

Microplàstics en el medi ambient

(especialment, a la Mediterrània)



Elaborat per:



Institut
d'Estudis
Catalans

CAPCIT
Consell Assessor del Parlament
sobre Ciència i Tecnologia

fcri
Fundació Catalana per a
la Recerca i la Innovació

Informe realitzat per l'Institut d'Estudis Catalans



**Institut
d'Estudis
Catalans**

Elaborat per:

Marinel·la Farré, Institut de Diagnòstic Ambiental i Estudis de l'Aigua (IDAEA-CSIC)

Pedro Fernández, Centre d'Activitat Regional per al Consum i la Producció Sostenibles (SCP/RAC), Barcelona Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean, Stockholm Convention Regional Activity Centre in Spain, Barcelona

Michaël Grelaud, Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA-UAB)

Marta Llorca, Institut de Diagnòstic Ambiental i Estudis de l'Aigua (IDAEA-CSIC)

Cristina Romera Castillo, Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC)

Anna Sánchez-Vidal, GRC Geociències Marines. Facultat de Ciències de la Terra, Universitat de Barcelona

Patrizia Ziveri, Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA-UAB), Institució Catalana de Recerca i Estudis Avançats (ICREA)

Joandomènec Ros (coordinador), Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals de la Facultat de Biologia de la Universitat de Barcelona (BEECA-UB), Institut d'Estudis Catalans (IEC)

Informe sol·licitat per:

Consell Assessor del Parlament sobre Ciència i Tecnologia (CAPCIT)

Encàrrec i edició:

Fundació Catalana per a la Recerca i la Innovació (Oficina Tècnica de Suport al CAPCIT)

Barcelona, 2021



Índex

1 Introducció	4
2 Caracterització física i química	6
3 Origen i mitjans de dispersió	7
4 Microplàstics en el medi ambient	8
4.1. Aigües continentals	8
4.2. Mars i oceans	8
4.3. Sòls	14
4.4. Aigües residuals	15
4.5. Aire	15
5 Impactes dels microplàstics	16
5.1. Ecosistemes aquàtics	16
5.2. Sòls	17
5.3. Els éssers humans	18
6 Aspectes socials, de gestió i legislatius	20
6.1. Respostes de gestió pública	20
6.2. Respostes del sector privat	21
6.3. Respostes de la societat civil	21
7 Equips i investigadors catalans	22
8 Conclusions	26
9 Resum executiu	27
10 Bibliografia	35

1 Introducció

Thor Heyerdahl explicava, en el seu relat de l'expedició del Ra, que la tripulació d'aquest vaixell-rai va trobar, a molts centenars de quilòmetres de terra ferma, plàstics i altres materials d'origen antròpic surant sobre el mar. La famosa expedició va tenir lloc fa [cinquanta] anys, i no és necessari recordar com ha augmentat el transport marí de petroli i com s'ha desenvolupat la producció i l'ús generalitzat de materials plàstics des de llavors. No és d'estranyar, doncs, que primer a les nostres platges i després en mar obert, l'acumulació de plàstics sigui un problema de primera magnitud; i no només estètic.

Joandomènec Ros (2014)

La contaminació per plàstics és un dels principals reptes ambientals generats per l'ús i l'eliminació no sostenibles de productes elaborats amb materials plàstics per part de les societats humanes. Actualment es reconeix com un problema global, multidimensional i multisectorial, amb impactes ambientals, econòmics, de salut pública, seguretat alimentària i fins i tot culturals (Bergmann et al., 2015; GESAMP, 2015). Hom ha arribat a denominar Plasticè la darrera part de l'Antropocè, l'era geològica caracteritzada per la presència i, sobretot, l'activitat de l'espècie humana (Haram et al., 2020). Durant els darrers anys, investigadors de diferents àrees han estat identificant fonts, quantitats i impactes de la contaminació per plàstics, tot i que el coneixement encara és limitat (figura 1).



Figura 1. La contaminació per microplàstics és general. (Original de Joan-Albert Ros, a partir de fonts diverses.)

La presència de plàstics de mida grossa (macroplàstics) a l'oceà té greus conseqüències per a la fauna marina i la salut humana. Els animals marins sovint s'enreden en els articles de plàstic (p. ex., tortugues, peixos), mentre que altres els ingereixen (p. ex., balenes, dofins, tortugues, ocells), la qual cosa en redueix la capacitat de digestió, fins que moren d'inanició. Molts polímers plàstics tenen una densitat inferior a l'aigua, de manera que surten a la superfície, i això dificulta l'intercanvi d'oxigen i la transmissió de la llum a través de la columna d'aigua (Harrison *et al.*, 2011).

Els plàstics comercials mai no són purs: contenen molts additius per a millorar-ne la durabilitat i altres propietats necessàries per a la seva finalitat. Els additius inclouen una àmplia sèrie de diferents productes químics i materials com plastificants, colorants, estabilitzants, ignífugs i antioxidants, entre d'altres. Es troben en diferents proporcions en la formulació dels materials plàstics. Els additius que es troben en plàstics o els oligòmers dels polímers poden migrar al medi aquàtic i alterar la química de l'aigua i afectar els organismes marins (per exemple, Romera-Castillo *et al.*, 2018). La magnitud del rentat d'aquestes substàncies depèn dels tipus de plàstic, de la química dels additius, de l'etapa de degradació del plàstic, etcètera.

Hom ha estimat que es poden alliberar fins a 23 600 t de carboni orgànic dissolt (DOC) del plàstic que arriba a l'oceà cada any (Romera-Castillo *et al.*, 2018). El rentat o

lixiviació de plàstics es potencia mitjançant la fotodegradació que causa la radiació ultraviolada, i els compostos alliberats tenen principalment un pes molecular inferior als 350 Da (daltons) (Lee *et al.*, 2020). Al voltant del 7 % del pes del plàstic es pot perdre en forma de DOC sota radiació ultraviolada (Zhu *et al.*, 2020). S'ha demostrat que els compostos lixiviatos poden alterar la xarxa alimentària marina en estimular el creixement de bacteris marins (Romera-Castillo *et al.*, 2018; Zhu *et al.*, 2020). Però, d'altra banda, poden afectar negativament la capacitat de efectuar la fotosíntesi i el creixement dels organismes fotosintètics (com els cianobacteris del gènere *Prochlorococcus*; Tetu *et al.*, 2019), la qual cosa comporta una reducció de la producció de matèria orgànica i d'oxigen. Una altra conseqüència de la presència de plàstics al medi aquàtic és la introducció d'espècies invasores. Tan bon punt el plàstic arriba al medi aquàtic, comença a estar cobert per un biofilm, compost per diferents microorganismes colonitzadors com bacteris, microalgues, fongs i invertebrats diversos. Els fragments de plàstic actuen com a vectors dels micro- i macroorganismes, que així viatgen a bord del plàstic cap a altres hàbitats i alteren l'ecosistema receptor (Rech *et al.*, 2016). Les espècies alienes invasores transportades per deixalles plàstiques són una amenaça per a la biodiversitat i els serveis ecosistèmics.

Se sap que la presència dels plàstics en el medi ambient i, especialment, als oceans està augmentant. Entre ells, els microplàstics (MP) i els nanoplàstics (NP) tenen

un interès especial per la seva petita mida (inferior a 5 mm), però també perquè poden ser una altra font de contaminants mitjançant l'alliberament d'additius i plastificants (Llorca *et al.*, 2020).

A més, els microplàstics poden acumular contaminants orgànics i inorgànics, així com agents patògens del medi ambient (aire, aigua o partícules), la qual cosa els converteix en un important vector per al transport d'aquests contaminants als organismes aquàtics (Cole *et al.*, 2011; Llorca *et al.*, 2014; Rios *et al.*, 2007; Pittura *et al.*, 2018; Ashton *et al.*, 2010). A causa de la seva petita mida, similar al plàncton, els protozoos bentònics i els bacteris, els microplàstics i els nanoplàstics poden entrar a la xarxa alimentària marina mitjançant la ingestió que en fan els organismes aquàtics (Llorca *et al.*, 2014; Pittura *et al.*, 2018; Wright i Thompson, 2013; Cole *et al.*, 2014).

Hi ha, doncs, un interès científic, econòmic, social i ambiental pels microplàstics, i són nombrosos els estudis que s'hi han dedicat i s'hi dediquen. No són rars, tampoc, els treballs de síntesi, que ofereixen la situació general en cada moment del temps. Aquest informe ha fet ús d'aquests treballs de síntesi (Bowmer i Kershaw, 2010; GESAMP, 2015; Cózar *et al.*, 2015; Lusher *et al.*, 2017; Costa, 2017; SAPEA, 2019; Barceló i Picó, 2019; ECHA, 2020; Llorca *et al.*, 2020), així com de diversos treballs específics, en especial dels investigadors catalans i de la ribera de la Mediterrània. La relació completa d'aquests treballs es troba a la bibliografia final.

2

Caracterització física i química

Els microplàstics són els fragments de plàstic inferiors a 5 mm, a partir de 0,1 o 1 μm ; els plàstics que tenen una mida inferior a 0,1 μm s'anomenen *nanoplàstics* (SAPEA, 2019; Llorca *et al.*, 2020). Als efectes d'aquest informe, parlarem normalment de *microplàstics*, incloent-hi els nanoplàstics; si cal distingir-los, ho especificarem.

Els microplàstics són partícules sòlides compostes de mesclades de polímers (el component principal dels plàstics) i additius funcionals que milloren les propietats dels polímers, com la flexibilitat i la durabilitat (és a dir, ignífugs, modificadors d'impactes, antioxidants, entre d'altres; ECHA, 2020; «Polymer properties database», 2019). A més, poden contenir també impureses degudes al procés de fabricació. Aquests plàstics menuts es poden formar indirectament mitjançant el desgast de fragments de plàstic més grossos (articles diversos, tèxtils sintètics, etc.), o es poden fabricar directament com a afegits a productes diversos, com ara perles exfoliants en exfoliants facials o corporals (ECHA, 2020).

Els microplàstics inclouen una àmplia gamma de tipus de micropartícules (pèl·lets, fragments, fibres, pel·lícules, escuma, etc.), i tenen també una àmplia gamma de mides, des de 5 mm (microplàstics) fins a 1 nm (nanoplàstics; Corradini *et al.*, 2019; Caldwell *et al.*, 2019), així com una gran varietat de tipus de polímers. Entre els més utilitzats en la indústria i en l'ús del dia a dia s'hi inclouen el polietilè (PE, d'alta i baixa densitat —HDPE i LDPE, respectivament—), el polipropilè (PP), el clorur de polivinil (PVC), el poliestirè (PS —incloent-hi l'expandit, EPS—), el poliuretà (PUR), el tereftalat de polietilè (PET) i les poliamides (PA; Caldwell *et al.*, 2019; GESAMP, 2015; Sánchez-Vidal *et al.*, 2018).

3

Origen i mitjans de dispersió

Els microplàstics es classifiquen en *primaris* i *secundaris*, segons que les partícules es fabriquin originalment en aquesta mida (primaris) o bé si són el resultat de la fragmentació i descomposició d'articles més grossos (secundaris; GESAMP, 2015). Per exemple, durant la fabricació de plàstic s'utilitzen grànuls o pèl·lets de resina verge primària, i també en el transport de matèries primeres de resina per a la producció prèvia de productes de plàstic. Altres microplàstics primaris s'utilitzen com a rentadors industrials, pols de plàstic per a emmotllar i en formulacions cosmètiques com a micropèrles, entre d'altres (GESAMP, 2015). Els microplàstics secundaris són el resultat de la fragmentació i la meteorització d'articles de plàstic més grossos durant la fabricació de diferents productes, o bé al si del medi ambient, sotmesos als diferents meteoris i radiacions (GESAMP, 2015).

Els microplàstics arriben al medi ambient des de diferents fonts (figura 1). En el cas dels microplàstics primaris, aquests s'alliberen de les fàbriques i de les aigües residuals, o bé es perden en una petita proporció quan són transportats com a pèl·lets verges (GESAMP, 2015). Se n'ha comprovat també la dispersió i el transport deguts al vent. En canvi, les principals fonts de distribució dels microplàstics secundaris són difícils d'identificar, ja que depenen de la distribució dels macroplàstics i dels processos de degradació un cop arriben al medi ambient. A més, en funció de la mida de la brossa, els efectes meteorològics influeixen

sobre aquesta en graus diferents (GESAMP, 2015).

En el cas dels sistemes fluvials (incloent-hi l'aigua i els sediments fluvials), la presència de microplàstics es deu a mecanismes antropogènics, per mitjà de la descàrrega d'aquests productes des d'indústries de fonts directes, així com de plantes de tractament d'aigües residuals (tot i que la depuració d'aigües elimina amb eficàcia del 80 % al 90 % dels microplàstics, perquè són atrapats en els llots de depuradora; Corradini *et al.*, 2019; Li, X. *et al.*, 2018).

Els microplàstics que passen pels sistemes fluvials arriben als mars i als oceans per la descàrrega fluvial. Aquesta és una de les principals fonts de microplàstics en l'entorn marí, juntament amb l'eliminació directa de plàstics més grossos, entre altres fonts menors. Un cop allà, s'espera que els polímers de baixa densitat romanguin a la superfície de l'aigua, mentre que els d'alta densitat s'enfonsin fins als sediments com a embornal final (Woodall *et al.*, 2014; Sanchez-Vidal *et al.*, 2018). No obstant això, els polímers de baixa densitat també poden arribar als sediments, ja que les seves característiques fisicoquímiques poden canviar a causa d'efectes meteorològics o fins i tot poden ser modulats per una ecocorona d'organismes aquàtics que s'instal·lin en la seva superfície i n'augmentin la densitat (De Haan *et al.*, 2019).

Els principals factors que influeixen en el transport dels microplàstics cap als sediments són: a) el

transport per gravetat en corrents carregats de sediments; b) la deposició, o transport mitjançant processos biològics, de material que anteriorment flotava a la superfície o estava suspès a la columna d'aigua; c) el transport per corrents termohalins, ja sigui durant la deposició o mitjançant la reorganització de microplàstics dipositats (Kane i Clare, 2019; Kane *et al.*, 2020).

Pel que fa als sediments terrestres, els microplàstics hi arriben mitjançant diversos mecanismes físics, biològics i antropogènics (Rillig *et al.*, 2017). Aquests microplàstics es detecten en sediments, incloent-hi els sòls agrícoles. En aquest darrer cas, la seva presència s'explica per la reutilització de llots procedents de depuradores com a fertilitzants (compost) i pel reg amb aigües residuals, per la meteorització i desintegració de la plasticultura sobre camps de conreu, per la fragmentació de deixalles de plàstic i articles de plàstic i per la sedimentació de sòls procedents de terrenys inundats (Nizzetto *et al.*, 2016a; Rochman, 2018; Bläsing i Amelung, 2018; Scheurer i Bigalke, 2018).

Finalment, els microplàstics que estan molt estesos pel medi ambient es poden acumular en animals per ingestió a causa de la seva petita mida i, en darrer terme, poden ser consumits pels éssers humans (ECHA, 2020; Scheurer i Bigalke, 2018; Lusher *et al.*, 2017; EFSA, 2016).

4

Microplàstics en el medi ambient

El camp de la investigació en microplàstics ha crescut considerablement en les darreres dues dècades, començant pel sistema marí i el treball fonamental de Thompson et al. (2004). L'interès pels sistemes terrestres és força nou (Rillig, 2012) i molt pocs estudis se centren en la presència, la destinació o l'impacte dels microplàstics als sòls (Duis i Coors, 2016; Lambert i Wagner, 2016; Rillig, 2012). Els recents intents de conceptualitzar el «cicle dels plàstics» no solament des de la perspectiva del transport des dels ambients terrestres als oceànics, sinó també incloent-hi les ciències de l'atmosfera i la biogeoquímica, la transferència tròfica i la salut i l'exposició humanes (Bank i Hansson, 2019), han demostrat que els microplàstics es poden moure entre diferents compartiments a gran escala, incloent-hi l'aire, els hàbitats terrestres, els rius i altres ambients d'aigües continentals per arribar finalment a l'oceà (Bank i Hansson, 2019).

4.1. Aigües continentals

Hi ha microplàstics en els diferents tipus d'aigües continentals, en concentracions semblants a les que es troben al mar. N'hi ha a la superfície de l'aigua, a la columna d'aigua i en els sediments de llacs, rius i estuaris (Eerkes-Medrano et al., 2015; Li et al., 2018). Les

concentracions de microplàstics en aigües continentals varien geogràficament, des d'uns pocs ítems fins a milers d'ítem per metre cúbic (it./m³; Horton et al., 2017; Rezanía et al., 2018). Les concentracions de microplàstics en sediments d'aigües continentals també són molt variables i poden atènyer diversos milers d'ítems per kilogram (it./kg) de sediment (Hurley et al., 2018; Rezanía et al., 2018). A més, hi ha una correlació espacial entre els microplàstics en aigües continentals i les activitats humanes (Eerkes-Medrano et al., 2015; Li et al., 2018; Rezanía et al., 2018).

Un estudi dut a terme en cent cinquanta-set punts de mostreig en rierols i rius de tot Espanya (León-Muez et al., 2020) ha trobat microplàstics en les aigües superficials d'un 70 % de les mostres; els microplàstics són fibres, fragments i films, de trenta-tres polímers diferents.

S'han trobat microplàstics, sobretot fibres, al delta de l'Ebre; s'acumulen en els sediments del riu, i la dinàmica de falca salina dels estuaris pot facilitar l'enfonsament dels microplàstics que aporten els rius (Simón-Sánchez et al., 2019). Oligòmers d'estirens, que són indicadors de contaminació per poliestirens, són transportats de terra al mar mitjançant l'escorriment (badia de Tòquio; Amamiya et al., 2019).

4.2. Mars i oceans

L'aparició de plàstics i, específicament, de microplàstics en mars i oceans s'ha evidenciat en molts estudis (Ros, 2001, 2011, 2012; Sanchez-Vidal et al., 2018; Antunes et al., 2018; León et al., 2018, 2019; Lebreton et al., 2012; Constant et al., 2019; Kaandorp et al., 2020). Segons Koelmans et al. (2016), la concentració mitjana de plàstic «a tot l'oceà» podria ser aproximadament igual a 2 ng/L, però a les platges atlàntiques que hi ha en les immediacions de zones industrials, d'àrees urbanes i/o d'instal·lacions de càrrega o portuàries és on se'n troba l'acumulació més gran (Antunes et al., 2018). En el cas concret de la mar Mediterrània, s'ha demostrat la presència d'aquests contaminants al llarg de tota la costa i, sobretot, a les platges. La mar Mediterrània podria acumular entre 1 000 t i 3 000 t de deixalles de plàstics flotants (Cózar et al., 2015) i és un dels ambients marins més afectats per les deixalles marines (Lebreton et al., 2012).

Per exemple, un estudi recent ha demostrat l'impacte del turisme en la generació de microplàstics directament a les platges mediterrànies (Grelaud i Ziveri, 2020): durant la temporada alta, la fragmentació de grans articles de plàstic s'accelera per la degradació termooxidativa (irradiació solar) i la degradació mecànica (fricció amb la sorra), a causa de l'alt nombre

de visitants a les platges. Aquí l'acumulació de microplàstics és aproximadament cinc vegades superior al juliol i a l'agost que durant la temporada baixa. La presència de plàstics a la mar Mediterrània està relacionada amb l'alta pressió antropogènica, combinada amb la hidrodinàmica de la seva conca semitancada, on el flux de sortida és, principalment, a través d'una capa d'aigua profunda que es dirigeix cap a l'oceà Atlàntic per l'estret de Gibraltar (Cózar *et al.*, 2015).

Un estudi recent (Kaandorp *et al.*, 2020) assenyalava que, de tots els plàstics que han entrat a la mar Mediterrània des del 2006, entre 170 t i 420 t suren en aigües superficials, de les quals entre un 49 % i un 63 % es troben a la zona propera de la costa, i entre un 37 % i un 51 % s'ha enfonsat. Per la càrrega de contaminació, la Mediterrània es pot considerar com una gran regió d'acumulació de deixalles de plàstics a causa de la seva morfologia característica de conca gairebé tancada, amb una acumulació comparable a algunes zones descrites per als cinc girs oceànics subtropicals (Cózar *et al.*, 2015; Cincinelli *et al.*, 2019).

La principal contaminació per plàstics de les aigües superficials de la Mediterrània està dominada per fragments de mida mil·limètrica (Güven *et al.*, 2017; Suaria *et al.*, 2016; Van der Hal *et al.*, 2017; Schirizzi *et al.*, 2019; Schmidt *et al.*, 2018; Baini *et al.*, 2018; Simón-Sánchez *et al.*, 2019), però amb una elevada proporció de macro- i mesoplàstics (Cózar *et al.*, 2015; Gündoğdu i Çevik, 2019). Tanmateix, la manca de mètodes analítics quantitativs impedeix l'avaluació dels microplàstics i els nanoplàstics, per als quals només disposem de dades estimades (Llorca *et al.*, 2020).

Els microplàstics detectats en sistemes aquàtics depenen, com hem dit abans, de les seves propietats fisicoquímiques, com la densitat i la forma, entre d'altres, així com de la composició polimèrica, els additius utilitzats i les característiques de l'envelliment. En general, els polímers de què s'ha informat en ambients marins, incloent-hi les aigües i els sediments superficials i profunds, són PE, PP, PS, PET, PVC i PA (Llorca *et al.*, 2020; Sánchez-Vidal *et al.*, 2018; De Haan *et al.*, 2019). A més, les característiques del medi influeixen en la interacció que presenten amb altres partícules marines, matèria orgànica i organismes que afecten la flotabilitat o l'enfonsament dels microplàstics (Sánchez-Vidal *et al.*, 2018; Wright *et al.*, 2013). Al llarg dels darrers anys, diversos estudis han avaluat l'abundància, la distribució i la composició dels macroplàstics flotants i dels microplàstics en oceans i mars de tot el món (Llorca *et al.*, 2020).

