

引用本文: 王舒瑜, 裴宪, 任悦, 邱方程, 宋玉锋, 常海, 吴云. 物理法去除水体中纳米塑料的研究进展 [J]. 离子交换与吸附, 2025, 41(3): 214-225.

Citation: WANG Shu-yu, PEI Xian, REN Yue, QIU Fang-cheng, SONG Yu-feng, CHANG Hai, WU Yun. Research Progress on Physical Removal of Nanoplastics in Water Environment [J]. Ion Exchange and Adsorption, 2025, 41(3): 214-225.

· 综述 ·

文章编号: 1001-5493(2025)03-0214-12

DOI: 10.16026/j.cnki.ica.2025030214

物理法去除水体中纳米塑料的研究进展*

王舒瑜¹, 裴宪¹, 任悦¹, 邱方程², 宋玉锋², 常海³, 吴云^{1**}

(¹天津工业大学, 环境科学与工程学院, 天津 300387; ²云南电网有限责任公司电力科学研究院, 昆明 650011; ³中铁建金服科技(天津)有限公司, 天津 300000)

摘要: 纳米塑料(NPs)是一种新型环境污染物, 它由微塑料进一步分解产生。与微塑料相比, NPs粒径更小、比表面积更大, 更容易吸附环境中的多环芳烃和重金属等污染物, 加之其体积小、质量轻, 极易大面积扩散, 使毒性加剧。NPs的存在严重威胁着人类健康以及整个生态系统的稳定, 因此, 去除NPs迫在眉睫。目前, NPs的去除方法是环境领域的研究热点和难点, 主要有物理、化学、生物3大类, 其中物理法因简单易行、成本低廉、再生性能好、适用范围广而备受关注。文章综述了物理法去除纳米塑料的研究现状, 系统地介绍了现有方法对NPs的去除作用, 为水环境中NPs的去除提供了参考, 并对未来的研究方向提出了展望。

关键词: 纳米塑料, 吸附, 过滤, 混凝

中图分类号: X705 **文献标志码:** A

1 前言

塑料污染是全球面临的严重环境问题之一。截至目前, 全球每年的塑料产量已超过4亿t, 预计到2050年自然环境中的塑料废弃物将达到12亿t^[1]。随着塑料制品的广泛使用及其消费量的逐年增加, 塑料污染随之而来^[2]。与普通的污染物不同, 塑料很难自降解, 可在环境中保留几个世纪^[3]。在使用和缓慢降解的过程中, 塑料会形成小颗粒或碎片, 通常将尺寸为100 nm~5 mm的塑料称作微塑料(Microplastics, MPs)^[4], 将尺寸<100 nm的塑料称作纳米塑料(Nanoplastics, NPs)^[5]。微纳塑料(MNPs)的粒径小, 比表面积大, 极易吸附环境中的多种污染物, 如多环芳烃^[6]、双酚A^[7]、草甘膦^[8]、苯并(a)芘^[9]、重金属和类金属^[10]等。与MPs相比, NPs具有更小

的体积和更轻的质量。作为污染物的载体, NPs更易随洋流和空气大面积扩散, 从而加剧污染物传播。NPs进入环境的途径多种多样, 包括灌溉径流^[11]、有机肥料和堆肥^[12]、轮胎磨损^[13]、一次性口罩的大量使用^[14]、个人护理产品的使用^[15]、污水处理厂出水^[16]、纤维衣物清洗脱落^[17]、纳米医学残留^[18]、船舶涂层脱落等^[19]。当其被环境中的生物捕食进入食物链时, 其会通过不同环节生物的摄食作用, 增加食物链上层生物污染毒性, 使整个生态系统的稳定受到严重威胁^[20]。NPs最早被发现于海洋环境中, 随后在淡水湖泊中也发现了它的踪迹^[21], 不仅如此, 土壤和空气中也有NPs的存在^[22-23]。更可怕的是, 在瓶装水^[24-25]、啤酒^[26]、蜂蜜^[27]、牛奶^[28]中都检测到了不同浓度的MNPs, 甚至在人体内发现了9种不同种类的MNPs。作为一种新

* 收稿日期: 2024-04-10

基金项目: 国家重点研发计划-低碳约束下沿长江工业园区废水近零排放技术与示范(基金号2023YFC3207003).

作者简介: 王舒瑜(1988—), 博士, 实验师.

**通信作者: 吴云, E-mail: 459642944@qq.com.

型污染物, NPs已渗透到人类生活的方方面面, 如果不加强监管和处理, 必然会对人类甚至整个生态系统造成难以估量的危害。因此, 开发行之有效的方法来去除环境中的NPs是当务之急。

目前已开发了多种技术对NPs进行处理, 主要分为物理、化学、生物3大类。物理法包括吸附、过滤、混凝/絮凝、磁选^[29]等, Pramanik等^[30]对比了气浮、纳米铁磁流体和膜过滤3种工艺对MNPs的去除效果, 发现与其他2种方法相比, 超滤和微滤膜效果最好, 可去除90%以上的MNPs碎片颗粒。化学方法包括臭氧氧化^[31]、光催化^[32]等。Acuña-Bedoya等^[32]通过阳极氧化工艺合成不同p型铜氧化物半导体薄膜, 其在可见光下具有光催化活性。在自然光照射下, 该膜在50 h内对聚苯乙烯纳米塑料(PSNPs)的降解率可达到18%~23%。生物法包括生物降解^[33]、膜生物反应器等^[34]。膜生物反应器属于生物法和物理法相结合的生物处理技术, Li等^[35]研究了膜生物反应器对饮用水及受污染地表水中MNPs的去除, 可去除绝大多数的聚氯乙烯MNPs, 且处理前后体系的微生物群落没有明

显差异。除此之外, 还开发了一些新的方法, Wang等^[36]研究发现, 太阳能通过高功率密度的玻璃球聚焦成小光斑, 聚焦光斑的热效应会导致中心溶液向上流动, 迫使四周溶液流向中心, 形成对流的同时在气液界面处形成热微泡。对流可将塑料颗粒带入微泡并在其中聚集, 使纳米塑料颗粒融合成大块, 较大的颗粒会直接熔融, 从而完成对塑料颗粒的去除。在这些方法中, 物理法因操作便捷、工艺简单、环境友好等优势在处理NPs方面备受关注。

本文以物理法处理NPs为切入点, 总结了吸附法、过滤法和混凝法等主要方法对NPs的去除率以及去除机理。系统比较这些技术的优点和局限性, 旨在为水环境中NPs的物理去除提供参考。

2 吸附

吸附法是指利用吸附材料与NPs之间的静电相互作用力或表面官能团之间的化学键结合去除NPs, 吸附机理示意图如图1所示。在该方法中, 吸附材料起到了至关重要的作用。根据吸附材料的性质可将其分为碳材料吸附材料、磁性吸附材料和纤维素类吸附材料等。

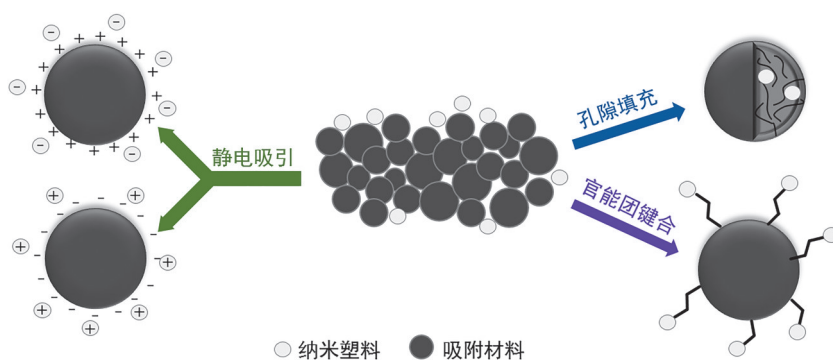


图1 吸附机理示意图.

