

杜运田, 唐司萌, 丁玲, 单晓玲, 仇欣然, 张斌, 梁旭军, 郭学涛. 不规范垃圾填埋场土壤-地下水系统中微塑料赋存特征及风险评估[J]. 土壤学报, 2025,

DU Yuntian, TANG Simeng, DING Ling, SHAN Xiaoling, QIU Xinran, ZHANG Bin, LIANG Xujun, GUO Xuetao. Occurrence Characteristics and Risk Assessment of Microplastics in the Soil-groundwater System of Non-standard Landfill[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025,

# 不规范垃圾填埋场土壤-地下水系统中微塑料赋存特征及风险评估\*

杜运田<sup>1,2</sup>, 唐司萌<sup>1</sup>, 丁玲<sup>1,2</sup>, 单晓玲<sup>1,2</sup>, 仇欣然<sup>1,2</sup>, 张斌<sup>1,2</sup>, 梁旭军<sup>1,2</sup>, 郭学涛<sup>1,2†</sup>

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌 712100; 2. 陕西省干旱/半干旱农林固碳与污染控制重点实验室, 陕西杨凌 712100)

**摘要:** 全球每年产生大量的塑料垃圾, 填埋是处置塑料垃圾最常见的方式。然而, 进入填埋场的塑料垃圾会在物理、化学和生物的作用下持续产生微塑料, 进而对周边生态环境和人体健康产生影响。本研究以浙江省台州市某不规范垃圾填埋场为研究对象, 探究了填埋场土壤-地下水系统中微塑料的赋存特征, 并通过污染负荷指数法(PLI)、聚合物风险指数法(H)和潜在生态危害指数法(PERI)评估了该区域微塑料的生态风险。结果表明, 填埋场垃圾堆体、渗滤液、土壤和地下水均检测出微塑料, 其丰度分别为  $28313 \pm 7687$  个· $\text{kg}^{-1}$ 、 $7789 \pm 585$  个· $\text{L}^{-1}$ 、 $25660 \pm 2614$  个· $\text{kg}^{-1}$  和  $183 \pm 41$  个· $\text{L}^{-1}$ 。其中, 大多数微塑料为薄膜状、小尺寸(0~50  $\mu\text{m}$ )的聚乙烯(PE)和聚丙烯(PP)。此外, 该不规范垃圾填埋场的垃圾堆体、土壤、渗滤液和地下水的微塑料生态风险分别处于极高风险、高风险、高风险和中风险水平。因此, 垃圾填埋场作为微塑料的重要来源, 给周边环境带来了潜在影响, 本研究可为垃圾填埋场土壤-地下水系统中微塑料污染评估和管控提供理论支撑。

**关键词:** 微塑料; 不规范垃圾填埋场; 赋存特征; 生态风险

中图分类号: X5 文献标志码: A

## Occurrence Characteristics and Risk Assessment of Microplastics in the Soil-groundwater System of Non-standard Landfill

DU Yuntian<sup>1,2</sup>, TANG Simeng<sup>1</sup>, DING Ling<sup>1,2</sup>, SHAN Xiaoling<sup>1,2</sup>, QIU Xinran<sup>1,2</sup>, ZHANG Bin<sup>1,2</sup>, LIANG Xujun<sup>1,2</sup>, GUO Xuetao<sup>1,2†</sup>

(1. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2. Shaanxi Key Laboratory of Agricultural and Forestry Carbon Sequestration and Pollution Control in Arid and Semi-arid Region, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** 【Objective】 A large amount of plastic waste is produced globally every year, and landfill is the most common way to deal with plastic waste. However, plastic waste that enters landfills will continuously generate microplastics under the

\* 国家重点研发计划项目(2023YFC3711500)资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No.2023YFC3711500)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: guoxuetao2005@nwafu.edu.cn

作者简介: 杜运田(2001—), 男, 硕士研究生, 研究方向为环境界面过程。E-mail: duke.may@foxmail.com

收稿日期: 2025-04-30; 收到修改稿日期: 2025-10-10; 网络首发日期([www.cnki.net](http://www.cnki.net)):

<http://pedologica.issas.ac.cn>

influence of physical, chemical, and biological factors, thereby affecting the surrounding ecological environment and human health. 【Method】 In this study, the occurrence characteristics of microplastics in the soil-groundwater system of a landfill in Taizhou, Zhejiang Province, were investigated, and the ecological risk of microplastics in this area was assessed by pollution load index (PLI), polymer risk index (H), and potential ecological risk index (PERI). 【Result】 The results showed that the abundance of microplastics was  $28313 \pm 7687$  microplastics/kg,  $7789 \pm 585$  microplastics/L,  $25660 \pm 2614$  microplastics/kg,  $183 \pm 41$  microplastics/L in landfill, leachate, soil, and groundwater, respectively. The microplastics were mainly thin film and of a small size (0-50  $\mu\text{m}$ ). Also, the polymer composition was mainly polyethylene (PE) and polypropylene (PP). In addition, the microplastic ecological risks of the landfill's waste, soil, leachate, and groundwater were respectively at extremely high risk, high risk, high risk, and medium risk. 【Conclusion】 Landfill sites, as an important source of microplastics, have potential impacts on the surrounding environment. This study can provide theoretical support for the assessment and control of microplastic pollution in the soil-groundwater system of landfill sites.

