



大气环境中微塑料分布与迁移及生态环境影响研究进展

徐力波¹, 胡敏¹, 贾薇茜¹, 张梦君¹, 唐倩², 田旭东^{2*}, 黄艺^{1*}

1. 北京大学环境科学与工程学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100871;

2. 浙江省生态环境监测中心, 浙江省生态环境监测预警及质控研究重点实验室, 杭州 310012

* 联系人, E-mail: tianxudong@zjemc.org.cn; yhuang@pku.edu.cn

2021-11-28 收稿, 2022-03-19 修回, 2022-03-21 接受, 2022-03-22 网络版发表

国家自然科学基金(42177364)、环境模拟与污染控制国家重点联合实验室专项经费(21Y01ESPCP)、浙江省生态环境监测预警及质控研究重点实验室开放基金(EEMFQ-2021-5)资助

摘要 新兴污染物微塑料广泛分布于水体、陆地和大气环境中, 大气中的微塑料研究起步较晚, 但其潜在生态环境影响的范围更广. 本文以2015年以来发表的大气微塑料相关文献为基础, 对室外环境大气与室内大气中微塑料的分布、来源、迁移过程和生态环境影响进行了系统的综述. 研究表明, 大气微塑料已分布于全球大气中, 其分布特征与室内外环境、下垫面类型和污染扩散等环境因素相关. 大气环境中微塑料主要来源于塑料制品的生产、使用和回收过程, 少量来源于陆地和海洋中积累的微塑料. 值得关注的是, 新冠肺炎疫情中口罩的使用可能加重了大气中的微塑料污染. 微塑料在大气环境中可发生悬浮、沉降和扩散等迁移过程, 并受到微塑料形态、风力、风向和降水等因素的影响. 微塑料在大气中的扩散, 也称大气传输, 是全球塑料循环的重要一环. 目前多采用混合单质点拉格朗日集成轨迹模型(Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory, HYSPLIT)进行后向轨迹模拟以研究其扩散路径, 主要通过统计沉降量并结合空气动力学模型估算其传输量. 大气中的微塑料能够影响区域大气环境质量, 可能通过影响热收支和水循环等因素改变区域与全球气候; 在迁移过程中吸附重金属、有机污染物和有害微生物, 对暴露人群产生健康风险; 通过进入食物链和提供微生态位等方式影响大气生态系统, 通过沉降进入并影响陆地和水体生态系统. 基于以上分析, 本文提出未来大气微塑料的研究需要优先关注研究方法标准化、源清单建立、迁移机制和生态环境影响等问题.

关键词 微塑料, 大气, 分布特征, 迁移规律, 生态环境影响

微塑料指直径小于5 mm的塑料颗粒, 是环境中不同形态和类型微小塑料的总称. 该概念由Thompson等人^[1]在2004年首次提出, 并在第一个微塑料国际会议中被明确^[2]. 目前人类每年生产超过3.5亿吨的塑料制品^[3], 它们是环境中微塑料的来源. 研究中常将环境微塑料划分为初生和次生微塑料, 进入环境时尺寸小于5 mm的塑料粒称为初生微塑料; 尺寸较大的塑料, 在环境中受到机械力和生物降解等作用后形成尺寸小于5 mm的塑料粒, 为次生微塑料^[4].

微塑料作为广泛存在的新兴污染物^[5], 自概念提出

起就受到了学界的广泛关注. 截至2021年9月, 在Web of Science(WOS)核心合集数据库中已有7774篇微塑料相关的研究论文(检索词: microplastic*), 其逐年发表量呈现上升趋势(图1(a)). 研究者在海洋^[6]、淡水^[7]、土壤^[8]、大气^[9]等环境介质中均检出了微塑料, 并在海洋和土壤中关注了微塑料进入食物链的可能性及其生态风险^[8,10].

相比之下, 大气环境中的微塑料研究起步较晚. 虽然早有研究者提出微塑料可能存在于大气环境中, 但由于大气微塑料的收集、分离与鉴定较为困难^[11], 直

引用格式: 徐力波, 胡敏, 贾薇茜, 等. 大气环境中微塑料分布与迁移及生态环境影响研究进展. 科学通报, 2022, 67: 3565–3579

Xu L B, Hu M, Jia W Q, et al. Distribution and transport of atmospheric microplastics and the environmental impacts: A review (in Chinese). Chin Sci Bull, 2022, 67: 3565–3579, doi: [10.1360/TB-2021-1236](https://doi.org/10.1360/TB-2021-1236)

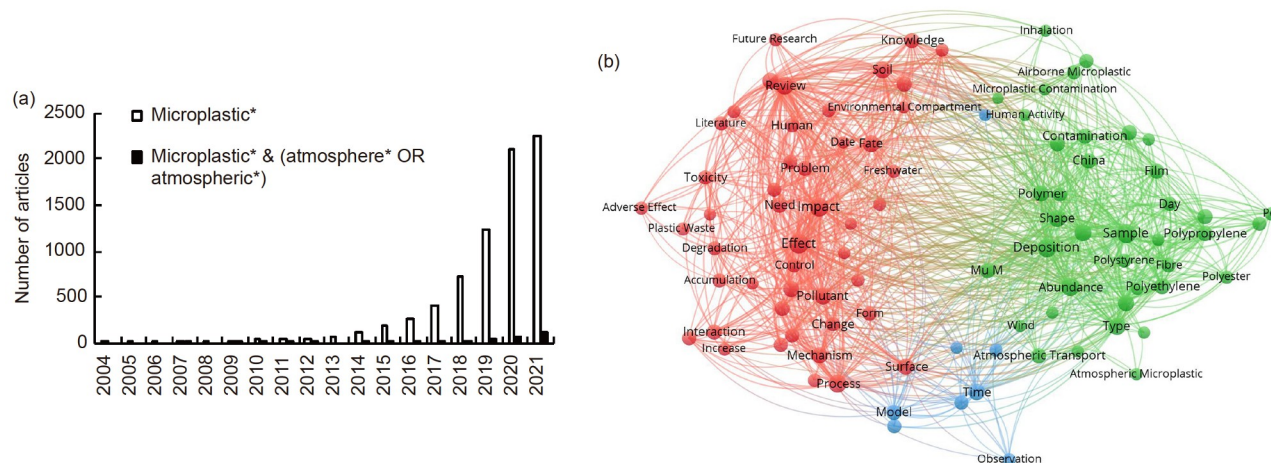


图1 基于WOS核心合集数据库中微塑料研究的文献计量分析。(a) 论文数; (b) 关键词网络图

Figure 1 Bibliometric analysis of microplastics research based on WOS core database. (a) Number of published articles; (b) keywords network diagram

到2015年才出现第一篇大气微塑料的论文^[9]。目前,将室内外大气悬浮颗粒物中和大气降尘中的微塑料统称为大气微塑料(atmospheric microplastics, AMPs),在WOS中以检索式“TS=(microplastic* & (atmosphere* OR atmospheric*))”进行检索,可发现大气微塑料相关研究的数量呈逐年上涨趋势,且在微塑料研究中占比逐渐升高,从2016年的3篇(占比1.18%)增至2021年的106篇(占比4.73%)(图1(a))。

采用VOSviewer1.6.17绘制WOS中大气微塑料研究的关键词网络图(图1(b))。分析关键词网络图可知,现有大气微塑料研究主要聚焦在大气微塑料的环境赋存与分布情况(绿色)、大气微塑料迁移的观测和模型研究(蓝色)和大气微塑料的生态环境(红色)三方面。因此,本论文将从室外大气环境与室内大气中微塑料的分布特征、来源、迁移方式和生态环境影响方面,综述大气微塑料研究现状和趋势,并基于分析提出该领域未来优先的研究方向。

1 大气环境中微塑料的研究方法与分布特征

从人类活动频繁的城市区域到人迹稀少的自然保护区和荒野,其大气环境中都发现了微塑料的存在,且在尺寸、形态、聚合物类型和浓度等方面,呈现出与水体和土壤微塑料的差异。

1.1 大气中微塑料的采集与检测方法

大气中微塑料浓度较低,需要采集大量样品以保证研究方案的可行性;且其常与其他颗粒物混合,干扰

后续检测^[12]。因此,目前多数研究使用了采集、预处理和检测分阶段处理的方案以应对(表1)^[13]。

根据研究问题的不同,目前大气中的微塑料主要有两类采集方法。一是主动采样,即研究者使用泵式采样器过滤空气,或使用各类装置采集下垫面表层颗粒物和雨雪中的微塑料,该方法可在较短时间内获得高度浓缩的样品^[14-17]。二是被动采样,即在空旷区域收集干、湿自然沉降物中的微塑料^[9,18,19]。由于大气环境中微塑料的分布存在一定非均质性^[11],因此为保证样品能够客观反映大气环境中污染水平,主动采样中采样量根据污染程度调整,一般需采集1~1000 m³空气样品或100 g降尘样品^[11-13,20],被动采样的采样周期普遍在24 h以上^[17-19]。

