



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Identificação e quantificação de microplásticos em
Aphanopus carbo Lowe, 1839 capturado na ZEE da Região
Autónoma da Madeira**

Carolina Pimenta Fernandes

Orientador(es) | Ricardo Sousa
Cristina Barrocas Dias
Pedro Ideia

Évora 2026





Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Identificação e quantificação de microplásticos em
Aphanopus carbo Lowe, 1839 capturado na ZEE da Região
Autónoma da Madeira**

Carolina Pimenta Fernandes

Orientador(es) | Ricardo Sousa
Cristina Barrocas Dias
Pedro Ideia

Évora 2026



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora)

Vogais | Catarina Sofia Mateus (Universidade de Évora) (Arguente)
Ricardo Sousa () (Orientador)

Agradecimentos

A realização desta dissertação de mestrado não teria sido possível sem a colaboração, o carinho e a dedicação de pessoas muito especiais que, ao longo deste percurso, me apoiaram de forma incansável. A todas elas, expresso a minha mais profunda gratidão e apreço.

Em primeiro lugar agradeço toda a colaboração da Direção Regional das Pescas da Madeira/Direção de Serviços de Monitorização, Estudos e Investigação do Mar DRP/DSEIMar pela disponibilidade das amostras, no âmbito do projeto SANIFISH – 1/MAC/1/1.1/0087 (INTERREG VI-D MAC 2021-2027), tal como do espaço cedido para a elaboração deste projeto.

Um sincero e enorme agradecimento ao meu orientador, Doutor Ricardo Sousa, pelo apoio constante, pela orientação sábia, pela experiência partilhada e pela disponibilidade sempre demonstrada. A sua confiança depositada em mim e persistência foram fundamentais para que este trabalho se tornasse realidade.

Ao meu coorientador, Doutorando Pedro Ideia, pela oportunidade de dar a conhecer e integrar este projeto tão relevante, bem como pela ajuda essencial na análise e tratamento dos dados.

À minha orientadora interna, Professora Cristina Dias, pela sua preciosa disponibilidade para questões logísticas, sem a qual este projeto não teria sido possível.

Aos técnicos, Emanuel, Aires e Jorge pela ajuda prática e tão necessária no transporte de materiais para a análise dos achados, tal como do Sr. Rogério e do Sr. Afonso.

À equipa técnica da DSEIMar, Ana Rita Góis, Adriana Alves, João Delgado e Sandra Brito pelo carinho, partilha de conhecimento e pela experiência transmitida, que enriqueceram muito este caminho.

Aos colegas de estágio, que se tornaram amigos, Sara, Beatriz, Ricardo, Gabriel e Mariana obrigada pelos conselhos, companhia, apoio emocional e pelas risadas que tornaram esta fase tão intensa mais leve e especial.

Ao meu namorado Diogo e à sua família, pela preocupação, paciência e pelo apoio constante, que tanto me confortaram.

Aos amigos de longa data, “Sabão”, “Twin”, Tiago e Manel, uns mais perto que outros, estiveram sempre lá para um abraço ou uma palavra de conforto e força para que tudo desse certo, a vocês muito obrigada.

E, por fim, aos meus pais e tios, o meu maior obrigada de todos. O vosso amor incondicional, incentivo e presença foram o meu maior pilar ao longo deste ano desafiador.

Identificação e quantificação de microplásticos da *Aphanopus carbo*, Lowe, 1839 capturado na ZEE da Região Autónoma da Madeira

Resumo

O presente estudo visou a identificação e quantificação de microplásticos (MPs) no peixe-espada-preto (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) capturado na ZEE da Região Autónoma da Madeira. Foram analisadas 180 amostras (estômago, intestino e músculo) de 60 indivíduos, utilizando digestão alcalina com KOH a 10% e identificação por espectroscopia FTIR. Dos 3801 achados iniciais, foram confirmados 109 MPs e 2 mesoplásticos. O polietileno foi o polímero sintético mais prevalente (39 ocorrências). Os MPs apresentaram-se maioritariamente como fibras azuis com dimensões $\leq 0,5$ mm. Registou-se uma variação sazonal significativa, com o pico de contaminação no primeiro trimestre. O estômago foi a parte morfológica com maior acumulação de MPs e verificou-se uma correlação negativa significativa entre o comprimento dos peixes e a incidência de MPs. Estes resultados confirmam a presença de MPs na cadeia alimentar marinha de profundidade, constituindo um alerta para a contaminação de um recurso pesqueiro de grande importância económica regional.

Palavras-chave: Cadeia trófica; Contaminante; FTIR; Pescas; Toxicidade

Identification and quantification of microplastics in *Aphanopus carbo* Lowe, 1839 caught in the EEZ of the Autonomous Region of Madeira

Abstract

The present study aimed at the identification and quantification of microplastics (MPs) in the black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) caught in the EEZ of the Autonomous Region of Madeira. A total of 180 samples (stomach, intestine, and muscle) from 60 individuals were analyzed using alkaline digestion with 10% KOH and identification by FTIR spectroscopy. Out of 3801 initial findings, 109 MPs and 2 mesoplastics were confirmed. Polyethylene was the most prevalent synthetic polymer (39 occurrences). MPs were mostly found as blue fibers with dimensions ≤ 0.5 mm. A significant seasonal variation was recorded, with contamination peaking in the first quarter. The stomach was the morphological part with the highest accumulation of MPS, and a significant negative correlation was observed between fish length and MPs incidence. These results confirm the presence of MPs in the deep-sea marine food chain, highlighting contamination concerns for a regionally important fishery resource.

Keywords: Contaminant; Fisheries; FTIR; Toxicity; Trophic chain

Índice

1. Introdução	1
1.1. Distribuição, biologia e ecologia do peixe-espada-preto	2
1.2. Conservação, exploração e gestão da pesca de <i>Aphanopus carbo</i>	6
1.3. Importância económica da pescaria de peixe-espada-preto na RAM	8
1.4. Plásticos e MPs	10
1.5. Importância para o seu controlo /e os seus problemas associados.....	14
1.6. Extração de MPs.....	15
1.6.1. Processos físicos	16
1.6.2. Processos químicos.....	17
1.6.3. Processos biológicos.....	19
1.7. Detecção, identificação e caracterização de MPs	19
1.7.1. Espectroscopia no infravermelho próximo.....	20
1.7.2. Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier.....	21
1.7.3. Espectroscopia de Raman.....	22
1.7.4. Microscopia eletrónica de varrimento	23
1.7.5. Espectroscopia de ressonância magnética	23
1.8. Caracterização da área de estudo: Arquipélago da Madeira.....	24
2. Material e Métodos.....	27
2.1. Caracterização geral das amostras	27
2.2. Processamento das amostras	33
2.2.1. Controlo de contaminação	33
2.2.2. Digestão alcalina e filtração	34
2.2.3. Microscopia ótica	34
2.2.4. Caracterização física dos MPs (cor, tamanho e morfologia).....	35
2.2.5. Caracterização química dos achados	35
2.3. Análise estatística.....	37

3. Resultados	38
3.1. Caracterização geral das amostras	38
3.2. Caracterização química dos MPs	39
3.3. Caracterização física dos MPs	44
3.3.1. Cor	44
3.3.2. Tamanho	45
3.3.3. Morfologia	47
3.4. Incidência de MPs ao longo do ano	49
3.5. Incidência de MPs por parte morfológica	50
3.6. Incidência de MPs em função do tamanho do peixe	51
4. Discussão	52
4.1. Composição química e física dos MPs	53
4.2. Incidência de MPs ao longo do ano	53
4.3. Incidência de MPs por parte morfológica	55
4.4. Incidência de MPs em função do tamanho do peixe	57
4.5. Efeitos dos MPs na saúde pública	57
4.6. Medidas de conservação	58
4.6.1. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável	60
5. Conclusão	61
6. Referências	64
7. Anexos	83

Índice de figuras

Figura 1. Ilustração de <i>Aphanopus carbo</i>	4
Figura 2. Métodos de identificação de <i>Aphanopus carbo</i> versus <i>Aphanopus intermedius</i> . A. Diâmetro ocular (ED) e comprimento cefálico (CL); B. Número de elementos da barbatana dorsal; C. Otólitos sagitta.....	5
Figura 3. A. Representação esquemática do palangre derivante vertical, arte de pesca tradicional inicialmente utilizada na exploração de <i>Aphanopus carbo</i> na RAM; B. Representação esquemática do atual palangre derivante horizontal utilizado atualmente na exploração de <i>A. carbo</i> na RAM.	8
Figura 4. Evolução das descargas de peixe-espada, em lota, expressas em toneladas, e do respetivo valor económico, em milhões de euros, na Região Autónoma da Madeira, entre 1990 e 2024.	9
Figura 5. Evolução da produção global de plástico entre 1950 e 2019.	11
Figura 6. Diferenciação entre microplásticos e nanoplásticos.....	12
Figura 7. Diferentes formas de microplásticos. a. fibra; b. <i>pellet</i> ; c. fragmento; d. espuma; e. filme.....	13
Figura 8. Representação das diferentes técnicas utilizadas para a extração de microplásticos.....	15
Figura 9. Representação das diferentes técnicas utilizadas para a detenção de microplásticos.....	20
Figura 10. Posição geográfica da região em estudo.	25
Figura 11. Representação das Zonas Económicas Exclusivas do território português. .	26
Figura 12. Registo dos locais de captura dos indivíduos amostrados (1ºT-primeiro trimestre; 2ºT- segundo trimestre; 3ºT- terceiro trimestre; 4ºT-quarto trimestre).....	28
Figura 13. Espectro infravermelho do polietileno.	36
Figura 14. Protocolo de extração, quantificação e identificação de microplásticos a partir de amostras biológicas.....	37
Figura 15. Representação da proporção de polímeros sintéticos identificados.	39
Figura 16. Microplásticos identificados nos indivíduos de <i>Aphanopus carbo</i> analisados, acompanhados dos respetivos espectros obtidos por FTIR.....	41 a 43
Figura 17. Distribuição das cores dos microplásticos por parte morfológica e respetiva frequência de ocorrência.....	44

Figura 18. Distribuição de microplásticos por classe de tamanho (mm), discriminada segundo a parte morfológica observada.	46
Figura 19. Distribuição dos microplásticos identificados segundo a sua forma, fragmento, filme e fibra, e respetiva frequência de ocorrência.....	48
Figura 20. Variação temporal das concentrações de microplásticos em <i>Aphanopus carbo</i> ao longo de 2024. Os valores representam as médias trimestrais ($\pm$ desvio padrão) de microplásticos identificados por indivíduo (n=15 por trimestre).	49
Figura 21. Concentrações médias de microplásticos ($\pm$ desvio padrão) identificados nas diferentes estruturas morfológicas de <i>Aphanopus carbo</i> (n=60) analisadas por trimestre durante 2024.	50
Figura 22. A – Relação entre o comprimento total (CT) dos indivíduos amostrados de <i>Aphanopus carbo</i> (n = 60) e o número total de partículas detetadas; B – Relação entre o comprimento total (CT) dos mesmos indivíduos e o número de microplásticos identificados por espectros.	51
Figura 23. Representação dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, inseridos no projeto de identificação e quantificação de microplásticos da <i>Aphanopus carbo</i> (A. Produção e consumo sustentáveis; B. Proteger a vida marinha)..	61

Lista de abreviaturas, siglas e acrónimos

AMP - Área Marinha Protegida

ATR - Reflexão Total Atenuada

CaCl₂ - Cloreto de cálcio

CH₂ - Grupo metileno

CH₃ - Grupo metilo

COPACE - Comité de Pescas do Atlântico Centro-Este

CR - Policloropreno

CT - Comprimento total

DQEM - Diretiva-Quadro Estratégia Marinha

EDS - Espectroscopia de dispersão de energia

EMV - Ecossistemas marinhos vulneráveis

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

ETAs- Estações de Tratamento de Águas

EU - União Europeia

Fe²⁺ - Iões ferrosos

FTIR - Espetroscopia de infravermelho por transformada de Fourier

H₂O₂ - Peróxido de hidrogénio

HCl - Ácido clorídrico

HDPE - Polietileno de alta densidade

HNO₃ - Ácido nítrico

IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza

KBr - Brometo de potássio

KOH - Hidróxido de potássio

LC - Pouco preocupante

LDPE - Polietileno de baixa densidade

Ma - Milhões de anos

MBR - Biorreatores de membrana

Micro-FTIR - Espectroscopia de infravermelhos por transformada de Fourier acoplada à microscopia

MPs - Microplásticos

NaCl - Cloreto de sódio

NaI - Iodeto de sódio

NaOH - Hidróxido de sódio

NIR - Espectroscopia no infravermelho próximo

ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OH - Grupo hidroxilo

ONU - Organização das Nações Unidas

PA - Poliamida

PAN - Poliacrilonitrilo

PE - Polietileno

PES - Poliéster

PET - Polietileno tereftalato

POM - Poliacetal

PP - Polipropileno

PS - Poliestireno

PTFE - Politetrafluoretileno

PVC- Cloreto de polivinilo

RAM - Região Autónoma da Madeira

RMN - Ressonância magnética nuclear

SEM - Microscopia eletrónica de varrimento

SEM-EDS - Espectroscopia de energia dispersiva

SVM - Máquinas de vetores de suporte

TAC - Totais Admissíveis de Captura

UV - Ultravioleta

ZEE - Zona Económica Exclusiva

ZnCl₂ - Cloreto de zinco

1. Introdução

A produção global de plásticos, que atingiu 442,5 milhões de toneladas em 2023, tem como consequência a libertação de valores significativos, entre 10% a 22%, de resíduos para o meio marinho anualmente (Kushwaha *et al.*, 2024). Neste contexto, os microplásticos (MPs) constituem um contaminante emergente de elevada preocupação (Hale *et al.*, 2020). A sua ação nos organismos vivos pode desencadear efeitos imediatos ou crónicos, manifestando-se a múltiplos níveis de organização biológica, desde alterações moleculares e genéticas até consequências ao nível populacional (Kyrii *et al.*, 2023). No ambiente aquático, estes efeitos ecotoxicológicos adquirem particular relevância, podendo incluir danos oxidativos, neurotoxicidade e uma redução do potencial reprodutivo em diversas espécies (Kumar *et al.*, 2024).

A presente tese debruça-se especificamente sobre a incidência de MPs no peixe-espada preto (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839), uma espécie de profundidade com relevância comercial. A sua propensão para a acumulação de contaminantes, aliada aos seus hábitos tróficos como predador, torna-a um bioindicador particularmente pertinente para avaliar o impacto desta contaminação nas cadeias alimentares marinhas.

O peixe-espada-preto é uma espécie batipelágica de elevado valor comercial, distribuída pelas águas profundas do Atlântico Nordeste. Na sua qualidade de predador de topo, assume uma função ecológica fundamental nas comunidades do mar profundo, realizando migrações verticais noturnas para se alimentar (Bone, 1971; De Schepper, *et al.*, 2008). A sua biologia, marcada por um crescimento lento, maturação sexual tardia e elevada longevidade, confere-lhe uma particular vulnerabilidade face à pressão exercida pela atividade pesqueira (Vasconcelos *et al.*, 2020).

Aphanopus carbo tem sido alvo de vários estudos, permitindo a recolha de um vasto acervo de informação sobre a sua biologia e ecologia, bem como sobre o ecossistema do mar profundo. Foram realizados estudos sobre a acumulação de metais pesados como o mercúrio, cádmio e chumbo e identificação de parasitas como o caso do complexo de espécies *Anisakis* (Vasconcelos, 1999; Costa *et al.*, 2009; Cruz *et al.*, 2009;).

Os trabalhos realizados permitiram aumentar o conhecimento acerca da espécie em estudo, bem como alertar para a problemática da bioacumulação de metais pesados e os riscos associados ao consumo de peixe contaminado (Cardoso *et al.*, 2010). De acordo com alguns autores, existe uma relação direta entre as infeções com parasitas e o tamanho do peixe consumido (Santos *et al.*, 2009). Uma vez que no arquipélago da Madeira são

capturados maioritariamente indivíduos adultos, a probabilidade de infeção é superior ao do pescado capturado noutras áreas de pesca. Paralelamente, outros estudos realizados utilizaram os parasitas como marcadores biológicos para discriminar os *stocks* de peixes (Santos *et al.*, 2009).

No âmbito do projeto IMPLAMAC da iniciativa INTERREG-MAC foi desenvolvido um estudo exploratório para quantificar e qualificar o impacto de MPs e diferentes poluentes nas Ilhas da Macaronésia (arquipélagos dos Açores, Canárias, Cabo Verde e Madeira). Especificamente na Ilha da Madeira, este estudo quantificou MPs presentes no estômago do peixe-espada-preto capturado na sua Zona Económica Exclusiva (ZEE), sem, no entanto, proceder à sua caracterização química (Abreu, 2023). É precisamente nesta lacuna que o presente estudo se insere, visando aprofundar o conhecimento através da caracterização química dos polímeros.

O presente estudo teve como objetivo principal identificar, caracterizar e quantificar a abundância de MPs em exemplares de peixe-espada-preto capturados ao largo da Madeira. Com este propósito, foram analisadas diferentes partes morfológicas (estômago, intestino e músculo) de indivíduos capturados durante o ano de 2024. A prossecução deste objetivo desdobrou-se nas seguintes hipóteses específicas: i) Não existem diferenças significativas relativamente à morfologia e natureza química dos polímeros; ii) Não existem diferenças significativas na incidência de MPs ao longo do ano; iii) Não existem diferenças significativas na incidência de MPs nas diferentes partes morfológicas de peixe-espada-preto analisadas; v) Não existem diferenças significativas na incidência de MPs de acordo com o comprimento total dos peixes amostrados.

1.1. Distribuição, biologia e ecologia do peixe-espada-preto

O enquadramento sistemático do peixe-espada-preto assenta sobre:

Filo: Chordata

Superclasses: Actinopteri

Classe: Teleostei

Ordem: Scombriformes

Família: Trichiuridae

Género: *Aphanopus*

O género *Aphanopus* Lowe, 1839 integra 7 espécies, nomeadamente *Aphanopus carbo* Lowe, 1839, *Aphanopus microphthalmus* Norman, 1939, *Aphanopus intermedius* Parin, 1983, *Aphanopus mikhailini* Parin, 1983, *Aphanopus arigato* Parin, 1994, *Aphanopus beckeri* Parin, 1994 e *Aphanopus capricornis* Parin, 1994 (WoRMS, 2024). Este género exibe uma vasta distribuição geográfica. No Atlântico Norte distribui-se pelo sector oriental desde o estreito da Dinamarca até às ilhas Canárias, abrangendo ainda o Cabo Bojador, o arquipélago da Madeira e os seus numerosos bancos submarinos (Pajuelo *et al.*, 2008). No sector central, a sua presença estende-se à Islândia, ao arquipélago dos Açores, à Dorsal Média Atlântica e ao setor ocidental. Está também presente na Gronelândia, Estados Unidos da América e Canadá (Pajuelo *et al.*, 2008; Templeman & Squires, 1963). Existem ainda registos da ocorrência de espécies deste género no Oceano Pacífico Oriental, nomeadamente ao largo do Havaí e na Zona Económica Exclusiva da Índia (*Fishery Bulletin*, 1971; Rajeeesh Kumar *et al.*, 2014).

Aphanopus carbo é um peixe marinho ósseo de águas profundas, que na sua fase adulta apresenta uma ampla distribuição batimétrica, variando entre os 200 metros, na região norte do Atlântico Nordeste, e os 2300 m ao largo das Ilhas Canárias (Nakamura & Parin, 1993; Pajuelo *et al.*, 2008). No arquipélago da Madeira, a pesca dirigida a esta espécie ocorre maioritariamente entre os 800 e os 1300 m de profundidade (Morales-Nin & Sena-Carvalho, 1996). É uma espécie batipelágica, que apresenta um corpo marcadamente alongado e comprimido, com cor negra acobreada. A barbatana dorsal é dividida em duas porções de raios, a barbatana caudal é fina e bifurcada e a região anal exibe um espinho posterior robusto e achatado. Esta espécie possui olhos e boca de grandes dimensões, estando esta última munida de dentes fortes e pontiagudos característicos de predadores de topo e o corpo não apresenta escamas (Martins & Carneiro, 2018; Stefanni *et al.*, 2014) (Figura 1). O comprimento total dos espécimes capturados no Norte do Atlântico Nordeste varia entre 54 e 151 cm, verificando-se que as fêmeas exibem geralmente maiores dimensões do que os machos (Morales-Nin & Sena-Carvalho, 1996). Esta espécie apresenta crescimento lento, maturação sexual tardia e elevada longevidade (Vasconcelos *et al.*, 2020).



Figura 1. Ilustração de *Aphanopus carbo*.

Fonte: DRP, 2025

Na região da Macaronésia, especificamente no Arquipélago da Madeira, *A. carbo* ocorre em simpatria com *A. intermedius*, uma espécie morfologicamente muito similar, o que tem levantado desafios na sua correta identificação e, conseqüentemente, na gestão destes recursos pesqueiros. As duas espécies exibem uma sobreposição significativa na maioria dos caracteres morfométricos e merísticos. Biscoito *et al.*, (2011), com base em exemplares previamente identificados geneticamente, demonstraram que uma distinção interespecífica fidedigna só é possível através de uma análise discriminante que combine vários caracteres. Os caracteres individualmente mais discriminatórios são o número total de vértebras (97-101 para *A. carbo*, 101-107 para *A. intermedius*) e o número total de elementos da barbatana dorsal (89-96 para *A. carbo*, 92-102 para *A. intermedius*), embora mesmo estes apresentem uma pequena zona de sobreposição (Figura 2B).

Tuset *et al.*, (2010) detetaram ainda diferenças morfológicas nos otólitos sagitta e na razão entre o diâmetro ocular e no comprimento cefálico entre *A. carbo* e *A. intermedius*, provenientes do Atlântico Norte. Apesar de semelhantes, os otólitos de ambas as espécies, apresentam diferenças significativas na forma, altura, peso e área do *sulcus acusticus*, com *A. carbo* a exibir valores consistentemente superiores aos de *A. intermedius* (Figura 2C). Igualmente, a razão entre o diâmetro ocular e o comprimento cefálico (Figura 2A), revelou diferenças estatisticamente significativas entre as duas espécie, com *A. carbo* a apresentar valores mais elevados em comparação com *A. intermedius*.

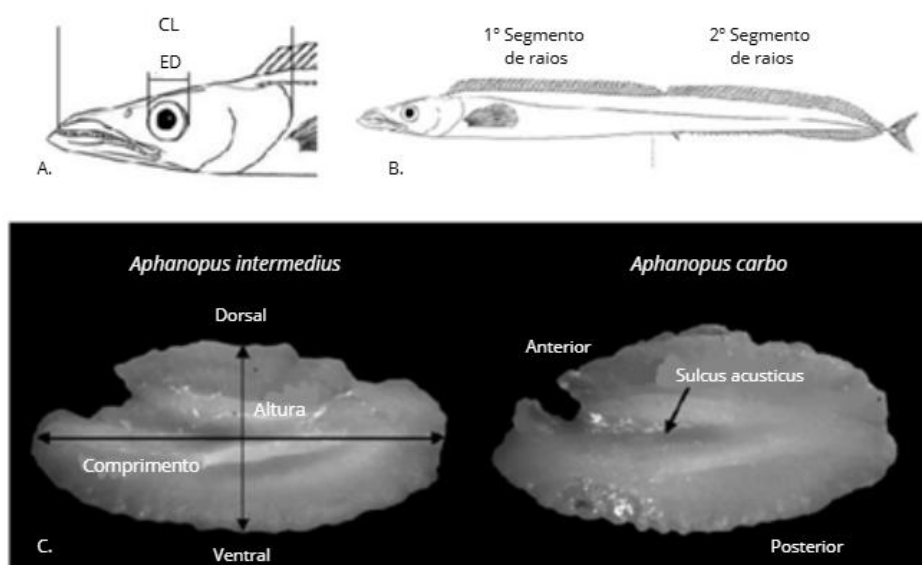


Figura 2. Métodos de identificação de *Aphanopus carbo* versus *Aphanopus intermedius*. A. Diâmetro ocular (ED) e comprimento cefálico (CL); B. Número de elementos da barbatana dorsal; C. Otólitos sagitta

Fonte: Adaptado de Tuset *et al.* (2010).

Apesar do avanço no conhecimento sobre a biologia de *A. carbo* e *A. intermedius*, persiste uma lacuna significativa de informação sobre estas espécies nomeadamente no que concerne à sua distribuição geográfica e vertical na coluna de água. Os dados disponíveis sugerem a existência de um padrão de segregação por profundidade, em que os adultos de ambas as espécies são mais abundantes (cerca de 80%) em fundos marinhos mais profundos, superiores a 2500 m. Adicionalmente, existem indícios de que *A. intermedius* tem uma abundância relativamente superior a *A. carbo* em áreas com profundidades superiores a 4500 m. Este padrão de distribuição poderá ser explicado pela sobreposição de nichos tróficos, podendo a segregação intraespecífica constituir uma estratégia para minimizar o canibalismo (Vasconcelos *et al.*, 2019).

Aphanopus carbo é um predador batipelágico que realiza, migrações verticais durante a noite para zonas menos profundas da coluna de água para alimentar-se (Bone, 1971; De Schepper, *et al.*, 2008). A sua dieta é diversificada, incluindo crustáceos, cefalópodes e peixes, com uma marcada sazonalidade que evidencia uma grande predominância na captura do verdinho *Micromesistius poutassou* Risso, 1827. Esta forte associação sugere que o regime alimentar de *A. carbo* está condicionado pela sua migração reprodutiva, constituindo um indicador indireto da sua rota migratória para

norte no Atlântico. Contudo, verifica-se que a seleção de presas é fundamentalmente oportunista, dependente da sua disponibilidade no ecossistema (Santos *et al.*, 2013; Swan *et al.*, 2003).

