



文章栏目：生态环境系统工程与风险控制

DOI 10.12030/j.cjee.202308065 中图分类号 X524 文献标识码 A

王芳婷, 包科, 齐信. 长江流域武汉段典型湖泊中微塑料的赋存特征及生态风险评估[J]. 环境工程学报, 2023, 17(12): 3953-3959. [WANG Fangting, BAO Ke, QI Xin. Occurrence characteristics and ecological risk assessment of microplastics in surface water of Wuhan lakes in Yangtze River Basin[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(12): 3953-3959.]

长江流域武汉段典型湖泊中微塑料的赋存特征及生态风险评估

王芳婷^{1,✉}, 包科², 齐信¹

1. 中国地质调查局武汉地质调查中心, 武汉 430205; 2. 长江水利委员会河湖保护与建设运行安全中心, 武汉 430010

摘要 塑料污染在环境中具有普遍性, 对生态系统具有潜在的风险性, 为新兴的全球性环境问题。武汉境内江河纵横、百湖密布, 是全球同纬度地区和长江中下游湖泊型湿地的典型代表。调查了武汉湖泊表层水体中微塑料的分布特征, 并采用生态风险指数 (RI) 评估了微塑料的生态风险。结果表明, 微塑料丰度为 $2\ 000\sim7\ 733\ \text{items}\cdot\text{m}^{-3}$, 远城区湖泊表层水体微塑料丰度通常高于城乡结合区湖泊, 中心城区微塑料丰度具有显著差异。湖泊中微塑料以纤维状为主, 其次是碎片状, 大小以 $<1\ \text{mm}$ 的小颗粒为主, 主要颜色为透明和蓝色, 主要成分为聚乙烯 (PE)、聚丙烯 (PP) 和聚对苯二甲酸乙二醇酯 (PET)。武汉市典型湖泊表层水体中 MPs 生态风险指数为 $601.5\sim8\ 954$, 均属于危险或高危等级, 且 PE、PP 和 PET 的生态风险指数普遍较高。该研究结果可为城市湖泊中微塑料污染治理提供参考。

关键词 微塑料; 空间分布; 湖泊; 生态风险评估; 武汉

塑料这种用途广泛的合成材料具有重量轻、强度高、耐用、耐腐蚀和电绝缘等独特性能^[1-2]。大量塑料垃圾因处置不当被丢弃在水生和陆地环境中, 较大的塑料物品可通过物理、化学和生物过程慢慢分解成小块^[3-4]。小于 $5\ \text{mm}$ 的塑料碎片通常被称为“微塑料”, 分为初生微塑料^[5-6]和次生微塑料^[7-8]。微塑料可以通过食物链进入人和生物体内, 脊椎动物对微塑料的过量摄取可能导致身体内部擦伤和溃疡, 或者由于饱腹感而抑制进食^[9]。除此之外, 微塑料表面会吸附有毒有害物质, 也可能携带各种微生物^[10-12]。微塑料污染在环境中具有普遍性, 对生态系统具有潜在的风险性, 为新兴的全球性环境问题^[13-16]。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^[17]。世界各地河流微塑料分布与特征具有显著差异, 主要受来源量和水动力、气候、地理条件的影响^[18-20]。湖泊的微塑料丰度普遍高于河流型水体^[21-23], 这可能是由于河流的流体动力更强, 有利于污染物的排泄, 而湖泊具有相对封闭的环境, 微塑料丰度会通过长期的降解和积累而不断增加^[15], 造成水体微生态系统的失衡。为有效控制城市湖泊微塑料排放与污染, 因地制宜采取有效的微塑料污染治理措施, 需对城市湖泊中微塑料的丰度、尺寸、种类、形态、分布及生态风险进行评估, 明确微塑料污染特征、来源及其潜在危害。

武汉境内江河纵横、百湖密布, 拥有 165 条河流、166 个湖泊, 水域总面积达 $2\ 217.6\ \text{km}^2$, 占全市土地面积的 26.1%, 被誉为“百湖之市”“湿地之城”, 是全球同纬度地区和长江中下游湖泊型湿地的典型代表。基于此, 本研究以武汉湖泊为对象, 重点采集 6 个典型湖泊表层水体的样品, 以探明微塑料的污染现状和组成特征, 并评估微塑料的生态风险, 为城市湖泊中微塑料污染治理提供参考。