通过过滤空气获得的样品一般已经高度浓缩在滤膜上,当总颗粒物浓度较低时可直接检测^[20]。下垫面颗粒物和干沉降无需浓缩^[17],而雪水、湿沉降和混合沉降物中,微塑料含量较少,需要通过筛分或者过滤的方式将颗粒物浓缩收集^[21,22]。

样品在浓缩后需要进行消解去除其他有机物,目前多采用湿式消解法,该法能在最大程度上避免对微塑料的影响^[12,23]。消解液的选择需根据样品杂质含量等因素进行选择^[19,24,25]。最后需要将微塑料从样品中分离出来,以备后续观察和分析。土壤和水体中的微塑料分离方法较多,而大气中微塑料的研究目前均采用了密度分离法,即利用密度差异采用浮选液将微塑料与其他颗粒物分开^[13,14,19]。

后续检测可分为观察与定量、化学组成鉴定两

表 1 大气环境中微塑料采集与检测方法

Table 1 Collection and observation methods of AMPs

步骤	操作名称与配套装置
采样	主动采样: 总悬浮颗粒物采样器、真空泵、地表干湿沉降收集装置组 被动采样: 被动采样器(通常由采集装置、接收管、收集装置组成)
预处理	浓缩: 筛分、过滤, 常用装置有不锈钢筛/膜、玻璃纤维膜、纤维素膜、混合纤维素酯膜、聚四氟乙烯膜、石英膜、银膜、铝膜 消解: 一般采用湿式消解, 常用消解液有 H_2O_2 (体积分数30%)、芬顿试剂(H_2O_2 与亚铁盐配制)、 NaClO (浓度6%~14%)、 KOH -戊醇(浓度0.1 g/20 mL) 分离: 密度分离法(浮选), 常用浮选液有 NaCl 溶液(1.2 g/ cm^3)、 NaI 溶液(1.6~1.8 g/ cm^3)、 CaCl_2 溶液(1.3~1.5 g/ cm^3)、 ZnCl_2 溶液(1.55~2.65 g/ cm^3)等
检测	观察与定量: 普通光学显微镜、体视(立体)显微镜、共聚焦显微镜、荧光显微镜、数字显微镜、扫描电子显微镜(SEM)、Pyr-GC/MS 化学组成鉴定: FTIR、 μ -FTIR、 μ -Raman、SEM-EDS、Pyr-GC/MS

步^[26]。现有研究主要借助不同类型的显微镜对分离出的微塑料直接观察和计数, 统计尺寸、形态、颜色、颗粒数等指标^[9,12,19,27~29]。也有少量研究通过热分解气相色谱质谱联用(Pyr-GC/MS)对颗粒物直接定性, 并对微塑料质量进行定量^[30]。化学组成鉴定主要采用傅里叶红外光谱(FTIR)、显微傅里叶红外光谱(μ -FTIR)和显微拉曼光谱(μ -Raman), 其中红外光谱的衰减全反射(attenuated total reflectance method, ATR)与透射两种模式均有应用, 也有少量研究采用扫描电子显微镜-X射线能量色散谱(scanning electron microscope-energy dispersive spectrometer, SEM-EDS)、Pyr-GC/MS等方法^[19,24,27,31,32]。

现有研究的采样和分析方法差异性非常大, 导致大气中微塑料浓度的表达方式依样品采集方法的不同而不同(表S1)^[33]。如抽滤空气收集悬浮颗粒物时, 用每立方米空气中含有的微塑料颗粒数(n m^{-3})表达^[20]; 用装置收集大气沉降颗粒物时, 用每天每单位采样面积微塑料颗粒数($\text{n m}^{-2} \text{d}^{-1}$)表达^[32]。直接收集下垫面表面的大气沉降物, 如道路灰尘、山顶表层积雪等, 多采用单位重量或者体积样品中的微塑料颗粒数表示, 如 n g^{-1} 、 n L^{-1} 等^[16,34]。因此, 亟须建立标准的采样、分析方法和统一的结果表述方式, 使得不同的研究结果可以直接进行比较。

1.2 大气中微塑料的尺寸范围及其分布

由于微塑料形态多样且不规则, 研究中使用其投影长径表征尺寸^[35]。虽然不同研究中大气微塑料尺寸上下限不完全相同, 但多在4~5 mm之间。其中, 大部分研究获得的大气微塑料尺寸下限在5~50 μm 之间, 上限

则差异较大, 在100 μm ~5 mm之间(表S2)。

如图2所示, 大气环境中的微塑料尺寸多呈偏正态分布, 但不同大气环境中微塑料数量占比最高的峰值尺寸(一般为范围)和颗粒群平均尺寸存在差异^[35]。室内外大气中悬浮微塑料峰值尺寸相近, 室外大气沉降中微塑料峰值尺寸较大; 平均尺寸从小到大排序为室外悬浮、室内悬浮和室外沉降。Liao等人^[36]在温州采集的室内外悬浮大气微塑料中, 尺寸峰值范围均为0~30 μm , 平均尺寸粗略估算为107和71 μm 。Roblin等人^[37]在爱尔兰4个观测站采集了干湿混合沉降颗粒物, 并检测到其中15%的微塑料颗粒尺寸在200~400 μm 之间, 粗略估算其平均尺寸为640 μm 。

进入环境的微塑料在物化和生物作用下不断发生破碎, 使得其尺寸在环境中持续减小。塑料自20世纪50年代开始被大量使用, 距今70余年, 理论上已有微塑料达到了纳米尺度^[12]。然而目前精度最高的拉曼光谱也仅可分辨1~5 μm 以上的微塑料, 人类对大气微塑料的

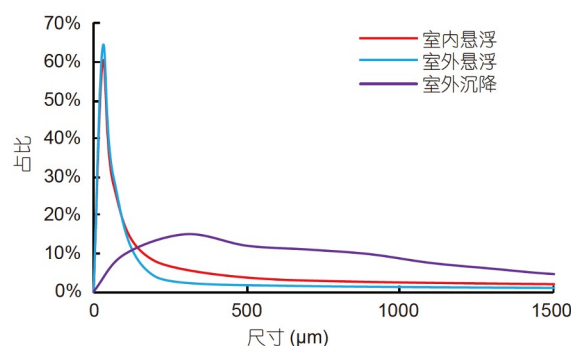


图 2 两项研究中不同环境下大气微塑料尺寸分布示意图^[36,37]
Figure 2 Size distribution of AMPs in different environments from two studies^[36,37]

认识必将随着检测技术的提升而更加深入^[28,38]。同时,大气环境中也存在尺寸超过5 mm的塑料颗粒,如Liu等人^[39]在上海收集室外悬浮颗粒物时,曾观察到长度为9.5 mm的长纤维,并探讨了其环境风险。略超定义上限的塑料颗粒,可能具有更强的富集环境污染物和有害生物的能力,应当被纳入到大气微塑料研究中。

大气微塑料尺寸与其生态环境风险和对人体的毒性效应息息相关^[40],随着大气中微塑料监测技术的发展以及对微塑料污染毒理的了解,大气微塑料的概念和范畴将不断被更新。

1.3 大气中微塑料的形态与类型

目前检测到的微塑料形态主要为纤维、薄膜、碎片、发泡、微珠和不规则形态,其中纤维是大气微塑料被观察到的最普遍形状,出现在绝大多数的研究中,且占比较高(表S2)。如Abbasi和Turner^[18]、Huang等人^[41]及Hamilton等人^[42]对城市地面灰尘、城市大气环境和自然保护区大气环境中微塑料的研究发现,纤维占比分别为99%之上、77%和81%。碎片是大气微塑料的另一个常见形态,如Allen等人^[19]、Liu等人^[43]在美国西部自然保护区和中国沿海城市发现,微塑料中碎片比例可达68%和77%,是占比最高的形状。

根据塑料聚合物类型进行分类,大气微塑料的种类主要有聚对苯二甲酸乙二醇(PET)、聚乙烯(PE)、尼龙(PA)、聚苯乙烯(PS)等(表S2)。其中,PET是大气微塑料中最常见的聚合物类型,几乎所有研究都检测到了PET微塑料。在部分研究中,PET还是占比最高的类型,如Wang等人^[20]在中国东海收集的大气微塑料中,PET微塑料占总大气微塑料的54.55%。PET微塑料往往以纤维形态存在^[44],因此其来源有可能是塑料纤维纺织品^[45]。应用于汽车轮胎、绳索等产业的PA,及应用于包装材料的PP、PE和PS,在大气中也是常见类型(表S2),且在大气微塑料中占比相对较高。如Cai等人^[27]在东莞大气中发现,PP占总大气微塑料的14%,是含量最多的类型。

根据现有大气微塑料研究中对颗粒物成分的分析结果,大气颗粒物中含有大量的天然纤维。比如来自植物的棉花纤维,其占比往往高于人工合成的塑料物质。Dris等人^[14]在巴黎室内外的大气沉降中发现,天然纤维的含量可分别高达67%和83%。有学者提出,环境微塑料类型应该只包括来自石油化工和纯人工合成的材料,而不应该包括已经在地球上存在数亿年的天然纤