Figure 1 Schematic diagram of the adsorption mechanism.

2.1 碳材料吸附材料

碳材料因其多孔结构和较大的比表面积而具有出色的吸附性能, 被广泛用于水处理、废弃物处理和环境污染修复等领域。常见的碳材料包括活性炭、生物炭和碳纳米管。此外, 还有许多新兴的碳材料被用作吸附材料, 如碳纤维、碳膜、碳纳米材料等。在处理NPs的过程中, 这些碳材料通过物理吸附或化学结合的方式, 将NPs吸附在其表面或孔隙中, 从而达到

富集并去除NPs的目的。同时, NPs的小尺寸和大比表面积使得其与碳材料的相互作用更强, 吸附效果更加显著。

2.1.1 活性炭

活性炭是一种常见的吸附材料, 具有大量微孔结构, 将其用于NPs的吸附去除时, 具有大比表面积的活性炭会为小体积NPs的附着提供大量活性位点, 吸附饱和后还可进行再生处理。因此, 活性炭是吸附NPs的理想材料。

颗粒活性炭 (GAC) 是最常用的吸附材料, Ramirez 等^[37] 评估了用于饮用水处理工艺的 GAC 对 PSNPs 的吸附去除能力。在超纯水体系中, 利用 GAC 表面的负电荷与 NPs 表面的正电荷之间的静电相互作用实现了对 PSNPs 的吸附。室温下, 在 pH 值为 7.4 ± 0.1 的超纯水体系中, 质量浓度为 5 g/L 的 GAC 对初始质量浓度为 40 mg/L 的 PSNPs 实际最大吸附量为 2.20 mg/g, 符合准二级吸附动力学模型和 Langmuir 吸附等温模型。吸附剂可通过改性处理来提高自身的吸附性能。已有研究证明, ZnCl_2 具有优异的成孔效果^[38], 因此, Xing 等^[39] 用 ZnCl_2 作为活化剂在酸性条件下浸泡活性炭, 然后用氮气在 900 °C 下活化 2 h 得到改性后的活性炭, 与未经处理的活性炭相比, 改性后的活性炭孔体积和孔容更大, 对 PSNPs 的理论最大吸附量可达 2.979 mg/g。

实际水体中的各种阴阳离子和溶解有机物 (DOM) 会影响吸附剂对 NPs 的吸附能力。阴阳离子对吸附有促进作用, 而 DOM 的作用随 NPs 浓度的变化有所不同。例如, Ramirez 等^[37] 研究发现, 日内瓦湖水中存在 DOM, 当聚苯乙烯 (PS) 质量浓度 (5 和 10 mg/L) 较低时, 很多带负电的 DOM 会包覆在 PSNPs 周围, 形成带负电荷的 PSNPs-DOM 络合物, 导致原本带正电荷的 PSNPs 发生电荷反转; 当 PS 质量浓度 (20、30 和 40 mg/L) 较高时, PSNPs 周围包覆的 DOM 变少, 更有利于带负电荷的 GAC 和表面带正电荷的 PSNPs 之间的相互作用, 从而增加了吸附容量, 最大实验吸附量达到了 6.33 mg/g。Xing 等^[39] 的研究还发现, 在体系中加入 Na_2SO_4 、 NaHCO_3 和 NaCl 后, 活性炭和 PSNPs 两者的苯环结构会与 Na^+ 发生阳离子- π 相互作用, 与 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 及 Cl^- 等阴离子发生阴离子- π 相互作用, 促进了 PSNPs 在活性炭上的吸附, 使得 ZnCl_2 改性后的活性炭对 PSNPs 的吸附量增大, 吸附速率加快。Ji 等^[40] 利用 GAC 制备的活性炭柱模拟饮用水深度处理工艺中活性炭过滤器的动态吸附过程, 研究 PSNPs 在 GAC 多孔介质中的迁移调控机制, 以及离子强度、种类和腐殖质等因素对 PSNPs 在活性炭柱中迁移的影响。研究发现, 溶液中存在离子会抑制 PSNPs 在活性炭柱中的转运, 当离子浓度升高时抑制效果更加明显; Na^+ 和 Ca^{2+} 均可与 PSNPs 表面官能团结合并破坏

其双层结构, 使 PSNPs 的表面电荷降低, 促进 PSNPs 在活性炭表面的沉积, 但相较于 Na^+ , Ca^{2+} 电中性更强, 能更大程度地中和活性炭和 PSNPs 的表面电荷; 在一定浓度下, 腐殖质可促进 PSNPs 的迁移, 但随着腐殖质浓度的持续增加, PSNPs 的迁移变化不大。

2.1.2 生物炭

生物炭是一种由生物质原料 (如植物秸秆、木屑、椰壳等) 在高温条件下经干馏或热解制备而成的炭质产物, 通常具有丰富的孔隙结构和较大的比表面积。同活性炭一样, 生物炭可提供大量的吸附位点来捕获并固定 NPs, 将其从环境中去除, 从而减少其对生态系统的影响^[41]。环保性是生物炭的独特优点, 可利用农业废弃资源制得。

Ganie 等^[42] 用蔗渣分别在 350、550 和 750 °C 3 种不同的热解温度下制备生物炭, 通过三者对比得出, 750 °C 下制备的生物炭羰基官能团最少, 比表面积和孔隙丰度最大, 对 NPs 的去除率最高 (>99%), 其理论最大吸附量可达 44.9 mg/g, 而 550 °C 和 350 °C 下制备的生物炭对 NPs 的去除率相对较低 (分别为 <39% 和 <24%)。整个过程符合伪一级动力学模型, 且与 Langmuir 吸附等温模型拟合较好, 表明蔗渣对 NPs 的吸附属于单层瞬时吸附。Zhu 等^[43] 将矿区采集的受污染玉米芯通过表面炭化法制成介孔生物炭, 其对 PSNPs 的理论最大吸附量可达 56.02 mg/g, 该吸附过程符合拟二级动力学模型, 可用 Sips 吸附等温线更好地描述吸附过程, 表明介孔生物炭对 PSNPs 的吸附是多相多层吸附。Abdoul 等^[44] 以玉米芯为原料在 500、700 和 900 °C 3 种不同的热解温度下制备生物炭, 通过三者对比得出, 900 °C 下制备的生物炭比表面积、疏水性和芳香性最大, 理论最大吸附量可达 20.89 mg/g。同时, 通过化学氧化模拟生物炭自然老化过程, 对比新鲜和老化生物炭对 PSNPs 的吸附能力, 发现 900 °C 下制备的生物炭老化后比表面积和含氧基团数量均增大, 吸附能力更强, 理论最大吸附量可达 23.98 mg/g。

