纺织纤维微塑料全生命周期溯源检测与去除技术进展

焦钰涵,谭志海*,周　林,师三洋,岳鹏龙
(西安工程大学环境与化学工程学院,陕西 西安 710048)

摘要:从全生命周期的视角系统综述了纺织纤维微塑料在原料获取、加工制造、消费使用及废弃处置等全过程中的产生机理与环境迁移特征。在此基础上,重点评估了鉴定与去除技术的适用性,对比分析了不同方法的优势与局限。针对当前标准化检测方法缺失的现状,进一步探讨了其技术瓶颈,并对未来的源头控制策略与分析去除技术发展方向进行了展望,为制定针对性减排政策及优化技术体系提供理论支撑。

关键词:纺织纤维微塑料;全生命周期;来源分析;分析技术;去除技术
中图分类号:X505　　**文献标志码**:A　　**文章编号**:0253-4320(2026)11-0046-06
DOI:10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2026.11.009

Advances in source tracking, detection, and removal technologies for textile fiber microplastics throughout the whole life cycle

JIAO Yu-han, TAN Zhi-hai, ZHOU Lin, SHI San-yang, YUE Peng-long*
(School of Environment and Chemical Engineering, Xi'an Polytechnic University, Xi'an 710048, China)

Abstract: A systematic review is conducted from a life-cycle perspective to elucidate the generation mechanisms and environmental transport characteristics of textile fiber microplastics throughout the entire process of raw material acquisition, manufacturing, consumer use, and end-of-life disposal. On this basis, the applicability of identification and removal technologies is critically evaluated, with a comparative analysis of the advantages and limitations of different methods. In view of the current lack of standardized detection approaches, this study further discusses the associated technical bottlenecks and the future development directions of source control strategies and analytical and removal technologies are prospected, providing theoretical support for the formulation of targeted emission-reduction policies and the optimization of technical frameworks.

Key words: textile fiber microplastics; whole life cycle; source analysis; analytical techniques; removal technologies

微塑料(MPs)指粒径小于5 mm的合成聚合物颗粒或纤维,因持久性、迁移性及生物毒性,已成为全球生态环境治理的核心难题。塑料制品因卓越的耐用性、多功能性和低成本,广泛应用于现代生活,成为不可或缺的材料。与此同时,塑料废弃物在环境中持续积累,并在环境介质中经物理、化学、机械及生物作用逐步降解成微小颗粒,即微塑料,通过风力、水流及人为活动广泛分布于海洋、淡水、陆地,甚至极地冰川和深海沉积物中[1]。微塑料的分布不仅跨越环境介质,还因难以自然降解、易吸附有害物质并在生物体内积累,从而威胁生态系统和人类健康[2]。基于形态结构,微塑料可分为纤维、颗粒、泡沫、薄膜及碎片等类型。其中,纺织纤维微塑料(FMPs)作为最普遍的纤维类别,主要来源于合成纺织品在洗涤、穿着及老化过程中的纤维脱落,以及渔网、绳索和工业纤维材料的磨损与降解。研究表明,FMPs广泛存在于大气、水体、沉积物及生物体中,且在多种环境样品中占据微塑料总量的主导地位。根据来源不同,FMPs可分为初级和次级2类。初级FMPs指在生产过程中设计或制造为微小尺寸,且与纺织品直接或间接相关的塑料颗粒;次级FMPs则由较大尺寸纺织品或塑料制品经物理、化学或生物作用分解、磨损或脱落形成的微小纤维或碎片。此外,FMPs由于高比表面积和显著疏水性,成为环境污染物的高效载体[3],可吸附环境中的微生物、多种污染物及基因物质(如抗生素抗性基因),增强污染物的生物可利用性,进而对生物体健康产生潜在影响。

收稿日期:2026-01-14;**修回日期**:2026-08-27
基金项目:陕西省自然科学基础研究项目(2023-JC-YB-226)
作者简介:焦钰涵(2002-),男,硕士生;谭志海(1974-),男,博士,副教授,研究方向为环境变迁、碳排放与生物标志物、新型污染物监测与治理,通讯联系人,tonishtan@163.com。