收稿日期: 2023-08-18; 录用日期: 2023-09-26

基金项目: 中国地质调查局项目 (DD20221734)

第一作者: 王芳婷 (1991—), 女, 博士, 工程师, E-mail: wangfangting@mail.cgs.gov.cn; ✉通信作者

1 材料与方法

1.1 研究区域与采样点布设

为掌握武汉市远城区、城乡结合区及中心城区等 3 类湖泊中微塑料分布规律, 2022 年 10 月, 选取区内 6 个典型湖泊分别布设采样点, 这 6 个湖泊均隶属于武汉市, 位于长江南岸, 距离较近且水域面积较大, 湖面形状相对规则。其中, 鲁湖代表远城区湖泊, 汤逊湖、黄家湖、青菱湖代表城乡结合区湖泊, 南湖、东湖代表中心城区湖泊。各湖泊采样点尽量沿湖泊岸边对称均匀分布, 采样点均距离湖边约 1 m, 共采集 15 组水体微塑料样品 (图 1)。鲁湖和汤逊湖水域面积相对较大, 黄家湖作为城乡结合区湖泊, 因紧邻多个大学导致人口密度相对更大, 故上述 3 个湖泊均设置了 2 个取样点, 其余湖泊设置 2 个取样点。

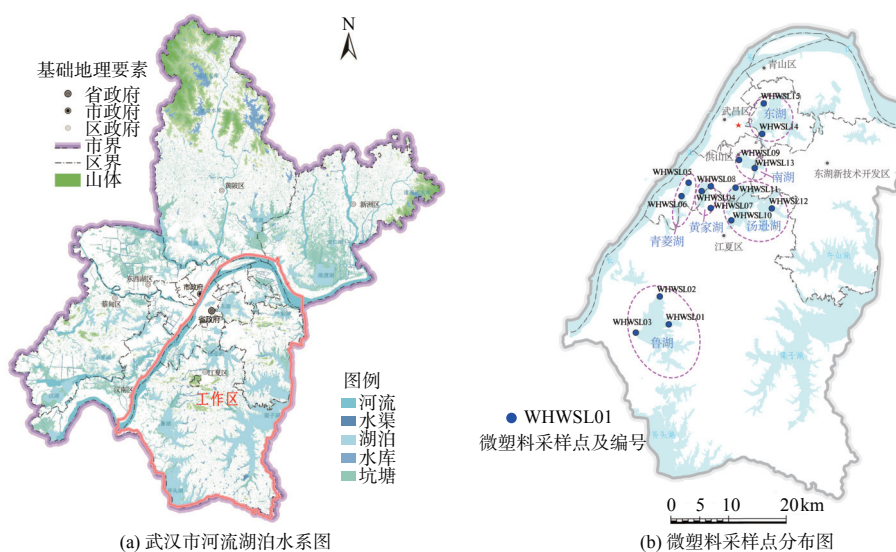


图 1 武汉湖泊表层水微塑料采样点分布示意

Fig. 1 Distribution of microplastics sampling points in surface water of Wuhan lakes

1.2 样品采集与分析测试

参照《海水中微塑料的测定傅立叶变换显微红外光谱法》(DB21T 2751-2017) 及《海水增养殖区环境微塑料监测技术规范》(DB37T 4323-2021) 等相关标准开展样品采集与分析测试。样品采集: 采用瓶采过滤法取样, 将容积为 5 L 的大体积不锈钢采水器置于水面以下 0.2 m, 分多次采集地表水 30 L, 过 0.048 mm 不锈钢标准筛, 将筛网上的固体颗粒物用去离子水反冲入 1 000 mL 广口玻璃样品瓶中密封, 送实验室测试。采样样品的过滤: 将已采集的样品过 5 mm 不锈钢筛, 剔除尺寸大于 5 mm 的固体颗粒物, 滤液继续过 0.048 mm 的不锈钢筛网, 将不锈钢筛网上的颗粒物用适量超纯水反冲至 250 mL 烧杯中。样品中有机物的消解: 向烧杯中先加入 20 mL 浓度为 0.05 mol·L⁻¹ 的硫酸亚铁溶液, 再加入质量分数为 30% 过氧化氢, 烧杯口盖好铝箔纸, 在常温下放置 15 min。待剧烈反应结束后, 将烧杯转移至 50 ℃ 的电热板上, 待样品烧杯中不再产生气泡后, 再次向烧杯中加入 20 mL 30% 过氧化氢继续消解, 重复此步骤 3 次, 直分无肉眼可见天然有机物。微塑料颗粒提取: 向样品烧杯中加入 NaCl 搅拌均匀以增加溶液密度, 每 20 mL 溶液中加入 6 g NaCl, 将上层溶液过 0.45 μm 的水系滤膜置于培养皿中, 50 ℃ 烘干待测。分析测定: 将滤膜平整的贴于载玻片, 采用 WITec Alpha 300-R 型共聚焦显微激光拉曼光谱仪采集所有目标物信号, 采用“平滑”曲线功能, 对拉曼光谱图进行进一步处理, 将目标物光谱谱图与拉曼光谱谱图库进行比对, 匹配度达到 85% 以上的目标物, 方可确定目标物的成分。