与活性炭类似, 对生物炭进行表面改性也是提高其吸附能力的重要方法, Sun 等^[45] 以富铝污泥为原料采用共沉淀法和低温碳化法制备得到一种新型 MgAl 层状双氧化物@生物炭复合吸

附剂, 其中的层状双氧化物在吸附过程中由于“记忆效应”重构为层状双氢氧化物, 在层状双氢氧化物和生物炭的协同作用下, 通过阴离子交换、静电相互作用、氢键和 π - π 共轭等多种相互作用对PSNPs进行吸附, 30~50 °C下的平衡吸附量高达360 mg/g。Shi等^[46]制备了一种生物炭, 经十六烷基三甲基溴化铵改性后其表面疏水性有所提高, 对聚苯乙烯和羧酸改性聚苯乙烯的去除率分别为95.2%和91.2%; 与未改性的生物炭相比, 改性后的生物炭去除率分别提高了29%和14%。Shi等^[47]通过球磨法在300、500和700 °C的热解温度下制备得到了生物炭, 其中500 °C得到的产物具有比表面积大和含氧官能团多^[48]的双重优势, 吸附能力最大, 可去除82.73%的PSNPs。该生物炭对PSNPs的吸附过程符合拟二级动力学模型, 且可与Langmuir吸附等温模型较好地拟合, 表明吸附过程以单层吸附为主。

除常规改性方法外, 掺杂也可在一定程度上增强碳材料的吸附性能, 双金属有机框架碳材料可提高原始材料的稳定性^[49]。Zhou等^[50]采用水热法制备了CuNi碳材料用于去除水中的PSNPs, 当CuNi碳材料质量浓度为0.3 g/L时, 对PSNPs的去除率达到了99.18%, 整个过程符合拟一级动力学模型和Langmuir吸附等温模型, 表明CuNi碳材料对PSNPs的吸附是物理吸附和单层吸附。此外, 对该吸附剂的再生性能进行了研究, 经过4次循环, CuNi碳材料仍可去除水中约75%的PSNPs。

2.2 磁性吸附材料

将磁性物质添加到吸附剂中, 利用外加磁场作用, 可解决吸附剂难以回收利用的问题, 降低应用成本。同时, 磁性材料可利用自身的磁性在外加磁场下实现对目标物质的选择性吸附和分离, 其具有高效、可控和可重复利用的优点。Zhao等^[51]以沸石为原料, 通过共沉淀法成功合成了一种新型磁性沸石吸附剂, 利用Fe—O键与NPs之间的静电吸引、络合和p-p共轭的协同作用, 对PSNPs的理论最大吸附量可达34.2 mg/g。可重复利用是磁性吸附材料的独特优点之一。Zhao等^[52]以粉煤灰为原料, 用铁离子进行改性, 用一步共沉淀法合成了一种新型磁性材料。粉煤灰表面负载铁离子后, 对PSNPs的去除效果显著

提高, 室温下理论最大吸附量达到88.5 mg/g。此外, 该新型磁性材料可重复使用, 吸附-解吸实验表明, 重复使用4次后, 该新型磁性材料对PSNPs的去除率仍保持在89.8%。Shi等^[46]研究制备的磁性生物炭具有良好的稳定性, 重复使用5次后, 对聚苯乙烯和羧酸改性聚苯乙烯的去除率仍可分别达到90.2%和94.8%。

2.3 纤维素类吸附材料

纤维素是一种多糖类化合物, 广泛存在于植物细胞壁中, 如木材、棉花、纸浆等都含有丰富的纤维素, 可通过酸碱水解或酶解等方法将其提取出来, 易获得。纤维素广泛用于吸附领域, 其表面的羟基可通过静电相互作用、氢键相互作用吸附目标物质。

与碳吸附材料一样, 对纤维素进行表面改性也可增强其对NPs的吸附能力。Batool等^[53]从车前草茎中提取出了纤维素, 并利用聚乙烯亚胺对其进行功能化改性制得了高效吸附剂, 其对聚甲基丙烯酸甲酯NPs、聚氯乙烯NPs和聚醋酸乙烯酯NPs的吸附效率分别可达97%、98%和99%。Zhang等^[54]利用硼氢化物还原法制备了一种纳米零价铁, 通过对天然衍生的纳米纤维进行烷基化, 得到表面带有正电荷且具有疏水性的磁性“纳米鱼网”, 它可快速捕获并富集海水中的MNPs。实验中将聚苯乙烯、聚氯乙烯、聚甲基丙烯酸甲酯作为研究对象, 在静电吸引和疏水作用下, 1 min内对人工海水中100 nm、2 μ m和10 μ m 3种不同尺寸的MNPs去除率分别达到98.28%、98.58%和97.64%, 计算得到吸附量分别为40.96、167.62和324.88 mg_{MNPs}/g_{Fe}。同时, 研究了该吸附剂在实际海水体系中对MNPs的去除能力, 相比人工海水模拟体系, 该吸附剂在实际海水对MNPs的去除能力仅略有下降, 表明干扰物对吸附过程的影响较小, 该方法具有普遍适用性。木棉管是由纤维素和木质素组成的天然管道, 因质轻、有特殊的空心管结构的特点而被用于去除水中的污染物。Xu等^[55]将聚乙烯亚胺接枝到木棉管表面, 利用材料表面的正电荷与聚甲基丙烯酸甲酯、聚氯乙烯和聚苯乙烯纳米粒子表面负电荷之间的强静电相互作用, 实现高效富集。结果表明, 在90 min内对3种聚合物纳米粒子的去除率均>96%, 理论最大吸附量均>240 mg/g。

此外,纤维素和其他物质复合也可合成高性能吸附材料。Sun等^[56]制备了纤维素/MgAl层状双氢氧化物复合珠,利用层状双氢氧化物的正电荷以及纤维素较大的孔隙结构对PSNPs进行去除研究。结果表明,在酸性或中性环境中其吸附效果较好,最大吸附量可达6.08 mg/g。

3 过滤

过滤法是去除NPs的常用方法之一,主要遵循物理过滤原理。当含有NPs的水体流经过滤装置时,过滤器或滤饼利用孔隙结构即可对NPs进行拦截捕集,达到去除的目的。在实际使用过程中,去除效果会受到过滤装置的特性、NPs本身的特性以及水流状态等因素的影响。