A reprodução de *A. carbo* ocorre nos arquipélagos da Madeira e das Canárias, embora as causas desta seleção de locais de desova permaneçam pouco claras (Farias *et al.*, 2013). Após a desova, as hipóteses atuais sugerem que ovos, larvas e juvenis são transportados para norte no Atlântico, distribuindo-se desde o sul da Islândia e ilhas Faroé até ao oeste das Ilhas Britânicas, onde residem durante vários anos para alimentação e crescimento. Após este período, os indivíduos deslocam-se para sul, atingindo a maturidade sexual (com cerca de 1000 mm de comprimento) ao largo de Portugal continental, ainda que não se reproduzam de imediato (Figueiredo *et al.*, 2003). A migração reprodutiva final culmina no regresso às áreas de desova da Madeira e Canárias, onde os adultos apresentam estados de maturação sexual avançados durante o último trimestre do ano (outubro a dezembro) (Farias *et al.*, 2013).

1.2. Conservação, exploração e gestão da pesca de *Aphanopus carbo*

O estatuto de conservação da espécie *A. carbo* é de “Pouco Preocupante” (LC) de acordo com a lista vermelha da IUCN (2024). Contudo, a sua exploração comercial está sujeita a Totais Admissíveis de Captura (TACs) estabelecidos pela União Europeia (UE). Esta medida de gestão, comum a muitos recursos pesqueiros, visa regular as possibilidades de pesca por Estado-membro, face à vulnerabilidade biológica da espécie à sobreexploração (Comissão Europeia, 2024; Martins & Carneiro, 2018). As medidas de gestão foram implementadas em resposta ao declínio dos índices de abundância da mesma, documentado nas capturas da frota de arrasto francês no Oceano Atlântico (Lorance & Dupouy, 2001). A definição destas regras de gestão, contudo, não considerou apenas o tipo de arte de pesca, mas também incorporou as características biológicas intrínsecas da espécie. Parâmetros da sua história de vida, como o crescimento lento, a maturação sexual tardia e a elevada longevidade, que conferem a *A. carbo* uma particular vulnerabilidade à sobre-exploração, foram fundamentais para a adoção de uma abordagem precaucionaria (Vasconcelos *et al.*, 2020).

Em Portugal Continental, a evolução das descargas em lota reflete a dinâmica da exploração deste recurso. As descargas, que se situavam nas 3 000 toneladas no final da

década de 1980, registaram um aumento significativo até atingir um pico de 4 500 toneladas em meados da década de 1990, para posteriormente decrescer de forma gradual até às 2 500 toneladas no início dos anos 2000. Esta trajetória foi balizada pela estabilidade da frota costeira nacional, composta por 15 a 20 embarcações, e pelas avaliações de abundância do recurso (Bordalo-Machado *et al.*, 2009). A partir de 2005, e até à atualidade, os limites de captura (TAC) mantiveram uma trajetória decrescente, fixando-se nas 4 990 toneladas distribuídas por Portugal Continental e Região Autónoma da Madeira (RAM) (DGRM, 2019). A estabilização do esforço de pesca só foi possível após a implementação concertada dos TACs e de um regime de licenciamento de embarcações ao nível da União Europeia (Campos *et al.*, 2025).

A pescaria de espécies de profundidade dirigida à captura de peixe-espada-preto, na ZEE da Madeira e em águas internacionais adjacentes, remonta ao século XVII (Merrett & Haedrich, 1997), tendo constituído durante décadas a única pescaria dirigida ao peixe-espada-preto no Atlântico Nordeste (Bordalo-Machado & Figueiredo, 2009).

Inicialmente, a exploração à escala industrial foi dominada por grandes arrastões *offshore*, sobretudo da frota francesa, que operavam no Atlântico Norte (Campos *et al.*, 2025; ICES, 2024). Paralelamente, Portugal mantinha uma pescaria tradicional nos arquipélagos da Madeira e dos Açores, onde pequenas embarcações utilizavam linhas de mão (Leite, 1988). A partir da década de 1980, assistiu-se à modernização da frota continental portuguesa e à expansão da exploração do mar profundo, com a adoção do palangre. Inicialmente, esta arte foi utilizada por uma frota costeira de cerca de 15 embarcações (com menos de 12 metros), que operavam em zonas de declive acentuado, como a região a sul do Cabo Espichel, em Sesimbra (Martins *et al.*, 1989).

Na Madeira, o incremento das descargas de peixe-espada-preto está associado à transição do aparelho derivante vertical tradicional (Figura 3A) para o palangre derivante horizontal de meia-água (Figura 3B). Esta evolução técnica, aliada à aquisição de melhores equipamentos e à expansão das áreas de operação para zonas de maior rendimento, permitiu um aumento da eficiência da pescaria (Martins & Ferreira, 1995).

Consequentemente, a capacidade de autonomia das embarcações aumentou significativamente, passando de viagens de 2 a 3 dias, para campanhas que podem estender-se até 15 dias, consoante a capacidade operacional de cada embarcação (Reis *et al.*, 2001; DRP, 2025). O palangre utilizado opera tipicamente a mais de 100 metros do

fundo, evitando a interação com possíveis ecossistemas vulneráveis, e cada aparelho é composto, em média, por 4500 anzóis (DRP, 2025).

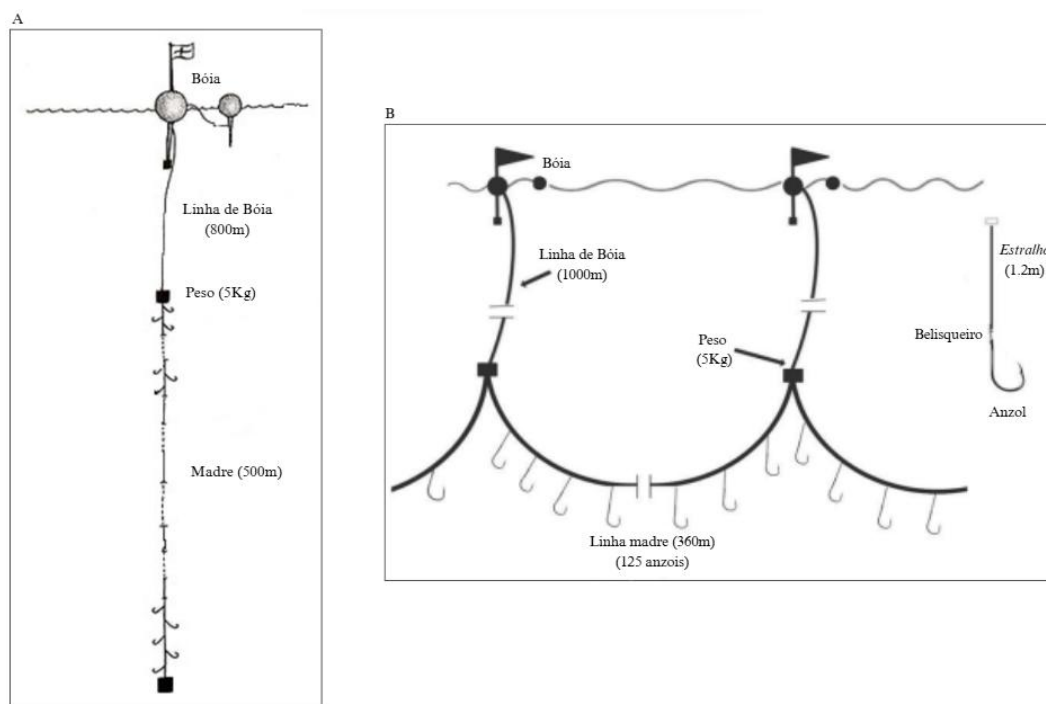


Figura 3. A. Representação esquemática do palangre derivante vertical, arte de pesca tradicional inicialmente utilizada na exploração de *Aphanopus carbo* na RAM; B. Representação esquemática do atual palangre derivante horizontal utilizado atualmente na exploração de *A. carbo* na RAM.

Fonte: Adaptado de Merrett & Haedrich (1997).

A gestão desta pescaria tem evoluído no sentido da sustentabilidade. Em 2012, foi proposta a proibição da pesca de arrasto de profundidade no Atlântico Nordeste, medida que se tornou efetiva em 2016 para profundidades superiores a 800 metros (Regulamento de execução - 404/2011, 2011). Mais recentemente, em outubro de 2022, entrou em vigor um novo plano de ação (Regulamento UE 2016/2336) para a proteção de ecossistemas marinhos vulneráveis entre os 400 e os 800 metros, com base em pareceres científicos do ICES, (2023). No âmbito deste plano, 87 áreas ao largo das costas da Irlanda, França, Espanha e Portugal foram encerradas a todas as artes de pesca de fundo.

1.3. Importância económica da pescaria de peixe-espada-preto na RAM

A pescaria de *Aphanopus* spp. tem um valor económico e social insubstituível no sector das pescas da RAM (Bordalo-Machado *et al.*, 2009). Este recurso representa

aproximadamente metade do volume anual de desembarques na região, constituindo, por conseguinte, uma das principais atividades comerciais e uma das mais rentáveis no contexto da economia do setor das pescas local.

A análise da série temporal compreendida entre 1990 e 2024 (Figura 4) permite caracterizar a evolução de longo prazo das descargas de peixe-espada no Arquipélago da Madeira, bem como o seu correspondente valor económico, sendo possível identificar as principais tendências e flutuações associadas à atividade pesqueira dirigida a estas espécies, refletindo a sua relevância persistente no contexto socioeconómico regional (Sousa *et al.*, 2025)

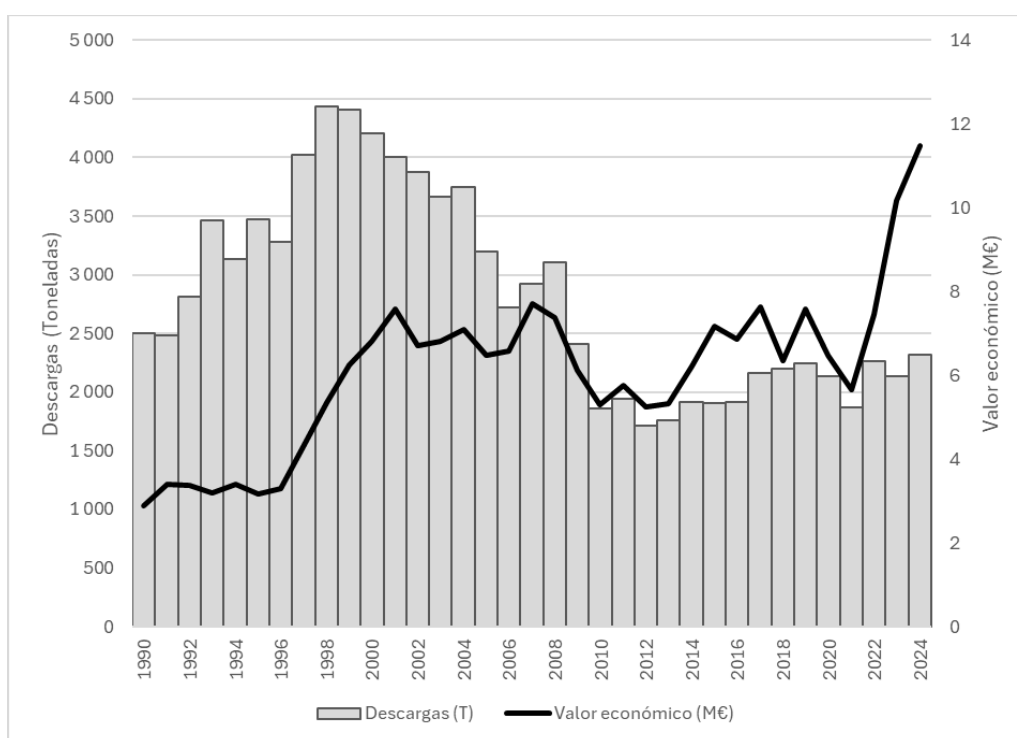


Figura 4. Evolução das descargas de peixe-espada, em lota, expressas em toneladas, e do respetivo valor económico, em milhões de euros, na Região Autónoma da Madeira, entre 1990 e 2024.

A análise da série temporal revela uma correlação geral entre o volume de descargas e o valor económico associado, embora com algumas flutuações significativas. Observa-se uma tendência de crescimento sustentado até cerca de 2008, seguida por uma fase de maior variabilidade. Entre 2010 e 2020, os valores mantêm-se relativamente estáveis, com oscilações moderadas. A partir de 2020, verifica-se uma ligeira recuperação tanto nas descargas como no valor económico, culminando em valores elevados em 2024.

Esta dinâmica está fortemente associada à aplicação progressiva de TACs definidos para a área CECAF 34.1.2, que passaram de 4285 toneladas em 2005 para 2189 toneladas em 2024. A redução dos TACs reflete uma estratégia de gestão sustentável dos recursos, em resposta à diminuição da abundância nas zonas tradicionais de pesca e à necessidade de preservar os mananciais reprodutores. A estabilização recente das capturas e do valor económico poderá indicar uma adaptação eficaz da frota madeirense às restrições impostas, bem como à exploração de novas áreas de pesca e à manutenção de uma atividade seletiva e artesanal, centrada em indivíduos adultos.

Em 1990, as capturas de peixe-espada representavam apenas 28% do total desembarcado na região, contribuindo com 37% para o valor económico global das pescas. Em contraste, em 2024, estas espécies passaram a representar 61% das capturas totais e 67% do valor económico, refletindo uma intensificação significativa da dependência regional desta pescaria e gerando um valor de primeira venda em lota de aproximadamente 11,5 milhões de euros. Apesar das restrições impostas, a frota madeirense conseguiu manter níveis elevados de produtividade e rentabilidade, o que demonstra a eficácia da adaptação tecnológica e operacional, bem como a relevância estratégica desta pescaria para a economia do setor das pescas regional.

1.4. Plásticos e MPs

Os plásticos são polímeros sintéticos orgânicos, compostos maioritariamente por carbono e caracterizados pela sua elevada massa molecular e plasticidade. Do ponto de vista industrial, são predominantemente derivados de matérias-primas petroquímicas como o petróleo ou gás natural (Shen & Worrell, 2024), sendo que cerca de 7% da produção global de petróleo é convertida à sua manufatura (Stubbins *et al.*, 2021). Desde a sua invenção em 1860 que a produção de plásticos tem vindo a aumentar significativamente e o seu crescimento tem sido exponencial (Figura 5). Atualmente, a produção mundial de plástico ultrapassa 359 milhões de toneladas por ano, das quais cerca de 54 milhões são produzidas na Europa (Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024; PlasticsEurope, 2024). Esta expansão deve-se às propriedades únicas do material, nomeadamente o seu baixo custo, versatilidade e esterilidade, que potenciam a sua aplicação em sectores tão diversos como a construção civil, a eletrónica, a medicina e o embalamento alimentar (Ritchie *et al.*, 2023).

O carácter descartável de muitos produtos plásticos, particularmente das embalagens de uso único, gera volumes substanciais de resíduos. Quando estes resíduos não são adequadamente geridos através de reciclagem ou confinamento em aterros controlados, transformam-se num poluente ambiental de significativa relevância (Ritchie *et al.*, 2023). A poluição resultante afeta não apenas a vida selvagem, mas também os ecossistemas, com especial incidência nos oceanos. Esta problemática é particularmente acentuada em países em desenvolvimento, onde os sistemas de gestão de resíduos são frequentemente menos eficazes.



Figura 5. Evolução da produção global de plástico entre 1950 e 2019.

Fonte: Adaptado de Ritchie *et al.* (2023).

Os polímeros sintéticos mais produzidos e detetados no ambiente incluem o polipropileno (PP), aplicado em embalagens alimentares e componentes automóveis, o polietileno (PE), comum na produção de sacos, contentores e brinquedos, o cloreto de polivinilo (PVC), aplicado em tubagens e equipamentos médicos, o polietileno tereftalato (PET), predominante em garrafas e embalagens de detergentes; o poliestireno (PS), usado em componentes eletrónicos e suportes multimédia, e a poliamida (PA), empregue em artigos têxteis, equipamentos desportivos e sistemas de segurança (Antunes *et al.*, 2018; Gazal & Gheewala, 2020; PlasticsEurope, 2019).

No processamento industrial dos plásticos, é frequente a incorporação de aditivos funcionais como plastificantes, antioxidantes, estabilizadores ultravioleta (UV), lubrificantes, corantes ou retardadores de chama, com o objetivo de otimizar propriedades físico-químicas específicas, como a resistência mecânica, a estabilidade térmica, a coloração e a transparência do polímero final (Gazal & Gheewala, 2020).

A degradação dos polímeros plásticos pode ocorrer através de vários processos, incluindo ações mecânicas, térmicas, fotoquímicas ou bioquímicas. No entanto, a sua degradação está principalmente relacionada com as propriedades físico-químicas do polímero. Fatores como a estrutura molecular (cristalina ou amorfa), a composição em aditivos, a resistência à fissuração e a temperatura de transição vítrea, abaixo da qual o material exibe comportamento frágil, condicionam significativamente o seu comportamento de degradação (Stubbins *et al.*, 2021).

Os MPs foram reconhecidos como contaminantes ambientais em 2004, representando desde então um desafio científico permanente. Estes poluentes podem induzir efeitos instantâneos ou crónicos nos organismos, manifestando-se a múltiplos níveis, desde escalas molecular e genética até a escala populacional (Kyrii *et al.*, 2023).

Os MPs são resíduos de plástico degradado, possuindo um tamanho igual ou inferior a 5mm (Antunes *et al.*, 2018). A sua dimensão reduzida e elevada capacidade de dispersão dificultam significativamente a recuperação de MPs de corpos de água, sedimentos e ar com as técnicas atualmente disponíveis (Bergmann *et al.*, 2015). Por sua vez, os nanoplásticos distinguem-se dos MPs devido ao seu tamanho, pois estes apresentam uma faixa de comprimentos menores que 1 μm (Tirkey & Upadhyay, 2021) (Figura 6).

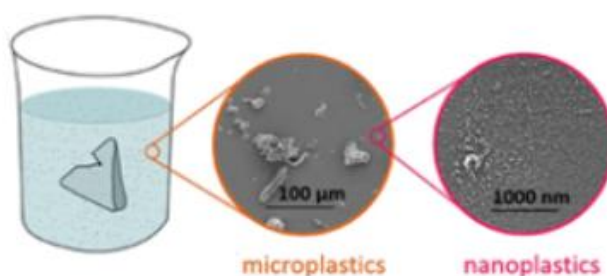


Figura 6. Diferenciação entre microplásticos e nanoplásticos.

Fonte: Obtido de (Bluegold, 2020).

Os MPs podem ainda ser classificados como primários ou secundários (Arthur *et al.*, 2009). Os primários são produzidos intencionalmente pelo ramo industrial, sendo frequentemente utilizados para uso de produtos cosméticos. Já os secundários resultam da fragmentação de resíduos plásticos expostos ao ambiente, como por exemplo a ação das ondas, ventos e chuvas, radiação solar entre outras (Andrady, 2017).

O processo contínuo de degradação dos MPs, tanto dos primários como dos secundários, leva à alteração de características como cor, morfologia, tamanho, cristalinidade e densidade (Figura 7). Essas transformações podem modificar seu comportamento químico e físico, afetando o meio ambiente e os organismos vivos que os rodeiam (Lambert & Wagner, 2016; Rincon-Rubio *et al.*, 2001; Rouillon *et al.*, 2016; Zettler *et al.*, 2013).

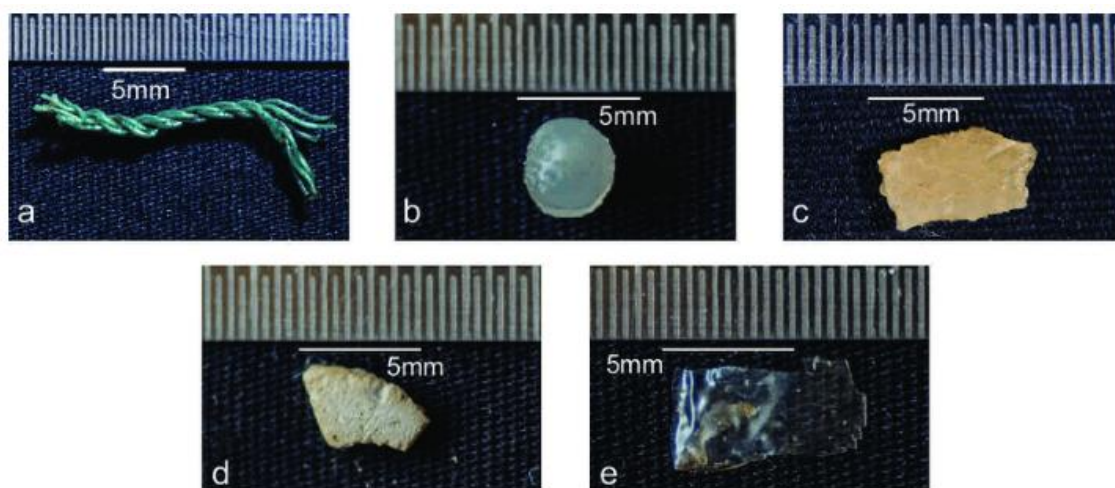


Figura 7. Diferentes formas de microplásticos. a. fibra; b. *pellet*; c. fragmento; d. espuma; e. filme.

Fonte: Obtido de (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020).

Os MPs, para além da sua contaminação direta, atuam como vetores de outros poluentes, potenciando efeitos toxicológicos sinérgicos quando interagem com contaminantes coexistentes no ambiente. Por sua vez, estes contaminantes são mais abundantes em ambientes aquáticos devido à introdução de grandes quantidades de MPs nos corpos hídricos, quer através do despejo direto de plásticos, quer dos efluentes de diversas estações de tratamento.

A investigação sobre a contaminação por MPs em ambientes aquáticos é vasta, mas persistem lacunas significativas em áreas como a ecotoxicologia, o desenvolvimento

de métodos de detecção, a avaliação do seu destino final e a compreensão dos padrões de distribuição (Kumar *et al.*, 2024).

1.5. Importância para o seu controlo /e os seus problemas associados

O plástico tornou-se um elemento onnipresente no quotidiano humano, devido às suas propriedades físico-químicas vantajosas, como a leveza, resistência e baixo custo de produção. Estas características tornam-no amplamente utilizado em diversos sectores, incluindo o comercial, industrial, médico e municipal (Thompson & Pahl., 2018). No entanto, a crescente dependência deste material tem originado uma problemática ambiental significativa, sobretudo pelo elevado volume de produtos concebidos para utilização única e subsequente descarte (Wang *et al.*, 2016).

Os materiais plásticos, após serem descartados no ambiente, sofrem um processo de degradação extremamente lento, durante o qual se fragmentam gradualmente em partículas de menor dimensão, designadas por MPs e nanoplásticos. Estas partículas representam uma ameaça crescente à integridade dos ecossistemas, devido à sua persistência, ubiquidade e elevada capacidade de dispersão (Yang *et al.*, 2022). Estimativas recentes indicam que a quantidade de MPs presente nos oceanos poderá duplicar até ao ano de 2030, o que reforça a urgência da problemática (Hale *et al.*, 2020).

A elevada dispersão destas partículas no meio ambiente faz com que qualquer organismo, independentemente do seu nível trófico, esteja potencialmente exposto à sua contaminação (Hale *et al.*, 2020). Estudos recentes demonstraram que a inalação e ingestão de MPs ocorrem de forma contínua, tendo sido identificados vestígios destas partículas em amostras de fezes, sangue, placenta e tecido pulmonar, sugerindo riscos potenciais para a saúde humana decorrentes da exposição prolongada (Zhao *et al.*, 2024). No entanto, os efeitos específicos desta exposição permanecem pouco compreendidos, em virtude das lacunas ainda existentes no conhecimento científico (Vethaak & Legler, 2021).

A investigação científica sobre os MPs revela-se, por isso, essencial para a clarificação dos riscos toxicológicos e epidemiológicos associados à exposição crónica. Evidências preliminares indicam que estas partículas podem atuar como vetores de compostos tóxicos, incluindo aditivos plastificantes e que a sua interação com sistemas

biológicos pode desencadear respostas imunológicas adversas ou outras complicações de maior gravidade (Rillig *et al.*, 2021).

A pandemia de COVID-19 veio agravar este cenário, ao promover um aumento exponencial do consumo de produtos descartáveis, como máscaras e equipamentos de proteção individual, intensificando o contacto humano com MPs e, consequentemente, os riscos associados à sua exposição (Zhao *et al.*, 2024).

Winiarska *et al.*, (2024) concentraram-se nas vias de exposição (inalação, ingestão, exposição dérmica), considerando variáveis como a frequência, duração, dimensão das partículas e taxa de ingestão, em diferentes contextos ambientais e grupos populacionais. Apesar destes avanços, as respostas regulatórias e políticas destinadas a mitigar os efeitos deste tipo de contaminante ainda se encontram em fase de desenvolvimento.

1.6. Extração de MPs

A presença generalizada de MPs no ambiente torna imperativa a utilização de técnicas especializadas para a sua extração, adaptadas a cada caso de estudo (Figura 8).

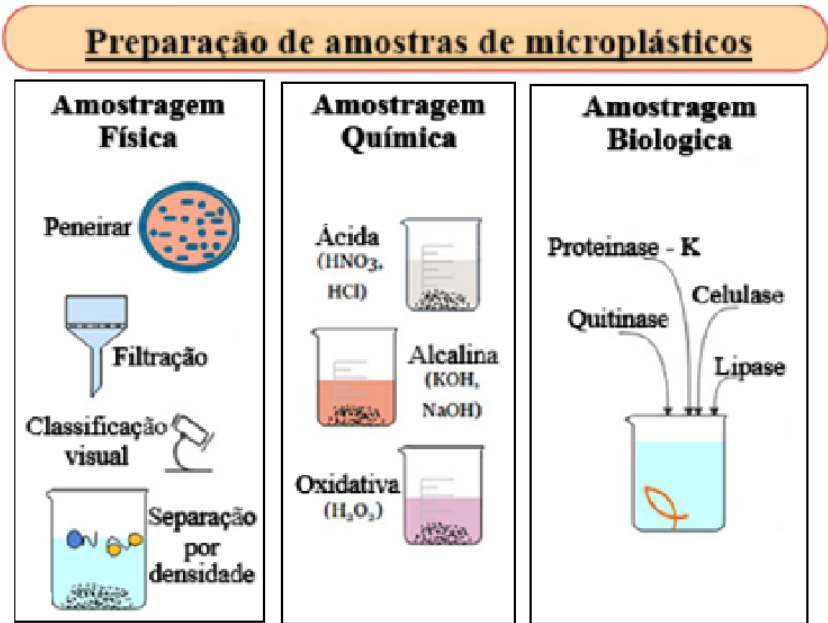


Figura 8. Representação das diferentes técnicas utilizadas para a extração de microplásticos.

