

doi: 10.12029/gc20231028001

曹文庚, 王妍妍, 张亚南, 郭记菊, 肖舜禹, 丁闽进, 那静, 孙壮. 2024. 含微塑料地下水的污染现状、环境风险及其发展趋势[J]. 中国地质, 51(6): 1895–1916.

Cao Wengeng, Wang Yanyan, Zhang Yanan, Guo Jiju, Xiao Shunyu, Ding Minjin, Na Jing, Sun Zhuang. 2024. Pollution status, environmental risk and development trend of groundwater containing microplastics[J]. Geology in China, 51(6): 1895–1916(in Chinese with English abstract).

## 含微塑料地下水的污染现状、环境风险及其发展趋势

曹文庚<sup>1,2</sup>, 王妍妍<sup>1,2</sup>, 张亚南<sup>3</sup>, 郭记菊<sup>1,2</sup>, 肖舜禹<sup>1,4</sup>, 丁闽进<sup>1,5</sup>, 那静<sup>1,4</sup>, 孙壮<sup>1,5</sup>

(1. 中国地质科学院水文地质环境地质研究所, 河北 石家庄 050061; 2. 河北省/中国地质调查局地下水污染机理与修复重点实验室, 河北 石家庄 050061; 3. 东北师范大学, 吉林 长春 130117; 4. 华北水利水电大学, 河南 郑州 450045; 5. 中国地质大学(武汉), 湖北 武汉 430074)

**提要:**【研究目的】微塑料(microplastics, MPs)已成为一类遍布全球的新型污染物, 由此产生的环境问题日趋严峻。目前大多数研究集中在海洋、河流等地表水体, 地下水系统中 MPs 的相关研究相对薄弱。【研究方法】基于大量的文献调研和分析, 本文从地下水中 MPs 的来源、检测、分布特征、环境风险和发展趋势几方面分析了地下水中 MPs 的研究进展, 为含 MPs 地下水的后续研究和风险防控提供参考。【研究结果】MPs 主要通过地表水-地下水相互作用、土壤入渗和直接注入三种方式进入地下水, 目前地下水中 MPs 的研究主要集中在沿海地区, 特别是在中国、欧洲和北美, 南美、非洲和大洋洲需要更多的数据和研究。地下水中 MPs 最常见的聚合物类型是聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和聚乙烯(PE), 纤维和碎片为最常见的形状。含 MPs 的地下水在土壤和作物健康、污染物质迁移、人体健康、地下生态系统、地下水污染修复效果等方面均存在一定的环境风险, 未来研究应集中于地下水中 MPs 的取样和检测标准化程序的建立、空间分布特征的确定以及探索影响 MPs 在地下水中迁移转化机理等关键科学问题上。【结论】地下水中 MPs 的研究在来源、分布特征、环境风险和发展趋势方面均取得了大量成果, 但目前研究仍处于初级阶段, 考虑到地下水在维持人类活动和自然生态系统中的关键作用, 相关研究将不断增加。地下水微塑料污染的管理策略应该从控制源头(塑料废物最小化)、切断传播途径(针对 MPs 污染风险高的地下水, 采取预防措施)和末端去除(开发适当的修复技术)三方面考虑。

**关键词:** 地下水; 微塑料; 污染现状; 环境风险; 管理策略; 水文地质调查工程; 环境地质调查工程

**创新点:** (1) 本文系统地回顾了含微塑料地下水的污染现状和环境风险, 并探讨了该领域未来的发展趋势。

(2) 地下水微塑料污染的管理策略应该从控制源头、切断传播途径和末端去除三方面考虑。

中图分类号: X523 文献标志码: A 文章编号: 1000-3657(2024)06-1895-22

## Pollution status, environmental risk and development trend of groundwater containing microplastics

CAO Wengeng<sup>1,2</sup>, WANG Yanyan<sup>1,2</sup>, ZHANG Yanan<sup>3</sup>, GUO Jiju<sup>1,2</sup>, XIAO Shunyu<sup>1,4</sup>, DING Minjin<sup>1,5</sup>,  
NA Jing<sup>1,4</sup>, SUN Zhuang<sup>1,5</sup>

(1. The Institute of Hydrogeology and Environmental Geology, Chinese Academy of Geosciences, Shijiazhuang 050061, Hebei,

收稿日期: 2023-10-28; 改回日期: 2024-01-29

基金项目: 河北省杰出青年科学基金项目(D2023504030)及河北省中央引导地方科技发展资金项目(246Z3601G)联合资助。

作者简介: 曹文庚, 男, 1985 年生, 副研究员, 主要从事水文地质、水文地球化学方面研究; E-mail: caowengeng@mail.cgs.gov.cn.

通讯作者: 王妍妍, 女, 1987 年生, 副研究员, 主要从事水污染防治方面研究; E-mail: wangyanyan@mail.cgs.gov.cn.

China; 2. Key Laboratory of Groundwater Remediation of Hebei Province and China Geological Survey, Shijiazhuang 050061, Hebei, China; 3. Northeast Normal University, Changchun 130117, Jilin, China; 4. North China University of Water Resources and Electric Power, Zhengzhou 450045, Henan, China; 5. China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, Hubei, China)

**Abstract:** This paper is the result of hydrogeological survey engineering.

**[Objective]** Microplastics (MPs) have emerged as a global pollutant, causing increasingly severe environmental problems. While most research has focused on surface water bodies such as oceans and rivers, studies on MPs in groundwater systems have been relatively limited. **[Methods]** Based on extensive literature research and analysis, this paper examines the progress made in the study of MPs in groundwater. It explores the sources, detection methods, distribution characteristics, environmental risks and future trends of MPs in groundwater. The objective is to provide references for future research and facilitate risk prevention and control of MPs-contaminated groundwater. **[Results]** MPs primarily enter groundwater through three pathways: surface water-groundwater interaction, soil infiltration, and direct injection. Currently, research on MPs in groundwater is primarily concentrated in coastal areas, particularly in China, Europe and North America. However, additional data and research are needed in regions such as South America, Africa and Oceania. The most common types of MPs found in groundwater are polyethylene terephthalate (PET) and polyethylene (PE), with fibers and debris being the predominant shapes. Groundwater contaminated with MPs poses environmental risks to soil and crop health, pollutant migration, human health, underground ecosystem, and the effectiveness of groundwater pollution remediation. Future research on MPs in groundwater should prioritize the establishment of standardized sampling and detection procedures, determination of spatial distribution characteristics, and exploration of key scientific issues influencing the migration and transformation mechanism. **[Conclusions]** Numerous studies have been conducted on the sources, distribution characteristics, environmental risks and development trends of MPs in groundwater. However, current research is still in its early stage and is expected to continue growing due to the vital role groundwater plays in sustaining human activities and natural ecosystems. Management strategies for MPs pollution in groundwater should primarily focus on three aspects. Firstly, controlling the source by minimizing plastic waste production is crucial. Secondly, it is important to cut off migratory routes of MPs by implementing preventive measures in high-risk areas. Lastly, developing appropriate remediation technologies is essential for the end-removal of MPs from groundwater.

**Key words:** groundwater; microplastics; pollution status; environmental risks; management strategies; hydrogeological survey engineering; environmental geological survey engineering

**Highlights:** (1) This paper systematically reviews the pollution status and environmental risks of groundwater containing microplastics, and discusses the future development trend in this field. (2) The management strategy of groundwater microplastics pollution should be considered from three aspects: Controlling the source, cutting off the migratory routes and end-removal.

**About the first author:** CAO Wengeng, male, born in 1985, associate researcher, mainly engaged in hydrogeology and hydrogeochemistry; E-mail: [caowengeng@mail.cgs.gov.cn](mailto:caowengeng@mail.cgs.gov.cn).

**About the corresponding author:** WANG Yanyan, female, born in 1987, associate researcher, mainly engaged in the research of water pollution control; E-mail: [wangyanyan@mail.cgs.gov.cn](mailto:wangyanyan@mail.cgs.gov.cn).

**Fund support:** Supported by Outstanding Youth Science Foundation of Hebei Natural Science Foundation (No. D2023504030) and Hebei Central Government-Guided Local Science and Technology Development Fund Project (No. 246Z3601G).

## 1 引 言

微塑料(Microplastics, MPs)通常指由工业直接生产或大型塑料破解产生的粒径小于 5 mm 的塑料微粒(Zhang et al., 2022a),其不溶于水,会以颗粒物的形式漂浮、悬浮在水中,或是沉降到沉积物中(Huang et al., 2021a)。MPs 可以分为初级 MPs(如

牙膏、洗面奶和药品等添加的塑料微珠)和次级 MPs(如地膜、道路标线、食品容器和轮胎等大塑料受紫外线、风力、微生物等因素降解形成的 MPs)(Oliver, 2021; Singh et al., 2022)。聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)、聚酰胺(PA)、环氧树脂(EP)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)是环境中最常检测到的 MPs 成分(Bharath et

al., 2021)。MPs 广泛存在于陆地、地下水、海水, 甚至岛屿中 (Selvam et al., 2021; Severini et al., 2022), 是危害人体健康的潜在因素 (Sangkham et al., 2023; Tiwari et al., 2023)。在 2016 年召开的第二届联合国环境大会上, MPs 污染问题已被列为环境与生态科学研究领域第二大科学问题。

目前大多数 MPs 的研究聚焦于海洋、湖泊、河流或土壤等生态系统 (Bharath et al., 2021; Viaroli et al., 2022; Ding et al., 2023; Zhuang and Wang, 2023), 而地下水系统由于隐蔽性和采样技术限制等问题, 其中关于 MPs 的文献数据极为有限, MPs 对地下水的影响几乎是未知的 (Re, 2019; Yao et al., 2020; 曹文庚等, 2022)。然而, 世界上大约 10% 的淡水供应来自地下水 (Famiglietti, 2014), 占全球饮用水供应量的 25% (Panno et al., 2019), 而且地下水一旦受到污染很难修复。在过去几年里, 研究人员在地下水中发现了 MPs (Mintenig et al., 2019), 包括球形/纤维状 PE、PA、PVC 和 EP MPs, 在喀斯特含水层的泉水和井中 MPs 含量更是高达 15.2 个/L (Luo et al., 2021)。

MPs 污染一旦进入含水层系统, 会对地下水生态和土壤环境造成严重威胁。MPs 已被证明对动物、植物、微生物群、土壤功能和结构, 甚至人类都有潜在的副作用 (Tan et al., 2020; Guo et al., 2020; Prata et al., 2020; Zhou et al., 2020)。此外, 由于其尺寸小、疏水性强、比表面积大、吸附能力强, 在渗流过程中又成为其他污染物的驱动因素 (Ren et al., 2021a)。除了 MPs 自身的有毒添加剂 (Bradney et al., 2019) 外, MPs 还倾向于吸附和运输多种有机和无机有害物质, 如重金属、农药、双酚类和抗生素 (Godoy et al., 2019; Li et al., 2019a; Wu et al., 2019; Selvam, 2021; 曹文庚等, 2023)。因此 MPs 可以被用作环境指标 (Ma et al., 2020; Wang et al., 2021a), 提供地下水质量信息。地下水中的 MPs 不容小觑, 特别是水文地质和环境影响研究需要引起关注, 以评估其对环境和人类社会的潜在威胁。然而, 关于地下水 MPs 污染的文献在解释地下水暴露于 MPs 的来源和途径方面是有限的, 现有的知识也无法解释 MPs 进入地下环境后的迁移转化和影响 (Singh and Bhagwat, 2022)。针对地下水中 MPs 的环境行为还没有系统性的论述。

本文回顾并总结国内外地下水系统中关于 MPs 的研究进展, 全面介绍了地下水中 MPs 的来源、检测手段及其分布特征, 剖析归纳 MPs 对地下环境中的潜在风险, 并对未来的研究方向和发展趋势进行展望, 以期对含 MPs 地下水的后续研究和风险防控提供参考。

## 2 地下水中 MPs 的来源、检测及其分布特征

### 2.1 地下水中 MPs 的来源和进入地下水的途径

MPs 颗粒分为初级 MPs 和次级 MPs。初级 MPs 是专门以小尺寸制造的, 用于制药和化妆品行业的各种应用 (Singh et al., 2022); 而次级 MPs 是由于各种非生物和生物手段 (如太阳照射、机械磨损、微生物作用等) 导致大尺寸塑料分解的结果。即使是生物塑料, 在以不受管制的方式处理时, 降解后也会产生更小的颗粒, 进一步增加 MPs 的来源 (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019)。这些 MPs 可能以碎片、颗粒、纤维等形式存在。随着全球塑料/生物塑料使用量的增加, 次级 MPs 数量显著增加。大量的塑料废物被倾倒在地表、河流、湖泊、海洋以及垃圾填埋场, 通过生物和非生物因素的作用分解成更小的碎片, 然后进入地下水。

土壤中的 MPs 主要由 PP、PE 和 PET 组成, 纤维和碎片是土壤中主要的 MPs 形状 (Huang et al., 2021a)。PE、PS 和 PP 是垃圾填埋场渗滤液中最普遍的 MPs 聚合物 (Kabir et al., 2023)。地表水中聚合物类型以 PET 和 PA 为主, 沉积物中以 PS 为主 (Akdogan et al., 2023)。对不同来源的 MPs 组成与地下水发现的 MPs 组成 (表 1) 进行比较, 发现 PET 和 PE 是地下水中 MPs 的主要聚合物类型, 同时也是 MPs 污染的地表水、废水和土壤中 MPs 的主要组成 (Singh and Bhagwat, 2022)。受 MPs 污染影响的增塑剂和各种添加剂的类型, 比如广泛应用于制造各种用途塑料的双酚 A (BPA)、苯并三唑、磷酸三(2-氯乙基)酯 (TCEP) 和苯甲酮等也有类似规律 (Singh and Bhagwat, 2022)。这进一步说明地表水、废水和垃圾填埋场的渗滤液等地表水体是地下水中 MPs 的来源, 而进入地下水的途径则主要是通过以下三方面。

