



## **Microplásticos em águas residuais domésticas**

Emissão de microfibras poliméricas devido a lavagem mecânica

**Ana Margarida Mastbaum Aleixo**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

**Engenharia do Ambiente**

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Ana Fonseca Galvão

Co-orientadora: Mestre Hilda de Pablo Leonardo

**Júri**

Presidente: Prof.<sup>a</sup> Maria Joana Castelo-Branco de Assis Teixeira Neiva Correia

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Ana Fonseca Galvão

Co-orientadora: Mestre Hilda de Pablo Leonardo

Vogal: Mestre Clara Patrícia Andrade Lopes

**Novembro de 2018**



Aos meus.



## **Agradecimentos**

Este trabalho existe graças a um conjunto de decisões que tomei ao longo da minha vida e a todos os que me guiaram até este preciso momento.

Em primeiro lugar aos meus pais, aos meus avós, bisavós e irmã, os meus pilares, com quem cresci, e que nunca me faltaram. Este trabalho pertence-lhes pelo tempo e pensamento que me dedicaram desde sempre.

Quero também agradecer às minhas orientadoras, a Professora Ana Galvão e a Hilda de Pablo com quem partilhei estes meses de trabalho e aprendi tanto, e por me ajudarem tão habilmente em todas as ocasiões.

Ao IPMA, em especial à Joana e à Clara, com quem trabalhei por pouco tempo, embora muito valioso, e por me terem acompanhado enquanto estivemos juntas e não terem descurado tantos conselhos.

Ao MARETEC, onde conheci pessoas incríveis e por me terem recebido tão bem, e onde tive a felicidade de desenvolver uma grande parte deste trabalho.

Ao Alex, por sermos uma equipa imbatível não só de trabalho, mas também na vida.

Por fim, mas não menos importantes, aos meus amigos. Àqueles de uma vida, principalmente a Joana, o Gonçalo, a Beatriz e o Francisco que, embora cada um tenha seguido o seu caminho e se encontrem espalhados pelo mundo, que o tempo não passe por nós, e que seja sempre como se nos tivéssemos encontrado ontem. E àqueles que o Técnico juntou, em particular a Filipa, a Marta e o Ricardo, porque a faculdade é feita, também, de uma componente humana fortíssima, já que em conjunto conseguimos superar todas as adversidades.



## Resumo

Os microplásticos surgiram recentemente como uma problemática ambiental, estando as microfibras incluídas nessa categoria. Considera-se que as fibras poliméricas de pequenas dimensões têm origem, na sua maioria, na utilização dos tecidos sintéticos, cuja preferência continua a aumentar. Estas fibras são libertadas através da lavagem dos têxteis e são introduzidas no meio por via das águas residuais. Sob programa, temperatura e rotações por minuto constantes, procedeu-se à lavagem de têxteis em ambiente doméstico, com o intuito de estimar o contributo dos efluentes domésticos na emissão de microfibras poliméricas para os meios recetores. Determinou-se a massa e o número de fibras e estimou-se a eficiência de remoção numa estação de tratamento de águas residuais com base em informação existente na literatura. A partir dos resultados obtidos utilizou-se o modelo hidrodinâmico e biogeoquímico MOHID Water para simulação da sua emissão a partir da ETAR de Beirolas e compreender o comportamento das mesmas no estuário do Tejo.

**Palavras Chave** – Microplásticos, microfibras, lavagem mecânica de têxteis, águas residuais, modelação ambiental



## **Abstract**

Microplastics, in which microfibres are included, have recently emerged as an environmental issue. Polymeric fibres of small dimensions come from the use of synthetic fabrics, widely used worldwide. These fibres are released during the washing of the textiles and are introduced in the environment via the wastewater. Using the same program, temperature and RPM, washing of textiles in a domestic environment was simulated in order to estimate the contribution of domestic effluents to the emission of polymer microfibres to the receptor media. The mass and number of fibres was determined, and the removal efficiency was estimated at a waste water treatment plant, based on literature data. MOHID Water, a hydrodynamic and biogeochemical model, was used to model the emission of microfibres from Beirolas WWTP in Lisbon, and the behaviour of said particles in the Tagus estuary.

**Keywords** – microplastics, microfibres, textile machine washing, wastewater, environmental modelling



## Lista de Figuras

<i>Figura 2.1 – Relação entre a origem dos plásticos e a biodegradabilidade</i> .....	10
<i>Figura 2.2 – Distribuição global de microplásticos e de macroplásticos</i> .....	13
<i>Figura 2.3 – Hierarquia para a gestão de resíduos marinhos</i> .....	15
<i>Figura 2.4 - Produção mundial de fibras entre 1980 e 2025</i> .....	16
<i>Figura 2.5 – Vias de libertação química de têxteis</i> .....	16
<i>Figura 3.1 – Montagem das lavagens</i> .....	19
<i>Figura 3.2 – Amostra de um conjunto claro e conjunto escuro</i> .....	20
<i>Figura 3.3 – Protocolo laboratorial esquematizado</i> .....	22
<i>Figura 3.4 - Aspeto microscópico de diferentes fibras têxteis</i> .....	23
<i>Figura 3.5 - Modelo da Costa Portuguesa (A), modelo da embocadura do Tejo (B)</i> .....	25
<i>Figura 3.6 – Localização do estuário do Tejo em relação a Portugal continental</i> .....	26
<i>Figura 3.7 – Localização da ETAR de Beirolas em relação ao estuário do Tejo</i> .....	26
<i>Figura 3.8 – Divisão do estuário do Tejo em boxes e identificação das utilizadas neste trabalho</i> .....	28
<i>Figura 4.1 – Aspeto de uma lavagem de roupa escura (L2, filtro 3, fotografia 1)</i> .....	32
<i>Figura 4.2 – Aspeto de uma lavagem de roupa clara (L7, filtro 5, fotografia 59)</i> .....	33
<i>Figura 4.3 – Relação entre SST (mg/L) e o número de fibras emitido por lavagem</i> .....	34
<i>Figura 4.4 – Exemplo de uma fotografia de cada lavagem L1 a L10</i> .....	36
<i>Figura 4.5 – Distribuição de cores dos conjuntos utilizados para cada lavagem</i> .....	39
<i>Figura 4.6 – Distribuição de cores das fibras recuperadas nos filtros</i> .....	39
<i>Figura 4.7 – Representação de diferentes cores de fibras</i> .....	40
<i>Figura 4.8 – Distribuição da natureza dos têxteis inicial</i> .....	42
<i>Figura 4.9 – Distribuição da natureza dos têxteis final</i> .....	42
<i>Figura 4.10 – Exemplo de uma fibra classificada de origem natural</i> .....	43
<i>Figura 4.11 – Exemplo de uma fibra classificada de origem sintética</i> .....	43
<i>Figura 4.12 – Distribuição da dimensão das fibras contadas em função da natureza têxtil</i> .....	45
<i>Figura 4.13 – Distribuição da dimensão das fibras contadas por tipo de têxtil</i> .....	45
<i>Figura 4.14 – Representação de uma fibra de dimensão &gt;500 <math>\mu\text{m}</math></i> .....	46
<i>Figura 4.15 – Representação de uma fibra de dimensão 50 a 100 <math>\mu\text{m}</math></i> .....	46
<i>Figura 4.16 – Representação de uma fibra de dimensão 100 a 500 <math>\mu\text{m}</math></i> .....	47
<i>Figura 4.17 – Contagem de fibras no total dos filtros correspondentes a cada lavagem e representação da média de fibras contaminantes</i> .....	48
<i>Figura 4.18 – Fibras detetadas nos filtros-controlo em cada dia</i> .....	49
<i>Figura 4.19 – Fibras detetadas nos filtros-controlo em cada dia</i> .....	49
<i>Figura 4.20 – Comparação das fibras/filtro obtidas pelo total das fotografias e pela aproximação</i> .....	50
<i>Figura 4.21 – Erro da aproximação em relação a contagem do total das fotografias</i> .....	51
<i>Figura 4.22 – Relação entre o erro (%) e o número total de fibras/filtro em cada lavagem</i> .....	51
<i>Figura 4.23 – Quantidade de fibras emitidas em função do número de peças</i> .....	53
<i>Figura 4.24 – Quantidade de fibras emitidas em função da massa de têxteis</i> .....	54

<i>Figura 4.25 – Comparação entre os três cenários (C1, C2, C3) ao 5º, 10º e 15º dia de simulação (dias 6-06-2018, 11-06-2018 e 16-06-2018, respectivamente) .....</i>	<i>59</i>
<i>Figura 4.26 – Cenário 2, dia 15, preia-mar (16h). Em cima, a distribuição das partículas. Em baixo, o campo de velocidade.....</i>	<i>60</i>
<i>Figura 4.27– Cenário 2, dia 15, baixa-mar (21h). Em cima, a distribuição das partículas. Em baixo, o campo de velocidade.....</i>	<i>61</i>
<i>Figura 4.28 – Número de partículas em cada box e em cada cenário .....</i>	<i>62</i>
<i>Figura 4.29 – Razão entre o numero de partículas em cada box e cada cenário .....</i>	<i>63</i>

## Lista de Tabelas

<i>Tabela 3.1 – Dados de base, ETAR de Beirolas</i> .....	27
<i>Tabela 4.1 – Caracterização das lavagens em função do tipo de têxtil</i> .....	29
<i>Tabela 4.2 – Caracterização das lavagens em função da cor</i> .....	30
<i>Tabela 4.3 – Concentração em SST, SSV e razão SST/SSV das amostras L1 a L10</i> .....	31
<i>Tabela 4.4 – Fotografias registadas por filtro</i> .....	32
<i>Tabela 4.5 – Contagem das fibras detetadas nas lavagens L1 a L10</i> .....	34
<i>Tabela 4.6 – Fibras recuperadas em função da cor</i> .....	37
<i>Tabela 4.7 – Fibras recuperadas em função do tipo de têxtil</i> .....	41
<i>Tabela 4.8 – Fibras recuperadas em função da dimensão</i> .....	44
<i>Tabela 4.9 – Estimativa da concentração de fibras no efluente doméstico</i> .....	53
<i>Tabela 4.10 – Valores calculados de fibras<sub>afluente</sub>/dia, fibras<sub>afluente</sub>/m<sup>3</sup> e fibras sintéticas<sub>afluente</sub>/m<sup>3</sup></i> .....	55
<i>Tabela 4.11 – Concentração de fibras sintéticas na descarga da ETAR (fibras/h)</i> .....	56
<i>Tabela 4.12 – Caudal de partículas descarregadas utilizado no modelo</i> .....	56
<i>Tabela A.1 - Tipos de plástico mais comuns</i> .....	A
<i>Tabela A.2 - Contaminação por microplásticos medida na zona fótica e sedimentos de vários rios</i> .....	B
<i>Tabela A.3 - Contaminação por microplásticos medida em sedimentos (exceto fluviais)</i> .....	C
<i>Tabela A.4 - Abundância média de microplásticos nas águas superficiais do oceano Pacífico</i> .....	E
<i>Tabela A.5 - Abundância média de microplásticos nas águas superficiais do oceano Atlântico</i> .....	G
<i>Tabela A.6 - Abundância média de microplásticos nas águas superficiais dos mares europeus</i> .....	H
<i>Tabela A.7 – Aditivos plásticos contaminantes alimentares</i> .....	I
<i>Tabela A.8 – Estudos selecionados demonstrando a translocação de microplásticos em mamíferos e humanos</i> .....	I
<i>Tabela A.9 – Estudos selecionados de efeitos biológicos de microplásticos</i> .....	J
<i>Tabela A.10 - Concentração de microplásticos e microfibras no afluente e efluente de ETAR</i> .....	K



## Lista de Símbolos

---

<b>Unidades</b>	
Mt	megatonelada
mm	milímetros
km <sup>2</sup>	quilómetro quadrado
m	metro
g	grama
µm	micrómetro

---

<b>Tipos de plástico</b>	
PET	polietileno tereftalato
PVC	policloreto de vinil
PE	polietileno
PMMA	polimetil-metacrilato (acrílico)
PTFE	politetrafluoretileno (Teflon®)
PP	polipropileno
PS	poliestireno
SBR	borracha de butadieno estireno

---

<b>Siglas</b>	
EUA	Estados Unidos da América
ETAR	estação de tratamento de águas residuais
POPs	poluentes orgânicos persistentes
SST	sólidos suspensos totais
SSV	sólidos suspensos voláteis



# Conteúdo

1.	Introdução.....	1
1.1.	Motivação .....	1
1.2.	Objetivo.....	2
1.3.	Estrutura .....	3
2.	Revisão da Literatura .....	4
2.1.	Considerações gerais.....	4
2.2.	Definição do termo “microplástico” .....	5
2.3.	Origem .....	5
2.3.1.	Microplásticos de origem primária.....	5
2.3.2.	Microplásticos de origem secundária .....	7
2.3.3.	Transporte de microplásticos para os oceanos.....	10
2.4.	Distribuição e destino ambiental .....	11
2.5.	Impactes .....	13
2.5.1.	Ecológicos .....	14
2.5.2.	Socioeconómicos.....	14
2.6.	Mitigação .....	15
2.6.1.	Economia circular .....	15
2.7.	Microfibras como âmbito deste estudo.....	16
2.8.	Modelação hidrodinâmica.....	18
3.	Método.....	19
3.1.	Amostragem .....	19
3.2.	Determinação de sólidos suspensos totais e voláteis.....	20
3.3.	Processamento das amostras .....	21
3.4.	Contagem de fibras .....	22
3.5.	Controlo da contaminação e minimização do erro .....	23
3.6.	MOHID Water .....	24
4.	Resultados.....	29
4.1.	Aspetos gerais .....	29
4.2.	Amostragem .....	29
4.3.	Determinação de sólidos suspensos totais e voláteis.....	30

4.4.	Contagem de fibras .....	31
4.5.	Análise das fibras contadas.....	35
4.5.1.	Aspetos gerais .....	35
4.5.2.	Cor .....	36
4.5.3.	Natureza .....	40
4.5.4.	Dimensão.....	44
4.6.	Controlo da contaminação e minimização do erro .....	47
4.7.	Teste de aproximação .....	49
4.8.	Cálculo da emissão de fibras .....	51
4.9.	MOHID Water .....	54
5.	Discussão .....	65
6.	Conclusões e Trabalho Futuro .....	69
7.	Referências.....	71
Anexos.....		A

# 1. Introdução

## 1.1. Motivação

Na segunda metade do século XX, a produção de plásticos cresceu exponencialmente, existindo hoje uma ampla variedade de plásticos, com múltiplas características que os tornam atrativos para uma multitude de setores. No entanto, a sua baixa densidade, e elevada durabilidade tornam o plástico numa preocupação ambiental. (Cole et al. 2011). O estudo da problemática ambiental tem, tendencialmente, sido focado sobre os plásticos de maiores dimensões. No entanto, mais recentemente, verifica-se a tendência do estudo das partículas de menores dimensões, apelidadas de microplásticos e da sua classificação como poluentes. Esta denominação engloba fragmentos plásticos, grânulos e fibras com dimensões inferiores a 5 mm. (Browne et al. 2007).

Quanto aos microplásticos, estes podem ser classificados em dois grupos, primários e secundários, em função de serem intencionalmente produzidos em pequenas dimensões, ou de resultarem da degradação de plásticos de maiores dimensões (Wright et al. 2013).

Foram detetados microplásticos em ambientes de água doce e água salgada (Alison et al. 2015; Dris et al. 2015), estando a sua concentração correlacionada com a densidade populacional, o uso do solo e o nível de tratamento das águas residuais (Jambeck et al. 2015).

A importância dos microplásticos deve-se à documentação da introdução destes resíduos na rede trófica por ingestão direta e à bioampliação de poluentes orgânicos persistentes neles existentes, com consequências nefastas para os organismos. A distribuição, embora heterogénea, é global. (Duis e Coors 2016). É de ter em conta também, o potencial de transporte de poluentes adsorvidos nas partículas plásticas. (Teuten et al. 2007).

As estações de tratamento de águas residuais são vias de transporte de polímeros de pequenas dimensões para o ambiente. (Carr et al. 2016). De origem primária, nas águas residuais domésticas predominam as partículas de polietileno, polipropileno e poliestireno, provenientes dos produtos de higiene e cosméticos e produtos de limpeza. De origem secundária, as fibras que resultam da degradação dos tecidos têxteis sintéticos, como o poliéster, acrílico e poliamida, libertadas durante a lavagem mecânica (Browne et al. 2011).

A maioria das microfibras é removida durante o tratamento primário, na decantação primária e tratamento mecânico, sendo que quanto menores as fibras, menos eficiente será o tratamento. O contributo do tratamento secundário é pouco significativo (HELCOM 2014; Talvitie et al. 2015). Embora as eficiências de remoção reportadas sejam elevadas (98,3 a 99,96%) (Carr et al. 2016; Lares et al. 2018; Magnusson e Norén 2014; Murphy et al. 2016), dado os grandes volumes tratados, a quantidade de fibras sintéticas que chegam aos meios recetores é preocupante. Mesmo que a remoção fosse total, existiria o risco de as microfibras atingirem o ambiente por via das lamas biológicas das ETAR, que frequentemente têm valor comercial ou de transformação (Bruce et al. 2017). De notar que as fibras

naturais são tendencialmente removidas em maior quantidade que as sintéticas (Magnusson e Norén 2014).

Embora seja conhecida a existência de microfibras poliméricas, não se encontram determinadas a quantidade e as características físicas das que são emitidas pela lavagem doméstica de têxteis. É necessário compreender de que forma é que a mistura da natureza das fibras (naturais e sintéticas) e as condições de lavagem (temperatura, detergentes e cor) influenciam a dimensão e a quantidade de fibras libertadas numa lavagem em condições domésticas típicas. Estão documentados vários métodos de análise de microfibras sintéticas provenientes das lavagens. (Browne et al. 2011; Hartline et al. 2016; Napper e Thompson 2016; Pirc et al. 2016).

Atualmente não existe legislação que regule a poluição causada por microfibras. Contudo, a tendência tem sido no sentido de considerar este tipo de partículas um problema ambiental, e sobre o qual é necessário legislar. A melhor forma de o fazer seria conjugar medidas de controlo na fonte, evitando que as microfibras atingissem a rede de drenagem de água residuais, em conjunto com o já existente tratamento de águas residuais.

Semelhantemente às ações tomadas de forma a banir os microplásticos utilizados na indústria cosmética, conduzindo a um novo panorama, a indústria têxtil será responsável pela implementação de medidas de controlo da poluição por via de microfibras. A indústria têxtil tem, no entanto, uma dificuldade acrescida, já que as alternativas aos tecidos sintéticos, que apresentem características de performance semelhantes a estes, são muito limitadas. Sendo assim, é improvável que a eliminação destes têxteis seja uma meta alcançável.

É sabido que as águas residuais tratadas contêm fibras têxteis sintéticas e fragmentos plásticos abrasivos provenientes dos detergentes (Browne et al. 2011; Magnusson e Norén 2014). Como não são removidos na totalidade, os microplásticos atingem os meios recetores onde interagem com os organismos. Foram detetados microplásticos em vários invertebrados, (Browne et al. 2007), que os assimilaram por ingestão. Os microplásticos ingeridos causam danos internos nos organismos e perturbam a alimentação, o equilíbrio hormonal e a reprodução destes. (Cole et al. 2011). Os plásticos podem conter aditivos nocivos tais como ftalatos e retardadores de chamas, além de ser possível adsorver poluentes hidrofóbicos, como bfenilpoliclorados (PCB) e diclorodifenildicloroetileno (DDE). Ou seja, os plásticos, por via de ingestão podem ser a via de transporte de poluentes orgânicos para as redes tróficas.

## **1.2. Objetivo**

O objetivo deste trabalho consiste na estimativa da contribuição da lavagem de têxteis, em ambiente doméstico, para a poluição por microfibras em ambiente marinho. Para tal, amostrou-se água residual proveniente de uma máquina de lavar roupa, resultante de dez lavagens típicas. Em laboratório, mediu-se a concentração de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), e contabilizaram-se e caracterizaram-se as fibras presentes num volume conhecido de amostra. Em seguida, tendo por base os hábitos de consumo do agregado familiar em questão, estimou-se a concentração de fibras no

efluente doméstico que aflui a uma ETAR da área metropolitana de Lisboa. Tendo em conta as eficiências de remoção apresentadas na literatura (Carr et al. 2016; Lares et al. 2018; Magnusson e Norén 2014; Murphy et al. 2016), estimou-se a concentração de fibras descarregadas para o meio recetor. Com este resultado, fez-se uma representação da emissão de microfibras segundo o modelo lagrangiano no *software* MOHID Water. Esta aproximação pretende englobar todo o percurso das partículas desde a produção na etapa de lavagem, à descarga no meio recetor.

### **1.3. Estrutura**

Para a realização deste trabalho, foi necessário estabelecer as três etapas que o compõem. Em primeiro lugar, descreveu-se o panorama geral acerca dos microplásticos, com foco nas microfibras. Em seguida, a etapa laboratorial, que reuniu a amostragem, tratamento laboratorial, e a análise dos resultados obtidos permitiram estimar o impacto ambiental da lavagem doméstica dos têxteis. Por fim, a modelação ambiental permitiu averiguar quais são as áreas mais afetadas pela descarga dos poluentes em causa podendo futuramente ser aperfeiçoada para que seja utilizada como ferramenta de minimização e mitigação do risco ambiental.

## 2. Revisão da Literatura

### 2.1. Considerações gerais

No início do século XX, o primeiro plástico foi produzido, denominado por baquelite. Desde então as técnicas de manufatura foram otimizadas, resultando na produção em massa de plásticos a partir da década de 1940. A quantidade de plástico produzida cresceu rapidamente, sendo que em 2017 foram criados 8,3 milhares de milhões de toneladas desta classe de materiais (Geyer et al. 2017).

Na conjuntura atual, o plástico atingiu grande destaque enquanto matéria prima, tendo um alargado espetro de utilizações. No ano de 2017, a procura da indústria transformadora atingiu as 49,9 Mt, sendo o maior setor o das embalagens (39,9%), seguido dos setores da construção civil (19,7%) e automóvel (10%) (PlasticsEurope 2017).

O termo “plástico” é utilizado para representar um conjunto de materiais sintéticos poliméricos, constituídos por moléculas de grandes cadeias e pesos moleculares. Consistem em unidades idênticas (homopolímeros) ou sequências de unidades (copolímeros), repetidas, criadas a partir da polimerização de monómeros extraídos do petróleo ou de origem biológica (Cole et al. 2011). Podem ser separados em duas categorias, termoplásticos e termofixos. Os termoplásticos, quando aquecidos, podem ser moldados ou plasticamente deformados repetidamente. Plásticos do tipo polietileno, PET, PVC e poliestireno fazem parte deste grupo. Os termofixos tem como características o facto de uma vez solidificados, não é possível moldá-los novamente, tal como o poliuretano e resinas epoxy (United Nations Environment Programme 2016).

Com o aumento do uso dos materiais plásticos existe, conseqüentemente, o aumento dos resíduos plásticos nos oceanos, pois quanto maior for a utilização, maior será a quantidade descartada como resíduo. A possibilidade de perturbação dos ecossistemas tem conseqüências, também, a nível económico. Assim, surge a necessidade de conhecer o comportamento deste tipo de partículas.

A grande maioria dos monómeros utilizados para produzir plásticos, como o etileno e o propileno, são derivados de hidrocarbonetos fósseis. As vantagens de utilizar plástico em detrimento de materiais tradicionais como pedra, madeira, cimento ou metal prendem-se, principalmente com a sua durabilidade, o que a longo prazo traz problemas em relação a persistência. Nenhum dos plásticos comumente usados é biodegradável. Como resultado, acumulam, em vez de se decompor, em aterros sanitários ou no ambiente natural. A única maneira de eliminar permanentemente resíduos de plástico é por tratamento térmico destrutivo, como a incineração ou a pirólise. Assim, a contaminação quase permanente do ambiente natural com resíduos plásticos é uma preocupação crescente (Geyer et al. 2017). Uma vez que se encontra em meio marinho, o plástico nunca se biodegrada completamente, decompondo-se, em vez, em pedaços cada vez menores, até ser apelidado de "microplástico". Este processo leva entre 10 a 600 anos em função do tipo de plástico (U.S. National Park Service sem data).

## **2.2. Definição do termo “microplástico”**

Na segunda metade do século XX surgem as primeiras referências a pequenos detritos em meio marinho, com destaque para o Mar de Sargaço (Atlântico Norte), em que foram identificados vários tipos de plástico, com concentração na ordem das 3500 partículas/km<sup>2</sup> (Carpenter et al. 1972; Carpenter e Smith 1972) e para a costa leste dos EUA, em que a concentração variou entre as 60,6 a 5465,7 partículas/km<sup>2</sup> (Colton et al. 1976). Também foram identificados pequenos plásticos no sistema digestivo de aves marinhas (Harper e Fowler 1987).

A primeira referência ao termo “microplástico” surgiu com a descrição da variação de 491 partículas/m, em 1984, para 678 partículas/m, em 1989, numa praia sul-africana (Ryan e Moloney 1990).

Do conjunto dos detritos marinhos de origem antropogénica, os microplásticos são partículas plásticas de menor dimensão (Hoellein et al. 2014). Não existe consenso acerca da gama de valores a que se atribui o título de microplástico, com fontes a reportar dimensões inferiores a 1 mm (Browne et al. 2007) ou 5 mm, sendo este último a definição mais comum (Arthur et al. 2009). São materiais que se encontram na fase sólida, insolúveis em água, sintéticos e não degradáveis. (Leslie 2014)

## **2.3. Origem**

O mercado mundial dos plásticos produz inúmeros tipos diferentes de plásticos. Contudo, o domínio prende-se com seis categorias, polietileno, polipropileno, PVC, poliestireno, poliuretano e PET (PlasticsEurope 2017).

Os plásticos sintetizam-se a partir de combustíveis fósseis, e, mais recentemente, a partir de biomassa. É de notar que a origem biológica não torna o plástico produzido biodegradável. Aliás, os plásticos de origem biológica, como bio-polietileno ou bio-PET, são geradas de forma a que sejam semelhantes, em termos de características, às formas convencionais (Alison et al. 2015).

Quanto aos microplásticos, estes podem ser classificados em dois grupos, primários e secundários, em função de serem intencionalmente produzidos em pequenas dimensões, ou de resultarem da degradação de plásticos de maiores dimensões (Wright et al. 2013). Esta classificação é uma ferramenta importante para identificar as potenciais fontes de partículas plásticas e, possivelmente, implementar medidas de mitigação para que se reduza o seu impacto no ambiente (Alison et al. 2015).

### **2.3.1. Microplásticos de origem primária**

Consideram-se de origem primária os microplásticos que foram produzidos intencionalmente com dimensão inferior a 5 mm. Podem ser utilizados como matéria-prima, ou utilizados na mesma forma em que foram produzidos (Amaral-Zettler et al. 2016).

## **PRODUTOS DE CUIDADO PESSOAL**

São produtos de higiene e de cuidado pessoal os produtos que estejam ao alcance do consumidor e que tenham como objetivo a utilização no corpo humano (excluindo ingestão) (Daughton e Ternes 1999). São concebidos para, após a utilização, serem rejeitados para as águas residuais. Na sua constituição encontram-se pequenas partículas plásticas abrasivas, do tipo PE (polietileno), PMMA (acrílico), PTFE (Teflon®), PP (polipropileno), poliamida (Nylon) e PET (polietileno), com diâmetros entre os 0,001 a 0,8 mm (Sundt et al. 2014). Estas partículas podem ser encontradas numa vasta gama de produtos, como maquiagem, exfoliantes, cremes, espuma de barbear, produtos de puericultura, e repelentes de insetos (Leslie 2014).

A lavagem dos produtos é a via de entrada dos microplásticos nas águas residuais. As descargas dos efluentes das ETAR nos meios recetores permitem a entrada destes poluentes nos ecossistemas aquáticos, sendo estes transportados para a zona costeira por ação das correntes. Não existem dados acerca dos fatores de emissão de microplásticos por via dos produtos de cuidado pessoal. No entanto, as estimativas atuais são de 1 g *per capita/ano*, nos EUA (Gouin et al. 2011), e 8 g *per capita/ano*, na Europa.

A tendência atual é substituir estes poluentes presentes nos produtos de cuidado pessoal, optando por alternativas minerais (sílica, pedra-pomes), vegetais (sementes e cascas trituradas), polissacáridos (açúcar) ou derivados de ácido láctico (Amec Foster Wheeler Environment & Infrastructure UK Limited 2017; Sundt et al. 2014).

## **PRODUTOS DE USO COMERCIAL E INDUSTRIAL**

Na indústria, os microplásticos tem várias utilizações. Podem ser utilizados como vetores de decapagem mecânica, limpeza de aeronaves ou peças mecânicas, com a agravante de, no fim de vida, se não forem propriamente descartados, podem ser fonte de metais pesados nos sistemas de drenagem. Em função dos materiais a remover, os plásticos utilizados podem ser do tipo PMMA, melamina, ureia-formaldeído e poli-amino-nylon, em partículas de diâmetros entre os 0,15 e os 2,5 mm (Magnusson et al. 2016).

Também existem plásticos utilizados como componentes abrasivos em sabonetes líquidos para remoção de sujidade, petróleo e gorduras. Não existem dados quantitativos relativos ao uso destes produtos (Gregory 1996; Miles et al. 2002).

Na indústria petrolífera e mineira, as partículas plásticas são utilizadas para reduzir a fricção no processo de extração (Skalle et al. 1999). Não existem, também, dados quantitativos que caracterizem o consumo nesta indústria.

## **PERDA NÃO INTENCIONAL AO LONGO DA CADEIA DE PRODUÇÃO**

A indústria dos plásticos utiliza na sua produção, ou plásticos reciclados ou pequenos *pellets* plásticos a fim de os transformar. Historicamente, os *pellets* constituem a maior percentagem de microplásticos nos oceanos sendo que, atualmente, a tendência é decrescente em cerca de 75% (Arp et al. 2011). São plásticos do tipo PS, PE, PVC, em partículas com dimensão de cerca de 1 mm com forma esférica ou discal (Sundt et al. 2014). A perda destes plásticos encontra-se documentada (Cole et al. 2011; Costa et al. 2010; Fotopoulou e Karapanagioti 2012; Llorca et al. 2014) e é consequência dos múltiplos processos da cadeia de produção dos plásticos. Não é apenas a etapa de produção que é responsável pela perda de *pellets*, já que se espera que a maior emissão aconteça durante a transferência e transporte dos mesmos (Magnusson et al. 2016).

Estima-se que a perda se encontre entre os 0,09 e 1% da produção total de plásticos (Cole e Sherrington 2016).

### **2.3.2. Microplásticos de origem secundária**

Os microplásticos de origem secundária englobam as partículas que resultam da fragmentação de itens plásticos de maiores dimensões, pelo tratamento de resíduos ou pelos fatores climáticos (Amaral-Zettler et al. 2016).

## **MICROPLÁSTICOS COMO SUBPRODUTO**

### **REVESTIMENTOS MARÍTIMOS**

Nas zonas costeiras, os estaleiros navais são origem de flocos plásticos que resultam da degradação das tintas que revestem os navios. Estas partículas foram encontradas nas zonas costeiras próximas dos estaleiros, sendo ainda possível associar a cor dos detritos à cor das embarcações em reparação (Frias et al. 2014; Song et al. 2014; Thompson et al. 2004; Vianello et al. 2013). Estes poluentes são do tipo *epoxy* ou poliuretano e têm dimensão variada. Durante o tempo de vida útil do revestimento, cerca de 12% é extravasado diretamente para o meio marinho (Sundt et al. 2014).

No fim de vida útil de um navio, durante o desmantelamento, geram-se partículas do tipo poliuretano, nylon, poliestireno, poliéster e lã de vidro. Este processo não se encontra legislado, sendo que em estaleiros estes poluentes são críticos, tendo-se aferido concentrações da ordem dos 81 mg de microplásticos por kg de sedimento (Jang et al. 2014).

### **REVESTIMENTOS DE EDIFÍCIOS**

À semelhança das embarcações, também os materiais de construção são revestidos por materiais poliméricos que, aquando da sua limpeza ou substituição, produzem poeira plástica (Jartun e Pettersen 2010). Um exemplo deste tipo de materiais são as tintas plásticas, constituídas por resinas poliméricas

que, pelos fatores meteorológicos ou pela remoção, originam pequenas lascas que podem ser escoadas pelos sistemas de drenagem convencionais (Marston sem data). Segundo dados da OCDE, cerca de 3% de todas as tintas utilizadas (Adachi e Tainosho 2004) são perdidas para o meio.

## **DESGASTE DE PRODUTOS PLÁSTICOS DURANTE O USO**

### **SETOR RESIDENCIAL**

No setor residencial podem encontrar-se polímeros sintéticos em inúmeros produtos e materiais. Os resíduos plásticos de pequenas dimensões, neste setor, provêm de tecidos sintéticos utilizados para vestuário e decoração, da descamação dos revestimentos interiores e dos enchimentos de poliuretano. São partículas do tipo poliamida, PS e acrílico, com dimensões entre os 0,01 a 0,1 mm, sob a forma de fibras ou flocos. Facilmente estes resíduos são rejeitados via águas residuais (Sundt et al. 2014).

