg/dL)	58,5	35,5	165,0	13,0	76,2	68,8	304,0	14,0
Triglicérides (mg/dL)	45,8	27,9	120,0	8,0	115,5	181,2	740,0	8,0
Proteínas Totais (g/dL)	2,1	0,9	3,8	0,4	2,6	1,0	4,3	1,3
Albumina (g/dL)	0,7	0,2	0,9	0,2	0,8	0,4	1,7	0,4
Globulinas (g/dL)	1,4	0,8	3,1	0,2	1,7	0,7	3,0	0,9
ALT (U/L)	4,1	1,7	8,5	2,2	4,0	1,8	9,6	1,5
AST (U/L)	109,4	46,3	223,2	42,1	131,9	64,4	335,6	64,6
Fosfatase Alcalina (U/L)	10,9	5,9	29,0	5,0	15,7	8,5	35,0	7,0
Férrico Sérico (mg/dL)	23,9	15,4	61,0	7,0	22,1	9,7	41,0	6,0
CPK (U/L)	528,7	622,7	1940,0	8,0	691,5	606,7	2197,0	87,0
Magnésio (mg/dL)	6,2	1,3	8,1	4,1	7,8	1,3	9,6	5,0

Fonte: autoria própria.

Quadro 47: Listagem de microorganismos isolados de suabes conjuntivais coletados em tartarugas marinhas *Caretta caretta* em reprodução na região da foz do Rio Doce, ES na temporada de reprodutiva de 2018/2019.

Identificação do animal	Microorganismos isolados
BRA03019/BR41981 REG698	<i>Myroides odonatum</i>
BR94102/3 REG687	<i>Staphylococcus aureus</i>
BRA1334716/6 REG681	<i>Bacillus subtilis, Aspergillus terreus, Cryptococcus albidus</i>

Fonte: autoria própria.

Os microorganismos isolados são bactérias e fungos oportunistas com baixa patogenicidade, mas que podem levar a casos clínicos em animais imunossuprimidos.

As doenças oculares em tartarugas marinhas normalmente têm lesões traumáticas como pano de fundo, portanto são casos individuais e pouco comuns (FLINT et al., 2014). No Brasil as doenças oculares mais comuns são relacionadas a traumatismos e à fibropapilomatose nas tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) (SANTOS et al., 2015).

O achado de vários animais com lesões oculares semelhantes no mesmo sítio de desova levanta dúvidas sobre a existência de um outro agente causal ou fator predisponente no ambiente que pode estar relacionado com imunossupressão, o que por sua vez pode estar relacionada a exposição a metais pesados entre outros fatores (KOMOROSKE et al., 2011). Além do mais, não houve relatos dessa doença nas *Caretta caretta* na Praia do Forte, BA, maior sítio de desova da espécie, onde também estamos monitorando.

As doenças oftalmológicas já relatadas em tartarugas-marinhas são ceratoconjuntivite, conjuntivite parasitária, blefarite, fibropapiloma, catarata, esclerite heterofílica, ulcera de córnea e ceratite e podem afetar o globo ocular, pálpebras e glândulas lacrimais (ISLER et al., 2014). A conjuntivite séptica em quelônios representa um risco de septicemia, o que demanda administração de antibióticos tópicos e sistêmicos combinados, associados a vitamina A (MCARTHUR, STUART; WILKINSON, ROGER; MEYER, 2013).

Recomendamos ampliar o estudo da doença para definir a sua patogenia através de exame histopatológico (biópsia) e análise de etiologia viral. Com isso será possível avaliar se a doença está relacionada a imunossupressão e assim compreender se as mesmas possuem ou não correlação com a exposição dos animais aos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem em Mariana- MG.

Para tanto será necessário coletar amostras de tecidos (biópsia) para análise histopatológica em busca de células inflamatórias que possam auxiliar na definição e uma possível etiologia e de corpúsculos de inclusão viral.

Assim, recomendamos que seja incluído no monitoramento o exame oftalmológico e a análise histopatológica de lesões oculares nas tartarugas em desova na praia de Povoação e Regência e na Praia do Forte.

4.2.2 Monitoramento e comparação com dados anteriores, a diversidade genética, estrutura populacional e história demográfica das populações de tartarugas marinhas em áreas de desova, e alimentação na região de estudo.

Amostras de tecido muscular das três principais espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no estado do ES foram obtidas nas campanhas já descritas e em parceria com Projeto TAMAR para as análises genéticas, sendo:

- 62 amostras de fêmeas adultas de *Caretta caretta*, 60 de Povoação (Linhares) e duas de Guriri,
- um macho adulto vivo de *Caretta caretta* oriundo de encalhe em Guriri,
- nove amostras de fêmeas adultas de *Dermochelys coriacea*, quatro de Povoação e cinco de Regência (Linhares)
- 19 amostras de *Chelonia mydas* juvenis da foz do Rio Piraquê-açu, Aracruz.

O DNA de todas as amostras foi extraído e quantificado. Obtivemos sucesso na PCR da região controle do DNA mitocondrial (DNAMt) de 85 das 91 amostras. Das 85 amostras amplificadas até então, 79 foram sequenciadas.

A padronização da PCR para os marcadores microssatélites já iniciou e será apresentada no próximo relatório. Os resultados para as análises genético-populacionais usando a região controle do DNAMt estão apresentados a seguir separados por espécie:

Caretta caretta:

Das 63 amostras coletadas, sequenciamos com sucesso 56 amostras, sendo 54 de fêmeas de Povoação, uma fêmea e um macho de Guriri.

Obtivemos um alinhamento de 867 pares de bases (pb) para comparar com dados já publicados referentes a amostras coletadas entre os anos de 1999 e 2005 (Shamblin et al. 2014). O Quadro 48 sumariza os índices de diversidade genética pré e pós-rompimento da barragem. A rede de haplótipos (Figura 161) mostra a relação entre eles e a composição genética das populações pré e pós-rompimento da barragem.

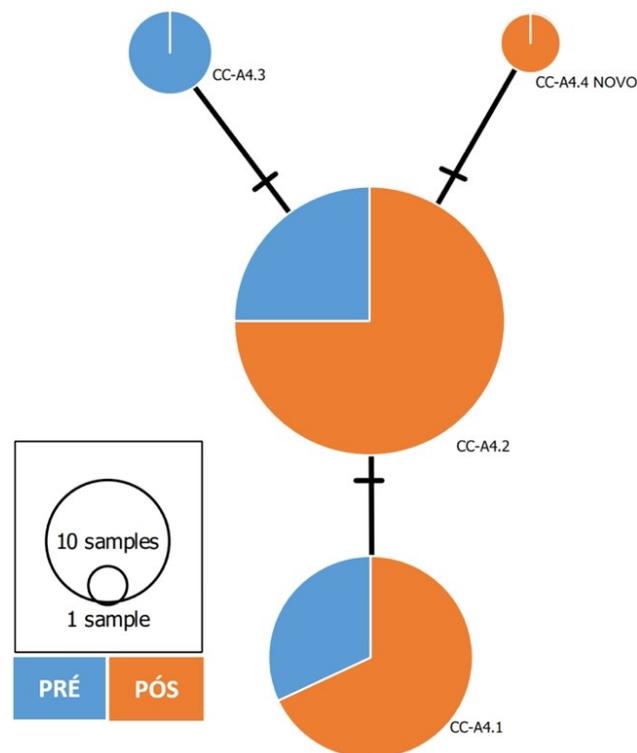
Quadro 48: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas cabeçudas do Espírito Santo baseados em 867pb da região controle do DNA mitocondrial.

Espécie/ População	<i>n</i>	Haplótipos do DNAMt (Frequência)	<i>H</i>	<i>h</i>	DV	D de Tajima	Fs de Fu	Referência
<i>C. caretta</i> ES pré-rompimento da barragem	23	CC-A4.1(8), CC- A4.2 (11) e CC- A4.3(4)	3	0.6482	0.0546	0.9585*	0.7735*	Shamblin <i>et al.</i> (2014)
<i>C. caretta</i> ES pós-rompimento da barragem	55	CC-A4.1 (17), CC- A4.2 (36) e CC-A4.4 NOVO (2)	3	0.4835	0.0510	0.2764*	0.4586*	Presente relatório

Número de amostras (*n*), número de haplótipos (*H*), diversidade haplotípica (*h*) e desvio padrão (DV). Valores marcados com * são não significativos.

Fonte: autoria própria.

Figura 161: Rede dos quatro haplótipos (867 pb) da região controle do DNA mitocondrial de *C. caretta* em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – Shamblin *et al.* 2014) e após o rompimento da barragem (laranja).



Fonte: autoria própria.

Dois indivíduos compartilharam um haplótipo nunca antes registrado no Brasil, nem no mundo (CC-A4.4 NOVO). A presença desse novo haplótipo pode indicar a presença de uma nova variante genética na população ou pode ser um viés de amostragem, pois com um *N* maior (*N*=23 vs *N*=55) é mais provável detectar haplótipos raros.

O macho coletado vivo em Guriri e solto no Projeto Tamar em Vitória apresentou o haplótipo mais comum para espécie no Brasil (CC-A4.2).

Como mostrado no Quadro 48, observamos uma diminuição na diversidade genética comparada com dados da literatura analisados antes do rompimento da barragem (SHAMBLIN et al., 2014), apesar do N pós-rompimento ter sido mais que o dobro do N pré-rompimento. A continuidade do PMBA se faz necessária para avaliar melhor as causas dessa redução na diversidade genética da população.

O valor do índice de estrutura populacional não evidenciou mudança na composição genética antes e após o rompimento da barragem ($F_{ST} = 0.0287$, $p > 0,05$). Os resultados dos testes de neutralidade (D de Tajima e F_s de F_u) não evidenciaram sinais de expansão populacional.

Dermochelys coriácea:

Das nove amostras coletadas até então, seis foram sequenciadas com sucesso, sendo três de Povoação e três de Regência.

Obtivemos um alinhamento de 765 pb para comparar com dados já publicados referentes a amostras coletadas entre os anos de 1992 e 2009 (DUTTON et al., 2013 e VARGAS et al., 2019). O Quadro 49 sumariza os índices de diversidade genética pré e pós-rompimento da barragem. A rede de haplótipos (Figura 162) mostra a relação entre eles e a composição genética das populações antes e depois do rompimento.

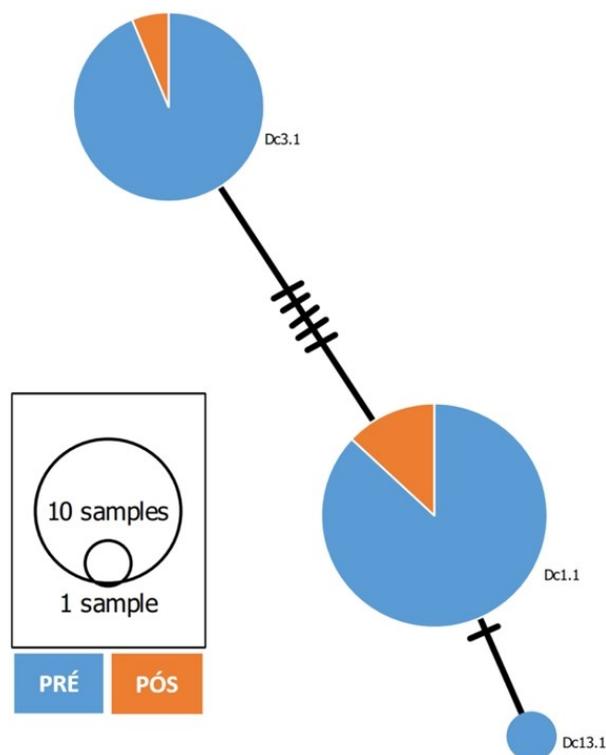
Quadro 49: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas de couro do Espírito Santo baseados em 765 pb da região controle do DNA mitocondrial.

Espécie/ População	<i>n</i>	Haplótipos do DNAMt (Frequência)	<i>H</i>	<i>h</i>	DV	D de Tajima	Fs de Fu	Referência
<i>D. coriacea</i> ES pré- rompimento da barragem	36	Dc1.1 (20), Dc3.1 (15) e Dc13.1 (1)	3	0.532	0.0391	2.096*	5.494*	Vargas et al. (2019)
<i>D. coriacea</i> ES pós-rompimento da barragem	6	Dc1.1 (5) e Dc3.1(1)	2	0.333	0.2152	-1.367*	2.996*	Presente relatório

Número de amostras (*n*), número de haplótipos (*H*), diversidade haplotípica (*h*) e desvio padrão (DV). Valores marcados com * são não significativos.

Fonte: autoria própria.

Figura 162: Rede dos três haplótipos (765 pb) da região controle do DNA mitocondrial de *D. coriacea* em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – Vargas et al. 2019) e após o rompimento da barragem (laranja).



Fonte: autoria própria.

Como mostrado no Quadro 49, observamos uma diminuição na diversidade genética comparada com dados da literatura analisados antes do rompimento da barragem (DUTTON et al., 2013 e VARGAS et al., 2019), mas o N pós-rompimento foi muito inferior que o N pré-rompimento e o desvio padrão muito alto, o que compromete as análises.

Assim como para *C. caretta*, o valor do índice de estrutura populacional não evidenciou mudança na composição genética antes e após o rompimento da barragem ($F_{ST} = 0.040$, $p > 0,05$). Também não foi evidenciado sinal de expansão populacional.

Chelonia mydas:

Das 19 amostras coletadas, até então sequenciamos com sucesso 18. Obtivemos um alinhamento de 491 pares de bases (pb) para comparar com dados já publicados referentes a amostras coletadas entre os anos de 2004 e 2005 (NARO-MACIEL et al. 2012).

O Quadro 50 sumariza os índices de diversidade genética pré e pós-rompimento da barragem. A rede de haplótipos (Figura 163) mostra a relação entre eles e a composição genética das populações pré e pós-rompimento da barragem.

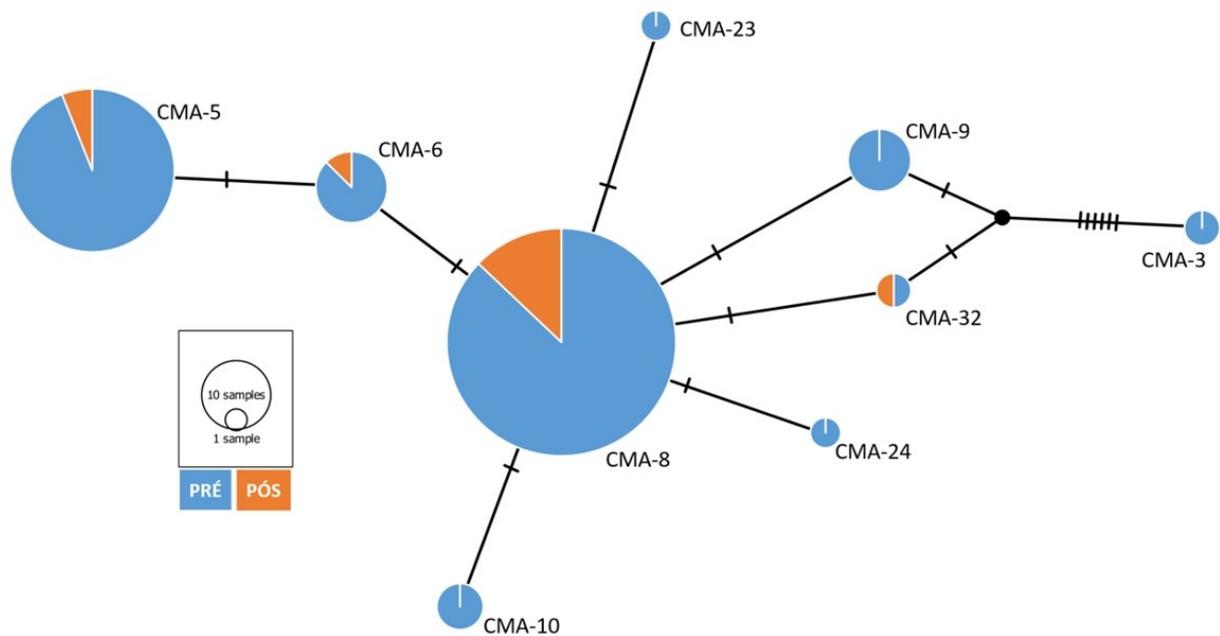
Quadro 50: Índices de diversidade molecular para população em área de alimentação de tartarugas verdes do Espírito Santo baseados em 491pb da região controle do DNA mitocondrial.

Espécie/População	<i>n</i>	Haplótipos do DNAMt (Frequência)	<i>H</i>	<i>h</i>	DV	Referência
<i>C. mydas</i> ES pré-rompimento da barragem	157	CMA3 (2), CMA5 (47), CMA6 (7), CMA8 (88), CMA9 (7), CMA10 (3), CMA23 (1), CMA24 (24) e CMA32 (1)	9	0.5954	0.0306	Naro-Maciel et al. (2012)
<i>C. mydas</i> ES pós-rompimento da barragem	18	CMA5 (3), CMA6 (1), CMA8 (13) e CMA32 (1)	4	0.4706	0.1300	Presente relatório

Número de amostras (*n*), número de haplótipos (*H*), diversidade haplotípica (*h*) e desvio padrão (DV).

Fonte: autoria própria.

Figura 163: Rede dos nove haplótipos (491 pb) da região controle do DNA mitocondrial de *C. mydas* em área de alimentação do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – Naro-Maciel et al. 2012) e após o rompimento da barragem (laranja).



Fonte: autoria própria.

Como mostrado no Quadro 50, observamos uma diminuição na diversidade genética comparada com dados da literatura analisados antes do rompimento da barragem (NARO-MACIEL et al., 2012), mas o *N* pós-rompimento foi muito inferior que o *N* pré-rompimento e o desvio padrão muito alto, o que compromete as análises. Esse problema será resolvido com a incorporação dos dados de coletas dos próximos dois campos previstos para *C. mydas*, somando um *N* mínimo de 45 amostras.

Assim como para *C. caretta* e *D. coriacea*, o valor do índice de estrutura populacional não evidenciou mudança na composição genética antes e após o rompimento da barragem ($F_{ST} = 0.01084$, $p > 0,05$).

Todos os resultados de genética relatados até então são oriundos de análises de um marcador genético do DNA mitocondrial, de origem materna e com baixa taxa de mutação. O uso dos marcadores

microssatélites (já previsto e em andamento), que tem altas taxas de mutação e são de origem biparental, irá refinar as análises de genética de populações e estrutura populacional para todas as espécies estudadas.

4.3 CONCLUSÃO

Concluimos que não é possível, neste estágio do projeto, afirmar ou correlacionar os achados parciais relatados no presente relatório com efeitos oriundos do rompimento da barragem.

Considerando que as tartarugas marinhas podem passar dos 70 anos de idade, necessitam de décadas para atingir maturidade sexual e apresentam ciclos reprodutivos de dois a três anos, compreendemos que se faz necessário um monitoramento de longo prazo (10 anos) para se obter resultados representativos de mudanças na saúde ecológica, na diversidade genética e no tamanho efetivo populacional decorrentes dos impactos da presença dos rejeitos de mineração.

Achamos necessário expandir a área dos estudos genéticos para a região de Anchieta e Guriri que são áreas reprodutivas que tiveram influência dos rejeitos. Há suspeita, baseada nos dados da literatura e observações de campo, de que haja uma diferença nos estoques genéticos dessas áreas em relação a área da Foz do Rio Doce que precisa ser avaliada. Também temos considerado que, uma vez que a área de Abrolhos foi alcançada pela pluma de rejeitos, seria útil incluir uma nova área de controle para *C. mydas* que permita excluir a influência dos rejeitos, mas mantendo as características do ecossistema costeiro. Ubatuba seria a melhor opção por haver a infraestrutura do TAMAR e abundância da espécie.

Sobre as metodologias abordadas, para a *D. coriacea* observamos uma alta taxa de perda de marcas, o que pode estar prejudicando o monitoramento da população. Sugerimos uma nova metodologia de marcação com uso de microchips aliada a identificação molecular com marcadores microssatélites (já prevista) para efetivamente monitorar os indivíduos dessa espécie criticamente ameaçada de extinção.

Diante do relatado no decorrer desse relatório sugerimos a inclusão de três novas análises para responder aspectos ainda não abordados no escopo do presente monitoramento, todos eles devidamente explicados e justificados no próximo tópico:

Análise hormonal de corticosteróides e da ativação de células linfóides para avaliação da imunossupressão em tartarugas-marinhas, correlacionando com os níveis de contaminantes,

- Avaliação da incidência de fibropapilomatose (FP) em *C. caretta*,
- Diagnóstico molecular de doenças virais nas tartarugas-marinhas.

4.4 REFERÊNCIAS

DUTTON P.H., RODEN S.E., STEWART K.R., et al. (2013) Population stock structure of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Atlantic revealed using mtDNA and microsatellite markers. *Conservation Genetics* 14, 625 – 636.

FLINT, M. et al. (2014) Clinical and Pathological Findings in Green Turtles (*Chelonia mydas*) from Gladstone, Queensland: Investigations of a Stranding Epidemic. *EcoHealth*, v. 1996. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10393-014-0972-5>>.

ISLER, C. T. et al. (2014) Evaluation of the eye diseases seen in Loggerhead Sea turtle (*Caretta caretta*). *Revue de Médecine Vétérinaire*, v. 165, n. 9–10, p. 258–262.

KOMOROSKE, L. M. et al. (2011) Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere*, v. 84, n. 5, p. 544–552. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.023>>.

MCARTHUR, STUART; WILKINSON, ROGER; MEYER, J. *Medicine and surgery of tortoises and turtles*. [s.l.: s.n.].v. 53

NARO-MACIEL E, BONDIOLI ACV, MARTIN M, et al. (2012). The Interplay of Homing and Dispersal in Green Turtles: A Focus on the Southwestern Atlantic, *Journal of Heredity*, 103: 792-805.

SANTOS, M. R. de D. et al. (2015) Health condition of juvenile *Chelonia mydas* related to fibropapillomatosis in southeast Brazil. *Diseases of Aquatic Organisms*, v. 115, n. 3, p. 193–201, 20 ago. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/dao/v115/n3/p193-201/>>.

SHAMBLIN BM, BOLTEN AB, ABREU-GROBOIS FA, BJORNDAL KA, CARDONA L, et al. (2014) Geographic Patterns of Genetic Variation in a Broadly Distributed Marine Vertebrate: New Insights into Loggerhead Turtle Stock Structure from Expanded Mitochondrial DNA Sequences. *PLoS ONE* 9(1): e85956. doi:10.1371/journal.pone.0085956.

VARGAS SM, LINS LAF, MOLFETTI M, et al. (2019). Revisiting the genetic diversity and population structure of the critically endangered leatherback turtles in the South-west Atlantic Ocean: insights for species conservation. *Journal of Heredity*, 99(1), 31-41.

5 SUBPROJETO: AVES MARINHAS – CONTAMINANTES

5.1 OBJETIVO

Monitorar a evolução das dosagens de contaminantes e histopatologias em tecidos de cetáceos e aves marinhas em encalhes e de aves marinhas vivas na área de estudo num período de cinco anos.

5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As quatro espécies de aves marinhas objeto de monitoramento tiveram tecidos provenientes de coletas anteriores ao rompimento da Barragem de Fundão em Mariana analisados para metais essenciais e não essenciais. Valores acima de 1,30 mg/Kg de ferro (Fe), manganês (Mn), cromo (Cr), cobre (Cu) e zinco (Zn), elementos essenciais ao metabolismo animal, foram encontrados no sangue de *S. leucogaster*, *P. aethereus* e *P. arminjoniana*. Já *T. chlororhynchos* apresentou valores acima de 1,30 mg/Kg para ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn). Dos elementos-traço essenciais, as maiores concentrações médias no sangue (Quadro 51; Figura 164) encontradas foram 378,93 mg/Kg (min. 38,26 e máx. 648,93 mg/Kg) para Fe, 43,43 mg/Kg (min. 9,70 e máx. 104,40 mg/Kg) para Mn e 28,15 mg/Kg (min. 0,00005 e máx. 73,45 mg/Kg) para Zn em *P. arminjoniana*. Já para Cr e Cu foram 2,48 mg/Kg (min. 0,11 e máx. 5,97 mg/Kg) e 10,33 mg/Kg (min. 0,00005 e máx. 32,38 mg/Kg), respectivamente, ambos em *S. leucogaster*. Quando considerados os elementos não-essenciais, as concentrações médias no sangue foram baixas (<0,60 mg/Kg) para todas as espécies. Os maiores valores médios de Cd (0,07; min. 0,000004 e máx. 0,320 mg/Kg) foram encontrados em *S. leucogaster*. Já os de Pb (0,48; min. 0,09 e máx. 1,04 mg/Kg), As (0,58; min. 0,22 e máx. 0,92 mg/Kg) e Hg (0,39; min. 0,11 e máx. 0,91 mg/Kg) foram encontrados em *P. arminjoniana*.

As penas em crescimento apresentaram valores médios (Quadro 51; Figura 165) acima de 60 mg/Kg para Fe, sendo o maior valor médio encontrado em *S. leucogaster* (392,89; min. 101,89 e máx. 670,87 mg/Kg), e para Zn, cujo maior valor registrado foi em *P. aethereus* (217,90; min. 0,00005 e máx. 457,50 mg/Kg). Os demais elementos essenciais tiveram grande variação nos valores, sendo os maiores encontrados em *S. leucogaster*, com 134,34 mg/Kg (min. 56,00 e máx. 254,00 mg/Kg) de Mn; 7,10 mg/Kg (min. 0,000004 e máx. 18,75 mg/Kg) de Cr; e 43,93 mg/Kg (min. 1,33 e máx. 91,59 mg/Kg) de Cu. Já os elementos não-essenciais apresentaram maiores valores em *S. leucogaster*, com médias de 0,25 mg/Kg (min. 0,000004 e máx. 0,70 mg/Kg) de Cd; 0,87 mg/Kg (min. 0,41 e máx. 1,31 mg/Kg) de Pb; 19,71 mg/Kg (min. 1,63 e máx. 63,33 mg/Kg) de As; e 2,34 mg/Kg (min. 0,47 e máx. 6,87 mg/Kg) de Hg.

Quando consideradas as penas totalmente crescidas, as concentrações médias (Quadro 51; Figura 165) foram maiores em *P. arminjoniana*, tanto para os elementos essenciais como não-essenciais. Foram registradas concentrações maiores que 30 mg/Kg de Fe (347,29; min. 107,90 e máx. 833,00 mg/Kg); Mn (107,20; min. 24,96 e máx. 235,80 mg/Kg); e Zn (248,05; min. 103,40 e máx. 523,57

mg/Kg). Já para Cr e Cu, as concentrações encontradas variaram entre 2,46 mg/Kg (min. 0,000004 e máx. 6,11 mg/Kg); e 4,29 mg/Kg (min. 1,50 e máx. 6,81 mg/Kg), respectivamente. Os elementos não essenciais Cd, Pb, As e Hg nas penas velhas variaram entre 0,06 mg/Kg (min. 0,000004 e máx. 0,18 mg/Kg); 0,41 mg/Kg (min. 0,06 e máx. 0,93 mg/Kg); 1,11 mg/Kg (min. 0,10 e máx. 2,56 mg/Kg); e 0,42 mg/Kg (2,46 mg/Kg (min. 0,03 e máx. 0,78 mg/Kg)), respectivamente, também maiores em *P. arminjoniana*.