表 1 全球地下水中 MPs 污染的分布

Table 1 Occurrences of MPs contamination in global groundwater

地下水类型	深度	浓度 (数量)	大小	主要形状	组成成分	位置	参考文献
工业、农田、住宅和林地地下水	10 cm	—	<0.015 mm (>50%)	—	PET和 PA (30%)、PP (23%)、PVC (16%)	中国河北	Du et al., 2020
自来水 (未经处理的饮用水)	—	检测到但未量化	0~0.045 mm (显微镜范围)	形状不规则的颗粒	—	波兰克拉科夫	Poleć et al., 2018
岩溶系统中的井与泉	<65 m(井)	6.4 个/L (平均值); 15.2 个/L (最大值)	<1.5 mm (纤维)	纤维(100%)	PE (泉)	美国伊利诺斯州	Panno et al., 2019
地下井	30 m	0~0.007 个/L(饮用水+地下水)	0.05~0.15 mm(饮用水+地下水)	碎片	PE	德国霍尔多夫	Mintenig et al., 2019
井与钻孔	2~5 m	4.2 个/L (平均); 10.1 n/L(最大)	0.12~2.5 mm; <1 mm	井: 纤维、泡沫、颗粒、薄膜和碎片; 钻井: 纤维	尼龙(PA, 35%)、PE (55%) 和PET (10%)	印度泰米尔纳德邦	Selvam et al., 2021
自来水	—	0.3 个/L	<0.3 mm (主要为 0.02~0.1 mm)	纤维(82%)、碎片(14%)和薄膜(4%)	PET、PP、PS、ABS、聚氨酯 (PU)	丹麦	Strand et al., 2018
公共饮用水喷泉	—	18±7 个/L	0.5~5 mm (50%); <0.5 mm (50%)	纤维、片段	聚对苯二甲酸丙二醇酯 (PTT)、EP	墨西哥	Shruti et al., 2020
自来水(饮用水)	—	0.174 个/L	<0.15 mm; <0.02 mm (32%)	纤维(19%)和碎片(81%)	PA、PET、丙烯酸酯 (主要)	瑞典斯科纳	Kirstein et al., 2021
自来水(经处理的饮用水)	—	<1 个/L	>0.01 mm	碎片和纤维	PET、PP、PS、PE	德国吕塞尔斯海姆	Weber et al., 2021

### 2.1.1 通过地表水-地下水相互作用进入地下水

地表水(比如海洋、河流、湖泊)中 MPs 的出现,已经被大量文献证实(Robin et al., 2020; SK and Varghese, 2020)。由于地下水是水循环的重要组成部分,不同水文系统之间的相互作用会导致地表水水源受到污染而使地下水质量下降。因此,地质过程,如海水入侵(Chen et al., 2019; Gopinath et al., 2019)和地下水-河/湖相互作用(Liedermann et al., 2018)被认为是地下水中 MPs 污染的可能来源。Re(2019)认为当地表水是地下水的补给源时, MPs 在地表水-地下水交换过程中会进入地下水(图 1)。Jeong et al.(2023)通过采集韩国一个农业区不同点位、不同季节的浅层地下水、深层地下水和洞穴水,结果发现 MPs 可以渗透到基岩含水层深处。Drummond et al.(2020)通过计算和比较 MPs 通过潜流带和重力沉降向河床沉积物输送的速率,证明无论何种聚合物类型,潜流带对于 100 μm 直径的 MPs 的迁移转化都很重要。

### 2.1.2 通过土壤入渗进入到地下水

MPs 通过各种途径进入土壤,如农用塑料薄膜的使用、有机肥的长期施用、污水直接注入土壤、

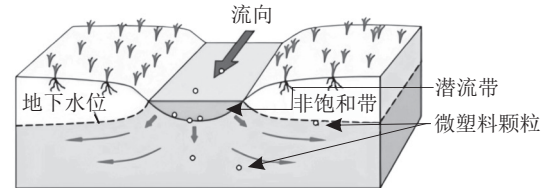


图 1 通过地下水-河水相互作用引起的 MPs 污染(据 Singh and Bhagwat, 2022)

Fig.1 MPs contamination through groundwater-river interaction (after Singh and Bhagwat, 2022)

填埋场塑料垃圾渗流等(Zhang et al., 2019; 杨杰等, 2021)。董姝楠等(2020)认为由于 MPs 体积小、比表面积高,很容易被蚯蚓和线虫等土壤生物通过投粪、挖洞、排泄等途径转移,促进 MPs 在土壤中的垂直运动,最终进入地下水系统。垃圾填埋场积累了迄今为止全球生产约 79% 的原生塑料(Geyer et al., 2017),因此开放的城市垃圾填埋场被认为是 MPs 释放到淡水生态系统的来源,不当的废物处理和管理导致垃圾填埋场渗透的雨水与垃圾的化学和生物成分发生反应,产生含有大量 MPs 的渗滤液,这些渗滤液慢慢渗入地下土壤,从而造成污染,雨水/淡水在通过这种受污染的土壤时也可能充满 MPs,最终到达地下含水层(Bharath et al., 2021)。

Schroder and Hulse(1979)认为垃圾填埋场的生物活性很高,穴居动物的存在为垃圾填埋场和其下方的含水层创造了许多垂直通道,这些通道进一步促进了由渗滤液携带的 MPs 向地下水移动。Nizzetto et al.(2016)利用污染物综合集水区(INCA-Contaminants)模型开发了一种模拟工具,并对泰晤士河土壤沉积物中的 MPs 含量进行预测,证实粒径小于 0.2 mm 的 MPs 最终会转移到浅层地下水中。

### 2.1.3 含 MPs 的水直接注入地下水

MPs 除了通过地表水-地下水交互和土壤进入地下水系统外,还能通过污水灌溉、岩溶裂缝和空洞等直接进入地下水(图 2)。Edo et al.(2020)对某污水处理厂处理后污水中的 MPs 进行检测,发现了 12 种不同的人造聚合物或聚合物群的存在,其中 PE、PP、聚酯和丙烯酸纤维占主导地位。一项对越南岷港市污水处理厂的调查发现,经处理后的污水中 MPs 丰度为 138~340 个/L,主要聚合物类型为 PET、PE、尼龙和 PVC(Do et al., 2022)。这些经处理后的污水用来进行含水层补给,污水中的 MPs 将直接进入地下水(Re, 2019)。此外,Panno et al.(2019)在美国伊利诺斯州喀斯特含水层的泉水和井中发现了 MPs,其最大浓度为 15.2 个/L,认为地下水流经石灰岩的裂缝和空洞时,会将地表流入裂缝和空洞的污水或径流带入地下水含水层,从而将 MPs 直接带入地下水。

## 2.2 地下水中 MPs 的样品采集和检测

### 2.2.1 MPs 样品的采集和分离

目前地下水中 MPs 样品的收集方法主要是泵

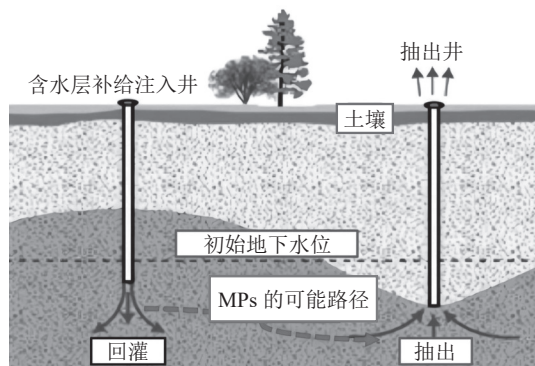


图 2 污水处理厂处理后的水通过注入井直接注入含水层 (据 Re, 2019)

Fig.2 Treated water from the wastewater treatment plants injected directly into the aquifer through injection wells (after Re, 2019)

取和桶装。泵取就是使用抽水泵将钻孔或井中的水直接抽取出来,然后经过过滤和筛分等过程把水样装入容器中保存,该方法能根据需求控制采样体积。桶装指的是将桶直接放入井或钻孔中进行人工取水,在取水前后都要对桶进行冲洗,该方法也可以控制采样体积。Selvam et al.(2021)使用事先清洗好的 12 V 直流特氟龙泵抽取水井和钻孔中的水,通过 50  $\mu\text{m}$  的不锈钢筛进行过滤,最后将水样储存在 50 mL 的玻璃罐中,加入 5% 福尔马林溶液置于 4 $^{\circ}\text{C}$  环境下保存。Samandra et al.(2022)使用不锈钢桶从钻孔中采集水样,采样前用钻孔水对不锈钢桶进行冲洗,将收集到的水样装入琥珀色玻璃瓶中,并置于 6 $^{\circ}\text{C}$  的室内保存。

在 MPs 样品收集后,需要从样品中提取 MPs 成分(图 3)。常见的地下水中 MPs 的分离方法有密度分离法、浮选和洗脱法、筛分和过滤法。密度分离法是利用现有的不同密度的聚合物和分离溶液来分离 MPs。最常用的分离溶液是氯化钠,原因是成本低、无毒,并具有普适性。针对低密度 MPs 的分离,可以通过用蒸馏水和乙醇的混合物代替盐溶液,调整其比例以获得不同密度的溶液,从而允许分离不同类型的低密度 MPs(Crawford et al., 2017)。浮选法完全基于密度差异。因此,泡沫浮选不仅取决于物料的密度,还取决于物料的疏水性(Crawford et al., 2017)。当分离两种疏水材料时,作为塑料混合物,可以通过添加一种润湿剂来实现分离,这种润湿剂可以选择性地吸附到其中一种材料上,从而使其更具亲水性(Pita and Castilho, 2017)。洗脱是指将水等液体注入样品,使得样品流化,最终使现有的 MPs 得以分离。洗脱可以根据材料的大小、形状和密度进行分离,因其可以从较大的样品中高效地分离 MPs,所以具有更高的环境代表性(Kedzierski et al., 2018)。

筛分是一种去除颗粒的物理机制,最常见的筛分方法是使用多层系统,根据尺寸范围有效地分离颗粒物。虽然它适用于分析多种类型的样品,但应仔细考虑网格尺寸的选择,因为对于更复杂的样品,可能会发生堵塞(Carr et al., 2016)。过滤是 MPs 最广泛使用的分离方法,也经常作为其他分离过程之后的必要步骤。这是一种非常有效的物理分离过程,方法简单,但在处理含有特别大量

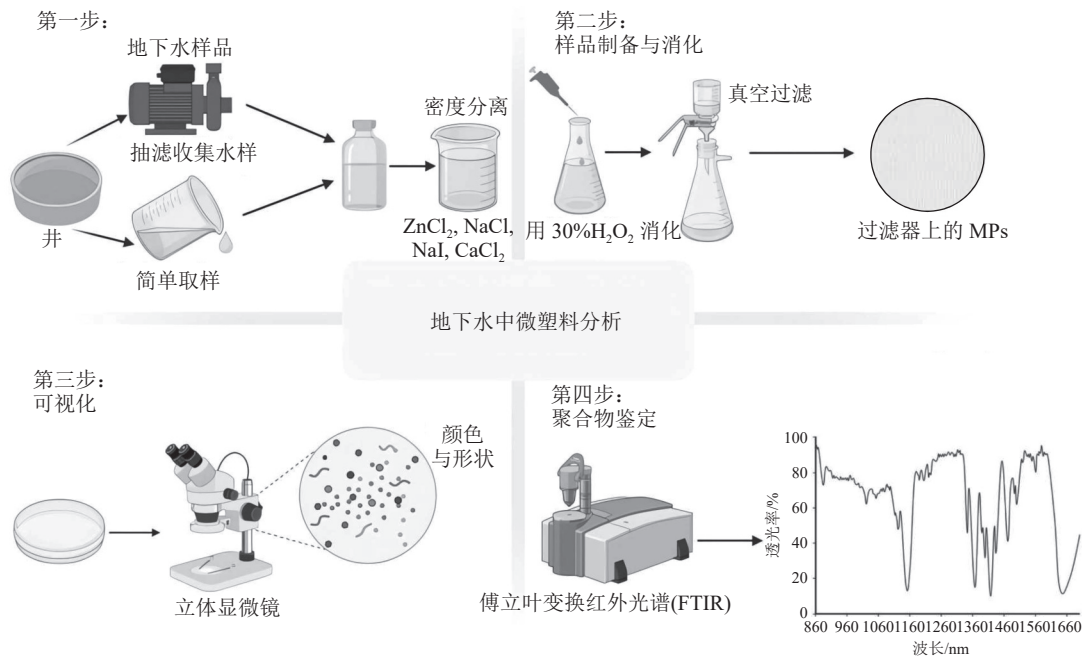


图3 地下水中 MPs 采样分析的简要流程(据 Sangkham et al., 2023)

Fig.3 General process for sampling and analysis of MPs in groundwater (after Sangkham et al., 2023)

表2 地下水中 MPs 的鉴定和定量分析技术

Table 2 Analytical techniques for the identification and quantification of MPs in groundwater

检测技术	优点	缺点
SEM/EDS和光学显微镜分析	能解决大多数峰重叠的问题; 测试简单, 可实现多种元素的同时鉴定	定性分析
红外光谱表征	具有较高的信噪比、更快的扫描速度、更高的光谱分辨率和更宽的光谱范围	费时费力
基于拉曼显微镜的光谱学表征	可以提供颗粒更小的聚合物类型信息; 可以提供颗粒数、大小、形状和颜色的数据; 非破坏性	不能直接提供粒子质量的数据; 测量时间长; MPs颗粒可能燃烧
Py-GC/MS法	可以完全表征从表面到核心的颗粒; 灵敏度高; 可通过质量表示数量	应用没有统一标准; 需要仔细控制设备以保持其性能

MPs 的样品时可能导致过滤器堵塞、样品处理时间延长和过程有效性降低。减少待过滤的液体或进行预过滤清理步骤可以规避或减少这种情况。

### 2.2.2 地下水中 MPs 的检测方法

目前常用的检测地下水中 MPs 的方法主要有: 扫描电镜/能谱分析(SEM/EDS)和光学显微镜分析、红外光谱(FTIR)表征、基于拉曼显微镜(RM)的光谱学表征和热解耦合气相色谱质谱法(Py-GC/MS)(表2)。