As emissões de pó no setor residencial encontram-se reportadas entre 1 a 8 g/m<sup>2</sup> (Edwards et al. 1998; Schneider 2008), estimando que destes, 1 a 5% correspondam a fibras sintéticas e 15 a 40% a resíduos de construção e revestimento acrílico (Webster et al. 2009).

### **DESGASTE RODOVIÁRIO E EMISSÕES URBANAS**

Das partículas detetadas nos oceanos, é possível associar o transporte de uma fração significativa ao escoamento urbano, contendo resíduos de asfalto e pneus automóveis (Cornelissen et al. 2008; Zgheib et al. 2011). Para melhorar as propriedades do asfalto, é-lhe adicionada borracha de butadieno estireno (SBR) que, por abrasão tem tendência a soltar partículas. Também nas rodovias, as tintas que são utilizadas nas marcações são de origem plástica, originando também partículas a escoar (Adachi e Tainosho 2004). O gasto dos pneus e dos travões, não só é preocupante devido à matéria particulada que emite, usualmente SBR, mas também devido aos metais pesados, como por exemplo o zinco, e poluentes orgânicos. (H. ten Broeke, J. Hulskotte 2008)

O tempo de vida útil das marcações rodoviárias depende de variáveis como o clima, utilização da estrada e material utilizado. É, portanto, de dificuldade acrescida calcular o fator de emissão destas partículas, sendo que algumas fontes reportam a substituição completa a cada ano (Hirasawa et al. 2010).

Em relação aos pneus, o fator de emissão encontra-se na gama dos 0,1 g por veículo-quilómetro, para um automóvel de passageiros (Hirasawa et al. 2010).

### **SETOR COMERCIAL**

O setor comercial é semelhante ao setor residencial em termos de origem de microplásticos. No entanto, os plásticos podem encontrar-se em maior quantidade neste setor do que nas residências devido ao ambiente mais abrasivo. No caso de edifícios de escritórios, uma fonte de partículas plásticas são as impressoras de laser. O processo de impressão recorre a um polímero de estireno-acrilato, que é, em parte, perdido para o meio sob a forma de partículas de diâmetros entre os 2 a 10 µm.

## **PESCAS, AQUACULTURA E AGRICULTURA**

No setor agrícola, os microplásticos são gerados a partir do uso e desgaste dos filmes plásticos utilizados como cobertura de solo e para ensilagem. As emissões são críticas quando provêm de equipamento abandonado, que não foi adequadamente descartado e sofre a ação dos elementos (Sundt et al. 2014).

No setor das pescas e aquacultura, as fontes de fibras plásticas mais óbvias são os cabos e redes de pesca. São do tipo nylon, poliéster, polietileno e polipropileno e, quando não são substituídas atempadamente, desfazem-se em pequenas fibras (Jang et al. 2014).

## **MICROPLÁSTICOS RESULTANTES DO TRATAMENTO DE RESÍDUOS**

### **ATERROS**

As condições de temperatura, pH e a compactação física a que os resíduos estão sujeitos num aterro são aceleradores da degradação e abrasão dos plásticos. Estes detritos são arrastados junto com os lixiviados ou, alternativamente, arrastados por ação do vento. É de notar que muitos dos produtos referidos anteriormente são rejeitados para aterros. Este método não é o mais indicado para controlo de partículas plásticas, dada a facilidade de haver dispersão de microplásticos (Sundt et al. 2014).

### **RESÍDUOS ORGÂNICOS BIODEGRADÁVEIS**

O tratamento de resíduos indiferenciados tem como objetivo separar os resíduos orgânicos biodegradáveis dos restantes, com possibilidade de valorização dos últimos. Esta separação, no entanto, é falível. Estima-se que existam entre 0,5 a 0,9% de plásticos que não são separados (Magnusson et al. 2016).

### **RESÍDUOS ELETRÔNICOS E VEÍCULOS EM FIM DE VIDA**

A reciclagem dos resíduos elétricos e eletrônicos e dos veículos em fim de vida é feita por trituração, que origina poeira plástica, habitualmente contaminada com metais pesados e poluentes orgânicos persistentes. Se este material for descartado para aterros, a lixiviação, o transporte por meio do vento e a ação do clima introduzem microplásticos no meio aquático (Danon-Schaffer et al. 2013). Na Noruega foram encontrados poluentes orgânicos persistentes (POP) em concentrações significativas, a jusante de uma instalação de tratamento deste tipo de resíduos (Arp et al. 2011).

## **DEGRADAÇÃO DE MACROPLÁSTICOS**

Os resíduos plásticos que se encontram expostos à temperatura e radiação UV de origem solar veem as suas propriedades mecânicas alteradas (Pegram e Andrady 1989). A estrutura física das partículas é alterada, sendo criadas fissuras que a fragilizam (Cooper e Corcoran 2010). Ao longo deste processo, os plásticos perdem a cor, enfraquecem e quebram sob a ação mecânica do vento, ondulação, animais ou atividade humana. Espera-se que a degradação dos plásticos seja mais lenta nos oceanos do que nas zonas costeiras. Nas praias, a maior incidência de radiação UV e abrasão mecânica acelera o desgaste. Nos sedimentos e na zona afótica, a taxa de degradação é mínima (Alison et al. 2015).

## **BIOPLÁSTICOS E PLÁSTICOS OXO-DEGRADÁVEIS**

Os plásticos podem dividir-se em várias categorias em relação à sua origem (fóssil ou biológica) e à sua biodegradabilidade. Plásticos de origem biológica são compostos por polímeros de origem biológica, por oposição aos plásticos de origem fóssil. Por sua vez, plásticos biodegradáveis são decompostos por microrganismos. Os plásticos convencionais não são biodegradáveis, embora sejam, por vezes, erroneamente definidos como tal. A definição correta seria “plásticos oxo-degradáveis” pois contêm aditivos que, por ação da radiação solar ou da temperatura, se degradam em partículas de pequenas dimensões, ou seja, microplásticos, ao contrário dos biodegradáveis, que são decompostos biologicamente. Ou seja, dada a reduzida razão entre a quantidade de plásticos biodegradáveis existentes e os não biodegradáveis, como indicado na Figura 2.1 considera-se que os últimos muito mais relevantes no paradigma atual (Sundt et al. 2014).

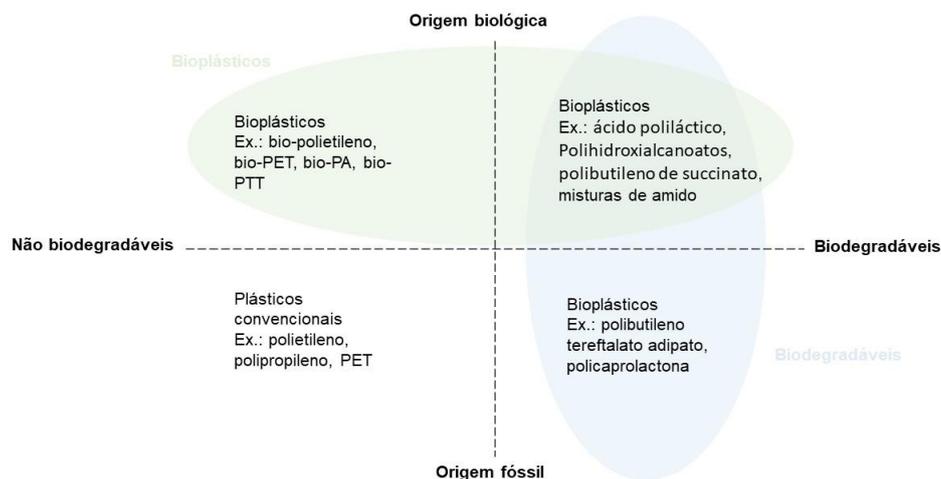


Figura 2.1 – Relação entre a origem dos plásticos e a biodegradabilidade (adaptado de Sundt et al. 2014)

### **2.3.3. Transporte de microplásticos para os oceanos**

#### **RIOS**

A contaminação por microplásticos nos rios encontra-se reportada (Tabela A.2, na secção Anexos), sendo admitido que a concentração nos oceanos seja idêntica à concentração nos corpos de água doce (Dris et al. 2015). Os detritos plásticos de pequenas dimensões são introduzidos nos sistemas aquáticos via escoamento direto, via escoamento de águas pluviais, ou então pelo efluente das ETAR. Estas partículas são, portanto, transportadas para jusante, até atingirem os oceanos (Amaral-Zettler et al. 2016).

#### **LINHA DE COSTA**

Nas zonas costeiras, a má gestão de resíduos plásticos facilita a sua entrada nos ecossistemas marinhos. São considerados mal geridos os resíduos que são rejeitados de forma inadequada, ou seja, que não são tratados de forma correta. Estes resíduos podem ser transportados para o oceano através dos cursos de água, descarregamento de águas residuais, vento e marés. Estima-se que a quantidade de resíduos plásticos que atinja o oceano possa chegar às 3,53 toneladas métricas por ano, em países como a China (Jambeck et al. 2015). Eventos meteorológicos extremos, do tipo tempestades e *tsunamis*, são também considerados como fonte de resíduos plásticos de origem costeira (Amaral-Zettler et al. 2016).

## **OCEANOS**

Os resíduos plásticos de origem marítima provêm de embarcações e plataformas oceânicas, devido a perdas acidentais, rejeição indiscriminada ou descargas ilegais (Sheavly 2004).

## **ATMOSFERA**

A atmosfera é uma via de transporte através da qual os materiais plásticos podem ser transportados dos continentes para os oceanos. Dada a baixa densidade de alguns plásticos estes podem, facilmente, ser transportados por ação do vento, sendo dispersos por áreas alargadas e, possivelmente, depositados em meios aquáticos (Amaral-Zettler et al. 2016).

### **2.4. Distribuição e destino ambiental**

O transporte dos objetos flutuantes nos oceanos depende do sistema de correntes marítimas superficiais que o domina. Por sua vez, as correntes marítimas são uma função dos ventos, da força de *Coriolis* resultante da rotação da Terra, das densidades variáveis, dependentes da temperatura e salinidade.

Os oceanos podem ser divididos em cinco compartimentos. Linha de costa, superfície, coluna de água, fundo oceânico e biota. Os plásticos encontram-se presentes em todos os compartimentos, existindo transporte dentro e entre os mesmos. Os plásticos flutuantes (*Tabela A.1*) têm tendência a permanecer nas camadas superficiais, exceto em casos de alteração de densidade pela fixação de organismos. Nas camadas inferiores e nas zonas costeiras, esperam-se os plásticos mais densos (*Tabela A.1*). No biota, podem encontrar-se todos os tipos de plásticos (United Nations Environment Programme 2016).

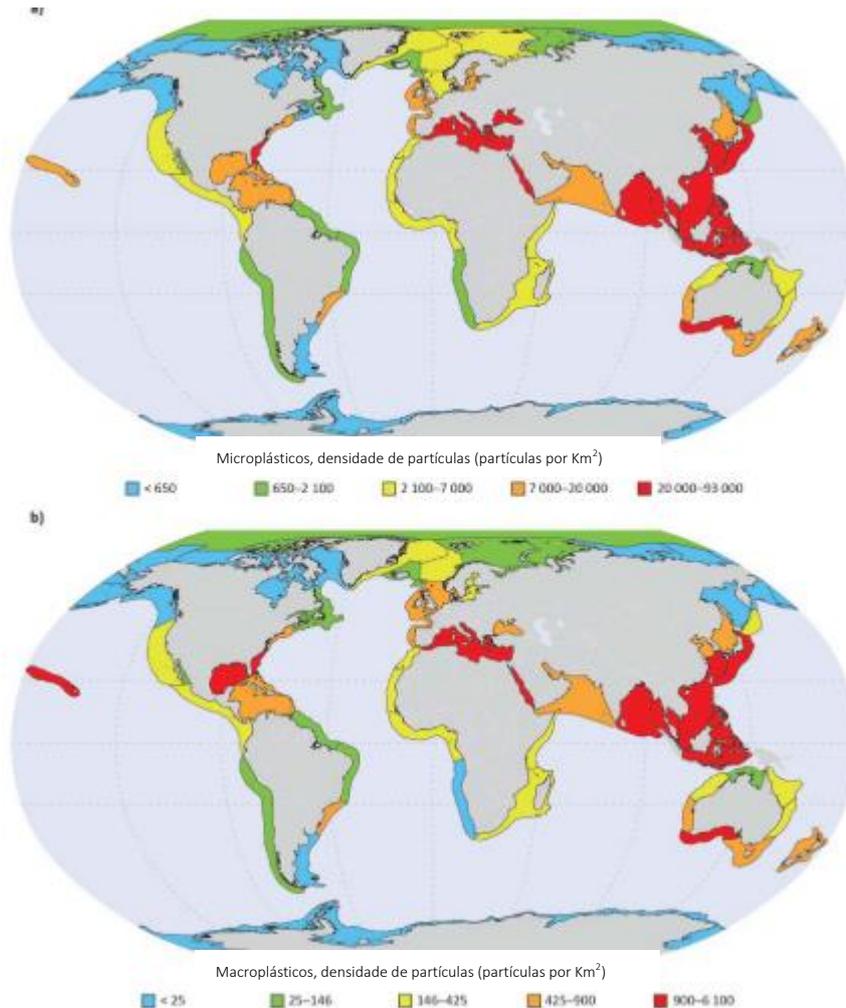
Na literatura, encontra-se amplamente documentada a abundância de microplásticos nos meios recetores. Na *Figura 2.2* encontra-se representada a distribuição global de micro e macroplásticos.

Os microplásticos encontrados nas zonas costeiras são uma mistura de resíduos locais e material transportado pelo vento, ondulação e ação das correntes, com destaque para a grande frequência nas zonas urbanas costeiras e rotas de transporte marítimo. Nas águas costeiras, as concentrações de plásticos são igualmente elevadas, onde, além de serem um meio recetor de plásticos de origem terrestre, concentram também os resíduos de atividades marinhas como a pesca, aquacultura e o

transporte de mercadorias. É de notar que, a junção dos fatores densidades populacionais costeiras elevadas e gestão de resíduos inadequada, resulta na concentração de plásticos flutuantes na costa.

Para além das zonas costeiras, encontra-se também uma elevada densidade de plásticos flutuantes nos oceanos. Estes são transportados por ação do vento e das correntes marítimas a distâncias longas. A hidrodinâmica dos oceanos facilita a sua acumulação e permanência em zonas de correntes mais lentas, nomeados giros. Um exemplo deste fenómeno é a “Ilha de Lixo do Pacífico”, conhecida do grande público (United Nations Environment Programme 2016). Nas tabelas *Tabela A.4* a *Tabela A.6* estão reunidos alguns estudos sobre a abundância de microplásticos flutuantes.

Em sedimentos, à semelhança das águas superficiais, existem também acumulação de microplásticos. Contudo, foi demonstrado que a composição média é diferente, com maior concentração de fibras em profundidade que à superfície da coluna de água. Os sedimentos são considerados sumidouros de microplásticos (Woodall et al. 2015). A sedimentação e acumulação de plásticos dependem do relevo oceânico, sendo esta favorecida em canhões e outras zonas mais profundas, para além do tamanho e da densidade das partículas plásticas. Também fatores ambientais como profundidade e as correntes influenciam a sedimentação (Pham et al. 2014). Nas *Tabela A.2* e *Tabela A.3* (Anexos) reúnem-se algumas concentrações de microplásticos em sedimentos apresentados na literatura.



*Figura 2.2 – Distribuição global de microplásticos (em cima) e de macroplásticos (em baixo). (United Nations Environment Programme 2016).*

Os organismos são um reservatório de microplásticos dadas as interações entre eles e o meio, que, tal como descrito anteriormente, se encontra contaminado. No entanto, a relação entre os organismos e os plásticos é preocupante pelos impactos que estes causam. Os problemas da presença de microplásticos em organismos serão abordados em 2.5.

## 2.5. Impactes

Tal como referido anteriormente, encontra-se estabelecido que os microplásticos se encontram distribuídos por todo o meio aquático, o que tem efeitos adversos em vários setores. Seguidamente apresenta-se um breve resumo dos principais impactos a nível ecológico e socioeconómico.

### **2.5.1. Ecológicos**

A exposição dos microrganismos aos polímeros sintéticos de pequenas dimensões é feita por diversas vias. Os microplásticos podem aderir ao corpo dos organismos, absorvidos, introduzidos pelas guelras durante a respiração e, por fim, por ingestão, direta ou indireta. A primeira consiste em consumir os plásticos diretamente dada a sua semelhança com presas. A segunda refere-se ao consumo de plásticos pela ingestão de outros organismos já contaminados.

Em ambiente marinho, os microplásticos contêm contaminantes de duas origens. Uma, consiste nos aditivos, monómeros e subprodutos contidos nos plásticos. Outra, resulta dos compostos hidrofóbicos e metais adsorvidos, que provém do meio aquático.

Muitos organismos têm a capacidade de translocar os plásticos assimilados para diferentes estruturas celulares que, devido ao longo tempo de residência, por libertação crónica química, afetam tecidos e localizações diferentes do contacto com água e alimento (Alison et al. 2015). Os metais têm tendência a adsorver em partículas envelhecidas embora em concentrações muito reduzidas. Podem ser lixiviados para o meio aquático ou libertados sob as condições acídicas do sistema digestivo de organismos (Adachi e Tainosho 2004).

Os polímeros de pequenas dimensões funcionam como hospedeiros de conjuntos de microrganismos, criando um habitat que difere do ambiente marítimo que o envolve e que tem a possibilidade de ser transportado a longas distâncias (Zettler, Erik R.; Mincer, Tracy J.; Amaral-Zettler 2013). A disponibilidade de microplásticos oferece possibilidade de colonização em ambiente que não é propício a tal. Na superfície das partículas desenvolve-se biofilme, que envolve uma camada diversificada de microrganismos, incluindo patogénicos, e incentiva a colonização por organismos de maiores dimensões.

### **2.5.2. Socioeconómicos**

Os impactes socioeconómicos da existência de plásticos nos oceanos aumentam com a maior quantidade desse material nos oceanos.

A acumulação de partículas pode ter consequências na saúde humana. Encontra-se reportada (Neves et al. 2015) a presença de polímeros sintéticos em espécies comerciais, que são ingeridos pelos humanos através da sua dieta. Estima-se que na Europa, os consumidores de marisco sejam expostos a 11 000 partículas por ano. No setor das pescas e aquacultura, a contaminação do pescado tem um impacte negativo, pelas perdas que existem devido à falta de segurança alimentar (United Nations Environment Programme 2016).

Muitos dos aditivos utilizados no fabrico dos plásticos têm efeitos tóxicos, e tem impactes na saúde humana, sendo particularmente preocupantes os que interferem com o desenvolvimento neurológico e o sistema endócrino (United Nations Environment Programme 2016). Nas *Tabela A.8* e *Tabela A.9* (Anexos) reúnem-se alguns estudos acerca do efeito dos microplásticos em mamíferos e na saúde humana, e na *Tabela A.7* (Anexos), os aditivos mais utilizados e as consequências.

## 2.6. Mitigação

Os impactes económicos centram-se, maioritariamente, nos custos associados às ações de limpeza e de alteração de hábitos de consumo. É devido aos consumidores que existe introdução de microplásticos em meio aquático, que optam por produtos com os ditos na sua composição.

Existem vários métodos para a prevenção da emissão de plásticos. Da perspetiva dos órgãos legisladores, as atividades geradoras de resíduos, ou os produtos plásticos de uso único podem ser desencorajados por via de instrumentos económicos do tipo taxas ou impostos (Oosterhuis et al. 2014). Por sua vez, esta medida gera rendimentos que podem ser aplicados no controlo da poluição. No caso de produtos críticos (plásticos de utilização única), podem ser impostas proibições que restrinjam o seu uso.

Campanhas de alerta para a população geral são, também, uma forma de criar consciência ambiental nos cidadãos e alterar hábitos prejudiciais.

Além das medidas de prevenção supramencionadas, aplicam-se também medidas de mitigação. Estas são feitas através de ações de limpeza, de carácter voluntário ou não. Este tipo de eventos pode trazer impactes sociais positivos na medida em que, enquanto se remove uma quantidade reduzida de plásticos dos ecossistemas, cria-se consciência nos *stakeholders* das consequências da poluição plástica e da necessidade de a evitar (Amaral-Zettler et al. 2016).

### 2.6.1. Economia circular

O plástico é um recurso de elevada longevidade e com valor económico. Portanto, o conceito de economia circular é aplicável ao seu ciclo de vida, encorajando a reutilização, reparação e reciclagem de forma a reduzir a quantidade rejeitada e manter o valor económico. Na *Figura 2.3* representa-se a hierarquia de preferência de gestão de resíduos plásticos.



*Figura 2.3 – Hierarquia para a gestão de resíduos marinhos (adaptado de Amaral-Zettler et al. 2016)*

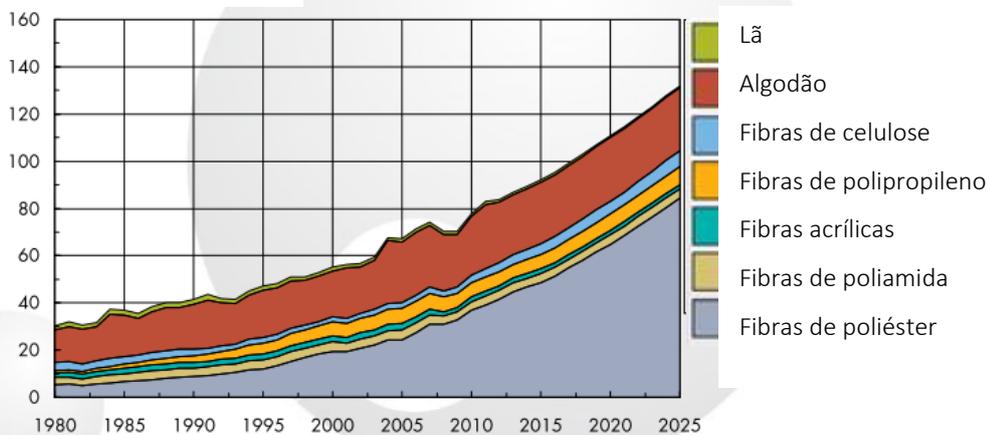
## 2.7. Microfibras como âmbito deste estudo

A indústria têxtil é considerada uma das mais poluentes. A utilização de materiais perigosos, o elevado consumo de energia e água, a geração de resíduos, o transporte e as embalagens não biodegradáveis contribuem para o elevado consumo de recursos ao longo do ciclo de vida dos têxteis (Bruce et al. 2017). Associado ao aumento da produção de plásticos, encontra-se o aumento da concentração de fibras sintéticas em meio aquático (Thompson et al. 2004), sendo que a sua distribuição é global. A *Figura 2.4* representa a produção mundial de fibras entre 1980 e 2025.

APIC 2014

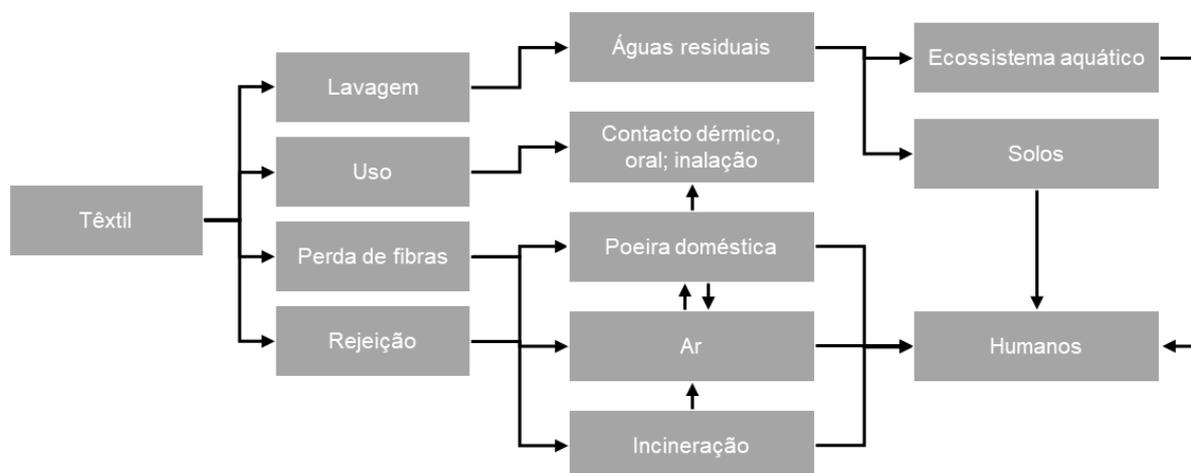
### PRODUÇÃO MUNDIAL DE FIBRAS 1980-2025

Milhões de toneladas (t)



*Figura 2.4 - Produção mundial de fibras entre 1980 e 2025 (adaptado de Qin 2014)*

A presença de aditivos em elevadas concentrações nos têxteis transformados são um potencial risco para a saúde humana e ecotoxicidade, pelo contacto direto ou libertação química durante a lavagem. Na *Figura 2.5* representam-se as vias de libertação química e os seus sumidouros nos têxteis.



*Figura 2.5 – Vias de libertação química de têxteis (adaptado de Bruce et al. 2017)*

Em países com infraestrutura de drenagem de águas residuais, o efluente gerado pelas máquinas de lavagem de roupa é conduzido às estações de tratamento de águas residuais, onde é tratado e descarregado nos meios recetores aquáticos. Tendo em conta o caudal médio diário, estima-se que afluam às ETAR entre 550 milhões a 440 milhares de milhão de fibras por dia (Bruce et al. 2017). Assim, a qualidade do tratamento das águas residuais é condicionante da quantidade de fibras que são libertadas para o meio aquático. A maioria das microfibras é removida durante o tratamento primário, na decantação primária e tratamento mecânico, sendo que quanto menores as fibras, menos eficiente será o tratamento. O contributo do tratamento secundário é pouco significativo (HELCOM 2014; Talvitie et al. 2015). Comparando a concentração de fibras no afluente e efluente, a eficiência de remoção varia entre 65 e 99,9%. Embora as eficiências de remoção sejam elevadas, dado os grandes volumes tratados, a quantidade final de fibras sintéticas que chegam aos meios recetores é preocupante. Mesmo que a remoção fosse total, existiria o risco de as microfibras atingirem o ambiente por via das lamas biológicas das ETAR, que frequentemente têm valor comercial ou de transformação (Bruce et al. 2017)

Na literatura é sugerido que uma peça têxtil liberta mais de 1900 fibras por lavagem, o que equivale a mais de 100 fibras por litro de efluente de lavagem, sendo que os têxteis sintéticos emitem cerca de 180% mais fibras que os têxteis de origem natural. Sendo assim, considera-se que as máquinas de lavagem de roupa são vias de entrada de fibras plásticas nos meios aquáticos. As fibras sintéticas afluentes às ETAR são predominantemente do tipo poliéster, acrílico e poliamida (Browne et al. 2011).

A quantidade de fibras libertadas por um têxtil durante a lavagem depende de alguns fatores (MERMAIDS Consortium 2017). Em primeiro lugar, a natureza do tecido, segundo os seguintes pontos.

- Comprimento: quanto menor o comprimento, mais fácil será a migração das fibras para a superfície do têxtil, aumentando a sua pilosidade e agregação e, conseqüentemente, a sua libertação;
- Torção do fio: a resistência e a elasticidade do fio aumentam com a torção, sendo que com maior torção, se obtém fios mais compactos;
- Gramagem: a quantidade de fibras libertadas aumentará com a gramagem, dado existirem mais fibras por secção;
- Produtos auxiliares de origem química: oferecem proteção contra a abrasão ou reduzem o coeficiente de fricção (fibra-fibra ou fibra-detergente) durante a lavagem.

A concentração de microplásticos no efluente descarregado para o meio recetor varia sazonalmente e ao longo do dia, além de dependerem de fatores operacionais das ETAR, tais como os processos de tratamento e a população servida (Lares et al. 2018; Mason et al. 2016; Michielssen et al. 2016; Ziajahromi et al. 2017).

Existem estudos que indicam que o tratamento primário e secundário removem a maioria das partículas plásticas de pequenas dimensões (Carr et al. 2016; Lares et al. 2018; Murphy et al. 2016; Talvitie et al. 2015, 2017). No entanto, sendo estes estudos limitados à quantificação de microplásticos na água residual e nas lamas das mesmas ETAR, não é conhecido se a diminuição do número de partículas se

deve à sua degradação em partículas não observáveis pelos meios de detecção atuais ou se são separadas para a fração sólida do processo (Michielssen et al. 2016).

Os detergentes e as condições de lavagem são também fatores influenciadores, sendo que os detergentes em pó, pH elevado durante a lavagem e agentes oxidantes em pó favorecem a libertação de fibras. Já os amaciadores e detergentes para têxteis delicados têm o efeito contrário. As condições de lavagem, tais como a temperatura elevada, tempo de lavagem longo e a forte ação mecânica resultam na maior libertação de fibras.

## **2.8. Modelação hidrodinâmica**

Com a melhoria dos sistemas computacionais, a modelação numérica é cada vez mais uma ferramenta viável para a investigação, planeamento e monitorização ambiental. A modelação hidrodinâmica e dos processos de transporte permite simular o comportamento de uma massa de água numa zona em causa (Braunschweig et al. 2002).

Existem vários modelos hidrodinâmicos, sendo que neste estudo será utilizado o MOHID Water, já aplicado a diversos estuários portugueses (Braunschweig et al. 2003; Malhadas et al. 2010; Saraiva et al. 2007). Este modelo é do tipo numérico e permite a modelação de um corpo de água nas três dimensões. Os modelos de três dimensões são uma melhor aproximação à área em estudo, sendo indispensável reproduzir os gradientes de densidade ao longo da coluna de água.

Os resultados obtidos em zonas costeiras são consequência de complexos processos físicos, químicos e biológicos, e da interação entre eles, com pequenas escalas de variabilidade espacial e temporal que tornam difícil a sua descrição baseada exclusivamente em dados de campo, discretos no espaço e no tempo. A utilização de modelos que proporcionam resultados com uma maior resolução espacial e temporal pode ajudar a esclarecer a variabilidade de alguns dos parâmetros que caracterizam estas áreas (de Pablo et al. 2013).

### 3. Método

#### 3.1. Amostragem

Os ensaios de lavagem foram conduzidos em ambiente doméstico. As peças utilizadas formam um conjunto de roupas comuns, de todo o tipo, de várias composições e cores. Optou-se por este método de forma a simular os hábitos do cidadão comum e estimar a emissão de partículas plásticas de pequenas dimensões durante o cuidado com o vestuário. As peças estudadas têm composições variadas, sendo compostas por fibras naturais, como o algodão, por fibras sintéticas do tipo poliéster, poliamida, acrílico, elastano e viscose, ou pela mistura de qualquer uma.

As peças de roupa foram lavadas em conjuntos, num total de 10 lavagens. A máquina utilizada é da marca BOSCH, modelo WAQ2448XEE/10. A máquina foi programada para o programa “Algodão”, a temperatura 30 °C e 1000 rotações por minuto. O tempo de lavagem é calculado pela máquina de lavar, em função do peso da carga introduzida. A água utilizada foi fornecida pela rede de abastecimento SIMAR Loures|Odivelas.

As peças têxteis foram separadas em função da sua cor, em dois grupos, “claros” e “escuros”. Selecionou-se o conjunto a utilizar em cada ciclo de lavagem, medindo a massa de cada peça, registando a cor e a composição do tecido. O conjunto caracterizado foi introduzido na máquina de lavagem de têxteis, tendo sido programada com as definições referidas anteriormente. A conduta de água residual foi desligada do sistema de drenagem doméstico, e ligada a um recipiente de polietileno com volume de 120 L (Figura 3.1). O volume de água residual estimado para o programa em questão é 68 L (Bosch 2013). Da totalidade da água de lavagem recolhida, após a finalização do ciclo de lavagem, agitou-se a mistura, e retirou-se 5 a 7 L para um recipiente de PET. Dado que os recipientes de recolha são também produzidos em plástico, antes de cada recolha de amostras foram lavados com água proveniente da rede de abastecimento. Na Figura 3.2 apresenta-se duas amostras, uma representativa de uma lavagem de têxteis claros, e outra de escuros.



Figura 3.1 – Montagem das lavagens.



Figura 3.2 – Amostra de um conjunto claro (esquerda) e conjunto escuro (direita)

### 3.2. Determinação de sólidos suspensos totais e voláteis

Para cada amostra foi determinada a concentração de sólidos suspensos totais e voláteis de acordo com *Standard Methods* (Standard Methods 1995). Foram utilizados filtros de fibra de vidro de grau 693, de malha 1,2 µm (ref. VWR:516-0872).

Em primeiro lugar, cada filtro foi lavado com água destilada, disposto em discos metálicos identificados e colocados durante 60 minutos numa mufla a 550 °C. Após a secagem, registou-se o peso de cada filtro ( $m_0$ ).

A determinação dos sólidos suspensos totais é feita filtrando um volume conhecido de amostra ( $V_{filtrado}$ ) através de cada um dos filtros referidos anteriormente e secando a 105 °C no analisador de humidade (MBT 163 L), até que se verificasse uma variação em peso inferior a 0,01%. Após a secagem, cada filtro foi novamente pesado, obtendo-se  $m_1$ . A concentração em SST (mg/L) foi obtida segundo a Equação 3.1.

$$SST (mg/L) = \frac{m_1(g) - m_0(g)}{V_{filtrado}(L)} \times 1000 (mg/g) \quad \text{Equação 3.1}$$

Para calcular a concentração em SSV, os filtros utilizados no cálculo de SSV foram introduzidos numa mufla a 550°C, onde permaneceram durante 60 minutos. Após serem retirados, foram novamente pesados, obtendo -se  $m_2$ . A concentração em SSV (mg/L) foi obtida segundo a Equação 3.2.

$$SSV (mg/L) = \frac{m_2(g) - m_1(g)}{V_{filtrado}(L)} \times 1000 (mg/g) \quad \text{Equação 3.2}$$

### **3.3. Processamento das amostras**

Dada a não existência de um método standard para a análise microfibras plásticas em águas residuais, foram feitos vários ensaios com o intuito de otimizar o processo e minimizar o erro.

