UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE JOINVILLE – UNIVILLE
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – LINHA DE FORMAÇÃO BIOLOGIA MARINHA

RESÍDUOS SÓLIDOS INGERIDOS POR TETRÁPODES MARINHOS ENCALHADOS NO LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA - BRASIL

AURÉLIO GONÇALES BEZERRA

ORIENTADORA: Prof. Dra. MARTA JUSSARA CREMER

São Francisco do Sul
2016

AURÉLIO GONÇALES BEZERRA

RESÍDUOS SÓLIDOS INGERIDOS POR TETRÁPODES MARINHOS ENCALHADOS NO LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA - BRASIL

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Ciências Biológicas – Linha de Formação Biologia Marinha, da Universidade da Região de Joinville - UNIVILLE como requisito parcial para a obtenção do Grau de Bacharel em Ciências Biológicas.
Orientadora Prof. Dra. Marta Jussara Cremer

São Francisco do Sul

2016

TERMO DE APROVAÇÃO

O aluno Aurélio Gonçalves Bezerra, regularmente matriculado na 4ª série do curso de BIOLOGIA MARINHA, apresentou o presente Trabalho de Conclusão de Curso, obtendo a média final 9,66 (NOVE VÍRGULA SESSENTA E SEIS), tendo sido considerado aprovado.

São Francisco do Sul, 21 de novembro de 2016.

Prof. "A"

Prof. "B"

Orientador de Classe

AGRADECIMENTOS

Aos meus amados pais Marcelo e Rosa por terem me incentivado, acompanhado e apoiado durante todos estes longos anos apesar de todas as dificuldades, a minha irmã Angélica por sempre acreditar no meu melhor e torcer por mim, A minha Esposa Viviane por todo o amor, companheirismo e força apesar da distância física que existiu no ano mais difícil de nossas vidas e ao meu filho Pedro Henrique por cada dia me ensinar à grandiosidade da vida em toda sua essência e a beleza da paternidade. Sem vocês nada disso seria possível, amo muito vocês!

A minha orientadora, Prof. Dra. Marta Jussara Cremer por todas as oportunidades, conselhos, confiança e toneladas de conhecimento adquirido, não só em sala de aula, mas principalmente durante o estágio. Por me mostrar os caminhos que devo trilhar para me tornar um bom profissional.

Aos professores Pedro Pinheiro, Claudinho Tureck, Celso Voos, Sidnei Dorneles, Therezinha de Oliveira e Luciano Lorenzi, por serem os responsáveis por uma parte muito importante da minha formação, por serem muito mais do que apenas professores, por serem tão receptivos e verdadeiros amigos. Pelas conversas, apoio e ajuda estatística essencial (valeu Pedro!!), por me apresentarem a multidisciplinaridade que compõe basicamente tudo e a vivenciar tudo isso com um olhar crítico.

A minha amiga e parceira de longa data Ana Kassia Moraes, sua mãe Dona Liliane e toda família. Por me apresentarem a esta incrível cidade e ao curso que mudou completamente minha vida, por terem me acolhido nos momentos mais difíceis e serem como minha família.

Aos meus amigos e colegas de turma, por serem grandes companheiros, por permitirem minhas longas apresentações e minhas perguntas em classe, por não reclamarem da minha chatice em geral e pelo café nas minhas piores manhãs. Vocês serão profissionais excepcionais, não tenho dúvidas.

Ao Renan Paitach, por ser sempre um amigo disposto a ajudar mesmo nos dias mais corridos, por toda ajuda estatística e pelas dicas valiosas que com certeza foram fundamentais.

Ao PMP-BS por autorizar a execução da extensa e recompensadora amostragem, que tornou possível a realização deste trabalho.

A equipe do PMP, pelos conselhos, ensinamentos e companheirismo que com toda certeza ajudaram na lapidação deste trabalho. Agradeço em especial aos veterinários Leonardo Drummond, Guilherme Guerra e Isabel Basilio pela intensa ajuda na realização das triagens, sem vocês com toda certeza este estudo não existiria. Aos meus companheiros de estágio por toda a ajuda, principalmente ao Tiago Pretto, pelas caronas muito valiosas e parceria nos trabalhos mais sujos e pesados (ainda vamos escrever aquele livro!). A oportunidade de trabalhar com vocês sempre será lembrada com muito carinho e gratidão.

A UNIVILLE, ao PROUNI e ao Ciência sem Fronteiras pelas oportunidades de bolsas, que permitiram a realização desde minha graduação ao intercâmbio que marcou minha vida, enfim a realização de meus sonhos.

SUMÁRIO

TERMO DE APROVAÇÃO ..... **III**
AGRADECIMENTOS ..... **IV**
SUMÁRIO ..... **VI**
RESUMO ..... **VII**
1. INTRODUÇÃO **1**
2. OBJETIVOS **5**
2.1. Objetivo geral 5
2.2. Objetivos específicos 5
3. MATERIAL E MÉTODOS **5**
3.1. Área de estudo 5
3.2. Metodologia 7
3.3. Análise dos dados 10
4. RESULTADOS **10**
5. DISCUSSÃO **24**
5.1 Tartarugas marinhas 25
5.1.1 Análise geral das tartarugas marinhas 29
5.3 Mamíferos marinhos 29
5.3.1 Odontocetos 29
5.3.2 Misticetos 31
5.3.3 Análise geral dos mamíferos marinhos 33
5.4 Aves marinhas 34
5.4.1 Procellariiformes 34
5.4.2 Suliformes 43
5.4.3 Charadriiformes 45
5.4.4 Sphenisciformes 46
5.4.5 Análise geral das aves marinhas 48
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS **48**
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **51**
ANEXO 1 ..... **68**

RESUMO

A análise dos resíduos sólidos presentes nos sistemas digestivos dos tetrápodes marinhos (mamíferos, aves e tartarugas) é importante para avaliar o impacto do descarte inadequado de resíduos sólidos no ambiente marinho. Entre agosto de 2015 e agosto de 2016 foi analisado o trato digestivo de 365 espécimes pertencentes a 31 espécies de 15 famílias, 8 ordens e três classes de tetrápodes marinhos. Os indivíduos foram encontrados mortos nas praias do litoral norte de Santa Catarina ou vieram a óbito após tentativa de reabilitação. A triagem foi realizada utilizando peneiras para a identificação de resíduos de origem antrópica. Do total de indivíduos analisados, 36,71% haviam ingerido resíduos sólidos tais como plástico flexível, plástico rígido, linha de nylon, anzol, polietileno tereftalato (PET), poliestireno (isopor), tampa de garrafa, tecido, curativo e balão de festa. De acordo com os dados obtidos, os mamíferos e as aves apresentaram as menores frequências de ocorrência de ingestão de detritos (FO 20% cada). No entanto, a Classe Aves foi o grupo de tetrápodes que apresentou o maior número de espécies analisadas (21), sendo registrada a ingestão de lixo marinho por exemplares de 42,85% destas espécies, que apresentaram frequências de ocorrência muito variáveis (entre 4,76% e 100%). Para mamíferos e aves, as categorias artefatos de pesca e peças de plástico foram as mais representativas. Todas as espécies de tartarugas marinhas apresentaram indivíduos com resíduos sólidos em seus tratos gastrointestinais, sendo a tartaruga verde (*Chelonia mydas*) a espécie que apresentou a maior frequência de ocorrência (FO 66,94%). Esta espécie destacou-se também por apresentar a maior frequência de ocorrência de peças de plástico (62,81%), seguido da categoria artefatos de pesca (48,76%). Observando a relativamente alta ocorrência de resíduos presentes no sistema digestivo por todos os grupos de tetrápodes marinhos analisados, é possível considerar este como sendo um fator significativo de preocupação, destacando-se o perigo que peças de plástico e artefatos de pesca representam para a conservação da biota presente na região.

1. INTRODUÇÃO

A vida marinha é ameaçada por diversas atividades antrópicas, como por exemplo, a sobrepesca, a introdução de espécies exóticas e os diversos tipos de poluição que afetam direta ou indiretamente a qualidade dos ecossistemas marinhos (RYAN *et al.*, 2009). Em uma perspectiva geral, a poluição por lixo marinho é constituída por todo resíduo sólido que chega aos ambientes costeiros e marinhos, sendo por fonte terrestre (usuários de praias, rios, sistemas de drenagem de esgotos, entre outros) ou aquática (navios, barcos de pesca, plataformas de exploração de petróleo). É uma das formas de poluição mais difundidas mundialmente e representa uma ameaça significativa para as diversas espécies de tetrápodes marinhos que são representados pelos répteis, aves e mamíferos (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2013), podendo causar danos físicos e até mesmo a morte dos animais.

Cerca de 60% a 80% de todo o lixo marinho consiste em plástico (garrafas PET, diversos tipos de embalagens, armadilhas e linhas de nylon utilizadas em artefatos pesqueiros), o qual pode ser fragmentado, mas não biodegradar, e assim, permanece no ambiente marinho por centenas a milhares de anos (DERRAIK, 2002; BARNES *et al.*, 2009). No ano de 2015, estimava-se que ao redor do mundo cerca de 8,4 milhões de toneladas de plástico entram nos ambientes marinhos a cada ano (JAMBECK *et al.*, 2015). Estimativas anteriores sugerem ainda que, se as fontes aquáticas de entrada do lixo no sistema marinho fossem somadas, iriam contribuir com mais de 20% do total de resíduos presentes nos oceanos, sugerindo assim que o total de lixo plástico entrando nos oceanos pode ser superior a 10 milhões de toneladas a cada ano (DERRAIK, 2002; CBD, 2012).

Assim a poluição causada por estes resíduos sólidos evidencia um problema em nível global, que vem aumentando a cada ano, acompanhando o crescimento populacional mundial. De acordo com os resultados da revisão de 2015, a população mundial atingiu 7,3 bilhões em meados de 2015, o que significa o acréscimo de aproximadamente um bilhão de pessoas no período dos últimos doze anos. O crescimento médio é de 1,18% ao ano, ou aproximadamente 83 milhões de pessoas por ano. Assim estimasse que a população mundial deverá aumentar em mais de um bilhão

de pessoas nos próximos 14 anos, chegando a 8,5 bilhões em 2030 e aumentar ainda mais até 2050, chegando a 9,7 bilhões e 11,2 bilhões em 2100 (UN, 2015). Apesar destas estimativas, existe um baixo investimento na implantação de políticas publicas de gestão de resíduos sólidos na maioria dos países. Assim quantidades ainda maiores de resíduos tendem a entrar nos ambientes costeiros e marinhos em um futuro próximo (CBD, 2012).

Para a fauna marinha, os primeiros impactos causados pelo lixo são através da ingestão ou emaranhamento (GREGORY, 2009). A ingestão ocorre voluntariamente, quando os organismos confundem os resíduos com suas presas, ou involuntariamente, quando o plástico ou qualquer outro detrito de origem antrópica está presente no corpo da presa e é ingerido indiretamente, podendo causar a obstrução do trato digestivo e até mesmos levar à morte por inanição, enquanto que o emaranhamento pode resultar na morte dos animais por afogamento, sufocamento ou estrangulamento (LAIST, 1997). Efeitos não letais também ocorrem, contudo, e podem comprometer a capacidade de alimentação e digestão do animal ou locomoção, no caso de amputação, e consequentemente causar desnutrição, doenças e redução nas taxas de reprodução, crescimento e longevidade (KATSANEVAKIS, 2008).

Existem registros da interação com resíduos sólidos em 138 espécies de aves marinhas (LAIST, 1997), das quais 111 foram encontradas com provas documentadas de ingestão, o que representa cerca de 40% das espécies de aves marinhas (MOORE, 2008), demonstrando assim que muitas aves marinhas são suscetíveis à interação com resíduos sólidos, principalmente as espécies que consomem presas de pequeno porte na superfície da água, já que o plástico e outros resíduos de baixa densidade tendem a permanecer boiando e acumulando-se nesta mesma área (TITMUS & HYRENBACH, 2011). Além disso, embora muitas espécies de aves marinhas mostrem preferências por uma ou algumas presas específicas, a maioria das espécies tem uma tendência ao oportunismo. Quase todas as presas potenciais que são vistas, capturadas e que podem ser engolidas são ingeridas, com grandes variações em seus tamanhos. Os principais itens alimentares tendem a ser pequenos peixes, lulas e crustáceos que formam cardumes ou grandes adensamentos. As aves também empregam uma ampla variedade de estratégias de forrageamento (ORO & MARTÍNEZ-ABRAÍN, 2004). As técnicas de forrageamento e captura (influenciadas por caracteres morfológicos) são os principais

determinantes na composição da dieta. Aves marinhas são principalmente carnívoros secundários e terciários, bem como necrófagos dentro dos ecossistemas marinhos (HUNT *et al*., 2000). Como resultado, a prevalência da ingestão de plásticos e outros resíduos sólidos varia entre as espécies dependendo das estratégias de forrageio adotadas por elas. Assim, espera-se que as proporções da ingestão de detritos de origem antrópica também variem entre as espécies de acordo com sua alimentação, bem como pelas áreas utilizadas para o forrageio (AVERY-GOMM *et al.*, 2013).

No caso dos mamíferos marinhos, LAIST (1997) constatou que 23% de todas as espécies são afetadas pela ingestão de lixo marinho, o que está relacionado diretamente com as estratégias de forrageamento, bem como o comportamento alimentar das espécies. Mamíferos marinhos geralmente são predadores oportunistas e consomem uma grande variedade de presas dentro de um intervalo de tamanho específico (HUNT *et al*., 2000). E que devido à história de vida complexa, podem apresentar variações dos tipos de presas, espécies e tamanhos consumidos em diferentes faixas etárias. Além disso, de forma geral as espécies de presas disponíveis podem ser vistas como uma relação direta entre a região, época do ano (que geralmente refletem as espécies mais abundantes) e o comportamento de forrageio da espécie. Para os Misticetos, que são filtradores as presas variam de plâncton a pequenos peixes. Enquanto os odontocetos podem incluir até mesmo aves marinhas, outros mamíferos e tartarugas, sendo que as presas mais frequentes são peixes pequenos ou juvenis e lulas (HUNT *et al*., 2000).

Desta forma, os casos de ingestão podem ocorrer quando os mamíferos marinhos confundem os resíduos sintéticos, tais como isopor ou sacos de plástico, com suas presas (para os predadores ativos), ou quando estão próximos ou junto as presas (para os filtradores) mas também pode ocorrer de forma indireta, quando os resíduos estão presentes no sistema digestivo de suas presas (MMC, 2001). A ingestão de resíduos sólidos pode causar, além do bloqueio físico no sistema digestivo, a introdução de produtos químicos tóxicos para os tecidos dos animais que os consumirem (LAIST, 1997).

Normalmente, a causa da morte é de difícil identificação em encalhes de mamíferos marinhos, e é ainda mais difícil identificar onde o animal encontrou os resíduos ingeridos. A extensão em que este problema causa morbidade, mortalidade ou efeitos em nível populacional é praticamente desconhecida.

O quadro é ainda é mais crítico para as tartarugas marinhas, já que 86% (seis das sete espécies) das tartarugas existentes em todo o mundo apresentam interação com os resíduos antrópicos através da ingestão, com exceção apenas da tartaruga de casco plano (*Natator depressus*, Garman, 1880) (CECCARELLI, 2009). Todas as seis espécies são listadas como globalmente vulneráveis ou ameaçadas de extinção (IUCN, 2016).

Os hábitos de vida das tartarugas marinhas são particulares de cada espécie. Consequentemente, tartarugas que vivem em ambientes oceânicos e se alimentam na coluna d'água e tartarugas que vivem em áreas costeiras que consomem presas no ambiente bentônico, quando comparadas, apesentam uma grande diferença entre os seus itens alimentares. Tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) adultas são preferencialmente herbívoras, enquanto que as tartarugas-cabeçudas (*Caretta caretta,* Linnaeus, 1758) são principalmente carnívoras e comem crustáceos, moluscos e outros organismos de corpo duro (BJORNDAL, 1997). Tartarugas-oliva (*Lepidochelys olivacea*, Eschscholtz, 1829) e tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*, Linnaeus, 1766) são onívoras, embora tartarugas-de-pente alimentem-se principalmente de esponjas e algas (BELL, 2012). Tartarugas-de-couro (*Dermochelys coriacea*, Vandelli, 1761) se alimentam exclusivamente de águas-vivas e outros organismos gelatinosos (BJORNDAL 1997). Estas diferentes preferências alimentares também podem afetar diretamente os tipos e as quantidades de detritos ingeridos pelas tartarugas (REES *et al.,* 2012). Isso ocorre porque as tartarugas marinhas tendem a se apróximar de forma ativa e ingerirem todos os tipos de detritos presentes nas áreas preferenciais de forrageio, incluindo até mesmo aqueles com potencial para emaranhamento (LAIST, 1997).

A reunião de informações referentes aos tipos e a intensidade em que os resíduos sólidos impactam os tetrápodes marinhos é fundamental para uma melhor compreensão dos seus efeitos sobre as populações, como também para identificar as espécies que são mais afetadas por estes resíduos. No entanto, a realização de estudos sobre a interação dos animais marinhos com os resíduos sólidos torna-se extremamente difícil quando se é considerado a distribuição espacial e temporal destes resíduos e seus impactos sobre a vida marinha em uma escala global (PAGE *et al.*, 2004). Contudo, estudos em escala regional podem fornecer uma quantidade substancial de informações quando compilados, possibilitando uma perspectiva abrangente sobre as condições

atuais. Além disso, os dados gerados podem contribuir para a implementação de medidas para a conservação da fauna local afetada.

Desta forma, identificar a presença de resíduos sólidos no sistema digestivo dos tetrápodes marinhos encontrados no litoral norte de Santa Catarina, contribuirá com o conhecimento sobre as espécies afetadas bem como sobre os principais tipos de resíduos ingeridos por elas. Ampliando o conhecimento sobre as espécies que ocorrem na região e gerando subsídios para futuras ações de conservação das mesmas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral:

Identificar, quantificar e comparar os tipos de resíduos sólidos presentes nos sistemas digestivos de tartarugas, aves e mamíferos marinhos encontrados mortos ou que vieram a óbito no litoral norte de Santa Catarina.

2.2. Objetivos específicos:

- Quantificar e classificar os resíduos sólidos encontrados no sistema digestivo dos indivíduos amostrados.
- Identificar a frequência de ocorrência dos resíduos sólidos encontrados no sistema digestivo de cada espécie e grupo amostrado (répteis, aves e mamíferos).
- Analisar as variações na frequência de ocorrência das categorias de resíduos encontrados para cada espécie e grupo amostrado.
- Identificar variações na frequência de ocorrência dos resíduos sólidos presentes no sistema digestivo, considerando-se o sexo, as faixas etárias dos indivíduos e estação do ano para as espécies, bem como para cada grupo amostrado.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo:

A área de estudo, onde foram recolhidas as carcaças, compreende o litoral norte do estado de Santa Catarina, abrangendo a faixa litorânea, desde o limite norte do

município de Itapoá (25°58'34.8"S/48°35'46.1"O) até a desembocadura do rio Itapocú no município de Araquari (26°34'49.8"S/48°39'50.5"O), incluindo o interior do estuário Baía da Babitonga totalizando 81 km de linha de costa (Fig. 1).

A área de estudos é caracterizada por praias arenosas com recortes que variam de retilíneos a sinuosos. O clima na região é predominantemente influenciado pelas massas de ar Tropical Atlântica e Polar Atlântica, com chuvas bem distribuídas, não havendo distinção de uma estação seca ou chuvosa, no entanto o maior nível pluviométrico, normalmente, é registrado no verão devido à entrada de massas de ar polar. A região apresenta regime de micro-marés (amplitude de 1 a 2 m) semi-diurno. As praias podem ser consideradas em sua maioria como praias refletivas a intermediarias, com baixa energia de ondas, no inverno, e mais dissipativas, com alta energia de ondas, no verão. Quanto à sedimentação, as praias são constituídas por areais finas com tendência ao aumento da granulometria em direção à face da praia (SOUZA, 1999; VIEIRA & HORN FILHO, 2007).

