环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第44卷 第4期
2023年4月15日

目 次

环 境 科 学
Environmental Science

第44卷第4期 2023年4月
Vol.44, No.4 Apr., 2023

桂林市不同功能型公园水体微塑料的分布特征及风险评估

李沛钊[1]，吴莉[1]，黄菲菲[1]，林才霞[1]，舒小华[2]，张倩[1]*

(1. 桂林电子科技大学生命与环境科学学院，桂林 541004；2. 桂林理工大学环境科学与工程学院，桂林 541006)

摘要：城市公园水体环境容量小，自净能力差，更容易受微塑料影响而造成水体微生态系统的失衡. 以公园的功能特点(综合型、社区型和生态型)为基础，通过现场采样、显微观察和傅里叶红外光谱等方法，调查了桂林市公园水体微塑料的分布特征，并采用微塑料风险指数(H)和负荷指数(PLI)评估了微塑料的污染风险. 结果表明，公园表层水和沉积物中微塑料的丰度范围分别为104.67～674.44 n·m^{-3}和95.57～877.78 n·kg^{-1}. 微塑料形状主要包含碎片、纤维、薄膜和颗粒，且以小于1 mm的碎片和纤维为主. 微塑料聚合物有聚乙烯和聚对苯二甲酸乙二醇酯. 不同功能公园水体的微塑料丰度差异性显著，其中综合型公园的微塑料丰度最高. 公园水体微塑料丰度与公园功能和入园人数密切相关. 公园表层水的污染风险较低，而沉积物的污染风险相对较高. 研究表明，旅游是桂林城市公园水体微塑料污染的重要来源，桂林市公园水体中微塑料污染风险总体属于轻度污染，但仍需关注其在城市小型淡水水域中的累积风险.

关键词：微塑料；表层水；沉积物；城市公园；分布特征；风险评估

中图分类号：X52 **文献标识码**：A **文章编号**：0250-3301(2023)04-2062-10 **DOI**：10.13227/j.hjkx.202205113

Distribution Characteristics and Risk Assessment of Microplastics in Water of Different Functional Parks in Guilin

LI Pei-zhao[1], WU Li[1], HUANG Fei-fei[1], LIN Cai-xia[1], SHU Xiao-hua[2], ZHANG Qian[1]*

(1. School of Life and Environmental Sciences, Guilin University of Electronic Technology, Guilin 541004, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China)

Abstract: The water environment capacity of urban parks is small, and their self-purification ability is poor. They are also more likely to be affected by microplastics (MPs), which cause an imbalance of the water micro-ecosystem. Based on the functional characteristics of parks (comprehensive park, community park, and ecological park), this study investigated the distribution characteristics of MPs in the water of Guilin parks through spot sampling, microscopic observation, and Fourier transform infrared spectroscopy. In addition, the pollution risk index and the pollution load index were used to evaluate the pollution risk of MPs. The results showed that the abundances of MPs in the park surface water and sediments ranged from 104.67-674.44 n·m^{-3} and 95.57-877.78 n·kg^{-1}, respectively. There were four main shape types of MPs: fragments, fibers, films, and particles. MPs were dominated by fragments and fibers with small sizes (<1 mm). The polymers of MPs were polyethylene and polyethylene terephthalate. There were significant differences in the abundance of MPs in the water of different functional parks, and the abundance of MPs in comprehensive parks was the highest. The abundance of MPs in park water was closely related to the function of the park and the number of people entering the park. The pollution risk of MPs in the surface water of Guilin parks was low, whereas the pollution risk of MPs in sediments was relatively high. The results of this study indicated that tourism was an important source of MPs pollution in the water of Guilin City parks. The pollution risk of MPs in the water of Guilin City parks was mild. However, the pollution risk of MPs accumulated in small freshwater waters of urban parks requires continued attention.

Key words: microplastics; surface water; sediments; urban park; distribution characteristics; risk assessment

水环境中的塑料在物理风化和太阳光等外界因素的影响下会裂解成小尺寸的微塑料(<5 mm)被生物摄入，并沿着食物链转移[1]. 底栖鱼类[1]、贻贝[2]、江豚[3]和铜锈环棱螺[4]等体内均检测到微塑料. 微塑料在生物体内的累积可能会抑制生物的发育和繁殖[5]，同时还会引起微生物群落结构失衡[6]. 此外，微塑料作为载体会与水中的其它污染物(重金属[7]、抗生素[8]和农药[9])发生相互作用，影响污染物在水中的迁移转化，间接地促进污染物的转移，从而引起更大的生态风险. 因此，水环境中微塑料的产生、迁移和归趋一直是人们关注的热点.

目前淡水中微塑料的研究主要集中在大型湖泊、河流、河口和城市河道的表层水及沉积物上[10～12]. 有研究表明，人类活动与水体功能直接影响研究区域内微塑料的赋存情况[13]. 城市公园水体是城市生态环境的重要组成部分，它在净化水质、调节微气候、补充地下水、维持生物多样性和降解污染物等方面发挥着重要作用[14,15]. 然而，由于城市公园水域面积较小，其环境容量和水体自净能力不及湖泊、河流和河口等大型水体. 城市公园水体更容易受污染物影响造成水体微生态系统的失衡，进而失去景观水的功能，甚至影响周围居民生活质

收稿日期：2022-05-10；**修订日期**：2022-07-02
基金项目：国家自然科学基金项目(41967042)；广西重点研发计划项目(桂科 AB22080071)
作者简介：李沛钊(1997～)，男，硕士研究生，主要研究方向为微塑料的环境行为，E-mail:2582565515@qq.com
* 通信作者，E-mail:qzhang0613@163.com

量[16,17]. 因此，有必要了解城市公园水体中微塑料的丰度、分布和潜在的来源，以评估微塑料的潜在风险.

桂林市作为世界著名的旅游目的地，每年都吸引着大量国内外的游客前来观光. 旅游业快速发展的同时，由此带来的塑料产品的消耗和微塑料累积的环境风险却没有引起重视. 与西安和武汉等大型城市不同，桂林城市人口数量小，制造业欠发达，第三产业发展繁盛，外来流动人口频次高，与人类活动密切相关的城市公园水体微塑料的分布特征及风险情况可能与目前报道的西安[18]和武汉[19]等大型城市不同. 因此，本研究基于公园的功能特点，将桂林市不同的城市公园分为综合型、社区型和生态型这三大类，调查了桂林市公园表层水和沉积物中微塑料的分布特征，分析了可能影响城市公园水体微塑料分布的主要原因，并评估了桂林市城市公园水体微塑料的污染风险. 本研究结果将有助于进一步理解城市公园水体微塑料的来源和分布规律，以期给城市的塑料制品使用与管理提供指导，并为城市公园水体微塑料污染治理提供理论基础.

