

城市大气环境中的微塑料：对其命运、特征及健康影响的研究概述

古雪倩

哈尔滨师范大学地理科学学院，黑龙江 哈尔滨

收稿日期：2023年12月6日；录用日期：2023年12月29日；发布日期：2024年1月31日

摘要

微塑料(MP)是一种新兴的环境污染物，普遍存在于环境中。根据不同的采样方法，大气微塑料可分为悬浮微塑料(SAMP)和沉积微塑料(DAMP)。许多研究已经表明，SAMP和DAMP具有不同的成分和丰度，SAMP通常有更多纤维，DAMP具有更多的碎片。吸入大气中的微塑料会对人体健康产生不利影响，引起炎症和氧化应激。此外，大气微塑料还可能携带有害的化学污染物。关于微塑料在环境成分中的存在已经进行了许多研究，本研究进一步整理全球城市大气微塑料的组成特征数据，探究了城市大气微塑料的运输和来源，考察了大气中微塑料的来源和丰度及其产生、积累和命运，初步评估了大气微塑料对人体吸入摄入水平及其健康危害。这项研究将有助于保护公众健康和环境免受大气微塑料的威胁。

关键词

微塑料，大气污染，城市污染，健康危害

Microplastics in Urban Atmospheric Environments: An Overview of Research on Their Fate, Characteristics and Health Effects

Xueqian Gu

School of Geographical Sciences, Harbin Normal University, Harbin Heilongjiang

Received: Dec. 6th, 2023; accepted: Dec. 29th, 2023; published: Jan. 31st, 2024

Abstract

Microplastics (MP) are a kind of emerging environmental pollutants, which exist widely in the environment. According to different sampling methods, atmospheric microplastics can be divided into suspended microplastics (SAMP) and deposited microplastics (DAMP). Many studies have shown that SAMP and DAMP have different compositions and abundances, with SAMP generally having more fibers and DAMP having more debris. Inhaling microplastics in the atmosphere can adversely affect human health, causing inflammation and oxidative stress. In addition to heavy metals, atmospheric microplastics can also carry harmful chemical pollutants. Many studies have been conducted on the presence of microplastics in the environment. This study further collates the composition and characteristic data of microplastics in global urban atmosphere, explores the transportation and sources of urban atmospheric microplastics, examines the sources and abundance of microplastics in the atmosphere as well as their production, accumulation and fate, and preliminarily evaluates the intake level of atmospheric microplastics to human beings and their health hazards. This research will help protect public health and the environment from the threat of atmospheric microplastics.

Keywords

Microplastics, Air Pollution, Urban Pollution, Health Hazard

Copyright © 2024 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

自 1907 年塑料被发明以来,从石油或煤炭的成分中生产这些化学工程材料每年都在激增,在全球范围内传播。据报道,到 2017 年,塑料的产量自发明以来达到 83 亿吨[1],有证据表明,10%的城市垃圾是塑料[2],特别是“微塑料”。微塑料是指尺寸在 1 微米到 5 毫米之间的塑料颗粒[3]。最近,在海洋、陆地和工程环境中不断对微塑料的污染、毒性、潜在健康影响、生物积累以及其他环境和生态方面进行了评估。微塑料的无处不在令人惊讶地远远超出想象,最近的研究表明,这些微小的污染物不仅在几个地球化学循环中被检测到,而且在食物、人类血液、粪便、人肺、海洋哺乳动物、鱼类甚至昆虫中都能被发现[4]-[9]。

大气微塑料是空气中的微小塑料颗粒、碎片和纤维,它们可以通过大气流传播很远的距离,最终通过干燥和潮湿的沉积现象从空气中消除。大气微塑料的传输模式取决于它们的物理特征、当地地形和计量因素。这些颗粒的来源多种多样,包括汽车轮胎、合成服装纤维和塑料包装。大气微塑料的尺寸差异很大,从直径不到 5 毫米到几微米不等[10]。它们的扩散受风、颗粒密度和大气流的驱动。它们更大的表面积和更高的吸附能力,是使它们成为促进化学污染物(如疏水性芳香族化合物、邻苯二甲酸盐、重金属和双酚类)生物积累的核心因素。研究表明,大气微塑料也存在于世界许多地方,即使在北极等原始和偏远环境中也被检测到[11]。大气传输微塑料已成为污染天气和偏远环境的主要途径[12]。大气微塑料对人类健康的影响尚未完全了解,但研究表明它们可能会导致呼吸问题和其他健康问题[13]。人类从室外和室内环境中暴露于微塑料环境中,可能会导致有害的毒理学效应,如呼吸道病变、呼吸困难和肺功能下降