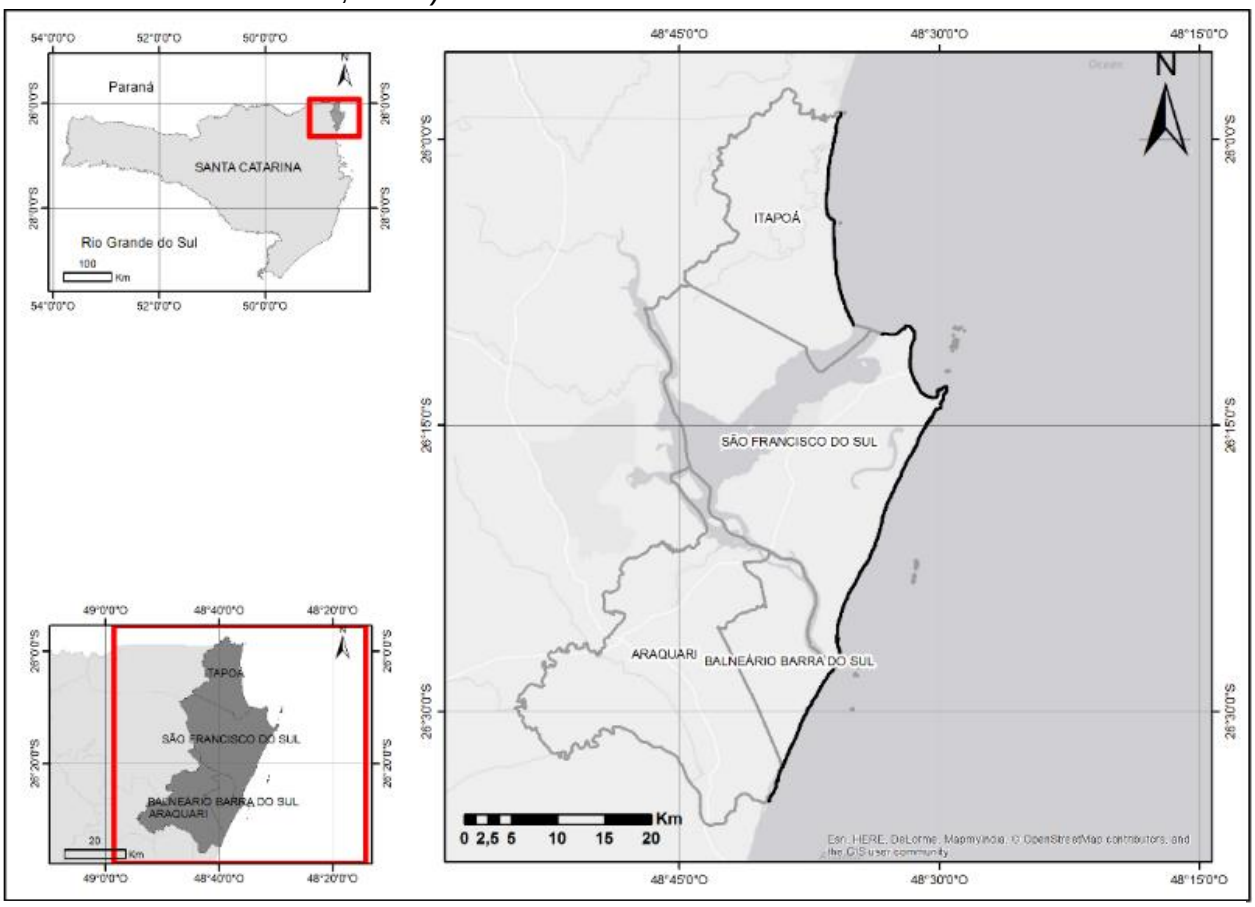

Figura 1. Mapa da área amostral, com indicação dos municípios em que a faixa litorânea foi monitorada.

A Baía da Babitonga possui um canal de 1,7 km de largura e 28 metros de profundidade situado na porção nordeste da baía que mantém atualmente a única comunicação com o Oceano Atlântico (VIEIRA *et al.*, 2008). A baía ainda comporta a última grande formação de manguezal do hemisfério sul e é considerado o estuário mais importante do estado de Santa Catarina (IBAMA, 1998).

3.2. Metodologia:

Foram utilizados para análise neste estudo três grupos taxonômicos distintos: aves, tartarugas e mamíferos marinhos. Os indivíduos analisados foram localizados mortos nas praias ou foram a óbito após a tentativa de estabilização na unidade de estabilização animal da Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE. Se faz necessário ressaltar que os animais amostrados, na maioria das vezes tiveram o local de morte desconhecido, portanto o local de coleta das carcaças não representa necessariamente o local de morte dos mesmos.

Os exemplares examinados foram encontrados no período de 24 de agosto de 2015 a 23 de agosto de 2016, através do Programa de monitoramento de praias da bacia de Santos (PMP-BS). Este monitoramento é realizado diariamente por dois monitores capacitados e com auxílio de caminhonetes, quadriciclos, bicicletas e/ou a pé. Os percursos de monitoramento são conduzidos preferencialmente durante os períodos de maré baixa e logo no início da manhã visando potencializar as chances de encontrar animais vivos ou mortos encalhados e em bom estado de conservação. Durante o monitoramento das praias os monitores realizam a observação de toda a face praial, a olho nu e ou com auxílio de binóculo com lentes de 7X50 mm. Quando confirmada a presença de carcaça ou de animal vivo debilitado os monitores, realizam a coleta de dados primários, como o registro fotográfico, posição geográfica e biometria, sempre que possível. Em seguida, a carcaça é recolhida e levada á sede da UNIVILLE de São Francisco do Sul para a realização da necrópsia. No caso de animais vivos debilitados estes são encaminhados para tentativa de estabilização.

Para o presente estudo foram utilizados os dados de amostragem obtidos no primeiro ano deste monitoramento diário de praias. Assim, para cada animal então foram coletadas informações complementares as previamente obtidas no momento de

recolhimento das carcaças para a identificação individual, como faixa etária e sexo, sempre que possível, pois devido ao estágio avançado de decomposição das carcaças em alguns casos a identificação do sexo foi inviável, já que para a maioria dos animais coletados a sexagem somente pode ser realizada com o exame das gônadas. Além disso, os animais coletados apresentaram diferentes estágios de decomposição, os quais foram avaliados de acordo com o protocolo adaptado de GERACI & LOUNSBURY (2005) (Anexo 1). Neste sistema, os animais encontrados são classificados em cinco categorias: 1) Animais vivos; 2) carcaça fresca, em boas condições; 3) carcaça em condição razoável; 4) carcaça em decomposição avançada e 5) carcaça mumificada ou restos esqueletizados. Neste contexto foram utilizados neste estudo apenas animais classificados nas categorias 2,3 e 4. Foram selecionados apenas os tratos digestivos que apresentaram integridade tecidual do sistema digestório (órgãos sem rompimento). Os tratos digestivos dos indivíduos foram retirados e amarrados na região anterior do esôfago e posterior do intestino ou do pilórico, dependendo da espécie. Para as aves a triagem foi realizada considerando-se desde o esôfago ao ventrículo, para mamíferos a triagem foi desde o esôfago ao estômago e para tartarugas a triagem foi realizada em todo o sistema digestivo (esôfago, estômago, intestinos delgado e grosso) (CODINA-GARCIA *et al.*, 2013; DI BENEDITTO & RAMOS, 2014; LAZAR & GRACAN, 2011). A triagem foi realizada preferencialmente logo após o fim da necrópsia. No entanto, em casos em que isto não foi possível, os conteúdos gastrointestinais foram congelados em contêiner frigorífico a temperatura de -15°C para posterior degelo e análise. Todos os exemplares amostrados neste estudo foram tombados no Acervo Biológico Iperoba da Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE), sendo que alguns destes tiverem todo o esqueleto tombado, enquanto outros apenas o úmero (tartarugas) ou o crânio (aves).

A definição das faixas etárias dos espécimes (filhote, juvenil e adulto) foi realizada durante a necrópsia por meio da análise de caracteres externos, como comprimento total no caso dos cetáceos, plumagem no caso das aves e comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) para as tartarugas, assim como pela análise do estado de maturação das gônadas, quando foi possível a sua observação.

Para a identificação de variações sazonais das espécies, as estações do ano foram definidas seguindo o calendário oficial, sendo o outono de 21 de março a 20 de

junho; o inverno de 21 de junho a 20 de setembro, a primavera de 21 de setembro a 20 de dezembro; e o verão, de 21 de dezembro a 20 de março.

Durante a triagem, cada porção do sistema digestório foi pesada (peso cheio) e então foram seccionadas longitudinalmente com tesoura cirúrgica sobre uma bandeja a fim de reter o conteúdo. O conteúdo coletado foi lavado sobre um jogo de três peneiras com malhas de 2 mm, 1mm e 500 µm, respectivamente, e analisado por completo buscando resíduos de origem antrópica e itens alimentares, que quando encontrados foram armazenados separadamente para futuras análises; em seguida, as peças já triadas foram pesadas novamente (peso vazio). Os itens coletados foram secos, identificados, contabilizados, pesados com balança analítica com precisão de 0,001g e classificados segundo a metodologia adaptada da adotada por BAULCH & PERRY (2014), definindo quatro categorias: (C1) Artefatos de pesca, incluindo as redes, linhas, cordas, anzóis, etc; (C2) Peças de plástico, incluindo plástico rígido, sacos, embalagens, celofane e outros itens; (C3) Detritos diversos, incluindo tecido, borracha, papel, poliestireno e vidro e (C4) Itens não identificados (Fig. 2). Este modelo de classificação para resíduos ingeridos foi adotado devido sua abrangência e clareza, possibilitando assim sua aplicação em todos os grupos de tetrápodes envolvidos no estudo.

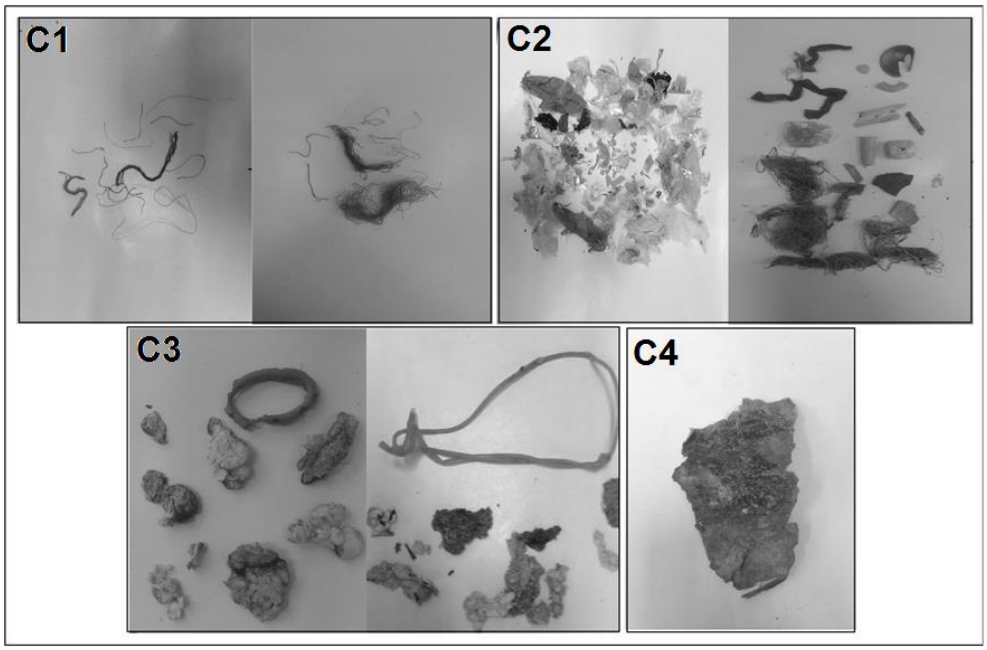

Figura 2. Categorias de classificação dos resíduos sólidos encontrados nos sistemas digestivos dos tetrápodes marinhos analisados, **(C1)** Artefatos de pesca, **(C2)** Peças de plástico, **(C3)** Detritos diversos e **(C4)** Itens não identificados.

3.3. Análise dos dados:

Os dados foram tratados no programa Statistica versão 7.0. Foi calculada a frequência de ocorrência (FO%), que representa o número de indivíduos para os quais foi registrada a presença de resíduos sólidos considerando-se todas as categorias de resíduos, assim como cada categoria individualmente. Esta análise foi realizada para cada espécie amostrada e para cada grupo de tetrápodes separadamente (considerando o total de indivíduos pertencentes a cada grupo):

$$FO = \frac{\text{nº de tratos contendo lixo de cada espécie ou Classe}}{\text{nº total de tratos de cada espécie ou Classe}} * 100$$

$$FO = \frac{\text{nº de tratos contendo cada categoria de lixo para cada espécie ou Classe}}{\text{nº total de tratos de cada espécie ou Classe}} * 100$$

O teste de Qui-quadrado (χ^2) com intervalo de confiança no nível 95% ($p<0,05$) também foi realizado considerando-se os indivíduos agrupados por táxon (aves, mamíferos e tartarugas marinhas) e também para as espécies mais representativas de cada táxon ($n \geq 30$), comparando-os segundo o sexo, faixa etária e estação do ano, visando identificar possíveis relações entre estas variáveis e a ingestão de resíduos.

4. RESULTADOS

Durante o período amostral foram recolhidas através do monitoramento de praias 1.455 carcaças, que devido a inviabilidade de coleta dos sistemas digestivos (órgãos rompidos ou ausentes) ou pelo grande número de indivíduos da mesma espécie, como foi o caso da espécie C. mydas a qual representou pouco mais de 40% das carcaças recolhidas (587/1.455), a análise limitou-se a 365 exemplares pertencentes a 31 espécies, distribuídas em 15 famílias, oito ordens e três classes de tetrápodes marinhos (135 tartarugas, 175 aves e 55 mamíferos) (Tabela 1).

As espécies apresentaram grande variação no número de indivíduos analisados. Predominaram, no entanto, espécies com reduzido número de indivíduos, sendo que 74,19% das espécies tiveram entre um e 10 exemplares analisados, 9,68% entre 11 e 20 exemplares, 6,45% entre 21 e 30 exemplares, 6,45% entre 31 e 40 exemplares e apenas para uma espécie (3,23%) foram analisados mais de 120 indivíduos. A proporção sexual

também teve grande variabilidade entre as espécies, porém, não representando com exatidão a amostragem realizada, já que 20 das 31 espécies analisadas tiveram exemplares com sexo indeterminado. Foi possível observar uma prevalência de juvenis (243/365 exemplares), sendo que para as 12 espécies esta faixa etária foi a única representada, sendo nove espécies de aves marinhas, duas espécies de tartarugas marinhas e apenas uma espécie de mamífero marinho. Indivíduos adultos possuíram a segunda maior representatividade (78/365 indivíduos), sendo esta classificação prevalente ou absoluta em 13 espécies, sendo uma de tartaruga marinha, quatro de mamíferos marinhos e sete de aves marinhas. Já filhotes apresentaram poucos representantes em toda a amostragem, estando presentes apenas em duas espécies (6/365 indivíduos), sendo cinco exemplares pertencentes a *P. blainvillei* e apenas um espécime pertencente a *C. caretta* (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de tetrápodes marinhos coletados no litoral norte de Santa Catarina, tamanho amostral (***n***), proporção sexual (**F**: fêmeas; **M**: machos e **NI**: não identificado), faixa etária dos indivíduos (**Fi.** = Filhote, **Juv.** = Juvenil, **Ad.** = Adulto e **Ind.** = indeterminado) e a ocorrência sazonal (**%**) (**Pri**. = Primavera, **Ver**. = Verão, **Out.** = Outono e **Inv**. = Inverno).

Espécies analisadas	**Tratos digestivos analisados**		**Faixa etária**				**Frequência de indivíduos (%)**			
	n	***Sex Ratio* F/M/NI**	**Fi.**	**Juv.**	**Ad.**	**Ind.**	**Pri.**	**Ver.**	**Out.**	**Inv.**
Mammalia										
Cetartiodactyla										
Mysticeti										
Balaenopteridae										
Balaenoptera acutorostrata	1	1/0		1						100
Odontoceti										
Pontoporiidae										
Pontoporia blainvillei	36	10/19/7	5	11	13	7	19,44	16,67	16,67	47,22
Delphinidae										
Delphinus delphis	1	0/0/1				1				100
Sotalia guianensis	8	3/5/0		2	6			37,50	25	37,50
Stenella sp.	1	0/1/0			1					100
Stenella frontalis	2	0/2/0		1		1	100			
Tursiops truncatus	6	3/3/0		2	4			33,33	16,67	50
Reptilia										
Testudinata										
Cheloniidae										
Caretta caretta	11	1/1/9	1	3	7		27,27	27,27	45,45	
Chelonia mydas	121	23/31/67		121			23,14	38,84	26,45	11,57
Eretmochelys imbricata	3	0/0/3		3					66,67	33,33
Aves										
Pelecaniformes										
Ardeidae										
Egretta thula	1	1/0/0			1				100	
Procellariiformes										

Procellariidae									
Calonectris diomedea	7	3/2/2	4	1	2		28,57	71,43	
Macronectes giganteus	3	0/1/2	2		1			33,33	66,67
Procellaria aequinoctialis	6	1/1/4	4		2	16,67	50		33,33
Pachyptila desolata	1	0/0/1			1			100	
Puffinus gravis	4	1/0/3	2		2	25	25	25	25
Puffinus puffinus	16	6/5/5	12		4	100			
Diomedeidae									
Thalassarche chlororhynchos	2	0/1/1		1	1			100	
Thalassarche melanophris	10	0/4/6	6	1	3	10		60	30
Suliformes									
Phalacrocoracidae									
Phalacrocorax brasilianus	4	0/3/1		3	1	25	50	25	
Fregatidae									
Fregata magnificens	14	4/9/1	5	9			50	42,86	7,14
Sulidae									
Sula leucogaster	21	5/11/5	10	7	4	19,05	14,29	33,33	33,33
Charadriiformes									
Laridae									
Chroicocephalus cirrocephalus	1	0/1/0	1					100	
Larus dominicanus	30	15/13/2	14	14	2	26,67	46,67	26,67	
Scolopacidae									
Calidris canutus	1	1/0/0		1				100	
Calidris fuscicollis	2	1/1/0		1	1			100	
Sternidae									
Sterna hirundinacea	2	1/0/1		1	1	50			50
Sterna trudeaui	1	1/0/0	1			100			
Thalasseus acuflavidus	8	4/2/2	2	5	1	12,50	37,50	37,50	12,50
Stercorariidae									
Stercorarius chilensis	1	1/0/0			1			100	

Sphenisciformes										
Spheniscidae										
Spheniscus magellanicus	40	20/7/13		36	2	2	20		7,50	72,50
Total	**365**	**106/123/136**	**6**	**243**	**78**	**38**	**22,80**	**26,37**	**26,65**	**24,18**

A categoria que apresentou maior FO para todos os táxons foi a C2, a qual inclui, plástico flexível e rígido (transparentes, brancos, pretos e coloridos). No entanto, uma grande variedade de outros resíduos de origem antrópica também foi identificada, como os materiais da categoria C1, incluindo fios de nylon de monofilamento e multifilamento e anzol e também itens da categoria C3 como parafina, espuma, tecido, papel, pequena lâmpada incandescente inteira, borracha, balões de festa e poliestireno (isopor).

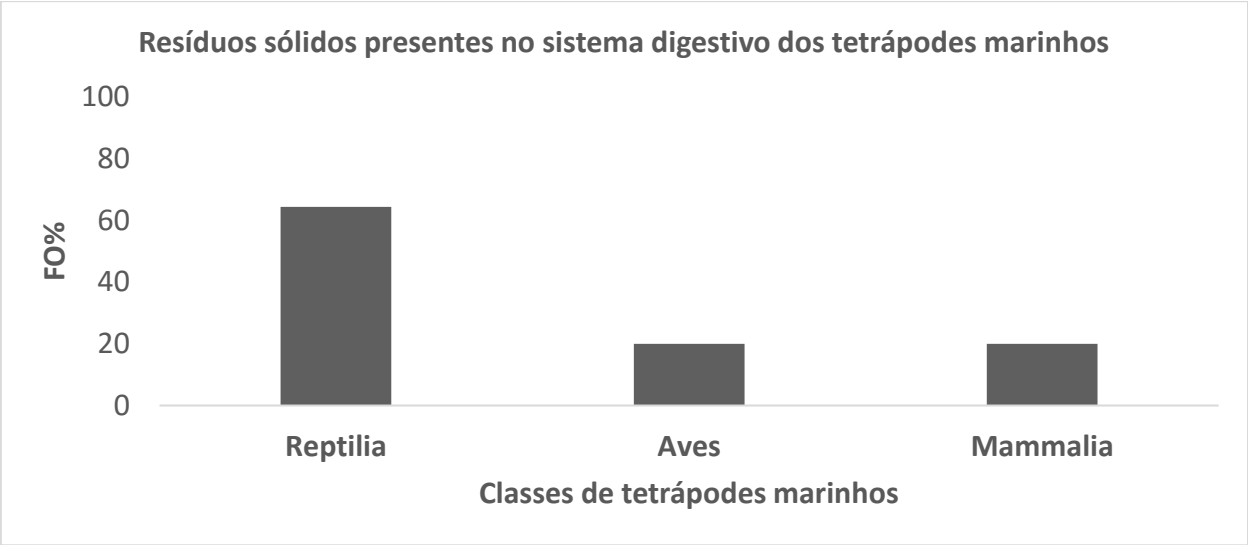

Figura 3. Frequência de ocorrência (FO%) de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das três Classes de tetrápodes marinhos analisadas.

Entre as três classes de tetrápodes marinhos analisadas, Reptilia, representada por três espécies de tartarugas marinhas, foi a que apresentou a maior FO de resíduos sólidos no sistema digestivo (64,44%) (Fig. 3), sendo a categoria C2, a que predominou para esta classe (FO = 58,52%) (Tabela 2 e Fig. 10). Entre as 87 tartarugas que apresentaram resíduos sólidos no sistema digestivo, quantificou-se um total de 4.020 peças de detritos ingeridas. O número de peças ingeridas por cada indivíduo variou entre um e 276, com uma média de 46,20 peças por tartaruga (DP=62,61). Sendo a tartaruga-verde, *C. mydas,* a que possuiu a maior FO de resíduos sólidos no sistema digestivo (66,94%) (81/121 tratos gastrointestinais) (Fig. 4), como também foi a espécie que compôs quase 90% dos indivíduos da Classe. As quatro categorias de resíduos estavam presentes nos tratos de *C. caretta*, sendo que as categorias C1 e C2 foram as que

apresentaram as maiores FO (18,18% cada), além disso, esta espécie de tartaruga foi a única da Classe registrada com um indíviduo filhote o qual também continha resíduos sólidos em seu trato gastrointestinal pertencentes as categorias C2 e C3 (Fig. 5).