1.3 质量控制

采样前在实验室将高纯水放入样品瓶中密封, 作为空白样, 将其带到采样现场, 与采样瓶同时开盖和密封, 之后随样品运回实验室, 按与样品相同的操作步骤进行实验。实验过程中尽量保持实验室密闭, 减少空气流动, 实验人员着纯棉工作服进行实验操作。结果显示空白样品未检出。

1.4 数据分析

微塑料丰度使用单位 $\text{items} \cdot \text{m}^{-3}$ 来表示。采用 Microsoft Excel 2021 对数据进行统计分析, 使用 Origin 2018 和 Microsoft Excel 2021 进行绘图, 使用 MAPGIS6.7 软件绘制采样点图。

1.5 风险评估

目前国内常用的风险评估方法有污染负荷指数法^[24] (PLI)、聚合物风险指数法^[25] (PHI) 和本文所采用的生态风险指数法^[26-27] (RI), 生态风险指数法由瑞典科学家 HAKANSON 提出, 该方法不仅考虑各类污染物在环境中的积累, 而且综合考虑了多污染物协同作用、毒性水平、污染浓度及环境对目标污染物的敏感性等因素, 并对潜在的生态风险水平进行量化分类, 能更加全面地评估水体中的微塑料污染风险等级。评价表达如式 (1)~(4)^[28] 所示。

$$C_f^i = \frac{C_i}{c_r^i} \quad (1)$$

$$T_r^i = \frac{P_i}{C_i} \times S_i \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (4)$$

式中: C_f^i 为微塑料的污染指数; C_i 为各点微塑料实测浓度; c_r^i 为标准参考值, 本研究选用 Everaert 等^[26] 利用数学模型估算出的地表水体中微塑料的安全浓度 (即对生物体无效应浓度) $6.65 \text{ items} \cdot \text{L}^{-1}$; T_r^i 为单个微塑料聚合物生态危害因子; S_i 表示聚合物毒性评分 (表 1); P_i 为特定聚合物 i 的浓度;

E_r^i 和 RI 为单一和多种微塑料存在条件下的潜在生态风险指数, n 为样品中聚合物的种类数。依据 MPs 生态风险指数 (RI) 将评价结果划分为五类: RI 值 < 150 为低风险; 150~300 为中风险; 300~600 为较高风险; 600~1 200 为危险等级; 而 > 1 200 为高危等级。

2 结果与讨论

2.1 微塑料的丰度及分布差异

本研究采集了 15 组样品, 共获得 1 422 个微塑料, 有 14 组微塑料丰度为 $2\,000 \sim 3\,767 \text{ items} \cdot \text{m}^{-3}$, 有 1 组微塑料丰度为 $7\,733 \text{ items} \cdot \text{m}^{-3}$ (表 2), 位于中心城区南湖西南部。微塑料在湖泊中的分布总体上呈现出远离城市中心丰度下降趋势^[29-30]。本研究结果显示, 远城区湖泊表层水体微塑料丰度通常高于城乡结合区湖泊, 中心城区微塑料丰度具有显著差异。鲁湖代表远城区湖泊, 微塑料丰度为 $2\,967 \sim 3\,767 \text{ items} \cdot \text{m}^{-3}$, 平均值通常高于其他湖泊 (图 2)。远城区生活垃圾分类及回收管理力度小于中心城区, 导致湖泊周边生活垃圾相对更多, 且鲁湖水产养殖业发达, 渔网等塑料制品应用更为广泛; 青菱湖、黄家湖和汤逊湖代表城乡结合区湖泊, 微塑料丰度相近, 为 $2\,000 \sim 3\,333 \text{ items} \cdot \text{m}^{-3}$, 属于较低水平, 汤逊湖、黄家湖虽然与污水处理厂相邻, 但水域面积较大, 周边人口密度较中心城区更小, 且局部正在开展生态修复工程试点, 生活垃圾分类及回收管理力度大于远城区, 故微塑料丰度低于远城区; 南

