

微塑料与化学污染物的环境吸附及联合毒性效应

王龙玮^a, 赵静^{a,b}, 王欣雨^a, 白建峰^{a,b}

(上海第二工业大学 a. 资源与环境工程学院; b. 上海电子废弃物资源化协同创新中心, 上海 201209)

摘要: 微塑料 (microplastics, MPs) 是一类新污染物, 其来源途径多样化、分布广泛、丰度高、潜在危害大, 已被上海市列入新污染物重点管控名单。水环境中的 MPs 可以吸附重金属和有机污染物, 且吸附能力受 MPs 类型、粒径大小、老化程度和环境条件等因素的影响。作为载体, MPs 可携带无机或有机污染物一并进入生物体内, 改变污染物在生物体内的富集和分布, 并影响污染物的毒性效应。MPs 与化学污染物的联合作用类型随污染物种类而异, 其具体作用机制仍待进一步探明。评述了国内外文献的最新进展, 系统概括我国土壤和淡水环境中 MPs 的污染来源与现状, 分析了 MPs 对化学污染物的吸附行为、吸附影响因素及二者对生物体的联合毒性效应, 并展望了相关研究的未来发展方向。

关键词: 微塑料; 重金属; 有机污染物; 吸附作用; 联合毒性

中图分类号: X171.5

文献标志码: A

The Environmental Adsorption and Combined Toxic Effects of Microplastics and Chemical Pollutants

WANG Longwei^a, ZHAO Jing^{a,b}, WANG Xinyu^a, BAI Jianfeng^{a,b}

(a. School of Resources and Environmental Engineering; b. Shanghai Collaborative Innovation Centre for WEEE Recycling, Shanghai Polytechnic University, Shanghai 201209, China)

Abstract: Microplastics (MPs) are a kind of emerging pollutants, which have diversified sources, wide distribution, high abundance and great potential harm, and have been included in the key control list of emerging pollutants by Shanghai. MPs in water environment can adsorb heavy metals and organic pollutants, and the adsorption capacity is affected by MPs type, particle size, aging degree and environmental conditions. As a carrier, MPs can carry inorganic or organic pollutants into organisms, change the concentration and distribution of pollutants in organisms, and affect the toxic effects of pollutants. The type of combined action between MPs and chemical pollutants varies with the types of pollutants, and its specific mechanism remains to be further investigated. Therefore, this paper reviewed the latest development of domestic and foreign literatures, systematically summarized the sources and current status of MPs pollution in soil and freshwater environment in China, analyzed the adsorption behavior of MPs to chemical pollutants, the influencing factors of adsorption and the combined toxic effects of MPS on organisms, and prospected the future development direction of related researches.

Keywords: microplastics; heavy metals; organic pollutants; adsorption; combined toxicity

收稿日期: 2023-11-16

通信作者: 赵静 (1984-), 女, 浙江嘉兴人, 研究员, 博士, 主要研究方向为环境污染物风险评价与管理。

E-mail: zhaojing@sspu.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划“固废资源化”重点专项 (2019YFC1906100) 资助

0 引言

塑料因其具有廉价、轻质、耐腐蚀等特性, 作为人们生产和生活的重要基础材料在工农业应用广泛^[1]。每年全球塑料制品的产量不低于 2.4 亿 t^[2], 2023 年时全球塑料产量更高达 4.3 亿 t^[3]。我国已成为世界上塑料生产和使用的大国, 多种塑料产品产量占据世界首位, 并仍具有十分巨大的增长潜力^[4]。然而, 塑料的大量生产、使用以及快速消耗, 使得越来越多的塑料垃圾被排放到环境中, 并在光照辐射、风化侵蚀、机械磨损和动物作用等因素的影响下, 分解为粒径更小的塑料颗粒, 几乎无法从环境中去除。

微塑料 (microplastics, MPs) 是粒径小于 5 mm 的塑料颗粒和碎片, 根据来源可分为原生 MPs 和次生 MPs^[5]。原生 MPs 主要是人为生产的粒径小的塑料产品, 如洗涤剂或化妆品中的微小塑料^[6], 以及在工业生产中作为原料的塑料树脂颗粒^[7]。次生 MPs 指环境中的塑料垃圾在物理磨损、化学腐蚀和生物降解的作用下, 体积减小而形成的小粒径塑

料^[8]。MPs 化学性质稳定, 并可通过大气、河流等作用在全球范围进行长时间、远距离的运输, 导致其对生态环境产生持久性和广泛性的危害^[9]。由于 MPs 独特的表面特征, 例如高疏水性、大比表面积、无定形结构和高孔隙率, 使得 MPs 成为对化学污染物具有很强吸附能力的载体, 能够富集环境中的重金属, 如 Cd 和 Pb 等^[10], 以及有机污染物, 如多环芳烃 (PAHs)、多溴联苯醚 (PBDEs) 和多氯联苯 (PCBs) 等^[11]。同时, MPs-化学污染物共存体系也可能改变化学污染物在生物体内的富集能力和生物效应。

