

净水技术前沿与热点综述

朱淇铭, 徐仰辉, 王新图, 等. 洗衣废水中被忽视的低聚物:来源、特性及潜在的环境风险[J]. 净水技术, 2026, 45(9): 1-9.

Zhu Q M, Xu Y H, Wang X T, et al. Overlooked oligomers in laundry wastewater: Sources, characteristics and potential environmental risks[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(9): 1-9.

洗衣废水中被忽视的低聚物:来源、特性及潜在的环境风险

朱淇铭¹, 徐仰辉², 王新图³, 李晓明^{3,4,*}, 刘刚^{3,4}, 陈文文¹

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西桂林 541000; 2. 荷兰代尔夫特理工大学土木工程与地球科学学院, 荷兰代尔夫特 2628CN; 3. 中国科学院生态环境研究中心区域环境安全全国重点实验室, 环境水质学重点实验室, 北京 100085; 4. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要 【目的】洗衣废水是城市生活污水的重要组成部分。对于源自洗涤剂和合成纺织品的低聚物这一类新污染物, 其环境暴露途径与潜在风险尚缺乏系统研究。本文对该领域现有研究成果进行综述。【方法】本文系统梳理了洗衣废水中低聚物的形成机制、主要来源、环境行为及生态毒理特征, 重点总结了液相色谱-质谱(LC-MS)与气相色谱-质谱(GC-MS)等主要表征方法的应用进展。【结果】低聚物在洗衣废水中的主要来源包括洗涤剂、衣物合成纤维及一些衣物添加剂残留。由于高水溶性、低相对分子质量等特性, 它在污水处理过程中难以被去除, 故而容易进入环境。此外, 低聚物具有较强生物累积性, 在生物体内的富集效应对人类健康构成了极大威胁。【结论】低聚物作为被忽视的新污染物, 其环境行为与毒理机制尚需深入研究。未来应重点开展三方面工作: (1) 发展高通量、非靶向的检测技术以提升识别与定量能力; (2) 推动绿色、低残留型洗涤剂与可降解纤维材料的应用以减少源头排放; (3) 优化废水处理工艺, 通过膜分离、生物强化与高级氧化等组合技术实现高效去除, 为城市污水深度净化与健康风险控制提供技术支撑。

关键词 低聚物; 洗衣废水; 织物材料; 表面活性剂; 环境风险; 表征方法

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)09-0001-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.09.001

Overlooked Oligomers in Laundry Wastewater: Sources, Characteristics and Potential Environmental Risks

Zhu Qiming¹, Xu Yanghui², Wang Xintu³, Li Xiaoming^{3,4,*}, Liu Gang^{3,4}, Chen Wenwen¹

(1. School of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541000, China;

2. Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Technische Universiteit Delft, Delft 2628CN, Netherlands;

3. Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, State Key Laboratory of Regional Environment and Sustainability, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China;

4. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract [Objective] Laundry wastewater is an important component of urban domestic wastewater. For emerging pollutants such as oligomers from detergents and synthetic textiles, there is a lack of systematic research on their environmental exposure pathways and potential risks. This paper presents a systematic review and synthesis of existing research findings in this field. [Methods] This paper systematically summarizes the formation mechanisms, primary sources, environmental behaviors, and ecotoxicological profiles of oligomers in laundry wastewater. Special emphasis is placed on the application progress of major analytical techniques, including liquid

[收稿日期] 2025-09-11

[基金项目] 国家重点研发计划(2022YFC3204705-1)

[作者简介] 朱淇铭(1999—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水环境中低相对分子质量聚合物的表征, E-mail: zhuqiming1209@163.com。

[通信作者] 李晓明(1987—), 女, 助理研究员, 研究方向为基于自然的水质净化新原理与新技术, E-mail: xml@rcees.ac.cn。

chromatography-mass spectrometry (LC-MS) and gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). [**Results**] Oligomers in laundry wastewater primarily derive from detergent residues, synthetic fibers in garments, and certain clothing additives. Owing to their high water solubility and low relative molecular mass, these compounds are recalcitrant to removal during conventional wastewater treatment processes, facilitating their release into the environment. Furthermore, oligomers exhibit strong bioaccumulative potential, and their bioaccumulation in organisms poses significant risks to human health. [**Conclusion**] As an overlooked category of emerging pollutants, oligomers have complex environmental fate and toxicological mechanisms that warrant further in-depth investigation. Future research should prioritize three key directions: (1) Developing high-throughput, non-targeted detection technologies to enhance the identification and quantification of oligomers; (2) Promoting the application of green, low-residue detergents and biodegradable fiber materials to mitigate emissions at the source; (3) Optimizing wastewater treatment processes through integrated technologies such as membrane separation, bioaugmentation, and advanced oxidation to achieve efficient removal, thereby providing technical support for advanced purification of urban sewage and control of associated health risks.

