



## 研究论文 ORIGINAL PAPERS

小北湖国家级自然保护区环境中  
微塑料赋存特征及生态风险评估黄泽楷<sup>1</sup>, 黄保祥<sup>1,2</sup>, 王一涵<sup>1</sup>, 赵碧田<sup>1</sup>, 郭书豪<sup>1</sup>,  
李诗雨<sup>1</sup>, 刘睿<sup>1</sup>, 关艳辉<sup>3</sup>, 郭世贤<sup>3</sup>, 张圆圆<sup>1\*</sup>, 姜广顺<sup>1,2,4\*</sup>

1. 东北林业大学野生动物与自然保护地学院, 哈尔滨 150040;
2. 国家林业和草原局猫科动物研究中心, 东北林业大学, 哈尔滨 150040;
3. 黑龙江小北湖国家级自然保护区管理局, 宁安 157400;
4. 东北亚生物多样性研究中心, 东北林业大学, 哈尔滨 150040

## 稿件运行过程

收稿日期: 2025-03-03

修回日期: 2025-04-10



关键词: 小北湖自然保护区;  
森林生态系统;  
微塑料;  
赋存特征;  
污染评估;  
生态风险

Keywords: Xiaobeihu National Nature  
Reserve;  
Forest ecosystem;  
Microplastics;  
Occurrence characteristics;  
Pollution assessment;  
Ecological risk

中图分类号: X508

文献标志码: A

文章编号:

2310-1490(2025)-04-0709-14

DOI: 10.12375/ysdwx.202503002

## 摘要

微塑料是新兴的环境污染物,对森林生态系统中的生物安全构成重大威胁。为探究黑龙江小北湖国家级自然保护区环境中微塑料赋存特征及其生态风险,以土壤、水体和大气3类环境介质为研究对象,检测了微塑料的丰度、粒径、形状、成分及其空间分布,并采用污染负荷指数(PLI)进行生态风险评估。结果表明:保护区内土壤、水体和大气中微塑料的平均丰度分别为 $(5.44 \pm 3.36)$ 个/g、 $(4.60 \pm 5.55)$ 个/L和 $(7.50 \pm 4.20)$ 个/m<sup>3</sup>;微塑料在土壤和大气中的高丰度点位均主要分布在保护区西侧和南侧;核心区土壤微塑料丰度显著低于缓冲区和实验区( $P < 0.05$ )。土壤、水体和大气中微塑料的平均粒径分别为 $(43.07 \pm 36.96)$ 、 $(53.24 \pm 36.86)$ 、 $(47.60 \pm 27.33)$  μm,其中粒径在20~50 μm的微塑料在各类环境介质中均占主导(65%~78%);主要形态为颗粒(56.24%)和碎片(41.11%)。检出的主要聚合物为聚酰胺(PA)、聚氯乙烯(PVC)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、氟橡胶(FKM)和氟硅橡胶(FVMQ),其组成特征指示人类活动和交通运输或为潜在污染源。相关性分析显示,水体微塑料丰度与有蹄类动物活动呈负相关趋势( $r = -0.67$ ),但未达显著性水平( $P > 0.05$ )。研究区域整体污染负荷指数为1.8,处于低生态风险水平。研究结果可为小北湖自然保护区及类似森林生态系统的微塑料污染防控与生物多样性保护提供科学依据。

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项基金项目(2572022BE03);科技部重点研发项目国家重点研发计划(2023YFF1305000)

第一作者简介: 黄泽楷(2000—),男,硕士研究生;主要从事微塑料污染与野生动物保护研究。E-mail: RedarHuang@Gmail.com

\*通信作者: 张圆圆, E-mail: yuanyuan85945@126.com;姜广顺, E-mail: jgshun@126.com

## Occurrence Characteristics and Ecological Risk Assessment of Microplastics in Xiaobeihu National Nature Reserve

HUANG Zekai<sup>1</sup>, HUANG Baoxiang<sup>1,2</sup>, WANG Yihan<sup>1</sup>,  
ZHAO Bitian<sup>1</sup>, GUO Shuhao<sup>1</sup>, LI Shiyu<sup>1</sup>, LIU Rui<sup>1</sup>, GUAN Yanhui<sup>3</sup>,  
GUO Shixian<sup>3</sup>, ZHANG Yuanyuan<sup>1\*</sup>, JIANG Guangshun<sup>1,2,4\*</sup>

- (1. College of Wildlife and Protected Area, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China;  
2. Feline Research Center of National Forestry and Grassland Administration, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China;  
3. Heilongjiang Xiaobeihu National Nature Reserve Administration, Ning'an 157400, China;  
4. Northeast Asia Biodiversity Research Center, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China)

**Abstract:** Microplastics are emerging environmental pollutants that pose a significant threat to biological safety in forest ecosystems. To investigate the occurrence characteristics and ecological risks of microplastics in the environment of Xiaobeihu National Nature Reserve in Heilongjiang, this study focused on three environmental media, soil, water, and atmosphere, examining the abundance, size, shape, composition, and distribution of microplastics. Additionally, the pollution load index (PLI) was used to assess the ecological risk of microplastics. The results showed that the average abundance of microplastics in soil, water, and atmosphere in Xiaobeihu Nature Reserve were  $(5.44 \pm 3.36)$  items/g,  $(4.60 \pm 5.55)$  items/L, and  $(7.50 \pm 4.20)$  items/m<sup>3</sup>, respectively. Areas with higher abundance of microplastics in soil and atmosphere were mainly distributed in the western and southern parts of the reserve. The abundance of microplastics in soil in the core area of the reserve was significantly lower than that in the buffer and experimental areas ( $P < 0.05$ ). The average particle sizes of microplastics in soil, water, and atmosphere were  $(43.07 \pm 36.96)$   $\mu\text{m}$ ,  $(53.24 \pm 36.86)$   $\mu\text{m}$ , and  $(47.60 \pm 27.33)$   $\mu\text{m}$ , respectively. Microplastics in the size range of 20–50  $\mu\text{m}$  dominated in all environmental media. The main shapes of microplastics were particles and fragments, accounting for 56.24% and 41.11%, respectively. Its composition indicates human activities and transportation as potential pollution sources. The primary polymer types were polyamide (PA), polyvinyl chloride (PVC), polyethylene terephthalate (PET), fluororubber (FKM), and fluorosilicone rubber (FVMQ). Its composition indicates human activities and transportation as potential pollution sources. The abundance of microplastics in water showed a negative correlation with the activity of hoofed animals ( $r = -0.67$ ), but this was not statistically significant ( $P > 0.05$ ). The pollution load index for the study area was 1.8, indicating a low ecological risk of microplastic pollution. These findings provide a scientific basis for microplastic pollution prevention and biodiversity conservation in Xiaobeihu Nature Reserve.

塑料制品因其价格低廉、经久耐用和功能多样等特点而被当今世界广泛使用,但塑料在给人类生活带来便利的同时,不当的使用和不完善的废弃物处理体系导致全球约60%的塑料最终进入自然环境或填埋场<sup>[1]</sup>。这些被遗弃的塑料在物理、化学和生物作用的长期影响下,逐渐风化、碎裂,形成大量微小塑料微粒,其中粒径小于5 mm的被称为微塑料(microplastics, MPs)。近年来,在土壤、水体和大气中检出微塑料的报道日益增多<sup>[2-4]</sup>,甚至在偏远的岛屿、高原、深海和极地也发现了微塑料的踪迹<sup>[5-8]</sup>。

由于塑料本身难以降解,其在环境中可存留100~1 300 a,对生态系统造成长期潜在威胁<sup>[9]</sup>。现有研究表明,接触微塑料与多种健康问题相关,包括氧化应激、免疫反应、基因毒性、内分泌紊乱、神经毒性、生殖异常及行为障碍等<sup>[10]</sup>。此外,微塑料还会通过改变土壤的理化特性和微生物群落结构、损害植物根系结构以及干扰光合作用等生理过程对土壤和植物健康造成不利影响<sup>[11-13]</sup>。微塑料因其疏水性、粒径小和比表面积大等特性,还可作为重金属、农药和抗生素等污染物的有效载体<sup>[14]</sup>,其与细胞间的高亲