En general, les quantitats més grans de microplàstics s'han detectat a prop de zones industrialitzades. Per exemple, s'ha informat que l'oceà Atlàntic és una de les zones més contaminades (Koelmans *et al.*, 2016; De Carvalho i Neto, 2016; Law *et al.*, 2010; Lusher *et al.*, 2014; GESAMP, 2015; Bowmer i Kershaw, 2010), amb nivells que van per sota de 1 000 ítems./km² i fins a 1 300 000 000 ítems./km² (a la zona de la badia de Guanabara, Brasil; De Carvalho i Neto, 2016), tot i que a la costa de Portugal s'arriba fins a 362 000 000 ítems./km² (Antunes *et al.*, 2013), i algunes de les seves mars marginals, com la mar Bàltica (Andrady, 2011; Lönnstedt i Eklöv, 2016) i la mar del Nord (Dubaish i Liebezeit 2013) tenen una mitjana d'aproximadament 179 256 ítems./km² i 14 632 398 ítems./km², respectivament.

Des del litoral, els microplàstics són exportats cap a alta mar, tal

com ho demostren mostratges fets mitjançant xarxes connectades a taules de surf, que augmenten la possibilitat d'obtenir mostres litorals (Camins *et al.*, 2020; Uviedo *et al.*, 2020).

Si ens centrem en l'alta mar oceànica, les quantitats reportades a l'oceà Pacífic oriental varien entre els 100 000 ítems./km² i 1 000 000 ítems./km² (Bradney *et al.*, 2019; Lebreton *et al.*, 2018; Desforbes *et al.*, 2014), i es constata que la Gran Taca de Brossa del Pacífic acumula ràpidament plàstic (Lebreton *et al.*, 2018), mentre que els nivells de microplàstics en les mars occidentals de l'oceà Pacífic, entre elles la mar del Japó, la mar Groga, la mar interior de Seto i la mar de la Xina Oriental, són força més alts (des de per sota de 1 000 ítems./km² i fins a 46 334 000 000 ítems./km²; Da Costa *et al.*, 2017; Kim *et al.*, 2015; Isobe *et al.*, 2014; Eriksen *et al.*, 2018). La contaminació per microplàstics també ha arribat a les aigües i fins i tot al gel marí de l'oceà Àrtic, però amb valors molt inferiors (entre < 1 000 i 100 000 ítems per kilòmetre quadrat; Lusher *et al.*, 2015; Obbard *et al.*, 2014).

En el cas concret de la mar Mediterrània, les restes plàstiques flotants de tota la regió mediterrània s'han estimat en un valor total de 1 455 t de pes sec (DW; Ruiz-Orejón *et al.*, 2016; vegeu la taula 1 per a la costa catalana, i la figura 2). En aquesta mar característica s'ha registrat la major quantitat de microplàstics a la part més oriental, la mar de Llevant. Alguns autors han informat de valors en aquesta àrea entre 100 000 ítems./km² i 37 600 000 000 ítems./km² (Van der Hal *et al.*, 2017; Shahul-Hamid *et al.*, 2018; Gündoğdu i Çevik, 2017; Waller *et al.*, 2017; Kazour *et al.*, 2019), mentre que s'han detectat nivells molt inferiors a la zona de la mar Egea (Topçu i Öztürk, 2010; Politikos *et al.*, 2017), de la mar

Lígur (Baini et al., 2018; Fossi et al., 2012, 2016; Pedrotti et al., 2014, 2016), la mar de Sardenya (Fossi et al., 2012; Panti et al., 2015; De Lucia et al., 2014), la mar Adriàtica (Blašković et al., 2017; Gajšt et al., 2016; Munari et al., 2017; Palatinus et al., 2019; Vianello et al., 2018; Zeri et al., 2018), el golf del Lleó (Constant et al., 2019; Schmidt et al., 2018) i les parts més occidentals

i centrals de la mar Mediterrània, incloent-hi la costa catalana, on les quantitats de plàstics estaven, en general, per sota de 500 000 ítems/km² (Constant et al., 2019; Cózar et al., 2015; Cincinelli et al., 2019; Ruiz-Orejón et al., 2016; Romeo et al., 2015; Filgueiras et al., 2019).

	Latitud	Longitud	Plàstics flotant (ítems/km ²)	
Sud Cap de Creus	42°10.8' N	3°14.4' E	157,000.00	de Haan et al., 2018
Nord Cap de Creus	42°22.0' N	3°17.6' E	257,000.00	de Haan et al., 2018
Davant Ter	42°01.2' N	3°14.2' E	10,000.00	de Haan et al., 2018
Davant Sant Feliu de Guíxols	41°45.2' N	3°03.8' E	88,000.00	de Haan et al., 2018
Davant Tordera	41°37.0' N	2°46.8' E	514,000.00	de Haan et al., 2018
Davant Besòs	41°24.3' N	2°16.1' E	70,000.00	de Haan et al., 2018
Mitjana costa Catalana			182,666.67	
Platja Somorrostro	41°22.23' N	2°11.41' E	27,200.00	Camins et al., 2020
Platja Somorrostro	41°23.10' N	2°11.83' E	114,000.00	Camins et al., 2020
Platja Somorrostro	41°23.07' N	2°11.84' E	36,000.00	Camins et al., 2020
Platja Somorrostro	41°22.91' N	2°11.72' E	398,000.00	Camins et al., 2020
Platja El Prat	41°17.09' N	2°06.06' E	40,200.00	Camins et al., 2020
Platja El Prat	41°17.09' N	2°06.06' E	57,500.00	Camins et al., 2020
Mitjana platges Barcelona			112,000.00	
Mitjana Illes Balears			900,324.00	Ruiz-Orejón et al., 2018
Mitjana platges Illes Balears			858,029.00	Compa et al., 2020
Mitjana mar Adriàtic-Mediterrània occidental			400,000.00	Suaria et al., 2016
Mitjana mar Lligur			103,000.00	Pedrotti et al., 2016
Atlàntic Nord			2,500.00	Law et al., 2010
Pacífic Nord			105,100.00	Eriksen et al., 2014
Gir subtropical del Pacífic			678,000.00	Lebreton et al., 2018

Taula 1. Abundància de plàstics surant (ítems/km²) en diferents punts davant la costa catalana. S'inclouen dades de microplàstics (<5mm) i mesoplàstics (5-25 mm). Es mostren algunes dades de zones properes i globals a efectes comparatius.

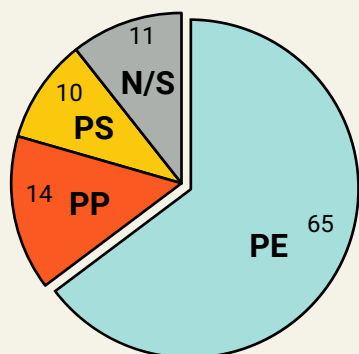


Figura 2. Composició dels microplàstics surant a la costa catalana. CEL, cel·lulosa (natural o regenerada); PET, tereftalat de polietilè; PE, polietilè; PP, polipropilè; AC, acrílic; PA, poliamida. (Adaptada de de Haan *et al.*, 2019.)

Cal esperar que els materials plàstics amb una densitat superior a la de l'aigua del mar (1,02 g/cm³) s'enfonsin i s'acumulin als sediments del fons marí, mentre que els materials de baixa densitat tendeixin inicialment a surar a la superfície o romanguin suspesos a la columna d'aigua (Chubarenko *et al.*, 2018). A més, l'associació de partícules amb material orgànic i organismes (coneguda com a *bioincrustació* —en angl., *biofouling*—, el conjunt d'organismes que s'adhereixen a substrats sòlids, des de partícules fins a carenes d'embarcacions) produeix una modificació de la densitat que facilita l'enfonsament de deixalles plàstiques i de microplàstics. En el cas dels microplàstics, aquests tenen una mobilitat excepcional una vegada es troben en el medi marí, a causa de la combinació de les propietats de les partícules (per exemple, densitat, composició química, forma) amb la hidrodinàmica externa, la sedimentologia marina i les condicions oceanogràfiques físiques.

Per exemple, estudis recents han assenyalat que la forma de les partícules i la bioincrustació són els principals contribuents al comportament de decantació o suspensió dels microplàstics. La principal hipòtesi és que les

fibres i fils flotants (partícules «unidimensionals», 1-D) són les primeres a començar a enfonsar-se, seguides de pel·lícules i flocs 2-D i, a continuació, de fragments 3-D (Chubarenko *et al.*, 2018). Aquesta hipòtesi ha estat confirmada per diferents investigadors. Per exemple, Sánchez-Vidal *et al.* (2018) van detectar grans quantitats de microfibrilles en sediments de les aigües profundes de la mar Cantàbrica, la mar Negra i la mar Mediterrània (incloent-hi la mar d'Alboran, la mar de Llevant i la mar de Creta). En un altre estudi, Woodall *et al.* (2014) van mostrar que la quantitat de microfibrilles era més alta en sediments de les aigües profundes (fins a quatre ordres de magnitud) que a la superfície del mar de zones contaminades de l'oceà Atlàntic, l'oceà Índic i la mar Mediterrània. Pel que fa al tipus de polímer, els principals polímers que s'han detectat en sediments costaners i sediments d'altura inclouen la cel·lulosa natural i regenerada (Sánchez-Vidal *et al.*, 2018), així com els plàstics sintètics com PS, PE, PP (Sánchez-Vidal *et al.*, 2018; Vianello *et al.*, 2013; Abidli *et al.*, 2018), l'acrílic i la poliamida (incloent-hi el niló; Sánchez-Vidal *et al.*, 2018), i copolímers d'alcohol etilè-vinílic (Mistri *et al.*, 2017). Vegeu la figura 3 per a dades de Catalunya.

En el cas concret de la mar Mediterrània, les principals quantitats de microplàstics detectades al llarg dels sediments marins varien entre 4 ít./kg DW (pes sec) de sediment (Romeo *et al.*, 2015) i més de 2 000 ít./kg DW (Vianello *et al.*, 2013). Centrant-nos en els sediments de la costa mediterrània espanyola, Filgueiras *et al.* (2019) van investigar sediments superficials des d'Algesires a Barcelona, incloent-hi mostres de Màlaga, Castell de Ferro, Almeria, Cartagena, Benidorm, Benicarló, Vallcarca i Palma de Mallorca. El nombre de microplàstics variava des de 45,9 ± 23,9 ít./kg DW a Palma de Mallorca fins a 280,3 ± 164,9 ít./kg DW a Màlaga. A més, els autors van trobar que les concentracions de microplàstics no estan associades especialment a fonts locals de contaminació (taula 2 i figura 3). Aquesta troballa coincideix amb un treball previ realitzat a la regió occidental mitjançant la comparació de la càrrega de microplàstics en sediments de Cabrera, una àrea marina protegida a les Illes Balears, amb una zona turística i molt poblada a Mallorca, on els autors van detectar un nombre més alt de microplàstics a l'àrea protegida (fins a 900 ít./kg DW) que en la zona turística (Alomar *et al.*, 2016).

Plàstics en sediments (ítems/gr)		
Marge català		
Plataforma continental	0.9	Sanchez-Vidal et al., 2018
Canyons submarins	0.5-1.5	Sanchez-Vidal et al., 2018
Conca profunda	0.4	Sanchez-Vidal et al., 2018
Illes Balears	0.9	Alomar et al., 2016
Mediterrània Oriental	0.2-1.2	Sanchez-Vidal et al., 2018
Mar Cantàbrica	0.8-1.4	Sanchez-Vidal et al., 2018
Mar d'Alboran	0.5-1.2	Sanchez-Vidal et al., 2018
Atlàntic Nord	0.1-0.3	Woodall et al., 2014
Oceà índic	<0.1	Woodall et al., 2014

Taula 2. Abundància de plàstics (inclou microfibrilles tèxtils de cel·lulosa) en sediments (ítems/gr) a diferents profunditats i entorns submarins davant de la costa catalana. Es mostren algunes dades de zones properes i globals a efectes comparatius.

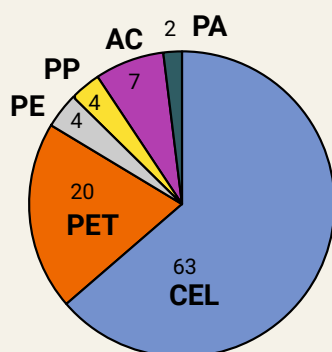


Figura 3. Composició de les microfibrilles en sediments de la costa catalana. CEL, cel·lulosa (natural o regenerada); PET, tereftalat de polietilè; PE, polietilè; PP, polipropilè; AC, acrílic; PA, poliamida. (Adaptada de Sanchez-Vidal et al., 2018.)

També es van obtenir resultats similars a les illes de l'arxipèlag de les Eòlies, a la mar Tirrena, on els valors registrats en aquesta àrea marina protegida eren similars als registrats als llocs portuaris (entre 151 ítems/kg DW i 679 ítems/kg DW; Fastelli et al., 2016), o els resultats del parc natural de la badia de Telašćica (mar Adriàtica), amb un nombre de microplàstics que varia entre els 32 ítems/kg DW i els 378 ítems/kg DW (Blašković et al., 2017), valors molt superiors als registrats al Gran Port de Malta (< 12 ítems/kg DW; Romeo et al., 2015). Una de les zones més contaminades de la mar Mediterrània és la llacuna de Venècia (Itàlia), on es van detectar microplàstics < 1 mm en gairebé

totes les mostres, amb quantitats que van des de 672 ítems/kg DW fins a 2 175 ítems/kg DW (Vianello et al., 2013), seguida del parc regional de la Maremma a la mar Tirrena (Itàlia), amb valors registrats entre 45 ítems/kg DW i 1 069 ítems/kg DW (Guerranti et al., 2017). En aquest darrer cas, la quantitat de microplàstics en aquest parc regional està molt influenciada per les aportacions fluvials (contribució del riu Ombrone) i l'impacte dels materials derivats d'activitats agrícoles a les zones costaneres (Guerranti et al., 2017).

Pel que fa als sediments de platja, s'han registrat valors de fins a 422 ítems/kg DW a les platges del delta de l'Ebre (zona costanera catalana),

on les fibres també són el tipus de microplàstic més abundant, que és el mateix que s'ha demostrat per als sediments de les aigües profundes (Simón-Sánchez et al., 2019), o en platges de la zona de l'albufera del Mar Menor (Bayo et al., 2019, 2020). Aquests resultats van ser similars als observats, per exemple, a la zona costanera tunisiana, amb microplàstics que variaven entre 141 ítems/kg DW i 461 ítems/kg DW, i les fibres com a forma de plàstics més abundants (Abidli et al., 2018).

Un resum gràfic de la distribució dels diferents tipus de microplàstics a l'oceà mundial es pot veure a la figura 4 (D'Erni-Cassola et al., 2019).

Una anàlisi dels microplàstics en tots els ambients aquàtics és la que efectuen Barceló i Picó (2019); després d'una visió global, apunten algunes mesures, ja des del punt de vista pràctic, tendents a reduir-ne la contaminació, i en proposen altres.

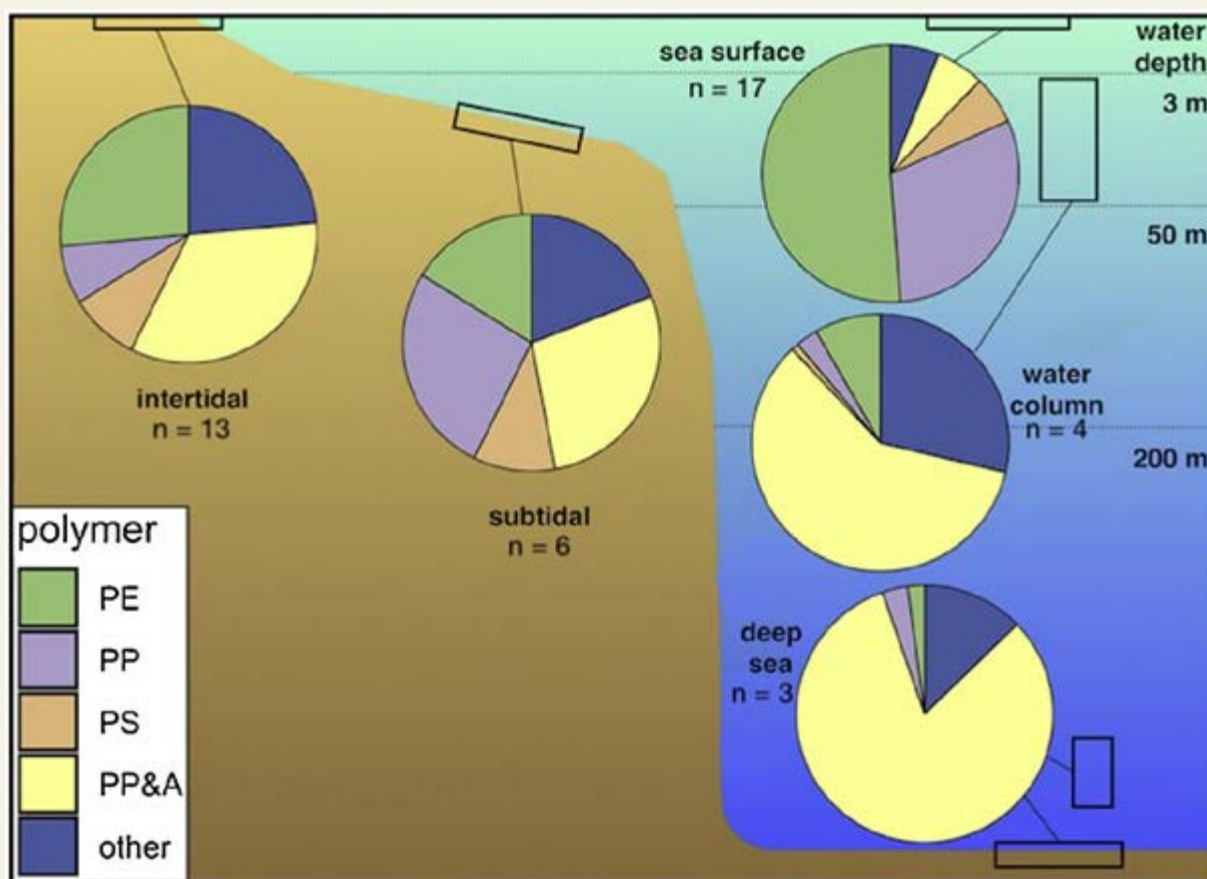


Figura 4. Abundància relativa dels tipus de polímers comuns en diferents zones marines. Els gràfics circulars representen dades d'abundància de: PE: polietilè; PP: polipropilè; PP&A: polièster, poliamida i acrílic; PS: poliestirè; n: nombre d'estudis a cada zona. (D'Erni-Cassola *et al.*, 2019).

4.3. Sòls

Segons Bläsing i Amelung (2018), les fonts de microplàstics al sòl es poden dividir en tres categories principals: les aportacions de pràctiques agrícoles, la influència de l'escolament i la deposició, i la fragmentació de residus plàstics més grossos. Les pràctiques agrícoles recullen l'ús de compost i llots de depuradora com a fertilitzant, el cobriment amb plàstic, una tècnica generalitzada per a millorar la qualitat dels cultius i la collita, i també el reg i les inundacions.

El compost s'utilitza àmpliament en l'agricultura com a fertilitzant. El 2008 es van produir 18 000 000 t de compost a la Unió Europea (Bläsing i Amelung, 2018). Amb una taxa d'aplicació anual recomanada entre 30 t/ha i 35 t/ha i un abast de 2,38-180 mg de microplàstics per kilogram de compost, això podria representar una aportació anual als sòls cultivats de 0,016 kg/ha a 6,3 kg/ha de microplàstics per any a escala europea. En aquest rang, els microplàstics menuts (< 1 mm) i els nanoplàstics (< 1 µm) no hi són inclosos.

L'ús de llots de depuradora (és a dir, el residu contaminant que queda en depurar les aigües de rius) com a fertilitzant és una pràctica molt comuna en agricultura (també són abocats al mar, per a desempallegar-se'n, amb efectes negatius importants; Ros i Cardell, 1991; Ros, 2001). A Europa, aproximadament el 50 % del total de llots de depuradora produïts s'utilitzen en agricultura. Aquesta proporció pot arribar al 79 % a Espanya (Eurostat, 2020). La concentració de microplàstics en fangs d'aigües residuals varia entre 1 500 partícules per kilogram (part./kg) i 24 000 part./kg (vegeu Bläsing i Amelung, 2018 i referències allà); això podria representar una càrrega

anual entre 63 000 t i 430 000 t de microplàstics en el cas de la Unió Europea (Nizzetto *et al.*, 2016b).

Hem extrapolat fins a una quantitat situada entre 21 000 t i 150 000 t la massa de microplàstics repartits en el camp agrícola a Espanya a partir de l'ús de llots de depuradora. Aquest valor es pot comparar amb la contaminació per plàstics que s'estima que sura a les aigües superficials de l'oceà mundial, entre 93 000 t i 236.000 t (Van Sebillie *et al.*, 2015). Un estudi recent del sud-est d'Espanya va demostrar que les concentracions en sòls sense addició de llots de depuradora eren de 2 030 it./kg de microplàstics i de 5 190 it./kg amb l'addició de llots de depuradora (Van den Berg *et al.*, 2020). A més, les càrregues de plàstic dels sòls augmenten en 710 it./kg de microplàstics amb cada aplicació successiva de llots de depuradora, la qual cosa comporta una elevada acumulació de microplàstics en sòls agrícoles.

