



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS - PPGSAT



LUCÉLIA DOS SANTOS NUNES

**INGESTÃO DE MICROPLÁSTICOS POR PEIXES RELACIONADA AO NÍVEL
DE POLUIÇÃO PLÁSTICA NO AMBIENTE: UMA ABORDAGEM BAYESIANA**

ILHÉUS - BAHIA
2020

LUCÉLIA DOS SANTOS NUNES

**INGESTÃO DE MICROPLÁSTICOS POR PEIXES RELACIONADA AO NÍVEL
DE POLUIÇÃO PLÁSTICA NO AMBIENTE: UMA ABORDAGEM BAYESIANA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação (*Stricto sensu*) em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas Aquáticos Tropicais

Orientador: Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões

Coorientador: Prof. Dr. Martín César María Blettler

ILHÉUS - BAHIA

2020

N972 Nunes, Lucélia dos Santos.
Ingestão de microplásticos por peixes relacionada ao nível de poluição plástica no ambiente: uma abordagem bayesiana / Lucélia dos Santos Nunes. – Ilhéus, BA: UESC, 2020.
48 f. : il.

Orientador: Nadson Ressayé Simões.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.
Referências: f. 40-48.

1. Peixes. 2. Contaminação ambiental. 3. Plásticos. 4. Peixes – Espécies. I. Título.

CDD 597

TERMO DE APROVAÇÃO

LUCÉLIA DOS SANTOS NUNES

INGESTÃO DE MICROPLÁSTICOS POR PEIXES RELACIONADA AO NÍVEL DE POLUIÇÃO PLÁSTICA NO AMBIENTE: UMA ABORDAGEM BAYESIANA

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação (*Stricto sensu*) em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Aprovada em: 06 de Março de 2020.
Ilhéus, Bahia.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões (Orientador)
Universidade Federal do Sul da Bahia
Universidade Estadual de Santa Cruz

Prof. Dra. Ana Lúcia Vendel
Universidade Estadual da Paraíba

Prof. Cleverson Zapelini dos Santos
Universidade Estadual de Santa Cruz

***Aos meus pais dedico esta e todas as
vitórias da minha vida!***

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar, iluminar e dá tranquilidade para seguir em frente com os meus objetivos e não desanimar com as dificuldades.

Aos meus pais, Armindo e Laurita, pelo amor, incentivo e apoio incondicionais, por entenderem as minhas faltas e me mostrarem desde muito pequena o quanto é importante estudar, mesmo não tendo eles a mesma oportunidade no passado. Sem a presença de vocês eu não conseguiria.

Aos meus irmãos, Joaquim, João e Armando, pelo amor, cuidado e apoio.

Aos meus sobrinhos, Kamilly, Millena e Ruan, por fazerem os meus dias mais alegres mesmo à distância.

À Universidade Estadual de Santa Cruz e ao PPGSAT, seu corpo docente, coordenação e funcionários pela oportunidade, aprendizado e bom atendimento.

Ao professor Nadson Simões, meu orientador e exemplo de profissional, pela partilha de conhecimento, pela disponibilidade em orientar, pelas suas correções, apoio e incentivos, que tanto colaboraram para a minha formação.

Ao meu coorientador, Martín Blettler, por todo suporte e orientação durante a execução do trabalho.

Ao professor Leonardo Moraes, por toda a ajuda, apoio e conhecimento compartilhado.

Ao professor Alisson Gonçalves, por toda a ajuda e suporte para a realização da análise FT-IR.

A Verônica Fernandes pela ajuda na aquisição dos espécimes.

A Jorinha, amiga que o mestrado me trouxe, pela partilha, pelo cuidado, pelo apoio e incentivo nos momentos difíceis e pela amizade, que será para toda a vida.

A todo o corpo docente do PPGSAT/UESC, pelo aprendizado, apoio e contribuição para a minha formação acadêmica e profissional.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pela concessão de bolsa.

*“A ciência não pode prever o que vai acontecer. Só pode prever a probabilidade de algo acontecer.”
(César Lattes)*

RESUMO

O aumento populacional e a concentração das grandes metrópoles em torno de rios e mares geram uma grande pressão sobre os ecossistemas aquáticos. Esse crescimento desordenado em torno dos corpos hídricos provoca prejuízos à natureza devido à disseminação de plásticos e microplásticos (MPs) que podem ser ingeridos por diversos organismos aquáticos. O objetivo deste trabalho foi analisar a ocorrência, tipo e abundância de MPs no conteúdo gastrointestinal de quatro espécies de peixes comerciais: *Eugerres brasilianus*, *Mugil curema*, *Mugil curvidens* e *Mugil liza*, na costa de Porto Seguro-Bahia; e simular cenários com diferentes probabilidades de ingestão de MPs por estas espécies. Entre Março e Maio de 2019, foram adquiridos 120 indivíduos de quatro espécies de peixes, 60 indivíduos da espécie *Eugerres brasilianus*, 28 indivíduos da espécie *Mugil curema*, 23 indivíduos da espécie *Mugil curvidens* e 9 indivíduos da espécie *Mugil liza*. Foi feita uma análise da presença, tipo e abundância de MPs no conteúdo gastrointestinal de todos os indivíduos. Após a análise do conteúdo gastrointestinal, sob microscópio óptico, foi realizada a separação e identificação do MP. A abordagem Bayesiana foi utilizada para gerar distribuições de probabilidade a posteriori considerando prioris informativas sobre a ingestão de MPs pelas espécies de peixes e para simular cenários com diferentes características e ofertas ($\theta=0,2$, $\theta=0,5$ e $\theta=0,8$) de MPs. A espécie *E. brasilianus* foi a que apresentou a maior taxa de ingestão de MPs. A probabilidade a posteriori de mais da metade dos organismos de *E. brasilianus* e *Mugil* spp. ingerir MPs foi de 0,336 e 0,008, respectivamente. Logo, a espécie *E. brasilianus* possui mais chances de ter uma parcela mais significativa de seus integrantes ingerindo MPs. As estimativas alcançadas com a simulação dos cenários evidenciam a influência do grau de contaminação do local sobre a proporção de organismos que ingerem MPs. As previsões alcançadas com a simulação dos cenários revelaram como uma ferramenta útil à avaliação da qualidade ambiental e indicativa do quanto o grau de impacto antrópico local influencia na taxa de ingestão de MPs por peixes.

Palavras-chave: Contaminação plástica. Dieta. Conservação marinha. Espécies comerciais.

ABSTRACT

The population raise and the concentration of large cities around rivers and seas generate great pressure on aquatic ecosystems. This disordered growth around water bodies causes damage to nature due to the propagation of plastics and microplastics (MPs) that can be ingested by various aquatic organisms. The aim of this study was to analyze the occurrence, type and abundance of MPs in the gastrointestinal content of four species of commercial fish: *Eugerres brasiliensis*, *Mugil curema*, *Mugil curvidens* and *Mugil liza*, on the coast of Porto Seguro-Bahia; and simulate scenarios with different probabilities of ingesting MPs by these species. Between March and May 2019, 120 individuals of four species of fish were purchased, 60 individuals of the species *Eugerres brasiliensis*, 28 individuals of the species *Mugil curema*, 23 individuals of the species *Mugil curvidens*, and 9 individuals of the species *Mugil liza*. An analysis was made of the presence, type, and abundance of MPs in the gastrointestinal content of all individuals. After analyzing the gastrointestinal content, under an optical microscope, the MP was separated and identified. The Bayesian approach was used to generate probability distributions a posteriori considering informative *prioris* on the intake of MPs by fish species and to simulate scenarios with different characteristics and offers ($\theta = 0.2$, $\theta = 0.5$ and $\theta = 0.8$) of MPs. *E. brasiliensis* was the species with the highest rate of MPs intake. The *a posteriori* probability of more than half of the organisms of *E. brasiliensis* and *Mugil* spp. ingesting MPs was 0.336 and 0.008, respectively. Therefore, the species *E. brasiliensis* is more likely to have a more significant portion of its members ingesting MPs. The estimates reached with the simulation of the scenarios show the influence of the degree of contamination of the place on the proportion of organisms that ingest MPs. The predictions achieved with the simulation of the scenarios revealed as a useful tool for the assessment of environmental quality and indicative of how much the degree of local anthropic impact influences the rate of MP ingestion by fish.

Keywords: Plastic contamination. Diet. Marine conservation. Commercial species.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 01** – Microplásticos (MPs) do tipo a) filamento e b) fragmento recuperados do trato gastrointestinal de *Eugerres brasiliianus*; MPs do tipo c) filamento e d) fragmento recuperados do trato gastrointestinal de *Mugil* spp.....**24**
- Figura 02** – Densidade da distribuição a posteriori $f(\theta|y)$ sobre a proporção θ , para as espécies *Eugerres brasiliianus* (linha vermelha) e *Mugil* spp. (linha azul).....**25**
- Figura 03** - Boxplot da probabilidade a posteriori (P) de ingestão de microplásticos por *Eugerres brasiliianus* e *Mugil* spp.**27**
- Figura 04** – Número de indivíduos (N) de *Eugerres brasiliianus* e *Mugil* spp. que ingeriram MPs do tipo filamento e do tipo fragmento**27**
- Figura 05** – Densidade da ingestão do número de microplásticos do tipo filamento ingeridos pelos espécimes de *Eugerres brasiliianus* e *Mugil* spp.. Linhas verticais, vermelha e azul, indicam o número médio de filamentos ingeridos por *E. brasiliianus* e *Mugil* spp., respectivamente.....**28**
- Figura 06** – Densidade da ingestão do número de microplásticos do tipo fragmento ingeridos pelos espécimes de *Eugerres brasiliianus* e *Mugil* spp.. Linhas verticais, vermelha e azul, indicam o número médio de fragmentos ingeridos por *E. brasiliianus* e *Mugil* spp., respectivamente.....**29**
- Figura 07** – Densidade da abundância de ingestão de microplásticos (MPs) ingeridos pelos espécimes de *Eugerres brasiliianus* e *Mugil* spp.. Linhas verticais, vermelha e azul, indicam o número médio de MPs ingeridos por *E. brasiliianus* e *Mugil* spp., respectivamente.....**30**
- Figura 08** – Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pela espécie *Eugerres brasiliianus*, utilizando o comprimento total como covariável.....**31**
- Figura 09** - Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pela espécie *Eugerres brasiliianus*, utilizando o peso do trato gastrointestinal (TGI) como covariável**32**
- Figura 10** - Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pelas espécies do gênero *Mugil*, utilizando o comprimento total como covariável.....**32**
- Figura 11** - Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pelas espécies do gênero *Mugil*, utilizando o peso do trato gastrointestinal (TGI) como covariável**33**

Figura 12 - Densidade da distribuição a posteriori $f(\theta|y)$ da ingestão de microplásticos sobre a proporção θ , para a espécie *Eugerres brasilianus* nos cenários I, II e III**35**

Figura 13 - Densidade da distribuição a posteriori $f(\theta|y)$ da ingestão de microplásticos sobre a proporção θ , para as espécies de *Mugil* spp. nos cenários I, II e III**35**

