

INGESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS POR PEIXES E  
CETÁCEOS COSTEIROS NO NORTE DO ESTADO DO  
RIO DE JANEIRO, BRASIL.

**ARIANE DA SILVA OLIVEIRA**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO –  
UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ  
JULHO - 2019

INGESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS POR PEIXES E  
CETÁCEOS COSTEIROS NO NORTE DO ESTADO DO  
RIO DE JANEIRO, BRASIL.

**ARIANE DA SILVA OLIVEIRA**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dra. Ana Paula M. Di Benedetto

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

DARCY RIBEIRO - UENF

Campos dos Goytacazes – RJ

Julho de 2019

### FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

O48 Oliveira, Ariane da Silva.

INGESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS POR PEIXES E CETÁCEOS COSTEIROS NO NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL / Ariane da Silva Oliveira. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2019.

48 f. : il.

Bibliografia: 27 - 38.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2019. Orientadora: Ana Paula Madeira Di Beneditto.

1. Poluição marinha. 2. Ingestão de resíduos sólidos. 3. Peixes. 4. Cetáceos. 5. Norte do estado do Rio de Janeiro. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

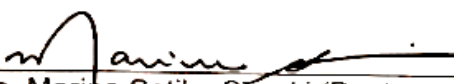
# INGESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS POR PEIXES E CETÁCEOS COSTEIROS NO NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL.


**ARIANE DA SILVA OLIVEIRA**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 03 de julho de 2019.

Comissão Examinadora:

  
Dra. Marina Satika Suzuki (Doutora em Biociências e Biotecnologia) - UENF

  
Dra. Ilana Rosental Zalmon (Doutora em Ciências Biológicas) - UENF

  
Dra. Deborah Monteiro da Gama (Doutora em Biociências e Biotecnologia) -  
UNIVERSO

  
Dra. Ana Paula Madeira Di Beneditto (Doutora em Biociências e Biotecnologia) –  
UENF - Orientadora

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por escutar as minhas preces, guiar meu caminho, me dar todo o suporte necessário e fazer com que eu tenha cada vez mais fé e força de vontade para correr atrás dos meus sonhos. Obrigada meu Deus, por todas as bênçãos e proteção.

A Prof<sup>a</sup>. Ana Paula M. Di Benedetto, pela orientação, por toda ajuda e disponibilidade, pela oportunidade de trabalhar com a poluição marinha e por disponibilizar para o meu mestrado parte do material já coletado. Agradeço também pela compreensão frente as minhas dificuldades, pelas críticas construtivas e momentos de conversas. Obrigada por tudo que me ensinou, pelo incentivo ao meu trabalho e ao meu crescimento profissional. Sou muito grata pela oportunidade e por ter conhecido você.

Aos meus pais, Silvânia e Francisco, por toda dedicação, amor, apoio e por abdicarem dos seus sonhos para realizarem os meus. Obrigada por toda atenção, paciência, lições e por compartilhar comigo todos os meus momentos bons e ruins. Obrigada por vibrarem a cada conquista alcançada e sonho realizado. Sou extremamente agradecida a Deus por ter pais como vocês.

Ao meu irmão Diego, por ser meu parceiro de vida, incentivador e estar sempre disposto a ajudar. Sua bondade, força de vontade e seu coração são inspirações para mim.

A minha família Marinho, que mesmo de longe sempre estiveram interessados em minha vida, em meu projeto e sempre que me encontram adoram conversar sobre os animais e a poluição marinha. Obrigada por todo amor, carinho e tudo mais que já fizeram por mim.

Ao Luiz Felipe, por todo amor, companheirismo, incentivo, paciência, apoio, dicas, momentos especiais e por todo cuidado comigo e com a nossa relação. Você é meu complemento, sou ainda mais feliz por ter encontrado você.

Aos meus amigos que sempre estão sempre por perto, alguns mesmo que de longe, por compartilharem de todos os momentos comigo, pelo interesse no meu trabalho, por todos os momentos de descontração e pelas inúmeras conversas pessoalmente ou ao telefone. Obrigada por todo carinho e amizade.

Aos meus colegas de laboratório, por todas as dicas, pela ajuda no meu trabalho, nas disciplinas, e por todas as conversas e risadas na sala 207.

A Dra. Marina Satiki Suzuki, Dra. Ilana Rosental Zalmon e Dra. Deborah Monteiro da Gama por participarem da banca examinadora.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UENF pela oportunidade de conclusão do meu mestrado.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais da UENF pelo espaço cedido para estudo e atividades laboratoriais.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de mestrado – Código de Financiamento 001.

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	V
LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	IX
RESUMO.....	X
ABSTRACT.....	IX
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Interação da biota marinha com resíduos sólidos.....	2
1.2. Interação da biota marinha com resíduos sólidos em águas brasileiras.....	4
2. OBJETIVO.....	5
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	5
3.1. Área de estudo e amostragem.....	5
3.2. Descrição das espécies de peixes e cetáceos analisadas.....	8
3.2.1. <i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758 (peixe-espada).....	8
3.2.2. <i>Aspistor luniscutis</i> Valenciennes, 1840 (bagre-amarelo).....	8
3.2.3. <i>Bagre bagre</i> Linnaeus, 1766 (bagre-bandeira).....	9
3.2.3. <i>Genidens barbatus</i> Lacépède, 1803 (bagre-branco).....	10
3.2.4. <i>Sotalia guianensis</i> Van Benédén, 1864 (boto-cinza).....	10
3.2.5. <i>Pontoporia blainvillei</i> Gervais e d'Orbigny, 1844 (toninha).....	11
3.3. Análise de dados.....	12
4. RESULTADOS.....	12
5. DISCUSSÃO.....	15
6. CONCLUSÃO.....	26
7. REFERÊNCIAS.....	27

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1**, Mapa do Brasil com indicação do estado do Rio de Janeiro, do entreposto de pesca de Atafona e da área de coleta dos peixes e cetáceos marinhos analisados no presente estudo (hachurado).

.....6

**Figura 2.** A) Fragmento de dedo de luva (7,0 cm) e B) pedaço de preservativo (8,7 cm) recuperados em conteúdos estomacais de peixes da família Ariidae na costa norte do estado do Rio de Janeiro.....14



## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1.** Caracterização da malha amostral de peixes e cetáceos obtida na costa norte do estado do Rio de Janeiro, considerada no presente estudo.....7

**Tabela 2.** Resíduos sólidos registrados nos conteúdos estomacais de peixes e cetáceos na costa norte do estado do Rio de Janeiro.....13

**Tabela 3.** Dimensões dos resíduos sólidos registrados nos conteúdos estomacais de peixes e cetáceos na costa norte do estado do Rio de Janeiro.....13

**Tabela 4.** Comparação entre as frequências percentuais de ingestão de resíduos sólidos pelos peixes e cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro.....15

**Tabela 5.** Estudos que avaliam o percentual de ingestão de resíduos sólidos em peixes ósseos nos últimos dez anos (2009-2018).....18

**Tabela 6.** Estudos que avaliam o percentual de ingestão de resíduos sólidos em cetáceos odontocetos nos últimos dez anos (2009-2018).....20

## RESUMO

O presente estudo descreveu a presença de resíduos sólidos de origem antropogênica em conteúdos estomacais de peixes e cetáceos carnívoros que ocorrem na costa norte do estado do Rio de Janeiro. Pretende-se averiguar se a área de alimentação preferencial ao longo da coluna d'água tem influência na vulnerabilidade de ingestão de resíduos sólidos, dessa forma, verificar a hipótese de que animais que se alimentam próximo ao fundo têm maior probabilidade de ingerir resíduos se comparados àqueles que se alimentam próximo à superfície. As análises consideraram o peixe de hábito alimentar pelágico *Trichiurus lepturus*, os peixes demersais *Genidens barbatus*, *Aspistor luniscutis* e *Bagre bagre*, agrupados como família Ariidae, e os pequenos cetáceos *Sotalia guianensis*, de hábito alimentar preferencialmente pelágico, e *Pontoporia blainvillei*, considerado consumidor pelágico demersal. Considerando todos os conteúdos estomacais analisados (n= 596), apenas 22 (3,7%) continham resíduos sólidos. O tipo de resíduo mais frequente foram os plásticos. A quantidade de resíduos em cada conteúdo estomacal foi baixa ( $\leq 3$ ), e suas dimensões (comprimento e área) variaram tanto entre espécimes do mesmo grupo de carnívoro quanto entre os carnívoros estudados. O cetáceo *P. blainvillei* apresentou o maior percentual de ingestão de resíduos sólidos, enquanto *T. lepturus*, peixes da família Ariidae e *S. guianensis* apresentaram valores semelhantes entre si quanto à frequência de ingestão de resíduos. O local de alimentação preferencial na coluna de água não é o único fator que influencia a vulnerabilidade dos consumidores carnívoros à ingestão de resíduos sólidos no norte do estado do Rio de Janeiro. A probabilidade de ingestão parece estar mais associada a estratégias de captura de presas (ou comportamento alimentar), independente da disponibilidade dos resíduos sólidos em seu local de alimentação.

**Palavras-chave:** poluição marinha; ingestão de resíduos sólidos; peixes; cetáceos; norte do estado do Rio de Janeiro.

## ABSTRACT

This study described the presence of anthropogenic debris in stomach contents of fish and cetaceans in northern Rio de Janeiro state. We investigate if preferential feeding area along the water column has influence in vulnerability of marine debris ingestion, thus, to verify the hypothesis: animals that feed near the sea bottom have a greater probability of marine debris ingestion when compared to those that feed close to the surface. The analysis considered pelagic fish *Trichiurus lepturus*, demersal fish *Genidens barbatus*, *Aspistor luniscutis* and *Bagre bagre*, grouped as Ariidae family, and small cetaceans *Sotalia guianensis*, whose preferential feeding habit is pelagic, and *Pontoporia blainvillei*, a demersal pelagic consumer. Considering all stomach contents (n= 596), only 22 (3.7%) had marine debris. The most frequent marine debris was plastic. The amount of marine debris found in each stomach content was low ( $\leq 3$ ), and its dimensions (length and area) vary among the species of the same carnivorous group as well as among the carnivorous. The species *P. blainvillei* presented the highest percentage of marine debris ingestion, whereas *T. lepturus*, Ariidae fish and *S. guianensis* presented similar frequencies of debris ingestion. The preferred feeding site in the water column is not the only factor for the vulnerability of carnivorous consumers to debris ingestion in northern Rio de Janeiro state. The probability of ingestion seems to be more associated with prey-capture strategies (or feeding behavior) regardless availability of debris at feeding site.

**Key-words:** marine pollution; debris ingestion; fish; cetaceans; northern Rio de Janeiro State.

## 1. INTRODUÇÃO

Os detritos ou resíduos marinhos são materiais sólidos persistentes de origem antropogênica (plástico, borracha, vidro, metais, tecidos) descartados diretamente no mar ou que alcançam o mar a partir de outras fontes (Ribic *et al.*, 2010). Em geral, a poluição por resíduos sólidos está associada aos seguintes fatores, não mutuamente excludentes: i) descarte direto ou descarte em áreas costeiras (praias, restingas, estuários) proveniente de atividades turísticas, embarcações, atividades portuárias e plataformas marítimas; ii) descarte indireto através de descargas fluviais, esgotos, águas pluviais ou ação dos ventos e iii) descarte incidental devido à perda de material durante atividades marítimas (pesca, transporte de carga, atividades petrolíferas) (Laist, 1987; UNEP, 2005).

A poluição do ambiente marinho através desses materiais vem aumentando exponencialmente desde meados do século XX. Os resíduos sólidos podem permanecer próximos às suas áreas de deposição, mas também podem ser transportados por longas distâncias através de co

rrentes e ventos (UNEP, 2005). Dessa forma, há registros de resíduos sólidos dos polos até a linha do Equador, tanto em regiões costeiras quanto oceânicas (Ivar do Sul e Costa, 2007; Thompson *et al.*, 2009; Cózar *et al.*, 2014). Os resíduos podem permanecer flutuando na superfície, derivar na coluna de água, se prender em rochas, estruturas coralíneas e bancos de macrófitas, ou afundar e permanecer em várias profundidades, sobre o substrato ou enterrados nele (UNEP, 2005). Os ambientes costeiros são os mais impactados pelos resíduos sólidos, e a biota que se distribui nesta região pode ser utilizada como indicadora local para esse tipo de poluição.