3.1 膜过滤

在污水处理中,膜过滤属于深度处理工艺(图2)。该技术具有工艺简单、性能优越的特点,用于去除水体中尺寸较大的MPs也有很好的效果。影响去除效果的主要因素为膜材料的表面特性、膜孔径大小、成膜厚度以及MNP本身的形状等。相比颗粒状的MNPs,细长纤维状的NPs因横截面积远远小于膜孔径而易透过膜,使得分离效率下降。当水体中含有大尺寸的MPs时,MPs极易被膜孔径阻拦,或沉积在孔径中堵塞膜孔,可能会出现前期分离效率较高,后期分离效率下降甚至完全失效的情况。因此,关注过滤效果时既要保持高去除效率,也要减少膜污染,提高水通量。

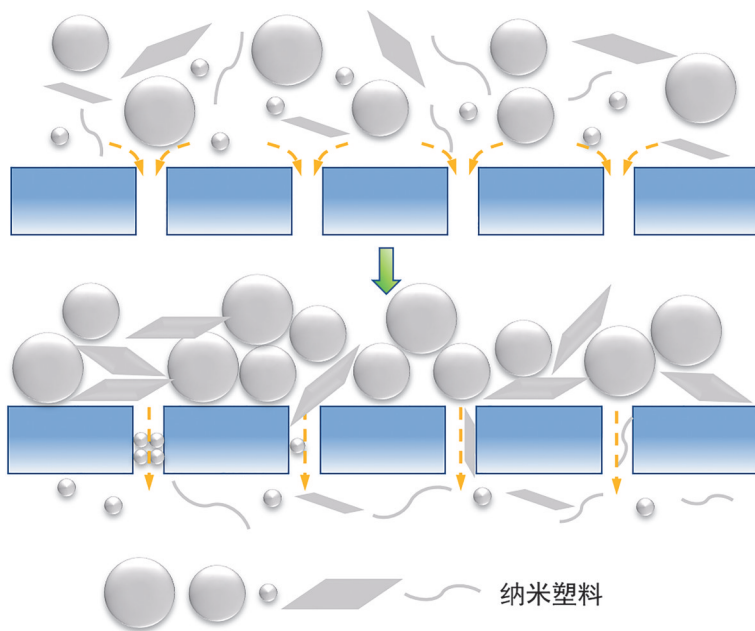


图2 膜过滤机理示意图。

Figure 2 Schematic diagram of the membrane filtration mechanism.

Wan等^[57]开发了用极细纤维(73.3±31.9) nm制成的纳米纤维膜,利用重力驱动去除NPs。在超低压差(353 Pa)下,平均水通量保持在109 L/(m·h),对尺寸为107~1450 nm的NPs去除率>92.7%。当NPs的粒径大于膜孔径时,膜拦截起主导作用,通过尺寸排他效应完成对NPs的去除,被污染的膜在水中浸泡60 min(搅拌速度为300 r/min)后即可再生;当NPs的粒径小于膜孔径时,由于膜孔太大,无法拦截,则可通过疏水和静电相互作用吸附较小的NPs,这时被污染的膜可用质量分数为5%的乙醇浸泡60 min

(搅拌速度为300 r/min)后再生。Molina等^[58]以粒径为120和500 nm的PSNPs为研究对象,评价了微滤膜和超滤膜的去除能力。研究发现微滤膜对粒径为500 nm的PSNPs去除率达到100%,过滤后在膜上会形成可逆的孔阻塞和饼层,清洗过后的渗透率恢复值较高;对粒径为120 nm的PSNPs去除率仅为26%,且其会积聚在微滤膜内,形成不可逆的内部孔阻塞,渗透率恢复值(21%)较低。超滤膜对二者的去除率都可达到100%,过滤后2种粒径的PSNPs均沉积在膜上,形成孔阻塞和饼层,清洗后的渗透

率恢复值都较高。Li等^[59]采用海藻酸钠和壳聚糖分别对带负电荷和正电荷的氧化石墨烯进行修饰,并将修饰后的氧化石墨烯分别组装在玻璃纤维膜的正面和背面,制备了仿生3层复合膜。复合膜对粒径为500 nm和50 nm的NPs去除率分别达到99.87%和97.10%,且可在强酸和强碱环境中保持良好的稳定性。此外,还研究了该复合膜的重复使用性能,对于质量浓度为100 mg/L的NPs,10次循环后,去除率仍>91.11%。Han等^[60]研究开发了一种生态友好型过滤器,采用聚己内酯作为硅藻土颗粒的黏合剂来配制具有高度灵活性的溶液混合物,其可根据不同应用改变大小、

形状、厚度和堆叠数量,从而制成自由形状的柔性膜,当PSNPs的浓度分别为100和10 ppm时,柔性膜对粒径为100 nm的PSNPs去除率分别为73.28%和69.81%,而对粒径为1.1 μm的PSNPs去除率分别为92.23%和94.18%。

3.2 过滤系统

污水处理厂每天都要处理大量含有MNPs的生活污水,传统水处理工艺只能去除尺寸较大的MPs颗粒,而尺寸较小的NPs很难被去除,极易重新进入天然水生环境中,过滤器机理示意图如图3所示。因此,需优化污水处理工艺来去除NPs。

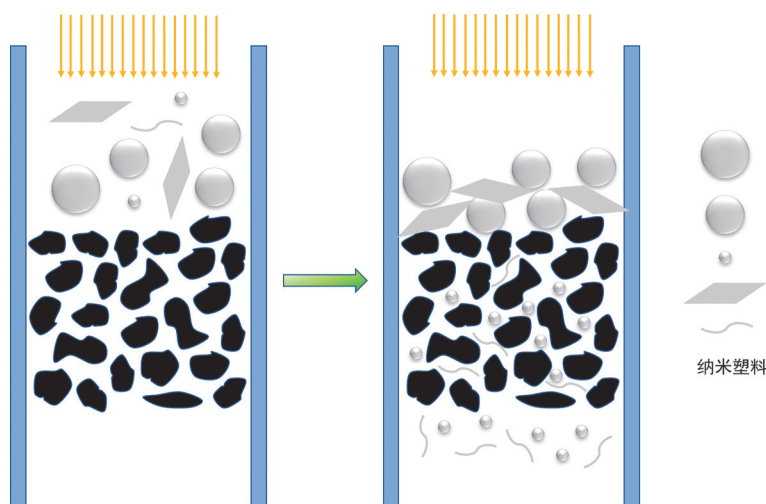


图3 过滤器机理示意图.

Figure 3 Schematic diagram of the filter mechanism.