**Key words:** Microplastics; Non-standard landfill; Occurrence characteristics; Ecological risk

塑料制品因其强度高、耐腐蚀、价格低廉等特性，已成为人类日常生活和工农业生产中不可或缺的材料。截至 2022 年，全球塑料总产量突破 4 亿吨，其中我国塑料产量占全球总产量的 32%<sup>[1]</sup>。塑料的生产量和废弃量逐年急剧递增，塑料废弃物在全球各类环境介质（水、土壤和大气）中不断积累，已成为全球性的重大生态环境问题之一。据统计，我国塑料制品产量累计超过 12 亿吨，其中 90%以上可能最终变成垃圾<sup>[2]</sup>。填埋被认为是处理包括塑料垃圾在内的城市生活垃圾最便捷的方式，已在世界范围内被广泛采用。由于塑料废弃物的累积，垃圾填埋场成为微塑料的重要污染源。

2020 年以来，垃圾填埋场中的微塑料受到普遍关注。Su 等<sup>[3]</sup>于上海某大型卫生填埋场的垃圾堆体测得的微塑料丰度为  $62\,000 \pm 23\,000$  个·kg<sup>-1</sup>，平均粒径为 1.0 mm，其中 59.8%为聚乙烯碎片；Zhang 等<sup>[4]</sup>于河南某填埋场矿化垃圾中测得的微塑料丰度为  $25\,000\text{--}113\,000$  个·kg<sup>-1</sup>，主要为 0.5~1 mm 的聚乙烯；Wan 等<sup>[5]</sup>于广东东南部某填埋场垃圾中测得的微塑料丰度为  $580\text{--}103\,080$  个·kg<sup>-1</sup>，主要为小于 0.1mm 的聚乙烯纤维。以上研究表明垃圾填埋场中存在较高水平的微塑料污染。这些微塑料会向周边土壤和水体扩散<sup>[6]</sup>，对生态系统和人体健康造成威胁。然而，目前关于垃圾填埋场（特别是不规范垃圾填埋场）的微塑料污染现状和生态风险的研究十分缺乏。因此，研究不规范垃圾填埋场产生的微塑料的现状、归宿和生态风险迫在眉睫。

微塑料具有复杂多样的物理和化学特性，且环境归趋与暴露途径不明确，无法像传统化学污染物一样基于剂量-反应关系进行标准化评估。目前，微塑料污染生态风险评估方法主要基于 Lithner 等<sup>[7]</sup>开发的微塑料危险等级模型，结合实际的塑料丰度表征各采样点及整体研究区域中的微塑料污染程度，聚合物风险指数法（H）、污染负荷指数法（PLI）和潜在生态危害指数法（PERI）等方法已被证明适用于微塑料的生态风险评估。比如章小杰等<sup>[8]</sup>采用聚合物风险指数法（H）和污染负荷指数法（PLI）评估了新安江黄山段表层水体和沉积物中微塑料的生态风险，周添红等<sup>[9]</sup>采用潜在生态危害指数法（PERI）评估了刘家峡水库微塑料的风险。

基于此，本研究调查了浙江省台州市的一个不规范垃圾填埋场，探究了该垃圾填埋场土壤-地下水系统中微塑料的赋存特征及其来源，评估了该区域微塑料的生态风险，以补充不规范垃圾填埋场中微塑料污染的相关研究，为进一步研究微塑料的风险评估和污染防治提供数据支撑和理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

长三角地区存在大量不规范的生活垃圾填埋场<sup>[10]</sup>，它们对环境的影响应当引起关注。填埋场土壤-地下水系统是一个统一整体（图 1），土壤表层与地下含水层之间存在垂直通道，微塑料能够通过

这些垂直通道慢慢渗入土壤的地下层，最终进入地下含水层<sup>[11]</sup>。垂直通道由人工填土层（0~2 m）、粉质黏土层（2~3.5 m）、砂砾透镜体（3.5~5 m）与潜水含水层顶板（5~5.5 m）组成，其渗透系数分别为  $10^{-3}$ 、 $10^{-6}$ 、 $10^{-2}$  及  $10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 。其中，人工填土层由重力驱动垂向迁移，包气带（粉质黏土层和砂砾透镜体）以吸附/截留主导优先流快速穿透，潜水含水层顶板处为裂隙流远程迁移。填埋场内渗滤液的不断积聚，导致其液面高于场外的天然地下水位，形成水头差。在向下的水头压力作用下，渗滤液穿过包气带土壤和含水层，最终进入地下水。

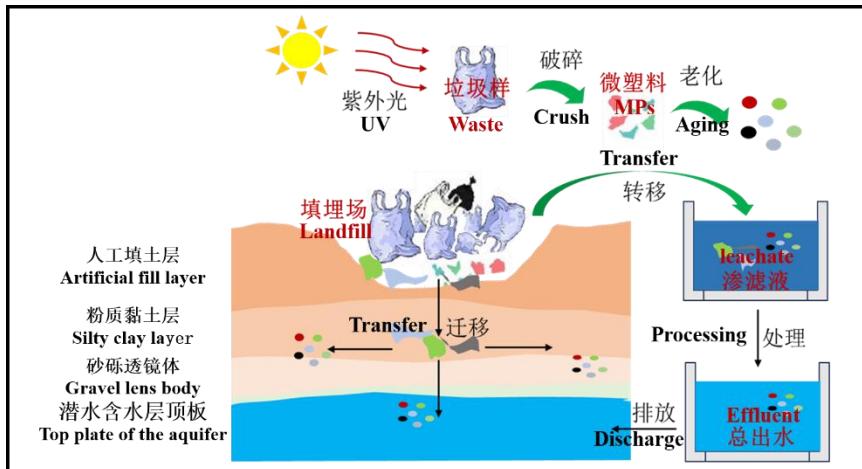


图 1 填埋场土壤-地下水系统的微塑料污染链

Fig. 1 Microplastic pollution chain of the soil-groundwater system in landfills

基于此，本研究选择浙江省台州市的某不规范垃圾填埋场（图 2a）作为研究对象。该垃圾填埋场服务年限为 17 年，总体填埋库容约 260.3 万  $\text{m}^3$ 。实际建设过程中分两期实施，一期 126 万  $\text{m}^3$  垃圾处理库容，二期 134.3 万  $\text{m}^3$  垃圾处理库容。截至 2020 年，填埋场一期库区位于库顶，126 万  $\text{m}^3$  库容已填满，并于 2016 年 6 月临时封场，目前二期已填埋约 119 万  $\text{m}^3$  库容，总体已填埋 245 万  $\text{m}^3$ ，剩余库容约 15.3 万  $\text{m}^3$ 。该垃圾填埋场是一种典型的生活垃圾填埋场，2008 年至 2020 年 12 月累计处理生活垃圾 330.65 万吨。