扫描电镜/能谱分析(SEM/EDS)是最早用来表征 MPs 的方法。Prata et al.(2019)在不破坏 MPs 样品的情况下去除有机物的有效消解方案中, 使用 SEM/EDS 对沉积在 MPs 表面的材料进行了形态表

征和评估。SEM/EDS 也是用于微量塑料颗粒元素鉴定最方便的分析技术, 解决了大多数峰重叠的问题(Turner, 2016)。SEM/EDS 的另一个优点是可以在几分钟内实现简单、多种元素的鉴定。但是大多数 MPs 的 SEM/EDS 分析仅仅是定性的, 所以 SEM/EDS 分析并不能满足 MPs 表征的所有要求。

FTIR 因具有较高的信噪比、更快的扫描速度、更高的光谱分辨率和更宽的光谱范围等优点, 已成为一种塑料分析的广泛应用技术。由于每种聚合物类型都具有高度特异的 FTIR 光谱。因此, 可以根据官能团的特征峰来识别 MPs。Reddy et al. (2006)将测量的光谱通过与文献比较或借助参考表来识别 MPs。这种做法通常费时费力, 需要大量

的红外光谱经验。一种更实用的方法是将未知粒子的整个光谱与参考光谱数据库进行比较。由于制造过程或个体与环境的相互作用的差异,源自同一聚合物的 MPs 具有相似但不相同的光谱,相似度是聚合物鉴定的关键指标,可以通过文库检索来实现(Fotopoulou and Karapanagioti, 2012)。

拉曼显微镜(RM)作为一种更精细的表征 MPs 的方法,可以提供小至 1  $\mu\text{m}$  甚至更小的 MPs 聚合物类型信息。通过将粒子光谱与已知的标准光谱进行比较,可以确定聚合物类型。由于与显微镜相结合, RM 还提供了 MPs 的颗粒数、大小、形状和颜色的数据。然而, RM 不能直接提供粒子质量的数据,粒子质量只能通过粒子大小的计算来估计,无法通过直接确定颗粒质量的分析方法实现(Primpke et al., 2020)。RM 的另一个优点是非破坏性。然而, Schymanski et al. (2018) 发现当激光能量导致样品破坏时,不能对这些颗粒进行重复测量,或者至少不能对颗粒的燃烧位置进行重复测量。因此,为了避免 MPs 的破坏,建议从较低的激光功率开始,然后进行增强,直到获得显著的光谱(Anger et al., 2018)。另外, RM 是一种相对缓慢的方法,测量时间长,并不适用于所有的 MPs 检测。

在 MPs 分析框架内使用 Py-GC/MS 有两个主要应用: 鉴定聚合物成分和样品内 MPs 的直接定量。纤维是 MPs 聚合物的主要成分,由于纤维的构象和小尺寸,已知纤维的识别是一个关键问题。Dekiff et al. (2014) 用 Py-GC/MS 分析了两种纤维,却没有获得任何识别结果。Hermabessiere et al. (2018) 成功使用 Py-GC/MS 识别了 20% 的测试纤维,并确定了另外三种纤维的合成成分。Käppler et al. (2018) 同样通过 Py-GC/MS 成功识别了 40% 的分析纤维。Halle et al. (2017) 首次进行了半定量尝试,无需事先对 MPs 进行分离,而是使用化学计量学来估计样品中 PVC、PS 和 PET 的相对比例。为了进行正确的定量,必须建立校准曲线,以便将获得的信号与分析物的质量联系起来。与其他技术相比, Py-GC/MS 的主要优势是灵敏度,理论上对某些聚合物的检测水平可达到纳克级。Py-GC/MS 定量可以提供一种新的数据类型,即以质量表示数量,从毒理学的角度来看,这是非常有用的。然而,由于热解产物的多样性, Py-GC/MS 在使

用时会受到热解产物的影响,需要仔细控制设备以保持其性能。

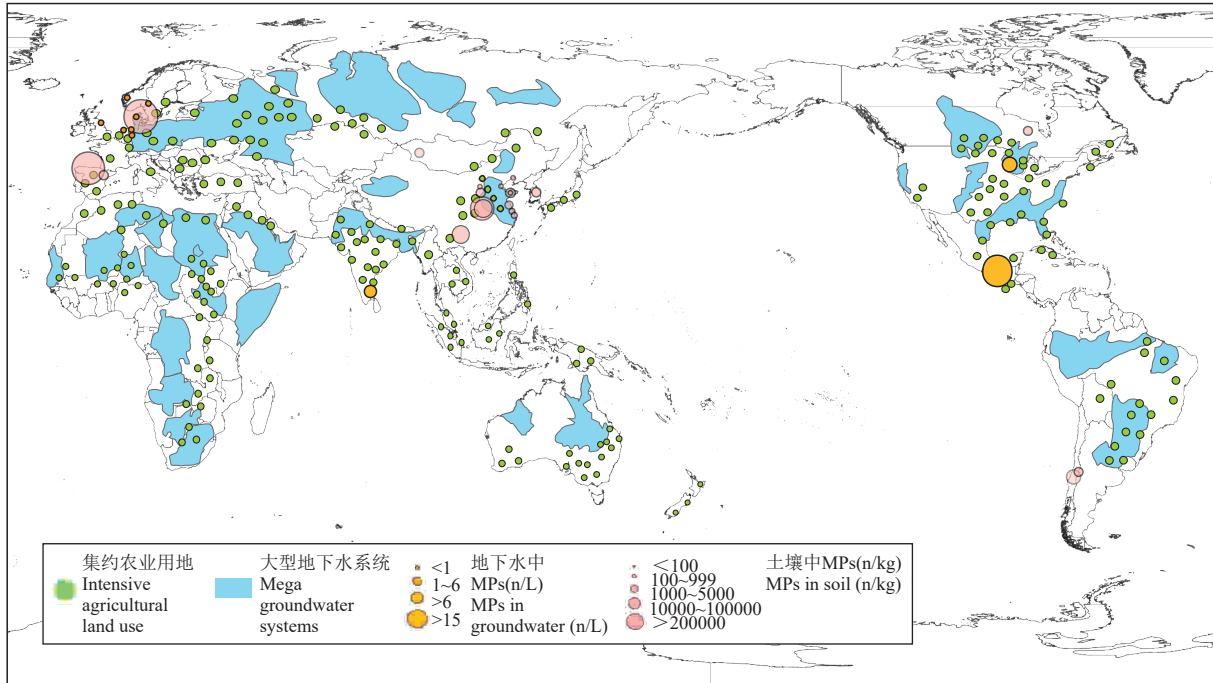
## 2.3 地下水中 MPs 的空间分布、类型及特点

### 2.3.1 地下水中 MPs 的空间分布特征

与地表水相比,地下水中 MPs 空间分布和丰度的研究相对较少。本文通过收集现有相关文献,将全球范围内土壤和地下水中 MPs 的空间分布和丰度研究进行汇总,从图 4 和表 1 中可以看出,土壤 MPs 污染具有广泛的全球分布,中国和欧洲土壤中 MPs 的数据较多(延雨宸等, 2022)。土壤中 MPs 含量最高点为西班牙马德里(302000 个/kg),其次是中国武汉(林地、蔬菜和空地土壤浓度为  $2.2 \times 10^5$  n/kg)。除了受到直接施用于农田的塑料(如塑料地膜)的影响外,土壤中 MPs 含量也可能受到污水污泥/生物固体和废水的影响(Huang et al., 2021a)。地下水中 MPs 的研究主要是在沿海地区进行的,热点研究区域同样集中在中国、欧洲和北美,南美、非洲和大洋洲全域以及中国、欧洲、北美的内陆地区需要更多的数据和研究。地下水中 MPs 所收集的样品类型主要是自来水或饮用水。Strand et al. (2018) 对丹麦自来水中的 MPs 丰度进行了检测,发现水中 MPs 浓度为 0.3 个/L(n/L)。Mintenig et al. (2019) 在德国霍尔多夫的地下水井(30 m)和饮用水处理厂中检测到少量的 MPs,浓度为 0.0007 n/L。此外, Shruti et al. (2020) 发现在墨西哥地铁站周围的公共饮用水喷泉中, MPs 含量为  $(18 \pm 7)$  n/L,比其他地下水中 MPs 的浓度(Mintenig et al., 2019; Kirstein et al., 2021)至少高出几倍。Połec et al. (2018) 在波兰克拉科夫未经处理的饮用水中,检测到 MPs 为不规则形状的颗粒,但没有对其进行量化。 MPs 丰度的显著差异可能是由于所处地区、样品位置、制备和分析方法的不同(Shruti et al., 2020)。

### 2.3.2 地下水中 MPs 的类型及特点

MPs 一般由 PE、PP、PS、PA、PVC 和 PET 等聚合物组成,形状上以颗粒、薄膜、塑料微球、泡沫、板片、鳞片、纤维和碎片为主(图 5)(Selvam et al., 2021)。从图 6 和表 1 可以看出,地下水中 MPs 主要由 PET 和 PE 两种聚合物组成(Mintenig et al., 2019; Selvam et al., 2021; Weber et al., 2021)。Strand et al. (2018) 首次在自来水中检测到丙烯腈-丁二烯-苯乙烯共聚物(ABS), Shruti et al.



审图号: GS (2016) 1664号

图4 土壤和地下水中 MPs 丰度的全球空间分布(据 Huang et al., 2021a)

Fig.4 Global spatial distribution of MPs abundance in soils and groundwater (after Huang et al., 2021a)

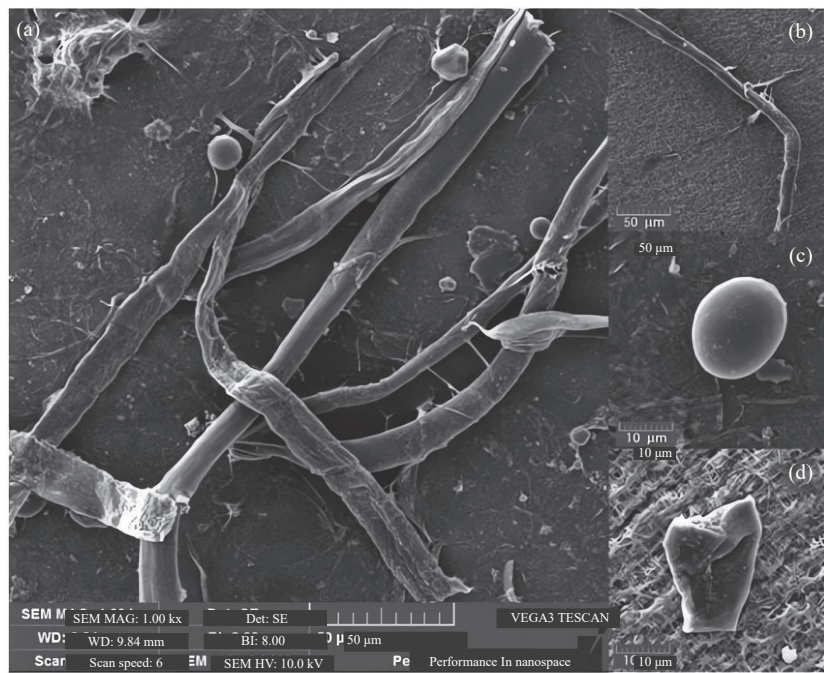


图5 MPs(a)、超细纤维(b)、球形颗粒(c)、碎片(d)的SEM照片(据 Pivokonsky et al., 2018)

Fig.5 SEM images of microplastics (a), microfiber (b), spherical particles (c) and fragment (d)(after Pivokonsky et al., 2018)

(2020)在墨西哥的公共饮用水喷泉中检测到了聚对苯二甲酸丙二醇酯(PTT)和EP,由于EP具有防腐

作用,所以认为EP可能来自饮用水管道,而PTT可能是来自纺织品和包装材料的分解。地下水中



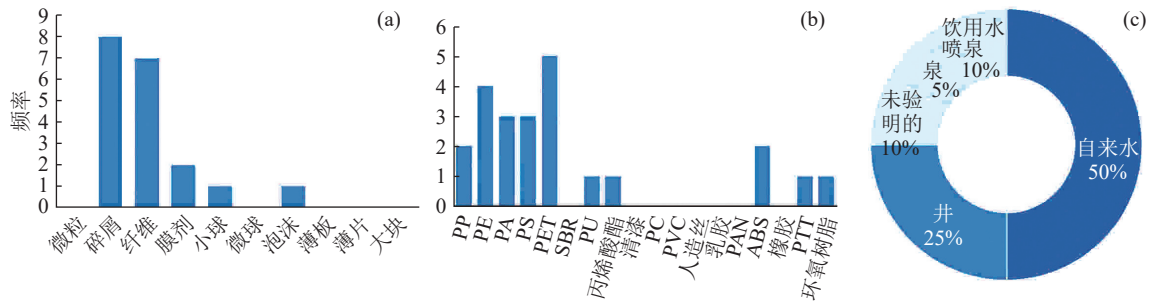


图 6 地下水中 MPs 的主要形状和聚合物组成(a, b)以及不同样品类型(c) (据 Huang et al., 2021a)  
Fig.6 Major shapes and polymer compositions (a, b), and different sample types (c) of MPs in groundwater (after Huang et al., 2021a)

MPs 的形状一般以纤维和碎片为主(图 6)。Panno et al.(2019)发现在美国伊利诺斯州岩溶系统中的 MPs 的形状基本上是纤维状。Strand et al.(2018)发现丹麦自来水中 MPs 的形状有 82% 为纤维、14% 为碎片、4% 为薄膜。Kirstein et al.(2021)在瑞典斯科讷的饮用水中发现纤维(19%)和碎片(81%)形状的 MPs。

