刘贝贝,郭康鹰,冯齐云,等.水中天然有机物与微塑料的作用、危害及去除 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6907-6913.
Liu B B, Guo K Y, Feng Q Y, et al. Microplastics and natural organic matter in water: Interactions, hazards, and removal methods [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6907-6913.

水中天然有机物与微塑料的作用、危害及去除

刘贝贝,郭康鹰,冯齐云,岳钦艳,高 悦*,高宝玉** (山东大学环境科学与工程学院,山东 青岛 266237)

摘要：微塑料(MPs)与天然有机物(NOM)作用后形成的 MPs-NOM 复合污染物的物化性质和环境风险复杂多变.截至目前,关于 MPs 和 NOM 的危害及去除策略已开展了大量研究,但重点多聚焦于各自的独立趋势,忽视了二者界面相互作用及协同危害的贡献,从而导致其环境风险可能被低估.因此,本综述系统描述了水中 MPs 和 NOM 形成的复合污染物的研究进展,重点围绕 MPs 和 NOM 之间的相互作用、MPs-NOM 复合污染物的环境危害及其高效去除三个方面展开,并从机制揭示、风险评估和技术创新的角度对未来的攻关方向进行了展望.指出未来应加强 MPs-NOM 复合污染物的形成-归趋-去除全过程的机制研究,以期为面向新污染物治理的水处理技术升级提供科学依据.

关键词：微塑料；天然有机物；作用机制；危害；去除方法
中图分类号：X52 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6907-07

Microplastics and natural organic matter in water: Interactions, hazards, and removal methods. LIU Bei-bei, GUO Kang-ying, Feng Qi-yun, YUE Qin-yan, GAO Yue*, GAO Bao-yu** (School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Qingdao 266237, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6907~6913

Abstract：The physicochemical properties and environmental risks of microplastics-natural organic matter (MPs-NOM) composite pollutants, which are formed by the interaction between MPs and NOM, are complex and variable. Considerable research has been conducted on the hazards of MPs and NOM, as well as strategies for their removal. However, most studies have focused on the trends of the two components in isolation, neglecting the contribution of interfacial interactions and synergistic hazards, which may lead to an underestimation of their environmental risks. Therefore, this review systematically describes the research progress on MPs-NOM composite pollutants in water, focusing on the interactions, environmental hazards, and efficient removal methods. Furthermore, future research directions are proposed from the perspectives of mechanism revelation, risk assessment, and technological innovation. The mechanisms underlying the formation, fate, and removal of MPs-NOM pollutants throughout the entire process should be strengthened to provide a scientific basis for upgrading water treatment technologies aimed at addressing new pollutants.

Key words：microplastics；natural organic matter；interaction mechanism；hazards；removal methods

人类在生活和生产活动中释放的微塑料(MPs)主要通过废(污)水和雨水等途径进入排水系统.雨水中的大部分 MPs 直接进入地表水,而废(污)水中的 MPs 则在废(污)水处理厂中收集[1-2].由于大多数 MPs 在废(污)水处理过程中难以被生物降解,大部分 MPs 主要通过活性污泥法去除,剩余的 MPs 则随废(污)水处理厂的出水进入地表水中.进入地表水中的 MPs 或被水生生物摄取,或沉积在沉积物中,或在河流、湖泊和地下水等水环境中迁移转化,或随饮用水源进入供水系统[3].由于 MPs 颗粒具有尺寸小、比表面积大、表面反应活性高和疏水性等特点[4],在水体中易与共存的其他污染物发生相互作用.MPs 与水源水中普遍存在的天然有机物(NOM)作用后形成的新复合污染物会对水体中 MPs 和 NOM 的特性(如电荷、亲疏水性、形状和密度等)、迁移转化、稳定性和生物毒性等产生很大的影响[5],这势必影响水处理过程中 MPs 和 NOM 的去除效果和作用行为.基于此,本文主要对近年来 MPs 和 NOM 之间的相互作用、危害和去除方法进行了综合的阐述.

1 微塑料(MPs)污染

1.1 MPs 的来源

塑料因其价格便宜、坚固耐用和重量轻的优点而被广泛用于包装、建筑材料、日常个人护理品、汽车、服装和电子产品等行业.然而,塑料产品的回收率低,高达 94%的塑料在被丢弃后会通过污水处

收稿日期：2025-04-30
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52070120)
* 责任作者，副研究员，ygao@sdu.edu.cn; ** 教授，baoyugao_sdu@aliyun.com

理厂、渔业活动、农业生产和城市径流等途径进入淡水环境[6-7].2015 年中国塑料垃圾产量约为 65 亿 t,预计到 2060 年塑料垃圾的产量将达到 120 亿 t[8].一些大尺寸塑料在物理化学作用下会被破碎成微塑料 (MPs; 粒径 =1~5mm) 和纳米塑料 (NPs; 粒径 <1μm)[9].中国淡水环境中 MPs 污染已不容忽视,如长江中下游段 (4.92×10^5items/km^2)、三峡水库 (4.68×10^6~13.62×10^6items/km^2)、太湖 (10.67items/L)、洞庭湖(1.19items/L)和洪湖(2.29items/L)等均检测出了大量的 MPs[10].其中,items/L 表示每平方 km 的水域或沉积物表层中,平均检出的微塑料颗粒.此外,污水处理厂的出水是淡水中 MPs 的重要来源.近年来,MPs 污染及其吸附和富集环境中有机污染物的危害受到了越来越多的关注[4].