## 1.2 样品采集

本研究收集了垃圾填埋场废弃物、底土、渗滤液和地下水样本，采样位置严格遵循微塑料污染迁移规律和介质相互作用原理（图 1、图 2b）。填埋场周边土壤以砂质壤土为主（砂粒 60%、粉粒 25%、黏粒 15%），表层土壤总有机碳（TOC）为 3.8%，深层土壤降至 1.5%，pH 为 6.8，阳离子交换量为  $12 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。地下水流向为  $\text{SE}120^\circ$ ，流速为  $0.3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ ，水力梯度为 0.005，年入渗量为 300 mm。填埋场的作业区设置 4 个采样深度（S1（0~20 cm）、S2（20~50 cm）、S3（50~100 cm）和 S4（>100 cm）），采集垃圾堆体样品。底土设置 3 个采样区，采集距离填埋场 5 km 处（S5）、填埋场附近农田（S6）和填埋场内部的土壤（S7）。为避免农田土壤本身微塑料污染的影响，选择长期未使用塑料地膜覆盖的农田区域，且所有点位均未施用污水污泥和富含微塑料的有机肥。水样共设置 5 个采样区，分别为渗滤液收集池（W1）、焚烧废液收集池（W2）、填埋场总出水口（W3）、填埋场场地地下水（上游，W4）和填埋场下游地下水（W5）。每个采样区设置 5 个采样点，共 15 个土壤采样点及 25 个水样采样点，覆盖关键地质与水文节点。每个采样点重复采集 3 次，作为平行样品。

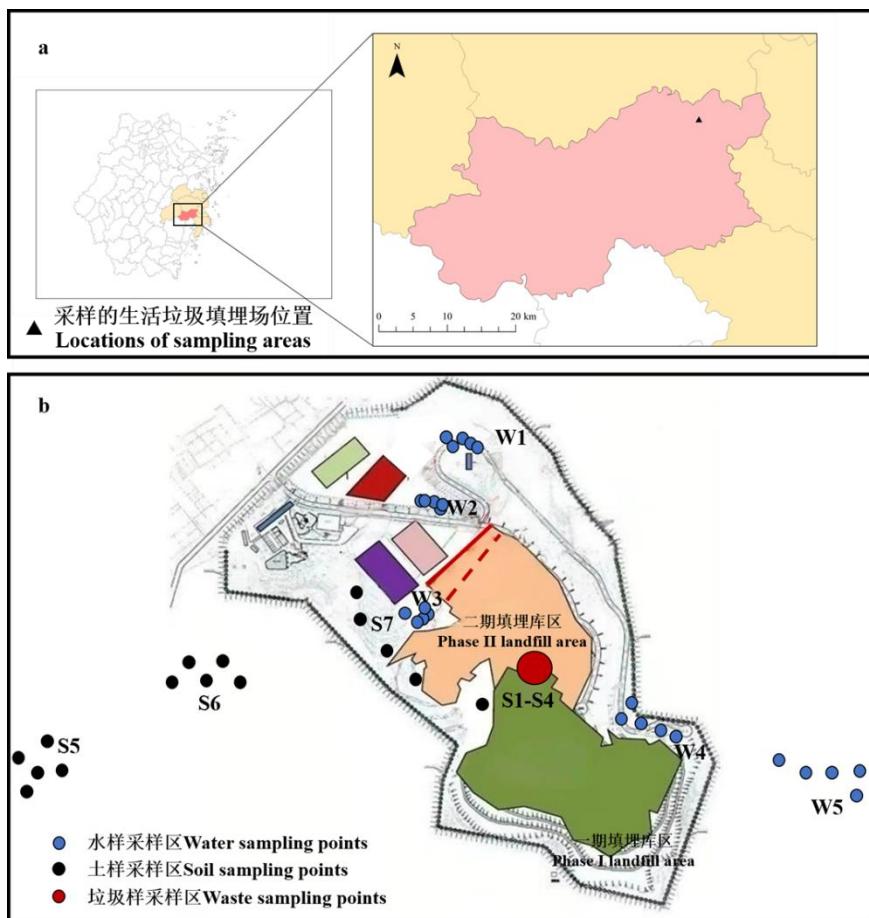


图 2 采样区域 (a) 与采样点分布 (b)

Fig. 2 Locations of sampling areas (a) and distribution of sampling points (b)

### 1.3 样品处理

利用密度浮选分离法对垃圾样和土壤中的微塑料进行分离<sup>[12]</sup>。称取 50 g 的垃圾样或土壤(干重)于 250 mL 丝口瓶中, 加入 100 mL 饱和溴化钠 (NaBr) 溶液进行初次浮选, 初步分离微塑料。加入 100 mL 饱和氯化钠 (NaCl) 溶液进行二次浮选, 收集上清液。向浮选分离得到的上清液中加入 20 mL 胰蛋白酶消化液与 30 mL 30% 过氧化氢处理 24 h, 以去除有机质的干扰。使用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜真空抽滤 (GM-0.33A), 保留滤膜于玻璃皿中, 以待下一步分析。

按照已有的方法提取地下水和垃圾渗滤液中的微塑料<sup>[13]</sup>。将 4 L 地下水和渗滤液样品过 120  $\mu\text{m}$  不锈钢筛, 筛网残留物用去离子水冲洗至螺口瓶中。加入 20 mL 胰蛋白酶消化液和 30 mL 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  处理 24 h, 以除去水中的各类有机物。使用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜真空抽滤 (GM-0.33A), 保留滤膜于玻璃皿中, 以待下一步分析。

### 1.4 微塑料观察与鉴别

利用金相显微镜 (MV5000, 江南永新光学, 中国) 和显微红外光谱仪 (Nicolet iN10, Thermo Scientific, 美国) 观察与鉴别收集的微塑料, 记录微塑料的丰度、大小、形状、表面形态和聚合物类型。水样中微塑料浓度以个· $\text{L}^{-1}$  (items· $\text{L}^{-1}$ ) 表示, 固体样中微塑料浓度以个· $\text{kg}^{-1}$  (items· $\text{kg}^{-1}$ ) (dw) 表示。

### 1.5 质量控制

为了避免潜在的人为因素和空气中的微塑料污染, 实验中进行了严格的质量控制。实验过程中使用玻璃或金属制品以避免污染, 所有容器和设备均用超纯水清洗, 并在使用前后用铝箔覆盖, 以防止实验样品受到污染。此外, 使用超纯水进行空白试验。