1　材料与方法

1.1　研究区域

桂林市位于中国广西壮族自治区东北部，根据城市公园的功能类型[20]，选择桂林市 8 个公园作为采样点. 为了排除漓江流域水体中微塑料对桂林市公园整体微塑料丰度的影响，采样点的选择排除了漓江流域流经的公园. 采样点的地理位置见图 1：S1 ~ S4 为综合型公园，S5 ~ S7 为社区公园，S8 为生态公园. 其中，S5 的水源来自洛清江，处于洛清江支流尽头，其他采样点均为封闭水域. 采样点详细的信息和公园功能特征信息见表 1.

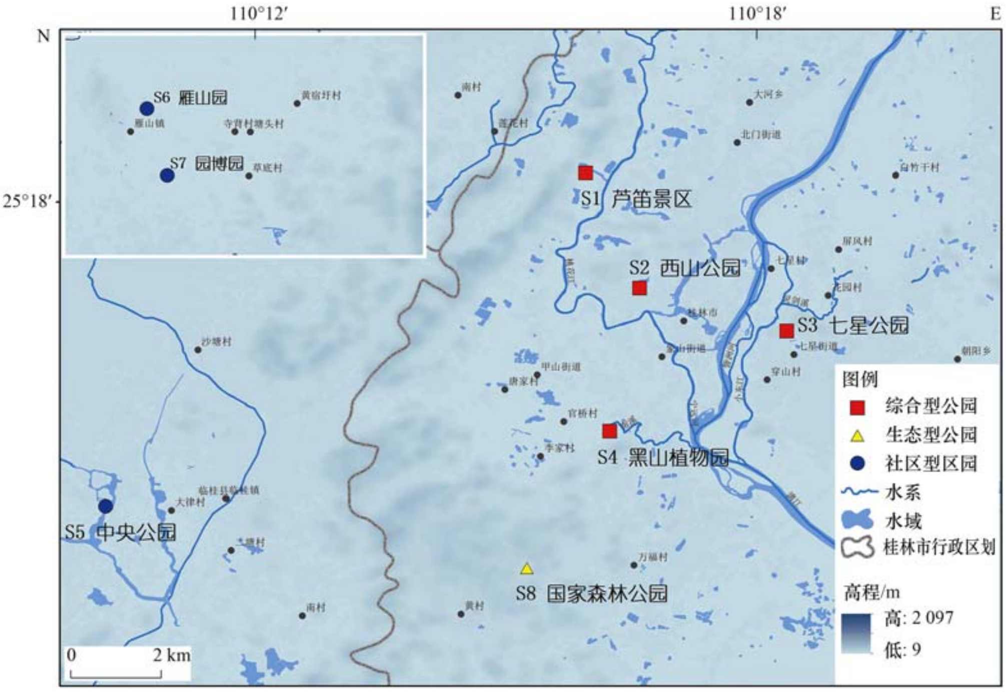

图 1　桂林市公园采样点示意

Fig. 1　Schematic diagram of sampling points in Guilin Park

表 1　桂林市公园类型及特点

Table 1　Types and characteristics of parks in Guilin

编号	采样点	分类	特点
S1	芦笛景区	综合型	集娱乐性和观赏性为一体，在满足游客游览需求的同时，开发各种娱乐设施丰富游人活动
S2	西山公园		
S3	七星公园		
S4	黑山植物园		
S5	中央公园	社区型	具有基本的游憩和服务措施，主要为一定社区范围内居民就近开展日常休闲活动服务的场所
S6	雁山园		
S7	园博园		
S8	国家森林公园	生态型	具有一定规模，自然风景优美，改善生态环境，可供人们进行游憩或科学、文化和教育活动

1.2 样品采集

2021 年夏季采集了表层水和沉积物的样品,每个公园选择 3 个不同的采样点采集 3 份样本,采样点使用 GPS 均匀分布定位. 使用 10 L 不锈钢桶收集表层水,把收集 5 次共 50 L 的表层水依次通过 75 μm 的不锈钢筛网过滤[21],用去离子水冲洗筛网,将截留在筛网上的残渣冲洗到准备好的容器中,密封后在 4℃ 环境下保存. 为了防止样品被污染,减小误差,每次采样前都会用去离子水反复冲洗不锈钢筛网和容器. 每个采样点用彼得森采泥器抓取 1 kg 底层沉积物,挑出杂质接着用去离子水冲洗表面残留后丢弃. 处理后样品放入铝箔采样袋中冷藏保存.

1.3 样品处理与分析

将带回实验室的表层水样品倒入烧杯中,反复润洗采样容器. 用手持式放大镜(10×)进行初步分选,将可以观察到的微塑料挑出置于玻璃培养皿的滤膜上. 剩余水样通过 0.45 μm 滤膜抽滤后,用去离子水冲洗转移到 1 000 mL 烧杯中,加入 200 mL 30% 过氧化氢,在室温下消化 24 h,加入 800 mL 饱和氯化钠溶液(密度为 1.2 $g\cdot cm^{-3}$),充分搅拌后静置 24 h,收集上清液后过 0.45 μm 滤膜,将截留有微塑料的滤膜置于玻璃培养皿中,等待下一步处理.

沉积物样品先剔除植物残体、碎石和贝壳等杂质,60℃ 烘干至恒重后过 25 目筛. 称取 50 g 过筛后的样品,加入饱和的氯化钠溶液(密度为 1.2 $g\cdot cm^{-3}$)静置 24 h 后将上清液移至另外一个烧杯中,浮选过程重复 3 次. 将 3 次浮选的上清液抽滤,收集滤膜上的残留物到离心管内,离心 10 min 后,取上清液倒入烧杯中. 然后加入 30% 的过氧化氢在 60℃ 的条件下消解 3~4 d. 消解后再次离心,取上清液,经 0.45 μm 滤膜抽滤,得到的滤膜放置于培养皿中,盖上盖子,置于 25℃ 烘箱中烘干 24 h 后待分析.

将干燥后的滤膜放于立体显微镜下(LEICA S8AP0)观察滤膜上的微塑料,并拍照记录. 表层水中的微塑料的丰度表示为"$n\cdot m^{-3}$",沉积物中的微塑料丰度表示为"$n\cdot kg^{-1}$". 使用傅里叶变换显微红外光谱仪(Nicolet iN 10, Thermo Fisher, USA)对挑选出来的微塑料进行分析,确定微塑料的聚合物类型.

1.4 风险评估

实验采用微塑料风险指数(H)和污染物负荷指数(PLI)两种模型对桂林市公园微塑料污染风险进行评估[22, 23],微塑料风险指数(H)计算公式如下:

$$H = \sum P_n \times S_n$$

式中, H 为聚合物的风险指数; P_n 为每个采样点每种聚合物的百分比; S_n 为各类塑料聚合物的危险评分. 聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和聚乙烯(PE)的 S_n 值分别为 4 和 11[22].