Fonte: Adaptada de Tirkey & Upadhyay (2021).

A extração por processo físico é o método menos invasivo, mas a sua eficácia está condicionada à ausência de matrizes orgânicas. Na presença deste tipo de matrizes, é necessário um tratamento prévio, como uma digestão química ou biológica. Contudo, estes processos podem provocar a destruição ou perda de partículas de MPs devido à degradação. Deste modo, a seleção da metodologia de extração mais adequada é uma etapa crítica (Guo *et al.*, 2019; Tirkey & Upadhyay, 2021).

1.6.1. Processos físicos

Os processos físicos de extração de MPs baseiam-se na diferenciação das propriedades físico-químicas, tais como a densidade, o tamanho e a forma. Entre os métodos mais utilizados destacam-se a separação por densidade e a filtração, que permitem isolar os MPs de matrizes ambientais menos complexas, como a água ou sedimentos. Estas técnicas apresentam a vantagem de serem relativamente simples, economicamente viáveis e de possibilitarem elevadas taxas de recuperação. Contudo, a sua eficácia é influenciada por fatores como o tipo de polímero, a dimensão das partículas e a complexidade da matriz em análise.

A extração de MPs pode ser realizada através de diversos processos, entre os quais se destaca a filtração por membrana como uma das abordagens mais eficazes para líquidos, como amostras de água. Para amostras sólidas ou líquidas de maior complexidade, recorre-se geralmente a técnicas de filtração seguidos de digestão química ou enzimática, de modo a garantir a retenção dos MPs (Guo *et al.*, 2022). Diversas técnicas de filtração por membranas têm sido aplicadas no controlo da poluição por MPs, incluindo a microfiltração, ultrafiltração, osmose inversa e biorreatores de membranas. Paralelamente, técnicas como a filtração por areia e a utilização de carvão ativado são também comuns em estações de tratamento de água (ETAs) (Gao *et al.*, 2022).

A eficiência da filtração está diretamente dependente do tamanho dos poros das membranas. Ma *et al.*, (2019) verificaram que MPs de PE podiam ser totalmente removidos por ultrafiltração, mesmo na ausência de coagulação. No entanto, a adição de coagulantes pode potenciar a obstrução das membranas, particularmente na presença de MPs de dimensões muito reduzidas.

A separação por densidade é um método comum para isolar MPs de sedimentos, organismos vivos (ex.: crustáceos) ou outras substâncias inorgânicas. Esta técnica

aproveita a diferença de densidade entre os plásticos (0,8-1,6 g/cm³) e o sedimento (~2,7 g/cm³), utilizando uma solução salina de densidade intermédia que permite a flutuação e separação dos MPs. O protocolo envolve a mistura da amostra com a solução, incubação, recolha do sobrenadante e filtração. O método é economicamente viável, de execução simples e pode atingir taxas de recuperação até 99%, sendo frequentemente utilizadas soluções como cloreto de sódio (NaCl), cloreto de zinco (ZnCl₂), iodeto de sódio (NaI) ou cloreto de cálcio (CaCl₂) (Tirkey & Upadhyay, 2021). Contudo, a solução de NaCl (1,2 g/cm³) apenas é eficaz para polímeros de baixa densidade (ex.: PP e PA), revelando-se ineficaz para outros como PVC ou PET. Para ultrapassar esta limitação, empregam-se sais de maior densidade, como o NaI (1,8 g/cm³), ainda que menos económicos (Stock *et al.*, 2019). Têm sido explorados materiais alternativos, como o óleo de canola. No entanto, a exposição a sais e outros reagentes pode induzir degradação nos MPs, representando uma desvantagem significativa do método (Tirkey & Upadhyay, 2021).

1.6.2. Processos químicos

Os processos químicos de extração de MPs utilizam reagentes como ácidos, bases ou agentes oxidantes para degradar a matéria orgânica das amostras. Apesar de eficazes e rápidos, estes métodos podem degradar certos polímeros se utilizadas concentrações ou temperaturas excessivas, mantendo-se, contudo, amplamente usados pela sua elevada eficiência.

A digestão ácida recorre a ácidos minerais fortes, como o ácido nítrico (HNO₃) e o ácido clorídrico (HCl), em sistemas abertos ou fechados, frequentemente com aquecimento (50-60 °C), para oxidar matéria orgânica. O HNO₃ demonstra alta eficiência, com taxas de recuperação de MPs entre 93% e 99% em amostras de solo e tecidos, mesmo para uma ampla gama de polímeros como polietileno de alta densidade (HDPE), polietileno de baixa densidade (LDPE), PET, PVC, PS e PP (Bitencourt *et al.*, 2020; Scheurer & Bigalke, 2018). No entanto, pode provocar a degradação de polímeros específicos, como PA, PS e PET. Em comparação, o HCl exibe menor eficácia, mostrando-se incapaz de degradar compostos como zooplâncton (Cole *et al.*, 2014), com estudos comparativos a confirmarem a superioridade do HNO₃ face ao HCl, peróxido de hidrogénio (H₂O₂) e hidróxido de sódio (NaOH) (Claessens *et al.*, 2013). A eficiência do processo é fortemente influenciada pela combinação do tipo de ácido, concentração e

temperatura, sendo que o aquecimento (50–60 °C) acelera a digestão, mas pode comprometer a integridade dos MPs (Prata *et al.*, 2019).

A digestão alcalina emprega bases como o hidróxido de potássio (KOH) ou hidróxido de sódio (NaOH), sendo eficaz na digestão de tecidos e biota. O KOH é geralmente preferível, pois a maioria dos polímeros (exceto acetato de celulose) lhe é resistente. A eficiência (>97 %) aumenta com a temperatura (40-50 °C), embora condições severas possam degradar o PP, PS e PET (Cole *et al.*, 2014; Karami *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2023). O NaOH a 1M demonstrou uma elevada eficiência, recuperando cerca de 90% dos MPs presentes nas amostras de água do mar ricas em biota, incluindo zooplâncton. A eficiência do método aumenta com a concentração da base e com a elevação da temperatura de digestão, alcançando taxas superiores a 97% (Cole *et al.*, 2014). Resultados semelhantes foram reportados por Karami *et al.* (2017), onde obtiveram 98% de eficiência na digestão de músculo e pele de peixe com solução de KOH a 10%, incubada entre 48-72 h a 50 °C. Estudos posteriores reforçaram que temperaturas moderadas (40-50 °C) favorecem a digestão, atingindo eficiências próximas de 99%, enquanto variações mais amplas (25-60 °C) resultam em valores ligeiramente inferiores entre os 97,1% e 97,6% (Hurley *et al.*, 2018).

Condições mais severas de tempo e temperatura podem induzir perda de pigmentação ou degradação de fragmentos de MPs, sobretudo PP, PS e PET. Contudo, o KOH é preferível ao NaOH, uma vez que a maioria dos polímeros, exceto o acetato de celulose, mostrou-se resistente à sua degradação pelo KOH (Kühn *et al.*, 2017).

A digestão por oxidação baseia-se no uso de H₂O₂ e do reagente de Fenton (uma combinação de H₂O₂ com íons ferrosos (Fe²⁺)) como agentes oxidantes na degradação da matéria orgânica (Guo *et al.*, 2022). Claessens *et al.*, (2013) aplicaram H₂O₂ a uma concentração de 30% durante sete dias para a digestão de tecidos de invertebrados, pelo que obtiveram uma taxa de recuperação de 70% de MPs, sendo que o mais abundante tenham sido as microesferas de PS (10-30 µm). Contudo a baixa eficiência foi atribuída à formação de espuma e subsequente imersão das partículas. Por outro lado, o reagente de Fenton, promove a formação de espécies reativas, como radicais hidroxilo, aumentando significativamente o poder oxidativo do processo. Essa característica confere-lhe maior eficácia na degradação de compostos orgânicos complexos, incluindo substâncias aromáticas altamente cloradas usualmente associadas à coloração dos polímeros, quando comparado ao uso exclusivo de H₂O₂ (Guo *et al.*, (2022). Estudos

demonstram que o reagente de Fenton degrada microesferas de PS (500 nm) de forma mais eficiente, embora em ambos os métodos os MPs apresentem alteração morfológica progressiva, com superfícies mais ásperas e porosas. Essa modificação estrutural aumenta a área de superfície e a porosidade, favorecendo a adsorção de contaminantes (Liu *et al.*, 2019).

1.6.3. Processos biológicos

Os processos biológicos para extração de MPs baseiam-se em digestões enzimáticas, um método caracterizado por uma ação suave, mas por tempos de reação prolongados e eficiência geralmente inferior à das digestões químicas. A sua principal vantagem reside na preservação da integridade estrutural dos MPs, facilitando a sua posterior identificação (Karlsson *et al.*, 2017). Entre as enzimas mais utilizadas destacam-se as celulasas, lipases, quitinase e as proteases (como a proteinase K), sendo a sua aplicação frequentemente combinada devido à elevada especificidade de substrato. A eficácia do método é ilustrada pelo estudo de Karlsson *et al.* (2017), que, utilizando proteinase K, reportou uma taxa de recuperação de 97% de MPs a partir de invertebrados marinhos e peixes, sem evidências de degradação em análises de espectroscopia de Raman.

O uso de enzimas para a digestão de MPs constitui uma área emergente de investigação, orientada para o desenvolvimento de estratégias biotecnológicas de mitigação. A otimização de parâmetros como o pH, a temperatura e a presença de cofatores revela-se, portanto, essencial para maximizar a eficiência da atividade enzimática (Miri *et al.*, 2022).

1.7. Detecção, identificação e caracterização de MPs

A identificação de MPs é uma etapa essencial após a sua extração, permitindo a classificação dos achados. Entre as técnicas disponíveis, destacam-se a microscopia eletrónica de varrimento com espectroscopia de energia dispersiva (SEM-EDS), a espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), a espectroscopia de Raman, a espectroscopia no infravermelho próximo (NIR) e a ressonância magnética nuclear (RMN) (Figura 9).

O SEM-EDS fornece informações morfológicas e elementares sobre a superfície das partículas. O FTIR e o Raman são consideradas as metodologias mais precisas para a caracterização química, permitindo analisar partículas até 20 μm e 1 μm , respectivamente. O NIR surge como uma alternativa promissora por não requerer pré-tratamento da amostra, detetando partículas até 1 mm, enquanto a RMN fornece dados quantitativos sobre a abundância de MPs (Tirkey & Upadhyay, 2021).



Figura 9. Representação das diferentes técnicas utilizadas para a detecção de microplásticos.

Fonte: Adaptada de Tirkey & Upadhyay (2021).

1.7.1. Espectroscopia no infravermelho próximo

A espectroscopia no infravermelho próximo tem vindo a ganhar relevância na identificação de MPs. Em comparação com a FTIR, a NIR apresenta a vantagem de analisar amostras com maior volume sem necessidade de preparação prévia, devido à maior profundidade de penetração da radiação. Quando a radiação NIR incide sobre o plástico, a absorção de energia eletromagnética origina sobretons e bandas de combinação das vibrações fundamentais, sobretudo associadas às ligações C-H, N-H e C-O, permitindo a identificação dos materiais através dos seus padrões espectrais característicos (Blair Crawford & Quinn, 2016).

A aplicação desta técnica na identificação de MPs ainda é relativamente escassa, apesar do seu potencial. Corradini *et al.*, (2019) aplicaram espectroscopia no visível e infravermelho próximo (vis-NIR) para estimar a concentração de MPs em amostras de solo sem pré-tratamento. Os autores observaram que o aumento da concentração de MPs provocou uma redução significativa da refletância, especialmente nas regiões do infravermelho próximo, permitindo distinguir espectralmente as partículas plásticas da matriz mineral do solo.

Paul *et al.*, (2019) aplicaram, num estudo similar, espectroscopia NIR de alto rendimento combinada com técnicas quimiométricas para detetar MPs em amostras de solo. Esta abordagem permitiu identificar a presença, o tipo e o tamanho das partículas, bem como inferir o grau de envelhecimento a partir de alterações nas assinaturas espectrais. O modelo utilizado para classificar as partículas, *Support Vector Machine* (SVM), demonstrou uma elevada precisão na identificação de polímeros como PE, PP, PS, PET e PVC em concentrações de apenas 1% em massa.

No contexto marinho, Pakhomova *et al.*, (2020) testaram um espectrofotómetro Micro-NIR, criando uma base de dados espectral com os MPs mais comuns em resíduos marinhos. Os espectros obtidos, processados através do software Micro-NIR Pro e validados com reflexão total atenuada (ATR) no FTIR, revelaram uma precisão de 96% na identificação de polímeros com tamanhos superiores a 1 mm. Estes resultados evidenciam o potencial da tecnologia Micro-NIR como ferramenta portátil para a identificação *in-situ* de MPs em ambientes naturais.

1.7.2. Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier

A espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) constitui uma técnica versátil de caracterização vibracional, amplamente utilizada na identificação de polímeros. Este método deteta grupos funcionais presentes nos MPs através da medição da radiação infravermelha absorvida, fornecendo informação sobre a sua estrutura química. O espectro resultante funciona como uma impressão digital, na qual os picos de absorção correspondem às frequências de vibração das ligações químicas específicas. Dado que cada polímero apresenta uma combinação única ligações químicas e grupos funcionais, nenhum material produz exatamente o mesmo espectro, possibilitando uma identificação precisa da sua composição polimérica (Veerasingam *et al.*, 2021).

Reconhecida pela sua rapidez, fiabilidade e precisão, a técnica FTIR identifica diferentes tipos de MPs mediante a comparação dos espectros obtidos com bibliotecas de referência. Para partículas de maior dimensão, utiliza-se frequentemente a espectroscopia de infravermelho por reflexão total atenuada (ATR-FTIR), enquanto partículas até 20 µm são analisadas por espectroscopia de infravermelhos por transformada de Fourier acoplada à microscopia (micro-FTIR). A análise de partículas inferiores a 10 µm constitui

uma das principais limitações do método (Okoffo *et al.*, 2019). Embora o modo de reflexão não seja destrutivo (Primpke *et al.*, 2020), o método ATR pode danificar as amostras devido à pressão exercida durante a análise. Para partículas maiores, estas podem ser moídas com brometo de potássio (KBr) para medições em modo de transmissão ou reflexão difusa. Contudo, estas abordagens apresentam limitações operacionais, exigindo um tempo de análise relativamente elevado por partícula (~3 min) (Renner *et al.*, 2017).

1.7.3. Espectroscopia de Raman

A espectroscopia Raman consolida-se como uma técnica promissora na análise de MPs, particularmente para partículas de pequenas dimensões. Baseando-se no fenómeno de dispersão inelástica da luz, esta metodologia fornece informação detalhada sobre as vibrações moleculares do material, produzindo um espectro característico que funciona como uma impressão digital da sua estrutura química (Araujo *et al.*, 2018; Luo *et al.*, 2022). Em comparação com a FTIR, a espectroscopia Raman oferece uma maior resolução espacial (inferior a 1 μm), maior sensibilidade a grupos funcionais não polares, menor interferência da água e bandas espectrais mais estreitas e bem definidas (Sridhar *et al.*, 2022).

A sua aplicação em matrizes alimentares tem sido demonstrada em estudos recentes. Karami *et al.*, (2017) utilizaram microespectroscopia Raman (μ -Raman) na análise de 17 tipos de sal de mesa comercial, detetando a presença de polímeros (41,6%), pigmentos (23,6%) e carbono amorfo (5,5%). Resultados congruentes foram reportados por Gündoğdu, (2018) em sais turcos, onde o PE e o PP se destacaram como os polímeros mais abundantes. A técnica permitiu igualmente a identificação de partículas de PE de várias cores e com dimensões próximas de 20 μm em amostras de vinho (Prata *et al.*, 2020). Não obstante as suas vantagens, a técnica enfrenta limitações, como a fluorescência de fundo e a potencial fotodegradação das amostras, podendo a sua conjugação com FTIR e microscopia eletrónica aumentar a robustez das análises (Sridhar *et al.*, 2022).

1.7.4. Microscopia eletrônica de varrimento

A microscopia eletrônica de varrimento (*Scanning Electron Microscopy*, SEM, em inglês), frequentemente associada à espectroscopia de dispersão de energia (*Energy-Dispersive X-ray Spectroscopy*, EDS, em inglês), constitui uma abordagem relevante para a caracterização de MPs.

A técnica SEM utiliza um feixe de elétrons de alta energia que interage com a superfície da amostra, permitindo obter imagens de elevada resolução e informação detalhada sobre a sua morfologia. Esta interação também origina a emissão de raios X característicos de cada elemento químico. O sistema EDS capta estes sinais, fornecendo a composição elementar da amostra e permitindo distinguir partículas poliméricas de origem sintética de minerais ou detritos inorgânicos presentes na matriz (Schwaferts *et al.*, 2019).

Vários estudos validaram a eficácia da técnica SEM-EDS. Anderson *et al.*, (2016) aplicaram-na na análise de MPs em peixes de água doce, conseguindo excluir 23% das partículas inicialmente suspeitas por não serem plásticos. Kutralam-Muniasamy *et al.*, (2020) identificaram MPs em 23 amostras de leite, verificando que 72% eram de cor azul e que 40% correspondiam a fragmentos e fibras inferiores a 0,5 mm. De forma semelhante, Wang *et al.*, (2021) utilizaram o SEM-EDS para investigar os processos de acumulação e degradação de polietileno (PE) no mel.

1.7.5. Espectroscopia de ressonância magnética

A espectroscopia de ressonância magnética nuclear (RMN) afirma-se como uma ferramenta promissora para a análise qualitativa e quantitativa de MPs. Embora seja um método não destrutivo e de elevada reprodutibilidade, requer a utilização de solventes deuterados para dissolução das amostras, o que implica a perda de informação sobre o tamanho e a morfologia das partículas (Peez *et al.*, 2019). O princípio da técnica baseia-se na proporcionalidade entre a intensidade dos sinais e o número de prótons responsáveis pela ressonância, permitindo quantificações com uma exatidão superior a 98% (Tirkey & Upadhyay, 2021).

A aplicação da RMN requer a dissolução dos MPs em solventes deuterados, processo que pode ser dificultado pelas propriedades físico-químicas dos polímeros. Para ultrapassar a necessidade de conhecer previamente a composição dos analitos, a técnica

é frequentemente associada a curvas de calibração, facilitando a sua aplicação em amostras ambientais com diversidade polimérica. No entanto, a presença de matrizes biológicas complexas pode originar sobreposição de sinais e dificultar a quantificação (Peez *et al.*, 2022).

A eficácia da técnica foi demonstrada em vários estudos. Peez *et al.* (2019) utilizaram a RMN para deteção qualitativa e quantitativa de PET em matrizes homogéneas como água de rio, areia e biofilmes. Nelson *et al.*, (2020) aplicaram a mesma abordagem para avaliar poli (butileno adipato-co-tereftalato) em solos, destacando-se pela complexidade da matriz analisada. Estes estudos confirmam o potencial da RMN para a caracterização de MPs, não obstante as limitações relacionadas com a dissolução e preparação de amostras.

1.8. Caracterização da área de estudo: Arquipélago da Madeira

O Arquipélago da Madeira localiza-se no Atlântico Oriental, entre os paralelos 30° a 33° Norte e os meridianos entre 15° a 17° Oeste. Situa-se a aproximadamente 900 km sudoeste do território continental português e a cerca de 700 km da costa noroeste de África, como ilustrado na figura 10. Em conjunto com os arquipélagos dos Açores, Canárias e Cabo Verde, integra a região biogeográfica da Macaronésia. O arquipélago é constituído pela ilha da Madeira (737 km²), pela ilha do Porto Santo (42 km²), e pelos grupos das ilhas Desertas (Ilhéu Chão, Deserta Grande e Bugio) e das ilhas Selvagens (Selvagem Grande, Selvagem Pequena e Ilhéu de Fora), totalizando uma área de 801.5 km² (ICNF, 2016; Mata *et al.*, 2013).

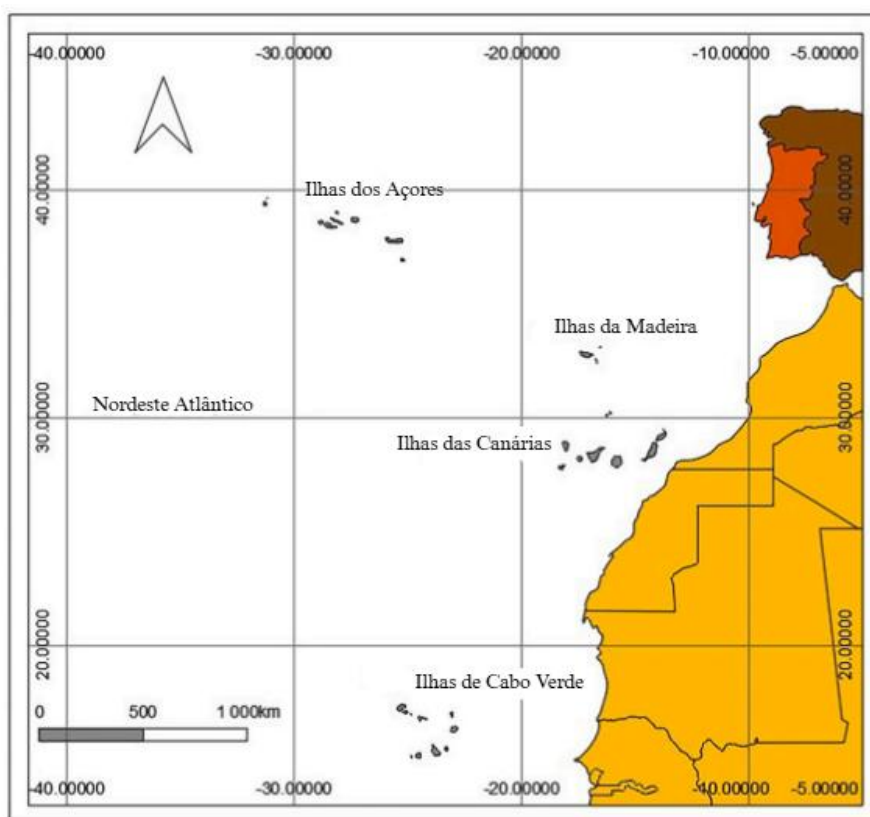


Figura 10. Posição geográfica da região em estudo.

Fonte: Adaptado de González *et al.* (2024)

As ilhas deste arquipélago partilham uma origem vulcânica comum, formadas por *hotspots*, ou seja, vulcões submarinos que perfuram a litosfera oceânica. As ilhas Selvagens, as mais antigas com aproximadamente 27 milhões de anos (Ma), estão ligadas ao mesmo aparelho vulcânico que deu origem ao Arquipélago das Canárias. As restantes ilhas do Arquipélago da Madeira surgiram posteriormente, há cerca de 14 Ma, através de múltiplos episódios eruptivos. Dentro deste grupo, o Porto Santo é o mais antigo, tendo a sua formação principal cessado há cerca de 8 Ma. Por sua vez, as ilhas Desertas formaram-se a partir de um centro vulcânico distinto do da ilha da Madeira, há aproximadamente 3,5 Ma. A ilha da Madeira emergiu do mar há 5,6 Ma, mantendo atividade vulcânica até há sensivelmente 6 mil anos (ICNF, 2016).

O clima da ilha da Madeira e das ilhas Selvagens é fortemente influenciado pelo anticiclone subtropical dos Açores. Os ventos alísios de norte e nordeste gerados por este sistema, predominam ao longo do ano. A interação entre estes ventos e a orografia acentuada da região origina as condições climáticas características do arquipélago.

Adicionalmente, a temperatura da água do mar é significativamente influenciada pelas correntes quentes do Golfo, mantendo-se a cerca de 22 °C no verão e arrefecendo gradualmente até valores próximos de 17 °C no inverno (Machado, 1984). As restantes ilhas do arquipélago apresentam, de um modo geral, características climáticas áridas ou semiáridas. A ausência de maciços montanhosos de altitude significativa limita a condensação da humidade transportada pelos ventos alísios, resultando numa precipitação reduzida. Esta escassez de precipitação, por sua vez, condiciona o desenvolvimento de coberto vegetal significativo e acelera os processos de erosão do solo, os quais, já degradados, apresentam uma capacidade reduzida de infiltração e retenção da água da chuva (ICNF, 2016).

Oceanograficamente, o arquipélago da Madeira caracteriza-se por encostas de elevada inclinação (Biscoito, 1993), com declives abruptos e uma plataforma continental praticamente inexistente. A batimetria atinge rapidamente os 200 metros de profundidade a uma curta distância da linha de costa. A respetiva ZEE, possui uma área de 446 108 km² (Figura 11), o que representa aproximadamente 26% da ZEE nacional, integrando-se na subdivisão 34.1.2 do Comité de Pescas do Atlântico Centro-Este (COPACE). A extensão total da linha de costa do arquipélago é estimada em cerca de 190 km (Ribeiro, 1992).