## 1.6 生态风险评估

选择污染负荷指数法（PLI）、聚合物风险指数法（H）和潜在生态危害指数法（PERI）对该生活垃圾填埋场样品中微塑料的生态风险进行评估。

本研究采用 Tomlinson 等<sup>[14]</sup>提出的污染负荷指数法（PLI）进行评估，其已被广泛用于微塑料形成的区域污染等级评价。计算公式如下：

$$C_F^i = \frac{C^i}{C_R^i} \quad (1)$$

$$PLI_i = \sqrt{C_F^i} \quad (2)$$

$$PLI_{zone} = \sqrt[n]{PLI_1 \times PLI_2 \times PLI_3 \times \cdots \times PLI_n} \quad (3)$$

式中， $C^i$ 为取样点 i 处微塑料的丰度； $C_R^i$ 为样点 i 微塑料的基线丰度； $PLI_i$ 为样点 i 微塑料的负荷指数； $PLI_{zone}$ 表示研究区域整体风险负荷指数。本研究选取相关土壤已检测到的微塑料丰度最低值为参考背景值。

聚合物风险指数法（H）主要是根据样品中微塑料的化学成分和含量计算聚合物的风险指数，其计算公式如下：

$$H = \sum S_n \times P_n \quad (4)$$

式中，H 为微塑料聚合物的风险指数， $n$  为特定微塑料聚合物类型， $P_n$  为特定类型微塑料聚合物的百分比， $S_n$  为每种聚合物的风险分数<sup>[15]</sup>。

潜在生态危害指数法按照单因子污染物生态风险指标和总的潜在生态危害指标（PERI）进行生态风险分级<sup>[16]</sup>，其计算公式为：

$$P_i = \frac{C^i}{C_n^i} \quad (5)$$

$$E_R^i = T_R^i \times P_i \quad (6)$$

$$PERI = \sum_{i=1}^n E_R^i = \sum_{i=1}^n T_R^i \times \frac{C^i}{C_n^i} \quad (7)$$

式中， $P_i$  为单因子污染指数， $C^i$  为取样点 i 处微塑料的丰度， $C_n^i$  为环境质量标准中微塑料安全浓度， $E_R^i$  为单因子危害系数， $T_R^i$  为毒性响应系数，RI 为多因子综合潜在生态危害指数。3 种风险评估方法下微塑料风险等级划分情况如表 1 所示。

表 1 微塑料风险等级

Table 1 Risk level of microplastic pollution

污染负荷指数法 Pollution Load Index (PLI)	聚合物风险指数法 Hazard Index (H)	潜在生态危害指数法 Potential Ecological Risk Index (PERI)	风险等级 Risk level
PLI<10	H<10	PERI<0.1	I 低风险 Low
10<PLI≤20	10<H≤100	0.1<PERI≤0.5	II 中风险 Medium
20<PLI≤30	100<H≤1000	0.5<PERI≤1.0	III 高风险 High
PLI>30	H>1000	PERI>1.0	IV 极高风险 Extremely high

## 1.7 数据分析

使用 ArcGIS 10.8 和 AutoCAD 绘制采样区域与采样点分布图；使用 Origin 2021 和 Microsoft Excel 进行数据统计和绘图。显著性分析采用独立样本 t 检验和单因素方差分析（one-way ANOVA）， $P<0.05$  表示数据具有显著差异。

## 2 结果与讨论

### 2.1 垃圾填埋场中微塑料的丰度

浙江台州市某生活垃圾填埋场垃圾堆体、土壤、渗滤液和地下水中的微塑料丰度如图 3 所示。从图中可以看出，堆填区垃圾中检测的微塑料丰度范围从  $16872 \pm 862$  到  $37408 \pm 1384$  个· $\text{kg}^{-1}$ ，平均丰度为  $28313 \pm 7687$  个· $\text{kg}^{-1}$ 。垃圾样中微塑料的丰度随着填埋深度的增加而减少，出现该现象的原因可能是位于 0~20 cm 垃圾堆体中的塑料较其他深度更容易受到光照和温度影响而产生大量微塑料<sup>[17]</sup>。与上海 ( $62000 \pm 23000$  个· $\text{kg}^{-1}$ )<sup>[3]</sup>、河南 ( $25000 \sim 113000$  个· $\text{kg}^{-1}$ )<sup>[4]</sup> 和广东 ( $580 \sim 103080$  个· $\text{kg}^{-1}$ )<sup>[5]</sup> 的填埋场垃圾堆体相比，本研究检测到的微塑料丰度处于中等水平。出现该现象的原因可能是其他研究检测的填埋场为正式的大型城市垃圾填埋场，规范的覆盖和压实技术减少了塑料的暴露，且垃圾堆体中存在大量难降解的工业塑料废弃物；本研究所选的填埋场为不规范的生活垃圾填埋场，垃圾堆体中多为薄膜、包装材料等易破碎的塑料废弃物，且填埋场覆盖层薄、压实不足，更易产生微塑料。

在垃圾填埋场土壤中检测到的微塑料丰度为  $25660 \pm 2614$  个· $\text{kg}^{-1}$ ，明显低于垃圾样品。这说明垃圾填埋场作为塑料垃圾的汇和微塑料的源，能够将微塑料转移到周围土壤<sup>[18]</sup>。与杭州某垃圾填埋场的土壤 ( $4 \sim 12$  个· $\text{g}^{-1}$ ) 相比，该填埋场土壤中的微塑料水平明显偏高<sup>[19]</sup>。此外，与对照农田土 ( $4360 \pm 1527$  个· $\text{kg}^{-1}$ ) 相比，填埋场附近的农田土也存在较高的微塑料污染 ( $9400 \pm 424$  个· $\text{kg}^{-1}$ )。与对照农田土壤相比，填埋场周边农田土壤本身的微塑料污染（污泥、污水灌溉、有机肥农用等）相似且可忽略，说明填埋场附近的农田土中高丰度微塑料来自填埋场土壤中微塑料的进一步迁移<sup>[20]</sup>。