El cobriment de plàstic s'utilitza per a suprimir les males herbes i conservar l'aigua en la producció de cultius i en el paisatgisme: les plantes creixen a través d'esquerdes o forats en làmines fines de plàstic. Amb unes 120 000 ha de superfície agrícola coberta (només cobriment, que no inclou túnels d'hivernacles ni cobertes directes), Espanya és el primer país europeu que utilitza cobriment de plàstic, ja que representa, aproximadament, el 28 % de la superfície agrícola coberta total d'Europa (extrapolat de Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2012). Tot i que és difícil estimar la quantitat de microplàstics alliberats als sòls per aquesta pràctica, ja se sap que els cobriments de plàstic contenen de 50 mg/kg a 120 mg/kg de ftalats (un additiu nociu), cosa que condueix a una concentració de ftalats del 74 % al 208 % més alta en sòls amb cobriment plàstic en comparació amb sòls no coberts

(Kong *et al.*, 2012).

Pel que fa al reg per inundació, se sap poc sobre el seu impacte en la propagació de microplàstics als sòls (Bläsing i Amelung, 2018). No obstant això, les projeccions mostren que en un futur proper, a causa del canvi climàtic, l'ús directe d'aigües residuals parcialment tractades o no tractades es pot convertir en l'única font d'aigua per a l'agricultura a molts llocs del món (WHO, 2006). Les concentracions de microplàstics en les aigües residuals varien entre 1 000 part./m³ i 627 000 part./m³, de les quals aproximadament el 75 % són fibres (vegeu les referències de la taula 2 de Bläsing i Amelung, 2018). Depenent del tipus de cultiu i de si considerem països en via de desenvolupament o països desenvolupats, el nombre anual de microplàstics que arriben als sòls per hectàrea de cultiu podria ser de 2,2 × 10⁶ part./ha a 3,1 × 10⁹ part./ha per als primers i de cap partícula a 625 × 10⁶ part./ha per als segons. A Espanya, amb una superfície de conreu de 12,4 Mha, la càrrega anual de microplàstics relacionada amb el reg podria representar 7,75 × 10¹⁵ partícules.

Al llarg de les carreteres i zones urbanes, les deixalles de plàstics que no són captades pels sistemes de clavegueram poden contaminar els sòls circumdants. No obstant això, pràcticament no hi ha cap estudi que avaluï la quantitat de plàstic introduït al sòl per escombraries o abocaments il·legals, tot i que es pot considerar una estimació que va de 0,85 kg/ha a 6,6 kg/ha d'escombraries arrossegades per l'aigua des de les autopistes durant les tempestes (Kim *et al.*, 2006, 2004). A això s'haurien d'afegir les partícules fines originades per l'abrasió dels pneumàtics de vehicles a les carreteres i que es podrien introduir a l'entorn d'aquestes pel vent o

l'aigua. Les estimacions varien entre les 10 000 t de micropartícules a Suècia (Norén i Naustvoll, 2010) i les 100 000 t de micropartícules a Alemanya (Essel *et al.*, 2015). No disposem de cap estimació per a Espanya.

Finalment, els microplàstics presents als sòls poden resultar de la fragmentació de restes de plàstic més grans, procedents de diferents menes de deixalles de plàstic abocades que es degraden en microplàstics i fins i tot en nanoplàstics.

4.4. Aigües residuals

Les aigües residuals municipals estan contaminades per microplàstics, amb concentracions que varien entre 10 part./m³ i 107 part./m³ (Koelmans *et al.*, 2019). Els microplàstics entren als sistemes de clavegueram procedents de fonts domèstiques en forma de fibres tèxtils sintètiques, microperles cosmètiques i parts desintegrades de productes de consum més grossos que es llencen al vàter (Mourgogiannis *et al.*, 2018; Murphy *et al.*, 2016). Les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) són un punt d'entrada important per als microplàstics al medi aquàtic.

Els plàstics i els altres materials particulats s'eliminen dels residus líquids per sedimentació i acaben en els fangs de clavegueram. Com que els llots de depuradora s'utilitzen com a fertilitzant en molts estats membres de la Unió Europea (Kacprzak *et al.*, 2017), els microplàstics s'introdueixen en les terres agrícoles (vegeu 4.3 i 5.2), des d'on afecten els ecosistemes terrestres i, si més no en teoria, els consumidors finals (bestiar i humans; vegeu 5.3).

4.5. Aire

Hi ha microplàstics tant en l'aire de l'interior dels habitatges (Dris *et al.*, 2017) com en l'aire de l'exterior (Cai *et al.*, 2017; Dris *et al.*, 2016); la deposició atmosfèrica és dos ordres de magnitud superior en ambients tancats, interiors: diàriament, 11 000 microplàstics/m² (Dris *et al.*, 2017). Un estudi dut a terme als terrats de París va trobar fibres microplàstiques en un rang de mides que van de 7-15 µm a 100-500 µm; les precipitacions atmosfèriques es van estimar en un ventall que va, diàriament, de 2 part./m² a 355 part./m², amb taxes més altes en llocs urbans en comparació amb llocs suburbans. La quantitat de precipitacions es va estimar en 3 t/any i 10 t/any per a una àrea de la mida de París (2 500 km²; Dris *et al.*, 2016).

Els valors més elevats de microplàstics en aire corresponen a àrees de carreteres, pel desgast dels pneumàtics dels vehicles, així com pel de la mateixa carretera. Segons estudis realitzats al Japó, Europa i els Estats Units, representen de 0,05 mg/m³ a 0,70 mg/m³ de la fracció de partícules de 10 µm o menys (Panko *et al.*, 2013). L'avaluació de l'aire de l'interior de les fàbriques indica altes concentracions de microfibres de clorur de polivinil (PVC): 7 mg/m³ (Burkhart *et al.*, 1999). Brahney *et al.* (2020) demostren que fins i tot en àrees naturals molt allunyades de zones industrials i urbanes (àrees protegides, monuments naturals nacionals, etc.), la pluja i el vent hi aporten microplàstics, més de 1 000 t/any en les àrees protegides dels EUA occidentals.

Hi pot haver altres fonts de microplàstics a l'atmosfera: la formació d'aerosols de sal marina; les partícules de plàstic procedents de llots de depuradora secs des de sòls agrícoles; la pols urbana, etc. En qualsevol cas, la inhalació

d'aquestes micropartícules deu ser una via important d'entrada al sistema respiratori d'animals i humans (vegeu 5.3).

5

Impactes dels microplàstics

Els microplàstics poden adsorbir contaminants orgànics a la seva superfície, transportar-los i escampar-los (Cole *et al.*, 2011; Llorca *et al.*, 2014; Ríos *et al.*, 2007). En el medi aquàtic, els materials plàstics poden concentrar contaminants hidrofòbics fins a deu milions de vegades les concentracions a l'aigua circumdant (Koelmans *et al.*, 2016). Aquests productes químics es podrien alliberar eventualment en altres zones quan les condicions ambientals canviïn o bé després de passar per l'interior del cos dels animals aquàtics.

5.1. Ecosistemes aquàtics

Els microplàstics i els nanoplàstics poden ser ingerits per organismes aquàtics i, per tant, es poden introduir a la xarxa alimentària marina (Wright *et al.*, 2013; Cole *et al.*, 2014). Algunes espècies els ingereixen inconscientment o passiva (per exemple, els suspensívors i filtradors) i d'altres, com ara diferents espècies de peixos (com les anxoves adultes), de manera selectiva. Això també pot significar un risc per a la salut humana, a causa de l'acumulació potencial en espècies comercials que arriben als consumidors, com els musclos (Pittura *et al.*, 2018). Un estudi fet sobre *Gambusia holbrooki* de dues il·lacunes costaneres recuperades del litoral gironí (Rodríguez *et al.*, 2020) troba microplàstics abundants en el tub digestiu d'aquest peix exòtic; els autors assenyalen que aquesta

presència pot ser indicadora del grau de contaminació per microplàstics en el litoral.

Els peixos i els bivalves no poden digerir els microplàstics, ja que no tenen vies enzimàtiques disponibles per a descompondre els polímers sintètics (Andrady, 2011). Tot i això, aquestes partícules es poden retenir en alguns òrgans i les nanopartícules, per raó de la seva petita mida, es poden translocar en teixits vius amb efectes adversos. Això també pot posar en perill la salut humana, a causa de l'acumulació potencial en espècies comercials.

Hi ha importants biaixos en els estudis dels efectes de la ingesta de microplàstics en organismes marins: peixos i petits crustacis estan sobrerrepresentats en els estudis de laboratori o en la natura, i al laboratori les concentracions de microplàstics assajades són molt grans en comparació amb les naturals (De Sá *et al.*, 2018).

Els plàstics poden assolir factors de concentració d'un milió o més a l'interior dels organismes (Wardrop *et al.*, 2016). Per exemple, un estudi recent mostra que el 60 % de les sardines i anxoves capturades a la mar Mediterrània nord-oriental presentaven plàstic al tub digestiu (Pennino *et al.*, 2020). Els individus amb quantitats de plàstic més elevades també presentaven una gran quantitat de paràsits. Els autors suggereixen que això es pot deure a la presència de paràsits al biofilm de plàstic o a la major abundància de paràsits a les zones on la concentració

de plàstic era més elevada, tot i que no es descarta l'efecte debilitador dels microplàstics en els peixos. Les fraccions de peixos que contenen microplàstics al tracte gastrointestinal són molt variables segons l'estudi; per ordre creixent, 0,0025 % en peixos de la mar del Nord, 17,5 % en peixos de les costes atlàntica i mediterrània espanyola, 19,8 % en peixos de la costa portuguesa, 58 % en peixos d'aigües territorials turques i 100 % en peixos de la mar de la Xina Meridional (Zeytin *et al.*, 2020). Aquestes diferències poden dependre de l'espècie, de la concentració de plàstics presents a l'aigua, de la mida dels plàstics o de la metodologia utilitzada.

Estudis en un copèpode planctònic (*Calanus helgolandicus*) demostren que la ingesta de microplàstics (poliestirè) redueix la taxa d'ingesta de microalgues, la fecunditat i potser la supervivència de l'espècie (Cole *et al.*, 2015). Setälä *et al.* (2013) estudien la transferència de microplàstics al llarg de cadenes tròfiques del plàncton marí, des d'espècies del mesozooplànton (com el copèpode *Eurytemora affinis*) a altres del macrozooplàncton (com el misidaci *Neomysis integer*).

Altres treballs se centren en organismes bentònics: Hi ha transferència de microplàstics al llarg de les cadenes tròfiques (de musclos a crancs), però en una concentració molt petita, que desapareix al cap d'una vintena de dies (Farrell i Nelson, 2013). L'efecte d'aquesta ingestió és una disminució de l'energia disponible

per als animals (Watts *et al.*, 2015, en el cranc *Carcinus maenas*). Els efectes de la ingestió de microplàstics (polièstirè) i PCB en *Arenicola marina* mostren acumulació i reducció de l'activitat alimentària d'aquest cuc poliquet (Besseling *et al.*, 2013).

De Oliveira *et al.* (2020) revisen els diferents estudis fets fins ara sobre els efectes dels microplàstics en corals, i en destaquen una reducció del creixement, una reducció notable d'enzims destoxicadors i immunitaris, un augment de l'activitat dels enzims antioxidants, una producció elevada de mucus, reducció de l'eficàcia biològica i efectes negatius sobre la relació entre els corals i les seves microalgues simbiotes.

Pel que fa a la incorporació en les foques grises (*Halychoerus grypus*) i en els peixos que mengen (arengs, *Clupea harengus*), hi ha transferència, però en quantitats molt minses (Nelms *et al.*, 2018). Estudis de laboratori en peixos zebra (*Danio rerio*; Brandts *et al.*, 2020) indiquen que els microplàstics s'acumulen en les cèl·lules hepàtiques dels animals adults, i que les seves larves les acumulen en el tub digestiu i el pàncrees, però que això no afecta la seva supervivència.

No se sap gaire cosa sobre la translocació del plàstic o dels seus additius als teixits, òrgans o sang dels organismes. S'ha informat de la translocació al fetge i a les brànquies de diferents espècies, però la presència de microplàstics a la part comestible del peix (filet) que és consumida pels humans no és ben coneguda. Per als musclos, s'ha observat la translocació de microplàstics al sistema circulatori i la seva persistència durant quaranta-vuit dies (Browne *et al.*, 2008). No obstant això, un estudi recent realitzat en llobarros

(*Dicentrarchus labrax*) va trobar que, fins i tot si els microplàstics d'1 µm a 5 µm eren capaços de traslladar-se a filets menjats habitualment pels humans, ho van fer a nivells relativament baixos tenint en compte els alts nivells d'ingestió. Només un microplàstic va arribar al filet per un total de $1,87 \times 10^7$ microplàstics ingerits (Zeytin *et al.*, 2020).

Tanmateix, el principal risc per a la fauna i la salut humana associat a la presència de plàstic en els productes del mar és probablement la lixiviació dels additius que porten. Aquests productes químics es poden alliberar a l'interior de l'organisme i translocar-se fàcilment, cosa que pot afectar el creixement i les funcions fisiològiques de l'organisme.

5.2. Sòls

Fins ara molt pocs estudis investigaven l'impacte dels microplàstics sobre els organismes del sòl (Chae i An, 2018, i referències allà). Un cop als sòls, els microplàstics es poden ingerir i transferir als organismes que hi viuen. Per exemple, els cucs de terra (*Eisenia foetida*) exposats a PBDE (difenil èter polibromat), un derivat de l'escuma de poliuretà, l'acumulen en el cos i d'allà la transfereixen als sòls (Gaylor *et al.*, 2013). Un altre experiment mostra que quan s'exposen al LDPE (polietilè de baixa densitat), els cucs de terra (*Lumbricus terrestris*) es veuen afectats per altes concentracions de microplàstics, retenen i transfereixen microplàstics a altres organismes de l'ecosistema edàfic a través de la cadena alimentària, i també retenen i transfereixen microplàstics a les capes més profundes del sòl i, possiblement, a les aigües subterrànies (Huerta-Lwanga *et al.*, 2016). A més, segons Hodson *et al.* (2017), els

microplàstics poden servir de via per als metalls biodisponibles, incloent-hi el zinc (Zn), en els ecosistemes edàfics, tot i que no es van mesurar efectes perjudicials significatius sobre la supervivència i el pes corporal dels cucs de terra assajats. Curiosament, els microplàstics ingerits pels cucs de terra es poden transferir als humans a través de la cadena alimentària. De fet, l'aviram alimentada amb cucs de terra mostra concentracions més altes de microplàstics a les femtes, però també al pedrer, que s'utilitza per al consum humà (Huerta-Lwanga *et al.*, 2017).

Els microplàstics poden ser responsables dels danys histopatològics i de la resposta del sistema immunitari en els cucs de terra *Eisenia andrei* (Rodríguez-Seijo *et al.*, 2017). S'han dut a terme altres experiments en altres organismes com ara artròpodes —colèmbols (Maaß *et al.*, 2017) o isòpodes (Jemec Kokalj *et al.*, 2018)—, però no es va avaluar cap efecte significatiu.

Juntament amb els impactes sobre els organismes i els ecosistemes edàfics, es comencen a investigar alguns altres efectes. Per exemple, els microplàstics es componen majorment de carboni, entre altres elements. Llavors, la seva aparició en els ecosistemes edàfics hauria de representar una font de carboni independent de la fotosíntesi i de la producció primària neta (Rillig i Lehmann, 2020). Aquest carboni té una taxa de renovació lenta, perquè el material és sobretot inert; tanmateix, actualment es desconeixen el comportament i el temps de residència dels microplàstics al sòl, així com la velocitat d'entrada en els ecosistemes, ja que fins ara la investigació s'ha centrat en bona part a quantificar els tipus i el nombre de partícules, en lloc de fer-ho en el mateix carboni derivat

de microplàstics. Originalment, la major part d'aquest carboni és d'origen fòssil, en lloc d'haver estat fixat recentment des de l'atmosfera. A causa de la resistència dels microplàstics a la descomposició, s'espera que s'acumuli als sòls, on s'ha de tenir en compte en les avaluacions de l'emmagatzematge de carboni del sòl (Rillig, 2018), una funció fonamental de l'ecosistema.

Des d'un punt de vista biofísic, els microplàstics poden afectar la densitat total, la capacitat de retenció de l'aigua i la relació funcional entre l'activitat microbiana i els agregats estables d'aigua als sòls. Els efectes se subestimen si hom no té cura de les característiques específiques dels tipus de partícules i les seves concentracions, cosa que suggereix que les dades ambientals purament qualitatives de microplàstics podrien tenir un valor limitat per a l'avaluació dels efectes en el sòl. Si s'estenen a altres tipus de sòls i plàstics, s'ha suggerit que els microplàstics són estressors antropogènics rellevants a llarg termini, així com impulsors del canvi global en els ecosistemes terrestres (De Souza Machado *et al.*, 2018).

Finalment, en reduir la densitat total del sòl, els microplàstics (fibres) poden conduir a un creixement més gran de les plantes, probablement perquè les arrels experimenten menys resistència al creixement (De Souza Machado *et al.*, 2019). Tanmateix, també són possibles efectes negatius sobre les plantes, probablement relacionats amb els additius plàstics (Kleunen *et al.*, 2020).

5.3. Els éssers humans

Tal com hem vist, hi ha nano- i microplàstics tant en aigües

marines (Yang *et al.*, 2015) com continentals (Ossmann *et al.*, 2018; Wagner i Lambert, 2018), així com en l'aire interior dels habitatges (Dris *et al.*, 2017) i en l'aire exterior (Cai *et al.*, 2017; Dris *et al.*, 2016), i així mateix en fonts dietètiques. L'exposició per ingestió de deposició atmosfèrica també representa una via substancial (68 415 microplàstics/persona/any; Catarino *et al.*, 2018). L'exposició per inhalació depèn del diàmetre aerodinàmic (dipòsit < 10 µm de diàmetre aerodinàmic en la via aèria; Carvalho *et al.*, 2011).

L'exposició laboral a microfibrilles de plàstic produeix lesions granulomatoses que contenen pols d'acrílic, polièster i/o niló (Pimentel *et al.*, 1975), la qual cosa provoca una prevalença més gran d'irritació respiratòria (Warheit *et al.*, 2001). L'anomenat pulmó dels treballadors de borra és una rara malaltia pulmonar que es dona en treballadors tèxtils de niló exposats a pols de fibra de mida respirable (Boag *et al.*, 1999; Eschenbacher *et al.*, 1999; Kremer *et al.*, 1994). Aquesta i altres malalties pulmonars poden ser cròniques.

Stemmer *et al.* (1975) van trobar que la pols d'escuma de poliuretà inhalada causava inflamació i cicatrius de teixits en cobais. Sabem que sovint s'incorporen als productes plàstics additius, colorants i pigments, molts dels quals tenen efectes sobre la salut humana (entre altres, toxicitat reproductiva, carcinogenicitat i mutagenicitat; Fromme *et al.*, 2014; Linares *et al.*, 2015; Lithner *et al.*, 2011).

Les fibres de microplàstics amb un diàmetre comprès entre 7 µm i 15 µm poden entrar a les vies respiratòries. En regions pulmonars profundes, els microplàstics molt menuts poden ser captats per macròfags i cèl·lules epitelials

(Geiser *et al.*, 2005), i possiblement es poden traslladar a la circulació sistèmica.

Els nanoplàstics i microplàstics presents en animals i plantes són susceptibles d'entrar al cos humà per ingestió, però hi ha poques dades que quantifiquin l'exposició a la dieta, gairebé sempre referides a productes d'origen marí (Lusher *et al.*, 2017).

Un impacte potencial addicional pot ser causat per la inhalació de microplàstics amb colonització microbiana (Kirstein *et al.*, 2016; Zettler *et al.*, 2013). A més dels riscos associats a les infeccions per espècies patògenes, els microplàstics inhalats podrien causar un canvi en l'estructura de les comunitats dels microbis que colonitzen el pulmó.

Hi ha poques dades sobre la fracció potencialment inhalable de microplàstics presents en l'aire o en la dieta, ni sobre quina és la ingesta diària de nano- i microplàstics en l'ésser humà. Tampoc no es coneix bé la cinètica i la biodistribució dels microplàstics després de l'exposició. Hi ha dades sobre els efectes inflamatoris de la pols de plàstic en models animals, però no és clar si aquests efectes són aplicables als éssers humans.

També es desconeix si la forma fibrosa i no fibrosa dels microplàstics està relacionada amb la seva possible toxicitat (per exemple, si fibres prou menudes podrien causar efectes similars als de l'amiant).

L'altra via d'entrada de microplàstics al cos humà —a través de la ingesta alimentària— encara s'ha estudiat poc. Ja hem comentat la presència de microplàstics en algunes espècies comercials, en especial de peixos. Altres vies d'entrada són a través dels aliments i les begudes

que s'adquireixen envasats o de l'aigua potable distribuïda pels sistemes municipals d'abastament hídric.

En les mostres d'aigua de l'aixeta analitzades, el 81 % contenia microplàstics, la major part eren fibres (98,3 %) de 0,1 mm a 5 mm de longitud, que tenien de cap partícula a 61 part./L, amb una mitjana de 5,45 part./L. També hi havia restes antropogèniques en cerveses de dotze marques i en dotze marques de sal marina, gairebé totes en forma de fibra. La persona mitjana ingereix més de 5 800 part./any de microplàstics d'aquestes tres fonts, i la major contribució prové de l'aigua de l'aixeta (88 %; Kosuth *et al.*, 2018). Mason *et al.* (2018) i Schymanski *et al.* (2018) troben microplàstics (principalment, fragments i, després, fibres) en diverses marques d'aigua embotellada de països diferents. En canvi, l'aigua procedent de fonts naturals pràcticament no mostrava microplàstics (Mintenig *et al.*, 2019).

Tant el plàstic com el paper, el cartró, la fusta, la ceràmica i el metall que s'empren per a embolcallar aliments permeten el pas de material dels embolcalls als aliments (Arvanitoyannis i Bosnea, 2004; Bhunia *et al.*, 2013; Hoppe *et al.*, 2017).