Keywords oligomer; laundry wastewater; fabric material; surfactant; environmental risk; characterization method

近年来,水污染问题在发达国家和发展中国家都引起了广泛关注^[1]。水体中的污染物不仅对公共健康构成威胁,还可能破坏生态系统结构与功能,影响水资源的可持续利用。随着全球城市化进程的持续推进和居民生活水平的不断提高,洗衣机及各类洗涤产品的普及程度大幅提升,洗衣废水的排放总量也随之持续增长^[2]。作为城市生活污水的重要组成部分,洗衣废水具有排放量大、成分复杂、来源广泛等特点,其环境影响不容忽视。

洗衣废水中污染物的主要来源包括 2 个方面:(1)洗涤剂中含有的活性成分和助剂;(2)衣物在洗涤过程中脱落的微纳纤维等物质。其中,洗涤剂中的表面活性剂、稳定剂、酶制剂、香料、荧光增白剂等功能性添加剂被广泛应用于家庭和工业洗涤产品^[3]。然而,这些化学物质在环境中的降解过程复杂且缓慢,部分降解产物仍保留较强的生态毒性,可能干扰水生生物的内分泌系统,甚至通过食物链影响人类健康^[4]。据统计,全球每年使用表面活性剂超过 400 万 t,其中相当一部分随洗涤废水进入自然环境,成为水体污染的重要来源之一。

然而,在当前关于洗衣废水污染物的研究中,存在 1 个长期被忽视的新污染物类别——低聚物^[5-6],其正在成为潜在的环境风险源。低聚物是由聚合物材料在加工或使用过程中发生部分降解或未完全聚合而形成的一类小分子聚合物,属于“非有意添加物(NIAS)”的重要组成部分,它们广泛存在于塑料制品、食品包装材料及纺织品中,并可通过物理磨损、应力或水解等方式从材料中释放出来,最终进入水环境^[7]。Kato 等^[7]指出,在食品包装材料中已识别出超过 5 000 种 NIAS,其中许多种类也极

有可能存在于洗衣废水中。Yang 等^[6]进一步发现,洗衣废水中所释放的部分微纳塑料实质上是低聚物的团聚体,表明低聚物在洗衣废水中的存在形式多样、释放潜力巨大。低聚物具有相对分子质量较低、水溶性较强、环境迁移能力强等特点,因此在常规污水处理过程中难以被有效去除,容易进入地表水体并长期积累。已有研究^[8]表明,某些低聚物可能具有内分泌干扰性、神经毒性和发育毒性等生物效应,其长期暴露对水生生物和人类健康的潜在影响亟须引起高度重视。然而,目前关于洗衣废水低聚物的释放来源和含量、生态毒理效应及长期暴露风险等方面的研究仍十分有限,缺乏系统的数据支持和科学评估模型。因此,亟须加强对该类污染物的识别、定量分析与风险评估工作。

综上所述,洗衣废水不仅是传统污染物的重要来源,同时也是低聚物等新污染物的重要排放载体。当前关于洗衣废水中低聚物的研究尚处于起步阶段,对其来源、理化特性、环境行为及其生态毒理效应仍缺乏系统认识。本文旨在梳理分析洗衣废水中的低聚物,综述关于该类污染物的相关研究成果,回顾了现有文献中关于洗衣废水中低聚物的来源、理化特性、检测方法及其在环境中的降解行为与生态毒理学影响。同时,本文进一步指出了当前研究中存在的不足与挑战,并提出了未来研究的方向与建议。

1 洗衣废水中低聚物的来源

低聚物被定义为由几个单体单元组成的分子,通常包含 2~40 个重复单元。一般来说,相对分子质量小于 1 000 的物质被视为具有潜在迁移性的相关物质。这些低聚物可能来源于聚合不完全或材料

再加工及使用过程,其结构多样性,源于母体聚合物的重复单元(RU)、端基(EG)和聚合度(DP)的差异^[9]。

近年来,随着微塑料污染问题的日益严重,纺织品在洗涤过程中释放微塑料纤维的研究取得了显著进展。然而,洗衣过程中,不仅衣物的微塑料纤维因

物理作用脱落,洗涤剂及其他成分也会经历一系列复杂的化学反应,如聚合反应和水解反应等,从而生成低聚物,并最终随废水排放^[6]。这表明,低聚物在洗衣废水中的产生不仅与纺织品的物理特性有关,还与洗涤剂的化学成分和反应机制密切相关,如图1所示。