Os valores de concentração encontrados nas amostras anteriores ao derramamento da barragem de Fundão não representam risco para as espécies, uma vez que não foram evidenciados sinais de intoxicação durante as coletas, embora o monitoramento das concentrações seja recomendado, a fim de constatar possíveis efeitos crônicos. Maiores valores em *P. arminjoniana* são esperados, uma vez que os Procellariiformes são reconhecidos por terem altos valores de metais em seus tecidos, sem efeitos deletérios aparentes. Como as penas são importante rota de detoxificação, percebe-se que os animais estão direcionando o acúmulo dos elementos-traço, essenciais ou não, na síntese deste tecido. A diferenciação das penas em velhas e novas, ou em crescimento, auxilia na avaliação dos locais de contaminação dos animais uma vez que os períodos do ciclo anual e locais onde as aves estão são conhecidos, e, assim, permitirá no futuro avaliações acerca do potencial efeito do rompimento da barragem de Fundão.

As médias das concentrações dos elementos-traço cádmio (Cd) e chumbo (Pb), foram ainda analisadas estatisticamente em 69 amostras de sangue de *Pterodroma arminjoniana* (petrel-de-trindade), coletadas nos anos de 2006 (Figura 166) e 2007 (Figura 167), portanto prévias ao desastre da barragem de Mariana, visando comparação com concentrações destes contaminantes posteriores ao evento. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) de distribuição gamma e link identidade (McCullagh & Nelder 1989), analisado no software RStudio (RStudio Team 2015), demonstram que as concentrações de Cd (Quadro 53) e Pb (Quadro 54) foram semelhantes nos indivíduos adultos, tanto nos machos como nas fêmeas. No período reprodutivo os indivíduos de *P. arminjoniana* forrageiam nas mesmas regiões do Oceano Atlântico Sul, portanto, podem absorver elementos-traço via predação. O estudo da análise da dieta de *P. arminjoniana*, realizado por Leal et al. (2017) corroborada esta informação, já que lulas reconhecidamente contém concentrações elevadas de Cd, e a dieta da espécie baseia-se nestes cefalópodes (ver seção sobre dieta da espécie).

A taxa de renovação do sangue é de poucas semanas, portanto, a informação da concentração dos elementos-traço refere-se ao período logo Antes da amostragem (Richards 2008; Abdullah et al. 2015; Janaydeh et al. 2018). Neste contexto, a compreensão dos efeitos fisiológicos da absorção de elementos-traço em *P. arminjoniana* será beneficiada pela análise das concentrações em outros tecidos, como as penas. As penas podem funcionar como uma rota de detoxificação de contaminantes nas aves (Fournier et al. 2002; Malik & Zeb 2009), melhorando a compreensão da fisiologia dessa espécie. No período reprodutivo, as fêmeas de aves aumentam significativamente a busca por alimentos ricos em cálcio (Ca), devido à pré-postura dos ovos (Perrins 1996). O Cd e o Pb podem substituir o Ca na produção do ovo, pois competem por sítios de ligação com o cálcio (Spiro & Stigliani

2008). No período reprodutivo, os adultos de *P. arminjoniana* forrageiam na costa do Espírito Santo (Leal et al. 2017), região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão em 2015. Portanto, a análise das amostras de ovos pode elucidar se as fêmeas estão absorvendo elementos-traço oriundos do rompimento da barragem. Além disso, amostragens posteriores ao rompimento da barragem fornecerão informações a respeito das diferenças de absorção de contaminantes em machos e fêmeas, considerando a análise da produção de penas e o período pré-postura.

Quando considerado o ano (2006 e 2007) e ciclo reprodutivo em que se encontravam durante as coletas, os valores de Cd e Pb também se assemelham. O primeiro período ocorre de julho a janeiro, com pico de postura de ovos em setembro e outubro, e o segundo período de janeiro a julho, com pico de postura em fevereiro e março (Fonseca-Neto 2004). Isso deve-se ao fato de ambos os períodos de reprodução das na Ilha da Trindade compreenderem tanto o período de chuvas como o de secas na costa espírito-santense (Incaper 2019), além da constância na composição abiótica do meio.

Quadro 51: Concentrações médias (mg/Kg peso seco) \pm desvio padrão de ferro (Fe), manganês (Mn), cromo (Cr), cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênio (As) e mercúrio (Hg) no sangue, penas em crescimento e totalmente crescidas de adultos de *Thalassarche chlororhynchos* (n=8 para penas em crescimento e n=10 para os demais tecidos), *Sula leucogaster* (n=7), *Phaethon aethereus* (n=10) e *Pterodroma arminjoniana* (n=9).

Espécie	[Fe]	[Mn]	[Cr]	[Cu]	[Zn]	[Cd]	[Pb]	[As]	[Hg]
Sangue									
<i>T. chlororhynchos</i>	169,85 \pm 37,785	1,42 \pm 0,593	0,08 \pm 0,103	0,27 \pm 0,247	3,92 \pm 0,600	0,02 \pm 0,014	0,03 \pm 0,043	0,05 \pm 0,026	0,01 \pm 0,005
<i>S. leucogaster</i>	211,60 \pm 86,973	7,21 \pm 2,609	2,48 \pm 2,479	10,33 \pm 13,144	3,92 \pm 0,600	0,07 \pm 0,116	0,31 \pm 0,202	0,39 \pm 0,293	0,23 \pm 0,232
<i>P. aethereus</i>	276,80 \pm 131,482	13,45 \pm 8,037	1,86 \pm 2,793	1,38 \pm 1,080	5,50 \pm 3,483	0,05 \pm 0,096	0,28 \pm 0,338	0,38 \pm 0,228	0,25 \pm 0,188
<i>P. arminjoniana</i>	378,93 \pm 173,351	43,43 \pm 31,735	2,03 \pm 3,330	2,46 \pm 2,262	28,15 \pm 24,829	0,05 \pm 0,077	0,48 \pm 0,364	0,58 \pm 0,219	0,39 \pm 0,291
Penas em crescimento									
<i>T. chlororhynchos</i>	60,29 \pm 47,481	39,26 \pm 14,789	1,18 \pm 0,923	4,10 \pm 3,024	98,87 \pm 41,463	0,04 \pm 0,077	0,31 \pm 0,304	1,70 \pm 2,239	0,26 \pm 0,096
<i>S. leucogaster</i>	392,89 \pm 193,017	134,34 \pm 69,982	7,10 \pm 7,383	43,93 \pm 39,269	99,90 \pm 64,879	0,25 \pm 0,2575	0,87 \pm 0,337	19,71 \pm 22,744	2,34 \pm 2,181
<i>P. aethereus</i>	182,02 \pm 90,166	37,43 \pm 19,649	1,36 \pm 1,201	4,76 \pm 2,910	217,90 \pm 132,991	0,02 \pm 0,031	0,40 \pm 0,207	0,50 \pm 0,387	0,34 \pm 0,213
Penas totalmente crescidas									
<i>T. chlororhynchos</i>	71,36 \pm 57,183	32,39 \pm 10,965	1,06 \pm 0,616	3,98 \pm 2,922	88,85 \pm 31,848	0,06 \pm 0,125	0,32 \pm 0,203	0,64 \pm 0,530	0,22 \pm 0,062
<i>P. arminjoniana</i>	347,29 \pm 245,723	107,20 \pm 72,752	2,46 \pm 2,493	4,29 \pm 1,488	248,05 \pm 133,645	0,06 \pm 0,074	0,41 \pm 0,295	1,11 \pm 0,882	0,42 \pm 0,266

Fonte: autoria própria.

Quadro 52: Concentrações médias (mg/Kg peso seco) \pm desvio padrão de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) e número de amostras (n) em sangue de adultos do petrel-de-trindade (*Pterodroma arminjoniana*) no primeiro período reprodutivo (julho a janeiro) e segundo período (janeiro a julho) de 2006 e de adultos em ambos ciclos e filhotes do período reprodutivo II do ano de 2007 amostrados na Ilha da Trindade.

Idade/Sexo	Machos		Fêmeas		Filhotes	
	[Cd] (mg/Kg)	[Pb] (mg/Kg)	[Cd] (mg/Kg)	[Pb] (mg/Kg)	[Cd] (mg/Kg)	[Pb] (mg/Kg)
2006 – I	0,023 \pm 0,020 (n=14)	0,061 \pm 0,073 (n=14)	0,018 \pm 0,008 (n=10)	0,051 \pm 0,033 (n=10)	-	-
2006 – II	0,014 \pm 0,008 (n=4)	0,049 \pm 0,021 (n=4)	0,014 \pm 0,006 (n=4)	0,042 \pm 0,022 (n=4)	-	-
2007 – I	0,013 \pm 0,007 (n=4)	0,041 \pm 0,027 (n=4)	0,012 \pm 0,006 (n=5)	0,065 \pm 0,033 (n=5)	-	-
2007 – II	0,020 \pm 0,010 (n=5)	0,036 \pm 0,019 (n=5)	0,019 \pm 0,017 (n=5)	0,040 \pm 0,029 (n=5)	0,035 \pm 0,025 (n=18)	0,047 \pm 0,028 (n=18)

Fonte: autoria própria.

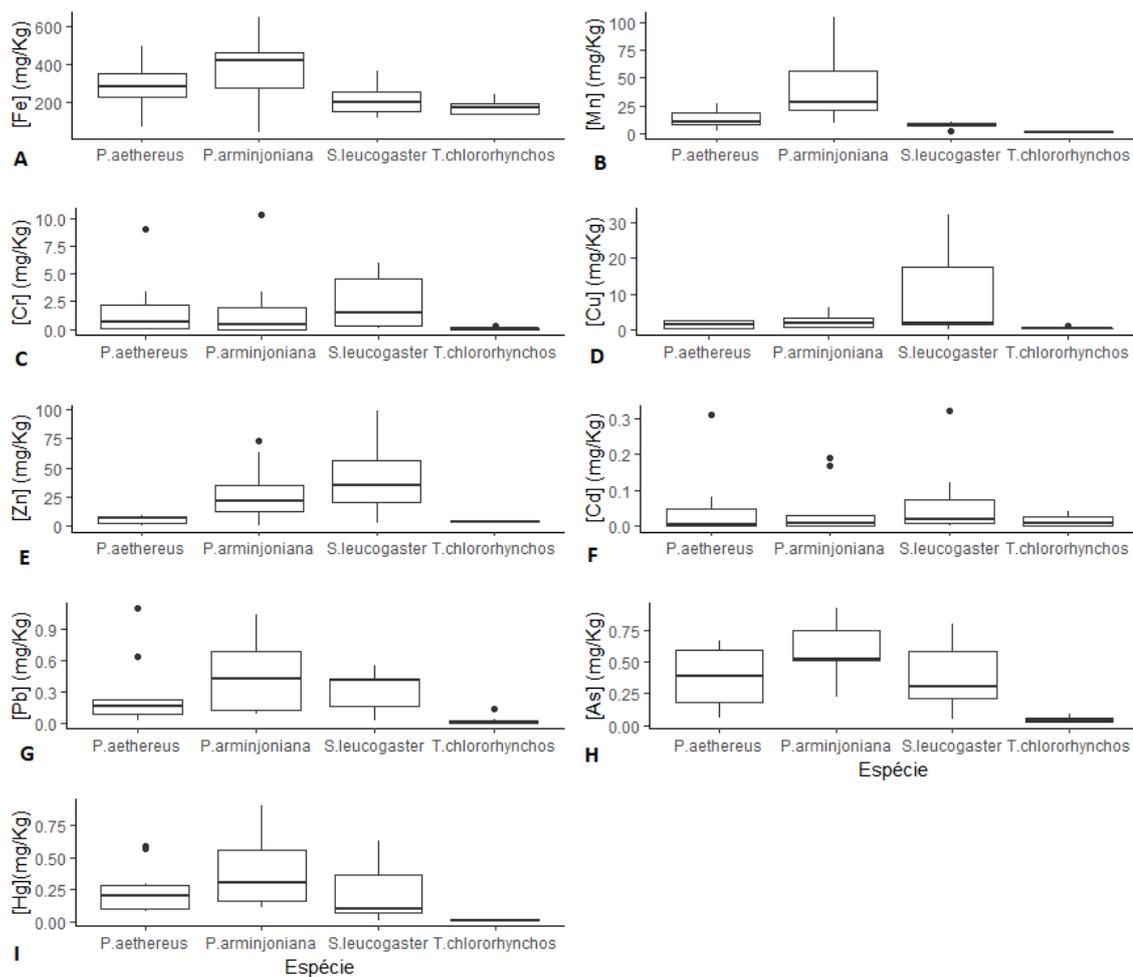
Quadro 53: Coeficientes do GLM selecionado com a variável explanatória 'Concentração de Cd' (em mg/Kg peso seco) de sangue do petrel-de-trindade, explicadas por sexo (macho e fêmea), período reprodutivo (I - de julho a janeiro e II - de janeiro a julho) e ano (2006 e 2007). O intercepto representa a concentração de Cd no sangue de fêmeas do período II no ano de 2007. Por exemplo, a estimativa para as concentrações de Cd em machos é de e0,003, ou seja, machos possuem concentrações de Cd 0,3% maiores quando em comparação com fêmeas, ou seja, valores semelhantes. Ainda, a concentração de Cd no período I (e-0,001) foi 0,1% menor quando comparada com os valores do período de janeiro a julho (II), evidenciando que o período reprodutivo não influencia na amostragem do petrel-de-trindade por compreender tanto o período de chuvas quanto o de seca na costa capixaba, local de forrageio das aves.

Termo	Estimativa	Erro Padrão (SE)	t	P
Intercepto	0,015	0,004	4,278	<0,001
Período I	-0,001	0,004	-0,278	0,782
2006	0,003	0,004	0,838	0,406
Macho	0,003	0,004	0,794	0,431

Fonte: autoria própria.

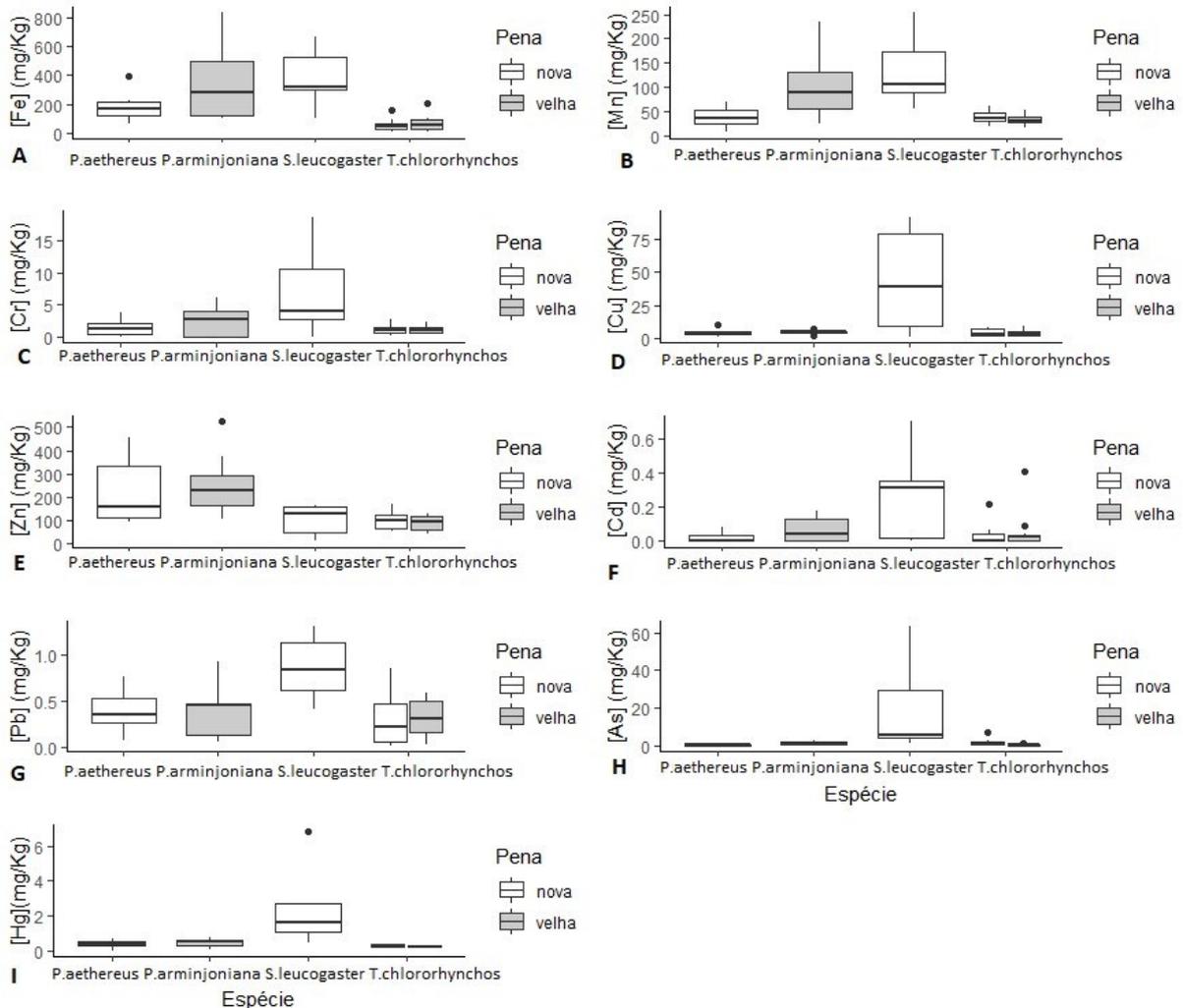
Ao comparar as concentrações de filhotes, coletados entre janeiro e julho (período II) de 2007, com as de adultos do mesmo período, através de teste Kruskal-Wallis de análise de variâncias não-paramétrico (Zar 2010), os valores de ambos os estágios de vida também foram semelhantes para Cd ($\chi^2 = 2,816$; $P = 0,093$) e Pb ($\chi^2 = 0,113$; $P = 0,737$). Como adultos de aves marinhas tendem a deslocar-se em regiões próximas aos ninhos para a busca de alimento para os filhotes, a absorção destes elementos-traço pode ter se dado de fontes semelhantes. Entretanto, os resultados contrariam Leal et al. (2017), que encontraram diferenças na alimentação de *P. arminjoniana* em diferentes estágios de vida. Portanto, mais análises considerando estágios de vida deveriam ser realizadas, tanto relativas ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão como do período posterior. Além do sangue, as penas (em análise) e ovos (não previstos no plano de trabalho) poderiam fornecer dados de comparação do metabolismo de elementos-traço em aves.

Figura 164: Concentrações de ferro (Fe; A), manganês (Mn; B), cromo (Cr; C), cobre (Cu; D), zinco (Zn; E), cádmio (Cd; F), chumbo (Pb; G), arsênio (As; H) e mercúrio (Hg; I) no sangue de *Thalassarche chlororhynchos*, *Sula leucogaster*, *Phaethon aethereus* e *Pterodroma arminjoniana*.



Fonte: autoria própria

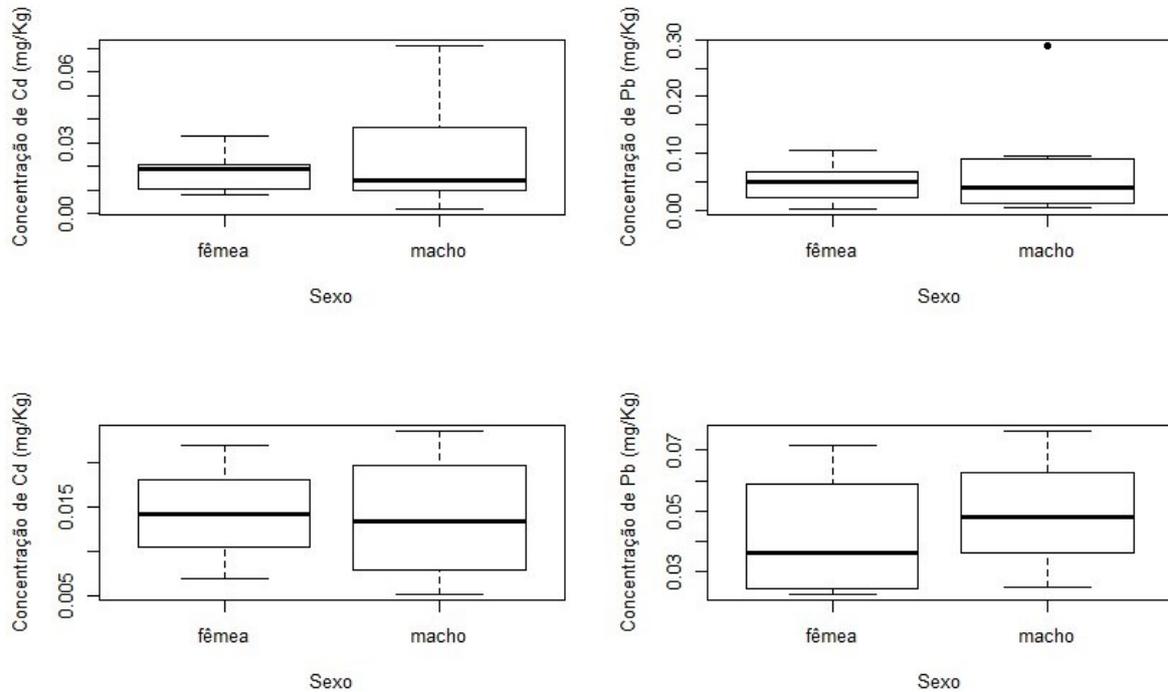
Figura 165: Concentrações de ferro (Fe; A), manganês (Mn; B), cromo (Cr; C), cobre (Cu; D), zinco (Zn; E), cádmio (Cd; F), chumbo (Pb; G), arsênio (As; H) e mercúrio (Hg; I) nas penas (velha e nova ou em crescimento) de *Thalassarche chlororhynchos*, *Sula leucogaster*, *Phaethon aethereus* e *Pterodroma arminjoniana*.



Fonte: autoria própria.

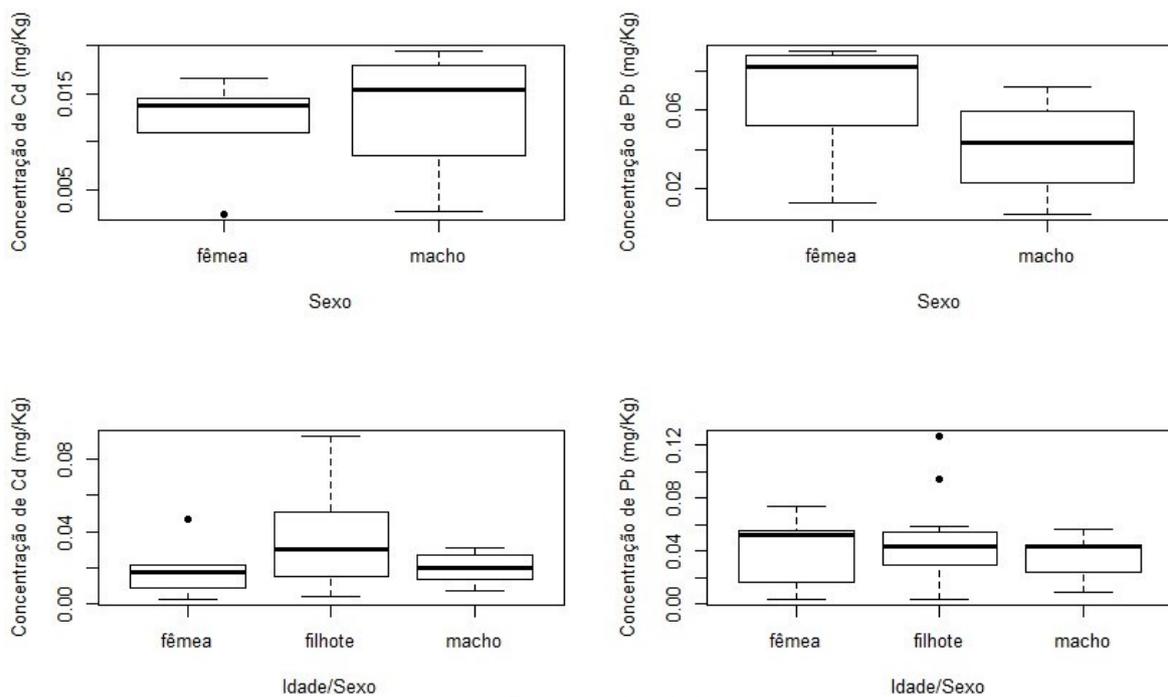
Por fim, ao avaliar correlação entre as concentrações de Cd e Pb no sangue dos animais, através do teste de correlação de Spearman (Zar 2010), as concentrações de metais não estiveram correlacionadas ($\rho = 0,320$; $P = 0,007$). Isso ocorre porque suas fontes de absorção podem ser diferentes. Uma explicação seria a diferença na biodisponibilidade, relativa à semelhança na carga iônica e, portanto, competição com sítios de ligação (Spiro & Stigliani 2008), que tornariam um elemento mais biodisponível no meio do que o outro. Logo, a dinâmica do Pb e do Cd com as características do ambiente teria uma maior influência nos valores dos elementos no sangue dos petréis-de-trindade do que a concentração de um sobre o outro.

Figura 166: Concentrações de cádmio (Cd) e chumbo (Pb; mg/Kg) no sangue de adultos de petrel-de-trindade (*Pterodroma arminjoniana*) coletados durante o primeiro período reprodutivo, que compreende julho a janeiro de 2006 (acima; fêmea n=10 e macho n=14) e o segundo período, de janeiro a julho de 2006 (abaixo; fêmea n=4 e macho n=4).



Fonte: autoria própria.

Figura 167: Concentrações de cádmio (Cd) e chumbo (Pb; mg/Kg) no sangue de adultos de petrel-de-trindade (*Pterodroma arminjoniana*) coletados durante o primeiro período reprodutivo, que compreende julho a janeiro de 2007 (acima; fêmea n=4 e macho n=5) e de adultos e filhotes do segundo período, de janeiro a julho de 2007 (abaixo; fêmea n=5, filhote n=18 e macho n=5).



Fonte: autoria própria.

Quadro 54: Coeficientes do GLM selecionado com a variável explanatória 'Concentração de Pb' (em mg/Kg peso seco) de petrel-de-trindade, explicadas por sexo (macho e fêmea), período reprodutivo (I - julho a janeiro e II - janeiro a julho) e ano (2006 e 2007). O intercepto representa a concentração de Pb no sangue de fêmeas do período de janeiro a julho (II) no ano de 2007.