LISTA DE TABELAS

- Tabela 01** – Valores de média (m), variância (var) e desvio padrão (dp), por habitat, das prioris informativas.....**22**
- Tabela 02** - Dados por espécie, do habitat, número de indivíduos coletados, número de tratos gastrointestinais (TGI) com microplástico (MP), peso médio dos indivíduos, comprimento total médio dos indivíduos, porcentagem de TGI com MP, número de MPs por tipo de MP e porcentagem de TGI com MPs por cor.....**26**
- Tabela 03** – Valores simulados de média/valor do número de indivíduos com microplástico (MP) esperado a priori (v_e), variância a priori (var), média/valor esperado a posteriori (v_{e_p}) e intervalo de credibilidade (IC 90%) dos cenários para *Eugerres brasilianus*.....**34**
- Tabela 04** – Valores simulados de média/valor do número de indivíduos com microplástico (MP) esperado a priori (v_e), variância a priori (var), média/valor esperado a posteriori (v_{e_p}) e intervalo de credibilidade (IC 90%) dos cenários para *Mugil spp*.....**34**

LISTA DE ABREVIATURAS

cm	centímetro (s).
g	grama (s).
kg	quilograma (s).
ml	mililitro (s).
mm	milímetro (s).
°C	grau (s) Celsius.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	MATERIAL E MÉTODOS	18
2.1	Área de estudo	18
2.2	Espécies coletadas	18
2.2.1	<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	19
2.2.2	<i>Mugil</i> spp.	19
2.3	Amostragem	20
2.4	Análise do conteúdo gastrointestinal de peixes	20
2.5	Análise de dados	21
3	RESULTADOS	23
3.1	Informações sobre as espécies coletadas	23
3.2	Ingestão de MPs	23
3.3	Cenários	33
4	DISCUSSÃO	36
5	CONCLUSÃO	38
	REFERÊNCIAS	39

1 INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial (GOUJON, 2019) e a concentração das grandes metrópoles em torno de rios e mares geram uma grande pressão sobre os sistemas aquáticos. A introdução de poluentes no ambiente marinho provoca prejuízos aos seres vivos, à saúde humana, à qualidade da água e afeta atividades marinhas como a pesca (GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003). Atualmente, os plásticos atuam como um dos principais agentes poluidores. Segundo estimativa da Ellen MacArthur Foundation (2016), até 2050 o peso dos plásticos poderá ultrapassar o peso dos peixes nos oceanos.

Plásticos são polímeros orgânicos sintéticos (PIATTI; RODRIGUES, 2005), que tornaram-se imprescindíveis com a vida moderna, sendo bastante usados no transporte, embalagens, construção, vestimentas, armazenamento e em vários outros bens de consumo (ISENSEE; VALDES, 2015). Os itens plásticos possuem alta durabilidade, mas têm a sua degradação acelerada quando expostos a radiação solar e abrasão física das ondas do mar. Com a deterioração, os plásticos vão se reduzindo a microplásticos (MPs), pequenos fragmentos de diâmetro menor que 5,0 mm (THOMPSON *et al.*, 2004).

Os MPs são classificados como primários e secundários: MPs primários são aqueles já fabricados em tamanho microscópico, são normalmente usados em cosméticos e produtos de limpeza facial; enquanto MPs secundários são gerados quando produtos plásticos já manufaturados são degradados por ação física, química e/ou biológica em plásticos de menor tamanho (COLE *et al.*, 2011).

Os MPs podem se acumular nas praias e na superfície do mar devido aos efeitos combinados de sua densidade, condições do local e processos oceânicos de maior escala (LUSHER *et al.*, 2015), ou ainda, na coluna d'água e no fundo dos oceanos. Sua ingestão é nociva aos organismos marinhos, tais como invertebrados, peixes e mamíferos (ISENSEE; VALDES, 2015). Por seu aspecto e tamanho são confundidos com alimento natural e tornam-se vetores potenciais na exposição dos organismos a poluentes persistentes orgânicos de alta toxicidade. São diversos os trabalhos que têm estudado os efeitos dos MPs em peixes (AVIO; GORBI; REGOLI, 2015; BARBOSA, 2018; BIGINAGWA *et al.*, 2015; COLLARD *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2018; LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013; PAZOS *et al.*, 2017; SÁ, 2013; SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2016; VENDEL *et al.*, 2017).

MPs já foram encontrados no sistema circulatório e em outros tecidos de indivíduos filtradores e também em espécies bentófagas, provocando processos inflamatórios no organismo desses animais (GESAMP, 2014). De acordo com Teuten *et al.* (2009) a ingestão de MPs por organismos em níveis tróficos inferiores pode causar efeitos em organismos de níveis tróficos superiores, se os contaminantes possuírem potencial de biomagnificação. Uma vez que eles não são metabolizados pelos organismos, acumulam-se através das redes alimentares, atingindo concentrações tóxicas para as espécies de topo dessas redes (PACHECO, 2016).

Diversos tipos de MPs já foram registrados em peixes, tais como filamentos, fibras e filmes plásticos (DAVISON; ASCH, 2011). Os microplásticos aparentam agregar-se quando em águas superficiais, misturando-se com o nêuston, assim há chances de que peixes mesopelágicos ao se alimentarem em águas superficiais não consigam distinguir as partículas de plástico das suas presas naturais (LUSHER *et al.*, 2015).

Possatto *et al.* (2011) estudando a ingestão de microplásticos em bagres num estuário do Atlântico Sul Ocidental encontrou plástico em todas as fases ontogênicas dos bagres. Dantas *et al.* (2020) avaliaram a ingestão de MPs por peixes teleósteos marinhos de diferentes guildas tróficas e relataram que todas as espécies analisadas estavam contaminadas com MPs, independente do hábito alimentar.

Nas últimas décadas, os macroplásticos foram bastante estudados e discutidos, porém nos dias atuais a preocupação tem sido voltada para MPs e para nanoplásticos. Estudos recentes vêm demonstrando a ingestão de MPs por espécies de peixes marinhos em diferentes regiões do mundo (COVERNTON *et al.*, 2019; DANTAS *et al.*, 2020; GÜVEN *et al.*, 2017; HERRERA *et al.*, 2019; LEFEBVRE *et al.*, 2019). Na Bahia, em estudo realizado na costa da cidade de Salvador, foram encontradas resinas de pellets plásticos no conteúdo estomacal de cada indivíduo analisado (MIRANDA; CARVALHO-SOUZA, 2015).

A Bahia é o estado brasileiro com a maior faixa litorânea do país, abriga uma fauna marinha rica e diversificada (PINHEIRO *et al.*, 2008). Essa característica reforça a necessidade de se aferir a ingestão de MPs por peixes marinhos, já que a ocorrência de plásticos no trato digestório de animais aquáticos pode indicar a

qualidade do ambiente por retratar o nível de poluição aquática do ecossistema (PEGADO *et al.*, 2018).

Desse modo, o objetivo deste estudo foi analisar a ocorrência, tipo e abundância de MPs no conteúdo gastrointestinal de quatro espécies de peixes comerciais: *Eugerres brasilianus*, *Mugil curema*, *Mugil curvidens* e *Mugil liza*, na costa de Porto Seguro-Bahia; e, baseados no registros, simular cenários Bayesianos com diferentes probabilidades de ingestão de MPs por estas espécies.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na cidade de Porto Seguro, Bahia. Porto Seguro (16° 26' 59" S e 39° 03' 53" W) tem uma população estimada de 150 mil habitantes (IBGE, 2019). O município está localizado no extremo sul da Bahia, distante mais de 720 km da capital Salvador, conta com uma faixa litorânea de cerca de 85 km, além do rio Buranhém, que tem sua foz na cidade de Porto Seguro. O município apresenta forte atividade pesqueira, tanto no mar quanto no estuário e no rio (VIANA *et al.*, 2012). Porto Seguro foi tombada pelo Patrimônio Histórico Nacional em 1973 e pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) no ano 2000. Possui grande força histórica, por estar situada na Costa do Descobrimento, possui lindas praias, rica biodiversidade e uma reserva de Mata Atlântica que representa um rico ecossistema. Tudo isso, fez do município um dos destinos turísticos mais importantes do Brasil, recebendo um grande número de turistas nacionais e do exterior durante todo o ano. Essa movimentação de pessoas gera uma grande pressão antrópica sobre os recursos naturais (D'ALENCAR; VEIGA, 2004).

2.2 Espécies coletadas

Para a realização da pesquisa, quatro espécies de peixes comerciais foram adquiridas no desembarque pesqueiro da cidade de Porto Seguro, são elas: *Eugerres brasilianus*, *Mugil curema*, *Mugil curvidens* e *Mugil liza*.

2.2.1 *Eugerres brasilianus* (Cuvier, 1830)

Eugerres brasilianus (Cuvier, 1830) pertence à ordem Perciformes, a maior e mais diversa entre os vertebrados, seus representantes dominam tanto em ambientes de água doce quanto em ambientes marinhos (NELSON; GRANDE; WILSON, 2006). Integram a família Gerreidae, que são comumente conhecidas como “carapebas”, “caratingas” ou “carapicus” (ALVAREZ-LAJONCHÈRE *et al.*, 1996).

Ocorrem no Oceano Atlântico Ocidental desde a Carolina do Sul, nos Estados Unidos da América, atravessando o nordeste do Brasil, até Santa Catarina, no sul do país (FLOETER *et al.*, 2003). A espécie representa um dos mais abundantes e importantes recursos costeiros no Brasil, além de grande cotação econômica para as pescas artesanal, comercial e esportiva (BEZERRA; SANTOS; VIEIRA, 2001).

É uma espécie de peixe demersal com comportamento diádromo, que habita águas superficiais, sobre fundos macios, e é encontrada em lagoas costeiras tropicais e subtropicais, ambientes marinhos e estuarinos e em manguezais (SANTOS; ROCHA, 2007; RAMOS *et al.*, 2016), alimentam-se de invertebrados bentônicos e vegetais aquáticos (DENADAI *et al.*, 2012).

2.2.2 *Mugil* spp.

As espécies de peixes do gênero *Mugil* compõem a ordem dos Mugiliformes e contém uma única família, a Mugilidae. São popularmente conhecidas como “tainhas” e “paratis” nas regiões Sul e Sudeste e como “tainhas” e “curimãs” nas regiões Norte e Nordeste do Brasil (SILVA; ARAÚJO, 2000). Ocorrem sete espécies de mugilídeos na costa brasileira, sendo *Mugil curema* (Valenciennes, 1836), *Mugil curvidens* (Valenciennes, 1836) e *Mugil liza* (Valenciennes, 1836) algumas das espécies do gênero que ocorrem no litoral baiano (MENEZES, 1983; MENEZES *et al.*, 2015).

Os peixes da família Mugilidae são encontrados principalmente em áreas marinhas e estuarinas costeiras de mares tropicais, subtropicais e temperados de todo o planeta, porém algumas espécies adentram a água doce (MENEZES, 1983).

Segundo Menezes e Figueiredo (1985), os Mugilídeos são peixes pelágicos e bentopelágicos que formam cardumes, sendo encontrados com frequência em lagoas estuarinas, onde permanecem parte do seu ciclo de vida, migrando depois para o mar. Alimentam-se de algas, microalgas, diatomáceas, zooplâncton, organismos bentônicos e detritos dos sedimentos do fundo.

Todas as espécies de Mugilídeos são de importância comercial nas regiões onde ocorrem, tanto para a pesca quanto para a aquicultura, constituindo assim uma parte importante da alimentação humana (SILVA, 2015; SILVA; ARAÚJO, 2000).