随着研究推进,多种分析检测技术已广泛应用于 FMPs 的识别与定量。针对污水处理及环境介质中 FMPs 的去除,物理分离、化学处理及生物作用等技术不断完善。然而,鉴于 FMPs 形态复杂、粒径分布广及环境行为多样,其检测准确性、去除效率及环境归趋仍存在较大不确定性。此外,FMPs 在环境中的迁移转化机制及其对生态系统和人类健康潜在影响尚缺乏系统而深入的认知,亟需开展更为全面的机制性研究以填补该领域空白。

因此,本文中将聚焦 FMPs 的环境行为特征,综合评估其分析识别方法及物理、化学和生物等多种去除技术的效能与局限性。旨在弥补纺织行业微塑料污染认知不足,推动技术优化,为污染控制标准和环境管理提供科学依据。

1　环境中的 FMPs 及其来源机制

1.1　环境中的 FMPs

现有研究表明,环境中 FMPs 的主要来源包括纺织品在使用及洗涤过程中纤维的持续脱落,以及合成纤维(如聚酯、尼龙等)在生产、使用和废弃阶段因磨损与断裂而产生的释放。其中,聚酯、聚酰胺、丙烯酸和聚烯烃是当前应用最为广泛的合成纤维类型,其使用量合计占全球纤维消费总量的 73%以上[4]。

根据纺织交易所发布的 2025 年年报[5](图 1),2024 年全球纤维产量达到前所未有的高峰,攀升至 1.32 亿 t。该持续增长的生产趋势与环境介质中微塑料丰度的历史沉积记录高度一致。进一步研究表明,每年经工业废水排放和纺织品洗涤过程进入水体的合成纤维碎片超过 50 万 t,占全球水体中 FMPs 总量的 35%以上[6]。上述证据共同表明,纺织工业的快速扩张是 FMPs 环境负荷持续增加的主要驱动力,也凸显了 FMPs 污染防控在源头阶段正面临显著的增量压力。其中,合成纤维累计产量达 7 800 万 t,占全球纤维市场 69%,远超天然纤维(28.6%)和人造纤维素纤维(6.3%)。合成纤维凭借低成本、性能可调性强、规模化生产能力突出等优势,持续挤压天然纤维市场,尤其在服装和家纺领域占据主导地位。动物性天然纤维因资源稀缺、价格高及伦理争议,份额长期低迷,进一步巩固了合成纤维的市场地位。随着人口持续增长,未来对合成纤维的需求预计将进一步上升,至 2030 年全球产量可能增至 1.69 亿 t。在缺乏有效干预措施的情形下,FMPs 的排放通量极有可能随纤维产量同步增加,从而进一步加剧环境介质中 FMPs 的污染负荷。

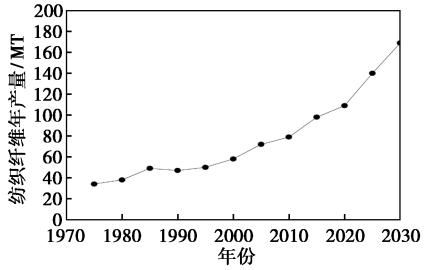


图 1　1975—2030 年全球百万吨全球纤维产量增长趋势

1.2　FMPs 在环境中的运输

为了更全面地认识 FMPs 在环境中的归趋与迁移过程,有必要对其来源及运输路径进行系统而清晰的解析。图 2 展示了 FMPs 在环境中的命运与运输过程受到多介质相互作用(大气、水体、土壤、沉积物)和环境动力学的共同控制。