和力也增加了其他污染物随微塑料穿透生物屏障,进入血液、细胞、组织和器官的可能性,从而对生物体造成更大的毒性风险。自然保护区作为人为划定的自然生态系统和野生动物庇护区域,在维护物种多样性和生态系统完整性方面发挥着关键作用。然而,最近的研究发现,在印度尼西亚雅加达的野生动物保护区沉积物[(90.75 ± 11.25)个/kg]<sup>[15]</sup>、秦岭自然保护区豹猫(*Prionailurus bengalensis*)粪便(67.06个/g)<sup>[16]</sup>和挠力河自然保护区土壤(21.1个/kg)<sup>[17]</sup>中均检出了微塑料。现有关于微塑料分布的研究主要集中在海洋生态系统,而对于陆地自然保护区,尤其是森林生态系统中微塑料污染的研究仍较为有限。土壤健康是维持森林植物正常生长发育和生态系统功能的重要保障。据估计,每年进入陆地环境的塑料总量是海洋的4~23倍,土壤可能是较水体和沉积物更大的微塑料“汇”<sup>[18]</sup>。在森林生态系统中,赋存于土壤、水体和大气中的微塑料可通过直接摄食或食物链传递等途径进入动植物体内,从而对机体甚至整个生态系统构成潜在危害。因此,系统评估森林生态系统中的微塑料污染水平,并深入探究其在多介质环境中的迁移与传递机制,已成为当前亟待加强的研究方向。

黑龙江小北湖国家级自然保护区位于黑龙江省东南部宁安市境内,保护区内分布着东北虎(*Panthera tigris altaica*)、豹(*P. pardus orientalis*)、紫貂(*Martes zibellina*)、中华秋沙鸭(*Mergus squamatus*)、东方白鹳(*Ciconia boyciana*),以及红松(*Pinus koraiensis*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)等珍稀濒危野生动植物。该区域集丰富的生物多样性、特殊的火山岩地貌以及高生产力、高种质资源的种源基地于一体,构成了一座重要的物种遗传“基因库”,是开展森林生态系统科学研究的理想基地,具有重要的科研价值和科学意义。近年来,在多方协作的共同保护下,小北湖自然保护区的生态环境明显改善,但由于保护区周边人类活动仍较为频繁,随之带来的微塑料污染可能对保护区生态安全产生威胁。目前,该地区微塑料污染水平尚未得到有效监测,保护区内珍稀野生动植物受微塑料影响的程度尚不明确。因此,本研究拟对保护区内多种环境介质中的微塑料污染状况展开调查,探究微塑料的赋存特征,并评估相应的生态风险,以期对小北湖自然保护区的微塑料污染防控提供科学依据,并为森林生态系

统多介质环境中的微塑料监测提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

黑龙江小北湖国家级自然保护区(以下简称“小北湖自然保护区”)位于黑龙江省宁安市西南部(44°03′16″—44°18′59″ N, 128°33′07″—128°45′48″ E),地处长白山北部支脉张广才岭中段东坡,总面积为20 834 hm<sup>2</sup>。该区距宁安市直线距离约65 km,地势西高东低,海拔360~1 260 m,属于中山低山丘陵地貌。保护区东南部紧连镜泊湖,西部紧连火山口地下原始森林,东侧毗邻渤海国上京龙泉府遗址。保护区内不仅分布有较大面积的原始红松母树林、黄落叶松(*Larix olgensis*)母树林、针阔叶混交林和阔叶林等森林生态系统,还相间分布有一定面积的森林沼泽、灌丛沼泽及草本沼泽等湿地生态系统,整体生态系统保存完好,具有较高的原始性和代表性,展现了北方山地森林生态系统的典型特征,为野生动物提供了优良的栖息环境<sup>[19]</sup>。约400种脊椎动物分布于保护区内,其中包括东北虎、中华秋沙鸭和紫貂等国家一级重点保护野生动物14种,以及亚洲黑熊(*Ursus thibetanus*)、欧亚水獭(*Lutra lutra*)和马鹿(*Cervus canadensis*)等国家二级重点保护野生动物71种<sup>[20]</sup>。

### 1.2 采样点布设

结合实地调研和野生动物红外相机监测数据,在黑龙江小北湖国家级自然保护区内共布设10个采样点(编号X-1~X-10),基本覆盖保护区全境,采样点具体分布见图1。根据保护区的功能区划分,采样点分为3类:核心区(X-1、X-3、X-8)、缓冲区(X-2、X-5、X-6、X-9)和实验区(X-4、X-7、X-10),以便后续评估人类活动对微塑料分布的影响。2023年4月,在采样点对保护区内的土壤( $n=20$ )、水体( $n=5$ )和大气( $n=10$ )进行采样,共采集到环境样品35份。其中5个采样点(X-3、X-4、X-6、X-9、X-10)由于季节影响,周边没有水体分布,未取得水体样品。针对不同环境介质的物理特性和采样条件,本研究采用差异化采样策略:每个采样点采集土壤样品2份,微塑料丰度取2份样品均值,以提高样品的代表性和重复性,减少空间异质性带来的误差;水体和大气样品因其流动性强、时空变异性大,且受水文、气象因素影响较大,因此每个采样点采集1份样品,辅以质量控制程序以保证数据的可靠性。

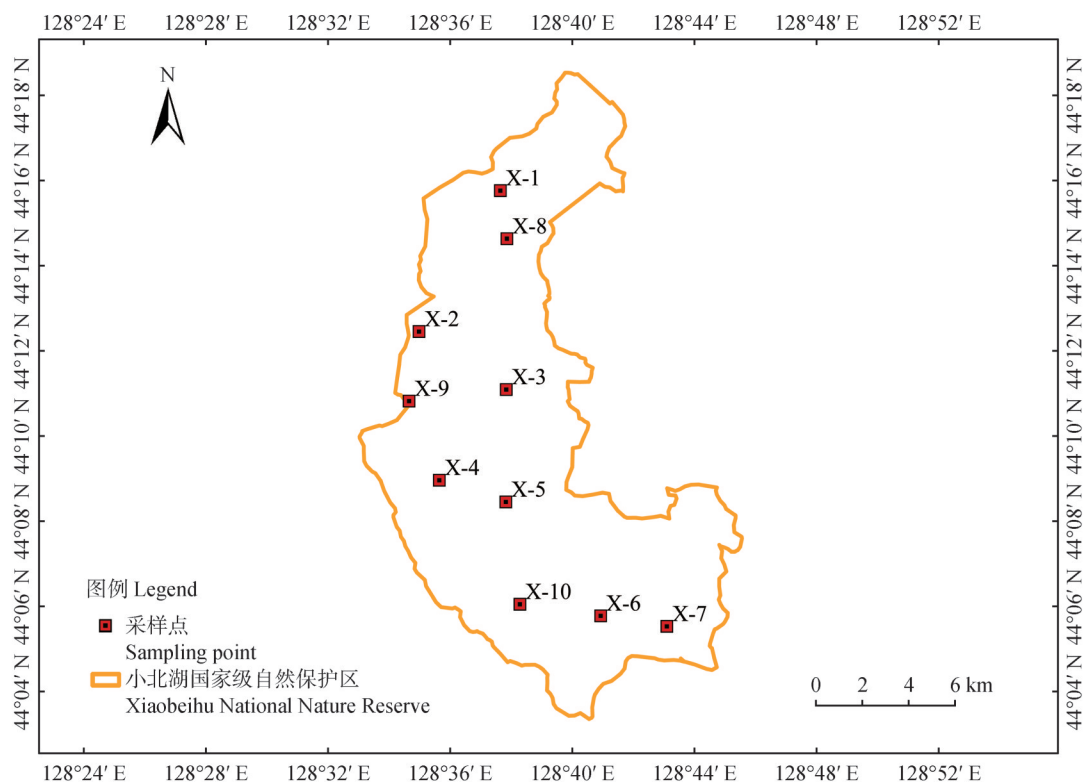


图1 采样点分布

Figure 1 Distribution of sampling sites

### 1.3 样品采集与处理

#### 1.3.1 土壤样品

使用不锈钢铲采集表层(0~5 cm)土壤,每个采样点采集2份独立样品,每份200 g。采集的土壤样品通过5 mm不锈钢标准筛筛分,去除石块、植物根系等大粒径杂质。将每份筛分后的土壤样品充分混匀,取100 g置于电热恒温鼓风干燥箱中,60 °C烘干24 h。将烘干土壤再次混匀,精确称取10 g至烧杯中。向烧杯内加入30 mL质量浓度为1.7~1.8 kg/L的ZnCl<sub>2</sub>溶液,搅拌10 min使微塑料在溶液中均匀分布,静置24 h,固液分层后,将上清液转移至洁净烧杯。为尽可能完全提取土壤中的微塑料,上述提取步骤重复3次。将收集的上清液与30 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%)混合以消解其中干扰微塑料检测的杂质。静置24 h后,收集上清液备测<sup>[21]</sup>。需要说明的是,本研究仅采集0~5 cm表层土壤,是基于微塑料易沉降并聚积于土壤表层的特性。已有研究表明,大部分塑料残留物主要沉积并长期滞留于土壤表层,对生态系统生物和环境影响更为直接<sup>[22-23]</sup>。因此,本研究聚焦于土壤表层的微塑料污染水平,以评估其生态风险。