MPs 是由人类活动而产生的新污染物, 并广泛存在于环境介质中, 受风力、河流和降雨等外力作用而迁移, 最终在深海中汇集^[12]。目前 MPs 的相关研究主要集中在海洋环境中, 对陆地生态系统的研究相对较少^[13-15], 而陆地生态系统和人类生存与健康密切相关。本文系统概括我国土壤和淡水环境中 MPs 的污染来源与现状, 分析了 MPs 对化学污染物的吸附行为、吸附影响因素及二者对生物体的联合毒性效应 (见图 1), 并展望了相关研究的未来发展方向。

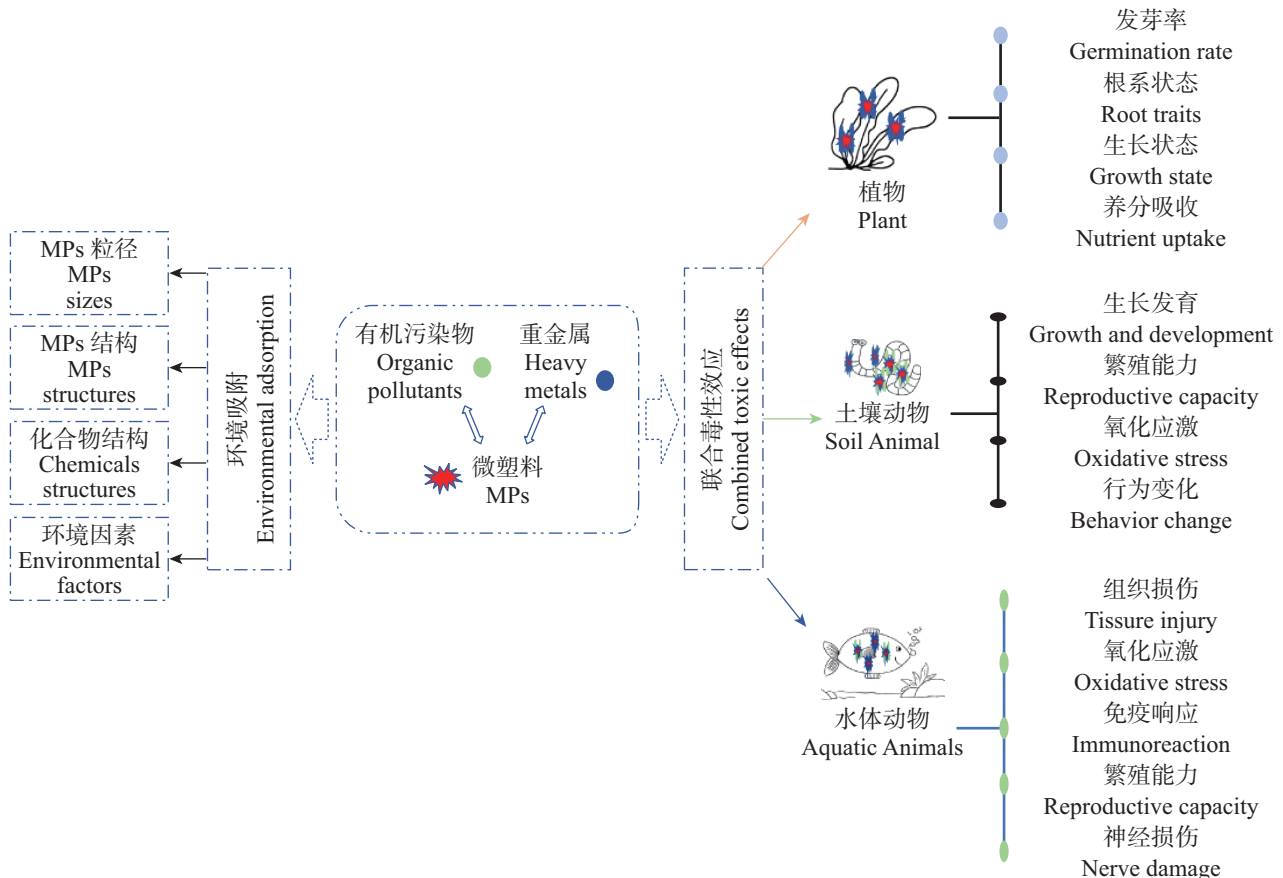


图 1 MPs 与化学污染物的环境吸附及联合毒性效应

Fig. 1 The environmental adsorption and combined toxic effects of MPs and chemical pollutants