1.2 MPs 的危害

由于生物在摄食过程中难以区分 MPs 与其他食物颗粒,环境中的 MPs 得以通过食物链进入生物体内.MPs 主要是通过物理和化学作用影响生物体健康[11].物理危害主要包括内部磨损、肠道堵塞、能量吸收减少、生长迟缓、繁殖能力降低等[12].MPs 的粒径是影响生物体健康的重要因素.粒径大于 150μm 的 MPs 不仅在生物体内不易被吸收,而且难以被生物体清除,其在生物体内的累积会诱发局部炎症,从而加速恶性肿瘤(如癌症和死亡)的发展.此外,粒径小的 MPs(如 10μm 和 2.5μm)可以穿透器官(如肺和肠)和细胞(如肠细胞和巨噬细胞),威胁生物体安全[13].粒径更小的 NPs 更易穿透生物膜,甚至诱发肌萎缩侧索硬化(ALS,俗称为渐冻症)[14].这些小颗粒的 MPs 被认为是刺激免疫反应和氧化应激的外来元素[15].化学危害表现在两方面.首先,塑料在生产过程中会掺加多种添加剂和单体.这些塑料在被丢弃到环境中后存在塑料添加剂和未聚合单体释放的风险[3].此外,这些具有细胞毒性的化学添加剂释放到环境后可作为内分泌干扰物损害目标器官的结构、全身代谢和生物体的生殖能力[16].MPs 可以通过表面吸附和空隙填充来蓄积和运输各种环境污染物.携带污染物的 MPs 不仅可以在环境介质中迁移,还可以促进其在生物体内的转化并产生毒性效应.

MPs 还会影响水处理工艺的正常运行,如水中悬浮的 MPs 与微生物形成的生物膜为大肠杆菌等致病菌提供了保护,降低了杀菌消毒效率[17-18];在膜处理工艺中,MPs 会堵塞膜孔洞,加剧膜污染[19];MPs 在水中浸出的溶解性有机碳(DOC)会促进微生物活性,影响出水水质[20].此外,MPs 在自然环境中经历的老化破碎过程会释放溶解性有机物,这相应的为水处理工艺带来了新的挑战[21].

2 MPs 和 NOM 之间的相互作用

MPs 和 NOM 之间的相互作用主要包括疏水相互作用、静电相互作用、n–π 相互作用和范德华力 (图 1)[22-23].此外,具有苯环结构的 MPs 还可以通过 π–π 共轭作用与 NOM 接触[24].Chen 等[25]发现聚苯乙烯(PS)MPs 首先通过 π–π 共轭作用与 HA 的芳香结构接触,然后,HA 的–COOH 和 C=O 基团捕获 MPs 并形成高共轭共聚物.Li 等[26]证实 HA 在 MPs 表面的吸附增强了 MPs 颗粒间的静电斥力和空间位阻,这相应的提高了 MPs 在水中的稳定性.MPs 稳定性的提高不仅延长了其在水环境中的停留时间,同时也增加了其去除难度[27].然而,Zhang 等[28]研究发现苏万尼河富里酸(SRFA)可以通过增强其与 PS MPs 之间的疏水相互作用和 π–π 相互作用促进 PS 的异质聚集.随着 PS 颗粒粒径的减小,SRFA 对 PS 异质聚集的促进效果逐渐增强,沉降性能逐渐提高.

实际环境中的 MPs 都经历了自然风化过程,如微生物降解、热降解、机械破碎、光化学降解等[30].在老化过程中,MPs 的苯环或羰基基团会吸收紫外线能量,并诱导自由基反应,产生活性氧或碳中心自由基[31].活性氧或碳中心自由基会导致 MPs 聚合物链断裂并产生中间体.C–H 键的断裂、过氧自由基(–COO·)的氢萃取、烷氧基自由基(–CO·)的歧化以及自由基驱动的持续氧化作用会导致 MPs 产生大量的含氧官能团,如 C–OH、C–O、C=O 等[32].含氧官能团含量的增加会增强老化微塑料(AMPs)与 NOM 之间的静电相互作用和分子间氢键作用.Luo 等[33]发现老化增强了聚丙烯(PP)MPs 与 HA 之间的相互作用,并提高了两者之间的结合亲和力.宋亚丽等[34]发现老化增强了 PS 与 HA 之间的 n–π 相互作用和 π–π 相互作用,但减弱了疏水相互作用.刘梦宇等[35]发现与未老化的 MPs 相比,老化后的 MPs 具有更高的含氧官能团含量、更低的结晶度和更多的吸附位点,这导致其吸附 HA 的能力更强.