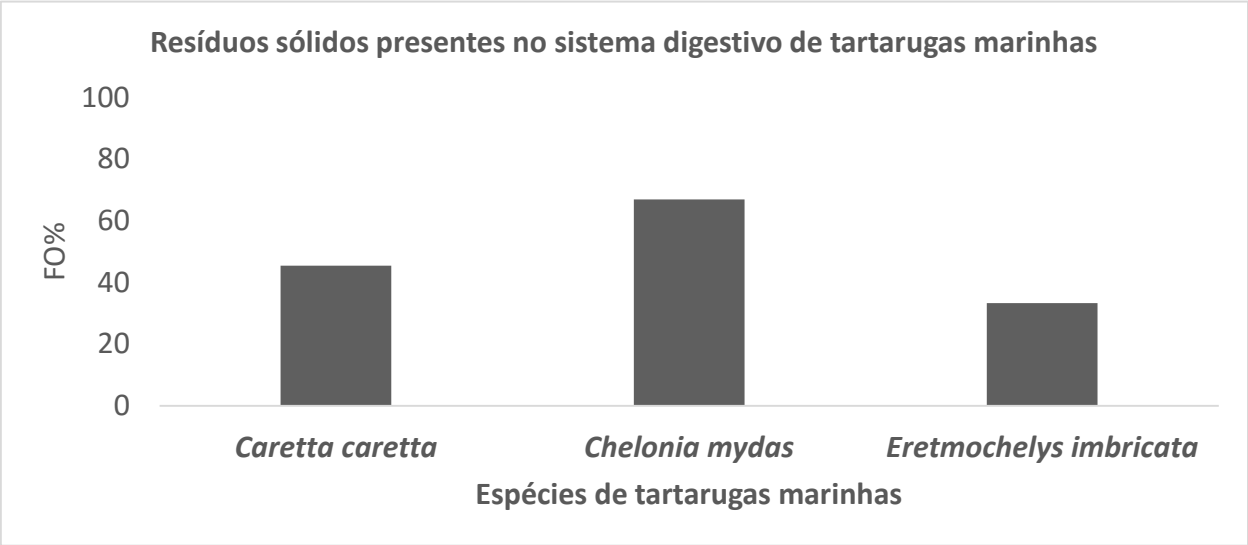

Figura 4. Frequência de ocorrência (FO%) de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das três espécies de tartarugas marinhas.

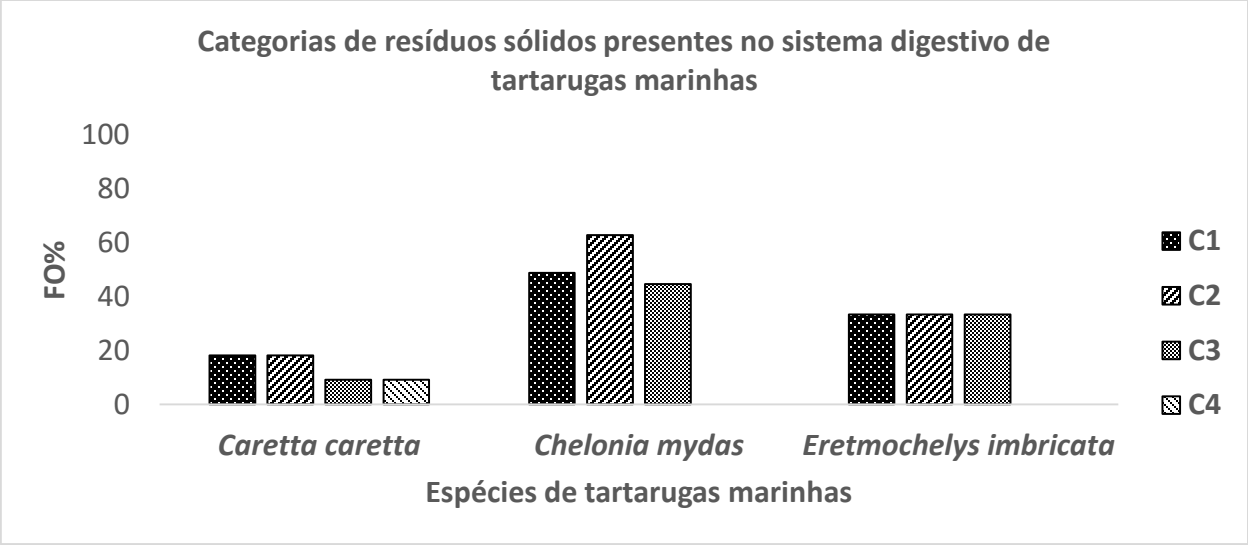

Figura 5. Frequência de ocorrência (FO%) das categorias de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das três espécies de tartarugas marinhas.

No caso da Classe Aves, foi registrada a presença de resíduos sólidos no sistema digestório de nove espécies dentre as 21 analisadas, apresentando uma FO de 20% de

resíduos sólidos no sistema digestivo (Fig. 3). Um total de 271 fragmentos foram ingeridos por 35 aves marinhas, sendo a categoria C2 a mais ingerida (FO = 16,09%) (Tabela 2 e Fig. 10). A quantidade de peças ingeridas por cada indivíduo variou entre um e 129 itens, apresentando valor médio de 7,74 peças por ave (DP=22,36).

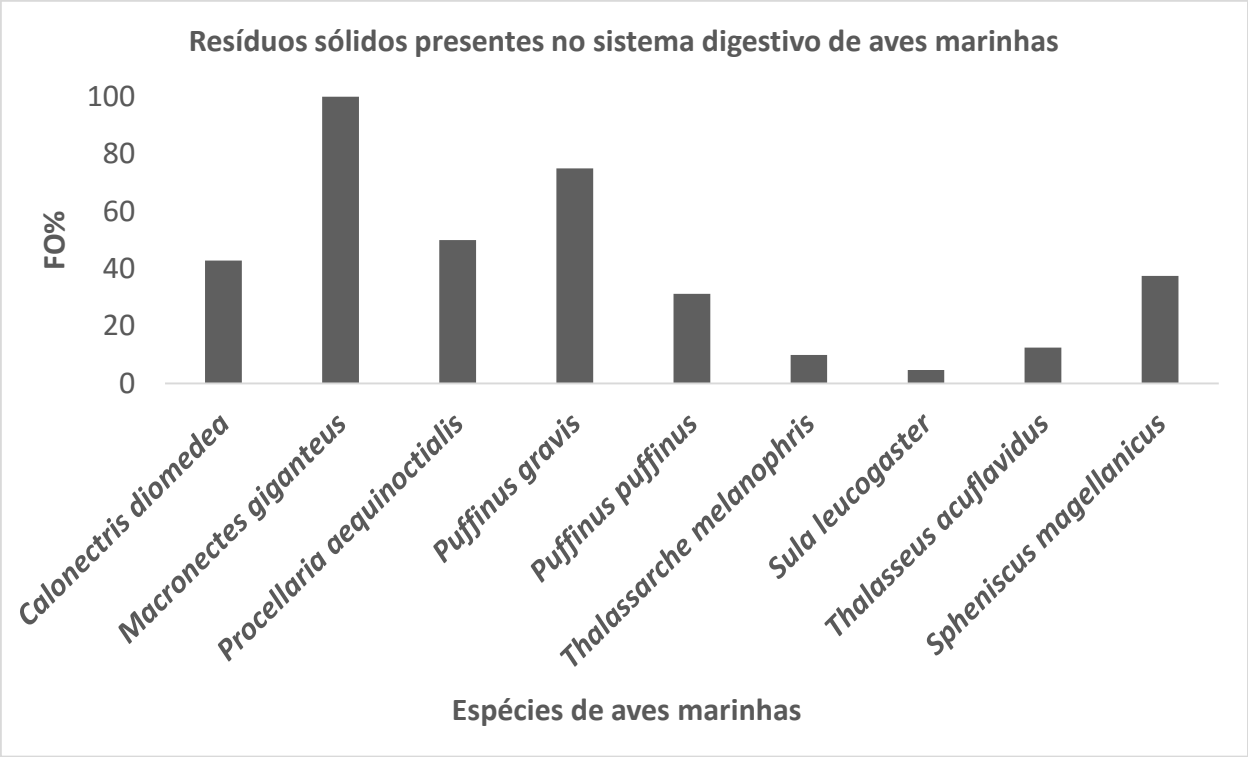

Figura 6. Frequência de ocorrência (FO%) de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das nove espécies de aves marinhas.

A maioria das espécies amostradas com resíduos sólidos (6/9 espécies) pertence à ordem Procellariiformes. O petrel-gigante (*Macronectes giganteus,* Gmelin, 1789*),* quando comparado com as demais espécies de aves, apresentou a maior FO de resíduos sólidos (100%) (Fig. 6), bem como a maior FO da categoria C2, já que está foi a categoria de resíduos sólidos registrada em todos os indivíduos amostrados (3/3 sistemas digestivos) (Fig. 7). Para o bobo-grande (*Puffinus gravis,* O'Reilly, 1818) foram analisados quatro indivíduos, sendo que destes três ingeriram resíduos de origem antrópica, representando assim a segunda maior FO entre as aves (75%). O pinguim-de-magalhães (*S. magellanicus*) teve o maior tamanho amostral entre as espécies de aves, com 40 indivíduos, dos quais 15 continham resíduos sólidos presentes no conteúdo gástrico (FO

= 37,5%). Apenas um espécime de *Sula leucogaster* (Boddaert, 1783) foi registrado com resíduos de origem antrópica, sendo a menor FO observada para as aves (4,76%) (Fig. 6). Para as espécies *P. gravis* e *Puffinus puffinus,* (Brünnich, 1764)*,* que apresentaram três e cinco indivíduos respectivamente, nota-se que os resíduos de origem antrópica abrangeram as quatro categorias adotadas, sendo C2 a categoria com maior FO para ambas (75% e 31,25%) (Fig. 7).

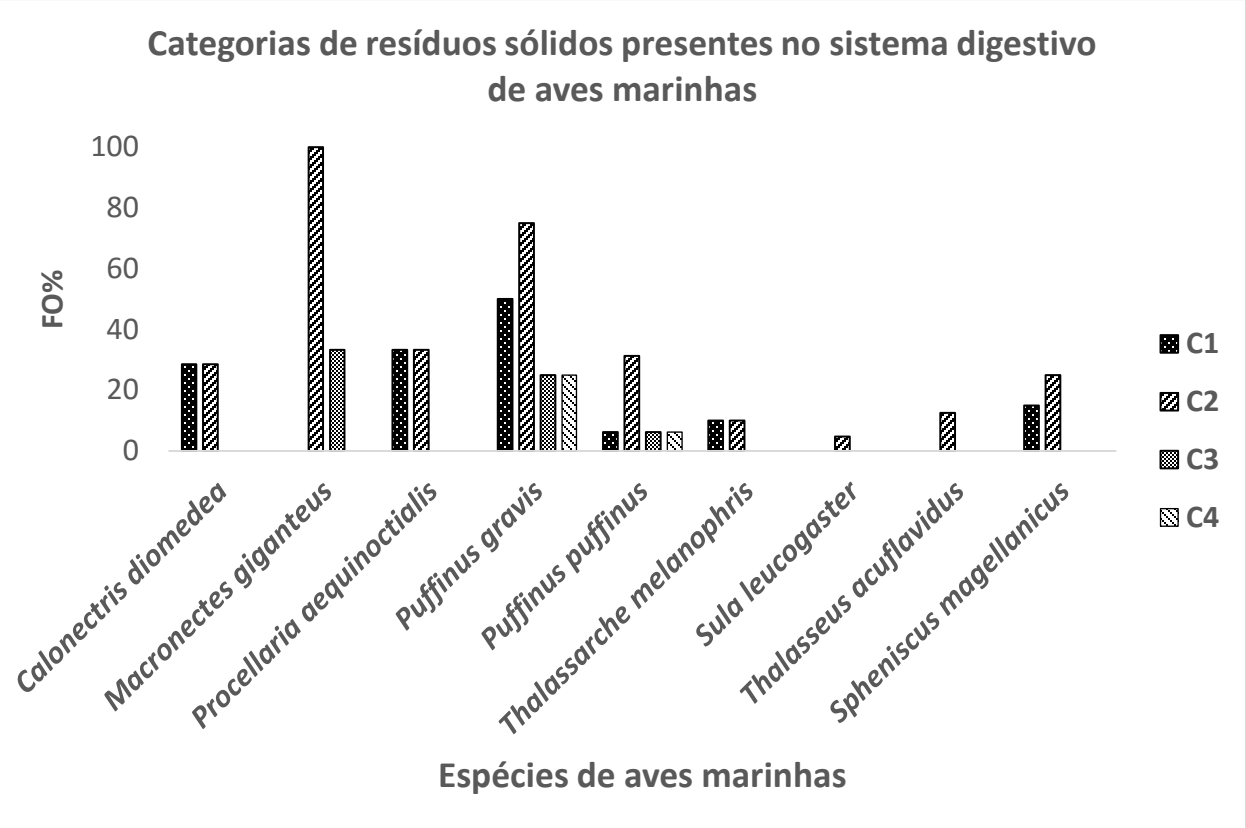

Figura 7. Frequência de ocorrência (FO%) das categorias de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das nove espécies de aves marinhas.

Quanto a Classe Mammalia representada por 7 espécies, a FO de resíduos no sistema digestivo observada foi de 20% (Fig. 3), sendo que a categoria C2 também foi predominante para esta Classe (FO = 16,36%) (Tabela 2). Um total de 24 fragmentos de resíduos sólidos foi encontrado entre os 11 exemplares das três espécies registradas com resíduos sólidos no sistema digestivo, representando uma média de 2,18 itens por indivíduo (DP=1,47).

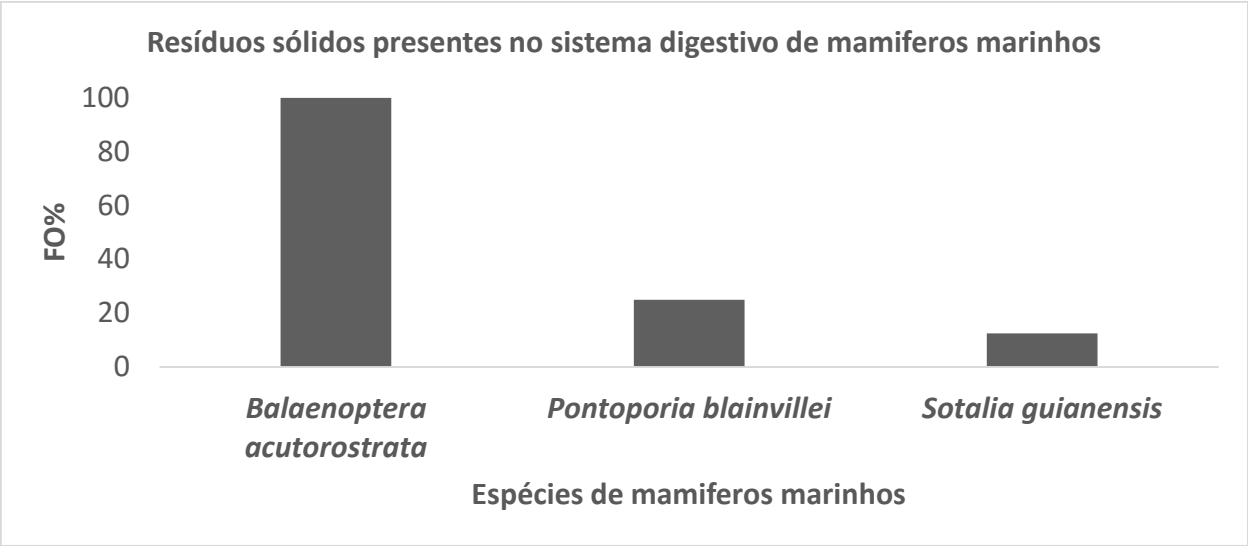

Figura 8. Frequência de ocorrência (FO%) de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das três espécies de mamiferos marinhas.

O único exemplar representante da subordem Mysticeti da espécie *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède, 1804) continha resíduos sólidos em seu sistema digestivo (FO = 100%). Também foram identificados resíduos sólidos em duas espécies da subordem Odontoceti, sendo nove indivíduos de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) (FO = 25%) e um de *Sotalia guianensis* (Van Benédén, 1864) *(*FO = 12,5%) (Fig. 8), destacando-se para as três espécies a categoria C2 com maior FO (Fig. 9).

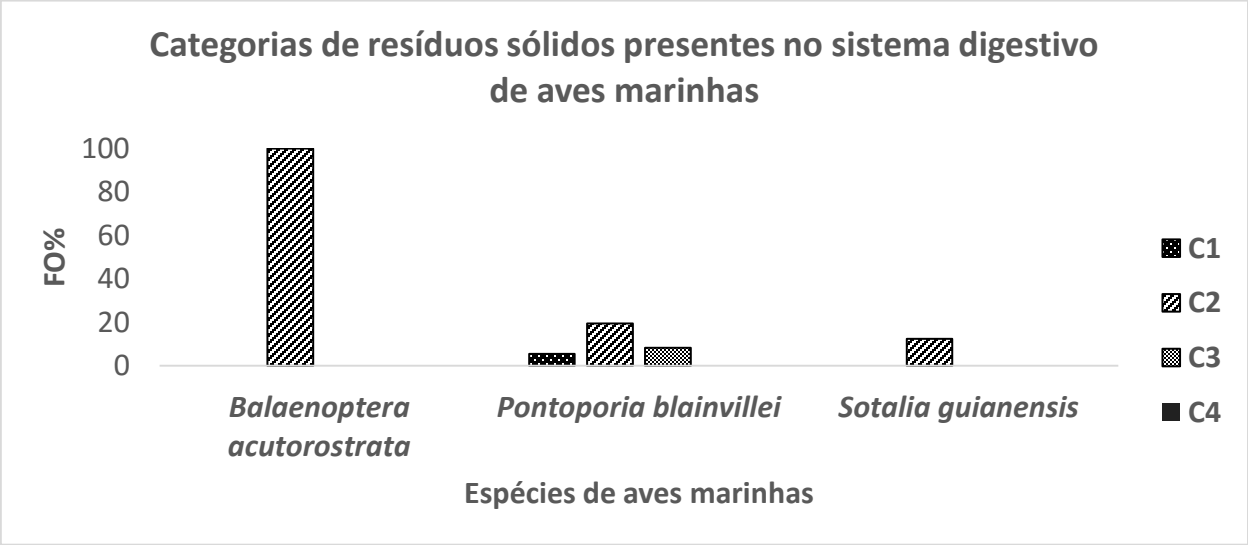

Figura 9. Frequência de ocorrência (FO%) das categorias de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das três espécies de mamiferos marinhas.

Quando comparada a FO das quatro categorias entre as três Classes de tetrápodes marinhos amostradas é possível observar que a categoria C2 foi a mais representativa em todas as Classes, seguido de C1 (Tabela 2 e Fig. 10).

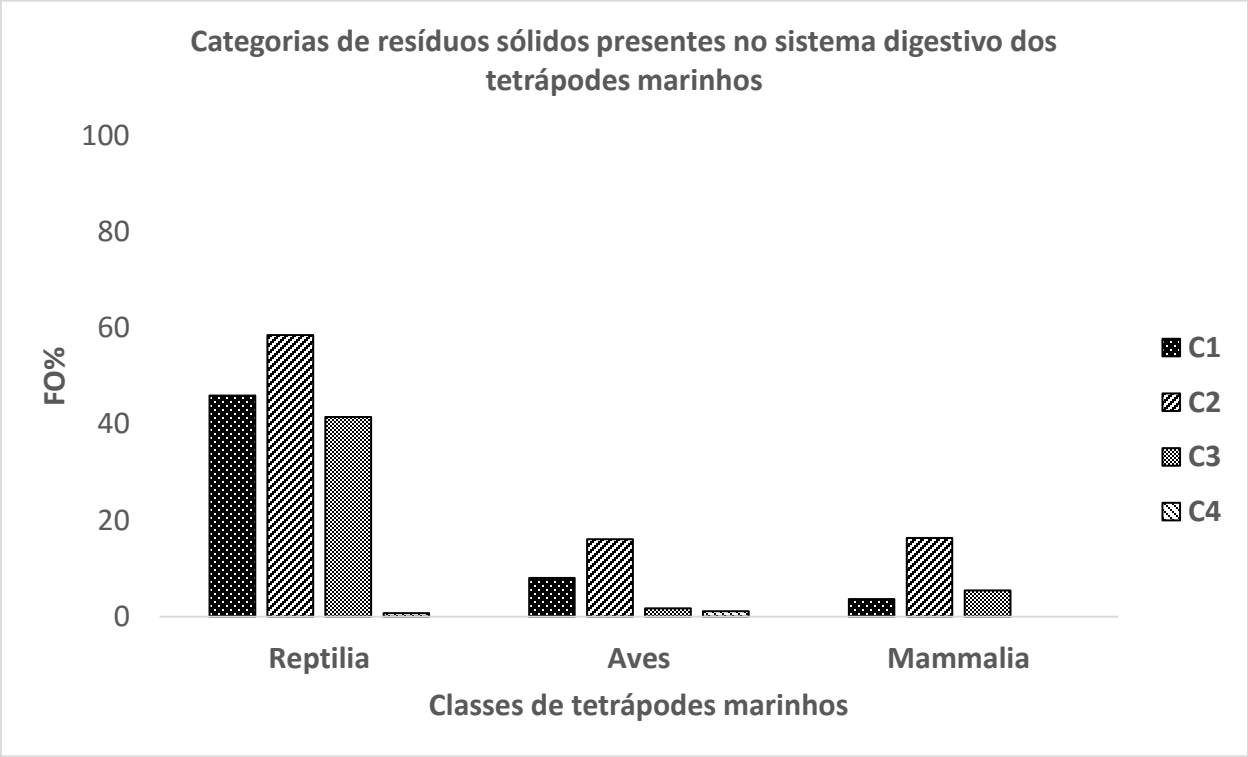

Figura 10. Frequência de ocorrência (FO%) das categorias de residuos sólidos presentes no sistema digestivo das três Classes de tetrápodes marinhos.