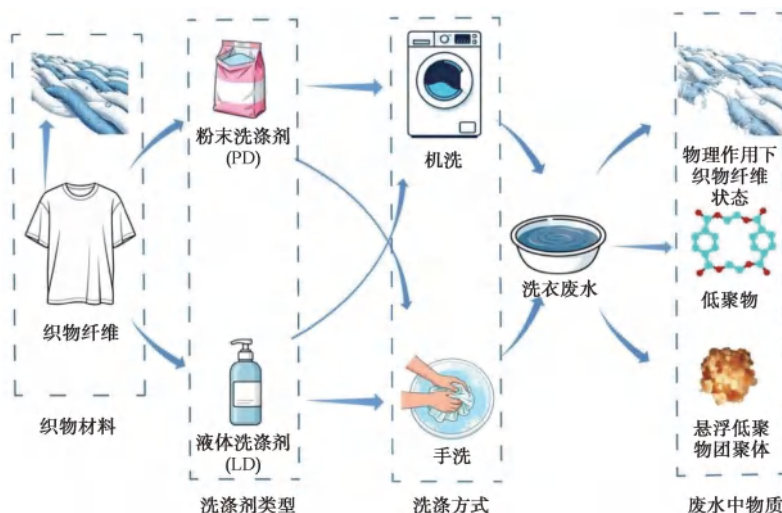


图1 在洗涤过程中低聚物释放路径

Fig. 1 Path of Oligomers Release during Washing

1.1 洗涤剂及洗涤方式来源

洗涤剂(LD与PD)和洗涤方式(机洗与手洗)是影响洗衣废水中低聚物释放的重要因素,这两种因素显著影响洗衣废水中低聚物的释放量,还会改变其组成和理化特性^[10]。在相同的洗涤方式(机洗与手洗)下,使用PD会产生污染物含量更高的废水;而在相同的洗涤剂类型(LD与PD)下,通过手洗产生的废水污染物含量比机洗更高;此外,在使用PD时,无论是机洗还是手洗,污染物含量均显著高于使用LD的情况^[10],如表1所示。表1中,直链烷基苯磺酸盐(LAS)为洗衣废水中典型的阴离子表面活性剂指标;电导率(EC)用于表征水中溶解性无机盐总量;表1中“LAS:1.5~2.0×LD机洗”表示手洗条件下LAS含量较同种洗涤剂机洗时高出1.5~2.0倍;“氨氮:高(约1.5×LD)”表示机洗条件下使用PD的氨氮含量较使用LD高出约1.5倍。

这一现象可归因于化学机制与物理机制的耦合效应。从化学机制来看,PD通常含有较高比例的无机助剂(如碳酸钠、硅酸盐、磷酸盐)及氧化型漂白成分(如过硼酸钠、过碳酸盐),使洗涤体系的pH值

升高至8~10。这种碱性环境能够显著促进水解反应,尤其对于聚酯(PET)和聚乳酸(PLA)等聚合物而言,其主链更易发生碱催化断裂,从而生成线性或环状低聚物。该过程遵循一级水解动力学,速率常数与温度及碱含量呈指数相关,因此在高碱环境中低聚物的生成速率显著提高^[11]。从物理机制来看,PD中的固体颗粒能够产生“微磨料效应”,增加织物与洗涤介质间摩擦作用,导致聚合链发生断裂或“应力诱导裂解”,促进微塑料与低聚物的同时释放。相比之下,LD颗粒由于分散性好、摩擦力低,其机械磨损效应较弱。此外,PD的悬浮颗粒与织物表面接触时,可形成局部微环境,在机械扰动下产生瞬时的温度与pH的波动,这一“微尺度反应区”进一步加速聚合物降解反应^[12]。因此,PD引起废水中污染物含量升高,并非单纯由于有机物含量较高,而是碱催化水解与机械磨损协同作用的结果。

1.2 织物来源

织物中的低聚物既来源于衣物合成过程中的添加剂,也来源于衣物纤维在水解或物理磨损过程中释放的小分子聚合物,且不同织物材料释放的低聚

表 1 不同洗涤剂类型与洗涤方式下洗衣废水中主要污染物含量与特征对比
Tab. 1 Comparison of Content and Characteristics of Main Pollutants in Laundry Wastewater with
Different Detergent Types and Washing Methods

洗涤剂类型	洗涤方式	水质参数(典型范围或相对值)	机理或原因说明 ^[10, 13-15]
LD	机洗	COD:180~250 mg/L BOD ₅ :60~90 mg/L LAS:低(基准值 1.0) EC:中等(1.2~1.5 mS/cm)	LD 组分溶解性高,表面活性剂利用率高,残留量较少; 有机负荷低
LD	手洗	COD:220~310 mg/L BOD ₅ :80~110 mg/L LAS:1.5~2.0×LD 机洗 TSS:中等	手洗摩擦增强,泡沫残留增加;部分表面活性剂未充分 利用导致排放量升高
PD	机洗	COD:300~480 mg/L BOD ₅ :90~140 mg/L 氨氮:高(约 1.5×LD) PO ₄ ³⁻ :4~8 mg/L LAS:2.0×LD 机洗 pH 值:8.5~10.0 EC:高(2.0~2.5 mS/cm)	含碳酸盐/磷酸盐助剂、漂白剂与香料,碱性增强水解; 有机与无机污染负荷高
PD	手洗	COD:400~650 mg/L BOD ₅ :130~200 mg/L LAS:2.0~3.0×LD 机洗 氨氮:显著高 PO ₄ ³⁻ :6~10 mg/L	摩擦剧烈、助剂含量高,促进纤维磨损与 PET 水解; LAS 与低聚物同步释放

注:COD 为化学需氧量,BOD₅ 为五日生化需氧量,TSS 为总悬浮物。

物水平存在差异。以 PET 织物为例,PET 纱线在生产过程中形成的低聚物通常分布在纤维表面或内部结构中,其含量占相应纱线质量的 1.83%~4.07%,其中超过 80%的成分为环状低聚物^[14]。这些低聚物可在染色等加工环节迁移至纤维表面,尤其在高温染色条件下,低聚物的迁移与释放现象更加明显。研究^[15]表明,在酸性染料体系中,随着温度升高,低聚物的释放量显著增加,135 ℃时质量分数可达 1.24%。在洗涤过程中,PET 织物通过不完全聚合、水解或酯交换反应产生的低聚物以线性、支链和环状等各种结构形式存在,它们的形成受纤维物理破碎以及洗涤过程中化学相互作用的影响^[6]。此外,不同类型的合成织物在低聚物释放能力上存在差异^[16]。研究^[6]发现,在丙烯酸、尼龙、PET 及 PET 棉混纺材料中 PET 织物表现出最高的低聚物释放量,而 PET 棉材料的释放量相对较低,这可能与其结晶度、孔隙率及表面结构有关。这些研究结果表明,低聚物在织物的生产、加工处理和洗涤过程中均会发生迁移和释放,形成一个相互关联的有机整体。