垃圾填埋场渗滤液中的微塑料丰度为  $7789 \pm 585$  个· $\text{L}^{-1}$ ，地下水中的微塑料平均丰度为  $183 \pm 41$  个/ $\text{L}$ 。与其他长三角垃圾填埋场的渗滤液相比，本研究检测到的微塑料丰度明显偏高<sup>[3, 20]</sup>。值得注意的是，总出水和地下水均检测到微塑料，说明该渗滤液中的微塑料能够迁移到垃圾填埋场的地下水<sup>[21]</sup>。此外，距离填埋场较近的场地地下水的微塑料丰度 (W4,  $281 \pm 124$  个· $\text{L}^{-1}$ ) 明显高于较远的下游地下水 (W5,  $78 \pm 35$  个· $\text{L}^{-1}$ )，这可能与水流以及微生物作用有关<sup>[22]</sup>。值得注意的是，焚烧场渗滤液 (W2) 中检测到微塑料的丰度为  $5680 \pm 509$  个· $\text{L}^{-1}$ ，略低于垃圾填埋场渗滤液中的微塑料丰度，说明焚烧处理可以很好地减少填埋场垃圾中的微塑料。

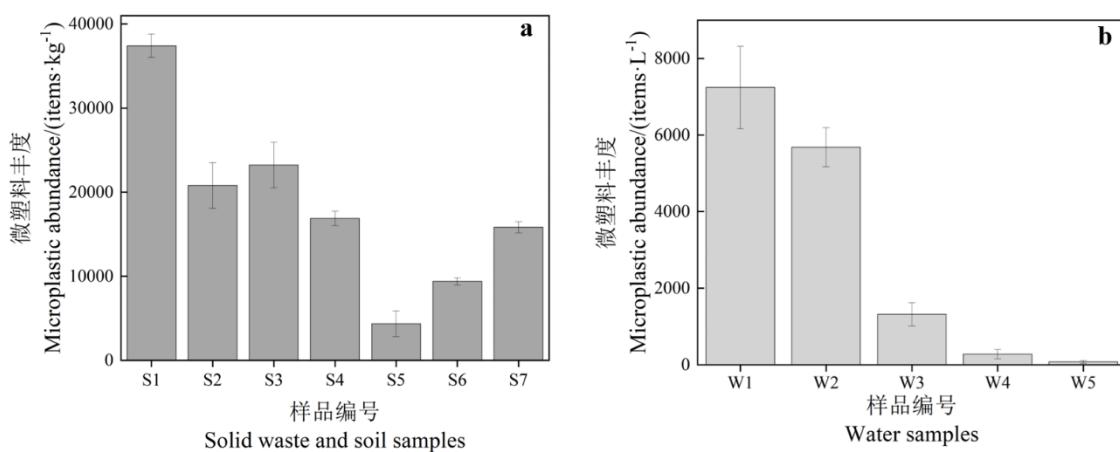


图 3 不同固体样 (a) 与不同水样 (b) 中微塑料丰度

Fig. 3 Microplastic abundance in solid waste at different landfill depths, soil samples (a), and water samples (b)

### 2.2 垃圾填埋场中微塑料的分布特征

填埋场垃圾堆体、渗滤液、土壤和地下水中的微塑料形状包括纤维、薄膜、碎片、颗粒和泡沫等（图 4）。其中，填埋场垃圾堆体中的微塑料形状以薄膜为主（50.7%），其次是碎片（23.5%）和纤

维 (20.4%), 而颗粒 (5.2%) 和泡沫 (0.2%) 占比较小 (图 5a)。本研究的检测结果与上海老港 (碎片占 59.8%)<sup>[3]</sup>、广东东南部某镇 (纤维为主)<sup>[5]</sup>差异较大, 可能与塑料垃圾成分的差异有关。上海老港垃圾填埋场存在大量工业塑料废弃物, 这些塑料废弃物裂解破碎后能够产生大量碎片状微塑料<sup>[3]</sup>; 广东省东南部某镇垃圾填埋场中存在大量废弃衣物及绳子、渔网等渔业用品, 这些物品可能成为纤维状微塑料来源<sup>[4]</sup>; 本研究所选的垃圾填埋场中塑料废弃物多为包装袋等生活垃圾, 能够产生大量薄膜状微塑料。此外, 随着填埋深度的增加, 垃圾样品中薄膜状微塑料占比随深度增加而不断减小, 而碎片状微塑料占比不断增大。造成这一现象的原因可能是在填埋场表层的微塑料向填埋场内层迁移的过程中, 碎片容易发生迁移, 而薄膜状微塑料受到更大的阻力, 导致其更难向下迁移<sup>[22]</sup>。值得注意的是, 垃圾填埋场土壤中微塑料的形状分布与垃圾样品中的微塑料分布较为相似, 说明填埋场微塑料可能存在从垃圾堆体到填埋场土壤的迁移路径<sup>[23]</sup>。填埋场渗滤液 (W1) 中, 薄膜、碎片、纤维和颗粒占比分别为 42.3%、36.9%、11.2% 和 9.3%, 这一结果与之前 Xu 等<sup>[15]</sup>和 Shen 等<sup>[24]</sup>测得的渗滤液中微塑料形状分布接近。纤维状和碎片状的微塑料是最常被观测到的微塑料形状, 这可能与合成纺织物上化学纤维的脱落以及塑料制品破碎有关<sup>[24]</sup>。焚烧厂渗滤液中泡沫状的微塑料占比明显更高 (7.6%), 而纤维状的微塑料占比更低 (6%)。这是由于焚烧处理导致更明显的表面破坏, 加速了塑料的老化和微细化<sup>[25]</sup>。此外, 填埋场地下水 (W4 和 W5) 中微塑料的形状以碎片为主, 与填埋场渗滤液中微塑料存在显著差别。与填埋场总出水 (W3) 相比, 场地地下水 (W4) 中纤维所占比例略有上升, 下游地下水 (W5) 中纤维所占比例进一步上升。在水体环境中, 较大的微塑料在自然力和微生物作用下会进一步老化分解成更小颗粒, 随着时空推移其尺寸会越来越小, 且越来越趋于纤维状<sup>[26]</sup>。纤维状微塑料具有更低的沉降速度, 且易随水流方向定向排列, 使其比等体积的碎片或颗粒更易长距离迁移; 同时纤维表面更易形成多孔生物膜, 生物膜分泌的胞外聚合物可增加纤维的亲水性, 进一步促进其悬浮迁移<sup>[27]</sup>。