Os resultados das análises de qui-quadrado (χ^2) se encontram resumidos na Tabela 3, onde se pode observar que para a Classe Aves, a ingestão de lixo é maior em fêmeas do que em machos (χ^2=8,942; p=0,002), como também a ingestão é maior por indivíduos juvenis do que por adultos (χ^2=12,302; p=0,0004), mas não foi observado associação entre os resíduos sólidos presentes no sistema digestivo e as estações do ano, apesar do resultado ter sido marginalmente significativo (χ^2=7,06; P=0,070).

Para as análises de qui-quadrado (χ^2) com as espécies, foram consideradas apenas aquelas que tiveram indivíduos amostrados com resíduos sólidos presentes nos tratos digestivos e que possuíram o tamanho amostral ≥ 30. Desta forma, apenas três espécies foram consideradas para esta análise, sendo elas, *P. blainvillei* (*n* = 36), *C.*

mydas (*n* = 121) e *S. magellanicus* (*n* = 40). Para *C. mydas* não houve relação entre resíduos sólidos presentes no sistema digestivo e o sexo dos indivíduos (χ^2=0,012; p=0,913), enquanto que para a faixa etária não foi possível conduzir a análise, já que apenas indivíduos juvenis foram amostrados no presente estudo, o que geraria um resultado tendencioso para esta variável. Também não foi constatada uma relação entre os resíduos sólidos presentes no sistema digestivo das tartarugas-verdes e as estações do ano (χ^2= 6,907; p= 0,0749).

Tabela 2. Espécies de tetrápodes marinhos e o número de tratos digestivos com resíduos sólidos (**n**), a proporção sexual (**F**: fêmeas; **M**: machos e **NI**: não identificado), a frequência de ocorrência (**FO%**) de ingestão e de cada categoria de resíduo ingerido, no litoral norte de Santa Catarina.

Espécies analisadas	**Tratos digestivos com resíduos sólidos**			**FO% dos itens ingeridos**			
	n	***Sex ratio* F/M/NI**	**FO%**	**(C1) Artefatos de pesca**	**(C2) Peças de plástico**	**(C3) Detritos diversos**	**(C4) Itens não identificados**
Mammalia							
Cetartiodactyla	**11**	**4/5/2**	**20**	**3,64**	**16,36**	**5,45**	**0**
Mysticeti							
Balaenopteridae							
Balaenoptera acutorostrata	1	1/0/0	100		100		
Odontoceti							
Pontoporiidae							
Pontoporia blainvillei	9	2/5/2	25	5,56	19,44	8,33	
Delphinidae							
Sotalia guianensis	1	1/0/0	12,5		12,5		
Reptilia							
Testudinata	**87**	**16/23/48**	**64,44**	**45,93**	**58,52**	**41,48**	**0,74**
Cheloniidae							
Caretta caretta	5	0/1/4	45,45	18,18	18,18	9,09	9,09
Chelonia mydas	81	16/22/43	66,94	48,76	62,81	44,63	
Eretmochelys imbricata	1	0/0/1	33,33	33,33	33,33	33,33	
Aves	**35**	**18/4/13**	**20**	**8,05**	**16,09**	**1,72**	**1,15**
Procellariiformes							
Procellariidae							
Calonectris diomedea	3	2/0/1	42,86	28,57	28,57		
Macronectes giganteus	3	0/1/2	100		100	33,33	
Procellaria aequinoctialis	3	1/1/1	50	33,33	33,33		
Puffinus gravis	3	1/0/2	75	50	75	25	25

Puffinus puffinus	5	2/0/3	31,25	6,25	31,25	6,25	6,25
Diomedeidae							
Thalassarche melanophris	1	0/0/1	10	10	10		
Suliformes							
Sulidae							
Sula leucogaster	1	0/1/0	4,76		4,76		
Charadriiformes							
Sternidae							
Thalasseus acuflavidus	1	1/0/0	12,50		12,50		
Sphenisciformes							
Spheniscidae							
Spheniscus magellanicus	15	11/1/3	37,50	15	25		
Todas as espécies	**133**	**38/32/63**	**36,43**	**21,37**	**31,78**	**16,98**	**0,82**

Tabela 3. Comparação entre os resíduos sólidos presentes no sistema digestivo para os três maiores táxons analisados e pelas espécies com maior tamanho amostral (***n* ≥ 30**) e as variáveis analisadas (sexo, faixa etária e estação do ano), de tetrápodes marinhos no litoral norte de Santa Catarina (χ^2: qui-quadrado; **g.l**: graus de liberdade).

Táxon/espécie	**Sexo**			**Faixa etária**			**Estação do ano**		
	χ^2	**g.l.**	***P***	χ^2	**g.l.**	***P***	χ^2	**g.l.**	***P***
Cetartiodactyla	0,33	1	0,565	1,706	2	0,426	0,649	3	0,885
Testudinata	0,176	1	0,674	2,021	2	0,364	6,339	3	0,096
Aves	8,942	1	0,002*	12,302	1	0,0004*	7,06	3	0,070
P. blainvillei	0,143	1	0,705	3,261	2	0,196	0,669	3	0,880
C. mydas	0,012	1	0,913	-	-	-	6,907	3	0,0749
S. magellanicus	2,739	1	0,0980	1,377	2	0,240	3,408	2	0,181

* $p < 0,05$

5. DISCUSSÃO

Os impactos causados pelos resíduos sólidos à vida marinha são apresentados frequentemente em trabalhos científicos (LAIST, 1997; DI BENEDITTO & AWABDI, 2014). Os fragmentos plásticos podem ser considerados como os principais itens de origem antrópica ingeridos pelos animais (egs.; BARBIERI, 2009; PETRY *et al.*, 2009; JAUNIAUX *et al.*, 2014; MENDES *et al.*, 2015). No litoral norte de Santa Catarina os resíduos plásticos também foram a categoria mais presente em todos os grupos analisados, incluindo plásticos flexíveis e rígidos, ambos transparentes, brancos, pretos ou coloridos, assim como fios de nylon. É possível associar esta prevalência com a disponibilidade deste tipo de resíduo nos diferentes ambientes marinhos (SCHUYLER, 2014). A área de amostrada no presente estudo abrange o estuário Baía da Babitonga que recebe a drenagem continental de seis municípios sendo eles Araquari (24.810 habitantes), Barra do Sul (8.430 habitantes), Garuva (14.761 habitantes), Itapoá (14.763 habitantes), Joinville (515.288 habitantes) e São Francisco do Sul (42.520 habitantes) onde se encontra a maior porção da baía (IBGE, 2010), que somados geram a quantidade estimada de 201.065.330 toneladas de resíduos por ano.

As atividades econômicas predominantes na região geram impactos diretos na qualidade das águas da Baia da Babitonga e de todo litoral adjacente, devido ao despejo de efluentes não tratados e descarte de resíduos sólidos, que ocorrem de forma deliberada em todos os municípios circundantes da área de estudo. As principais atividades que compõem este grupo são: A atividade portuária, realizada atualmente pelos portos de Itapoá com capacidade de movimentação de 500 mil contêineres por ano (PORTO DE ITAPOÁ, 2016) e de São Francisco do Sul/TESC que em 2015 realizou a movimentação de 13,4 mil toneladas (APSFS, 2016) o que, consequentemente, promove a intensa circulação de navios graneleiros e conteineiros na região; A atividade agropecuária, a qual é fonte de renda direta demais de 16.900 pessoas, sendo o cultivo de arroz irrigado o principal ramo desta atividade (SANTOS & ARUTO, 2013; EPAGRI, 2016). As atividades industriais e comerciais, com mais de 26.900 empresas em funcionamento na região, sendo os ramos predominantes, a metalurgia e mecânica, no

entanto, a indústria de plásticos e a têxtil também possuem representatividade (MARQUES, 2015).

A atividade turística, a qual se concentra de forma intensa no verão, concentrando até 420 mil pessoas distribuídas pelos balneários de Itapoá, São Francisco do Sul e Barra do Sul (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2016) e por fim, a atividade de pesca artesanal profissional, com um total de 3.236 pescadores registrados, os quais realizam diversas modalidades de pesca tanto na área interna da baía quanto no litoral adjacente durante todo o ano, de acordo com os estoques pesqueiros disponíveis (SERAFINI *et al.,* 2014).

Assim, a intensa urbanização bem como as atividades realizadas na região, apresentam grande potencial poluidor. E mesmo que muitas das espécies que compuseram a amostragem, não sejam residentes desta área, elas também podem sofrer com impactos dos resíduos sólidos que acabam chegando ao ambiente marinho e que são levados pelas correntes para outras regiões do oceano.

5.1 Tartarugas marinhas

Entre as três espécies de tartarugas analisadas *C. mydas* (Fig. 11) representou mais de 90% dos indivíduos que ingeriram resíduos sólidos. Na literatura internacional e nacional é possível observar diversos estudos sobre ingestão de resíduos sólidos por tartarugas-verdes, os quais demonstram a alta FO de ingestão para esta espécie. PLOTKIN & AMOS (1988) registraram uma FO de 46% no Texas (EUA) e BJORNDAL *et al.* (1994) registraram uma FO de 56% na Florida (EUA). No Brasil, apesar dos estudos realizados entre os estados da Paraíba e Rio grande do Sul, apresentarem expressivas variações das FO, variando entre 19% e 100%, predominância foi de FO superiores a 40% (BUGONI *et al.*, 2001; WERNECK *et al.*, 2003; MASCARENHAS *et al.,* 2004; TOURINHO, 2007; GUEBERT, 2008; NAKASHIMA, 2008; NASCIMENTO & TAVARES, 2009; RIGON & TRIGO, 2011; MENDES *et al.*, 2015). O presente estudo registrou uma FO de 66,94%. Estes dados condizem com a alta taxa de ingestão de resíduos sólidos pela espécie e evidenciam que no litoral norte de Santa Catarina esta incidência também é bastante elevada e por sua vez, condiz com a grande disponibilidade destes itens no

ambiente marinho como proposto por JAMBECK et al. (2015); DERRAIK (2002) e CBD (2012).

Essa alta porcentagem de ingestão pelas tartarugas é apontada como sendo resultado de sua baixa capacidade de distinção e reconhecimento entre o lixo e seus itens alimentares (LAIST, 1987; PLOTKIN & AMOS, 1990; VAN METER & WEIGER, 1992; TOMÁS *et al.*, 2002; REINHOLD, 2015). Além disso, o tipo de forrageio adotado por esta espécie também pode influenciar na quantidade de itens e na intensidade com que ela ingere resíduos sólidos, por se tratar de uma espécie preferencialmente herbívora e com áreas de forrageio costeiras e estuarinas, as quais constantemente coincidem com áreas de intensa urbanização e, consequentemente, intensa entrada de detritos de origem antrópica. Desta forma, o resultado do presente estudo pode indicar que os indivíduos de *C. mydas* ingerem os resíduos sólidos não somente por confundir com alimento ou acidentalmente de forma passiva quando os resíduos sólidos podem estar presos as macroalgas e fanerógamas componentes da sua alimentação (AWABDI, 2013). Mas também, devido há grande disponibilidade deste recurso no ambiente, assim como sugerido por SCHUYLER (2014). Cabe ressaltar que neste estudo todos os indivíduos analisados eram juvenis e a ocorrencia do elevado número de indivíduos com resíduos sólidos presentes no sistema digestivo, neste caso pode influenciar o crescimento e desenvolvimento dos indivíduos, pois com o alto consumo de lixo marinho o indivíduo não absorve os nutrientes necessários para seu desenvolvimento, demorando mais tempo para crescer, podendo ocasionar um atraso na idade da maturação sexual. Além disso, muitos indivíduos acometidos pela ingestão de resíduos morrem, sem nem chegar à idade adulta, e esta alta mortalidade na fase juvenil em longo prazo pode provocar um declínio nas populações da espécie (Tomás *et al.,* 2002; Vegter *et al*., 2014).

Embora o lixo marinho tenha sido registrado em pouco mais de 45% dos indivíduos de *C. caretta* (Fig. 11), sua ocorrência é relativamente baixa quando comparada com os valores registrados nos estudos de CAMPANI *et al.* (2013) em Pelago na Itália e por TOMÁS *et al.* (2002) na Espanha (71% e 79,6%, respectivamente), mas semelhante à ocorrência de detritos antropogênicos registrado nesta espécie no estudo conduzido por LAZAR & GRACAN (2011) na Eslovénia e Croácia (35,2%).

Segundo CASALE *et al.* (2008), a maior parte do lixo marinho consumido por tartarugas-cabeçuda (*C. caretta*) pertence aos detritos de baixa densidade, tais como fragmentos plásticos, cuja incidência de ingestão mostrou aumento rápido do final dos anos 1960 a 1980 e se estabilizando depois disso, coincidindo com o período de produção em massa de itens comerciais feitos com polímeros de baixa densidade (MROSOVSKY *et al.*, 2009). Peças de plástico também se mostraram com sendo um dos principais tipos de detrito encontrado para esta espécie no presente estudo.

Este padrão de ocorrência pode ser explicado pela predominância de resíduos flutuantes nos ecossistemas marinhos ou pela maior atração dos indivíduos desta espécie para este tipo de resíduo (CASALE *et al.,* 2008). Não foi possível correlacionar o tipo de resíduo sólido ingerido com a faixa etária ou sexo. Além disso, devido à sua estratégia alimentar altamente oportunista, indivíduos de *C. caretta* são mais propensos a ingerir detritos de origem antrópica (LUTCAVAGE *et al*, 1997), mas a quantidade ingerida é geralmente baixa (CASALE *et al.*, 2008). Indivíduos desta espécie tendem a apresentar menor frequência de ingestão de resíduos do que *C. mydas*, possívelmente devido ao trato gastrointestinal de maior diâmetro em adultos e sub-adultos da espécie, o que por sua vez promove um tempo de permanência mais curto dos resíduos no esôfago e estômago (BUGONI *et al.*, 2001). No entanto, a FO observada no presente estudo para esta espécie, apesar de ser um pouco menor do que a registrada para *C. mydas*, não condiz com esta afirmação.

No caso do único indivíduo filhote amostrado no nosso estudo, foram registrados três fragmentos que somados pesavam apenas 0,073 gramas, mas que foram suficientes para ocupar a maior parte do seu estômago, sendo equivalente a quase 0,1% do peso total do espécime (82 gramas). No entanto, apesar disso, não foi possível determinar esta como sendo a causa de sua morte.

A ingestão de resíduos sólidos por *E. imbricata* (Fig. 11) é pouco descrita na literatura. O baixo número de indivíduos amostrados neste estudo (três exemplares) provavelmente está relacionado à baixa FO desta espécie na região de estudo, pois esta espécie habita preferencialmente águas tropicais com temperaturas mais elevadas, não sendo muito frequentes em águas do sul do Brasil (PINEDO *et al.*, 1996; TRIGO *et al.*, 2001). Porém, outros trabalhos conduzidos sobre interação com pesca e monitoramento

de encalhes apresentaram como limite das áreas de forrageio na região sul do Brasil o estado do Rio Grande do Sul, pois no período de verão (dezembro a março) há uma forte influência das águas mais quentes oriundas da corrente do Brasil, que podem chegar até o Uruguai e norte da Argentina (ESTRADES *et al.*, 2007; LORENZANI, 2007). Neste trabalho, os espécimes amostrados foram registrados no outono (66,66%) e inverno (33,33%). A FO de resíduos sólidos (33,33%) mostrou-se significativamente baixa, quando comparado com os resultados obtidos por MACEDO *et al.* (2011), que realizaram necropsia em nove espécimes de *E. imbricata*, dos quais, sete foram identificados com algum tipo de detrito ingerido (78%). Os resíduos encontrados nestes sete exemplares foram predominantemente plástico rigido e flexível e materiais oriundos das atividades pesqueiras, tais como fios de nylon e cordas de nylon, o que se assemelha aos dados obtidos para o único indivíduo que apresentou resíduos sólidos no presente estudo.

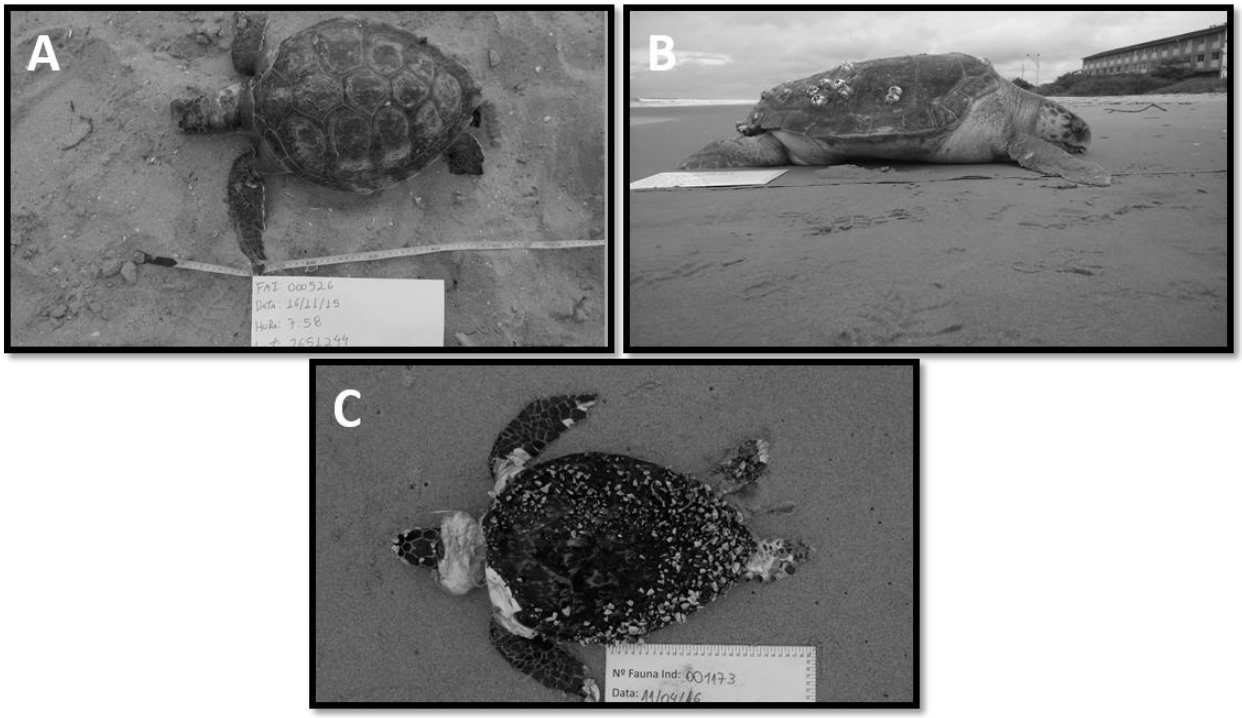

Figura 11. Representantes das três espécies de tartarugas marinhas amostradas com resíduos sólidos no sistema digestivo: (**A**) *Chelonia mydas*, (**B**) *Caretta caretta* e (**C**) *Eretmochelys imbricata.*

5.1.1 Análise geral das tartarugas marinhas

Quando consideradas todas as espécies de tartarugas marinhas é possível constatar na literatura que a ingestão de resíduos sólidos ou, mais especificamente, ingestão de fragmentos plásticos, é um fenômeno global, afetando as populações em todo o mundo. A grande maioria (quase 60%) de todos os indivíduos pertencentes a Classe Reptilia, ingeriram itens plásticos, um achado comum à maioria dos outros estudos relatando a ingestão de detritos em tartarugas (DUGUY *et al*., 2000, TOMÁS *et al*., 2002; LAZAR & GRACAN, 2011). Isso reflete a contribuição significativa do plástico para o problema dos detritos marinhos globais (BARNES & MILNER, 2005). Além disso no presente estudo não se observou entre as espécies investigadas diferenças evidentes relacionadas à ingestão de resíduos sólidos.

5.3 Mamíferos marinhos

5.3.1 Odontocetos

Sotalia guianensis (Fig. 12) é um golfinho que pode ocupar áreas costeiras e estuarinas, e que possui uma distribuição aparentemente contínua da costa da América central até o Sul do Brasil (FLORES & DA SILVA 2009). A espécie ocorre principalmente em baías e estuários, mas também pode ser encontrada em áreas costeiras abertas (FLORES & DA SILVA 2009). Devido a seus hábitos costeiros, é vulnerável a quase todas as atividades humanas (FLORES & DA SILVA 2009), particularmente pesca e tráfego de barcos (REEVES *et al.,* 2003). O que ainda se agrava pelo fato de que muitos grupos de *S. guianensis* serem considerados residentes nestas áreas. Segundo CREMER *et al.* (2009) a baía de Babitonga, que compõe a área de estudo, tem uma população de *S. guianensis* que mostram fortes evidências de residência, justificando assim o registro aqui obtido de indivíduos desta espécie durante quase todas as estações do ano.