#### 1.3.2 水体样品

在有水体分布的采样点,使用体积为1 L的洁净铝瓶采集河流表层水样,并立即通过5 mm不锈钢标准筛过滤去除非塑料杂质。轻微振荡盛有水样的铝瓶,使微塑料在样品中均匀分布。随后将水样转移至玻璃烧杯中,并使用超纯水冲洗样品瓶,重复3次,以确保附着于容器壁的微塑料被完全转移。然后,将等量的H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%)添加到烧杯中以消解杂质,静置24 h后,收集上清液备用<sup>[24]</sup>。

#### 1.3.3 大气样品

使用便携式大气采样器和0.22 μm醋酸纤维素滤膜采集大气样品。采样流量设定为22 L/min,持续采集1 h。采样结束后,将滤膜小心取下并密封保存,以备后续分析。

#### 1.3.4 样品保存

所有环境样品在采集后均立即用铝箔包裹,并装入自封袋密封,于-18 °C冷冻保存,直至运送至实验室进行分析。

土壤和水体样品在处理均得到包含微塑料的上清液。使用真空抽滤装置将液体中的微塑料抽滤到0.22 μm醋酸纤维素滤膜上,滤膜密封保存等待

微塑料检测与识别。

#### 1.4 样品检测与分析

将载有微塑料的滤膜置于盛有无水乙醇溶液的粗玻璃试管中,超声2 h。滤膜取出后,对乙醇进行氮气吹扫,将浓缩后的样品滴至检测窗片上。静置待乙醇完全挥发后,使用安捷伦 8700 LDIR 激光红外成像系统进行微塑料扫描检测。检测光谱分辨率  $4\text{ cm}^{-1}$ ,扫描次数 64 次,波数  $1\ 000\sim 1\ 800\text{ cm}^{-1}$ ,检测粒径  $20\sim 500\ \mu\text{m}$ <sup>[25]</sup>。LDIR 成像系统在使用前已校准,以确保准确检测光谱数据库中包含的所有类型的微塑料。将检测所得光谱与微塑料标准谱库进行比对,匹配度  $\geq 0.65$  的颗粒被鉴定为微塑料。根据 LDIR 成像系统输出的圆度比数据,将微塑料形态划分为颗粒 ( $\geq 0.6$ ) 和非颗粒 ( $< 0.6$ ),然后根据纵横比将非颗粒形态的微塑料细分为纤维 ( $\geq 3$ ) 和碎片 ( $< 3$ )<sup>[26]</sup>。

#### 1.5 质量控制

为了最大限度地减少微塑料污染,在现场采样、溶液配制、样品处理及检测等过程中,所有操作人员均穿棉质衣服,佩戴乳胶手套和棉质口罩。所有蒸馏水和化学试剂均使用  $0.22\ \mu\text{m}$  醋酸纤维素滤膜过滤。全部实验容器和设备均选用不锈钢、铝或玻璃材质,使用前均以过滤后的超纯水洗涤 3 次。在样品的处理和静置过程中,盛装容器均使用铝箔覆盖并密封,每个样品暴露在空气中的时间被限制在 10 min 以内。此外,使用 30 mL 超纯水作为空白对照,采用与土壤和水体相同的方法进行处理,重复 3 次。空白对照中均未检出微塑料,证实了结果的可靠性。

#### 1.6 野生动物活动监测与分析

为探究微塑料污染对野生动物活动的影响,于 2023 年 4—8 月针对啮齿类和蹄类动物分别布设了红外相机监测系统。为减少对啮齿类动物监测的干扰,在 10 个采样点均设置了围栏。每个围栏内布设 4 台红外相机(共 40 台),在地面以等量花生为诱饵吸引并监测啮齿类动物。同时,在围栏外的动物通道或水源附近,于树干上距地面约 50 cm 处各布设 1 台红外相机(共 10 台),用于监测蹄类动物的活动。所有相机均设置为“照片+视频”模式,以动物进出监测装置范围记录为一次独立事件,通过统计不同物种的独立事件数以量化其活动情况。

为有效统计动物活动情况且便于研究比较,采

用常用的相对多度指数(relative abundance index, RAI)来表征动物活动频次,计算公式<sup>[27]</sup>为

$$RAI = \frac{\sum_{i=1}^n N_i}{\sum_{i=1}^n T_i} \quad (1)$$

式中: $N_i$ 为相机位点*i*拍摄的某一物种的有效照片数, $T_i$ 为相机位点*i*的拍摄天数。本研究中RAI指每个相机日所获取目标物种的独立有效照片数。

调查期间,红外相机累计工作 3 617 个有效相机日,拍摄到 815 份野生动物有效独立影像资料,其中啮齿动物 360 份(44.17%)、蹄类动物 405 份(49.69%),二者合计占比超过 93%。因此,后续关于微塑料与野生动物活动相关性的分析围绕这两类动物开展。

#### 1.7 污染负荷指数计算

污染负荷指数(pollution load index, PLI)不仅可以评价某点的污染程度,还可以评价区域的污染程度,目前被广泛用于评价土壤或沉积物中微塑料的污染状况<sup>[28]</sup>,计算公式为

$$C_{Fi} = \frac{C_i}{C_o} \quad (2)$$

$$P_{Lii} = \sqrt{C_{Fi}} \quad (3)$$

$$P_{Lizone} = \sqrt[n]{P_{Lii1} \times P_{Lii2} \times P_{Lii3} \times \dots \times P_{Lii_n}} \quad (4)$$

式中: $C_{Fi}$ 为采样点*i*的微塑料丰度因子; $C_i$ 为采样点*i*的微塑料丰度; $C_o$ 为微塑料基线丰度,理论上0是塑料工业早期阶段微塑料浓度的参考值,本研究将其定义为所有采样点中土壤微塑料的最低丰度值; $P_{Lii}$ 为采样点*i*的污染负荷指数; $P_{Lizone}$ 为整个研究区域污染负荷指数; $n$ 为采样点的数量。

本研究选用具有代表性的土壤样品中的微塑料数据计算PLI值,并依据PLI大小将污染程度划分为4个等级:I级( $P_{Li} < 10$ )、II级( $10 \leq P_{Li} < 20$ )、III级( $20 \leq P_{Li} < 30$ )和IV级( $P_{Li} \geq 30$ )<sup>[29]</sup>。

#### 1.8 统计分析

每个采样点的土壤微塑料丰度取该采样点2份样品微塑料丰度的平均值。使用Excel 2021和GraphPad Prism进行微塑料污染特征的统计分析和图表制作。使用ArcGIS Pro进行空间分析和可视化。为比较不同功能区(核心区、缓冲区、实验区)间微塑料污染水平的差异,采用单因素方差分析(ANOVA)进行显著性检验,若结果显著则进一步使用LSD法进行事后多重比较。采用Spearman相关分

析检验不同环境介质中微塑料丰度与野生动物活动的相关性,显著性水平设定为  $\alpha = 0.05$ 。

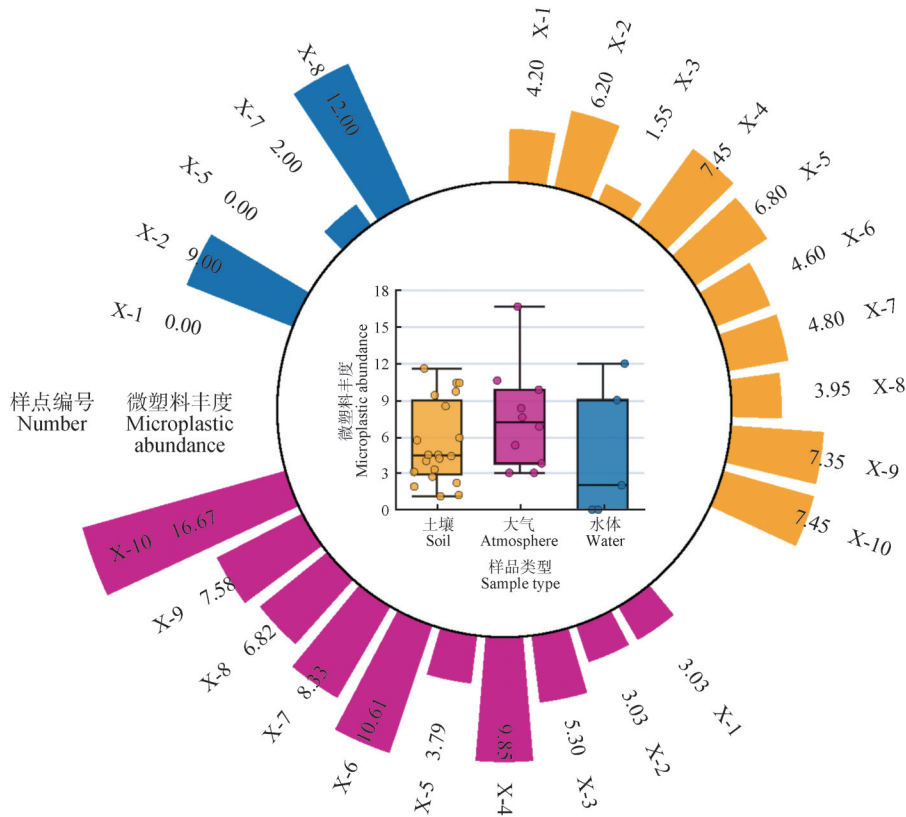
## 2 结果与讨论

### 2.1 不同环境介质中微塑料的丰度特征

#### 2.1.1 土壤介质

小北湖自然保护区土壤、水体和大气各采样点中的微塑料丰度水平如图2所示。土壤样品的微塑料丰度为1.10~11.60个/g,平均丰度为(5.44 ± 3.36)个/g。与其他研究相比,小北湖自然保护区土壤中微塑料丰度低于荷兰东弗里斯兰群岛(49.60个/g)<sup>[30]</sup>和云南柴河流域森林缓冲区(18.76个/g)<sup>[31]</sup>,但高于陕西省泾阳县蔬菜生产基地(1.96个/g)<sup>[32]</sup>和挠力河自然