Os resíduos sólidos dispersos no ambiente marinho podem causar danos à biota (emaranhamento, enredamento, sufocamento, ferimentos, mutilação e ingestão), servir de meio de transporte para espécies invasoras, prejudicar as atividades de pesca, a geração de energia e o turismo, aumentar as despesas relacionadas com a limpeza e manutenção de áreas costeiras e causar problemas de saúde à população humana (Sheavly e Register, 2007; Dantas *et al.*, 2011; Neves *et al.*, 2011), como a interação com resíduos sólidos contaminados por patógenos potencialmente nocivos que pode levar a uma infecção humana, ingestão de microplásticos através do consumo de frutos do

mar, equipamentos de pesca perdidos e/ou abandonados no mar, por exemplo, que podem gerar danos aos organismos marinhos e representar riscos a mergulhadores (Laist, 1987; Lusher *et al.*, 2013; Keswani *et al.*, 2016).

Dentre os materiais sólidos que podem se tornar resíduos marinhos destacam-se os plásticos (PlasticsEurope, 2012). Os fragmentos de plástico são classificados por tamanho como macrolástico (> 25 mm), mesoplástico (5-25 mm) e microlástico (1-5 mm) (Imhof *et al.*, 2017). A persistência e pervasividade desse material, aliado à sua elevada produção e utilização mundial, fazem dos plásticos os principais resíduos sólidos poluentes do ambiente marinho (UNEP, 2011; 2016), devido à sua durabilidade e flutuabilidade, os mesmos estão destruídos globalmente em todo o ambiente marinho, dessa forma, se tornam amplamente dispersos através das correntes oceânicas. Além disso, os plásticos liberam no ambiente substâncias tóxicas que são incorporadas durante seu processo de produção, atuando na transferência de poluentes orgânicos persistentes para os organismos marinhos (Hidalgo-Ruz e Thiel, 2013; Koelmans *et al.*, 2014).

O impacto dos resíduos sólidos sobre o ambiente marinho e sua biota associada é um problema de conservação global (UNEP, 2005; 2011; 2016). Estudos que tratam dessa temática são importantes para avaliar a susceptibilidade dos organismos a esse tipo de poluição ambiental.

### *1.1. Interação da biota marinha com resíduos sólidos*

A interação da biota marinha com resíduos sólidos dispersos ou depositados no ambiente é amplamente registrada na literatura e afeta tanto vertebrados quanto invertebrados (Laist, 1997; Richards e Berger, 2011; Gall e Thompson, 2015). Mamíferos, aves e tartarugas podem, por exemplo, se prender em restos de artefatos de pesca à deriva ou ficar presos em outro tipo de material sólido, como restos de embalagens. Isso pode dificultar seu deslocamento, suas atividades de alimentação e de trocas gasosas, causar danos à superfície do corpo e levar a óbito (Laist, 1997; Gregory, 2009; Allen *et al.*, 2012). Peixes e invertebrados bentônicos podem ser capturados incidentalmente em armadilhas de pesca abandonadas no fundo do mar (Antonelis *et al.*, 2011; Uhrin *et al.* 2014), que também representam resíduos sólidos derivados de atividades antrópicas. Nesse caso, se não houver a

possibilidade de fuga os animais podem vir a óbito por inanição e/ou atrair outros animais, que por sua vez também podem ser capturados (Stevens *et al.*, 2000; Hébert *et al.*, 2001). Dentre as interações que ocorrem com a biota marinha e os resíduos sólidos, a ingestão se destaca como questão de conservação grave que afeta inúmeros compartimentos da fauna, desde animais carnívoros até herbívoros e filtradores.

A ingestão de resíduos sólidos é registrada principalmente entre os vertebrados, como mamíferos, aves, tartarugas e peixes (e.g., Bjorndal *et al.*, 1994; Ryan, 2008; Schuyler *et al.*, 2013; Baulch e Perry, 2014). No entanto, invertebrados tais como equinodermas e crustáceos também são suscetíveis a ingerir esses resíduos (Graham e Thompson, 2009; Murray e Cowie, 2011). Pequenos fragmentos de plástico, por exemplo, estão disponíveis para os invertebrados na base das cadeias alimentares porque são de mesmo tamanho de grãos de areia ou de organismos planctônicos (Browne *et al.*, 2008). Os hábitos alimentares são fatores importantes que afetam a probabilidade de ingestão de resíduos sólidos por parte dos organismos ao longo de suas áreas de distribuição (Romeo *et al.*, 2015; Battaglia *et al.*, 2016).

Existem várias explicações sobre o porquê da ingestão de resíduos sólidos por parte de organismos marinhos: i) são consumidores oportunistas, ingerindo resíduos na proporção em que estão disponíveis no ambiente (Tourinho *et al.*, 2010; Jantz *et al.*, 2013), ii) ingerem resíduos porque se assemelham às suas presas (Mrosofsky *et al.*, 2009; Schuyler *et al.*, 2014), iii) ingerem resíduos de forma secundária, quando estes já estavam no interior das suas presas e/ou iv) ingerem resíduos incidentalmente durante eventos de alimentação ou quando os resíduos são item de curiosidade ou brincadeira, conforme observado em algumas espécies de mamíferos (Laist, 1987; Di Benedetto e Awabdi, 2014; Di Benedetto e Ramos, 2014).

Os efeitos da ingestão dos resíduos sólidos nos organismos são variados, tais como lesões no trato gastrointestinal devido a ulcerações e perfurações (Jacobsen *et al.*, 2010; Brandão *et al.*, 2011), obstrução parcial ou total do trato gastrointestinal (Awabdi *et al.*, 2013) e redução do estímulo alimentar devido a falsa sensação de saciedade (Secchi e Zarzur, 1999; Macedo *et al.*, 2011). Em geral, esses efeitos são sub letais e não levam o organismo a óbito imediatamente, mas podem causar sérios danos à sua saúde e levar a óbito em

médio e longo prazo. No entanto, nem sempre a presença de resíduos sólidos no trato gastrointestinal do consumidor está relacionada a algum dano físico aparente (Denuncio *et al.*, 2011; Di Benedetto e Ramos, 2014).

### *1.2. Interação da biota marinha com resíduos sólidos em águas brasileiras*

O Brasil é o maior país da América do Sul, localizado entre 4°N e 34°S, com mais de 8.000 km de costa no Oceano Atlântico Ocidental, considerando as reentrâncias e baías. Aproximadamente 70% da população brasileira, que é formada por mais de 208 milhões de habitantes, ocupa as regiões costeiras, tornando-as densamente povoadas (IBGE, 2018). A elevada densidade populacional ao longo de áreas costeiras aumenta a geração de resíduos sólidos e, conseqüentemente, a poluição no local (Buenrostro e Bocco, 2003; Sharholly *et al.*, 2007). O período de expansão econômica do país (a partir de 2000) aumentou o consumo da população e a geração de resíduos que são dispostos inadequadamente no ambiente (Di Benedetto *et al.*, 2017). A poluição por resíduos sólidos abrange toda costa brasileira e as ilhas oceânicas (Hatje *et al.*, 2013). A falta de políticas públicas eficientes para gestão de resíduos afeta não somente o ambiente marinho, mas os organismos que ali se distribuem (Costa *et al.*, 2005).

Os primeiros registros na literatura sobre a presença de resíduos sólidos em áreas costeiras do Brasil foram realizados na década de 1970 (Gomes, 1973). Os estudos que tratam da interação da fauna marinha com resíduos sólidos, principalmente a partir da ingestão desse material, tiveram início na década de 1990 (*e.g.*, Azevedo e Schiller, 1991; Geise e Gomes 1992; Secchi e Zarzur, 1999), com incremento a partir de 2000 (Pedroso *et al.* 2004; Di Benedetto e Awabdi, 2014; Di Benedetto e Ramos, 2014; Di Benedetto e Siciliano, 2017). Esses estudos tratam principalmente da ingestão de resíduos sólidos por vertebrados marinhos, apontando para a elevada presença de plásticos no trato gastrointestinal desses animais.

Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, estudos prévios sobre a ingestão de resíduos sólidos pelos vertebrados marinhos demonstram que as espécies que se alimentam preferencialmente próximo ao fundo são mais suscetíveis à ingestão desses resíduos (Di Benedetto e Awabdi, 2014; Di Benedetto e Ramos, 2014). Em estudo realizado na região, Suciú *et al.*

(2017) identificaram elevada abundância de resíduos sólidos (plásticos – 84%) em praias arenosas, com valores mais elevados que centenas de outras praias ao redor do mundo. Um outro estudo realizado por Oigman-Pszczol e Creed (2007) já alertava sobre os plásticos como sendo os resíduos submersos mais abundantes no infralitoral. Diante disso, os organismos com maior associação ao fundo marinho estariam mais expostos à interação com os resíduos sólidos (especialmente plásticos) na região.

## **2. OBJETIVO**

Este estudo tem como objetivo descrever a presença de resíduos sólidos de origem antropogênica em conteúdos estomacais de peixes e cetáceos carnívoros que se distribuem na costa norte do estado do Rio de Janeiro para avaliar e comparar a vulnerabilidade de ingestão.

A partir do cumprimento desse objetivo pretende-se averiguar o pressuposto de que a área de alimentação preferencial dos animais ao longo da coluna d'água tem influência na sua vulnerabilidade de ingestão de resíduos sólidos: animais que se alimentam próximo ao fundo têm maior probabilidade de ingerir resíduos se comparados àqueles que se alimentam próximo à superfície. Esse pressuposto se baseia no fato de que na área de estudo o maior acúmulo desses resíduos está associado ao fundo marinho (ver item 1.2).

## **3. MATERIAL E MÉTODOS**

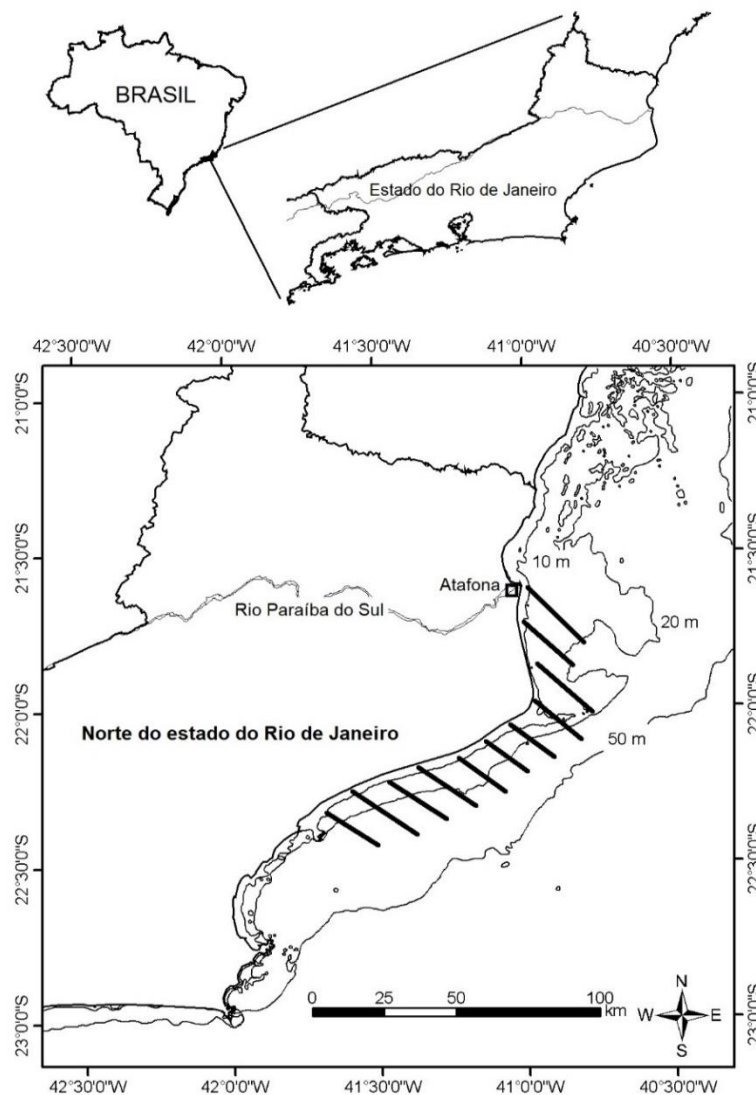
### *3.1. Área de estudo e amostragem*

Este estudo inclui amostras de peixes e cetáceos obtidas através da pesca artesanal com redes de espera praticada ao longo da costa norte do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, entre 21°37'S e 22°25'S e em profundidades variando de 10 a 50 m (Figura 1). A área de coleta compreende o campo de pesca preferencial das embarcações que atuam com redes de espera em águas costeiras, e estão sediadas no entreposto pesqueiro de Atafona, localizado no município de São João da Barra.