2 洗衣废水中低聚物表征

低聚物的分析和表征通常采用液相色谱(LC)、气相色谱(GC)、质谱(MS)等技术,以识别和定量分析水体中低聚物的含量及种类。如表 2 所示,在不同织物材料、洗涤处理方式和表征方法下的低聚物类型、其释放水平和种类检测体现出显著差异。这些差异进一步强调了试验设计、处理条件和表征技术的关键性。然而,由于标准品和参考材料的缺乏,不同研究之间缺乏统一的定量基准,数据的可比性和测量精度受到限制。即便是现有的标准物质,由于批次差异,也常常增加试验误差,进一步为低聚物的准确鉴定带来挑战。当前研究主要依赖对已知或受限物质的靶向筛查,但低聚物种类繁多且结构复杂,靶向分析难以覆盖全部化合物并识别未知低聚物。相比之下,非靶向筛查虽然能扩展检测范围,但质谱数据处理复杂,需要先进的算法支持。同时,非靶向方法的结果常包含大量未知成分,增加了解释的不确定性,尤其是在环境样品中更为突出。此外,环境样品(如废水、土壤等)中含有大量干扰物质,复杂基质效应常导致含量结果被高估或低估^[17],在检测中可能产生

数千种化学信号,从而极大增加数据解析的复杂性^[18],对低聚物的提取与定量分析造成显著影响。

表 2 不同织物材料、洗涤方式与表征方法下检测到的低聚物类型与含量汇总
Tab. 2 Summary of Oligomer Types and Contents Detected under Different Fabric Materials, Washing Methods, and Characterization Methods

织物/材料类型	洗涤或处理方式	表征与检测方式	检测到的低聚物类型	检测含量
PET 纤维 ^[6]	家用洗衣机洗涤 (多次循环)	FTIR、HPLC、LC-MS	环状 PET 低聚物 (PET 三聚体、四聚体)	每克织物释放约 1.7×10^{11} 个亚微米颗粒,其中 34% ~ 89% 为低聚物团聚体
PET 纱线 ^[14]	无水染色体系,高温 (135 ℃)	HPLC、LC-MS	环状 PET 低聚物 (三聚体、六聚体)	质量分数占纱线质量的 1.83% ~ 4.07%,其中 80% 为环状低聚物
涤纶织物 ^[15]	酸性/碱性染色体系	提取后进行 GPC、GC-MS	环状三聚体、线性低聚物	最高质量分数约为 1.24% (135 ℃ 酸性染料条件)
聚酰胺纺织品 ^[19]	亚临界水水解处理	HPLC、LC-TOF-MS	ϵ -己内酰胺及其低聚物 (PA6 单体/二聚体)	每克材料释放 8~12 mg
PLA 纤维 ^[20]	熔融纺丝与后处理过程	GC-MS、FTIR	线性/环状 PLA 低聚物	降解率最高达 9.1%,释放低聚物为副产物
混合织物 (棉/PET) ^[10]	手洗与机洗对比、PD 与 LD 对比	COD、TOC、LC-MS 间接表征	含表面活性剂衍生低聚物	PD 手洗, COD 提高 2~3 倍
多种塑料微粒 (PLA、PBAT、PCL、PET、PE) ^[21]	水中浸泡+紫外模拟老化	非靶 LC/MS (Oligomer-Finder)	25 类共 163 种低聚物 ($n = 1 \sim 14$)	PE 低聚物检测率为 100%, PET 低聚物检测率高
聚己内酰胺薄膜 ^[22]	熔融再聚反应	LC-TOF-MS、APC-MALLS	环状己内酰胺三聚体、单体残留	质量分数从 10.21% 降至 1.52% (熔融去除)
可降解多层纸杯 (PLA/PE) ^[23]	浸提试验	LC-IMS-TOF-MS、GC-MS	各类线性与环状 PET 低聚物	检测到十余种低聚物
生物降解地膜 (PLA/PBAT) ^[24]	溶液萃取	GC-MS	环状 PBAT 低聚物及部分未知的环状低聚物	定性未定量

注:FTIR 为傅里叶变换红外光谱仪,HPLC 为高效液相色谱法,GC 为凝胶色谱法,LC/TOF-MS 为液相色谱/飞行时间质谱,TOC 为总有机碳,IMS 为成像质谱,PBAT 为聚丁二酸二酯共聚物,PCL 为聚己内酯,PE 为聚乙烯,APC-MALLS 为聚合物色谱/多角度激光散射/折射率探测器。