保护区(0.01个/g)<sup>[17]</sup>,与陕西苹果园(3.79个/g)<sup>[33]</sup>和贵州覆膜烟田(4.33~7.95个/g)<sup>[34]</sup>处于相近水平。综合来看,小北湖自然保护区土壤微塑料丰度处于中等水平。在空间分布上,保护区内土壤微塑料丰度呈现出自西南向东北递减的趋势。其中,位于西南部的点位X-4和X-10丰度最高,均为(7.45 ± 4.17)个/g,其次为点位X-9,丰度达到了(7.35 ± 6.01)个/g;而位于东侧的点位X-3丰度最低,仅为(1.55 ± 0.49)个/g。西南部点位微塑料丰度较高,可能与邻近区域的人类活动及工业城市分布有关。微塑料可能经由大气传输并沉降至地表,使土壤成为微塑料的“汇”<sup>[35]</sup>,从而导致上述点位污染程度相对突出。



图中箱线图表示各环境介质中的微塑料丰度,柱状图表示各采样点土壤中的微塑料丰度。土壤、水体和大气中微塑料丰度的单位分别为个/g、个/L和个/m<sup>3</sup>。

The box plots in the figure represent the abundance of microplastics in different environmental media, while the bar charts show the abundance of microplastics in soil at each sampling site. The unit of soil microplastic abundance is “items/g”, that of water is “items/L”, and that of atmosphere is “items/m<sup>3</sup>”.

图2 小北湖自然保护区中各环境介质及样点的微塑料丰度

Figure 2 Microplastic abundance in different environmental media and at sampling sites in Xiaobeihu National Nature Reserve

#### 2.1.2 水体介质

小北湖自然保护区水体样品中的微塑料丰度为0~12.00个/L,平均丰度为(4.60 ± 5.55)个/L。该值远低于与本研究季节相似的黄河下游枯水期水体

微塑料丰度(595.27个/L)<sup>[36]</sup>,但与香溪河枯水期[(5.00 ± 1.07)个/L]<sup>[37]</sup>、渭河关中段地表水[(5.8 ± 1.6)个/L]<sup>[38]</sup>和大辽河[(4.74 ± 0.67)个/L]<sup>[39]</sup>的水体丰度基本相当。从空间分布来看,位于大柳树河

上游的点位X-1未检出微塑料,而中游的点位X-8的检出丰度最高,达12.00个/L;位于大柳树河汇入小北湖南端的点位X-7,其水体微塑料丰度为2.00个/L。此外,保护区中部的点位X-5及西部大干泡支流的点位X-2的水体微塑料丰度分别为0.9.00个/L。在实地调查中发现,点位X-8和X-2的采样期间(枯水期)水流量较低。类似地,在望虞河沉积物的时空调查中也发现了冬季微塑料丰度高于夏季的现象<sup>[40]</sup>。推测这种水体低流量、低流速的“浓缩”状态可能是这两个点位微塑料检出丰度较高的原因。

### 2.1.3 大气介质

在小北湖自然保护区,所有大气样品均检出微塑料,其丰度为3.03~16.67个/m<sup>3</sup>,平均丰度为(7.50±4.20)个/m<sup>3</sup>。该值低于青藏高原[(19.0±3.0)个/m<sup>3</sup>]<sup>[41]</sup>和法国大西洋海岸(9.6个/m<sup>3</sup>)<sup>[42]</sup>的大气微塑料丰度,但与哈尔滨(8个/m<sup>3</sup>)<sup>[43]</sup>、拉萨[(7.15±2.46)个/m<sup>3</sup>]<sup>[44]</sup>的大气微塑料水平相近。值得关注的是,本研究中的大气微塑料丰度高于巴黎室内(5.4个/m<sup>3</sup>)和室外(0.9个/m<sup>3</sup>)<sup>[45]</sup>的水平。这一差异可能源于两方面原因:一方面,本研究采用的LDIR成像系统相比以往使用的FTIR更容易识别较小的微塑料;另一方面,保护区在4月气候干燥、降水稀少,有利于微塑料在空气中悬浮而非沉降在地表。这些因素可能共同导致本研究观测到的大气微塑料丰度高于巴黎。从空间分布来看,大气微塑料丰度较高的3个点位X-10、X-6和X-4均分布在保护区西南部,其丰度分别为16.67、10.61、9.85个/m<sup>3</sup>;而北部点位X-1和X-2的丰度最低,均为3.03个/m<sup>3</sup>。整体上,保护区内大气微塑料丰度呈现自西南到东北递减的趋势,与土壤微塑料丰度的空间分布特征相似,这可能意味着保护区内土壤中的微塑料主要来源是大气驱动的移动和沉降<sup>[46]</sup>。同时,采样季节当地主导风向为西南风,微塑料的扩散水平会沿着风向由西南向东北随距离衰减,这也与土壤和大气中微塑料的空间分布模式相吻合。在实地调查中发现,保护区南部毗邻火山口旅游公路和G11鹤大高速,西部则有火山口国家森林公园的游览内部路。成分鉴定结果显示,土壤和大气样品中均存在一定水平的氟橡胶,而氟橡胶广泛用于汽车工业,其微粒可能随车辆行驶过程中的磨损而释放,并通过大气传输进入保护区,从而成为该区域微塑料污染的一

个重要潜在来源。

### 2.1.4 人为干扰的影响

为进一步评估人类活动对微塑料污染空间分布的影响,本研究对小北湖自然保护区三类功能区(实验区、缓冲区与核心区)中不同环境介质的微塑料丰度进行了对比分析。在土壤样品中,微塑料平均丰度呈现出实验区[(6.57±1.53)个/g]>缓冲区[(6.24±1.19)个/g]>核心区[(3.23±1.46)个/g]的分布趋势。单因素方差分析表明,核心区土壤微塑料丰度显著低于实验区和缓冲区( $P < 0.05$ ),说明在人为干扰强度较低的区域,土壤微塑料污染水平相对较轻<sup>[47]</sup>。大气样品也呈现相似相同趋势,微塑料丰度为实验区[(11.62±4.44)个/m<sup>3</sup>]>缓冲区[(6.25±3.52)个/m<sup>3</sup>]>核心区[(5.05±1.90)个/m<sup>3</sup>],这与当地西南风主导风向、实验区集中于西南侧的空间格局相吻合,进一步印证了交通运输、旅游等人为活动可能通过大气输移促进微塑料在保护区内扩散的推断<sup>[48-49]</sup>。相比之下,水体样品中微塑料丰度分布则呈现不同趋势,依次为核心区[(6.00±8.49)个/L]>缓冲区[(4.50±6.36)个/L]>实验区(2.00个/L)。由于样本量有限,且采样时处于枯水期,该结果可能受到局地水体流动性、沉积效应、地形因素及偶然性采样的影响,尚不足以形成稳定结论,需在未来研究中进一步拓展样本覆盖与时空尺度加以验证。综合来看,土壤和大气介质中的微塑料污染水平在实验区和缓冲区普遍高于核心区,表明人类活动对微塑料的输入和再分布具有一定影响。本研究结果提示,在自然保护区微塑料污染评估中,应重视功能区划所反映的人类干扰强度及其对微塑料时空分布格局的调控作用。建议未来加强对缓冲区和核心区潜在污染途径的监测与管控,以有效遏制微塑料向保护区内部的进一步扩散。

## 2.2 不同环境介质中微塑料的粒径和形态特征

小北湖自然保护区中土壤、水体及大气中微塑料的平均粒径分别为(43.07±36.96)、(53.24±36.86)、(47.60±27.33)μm,其粒径分布如图3所示。将保护区内检出的微塑料按20~50、≥50~100、≥100μm三个粒径范围进行划分,结果显示,20~50μm的微塑料在各类环境介质中均占主导,其在土壤、水体和大气中的占比分别为77.92%、65.22%和65.66%,而≥100μm的微塑料占比最低,