Li等^[61]将颗粒状石灰石添加到快速砂滤系统中,在实验室中模拟处理污水的工艺,采用正交研究法,分别在去离子水体系和人工废水体系中对石英砂粒度、流速、石灰石厚度等因素对PSNPs去除率的影响。如表1所示,在去离子水体系中,当流速为3 mL/min时,向40~50目石英砂中添加7.5 cm石灰石对PSNPs的去除率最高,达到了94.97%;在人工废水体系中,当流速为3 mL/min时,向40~50目石英砂中添加2.5 cm的石灰石对PSNPs的去除率最高,达到了99.65%,这可能是因为在较低的流速下PSNPs与石英砂颗粒之间的接触时间增加,进而导致去除率升高。

4 混凝

作为污水处理厂中的主要污水处理方法,混凝法因应用范围广、环境友好等特点而被广

泛研究^[62],其对MNPs的去除效果可达到35.5%~99%^[63]。值得注意的是,混凝法的去除效果与混凝剂种类及用量、水体pH值、环境温度、原水水质情况以及NPs本身的大小形状等因素有关。

在水处理中,混凝包含凝聚和絮凝2个过程,凝聚是指胶体颗粒脱稳并发生初步聚集的过程,主要是将水中的小颗粒聚合成大颗粒;絮凝是指添加絮凝剂后,大颗粒进一步增大和紧密化,以提高其沉降性能,加速分离。后期仍需依托过滤沉降等一系列物理方法的协同作用完成对NPs的去除,混凝机理示意图如图4所示。

4.1 混凝剂的种类

混凝剂的种类和性质是影响NPs去除效率的关键因素。常用的混凝剂按照其化学组成可分为无机混凝剂、有机高分子混凝剂和复合混

表1 去离子水中不同条件下的NPs去除效率^[61].

石英砂粒度 (目数)	石灰石 厚度 (cm)	去离子水		人工废水				
		流速 (mL/min)	3	21	流速 (mL/min)	3	7	21
20~30	0		2.54	0.00		81.60	42.47	25.41
	2.5		43.28	20.30		90.90	74.12	71.37
	5		77.98	36.91		98.63	81.24	—
	7.5		85.67	52.32		—	91.14	75.54
40~50	0		1.55	—		96.78	96.78	91.42
	2.5		58.65	—		99.65	99.34	91.77
	5		85.04	—		—	—	—
	7.5		94.97	—		—	—	—

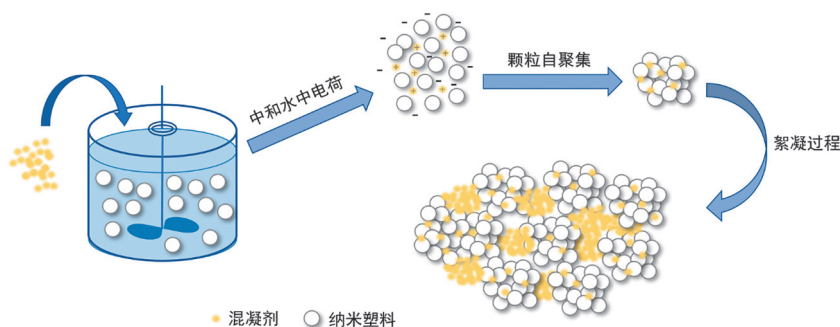


图4 混凝机理示意图.

Figure 4 Schematic diagram of the coagulation mechanism.

凝剂3大类。絮凝体的Zeta电位是评价其稳定性的关键参数。通常，Zeta电位 $\leq \pm 30$ mV的絮凝体被归类为不稳定絮凝体，更有利于去除NPs^[64]。

4.1.1 无机混凝剂

用于去除NPs的无机混凝剂主要包括氯化铝(AlCl_3)、三氯化铁(FeCl_3)、聚合氯化铝(PAC)和聚氯化铝(PACl)等^[65]。

Arenas等^[66]对比了PACl和 FeCl_3 2种混凝剂对PSNPs的混凝效果，发现PACl比 FeCl_3 更有效，PACl的质量浓度只需达到0.9 mg/L就能使PSNPs达到电荷中和，发生初步聚沉，而 FeCl_3 的质量浓度为3 mg/L才可达到相同的效果。Gong等^[67]以 AlCl_3 作为混凝剂去除羧基改性聚苯乙烯纳米颗粒(PS-COOH)，研究结果表明，增加混凝剂的投加量可提高PS-COOH的去除率。当 AlCl_3 的质量浓度为10 mg/L时，对质量浓度为50 mg/L的PS-COOH去除率可达96.6%，主要依靠 AlCl_3 与PS-COOH之间的静电吸引和分子间相互作用完成PS-COOH的去除。

4.1.2 有机高分子混凝剂

包括非离子聚丙烯酰胺(PAM)、壳聚糖等

在内的许多絮凝剂已被用于在污水处理中提高混凝效果，从而提升对MNP s的去除效率。

Zhang等^[68]研究发现，当 $\text{pH}=8.0$ 、PAC的质量浓度为0.4 g/L时，对PSNPs的去除率可达90.7%。在相同条件下向体系中加入PAM，当PAM的质量浓度 < 20 mg/L时，PSNPs的去除率提高到98.5%。这是由于PSNPs与PAC/PAM絮凝体之间形成Al—O键，提高了混凝性能，促进了PSNPs的去除。当PAM的质量浓度 > 20 mg/L时，团簇尺寸和溶液黏度都相应地增大，团簇沉降受浮力影响，阻滞效应明显，去除率降低。

4.1.3 复合混凝剂

复合混凝剂是由多种不同组分通过某些化学或物理作用形成的混凝剂，这些组分组合在一起，既可弥补单一组分的缺点，提高混凝剂的混凝效果，也可根据水质特点和处理需求进行组分种类和比例的调整，以适应不同的水质，达到更好的混凝效果。

Chen等^[69]将钙离子和铝离子复合作为絮凝剂用于PSNPs的絮凝沉降，调整钙离子和铝离子的配比可控制其沉降率。研究发现，在只有钙离子存在的情况下，PSNPs不能很好地沉降，

几乎没有絮体出现,而在钙离子和铝离子都存在的情况下,其沉降率可接近90%。

4.2 外界因素

外界因素可对混凝效果产生重要影响,如pH值、温度和水质成分等。

4.2.1 pH值

水体pH值对混凝效果有着直接的影响。同一种混凝剂在不同的pH值下会表现出不同的混凝效果。

Gong等^[67]以 AlCl_3 作为混凝剂,研究pH值对PS-COOH去除效率的影响。当体系pH值从3.5升高到8.5时,PS-COOH的Zeta电位从11.7 mV降低到3.0 mV,水解产物变为具有强大的电荷中和能力和结构稳定的高聚合正水解物^[70]。通过吸附和桥接作用,PS-COOH可与水解产物形成絮凝体被去除,去除率达到96.4%。当pH值为10.0时,主要水解产物转化为带负电荷的 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$,Zeta电位变为16.3 mV,PS-COOH去除率下降至83.7%。Chen等^[69-71]将复合金属钙铝离子和镁铝层状双氢氧化物作为絮凝剂用于PSNPs的捕获,研究发现,当环境由酸性逐渐转变到pH值为5以上的弱酸性或中等碱性时,钙铝离子或镁铝离子都会逐渐形成晶体,当pH值继续升高到10时,钙铝离子体系中会形成水晶,镁铝离子体系中会形成质量分数为(55±3)%的镁铝层状双氢氧化物,使絮体的沉降速度加快,提高对PSNPs的捕获效率,去除率可达到90.0%。