As espécies a serem analisadas foram selecionadas de forma prévia, antes que o trabalho fosse iniciado e incluem quatro espécies de peixes adultos (alvos de pescarias comerciais com redes de espera) e duas espécies de



pequenos cetáceos juvenis e adultos (alvos incidentais de pescarias comerciais com redes de espera) (Tabela 1). Todas as espécies analisadas são carnívoras, mas variam quanto a sua área de alimentação preferencial ao longo da coluna d'água: pelágico, pelágico demersal e demersal. As coletas dos espécimes estudados foram realizadas no entreposto de pesca de Atafona em períodos amostrais distintos. Isso impossibilita comparações temporais sobre a ingestão de resíduos sólidos.



**Figura 1.** Mapa do Brasil com indicação do estado do Rio de Janeiro, do entreposto de pesca de Atafona e da área de coleta dos peixes e cetáceos analisados no presente estudo (hachurado).

Após a coleta, cada espécime foi identificado ao nível específico, medido em relação ao comprimento total do corpo (cm) e o estômago foi retirado da cavidade abdominal. A partir do comprimento total, cada espécime foi categorizado como juvenil ou adulto, em conformidade com a literatura (Di Benedetto e Ramos, 2001; Di Benedetto e Ramos, 2004; Froese e Pauly, 2017).

A bancada de necropsia e todos os materiais utilizados, tais como bandejas, placas de Petri, bisturis, tesouras, pinças e peneiras foram limpos com álcool 95% e inspecionados visualmente antes da necropsia para evitar contaminação dos conteúdos estomacais por roupas ou qualquer resíduo sólido eventualmente presente (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). O estômago de cada indivíduo foi retirado da cavidade abdominal e armazenado em saco plástico transparente limpo até a análise do conteúdo. A inspeção visual da parede interna do estômago foi realizada para verificar a presença de ulcerações ou perfurações possivelmente causadas pela presença de resíduos sólidos.

Cada conteúdo estomacal foi lavado sob água corrente em peneira com malha de 500 µm, e os itens recuperados foram analisados com auxílio de estereomicroscópio para separação entre itens alimentares e resíduos sólidos. Os resíduos foram classificados em categorias (plástico flexível, plástico rígido, náilon, papel e borracha), de acordo com estudos prévios realizados na região (Di Benedetto e Awabdi, 2014; Di Benedetto e Ramos, 2014). Cada categoria de resíduo foi contabilizada, a frequência percentual calculada e cada item foi medido quanto ao comprimento (cm) ou área (cm<sup>2</sup>).

**Tabela 1.** Caracterização da malha amostral de peixes e cetáceos obtida na costa norte do estado do Rio de Janeiro, considerada no presente estudo.

Classe / Espécie	Comprimento total (cm)	Categoria de maturidade	Habitat	Local de alimentação preferencial na coluna d'água	Nº amostral
Actinopterygii <i>Trichiurus lepturus</i> 2004-2005 e 2018	>100 cm	Adulto	Pelágico demersal	Pelágico	212
Actinopterygii <i>Aspistor luniscutis</i> 2015-2016 e 2018	34-56 cm	Adulto	Demersal	Demersal	95

Actinopterygii <i>Bagre bagre</i> 2015-2017	40-56 cm	Adulto	Demersal	Demersal	38
Actinopterygii <i>Genidens barbatus</i> 2015-2017	39-79 cm	Adulto	Demersal	Demersal	85
Mammalia <i>Sotalia guianensis</i> 1987-1998	110-200 cm	Juvenil e Adulto	Pelágico	Pelágico	77
Mammalia <i>Pontoporia blainvillei</i> 1987-1998	80-147,5 cm	Juvenil e Adulto	Pelágico	Pelágico demersal	89

### 3.2. Descrição das espécies de peixes e cetáceos analisadas

#### 3.2.1. *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758 (peixe-espada)

O peixe-espada se distribui em águas tropicais, subtropicais e temperadas, entre 60°N e 45°S, habitando desde áreas costeiras até profundidades superiores a 200 m, com maior abundância de indivíduos entre 40 e 120 m de profundidade (Martins e Haimovici, 1997; Martins e Haimovici, 2000; FAO, 2005; Magro, 2006).

O comprimento assintótico calculado para a espécie na costa sudeste e sul do Brasil é de 340 cm, e indivíduos acima de 50 cm de comprimento já formam cardumes migrantes (Martins e Haimovici, 1997; FAO, 2005). Martins *et al.* (2005) agruparam a espécie em cinco categorias baseadas na fase do desenvolvimento gonadal e no tamanho do corpo: larvas (0,5-5 cm), juvenis sem gônadas desenvolvidas (5-30 cm), subadultos com gônadas em desenvolvimento (30-70 cm), adultos pequenos com gônadas desenvolvidas (70-100 cm) e adultos grandes (acima de 100 cm).

Essa espécie é voraz e oportunista quanto à alimentação, praticando com frequência o canibalismo (Martins *et al.*, 2005; Chiou *et al.*, 2006; Bittar *et al.*, 2008). A proximidade da costa acentua sua intensidade alimentar para suprir as necessidades energéticas associadas ao crescimento, reprodução e desova (Martins e Haimovici, 2000; Chiou *et al.*, 2006). O peixe-espada é considerado um carnívoro pelágico demersal, mas espécimes adultos (>100 cm) se alimentam próximo à superfície durante o dia, migrando em direção ao fundo

marinho à noite (Froese e Pauly, 2017). Dessa forma, neste estudo a espécie foi considerada como pelágica quanto ao hábito alimentar preferencial. Dados sobre sua alimentação na costa norte do estado do Rio de Janeiro corroboram essa condição (Bittar *et al.*, 2008; Bittar *et al.*, 2016).

### 3.2.2. *Aspistor luniscutis* Valenciennes, 1840 (bagre-amarelo)

Esta espécie de bagre pertence à família Ariidae, que compreende os bagres marinhos que migram para regiões de estuário durante o período de reprodução. O bagre-amarelo distribui-se ao longo da costa leste da América do Sul, desde a Guiana Francesa até o Paraná, no sul do Brasil (Marceniuk, 2005). A espécie é registrada em canais ou regiões mais profundas, habitando preferencialmente sedimentos como fundos biogênicos (Schmidt *et al.*, 2008).

O comprimento médio de jovens da espécie varia de 12 a 30 cm, e adultos podem alcançar até 120 cm (Figueiredo e Menezes, 1978). Em geral, a maturidade sexual é alcançada em torno de 18 cm (Froese e Pauly, 2017). O período reprodutivo varia entre as estações de primavera e verão (outubro a março), com os ovos incubados na cavidade oral dos machos (Gomes e Araújo, 2004).

Assim como os demais bagres da família Ariidae, essa espécie tem forte associação com o fundo e é considerada carnívora demersal quanto ao modo de alimentação, consumindo peixes, crustáceos e poliquetas, principalmente (Marceniuk, 2005).

### 3.2.3. *Bagre bagre* Linnaeus, 1766 (bagre-bandeira)

O bagre-bandeira se distribui na costa Atlântica da América do Sul, desde a Colômbia até o sudeste do Brasil (Marceniuk e Menezes, 2007; Marceniuk *et al.*, 2015). Este bagre da família Ariidae ocorre principalmente em regiões marinhas de até 50 m de profundidade, mas pode entrar em estuários durante o período reprodutivo (Neta e Castro, 2008).

A longevidade estimada para a espécie é de 12 anos, a maturidade é alcançada com 3,6 anos e o comprimento assintótico em torno de 55 cm (IUCN, 2017). O período reprodutivo ocorre entre os meses de dezembro a março (Pinheiro-Sousa *et al.*, 2015). Os machos da espécie incubam os ovos na cavidade oral e não há estágios larvais pelágicos (Le Bail *et al.*, 2000).

Essa espécie se alimenta de pequenos peixes e invertebrados, como crustáceos e poliquetos (Marceniuk, 2005). Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, a alimentação do bagre-bandeira foi descrita pela primeira vez em Tavares e Di Benedetto (2017), indicando que a espécie é carnívora bentófaga e um consumidor diurno, com preferência por peixes, como o peixe-espada, e crustáceos decápodes.

### 3.2.3. *Genidens barbatus* Lacépède, 1803 (bagre-branco)

O bagre-branco pertence à família Ariidae e se distribui na costa da América do Sul, da Guiana até a desembocadura do Rio La Plata, na Argentina. A espécie habita desde zonas litorâneas rasas sobre fundos de lama ou areia até 80 m de profundidade. Apesar de ser predominantemente marinho, o bagre-branco tem ciclo de vida anádromo e migra para o estuário a partir de agosto/setembro, desovando em novembro/dezembro (Figueiredo e Menezes, 1978; Marceniuk e Menezes, 2007).

Na fase juvenil, a espécie tem comprimento médio que varia de 12 a 15 cm, e na fase adulta pode alcançar até 100 cm (Figueiredo e Menezes, 1978). A maturidade sexual é alcançada em torno de 40 cm (Froese e Pauly, 2017). A fecundidade do bagre-branco é baixa. Os machos incubam os ovos na cavidade oral e os juvenis permanecem no interior dos estuários até completarem seu desenvolvimento (Marceniuk, 2005).

Na costa norte do estado do Rio de Janeiro a espécie é carnívora bentófaga e generalista, seguindo o padrão de alimentação registrado em bagres marinhos e consumindo preferencialmente peixes e crustáceos decápodes, como o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) que é muito abundante na região (Tavares e Di Benedetto, 2017).

### 3.2.4. *Sotalia guianensis* Van Benédén, 1864 (boto-cinza)

O boto-cinza é uma espécie de mamífero marinho que se distribui ao longo da América Central e do Sul, desde Honduras até o estado de Santa Catarina, no sul do Brasil (Siciliano *et al.*, 2006). Esta espécie tem hábitos costeiros associados principalmente à baías, enseadas e regiões estuarinas (Silva e Best, 1996).

Esse golfinho pode medir até 200 cm de comprimento, e a maturidade sexual nos machos é atingida aos 7 anos, em torno de 170-175 cm, e nas fêmeas entre 5 a 8 anos, em torno de 164-169 cm (Rosas e Monteiro-Filho, 2002; Di Benedetto e Ramos, 2004). O período de gestação dura cerca de 11-12 meses e o ciclo reprodutivo é bienal, com nascimento de filhotes ao longo do ano (Rosas e Monteiro-Filho, 2002; Di Benedetto e Ramos, 2004). A idade máxima registrada para indivíduos desta espécie é de 29-30 anos (Rosas *et al.*, 2003).

A alimentação do boto-cinza é formada principalmente por peixes e cefalópodes, mas na costa norte do estado do Rio de Janeiro o peixe-espada se destaca como a presa preferencialmente consumida (Di Benedetto e Ramos, 2004; Di Benedetto *et al.*, 2011; Di Benedetto *et al.*, 2017). Diante disso, esse golfinho é considerado um carnívoro preferencialmente pelágico.

### 3.2.5. *Pontoporia blainvillei* Gervais e d'Orbigny, 1844 (toninha)

A toninha é uma espécie de mamífero aquático endêmica do Oceano Atlântico Sul-Occidental, ocorrendo desde Itaúnas, norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil (Siciliano, 1994), até o Golfo San Matias, na Argentina (Crespo *et al.*, 1998). A espécie se distribui preferencialmente nas proximidades de desembocaduras de rios, estuários e baías.

Essa espécie pode viver em torno de 16-20 anos (Kasuya e Brownell, 1979). O comprimento assintótico para machos e fêmeas na costa norte do estado do Rio de Janeiro é 121 cm e 145 cm, respectivamente (Ramos *et al.*, 2000; Di Benedetto e Ramos, 2001). Nesta região, a espécie alcança a maturidade sexual com 2 anos e 115 cm (machos) e 3 anos e 130 cm (fêmeas), o período de gestação é cerca de 10 a 11 meses, o ciclo reprodutivo pode ser anual ou bienal e o nascimento de filhotes ocorre durante todo ano (Di Benedetto e Ramos, 2001).