[14] [15], 甚至在长时间暴露的情况下会导致癌症。

城市空气中微塑料污染的综合研究尚处于起步阶段, 还存在许多有待进一步研究的空白。因此, 对城市地区的大气微塑料有足够的了解是实施预防措施以减少塑料废物产生和改善废物管理实践的必要前提, 这对于缓解这一新兴的环境问题是必不可少的。因此, 有一个迫切需要对已发表的关于城市地区大气微塑料的文献进行全面评估。由于大气中微塑料的复杂性和多样性, 许多关键问题, 包括可能的来源、污染水平、可能的健康危害和传播机制, 都需要进行进一步的调查。本研究试图巩固最新的发现, 并为学者们未来的研究提供一些科学的见解。希望这项工作可以帮助研究人员在预测大气微塑料对公民健康和环境的影响方面采取预防措施。因此, 通过回顾已发表的文章, 本综述的目的是对目前对城市大气环境中微塑料的可能来源、分布和潜在的健康后果提供一个广泛的理解。

2. 文献检索

为了获取必要的数据进行文献计量分析, 本文使用了几个公开的科学搜索引擎, 即 Google Scholar、Web of Science、ScienceDirect、中国知网、Springer Link 和 Taylor & Francis 搜索引擎网站等。搜索方法包括将“微塑料”与“空气传播”、“城市大气”、“大气沉降物”、“城市污染”、“风险评估”和“大气转化、来源和分布”等关键词整合在一起。在检索结果中, 按照学科类别进行划分, 保留“环境科学”、“大气环境”、“毒理学”、“海洋淡水生物学”和“水资源”等相关学科, 共有 129 篇文章的内容包含上述关键词, 包括标题、摘要和关键词。从这些文章中提取了有关大气微塑料的相关信息, 包括采样、浓度、来源、分布和潜在的健康影响。根据主动抽滤采样和被动沉降采样两种采样方法, 本研究将大气微塑料分为悬浮微塑料(SAMP)和沉积微塑料(DAMP)。

3. 大气微塑料特征

Table 1. Research on atmospheric microplastics in some cities and regions around the world
表 1. 全球部分城市和地区大气微塑料研究情况

地区	悬浮/沉积(S/D)	室内/室外(I/O)	丰度
东莞	D	O	175~313/m ² day
胡志明	D	O	71~917/m ² day
巴黎	D	O	0.3~1.5 fibres/m ³
伦敦	D	O	/
烟台	D	O	35.7~154.4/m ² day
大连	D	O	35.7~154.4/m ² day
天津	D	O	35.7~154.4/m ³ day
汉堡	D	O	136.5~512.0 个
德黑兰	D	O	88~65/30 g 灰尘
诺丁汉大学	D	O	/
北京	D	O	7.25~481.39/m ³ day
巴黎十千米外	D	I	0.4~59.4/m ³
上海	S	I	16~93/m ³
台湾	S	I	46 ± 55/m ³
巴黎	S	I	4~59.4/m ³

续表

加利福尼亚	S	I	3.3~12.6/m ³
阿威罗(葡萄牙)	S	I	5/m ³
丹麦	S	I	1.7~16.2/m ³
科威特	S	I	3.2~27/m ³
商业样本	S	I	58 ± 60 (1.6 ± 1.8)/m ³
巴黎十千米外	D	O	0.3~1.5/m ³
温州	S	O	51~8865/m ³
上海	S	O	0~2/m ³
南京	S	O	117 ± 59/m ³
杭州	S	O	246 ± 78/m ³
哈尔滨	S	O	0.63~3.87/m ³ day
北京	S	O	4.5~7.2/m ³
台湾	S	O	28 ± 24/m ³
天津	S	O	324 ± 145/m ³
布什尔(伊朗)	S	O	0~14.2/m ³
阿瓦士(伊朗)	S	O	0~0.017/m ³
萨卡里亚(土耳其)	S	O	1170~3425/m ³
印第安纳州	S	O	/
加利福尼亚	S	O	0.6~15.5/m ³
阿威罗	S	O	12/m ³
西班牙	S	O	1.5~1.7/m ³
西班牙	S	O	33.45~39.40/m ³
伦敦	S	O	2502/m ³
广州	S & D	O	0.01~0.44/m ³
阿萨卢耶县(伊朗)	S & D	O	0.3~1.1/m ³
泗水市(印度尼西亚)	S & D	O	56~175/m ³