未来,随着标准品和参考材料的不断完善,低聚物分析的定量基准将趋于统一,从而可以提高不同研究之间数据的可比性和测量精度。同时,随着非靶向筛查技术和数据处理算法的进步,研究人员有望更全面地识别和定量分析低聚物,克服复杂基质效应带来的挑战,提升环境样品分析的准确性和可靠性。

3 低聚物的毒性和环境风险

前文已详细阐述了洗衣废水中低聚物的产生及其来源。由于低聚物具有较小的分子结构、稳定的理化性质及较强的迁移性,已被证实对生态系统及人体健康构成严重的潜在威胁^[25]。近年来,相关研究多聚焦于微塑料的生物毒性,而与塑料密切相关的低聚物毒性却常被忽视。尤其在一些研究中,所使用的次级微塑料悬浮液中无意间也含有低聚

物^[5]。这些低聚物可通过水体、土壤及大气等环境介质扩散,直接影响水生和陆生生态系统,并通过生物富集在食物链中逐级传递,对人类健康造成复杂而深远的影响。从化学结构角度来看,低聚物可能呈现线性、支链或环状等多种形式,这些不同结构的低聚物具有各自特异的毒理学特征^[26]。这些研究结果凸显了低聚物作为环境污染物的潜在风险,并表明其对生态系统和人类健康的影响亟须进一步深入探讨,如图 2 所示。

3.1 对水生生态系统及土壤的毒性影响

洗涤剂中的表面活性剂已被证明对水生生态系统造成破坏^[27]。Nunes 等^[28]对表面活性剂毒性的研究进行了总结:在对 39 种洗衣液开展的毒性测试中,乙氧基化醇是毒性最高的化合物之一;壬基酚 (NP) 类表面活性剂对鱼类有着不可逆的损伤;在绿

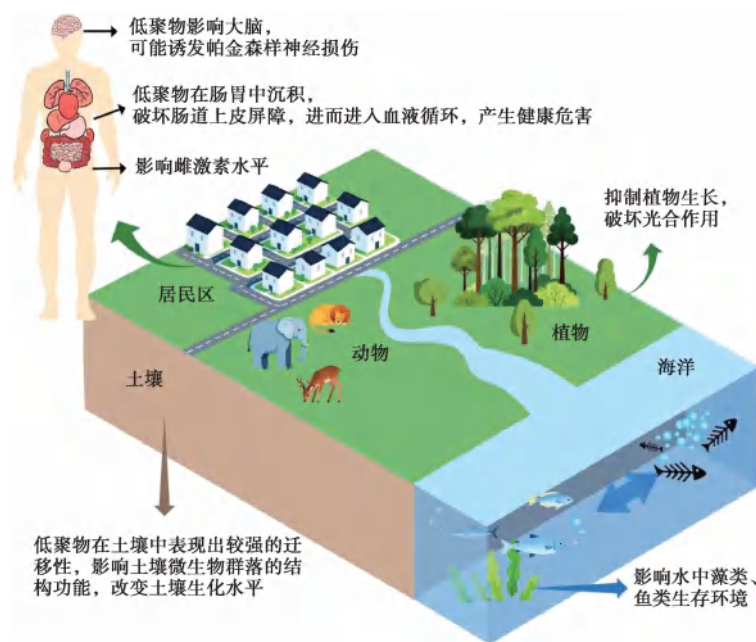


图2 低聚物环境风险示意图

Fig. 2 Schematic of Environmental Risks of Oligomers

藻暴露的 5 种 NP 质量浓度 (0.136 ~ 2.720 mg/L) 条件下开展 96 h 的试验,结果显示,在 1.48 mg/L 和 2.72 mg/L 的 NP 质量浓度下,细胞生长分别减少了 30% 和 97%。进一步的慢性测试发现,4-辛基苯酚展现出较高的雌激素活性,扰乱小球藻体内激素水平,影响其生长与繁殖;同时,牡蛎在含有表面活性剂的化学混合物中暴露时,阴离子表面活性剂(如十二烷基硫酸钠)与阳离子表面活性剂(如十四烷基三甲铵溴化物)及其混合物均抑制牡蛎的过滤活动。

关于塑料释放的低聚物在水中的毒性研究为了解织物低聚物毒性提供了参考。在 1 项针对 PCL 微塑料水解过程中释放最小组分的试验中发现,每克 PCL 材料中可释放约 6 mg 的降解副产物,形式包括亚微米级塑料(粒径为 1 μm 至 100 nm)、纳米塑料(粒径小于 100 nm)及低聚物^[29];并且在水体中 PCL 塑料低聚物的持续释放,对淡水生态系统中发挥光合作用功能的生物表现出显著毒性,特别是对固氮过程产生抑制作用^[29]。此外,PBAT 中所含的对苯二甲酸单体是 1 种已知的内分泌干扰物,该化合物可抑制模式植物拟南芥的生长,破坏其光合作用系统并在根系聚集,表现出明显毒性^[30]。PE 低聚物对浮萍的根部也产生不良影响,显著降低根细胞的活性^[31]。聚苯乙烯(PS)和高密度聚乙烯