微塑料的尺寸分布如图 5b 所示。来自填埋场垃圾堆体、土壤、渗滤液和地下水中的微塑料均以小尺寸 (0~50  $\mu\text{m}$ ) 为主。其中, 垃圾堆体中微塑料尺寸会随深度的变化而变化。随着垃圾样深度的增加, 小尺寸 (0~50  $\mu\text{m}$ ) 的微塑料占比呈上升趋势, 而 >50  $\mu\text{m}$  的微塑料所占比例呈持续下降趋势。这一现象可能是由于微塑料从填埋场表层向内层迁移的过程中, 尺寸更大的微塑料受到更大的阻力而更少向下迁移, 尺寸更小的微塑料更容易向填埋场的深层迁移导致的<sup>[28]</sup>。

微塑料的聚合物类型包括聚乙烯 (PE)、聚对苯二甲酸乙二醇酯 (PET)、聚丙烯 (PP)、聚氯乙烯 (PVC) 和聚苯乙烯 (PS) 等 (图 5c)。来自垃圾填埋场垃圾堆体中的 PE 微塑料占比最高 (36.3%), 其次为 PP (25.5%)、PVC (17.7%)、PS (15.2%), PET 占比最低 (5.3%)。其他垃圾填埋场大多也检测出含量较高的 PE 和 PP, 如 Wan 等<sup>[5]</sup>从广东东南部某填埋场垃圾中检测出的微塑料中 PE、PP 和 PET 分别占 29.8%、19.4% 和 7.9%; Zhang 等<sup>[4]</sup>分析了河南某填埋场矿化垃圾中浮选出的微塑料, 其主要成分也是 PE (21.4%~30.1%)、PP (11.8%~15.1%) 和 PET (9.2%~12.9%)。这可能是由于 PE 和 PP 主要用于制造塑料包装产品, 这些产品生命周期短、回收率低, 是生活垃圾的重要组成部分。值得注意的是, 随着填埋深度的增加, PE 和 PS 所占比例呈上升趋势, 而 PVC 和 PET 所占比例呈下降趋势。出现该现象的原因之一是与极性微塑料 (PVC 等) 相比, 非极性微塑料 (PP 和 PE 等) 更容易向下层迁移<sup>[27]</sup>。此外, 在垃圾填埋场土壤、渗滤液和地下水中的微塑料种类分布之间存在较大相似性 (均以 PE 和 PP 为主), 说明填埋场土壤与地下水体系之间存在微塑料的迁移过程。同时, 在填埋场土 (S7) 与填埋场附近农田土 (S6) 中微塑料的聚合物种类之间也存在较大相似性, 原因可能是填埋场内土壤中的微塑料向填埋场附近农田土壤迁移<sup>[28]</sup>。在填埋场总出水、场地地下水和下游地下水中的微塑料种类分布变化同样存在一致性, 进一步证明了填埋场总出水与填埋场区域地下水体系之间的迁移<sup>[22]</sup>。

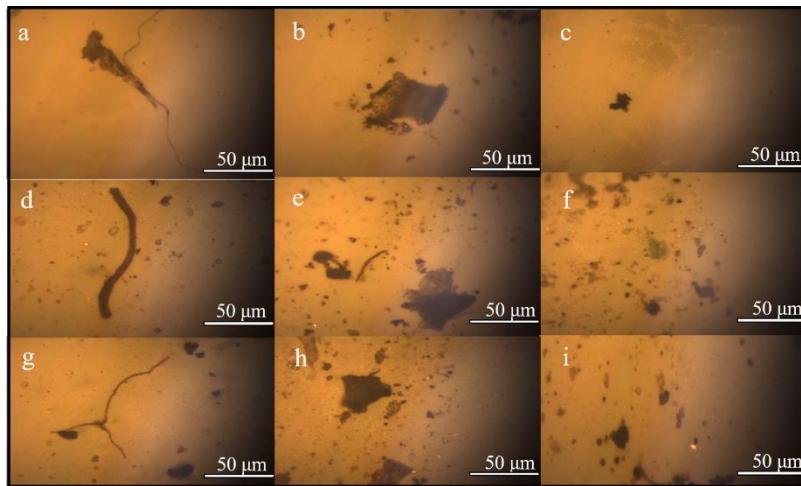


图 4 垃圾样 (a-c)、土样 (d-f) 和水样 (g-i) 中典型微塑料的显微镜图像 (a、d、g 为纤维, b、e、h 为薄膜, c、f、i 为碎片, e、f、h、i 为颗粒, e、h 为泡沫)

Fig. 4 Microscopic images of typical microplastics in solid waste (a-c), soil samples (d-f), and water samples (g-i)