综上所述,MPs 和 NOM 之间存在界面相互作用,

且老化会增强两者之间的相互作用.此外,MPs 和 NOM 之间的相互作用会影响其形成的复合污染物的物化性质,这势必会对其生物毒性和去除效果产生不可预测的影响.

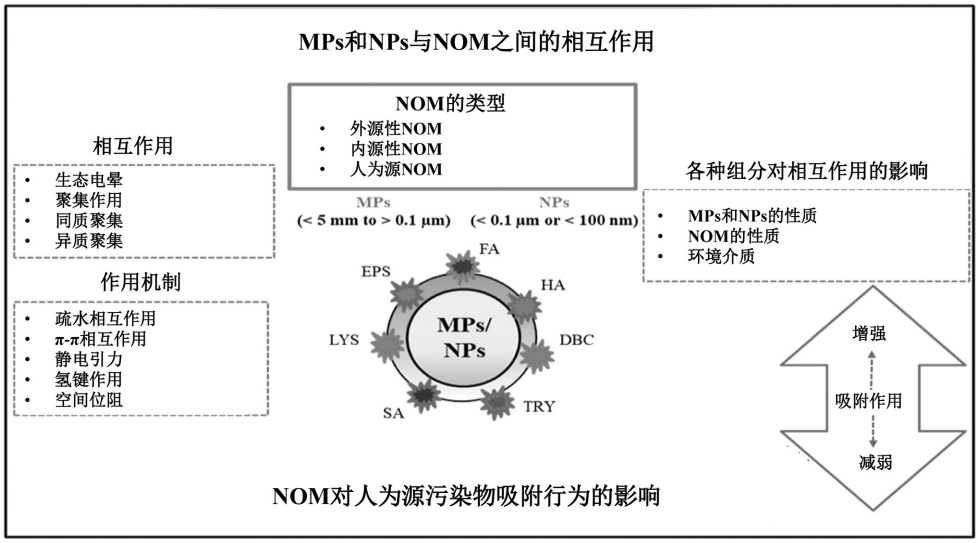


图 1　MPs 和不同类型 NOM 之间的相互作用[29]

Fig.1　Interactions between MPs and NOM[29]

3　MPs−NOM 复合污染物的危害

在水生介质中,MPs 和 NOM 作用后形成的复合污染物的生态活性和毒性比单一污染物更加复杂多变.Qiao 等[36]发现 NOM 的存在促进了铜在 MPs 表面的吸附,加剧了斑马鱼肝脏和肠道中的铜毒性.然而,Wu 等[37]研究表明 HA 与 MPs 之间的相互作用降低了 MPs 的生物有效性,减小了 MPs 对水蚤健康的威胁.由此可见,MPs 与 NOM 既可以通过协同作用增强生物体内有害物质的浓度进而影响其生理功能,也可以通过拮抗作用减少污染物的富集率和利用度,并减弱毒性[38].另外,在 NOM−MPs 复合体系中,NOM 的存在促进了 MPs 中对环境有害的物质的释放.Chen 等[39]证实 HA 加速了紫外暴露后的聚氯乙烯(PVC)悬浮液中有机锡化合物和总锡的释放.环境中 PVC 释放的有机锡化合物会导致女性生育能力下降和新生儿生长发育迟缓等问题出现[40].Wang 等[41]表明 NOM 在聚乳酸(PLA)MPs 表面的吸附促进了生物膜的形成,阻碍了 MPs 的降解.在水处理过程中,NOM 和 MPs 之间的相互作用改变了两者的物化性质,影响了其去除效率[42-43].

2022 年 5 月国务院颁布的《新污染物治理行动方案》中提到要加强微塑料等生态环境危害机理研究.同时,方案中要求加强新污染物多环境介质协同治理,降低新污染物环境风险.《新污染物治理行动方案》的提出为微塑料及其与 NOM 形成的复合污染物的高效去除增加了新的挑战.

4　MPs−NOM 复合污染物的去除方法

4.1　吸附法

吸附法主要是通过将水中的污染物转移到多孔固体吸附剂上的方式达到将污染物从水中分离的目的.吸附剂上的官能团(如−COOH、−OH、−N(CH_3)、−Si−O、Fe−OH)可以通过疏水相互作用、氢键作用、范德华力、静电引力、π−π 相互作用、孔隙填充和颗粒内扩散作用捕获水中的污染物(图 2)[44].Sun 等[45]制备的新型甲壳素基海绵吸附剂可以通过静电相互作用、氢键相互作用和 π−π 相互作用高效去除 PS(89.8%)、羧酸盐改性聚苯乙烯(PS−COOH;72.4%)和氨基改性聚苯乙烯(PS−NH_2;88.9%).然而,NOM 的存在抑制了 PS、PS−COOH 和 PS−NH_2 的去除.席彬彬等[46]发现磁改性生物炭吸附 PS 的能力随 HA 浓度的增加而下降,这是由于 HA 在吸附剂表面的吸附不仅减少了吸附剂的吸附位点,还增加了静电斥力和空间位阻.朱高坚等[47]发现 FeS−CS 对微塑料的最大吸附量可达