2.3 Amostragem

As espécies *Mugil curema*, *Mugil curvidens* e *Mugil liza* por integrarem a mesmo gênero e família foram tratadas em conjunto e ao longo do texto referidas como espécies do gênero *Mugil* spp.. Os espécimes de *Eugerres brasilianus* e de *Mugil* spp. foram adquiridos entre os meses de Março e Maio de 2019 na cidade de Porto Seguro/BA. A classificação das espécies seguiu Lessa e Nóbrega (2000), Menezes *et al.* (2015) e Menezes e Figueiredo (1985). Os espécimes foram depositados em uma caixa térmica com gelo e transportados para o Laboratório de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal do Sul da Bahia – *Campus* Sosígenes Costa, onde foram mantidos no *freezer* até a realização da análise do conteúdo gastrointestinal.

2.4 Análise do conteúdo gastrointestinal de peixes

Foi analisado o conteúdo gastrointestinal de 60 indivíduos da espécie *E. brasilianus*, 23 indivíduos da espécie *M. curvidens*, 28 indivíduos da espécie *M. curema* e 9 indivíduos da espécie *M. liza*. Foi mensurado o comprimento total (cm) e o peso (kg) dos indivíduos, antes da extração do trato gastrointestinal (TGI). O conteúdo gastrointestinal dos peixes foi retirado e pesado, e em seguida ocorreu a degradação da matéria orgânica com solução de 60 ml de Peróxido de Hidrogênio (H₂O₂) 30% a 60°C onde o TGI permaneceu imerso até a decomposição total da matéria orgânica. Para garantir que a solução não secasse o H₂O₂ foi adicionado regularmente, de acordo com Avio, Gorbi e Regoli (2015). Para evitar contaminação

aérea o conteúdo gastrointestinal era mantido em recipientes fechados. Utilizando placas de Petri, as amostras foram analisadas sob um microscópio óptico até a separação e identificação de MPs. O número total de MPs encontrados em cada espécime foi registrado e classificado por tipo, cor e tamanho.

2.5 Análise de dados

A abordagem Bayesiana foi utilizada para gerar distribuições de probabilidade a posteriori considerando diferentes probabilidades de ingestão de MPs.

A modelagem apresentada foi implementada no software R: A Language and Environment for Statistical Computing (R CORE TEAM, 2016) por meio do pacote LearnBayes (ALBERT, 2018). E para construção das densidades a posteriori foram usadas prioris informativas, com base nos registros da literatura e na experiência dos pesquisadores. A literatura revisada considerou estudos com espécies que possuem o mesmo habitat das espécies alvo deste estudo. Para calcular a média, a variância e o desvio padrão das prioris informativas para o habitat bentopelágico e demersal foram revisados sete artigos que estudaram onze espécies bentopelágicas e seis artigos que estudaram 21 espécies demersais, respectivamente (Tabela 01).

Os dados amostrados seguem uma distribuição de probabilidade binomial, tal que: $Y \sim Bin(n, \theta)$, onde n é o número de tentativas e θ é a probabilidade de sucesso do parâmetro de interesse em cada tentativa. Portanto, a distribuição de probabilidade dos dados é: $f(y | \theta) = \binom{n}{y} \theta^y (1 - \theta)^{n-y}$, $y = 0, \dots, n$, onde y é o número de sucessos, e a verossimilhança é $L(y | \theta) \propto \theta^y (1 - \theta)^{n-y}$, $0 < \theta < 1$ (ALBERT, 2009).

Para a simplificação dos cálculos escolheu-se a distribuição da família conjugada mais adequada, no caso, a distribuição Beta: $\theta \sim Beta(\alpha, \beta)$, onde α e β são parâmetros positivos que aparecem como expoentes e definem a forma da distribuição, tal que $f(\theta) \propto \theta^{\alpha-1} (1 - \theta)^{\beta-1}$, $0 < \theta < 1$. Dessa forma, pelo Teorema de Bayes, temos:

$f(\theta | y) \propto f(\theta) f(y | \theta) \propto \theta^{\alpha-1} (1 - \theta)^{\beta-1} \times \theta^y (1 - \theta)^{n-y} = \theta^{\alpha+y-1} (1 - \theta)^{\beta+n-y-1}$. E assim modificou-se os parâmetros da distribuição a priori Beta $Beta(\alpha, \beta)$ para a distribuição a posteriori $Beta(\alpha + y, \beta + n - y)$ (ALBERT, 2009).

Portanto, através de uma cuidadosa escolha, obtém-se uma distribuição a posteriori que pertence à mesma família que a distribuição a priori. O valor de probabilidade (p) varia de 0 a 1.

Tabela 01 – Valores de média (m), variância (var) e desvio padrão (dp), por habitat, das prioris informativas.

Habitat	m	var	dp
Bentopelágico	41,94	734,51	27,10
Demersal	50,90	1.232,95	35,83

A abordagem Bayesiana também foi utilizada para criar cenários com vários níveis de ingestão de MPs pelas espécies estudadas. O Cenário I possui características de ambientes bem preservados e distantes dos grandes centros urbanos, e dessa forma oferece condições para que ocorra uma baixa ingestão de MPs, já que os organismos estão expostos a uma baixa oferta de poluição plástica. Para tanto, foi considerado $\theta = 0,2$, onde θ é a probabilidade de sucesso em cada simulação (ou seja, a probabilidade dos MPs disponíveis no ambiente serem ingeridos pelos indivíduos). O Cenário II tem características de ambientes com preservação moderada e próximos a áreas urbanas, e assim a probabilidade dos espécimes ingerirem MPs é mediana, para tanto foi considerado $\theta = 0,5$. O Cenário III é caracterizado por ambientes com pouca preservação e próximos dos grandes conglomerados urbanos ou regiões de acúmulo intenso de lixo, e dessa forma oferece condições para que a probabilidade de ingestão de MPs seja elevada, para tanto foi considerado $\theta = 0,8$.

Para comparar a ocorrência, tipo e abundância de MPs no conteúdo gastrointestinal de peixes por habitat foi usado o Fator de Bayes e para tanto foi realizado o teste t Bayesiano através do pacote BayesFactor (MOREY; ROUDER, 2015) disponível no software R: A Language and Environment for Statistical Computing (R CORE TEAM, 2016). Para testar a independência entre os tipos de MPs ingeridos e o habitat da espécie foi aplicado o teste Qui-quadrado de Pearson, diferenças significativas foram consideradas para $p < 0,05$.

A probabilidade posterior de 50% e o intervalo de credibilidade posterior de 90% foram utilizados para fazer inferências sobre a distribuição posterior dos dados e foram calculados no software R: A Language and Environment for Statistical Computing (R CORE TEAM, 2016) através do pacote LearnBayes (ALBERT, 2018).

A Análise de Covariância (ANCOVA) foi realizada para comparar a relação entre o comprimento total dos espécimes e os tipos de MPs ingeridos pelos mesmos, e a relação entre o peso do TGI dos indivíduos e os tipos de MPs ingeridos. Nos casos em que houve diferenças no coeficiente angular foi analisada a interação entre as variáveis. Os pressupostos do teste (normalidade, linearidade, homogeneidade e paralelismo) foram atendidos.

3 RESULTADOS

3.1 Informações sobre as espécies coletadas

O peso médio e o comprimento total médio de *E. brasiliensis* foi $303,07 \pm 223,77$ g e $26,92 \pm 7,10$ cm, respectivamente. Entre os indivíduos de *Mugil spp.*, o peso médio e o comprimento total médio foi de $203,82 \pm 38,37$ g e $26,78 \pm 1,79$ cm, respectivamente.

3.2 Ingestão de MPs

Entre os 60 indivíduos da espécie *E. brasiliensis*, 32 estavam contaminados com algum tipo de MP, 53,33% do total. Os MPs eram de diversas cores (amarela, azul, branca, dourada, laranja, marrom, preta, transparente, verde e vermelha), mas os pretos e os azuis predominaram (Figura 01a e b). Dos espécimes examinados, 35% ingeriram filamento e 22% ingeriram fragmentos, sendo que a maioria (65,62%) dos MPs media até 1,0 mm de comprimento (Tabela 02). Entre os espécimes contaminados, 65,62% tinham ingerido filamento e 40,62% ingeriram fragmento. Foram encontradas 79 partículas de MPs no trato gastrointestinal desses espécimes, sendo 29 do tipo filamento e 50 do tipo fragmento.

O intervalo de credibilidade da distribuição a posteriori (Figura 02) foi de 0,398 a 0,564, considerando 90% da distribuição. A probabilidade posterior de mais da metade dos indivíduos de *E. brasiliensis* ter ingerido MP foi de 0,336.

Dos 60 indivíduos de *Mugil spp.*, 25 estavam contaminados com algum tipo de MP, 41,66% do total. Esses MPs eram de diversas cores (amarela, azul, dourada, prata, preta, transparente e verde), porém os pretos, verdes e azuis foram mais abundantes (Figura 01c e d). Dos espécimes examinados, 15% ingeriram filamento

e 30% ingeriram fragmentos, sendo que a maioria (88%) dos MPs media até 1,0 mm de comprimento (Tabela 02). Entre os espécimes contaminados, 36% tinham ingerido filamento e 72% ingeriram fragmento. Um total de 61 partículas de MPs foi encontrado no trato gastrointestinal desses espécimes, sendo 16 do tipo filamento e 45 do tipo fragmento.

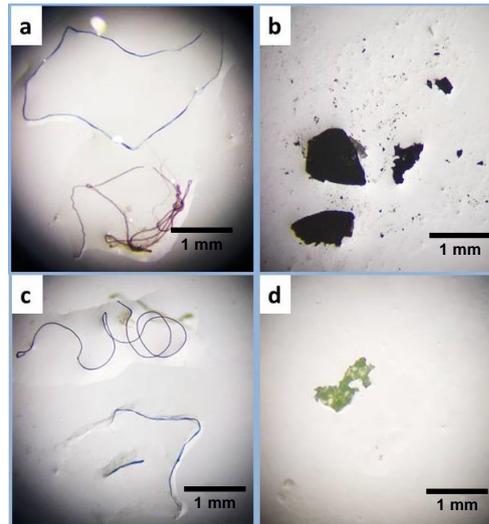


Figura 01 – Microplásticos (MPs) do tipo a) filamento e b) fragmento recuperados do trato gastrointestinal de *Eugerres brasiliensis*; MPs do tipo c) filamento e d) fragmento recuperados do trato gastrointestinal de *Mugil* spp.

O intervalo de credibilidade da distribuição a posteriori (Figura 02) foi de 0,297 a 0,449, considerando 90% da distribuição. A probabilidade posterior de mais da metade dos indivíduos da população de *Mugil* spp. ingerir MP foi de 0,008.

A média e a mediana da probabilidade a posteriori para *E. brasiliensis* e *Mugil* spp. foram $\mu_a = 0,4788$, $md = 0,4775$ e $\mu_a = 0,3762$, $md = 0,3749$, respectivamente (Figura 03).

O teste Qui-quadrado de Pearson ($X = 4,8673$; $p = 0,02737$) mostrou que há associação entre a ingestão de MP do tipo filamento e a ingestão de MP do tipo fragmento pelas espécies *E. brasiliensis* e *Mugil* spp. (Figura 04).