1 环境微塑料污染现状

1.1 土壤中微塑料污染现状

土壤中的 MPs 主要来自于农用地膜、农用灌溉水、有机肥施用、污水处理厂的污泥、塑料垃圾填埋和大气沉降等^[16-17]。相较于国外,我国土壤 MPs 污染研究起步较晚,随着周倩等^[18]在 2016 年发表第 1 篇关于土壤 MPs 污染相关报道后,我国才陆续展开土壤 MPs 污染调查研究,并主要集中在农业用地。研究发现,我国多地区农业用地土壤中 MPs 污染严重。研究发现内蒙古河套灌区 20 年覆膜农田、甘肃梧桐村 30 年覆膜农田和云南滇池农田土壤中 MPs 平均丰度分别为 6 070、2 200 和 19 660 个/kg^[19-21];在云南种植区和河岸林缓冲带、陕西宝鸡农田以及湖北武汉农业用地中也检测到了 MPs,其丰度分别为 7 100~42 960、1 974~3 656 和 22 000~690 000 个/kg^[22-24]。土壤 MPs 丰度与土地类型相关。在对武汉市郊区土壤 MPs 污染状况调查中发现,林地中 MPs 丰度(410 000 个/kg)显著高于菜地(160 000 个/kg)和空地(120 000 个/kg)^[24]。与农业用地相比,非农业用地土壤 MPs 丰度相对较低,如福建漳州翡翠湾景区土壤中 MPs 平均丰度为 61 个/600 g^[25]。此外,不同深度土壤 MPs 含量也不相同。在长江沿岸的亚表层土壤(10~15 cm)和表层土壤(0~5 cm)中 MPs 平均丰度分别为(4 005.1±2 472.8)个/kg 和(3 748.5±2 301.2)个/kg,且 MPs 的种类高达 13 种,其中聚酰胺(PA)含量最大,占总量的 32.2%^[26]。

1.2 淡水中微塑料污染现状

淡水中 MPs 主要来源于生活污水排放,也包括污水处理厂废水排放、水体中塑料垃圾的风化降解以及水土流失或地表径流形成的陆源输入,其丰度与附近居民数量呈正相关^[14,27]。从现有研究来看,我国淡水环境 MPs 污染也十分严峻。太湖、洞庭湖和洪湖表层水中均检测到了 MPs,丰度分别为 340~2 580、900~2 800 和 1 250~4 650 个/m³^[28-29]。三峡库区地表水中也检测到了 MPs,丰度为 1 597~12 611 个/m³^[30];陕西段渭河表层水中 MPs 平均丰度为(5 800±1 600)个/m³^[31]。除淡水水体外,MPs 也普遍存在淡水沉积物中。研究发现,太湖、洞庭湖和青海湖沉积物中 MPs 丰度分别为 11~235、180~693 和 50~1 292 个/m³^[28,32-33];洪湖

沉积物中 MPs 平均丰度为 100 个/kg^[34];三峡库沉积物中 MPs 丰度为 25~300 个/kg^[30]。此外,城市河流同样被检测出含有 MPs。Peng 等^[35]对上海市中心区河流沉积物进行了采样分析,其 MPs 平均丰度为 802 个/kg。

2 微塑料对化学污染物的吸附行为

2.1 微塑料对重金属的吸附行为

重金属在 MPs 上的吸附机制主要包括静电相互作用、表面络合、阳离子- π 键相互作用、范德华力和微孔填充等^[36]。影响 MPs 对重金属吸附的因素主要有 MPs 粒径、MPs 结构、MPs 老化程度以及环境因素等。首先,MPs 颗粒大小,通常 MPs 粒径越小,比表面积越大,吸附重金属能力越强。Wu 等^[37]在模拟淡水环境下,研究了 μm 级(75 μm)与 mm 级(4 mm)覆盖生物膜的工业级聚苯乙烯(PS)对 Cu 和 Cr(VI)的吸附能力,结果表明 75 μm 的 PS 对 Cu 和 Cr(VI)的吸附能力强于 4 mm 的 PS。其次,MPs 结构和老化程度是影响其对重金属吸附能力的重要因素。Zhou 等^[38]在 5 种 MPs 对 Cd 的吸附研究中发现,与聚氯乙烯(PVC)、聚苯乙烯(PS)、丙烯腈-丁二烯-苯乙烯(ABS)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)相比,聚酰胺(PA)的吸附能力更强,这是由于 PA 的总比表面积最大、总孔值最高以及表面存在 C-O 和 N-H 基团。Zou 等^[39]研究发现,氯化聚乙烯(CPE)对 Pb 和 Cd 的吸附亲和力大于 PVC、线型聚乙烯(LPE)和超高分子聚乙烯(HPE),且对 Pb 的静电吸附作用比 Cd 更强。此外,经老化处理的 MPs 也能增加对重金属的吸附作用,这是由于老化 MPs 比表面积增大而释放出更多活性点位,以及表面发生氧化反应产生了含氧官能团^[40]。最后,环境因素,如 pH 可以改变吸附行为。周艳飞^[26]研究发现,MPs 对 Cd(II)的吸附量随着环境 pH 的变化而变化,pH 由低到高变化时,Cd(II)的吸附量呈先增加后减少的趋势。

2.2 微塑料对有机污染物的吸附行为

大量研究表明,MPs 可以吸附环境中的有机污染物,其中多数为持久性有机污染物(POPs)^[41]。多数研究者认为 MPs 与有机污染物之间主要存在 5 种相互作用,包括疏水相互作用、静电相互作用、氢键相互作用、 π - π 相互作用和范德华力^[42-45]。影