污染物负荷指数评估模型定义如下:

$$\mathrm{CF}_i = C_i / C_{\mathrm{oi}}$$

$$\mathrm{PLI} = \sqrt{\mathrm{CF}_i}$$

$$\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}} = \sqrt[n]{\mathrm{PLI}_1 \times \mathrm{PLI}_2 \times \cdots \times \mathrm{PLI}_n}$$

式中, CF_i 为微塑料的污染系数; C_i 为某个采样点微塑料的实测丰度; C_{oi} 为微塑料丰度参考值,目前理论上关于 C_{oi} 的选择争议较大,此次研究选择 Everaert 等[24]利用数学模型估算出的水体和沉积物中微塑料的安全浓度(即对生物体无效浓度)作为微塑料丰度参考值,其中水体和沉积物中微塑料的丰度参考值分别为 6 650 $n\cdot m^{-3}$ 和 540 $n\cdot kg^{-1}$; PLI 为某采样点的微塑料污染负荷指数; n 为采样点个数; $\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}}$ 为研究区域微塑料污染负荷指数. 当 PLI ≤1 时,该区域属于轻度污染,1 < PLI ≤ 2 时为重度污染,PLI > 2 时为极强污染.

1.5 数据处理

数据的处理使用软件 IBM SPSS Statistics26.0 进行,采用 Pearson 相关分析对公园入园人数和微塑料丰度进行分析,采用单因素方差分析(One-way ANOVA)对不同公园的微塑料丰度进行分析,所有数据结果均在显著水平为 0.05 情况下检验. 采样点分布图用 ArcGis10.2 绘制,其他图件用 Origin 2018 绘制.

1.6 质量控制

为避免样品受到外界微塑料的污染,在采样和实验全程要求穿戴棉质实验服及手套,避免样品接触一切塑料制品. 烧杯使用锡箔纸密封,微塑料的提取及鉴定在超净实验室进行. 为确保实验的准确性,实验室处理过程中,均设置空白对照组,即在超净实验室中放置湿润的空白滤膜,空白组未检出微塑料.

2 结果与讨论

2.1 微塑料的丰度特征

2.1.1 表层水

微塑料在所有表层水样品中的检出率为 100%. 桂林市公园表层水中的微塑料丰度为 104.67~674.44 $n\cdot m^{-3}$[图 2(a)]. 8 个不同公园的表层水中微塑料丰度的分布上具有显著性差异($P < 0.05$). S3 和 S6 的表层水微塑料丰度远高于其他采样点,达到 674 $n\cdot m^{-3}$ 和 664 $n\cdot m^{-3}$. S3 是桂林市的热门旅游景点,近 3 年平均客流量达到 53 万人,

因此使用并丢弃到环境中大量的塑料制品可能导致 S3 表层水中的微塑料丰度高于其他 3 个综合型公园. S6 作为社区型公园代表,其表层水微塑料丰度略低于 S3,但远远高于另外两个社区型公园 S5 和 S7. 现场调研发现 S6 有生活污水直接排入,这可能是导致 S6 微塑料丰度高的直接原因. 表层水中微塑料丰度最低的是 S8($104.67\ n\cdot m^{-3}$),由于 S8 是生态型公园,其作用主要是保持水土、涵养水源和调节气候,娱乐性较低,游客稀少,微塑料因缺少输入而在该公园水体中不易积累.

与同样采用过滤法进行调研的其它水体中微塑料的丰度相比(表 2),桂林市公园表层水微塑料丰度明显低于洞庭湖[25]、鄱阳湖[26]、乌梁素海[27]和瑞士的萨索罗湖[28],但高于芬兰的 Kallavesi 湖[29]和印度的恒河[30]. 与巴基斯坦的拉瓦尔湖[31]和俄罗斯的贝加尔湖[32]相比其丰度相似. 但总体来说,桂林市公园表层水微塑料丰度相对较低,这可能是因为很多大型湖泊是污水厂或排水系统的受纳水体,这使其成为微塑料在内陆淡水中重要的汇集地.

2.1.2　沉积物

沉积物样品中同样全部检测出了微塑料,沉积物中微塑料的丰度为 $95.57 \sim 877.78\ n\cdot kg^{-1}$[图 2(b)]. S2 和 S4 沉积物中的微塑料丰度显著高于 S1 和 S3,这可能是因为 S2 和 S4 的公园湖泊中有大量人工种植的挺水植物. 这些挺水植物在种植时,用来包裹根部的塑料薄膜或壳没有清除,这些塑料制品在水中不断经受水流冲击后破碎形成微塑料并停留在沉积物中. 与表层水情况相同,S8 沉积物中微塑料丰度最低($95.57\ n\cdot kg^{-1}$),远低于其他公园. 沉积物中的微塑料丰度容易受到水体扰动的影响. S3 较多的水上娱乐项目使公园不同深度的水交换频繁. S5 与河流相连,水体流动性较大,这些水体环境不利于微塑料的沉降. 而 S6 和 S7 是封闭水域,水体扰动程度小,微塑料更容易沉降. 本次研究区域内沉积物中微塑料的丰度高于大部分其他的研究的结果(表 2),这可能也是因为公园水域面积小,水体流动

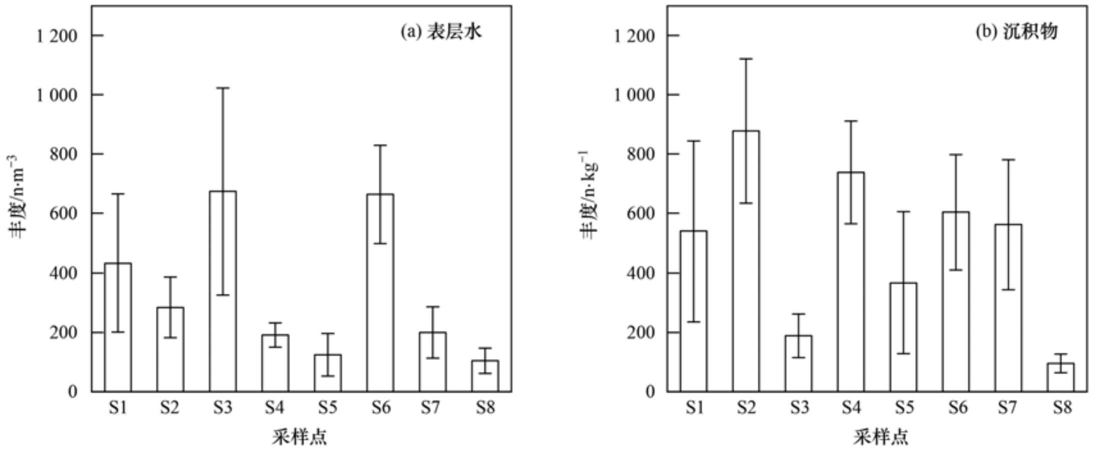

图 2　桂林市公园表层水和沉积物中的微塑料丰度

Fig. 2　Abundance of microplastics in surface water and sediments of park waters in Guilin

