

# 微纳米塑料的最新研究进展

李方轶<sup>1</sup>,王佳眉<sup>1</sup>,邹逸伦<sup>1</sup>,彭 珣<sup>1</sup>,江吉周<sup>1,2</sup>,邹 菁<sup>1</sup>

(1 武汉工程大学,环境生态与生物工程学院 & 化学与环境工程学院,湖北 武汉 430205;2 湖北省地质实验测试中心,自然资源部稀土稀有稀散矿产重点实验室,湖北 武汉 430034)

**摘要** 为更精确地监测出存在于土壤、大气和水域等不同环境中的微米塑料(MPs)和纳米塑料(NPs),以形成对该种污染物的标准化定义和清晰明确的区分标准来满足在后续监测环节中的要求,从MPs/NPs的现状、对生命体的危害和监测分离及消解技术三个方面对其研究进展进行梳理和全面系统地总结。研究表明,MPs/NPs在三相中的循环过程尤为复杂,体积不同、外力因素、地区差异都会对其归宿和处理产生不同程度的影响。但是,目前污染监测和处理技术尚未统一,其对生物体和人体的威胁和影响也未可知。旨在进一步研究MPs/NPs污染治理,为人类的健康和社会的可持续发展提供科学指导。

**关键词** 微纳米塑料;循环;监测;危害

**中图分类号** TQ322, TQ325

**文献标识码** A

开放科学(资源服务)标识码(OSID)



## Advance of Micro-Nano Plastics

LI Fangyi<sup>1</sup>,WANG Jiamei<sup>1</sup>,ZOU Yilun<sup>1</sup>,PENG Xun<sup>1</sup>,  
JIANG Jizhou<sup>1,2</sup>,ZOU Jing<sup>1</sup>

(1.School of Environmental Ecology and Biological Engineering & School of Chemistry and Environmental Engineering, Wuhan Institute of Technology, Wuhan 430205, China; 2.Key Laboratory of Rare Mineral, Ministry of Natural Resources, Geological Experimental Testing Center of Hubei Province, Wuhan 430034,China)

**Abstract** In order to accurately monitor micro/nano plastics (MPs/NPs) existing in different environments such as soil, atmosphere and water. Then form a standardized definition and clear distinction standard for this kind of pollutants to meet the requirements in the follow-up monitoring process. In paper, our groups systematically summarizes the research progress of MPs/NPs from three aspects: the present situation of MPs/NPs, the harm to life and the monitoring separation and digestion technology. The research shows that the circulation process of MPs/NPs in three phases is particularly complex, and different volumes, external forces and regional differences will have different influences on its fate and treatment. However, at present, the pollution monitoring and treatment technologies have not been unified, and their threats and impacts on organisms and human bodies are also unknown. The purpose of this paper is to

**收稿日期:**2021-01-07

**基金项目:**国家自然科学基金项目(62004143);中央引导地方科技发展专项资金项目(2020ZYD033);自然资源部稀土稀有稀散矿产重点实验室开放基金项目(KLRM-KF202005);武汉工程大学第十三届研究生教育创新基金资助

**通讯作者:**江吉周,男,汉族,博士,特聘教授,硕士生导师,研究方向:新型二维材料的制备及其光电应用,E-mail:027wit@163.com。

further study the pollution control of MPs/NPs and provide scientific guidance for human health and sustainable development of society.

**Key words** micro-nano plastic; recycling; monitoring; hazards

## 0 引言

塑料作为一种高分子聚合物,因其质地轻,不易腐蚀,成本低廉等优点,得以广泛应用于建材、农业、工程建设及日常生活中。但其燃点低,易形变,难降解等缺点仍然无法克服,成为白色污染和潜在危害的罪魁祸首<sup>[1]</sup>。2017年,中国农用地膜使用量高达140.4万t,约占世界总量的70%,世界总覆盖面积的90%,但回收率仅60%<sup>[2,3]</sup>;2018年,中国化肥使用量激增,由此产生的包装所采用的编织袋废弃物高达15万t<sup>[4]</sup>;2021年,受新冠肺炎疫情影响,一次性防护用品的需求剧增,未使用过的口罩微塑料平均释放量为71.7~308.3个每只,使用后的口罩微塑料平均释放量增加到682.7~1918个每只。据估计,到2060年生产的塑料垃圾高达1.55~2.65亿t<sup>[5]</sup>,环境中的MPs/NPs分布如表1所示。

表 1 环境中的 MPs/NPs

来源	地区	形态	类别	粒径	参考文献
河流	澳大利亚(玛利拜朗河)	碎片、纤维、薄膜	低密度聚乙烯(LDPE) 占41%,PP占26%	>330 um	[6]
海洋	浙江舟山养殖海域	纤维、碎片	聚酯类比重最大	<5 mm	[7]
近岸水体	昆明市主城区滇池	纤维、碎片、薄膜	聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)占33%, 聚醚型聚氨酯(PEU)占20%	0.2~5 mm	[8]
土壤	甘肃省和陕西北部 区县农田	碎片、薄膜	聚乙烯类比重最大	1~3 mm	[9]
土壤	广东省汕头市贵屿镇	碎片	PP,PA 比重最大	<5 mm	[10]
土壤	陕西省宝鸡农田	碎片、薄膜、颗粒	PP,PE 比重最大	1~5 mm	[11]
大气	伊朗阿萨鲁耶镇	纤维、颗粒	PP 比重最大	<5 mm	[12]
大气	英国特伦特河上游上空	纤维	PA,PA 比重最大	<63 um	[13]
大气	英国伦敦城市中心	纤维、颗粒	丙烯腈(PAN)占67%, PS占19%	20~25 um 75~100 um	[14]

目前环境中的塑料碎片主要分为:巨大塑料( $d_p > 50$  cm),大塑料( $5$  cm  $< d_p < 50$  cm),中塑料( $0.5$  cm  $< d_p < 5$  cm),微塑料(MPs)( $1$   $\mu$ m  $< d_p < 5$  mm)以及纳米塑料(NPs)( $d_p < 1$   $\mu$ m)<sup>[15]</sup>。对MPs进行更为详细的分类,可大致分为两类,即初级MPs和次级MPs。初级MPs作为人造MPs可以存在于环境中,而次级MPs则来自更大的塑料碎片的持续氧化分解或风化环境中,MPs/NPs分类标准总结如图1(a)所示。研究发现,MPs的来源也可以分为主要来源以及次要来源。主要来源是指从有意制造的固定尺寸的各种产品(化妆品、油漆、生物医学和药品等)和应用中释放出来的MPs。次要来源是指大型物质或大型塑料在环境中经过风化、氧化、生物分解、机械力、机械力作用和紫外线辐射后,结构发生变化并导致破碎和碎裂,最终被生物降解或分解成粒径较小的MPs和NPs<sup>[18]</sup>。