响 MPs 对有机污染物吸附的因素主要有 MPs 粒径、MPs 结构、MPs 老化程度、有机物结构以及环境因素等。首先, MPs 颗粒大小, 一般来说粒径越小吸附能力越强^[45], 但对于纳米级 MPs 而言, 粒径过小会导致其颗粒聚合增强, 进而降低吸附能力^[46]。其次, MPs 和有机物结构, 通常官能团极性越强吸附能力越强; 疏水性越强吸附能力越强; 老化会增加 MPs 比表面积增加吸附能力。PA-MPs 中酰胺基团的存在使得其对阿莫西林 (AMX)、四环素 (TC)、环丙沙星 (CIP) 和甲氧苄啶 (TMP) 的吸附能力高于 PVC 和 PE^[47]。因疏水相互作用, PE-MPs 对全氟辛烷磺酸 (PFOS) 的吸能力强于 PS 和 PVC^[48]。此外, PS-MPs 经老化处理后对 CIP 和氨基地平 (AML) 的吸附能力均明显增强^[49-50]。最后, 环境因素, 温度和 pH 均可改变吸附行为。就 pH 值而言, 它可以通过改变微塑料和有机污染物的质子化程度使其呈现出不同的带电性从而改变吸附行为。Xu 等^[51]发现当 pH=6 时, TC 表面电荷接近零电荷点, 静电斥力最低, 吸附能力最强; 而当 pH 值升高或降低时, MPs 与 TC 带同种电荷, 静电斥力增强从而导致吸附能力降低。就温度而言, 通常温度升高吸附能力减低, 这是因为升高温度后吸附分子流动性和溶解度增加, 从而导致范德华力降低, 吸附能力也随之降低。例如, 当温度高于 25 °C 时, 随着温度的升高 PE-MPs 和 PP-MPs 对麝香的吸附能力逐渐降低^[52-53]。

3 微塑料与化学污染物的联合毒性效应

3.1 微塑料与重金属的联合毒性效应

3.1.1 植物

通常低浓度 MPs 和低浓度重金属复合污染会促进植物的生长, 而高浓度 MPs 和高浓度重金属复合污染会抑制植物的生长。冯天联等^[54]研究表明, 在 PE-MPs 和 Cd (1 mg/kg) 复合暴露下小麦种子发芽率为 80%~100%, 当 Cd 浓度增加为 5 mg/kg 时, 小麦种子的发芽率降低为 56.7%~95%; 若 Cd 浓度维持在 1 mg/kg 时, 10~100 mg/kg 范围内的 PE-MPs 对小麦种子发芽率表现为促进作用, 而超过 200 mg/kg 后表现为抑制作用。杨子^[55]研究了 PS-MPs 和 Cd 复合污染对小麦种子和水稻种子发芽率的影响, 发现低浓度 Cd (5 mg/L 和 10 mg/L)

对小麦和水稻种子发芽表现为促进作用, 而高浓度 Cd (50 mg/L) 对种子发芽表现为抑制作用。而当 Cd 浓度为 5 mg/kg 时, 随着 PE 浓度的增加少花龙葵地上部和根部生物量显著降低^[56]。由此可见, 低浓度 MPs 和低浓度重金属复合污染在一定程度上可能会降低单一污染物的毒性作用。但是也有研究结果与之相悖, 这可能与模式植物的种类不同有关。在 Cd 存在的条件下, 0.1% 和 1% 浓度 PS 显著抑制玉米植株地上部分的生长, 而 PS 浓度为 10% 时反而对植株产生了刺激作用, 降低了二者的毒性作用^[57]。宁瑞艳等^[58]在 MPs 和 Cd 复合污染对超富集植物生长研究中发现, MPs 浓度为 100 mg/L 时, 东南景天根长较未添加 MPs 组显著降低 35.6%; 而 MPs 浓度为 500 mg/L 时, 与未添加 MPs 组相比, 东南景天根长反而有所增长。

此外, MPs 类型也会影响其与重金属的联合毒性作用。研究显示暴露于 PP-MPs 和 Cd 的小麦种子根长总是大于同浓度下 PE-MPs 和 Cd 中的小麦种子根长; 对于芽长而言, 多数情况下依然是 PP-MPs 暴露下的小麦芽伸长程度大于同浓度 PE-MPs 暴露的小麦芽^[54]。PS、聚乳酸 (PLA) 分别和 Cd 复合污染对玉米植株生物量造成的变化也有明显不同。在 PS 和 Cd 联合暴露下, 玉米植株地上生物量产生明显下降的趋势, 但地下干重变化不显著; 而 PLA 和 Cd 的联合暴露显著降低了玉米植株地上地下的生物量^[58]。

3.1.2 土壤动物

MPs 与化学污染物复合污染对土壤动物的生物效应研究较少, 且主要集中在蚯蚓。这是因为蚯蚓在土壤生态系统中充当了重要角色, 它既可以鉴定污染物对生物毒性作用, 又能反映出土壤污染状况。MPs 与重金属的复合污染会在生物体内发挥多种毒性作用, 包括影响生长发育、氧化应激和神经毒性, 甚至死亡, 且联合污染的毒性一般大于单一污染。周艳飞^[26]研究发现蚯蚓复合暴露 PP-MPs 和 Cd 后, 生长速率显著降低, 死亡率显著增加, 这可能是由于 PP 的存在导致蚯蚓肠道的磨损与堵塞。此外, 蚯蚓体内过氧化脂质 (LPO) 和谷胱甘肽 (GSH) 水平明显增加, 表明 MPs 和重金属的共存可能会对蚯蚓造成严重的氧化损伤。廖苑辰等^[59]同样发现 PS-MPs 和 Cd 复合污染对蚯蚓生长具有一定抑制作用, 且产生氧化胁迫, 包括过氧化氢酶 (CAT) 活性降低, 丙二醛 (MDA) 含量上升。另外, 复合污