表 1 各类型聚合物危害评分^[24]

Table 1 Hazard score of microplastic polymers detected in this study

聚合物种类	缩写	危害评分 S_i
聚氯乙烯	PVC	10 551
聚碳酸酯	PC	1 177
聚甲基丙烯酸甲酯	PMMA	1 021
聚酰胺 (尼龙)	PA	47
聚苯乙烯	PS	30
聚乙烯	PE	11
聚对苯二甲酸乙二醇酯	PET	4
聚丙烯	PP	1

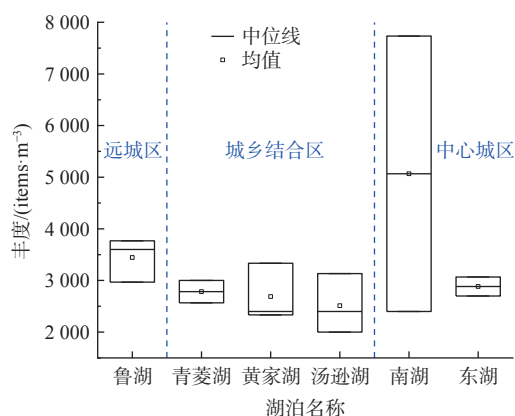


图 2 不同湖泊表层水体微塑料丰度箱图

Fig. 2 Abundance of microplastics in surface water of different lakes

表 2 研究区湖泊类型及微塑料丰度
Table 2 Lake types and microplastics abundance in Wuhan

编号	湖泊	分类	特点	丰度/(items·m ⁻³)
WHMP01	鲁湖	远城区湖泊	人口密度相对较小，水产养殖业相对发达，湖边生活垃圾相对较多	3 767
WHMP02	鲁湖			2 967
WHMP03	鲁湖			3 600
WHMP05	青菱湖	城乡结合区湖泊	人口密度相对居中，汤逊湖、黄家湖与污水处理厂相邻， 局部正在开展生态修复工程试点	3 000
WHMP06	青菱湖			2 567
WHMP04	黄家湖			2 333
WHMP07	黄家湖			2 400
WHMP08	黄家湖			3 333
WHMP10	汤逊湖			2 400
WHMP11	汤逊湖			2 000
WHMP12	汤逊湖			3 133
WHMP09	南湖	中心城区湖泊	人口密度相对较大，多处正在开展生态修复工程试点	7 733
WHMP13	南湖			2 400
WHMP14	东湖			3 067
WHMP15	东湖			2 700

湖和东湖等中心城区湖泊微塑料为 2 400~7 733 items·m⁻³，微塑料丰度差异大，变异系数>100%，空间变异性强，主要原因在于南湖周边居民区众多，湖泊连接多处排污口，局部正在开展的生态修复工程试点起步较晚，导致微塑料丰度具有很大的差异性。而东湖是国家 AAAAA 级旅游景区，多年来生态环境保护修复成效显著，生活垃圾分类及回收管理力度大，使得表层水微塑料丰度整体较低。

2.2 微塑料的表征分析

根据检测微塑料的形状，将武汉典型湖泊微塑料分为 4 类：纤维状、碎片状、球状和薄膜状。湖泊中微塑料以纤维状为主，其次是碎片状(图 3 (a))，平均占比分别为 63.96% 和 31.38%，薄膜状较少，约占 4.52%，球状极少，仅占 0.14%。相关研究表明，生活污水是纤维状微塑料的主要来源^[31]，2017 年欧盟统计报告中提出纺织品(包括衣着用、装饰用、工业用等纺织品)的纤维是海洋水体中微塑料的重要来源。同时，航运或渔业活动中使用的钓鱼线或绳索的降解也会产生大量微塑料纤维；碎片状主要源于塑料袋、塑料瓶及其他生活垃圾等大塑料的破碎和降解^[32]。