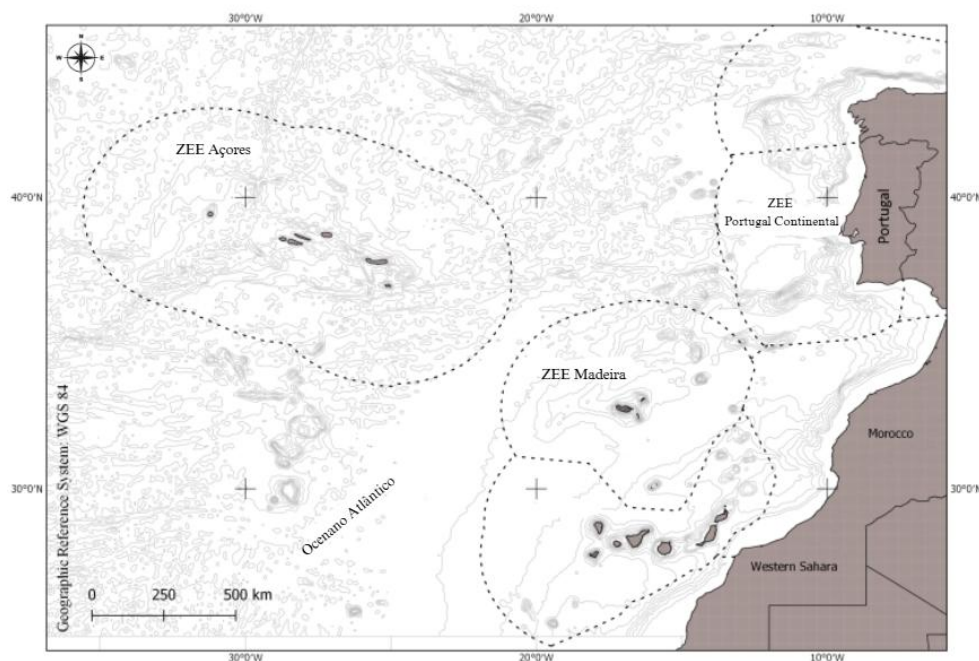


Figura 11. Representação das Zonas Económicas Exclusivas do território português.

Fonte: QGIS Development Team (2025)

A RAM constitui uma região ultraperiférica da União Europeia, nos termos do artigo 299.º, n.º 2, do Tratado sobre o Funcionamento da União Europeia (versão consolidada, 2016), integrando politicamente a República Portuguesa.

Demograficamente, a RAM possui uma população de 259 440 habitantes, caracterizada por uma forte concentração ao longo da faixa costeira, um fenómeno diretamente associado à sua complexa orografia (INE, 2024). A frota pesqueira ativa em 2025 é constituída por 95 embarcações, sendo que 72% apresentam um comprimento fora-a-fora inferior a 12 metros. Em função das características estruturais da frota e das modalidades de pesca praticadas, predominam artes de pesca seletivas, nomeadamente linhas e anzóis. No que concerne às infraestruturas portuárias, relacionadas com o setor das pescas, o arquipélago conta com 5 portos de pesca e 3 lotas, concentrando-se a maioria dos desembarques nos portos do Funchal e do Caniçal (DRP, 2025).

2. Material e Métodos

2.1. Caracterização geral das amostras

Os exemplares de peixe-espada-preto analisados neste estudo foram obtidos de capturas comerciais efetuadas pela frota local, dedicada à pescaria de profundidade, que atua na ZEE do Arquipélago da Madeira (Figura 12). A amostragem foi conduzida de forma aleatória, sem aplicação de critérios de seleção quanto ao tamanho, sexo ou estado de maturação sexual dos indivíduos, com o objetivo de garantir uma representatividade adequada da população capturada por esta frota.

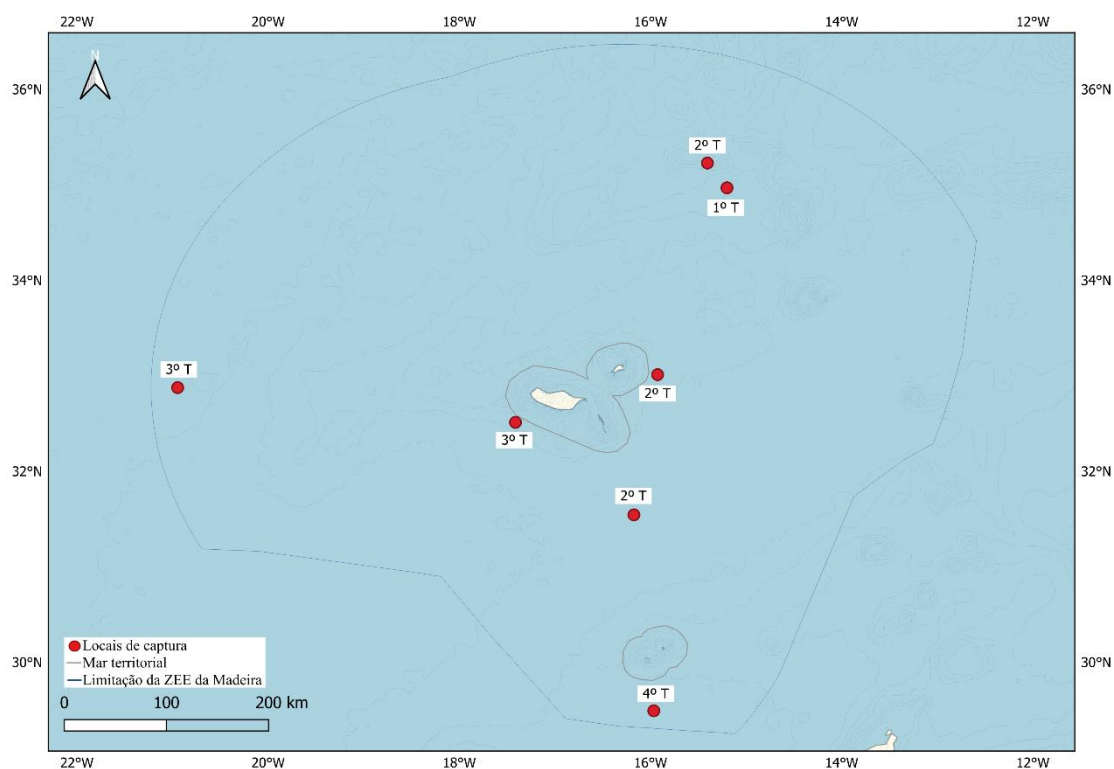


Figura 12. Registo dos locais de captura dos indivíduos amostrados (1ºT-primeiro trimestre; 2ºT- segundo trimestre; 3ºT- terceiro trimestre; 4ºT-quarto trimestre).

Fonte: QGIS Development Team (2025)

A amostragem incluiu a análise de 60 exemplares de peixe-espada-preto, distribuídos equitativamente ao longo dos quatro trimestres do ano de 2024 (15 indivíduos por trimestre). A recolha e processamento das amostras biológicas seguiram o protocolo oficial da Direção Regional de Pescas (DRP) vigente (Sousa, 2021). De cada indivíduo foram extraídas três matrizes por indivíduo: estômago, intestino e uma porção de 10 g de músculo (Tabela 1).

Tabela 1. Código dos indivíduos amostrados de *Aphanopus carbo* com os seus respetivos comprimentos, parte morfológica e trimestre.

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte morfológica
T1	P1	1220	M1
			E1
			I1
	P2	1130	M2
			E2
			I2
	P3	1120	M3
			E3
			I3
	P4	1200	M4
			E4
			I4
	P5	1170	M5
			E5
			I5
	P6	1030	M6
			E6
			I6
	P7	1120	M7
			E7
			I7
	P8	1070	M8
			E8
			I8
	P9	1080	M9
			E9
			I9
	P10	1165	M10
			E10
			I10
	P11	1129	M11
			E11
			I11
	P12	1123	M12
			E12
			I12
	P13	1218	M13
			E13
			I13
	P14	1200	M14
			E14
			I14
	P15	1265	M15
			E15
			I15

Trimestre	Individuo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte morfológica
T2	P16	1286	M16
			E16
			I16
	P17	1196	M17
			E17
			I17
	P18	1176	M18
			E18
			I18
	P19	1247	M19
			E19
			I19
	P20	1164	M20
			E20
			I20
	P21	1140	M21
			E21
			I21
	P22	1060	M22
			E22
			I22
	P23	1150	M23
			E23
			I23
	P24	1090	M24
			E24
			I24
	P25	1170	M25
			E25
			I25
	P26	1050	M26
			E26
			I26
	P27	1080	M27
			E27
			I27
	P28	1100	M28
			E28
			I28
	P29	1040	M29
			E29
			I29
	P30	1070	M30
			E30
			I30

Trimestre	Individuo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte morfológica
T3	P31	1390	M31
			E31
			I31
	P32	1160	M32
			E32
			I32
	P33	1090	M33
			E33
			I33
	P34	1160	M34
			E34
			I34
	P35	1150	M35
			E35
			I35
	P36	1240	M36
			E36
			I36
	P37	1110	M37
			E37
			I37
	P38	1290	M38
			E38
			I38
	P39	1110	M39
			E39
			I39
	P40	1140	M40
			E40
			I40
	P41	1160	M41
			E41
			I41
	P42	1210	M42
			E42
			I42
	P43	1230	M43
			E43
			I43
	P44	1260	M44
			E44
			I44
	P45	1100	M45
			E45
			I45

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte morfológica
T4	P46	1190	M46
			E46
			I46
	P47	1160	M47
			E47
			I47
	P48	1170	M48
			E48
			I48
	P49	1120	M49
			E49
			I49
	P50	1150	M50
			E50
			I50
	P51	1110	M51
			E51
			I51
	P52	1260	M52
			E52
			I52
	P53	1200	M53
			E53
			I53
	P54	1280	M54
			E54
			I54
	P55	1390	M55
			E55
			I55
	P56	1240	M56
			E56
			I56
	P57	1140	M57
			E57
			I57
	P58	1290	M58
			E58
			I58
	P59	1270	M59
			E59
			I59
	P60	1320	M60
			E60
			I60

Os indivíduos foram categorizados posteriormente em sete classes de comprimento total de 50 mm, nomeadamente classe 1 (1,030-1,080 mm), classe 2 (1,081-1,130 mm), classe 3 (1,131-1,180 mm), classe 4 (1,181-1,230 mm), classe 5 (1,231-1,280 mm), classe 6 (1,281-1,330 mm) e classe 7 (≥ 1330) (Tabela 2).

Tabela 2. Segmento de comprimentos de *Aphanopus carbo*.

#	Segmentos dos comprimentos (mm)
1	1030-1080
2	1080-1130
3	1130-1180
4	1180-1230
5	1230-1280
6	1280-1330
7	≥ 1330

2.2. Processamento das amostras

2.2.1. Controlo de contaminação

Para minimizar a contaminação ambiental, durante todo o processo analítico, foram implementadas medidas rigorosas de controlo. Todo o trabalho laboratorial foi realizado em câmara de fluxo laminar horizontal Kojair Tech Oy tipo KV-115 B, e utilização exclusivamente de batas de laboratório de algodão 100% branco, de modo a reduzir a libertação de fibras sintéticas para o ambiente de trabalho.

Todo o material de vidro e metal foi lavado com detergente de laboratório, enxaguado três vezes com água ultrapura e subsequentemente com etanol absoluto, sendo depois seco numa estufa a 50°C. Os filtros foram armazenados em placas de Petri seladas até ao momento da análise.

2.2.2. Digestão alcalina e filtração

Cada matriz foi pesada individualmente com recurso a uma balança analítica de precisão (série 321 LT, modelo LT 6200C; capacidade máxima: 6200 g; mínima: 0.5 g; $e=0.1$ g; $d=0.01$ g), de modo a calcular o volume necessário para o rácio de digestão até à grama

A digestão alcalina foi realizada com hidróxido de potássio (KOH) a 10% (m/v) (Song *et al.*, 2022), por se tratar de um método pouco invasivo entre as técnicas disponíveis para digestão de matéria orgânica, assegurando taxas de recuperação de MPs próximas de 100%. Após a adição da solução digestiva, as amostras digeridas foram incubadas a 50°C durante um período de 24 a 48 horas, dependendo da complexidade da matriz biológica em análise. Tecidos com estrutura mais densa, como o estômago, requereram tempos de incubação mais prolongados para garantir uma digestão completa.

Concluída a digestão, as amostras foram submetidas a filtração sob pressão reduzida, utilizando filtros de fibra de vidro com 380 μ m de espessura e 2,0 μ m de porosidade Merck Millipore, selecionados pela sua resistência à degradação química induzida pelo protocolo alcalino. Este processo foi realizado na mesma câmara de fluxo laminar, garantindo um ambiente confinado com circulação de ar filtrado e horizontal, que protege os materiais biológicos durante a manipulação.

2.2.3. Microscopia ótica

Após a filtração, o sobrenadante foi descartado e o resíduo sólido retido no filtro foi submetido a secagem em estufa a 50°C. Os filtros foram então submetidos a inspeção visual sob lupa estereoscópica Leica S Apo Stereozoom (1.0x-8.0x) com objetiva de 0.5x, permitindo ampliações entre 0.5x e 4x, para identificação de partículas suspeitas. O sistema foi acoplado a uma câmara Leica Flexacam C5 e a um monitor de 43" com resolução 4K Ultra HD, utilizando o software Enersight (versão 1.0.2.97) para visualização em tempo real.

Os potenciais MPs foram recolhidos com auxílio de agulha de ponta cônica (diâmetro $\approx 0,711$ mm) e pinça. Para minimizar perdas durante a manipulação, foi adicionada uma gota de água destilada sobre cada partícula antes da recolha. As partículas recuperadas foram subsequentemente montadas em lâmina com folha de ouro para análise posterior.

2.2.4. Caracterização física dos MPs (cor, tamanho e morfologia)

A caracterização física das partículas confirmadas como MPs foi efetuada através de observação visual com lupa estereoscópica Leica S Apo Stereozoom (ampliação de 0,5x a 4x), acoplada a câmara digital Leica Flexacam C5. O sistema permitiu a observação em tempo real e captura de imagens através do software Enersight (versão 1.0.2.97), registando-se para cada partícula a cor segundo uma paleta predefinida de dez cores: amarelo, azul, branco, castanho, cinzento, preto, rosa, transparente, verde e vermelho.

Os MPs foram classificados em seis classes de tamanho, nomeadamente $\leq 0,5$ mm; $0,5 < X \leq 1,0$ mm; $1,0 < X \leq 1,5$ mm; $1,5 < X \leq 2,0$ mm; $2,0 < X \leq 2,5$ mm; e $2,5 < X \leq 5,0$ mm. As partículas com dimensões superiores a 5,0 mm foram catalogadas separadamente como mesoplásticos.

A categorização morfológica distribuiu as partículas por três tipos, respetivamente fragmentos (partículas irregulares e rígidas), fibras (partículas alongadas e flexíveis) e filmes (partículas finas e laminares).

2.2.5. Caracterização química dos achados

A identificação da composição química dos achados foi realizada por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) PerkinElmer Spotlight 200i micro-FTIR equipado com um detetor Mercury Cadmium Telluride (MCT), técnica que permite a caracterização molecular dos polímeros presentes. Esta técnica foi selecionada pela sua rapidez, fiabilidade e elevada precisão analítica, requerendo a utilização de azoto líquido para arrefecimento do detetor durante a aquisição de espectros. Entre os modos de análise disponíveis (reflectância, transmissão e ATR), optou-se pelo modo de reflectância, utilizando uma gama espectral de 4000 a 700 cm^{-1} com resolução de 4 cm^{-1} . Foram colocados três marcadores em cada achado, efetuando 32 varreduras (scans) por marcador, elevando-se este número para 64 nos casos de partículas com maior opacidade. Para complementar a análise, utilizou-se ocasionalmente o modo ATR com pressão máxima de 5%, visando uma maior precisão na identificação.

Os espectros obtidos foram analisados com recurso ao software Spectrum e comparados com uma biblioteca de referência de polímeros PerkinElmer, fornecida pelo equipamento. A correspondência entre o espectro da amostra e os espectros de referência

foi quantificada graficamente, sendo consideradas válidas apenas as identificações que apresentaram um índice de similaridade igual ou superior a 60% (exemplo ilustrado na Figura 13). A representação gráfica dos espectros obtidos por FTIR apresenta, no eixo vertical (y), a percentagem de transmitância refletida, variando entre 0% e 100%, enquanto o eixo horizontal (x) corresponde ao número de onda (cm^{-1}), característico das vibrações moleculares dos diferentes grupos funcionais presentes nos polímeros. O espectro apresentado a vermelho corresponde ao registo de referência armazenado na base de dados do software utilizado no equipamento micro-FTIR, enquanto que o espectro a preto representa os dados obtidos diretamente da amostra em análise.

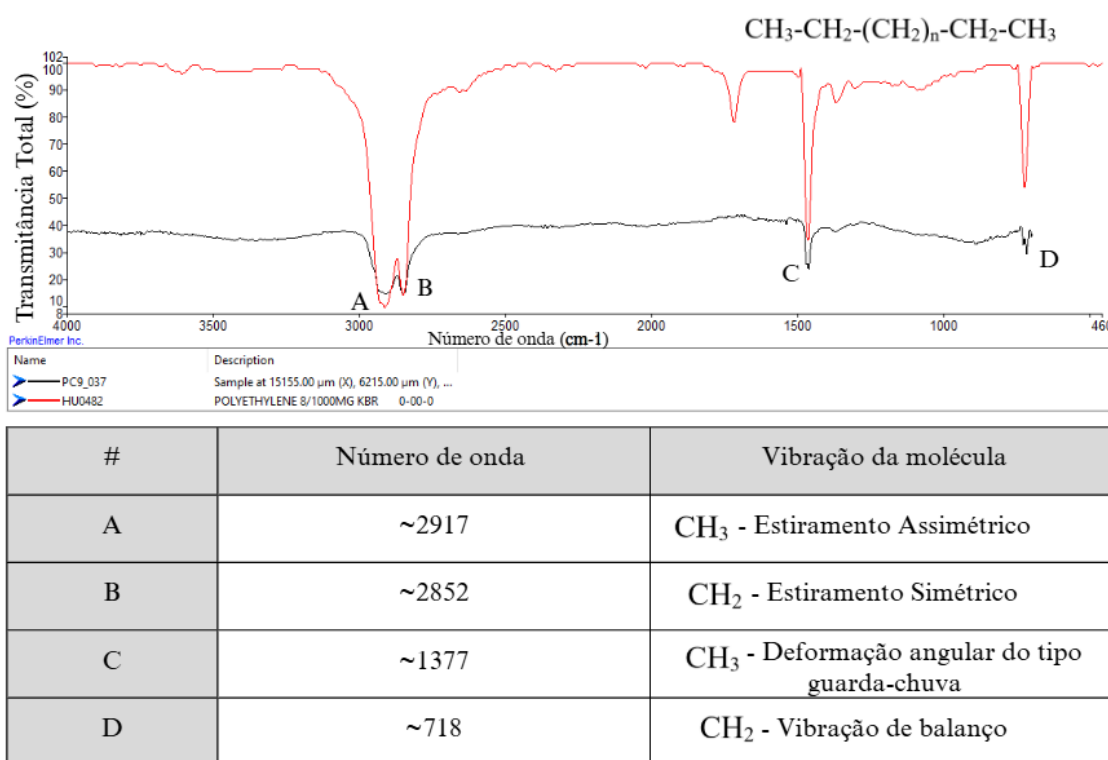


Figura 13. Espectro infravermelho do polietileno.

A análise espectral representada na Figura 13 permite identificar, antes do primeiro pico de vibração, uma ligeira interferência atribuída ao grupo hidroxilo (OH), evidenciada por uma pequena curvatura entre 3500 e 3000 cm^{-1} , a qual poderá indicar vestígios de água presentes na amostra. Posteriormente, observa-se um pico em ~2917 cm^{-1} correspondente ao estiramento assimétrico típico do grupo metilo (CH₃). Segue-se, em ~2852 cm^{-1} , o pico associado a um estiramento simétrico do grupo metileno (CH₂). A deformação angular do tipo “guarda-chuva” no grupo CH₃ é observada em ~1377 cm^{-1} ,

enquanto que em $\sim 718\text{ cm}^{-1}$ se identifica uma vibração de balanço característica do grupo CH_2 .

A ausência de sobreposição total entre os espectros analisados e os de referência deve-se ao facto de a correspondência espectral não atingir os 100%, condição necessária para uma sobreposição perfeita. Os espectros de referência são obtidos com materiais puros, enquanto as amostras podem encontrar-se em diferentes estados de envelhecimento. Acresce que o modo de reflectância difusa apresenta limitações próprias, uma vez que as bibliotecas espectrais disponíveis são maioritariamente adquiridas em modos de transmissão total, resultando em diferenças de intensidade e ligeiros deslocamentos das bandas de absorção.

O procedimento experimental utilizado para a obtenção e identificação de achados, encontra-se esquematizado na Figura 14.

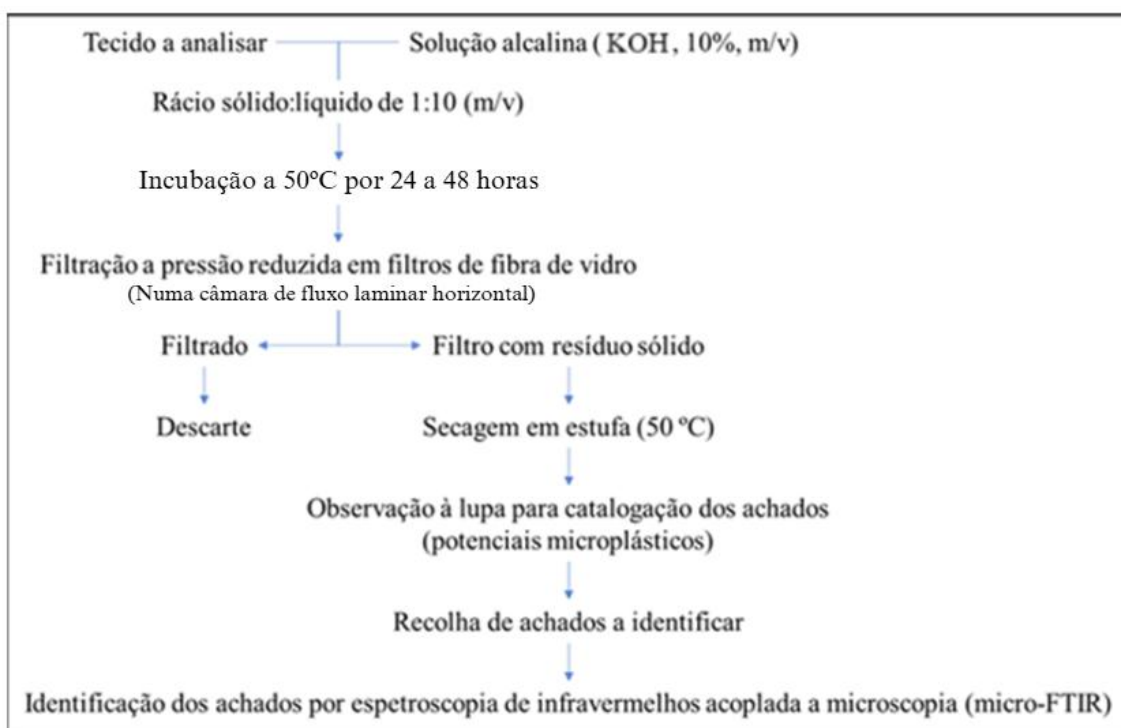


Figura 14. Protocolo de extração, quantificação e identificação de microplásticos a partir de amostras biológicas.

2.3. Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos a uma avaliação preliminar dos pressupostos estatísticos exigidos para a aplicação de testes paramétricos. Posteriormente, os dados

foram exportados para o ambiente estatístico R, versão 4.5.1 (R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria), onde foram submetidos a análise estatística descritiva e inferencial. Inicialmente, procedeu-se à análise exploratória dos dados com geração de gráficos para visualização e interpretação preliminar dos resultados.

A normalidade das distribuições foi testada através do teste de Shapiro-Wilk, enquanto a homogeneidade das variâncias foi verificada com o teste de Levene. Considerando a violação sistemática dos pressupostos de normalidade, a escolha dos testes estatísticos subsequentes baseou-se nesta avaliação preliminar, assegurando a adequação metodológica das análises.

Para as comparações das abundâncias de MPs, tanto temporais como entre partes morfológicas, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, complementado com a respetiva medida de tamanho do efeito. As associações entre o comprimento dos indivíduos e as variáveis de contaminação (número de partículas detetadas e MPs confirmados) foram analisadas através de coeficientes de correlação de Spearman. A distribuição das características físicas dos MPs (dimensões, coloração e forma) foi comparada com os valores esperados utilizando o teste do Qui-quadrado (χ^2).

Em todos os testes realizados, foi considerado um nível de significância de $\alpha = 0,05$ para determinação da significância estatística (Zar, 1996). Todas as análises foram executadas utilizando o software estatístico R através da interface RStudio.

3. Resultados

3.1. Caracterização geral das amostras

Os resultados obtidos a partir da análise das três matrizes biológicas, estômago, intestino e músculo, de 60 indivíduos adultos de *A. carbo* entre os 1030 a 1390 mm, recolhidos entre janeiro e dezembro de 2024, revelam a presença de MPs em diferentes proporções e frequências. No total, foram examinadas 180 amostras, permitindo uma caracterização quantitativa e comparativa da carga de MPs em cada matriz, com vista à avaliação do grau de exposição desta espécie a contaminantes plásticos ao longo do trato digestivo e tecido muscular.

A análise das 180 amostras permitiu identificar 3801 achados, distribuídos por fibras naturais (1696), partículas de quitina (733), partículas minerais (963), fragmentos de dentes de peixe (117), partículas vítreas (24) e 268 partículas suspeitas de MPs (Tabela 1, em anexo).