Em geral, a toninha se alimenta de peixes e cefalópodes juvenis ou de porte pequeno (<10-15 cm de comprimento) (Di Benedetto e Ramos 2001; Danilewicz *et al.* 2002). Em sua dieta estão representadas tanto presas pelágicas quanto demersais, e a espécie é considerada carnívoro pelágico demersal (Di Benedetto *et al.*, 2011; Di Benedetto e Ramos, 2014). No norte do estado do Rio Janeiro, peixes das famílias Sciaenidae e Engraulidae e cefalópodes da família Loliginidae são suas presas preferenciais (Di Benedetto e Ramos, 2001).

A toninha e o boto-cinza são os golfinhos mais vulneráveis do Oceano Atlântico Sul-Occidental devido às capturas acidentais em pescarias costeiras (IUCN, 2017). A vulnerabilidade dessas espécies frente às pescarias com rede de espera na costa norte do estado do Rio de Janeiro foi registrada previamente em Di Benedetto *et al.* (1998) e Di Benedetto (2003), com as capturas acidentais ocorrendo até 30 m de profundidade. Esses mamíferos marinhos são simpátricos entre 19°S e 27°S (Di Benedetto e Ramos, 2001; 2004). Estudos indicam que ambas as espécies apresentam padrões de residência definidos dentro da sua área de distribuição (Siciliano *et al.*, 2002; Secchi *et al.*, 2003; Cunha *et al.*, 2005; Ramos *et al.*, 2010).

### 3.3. Análise dos dados

Os peixes da família Ariidae (*A. luniscustis*, *B. bagre* e *G. barbuis*), coletados neste estudo apresentam similaridades quanto aos hábitos alimentares e estão em simpatria na área de estudo. Diante disso, as três espécies foram agrupadas como Ariidae para representar os carnívoros demersais, totalizando 218 espécimes.

A diferença entre as frequências percentuais de ingestão de resíduos sólidos considerando os carnívoros marinhos analisados foram testadas através da aproximação normal do teste do Qui-quadrado. As análises foram realizadas no programa *Statística for Windows* 12. Os valores de significância são interpretados como evidência para aceitação da hipótese nula, ao invés de escala dicotômica de significância (Hurlbert e Lombardi, 2009).

## 4. RESULTADOS

Dentre os 596 conteúdos estomacais analisados, apenas 22 (3,7%) continham resíduos sólidos de origem antropogênica. Os resíduos foram registrados nos conteúdos estomacais de peixes e cetáceos. A inspeção visual da parede interna do estômago realizada após a retirada do conteúdo estomacal não verificou evidência de ulcerações ou perfurações causadas pela presença desses resíduos em nenhum dos espécimes analisados.

Todos os conteúdos estomacais do peixe *T. lepturus* e do cetáceo *S. guianensis*, ambos carnívoros pelágicos, e do cetáceo *P. blainvillei* (carnívoro pelágico demersal) que continham resíduos sólidos também apresentavam itens alimentares. Por outro lado, isso não foi constatado para os peixes da família

Ariidae (carnívoros demersais), nos quais os conteúdos com presença de resíduos sólidos (n= 4) encontravam-se vazios quanto a itens alimentares.

Os resíduos sólidos recuperados dos conteúdos estomacais analisados foram material plástico, fio de náilon, papel, borracha, isopor e filtro de cigarro, com os dois primeiros itens presentes na maioria dos conteúdos (Tabela 2). A quantidade de resíduos recuperada em cada conteúdo foi baixa ( $\leq 3$ ), e suas dimensões (comprimento e área) variaram tanto entre espécimes do mesmo grupo de carnívoro quanto entre os carnívoros estudados (Tabela 3). Os itens filtro de cigarro e isopor estiveram presentes em dois conteúdos estomacais de *T. lepturus*, enquanto o item borracha foi registrado somente em peixes da família Ariidae, representado por um dedo de luva de cor laranja (7,0 cm) e um pedaço de preservativo (8,7 cm) (Tabela 3; Figura 2).

**Tabela 2.** Resíduos sólidos registrados nos conteúdos estomacais de peixes e cetáceos na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Resíduos sólidos	<i>T. lepturus</i> (212 estômagos)		<i>S. guianensis</i> (77 estômagos)		<i>P. blainvillei</i> (89 estômagos)		Ariidae (218 estômagos)	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Plástico flexível	1	0,5	-	-	4	4,5	1	0,5
Fio de náilon	-	-	1	1,3	10	11,2	1	0,5
Papel	-	-	-	-	-	-	1	0,5
Borracha	-	-	-	-	-	-	2	0,9
Filtro de cigarro	1	0,5	-	-	-	-	-	-
Isopor	1	0,5	-	-	-	-	-	-

N: número de estômagos com resíduos sólidos.

**Tabela 3.** Dimensões dos resíduos sólidos registrados nos conteúdos estomacais de peixes e cetáceos na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Resíduos sólidos	Plástico flexível (cm <sup>2</sup> )	Fio de náilon (cm)	Papel (cm <sup>2</sup> )	Borracha (cm)	Filtro de cigarro (cm)	Isopor (mm <sup>2</sup> )
<i>T. lepturus</i> (n= 3 estômagos)	-	-	-	-	2,0	-
	-	2,3	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	30
<i>S. guianensis</i> (n= 1 estômago)	-	3,1	-	-	-	-
<i>P. blainvillei</i> (n= 14 estômagos)	-	9,0; 31,5	-	-	-	-
	-	0,8; 1,0	-	-	-	-
	-	5,0	-	-	-	-
	1,7	-	-	-	-	-
	-	6,4	-	-	-	-
	-	9,5	-	-	-	-
	-	11,4	-	-	-	-



	31,2	-	-	-	-	-
	-	12,0	-	-	-	-
	1,3	-	-	-	-	-
	-	6,0	-	-	-	-
	-	4,7	-	-	-	-
	9,3; 1,9; 1,9	-	-	-	-	-
	-	4,1	-	-	-	-
Ariidae (n= 4 estômagos)						
	-	-	9,0	-	-	-
	10,0	5,3; 3,0	-	-	-	-
	-	-	-	7,0	-	-
	-	-	-	8,7	-	-



**Figura 2.** A) Fragmento de dedo de luva (7,0 cm) e B) pedaço de preservativo (8,7 cm) recuperados em conteúdos estomacais de peixes da família Ariidae na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

A proporção de conteúdos estomacais com presença de resíduos sólidos variou entre os carnívoros com diferentes locais de alimentação preferencial ao longo da coluna d'água. O cetáceo *P. blainvillei* se destacou dos demais, com maior percentual de ingestão de resíduos (Tabela 4). Por outro lado, *T. lepturus*, os peixes da família Ariidae e *S. guianensis* foram similares entre si quanto à frequência de ingestão de resíduos (Tabela 4).

**Tabela 4.** Comparação entre as frequências percentuais de ingestão de resíduos sólidos pelos peixes e cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

<b>Carnívoros</b>	<i>T. lepturus</i>	<i>S. guianensis</i>	<i>P. blainvillei</i>	Ariidae
<i>T. lepturus</i> 212 estômagos 1,4% com resíduos	-	0,8998	<0,001	0,7412
<i>S. guianensis</i> 77 estômagos 1,3% com resíduos	0,8998	-	0,0012	0,7685
<i>P. blainvillei</i> 89 estômagos 15,7% com resíduos	<0,001	0,0012	-	<0,001
Ariidae 218 estômagos 1,8% com resíduos	0,7412	0,7685	<0,001	-

## 5. DISCUSSÃO

O pressuposto levantado por este estudo foi parcialmente confirmado a partir dos resultados obtidos por *P. blainvillei*. A área de alimentação preferencial dos animais ao longo da coluna d'água não é uma característica que define a vulnerabilidade de ingestão de resíduos sólidos pelos animais estudados, exceto para a espécie *P. Blainvillei*, que através de seu comportamento alimentar demonstrou ter influência do mesmo na captura de suas presas em leito marinho e conseqüentemente dos resíduos sólidos presentes nesse ambiente. O local de alimentação preferencial na coluna de água não é o único fator que influencia a vulnerabilidade das diferentes espécies de consumidores carnívoros à ingestão de resíduos sólidos no norte do estado do Rio de Janeiro.

A baixa frequência de ingestão de resíduos associada aos carnívoros pelágicos (*T. lepturus* e *S. guianensis*) e os valores mais elevados registrados no carnívoro pelágico demersal (*P. blainvillei*) já eram esperados, conforme discutido previamente em Di Benedetto e Awabdi (2014) e Di Benedetto e Ramos (2014). No entanto, a baixa ingestão de resíduos pelos peixes demersais da família Ariidae (*A. luniscutis*, *G. barbuis*, *B. bagre*) foi inesperada. Dessa forma, a frequência de ingestão de resíduos apresentou a seguinte relação: pelágico demersal >>>> pelágico = demersal.

A maior parte dos resíduos recuperados nos conteúdos estomacais foi material plástico, como plásticos flexíveis que podem estar relacionados a

diversos tipos de embalagens e sacolas, e fios de náilon oriundos provavelmente de atividades de pesca. O resultado era esperado, uma vez que os plásticos representam o principal tipo de poluição por resíduos sólidos em ambientes costeiros e oceânicos, tanto na área de estudo (Oigman-Pszczol e Creed, 2007; Suciú *et al.*, 2017) quanto em todo mundo (Eriksen *et al.*, 2014; Jambeck *et al.*, 2015). A ingestão de plásticos atinge diferentes grupos de animais marinhos, desde espécies costeiras associadas à recifes e estuários (Carpenter *et al.*, 1972; Kartar *et al.*, 1976) até peixes e mamíferos pelágicos (Boerger *et al.*, 2010; Lusher *et al.*, 2018).

A presença de material plástico no ambiente, prevalecendo sobre os demais resíduos sólidos, e a elevada frequência com que é registrado no trato gastrointestinal de animais marinhos podem ser explicadas por sua abundância, pervasividade e resistência (Moore, 2008; Tourinho *et al.*, 2010; Cole *et al.*, 2011; Baulch e Perry, 2014). Além de danos físicos relacionados à ingestão propriamente dita, os plásticos liberam elementos químicos nos animais após sua ingestão, podendo afetar o sistema imunológico (Cedervall *et al.*, 2012; Mattsson *et al.*, 2015; Greven *et al.*, 2016) e causar distúrbios hormonais (Rochman *et al.*, 2014) e nervosos (Oliveira *et al.*, 2013).

Este estudo realizou levantamento sobre as abordagens realizadas nos últimos 10 anos (2009-2018) em relação a ingestão de resíduos sólidos por peixes ósseos (Tabela 5) e cetáceos odontocetos (Tabela 6). Os plásticos se destacaram como os resíduos mais ingeridos, conforme esperado. A maior parte dos estudos foi realizada no Hemisfério Norte (Tabelas 5 e 6). Nessa região se concentram as maiores zonas oceânicas de acumulação de resíduos sólidos (Lebreton *et al.*, 2012), o que é considerado um grave problema de conservação (Cózar *et al.*, 2015; Suaria *et al.*, 2016).

No entanto, o maior número de estudos sobre esse tema em regiões do Hemisfério Norte não reflete necessariamente a maior abundância de resíduos nessa região em comparação ao Hemisfério Sul, mas provavelmente a maior quantidade de grupos de pesquisa em atuação. Eriksen *et al.* (2014) ressaltaram que a poluição por resíduos sólidos está presente em quantidades substanciais em águas do Hemisfério Sul. Dessa forma, estudos sobre as interações entre animais marinhos e resíduos sólidos ao longo do Hemisfério Sul, tal como o

presente estudo, devem ser incentivados para compreensão dos efeitos desse tipo de poluição sobre as espécies que aí se distribuem.

Considerando os peixes ósseos, dezenas de famílias que incluem espécies pelágicas, pelágicas demersais e demersais ingerem resíduos sólidos ao longo de vários gradientes latitudinais, com percentuais de ingestão que variam de menos de 1% a quase 70%. No entanto, não há uma tendência que evidencie a posição preferencial do organismo na coluna d'água ou região geográfica em particular (Tabela 5). Os cetáceos odontocetos são carnívoros que se distribuem preferencialmente em regiões pelágicas, tanto costeiras quanto oceânicas, mas algumas espécies também se alimentam próximo ao fundo. Nesses casos, as espécies são consideradas pelágico demersais quanto ao modo de alimentação. Há variações expressivas quanto a ingestão de resíduos sólidos pelos cetáceos, com variações de menos de 1% a 100% de frequência de ingestão (Tabela 6).