Para esta espécie, foram registrados quatro fragmentos de plástico flexível em apenas um espécime, não sendo possível identificar sua origem de forma clara, devido

ao pequeno tamanho dos mesmos (entre 0,5 cm e 2,4 cm). Segundo DI BENEDITTO & AWABDI (2014), é provável que a ingestão de resíduos sólidos seja acidental ou mesmo de uma forma secundária. Isto porque *S. guianensis* é uma espécie que pode forragear tanto na zona pelágica costeira como também ocupar áreas estuarinas e forragear na zona bentônica como já evidenciado por CREMER *et al*. (2012), alimentando-se principalmente de peixes cujos tamanhos variam de <10 a 100 cm (DI BENEDITTO & RAMOS, 2004). Tornando-se possível assumir que devido a esta grande amplitude de áreas de forrageio, algumas de suas presas podem ingerir os resíduos sólidos diretamente (DI BENEDITTO & AWABDI, 2014). Apesar disso, SIMMONDS (2012), associa *S. guianensis* como pertencentes as espécies de golfinhos que se alimentam em as águas de superfície, e que por isto se mostram menos propensos a interação por ingestão de resíduos de origem antrópica do que aquelas com maior associação com o fundo.

Já a espécie *P. blainvillei* (Fig. 12) é restrita a região costeira da América do Sul. Seu limite de ocorrência ao norte é desde o Estado do Espírito Santo (SICILIANO 1994), e ao sul na Argentina (CRESPO *et al*., 1998). Indivíduos são vistos frequentemente no estuário Baía da Babitonga, (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005), representando a única população conhecida que habita águas estuarinas internas. No entanto, SANTOS *et al.* (2009) apresentaram registros de observação de *P. blainvillei* no Brasil, apresentando evidências convincentes da existência de outra população em águas estuarinas internas, dentro de sua faixa costeira. Existe uma preocupação especial de conservação desta espécie, devido à sua distribuição restrita e vulnerabilidade a capturas acidentais em redes de pesca (SIMÕES-LOPES *et al., 1998*). As características apresentadas pelos autores em relação à população residente, bem como a vulnerabilidade a capturas acidentais corroboram com o observado no presente estudo onde foram registrados exemplares durante todas as estações do ano e com grande tamanho amostral (n = 36).

Este golfinho costeiro possui a zona bentônica como preferencial de forrageio e consomem presas de pequeno porte (<14 cm) (CREMER *et al.*, 2012; DI BENEDITTO & RAMOS, 2014). A ingestão de resíduos sólidos por esta espécie tem sido amplamente discutida por DENUNCIO *et al.* (2011) e DI BENEDITTO & RAMOS (2014). Estes autores apresentam argumentos que poderiam esclarecer como ocorre a ingestão destes

resíduos por *P. blainvillei.* Segundo DI BENEDITTO & RAMOS (2014), durante o forrageio próximo ao fundo marinho, os indivíduos desta espécie podem revolver o substrato com seu rostro para facilitar a captura de suas presas, e fragmentos de origem antropogênica que estão enterrados ou depositados podem ser re-suspensos e ingeridos acidentalmente. Em ambos os estudos os autores consideraram a ingestão secundária como uma possibilidade que não pode ser descartada, apesar do pequeno tamanho das presas ingeridas por esta espécie. Eles também estão em consenso quanto à hipótese de que os resíduos sólidos são ingeridos principalmente pelos indivíduos juvenis, como itens com características que despertam a curiosidade ou são utilizados como brinquedos e que, desta forma, podem ser ingeridos acidentalmente (LAIST, 1987). Neste estudo não foi constatada qualquer relação entre faixa etária e a ingestão de resíduos, já que apenas dois dos nove exemplares registrados com resíduos em seus sistemas digestivos foram identificados como sendo juvenis. Ou seja, apenas 22,22% dos exemplares.

A FO de ingestão de resíduos sólidos por *P. blainvillei* neste trabalho foi um pouco menor que a obtida por DENUNCIO *et al.* (2011), onde 28,1% dos indivíduos ingeriram algum tipo de resíduo, e maior do que a apresentada por DI BENEDITTO & RAMOS (2014) (15,7%). Além disso, a FO dos tipos de resíduos encontrados, apesar de apresentarem uma classificação distinta da utilizada neste estudo, possuem valores comparáveis para itens plásticos. A FO de peças plásticas registrada neste estudo foi levemente superior a observada por DENUNCIO *et al.* (2011) e maior que a observada por DI BENEDITTO & RAMOS (2014) (77,78%, 64,3% e 28,6% respectivamente).

5.3.2 Misticetos

Existem relatos de ocorrência de *B. acutorostrata* (Fig. 12) próximo de todos os continentes do Hemisfério Sul (ZERBINI *et al.*, 1996; ARNOLD, 1997), bem como em águas antárticas e sub-antárticas (KASAMATSU *et al.*, 1993; AGUAYO, 1994). O registro mais ao sul desta espécie foi baseado em um animal avistado durante o inverno próximo ao continente antártico (AGUAYO, 1994). Embora muitos dados biológicos tenham sido coletados de indivíduos capturados para fins comerciais apoiados pela atividade denominada “caça científica” (KATO *et al.*, 1990; KISHINO *et al.*, 1991; FUJISE *et al.*,

1992; HORI *et al.*, 1994; NAGANOBU *et al.*, 1995; BURT *et al.*, 1997; KATO *et al.*, 2000 entre outros), ou através da captura acidental (MARSH, 1985; ARNOLD *et al.*, 1987; Secchi *et al.*, 2003), a ecologia alimentar desta espécie ainda é pouco conhecida.

A dieta e sua ligação com a ingestão de resíduos de origem an estão entre os aspectos que ainda permanecem carentes de informação. A baleia minke anã (B. Acutorostrata) bem como as outras espécies de misticetos são consideradas filtradoras, alimentando-se de grandes quantidades de plâncton e/ou pequenos peixes ao longo das camadas mais superficiais da coluna de água. Segundo SADOVE & MORREALE (1990) polímeros derivados do petróleo que apresentam grande flutuabilidade, como plásticos e outros materiais, são em sua maioria gerados no continente e chegam constantemente no oceano. Devido suas baixas densidades, estes resíduos acabam permanecendo nas mesmas porções de água em que as baleias forrageiam, e assim provavelmente acabam sendo ingeridos por elas juntamente com suas presas. Poucos relatos sobre a ingestão de resíduos são encontrados na literatura. Alguns dos casos identificados foram em abril de 2002, um espécime fêmea de 3,97 m encontrada encalhada em Normandia, França, com 22 peças plásticas pesando cerca de 800 gramas e que pode, segundo os autores, ser a causa da morte do indivíduo (MAUGER *et al.*, 2002). Em março de 2013, outro indivíduo macho de 3,4 m, juvenil e severamente emagrecido foi encontrado encalhado em Nieuwpoort, Bélgica. Os autores apresentaram informações que indicaram inanição como causa da morte, devido a restos de plástico compactados, obstruindo seu trato digestivo. Sendo este o primeiro caso confirmado de morte devido à ingestão de lixo em um misticeto (JAUNIAUX *et al.*, 2014). O único estudo que apresenta dados de ingestão de resíduos por *B. acutorostrata* referentes a mais de um indivíduo em sua amostragem, utilizou dados obtidos através da caça “científica” o qual apresentou informações de 16 indivíduos abatidos. Que segundo ISODA *et al.* (2014) não foram encontrados resíduos em nenhum dos espécimes de minke anã analisados.

Os dados obtidos neste trabalho vêm a complementar a literatura, apresentado informações referentes ao único indivíduo desta espécie amostrado neste estudo e que assim como nos exemplares expostos por MAUGER *et al.* (2002) e JAUNIAUX *et al.* (2014), possuiu fragmentos de plástico flexível em seu estômago. No entanto, a quantidade encontrada foi muito menor que a citada pelos autores dos dois estudos.

Apesar das informações aqui obtidas possuírem relevância considerável para um melhor entendimento da ingestão de resíduos por *B. acutorostrata*, a falta de pesquisas desta natureza devido a esta baixa taxa de encalhes de exemplares em condições de triagem do conteúdo gástrico, restringem a avaliação do nível de exposição que esta espécie apresenta. Outra dificuldade observada se refere a principal referência aqui discutida com dados correspondentes a 16 indivíduos, os quais se deram a partir de um país que possui politicas de caça legalizada. Sendo necessário observar cautelosamente este trabalho, uma vez que há pressão de órgãos internacionais contra esta prática.

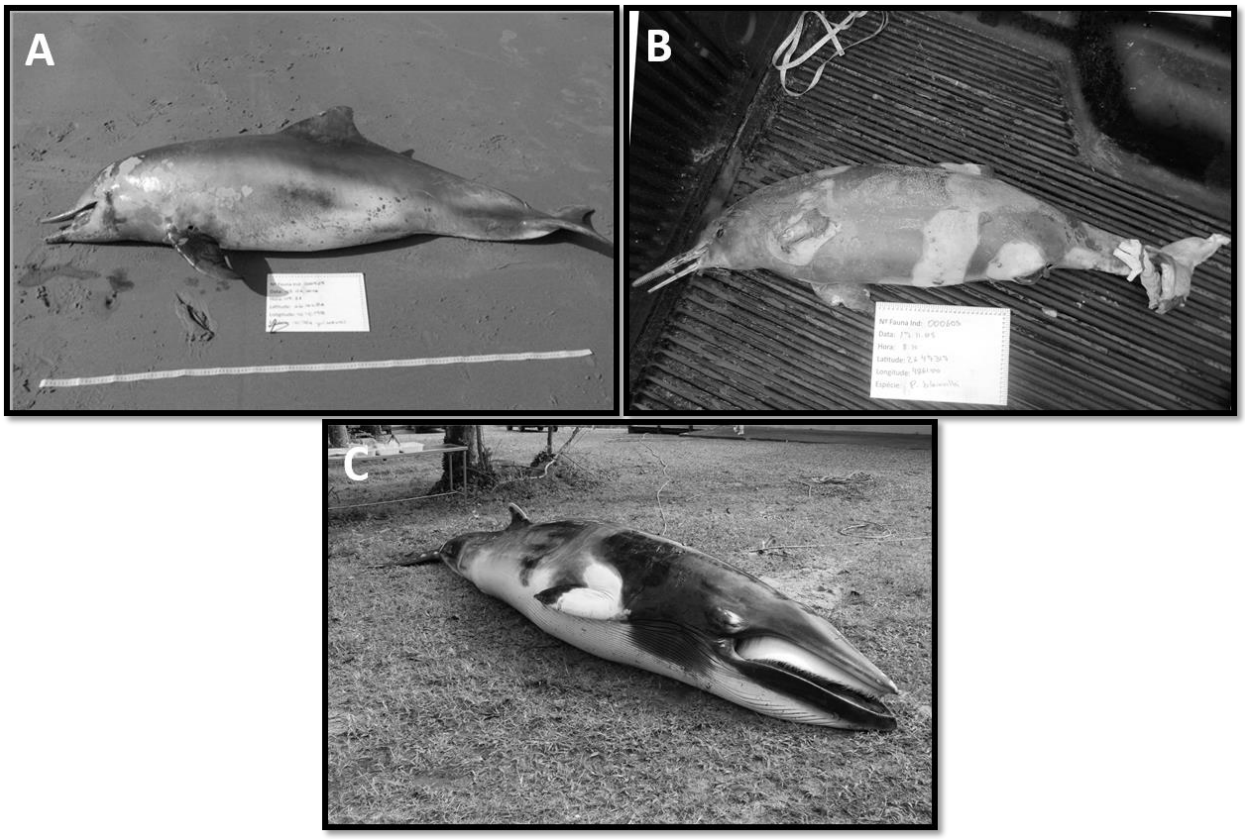

Figura 12. Representantes das três espécies de mamíferos marinhos amostrados com resíduos sólidos no sistema digestivo: (**A**) *Sotalia guianensis*, (**B**) *Pontoporia blainvillei* e (**C**) *Balaenoptera acutorostrata*.

.

5.3.3 Análise geral dos mamíferos marinhos

O numero de resíduos sintéticos ingeridos pelos mamiferos marinhos como foi possível observar, não possuiu grande variação entre as espécies. Independentemente

das diferentes características ecológicas dos animais, como por exemplo comportamento alimentar, ocorrência sazonal e habitat. O tipo de resíduo encontrado em em todos os animais apresentava baixa densidade. Grande parte deste tipo de lixo marinho origina-se em terra ou é levado por embarções para os estuários ou aréas próximas da costa onde acabam se concentrando. As duas espécies de odontocetos registrados com resíduos sólidos, são espécies de golfinhos costeiros e ocupam justamente estas áreas onde se observa que eles se alimentam intensamente (DI BENEDITTO & RAMOS, 2014). A ingestão de produtos sintéticos também correspondeu ao comportamento alimentar dos animais. Os misticetos se alimentam na coluna d'água capturando quantidades grandes de alimento através de suas técnicas de forrageio. Plásticos e outros materiais flutuantes são provavelmente ingeridos juntamente com espécies de presas (SADOVE & MORREALE, 1990).

5.4 Aves marinhas

5.4.1 Procellariiformes

Calonectris diomedea (Scopoli, 1769) (Fig. 13) é uma espécie de Procellariiforme estritamente oceânica pode ser encontrada tanto no Oceano Atlântico Norte e Mar Mediterrâneo, onde nidificam em colônias nas ilhas mediterrâneas, Ilhas Berlengas, nos Açores e nas Canárias, durante o inverno austral. Realizam migrações para o Oceano Atlântico sul no início do inverno boreal, incluindo a costa brasileira, havendo registros de indivíduos em toda sua extensão (DEL HOYO *et al.,* 1992). Durante este período de migração, os indivíduos vêm em busca de locais de invernada e a permanência no hemisfério sul é dedicada apenas a alimentação. No entanto, apesar do fato de que alguns exemplares desta espécie possam ser encontrados em qualquer período do ano, o verão é a estação como maior ocorrência (DEL HOYO *et al.,* 1992). No entanto, quando comparada esta informação com os registros obtidos neste estudo é possível observar que a predominância da ocorrência dos indivíduos aqui registrada foi no outono (71,43%). Esta espécie é uma espécie essencialmente pelágica e que tem uma dieta alimentar

constituída por peixes, cefalópodes e crustáceos, dos quais se alimenta provavelmente durante a noite (GRANADEIRO *et al*., 1998).

Sendo uma espécie que passa a maior parte do tempo no mar, o crescente aumento da poluição marinha por resíduos de origem antrópica, como o de fragmentos plásticos entre outros derivados do petróleo, despejados pelas embarcações ou carregados pelas correntes para áreas de convergência em alto mar, são alguns fatores de ameaça a serem considerados. No presente estudo a FO de ingestão de resíduos foi relativamente alta (42,86%), sendo identificadas apenas itens plásticos ou associados à pesca. Os dados são similares ao observado em outros estudos como na Carolina do Norte, EUA, onde MOSER & LEE (1992) registraram uma FO de resíduos sólidos de 25%. No Rio Grande, Brasil, dos cinco exemplares triados, todos tinham resíduos sólidos (FO de 100%) (COLABUONO *et al.*, 2009). Nas Ilhas Canárias 85 espécimes foram analisados e a FO foi de 83,5% (RODRÍGUEZ *et al.* 2012). Na costa Catalã, Espanha, 49 indivíduos foram amostrados e a FO foi de 96% (CODINA-GARCIA *et al.*, 2013). A alta taxa de ingestão apresentadas pela maioria dos autores, assim como a aqui observada, demonstra a tendência que os indivíduos desta espécie possuem para a ingestão de resíduos de origem antrópica.

A espécie *M. giganteus* (Fig. 13) possui registros de ocorrência desde águas antárticas até subtropicais, com ampla dispersão a partir de suas colônias, alcançando as costas da África do Sul, Austrália, América do Sul, Nova Zelândia e Ilha de Páscoa (PATTERSON *et al*., 2008). Durante o verão austral, a população de *M. giganteus* distribui-se principalmente em águas mais próximas do circulo polar antártico, por todos os bancos de gelo, bem como no interior do continente antártico. Nos meses mais frios, indivíduos juvenis, bem como a maioria dos adultos, se dispersam amplamente para locais mais quentes, deixando suas colônias, em águas antárticas, completamente desertas (PATTERSON *et al*., 2008). Todos os indivíduos analisados neste estudo foram resgatados entre os meses de outono e inverno. Contudo, *M. giganteus* é um predador e necrófago oportunista. É comum no verão os indivíduos desta espécie se alimentarem de carcaças. Além do comportamento necrófago oportunista, que o diferencia das demais espécies de procellariiformes, outra característica é a de predar outras espécies de aves vivas, incluindo albatrozes do gênero *Diomedea* e uma grande variedade de outras aves

marinhas menores, incluindo filhotes de pinguins. Contudo, também se alimentam no ambiente pelágico predando cefalópodes e krill, além de outros crustáceos, peixes e até mesmo algas. Algumas diferenças ocorrem na composição da dieta de fêmeas e machos. As fêmeas parecem se alimentar principalmente no ambiente pelágico, enquanto que os machos parecem consumir principalmente carcaças (PATTERSON *et al*., 2008).

Devido a este hábito tão generalista, muitos indivíduos acabam seguindo embarcações de pesca comercial para alimentar-se dos itens de descarte da atividade pesqueira. Segundo COPELLO *et al.* (2008), esta interação pode ter se tornado uma parte importante da sua ecologia alimentar. Este é um dos fatores que torna a espécie mais vulnerável, pois os indivíduos podem ser abatidos pela tripulação enquanto tentam se alimentar dos itens pescados, podem entrar em contato com manchas de óleo geradas pelas embarcações ou também podem ingerir fragmentos plásticos ou linhas de nylon e anzóis descartados ou em uso (COPELLO *et al.*, 2008).Esta espécie apresenta grande propensão a ingestão de resíduos sólidos, já que as porcentagens de FO dos resíduos sólidos observadas na literatura variaram de 40% a 100% (PETRY & FONSECA, 2002; COPELLO & QUINTANA, 2003; COPELLO *et al.*, 2008; BARBIERI, 2009; PETRY *et al.*, 2009; TOURINHO *et al.* 2010). Apesar do baixo *n* amostral (três exemplares), no presente estudo também se observou uma alta FO de resíduos sólidos ingeridos pelos indivíduos (100%). As categorias de itens observadas também apresentaram a mesma tendência (FO = 100%, todos peças plásticas), prevalecendo os fragmentos plásticos em todos os estudos que categorizam os resíduos encontrados. COPELLO & QUINTANA (2003) registraram uma FO de 66% de peças plásticas, 36% de itens relativos à pesca e menos de 15% de itens diversos. Resultado similar foi registrado por COPELLO *et al.* (2008), que identificaram uma FO de peças plásticas de 69,1%, de itens relativos a pesca de 18,3% e de itens diversos inferiores a 15%. BARBIERI (2009) registrou a categoria resíduos plásticos em 64,28% dos indivíduos analisados, a qual foi a única categoria identificada. PETRY *et al.* (2009) registraram a ocorrência de itens plásticos em 87,5% dos estômagos analisados, seguido de poliestireno (isopor), aqui categorizado como componente de itens diversos (12,5%). Esta propensão à ingestão de resíduos é observada em todas as faixas etárias desta espécie, no entanto os filhotes e juvenis podem apresentar maiores quantidades destes resíduos em seus sistemas gástricos,

uma vez que os filhotes acabam sendo alimentados nos ninhos com estes fragmentos. Diferentemente das espécies de albatrozes os petréis, jovens e adultos não conseguem regurgitar itens não digeríveis e por isto os resíduos podem acumular-se e permanecer longos períodos em seus ventrículos (COLABUONO & VOOREN, 2007).

Já a Pardela-preta, *Procellaria aequinoctialis* (Linnaeus,1758) (Fig. 13), teve distribuição e abundância em águas subtropicais do atlântico sul examinadas ao longo de várias temporadas por SPEAR *et al.* (2005). Estes autores observaram altas densidades de *P. aequinoctialis* próximas ao talude continental durante o período de reprodução (primavera) e na zona pelágica durante o período não reprodutivo (outono). Esta espécie de petrel pode também formar grandes agrupamentos em águas frias encontradas nas zonas de Convergência (SPEAR *et al*., 2005). Indivíduos adultos e juvenis são mais abundantes na plataforma continental durante o inverno austral, distribuindo-se amplamente, variando desde o sudeste do Brasil a plataforma Patagônica (PHILLIPS *et al*., 2006). Apesar de esta espécie possuir períodos de nidificação e invernada bem definidos, os registros aqui obtidos demonstraram certa variabilidade em sua distribuição, já que foram registrados indivíduos em praticamente todas as estações do ano, sendo sua maioria nos meses mais quentes onde ocorre o período reprodutivo da espécie (16,67% na primavera, 50% no verão e 33,33% no inverno). No entanto deve-se considerar o estagio de desenvolvimento dos indivíduos aqui amostrados. Em sua maioria foram categorizados como juvenis (4/6 indivíduos), indicando sua imaturidade sexual que só é atingida entorno dos 6 anos de idade (BARBRAUD *et al.*, 2008) podendo assim não permanecerem próximos as colônias reprodutivas.

Esta espécie alimenta-se predominantemente no ambiente pelágico e sua dieta é composta principalmente de krill, seguido de peixes e em menor quantidade lulas e anfípodes (BERROW & CROXALL, 1999). E também, apresenta comportamento similar ao observado por outros procellariiformes, já que são observados constantemente seguindo embarcações de pesca comercial e alimentando-se de descartes da pesca ou predando as iscas utilizadas em anzóis de espinhel, tornando-os altamente vulneráveis à morte acidental na pesca com este tipo de artefato pesqueiro (BARBRAUD *et al.*, 2008).