Termo	Estimativa	Erro Padrão (SE)	t	P
Intercepto	0,039	0,011	3,662	<0,001
Período I	0,014	0,012	1,142	0,259
2006	0,005	0,012	0,423	0,674
Macho	<0,001	0,011	-0,034	0,973

Fonte: autoria própria.

5.3 CONCLUSÃO

Uma vez que as amostras coletadas posteriormente ao desastre estão em análise, não foi possível fazer uma comparação dos dados coletados antes do rompimento da barragem de Fundão e após. Amostras de rabo-de-palha (*Phaethon aethereus*), petrel-de-trindade (*Pterodroma arminjoniana*), atobá (*Sula leucogaster*) e albatroz-de-nariz-amarelo (*Thalassarche chlororhynchos*) estão em análises mais detalhadas, e amostras do período após o rompimento estão em análise para contaminantes orgânicos. DE modo geral, os valores dos metais detectados nos diversos tecidos das quatro espécies estão dentro da normalidade, com maiores valores em *P. arminjoniana*, reheciment comedor de lulas que possuem altos valores de Cd, e um Procellariiforme, grupo tipicamente com elevadas concentrações de metais.

Com as amostras já analisadas, foi possível concluir ainda que não há diferença entre o período de coleta ou o sexo do indivíduo amostrado no petrel-de-trindade, sendo importante resultado para o planejamento das amostragens futuras. Além disso, como não há distinção do ciclo reprodutivo amostrado, uma vez que ambos contemplam as estações chuvosas e de seca da região, procurou-se organizar as coletas durante o período de uso da costa do Espírito Santo pela espécie, ou seja, o período pré-postura. Ainda, para que a avaliação de impactos crônicos seja possível, o monitoramento das concentrações de contaminantes no organismo das espécies deve ser realizado. Para isso, as coletas devem contemplar as mesmas populações e mesmos ciclos de reprodução ao longo de vários anos. Por fim, sugere-se a ampliação das análises para mais tecidos, tais como ovos ou cascas de ovos, para o melhor entendimento da fisiologia dos animais e detecção de contaminação nos períodos do ciclo reprodutivo em que as aves distribuem-se em áreas afetadas pelo rompimento da barragem. Assim, a verificação de possíveis rotas de detoxificação de animais vivos poderá ser avaliada, uma vez que a amostragem de sangue de adultos e filhotes reflete apenas os níveis atuais e locais. Além disso, uma avaliação de possível transferência de contaminantes da mãe para o filhote seria possível, permitindo, assim, a avaliação do sucesso reprodutivo e preservação desta espécie ameaçada de extinção em nível nacional e global.

5.4 REFERÊNCIAS

- Abdullah M., Fasola M., Muhammad A., Malik S.A., Bostan N., Bokhari H., Kamran M.A., Shafqat M.A., Alamdar A., Khan M., Ali N., Eqani SAMAS (2015). Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: a case study from severely contaminated areas. *Chemosphere* 119:553-561.
- Fonseca-Neto F.P. (2004). Aves marinhas da ilha Trindade. p.119-146 In: Branco JO (Org.) Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Editora da UNIVALI, Itajaí.
- Fournier F., Karasov W.W., Kenow K.P., Meyer M.W., Hines R.K. (2002). The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. *Comp Biochem Physiol A, Mol Integr Physiol* 133:703-714.
- Incaper (2019). Gráficos da Série Histórica – Vitória/ES: Dados médios da série histórica da estação meteorológica localizada no município de Vitória/ES (Ilha de Santa Maria - convencional). Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – Incaper. Disponível em: <<https://meteorologia.incaper.es.gov.br/graficos-da-serie-historica-vitoria>>. Acesso em Março 2019.
- Janaydeh M., Ismail A., Omar H., Zulkifli S.Z., Bejo M.H., Aziz N.A.A. (2018). Relationship between Pb and Cd accumulations in house crow, their habitat, and food content from Klang area, Peninsular Malaysia. *Environ Monit Assess* 190:47.
- Leal G.R., Furness R.W., McGill R.A.R., Santos R.A., Bugoni L. (2017). Feeding and foraging ecology of Trindade petrels *Pterodroma arminjoniana* during the breeding period in the South Atlantic Ocean. *Mar Biol* 164:211.
- Malik R.N., Zeb N. (2009). Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L., as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. *Ecotoxicology* 18:522-536.
- McCullagh P., Nelder J.A. (1989). *Generalized Linear Models*. London: Chapman and Hall.
- Perrins C.M. (1996). Eggs, egg formation and timing of breeding. *Ibis* 138:2-15.
- Richards I.S. (2008). *Principles and practice of toxicology in public health*. Jones and Bartlett Publishers, Sudbury.
- RStudio Team (2015). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, MA. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acesso em: Mar 2019.
- Spiro T.G., Stigliani W.M. (2008). *Química ambiental*, 2 ed. Pearson Prentice Hall, São Paulo.
- Zar J.H. (2009). *Biostatistical analysis*, 5 ed. Pearson International Edition, New Jersey.

6 SUBPROJETO: AVES MARINHAS - ECOLOGIA TRÓFICA (ISÓTOPOS E DIETA)

6.1 OBJETIVO

Descrever a ecologia trófica, a partir da análise de isótopos estáveis, das aves *Sula leucogaster*, *Pterodroma arminjoniana*, *Thalassarche chlororhynchos* e *Phaethon aethereus*.

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O nicho isotópico, amplamente utilizado como representação do nicho trófico (Newsome et al. 2007, Mancini et al. 2014), foi definido com base em valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ obtidos através de amostras de sangue de *Sula leucogaster*, *Pterodroma arminjoniana*, *Thalassarche chlororhynchos* e *Phaethon aethereus* (Figura 168). Apenas *P. arminjoniana* apresentou dados dos períodos pré e pós rompimento da barragem de Mariana, enquanto as demais espécies tiveram apenas o período pré-rompimento avaliado até o momento da elaboração deste relatório.

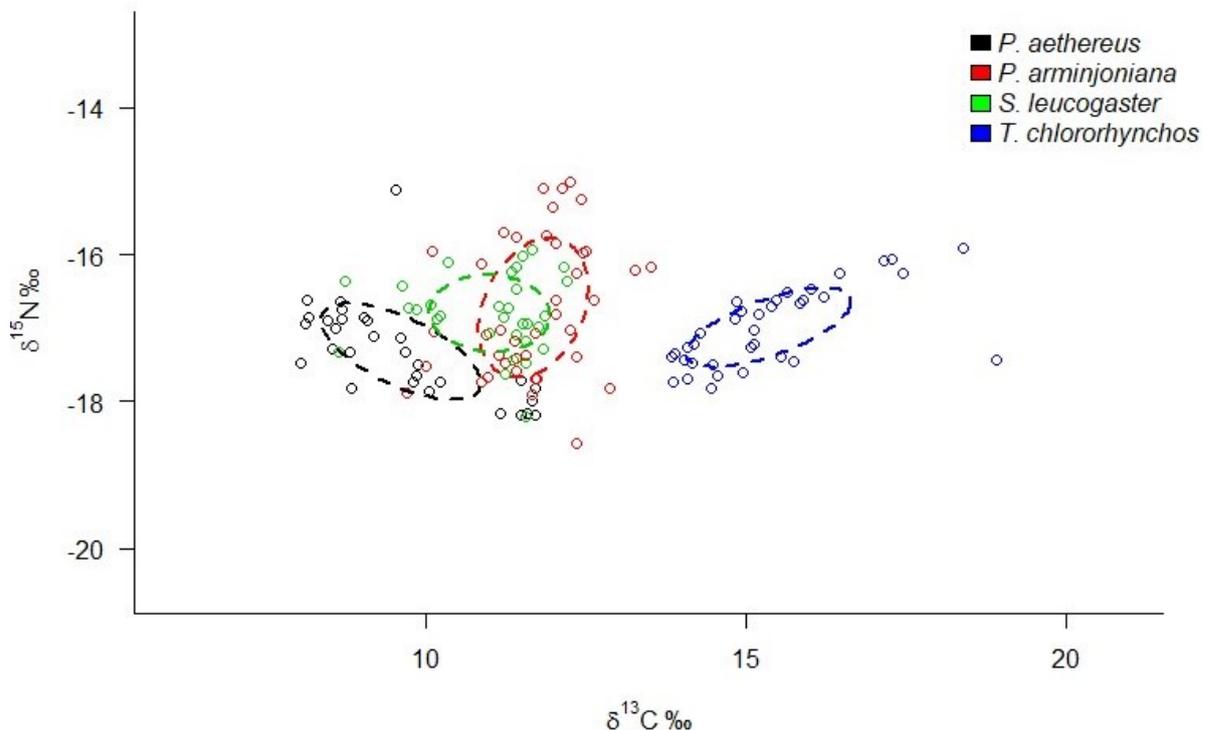
A análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio associada a modelos de mistura Bayesianos (SIAR, Parnell et al. 2010) demonstraram que *P. arminjoniana* alimenta-se preferencialmente de lulas, mas também de insetos aquáticos, peixes e organismos gelatinosos (Quadro 55), conforme descrito por Leal et al. (2017). Os resultados da comparação entre os períodos pré e pós-rompimento mostraram que não houve alteração na composição da dieta de *P. arminjoniana* (Figura 169). Durante o período de pré-incubação, entre os meses de fevereiro e março, essas aves utilizam com maior frequência a região da costa do Espírito Santo e sul da Bahia (Ramos et al. 2017). Os resultados das análises apenas do período pré-incubação corroboram que a dieta desta espécie manteve-se semelhante entre os períodos pré e pós-rompimento ($P = 0.338$). Além disso, a sobreposição de nicho calculada entre os períodos (SIBER, Jackson et al. 2011), com base em elipses ajustadas para pequenas amostras (SEAc) foi de 93% do período pré-rompimento sobre o pós-rompimento (Figura 170; SEAc(antes) = 0,30 e SEAc(depois) = 0,48). Em contrapartida, observou-se o aumento dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ no sangue destas aves no período pós-rompimento (Figura 171; $P < 0,001$), também representada pelo aumento da elipse e diminuição da sobreposição de nicho (59%; Figura 170). Este efeito pode estar relacionado à busca por alimento em áreas mais distantes após o rompimento da barragem do que durante o período pré-rompimento. Ainda não foram analisados os dados de rastreadores já resgatados em Março/2019, porém este resultado futuro poderá corroborar o uso de áreas mais distantes para alimentação, caso esteja ocorrendo.

Foram avaliadas as dietas de *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* (Figura 172 A e B) durante o período pré-rompimento. Essas espécies nidificam no Arquipélago de Abrolhos e utilizam áreas do entorno para alimentação (Mancini et al. 2016). Os resultados obtidos revelaram que as espécies alimentam-se principalmente de peixes pelágicos e associados aos recifes de coral, mas também de lulas, que apresentaram contribuição nos modelos de mistura (Quadro 55). Amostras de sangue do

período pós-rompimento já foram coletadas para ambas as espécies, e estão sendo processadas. Não foi possível apresentar o resultado comparativo entre os períodos devido às análises de isótopos estáveis não terem sido finalizadas.

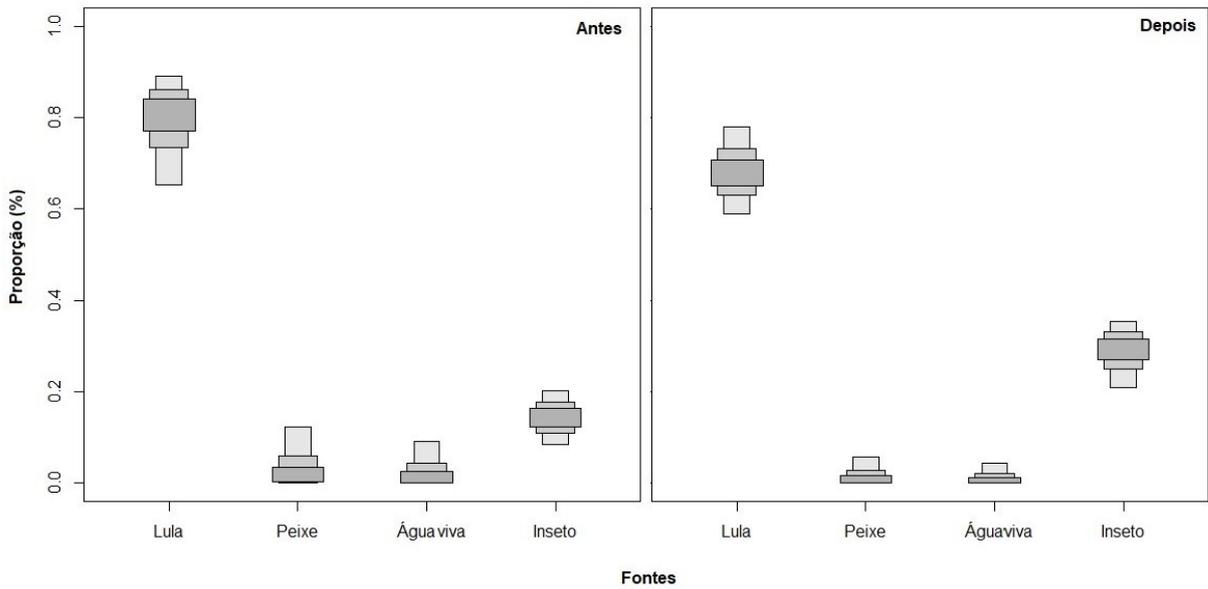
Os valores de isótopos estáveis em sangue de *Thalassarche chlororhynchos* obtidos no período que antecede o rompimento estão disponibilizados no banco de dados deste subprojeto. A análise comparativa entre períodos não foi realizada pois ainda não foram obtidas amostras recentes, devido à tardia aprovação do início das atividades em conjunto com o Programa de Monitoramento de Praias, responsável por parte das coletas. A captura para colocação dos rastreadores também forneceria amostras de sangue recente, porém a mesma ainda não foi iniciada pois os equipamentos de rastreamento por satélite são fabricados sob encomenda e após o processo de importação chegaram à equipe no final de março de 2019. Esperamos encontrar importante contribuição de lulas e peixes demersais na dieta desta espécie, visto que a espécie está constantemente associadas a barcos de pesca de espinhel (Bugoni et al. 2008) o que disponibilizaria organismos de águas mais profundas para alimentação.

Figura 168: Nicho isotópico de *Phaethon aethereus*, *Pterodroma arminjoniana*, *Sula leucogaster* e *Thalassarche chlororhynchos*.



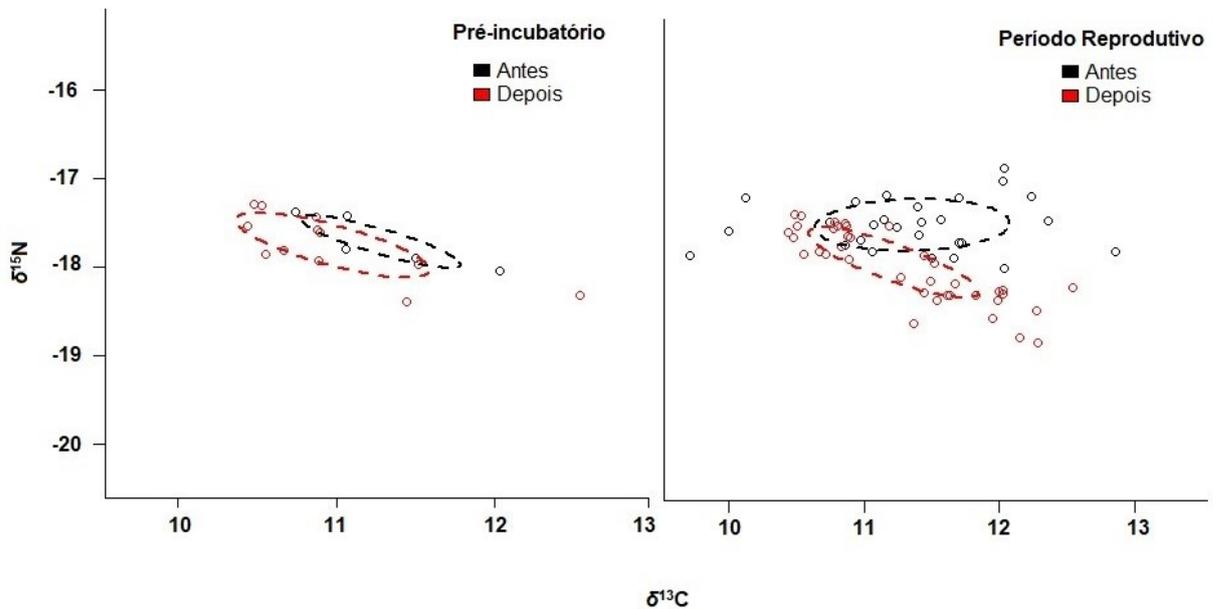
Fonte: autoria própria.

Figura 169: Dieta de *Pterodroma arminjoniana* antes e depois do rompimento da barragem. A análise evidencia a não alteração da dieta entre os períodos avaliados.



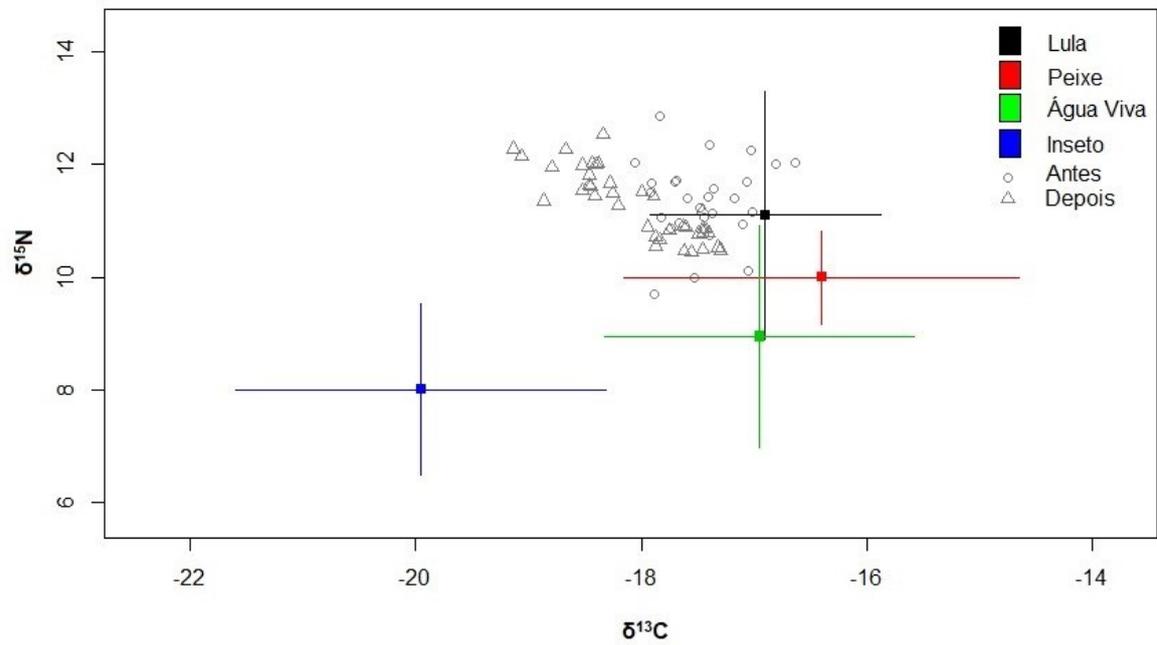
Fonte: autoria própria.

Figura 170: Nicho isotópico de *P. arminjoniana* durante todo o período reprodutivo e apenas durante o período pré-incubatório. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ são dados em ‰.



Fonte: autoria própria.

Figura 171: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em sangue de *P. arminjoniana* antes e depois do rompimento da barragem, demonstrando a diminuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são dados em ‰.



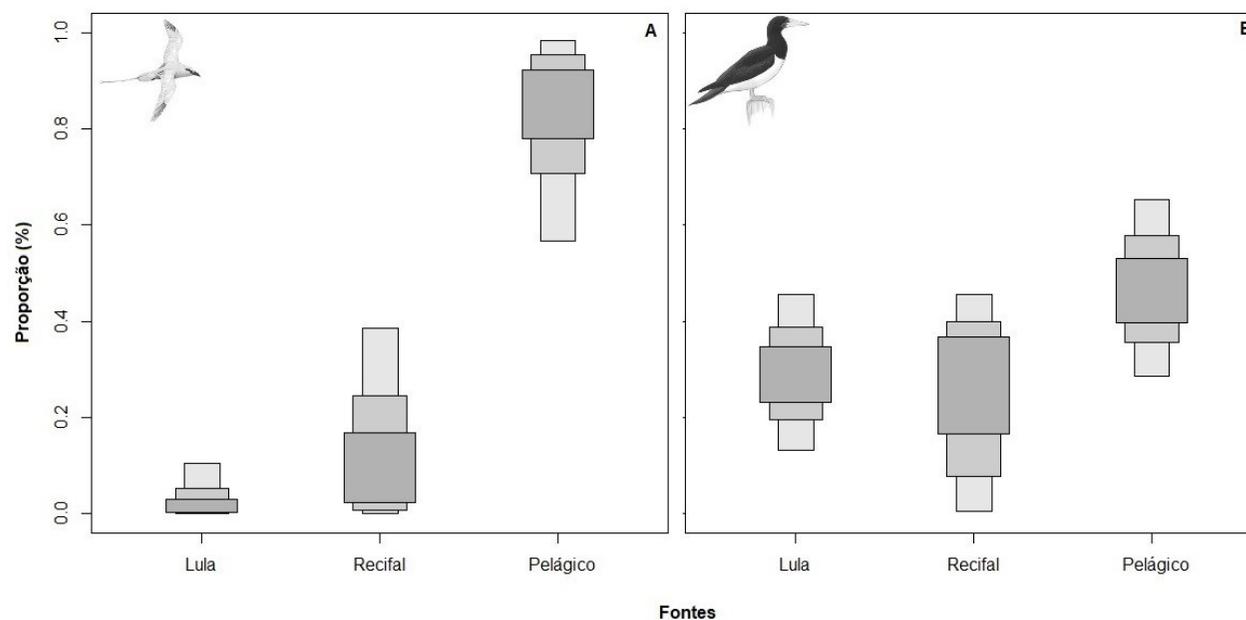
Fonte: autoria própria.

Quadro 55: Contribuição estimada por modelagem Bayesiana dos itens alimentares (%) avaliados com intervalo de confiança (CI) de 95%. NA: não se aplica; EA: dados em análise; NC: dados não coletados.

Espécie	Lula		Peixes		Galatinosos		Inseto		Peixes Recifais		Peixes Pelágicos	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
<i>P. arminjoniana</i>	62–87	58–78	0–15	0–7	0–11	0–5	8–20	19–34	NA	NA	NA	NA
<i>P. aethereus</i>	0–12	EA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0–42	EA	52–96	EA
<i>S. leucogaster</i>	13–45	EA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1–48	EA	28–64	EA
<i>T. chlororhynchos</i>	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NA	NA	NC	NC	NC	NC

Fonte: autoria própria.

Figura 172: Dieta de *Phaethon aethereus* (A) e *Sula leucogaster* (B) através de modelos de mistura Bayesiano. Análise realizada apenas com dados do período pré-rompimento



Fonte: autoria própria.

6.3 CONCLUSÃO

O impacto do rompimento da barragem de Fundão sobre a dieta de aves marinhas que utilizam a área afetada para reprodução e alimentação ainda é inconclusiva e precisa ser avaliada ao longo de períodos mais longos. A dieta de aves marinhas pode ser alterada pela disponibilidade de alimento que pode ser afetada pela sazonalidade ou variações oceanográficas normais. Além disso, aves marinhas são migratórias e buscam alimento em diferentes áreas conforme alternam entre os períodos reprodutivo e não reprodutivo. Todos estes aspectos devem ser levados em consideração ao determinar possíveis alterações na dieta e/ou uso de hábitat das espécies avaliadas. Dito de outro modo, as alterações verificadas podem ser decorrentes de aspectos ecológicos ou ambientais normais, ou terem a influência do rompimento da barragem.

Os resultados obtidos a partir das análises de isótopos estáveis demonstram que *P. arminjoniana* não apresentou alteração substancial na dieta durante o período reprodutivo e especificamente durante o período pré-incubação, quando seriam esperadas mudanças maiores uma vez que a espécie utiliza áreas sobre influência dos rejeitos que atingiram o oceano. O pequeno número de amostras obtidas durante o período pré-incubação após o rompimento da barragem pode não ter sido suficiente para revelar diferenças no padrão de dieta desta espécie. Por isso existe a necessidade de aumentar o número de amostras e assim obterem-se resultados mais robustos. Além disso, a comparação com dados de rastreamento futuro pode corroborar a hipótese de ampliação da área de alimentação durante o período reprodutivo desta espécie após o rompimento da barragem, conforme indicado por valores de $\delta^{13}C$ mais variáveis neste conjunto de dados.

Phaethon aethereus e *Sula leucogaster* alimentam-se preferencialmente de peixes pelágicos obtidos no entorno do Arquipélago de Abrolhos. A avaliação de possíveis modificações na dieta e/ou uso de área de alimentação dessas espécies serão realizadas após o recebimento dos resultados das análises de isótopos estáveis. O atraso desta análise reforça a necessidade de expandir o período disponível para análises laboratoriais, visto que não é compatível com o tempo necessário para gerar resultados.

A amostragem de sangue para futuras análises tróficas de *Thalassarche chlororhynchos* serão realizadas a partir da atuação do Programa de Monitoramento de Praias (recém aprovado pela Fundação Renova – Fevereiro de 2019) e das capturas em alto mar para colocação de aparelhos de rastreamento. Considerações acerca de eventuais impactos do rompimento da barragem sobre a dieta desta espécie somente após a avaliação destas amostras.

6.4 REFERÊNCIAS

Bugoni L., Mancini P.L., Monteiro D.S., Nascimento L. Neves T.S. 2008. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rats in the southwestern Atlantic Ocean. *Endang Species Res* 5: 137–147.

Leal G.R., Furness W.R., McGill R.A.R., Santos R.A., Bugoni L. 2017. Feeding and foraging ecology of Trindade petrels *Pterodroma arminjoniana* during the breeding period in the South Atlantic Ocean. *Mar Biol* 164: 211.

Mancini P.L., Serafini P.P, Bugoni L. 2016. Breeding seabird populations in Brazilian oceanic islands: historical review, update and call for census standardization. *Rev Brasil Ornitol* 24:94–115.

Parnell A.C., Inger R., Bearhop S., Jackson A.L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PLoS ONE* 5:e9672.

Ramos R., Carlile N., Madeiros., Ramírez I., Paiva V.H., Dinis H., Zino F., Biscoito M., Leal G.R., Bugoni L., Jodice P., Ryan P.G. González-Solís J. 2017. It's the time for oceanic seabirds: tracking year-round distribution of gadfly petrels across the Atlantic Ocean. *Divers Distrib* 23: 794–805

7 SUBPROJETO: AVES MARINHAS – GENÉTICA

7.1 OBJETIVO

Monitorar a diversidade genética, estrutura populacional e história demográfica das populações das aves marinhas *Phaethon aethereus*, *Sula leucogaster* e *Pterodroma arminjoniana* em áreas na região de estudo em um período de 10 anos.