A escolha do filtro foi o primeiro passo. Recorrendo ao material já existente em laboratório, ensaiou-se com filtros de 200  $\mu\text{m}$  e de 1,2  $\mu\text{m}$ . Percebeu-se que a malha do filtro de 200  $\mu\text{m}$  era demasiado aberta para a retenção eficaz das fibras em causa. Por sua vez, o filtro de malha 1,2  $\mu\text{m}$  também não foi adequado por vários motivos. A malha, contrariamente ao filtro anterior, era demasiado apertada para a filtração adequada da amostra, retendo não só fibras, como também outras partículas sem interesse para o trabalho em questão. Assim, para uma visualização eficaz das partículas com interesse, seria necessária uma diluição elevada, o que introduziria desnecessariamente erro na medição. A constituição do filtro também condicionou a sua utilização. Sendo este de fibra de vidro, conduziu a uma leitura difícil e falaciosa das fibras retidas, pela semelhança com as fibras constituintes do filtro. Como nenhum destes filtros era adequado, optou-se por filtros de membrana de nitrocelulose de malha 12  $\mu\text{m}$  (ref. WHA10400012).

Foram realizados diversos ensaios preliminares, onde se procedeu à filtração de 20 ml de amostra, tendo-se observado um número de microfibras superior a 100 partículas por amostra, o que corresponde a uma concentração superior a 5000 partículas/L. A elevada concentração presente em cada amostra dificulta a sua contagem precisa, tendo-se igualmente observado que o elevado teor de matéria em suspensão poderia cobrir alguns microplásticos, tendo-se optado por diluir as amostras.

Em laboratório diluiu-se cada amostra na razão de 1:10, de forma a obter uma amostra diluída com volume total de 200 mL. A filtração foi feita sob vácuo, utilizando filtros de membrana de nitrocelulose de malha 12  $\mu\text{m}$  (ref. WHA10400012).

Cada amostra total foi dividida por oito filtros, sendo que, a cada um, corresponde 25 mL da amostra diluída total. Antes do início de cada filtração, os filtros, após serem introduzidos no sistema de filtração, foram divididos em quadrantes com uma agulha. Após a filtração, cada filtro foi individualmente guardado em caixas de Petri.

Na Figura 3.3 apresenta-se uma representação esquemática do procedimento utilizado.

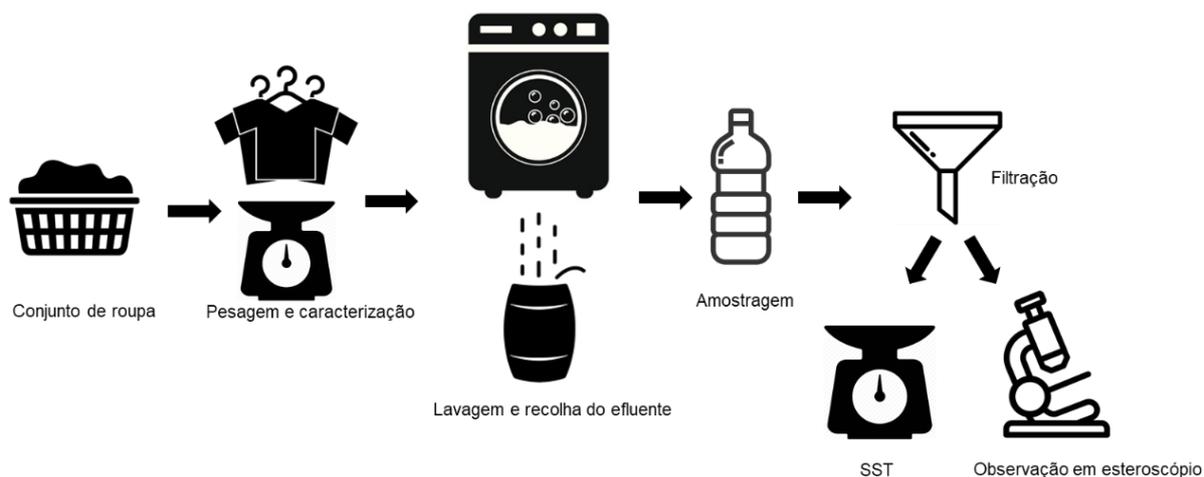


Figura 3.3 – Protocolo laboratorial esquematizado

### 3.4. Contagem de fibras

Do processamento das amostras descrito em 3.3 resultaram 80 filtros provenientes das 10 amostras, ou seja, 8 filtros por cada amostra. Sendo que cada filtro foi previamente dividido em quadrantes, a contagem das fibras fez-se apenas no quadrante selecionado. Escolheu-se aleatoriamente o primeiro, sendo a contagem feita no sentido dos ponteiros do relógio e aplicada sucessivamente a cada filtro. Ou seja, no primeiro filtro de uma amostra, a contagem foi feita no primeiro quadrante, no segundo filtro, no segundo quadrante e assim em diante.

Após a definição do quadrante, cada filtro foi varrido recorrendo a um estereoscópio (Leica S9i), sendo fotografado na totalidade, à exceção das zonas onde apenas se identificava o filtro de membrana. No total, resultaram 3272 fotografias.

Cada fotografia foi analisada individualmente. Em cada uma procurou contar-se o número de fibras, e caracterizá-las. Para tal, estabeleceram-se três parâmetros de interesse. Dimensão, onde se agrupou as fibras em função do seu comprimento, dividindo-as em três classes, 50 a 100  $\mu\text{m}$ , 100 a 500  $\mu\text{m}$  e maiores de 500  $\mu\text{m}$ . Cor, em função da cor que aparentavam. E, por fim, aspeto, no qual, visualmente se tentou distinguir entre fibras de origem natural e fibras de origem sintética, tendo em conta algumas características descritas na literatura. Longitudinalmente, uma fibra de algodão apresenta estrutura achatada, com tendência a enrolar em intervalos ao longo do comprimento da fibra. Frequentemente apresentam as extremidades desfiadas (Canadian Conservation Institute 2010). Contrariamente, as fibras de origem sintéticas são de estrutura cilíndrica de diâmetro uniforme e apresentam brilho intenso (IPMA 2018). Na *Figura 3.4* observa-se o aspeto microscópico de diferentes fibras têxteis.



*Figura 3.4 - Aspeto microscópico de diferentes fibras têxteis (da esquerda para a direita: lã áspera, lã fina, lã de alpaca, caxemira, seda, linho, algodão e poliéster)*

### **3.5. Controlo da contaminação e minimização do erro**

Para garantir a qualidade da amostra e dos resultados, e minimizar o erro, ao longo de todo o procedimento laboratorial foram tomadas medidas de prevenção da contaminação.

Para a recolha das amostras, o controlo da contaminação consistiu em evitar a transferência de partículas entre amostras. A totalidade do efluente de cada lavagem foi recolhido num recipiente de polietileno que, antes de cada lavagem, foi cuidadosamente lavado de forma a reduzir a contaminação atmosférica e a eliminar os resíduos da lavagem anterior. Os recipientes de recolha das amostras consistiam em garrações de água para consumo humano que, dado os parâmetros de qualidade exigidos para tal, assumiu-se que a concentração em sólidos totais era negligenciável. No entanto, foram também lavados com água corrente. A homogeneização foi feita com uma vareta de madeira, portanto não foi fonte de contaminação.

A filtração das amostras foi feita numa câmara de fluxo laminar para evitar a contaminação atmosférica. Utilizou-se material de vidro e metálico, tendo sido lavado com água milliQ antes do início da filtração da amostra, entre cada um dos oito filtros da amostra e no final. Antes do término da filtração, o copo de filtração e a proveta utilizada para transferir o volume a filtrar para o mesmo foram lavados de forma a libertar as fibras aderidas às paredes dos mesmos. Foram também feitas filtrações de controlo, com água milliQ, com o mesmo volume utilizado por filtro de amostra, ou seja, 25 mL.

Durante a obtenção das fotografias, o controlo da contaminação foi feito utilizando dois filtros dispostos em caixas de Petri, um à direita e outro à esquerda do estereoscópio. Aquando da abertura de uma caixa de Petri contendo um filtro de amostra, abriu-se as caixas de Petri contendo os filtros de controlo. Estas permaneceram destapadas enquanto decorresse a observação ao estereoscópio.

### 3.6. MOHID Water

O programa MOHID Water está dividido em módulos, nos quais se gere a informação relativa aos processos físicos, químicos e biológicos que interagem entre si e caracterizam o corpo de água em estudo. Estes módulos definem a hidrodinâmica, a geometria, a turbulência e a relação entre a superfície da água e a atmosfera (Leitão 2002). O modelo MOHID recorre também ao conceito de traçador lagrangiano para, através do cálculo da sua evolução espacial e temporal, identificar a sua posição. A evolução da pluma de contaminação é determinada pelo regime de maré e de circulação local. Os traçadores são transportados por correntes calculadas através do modelo hidrodinâmico, com influência do campo de velocidades, vento e módulo de interface água-ar. São caracterizados pelas coordenadas espaciais (x, y e z) e volume. Os traçadores que partilhem a mesma origem, são iguais entre si.

É o utilizador que define o tipo de emissão, quer espacial quer temporalmente. A descarga pode ser introduzida como pontual, em que os traçadores são emitidos a partir de um ponto, como *box origins*, em que os traçadores são emitidos a partir de uma área, e origem accidental, em que os traçadores são emitidos circularmente em torno de um ponto. Quanto ao aspeto temporal, podem ser instantâneas, em que os traçadores são emitidos num instante, ou contínuas, em que os traçadores são emitidos durante um período temporal (Mateus e Fernandes 2008).

Foi utilizado o sistema de modelação MOHID, desenvolvido no MARETEC-IST, que simula processos físicos e biogeoquímicos. A configuração do modelo é baseada numa técnica de *downscaling* composta por dois modelos encaixados, representados na *Figura 3.5*, onde a solução do modelo de maior escala fornece as condições de fronteira ao modelo de nível seguinte, com maior resolução, aplicado numa zona de menor dimensão. O modelo de nível superior (PCOMS, *Figura 3.5* – esquerda) tem uma resolução horizontal de 5x5 km, e fornece resultados de maré, campos de velocidade, densidade, temperatura, salinidade e qualidade da água para toda a costa portuguesa. Este modelo é forçado na superfície por previsões do modelo WRF operado no IST também em modo operacional (<http://meteo.ist.utl.pt>) e forçado na fronteira oceânica por previsões de maré do modelo FES2004, e por resultados do modelo MERCATOR obtidos através do projeto [www.myocean.eu](http://www.myocean.eu), do qual o IST é um dos parceiros. Os resultados do modelo da costa Portuguesa são guardados com intervalos de 15 minutos, e usados para forçar os modelos locais (como é o caso do domínio Tagus). O modelo encaixado utiliza a solução do modelo de maior escala que correu previamente, não necessitando por isso de correr em simultâneo, utilizando uma janela de resultados do PCOMS. Esta janela de leitura fornece os campos de velocidades, nível do mar, densidade, temperatura, salinidade.

O modelo Tagus (*Figura 3.5* - direita) é um modelo tridimensional, de modo a simular a estratificação vertical de densidade e o *upwelling* costeiro e a poder calcular as trocas entre esta região e o oceano. O modelo da região de Lisboa tem 50 camadas, à semelhança do modelo de toda a Costa. As camadas superficiais têm espessura da ordem de 1 metro, aumentando a espessura das camadas com a profundidade, atingindo os 450 metros a 5000 metros de profundidade. Na horizontal, a resolução do modelo varia entre os 2 km nas zonas mais afastadas da costa e os cerca de 300 metros na zona

central do estuário, de modo a aumentar a precisão na zona de interesse sem comprometer as necessidades de cálculo. O modelo Tagus inclui no seu forçamento os caudais dos rios e as descargas das ETAR.

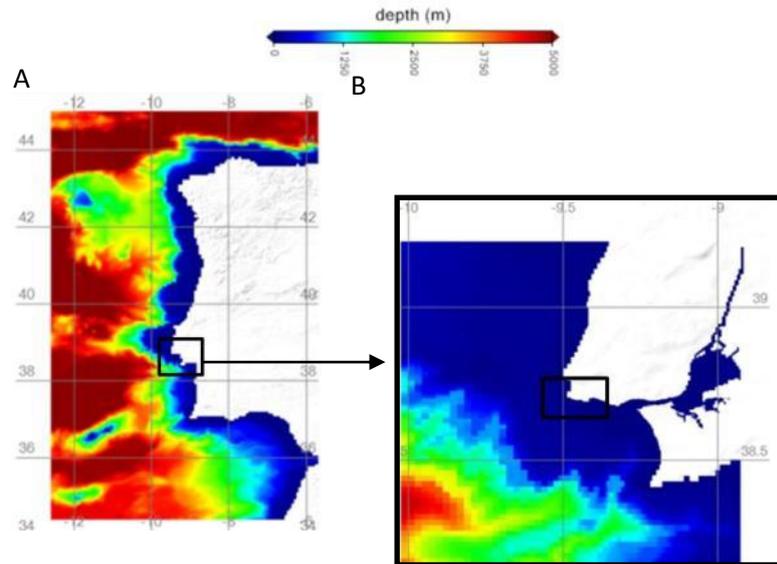


Figura 3.5 - Modelo da Costa Portuguesa (A), modelo da embocadura do Tejo (B)

Os resultados do modelo da costa portuguesa são validados utilizando todos os dados disponíveis em tempo real: imagens de satélite de temperatura e clorofila (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>), dados de marégrafos e dados de correntes e de temperatura medidos por boias ao longo da costa (especialmente dados provenientes de Espanha) e ainda de dados de boias ARGOS pertencentes a uma rede internacional de monitorização do oceano (<http://www.argos-system.org/>). (de Pablo *et al.* 2013)

Considerou-se a ETAR de Beirolas como a fonte de microfibras a estudar no estuário do Tejo. Tendo os dados de base representados na Tabela 3.1, estimou-se a quantidade fibras a emitir. Nas *Figura 3.6* e *Figura 3.7* indica-se a localização da ETAR de Beirolas em relação a Portugal continental e ao estuário do Tejo.



Figura 3.6 – Localização do estuário do Tejo (laranja) em relação a Portugal continental

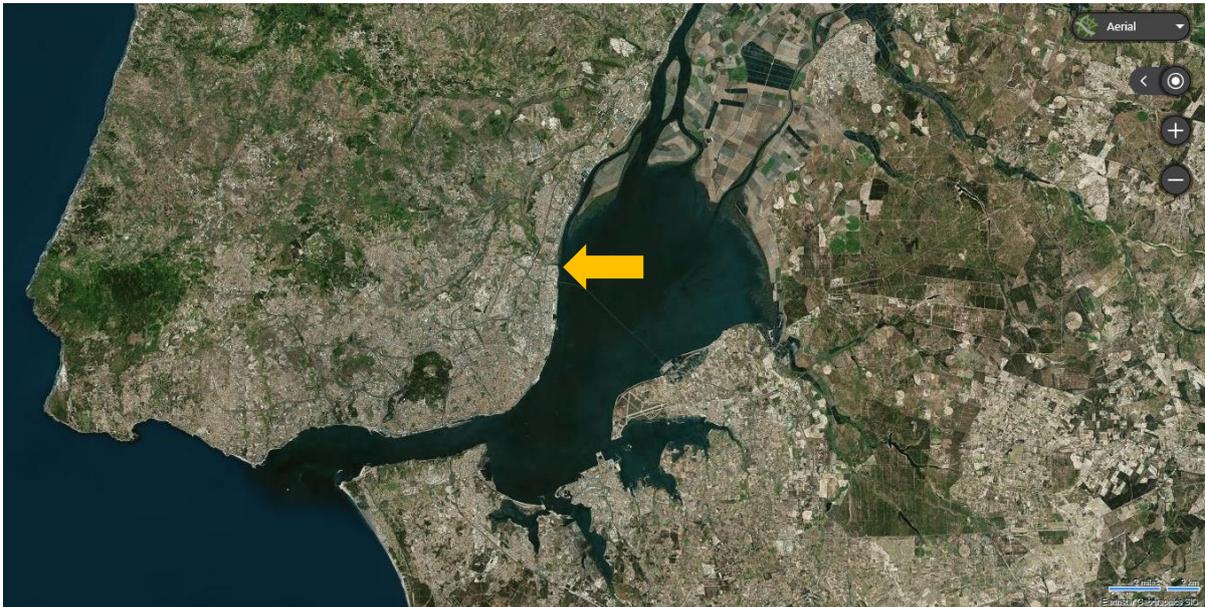


Figura 3.7 – Localização da ETAR de Beirolos (seta laranja) em relação ao estuário do Tejo

Tabela 3.1 – Dados de base, ETAR de Beirolas (Águas do Tejo Atlântico 2017; Mata et al. 1998)

Habitantes equivalentes	213 510	Hab.eq
Caudal médio afluente diário ( $Q_{amd}$ )	54 500	m <sup>3</sup> /dia
Caudal médio afluente horário	2 271	m <sup>3</sup> /h
Caudal doméstico ( $Q_{dom}$ )	80	%
Caudal industrial	20	%
Caudal tratado ( $Q_t$ )	16 250 000	m <sup>3</sup> /ano
Caudal reutilizado ( $Q_r$ )	154 350	m <sup>3</sup> /ano
Caudal descarregado ( $Q_{rio}$ )	44 098	m <sup>3</sup> /dia

Os dados utilizados provêm dos resultados obtidos da fase laboratorial, a indicar numa secção mais à frente. A partir da estimativa da concentração de fibras emitidas pela máquina de lavar roupa, estimou-se a concentração destas imediatamente a montante da mesma, tendo em conta o caudal afluente e a razão entre origem industrial e doméstico. Sendo este estudo no âmbito doméstico, não se contabilizou o caudal de origem industrial como transporte de microfibras. Dada a incerteza em relação à eficiência de remoção de microplásticos ou de microfibras pela ETAR de Beirolas, criaram-se três cenários baseados em eficiências de remoção referenciadas na literatura. As concentrações estimadas à saída da ETAR foram introduzidas no modelo lagrangiano, como uma emissão de origem pontual e contínua no tempo escolhido. Foram considerados dezoito dias, entre 2 e 21 de junho de 2018, e um passo temporal de uma hora. O modelo lagrangiano foi corrido offline beneficiando de resultados eulerianos obtidos anteriormente a este trabalho.

Para perceber o potencial de acumulação de partículas em determinadas zonas do estuário do Tejo, utilizaram-se ficheiros do tipo *box*, previamente criados, que delimitam uma região do modelo. Utilizaram-se três *boxes*, uma para representar a área onde as partículas foram emitidas, uma para representar uma zona de baía, portanto de acumulação e outra para representar a zona de exportação de partículas para fora do estuário. Estas *boxes* foram escolhidas devido à hidrodinâmica variável entre cada uma e estão representadas na Figura 3.8.

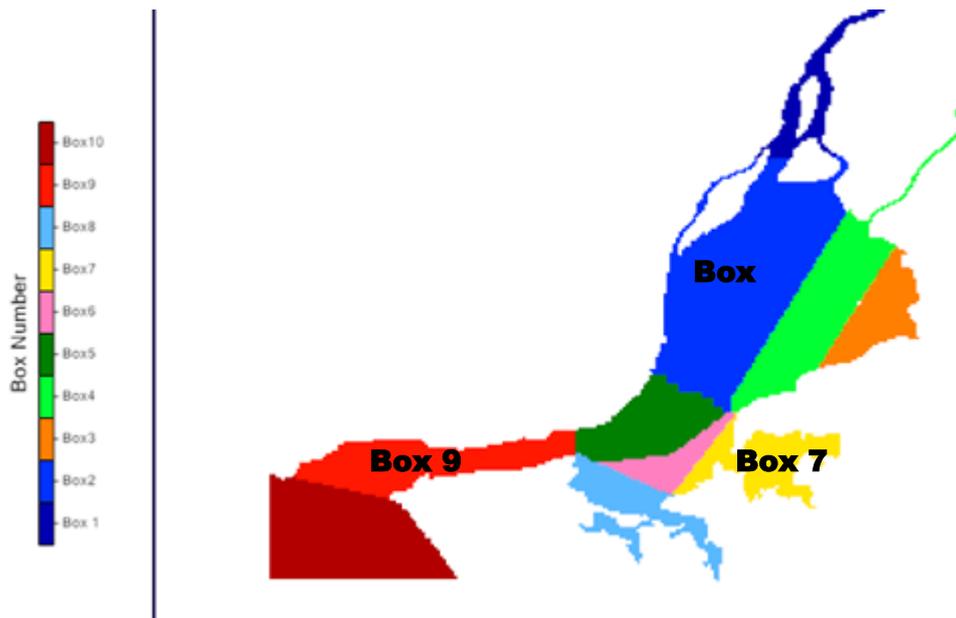


Figura 3.8 – Divisão do estuário do Tejo em boxes e identificação das utilizadas neste trabalho

## 4. Resultados

### 4.1. Aspetos gerais

As lavagens foram efetuadas entre o dia 1 de maio e 1 de julho de 2018, em ambiente doméstico correspondente a um agregado familiar de quatro pessoas. Utilizou-se detergente líquido Persil Higiene & Pureza com Extrato de Eucalipto (Henkel) e amaciador Quanto Flores Silvestres (Reckitt Benckiser). Foram feitas dez lavagens de peças de roupa aleatórias, mas separadas em “claros” e “escuros”. Algumas lavagens tomam características particulares, tais como a primeira (L1), que corresponde a um edredom de poliéster branco, a lavagem L9, que corresponde a calças de ganga azuis e a lavagem L10, que se refere a um tapete e a quatro tshirts iguais. As restantes são conjuntos variados de todos os tipos de roupa.

### 4.2. Amostragem

O conjunto a utilizar em cada ciclo de lavagem, doravante referidos como L1 a L10, foi caracterizado em função da massa de cada peça, cor e a composição do tecido. Na *Tabela 4.1* apresenta-se a caracterização das lavagens em função do tipo de têxtil. Na *Tabela 4.2* apresenta-se a caracterização das lavagens em função do tipo da cor.

*Tabela 4.1 – Caracterização das lavagens em função do tipo de têxtil*

	Peso total	Peso por fibra						
		Natural		Sintético				
		algodão	$\Sigma$ sintéticos	poliéster	poliamida	viscose	elastano	acrílico
L1	1830	0	1830	1830	0	0	0	0 g
	100	0	100	100	0	0	0	0 %
L2	3880	1724	2156	2156	0	0	0	0 g
	100	44,4	55,6	55,6	0	0	0	0 %
L3	3052	299,8	2752	1396,6	394	674,2	164,8	122,4 g
	100	9,8	90,2	45,8	12,9	22,1	5,4	4,0 %
L4	4824	3945,5	902,6	260,2	159,1	342	141,3	0 g
	100	81,8	18,7	5,4	3,3	7,1	2,9	0 %
L5	4120	3241,6	887,5	347	277,2	110,2	153,1	0 g
	100	78,7	21,5	8,4	6,7	2,7	3,7	0 %
L6	4676	4548	128	128	0	0	0	0 g
	100	97,3	2,7	2,7	0	0	0	0 %
L7	3791	1837,4	1953,6	804,5	348,7	573,8	226,6	0 g
	100	48,5	51,5	21,2	9,2	15,1	6,0	0 %
L8	3786	958,4	143,5	0	0	117,7	25,8	0 g
	100	25,3	3,8	0	0	3,1	0,7	0 %
L9	2936	2936	0	0	0	0	0	0 g
	100	100	0	0	0	0	0	0 %

	Peso por fibra							
	Peso total	Natural		Sintético				
		algodão	$\Sigma$ sintéticos	poliéster	poliamida	viscose	elastano	acrílico
<b>L10</b>	5572	5411,2	160,8	0	150,1	0	10,7	0 g
	100	97,1	2,9	0	2,7	0	0,2	0 %
<b>MÉDIA</b>	<b>3846,7</b>	<b>2490,19</b>	<b>1091,4</b>	<b>g</b>				
		<b>58,29</b>	<b>34,69</b>	<b>%</b>				

Tabela 4.2 – Caracterização das lavagens em função da cor

	preto	azul	branco	amarelo	verde	rosa	castanho	vermelho	laranja	roxo	cinzento	TOTAL
L1	0	0	1830	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1830 g</b>
	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100 %</b>
L2	1302	502	0	206	1136	0	338	0	0	0	396	<b>3880 g</b>
	33,6	12,9	0	5,3	29,3	0	8,7	0	0	0	10,2	<b>100 %</b>
L3	150	712	648	202	0	0	206	120	0	0	1014	<b>3052 g</b>
	4,9	23,3	21,2	6,6	0	0	6,7	3,9	0	0	33,2	<b>100 %</b>
L4	792	1776	92	0	450	696	386	334	0	0	298	<b>4824 g</b>
	16,4	36,8	1,9	0	9,3	14,4	8	6,9	0	0	6,2	<b>100 %</b>
L5	0	154	3156	28	0	526	18	0	138	0	100	<b>4120 g</b>
	0	3,7	76,6	0,7	0	12,8	0,4	0	3,3	0	2,4	<b>100 %</b>
L6	0	0	2126	2086	464	0	0	0	0	0	0	<b>4676 g</b>
	0	0	45,5	44,6	9,9	0	0	0	0	0	0	<b>100 %</b>
L7	1905	1002	0	0	194	0	106	410	20	94	60	<b>3791 g</b>
	50,3	26,4	0	0	5,1	0	2,8	10,8	0,5	2,5	1,6	<b>100 %</b>
L8	0	670	1938	120	322	94	192	0	138	172	140	<b>3786 g</b>
	0	17,7	51,2	3,2	8,5	2,5	5,1	0	3,6	4,5	3,7	<b>100 %</b>
L9	0	2936	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2936 g</b>
	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100 %</b>
L10	1998	0	2100	0	0	0	0	0	0	0	1474	<b>5572 g</b>
	35,9	0	37,7	0	0	0	0	0	0	0	26,5	<b>100 %</b>

### 4.3. Determinação de sólidos suspensos totais e voláteis

A concentração em SST e SSV foi calculada segundo 3.2, estando os resultados reunidos na Tabela 4.3

*Tabela 4.3 – Concentração em SST, SSV e razão SST/SSV das amostras L1 a L10*

	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>	<b>SSV/SST (%)</b>
<b>L1</b>	69	52	76
<b>L2</b>	219	153	70
<b>L3</b>	123	95	77
<b>L4</b>	186	154	83
<b>L5</b>	99	92	92
<b>L6</b>	104	85	81
<b>L7</b>	122	106	87
<b>L8</b>	115	101	87
<b>L9</b>	294	189	64
<b>L10</b>	332	247	74
<b>Média</b>	<b>166</b>	<b>127</b>	<b>79</b>

Os valores de SST e SSV calculados não são elevados quando comparados com a referência (Henze e Comeau 2008). A elevada percentagem de SSV indica um elevado potencial de biodegradabilidade do efluente. Neste caso, a elevada razão SSV/SST remete para a presença de uma grande quantidade de fibras, tendo em conta a sua volatilidade a temperaturas inferiores às de ensaio (550 °C) (Khandual e Luximon 2014), como se verificará em 4.3. Por outro lado, como esta análise não foi feita logo após a recolha da amostra, é possível que estes valores sejam sobrestimados dada a tendência para a formação de biofilme. Estas medições tiveram como objetivo a caracterização global do efluente de efluente de uma máquina de lavar, em relação a um parâmetro usualmente utilizado no estudo de poluição em águas residuais.

#### **4.4. Contagem de fibras**

Em cada filtro varreu-se um quadrante de um total de quatro, identificados por Q1 a Q4. Fotografaram-se áreas consecutivas, de forma a registar toda a área de interesse. Quando a zona focada não continha partículas, esta não era fotografada. Na *Tabela 4.4* encontra-se indicado quantas fotografias correspondem a cada filtro (F1 a F8). O número de fotografias não é homogêneo devido a diversos fatores. Em primeiro lugar, tendo em conta a divisão entre lavagens claras e lavagens escuras, verificou-se a as lavagens escuras (L3, L7, L9 e L10), quando filtradas, apresentavam mais resíduos não considerados fibras, em relação as lavagens claras. Sendo este um passo prévio à contagem, não estando os critérios de caracterização das fibras ainda definidos, optou-se por captar todas as partículas detetadas visualmente. O cuidado com que se executou a filtração está também implicado. Quando maior o controlo com o fluxo a filtrar, menor será a distribuição das partículas na área total no filtro. Ou seja, maior será a concentração em torno do centro e, portanto, menor a necessidade de mais fotografias. A terceira hipótese resulta das características das peças têxteis utilizadas. No caso de peças com tendência a emitir mais fibras, ou de lavagens com maior quantidade de peças, espera-se que emitam mais fibras, que se dispersarão numa maior área do filtro. Nas figuras *Figura 4.1* e *Figura 4.2* representou-se uma imagem que exemplifica uma lavagem de “claros” e uma lavagem de “escuros”.

Tabela 4.4 – Fotografias registradas por filtro

	Filtros		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	Fotografias por amostra
	Quadrantes		Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	
<b>Lavagens</b>	<b>L1</b>		29	25	19	18	22	18	20	33	184
	<b>L2</b>		54	54	48	44	35	46	51	51	383
	<b>L3</b>		32	32	28	29	37	37	31	16	242
	<b>L4</b>		31	41	27	27	31	33	17	40	247
	<b>L5</b>		17	26	26	34	27	37	32	36	235
	<b>L6</b>		35	40	44	30	33	54	56	44	336
	<b>L7</b>		55	48	44	46	51	29	37	43	353
	<b>L8</b>		57	48	55	56	49	48	47	55	415
	<b>L9</b>		88	45	49	59	54	52	40	54	441
	<b>L10</b>		44	71	38	68	55	49	47	64	436
									<b>TOTAL</b>	<b>3272</b>	

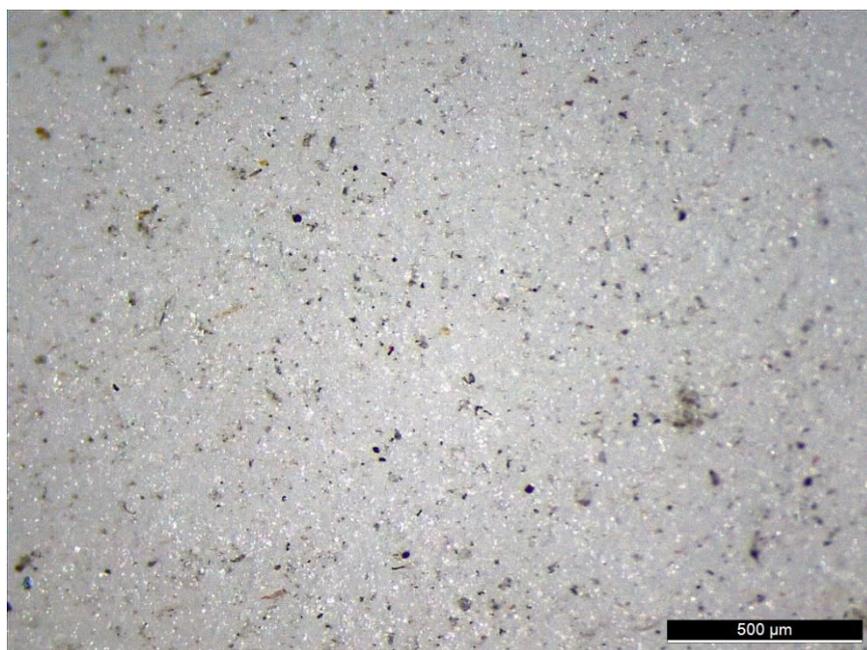


Figura 4.1 – Aspeto de uma lavagem de roupa escura (L2, filtro 3, fotografia 1)

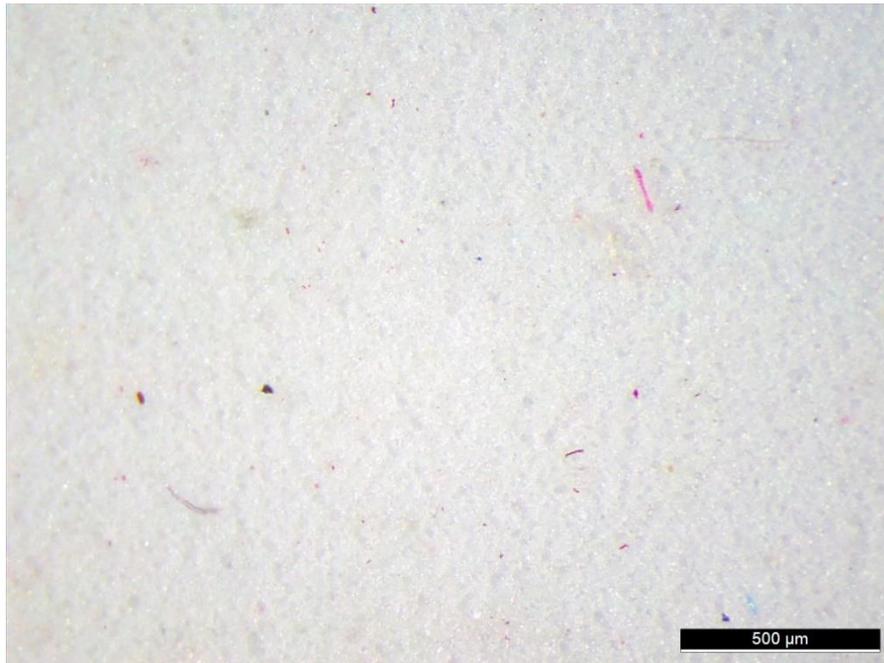


Figura 4.2 – Aspeto de uma lavagem de roupa clara (L7, filtro 5, fotografia 59)

A contagem das fibras e subsequente caracterização individual consistiu na análise individual de cada conjunto de fotografias correspondente a cada filtro. Procurou-se identificar cada fibra existente em cada fotografia e descrevê-la individualmente em função da dimensão, cor e aspeto. A partir do número de fibras total obtido por quadrante, para cada amostra ( $fibras_{quadrante}$ ) calculou-se a quantidade de fibras por filtro ( $fibras_{filtro}$ ) segundo a Equação 4.1.

$$fibras_{filtro} = fibras_{quadrante} \times 4 \quad \text{Equação 4.1}$$

A partir dos resultados obtidos pela Equação 4.1, calculou-se a concentração de fibras por cada litro de amostra, sabendo que o volume filtrado total ( $V_{diluído}$ ) foi de 200 mL, diluído na razão de 1:10. Assim, o volume da amostra ( $V_{amostra}$ ) foi 20 mL, valor utilizado para calcular a concentração em fibras por cada litro de amostra (Equação 4.2).

$$fibras/L \text{ de efluente da máquina} = \frac{fibras_{quadrante}}{V_{amostra} (mL)} \times 1000 \quad \text{Equação 4.2}$$

Para calcular a quantidade de fibras que resultam de cada lavagem (Equação 4.3), multiplicou-se os valores das concentrações obtidas na Equação 4.2 pelo volume de água utilizado pela máquina de lavar em causa ( $V_{lavagem}$ ) de acordo com as indicações do fabricante. Para o programa utilizado nas dez lavagens, a máquina utiliza 68 L de água a fornecer pela rede pública de abastecimento.

$$fibras_{lavagem} = fibras/L \times V_{lavagem} (L) \quad \text{Equação 4.3}$$

A Tabela 4.5 reúne os resultados obtidos através das equações Equação 4.1 a Equação 4.3 para todas as lavagens.