4.2.2 温度

温度升高会使混凝速度加快,但也可能导致混凝剂活性降低。Gong等^[67]以 AlCl_3 作为混凝剂,

研究不同水体温度对PS-COOH的去除效果,结果表明,在较低的温度(4℃)体系中,PS-COOH去除率仅为92.1%,而在较高的温度(23℃)体系中,PS-COOH的去除率提高到96.6%。因此,体系温度的升高有利于PS-COOH的去除。

4.2.3 水质成分

水中存在的一些离子、有机物质和胶体颗粒可能会与混凝剂发生竞争反应,降低混凝效果。

Arenas等^[66]以超纯水、日内瓦湖水以及3种品牌瓶装矿泉水为研究对象,向其中加入PACl或 FeCl_3 ,发现只有在其中2种品牌瓶装矿泉水以及日内瓦湖水中出现聚集现象,这可能是因为这几种溶液中的pH值较高或存在天然有机物,溶液的Zeta电位降低,PSNPs可形成大的聚集体,更易沉降。同样,Zhang等^[68]研究发现,腐殖酸会与PSNPs竞争在PAC/PAM絮凝体上的吸附位点,从而降低PSNPs的去除率。Gong等^[67]用 AlCl_3 作为混凝剂处理PS-COOH,发现盐度增加会导致静电斥力减弱,稳定性降低,聚集速率加快,PS-COOH的去除率达到96%。当体系中存在无机胶体粒子时,PS-COOH的去除率还与胶体粒子的带电性相关。带正电的 Al_2O_3 对PS-COOH的去除率几乎没有影响,而带负电的 SiO_2 会使PS-COOH的去除率从96.6%降低到93.2%。在实际地表水体系中,尽管其含有大量的无机离子和总有机碳,但混凝沉降仍是去除NPs的有效方法,其对质量浓度为50 mg/L的PS-COOH去除率仍可达到90.2%。

5 总结与展望

吸附、过滤和混凝等方法可有效去除NPs,3种处理方法的优缺点以及适用对象如表2所

表2 3种处理方法优缺点及适用对象对比.

Table 2 Comparison of advantages, disadvantages and applicable objects of three treatment methods.

方法	优点	缺点	适用对象
吸附	高效去除;操作较为简单;吸附剂可经过再生重复利用,成本低	选择性较差,难以完全去除所有类型的纳米塑料;存在潜在的二次污染;吸附剂需周期性更换或定期再生	适用于小到中等规模的水处理系统
过滤	高效分离;操作简单;不涉及化学反应,环境友好	能耗较高;过滤介质的制备和再生会增加处理成本;过滤器需定期维护和更换过滤介质,增加了运营成本和人力资源投入	适用于中等到大规模的水处理系统
混凝	高效沉淀;适用范围广,对多种来源、不同类型的纳米塑料颗粒都具有一定的适用性;操作简单,易实施	过程中会产生沉淀物或污泥,需进一步处理或处置,增加了后续处理成本和环境负担;处理效率易受水质、混凝剂种类和操作条件等因素影响	适用于中等到大规模的水处理系统,但通常需结合其他水处理技术,以确保能彻底去除水中的微小颗粒

示。然而,现阶段对上述几类处理方法的机理研究仍不够透彻,需更进一步的探索。同时,无法对 NPs 进行快速准确的定性定量分析是制约该领域发展的重要因素,亟须制定快速分析的标准。随着“双碳”政策的施行,绿色、环

保、节能、可持续成了新时代的符号,开发绿色生产技术,减少塑料制品的使用,从源头控制 NPs 的产生是最有效最直接的手段。此外,要加强宣传,增强公众的绿色环保意识,将防大于治的理念根植于人们心中。

参考文献

- 1 Yu R S, Yang Y F, Singh S. Global analysis of marine plastics and implications of control measure strategies [J]. *Frontiers in Marine Science*, **2023**, 10: 1305091.
- 2 Kogel T, BJOROY O, TOTO B, et al. Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors [J]. *Science of The Total Environment*, **2019**, 709: 136050.
- 3 Walker T R, Fequet L. Current trends of unsustainable plastic production and micro(nano)plastic pollution [J]. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, **2023**, 160: 116984.
- 4 Barnes D K, Galgani F, Thompson R C, et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments [J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **2009**, 364(1526): 1985-1998.
- 5 Lim X Z. Microplastics are everywhere - but are they harmful? [J]. *Nature*, **2021**, 593(7857): 22-25.
- 6 Liu L, Fokkink R, Koelmans A A. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to polystyrene nanoplastic [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **2016**, 35(7): 1650-1655.
- 7 Li W, Zu B, Yang Q, et al. Nanoplastic adsorption characteristics of bisphenol A: The roles of pH, metal ions, and suspended sediments [J]. *Marine Pollution Bulletin*, **2022**, 178: 113602.
- 8 Zhang Q, Qu Q, Lu T, et al. The combined toxicity effect of nanoplastics and glyphosate on *Microcystis aeruginosa* growth [J]. *Environmental Pollution*, **2018**, 243(Pt B): 1106-1112.
- 9 Ji Y, Wang Y, Shen D, et al. Revisiting the cellular toxicity of benzo[a]pyrene from the view of nanoclusters: Size- and nanoplastic adsorption-dependent bioavailability [J]. *Nanoscale*, **2021**, 13(2): 1016-1028.
- 10 Gao J, Wang L, Ok Y S, et al. Nanoplastic stimulates metalloid leaching from historically contaminated soil via indirect displacement [J]. *Water Research*, **2022**, 218: 118468.
- 11 Gundogdu S, Cevik C, Guzel E, et al. Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: A comparison of the influent and secondary effluent concentrations [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, **2018**, 190(11): 626.
- 12 Owusu S M, Adomako M O, Qiao H. Organic amendment in climate change mitigation: Challenges in an era of micro- and nanoplastics [J]. *Science of The Total Environment*, **2024**, 907: 168035.
- 13 Lai H, Liu X, Qu M. Nanoplastics and human health: Hazard identification and biointerface [J]. *Nanomaterials*, **2022**, 12(8): 1298.
- 14 Morgana S, Casentini B, Amalfitano S. Uncovering the release of micro/nanoplastics from disposable face masks at times of COVID-19 [J]. *Journal of Hazardous Materials*, **2021**, 419: 126507.
- 15 Hernandez L M, Yousefi N, Tufenkji N. Are there nanoplastics in your personal care products? [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, **2017**, 4(7): 280-285.
- 16 Liu P, Dai J, Huang K, et al. Sources of micro(nano)plastics and interaction with co-existing pollutants in wastewater treatment plants [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **2022**, 53(7): 865-885.
- 17 Yang T, Luo J, Nowack B. Characterization of nanoplastics, fibrils, and microplastics released during washing and abrasion of polyester textiles [J]. *Environmental Science & Technology*, **2021**, 55(23): 15873-15881.
- 18 Wang F, Salvati A, Boya P. Lysosome-dependent cell death and deregulated autophagy induced by amine-modified polystyrene nanoparticles [J]. *Open Biology*, **2018**, 8(4): 170271.
- 19 Ahmed R, Hamid A K, Krebsbach S A, et al. Critical review of microplastics removal from the environment [J]. *Chemosphere*, **2022**, 293: 133557.
- 20 Wang Y L, Lee Y H, Chiu I J, et al. Potent impact of plastic nanomaterials and micromaterials on the food chain