7.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Até o momento, um total de 37 indivíduos de *Phaethon aethereus*, amostrados em Abrolhos antes do rompimento da Barragem foram analisados geneticamente. Foram acessadas dez regiões diferentes dos respectivos genomas (loci) contendo marcadores do tipo microssatélites (SSR), conforme Termo de Referência, e estas regiões exibiram um total de 21 variantes (alelos) (média de 2,3 alelos por locus). As heterozigosidades médias observada (H_o) e esperada (H_e) foram de 0,29 e 0,26, respectivamente. O coeficiente de endogamia (índice que indica presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente - FIS Global) foi estimado em 0,016, o que demonstra que não há endogamia nesta espécie, ou que cruzamentos entre parentes são limitados ou ausentes. Um alto número de alelos raros foi detectado nesta espécie. Três das dez regiões não exibiram variantes genéticas, indicando uma baixa diversidade genética natural para esta espécie.

Para *Sula leucogaster*, 20 indivíduos coletados antes do rompimento da barragem foram analisados. Nestes indivíduos foram acessados 9 loci, que apresentaram 23 alelos (média de 2,7 alelos por locus). As heterozigosidades médias observada e esperada foram 0,41 e 0,40, respectivamente. O FIS global estimado apresentou valor negativo (-0,04) indicando que não há endogamia nesta espécie. Embora o número de alelos raros não seja tão alto quando comparado aos valores da população de *P. aethereus*, alelos raros também foram detectados para esta espécie. A média de alelos por locus foi baixa e apenas um locus foi monomórfico (ausência de variação).

Quarenta e quatro indivíduos de *Pterodroma arminjoniana* coletados antes do rompimento da barragem foram analisados, e 12 loci foram acessados. O número de alelos encontrados foi 41 (média de 3,4 por locus), com heterozigosidades médias observada (H_o) e esperada (H_e) de 0,39 e 0,36, respectivamente. A análise de FIS global está em andamento. Nesta espécie foi observada maior variabilidade no número de alelos médios e na heterozigozidade, em comparação às espécies anteriores, mesmo que o número de loci acessados para esta espécie tenha sido maior. Dois loci apresentaram ausência de variação.

Os dados genéticos obtidos para as três espécies antes do rompimento da barragem indicam uma estabilidade populacional, pois não houveram desvios no equilíbrio de Hardy-Weinberg (diferenças estatisticamente significativas entre H_o e H_e). Portanto, pode-se constatar que antes do rompimento

tais populações não mostraram indícios de algum efeito populacional que pudesse alterar sua composição genética, como forte seleção natural, alta migração de outras populações, ou efeitos de deriva genética causados por desbalanços no número de indivíduos ou eventos que poderiam alterar o número e composição de indivíduos nas populações de Abrolhos. Estas informações/conclusões são fundamentais para comparação e conclusões sobre eventuais problemas genético-populacionais no futuro, i.e. pós-rompimento da barragem.

Uma constatação interessante foram os valores de heteroziguidade observados nestas três espécies, quando comparados aos descritos na bibliografia para outras espécies de aves marinhas. Tais valores podem ser considerados baixos (mesmo neste cenário pré-rompimento), e assemelham-se a valores observados para outras espécies de aves classificadas como globalmente ameaçadas e criticamente ameaçadas pela IUCN (Evans e Sheldon 2008). Assim, mesmo em um caso de estabilidade ambiental, ou ausência de interferência externa em Abrolhos e Trindade, estas populações poderiam ser consideradas vulneráveis do ponto de vista genético, mesmo antes do rompimento da barragem e de seus possíveis efeitos nestes locais. Estas conclusões corroboram a classificação de *P. aethereus* e *P. arminjoniana* como ameaçadas de extinção na Lista Vermelha brasileira.

7.3 CONCLUSÃO

Até o momento não foi possível mensurar os impactos do rompimento da barragem, pois os dados genéticos analisados não incluem material coletado após o rompimento, o qual encontra-se em análise no momento da elaboração deste relatório. As coletas destes materiais biológicos referentes ao anexo apresentado foram realizadas em fevereiro de 2019 em Abrolhos e entre fevereiro e abril em Trindade. O processamento deste material para análises desta natureza (extração do DNA de tecidos amostrados, avaliação do grau de pureza do material genético e padronização de concentrações) demandam bastante tempo e esforço em laboratório. Tais análises estão em andamento. Além disso, alguns protocolos para acesso a mais variantes de marcadores do tipo microssatélite dos dados pré-rompimento (como os apresentados na seção anterior) também estão em fase de ajustes. Cada região acessada do genoma através desta técnica exige condições laboratoriais específicas, e estes ajustes estão sendo realizados.

Porém, a partir dos dados analisados até o momento, pode-se afirmar que os valores de heteroziguidade obtidos para as três espécies foram inferiores aos valores observados para espécies de aves que sofreram graves declínios populacionais (Friesen et al. 2006, Bouzat et al. 2009; Morris-Pocock et al. 2012). Isto sugere que estas populações já apresentam tamanhos populacionais reduzidos por alguns séculos. Apesar de populações de aves marinhas poderem persistir com baixa diversidade genética (Milot et al. 2007), mudanças ambientais poderiam afetar os sistemas de reprodução, o que acarretaria em uma suscetibilidade destas populações, levando a um decréscimo no número indivíduos aptos a se reproduzir ao longo do tempo. Como consequência, efeitos de deriva genética e flutuações populacionais seriam mais frequentes e intensos, levando à perda de variação

genética, e em último caso, perda na capacidade reprodutiva e no valor adaptativo de seus indivíduos (Garza & Williamson 2001, Peery et al. 2012).

Medidas de frequências alélicas são utilizadas para inferir estabilidade populacional e são realizadas através de diferentes gerações sucessivas. Uma alteração negativa nestes valores pode indicar que tais indivíduos têm menor sucesso em passar cópias de seus genes para futuras gerações, em comparação com indivíduos que permanecem estáveis. A perda de variação genética é inferida quando há mudança na proporção destes valores de uma geração para a outra. Considerando que o tempo de geração destas espécies é descrito em torno de 15-20 anos (15,6 anos conforme BirdLife International and Handbook of the Birds of the World 2016), sugerimos que o tempo de monitoramento genético seja de pelo menos uma geração, pois assim pode-se obter conclusões definitivas sobre os efeitos reais no número de indivíduos e populações afetadas de cada uma das espécies.

7.4 REFERÊNCIAS

- Andolfatto P., Davison D., Erezyilmaz D., Hu T.T., Mast J., Sunayama-Morita T., Stern D.L. (2011). Multiplexed shotgun genotyping for rapid and efficient genetic mapping. *Genome Res.* 21: 610-617.
- Bouzat J.L., Walker B.G., Boersma P.D. (2009). Regional genetic structure in the Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) suggests metapopulation dynamics. *Auk* 126:326-334.
- Evans S.R., & Sheldon B.C. (2008). Interspecific patterns of genetic diversity in birds: correlations with extinction risk. *Conserv. Biol.* 22:1016-1025.
- Friesen V.L., Gonzalez J.A., Cruz-Delgado F. (2006). Population genetic structure and conservation of the Galápagos petrel (*Pterodroma phaeopygia*). *Conserv. Gen.* 7:105-115.
- Garza J.C., Williamson E.G. (2001). Detection of reduction in population size using data from microsatellite loci. *Mol. Ecol.* 10: 305-318.
- Hohenlohe P.A., Bassham S., Etter P.D., Stiffler N., Johnson E.A., Cresko W.A. (2010). Population genomics of parallel adaptation in threespine stickleback using sequenced RAD tags. *PLoS Gen.* 6:e1000862.
- Milot E., Weimerskirch H., Duchesne P., Bernatchez L. (2007). Surviving with low genetic diversity: the case of albatrosses. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.* 274:779-787.
- Morris-Pocock J.A., Hennicke J.C., & Friesen V.L. (2012). Effects of long-term isolation on genetic variation and within-island population genetic structure in Christmas Island (Indian Ocean) seabirds. *Conserv. Gen.* 13:1469-1481.
- Narum S.R., Banks M., Beacham T.D., Bellinger M.R., Campbell M.R., Dekoning J., ... Moran P. (2008). Differentiating salmon populations at broad and fine geographical scales with microsatellites and single nucleotide polymorphisms. *Mol. Ecol.* 17: 3464-3477.
- Peery M.Z., Kirby R., Reid B.N., Stoelting R., Doucet-Béer E., Robinson S., ... & Palsbøll P.J. (2012). Reliability of genetic bottleneck tests for detecting recent population declines. *Mol. Ecol.* 21: 3403-3418.
- Primmer C.R., Raudsepp T., Chowdhary B.P., Møller A.P., Ellegren H. (1997). Low frequency of microsatellites in the avian genome. *Gen. Res.* 7: 471-482.
- Rafalski A. (2002). Applications of single nucleotide polymorphisms in crop genetics. *Curr. Opin. Plant Biol.* 5: 94-100.
- Schopen G.C.B., Bovenhuis H., Visker M.H.P.W., van Arendonk J.A.M. (2008). Comparison of information content for microsatellites and SNPs in poultry and cattle. *Anim. Gen.* 39: 451-453.
- Smith A.M., Heisler L.E., St. Onge R.P., Farias-Hesson E., Wallace I.M., Bodeau J., ... Nislow C. (2010). Highly-multiplexed barcode sequencing: an efficient method for parallel analysis of pooled samples. *Nucleic Acid Res.* 38:e142-e142.

Sonah H., Bastien M., Iquira E., Tardivel A., Légaré G., Boyle B., ... Belzile F. (2013). An improved genotyping by sequencing (GBS) approach offering increased versatility and efficiency of SNP discovery and genotyping. PloS ONE 8: e54603.

8 SUBPROJETO: AVES MARINHAS - USO DE HABITAT E RASTREAMENTO

8.1 OBJETIVO

Avaliar e monitorar, por um período de cinco anos, a distribuição, abundância e área de vida de aves marinhas em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras e oceânicas adjacentes, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, REBIO Comboios, APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz.

8.2 RESULTADOS E DICUSSÃO

Os dados de rastreamento pré-rompimento da barragem em Bento Rodrigues contemplam 4 espécies, *Pterodroma arminjoniana* com dados de 2007, 2014 e 2015, *Phaethon aethereus* em 2012, *Sula leucogaster* em 2013 e *Thalassarche chlororhynchos*, a partir de janeiro de 2015. Os dados pós rompimento foram obtidos de *P. aethereus* em fevereiro e março de 2019, e ainda estão em processamento.

Os aparelhos GPS para o rastreio das aves foram adquiridos por importação e este processo é demorado, portanto os primeiros aparelhos chegaram para a expedição de outubro de 2018, porém a espécie em questão *S. leucogaster* não se encontrava na ilha. Será feita nova expedição para rastreamento desta espécie em junho de 2019. Os dados das outras duas espécies estão previstos para obtenção ao longo de 2019, dentro do cronograma do projeto.

Dentre os dados obtidos antes do rompimento da barragem e o obtido recentemente pelo projeto (Figura 173) comparamos *P. aethereus* - 8 indivíduos em julho de 2012 e 10 indivíduos em fevereiro de 2019.

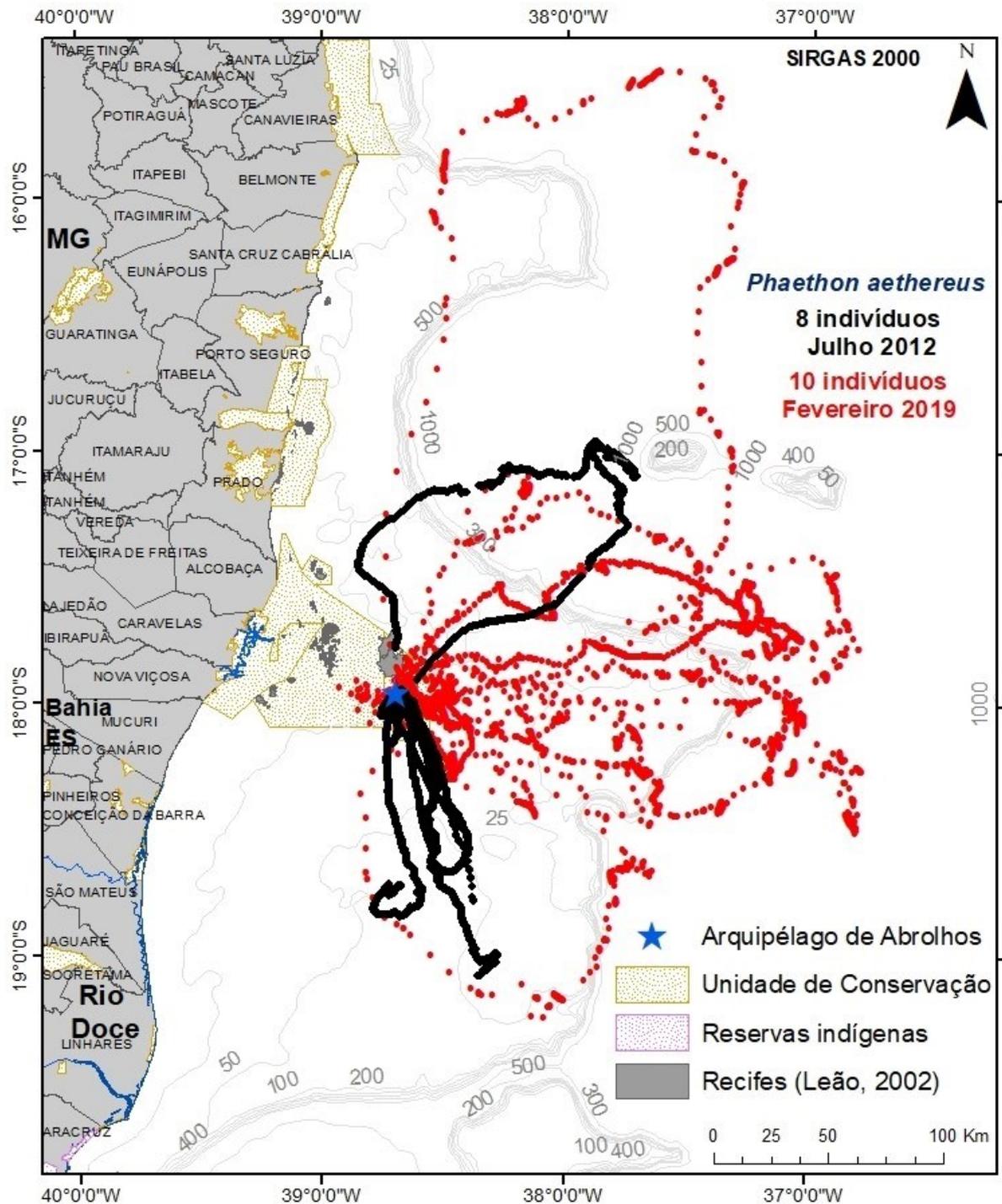
Até o momento, da espécie rastreada pré e pós rompimento, *P. aethereus* que nidifica no Arquipélago de Abrolhos, teve sua distribuição e uso do habitat afetada (Quadro 56 e Quadro 57). Em meses diferentes de rastreio, os indivíduos de 2012 mantiveram-se mais perto da costa, sendo que somente um indivíduo foi na direção norte/nordeste, enquanto os outros 7 deslocaram-se preferencialmente para sul/sudeste e permaneceram em águas sobre a plataforma continental: a batimetria teve média de 40 m de profundidade e a temperatura superficial do mar (TSM) média de 25°C.

A sinuosidade, parâmetro que mede o esforço que o indivíduo teve no forrageio, é um cálculo entre a distância total percorrida e a distância máxima percorrida. Em 2012 as aves tiveram um esforço de 1,5 para encontrar seu alimento e mantiveram uma distância média de 200 km da foz do Rio Doce. Em fevereiro de 2019 *P. aethereus* foi novamente rastreado e dessa vez a área de busca por alimento foi bem maior em relação a 2012. As aves viajaram preferencialmente para a quebra da plataforma continental na direção norte e leste-nordeste, portando distanciando-se da área sob influência da foz do Rio do Doce e pluma da lama no mar. Essa mudança de área pode ter ocorrido por mudanças nas

características químicas ou físicas da água, alteração na distribuição de suas presas, ou por efeitos sazonais, uma vez que os meses rastreados entre os dois períodos diferiram. De fato, indivíduos rastreados em junho e novembro de 2018 como parte de outro projeto (M.A. Efe e colaboradores, dados não publicados) deslocaram-se para sul-sudeste, chegando a 20 km da costa, na altura da cidade de São Mateus-ES. Estas informações sugerem efeitos sazonais importantes na distribuição da espécie, os quais devem ser devidamente elucidados para separar-se dos efeitos oriundos do rompimento da barragem.

A sinuosidade em 2019 foi maior em relação a 2012, em torno de 2,5. Os indivíduos tiveram mais dificuldade de encontrar alimento, em águas com TSM maior, por volta de 28°C, provavelmente devido à época do ano, ou seja, no verão, em comparação ao inverno de 2012. A distância da foz do Rio Doce também foi maior, em média 300 km no período pós-rompimento.

Figura 173: Rastreamento de *Phaethon aethereus* em julho de 2012 e em fevereiro de 2019, durante a reprodução no Arquipélago dos Abrolhos.



Quadro 56: Dados de rastreamento de *Phaethon aethereus* durante o período reprodutivo no Arquipélago dos Abrolhos, em junho de 2012.

Anilha/2012	Tempo de viagem (dias)	Área total 95% km2	Área total 50% km2	Distância da foz Rio Doce km	Distância total percorrida km	Distância máxima percorrida	Média TSM (°C)	Média Batimetria (m)	Sinuosidade
P12049	1	1.259	274	178	207	59,5	25,23	42	1,74
P12221	2	22	16	218	28	11,5	25,16	42	1,22
P13072_1	2	4	1	220	57	41,8	25,13	42	0,69
P13072_2	1	182	56	180	187	102,3	25,18	42	0,92
P13139	2	25	11	214	32	10,3	25,23	42	1,52
P13180	2	6.811	979	298	617	130,7	25,83	22,9	2,36
P13194	2	75	6	196	112	80,1	25,22	39,9	0,70
P12296	2	1.046	500	200	251	83,0	25,15	19,13	1,51

Fonte: autoria própria.

Quadro 57: Dados de rastreamento de *Phaethon aethereus* no período reprodutivo no Arquipélago dos Abrolhos em fevereiro de 2019. (SA: Sem Anilha)

Anilha/2019	Tempo de viagem (dias)	Área total 95% km ²	Área total 50% km ²	Distância da foz Rio Doce km	Distância total percorrida km	Distância máxima percorrida	Média TSM (°C)	Média Batimetria (m)	Sinuosidade
P12059	3	14.702	5.740	290	657	166,6	28,47	20,00	1,96
P12219	3	703	373	220	335	39,9	28,06	19,26	4,19
SA/ Ninho 741	7	6.225	2.892	299	576	186,3	29,4	20,15	1,54
P12573	3	4.523	3.332	240	560	104,1	28,17	20,98	2,69
P13309	4	10.144	4.024	305	902	156,9	29,34	28,74	2,87
P13255	7	13.986	2.948	222	892	209,7	29,12	14,91	2,12
P13881	3	6.852	3.053	289	558	195,3	28,5	20,42	1,43
P14307	5	36.128	22.923	365	980	311,9	28,6	22,45	1,57
P13414	2	1.332	475	286	273	112,1	28,72	22,69	1,21
SA/Ninho 550	3	3.776	849	272	438	167,4	28,38	14,39	1,30

Fonte: autoria própria.

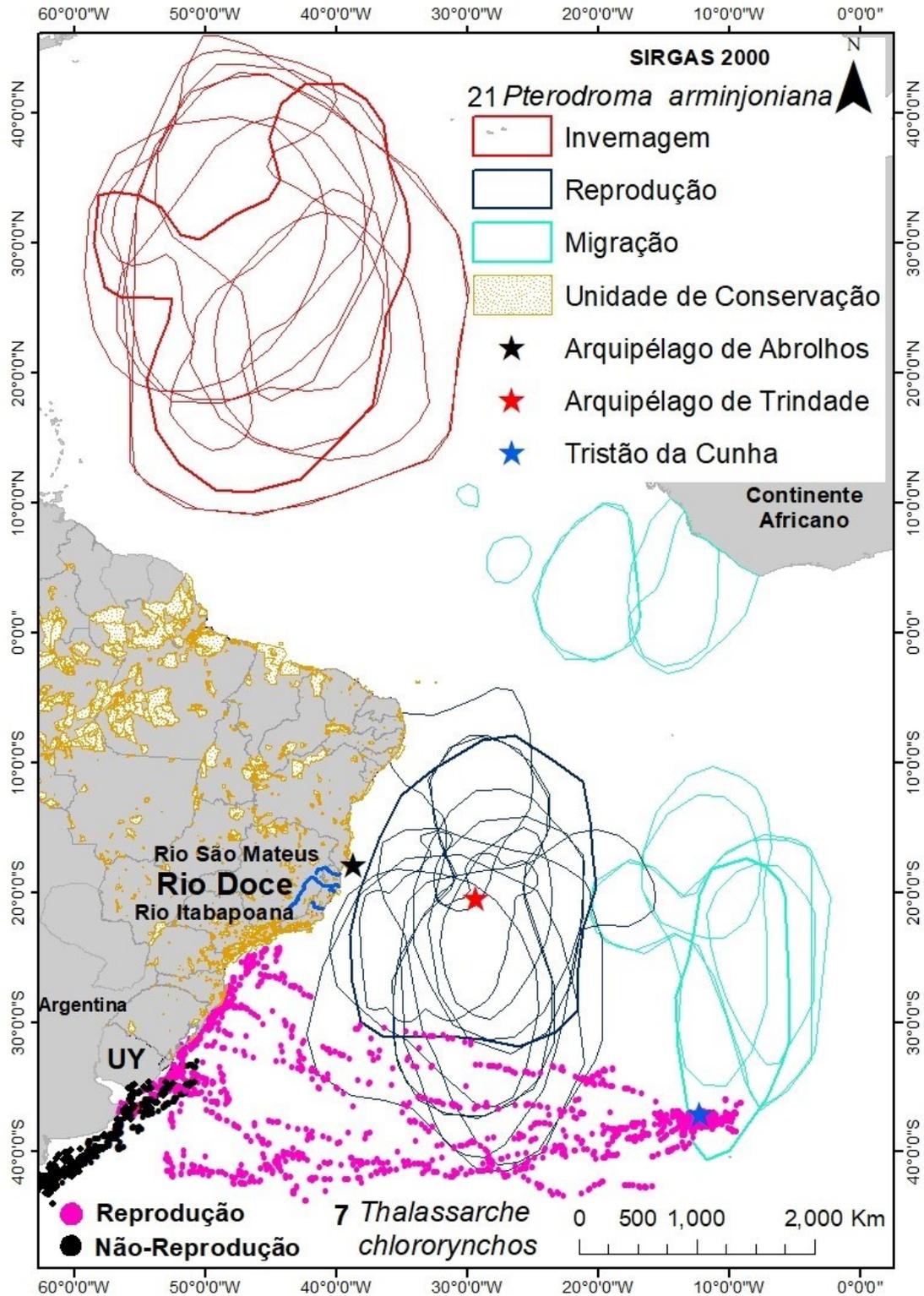
Pterodroma arminjoniana reproduz-se na Ilha da Trindade, localizada a 1200 km da Foz do Rio Doce. Os indivíduos rastreados por geolocalizadores por até dois anos ocupam extensas áreas ao longo do oceano Atlântico, e na época não reprodutiva (invernagem) migram para o Atlântico norte. Em seu período reprodutivo utilizam uma grande área em busca de alimento (Figura 174), incluindo as águas entre Trindade e a costa continental, no período pré-incubação. Com estado de conservação “vulnerável” são indivíduos que se deslocam por grandes áreas (Quadro 58). Os indivíduos de *P. arminjoniana* rastreadas a partir de Trindade utilizam o Atlântico Sul em seu período de reprodução e migração, e o Atlântico Norte durante a invernagem. Deslocam-se preferencialmente na zona pelágica do oceano e em uma distância média de 3 mil km da foz do Rio Doce. A temperatura média superficial do oceano nos pontos onde a espécie ocorreu foi de 22,5°C.

Dentre os sete *T. chlororhynchos* rastreados previamente ao rompimento da barragem, durante o período reprodutivo, mas incluindo indivíduos imaturos, tiveram distribuição em águas do Brasil, Uruguai e Argentina, bem como águas internacionais entre o continente americano e Tristão da Cunha/Gough, onde se localizam as colônias. Os indivíduos deslocaram-se em média 4 mil km para forragear próximo à costa em seu período reprodutivo. O Arquipélago de Tristão da Cunha fica a 3300 km da foz do Rio Doce. Desta forma, as posições desta espécie ameaçada de extinção, uma média de 2500 km da foz do Rio Doce (Quadro 59). Os três indivíduos em período não reprodutivo mantiveram-se próximos à costa sulamericana durante todo o período, com uma profundidade média de 200 m, e temperatura superficial do oceano abaixo de 12°C. As aves adultas em período reprodutivo utilizaram uma área maior de forrageio cuja profundidade estendeu-se também em áreas oceânicas fora da plataforma continental.

A espécie está incluída no projeto por ter sido rastreada antes do rompimento da barragem, por estar com estado de conservação em perigo e por ser uma das duas espécies (junto com *S. leucogaster*) mais comuns nos encalhes de praia monitorados pelo PMP-PETROBRAS. Da mesma forma que as outras espécies que não foram rastreadas pós rompimento, ainda são necessários dados posteriores ao rompimento para comparação, e assim inferir sobre uso de espaço e eventuais impactos do rompimento.

Sula leucogaster rastreada em junho de 2013 utilizou a área de Unidades de Conservação, em especial do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos para forragear durante o período reprodutivo (Figura 175). Os indivíduos não utilizam uma área muito extensa para alimentação e alguns dos animais não saíram do entorno de Abrolhos. No momento da elaboração deste relatório não haviam dados de comparação para a espécie pois nas expedições de outubro de 2018 e fevereiro de 2019 não havia em Abrolhos nenhum indivíduo com filhotes em tamanho ideal para o rastreamento. Os indivíduos rastreados em 2013 mantiveram-se preferencialmente sobre a plataforma continental, com cerca de 20 m de profundidade (Quadro 60) A temperatura superficial do mar esteve em torno de 26°C e as aves estavam a uma distância média de 220 km da foz do Rio Doce.

Figura 174: Rastreamento de 21 *Pterodroma arminjoniana*, em círculos vermelhos representando o período reprodutivo, verdes a migração e azul marinho na invernação e sete *Thalassarche chlororhynchos* (pontos rosas) em seu período reprodutivo e pretos não-reprodutivo.