Tabela 4.5 – Contagem das fibras detetadas nas lavagens L1 a L10

	Massa roupa, $m_{lavagem}$ (kg)	# peças	fibras / quadrante	fibras / filtro	Fibras / L de efluente da máquina	Fibras / lavagem
L1	1,83	1	498	2,0E+3	99,6E+3	6,8E+6
L2	3,88	15	1 360	5,4E+3	272,0E+3	18,5E+6
L3	3,05	18	572	2,3E+3	114,4E+3	7,8E+6
L4	4,82	39	566	2,3E+3	113,2E+3	7,7E+6
L5	4,12	44	470	1,9E+3	94,0E+3	6,4E+6
L6	4,68	13	643	2,6E+3	128,6E+3	8,7E+6
L7	3,79	36	1 330	5,3E+3	266,0E+3	18,1E+6
L8	3,79	29	401	1,6E+3	80,2E+3	5,5E+6
L9	2,94	4	4 961	19,8E+3	992,2E+3	67,5E+6
L10	5,57	6	4 068	16,3E+3	813,6E+3	55,3E+6
Média	3,85	21	1 487	5,9E+3	297,4E+3	20,2E+6

Na *Figura 4.3* relacionou-se a concentração em SST (mg/L), indicada na *Tabela 4.3* com o número de fibras emitidas por lavagem, indicado na tabela **Tabela 4.5**. Verifica-se uma correlação forte e positiva ( $R=0,88$ ) entre estes dois parâmetros. No entanto, esta aproximação não é conclusiva, dada a existência de uma grande dispersão de valores face às lavagens efetuadas e a observação de dois *clusters*. Serão, portanto, necessários mais estudos estatísticos de forma a validar esta relação

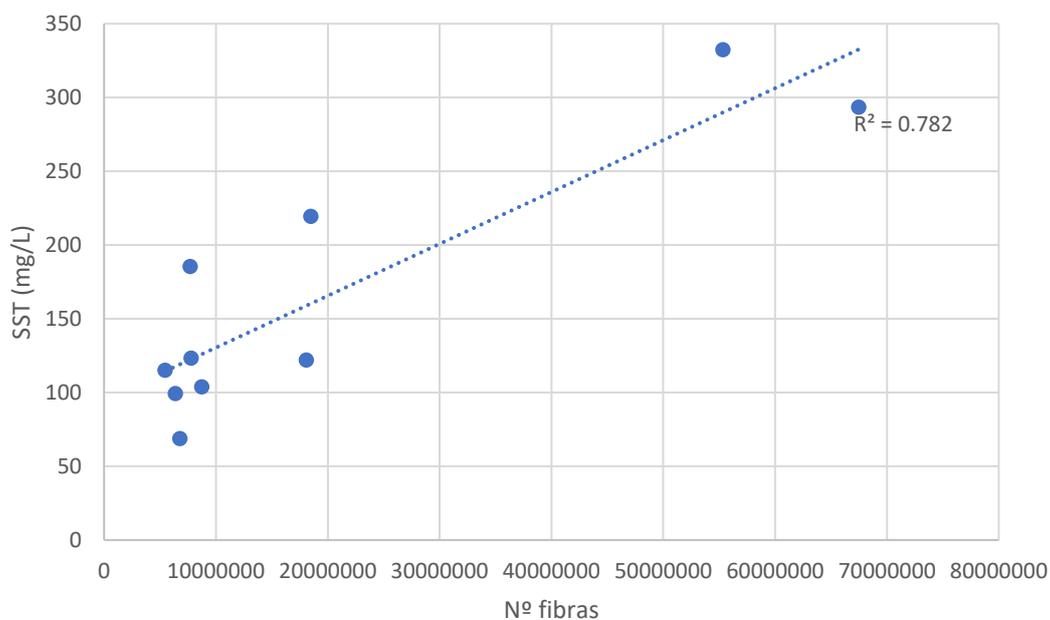
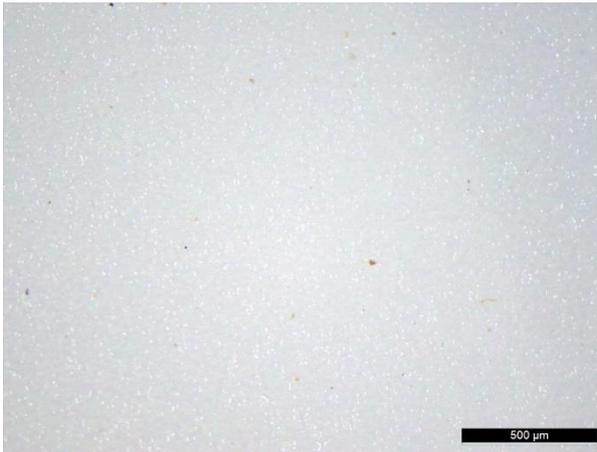


Figura 4.3 – Relação entre SST (mg/L) e o número de fibras emitido por lavagem

## 4.5. Análise das fibras contadas

### 4.5.1. Aspectos gerais

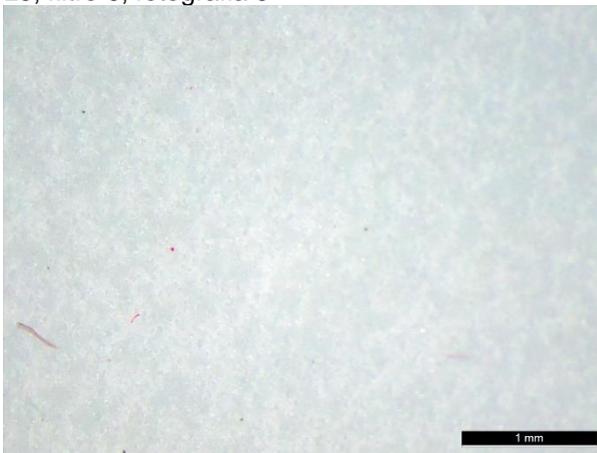
Após a identificação de fibras em cada filtro e lavagem, procedeu-se à análise de acordo com os parâmetros de cor, dimensão e natureza e à comparação entre os lotes de peças têxteis utilizadas em cada lavagem e o observado nos filtros. Na *Figura 4.4* apresenta-se um exemplo de uma fotografia de cada lavagem L1 a L10.



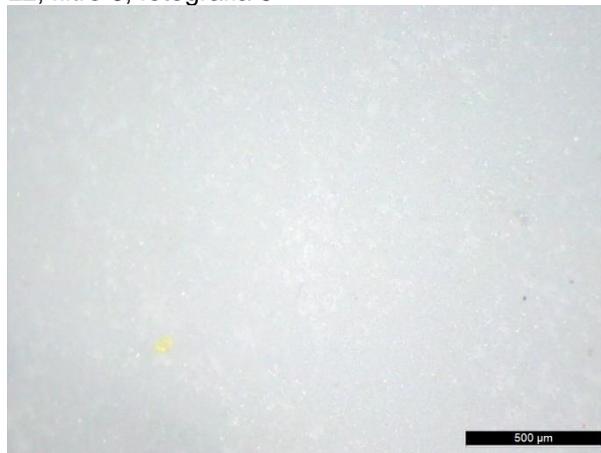
L5, filtro 6, fotografia 5



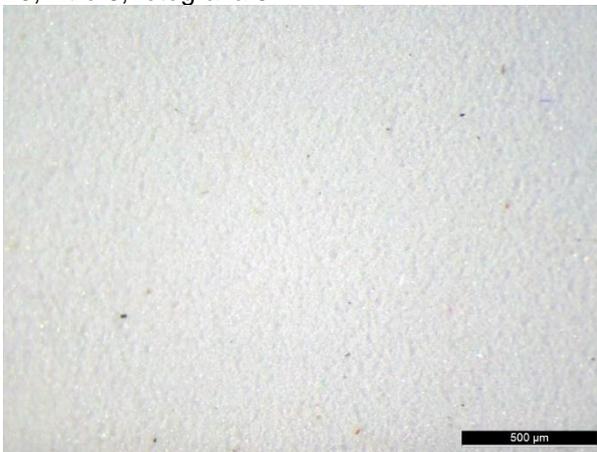
L2, filtro 6, fotografia 5



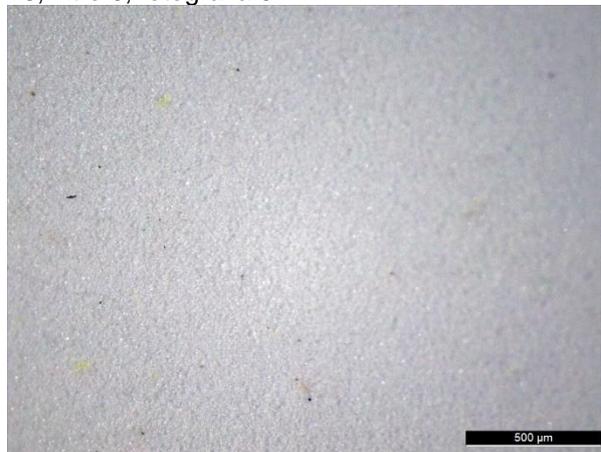
L3, filtro 6, fotografia 5



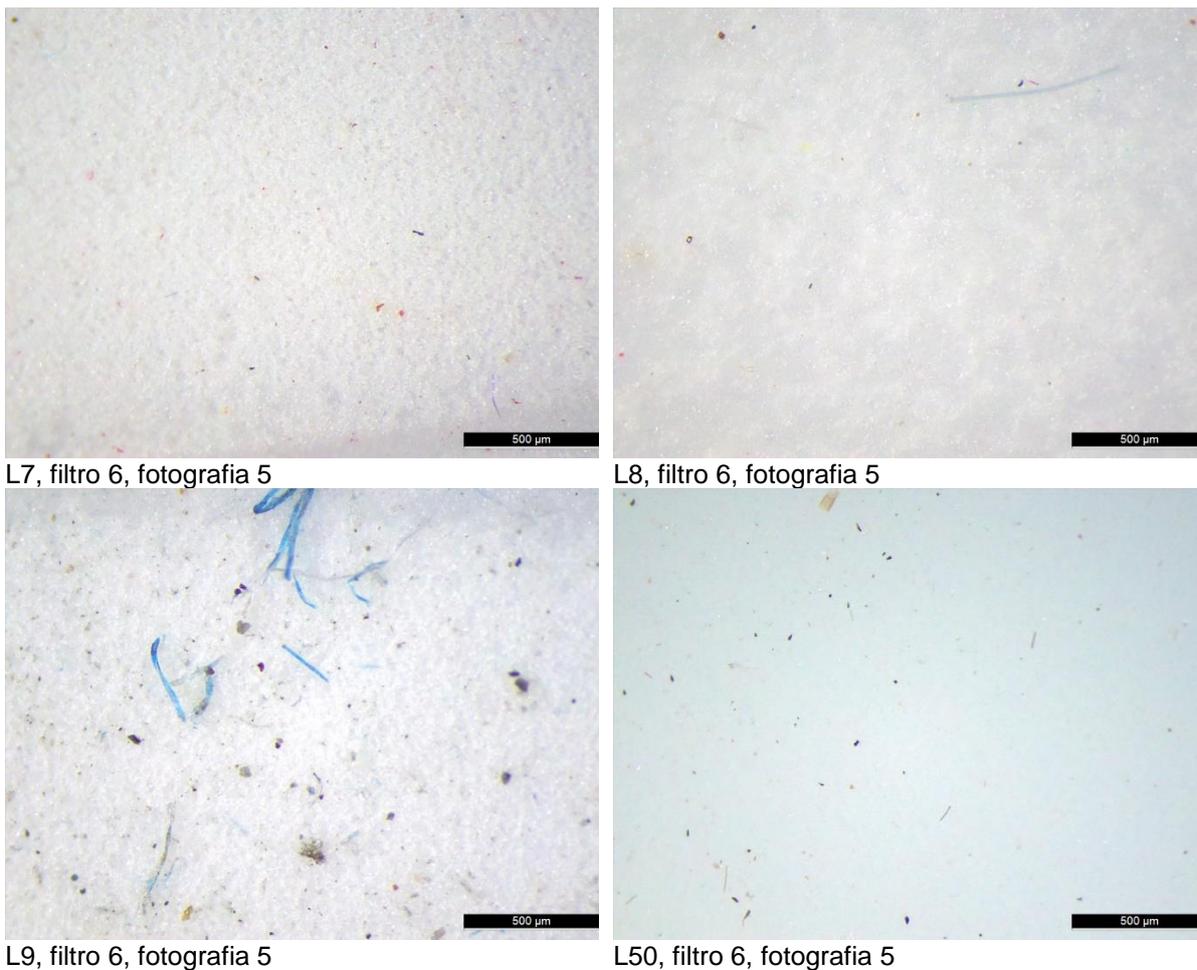
L6, filtro 6, fotografia 5



L5, filtro 6, fotografia 5



L6, filtro 6, fotografia 5



*Figura 4.4 – Exemplo de uma fotografia de cada lavagem L1 a L10*

#### **4.5.2. Cor**

O primeiro parâmetro comparado foi a cor. Na Tabela 4.2, referida em 4.1, encontra-se descrita a distribuição inicial das cores segundo cada conjunto de têxteis. Na Tabela 4.6, indica-se a distribuição das cores das fibras observadas nos filtros correspondentes a cada lavagem.

Tabela 4.6 – Fibras recuperadas em função da cor

	preto	azul	branco	amarelo	verde	rosa	castanho	vermelho	laranja	roxo	cinzento	TOTAL	
L1	68	181	86	48	2	58	33	12	10	0	0	498	Fibras
	13,7	36,3	17,3	9,6	0,4	11,6	6,6	2,4	2	0	0	100	%
L2	1152	88	51	26	2	5	37	0	0	0	0	1361	Fibras
	84,6	6,5	3,7	1,9	0,1	0,4	2,7	0	0	0	0	100	%
L3	71	258	49	5	0	88	46	22	5	27	0	571	Fibras
	12,4	45,2	8,6	0,9	0	15,4	8,1	3,9	0,9	4,7	0	100	%
L4	183	212	60	11	2	55	14	5	10	14	0	566	Fibras
	32,3	37,5	10,6	1,9	0,4	9,7	2,5	0,9	1,8	2,5	0	100	%
L5	81	250	36	22	10	35	9	6	7	9	0	465	Fibras
	17,4	53,8	7,7	4,7	2,2	7,5	1,9	1,3	1,5	1,9	0	100	%
L6	34	117	45	36	8	14	33	0	8	5	0	300	Fibras
	11,3	39	15	12	2,7	4,7	11	0	2,7	1,7	0	100	%
L7	150	332	97	58	3	440	47	81	33	85	0	1326	Fibras
	11,3	25	7,3	4,4	0,2	33,2	3,5	6,1	2,5	6,4	0	100	%
L8	50	168	43	34	4	38	35	5	15	6	0	398	Fibras
	12,6	42,2	10,8	8,5	1	9,5	8,8	1,3	3,8	1,5	0	100	%
L9	3	3378	1578	0	0	0	0	1	1	0	0	4961	Fibras
	0,1	68,1	31,8	0	0	0	0	0	0	0	0	100	%
L10	2065	17	53	3	0	6	2	2	1	1	1918	4068	Fibras
	50,8	0,4	1,3	0,1	0	0,1	0	0	0	0	47,1	100	%

Nas figuras *Figura 4.5* e *Figura 4.6* encontra-se representada graficamente a distribuição das cores inicial e final para as dez lavagens. Comparando as duas distribuições, verificam-se algumas discrepâncias. Em primeiro lugar, na primeira lavagem (L1), esperou-se apenas fibras brancas, embora se tenha obtido cerca de menos 80% das mesmas, predominando outras cores. Identificou-se 86 fibras brancas contra 412 fibras de outras cores. Esta diferença pode dever-se, possivelmente, a existir, na peça, um grau elevado de contaminação proveniente do contacto com outros têxteis, ou, sendo um edredom, o próprio têxtil ser constituído por fibras de outras cores além de branco. Na lavagem L2, a variação prende-se nas cores verde e cinzento, que diminuíram, tendo-se identificado apenas duas fibras, e preto, que duplicou, que corresponde a 1152 fibras. Na lavagem L3, as cores azul (258 fibras) e castanho (46 fibras) aumentaram enquanto que as cores branco (49 fibras), amarelo (5 fibras) e cinzento (0 fibras) diminuíram. Na lavagem L4, a cor preta aumentou com 183 fibras, tendo as restantes diminuído, à exceção das fibras roxas, com o aparecimento de 14 fibras. Já na lavagem L5, a cor azul duplicou, enquanto a cor branca quase desapareceu, tendo sido recuperadas apenas 36 fibras. Na lavagem L6 foram contadas fibras azuis, que não existiam originalmente, num total de 117 fibras, em detrimento das brancas (45 fibras) e amarelas (36 fibras). Foram também recuperadas fibras de cores não identificadas originalmente, segundo hipóteses explicadas em seguida. Na lavagem L7 a maior variação foi relativa às fibras pretas, que foram recuperadas em menor número que o esperado (150 fibras) e o inverso com a cor rosa (440 fibras). As maiores diferenças na lavagem L8 verificam-se com a recuperação de 50 fibras pretas, não identificadas previamente, no aumento significativo da cor azul,

com 168 fibras e na grande diminuição das fibras brancas, com 43 fibras recuperadas. Quanto às lavagens L9 e L10, as fibras brancas variaram negativamente em detrimento das fibras azuis, em L9 sendo que a esta lavagem corresponde apenas ganga, e tanto azuis como pretas em L10. À lavagem L9, correspondem a 1578 fibras brancas e 3378 fibras azuis. À lavagem L10 corresponde a 53 fibras brancas, 2065 fibras pretas e 1918 fibras cinzentas.

De notar que, em média, a maior variação negativa é relativa as fibras de cor branca, enquanto que a maior variação positiva é relativa às fibras de cores azul e preta. As fibras de cor clara, tendencialmente variaram de forma negativa em relação à distribuição inicial, acontecendo o inverso com as fibras de cores escuras. Ou seja, verifica-se a tendência para contar mais fibras escuras e menos fibras claras em relação as razões iniciais entre as mesmas.

A variação pode ser justificada por quatro hipóteses. Cada peça foi registada de uma só cor, ou seja, a predominante, quer fosse lisa, quer apresentasse algum padrão. Alternativamente, é possível que mesmo peças de uma só cor, sejam resultado de uma mistura de fibras de diversas cores. Assim, é possível que estejam presentes fibras de cores não registadas inicialmente numa lavagem, e que correspondam a uma peça identificada com outra cor. A terceira hipótese reside na possibilidade de a luz do estereoscópio conduzir a uma identificação errada da cor. Por fim, a quarta hipótese reside na possibilidade de as fibras, pela ação mecânica da lavagem, perderem a sua cor original. É também possível que algumas destas fibras sejam contaminação, mas dadas as medidas de controlo aplicadas, esta foi mínima, tal como explicado em 4.6.

Na *Figura 4.7* representa-se um exemplo de classificação das fibras em função da cor.

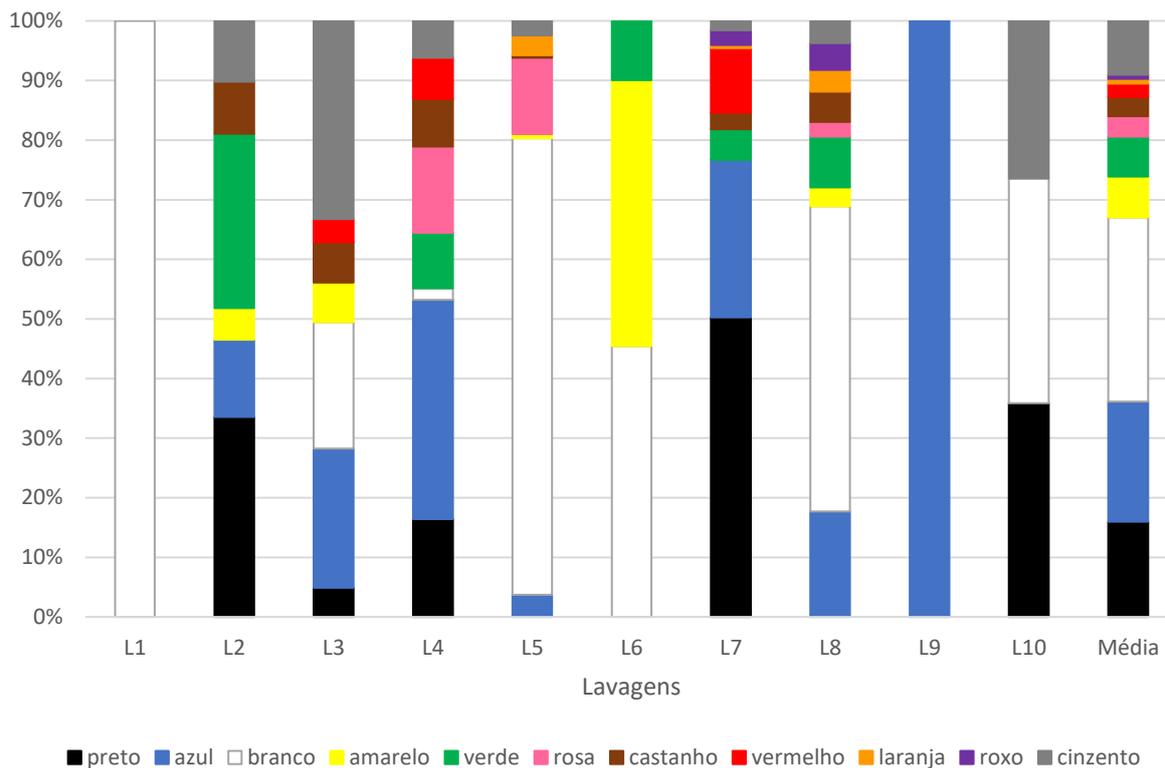


Figura 4.5 – Distribuição de cores dos conjuntos utilizados para cada lavagem. Percentagem calculada em função do peso de cada peça, separada por cor.

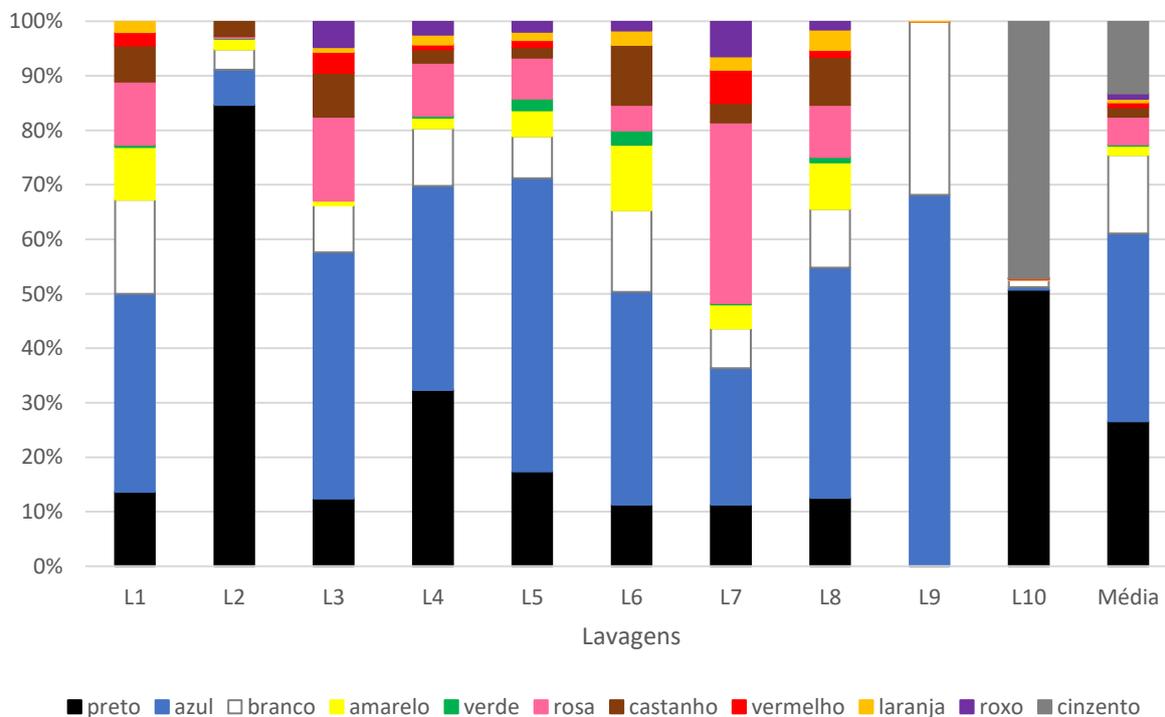


Figura 4.6 – Distribuição de cores das fibras recuperadas nos filtros. Percentagem calculada a partir da cor identificada das fibras recuperadas em cada amostra.

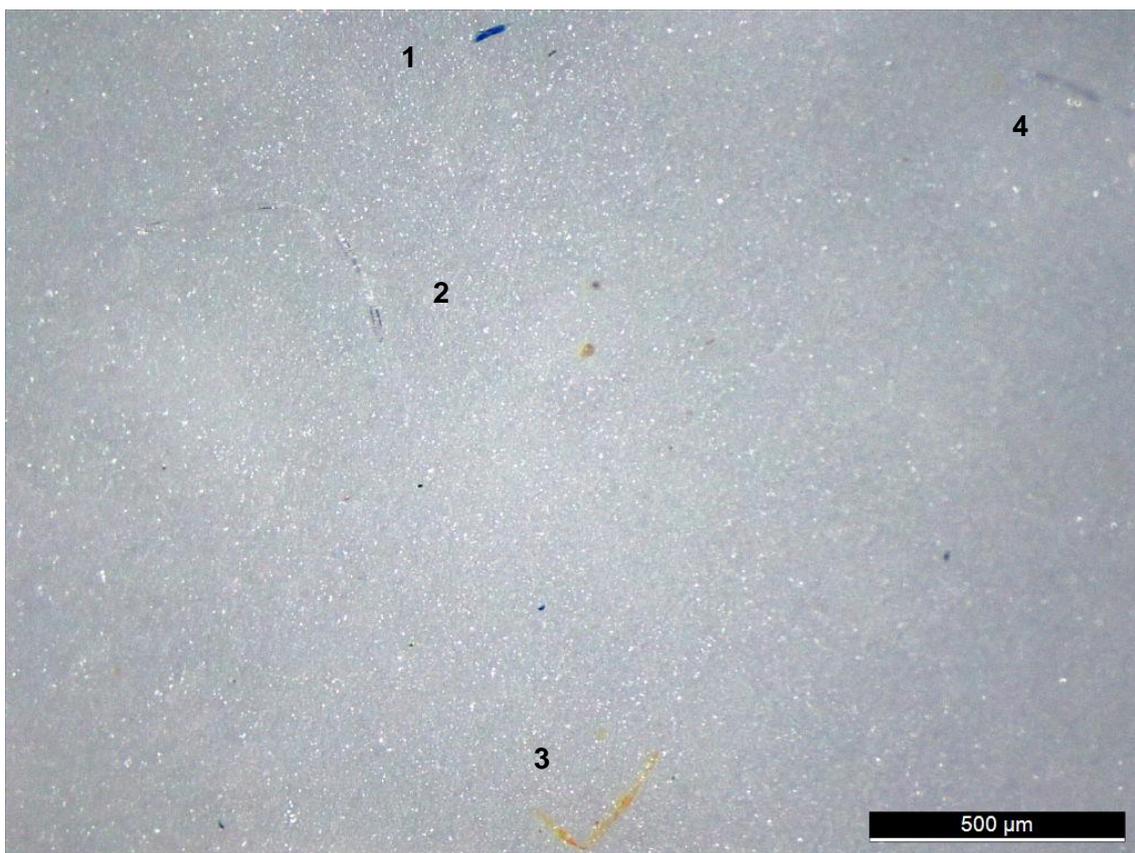


Figura 4.7 – Representação de diferentes cores de fibras. 1 – azul, 2 – branco, 3 – amarelo, 4 - azul (L5, filtro 1, fotografia 7)

### 4.5.3. Natureza

Na Tabela 4.7 representou-se o número de fibras classificadas como de origem natural ou de origem sintética para cada uma das lavagens.

Nas figuras *Figura 4.8* e *Figura 4.9* estão representadas as distribuições iniciais e finais da natureza dos têxteis utilizados. A distribuição inicial da natureza foi obtida segundo a composição descrita nas etiquetas de cada peça, e transformado em percentagem em função da massa de cada uma. A distribuição final foi obtida pela classificação de cada fibra identificada nos filtros em função do seu aspeto, tal como descrito em 4.4.

Entre as distribuições verificam-se diferenças entre os 0% (L9), para um total de 4961 fibras naturais, e os 25% (L3), com 197 fibras naturais e 375 fibras sintéticas. Esta discrepância verifica-se segundo duas hipóteses. Em primeiro lugar, não é claro qual a relação entre o desfibramento dos têxteis de origem sintética ou de origem natural. Não se encontra estudada a razão entre cada um, sendo que se não forem semelhantes, origina razões natural/sintético final e inicial diferentes. Outro caso que suscita as diferenças entre as figuras *Figura 4.8* e *Figura 4.9* é o facto de a distribuição final resultar de uma classificação baseada em inspeção visual. Apenas a análise química permitiria confirmar a natureza de cada fibra.

*Tabela 4.7 – Fibras recuperadas em função do tipo de têxtil*

	natural	sintético	TOTAL	
<b>L1</b>	96	402	<b>498</b>	<b> fibras</b>
	19,3	80,7	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L2</b>	768	592	<b>1360</b>	<b> fibras</b>
	56,5	43,5	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L3</b>	197	375	<b>572</b>	<b> fibras</b>
	34,4	65,6	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L4</b>	381	185	<b>566</b>	<b> fibras</b>
	67,3	32,7	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L5</b>	351	119	<b>470</b>	<b> fibras</b>
	74,7	25,3	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L6</b>	620	23	<b>643</b>	<b> fibras</b>
	96,4	3,6	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L7</b>	658	672	<b>1330</b>	<b> fibras</b>
	49,5	50,5	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L8</b>	283	118	<b>401</b>	<b> fibras</b>
	70,6	29,4	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L9</b>	4961	0	<b>4961</b>	<b> fibras</b>
	100,0	0,0	<b>100</b>	<b> %</b>
<b>L10</b>	1959	43	<b>2002</b>	<b> fibras</b>
	97,9	2,1	<b>100</b>	<b> %</b>

É de notar, que embora existam diferenças entre os resultados obtidos segundo a contagem das fibras quando comparados com os lotes de têxteis utilizados em cada lavagem, considera-se que a variação em percentagem entre cada toma valores aceitáveis. Às lavagens L5 a L10 correspondem pequenas variações, sendo que em três, (L5, L6 e L8) a tendência foi para a quantidade de fibras sintéticas ser superior ao esperado, acontecendo o inverso nas restantes três lavagens (L7, L9 e L10). No entanto, não é possível justificar a causa das diferenças, tal como referido anteriormente. As maiores diferenças são nas lavagens L1 a L4. Predomina a tendência para a quantidade de fibras de origem natural ser superior ao esperado (L1, L2 e L3) à exceção da lavagem L4, em que aconteceu o inverso.