此外,地下水中 MPs 的大小也有差异。地下水中大多数 MPs 小于 0.5 mm,特别是在自来水中。Poleć et al.(2018)检测到波兰克拉科夫未经处理的饮用水中 MPs 的粒径在 0~45  $\mu\text{m}$ ; Strand et al.(2018)在自来水中检测到 MPs 大小主要在 20~100  $\mu\text{m}$ ; 瑞典斯科讷的饮用水中的 MPs 小于 150  $\mu\text{m}$ , 小于 20  $\mu\text{m}$  的 MPs 占 32%(Kirstein et al., 2021); 德国吕塞尔斯海姆经处理的饮用水中 MPs 大于 10  $\mu\text{m}$ (Weber et al., 2021)。然而仅仅研究 MPs 的大小远远不够,为了未来饮用水净化设施和技术的发展,还需要对地下水中的 MPs 进行更深入的研究,更好地对地下水中 MPs 的大小进行分类(Novotna et al., 2019)。

### 2.3.3 地下水中 MPs 的老化行为

MPs 在地下水中可以发生扩散、聚集和老化等迁移转化过程。在地表水体中,MPs 在微生物、温度等影响下可以发生老化过程,而且光照可产生多种活性自由基,进而导致微塑料老化,使其表面官能团发生变化,影响其迁移过程。Zhang et al.(2022b)发现水中的溶解性有机质(DOM)可以通过吸附过程导致微塑料的异质聚集,进而影响其在水中的迁移扩散。地下水中虽然没有光照作用,但在部分矿物界面催化条件下也可生成多种活性自

由基,且 DOM、盐度、温度和 pH 的改变也会促进其老化,因此,地下水中 MPs 的老化行为是影响地下水中污染物迁移、转化作用的重要过程,显著增加了其环境风险。

老化过程对 MPs 的理化性质有显著影响(胡婷婷和陈家玮, 2022)。老化过程会改变 MPs 的表面电荷密度甚至 Hamaker 常数,从而影响微塑料在环境中的聚集行为(Liu et al., 2019b)。Ren et al.(2021b)发现,在砂土和黏壤土中,老化 MPs 的迁移率(34.9%~89.2%)均高于原始 MPs(30.5%),其在土壤剖面中具有更强的迁移性和更大的累积通量。老化提高了球形聚苯乙烯纳米塑料(PS-NPs, 粒径(487.3 $\pm$ 18.3) nm)在饱和含水介质中的迁移率和对污染物的吸附能力。

在光老化过程中,MPs 表面含氧官能团的增加导致表面电负性和亲水性增加,影响亲水和疏水有机物的吸附能力(Luo et al., 2022a)。由于老化 PS 表面生成了大量含氧官能团,其对 2,2',4,4'-四溴联苯醚(BDE-47)的吸附量较原始 PS 降低(Wu et al., 2020)。然而由于原始 PE 在老化过程中表面引入了含氧官能团增强了多环芳烃(PAHs)与 PE 之间的  $\pi$ - $\pi$  效应,老化的 PE 颗粒对高疏水性 PAHs 的吸附能力略高于初始 PE(Li et al., 2020b)。PS 经过老化处理后,环丙沙星和双酚 A 的平衡吸附量分别从 0.15 mg/g 和 4.07 mg/g 增加到 4.92 mg/g 和 8.71 mg/g(Iniguez et al., 2018)。

另外,MPs 中的添加剂和中间体(低聚物和 DOM)在老化过程中容易被释放,可能引起毒性累积和高生态风险(Cheng et al., 2022)。由于老化 PS-MPs 通过影响多巴胺、谷氨酸和血清素的神经传递

而产生神经毒性,与未处理的 PS-MPs 相比,线虫长期暴露于低浓度(1  $\mu\text{g/L}$ )的老化 PS-MPs 溶液受到的神经毒性损伤更严重(Chen et al., 2021)。

### 2.3.4 MPs 在饱和含水介质中的迁移转化

考虑到 MPs 影响地下水的流动性,目前的研究更多地关注环境变量(例如注入浓度、流速、多孔介质大小、离子强度、腐殖酸和有机物等)(Chu et al., 2019; Hou et al., 2020; Shams et al., 2020)对 MPs 在饱和含水介质中迁移转化的影响,而其本身特性如 MPs 类型(PE、PP、PA 和 PEST)和形状(碎片、纤维、球体)对其影响较小(Schenkel et al., 2024)。

Chu et al.(2019)和 Hou et al.(2020)研究了背景溶液的 Zeta 电位值和离子强度对 MPs 在饱和介质中迁移的影响,离子强度越高,MPs 的附着效率越高。环境中存在腐殖酸时 MPs 的迁移能力会降低,主要是因为腐殖酸的存在增强了 MPs 和多孔介质的双层斥力(Hou et al., 2020)。高密度的 MPs 可能会导致更高的截留率和更低的迁移率,这主要取决于重力沉降的增加(Dong et al., 2021a)。在不同的离子强度下,环境中天然胶体(黏土和有机质)的存在直接影响 MPs 的迁移。黏土的存在增强了 MPs 在低离子强度条件下的迁移率。在高离子强度下,黏土和有机质对 MPs 的迁移均有影响,其中有机质显著增强了 MPs 的迁移能力(Li et al., 2021)。O'Connor et al.(2019)利用 MPs 渗透柱实验,建立了 MPs 在地下的运移预测模型,砂土和黏壤土两种介质中 MPs 的渗透深度相同(30 cm),但 MPs 在砂土中迁移速度更快(Ren et al., 2021a, b)。Goepfert and Goldscheider(2021)通过抽水试验研究了 MPs 在浅层冲积含水层中的运移,利用注水井和几个观测点进行了长达 200 m 的铀和 MPs 运移实验,在持续观察 6 个月后,发现 MPs 的峰值浓度超过了铀的峰值浓度;证实与铀相比,MPs 可以运移更远距离(Goepfert and Goldscheider, 2021)。生物炭可以显著降低 MPs 在饱和含水介质中的迁移率(Tong et al., 2020)。Lu et al.(2021)研究了纳米塑料在含黏土矿物的饱和含水介质中的迁移和滞留,发现 pH 值和离子强度对纳米塑料的迁移有明显影响,而黏土矿物对纳米塑料迁移的影响非常有限。评估 MPs 在不同多孔介质中的迁移转化将有助于确定含水层对 MPs 的脆弱性,未来的研究应该区分

不同水文地质特征的地下水含水层系统和不同类型的 MPs。

## 3 含 MPs 地下水的的风险

地下水是中国饮用水和灌溉水的重要来源之一。含有 MPs 的地下水在饮用时会直接影响人类健康,在用于灌溉时会间接影响土壤的生物物理特性和作物生长。由于 MPs 的黏附特性,它可以吸附各种化学品、添加剂、重金属、微生物等,毒性也因此显著增加(邹寅俏等, 2023)。与地下水 MPs 相关的环境风险可分为以下五部分。

### 3.1 使用含 MPs 的地下水灌溉对土壤和作物健康的影响

当含有 MPs 的地下水用于灌溉时,一旦 MPs 颗粒到达土壤,在干湿循环、土壤管理措施和生物扰动的驱动下,MPs 颗粒可以很容易地分散在土壤基质中(O'Connor et al., 2019)。MPs 还会作为土壤中污染物、重金属或微生物再分布的媒介(Pathan et al., 2020)。由于这些 MPs 难以降解,在环境系统中不断积累,易被不同营养水平的生物摄取,引起多种毒理反应,包括致死、生长发育受到抑制、氧化应激、遗传毒性等,会引发严重的生态环境风险(Jiang et al., 2019)(图 7)。

Wang et al.(2020b)指出土壤中的 MPs 会改变土壤物理性质,如土壤容重、持水量(通过改变土壤的孔隙度,进而影响土壤水分动态)和土壤结构(通过创造水分运动通道,加速土壤水分蒸发)。Zang et al.(2020)指出污染土壤中的 MPs 会改变植物的生长,在土壤中添加 PVC 或 PE MPs 后,植物生长的这种变化可以反映在碳分配和生物量生产上。Dong et al.(2021b)推断 MPs 可以改变根际土壤中微生物的相对丰度和酶活性,从而影响土壤有机磷和氮矿化。Huang et al.(2019)研究表明 PE MPs 改变了土壤中的酶活性,导致土壤微生物组成发生变化。由于作物生长高度依赖于多样的土壤微生物的存在(如固氮菌、菌根等),MPs 和相关污染物对这些微生物的影响可能导致作物生长减慢(Vallespir and Ursell, 2019)。洋葱(Giorgetti et al., 2020)、水稻幼苗(Dong et al., 2020b)、生菜(Gao et al., 2019)、大葱(Accinelli et al., 2019)、蚕豆(Jiang et al., 2019)、黄瓜(Li et al., 2020a)、玉米种子

(Accinelli et al., 2019)、小麦(Qi et al., 2018)等作物均受土壤中 MPs 的影响。此外, MPs(如颜料、增塑剂、稳定剂、阻燃剂和抗氧化剂)中的化学添加剂可能会从老化的 MPs 中浸出, 从而向周围环境引入潜在的危险化学品(Hahladakis et al., 2018)。来自 MPs 的添加剂可能被土壤生物摄入, 导致有毒化学物质的生物累积增加(Bridson et al., 2021)。

### 3.2 MPs 对地下水中污染物质迁移的影响

在实际地下水环境中, MPs 颗粒具有疏水表面, 可以充当载体(Qi et al., 2018), 特别是老化之后, 会吸附多种污染物, 如有机污染物、重金属、抗生素和抗生素抗性基因等, 并成为含水层系统中有害物质的载体, 从而导致城市和农村地区地下水的整体污染(Panno et al., 2019; Re, 2019)。

MPs 对有机污染物的吸附机理主要包括  $\pi$ - $\pi$  相互作用、范德华作用、静电作用、氢键作用和疏水作用等(图 8), 这些作用一般由 MPs 的结构和性质决定(Ren et al., 2021a)。具有较高比表面积的 MPs 对有机污染物有很强的吸附亲和力(Wang et al., 2019)。Rochman et al.(2013)研究了 5 种类型的 MPs 对多环芳烃(PAHs)的吸附, 结果表明 PS 对 PAHs 的吸附量最高, 因为苯的存在使得 PS 通过  $\pi$ - $\pi$  相互作用对芳香类有机污染物表现出更高的亲和力。而常见类型的 MPs, 如 PE 和 PP 只能通过范德华力吸附有机污染物(Liu et al., 2019a)。对于老化 PS MPs 颗粒, 由于羰基和羟基含量较高, 吸附作用以静电相互作用和氢键为主

(Liu et al., 2020)。Hu et al.(2020)研究发现高 pH 和低盐度会降低 PE、PVC 和 PS MPs 对  $17\beta$ -雌二醇的吸附能力。在酸性 pH 下, MPs 的功能表面基团可以通过氢键作用吸附  $17\beta$ -雌二醇的羟基, 当 pH 升高时,  $17\beta$ -雌二醇分子去质子化, 相互排斥, 减弱了 MPs 与  $17\beta$ -雌二醇之间的氢键作用(Hu et al., 2020)。Wu et al.(2019)研究了 5 种双酚类化合物(双酚 A、双酚 S、双酚 F、双酚 B、双酚 AF)在 PVC MPs 上的吸附机理, 指出疏水相互作用对双酚吸附有促进作用, 但静电排斥作用对双酚吸附有明显的抑制作用。

Zhou et al.(2019)指出在中国中部的武汉市郊区, MPs 的分布与重金属之间具有很强的相关性, MPs 丰度会影响重金属含量。重金属可以通过静电引力、表面络合作用和沉淀吸附到 MPs 表面(图 8)。MPs 可以从附近的金属源间接地快速吸附这些元素(Brennecke et al., 2016), 导致重金属污染的扩散与传播, 扩大在地下水系统中的污染范围。在南印度地下水中发现了 PA、PET、PP、PE、PVC 和纤维素等主要聚合物类型的 MPs(高达 19.9 n/L)(Bharath et al., 2021), 并表现出对重金属的吸附能力(Selvam et al., 2021)。MPs 对重金属的吸附速率不同是由于金属在反应活性、离子交换能力和分配系数等方面的不同造成的(Purwiyanto et al., 2020)。PE 和 PP 的原生小球都能够吸附水环境中的金属(Cu、Cd、Pb、Zn), 尽管在大多数情况下吸附量较低(Ahechti et al., 2022)。

抗生素在 MPs 上的吸附可能导致其长距离运输, 并产生复合组合效应。MPs 可以吸附磺胺嘧啶、阿莫西林、四环素、环丙沙星、甲氧苄啶等抗生素(Li et al., 2018)。PS、PVC 和 PP 这几种 MPs 对磺胺二甲嘧啶的吸附主要由静电作用和范德华力决定(Guo and Wang, 2019)。PS MPs 对三氯生的吸附机理主要是疏水作用(Li et al., 2019b)。由于静电作用会影响 MPs 对抗生素的吸附, 因此不同解离形式的抗生素在同一 MPs 表面的吸附强度会有所不同(Li et al., 2018)。MPs 可富集多种抗生素抗性基因(ARGs), 可视为 ARGs 的载体(Wang et al., 2020a), 这也可能增加抗生素耐药性传播的风险(Yu et al., 2020)。

MPs 可以通过光和热引发的氧化降解、异相凝

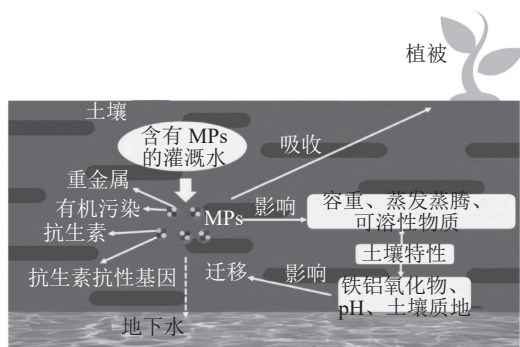


图 7 含 MPs 灌溉水进入土壤后引起的潜在环境风险(据 Gao et al., 2020 修改)

Fig.7 Potential environmental risks caused by irrigation water containing microplastics entering the soil (modified from Gao et al., 2020)