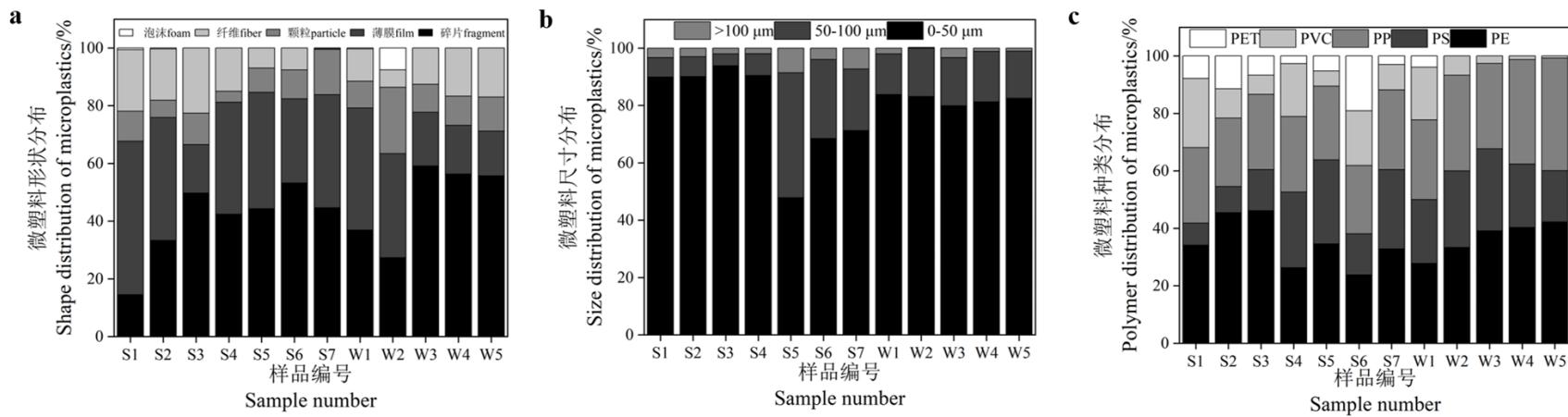


图 5 不同样品中微塑料形状 (a)、尺寸 (b) 和种类 (c) 分布

Fig. 5 Distribution of shape (a), size (b), and type (c) of microplastics in different samples

### 2.3 垃圾填埋场中微塑料的生态风险

利用污染负荷指数法 (PLI)、聚合物风险指数法 (H) 和潜在生态危害指数法 (PERI) 对该生活垃圾填埋场样品中微塑料的生态风险进行评估。如表 2、表 3 和表 4 所示, 垃圾样中的微塑料具有极高风险, 土壤次之, 其后是水样。垃圾样具有极高的生态风险指数 (PLI=37.2, H=1876.3, PERI=1.32), 一是因为该生活垃圾填埋场的垃圾样中微塑料平均丰度 ( $24578 \pm 1922 \text{ 个} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 处于较高水平; 二是由于其微塑料聚合物类型中聚氯乙烯 (PVC) 占比为 10.21%~24.08%, 且其危害评分高 (10551) [29]。土样中微塑料也存在较高的生态风险 (表 3)。生态风险指数从高到低依次为填埋场内土样 (S7) > 填埋场附近农田 (S6) > 远离填埋场的农田 (S5)。填埋场内土样生态风险指数高是因为该生活垃圾填埋场中堆体不稳定以及底部防渗不规范, 该过程极易导致垃圾堆体中的微塑料逐渐向填埋场土壤迁移<sup>[30]</sup>。此外, 与长三角地区其他土壤相比, 该生活垃圾填埋场及其附近农田的土壤微塑料生态风险明显偏高<sup>[31-32]</sup>。相较于垃圾样和土样中的微塑料, 水样中微塑料的生态风险整体处于中风险级别, 且其风险与场地类型有关 (表 4)。渗滤液中微塑料的生态风险明显高于总出水和地下水, 这是由于垃圾堆体中的微塑料可以通过管道进入渗滤液收集池, 使得渗滤液中微塑料丰度不断增加<sup>[21]</sup>。填埋场渗滤液 (W1) 和焚烧厂渗滤液 (W2) 分别为高风险和中风险, 填埋场总出水 (W3) 处于中风险, 而填埋场场地地下水 (W4) 和填埋场下游地下水 (W5) 均为低风险。与长三角地区其他水样相比, 该生活垃圾填埋场及其地下水的微塑料生态风险明显偏高<sup>[33-34]</sup>。综合以上分析, 该生活垃圾填埋场总体生态风险已处于高风险级别, 其潜在危害不容忽视。同时, 本研究所选的三种生态风险评估方法针对微塑料的风险评估存在成熟性与标准化方面存在争议, 可能导致微塑料的实际生态风险被低估。背景值选择的偏差可能导致污染负荷指数法 (PLI) 低估填埋场污染的严重性; 微塑料毒性的偏差可能导致聚合物风险指数法 (H) 低估高毒性聚合物的贡献; 复合污染的存在可能导致潜在生态危害指数法 (PERI) 低估微塑料与共存污染物的协同风险。未来需通过方法标准化、跨介质毒性研究及动态建模提升评估的可靠性。

表 2 不同填埋深度垃圾样的微塑料生态风险

Table 2 Ecological risk of microplastics in solid waste at different landfill depths

评估方法 Methods	填埋深度 Depths/cm	风险指数 Index	风险 Risk
污染负荷指数法	0~20	40.1	IV
Pollution Load Index (PLI)	20~50	32.2	IV
	50~100	29.1	III
	>100	37.4	IV
	整体 Total	37.2	IV
聚合物风险指数法	0~20	2580.8	IV
Hazard Index (H)	20~50	1084.2	IV
	50~100	716.7	III
	>100	1952.4	IV
	整体 Total	1876.3	IV
潜在生态危害指数法	0~20	1.79	IV
Potential Ecological Risk Index (PERI)	20~50	0.75	III
	50~100	0.51	III
	>100	1.47	IV
	整体 Total	1.32	IV

表 3 不同土样的微塑料生态风险

Table 3 Ecological risk of microplastics in soil samples

评估方法 Methods	土样编号	风险指数 Index	风险 Risk
--------------	------	------------	---------

Soil samples			
污染负荷指数法	S5	10.7	II
Pollution Load	S6	19.6	II
Index (PLI)	S7	29.7	III
	整体 Total	28.3	III
聚合物风险指数法	S5	94.5	II
Hazard Index (H)	S6	572.3	III
	S7	2011.8	III
	整体 Total	1733.9	III
潜在生态危害指数法	S5	0.08	I
Potential Ecological Risk	S6	0.46	II
Index (PERI)	S7	1.07	IV
	整体 Total	0.92	III

表4 不同水样的微塑料生态风险

Table 4 Ecological risk of microplastics in water samples

评估方法 Methods	水样编号	风险指数 Index	风险 Risk
	Water Samples		
污染负荷指数法	W1	23.1	III
Pollution Load Index	W2	21.6	III
(PLI)	W3	17.8	II
	W4	5.1	I
	W5	4.4	I
	整体 Total	15.7	II
聚合物风险指数法	W1	940.3	III
Hazard Index (H)	W2	676.6	III
	W3	255.7	II
	W4	86.4	I
	W5	44.2	I
	整体 Total	245.9	II
潜在生态危害指数法	W1	0.91	III
Potential Ecological Risk	W2	0.68	III
Index (PERI)	W3	0.42	II
	W4	0.13	II
	W5	0.07	I
	整体 Total	0.45	II