MPs/NPs主要的存在形态为:纤维、碎片、薄膜以及胶线<sup>[19]</sup>,图1(b)~(d)为农场采样点收集所得农用塑料的不同形态。虽然MPs和NPs的化学组成相同,但是考虑到纤维的平均直径为10~20 m,长度为100~5000 m,在初始分解过程中会逐渐分解为较短纤维,但纤维不能持续断裂,因此形成纳米体积的NPs可能性较小(主要形态为碎片以及颗粒)。

除了化学成分,MPs和NPs在自然界的运输过程和运动方式也不尽相同,前者主要是胶体行为(布朗运动和丁达尔效应)。不同土质(尤其是黏土)的独特疏水性赋予其不同的运动形式和运动速度,致使其循环难以追踪、归宿难以控制。从而在三相(大气、土壤和水)环境中潜移默化地产生污染,甚至造成整个生

态系统的破坏。塑料的类型决定了其在水环境中的沉积位置,诸如聚酰胺(PA)、聚合氯乙烯材料(PVC)和丙烯酸树脂(PAA)等通常沉入水底,而聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)和聚苯乙烯(PS)则更倾向于漂浮在水面上<sup>[20]</sup>。积聚在海洋和陆地上的微纳米沉积物如:多环多氯联苯(PCBs)、芳香烃(PAHs)、有机氯农药(滴滴涕)或六氯苯(HCB)。最终将以持久性有机物(POPs)的形式存在,通过食物链循环在动植物和人体中累积。本文在已有研究基础上总结一下三个方面:MPs/NPs在三相环境中的现状、对生命体的危害和监测分离和消解技术并展望了未来的研究方向。MPs和NPs因其独特的污染方式和对环境和生物体产生的深远影响逐渐成为环境新型污染物领域的研究热点,受到学者们的广泛关注。

(a)

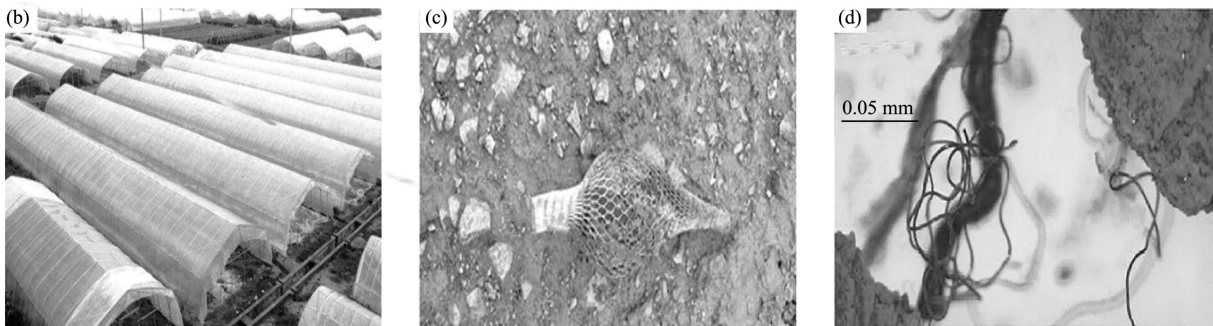
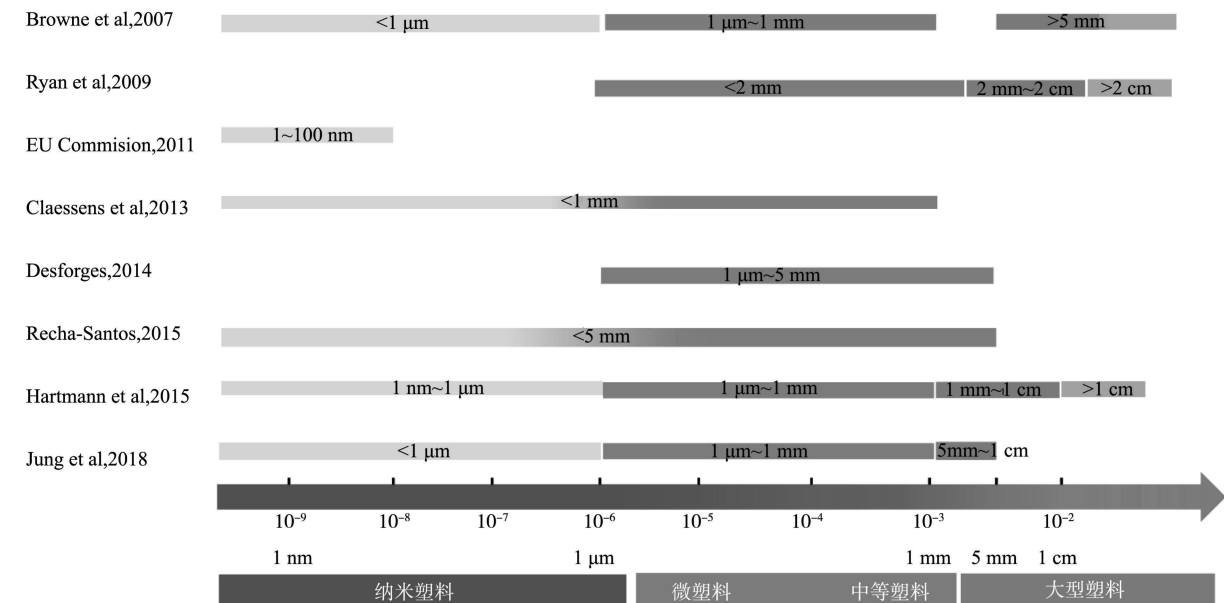


图1 (a) MPs/NPs自2004发现以来到2015年以来根据尺寸大小进行的分类<sup>[15-17]</sup>; (b)~(d)在采样点观察到的农用塑料(巨大塑料,大塑料和中塑料的实物图)<sup>[19]</sup>