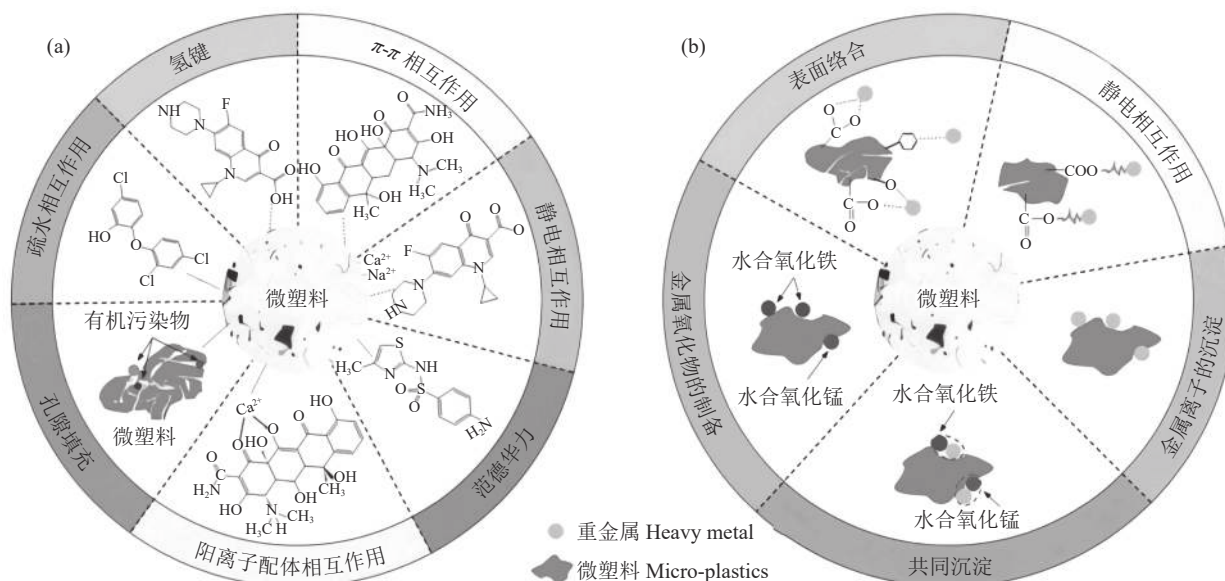


图 8 MPs 对有机(a)和无机污染物(b)的吸附机理(据 Ren et al., 2021a)

Fig. 8 Sorption mechanism of organic (a) and inorganic pollutants (b) to microplastics (after Ren et al., 2021a)

聚和生物扰动发生老化,继而影响 MPs 的理化性质,使其表面粗糙度和含氧基团增加,从而增强 MPs 在土壤和地下水环境中的吸附和移动性(Ren et al., 2021a)。Wang et al.(2021b)研究了老化 PE MPs 与空气、土壤和水的接触行为,PE 经紫外光照射后出现了-OH、-CO、-CH 等官能团(吸附有机污染物和重金属的结合位点),可能会促进 MPs 对重金属和抗生素的吸附。

### 3.3 饮用含 MPs 地下水对人体健康的危害

MPs 是惰性物质,化学反应活性低,尺寸小,容易被生物体或人吸收(Othman et al., 2021),一旦被人体吸收,会引起身体不适或健康问题(Magalhães et al., 2020; Huang et al., 2021b)。许多实验模拟研究评估了土壤 MPs 对人体健康的影响,然而, Mintenig et al.(2019)指出 MPs 0.7 个/m<sup>3</sup> 的总体平均值表明地下饮用水中 MPs 的污染水平较低,通过饮用地下水直接进入人体的暴露量可以忽略不计,因此可通过对土壤的研究间接推测地下水中 MPs 对人体健康的影响(Chia et al., 2021)。研究表明,MPs 暴露可通过 DNA 损伤、基因和蛋白表达改变、细胞/组织凋亡、细胞活力丧失、氧化应激、钙离子水平升高和炎症等途径对人体健康产生不利影响(图 9)(Gallo et al., 2018)。MPs 的高比表面积可能导致氧化应激、细胞毒性和易位到其他组织,而其持久性限制了其从生物体中去除,导致慢性炎

症,从而增加了癌症风险(Naqash et al., 2020; Prata et al., 2020; Shen et al., 2020)。根据 Sana et al.(2020)的研究,MPs 可以通过人体皮肤摄入或随后引起皮肤感染。MPs 颗粒从肠道转运后,在次级器官中具有生物蓄积潜力(Smith et al., 2018)。Yu et al.(2020)指出伴随 MPs 而来的添加剂是有毒的,如果在发育阶段暴露,可能会对生物体造成永久性的形态问题,并且会通过干扰内源性激素合成导致成年人性功能障碍。根据 Ragusa et al.(2021)研究,MPs 具有跨越胎盘屏障的潜力,这可能导致各种生殖和致畸异常。塑料颗粒的器官特异性毒性作用会通过生物化学和分子生物标志物在生物化学和遗传学上表现出来(Chang et al., 2020)。Katyal et al.(2020)

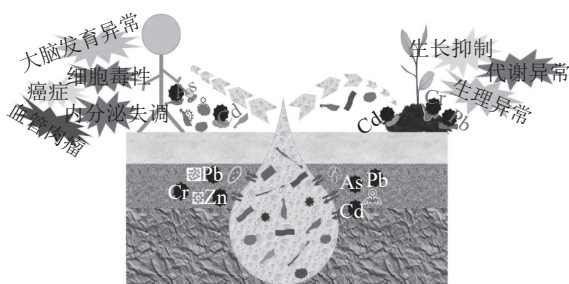


图 9 饮用/灌溉含 MPs 地下水对人体和作物健康的影响(据 Singh and Bhagwat, 2022)

Fig. 9 Effects of consumption/use of groundwater laden with microplastics on human and crop health (after Singh and Bhagwat, 2022)

的研究表明,MPs 可以通过巨噬细胞或血管内皮细胞穿透动物细胞的理论。另外,MPs 作为颗粒物的一部分,可能参与免疫或神经退行性疾病发病率的增长(Smith et al., 2018)。Tan et al.(2020)首次揭示了 MPs 降低脂质消化及其相关机制,为 MPs 对营养物质同化和人体健康的潜在风险提供了有价值的信息。由于有害微生物可能通过附着在 MPs 上的生物膜到达人体(Kirstein et al., 2016),还可能导致肠道微生物群的紊乱,感染相关疾病。

### 3.4 MPs 存在对地下生态系统的影响

地下生态代表了一个多样性的生物群体,通常称为茎足类,是严格的地下水生物(Singh and Bhagwat, 2022)。这些物种由于其摄食方式、移动和排泄,在水质净化、生物修复、生物地球化学循环和水过滤等方面对地下水生态系统服务具有潜在影响。大型底栖动物可以作为 MPs 向地下水迁移的载体,特别是蚯蚓的生物扰动作用,有助于 MPs 在陆地下层中垂直迁移(Lwanga et al., 2016)。蚯蚓和跳虫,通过各种途径如粪便、洞穴、排泄和黏附在生物体外,促进 MPs 在土壤中的垂直运动,潜入地下水系统(Yu et al., 2019)。这些生物对地下水 MPs 的摄入可能会阻碍它们的生理过程、生长、生命周期模式和随后的生态系统功能(Iannilli, 2019)。一些研究证实摄入 MPs 纤维会引起生理应激和肿瘤形成(Eerkes-Medrano et al., 2015)。Imhof et al.(2013)证实了不同摄食级别的底栖动物存在吸收 MPs 的情况,然而,关于 MPs 对此物种影响的数据很少(Wagner et al., 2014)。Dai et al.(2022)发现在一些植物中存在 MPs 沉积,最终可以进入食物链。Iannilli et al.(2019)研究发现底栖生物摄入的 MPs 颗粒可能会被其捕食者摄取,这可能会对整个食物网产生影响。Danso et al.(2019)表明利用微生物酶可以在某种程度上降解环境中的 MPs。Erni-Cassola et al.(2020)研究结果表明,MPs 环境可以根据材料的风化状态而变化,并且非常早期的定殖群落中富集了可以潜在降解碳氢化合物的类群。MPs 还可以改变基质的非生物特性(如土壤渗透性),干扰地下生态系统基本功能,决定其与生物体相互作用的能力和在生物体内积累的能力(Pathan et al., 2020)。

### 3.5 MPs 对地下水污染修复效果的影响

共存的工程纳米颗粒可以通过  $\pi-\pi$  相互作用

等物理吸附黏附在 MPs 上,这可能对地下水中工程纳米颗粒的修复效果造成影响。然而,关于 MPs 和纳米材料在地下水中共存的吸附机制和迁移途径的研究仍然较少。已有研究显示,共存的 MPs 可以影响工程纳米颗粒的运输。Li et al.(2020a)发现,在较低的银纳米粒子(AgNPs)/PS MPs 质量比下,PS MPs 可以吸附 90% 以上的 AgNPs,这是因为 PS 苯环芳香性的增加可以诱导 AgNPs 的  $\pi-\pi$  相互作用。Dong et al.(2019)发现塑料颗粒显著影响富勒烯(C60)的迁移,其迁移高度依赖于塑料/C60 的比例。环境相关的溶液化学会影响 MPs 和工程纳米颗粒通过砂柱的共迁移。将 NaCl 溶液离子强度从 10 mmol/L 增加到 50 mmol/L,PS 颗粒与共存的氧化石墨烯纳米颗粒的输运率会从 98.4% 降低到 79.8%(Peng et al., 2017),主要原因是在离子强度较高时,MPs 与石英砂之间的静电相互作用的斥力较小。

罗镇懿(2022)研究发现,在 PS、PE、PET 和 PVC 等各种 MPs 存在的情况下,零价纳米铁(nZVI)对 Cu(II)、Cr(VI)、Pb(II)和 Zn(II)的去除能力受到不同程度的抑制,在进行硫化改性后,PVC 对 nZVI 的抑制作用消失。在中试和实际应用中,MPs 引起的潜在钝化效应可能更为显著。如果修复后 nZVI 没有被及时回收,特别是当地下水中存在 MPs 时,更容易发生金属的解吸。此外,目前对 nZVI 的改性非常普遍,例如通过矿物载体、涂覆有机化学品、硫化等(Huang et al., 2021b; Guo et al., 2023),以提高其性能。但是当遇到来自地下水的 MPs 时,改性 nZVI 会有更多的不确定性。练建军等(2023)研究了 MPs 和沸石两种单一体系,以及沸石和 MPs 共存的复合体系下对氨氮吸附过程的影响及其机制,结果表明 MPs 通过影响沸石表面官能团如 O-H 和 Si/Al-O 改变了其对氨氮的吸附性能,对揭示水环境中 MPs 共存体系下天然黏土矿物对污染物迁移转化行为的影响机制研究提供了理论参考。

## 4 问题及讨论

### 4.1 地下水中 MPs 的管理策略

地下水 MPs 污染及治理策略的研究尚处于起步阶段。地下水 MPs 污染的管理策略应该是一个

综合的方法,可以从控制源头(塑料废物最小化)、切断传播途径(针对 MPs 污染风险高的地下水,采取预防措施)和末端去除(开发适当的修复技术)这三个方面考虑。

(1)制定预防措施,控制源头,实现塑料废物最小化(Gunarathne et al., 2019; Banu et al., 2020; O'Kelly et al., 2021; Singh et al., 2021)

目前,一些国家法律法规已经开始实施,以减少 MPs 的释放。许多国家都限制了一次性塑料袋的使用。例如,2008 年以来,中国已经在全国范围内禁止生产、销售和使用厚度小于 0.025 mm 的塑料购物袋,在超市、商场和小卖部实行塑料购物袋有偿使用制度。欧盟的一些国家已经禁止塑料袋或对塑料袋征税,以减少塑料袋的使用(Picó and Barceló, 2019)。预计到 2030 年,欧盟市场上的一次性塑料消费将会大幅减少,所有塑料包装都将是可回收的(Foschi and Bonoli, 2019)。塑料微珠是 2017 年美国初级 MPs 的主要来源(Picó and Barceló, 2019),也是水生环境中重要的初级 MPs 潜在来源,已被许多国家禁止在个人护理用品中使用。

减少塑料产品的生产和使用是一个重要环节,而安全处置用过的塑料和适当的废物管理对于减少二级 MPs 是必要的;因为不加区分和不科学的处理是塑料废物污染的主要来源之一(Singh et al., 2022)。生物塑料由于其可生物降解性被视为传统塑料的替代品(Dilkes-Hoffman, 2019)。然而,也有证据表明,生物塑料会给人类和其他生物物种带来各种风险(Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019),比如菲在可生物降解塑料薄膜(聚己二酸丁二酯-对苯二甲酸酯)上的吸附比在常规塑料(PE 和 PS)上的更强(Zuo et al., 2019)。随意处理这些生物塑料也会产生 MPs,并最终污染地下水。

因此,不管是初级 MPs、次级 MPs 还是生物塑料,都必须采取策略有效管理,才能从源头上减少 MPs 的产生,从而达到塑料废物最小化的目的。这些法律法规的制定旨在提高公众对环境(微)塑料潜在风险的认识,减少塑料产品的使用和塑料废物的排放。此外,还需要通过地方和国际政府/机构制定有组织 and 系统的方法、协议和战略来减少 MPs 污染的产生。

(2)针对 MPs 污染风险高的地下水,采取预防

措施,切断污染途径

由于过去 70 年来塑料产量的巨大增长,MPs 污染在全球自然生态系统中已经变得普遍,因此需要制定策略,以尽量减少 MPs 污染区与地下水的相互作用,预防地下水中的 MPs 污染。特别是在地下水用于饮用水生产的地区,靠近 MPs 污染地区的地下水,如海洋、河流、湖泊、废水排放区、农业区和垃圾填埋场等,可将周边的地下水划定为地下水 MPs 污染的高风险区,重点放在确定地下水水井的合适位置和深度上,并定期监测地下水中 MPs 浓度。