### 3 结论

对浙江省台州市不规范垃圾填埋场中微塑料污染的系统调研表明, 垃圾堆体、渗滤液、土壤及地下水中的微塑料丰度均处于较高水平, 且具有较高级别的微塑料生态风险。由于保护不足和管理不善等原因, 不规范垃圾填埋场相较于其他环境(水和土壤)更可能成为微塑料和其他污染物的来源。因此, 不规范垃圾填埋场释放的微塑料应该受到更多关注。针对填埋场中微塑料形成机制不明的问

题,未来将利用中、微宇宙实验模拟塑料在填埋场环境中的暴露场景,综合考虑物化耦合及生化调控过程,厘清填埋场中微塑料在不同时间跨度上的形成路径,结合场地调查和实验模拟的数据揭示填埋场中微塑料的形成机制。

#### 参考文献 (References)

- [1] Ng E L, Huerta Lwanga E, Eldridge S M, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 1377-1388.
- [2] Zhang K, Hamidian A H, Tubić A, et al. Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 274: 116554.
- [3] Su Y L, Zhang Z J, Wu D, et al. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age[J]. *Water Research*, 2019, 164: 114968.
- [4] Zhang Y, Peng Y W, Peng C, et al. Comparison of detection methods of microplastics in landfill mineralized refuse and selection of degradation degree indexes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(20): 13802-13811.
- [5] Wan Y, Chen X, Liu Q, et al. Informal landfill contributes to the pollution of microplastics in the surrounding environment[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 293: 118586.
- [6] Xu Z J, Bai X, Li Y J, et al. New insights into the decrease in Cd<sup>2+</sup> bioavailability in sediments by microplastics: Role of geochemical properties[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 442: 130103.
- [7] Lithner D, Larsson Å, Dave G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(18): 3309-3324.
- [8] Zhang X J, Cheng J, Wang N, et al. Occurrence and distribution characteristics of microplastics in surface water and sediments of Huangshan section of Xin'Anjiang River[J]. *Environmental Chemistry*, 2026, 45 (1): 1-10. [章小杰, 程劲, 王宁, 等. 新安江黄山段表层水体和沉积物中微塑料的赋存及分布特征[J]. *环境化学*, 2026, 45 (1): 1-10.]
- [9] Zhou T H, Zhang J Q, Min R, et al. Occurrence characteristics and risk assessment of microplastics in Liujiaxia reservoir[J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(11): 6007-6015. [周添红, 张佳倩, 闵芮, 等. 刘家峡水库微塑料的赋存特征及其风险评估[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(11): 6007-6015.]
- [10] Li S Q, Wang H, Chu L Y, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of microplastics in the Yangtze River Basin[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(3): 1439-1447. [李思琼, 王华, 储林佑, 等. 长江流域微塑料污染特征及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2024, 45(3): 1439-1447.]
- [11] Valente T, Pelamatti T, Avio C G, et al. One is not enough: Monitoring microplastic ingestion by fish needs a multispecies approach[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 184: 114133.
- [12] Di M X, Wang J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 616/617: 1620-1627.
- [13] Fernandes E M S, de Souza A G, da Silva Barbosa R F, et al. Municipal park grounds and microplastics contamination[J]. *Journal of Polymers and the Environment*, 2022, 30(12): 5202-5210.
- [14] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 1980, 33(1): 566-575.
- [15] Xu P, Peng G Y, Su L, et al. Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133: 647-654.
- [16] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control-A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [17] Duan J J, Li Y, Gao J N, et al. ROS-mediated photoaging pathways of nano- and micro-plastic particles under UV irradiation[J]. *Water Research*, 2022, 216: 118320.
- [18] Zhang S L, Wang J Q, Yan P K, et al. Non-biodegradable microplastics in soils: A brief review and challenge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 409: 124525.

- [19] He P J, Chen L Y, Shao L M, et al. Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate[J]. *Water Research*, 2019, 159: 38-45.
- [20] Chen Z, Zhao W Q, Xing R Z, et al. Enhanced *in situ* biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384: 121271.
- [21] Wu X W, Liu P, Gong Z M, et al. Humic acid and fulvic acid hinder long-term weathering of microplastics in lake water[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(23): 15810-15820.
- [22] Yang L, Zhang Y L, Kang S C, et al. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 754: 141948.
- [23] Huang Y, Liu Q, Jia W Q, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 114096.
- [24] Shen M C, Xiong W P, Song B, et al. Microplastics in landfill and leachate: Occurrence, environmental behavior and removal strategies[J]. *Chemosphere*, 2022, 305: 135325.
- [25] Chen G L, Feng Q Y, Wang J. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 135504.
- [26] Sun X N, Chen H, Jia Q L, et al. Ecological risk assessment of microplastics occurring in surface water of terrestrial water systems across China[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(11): 5040-5052. [孙晓楠, 陈浩, 贾其隆, 等. 我国陆域水体系表层水中微塑料生态风险评估[J]. 环境科学, 2022, 43(11): 5040-5052.]
- [27] Kim W K, Park H, Ishii K, et al. Investigation on microplastics in soil near landfills in the Republic of Korea[J]. *Sustainability*, 2023, 15(15): 12057.
- [28] Kannankai M P, Devipriya S P. Atmospheric microplastic deposition in a coastal city of India: The influence of a landfill source on monsoon winds[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 908: 168235.
- [29] Yu L, Zhang J D, Liu Y, et al. Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 756: 143860.
- [30] Li Q L, Wu J T, Zhao X P, et al. Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 113076.
- [31] Yue J J, Zhao S, Cheng H D, et al. Distribution of micro-plastics in the soil covered by different vegetation in Yellow River Delta wetland[J]. *Huan Jing Ke Xue*, 2021, 42(1): 204-210.
- [32] Lü W W, Zhou W Z, Lu S B, et al. Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 652: 1209-1218.
- [33] Chen H, Jia Q L, Zhao X, et al. The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: Impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices[J]. *Water Research*, 2020, 183: 116073.
- [34] Luo W Y, Su L, Craig N J, et al. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 246: 174-182.

(责任编辑: 檀满枝)