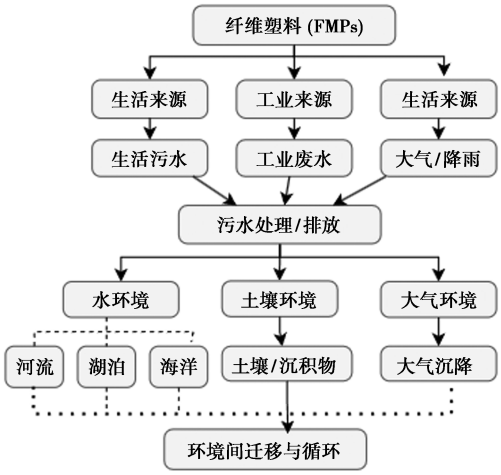


图 2　纤维微塑料在各个环境中的来源和运输

水体是 FMPs 在不同环境介质间迁移与传输的主要载体。生活污水和工业废水经城市管网汇入污水处理厂,在初级、二级及深度处理过程中,通过格栅拦截、沉淀和生化反应可去除相当比例的微纤维,但仍有部分 FMPs 随尾水排入江河湖泊。进入天然水体后,FMPs 在水动力条件及其密度、长径比等特性影响下,经地表径流或渗透进入地下水系统,并通过地下径流实现向海洋的跨介质长距离迁移。在河流与近岸水体中,受其物理形态与沉降特性的影响,FMPs 易在缓流区、河岸带及沉积物-水界面发生滞留、沉降与再悬浮,形成“边输送、边暂存”的动态库。进入海洋后,物理、化学和生物过程的耦合作用促进 FMPs 的聚集与沉降,使其在沉积物中逐步积累并长期保存,成为海洋沉积物的重要组成部分。

大气传输是 FMPs 实现全球尺度长距离迁移的关键途径。FMPs 可通过城市扬尘、织物磨损及水-气界面释放进入大气,并以气溶胶形式在风场和湍流作用下实现跨区域甚至跨洲际传输,随后经干湿沉降等方式沉降至陆地和水体,对偏远地区形成“二次输入”[7]。在土壤系统中,FMPs 主要来源于污泥还田、农业薄膜残留降解、灌溉输入及大气沉降,并在渗透作用、人类活动和生物扰动影响下向深层迁移并长期滞留与累积,从而实现在土壤中的持续运输与富集[8]。此外,FMPs 可被底栖生物和浮游生物摄入,并沿食物链逐级传递至高营养级生物,进而对人类健康构成潜在风险。

综上所述,FMPs 在不同环境介质中表现出“源-传输路径-汇”的循环命运,这种跨介质、多尺度的迁移与归趋特征,使 FMPs 成为连接大气、水体、土壤和生物系统的重要新型污染物。

2 FMPs 的分析技术

检测、鉴定、分析和量化不同生态系统中的 FMPs 对于准确理解其运输行为及其对生态系统和生物的潜在毒理学影响至关重要。光学显微镜和电子显微镜(SEM)可以提供 FMPs 的形态和尺寸信息[9],但无法准确识别聚合物类型,因此需要结合能谱(EDS)和 X 射线荧光光谱(XRF)对样本的组成成分和表面污染物进行分析[10]。其中,XRF 能在不破坏样品的情况下实现快速且精准的分析,但存在辐射安全隐患、精度限制及设备成本较高等问题。

傅里叶变换红外光谱(FT-IR)和拉曼光谱作为最常用的化学鉴定手段,具有较强的抗干扰能力和精确的化学结构识别能力,但样品制备复杂且对微小颗粒的检测能力有限;拉曼光谱则无需复杂制备,分辨率高,适合检测微小颗粒,但设备昂贵,易受荧光干扰,且可能对样品造成损伤。

热脱附-气相色谱-质谱(TED-GC-MS)通过热降解实现对 FMPs 的整体质量分析,能够检测传统光谱难以识别的极小纤维颗粒,但检测过程具有破坏性,且在复杂样品中易受到其他成分的干扰[11]。微尺度燃烧量热法(MCC)因检测速度快、操作简便被视为潜力技术,但同样存在因样品是否耐受热而存在一定的破坏性[12]。

此外,激光红外化学成像、高光谱成像及多技术联用等新兴方法不断涌现,显著提升了检测的效率和空间覆盖能力[13]。更为重要的是,人工智能(AI)技术正在成为 FMPs 检测领域的关键突破点[14]。通过融合光谱成像、机器学习、深度学习和计算机视觉,实现了对 FMPs 的自动识别、分类、计数和尺寸估算,极大提高了检测效率和准确率,尤其在解决纤维纠缠和重叠计数困难方面效果显著[15]。同时,基于电化学、荧光、生物肽和 e-DNA 等机制的生物合成与生物传感检测方法,展现出高灵敏度、便携性及实时监测的巨大潜力[16]。