Portanto, a poluição causada por resíduos sólidos e sua ingestão é um problema global que afeta peixes e cetáceos ao longo de suas áreas de alimentação. As variações interespecíficas e geográficas quanto a proporção de resíduos ingeridos deve refletir a sua disponibilidade e a abundância nas áreas de distribuição das espécies.

**Tabela 5.** Estudos que avaliam o percentual de ingestão de resíduos sólidos em peixes ósseos nos últimos dez anos (2009-2018).

Local	Latitude	Família	Hábito	Percentual de espécimes com resíduos sólidos no conteúdo estomacal	Referências
Mar do Norte e Báltico	~58°N	Pleuronectidae, Gadidae, Clupeidae, Scombridae	Pelágico e Demersal	5,5%	Rummel <i>et al.</i> (2016)
Mar do Norte	~55°N	Gadidae, Clupeidae, Carangidae, Triglidae, Scombridae	Pelágico	3,2%	Foekema <i>et al.</i> (2013)
Inglaterra	~50°N	Gadidae, Carangidae, Zeidae, Triglidae, Callionymidae, Cepolidae, Soleidae	Pelágico e Demersal	36,5%	Lusher <i>et al.</i> (2013)
Espanha	~40°N	Merlucciidae, Mullidae	Demersal	17,5%	Bellas <i>et al.</i> (2016)
Califórnia	~40°N	Gonostomatidae, Stomiidae, Sternoptychidae, Myctophidae.	Pelágico	9,2%	Davison e Asch (2011)
Espanha	~40°N	Sparidae	Pelágico	68,0%	Nadal <i>et al.</i> (2016)
Grécia	~39°N	Bramidae, Congridae, Epigonidae, Sebastidae, Trichiuridae, Merlucciidae, Gadidae, Moridae, Nettastomatidae, Sparidae, Phycidae, Polyprionidae, Centrolophidae, Scorpaenidae, Paralepididae, Xiphiidae	Pelágico	1,9%	Anastasopoulou <i>et al.</i> (2013)
Portugal	~39°N	Clupeidae, Sciaenidae, Sparidae, Bramidae, Sebastidae, Scophthalmidae, Lophiidae, Merlucciidae, Mullidae, Polyprionidae, Scombridae, Soleidae, Carangidae, Trichiuridae, Triglidae, Zeidae	Pelágico e Demersal	19,8%	Neves <i>et al.</i> (2015)
Itália	~38°N	Xiphiidae, Scombridae.	Pelágico	18,0%	Romeo <i>et al.</i> (2015)

Local	Latitude	Família	Hábito	Percentual de espécimes com resíduos sólidos no conteúdo estomacal	Referências
Turquia	~38°N	Scombridae	Pelágico	17,0%	Karakulak <i>et al.</i> (2009)
Giro do Pacífico Norte	~34°N	Myctophidae, Stomiidae, Scomberesocidae	Pelágico	35,0%	Boerger <i>et al.</i> (2010)
Golfo do Texas	~29°N	Sciaenidae, Ephippidae, Sparidae, Haemulidae.	Demersal	42,4%	Peters <i>et al.</i> (2017)
Arábia Saudita	~24°N	Acanthuridae, Lutjanidae, Serranidae, Lethrinidae, Pomacanthidae, Nemipteridae, Holocentridae, Haemulidae, Chaetodontidae, Holocentridae, Myctophidae, Labridae, Sternoptychidae, Phosichthyidae.	Pelágico e Demersal	14,6%	Baalkhuyur <i>et al.</i> (2018)
Golfo do México	~22°N	Clupeidae, Mugilidae, Carangidae, Sparidae, Lutjanidae, Sciaenidae, Scombridae, Paralichthyidae, Coryphaenidae.	Pelágico e Demersal	10,0%	Phillips e Bonner (2015)
Estados Unidos	~19°N	Alepisauridae	Pelágico	51,9%	Jantz <i>et al.</i> (2013)
Hawaii	~19°N	Alepisauridae, Coryphaenidae, Gempylidae, Scombridae, Lampridae, Xiphiidae.	Pelágico	19,0%	Choy e Drazen (2013)
Austrália	~33°S	Ariipidae, Carangidae, Clupeidae, Congridae, Engraulidae, Galaxiidae, Gempylidae, Hemiramphidae, Labridae, Mugilidae, Myctophidae, Nototheniidae, Odacidae, Scombridae, Scorpaenidae, Sillaginidae.	Pelágico e Demersal	0,2%	Cannon <i>et al.</i> (2016)
Brasil	~12°S	Scombridae	Pelágico	62,5%	Miranda e Carvalho-DeSouza (2016)

Brasil	~7°S	Ariidae	Demersal	23,0%	Possatto <i>et al.</i> (2011)
Brasil	~7°S	Gerreidae	Demersal	13,4%	Ramos <i>et al.</i> (2012)

**Tabela 6.** Estudos que avaliam o percentual de ingestão de resíduos sólidos em cetáceos odontocetos nos últimos dez anos (2009-2018).

Local	Latitude	Família	Hábito	Percentual de espécimes com resíduos sólidos no conteúdo estomacal	Referências
Mar do Norte e Báltico	~58°N	Phocoenidae	Pelágico	0,7%	Unger <i>et al.</i> (2017)
Mar do Norte	~55°N	Physeteridae	Pelágico demersal	40,0%	Unger <i>et al.</i> (2016)
Irlanda	~53°N	Delphinidae, Phocoenidae, Ziphiidae, Physeteridae, Kogiidae	Pelágico, Pelágico demersal	8,5%	Lusher <i>et al.</i> (2018)
Irlanda	~53°N	Ziphiidae	Pelágico demersal	100,0%	Lusher <i>et al.</i> (2015)
Holanda	~52°N	Phocoenidae	Pelágico	7,0%	Van Franeker <i>et al.</i> (2018)
Inglaterra	~50°N	Delphinidae, Pontoporiidae, Phocoenidae	Pelágico, Pelágico demersal	56,0%	Baulch e Perry (2014)
Mar Adriático	~43°N	Delphinidae	Pelágico	10,0%	Gomercic <i>et al.</i> (2009)
Mar Adriático	~43°N	Physeteridae	Pelágico	100,0%	Mazzariol <i>et al.</i> (2011)
Califórnia	~40°N	Delphinidae, Phocoenidae, Physedeteridae	Pelágico, Pelágico demersal	3,7%	Barcenas-De La Cruz <i>et al.</i> (2017)
Califórnia	~40°N	Physeteridae	Pelágico demersal	100,0%	Jacobsen <i>et al.</i> (2010)

Filipinas	~40°N	Delphinidae	Pelágico, Pelágico demersal	1,6%	Aragones <i>et al.</i> (2012)
China	~35°N	Phocoenidae	Pelágico	100,0%	Xiong <i>et al.</i> (2018)
Mar Mediterrâneo	~34°N	Delphinidae	Pelágico, Pelágico demersal	100,0%	Baini <i>et al.</i> (2017)
Mar Mediterrâneo	~34°N	Physeteridae	Pelágico demersal	100,0%	De Stephanis <i>et al.</i> (2013)
Local	Latitude	Família	Hábito	Percentual de espécimes com resíduos sólidos no conteúdo estomacal	Referências
Israel	~32°N	Delphinidae	Pelágico	100,0%	Levy <i>et al.</i> (2009)
Espanha	~28°N	Delphinidae, Ziphiidae, Kogiidae, Physeteridae	Pelágico, Pelágico demersal	8,0%	Puig-Lozano <i>et al.</i> (2018)
Espanha	~28°N	Delphinidae,	Pelágico	2,4%	Diáz-Delgado <i>et al.</i> (2018)
Espanha	~28°N	Delphinidae, Physeteridae, Kogiidae, Ziphiidae	Pelágico, Pelágico demersal	22,0%	Fernández <i>et al.</i> (2009)
Argentina	~36°S	Pontoporiidae	Pelágico demersal	28,0%	Denuncio <i>et al.</i> (2011)
Brasil	~21°S	Delphinidae, Pontoporiidae	Pelágico, Pelágico demersal	9,0%	Di Benedetto e Ramos (2014)



Nos conteúdos estomacais analisados não foram registrados quaisquer indícios de ulcerações ou perfurações que pudessem estar relacionados a presença dos resíduos sólidos. O número e o tamanho reduzido dos resíduos recuperados sugerem que um efeito letal devido a sua presença foi improvável. Os animais estudados foram obtidos através da pesca comercial praticada na região: alvos da pescaria (peixes) ou provenientes de captura incidental (cetáceos). Diante disso, a morte dos animais foi decorrente da captura em artefatos de pesca, e não da ingestão dos resíduos sólidos.

Apesar da baixa incidência de resíduos sólidos nos peixes da família Ariidae, a presença de pedaços de borracha (dedo de luva e preservativo) com dimensões proporcionalmente grandes em relação ao tamanho total do estômago dos espécimes analisados merece atenção (Tabela 2, Figura 2). Um dos efeitos da presença desses resíduos no trato gastrointestinal dos animais é a falsa sensação de saciedade, com a consequente redução da frequência alimentar (Bjorndal *et al.*, 1994; Secchi e Zarzur, 1999; Foekema *et al.*, 2013). Isso pode levar a debilidade nutricional e física ao longo do tempo. Os resíduos sólidos ingeridos podem ser expelidos juntamente com as fezes, mas fragmentos maiores podem ficar retidos no trato gastrointestinal de vertebrados durante vários meses (Ryan *et al.*, 2009; Tourinho *et al.*, 2010; Butterworth *et al.*, 2012).

Existem diferentes razões pela qual algumas espécies não ingerem ou apresentam uma baixa ingestão de resíduos sólidos. As baixas taxas de ingestão podem ser resultado da menor abundância de plástico nos ambientes estudados (Di Benedetto e Awabdi, 2014; Eriksen *et al.*, 2014), tráfego reduzido de embarcações, linhas de costa menos povoadas (Anastasopoulou *et al.*, 2013), comportamento alimentar, variação na densidade da poluição por resíduos sólidos em toda a superfície do oceano (Eriksen *et al.*, 2014) e além disso, alguns resíduos sólidos ingeridos podem ser expelidos junto com as fezes, como citado anteriormente.

Todos os peixes e cetáceos analisados são predadores de topo ativos. Na área de estudo suas presas preferenciais são espécies de peixes, cefalópodes e crustáceos decápodes comuns em áreas costeiras (Di Benedetto *et al.*, 2011; Bittar *et al.*, 2016; Tavares e Di Benedetto, 2017). Diante disso, é provável que a ingestão de resíduos sólidos ocorra durante o processo de alimentação, tanto de modo direto quanto indireto.

No modo de ingestão direto, a alimentação oportunista dos animais pode levar à ingestão dos resíduos na proporção em que eles estão disponíveis no ambiente (Jantz *et al.*, 2013; Romeo *et al.*, 2015), ou os animais podem ingerir os resíduos incidentalmente durante os eventos de predação (Laist, 1987; Di Benedetto e Ramos, 2014). Na ingestão indireta de resíduos há o consumo de presas que já contém esses resíduos no seu trato gastrointestinal (Di Benedetto e Awabdi, 2014). Alguns autores sugerem ainda que os animais marinhos podem confundir os resíduos com seu alimento preferencial (Derraik, 2002; Moore, 2008), mas isso não se aplicaria aos carnívoros predadores (Schuyler *et al.*, 2013), tais como os peixes e cetáceos analisados neste estudo.

No presente estudo foi analisado a ingestão de resíduos sólidos apenas por espécies carnívoras, porém, a ingestão de resíduos por espécies com hábitos alimentares diferentes também tem sido documentada (Bjorndal *et al.*, 1994; Browne *et al.*, 2008; Boerger *et al.*, 2010; Bains *et al.*, 2017). Espécies com hábitos alimentares diferentes possuem diferentes estratégias de capturas de presas, podendo essas estarem mais vulneráveis ou não a ingestão de resíduos sólidos. Um estudo realizado por Neves *et al.*, (2015) mostraram que espécies bentônicas e carnívoras ingeriram mais resíduos que espécies pelágicas, enquanto Garnier *et al.*, (2019) encontraram mais resíduos em zooplâncton do que em espécies carnívoras e bentônicas.