表 2　全球湖泊微塑料污染情况

Table 2　Microplastic pollution in global lakes

国家	研究区域	表层水中微塑料丰度 /$n\cdot m^{-3}$	沉积物中微塑料丰度/$n\cdot kg^{-1}$	聚合物主要类型	主要形状	文献
中国	太湖	—1)	11.0 ~ 234.6	玻璃纸和 PE	纤维	[13]
中国	洞庭湖	366.67 ~ 2 316.67	200 ~ 1 150	PE 和 PS	纤维	[25]
中国	鄱阳湖	5 000 ~ 34 000	54 ~ 506	PP 和 PE	纤维	[26]
中国	乌梁素海	1 400 ~ 10 120	—	PE	纤维	[27]
瑞士	萨索罗湖	微塑料 2 600,纤维 4 400	—	PE	纤维	[28]
芬兰	Kallavesi 湖	>300 μm,1.8 ± 2.3; 100 ~ 300 μm,12 ± 17; 20 ~ 100 μm,155 ± 73;	—	PE、PP 和 PE	纤维	[29]
印度	恒河	38 ± 4	—	人造纤维	纤维	[30]
巴基斯坦	拉瓦尔湖	—	142	PE 和 PP	纤维	[31]
俄罗斯	贝加尔湖	291 ± 252	—	PP	碎片	[32]
中国	骆马湖	—	120 ~ 1 000	PE	纤维	[34]
中国	雨山湖	—	439.9	PP 和 PE	纤维	[35]
坦桑尼亚、乌干达和肯尼亚	维多利亚湖	—	0 ~ 108	PE	碎片	[36]
英国	Edgbaston Pool 湖	—	250 ~ 300	—	纤维和薄膜	[37]

1)“—”表示参考文献无此数据

性和交换能力不及大型湖泊,从而更有利于微塑料在沉积物中的累积[33].

2.2 微塑料的形貌与组分特征

图3给出了各采样点表层水和沉积物中典型微塑料的形貌.微塑料主要形状是碎片和纤维.表层水中碎片占54.09%、纤维占36.20%[图4(a)],沉积物中碎片占60.61%、纤维占24.93%[图4(c)].一般来说,碎片状微塑料主要来自于大型塑料的裂解[38],纤维状微塑料主要来源是衣物等人工合成纤维纺织品的清洗[39].城市公园中纤维状微塑料主要来源可能为大气沉降和地表径流[40,41].

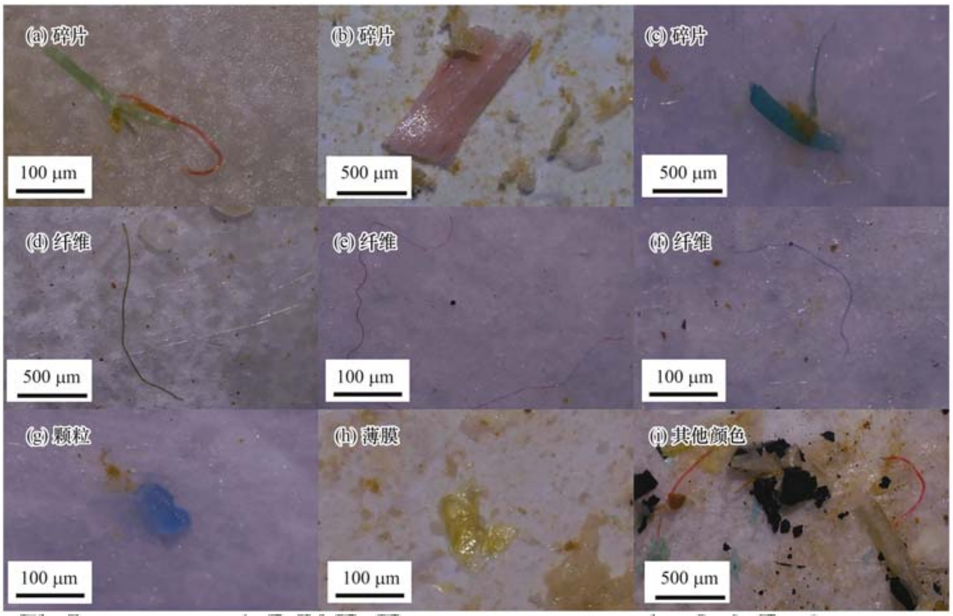

图3 桂林市公园表层水和沉积物中不同形状的微塑料

Fig. 3 Microplastic shapes in surface water and sediments of park waters in Guilin