鉴于纤维微塑料在形态和化学组成上的复杂多样,不同分析技术在定性与定量能力方面各具优势。表 1 综合比较了各方法的原理、优缺点,以明确其适用范围。

表 1 纤维微塑料不同检测方法对比

技术分类	具体技术	基本原理	针对 FMPs 的优势	局限性
物理/形态表征	光学显微镜	利用可见光放大观察样品形态	可快速获取纤维颜色、长度、直径及透明度	易将棉、毛等天然纤维误判为塑料;无法确定聚合物成分
	扫描电镜+能谱	电子束成像与 X 射线能谱分析	可观察表面风化、裂纹;EDS 可分析无机填料及重金属吸附	制样复杂;无法直接获得聚合物分子结构;通量低、成本高
化学/光谱鉴别(粒子数浓度)	微区红外光谱	分子化学键对红外光的特征吸收	数据库完善、定性可靠;FPA 成像可实现半自动化分析	衍射极限限制,难以检测细小纤维;纤维易产生散射
	显微拉曼光谱	分子振动引起的拉曼散射	空间分辨率高;受水干扰小	荧光干扰严重;深色/老化纤维易烧蚀;分析耗时长
	激光直接红外成像	量子级联激光快速扫描成像	高通量、高速度,适合在滤膜上快速定位细长纤维	仪器成本极高;光谱范围相对较窄
	高光谱成像	获取像素级连续光谱信息	非破坏性大面积筛查,适合滤膜样品快速识别纤维分布	光谱分辨率低于 FT-IR/Raman;共混纤维识别能力有限

续表

技术分类	具体技术	基本原理	针对 FMPs 的优势	局限性
热分析技术（质量浓度）	热裂解-气质联用	高温裂解生成特征碎片并定性定量	质量定量能力强,灵敏度高	破坏性分析;需复杂校准;混合样品解析困难
	热脱附-气质联用	TGA 与 GC-MS 联用,两步加热	降低纤维不均匀性带来的误差	无法提供数量和形态信息;破坏性检测
	微尺度燃烧量热	基于燃烧耗氧与热释放特征	操作简便,可初步区分聚合物类型	特异性差,难以精确定性复杂或老化纤维
前沿/智能技术	人工智能/深度学习	计算机视觉与光谱数据库训练	自动分割重叠、打结纤维,提高计数效率	高度依赖训练集质量;对新型聚合物泛化能力有限
	荧光染色/生物传感	荧光染料吸附或生物探针识别	适合现场或大批量样品	非特异性吸附严重;无法区分具体塑料类型

3　FMPs 的处理技术

3.1　物理分离技术

3.1.1　膜分离技术

膜分离技术因操作简便、分离精度高而广受关注。其中聚偏氟乙烯(PVDF)膜因化学稳定性、机械强度及耐污染性成为研究重点。研究表明,PVDF 膜对 1~10 μm 聚乙烯纤维塑料具有较高的初始截留效率,但在连续运行中通量显著衰减。扫描电子显微镜显示,纤维塑料沉积并嵌入膜孔,导致膜孔堵塞,限制了长期运行性能[17]。为缓解该问题,动态膜技术逐渐受到关注,该技术通过在支撑体表面构建可更新的滤层,提高 FMPs 的截留率并延长了反冲洗周期。然而,预涂层在运行中持续流失,增加了运行成本并导致去除效率波动,制约了工程化应用[18]。尽管近年来尝试采用可再生生物质颗粒或原位生成动态膜结构以提升稳定性,但相关技术仍处实验室阶段,距实际应用尚远。

3.1.2　吸附技术

吸附法因条件温和、材料可调控性强,在 FMPs 去除方面同样展现出良好前景。有研究表明,磁性生物炭等复合吸附材料通过引入 Fe_3O_4 等功能组分,显著提高了比表面积和表面活性位点,对聚乙烯等纤维塑料表现出较高吸附容量并且可以通过借助磁分离实现高效回收[19]。但在实际复杂水体中,腐殖酸、重金属等共存污染物干扰其吸附性能,同时金属离子易与微塑料竞争吸附位点,从而导致吸附效率下降。此外,长期运行过程中,吸附剂表面难以完全再生、材料寿命受限仍是当前研究亟需突破的问题。为提升材料的环境友好性,生物基吸附材料如壳聚糖和海藻酸钠凝胶受到关注,但其在碱性或氧化再生条件下易发生官能团损伤和凝胶结构塌陷,从而限制了在连续运行和多次循环条件下的适用性[20]。因此如何兼顾可降解性与结构稳定性仍是研究重点。