根据目前的知识,大多数 MPs 污染集中在海洋。因此,需要将海洋地区的地下水资源认定为高风险状态,并采取措施减少海水入侵,从而降低地下水 MPs 污染的可能性。在这些地区,应通过减少抽水以防止过度利用地下水资源;避免新建和开采深地下水井,井的位置也应该远离海岸;开采地下水需要考虑地质因素,躲避断裂的基岩(Hussain et al., 2019)。构建各种物理屏障减少海水入侵,如人工补给地下水等,从而减少地下水 MPs 污染(Hussain et al., 2019)。

污泥的使用提高了土壤中 MPs 的浓度,并进一步加速其向下移动(Ziajahromi et al., 2017)。限制一些常规的污泥处置做法,如禁止污水污泥应用于土壤,也有助于防止地下水 MPs 污染。废水污泥可用于制砖,这同样可以实现污泥的绿色二次利用(Mohajerani, 2019; Mohajerani and Karabatak, 2020)。

为了尽量减少通过垃圾填埋场造成的地下水 MPs 污染,需要布设高效防渗膜,并定期监测渗滤液的水质。将饮用水井设置在远离垃圾填埋场的地方,以避免渗滤液的污染羽与地下水混合。

(3)开发适当的修复技术,实现地下水 MPs 污染的末端去除

研究地下水在使用前的 MPs 处理方案。如高效过滤过程,还需要开发能够使 MPs 易于去除的方法。研究表明,生物炭过滤器可以有效去除直径达 10  $\mu\text{m}$  的 MPs 球体,去除效率高达 95%(Wang et al., 2020c)。颗粒活性炭(GAC)过滤器也被证明可以有效降低水中 MPs 浓度,去除率高达 61%(Wang et al., 2020d)。此外,GAC 过滤器对小型 MPs 更具

选择性,这是一个额外的优势。这些方法可用于在使用点去除 MPs。

#### 4.2 未来发展趋势

地下水中 MPs 污染作为新型环境问题逐渐引起关注,目前研究者针对地下水中 MPs 污染的来源、迁移机制、分布特征、污染危害以及检测分析方法等方面进行了研究,但相关研究尚不充足,仍处于探索积累阶段,未来还需要从以下几方面开展深入研究(Re, 2019; Ren et al., 2021a; Ding et al., 2023):

(1)需要开发检测和表征 MPs 的新技术,确定地下水中 MPs 取样和监测的标准化程序。例如联用多种不同技术采集 MPs 样品信息,重点关注图像分析以及自动化分析技术的联用,是未来 MPs 检测分析技术的发展趋势之一。在这个新研究领域的发展阶段建立标准化的方法将有助于未来的研究工作,避免由于方法差异、信息缺乏一致性以及结果比较中的相关问题而产生偏差。这项工作不仅可以促进相关研究和实验的可复制性,而且还可以促进管理者和相关人员的沟通,以便于制定减少 MPs 污染的新法规。

(2)需要进行广泛而深入的针对地下水 MPs 污染的调查和研究,以便在 MPs 污染严重到不得不修复的程度前,及早识别潜在的污染源,确定地下水中 MPs 的空间分布。加强同位素示踪、指纹图谱等技术在 MPs 源解析中的应用;对于 MPs 时空分布的研究可借助一些新的研究方法,比如机器学习建模分析等,可以节约人力物力,并提高检测效率和精度。

(3)了解迁移机理将是证明地下水中存在的 MPs 可能对地下水系统产生潜在影响的重要步骤。评估 MPs 在不同多孔介质中的迁移转化将有助于确定含水层对 MPs 的脆弱性。未来的研究应该区分不同水文地质特征的地下水含水层系统和不同类型的 MPs。人工合成的 MPs 作为柱实验的模型受到许多质疑。具有独特表面特性的老化 MPs 应该重点关注,尤其是在地下含水层系统中不同氧化还原条件下老化 MPs 的迁移机制应该得到更多的研究。

(4)目前关于地下水作为饮用水的 MPs 健康风险和环境影响的现有数据可能还不够。需要

更多的研究来确定地下水中对公众健康产生不利影响的 MPs 浓度。

(5)近年来对地下水中 MPs 与其他共存污染物(如重金属、POPs)的共迁移行为的研究还处于非常早期的阶段。评估 MPs 在含水层中作为污染物载体的作用,以及与修复材料的相互作用和共迁移对地下水污染修复效果的综合影响应在后续研究加以解决。可以着重探讨如何利用 MPs 吸附特征协同去除环境中其他微量有毒有害污染物,实现环境综合修复。

总之,含 MPs 地下水的未来研究应该集中于地下水中 MPs 的取样和检测标准化程序的建立、空间分布特征和丰度的确定以及探索影响 MPs 在地下水中迁移转化机理等关键科学问题上。

## 5 结 论

由于全球塑料消费量不断增加,且缺乏适当的塑料废物管理,MPs 污染将持续很长一段时间。尽管目前地下水中 MPs 污染的研究还处于初级阶段,但由于地下水资源对人为压力的敏感性,地下水在维持人类活动和自然生态系统中的关键作用,以及地下水保护和管理措施的迫切需要,预计相关研究将不断增加。为了促进这一研究,本文系统地回顾了含 MPs 地下水的污染现状和环境风险,并探讨了该领域未来的发展趋势。

地下水中最常见的聚合物类型是聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和聚乙烯(PE),纤维和碎片代表了最常见的形状。地下水中 MPs 的研究主要是在沿海地区,特别是在中国、欧洲和北美,南美、非洲和大洋洲需要更多的数据和研究。由于样本收集和监测方法的异质性,可靠的数据比较目前是较困难的。MPs 分布在所有地下水中并不均匀,有可能受到土壤类型和人为活动的影响,且 MPs 在含水层中的运移是不可预测的,可以长距离运移,或困在饱和多孔介质中。因此,很难预测地下水中 MPs 的存在。因为 MPs 并不影响水的化学和物理性质,而且公共卫生影响具有滞后性,需要很长时间才能根据对健康的不利影响来确定标准限值。

在此,通过对地下水中 MPs 的文献综述,建议今后考虑以下几点:

(1)地下水 MPs 污染的研究缺乏统一的标准。

统一化、规范化 MPs 的评价指标, 标准化 MPs 的采集、分离、检测方法, 以便数据间相互参考对比, 对地下水中 MPs 的分布有一个更全面系统的分析和认识, 便于指导后续的防控工作。

(2) 地下水 MPs 污染的管理策略可以从控制源头(塑料废物最小化)、切断传播途径(针对 MPs 污染风险高的地下水, 采取预防措施)和末端去除(开发适当的修复技术)这三个方面考虑。

(3) 建议开展地下水中 MPs 的潜在环境风险评估, 建立一套适用于地下水 MPs 污染的生态风险评估方法体系, 以便更加精确、定量地认识其污染水平。

## References

- Accinelli C, Abbas H K, Shier W T, Vicari A, Little N S, Aloise M R, Giacomini S. 2019. Degradation of microplastic seed film-coating fragments in soil[J]. *Chemosphere*, 226: 645–650.
- Akechti M, Benomar M, Alami M, Mendiguchia C. 2022. Metal adsorption by microplastics in aquatic environments under controlled conditions: exposure time, pH and salinity[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(5): 1118–1125.
- Akdogan Z, Guven B, Kideys A E. 2023. Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River[J]. *Environmental Research*, 234: 116500.
- Anger P M, von der Esch E, Baumann T, Elsner M, Niessner R, Ivleva N P. 2018. Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis[J]. *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 109: 214–226.
- Banu J R, Sharmila V G, Ushani U, Amudha V, Kumar G. 2020. Impervious and influence in the liquid fuel production from municipal plastic waste through thermo-chemical biomass conversion technologies—A review[J]. *Science of the Total Environment*, 718: 137287.
- Bharath K M, Usha N, Vaikunth R, Kumar R P, Ruthra R, Srinivasalu S. 2021. Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater[J]. *Chemosphere*, 277: 130263.
- Bradney L, Wijesekara H, Palansooriya K N, Obadamudalige N, Bolan N S, Ok Y S, Rinklebe J O R, Kim K H, Kirkham M. 2019. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk[J]. *Environment International*, 131: 104937.
- Brennecke D, Duarte B, Paiva F, Caçador I, Canning-Clode J. 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 178: 189–195.
- Bridson J H, Gaugler E C, Smith D A, Northcott G L, Gaw S. 2021. Leaching and extraction of additives from plastic pollution to inform environmental risk: A multidisciplinary review of analytical approaches[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 414: 125571.
- Cao Wengeng, Wang Yanyan, Ren Yu, Fei Yuhong, Li Jinchun, Li Zeyan, Zhang Dong, Shuai Guanyin. 2022. Status and progress of treatment technologies for arsenic-bearing groundwater[J]. *Geology in China*, 49(5): 1408–1426 (in Chinese with English abstract).
- Cao Wengeng, Wang Yanyan, Zhang Dong, Sun Xiaoyue, Wen Aixin, Na Jing. 2023. Research status and new development on heavy metals removal from industrial wastewater[J]. *Geology in China*, 50(3): 756–776 (in Chinese with English abstract).
- Carr S A, Liu J, Tesoro A G. 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 91: 174–182.
- Chang X, Xue Y, Li J, Zou L, Tang M. 2020. Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution[J]. *Journal of Applied Toxicology*, 40(1): 4–15.
- Chen Q, Hao D C, Wei J C, Jia C P, Wang H M, Shi L Q, Liu S L, Ning F Z, Ji Y H, Dong F Y, Jia Z W. 2019. Geo-chemical processes during the mixing of seawater and fresh water in estuarine regions and their effect on water fluorine levels[J]. *Mausam*, 70(2): 329–338.
- Chen H, Hua X, Yang Y, Wang C, Jin L, Dong C, Chang Z, Ding P, Xiang M, Li H, Yu Y. 2021. Chronic exposure to UV-aged microplastics induces neurotoxicity by affecting dopamine, glutamate, and serotonin neurotransmission in *Caenorhabditis elegans*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 419: 126482.
- Cheng F Y, Zhang T T, Liu Y, Zhang Y N, Qu J. 2022. Non-negligible effects of UV irradiation on transformation and environmental risks of microplastics in the water environment[J]. *Journal of Xenobiotics*, 12: 1–12.
- Chia R W, Lee J Y, Kim H, Jang J. 2021. Microplastic pollution in soil and groundwater: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 19(6): 4211–4224.
- Chu X, Li T, Li Z, Yan A, Shen C. 2019. Transport of microplastic particles in saturated porous media[J]. *Water*, 11: 2474.
- Crawford C B, Quinn B. 2017. Microplastic Separation Techniques[M]. *Microplastic Pollutants*, 203–218.
- Dai Y, Shi J, Zhang N, Pan Z, Xing C, Chen X. 2022. Current research trends on microplastics pollution and impacts on agro-ecosystems: A short review[J]. *Separation Science and Technology*, 57(4): 656–669.
- Danso D, Chow J, Streit W R. 2019. Plastics: Environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 85(19): 1–14.
- Dekiff J H, Remy D, Klasmeier J, Fries E. 2014. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney[J]. *Environmental Pollution*, 186: 248–256.



- Dilkes-Hoffman L, Ashworth P, Laycock B, Pratt S, Lant P. 2019. Public attitudes towards bioplastics—knowledge, perception and end-of-life management[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 151: 104479.
- Ding J, Ju P, Ran Q, Li J, Jiang F, Cao W, Zhang J, Sun C. 2023. Elder fish means more microplastics? Alaska pollock microplastic story in the Bering Sea[J]. *Science Advances*, 9(27): eadf5897.
- Do M V, Le T X T, Vu N D, Dang T T. 2022. Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 26: 102286.
- Dong Z, Zhu L, Zhang W, Huang R, Lv X, Jing X, Yang Z, Wang J, Qiu Y. 2019. Role of surface functionalities of nanoplastics on their transport in seawater-saturated sea sand[J]. *Environmental Pollution*, 255: 113177.
- Dong Shunan, Xia Jihong, Wang Weimu, Liu Hui, Sheng Liting. 2020a. Review on impact factors and mechanisms of microplastic transport in soil and groundwater[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 36(14): 1–8 (in Chinese with English abstract).
- Dong Y, Gao M, Song Z, Qiu W. 2020b. Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings[J]. *Environmental Pollution*, 259: 113892.
- Dong S, Xia J, Sheng L, Wang W, Liu H, Gao B. 2021a. Transport characteristics of fragmental polyethylene glycol terephthalate (PET) microplastics in porous media under various chemical conditions[J]. *Chemosphere*, 276: 130214.
- Dong Y, Gao M, Qiu W, Song Z. 2021b. Effect of microplastics and arsenic on nutrients and microorganisms in rice rhizosphere soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211: 111899.
- Drummond J D, Nel H A, Packman A I, Krause S. 2020. Significance of hyporheic exchange for predicting microplastic fate in rivers[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 7: 727–732.
- Du C, Liang H, Li Z, Gong J. 2020. Pollution characteristics of microplastics in soils in southeastern suburbs of Baoding City, China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3): 845.
- Edo C, Gonzalez-Pleiter M, Leganes F, Fernandez-Pinas F, Rosal R. 2020. Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge[J]. *Environmental Pollution*, 259: 113837.
- Eerkes-Medrano D, Thompson R C, Aldridge D C. 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs[J]. *Water Research*, 75: 63–82.
- Erni-Cassola G, Wright R J, Gibson M I, Christie-Oleza J A. 2020. Early colonization of weathered polyethylene by distinct bacteria in marine coastal seawater[J]. *Microbial Ecology*, 79(3): 517–526.
- Famiglietti J S. 2014. The global groundwater crisis[J]. *Nature Climate Change*, 4(11): 945–948.
- Foschi E, Bonoli A. 2019. The commitment of packaging industry in the framework of the European strategy for plastics in a circular economy[J]. *Administrative Sciences*, 9(1): 18.
- Fotopoulou K N, Karapanagioti H K. 2012. Surface properties of beached plastic pellets[J]. *Marine Environmental Research*, 81: 70–77.
- Gallo F, Fossi C, Weber R, Santillo D, Sousa J, Ingram I, Romano D. 2018. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: The need for urgent preventive measures[J]. *Environmental Sciences Europe*, 30(1): 13.
- Gao M, Liu Y, Song Z. 2019. Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *ramosa* Hort)[J]. *Chemosphere*, 237: 124482.
- Gao D, Li X Y, Liu H T. 2020. Source, occurrence, migration and potential environmental risk of microplastics in sewage sludge and during sludge amendment to soil[J]. *Science of the Total Environment*, 742: 140355.
- Geyer R, Jambeck J R, Law K L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made[J]. *Science Advances*, 3(7): 1700782.
- Giorgetti L, Spano C, Muccifora S, Bottega S, Barbieri F, Bellani L, Castiglione M R. 2020. Exploring the interaction between polystyrene nanoplastics and *Allium cepa* during germination: Internalization in root cells, induction of toxicity and oxidative stress[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 149: 170–177.
- Godoy V, Blázquez G, Calero M, Quesada L, Martín-Lara M. 2019. The potential of microplastics as carriers of metals[J]. *Environmental Pollution*, 255: 113363.
- Goepfert N, Goldscheider N. 2021. Experimental field evidence for transport of microplastic tracers over large distances in an alluvial aquifer[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 408: 124844.
- Gopinath S, Srinivasamoorthy K, Saravanan K, Prakash R, Karunanidhi D. 2019. Characterizing groundwater quality and seawater intrusion in coastal aquifers of Nagapattinam and Karaikal, South India using hydrogeochemistry and modeling techniques[J]. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(1/2): 314–334.
- Gunarathne V, Ashiq A, Ramanayaka S, Wijekoon P, Vithanage M. 2019. Biochar from municipal solid waste for resource recovery and pollution remediation[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 17(3): 1225–1235.
- Guo X, Wang J. 2019. Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 149: 110511.
- Guo J J, Huang X P, Xiang L, Wang Y Z, Li Y W, Li H, Cai Q Y, Mo C H, Wong M H. 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil[J]. *Environment International*, 137: 105263.
- Guo Z, Wang D, Yan Z, Qian L, Yang L, Yan J, Chen M. 2023. Efficient remediation of p-chloroaniline contaminated soil by activated persulfate using ball milling nanosized zero valent iron/biochar composite: Performance and mechanisms[J]. *Nanomaterials*, 13(9): 1517.