As figuras *Figura 4.10* e *Figura 4.11* representam exemplos da classificação das fibras recuperadas como naturais ou sintéticas em função das características que apresentam.

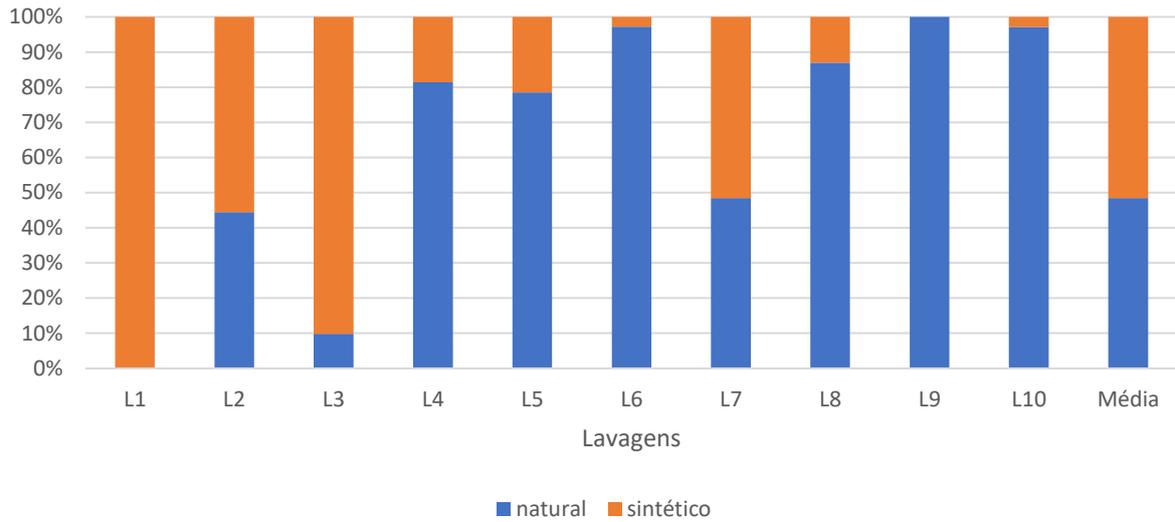


Figura 4.8 – Distribuição da natureza dos têxteis inicial

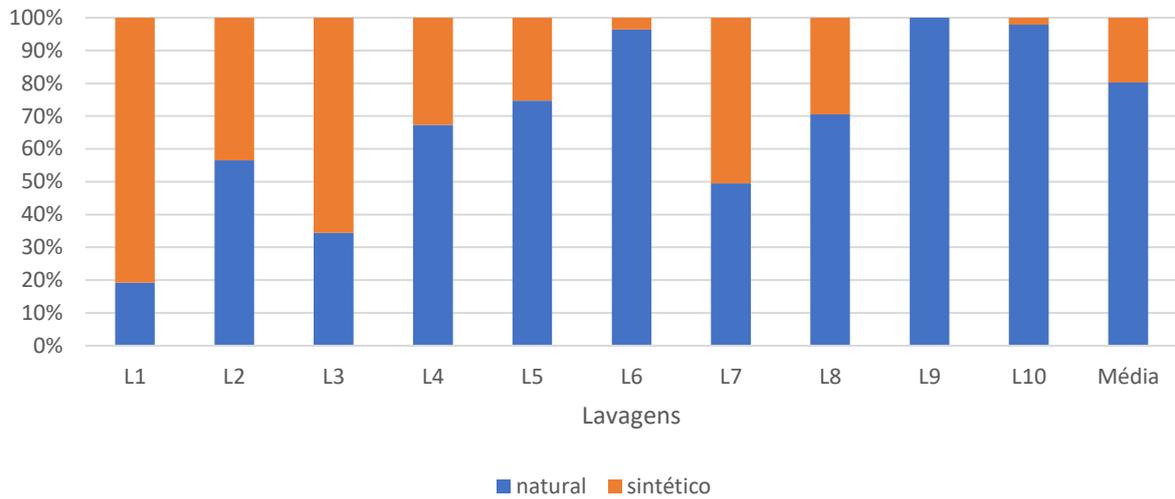
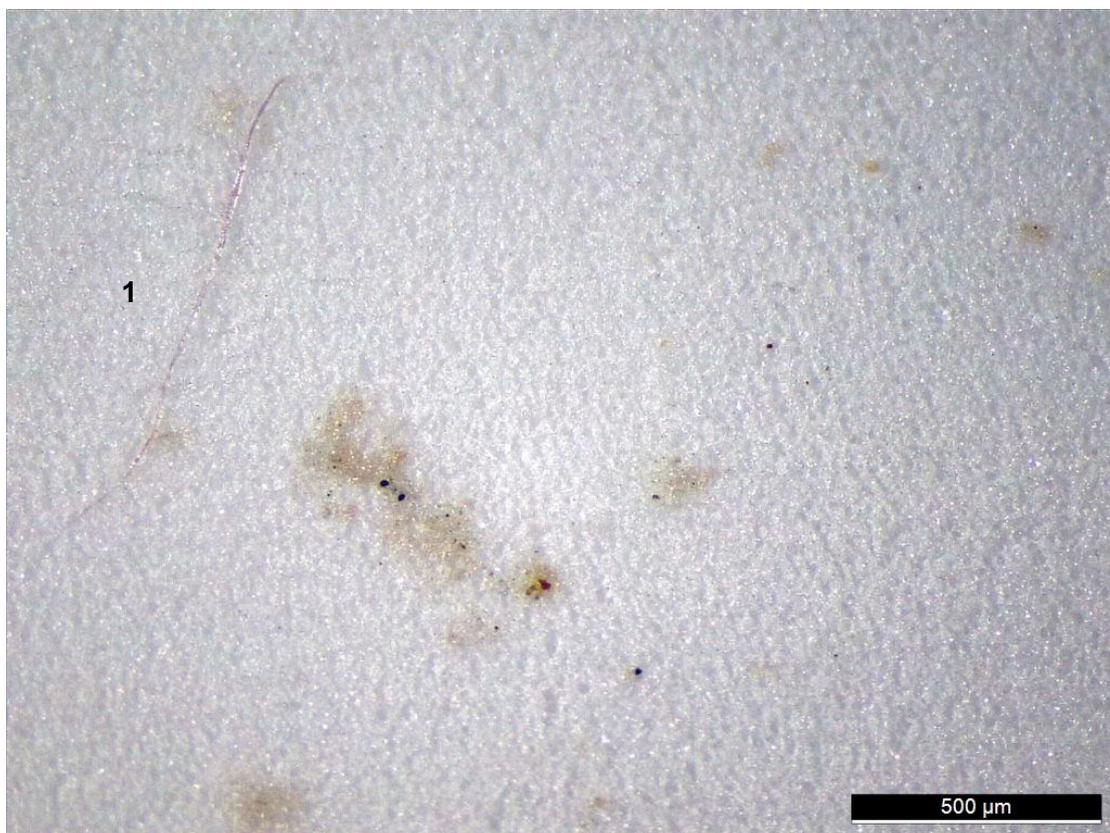


Figura 4.9 – Distribuição da natureza dos têxteis final



*Figura 4.10 – Exemplo de uma fibra classificada de origem natural. 1 – fibra de origem natural (L6, filtro 7, fotografia 12)*



*Figura 4.11 – Exemplo de uma fibra classificada de origem sintética. 1 – fibra de origem sintética (L6, filtro 8, fotografia 28)*

#### 4.5.4. Dimensão

A dimensão é o único parâmetro que não existe apenas com o intuito de comparação. Foram estabelecidas três classes de comprimento, 50 a 100  $\mu\text{m}$ , 100 a 500  $\mu\text{m}$ , e superior a 500  $\mu\text{m}$ . Na Figura 4.12 encontra-se representada a distribuição do comprimento das fibras em cada lavagem. Na Tabela 4.8 indica-se a quantidade de fibras classificadas em função da dimensão, recuperadas nos filtros correspondentes às lavagens L1 a L10. Em todas as lavagens predominam as fibras pertencentes a gama 50 a 100  $\mu\text{m}$ , variando entre 55%, ou seja, 313 fibras (L3), e os 93%, correspondente a 3795 fibras (L10). As fibras da gama intermédia são as segundas predominantes, variando entre os 5%, com 228 fibras na lavagem L10, e os 41%, com 232 fibras na lavagem L3. Por fim, as fibras de maior dimensão são as menos representadas, correspondendo a 1% ou 45 fibras (L10) e 6% ou 28 fibras (L5).

*Tabela 4.8 – Fibras recuperadas em função da dimensão*

	50-100 $\mu\text{m}$	100-500 $\mu\text{m}$	>500 $\mu\text{m}$	TOTAL
L1	272	206	20	498
L2	1070	274	16	1360
L3	313	232	27	572
L4	384	164	18	566
L5	380	62	28	470
L6	535	88	20	643
L7	1045	250	35	1330
L8	329	54	18	401
L9	3629	999	333	4961
L10	3795	228	45	4068

A *Figura 4.13* representa a distribuição da dimensão das fibras contadas em função da natureza têxtil e pretende indicar se existe relação entre a dimensão das fibras e se são de origem sintética ou natural.

Observou-se a tendência para que as fibras de origem natural sejam também de menor dimensão, sendo que à gama de 50 a 100  $\mu\text{m}$  pertencem 85% do total das fibras de origem natural. À gama de 100 a 500  $\mu\text{m}$  correspondem 12% dos mesmo, sendo que, superiores a 500  $\mu\text{m}$  são apenas 3%. Quanto às fibras sintéticas, 53% correspondem à menor gama de dimensões, 40% estão entre 100 a 500  $\mu\text{m}$  e os restantes 7% são compostos por fibras com comprimento superior a 500  $\mu\text{m}$ .

Depreende-se que as fibras de origem natural são tendencialmente mais pequenas que as fibras de origem sintética. Nas figuras *Figura 4.14* a *Figura 4.16* indicam exemplos da classificação das fibras recuperadas em função do seu comprimento.

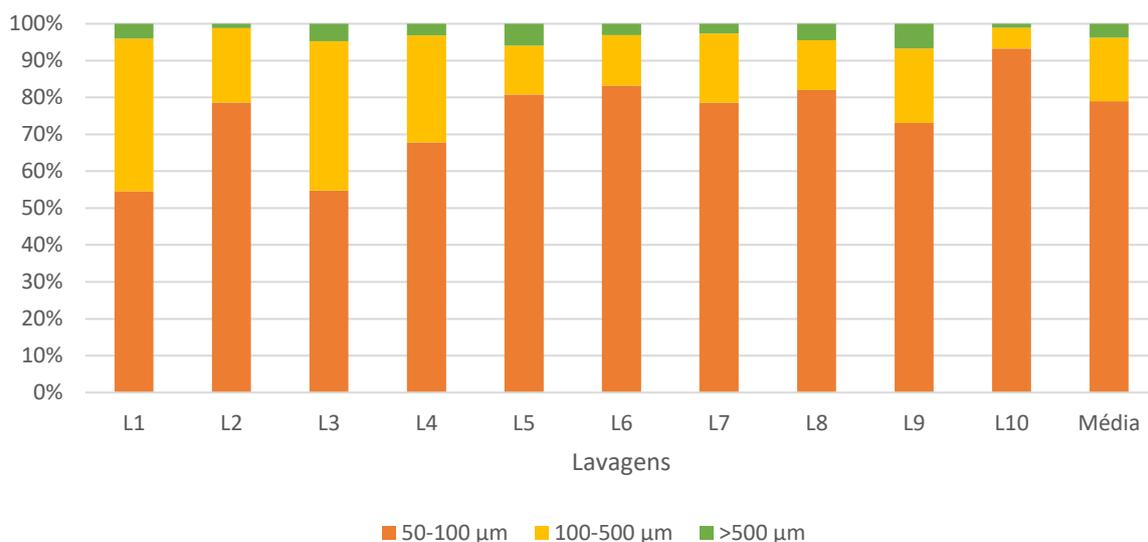


Figura 4.12 – Distribuição da dimensão das fibras contadas em função da natureza têxtil

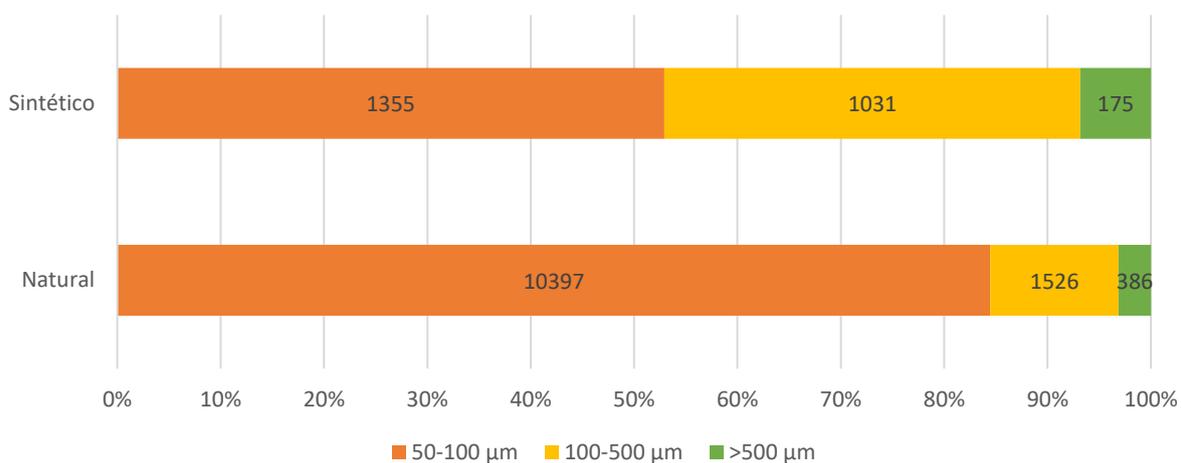


Figura 4.13 – Distribuição da dimensão das fibras contadas por tipo de têxtil



Figura 4.14 – Representação de uma fibra de dimensão  $>500 \mu\text{m}$ . 1 - fibra de dimensão  $>500 \mu\text{m}$  (L8, filtro 8, fotografia 46)

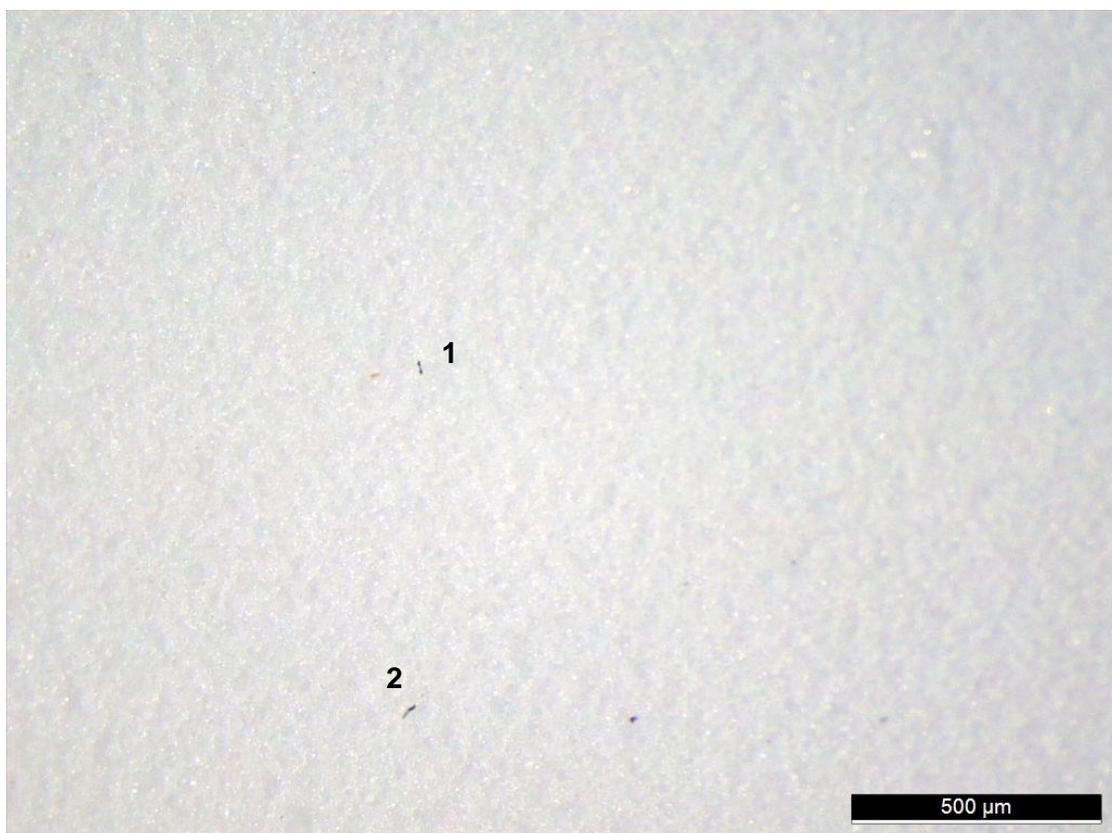
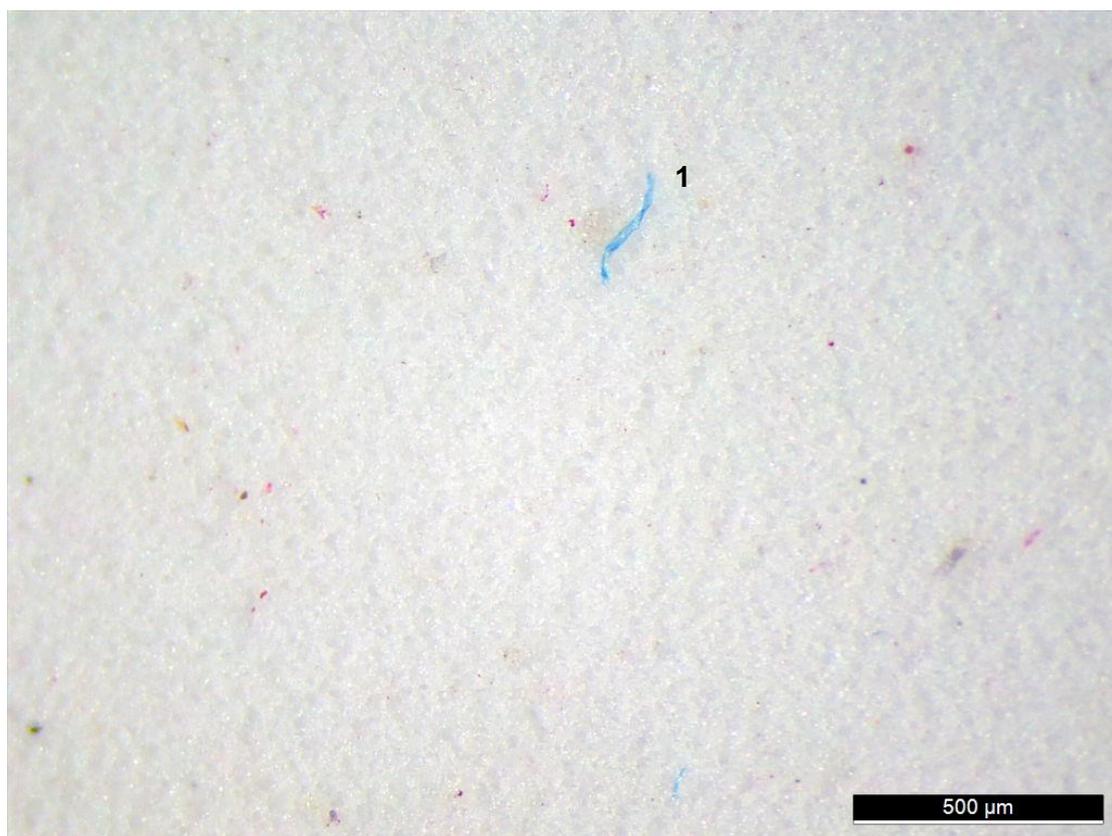


Figura 4.15 – Representação de uma fibra de dimensão 50 a  $100 \mu\text{m}$ . 1 e 2- fibra de dimensão 50 a  $100 \mu\text{m}$  (L8, filtro 7, fotografia 35)



*Figura 4.16 – Representação de uma fibra de dimensão 100 a 500 μm. 1 - fibra de dimensão 100 a 500 μm (L7, filtro 1, fotografia 36)*

#### **4.6. Controlo da contaminação e minimização do erro**

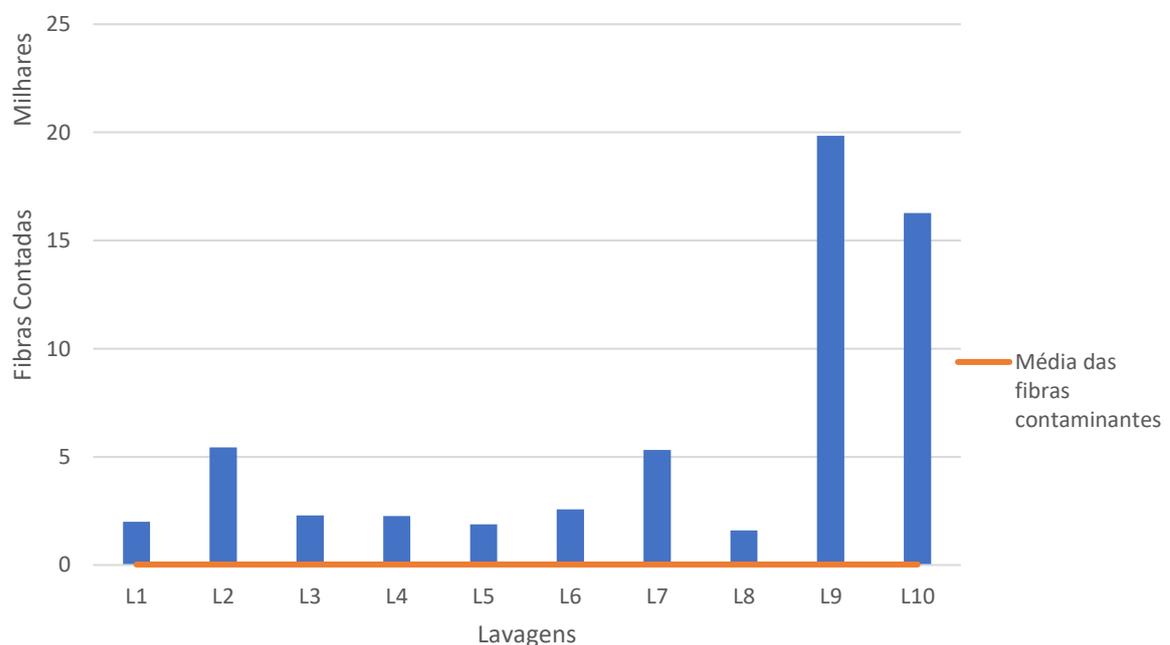
As etapas de filtração e observação em estereoscópio foram executadas ao longo de cinco dias, entre 13 e 20 de Julho de 2018, no pólo de Algés do IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera. De forma a minimizar a contaminação, além dos cuidados indicados em 3.5, filtrou-se o mesmo volume utilizado para a filtração de cada amostra, mas de água milliQ. Sendo que em cada dia foi feita uma filtração de controlo, resultaram quatro filtros-controlo. Para além da filtração, para cada um dos quatro dias, foram também utilizados dois filtros para controlo da contaminação atmosférica. Estes, denominados por B1 e B2, colocados à esquerda e direita do estereoscópio utilizado, apenas se encontravam em contacto com a atmosfera enquanto os filtros em estudo também o estivessem.

O número de fibras detetadas nos três tipos de filtros-controlo estão representadas na *Figura 4.18*. O número de fibras contaminantes varia entre as 32 (19/7) e as 58 (18/07). As fibras contaminantes relativas à filtração ocorrem com menor frequência em relação às fibras de controlo atmosférico, possivelmente devido à correta lavagem do material e ao menor tempo de contacto com a atmosfera, além de as filtrações terem sido executadas numa câmara de fluxo laminar. De notar que as fibras de controlo atmosférico B2, correspondentes ao lado direito do estereoscópio, têm, ao longo dos cinco dias, maior expressão que as fibras de controlo atmosférico B1, correspondentes ao lado esquerdo.

Na *Figura 4.19* encontra-se representada a distribuição da cor das fibras identificadas nos filtros controlo em função dos dias. Predominam as fibras de cor branca, em todas as lavagens, que possivelmente têm origem na bata laboratorial utilizada. As fibras de cor azul e preta são as segundas mais representadas, sendo o seu valor idêntico ao longo de todos os dias, o que pode significar que ou têm origem atmosférica, ou então em roupa que foi utilizada ao longo do trabalho laboratorial (ex.: calças de ganga). As restantes cores, representadas em um dia cada, correspondem às peças de roupa (blusas) utilizadas nessa data.

A partir do número de fibras detetadas nos filtros controlo em cada dia, estimou-se o número médio de fibras contaminantes relativas a cada lavagem. Para um total de 235 fibras contaminantes, obtidas nos cinco dias, a cada uma das dez lavagens corresponde, em média 23,5 ( $\approx 24$ ) fibras contaminantes. A percentagem de fibras contaminantes face às fibras contadas nos filtros não introduz um erro significativo. Na *Figura 4.17* representou-se a contagem de fibras por lavagem e representação da média de fibras contaminantes.

As fibras estranhas à amostra correspondem a 0,8% do total de fibras identificadas em cada filtro, sendo que a sua influência sobre o resultado foi considerada desprezível.



*Figura 4.17 – Contagem de fibras no total dos filtros correspondentes a cada lavagem e representação da média de fibras contaminantes,  $x=24$  (a laranja)*

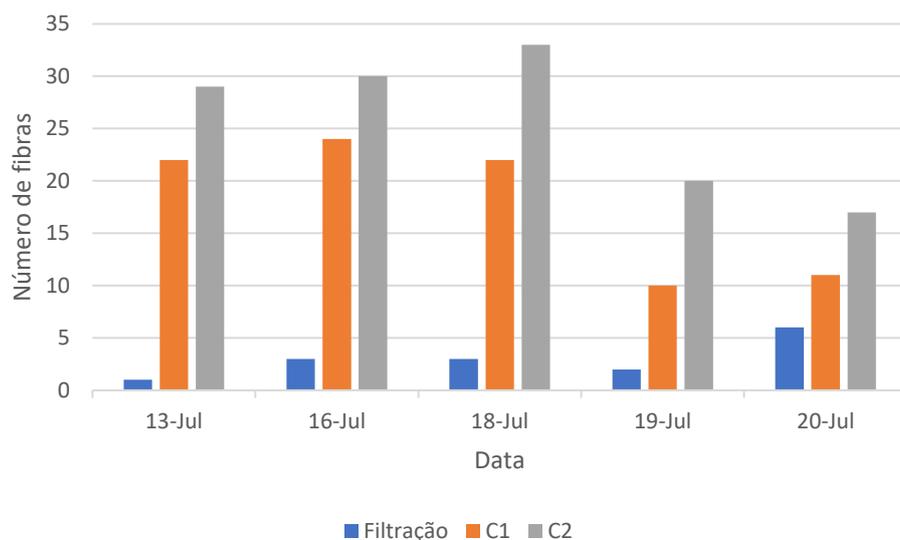


Figura 4.18 – Fibras detetadas nos filtros-controlo em cada dia

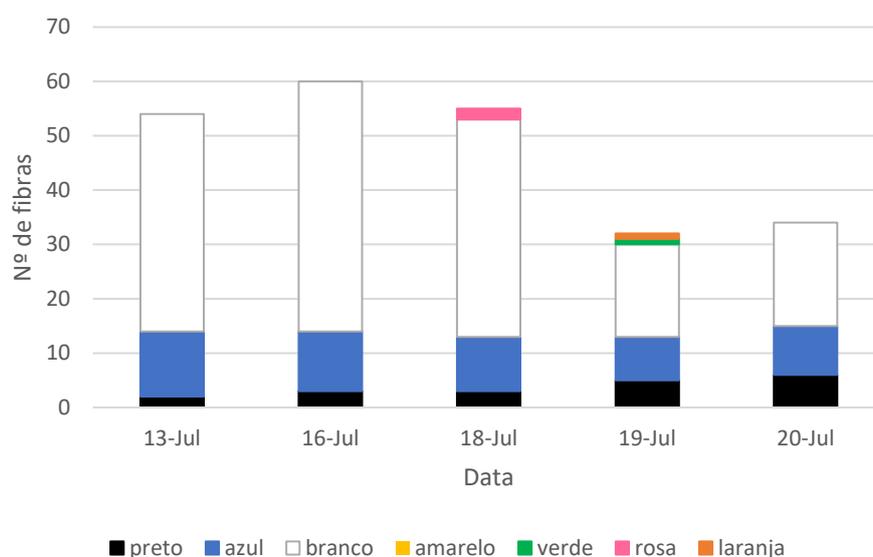


Figura 4.19 – Fibras detetadas nos filtros-controlo em cada dia

#### 4.7. Teste de aproximação

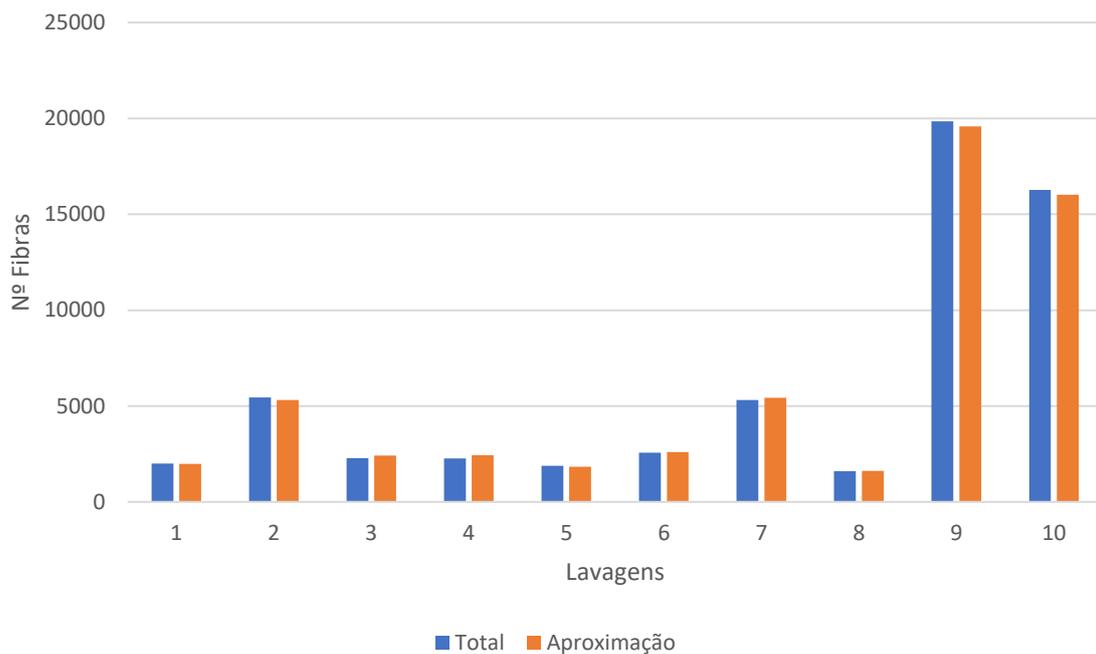
O elevado número de fotografias obtidas sugeriu testar uma hipótese de aproximação a fim de averiguar se, com a análise de metade das fotografias, se obtêm resultados fiáveis quando comparados com a análise completa das fotografias. Como a cada filtro corresponde um número conhecido de fotografias, numeradas, gerou-se aleatoriamente uma série de números, sendo o valor mínimo “1”, e o valor máximo, o número correspondente à última fotografia. A quantidade de números gerados correspondeu a metade do número total de fotografias de cada filtro. Na *Figura 4.20* representou-se os valores de fibras/filtro calculados a partir da análise por quadrante, e a aproximação.

O erro da aproximação em relação ao valor calculado foi calculado segundo a Equação 4.4, em que  $fibras/filtro_{calculado}$  corresponde ao número de fibras por filtro calculado através do total das fotografias e  $fibras/filtro_{aproximação}$  corresponde ao número de fibras por filtro calculado através de metade das fotografias.

$$erro (\%) = \left| \frac{fibras/filtro_{aproximação} - fibras/filtro_{calculado}}{fibras/filtro_{calculado}} \right| \quad \text{Equação 4.4}$$

Na *Figura 4.21* representaram-se os valores do erro calculados para cada lavagem a partir da equação 4.9 Os valores variam entre 0,8% e 7,8%, sendo que em média, o erro toma o valor de 2,6%, representado a laranja na figura.

Na *Figura 4.22* ordenou-se o erro em percentagem, obtido através da equação 4.9 em função do número de fibras identificadas em cada lavagem. Não existe correlação entre número de fibras identificadas em todos os filtros, em cada lavagem e o erro (%).