维^[35]。因此,为了准确评价微塑料的生态环境效应,在大气微塑料污染的研究中,需要准确区分采集样品中的天然纤维微粒和石化合成微粒。

1.4 不同大气环境中的微塑料浓度

不同大气环境中的微塑料浓度具有较大差别。室内环境中的大气微塑料浓度高于室外环境,且室外环境微塑料浓度与下垫面和地理位置相关(表S2)。室内环境中,大气微塑料浓度在0.4~2763 n m⁻³之间,且不同研究间差异较大。如温州一个公寓内^[36]纺织产品较多,微塑料浓度可达到1583 n m⁻³,而法国巴黎一个公寓内^[14]浓度只有0.4~59.4 n m⁻³。室外大气环境中,微塑料浓度排序为:城市>郊区或农村地区>偏远区。城市大气中悬浮微塑料浓度在0~274 n m⁻³之间,沉降微塑料浓度在0~925 n m⁻² d⁻¹之间(表S2)。即使下垫面均为城市,大气环境中微塑料浓度也可能存在较大差异,如上海^[39]和日本草津^[46]的大气微塑料浓度可分别低至4.18 n m⁻³和0.4~33.4 n m⁻² d⁻¹,而温州^[36]和英国伦敦^[28]的大气微塑料浓度却可高达224±70 n m⁻³和12~925 n m⁻² d⁻¹。在相近地理位置条件下,郊区环境中的大气微塑料浓度与城市环境相比相对较低,如温州市郊区农村^[36]的大气微塑料浓度为101±47 n m⁻³、西班牙卡塔赫纳农田^[47]内大气微塑料的浓度仅为35.97 ng m⁻³。在山区、海域和沙漠这些人类活动稀少的大气环境中,微塑料浓度则非常低,悬浮微塑料在0~13.9 n m⁻³之间,沉降微塑料在6.7~434 n m⁻² d⁻¹之间。但加拿大巴芬岛动物保护区^[42]却出现了极大量的沉降微塑料,浓度可达2433±1235 n m⁻² d⁻¹,研究认为,大气传输和鸟类迁移等因素导致了该地区微塑料浓度较高,说明目前大气微塑料浓度的研究结果具有较大的不确定性。因此,对大气中微塑料浓度的评估,不仅需要考虑到下垫面环境,也要考虑到地理位置和大气传输过程。

2 大气中微塑料的来源

塑料是以石油单体为原料通过加聚或缩聚反应聚合而成的高分子化合物,是人类合成物质。因此,环境中的微塑料主要来源于人类的生产和生活过程。随着人口数量和塑料制品的增加,释放到环境中的微塑料颗粒数量还将不断攀升^[48]。

2.1 源自塑料制品生产和回收过程中的微塑料

塑料发明于1909年,从20世纪50年代开始实现工

业化生产后,塑料及其制品逐渐成为了人类生产和生活的必需品。1950~2019年间,全球塑料的年产量已经从150万吨增长至3.68亿吨^[44]。截至2019年,全球已经累计生产塑料超过90亿吨,其中约9%的塑料被回收再利用^[49],约60%释放到环境中^[13]。塑料制品的生产和回收中形成的微塑料,成为大气中微塑料的主要来源^[14,35,50]。

纺织业和塑料制造业是大气微塑料的主要产生源^[39]。纺织厂在使用合成纤维纺丝、织布和处理落絮、下角料的过程中,会对合成纤维进行切割,这一行为可向空气中释放大量纤维微塑料^[51]。塑料单体聚合后可形成粉尘污染,如聚氯乙烯工业合成后以细小的白色粉末状态存在,极易受到机械扰动成为扬尘进入大气^[52,53]。而较小尺寸的塑料,在运输、加工和使用过程中,可直接进入大气,成为大气中的原生塑料微粒^[54,55]。目前部分地区已对塑料微粒的生产进行了限制,如部分国家已禁止在牙膏中添加塑料微珠^[56],该政策将有效减少大气中的微塑料污染。

塑料的回收处理过程是大气微塑料的另一重要来源。目前处理塑料废弃物的方式主要有回收、填埋和燃烧^[39,57]。在回收重制过程中,废弃老化的塑料在收集、运输、拆解和再加工等工序中,通过摩擦、撞击等机械力作用,可向大气中释放大量的微塑料^[58]。如Cai等人^[27]在广东的大气中发现的发泡状微塑料,被认为来自于发泡聚苯乙烯包装产品的回收过程。而通过燃烧处理塑料垃圾的过程中,可因助燃剂不足、接触不充分等原因导致燃烧不充分而产生微塑料,并随着燃烧产生的气流进入大气环境中^[59]。多种可防止产生微塑料的废弃塑料处理技术,如水热液化、溶剂萃取和高温热解正在研发中,未来有望在废弃塑料产品处理过程中实现微塑料零排放^[58]。

2.2 源自塑料制品使用过程中的微塑料

塑料制品在使用中,会通过老化、摩擦、变形等过程形成微塑料并进入大气环境^[44]。Brahney等人^[60]通过模型推算,美国大气环境中84.4%的微塑料来自生活过程,其中交通活动是人类生活中最主要的排放源。交通工具行驶中轮胎与制动装置或地面产生摩擦,可产生大量微塑料^[61],全球因轮胎磨损产生的微塑料质量人均约为 0.81 kg a^{-1} ^[55,62]。交通工具在行驶和制动等过程中,轮胎和车尾产生的湍流使这些微塑料进入大气环境^[63,64]。人类在运动过程中,塑料材质的鞋底、跑道

和人造草皮等物品摩擦产生微塑料,同时通过人类活动产生的气流裹挟进入大气环境中^[55,65]。

各类合成纤维纺织产品,如衣物、沙发和床上用品等,通常由尼龙、聚酯、聚氨酯类聚合物组成。合成纤维产品在使用中可通过摩擦产生微塑料^[44],在清洗和晾晒过程中因为机械作用断裂,或受阳光中紫外线照射而发生裂解产生微塑料,并伴随气流输送入大气环境中^[35]。

农业生产中需要使用多种塑料制品,是大气中微塑料的重要来源。塑料农膜可用于改善种植条件,塑料种膜则常用于保持种子活性。使用后残留在农田土壤中的塑料膜,经历物理磨损和生物降解过程,可形成密度较低的片状次生微塑料^[66-68],通过扬尘进入大气。污水处理厂底泥含有废水体系中近98%的微塑料,当其作为生物肥料使用时,可导致废水中的微塑料积累在农田土壤中^[60,69],在耕作过程中随扬尘进入大气环境^[68]。

油漆、颜料和建筑物表面材料中都含有塑料,使用 and 老化过程可能向大气释放微塑料。Liu等人^[15]在上海大气环境中观察到的规则球形微塑料,被认为来源于室内装修过程中的材料磨损;而Dris等人^[9]在巴黎大气沉降中捕捉到的薄膜和碎片状微塑料,被认为来自于建筑材料与广告牌^[39]。

此外,全球新冠肺炎疫情的暴发,使口罩成为了生活的必需品。伴随着高强度的摩擦和呼吸带来的气流运动,口罩可能产生大量纤维状微塑料并直接释放到大气环境中^[70]。有学者表示,这一过程产生的微塑料可能给人类带来不亚于新冠病毒的危害^[71]。

2.3 来自海洋和陆地环境的次生微塑料

海洋和陆地是微塑料在环境中的汇,积累在海洋和陆地中的微塑料可能进入大气环境中成为大气微塑料^[72]。微塑料的密度多较低,在海水中易依附气泡而产生较大的浮力,集中在海洋混合层的顶部,通过风浪作用形成海喷雾气溶胶进入大气^[73]。Brahney等人^[60]根据模型结果推算,海洋通过大气传输贡献了美国大气环境中近11%的微塑料。河流和湖泊水体也可以产生气溶胶,将表层水中的微塑料释放到大气中^[72]。在陆地上几乎所有景观类型表层积累的颗粒物中都发现了微塑料的存在^[8],这些微塑料受到生物和气流等扰动后可悬浮进入到大气环境中^[18]。

3 微塑料的大气迁移过程及其影响因素

3.1 微塑料的大气迁移过程

大气微塑料进入大气中的方式与其他颗粒物相似, 小于 $2.5\ \mu\text{m}$ 的可伴随形成过程中的机械运动或上升热气流直接进入大气环境; 大于 $2.5\ \mu\text{m}$ 的进入大气方式与一般的粗模态颗粒物类似, 通过强烈的空气流动进入大气环境^[60,74]. 污染物在气-水界面实时通过沉降、挥发和喷雾发生着动态传输过程^[75], Brahney等人^[60]认为, 海洋中的微塑料能够伴随多种水浪机械运动进入大气环境中. Rezaei等人^[74]利用便携式风洞模拟仪器开展了野外风洞实验, 发现含有低密度微塑料的多种陆地下垫面, 在受到风力侵蚀后均可产生大气微塑料, 证明了微塑料从陆地下垫面进入大气环境的可能性.