A ecologia alimentar desta espécie, associada com a intensa interação com a atividade pesqueira, potencializam a chance de ingestão não só de anzóis, mas também

de pequenos resíduos descartados pelas embarcações, como, linhas de nylon, fragmentos de cordas e fragmentos plásticos. Na literatura é possível observar uma grande variação na FO de resíduos sólidos para esta espécie. Porém, a grande maioria dos estudos encontrados, registra de forma praticamente exclusiva fragmentos plásticos no sistema digestivo das aves. Segundo BARBIERI (2009) em seu estudo realizado no litoral de São Paulo, Brasil, a FO de resíduos plásticos (25%) foi a menor encontrada entre as dez espécies de aves marinhas analisadas. Já o estudo conduzido por COLABUONO *et al.* (2009) no Rio Grande do Sul, Brasil, a FO de resíduos plásticos observada foi de 49%. RYAN (1988) realizou um estudo extenso quando comparado com os demais estudos aqui apresentados (entre 1979 e 1985) nas ilhas costeiras da Africa do Sul, onde registrou entre os 200 exemplares amostrados a FO de 57,5% de resíduos plásticos ingeridos. No estudo realizado por TOURINHO *et al.* (2010) foi identificada a maior FO de ingestão de resíduos sólidos entre os estudos aqui apresentados (100%) no entanto, deve ser levado em consideração o pequeno tamanho amostral obtido pelos autores (1 exemplar). O resultado aqui obtido quanto à ingestão de resíduos é condizente com os apresentados pelos autores (FO 66,67%). No entanto as categorias utilizadas para classificação dos resíduos encontrados podem auxiliar de forma mais específica no reconhecimento dos tipos de resíduos mais ingeridos por esta espécie. Sendo observada para a presente amostragem a ingestão equivalente de itens relativos à pesca (C1) e peças plásticas (C2) (33,33% cada).

A espécie de petrel *P. gravis* (Fig. 13) está entre as mais difundidas e abundantes nos oceanos (BROWN *et al.*, 1978). Habitando praticamente todo o Oceano Atlântico, de norte a sul. Sua reprodução ocorre em ilhas no Atlântico meridional, entre setembro e abril (início da primavera até o outono) (CUTHBERT, 2005). No fim do período reprodutivo, iniciam uma migração transequatorial, seguindo para o norte em direção aos Estados Unidos, Canadá e à Islândia, onde permanecem durante o verão boreal, retornando para os locais de reprodução assim que termina o inverno no Hemisfério Sul (NEWTON & DALE, 1996). No entanto, apesar deste período de migração bem definido, durante o inverno austral, indivíduos ainda podem permanecer no hemisfério sul, mas em menores densidades, tratando-se em sua maioria de indivíduos juvenis (HAIMOVICI *et*

al., 2003). Corroborando com o observado neste estudo, onde indivíduos foram amostrados em todas as estações do ano.

Assim como a maioria das espécies de Procellariiformes, *P. gravis* é predominantemente pelágica, e predando principalmente peixes, krill e lulas (RONCONI *et al.*, 2010). Como também apresenta forte hábito de acompanhar barcos de pesca, o que resulta em uma grande vulnerabilidade à captura acidental em espinhéis e ingestão de resíduos descartados pelas embarcações (NEVES, 2000). Detritos de origem antrópica são relatados em diversos estudos, não só pela frequência com que são encontrados nos sistemas digestivos dos indivíduos amostrados, mas também por seus possíveis efeitos secundários. O estudo conduzido com fêmeas em período de encubação na Ilha de Gonçalo Álvares por RYAN *et al.* (1988), obteve como resultado o registro de resíduos plásticos em 95% dos indivíduos amostrados e apresentou a primeira indicação de que as aves marinhas podem assimilar substâncias químicas de partículas plásticas em seus estômagos, indicando um caminho perigoso para poluentes potencialmente prejudiciais. PIERCE *et al.* (2004) relatam em seu estudo realizado na costa de Massachusetts, Estados Unidos, o registro de um indivíduo debilitado de P. gravis, o qual foi submetido a tentativa de estabilização e que foi a óbito após cinco dias de tratamento. A necrópsia revelou a presença de um fragmento plástico que causou a obstrução do sistema digestivo e como consequênciasua morte por inanição.

Devido à ampla distribuição espacial desta espécie em decorrência da alternância entre os locais de reprodução e invernada, estudos relacionados a ingestão de resíduos sólidos, são amplamente realizados em ambos os hemisférios. Os estudos realizados no hemisfério norte durante o período de invernada desta espécie, apresentaram resultados com ampla variação como HAMAN *et al.* (2013) expuseram em seu estudo onde conduziram duas amostragens, uma realizada ao sul dos da costa dos Estados Unidos e a outra ao norte e registram resíduos plásticos em 0% e 82% da amostragem respectivamente. Outros autores registraram em seus estudos a FO de peças plásticas entre 38,7% e 88,1% de suas amostragens (Brown *et al.*, 1981; MOSER & LEE, 1992; PROVENCHER *et al.* 2014; BOND *et al.*, 2014).

No hemisfério sul, RYAN (2008) registrou uma baixa FO de resíduos plásticos em sua amostragem (11,3%) realizada nas ilhas Tristão de Cunha durante a estação

reprodutiva. Enquanto outros autores obtiveram FO superiores em seus estudos variando entre 64,3% e 100%, sendo todos conduzidos também durante o período de reprodução da espécie (RYAN, 2008; BARBIERI, 2009; FURNESS, 1985; COLABUONO *et al.*, 2009; FURNESS, 1983 e RANDALL *et al.*, 1983). Corroborando com os dados obtidos neste estudo referentes a ingestão de resíduos sólidos por *P. gravis* (75%), sendo peças de plástico a categoria presente em todos os indivíduos que ingeriram resíduos, seguido de artefatos de pesca (50%).

O bobo-pequeno (*P. puffinus*) (Fig. 13) apresenta ampla distribuição no Oceano Atlântico e nidificando em diversas ilhas do hemisfério norte (MITCHELL *et al.* 2004). Esta espécie de petrel se reproduz de maio a setembro e realiza migração transequatorial. Ao migrar para o sul, *P. puffinus* passa sobre a plataforma continental de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, no período de setembro a novembro, sendo a espécie mais frequente do gênero no sul do Brasil (PETRY *et al.*, 2008). Monitoramentos mensais de praia conduzidos durante o ano de 1999 e de 2007 a 2010 na costa do Rio Grande do Sul registraram uma abundância de carcaças de *P. puffinus* durante os meses de setembro, outubro, novembro e dezembro (SCHERER *et al.,* 2011). Todos os indivíduos encontrados no presente estudo foram registrados durante os meses de setembro, outubro e novembro (primavera) corroborando assim o que foi encontrado nos trabalhos citados.

Apesar de *P. puffinus* possuir uma ampla distribuição e grande tamanho de suas populações (DEL HOYO *et al.,* 1992), atividades antrópicas, como a poluição marinha, interferem na alimentação e na sobrevivência da espécie. O bobo-pequeno é uma das espécies que apresenta alta frequência na ingestão de resíduos antrópicos (COLABUONO *et al.*, 2009). Grande parte dos estudos sobre a dieta das aves marinhas tem sido realizada nas colônias de nidificação, onde os indivíduos estão usualmente concentrados e mais acessíveis (BARRETT *et al.*, 2007). Por outro lado, o conhecimento sobre os itens alimentares desta espécie fora do período reprodutivo e durante sua passagem migratória pela costa brasileira ainda é escasso. Ao menos um estudo prévio analisou os hábitos alimentares de *P. puffinus* durante sua passagem pelo Rio Grande do Sul entre 1997 e 1998 (PETRY *et al.*, 2008).

Estudos mostram que o *P. puffinus* está entre os Procellariiformes com maior ingestão de resíduos sólidos (BARBIERI, 2009; COLABUONO *et al.* 2009). Esses dados reforçam os resultados encontrados no presente estudo, onde 5 dos 16 tratos digestórios analisados (31,25%), continham resíduos sólidos. Entre os cinco tratos digestórios registrados com resíduos sólidos, a categoria C2 foi a única presente em todos, demonstrando a propensão desta espécie para a ingestão de fragmentos plásticos. Plásticos possuem baixa densidade e podem flutuar na superfície d'água (MORRIS, 1980) dessa maneira podem ser confundidos com presas pelas aves marinhas (COLABUONO *et al.* 2009). Estudos realizados sobre a extensão dos efeitos da ingestão de resíduos antrópicos sugerem que pode haver uma redução no volume funcional do aparelho digestório, diminuição do estímulo alimentar e redução da eficiência digestiva o que pode afetar a reserva de energia durante a migração (RYAN, 1988).

O albatroz-de-sobrancelha-negra (*Thalassarche melanophris*, Temminck, 1828) (Fig. 13) está entre as espécies de aves marinhas com maior ocorrência durante o inverno austral que utilizam as águas sul brasileiras como áreas de invernagem. Sendo também a mais abundante dos albatrozes do hemisfério sul, e possui distribuição circumpolar (CROXALL & GALES, 1998). A ocorrência de indivíduos juvenis e adultos de *T. melanophris* mortos nas praias evidenciam que aves desta espécie, em ambos os estágios de maturidade, ocorrem na região próxima à costa do sul do Brasil. No entanto, segundo NEVES (2000) durante a invernagem, indivíduos adultos de *T. melanophris* buscam alimento em outras regiões, enquanto os jovens tendem a permanecem na costa brasileira. O que condiz com o a amostragem aqui obtida, onde a maior parte dos exemplares era composta por juvenis (6/10 indivíduos), ocorrendo principalmente durante os meses mais frios, coincidindo com o período de invernagem.

Esta espécie de albatroz alimenta-se principalmente de crustáceos, peixes e lulas (XAVIER *et al.*, 2003). Mas também podem consumir outros itens, como CHEREL & KLAGES (1997) reportaram a presença de aves (pinguins e petréis) na dieta de *T. melanophris*, nas Ilhas Geórgia do Sul e concluíram que esta espécie também inclui aves mortas ou moribundas em sua dieta quando disponíveis. Além disso, no Brasil, é observada acompanhando barcos de pesca em grandes números durante o dia (COLABUONO & VOOREN, 2007). A captura incidental de *T. melanophris* tem reduzido

as taxas de sobrevivência e de recrutamento, causando o declínio da abundância de colônias no Atlântico Sul (CROXALL & GALES, 1998). No presente estudo, apesar de ter sido identificado itens relativos à pesca em um exemplar da espécie, não foram registrados artefatos potencialmente letais com é o caso dos anzóis ou lesões causadas por este tipo de artefato de pesca. Assim não é possível correlacionar diretamente a mortalidade aqui registrada com a captura incidental. No entanto, plásticos e fios de nylon podem ter sido ingeridos ao redor destas embarcações, juntamente com descartes.

A ingestão de resíduos de origem antrópica é apresentada por diversos autores como sendo frequente para esta espécie, afetando principalmente indivíduos juvenis (PETRY *et al*, 2007; BARBIERI 2009; COLABUONO *et al.*, 2009). Segundo WARHAM (1996), indivíduos imaturos possuem alta incidência de plásticos ingeridos por não terem uma maneira de eliminar objetos antrópicos, como fazem os indivíduos adultos, que durante a fase reprodutiva regurgitam estes objetos junto com o alimento para o filhote.

Estudos prévios conduzidos no Sul do Brasil e Uruguai com *T. melanophris* utilizaram como amostragem indivíduos capturados acidentalmente na pesca (COLABUONO *et al.*, 2009; JIMÉNEZ *et al.*, 2015) ou decorrentes de encalhes (PETRY *et al*, 2007; BARBIERI, 2009; COLABUONO *et al.*, 2009; TOURINHO *et al.*, 2010). A FO do lixo marinho relatada por estes autores ficou entre 3,1% e 73% (tamanho da amostra variou entre 26 e 59 exemplares), quando não considerado o estudo realizado por TOURINHO *et al.* (2010) no qual registrou apenas duas aves, as quais ambas tinham resíduos sólidos presentes em seus sistemas digestivos (FO = 100%). Os autores identificaram os itens plásticos e itens relativos a pesca (linhas de nylon e anzóis), como sendo as únicas categorias de resíduos observadas. Segundo os autores itens plásticos foram os responsáveis pela maioria dos resíduos ingeridos, sendo que os tipos e o número de fragmentos plásticos variaram seguidos por linhas de nylon e anzóis (PETRY *et al*, 2007; BARBIERI, 2009; COLABUONO *et al*, 2009; TOURINHO *et al*, 2010; JIMÉNEZ *et al.*, 2015). O que corrobora com o observado no presente estudo, no entanto as FO de peças plásticas e petrechos de pesca aqui observados foram iguais. Neste contexto deve ser levado em consideração o pequeno tamanho amostral aqui obtido, onde apenas um indivíduo foi registrado com resíduos de origem antrópica (1/10 aves) o que impossibilita uma melhor comparação com outros estudos.

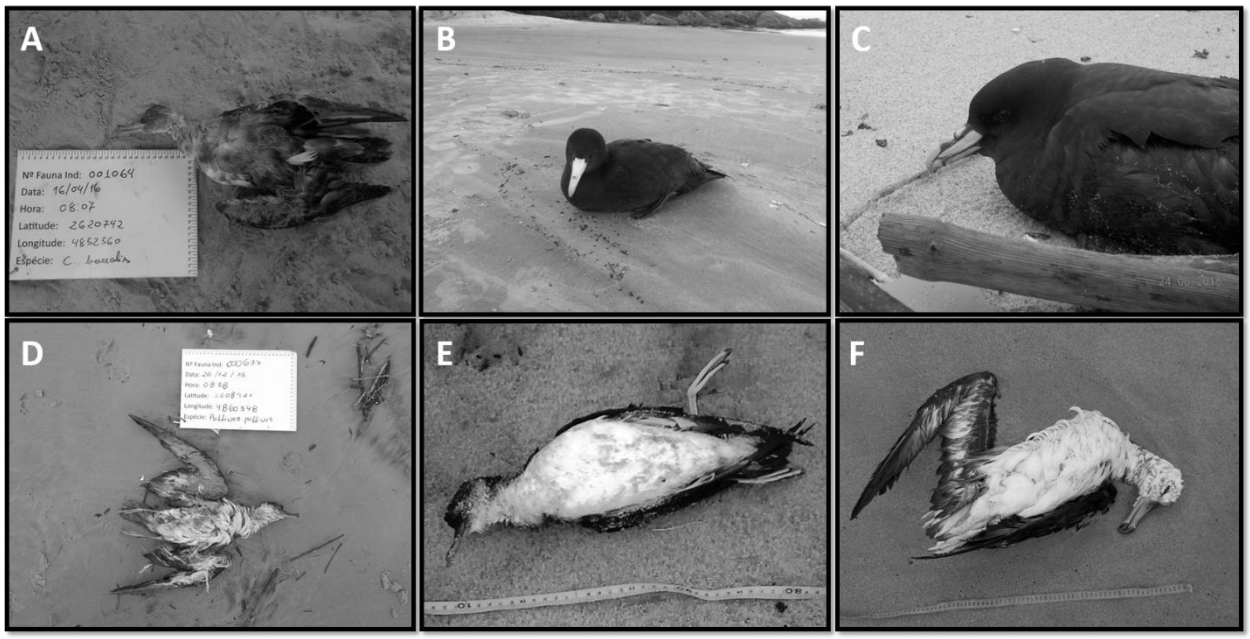

Figura 13. Representantes das seis espécies de aves marinhas da Ordem Procellariiformes amostradas com resíduos sólidos no sistema digestivo: (**A**) *Calonectris diomedea,* (**B**) *Macronectes giganteus,* (**C**) *Procellaria aequinoctialis,* (**D**) *Puffinus gravis,* (**E**) *Puffinus puffinus* e (**F**) *Thalassarche melanophris.*

5.4.2 Suliformes

O atobá-marrom (*S. leucogaster*) (Fig. 14) possui uma distribuição pantropical. Segundo BRAUN & BRANCO (2002) esta é a espécie mais comum dos Suliformes presentes na costa Brasileira. *S. leucogaster* apresenta ocorrência regular durante todo o ano, ao longo da maior parte da plataforma continental catarinense, sendo avistada reproduzindo em ilhas costeiras e sobrevoando e/ou forrageando próximo as praias do estado (BRANCO, 2001). Esta espécie se reproduz de forma contínua e sem uma sincronização da colônia, ou seja, dentro de uma mesma colônia ocorrem praticamente todos os estágios reprodutivos em todos os meses, embora possam ocorrer alguns picos reprodutivos (MARTINS & DIAS, 2003). O resultado aqui obtido condiz com estas características ecológicas da espécie, uma vez que, foram registrados indivíduos, juvenis e adultos durante todas as estações do ano.

S. leucogaster é geralmente avistada forrageando próximo ao litoral, onde abrange complexos estuarinos, perto de praias ou costões rochosos, capturando, principalmente

peixes e moluscos encontrados a poucos metros da superfície marinha, os quais realizam a captura através de mergulhos (BRANCO, 2001; BRAUN & BRANCO, 2002). Devido a esta forma de forrageio adotada, efeitos diretos causados pela ingestão de resíduos sólidos não são esperados em *S. leucogaster*, pelo menos não através de ingestão primária (VERLIS *et al.*, 2014).

Estudos realizados com itens alimentares de *S. leucogaster* no Brasil (BOTH & FREITAS, 2001; BRAUN, 2002; BRANCO *et al.*, 2005), não apresentaram registros de lixo no sistema digestivo dos indivíduos amostrados. Entretanto, a ocorrência de lixo em ninhos de atobás já foi evidenciada, em colônias na costa do Rio de Janeiro, Brasil e em diversas ilhotas distribuídas na Grande Barreira de Corais, Austrália (TAVARES *et al.*, 2016; VERLIS *et al.*, 2014). Desta forma os itens plásticos encontrados no sistema digestivo de apenas um exemplar neste estudo (1/21 indivíduos) evidenciam essa baixa taxa de ingestão relatada na literatura. No entanto, trata-se do único resultado, entre os estudos supracitados, que apresenta o registro de ingestão de resíduos sólidos para a espécie.

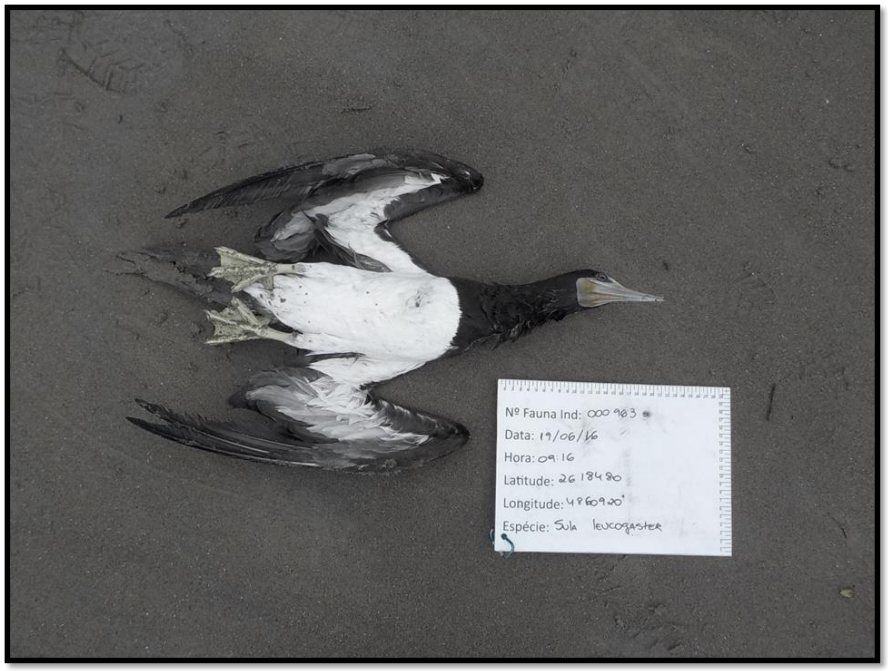

Figura 14. Único representante da Ordem Suliformes (*Sula leucogaster)* amostrado com resíduos sólidos no sistema digestivo.

5.4.3 Charadriiformes

No Brasil o trinta-réis-de-bando, (*Thalasseus acuflavidus,* Cabot, 1848) (Fig. 15), se reproduz nas ilhas costeiras do Espírito Santo a Santa Catarina com o estabelecimento das colônias iniciando em abril e encerrando em agosto (EFE *et al.* 2000). Porém, a escolha do local de reprodução, pode mudar de um ano para outro, sendo frequente o abandono em massa das áreas de nidificação (EFE *et al.* 2000). No presente estudo indivíduos da espécie foram registrados durante todas as estações do ano. O que coincide com estudo conduzido por EFE *et al.* (2000) que descreveram *T. acuflavidus* apresentando indivíduos registrados na costa brasileira durante todo o ano, porém, sendo mais comumente observadas entre os meses de abril e outubro, próximas à costa.

Esta espécie vive em pequenos bandos, mas podem formar grandes adensamentos em bancos lodosos e sua alimentação é realizada através mergulhos de pouca profundidade, onde capturaram pequenos peixes, lulas e crustáceos no mar ou em estuários (SICK, 1997). Porém, indivíduos da espécie também são vistos seguindo embarcações de pesca, aproveitando-se dos descartes pesqueiros (EFE *et al.* 2000). Embora esta espécie possua uma ampla distribuição na costa brasileira, bem como em toda costa da América do Sul, não foi possível encontrar nenhum estudo relacionado a interação desta espécie com resíduos antropogênicos. Apesar da baixa FO de ingestão de resíduos sólidos aqui observada (FO = 12,5%), este dado possui relevância significativa para um melhor conhecimento sobre a interação de *T. acuflavidus* com este tipo de resíduo.