目前, 大气微塑料研究的全球分布如表 1 所示, 主要集中在亚洲、欧洲和北美, 主要采用主动式采样器收集悬浮微塑料。这些研究大多集中在中纬度地区, 该地区气旋频繁, 季节变化明显, 经济发展良好, 人口密集。不同地区大气微塑料的丰度存在一定差异。海洋研究区的丰度相对较低, 如格丁尼亚, 波兰($10 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) [16]和南海($0.01 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) [17] [18], 而城市和山脉具有相对高丰度的大气微塑料, 如英国伦敦($771 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) [19], 法国比利牛斯山脉, ($365 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) [12], 美国洛基山脉($435 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) [20]和西班牙马德里($35 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) [21]。然而, 在伦敦和马德里, 微塑料合成聚合物的比例较低, 尽管丰度较高, 这表明这些地区的微塑料由纤维素等天然物质组成[19] [21]。城市和郊区的大气微塑料丰度也存在一定差异。巴黎的一项研究表明, 城市地区大气微塑料的丰度($110 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)是郊区($53 \text{ n} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)的两倍, 这可能与人口密度的差异有关[22]。值得注意的是, 比利牛斯山脉和落基山脉等偏远山区的大气微塑料丰度甚至高于大多数城市地区, 这表明微塑料可以通过大气长距离输送到偏远地区

[12]。因此, 尽管缺乏人为因素, 但由于大气环流的影响, 微塑料可能通过沉积进入偏远地区的土壤和水介质, 造成污染, 可能对生活在这些地区的生物有害[20]。

目前, 大部分的 DAMP 都是通过被动沉积的方法收集的, 只有少量的研究分别讨论了干沉积和湿沉积。爱尔兰的一项研究表明, 干沉降通量占总沉降通量的 30%, 波兰的另一项研究表明, 湿沉降通量约为干沉降通量的两倍[16]。然而, 在美国西部保护区的一项研究表明, 干沉降通量大约是湿沉降通量的三倍。这种差异可能是由于降水量和降水频率不同造成的。与 DAMP 不同, SAMP 的丰度能更好地反映微塑料在大气中的悬浮和滞留水平, 这对评估人体对微塑料的吸入量具有重要意义[23] [24]。然而, 人们对 SAMP 的研究很少, 主要集中在城市。Dris 调查了巴黎的室内和室外 SAMP 丰度[22], 表明室内 SAMP 丰度远高于室外, 推测洗衣和烘干衣服等室内活动是大气微塑料的主要来源。Liu 等人调查了上海 SAMP 的丰度(从 0 到 $4.18 \text{ n}\cdot\text{m}^{-3}$), 并估计人们每天从室外吸入约 21 个微塑料颗粒[23]。目前, 在全球少数几个地区和城市(主要来自亚洲和欧洲)对大气微塑料进行了少量可用的调查。大多数这些研究的内在目标是“沉积”, 其中大多数是在多个季节进行的[22]。

SAMP 的丰度也受不同采样高度的影响。Liu 表明 SAMP 丰度随着采样高度的增加而降低[23]。然而, 马德里的一项研究表明, SAMP 在大气边界层中仍然存在, 丰度为 $34.5 \text{ n}\cdot\text{m}^{-3}$, 远高于上海和巴黎[21]。这些发现表明, 微塑料在高层大气中的丰度可能高于近地表大气, 高层大气输送可能是微塑料在全球的主要输送通道[21]。除城市外, Liu 和 Wang 等分别对大西洋、南海和印度洋的 SAMP 丰度进行了调查。结果表明, SAMP 丰度与大陆运输有关, 越靠近大陆, SAMP 丰度越高[17] [24]。