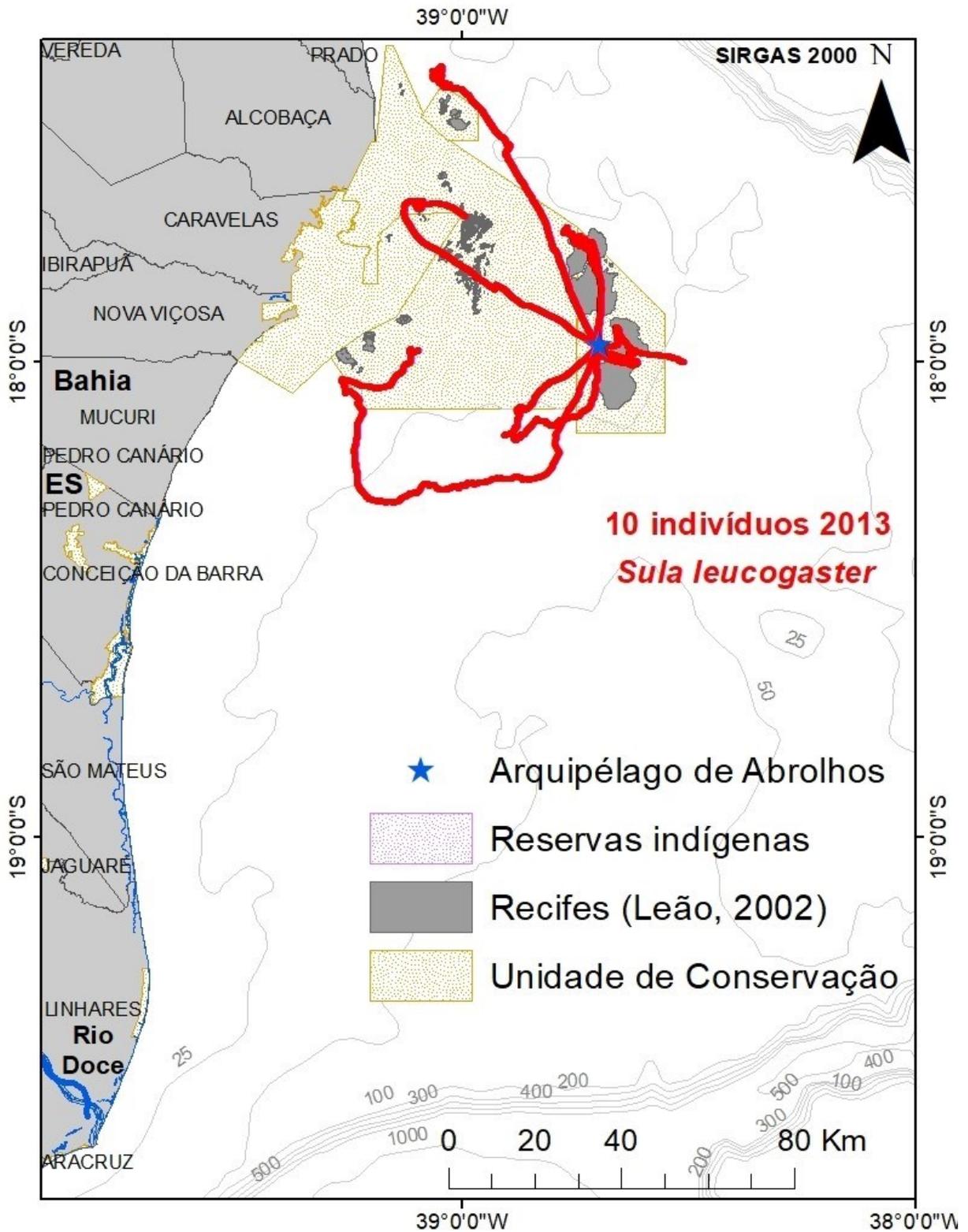
Fonte: autoria própria.

Quadro 58: Dados de rastreamento da *Pterodroma arminjoniana* em seu período reprodutivo na Ilha da Trindade, período migratório e invernagem no oceano Atlântico norte.

Anilha/ano	Tempo de viagem (dias)	Área total 95% km ²	Área total 50% km ²	Distância da foz Rio Doce km	Distância máxima da colônia km	Distância total percorrida km	Média TSM (°C)	Média Batimetria (m)	Sinuosidade
N24238/2014	761	1.671.948	835.974	965	1.167	1.782	22,5	3000	0,33
N24271/2014	601	2.293.589	1.146.795	938	6.247	8.787	22,5	3000	0,36
N24268/2014	259	4.381.063	2.190.532	3.705.000	6.933	10.024	22,5	3000	0,35
N24272/2014	250	6.152.400	3.076.200	3.856	7.255	9.835	22,5	3000	0,37
N24279/2014	36	781.745	390.873	4.255	9.205	1.793	22,5	3000	2,57
N24282/2014	584	7.473.657	3.736.828	3.512	6.037	10.990	22,5	3000	0,27
N24285/2014	339	3.125.527	1.562.763	3.112	6.898	9.929	22,5	3000	0,35
N24288/2014	214	2.186.637	1.093.318	3.961	7.613	8.445	22,5	3000	0,45
N25349/2014	471	4.865.800	2.433	3.146	7.329	10.737	22,5	3000	0,34
N25358/2014	659	6.396.490	3.198.245	3.497	7.290	10.224	22,5	3000	0,36
P07993/2014	250	3.303.350	1.651.675	3.550	6.718	8.887	22,5	3000	0,38
P07997/2014	250	3.533.231	1.766.616	3.432	7.055	9.920	22,5	3000	0,36
P09048/2014	233	4.151.450	2.075.725	3.546	7.144	9.518	22,5	3000	0,38
LT114/2007	54	534.376	267.188	1.150	6.649	8.848	23,5	3500	0,38
LT113/2007	54	1.746.510	873.255	1.130	8.680	10.467	23,5	3500	0,41
LT111/2007	56	1.706.575	853.288	1358	6.210	8.611	23,5	3500	0,36
LT110/2007	84	3.667.079	1.833.540	1231	5.030	6.840	23,5	3500	0,37
LT105/2007	109	723.341	361.671	1.121.00	1.649	3.028	23,5	3500	0,27
LT101/2007	56	3.971.321	1.985.661	1.417.00	2.850	2.029	23,5	3500	0,70
LT099/2007	89	2.134.306	1.067.153	1.054.00	4.697	8.657	23,5	3500	0,27
LT092/2007	45	1.373	6.863	954	1.131	2.732	23,5	3500	0,21

Fonte: autoria própria.

Figura 175: Rastreamento de 10 *Sula leucogaster* (pontos vermelhos) representando o período reprodutivo dos indivíduos no Arquipélago dos Abrolhos.



Fonte: autoria própria.

Quadro 59: Dados de rastreamento do *Thalassarche chlororhynchos* em seu período reprodutivo e não reprodutivo no Arquipélago de Tristão da Cunha e costa do sul/sudeste do Brasil, Uruguai e Argentina.

Anilha/ 2015	Tempo de viagem (dias)	Área total 95% km ²	Área total 50% km ²	Distância da foz Rio Doce km	Distância máxima da colônia km	Distância total percorrida km	Média TSM (°C)	Média Batimetria (m)	Sinuosidade
U58536	25	24.594	12.297	2.490	3.735	1.216	12,4	200	0,16
U58535	60	34.692	17.346	2.409	3.804	3.950	12,0	3714	0,52
U58534	29	14.244	7.122	2.720	3.738	4.087	12,0	3714	0,55
U58533	114	49.364	24.682	2.016	3.346	4.029	12,0	3714	0,60
U58532	89	63.145	31.572	2.325	3.762	581	8,0	200	0,08
U58531	46	40.889	20.444	2.194	3.700	3.879	12,0	3714	0,52
U55600	56	40.917	20.458	2.847	3.930	1.625	8,0	200	0,21

Fonte: autoria própria.

Quadro 60: Dados de rastreamento de 10 *Sula leucogaster* em período reprodutivo no Arquipélago dos Abrolhos em junho de 2013.

Anilha/2013	Tempo de viagem (dias)	Área total 95% km ²	Área total 50% km ²	Distância da foz Rio Doce km	Distância máxima da colônia km	Distância total percorrida km	Média TSM (°C)	Média Batimetria (m)	Sinuosidade
Fêmea	1	317,3	158,6	219	56,1	82,3	26	20	0,73
U39583	1	0,7	0,4	222	2,7	2,7	26	20	0,50
U39584	1	173,8	86,9	238	74,0	74,0	26	20	0,50
Macho	1	20,3	10,1	224	10,6	10,6	26	20	0,50
U39555	2	1.518,0	759	190	79,2	79,2	26	20	0,50
Macho	1	0,1	0,1	224	1,5	1,5	26	20	0,50
U60937	1	0,1	0,1	224	1,7	1,7	26	20	0,50
U39553	1	<0,1	<0,1	224	0,9	0,9	26	20	0,50
U39564_1	3	170,2	85,1	227	30,3	30,3	26	20	0,50
U39564_2	1	16,2	8,1	211	20,7	20,7	26	20	0,50

Fonte: autoria própria.

8.3 CONCLUSÃO

Concluimos que *P. aethereus* rastreada pré e pós rompimento da barragem teve o uso do habitat distinto, sendo que sua área de distribuição aumentou e mudou drasticamente a direção de forrageio em relação à colônia em Abrolhos. Antes forrageavam a sul/sudeste e após para norte/leste-nordeste. Aparentemente os indivíduos evitaram a área utilizada pela espécie em 2012, mostrando assim uma mudança no comportamento, que pode ser devido à contaminação da área antes utilizada, ou a variações sazonais normais.

São necessários dados adicionais de rastreamento para que seja possível inferir com maior segurança se o rompimento da barragem afetou, diretamente ou indiretamente, o uso do habitat das espécies de aves marinhas relatadas neste documento. Para isso as próximas expedições são de suma importância na análise de comportamento das aves.

Ao longo dos meses de vigência deste Programa de Monitoramento da Biota Aquática foi utilizado para adquirir os rastreadores, tratar os dados pré rompimento e colocação de aparelhos naquelas espécies que estiveram reproduzindo ao longo destes meses. Até agora não houve tempo suficiente para obter-se e analisar todos os dados previstos nos 16 meses do projeto, porém, uma vez que todos os dados prévios existentes são apresentados para as quatro espécies, além de dados robustos de *P. aethereus* pós-rompimento, pode-se afirmar que cerca de 60% dos dados esperados para o cumprimento deste objetivo foram já obtidos e aqui apresentados.

9 SUBPROJETO: AVES MARINHAS – DEMOGRAFIA E REPRODUÇÃO

9.1 OBJETIVO

Avaliar e monitorar, por um período de 5 anos, a distribuição, abundância e área de vida das aves em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras e oceânicas adjacentes, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Neste contexto estão espécies que nidificam em Abrolhos, cujo sucesso reprodutivo, tamanhos populacionais e fenologia podem ser impactados.

9.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta abordagem compilaram-se os dados disponíveis na bibliografia científica, incluindo artigos, livros e capítulos de livros, relatórios e resumos de eventos científicos, que resgatam a trajetória das populações que nidificam em Abrolhos, para as espécies foco deste monitoramento. Apesar dos dados pretéritos disponíveis não possibilitarem a geração de tendências seguras sobre a dinâmica populacional nas áreas, percebe-se uma estabilidade no tamanho populacional de *Sula leucogaster*, entre 400 e 500 indivíduos. Por outro lado, a população de *Phaethon aethereus* apresentou uma tendência de crescimento nas últimas décadas, entre 200 e 700 aves, já relatada por Mancini et al. (2016). Na amostragem atual, realizada em novembro de 2018 (Tabela 4) foram registrados 121 ninhos ativos de *S. leucogaster* remontando ao total de 242 adultos, e 128 ninhos ativos de *Phaethon aethereus*, totalizando 256 adultos (Figura 176).

Tabela 4: Tamanho populacional, em número de indivíduos, das espécies estudadas no arquipélago de Abrolhos em novembro de 2018.

Ilha	<i>Phaethon aethereus</i>	<i>Phaethon lepturus</i>	<i>Sula leucogaster</i>
Santa Bárbara	170	2	38
Redonda	30	0	60
Siriba	26	0	14
Sueste	30	0	130
TOTAL	256	2	242

Fonte: autoria própria.

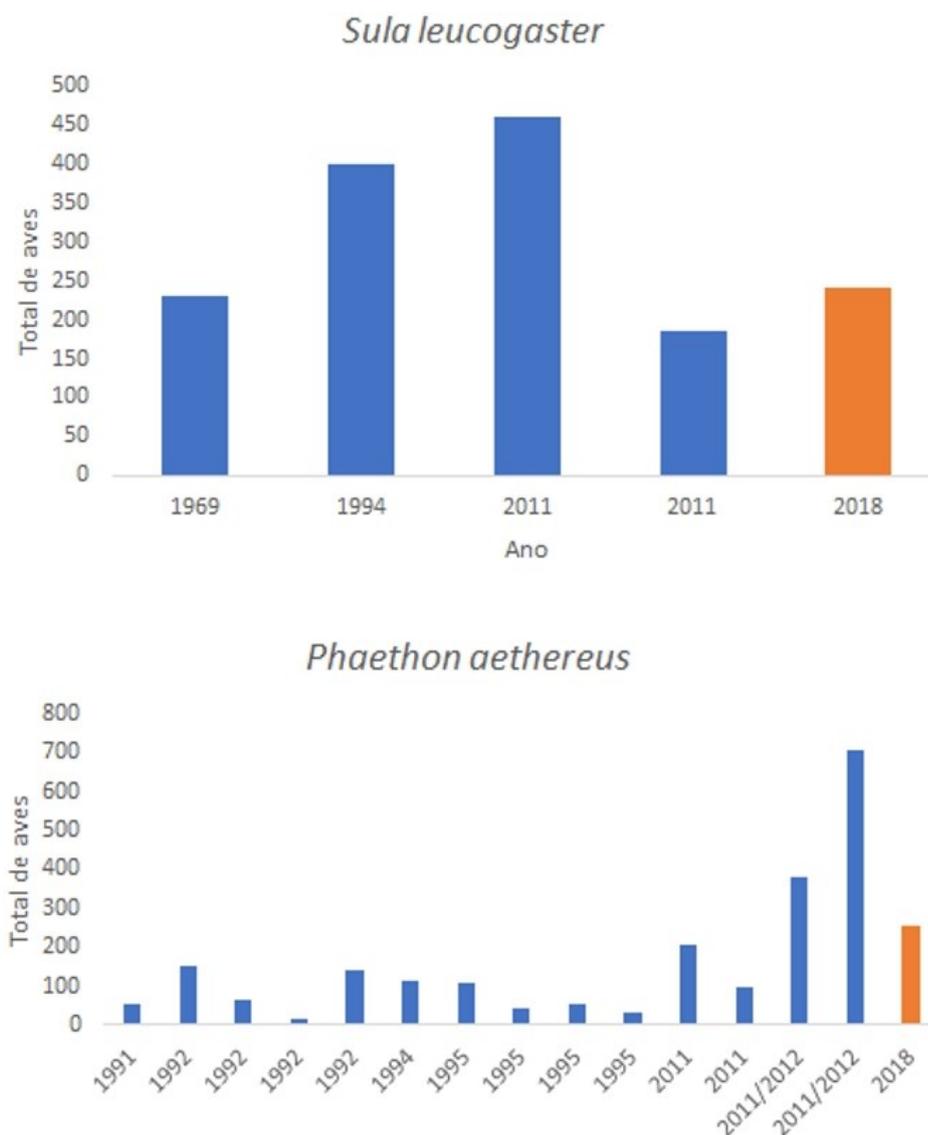
No entanto, os dados atuais revelam números bem menores que a população total estimada. É necessário destacar que os dados pretéritos não possibilitam a geração de tendências seguras sobre a dinâmica populacional nas áreas, por terem sido obtidos de forma pontual e sem padronização. Desde 2018, as contagens estão sendo realizadas de forma padronizada e nos picos reprodutivos das espécies, incluindo o monitoramento regular de uma parcela de ninhos de *P. aethereus*. Portanto, a continuidade dos trabalhos nos próximos anos torna-se de fundamental importância para a definição

de tendências das populações no arquipélago e verificação de indícios de existência ou ausência de impactos do desastre ou de outros impactos sobre as populações.

Para *S. leucogaster* a temporada reprodutiva não ocorreu desde o início deste Programa de Monitoramento pela RRDM. Alguns ninhos foram marcados, mas ainda não foi possível avaliar o sucesso reprodutivo na colônia da ilha Santa Bárbara, bem como realizar o rastreamento previsto (ver seção acima sobre uso de habitat e rastreamento).

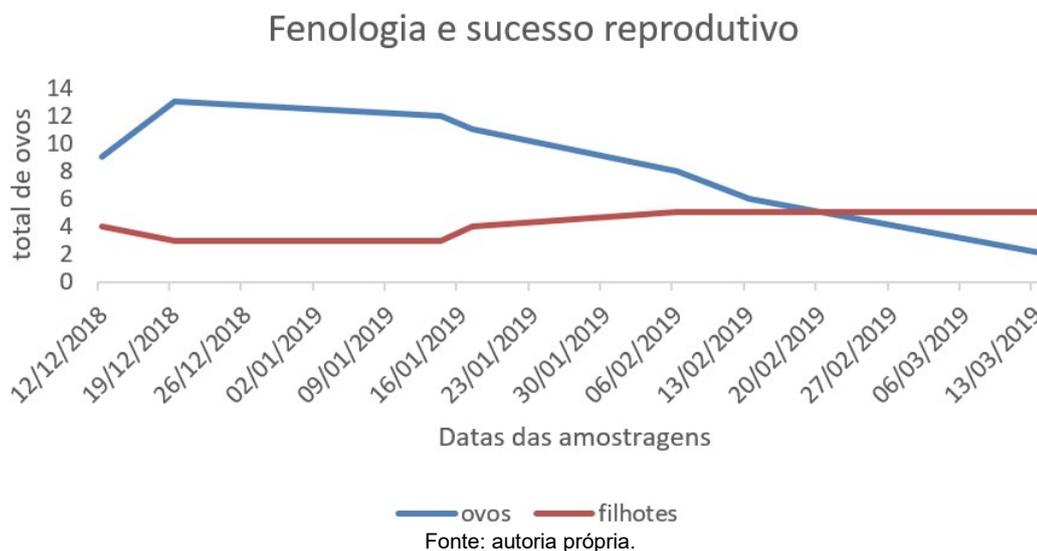
Para *P. aethereus* os dados de fenologia e de sucesso reprodutivo ainda são preliminares. Aparentemente, a temporada reprodutiva da espécie está neste momento no fim, com algumas aves em reposição de ovos e outras com seus filhotes em estágios finais de desenvolvimento (Figura 177).

Figura 176: Total de aves contabilizadas ao longo dos anos provenientes de estudos pontuais no passado (barra azul) e monitoramento atual (barra laranja). Anos repetidos estão relacionados a diferentes amostragens realizadas no mesmo ano por diferentes autores.



Fonte: autoria própria.

Figura 177: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *P. aethereus* monitorados entre dezembro de 2018 e março de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos.



9.3 CONCLUSÃO

Os dados populacionais atuais revelam números bem menores para ambas as espécies de interesse, *S. leucogaster* e *P. aethereus*, e a continuidade da população relictual de *P. lepturus*, estas duas últimas espécies que requerem atenção por serem ameaçadas de extinção no Brasil. Destaca-se que os dados pretéritos não possibilitam a geração de tendências seguras sobre a dinâmica populacional nas áreas, por terem sido obtidos de forma pontual e sem padronização. Apesar disso, parece haver, em escala temporal maior, um aumento populacional de *P. aethereus*, apesar das baixas contagens obtidas em 2018 e que requerem atenção.

Atualmente, as contagens estão sendo realizadas de forma padronizada e nos picos reprodutivos das espécies. Portanto, a continuidade dos trabalhos nos próximos anos torna-se de fundamental importância para a definição de tendências das populações no arquipélago e verificação de indícios de existência ou ausência de impactos do desastre. Havendo a confirmação de dois períodos reprodutivos ao longo do ano para *P. aethereus*, uma estimativa da população anual poderá ser feita com maior precisão. Os dados sobre fenologia ainda são incompletos, ou seja, não foi completado o primeiro ano e, portanto, não permitem conclusões a respeito. Com relação ao sucesso reprodutivo, os dados não foram calculados uma vez que o ciclo reprodutivo não foi concluído. Porém há evidências de baixo sucesso reprodutivo causado pela elevada perda de ovos e filhotes em estágios iniciais de desenvolvimento.

10 SUBPROJETO: AVES MARINHAS - CONTAGENS (MAR E COSTA)

10.1 OBJETIVO

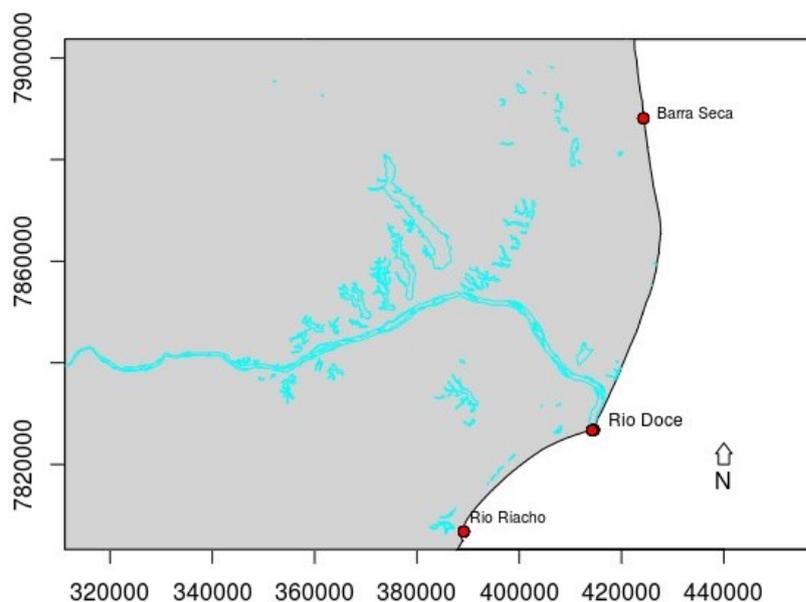
Compreender os impactos causados pela pluma de rejeitos nas comunidades de megafauna marinha em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce e plataforma continental adjacente, incluindo o Parque Nacional Marinho (PARNAM) dos Abrolhos, REBIO Comboios, APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz.

10.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

10.2.1 Costa

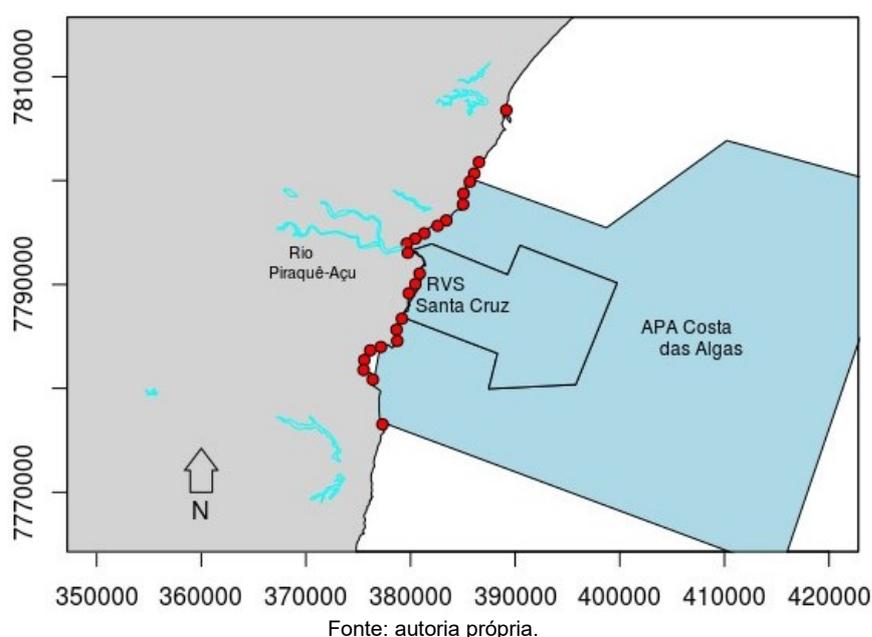
As contagens das aves foram realizadas mensalmente em todos os setores de praia propostos, totalizando aproximadamente 80 h de esforço amostral empregado ao longo de 130 km de costa (Figura 178 e Figura 179). A contagem por “Itinerário Fixo” percorrido por veículo motorizado foi realizada em três setores de praia desde o norte, de Barra Seca ao Degredo, na transecção de Pontal do Ipiranga, até o pontal norte da Foz do Rio Doce, na transecção de Povoação, e do Pontal Sul da foz do Rio Doce até o Rio Riacho, na transecção de Regência. Esses três setores de costa apresentam praias arenosas contínuas, de granulometria grosseira e amplo mesolitoral, margeado por restingas em sua maioria bem preservadas. Nestes setores também foram realizadas mensalmente “Contagem em Descanso” em quatro pontos fixos: Barra Seca, Pontal Norte do Rio Doce, Pontal Sul do Rio Doce e Barra do Rio Riacho. Estas áreas estuarinas favorecem a concentração de aves em repouso em seus bancos de areia. Situado mais ao sul, localizado na região da APA Costa das Algas, o setor de praia Piraquê-açu (15 km ao norte e 15 km ao sul da foz do rio Piraquê-açu) apresenta um perfil de pequenas enseadas margeadas por formações rochosas. Neste setor a “Contagem em Descanso” foi realizada mensalmente em 23 pontos fixos situados ao longo de sua extensão.

Figura 178: Mapa das áreas de monitoramento de aves nas praias, realizado de outubro de 2018 a março de 2019. Em vermelho, os pontos de amostragem (contagens em pontos fixos) em áreas estuarinas: Barra Seca, Rio Doce (Pontal Norte e Pontal Sul) e Rio Riacho. As transecções de amostragem por itinerário fixo foram realizadas em toda a extensão de praia entre estes pontos de amostragem (Barra Seca e o Pontal Norte do Rio Doce; Pontal Sul do Rio Doce e Rio Riacho).



Fonte: autoria própria.

Figura 179: Mapa das áreas de monitoramento de aves nas praias, realizado de outubro de 2018 a março de 2019. Em vermelho, os pontos de amostragem (contagens) em áreas estuarinas e praias. São dez pontos ao norte (1N a 10N) e 13 pontos ao sul (1S a 13S), tendo como referência a foz do Rio Piraquê-açu. As áreas destacadas indicam os limites das Reserva de Vida Silvestre de Santa Cruz e da Área de Proteção Ambiental da Costa das Algas.



Fonte: autoria própria.