染还影响蚯蚓的繁殖能力和生物利用率。Huang等^[60]发现,MPs的存在增强了Cd在蚯蚓体内的富集,同时PE-MPs和Cd复合污染会损伤蚯蚓精子的DNA。Zhou等^[61]通过PP-MPs和Cd对蚯蚓的联合暴露,也发现MPs加速了Cd在蚯蚓体内的积累;且与单独MPs暴露比,复合污染减缓了蚯蚓大肠埃希氏菌(*E. coli*)的生长速率。

3.1.3 水生动物

MPs和重金属复合暴露对水生动物的生物效应研究主要集中在淡水鱼类,这主要是因为鱼类是水生态系统的顶级消费者,对维护水环境中的生态平衡具有最为重要的意义。已有研究发现MPs可促进Cu、Cd、Zn以及其他重金属的富集,且造成动物组织损伤、氧化应激、细胞凋亡和繁殖能力减弱。Qiao等^[62]将斑马鱼暴露于PS-MPs和Cu的复合污染达14 d后,发现PS的存在增加了斑马鱼肝脏和肠道中Cu的积累,并导致膜脂氧化加剧以及SOD酶活性降低。Lu等^[63]研究表明,MPs的存在增强了Cd对斑马鱼的毒性效应,并发现共同暴露后导致斑马鱼组织中产生了氧化损伤和炎症反应。Chen等^[64]将草鱼暴露于PS-MPs和Cd的复合污染中,发现鱼的鳃、肾、肝和肌肉均出现了不同程度的损伤,且PS-MPs显著提高Cd在鱼体内的累积。Wen等^[65]通过PS-MPs和Cd的单一和联合暴露对铁饼鱼早期幼鱼进行30 d的培养,观察到联合暴露条件下可诱发严重的氧化应激反应。MPs也会增强重金属在牡蛎体内的蓄积性,最终影响牡蛎生长繁殖的能力^[66]。在针对青鳉鱼的研究中发现,PS-MPs和重金属复合暴露会改变其肠道功能,并影响性腺的发育,在显微观察下发现雌性青鳉鱼卵巢内空卵泡和卵泡闭锁等现象增加^[67]。Santos等^[68]也发现MPs和Cu联合暴露会诱导斑马鱼大脑中细胞凋亡、神经元增殖减少、乙酰胆碱酯酶(AChE)活性增加及多巴胺系统改变,最终导致斑马鱼游泳活动和社会行为的改变。

3.2 微塑料与有机污染物的联合毒性效应

3.2.1 协同作用

Xu等^[69]发现PS-MPs增加了菲在蚯蚓体内的富集,并对蚯蚓腔细胞造成了严重DNA损伤。Deng等^[70]研究发现,与单独暴露有机磷阻燃剂(OPFRs)相比,OPFRs分别与PS-MPs和PE-MPs共同暴露对小鼠的毒性效应更强,具体表现为MPs增强了OPFRs对小鼠的氧化应激和神经毒性效应。Sun

等^[71]通过MPs和杜福林对蚯蚓的氧化应激和代谢谱进行研究,发现MPs会加重杜福林对蚯蚓的氧化损伤,且联合暴露显著改变了蚯蚓体内21种代谢产物的相对丰度并显著影响了3条代谢通路。在利用低密度聚乙烯(LDPE)和氧丙酮(BP-3)对蛤蜊进行为期14 d的复合暴露时,BP-3的存在显著增强了LDPE-MPs单独对蛤蜊的氧化损伤和神经毒性^[72]。Rainieri等^[73]进行了LDPE-MPs与多种有机污染物对斑马鱼的单一和共同暴露研究,结果表明复合污染比单一污染产生的有害影响更大;使用吸附有机污染物的MPs作为饲料喂养的鱼,其肝脏中气泡化程度较其他组严重,且部分相关基因产生过表达的现象。Gomiero等^[74]通过将环节蠕虫暴露于PVC-MPs和苯并[a]芘环境中发现,MPs-有机物共存体系会使蠕虫的免疫系统活性和线粒体活性受到抑制。