进一步将检测到的微塑料按尺寸分为 3 类：0.048~1、1~2、2~5 mm。所有水样中微塑料均以小颗粒(<1 mm)为主(图 3 (b))，平均占比为 91.94%，超过 2 mm 的微塑料极少，平均占比仅为 1.13%。许多研究表明，微塑料的主要来源是环境中的次生微塑料^[29, 33-34]。XIONG 等^[14]研究发现长江中下游水体里的中塑料丰度和微塑料之间显著正相关，其可能具有相同来源，即塑料废物的直接排放及由水中的波浪和光降解驱动的碎裂。

武汉湖泊中微塑料颜色种类繁多，主要有透明、蓝色、灰色、紫色、黄色、黑色、绿色、粉色、红色和棕褐色等 10 种。主要颜色为透明和蓝色，分别占比 21.28% 和 20.69%，其次是灰色和紫色。其中，鲁湖、青菱湖、东湖和汤逊湖灰色较多，几乎未见紫色，黄家湖和南湖则相反。

2.3 微塑料的成分组成情况

应用最为广泛的塑料有聚乙烯(polyethylene, PE)、聚丙烯(polypropylene, PP)、聚氯乙烯(polyvinyl chloride, PVC)、聚苯乙烯(polystyrene, PS)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(polyethylene terephthalate, PET)等，约占世界塑料产品种类的 90%^[35]。本研究样品中检出的聚合物以 PE、PP 和 PET 为主(图 4)，显著高于 PS、PVC、PC、PA、PMMA 等聚合物。PE 主要用于制作塑料袋、保鲜膜等塑料制品；PET 主要用于纤维-纺织工业；PP 主要用于制作盆、桶、玩具、办公用品等^[29]。以东湖及南湖为代表的中心城区湖泊中

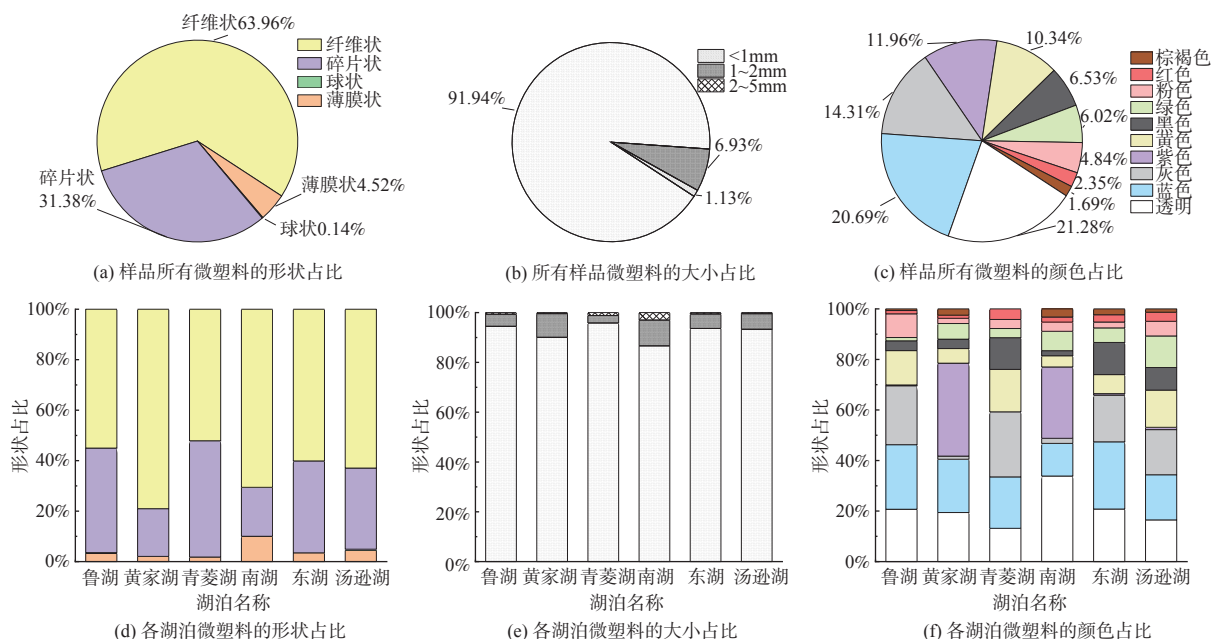


图 3 武汉典型湖泊表层水体中微塑料的形状、大小和颜色分布

Fig. 3 Distribution of shape, size and color of microplastics in surface water of Wuhan lakes