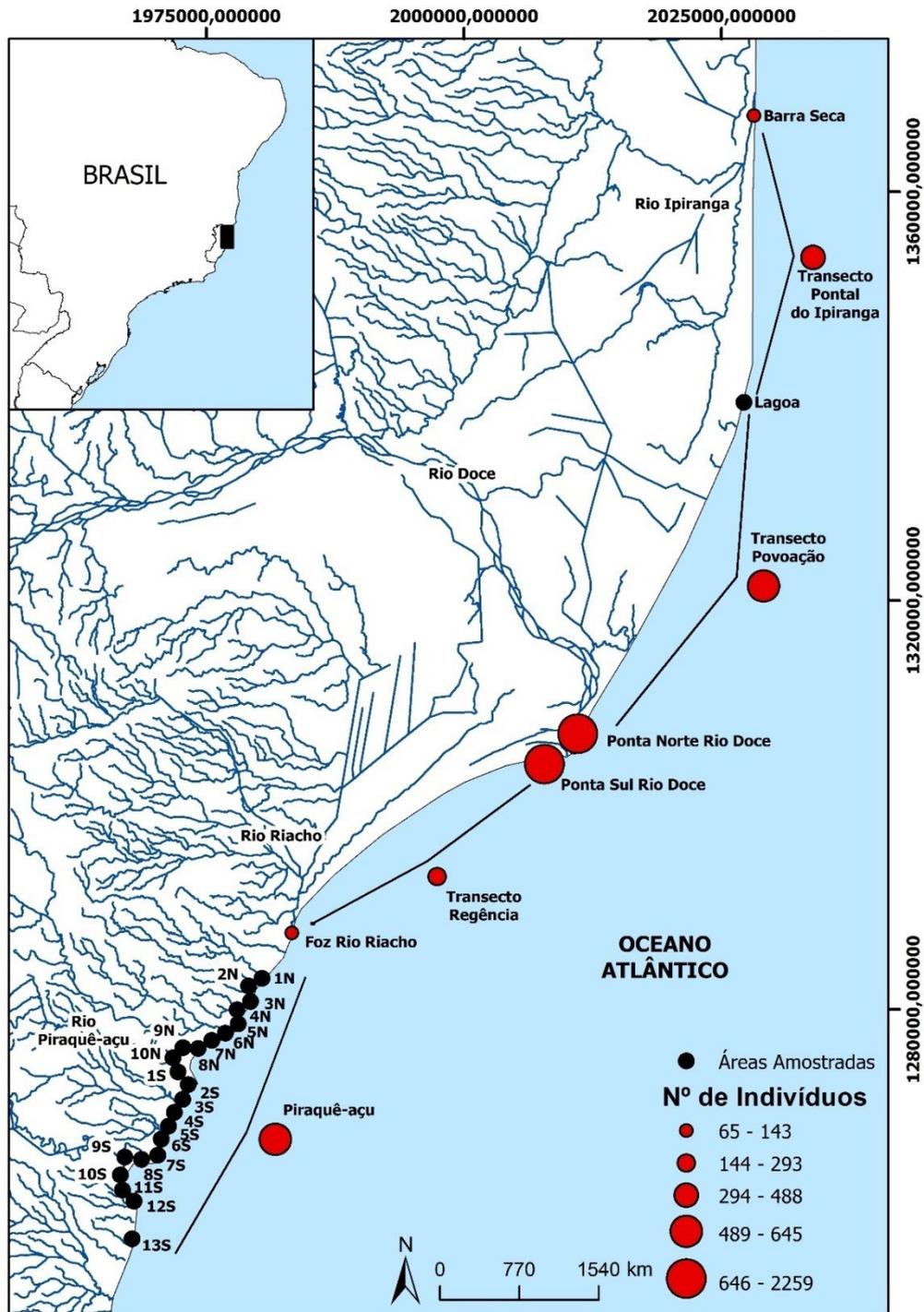
Quadro 61: Relação das estações amostrais referente ao Subprojeto Aves – Censos de Praia, em UTM Sirgas 2000.

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Ponto Barra Seca	Barra Seca	Pontal do Ipiranga - Linhares	7888127.44489	424289.604986
Transecção Praia Norte Rio Doce (início)	Transecto Pontal do Ipiranga - início	Pontal do Ipiranga - Linhares	7888127.44489	424289.604986
Transecção Praia Norte Rio Doce	Transecto Pontal do Ipiranga - final	Pontal do Ipiranga - Linhares	7861582.57816	427349.396207
Transecção Praia Norte Rio Doce	Transecto Povoação – início	Povoação - Linhares	7861582.57816	427349.396207
Transecção Praia Norte Rio Doce (final)	Transecto Povoação – final	Povoação - Linhares	7826782.4598	414556.413089
Ponto Margem Norte Foz do Rio Doce	Pontal Norte do Rio Doce	Povoação - Linhares	7826782.4598	414556.413089
Ponto Margem Sul Foz do Rio Doce	Pontal Sul do Rio Doce	Regência - Linhares	7826707.69517	414265.828101
Transecto Praia Sul Rio Doce (início)	Transecto de Regência – início	Regência - Linhares	7826707.69517	414265.828101
Transecto Praia Sul Rio Doce (final)	Transecto de Regência – final	Regência - Aracruz	7806780.62108	389158.144313
Ponto Rio Riacho	Rio Riacho	Regência - Aracruz	7806780.62108	389158.144313
Ponto 1 N Piraque-açu	1 N	Aracruz	7801770.78124	386544.602197
Ponto 2 N Piraque-açu	2 N	Aracruz	7800677.70882	386097.235261
Ponto 3 N Piraque-açu	3 N	Aracruz	7799889.16719	385677.266553
Ponto 4 N Piraque-açu	4 N	Aracruz	7798747.40405	385065.963038
Ponto 5 N Piraque-açu	5 N	Aracruz	7797706.73578	385023.552015
Ponto 6 N Piraque-açu	6 N	Aracruz	7796163.24957	383417.471872
Ponto 7 N Piraque-açu	7 N	Aracruz	7795653.08273	382596.044325
Ponto 8 N Piraque-açu	8 N	Aracruz	7794919.52688	381315.628685
Ponto 9 N Piraque-açu	9 N	Aracruz	7794412.31222	380455.570136
Ponto 10 N Piraque-açu	10 N	Aracruz	7793941.97031	379652.871015
Ponto 1 S Piraque-açu	1 S	Aracruz	7793051.59876	379743.740007

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Northing	Easting
Ponto 2 S Piraque-açu	2 S	Aracruz	7791048.18909	380871.923222
Ponto 3 S Piraque-açu	3 S	Aracruz	7790040.44304	380467.534555
Ponto 4 S Piraque-açu	4 S	Aracruz	7789151.82595	379843.696748
Ponto 5 S Piraque-açu	5 S	Aracruz	7786705.55296	379174.165371
Ponto 6 S Piraque-açu	6 S	Fundão	7785647.24484	378668.863673
Ponto 7 S Piraque-açu	7 S	Fundão	7784561.8807	378732.87507
Ponto 8 S Piraque-açu	8 S	Fundão	7783979.83995	377168.904395
Ponto 9 S Piraque-açu	9 S	Fundão	7783653.87774	376149.23215
Ponto 10 S Piraque-açu	10 S	Fundão	375581.570576	7782725.62753
Ponto 11 S Piraque-açu	11 S	Serra	375523.5582	7781765.57296
Ponto 12 S Piraque-açu	12 S	Serra	376395.044575	7780844.21842
Ponto 13 S Piraque-açu	13 S	Serra	377324.801019	7776531.84373

Fonte: autoria própria.

Figura 180: Abundância (número de indivíduos) de aves aquáticas nos setores de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes.



Fonte: autoria própria.

Composição da assembleia de aves aquáticas registrada na foz do Rio Doce e costa adjacente:

Foram registradas 32 espécies, de 13 famílias e 5 ordens (Quadro 62). Doze dessas espécies (37%) são migratórias de longa distância, que se reproduzem no Hemisfério Norte, ao norte dos Estados Unidos e/ou Canadá. Quatro espécies (12%) constam na Lista Nacional de espécies ameaçadas de

extinção: Maçarico-rasteirinho *Calidris pusilla* e Trinta-réis-real *Thalasseus maximus* na categoria EN (em perigo); Trinta-réis-róseo *Sterna dougallii* e Trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea* na categoria VU (vulnerável). A Frequência de Ocorrência das espécies (Quadro 62) indica a ocorrência de seis espécies regulares, nove esporádicas e 17 ocasionais, considerando-se as seguintes categorias: regular = de ocorrência superior a 50% das contagens; esporádica = entre 25 e 50%, e ocasional = inferior a 25% (segundo Dajoz 1983).

Quadro 62: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente. Sequência taxonômica e nomenclatura conforme Piacentini et al. (2015). Status de ocorrência no Brasil: VN = Visitante do Norte (espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte); R = Residente (espécie que se reproduz em território nacional). FO = frequência de ocorrência.

Ordem	Família	Espécie	Nome Vernáculo	Status	FO (%)
Anseriformes	Anatidae	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Ananaí	R	4
		<i>Anas bahamensis</i>	Marreca-toicinho	R	8
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	Tesourão	R	33
	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Atobá	R	29
	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá	R	25
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Garça-moura	R	16
		<i>Ardea alba</i>	Garça-branca	R	62
		<i>Syrigma sibilatrix</i>	Maria-faceira	R	12
		<i>Egretta thula</i>	Garça-branca-pequena	R	62
		<i>Egretta caerulea</i>	Garça-azul	R	50
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Pluvialis squatarola</i>	Batuiruçu-de-axila-preta	VN	40
		<i>Charadrius semipalmatus</i>	Batuíra-de-bando	VN	40
		<i>Charadrius collaris</i>	Batuíra-de-coleira	R	79
	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	Piru-piru	R	4
	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	Maçarico-pintado	VN	33
		<i>Tringa melanoleuca</i>	Maçarico-grande-de-perna-amarela	VN	8
		<i>Tringa flavipes</i>	Maçarico-de-perna-amarela	VN	8
		<i>Arenaria interpres</i>	Vira-pedras	VN	8
		<i>Calidris alba</i>	Maçarico-branco	VN	66
		<i>Calidris pusilla</i>	Maçarico-rasteirinho	VN	4
		<i>Stercorarius pomarinus</i>	Mandrião-pomarino	VN	4
	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Mandrião-parasítico	VN	12	
	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaiivotão	R	4

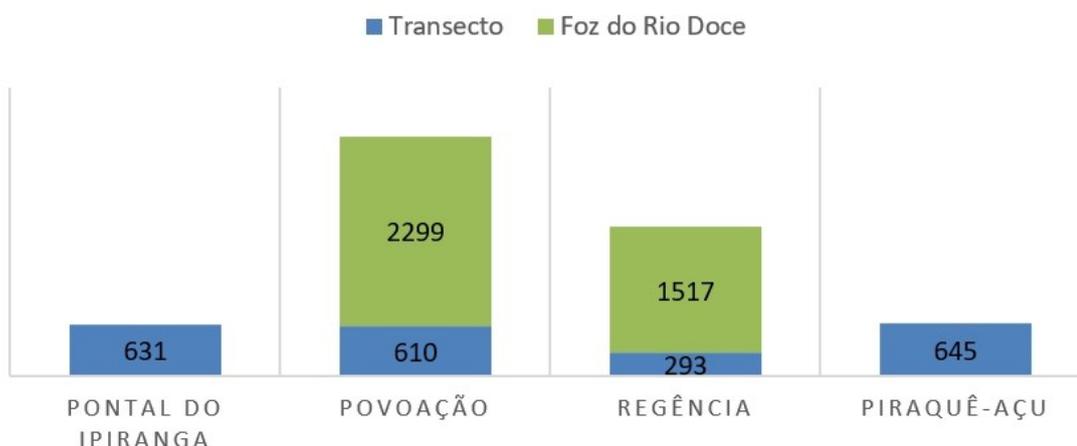
Ordem	Família	Espécie	Nome Vernáculo	Status	FO (%)
	Sternidae	<i>Sternula superciliaris</i>	Trinta-réis-pequeno	R	8
		<i>Phaetusa simplex</i>	Trinta-réis-grande	R	79
		<i>Sterna hirundo</i>	Trinta-réis-boreal	VN	29
		<i>Sterna dougallii</i>	Trinta-réis-róseo	VN	4
		<i>Sterna hirundinacea</i>	Trinta-réis-de-bico-vermelho	R	8
		<i>Thalasseus acuffavidus</i>	Trinta-réis-de-bando	R	75
		<i>Thalasseus maximus</i>	Trinta-réis-real	R	25
	Rynchopidae	<i>Rynchops niger</i>	Talha-mar	R	16
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martim-pescador-grande	R	12

Fonte: autoria própria.

Padrões de distribuição espacial da assembleia de aves aquáticas que utilizam a foz do Rio Doce e costa adjacente:

A abundância registrada em seis meses de amostragem foi de 6.045 indivíduos, dos quais 63,1% (3.816) ocorreram concentrados junto à foz do Rio Doce, nos Pontais Norte e Sul (Figura 180 e Figura 181). Os bancos de areia expostos durante a maré baixa na foz do Rio Doce favorecem a concentração de aves marinhas em repouso, oferecendo um local relativamente protegido do alcance de predadores, após um período de forrageio no mar. Além disso, as aves também forrageiam nas águas e margens do rio.

Figura 181: Abundância (número de indivíduos) de aves aquáticas nos quatro setores de amostragem de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Destaque para a concentração de indivíduos junto à foz do Rio Doce, Pontal Norte em Povoação e Pontal Sul em Regência.



Fonte: autoria própria.

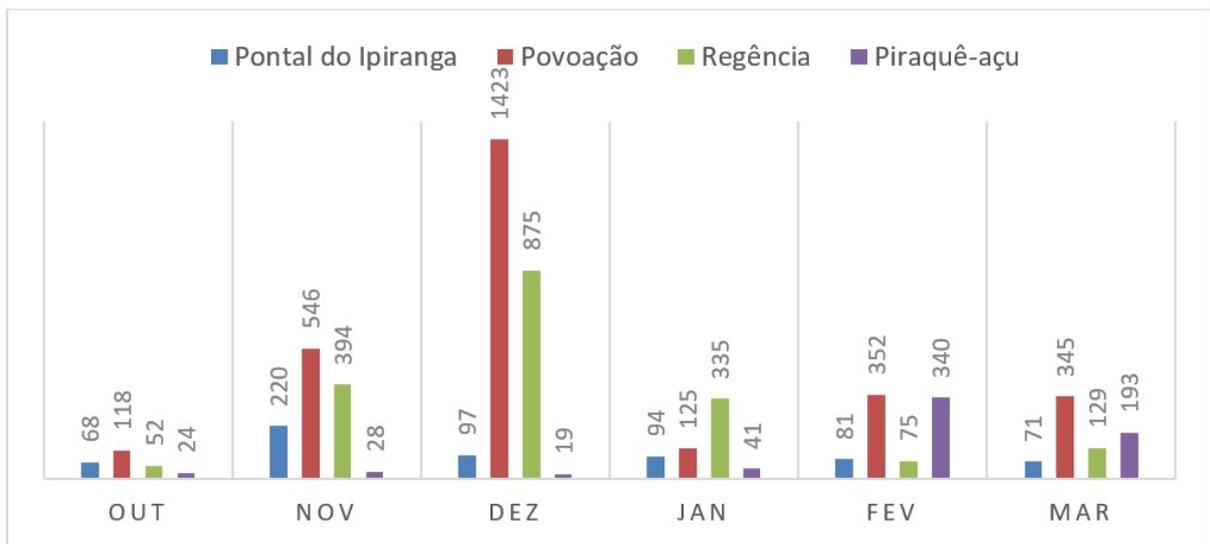
Padrões de variação sazonal da assembleia de aves aquáticas que utilizam a foz do Rio Doce e costa adjacente:

As abundâncias mais elevadas foram registradas nos meses de novembro e dezembro (Figura 182). As espécies mais abundantes foram Trinta-réis-boreal *Sterna hirundo* e Trinta-réis-de-bando

Thalasseus aculflavidus, com maior concentração registrada em dezembro, em bandos mistos com cerca de 1400 indivíduos (Figura 182, Figura 183 e Figura 184). Trinta-réis-boreal é migratória oriunda do Hemisfério Norte, onde reproduz-se nos meses de junho e julho. A ocorrência da espécie em áreas de passagem de suas rotas migratórias costuma ser marcadamente sazonal. Trinta-réis-de-bando é residente e tem as principais colônias do Oceano Atlântico em ilhas costeiras ao sul do Espírito Santo (Efe 2004). Segundo este autor as colônias da espécie iniciam a atividade entre abril e maio. Em nossa amostragem, indivíduos em plumagem reprodutiva já foram observados em março e é esperado que o número de indivíduos nas áreas de amostragem decline significativamente nos próximos meses em função da aproximação do período reprodutivo, quando as aves adultas deverão ir para as colônias.

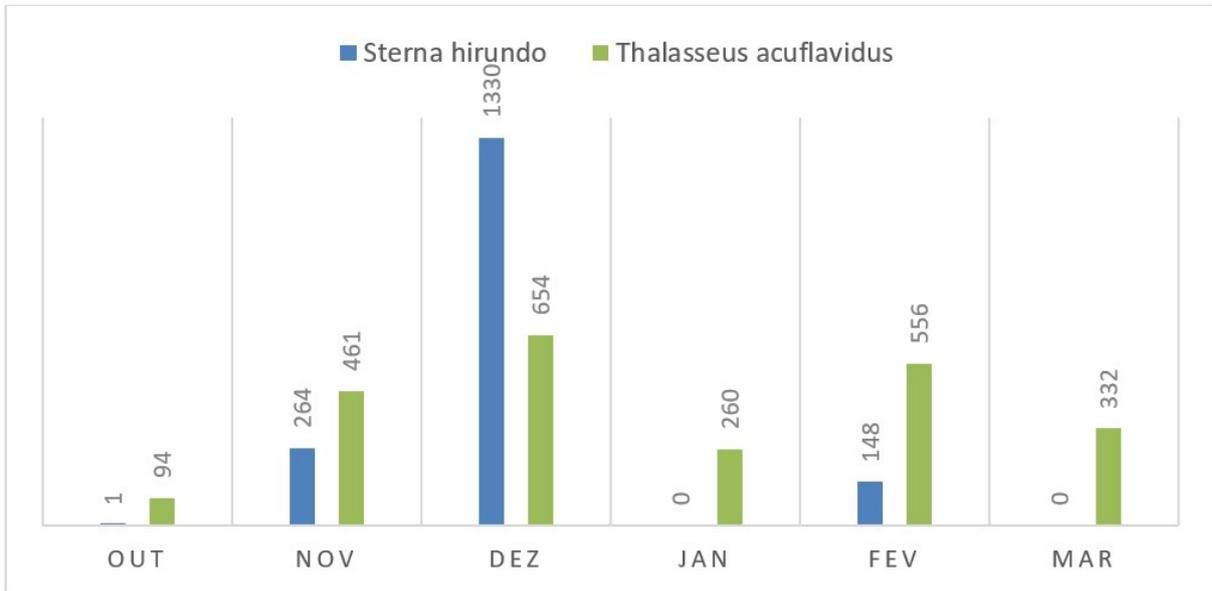
Os resultados dos seis primeiros meses contemplam apenas a estação chuvosa no estado do Espírito Santo, não permitindo uma comparação da composição da assembleia de aves entre as estações características para o estado. A continuidade da amostragem permitirá esta análise, sendo recomendado para que se possam identificar padrões de ocorrência sazonal das espécies, que os monitoramentos tenham a duração superior a três anos de amostragem.

Figura 182: Variação na abundância (número de indivíduos) da assembleia de aves aquáticas nos quatro setores de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Período de outubro de 2018 a março de 2019.



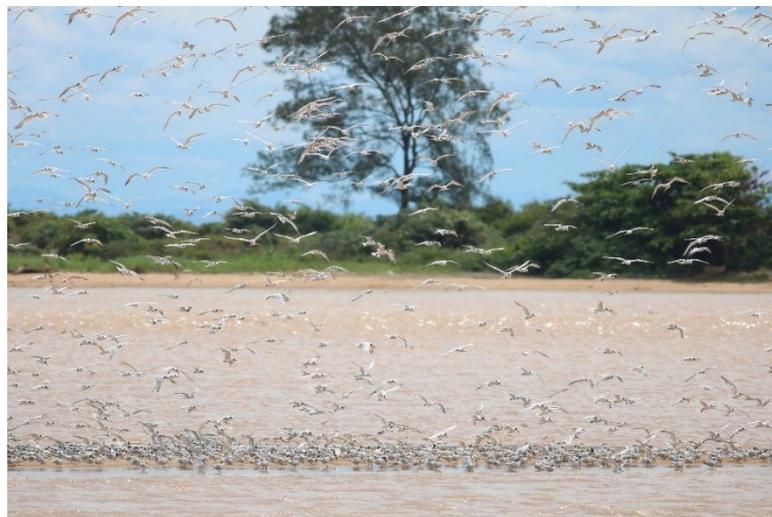
Fonte: autoria própria.

Figura 183: Variação do número de indivíduos das duas espécies de aves marinhas mais abundantes nos setores de costa da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Período de outubro de 2018 a março de 2019.



Fonte: autoria própria.

Figura 184: Parte de um bando misto de Trinta-réis-boreal *Sterna hirundo* e Trinta-réis-de-bando *Thalasseus acuflavidus* posicionando-se para pousar em um banco de areia na foz do Rio Doce, em dezembro de 2018.



Fonte: autoria própria.

10.2.1.1. Utilização da foz do Rio Doce e costa adjacente por espécies de aves marinhas e costeiras ameaçadas de extinção

Como mencionado acima, foram registradas quatro espécies ameaçadas de extinção. A frequência de ocorrência de Trinta-réis-real *T. maximus* foi esporádica (FO = 25%), com um a quatro indivíduos por registro, localizados na foz do Rio Doce e nos pontos 11S e 12S de Piraquê-açu. As aves estavam em deslocamento e forrageio nas águas costeiras e praticando cleptoparasitismo em outras aves. As demais espécies tiveram frequência de ocorrência ocasional: Trinta-réis-de-bico-vermelho *S. hirundinacea* (FO = 8%), com sete a 35 indivíduos registrados em outubro na Barra Seca e no pontal

Norte da foz do Rio Doce; Maçarico-rasteirinho *C. pusilla* (FO = 4%) com o registro de um indivíduo em novembro, forrageando nas praias da transecção de Pontal do Ipiranga, e Trinta-réis-róseo *S. dougallii* (FO = 4%), com o registro de um indivíduo em novembro, sobrevoando a área do pontal Norte da foz do Rio Doce.

Influência dos fatores abióticos nos padrões de utilização da foz do Rio Doce e costa adjacente pelas aves aquáticas:

Para a avaliação da influência de fatores abióticos em padrões de utilização das áreas de estudo é necessário, assim como para a sazonalidade, que o período de amostragem inclua ao menos as duas estações climáticas características do Espírito Santo, sendo a seca, de maio a setembro, e a chuvosa de outubro a abril. Eventuais efeitos da temperatura e pluviosidade e sobre as variações de riqueza, abundância e distribuição espaço-temporal da assembleia de aves requer amostragens ao menos mensalão longo de um ano. Além disso, para identificação de padrões sazonais, seriam necessários no mínimo três anos de amostragem.

10.2.2 Mar

Em relação aos censos de aves no mar, o esforço de observação foi realizado a bordo da embarcação Abaeté, sob responsabilidade da empresa Peroá Offshore, localizada junto à foz do Rio Piraquê-Açu na Praia de Santa Cruz, Aracruz (Figura 185 e Figura 186). Durante os seis meses de coleta de dados, 23 espécies de aves marinhas (Quadro 63) foram identificadas ocupando a área estudada. Em alguns registros, as aves não foram identificadas ao nível taxonômico de espécie. A composição de espécies (Riqueza) variou entre as transecções.

Quadro 63: Informações gerais sobre o esforço realizado nos censos no mar entre outubro de 2018 e março de 2019.

Campanha	Transecção	Data de início	Data de Fim	Tempo total em esforço (h)	Número de Estações de Contagem
1 e 2	TFOZ	30/10/2018	01/11/2018	18h48	83
2	TN1	01/11/2018	02/11/2018	16h24	81
2	TN2	03/11/2018	04/11/2018	15h52	79
2	TN3	04/11/2018	06/11/2018	15h55	84
2	TN4	06/11/2018	07/11/2018	15h10	85
3	TS1	10/12/2018	11/12/2018	16h14	81
3	TS2	06/12/2018	07/12/2018	15h57	77
4	TFOZ	14/01/2019	15/01/2019	16h09	84
4	TN1	13/01/2019	14/01/2019	17h42	90
5	TS1	20/02/2019	21/02/2019	15h34	79
5	TS2	21/02/2019	22/02/2019	15h24	81
6	TN2	14/03/2019	15/03/2019	16h40	84
6	TN3	15/03/2019	17/03/2019	15h39	78
6	TN4	17/03/2019	18/03/2019	15h34	80

Fonte: autoria própria.

Quadro 64: Descrição de cada transecção percorrida para contagem de aves no mar.

Nome da estação	Código da estação	Localidade	Northing	Easting
Transecção TS2	TS2	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do município de Vila Velha.	Início: 7741725.1 Fim: 7742048.69	Início: 372097.1 Fim: 572626.5
Transecção TS1	TS1	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito de Nova Almeida.	Início: 7784258.11 Fim: 7784382.98	Início: 388801.4 Fim: 589427.9
Transecção TFOZ	TFOZ	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude da Foz do Rio Doce.	Início: 7826480.3 Fim: 7826208.2	Início: 424306.3 Fim: 624286.8
Transecção TN1	TN1	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito de Barra Seca.	Início: 868871.28 Fim: 7868458.9	Início: 437322.2 Fim: 637736.3
Transecção TN2	TN2	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito de Barra Nova.	Início: 7910988 Fim: 7910644.37	Início: 431642.6 Fim: 632212.7
Transecção TN3	TN3	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito do município de Conceição da Barra.	Início: 953111.18 Fim: 7952758.72	Início: 433352.2 Fim: 633674.1
Transecção TN4	TN4	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do município de Mucuri (Bahia).	Início: 995065.61 Fim: 7994559.38	Início: 448871.5 Fim: 649432.6

Fonte: autoria própria.

Figura 185: Representação do esforço amostral realizado durante os meses de primavera (outubro, novembro e dezembro) de 2018. Cada triângulo representa uma estação de contagem (aproximadamente 80 por transecção). Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos).