*Figura 4.20 – Comparação das fibras/filtro obtidas pelo total das fotografias e pela aproximação*

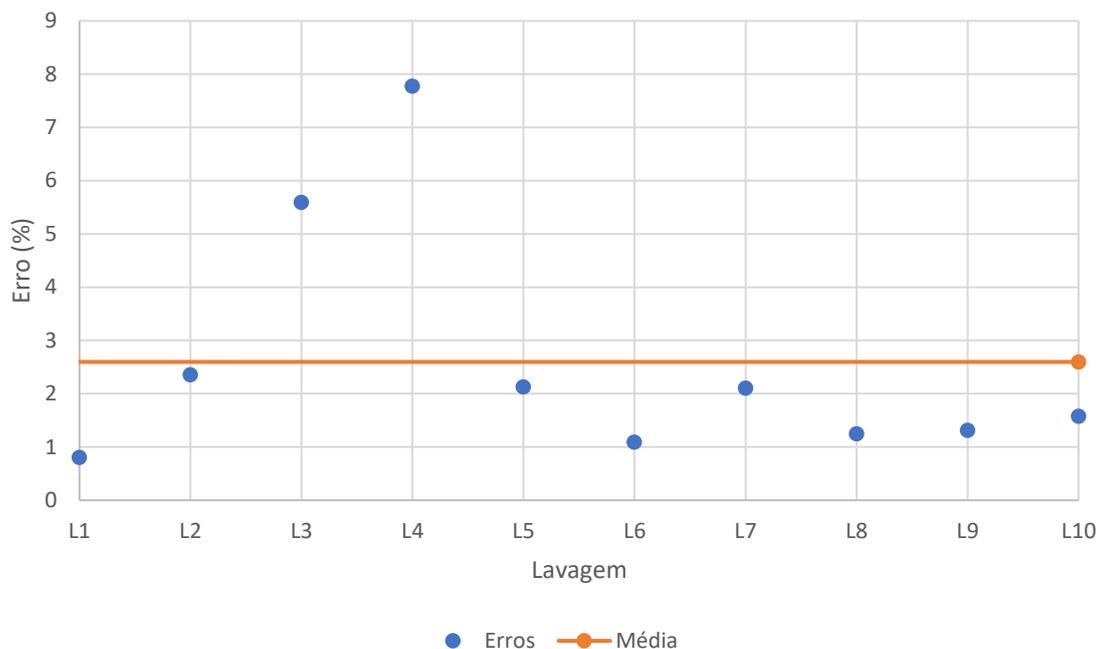


Figura 4.21 – Erro da aproximação em relação a contagem do total das fotografias.

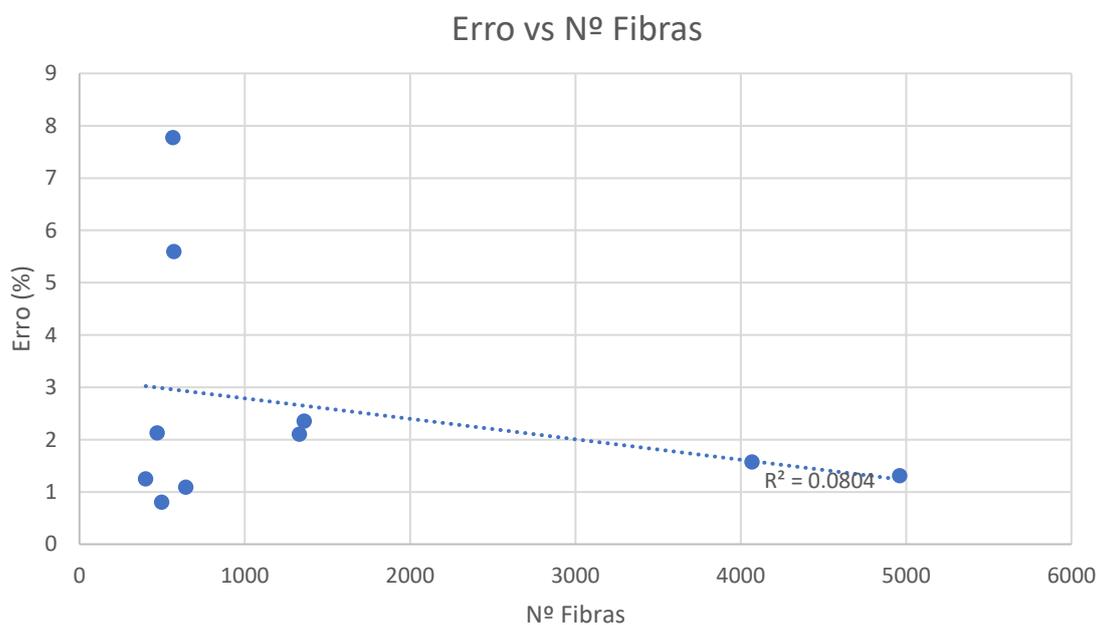


Figura 4.22 – Relação entre o erro (%) e o número total de fibras/filtro em cada lavagem

#### 4.8. Cálculo da emissão de fibras

A contagem das fibras permitiu calcular indicadores que poderão servir de referência para estudos comparativos. Para tal, considerou-se uma média semanal de cinco lavagens e um agregado familiar

de quatro pessoas. O primeiro indicador calculado foi a razão entre a quantidade de fibras emitidas por lavagem e massa de roupa utilizada. Foi calculado segundo Equação 4.5.

$$fibras / kg \text{ roupa} = \frac{fibras_{lavagem}}{m_{lavagem}} \quad \text{Equação 4.5}$$

Calculou-se a quantidade de fibras emitidas por peça através da razão entre a quantidade de fibras emitidas em cada lavagem ( $fibras_{lavagem}$ ) e a quantidade de peças utilizadas em cada lavagem ( $x_{peças}$ ) tal como indicado na Equação 4.6.

$$fibras / peça = \frac{fibras_{lavagem}}{x_{peças}} \quad \text{Equação 4.6}$$

Outros indicadores dependem das características do agregado familiar e do número médio de lavagens por semana ( $x_{lavagens}$ ). Considerando como média semanal, cinco lavagens, calculou-se o número de fibras emitidas para o agregado em estudo, explícito na Equação 4.7.

$$fibras / semana = fibras_{lavagem} \times x_{lavagens} \quad \text{Equação 4.7}$$

Para calcular a quantidade de fibras emitidas semanalmente por cada um dos habitantes do agregado familiar (quatro), foi segundo a Equação 4.8.

$$fibras / (semana. capita) = \frac{fibras_{lavagem}}{x_{lavagens} \times capita} \quad \text{Equação 4.8}$$

O último índice calculado representa a quantidade de fibras emitidas através da totalidade de efluente doméstico. Contando com um consumo mensal de 30 m<sup>3</sup> de água abastecida através da rede pública, ou seja, 7 m<sup>3</sup> semanais, e um coeficiente de afluência de 0,80, o volume de efluente rejeitado para a rede de drenagem definiu-se como 5,6 m<sup>3</sup> semanais ( $V_{efluente}$ ). A Equação 4.9 descreve o cálculo da razão de fibras emitidas por cada litro de efluente doméstico rejeitado.

$$fibras / L_{efluente} = \frac{fibras / semana}{V_{efluente} (L)} \quad \text{Equação 4.9}$$

Tabela 4.9 – Estimativa da concentração de fibras no efluente doméstico

	fibras/kg roupa	fibras/peça	fibras/semana	fibras/(semana.capita)	fibras/L efluente
<b>L1</b>	4E+6	7E+6	34E+6	8E+6	5E+3
<b>L2</b>	5E+6	1E+6	92E+6	23E+6	14E+3
<b>L3</b>	3E+6	432E+3	39E+6	10E+6	6E+3
<b>L4</b>	2E+6	197E+3	38E+6	10E+6	6E+3
<b>L5</b>	2E+6	145E+3	32E+6	8E+6	5E+3
<b>L6</b>	2E+6	673E+3	44E+6	11E+6	6E+3
<b>L7</b>	5E+6	502E+3	90E+6	23E+6	13E+3
<b>L8</b>	1E+6	188E+3	27E+6	7E+6	4E+3
<b>L9</b>	23E+6	17E+6	337E+6	84E+6	50E+3
<b>L10</b>	10E+6	9E+6	277E+6	69E+6	41E+3
<b>Média</b>	6E+6	986E+3	101E+6	25E+6	15E+3

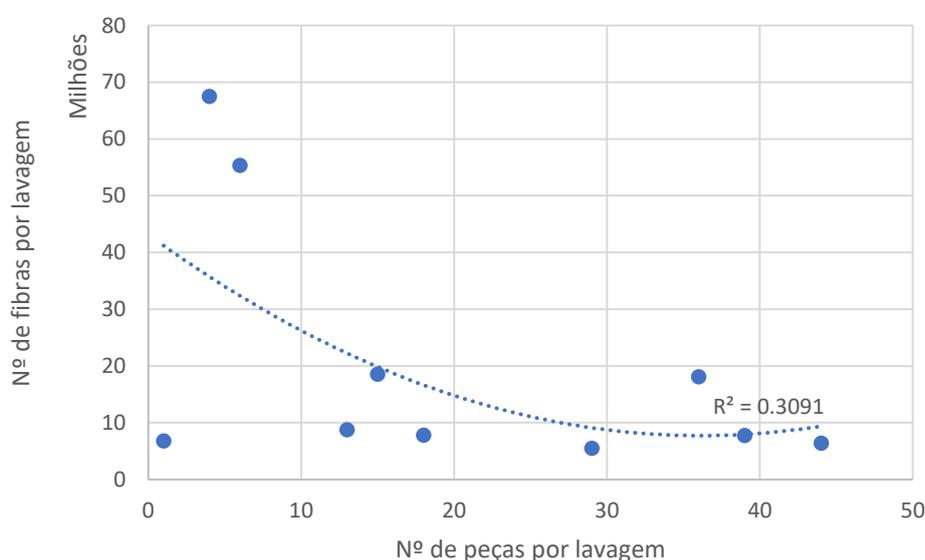


Figura 4.23 – Quantidade de fibras emitidas em função do número de peças

Nas figuras *Figura 4.23* e *Figura 4.24* estão representadas a relação ente a quantidade de fibras emitidas em função do número de peças e a quantidade de fibras emitidas em função da massa de têxteis.

A partir da *Figura 4.23* verifica-se que existe correlação fraca ( $R=0,56$ ) entre o número de peças de cada lavagem e o número de fibras calculadas para cada uma. A tendência é para, quanto maior for a quantidade de peças introduzidas, menor será a quantidade de fibras emitidas em cada lavagem. No entanto, novamente, esta aproximação não é conclusiva, dada a existência de uma grande dispersão de valores face às lavagens efetuadas. Serão, portanto, necessários mais estudos estatísticos de forma a validar esta relação

A *Figura 4.24* por sua vez, não exhibe uma correlação entre a massa têxtil de cada lavagem e o número de fibras emitidas que lhes correspondem, ( $R=0,14$ ).

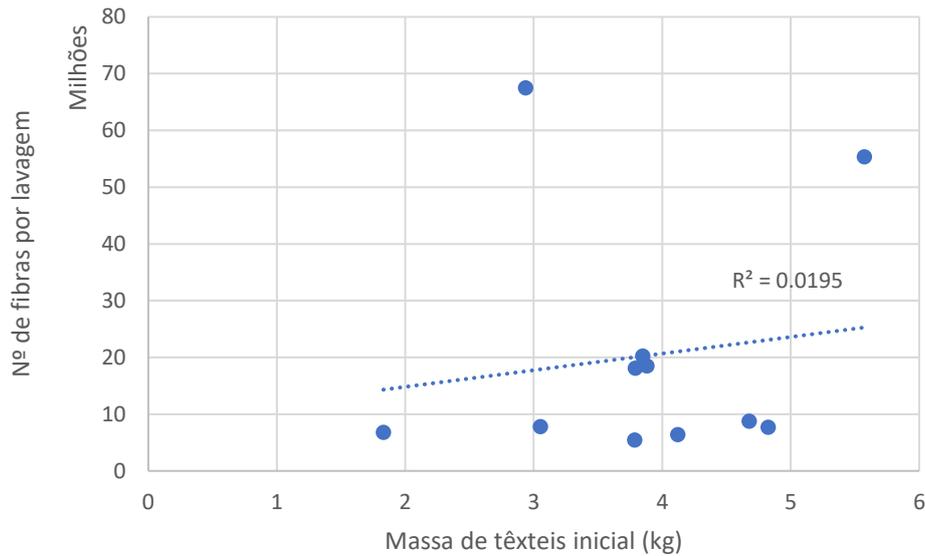


Figura 4.24 – Quantidade de fibras emitidas em função da massa de têxteis

#### 4.9. MOHID Water

Para prever a dispersão das microfibras no meio recetor, utilizou-se o modelo MOHID Water.

Para definir a quantidade de fibras a utilizar na simulação, estimou-se a concentração de fibras descarregada no estuário do Tejo. Primeiro, estimou-se a concentração de fibras no afluente em cada dia ( $fibras_{afluente}/dia$ ), a partir da fração doméstica do caudal médio afluente diário ( $Q_{amd}$ ), 80%, e da concentração de fibras no efluente da máquina de lavar roupa ( $fibras/L_{efluente}$ ), calculado na Tabela 4.9, representado Equação 4.10.

$$(fibras_{afluente}/dia) = fibras / L_{efluente} \times Q_{amd} \times Q_{dom} \quad \text{Equação 4.10}$$

Estimou-se a concentração de fibras no afluente por unidade de volume ( $fibras_{afluente}/m^3$ ) tendo em conta o caudal médio afluente diário ( $Q_{amd}$ ), de acordo com a Equação 4.11.

$$fibras_{afluente}/m^3 = \frac{fibras_{afluente}/dia}{Q_{amd}} \quad \text{Equação 4.11}$$

Considerando apenas as fibras de origem sintética, a quantidade de fibras sintéticas por unidade de volume ( $fibras_{sintéticas}/m^3$ ) é obtida segundo a Equação 4.12. A percentagem de fibras sintéticas ( $fibras_{sintéticas}$ ) encontra-se descrita em 4.5.3.

$$fibras_{sintéticas}/m^3 = fibras_{afluente}/m^3 \times fibras_{sintéticas}(\%) \quad \text{Equação 4.12}$$

A quantidade de fibras descarregada para o estuário do Tejo foi obtida segundo Equação 4.13 e recorreu-se a eficiências de remoção descritas na literatura.

$$Descarga \left( \frac{\text{fibras}}{\text{m}^3} \right) = \text{fibras sintéticas}_{\text{afluente}} / \text{m}^3 \times \text{eficiência de remoção (\%)} \quad \text{Equação 4.13}$$

A concentração de fibras na descarga por unidade de tempo foi calculada tendo em conta o caudal descarregado ( $Q_{\text{rio}}$ ), que resulta da subtração do caudal reutilizado ( $Q_r$ ) ao caudal tratado ( $Q_t$ ), indicado na Equação 4.14.

$$Descarga \left( \frac{\text{fibras}}{\text{dia}} \right) = Descarga \left( \frac{\text{fibras}}{\text{m}^3} \right) \times Q_{\text{rio}} \quad \text{Equação 4.14}$$

Tabela 4.10 – Valores calculados de  $\text{fibras}_{\text{afluente}}/\text{dia}$ ,  $\text{fibras}_{\text{afluente}}/\text{m}^3$  e  $\text{fibras sintéticas}_{\text{afluente}}/\text{m}^3$

	<b>fibras<sub>afluente</sub>/dia</b>	<b>fibras<sub>afluente</sub>/m<sup>3</sup></b>	<b>fibras sintéticas<sub>afluente</sub>/m<sup>3</sup></b>
<b>L1</b>	264E+9	5E+6	4E+6
<b>L2</b>	720E+9	13E+6	6E+6
<b>L3</b>	328E+9	6E+6	4E+6
<b>L4</b>	300E+9	5E+6	2E+6
<b>L5</b>	249E+9	5E+6	1E+6
<b>L6</b>	340E+9	6E+6	223E+3
<b>L7</b>	741E+12	13E+6	7E+6
<b>L8</b>	212E+9	4E+6	1E+6
<b>L9</b>	3E+12	48E+6	0
<b>L10</b>	2E+12	40E+6	849E+3
<b>Média</b>	787E+9	14E+6	2E+6
<b>Mediana</b>	340E+9	6E+6	2E+6

Não existem dados acerca da eficiência de remoção de microfibras ou microplásticos na ETAR de Beirolas. Deste modo, consideraram-se três cenários, com três eficiências diferentes referidas na literatura. O cenário 1 (C1) corresponde à maior eficiência, 99,96%, referida por Magnusson et al. 2016. O cenário 2 (C2) corresponde a uma eficiência de 99,9% (Carr et al. 2016), e o cenário 3 (C3) a uma eficiência de 98,4% (Murphy et al. 2016). De notar que estes valores se encontram subestimados dado que se considerou apenas fibras resultantes da lavagem de têxteis e de ambiente doméstico. A Tabela 4.11 reúne as concentrações de fibras sintéticas estimadas na descarga da ETAR de Beirolas (fibras/h) para os três cenários em causa.

*Tabela 4.11 – Concentração de fibras sintéticas na descarga da ETAR (fibras/h)*

	<b>C1: 99.96%</b>	<b>C2: 99.90%</b>	<b>C3: 98.40%</b>
L1	3E+6	7E+6	115E+6
L2	4E+6	11E+6	169E+6
L3	3E+6	7E+6	107E+6
L4	1E+6	3E+6	53E+6
L5	850E+3	2E+6	34E+6
L6	164E+3	411E+3	7E+6
L7	5E+6	12E+6	192E+6
L8	842E+3	2E+6	34E+6
L9	0	0	0
L10	624E+3	2E+6	25E+6
Média	2E+6	5E+6	73E+6
Mediana	1E+6	3E+6	43E+6

De modo a não comprometer o tempo de cálculo, optou-se por reduzir na ordem das dezenas de milhar o número de partículas a simular, mantendo a razão entre cada cenário, sem perder o significado estatístico. Assim, na *Tabela 4.12* reúne-se os caudais utilizados no modelo, para cada cenário.

*Tabela 4.12 – Caudal de partículas descarregadas utilizado no modelo*

<b>C1: 99,96%</b>	<b>C2: 99,90%</b>	<b>C3: 98,40%</b>
110 partículas/h	300 partículas/h	440 partículas/h

Na *Figura 4.25* apresenta-se a distribuição das partículas no estuário do Tejo, às 12h00 dos dias 5, 10 e 15 após a emissão. Quanto maior o número de partículas emitidas, maior a densidade das mesmas no estuário do Tejo, ou seja, o cenário C3 apresenta uma mancha mais densa em relação aos cenários C1 e C2. Aos cenários C1, C2 e C3 correspondem os caudais indicados na *Tabela 4.12*. Para cada um dos três cenários, verifica-se que no decorrer dos dias, a quantidade de partículas representadas aumenta, sendo que uma parte é tendencialmente retida nas baías, enquanto que outra parte é exportada para o oceano Atlântico. Existe ainda uma porção que permanece no interior do estuário.

Verifica-se que as partículas dependem também da maré, sendo que a distribuição destas varia com a mesma. Um instante de velocidade (intensidade e direção) correspondente a um período de enchente, retém as partículas no interior do estuário. Já um período de vaza, corresponde a um período de exportação. Considerando o décimo quinto dia de simulação, representou-se a preia-mar e a baixa-mar, às 16h e 23h, respetivamente. Na *Figura 4.26* representou-se a preia mar. Verifica-se a tendência para a dispersão de fibras na zona mais a montante do estuário, que é justificado pela direção das velocidades representada pelo modelo hidrodinâmico. Contrariamente, para a baixa-mar, representada na *Figura 4.27*, dado que as velocidades se encontram, tendencialmente, na direção do oceano Atlântico, é de esperar que as partículas se concentrem na zona mais a jusante do estuário, como se verifica pela distribuição de partículas correspondente.

Para perceber o potencial de acumulação de partículas em determinadas zonas do estuário do Tejo, utilizaram-se ficheiros do tipo *box*, previamente criados, que delimitam uma região do modelo. Utilizaram-se três *boxes*, uma para representar a área onde as partículas foram emitidas, uma para representar uma zona de baía e outra para representar a zona de exportação de partículas do estuário. Na *Figura 4.28* representa-se a quantidade de partículas que a cada instante se encontra dentro de cada caixa, para cada um dos três cenários, C1, C2 e C3. Existem oscilações de máximos e de mínimos com período de aproximadamente seis horas. Estas variações periódicas estão relacionadas com a maré, representada no topo da figura. Nas *boxes* 2 e 7, aos máximos corresponde a preia-mar, e, portanto, maior concentração de partículas na zona mais interior do estuário, e aos mínimos, corresponde a baixa-mar, e, por consequência, o fenómeno inverso. Quanto à *box* 9, os máximos correspondem à baixa-mar e os mínimos à preia-mar. Este fenómeno deve-se ao transporte das partículas no interior do estuário para jusante em função da maré, sendo fenómeno oposto ao descrito para a *box* 2.

Na *box* 2, entre os dias 1 e 10 de simulação, dias 2 e 10 de junho, observa-se uma tendência crescente do número de partículas nos três cenários. Isto deve-se ao facto de a simulação partir de um estado pristino, em que não existem partículas, o que não corresponde à realidade. A partir deste período, há um pequeno decréscimo, seguido de estabilização, que é justificado pelo alcance de uma concentração constante de partículas, em que as partículas introduzidas são distribuídas pelas restantes regiões do estuário. Nas *boxes* 7 e 9 o período crescente inicia-se mais tarde, ao segundo e quinto dias, respetivamente, devendo-se à distância à origem. Por sua vez, a concentração constante é atingida o mesmo número de dias mais tarde, ao décimo segundo e décimo quinto dias, respetivamente. No início deste período verifica-se o aumento do número de partículas nas caixas 7 e 9. Este aumento está de acordo com o decréscimo identificado na *box* 2, e resulta da receção das partículas distribuídas a partir da mesma.

Por volta do dia 10-06, verifica-se uma maior variação entre os máximos e os mínimos, possivelmente devido a um fenómeno de marés vivas. Para o mesmo intervalo de tempo, na *Figura 4.28* observa-se uma maior amplitude de maré.

Como se esperava, verifica-se que existe acumulação de partículas nas três caixas. Quanto mais elevado for o número de partículas descarregadas, maior é o número de partículas acumuladas. Ou seja, o cenário 3 apresenta sempre um número de partículas contidas nas *boxes* mais elevado que os restantes. Já em relação à ordem de grandeza, na *box* 9 (zona de exportação) verifica-se ser de  $10^3$  e nas *boxes* 2 e 7 de  $10^4$ , novamente devido à hidrodinâmica das mesmas.

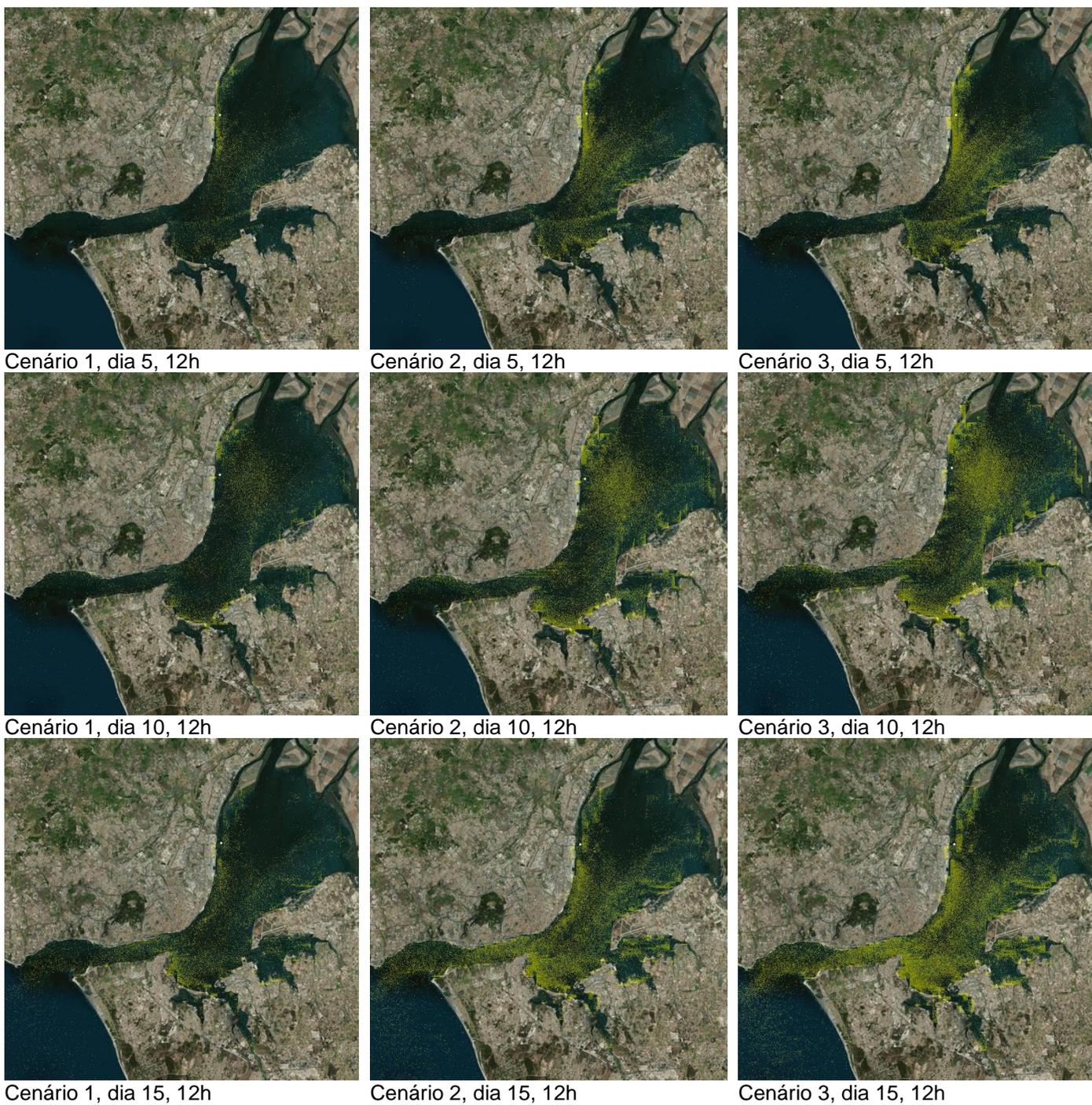
Quanto aos picos, a *box* 7 apresenta picos menos acentuados em relação à *box* 9, dado que corresponde a uma zona de baía, de velocidades lentas, ao contrário da *box* 9. É nesta que ocorrem os extremos de velocidades, sendo onde existe maior facilidade de exportação de partículas, haja uma variação mais abrupta entre marés, ao contrário da *box* 7, onde existe tendência para acumulação.

Na *Figura 4.29* representou-se as razões entre os três cenários. Na *box* 2 a razão entre os cenários é constante ao longo do tempo, dependendo da razão entre o número de partículas introduzidas em cada

cenário. Na *box 7*, as razões aparentam valores máximos até ao quinto dia, a partir do qual tendem para as mesmas razões observadas para a *box 2*.

Os máximos verificados ao dia 3 de junho correspondem à chegada das primeiras partículas provenientes da origem à *box 7*. Sabendo que o número de partículas nessa *box*, nessa data, é muito inferior aos restantes dias, e irá crescer, segundo a *Figura 4.28*, a razão ainda toma valores muito superiores ao previsto.

Na *box 9*, a amplitude é muito superior às *boxes 2 e 7*. Como esta *box* é a mais afastada da origem, é a mais dependente da hidrodinâmica das anteriores para que as partículas a atinjam. Ou seja, à *box 9* chegam partículas em razões muito diferentes das esperadas em função das que não são retidas em nenhuma caixa anterior.



*Figura 4.25 – Comparação entre os três cenários (C1, C2, C3) ao 5º, 10º e 15º dia de simulação (dias 6-06-2018, 11-06-2018 e 16-06-2018, respectivamente)*

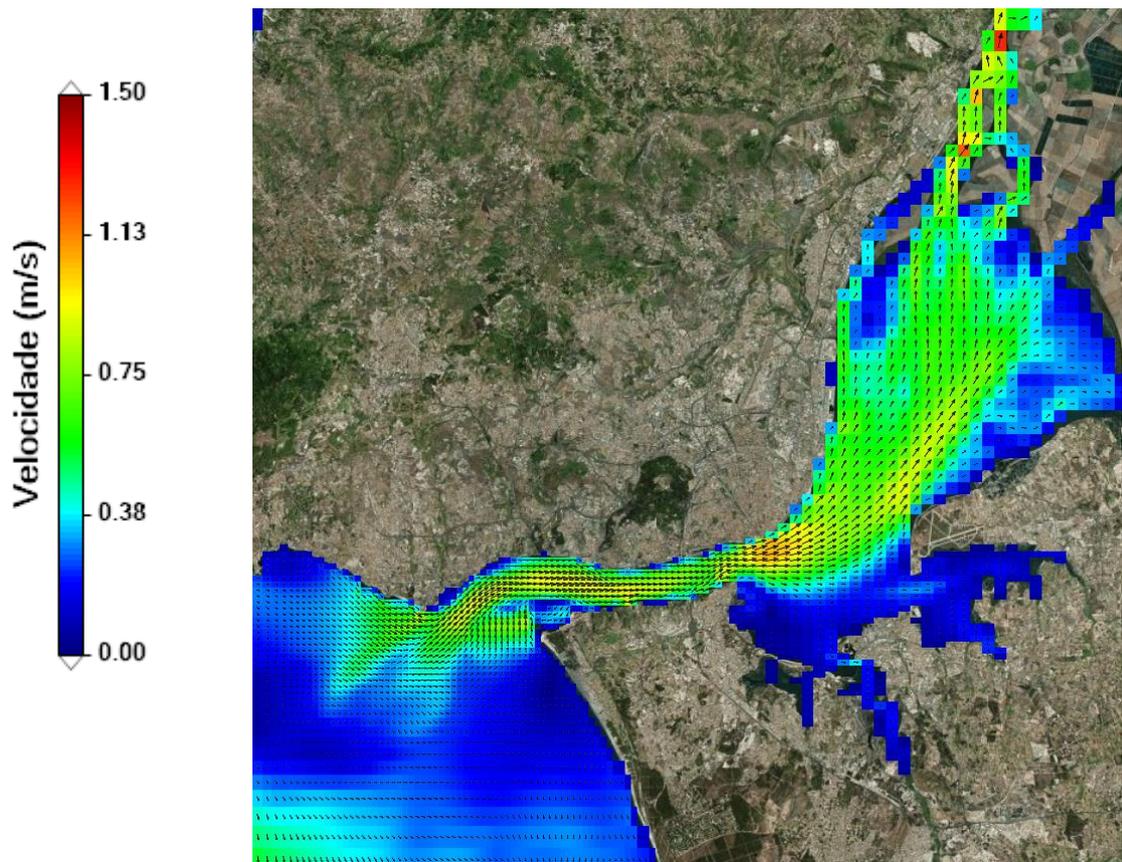
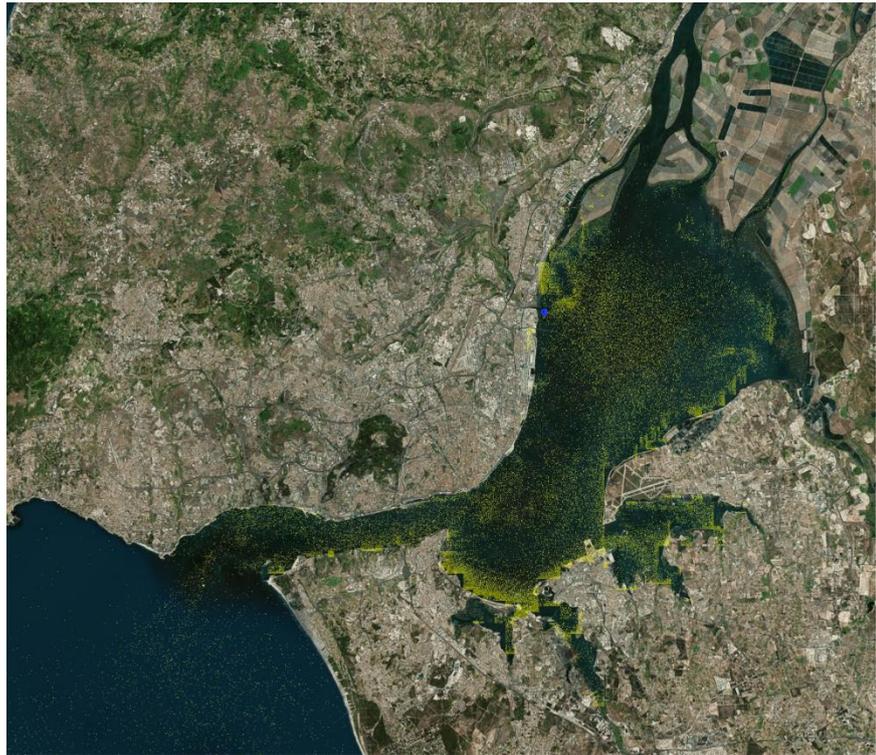


Figura 4.26 – Cenário 2, dia 15, preia-mar (16h). Em cima, a distribuição das partículas. Em baixo, o campo de velocidade.