PET 占比最高，主要原因在于中心城区人口密度相对较大，衣物洗涤会产生大量的纤维，同时中心城区生活垃圾处理及回收相对完善，尽管人口密度大，但 PE 占比并非最高；以汤逊湖、青菱湖和黄家湖为代表的城乡结合区湖泊中 PP 占比最高，主要原因在于城乡结合区有较多大型工厂制造业及学校，产生了更多的办公用品废弃物；以鲁湖为代表的远城区湖泊中 PE 占比最高，主要原因在于远城区生活垃圾管理不完善，生活垃圾中携带大量塑料袋、保鲜膜等塑料制品。

2.4 生态风险评估

为进一步评估微塑料丰度及成分对生态环境的影响，本研究使用潜在生态风险指数法将微塑料浓度与单一微塑料生态污染指数相结合，将检出的几种 MPs 聚合物作为分析对象，对武汉市典型湖泊 MPs 生态风险进行评估，评估结果见表 3。结果表明，武汉市典型湖泊表层水体中 MPs 生态风险指数为 601.5~8 954，均属于危险或高危等级。尽管 PE、PP 和 PET 的危害评分相对较低，但由于这 3 类聚合物浓度相对较高，其生态风险指数普遍较高。以鲁湖为代表的远城区湖泊中所有样品 RI 值均属于高危等级；以青菱湖、黄家湖、汤逊湖为代表的城乡结合区湖泊有 37.5% 的水样 RI 值属于高危等级，62.5% 的水样属于危险等级；以南湖、东湖为代表的中心城区湖泊各有 50% 的水样 RI 值分别属于高危和危险等级。值得注意的是，本研究采集的样本中 MPs 生态风险指数均属于危险或高危等级，但样本数量有限，生态风险评估能基本反映不同采样点的生态风险指数，但对于综合评价不同湖泊的生态风险指数具有一定的局限性。

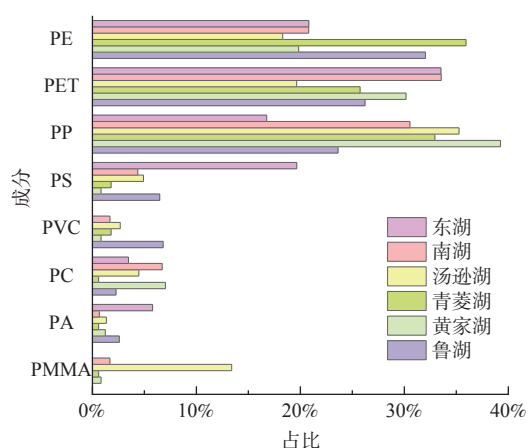


图 4 不同湖泊表层水体中微塑料组分

Fig. 4 Microplastic components in surface water of different lakes

表 3 研究区不同湖泊 MPs 生态风险指数
Table 3 MPs ecological risk index of different lakes in the study area

编号	湖泊	E_r^i								RI
		PE	PET	PP	PA	PS	PC	PMMA	PVC	
WHMP01	鲁湖	774.17	755.29	434.29	151.06	18.88	—	—	—	2 133.69
WHMP02	鲁湖	223.08	461.04	327.19	—	282.57	14.87	—	—	1 308.75
WHMP03	鲁湖	775.94	180.45	505.26	—	—	108.27	—	378.95	1 948.87
WHMP05	青菱湖	751.88	195.49	360.90	—	—	15.04	—	30.08	1 353.38
WHMP06	青菱湖	128.67	386.02	398.88	12.87	38.60	—	12.87	12.87	990.77
WHMP04	黄家湖	140.33	11.69	619.79	11.69	—	11.69	—	23.39	818.60
WHMP07	黄家湖	421.05	204.51	180.45	—	12.03	36.09	12.03	—	866.17
WHMP08	黄家湖	16.71	918.87	451.08	33.41	16.71	217.19	16.71	—	1 670.68
WHMP10	汤逊湖	348.87	36.09	360.90	12.03	36.09	—	—	72.18	866.17
WHMP11	汤逊湖	110.28	10.03	60.15	10.03	20.05	100.25	290.73	—	601.50
WHMP12	汤逊湖	15.70	628.17	675.28	15.70	94.23	—	15.70	—	1 444.79
WHMP09	南湖	1 899.33	3 488.57	2 519.52	77.52	38.76	542.67	193.81	193.81	8 954.00
WHMP13	南湖	156.39	120.30	312.78	—	144.36	72.18	—	—	806.02
WHMP14	东湖	215.23	476.58	338.22	138.36	230.60	15.37	—	—	1 414.36
WHMP15	东湖	297.74	365.41	94.74	13.53	257.14	67.67	—	—	1 096.24