- Hahladakis J N, Velis C A, Weber R, Iacovidou E, Purnell P. 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 344: 179–199.
- Halle t A, Ladirat L, Martignac M, Mingotaud A F, Boyron O, Perez E. 2017. To what extent are microplastics from the open ocean weathered?[J]. *Environmental Pollution*, 227: 167–174.
- Hermabessiere L, Himer C, Boricaud B, Kazour M, Amara R, Cassone A L, Laurentie M, PaulPont I, Soudant P, Dehaut A, Duflos G. 2018. Optimization, performance, and application of a pyrolysis–GC/MS method for the identification of microplastics[J]. *Analytical & Bioanalytical Chemistry*, 410(25): 6663–6676.
- Hou J, Xu X, Lan L, Miao L, Xu Y, You G, Liu Z L. 2020. Transport behavior of micro polyethylene particles in saturated quartz sand: Impacts of input concentration and physicochemical factors[J]. *Environment Pollution*. 263: 114499.
- Hu B, Li Y, Jiang L, Chen X, Wang L, An S, Zhang F. 2020. Influence of microplastics occurrence on the adsorption of 17 $\beta$ -estradiol in soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 400: 123325.
- Hu Tingting, Chen Jiawei. 2022. A review on adsorption and transport of microplastics in soil and the effects of ageing on environmental behavior of pollutants[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 41(3): 353–363 (in Chinese with English abstract).
- Huang Y, Zhao Y, Wang J, Zhang M, Jia W, Qin X. 2019. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil[J]. *Environmental Pollution*, 254: 112983.
- Huang J, Chen H, Zheng Y, Yang Y, Zhang Y, Gao B. 2021a. Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts[J]. *Chemical Engineering Journal*, 425: 131870.
- Huang M, Wang X, Liu C, Fang G, Gao J, Wang Y, Zhou D. 2021b. Mechanism of metal sulfides accelerating Fe(II)/Fe(III) redox cycling to enhance pollutant degradation by persulfate: Metallic active sites vs. reducing sulfur species[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 404: 124175.
- Hussain M S, Abd–Elhamid H F, Javadi A A, Sherif M M. 2019. Management of seawater intrusion in coastal aquifers: A review[J]. *Water*, 11(12): 2467.
- Iannilli V, Pasquali V, Setini A, Corami F. 2019. First evidence of microplastics ingestion in benthic amphipods from Svalbard[J]. *Environmental Research*, 179: 108811.
- Imhof H K, Ivleva N P, Schmid J, Niessner R, Laforsch C. 2013. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles[J]. *Current Biology*, 23(19): 867–868.
- Íñiguez M E, Conesa J A, Fullana A. 2018. Recyclability of four types of plastics exposed to UV irradiation in a marine environment[J]. *Waste Management*, 79: 339–345.
- Jeong E, Kim Y I, Lee J Y, Raza M. 2023. Microplastic contamination in groundwater of rural area, eastern part of Korea[J]. *Science of the Total Environment*, 895: 165006.
- Jiang X, Chen H, Liao Y, Ye Z, Li M, Klobučar G. 2019. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*[J]. *Environmental Pollution*, 250: 831–838.
- Kabir M S, Wang H, Luster–Teasley S, Zhang L, Zhao R. 2023. Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal[J]. *Environmental Science and Ecotechnology*, 16: 100256.
- Katyal D, Kong E, Villanueva J. 2020. Microplastics in the environment: Impact on human health and future mitigation strategies[J]. *Environmental Health Review*, 63(1): 27–31.
- Käppler A, Fischer M, Scholz–Böttcher B M, Oberbeckmann S, Labrenz M, Fischer D, Eichhorn K J, Voit B. 2018. Comparison of  $\mu$ -ATR–FTIR spectroscopy and Py–GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments[J]. *Analytical & Bioanalytical Chemistry*, 410(21): 5313–5327.
- Kedzierski M, Le Tilly V, Bourseau P, Bellegou H, César G, Sire O, Bruzard S. 2018. Challenging the microplastic extraction from sandy sediments[C]// Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea, 59–65.
- Kirstein I V, Kirmizi S, Wichels A, Garin–Fernandez A, Erler R, Löder M, Gerdt G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles[J]. *Marine Environmental Research*, 120: 1–8.
- Kirstein I V, Hensel F, Gomiero A, Iordachescu L, Vianello A, Wittgren H B, Vollertsen J. 2021. Drinking plastics? Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by  $\mu$ FTIR and Py–GCMS[J]. *Water Research*, 188: 116519.
- Li J, Zhang K, Zhang H. 2018. Adsorption of antibiotics on microplastics[J]. *Environmental Pollution*, 237: 460–467.
- Li M, Zhang X, Yi K, He L, Han P, Tong M. 2021. Transport and deposition of microplastic particles in saturated porous media: Co-effects of clay particles and natural organic matter[J]. *Environmental Pollution*, 287: 117585.
- Li X, Mei Q, Chen L, Zhang H, Dong B, Dai X, He C, Zhou J. 2019a. Enhancement in adsorption potential of microplastics in sewage sludge for metal pollutants after the wastewater treatment process[J]. *Water Research*, 157: 228–237.
- Li Y, Li M, Li Z, Yang L, Liu X. 2019b. Effects of particle size and solution chemistry on Triclosan sorption on polystyrene microplastic[J]. *Chemosphere*, 231: 308–314.
- Li Z, Li R, Li Q, Zhou J, Wang G. 2020a. Physiological response of cucumber (*Cucumis sativus* L. ) leaves to polystyrene nanoplastics pollution[J]. *Chemosphere*, 255: 127041.
- Li Z, Hu X, Qin L, Yin D. 2020b. Evaluating the effect of different modified microplastics on the availability of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Water Research*, 170: 115290.
- Lian Jianjun, Xie Shiting, Wu Pei, Meng Guanhua, Chen Bo. 2023.

- Effect of microplastics on ammonia nitrogen adsorption by zeolite and its mechanism[J]. *Environmental Science*, 7(1): 1–12 (in Chinese with English abstract).
- Liedermann M, Gmeiner P, Pessenlehner S, Haimann M, Hohenblum P, Habersack H. 2018. A methodology for measuring microplastic transport in large or medium rivers[J]. *Water*, 10(4): 414.
- Liu X, Xu J, Zhao Y, Shi H, Huang C H. 2019a. Hydrophobic sorption behaviors of 17 $\beta$ -Estradiol on environmental microplastics[J]. *Chemosphere*, 226: 726–735.
- Liu Y, Hu Y, Yang C, Chen C, Huang W, Dang Z. 2019b. Aggregation kinetics of UV irradiated nanoplastics in aquatic environments[J]. *Water Research*, 163: 114870.
- Liu P, Lu K, Li J, Wu X, Qian L, Wang M, Gao S. 2020. Effect of aging on adsorption behavior of polystyrene microplastics for pharmaceuticals: Adsorption mechanism and role of aging intermediates[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 384: 121193.
- Luo T, Gilfedder B S, Peng H, Niu G, Frei S. 2021. Effects of clay minerals on the transport of nanoplastics through water-saturated porous media[J]. *Science of the Total Environment*, 796: 148982.
- Luo H, Liu C, He D, Xu J, Sun J, Li J, Pan X. 2022a. Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and biofilm under aging conditions[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 423: 126915.
- Luo Z, Zhu J, Yu L, Yin K. 2021. Heavy metal remediation by nano zero-valent iron in the presence of microplastics in groundwater: Inhibition and induced promotion on aging effects[J]. *Environmental Pollution*, 287: 117628.
- Luo Zhenyi. 2022b. Effect and Mechanism of Microplastics on Remediation of Heavy Metal Pollution in Groundwater by Nano-zero-valent-iron[D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 1–63 (in Chinese with English abstract).
- Lwanga E H, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T A S, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans A A, Geissen V. 2016. Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae)[J]. *Environmental Science & Technology*, 50(5): 2685–2691.
- Ma H, Pu S, Liu S, Bai Y M. 2020. Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences[J]. *Environmental Pollution*, 261: 114089.
- Magalhães S, Alves L, Medronho B, Romano A, Rasteiro M G. 2020. Microplastics in ecosystems: From current trends to bio-based removal strategies[J]. *Molecules*, 25(17): 3954.
- Mintenig S M, Löder M G, Primpke S, Gerdt G. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources[J]. *Science of the Total Environment*, 648(1): 631–635.
- Mohajerani A, Ukwatta A, Jeffrey-Bailey T, Swaney M, Ahmed M, Rodwell G, Bartolo S, Eshtiaghi N, Setunge S. 2019. A proposal for recycling the world's unused stockpiles of treated wastewater sludge (biosolids) in fired-clay bricks[J]. *Buildings*, 9(1): 14.
- Mohajerani A, Karabatak B. 2020. Microplastics and pollutants in biosolids have contaminated agricultural soils: An analytical study and a proposal to cease the use of biosolids in farmlands and utilise them in sustainable bricks[J]. *Waste Management*, 107: 252–265.
- Naqash N, Prakash S, Kapoor D, Singh R. 2020. Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 18(6): 1813–1824.
- Nizzetto L, Bussi G, Futter M N, Butterfield D, Whitehead P G. 2016. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(8): 1050–1059.
- Novotna K, Cermakova L, Pivokonska L, Cajthaml T, Pivokonsky M. 2019. Microplastics in drinking water treatment—current knowledge and research needs[J]. *Science of The Total Environment*, 667: 730–740.
- O'Connor D, Pan S, Shen Z, Song Y, Jin Y, Wu W M, Hou D. 2019. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles[J]. *Environmental Pollution*, 249: 527–534.
- O'Kelly B C, El-Zein A, Liu X, Patel A, Fei X, Sharma S, Mohammad A, Goli V, Wang J J, Li D. 2021. Microplastics in soils: An environmental geotechnics perspective[J]. *Environmental Geotechnics*, 8(8): 586–618.
- Oliver B. 2021. From plastics to microplastics and organisms[J]. *FEBS Open Bio*, 11(4): 954–966.
- Othman A R, Hasan H A, Muhamad M H, Ismail N I, Abdullah S R S. 2021. Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 19(4): 3057–3073.
- Panno S V, Kelly W R, Scott J, Zheng W, Mcneish R E, Holm N, Hoellein T J, Baranski E L. 2019. Microplastic contamination in karst groundwater systems[J]. *Groundwater*, 57(2): 189–196.
- Pathan S I, Arfaioi P, Bardelli T, Ceccherini M T, Nannipieri P, Pietramellara G. 2020. Soil pollution from micro- and nanoplastic debris: A hidden and unknown biohazard[J]. *Sustainability*, 12(18): 7255.
- Peng S, Wu D, Ge Z, Tong M, Kim H. 2017. Influence of graphene oxide on the transport and deposition behaviors of colloids in saturated porous media[J]. *Environmental Pollution*, 225(16): 141–149.
- Picó Y, Barceló D. 2019. Analysis and prevention of microplastics pollution in water: Current perspectives and future directions[J]. *ACS Omega*, 4(4): 6709–6719.
- Pita F, Castilho A. 2017. Separation of plastics by froth flotation. The role of size, shape and density of the particles[J]. *Waste Management*, 60: 91–99.
- Pivokonsky M, Cermakova L, Novotna K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water[J]. *Science of the Total Environment*, 643: 1644–1651.
- Poleć M, Aleksander-Kwaterczak U, Wątor K, Kmiecik E. 2018. The occurrence of microplastics in freshwater systems—preliminary