## 1 环境中 MPs 和 NPs 的来源和循环

目前关于 MPs/NPs 的研究主要集中在海洋。但是 MPs/NPs 污染已然进入人类生产活动的方方面面,比如:城市、交通和工业(轮胎厂、染料厂或者化妆品公司)产生的携带 MPs 的气体不断聚集,一部分随着降雨和降雪进入到土壤领域,尤其是在沿岸因为独特的冲击作用和侵蚀作用会形成三角洲,在这些堆积起来的污泥中塑料因为浮力较大和抗降解能力较强会对土壤和水体造成严重的威胁一部分随着气流传输到海洋上空进入水循环,如图2所示。据报道,“太平洋大垃圾”海洋环流承载了约80 t垃圾,体积约为 $1.6 \times 10^6$ 平方千米,其中塑料垃圾的占比高达99%,MPs的占比为75%。MPs污染物来源丰富,其中主要来源为塑料瓶、塑料袋、一次性使用物品及餐具以及海上作业产生的废旧渔网等<sup>[21]</sup>。除了人为制造的污染源,在海洋中风浪的剧烈作用下,海面上气泡破裂从而产生高达几微米的气溶胶<sup>[22]</sup>,通过海陆间循环进入内陆对土壤造成危害,如此循环往复,使得生态风险不断加重。

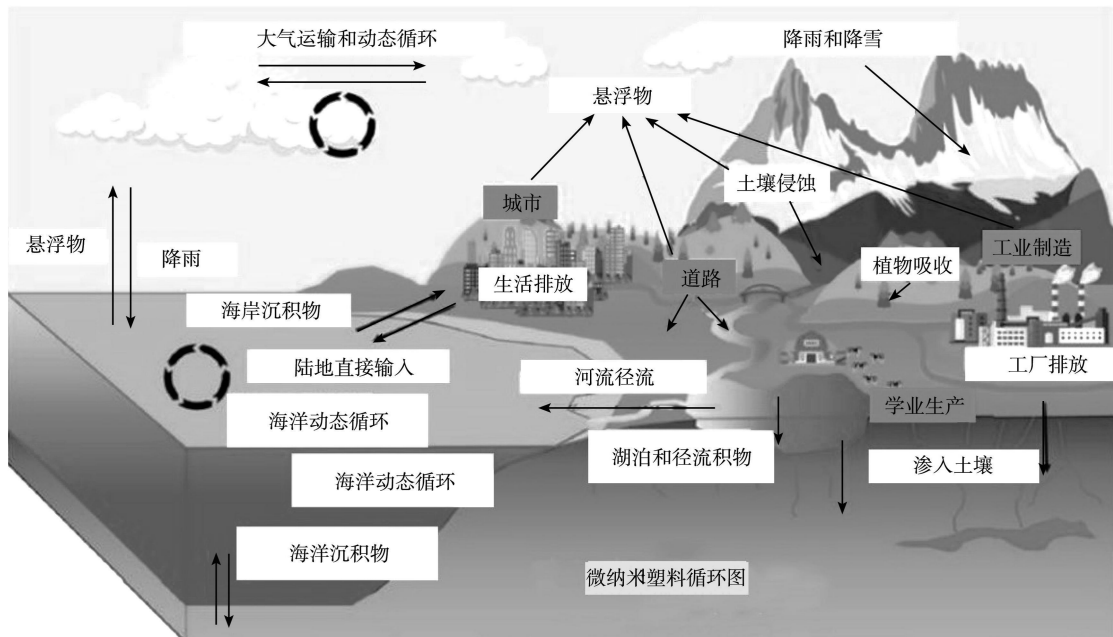


图 2 MPs/NPs 在大环境的循环流程图<sup>[14]</sup>

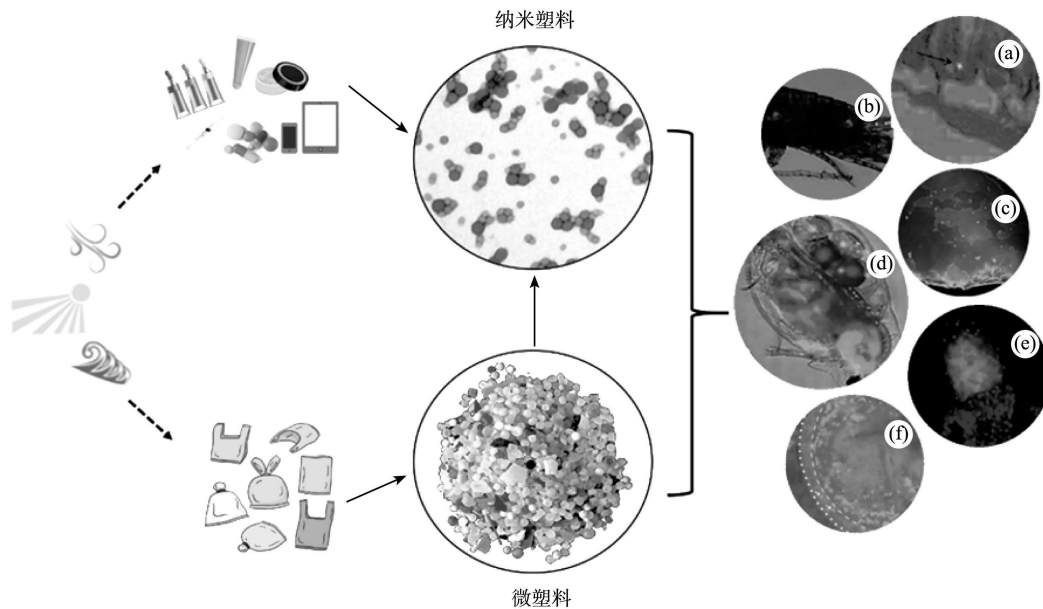


图 3 (a) 贻贝肠中的 MPs 的偏光显微镜;(b) 浮游动物中的 MPs 的荧光显微镜;(c) 蟹类中的 MPs 的荧光显微镜;(d) galeata 中的 NPs 的光学显微镜图像;(e) 海胆胚胎中的 NPs 的共聚焦图像;(f) magna 肠道中的 NPs 的荧光显微镜图像