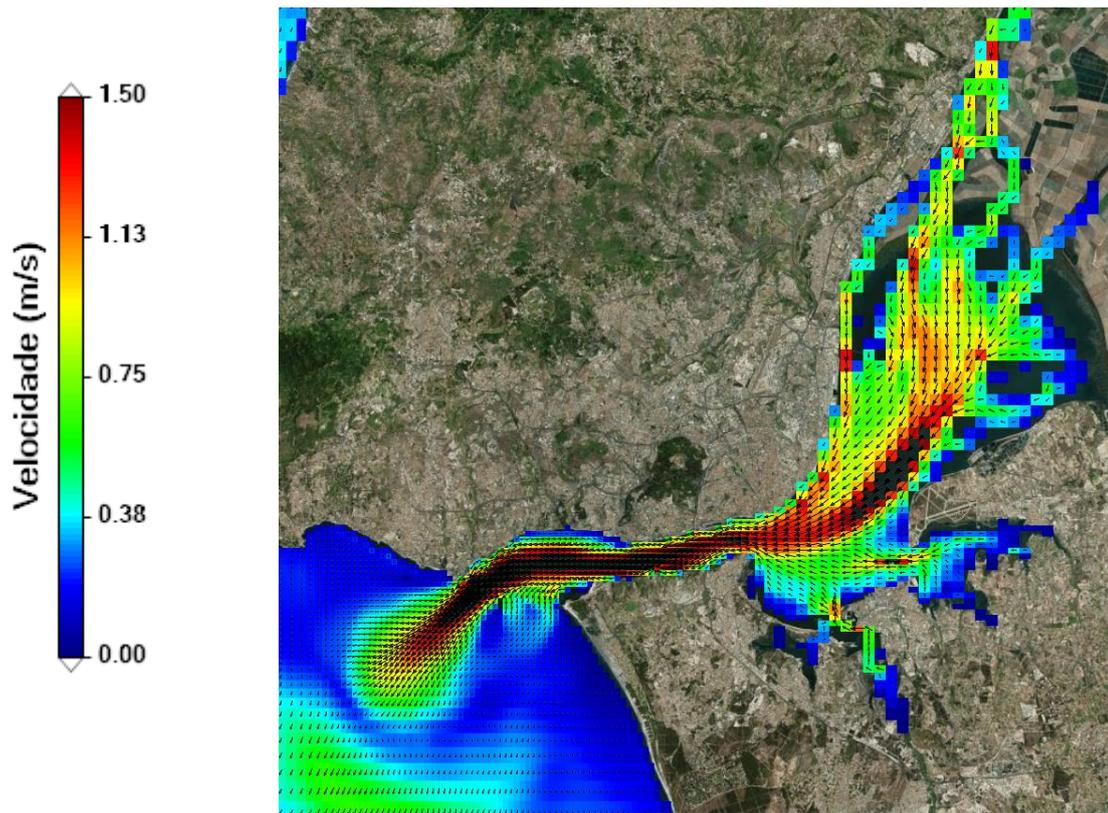


Figura 4.27– Cenário 2, dia 15, baixa-mar (21h). Em cima, a distribuição das partículas. Em baixo, o campo de velocidade.

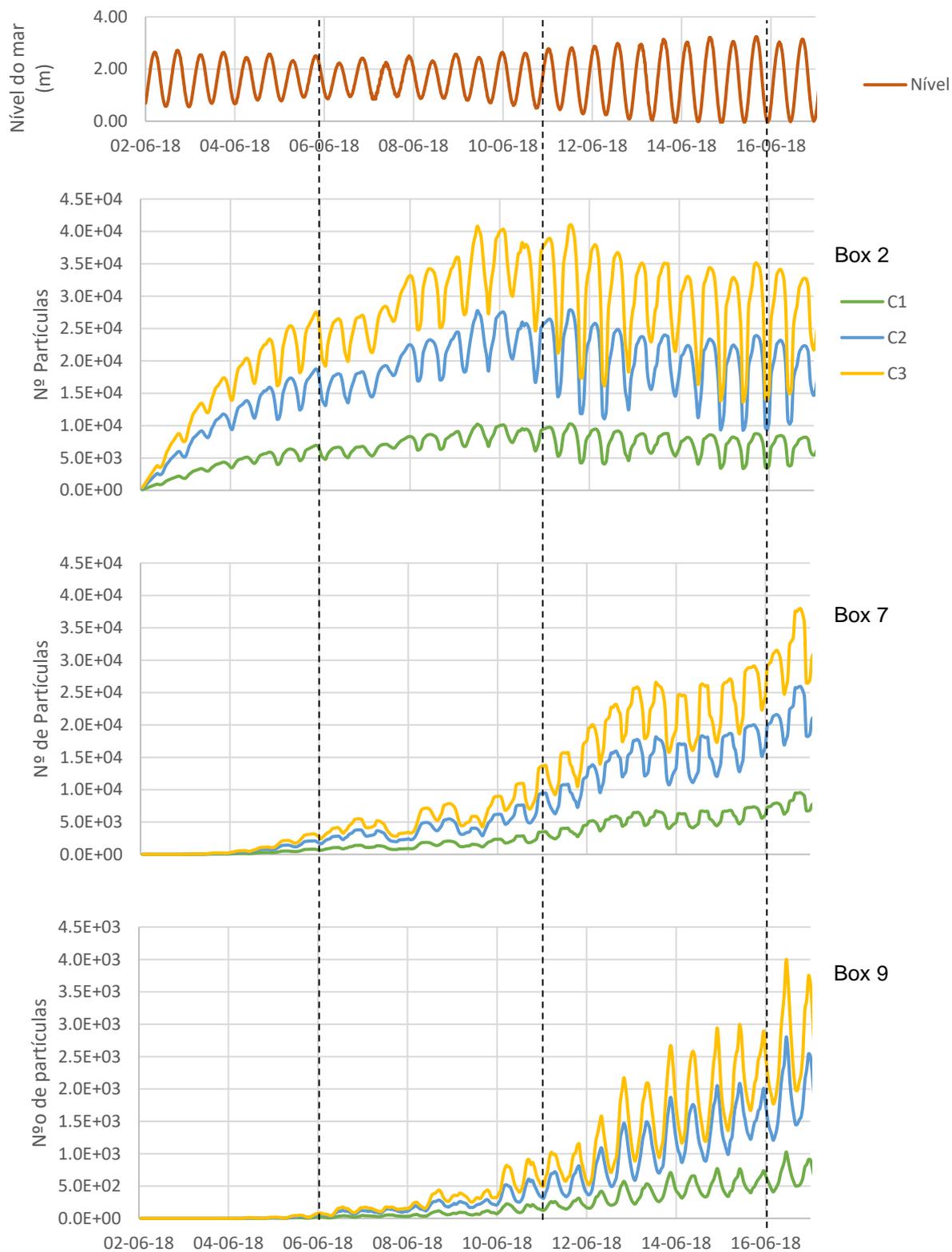


Figura 4.28 – Número de partículas em cada box e em cada cenário

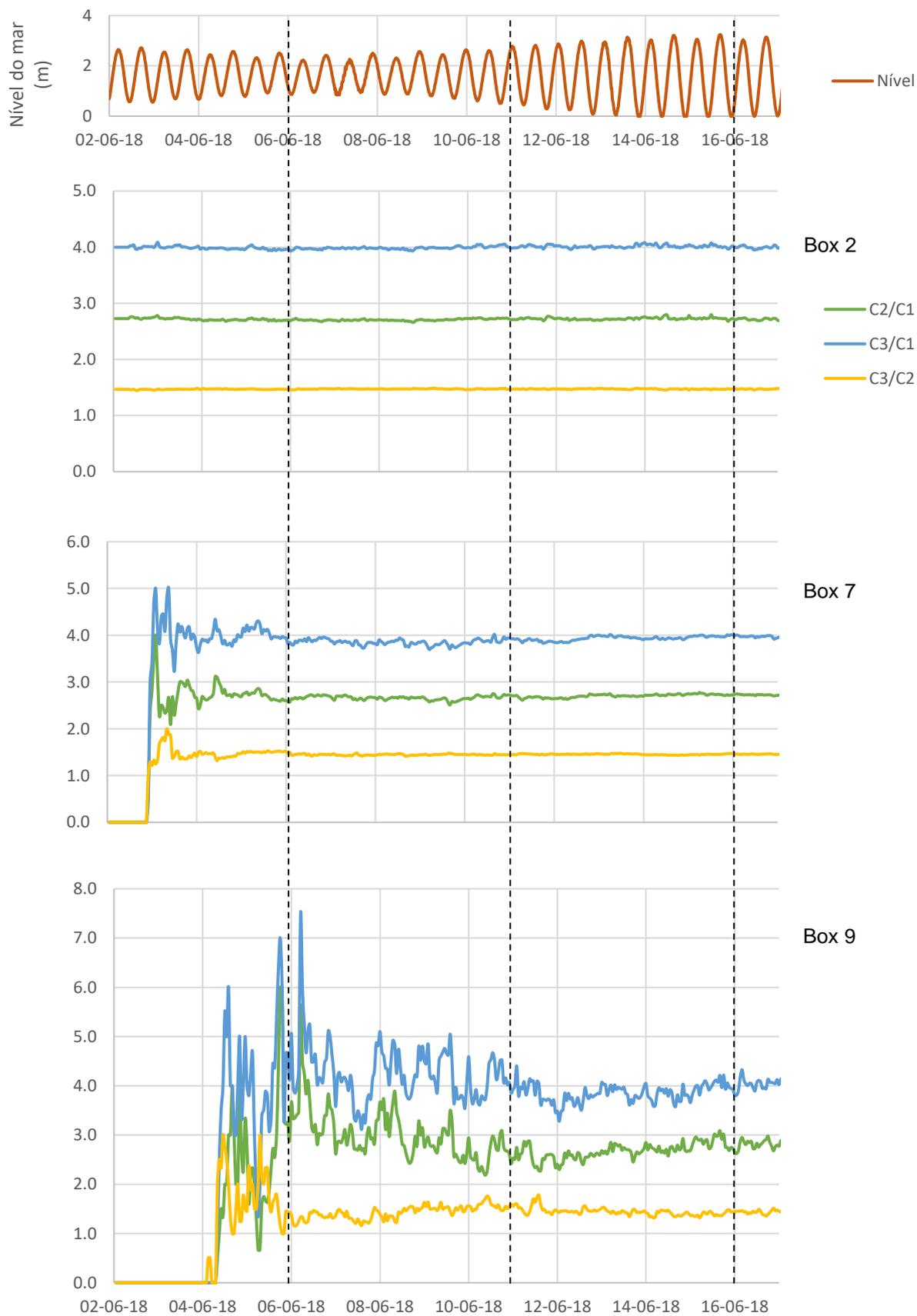


Figura 4.29 – Razão entre o número de partículas em cada box e cada cenário



## 5. Discussão

Tendo sido obtidos os resultados que se encontram descritos no ponto 4, torna-se agora necessário verificar a sua fiabilidade ao compará-los com outros estudos já existentes.

A diversidade das fibras em termos de dimensão, cor e aspeto dificulta a clara identificação e caracterização das mesmas em amostras de águas residuais. Assim sendo, o desenvolvimento de um método standard de análise é um desafio para estudos que pretendam caracterizar o transporte e o destino de microplásticos nas ETAR. Nos métodos atuais, durante o processamento da amostra de água residual, a colmatção dos instrumentos de filtração é precoce, o que dificulta a análise. A solução passou por diluir a amostra

O primeiro ponto a comparar tem que ver com os resultados obtidos para as concentrações em SST e SSV. Em termos de SST, os valores calculados variam entre 68,8 mg/L (L1) e 332,5 mg/L (L10). A concentração toma, em média, o valor de 166,4 mg/L, e a mediana 122,7 mg/L. Na literatura, este parâmetro toma valores entre os 120 e os 195 mg/L (Almeida et al. 1999). Sete das dez lavagens apresentam concentração em SST dentro desta gama de valores, à exceção das lavagens L2, L9 e L10. Já em relação a SSV, os valores calculados variam entre 52,5 mg/L (L1) e 247,4 mg/L (L10), sendo que em média, a concentração toma o valor de 127,4 mg/L e mediana 103,4 mg/L. Na literatura, este parâmetro toma valores entre os 108 e os 155 mg/L (Almeida et al. 1999). As diferenças registadas em relação à literatura devem-se, provavelmente à variabilidade das condições de ensaio (detergentes, tempo de lavagem, quantidade e tipo de têxteis, entre outros), que variam geográfica e temporalmente, sendo que os estudos utilizados para comparação são da década de 1970.

A contagem das fibras permitiu obter uma estimativa da quantidade de fibras emitidas por lavagem. Obteve-se contagens entre  $6,75 \times 10^7$  fibras (L9) e  $5,45 \times 10^6$  fibras (L8), sendo que em média, a contagem é de  $22 \times 10^7$  fibras, mas a mediana é de cerca de  $8,26 \times 10^6$  fibras. Estes valores são muito superiores ao sugerido noutro estudo,  $7 \times 10^5$  fibras por lavagem para uma carga de 6 kg (Napper e Thompson 2016). Outros estudos sugerem a emissão de 1900 (Browne et al. 2011) a  $2,5 \times 10^5$  fibras/peça (Bruce et al. 2017) em cada lavagem. Quatro lavagens, L1, L2, L9 e L10 tomam valores fora da ordem de grandeza descrita na literatura. Os valores para as lavagens estudadas variam entre  $1,69 \times 10^7$  (L10) e  $1,45 \times 10^5$  (L5) fibras/peça em cada uma, sendo a média de  $9,86 \times 10^5$  fibras/peça e a mediana de  $5,87 \times 10^5$ . Esta discrepância, à semelhança da descrita para o caso da concentração em SST e SSV, deve-se provavelmente à diferença entre as características deste estudo, e os restantes, tendo em conta que o tipo de têxteis utilizados não sofreu outro tipo de seleção além da cor. Ou seja, como a pretensão foi simular as lavagens em ambiente doméstico, procurou-se usar a carga máxima permitida pela máquina, em volume ou em massa. O volume foi quase sempre o fator limitante, dado que, embora não se atingisse o peso máxima, a cuba não suportou mais peças. Contrariamente, em laboratório, foram usadas poucas peças de dimensões conhecidas, como o caso de duas peças com uma superfície de 175 cm<sup>2</sup> e massa de 7 g por peça (Hernandez et al. 2017), seis peças, cada uma com área de 0,84 m<sup>2</sup> e 320 g por peça (Pirc et al. 2016), ou doze peças com área de 400 cm<sup>2</sup>

cada. Sabendo-se que o número de fibras emitidas aumenta em função da massa, é de esperar obterem-se valores superiores quando são utilizadas cargas superiores.

A contabilização das fibras que resultam de cada lavagem permite estimar a emissão resultante da lavagem de têxteis em ambiente doméstico. Esta aproximação sugere valores entre  $6,8 \times 10^6$  e as  $8,4 \times 10^7$  fibras *per capita* emitidas semanalmente, valor médio de  $2,5 \times 10^7$  e mediano de  $1 \times 10^7$  fibras/pessoa/semana. Por outro lado, tendo em conta o consumo de água da rede pública neste caso de estudo, estimaram-se emissões na ordem das 4 000 a 50 000 fibras por cada litro de efluente, contando com valor médio de 15 000 fibras/L efluente e valor mediano de 6 000 fibras/L efluente. Mesmo contando com uma eficiência de remoção na gama dos 90% (Magnusson et al. 2016) a 98,4% (Murphy et al. 2016), existe ainda uma quantidade significativa de fibras que chega ao meio recetor, estando de acordo com estudos que indicam que as ETAR são vias de entrada de poluentes plásticos de pequenas dimensões nos meios recetores (Talvitie et al. 2015).

A cor é uma das características das fibras analisadas, em que se registou variações muito diferentes. Possivelmente, esse fenómeno deve-se a quatro hipóteses. Cada peça foi registada de uma só cor, ou seja, a predominante, quer fosse lisa, quer apresentasse algum padrão. Alternativamente, é possível que mesmo peças de uma só cor, sejam resultado de uma mistura de fibras de diversas cores. Assim, é possível que estejam presentes fibras de cores não registadas inicialmente numa lavagem, e que correspondam a uma peça identificada com outra cor. A terceira hipótese reside na possibilidade de a luz do estereoscópio conduzir a uma identificação errada da cor. Por fim, a quarta hipótese reside na possibilidade de as fibras, pela ação mecânica da lavagem, perderem a sua cor original.

A natureza dos têxteis também indica algumas discrepâncias entre os lotes iniciais e as fibras recuperadas. Entre as distribuições verificam-se diferenças das fibras recuperadas em relação à composição inicial, entre os 0% (L9) e os 25%. Esta discrepância verifica-se segundo duas hipóteses. Em primeiro lugar, não é claro qual a relação entre o desfibramento dos têxteis de origem sintética ou de origem natural. Não se encontra estudada a razão entre cada um, sendo que se não forem semelhantes, origina razões natural/sintético final e inicial diferentes. Outro caso que suscita as diferenças entre as figuras *Figura 4.8* e *Figura 4.9* é o facto de a distribuição final resultar de uma classificação baseada em inspeção visual. Apenas a análise química permitiria identificar acertadamente a natureza de cada fibra.

A dimensão das fibras recuperadas é o único parâmetro de três que não permite a comparação com os lotes iniciais. No entanto, depreendeu-se que as fibras de origem natural são tendencialmente mais pequenas que as fibras de origem sintética. Possivelmente dever-se-á à resistência do material. Ou seja, as fibras de origem natural, por serem menos resistentes que as fibras plásticas, podem, ou desagregar-se em fragmentos de menor dimensão, ou pela lavagem mecânica, degradarem-se em fibras mais pequenas.

Quanto à contaminação, mesmo tendo sido tomadas todas as medidas de forma a evitá-la, não foi possível a sua total eliminação. No entanto, as fibras estranhas à amostra correspondem a 0,8% do

total de fibras identificadas em cada filtro, sendo que a sua influência sobre o resultado foi considerada desprezível.

Relativo à aproximação testada, verificou-se que a hipótese testada é viável, sendo que, em caso de tempo e recursos limitados, possa ser uma vantagem. No entanto introduz-se erro na análise sendo necessário fazer o compromisso entre a fiabilidade dos resultados e a morosidade da análise.

A modelação da emissão de partículas com caudal representativo da estimativa de partículas permitiu compreender quais são as regiões do estuário do Tejo mais sensíveis e qual o comportamento tendencial das partículas.

Não estando clara a eficiência de remoção real da ETAR de Beirolas, os três cenários criados funcionaram como hipóteses baseadas na literatura. Existem outros pontos de descarga no estuário do Tejo, mas não foram abordados.

Em primeiro lugar, verificou-se que a eficiência de remoção é um fator que condiciona a quantidade de partículas que são descarregadas no estuário. Variações na ordem de 1,6%, entre 98,4% e os 99,96% traduzem-se na diminuição da emissão de  $4,3 \times 10^6$  fibras para  $1,1 \times 10^6$  fibras, ou seja, uma variação de 38%.

A partir do modelo lagrangiano, baseado no modelo hidrodinâmico, foi possível observar a distribuição das partículas no estuário do Tejo ao longo do período estudado. Verificou-se que o número de partículas representadas aumenta ao longo do tempo, devido a emissão contínua no tempo e ao facto de, estando em causa partículas poliméricas, não ter sido atribuído um fator de decaimento. O número de partículas aumenta também em função do caudal inicial. Quanto maior for o número de partículas por unidade de tempo ( $C1 < C2 < C3$ ), maior é a mancha observada.

O modelo hidrodinâmico indica que o movimento das partículas depende da hidrodinâmica da região, observando-se que à preia-mar corresponde um período de retenção, em que as partículas tendem a permanecer no interior do estuário. Contrariamente, a baixa-mar corresponde a um período de exportação, em que as partículas são transportadas de acordo com a direção das velocidades, tendencialmente para fora do estuário.

A divisão do estuário em *boxes* permitiu averiguar o comportamento das partículas em três regiões representativas do estuário, corpo (*box 2*), baía (*box 7*) e canal (*box 9*). Na *box 2*, corpo do estuário, verifica-se a tendência para a estabilização do número de partículas contidas, servindo esta região como via de entrada a partir da qual as partículas serão distribuídas. Na *box 7*, baía, observou-se a tendência para a retenção de partículas, devido a fraca hidrodinâmica. Já a *box 9*, canal, mostra ser uma zona de exportação de partículas para fora do estuário do Tejo, com pouca tendência a acumular partículas.

Entre os cenários verifica-se que as razões entre o número de partículas se mantêm constante ao longo do tempo, a partir do momento em que se atinge um estado estacionário entre a importação e a exportação de cada *box*.



## 6. Conclusões e Trabalho Futuro

Estimou-se que um agregado familiar de quatro pessoas origine emissões na ordem dos  $15 \times 10^3$  fibras por cada litro de efluente doméstico, ou  $20 \times 10^6$  fibras por cada lavagem. Considerando a frequência semanal das lavagens, obteve-se uma emissão de  $20 \times 10^6$  fibras/(semana.capita). Utilizou-se como caso de estudo a ETAR de Beirolas, tendo-se estimado emissões de  $1 \times 10^6$  a  $45 \times 10^6$  horárias, em função da eficiência de remoção de fibras. A simulação numérica indicou que as zonas de hidrodinâmica reduzida (ex.: baías) tendencialmente acumulam partículas, enquanto que as zonas de elevada hidrodinâmica exportam as partículas.

Verificou-se que as características dos têxteis influenciam a libertação de fibras e a sua recuperação. Têxteis de origem natural libertam mais fibras que os têxteis de origem sintética, sendo que as fibras de origem natural tendem a ser mais pequenas que as fibras sintéticas. Já quanto à cor, as fibras de tons claros são de mais difícil identificação em relação às fibras escuras.

Quanto ao aspeto laboratorial, a futura automatização da contagem das fibras favorecerá o operador, na medida em que o tempo de análise das fibras será substancialmente reduzido. Provavelmente será também possível, além de contar, caracterizar automaticamente as fibras a estudar. Outros estudos deverão ser feitos, de forma a validar os resultados obtidos neste trabalho. É necessário verificar a influência que se deve à máquina de lavar utilizada, aos conjuntos dos têxteis a lavar, aos detergentes utilizados e ao programa definido (temperatura, RPM e tempo de lavagem). Para estudos futuros semelhantes, poderá ser medida também a massa de fibras recuperada e calcular a variação em massa que as lavagens infligem nos têxteis. Visto que a distinção entre a natureza sintética ou natural das fibras foi feita visualmente, é interessante verificar a fiabilidade desta, recorrendo a análise química do tipo espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), como exemplo.

Tendo em conta o impacto ambiental esperado devido a emissão de microfibras de origem sintética, conclui-se que a poluição causada por este tipo de partículas de pequenas dimensões deve ser tida em conta aquando do planeamento e *design* de uma ETAR. Embora as eficiências de remoção deste tipo de partículas sejam já elevadas, dada a extensa afluência das mesmas às estações de tratamento, poderão ser feitos esforços pelo seu aumento.

Alternativamente ao controlo imediatamente a montante da descarga para o meio recetor, o controlo da concentração em microfibras pode ser feito em ambiente doméstico. A primeira opção consiste na preferência por têxteis de origem natural em detrimento dos têxteis de origem sintética. A segunda opção consiste em recorrer a instrumentos disponíveis comercialmente, tais como *Cora ball*, e *Guppyfriend*®, que são introduzidas no tambor da máquina de lavar de forma a reter parte das fibras libertadas.

É de notar que a conjugação das várias formas de controlo da emissão de microfibras, em especial nas fontes (máquinas de lavar) e nas estações de tratamento de águas residuais trará uma maior eficiência do que a opção por apenas um dos métodos.

A modelação numérica permite identificar o comportamento das partículas após a sua introdução no estuário do Tejo e identificar as zonas mais sensíveis. A simulação de dezoito dias permitiu identificar tendências interessantes a averiguar no futuro, tais como o número de partículas existentes em cada uma das *boxes*. Ou seja, verificar se existe tendência para a estabilização do número de partículas em cada *box*, como é sugerido ao fim de dezoito dias. A melhor caracterização da relação entre partículas, focando uma possível taxa de deposição ou tendência para formar coloides permitirá colmatar algumas falhas de aproximação do modelo à realidade. Também uma melhor aproximação da partícula utilizada no modelo à partícula original, em termos de forma, por exemplo, permitirá obter resultados mais realistas.

Por fim, a temática dos microplásticos encontra-se ainda subdesenvolvida e, sendo um assunto de grande relevância no contexto atual, é, sem dúvida, necessário alocar esforços com o objetivo de minimizar os impactes destes poluentes.

Este trabalho foi apresentado no 18º ENASB/ SILUBESA, que decorreu no dia 10 de Outubro de 2018 no Porto.

## 7. Referências

- Adachi, K., e Tainosho, Y. (2004). «Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust». *Environment International*, 30(8), 1009–1017.
- Águas do Tejo Atlântico. (2017). «Centro Operacional de Beirolas».
- Alison, A., Hidalgo-ruz, V., Andrady, A. L., e Peter, J. K. (2015). «Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment». (April), 96.
- Almeida, M. ., Butler, D., e Friedler, E. (1999). «At-source domestic wastewater quality». *Urban Water*, 1(1), 49–55.
- Amaral-Zettler, L., Andrady, A., Dudas, S., Fabres, J., Galgani, F., Hardesty, D., Hidalgo-Ruz, V., Hong, S., Kershaw, P., Lebreton, L., Lusher, A., Narayan, R., Pahl, S., Potemra, J., Rochman, C., Sherif, S. A., Seager, J., Shim, W. J., Sobral, P., Takada, S., Brink, P. ten, Thiel, M., Thompson, R., Turra, A., Cauwenberghe, L. Van, Sebille, E. van, Vethaak, D., Watkins, E., Wyles, K., Wilcox, C., Zettler, E., e Ziveri, P. (2016). «Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part 2 of a global assessment». *Reports and Studies GESAMP*, 93, 217.
- Amec Foster Wheeler Environment & Infrastructure UK Limited. (2017). «39168 Intentionally added microplastics - Final report 20171020». (October).
- Arp, H. P. H., Møskeland, T., Andersson, P. L., e Nyholm, J. R. (2011). «Presence and partitioning properties of the flame retardants pentabromotoluene, pentabromoethylbenzene and hexabromobenzene near suspected source zones in Norway». *J. Environ. Monit.*, 13(3), 505–513.
- Arthur, C., Baker, J., e Bamford, H. (2009). «Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence , Effects , and Fate of Microplastic Marine Debris». (January).
- Braunschweig, F., Leitao, P. C., Fernandes, L., Pina, P., e Neves, R. J. J. (2002). «The object oriented design of the integrated Water Modelling System». *Computational Methods in Water Resources International Conference*, 1079–1090.
- Braunschweig, F., Martins, F., Chambel, P., e Neves, R. (2003). «A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: The Tagus Estuary case». *Ocean Dynamics*, 53(3), 137–145.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., e Thompson, R. (2011). «Accumulation of microplastic on shorelines woldwide: Sources and sinks». *Environmental Science and Technology*, 45(21), 9175–9179.
- Browne, M. A., Galloway, T., Thompson, R., e Chapman, P. M. (2007). «Microplastic—An Emerging Contaminat Of Potential Concern?» 3(4), 2004–2006.
- Bruce, N., Hartline, N., Karba, S., Ruff, B., e Sonar, S. (2017). «Microfibre pollution and the apparel industry». 1–98.
- Canadian Conservation Institute. (2010). «The Identification of Natural Fibres». *CCI Notes*, 13/18, 1–4.

- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., e Peck, B. B. (1972). «Polystyrene Spherules in Coastal WatersPolystyrene Spherules in Coastal Waters». *Science (New York, N. Y.)*, 178(62), 750–753.
- Carpenter, E. J., e Smith, K. L. (1972). «Plastics on the Sargasso Sea Surface.» *Sciences*, 175(4027), 1240–1241.
- Carr, S. A., Liu, J., e Tesoro, A. G. (2016). «Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants». *Water Research*, Elsevier Ltd, 91, 174–182.
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., e Janssen, C. R. (2015). «Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects». *Marine Environmental Research*, Elsevier Ltd, 111, 5–17.
- Cole, G., e Sherrington, C. (2016). «Study to Quantify Pellet Emissions in the UK». (February), 1–45.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., e Galloway, T. S. (2011). «Microplastics as contaminants in the marine environment: A review». *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier Ltd, 62(12), 2588–2597.
- Colton, J. B., Knapp, F. D., e Burns, B. R. (1976). «Plastic Particles in Surface Waters of the Northwestern Atlantic Published by : American Association for the Advancement of Science Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1738284> Linked references are available on JSTOR for this article : Plastic Partic». 185(4150), 491–497.
- Cooper, D. A., e Corcoran, P. L. (2010). «Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii». *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier Ltd, 60(5), 650–654.
- Cornelissen, G., Pettersen, A., Nesse, E., Eek, E., Helland, A., e Breedveld, G. D. (2008). «The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities». *Marine Pollution Bulletin*, 56(3), 565–573.
- Costa, M. F., Ivar Do Sul, J. A., Silva-Cavalcanti, J. S., Araújo, M. C. B., Spengler, Â., e Tourinho, P. S. (2010). «On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach». *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1–4), 299–304.
- Danon-Schaffer, M. N., Mahecha-Botero, A., Grace, J. R., e Ikonou, M. (2013). «Transfer of PBDEs from e-waste to aqueous media». *Science of the Total Environment*, Elsevier B.V., 447, 458–471.
- Daughton, C. G., e Ternes, T. A. (1999). «Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change?» *Environmental Health Perspectives*, 107.
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., e Laforsch, C. (2015). «Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles». *Environmental Chemistry*, 12(5), 539–550.
- Duis, K., e Coors, A. (2016). «Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a

- specific focus on personal care products), fate and effects». *Environmental Sciences Europe*, Springer Berlin Heidelberg, 28(1), 1–25.
- Edwards, R. D., Yurkow, E. J., e Lioy, P. J. (1998). «Seasonal deposition of housedusts onto household surfaces». *Science of the Total Environment*, 224(1–3), 69–80.
- Fotopoulou, K. N., e Karapanagioti, H. K. (2012). «Surface properties of beached plastic pellets». *Marine Environmental Research*, Elsevier Ltd, 81, 70–77.
- Frias, J. P. G. L., Otero, V., e Sobral, P. (2014). «Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters». *Marine Environmental Research*, Elsevier Ltd, 95, 89–95.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., e Law, K. L. (2017). «Supplimentary Materials for Production, use, and fate of all plastics ever made». *Science Advances*, 3(7), 19–24.
- Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., e Hodges, G. (2011). «A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic». *Environ. Sci. Technol*, 45, 1466–1472.
- Gregory, M. R. (1996). «Plastic scrubbers' in hand cleansers: A further (and minor) source for marine pollution identified». *Marine Pollution Bulletin*, 32(12), 867–871.
- H. ten Broeke, J. Hulskotte, H. D. van der G. (2008). «Road traffic Tyre Wear». *Emission Estimates for Diffuse Sources, Netherlands Emission Inventory*, (September), 27.
- Harper, P. C., e Fowler, J. a. (1987). «Plastic pellets in New Zealand storm-killed prions (*Pachyptila* spp.) 1958-1977». *Notornis*, 34, 65–70.
- Hartline, N. L., Bruce, N. J., Karba, S. N., Ruff, E. O., Sonar, S. U., e Holden, P. A. (2016). «Microfibre Masses Recovered from Conventional Machine Washing of New or Aged Garments». *Environmental Science and Technology*, 50(21), 11532–11538.
- HELCOM. (2014). «Preliminary study on synthetic microfibres and particles at a municipal waste water treatment plant». *Baltic Marine Environment Protection Commission HELCOM*, 14 p.
- Henze, M., e Comeau, Y. (2008). «Wastewater Characterization -The Origin of Wastewater». *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*, IWA Publishing, 20.
- Hernandez, E., Nowack, B., e Mitrano, D. M. (2017). «Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfibre Release during Washing». *Environmental Science and Technology*, 51(12), 7036–7046.
- Hirasawa, M., Takemoto, A., Kasai, S., e Aita, H. (2010). «Development of Recessed Pavement Markings That Incorporate Rumble Strips». *Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies*, 8, 2032–2047.
- Hoellein, T., Rojas, M., Pink, A., Gasior, J., e Kelly, J. (2014). «Anthropogenic litter in urban freshwater ecosystems: Distribution and microbial interactions». *PLoS ONE*, 9(6).

IPMA. (2018). «comunicação pessoal».

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., e Law, K. L. (2015). «Plastic waste inputs from land into the ocean». *Science (New York, N. Y.)*, (January), 1655–1732.

Jang, Y. C., Lee, J., Hong, S., Lee, J. S., Shim, W. J., e Song, Y. K. (2014). «Sources of plastic marine debris on beaches of Korea: More from the ocean than the land». *Ocean Science Journal*, 49(2), 151–162.

Jartun, M., e Pettersen, A. (2010). «Contaminants in urban runoff to Norwegian fjords». *Journal of Soils and Sediments*, 10(2), 155–161.

Khandual, A., e Luximon, A. (2014). «Fire protection : Flammability and textile fibres Fire Protection : Flammability and textile fibres». *Colourage*, (May 2014).

Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., e Sillanpää, M. (2018). «Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibres in conventional activated sludge process and advanced MBR technology». *Water Research*, 133, 236–246.

Leitão, P. M. C. F. L. (2002). «Integração de Escalas e de Processos na Modelação do Ambiente Marinho». *Praxis*.

Leslie, H. A. (2014). «Review of Microplastics in Cosmetics». *IVM Institute for Environmental Studies*, 476(July), 33.