Una vegada ingested els microplàstics per ingesta, la captació de partícules a l'intestí (< 10 µm) es pot produir mitjançant endocitosi i fagocitosi (Eldridge *et al.*, 1989), o bé mitjançant la persorció per partícules més grosses (fins a 130 µm; Volkheimer, 1993).

Així, doncs, les conseqüències de la ingestió de microplàstics i els seus efectes sobre el cos humà encara no són prou coneguts. Es podrien excretar sense conseqüències per a la salut humana, però encara

no sabem si aquestes partícules minúscules es podrien traslladar als òrgans o als teixits. No obstant això, el principal problema toxicològic relacionat amb la ingestió de microplàstics està associat probablement als additius químics que porten.

S'ha trobat que alguns d'aquests additius, com els ftalats, presenten toxicitat en els humans. Tot i això, hi ha una manca d'estudis que demostrin l'alliberament d'additius en el cos humà i els seus mecanismes que fan servir. Un estudi recent (Porta *et al.*, 2019) realitzat per diverses institucions de recerca catalanes va analitzar l'orina de vint voluntaris, d'edats compreses entre els vint-i-dos i els setanta-quatre anys, a la cerca de la presència d'additius plàstics. Van trobar més de quinze ftalats i polifenols diferents que són additius plàstics habituals. Un altre estudi, realitzat per la Universitat de Viena, va trobar fibres plàstiques a la femta de diversos voluntaris de diferents països (Schwabl *et al.*, 2019). Aquests estudis demostren que els additius plàstics arriben al cos humà. Se sap que alguns d'aquests additius són disruptors endocrins o fins i tot cancerígens. Els additius presents a l'orina i les femtes s'excreten, però encara es desconeix si aquestes substàncies químiques es transloquen a la sang, els òrgans o els teixits. I, fins i tot, si fossin excretats, l'exposició continuada del cos humà a aquests productes químics podria provocar malalties de les quals encara no som conscients.

Els additius dels plàstics també es poden alliberar a les plantes de tractament d'aigües residuals on, després de la cloració, poden formar trihalometans perjudicials per a la salut humana (Lee *et al.*, 2020).

En un treball recent, Teles *et al.* (2020) recorden que els

nanoplàstics poden afectar la composició i la diversitat del microbioma; donat que darrerament les recerques sobre les interaccions entre el tub digestiu i el cervell han posat de manifest l'efecte de la microbiota intestinal sobre els sistemes endocrí, immunològic i nerviós (Anderson *et al.*, 2020), aquesta afectació del microbioma intestinal pot tenir efectes en molts aspectes de la fisiologia humana. La major part dels estudis sobre l'efecte dels microplàstics s'han fet en unes poques espècies d'animals de laboratori; tal com diuen els autors esmentats, per ara «Només podem especular sobre els efectes a llarg termini que l'exposició als nanoplàstics pot tenir sobre la salut humana, però algunes pistes procedents de diversos estudis relacionats amb respostes compromeses, tant hormonals com immunològiques, als estressors en animals aquàtics poden ajudar» (Teles *et al.*, 2020).

Resulta també preocupant la troballa de microplàstics en la placenta de dones embarassades, tant en la part exterior (de la mare) com en la interior (del fetus) de la placenta (Ragusa *et al.*, 2020). No hi ha, de moment, cap indicació dels possibles efectes d'aquesta presència en dones gestants.

6

Aspectes socials, de gestió i legislatius

Les respostes de gestió i legislatives als microplàstics s'han de considerar tant en termes de microplàstics primaris com secundaris. Pel que fa als microplàstics secundaris, les respostes són àmplies i abasten els residus de plàstic en general, és a dir, els macroplàstics. Tenen l'objectiu final d'evitar les fuites de plàstic i els danys sobre el medi ambient, on els macroplàstics s'acaben degradant en fragments més petits i es converteixen en microplàstics. En els darrers anys, s'està promovent l'economia circular com una manera de mantenir els recursos en bucles tancats i aprofitar al màxim el valor dels plàstics. Les iniciatives són múltiples, des de l'escala global fins a la local, tant des de sectors públics com des de sectors privats interessats, i també amb iniciatives de col·laboració publicoprivades.

A la Unió Europea (UE), els microplàstics que es poden generar a conseqüència d'una gestió de residus parcial o inexistent, o a conseqüència de la degradació de deixalles de plàstics més grossos, estan coberts per iniciatives de l'Estratègia sobre els Plàstics de la Unió Europea (https://ec.europa.eu/environment/waste/plastic_waste.htm), a fi de reduir les deixalles de macroplàstics.

A Catalunya, la nova llei de prevenció i gestió de residus i eficiència de recursos, que s'espera que s'adopti el 2021, hauria de ser la referència per a promoure l'economia circular i evitar les entrades de plàstics al medi ambient.

En el context d'aquest informe, les respostes als plàstics primaris poden ser més rellevants amb vista a les possibles mesures polítiques, ja que s'adrecen a les fonts directes de microplàstics al medi ambient. Les respostes es podrien explicar en termes dels seus promotors, és a dir, els responsables polítics, el sector privat i la societat.

6.1. Respostes de gestió pública

Els microplàstics, com a part de la problemàtica de les deixalles marines, han rebut una atenció mundial en els darrers anys. L'Assemblea del Medi Ambient de l'ONU (UNEA) es va crear el 2012 per decisions de la Conferència Rio+20 i de l'Assemblea General de les Nacions Unides (UNGA). UNEA-4 es va reunir a Nairobi (Kenya), de l'11 al 15 de març de 2019, i va adoptar una resolució específica sobre deixalles de plàstic marines i microplàstics (UNEP / EA.4 / Res. 6). Les resolucions sobre plàstics van necessitar negociacions prolongades, ja que alguns països s'oposaven a establir objectius per a eliminar progressivament els plàstics d'un sol ús, mentre que altres estaven disposats a adoptar prohibicions nacionals. Sobre les deixalles marines, alguns països haurien preferit uns acords més restrictius; no obstant això, la Resolució permet revisions científiques, reunions d'experts i la participació dels grups d'interès en la qüestió. Pel que fa a la Convenció de Barcelona per a la Protecció de la Mediterrània, es preveu que els

microplàstics siguin incorporats a la revisió del Pla Regional per a la Gestió d'Escombraries Marines a la Mediterrània, a finals del 2021.

A la Unió Europea, pel setembre del 2018, el Parlament Europeu va demanar a la Comissió Europea que introduís una prohibició a tota la UE d'afegir intencionadament microplàstics en productes cosmètics i detergents el 2020, i que prengué mesures per a minimitzar l'alliberament de microplàstics de tèxtils, pneumàtics, pintures i burilles de cigarret. El 30 de gener de 2019, l'ECHA (l'Agència Europea de Substàncies i Mesclures Químiques) va publicar una proposta per a restringir l'ús de microplàstics. La proposta es basa en els resultats de l'avaluació de l'ECHA sobre els riscos per a la salut i el medi ambient que comporten els microplàstics que s'afegeixen intencionadament als productes. El procés està en curs, cosa que pot conduir a una modificació de l'annex XVII de la Directiva REACH, per a fer operativa la restricció. A Espanya, l'esborrany de llei sobre residus i sòls contaminats estableix la prohibició dels microplàstics afegits intencionadament en cosmètics i detergents a partir del 3 de juliol de 2021.

La Comissió Europea també va investigar les opcions per a reduir els microplàstics que es creen durant el cicle de vida d'un producte mitjançant el desgast, o que s'emeten per vessaments accidentals (Hann *et al.*, 2018). Pneumàtics, marques viàries, pèl·lets de plàstic de preproducció i rentat de tèxtils sintètics són grans

fonts d'emissions de microplàstics al medi ambient. A l'hora d'analitzar les opcions de reducció, es poden aconseguir les reduccions més importants, tant d'emissions de font com d'emissions a l'aigua superficial, mitjançant mesures destinades a reduir les emissions en origen. És probable que l'acreditació de la cadena de subministrament de pèl·lets de preproducció tingui l'impacte de reducció més gran (600 000 t de reducció acumulada a les aigües superficials entre el 2017 i el 2035), i també s'espera que sigui la més rendible.

En el cas de Catalunya, la nova llei de prevenció i eficiència de recursos en preparació inclourà un capítol específic sobre microplàstics. En l'escala local, alguns ajuntaments han engegat iniciatives per a reduir la càrrega de microplàstics del seu entorn (per exemple, l'any 2020 els ajuntaments de Calafell, l'Ampolla i Vinaròs, entre altres, han instal·lat boies al mar per a filtrar microplàstics).

6.2. Respostes del sector privat

Empreses i empresaris de tot el món prenen mesures per a disminuir la pèrdua accidental de microplàstics o per a reduir les fuites per desgast. En aquest sentit, l'Operació Clean Sweep s'adreça a tots els segments de la cadena de valor dels plàstics (productors de matèries primeres, cadena logística, recicladors i processadors) amb la implantació de bones pràctiques ambientals i la contenció de vessaments de pèl·lets, flocs o pols.

Pel que fa als tèxtils, el problema de la contaminació per microfibrilles sintètiques és complicat i té una escala considerable. Tanmateix, el canvi de materials sintètics a materials naturals comportaria

altres costos ambientals substancials. L'alliberament de microfibrilles de plàstic de roba sintètica exigeix un esforç col·laboratiu de la indústria tèxtil. Les marques de moda, així com tots els grups d'interès de tota la cadena de valor, estan provant diverses solucions, incloent-hi els tractaments d'acabat de filats i teixits, sistemes de filtració a les rentadores, rentats previs a la venda, detergents i condicions de rentat, entre d'altres.

6.3. Respostes de la societat civil

La societat civil en conjunt i les organitzacions no governamentals (ONG) han mostrat una gran preocupació per la crisi de la contaminació per plàstics i han engegat moltes accions i iniciatives perquè els governs, les empreses i els consumidors assumeixin la seva responsabilitat. Particularment en els microplàstics, la campanya «Beat the microbead»¹ va aconseguir que empreses líder com L'Óreal i Procter & Gamble eliminessin gradualment les microperles dels seus productes de cura personal.

A Catalunya, la societat civil també pren mesures sobre els plàstics. Un exemple és la Fundació per a la Prevenció de Residus i el Consum Responsable (Rezero), que realitza nombroses campanyes sobre plàstics, com ara «Salut de plàstic» (<http://www.caib.es/pidip2front/jsp/adjunto?codi=2333080&idioma=ca>).

D'altra banda, les campanyes cíviques de recollida de brossa, ja sigui a la platja o sota l'aigua, eliminen un bon nombre de materials plàstics (bàsicament meso- i megaplàstics) del litoral i els transporten als abocadors de deixalles. La ciència ciutadana

és útil per a detectar i recollir microplàstics al litoral català (Uviedo *et al.*, 2020; Vilà, 2021). Recentment (Sánchez-Vidal *et al.*, 2021), hom ha descobert un procés natural pel qual els meso- i microplàstics són retornats al litoral emergit, embolicats en les egagròpiles de *Posidonia oceanica*, que l'onatge i els temporals transporten a les platges. És aquest un altre dels molts serveis que aquesta fanerògama marina presta al seu entorn i a la nostra espècie (Romero, 2004; Ros, 2001).

1. «Derrotem les microperles».

7

Equips i investigadors catalans

Tal com podem deduir de les pàgines anteriors i de la bibliografia citada, la recerca sobre microplàstics és una de les àrees més actives actualment, en especial pel que fa al medi marí. Catalunya no n'és cap excepció; a la taula 3 adjunta es detallen els grups actius a casa nostra en aquest camp de la recerca.

Institució	Grup de Recerca	Investigadors	Especialitats	Publicacions microplàstics PPCC	
Universitat de Barcelona	GRC Geociències Marines	Anna Sanchez-Vidal	Microplàstics flotants	de Haan et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.053
		William de Haan	Microplàstics sediments	Sanchez-Vidal et al., 2018	https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207033
		Miquel Canals	Microplàstics sediments	Woodall et al., 2014	https://doi.org/10.1098/rsos.140317
			Microplàstics rius	Constant et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032
			Microplàstics platges	Constant et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136984
			Ciència ciutadana, Microplastics flotants	Camins et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178
	IRB-Bio	Odei Garcia Garín	Microplàstics fauna	Garcia Garin et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110648
		Marina Codina-Garcia	Microplàstics fauna	Codina-Garcia et al., 2013	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.002
		Odei Garcia Garín	Relació microplàstics i retardants flama en fauna marina	Garcia Garin et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126569
		Jacob González Solís			
Universitat Autònoma de Barcelona	Departament de Biologia Animal, de Biologia Vegetal i d'Ecologia	Ester Carreras-Colom	Microplàstics fauna	Carreras-Colom et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114567
		Maria Constenla	Microplàstics fauna	Carreras-Colom et al., 2018	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.012
		Maite Carrassón	Microplàstics fauna	Rodriguez-Romeu et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139336
		Oriol Rodriguez-Romeu			
	Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals	Laura Simón-Sanchez	Microplàstics rius	Simon-Sanchez et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168
		Patricia Ziveri			

Taula 3. Relació de grups de recerca actius a Catalunya que investiguen sobre microplàstics en el medi ambient.

Institució	Grup de Recerca	Investigadors	Especialitats	Publicacions microplàstics PPCC	
	Departament de Biologia Cel·lular, Fisiologia i Immunologia	Mariana Teles	Efectes sobre la salut humana	Teles et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.scib.2020.08.003
		Joan Carles Balasch			
	Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF, CSIC-UAB)	Jordi Sardans	Efectes sobre la salut humana	Teles et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.scib.2020.08.003
		Josep Peñuelas			
Institut de Ciències del Mar		Cristina Romera-Castillo	Experiments	Romera-Castillo et al., 2018	https://doi.org/10.1038/s41467-018-03798-5
		Cristina Romera-Castillo	Experiments	Lee et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115678
		Marta Coll	Microplàstics fauna	Pennino et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111399
		Montse Demestre	Microplàstics fauna	Masó et al., 2016	http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04281.10A
		Gemma Ercilla	Microplàstics deep sea	Mecho et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110969
		Joan Navarro	Microplàstics fauna	Méndez et al., 2020	https://doi.org/10.1007/s11252-020-00995-3
		Ana Isabel Colmenero	Microplàstics fauna	Colmenero et al., 2017	http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.011
		Mercedes Masó	Microplàstics fauna	Masó et al., 2003	https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n1107
		Valerio Sbragaglia	Microplàstics seawater	Sbragaglia et al., 2020	https://doi.org/10.3989/scimar.05139.05A
		Mercedes Blázquez-Peinado	Microplàstics fauna	Brate et al., 2018	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.141
Centre d'Estudis Avançats de Blanes		Francisco Luis Orejón	Microplàstics flotants	Ruiz-Oregon et al., 2016	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.08.001
		Rafael Sardà	Microplàstics flotants	Ruiz-Oregon et al., 2018	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.010
			Microplàstics flotants	Ruiz-Oregon et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.063
Institut de Diagnòstic Ambiental i Estudis de l'Aigua		Marinella Farré	Microplàstics fauna	Schirizzi et al. 2020	https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122794

Institució	Grup de Recerca	Investigadors	Especialitats	Publicacions microplàstics PPCC	
		Marta Llorca	Microplàstics en riu i mar del Delta de l'Ebre	Schirinzi et al. 2019	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.052
		Gabriella Francesca Schirinzi	Plàstics a la desembocadura del Llobregat	Schirinzi et al. 2020	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136807
		Marta Llorca	Experiments adsorció microplàstics amb altres co-contaminants	Llorca et al. 2018	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.075
		Ethel Eljarrat	Retardants flama en fauna marina	Aznar-Alemany, et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.165
		Ethel Eljarrat	Retardants flama en fauna marina	Sala et al. 2019	https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.027
		Silvia Lacorte	Retardants flama en fauna marina	Escorcuela, et al 2017	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.032
IEO Balears	Salud Deudero		Microplàstics fauna	Nadal et al., 2016	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.054
	Monsterrat Compa		Microplàstics fauna	Compa et al., 2018	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009
	Carme Alomar		Microplàstics sediments	Alomar et al., 2016	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005
			Microplàstics fauna	Alomar and Deudero 2017	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.015
			Microplàstics fauna	Deudero and Alomar 2015	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139336
			Microplàstics fauna	Rios-Fuster et al., 2019	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.064
			Microplàstics flotants	Compa et al., 2020	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104945
			Microplàstics fauna	Alomar et al., 2017	https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043
Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA)		Sara Rodríguez-Mozaz	Microplàstics en aigües continentals (revisió)	Wagner et al. 2014	https://link.springer.com/article/10.1186/s12302-014-0012-7
		Diana Álvarez-Muñoz			

8

Conclusions

1. Els microplàstics i els nanoplàstics estan presents en tots els compartiments ambientals, incloent-hi la biota. Una part prové de la degradació de tota mena de plàstics de rebuig, però una altra part són micropartícules produïdes expressament per a diferents finalitats.

2. Comença a haver-hi un coneixement relativament acurat de la concentració de microplàstics en les aigües oceàniques superficials i en les aigües continentals. És molt més reduït el coneixement dels microplàstics en l'aire, el sòl, els sediments marins i les aigües oceàniques pregones.

3. Hi ha molt poca informació sobre mètodes de mesurament dels microplàstics, que caldria estandarditzar per a fer possibles les comparacions entre àrees geogràfiques i països diferents.

4. Encara són molt esporàdics i dispersos els estudis que esbrinen la destinació, els efectes i els riscos dels microplàstics, i molt especialment dels nanoplàstics.

5. Pel que fa als riscos, és imprescindible estudiar les interaccions de micro- i nanoplàstics amb altres productes i factors contaminants, com ara les substàncies químiques ambientals, l'eutrofització i acidificació de les aigües, l'augment de temperatura degut al canvi climàtic, etcètera.

6. És encara molt limitat el coneixement del transport de micro- i nanoplàstics en les xarxes tròfiques naturals i en aquelles que inclouen l'espècie humana. També, per a avaluar els riscos per a la salut humana, és necessari conèixer-ne la concentració en l'aigua potable i en l'aire, així com les seves característiques físiques i químiques.

7. Malgrat que encara no es tenen prou evidències de l'efecte de nano- i microplàstics sobre els compartiments ambientals naturals, ni sobre els organismes que són incorporats a la dieta humana, ni sobre la mateixa salut humana, és probable que els riscos ecològics dels microplàstics siguin reduïts.

8. Els efectes sobre la salut humana provenen sobretot de microplàstics inhalats en situacions ocupacionals concretes en espais tancats. Són encara escadussers els estudis sobre la presència i els efectes dels microplàstics sobre la salut humana, per bé que aquests semblarien mínims.

9. Malgrat això, i donada relació entre el microbioma intestinal i els sistemes endocrí, immunològic i nerviós humans, cal estudiar els possibles efectes de la incorporació de microplàstics al microbioma humà i, en general, a la fisiologia humana.

10. Tanmateix, és recomanable i fins i tot fonamental emprendre accions per a reduir, prevenir i mitigar la contaminació deguda a aquestes partícules. Les administracions, a tots els nivells, tenen aquesta responsabilitat.

11. Són diversos i molt actius els grups de recerca que a Catalunya estudien els microplàstics, des de la distribució fins a aspectes dels efectes que tenen sobre l'entorn natural i els organismes.

9

Resum executiu

La contaminació per plàstics és un dels principals reptes ambientals generats per les societats humanes a causa de l'ús i l'eliminació no sostenibles de productes elaborats amb materials plàstics. És un problema global, multidimensional i multisectorial, amb impactes ambientals, econòmics, de salut pública, seguretat alimentària i fins i tot culturals. Hom ha denominat Plasticè la darrera part de l'Antropocè, l'era geològica caracteritzada per la presència i l'activitat de l'espècie humana. Durant els darrers anys, investigadors de diferents àrees han estat identificant fonts, quantitats i impactes de la contaminació per plàstics, tot i que el coneixement encara és limitat.

La presència de plàstics de mida grossa (macroplàstics) a l'oceà té greus conseqüències per a la fauna marina i la salut humana. Els animals marins sovint s'enreden en els articles de plàstic o els ingereixen. Molts polímers plàstics tenen una densitat inferior a l'aigua, de manera que suren a la superfície, i això dificulta l'intercanvi d'oxigen i la transmissió de la llum a través de la columna d'aigua.

Els plàstics comercials contenen molts additius químics per a millorar-ne la durabilitat i altres propietats: plastificants, colorants, estabilitzants, ignífugs i antioxidants, entre d'altres. Aquests additius poden migrar al medi aquàtic, alterar la química de l'aigua i afectar els organismes marins. La magnitud del rentat d'aquestes substàncies depèn dels tipus de plàstic, de la química dels additius,

de l'etapa de degradació del plàstic, etcètera.

Hom ha estimat que es poden alliberar fins a 23 600 tones de carboni orgànic dissolt (DOC) del plàstic que arriba a l'oceà cada any. El rentat o lixiviació de plàstics es potencia mitjançant la fotodegradació que causa la radiació ultraviolada, i els compostos alliberats tenen un pes molecular inferior als 350 Da (daltons). Al voltant del 7 % del pes del plàstic es pot perdre en forma de DOC sota radiació ultraviolada. Els compostos lixiviatos poden alterar la xarxa alimentària marina en estimular el creixement de bacteris marins, però també poden afectar negativament la capacitat d'efectuar la fotosíntesi i el creixement dels organismes fotosintètics, la qual cosa comporta una reducció de la producció de matèria orgànica i d'oxigen.

Una altra conseqüència de la presència de plàstics al medi aquàtic és la introducció d'espècies invasores (bacteris, algues, fongs i invertebrats diversos) que els cobreixen amb un biofilm. Les espècies alienes invasores transportades per deixalles plàstiques són una amenaça per a la biodiversitat i els serveis ecosistèmics.