虽然,我们确定了污染物的来源,但是从自然层面来说洋流和季风对 MPs/NPs 后续的追踪和控制提出了挑战;从社会层面来说海洋废物管理系统目前在全球范围来说仍不健全;其次,公众的环保意识也很薄弱;从生物层面来说,进入水体的 MPs/NPs 可以被海洋脊椎动物,例如:鲸鱼、乌龟、浮游鱼类、深海鱼类和海鸟等生物<sup>[23]</sup>直接或者间接地进入重要的器官,如图 3 所示。据报道,除了在海洋领域,在陆地上,特别是在人口众多的国家,土壤中富集的塑料污染物甚至远远大于海洋。随着塑料颗粒渗入土壤并慢慢聚集,对农业食品生产系统、土壤微生物、生物以及土壤肥力产生了潜在巨大危害,随着这些活的“载体”的移动和生物体内部的消化代谢 MPs/NPs 经过生物吸收和生物放大作用从而对人体健康产生不良影响,因此 MPs/NPs 在陆地生态系统领域的循环和归宿也不容忽视。目前,MPs/NPs 在土壤环境中主要存在于工业或农业污水污泥、径流以及城市和乡村中的塑料垃圾中。从不同的气候和地域层面来说,不同的地区和气候也会对土壤领域 MPs/NPs 的富集过程产生影响,因为经过严重的风蚀或水蚀等自然影响之后,MPs/NPs 在一定程度上因为暴露在环境中受到更强的紫外照射以及氧化作用,特别是受到污水处理或者生物污染的 MPs/NPs 改变了原来的尺寸、密度和形状使得其表面带上电荷不再只是惰性聚合物。从农业生成层面来说,河岸边的冲

积土可以重新加工用于农业耕作但在这个过程中不可避免的要埋藏在土质深处的颗粒物重新带回到表面而农作作业一定程度将这些大块的塑料碎片进一步的破碎成更小的碎片,然后部分可生物降解的成分被生物降解。这些污泥除了沉积在陆地上也有一小部分流入河流中或地下水中。其次农业土壤中 MPs/NPs 的次要来源主要是农业生产过程中使用的塑料覆盖物薄膜,主要用于生产蔬菜和其他特色农作物防止温度流失、水分蒸发以及其他杂草的生长对其产生负面影响。其中最常用的塑料覆盖物材料是 PE,但是这种材料曝露在空气中,由于强烈的太阳辐射使得其被风化变得脆弱所以其使用周期不长而且难以重复利用更重要的是不能完全被环境所降解。因此引入可生物降解的塑料覆盖物(BDM),这种薄膜的设计可以弥补 PE 薄膜的不足使得在作物收获之后还可以回收利用,目前使用较多的 BDM 主要为:聚丁二酸丁二酯(PBS)、聚丁二酸丁二酯-共-己二酸酯(PBSA)、聚丁二酸丁二酯-对苯二甲酸二丁酯(PBAT)、热塑性淀粉、纤维素、聚乳酸和羟基链烷酸酯<sup>[24]</sup>。理论上来说,BDM 应该被土壤微生物完全分解为二氧化碳和水,但在实际应用中,由于微生物的降解速度和生物分解作用的差异使得最终分解的程度也不尽相同。但目前陆地生态系统中还缺乏类似的微生物群落层面的研究,不同塑料表面的微生物类群与海水的微生物组成具有很大的差异,据目前的测序数据显示,土壤中 90% 的生物降解通常很慢。因此目前主要集中在塑料覆膜对微生物群落的影响以及微生物对塑料的降解上。MPs/NPs 污染能在多个方面影响土壤动物。具体而言,由于 MPs/NPs 的尺寸较小,能够被土壤动物摄食,因此可能在土壤食物链中累积,从而影响各营养级的土壤动物<sup>[25]</sup>。多项关于蚯蚓的研究已经表明,MPs 能够被蚯蚓取食,进而造成肠道的损伤影响其成长、存活<sup>[26,27]</sup>。Rillig 等<sup>[28]</sup>研究发现,土壤原生动物的,如:纤毛虫、鞭毛虫和变形虫等能够摄食土壤孔隙水中 MPs 颗粒。在大气环境中,一些体积较小的 MPs/NPs 受气流影响通过呼吸道被生物体或人类吸入体内进入器官,比如:肺、肾、血管以及消化系统。

综合早期研究进展,可总结得到:(1) MPs/NPs 循环实质上是环境间的生物地球化学循环,其污染物具有全球性、迁移性和复杂性等特点;(2) 目前对 MPs/NPs 的研究常侧重于独立的环境,如陆地、淡水、海洋以及大气<sup>[29]</sup>,但是环境介质的颗粒一旦降解或与化学品或有机涂层结合,进入另一种环境介质后就会对颗粒运动途径和生态相互作用产生重大影响。因此,将这些环境视为由不同过程控制的独立、离散的区域是不合时宜的<sup>[30]</sup>;(3) MPs/NPs 主要源自人类生产生活活动,通过大气沉降(潜在来源)、流水侵蚀、海洋沉积作用以及水圈、大气圈、岩石圈三者之间的循环进行转移。在三相循环过程中,空气作为载体将污染物输送到新的区域,因此源自大气层的污染物最终可能会在水圈层或者岩石圈层造成严重的环境问题,最后通过地表径流或沉积在土壤或水中导致生态风险<sup>[31]</sup>。即使在偏远和无人居住的岛屿上也能发现大量的 MPs/NPs 存在的痕迹<sup>[32]</sup>。因此,这对我们探究 MPs/NPs 的来源和归宿也提出了前所未有的挑战。

## 2 对其他生物体和人类的影响

塑料颗粒会携带疏水性有机污染物进入海水,然后通过食物链传递,最终进入人体。如图 4 所示,呼吸道吸入、皮肤接触和直接摄入是 MPs/NPs 进入人体最常见的三种途径,MPs/NPs 进入人体后会对人类健康造成很大的威胁。

Zimmermann<sup>[33]</sup>通过细胞培养,发现许多 MPs/NPs 含有对人体有害的化学物质,这些有毒物质会引起氧化应激反应并干扰内分泌。悬浮在空气中的 MPs/NPs,通过呼吸道直接进入人体<sup>[34]</sup> MPs 被吸入体内后在肺中堆积,会引起炎症一类的局部生物反应;除此之外,附着在 MPs 上的染料、增塑剂、阻燃剂抗菌、和多环芳烃(PAHs)等具有致畸性、致癌性、致突变性的有机污染物进入人体后还会发生解吸,对人体健康造成影响(图 4)<sup>[35,36]</sup>。除了吸入 MPs/NPs,被污染的空气、水和个人护理产品中的 MPs/NPs,都有可能直接接触到人体皮肤。Campbell 等人发现,虽然直径在 20~200 nm 的 MPs/NPs 只能穿透角质层 2~3  $\mu\text{m}$  的深度。但是个人护理品会促进 MPs/NPs 向皮肤深层的渗透<sup>[37]</sup>。除了皮肤直接接触,摄入被污染的食物和水同样是 MPs/NPs 进入人体的主要途径。其中胃肠道(GI)是摄取 NPs 的主要部位,其表面积大约 32  $\text{m}^2$ <sup>[38]</sup>。进入生物体内的 MPs/NPs 会影响消化系统和免疫系统<sup>[39]</sup>。Gopinath 认为,NPs 可以穿过肠绒毛并进入血管,并证实了蛋白质-塑料复合物(所谓的蛋白质电晕)的形成,与原始状态的 NPs 相比,蛋白包被的 NPs 具有更高的细胞毒性和遗传毒性。虽然蛋白质电晕与 NPs 的结合机制尚不清楚,但通常认为是范