注：生态风险指数划分阈值分5级。低风险为<150；中风险为150~300；较高风险为300~600；危险为600~1 200；高危>1 200。

3 结论

1) 本研究采集的 15 组样品中，有 14 组微塑料丰度为 2 000~3 767 items·m⁻³，有 1 组微塑料丰度为 7 733 items·m⁻³，位于中心城区南湖西南部；远城区湖泊表层水体微塑料丰度通常高于城乡结合区湖泊，中心城区微塑料丰度具有显著差异。2) 湖泊中微塑料以纤维状为主，其次是碎片状，平均占比分别为 63.96% 和 31.38%；大小以小颗粒(<1 mm) 为主，占总数的 91.94%；主要颜色为透明和蓝色，分别占比 21.28% 和 20.69%；主要成分为聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP) 和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)。3) 武汉市典型湖泊表层水体中 MPs 生态风险指数为 601.5~8 954，均属于危险或高危等级，且 PE、PP 和 PET 的生态风险指数普遍较高，远城区湖泊中所有样品 RI 值均属于高危等级，城乡结合区湖泊有 37.5% 的水样 RI 值属于高危等级，62.5% 的水样属于危险等级，中心城区湖泊各有 50% 的水样 RI 值分别属于高危和危险等级。

参 考 文 献

[1] THOMPSON R C, MOORE C J, VOM SAAL F S, et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends[J]. *Philosophical Transactions - Royal Society Biological sciences*, 2009, 364(1526): 2153-2166.

[2] ZHANG K, GONG W, LV J Z, et al. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam[J]. *Environmental Pollution*, 2015, 204: 117-123.

[3] 王昱丹, 桂维振, 邵天杰, 等. 无定河上游流域水体微塑料的赋存现状、来源分析及风险评估[J/OL]. *中国环境科学*: 1-7. (2023-11-12). <https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230609.004>.

[4] O'BRINE T and THOMPSON R C. Degradation of plastic carrier bags in the marine environment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(12): 2279-2283.

[5] HABIB R Z, SALIM ABDOON M M, AL MEQBAAALI R M, et al. Analysis of microbeads in cosmetic products in the United Arab Emirates[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 258: 113831.

[6] GUNAY K A, BERTHIER D L, JERRI H A, et al. Selective peptide-mediated enhanced deposition of polymer fragrance delivery systems on human hair[J]. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2017, 9(28): 24238-24249.

[7] WALDMAN W R and RILLIG M C. Microplastic research should embrace the complexity of secondary particles[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(13): 7751-7753.

[8] ZHOU Y F, HE G, JIANG X L, et al. Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 411: 125178.

[9] 周添红, 张佳倩, 闵芮, 等. 刘家峡水库表层水中微塑料的赋存特征及其风险评估[J/OL]. *中国环境科学*: 1-12. [2023-11-12]. <https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230609.002>.

[10] 张峰. 舟山渔场及邻近海域塑料与微塑料污染特征及风险评估研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2022.

[11] 孙晓楠, 陈浩, 贾其隆, 等. 我国陆域水体系统表层水中微塑料生态风险评估[J]. *环境科学*, 2022, 43(11): 5040-5052.