La presència dels plàstics en el medi ambient i, especialment, als oceans està augmentant. Entre ells, els microplàstics (MP) i els nanoplàstics (NP) tenen un interès especial per la seva petita mida (inferior a 5 mm), però també perquè poden ser

una altra font de contaminants mitjançant l'alliberament d'additius i plastificants i l'acumulació de contaminants orgànics i inorgànics, i agents patògens del medi ambient (aire, aigua o partícules), la qual cosa els converteix en un important vector per al transport d'aquests contaminants als organismes aquàtics. A causa la seva petita mida, similar al plàncton, els protozoos bentònics i els bacteris, els microplàstics i els nanoplàstics poden entrar a la xarxa alimentària marina mitjançant la ingestió que en fan els organismes aquàtics.

A causa de l'interès científic, econòmic, social i ambiental envers els microplàstics, són nombrosos els estudis que s'hi dediquen, tant treballs específics com treballs de síntesi, que ofereixen la situació general en cada moment del temps. Aquest informe ha fet ús d'aquests treballs de síntesi (Bowmer i Kershaw, 2010; GESAMP, 2015; Cózar et al., 2015; Lusher et al., 2017; Da Costa, 2017; SAPEA, 2019; ECHA, 2020; Llorca et al., 2020), així com de diversos treballs específics, en especial dels investigadors catalans i de la ribera de la Mediterrània.

Caracterització física i química

Els microplàstics són fragments de plàstic inferiors a 5 mm, a partir de 0,1 µm o 1 µm; els fragments inferiors a aquesta mida s'anomenen *nanoplàstics*. Als efectes d'aquest informe, parlarem de *microplàstics*, incloent-hi els nanoplàstics; si cal distingir-los, ho especificarem.

Els microplàstics són partícules sòlides compostes de mescles de polímers (el component principal dels plàstics) i additius funcionals que milloren les propietats dels polímers com la flexibilitat i la durabilitat (és a dir, ignífugs, modificadors d'impactes, antioxidants, entre d'altres). També poden contenir impureses degudes al procés de fabricació. Aquests plàstics menuts es poden formar indirectament mitjançant el desgast de fragments de plàstic més grossos (articles diversos, tèxtils sintètics, etc.), o es poden fabricar directament com a afegits a productes diversos, com ara perles en exfoliants facials o corporals.

Els microplàstics inclouen una àmplia gamma de tipus de micropartícules (pèl·lets, fragments, fibres, pel·lícules, escuma, etc.), i tenen també una àmplia gamma de mides, des de 5 mm (microplàstics) fins a 1 nm (nanoplàstics), així com una gran varietat de tipus de polímers. Els més utilitzats inclouen polietilè (PE, d'alta i baixa densitat, HDPE i LDPE), polipropilè (PP), clorur de polivinil (PVC), poliestirè (PS, incloent-hi l'expandit, EPS), poliuretà (PUR), tereftalat de polietilè (PET) i poliamides (PA).

Origen i mitjans de dispersió

Els microplàstics poden ser primaris o secundaris, segons que les partícules es fabriquin originalment en aquesta mida (primaris) o bé si són el resultat de la fragmentació i descomposició d'articles més grosses (secundaris). Durant la fabricació de plàstic s'utilitzen grànuls o pèl·lets de resina verge primària. Altres microplàstics primaris s'utilitzen com a rentadors industrials, pols de plàstic per a emmotllar i en formulacions cosmètiques com a microperles, etc. Els microplàstics secundaris

són el resultat de la fragmentació i la meteorització d'articles de plàstic més grossos durant la fabricació de diferents productes, o bé al si del medi ambient, sotmesos als diferents meteors i radiacions.

Els microplàstics arriben al medi ambient des de diferents fonts. Els microplàstics primaris s'alliberen de les fàbriques i de les aigües residuals, o es perden en una petita proporció quan són transportats com a pèl·lets verges; també són dispersats i transportats pel vent. En canvi, les principals fonts de distribució dels microplàstics secundaris són difícils d'identificar, ja que depenen de la distribució dels macroplàstics i dels processos de degradació un cop arriben al medi ambient.

En els sistemes fluvials (aigua i sediments fluvials), la presència de microplàstics es deu a mecanismes antropogènics, per mitjà de la descàrrega d'aquests productes des d'indústries de fonts directes, així com de plantes de tractament d'aigües residuals (tot i que la depuració d'aigües elimina amb eficàcia el 80 % al 90 % dels microplàstics, perquè són atrapats en els llots de depuradora).

Els microplàstics que passen pels sistemes fluvials arriben als mars i als oceans per la descàrrega fluvial. Aquesta és una de les principals fonts de microplàstics en l'entorn marí, juntament amb l'eliminació directa de plàstics més grossos, entre altres fonts menors. Un cop allà, els polímers de baixa densitat romanen a la superfície de l'aigua, mentre que els d'alta densitat s'enfonsen fins als sediments. Però els polímers de baixa densitat també poden arribar als sediments, ja que les seves característiques fisicoquímiques poden canviar a causa d'efectes meteorològics o fins i tot ser modulats per una ecocorona d'organismes aquàtics

que s'instal·lin en la seva superfície i n'augmentin la densitat.

Pel que fa als sòls terrestres, els microplàstics hi arriben mitjançant diversos mecanismes físics, biològics i antropogènics. En el cas dels sòls agrícoles, la presència de microplàstics s'explica per la reutilització de llots procedents de depuradores com a fertilitzants (compost) i pel reg amb aigües residuals, per la meteorització i desintegració de la plasticultura sobre camps de conreu, per la fragmentació de deixalles de plàstic i articles de plàstic i per la sedimentació de sòls procedents de terrenys inundats.

Finalment, els microplàstics que estan molt estesos pel medi ambient es poden acumular en animals per ingestió a causa de la seva petita mida i, en darrer terme, poden ser consumits pels éssers humans.

Microplàstics en el medi ambient

Els estudis recents sobre el «cicle dels plàstics» no solament des de la perspectiva del transport des dels ambients terrestres als oceànics, sinó també incloent-hi les ciències de l'atmosfera i la biogeoquímica, la transferència tròfica i la salut i l'exposició humanes, han demostrat que els microplàstics es poden moure entre diferents compartiments a gran escala, incloent-hi l'aire, els hàbitats terrestres, els rius i altres ambients d'aigües continentals per a arribar finalment a l'oceà.

Aigües continentals

Hi ha microplàstics en els diferents tipus d'aigües continentals, en concentracions semblants a les que es troben al mar. N'hi ha a la superfície de l'aigua, a la columna d'aigua i en els sediments de llacs,

rius i estuaris. Les concentracions de microplàstics en aigües continentals varien geogràficament, des d'uns pocs ítems fins a milers d'ítems per metre cúbic (ít./m³). També les concentracions de microplàstics en sediments d'aigües continentals són molt variables i poden atènyer diversos milers d'ítems per kilogram (ít./kg) de sediment; hi ha una correlació espacial entre els microplàstics en aigües continentals i les activitats humanes.

Un estudi dut a terme en rierols i rius de tot Espanya ha trobat microplàstics en les aigües superficials d'un 70 % de les mostres; els microplàstics són fibres, fragments i films de trenta-tres polímers diferents. S'han trobat microplàstics, sobretot fibres, al delta de l'Ebre; s'acumulen en els sediments del riu, i la dinàmica de falca salina dels estuaris pot facilitar l'enfonsament dels microplàstics que aporten els rius.

Mars i oceans

L'aparició de plàstics i, específicament, microplàstics en mars i oceans s'ha evidenciat en molts estudis; la concentració mitjana de plàstic a tot l'oceà podria ser aproximadament igual a 2 ng/L, però en les platges atlàntiques que hi ha en les immediacions de zones industrials, d'àrees urbanes i/o d'instal·lacions de càrrega o portuàries és on se'n troba l'acumulació més gran. A la mar Mediterrània, s'ha demostrat la presència d'aquests contaminants al llarg de tota la costa i, sobretot, a les platges; la mar Mediterrània podria acumular entre 1 000 t i 3 000 t de deixalles de plàstics flotants, i és un dels ambients marins més afectats per aquestes deixalles.

L'impacte del turisme en la generació de microplàstics

directament a les platges mediterrànies és bastant important: durant la temporada alta, la fragmentació de les deixalles de plàstic s'accelera per la degradació de la irradiació solar i la produïda mecànicament per fricció amb la sorra a causa de l'alt nombre de visitants: l'acumulació de microplàstics és unes cinc vegades superior al juliol i a l'agost que durant la temporada baixa. La presència de plàstics a la mar Mediterrània està relacionada amb l'alta pressió antropogènica, combinada amb la hidrodinàmica de la seva conca semitancada. Un estudi recent assenyala que, de tots els plàstics que han entrat a la mar Mediterrània des del 2006, entre 170 t i 420 t suren en aigües superficials, de les quals entre un 49 % i un 63 % es troben a la zona propera de la costa, i entre un 37 % i un 51 % s'ha enfonsat.

Els microplàstics detectats en sistemes aquàtics depenen de les seves propietats físicoquímiques, com la densitat i la forma, així com de la seva composició polimèrica, els additius utilitzats i les característiques de l'envelliment. En general, els polímers que es troben en ambients marins són PE, PP, PS, PET, PVC i PA. Les característiques del medi influeixen en la interacció que presenten amb altres partícules marines, matèria orgànica i organismes que afecten la flotabilitat o l'enfonsament dels microplàstics. En general, les quantitats més grans de microplàstics s'han detectat a prop de zones industrialitzades. Per exemple, l'oceà Atlàntic és una de les zones més contaminades, amb nivells que van des de menys de 1 000 ítm./km² fins a 1 300 000 000 ítm./km², i algunes de les seves mars marginals, com la mar Bàltica i la mar del Nord, tenen una mitjana d'aproximadament 179 256 ítm./km² i 14 632 398 ítm./km², respectivament.

Des del litoral, els microplàstics són exportats cap a alta mar, on les quantitats reportades a l'oceà Pacífic oriental varien entre 100 000 ítm./km² i 1 000 000 ítm./km², i es constata que la Gran Taca de Brossa del Pacífic acumula ràpidament plàstic, mentre que els nivells de microplàstics en les mars occidentals de l'oceà Pacífic, entre elles la mar del Japó, la mar Grog, la mar interior de Seto i la mar de la Xina Oriental, són força més alts (per sota de 1 000 ítm./km² i fins a 46 334 000 000 ítm./km²). La contaminació per microplàstics també ha arribat a les aigües i fins i tot al gel marí de l'oceà Àrtic, però amb valors molt inferiors.

A la mar Mediterrània, les restes plàstiques flotants de tota la regió s'han estimat en un total de 1 455 t de pes sec (DW). La major quantitat de microplàstics es troba a la part més oriental, la mar de Llevant, amb valors entre 100 000 i 37 600 000 000 ítm./km², amb nivells molt inferiors a la mar Egea, la mar Lígur, la mar de Sardenya, la mar Adriàtica, el golf del Lleó i les parts més occidentals i centrals de la mar Mediterrània, incloent-hi la costa catalana, on les quantitats de plàstics es troben per sota de 500 000 ítm./km².

Els materials plàstics amb una densitat superior a la de l'aigua del mar s'enfonsen i s'acumulen als sediments del fons marí, mentre que els materials de baixa densitat tendeixen inicialment a surar a la superfície o romanen suspesos a la columna d'aigua. A més, l'associació de partícules amb material orgànic i organismes (coneguda com a bioincrustació —en angl., biofouling—) produeix una modificació de la densitat que facilita l'enfonsament de deixalles plàstiques i de microplàstics. Els microplàstics tenen una mobilitat excepcional una vegada es troben en el medi marí, a causa de la

combinació de les seves propietats (densitat, composició química, forma) i de la hidrodinàmica externa, la sedimentologia marina i les condicions oceanogràfiques físiques.

Estudis recents assenyalen que la forma de les partícules i el biofouling són els principals contribuents al comportament de decantació/suspensió dels microplàstics. Les fibres i fils flotants (partícules unidimensionals, 1-D) són les primeres a començar a enfonsar-se, seguides de pel·lícules i flocs 2-D i, a continuació, de fragments 3-D. Així, hom ha detectat grans quantitats de microfibras en sediments de les aigües profundes del mar Cantàbric, el Negre i el Mediterrani. La quantitat de microfibras és més alta en sediments de les aigües profundes (fins a quatre ordres de magnitud) que a la superfície del mar de zones contaminades de l'oceà Atlàntic, l'oceà Índic i la mar Mediterrània. Els principals polímers que s'han detectat en sediments costaners i sediments d'altura són la cel·lulosa natural i regenerada i plàstics sintètics com PS, PE, PP, acrílic i poliamida (incloent-hi el niló), i copolímers d'alcohol etilè-vinílic.

A la mar Mediterrània, les quantitats de microplàstics detectades en sediments marins varien entre 4 $\mu\text{t./kg DW}$ (pes sec) i més de 2 000 $\mu\text{t./kg DW}$ de sediment, i, en sediments costaners, entre 45,9 $\mu\text{t./kg DW}$ i 280,3 $\mu\text{t./kg DW}$. A més, les concentracions de microplàstics no estan associades amb fonts locals de contaminació; per exemple, en sediments de Cabrera, una àrea marina protegida a les Illes Balears, hi ha més microplàstics que en una zona turística i molt poblada a Mallorca. El mateix s'ha trobat a les mars Tirrena i Adriàtica; una de les zones més contaminades de la mar Mediterrània és la llacuna de Venècia (Itàlia), seguida del parc regional de la Maremma, a la mar

Tirrena.

Pel que fa als sediments de platja, s'han registrat valors de fins a 422 $\mu\text{t./kg DW}$ a les platges del delta de l'Ebre, on les fibres també són el tipus de microplàstic més abundant, que és el mateix que passa en sediments d'aigües profundes o en platges de la zona de l'albufera del Mar Menor i en la zona costanera tunisiana.

Sòls

Les fonts de microplàstics al sòl es poden dividir en tres categories principals: les aportacions de pràctiques agrícoles, la influència de l'escolament i la deposició, i la fragmentació de residus plàstics més grossos. Les pràctiques agrícoles són l'ús de compost i llots de depuradora com a fertilitzant, el cobriment amb plàstic i el reg.

El compost s'utilitza àmpliament en l'agricultura com a fertilitzant. El 2008 es van produir 18 000 000 t de compost a la Unió Europea; amb una taxa d'aplicació anual recomanada entre 30 t/ha i 35 t/ha i un abast de 2,38-180 mg de microplàstics per kilogram de compost, això podria representar una aportació anual als sòls cultivats de 0,016 kg/ha a 6,3 kg/ha de microplàstics per any a escala europea.

L'ús de llots de depuradora com a fertilitzant és una pràctica molt comuna a l'agricultura. A Europa, aproximadament el 50 % del total de llots de depuradora produïts s'utilitzen en agricultura, proporció que pot arribar al 79 % a Espanya. La concentració de microplàstics en fangs d'aigües residuals varia entre 1 500 partícules per kilogram (part./kg) i 24 000 part./kg; això podria representar una càrrega anual entre 63 000 t i 430 000 t de microplàstics en el cas de la Unió Europea.

Es pot avaluar en una quantitat compresa entre 21 000 t i 150 000 t la quantitat de microplàstics repartits en el camp agrícola a Espanya a partir de l'ús de llots de depuradora, valor que es pot comparar amb la contaminació per plàstics que suren a les aigües superficials de l'oceà mundial, entre 93 000 t i 236 000 t.

Amb unes 120 000 ha de superfície agrícola coberta per plàstic (plasticultura), Espanya és el primer país europeu que utilitza aquest cobriment, que representa, aproximadament, el 28 % de la superfície agrícola coberta total d'Europa. Els cobriments de plàstic contenen entre 50 mg/kg i 120 mg/kg de ftalats (un additiu nociu), cosa que condueix a una concentració de ftalats del 74 % al 208 % més alta en sòls amb cobriment plàstic en comparació amb sòls no coberts.

En un futur proper, a causa del canvi climàtic, l'ús directe d'aigües residuals parcialment tractades o no tractades pot ser l'única font d'aigua per a l'agricultura a molts llocs del món. Les concentracions de microplàstics a les aigües residuals varien entre 1 000 part./m³ i 627 000 part./m³, de les quals aproximadament el 75 % són fibres. Depenent del tipus de cultiu i de si considerem països en via de desenvolupament o països desenvolupats, el nombre anual de microplàstics que arriben als sòls per hectàrea de cultiu podria ser de 2,2 $\times 10^6$ part./ha a 3,1 $\times 10^9$ part./ha per als primers i de cap partícula a 625 $\times 10^6$ part./ha per als segons. A Espanya, amb una superfície de conreu de 12,4 Mha, la càrrega anual de microplàstics relacionada amb el reg podria representar 7,75 $\times 10^{15}$ partícules.

Al llarg de les carreteres i zones urbanes, les deixalles de plàstics que no són captades pels sistemes de clavegueram poden contaminar

els sòls circumdants; però pràcticament no hi ha cap estudi que avaluï la quantitat de plàstic introduït al sòl per escombraries o abocaments il·legals, tot i que es pot considerar una estimació de 0,85 kg/ha a 6,6 kg/ha d'escombraries arrossegades per l'aigua des de les autopistes durant tempestes, a les quals cal afegir les partícules fines originades per l'abració dels pneumàtics de vehicles a les carreteres. Les estimacions varien entre les 10 000 t i les 100.000 t de micropartícules en països europeus, però no es disposa de cap estimació per a Espanya.

Aigües residuals

Les aigües residuals municipals estan contaminades per microplàstics, amb concentracions que varien entre 10 part./m³ i 107 part./m³. Els microplàstics entren als sistemes de clavegueram procedents de fonts domèstiques en forma de fibres tèxtils sintètiques, micropel·les cosmètiques i parts desintegrades de productes de consum més grans que es llencen al vàter. Les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) són un punt d'entrada important per als microplàstics al medi aquàtic.

Els plàstics i altres materials particulats s'eliminen dels residus líquids per sedimentació i acaben en els fangs de clavegueram. Com que els llots de depuradora s'utilitzen com a fertilitzant en molts estats membres de la Unió Europea, els microplàstics s'introdueixen a les terres agrícoles, des d'on afecten els ecosistemes terrestres i, si més no en teoria, els consumidors finals (bestiar i humans).

Aire

Hi ha microplàstics tant a l'aire de l'interior d'habitatges com a l'exterior; la deposició atmosfèrica

és dos ordres de magnitud superior en ambients tancats, interiors: 11 000 microplàstics/m². Un estudi dut a terme als terrats de París va trobar fibres microplàstiques en un rang de mides que van de 7-15 µm a 100-500 µm; les precipitacions atmosfèriques es van estimar en un ventall que va, diàriament, de 2 part./m² a 355 part./m², amb taxes més altes en llocs urbans en comparació amb llocs suburbans. La quantitat de precipitacions es va estimar entre 3 t/any i 10 t/any per a una àrea de la mida de París.

Els valors més elevats de microplàstics en aire corresponen a àrees de carreteres, pel desgast dels pneumàtics dels vehicles, així com pel de la mateixa carretera; representen de 0,05 mg/m³ i 0,70 mg/m³ de la fracció de partícules de 10 µm o menys. L'avaluació de l'aire de l'interior de les fàbriques indica altes concentracions de microfibrilles de clorur de polivinil (PVC): 7 mg/m³. Fins i tot en àrees naturals molt allunyades de zones industrials i urbanes, la pluja i el vent hi aporten microplàstics, més de 1 000 t/any.

Hi pot haver altres fonts de microplàstics a l'atmosfera: la formació d'aerosols de sal marina; les partícules de plàstic procedents de llots de depuradora secs des de sòls agrícoles; la pols urbana, etc. La inhalació d'aquestes micropartícules deu ser una via important d'entrada al sistema respiratori d'animals i humans.

Impactes dels microplàstics

En el medi aquàtic, els materials plàstics poden concentrar contaminants hidrofòbics fins a deu milions de vegades les concentracions a l'aigua circumdant, productes químics que es podrien alliberar en altres zones quan les condicions ambientals canvien o bé

després de passar per l'interior del cos dels animals aquàtics.

Ecosistemes aquàtics

Els microplàstics i els nanoplàstics poden ser ingerits per organismes aquàtics i, per tant, es poden introduir a la xarxa alimentària marina; algunes espècies les ingereixen inconscientment o passiva (els suspensívors i filtradors) i d'altres, com ara diferents espècies de peixos, de manera selectiva. Això també pot significar un risc per a la salut humana a causa de l'acumulació potencial en espècies comercials com bivalves i peixos.

Els plàstics poden assolir factors de concentració d'un milió o més a l'interior dels organismes; un estudi recent mostra que un 60% de les sardines i anxoves capturades en el mar Mediterrani nord-oriental presentaven plàstic al tub digestiu, i els individus amb quantitats de plàstic més elevades també tenien una gran quantitat de paràsits. Les fraccions de peixos que contenen microplàstics al tracte gastrointestinal són molt variables: per ordre creixent, 0,0025 % en peixos de la mar del Nord, 17,5 % en peixos de les costes atlàntica i mediterrània espanyola, 19,8 % en peixos de la costa portuguesa, 58 % en peixos d'aigües territorials turques i 100 % en peixos de la mar de la Xina Meridional, diferències que depenen de l'espècie, de la concentració de plàstics presents a l'aigua, de la mida dels plàstics o de la metodologia utilitzada.

Estudis en un copèpode planctònic demostren que la ingesta de microplàstics (polièstirè) redueix la taxa d'ingesta de microalgues, la fecunditat i potser la supervivència de l'espècie; hom ha estudiat també la transferència de microplàstics al llarg de cadenes tròfiques del plàncton marí, des d'espècies

del mesozooplànton a altres del macrozooplànton. Pel que fa a organismes bentònics, hi ha transferència de microplàstics al llarg de les cadenes tròfiques (de musclos a crancs), però en una concentració molt petita, que desapareix al cap d'una vintena de dies. L'efecte és una disminució de l'energia disponible per als animals i reducció de la seva activitat alimentària.