3.2. Caracterização química dos MPs

As partículas suspeitas (268) foram submetidas a análise espectral por FTIR devido à incerteza quanto à sua composição química, enquanto os restantes achados foram apenas contabilizados. Esta decisão fundamentou-se na instabilidade de alguns materiais ao contacto com água destilada, na sua fragilidade durante a manipulação, ou na elevada concentração que justificou a análise de apenas uma amostra representativa. A espectroscopia FTIR identificou 157 polímeros naturais (incluindo fibras naturais, quitina, partículas vítreas e silicatos) e 111 polímeros sintéticos, dos quais 109 foram classificados como MPs e dois como mesoplásticos.

Os polímeros plásticos identificados através de FTIR revelaram possuir naturezas químicas distintas, independentemente da parte morfológica do peixe. Foram identificados 12 tipos distintos, incluindo policloropreno (CR), PA, ácido poliacrílico (PAA), poliácilonitrilo (PAN), PE, poliacetal (POM), PP, PS, politetrafluoretileno (PTFE), PVC e resinas fenólicas, poliéster (PES) (Figura 15).

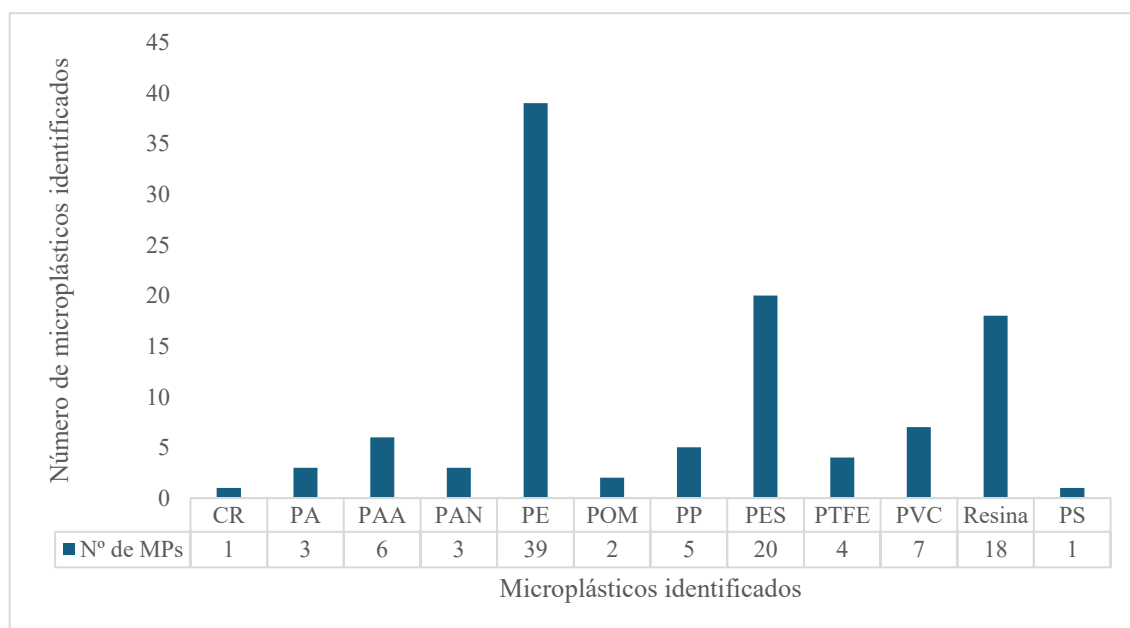
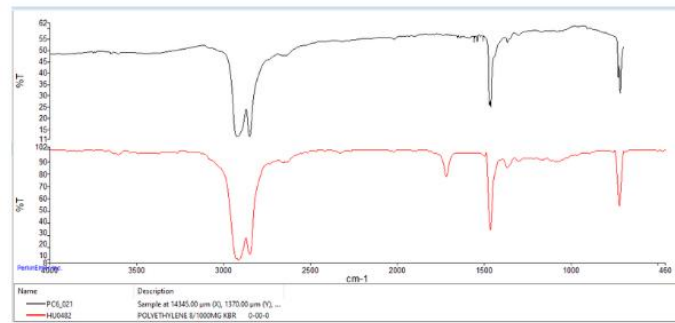
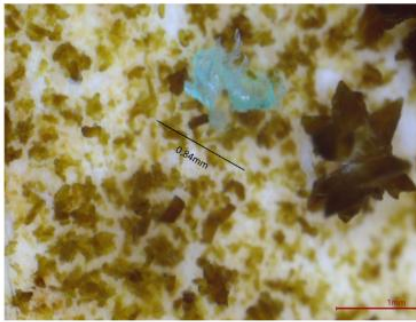


Figura 15. Representação da proporção de polímeros sintéticos identificados.

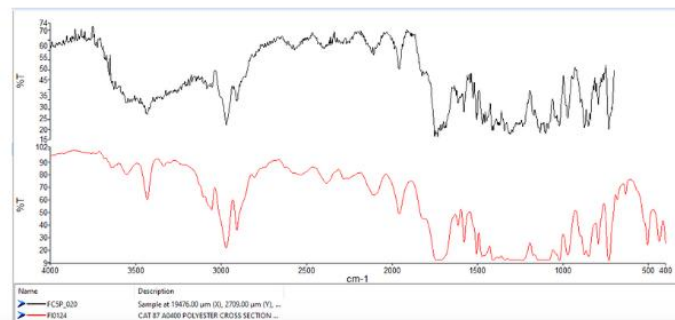
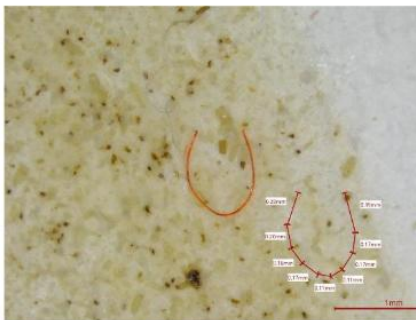
O PE foi o polímero sintético mais prevalente, com 39 ocorrências registradas. Em contraste, CR e PS foram os menos frequentes, cada um com apenas uma ocorrência (Figura 15). Dezanove partículas permaneceram não identificadas devido a limitações na qualidade do espectro obtido.

Os espectros de absorção obtidos para cada MPs identificado permitiram confirmar a tipologia polimérica dos materiais e a distinção dos mesmos através da correspondência com padrões de referência. Os espectros apresentados a seguir, obtidos por FTIR, encontram-se organizados por tipo de polímero e apresentam as bandas características que sustentam a classificação atribuída a cada partícula (Figura 16).

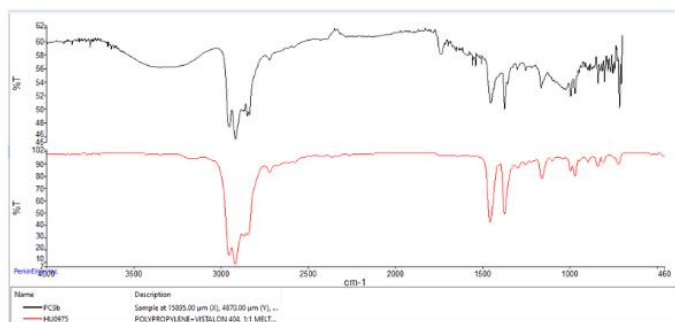
Poliétileno (PE) - Músculo



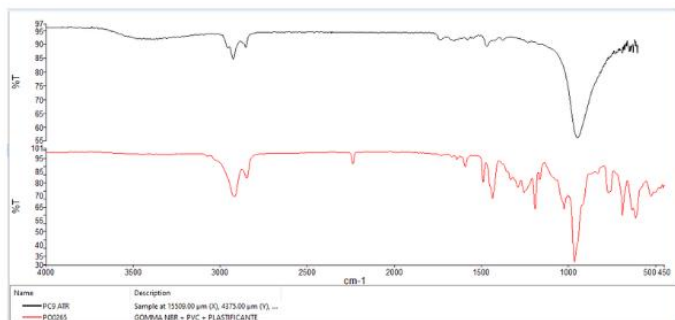
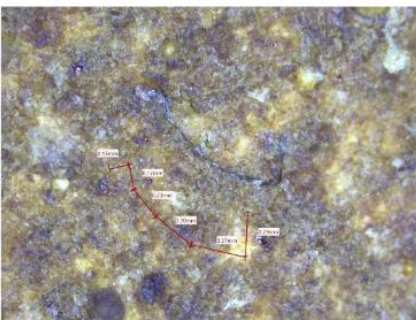
Poliéster (PES) - Músculo



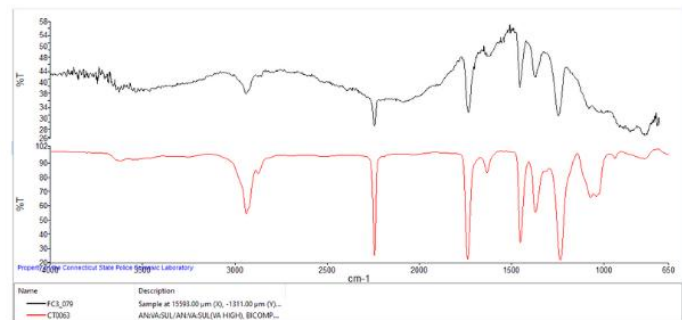
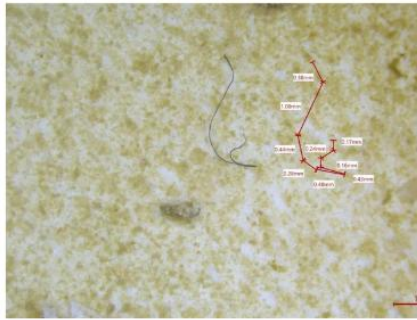
Polipropileno (PP) - Intestino



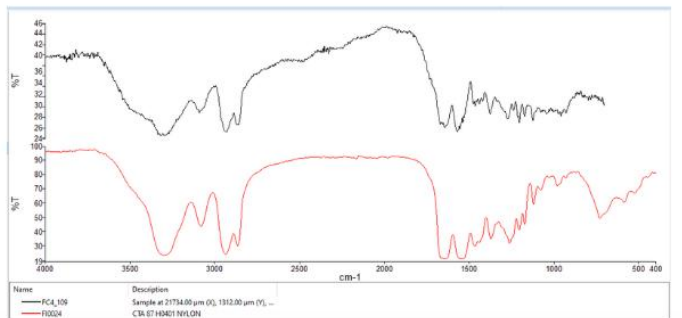
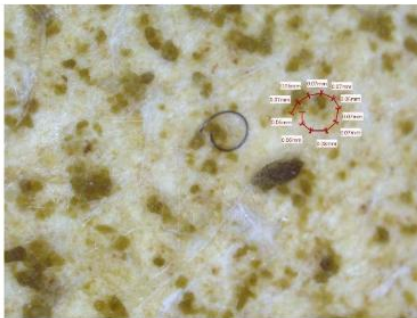
Polivinil butiral (PVC) - Estômago



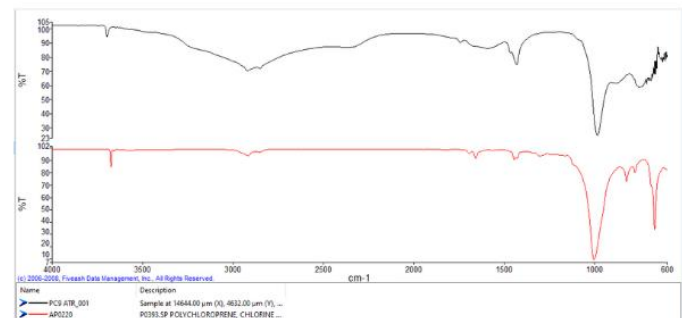
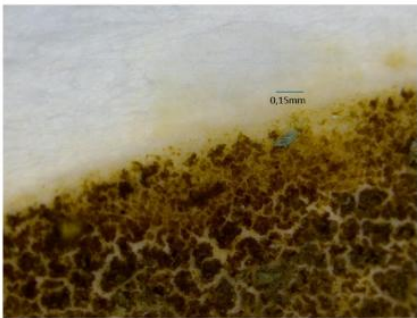
Poliacrilonitrilo (PAN) - Estômago



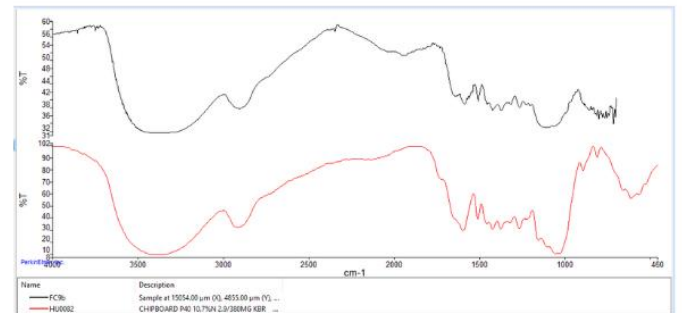
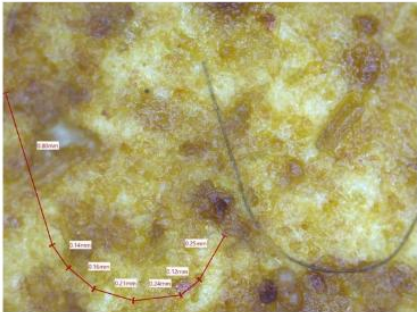
Nylon (PA) - Intestino



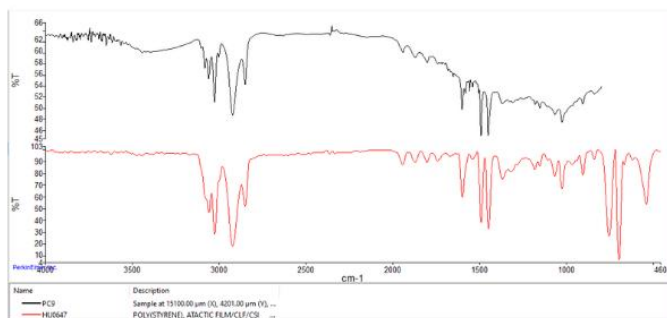
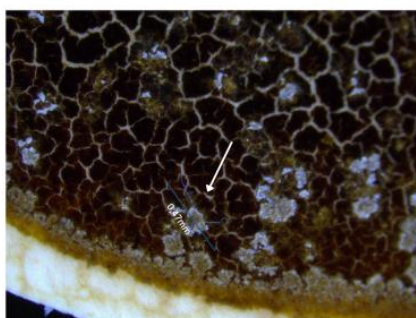
Policloropreno (CR) - Estômago



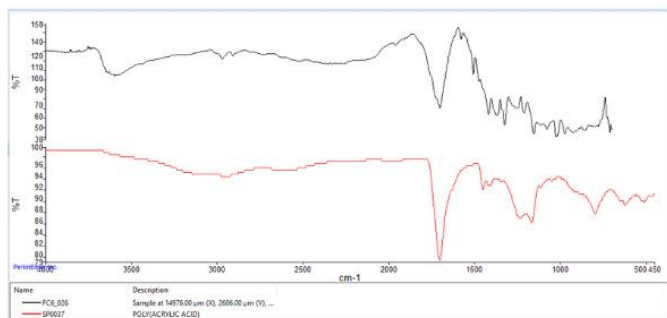
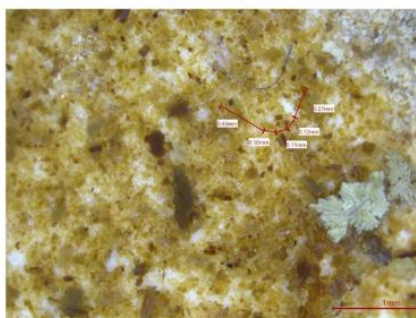
Resinas



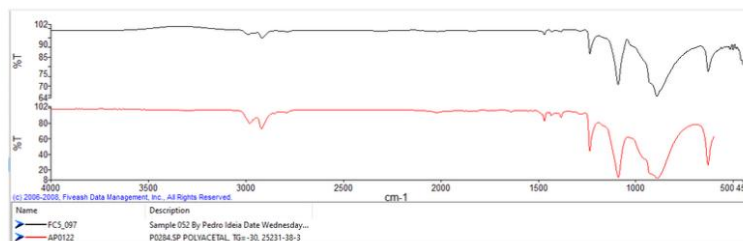
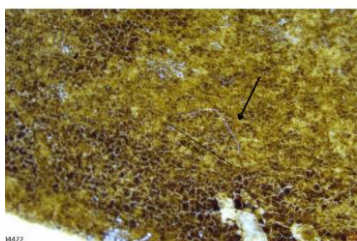
Poliestireno (PS) - Estômago



Poliacrilato (PAA) - Estômago



Poliacetal (POM) -Estômago



Politetrafluoretileno (PTFE) - Estômago

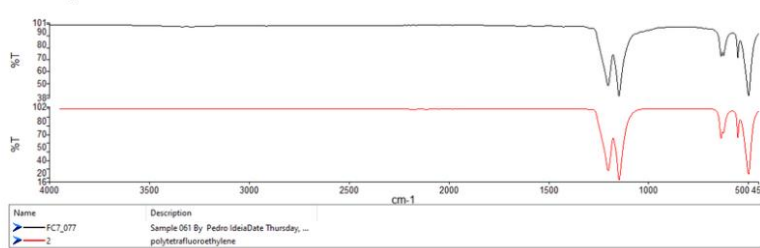
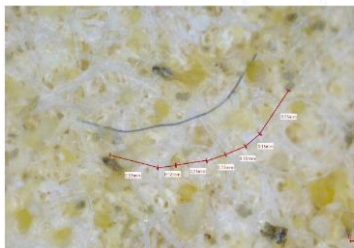


Figura 16. Microplásticos identificados nos indivíduos de *Aphanopus carbo* analisados, acompanhados dos respectivos espectros obtidos por FTIR

3.3. Caracterização física dos MPs

3.3.1. Cor

A observação preliminar dos 109 MPs, realizada com recurso a lupa estereoscópica, permitiu identificar partículas poliméricas de diferentes cores. As cores observadas foram registadas e quantificadas, conforme apresentado na Figura 17.

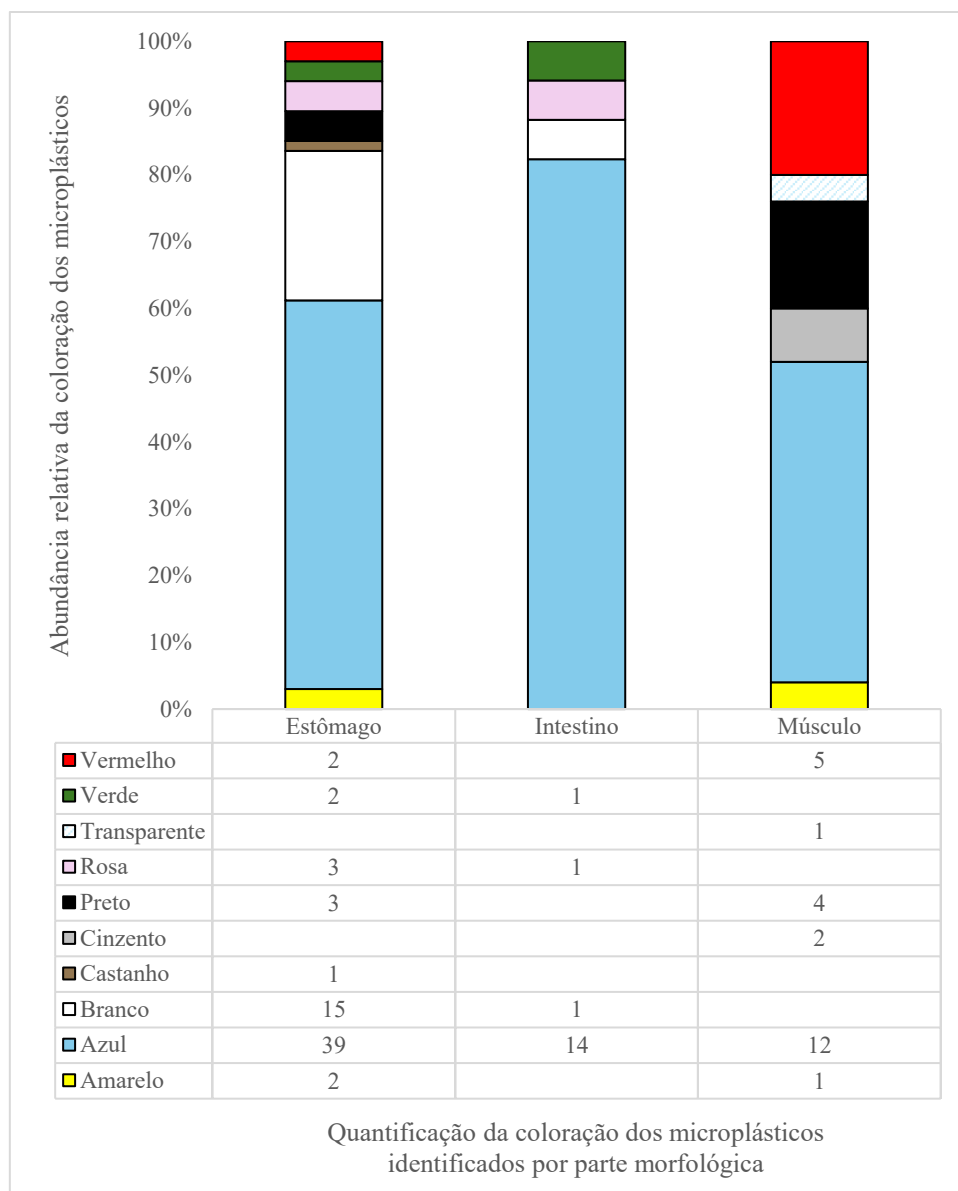


Figura 17. Distribuição das cores dos microplásticos por parte morfológica e respetiva frequência de ocorrência.

A predominância da cor azul foi evidente, com 65 MPs identificados num total de 109 partículas. A cor branca foi a segunda mais frequente, com 16 ocorrências. As cores

castanha e transparente foram as menos representadas, com apenas uma partícula cada. Esta distribuição cromática poderá estar associada à origem dos materiais, nomeadamente fibras sintéticas provenientes de equipamentos de pesca ou de fontes têxteis.

A análise estatística, baseada no teste do Qui-quadrado, revelou diferenças altamente significativas na distribuição de MPs por cor ($\chi^2 = 288.09$; $p < 0.05$), confirmando que a sua distribuição não é uniforme.

3.3.2. Tamanho

Os MPs detetados exibiram uma variação de tamanho considerável, tendo a sua medição sistemática e subsequente categorização em classes de tamanho pré-definidas permitido a sistematização da respetiva distribuição (Tabela 3).

Tabela 3. Quantificação em número e percentagem dos microplásticos por classes de tamanho.

#	Segmentos de comprimentos (mm)	Quantificação
A	$\leq 0,5$	59
B	$0,5 < X \leq 1$	19
C	$1,0 < X \leq 1,5$	14
D	$1,5 < X \leq 2,0$	6
E	$2,0 < X \leq 2,5$	5
F	$2,5 < X \leq 5,0$	6

O segmento A ($\leq 0,5$ mm) revelou-se o mais representativo, com 59 MPs, correspondendo a 54% do total identificado. Seguiram-se os segmentos B ($0,5 < X \leq 1,0$ mm) e C ($1,0 < X \leq 1,5$ mm), com 19 (17%) e 14 (13%) MPs, respetivamente. Os segmentos D ($1,5 < X \leq 2,0$ mm), E ($2,0 < X \leq 2,5$ mm) e F ($2,5 < X \leq 5,0$ mm) apresentaram os valores mais baixos, com 6, 5 e 6 MPs, o que representa 6%, 5% e 6% respetivamente para cada um destes grupos.

Os MPs identificados nas amostras analisadas apresentaram comprimentos variáveis entre 0,05 mm e 4,08 mm. Para além destes, foram também observados dois mesoplásticos com dimensões superiores, nomeadamente 5,99 mm e 11,08 mm, o que evidencia a presença de partículas de diferentes escalas dentro da amostra.

A distribuição dos MPs por classe de tamanho foi posteriormente correlacionada com a parte morfológica das partículas, permitindo uma análise mais detalhada da sua estrutura. Esta relação encontra-se ilustrada na Figura 18, onde se evidencia a diversidade morfológica associada às diferentes classes.

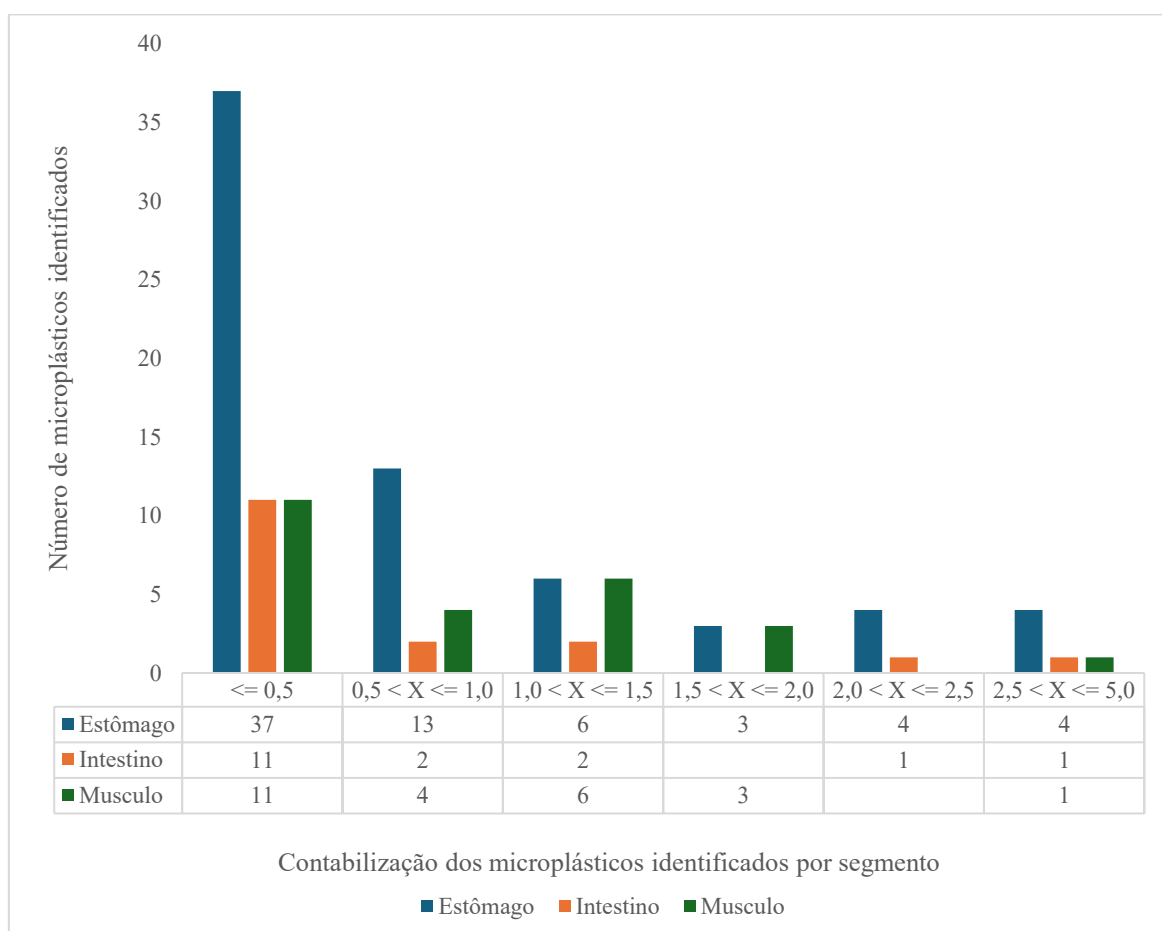


Figura 18. Distribuição de microplásticos por classe de tamanho (mm), discriminada segundo a parte morfológica observada.