(HDPE)的低聚物被证实对海胆的精子 and 胚胎具有化学毒性,干扰其生殖功能^[32]。

低聚物会对土壤、微生物群落及土壤动物造成影响。研究^[33]表明,PLA 在土壤中持续降解形成的低聚物会降低土壤 pH,这是因为带有酸性端基的低聚物被释放到土壤中。PCL、PBAT、聚羟基脂肪酸酯(PHA)和 PLA 的降解产物可以在堆肥过程中增加真菌的丰度,如曲霉属、镰刀菌属和青霉属等,这些低聚物促使土壤真菌群落结构发生变化,可能会导致微生物群落的改变和对土壤功能产生不利影响。土壤中多细胞生物,如蚯蚓、沙蚕等可以降解土壤中塑料降解形成的低聚物,但摄入低聚物会造成生物假饱腹感、营养供应不良、氧化应激和肠道损伤,对其生长、行为、繁殖和寿命产生不利影响^[34]。

低聚物可分为线性、支链和环状 3 种类型,且其分子结构、形成机制和环境影响各不相同。线性低聚物通常通过聚合不完全、水解或酯交换反应生成,具有较强水溶性和迁移性,易于微生物降解,对环境影响较小^[35]。支链低聚物在高温或机械剪切条件下形成,主链上存在支链或取代基,迁移性适中,支链的存在增加了空间位阻,可能影响毒性和生物可利用性^[36]。环状低聚物通过酯键或酰胺键闭环形成,具有较强的疏水性、难降解性和持久性,易在环境中富集,具有较大的生态风险^[37]。低聚物的形成

过程涉及复杂的化学反应和物理破碎机制,相对分子质量、端基特征和聚合度的差异决定了其在洗涤过程中的释放行为,并影响其在环境中的迁移、稳定性和毒性。例如,极性端基增加水溶性和迁移性,易穿透污水处理系统进入水体;而环状结构提高疏水性和稳定性,导致其在生物膜和沉积物中的富集。低聚物的“结构-性质-毒性”关系是理解其环境风险的关键。

3.2 低聚物对人类健康的潜在风险

低聚物对人类毒性的研究仍处于初步阶段,尚无明确直接证据证明低聚物会直接对人类造成危害。但低聚物的暴露途径与微纳塑料相似,这些低聚物可能像微纳塑料颗粒一样进入人体,发挥着类似微纳塑料的毒性^[38]。研究表明,PLA 微粒在体外通过消化酶消化降解形成了低聚物,同时在小白鼠模型中,PLA 低聚物及其纳米粒子在肝脏、肠道和大脑中积累,引发小白鼠肠道损伤、急性炎症^[39]并诱发了类似帕金森病的神经退行性疾病^[8]。在日常饮食活动中,食品包装袋、茶包、外卖盒等高分子聚合材料老化降解形成低聚物渗入食品中对人体健康造成危害^[40],在食品接触材料的表征研究中,聚对苯二甲酸乙二醇酯、聚对苯二甲酸丁二醇酯和 PS 的低聚物已证实存在于食品中,其中环状低聚物具有毒性,而苯乙烯低聚物被分类为潜在致癌物^[41-42]。医学研究表明,微纳塑料已在人类母乳^[43]和血液样本中^[44]被发现,这些微纳粒子会造成氧化应激、炎症反应和代谢紊乱等一系列危害^[45],而低聚物相对分子质量更小,更容易穿透细胞膜引发毒性。目前关于低聚物毒性对陆地生物、其他高等级捕食者及人类的影响研究仍然有限,相关毒性作用仍在不断探索中。未来的研究应更加关注低聚物在不同环境条件下的长期暴露效应、不同人群的个体差异及微纳塑料与低聚物之间的相互关系,特别是在人类暴露途径和毒性机制方面进行深入分析。

4 展望

低聚物的系统研究在环境科学及公共健康等领域具有重要意义,不仅有助于揭示低聚物在土壤、水体和大气中的释放、迁移与降解规律,还可为环境污染控制和生态风险防范提供理论基础。低聚物因具有一定的生物累积性和潜在毒性,尤其可能干扰生

物体的内分泌系统,从而对生态系统稳定性和人类健康构成长期威胁。因此,深入理解低聚物的环境行为、转化机理与生物相容性,对于推进绿色替代材料研发、减少塑料污染及实现可持续发展目标具有重要意义。尽管近年来在低聚物的识别、去除及环境行为研究方面取得了初步进展,但仍存在检测技术滞后、污染治理手段有限及生态风险评估体系不完善等问题。未来研究应重点聚焦以下 3 个方面。

(1)检测与表征技术。加强洗衣废水中低聚物的高分辨检测与结构表征,完善相对分子质量分布、聚合度及形态的系统分析方法,建立标准化定量体系,为环境监测和数据比对提供科学依据。

(2)源头减排与绿色替代。通过优化洗涤剂配方、推广低残留环保型产品及可降解纺织材料,减少低聚物在生产与使用环节的生成与排放,同时推动政策支持与产业转型,实现源头控制。

(3)污染治理与资源化利用。开发针对低聚物的特异性去除技术,如高级氧化、膜分离与生物强化等复合工艺,探索其降解产物的资源化路径,实现污染控制与资源回收的协同目标。