En corals, la contaminació per microplàstics comporta reducció del creixement, reducció notable d'enzims destoxicadors i immunitaris, augment de l'activitat dels enzims antioxidants, producció elevada de mucus, reducció de l'eficàcia biològica i efectes negatius sobre la relació entre els corals i les seves microalgues simbiotes.

Pel que fa a la incorporació en les foques grises i en els peixos que mengen (arengs), hi ha transferència, però en quantitats molt minses. Estudis en laboratori en peixos zebra indiquen que els microplàstics s'acumulen en les cèl·lules hepàtiques dels animals adults, i que les seves larves les acumulen en el tub digestiu i el pàncrees, però que això no afecta la seva supervivència.

No se sap gaire cosa sobre la translocació del plàstic o dels seus additius als teixits, òrgans o sang dels organismes. S'ha informat de la translocació al fetge i a les brànquies de diferents espècies, però la presència de microplàstics a la part comestible del peix que és consumida pels humans no és ben coneguda. Per als musclos, s'ha observat la translocació de microplàstics al sistema circulatori i la seva persistència durant quaranta-vuit dies. Un estudi realitzat en llobarros va trobar que, fins i tot si els microplàstics d'1 µm a 5 µm eren capaços de traslladar-se a filets menjats habitualment

per humans, ho van fer a nivells relativament baixos tenint en compte els alts nivells d'ingestió.

Tanmateix, el principal risc per a la fauna i la salut humana associat a la presència de plàstic en els productes del mar és probablement la lixiviació dels seus additius, productes químics que poden alliberar-se a l'interior de l'organisme i translocar-se fàcilment, cosa que pot afectar-ne el creixement i les funcions fisiològiques.

Sòls

Un cop als sòls, els microplàstics es poden ingerir i transferir als organismes que hi viuen. Els cucs de terra exposats a PBDE (difenil èter polibromat), un derivat de l'escuma de poliuretà, l'acumulen en el cos i d'allà la transfereixen als sòls. També, quan s'exposen a LDPE (polietilè de baixa densitat), els cucs de terra es veuen afectats per altes concentracions de microplàstics, retenen i transfereixen microplàstics a altres organismes de l'ecosistema edàfic a través de la cadena alimentària, i també retenen i transfereixen microplàstics a les capes més profundes del sòl i, possiblement, a les aigües subterrànies. Els microplàstics poden servir de via per als metalls biodisponibles, incloent-hi el zinc (Zn), en els ecosistemes edàfics, i els microplàstics ingerits pels cucs de terra es poden transferir als humans a través de la cadena alimentària: l'aviram alimentada amb cucs de terra mostra concentracions més altes de microplàstics a les femtes, però també al pedrer, que s'utilitza per al consum humà.

A més dels impactes sobre organismes i ecosistemes edàfics, es comencen a investigar altres efectes. Per exemple, els microplàstics es componen majorment de carboni, que té

una taxa de renovació lenta, i la seva aparició als ecosistemes edàfics hauria de representar una font de carboni independent de la fotosíntesi i de la producció primària neta. Caldria tenir-ho en compte en les avaluacions de l'emmagatzematge de carboni del sòl, una funció fonamental de l'ecosistema.

Des d'un punt de vista biofísic, els microplàstics poden afectar la densitat total, la capacitat de retenció de l'aigua i la relació funcional entre l'activitat microbiana i els agregats estables d'aigua als sòls. Així mateix, en reduir la densitat total del sòl, els microplàstics poden conduir a un creixement més gran de les plantes, perquè les arrels experimenten menys resistència a créixer. Però també són possibles efectes negatius sobre les plantes, relacionats amb els additius plàstics.

Els éssers humans

Hi ha poques dades sobre la fracció potencialment inhalable de microplàstics presents en l'aire o en la dieta, ni sobre quina és la ingesta diària de nano- i microplàstics en l'ésser humà. Tampoc no es coneix bé la cinètica i la biodistribució dels microplàstics després de l'exposició.

Hi ha dades sobre els efectes inflamatoris de la pols de plàstic en models animals, però no és clar si aquests efectes són aplicables als éssers humans. Fibres de microplàstics amb un diàmetre entre 7 µm i 15 µm poden entrar a les vies respiratòries. L'exposició laboral a microfibrilles de plàstic produeix lesions granulomatoses que contenen pols d'acrílic, polièster i/o niló, la qual cosa provoca irritació respiratòria. El pulmó dels treballadors de borra pot presentar una rara malaltia pulmonar que es dona en treballadors tèxtils de niló

exposats a pols de fibra de mida respirable. Aquesta i altres malalties pulmonars poden ser cròniques. Als productes plàstics sovint s'hi incorporen additius, colorants i pigments, molts dels quals tenen efectes sobre la salut humana (entre altres, toxicitat reproductiva, carcinogenicitat i mutagenicitat).

En regions pulmonars profundes, microplàstics molt menuts poden ser captats per macròfags i cèl·lules epitelials, i possiblement es poden traslladar a la circulació sistèmica. Els nanoplàstics i microplàstics presents en animals i plantes poden entrar al cos humà per ingestió, però hi ha poques dades que quantifiquin l'exposició a la dieta, gairebé sempre referides a productes d'origen marí.

Un impacte potencial addicional pot ser causat per la inhalació de microplàstics amb colonització microbiana. A més dels riscos associats a les infeccions per espècies patògenes, els microplàstics inhalats podrien causar un canvi en l'estructura de les comunitats dels microbis que colonitzen el pulmó.

També es desconeix si la forma fibrosa i no fibrosa dels microplàstics està relacionada amb la seva possible toxicitat (per exemple, si fibres prou menudes podrien causar efectes similars als de l'amiant).

L'altra via d'entrada de microplàstics al cos humà —a través de la ingesta alimentària— està encara poc estudiada. Ja s'ha comentat la presència de microplàstics en algunes espècies comercials, en especial de peixos. Altres vies d'entrada són a través dels aliments i begudes que s'adquireixen envasats o de l'aigua potable distribuïda pels sistemes municipals d'abastament hídric.

Tant el plàstic com el paper,

cartró, fusta, ceràmica i metall que s'empren per a embolcallar aliments permeten el pas de material dels embolcalls als aliments. Una vegada ingressats els microplàstics per ingesta, a l'intestí la captació de partícules ($< 1 \mu\text{m}$) es pot produir mitjançant endocitosi i fagocitosi o mitjançant la persorció per a partícules més grosses.

Així, doncs, les conseqüències de la ingestió de microplàstics i els seus efectes sobre el cos humà encara no són ben coneguts. Es podrien excretar sense conseqüències per a la salut humana, però no sabem si aquestes partícules es podrien traslladar a òrgans o teixits. No obstant això, el principal problema toxicològic relacionat amb la ingestió de microplàstics està associat probablement als seus additius químics.

Alguns d'aquests additius, com els ftalats, presenten toxicitat en els humans. Un estudi recent realitzat per diverses institucions de recerca catalanes va analitzar l'orina de voluntaris a la cerca de la presència d'additius plàstics. Van trobar més de 15 ftalats i polifenols diferents que són additius plàstics habituals. Un altre estudi, realitzat a Àustria, va trobar fibres plàstiques a la femta de diversos voluntaris de diferents països. Aquests estudis demostren que els additius plàstics arriben al cos humà. Se sap que alguns d'aquests additius són disruptors endocrins o fins i tot cancerígens. Els additius presents a l'orina i les femtes s'excreten, però es desconeix si aquestes substàncies químiques es transloquen a la sang, els òrgans o els teixits. I, fins i tot si fossin excretats, l'exposició continuada del cos humà a aquests productes químics podria provocar malalties de les quals encara no som conscients.

Els additius dels plàstics també es poden alliberar a les plantes de

tractament d'aigües residuals on, després de la cloració, poden formar trihalometans perjudicials per a la salut humana.

Els nanoplàstics poden afectar també la composició i la diversitat del microbioma humà; donat que hi ha un efecte de la microbiota intestinal sobre els sistemes endocrí, immunològic i nerviós, aquesta afectació del microbioma intestinal pot tenir efectes en molts aspectes de la fisiologia humana. Resulta també preocupant la troballa de microplàstics en la placenta de dones embarassades, tant en la part exterior (de la mare) com en la interior (del fetus) de la placenta. No hi ha, de moment, cap indicació dels possibles efectes d'aquesta presència en dones gestants.

Aspectes socials, de gestió i legislatius

Les respostes de gestió i legislatives als microplàstics s'han de considerar tant en termes de microplàstics primaris com secundaris. Pel que fa als secundaris, les respostes són àmplies i abasten els residus de plàstic en general, o macroplàstics. Tenen l'objectiu final d'evitar les fuites de plàstic i els danys sobre el medi ambient, on els macroplàstics s'acaben degradant en fragments més petits i es converteixen en microplàstics. En els darrers anys, s'està promovent l'economia circular com una manera de mantenir els recursos en bucles tancats i aprofitar al màxim el valor dels plàstics. Les iniciatives són múltiples, des de l'escala global fins a la local, i tant des de sectors públics fins a sectors privats interessats, i també amb iniciatives de col·laboració publicoprivades.

A la Unió Europea (UE), els microplàstics que es poden generar a conseqüència d'una gestió de

residus parcial o inexistent, o a conseqüència de la degradació de deixalles de plàstics més grossos, estan coberts per iniciatives de l'Estratègia sobre els Plàstics per a reduir les deixalles de macroplàstics.

A Catalunya, la nova llei de prevenció i gestió de residus i eficiència de recursos, que s'espera que s'adopti el 2021, hauria de ser la referència per a promoure l'economia circular i evitar les entrades de plàstics al medi ambient. Les respostes als plàstics primaris poden ser més rellevants en vista de les possibles mesures polítiques, ja que s'adrecen a les fonts directes de microplàstics al medi ambient, i es podrien explicar en termes dels responsables polítics, el sector privat i la societat.

Respostes de gestió pública

Els microplàstics han rebut una atenció mundial en els darrers anys. L'Assemblea del Medi Ambient de l'ONU (UNEA) es va crear el 2012 per decisions de la conferència Rio+20 i de l'Assemblea General de les Nacions Unides (UNGA). UNEA-4 es va reunir a Nairobi el març de 2019 i va adoptar una resolució específica sobre deixalles de plàstic marins i microplàstics (UNEP / EA.4 / Res. 6). Pel que fa a la Convenció de Barcelona per a la protecció de la Mediterrània, es preveu que els microplàstics siguin incorporats a la revisió del Pla Regional per a la Gestió i Prevenció d'Escombraries Marines a la Mediterrània, a finals del 2021.

Pel setembre de 2018, el Parlament Europeu va demanar a la Comissió Europea que introduís una prohibició a tota la Unió Europea d'afegir intencionadament microplàstics en productes cosmètics i detergents el 2020, i que prengué mesures per a minimitzar l'alliberament de microplàstics de tèxtils, pneumàtics,

pintures i burilles de cigarrets. El gener de 2019, l'Agència Europea de Substàncies i Mescles Químiques (ECHA) va publicar una proposta per a restringir l'ús de microplàstics. Es basa en els resultats de l'avaluació de l'ECHA sobre els riscos per a la salut i el medi ambient dels microplàstics que s'afegeixen intencionadament als productes. El procés està en curs i pot conduir a una modificació de l'annex XVII de la Directiva REACH. A Espanya, l'esborrany de llei sobre residus i sòls contaminats estableix la prohibició dels microplàstics afegits intencionadament en cosmètics i detergents a partir del 3 de juliol de 2021.

La Comissió Europea també va investigar les opcions per a reduir els microplàstics que es creen durant el cicle de vida d'un producte per desgast, o que s'emeten per vessaments accidentals: pneumàtics, marques viàries, pèl·lets de plàstic de reproducció i rentat de tèxtils sintètics són grans fonts d'emissió de microplàstics al medi ambient.

En el cas de Catalunya, la nova llei de prevenció i eficiència de recursos en preparació inclourà un capítol específic sobre microplàstics. A l'escala local, alguns ajuntaments han engegat iniciatives per a reduir la càrrega de microplàstics del seu entorn (per exemple, l'any 2020 els ajuntaments de Calafell, l'Ampolla, Vinaròs, entre altres, han instal·lat boies al mar per a filtrar microplàstics).

Respostes del sector privat

Empreses de tot el món prenen mesures per a disminuir la pèrdua accidental de microplàstics o reduir les fuites per desgast. L'Operació Clean Sweep s'adreça a tots els segments de la cadena de valor dels plàstics (productors de matèries primeres, cadena logística,

recicladors i processadors) amb la implantació de bones pràctiques ambientals i la contenció de vessaments de pèl·lets, flocs o pols.

Pel que fa als tèxtils, el problema de la contaminació per microfibrilles sintètiques és complicat i d'una escala considerable, i el canvi de materials sintètics a naturals comportaria altres costos ambientals. L'alliberament de microfibrilles de plàstic de roba sintètica exigeix un esforç col·laboratiu de la indústria tèxtil. Les marques de moda, així com els grups d'interès de tota la cadena de valor, estan provant diverses solucions, incloent-hi els tractaments d'acabat de filats i teixits, sistemes de filtració a les rentadores, rentats previs a la venda, detergents i condicions de rentat.

Respostes de la societat civil

La societat civil i les organitzacions no governamentals (ONG) han mostrat una gran preocupació per la crisi de la contaminació per plàstics i han engegat moltes accions i iniciatives perquè els governs, les empreses i els consumidors assumeixin la seva responsabilitat. La campanya «Beat the microbead» («Derrotem les microperles») va aconseguir que empreses com L'Óreal i Procter & Gamble eliminessin gradualment les microperles dels seus productes de cura personal.

A Catalunya, la societat civil també pren mesures sobre els plàstics. Un exemple és Rezero, que realitza nombroses campanyes sobre plàstics, com ara «Salut de plàstic».

10

Bibliografia

- ABIDLI, S.; ANTUNES, J. C.; FERREIRA, J. L.; LAHBIB, Y.; SOBRAL, P.; TRIGUI EL MENIF, N. (2018). «Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea)». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 205, p. 1-9.
- ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. (2016). «Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size». *Marine Environmental Research*, 115, p. 1-10.
- AMAMIYA, K.; SAIDO, K.; CHUNG, S.-Y.; HIAKI, T.; LEE, D. S.; KWON, B. G. (2019). «Evidence of transport of styrene oligomers originated from polystyrene plastic to oceans by runoff». *Science of the Total Environment*, 667, p. 57-63.
- ANDERSON, S. C.; CRYAN, J. F.; DINAN, T. (2020). *La revolución psicobiótica: La nueva ciencia de la conexión entre el intestino y el cerebro*. Barcelona: RBA: National Geographic.
- ANDRADY, A. L. (2011). «Microplastics in the marine environment». *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), p. 1596-1605. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2011.05.030](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030).
- ANTUNES, J.; FRIAS, J.; MICAEL, A.; SOBRAL, P. (2013). «Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, p. 62-69.
- ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRAL, P. (2018). «Microplastics on the Portuguese coast». *Marine Pollution Bulletin*, 131, p. 294-302.
- ARVANITOYANNIS, I. S.; BOSNEA, L. (2004). «Migration of substances from food packaging materials to foods». *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 44, p. 63-76.
- ASHTON, K.; HOLMES, L.; TURNER, A. (2010). «Association of metals with plastic production pellets in the marine environment». *Marine Pollution Bulletin*, 60, p. 2050-2055.
- BAINI, M.; FOSSI, M. C.; GALLI, M.; CALIANI, I.; CAMPANI, T.; FINOIA, M. G.; PANTI, C. (2018). «Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): The application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 133, p. 543-552.
- BANK, M. S.; HANSSON, S. V. (2019). «The plastic cycle: A novel and holistic paradigm for the anthropocene». *Environmental Science & Technology*, 53(13), p. 7177-7179. DOI: [10.1021/acs.est.9b02942](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02942).
- BARCELÓ, D.; PICÓ, Y. (2019). «Microplastics in the global aquatic environment: Analysis, effects, remediation and policy solutions». *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), art. núm. 103421. DOI: [10.1016/j.jece.2019.103421](https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103421).
- BAYO, J.; ROJO, D.; OLMOS, S. (2019). «Abundance, morphology and chemical composition of microplastics in sand and sediments from a protected coastal area: The Mar Menor lagoon (SE Spain)». *Environmental Pollution*, 252, p. 1357-1366.
- BAYO, J.; ROJO, D.; OLMOS, S.; LÓPEZ, M. (2020). «Microplastic pollution on the strandline of urban and natural city beaches: the role of local activities». *International Journal of Environmental Impacts*, 3, p. 155-167.
- BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (ed.). (2015). *Marine anthropogenic litter*. Cham, Suïssa: Springer.

BESSELING, E.; WEGNER, A.; FOEKEMA, E. M.; VAN DEN HEUVEL-GREVE, M. J.; KOELMANS, A. A. (2013). «Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.)». *Environmental Science & Technology*, 47(1), p. 593-600. DOI: [10.1021/es302763x](https://doi.org/10.1021/es302763x).

BHUNIA, K.; SABLANI, S. S.; TANG, J.; RASCO, B. (2013). «Migration of chemical compounds from packaging polymers during microwave, conventional heat treatment, and storage». *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 12, p. 523-545.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. (2018). «Plastics in soil: Analytical methods and possible sources». *Science of the Total Environment*, 612, p. 422-435. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.08.086](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086).

BLAŠKOVIĆ, A.; FASTELLI, P.; ČIŽMEK, H.; GUERRANTI, C.; RENZI, M. (2017). «Plastic litter in sediments from the Croatian marine protected area of the natural park of Telašćica bay (Adriatic Sea)». *Marine Pollution Bulletin*, 114, p. 583-586.

BOAG, A. H.; COLBY, T. V.; FRAIRE, A. E.; KUHN, C.; ROGGLI, V. L.; TRAVIS, W. D.; VALLYATHAN, V. (1999). «The pathology of interstitial lung disease in nylon flock workers». *American Journal of Surgical Pathology*, 23(12), p. 1539-1545.

BOWMER, T.; KERSHAW, P. (2010). *Proceedings of the GESAMP International Workshop on microplastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the ocean*. UNESCO-IOC, 28-30 de juny de 2010. París: GESAMP.

BRADNEY, L.; WIJESEKARA, H.; PALANSOORIYA, K. N.; OBADAMUDALIGE, N.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S.; RINKLEBE, J.; KIM, K.-H.; KIRKHAM, M. B. (2019). «Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk». *Environment International*, 131, art. núm. 104937.

BRAHNEY, J.; HALLERUD, M.; HEIM, E.; HAHNENBERGER, M.; SUKUMARAN, S. (2020). «Plastic rain in protected areas of the United States». *Science*, 368(6496), p. 1257-1260. DOI: [10.1126/science.aaz5819](https://doi.org/10.1126/science.aaz5819).

BRANDTS, I.; GARCIA-ORDOÑEZ, M.; TORT, L.; TELES, M.; ROHER, N. (2020). «Polystyrene nanoplastics accumulate in ZFL cell lysosomes and in zebrafish larvae after acute exposure, inducing a synergistic immune response in vitro without affecting larval survival in vivo». *Environmental Science: Nano*, 7, p. 2410-2422. DOI: [10.1039/D0EN00553C](https://doi.org/10.1039/D0EN00553C).

BROWNE, M. A.; DISSANAYAKE, A.; GALLOWAY, T. S.; LOWE, D. M.; THOMPSON, R. C. (2008). «Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.)». *Environmental Science & Technology*, 42, p. 5026-5031.

BURKHART, J.; PIACITELLI, C.; SCHWEGLER-BERRY, D.; JONES, W. (1999). «Environmental study of nylon flocking process». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 57(1), p. 1-23. DOI: [10.1080/009841099157836](https://doi.org/10.1080/009841099157836).

CAI, L.; WANG, J.; PENG, J.; TAN, Z.; ZHAN, Z.; TAN, X.; CHEN, Q. (2017). «Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence». *Environmental Science and Pollution Research International*, 24(32), p. 24928-24935. DOI: [10.1007/s11356-017-0116-x](https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x).

CALDWELL, J.; PETRI-FINK, A.; ROTHEN-RUTISHAUSER, B.; LEHNER, R. (2019). «Assessing meso- and microplastic pollution in the Ligurian and Tyrrhenian Seas». *Marine Pollution Bulletin*, 149, art. núm. 110572.

CAMINS, E.; DE HAAN, W. P.; SALVO, V.-S.; CANALS, M.; RAFFARD, A.; SÁNCHEZ-VIDAL, A. (2020). «Paddle surfing for science on microplastic pollution». *Science of the Total Environment*, 709, art. núm. 136178. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.136178](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178).

CARVALHO, T. C.; PETERS, J. I.; WILLIAMS III, R. O. (2011). «Influence of particle size on regional lung deposition -what evidence is there?». *International Journal of Pharmaceutics*, 406(1-2), p. 1-10. DOI: [10.1016/j.ijpharm.2010.12.040](https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2010.12.040).

CATARINO, A. I.; MACCHIA, V.; SANDERSON, W. G.; THOMPSON, R. C.; HENRY, T. B. (2018). «Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal». *Environmental Pollution*, 237, p. 675-684. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.02.069](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069).

CHAE, Y.; AN, Y.-J. (2018). «Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review». *Environmental Pollution*, 240, p. 387-395. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.05.008](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008).

CHUBARENKO, I.; ESIUKOVA, E.; BAGAEV, A.; ISACHENKO, I.; DEMCHENKO, N.; ZOBKOV, M.; EFIMOVA, I.; BAGAEVA, M.; KHATMULLINA, L. (2018). «Behavior of microplastics in coastal zones». A: Zeng, E. Y. (ed.). *Microplastic contamination in aquatic environments*. Elsevier, p. 175-223.

CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; GUERRANTI, C.; SCOPETANI, C.; CHELAZZI, D.; GIARRIZZO, T. (2019). «A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea». *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 110, p. 321-326.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. (2015). «The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*». *Environmental Science & Technology*, 49(2), p. 1130-1137. DOI: [10.1021/es504525u](https://doi.org/10.1021/es504525u).