大气微塑料的水平扩散主要由气流运动引起, 部分研究将其称为微塑料的大气传输或风力传输. 目前主要采用大气气团轨迹模拟软件分析大气微塑料的扩散和溯源. 如Allen等人^[19]首次使用混合单质点拉格朗日集成轨迹模型(Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory, HYSPLIT), 对研究地区上空的均匀气团进行了后向轨迹模拟(backward trajectory), 并以此为基础分析了当地含有大气微塑料气团的来源地. 多项研究表明, 大气干沉降物和湿沉降物中均含有微塑料, 说明大气微塑料具有沉降过程^[20,76]. 大气微塑料在大气环境中受到重力和风力作用, 会发生自然下落、扩散传输、接触碰撞等过程, 当其与下垫面土壤、水体、突出物或生物接触, 则可被视为离开大气环境^[77]. 同时, 大气微塑料能够作为云和冰凝结核, 能伴随降雨降雪等过程沉降至下垫面, 降雨降雪也能将部分游离的大气微塑料一并冲刷至下垫面^[78].

大气微塑料可在不同环境介质和区域之间传输, 目前已有少量研究者通过模型推演和估算的方法探究其传输量^[43]. Brahney等人^[22]的研究表明, 大气微塑料的沉降对陆地微塑料污染的贡献度相当大, 即使在少有人类活动的美国西部地区, 微塑料的沉降速率也可达到 $132\ \text{n m}^{-2}\ \text{d}^{-1}$, 全年总量可达1000 t. 而海洋作为大气微塑料迁移的另一终点, 水平面更低, 接收的微塑料总量可能比陆地更多. Liu等人^[43]发现, 虽然在海面上短期收集的大气微塑料样品并不能很好地确定大气微塑料向海洋传输的量, 但通过空气动力学模型估算, 2018年全球有 $7.64\sim 33.76\ \text{t}$ 纤维状微塑料进入大气传输过程, 其质量分别达到了长江与珠江向海洋中输入的

微塑料总量的3%和31%. 研究认为, 海洋是大气微塑料的主要归宿.

综述现有大气微塑料迁移的研究可知, 微塑料与自然界其他颗粒物在大气环境中的迁移具有一定共性, 即主要通过强气流过程进入大气环境, 并伴随着气流或气团运动进行水平迁移, 也会受到重力作用和降水过程影响而产生沉降(图3). 然而, 由于微塑料的密度和易吸附非极性物质的特征, 其迁移过程或许有其独特的规律, 因而还需要对这些问题进行更深入、系统的研究.

3.2 悬浮过程的影响因素

气流强度决定了微塑料能否进入大气环境. 在气流作用下, 地表中的颗粒物可发生蠕移、跃移和悬移(悬浮)等运动, 其中使颗粒物发生悬浮所需要的气流强度最大^[79]. 但与其他地表颗粒物相比, 其密度较小, 发生悬移所需的风速在理论上较小, 应该更易进入大气环境中.

不同的下垫面基底也是影响微塑料进入大气的重要因素. Bullard等人^[80]将微塑料颗粒混入石英砂和土壤两种基底中开展模拟风洞实验. 结果表明, 相对于土壤基底, 石英砂基底悬浮颗粒物中微塑料占比较高, 说明石英砂中的微塑料更容易发生悬浮. 此外, 微塑料自身的尺寸和形态也会影响其悬浮过程, Allen等人^[19]在比利牛斯山脉检测到的大气微塑料中, 超过50%的微塑料纤维尺寸低于 $300\ \mu\text{m}$, 近70%的碎片大气微塑料低于 $50\ \mu\text{m}$, 显著小于被认为是微塑料来源的人口活动区域的大气微塑料, 说明尺寸小的颗粒更易进入大气环境, 且能扩散至更远的区域. Bullard等人^[80]的实验还发现了悬浮颗粒物中纤维状微塑料在微塑料中的占比显著高于基底中, 说明在同样的风力侵蚀条件下, 不同形态的微塑料进入大气的过程有所差异.

3.3 水平扩散的影响因素

随气流移动的微塑料, 其传输路径主要与风向相关^[74]. 在全球尺度上, 地球表面因为水平气压梯度力和地转偏向力, 理论上可形成三圈环流而决定风向^[81]. 从有机碳等大气污染物的研究来看, 大气微塑料的扩散方向还可能受到海陆之间周期性季风影响^[82]. 如中国东部区域受到东亚季风影响, 其夏、冬季主要上风向分别为副热带海洋与高纬陆地^[83], 在不同季节接收不同方向扩散而来的大气微塑料污染. Wang等人^[20]的研

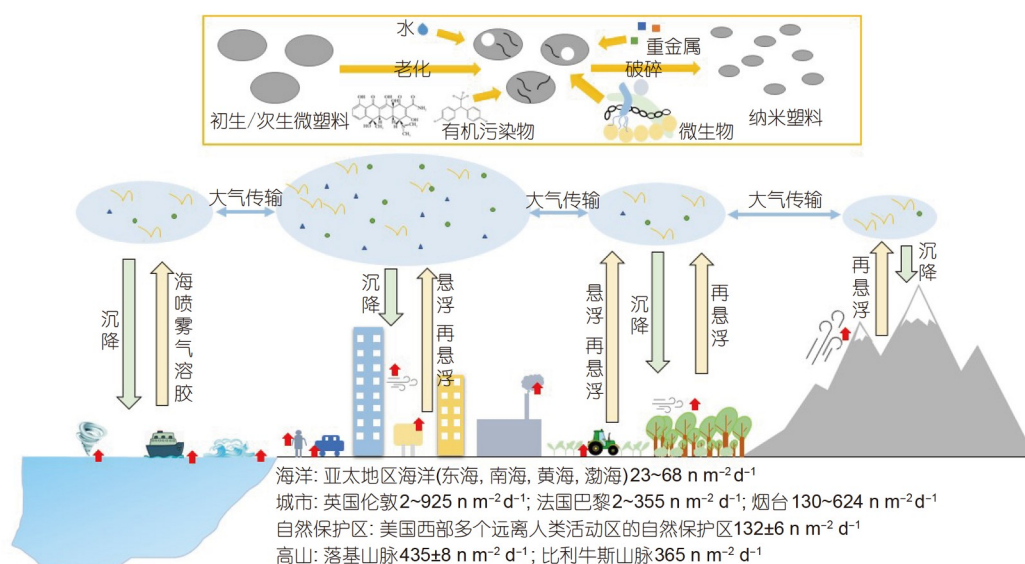


图3 大气微塑料的大气迁移过程示意图。黄框内为大气微塑料的形态变化与吸附过程, 红色箭头表示大气微塑料的来源, 图中记录了部分典型研究中大气的微塑料的沉降速率

Figure 3 Schematic diagram of atmospheric migration process of AMPs. The contents in yellow box show the morphological changes and adsorption process of AMPs; the red arrows indicate the source of AMPs; the deposition rates of AMPs in some typical areas are recorded

究表明, 在东亚夏季风的影响下, 中国沿海区域能够捕捉到来自越南、菲律宾等地的大气微塑料。

在较小的区域和时间范围内, 由于扰动空气的因素较多, 在小区域内经常会形成阵风, 在短时间内风向和风速可频繁发生改变^[84]。因此, 与其他颗粒物一样, 大气微塑料在较小区域内的迁移比较难预测。台风和沙尘暴等不规则而强烈的气象活动, 能够影响区域气流方向, 从而影响微塑料的传输方向^[85,86]。

影响传输距离的主要因素为风力强弱与大气微塑料本身的性质。Bullard等人^[80]的风洞试验研究表明, 风力越大, 大气微塑料能扩散的距离越远, 且在同等风力强度下, 纤维状微塑料能够传播的距离最远。虽然野外环境中大气微塑料的传输距离相关的研究较少, 但目前研究证明, 大气微塑料的最大扩散距离可达1000 km以上, 可在群岛与大陆之间跨海传输^[20]。

3.4 沉降的影响因素

在自然干燥的情况下, 大气微塑料主要通过干沉降的方式离开大气环境^[87]。然而, 如图3所示, 微塑料在大气环境中, 表面可能吸附了水、大气中的其他物质和微生物; 同时, 老化可使微塑料内部产生空隙。这些过程使得大气中微塑料的比重发生改变, 进而影响其在空气中的浮力。因此, 大气微塑料的表面状态和内

部老化程度, 都是影响其干沉降过程的重要因素^[76]。

理论上, 气流能够影响大气环境中微塑料的含量, 进而影响其沉降过程和沉降量。Wang等人^[20]通过模型分析认为, 风速、风向和阵风频率是影响大气微塑料沉降过程的主导因素, 但是研究表明, 前者与大气微塑料含量之间没有显著的相关关系。这个结果与理论推断不符, 因此气流作用对大气微塑料沉降的影响机制有待进一步研究。