O teste t Bayesiano ($BF = 64,6162$) indicou evidência muito forte em favor do modelo que não considera a ingestão de MP do tipo filamento entre *E. brasiliensis* e *Mugil* spp. (Figura 05). Ou seja, a presença de MP tipo filamento tende a ser semelhante entre as espécies. Do mesmo modo, o modelo que não considera o MP

do tipo fragmento entre *E. brasiliensis* e *Mugil spp.* foi sustentado substancialmente (BF = 5,8706), isto é, a presença de MP tipo fragmento aproxima-se da similaridade entre as espécies (Figura 06). No entanto, há evidências em favor do modelo que considera a abundância de MPs entre *E. brasiliensis* e *Mugil spp.* (BF = -0,2397), isso quer dizer que a abundância de MPs tende a ser diferente entre as espécies (Figura 07).

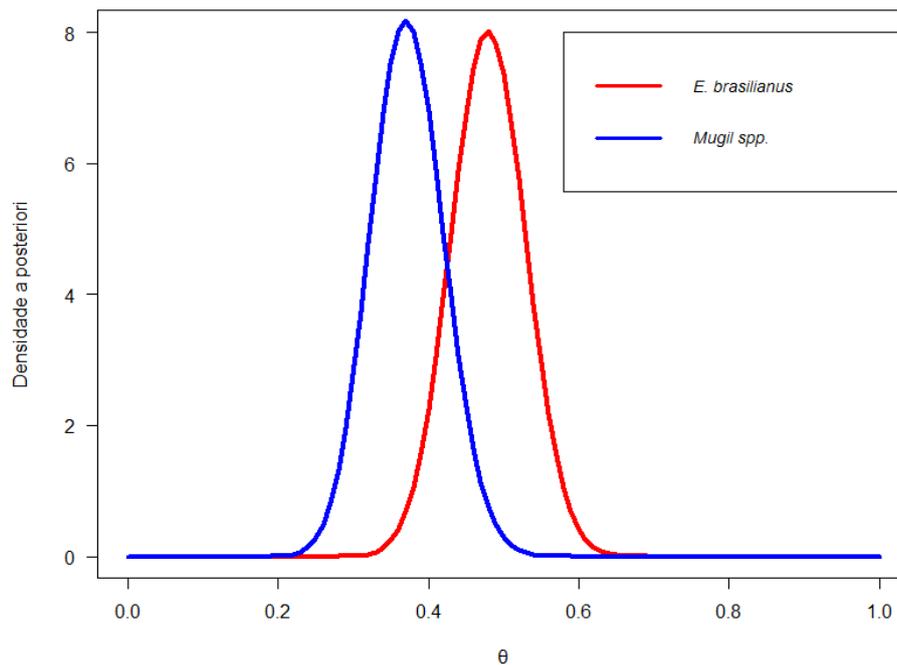


Figura 02 - Densidade da distribuição a posteriori $f(\theta|y)$ sobre a proporção θ , para as espécies *Egerres brasiliensis* (linha vermelha) e *Mugil spp.* (linha azul).

Tabela 02- Dados por espécie, do habitat, número de indivíduos coletados, número de tratos gastrointestinais (TGI) com microplástico (MP), peso médio dos indivíduos, comprimento total médio dos indivíduos, porcentagem de TGI com MP, número de MPs por tipo de MP e porcentagem de TGI com MPs por cor.

		Espécie	
		<i>Eugerres brasiliensis</i>	<i>Mugil spp.</i>
	Habitat	Demersal	Bentopelágico
	Nº de ind. examinados	60	60
	Nº TGI com MP	32	25
	Peso médio/ind. (g)	303,07±223,77	203,82±38,37
	Comp. total médio/ind. (cm)	26,92±7,10	26,78±1,79
	% de TGI com MP	53,33	41,66
Nº de MPs	Filamento	29	16
	Fragmento	50	45
Cor (%)	Amarela	6,25	4
	Azul	50	20
	Branca	3,12	
	Dourada	3,12	4
	Laranja	3,12	
	Marrom	3,12	
	Prata		4
	Preta	50	80
	Transparente	12,5	4
	Verde	3,12	24
	Vermelha	12,5	

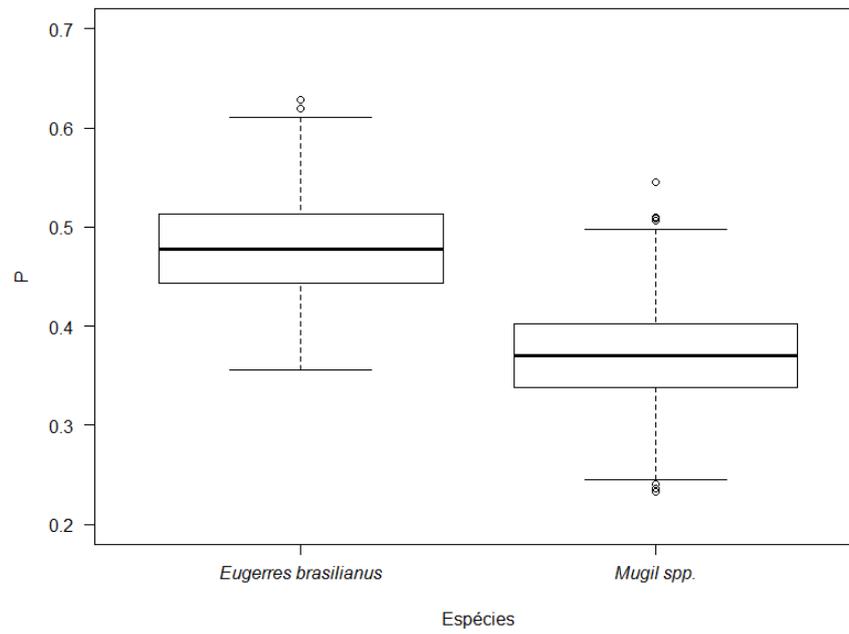


Figura 03 – Boxplot da probabilidade a posteriori (P) de ingestão de microplásticos por *Eugerres brasiliensis* e *Mugil spp.*

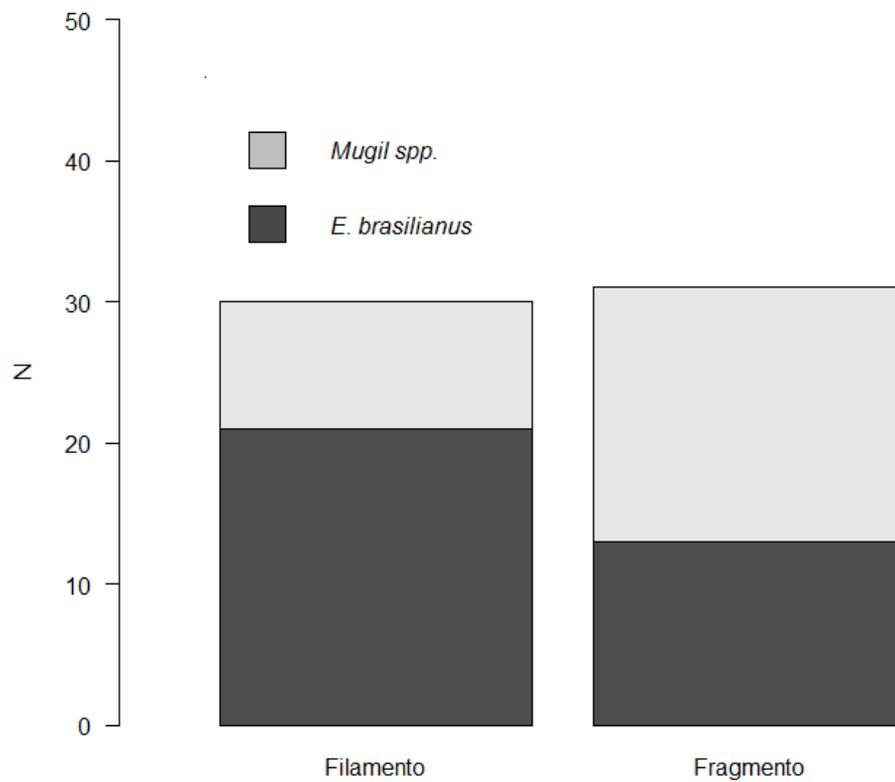


Figura 04 – Número de indivíduos (N) de *Eugerres brasiliensis* e *Mugil spp.* que ingeriram MPs do tipo filamento e do tipo fragmento.

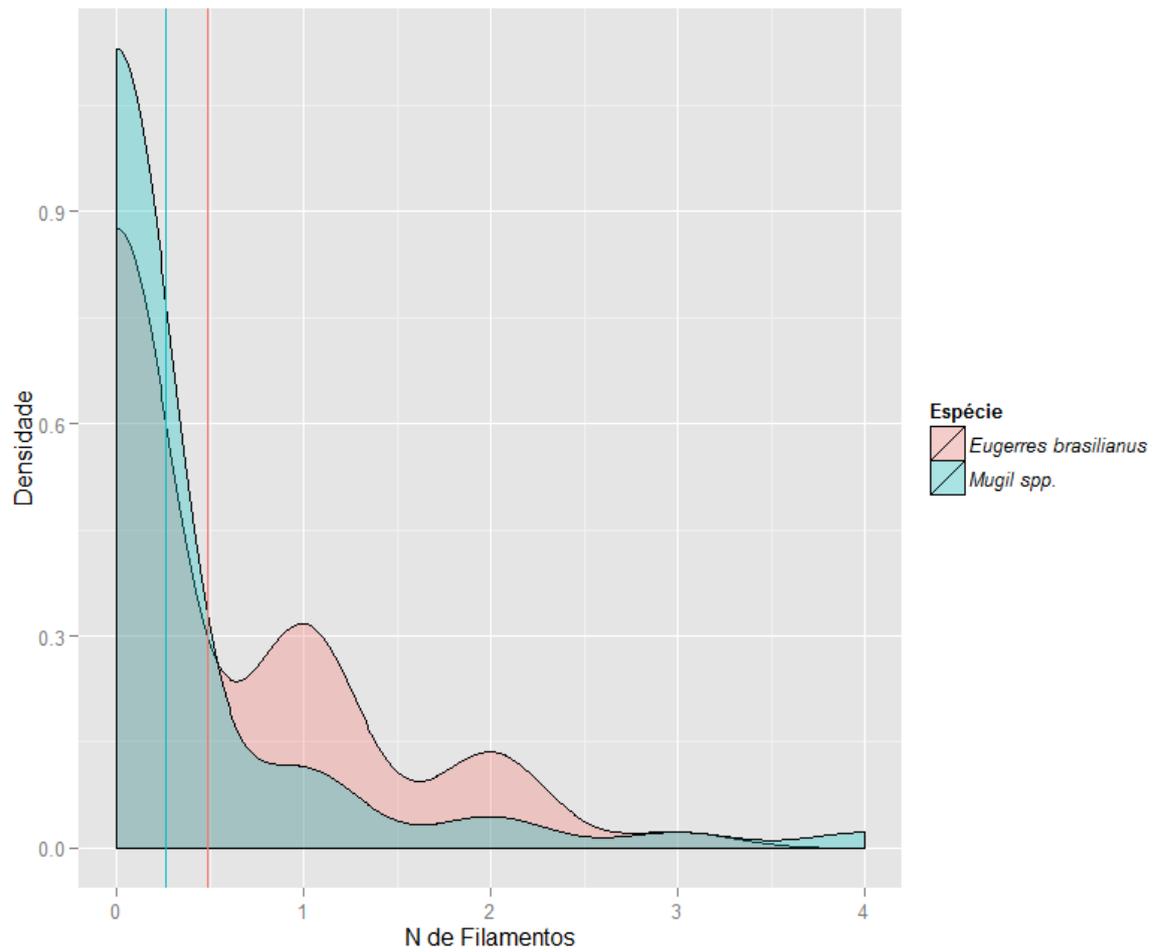


Figura 05 – Densidade da ingestão do número de microplásticos do tipo filamento ingeridos pelos espécimes de *Eugerres brasilianus* e *Mugil spp.*. Linhas verticais, vermelha e azul, indicam o número médio de filamentos ingeridos por *E. brasilianus* e *Mugil spp.*, respectivamente.