- results from Krakow (Poland)[J]. *Geology, Geophysics and Environment*, 44(4): 391–400.
- Prata J C, Da Costa J P, Girão A V, Lopes I, Duarte A C, Rocha-Santos T. 2019. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples[J]. *Science of the Total Environment*, 686: 131–139.
- Prata J C, Da Costa J P, Lopes I, Duarte A C. 2020. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects[J]. *Science of the Total Environment*, 702: 134455.
- Primpke S, Christiansen S H, Cowger W, De Frond H, Deshpande A, Fischer M, Holland E, Meyns M, O'Donnell B A, Obmann B E, Pittroff M, Sarau G, Scholz-Böttcher B M, Wiggan K. 2020. Critical assessment of analytical methods for the harmonized and cost-efficient analysis of microplastics[J]. *Applied Spectroscopy*, 74(6): 1012–1047.
- Purwiyanto A I S, Suteja Y, Ningrum P S, Putri W A E, Agustriani F, Cordova M R, Koropitan A F. 2020. Concentration and adsorption of Pb and Cu in microplastics: Case study in aquatic environment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 158: 111380.
- Qi Y, Yang X, Pelaez A M, Lwanga E H, Beriot N, Gertsen H, Garbeva P, Geissen V. 2018. Macro- and micro-plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth[J]. *Science of the Total Environment*, 645(1): 1048–1056.
- Ragusa A, Svelato A, Santacrose C, Catalano P, Notarstefano V, Carnevali O, Papa F, Rongioletti M C A, Baiocco F, Draghi S, D'Amore E, Rinaldo D, Matta M, Giorgini E. 2021. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta[J]. *Environment International*, 146: 106274.
- Re V. 2019. Shedding light on the invisible: Addressing the potential for groundwater contamination by plastic microfibers[J]. *Hydrogeology Journal*, 27(7): 2719–2727.
- Reddy M S, Basha S, Adimurthy S, Ramachandriah G. 2006. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 656–660.
- Ren Z, Gui X, Xu X, Zhao L, Qiu H, Cao X. 2021a. Microplastics in the soil-groundwater environment: aging, migration, and co-transport of contaminants— A critical review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 419: 126455.
- Ren Z, Gui X, Wei Y, Chen X, Xu X, Zhao L, Qiu H, Xiao X. 2021b. Chemical and photo-initiated aging enhances transport risk of microplastics in saturated soils: Key factors, mechanisms, and modeling[J]. *Water Research*, 202: 117407.
- Robin R, Karthik R, Purvaja R, Ganguly D, Anandavelu I, Mugilarasan M, Ramesh R. 2020. Holistic assessment of microplastics in various coastal environmental matrices, southwest coast of India[J]. *Science of the Total Environment*, 703: 134947.
- Rochman C M, Hoh E, Kurobe T, Teh S J. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress[J]. *Scientific Reports*, 3(1): 3263.
- Samandra S, Johnston J M, Jaeger J E, Symons B, Xie S, Currell M, Ellis A V, Clarke B O. 2022. Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia[J]. *Science of the Total Environment*, 802: 149727.
- Sana S S, Dogiparthi L K, Gangadhar L, Chakravorty A, Abhishek N. 2020. Effects of microplastics and nanoplastics on marine environment and human health[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36): 44743–44756.
- Sangkham S, Islam M A, Adhikari S, Kumar R, Sharma P, Sakunkoo P, Bhattacharya P, Tiwari A. 2023. Evidence of microplastics in groundwater: A growing risk for human health[J]. *Groundwater For Sustainable Development*, 23: 100981.
- Schenkel C A, Brown M R M, Lenczewski M E. 2024. Impact of type and shape of microplastics on the transport in column experiments[J]. *Groundwater*, 62(4): 537–547.
- Schroder G D, Hulse M. 1979. Survey of rodent populations associated with an urban landfill[J]. *American Journal of Public Health*, 69(7): 713–715.
- Schymanski D, Goldbeck C, Humpf H U, Furst P. 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water[J]. *Water Research*, 129: 154–162.
- Selvam S, Jesuraja K, Venkatramanan S, Roy P D, Kumari V J. 2021. Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 402: 123786.
- Severini E, Ducci L, Sutti A. 2022. River-groundwater interaction and recharge effects on microplastics contamination of groundwater in confined alluvial aquifers[J]. *Water*, 14(12): 1913.
- Shams M, Alam I, Chowdhury I. 2020. Aggregation and stability of nanoscale plastics in aquatic environment[J]. *Water Research*, 171: 115401.
- Shen M, Song B, Zhu Y, Zeng G, Zhang Y, Yang Y, Wen X, Chen M, Yi H. 2020. Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions[J]. *Chemosphere*, 251: 126612.
- Shruti V, Kutralam-Muniasamy G. 2019. Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics[J]. *Science of the Total Environment*, 697: 134139.
- Shruti V, Pérez-Guevara F, Kutralam-Muniasamy G. 2020. Metro station free drinking water fountain— A potential “microplastics hotspot” for human consumption[J]. *Environmental Pollution*, 261: 114227.
- Singh S, Kalyanasundaram M, Diwan V. 2021. Removal of microplastics from wastewater: Available techniques and way forward[J]. *Water Science and Technology*, 84(12): 3689–3704.
- Singh S, Bhagwat A. 2022. Microplastics: A potential threat to groundwater resources[J]. *Groundwater For Sustainable Development*, 19: 100852.

- Singh S, Trushna T, Kalyanasundaram M, Tamhankar A J, Diwan V. 2022. Microplastics in drinking water: A macro issue[J]. *Water Supply*, 22(5): 5650–5674.
- SK A, Varghese G K. 2020. Environmental forensic analysis of the microplastic pollution at “Nattika” Beach, Kerala Coast, India[J]. *Environmental Forensics*, 21(1): 21–36.
- Smith M, Love D C, Rochman C M, Neff R A. 2018. Microplastics in seafood and the implications for human health[J]. *Current Environmental Health Reports*, 5(3): 375–386.
- Strand J, Feld L, Murphy F, Mackevica A, Hartmann N B, Shruti V C, Pérez-Guevara F, Kutralam–Muniasamy G. 2018. Analysis of microplastic particles in Danish drinking water[M]. Aarhus, Denmark: DCE–Danish Centre for Environment and Energy.
- Tan H, Yue T, Xu Y, Zhao J, Xing B. 2020. Microplastics reduce lipid digestion in simulated human gastrointestinal system[J]. *Environmental Science & Technology*, 54(19): 12285–12294.
- Tiwari B R, Lecka J, Pulicharla R, Brar S K. 2023. Microplastic pollution and associated health hazards: Impact of COVID–19 pandemic[J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 34: 100480.
- Tong M, Li T, Li M, He L, Ma Z. 2020. Cotransport and deposition of biochar with different sized–plastic particles in saturated porous media[J]. *Science of the Total Environment*, 713: 136387.
- Turner A. 2016. Heavy metals, metalloids and other hazardous elements in marine plastic litter[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1): 136–142.
- Vallespir L N, Ursell T. 2019. Structured environments fundamentally alter dynamics and stability of ecological communities[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(2): 379–388.
- Viaroli S, Lancia M, Re V. 2022. Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review[J]. *Science of the Total Environment*, 824: 153851.
- Wagner M, Scherer C, Alvarez–Muñoz D, Brennholt N, Bourrain X, Buchinger S, Fries E, Grosbois C, Klasmeier J, Marti T. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know[J]. *Environmental Sciences Europe*, 26(1): 12.
- Wang F, Yang W, Cheng P, Zhang S, Zhang S, Jiao W, Sun Y. 2019. Adsorption characteristics of cadmium onto microplastics from aqueous solutions[J]. *Chemosphere*, 235: 1073–1080.
- Wang S, Xue N, Li W, Zhang D, Pan X, Luo Y. 2020a. Selectively enrichment of antibiotics and ARGs by microplastics in river, estuary and marine waters[J]. *Science of the Total Environment*, 708: 134594.
- Wang W, Ge J, Yu X, Li H. 2020b. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective[J]. *Science of the Total Environment*, 708: 134841.
- Wang Z, Sedighi M, Lea–Langton A. 2020c. Filtration of microplastic spheres by biochar: Removal efficiency and immobilisation mechanisms[J]. *Water Research*, 184: 116165.
- Wang Z, Lin T, Chen W. 2020d. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP)[J]. *Science of the Total Environment*, 700: 134520.
- Wang C, Zhao J, Xing B. 2021a. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 407: 124357.
- Wang Y, Wang X, Li Y, Li J, Liu Y, Xia S, Zhao J. 2021b. Effects of exposure of polyethylene microplastics to air, water and soil on their adsorption behaviors for copper and tetracycline[J]. *Chemical Engineering Journal*, 404: 126412.
- Weber F, Kerpen J, Wolff S, Langer R, Eschweiler V. 2021. Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city[J]. *Science of the Total Environment*, 755: 143421.
- Wu P, Cai Z, Jin H, Tang Y. 2019. Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics[J]. *Science of the Total Environment*, 650: 671–678.
- Wu J, Xu P, Chen Q, Ma D, Ge W, Jiang T, Chai C. 2020. Effects of polymer aging on sorption of 2, 2', 4, 4'-tetrabromodiphenyl ether by polystyrene microplastics[J]. *Chemosphere*, 253: 126706.
- Yan Yuchen, Yang Zhongfang, Yu Tao. 2022. Sources, ecological hazards and treatment technologies of microplastics in soil[J]. *Geology in China*, 49(3): 770–788 (in Chinese with English abstract).
- Yang Jie, Li Lianzhen, Zhou Qian, Li Ruijie, Tu Chen, Luo Yongming. 2021. Microplastics contamination of soil environment: Sources, processes and risks[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 58(2): 281–298 (in Chinese with English abstract).
- Yao L, Hui L, Yang Z, Chen X, Xiao A. 2020. Freshwater microplastics pollution: Detecting and visualizing emerging trends based on Citespace II[J]. *Chemosphere*, 245: 125627.
- Yu M, Van Der Ploeg M, Lwanga E H, Yang X, Zhang S, Ma X, Ritsema C J, Geissen V. 2019. Leaching of microplastics by preferential flow in earthworm (*Lumbricus terrestris*) burrows[J]. *Environmental Chemistry*, 16(1): 31–40.
- Yu Q, Hu X, Yang B, Zhang G, Wang J, Ling W. 2020. Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment[J]. *Chemosphere*, 249: 126059.
- Zang H, Zhou J, Marshall M R, Chadwick D R, Wen Y, Jones D L. 2020. Microplastics in the agroecosystem: Are they an emerging threat to the plant–soil system[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 148: 107926.
- Zhang J, Wang L, Halden R U, Kannan K. 2019. Polyethylene terephthalate and polycarbonate microplastics in sewage sludge collected from the United States[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(11): 650–655.
- Zhang T, Jiang B, Xing Y, Ya H, Lv M, Wang X. 2022a. Current status of microplastics pollution in the aquatic environment, interaction with other pollutants, and effects on aquatic organisms[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(12): 16830–16859.

- Zhang Y, Cheng F, Zhang T, Li C, Qu J, Chen J, Peijnenburg W J. 2022b. Dissolved organic matter enhanced the aggregation and oxidation of nanoparticles under simulated sunlight irradiation in water[J]. *Environmental Science & Technology*, 56: 3085–3095.
- Zhou Y, Liu X, Wang J. 2019. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China[J]. *Science of the Total Environment*, 694: 133798.
- Zhou Y, Wang J, Zou M, Jia Z, Zhou S, Li Y. 2020. Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks[J]. *Science of the Total Environment*, 748: 141368.
- Zhuang S, Wang J. 2023. Interaction between antibiotics and microplastics: Recent advances and perspective[J]. *Science of the Total Environment*, 897: 165414.
- Ziajahromi S, Neale P A, Rintoul L, Leusch F D. 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics[J]. *Water Research*, 112: 93–99.
- Zou Yanqiao, Chen Guangquan, Yu Hongjun, Song Fan, Wang Yancheng, Zhao Wenqing. 2023. Review of the transport mechanism and environmental effects of microplastics in coastal aquifers[J]. *Marine Sciences*, (6): 130–143 (in Chinese with English abstract).
- Zuo L Z, Li H X, Lin L, Sun Y X, Diao Z H, Liu S, Zhang Z Y, Xu X R. 2019. Sorption and desorption of phenanthrene on biodegradable poly (butylene adipate co-terephthalate) microplastics[J]. *Chemosphere*, 215: 25–32.

### 附中文参考文献

- 曹文庚, 王妍妍, 任宇, 费宇红, 李瑾丞, 李泽岩, 张栋, 帅官印. 2022. 含砷地下水的治理技术现状与进展[J]. *中国地质*, 49(5): 1408–1426.
- 曹文庚, 王妍妍, 张栋, 孙晓悦, 文爱欣, 那静. 2023. 工业废水去除重金属技术的研究现状与进展[J]. *中国地质*, 50(3): 756–776.
- 董姝楠, 夏继红, 王为木, 刘慧, 盛丽婷. 2020. 土壤-地下水微塑料迁移的影响因素及机制研究进展[J]. *农业工程学报*, 36(14): 1–8.
- 胡婷婷, 陈家玮. 2022. 土壤中微塑料的吸附迁移及老化作用对污染物环境行为的影响研究进展[J]. *岩矿测试*, 41(3): 353–363.
- 练建军, 谢诗婷, 吴培, 孟冠华, 陈波. 2023. 微塑料对沸石吸附水体氨氮的影响及其机制[J]. *环境科学*, 7(1): 1–12.
- 罗镇懿. 2022. 微塑料对纳米零价铁修复地下水重金属污染的影响与机理[D]. 南京: 南京林业大学, 1–63.
- 延雨宸, 杨忠芳, 余涛. 2022. 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*, 49(3): 770–788.
- 杨杰, 李连祯, 周倩, 李瑞杰, 涂晨, 骆永明. 2021. 土壤环境中微塑料污染: 来源、过程及风险[J]. *土壤学报*, 58(2): 281–298.
- 邹寅俏, 陈广泉, 于洪军, 宋凡, 王延诚, 赵文卿. 2023. 滨海地下水含水层中微塑料运移机制及环境效应研究综述[J]. *海洋科学*, (6): 130–143.