135.4mg/g,远高于未改性吸附剂的两倍.然而,HA 的存在会与 MPs 竞争吸附位点,从而降低 MPs 的吸附量,但 FeS−CS 的疏水性和表面官能团使其仍能保持较好的吸附能力.综上所述,NOM 表面具有的较高吸附能力的官能团(如羧基、酚羟基等)会与吸附剂表面的吸附位点发生作用,占据了原本可用于吸附 MPs 的位点.此外,NOM 在 MPs 表面的吸附会增强 MPs 的表面正电荷或负电荷,从而改变 MPs 与吸附剂之间的静电相互作用.MPs 表面物化性质的变化会降低吸附剂对 MPs 的吸附能力,也可能会导致 MPs 更易被物理筛分去除.另外,NOM 可以通过络合作用与某些金属氧化物吸附剂表面的金属离子发生反应,从而改变吸附剂的表面官能团、孔隙结构和表面电荷.此外,NOM 还可能会造成吸附剂的微孔堵塞,降低其比表面积,进而减少吸附剂对 MPs 的有效吸附位点.尽管吸附法已被广泛用于去除 NOM 和 MPs,但其在实际应用过程中仍存在吸附效率相对较低、吸附容量低、选择性低和制备过程繁琐的问题[48],这为吸附法去除 MPs 和 NOM 带来了挑战.

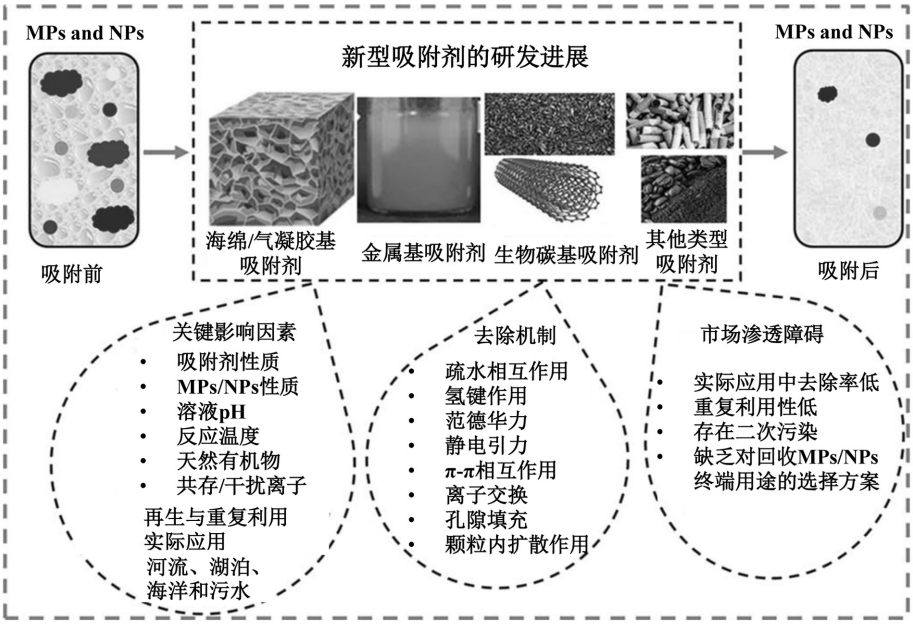


图 2 吸附法去除 MPs 的影响因素、机制和不足[44]

Fig.2 Influencing factors, mechanisms, and shortcomings for MPs adsorption[44]

4.2 膜分离法

膜分离技术可以通过吸附、静电斥力和截留等作用以简单、高效、低能耗和环保的方式精确分离不同类型的 MPs 和 NOM[49].在膜分离法去除 MPs 的过程中,NOM 的存在会对 MPs 的去除效率产生影响.NOM 分子能够与 MPs 颗粒共同吸附在膜表面的活性位点上,这减少了 MPs 与膜表面的直接接触面积,从而降低了膜对 MPs 的吸附和截留能力.Yang 等[50]发现 PS−NH_2 和 HA 之间的静电引力和非共价键作用力降低了反渗透过程中的膜通量,加速了膜污染,影响了常规的反渗透膜清洗方案.此外,在 NOM 和 MPs 共存体系中,NOM 与 MPs 之间极性的增强有利于增加 MPs 与带相反电荷膜之间的静电引力,提高 MPs 的去除率.疏水性有机物会通过疏水相互作用与 MPs 反应形成聚集体[51].若聚集体的疏水性增强,则 MPs 易被疏水性膜材料截留;若聚集体的疏水性不足以克服膜表面的水化层阻力,则会降低 MPs 的去除率.此外,NOM 还会导致膜表面的污染层增厚,膜阻力增加,膜通量和分离效率降低[52-53].