A quantidade de MPs por classe de tamanho foi analisada em diferentes partes morfológicas, nomeadamente estômago, intestino e músculo. Verificou-se uma predominância clara do segmento $\leq 0,5$ mm nas três estruturas analisadas, totalizando 59

partículas. Em contraste, o segmento compreendido entre $2,0 < X \leq 2,5$ mm revelou-se o menos representativo, com apenas cinco MPs identificados.

A análise estatística global, sem diferenciar estruturas, realizada através do teste do Qui-quadrado, evidenciou diferenças altamente significativas na quantidade de MPs entre as classes de tamanho dos MPs ($\chi^2 = 125,49$; $p < 0,05$). A classe $\leq 0,5$ mm foi a predominante, representando mais da metade de todas as ocorrências.

No estômago, foram identificados MPs em todas as classes de tamanho (0,05 mm a 4,08 mm), com maior concentração na classe $\leq 0,5$ mm, que registou 37 partículas. A classe entre $1,5 < X \leq 2,0$ mm apresentou apenas três ocorrências. Neste caso, o teste do Qui-quadrado revelou diferenças altamente significativas na quantidade de MPs entre as classes de tamanho ($\chi^2 = 81,15$; $p < 0,05$).

Relativamente ao intestino, a maior concentração também ocorreu na classe $\leq 0,5$ mm, com 11 MPs identificados, enquanto a classe entre $1,5 < X \leq 2,0$ mm não apresentou qualquer registo. A análise estatística confirmou diferenças significativas na quantidade de MPs entre as classes de tamanho nesta estrutura ($\chi^2 = 33,332$; $p < 0,05$).

No músculo, foram identificados MPs em cinco das seis classes de tamanho consideradas. A classe $\leq 0,5$ mm apresentou a maior frequência, com 11 partículas. As classes entre $0,5 < X \leq 1,0$ mm e $1,0 < X \leq 1,5$ mm registaram três e quatro MPs, respetivamente. Já as classes entre $1,5 < X \leq 2,0$ mm e $2,5 < X \leq 5,0$ mm apresentaram apenas uma ocorrência cada. A classe entre $2,0 < X \leq 2,5$ mm não registou qualquer MPs. A análise estatística, realizada através do teste do Qui-quadrado, não revelou diferenças significativas na quantidade de MPs entre as classes de tamanho nesta estrutura ($\chi^2 = 5,24$; $p > 0,05$).

3.3.3. Morfologia

A caracterização morfológica dos MPs identificados permitiu distinguir três formas principais, fragmentos, filmes e fibras e posteriormente quantificados, conforme representado na Figura 19.

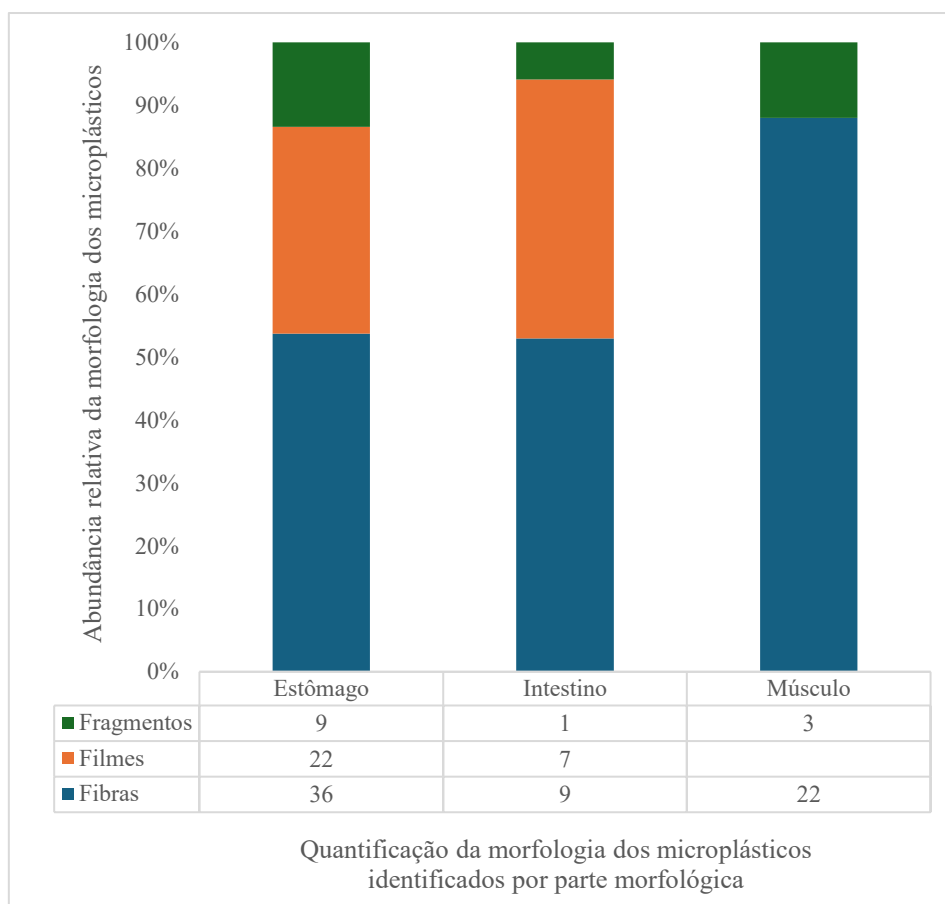


Figura 19. Distribuição dos microplásticos identificados segundo a sua forma, fragmento, filme e fibra, e respetiva frequência de ocorrência.

Os estômagos dos indivíduos analisados apresentaram fragmentos, filmes e fibras. A forma mais frequente foi a fibra, com 36 ocorrências, seguida pelos filmes com 22 registos e pelos fragmentos com 9 partículas. O teste do Qui-quadrado revelou diferenças altamente significativas na distribuição das formas dos MPs nesta estrutura ($\chi^2 = 16,33$; $p < 0,05$).

Nos intestinos, também se verificou a presença de fragmentos, filmes e fibras. As fibras mantiveram-se como a forma predominante, com 9 registos, seguidas pelos filmes com 7 ocorrências e pelos fragmentos com apenas 1 partícula. A análise estatística não evidenciou diferenças significativas na distribuição das formas nesta estrutura ($\chi^2 = 1,451$; $p > 0,05$), confirmando que a distribuição por forma é uniforme.

Nos músculos foram identificadas apenas fibras e fragmentos, com 22 e 3 ocorrências respetivamente. O teste do Qui-quadrado revelou diferenças altamente significativas na distribuição das formas dos MPs nesta estrutura ($\chi^2 = 34,15$; $p < 0,05$).

3.4. Incidência de MPs ao longo do ano

A distribuição temporal da acumulação de MPs foi analisada ao longo de quatro trimestres consecutivos em 2024. Os dados, representados na Figura 20, mostram as médias trimestrais de MPs identificados, expressas como valor médio $\pm$ desvio padrão. Esta análise permitiu identificar tendências sazonais na acumulação de partículas antropogênicas nos tecidos de *A. carbo*.

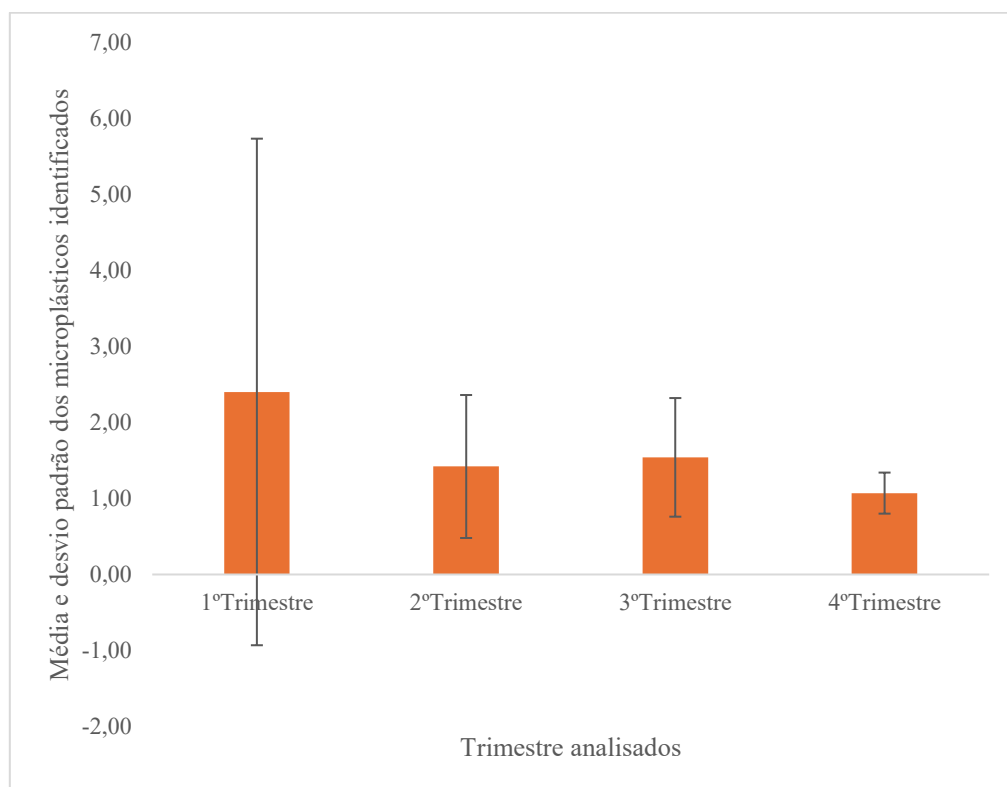


Figura 20. Variação temporal das concentrações de microplásticos em *Aphanopus carbo* ao longo de 2024. Os valores representam as médias trimestrais ($\pm$ desvio padrão) de microplásticos identificados por indivíduo ($n=15$ por trimestre).

A análise da distribuição temporal revelou um padrão sazonal distintivo na acumulação de MPs (Figura 20). O primeiro trimestre registou a maior concentração de partículas ($\bar{x} = 2,40 \pm 3,33$), seguida de uma redução progressiva nos trimestres subsequentes, segundo trimestre ($\bar{x} = 1,42 \pm 0,94$), terceiro trimestre ($\bar{x} = 1,54 \pm 0,78$), atingindo-se a concentração mínima no quarto trimestre ($\bar{x} = 1,07 \pm 0,27$).

O teste de Kruskal-Wallis confirmou a existência de diferenças estatisticamente significativas na abundância de MPs entre trimestres ($H = 15,23$; $p < 0,05$). Esta variação sazonal acentuada sugere flutuações significativas na exposição da espécie a fontes de

contaminação por MPs ao longo do ciclo anual. A análise post-hoc de Dunn revelou que as diferenças entre o primeiro trimestre e os restantes períodos foram responsáveis pela significância estatística observada.

3.5. Incidência de MPs por parte morfológica

A acumulação de MPs foi avaliada nas diferentes estruturas morfológicas (estômago, intestino e músculo) de *A. carbo* ao longo de um ciclo anual completo. Os resultados, apresentados na Figura 21, mostram as concentrações médias de MPs por estrutura morfológica, expressas como valor médio $\pm$ desvio padrão. Esta análise permitiu determinar a distribuição diferencial de partículas antropogénicas nos tecidos da espécie em estudo.

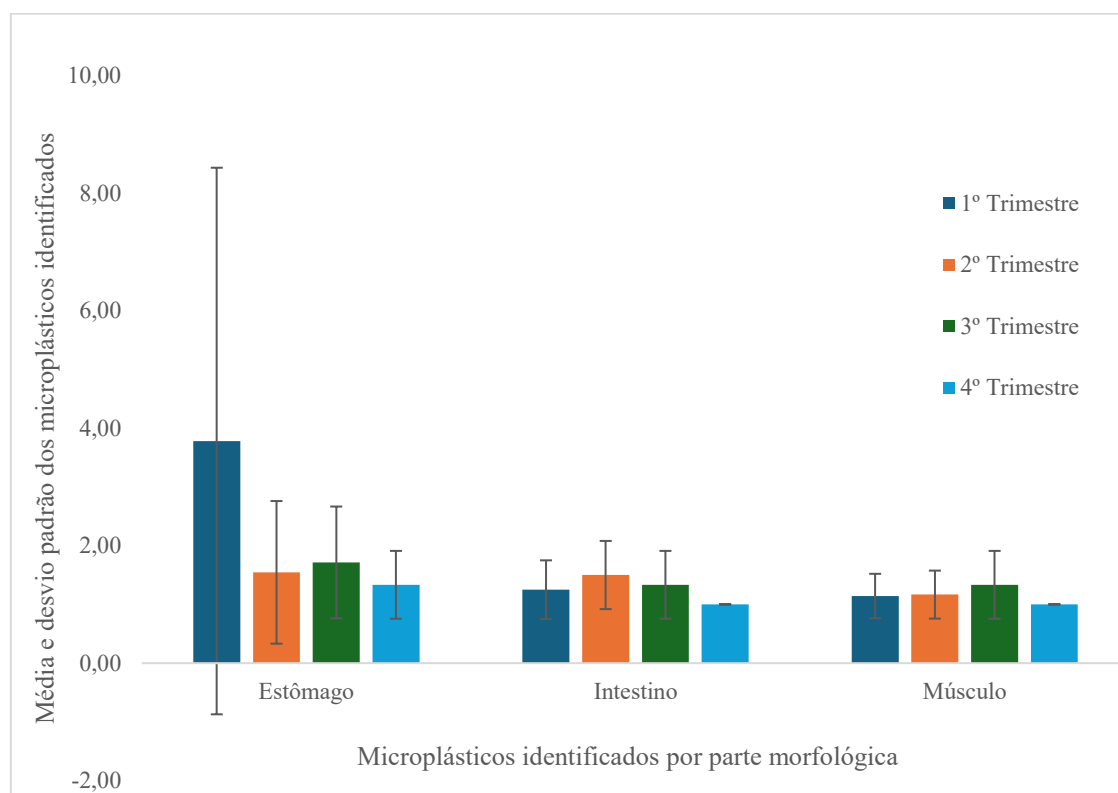


Figura 21. Concentrações médias de microplásticos ($\pm$ desvio padrão) identificados nas diferentes estruturas morfológicas de *Aphanopus carbo* (n=60) analisadas por trimestre durante 2024.

A análise da acumulação de MPs revelou padrões distintos entre as diferentes estruturas morfológicas de *A. carbo* (Figura 21). O tecido estomacal apresentou os níveis

mais elevados de bioacumulação, registrando o pico máximo no primeiro trimestre ($\bar{x} = 3,78 \pm 4,65$ partículas/indivíduo). Subsequentemente, observou-se uma redução para $\bar{x} = 1,55 \pm 1,21$ no segundo trimestre, seguida de uma ligeira recuperação no terceiro trimestre ($\bar{x} = 1,71 \pm 1,95$), e um novo decréscimo no quarto trimestre ($\bar{x} = 1,33 \pm 0,58$). O teste de Kruskal-Wallis detetou diferenças estatisticamente significativas na acumulação sazonal de MPs no estômago ($H = 15,267$; $p < 0,05$), corroborando assim a grande concentração de MPs no primeiro trimestre.

O intestino exibiu concentrações mais baixas de MPs ao longo do ano, variando entre $\bar{x} = 1,00 \pm 0,00$ e $\bar{x} = 1,50 \pm 0,58$ partículas/indivíduo. A análise estatística confirmou uma ligeira variação sazonal significativa ($H = 2,429$; $p < 0,05$).

Padrão similar foi observado no tecido muscular, que manteve concentrações de MPs constantes ao longo do ciclo anual ($\bar{x} = 1,00 \pm 0,00$ a $\bar{x} = 1,33 \pm 0,58$), igualmente sem flutuações sazonais estatisticamente significativas ($H = 1,26$; $p > 0,05$).

Os resultados demonstram uma clara diferenciação espacial na acumulação de MPs, com o trato digestivo a apresentar maior suscetibilidade à contaminação, embora sem padrão sazonal definido nas diferentes estruturas morfológicas analisadas.

3.6. Incidência de MPs em função do tamanho do peixe

Após a distribuição dos comprimentos pelos seus respectivos segmentos, foi possível uma representação gráfica da distribuição da contaminação de MPs em função das dimensões corporais, os dados foram sintetizados na Figura 22.

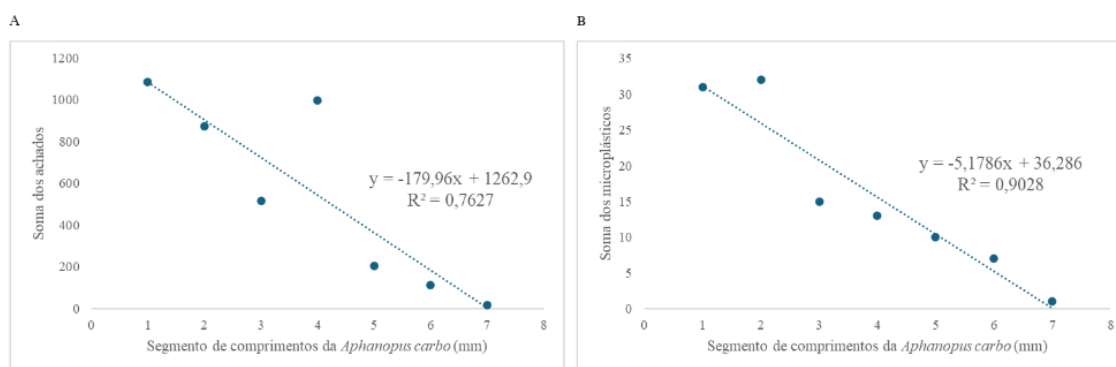


Figura 22. A – Relação entre o comprimento total (CT) dos indivíduos amostrados de *Aphanopus carbo* ($n = 60$) e o número total de partículas detetadas; B – Relação entre o comprimento total (CT) dos mesmos indivíduos e o número de microplásticos identificados por

A Figura 22 apresenta a análise da relação entre o comprimento total (CT) dos indivíduos de *A. carbo* amostrados e o número total de partículas detetadas (Figura 22A) e o número de MPs confirmados por espectroscopia micro-FTIR (Figura 22 B).

Na Figura 22A observa-se uma correlação negativa significativa entre o CT e o número de partículas detetadas, com um coeficiente de determinação de $R^2 = 0,76$, o que indica que 76% da variabilidade observada pode ser explicada pelo modelo. Apesar da presença de alguns valores atípicos, a tendência geral revela que indivíduos de maiores dimensões apresentam menor carga de partículas ingeridas.

Na Figura 22B evidencia uma tendência semelhante no que respeita aos MPs identificados, mas com uma relação estatística ainda mais robusta ($R^2 = 0,90$), refletindo uma maior precisão do modelo. Esta diferença resulta da exclusão de partículas não plásticas na análise, permitindo uma avaliação mais específica da acumulação de MPs em função do tamanho dos indivíduos.

Complementarmente, a análise de correlação de Spearman confirmou estas tendências. A relação entre o comprimento médio das classes de tamanho e o número total de partículas detetadas revelou uma correlação negativa forte ($\rho = -0,893$, $p < 0.05$), enquanto a correlação entre o comprimento médio e o número de MPs identificados foi ainda mais acentuada ($\rho = -0.964$, $p < 0.05$). Estes resultados, foram estatisticamente significativos indicando que indivíduos de menores dimensões apresentam maior suscetibilidade à contaminação por partículas antropogénicas, com especial destaque para os MPs propriamente ditos.

4. Discussão

A presente dissertação teve como principal objetivo a identificação, caracterização e quantificação de MPs em diferentes órgãos de *A. carbo*, uma espécie de elevado valor comercial, cultural e gastronómico na RAM.

O estudo contribui para colmatar uma lacuna científica relevante, ao abordar a presença de MPs em organismos de profundidade numa zona insular, com implicações ecológicas, económicas e de saúde pública.

A análise dos dados obtidos permitiu uma melhor compreensão das potenciais fontes de poluição por plástico na região e dos seus efeitos sobre a fauna marinha. A presença de MPs poderá ter implicações relevantes tanto para o equilíbrio dos ecossistemas marinhos como para a segurança alimentar humana, dado o elevado consumo da espécie no arquipélago.

4.1. Composição química e física dos MPs

A composição química e física dos MPs desempenha um papel determinante na identificação das suas potenciais fontes de contaminação. A diversidade de composições poliméricas e morfologias dos MPs permite inferir diferentes origens, nomeadamente fontes terrestres como o tratamento de águas residuais, o desgaste de pneus, a degradação de tintas e a lavagem de tecidos sintéticos. Estes MPs são frequentemente transportados por sistemas fluviais, facilitando a sua entrada nos ecossistemas marinhos, onde podem ser ingeridos por organismos de pequenas dimensões, integrando-se assim nas cadeias tróficas (Hale *et al.*, 2020). A sua contaminação pode também ocorrer de forma direta através de perdas no ambiente marinho, como sucede com fragmentos provenientes de redes de pesca e outros equipamentos utilizados na atividade piscatória.

Os MPs podem ser classificados como primários, produzidos intencionalmente pela indústria (por exemplo, para cosméticos), e secundários, formados pela fragmentação de resíduos plásticos no ambiente por ação de fatores como ondas, vento, chuva e radiação solar (Andrady, 2017). Esta degradação progressiva altera algumas características desde a cor, a densidade e até mesmo o índice de toxicidade. A alteração da densidade influencia a distribuição vertical dos MPs na coluna de água, podendo afetar diferentes níveis tróficos (Issac & Kandasubramanian, 2021). A modificação do potencial tóxico resulta da adsorção de poluentes orgânicos persistentes ou metais pesados, aumentando o risco de efeitos adversos nos organismos marinhos e, por extensão, na saúde humana (Shi *et al.*, 2024).

4.2. Incidência de MPs ao longo do ano

A avaliação da incidência de MPs ao longo do ano teve como objetivo avaliar a existência de diferenças significativas na incidência de MPs em função da sazonalidade. A variação sazonal na acumulação de MPs em *A. carbo* foi avaliada com base na análise

de 60 indivíduos, distribuídos equitativamente pelos quatro trimestres do ano de 2024 (15 exemplares por trimestre). Esta abordagem permitiu a comparação entre diferentes períodos do ciclo anual, com o objetivo de identificar flutuações temporais na presença de MPs no peixe-espada-preto capturado na ZEE da Madeira.

A ausência de uma distribuição regular de MPs ao longo do ano, no peixe-espada-preto capturado na RAM, sugere que a acumulação destes contaminantes poderá estar associada a fatores dinâmicos e não sistemáticos, refletindo a complexidade dos processos ecológicos e oceanográficos que influenciam a exposição da espécie.

A variação observada na acumulação de MPs ao longo do ciclo anual sugere que fatores ambientais e comportamentais podem influenciar a exposição de *A. carbo* a partículas contaminantes. A maior concentração registada no primeiro trimestre poderá estar associada a alterações na disponibilidade de alimento, à dinâmica das correntes oceânicas ou a padrões migratórios específicos que aumentam o contacto com zonas mais contaminadas. A redução progressiva observada nos trimestres seguintes poderá refletir uma menor exposição ou uma alteração na dieta da espécie.

A divergência entre os dados obtidos neste estudo e os resultados apresentados por Parolini *et al.*, (2023) sugere que a dinâmica de contaminação por MPs pode variar significativamente entre regiões do Atlântico Norte. Enquanto estes autores reportam uma presença constante de MPs ao longo do ano, os dados do presente estudo indicam flutuações sazonais, com picos de concentração no primeiro trimestre. Esta diferença poderá estar relacionada com fatores oceanográficos locais, padrões migratórios específicos ou variações na atividade antropogénica (An *et al.*, 2024). A escassez de informação sobre os movimentos de *A. carbo* na ZEE da Madeira limita a interpretação destes resultados, embora os registos existentes apontem para uma aproximação à costa durante o período de desova (quarto trimestre) (Vasconcelos *et al.*, 2020), o que poderá aumentar a exposição a fontes costeiras de poluição.

O pico de concentração de MPs no primeiro trimestre, relativamente aos outros trimestres reforça a complexidade da interação entre os MPs e os organismos marinhos de profundidade, exigindo abordagens multidisciplinares que integrem oceanografia, ecologia e toxicologia para uma compreensão mais abrangente dos mecanismos de contaminação.