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. (2011). «Microplastics as contaminants in the marine environment: a review». *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), p. 2588-2597. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2011.09.025](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025).

CONSTANT, M.; KERHERVÉ, P.; MINO-VERCELLIO-VEROLLET, M.; DUMONTIER, M.; SÀNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; HEUSSNER, S. (2019). «Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 142, p. 263-273.

CORRADINI, F.; MEZA, P.; EGUILUZ, R.; CASADO, F.; HUERTA-LWANGA, E.; GEISSEN, V. (2019). «Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal». *Science of the Total Environment*, 671, p. 411-420.

CÓZAR, A.; SANZ-MARTÍN, M.; MARTÍ, E.; GONZÁLEZ-GORDILLO, J. I.; UBEDA, B.; GÁLVEZ, J. Á.; IRIGOIEN, X.; DUARTE, C. M. (2015). «Plastic accumulation in the Mediterranean Sea». *PLOS ONE*, 10, art. núm. e0121762. DOI: [10.1371/journal.pone.0121762](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121762).

DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A. (2017). «Microplastics. Occurrence, fate and behaviour in the environment». *Comprehensive Analytical Chemistry*. Elsevier, 75, p. 1-24.

DE CARVALHO, D. G.; NETO, J. A. B. (2016). «Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil». *Ocean & Coastal Management*, 128, p. 10-17.

DE HAAN, W. P.; SÁNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M. (2019). «Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 140, p. 523-535. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2019.01.053](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.053).

DE LUCIA, G. A.; CALIANI, I.; MARRA, S.; CAMEDDA, A.; COPPA, S.; ALCARO, L.; CAMPANI, T.; GIANNETTI, M.; COPPOLA, D.; CICERO, A. M. (2014). «Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea)». *Marine Environmental Research*, 100, p. 10-16.

DE OLIVEIRA-SOARES, M.; MATOS, E.; LUCAS, C.; RIZZO, L.; ALCOCK, L.; ROSSI, S. (2020). «Microplastics in corals: an emergent threat». *Marine Pollution Bulletin*, 161A, art. núm. 111810.

DE SÁ, L. C.; OLIVEIRA, M.; RIBEIRO, F.; ROCHA, T. L.; FUTTER, M. N. (2018). «Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future?». *Science of the Total Environment*, 645, p. 1029-1039. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.07.207](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207).

DE SOUZA-MACHADO, A. A.; LAU, C. W.; KLOAS, W.; BERGMANN, J.; BACHELIER, J. B.; FALTIN, E.; BECKER, R.; GÖRLICH, A. S.; RILLIG, M. C. (2019). «Microplastics can change soil properties and affect plant performance». *Environmental Science & Technology*, 53(10), p. 6044-6052. DOI: [10.1021/acs.est.9b01339](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339).

DE SOUZA-MACHADO, A. A.; LAU, C. W.; TILL, J.; KLOAS, W.; LEHMANN, A.; BECKER, R.; RILLIG, M. C. (2018). «Impacts of microplastics on the soil biophysical environment». *Environmental Science & Technology*, 52(17), p. 9656-9665. DOI: [10.1021/acs.est.8b02212](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212).

DESFORGES, J.-P. W.; GALBRAITH, M.; DANGERFIELD, N.; ROSS, P. S. (2014). «Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean». *Marine Pollution Bulletin*, 79, p. 94-99.

DRIS, R.; GASPERI, J.; MIRANDE, C.; MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V.; TASSIN, B. (2017). «A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments». *Environmental Pollution*, 221, p. 453-458. DOI: [10.1016/j.envpol.2016.12.013](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013).

DRIS, R.; GASPERI, J.; SAAD, M.; MIRANDE, C.; TASSIN, B. (2016). «Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?». *Marine Pollution Bulletin*, 104(1-2), p. 290-293. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2016.01.006](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006).

DUBAISH, F.; LIEBEZEIT, G. (2013). «Suspended microplastics and black carbon particles in the Jade system, southern North Sea». *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, art. núm. 1352.

DUIS, K.; 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*, 28(1), p. 1-25. DOI: [10.1186/s12302-015-0069-y](https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y).

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. (2015). «Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs». *Water Research*, 75, p. 63-82. DOI: [10.1016/j.watres.2015.02.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012).

ELDRIDGE, J. H.; MEULBROEK, J. A.; STAAS, J. K.; TICE, T. R.; GILLEY, R. M. (1989). «Vaccine-containing biodegradable microspheres specifically enter the gut-associated lymphoid tissue following oral administration and induce a disseminated mucosal immune response». *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 251, p. 191-202.

ERIKSEN, M.; LIBOIRON, M.; KIESSLING, T.; CHARRON, L.; ALLING, A.; LEBRETON, L.; RICHARDS, H.; ROTH, B.; ORY, N. C.; HIDALGO-RUZ, V. (2018). «Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific». *Environmental Pollution*, 232, p. 430-439.

ERNI-CASSOLA, G.; ZADJELOVIC, V.; GIBSON, M. I.; CHRISTIE-OLEZA, J. A. (2019). «Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis». *Journal of Hazardous Materials*, 369, p. 691-698. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2019.02.067](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067).

ESCHENBACHER, W. L.; KREISS, K.; LOUGHEED, M. D.; PRANSKY, G. S.; DAY, B.; CASTELLAN, R. M. (1999). «Nylon flock-associated interstitial lung disease». *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159(6), p. 2003-2008. DOI: [10.1164/ajrccm.159.6.9808002](https://doi.org/10.1164/ajrccm.159.6.9808002).

ESSEL, R.; AHRENS, R. H.; CARUS, M. (2015). *Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

EUROPEAN CHEMICALS AGENCY (ECHA). Microplastics [en línia]. Hèlsinki: ECHA, 2020. <<https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics>> [Consulta: 17 gener 2021]

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA) (2016). «Statement on the presence of microplastics and

nanoplastics in food, with particular focus on seafood». *EFSA Journal*, 14(6), art. núm. 4501. DOI: [10.2903/j.efsa.2016.4501](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501).

EUROPEAN STATISTICS (EUROSTAT). *Sewage sludge production and disposal* [en línia]. [S. ll.]: Eurostat, 2018. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/product?code=env_ww_spd> [Consulta: 17 gener 2021]

FARRELL, P.; NELSON, K. (2013). «Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.)». *Environmental Pollution*, 177, p. 1-3. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.01.046](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046).

FASTELLI, P.; BLAŠKOVIĆ, A.; BERNARDI, G.; ROMEO, T.; ČIŽMEK, H.; ANDALORO, F.; RUSSO, G. F.; GUERRANTI, C.; RENZI, M. (2016). «Plastic litter in sediments from a marine area likely to become protected (Aeolian Archipelago's islands, Tyrrhenian Sea)». *Marine Pollution Bulletin*, 113, p. 526-529.

FILGUEIRAS, A. V.; GAGO, J.; CAMPILLO, J. A.; LEÓN, V. M. (2019). «Microplastic distribution in surface sediments along the Spanish Mediterranean continental shelf». *Environmental Science and Pollution Research*, 26, p. 21264-21273.

FOSSI, M. C.; MARSILI, L.; BAINI, M.; GIANNETTI, M.; COPPOLA, D.; GUERRANTI, C.; CALIANI, I.; MINUTOLI, R.; LAURIANO, G.; FINOIA, M. G. (2016). «Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios». *Environmental Pollution*, 209, p. 68-78.

FOSSI, M. C.; PANTI, C.; GUERRANTI, C.; COPPOLA, D.; GIANNETTI, M.; MARSILI, L.; MINUTOLI, R. (2012). «Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*)». *Marine Pollution Bulletin*, 64, p. 2374-2379.

FROMME, H.; HILGER, B.; KOPP, E.; MISEROK, M.; VÖLKEL, W. (2014). «Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCD) and "novel" brominated flame-retardants in house dust in Germany». *Environment International*, 64, p. 61-68. DOI: [10.1016/j.envint.2013.11.017](https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.017).

GAJŠT, T.; BIZJAK, T.; PALATINUS, A.; LIUBARTSEVA, S.; KRŽAN, A. (2016). «Sea surface microplastics in Slovenian part of the Northern Adriatic». *Marine Pollution Bulletin*, 113, p. 392-399.

GAYLOR, M. O.; HARVEY, E.; HALE, R. C. (2013). «Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia foetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils». *Environmental Science & Technology*, 47(23), p. 13831-13839. DOI: [10.1021/es403750a](https://doi.org/10.1021/es403750a).

GEISER, M.; ROTHEN-RUTISHAUSER, B.; KAPP, N.; SCHÜRCH, S.; KREYLING, W.; SCHULZ, H.; GEHR, P. (2005). «Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in klngs and in cultured cells». *Environmental Health Perspectives*, 113(11), p. 1555-1560. DOI: [10.1289/ehp.8006](https://doi.org/10.1289/ehp.8006).

GRELAUD, M.; ZIVERI, P. (2020). «The generation of marine litter in Mediterranean island beaches as an effect of tourism and its mitigation». *Scientific Reports*, 10, art. núm. 20326. DOI: [10.1038/s41598-020-77225-5](https://doi.org/10.1038/s41598-020-77225-5).

GUERRANTI, C.; CANNAS, S.; SCOPETANI, C.; FASTELLI, P.; CINCINELLI, A.; RENZI, M. (2017). «Plastic litter in aquatic environments of Maremma Regional Park (Tyrrhenian Sea, Italy): Contribution by the Ombrone River and levels in marine sediments». *Marine Pollution Bulletin*, 117, p. 366-370.

GÜNDOĞDU, S.; ÇEVİK, C. (2017). «Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples». *Marine Pollution Bulletin*, 118, p. 341-347.
— (2019). «Mediterranean dirty edge: High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast». *Environmental Pollution*, 255(3), art. núm. 113351.

GÜVEN, O.; GÖKDAĞ, K.; JOVANOVIĆ, B.; KIDEYŞ, A. E. (2017). «Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish». *Environmental Pollution*, 223, p. 286-294.

HANN, S.; SHERRINGTON, C.; JAMIESON, O.; HICKMAN, M.; KERSHAW, P.; BAPASOLA, A.; COLE, G. (2018). *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. Final Report*. Bristol: Eunomia.

HARAM, L. E.; CARLTON, J. T.; RUIZ, G. M.; MAXIMENKO, N. A. (2020). «A plasticene lexicon». *Marine Pollution Bulletin*, 150, art. núm. 110714. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2019.110714](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110714).

HARRISON, J. P.; SAPP, M.; SCHRATZBERGER, M.; OSBORN, A. M. (2011). «Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research». *Marine Technology Society Journal*, 45, p. 12-20.

HODSON, M. E.; DUFFUS-HODSON, C. A.; CLARK, A.; PRENDERGAST-MILLER, M. T.; THORPE, K. L. (2017). «Plastic Bag Derived-Microplastics as a Vector for Metal Exposure in Terrestrial Invertebrates». *Environmental Science & Technology*, 51(8), p. 4714-4721. DOI: [10.1021/acs.est.7b00635](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635).

HOPPE, M.; FORNARI, R.; DE VOOGT, P.; FRANZ, R. (2017). «Migration of oligomers from PET: determination of diffusion coefficients and comparison of experimental versus modelled migration». *Food Additives and Contaminants*, 34A, p. 1251-1260.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. (2017). «Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities». *Science of the Total Environment*, 586, p. 27-141. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.01.190](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190).

HUERTA-LWANGA, E.; GERTSEN, H.; GOOREN, H.; PETERS, P.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; BESSELING, E.; KOELMANS, A. A.; GEISSEN, V. (2016). «Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for Lumbricus terrestris (Oligochaeta, Lumbricidae)». *Environmental Science & Technology*, 50(5), p. 2685-2691. DOI: [10.1021/acs.est.5b05478](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478).

HUERTA-LWANGA, E.; MENDOZA-VEGA, J.; KU-QUEJ, V.; CHI, J. de los A.; SÁNCHEZ DEL CID, L.; CHI, C.; ESCALONA-SEGURA, G.; GERTSEN, H.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; KOELMANS, A. A.; GEISSEN, V. (2017). «Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain». *Scientific Reports*, 7(1), art. núm. 14071. DOI: [10.1038/s41598-017-14588-2](https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2).

HURLEY, R. R.; WOODWARD, J. C.; ROTHWELL, J. J. (2018). «Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding». *Nature Geoscience*, 11(4), p. 251-257. DOI: [10.1038/s41561-018-0080-1](https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1).

ISOBE, A.; KUBO, K.; TAMURA, Y.; NAKASHIMA, E.; FUJII, N. (2014). «Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters». *Marine Pollution Bulletin*, 89, p. 324-330.

JEMEC-KOKALJ, A.; HORVAT, P.; SKALAR, T.; KRŽAN, A. (2018). «Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods». *Science of The Total Environment*, 615, p. 761-766. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.10.020](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.020).

KAANDORP, M. L. A.; DIJKSTRA, H. A.; VAN SEBILLE, E. (2020). «Closing the Mediterranean marine floating plastic mass budget: Inverse modeling of sources and sinks». *Environmental Science and Technology*, 54, 19, p. 11980-11989. DOI: [10.1021/acs.est.0c01984](https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01984).

KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; FIJALKOWSKI, K.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; WORWAG, M.; SINGH, B. R. (2017). «Sewage sludge disposal strategies for sustainable development». *Environmental Research*, 156, p. 39-46. DOI: [10.1016/j.envres.2017.03.010](https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010).

KANE, I. A.; CLARE, M. A. (2019). «Dispersion, accumulation, and the ultimate fate of microplastics in deep-marine environments: a review and future directions». *Frontiers in Earth Science*, 7, art. núm. 80. DOI: [10.3389/feart.2019.00080](https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080).

- KANE, I. A.; CLARE, M. A.; MIRAMONTES, E.; WOGELIUS, R.; ROTHWELL, J. J.; GARREAU, P.; POHL, F. (2020). «Sea floor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation». *Science*, 368, art. núm. 6495, p. 1140-1145. DOI: [10.1126/science.aba5899](https://doi.org/10.1126/science.aba5899).
- KAZOUR, M.; JEMAA, S.; ISSA, C.; KHALAF, G.; AMARA, R. (2019). «Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples». *Science of the Total Environment*, 696, art. núm. 133933.
- KERSHAW, P. J. (ed.) (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Londres: International Maritime Organization. (GESAMP Reports and Studies; 90), p. 96.
- KIM, I.-S.; CHAE, D.-H.; KIM, S.-K.; CHOI, S.; WOO, S.-B. (2015). «Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea». *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69, p. 299-309.
- KIM, L.-H.; KANG, J.; KAYHANIAN, M.; GIL, K.-I.; STENSTROM, M. K.; ZOH, K.-D. (2006). «Characteristics of litter waste in highway storm runoff». *Water Science and Technology*, 53(2), p. 225-234. DOI: [10.2166/wst.2006.056](https://doi.org/10.2166/wst.2006.056).
- KIM, L.-H.; KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. (2004). «Event mean concentration and loading of litter from highways during storms». *Science of the Total Environment*, 330(1-3), p. 101-113. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2004.02.012](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.012).
- KIRSTEIN, I. V.; KIRMIZI, S.; WICHELS, A.; GARIN-FERNANDEZ, A.; ERLER, R.; LODER, M.; GERDTS, G. (2016). «Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles». *Marine Environmental Research*, 120, p. 1-8. DOI: [10.1016/j.marenvres.2016.07.004](https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004).
- KLEUNEN, M.; BRUMER, A.; GUTBROD, L.; ZHANG, Z. (2020). «A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth». *Plants, People, Planet*, 2(2), p. 157-166. DOI: [10.1002/ppp3.10071](https://doi.org/10.1002/ppp3.10071).
- KOELMANS, A. A.; BAKIR, A.; BURTON, G. A.; JANSSEN, C. R. (2016). «Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies». *Environmental Science & Technology*, 50(7), p. 3315-3326. DOI: [10.1021/acs.est.5b06069](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069).
- KOELMANS, A. A.; MOHAMED-NOR, N. H.; HERMSEN, E.; KOOI, M.; MINTENIG, S. M.; DE FRANCE, J. (2019). «Microplastics in freshwater and drinking water: Critical review and assessment of data quality». *Water Research*, 155. DOI: [10.1016/j.watres.2019.02.054](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054).
- KONG, S.; JI, Y.; LIU, L.; CHEN, L.; ZHAO, X.; WANG, J.; BAI, Z.; SUN, Z. (2012). «Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China». *Environmental Pollution*, 170, p. 161-168. DOI: [10.1016/j.envpol.2012.06.017](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.017).
- KOSUTH, M.; MASON, S. A.; WATTENBERG, E. V. (2018). «Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt». *PLOS ONE*, 13(4), art. núm. e0194970. DOI: [10.1371/journal.pone.0194970](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970).
- KREMER, A. M.; PAL, T. M.; BOLEIJ, J. S.; SCHOUTEN, J. P.; RIJCKEN, B. (1994). «Airway hyper-responsiveness and the prevalence of work-related symptoms in workers exposed to irritants». *Occupational and Environmental Medicine*, 51(1), p. 3-13.
- LAMBERT, S.; WAGNER, M. (2016). «Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers». *Chemosphere*, 161, p. 510-517. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2016.07.042](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.042).
- LAW, K. L.; MORÉ-FERGUSON, S.; MAXIMENKO, N. A.; PROSKUROWSKI, G.; PEACOCK, E. E.; HAFNER, J.; REDDY, C. M. (2010). «Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre». *Science*, 329, p. 1185-1188.
- LEBRETON, L. C. M.; GREER, S. D.; BORRERO, J. C. (2012). «Numerical modelling of floating debris in the world's oceans». *Marine Pollution Bulletin*, 64, p. 653-661.

LEBRETON, L.; SLAT, B.; FERRARI, F.; SAINTE-ROSE, B.; AITKEN, J.; MARTHOUSE, R.; HAJBANE, S.; CUNSOLO, S.; SCHWARZ, A.; LEVIVIER, A. (2018). «Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic». *Scientific Reports*, 8, art. núm. 4666.

LEE, Y. K.; ROMERA-CASTILLO, C.; HONG, S.; HUR, J. (2020). «Characteristics of microplastic polymer-derived dissolved organic matter and its potential as a disinfection byproduct precursor». *Water Research*, 175, art. núm. 115678.

LEÓN, V. M.; GARCÍA-AGÜERA, I.; GONZÁLEZ, E.; SAMPER, R.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, V.; MUNIATEGUI-LORENZO, S. (2018). «Potential transfer of organic pollutants from littoral plastics debris to the marine environment». *Environmental Pollution*, 236, art. núm. 442.

LEÓN, V. M.; GARCÍA-AGÜERA, I.; MOLTÓ, V.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, V.; LLORCA-PÉREZ, L.; ANDRADE, J. M.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; CAMPILLO, J. A. (2019). «PAHs, pesticides, personal care products and plastic additives in plastic debris from Spanish Mediterranean beaches». *Science of the Total Environment*, 670, p. 672-684.

LEÓN-MUEZ, D.; PEÑALVER-DUQUE, P.; CIUDAD, C.; MUÑOZ, M.; INFANTE, O.; GÜEMES-SANTOS, S.; PARRILLA-GIRÁLDEZ, R.; SERRANO, L. (2020). «Primer muestreo de microplásticos en arroyos y ríos de la España peninsular». *Ecosistemas*, 29(2), art. núm. 2087. DOI: [10.7818/ECOS.2087](https://doi.org/10.7818/ECOS.2087).

LI, J.; LIU, H.; PAUL CHEN, J. (2018). «Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection». *Water Research*, 137, p. 362-374. DOI: [10.1016/j.watres.2017.12.056](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056).

LI, X.; CHEN, L.; MEI, Q.; DONG, B.; DAI, X.; DING, G.; ZENG, E. Y. (2018). «Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China». *Water Research* 142, p. 75.

LINARES, V.; BELLÉS, M.; DOMINGO, J. L. (2015). «Human exposure to PBDE and critical evaluation of health hazards». *Archives of Toxicology*, 89(3), p. 335-356. DOI: [10.1007/s00204-015-1457-1](https://doi.org/10.1007/s00204-015-1457-1).

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. (2011). «Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition». *Science of the Total Environment*, 409(18), p. 3309-3324. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2011.04.038](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038).

LLORCA, M.; ÁLVAREZ-MUÑOZ, D.; ÁBALOS, M.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; SANTOS, L. H. M. L. M.; LEÓN, V. M.; CAMPILLO, J. A.; MARTÍNEZ-GÓMEZ, C.; ABAD, E.; FARRÉ, M. (2020). «Microplastics in Mediterranean coastal area: toxicity and impact for the environment and human Health». *TrAC, Trends in Analytical Chemistry*, 27, art. núm. e00090. DOI: [10.1016/j.teac.2020.e00090](https://doi.org/10.1016/j.teac.2020.e00090).

LLORCA, M.; FARRÉ, M.; KARAPANAGIOTI, H. K.; BARCELÓ, D. (2014). «Levels and fate of perfluoroalkyl substances in beached plastic pellets and sediments collected from Greece». *Marine Pollution Bulletin*, 87, p. 286-291.

LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. (2016). «Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology». *Science*, 352, art. núm. 1213.

LUSHER, A. L. (2015). «Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects». A: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (ed.). *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer, p. 245-307.

LUSHER, A. L.; BURKE, A.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. (2014). «Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling». *Marine Pollution Bulletin*, 88, p. 325-333.

LUSHER, A. L.; HERNANDEZ-MILIAN, G.; O'BRIEN, J.; BERROW, S.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. (2015). «Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*». *Environmental Pollution*, 199, p. 185-191.

LUSHER, A. L.; HOLLMAN, P.; MENDOZA-HILL, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. Roma: FAO.