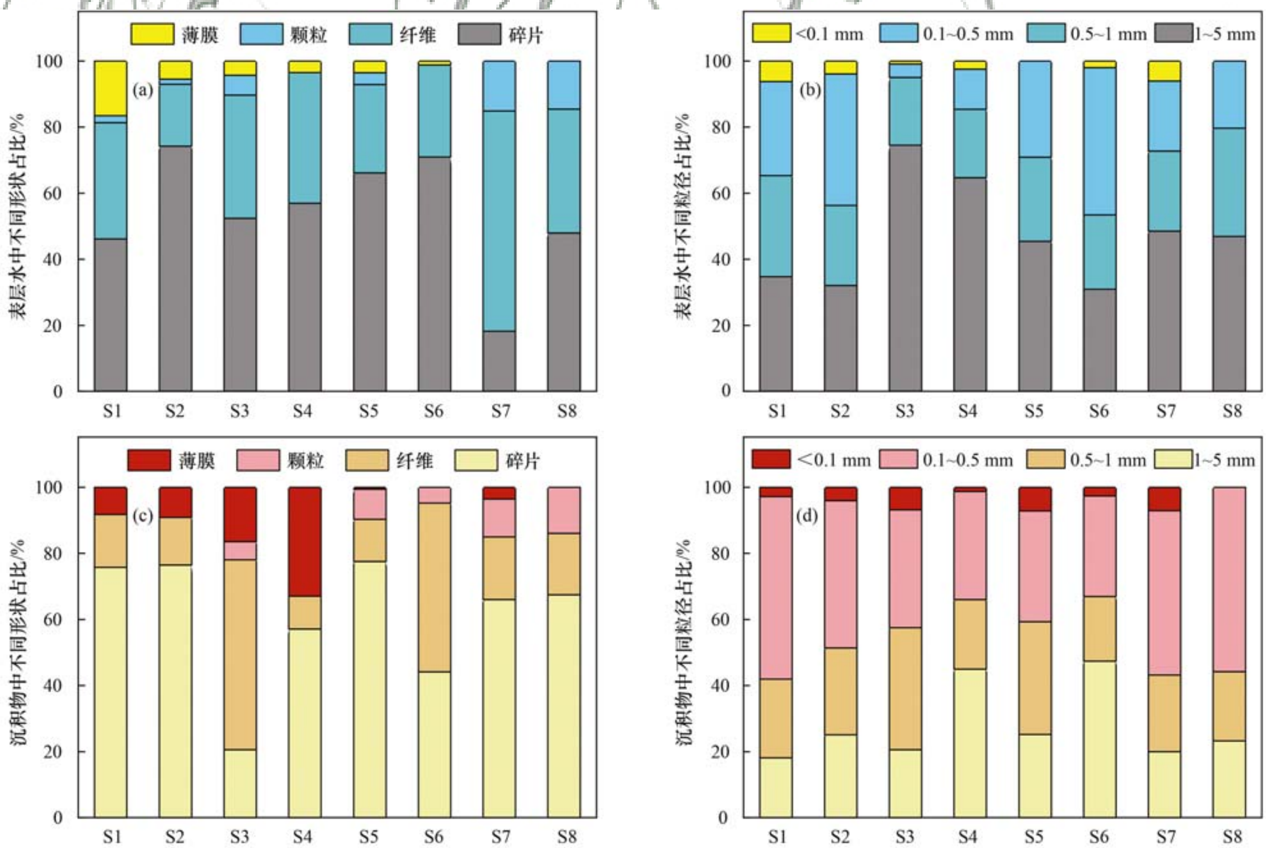

图4 桂林市公园表层水和沉积物中微塑料的形状和粒径分布

Fig. 4 Microplastic shape and size distributions in surface water and sediments of park waters in Guilin

不同粒径微塑料在不同采样点中的占比见图 4(b)和图 4(d). S3 和 S4 两个公园表层水中 1 ~ 5 mm 的微塑料数量占有明显优势,其它采样点微塑料则以 1 mm 以下粒径为主. 沉积物中的 1 mm 以下粒径的微塑料在各采样点占 60% 以上. 表层水和沉积物中微塑料粒径分布与黄河下游河口[42]、乌梁素海[11]和鄱阳湖[43]研究结果一致. 桂林市属于亚热带季风气候,降雨总量大,降雨形成的地表径流容易携带微塑料等污染物进入到城市公园湖泊中,且地表径流水的剪切力可能会加速微塑料的裂解. 小尺寸(< 1 mm)微塑料更易富集环境污染物,并被生物摄食,因此小尺寸的微塑料潜在的环境风险更大,需要更多关注.

2.3 城市公园微塑料分布与城市公园类型和入园游客数量的关系

根据公园的功能特点,综合型(S1 ~ S4)、社区型(S5 ~ S7)和生态型(S8)公园的微塑料丰度情况见图 5. 各类型公园表层水中微塑料丰度范围为 104.67 ~ 395.84 $n\cdot m^{-3}$,不同类型公园表层水的微塑料丰度大小顺序为:综合型 > 社区型 > 生态型. 沉积物中微塑料的丰度范围为 95.57 ~ 586.11 $n\cdot kg^{-1}$,不同类型公园的沉积物的微塑料丰度大小顺序为:综合型 > 社区型 > 生态型. 综合型公园由于其功能的多样性,进入公园的人群量和活动范围更广,由此带来的塑料垃圾的输入量更大,更容易累积微塑料. 而生态型公园主要功能是改善生态环境,其

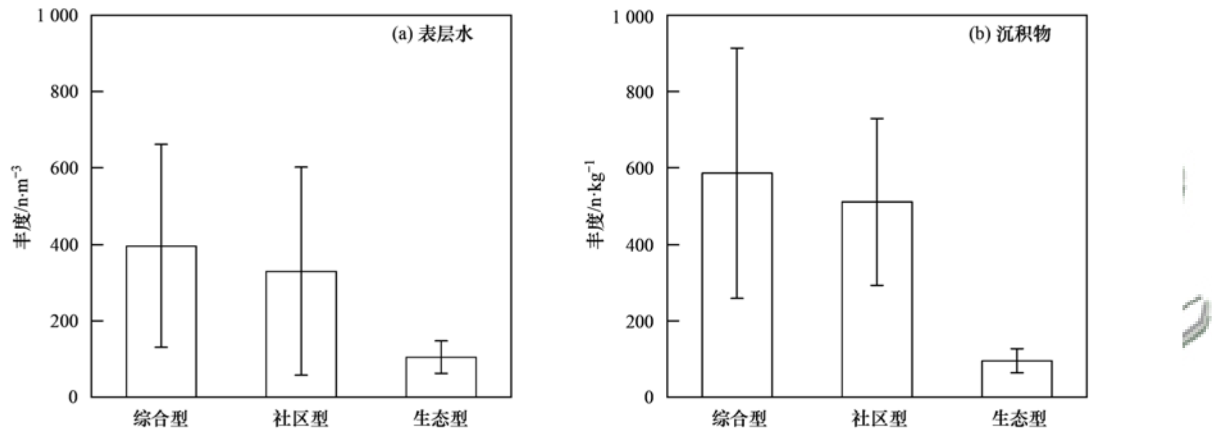

图 5　桂林市不同功能型公园表层水和沉积物中微塑料丰度

Fig. 5　Abundance of microplastics in surface water and sediments of different functional park waters in Guilin

塑料的外源输入途径比综合型和社区型公园要少,因此生态型公园的微塑料丰度低.

不同功能型公园与微塑料的形状和尺寸关系见图 6. 在桂林市公园水体中,公园类型与微塑料尺寸之间没有显著性差异($P > 0.05$). 主要原因可能是所有采样点的微塑料来源没有明显不同. 相对而言,社区型公园中颗粒状微塑料较多,可能是因为采样点 S7 接纳的部分生活污水导致社区型公园颗粒状塑料数量高于另外两个类型的公园. 生活污水中颗粒状微塑料主要来自个人护理产品, Gouin 等[44]研究显示,3 亿人在个人护理品中使用了 261 t 的聚乙烯微塑料.

城市公园的功能特征可以影响环境中微塑料的分布. 为了说明人类活动对微塑料分布的影响,研究进一步分析了微塑料分布与公园入园人数之间关系. 根据桂林市相关部门提供的近 3 年公园入园人数数据,对公园微塑料丰度和入园人数进行皮尔逊相关性分析,结果见表 3. 其中 Sig. (双尾)值为 0.009,小于 0.01,表明桂林市公园微塑料与入园人数之间存在极显著的相关性. 皮尔逊相关性的值为 0.881,则说明桂林市公园微塑料丰度与入园人数之间存在显著正相关. 这充分说明了人类活动是城市公园微塑料的主要来源. 其它研究也表明,游客众多的海滩的微塑料丰度值会相对较高[45]. 对青海湖[46]、蒙古湖[47]和意大利的加尔达湖[48]的微塑料调研研究也认为旅游是微塑料污染的重要来源.