4.3 高级氧化法

高级氧化工艺主要是通过产生具有强氧化性的羟基自由基将水中持久性有机污染物氧化为低毒性或无毒性的小分子.强氧化性自由基是高级氧化法的核心.NOM 的存在会通过影响强氧化性自由基的生成和作用机制来影响其降解 MPs 的效率.NOM 可以通过过渡金属催化、光催化等方式促进强氧化性自由基的生成,进而提高 MPs 的去除率;但也可以通过淬灭作用减少自由基的数量,相应的

抑制 MPs 的去除.在高级氧化过程中,MPs 的降解主要是通过氧化、断裂、脱氢等反应[54].而 NOM 的存在可能会引入新的反应路径,如通过与自由基的反应形成中间产物,这些中间产物会进一步与 MPs 发生相互作用,进而改变 MPs 的降解路径和产物分布.Kang 等[55]证实了 HA 可以通过影响水中羟基自由基和空穴的种类和数量来影响 MPs 的效率.NOM 与光催化剂之间的相互作用改变了光催化剂的表面电荷和能带结构,降低了其光催化活性.此外,NOM 还与光生载流子发生复合反应,减少了可用于降解 MPs 的活性组分,导致 MPs 的降解效率降低.在芬顿氧化法中,Fe^{2+}催化 H_2O_2 能够产生与 MPs 和 NOM 发生反应的具有强氧化性的羟基自由基.NOM 中的某些官能团(如酚羟基、羧基等)对自由基的亲和力高于 MPs,从而降低了自由基与 MPs 的反应几率,减少了 MPs 的降解效率.Dos Santos 等[56]发现 PET 的降解效率和矿化程度随着 HA 浓度的增加而降低.上述现象一方面是由于 HA 的存在消耗了大量的羟基自由基,抑制了 PET 的开环和断裂过程;另一方面是由于 HA 通过络合作用与 Fe^{2+} 反应,减少 Fe^{2+} 的循环利用,进而影响羟基自由基的生成.另外,pH 值和温度是影响高级氧化反应速率和效率的重要因素,而 NOM 会通过影响反应体系的 pH 值和温度影响 MPs 的去除.

4.4　混凝沉淀法

混凝沉淀工艺是保障饮用水安全的第一道防线,其混凝性能将直接影响所有下游水处理单元的运行负荷和水处理成本.在国内外以地表水为水源的给水处理中,铝盐混凝剂是使用最广泛的混凝剂[57].近年来,关于不同铝形态的混凝性能和作用机理已经展开了广泛的研究,并成为发展高效铝盐混凝剂的重要前沿课题.铝盐混凝剂的混凝过程是通过混凝剂中不同形态的水解聚合产物与水体中污染物间的相互作用(包括吸附电中和作用、吸附架桥作用、络合作用、网捕卷扫作用等)形成不同的絮体来完成的.因此,不同形态铝盐混凝剂去除 MPs 和 NOM 的性能和机理存在差异.Shao 等[58]发现 Al_c 混凝体系中存在最强的吸附架桥作用和网捕卷扫效应,其去除 PE 的效率(68.09%)最高(图 3).另外,HA 在 PE 表面的吸附增强了其亲水性和静电斥力,这相应的降低了 PE 的去除效率.Wang 等[59]发现在 MPs 和 HA 共存体系中,HA 降低了 MPs 的去除率,这一方面是由于 HA 与 MPs 之间存在对金属盐混凝剂的竞争作用,另一方面是由于 HA 增强了 MPs 的空间稳定性和静电排斥力.此外,当 HA 浓度较高时,混凝去除 MPs 过程中形成絮体的有效吸附位点会被 HA 优先占据,相应的降低了 MPs 的去除率.然而,Lee 等[60]发现 HA 的存在增强了高铁酸盐和 MPs 之间的桥接效应,增加了 MPs 的表面负电荷,提高了高铁酸盐和 MPs 之间的相互作用,相应的提高了 MPs 的去除率.

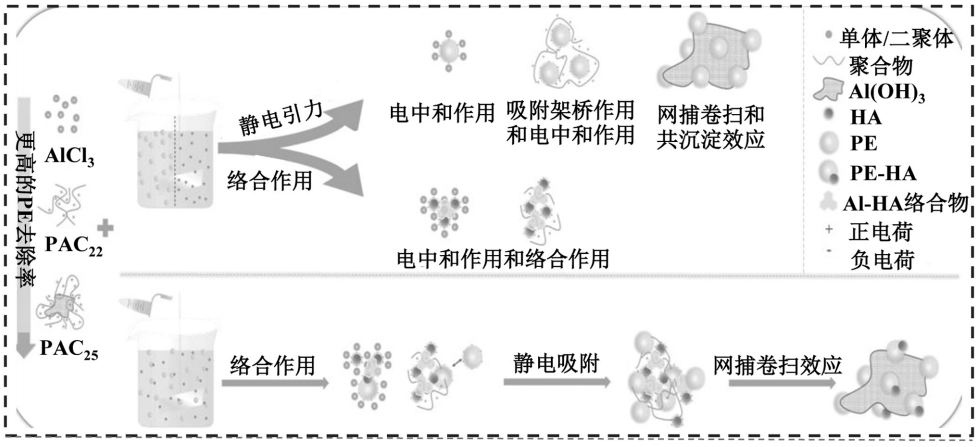


图 3　Ala、Alb 和 Alc 去除 PE、HA 和 PE−HA 复合污染物的性能和机理

Fig.3　Molecular reactions and mechanism of Ala, Alb, and Alc for the removal of PE, HA, and PE−HA composite contaminants