在降雨降雪过程中, 雨水和雪粒会冲刷大气, 将大气微塑料带离大气环境, 但是在Dris等人^[32]、Huang等人^[41]的研究中, 一定时间段内大气微塑料的沉降量均与地区降雨无显著关系。Dris等人^[32]推测大气环境中微塑料总量有限, 降雨只能使当地已存在的大气微塑料发生沉降。这项结果说明, 大气中微塑料的含量是其沉降量的限制性因子, 当降雨持续时间和降雨量超过一定范围后, 大气微塑料的沉降量将不再受其影响。Huang等人^[41]则验证了降雨频率和降雨强度对微塑料沉降具有显著影响, 结果表明, 剔除极端情况后, 高频降雨能够显著提高大气微塑料的沉降量。大气微塑料的沉降过程是否受到更多限制性因素影响, 将会是下一步研究的重点。

人类活动可影响微塑料的沉降。Dris等人^[14]发现, 地理位置相隔较近的巴黎城市中心与郊区的大气微塑

料沉降速率有显著差异,并推测这个差异与人类活动对区域空气质量的整体影响相关。

由于野外实验环境干扰较多且难以控制变量^[60],实验室模拟受到设备限制^[74],目前对微塑料在大气环境中的迁移过程、影响因素、与其他颗粒物的关系等研究开展较少。亟需对这些基础科学问题开展系统研究,为微塑料污染管控政策的制定提供理论基础。

4 大气微塑料的生态环境影响

大气微塑料作为新兴大气颗粒污染物,其生态环境影响受到了多方关注。大气微塑料因密度低、稳定性强和老化表面结构复杂等原因,能够长时间存在于大气环境中,在吸附大气中多种污染物和负载致病微生物后,可对全球大气环境质量、暴露人群健康、生态系统结构与功能产生负面影响。

4.1 大气微塑料对大气环境质量的影响

大气能见度是衡量大气环境质量的重要指标。虽然目前尚未有大气微塑料影响大气能见度的具体研究,理论上大气微塑料可吸收或散射光线,降低大气能见度,甚至影响太阳辐射平衡^[88]。微塑料具有吸湿性,微塑料纤维吸湿能力尤其强,吸附水分之后的大气微塑料对光的散射能力可进一步增强^[12]。此外,大气微塑料同其他颗粒物一样,具有成为云、冰凝结核的作用,能够影响云的光学和化学性质,改变大气湿度和降水量条件^[89]。

大气微塑料在大气环境中存在时,能够接触并吸附其他大气组分,形成复合污染(图3)。微塑料具有极性结构且比表面积较大,对环境中的有机污染物和重金属具有吸附作用^[90]。已有研究证明,微塑料表面存在多环芳烃PAHs^[91]、多氯联苯PCBs、抗生素以及多种重金属^[92]等污染物的吸附与解附现象。老化的微塑料对环境中的污染物吸附能力更高,一项实验室研究证明,与表面状态良好的微塑料颗粒相比,老化的微塑料对铜和四环素的吸附能力更强^[92]。此外,Huang等人^[93]在实验室研究发现,PS微塑料颗粒在吸附Cd²⁺离子之后对泰乐菌素的吸附能力会增强,表明微塑料可能促进其表面的多污染物吸附。

4.2 大气微塑料对人体健康的影响

暴露在大气环境中,人体可通过裸露表面与大气微塑料直接接触,也可通过呼吸将其吸入体内。根据

Catarino等人^[94]的研究,人体通过大气暴露接触微塑料的可能性远高于通过食物摄入。呼吸吸入是大气微塑料进入人体的最主要方式,人类平均呼吸速率为12 L min⁻¹,每天吸入约17 m³空气,其中10 μm之下的颗粒能够被吸入肺部^[95]。Liu等人^[96]和Zhang等人^[25]对人体呼吸吸入室内大气微塑料(PET与PC)的质量进行了估算。结果表明,成年人的吸入量在360~89707 ng kg-bw⁻¹ d⁻¹,而婴幼儿的吸入量为成年人的13.8~50倍。在谈话、饮水和进食等日常活动中,大气微塑料也可能通过口腔摄入^[12]。此外,Abbasi和Turner^[18]在暴露于大气微塑料污染中人群的头发和皮肤样品中检测到了微塑料,并推测其可能通过皮肤吸收进入人体。

大气微塑料进入人体之后,部分会被打喷嚏等机械作用和黏膜纤毛运输等生理作用清除出体外,而无法被清除的颗粒则会沉积在人体内,从多个层面对人体产生毒害^[97]。目前,关于大气微塑料对人体健康影响的研究集中在颗粒物毒性上,且内容主要为室内职业暴露下的健康影响^[52]。这些研究显示,大气微塑料主要通过两方面影响人体健康:(1)微塑料进入肺部后影响肺泡交换气体的功能,且能够进一步进入到人体内环境中,通过循环系统转移至全身各处^[98],人体接触过量的微塑料后,可引起粉尘超载,并通过物理摩擦等作用引起细胞和组织破损,进而引起炎症等生理反应^[97];(2)大气微塑料自身携带一些未完全聚合的单体分子和添加剂,表面还可能负载有多种污染物,这些物质和塑料本身可能共同产生化学毒性,影响细胞的代谢强度和过程,进一步对多种组织造成影响^[99]。Chiu等人^[100]和Deng等人^[101]在研究中证明,PS微塑料颗粒能够诱导细胞产生氧化应激而死亡、影响神经递质传递、造成骨骼组织流失,在不同生理水平对人体产生化学损伤。这些基于塑料生产职业暴露和实验室模拟的结果证明,大气微塑料对人体健康具有很强的负面影响,但其影响机制尚不清晰,且缺少实际环境中的大气微塑料暴露健康风险的研究。

大气微塑料对人体致敏原和致病原的载体作用,可增加大气微塑料的潜在健康威胁^[102]。吸附在表面的致病原能够随大气微塑料通过呼吸等方式进入人体并产生影响。大气环境中存在多种生物气溶胶颗粒,包括花粉、细菌、真菌、病毒及其残片或副产物,其中,多种霉菌等能够引起过敏个体的I型超敏反应,部分细菌和病毒能够引起人体呼吸道感染,内毒素和壳聚糖等

微生物产物能够引起人体血压升高等生理反应^[103]。有研究表明,大气环境中的过敏原和致病原浓度与活性会随着大气环境中颗粒物浓度升高而改变^[104],说明大气环境中包括微塑料在内的颗粒物,能够提高过敏原和致病原吸入风险。Akram^[105]的研究表明,引发新型冠状病毒肺炎(COVID-19)疫情的病毒(SARS-CoV-2)在塑料表面可保持72 h的传染性,这说明附着在塑料表面的病毒具有更高的稳定性。因此,多位学者认为,大气微塑料颗粒可能促进新冠肺炎疫情等传染性疾病的传播^[70,106]。在水体和土壤的研究已经证明,微塑料表面形成的生物膜能够促进微生物的水平基因转移,促进抗药基因在环境中的传播,导致高风险性耐药菌的产生^[107]。以上这些研究表明,大气微塑料作为载体能够提高人体吸入有害生物成分的可能性,但大气微塑料在大气环境中是否能够富集特定致病原和致敏原,是否能够促进抗性基因在大气环境中的传播和耐药菌的产生等问题,仍需进一步的研究。

4.3 大气微塑料对生态系统的影响

微塑料在大气环境中广泛分布,通过呼吸、表皮暴露等方式进入动物体内后,可能通过捕食在食物链中传递和放大,影响动物健康和行为活动,引起大气生态系统结构和功能的改变^[12]。Masiá等人^[108]和Al-Jaibachi等人^[109]从蚊子、鸟类和蝙蝠等活跃于大气环境中的生物体内分离出了微塑料,并且观察到大气微塑料具有生物放大现象。此外,大气微塑料本身含有的基础碳氢分子、塑料添加剂和其表面吸附的环境污染物可能为大气环境中的微生物提供碳源,大气微塑料表面的孔隙结构可能作为微生物躲避恶劣环境的生长空间,因此大气微塑料具有成为大气微生物新生态位的可能性^[102]。微塑料可能通过选择性地富集特定微生物种类的方式改变大气生态系统中微生物群落结构和功能,但现阶段还没有微塑料对大气微生物影响的具体研究。

大气微塑料通过大气扩散和沉降进入其他生态系统后,可对生态系统的结构和功能产生影响。Liu等人^[110]研究发现,上海和连云港地区的植物叶片上检测到0.07~0.19 n cm⁻²微塑料量,并根据模型推算世界绿地面积前11位的国家,叶片上的大气微塑料总数量约为0.13万亿个。Sridharan等人^[13]认为,大气微塑料吸附在树叶上能够影响植物的光合作用等生理活动,进而影响森林冠层生态系统的碳氮循环和群落结构。另一方面,陆地生态系统中存在大量脆弱生态系统,如南北