表 3　桂林市公园微塑料丰度与入园人数相关性分析1)

Table 3　Correlation analysis between the abundance of microplastics and the number of tourists for parks in Guilin

项目	类型	入园人数
桂林市公园微塑料丰度	皮尔逊相关性	0.881**
	Sig. (双尾)	0.009

1) ** 表示相关性在 0.01 水平极显著相关(双尾)

2.4 微塑料的聚合物类型和污染风险评估

根据 FTIR 分析结果(图 7),桂林市城市公园微塑料聚合物类型主要为聚乙烯(PE,84%)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET,16%). 所有的样品中只有 PE 和 PET 被检出,这与它们的广泛使用密不可分. PET 常被用于生产纺织品,如衣服、毛毯和枕芯填充材料. PE 被广泛应用于农用薄膜、食品包装袋、塑

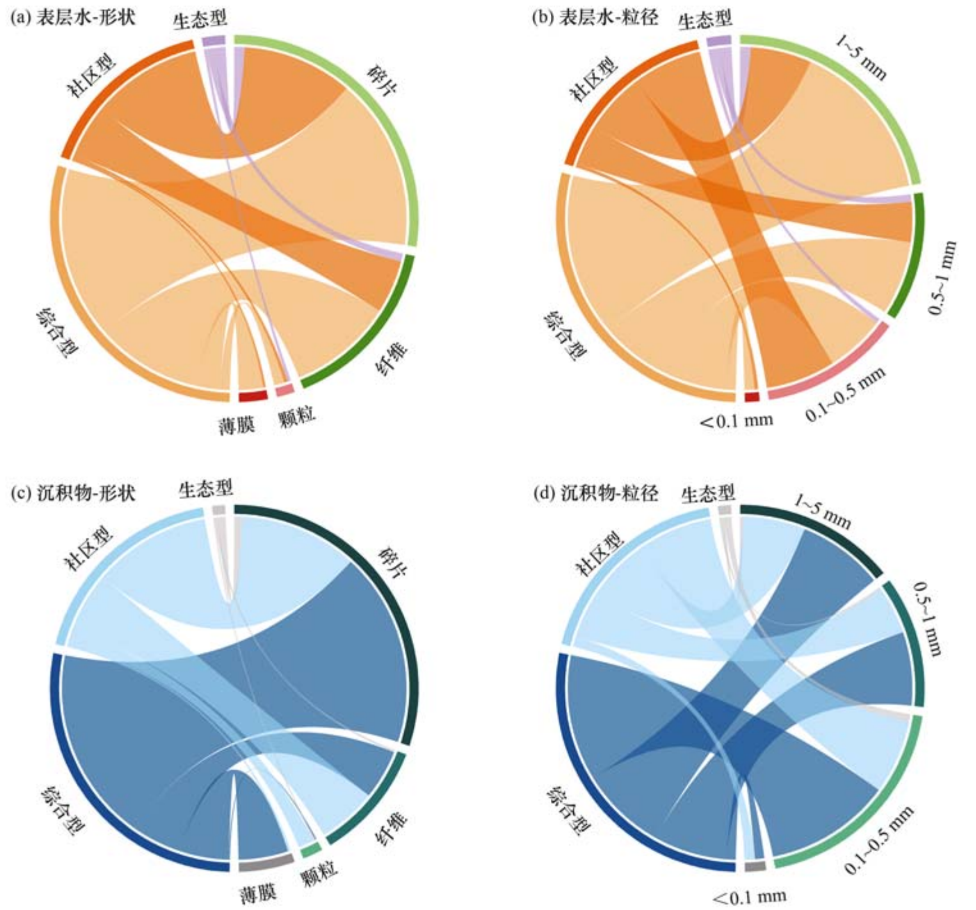

图 6 桂林市不同功能型公园表层水和沉积物中微塑料形状与粒径分布

Fig. 6 Microplastic shape and size distributions in surface water and sediments of different functional park waters in Guilin

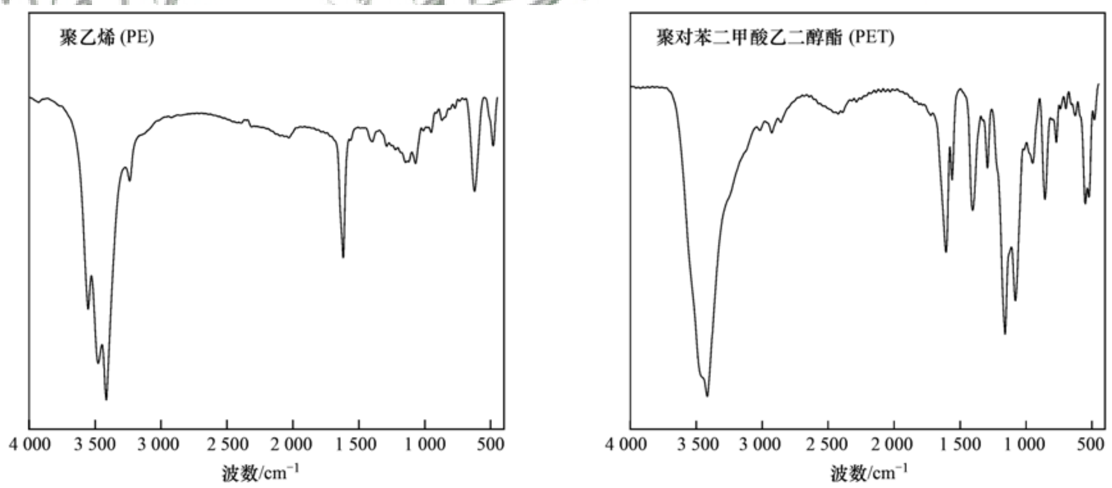

图 7 桂林市公园微塑料红外光图谱

Fig. 7 Fourier transform infrared spectroscopy of microplastics for parks water in Guilin

料瓶和最常见的塑料购物袋. PE 和 PET 目前是内陆淡水中普遍存在的微塑料类型.

根据 1.4 节中所述的风险评价方法,桂林市微塑料风险指数(H)为 5.12,低于中国乌拉特前旗[11]、东亚海到北极盆地[49]和青海省的湟水河流域[50]的风险指数,其风险类别等级为 Ⅰ(低风险). 各采样点的污染负荷指数 PLI 值见图 8. 表层水的 PLI 范围为 0.12 ~ 0.31,均不超过阈值 1,属于轻度污染. 沉积物的 PLI 范围为 0.42 ~ 1.27,其中,S2、S4、S6 和 S7 的 PLI 都超过了阈值 1,属于重度污染,其余均为轻度污染. 表层水和沉积物的总体 PLI_{zone} 值分别为 0.20 和 0.91,属于轻度污染. 可见桂林市公园水体的微塑料污染风险总体评估为低风险. 但需要指出的是,虽然桂林市的微塑料污染风险

和污染负荷指数总体评估都为低风险,但该风险评估仅仅考虑了微塑料本身的毒性及其在环境中的丰度.作为污染物载体的微塑料与其它有毒有害污染物的相互作用可能引起复杂的风险效应.同时,个别采样点的沉积物中微塑料污染处于重度污染,可能对底栖水生生物构成直接威胁.桂林市作为重要的世界级旅游城市,应该重视微塑料对生态环境的影响,规范塑料制品的使用,加强对塑料垃圾的回收.