5　结语

MPs 和 NOM 在环境中的相互作用是一个复杂且动态的过程,涉及到多种物理、化学和生物机制.MPs 和 NOM 作用后形成的复合污染物对生态系统和人类健康构成了潜在的威胁,还需采取有效的

措施减少 MPs 在环境中的释放,并加强对其的监测和治理.结合近年来有关MPs和NOM之间的相互作用、危害以及去除方法的研究进展,笔者认为后续的研究可以从以下几个方面进行展开:从分子水平深入探讨MPs和NOM之间的微观机制,并结合分子动力学模拟、量子化学计算等手段深入了解 MPs 和 NOM 之间的相互作用和反应路径,为研发更有效的去除方法奠定理论基础;加强对 MPs 和 NOM 在不同环境介质中的迁移、转化和归趋的研究,评估它们对生态系统和人类健康的长期风险,并建立更为完善的环境监测方法和风险评估模型;针对 MPs 和 NOM 的特点,在开发高效、经济、可行的去除技术和方法的同时,进一步加强对现有技术去除 MPs 和 NOM 的内在作用机制的研究.

参考文献:

[1] Hanif M A, Ibrahim N, Dahalan F A, et al. Microplastics and nanoplastics: Recent literature studies and patents on their removal from aqueous environment [J]. Science of the Total Environment, 2022,810:152115.

[2] Zhang B R, Wu Q X, Gao S L, et al. Distribution and removal mechanism of microplastics in urban wastewater plants systems via different processes [J]. Environmental Pollution, 2023,320:121076.

[3] Quang H H P, Dinh D A, Dutta V, et al. Current approaches, and challenges on identification, remediation and potential risks of emerging plastic contaminants: A review [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2023,101:104193.

[4] Ni B J, Thomas K V, Kim E J. Microplastics and nanoplastics in urban waters [J]. Water Research, 2023,229:119473.

[5] Sun N, Shi H J, Li X X, et al. Combined toxicity of micro/nanoplastics loaded with environmental pollutants to organisms and cells: Role, effects, and mechanism [J]. Environment International, 2023,171:107711.

[6] 张 阳,赵 洋,曲雯同,等.微塑料对水环境中抗生素吸附行为的研究进展 [J]. 沈阳师范大学学报(自然科学版), 2024,42(5):1-6.
Zhang Y, Zhao Y, Qu W T, et al. Research progress on the adsorption behavior of microplastics for antibiotics in aqueous environment [J]. Journal of Shenyang Normal University (Natural Science Edition), 2024,42(5):1-6.

[7] 张国珍,任 豪,周添红,等.淡水环境中微塑料的分布及生物毒性研究进展 [J]. 给水排水, 2022,48(1):162-171.
Zhang G Z, Ren H, Zhou T H, et al. Research progress on the distribution and biotoxicity of microplastics in freshwater environment [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022,48(1):162-171.

[8] Huang D, Tao J, Cheng M, et al. Microplastics and nanoplastics in the environment: Macroscopic transport and effects on creatures [J]. Journal of Hazardous materials, 2021,407:124399.

[9] Na S H, Kim M J, Kim J, et al. Fate and potential risks of microplastic fibers and fragments in water and wastewater treatment processes [J]. Journal of Hazardous materials, 2024,463:132938.

[10] 毛羽丰.微塑料对蛋白核小球藻的毒理学效应及其聚集动力学研究 [D]. 重庆:重庆大学, 2019.
Mao Y F. Aggregation kinetics of microplastics and its toxicity to chlorella pyrenoidosa [D]. Chongqing: Chongqing University, 2019.

[11] Rainieri S, Conlledo 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.

[12] 邹继颖.微塑料对典型有机污染物和重金属离子的吸附及机理研究 [D]. 长春:东北师范大学, 2021.
Zhou J Y. Research on sorption and mechanism of typical organic pollutants and heavy metal ions by microplastics [D]. Changchun: Northeast Normal University, 2021.

[13] 刘学敏.微塑料与典型环境内分泌干扰物的界面行为和作用机制研究 [D]. 上海:华东师范大学, 2020.
Liu X M. Interaction and mechanism between microplastics and typical environmental endocrine disrupting compounds [D]. Shanghai: East China Normal University, 2020.

[14] Sun H, Yang B W, Li Q, et al. Polystyrene nanoparticles trigger aberrant condensation of TDP-43 and amyotrophic lateral sclerosis-like symptoms [J]. Nature Nanotechnology, 2024,19:1354-1365.

[15] Lim X Z. Microplastics are everywhere-but are they harmful ?[J]. Nature, 2021,593:22-25.