4.3. Incidência de MPs por parte morfológica

A avaliação da incidência de MPs por parte morfológica teve como objetivo avaliar a existência de diferenças significativas na incidência de MPs em função da matriz biológica analisada. Para determinar a distribuição e acumulação de MPs nos tecidos do peixe-espada-preto das três matrizes biológicas (estômago, intestino e músculo) foi realizada uma agregação por trimestre. A quantificação dos MPs foi realizada por contagem direta das partículas confirmadas por espectroscopia FTIR em cada amostra. Os resultados foram expressos como concentração média de MPs para cada estrutura morfológica, permitindo uma comparação direta da carga poluente entre os diferentes tecidos.

A análise comparativa entre as diferentes matrizes biológicas analisadas revelou padrões distintos de acumulação de MPs em *A. carbo*, sugerindo que a localização anatômica influencia significativamente a retenção destas partículas. A maior concentração observada foi no estômago, em comparação com os intestino e músculo, poderá estar relacionada com o papel funcional desta estrutura na digestão e acumulação de resíduos alimentares, onde partículas não digeríveis tendem a permanecer por mais tempo. A elevada variabilidade registrada no estômago, particularmente no primeiro trimestre, eventualmente pode refletir diferenças individuais na dieta, no comportamento alimentar ou na exposição ambiental. Esta heterogeneidade entre os indivíduos sugere que fatores como a localização geográfica da captura, o tipo de presa ingerida ou a intensidade da atividade pesqueira podem influenciar a carga de MPs acumulada. A diminuição observada nos trimestres seguintes poderá indicar uma alteração sazonal na disponibilidade de alimento ou na composição das presas, embora não se possa excluir a influência de fatores ambientais como correntes oceânicas ou variações na densidade de partículas em suspensão.

No intestino, a menor concentração de MPs observada ao longo do ano, aliada à relativa estabilidade entre trimestres, sugere que esta estrutura desempenha um papel menos relevante na retenção prolongada de partículas. A função fisiológica do intestino, centrada na absorção de nutrientes e excreção de resíduos, poderá contribuir para uma passagem mais transitória de MPs, limitando a sua acumulação. A baixa variabilidade entre indivíduos, especialmente evidente no último trimestre, reforça a hipótese de que os MPs ingeridos são rapidamente eliminados ou não se fixam de forma significativa nesta

zona do trato digestivo. Esta constância pode também refletir uma exposição ambiental mais homogênea ou uma dieta menos diversificada durante esse período.

O tecido muscular apresenta uma barreira fisiológica eficaz contra a acumulação de MPs, possivelmente associada à sua função contrátil e à menor atividade metabólica em comparação com outros órgãos mais dinâmicos, o que é particularmente relevante do ponto de vista de segurança alimentar, dado que o músculo é a parte do peixe mais consumida pelo ser humano.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram evidências previamente descritas na literatura, que indicam uma maior acumulação de MPs em órgãos diretamente envolvidos nos processos digestivos, como o estômago e o intestino, em contraste com tecidos periféricos, como o muscular (Pitt *et al.*, 2024). Esta diferenciação na distribuição das partículas poderá estar relacionada com a proximidade funcional e anatômica dos órgãos digestivos à via de entrada dos contaminantes, favorecendo a sua retenção e acumulação. Ainda assim, a detecção de MPs em tecidos com valor comercial, como o músculo, suscita preocupações acrescidas no âmbito da segurança alimentar, sobretudo quando se trata de espécies com elevado consumo regional, como é o caso do peixe-espada-preto. A presença destas partículas em produtos destinados ao consumo humano levanta questões relevantes sobre os potenciais riscos para a saúde pública, exigindo uma abordagem mais integrada na avaliação da exposição alimentar a contaminantes emergentes.

A diferença observada entre os níveis de acumulação de MPs nas distintas matrizes biológicas poderá ser explicada pela ingestão direta de partículas plásticas, quer através de presas contaminadas, quer pela absorção de partículas presentes na coluna de água (Sambolino *et al.*, 2023). A confirmação desta hipótese poderá fornecer informações valiosas sobre as vias de entrada de MPs no organismo e os potenciais efeitos fisiológicos associados à sua presença (Bridgeman *et al.*, 2025). A compreensão destas variações é essencial para identificar os órgãos mais vulneráveis à contaminação, os quais devem ser considerados prioritários em futuras investigações e em estratégias de monitorização contínua.

4.4. Incidência de MPs em função do tamanho do peixe

A natureza química e física dos MPs permite compreender os padrões de acumulação destes contaminantes em organismos marinhos. Ao relacionar o comprimento dos exemplares com a incidência de MPs, observou-se que peixes de maior dimensão apresentaram, de forma geral, menor concentração de MPs nos tecidos analisados (estômago, intestino e músculo). Esta ausência de correlação positiva entre o comprimento dos peixes e a quantidade de MPs acumulados está em consonância com os resultados obtidos por McIlwraith *et al.*, (2021), que sugerem que mecanismos biológicos, como a excreção eficiente ou a diluição metabólica, podem impedir a ocorrência de biomagnificação.

Os resultados são particularmente relevantes no contexto do presente estudo, pois contrariam a hipótese de que peixes maiores e, presumivelmente, mais velhos, acumulam maiores quantidades de contaminantes ao longo do tempo como é o caso dos metais pesados (Gewurtz *et al.*, 2011). A compreensão destes mecanismos é essencial para a avaliação do risco de contaminação ao longo da cadeia alimentar e para a saúde dos ecossistemas marinhos. Este aspeto assume especial importância em espécies como *A. carbo*, capturada na fase adulta na ilha da Madeira, cuja exposição aos MPs pode ter implicações ecológicas e comerciais.

4.5. Efeitos dos MPs na saúde pública

A reduzida dimensão dos MPs possibilita a sua disseminação transversal a todos os ecossistemas, contaminando desde a atmosfera até aos recursos alimentares humanos (Koelmans *et al.*, 2022). Nos organismos de níveis tróficos inferiores, os MPs podem ser confundidos com presas devido ao seu tamanho e subsequentemente ingeridos, facilitando a sua entrada na cadeia alimentar (Moore, 2008). Esta confusão é potenciada pela coloração dos MPs, que frequentemente apresentam tonalidades amarelas, brancas ou castanhas no ambiente marinho, que os torna semelhantes a potenciais alimentos para o zooplâncton, o qual será subsequentemente consumido por peixes (Cedervall *et al.*, 2025; Shaw & Day, 1994). Ao longo da cadeia trófica, os MPs acumulam-se assim em peixes de grande valor comercial destinados ao consumo humano, como o caso da *A. carbo*. Após a ingestão, podem provocar danos físicos nos organismos, incluindo obstruções internas e lesões (Wright *et al.*, 2013).

Os MPs para além dos efeitos físicos podem induzir efeitos ecotoxicológicos no ambiente aquático, como danos oxidativos, neurotoxicidade e redução do potencial reprodutivo de vários organismos (Kumar *et al.*, 2024). Tantos os organismos terrestres como marinhos são suscetíveis a esta contaminação, podendo sofrer consequências diretas, como obstruções, lesões e stress oxidativo, ou efeitos sistémicos, como o comprometimento da capacidade reprodutiva. Nos seres humanos, a exposição a estes contaminantes está associada a potenciais alterações no sistema imunitário e a um aumento do risco de patologias como doenças cardiovasculares, renais crónicas, defeitos congénitos e cancro (Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024; Wright & Kelly, 2017).

A implementação de programas de sensibilização pública sobre a toxicidade dos MPs, conjugada com a adoção de regulamentações rigorosas para a sua avaliação e gestão contínua em ecossistemas aquáticos, constitui uma medida crucial para a mitigação dos seus impactos adversos (Kumar *et al.*, 2024).

A presente investigação, ao evidenciar a presença de MPs em tecidos com potencial consumo humano, como o músculo de *A. carbo*, reforça a necessidade de aprofundar o estudo dos impactos dos MPs na saúde pública e de integrar este conhecimento na formulação de políticas ambientais e alimentares.

As políticas públicas desempenham um papel fundamental na gestão dos riscos associados à contaminação por MPs, sendo a produção de conhecimento científico nesta área indispensável para fundamentar estratégias regulatórias e medidas preventivas eficazes. A investigação sobre MPs transcende o domínio ambiental, assumindo-se como um imperativo para a saúde pública. Investimentos em estudos multidisciplinares, envolvendo toxicologia, epidemiologia, química ambiental e ciências sociais, são essenciais para uma compreensão integrada dos impactos destes contaminantes emergentes e para a formulação de políticas que promovam a saúde, mitiguem riscos e assegurem a sustentabilidade dos sistemas ecológicos e sociais.

4.6. Medidas de conservação

A crescente evidência da presença de MPs em recursos marinhos, incluindo espécies de profundidade como *A. carbo*, exige uma abordagem integrada de conservação

que combine investigação científica, políticas públicas e educação ambiental. Os resultados obtidos nesta dissertação reforçam a necessidade de implementar medidas que não se limitem à gestão das pescas, mas que considerem também os impactos da poluição difusa, nomeadamente a proveniente de resíduos plásticos.

A. carbo encontra-se classificado com o estatuto de conservação "Pouco Preocupante" (LC) pela IUCN (2024). Em 2003, foi estabelecido um TAC como resposta ao declínio dos índices de abundância (Lorance & Dupouy, 2001), sendo atualmente atribuída a Portugal uma quota de 4 990 toneladas/ano, das quais 2139 são alocadas à RAM (DGRM, 2019). A implementação deste limite contribuiu significativamente para a conservação da espécie, tal como as alterações na arte de pesca.

A utilização do palangre derivante horizontal revelou-se particularmente eficaz na redução da captura de juvenis, favorecendo a sustentabilidade do recurso e a proteção dos ecossistemas marinhos vulneráveis (EMV). Este tipo de aparelho opera entre 800 e 1300 metros de profundidade, sem ser ancorado e colocado a cerca de 100 metros acima do fundo do mar, evitando danos nos habitats bentónicos.

Contudo, a crescente presença de MPs nos oceanos representa uma nova ameaça à conservação da espécie. Sendo um predador de topo de águas profundas, o peixe-espada-preto está sujeito à ingestão direta ou indireta de MPs, com potenciais efeitos fisiológicos e ecológicos ainda pouco compreendidos. À medida que os plásticos se fragmentam, aumentam a sua abundância e a probabilidade de ingestão por organismos marinhos, intensificando também a libertação de aditivos e compostos químicos no meio ambiente (Law & Thompson, 2014). A dificuldade na deteção e remoção destas partículas agrava a sua persistência e impacto nos ecossistemas.

Neste contexto, os resultados da presente dissertação reforçam a necessidade de integrar a problemática dos MPs nas estratégias de conservação marinha, incluindo a revisão de medidas de gestão pesqueira e a monitorização ambiental contínua em zonas de captura de espécies comerciais. A capacidade de detetar e caracterizar MPs com precisão é essencial para informar políticas públicas, apoiar decisões de gestão sustentável e proteger a saúde dos ecossistemas e das populações humanas que deles dependem.

A literacia dos oceanos assume, neste cenário, um papel fundamental. A consciencialização da sociedade sobre os impactos da poluição marinha é um dos pilares para a mudança de comportamentos e para a adoção de práticas mais sustentáveis. A autora desta dissertação tem participado ativamente em diversas iniciativas do Projeto Escola Azul, promovidas em colaboração com instituições de ensino da RAM. Estas ações têm incluído sessões de esclarecimento sobre a presença de MPs nos recursos marinhos, as suas causas e consequências, e têm servido como plataforma para divulgar a urgência de reduzir o uso de plásticos descartáveis no quotidiano, por forma a minimizar a sua transferência para o mar e, consequentemente, para os organismos marinhos.

Estas atividades de sensibilização têm contribuído para aproximar a ciência da comunidade, promovendo uma cidadania mais informada e ambientalmente responsável. A integração da literacia dos oceanos nas estratégias de conservação é, por isso, essencial para garantir a eficácia das medidas implementadas e para fomentar uma cultura de respeito e proteção dos ecossistemas marinhos (Shim & Thomposon, 2015).

4.6.1. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) constituem uma agenda global estabelecida pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015, composta por 17 metas interligadas que visam promover o equilíbrio entre o progresso económico, a inclusão social e a proteção ambiental até 2030. Mais do que metas isoladas, os ODS representam um compromisso coletivo para transformar o mundo num lugar mais justo, inclusivo e sustentável, incentivando governos, empresas e cidadãos a agir em conjunto para enfrentar os desafios globais (ODS, 2015).

No âmbito do presente estudo, centrado na identificação, caracterização e quantificação de MPs em *A. carbo*, foram considerados dois Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, nomeadamente o ODS 12 (Produção e Consumo Sustentáveis) e o ODS 14 (Proteger a Vida Marinha), conforme ilustrado na Figura 23.



Figura 23. Representação dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, inseridos no projeto de identificação e quantificação de microplásticos da *Aphanopus carbo* (A. Produção e consumo sustentáveis; B. Proteger a vida marinha)..

Fonte: Obtido (ODS, 2015)

A produção e consumo sustentáveis (ODS 12) enquadram-se neste projeto através da promoção de uma gestão ambientalmente responsável de produtos químicos, como é o caso dos MPs, ao longo do seu ciclo de vida. O subjetivo 12.4 visa garantir a gestão segura de produtos químicos e resíduos, reduzindo a sua libertação no ar, na água e no solo, com o intuito de proteger a saúde humana e o ambiente. Já o subjetivo 12.5 procura diminuir significativamente a produção de resíduos através da prevenção, reciclagem e reutilização, sendo monitorizado pela taxa nacional de reciclagem (Figura 23A).

A proteção da vida marinha (ODS 14) está diretamente relacionada com os resultados obtidos neste estudo, ao evidenciar a presença de MPs em espécies marinhas de interesse comercial, como a espécie *A. carbo*. Este facto constitui um alerta para a poluição marinha derivada de atividades antropogénicas e para as suas potenciais consequências ecológicas e económicas. O subjetivo 14.1 propõe a redução significativa da poluição marinha de todos os tipos, com especial enfoque na proveniente de resíduos plásticos e excesso de nutrientes. Já o subjetivo 14.3 visa enfrentar a acidificação dos oceanos, promovendo a cooperação científica e o reforço da monitorização do pH em estações de amostragem (Figura 23B).

5. Conclusão

O presente estudo contribui diretamente para o cumprimento destes ODS, ao gerar conhecimento científico sobre a presença e caracterização de MPs em organismos

marinhos, promovendo a consciencialização sobre os impactos da poluição plástica e reforçando a necessidade de políticas públicas baseadas em evidência. Adicionalmente, ao identificar desafios metodológicos e propor soluções técnicas para a análise de MPs, este trabalho reforça a importância da investigação aplicada como ferramenta para apoiar a transição para práticas mais sustentáveis na gestão dos recursos marinhos.

Neste contexto, a presente tese assume um papel relevante não apenas no domínio académico, ao aprofundar metodologias de análise e caracterização de contaminantes, mas também como contributo efetivo para os esforços globais de sustentabilidade e conservação dos oceanos, alinhando-se com os compromissos definidos nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. O trabalho identificou desafios metodológicos e propôs soluções técnicas para a análise de MPs, reforçando a importância da investigação aplicada como ferramenta essencial para apoiar a transição para práticas mais sustentáveis na gestão dos recursos marinhos.

Os resultados obtidos no presente estudo evidenciam a necessidade de implementar estratégias de gestão ambiental contínuas e específicas, com vista à mitigação dos impactos desta forma de poluição nos ecossistemas marinhos e na saúde pública. A presença de MPs em espécies de interesse comercial, como o *A. carbo*, levanta preocupações não apenas ecológicas, mas também socioeconómicas, dada a relevância da pesca na região e o potencial risco de transferência de contaminantes ao longo da cadeia alimentar.

Durante o desenvolvimento deste projeto, foram identificados diversos desafios metodológicos, particularmente associados à preparação e análise das amostras. Tratando-se de uma matriz orgânica complexa, o processo de digestão química exigiu períodos prolongados, entre 24 a 48 horas, dependendo do tipo de tecido, para garantir a remoção eficaz da matéria biológica sem comprometer a integridade das partículas de MPs. A subsequente análise dos filtros revelou-se igualmente morosa, uma vez que requer observação microscópica em varrimento, implicando um elevado grau de atenção e tempo de processamento.

Na fase de caracterização química por FTIR, verificou-se que a colocação inadequada do marcador pode originar espectros inconsistentes, obrigando à repetição das medições e atrasando o fluxo de trabalho. Adicionalmente, partículas mais densas ou

opacas apresentaram limitações na análise espectroscópica, frequentemente resultando em espectros pouco definidos ou inconclusivos, o que compromete a identificação precisa dos polímeros. Face a estas limitações, considera-se que a implementação de uma base de dados específica no software utilizado poderia otimizar significativamente o processo, tornando-o mais eficiente e automatizado, uma vez que a biblioteca de referência estaria tecnicamente alinhada com a metodologia de refletância difusa utilizada.

Estes constrangimentos metodológicos são comuns em estudos de MPs e têm sido amplamente reportados na literatura científica (Cowger *et al.*, 2024). A padronização de protocolos analíticos, o desenvolvimento de técnicas mais eficientes de separação e identificação, bem como o investimento em equipamentos com maior sensibilidade e resolução espectral, são soluções que podem contribuir para superar estas limitações. A aplicação de métodos complementares, como a espectroscopia Raman ou a espectrometria de massa, pode também melhorar a precisão na identificação dos polímeros, especialmente em partículas complexas ou degradadas. Adicionalmente, a formação especializada de técnicos e investigadores nesta área é essencial para garantir a fiabilidade dos dados obtidos e para fomentar a capacidade de resposta científica e regulatória face a este contaminante emergente.

A superação destes desafios é particularmente relevante para a consolidação de programas de monitorização ambiental em regiões insulares como a Madeira, onde os ecossistemas marinhos apresentam elevada sensibilidade à pressão antropogénica. A capacidade de detetar e caracterizar MPs com precisão é essencial para informar políticas de gestão pesqueira, estratégias de conservação e medidas de proteção da saúde pública.

As instituições científicas e governamentais desempenham um papel crucial na superação dos obstáculos técnicos associados à investigação sobre MPs, exigindo não apenas avanços científicos, mas também apoio institucional e político. O investimento público em infraestruturas laboratoriais, o financiamento contínuo para investigação aplicada e a integração do conhecimento científico nas políticas ambientais são fundamentais para enfrentar os desafios relacionados com a poluição por MPs e promover a sustentabilidade dos sistemas ecológicos e sociais.

6. Referências

- Abreu, P. (2023). *Projeto IMPLAMAC*. ARDITI. Obtido 23 de abril de 2024, de <https://www.arditi.pt/pt/projetos-finalizados/projeto-implamac.html>
- Alvarez-Zeferino, J. C., Cruz-Salas, A. A., Vázquez-Morillas, A., & Ojeda-Benitez, S. (2020). Method for Quantifying and Characterization of Microplastics in Sand Beaches. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(1), 151–164.
- An, X., Wang, Y., Adnan, M., Li, W., & Zhang, Y. (2024). Natural Factors of Microplastics Distribution and Migration in Water: A Review. *Water*, 16(11), 1595. <https://doi.org/10.3390/w16111595>
- Anderson, J. C., Park, B. J., & Palace, V. P. (2016). Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution*, 218, 269–280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Antunes, J., Frias, J., & Sobral, P. (2018). Microplastics on the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 294–302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.025>
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P., & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426–440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>
- Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A. (2009). Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris, september 9-11, 2008, university of Washington tacoma, tacoma, wa, USA.
- Bergmann, M., Klages, M., & Gutow, L. (2015). *Marine Anthropogenic Litter*. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/277584833_Marine_Anthropogenic_Litter
- BISCOITO, M. J. (1993). An account of the shrimps of the family Pandalidae (Crustacea, Decapoda, Caridea) in Madeiran waters. *Courier Forschungsinstitut Senckenhu*, 159: 321-325.
- Biscoito, M., Delgado, J. M., Gonzalez, J. A., Stefanni, S., Tuset, V. M., Isidro, E., García Mederos, A. M., & Carvalho, D. (2011). Morphological identification of two

- sympatric species of Trichiuridae, *Aphanopus carbo* and *A. intermedius*, in NE Atlantic. *Cybium* [ISSN 0399-0974], v. 35 (1), p. 19-32. <https://accedacris.ulpgc.es/jspui/handle/10553/23127>
- Bitencourt, G. R., Mello, P. A., Flores, E. M. M., Pirola, C., Carnaroglio, D., & Bizzi, C. A. (2020). Determination of microplastic content in seafood: An integrated approach combined with the determination of elemental contaminants. *Science of The Total Environment*, 749, 142301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142301>
- Blair Crawford, C., & Quinn, B. (2016). *Microplastic Pollutants*. Elsevier Limited. <http://store.elsevier.com/Microplastic-Pollutants/Christopher-Blair-Crawford/isbn-9780128094068/>
- Bluegold. (2020, maio 12). Los microplásticos como objetivo de sostenibilidad en el tratamiento de agua. *Blue Gold*. <https://www.bluegold.es/es/los-microplasticos-como-objetivo-de-sostenibilidad-en-el-tratamiento-de-agua/>
- Bone, Q. (1971). On the Scabbard Fish *Aphanopus Carbo*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 51(1), 219–225. <https://doi.org/10.1017/S0025315400006573>
- Bordalo-Machado, P., Fernandes, A. C., Figueiredo, I., Moura, O., Reis, S., Pestana, G., & Gordo, L. S. (2009). The black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) fisheries from the Portuguese mainland and Madeira Island. *Scientia Marina*, 73(S2), Artigo S2. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73s2063>
- Bordalo-Machado, P., & Figueiredo, I. (2009). The fishery for black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) in the Portuguese continental slope. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(1), 49–67. <https://doi.org/10.1007/s11160-008-9089-7>
- Bridgeman, L., Cimbalo, A., López-Rodríguez, D., Pamies, D., & Frangiamone, M. (2025). Exploring toxicological pathways of microplastics and nanoplastics: Insights from animal and cellular models. *Journal of Hazardous Materials*, 490, 137795. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137795>
- Campos, A., Leitão, P., Sousa, L., & Henriques, V. (2025). Black scabbardfish (*Aphanopus carbo*) longline fishery off the Portuguese continental coast: Spatial information in support of deep-sea fisheries regulations. *Aquaculture and Fisheries*. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2025.02.002>

- Cardoso, C., Farias, I., Costa, V., Nunes, M., & Gordo, L. (2010). Estimation of Risk Assessment of Some Heavy Metals Intake Through Black Scabbardfish (*Aphanopus carbo*) Consumption in Portugal. *Risk Analysis*, 30(6), 952–961. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01374.x>
- Cedervall, T., Lard, M., Hansson, L.-A., & Frohm, B. (2025). Food Chain Transport of Nanoparticles Affects Behaviour and Fat Metabolism in Fish. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032254>
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegheuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1), 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009>
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports*, 4(1), 4528. <https://doi.org/10.1038/srep04528>
- Comissão Europeia (2024). *Aphanopus carbo*. Comissão Europeia. https://fish-commercial-names.ec.europa.eu/fish-names/species/aphanopus-carbo_pt
- Corradini, F., Bartholomeus, H., Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., & Geissen, V. (2019). Predicting soil microplastic concentration using vis-NIR spectroscopy. *Science of The Total Environment*, 650, 922–932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.101>
- Costa, V., Lourenço, H., Figueiredo, I., Carvalho, L., Lopes, H., Farias, I., Pires, L., Afonso, C., Vieira, A. R., Nunes, M., & Gordo, L. (2009). Mercury, cadmium and lead in black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) from mainland Portugal and the Azores and Madeira archipelagos. *Scientia Marina*, 73, 77–88. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73s2077>
- Cowger, W., Roscher, L., Jebens, H., Chamas, A., Maurer, B. D., Gehrke, L., Gerdts, G., Primpke, S. (2024). Generation of macro-and microplastic databases by high-throughput FTIR analysis with microplate readers. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 416(6), 1311–1320.
- Cruz, C., Saraiva, A., Santos, M. J., Eiras, J. C., Ventura, C., Soares, J. P., & Hermida, M. (2009). Parasitic infection levels by *Anisakis* spp. larvae (Nematoda: Anisakidae) in the black scabbardfish *Aphanopus carbo* (Osteichthyes:

- Trichiuridae) from Portuguese waters. *Scientia Marina*, 73(S2), Artigo S2. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73s2115>
- De Schepper, N., Van Wassenbergh, S., & Adriaens, D. (2008). Morphology of the jaw system in trichiurids: Trade-offs between mouth closing and biting performance. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 152(4), 717–736. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2008.00348.x>
- DGRM (2019). Comparação TAC e Quotas atribuídas a Portugal para 2010-2019 (tons). DGRM.<https://www.dgrm.pt/documents/20143/43770/tacs+e+quotashistorico2010-2019v2.pdf/38f50eca-2a1d-4621-ab85-a3eaa9c475bb>
- Direção Regional de Pescas. (2025). Base de dados da atividade pesqueira na Região Autónoma da Madeira (dados não publicado).
- Farias, I., Morales-Nin, B., Lorance, P., & Figueiredo, I. (2013). Black scabbardfish, *Aphanopus carbo*, in the northeast Atlantic: Distribution and hypothetical migratory cycle. *Aquatic Living Resources*, 26(4), 333–342. <https://doi.org/10.1051/alr/2013061>
- Figueiredo, I., Bordalo-Machado, P., Reis, S., Sena-Carvalho, D., Blasdale, T., Newton, A., & Gordo, L. S. (2003). Observations on the reproductive cycle of the black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) in the NE Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 60(4), 774–779. [https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(03\)00064-X](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(03)00064-X)
- Fishery Bulletin*. (1971). National Marine Fisheries Service.
- Gao, W., Zhang, Y., Mo, A., Jiang, J., Liang, Y., Cao, X., & He, D. (2022). Removal of microplastics in water: Technology progress and green strategies. *Green Analytical Chemistry*, 3, 100042. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100042>
- Gazal, A. A., & Gheewala, S. H. (2020). *Plastics, microplastics and other polymer materials – A threat to the environment*.
- Gewurtz, S. B., Bhavsar, S. P., & Fletcher, R. (2011). Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: importance for fish consumption advisories. *Environment international*, 37(2), 425-434.
- González, J. A., Álvarez-Falcón, A. L., Sousa, R., Freitas, M., Correia, S., & Azevedo, J. M. N. (2024). Fishing resources of the traditional gastronomy of Macaronesia: A navigation through the intangible food heritage in the Azores, Madeira, Canary Islands and Cabo Verde. *International Journal of Gastronomy and Food Science*, 36, 100942. <https://doi.org/10.1016/j.ijgfs.2024.100942>

- Gündoğdu, S. (2018). *Contamination of table salts from Turkey with microplastics: Food Additives & Contaminants: Part A: Vol 35 , No 5—Get Access*.
<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19440049.2018.1447694>
- Guo, X., Chen, C., & Wang, J. (2019). Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics. *Chemosphere*, 228, 300–308.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.155>
- Guo, X., Lin, H., Xu, S., & He, L. (2022). Recent Advances in Spectroscopic Techniques for the Analysis of Microplastics in Food. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 70(5), 1410–1422. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c06085>
- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(1), e2018JC014719. <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409–7417.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>
- ICES. (2023). *Advice on areas where Vulnerable Marine Ecosystems (VMEs) are known to occur or are likely to occur in EU waters* [Report]. ICES Advice: Recurrent Advice. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.22643356.v1>
- ICES. (2024). *Report of the Working Group on the Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP)* [Report]. ICES Scientific Reports. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25964749.v2>
- ICNF. (2016, novembro 11). Instituto das Florestas e da Conservação da Natureza, IP-RAM. <https://ifcn.madeira.gov.pt/pt/biodiversidade/fauna-e-flora/flora/a-madeira.html>
- Instituto Nacional de Estatística (2024). *População Residente*.
https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpgid=ine_main&xpid=INE&xlang=pt
- Issac, M. N., & Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(16), 19544–19562. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2>
- IUCN (2024). *Aphanopus carbo* Lowe, 1839. IUCN Red List.
<https://www.iucnredlist.org/species/18179793/42691629>
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Romano, N., Ho, Y. B., & Salamatina, B. (2017). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish.