德华力、氢键、离子键、 $\pi$ 键促进了这种蛋白质电晕的形成。除了蛋白质的变化外,蛋白质电晕还可能与 NPs 形成聚集效应。一方面,由于血液中的主要蛋白质是由蛋白质诱导的 NPs 所聚结,进入血液的 NPs 可能会阻止体液的流入和流出。另一方面,NPs 具有细胞毒性,可以抑制有丝分裂,从而造成健康风险<sup>[40]</sup>。Wick 利用体外人体胎盘灌注模型,探究 MPs 和 NPs 在胎盘屏障中的转运机制,发现小于 240 nm 的 PS 颗粒可透过胎盘屏障,转移至胎儿体内<sup>[41]</sup>。

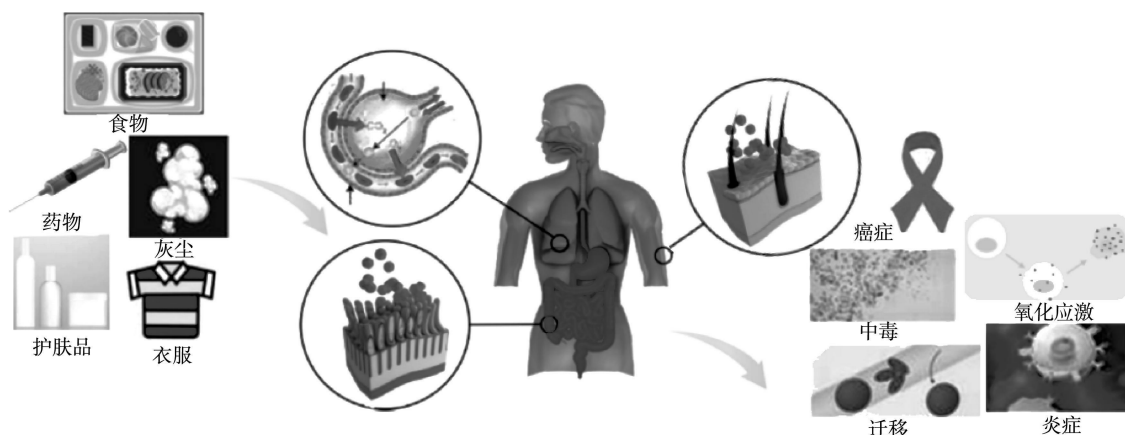


图 4 MPs/NPs 进入人体途径以及对人体的危害示意图<sup>[38]</sup>

就目前而言,受新冠疫情影响,口罩已成为出行的必需品。在研究中,口罩释放出来的 MPs 和 NPs 以纤维为主,伴有少量碎片。佩戴过程的机械磨损导致 MPs/NPs 从口罩的无纺布中脱落,促使 MPs/NPs 大量残留在环境中,通过鼻腔、口腔进入人体,从而增加人体暴露在 MPs/NPs 污染中的风险<sup>[42]</sup>。虽然早年并无太多对 MPs/NPs 的研究,但如今 MPs/NPs 对人体的危害以不容忽视,因此建立起对 MPs/NPs 的监测和管控系统迫在眉睫。

### 3 分离检测技术

#### 3.1 量化

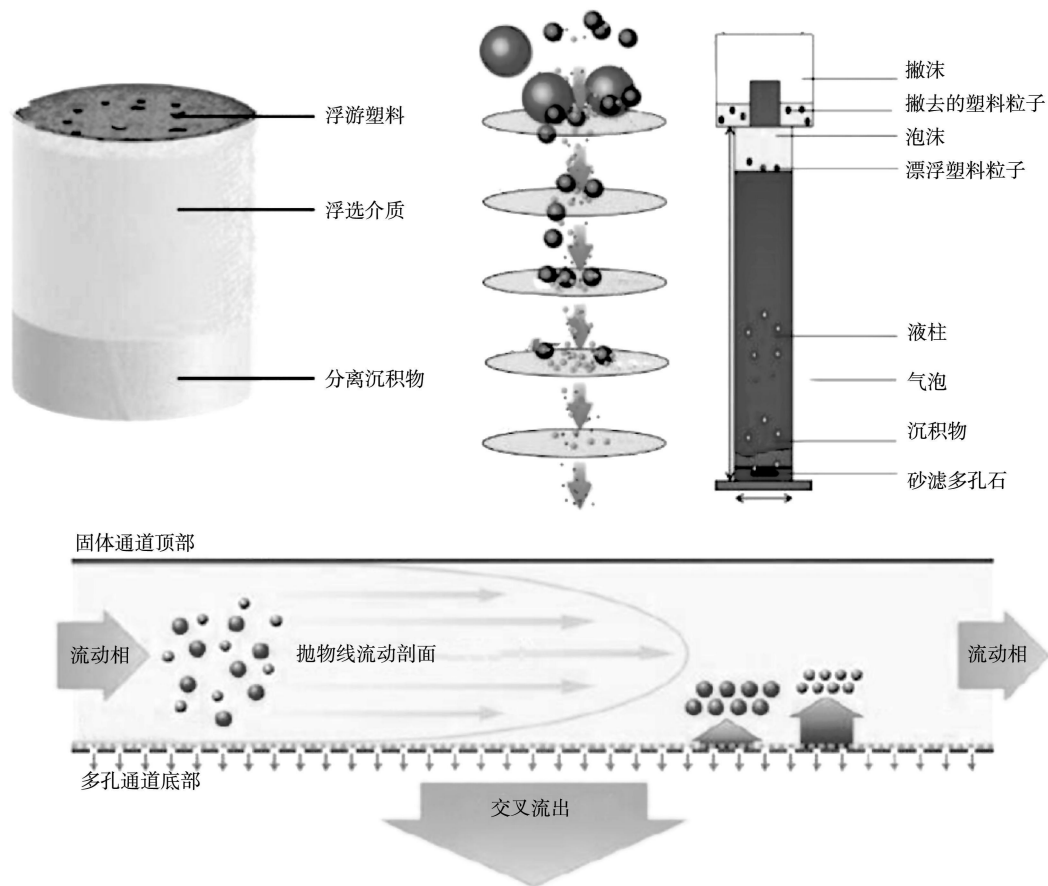
目前,MPs/NPs 的检测面临的首要问题是从复杂的环境中将其分离出来,而在分离之前需要对环境中的 MPs/NPs 进行量化。为了解决自然界中的微/纳米塑料的形状各异,体积难以测算的问题,科研工作者们提出了一种使用经验模型。这种经验模型用于量化微塑料的体积,对其进行质量估算。首先,将样品中的所有 MPs/NPs 颗粒加热,微纳米小球在均匀受热后体积膨胀近似球体,再在垂直方向上计算每个颗粒的半径以此获得垂直视角的扫描区域,并通过重量方程式进行分析。