Llorca, M., Farré, M., Karapanagioti, H. K., e Barceló, D. (2014). «Levels and fate of perfluoroalkyl substances in beached plastic pellets and sediments collected from Greece». *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier Ltd, 87(1), 286–291.

Lusher, A. (2015). *Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. Marine Anthropogenic Litter*.

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshamma, M., Stadmark, J., e Voisin, A. (2016). «Swedish sources and pathways for microplastic to the marine environment: a review of existing data». (C), 88.

Magnusson, K., e Norén, F. (2014). «Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant». *IVL Swedish Environmental Research Institute*, C 55(C), 22.

Malhadas, M. S., Neves, R. J., Leitão, P. C., e Silva, A. (2010). «Influence of tide and waves on water renewal in Óbidos Lagoon, Portugal». *Ocean Dynamics*, 60(1), 41–55.

Marston, N. (sem data). «Effects of UV Radiation on Building Materials». *Niwa.Co.Nz*, 1–2.

Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmman, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., e Rogers, D. L. (2016). «Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent». *Environmental Pollution*, Elsevier Ltd, 218, 1045–1054.

- Mata, A. M. Da, Martins, C. M., e Cortez, M. C. (1998). «Situação actual da gestão do regulamento de descarga de águas residuais industriais do Município de Loures». *4º Congresso da Água*, (1), 16.
- Mateus, M., e Fernandes, R. (2008). «Modelling pollution: Oil spills and faecal contamination». *International Oil Spill Conference Proceedings*, (1), 89–96.
- MERMAIDS Consortium. (2017). *Microfibre release from clothes after washing: Hard facts, figures and promising solutions. Position Paper*.
- Michielssen, M. R., Michielssen, E. R., Ni, J., e Duhaime, M. B. (2016). «Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed». *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, Royal Society of Chemistry, 2(6), 1064–1073.
- Miles, R., Clark, L., Ellicks, D., Hoch, R., Garrett, L., e Chambers, B. (2002). «Plastic media blasting: The paint remover of choice for the air force». *Metal Finishing*, 100(7), 14–17.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., e Quinn, B. (2016). «Wastewater Treatment Works (WWTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment». *Environmental Science and Technology*, 50(11), 5800–5808.
- Napper, I. E., e Thompson, R. C. (2016). «Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions». *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier Ltd, 112(1–2), 39–45.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., e Pereira, T. (2015). «Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast». *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier Ltd, 101(1), 119–126.
- Oosterhuis, F., Papyrakis, E., e Boteler, B. (2014). «Economic instruments and marine litter control». *Ocean and Coastal Management*, Elsevier Ltd, 102(PA), 47–54.
- de Pablo, H., Brito, D., Mateus, M., Trancoso, A. R., Campuzano, F. J., Pinto, L., e Neves, R. (2013). «An integration methodology to estimate water fluxes and constituents budgets in coastal areas: application to the Tagus coastal area». *Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID*, (December 2014), 213–224.
- Pegram, J. E., e Andrady, A. L. (1989). «Outdoor weathering of selected polymeric materials under marine exposure conditions». *Polymer Degradation and Stability*, 26(4), 333–345.
- Pham, C. K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C. H. S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J. B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K. L., Huvenne, V. A. I., Isidro, E., Jones, D. O. B., Lastras, G., Morato, T., Gomes-Pereira, J. N., Purser, A., Stewart, H., Tojeira, I., Tubau, X., Van Rooij, D., e Tyler, P. A. (2014). «Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins». *PLoS ONE*, 9(4).
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., e Kržan, A. (2016). «Emissions of microplastic fibres from microfibre fleece during domestic washing». *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21), 22206–22211.

- PlasticsEurope. (2017). «Plastics – the Facts 2017».
- Qin, M. Y. (2014). «Global Fibres Overview». *Synthetic Fibres Raw Materials Committee Meeting at APIC 2014*, 2014(May), 27.
- Ryan, P. G., e Moloney, C. L. (1990). «Plastic and other artefacts on South African beaches: Temporal trends in abundance and composition». *South African Journal of Science*, 86(March), 450–452.
- Saraiva, S., Pina, P., Martins, F., Santos, M., Braunschweig, F., e Neves, R. (2007). «Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries». *Hydrobiologia*, 587(1), 5–18.
- Schneider, T. (2008). «Dust and fibres as a cause of indoor environment problems». *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health, Supplement*, (4), 10–17.
- Sheavly, S. B. (2004). «Marine Debris — an Overview of a Critical Issue for Our Oceans».
- Skalle, P., Backe, K. R., Lyomov, S. K., Killas, L., Dyrli, a. D., e Sveen, J. (1999). «Microbeads as Lubricant in Drilling Muds Using a Modified Lubricity Tester». *SPE Annual Conference and Exhibition*, SPE 56562.
- Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Kang, J. H., Kwon, O. Y., Han, G. M., e Shim, W. J. (2014). «Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer». *Environmental Science and Technology*, 48(16), 9014–9021.
- Standard Methods. (1995). *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater. Standard Methods*, (Byrd Prepress, ed.), Springfield, Washington.
- Sundt, P., Schulze, P.-E., e Syversen, F. (2014). «Sources of microplastic- pollution to the marine environment Project report». (*Miljødirektoratet*), *Norwegian Environment Agency*, (M-321 2015), 86.
- Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J. P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., e Vahala, R. (2015). «Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea». *Water Science and Technology*, 72(9), 1495–1504.
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., e Setälä, O. (2017). «Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies». *Water Research*, 123, 401–407.
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., e Thompson, R. C. (2007). «Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants». *Environ. Sci. Technol.*, 41(22), 7759–7764.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., Mcgonigle, D., e Russell, A. E. (2004). «Lost at Sea : Where Is All the Plastic ?» 304(May), 2004.
- U.S. National Park Service. (sem data). «Approximate Time it Takes for G arbage to Decompose in the Environment». 5.

- United Nations Environment Programme. (2016). «Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change». 23.
- Verschoor, A., De Porter, L., Deltares, E. R., e Bellert, B. (2014). «Quick scan and Prioritization of Microplastic Sources and Emissions». *Rivm*, (November), 1–41.
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., e Da Ros, L. (2013). «Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Elsevier Ltd, 130, 54–61.
- Webster, T. F., Harrad, S., Millette, J. R., Holbrook, R. D., Davis, J. M., Stapleton, H. M., Allen, J. G., McClean, M. D., Ibarra, C., Abdallah, M. A. E., e Covaci, A. (2009). «Identifying transfer mechanisms and sources of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in indoor environments using environmental forensic microscopy». *Environmental Science and Technology*, 43(9), 3067–3072.
- Woodall, L. C., Robinson, L. F., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., e Paterson, G. L. J. (2015). «Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition». *Frontiers in Marine Science*, 2(February), 1–10.
- Wright, S. L., Thompson, R. C., e Galloway, T. S. (2013). «The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review». *Environmental Pollution*, Elsevier Ltd, 178, 483–492.
- Zettler, Erik R.; Mincer, Tracy J.; Amaral-Zettler, L. A. (2013). «Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris». *Environ. Sci. Technol.*, 47, 7137.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., e Chebbo, G. (2011). «Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?» *Water Research*, 45(2), 913–925.
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., e Leusch, F. D. L. (2017). «Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics». *Water Research*, Elsevier Ltd, 112, 93–99.

## Anexos

Tabela A.1 - Tipos de plástico mais comuns (adaptado de Sundt et al. 2014 e Verschoor et al. 2014)

<b>Nome</b>	<b>Sigla</b>	<b>Uso</b>	<b>Densidade específica</b>
Poliétileno de alta densidade	HD-PE		0,94
Poliétileno de baixa densidade	LD-PE / LLD-PE	Produtos de cuidado pessoal	0,91 – 0,93
Polipropileno	PP		0,83 – 0,85
Policloreto de vinil	PVC	Tubagem, bóias, recipientes	1,16-1,3
Poliestireno	PS	Embalagens (expandidas ou não), utensílios, recipientes	01-19
Poliuretano	PU	isolamento	1,2
Poliétileno teraftalato	PET	Garrafas, equipamento, cintas	1,34-1,39
Poliámidá	PA	Equipamento, corda, redes de aquacultura	1,13-1,15
Acrilonitrilo-butadieno-estireno	ABS	Interiores automóveis, equipamentos eletrónicos	1,18-1,21
Politetrafluoretileno	PTFE	Produtos de cuidado pessoal	2,2
Estireno-butadeno	SBR	Pneus automóveis e feltro para telhado	0,94
Ácido poliláctico	PLA	Embalagens, manto agrícola	1,21-1,43
Água marinha			13

Tabela A.2 - Contaminação por microplásticos medida na zona fótica e sedimentos de vários rios (adaptado Amaral-Zettler et al. 2016)

Localização	Compartimento	Amostragem	Abundância	Referência
Rio Danúbio, Áustria	Zona fótica	Classes: <2mm, 2-20 mm; malha: 500 mm	Max: 141 647.7 itens/1000 m <sup>3</sup> ; Média: 316.8 (±4664.6) itens/1000 m <sup>3</sup> ; 73.9% correspondem a esférulas (~3 mm)	Lechner et al., 2014
Rios Solent, Hamble, Itchen and Test Rivers, Reino Unido	Zona fótica	malha: 0,3 mm	Itchen 1,55 mp/m <sup>2</sup> ; Test 5,86/m <sup>2</sup> ; Hamble 0,4 mp/m <sup>2</sup> ; Total: 372/m <sup>2</sup>	Gallager et al., 2015
Estuário do Tamar, Reino Unido	Zona fótica	Classes: <1mm, 1E3 mm, 3E5 mm, >5mm; malha: 300 mm	Max: 204 fragmentos plásticos suspeitos; Média: 0.028 itens/m <sup>3</sup> ; corresponde a todas as partículas plásticas, das quais 82% representam dimensão <5 mm	Sadri and Thompson, 2014
Rios Los Angeles e San Gabriel, Coyote Creek, EUA	Zona pelágica	Size classes: >¼1.0 and <4.75 mm, >¼4.75 mm; malha: 333, 500 e 800 mm	Max: 12 932 itens/m <sup>3</sup> ; Média: contagens de 24h na data de maior abundância: Coyote creek: 4999.71 itens/m <sup>3</sup> , San Gabriel river: 51 603.00 itens/m <sup>3</sup> , Los Angeles River: 1 146 418.36 itens/m <sup>3</sup> ; Classe: 1 - 4,75 mm	Moore et al. 2011
Rios Elqui, Maipo, Maule and BioBio, Chile	Zona fótica	rede de neuston de malha 1 mm e área 27x10,5 cm <sup>2</sup>	Elqui Mouth: 0,12875/m <sup>3</sup> ; Maipo: 0,647/m <sup>3</sup> ; Maule: 0,74 /m <sup>3</sup> ; BioBio: 05/m <sup>3</sup>	Rech et al. 2015
Rio Po, Itália	Zona fótica	rede de neuston de malha 330 µm, mensalmente	1 (Primavera) a 12,2 (Inverno) itens/m <sup>3</sup>	Vianello et al., 2013
Rio Sena, França e Itália	Zona fótica	rede de plankton de malha 80 mm, rede de arrasto de malha 330 mm	(i) rede de plankton: 3 a 108 partículas/m <sup>3</sup> ; (ii) rede de arrasto: 0,28–0,47 partículas/m <sup>3</sup>	Dris et al., 2015
Rio Nakdong e Baía Jinhae, Coreia do Sul	Zona fótica	grade de malha 2 mm e área 3,14 m <sup>2</sup> , 100 ensaios, 2,2-2,8 L/estação	120 000 partículas/m <sup>3</sup> (10% tintas), 187 000 ±207 000 partículas após precipitação forte	Song et al., 2015
Canal North Shore, EUA	Zona fótica	redes de neuston de malha 333 µm	Montante: 1.94± 0.81 partículas/m <sup>3</sup> ; Jusante: 17.93± 11.05 partículas/m <sup>3</sup>	McCormick et al., 2014
Rios Elba, Mosel, Neckar e Reno, Alemanha	Sedimentos	classes: <5 mm	Max: 64 itens/kg peso seco	Wagner et al., 2014

Localização	Compartimento	Amostragem	Abundância	Referência
Rio St. Lawrence, Canadá e EUA	Sedimentos	classes 0,4 - 2,16 mm	Média: 13 759 ( $\pm$ 13 685) itens/m <sup>2</sup> ; Max: 136 926 ( $\pm$ 83 947) itens/m <sup>2</sup>	Castañeda et al., 2014
Reno, Alemanha	Sedimentos	Classes: 63 - 5000, 200-630, 63-200 $\mu$ m	228 - 3763 partículas /kg	Klein et al., 2015
Estuário do Yangtze, China	Zona fótica	bombagem e filtração com peneiro de aço de malha 32 $\mu$ m	4137,3 $\pm$ 2461,5 partículas/m <sup>3</sup>	Zhao et al., 2014

*Tabela A.3 - Contaminação por microplásticos medida em sedimentos (exceto fluviais). (adaptado Van Cauwenberghe et al. 2015)*

Localização	Especificação	Tamanho das partículas	Concentração medida	Referência
Ilhas Canárias, Espanha	Praia	1 mm - 5 mm	<1 - > 100 g/L	Baztan et al., 2014
Hawaii, EUA	Praia	1 mm - 15 mm	541 - 18 559 itens/260L	McDermid e McMullen, 2004
Florida e Maine, EUA	Zona subtidal	250 $\mu$ m - 4 mm	116 - 215 itens/L (Florida); 105 itens/L (Maine)	Graham e Thompson, 2009
Brasil	Praia	2 mm - 5 mm	60 itens/m <sup>2</sup>	Ivar do Sul et al., 2009
Brasil	Praia	0,5 mm - 1 mm; 1 mm - 20 mm	200 itens/01 m <sup>2</sup> ; 100 itens/01 m <sup>2</sup> ;	Costa et al., 2010
Hawaii, EUA	Praia	250 $\mu$ m - 10 mm	0,12 - 3,3 % plástico em peso	Carson et al., 2011
Brasil	pântano	1 mm - 10 cm	6,36 - 15,89 itens /m <sup>2</sup>	Costa et al., 2011
Chile	praia	1 mm - 4,75 mm	<1 - 805 itens/m <sup>2</sup>	Hidalgo-Ruz e Thiel, 2013

Localização	Especificação	Tamanho das partículas	Concentração medida	Referência
Nova Escócia, Canadá	praia	0,8 µm - 5 mm	20 - 80 fibras/10 g	Mathalon e Hill, 2014
Singapura	praia	1,6 µm - 5 mm	0 - 4 itens/ 250 g em peso seco	Ng e Obbard, 2006
Índia	Estaleiro naval	1,6 µm - 5 mm	81,4 mg/kg	Reddy et al., 2006
Coreia do Sul	Zona intertidal superior	2 mm - 10 cm	913 itens/m <sup>2</sup>	Heo et al., 2013
Índia	Praia	1 mm - 5 cm	10 - 180 itens/m <sup>2</sup>	Jayasiri et al., 2013
Coreia do Sul	Praia	1 - 5 mm	8,205 itens/m <sup>2</sup> (estação seca); 27 606 itens/m <sup>2</sup> (estação húmida)	Lee et al., 2013
Singapura	Mangal	1,6 µm - 5 mm	36,8 itens/kg em peso seco	Nor e Obbard, 2014
Pacífico NW	Fossa abissal	300 µm - 5 mm	60 - 2 020 itens/m <sup>2</sup>	Fisher et al., 2015
Coreia do Sul	Praia	50 µm - 5 mm	56 - 285 673 itens/m <sup>2</sup>	Kim et al., 2015
Reino Unido	Praia, Estuário e Zona subtidal	1,6 µm - 5 mm	0,4 fibras/50mL (praia); 2,4 fibras/50mL (estuário); 5,6 fibras/50 mL (zona subtidal)	Thompson et al., 2004
Suécia	Zona subtidal	2 µm - 5 mm	2 - 332 itens/100mL	Norén, 2007
Reino Unido	Praia	1,6 µm - 1 mm	<1 - 8 fibras/50 mL	Browne et al., 2010
Reino Unido	Praia	38 µm - 1 mm	0,2 - 0,8 fibras/50 mL (Mar do Norte); 0,4 - 1 fibras/50mL (Canal da Macha)	Browne et al., 2011
Bélgica	Porto, Plataforma continental, Praia	39 µm - 1 mm	166,7 itens/kg em peso seco (porto); 97,2 itens/kg em peso seco (plataforma continental); 92,8 itens/kg em peso seco (praia)	Claessens et al., 2011
Portugal	Praia	1,2 µm - 5 mm	133,3 itens/m <sup>2</sup>	Martins e Sobral, 2011
Alemanha	Praia urbana, Praia rural	1 - 15 mm	5000 - 7000 itens/m <sup>3</sup> (praia urbana); 150 - 700 itens/m <sup>3</sup> (praia rural)	Ballent et al., 2012

Localização	Especificação	Tamanho das partículas	Concentração medida	Referência
Alemanha	Pântano	1,2 µm - 5 mm	0 - 621 itens/10g	Liebezeit & Dubaish, 2012
Itália	Lago sub-alpino	9 µm - 5 mm	1108 itens/m <sup>2</sup>	Imhof et al., 2013
Grécia	Praia	1 - 2 mm; 2 - 4 mm	57 - 602 itens/m <sup>2</sup> ; 10 - 575 itens/m <sup>2</sup>	Kaberi et al., 2013
Bélgica	Zona intertidal superior e inferior	38 µm - 1 mm	9,2 itens/kg em peso seco; 17,7 itens/kg em peso seco	Van Cauenberghe et al., 2013
Global	Zona abissal	5 µm - 1 mm	0,5 itens/cm <sup>2</sup>	Van Cauenberghe et al., 2013
Itália/Alemanha	Zona subtidal, Praia	0,7 µm - 1 mm; < 1 mm	672 - 2175 itens/kg em peso seco; 1,3 - 2,3 itens/kg em peso seco	Vianello et al., 2013; Dekiff et al., 2014
Eslovênia	Praia, zona infralitoral	0,25 - 5 mm	177,8 itens/kg em peso seco; 170,4 itens/kg em peso seco	Laglbauer et al., 2014

*Tabela A.4 - Abundância média de microplásticos nas águas superficiais do oceano Pacífico (adaptado Lusher 2015)*

Localização	Equipamento	Quantidade (± DP)	Partículas (m <sup>-3</sup> )	Referência
Mar de Bering	Rede cônico-cilíndrica	80 (±190) km <sup>-2</sup>	000016	Day and Shaw, 1987
Mar de Bering	Rede cônico-cilíndrica e de neuston	1 (± 4,2) km <sup>-2</sup>	0000002	Day et al., 1990
Mar de Bering	Rede de arrasto e amostrador sameota	Range: 004–0,19 m <sup>-3</sup>	004–0,19	Doyle et al., 2011
Pólo Norte sub-ártico	Rede cônico-cilíndrica	3 370 (±2 380) km <sup>-2</sup>	00067	Day and Shaw, 1987
Pólo Norte sub-ártico	Rede cônico-cilíndrica e de neuston	61,4 (±225,5) km <sup>-2</sup>	000012	Day et al., 1990
Ilha de Vancouver, Canadá	<i>Underway sampling</i>	279 (±178) m <sup>-3</sup>	279	Desforges et al., 2014
Pacífico norte oriental	Rede de plânkton	21 290 t à tona, estimado	---	Law et al. (2014)

Localização	Equipamento	Quantidade ( $\pm$ DP)	Partículas (m <sup>-3</sup> )	Referência
Zona de transição do Pacífico Norte	Rede cônico-cilíndrica e de neuston	291,6 ( $\pm$ 714,4) km <sup>-2</sup>	00012	Day et al., 1990
Giro central do Pacífico	Rede de arrasto	334 271 km <sup>-2</sup>	2,23	Moore et al., 2001
Giro central do Pacífico	Rede de arrasto	85 184 km <sup>-2</sup>	017	Carson et al., 2013
giro subtropical do Pacífico 1999-2010	rede de plânkton, de arrasto e de neuston	Mediana: 0,116 m <sup>-3</sup>	0,12	Goldstein et al., 2012
Sistema de correntes do sul da Califórnia	rede de arrasto	Mediana: 011–033 m <sup>-3</sup>	011– 033	Gilfillan et al., 2009
Baía de Santa Mónica, EUA	rede de arrasto	3,92 m <sup>-3</sup>	3,92	Lattin et al., 2004
Baía de Santa Mónica, EUA	rede de arrasto	7,25 m <sup>-3</sup>	7,25	Moore et al., 2002
giro subtropical do Pacífico	rede de arrasto	Mediana: 02–0,45 m <sup>-2</sup>	0042– 089	Goldstein et al., 2013
corrente Sul-Equatorial e contra-corrente Equatorial	rede de neuston	137 km <sup>-2</sup> (corrente); 24 km <sup>-2</sup> (contra-corrente)	000027 (corrente); 000048 (contra-corrente)	Spear et al., 1995
Pacífico norte subtropical	Rede cônico-cilíndrica	96 100 ( $\pm$ 780 000) km <sup>-2</sup>	019	Day and Shaw, 1987
Pacífico norte subtropical	Rede cônico-cilíndrica e de neuston	535,1 ( $\pm$ 726,1) km <sup>-2</sup>	00011	Day et al., 1990
Águas costeiras, Japão	Rede cônico-cilíndrica e de neuston	128,2 ( $\pm$ 172,2) km <sup>-2</sup>	000026	Day et al., 1991
Sistema de correntes Kuroshio	Rede de neuston	174 000 ( $\pm$ 467 000) km <sup>-2</sup>	034	Yamashita and Tanimura, 2007
Estuário do Yangtze, Mar da China oriental	Rede de neuston	4 137,3 ( $\pm$ 8,2 $\times$ 104) m <sup>-3</sup>	4137,3	Zhao et al., 2014
Ilha Geoje, Coreia do Sul	Amostragem global, rede manual e rede de arrasto	16 000 ( $\pm$ 14 $\times$ 103) m <sup>-3</sup>	1600	Song et al., 2014
giro subtropical do Pacífico sul	Rede de arrasto	26 898 ( $\pm$ 60 818) km <sup>-2</sup>	0054	Eriksen et al., 2013

Localização	Equipamento	Quantidade ( $\pm$ DP)	Partículas (m <sup>-3</sup> )	Referência
Costa australiana	Rede de Neuston, rede de arrasto	26 898 ( $\pm$ 60 818) km <sup>-2</sup> ; 4 256,3 ( $\pm$ 757,8) km <sup>-2</sup>	00085	Reisser et al., 2013

*Tabela A.5 - Abundância média de microplásticos nas águas superficiais do oceano Atlântico (adaptado Lusher 2015)*

Localização	Equipamento	Quantidade ( $\pm$ DP)	Partículas (m <sup>-3</sup> )	Referência
Giro do Atlântico Norte (29-31°)	Rede de plânkton	20 328 ( $\pm$ 2 324) km <sup>-2</sup>	0 041	Law et al., 2010
Atlântico Norte	Continuos Plankton Recorder	1960–1980: 0 1 m <sup>-3</sup> ; 1980–2000: 0 4 m <sup>-3</sup>	1960–1980: 0 1; 1980–2000: 0 4	Thompson et al., 2004
Atlântico Noroeste	Rede de neuston	490 km <sup>-2</sup>	0 0098	Wilber, 1987
Block Island Sound, EUA	Rede de plânkton	Range: 14–543 m <sup>-3</sup>	14–543	Austin and Stoops-Glass, 1977
Plataforma continental da costa oeste americana, EUA	Rede de plânkton	1534 ( $\pm$ 200) km <sup>-2</sup>	0 0031	Law et al., 2010
Mar de Sargasso ocidental	Rede de plânkton	Mean ranges: 0 0–2 ,58 m <sup>-3</sup>	0 0–2 ,58	Carpenter et al., 1972
Mar das Caraíbas	Rede de neuston	60 ,6–180 km <sup>-2</sup>	0 00012 – 0 00036	Colton et al., 1974
Mar das Caraíbas	Rede de plânkton	1 414 ( $\pm$ 112) km <sup>-2</sup>	0 0028	Law et al., 2010
Mar alto, Irlanda	Underway sampling	2 ,46 m <sup>-3</sup>	2 ,46	Lusher et al., 2014
Canal da Mancha, Reino Unido	Rede de plânkton	0 ,27 m <sup>-3</sup>	0 ,27	Cole et al., 2014a
Canal Bristol, Reino Unido	Amostrador de plânkton Lowestoft	Range: 0–100 m <sup>-3</sup>	0 – >100	Morris and Hamilton, 1974
Estuário do Severn, Reino Unido	---	---	---	Kartar et al., 1973, 1976

Localização	Equipamento	Quantidade ( $\pm$ DP)	Partículas ( $m^{-3}$ )	Referência
Costa portuguesa	Rede de neuston, Continuos Plankton Recorder	0 2–0 36 $m^{-3}$	0 2–0 36	Frias et al., 2014
Arquipélagos de São Pedro e São Paulo, Brasil	Rede de plânkton	0 1 $m^{-3}$	0 1	Ivar do Sul et al., 2013
Angra do Atlântico sul	Rede de neuston	Mean weight: 0 3–0 8 $mg m^{-2}$	---	van Dolah et al., 1980
Cabo Basin, África do Sul	Rede de neuston	1 874 ,3 $km^{-2}$	0 0037	Morris, 1980
Cabo Province, África do Sul	Rede de neuston	3 640 $km^{-2}$	0 0073	Ryan, 1988
Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade, Brasil	Rede de arrasto	0 3 $m^{-3}$	0 3	Ivar do Sul et al., 2014
estuário do Gioana, Brasil	Rede de plânkton cônica	26 4–100 $m^{-3}$	0 ,26	Lima et al., 2014

Tabela A.6 - Abundância média de microplásticos nas águas superficiais dos mares europeus (adaptado Lusher 2015)

Localização	Equipamento	Quantidade ( $\pm$ DP)	Partículas ( $m^{-3}$ )	Referência
Costa oeste, Suécia	Rede de arrasto de malha 80 $\mu m$ ; Rede de arrasto de malha 450 $\mu m$	Range: 150–2 400 $m^{-3}$ ; Range: 0 1–0 ,14 $m^{-3}$	150–2400; 0 1–0 ,14	Norén, 2007
Skagerrak, Suécia	Bomba submersível <i>in situ</i>	Max: 102 000 $m^{-3}$	10200	Norén e Naustvoll, 2011
Mediterrâneo noroeste	Rede de arrasto	1 ,33 $m^{-2}$	0 ,27	Collignon et al., 2012
Baía de Calvi, França	Rede wp2	0 62 $m^{-2}$	0 12	Collignon et al., 2014
Golfo de Oristano, Itália	Rede de arrasto	0 ,15 $m^{-3}$	0 ,15	de Lucia et al., 2014
Mar do Norte, Finlândia	Rede de arrasto	0–0 ,74 $m^{-3}$	0 - 0 ,74	Magnusson, 2014

*Tabela A.7 – Aditivos plásticos contaminantes alimentares (adaptado de United Nations Environment Programme 2016)*

<b>Sigla</b>	<b>Nome</b>	<b>Uso</b>	<b>Efeito potencial</b>
BPA	Bisfenol A	Manufatura de policarbonatos e resinas epoxy	Alterações reprodutivas e do desenvolvimento. Danos nas funções hepáticas e renais.
	Ftalatos	Melhoria da flexibilidade e durabilidade	
DBP	Dibutilftalato	Agente anti-quebra em vernizes de unhas	Alterações da função reprodutiva
DEP	dietilftalato	Fixadores de cor e odor em cosméticos.	
DEHP	Bis(2-etilhexil)ftalato	Plastificante	Síndrome metabólica. Alterações da função reprodutiva
	Nonilfenóis	Estabilizante para polipropileno e poliestireno.	Disruptor endócrino
PBDEs	Éteres Difenílicos Polibromados	Retardador de chama	

*Tabela A.8 – Estudos selecionados demonstrando a translocação de microplásticos em mamíferos e humanos (adaptado de Alison et al. 2015)*

<b>Espécie</b>	<b>Exposição e efeito</b>	<b>Referência</b>
Linfa humana e sistema circulatório	Absorção de partículas de PE assimiladas pelo tracto gastrointestinal para a linfa e sistema circulatório	Hussain et al. 2001
Placenta humana	Partículas até 240 nm assimiladas pela placenta	Wick et al. 2011
Rato	Inflamação pulmonar e atividade enzimática afetada, com a severidade a aumentar com a diminuição do tamanho da partícula	Brown et al. 2001
Células de músculo liso das vias respiratórias humanas	Partículas fluorescentes de PS de 40 nm reduziram a contractilidade das células.	Berntsen et al. 2010
Células endoteliais humanas (vasos sanguíneos)	Partículas de PS de 20 nm introduziram danos celulares por apoptose e necrose.	Fröhlich et al. 2010
Macrófagos humanos	Assimilação de partículas de todos os tamanhos. Em média, $77 \pm 15\%$ dos macrófagos continham partículas de $0.078 \mu\text{m}$ , $21 \pm 11\%$ continham partículas de $0.2 \mu\text{m}$ , e $56 \pm 30\%$ continham partículas de $1 \mu\text{m}$ . Assimilação guiada por processos não-endocíticos (difusão ou adesão)	Geiser et al. 2005
Cão	Partículas de PVC ( $5\text{--}110 \mu\text{m}$ ) encontradas na veia porta hepática e irão atingir o fígado	Volkheimer 1975

Tabela A.9 – Estudos selecionados de efeitos biológicos de microplásticos (adaptado de Alison et al. 2015)

Espécie	Exposição e efeito	Referência
Phytoplankton	Adsorção de poliestireno $\varnothing$ 200 nm	Bhattacharya et al. 2010
<i>Scenedesmus</i>	Perturbação na fotossíntese, promoção de espécies reativas de oxigénio, indicativas de stress oxidativo	Bhattacharya et al. 2011
Zooplankton, várias espécies	Assimilação de partículas de PS de $\varnothing$ 1,7-30,6 $\mu$ m, variando em função do taxa, fase de via e tamanho da partícula. Dimensão 7,3 $\mu$ m ( $>4000$ mL <sup>-1</sup> ) reduz significativamente a alimentação de algas.	Cole et al. 2013
<i>Mytilus edulis</i>	Assimilação de partículas de 0–80 $\mu$ m no sistema digestivo, com translocação para células e organelos. Formação de granulocitomas.	von Moos et al. 2012
<i>Mytilus edulis</i>	Exposição a partículas de 10, 30 e 90 $\mu$ m. Assimilação seletiva das partículas de 10 $\mu$ m, taxa de depuração reduzida.	Van Cauwenberghe et al. 2013a
<i>Mytilus edulis</i>	PS 30 nm. Redução da alimentação.	Wegner et al. 2012
<i>Arenicola marina</i>	PS. Efeitos estatisticamente significativos no fitness dos organismos e bioacumulação, embora em baixa magnitude.	Besseling et al. 2012
<i>Arenicola marina</i>	Exposição a PVC de 30 $\mu$ m (média) em concentração 1 % de sedimento (p/p) reduziu reservas de energia totais cerca de 30 %, relacionado com a redução de reservas de lípidos.	Wright et al. 2013b
Copépode, <i>Tigriopus japonicus</i>	Exposição a 0,5, 0,5 and 6 $\mu$ m PS. 100 % sobrevivência em testes de toxicidade de 96h. Mortalidade crónica para PS de 0,5 $\mu$ m $>12.5$ $\mu$ g/mL. Fecundidade reduzida para PS de 0,5 e 6 $\mu$ m.	Lee et al. 2013b
Carpa, <i>Carassius carassius</i>	Absorção de partículas de 24 nm . Transporte ao longo da rede trófica afeta o comportamento e o metabolismo de lípidos.	Cedervall et al. 2012
Ouriço do mar verde, <i>Lyttechinus variegatus</i>	Pellets de plástico (virgens e recolhidas na praia) afetam o desenvolvimento embrionário, com as virgens a fazer mais efeito	Nobre et al. 2015
Copépode, <i>Centropages typicus</i>	Exposição a $\geq 4000$ partículas/mL de 7,3 $\mu$ m PS diminuiu significativamente a alimentação em algas.	Cole et al. 2013
Copépode, <i>Calanus helgolandicus</i>	Exposição a 75 partículas/mL de 20 $\mu$ m PS durante 24 h reduziu significativamente a capacidade de alimentação. Exposição prolongada diminuiu significativamente o sucesso reprodutivo (incubação e sobrevivência dos ovos).	Cole et al. 2013

Peixe arroz, *Oryzias latipes* Peixes alimentados com pellets de PE e pellets com PAHs PCBs and PBDE adsorvido demonstram stress hepático Rochman et al. 2013a

Tabela A.10 - Concentração de microplásticos e microfibras no afluente e efluente de ETAR (adaptado de Bruce et al. 2017)

ETAR	Concentração de microfibras no afluente (fibras/m <sup>3</sup> )	Concentração de microplásticos no afluente (partículas/m <sup>3</sup> )	Concentração de microfibras no efluente (fibras/m <sup>3</sup> )	Volume tratado (m <sup>3</sup> /dia)	Referência
Paris, França	290 000	0	32 000	240 000	Talvitie e Heino-nen, 2014
Viikinmaki, Finlândia	180 000	430 000	13 800	270 000	Gasperi et al., 2015
Lysekil, Suécia	10 700	4 400	4	5 160	Magnusson e Norén, 2014
S. Petersburg, Rússia	467 000	160 000	160 000	950 000	Talvitie et al., 2015