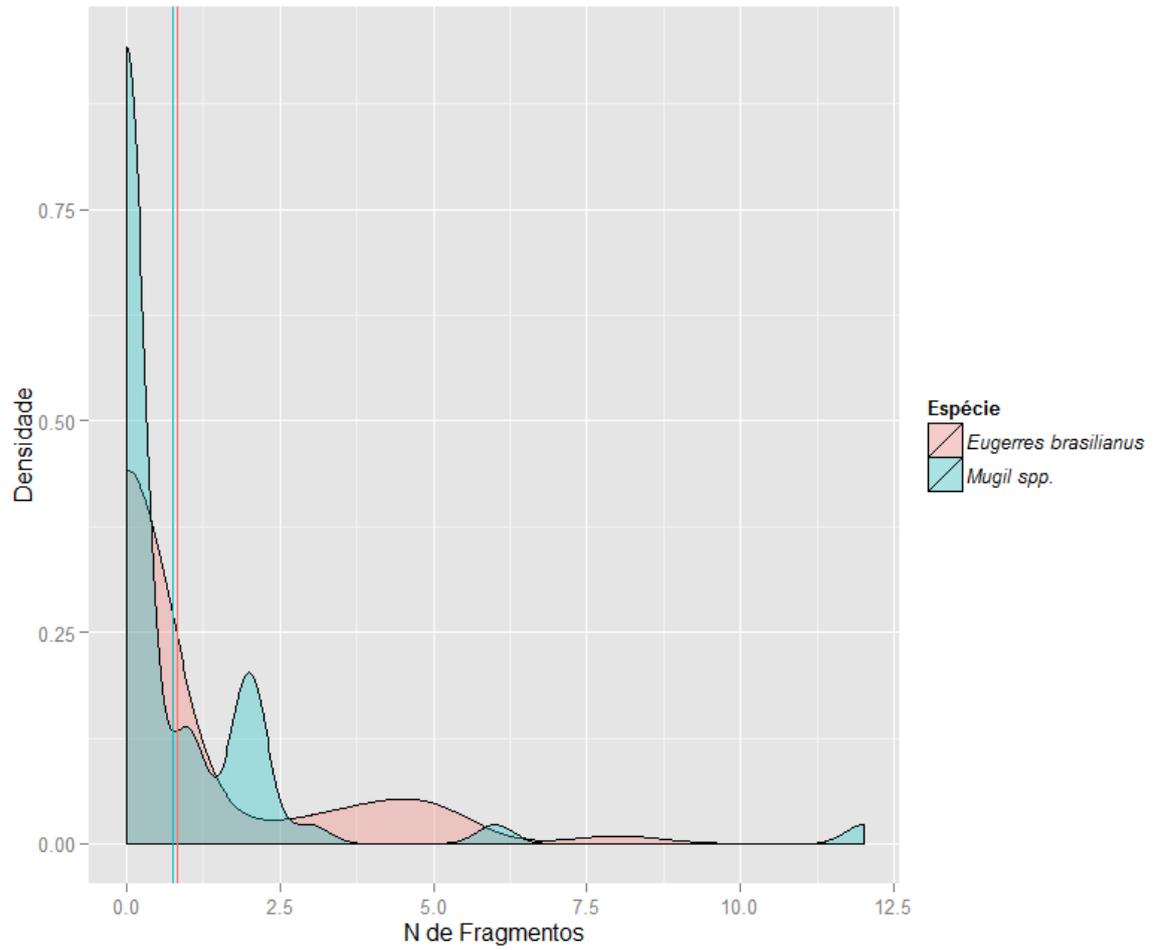


Figura 06 – Densidade da ingestão do número de microplásticos do tipo fragmento ingeridos pelos espécimes de *Egerres brasilianus* e *Mugil spp.*. Linhas verticais, vermelha e azul, indicam o número médio de fragmentos ingeridos por *E. brasilianus* e *Mugil spp.*, respectivamente.

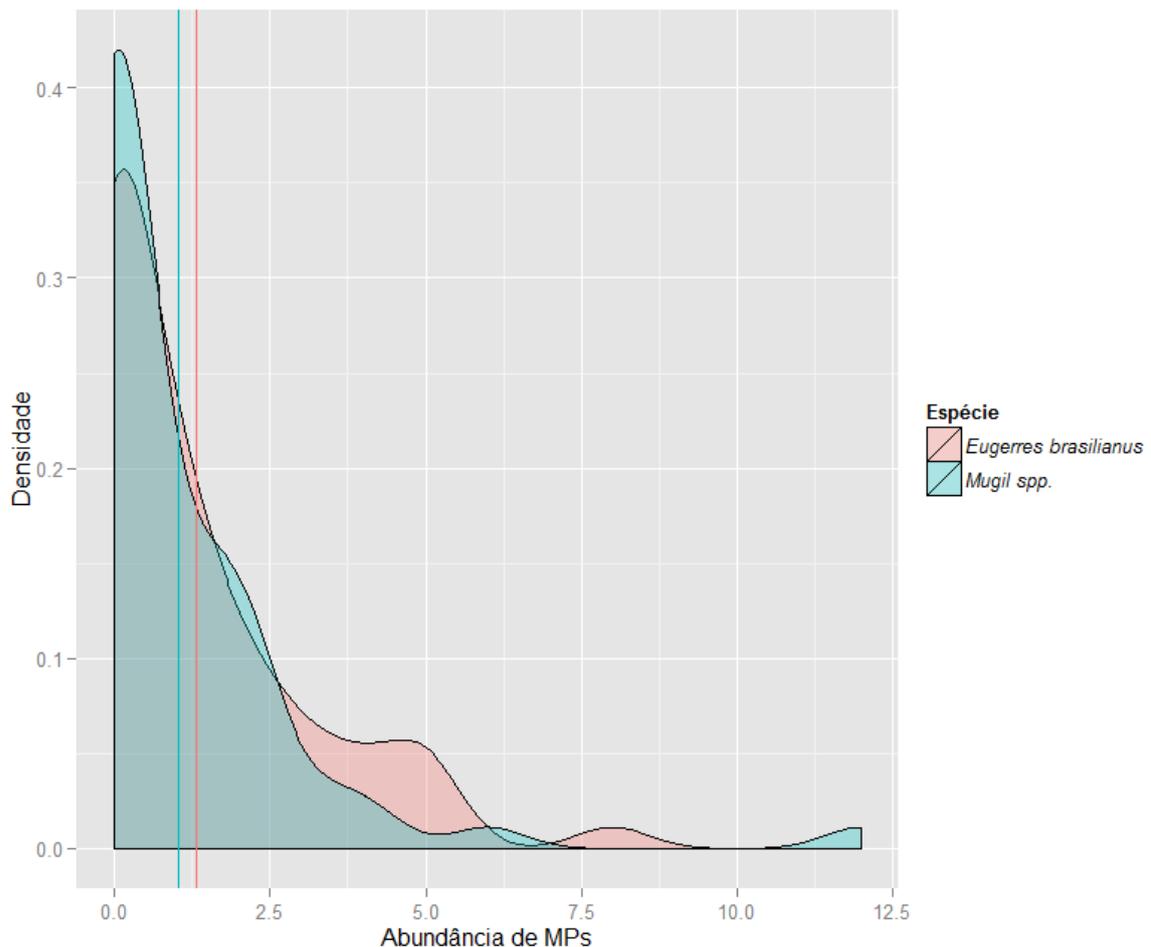


Figura 07 – Densidade da abundância de ingestão de microplásticos (MPs) ingeridos pelos espécimes de *Eugerres brasilianus* e *Mugil spp.*. Linhas verticais, vermelha e azul, indicam o número médio de MPs ingeridos por *E. brasilianus* e *Mugil spp.*, respectivamente.

Para a espécie *E. brasilianus*, não houve efeito da covariável Comprimento Total sobre a quantidade de MPs ingerida (ANCOVA, $F_{(1,59)} = 3,5414$; $p = 0,0648$). Além disso, não houve efeito do tipo sobre a quantidade de MP ingerida pelos peixes, após o controle para o efeito da covariável (ANCOVA, $F_{(1,59)} = 2,4955$; $p = 0,1195$) (Figura 08).

Em relação à covariável peso do TGI, não houve efeito desta sobre a quantidade de MPs ingerida (ANCOVA, $F_{(1,59)} = 0,8208$; $p=0,3686$). Também não há efeito do tipo sobre a quantidade de MP ingerida, após o controle para o efeito da covariável (ANCOVA, $F_{(1,59)} = 2,3870$; $p = 0,1277$) (Figura 09).

Para as espécies do gênero *Mugil*, não houve efeito da covariável Comprimento Total sobre a quantidade de MPs ingerida (ANCOVA, $F_{(1,47)} = 0,8153$;

$p = 0,3712$). No entanto, houve efeito do tipo sobre a quantidade de MP ingerida, após o controle para o efeito da covariável (ANCOVA, $F_{(1,47)} = 4,5244$; $p = 0,0387$) (Figura 10).

Em relação à covariável Peso do TGI, não há efeito desta sobre a quantidade de microplástico ingerida, $F_{(1,47)} = 0,0337$; $p=0,8551$). Por outro lado, há efeito do tipo sobre a quantidade de microplástico ingerida, após o controle para o efeito da covariável (ANCOVA, $F_{(1,47)} = 4,4504$; $p = 0,0402$) (Figura 11).