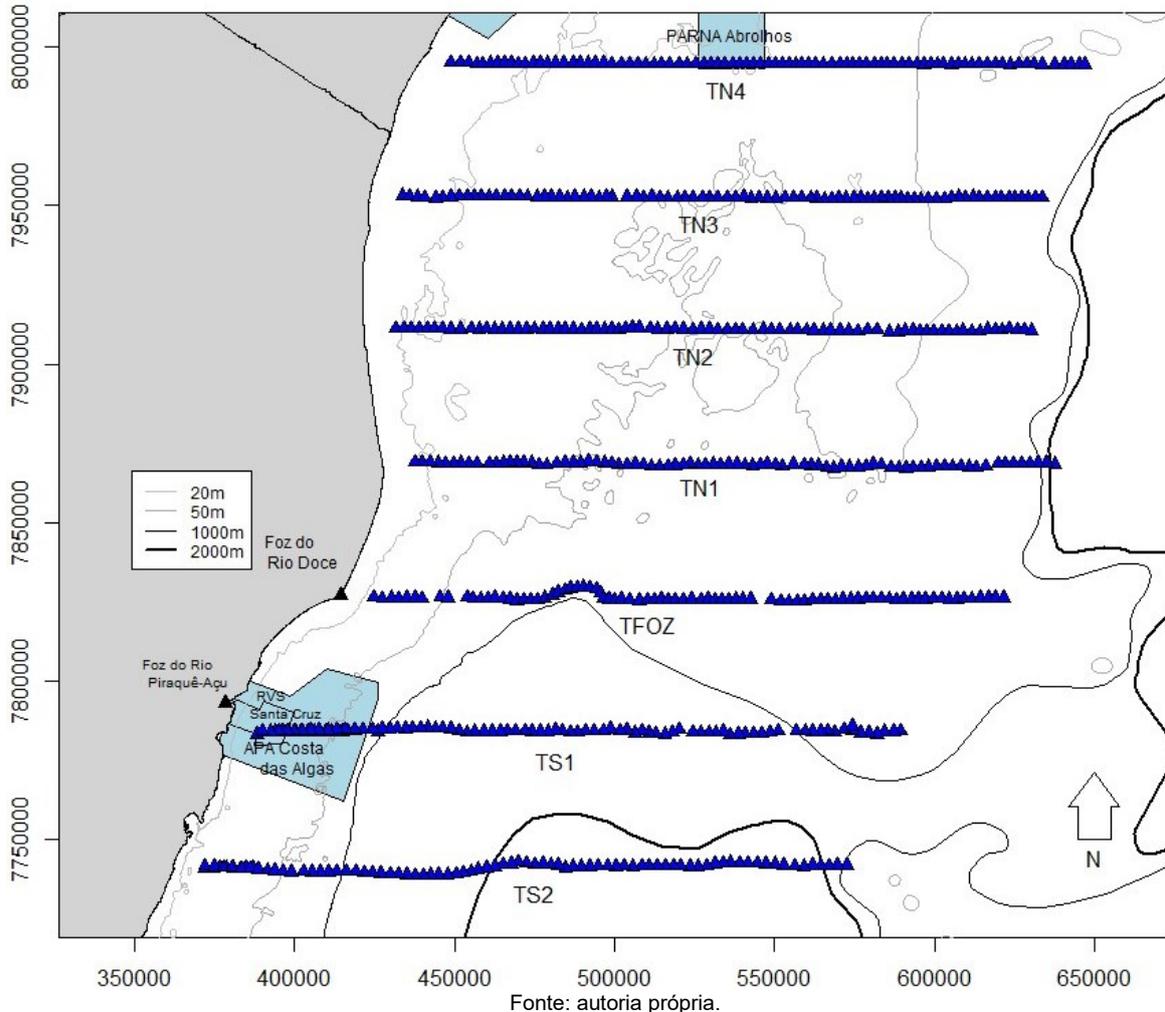


Figura 186: Representação do esforço amostral realizado durante os meses de verão (janeiro, fevereiro e março) de 2019. Cada triângulo representa uma estação de contagem (aproximadamente 80 por transecção). Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos).

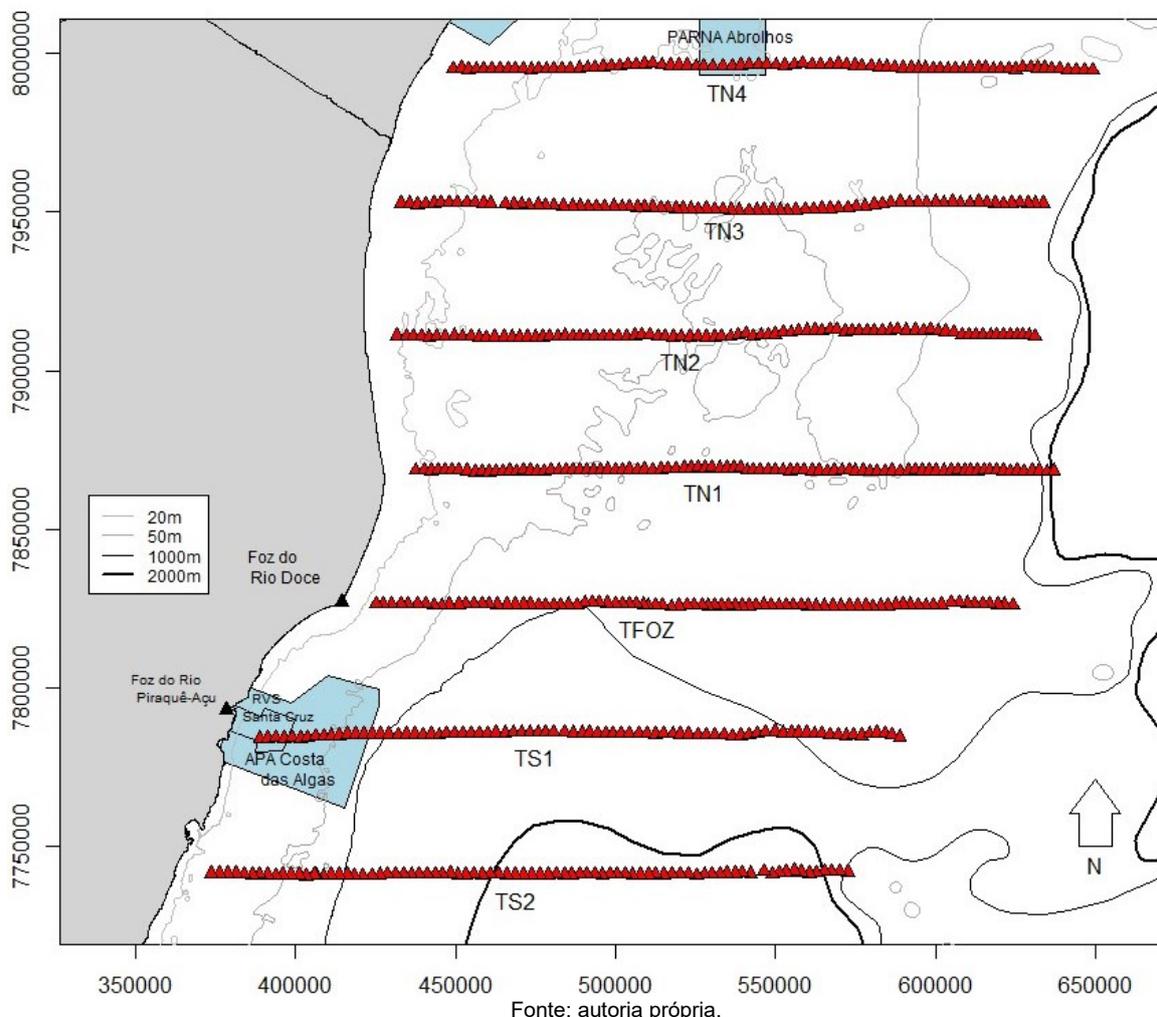


Tabela 5: Espécies de aves marinhas registradas durante os seis primeiros meses de coleta.

Nome comum	Espécies	TS1	TS2	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4
Trinta-réis-escuro	<i>Anous stolidus</i>		x					x
Bobo-grande	<i>Calonectris borealis</i>	x		x	x			
Tesourão	<i>Fregata magnificens</i>			x	x		x	x
Painho-de-cauda-furcada	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>					x		
Alma-de-mestre	<i>Oceanites oceanicus</i>		x	x	x	x	x	
Rabo-de-palha-de-bico-vermelho	<i>Phaethon aethereus</i>			x		x		
Rabo-de-palha-de-bico-laranja	<i>Phaethon lepturus</i>	x						
Pardela-preta	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	x						
Pardela-de-óculos	<i>Procellaria conspicillata</i>	x						
Grazina-de-barriga-branca	<i>Pterodroma incerta</i>	x						
Grazina-mole	<i>Pterodroma mollis</i>				x	x		
Bobo-grande-de-sobre-branco	<i>Puffinus gravis</i>	x						

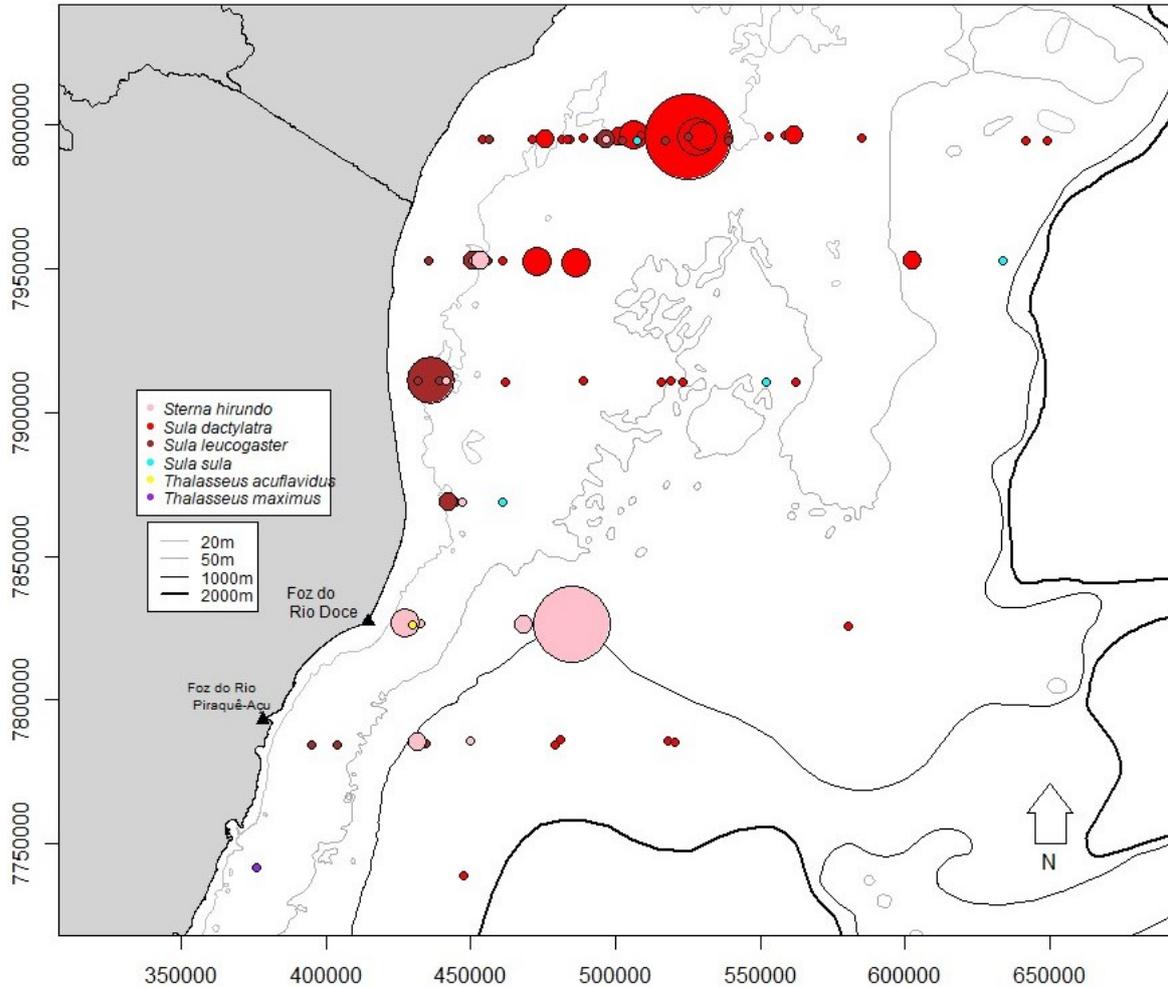
Nome comum	Espécies	TS1	TS2	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4
Bobo-pequeno	<i>Puffinus puffinus</i>	x	x	x	x	x	x	x
Mandrião-antártico	<i>Stercorarius antarcticus</i>			x	x			
Mandrião-do-sul	<i>Stercorarius maccormicki</i>				x			
Mandrião-pomarinó	<i>Stercorarius pomarinus</i>		x	x	x	x	x	
Trinta-réis-boreal	<i>Sterna hirundo</i>	x		x	x	x	x	x
Atobá-grande	<i>Sula dactylatra</i>	x	x	x		x	x	x
Atobá-pardo	<i>Sula leucogaster</i>	x		x	x	x	x	x
Atobá-de-pé-vermelho	<i>Sula sula</i>				x	x	x	x
Trinta-réis-de-bando	<i>Thalasseus aculavidus</i>			x				
Trinta-réis-real	<i>Thalasseus maximus</i>		x					
TOTAL		10	6	11	11	10	8	7

Fonte: autoria própria.

De acordo com os dados coletados até o momento, observa-se que as transecções mais próximas à foz do Rio Doce (TFOZ e TN1) apresentaram maior riqueza de espécies (11 espécies), sendo registradas 10 espécies nas transecções subsequentes, ao Norte (TN2) e ao Sul (TS1). Na transecção TN1 foi registrado o maior número de espécies não redundantes às demais transecções (5 espécies exclusivas ao TN1).

Bobo-pequeno (*Puffinus puffinus*) foi registrada em todas as transecções. O Atobá-grande 1 (*Sula dactylatra*) e o Trinta-réis-boreal (*Sterna hirundo*) são as espécies mais abundantes e foram registradas em quase todas as transecções, exceto TN1 e TS2, respectivamente (Figura 187, Figura 188 e Figura 189).

Figura 187: Representação espacial dos registros das espécies Trinta-réis-de-boreal (*Sterna hirundo*), Atobá-grande (*Sula dactylatra*), Atobá-pardo (*S. leucogaster*), Atobá-de-pé-vermelho (*S. sula*), Trinta-réis-boreal (*Thalasseus acutiflavus*), Trinta-réis-real (*T. maximus*) nas transecções amostradas durante a primavera e o verão. O tamanho do círculo é proporcional ao número de indivíduos registrados em cada estação de contagem (nesta figura, o maior diâmetro representa nove indivíduos e o menor, um indivíduo).



Fonte: autoria própria.

Figura 188: Representação espacial dos registros das espécies Trinta-réis-escuro (*Anous stolidus*), Bobo-grande (*Calonectris borealis*), Alma-de-mestre (*Oceanites oceanicus*), Painho-de-cauda-furcada (*Oceanodroma leucorhoa*), Bobo-grande-de-sobre-branco (*Puffinus gravis*) e Bobo-pequeno (*P. puffinus*) amostrados durante a primavera e o verão. O tamanho do círculo é proporcional ao número de indivíduos registrados em cada estação de contagem (o maior diâmetro representa 13 indivíduos e o menor um indivíduo).

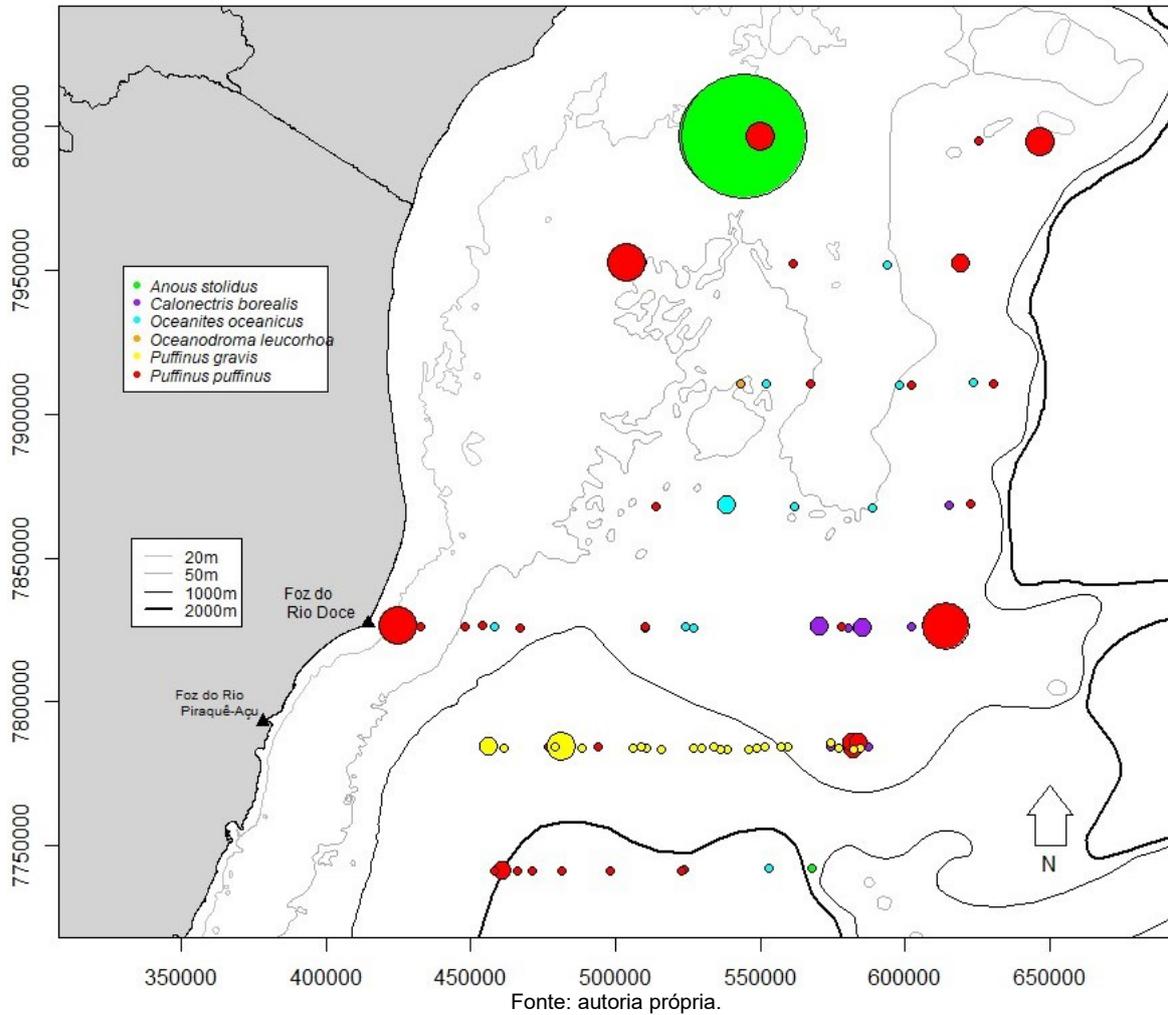
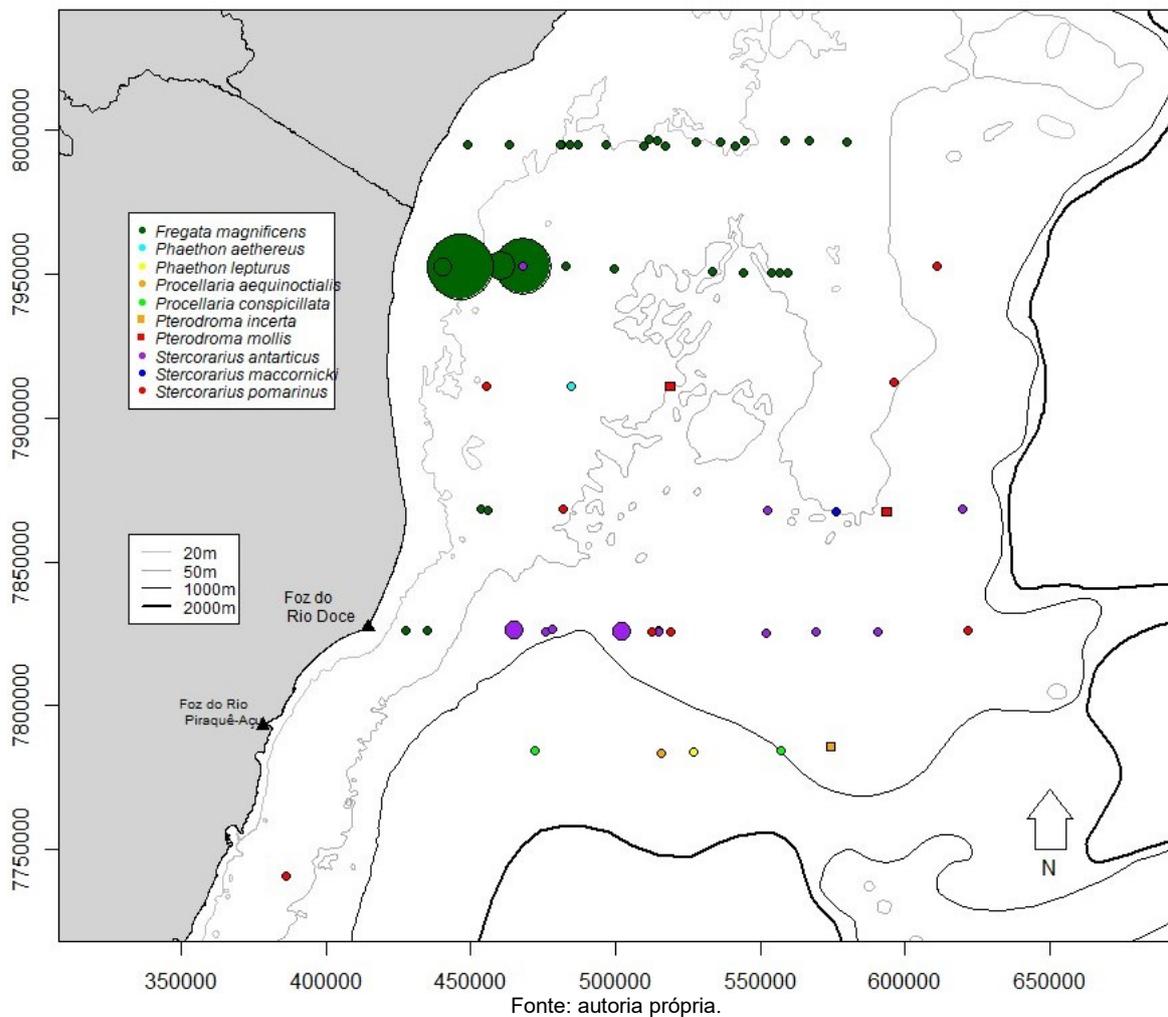


Figura 189: Representação espacial dos registros das espécies Tesourão (*Fregata magnificens*), Rabo-de-palha-de-bico-vermelho (*Phaethon aethereus*), Rabo-de-palha-de-bico-laranja (*P. lepturus*), Pardela-preta (*Procellaria aequinoctialis*), Pardela-de-óculos (*P. conspicillata*), Grazi-na-de-barriga-branca (*Pterodroma incerta*), Grazi-na-mole (*P. mollis*), Mandrião-antártico (*Stercorarius antarcticus*), Mandrião-do-sul (*S. maccornicki*) e Mandrião-pomarino (*S. pomarinus*) amostrados durante a primavera e o verão. O tamanho do círculo é proporcional ao número de indivíduos registrados em cada estação de contagem (o maior diâmetro representa sete indivíduos e o menor, um indivíduo).



A transecção TN4 apresentou a maior abundância de indivíduos totais registrados, 177 indivíduos, incluindo registros em que a identificação ao nível de espécie não foi possível, as aves registradas em voo, estacionárias e fora do esforço amostral (Figura 190 e Figura 191). As transecções TFOZ e TN3 também apresentaram abundância de indivíduos totais bastante elevada (107 e 61 indivíduos, respectivamente) (Figura 190 e Figura 191). As demais transecções apresentaram abundâncias de indivíduos totais reduzidas. Houve maior registro de aves em áreas próximas da costa e em locais com aproximadamente de 100 m de profundidade (Figura 192).

Figura 190: Abundância de aves por transecção, considerando apenas os registrados durante o esforço amostral (indivíduos em voo e os estacionários) durante os meses de primavera e verão.

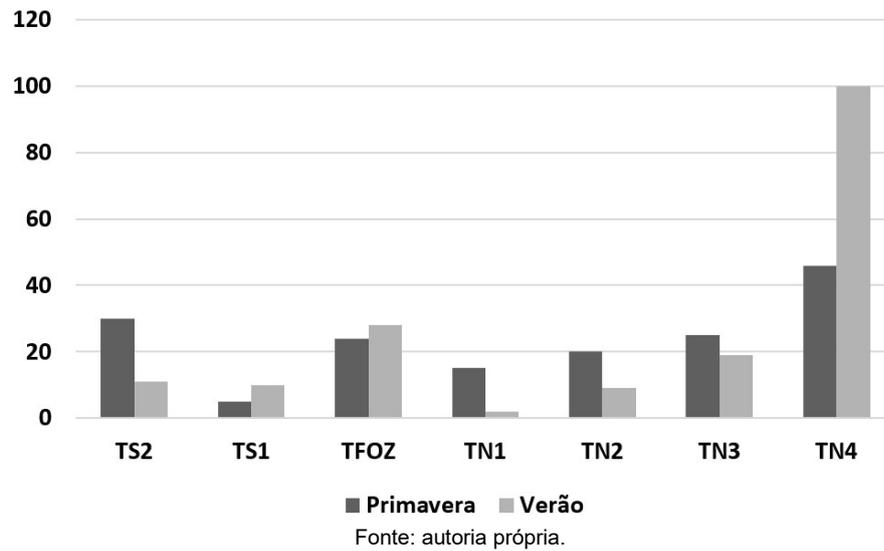


Figura 191: Abundância de aves por transecção, considerando apenas os registrados durante fora do esforço amostral (em voo fora da área de amostragem) durante os meses de primavera e verão.