3.1.3　絮凝技术

在高有机负荷或复杂水体中,絮凝技术因对悬浮颗粒的高效聚集能力而被广泛应用,传统化学絮凝剂可以通过电荷中和与架桥作用促进 FMPs 形成大尺寸絮体并加速沉降[21]。然而,传统高分子絮凝剂在水体中的残留可能会带来潜在的生态毒性风险,限制了在生态敏感区域的应用。作为替代方案,电絮凝技术利用电极原位生成金属氢氧化物絮体,实现了对 FMPs 的包覆和去除,避免了外加化学药剂的使用[22]。但该技术仍面临电极损耗严重、运行成本较高以及含金属污泥处置等问题,同时电极表面氧化层组成变化还会影响絮体结构稳定性和去除效率。

3.2　化学与高级氧化技术

3.2.1　芬顿(Fenton)氧化技术

芬顿氧化及其衍生技术作为高级氧化技术的重要组成部分,在对 FMPs 降解的研究中展现出显著的优势。芬顿体系产生的羟基自由基(·OH)能非选择性攻击聚合物主链,引发 C—C 键断裂和分子链解聚,将高分子 FMPs 转化为低分子氧化产物,从而实现降解。然而,传统芬顿反应受限于酸性条件及 Fe^{2+} 循环效率不足,限制了其处理惰性聚合物的能力。为此,光芬顿及微生物驱动芬顿等衍生技术应运而生,通过光能或生物代谢持续生成羟基自由基并强化 Fe^{3+}/Fe^{2+} 循环。光芬顿利用紫外或可见光促进 Fe^{3+} 还原为 Fe^{2+} 并持续生成羟基自由基,提高自由基通量,显著提升 PE、PP 和 PS 等 FMPs 的

降解速率[23]。微生物驱动芬顿技术通过引入具有还原或产氧能力的微生物,利用其代谢过程中产生的 H_2O_2 或还原性物质持续驱动 Fe^{3+}/Fe^{2+} 循环,实现 PS 微塑料在中性条件下的温和连续降解,拓展了芬顿技术的应用范围[24]。但工程化应用仍需进一步优化铁泥生成、氧化剂利用率和体系稳定性。

3.2.2 光催化氧化

光催化氧化技术主要依托 TiO_2、$g-C_3N_4$ 等半导体材料在光照条件下激发产生电子-空穴对,并进一步诱导生成羟基自由基、超氧自由基等强氧化性活性物种,从而实现对难降解污染物的非选择性氧化降解。针对结构稳定、表面疏水性强且易吸附共存污染物的 FMPs,现有研究逐渐从单一材料体系转向高效复合光催化剂的构建,并重点关注复杂水环境中多污染物共存条件下的协同降解机制。Rodríguez-Olivares 等[25]针对传统二氧化钛(TiO_2)光催化材料存在的光生电子-空穴对复合率较高等问题,构建了基于双金属金属有机骨架(MOF)衍生的 CuO/TiO_2 复合光催化剂(TCFH)。研究表明,该催化剂在中性条件和 UV-Vis 光照下能够有效促进尼龙 6 微塑料纤维的降解。与单独的 TiO_2 相比,CuO/TiO_2 复合体系具有更大的比表面积和更低的光生电子-空穴对复合率,从而表现出更优的光催化降解性能。

与此同时,光热-光催化协同技术逐渐成为新热点,通过光热效应提高局部反应温度以加快反应动力学,Khalid 等[26]提出的 PT-PC 体系在 PET 纤维降解中表现出显著协同效应,尤其在碱性环境下大幅提升了 FMPs 的质量损失率。虽然当前光催化技术在处理 FMPs 方面展现出显著的潜力,但该技术在当前的研究中仍面临着材料成本高、在真实水体中稳定性和抗干扰能力不足的问题,且多数研究依赖于理想化的实验条件,工程适用性有限。同时,光能利用效率低和催化剂回收困难,进一步制约了该技术的规模化应用。

3.2.3 臭氧技术

臭氧既可以通过分子态臭氧的直接氧化作用破坏 FMPs 聚合物的主链,也可在水相条件下分解生成羟基自由基,从而对 FMPs 产生协同氧化效应。现有研究表明,臭氧氧化能够显著改变 FMPs 的表面物理化学性质,通过引入羰基、羧基等含氧官能团,提高材料表面粗糙度和亲水性,并降低结晶度和力学强度,从而削弱聚合物结构稳定性,以达到降解的目的[27]。此外,不同类型的 FMPs 对臭氧氧化的响应存在明显差异,含极性基团的塑料(如 PVC、PET)通常表现出更高的氧化敏感性,而聚烯烃类塑料则表现出相对的惰性[28]。然而,需要注意的是,臭氧氧化在破坏 FMPs 结构的同时,可能会诱导其发生碎裂,产生粒径更小、环境风险更高的纳米塑料,这使得在评估臭氧处理效果时,不仅需要关注去除效率,还需要同步注意粒径分布和形态演变过程。与此同时,臭氧氧化存在利用率较低、运行成本较高及潜在氧化副产物生成等问题,限制了其单独应用的广泛推广。