极冰原和一些脆弱生态系统保护区,大气微塑料的沉降使得其被迫接受来自其他人类活动热点地区的微塑料污染,可能对脆弱生态系统形成潜在影响^[111,112]。微塑料通过大气扩散传输到极地、荒漠等无人影响地区中的现象已经被广泛证实,但生态系统对微塑料的响应和适应还有待研究^[113]。

大气微塑料还可能对生物地球化学循环和全球气候变化等全球尺度的环境过程产生一定影响。Sridharan等人^[13]认为,大气和海洋中的微塑料能够影响到全球的温室气体排放与气候变化。大气微塑料本身是一种较为稳定的含碳化合物,是大气环境碳库的一部分,它的存在能从以下方面影响大气环境中二氧化碳的含量:(1)影响植物光合作用,降低二氧化碳的消耗;(2)吸附大气中的有机化合物和微生物,使微生物降解有机物产生的二氧化碳量增加,甚至其自身也可作为碳源被一部分微生物利用。大气微塑料还可能吸收或散射太阳和地面的辐射,影响地球气候。Revell等人^[88]使用有效辐射强迫(effective radiative forcing, ERF)表征大气微塑料对辐射的影响。结果表明,当对流层中无色素的大气微塑料浓度为1 n m⁻³时,其ERF可以达到0.044±0.399 mW m⁻²。他们认为,在大气污染较重的城市区域的局部大气升温 and 降温过程已经受到了大气微塑料的影响。

5 结论与展望

大气微塑料的研究正在快速推进中,在全球代表性城市和非人类活动区已经开展了大气微塑料分布的本地化研究,对于其在环境中的分布状况已有初步认识。作为新兴污染物,大气中微塑料对人体健康和生态环境的潜在风险,受到了广泛关注。为了深入了解和评估大气微塑料的影响,制定科学有效的微塑料管控策略,还需要对以下问题进行系统研究。

(1) 建立大气微塑料监测标准技术体系。对于新兴环境问题,一套科学可信、技术可行的监测技术的建立,是了解和评估该环境问题现状及其未来影响的基础。由于没有统一的采样和检测方法,现有大气微塑料的研究方法根据研究者的技术条件而不同,导致微塑料浓度的表征方式不一,而无法进行信息比较。同时,大气微塑料的检测主要采用体视镜目检和选择性聚合物鉴定的方法。该方法不仅存在误差大效率低的问题,而且由于镜检只能准确地观察到50 μm以上的颗粒,检测结果只反映了大气中很少一部分微塑料的信息。因此,大气微塑料的研究要优先发展并建立标准化的采

样和检测技术方法,为研究和评估微塑料影响提供全面而科学的信息。

(2) 优化微塑料溯源研究方法。作为新兴污染物,了解微塑料的来源和传输过程,是有效管控其污染的基础。而微塑料种类繁多,形成过程复杂,具有与其他大气颗粒物不一样且没有合适的示踪剂特性。因此,需要在现有颗粒物来源研究方法的基础上,优化研究方法和模型,构建适合于微塑料的溯源方法,建立微塑料的源清单,为源头控制、切断传输途径和终端治理的整合控制策略提供科学依据。

大量开展室外监测以明确微塑料的迁移机制。微塑料在室外环境大气中的迁移行为是微塑料全球循环的重要路径,必须对其进行全面研究才能了解全球微塑料污染的形成机制,识别污染源的易感热点地区。现有的风洞实验则直接证明了大气微塑料在足够的气流强度下可以随风迁移;在无本地微塑料来源的偏远地区中发现的微塑料,间接证明了微塑料能够通过大气进行远距离传输。但对野外自然条件大气微塑料的传输过程,还基本没有研究。对于大气微塑料的环境行为,主要采用HYSPLIT模型进行气团轨迹反推,因为该模型没有考虑微塑料颗粒的特性,具有较高的不确定

性。因此,需要进一步开展大量的室内外实验,获取充足的样本和数据,建立微塑料在大气中的迁移模型,探索其自然条件下的迁移规律。

研究大气微塑料对自然生态系统和人体健康的潜在威胁。环境中微塑料对自然生态系统和人体健康的潜在威胁,是吸引公众和学者关注的主要原因。而大气可以通过远距离传输将微塑料输送到不同生态系统中,大气中的微塑料可通过多种途径进入人体,其对生态系统和人体健康的影响受特别的关注。虽然多数研究认为,大气微塑料对生态环境和人体健康具有巨大的潜在风险,特别是在COVID-19流行期间,口罩产生的大气微塑料对病原微生物的可能富集和传输作用,使得研究者和公众更加重视大气微塑料污染的影响,但至今还没有可靠的研究对口罩等防护品的微塑料排放进行定量并证明大气微塑料的环境和健康效应。因此,迫切需要对人体与生态系统持续暴露在大气微塑料污染中的生理和生态状况进行研究。需要研究大气微塑料与大气中其他污染的复合污染效应,探明微塑料对大气环境质量和健康效应的影响;需要研究大气微塑料与下垫面(水体和陆地生态系统)的交互过程,评估微塑料对脆弱生态系统的影响。

参考文献

- 1 Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 2004, 304: 838
- 2 Arthur C, Baker J, Bamford H, et al. Summary of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris. In: Arthur C, Baker J, Bamford H, eds. *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, 2008
- 3 Plastics Europe. *Plastics-the Facts 2020*. Technical Report. 2020
- 4 Luo Y M, Shi H H, Tu C, et al. Research progresses and prospects of microplastics in the environment (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2021, 66: 1547–1562 [骆永明, 施华宏, 涂晨, 等. 环境中微塑料研究进展与展望. *科学通报*, 2021, 66: 1547–1562]
- 5 United Nations Environment Programme. *UNEP Year Book: Emerging Issues in Our Global Environment*. Technical Report. 2014
- 6 Jambeck J R, Geyer R, Wilcox C, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 2015, 347: 768–771
- 7 Frei S, Piehl S, Gilfedder B S, et al. Occurrence of microplastics in the hyporheic zone of rivers. *Sci Rep*, 2019, 9: 15256
- 8 Rillig M C, Lehmann A. Microplastic in terrestrial ecosystems. *Science*, 2020, 368: 1430–1431
- 9 Dris R, Gasperi J, Rocher V, et al. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environ Chem*, 2015, 12: 592–599
- 10 Andrady A L. Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull*, 2011, 62: 1596–1605
- 11 Zhang Y, Kang S, Allen S, et al. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Sci Rev*, 2020, 203: 103118
- 12 Can-Güven E. Microplastics as emerging atmospheric pollutants: A review and bibliometric analysis. *Air Qual Atmos Health*, 2021, 14: 203–215
- 13 Sridharan S, Kumar M, Singh L, et al. Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. *J Hazard Mater*, 2021, 418: 126245
- 14 Dris R, Gasperi J, Mirande C, et al. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ Pollut*, 2017, 221: 453–458
- 15 Liu K, Wang X, Wei N, et al. Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environ Int*, 2019, 132: 105127
- 16 Parolini M, Antonioli D, Borgogno F, et al. Microplastic contamination in snow from western Italian Alps. *Int J Environ Res Public Health*, 2021,