分别为4.60%、13.04%和9.09%。已有研究表明,较小粒径的微塑料(如30~50  $\mu\text{m}$ )相比大粒径(如125  $\mu\text{m}$ )更容易在生物体内滞留和累积,并可能引发更强的生态毒性<sup>[50]</sup>。因此,本研究中以小粒径为主的微塑料分布特征可能对当地生态系统构成潜在风险。

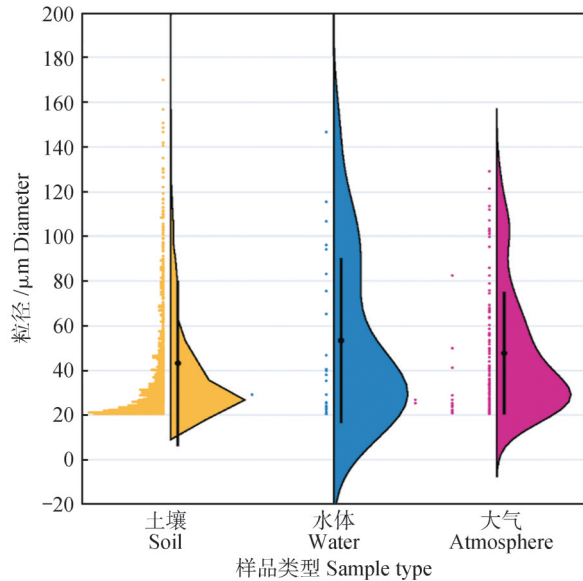


图3 不同环境介质中微塑料的粒径分布

Figure 3 Size distribution of microplastics in different environmental media

所有样品中的微塑料按形态可分为颗粒、纤维和碎片3类,其组成占比如图4所示。整体上,颗粒为主要形态(56.24%),在土壤(57.31%)和大气(52.53%)中均为优势类型,但在水体中占比仅为21.74%;碎片为占比第二的形态(41.11%),在水体中占比最大,为69.57%,在土壤和大气中占比分别为40.11%和45.45%;纤维占比最低(2.65%),在土壤、水体和大气中的比例分别为2.58%、8.70%和2.02%。

### 2.3 不同环境介质中微塑料的组成特征

在小北湖自然保护区的土壤、水体和大气样品中分别鉴定出1 087、29、99个微塑料。通过LDIR成像系统检测并与微塑料谱库比对,共检测出29种聚合物,不同环境介质和样点中微塑料聚合物组成如图5所示。在土壤样品中,29种聚合物均被检出,最常见的类型为聚酰胺(PA)、聚氯乙烯(PVC)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、氟硅橡胶(FVMQ)和氟橡胶(FKM);在水体样品中,仅检测出4种聚合物,分别为PA、PET、乙烯-醋酸乙烯酯共聚物(EVA)和FKM;在大气样品中,共检出8种聚合物,主要为PA、FKM、聚丙烯(PP)和PET。PA和PET在所有环境介

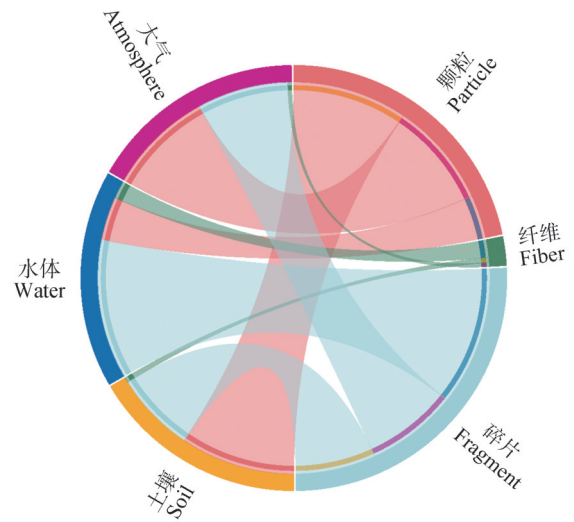


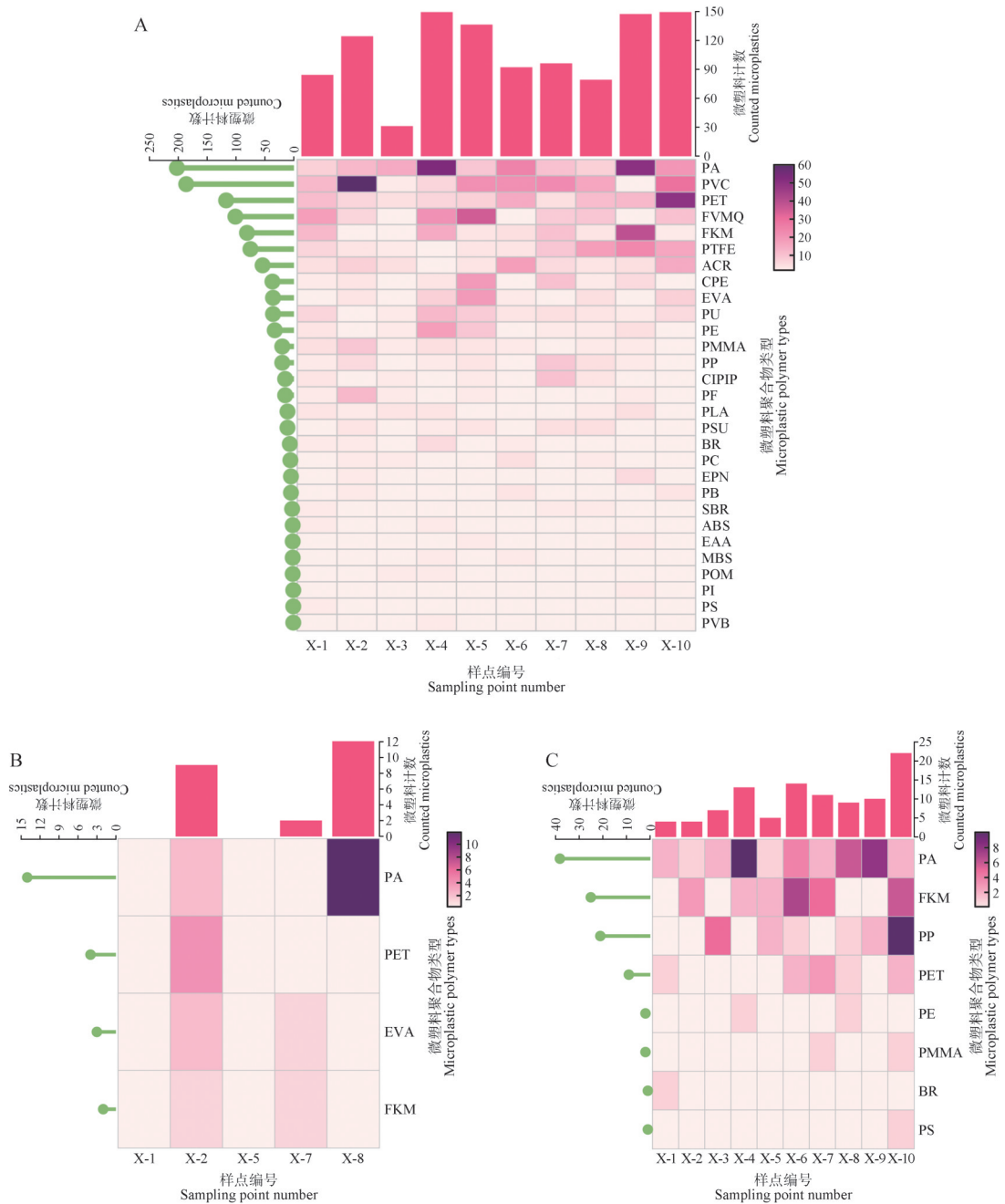
图4 不同环境介质中微塑料的形态特征

Figure 4 Morphological characteristics of microplastics in different environmental media

质中均占主导地位,这两种聚合物广泛用于日常生活和工业生产,与人类活动紧密相关,如PA主要与纺织工业和衣物洗涤有关<sup>[26]</sup>,而PET则常用于食品、饮料包装和服装生产。在相关制品的生产、使用、洗涤及废弃处理过程中,易在物理作用下分解为微塑料并释放到环境中,最终通过大气沉降或地表径流作用被携带到偏远的自然保护区中。此外,在各类环境样品中均检测到FKM,这类聚合物多用于汽车制造业。保护区西侧及南侧毗邻多条交通干道,且微塑料丰度呈现自西南向东北递减的趋势,进一步表明人类活动对微塑料污染的影响,FKM也可能成为交通运输造成微塑料污染的重要标志物。值得一提的是,土壤样品中PVC的占比较高(17.11%)。已有针对人体的微塑料研究指出,PVC具有最高的聚合物危害指数和风险水平,且在人体组织中的累积程度最高<sup>[51]</sup>。土壤微塑料中较高的PVC检出比例意味着自然保护区中的野生动物可能通过食物链摄入更多PVC,其较强的毒性可能对野生动物构成更大威胁。

### 2.4 不同环境介质中微塑料丰度与野生动物活动相关性

为探究微塑料在不同环境介质间的传递关系及其空间分布对动物活动的影响,分析了不同环境介质间微塑料丰度的相关性,同时探讨了微塑料丰度与野生动物RAI的潜在联系(图6 A-C)。结果显示,各环境介质间的微塑料丰度及其与野生动物RAI的



A. 土壤; B. 水体; C. 大气。热图上方的柱状图表示该列对应样点样品中的微塑料计数,热图左侧的棒棒糖图表示该行对应微塑料聚合物在全样品中的计数。

A. Soil; B. Water; C. Atmosphere. The bar charts above the heatmap represent the microplastic counts in the samples from the corresponding sampling sites in each column, while the lollipop charts on the left side of the heatmap represent the counts of the corresponding microplastic polymers in each row across all samples.