4. 大气微塑料的来源与大气传输模式

了解大气微塑料的来源对减少塑料污染很重要。目前, 物理性质和聚合物类型通常用于推断大气微塑料的潜在来源[19] [23]。颜色作为微塑料最直观的属性, 用来初步区分天然和人工颗粒。天然碎片和天然纤维(如生物壳残留物、纸、棉花和羊毛)通常以更自然的颜色呈现, 如白色和灰色, 而人造纤维通常以鲜艳的颜色呈现, 如红色和蓝色[21] [25]。彩色纤维微塑料主要来自纺织材料, 而黑色微塑料碎片可能来自地面塑料碎片的不完全燃烧[23]。一些研究表明, 衣服和其他纺织品在穿着、洗涤和干燥过程中释放大量纤维[26]。Dris 等人发现, 与滚筒烘干机相比, 用绳子烘干衣服释放出更多的纤维[22]。此外, 碎片和纤维也可能来自于包装材料、农用薄膜等大型塑料废弃物的老化和破碎。以往的研究表明, 大气中微塑料的主要聚合物是 PET、PP、PE 和 PS。PET 具有更好的触感, 通常用于生产聚酯纤维、纺织品和家具[23]。PP 和 PE 常用于食品包装材料、可重复使用袋、农用薄膜和家具产品的生产。PS 具有保温功能, 常用于保温材料, 如冰箱内衬。如上所述, 聚合物类型可以追溯到微塑料生产的来源。

然而, 环境中的微塑料是如何进入大气的呢? 此前的研究表明, 道路交通和垃圾焚烧会产生大量的微塑料, 并将它们带入大气[10]。与此同时, 农田覆盖物的风蚀也会将微塑料带到大气中[20]。此外, 海浪和人类活动也是微塑料进入大气的重要途径。然而, 目前还缺乏这些通路的定量分析模型, 这将是未来大气微塑料研究的关键问题之一。除了当地来源外, 大气微塑料的地理来源也值得注意, 特别是在人为干扰较少的偏远地区。几项研究采用了粒子沉降模型和混合单粒子拉格朗日积分轨迹模型(HYSPLIT)来确定大气微塑料的传输轨迹和来源区域。根据监测结果, 选取具有代表性的微塑料模拟沉降速度和沉降时间。然后, 结合气象条件、边界层高度等模型参数, 估算大气微塑料的传播路径和潜在来源[27]。Allen 发现大气微塑料的地理来源在距离研究区 60~90 公里的不同方向[12]。Wright [19]进一步分析了不同类型大气微塑料的可能传输区域, 纤维的传输面积大于非纤维, 纤维的传输面积在 640 到 8700 km^2 之间; 非纤维微塑料从 186 到 875 km^2 。因此, 在计算大气微塑料值的地理来源时, 应仔细考虑不同类型的大气微塑料值。此外, 通过 HYSPLIT 模型和相关性分析发现, 干沉降大气微塑料和湿沉降大气微塑料可能来自

不同的来源区域,干沉降大气微塑料受大规模全球分散的影响[20]。反向气团轨迹和每月风场也被用于追踪大气微塑料的可能地理来源[17] [23]。Szewc 等人发现,穿过城市固体废物处理厂和人口密集地区的气团携带的微塑料比海洋气团更多[16]。

5. 对人体的健康风险

微塑料作为一种新型的空气污染物,引起了研究人员对人类健康风险的广泛关注。几项研究表明,长期以来暴露于高浓度大气微塑料的工人容易发生职业疾病,例如呼吸道疾病,炎症和癌症[13]。但是,关于微塑料在正常室外和室内环境中对人类健康的影响的研究很少。巴黎的一项室内 A 微塑料研究表明,尽管观察到的纤维太大而无法直接吸入,但可能通过摄入尘埃,尤其是对于儿童而发生的暴露[22]。上海居民的户外微塑料吸入 $21 \text{ n} \cdot \text{day}^{-1}$ [23],而室内模拟研究表明,成年男性可能会在 24 小时内吸入 272 个微塑料颗粒。毫无疑问,大气微塑料可以通过呼吸进入人体,但并非所有微塑料都沉积在体内。一些大气微塑料通过身体的复杂清除机制排泄,而剩下的人则可能对人类健康有害[13] [28]。塑料添加剂和表面附着,例如多环芳烃(PAHS)和重金属,可能会增强微塑料的危害。因此,评估大气微塑料在环境媒体中的健康危害是一项复杂而困难的任务,并且没有相关模型来量化微塑料的健康风险。只有一项研究基于 Hakanson 在 1980 年提出的生态风险模型对大气微塑料的生态风险进行了估计,发现上海的生态后果较小[23]。但参数的选取和结果的准确性仍值得进一步验证。此外,与其他空气污染物(如 PM_{2.5})类似,微塑料通过皮肤接触和摄入暴露途径造成的健康风险也不容忽视。目前,尚无相关的大气微塑料健康风险评估模型。但考虑到大气中的多聚物主要是纤维,在对多聚物的风险评估模型中可参考石棉纤维的健康风险评估模型。石棉纤维是空气中最重要污染物之一,可通过呼吸直接进入人体,引发肺癌和间皮瘤等疾病[29]。石棉纤维和微塑料纤维在形态和暴露途径上具有相似的特性。因此,在探讨石棉纤维健康风险评估时,可考虑石棉纤维健康风险评估模型。在使用该致癌风险模型时应谨慎,因为石棉和微塑料纤维的单位风险因子的定量转换尚未明确。总的来说,建立用于人类健康风险评估的 A 微塑料模型和方法是未来非常具有挑战性的课题。