#### 3.2 分离

在量化后,研究者们会从 MPs/NPs 的密度、疏水性以及形状大小的角度选用不同的分离方法将其分离出来。与环境基质相比,MPs/NPs 的密度往往较低,疏水性较强,因此,当基质的固体含量低时,可以通过基于尺寸的过滤来分离 MPs/NPs,如图 5 所示<sup>[43]</sup>。主要方法如:

(1) 浮选法。该法用于将 MPs/NPs 与较稠密的沉积物分离,其中一种最典型的方法是采用盐溶液使塑料漂浮。例如,可以使用 NaCl、NaI、ZnCl<sub>2</sub> 或钠的饱和溶液根据 MPs/NPs 在水中密度的不同进行浮选,从含杂质少,有机物少的沉积物中提取出来,但这种方法更多的适宜于从水中分离 MPs。浮力低并且表面结垢会显著改变颗粒密度导致浮力与最小尺寸的塑料不相符合。因此,浮选法也不适宜用来分离较小颗粒的 MPs/NPs。此后,基于 MPs/NPs 的疏水性较强的特点,科研工作者们提出了泡沫浮选法。泡沫浮选法通过疏水作用的强度来分离 MPs/NPs,使疏水性较强的塑料颗粒附着在气泡表面,随后将这些颗粒带到气液界面。但是,泡沫浮选可能不适用于分析性塑料分离,因为气泡的不可预测性会导致高颗粒损失。此外,气泡与非塑料颗粒的附着会把较稠密的 MPs/NPs 颗粒带到气液界面<sup>[44,45]</sup>。

(2) 过滤法。在使用过滤的方法时较小的塑料颗粒在通过小孔径过滤器管道时容易发生堵塞,使得样品的通过量降低。然而,增大孔径会降低过滤效果。因此,在权衡捕获小颗粒的能力和过滤器堵塞之后,选择合适的平衡过滤时的孔套筒大小是十分重要的。

图5 MPs/NPs 分离方法<sup>[43]</sup>

目前,除了上述几种广泛使用的分离方法,一些先进的用于工程开发的分离方法,例如,磁场流分离(MFFF)、凝胶电泳和体积排阻色谱法(SEC)等<sup>[46]</sup>也有望用于 MPs/NPs 的分离。

### 3.3 检测

在将环境中的 MPs/NPs 成功分离后,不同的检测方法会被应用于 MPs/NPs 的检测。对于那些较大尺寸的塑料颗粒(主要是直径 100~500 nm 的塑料纤维、薄膜)来说,最普遍且经济的检测方法是目测。并且由于尺寸较大的 MPs/NPs 容易辨识,因此,这种方法的结果也比较准确。

对于较小尺寸即那些肉眼无法观察的 MPs/NPs 来说,选择合适的仪器尤其重要,比如显微镜、光谱仪、色谱仪、电镜等<sup>[47,48]</sup>,如图 6 所示。MPs/NPs 的检测往往需要多种精密仪器的配合使用以确保检测结果相对准确且全面,并且随着科技的发展和人们对 MPs/NPs 关注度的增加,可用于检测 MPs/NPs 的仪器也不断升级,可检测到的 MPs/NPs 的尺寸也越来越小<sup>[49]</sup>。

最早,我们使用振动光谱通常与光学显微镜结合提供成像来分析单个颗粒的性质,但是这种方法只能提供 MPs 的大小、形状及分布的信息,并且只能测得大于 10  $\mu\text{m}$  的 MPs。随着红外光谱仪和拉曼光谱仪的出现和自动化,更小粒径的塑料的颗粒数量、分布及化学性质等信息也可以通过其显微镜图像呈现出来。红外光谱是 MPs/NPs 分析检测中最常用的光谱技术,其可检测的单粒子的尺寸在 10  $\mu\text{m}$  内。因此,红外光谱只能用于 NPs 的批量分析。红外光谱与原子力显微技术联合使用则可以将其检测限扩大到 50 nm 的范围,但这仅限于特定区域的微纳米粒子,不适用全区域微纳米粒子的检测。从纳米粒子尺寸的可检测限度来说,拉曼光谱优于红外光谱,单独使用拉曼光谱可以检测 1  $\mu\text{m}$  内的粒子颗粒,在与原子力显微技术联合使用则可以将其检测限扩大到 10 nm 的范围。但是,环境中的 MPs/NPs 往往会吸附大量复杂的有机物,这些有机物会严重影响拉曼光谱的检测,因此,在实际生活中,红外光谱更常用于 MPs 和 NPs 的检测。此外,X 射线光电子能谱可用于检测 MPs/NPs 的元素组成和含量、化学状态、分子结构、氧化程度等,而气相色谱虽然不能提供塑料颗粒的大小、形貌及分布的信息,但为难以与有机物分离的 MPs/NPs 的检测提供了可靠的方法。

然而,由于检测限的存在,这些检测技术都十分依赖 MPs/NPs 的分离技术,在将环境中的 MPs/NPs 浓

缩 100 倍后才能达到其检测限,因此我们迫切期望能有更精密且能直接检测自然环境中的 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的仪器出现。