É possível que o número e o tamanho de resíduos sólidos ingeridos estejam mais relacionados a estratégias de captura de presa e não aos hábitos alimentares. Além da alta disponibilidade de resíduo sólido no ambiente marinho, outro fator importante é a diferença na estratégia alimentar de animais que frequentam áreas estuarinas (Santos *et al.*, 2015b). Devido ao maior aporte de itens alimentares carregados pelo rio e menor disponibilidade de macrófitas bentônicas, à maior turbidez da água, as tartarugas verdes por exemplo, podem passar a buscar itens alimentares flutuantes, exibindo uma estratégia de forrageamento pelágica, aumentando assim a chance de encontro com o plástico flutuante (Santos *et al.*, 2015a; 2015b).

Os espécimes adultos do peixe *T. lepturus* são predadores vorazes que ocupam posição trófica elevada na área de estudo (Di Benedetto *et al.*, 2012; Bittar *et al.*, 2016) e ao longo de sua distribuição (Chiou *et al.*, 2006). O cetáceo *S. guianensis* ocupa essa mesma posição trófica, e espécimes subadultos de *T.*

*lepturus* são suas presas preferenciais na região (Di Benedetto *et al.*, 2011). A ingestão de resíduos sólidos foi muito baixa para ambos os carnívoros pelágicos, indicando evento ocasional que ocorreu de modo oportunista quando o resíduo estava flutuando na massa d'água, por exemplo, ou secundário, a partir da ingestão de presa que já continha o resíduo. Considerando que ambos os carnívoros são predadores visuais que capturam ativamente suas presas próximo a superfície, a ingestão incidental de resíduos durante a alimentação pode ser descartada como uma explicação.

O cetáceo *P. blainvillei*, carnívoro pelágico demersal, apresentou a maior proporção de resíduos sólidos nos conteúdos estomacais (15,3%). No entanto, esse valor é cerca de 50% inferior ao registrado para a mesma espécie em águas argentinas (~37°S) (Denuncio *et al.*, 2011). A diferença pode refletir a disponibilidade dos resíduos no ambiente. Di Benedetto e Ramos (2014) argumentaram que durante a atividade alimentar próximo ao fundo essa espécie revolve o substrato com o bico (rosto) para otimizar a captura das presas bentônicas ou demersais, o que também ressuspende os resíduos sólidos enterrados ou depositados no fundo marinho, que são ingeridos incidentalmente. De acordo com as autoras, essa seria a explicação mais plausível sobre como *P. blainvillei* ingeriu os resíduos recuperados no conteúdo estomacal, descartando a possibilidade de ingestão secundária devido ao tamanho das presas preferencialmente consumidas por este cetáceo (menores que 10 cm de comprimento).

A frequência de ocorrência dos resíduos sólidos nos conteúdos estomacais dos peixes da família Ariidae que se distribuem na área de estudo (~22°S) foi 9 a 16 vezes inferior a peixes desta mesma família em um estuário tropical do nordeste do Brasil (~7°S). Possatto *et al.* (2011) analisaram a ingestão de resíduos em espécimes de *Cathorops spixii*, *C. agassizii* e *Sciades herzbergii* (Ariidae) e registraram 18%, 33% e 18% de ingestão, respectivamente: peixes juvenis e subadultos apresentaram maior percentual de ingestão de resíduos em comparação aos adultos. Os autores argumentaram que rios e estuários são fontes de resíduos, especialmente plásticos, para águas costeiras e oceânicas, e que a fauna estuarina estaria exposta a esse tipo de poluição crônica e, portanto, vulnerável à sua ingestão.

Os peixes da família Ariidae analisados (*A. luniscutis*, *B. bagre* e *G. barbuis*) são espécimes adultos capturados em águas marinhas costeiras através da pesca comercial. Apesar da mobilidade sazonal dos peixes entre os ambientes estuarino e marinho e a resistência dos resíduos sólidos ao processo de digestão, com permanência prolongada no trato gastrointestinal dos vertebrados (Müller *et al.*, 2012), presume-se que os resíduos recuperados nos peixes analisados foram ingeridos no ambiente marinho, e não no interior do estuário do Rio Paraíba do Sul.

No período de desova, os peixes Ariidae migram para estuários e lagoas com salinidade mais baixa, o que preserva os ovos da desidratação (Hostim-Silva *et al.*, 2009). Nesses ambientes, os peixes incubam os ovos na cavidade oral e suspendem a atividade alimentar (Araújo *et al.*, 1998). Os juvenis permanecem no interior de estuários ou lagoas costeiras durante os primeiros anos, mantendo sua atividade alimentar enquanto se desenvolvem, e migram posteriormente para o ambiente marinho (Araújo, 1988; Marceniuk, 2005).

A diferença entre os resultados do presente estudo e Possatto *et al.* (2011) poderia ser explicada por dois argumentos principais: i) peixes Ariidae em diferentes fases ontogenéticas variam quanto a susceptibilidade de ingestão de resíduos sólidos, com peixes adultos (malha amostral do presente estudo) menos suscetíveis em relação aos juvenis e subadultos e/ou ii) as áreas de estudo (águas marinhas adjacentes ao estuário do Rio Paraíba do Sul, ~22°S vs. estuário do Rio Goiana, ~7°S) apresentam níveis distintos de poluição por resíduos sólidos, o que se refletiria em taxas de ingestão diferenciadas pelos peixes. A presença de resíduos sólidos em áreas costeiras é associada principalmente ao fundo marinho (Splenger e Costa, 2008), inclusive na área de estudo (Oigman-Pszczol e Creed, 2007; Di Benedetto e Awabdi, 2014) e no estuário do Rio Goiana (Ivar do Sul *et al.*, 2014). Diante disso, o primeiro argumento parecer ser mais adequado em comparação ao segundo para explicar a diferença quanto a presença de resíduos sólidos nos conteúdos estomacais dos peixes.

Em geral, os peixes da família Ariidae são considerados predadores generalistas, consumindo peixes, crustáceos, moluscos e poliquetas (Mishima e Tanji 1982; Froese e Pauly 2018). Entretanto, estudos demonstraram variações ontogenéticas nos hábitos alimentares: os peixes passam de uma dieta

preferencial de crustáceos para uma dieta preferencial de peixes na medida que se desenvolvem (Pedra *et al.*, 2006; Mendoza-Carranza e Vieira 2009; Denadai *et al.* 2012). A preferência alimentar dos peixes ao longo da sua ontogenia pode refletir diferentes estratégias de captura das presas e, conseqüentemente, variações quanto à vulnerabilidade de ingestão de resíduos sólidos disponíveis no ambiente.

## **6. CONCLUSÃO**

Através dos resultados obtidos no presente estudo, conclui-se que a hipótese testada, consumidores carnívoros que se alimentam próximo ao fundo estão mais propensos a ingestão de resíduos sólidos, não foi confirmada.

Dessa forma, os hábitos alimentares e as estratégias de captura de presas são fatores importantes para compreender as interações que ocorrem entre os consumidores carnívoros e os resíduos sólidos presentes em suas áreas de distribuição. O nível de poluição por resíduos sólidos no ambiente costeiro do norte do estado do Rio de Janeiro não pode ser medido apenas em função da presença desses resíduos em conteúdos estomacais de animais carnívoros, cujas taxas de ingestão e a quantidade ingerida são em geral baixas. Apesar da disponibilidade de resíduos sólidos nesta região, a vulnerabilidade dos animais à sua ingestão é variável. Isso deve ser levado em consideração ao se definir qual espécie ou conjunto de espécies poderia ser utilizado como indicador desse tipo de poluição no local.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, R., Jarvis, D., Sayer, S., Mills, C. 2012. Entanglement of grey seals *Halichoerus grypus* at a haul out site in Cornwall, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2815–2819.
- Anastasopoulou, A., Mytilineou, C., Smith, C. J., Papadopoulou, K. N., 2013. Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Deep Sea Research*, 74: 11–13.
- Antonelis, K., Huppert, D., Velasquez, D., June, J. 2011. Dungeness crab mortality due to lost traps and a cost-benefit analysis of trap removal in Washington state waters of the Salish Sea. *North American Journal of Fisheries Management*, 31: 880–893.
- Aragonés, L. V., Flores, M. B., Suárez, L. A., Espinos, B. G. Paraná, F. M., Obusan, M. C. M. 2012 Lessons learned by the Philippine Marine Mammal Stranding Network from rescued marine mammals and sea turtles to marine debris. Proceedings of the Untangled Symposium: Exploring the impact of Marine Debris on Animal Welfare and Seeking Animal-focused Solutions. Araújo, F.G. 1988. Distribuição, abundância relativa e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da lagoa dos Patos (RS), Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5:509–543.
- Araújo, F. G., Gomes, I. D., Azevedo, M. C. C., Pessanha, A. L. M. 1998a. Maturação e desova do bagre marinho *Genidens genidens* Valenciennes, 1833 (Siluriformes, Ariidae), na baía de Sepetiba, RJ. *Revista Acta Biologica Leopoldensia* 20: 109–122.
- Awabdi, D. R., Siciliano, S., Di Benedetto A.P.M. 2013. First information about the stomach contents of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, in Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 6: 1–6.
- Azevedo, T. R., Schiller, A. 1991. Notes on the diet and the ingestion of plastic material by the Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* on Santa Catarina Island and mainland (Brazil). *Research Report*, 457: 1–8.
- Baalkhuyur, F. M., Dohaish, E-J, A. B., Elhalwagy, M. E. A., Alikunhi, N. M., Suwailem, A. M. A., Rostad, A., Coker, D. J., Berumen, M. L., Duarte, C. M. 2018. Microplastic in the gastrointestinal tract of fishes along the Saudi Arabian Red Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*, 131: 407–415.
- Baini, M., Martellini, T., Cincinelli, A., Campani, T., Minutoli, R., Panti, C., Finoia, M. G., Fossi, M. C. 2017. First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neustonic/planktonic samples and cetacean blubber. *Analytical Methods*, 9: 512–1520.
- Barcenas-De la Cruz, D., DeRango, E., Johnson, S. P., Simeone, C. 2017. Evidence of anthropogenic trauma in marine mammals stranded along the central California coast, 2003–2015. *Marine Mammal Science*, 34: 330–346.
- Battaglia, P., Pedà, C., Musolino, S., Esposito, V., Andaloro, F., Romeo, T. 2016. Diet and first documented data on plastic ingestion of *Trachinotus ovatus* L. 1758 (Pisces: carangidae) from the Strait of Messina (central Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology*, 83: 121–129.
- Baulch, S., Perry, C. 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80: 210–221.
- Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., Martínez-Gómez, C. 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the

- Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 109: 55–60.
- Bittar, V.T., Castello, B.F.L., Di Benedetto, A.P.M. 2008. Hábito alimentar do peixe espada adulto, *Trichiurus lepturus*, na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biotemas*, 21: 83–90.
- Bittar, V.T., Rezende, C.E., Kehrig, H.A., Di Benedetto, A.P.M. 2016. Mercury bioaccumulation and isotopic relation between *Trichiurus lepturus* (Teleostei) and its preferred prey in coastal waters of southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88: 801–807.
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., Lagueux, C. J. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 154–158.
- 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: 2246–2249.
- Boerger, C., Lattin, G., Moore, S., Moore, C. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 2275–2278.
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L). *Environmental Science and Technology*, 42: 5026–5031.
- Buenrostro, O., Bocco, G. 2003. Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives. *Resource Conserve Recycle*, 39: 251–263.
- Butterworth, A., Clegg, I., Bass, C. 2012. Untangled – marine debris: a global picture of the impact on animal welfare and of animal-focused solutions. *World Society for the Protection of Animals*.
- Cannon, S, M, E., Lavers, J, L., Figueiredo, B. Plastic ingestion by fish in the Southern Hemisphere: A baseline study and review of methods. 2016. *Marine Pollution Bulletin*, 107: 286– 291.
- Carpenter, E. J., K. L. Smith. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 174: 1240–1241.
- Cedervall, T., Hansson, L. A., Lard, M., Frohm, B., Linse, S. 2012. Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish. *Public Library of Science*, 7:2.
- Chiou, W. D., Chen, C. Y., Wang, C. M., Chen, C. T. 2006. Food and feeding habits of ribbonfish *Trichiurus lepturus* in coastal waters of south-western Taiwan. *Fisheries Science*, 72: 373–381.
- Choy, C, A., Drazen, J, C. 2013. Plastic for dinner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 485: 155–163.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2588–2597.
- Costa, M., Silva, J.S., Araújo, M.C.B., Leal, M.M.V., Barbosa, S.C.T., Souza, S.T., Guedes, S.Z. 2005. Solid wastes contamination on tropical beaches: the case of Pernambuco State, northeast Brazil. *Rivers to Sea Conference*, 7–9.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J.,