[12] GREGORY M R. Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien

- invasions[J]. *Philosophical Transactions of The Royal Society B-biological Sciences*, 2009, 364(1526): 2013-2025.
- [13] IVAR DO SUL J A and COSTA M F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 185: 352-364.
- [14] XIONG X, WU C X, ELSEER J J, et al. Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River - From inland to the sea[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 659: 66-73.
- [15] EERKES-MEDRANO D, THOMPSON R C, and ALDRIDGE D C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs[J]. *Water Research*, 2015, 75: 63-82.
- [16] DE SOUZA MACHADO A A, KLOAS W, ZARFL C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(4): 1405-1416.
- [17] 李沛钊, 吴莉, 黄菲菲, 等. 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[J]. *环境科学*, 2023, 44(4): 2062-2071.
- [18] BORDOS G, URBANYI B, MICSINAI A, et al. Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe[J]. *Chemosphere*, 2019, 216: 110-116.
- [19] LIU R P, DONG Y, QUAN G C, et al. Microplastic pollution in surface water and sediments of Qinghai-Tibet Plateau: Current status and causes[J]. *China Geology*, 2021, 1: 178-184.
- [20] KATAOKA T, NIHEI Y, KUDOU K, et al. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 244: 958-965.
- [21] 李天翠, 黄小龙, 吴辰熙, 等. 长江流域水体微塑料污染现状及防控措施[J]. *长江科学院院报*, 2021, 38(6): 143-150.
- [22] WANG W, YUAN W, CHEN Y, et al. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 539-545.
- [23] WEN X, DU C, XU P, et al. Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: Abundance, composition, surface textures[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 136: 414-423.
- [24] LITHNER D, LARSSON , and 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.
- [25] 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.
- [26] 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.
- [27] 赵长民, 和兵, 李和通, 等. 汜水河(荥阳段)入河排污口水体微塑料赋存特征及风险评估[J/OL]. *环境科学*: 1-17. [2023-11-12]. <https://doi.org/10.13227/j.hjks.202304057>.
- [28] 李陶陶, 刘硕, 马丽娜, 等. 哈尔滨市积雪中微塑料赋存特征及生态风险评估[J]. *环境科学学报*, 2023, 43(4): 368-376.
- [29] WANG F T, BAO K, HUANG C S, et al. Distribution, characteristics, and research status of microplastics in the trunk stream and main lakes of the Yangtze River: A review[J]. *China Geology*, 2022(1): 5.
- [30] 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.
- [31] WANG J D, PENG J P, TAN Z, et al. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals[J]. *Chemosphere* 2017, 171: 248-258.
- [32] DI M and 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.
- [33] DUIS K and COORS A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects[J]. *Environmental Sciences Europe*, 2016, 28(1): 2.
- [34] FAN J X, ZOU L, and ZHAO G L. Microplastic abundance, distribution, and composition in the surface water and sediments of the Yangtze River along Chongqing City, China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2021, 21(4): 1840-1851.
- [35] 陈欣, 谢秀琴, 王孟, 等. 南海近岸珊瑚礁海域表层水体中微塑料的分布特征[J]. *环境化学*, 2023, 42(3): 843-854.

(责任编辑: 靳炜)

Occurrence characteristics and ecological risk assessment of microplastics in surface water of Wuhan lakes in Yangtze River Basin

WANG Fangting^{1,*}, BAO Ke², QI Xin¹

1. Wuhan Center, China Geological Survey, Wuhan 430205, China; 2. Safety Center for River and Lake Protection, Construction and Operation, Changjiang Water Resources Commission of the Ministry of Water Resources, Wuhan 430010, China

*Corresponding author, E-mail: wangfangting@mail.cgs.gov.cn

Abstract Microplastic pollution is widespread in the environment and has potential risks to the ecosystem. It is an emerging global environmental problem. Wuhan has typical lake wetland in the same latitude area of the world and the middle and lower reaches of the Yangtze River. In this study, the distribution characteristics of microplastics in the surface water of lakes in Wuhan were investigated, and the ecological risk of microplastics was assessed by using ecological risk index (RI). Results showed that the abundance of microplastics ranged from 2 000 to 7 733 items·m⁻³. The abundance of microplastics in the surface water of lakes in suburban areas was generally higher than that in lakes in urban fringe and the abundance of microplastics in lakes within the central urban area was significantly diverse. The detected microplastics were mainly fibrous, followed by fragmented, with small particles<1 mm in size, transparent and blue in color, and mainly composed of polyethylene (PE), polypropylene (PP) and polyethylene terephthalate (PET). The MPs ecological risk index of typical lake surface water in Wuhan City ranged from 601.5 to 8 954.0, which all fall under the category of “danger” or “extreme danger”, and the ecological risk index of PE, PP and PET was generally elevated. These results provide a theoretical basis for the management of microplastic pollution in urban lakes.

Keywords microplastics; spatial distribution; lakes; ecological risk assessment; Wuhan