[16] Wagner S, Reemtsma T. Things we know and don't know about nanoplastic in the environment [J]. Nature Nanotechnology, 2019, 14(4):300-301.

[17] 苗曼红.微塑料在水处理过程中的形态变化及环境影响 [D]. 天津:南开大学, 2022.
Miao M H. Morphological change and environmental impact of microplastics during water treatment [D]. Tianjin: Nankai University, 2022.

[18] Hou L, Kumar D, Yoo C G, et al. Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills [J]. Chemical Engineering Journal, 2021,406:126715.

[19] Xiong X, Siddique M S, Graham N J D, et al. Towards microplastics contribution for membrane biofouling and disinfection by-products precursors: The effect on microbes [J]. Journal of Hazardous materials, 2022,426:127797.

[20] Romera-Castillo C, Pinto M, Langer T M, et al. Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean [J]. Nature Communications, 2018,9(1):1430-1437.

[21] 李桂芳,王晓虹,张孟雨,等.典型水处理氧化过程中微塑料老化及有机物释放特征研究 [J]. 环境科学研究, 2024,37(2):308-315.
Li G F, Wang X H, Zhang M Y, et al. Characterization of microplastic ageing and organic release in typical water treatment oxidation processes [J]. Research of Environmental Sciences, 2024,37(2):308-315.

[22] 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.

[23] Tang S, Lin L J, Wang X S, et al. Adsorption of fulvic acid onto polyamide 6microplastics: Influencing factors, kinetics modeling, site energy distribution and interaction mechanisms [J]. Chemosphere, 2021,272:129638.

[24] 刘文进.水环境中微塑料与有机物的微界面作用机制研究 [D]. 西安:西安建筑科技大学, 2023.
Liu W J. Study on the mechanism of microinterface between microplastics and organic matter in aqueous environment [D]. Xi'an: Xi'an Univeristy of Architecture and Technology, 2023.

[25] Chen W, Ouyang Z Y, Qian C, et al. Induced structural changes of humic acid by exposure of polystyrene microplastics: A spectroscopic insight [J]. Environmental Pollution, 2018,233:1-7.

[26] Li S, Liu H, Gao R, et al. Aggregation kinetics of microplastics in aquatic environment: Complex roles of electrolytes, pH, and natural organic matter [J]. Environmental Pollution, 2018,237:126-132.

[27] Pradel A, Ferreres S, Veclin C, et al. Stabilization of fragmental polystyrene nanoplastic by natural organic matter: Insight into mechanisms [J]. ACS ES&T Water, 2021,1(5):1198-1208.

[28] Zhang Y N, Cheng F, Zhang T, et al. Dissolved organic matter enhanced the aggregation and oxidation of nanoplastics under simulated sunlight irradiation in water [J]. Environmental Science &