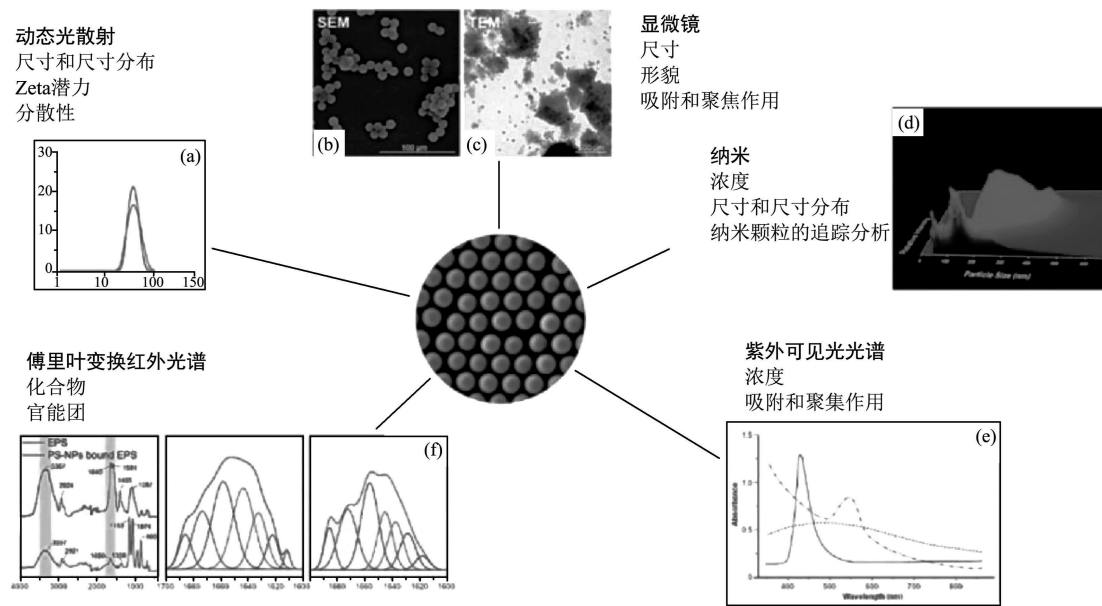


图 6 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 检测方法

## 4 总结和展望

本文通过收集整理文献对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 进行分类并定义,阐述了从大气、土壤和水环境三个大环境对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的来源、循环和最终的归宿的影响进行总结。我们发现(1) MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的循环过程是一个复杂的生命化学地球循环系统,三相之间互相交叉共同协作,因此对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的追踪和控制提出挑战;(2) 对于人体健康来说,这些在生活中看似平平无奇的个人护理产品、一次性纸杯碗筷和塑料口袋都会潜移默化地渗入人体的器官和血管对人体产生不可估量的严重后果;(3) 目前的监测技术还不是很成熟,主要还是以目测为主,精确仪器的使用固然会提高监测效率但是所花的时间成本和经济成本也相对较高,并且目前的仪器不适合直接用于检测环境中的 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub>;因此,希望借助本文让人们对于 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的使用、丢弃、回收利用等过程的处置引起重视,对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 系统的分类和检测处理技术的研发提供一些线索和指导。

基于上述的总结,我们对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 在精准定义、采样技术、防护方式,认知水平、含量标准以及处理方式 6 个方面进行了展望(1) 由于目前对于 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 并没有统一的区分方式和标准定义,相关学者对于 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的划分也较为模糊。MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 之间模糊的界限不利于塑料污染的预防以及控制,因此,未来应加强对高精度采样技术的研究。(2) 由于 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 类型和尺寸标准并不统一,以及风化和氧化的存在,MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 在检测过程中降解方案仍无法系统描述。还需要进一步提高关于 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 化学表征技术的准确性,并优化检测 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 颗粒尺寸和形状信息的技术,从而对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 在环境中的潜在危害进行更详细的评估。(3) 由于尺寸小,易迁移等特点,MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 危害生物、污染环境的方式往往不易被察觉,人们在潜移默化中慢慢被 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 影响,在未来对其防控过程中,必须强调对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 进行个人防护的重要性,从而将 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 对人体的危害扼杀在传播途径的源头。(4) 塑料循环存在于整个生物圈中,MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 不断在大气、水和土壤三相中循环往复,导致生态风险不断加重。对 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 的防控不能只是头痛医头脚痛医脚,未来的研究有必要考虑 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 在各种环境基质中的相互作用,以及 MP<sub>s</sub> 和 NP<sub>s</sub> 的命运如何影响其生态状况。(5) 鉴于目前受疫情影响,口罩使用量仍然巨大而后续回收和回收方式并不完善,应大力宣传该方面的处理流程和回收途径,提高人们环保意识和对微/纳米塑料的认识。(6) 鉴于目前 MP<sub>s</sub>/NP<sub>s</sub> 问题的凸显政府可以根据不同地区经济发展水平和环境保护水平,制定出土壤中、大气中和水环境中 MP<sub>s</sub> 和 NP<sub>s</sub> 含量的指标为环境监测和环境保护提供法律依据和技术指导,及时评估当地的生态环境水平,把利益的相关性及时反馈给相关者。