- and human health [J]. *International Journal of Molecular Sciences*, **2020**, 21(5): 1727.
- 21 Zhang B, Chao J, Chen L, et al. Research progress of nanoplastics in freshwater [J]. *Science of The Total Environment*, **2021**, 757: 143791.
- 22 Perez-Reveron R, Alvarez-Mendez S J, Gonzalez-Salamo J, et al. Nanoplastics in the soil environment: Analytical methods, occurrence, fate and ecological implications [J]. *Environmental Pollution*, **2023**, 317: 120788.
- 23 Bianco A, Passananti M. Atmospheric micro and nanoplastics: An enormous microscopic problem [J]. *Sustainability*, **2020**, 12(18): 7327.
- 24 Winkler A, Fumagalli F, Cella C, et al. Detection and formation mechanisms of secondary nanoplastic released from drinking water bottles [J]. *Water Research*, **2022**, 222: 118848.
- 25 Li Y, Peng L, Fu J, et al. A microscopic survey on microplastics in beverages: The case of beer, mineral water and tea [J]. *Analyst*, **2022**, 147(6): 1099-1105.
- 26 Kosuth M, Mason S A, Wattenberg E V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt [J]. *PLoS One*, **2018**, 13(4): e0194970.
- 27 Liebezeit G, Liebezeit E. Origin of synthetic particles in honeys [J]. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, **2015**, 65(2): 143-147.
- 28 Shruti V C, Perez-Guevara F, Elizalde-Martinez I, et al. Toward a unified framework for investigating micro(nano) plastics in packaged beverages intended for human consumption [J]. *Environmental Pollution*, **2021**, 268(Pt A): 115811.
- 29 Martin L M A, Sheng J, Zimba P V, et al. Testing an iron oxide nanoparticle-based method for magnetic separation of nanoplastics and microplastics from water [J]. *Nanomaterials (Basel)*, **2022**, 12(14): 2348.
- 30 Pramanik B K, Pramanik S K, Monira S. Understanding the fragmentation of microplastics into nano-plastics and removal of nano/microplastics from wastewater using membrane, air flotation and nano-ferrofluid processes [J]. *Chemosphere*, **2021**, 282: 131053.
- 31 Li Y, Li J, Ding J, et al. Degradation of nano-sized polystyrene plastics by ozonation or chlorination in drinking water disinfection processes [J]. *Chemical Engineering Journal*, **2022**, 427: 131690.
- 32 Acuña-Bedoya J D, Luévano-Hipólito E, Cedillo-González E I, et al. Boosting visible-light photocatalytic degradation of polystyrene nanoplastics with immobilized Cu_xO obtained by anodization [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2021**, 9(5): 106208.
- 33 Kim B, Lee S W, Jung E M, et al. Biosorption of sub-micron-sized polystyrene microplastics using bacterial biofilms [J]. *Journal of Hazardous Materials*, **2023**, 458: 131858.
- 34 Wang Q, Li Y, Liu Y, et al. Effects of microplastics accumulation on performance of membrane bioreactor for wastewater treatment [J]. *Chemosphere*, **2022**, 287(Pt 1): 131968.
- 35 Li L, Liu D, Song K, et al. Performance evaluation of MBR in treating microplastics polyvinylchloride contaminated polluted surface water [J]. *Marine Pollution Bulletin*, **2020**, 150: 110724.
- 36 Wang P, Huang Z, Chen S, et al. Sustainable removal of nano/microplastics in water by solar energy [J]. *Chemical Engineering Journal*, **2022**, 428: 131196.
- 37 Ramirez A L, Ramseier G S, Zimmermann S, et al. Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process [J]. *Science of The Total Environment*, **2021**, 791: 148175.
- 38 Yan L, Liu Y, Zhang Y, et al. ZnCl_2 modified biochar derived from aerobic granular sludge for developed microporosity and enhanced adsorption to tetracycline [J]. *Bioresource Technology*, **2020**, 297: 122381.
- 39 Xing X, Zhang Y, Zhou G, et al. Mechanisms of polystyrene nanoplastics adsorption onto activated carbon modified by ZnCl_2 [J]. *Science of The Total Environment*, **2023**, 876: 162763.
- 40 Ji H, Liu Z, Jiang W. Transport behavior of nanoplastics in activated carbon column [J]. *Environmental Science Pollution Research*, **2023**, 30(10): 26256-26269.
- 41 Kumar R, Verma A, Rakib M R J, et al. Adsorptive behavior of micro(nano)plastics through biochar: Co-existence, consequences, and challenges in contaminated ecosystems [J]. *Science of The Total Environment*, **2023**, 856(Pt 1): 159097.
- 42 Ganie Z A, Khandelwal N, Tiwari E, et al. Biochar-facilitated remediation of nanoplastic contaminated water:

- Effect of pyrolysis temperature induced surface modifications [J]. *Journal of Hazardous Materials*, **2021**, 417: 126096.
- 43 Zhu N, Yan Q, He Y, et al. Insights into the removal of polystyrene nanoplastics using the contaminated corncob-derived mesoporous biochar from mining area [J]. *Journal of Hazardous Materials*, **2022**, 433: 128756.
- 44 Abdoul M A S I, Islam M S, Chen Y, et al. Enhanced adsorption of polystyrene nanoplastics (PSNPs) onto oxidized corncob biochar with high pyrolysis temperature [J]. *Science of The Total Environment*, **2021**, 784: 147115.
- 45 Sun M, Wang X Z, Xiong R Y, et al. High-performance biochar-loaded MgAl-layered double oxide adsorbents derived from sewage sludge towards nanoplastics removal: Mechanism elucidation and QSAR modeling [J]. *Science of The Total Environment*, **2023**, 901: 165971.
- 46 Shi Y, Du J, Zhao T, et al. Removal of nanoplastics from aqueous solution by aggregation using reusable magnetic biochar modified with cetyltrimethylammonium bromide [J]. *Environmental Pollution*, **2023**, 318: 120897.
- 47 Shi Q, Guo S, Tang J, et al. Enhanced removal of aged and differently functionalized polystyrene nanoplastics using ball-milled magnetic pinewood biochars [J]. *Environmental Pollution*, **2023**, 316(Pt 1): 120696.
- 48 Lyu H, Gao B, He F, et al. Effects of ball milling on the physicochemical and sorptive properties of biochar: Experimental observations and governing mechanisms [J]. *Environmental Pollution*, **2018**, 233: 54-63.
- 49 Yen H, Seo Y, Kaliaguine S, et al. Role of metal-support interactions, particle size, and metal-metal synergy in CuNi nanocatalysts for H₂ generation [J]. *ACS Catalysis*, **2015**, 5(9): 5505-5511.
- 50 Zhou G, Huang X, Xu H, et al. Removal of polystyrene nanoplastics from water by CuNi carbon material: The role of adsorption [J]. *Science of The Total Environment*, **2022**, 820: 153190.
- 51 Zhao H, Wu J, Su F, et al. Removal of polystyrene nanoplastics from aqueous solutions by a novel magnetic zeolite adsorbent [J]. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **2022**, 29(2): 327-346.
- 52 Zhao H, Huang X, Wang L, et al. Removal of polystyrene nanoplastics from aqueous solutions using a novel magnetic material: Adsorbability, mechanism, and reusability [J]. *Chemical Engineering Journal*, **2022**, 430: 133122.
- 53 Batool A, Valiyaveetil S. Surface functionalized cellulose fibers—A renewable adsorbent for removal of plastic nanoparticles from water [J]. *Journal of Hazardous Materials*, **2021**, 413: 125301.
- 54 Zhang Y, Dong Z, Deng Z, et al. An iron “nano-fishnet” for the rapid removal and surface clean-up of micro/nanoplastics from seawater [J]. *Environmental Science: Nano*, **2023**, 10(9): 2566-2577.
- 55 Xu H, Zhang X, Chinglenthoba C, et al. Extraction of plastic nanoparticles using surface engineered kapok tubes from water [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2023**, 11(3): 109640.
- 56 Sun J, Wang Y, He Y, et al. Effective removal of nanoplastics from water by cellulose/MgAl layered double hydroxides composite beads [J]. *Carbohydrate Polymers*, **2022**, 298: 120059.
- 57 Wan H, Shi K, Yi Z, et al. Removal of polystyrene nanoplastic beads using gravity-driven membrane filtration: Mechanisms and effects of water matrices [J]. *Chemical Engineering Journal*, **2022**, 450: 138484.
- 58 Molina S, Ocana-Biedma H, Rodriguez-Saez L, et al. Experimental evaluation of the process performance of MF and UF membranes for the removal of nanoplastics [J]. *Membranes (Basel)*, **2023**, 13(7): 683.
- 59 Li Z, Xie W, Zhang Z, et al. Multifunctional sodium alginate/chitosan-modified graphene oxide reinforced membrane for simultaneous removal of nanoplastics, emulsified oil, and dyes in water [J]. *International Journal of Biological Macromolecules*, **2023**, 245: 125524.
- 60 Han G, Oh S, Yeo S J, et al. Eco-friendly polycaprolactone-bound diatomite filter for the removal of metal ions and micro/nanoplastics from water [J]. *Science of The Total Environment*, **2023**, 905: 166956.
- 61 Li X, Zhang Y, Xu H, et al. Granular limestone amended sand filters for enhanced removal of nanoplastics from water: Performance and mechanisms [J]. *Water Research*, **2023**, 229: 119443.
- 62 You Z, Zhuang C, Sun Y, et al. Efficient removal of TiO₂ nanoparticles by enhanced flocculation-coagulation [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **2019**, 58(31): 14528-14537.
- 63 Ali I, Tan X, Xie Y, et al. Recent innovations in microplastics and nanoplastics removal by coagulation technique: Implementations, knowledge gaps and prospects [J]. *Water Research*, **2023**, 245: 120617.
- 64 Bhattacharjee S. DLS and zeta potential-What they are and what they are not? [J]. *Journal of Controlled Release*, **2016**, 235: 337-351.

- 65 He W, Xie Z, Lu W, et al. Comparative analysis on floc growth behaviors during ballasted flocculation by using aluminum sulphate (AS) and polyaluminum chloride (PACl) as coagulants [J]. *Separation and Purification Technology*, **2019**, 213: 176-185.
- 66 Arenas L A, Gentile S R, Zimmermann S, et al. Coagulation of TiO₂, CeO₂ nanoparticles, and polystyrene nanoplastics in bottled mineral and surface waters. Effect of water properties, coagulant type, and dosage [J]. *Water Environment Research*, **2020**, 92(8): 1184-1194.
- 67 Gong Y, Bai Y, Zhao D, et al. Aggregation of carboxyl-modified polystyrene nanoplastics in water with aluminum chloride: Structural characterization and theoretical calculation [J]. *Water Research*, **2022**, 208: 117884.
- 68 Zhang Y, Wang X, 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.
- 69 Chen Z, Liu J, Chen C, et al. Sedimentation of nanoplastics from water with Ca/Al dual flocculants: Characterization, interface reaction, effects of pH and ion ratios [J]. *Chemosphere*, **2020**, 252: 126450.
- 70 Gregory J, Dupont V. Properties of flocs produced by water treatment coagulants [J]. *Water Science And Technology*, **2001**, 44(10): 231-236.
- 71 Chen Z, Huang Z, Liu J, et al. Phase transition of Mg/Al-flocs to Mg/Al-layered double hydroxides during flocculation and polystyrene nanoplastics removal [J]. *Journal of Hazardous Materials*, **2021**, 406: 124697.

Review

Research Progress on Physical Removal of Nanoplastics in Water Environment

WANG Shu-yu¹, PEI Xian¹, REN Yue¹, QIU Fang-cheng², SONG Yu-feng², CHANG Hai³, WU Yun^{1*}
(¹School of Environmental Science and Engineering, Tiangong University, Tianjin 300387, China; ²Electric Power Research Institute of Yunnan Power Grid Co., Ltd, Kunming 650011, China; ³China Railway Construction Financial Services Technology (Tianjin) Co., Ltd., Tianjin 300000, China)

Abstract Nanoplastics (NPs) are a new type of environmental pollutant, which are produced by further decomposition of microplastics. Compared with microplastics, NPs have smaller particle size and larger specific surface area, making them more susceptible to adsorption of pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals. Their small size and light weight lead to the large-scale diffusion and toxicity. NPs are harmful to human beings and the ecosystem. Therefore, it is urgent to remove NPs. Currently, many methods have been developed to remove NPs, including physical, chemical, and biological methods. Among them, physical methods have attracted much attention due to their simplicity, low cost, good repeatability and wide applicability. This paper reviews the current physical removal methods of NPs, aiming to provide theoretical reference for the removal of NPs.

Keywords Nanoplastics, Adsorption, Filterate, Coagulation

* Corresponding author: WU Yun, E-mail: 459642944@qq.com.