Assim como outras espécies de aves marinhas que podem realizar o forrageio associado a embarcações pesqueiras, é possível que o exemplar aqui registrado com um fragmento plástico no sistema digestivo possa ter ingerido este item de forma secundária ou acidental, enquanto alimentava-se de presas descartadas pelas embarcações. Apesar do registro aqui obtido expor esta interação da espécie com o lixo marinho, o pequeno tamanho amostral (n = 8) bem como a baixa FO observada podem gerar resultados tendenciosos, necessitando-se de futuros estudos para uma melhor análise.

Figura 15. Representante da espécie *Thalasseus acuflavidus*, Ordem Charadriiformes amostrado com resíduos sólidos no sistema digestivo.

5.4.4 Sphenisciformes

O pinguim-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus,* Forster, 1781) (Fig. 16) é a espécie pertencente à Ordem Sphenisciformes mais abundante em regiões temperadas. Possui colônias reprodutivas no Sul da Argentina e Chile com período de atividade reprodutiva ocorrendo entre setembro e março. Tanto indivíduos juvenis quanto adultos abandonam suas colônias após o período de reprodução e deslocam-se pelas correntes oceânicas em busca de recursos alimentares adequados (SICK, 1997).

A ocorrência majoritária de indivíduos juvenis ainda no primeiro ano de vida, a maior proporção de fêmeas, bem como a prevalência dos registros sucedendo durante o inverno aqui apresentados, corrobora com os estudos conduzidos por diversos autores (MÄDER *et al.*, 2010; REIS *et al.* 2011). Segundo SICK (1997), muitos espécimes alcançam a plataforma continental brasileira, trazidos pela corrente das Malvinas, por tempestades ou por migração ativa. Sendo comum a ocorrência de um grande número de indivíduos, principalmente jovens, mortos ou debilitados, no litoral brasileiro durante este período de migração no qual buscam alimentos (PÜTZ *et al.*, 2007). Essa

mortalidade de inverno é vista como um fenômeno comum, podendo esses exemplares serem considerados como excedente populacional (SICK, 1997).

Estudos sobre a ecologia alimentar de *S. magellanicus* no litoral brasileiro, através da análise do conteúdo alimentar de espécimes encontrados mortos, relatam que seu comportamento alimentar em geral é oportunista, consumindo predominantemente lulas (BALDASSIN *et al.*, 2010; MÄDER *et al.*, 2010). Embora seja bem conhecido que espécies de aves marinhas que se alimentam na superfície da água possuem um maior risco de ingerirem resíduos sólidos (AZZARELLO & VAN VLEET, 1987). Diversos estudos realizados na costa brasileira (PETRY *et al.*, 2004; MÄDER *et al.*, 2007, 2010; GUIDOTT, 2010; BRANDÃO *et al.*, 2011) assim como o resultado aqui obtido, indicam que, *S. magellanicus,* também pode ser contaminado com estes tipos de resíduos, apesar de ser uma espécie exclusivamente pelágica. No entanto, as FO da ingestão de resíduos podem variar significativamente, conforme os resultados apresentados pelos autores (entre 14,86% e 80,55%). Quando comparado o presente estudo com os realizados pelos autores aqui relacionados, observa-se grande similaridade com os resultados obtidos por MÄDER *et al.*, (2007) e GUIDOTT (2010), tanto em relação ao tamanho amostral (*n* = 40 no presente estudo e *n* = 41 por ambos autores) quanto pela FO (FO = 37,50%, 37% e 39,02% respectivamente).

Figura 16. Representante da espécie *Spheniscus magelanicus*, Ordem Sphenisciformes amostrado com resíduos sólidos no sistema digestivo.

5.4.5 Análise geral das aves marinhas

De forma geral, no que diz respeito as aves marinhas que ingeriram resíduos sólidos, são espécies que preferencialmente se alimentam na superfície (RYAN, 1988). As aves marinhas que se alimentam através deste método estão entre as mais suscetíveis a ingestão de resíduos de baixa densidade (RYAN, 1988). As outras aves amostradas que se alimentam de diferentes métodos (*P. puffinus, S. leucogaster e S. magellanicus*) também ingeriram resíduos sólidos, sugerindo assim, que todas as aves marinhas são suscetíveis à poluição marinha. O padrão migratório de aves marinhas também pode fornecer informações importantes relacionadas as FO e as categorias de resíduos sólidos ingeridos. Praticamente todas as aves aqui amostradas, que ingeriram algum tipo de resíduo, são pelágicas e realizam migrações de longas distâncias. Portanto, é possível supor que os resíduos foram ingeridos em outras regiões costeiras ou em mar aberto (MOORE *et al*., 2001).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A alta ocorrência de resíduos por todos os grupos de tetrápodes marinhos analisados torna possível cogitar este como sendo um fator significativo de preocupação para a conservação de diversas espécies. Aves, mamíferos e tartarugas marinhas, que ocupam vários nichos e diferentes profundidades do oceano, tiveram confirmada a presença de resíduos sólidos em seus sistemas digestivos. O comportamento alimentar das espécies parece ser um dos fatores que determinam a probabilidade de ingestão de resíduos sólidos, quando estes estão presentes. As espécies filtradoras, pastadoras e predadores ativos apresentam diferentes FO (e, portanto, diferentes impactos potenciais à saúde dos indivíduos), dependendo dos comportamentos alimentares específicos de cada espécie. Além disso, comportamentos migratórios ou a ocupação de amplas áreas de forrageio também possuem significativa influência na ingestão de resíduos. Zonas de convergência, que concentram maiores quantidades de resíduos flutuantes, produzem áreas ricas em nutrientes e abundantes em vida marinha agregada, o que provavelmente

aumenta a probabilidade de interações entre as espécies que buscam estas áreas para se alimentarem e os resíduos sólidos (Pichel *et al*., 2007).

As aves parecem sofrer os impactos mais amplos, particularmente as espécies que forrageiam na superfície e que percorrem grandes distâncias no oceano, como é o caso das espécies representantes da Ordem Procellariformes (albatrozes e petréis). Plásticos foram os itens mais ingeridos e isso pode refletir a composição dos resíduos sólidos presentes no oceano aberto. Impactos são vistos não só pela ingestão direta dos resíduos pelos indivíduos, mas também por seus filhotes e juvenis devido à forma como eles são alimentados pelos adultos. No entanto, as aves marinhas que se alimentam por outros métodos também são contaminadas por resíduos sólidos, destacando-se novamente o perigo que peças plásticas representam para esta biota.

A comparação com outros estudos indicou que a ingestão de resíduos sólidos por tartarugas marinhas é provavelmente um problema crescente na costa sul do Brasil. Fragmentos de plástico também foram predominantes entre outros materiais ingeridos.. A espécie *C. mydas*, além de ser a mais abundante entre as três espécies amostradas na região, também se mostra a mais suscetível à ingestão de lixo marinho e por isso, deve ser visto como uma espécie-alvo na execução das ações e campanhas de presenvação.

Os mamíferos marinhos apesar de apresentarem a FO de ingestão de resíduos sólidos idêntica à observada para aves, possuíram o menor número de itens ingeridos entre os três grupos de tetrápodes analisados, evidenciando a menor propensão a ingestão de resíduos por predadores ativos, os quais compuseram a grande maioria dos representantes amostrados para este grupo. O que pode evidenciar a hipótese apresentada por vários autores, de que a ingestão secundária destes resíduos, afeta as espécies analisadas. No entanto, se faz necessária a realização de estudos direcionados a ingestão de resíduos sólidos pelas espécies de presas preferencias de cada espécie, para que seja possível avaliar esta possibilidade.

De forma geral, os efeitos e a dinâmicas de transferência de resíduos sólidos quer seja, diretamente (como no caso das aves) ou indiretamente, através do consumo de presas com resíduos no trato gástrico, são pouco compreendidos.

Em uma última análise, o único método disponível atualmente para reduzir as taxas de ingestão de resíduos sólidos pela fauna marinha é uma diminuição significativa das suas fontes e da entrada destes resíduos no ambiente marinho e costeiro. Assim, estratégias jurídicas deveriam ser aplicadas com a finalidade de controlar a geração de resíduos sólidos, além do desenvolvimento de políticas eficientes para garantir a destinação adequada destes resíduos.

Em diferentes partes do mundo políticas têm sido consideradas visando reduzir a entrada global destes resíduos de origem antrópica no ambiente natural. Qualquer redução na quantidade de entrada destes resíduos sólidos no ambiente pode ser vista como uma forma de benefícios a longo prazo, reduzindo os impactos potenciais futuros de resíduos recém-introduzida em muitos organismos. No entanto, embora as políticas para reduzir a entrada de resíduos sólidos no ambiente possam ser úteis, poucas políticas foram construídas para avaliar e abordar os impactos globais dos resíduos já existentes no ambiente. Uma vez que, alguns destes itens podem durar décadas ou mais no ambiente, eles provavelmente continuariam disponíveis para a potencial ingestão por diversos organismos através de múltiplas gerações. Mesmo que o fluxo de resíduos sólidos para o oceano seja cessado, itens que já estão disponíveis no ambiente marinho continuarão a impactar os organismos nas próximas décadas. Assim, pesquisas futuras devem continuar a quantificar as concentrações de resíduos ingeridas pelos organismos marinhos, ao mesmo tempo, avaliar os impactos que os resíduos sólidos (incluindo os tipos de resíduos mais "impactantes") podem causar sobre as diferentes espécies que compõem a fauna marinha.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADMINISTRAÇÃO DO PORTO DE SÃO FRANCISCO DO SUL – APSFS. Estatísticas Portuárias, 2015. Disponível em: <http://www.apsfs.sc.gov.br/?page_id=572>. Acesso em 22 de abril de 2016.

AGUAYO, A. 1994. Is there a population of minke whale that overwinters among the Antarctic sea-ice? Serie Cientifica. Instituto Antartico Chileno. (44):91-98.

ARNOLD, P. 1997. Occurrence of dwarf minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) on the Northern Great Barrier Reef, Australia. Report of the International Whaling Commission. (47):418-424.

ARNOLD, P.; MARSH H. & HEINSOHN G. 1987. The occurrence of two forms of Minke Whales in east Australian waters with a description of external characters and skeleton of the diminutive or dwarf form. Scientific Reports of the Whales Research Institute, Tokyo. (38):267-276.

AVERY-GOMM, S.; PROVENCHER, J.F.; BERTRAM, D.F. & MORGAN, K. 2013. Plastic ingestion in marine associated birds from the Eastern North Pacific. Marine Pollution Bulletin. (72):257–259.

AZZARELLO, M.Y. & VAN-VLEET, E.S. 1987. Marine birds and plastic pollution. Marine Ecology Progress Series. (37):295–303.

BALDASSIN, P.; SANTOS, R.A.; CUNHA, J.M.M.; WERNECK, M.R. & GALLO, H. 2010. Cephalopods in the diet of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* found on the coast of Brazil. Marine Ornithology. 38(1):55-57.

BARBIERI, E. 2009. Occurrence of Plastic Particles in Procellariiforms, South of São Paulo State (Brazil). Brazilian Archives of Biology and Technology. (42):341-348.

BARBRAUD, C.; MARTEAU, C.; RIDOUX, V.; DELORD, K. & WEIMERSKIRCH, H. 2008. Demographic response of a population of white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis* to climate and longline fishery bycatch. Journal of Applied Ecology. (45):1460-1467.

BARNES, D. K. A. & MILNER, P. 2005. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. Marine Biology. (146):815-825.

BARNES, D.K.; GALGANI, F.; THOMPSON, R.C. & BARLAZ, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. (364):1985-1998.

BARRETT, R.T.; CAMPHUYSEN, K.; ANKER-NILSSEN, T.; CHARDINE, J.W.; FURNESS, R.W.; GARTHE, S.; HÜPPOP, O.; LEOPOLD, M.F.; MONTEVECCHI, W.A. & VEIT, R.R. 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. ICES. Journal of Marine Science. (64):1675–1691.

BAULCH, S. & PERRY, C. 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. Marine Pollution Bulletin. (80):210-221.

BELL, I. 2012. Algivory in hawksbill turtles: *Eretmochelys imbricata* food selection within a foraging area on the Northern Great Barrier Reef. Marine Ecology. (34):43–55.

BERROW, S.D. & CROXALL, J.P. 1999. The diet of white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis*, Linnaeus 1758, in years of contrasting prey availability at South Georgia. Antarctic Science. (11):283-292.

BJORNDAL, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. *In*: Lutz, P.L. & Musick J.A. (eds.), The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida. 199–232.

BJORNDAL, K.A.; BOLTEN, A.B. & LAGUEUX, C.J. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtle in coastal Florida habitats. Marine Pollution Bulletin. (28):154–158.

BOND, A.L.; PROVENCHER, J.F.; DAOUST, P.–Y. & LUCAS, Z.N. 2014. Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada. Marine Pollution Bulletin. (87):68–75.

BOTH, R. & FREITAS, T.O. 2001. Dieta de *Sula leucogaster*, *Anous stolidus* e *A.minutus* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. *In:* Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias. (Eds. Albuquerque J.L.B.; Cândido Jr., J.F.; Straube, F.C. & Roos A.L.). Unisul: 313- 326.

BRANCO, J.O. 2001. Descartes da pesca do camarão sete-barbas como fonte de alimento para aves marinhas. Revista brasileira de Zoologia. 18(1): 293-300.

BRANCO, J.O.; FRACASSO, H.A.A.; MACHADO, I.F.; BOVENDORP, M.S. & VERANI, J.R. 2005. Dieta de *Sula leucogaster* Broddaert (Sulidae, Aves), nas Ilhas Moleques do Sul, Florianópolis, SC. Revista Brasileira de Zoologia. 22(4):1044-1049.

BRANDÃO, M.L.; BRAGA, K.M. & LUQUE, J.L. 2011. Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. Marine Pollution Bulletin. 62(10):2246-2249.

BRAUN, J.R.R. & BRANCO, J.O. 2002. Dieta do atobá-marrom *Sula leucogaster* (SULIDAE, AVE) nas Ilhas Moleques do Sul, Florianópolis, SC. *In*: Congresso Brasileiro de Zoologia, 22. Itajaí/UNIVALI: 474-475.

BRAUN. J.R. 2002. Aspectos da bioecologia do atobá-marrom *Sula Leucogaster*. Monografia. Universidade do Vale do Itajaí, SC, 36p.

BROWN R.; BOURNE W. & WAHL T.R. 1978. Diving by shearwaters. Condor. (80):123-125.

BROWN, R.G.B.; BARKER, S.P.; GASKIN, D.E. & SANDEMAN, M.R. 1981. The foods of Great and Sootys hearwaters *Puffinus gravis* and *P. griseus* in eastern Canadian Waters. Ibis. (123):19-30.

BUGONI, L.; KRAUSE, L. & PETRY, M.V. 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. Marine Pollution Bulletin. (42):1330-1334.

BURT, M.L. & BORCHERS, D.L. 1997. Minke whale abundance estimated from the 1991/92 and 1992/93 JARPA sighting surveys. Paper SC/M97/23 presented to the IWC Intersessional Working Group to Review Data and Results from Special Permit Research on Minke whales in the Antarcti. 16pp. No prelo.

CAMPANI, T.; BAINI, M.; GIANNETTI, M.; CANCELLI, F.; MANCUSI, C.; SERENA, F.; MARSILI, L.; CASINI, S. & FOSSI, M.C. 2013. Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). Marine Pollution Bulletin. (74):225-230.

CASALE, P.; ABBATE, G.; FREGGI, D.; CONTE, N.; OLIVERIO, M. & ARGANO, R. 2008. Foraging ecology of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the central Mediterranean

Sea: evidence for a relaxed life history model. Marine Ecology Progress Series. (372):265-276.

CBD. 2012. Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel - GEF. Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current status and Potential Solutions, Montreal, Technical Series. (67):61.

CECCARELLI, D.M. 2009. Impacts of plastic debris on Australian marine wildlife. Report. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra, Australia.

CHEREL, Y. & KLAGES, N. 1997. A review of the food albatrosses. *In*: Albatross Biology and Conservation. Surrey & Beatty, Sydney, p.113-136.

CODINA-GARCÍA, M.; MILITÃO, T.; MORENO, J.J. & GONZÁLEZ-SOLÍS, J. 2013. Plastic debris in Mediterranean seabirds. Marine Pollution Bulletin. 77(1-2):220–226.

COLABUONO, F.I. & VOOREN, C.M. 2007. Diet of Blackbrowed *Thalassarche melanophrys* and Atlantic Yellow-nosed *T. chlororhynchos* albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and spectacled *P. conspicillata* petrels off Southern Brazil. Marine Ornithology. (35):9-20.

COLABUONO, F.I.; BARQUETE, V.; DOMINGUES, B.S. & MONTONE, R.C. 2009. Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. Marine Pollution Bulettin. (58):93–96.

COPELLO, S. & QUINTANA, F. 2003. Marine debris ingestion by Southern Giant Petrel and its potential relationship with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. Marine Pollution Bulletin. (46):1504-1515.

COPELLO, S.; QUINTANA, F.; PEREZ, F. 2008. Diet of the Southern Giant Petrel in Patagonia: fishery-related items and natural prey. Endangered Species Research. (6):15-23.

CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia. (22):717-723.

CREMER, M.J.; PINHEIRO, P.C. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2012. Prey consumed by Guina dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. Iheringia, Série Zoologia. (102):131-137.

CREMER, M.J.; SIMÕES-LOPES, P.C. & PIRES, J.S.R. Occupation patterns of a harbor inlet by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae). Brazilian Archives of Biology and Technology. (52):765-774, 2009.

CROXALL, J.P. & GALES, R. 1998. An assessment of the conservation status of albatrosses. Pp. 46-66, *In*: Robertson G. and Gales R. (Eds.). Albatross Biology and Conservation. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales. 300 pp.

CUTHBERT, R.J. 2005. Breeding biology, chick growth and provisioning of Great Shearwaters (*Puffinus gravis*) at Gough Island, South Atlantic Ocean. Emu. (105):305–310.

DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. 1992. Handbook of the Birds of the World. Vol. 1. Lynx Edicions.

DENUNCIO, P.; BASTIDA, R.; DASSIS, M.; GIARDINO, G.; GERPE, M. & RODRÍGUEZ, D. 2011. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844), from Argentina. Marine Pollution Bulletin. (62):1836–1841.

DERRAIK, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Marine Pollution Bulletin. (44):842-852.

DI BENEDITTO, A. & RAMOS, R. 2014. Marine debris ingestion by coastal dolphins: What drives differences between sympatric species? Marine Pollution Bulletin. 83(1):298-301.

DI BENEDITTO, A.P.M. & AWABDI, D.R. 2014. How marine debris ingestion differs among megafauna species in a tropical coastal area. Marine Pollution Bulletin. (88):86–90.

DI BENEDITTO, A.P.M. & RAMOS R.M.A. 2004. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. (84):1245-1250.

DUGUY, R.; MORINIERE, P. & MEUNIER, A. 2000. The ingestion of floating debris by Luth's turtle *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) in the Gulf of Gascony. Annales de la Societe des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime. (8):1035-1038.

EFE, M.A.; NASCIMENTO, J.L.X.; NASCIMENTO, I.L.S. & MUSSO, C. 2000. Distribuição e ecologia reprodutiva de *Thalasseus sandvicensis eurygnathus* no Brasil. Melopsittacus, (3):110-121.

ESTRADES, A.; CARACCIO, M.N.; SCARABINO, F. & CAYMARIS, H. 2007. Presencia de la tortuga carey (*Eretmochelys Imbricata*) em águas uruguayas. *In*: JORNADAS DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGASMARINAS EM EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3. 2007, Piriápolis, Anais: RED. ASO. 2007. p. 56.

FLORES, P.A.C. & DA SILVA, V.M.F. 2009. Tucuxi and Guiana dolphin (*Sotalia fluviatilis* and *Sotalia guianensis*), p.1188-1192. *In*: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B. & THEWISSEN J.G.M. (Eds). Encyclopedia of Marine Mammals. New York, Elsevier, 1316p.

FUJISE, Y.; KATO, H. & KISHINO, H. 1990. Reproductive segregation of the minke whale population in high latitudinal waters with some estimations of pregnancy and sexual maturity rates, data from Japanese research takes in 1987/88 and 1988/89. Paper SC/42/SHMi10 presented to the IWC Scientific Committee, June 1990. 20 pp. No prelo.

FURNESS, R.W. 1983. Plastic particles in three procellariiforme seabirds the beneguela current, South Africa. Marine Pollution Bulletin. (14):307-308.

FURNESS, R.W. 1985. Ingestion of plastic particles by seabirds at Gough Island, South Atlantic Ocean. Environmental pollution (38):261-272.

GERACI, J.R. & LOUNSBURY, V.J. 2005. Marine Mammals Ashore: a Field Guide for Strandings. 2th ed. Baltimore, MD: National Aquarium in Baltimore.

GRANADEIRO J.P.; MONTEIRO L.R. & FURNESS R.W. 1998. Diet and feeding ecology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in the Azores, north-east Atlantic. Marine ecology progress series. (166):267–276.

GREGORY, M.R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. (364):2013-2025.

GUEBERT, F.M. 2008. Ecologia Alimentar e Consumo de Material Inorgânico por Tartarugas-Verdes, *Chelonia Mydas,* no Litoral do Estado do Paraná. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

GUIDOTT, I. 2010. Ingestão de Resíduos Sólidos por Pinguim-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) no Litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. 53 folhas. Trabalho de Conclusãode Curso – Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas – Ênfase em Biologia Marinha e Costeira) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Imbé.