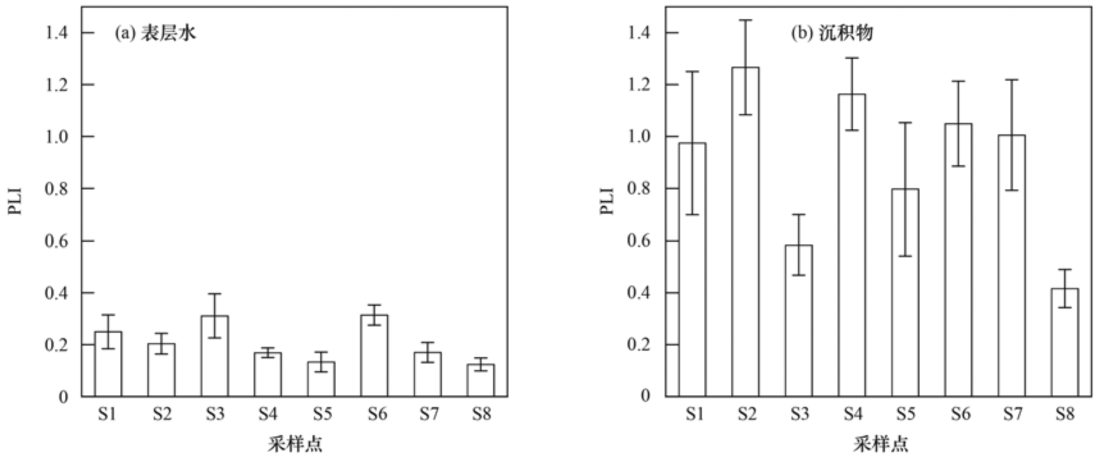

图 8　桂林市公园微塑料各采样点 PLI 值

Fig. 8　PLI value of microplastics in each sampling point of Guilin Parks

3　结论

(1)桂林市公园表层水和沉积物中微塑料的检出率 100%.桂林市公园表层水和沉积物中的微塑料以碎片和纤维为主,小尺寸(<1 mm)的微塑料占据了主要部分,检出微塑料聚合物主要是聚乙烯和聚对苯二甲酸乙二醇酯.

(2)不同类型公园的微塑料丰度差异性显著.研究区域内的微塑料丰度与公园的功能和入园人数密切相关,旅游是桂林城市公园微塑料污染的重要来源.

(3)微塑料风险指数(H)和污染物负荷指数(PLI)评估结果表明桂林市公园微塑料污染风险较低.

参考文献:

[1] Bellas J, Martínez-Armental J, Martínez-Cámara A, *et al*. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts[J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, **109**(1): 55-60.

[2] Sui M Y, Lu Y J, Wang Q, *et al*. Distribution patterns of microplastics in various tissues of the Zhikong scallop (*Chlamys farreri*) and in the surrounding culture seawater[J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, **160**, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111595.

[3] Xiong X, Chen X C, Zhang K, *et al*. Microplastics in the intestinal tracts of East Asian finless porpoises (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri*) from Yellow Sea and Bohai Sea of China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, **136**: 55-60.

[4] 江为群, 胡启武, 简敏菲, 等. 鄱阳湖典型区铜锈环棱螺体内微塑料分布特征[J]. 环境科学, 2022, **43**(5): 2633-2639.
Jiang W Q, Hu Q W, Jian M F, *et al*. Distribution characteristics of microplastics in *Bellamya aeruginosa* in typical area of Poyang Lake[J]. Environmental Science, 2022, **43**(5): 2633-2639.

[5] 赵佳, 饶本强, 郭秀梅, 等. 微塑料对斑马鱼胚胎孵化影响及其在幼鱼肠道中的积累[J]. 环境科学, 2021, **42**(1): 485-491.
Zhao J, Rao B Q, Guo X M, *et al*. Effects of microplastics on embryo hatching and intestinal accumulation in larval zebrafish *Danio rerio*[J]. Environmental Science, 2021, **42**(1): 485-491.

[6] 刘淑丽, 简敏菲, 邹龙, 等. 鄱阳湖白鹤保护区微塑料表面微生物群落结构特征[J]. 环境科学, 2022, **43**(3): 1447-1454.
Liu S L, Jian M F, Zou L, *et al*. Microbial community structure on microplastic surface in the *Grus leucogeranus* reserve of Poyang Lake[J]. Environmental Science, 2022, **43**(3): 1447-1454.

[7] Han X X, Wang S Y, Yu X, *et al*. Kinetics and size effects on adsorption of Cu(Ⅱ), Cr(Ⅲ), and Pb(Ⅱ) onto polyethylene, polypropylene, and polyethylene terephthalate microplastic particles[J]. Frontiers in Marine Science, 2021, **8**, doi: 10.3389/fmars.2021.785146.

[8] Zhang H B, Wang J Q, Zhou B Y, *et al*. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: kinetics, isotherms and influencing factors[J]. Environmental Pollution, 2018, **243**: 1550-1557.

[9] Wang F, Gao J, Zhai W J, *et al*. The influence of polyethylene microplastics on pesticide residue and degradation in the aquatic environment[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, **394**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122517.

[10] Zhao S Y, Zhu L X, Li D J. Microplastic in three urban estuary, China[J]. Environmental Pollution, 2015, **206**: 597-604.

[11] Mao R F, Song J L, Yan P C, *et al*. Horizontal and vertical distribution of microplastics in the Wuliangsuhai Lake sediment, northern China[J]. Science of the Total Environment, 2021, **754**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142426.

[12] 胡嘉敏, 左剑恶, 李頔, 等. 北京城市河流河水和沉积物中微塑料的组成与分布[J]. 环境科学, 2021, **42**(11): 5275-5283.
Hu J M, Zuo J E, Li D, *et al*. Composition and distribution of

microplastics in the water and sediments of urban rivers in Beijing [J]. Environmental Science, 2021, **42**(11): 5275-5283.

[13] Su L, Xue Y G, Li L Y, *et al*. Microplastics in Taihu Lake, China[J]. Environmental Pollution, 2016, **216**: 711-719.

[14] Santana M F M, Ascer L G, Custódio M R, *et al*. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: rapid evaluation through bioassessment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, **106**(1-2): 183-189.

[15] 李晨. 南京中小型城市水体公园微气候研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2017.
Li C. Study on microclimate of small and medium-sized water park in Nanjing City [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2017.

[16] Stallard R F. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1998, **12**(2): 231-257.

[17] Zhao S Q, Fang J Y, Ji W, *et al*. Lake restoration from impoldering: impact of land conversion on riparian landscape in Honghu Lake area, Central Yangtze [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2003, **95**(1): 111-118.