- 18: 768
- 17 Zhang Q, Zhao Y, Du F, et al. Microplastic fallout in different indoor environments. *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 6530–6539
- 18 Abbasi S, Turner A. Dry and wet deposition of microplastics in a semi-arid region (Shiraz, Iran). *Sci Total Environ*, 2021, 786: 147358
- 19 Allen S, Allen D, Phoenix V R, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat Geosci*, 2019, 12: 339–344
- 20 Wang X, Liu K, Zhu L, et al. Efficient transport of atmospheric microplastics onto the continent via the East Asian summer monsoon. *J Hazard Mater*, 2021, 414: 125477
- 21 Napper I E, Davies B F R, Clifford H, et al. Reaching new heights in plastic pollution—Preliminary findings of microplastics on Mount Everest. *One Earth*, 2020, 3: 621–630
- 22 Brahney J, Hallerud M, Heim E, et al. Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 2020, 368: 1257–1260
- 23 Liu K, Courtene-Jones W, Wang X, et al. Elucidating the vertical transport of microplastics in the water column: A review of sampling methodologies and distributions. *Water Res*, 2020, 186: 116403
- 24 Klein M, Fischer E K. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Sci Total Environ*, 2019, 685: 96–103
- 25 Zhang J, Wang L, Kannan K. Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environ Int*, 2020, 134: 105314
- 26 Huang Y, Qing X, Wang W, et al. Mini-review on current studies of airborne microplastics: Analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings. *TrAC Trends Anal Chem*, 2020, 125: 115821
- 27 Cai L, Wang J, Peng J, et al. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: Preliminary research and first evidence. *Environ Sci Pollut Res*, 2017, 24: 24928–24935
- 28 Wright S L, Ulke J, Font A, et al. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environ Int*, 2020, 136: 105411
- 29 Abbasi S, Keshavarzi B, Moore F, et al. Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in street dust: A study in Bushehr city, Iran. *Environ Earth Sci*, 2017, 76: 798
- 30 O'Brien S, Okoffo E D, Rauert C, et al. Quantification of selected microplastics in Australian urban road dust. *J Hazard Mater*, 2021, 416: 125811
- 31 Abbasi S, Keshavarzi B, Moore F, et al. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environ Pollut*, 2019, 244: 153–164
- 32 Dris R, Gasperi J, Saad M, et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar Pollut Bull*, 2016, 104: 290–293
- 33 Zhou S, Li W X, Tang Z P, et al. Progress on the occurrence, migration and toxicity of airborne microplastics (in Chinese). *China Environ Sci*, 2020, 40: 5027–5037 [周帅, 李伟轩, 唐振平, 等. 气载微塑料的赋存特征、迁移规律与毒性效应研究进展. *中国环境科学*, 2020, 40: 5027–5037]
- 34 Wang F, Lai Z, Peng G, et al. Microplastic abundance and distribution in a Central Asian desert. *Sci Total Environ*, 2021, 800: 149529
- 35 Mbachu O, Jenkins G, Pratt C, et al. A new contaminant superhighway? A review of sources, measurement techniques and fate of atmospheric microplastics. *Water Air Soil Pollut*, 2020, 231: 85
- 36 Liao Z, Ji X, Ma Y, et al. Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in eastern China. *J Hazard Mater*, 2021, 417: 126007
- 37 Roblin B, Ryan M, Vreugdenhil A, et al. Ambient atmospheric deposition of anthropogenic microfibers and microplastics on the western periphery of Europe (Ireland). *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 11100–11108
- 38 Schymanski D, Goldbeck C, Humpf H U, et al. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Res*, 2018, 129: 154–162
- 39 Liu K, Wang X, Fang T, et al. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Sci Total Environ*, 2019, 675: 462–471
- 40 Gasperi J, Wright S L, Dris R, et al. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Curr Opin Environ Sci Health*, 2018, 1: 1–5
- 41 Huang Y, He T, Yan M, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *J Hazard Mater*, 2021, 416: 126168
- 42 Hamilton B M, Bourdages M P T, Geoffroy C, et al. Microplastics around an Arctic seabird colony: Particle community composition varies across environmental matrices. *Sci Total Environ*, 2021, 773: 145536
- 43 Liu K, Wang X, Song Z, et al. Global inventory of atmospheric fibrous microplastics input into the ocean: An implication from the indoor origin. *J Hazard Mater*, 2020, 400: 123223
- 44 Akanyange S N, Lyu X, Zhao X, et al. Does microplastic really represent a threat? A review of the atmospheric contamination sources and potential impacts. *Sci Total Environ*, 2021, 777: 146020

- 45 Song Z, Liu K, Wang X, et al. To what extent are we really free from airborne microplastics? *Sci Total Environ*, 2021, 754: 142118
- 46 Yukioka S, Tanaka S, Nabetani Y, et al. Occurrence and characteristics of microplastics in surface road dust in Kusatsu (Japan), Da Nang (Vietnam), and Kathmandu (Nepal). *Environ Pollut*, 2020, 256: 113447
- 47 Peñalver R, Costa-Gómez I, Arroyo-Manzanares N, et al. Assessing the level of airborne polystyrene microplastics using thermogravimetry-mass spectrometry: Results for an agricultural area. *Sci Total Environ*, 2021, 787: 147656
- 48 Petersen F, Hubbart J A. The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. *Sci Total Environ*, 2021, 758: 143936
- 49 Geyer R, Jambeck J R, Law K L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci Adv*, 2017, 3: e1700782
- 50 Al-Salem S M, Lettieri P, Baeyens J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Manage*, 2009, 29: 2625–2643
- 51 Chen G, Feng Q, Wang J. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Sci Total Environ*, 2020, 703: 135504
- 52 Prata J C. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environ Pollut*, 2018, 234: 115–126
- 53 Xu H, Verbeke E, Vanhooren H M, et al. Pulmonary toxicity of polyvinyl chloride particles after a single intratracheal instillation in rats. Time course and comparison with silica. *Toxicol Appl Pharmacol*, 2004, 194: 111–121
- 54 Moehlenkamp P, Purser A, Thomsen L. Plastic microbeads from cosmetic products: An experimental study of their hydrodynamic behaviour, vertical transport and resuspension in phytoplankton and sediment aggregates. *Elementa-Sci Anthropol*, 2018, 6: 61
- 55 Waldschläger K, Lechthaler S, Stauch G, et al. The way of microplastic through the environment—Application of the source-pathway-receptor model (review). *Sci Total Environ*, 2020, 713: 136584
- 56 Duis K, Coors A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ Sci Eur*, 2016, 28: 2
- 57 Li Y W, Shao L Y, Wang W H, et al. Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing. *Sci Total Environ*, 2020, 705: 135967
- 58 Reimann G, Lu T, Gandhi N, et al. Review of microplastic pollution in the environment and emerging recycling solutions. *J Renew Mater*, 2019, 7: 1251–1268
- 59 Verma R, Vinoda K S, Papireddy M, et al. Toxic pollutants from plastic waste—A review. *Procedia Environ Sci*, 2016, 35: 701–708
- 60 Brahney J, Mahowald N, Prank M, et al. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2021, 118: e2020719118
- 61 Wagner S, Hüffer T, Klöckner P, et al. Tire wear particles in the aquatic environment—A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Res*, 2018, 139: 83–100
- 62 Kitahara K I, Nakata H. Plastic additives as tracers of microplastic sources in Japanese road dusts. *Sci Total Environ*, 2020, 736: 139694
- 63 Sommer F, Dietze V, Baum A, et al. Tire abrasion as a major source of microplastics in the environment. *Aerosol Air Qual Res*, 2018, 18: 2014–2028
- 64 Song J, Qian H, Zhao D, et al. Particulate matter emission by an isolated rotating wheel. *Build Simul*, 2021, 14: 1163–1173
- 65 Yurtsever M. Glitters as a source of primary microplastics: An approach to environmental responsibility and ethics. *J Agric Environ Ethics*, 2019, 32: 459–478
- 66 Accinelli C, Abbas H K, Shier W T, et al. Degradation of microplastic seed film-coating fragments in soil. *Chemosphere*, 2019, 226: 645–650
- 67 Huang Y, Liu Q, Jia W, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environ Pollut*, 2020, 260: 114096
- 68 Liu M, Lu S, Song Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environ Pollut*, 2018, 242: 855–862
- 69 Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, et al. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 5800–5808
- 70 Fadare O O, Okoffo E D. COVID-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. *Sci Total Environ*, 2020, 737: 140279
- 71 Chen X, Chen X, Liu Q, et al. Used disposable face masks are significant sources of microplastics to environment. *Environ Pollut*, 2021, 285: 117485
- 72 Allen S, Allen D, Moss K, et al. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS One*, 2020, 15: e0232746
- 73 Cornwell G C, Sultana C M, Prank M, et al. Ejection of dust from the ocean as a potential source of marine ice nucleating particles. *J Geophys Res-Atmos*, 2020, 125: e2020JD033073
- 74 Rezaei M, Riksen M J P M, Sirjani E, et al. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics. *Sci Total Environ*, 2019, 669: 273–281
- 75 Ya M, Xu L, Wu Y, et al. Fossil fuel-derived polycyclic aromatic hydrocarbons in the Taiwan Strait, China, and fluxes across the air-water interface. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 7307–7316