HAIMOVICI, M.; ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; TUTUI, S.S.; BASTOS, G.C.; SANTOS, R.A. & FISCHER, L.G. 2003. Relatório Final da Prospecção Pesqueira Demersal com Espinhel-de-fundo na Região Sudeste-Sul. Programa REVIZEE.

HAMAN, K.H.; NORTON, T.M.; RONCONI, R.A.; NEMETH, N.M.; THOMAS, A.C.; COURCHESNE, S.J.; SEGARS, A. & KEEL, M.K. 2013. Great shearwater (*Puffinus gravis*) mortality events along the eastern coast of the United States. Journal of Wildlife Diseases. (49):235–245.

HUNT, G.L.; KATO, H. & MCKINNELL, S.M. 2000. Predation by marine birds and mammals in the subarctic North Pacific Ocean. PICES Scientific Report No. 14, North Pacific Marine Science Organization, Sidney, B.C. Canada, 165 pp.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. População 2010 dos municípios de Santa Catarina. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 4 março de 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. 1998. Manguezais da Baía da Babitonga. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos – Pesca, 25. Itajaí: IBAMA/CEPSUL, p. 145.

Isoda, T.; Tamura, T.; Nishiwaki, S. & Pastene, L.A. 2014. Observation of marine debris in the Antarctic based on JARPA and JARPAII data. Paper SC/F14/J22 presented to the IWC/SC Review Workshop of the Japanese Whale Research Program under Special Permit in the Antarctic-Phase II (JARPAII), February 2014. 11pp. No prelo.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2016. IUCN red list of threatened species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org> Acesso em 15 Maio de 2016.

JAMBECK, J.R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T.R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R. & LAVENDER LAW, K. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science. 347(6223):768-771.

JAUNIAUX, T.; HAELTERS, J.; DEGRAER, S. & COIGNOUL, F. 2014. "Fatal plastic impaction in a minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*)." *In*: Abstract book of the 28th Annual Conference of the European Cetacean Society: Marine mammals as sentinels of a changing environment. Liège, Belgium, 5–9, abril, 2014. pp. 168.

JIMÉNEZ, S.; DOMINGO, A.; BRAZEIRO, A.; DEFEO, O. & PHILLIPS, R. A. 2015. Marine debris ingestion by albatrosses in the southwest Atlantic Ocean. Marine Pollution Bulletin. (96):149–154.

KATO, H.; FUJISE, Y. 2000. Dwarf minke whales; Morphology, growth and life history with some analyses on morphometric variation among the different forms and regions. Paper SC/52/OS3 presented to the IWC Scientific Committee, June 2000. 30pp. No prelo.

KATSANEVAKIS, S. 2008. Marine debris, a growing problem: sources, distribution, composition and impacts. Hofer, T.N. (Ed.), Science. Science Publishers Inc. 53-100.

KISHINO, H.; TAGA, Y.; NISHIWAKI, S. & KASAMATSU, F. 1991. Abundance estimate of the Southern Hemisphere minke whales in area IV from the sighting in the 1989/90 Japanese research take. Paper SC/43/Mi22 presented to the IWC Scientific Committee. 15pp. No prelo.

LAIST D.W. 1987. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. Marine Pollution Bulletin. (18):319–326.

LAIST, D.W. 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris, including a comprehensive list of species with entanglement. Marine Debris – Sources, Impacts and Solutions. Springer-Verlag, New York. 99-139.

LAZAR, B.; R. GRACAN. 2011. Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. Marine Pollution Bulletin. (62):43-47.

LUTCAVAGE, M.E.; PLOTKIN P.; WITHERINGTON B. & LUTZ P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. *In*: Lutz, P.L. & Musick J.A. (eds.), The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida. 387-409.

MACEDO, G.R.; FRANKE, C.R.; GARCEZ NETO, A.F.; GOLDBERG, D.W.; LEAL, D.C.; PIRES, T.T. & ROSTÁN, G. 2011. Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia, Brasil. Ciência Rural, Santa Maria. 41(11):1938-1941.

MÄDER, A.; SANDER, M. & CASA JR., G. 2007. Anthropogenic impact on Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) found dead on the north coast of Rio Grandedo Sul. *In*: XV Congresso Brasileiro de Ornitologia. Porto Alegre. Livro de resumos.

MÄDER, A.; SANDER, M. & CASA JR., G. 2010. Ciclo sazonal de mortalidade do pinguim-de-magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Ornitologia. 18(3):228-233.

MARINE MAMMAL COMMISSION – MMC. 2001. Annual Report to Congress, 2000. Marine Mammal Commission, Bethesda, Maryland.

MARQUES. S.M. 2015. O impacto da duplicação da rodovia BR-101/SC – Análise comparativa das microrregiões de Joinville e de Criciúma. Trabalho de conclusão de curso em Ciências Econômicas. Departamento de Economia e Relações Internacionais da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 56-62.

MARTINS, F.C. & DIAS, M.M. 2003. Cuidado parental de *Sula leucogaster* nas Ilhas dos Currais, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 20(4):583-589.

MASCARENHAS, R.; SANTOS, R. & ZEPPELINI, D. 2004. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraiba, Brazil. Marine Pollution Bulletin. (49):354-355.

MAUGER G. 2002. Marine debris obstructing stomach of a young Minke Whale (*Balaenoptera acutorostrata)* stranded in Normandy, France. *In:* American Cetacean Society 8th International conference.

MENDES, S.S.; CARVALHO, R.H.; FARIA, A.F. & SOUSA, B.M. 2015. Marine debris ingestion by *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) on the Brazilian coast. Marine Pollution Bulletin. (92):8–10.

MINISTÉRIO DO TURISMO. Dados e fatos – Estudos, pesquisas e dados sobre o setor de Turismo. Disponível em: <http://www.dadosefatos.turismo.gov.br/dadosefatos/home.html>. Acesso em 23 abril de 2016.

MITCHELL, P.I.; NEWTON S.; RATCLIFFE, N. & DUNN, T. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: Results of the Seabird 2000 survey (1998-2002). T. & A.D. Poyser, London.

MOORE, C.J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. Environmental Research. (108):131–139.

MOORE, C.J.; MOORE, S.L.; LEECASTER, M.K. & WEISBERG, S.B. 2001. A comparison of plastic and plankton in the north Pacific central gyre. Marine Pollution Bulletin. (42):1297–1300.

MOSER, M. L. & LEE D. S. 1992. A Fourteen-Year Survey of Plastic Ingestion by Western North Atlantic Seabirds. Colonial Waterbirds. 15(1):83-94.

MROSOVSKY, N.; RYAN, G.D. & JAMES, M.C. 2009. Leatherback turtles: The menace of plastic. Marine Pollution Bulletin. 58(2): 287-289.

NAKASHIMA, S.B. 2008. Dieta da tartaruga-verde *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Testudines, Cheloniidae) no litoral norte do Rio Grande do Sul. 38p. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biociências – Zoologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

NASCIMENTO, M.S. & TAVARES, T.L. 2009. Ingestão de material inorgânico por *Chelonia mydas* (Reptilia, Cheloniidae) registradas na região de Ilhéus – Bahia. *In*: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9. São Lourenço. Resumos. São Paulo: Sociedade de Ecologia do Brasil. 2009. p. 1-2.

NEVES, T.S. 2000. Distribuição e Abundância de Aves Marinhas na Costa Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

NEWTON, I. & DALE, L.C. 1996. Bird migration at different latitudes in eastern North America. Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood, Abbots Ripton, Huntingdon, Cambridgeshire PE17 2LS, United Kingdom. The Auk. 113(3):626-635.

ORO, D. & MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. 2004. Ecology and behaviour of seabirds. *In*: Marine Ecology, Enciclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Eolss Publishers-UNESCO, Oxford,UK, Disponível em: <http://www.eolss.net> Acesso: 4 Novembro, 2016.

PAGE, B.; MCKENZIE, J.; MCINTOSH, R.; BAYLIS, A.; MORRISSEY, A.; CALVERT, N.; HAASE, T.; BERRIS, M.; DOWIE, D.; SHAUGHNESSY, P.D. & GOLDSWORTHY, S.D. 2004. Entanglement of Australian sea lions and New Zealand fur seals in lost fishing gear and other marine debris before and after Government and industry attempts to reduce the problem. Marine Pollution Bulletin. (49):33-42.

PATTERSON, D.L.; WOEHLER, E.J.; CROXALL, J.P.; COOPER, J.; PONCET, S.; PETER, H.-U.; HUNTER, S. & FRASER, W.R. 2008. Breeding distribution and population status of the northern giant petrel *macronectes halli* and the southern giant petrel *M. giganteus.* Marine Ornithology. (36):115–124.

PETRY, M.V. & FONSECA, V.S.S. 2002. Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the Coast of Rio Grande do Sul, Brazil. Ornitología Neotropical. (13):137-142.

PETRY, M.V.; FONSECA, V.S.S. & JOST, A.H. 2004. Registro de pinguin-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) mortos no Rio Grande do Sul. Acta Biologica Leopoldensia (26):139-144.

PETRY, M.V.; FONSECA, V.S.S. & SCHERER, A.L. 2007. Analysis of stomach contents from the black-browed albatross *Thalassarche melanophris*, on the coast of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. Polar Biology. (30):321-325.

PETRY, M.V.; FONSECA, V.S.S.; KRÜGER-GARCIA, L.; PIUCO, R.C. & BRUMMELHAUSE, J. 2008. Shearwater diet during migration along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. Marine Biology. (154):613-621.

PETRY, M.V.; KRÜGER, L.; FONSECA, V.S.S.; BRUMMELHAUSE, J.E. & PIUCO, R.C. 2009. Diet and ingestion by Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* off Southern Brazil. Journal of Ornithology. (150):601-606.

PHILLIPS, R.A.; SILK, J.R.D.; CROXALL, J.P. & AFANASYEV, V. 2006. Year-round distribution of white-chinned petrels from South Georgia: Relationships with oceanography and fisheries. Biological Conservation. (129):336-347.

PICHEL, W.; CHURNSIDE, J.; VEENSTRA, T.; FOLEY, D.; FRIEDMAN, K.; BRAINARD, R.; NICOLL, J.; ZHENG, Q. & CLEMENTE-COLÓN, P. 2007. Marine debris collects within the North Pacific Subtropical Convergence Zone. Marine Pollution Bulletin. (54):1207–1211.

PIERCE, K.E.; HARRIS, R.J.; LARNED, L.S. & POKRAS, M.A. 2004. Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a northern gannet *Morus bassanus* and a greater shearwater *Puffinus gravis*. Marine Ornithology. (32):187–189.

PINEDO, M.C.; CAPITOLI, R.R.; BARRETO, A.S. & ANDRADE, A. 1996. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil. *In:* SEA TURTLE SYMPOSIUM, 16, Hilton Head SC, EUA. Hilton Head: NOAA Technical Memorandum, fev. 1996. p. 117-118.

PLOTKIN, P.T. & AMOS, A.F. 1990. Effects of anthropogenic debris on sea turtles in the Northwestern Gulf of Mexico. *In*: Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris, Honolulu, (Ed.), Shomura, R. S. & Yoshida, H. O. pp. 736-743.

PLOTKIN, P.T. & AMOS, A.F., 1988. Entanglement in and ingestion of marine debris by sea turtles stranded along the South Texas coast. In: Schroeder, B.A. (Ed.), Proceedings of the Eighth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-214, Forth Fisher, South Carolina, pp. 79–82.

PORTO DE ITAPOÁ. Infraestrutura. Disponível em: <http://www.portoitapoa.com.br/institucional/68>. Acesso em 22 abril de 2016.

PROVENCHER, J.F.; BOND, A.L.; HEDD, A.; MONTEVECCHI, W.A.; MUZAFFAR, S.B.; COURCHESNE, S.J.; GILCHRIST, H.G.; JAMIESON, S.E.; MERKEL, F.R.; FALK, K.; DURINCK, J. & MALLORY, M. L. 2014. Prevalence of marine debris in marine birds from the North Atlantic. Marine Pollution Bulletin. (84):411–417.

PÜTZ, K.; INGHAM, R.J. & SMITH, J.G. 2007. Winter migration of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the Southern most distributional range. Marine Biology. Berlin. (152):1227–1235.

RANDALL, B.M.; RANDALL, R.M. & ROSSOUW, G.J. 1983. Plastic particle pollution in Great Shearwaters (*Puffinus gravis*) from Gough Island. South African Journal of Antarctic Research (13):49–50.

REES, A.; AL-KIYUMI, A.; BRODERICK, A.; PAPATHANASOPOULOU, N. & GODLEY, B. 2012. Conservation related insights into the behaviour of the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* nesting in Oman. Marine Ecology Progress Series (450):195–205.

REEVES, R.R.; SMITH, B.D.; CRESPO, E.A. & NOTARBARTOLO-DI-SCIARA, G. 2003. Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World´s Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Groups. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 139p.

REINHOLD, L. 2015. Absence of ingested plastics in 20 necropsied seaturtles in Western Australia. Marine Turtle Newsletter. (144):13–15.

REIS, E.C.; AIRES, R.M.; MOURA, J.F.; MATIAS, C.A.R.; TAVARES, M.; OTT, P.H.; SICILIANO, S. & LÔBO-HAJDU, G. 2011. Molecular sexing of unusually large numbers of *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae) washed ashore along the Brazilian coast in 2008. Genetics and Molecular Research. (10):3731-3737.

RIGON, C. & TRIGO, C. 2011. Ingestão de resíduos sólidos por juvenis de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, Brasil. *In*: JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS DO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5., 2011, Florianópolis: Projeto TAMAR, 2011. p.62-64.

RODRIGUEZ, A.; RODRIGUEZ, B. & CARRASCO M.N. 2012. High prevalence of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). Marine Pollution Bulletin. 64(10): 2219-23.

RONCONI, R.; KOOPMAN, H.; MCKINSTRY, C.; WONG, S. & WESTGATE, A. 2010. Inter-annual variability in diet of non-breeding pelagic seabirds *Puffinus* spp. at migratory

staging areas: Evidence from stable isotopes and fatty acids. Marine Ecology Progress Series. (419):267–282.

RYAN, P.G. 1988. Intraspecific variation in plastic ingestion by seabirds and the flux of plastic through seabird populations. Condor. (90): 446-452.

RYAN, P.G. 2008. Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. Marine Pollution Bulletin. (56):1406-1409.

RYAN, P.G.; MOORE, C.J.; VAN FRANEKER, J.A. & MOLONEY, C.L. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. (364):1999-2012.

SADOVE, S.S. & MORREALE, S.J. 1990. Marine mammal and sea turtle encounters with marine debris in the New York Bight and the northeast Atlantic *In*: Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris, Honolulu, (Ed.), Shomura, R. S. & Yoshida, H. O. pp. 562-570.

SANTOS, L. & ARUTO, P.C. 2013. Boletim regional do mercado de trabalho - Mesorregião norte catarinense. Secretaria de estado da assistência social trabalho e habitação – SST. 2013(02):10-13.

SANTOS, M.C.D.O.; OSHIMA, J.E.D.F. & SILVA, E.D. 2009. Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): the discovery of a population in the Paranaguá estuarine complex, Southern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography. 57(1):57–63.

SCHERER, J.F.M.; SCHERER, A.L. & PETRY, M.V. 2011. Ocorrência de carcaças de aves marinhas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Ornitologia. 19(4):505-513.

SCHUYLER, Q.; HARDESTY, B.D.; WILCOX, C. & TOWNSEND, K. 2014. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. Conservation Biology. (28):129-139.

SERAFINI, T.Z.; ANDRIGUETTO-FILHO, J.M. & PIERRI, N. 2014. Subsídios para a gestão compartilhada da pesca na Baía da Babitonga (SC, Brasil). Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology. 18(1): 99-111.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro, Editora Nova Fronteira, 912p.

SIMMONDS, M.P. 2012. Cetaceans and marine debris: the great unknown. Journal of Marine Biology. ID 684279. p.8.

SIMÕES-LOPES, P.C.; FABIAN, M. & MENEGHETI, J.O. 1998. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. Revista Brasileira de Zoologia. 15(3):709-726.

SOUZA, M.C. 1999. Mapeamento da planície costeira e morfologia e dinâmica das praias do município de Itapoá, estado de Santa Catarina: subsídios à ocupação. Dissertação de Mestrado em Geologia. Universidade Federal do Paraná. p. 201.

SPEAR, L.B.; AINLEY, D.G.; WEBB, S.W. 2005. Distribution, abundance, habitat use and behaviour of three *Procellaria* petrels off South America. Notornis. (52):88-105.

Tavares, D.C.; da Costa, L.L.; Rangel, D.F.; de Moura, J.F.; Zalmon, I.R. & Siciliano, S. 2016. Nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. Ecological Indicators. (70):10–14.

TITMUS, A.J. & HYRENBACH, K.D. 2011. Habitat associations of floating debris and marine birds in the North East Pacific Ocean at coarse and meso spatial scales. Marine Pollution Bulletin. (62): 2496–2506.

TOMÁS, J.; GUITART, R.; MATEO, R. & RAGA, J. A. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles *Caretta caretta* from the Western Mediterranean. Marine Pollution Bulletin. (44):211-216.

TOURINHO, P.S. 2007. Ingestão de resíduos sólidos por juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. Monografia de Graduação. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

TOURINHO, P.S.; SUL, J.A. & FILLMANN, G. 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of Southern Brazil? Marine Pollution Bulletin. (60):396–401.

TRIGO, C.C.; DUTRA, L.F.; NAKASHIMA, S.B.; SILVA, F.H.; BORGES-MARTINS, M.; MORENO, I.B. & WICZ, D. 2001. Padrões de ocorrência da tartaruga marinha *Caretta*

caretta no litoral norte do Rio Grande do Sul. *In*: V Congresso de Ecologia do Brasil, 2001, Porto Alegre. V Congresso de Ecologia do Brasil, 2001. p. 9.

UNITED NATIONS – UN. 2015. World Population Projections: The 2015 Revision. Population and Development Review. 41(03):557-561.

VAN CAUWENBERGHE, L.; CLAESSENS, M.; VANDEGEHUCHTE, M.B.; MEES, J. & JANSSEN, C.R. 2013. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. Marine Pollution Bulletin. (73):161-169.

VAN METER, V.B. & WEIGER, L.S. 1992. Florida's Sea Turtle. Florida Power & Light Company, Miami, Florida (42 pp.).

VEGTER, A.; BARLETTA, M.; BECK, C.; BORRERO, J.; BURTON, H.; CAMPBELL, M. & COSTA, M. 2014. Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. Endangered Species Research. (25):225–247.

VERLIS, K.M.; CAMPBELL, M.L. & WILSON, S.P. 2014. Marine debris is selected as nesting material by the brown booby (*Sula leucogaster*) within the Swain Reefs, Great Barrier Reef, Australia. Marine Pollution Bulletin. 87(2014):180–190.

VIEIRA, C.V. & HORN FILHO, N.O. 2007. Carta sedimentológica do complexo estuarino da baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Congresso Latino Americano De Ciências Do Mar, XII, 2007, Florianópolis.

VIEIRA, C.V.; HORN FILHO, N.O.; BONETTI, C.V.D.H.C. & BONETTI, J. 2008. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. Boletim Paranaense de Geociências, UFPR. (62-63):85-105.

WARHAM, J. 1996. The behaviour, population biology and physiology of the petrels. London: Academic Press.

WERNECK, M.R.; LEITE, T.C.; OLIVEIRA, L. & BECKER, J.H. 2003. Resíduos antropogênicos ingeridos por tartarugas marinhas atendidas na Base do Projeto TAMAR-IBAMA de Ubatuba. *In*: Congresso, 7., encontro da associação brasileira de veterinários de animais selvagens, 12., 2003. Águas de São Pedro. Resumos eletrônicos.

XAVIER, J.C.; CROXALL, J.P.; TRATHAM, P.N. & WOOD, A.G. 2003. Feeding strategies and diet of breeding grey-headed and wandering albatrosses at South Georgia. Journal of Marine Biology. (143):221-232.

ZERBINI, A.N.; SECCHI, E.R.; SICILIANO, S. & SIMÕES-LOPES, P.C. 1996. The dwarf form of the minke whale, *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède, 1804) in Brazil. Report of the International Whaling Commission (46):333-340.

ANEXO 1

DESCRIÇÃO DAS CLASSIFICAÇÕES DAS CARCAÇAS DE TETRÁPODES MARINHOS E SEUS RESPECTIVOS CÓDIGOS.

Adaptado de GERACI & LOUNSBURY (2005)

CÓDIGO 1: *animais vivos*.

CÓDIGO 2: *carcaça fresca, em boas condições*. Características: aparência normal, possível *rigor mortis*, com poucos danos externos, sem odor, olhos intactos, músculos firmes, vermelhos e bem definidos, vísceras intactas, bem definidas e com coloração normal.

CÓDIGO 3: *carcaças em condições razoáveis*. Características: carcaça ainda intacta ou com pequenos danos, inchaço evidente, olhos e mucosas secos, odor moderado, alteração na coloração dos órgãos por embebição hemoglobínica, vísceras macias, mas ainda intactas e intestino dilatado pela presença de gás.

CÓDIGO 4: *carcaças em decomposição avançada*. Características: A carcaça pode estar intacta, mas colapsada, epiderme pode estar completamente perdida, odor forte, os ossos podem estar destacados e vísceras podem ser recolhidas, mas frequentemente estão com textura liquefeita, grande quantidade de gás em alças intestinais e órgãos.

CÓDIGO 5: *carcaça mumificada ou restos do esqueleto.* Características: Resquícios de pele cobrindo partes do esqueleto, ou apenas o esqueleto.