3.3 生物降解技术

生物降解技术因绿色环保、可持续的优势,逐渐成为微塑料处理领域的重要研究方向。有研究者表明,鞘氨醇单胞菌分泌的 PET 酶(PETase)在中性 pH(约 7.5)和适宜温度(40℃)条件下表现出较强的催化活性,能够有效降低聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)的分子质量,从而实现对 FMPs 的部分降解[29]。然而,随着降解产物 2-羟乙基对苯二甲酸酯(MHET)的积累,PETase 的酶活性受到抑制,显著制约了降解效率。针对该问题,有研究者通过蛋白质工程手段对 PETase 进行定向进化,显著提升了酶的热稳定性和催化性能,使其在 50℃高温条件下依然能够有效降解高结晶度 PET(结晶度由 45%降低至 18%),从而破坏聚合物的有序晶体结构,促进分子链断裂和水解反应,极大增强了降解能力[30]。然而,酶的高成本、实际环境中的降解效率以及对复杂聚合物的普适降解能力仍是制约其工业化应用的关键挑战。

4 结论与展望

纤维微塑料(FMPs)因独特的理化性质与复杂的环境归趋,已成为微塑料污染研究的前沿难点。本文中系统综述了 FMPs 在多环境介质中的来源机制、分析技术及处理方法。尽管已有研究初步揭示了 FMPs 的分布特征与主要排放源,但受限于形态的复杂性,相关研究在定量溯源、全生命周期追踪及标准化检测方面仍面临显著挑战。具体而言,FMPs 的二次释放机制尚不明确,现有去除工艺缺乏针对性设计且存在二次污染风险,源头减排策略的研究亦相对滞后。

针对上述不足,未来研究应重点聚焦于以下方向。①深化传输机制与模型构建:解析 FMPs 在多介质中的迁移转化机理,构建全生命周期排放模型,完善排放清单与动态监测体系。②推动技术融合与

标准化:融合人工智能与先进光谱技术以提升检测精度,建立统一的采样分析标准,实现方法规范化。③强化协同治理与材料创新:研发针对纤维特性的去除技术与低脱落材料,促进学科交叉,实现“源头减排”与“末端治理”的协同优化。④解析毒理机制与生态风险:系统揭示 FMPs 的形态依赖性毒理机制,评估其作为载体的复合污染效应及生态风险,为环境管理提供理论支撑。

参考文献

[1] Jones-Williams K, Rowlands E, Primpke S, *et al*. Microplastics in Antarctica: A plastic legacy in the Antarctic snow? [J]. Science of the Total Environment, 2025, 966: 178543.

[2] 王庆宇. 微塑料的环境污染特征、生态风险与治理策略综述[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(10): 1413-1423.

[3] 刘沙沙, 陈诺, 杨晓茵. 微塑料对有机污染物的吸附-解吸特性及其复合毒性效应研究进展[J]. 生态环境学报, 2022, 31(3): 610-620.

[4] Chakraborty I, Banik S, Biswas R, *et al*. Raman spectroscopy for microplastic detection in water sources: A systematic review[J]. Int J Environ Sci Technol, 2023, 20(9): 10435-10448.

[5] Textile Exchange. Materials market report 2025[M]. Textile Exchange, 2025.

[6] Mo A, Zhang Y, Gao W, *et al*. Environmental fate and impacts of biodegradable plastics in agricultural soil ecosystems[J]. Appl Soil Ecol, 2023, 181: 104667.

[7] Chen Q, Shi G, Revell L E, *et al*. Long-range atmospheric transport of microplastics across the southern hemisphere[J]. Nature Communications, 2023, 14(1): 7898.

[8] Luo H, Chang L, Ju T, *et al*. Factors influencing the vertical migration of microplastics up and down the soil profile[J]. ACS Omega, 2024, 9(51): 50064-50077.

[9] Zhang Y Q, Lykaki M, Alrajoula M T, *et al*. Microplastics from textile origin-emission and reduction measures[J]. Green Chem, 2021, 23(14): 5247-5271.