图5 不同环境介质和样点中微塑料聚合物组成

Figure 5 Polymer composition of microplastics in different environmental media and sampling sites

关联均未达到统计学显著性水平( $P > 0.05$ )。尽管如此,部分环境介质间的微塑料丰度仍呈现出一定程度的正相关趋势,如土壤与大气( $r = 0.44, P = 0.20$ )及水体与大气( $r = 0.29, P = 0.64$ )之间。这种趋势或与大气作为微塑料关键传输媒介有关。微塑

料可通过大气输送由外围或上游区域输入至自然保护区内部,尤其是土壤和水体可能在风力驱动和沉降作用下成为微塑料的“汇”。因此,土壤与水体中的微塑料在空间格局上表现出与大气微塑料的协同变化趋势。

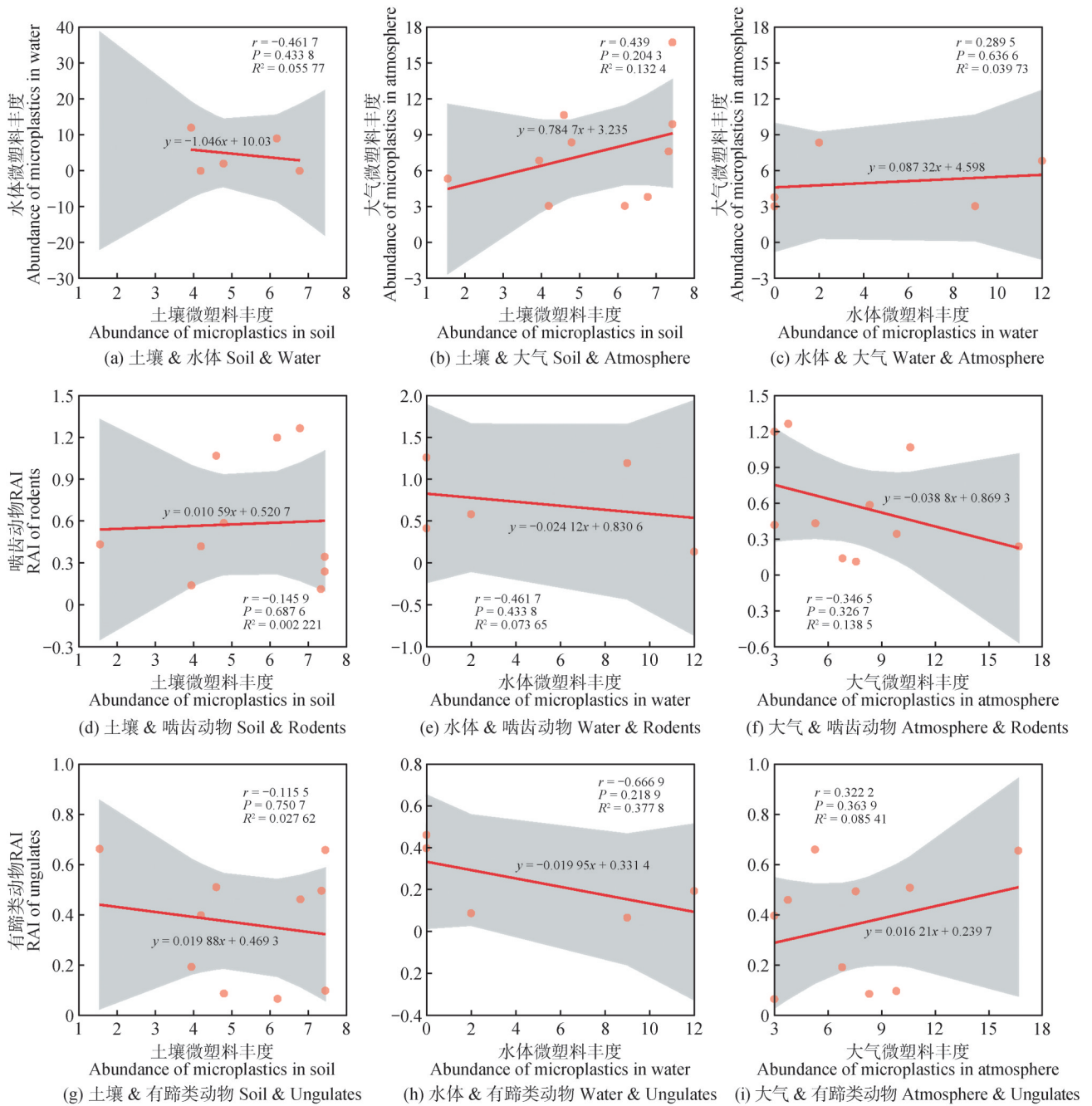


图6 环境介质间微塑料丰度及其与野生动物活动的关联分析

Figure 6 Association analysis of microplastic abundance across environmental media and with wildlife activity

根据红外相机监测数据,将记录到的野生动物划分为啮齿类[大林姬鼠(*Apodemus peninsulae*)、黑线姬鼠(*A. agrarius*)、棕背鼯(*Craseomys rufocanus*)、花鼠(*Tamias sibiricus*)、北松鼠(*Sciurus vulgaris*)和小飞鼠(*Pteromys volans*)]和有蹄类[狍(*Capreolus pygargus*)、家牛(*Bos taurus*)、野猪(*Sus scrofa*)和马鹿]两大类群。相关性结果(图6(d)-(i))显示,尽管相关性尚未达到统计学显著水平( $P > 0.05$ ),但多组数据均呈现出一定的负相关趋势。例如,水体微塑料

丰度与啮齿类活动呈中等负相关( $r = -0.46, P = 0.43$ ),大气微塑料丰度与啮齿类活动亦呈负相关( $r = -0.35, P = 0.33$ );土壤微塑料丰度与有蹄类活动之间相关性较弱( $r = -0.12, P = 0.75$ ),而水体微塑料与有蹄类活动的相关性较强( $r = -0.67, P = 0.22$ )。虽然未达到显著阈值,但相关系数值仍表明野生动物在微塑料污染较高区域的活动频次呈下降趋势。这一趋势在生态学上具有一定解释基础。有研究表明,微塑料污染常与人类活动密切相关<sup>[49,52]</sup>,

人类活动强度的增加不仅可能导致微塑料的直接输入,还可能通过改变生境结构与生态环境,间接影响野生动物的栖息和活动格局<sup>[53-54]</sup>。此外,微塑料对环境和植物-土壤系统的潜在影响(如降低食物资源质量或增加摄食风险)也可能无形中削弱动物对污染区域的利用率或觅食意愿,从而导致活动强度下降。需指出的是,本研究在探讨微塑料与动物行为之间的关系时,受限于采样点数量和分布范围,尚无法得出具有统计显著性的因果推断,但观察到的负相关趋势为进一步研究微塑料对生态行为干扰效应提供了初步证据。未来应在不干扰动物自然行为的前提下,扩大调查尺度和时间跨度,结合多源生态数据,从而更系统地揭示微塑料污染对森林生态系统中动物空间行为的潜在影响机制。

## 2.5 小北湖自然保护区的微塑料风险评估

小北湖自然保护区的整体微塑料污染负荷指数(PLI)为1.8,低于江门市农用地(4.92)<sup>[55]</sup>、挠力河自然保护区(3.64)<sup>[17]</sup>、查干湖国家级自然保护区(3.21)和向海国家级自然保护区(2.16)<sup>[49]</sup>,与汉江上游农田(1.95)<sup>[56]</sup>相近,但略高于石河子市绿化带(1.08)<sup>[57]</sup>。保护区内各点位PLI介于1.00~2.19,保护区总体污染水平属于I级(轻微污染),具体分