- Ruiz, A. 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 10239–10244.
- Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J. I., Ubeda, B., Gálvez, J. A., Irigoien, X., Duarte, C. M. 2015. Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *Plos One*, 10: 1–12.
- Crespo, E.A., Harris, G., González, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*, 14: 845–849.
- Cunha, H.A., da Silva, V.M.F., Lailson-Brito Jr, J., Santos, M.C.O., Flores, P.A.C., Martin, A.R., Azevedo, A.F., Fragoso, A.B.L., Zanelatto, R.C., Solé-Cava, A.M. 2005. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. *Marine Biology*, 148: 449–457.
- Danilewicz, D., Rosas, F., Bastida, R., Marijo, J., Muelbert, M., Rodríguez, D., Lailson-Brito Jr, J., Ruopollo, V., Ramos, R., Bassoi, M, Ott, PH., Caon, G., Rocha, AM., Catão-Dias, JL., Secchi, ER. 2002. Report of the working group on biology and ecology. *Latin American Journal Aquatic Mammals Special Issue*, 1: 25–42.
- Dantas, V.C., Silva, J.C., Morais, E.C., Bezerra, K.B., Chaves, M.F., Riul, P. 2011. Influence of the Paraíba river in the density of solid waste on Lucena beaches, Paraíba, Brazil. *XIV Latin American Congress of Marine Sciences*.
- Davison, P., Asch, R, G. 2011. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432: 173–180.
- Denadai, M, R., Bessa, E., Santos, F, B., Fernandez, W, S., Santos, F, M, C., Feijó, M, M., Arcuri, A, C, D., Turra, A. 2012. Life history of three catfish species (Siluriformes: Ariidae) from southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 12: 74–83.
- Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodriguez, D. 2011. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d’Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 62:1836–1841.
- Derraik, J. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 842–852.
- De Stephanis, R., Giménez, J., Carpinelli, E., Gutierrez-Éxposito, C., Cañadas, A. 2013. As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Marine Pollution Bulletin*, 69: 206–214.
- Díaz-Delgado, J., Fernández, A., Sierra, E., Sacchini, S., Andrada, M., Vela, A. I., Quesada-Canales, O., Paz, Y., Zucca, D., Groch, K., Arbelo, M. 2018. Pathologic findings and causes of death of stranded cetaceans in the Canary Islands (2006-2012). *PLoS One*, 13:10.
- Di Benedetto, A.P., Ramos, R., Lima, N.R.W. 1998. Fishing activity in Northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its relation with small cetaceans. *Brazilian Archives of Biology Technology*, 41:296–302.
- Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A. 2001. Biology and conservation of the franciscana *Pontoporia blainvillei* in the north of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, 2: 185–192.
- Di Benedetto, A.P.M. 2003. Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001–2002. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 2: 79–86.



- Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A. 2004. Biology of the boto-cinza dolphin *Sotalia fluviatilis* in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, 84: 1245–1250.
- Di Benedetto, A.P.M., Souza, C.M.M., Kehrig, H.A., Rezende, C.E. 2011. Use of multiple tools to assess the feeding preference of coastal dolphins. *Marine Biology*, 158: 2209–2217.
- Di Benedetto, A. P. M., Bittar, V. T., Awabdi, D. R., Tonini, W. C., Vidal Júnior, M. V. 2012. Feeding preference of adult females of ribbonfish *Trichiurus lepturus* L. 1758 through prey proximate-composition and caloric values. *Neotropical Ichthyology*, 10: 197–203.
- Di Benedetto, 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 Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A. 2014. Marine debris ingestion by coastal dolphins: what drives differences between sympatric species?. *Marine Pollution Bulletin*, 83: 298–301.
- Di Benedetto, A.P.M., Badia, C.C.V., Siciliano, S. 2017. On the feeding habit of the Guiana Dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédèn, 1864) (Mammalia: Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil (~22°S): has there been any change in more than two decades?. *Journal of Threatened Taxa*, 9: 9840–9843.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borroero, J.C., Galgani, F., Ryan, P., G., Reisser, J. 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *Public Library of Science*, 9:12.
- FAO (Food and Agricultural Organization) 2005. Disponível em: <<http://www.fao.org/figis/servlet/FiRefServlet?ds=specieesefid=2468>>. Acesso em 10 de maio de 2005.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II- teleostei (1). *Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo*, p 110.
- Fernández, M. B., Santos, M., Carrilo, M., Tejedor, M., Pierce, G.J. 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996–2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 873–883.
- Foekema, E. M., Gruijter, C. d., Mergia, M. T., Franeker, J. A., Murk, T. J., Koelmans, A. A. 2013. Plastic in North Sea fish. *American Chemical Society*, 1–25.
- Froese, R., Pauly, D. 2017. *FishBase*. <http://www.fishbase.org>, Accessed in 07 January 2018.
- Froese, R., Pauly, D. 2018. *FishBase*. <http://www.fishbase.org>, Accessed in 17 November 2018.
- Gall, S.C., Thompson, R.C. 2015. The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92:170–179.
- Garnier, Y., Jacob, H., Guerra, A, S., Bertucci, F., Lecchini, D. 2019. Evaluation of microplastic ingestion by tropical fish from Moorea Island, French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 165–170.
- Geise, L., Gomes, N. 1992. Ocorrência de plástico no estômago de um golfinho, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae). *Proceedings of the Third*

*Reunion de Trabajos de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur.*

- Gervais, P., d'Orbigny, A. 1844. Mammalogie. *Bulletin de la Société Philomathique*, 27:38–40.
- Gomercic, M. D., Galov, A., Gomercic, T., Škrtic, D., Čurkovic, S., Lucic, H., Vukovic, S., Arbanasic, H., Gomercic, H. 2009. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) depredation resulting in larynx strangulation with gill-net parts. *Marine Mammal Science*, 25: 392-401.
- Gomes, C.M.B. 1973. Lançamento de partículas de polietileno à costa do Rio Grande do Sul. *Separatas da Revista Veritas*, 70/73:174–206.
- Gomes, I.D., Araújo, F.G. 2004. Reproductive biology of marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in the Sepetiba bay, Brazil. *Revista Biologia Tropical*, 52:143–156.
- Graham, E.R., Thompson, J.T. 2009. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368:22–29.
- 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*, 364:2013–2025.
- Greven, A. C., Merk, T., Karagöz, F., Mohr, K., Klapper, M., Jovanović, B., Palić, D. 2016. Polycarbonate and polystyrene nanoplastic particles act as stressors to the innate immune system of fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35:3093–3100.
- Hatje, V., Costa, M.F., Cunha, L.C. 2013. Oceanografia e química: unindo conhecimentos em prol dos oceanos e da sociedade. *Química Nova*, 36:1497–1508.
- Hébert, M., Miron, G., Moriyasu, M., Vienneau, R., DeGrâce, P. 2001. Efficiency and ghost fishing of snow crab (*Chionoecetes opilio*) traps in the Gulf of St Lawrence. *Fisheries Research*, 52:143–153.
- Hidalgo-Ruz, V., Thiel, M. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research*, 87 - 88 : 12 –1 .
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 46, 3060-3075.
- Hostim-Silva, M., Branco, J, O., Lunardonbranco, M, J., Bellotto, V, R. 2009. Reprodução do bagre *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae) na Foz do Rio Itajaí-Açú, SC. *Editora Univali Itajaí*, 227–248p.
- Hurlbert, S.H., Lombardi, C.M. 2009. Final collapse of the Neyman-Pearson decision theoretic framework and rise of the neoFisherian. *Annales Zoologici Fennici*, 36:311–349.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2018. Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas. Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias?view=noticiaeid=1e busca=1eidnoticia=2036>>.
- Imhof, H.K., Sigl, R., Brauer, E., Feyl, S., Giesemann, P., Klink, S., Leupolz, K., Löder, M.G.J., Löscher, L.A., Missun, J., Muszynski, S., Ramsperger, A.F.R.M., Schrank, I., Speck, S., Steibl, S., Trotter, B., Winter, I., Laforsch, C., 2017. Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic

- abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 116, 340-347.
- IUCN, 2017. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 December 2017.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. 2007. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: from the 1970 until now and where do we go from here?. *Marine Pollution Bulletin*, 54:1087–1104.
- Ivar o Sul, J, A., Costa, M, F. 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185: 352–364.
- Jacobsen, J.K., Massey, L., Gulland, F. 2010. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 60:765–767.
- Jantz, L.A., Morishige, C.L., Bruland, G.L., Lepczyk, C.A. 2013. Ingestion of plastic marine debris by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*) in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 69:97–104.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347: 768–771.
- Karakulak, F. S., Salman, A., Oray, I. K. 2009. Diet composition of Bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758). *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 757–761.
- Kartar, S., F. Abou-Seedo., M. Sainsbury. 1976. Polystyrene spherules in the Severn Estuary - A progress report. *Marine Pollution Bulletin*, 7:52.
- Kasuya, T., Brownell, R.L. 1979. Age determination, reproduction and growth of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. *Science Report of Whale Research Institute*, 31:45–67.
- Keswani, A., Oliver, D., Gutierrez, T., Quilliam, R. 2016. Microbial hitchhikers of marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research*, 118:10–19
- Koelmans, A.A., Gouin, T., Thompson, R., Wallace, N., Arthur, C. 2014. Plastics in the marine environment. *Environmental Toxicology Chemistry*, 33:5–10.
- Laist, D. W. 1987. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6 Part B):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 and ingestion records. In: Coe, I.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts and Solutions*. Springer-Verlag, 99–139.
- Le Bail, P. -Y., Keith, P., Planquette, P. 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. *Muséum National d'Histoire Naturelle, Concil Supérieur de la Pêche. INRA-Institut National de la Recherche Agronomique*, t. 2, fascicule 2: Siluriformes.
- Lebreton, L.C.M., Greer, S., Borrero, J. 2012. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 653–661.
- Levy, A, M., Brenner, O., Scheinin, A., Morick, D., Ratner, E., Goffman, O., Kerem, D. 2009. Laryngeal Snaring by Ingested Fishing Net in a Common Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Off the Israeli Shoreline. *Journal of Wildlife Diseases*, 45: 834–838.