3.2.2 拮抗作用

尽管作为载体,MPs与有机污染物的联合毒性类型大多为协同或相加作用,但有部分研究发现有时二者共存也会导致拮抗作用。Zhang等^[75]研究了PS-MPs和罗红霉素(ROX)对淡水红罗非鱼的毒理效应,结果表明MPs与ROX共暴露14 d后缓解了先前ROX单独暴露引起的神经毒性;且肝脏中MDA含量显著降低,SOD活性显著增加,这表明肝脏组织中氧化损伤也得到了缓解。一项对海洋青鳉受精卵的毒性研究发现,尽管单独的PS-MPs和菲均会抑制其孵化,但低浓度MPs(2 μg/L)和菲联合暴露时可使孵化率提高25.8%,降低畸形和死亡率,并恢复菲诱导的心脏发育相关基因的异常表达^[76]。Zhu等^[77]开展了三氯生(TCS)与PE、PS、PVC和PVC800等4种MPs对中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)的共同暴露,结果表明对于骨条藻生长而言,TCS与MPs的联合毒性类型均为拮抗作用,且TCS与不同MPs之间的吸附能力强弱与联合毒性下降幅度之间存在一定的相关性,即吸附能力越强联合毒性下降幅度越大。Yang等^[78]在研究5种MPs(PE1000、PE、PA1000、PA和PS)与壬基酚(NP)对小球藻的联合毒性时发现,MPs的存在对减轻NP对藻类的毒性具有正向作用,联合毒性呈现拮抗作用,且MPs对NP的吸附能力是促成该效应的主要因素,即吸附能力越强NP对藻类的毒性越弱。

4 结论与展望

通过总结国内外学者对 MPs 污染状况以及其与化学污染物的相互作用和联合生物效应研究, 结果表明: (1) 我国土壤和淡水 MPs 污染严重, 丰度高, 分布广, 且来源途径多样化; (2) 环境中的 MPs 通常作为载体存在, 吸附化学污染物(重金属和有机污染物)进入生物体内, 且吸附能力受 MPs 类型、粒径大小、老化程度和环境条件等因素的影响; (3) MPs 与化学污染物对生物体的联合生物效应, 根据模式生物、污染物种类以及浓度等因素的不同, 表现为拮抗和协同作用, 影响生物体的生长发育、氧化应激、神经毒性, 甚至死亡。但目前有关 MPs 与化学污染物共存情况的研究主要集中在水生环境, 对土壤和大气环境中的研究相对较少, 处于初级阶段, 因此今后研究重点应侧重土壤和大气环境中 MPs 与化学污染物的共存研究。目前研究大多集中在实验室, 存在受试动植物种类有限、土壤类型单一以及 MPs 类别、尺寸大小和浓度与实际环境介质中存在一定差异等问题, 未来应结合实际的环境状况加强这方面的研究, 并加大复合污染物在食物链中的传递、富集方面的研究。此外也有必要进一步研究其对哺乳动物尤其是人类的潜在毒性及相关机制。

参考文献:

- [1] 延雨宸, 杨忠芳, 余涛. 土壤中微塑料的来源、生态环境危害及治理技术 [J]. 中国地质, 2022, 49(3): 770-788.
- [2] BROWNE M A, CRUMP P, NIVEN S J, et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(21), 9175-9179.
- [3] 联合国环境规划署. 联合国最高环保荣誉表彰战胜塑料污染的创新解决方. [2024-01-19]. <https://www.unep.org/zh-hans/xinwenyuziyuan/xinwengao-44>.
- [4] 邓义祥, 雷坤, 安立会, 等. 我国塑料垃圾和微塑料污染源控制对策 [J]. 中国科学院院刊. 2018, 33(10): 1042-1051.
- [5] 骆永明, 周倩, 章海波, 等. 重视土壤中微塑料污染研究, 防范生态与食物链风险 [J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(10): 1021-1030.
- [6] COLE M, LINDEQUE P, HALSBAND C, et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(12): 2588-2597.
- [7] 杨婧婧, 徐笠, 陆安祥, 等. 环境中微(纳米)塑料的来源及毒理学研究进展 [J]. 环境化学, 2018, 37(3): 383-396.
- [8] ANDRADY A L. Microplastics in the marine environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(8): 1596-1605.
- [9] 任欣伟, 唐景春, 于宸, 等. 土壤微塑料污染及生态效应研究进展 [J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6): 1045-1058.
- [10] 陈雅兰, 孙可, 高博. 微塑料吸附机制研究进展 [J]. 环境化学, 2021, 40(8): 2271-2287.
- [11] 王一飞, 李淼, 于海瀛, 等. 微塑料对环境有机污染物吸附解吸的研究进展 [J]. 生态毒理学报, 2019, 14(4): 23-30.
- [12] JAMBECK J R, GEYER R, WILCOX C, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean [J]. *Science*, 2015, 347(6223): 768-771.
- [13] 刘强, 徐旭丹, 黄伟, 等. 海洋微塑料污染的生态效应研究进展 [J]. 生态学报, 2017, 37(22): 7397-7409.
- [14] 丁剑楠, 张闪闪, 邹华, 等. 淡水环境中微塑料的赋存、来源和生态毒理效应研究进展 [J]. 生态环境学报, 2017, 26(9): 1619-1626.
- [15] 郝爱红, 赵保卫, 张建, 等. 土壤中微塑料污染现状及其生态风险研究进展 [J]. 环境化学, 2021, 40(4): 1100-1111.
- [16] 杨博, 熊健, 李伟, 等. 土壤中微塑料来源、检测及风险评估研究进展 [J]. 应用化工, 2023, 52(10): 2929-2933.
- [17] 白濛雨, 赵世焯, 彭谷雨, 等. 城市污水处理过程中微塑料赋存特征 [J]. 中国环境科学, 2018, 38(5): 1734-1743.
- [18] 周倩, 章海波, 周阳, 等. 滨海潮滩土壤中微塑料的分离及其表面微观特征 [J]. 科学通报, 2016, 61(14): 1604-1611.
- [19] 王志超, 孟青, 于玲红, 等. 内蒙古河套灌区农田土壤中微塑料的赋存特征 [J]. 农业工程学报, 2020, 36(3): 204-209.
- [20] MENG F R, FAN T L, YANG X M, et al. Effects of plastic mulching on the accumulation and distribution of macro and micro plastics in soils of two farming systems in Northwest China [J]. *PeerJ*, 2020, 8(1526): e10375.
- [21] 刘亚菲. 滇池湖滨农田土壤中微塑料数量及分布研究 [D]. 昆明: 云南大学, 2018.
- [22] 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.
- [23] 宋佃星, 马莉, 王全九. 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): 170-175.
- [24] ZHOU Y F, LIU X N, WANG J. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 694: 133798.
- [25] 邓加聪, 陈晓凤, 张志鹏, 等. 福建漳浦近岸海域表层土壤中微塑料的赋存特征 [J]. 福建师大福清分校学报, 2019(2): 75-83.