[18] Yu X Q, Zhao Y M, Zhang C T, *et al*. Abundance and characteristics of microplastics in the surface water and sediment of parks in Xi'an city, Northwest China[J]. Science of the Total Environment, 2022, **806**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150953.

[19] Wang W F, Ndungu A W, Li Z, *et al*. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Wuhan, China[J]. Science of the Total Environment, 2017, **575**: 1369-1374.

[20] 陶晓丽, 陈明星, 张文忠, 等. 城市公园的类型划分及其与功能的关系分析——以北京市城市公园为例[J]. 地理研究, 2013, **32**(10): 1964-1976.
Tao X L, Chen M X, Zhang W Z, *et al*. Classification and its relationship with the functional analysis of urban parks: taking Beijing as an example[J]. Geographical Research, 2013, **32**(10): 1964-1976.

[21] Ziajahromi S, Neale P A, Rintoul L, *et al*. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics[J]. Water Research, 2017, **112**: 93-99.

[22] 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.

[23] Li R L, Yu L Y, Chai M W, *et al*. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China [J]. Science of the Total Environment, 2020, **708**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135025.

[24] Everaert G, Van Cauwenberghe L, De Rijcke M, *et al*. Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions [J]. Environmental Pollution, 2018, **242**: 1930-1938.

[25] Jiang C B, Yin L S, Wen X F, *et al*. Microplastics in sediment and surface water of West Dongting Lake and South Dongting Lake: abundance, source and composition [J]. International Journal of Environmental Research Public Health, 2018, **15**(10), doi: 10.3390/ijerph15102164.

[26] Yuan W K, Liu X N, Wang W F, *et al*. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, **170**: 180-187.

[27] Wang Z C, Qin Y M, Li W P, *et al*. Microplastic contamination in freshwater: first observation in Lake Ulansuhai, Yellow River Basin, China[J]. Environmental Chemistry Letters, 2019, **17**(4): 1821-1830.

[28] De Jesús Negrete Velasco A, Rard L, Blois W, *et al*. Microplastic and fibre contamination in a remote mountain lake in Switzerland [J]. Water, 2020, **12**(9), doi: 10.3390/w12092410.

[29] Uurasjärvi E, Hartikainen S, Setälä O, *et al*. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake [J]. Water Environment Research, 2020, **92**(1): 149-156.

[30] Napper I E, Baroth A, Barrett A C, *et al*. The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River [J]. Environmental Pollution, 2021, **274**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.116348.

[31] Irfan T, Khalid S, Taneez M, *et al*. Plastic driven pollution in pakistan: the first evidence of environmental exposure to microplastic in sediments and water of Rawal Lake [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, **27**(13): 15083-15092.

[32] Moore M V, Yamamuro M, Timoshkin O A, *et al*. Lake-wide assessment of microplastics in the surface waters of Lake Baikal, Siberia[J]. Limnology, 2022, **23**(1): 265-274.

[33] Castro-Jiménez J, González-Fernández D, Fornier M, *et al*. Macro-litter in surface waters from the Rhone River: plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea[J]. Marine Pollution Bulletin, 2019, **146**: 60-66.

[34] 姚明轩, 白雪, 徐振佳, 等. 骆马湖表层沉积物微塑料的分布、来源及储存量[J]. 环境科学, 2022, **43**(5): 2566-2574.
Yao M X, Bai X, Xu Z J, *et al*. Distribution characteristics, sources, and storage of microplastics in surface sediments of Luoma Lake[J]. Environmental Science, 2022, **43**(5): 2566-2574.

[35] 王璇, 牛司平, 宋小龙, 等. 城市湖泊沉积物微塑料污染特征[J]. 环境科学, 2020, **41**(7): 3240-3248.
Wang X, Niu S P, Song X L, *et al*. Characterization of microplastic pollution of sediments from Urban Lakes [J]. Environmental Science, 2020, **41**(7): 3240-3248.

[36] Egessa R, Nankabirwa A, Basooma R, *et al*. Occurrence, distribution and size relationships of plastic debris along shores and sediment of northern Lake Victoria [J]. Environmental Pollution, 2020, **257**, doi: 10.1016/j.envpol.2019.113442.

[37] Vaughan R, Turner S D, Rose N L. Microplastics in the sediments of a UK urban lake [J]. Environmental Pollution, 2017, **229**: 10-18.

[38] Corcoran P L, Biesinger M C, Grifi M. Plastics and beaches: a degrading relationship[J]. Marine Pollution Bulletin, 2009, **58**(1): 80-84.

[39] Almroth B M C, Aström L, Roslund S, *et al*. Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(2): 1191-1199.

[40] Horton A A, Svendsen C, Williams R J, *et al*. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK-Abundance, sources and methods for effective quantification[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, **114**(1): 218-226.

[41] Wright S L, Ulke J, Font A, *et al*. Atmospheric microplastic

deposition in an urban environment and an evaluation of transport [J]. Environment International, 2020, **136**, doi: 10.1016/j.envint.2019.105411.

[42] Han M, Niu X R, Tang M, *et al*. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary[J]. Science of the Total Environment, 2020, **707**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135601.

[43] Liu S L, Jian M F, Zhou L Y, *et al*. Distribution and characteristics of microplastics in the sediments of Poyang Lake, China[J]. Water Science and Technology, 2019, **79**(10): 1868-1877.

[44] Gouin T, Roche N, Lohmann R, *et al*. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic [J]. Environmental Science & Technology, 2011, **45**(4): 1466-1472.

[45] Costa M F, Do Sul J A I, Silva-Cavalcanti J S, *et al*. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, **168**(1-4): 299-304.

[46] Xiong X, Zhang K, Chen X C, *et al*. Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake-Qinghai Lake[J]. Environmental Pollution, 2018, **235**: 899-906.

[47] Free C M, Jensen O P, Mason S A, *et al*. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake[J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, **85**(1): 156-163.

[48] Imhof H K, Ivleva N P, Schmid J, *et al*. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles[J]. Current Biology, 2013, **23**(19): R867-R868.

[49] Huang Y L, Zhang W W, Zhang S F, *et al*. Systematical insights into distribution and characteristics of microplastics in near-surface waters from the East Asian Seas to the Arctic Central Basin[J]. Science of the Total Environment, 2022, **814**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151923.

[50] 范梦苑, 黄懿梅, 张海鑫, 等. 湟水河流域地表水体微塑料分布、风险及影响因素[J]. 环境科学, 2022, **43**(10): 4430-4439.
Fan M Y, Huang Y M, Zhang H X, *et al*. Distribution, risk, and influencing factors of microplastics in surface water of Huangshui River Basin[J]. Environmental Science, 2022, **43**(10): 4430-4439.

HUANJING KEXUE Vol. 44 No. 4
Environmental Science (monthly) Apr. 15, 2023

CONTENTS