- Lusher, A. L., McHugh, M., Thompson, R. C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67: 94–99.
- Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., Officer, R. 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, 199: 185–191.
- Lusher, A., Hernanzes-Milian, G., Berrow, S., Rogan, E., O'Connor. 2018. Incidence of marine debris in cetaceans stranded and bycaught in Ireland: Recent findings and a review of historical knowledge. *Environmental Pollution*, 232: 467–476.
- Macedo, G.R., Pires, T.T., Rostán, G., Goldberg D.W., Leal, D.C., Neto, A.F.G., Franke, C.R. 2011. Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia, Brasil. *Ciência Rural*, 41:1938–1943.
- Magro, M. 2006. Aspectos da pesca e dinâmica de populações do espada, *Trichiurus lepturus* (Trichiuridae, Teleostei), da costa Sudeste-Sul do Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, Brasil, p 174.
- Mattsson, K., Ekvall, M. T., Hansson, L., Linse, S., Malmendal, A., Cedervall, T. 2015. Altered behavior, physiology, and metabolism in fish exposed to polystyrene nanoparticles. *Environmental Science and Technology*, 49: 553–561.
- Marceniuk, AP. 2005. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *Boletim do Instituto de Pesca*, 31:89–101.
- Marceniuk, A. P., Menezes, N.A. 2007. Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera. *Zootaxa*, 1416:1–126.
- Marceniuk, A.P., Betancur, R., Giarrizzo, T., Fredou, F.L., Knudsen, S. 2015. *Bagre bagre*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: Available at: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20152.RLTS.T190228A1945010.en>>. Downloaded on 05 January 2018.
- Martins, A. S., Haimovici, M. 1997. Distribution, abundance and biological interactions of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Fisheries Research*, 30:217–227.
- Martins, A. S., Haimovici, M. 2000. Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Scientia Marina*, 64:97–105.
- Martins, A.S., Haimovici, M., Palacios, R. 2005. Diet and feeding of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the Subtropical Convergence Ecosystem of Southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association, UK*, 85:1223–1229.
- Mazzariol, S., Di Guardo, G., Petrella, A., Marsili, L., Fossi, C. M., Leonzio, C., Fernández, A. 2011. Sometimes Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) Cannot Find Their Way Back to the High Seas: A Multidisciplinary Study on a Mass Stranding. *Plos One*, 6:5.
- Meirelles, A, C, O., Barros, H, M, D, R. 2007. Plastic debris ingested by a rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, stranded alive in northeastern Brazil. *Biotemas*, 20(1):127–131.
- Mendoza-Carranza, M., Vieira, J, P. 2009. Ontogenetic niche feeding partitioning in juvenile of white sea catfish *Genidens barbatus* in estuarine environments,

- southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 839–848.
- Miranda, D. A., Carvalho-Souza, G.F. 2016. Are we eating plastic-ingesting fish?. *Marine Pollution Bulletin*, 103:109–114.
- Mishima, M., Tanji, S. 1982. Nicho alimentar dos bagres marinhos (Teleostei, Ariidae) no complexo estuarino lagunar de Cananéia (25°S, 48°W). *Boletim do Instituto de Pesca de São Paulo*, 9:131–140.
- Moore, C. J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108: 131–139.
- Mrosovsky, N., Ryan, G., James, M. 2009. Leatherback turtles: the menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 58:287–289.
- Muller, J., Werner, K., Stein, R., Fahl, K., Moros, M., Jansen, E. 2012. Biomarker analyses and accumulation rates of sediment core MSM05/5\_723-2. *Pangaea*.
- Murray, F., Cowie, P.R. 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62:1207–1217.
- Nadal, M, A., Alomar, C., Deudero, S. 2016. High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. *Environmental Pollution*, 214: 517–523.
- Neta, R.N.F., Castro, A.C.L. 2008. Diversidade das assembleias de peixes estuarinas na Ilha dos Caranguejos, Maranhão. *Arquivo Ciências do Mar*, 41:48–57.
- Neves, R.C., Santos, L.A.S., Oliveira, K.S.S., Nogueira, I.C.M., Loureiro, D.V., Franco, T., Farias, P.M., Bourguignon, S.N., Catabriga, G.M., Boni, G.C., Quaresma, V.S. 2011. Análise qualitativa da distribuição de lixo na praia da Barrinha (Vila Velha-ES). *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 11:57–64.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J, L., Pereira, T. 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101:119–126.
- Oigman-Pszczol, S.S., Creed, J.C. 2007. Quantification and Classification of Marine Litter on Beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 23: 421–428.
- Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., Guilhermino, L. 2013. Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps*(Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 34: 641–647.
- Pedra, M. L. R., Oliveira, M. A., Novelli, R. 2006. Biologia alimentar do bagre *Genidens genidens* (Valenciennes, 1839) na Barra da Lagoa do Açú, norte do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Acta Biologica Leopoldensia*, 28:39–42.
- Pedroso, C.C., Ivar do Sul, J.A., Machado, A.A., Fillmann, G. 2004. Ocorrência de resíduos sólidos no conteúdo estomacal de aves na praia do Cassino RS em 2003/2004. *Proceedings of the Second Simpósio Brasileiro de Oceanografia*.
- Peters, C, A., Thomas, P, A., Rieper, K, B., Bratton, S, P. 2017. Foraging preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from the Texas Gulf Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 82–88.

- Phillips, M. B., Bonner, T. H. 2015. Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 100: 264–269.
- Pinheiro-Sousa, D.B., Silva, N.K. da., Pioski, N.M., Rocha, A.C.G., Carvalho-Neta, R.N.F., Almeida, Z.S. de. 2015. Aspectos alimentares e reprodutivos de *Bagre bagre* (Pisces, Ariidae) em um estuário da ilha de São Luís, Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*.
- PlasticsEurope. 2012. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste. *Plastics – The Facts 2012*.
- Possatto, P., Barletta, M., Costa, M., Ivar do Sul, J., Dantas, D. 2011. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1098–1102.
- Puig-Lozano, R., Bernaldo, Y. Q., Díaz-Delgado, J.D., García-Álvarez, N., Sierra, E., De la Fuente, J., Sacchini, S., Suárez-Santana, C. M., Zucca, D., Câmara, N., Saavedra, P., Almunia, J., Rivero, M. A., Fernández, A., Arbelo, M. 2018. Retrospective study of foreign body-associated pathology in stranded cetaceans, Canary Islands (2000–2015). *Environmental Pollution*, 243:519–527.
- Ramos, R.M.A., Di Benedetto, A.P., Lima, N.R.W. 2000. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Aquatic Mammals* 26:65–75.
- Ramos, R.M.A., Siciliano, S., Ribeiro, R. 2010. Monitoramento da biota marinha em navios de sísmica: seis anos de pesquisa (2001-2007). *Everest Tecnologia em Serviços*, 1:1–69.
- Ramos, J.A.A., Barletta, M., Costa, M.F. 2012. Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic biology*, 17:29–34.
- Reis, E.C., Pereira, C.S., Rodrigues, D.P., Secco, H.K.C., Lima, L.M., Rennó, B., Siciliano, S. 2010. Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos. *Oecologia Australis*, 14: 756–765.
- Ribic, C.A., Sheavly, S.B., Rugg, D.J., Erdmann, E.S. 2010. Trends and drivers of marine debris on the Atlantic coast of the United States 1997–2007. *Marine Pollution Bulletin*, 60:1231–1242.
- Richards, Z.T., Berger, M. 2011. A quantification of the standing stock of macrodebris in Majuro lagoon and its effect on hard coral communities. *Marine Pollution Bulletin*, 62:1693–1701.
- Rochman, C., Hentschel, B. T., Teh, S.J. 2014. Long-Term Sorption of Metals Is Similar among Plastic Types: Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. *Public Library of Science*, 9:1.
- Romeo, T., Pietro, B., Peda, C., Consoli, P., Andaloro, F., Fossi, M.C. 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 358–361.
- Rosas, F. C. W., Monteiro-Filho, E. L. A. 2002. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 82: 507-515.
- Rosas, F. C. W., Barreto, A. S., Monteiro-Filho, E. L. A. 2003. Age and growth of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) on the Paraná coast, southern Brazil. *Fishery Bulletin*, 101: 377–383.

- Rummel, C. D., Martin, G. J. L., Nicolai, F. F., Lang, T., Griebeler, E. M., Janke, M., Gerds, G. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102: 134–141.
- 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., Moloney, C, L. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364: 1999–2012.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Batista, M. B., Horta, P. A. 2015. Regional and local factors determining green turtle *Chelonia mydas* foraging relationships with the environment. *Marine Ecology Progress Series*, 529: 265–277.
- Santos, R. G., Andrades, R., Boldrini, M. A., Martins, A. S. 2015. Debris ingestion by juvenile marine turtles: As underestimated problem. *Marine Pollution Bulletin*, 93: 37–43.
- Schmidt, T.C.S., Martins, I.A., Reigada, A.L.D., Dias J.F. 2008. Taxocenose de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da região estuarina de São Vicente, SP, Brasil. *Biota Neotropica*, 8:73–81.
- Schuyler, Q., Hardesty, B.D., Wilcox, C., Townsend, K. 2013. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*, 28:129–139.
- Schuyler, Q., Wilcox, C., Townsend, K., Hardesty, B.D., Marshall, J.N. 2014. Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *Bio Med Central Ecology*, 14:14.
- Secchi, E.R., Zarzur, S. 1999. Plastic debris ingested by a Blainville's beaked whale, *Mesoplodon densirostris*, washed ashore in Brazil. *Aquatic Mammals*, 25:21–24.
- Secchi, E.R., Danilewicz, D., Ott, P.H. 2003. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research and Management*, 5:61–68.
- Sharholly, M., Ahmad, K., Vaishya, R.C., Gupta, R.D. 2007. Municipal solid waste characteristics and management in Allahabad, India. *Waste Management*, 27:490–496.
- Sheavly, S.B., Register, K.M. 2007. Marine debris and plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, 15:301–305.
- Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and shery interactions in coastal waters of Brazil. *International Whaling Commission*, 15:241–250.
- Siciliano, S., Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A. 2002. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais e d'Orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e possíveis fatores de isolamento das populações. *Boletim do Museu Nacional, Nova série Zoologia*, 146:1–15.
- Siciliano S., Moreno I.B., Silva E.D., Alves V.C. 2006. Baleias, botos e golfinhos na Bacia de Campos. *Série guia de campo Fauna marinha da Bacia de Campos*.

- Silva, V.M.F., Best, R.C. 1996. *Sotalia fluviatilis*. Mammalia Species. *American Society of Mammalogists*, 527:1–17.
- Splenger, A., Costa, M.F., 2008. Methods applied in studies of benthic marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 226–230.
- Stevens, B. G., Vining, I., Byersdorfer, S., Donaldson, W. 2000. Ghost fishing by tanner crab *Chionoecetes bairdi* pots off Kodiak, Alaska: Pot density and catch per trap as determined from sidescan sonar and pot recovery data. *Fisheries Bulletin*, 98:389–399.
- Suaría, G., Avio, C, G., Mineo, A., Lattin, G, L., Magaldi, M, G., Belmonte, G., Moore, C, J., Regoli, F., Aliani, S. 2016. The Mediterranean Plastic Soup: Synthetic polymers in Mediterranean surfasse waters. *Scientific Reports*, 6:37551.
- Suciu, M.C., Tavares, D.C., Costa, L.L., Silva M.C.L., Zalmon, I.R. 2017. Evaluation of environmental quality of sandy beaches in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 119: 133–142.
- Tavares, M.T.M., Di Benedetto, A.P.M. 2017. Feeding habits and behaviour of *Bagre bagre* and *Genidens barbatus*, two ariidae catfishes (Pisces: Siluriformes) from southeastern Brazil. *Journal of Threatened Taxa*, 9:10771–10775.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., Swan, S. H. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 364:2153–2166.
- Tourinho, P, S., Ivar do 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.
- Uhrin, A. V., Matthews, T. R., Lewis, C. 2014. Lobster trap debris in the Florida Keys National Marine Sanctuary: Distribution, abundance, density, and patterns of accumulation. *Marine and Coastal Fisheries*, 6:20–32.
- UNEP, 2005. Marine Litter an Analytical Overview. *United Nations Environment Programme*, p 47.
- UNEP Year Book, 2011. Emerging Issues in our Global Environment. *United Nations Environment Programme, Nairobi*. Published February 2011 <<http://www.unep.org/yearbook/2011>>.
- UNEP, 2016. Marine plastic Debris and Microplastics e Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change. *United Nations Environment Programme*.
- Unger, B., Rebolledo, E, L, B., Deaville, R., Grone, A., Ijsseldijk, L, L., I., Leopold, M, F., Siebert, U., Spitz, J., Wohlsein, P., Herr, H. 2016. Large amounts of marine debris found in sperm whales stranded along the North Sea coast in early 2016. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 134–141.
- Unger, B., Herr, H., Benke, H., Böhmert, M., Burkhardt-Holm, P., Dähne, M., Hillmann, M., Wolff-Schmidt, K., Wohlsein, P., Siebert, U. 2017. Marine debris in harbor porpoises and seals from German waters. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 77–84.
- Van Bénédén, E. 1864. Sur um dauphin nouveau et um ziphiode rare. *Mémoire L'Académie. Royale des Sciences de Belgique*, 41:2–44.
- Van Franeker, J, A., Rebolledo, E, L, B., Hesse, E., Ijsseldijk, L, L., Kuhn, S., Leopold, M., Mielke, L. 2018. Plastic ingestion by harbour



- porpoises *Phocoena phocoena* in the Netherlands: Establishing a standardised method. *Ambio*, 47: 387–397.
- Xiong, X., Chen, X., Zhang, K., Mei, Z., Hao, Y., Zheng, J., Wu, C., Wang, K., Ruan, Y., Lam, P, K, S., Wang, D. 2018. Microplastics in the intestinal tracts of East Asian finless porpoises (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri*) from Yellow Sea and Bohai Sea of China. *Marine Pollution Bulletin*, 136: 55–60.