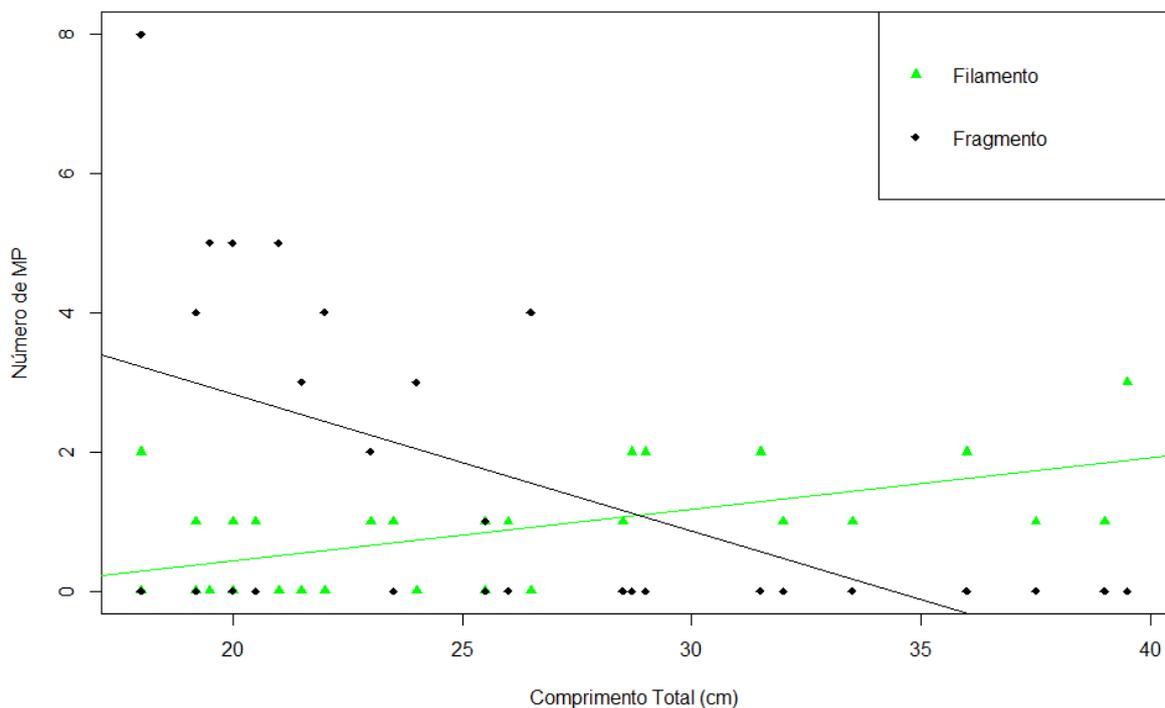


Figura 08 – Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pela espécie *Egerres brasiliensis*, utilizando o comprimento total como covariável.

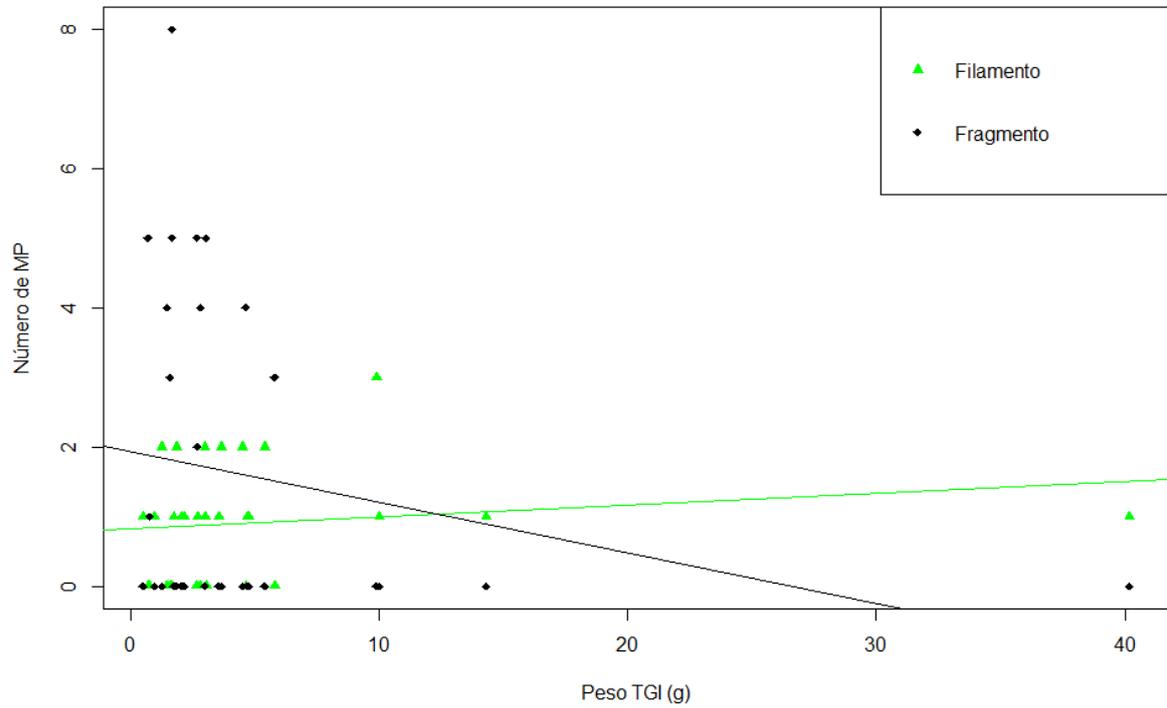


Figura 09 - Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pela espécie *Eugerres brasiliensis*, utilizando o peso do trato gastrointestinal (TGI) como covariável.

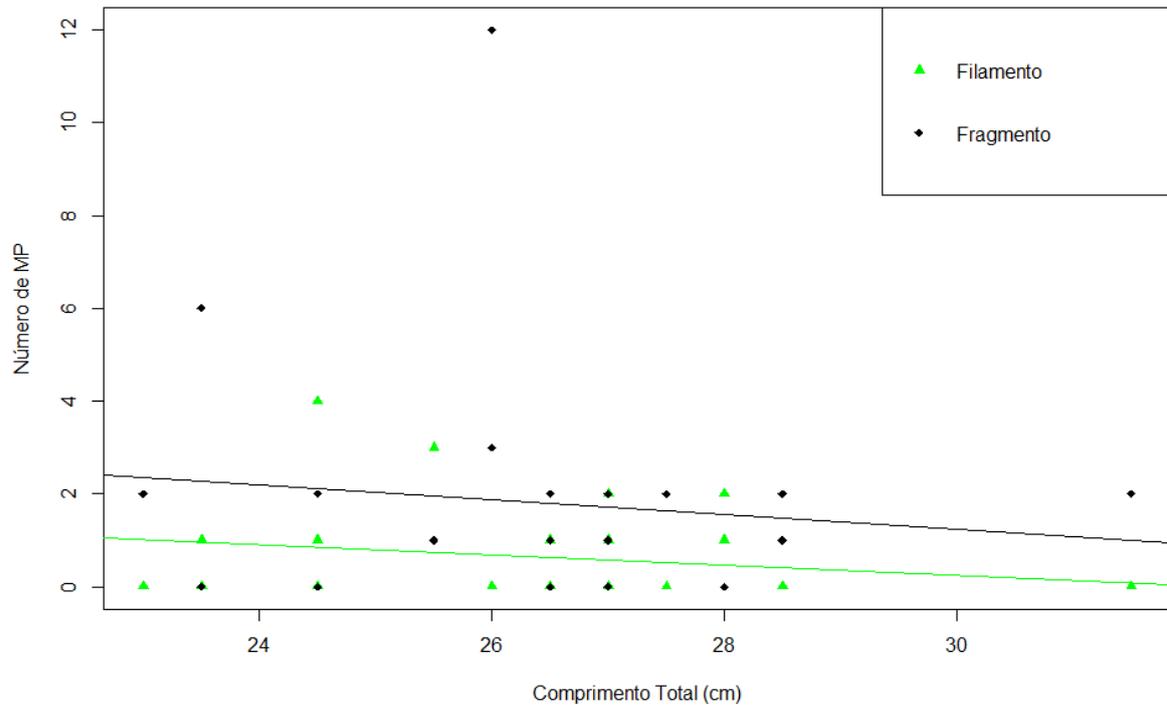


Figura 10 - Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pelas espécies do gênero *Mugil*, utilizando o comprimento total como covariável.

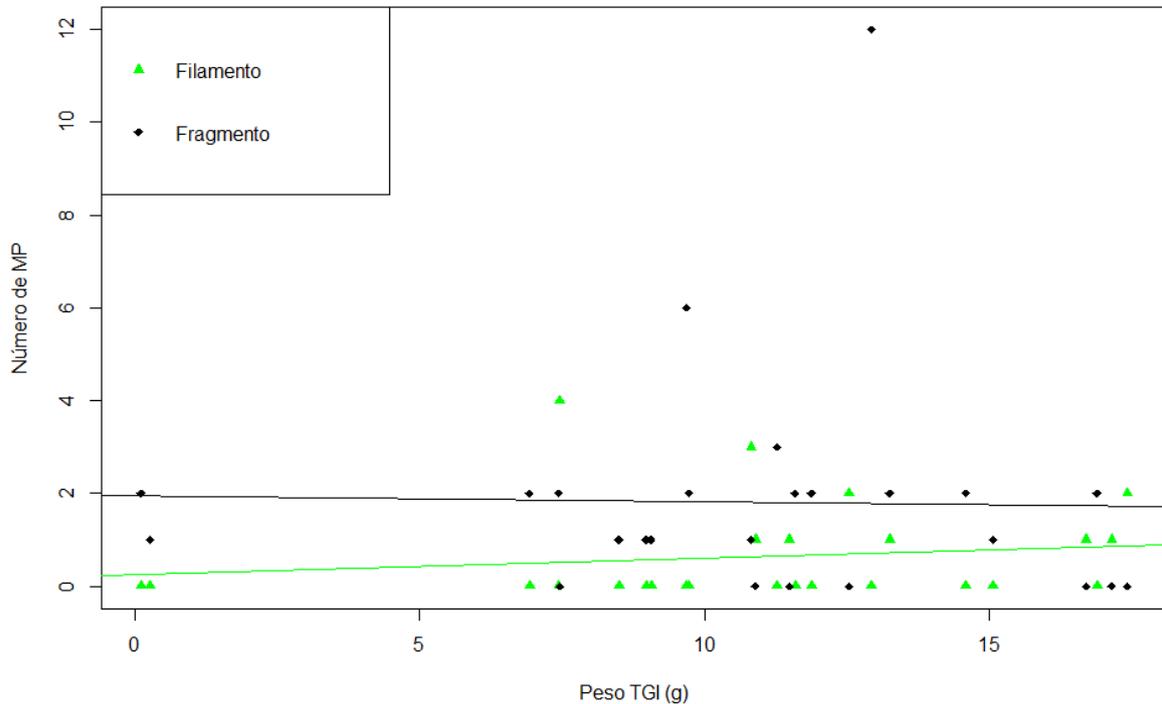


Figura 11 - Relação entre o tipo e o número de microplásticos (MPs) ingeridos pelas espécies do gênero *Mugil*, utilizando o peso do trato gastrointestinal (TGI) como covariável.

3.3 Cenários

O resultado da simulação de cenários ($\theta=0,2$; $\theta=0,5$; $\theta=0,8$) para as espécies *E. brasiliensis* e *Mugil* spp. está representado nas Tabelas 03 e 04, respectivamente.

A distribuição a posteriori (Figura 12) dos cenários para *E. brasiliensis* mostrou que a probabilidade de mais da metade dos indivíduos ingerir MP no cenário I é de $p = 0,069$, no cenário II é de $p = 0,493$ e no cenário III é de $p = 0,763$. Portanto, é bastante provável que sob a probabilidade de 0,5 e 0,8 de disponibilidade de plásticos no ambiente, mais da metade dos indivíduos de *E. brasiliensis* ingerirá microplástico. O valor esperado a posteriori é 3,75 e 1,6 vezes maior que o valor esperado a priori nos cenários I e II, respectivamente, e 0,91 vez menor no cenário III (Tabela 03).