总体而言,低聚物的高效识别、环境行为解析与控制技术创新,将成为未来水体深度净化和污染治理的重要方向,对提升城市水环境质量与生态安全具有重要意义。

参考文献

- [1] Olmstead S, Zheng J M. Water pollution control in developing countries: Policy instruments and empirical evidence [J]. Review of Environmental Economics and Policy, 2021, 15(2): 261-280.
- [2] Lacalamita D, Mongioví C, Crini G. Chemical substances present in discharge water generated by laundry industry: Analytical monitoring [J]. Water Science and Engineering, 2023, 16(4): 324-332.
- [3] Arora J, Ranjan A, Chauhan A, et al. Surfactant pollution, an emerging threat to ecosystem: Approaches for effective bacterial degradation [J]. Journal of Applied Microbiology, 2022, 133(3): 1229-1244.
- [4] Jayalal N A, Yatawara M. Toxicity assessment of powdered laundry detergents: An in vivo approach with a plant-based bioassay [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2024, 31(49): 59166-59178.
- [5] Shi C Z, Wang M J, Wang Z M, et al. Oligomers from the synthetic polymers: Another potential iceberg of new pollutants [J]. Environment & Health, 2023, 1(4): 228-235.

- [6] Yang T, Xu Y H, Liu G, et al. Oligomers are a major fraction of the submicrometre particles released during washing of polyester textiles[J]. *Nature Water*, 2024, 2(2): 151–160.
- [7] Kato L S, Conte-Junior C A. Safety of plastic food packaging: The challenges about non-intentionally added substances (NIAS) discovery, identification and risk assessment [J]. *Polymers*, 2021, 13(13): 2077. DOI: 10.3390/polym13132077.
- [8] Liang B X, Deng Y H, Zhong Y Z, et al. Gastrointestinal incomplete degradation exacerbates neurotoxic effects of PLA microplastics via oligomer nanoplastics formation[J]. *Advanced Science*, 2024, 11(28): 202470164. DOI: 10.1002/adv.202470164.
- [9] Hoppe M, de Voogt P, Franz R. Identification and quantification of oligomers as potential migrants in plastics food contact materials with a focus in polycondensates—A review[J]. *Trends in Food Science & Technology*, 2016, 50: 118–130. DOI: 10.1016/j.tifs.2016.01.018.
- [10] Shaikh I N, Ahammed M M. Effect of washing method and detergent type on laundry greywater characteristics[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 66: 106103. DOI:10.1016/j.jwpe.2024.106103.
- [11] Churikov A V, Gamayunova I M, Zapsis K V, et al. Influence of temperature and alkalinity on the hydrolysis rate of borohydride ions in aqueous solution[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2012, 37(1): 335–344.
- [12] Ren S, Cao X, Fan Q K, et al. Selective CO₂ electroreduction to multi-carbon products on organic-functionalized CuO nanoparticles by local micro-environment modulation[J]. *Nano-Micro Letters*, 2024, 16: 262. DOI: 10.1007/s40820-024-01480-8.
- [13] López Zavala MÁ, Espinoza Estrada E. The contribution of the type of detergent to domestic laundry graywater composition and its effect on treatment performance[J]. *Water*, 2016, 8(5): 214.
- [14] Pei L J, Li H, Zhang H J, et al. Migration and chemical characterization of cyclic oligomers from polyester fiber in waterless dyeing system[J]. *Fibers and Polymers*, 2022, 23(9): 2648–2656.
- [15] Receu P, Gorenšek M, Žigon M. The influence of treatment conditions on the quantity and composition of oligomers extracted from polyester fabric[J]. *Textile Research Journal*, 2002, 72(5): 447–453.
- [16] Cai Y P, Yang T, Mitrano D M, et al. Systematic study of microplastic fiber release from 12 different polyester textiles during washing [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(8): 4847–4855.
- [17] Trufelli H, Palma P, Famiglini G, et al. An overview of matrix effects in liquid chromatography–mass spectrometry [J]. *Mass Spectrometry Reviews*, 2011, 30(3): 491–509.
- [18] Shi C Z, Yang J J, You Z C, et al. Suspect screening analysis by tandem mass spectra from metabolomics to exposomics[J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2024, 175: 117699. DOI:10.1016/j.trac.2024.117699.
- [19] Hu H M, Xu Q H, Sun L N, et al. ¹Rapid hydrolysis of waste and scrap PA6 textiles to ϵ -caprolactam [J]. *ACS Applied Polymer Materials*, 2023, 5(1): 751–763.
- [20] Yang Y D, Zhang M, Ju Z X, et al. Poly (lactic acid) fibers, yarns and fabrics; Manufacturing, properties and applications [J]. *Textile Research Journal*, 2021, 91(13/14): 1641–1669. DOI: 10.1177/0040517520984101.
- [21] Shi C Z, Guo A, Pang S C, et al. Precise characterization of the presence and fate of plastic oligomers in water [J]. *Nature Water*, 2025, 3(4): 461–472.
- [22] Zhong S M, Guo Y T, Gao F, et al. Studies of caprolactam and cyclic oligomer content, molecular weight, and thermal properties during melt post-polycondensation of polycaprolactam in the film state [J]. *Polymer*, 2023, 272: 125802. DOI: 10.1016/j.polymer.2023.125802.
- [23] Canellas E, Vera P, Nerin C, et al. The detection and elucidation of oligomers migrating from biodegradable multilayer teacups using liquid chromatography coupled to ion mobility time-of-flight mass spectrometry and gas chromatography – mass spectrometry[J]. *Food Chemistry*, 2022, 374: 131777. DOI: 10.1016/j.foodchem.2021.131777.
- [24] Monkley C, Reay M K, Evershed R P, et al. Mass spectral characterisation of cyclic oligoesters in a biodegradable mulch film [J]. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2024, 38(10): e9726. DOI: 10.1002/rcm.9726.
- [25] 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.
- [26] Schaefer A, Ohm V A, Simat T J. Migration from can coatings: Part 2. Identification and quantification of migrating cyclic oligoesters below 1000 Da[J]. *Food Additives & Contaminants*, 2004, 21(4): 377–389.
- [27] Mousavi S A, Khodadoost F. Effects of detergents on natural ecosystems and wastewater treatment processes: A review [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(26): 26439–26448.
- [28] Nunes R F, Teixeira A C S C. An overview on surfactants as pollutants of concern: Occurrence, impacts and persulfate-based remediation technologies [J]. *Chemosphere*, 2022, 300: 134507. DOI:10.1016/j.chemosphere.2022.134507.
- [29] Tamayo-Belda M, Pulido-Reyes G, González-Pleiter M, et al. Identification and toxicity towards aquatic primary producers of the smallest fractions released from hydrolytic degradation of polycaprolactone microplastics [J]. *Chemosphere*, 2022, 303:

134966. DOI:10.1016/j.chemosphere.2022.134966.
- [30] Liu J X, Wang P Y, Wang Y F, et al. Negative effects of poly (butylene adipate-co-terephthalate) microplastics on Arabidopsis and its root-associated microbiome [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 437: 129294. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.129294.
- [31] Kalčíková G, Žgajnar Gotvajn A, Kladnik A, et al. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed Lemna minor [J]. Environmental Pollution, 2017, 230: 1108–1115. DOI:10.1016/j.envpol.2017.07.050.
- [32] Martínez-Gómez C, León V M, Calles S, et al. The adverse effects of virgin microplastics on the fertilization and larval development of sea urchins [J]. Marine Environmental Research, 2017, 130: 69–76. DOI:10.1016/j.marenvres.2017.06.016.
- [33] Wei X F, Capezza A J, Cui Y X, et al. Millions of microplastics released from a biodegradable polymer during biodegradation/enzymatic hydrolysis [J]. Water Research, 2022, 211: 118068. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118068.
- [34] Zhou Q, Pan C N, Wei J A, et al. Biodegradable plastics in soil: A significant gap from microplastics to nanoplastics and oligomers [J]. Environmental Science: Nano, 2025, 12 (4): 2208–2228.
- [35] Tsochatzis E D, Alberto LOPES J, Kappenstein O, et al. Quantification of PET cyclic and linear oligomers in teabags by a validated LC-MS method – *In silico* toxicity assessment and consumer's exposure [J]. Food Chemistry, 2020, 317: 126427. DOI: 10.1016/j.foodchem.2020.126427.
- [36] Kashiyaama R, Watanabe H, Akasaka T, et al. Novel amyloid- β oligomer-targeted fluorescent probes by introducing branched chain into push-pull type dye [J]. Dyes and Pigments, 2025, 236: 112680. DOI: 10.1016/j.dyepig.2025.112680.
- [37] Brunelle D J. Cyclic oligomer chemistry [J]. Journal of Polymer Science: Part A: Polymer Chemistry, 2008, 46(4): 1151–1164.
- [38] Li P H, Liu J F. Micro (nano) plastics in the human body: Sources, occurrences, fates, and health risks [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(7): 3065–3078.
- [39] Wang M J, Li Q Q, Shi C Z, et al. Oligomer nanoparticle release from polylactic acid plastics catalysed by gut enzymes triggers acute inflammation [J]. Nature Nanotechnology, 2023, 18(4): 403–411.
- [40] Zimmermann L, Bartosova Z, Braun K, et al. Plastic products leach chemicals that induce *in vitro* toxicity under realistic use conditions [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55 (17): 11814–11823.
- [41] Lopes J A, Tsochatzis E D. Poly (ethylene terephthalate), poly (butylene terephthalate), and polystyrene oligomers: Occurrence and analysis in food contact materials and food [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2023, 71(5): 2244–2258.
- [42] Schreier V N, Appenzeller-Herzog C, Brüscheweiler B J, et al. Evaluating the food safety and risk assessment evidence-base of polyethylene terephthalate oligomers: Protocol for a systematic evidence map [J]. Environment International, 2022, 167: 107387. DOI:10.1016/j.envint.2022.107387.
- [43] Ragusa A, Notarstefano V, Svelato A, et al. Raman microspectroscopy detection and characterisation of microplastics in human breastmilk [J]. Polymers, 2022, 14 (13): 2700. DOI: 10.3390/polym14132700.
- [44] Leslie H A, van Velzen M J M, Brandsma S H, et al. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood [J]. Environment International, 2022, 163: 107199. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107199.
- [45] Rahman A, Sarkar A, Yadav O P, et al. Potential human health risks due to environmental exposure to nano-and microplastics and knowledge gaps: A scoping review [J]. Science of the Total Environment, 2021, 757: 143872. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.143872.