- [26] 周艳飞. 土壤微塑料分布特征及其与镉复合污染的生态风险 [D]. 武汉: 中国科学院大学 (中国科学院武汉植物园), 2021.
- [27] 李爱峰, 李方晓, 邱江兵, 等. 水环境中微塑料的污染现状、生物毒性及控制对策 [J]. 中国海洋大学学报 (自然科学版), 2019, 49(10): 88-100.
- [28] SU L, XUE Y A, LI L Y, et al. Microplastics in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 216: 711-719.
- [29] WANG W F, YUAN W K, CHEN Y L, et al. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 539-545.
- [30] DI M X, WANG J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 616: 1620-1627.
- [31] 山泽萱, 张妍, 张成前, 等. 渭河微塑料污染现状与风险评估 [J]. *环境科学*, 2023, 44(1): 231-242.
- [32] LUO W Y, SU L, CRAIG N J, et al. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 246: 174-182.
- [33] XIONG X, ZHANG K, CHEN X C, et al. Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake: Qinghai Lake [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 899-906.
- [34] LI L, GENG S X, WU C X, et al. Microplastics contamination in different trophic state lakes along the middle and lower reaches of Yangtze River Basin [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112951.
- [35] PENG G Y, XU P, ZHU B S, et al. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234: 448-456.
- [36] 侯宇晴, 李冰, 王金花, 等. 微塑料与农田土壤中典型污染物的复合污染研究进展 [J]. *环境科学*, 2023, 1-17.
- [37] WU C, TANAKA K, TANI Y, et al. Effect of particle size on the colonization of biofilms and the potential of biofilm-covered microplastics as metal carriers [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 821: 15326.
- [38] ZHOU Y F, YANG Y Y, LIU G H, et al. Adsorption mechanism of cadmium on microplastics and their desorption behavior in sediment and gut environments: the roles of water pH, lead ions, natural organic matter and phenanthrene [J]. *Water Research*, 2020, 184: 116209.
- [39] ZOU J Y, LIU X P, ZHANG D M, et al. Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics [J]. *Chemosphere*, 2020, 248: 126064.
- [40] FU Q M, TAN X F, YE S J, et al. Mechanism analysis of heavy metal lead captured by natural-aged microplastics [J]. *Chemosphere*, 2021, 270: 128624.
- [41] 张哥, 邹亚丹, 徐擎擎, 等. 微塑料与水中污染物的联合作用研究进展 [J]. *海洋湖沼通报*, 2019(2): 59-69.
- [42] WU P F, CAI Z W, JIN H B, et al. Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 671-678.
- [43] LEE H, SHIM W J, KWON J H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470: 1545-1552.
- [44] GUO X, WANG J L. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: a review [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 142: 1-14.
- [45] ZHANG X J, ZHENG M G, YIN X C, et al. Sorption of 3, 6-dibromocarbazole and 1, 3, 6, 8-tetrabromocarbazole by microplastics [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 138: 458-463.
- [46] WANG J, LIU X H, LIU G N, et al. Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 173: 331-338.
- [47] LI J, ZHANG K N, ZHANG H. Adsorption of antibiotics on microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 237: 460-467.
- [48] WANG W F, WANG J. Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics [J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 567-573.
- [49] LIU G Z, ZHU Z L, YANG Y X, et al. Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 246: 26-33.
- [50] LIU P, LU K, LI J L, et al. Effect of aging on adsorption behavior of polystyrene microplastics for pharmaceuticals: adsorption mechanism and role of aging intermediates [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384: 121193.
- [51] XU B L, LIU F, BROOKES P C, et al. Microplastics play a minor role in tetracycline sorption in the presence of dissolved organic matter [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 240: 87-94.
- [52] DONG X F, ZHENG M G, QU L Y, et al. Sorption of Tonalide, Musk Xylene, Galaxolide, and Musk Ketone by microplastics of polyethylene and polyvinyl chloride [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 144: 129-133.
- [53] ZHANG X J, ZHENG M G, WANG L, et al. Sorption of three synthetic musks by microplastics [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 126: 606-609.
- [54] 冯天朕, 陈苏, 陈影, 等. 微塑料与 Cd 交互作用对小麦种子发芽的生态毒性研究 [J]. *中国环境科学*, 2022, 42(4): 1892-1900.
- [55] 杨子. 聚乙烯微塑料对镉的生物累积和毒性效应的影响 [D]. 郑州: 河南农业大学, 2021.