Tabela 03 – Valores simulados de média/valor do número de indivíduos com microplástico (MP) esperado a priori (ve), variância a priori (var), média/valor esperado a posteriori (ve_p) e intervalo de credibilidade (IC 90%) dos cenários para *Eugerres brasilianus*.

	ve	var	ve _p	(IC 90%)
Cenário I ($\theta=0,2$)	0,1115	0,0042	0,4179	0,3324 – 0,5098
Cenário II ($\theta=0,5$)	0,3120	0,0187	0,5005	0,4033 – 0,5940
Cenário III ($\theta=0,8$)	0,5923	0,0260	0,5405	0,4423 – 0,6317

A distribuição a posteriori (Figura 13) dos cenários para *Mugil* spp. mostrou que a probabilidade de mais da metade dos indivíduos ingerir microplástico no cenário I é de $p = 0,001$, no cenário II é de $p = 0,061$ e no cenário III é de $p = 0,171$. Portanto, é pouco provável que mais da metade dos indivíduos de *Mugil* spp. ingerirá microplástico nos cenários I, II e III. Já o valor esperado a posteriori é 2,99 e 1,29 vezes maior que o valor esperado a priori nos cenários I e II, respectivamente, e 0,74 vez menor no cenário III (Tabela 04).

Tabela 04 – Valores simulados de média/valor do número de indivíduos com microplástico (MP) esperado a priori (ve), variância a priori (var), média/valor esperado a posteriori (ve_p) e intervalo de credibilidade (IC 90%) dos cenários para *Mugil* spp.

	ve	var	ve _p	(IC 90%)
Cenário I ($\theta=0,2$)	0,1115	0,0042	0,3332	0,2507 – 0,4203
Cenário II ($\theta=0,5$)	0,3120	0,0187	0,4011	0,3098 – 0,5046
Cenário III ($\theta=0,8$)	0,5923	0,0260	0,4380	0,3391 – 0,5406

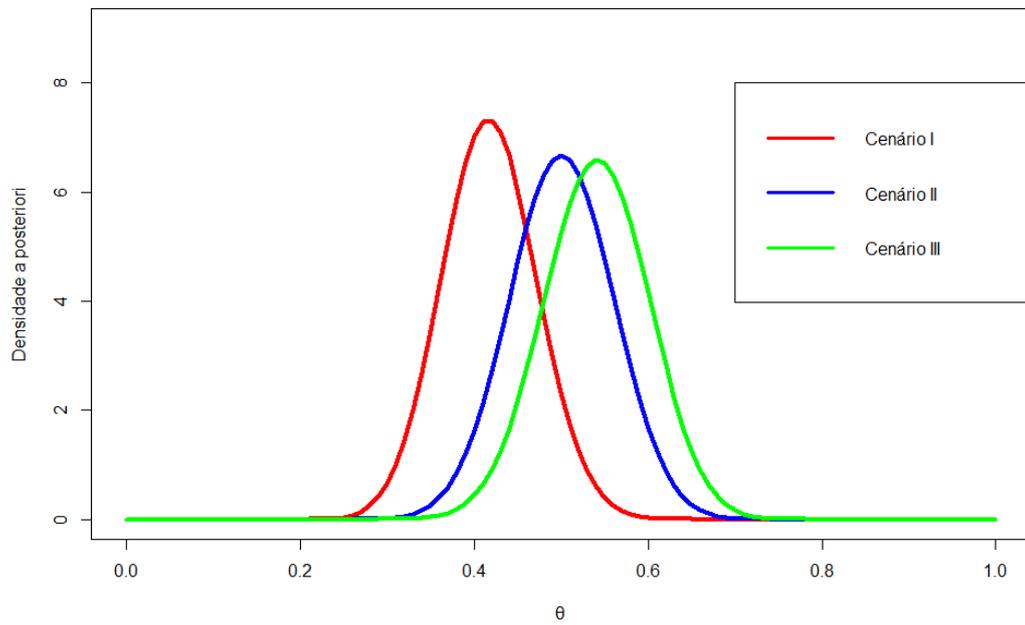


Figura 12 - Densidade da distribuição a posteriori $f(\theta|y)$ da ingestão de microplásticos sobre a proporção θ , para a espécie *Eugerres brasilianus* nos cenários I, II e III.

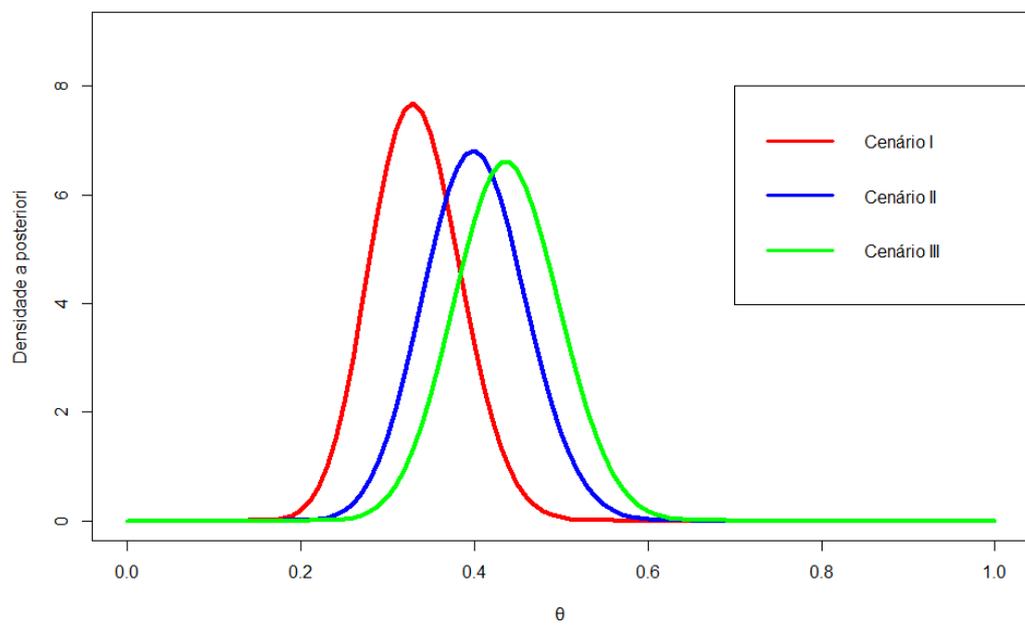


Figura 13 - Densidade da distribuição a posteriori $f(\theta|y)$ da ingestão de microplásticos sobre a proporção θ , para as espécies de *Mugil spp.* nos cenários I, II e III.

4 DISCUSSÃO

Neste estudo, o teste para contaminação de microplásticos foi positivo para 47,5% dos espécimes amostrados. No entanto, um estudo também realizado no oceano Atlântico demonstrou que mais de 60% dos peixes comerciais amostrados na costa da cidade de Salvador na Bahia (MIRANDA; CARVALHO-SOUZA, 2015) ingeriram MPs. Uma possível explicação para o menor índice de ingestão encontrado no presente estudo seria o grau de pressão antrópica sobre a área de pesquisa, que contribui para a poluição plástica, e/ou o habitat das espécies estudadas e a preferência alimentar das mesmas, além das especificidades morfológicas do aparelho digestivo de cada espécie.

Neste estudo, a ingestão de MPs por *E. brasiliensis* foi maior (53,33%) do que aquela registrada por esta espécie no estuário Goiana (33%) (RAMOS; BARLETTA; COSTA, 2012). A ingestão de MPs pelas três espécies do gênero *Mugil* foi de 41,66%. Markic *et al.* (2018) estudando mugilídeos encontraram partículas de plástico em até 48% dos indivíduos amostrados no sul do oceano Pacífico. Partículas de polietileno e poliestireno foram registradas no conteúdo estomacal e no tecido hepático de indivíduos da espécie *Mugil cephalus*, expostos a condições laboratoriais de pesquisa (AVIO; GORBI; REGOLI, 2015).

As espécies bentônicas e demersais vivem no fundo ou perto dele e se alimentam de organismos (vegetais ou animais) ou de matéria orgânica morta (detritos) disponíveis no ambiente. Organismos bentopelágicos habitam e também se alimentam mais próximos ao substrato. Por sua vez, as espécies pelágicas forrageiam na superfície ou ao longo da coluna d'água (FROESE; PAULY, 2019).

A espécie *E. brasiliensis* ingeriu mais MPs do que as espécies do gênero *Mugil*. Provavelmente, porque se alimentam em um habitat com maior probabilidade de contaminação plástica. Ou ainda, devido às características morfológicas e fisiológicas do trato digestivo do indivíduo e pelo tipo de polímero disponível no ambiente: aqueles mais densos que a água tendem a afundar. Assim, espécies que se alimentam no fundo ou perto dele têm mais probabilidade de ingerir MPs (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Contudo, Vendel *et al.* (2017) concluiu que a incidência de MP é generalizada no ambiente aquático, assim a ingestão de MPs não depende do hábito, tamanho ou posição do peixe na coluna d'água.

A espécie *E. brasiliensis*, de hábitat demersal ingeriu mais filamentos e mais fragmentos de MPs do que *Mugil* spp., espécies bentopelágicas. Porém, juntas, as espécies ingeriram mais fragmentos do que filamentos. Neves *et al.* (2015) relataram que as espécies pelágicas ingeriram uma quantidade maior de fragmentos e as espécies bentônicas ingeriram mais fibras. Outros estudos também indicaram predominância das fibras sobre os outros tipos de polímeros (COLLARD *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2018; HERRERA *et al.*, 2019; LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013). Esse resultado pode indicar que na região estudada os fragmentos de MPs sejam mais abundantes do que filamentos e/ou que a preferência alimentar das espécies estudadas as induzam a ingerir mais fragmentos.

Os MPs recuperados do TGI de *E. brasiliensis* e de *Mugil* spp. foram majoritariamente de cores escuras (preta e azul). Isso também ocorreu em outros estudos (FERREIRA *et al.*, 2018; LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013). Esse fato pode ser um indicativo de que os organismos confundem os MPs com alimento natural. O tamanho milimétrico dessas partículas pode ser um facilitador para que isso ocorra.

A espécie *E. brasiliensis* apresentou a maior probabilidade de ter mais da metade dos seus indivíduos ingerindo MPs. Por outro lado, os cenários previstos para *Mugil* spp. mostraram que um incremento de 0,3 no valor de probabilidade aumentou em 61 vezes a probabilidade de mais da metade dos indivíduos ingerirem MPs. Cerca de 80% dos plásticos nos oceanos advém de poluição terrestre (WWF, 2019). As maiores densidades de detritos marinhos ocorrem nas regiões em que as atividades humanas são mais intensas (HINOJOSA; RIVADENEIRA; THIEL, 2011), sendo que as bacias hidrográficas atuam como exportadoras de detritos para o oceano (RECH *et al.*, 2014).

De 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de plásticos entraram no oceano a partir de resíduos gerados em terra por 192 países costeiros em 2010 (JAMBECK *et al.*, 2015). Peixes coletados em locais urbanos apresentaram o maior número médio de microplásticos ingeridos, seguidos pelos locais à jusante e à montante dos rios (PETERS; BRATTON, 2016). Desta forma, pode-se inferir que os grandes centros urbanos ao longo e próximos à costa contribuem para a alta probabilidade de encontrar a fauna marinha e estuarina consumindo MPs.

O conhecimento acerca da poluição marinha ainda é incipiente, principalmente em países em desenvolvimento (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019),

como o Brasil, apesar do fato de ser o quarto maior produtor de lixo plástico do mundo e recicla apenas 1% desse material (KAZA *et al.*, 2018). Se nada for feito, a estimativa é que até 2030 a produção mundial de plástico aumentará em 40% (WWF, 2019). Por isso, é necessário adotar medidas que minimizem a produção e o consumo de plástico virgem, além da gestão adequada desses resíduos plásticos, minimizando seu descarte inapropriado para assim, evitar que cheguem até os ecossistemas aquáticos.