6. 结论与展望

随着城市的发展,越来越多的塑料产品被消费和丢弃,导致塑料污染水平上升。虽然对城市地区空气中微塑料的研究很少,但最近的研究结果表明,它们在居民区的空气中浓度很高。纺织品是室内空气中微塑料的主要来源,而与交通有关的塑料颗粒、纺织品以及农业和海洋空气中的微塑料似乎是污染城市室外大气的罪魁祸首。当地的气象条件、城市地形和塑料颗粒的物理特征控制着空气中微塑料的行为、分布和命运。为了减少大气微塑料污染,未来的研究应侧重于利用微生物酶来分解环境中的塑料。阐明风化和生物降解如何影响微塑料的大气输送是很重要的。当吸入较小的大气微塑料时,可能对生物体具有更大的毒性。人体通过吸入接触到大气中的微塑料可能会导致氧化应激和炎症损伤等健康风险。干预政策应旨在减少接触微塑料及其对人类健康的不利影响。在确定微塑料如何污染环境之后,必须制定减少微塑料污染的政策。重要的是鼓励科学创新,生产比塑料更容易的环保衍生物。

参考文献

- [1] Ball, P. (2020) The Plastic Legacy. *Nature Materials*, **19**, 938. <https://doi.org/10.1038/s41563-020-0785-6>
- [2] 刘沙沙, 等. 基于激光红外成像的城市河流微塑料表征与来源解析[J]. 中国环境科学, 2023, 43(12): 6700-6711.
- [3] 门志远, 等. 哈尔滨新区不同下垫面悬浮大气微塑料污染特征及潜在生态风险评估[J]. 环境科学学报, 2022, 42(6): 329-336. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2201.X.20230815.1342.010.html>
- [4] Philipp, S., et al. (2019) Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Annals of In-*