[10] Rebelein A, Int-Veen I, Kammann U, *et al*. Microplastic fibers—Underestimated threat to aquatic organisms? [J]. Sci Total Environ, 2021, 777: 146045.

[11] Woo H, Seo K, Choi Y, *et al*. Methods of analyzing microsized plastics in the environment[J]. Appl Sci, 2021, 11(22): 10640.

[12] Xu Y, Chan F K S, Stanton T, *et al*. Synthesis of dominant plastic microfibre prevalence and pollution control feasibility in Chinese freshwater environments[J]. Sci Total Environ, 2021, 783: 146863.

[13] López-Rosales A, Andrade J M, Ferreiro B, *et al*. Sample-based subsampling strategies to identify microplastics in the presence of a high number of particles using quantum-cascade laser-based infrared imaging[J]. Talanta, 2025, 292: 127915.

[14] Xie L, Ma M, Ge Q, *et al*. Machine learning advancements and strategies in microplastic and nanoplastic detection[J]. Environ Sci Technol, 2025, 59(18): 8885-8899.

[15] Villegas-Camacho O, Francisco-Valencia I, Alejo-Eleuterio R, *et al*. FTIR-based microplastic classification: A comprehensive study on normalization and ML techniques[J]. Recycling, 2025, 10(2): 46.

[16] Motalebizadeh A, Fardindoost S, Hoorfar M. Selective on-site detection and quantification of polystyrene microplastics in water using fluorescence-tagged peptides and electrochemical impedance spectroscopy[J]. J Hazard Mater, 2024, 480: 136004.

[17] Talvitie J, Mikola A, Koistinen A, *et al*. Solutions to microplastic pollution-Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies[J]. Water Research, 2017, 123: 401-407.

[18] Ma B, Xue W, Hu C, *et al*. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 359: 159-167.

[19] Yi Y, Huang Z, Lu B, *et al*. Magnetic biochar for environmental remediation: A review[J]. Bioresource Technology, 2020, 298: 122468.

[20] Qu B, Luo Y C. Chitosan-based hydrogel beads: Preparations, modifications and applications in food and agriculture sectors-A review[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2020, 152: 437-448.

[21] Zhang Y T, Zhao J H, Liu Z Y, *et al*. Coagulation removal of microplastics from wastewater by magnetic magnesium hydroxide and PAM[J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 43: 102250.

[22] Perren W, Wojtasik A, Cai Q, *et al*. Removal of microbeads from wastewater using electrocoagulation[J]. ACS Omega, 2018, 6(11): 14621-14627.

[23] Bule Možar K, Miloloža M, Martinjak V, *et al*. Evaluation of Fenton, photo-Fenton and Fenton-like processes in degradation of PE, PP, and PVC microplastics[J]. Water, 2024, 16(5): 673.

[24] Yang Y, Chen J, Chen Z, *et al*. Mechanisms of polystyrene microplastic degradation by the microbially driven Fenton reaction[J]. Water Research, 2022, 223: 118979.

[25] Rodríguez-Olivares Á E, Guzmán-Mar J L, Quero-Jiménez P C, *et al*. Analytical approaches to track nylon 6 microplastic fiber degradation using HKUST-1 (Cu/Fe)-derived CuO/TiO_2 photocatalyst[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 71: 107192.

[26] Khalid R, Amin H M A, Shahid M, *et al*. Integrated photothermal and photocatalytic degradation of micro-/nanoplastics: A mini-review with mechanistic insights and future perspectives[J]. Journal of Materials Chemistry A, 2025, 13: 26110-26128.

[27] Wieland M A B, Schwaminger S P, Elinkmann M, *et al*. Ozone-mediated breakdown of microplastics in aqueous environments[J]. Journal of Analytical Atomic Spectrometry, 2025, 40(10): 2870-2878.

[28] Zhang S, Zhang X, Liu H, *et al*. Changes of physicochemical characteristics of microplastics during water disinfection processes: A review[J]. Energy Environmental Protection, 2025, 39(1): 87-98.

[29] Yoshida S, Hiraga K, Takehana T, *et al*. A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)[J]. Science, 2016, 351(6278): 1196-1199.

[30] Tournier V, Topham C M, Gilles A, *et al*. An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles[J]. Nature, 2020, 580(7802): 216-219.■