## 参 考 文 献

- [1] WORM B, LOTZE H K, JUBINVILLE I, et al. Plastic as a persistent marine pollutant. *annual review of environment and resources* [J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2017, 42(1): 1-26.
- [2] 边淑贞, 柳晓娟和, 安子扬, 等. 我国典型设施蔬菜种植区农用地膜污染分析[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38(11): 76-81.
- [3] 靳拓, 薛颖昊和, 张明明, 等. 国内外农用地膜使用政策、执行标准与回收状况[J]. *生态环境学报*, 2020, 29(2): 411-420.
- [4] 李鹏飞, 侯德义, 王刘炜, 等. 农田中的(微)塑料污染: 来源、迁移、环境生态效应及防治措施[J]. *土壤学报*, 2021, 58(2): 314-330.
- [5] 陈贤川, 熊雄和, 吴辰熙, 等. 一次性防护口罩使用向环境中释放微塑料的潜力研究[J]. *Environmental Protection*, 2020, 48(23): 53.
- [6] 何达也. 墨尔本主要河流水体中表面及漂浮微塑料颗粒监测方法[J]. *青海环境*, 2020, 30(4): 211-214.
- [7] 王洪燕, 赵晟. 浙江舟山养殖海域沉积物微塑料污染特征[J]. *江苏农业科学*, 2020, 48(9): 276-281.
- [8] 袁海英, 侯磊, 梁启斌, 等. 滇池近岸水体微塑料污染与富营养化的相关性[J]. *环境科学*, 2021(10): 4-10.
- [9] 程万莉, 樊廷录, 王淑英, 等. 我国西北覆膜农田土壤微塑料数量及分布特征[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(11): 2561-2568.
- [10] 柴炳文, 尹华, 魏强, 等. 电子废物拆解区微塑料与周围土壤环境之间的关系[J]. *环境科学*, 2021, 42(3): 1037-1080.
- [11] 宋仰星, 马莉, 王全九, 等. 宝鸡地区典型农田土壤中微塑料赋存特征及其环境效应研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2021, 35(2): 171-172.
- [12] SAJJAD A, BEHNAM K, FARID M, et al. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 244: 153-164.
- [13] THOMAS S, MATTHEW J, PAUL N, et al. Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 666: 377-389.
- [14] WRIGHT S L, ULKEA J, FONT A, et al. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport [J]. *Environment International*, 2020, 136: e105411.
- [15] ANGELICA B, MONICA P. Atmospheric micro and nanoplastics: An enormous microscopic problem[J]. *Sustainability*, 2020(12): 7327.
- [16] CHRISTOPHER B C, BRIAN Q, et al. *Microplastic pollutants*[M]. Cambridge, 2016.
- [17] RICHARD C T, YLVA O, RICHARD P M, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304: 838.
- [18] COOPER D A, CORCORAN P L. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(5): 650-654.
- [19] Zhang G S, Liu Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 12-20.
- [20] POKHREL B, GONG, P, WANG, X, et al. Distribution, sources, and air-soil exchange of OCPs, PCBs and PAHs in urban soils of Nepal[J]. *Chemosphere*, 2018, 200: 532-541.
- [21] LI W C, TSE H F, FOK L. Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, (566/567): 333-349.
- [22] MARTA S, ELEONORA S, MARÍA P Y. Are the primary characteristics of polystyrene nanoplastics responsible for toxicity and ad/absorption in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 249: 610-619.
- [23] ŻYDELIŚ R, SMALL C, FRENCH G. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: a global review[J]. *Biological Conservation*, 2013, 162: 76-88.
- [24] ASTNER A F, HAYES D G, ONEILL H, et al. Mechanical formation of micro- and nano-plastic materials for environmental studies in agricultural ecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 685: 1097-1106.
- [25] JACOBY R, PEUKERT M, SUCCURRO A, et al. The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition—current knowledge and future directions[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 1617.
- [26] HUERTA LWANGA E, GERTSEN H, GOOREN H, et al. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for lumbricid terestris (*Oligochaeta*, *Lumbricidae*) [J]. *Environmental Science and Technology*, 2016, 50(5): 2685-2691.
- [27] RODRIGUEZ-SEIJO A, LOURENÇO J, ROCHA-SANTOS T A P, et al. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouche [J]. *Environment Pollution*, 2017, 220(Pt A): 495-503.
- [28] RILLI, M C, BONKOWSKI M. Microplastic and soil protists: a call for research[J]. *Environment Pollution*, 2018, 241: 1128-1131.
- [29] DRIS R, GASPERI J, SAAD M, et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 104(1/2): 290-293.
- [30] HORTON A A, SVENDSEN C, WILLIAMS R J, et al. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK—Abundance, sources and methods for effective quantification [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 114(1): 218-226.
- [31] HURLEY R R, NIZZETTO L. Fate and occurrence of micro(nano) plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks [J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2018, 1: 6-11.
- [32] IMHOF H K, SIGL R, BRAUER E, et al. Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017; 116(1-2): 340-347.

- [33] ZIMMERMANN L, DIERKES G, TERNES T A, et al. Benchmarking the in vitro toxicity and chemical composition of plastic consumer products[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(19): 11467-11477.
- [34] RIBEIRO F, O'BRIEN J W, GALLOWAY T, et al. Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms[J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2019, 111: 139-147.
- [35] GASPERI J, WRIGHT S L, DRIS R, et al. Microplastics in air: are we breathing it in[J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2018, 1: 1-5.
- [36] SHEN M, ZHANG Y, ZHU Y, et al. Recent advances in toxicological research of nanoplastics in the environment: a review[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252: 511-521.
- [37] CAMPBELL C S, CONTRERAS-ROJAS L R, Delgado-Charro M B, et al. Objective assessment of nanoparticle disposition in mammalian skin after topical exposure[J]. *Journal of Controlled Release*, 2012, 162(1): 201-207.
- [38] WANG L, WU W M, BOLAN N S, et al. Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 401(5): 123415.
- [39] FABRE K, BERRIDGE B, PROCTOR W R, et al. Introduction to a manuscript series on the characterization and use of microphysiological systems (MPS) in pharmaceutical safety and ADME applications[J]. *Lab on a Chip*, 2020, 20(6): 1049-1057.
- [40] GOPINATH P M, SARANYA V, VIJAYAKUMAR S, et al. Assessment on interactive prospectives of nanoplastics with plasma proteins and the toxicological impacts of virgin, coronated and environmentally released-nanoplastics[J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1): 1-15.
- [41] WICK P, MALEK A, MANSER P, et al. Barrier capacity of human placenta for nanosized materials[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2010, 118(3): 432-436.
- [42] 陈贤川, 熊雄, 吴辰熙. 一次性防护口罩使用向环境中释放微塑料的潜力研究[J]. *环境保护*, 2020, 48(23): 53-55.
- [43] LI Q, WU J, ZHAO X, et al. Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 113076.
- [44] QUINN B, MURPHY F, EWINS C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment[J]. *Analytical Methods*, 2017, 9(9): 1491-1498.
- [45] CLAESSENS M, V CAUWENBERGHE L, VANDEGEHUCHTE M B, et al. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 70(1/2): 227-233.
- [46] ROBERTSON J D, RIZZELLO L, AVILA-OLIAS M, et al. Purification of nanoparticles by size and shape[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 27494-27501.
- [47] COURTENE-JONES W, QUINN B, MURPHY F, et al. Optimisation of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics[J]. *Analytical Methods*, 2017, 9(9): 1437-1445.
- [48] HALLE A T, LADIRAT L, GENDRE X, et al. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(11): 5668-5675.
- [49] CHRISTIAN E E, ANDREW W Verla, EVELYN N V, Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks[J]. *Environment Monitor Assess*, 2019, 191: 668-675.