- 76 Zhou Q, Tian C G, Luo Y M. Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *Chin Sci Bull*, 2017, 62: 3902–3909
- 77 Ding Y, Zou X, Wang C, et al. The abundance and characteristics of atmospheric microplastic deposition in the northwestern South China Sea in the fall. *Atmos Environ*, 2021, 253: 118389
- 78 Wang Y, Huang J, Zhu F X, et al. Airborne microplastics: A review on the occurrence, migration and risks to humans. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2021, 107: 657–664
- 79 Zhang P, Sherman D J, Li B. Aeolian creep transport: A review. *Aeolian Res*, 2021, 51: 100711
- 80 Bullard J E, Ockelford A, O'Brien P, et al. Preferential transport of microplastics by wind. *Atmos Environ*, 2021, 245: 118038
- 81 Hu S, Chou J, Cheng J. Three-pattern decomposition of global atmospheric circulation: Part I—Decomposition model and theorems. *Clim Dyn*, 2018, 50: 2355–2368
- 82 Ding X, Qi J, Meng X. Characteristics and sources of organic carbon in coastal and marine atmospheric particulates over East China. *Atmos Res*, 2019, 228: 281–291
- 83 Dairaku K, Emori S, Nozawa T. Impacts of global warming on hydrological cycles in the Asian monsoon region. *Adv Atmos Sci*, 2008, 25: 960–973
- 84 Zhang Y, Gu Z, Yu C W. Review on numerical simulation of airflow and pollutant dispersion in urban street canyons under natural background wind condition. *Aerosol Air Qual Res*, 2018, 18: 780–789
- 85 Chen L, Li J, Tang Y, et al. Typhoon-induced turbulence redistributed microplastics in coastal areas and reformed plastisphere community. *Water Res*, 2021, 204: 117580
- 86 Abbasi S, Turner A, Hoseini M, et al. Microplastics in the Lut and Kavir Deserts, Iran. *Environ Sci Technol*, 2021, 55: 5993–6000
- 87 Szwec K, Graca B, Dołęga A. Atmospheric deposition of microplastics in the coastal zone: Characteristics and relationship with meteorological factors. *Sci Total Environ*, 2021, 761: 143272
- 88 Revell L E, Kuma P, Le Ru E C, et al. Direct radiative effects of airborne microplastics. *Nature*, 2021, 598: 462–467
- 89 Kerminen V M, Chen X M, Vakkari V, et al. Atmospheric new particle formation and growth: Review of field observations. *Environ Res Lett*, 2018, 13: 118894
- 90 Mao Y, Li H, Gu W, et al. Distribution and characteristics of microplastics in the Yulin River, China: Role of environmental and spatial factors. *Environ Pollut*, 2020, 265: 115033
- 91 Akhbarizadeh R, Dobaradaran S, Torkmahalleh M A, et al. Suspended fine particulate matter (PM_{2.5}), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environ Res*, 2021, 192: 110339
- 92 Wang Y, Wang X, Li Y, et al. Effects of exposure of polyethylene microplastics to air, water and soil on their adsorption behaviors for copper and tetracycline. *Chem Eng J*, 2021, 404: 126412
- 93 Huang D, Xu Y, Yu X, et al. Effect of cadmium on the sorption of tylosin by polystyrene microplastics. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2021, 207: 111255
- 94 Catarino A I, Macchia V, Sanderson W G, et al. 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. *Environ Pollut*, 2018, 237: 675–684
- 95 Kampa M, Castanas E. Human health effects of air pollution. *Environ Pollut*, 2008, 151: 362–367
- 96 Liu C, Li J, Zhang Y, et al. Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environ Int*, 2019, 128: 116–124
- 97 Vethaak A D, Legler J. Microplastics and human health. *Science*, 2021, 371: 672–674
- 98 Levermore J M, Smith T E L, Kelly F J, et al. Detection of microplastics in ambient particulate matter using Raman spectral imaging and chemometric analysis. *Anal Chem*, 2020, 92: 8732–8740
- 99 Lim D, Jeong J, Song K S, et al. Inhalation toxicity of polystyrene micro(nano)plastics using modified OECD TG 412. *Chemosphere*, 2021, 262: 128330
- 100 Chiu H W, Xia T, Lee Y H, et al. Cationic polystyrene nanospheres induce autophagic cell death through the induction of endoplasmic reticulum stress. *Nanoscale*, 2015, 7: 736–746
- 101 Deng Y, Zhang Y, Lemos B, et al. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Sci Rep*, 2017, 7: 46687
- 102 Pickett J E, Hall M L, de Heer J, et al. Microbial growth on outdoor-weathered plastics. *Polym Degrad Stabil*, 2019, 163: 206–213
- 103 Douwes J, Thorne P, Pearce N, et al. Bioaerosol health effects and exposure assessment: Progress and prospects. *Ann Occup Hyg*, 2003, 47: 187–200
- 104 Gong J, Qi J, E B, et al. Concentration, viability and size distribution of bacteria in atmospheric bioaerosols under different types of pollution. *Environ Pollut*, 2019, 257: 113485

- 105 Akram M Z. Inanimate surfaces as potential source of 2019-nCoV spread and their disinfection with biocidal agents. *Virus Disease*, 2020, 31: 94–96
 - 106 Aragaw T A. Surgical face masks as a potential source for microplastic pollution in the COVID-19 scenario. *Mar Pollut Bull*, 2020, 159: 7
 - 107 Sun Y, Cao N, Duan C, et al. Selection of antibiotic resistance genes on biodegradable and non-biodegradable microplastics. *J Hazard Mater*, 2021, 409: 124979
 - 108 Masiá P, Ardura A, Garcia-Vazquez E. Microplastics in special protected areas for migratory birds in the Bay of Biscay. *Mar Pollut Bull*, 2019, 146: 993–1001
 - 109 Al-Jaibachi R, Cuthbert R N, Callaghan A. Up and away: Ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics. *Biol Lett*, 2018, 14: 0479
 - 110 Liu K, Wang X, Song Z, et al. Terrestrial plants as a potential temporary sink of atmospheric microplastics during transport. *Sci Total Environ*, 2020, 742: 140523
 - 111 Peeken I, Primpke S, Beyer B, et al. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat Commun*, 2018, 9: 140523
 - 112 Napper I E, Baroth A, Barrett A C, et al. The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. *Environ Pollut*, 2021, 274: 116348
 - 113 Routti H, Atwood T C, Bechshoft T, et al. State of knowledge on current exposure, fate and potential health effects of contaminants in polar bears from the circumpolar Arctic. *Sci Total Environ*, 2019, 664: 1063–1083
-

补充材料

表S1 大气微塑料研究采用方法信息汇总

表S2 大气微塑料的环境分布研究结果汇总

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “大气环境中微塑料分布与迁移及生态环境影响研究进展”

Distribution and transport of atmospheric microplastics and the environmental impacts: A review

Libo Xu¹, Min Hu¹, Weiqian Jia¹, Mengjun Zhang¹, Qian Tang², Xudong Tian^{2*} & Yi Huang^{1*}

¹ State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China;

² Key Laboratory of Ecological and Environmental Monitoring, Forewarning and Quality Control of Zhejiang, Zhejiang Ecological and Environmental Monitoring Center, Hangzhou 310012, China

* Corresponding authors, E-mail: tianxudong@zjemc.org.cn; yhuang@pku.edu.cn

As emerging pollutants, microplastics (MPs) are widely distributed in water, soil and atmosphere, and have become a popularly concerned environmental and social issue. The research on atmospheric microplastics (AMPs) started later than that on the MPs in soil and water, but AMPs' potential environmental impacts are explored in an even wider range. Based on the literatures on AMPs since 2015 as well as those about MPs in water and soil, this paper systematically reviews the distribution, source, transport of AMPs and the environmental and ecological impacts of AMPs. The results show that AMPs are distributed in global atmosphere, and have been detected in the atmosphere of urban, suburban, remote areas and indoor air. The concentrations of AMPs were detected in a range 2 to 77000 n m⁻² d⁻¹ or 0 to 1583 n m⁻³. The distribution characteristics of MPs in atmosphere are affected by environmental factors such as indoor and outdoor environment, underlying surface type and airflow, etc. In general, the concentration and the diversity of AMPs' shape and composition are higher in the places near to MPs the source, but the wind, precipitation and even local animals could reshape the characters of AMPs. The sources of AMPs are mainly the production, use and recycling processes of plastic products, as well as land and sea where MPs accumulated. Studies also showed that abrasion of vehicle tires and the use of synthetic textile are major sources. What's noteworthy is that the COVID-19 pandemic has made masks as necessities of life, which indirectly exacerbated the pollution of AMPs. The transport of MPs can occur in atmospheric environment, such as suspension, deposition and diffusion, and is affected by the morphology of MPs, wind direction, precipitation and other atmospheric factors. The diffusion of MPs in atmosphere, also known as atmospheric transport, is an important part of the global plastic cycle. AMPs' transport path is mostly studied of Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPLIT) by conducting backward trajectory simulation, and their transport volume is estimated mainly through deposition and aerodynamic model. In addition, AMPs have unique physical and chemical properties, which can affect regional atmospheric environmental quality, change regional and global climate. It could also adsorb heavy metals, organic pollutants and harmful microorganisms during transport, resulting in greater health risks to human. Also, AMPs could affect atmospheric ecosystems through food chains and providing microbial niches, and alter structure and functions of terrestrial forest and water ecosystems through deposition. There are still some unsolved scientific and technical questions. Due to the lack of standardized sampling and identification means, the past research methods on AMPs are different on sampling and physical analysis, which make information comparison difficult. The observations of AMPs' environmental behaviors, the atmospheric transport, source attribution and trans-regional effects of AMPs are still limited. Therefore, some conclusions from laboratory researches cannot fully explain the uncertainty of in natural environment. Based on the analysis, it is suggested that future scientific research on AMPs should focus on standardization of research methods, the establishment of source list, transport mechanism and environmental and ecological impacts. It is necessary for the study of AMPs to establish a set of scientifically credible and technically feasible monitoring techniques as well. Because AMPs could be transported to different ecosystems and could enter the human body through a variety of ways, it is urgent to study the physiological and ecological status of human body and ecosystems which are continuously exposed to AMPs pollution.

microplastic, atmosphere, distribution, transport, environmental and ecological effect

doi: [10.1360/TB-2021-1236](https://doi.org/10.1360/TB-2021-1236)