MAAß, S.; DAPHI, D.; LEHMANN, A.; RILLIG, M. C. (2017). «Transport of microplastics by two collembolan species». *Environmental Pollution*, 225, p. 456-459. DOI: [10.1016/j.envpol.2017.03.009](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.009).

MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. (2018). «Synthetic polymer contamination in bottled water». *Frontiers in Chemistry*, 6, art. núm. 407. DOI: [10.3389/fchem.2018.00407](https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407).

MINTENIG, S. M.; LODER, M. G. J.; PRIMPKE, S.; GERDTS, G. (2019). «Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources». *Science of the Total Environment*, 648, p. 631-635. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.08.178](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178).

MISTRI, M.; INFANTINI, V.; SCOPONI, M.; GRANATA, T.; MORUZZI, L.; MASSARA, F.; DE DONATI, M.; MUNARI, C. (2017). «Small plastic debris in sediments from the Central Adriatic Sea: Types, occurrence and distribution». *Marine Pollution Bulletin*, 124, p. 435-440.

MOURGKOGIANNIS, N.; KALAVROUZOTIS, I. K.; KARAPANAGIOTI, H. K. (2018). «Questionnaire-based survey to managers of 101 wastewater treatment plants in Greece confirms their potential as plastic marine litter sources». *Marine Pollution Bulletin*, 133, p. 822-827. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2018.06.044](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.044).

MUNARI, C.; SCOPONI, M.; MISTRI, M. (2017). «Plastic debris in the Mediterranean Sea: Types, occurrence and distribution along Adriatic shorelines». *Waste Management*, 67, p. 385-391.

MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUINN, B. (2016). «Wastewater treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment». *Environmental Science & Technology*, 50(11), p. 5800-5808. DOI: [10.1021/acs.est.5b05416](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416).

NELMS, S. E.; GALLOWAY, T. S.; GODLEY, B. J.; JARVIS, D. S.; LINDEQUE, P. K. (2018). «Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators». *Environmental Pollution*, 238, p. 999-1007. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.02.016](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.016).

NIZZETTO, L.; FUTTER, M.; LANGAAS, S. (2016a). «Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?». *Environmental Science and Technology*, 50(20), p. 10777-10779. DOI: [10.1021/acs.est.6b04140](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140).

NIZZETTO, L.; LANGAAS, S.; FUTTER, M. (2016b). «Pollution: Do microplastics spill on to farm soils?» *Nature*, 537(7621), p. 488. DOI: [10.1038/537488b](https://doi.org/10.1038/537488b).

NORÉN, F.; NAUSTVOLL, L.-J. (2011) [2010]. *Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak*. Oslo: Klimag og forurensningsdirektoratet. TA-2779, p. 1-20.

OBARD, R. W.; SADRI, S.; WONG, Y. Q.; KHITUN, A. A.; BAKER, I.; THOMPSON, R. C. (2014). «Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice». *Earth's Future*, 2, p. 315-320.

OSSMANN, B. E.; SARAU, G.; HOLTMANNSPOTTER, H.; PISCHETSRIEDER, M.; CHRISTIANSEN, S. H.; DICKE, W. (2018). «Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water». *Water Research*, 141, p. 307-316. DOI: [10.1016/j.watres.2018.05.027](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027).

PALATINUS, A.; KOVAČ VIRŠEK, M.; ROBIČ, U.; GREGO, M.; BAJT, O.; ŠILJIĆ, J.; SUARIA, G.; LIUBARTSEVA, S.; COPPINI, G.; PETERLIN, M. (2019). «Marine litter in the Croatian part of the middle Adriatic Sea: Simultaneous assessment of floating and seabed macro- and micro- litter abundance and composition». *Marine Pollution Bulletin*, 139, p. 427-439.

PANKO, J. M.; CHU, J.; KREIDER, M. L.; UNICE, K. M. (2013). «Measurement of airborne concentrations of tire and

road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States». *Atmospheric Environment*, 72, p. 192-199. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2013.01.040](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040).

PANTI, C.; GIANNETTI, M.; BAINI, M.; RUBEGNI, F.; MINUTOLI, R.; FOSSI, M. C. (2015). «Occurrence, relative abundance and spatial distribution of microplastics and zooplankton NW of Sardinia in the Pelagos Sanctuary Protected Area, Mediterranean Sea». *Environmental Chemistry*, 12, p. 618-626.

PEDROTTI, M. L.; BRUZAUD, S.; DUMONTET, B.; ELINEAU, A.; PETIT, S.; GROHENS, Y.; VOISIN, P.; CREBASSA, J.-C.; GORSKY, G. (2014). «Plastic fragments on the surface of Mediterranean waters». A: [BRIAND, F. (ed.)]. CIESM. *Marine litter in the Mediterranean and Black Seas*. Mònaco: CIESM. (CIESM Workshop Monograph; 46), p. 115.

PEDROTTI, M. L.; PETIT, S.; ELINEAU, A.; BRUZAUD, S.; CREBASSA, J.-C.; DUMONTET, B.; MARTÍ, E.; GORSKY, G.; CÓZAR, A. (2016). «Changes in the floating plastic pollution of the Mediterranean Sea in relation to the distance to land». *PLOS ONE*, 11, art. núm. e0161581. DOI: [10.1371/journal.pone.0161581](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161581).

PENNINO, M. G.; BACHILLER, E.; LLORET-LLORET, E.; ALBO-PUIGSERVER, M.; ESTEBAN, A.; JADAUD, A.; BELLIDO, J. M.; COLL, M. (2020). «Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine». *Marine Pollution Bulletin*, 158, art. núm. 111399.

PIMENTEL, J. C.; AVILA, R.; LOURENÇO, A. G. (1975). «Respiratory disease caused by synthetic fibres: a new occupational disease». *Thorax*, 30(2), p. 204-219.

PITTURA, L.; AVIO, C. G.; GIULIANI, M. E.; D'ERRICO, G.; KEITER, S. H.; CORMIER, B.; GORBI, S.; REGOLI, F. (2018). «Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels *Mytilus galloprovincialis*». *Frontiers in Marine Science*, 5, p. 103. DOI: [10.3389/fmars.2018.00103](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00103).

«Polymer Properties Database». A: CROW: Polymer science [en línia], 2021. <<http://www.polymerdatabase.com/polymer%20physics/pp%20index.html>> [Consulta: 17 gener 2021]

POLITIKOS, D. V.; IOAKEIMIDIS, C.; PAPATHEODOROU, G.; TSIARAS, K. (2017). «Modeling the fate and distribution of floating litter particles in the Aegean Sea (E. Mediterranean)». *Frontiers in Marine Science*, 4, p. 191. DOI: [10.3389/fmars.2017.00191](https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00191).

PORTA, M.; GASULL, M.; PUMAREGA, J. (2019). *Resultats de l'anàlisi de les concentracions en orina de ftalats i compostos fenòlics dins la campanya «Salut de Plàstic»*. Barcelona: IMIM-UAB. També disponible en línia a: <<https://www.imim.cat/media/upload/arxius/porta/Informe%20tecnic%20IMIM%20-%20v15b.pdf?t=1570779352>> [Consulta: 17 gener 2021]

RAGUSA, A.; SVELATO, A.; SANTACROCE, C.; CATALANO, P.; NOTARSTEFANO, V.; CARNEVALI, O.; PAPA, F.; RONGIOLETTI, M. C. A.; BAIOTTO, F.; DRAGHI, S.; D'AMORE, E.; RINALDO, D.; MATTA, M.; GIORGINI, E. 2021. «Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta». *Environment International*, 146, art. núm. 106274. DOI: [10.1016/2020.07.15.198325](https://doi.org/10.1016/2020.07.15.198325).

RECH, S.; BORRELL, Y.; GARCÍA-VÁZQUEZ, E. (2016). «Marine litter as a vector for non-native species: What we need to know». *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), p. 40-43.

REZANIA, S.; PARK, J.; MD-DIN, M. F.; MAT-TAIB, S.; TALAIEKHOZANI, A.; KUMAR-YADAV, K.; KAMYAB, H. (2018). «Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies». *Marine Pollution Bulletin*, 133, p. 191-208. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2018.05.022](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022).

RILLIG, M. C. (2012). «Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?». *Environmental Science & Technology*, 46(12), p. 6453-6454. DOI: [10.1021/es302011r](https://doi.org/10.1021/es302011r).

— (2018). «Microplastic disguising as soil carbon storage». *Environmental Science & Technology*, 52(11), p. 6079-6080. DOI: [10.1021/acs.est.8b02338](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02338).

- RILLIG, M. C.; INGRAFFIA, R.; DE SOUZA MACHADO, A. A. (2017). «Microplastic incorporation into soil in agroecosystems». *Frontiers in Plant Science*, 8, p. 1805. DOI: [10.3389/fpls.2017.01805](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805).
- RILLIG, M. C.; LEHMANN, A. (2020). «Microplastic in terrestrial ecosystems». *Science*, 368(6498), p. 1430-1431. DOI: [10.1126/science.abb5979](https://doi.org/10.1126/science.abb5979).
- RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. (2007). «Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment». *Marine Pollution Bulletin*, 54, p. 1230-1237.
- ROCHMAN, C. M. (2018). «Microplastics research: From sink to source». *Science*, 360, p. 28.
- RODRÍGUEZ, C. M.; ANTÓN, M. T.; QUINTANA, X.; ARMENGOL, X. (2020). «Ingesta de microplàstics por el pez exótico *Gambusia holbrooki* en dos lagunas costeras mediterràneas». *Ecosistemas*, 29(2), art. núm. 2097. DOI: [10.7818/ECOS.2097](https://doi.org/10.7818/ECOS.2097).
- RODRIGUEZ-SEIJO, A.; LOURENÇO, J.; ROCHA-SANTOS, T. A. P.; DA COSTA, J.; DUARTE, A. C.; VALA, H.; PEREIRA, R. (2017). «Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché». *Environmental Pollution*, 220, p. 495-503. DOI: [10.1016/j.envpol.2016.09.092](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092).
- ROMEO, T.; D'ALESSANDRO, M.; ESPOSITO, V.; SCOTTI, G.; BERTO, D.; FORMALEWICZ, M.; NOVENTA, S.; GIULIANI, S.; MACCHIA, S.; SARTORI, D.; MAZZOLA, A.; ANDALORO, F.; GIACOBBE, S.; DEIDUN, A.; RENZI, M. (2015). «Environmental quality assessment of Grand Harbour (Valletta, Maltese Islands): a case study of a busy harbour in the Central Mediterranean Sea». *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, art. núm. 747.
- ROMERA-CASTILLO, C.; PINTO, M.; LANGER, T. M.; ALVAREZ-SALGADO, X. A.; HERNDL, G. J. (2018). «Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean». *Nature Communications*, 9, art. núm. 1430.
- ROMERO, J. (2004). *Posidònia: Els prats del fons del mar*. Badalona: Ajuntament de Badalona.
- ROS, J. (2001). *Vora el mar broix: Problemàtica ambiental del litoral mediterrani*. Barcelona: Empúries.
- (2011). «Contaminación del mar por hidrocarburos y plásticos». A: 22a Rassegna del mare. Siracusa, p. 22-24. [També hi ha disponible una versió de la revista en anglès]
- (2012). «Contaminación por plásticos en el océano». A: 23a Rassegna del mare. Rimini, p. 22-23. [També hi ha disponible una versió de la revista en anglès]
- (2014). *Més de quaranta senyals: Noves reflexions sobre medi ambient*. Lleida: Pagès.
- ROS, J. D.; CARDELL, M. J. (1991). «Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, Western Mediterranean)». *Toxicological and Environmental Chemistry*, 31, p. 441-450.
- RUIZ-OREJÓN, L. F.; SARDÁ, R.; RAMIS-PUJOL, J. (2016). «Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea». *Marine Environmental Research*, 120, p. 136-144.
- SÁNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; DE HAAN, W. P.; ROMERO, J.; VENY, M. (2021). «Seagrasses provide a novel ecosystem service by trapping marine plastics». *Scientific Reports*, 11, art. núm. 254. DOI: [10.1038/s41598-020-79370-3](https://doi.org/10.1038/s41598-020-79370-3).
- SÁNCHEZ-VIDAL, A.; THOMPSON, R. C.; CANALS, M.; DE HAAN, W. P. (2018). «The imprint of microfibrils in southern European deep seas». *PLOS ONE*, 13, art. núm. e0207033. DOI: [10.1371/journal.pone.0207033](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207033).
- SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; SICA, C.; RUSSO, G. (2012). «Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives». *Journal of Agricultural Engineering*, 42(3), p. 15. DOI: [10.4081/jae.2011.3.15](https://doi.org/10.4081/jae.2011.3.15).
- SCHEURER, M.; BIGALKE, M. (2018). «Microplastics in Swiss floodplain soils». *Environmental Science & Technology*, 52(6), p. 3591-3598. DOI: [10.1021/acs.est.7b06003](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003).
- SCHIRINZI, G. F.; LLORCA, M.; SERÓ, R.; MOYANO, E.; BARCELÓ, D.; ABAD, E.; FARRÉ, M. (2019). «Trace analysis of

polystyrene microplastics in natural waters». *Chemosphere*, 236, art. núm. 124321.

SCHMIDT, N.; THIBAUT, D.; GALGANI, F.; PALUSELLI, A.; SEMPÉRÉ, R. (2018). «Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea)». *Progress in Oceanography*, 163, p. 214-220.

SCHWABL, P.; KÖPPEL, S.; KÖNIGSHOFER, P.; BUCSICS, T.; TRAUNER, M.; REIBERGER, T.; LIEBMANN, B. (2019). «Detection of various microplastics in human stool». *Annals of International Medicine*, 171, p. 453-457. DOI: [10.7326/M19-0618](https://doi.org/10.7326/M19-0618).

SCHYMANSKI, D.; GOLDBECK, C.; HUMPF, H. U.; FURST, P. (2018). «Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water». *Water Research*, 129, p. 154-162. DOI: [10.1016/j.watres.2017.11.011](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011).

SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES (SAPEA) (2019). *A scientific perspective on microplastics in nature and society*. Berlín: SAPEA. DOI: [10.26356/microplastics](https://doi.org/10.26356/microplastics).

SETALA, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. (2014). «Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web». *Environmental Pollution*, 185, p. 77-83. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.10.013](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013).

SHAHUL-HAMID, F.; BHATTI, M. S.; ANUAR, N[orkhairiyah]; ANUAR, N[orkhairah]; MOHAN, P.; PERIATHAMBY, A. (2018). «Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation?». *Waste Management and Research*, 36, p. 873-897.

SIMÓN-SÁNCHEZ, L.; GRELAUD, M.; GARCÍA-ORELLANA, J.; ZIVERI, P. (2019). «River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean)». *Science of the Total Environment*, 687, p. 1186-1196.

STEMMER, K. L.; BINGHAM, E.; BARKLEY, W. (1975). «Pulmonary response to polyurethane dust». *Environmental Health Perspectives*, 11, p. 109-113. DOI: [10.1289/ehp.7511109](https://doi.org/10.1289/ehp.7511109).

SUARIA, G.; AVIO, C. G.; MINEO, A.; LATTIN, G. L.; MAGALDI, M. G.; BELMONTE, G.; MOORE, C. J.; REGOLI, F.; ALIANI, S. (2016). «The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters». *Scientific Reports*, 6, art. núm. 37551. DOI: [10.1038/srep37551](https://doi.org/10.1038/srep37551).

TELES, M.; BALASCH, J. C.; OLIVEIRA, M.; SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. (2020). «Insights into nanoplastics effects on human Health». *Science Bulletin*, 65, 23, p. 1966-1969.

TETU, S. G.; SCHRAMMEYER, I. V.; PICKFORD, R.; ELBOURNE, L. D. H.; MOORE, L. R.; PAULSEN, I. T. (2019). «Plastic leachates impair growth and oxygen production in *Prochlorococcus*, the ocean's most abundant photosynthetic bacteria». *Communications Biology*, 2, art. núm. 184.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSEL, A. E. (2004). «Lost at sea: where is all the plastic?». *Science*, 304, art. núm. 5672, p. 838. DOI: [10.1126/science.1094559](https://doi.org/10.1126/science.1094559).

TOPÇU, E. N.; ÖZTÜRK, B. (2010). «Abundance and composition of solid waste materials on the western part of the Turkish Black Sea seabed». *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 13, p. 301-306.

UVIEDO, O.; HIGUERAS, S.; BALLESTEROS, M.; CURTO, X.; DE HAAN, W. P.; SÁNCHEZ-VIDAL, A. (2020). *Paddle surfing for science on microplastic pollution* [pòster en línia], núm. 334119. <<https://www.micro.infini.fr/IMG/pdf/334119.pdf>> [Consulta: 17 gener 2021]

VAN DEN BERG, P.; HUERTA-LWANGA, E.; CORRADINI, F.; GEISSEN, V. (2020). «Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils». *Environmental Pollution*, 261, art. núm. 114198. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.114198](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114198).

VAN DER HAL, N.; ARIEL, A.; ANGEL, D. L. (2017). «Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters». *Marine Pollution Bulletin*, 116, p. 151-155.

VAN SEBILLE, E.; WILCOX, C.; LEBRETON, L.; MAXIMENKO, N.; HARDESTY, B. D.; VAN FRANEKER, J. A.; ERIKSEN, M.; SIEGEL, D.; GALGANI, F.; LAW, K. L. (2015). «A global inventory of small floating plastic debris». *Environmental Research Letters*, 10(12), art. núm. 124006. DOI: [10.1088/1748-9326/10/12/124006](https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006).

VIANELLO, A.; BOLDRIN, A.; GUERRIERO, P.; MOSCHINO, V.; RELLA, R.; STURARO, A.; 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*, 130, p. 54-61.

VIANELLO, A.; DA ROS, L.; BOLDRIN, A.; MARCETA, T.; MOSCHINO, V. (2018). «First evaluation of floating microplastics in the Northwestern Adriatic Sea». *Environmental Science and Pollution Research*, 25(28), p. 28546-28561.

VILÀ, C. (2021). «Analitzen els microplàstics a la zona de bany de la costa gironina». *Diari de Girona* (17 de gener), p. 16.

VOLKHEIMER, G. (1993). «[Persorption of microparticles]». *Der Pathologe*, 14(5), p. 247-252.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. (2018). *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* Cham, Suïssa: Springer.

WALLER, C. L.; GRIFFITHS, H. J.; WALUDA, C. M.; THORPE, S. E.; LOAIZA, I.; MORENO, B.; PACHERRES, C. O.; HUGHES, K. A. (2017). «Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research». *Science of the Total Environment*, 598, p. 220-227.

WARDROP, P.; SHIMETA, J.; NUGEGODA, D.; MORRISON, P. D.; MIRANDA, A.; TANG, M.; CLARKE, B. O. (2016). «Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish». *Environmental Science & Technology*, 50, p. 4037-4044.

WARHEIT, D. B.; HART, G. A.; HESTERBERG, T. W.; COLLINS, J. J.; DYER, W. M.; SWAEN, G. M. H.; KENNEDY, G. L. (2001). «Potential pulmonary effects of man-made organic fiber (MMOF) dusts». *Critical Reviews in Toxicology*, 31(6), p. 697-736. DOI: [10.1080/20014091111965](https://doi.org/10.1080/20014091111965).

WATTS, A. J. R.; URBINA, M. A.; CORR, S.; LEWIS, C.; GALLOWAY, T. S. (2015). «Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance». *Environmental Science & Technology*, 49(24), p. 14597-14604. DOI: [10.1021/acs.est.5b04026](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04026).

WOODALL, L. C.; SÁNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; PATERSON, G. L. J.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V.; CALAFAT, A.; ROGERS, A. D.; NARAYANASWAMY, B. E.; THOMPSON, R. C. (2014). «The deep sea is a major sink for microplastic debris». *Royal Society Open Science*, 1(4), art. núm. 140317. DOI: [10.1098/rsos.140317](https://doi.org/10.1098/rsos.140317).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) (2006). *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. També disponible en línia a: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gsuweg4/en [Consulta: 17 gener 2021]

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. (2013). «The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review». *Environmental Pollution*, 178, p. 483-492.

YANG, D.; SHI, H.; LI, L.; LI, J.; JABEEN, K.; KOLANDHASAMY, P. (2015). «Microplastic pollution in table salts from China». *Environmental Science & Technology*, 49(22), p. 13622-13627. DOI: [10.1021/acs.est.5b03163](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163).

ZERI, C.; ADAMOPOULOU, A.; BOJANIĆ-VAREZIĆ, D.; FORTIBUONI, T.; KOVAČ-VIRŠEK, M.; KRŽAN, A.; MANDIĆ, M.; MAZZIOTTI, C.; PALATINUS, A.; PETERLIN, M.; PRVAN, M.; RONCHI, F.; SILJIC, J.; TUTMAN, P.; VLACHOGIANI,

T. (2018). «Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea): From the macro- to the micro-scale». *Marine Pollution Bulletin*, 136, p. 341-350.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. (2013). «Life in the "plastisphere": microbial communities on plastic marine debris». *Environmental Science & Technology*, 47(13), p. 7137-7146. DOI: [10.1021/es401288x](https://doi.org/10.1021/es401288x).

ZEYTIM, S.; WAGNER, G.; MACKAY-ROBERTS, N.; GERDTS, G.; SCHUIRMANN, E.; KLOCKMANN, S.; SLATER, M. (2020). «Quantifying microplastic translocation from feed to the fillet in European sea bass *Dicentrarchus labrax*». *Marine Pollution Bulletin*, 156, art. núm. 111210.

ZHU, L.; ZHAO, S.; BITTAR, T. B.; STUBBINS, A.; LI, D. (2020). «Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: Rates and microbial impacts». *Journal of Hazardous Materials*, 383, art. núm. 121065.

**Fundació Catalana per a
la Recerca i la Innovació**

Passeig Lluís Companys, 23
08010 Barcelona

T. +34 932 687 704
F. +34 933 150 140
info@fundaciorecerca.cat



fundaciorecerca.cat