布如图7所示。PLI空间分布呈现西南高、东北低的趋势,与微塑料丰度分布规律一致。对比保护区功能区划可知,人类活动较为频繁的实验区位于西南部,而缓冲区和核心区位于东北部,这可能是导致PLI自西南向东北递减的重要原因。已有研究指出,自然保护区内实验区的微塑料污染需引起关注,并强调了对缓冲区和核心区开展微塑料监测的必要性<sup>[52]</sup>。此外,也有学者发现了人类活动与微塑料污染间的正相关趋势<sup>[49]</sup>。值得指出的是,本研究未对水体样品进行PLI评估,主要由于水体采样点数量较少( $n=5$ ),且其中2个点位未检出微塑料,其余样品间丰度差异显著,数据分布极不均匀。此类数据易使PLI计算受极值影响,难以客观反映水体的整体污染风险。为避免偏差性分析,本研究暂不采用水体PLI指数进行风险评估,未来或通过增加采样数量与空间代表性进一步构建水体微塑料的标准化风险评价体系。本研究为揭示人类干扰下自然保护区微塑料污染现状提供了初步的证据,但也反映出PLI在微塑料污染评价中的局限性。未来需进一步探讨人类活动与微塑料污染之间的具体关联,并推动建立标准化的微塑料风险评估体系,为保护区的污染防控与生态管理提供科学支撑。

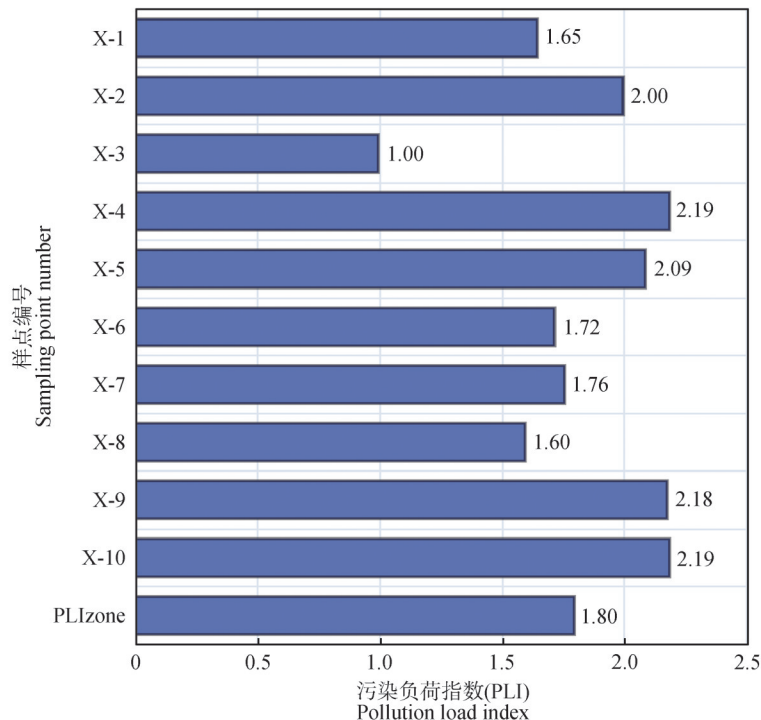


图7 保护区内各样点及整体PLI (PLIzone)

Figure 7 Pollution load index (PLI) of the sampling sites and the overall reserve (PLIzone)

### 3 结论

本研究系统评估了小北湖自然保护区环境介质中的微塑料污染特征及其潜在生态风险,主要结论如下:

(1) 小北湖自然保护区中土壤、水体和大气中均检出微塑料,其平均丰度分别为 $(5.44 \pm 3.36)$  个/g、 $(4.60 \pm 5.55)$  个/L和 $(7.50 \pm 4.20)$  个/m<sup>3</sup>。土壤和大气介质中的微塑料丰度在空间上呈西南向东北递减的趋势,且核心区的土壤微塑料丰度显著低于缓冲区和实验区( $P < 0.05$ ),显示出与人类活动强度相关的空间分异特征。

(2) 土壤、水体和大气中微塑料的平均粒径分别为 $(43.07 \pm 36.96)$ 、 $(53.24 \pm 36.86)$ 、 $(47.60 \pm 27.33)$   $\mu\text{m}$ ,均以20~50  $\mu\text{m}$ 的小粒径组分占主导(占比65%~78%);形态组成以颗粒(56.24%)和碎片(41.11%)为主,主要的聚合物类型为PA、PVC、PET、FKM和FVMQ。

(3) 土壤、水体微塑料丰度与大气微塑料丰度呈正相关趋势;同时,水体和大气微塑料丰度与啮齿类动物活动、土壤和水体微塑料丰度与有蹄类动物活动呈现负相关趋势,但各组别间相关性均不显著,但仍具生态指示意义。

(4) 研究区域的PLI为1.8,表明当前微塑料污染的生态风险处于较低水平。为防范潜在风险,建议加强对保护区的长期监测,并深入开展微塑料对野生动植物的胁迫机制研究。

#### 参考文献:

- [1] CAO Y R, LIN H J, ZHANG K, *et al.* Microplastics: A major source of phthalate esters in aquatic environments[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 432: 128731.
- [2] LIAO Y L, TANG Q X, YANG J Y. Microplastic characteristics and microplastic-heavy metal synergistic contamination in agricultural soil under different cultivation modes in Chengdu, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 459: 132270.
- [3] MALLA-PRADHAN R, SUWUNWONG T, PHOUNGTHONG K, *et al.* Microplastic pollution in urban Lake Phewa, Nepal: The first report on abundance and composition in surface water of lake in different seasons[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(26): 39928–39936.
- [4] TRAINIC M, FLORES J M, PINKAS I, *et al.* Airborne microplastic particles detected in the remote marine atmosphere [J]. *Communications Earth & Environment*, 2020, 1: 64.
- [5] AVES A R, REVELL L E, GAW S, *et al.* First evidence of microplastics in Antarctic snow[J]. *The Cryosphere*, 2022, 16(6): 2127–2145.
- [6] CASTELVETRO V, CORTI A, LA NASA J, *et al.* Polymer identification and specific analysis (PISA) of microplastic total mass in sediments of the protected marine area of the Meloria Shoals [J]. *Polymers*, 2021, 13(5): 796.
- [7] JAINI M, NAMBOOTHRI N. Boat paint and epoxy fragments-leading contributors of microplastic pollution in surface waters of a protected Andaman bay[J]. *Chemosphere*, 2023, 312: 137183.
- [8] YANG L, KANG S C, WANG Z Q, *et al.* Microplastic characteristic in the soil across the Tibetan Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 828: 154518.
- [9] TURNER A, ARNOLD R, WILLIAMS T. Weathering and persistence of plastic in the marine environment: Lessons from LEGO [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114299.
- [10] PRATA J C, DA COSTA J P, LOPES I, *et al.* Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 702:134455.
- [11] FENG X Y, WANG Q L, SUN Y H, *et al.* Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb-Zn-contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424: 127364.
- [12] ZHANG Y H, SONG M M, ZHU Y M, *et al.* Impact of microplastic particle size on physiological and biochemical properties and rhizosphere metabolism of *Zea mays* L.: Comparison in different soil types [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 908: 168219.
- [13] GAO H H, LIU Q, YAN C R, *et al.* Macro-and/or microplastics as an emerging threat effect crop growth and soil health [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, 186: 106549.
- [14] BAO X, GU Y T, CHEN L, *et al.* Microplastics derived from plastic mulch films and their carrier function effect on the environmental risk of pesticides [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 924: 171472.
- [15] CORDOVA M R, ULUMUDDIN Y I, PURBONEGORO T, *et al.* Abundance and characterization of microplastic pollution in the wildlife reserve, Ramsar site, recreational areas, and national park in northern Jakarta and Kepulauan Seribu, Indonesia [J]. *Chemosphere*, 2024, 348: 140761.
- [16] WU T, SHU X X, WANG C L, *et al.* Microplastic pollution of threatened terrestrial wildlife in nature reserves of Qinling Mts., China [J]. *Global Ecology and Conservation*, 2024, 51: e02865.
- [17] 教明明, 卓依恒, 孙泽林, 等. 挠力河自然保护区不同类型土地中微塑料分布与组成特征[J]. *土壤与作物*, 2023, 12(2): 141–152.
- [18] JIAO M M, ZHUO Y H, SUN Z L, *et al.* Distribution and composition characteristics of microplastics from different types of land in Naolihe Nature Reserve [J]. *Soils and Crops*, 2023, 12(2): 141–152.
- [18] HORTON A A, WALTON A, SPURGEON D J, *et al.* Micro-

- plastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586: 127–141.
- [19] 李忠义, 孟凡民. 浅谈小北湖自然保护区资源现状及保护措施[C]//中国林学会. 第九届中国林业青年学术年会论文摘要集. 成都: 中国林学会, 2010: 299–301.
- LI Z Y, MENG F M. A brief discussion on the current resource status and protection measures of Xiaobeihu Nature Reserve [C]// Chinese Society of Forestry. Abstracts of the 9th Chinese youth forestry academic annual conference. Chengdu: Chinese Society of Forestry, 2010: 299–301.
- [20] 孙继旭, 项凤影, 关艳辉, 等. 利用红外相机调查黑龙江小北湖国家级自然保护区兽类及鸟类多样性[J]. *安徽农业科学*, 2023, 51(6): 106–109.
- SUN J X, XIANG F Y, GUAN Y H, *et al.* Investigation on mammal and bird diversity in Heilongjiang Xiaobeihu National Nature Reserve by infrared camera [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2023, 51(6): 106–109.
- [21] YANG L, LUO W, ZHAO P, *et al.* Microplastics in the Koshi River, a remote alpine river crossing the Himalayas from China to Nepal [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 290: 118121.
- [22] HAN N P, ZHAO Q C, AO H Y, *et al.* Horizontal transport of macro- and microplastics on soil surface by rainfall induced surface runoff as affected by vegetations [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 831: 154989.
- [23] MÖLLER J N, LÖDER M G J, LAFORSCH C. Finding microplastics in soils: A review of analytical methods [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(4): 2078–2090.
- [24] SU L, XUE Y G, LI L Y, *et al.* Microplastics in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 216: 711–719.
- [25] LIU X K, CHENG P, ZHOU J, *et al.* Microplastic characteristics in *Equus kiang* (Tibetan wild ass) feces and soil on the southern Tibetan Plateau, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(26): 9732–9743.
- [26] XU L B, LI K, BAI X Y, *et al.* Microplastics in the atmosphere: Adsorb on leaves and their effects on the phyllosphere bacterial community [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 462: 132789.
- [27] 陈立军, 肖文宏, 肖治术. 物种相对多度指数在红外相机数据分析中的应用及局限 [J]. *生物多样性*, 2019, 27(3): 243–248.
- CHEN L J, XIAO W H, XIAO Z S. Limitations of relative abundance indices calculated from camera-trapping data [J]. *Biodiversity Science*, 2019, 27(3): 243–248.
- [28] 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.
- [29] RANJANI M, VEERASINGAM S, VENKATACHALAPATHY R, *et al.* Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 163: 111969.
- [30] LIEBEZEIT G, DUBAISH F. Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and Kachelotplate [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2012, 89(1): 213–217.
- [31] ZHANG G S, LIU Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 12–20.
- [32] WANG Y H, XV X Q, SHAO T J, *et al.* A case on source to soil to solutions: Distribution characteristics of microplastics in farmland soil of the largest vegetable base in northwest China [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 907: 167910.
- [33] 郑玉婷. 微塑料在陕西苹果园土壤中的分布特征及其对土壤特性的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2024.
- ZHENG Y P. Distribution characteristics of microplastics in apple orchard soil in Shaanxi Province and their effects on soil characteristic [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2024.
- [34] 代良羽, 高维常, 张淑怡, 等. 贵州覆膜烟田土壤中微塑料丰度与赋存特征研究 [J]. *安徽农业大学学报*, 2024, 51(2): 291–296.
- DAI L Y, GAO W C, ZHANG S Y, *et al.* Abundance and occurrence characteristics of microplastics in soil of film-mulched tobacco fields in Guizhou [J]. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2024, 51(2): 291–296.
- [35] BLÄSING M, AMELUNG W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 422–435.
- [36] 牛学锐. 黄河口表层水微塑料赋存特征研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2020.
- NIU X R. Study on the occurrence characteristics of microplastics in the surface water of the Yellow River Estuary [D]. Jinan: Shandong Normal University, 2020.
- [37] 陈圣盛, 李卫明, 张坤, 等. 香溪河流域微塑料的分布特征及其迁移规律分析 [J]. *环境科学*, 2022, 43(6): 3077–3087.
- CHEN S S, LI W M, ZHANG K, *et al.* Distribution characteristics of microplastics and their migration patterns in Xiangxi River basin [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(6): 3077–3087.
- [38] 山泽萱. 渭河关中段地表水微塑料污染现状与风险评估 [D]. 西安: 西北大学, 2022.
- SHAN Z X. The current situation and risk assessment of microplastics pollution in surface water of Weihe River in Guanzhong section [D]. Xi'an: Northwest University, 2022.
- [39] 李江南, 凌玮, 沈茜, 等. 双台子河与大辽河表层水体微塑料特征与分布研究 [J]. *生态毒理学报*, 2021, 16(3): 192–199.
- LI J N, LING W, SHEN Q, *et al.* Characteristics and distribution of microplastics in surface water from Shuangtaizi River and Daliao River [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2021, 16(3): 192–199.
- [40] 许万璐, 范一凡, 钱新. 典型城市河网沉积物微塑料时空分布特征 [J]. *环境科学*, 2024, 45(4): 2142–2149.

- XU W L, FAN Y F, QIAN X. Spatial and temporal distribution of microplastics in the sediments of typical urban river network [J]. *Environmental Science*, 2024, 45(4): 2142–2149.
- [41] LUO D H, WANG Z F, LIAO Z L, *et al.* Airborne microplastics in urban, rural and wildland environments on the Tibetan Plateau [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133177.
- [42] ALLEN S, ALLEN D, MOSS K, *et al.* Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics [J]. *PLoS One*, 2020, 15(5): e0232746.
- [43] 蔡露瑶, 刘硕, 马丽娜, 等. 哈尔滨大气颗粒物PM<sub>2.5</sub>中微塑料的赋存特征及基于PMF法的来源解析[J]. *环境科学学报*, 2023, 43(8): 257–264.
- CAI L Y, LIU S, MA L N, *et al.* Property characteristics of PM<sub>2.5</sub> and source analysis based on PMF method in Harbin [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, 43(8): 257–264.
- [44] GUO Z M, CHEN J Y, YU H Y, *et al.* Characteristics, sources and potential ecological risk of atmospheric microplastics in Lhasa City [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2024, 46(9): 347.
- [45] DRIS R, GASPERI J, MIRANDE C, *et al.* A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 221: 453–458.
- [46] LONG X, ZHANG S, HUANG D S, *et al.* Atmospheric microplastics emission source potentials and deposition patterns in semi-arid croplands of northern China [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2024, 129(20): e2024JD041546.
- [47] CHEN H, CHEN Y H, XU Y B, *et al.* Different functional areas and human activities significantly affect the occurrence and characteristics of microplastics in soils of the Xi'an metropolitan area [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 852: 158581.
- [48] GIECHASKIEL B, GRIGORATOS T, MATHISSEN M, *et al.* Contribution of road vehicle tyre wear to microplastics and ambient air pollution [J]. *Sustainability*, 2024, 16(2): 522.
- [49] YIN K, WANG D X, ZHAO H J, *et al.* Microplastics pollution and risk assessment in water bodies of two nature reserves in Jilin Province: Correlation analysis with the degree of human activity [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 799: 149390.
- [50] 杨晓霞, 张雪梅, 舒晓, 等. 不同粒径聚乙烯微塑料对赤子爱胜蚓的代谢毒性[J]. *中国环境科学*, 2025, 45(2): 1063–1073.
- YANG X X, ZHANG X M, SHU X, *et al.* Metabolic toxicity of polyethylene microplastics with different sizes to earthworms *Eisenia fetida* [J]. *China Environmental Science*, 2025, 45(2): 1063–1073.
- [51] ZHU L, KANG Y L, MA M D, *et al.* Tissue accumulation of microplastics and potential health risks in human [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 915: 170004.
- [52] GONG H, LI R X, LI F, *et al.* Microplastic pollution in water environment of typical nature reserves and scenery districts in southern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 903: 166628.
- [53] BARBERO M, BONIN G, LOISEL R, *et al.* Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the Mediterranean basin [J]. *Vegetatio*, 1990, 87(2): 151–173.
- [54] MAYNARD D G, PARÉ D, THIFFAULT E, *et al.* How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? [J]. *Environmental Reviews*, 2014, 22(2): 161–178.
- [55] 刘姜艳. 微塑料在典型农田土壤中的分布特征及其对雌激素环境行为的影响[D]. 重庆: 重庆三峡学院, 2023.
- LIU J Y. Distribution characteristics of microplastics in typical farmland soils and their effects on the environmental behavior of estrogens [D]. Chongqing: Chongqing Three Gorges University, 2023.
- [56] 李巧云, 赵航航, 杨婵, 等. 汉江上游农田土壤微塑料与重金属污染特征及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2025, 46(1): 419–429.
- LI Q Y, ZHAO H H, YANG C, *et al.* Characteristics, risk assessment of microplastics, and heavy metal pollution in farmland soils in the upper Hanjiang River [J]. *Environmental Science*, 2025, 46(1): 419–429.
- [57] 刘晓东. 石河子市微塑料污染特征及其生态风险评价[D]. 石河子: 石河子大学, 2022.
- LIU X D. Evaluation of microplastic pollution characteristics and its ecological risk assessment in Shihezi City [D]. Shihezi: Shihezi University, 2022.