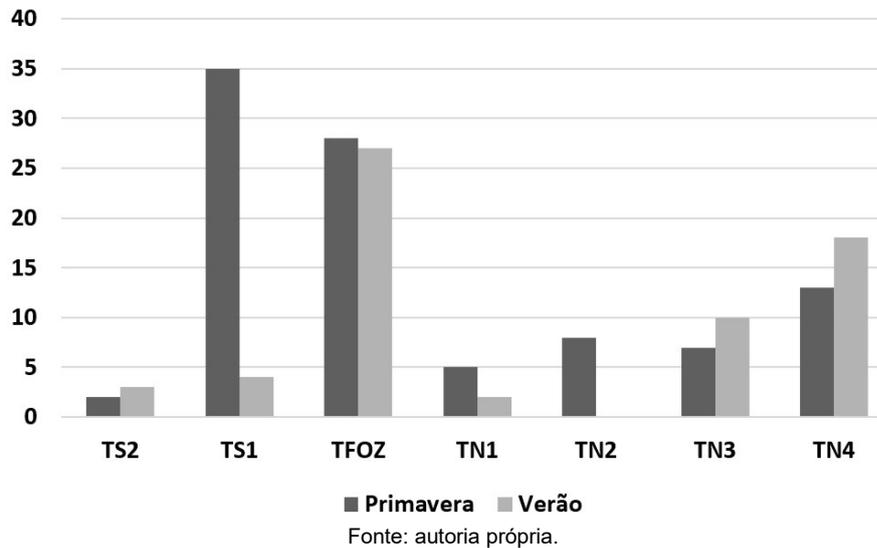
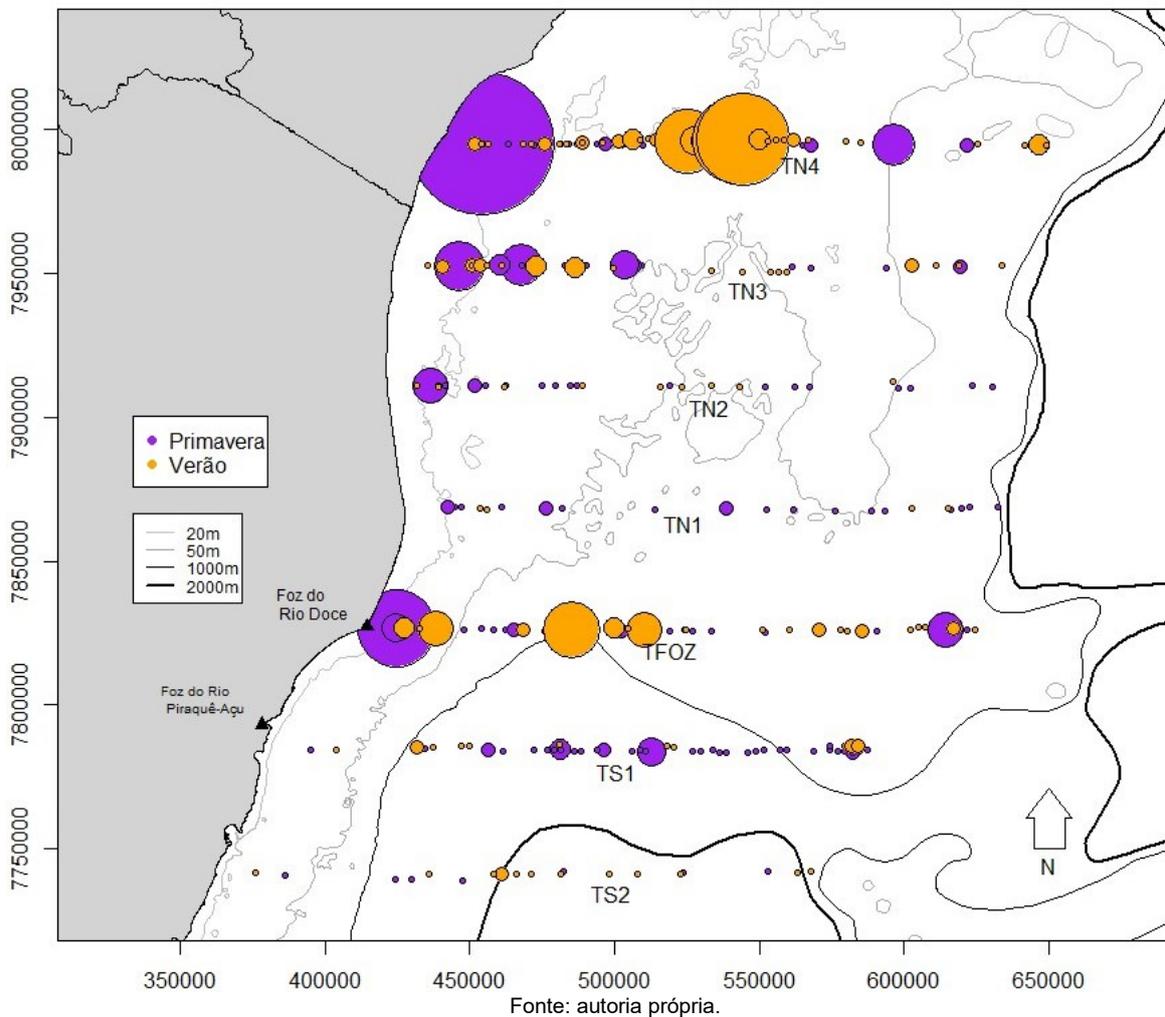


Figura 192: Representação espacial da abundância total de aves marinhas amostradas (dados obtidos dentro e fora esforço, e aves identificadas e não identificadas ao nível taxonômico de espécie. O tamanho dos círculos são proporcionais ao número de indivíduos registrados no em cada estação de contagem (o maior diâmetro representa 20 indivíduos e o menor, apenas um indivíduo).



A composição de espécies de aves marinhas ao longo da área percorrida durante as contagens no mar é semelhante àquela já descrita na bibliografia, embora dados para região sejam escassos (Coelho et al. 1990, Efe 2004, Passamani & Mendes 2007). As aves marinhas são menos abundantes na região estudada em relação à região sul do Brasil (Neves et al. 2006, Olmos 1997), e por isso é importante considerar todos os registros obtidos, conforme sugerido por Tasker et al. (1984). Portanto, os registros de aves fora do raio de 300 m do observador e, neste caso, considerados como fora de esforço foram considerados a fim de se ter uma melhor representação da avifauna marinha que utiliza a região da Foz do Rio Doce e áreas oceânicas adjacentes.

Aparentemente, as aves parecem fazer uso da área próxima à Foz do Rio Doce e áreas mais próximas adjacentes sem qualquer restrição (Figura 192), inclusive, são provavelmente atraídas para as áreas mais afetadas pelos resíduos do rompimento da barragem e utilizam essas áreas para alimentação. As águas da região amostrada são em grande maioria oligotróficas (Castro & Miranda 1998). Sendo assim, o aporte de rios, como o Rio Doce, são uma importante contribuição para o aumento de produção

primária nessas águas. Áreas mais produtivas concentram maior biomassa de peixes, que são itens alimentares dessas aves marinhas, atraindo-as para essas regiões. O monitoramento de aves marinhas em longo prazo deve incluir, além das estações do ano, períodos que permitam a avaliação do desempenho reprodutivo das populações afetadas, para que aspectos crônicos possam ser avaliados. Não há dados pretéritos e anteriores ao rompimento da barragem disponíveis para que possam ser comparados com os resultados atuais.

10.3 CONCLUSÃO

Os resultados do monitoramento até o presente demonstram que toda a extensão das áreas monitoradas apresentou a ocorrência de espécies de aves aquáticas que dependem dos ecossistemas costeiro e marinho para prover a sua alimentação e áreas de vida. Destaca-se o registro de quatro espécies ameaçadas de extinção, duas na categoria 'vulnerável' e duas 'em perigo'. Além disso, também há a ocorrência de doze espécies de aves migratórias de longa distância, que são mais sensíveis a alterações ambientais ao longo de suas rotas migratórias (Colwel 2010). Assim, consideramos que todos os setores contemplados pelo monitoramento mostraram-se relevantes para serem mantidos. Destaca-se que a maior concentração de aves ocorreu na região da foz do Rio Doce. Não dispomos de dados pretéritos sobre a assembleia de aves aquáticas nesta área para que se possa avaliar possíveis impactos do rompimento da barragem. Na ausência desses dados, monitoramentos de médio e longo prazo poderão descrever melhor os padrões sazonais de ocorrência das aves e as variações entre os anos relacionadas a fatores ambientais e de interferências procedentes do evento de rompimento da barragem. Para que sejam relacionados a fatores abióticos, tais como temperatura e pluviosidade, às variações de riqueza, abundância e distribuição espaço-temporal da assembleia de aves aquáticas é necessário, assim como para a identificação de padrões sazonais de ocorrência, que as amostragens sejam realizadas no mínimo durante 3 anos, e idealmente em mais de 5 anos.

A composição de espécies de aves marinhas ao longo da área percorrida durante as contagens no mar é semelhante àquela já descrita na bibliografia, embora dados para a região sejam escassos (Coelho et al. 1990, Efe 2004, Passamani & Mendes 2007). A região estudada apresenta menor abundância de aves quando comparada com a região sul do Brasil (Neves et al. 2006, Olmos 1997).

Os resultados obtidos até o momento são relevantes, dada à escassez de informações para a costa do Espírito Santo e áreas oceânicas adjacentes. Os monitoramentos precisam ser mantidos em séries anuais, para que possam ser comparados entre os anos, de forma a se obter réplicas das estações do ano. Paralelamente, os eventos reprodutivos também devem ser acompanhados e comparados entre os anos, a fim de se ter uma visão mais completa da presença, composição e abundância da avifauna marinha, bem como suas flutuações demográficas. Análises mais robustas em relação ao impacto da lama carregada pelo Rio Doce, implicando na presença ou ausência de uso do espaço pelas aves só poderão ser efetivamente realizadas à medida que mais dados forem sendo obtidos.

10.4 REFERÊNCIAS

- Castro B.M. & Miranda L.B. (1998). Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S - Coastal segment. In: Robinson A., Brink K.H. (eds.), The sea. The global coastal ocean - regional studies and synthesis. Wiley, New York, pp. 209–251.
- Coelho E.P., Alves V.S., Soneghet M.L.L., Carvalho F.S. (1990). Levantamento das aves marinhas no percurso Rio de Janeiro: Bahia (Brasil). Bolm Inst. Oceanogr. 38: 161-167.
- Colwel M.A. 2010. Shorebird ecology, conservation, and management. Los Angeles: University of California Press, 328 p.
- Dajoz R. (1983). Ecologia geral. Petrópolis: Ed. Vozes, 472 p.
- Efe M.A. (2004). Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo. In: Branco J.O. (ed.) Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Itajaí: Univali, p.101-118.
- Neves T., Vooren C.M., Bugoni L., Olmos F., Nascimento L. (2006). Distribuição e abundância de aves marinhas no sudeste-sul do Brasil. In: Aves oceânicas e suas interações com a pesca na região Sudeste-Sul do Brasil. USP (Série Documentos Revizee: Score Sul), São Paulo, 11-35.
- Olmos F. (1997). Seabirds attending bottom long-line fishing off southeastern Brazil. Ibis 139: 685-691.
- Passamani M., Mendes S.L. (2007). Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. Ipema.
- Piacentini V.Q. et al. (2015). Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Rev. Brasil. Ornitol. 23: 91-298.
- Tasker M.L., Jones P.H., Dixon T.I.M., Blake B.F. (1984). Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101: 567-577.

11 SUBPROJETO: AVES MARINHAS – SAÚDE

11.1 OBJETIVO

Compreender os impactos causados pela pluma de rejeitos nas comunidades de megafauna marinha em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do rio Doce e plataforma continental adjacente, incluindo o Parque Nacional Marinho (PARNAM) dos Abrolhos, REBIO Comboios, APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz. Especificamente, descrever a prevalência de patógenos das aves *Sula leucogaster*, *Pterodroma arminjoniana*, *Thalassarche chlororhynchos* e *Phaethon aethereus*;

11.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Até o presente momento foram realizadas duas expedições ao Arquipélago dos Abrolhos: a primeira, em novembro de 2018 e a segunda, em fevereiro de 2019. Foram coletadas amostras biológicas (sangue e suabes cloacais e de orofaringe) das espécies, *Phaethon aethereus* (rabo-de-palha-de-bico-vermelho), *Sula leucogaster* (atobá-pardo) e *Sula dactylatra* (atobá-grande). Adicionalmente, está sendo realizada expedição à Ilha da Trindade no momento de redação deste relatório, para amostragem de *P. arminjoniana*.

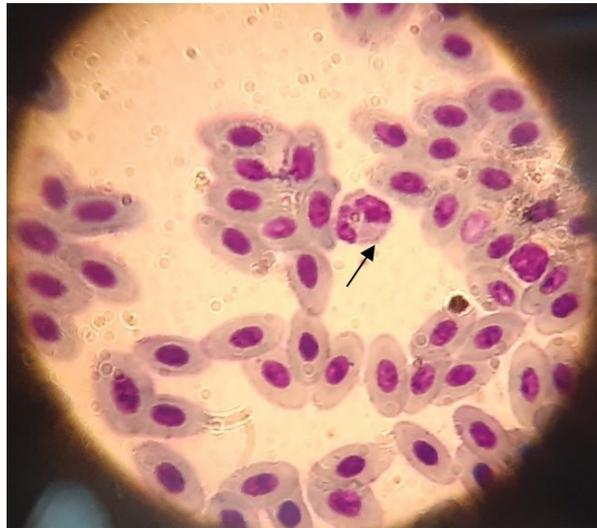
Foram obtidos em Abrolhos esfregaços sanguíneos de 22 indivíduos de *P. aethereus*, na primeira expedição (Quadro 65 e Quadro 66) e de 28 indivíduos de *P. aethereus*, *S. leucogaster* e *S. dactylatra* na segunda expedição (Quadro 67 e Quadro 68), totalizando 50 animais. Os esfregaços sanguíneos foram realizados para a obtenção da contagem diferencial de leucócitos. A técnica consiste na contagem de 100 leucócitos em áreas distintas da lâmina, diferenciando-os segundo as características morfológicas. O resultado é expresso em número relativo (%), de forma a se caracterizar a porcentagem de cada tipo leucocitário no sangue periférico.

Com relação aos esfregaços oriundos da segunda expedição, cinco deles estavam muito espessos, e dessa forma, não foi possível identificar os leucócitos. Em esfregaços muito espessos, os eritrócitos, sempre em maior quantidade na lâmina, encobrem completamente os leucócitos, impossibilitando a leitura. De forma geral, as análises realizadas até o presente momento, sugerem que os animais estão saudáveis, com uma predominância relativa de heterófilos (Figura 193) sobre os linfócitos, como esperado para aves piscívoras e carnívoras (Almosny et al. 1992; Jones 2015). Os quadros de heterofilia absoluta, que só podem ser confirmados com a contagem de leucócitos na câmara de Neubauer podem ser atribuídos a quadros inflamatórios agudos e de estresse (Ruiz et al. 2002, Travis et al. 2006). Este equipamento, também conhecido como hemocitômetro já foi adquirido e será utilizado nas próximas análises. Não foram observados heterófilos imaturos, o que caracterizaria um desvio à esquerda (i.e., aparecimento de precursores leucocitários no sangue periférico) em resposta a processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Processos como estes demandam um aumento nos mecanismos de defesa

do organismo e, por isso, células imaturas, presentes apenas na medula óssea, aparecem no sangue periférico.

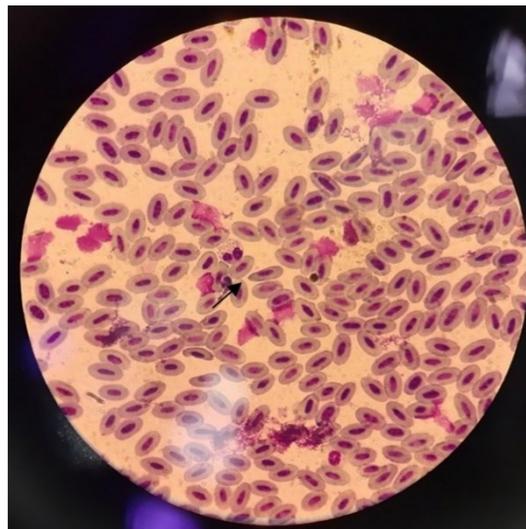
Apenas um filhote amostrado apresentou quadro de basofilia relativa, no entanto, segundo a literatura, neonatos e filhotes podem apresentar valores mais elevados deste tipo celular. Os outros tipos leucocitários permaneceram dentro do limite de normalidade para indivíduos saudáveis, incluindo eosinófilos (Figura 194) e monócitos, cuja presença é normalmente escassa para aves.

Figura 193: Eritrócitos e heterófilo (seta) em esfregaço sanguíneo de *Phaethon aethereus* proveniente das colônias de Abrolhos



Fonte: autoria própria.

Figura 194: Eritrócitos e eosinófilo (seta) em esfregaço sanguíneo de *Sula leucogaster* proveniente das colônias de Abrolhos



Fonte: autoria própria.

Quadro 65: Informações referentes às 22 *P. aethereus* amostradas durante a primeira expedição ao Arquipélago dos Abrolhos entre 29 de outubro e 12 de novembro de 2018.

ID	Anilha	Local	Ninho	Idade	Sexo	Massa (g)
1	P16251	Costão do Farol	602	A	I	670
2	P05014	Mato Verde	4	A	I	710
3	P16272	Mato Verde	732	A	I	570
4	P04255	Ponto Fixo	72	A	I	NA
5	P14617	Mato Verde	4	A	I	610
6	P16253	Mato Verde	7	N2	I	620
7	P16256	Mato Verde	14	N3	I	520
8	P16095	Mato Verde	510	A	I	620
9	P16254	Mato Verde	510	N2	I	630
10	P16255	Mato Verde	183	N3	I	580
11	P16337	Mato Verde	17	N3	I	790
12	P16251	Costão do Farol	602	A	I	NA
13	P16291	Mato Verde	738	N2	I	340
14	P16400	Mato Verde	85	A	I	620
15	P16289	Mato Verde	85	N2	I	660
16	P16286	Mato Verde	216	N2	I	490
17	P13348	Ponta Leste	3	A	I	680
18	P16385	Ponta Leste	750	A	I	690
19	P16333	Ponta Leste	750	N2	I	570
20	P16386	Ponta Leste	NA	A	I	640
21	P14147	Ponta Leste	NA	A	I	630
22	P16387	Ponta Leste	NA	A	I	600

Fonte: autoria própria.

Quadro 66: Resultados da hematoscopia de *P. aethereus* amostrados durante a primeira expedição ao Arquipélago dos Abrolhos, entre 29 de outubro e 12 de novembro de 2018.

ID	Anilha	Basófilo	Eosinófilos	Linfócitos	Heterófilos	Monócitos	Observações
1	P16251	0	4	26	70	0	Ok
2	P05014	0	3	20	77	0	Ok
3	P16272	0	0	15	85	0	Ok
4	P04255	0	0	0	0	0	Sem material
5	P14617	0	0	16	84	0	Ok
6	P16253	0	0	0	0	0	Hemólise
7	P16256	0	0	11	89	0	Ok
8	P16095	0	0	0	0	0	Hemólise
9	P16254	0	0	0	0	0	Hemólise
10	P16255	0	0	10	90	0	Ok
11	P16337	0	0	10	90	0	Ok
12	P16251	0	0	0	0	0	Sem material
13	P16291	0	0	6	94	0	Ok
14	P16400	0	0	16	84	0	Ok
15	P16289	0	1	18	81	0	Ok

16	P16286	0	0	23	77	0	Ok
17	P13348	0	0	12	88	0	Ok
18	P16385	0	3	29	68	0	Ok
19	P16333	0	0	12	88	0	Ok
20	P16386	0	0	10	90	0	Ok
21	P14147	0	0	19	81	0	Ok
22	P16387	0	1	20	79	0	Ok

Fonte: autoria própria.

Quadro 67: Informações referentes às 28 aves, das espécies *P. aethereus*, *S. leucogaster* e *S. dactylatra*, amostradas durante a segunda expedição ao Arquipélago dos Abrolhos, em fevereiro de 2019.

ID	Anilha	Ilha	Local	Ninho	Espécie	Idade	Sexo
1	U63113	St Bárbara	Ponto Fixo	599	<i>S. leucogaster</i>	Adulto	M
2	U61020	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucoagster</i>	Adulto	M
3	U63114	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucoagster</i>	N3	I
4	U63112	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucogaster</i>	N4	I
5	V41074	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. dactylatra</i>	Adulto	F
6	U63111	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucoagster</i>	N4	I
7	U63109	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucogaster</i>	N4	I
8	U63110	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucoagster</i>	Adulto	F
9	U63108	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucoagster</i>	N4	I
10	U19697	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>S. leucogaster</i>	Adulto	F
11	P13845	St Bárbara	Mato Verde	599	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
12	V41066	St Bárbara	Casas	NA	<i>S. dactylatra</i>	Adulto	F
13	P13309	Siriba	Paredão	148	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
14	P12262	St Bárbara	Costão Farol	499	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
15	P14304	St Bárbara	Costão Farol	653	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
16	P13113	St Bárbara	Costão Farol	602	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
17	P14303	St Bárbara	Costão Farol	NA	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
18	P14305	St Bárbara	Costão Farol	516	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
19	P12573	Siriba	Costão Sul	133	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
20	P13414	St Barbara	Caldeiros	550	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
21	s/ ident.				<i>P. aethereus</i>		
22	P13881	Siriba	Paredão	148	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
23	P13870	St Barbara	Portinho sul	498	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
24	P13064	St Barbara	Portinho sul	1	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
25	P14302	St Barbara	Portinho sul	1	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
26	P14301	St Bárbara	Ponto Fixo	69	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
27	P15726	St Bárbara	Ponto Fixo	NA	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I
28	P12059	St Bárbara	Ponto Fixo	591	<i>P. aethereus</i>	Adulto	I

Fonte: autoria própria.

Quadro 68: Resultados da hematoscopia de aves das espécies *P. aethereus*, *S. leucogaster* e *S. dactylatra*, amostrados durante a segunda expedição ao Arquipélago dos Abrolhos, em fevereiro de 2019.

ID	Anilha	Basófilo	Eosinófilos	Linfócitos	Heterófilos	Monócitos	Observações
1	U63113	6	4	36	54	0	OK
2	U61020	0	1	14	85	0	Ok
3	U63114	2	2	27	69	0	OK
4	U63112	0	0	32	68	0	OK
5	V41074	3	3	20	74	0	OK
6	U63111	14	1	16	69	0	Basofilia relative
7	U63109	3	3	25	69	0	OK
8	U63110	0	1	22	77	0	Ok
9	U63108	1	2	15	82	0	OK
10	U19697	2	1	22	75	0	OK
11	P13845	0	0	0	0	0	Esfregaço muito espesso
12	V41066	0	2	19	79	0	OK
13	P13309	3	1	22	74	0	OK
14	P12262	0	0	0	0	0	Esfregaço muito espesso
15	P14304	0	0	0	0	0	Esfregaço muito espesso
16	P13113	0	0	10	90	0	OK
17	P14303	0	0	0	0	0	Esfregaço muito espesso
18	P14305	0	3	17	80	0	Ok
19	P12573	0	0	0	0	0	Hemólise
20	P13414	0	5	18	77	0	OK
21	s/ ident.	1	3	15	81	0	OK
22	P13881	0	0	13	87	0	OK
23	P13870	2	4	15	79	0	OK
24	P13064	0	0	0	0	0	Esfregaço muito espesso
25	P14302	0	3	17	80	0	Ok
26	P14301	0	1	20	79	0	OK

ID	Anilha	Basófilo	Eosinófilos	Linfócitos	Heterófilos	Monócitos	Observações
27	P15726	0	1	15	84	0	OK
28	P12059	0	3	22	75	0	OK

Fonte: autoria própria.

De forma geral, as análises realizadas até o presente momento sugerem que os animais estão saudáveis, apresentando uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos, como esperado para aves piscívoras e carnívoras saudáveis (Almosny et al. 1992, Jones 2015). Não foram observados heterófilos imaturos, o que caracterizaria um desvio à esquerda (i.e., aparecimento de precursores leucocitários no sangue periférico) em resposta a processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Apenas um filhote apresentou quadro de basofilia relativa, no entanto, frequente em neonatos e filhotes que podem apresentar valores mais elevados deste tipo celular. Os outros tipos leucocitários permaneceram dentro do limite de normalidade para indivíduos saudáveis, incluindo eosinófilos e monócitos, cuja presença é normalmente escassa para aves.

Justificativa para ausência de dados referentes ao isolamento e identificação de patógenos das aves marinhas:

Devido ao atraso na aquisição da centrífuga de microhematócrito, do microscópio binocular, do refratômetro e da câmara de Neubauer, não foi possível realizar o exame hematológico completo dos indivíduos, o qual encontra-se em análise. Com relação ao isolamento e identificação de patógenos, as análises não foram iniciadas porque a equipe precisou contatar diversos laboratórios acadêmicos que pudessem ceder o espaço e equipamentos para a realização da microbiologia, análises de PCR e sequenciamento, de forma que o custo total das análises coubesse nas rubricas disponíveis. O valor foi orçado muito tempo antes do início das atividades e sofreu reajustes rapidamente, não cabendo no orçamento uma vez iniciado o monitoramento. Após algumas reuniões, fechou-se uma parceria com quatro laboratórios da Universidade de São Paulo (USP), sendo eles: Laboratório de Bacteriologia e Micologia, coordenado pelo Prof. Dr. Nilson Roberti Benites; laboratório de Patologia Comparada de Animais Silvestres, coordenado pelo Prof. Dr. José Luiz Catão-Dias; laboratório de Doenças Parasitárias, coordenado pelo Prof. Dr. Marcelo Bahia Labruna e, por fim, o laboratório de Resistência Bacteriana, coordenado pelo Prof. Dr. Nilton Lincopan. Este último fará a pesquisa de patógenos multirresistentes. Por meio das parcerias com os laboratórios supracitados, será possível a realização de todas as análises microbiológicas e moleculares. Em função do atraso para encontrar laboratórios parceiros, estes dados só serão apresentados no próximo relatório.

Outro problema observado em relação às amostras de saúde foi a demora em se estabelecer um termo de cooperação entre a RENOVA e a instituição executora do Programa de Monitoramento de Praias (PMP) no Espírito Santo, inviabilizando a obtenção de amostras dos animais encalhados vivos e mortos e, conseqüentemente, a avaliação do seu estado de saúde. Com isso, parte substancial da amostragem sanitária, em especial relacionado a *T. chlororhynchos*, mas também a *S. leucogaster* foi prejudicada.

11.3 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos até o presente momento indicam que os indivíduos amostrados no Arquipélago dos Abrolhos não apresentam alterações clínicas importantes. No entanto, efeitos crônicos resultantes do contato com resíduos tóxicos decorrentes do acidente precisam ser monitorados, uma vez tratam-se de espécies ameaçadas e que podem ter a saúde comprometida em longo prazo.

A demora em se estabelecer um termo de cooperação entre RENOVA e a instituição executora do (PMP) impediu a avaliação da saúde de animais encalhados vivos e mortos, a qual é fundamental. Estes indivíduos, por estarem na costa, representam importantes biomonitores, sendo mais provável a detecção neles de alterações de saúde em função da contaminação do ambiente por substâncias tóxicas oriundas do sedimento da barragem rompida.

11.4 REFERÊNCIAS

Almosny N.R.P., Silva K.P., Melo D.L.S., Vasconcelos T.C. Monteiro A.O. (1998). Hematologia de aves: valores normais em hemograma de mutum de Alagoas (Mitu mitu). Rev. Bras. Ciênc. Vet. 5:119-122.

Jones M.P. (2015). Avian hematology. Vet. Clin. North Am. Exot. Anim. Pract. 18:51-61.

Ruiz G., Rosenmann M., Novoa F., Sabat, P. (2002). Hematological parameters and stress index in rufous-collared sparrows dwelling in urban environments. Condor 104:162-166.

Travis E., Vargas F.H., Merkel J., Gottdenker N., Miller R.E., Parker P.G. (2006). Hematology, plasma chemistry, and serology of the flightless cormorant (Phalacrocorax harrisi) in the Galapagos Islands, Ecuador. J. Wildl. Dis. 42:133-141.