- Science of The Total Environment*, 578, 485–494.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>
- Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., & Leslie, H. A. (2017). Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1), 403–408.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081>
- Koelmans, A. A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Nor, N. H. M., de Ruijter, V. N., Mintenig, S. M., & Kooi, M. (2022). Risk assessment of microplastic particles. *Nature Reviews Materials*, 7(2), 138–152. <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00411-y>
- Kühn, S., van Werven, B., van Oyen, A., Meijboom, A., Bravo Rebolledo, E. L., & van Franeker, J. A. (2017). The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1), 86–90.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.034>
- Kumar, V., Umesh, M., Chakraborty, P., Sharma, P., Sarojini, S., Basheer, T., Kaur, K., Pasrija, R., & Barcelo, D. (2024). Origin, ecotoxicity, and analytical methods for microplastic detection in aquatic systems. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 170, 117392. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117392>
- Kushwaha, M., Shankar, S., Goel, D., Singh, S., Rahul, J., Rachna, K., & Singh, J. (2024). Microplastics pollution in the marine environment: A review of sources, impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin*, 209, 117109.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117109>
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Shruti, V. C. (2020). Branded milks – Are they immune from microplastics contamination? *Science of The Total Environment*, 714, 136823.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>
- Kyrii, S., Dontsova, T., Karaschuk, O., & Yanushevskaya, O. (2023). State of the Art of Microplastic and Nanoplastic Pollution: Origin and Removal Methods. Em O. Fesenko & L. Yatsenko (Eds.), *Nanomaterials and Nanocomposites, Nanostructure Surfaces, and Their Applications* (pp. 229–241). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-18096-5_12

- Lambert, S., & Wagner, M. (2016). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265–268. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>
- Law, K. L., & Thompson, R. C. (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193), 144–145. <https://doi.org/10.1126/science.1254065>
- Leite, A. M. 1988. A pescaria de profundidade do peixe-espada preto *Aphanopus carbo* Lowe, 1839, em água da ilha da Madeira. *Pesca e Navegação*, 9(92): 15-22.
- Liu, P., Qian, L., Wang, H., Zhan, X., Lu, K., Gu, C., & Gao, S. (2019). New Insights into the Aging Behavior of Microplastics Accelerated by Advanced Oxidation Processes. *Environmental Science & Technology*, 53(7), 3579–3588. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00493>
- Lorance, P., & Dupouy, H. (2001). CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES Sub-areas V–VII. *Fisheries Research*, 51(2), 137–149. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00241-7](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00241-7)
- Luo, X., Wang, Z., Yang, L., Gao, T., & Zhang, Y. (2022). A review of analytical methods and models used in atmospheric microplastic research. *Science of The Total Environment*, 828, 154487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154487>
- Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., & Qu, J. (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 78, 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>
- Machado, M. S. (1984). O clima de Portugal – balanço hídrico e clima do arquipélago da Madeira, 1st ed., Lisboa: Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica
- Martins, M., Martins, M., Cardador, F. (1989) Evolution of the Portuguese fishery of Black Scabbard Fish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) during the period 1984-1993. *Bundesforschungsanstalt Bibliothek for Fischerei, Hamburg*. ices.dk/site/pub/CM%20Documents/1994/G/1994_G28.pdf
- Martins, R., & Carneiro, M. (2018). *MANUAL DE IDENTIFICAÇÃO DE PEIXES ÓSSEOS DA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DIAGNOSTICANTES*.
- Martins, R., & Ferreira, C. (1995). Line Fishing for Black Scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) and Other Deep Water Species in the Eastern Mid Atlantic to the North of Madeira. Em A. G. Hopper (Ed.), *Deep-Water Fisheries of the North*

- Atlantic Oceanic Slope* (pp. 323–335). Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-015-8414-2_14
- Mata, J., Fonseca, P. E., Prada, S., & Rodrigues, D. M. (2013). O Arquipélago da Madeira. Em *O Arquipélago da Madeira*.
https://www.researchgate.net/publication/259038611_O_Arquipelago_da_Madeira
- McIlwraith, H. K., Kim, J., Helm, P., Bhavsar, S. P., Metzger, J. S., & Rochman, C. M. (2021). Evidence of Microplastic Translocation in Wild-Caught Fish and Implications for Microplastic Accumulation Dynamics in Food Webs. *Environmental Science & Technology*, 55(18), 12372–12382.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02922>
- Merrett, N. R., & Haedrich, R. L. (1997). *Deep-Sea Demersal Fish and Fisheries*. Springer Science & Business Media.
- Miri, S., Saini, R., Davoodi, S. M., Pulicharla, R., Brar, S. K., & Magdouli, S. (2022). Biodegradation of microplastics: Better late than never. *Chemosphere*, 286, 131670. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- Morales-Nin, B., & Sena-Carvalho, D. (1996). Age and growth of the black scabbard fish (*Aphanopus carbo*) off Madeira. *Fisheries Research*, 25(3), 239–251.
[https://doi.org/10.1016/0165-7836\(95\)00432-7](https://doi.org/10.1016/0165-7836(95)00432-7)
- Nakamura, I., & Parin, N. V. (1993). *SNAKE MACKERELS AND CUTLASSFISHES OF THE WORLD* - ProQuest. Obtido 24 de abril de 2024, de <https://www.proquest.com/openview/5a6ce1868a53247ee0f83a2054134c56/1?pq-origsite=gscholar&cbl=237322>
- Nayanathara Thathsarani Pilapitiya, P. G. C., & Ratnayake, A. S. (2024). The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials*, 11, 100220.
<https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>
- Nelson, T. F., Remke, S. C., Kohler, H.-P. E., McNeill, K., & Sander, M. (2020). Quantification of Synthetic Polyesters from Biodegradable Mulch Films in Soils. *Environmental Science & Technology*, 54(1), 266–275.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05863>
- Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (2015). <https://ods.pt/>

- Okoffo, E. D., O'Brien, S., O'Brien, J. W., Tschärke, B. J., & Thomas, K. V. (2019). Wastewater treatment plants as a source of plastics in the environment: A review of occurrence, methods for identification, quantification and fate. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(11), 1908–1931. <https://doi.org/10.1039/C9EW00428A>
- Pajuelo, J. G., González, J. A., Santana, J. I., Lorenzo, J. M., García-Mederos, A., & Tuset, V. (2008). Biological parameters of the bathyal fish black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Fisheries Research*, 92(2), 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.12.022>
- Pakhomova, S., Zhdanov, I., & van Bavel, B. (2020). Polymer Type Identification of Marine Plastic Litter Using a Miniature Near-Infrared Spectrometer (MicroNIR). *Applied Sciences*, 10(23), 8707. <https://doi.org/10.3390/app10238707>
- PlasticEurope (2019). *Plastics – the Facts 2019*. Plastics Europe. <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2019-Plastics-the-facts.pdf>
- PlasticsEurope (2024). *Plastics – the fast Facts 2024*. Plastics Europe. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2024/>
- Parolini, M., Stucchi, M., Ambrosini, R., & Romano, A. (2023). A global perspective on microplastic bioaccumulation in marine organisms. *Ecological Indicators*, 149, 110179. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110179>
- Paul, A., Wander, L., Becker, R., Goedecke, C., & Braun, U. (2019). High-throughput NIR spectroscopic (NIRS) detection of microplastics in soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(8), 7364–7374. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2180-2>
- Peez, N., Janiska, M.-C., & Imhof, W. (2019). The first application of quantitative ¹H NMR spectroscopy as a simple and fast method of identification and quantification of microplastic particles (PE, PET, and PS). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411(4), 823–833. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1510-z>
- Peez, N., Rinesch, T., Kolz, J., & Imhof, W. (2022). Applicable and cost-efficient microplastic analysis by quantitative ¹H-NMR spectroscopy using benchtop NMR and NoD methods. *Magnetic Resonance in Chemistry*, 60(1), 172–183. <https://doi.org/10.1002/mrc.5210>

- Pitt, J. A., Gallagher, S. M., Youngs, S., Michel, A. P., Hahn, M. E., & Aluru, N. (2024). The abundance and localization of environmental microplastics in gastrointestinal tract and muscle of Atlantic killifish (*Fundulus heteroclitus*): a pilot study. *Microplastics and Nanoplastics*, 4(1), 23.
- Prata, J. C., Costa, J. P. da, Girão, A. V., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Science of The Total Environment*, 686, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.456>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment*, 702, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Primpke, S., Cross, R. K., Mintenig, S. M., Simon, M., Vianello, A., Gerdts, G., & Vollertsen, J. (2020). Toward the Systematic Identification of Microplastics in the Environment: Evaluation of a New Independent Software Tool (siMPle) for Spectroscopic Analysis. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1127–1138. <https://doi.org/10.1177/0003702820917760>
- QGIS Development Team. (2025). *QGIS Geographic Information System* (versão 3.44 “Solothurn”). <https://qgis.org>
- Rajeesh Kumar, M. P., Jacob, V., Cubelio, S., & Sanjeevan, V. (2014). *First record of *Aphanopus microphthalmus* Norman, 1939 (Teleostei: Trichiuridae) from the Indian Exclusive Economic Zone*. <https://agris.fao.org/search/en/providers/122193/records/64745b4c13d110e4e7ac473b>
- Reis, S., Sena-Carvalho, D., Delgado, J. H., & Afonso-Dias, M. (2001). Historical overview of the black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) fishery in Madeira Island. In *Deep-Sea Fisheries Symposium, Poster. NAFO SCR Document* (Vol. 1, p. 103).
- Regulamento (EU) n° 2336/2016. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R2336&from=EN>
- Regulamento de execução—404/2011*. (2011). https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2011/404/oj/eng

- Renner, G., Schmidt, T. C., & Schram, J. (2017). Chapter 4—Characterization and Quantification of Microplastics by Infrared Spectroscopy. Em T. A. P. Rocha-Santos & A. C. Duarte (Eds.), *Comprehensive Analytical Chemistry* (Vol. 75, pp. 67–118). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.006>
- Ribeiro, M. A. (1992). *A Zona Económica Exclusiva*, 1ª ed., Lisboa: Instituto Superior de Ciências Sociais e Políticas.
- Rillig, M. C., Kim, S. W., Kim, T.-Y., & Waldman, W. R. (2021). *The Global Plastic Toxicity Debt | Environmental Science & Technology*. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c07781>
- Rincon-Rubio, L. M., Fayolle, B., Audouin, L., & Verdu, J. (2001). A general solution of the closed-loop kinetic scheme for the thermal oxidation of polypropylene. *Polymer Degradation and Stability*, 74(1), 177–188. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(01)00154-9)
- Ritchie, H., Samborska, V., & Roser, M. (2023). Plastic Pollution. *Our World in Data*. <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>
- Rouillon, C., Bussiere, P.-O., Desnoux, E., Collin, S., Vial, C., Therias, S., & Gardette, J.-L. (2016). Is carbonyl index a quantitative probe to monitor polypropylene photodegradation? *Polymer Degradation and Stability*, 128, 200–208. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2015.12.011>
- Sambolino, A., Iniguez, E., Herrera, I., Kaufmann, M., Dinis, A., & Cordeiro, N. (2023). Microplastic ingestion and plastic additive detection in pelagic squid and fish: Implications for bioindicators and plastic tracers in open oceanic food webs. *Science of the Total Environment*, 894, 164952.
- Santos, A. R., Trueman, C., Connolly, P., & Rogan, E. (2013). Trophic ecology of black scabbardfish, *Aphanopus carbo* in the NE Atlantic—Assessment through stomach content and stable isotope analyses. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 77, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2013.02.009>
- Santos, M. J., Saraiva, A., Cruz, C., Eiras, J. C., Hermida, M., Ventura, C., & Soares, J. P. (2009). Use of parasites as biological tags in stock identification of the black scabbardfish, *Aphanopus carbo* Lowe, 1839 (Osteichthyes: Trichiuridae) from Portuguese waters. *Scientia Marina*, 73(S2), Artigo S2. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73s2055>

- Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
- Schwaferts, C., Niessner, R., Elsner, M., & Ivleva, N. P. (2019). Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.014>
- Shaw, D. G., & Day, R. H. (1994). Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28, 39–43. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90184-8)
- Shen, L., & Worrell, E. (2024). Chapter 31—Plastic recycling. Em C. Meskers, E. Worrell, & M. A. Reuter (Eds.), *Handbook of Recycling (Second Edition)* (pp. 497–510). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85514-3.00014-2>
- Shi, Y., Shi, L., Huang, H., Ye, K., Yang, L., Wang, Z., Sun, Y., Li, D., Shi, Y., Xiao, L., & Gao, S. (2024). Analysis of aged microplastics: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(4), 1861–1888. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01731-5>
- Shim, W. J., & Thomposon, R. C. (2015). Microplastics in the Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 265–268. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0216-x>
- Sousa, R. (2021), *Protocolo de amostragem biológica de peixes*. Mar Madeira. https://marmadeira.madeira.gov.pt/wp-content/uploads/2021/10/Protocolo-de-amostragem-biologica_pdf.pdf
- Sousa, R., Duarte, F., Cerqueira, S., Figueiredo, I., Farias, I. (2025). *Scabbard fish in the Madeira archipelago (CECAF 34.1.2)*. Working Document for the ICES Working Group on Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources
- Song, X., Wu, X., Song, X., & Zhang, Z. (2022). Oil extraction following digestion to separate microplastics from mussels. *Chemosphere*, 289, 133187. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133187>
- Sridhar, A., Kannan, D., Kapoor, A., & Prabhakar, S. (2022). Extraction and detection methods of microplastics in food and marine systems: A critical review. *Chemosphere*, 286, 131653. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131653>
- Stefanni, S., Bettencourt, R., Pinheiro, M., Moro, G. D., Bongiorno, L., & Pallavicini, A. (2014). Transcriptome of the Deep-Sea Black Scabbardfish, *Aphanopus carbo*

- (Perciformes: Trichiuridae): Tissue-Specific Expression Patterns and Candidate Genes Associated to Depth Adaptation. *International Journal of Genomics*, 2014, e267482. <https://doi.org/10.1155/2014/267482>
- Stock, F., Kochleus, C., Bänisch-Baltruschat, B., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. (2019). Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.01.014>
- Stubbins, A., Law, K. L., Muñoz, S. E., Bianchi, T. S., & Zhu, L. (2021). Plastics in the Earth system. *Science*, 373(6550), 51–55. <https://doi.org/10.1126/science.abb0354>
- Swan, S., Gordon, J., & Shimmield, T. (2003). Preliminary Investigations on the Uses of Otolith Microchemistry for Stock Discrimination of the Deep-water Black Scabbardfish (*Aphanopus carbo*) in the Northeast Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31, 221–231. <https://doi.org/10.2960/J.v31.a17>
- Templeman, W., & Squires, H. J. (1963). Three Records of the Black Scabbard Fish, *Aphanopus carbo* Lowe, from the Canadian Region of the Western Atlantic. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 20(2), 273–278. <https://doi.org/10.1139/f63-024>
- Thompson, R. C., & Pahl, S. (2018). Plastics, the environment and society: current consensus and future directions. <https://doi.org/10.1039/9781788013314-00177>
- Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>
- Tuset, V. M., Lombarte, A., González, J. A., & Piretti, S. (2010). Using sagittal otoliths and eye diameter for ecological characterization of deep-sea fish: *Aphanopus carbo* and *A. intermedius* from NE Atlantic Waters. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.3989/scimar.2010.74n4807>
- União Europeia (2016). *Tratado sobre o Funcionamento da União Europeia (Versão Consolidada)*. Jornal Oficial da União Europeia. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9e8d52e1-2c70-11e6-b497-01aa75ed71a1.0019.01/DOC_3&format=PDF
- Vasconcelos, J., Henriques, P., Sousa, R., Amorim, A., Delgado, J., & Riera, R. (2019). Deep stocks avoid competition migrating horizontal and vertically: The example of two scabbardfishes (*Aphanopus* spp.) targeted by long-liners in grounds next

- to an oceanic archipelago. *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100605.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100605>
- Vasconcelos, J., Sousa, R., Henriques, P., Amorim, A., Delgado, J., & Riera, R. (2020). Two sympatric, not externally discernible, and heavily exploited deepwater species with coastal migration during spawning season: Implications for sustainable stocks management of *Aphanopus carbo* and *Aphanopus intermedius* around Madeira. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(1), 124–131. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0423>
- Vasconcelos, P. da C. S. (1999). *Teores de mercúrio total em exemplares de peixe-espada-preto (Aphanopus carbo Lowe, 1839) capturados no arquipélago da madeira* [masterThesis]. <https://sapientia.ualg.pt/handle/10400.1/7604>
- Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., Mugilarasan, M., Gurumoorthi, K., Gunganathan, L., Aboobacker, V. M., & Vethamony, P. (2021). Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(22), 2681–2743. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1807450>
- Vethaak, A. D., & Legler, J. (2021). *Microplastics and human health | Science*. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abe5041>
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., & Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Wang, K., Li, J., Zhao, L., Mu, X., Wang, C., Wang, M., Xue, X., Qi, S., & Wu, L. (2021). Gut microbiota protects honey bees (*Apis mellifera* L.) against polystyrene microplastics exposure risks. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123828. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123828>
- Winiarska, E., Jutel, M., & Zemelka-Wiacek, M. (2024). *The potential impact of nano- and microplastics on human health: Understanding human health risks*. - *ScienceDirect*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935124004390?via%3Dihub>
- WoRMS (2024). *Aphanopus carbo* Lowe, 1839. World Register of Marine Species. <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=126095>

- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Yang, W., Jannatun, N., Zeng, Y., Liu, T., Zhang, G., Chen, C., & Li, Y. (2022). Impacts of microplastics on immunity. *Frontiers in Toxicology*, 4. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.956885>
- Zar, J. H. (1996). Biostatistical analysis, 3rd ed., New Jersey: Prentice-Hall International Editions.
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>
- Zhang, Z., Wu, X., Liu, H., Huang, X., Chen, Q., Guo, X., & Zhang, J. (2023). A systematic review of microplastics in the environment: Sampling, separation, characterization and coexistence mechanisms with pollutants. *Science of The Total Environment*, 859, 160151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160151>
- Zhao, B., Rehati, P., Yang, Z., Cai, Z., Guo, C., & Li, Y. (2024). The potential toxicity of microplastics on human health. *Science of The Total Environment*, 912, 168946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168946>

7. Anexos

Tabela 1. Representação dos achados identificados por amostra.

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T1	P1	1220	M1	2					
			E1	25	12	15	6		
			I1	12	2				
	P2	1130	M2	1					
			E2	23	10	20		1	
			I2	16	1		1		
	P3	1120	M3	3					3
			E3	30	15	14	4		39
			I3	4		1			
	P4	1200	M4						1
			E4	25	13	15	8		
			I4	5	3	3		1	
	P5	1170	M5	2					
			E5	24		13		2	26
			I5	8		2	2		
	P6	1030	M6						
			E6	26	10	10			37
			I6		2	1			
	P7	1120	M7						
			E7	24	9	12	6	1	18
			I7	4	3	2			3

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T1	P8	1070	M8	6					1
			E8	16		16			
			I8	1	1	3	1		
	P9	1080	M9						5
			E9	19	14				
			I9	2		1			10
	P10	1165	M10						
			E10	20	3	25	5		
			I10	3		3			
	P11	1129	M11	4					
			E11	15	12				
			I11		3	4	2		
	P12	1123	M12						4
			E12	20	10	15			
			I12	9				2	
	P13	1218	M13						
			E13	24	15	15			
			I13	8	2	6			4
	P14	1200	M14						
			E14	15	16	14	6		
			I14	7	4	4	1		
	P15	1265	M15	2					
			E15	18					
			I15			2			

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T2	P16	1286	M16						3
			E16	30	18	16		1	
			I16	1		3			
	P17	1196	M17						
			E17	28	13				
			I17	2	2	6	2		
	P18	1176	M18	1					
			E18	15	16	25	2		
			I18	5	1	5			
	P19	1247	M19						
			E19	30	20	16			
			I19	4				2	
	P20	1164	M20	4					
			E20	34		18			4
			I20		3	9	1		1
	P21	1140	M21						
			E21	36	19	20	3		
			I21	4		2			
	P22	1060	M22						
			E22	28	15	26			
			I22	1	6	5			
	P23	1150	M23	5					
			E23	14	16	29			11
			I23	2		7			1

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T2	P24	1090	M24	6					
			E24	15		15	5	2	1
			I24	3	4		2		
	P25	1170	M25						
			E25	19	14	13			7
			I25	6	9	3			
	P26	1050	M26						3
			E26	15	16	16			
			I26	5		5			
	P27	1080	M27	3					7
			E27	15	10	17	6		30
			I27		7	5		1	3
	P28	1100	M28						
			E28	25	9	18			
			I28	8	2	9	1		
	P29	1040	M29						
			E29	19	15	5			
			I29		8	1			3
	P30	1070	M30	7					
			E30	20	14	15	4		
			I30	4		6			1
T3	P31	1390	M31						
			E31	18	9	16		3	1
			I31	1					

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T3	P32	1160	M32						
			E32	27	8	10			
			I32	23	6	6	2	1	
	P33	1090	M33	2					
			E33	37	6	14			8
			I33	6		5			
	P34	1160	M34						
			E34	28	16	12	3		
			I34	5	9	4			
	P35	1150	M35						
			E35	33	15	13	8		
			I35				1		
	P36	1240	M36	1					
			E36	30	13	7			
			I36	8	4	2			
	P37	1110	M37						
			E37	14	19	8			2
			I37		3	3			
	P38	1290	M38	6					
			E38	30	18		5		
			I38		6	2	2	1	
	P39	1110	M39						
			E39	26	5	13			
			I39	12		5			

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T3	P40	1140	M40						
			E40	25	3	15			2
			I40		4	8			2
	P41	1160	M41	5					
			E41	15	4	8	4		
			I41	5	2	3	3		3
	P42	1210	M42						
			E42	20	15		1	1	
			I42		6				
	P43	1230	M43						1
			E43	24	13	16			
			I43			6			
	P44	1260	M44	4					
			E44	19		10	5		
			I44	6	1	5		2	
	P45	1100	M45						
			E45	27		7			
			I45			3	1		
T4	P46	1190	M46						
			E46	28	23				1
			I46	6		2			
	P47	1160	M47	3					
			E47	30	5	13	5		
			I47	5	2	6			2

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T4	P48	1170	M48						3
			E48	15	1	16			3
			I48			4	2		3
	P49	1120	M49						
			E49	28	5	10			
			I49			9			
	P50	1150	M50	2					
			E50	24	12	10			
			I50	3	3	4			
	P51	1110	M51						2
			E51	22		12			
			I51		2		1	1	
	P52	1260	M52						
			E52	30	1	10	1		
			I52	4	4	9			
	P53	1200	M53	3					
			E53	15	3	11			
			I53		8				1
	P54	1280	M54						
			E54	26	6	12			
			I54		9	2	2		
	P55	1390	M55						
			E55	28	5	16		2	
			I55		1	9			

Trimestre	Indivíduo	Comprimentos dos indivíduos (mm)	Parte Morfológica	Fibras naturais	Quitina	Minerais	Dentes de peixes	Partículas vítreas	Possíveis MPs
T4	P56	1240	M56	4					
			E56	30		13			
			I56	2		2			
	P57	1140	M57						
			E57	14	12	12	2		
			I57	3		6			
	P58	1290	M58						4
			E58	17	35	10			
			I58	2		5	1		1
	P59	1270	M59	2					
			E59	19	2	8			
			I59	5	6				
	P60	1320	M60						
			E60	28	6	15			3
			I60	4		5			