- ternal Medicine, **171**, 453-457. <https://www.acpjournals.org/doi/full/10.7326/M19-0618>
- [5] Fernando, A.-L.L., et al. (2021) Presence of Airborne Microplastics in Human Lung Tissue. *Journal of Hazardous Materials*, **416**, Article ID: 126124. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>
 - [6] Enrique, D.-I.-T.G. (2020) Microplastics: An Emerging Threat to Food Security and Human Health. *Journal of Food Science and Technology*, **57**, 1601-1608. <https://doi.org/10.1007/s13197-019-04138-1>
 - [7] Leslie, H.A., et al. (2022) Discovery and Quantification of Plastic Particle Pollution in Human Blood. *Environment International*, **163**, Article ID: 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
 - [8] Mel, C., Reynaud, M., Weiss, L., Ludwig, W. and Kerhervé, P. (2022) Ingested Microplastics in 18 Local Fish Species from the Northwestern Mediterranean Sea. *Microplastics*, **1**, 186-197. <https://doi.org/10.3390/microplastics1010012>
 - [9] 史文卓. 典型湿地鸟类粪便微塑料污染特征及其次生破碎行为研究[D]: [硕士学位论文]. 北京: 中国环境科学研究院, 2022. <https://link.cnki.net/doi/10.27510/d.cnki.gzhky.2022.000047>
 - [10] Chen, H., et al. (2020) The Occurrence of Microplastics in Water Bodies in Urban Agglomerations: Impacts of Drainage System Overflow in Wet Weather, Catchment Land-Uses, and Environmental Management Practices. *Water Research*, **183**, Article ID: 116073. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116073>
 - [11] Botterell, Z.L.R., et al. (2022) Microplastic Ingestion in Zooplankton from the Fram Strait in the Arctic. *Science of the Total Environment*, **831**, Article ID: 154886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154886>
 - [12] Allen, S., et al. (2022) An Early Comparison of Nano to Microplastic Mass in a Remote Catchment's Atmospheric Deposition. *Journal of Hazardous Materials Advances*, **7**, Article ID: 100104. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100104>
 - [13] Prata, J.C. (2018) Airborne Microplastics: Consequences to Human Health? *Environmental Pollution*, **234**, 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
 - [14] Jenner, L.C., et al. (2022) Detection of Microplastics in Human Lung Tissue Using μ FTIR Spectroscopy. *Science of the Total Environment*, **831**, Article ID: 154907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>
 - [15] 罗杭君, 等. circRNA_KIF26B 通过 miR-346-3p 介导肺泡上皮细胞衰老在微塑料所致肺部损伤中的作用机制研究[C]/中国毒理学会第十次全国毒理学大会论文集. 珠海: 中国毒理学会第十次全国毒理学大会, 2023. <https://link.cnki.net/doi/10.26914/c.cnkihy.2023.011796>
 - [16] Szwec, K., Graca, B. and Dołęga, A. (2021) Atmospheric Deposition of Microplastics in the Coastal Zone: Characteristics and Relationship with Meteorological Factors. *Science of the Total Environment*, **761**, Article ID: 143272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143272>
 - [17] Wang, X., et al. (2020) Atmospheric Microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: Abundance, Distribution and Source. *Journal of Hazardous Materials*, **389**, Article ID: 121846. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121846>
 - [18] 李常军. 中国南海和东印度洋水体微塑料赋存、源汇和生态风险的研究[D]: [博士学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2022. <https://link.cnki.net/doi/10.27149/d.cnki.ghdsu.2022.004401>
 - [19] Wright, S.L., Ulke, J., Font, A., Chan, K.L.A. and Kelly, F.J. (2020) Atmospheric Microplastic Deposition in an Urban Environment and an Evaluation of Transport. *Environment International*, **136**, Article ID: 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>
 - [20] Evangeliou, N., Tichý, O., Eckhardt, S., Zwaafink, C.G. and Brahney, J. (2022) Sources and Fate of Atmospheric Microplastics Revealed from Inverse and Dispersion Modelling: From Global Emissions to Deposition. *Journal of Hazardous Materials*, **432**, Article ID: 128585. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128585>
 - [21] González-Pleiter, M., et al. (2021) Occurrence and Transport of Microplastics Sampled within and above the Planetary Boundary Layer. *Science of the Total Environment*, **761**, Article ID: 143213. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143213>
 - [22] Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C. and Tassin, B. (2016) Synthetic Fibers in Atmospheric Fallout: A Source of Microplastics in the Environment? *Marine Pollution Bulletin*, **104**, 290-293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
 - [23] Liu, K., et al. (2019) Source and Potential Risk Assessment of Suspended Atmospheric Microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, **675**, 462-471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
 - [24] Liu, G., et al. (2019) Sorption Behavior and Mechanism of Hydrophilic Organic Chemicals to Virgin and Aged Microplastics in Freshwater and Seawater. *Environmental Pollution*, **246**, 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.100>
 - [25] Abbasi, S. and Turner, A. (2021) Dry and Wet Deposition of Microplastics in a Semi-Arid Region (Shiraz, Iran). *Science of the Total Environment*, **786**, Article ID: 147358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147358>

-
- [26] Napper, I.E., Wright, L.S., Barrett, A.C., Parker-Jurd, F.N.F. and Thompson, R.C. (2022) Potential Microplastic Release from the Maritime Industry: Abrasion of Rope. *Science of the Total Environment*, **804**, Article ID: 150155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150155>
- [27] 刘立明, 等. 宜昌市大气微塑料的分布、呼吸暴露及溯源[J]. 环境科学, 2023, 44(6): 3152-3164.
- [28] 蒋凡殊, 等. 微塑料与肺表面活性物质相互作用研究[J]. 中国环境科学, 2024, 44(1): 1-11. <https://link.cnki.net/doi/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230928.004>
- [29] Pawełczyk, A., Božek, F., Grabas, K. and Chęćmanowski, J. (2017) Chemical Elimination of the Harmful Properties of Asbestos from Military Facilities. *Waste Management*, **61**, 377-385. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.041>