- [56] 吴萍, 张杏锋, 高波, 等. 微塑料对超富集植物少花龙葵 Cd 累积的影响 [J]. 环境科学与技术, 2022, 45(1): 174-181.
- [57] 张晓晴. 微塑料和镉对植物生长和丛枝菌根真菌多样性的影响 [D]. 青岛: 青岛科技大学, 2020.
- [58] 宁瑞艳, 刘娜, 程红艳, 等. 微塑料和镉及其复合对超富集植物生长和富集镉的影响 [J]. 环境科学学报, 2022, 42(6): 415-425.
- [59] 廖苑辰, 王倩, 蒋小峰, 等. 聚苯乙烯微塑料和重金属镉对蚯蚓的联合毒性效应 [J]. 生态毒理学报, 2022, 17(2): 216-226.
- [60] HUANG C D, GE Y, YUE S Z, et al. Microplastics aggravate the joint toxicity to earthworm *Eisenia fetida* with cadmium by altering its availability [J]. Science of the Total Environment. 2021, 753: 142042.
- [61] ZHOU Y F, LIU X N, WANG J. Ecotoxicological effects of microplastics and cadmium on the earthworm *Eisenia fetida* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 392: 122273.
- [62] QIAO R X, LU K, DENG Y F, et al. Combined effects of polystyrene microplastics and natural organic matter on the accumulation and toxicity of copper in zebrafish [J]. Science of the Total Environment, 2019, 682: 128-137.
- [63] LU K, QIAO R X, AN H, et al. Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Chemosphere, 2018, 202: 514-520.
- [64] CHEN X, WANG J, XIE Y J, et al. Physiological response and oxidative stress of grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) under single and combined toxicity of polystyrene microplastics and cadmium [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 245: 114080.
- [65] WEN B, JIN S R, CHEN Z Z, et al. Single and combined effects of microplastics and cadmium on the cadmium accumulation, antioxidant defence and innate immunity of the discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*) [J]. Environmental Pollution, 2018, 243: 462-471.
- [66] ZHU X T, QIANG L Y, SHI H H, et al. Bioaccumulation of microplastics and its in vivo interactions with trace metals in edible oysters [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 154: 111079.
- [67] YAN W, HAMID N, DENG S, et al. Individual and combined toxicogenetic effects of microplastics and heavy metals (Cd, Pb, and Zn) perturb gut microbiota homeostasis and gonadal development in marine medaka (*Oryzias melastigma*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 397: 122795.
- [68] SANTOS D, LUZIO A, FÉLIX L, et al. Microplastics and copper induce apoptosis, alter neurocircuits, and cause behavioral changes in zebrafish (*Danio rerio*) brain [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 242: 113926.
- [69] XU G H, LIU Y, SONG X, et al. Size effects of microplastics on accumulation and elimination of phenanthrene in earthworms [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 403: 123966.
- [70] DENG Y F, ZHANG Y, QIAO R X, et al. Evidence that microplastics aggravate the toxicity of organophosphorus flame retardants in mice (*Mus musculus*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 357: 348-354.
- [71] SUN W, MENG Z Y, LI R S, et al. Joint effects of microplastic and dufulin on bioaccumulation, oxidative stress and metabolic profile of the earthworm (*Eisenia fetida*) [J]. Chemosphere, 2021, 263: 128171.
- [72] O'DONOVAN S, MESTRE N C, ABEL S, et al. Effects of the UV filter, oxybenzone, adsorbed to microplastics in the clam *Scrobicularia plana* [J]. Science of the Total Environment, 2020, 733(8): 139102.
- [73] RAINIERI S, CONLEDO N, LARSEN B K, et al. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Environmental Research, 2018, 162: 135-143.
- [74] GOMIERO A, STRAFELLA P, PELLINI G, et al. Comparative effects of ingested PVC micro particles with and without adsorbed benzo (a) pyrene vs. spiked sediments on the cellular and sub cellular processes of the benthic organism *Hediste diversicolor* [J]. Frontiers in Marine Science, 2018, 5: 99.
- [75] ZHANG S S, DING J N, RAZANAJATOVO R M, et al. Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*) [J]. Science of the Total Environment, 2019, 648: 1431-1439.
- [76] LI Y J, WANG J, YANG G X, et al. Low level of polystyrene microplastics decreases early developmental toxicity of phenanthrene on marine medaka (*Oryzias melastigma*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 385: 121586.
- [77] ZHU Z L, WANG S C, ZHAO F F, et al. Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum* [J]. Environmental Pollution, 2019, 246: 509-517.
- [78] YANG W F, GAO X X, WU Y X, et al. The combined toxicity influence of microplastics and nonylphenol on microalgae *Chlorella pyrenoidosa* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 195: 110484.