Technology, 2022,56(5):3085−3095.
[29] Ali I, Tan X, Li J, et al. Interaction of microplastics and nanoplastics with natural organic matter (NOM) and the impact of NOM on the sorption behavior of anthropogenic contaminants – a critical review [J]. Journal of Cleaner Production, 2022,376:134314.
[30] Hu J Y, Lim F Y, Hu J Y. Characteristics and behaviors of microplastics undergoing photoaging and advanced oxidation processes (AOPs) initiated aging [J]. Water Research, 2023,232:119628.
[31] Liu X, Zhao Y, Yang X, et al. Porous Ni_5P_4 as a promising cocatalyst for boosting the photocatalytic hydrogen evolution reaction performance [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2020,275:119144.
[32] Duan J J, Li Y, Gao J N, et al. ROS−mediated photoaging pathways of nano− and micro−plastic particles under UV irradiation [J]. Water Research, 2022,216:118320.
[33] Luo H W, Liu C Y, He D Q, et al. Interactions between polypropylene microplastics (PP−MPs) and humic acid influenced by aging of MPs [J]. Water Research, 2022,222:118921.
[34] 宋亚丽,赵健淇,朱文芳,等.老化前后聚苯乙烯微塑料对天然有机物的吸附 [J]. 环境科学学报, 2023,43(2):181−191.
Song Y L, Zhao J Q, Zhu W F, et al. Adsorption of natural organic matter on original and aged polystyrene microplastics [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(2):181−191.
[35] 刘梦宇.光老化对微塑料的天然有机物吸附效能及消毒副产物生成势的影响 [D]. 天津:南开大学, 2022.
Liu M Y. The effect of UV−aging on the natural organic metter adsorption efficiency of microplastics and their disinfection by−products formation potential [D]. Tianjin: Nankai University, 2022.
[36] Qiao R, Lu K, Deng Y, 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.
[37] Wu P, Cai Z, Jin H, et al. Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics [J]. Science of the Total Environment, 2019,650:671−678.
[38] 姬庆松,孔祥程,王信凯,等.环境微塑料与有机污染物的相互作用及联合毒性效应研究进展 [J]. 环境化学, 2022,41(1):70−82.
Ji Q S, Kong X C, Wang X K, et al. The interaction and combined toxic effects of microplastics and organic pollutants in the environment: A review [J]. Environmental Chemistry, 2022,41(1):70−82.
[39] Chen C, Chen L, Yao Y, et al. Organotin Release from Polyvinyl Chloride Microplastics and Concurrent Photodegradation in Water: Impacts from Salinity, Dissolved Organic Matter, and Light Exposure [J]. Environmental Science & Technology, 2019,53(18):10741−10752.
[40] 王珊珊.有机锡化合物的生物毒性效应及其预测方法研究 [D]. 北京:北京化工大学, 2005.
Wang S S. The research on toxicity effect and its predicting method for organotin [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2005.
[41] Wang C, Yu J F, Lu Y, et al. Biodegradable microplastics (BMPs): A new cause for concern ? [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021,28(47):66511−66518.
[42] Wang X J, Bolan N, Tsang D C W, et al. A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications [J]. Journal of Hazardous materials, 2021,402:123496.
[43] Zhang Y H, Wang X J, Li Y, et al. Improving nanoplastic removal by coagulation: Impact mechanism of particle size and water chemical conditions [J]. Journal of Hazardous materials, 2022,425:127962.
[44] Ali I, Tan X, Li J Y, et al. Innovations in the Development of promising adsorbents for the remediation of microplastics and nanoplastics − a critical review [J]. Water Research, 2023,230:119526.
[45] Sun C, Wang Z, Zheng H, et al. Biodegradable and re−usable sponge materials made from chitin for efficient removal of microplastics [J]. Journal of Hazardous materials, 2021,420:126599.
[46] 席彬彬.磁改性生物炭对水体中聚苯乙烯微塑料的吸附性能研究 [D]. 贵阳:贵州大学, 2023.
Xi B B. Study on the adsorption performance of magnetically modified biochar on polystyrene microplastics in water bodies [D]. Guiyang: Guizhou University, 2023.
[47] 朱高坚,陈李栋,段 晟,等.生物质材料对微纳塑料吸附性能的研究进展 [J]. 复合材料学报, 2023,40(2):637−648.
Zhu G J, Chen L D, Duan S, et al. Research progress on adsorption properties of biomass materials for micro/nano plastics [J]. Acta Materiae Compositae Sinica, 2023,40(2):37−648.
[48] Patil S M, Rane N R, Bankole P O, et al. An assessment of micro− and nanoplastics in the biosphere: A review of detection, monitoring, and remediation technology [J]. Chemical Engineering Journal, 2022,430: 132913.
[49] Shi Y, Zhang M, Zhang H, et al. Recent development of pressure retarded osmosis membranes for water and energy sustainability: A critical review [J]. Water Research, 2021,189:116666.
[50] Yang Q H, Zhang J J, Zhang N, et al. Impact of nanoplastics on membrane scaling and fouling in reverse osmosis desalination process [J]. Water Research, 2024,249:120945.
[51] Liu P Y, Sun Q Z, Liu L, et al. Research progress on environmental occurrence of microplastics and their interaction mechanism with organic pollutants [J]. Scientia Sinica Chimica, 2021,51(9):1206−1216.
[52] Poerio T, Piacentini E, Mazzei R. Membrane Processes for Microplastic Removal [J]. Molecules, 2019,24(22):4148.
[53] Pinto P E, Giacobbo A, Almeida G M D, et al. Pressure−driven membrane processes for removing microplastics [J]. Membranes, 2025,15(3):81.
[54] Ortiz D, Munoz M, Nieto−Sandoval J, et al. Insights into the degradation of microplastics by Fenton oxidation: From surface modification to mineralization [J]. Chemosphere, 2022,309:136809.
[55] Kang J, Zhou L, Duan X G, et al. Degradation of cosmetic microplastics via functionalized carbon nanosprings [J]. Matter, 2019,1(3):745−758.
[56] Dos Santos N D O, Busquets R, Campos L C. Insights into the removal of microplastics and microfibres by Advanced Oxidation Processes [J]. Science of the Total Environment, 2023,861:160665.
[57] Gitis V, Hankins N. Water treatment chemicals: Trends and challenges [J]. Journal of Water Process Engineering, 2018,25:34−38.
[58] Shao Y L, Liu B B, Guo K Y, et al. Coagulation performance and mechanism of different hydrolyzed aluminum species for the removal of composite pollutants of polyethylene and humic acid [J]. Journal of Hazardous materials, 2024,465:133076.
[59] Wang W Y, Yang M, Ma H F, et al. Removal behaviors and mechanism of polystyrene microplastics by coagulation/ultrafiltration process: Co−effects of humic acid [J]. Science of the Total Environment, 2023,881:163408.
[60] Lee J, Wang J, Oh Y, et al. Highly efficient microplastics removal from water using in−situ ferrate coagulation: Performance evaluation by micro−Fourier−transformed infrared spectroscopy and coagulation mechanism [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,451:138556.

作者简介：刘贝贝(1999−),女,河南开封人,山东大学博士研究生,主要从事新型混凝剂的研发与应用.beibeiliu@mail.sdu.edu.cn.