As previsões sobre ingestão de MPs feitas através da criação dos cenários indicaram que o grau de contaminação do ambiente e as características biológicas das espécies são fatores que podem influenciar direta ou indiretamente na taxa de ingestão. Além disso, a ingestão de MPs pode ser motivada pelas espécies, hábito alimentar, localização, nível de perturbação antropogênica, presença de poluição pontual e não pontual e urbanização local (PETERS; BRATTON, 2016).

Por sua vez, estimativas com o uso da análise Bayesiana são importantes para avaliar e prever a qualidade ambiental de determinado local, assim como direcionar esforços na redução da concentração de plástico na terra e nos oceanos, a fim de restringir os impactos desses resíduos na biota marinha, e também para pesquisas futuras mais específicas sobre o tema.

5 CONCLUSÃO

A espécie *E. brasiliensis* foi a que apresentou a maior taxa de ingestão de MPs. Além disso, no modelo aqui predito, possui mais chances de uma parcela maior de seus integrantes ingerirem essas partículas do que *Mugil spp.*. As previsões alcançadas com a simulação dos cenários revelaram como uma ferramenta útil à avaliação da qualidade ambiental e indicativa do quanto o grau de impacto antrópico local influencia na taxa de ingestão de MPs por peixes.

REFERÊNCIAS

ALBERT, J. Introduction to Bayesian Thinking. In: ALBERT, J. **Bayesian Computation with R**. 2 ed. New York: Springer, 2009. p. 19-37.

ALBERT, J. 2018. LearnBayes: Functions for Learning Bayesian Inference. R package version 2.15.1. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=LearnBayes>

ALVAREZ-LAJONCHÈRE, L. *et al.* Mass Production of Striped Patao *Eugerres brasilianus* juveniles in Cuba. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 27, n. 3, p. 347-352, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1996.tb00618.x>

AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea. **Marine environmental research**, v. 111, p. 18-26, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>

BARBOSA, Priscilla da Silva. **Ingestão de Partículas de Plástico pelo Pacu-Curupeté *Tometes Kranponhah* (Serrasalminidae), Peixe Endêmico do Rio Xingu, Brasil**. 2018. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Bélem, 2018.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1199-1218, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>

BESSA, F. *et al.* Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 128, p. 575-584, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>

BEZERRA, R. S.; SANTOS, J. G.; VIEIRA, V. L. A. Ciclo reprodutivo da carapeba prateada *Diapterus Rhombeus* (Cuvier, 1829), no litoral de Pernambuco. **Tropical Oceanography**, v. 29, n. 1, p. 67-78, 2001.

DOI: <https://doi.org/10.5914/tropocean.v29i1.2839>

BIGINAGWA, F. J. *et al.* First evidence of microplastics in the African Great Lakes: recovery from Lake Victoria Nile perch and Nile tilapia. **Journal of Great Lakes Research**, v. 42, n. 1, p. 146-149, 2015. DOI:

<https://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2015.10.012>

COLLARD, F. *et al.* Anthropogenic particles in the stomach contents and liver of the freshwater fish *Squalius cephalus*. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1257-1264, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.313>

COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2588-2597, 2011. DOI:

<http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

COVERNTON, G. A. *et al.* Size and shape matter: A preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 667, p. 124-132, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.346>

D´ALENCAR, R. S; VEIGA, R. S. O idoso no turismo de Porto Seguro, BA. **Memorialidades**, v.1, n. 2, p. 11-18, 2004.

DANTAS, N. C. F. M. *et al.* Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 1-8, 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110959>

DAVISON, P.; ASCH, R. G. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. **Marine Ecology Progress Series**, v. 432, p. 173-180, 2011. DOI: <http://doi.org/10.3354/meps09142>

DENADAI, M. R. *et al.* Diets of *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855) and *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) (Perciformes: Girreidae) in Caraguaratuba Bay, Southeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 7, n. 3, p. 143-155, 2012.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics. *In*: World Economic Forum. Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016. 61 p. Disponível em: <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>. Acesso em: 23 jan. 2020.

FERREIRA, G. V. *et al.* High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 706-717, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095>

FLOETER, S. R. *et al.* Brazilian reef fish fauna: checklist and remarks. **Brazilian Reef Fish Project**. 2003. Disponível em: <http://www.brazilianreeffish.cjb.net/>. Acesso em: 09 set. 2019.

FROESE, R.; PAULY, D. Editores. *In*: FishBase. World Wide Web electronic publication. 2019. Disponível em: <https://www.fishbase.org>. Acesso em: 09 set. 2019.

GODOI, A. F. L.; FAVORETO, R.; SANTIAGO-SILVA, M. Contaminação ambiental por compostos organoestênicos. **Química nova**, v. 26, n. 5, p. 708-716, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-40422003000500015>

GOUJON, A. Human Population Growth. *In*: Encyclopedia of Ecology. Elsevier, 2. ed., v. 4, p. 344-351, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10755-9>

GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION – GESAMP. Report of the forty-first session of GESAMP, 2014. Malmö, Sweden: GESAMP, 2015. 63 p.

HERRERA, A. *et al.* Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. **Marine Pollution Bulletin**, n. 139, p. 127–135, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.022>

HINOJOSA, I. A.; RIVADENEIRA, M. M.; THIEL, M. Temporal and spatial distribution of floating objects in coastal waters of central–southern Chile and Patagonian fjords. **Continental Shelf Research**, v. 31, n. 3-4, p. 172-186, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.04.013>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Brasil em síntese - Panorama das cidades. IBGE, 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/panorama>. Acesso em 29 jan. 2020.

ISENSEE, K.; VALDES, L. Marine Litter: Microplastics. **IOC - UNECSO, GSDR**, 2015.

JABEEN, K. *et al.* Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 141-149, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>

JAMBECK, J. R. *et al.* Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015. DOI: <http://doi.org/10.1126/science.1260352>

JAYNES, Edwin Thompson. **Probability theory: The logic of science**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. 726 p.

KAZA, S. *et al.* **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. Washington: World Bank Publications, 2018.

LEFEBVRE, C. *et al.* Microplastics FTIR characterisation and distribution in the water column and digestive tracts of small pelagic fish in the Gulf of Lions. **Marine pollution bulletin**, v. 142, p. 510-519, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.025>

LESSA, R.; NÓBREGA, M. F. **Guia de identificação de peixes marinhos da Região Nordeste**. Recife: Programa REVIZEE - Score-NE, 2000. 128 p.

LUSHER, A. L. *et al.* Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. **Journal of Marine Science**, v. 73, n. 4, p. 1214-1225, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv241>

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine pollution bulletin**, v. 67, p. 94-99, 2013. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>

MARKIC, A. *et al.* Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: Increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, p. 547–564, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.031>

MENEZES, N. A. *et al.* Taxonomic review of the species of Mugil (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, n. 1, p. 01- 38, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3918.1.1>

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, V. Teleostei (4)**. São Paulo: Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia, 1985. 110 p.

MENEZES, N. A. Guia prático para conhecimento e identificação das tainhas e paratis (Pisces, Mugilidae) do litoral brasileiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, n. 1, p. 1-12, 1983. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751983000100001>

MIRANDA, D. A.; CARVALHO-SOUZA, G. F. Are we eating plastic-ingesting fish? **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, p. 109-114, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>

MOREY, R. D.; ROUDER, J. N. 2015. BayesFactor: Computation of Bayes Factors for Common Designs. R package version 0.9.12-2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=BayesFactor>

NELSON, J. S.; GRANDE, T. C.; WILSON, M. V. H. **Fishes of the world**. 4. ed. Hoboken: Wiley, 2006.

NEVES, D. *et al.* Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine pollution bulletin**, v. 101, p. 119-126, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>

PACHECO, Giuliana Reis Clementi. **Consequência dos resíduos sólidos presentes nos oceanos para os animais marinhos**. 2016. 31 f. Trabalho de Conclusão de Curso (MBA em Gestão Ambiental) - Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

PAZOS, R. S. *et al.* Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. **Marine pollution bulletin**, v. 122, p. 85-90, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>

PEGADO, T. *et al.* First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine pollution bulletin**, v. 133, p. 814-821, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>

PETERS, C. A.; BRATTON, S. P. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. **Environmental Pollution**, v. 210, p. 380-387, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.018>

PIATTI, T. M.; RODRIGUES, R. A. F. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais**. Maceió: EDUFAL, 2005. 51 p.

PINHEIRO, L. S. *et al.* O Nordeste brasileiro e a gestão costeira. **Revista de Gestão Costeira Integrada - Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 8, n. 2, p. 5-10, 2008.

POSSATTO, F. E. *et al.* Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 5, p. 1098-1102, 2011. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. **Aquatic Biology**, v. 17, p. 29-34, 2012. DOI: <http://doi.org/10.3354/ab00461>

RAMOS, J. A. *et al.* Seasonal and spatial ontogenetic movements of Gerreidae in a Brazilian tropical estuarine ecocline and its application for nursery habitat conservation. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 696–712, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1111/jfb.12872>

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RECH, S. *et al.* Rivers as a source of marine litter—a study from the SE Pacific. **Marine pollution bulletin**, v. 82, n. 1-2, p. 66-75, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.019>

SÁ, Luís Carlos Gonçalves de. **Efeitos de Microplásticos na Função Predatória e no Estado de Saúde de Juvenis do Góbio Comum (*Pomatoschistus Microps*)**. 2013. 50 f. Dissertação (Mestrado em Toxicologia e Contaminação Ambientais) - Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto, Porto, 2013.

SANTOS, M. N.; ROCHA, G. R. A. Dieta e Hábitos Alimentares de *Eucinostomus Gula* (Quoy & Gaimard, 1824) em Itacaré, Sul da Bahia. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu, 2007. Disponível em: <http://www.sebecologia.org.br/viiiiceb/pdf/1726.pdf>. Acesso em: 09 set. 2019.

SILVA, Carolina Martins Torres da. **Caracterização dos aspectos reprodutivos e desenvolvimento larval da Carapeba Listrada *Eugerres brasilianus* (CUVIER, 1830)**. 2015. 98 p. Tese (Doutorado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) - Programa de Pós- Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.

SILVA, M. A.; ARAÚJO, F. G. Distribuição e abundância de tainhas e paratis (Osteichthyes, Mugilidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.17, n. 2, p. 473 - 480, 2000.

SILVA-CAVALCANTI, J. S. *et al.* Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 218-226, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>

TEUTEN, E. L. *et al.* Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027-2045, 2009. DOI: <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004. DOI: <http://doi.org/10.1126/science.1094559>

VAN DE SCHOOT, R.; DEPAOLI, S. Bayesian analyses: Where to start and what to report. **The European Health Psychologist**, v. 16, n. 2, p. 75-84, apr. 2014.

VIANA, Z. C. V. *et al.* Estudo da absorção de elementos químicos no músculo de peixes do litoral da Bahia. **Revista de Ciências Médicas e Biológicas**, v. 11, n. 1, p. 27-34, 2012.

VENDEL, A. L. *et al.* Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine pollution bulletin**, v. 117, p. 448-455, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>

World Wide Fund for Nature - WWF. Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização, 2019. Gland: WWF. 2019. 50 p.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>