J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(4):000-000
DOI: 10.18307/2027.0424
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

基于 NaBr–H_2O_2的盐湖环境微塑料提取方法的优化与验证*

任衍淦[1,2]，陆　涛[1]，李韶华[1]，王慧玲[1]，刘　泽[1,2]
(1：中国科学院青海盐湖研究所，盐湖资源绿色高值利用重点实验室，西宁 810008)
(2：中国科学院大学，北京 100049)

摘　要：盐湖生态系统独特且高度脆弱，正面临日益严峻的微塑料（MPs）污染威胁。由于盐湖样品具有高盐度、高矿化度、盐晶包埋和离子诱导聚集等复杂基质特征，常规 MPs 提取方法的适用性受到一定限制；如传统分离试剂 NaCl 密度较低，难以有效分离被盐晶或矿物颗粒包埋的小尺寸 MPs（20~100 μm），酸碱消化方法则可能对已风化 MPs 造成表面腐蚀、纤维断裂和颗粒破碎等，影响丰度和形态特征的准确评估。目前，尚缺乏适用于复杂盐湖样品的标准化 MPs 提取方法。本研究面向盐湖系统复合环境基质，选取察尔汗达布逊盐湖周缘及相邻开发盐田沉积物作为高盐固体复杂基质的代表，优化基于 NaBr 密度分离和 H_2O_2消化的 MPs 提取方法，并设置不同分离剂和消化剂的对照实验，利用激光直接红外成像评价不同方法对小尺寸 MPs 的检出表现及颗粒形态保持能力，评价指标包括小尺寸检出比例以及圆度、实度、纵横比和纤维比例等形态参数。结果表明，NaBr-H_2O_2 方法在盐湖样品 MPs 提取中表现出稳定的小尺寸检出能力（平均占比 86.44%），并有着较好的形态保存（平均实度、纵横比和纤维比例分别为 0.82、1.45 和 4.12%）；表明该提取方法能够有效降低盐湖基质特征的干扰。本研究为盐湖及类似高盐环境中 MPs 准确提取和生态风险评估提供了方法支撑。
关键词：微塑料；盐湖环境；提取方法；NaBr 密度分离；H_2O_2消化

Optimization and validation of a NaBr–H_2O_2-based microplastic extraction method for salt lake environments*

Ren Yangan [1,2], Lu Tao [1], Li Shaohua Li [1], Wang Huiling [a]& Liu Ze [1,2**]
（1：*Key Laboratory of Comprehensive and Highly Efficient Utilization of Salt Lake Resources, Qinghai Institute of Salt Lakes, Chinese Academy of Sciences, Xining* 810008, *P.R.China*）
（2：*University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *P.R. China*）

Abstract：Salt lake ecosystems are unique and ecologically vulnerable. They face growing threats from microplastic pollution. Salt lake samples have complex matrix properties. These include high salinity, high mineralization, salt crystal encapsulation and ion-induced aggregation. Such properties restrict the use of conventional microplastic extraction methods. NaCl solution is a common density separation reagent, but it has a low density. It cannot effectively separate small-sized microplastics (20 – 100 μm) wrapped by salt crystals or mineral particles. In addition, acid and alkali digestion can cause surface corrosion, fiber breakage and particle fragmentation of weathered microplastics. These defects hinder accurate quantification of microplastic abundance and morphological characterization. At present, standardized extraction protocols for microplastics in complex salt lake samples are still unavailable. This study selected sediments from the margins of Lake Dabuxun (Qarhan Salt Lake region) and adjacent artificial salt fields as typical high salinity and complex solid matrices of salt lake systems. We optimized a microplastic extraction method that combines NaBr density separation with H_2O_2 digestion. Comparative experiments were further performed with different density separation reagents and digestion reagents. Laser direct infrared imaging was applied to compare the performance of different methods in recovering small-sized microplastics and preserving particle morphology. The evaluation indicators covered the proportion of small-sized microplastics

* 2026-04-15 收稿；2026-07-30 收修改稿；2026-07-31 录用。
青海省科学技术计划项目（2025-HZ-809）、青海省科学技术计划项目（2022-2024）（2024-KFKT-A09）以及国家自然科学基金项目（42207036，42577278）联合资助。
** 通讯作者：刘泽 Email: zezliu@hotmail.com

and key morphological parameters, including roundness, solidity, aspect ratio and fiber proportion. The results show that the NaBr H_2O_2 method achieves stable detection of small-sized microplastics in salt lake samples, with an average recovery proportion of 86.44%. This method also maintains good morphological preservation of microplastics, with average solidity, aspect ratio and fiber proportion of 0.82, 1.45 and 4.12%, respectively. The proposed method effectively mitigates matrix interference inherent in salt lake samples. This study provides a reliable methodological reference for accurate microplastic extraction and ecological risk assessment in salt lakes and other analogous hypersaline environments.

Keywords: Microplastics; salt lakes environment; extraction method; NaBr density separation; H_2O_2 digestion

微塑料（Microplastics, MPs）污染已成为普遍存在的环境问题。MPs 可在不同生态系统中长期积累，并对生物系统功能、生态多样性和人类健康构成潜在风险[1-3]。目前，MPs 研究主要集中于海洋、淡水、土壤和城市环境，而针对盐湖等特殊高盐环境的研究仍相对有限[3–5]。盐湖具有高盐度、高矿化度和强蒸发等特征，栖息有独特的嗜盐微生物群落[3,6]，MPs 可通过摄食和生物积累等途径影响盐湖生态系统[7-9]，加剧盐湖生态的敏感与脆弱状态[5]。

已有研究表明，尽管多数盐湖位于人类活动相对有限的偏远地区，MPs 仍可通过资源开发、旅游活动及长距离大气传输等途径进入盐湖及其流域，并已在多个盐湖中被检出[10-12]。青藏高原被誉为“世界第三极”，拥有丰富的盐湖资源，这些湖泊长期以来被认为是受人类活动影响相对较小的区域，但近年多项研究已在青藏高原多个盐湖中检出不同丰度的 MPs[13-14]。在土耳其凡湖表层水中同样检测到较高丰度的 MPs（641424～1426638 particles/km²），颗粒类型以纤维和碎片为主[15]；伊朗乌尔米耶湖和马哈尔卢湖的水体、沉积物及其他环境介质中也有 MPs 检出记录[4,12,17]；死海退缩湖岸阶地则记录了宏观塑料和 MPs 的累积与持续风化[18]。更令人担忧的是，不同来源（包括盐湖开采）的商品食盐中均已检出 MPs，表明盐湖 MPs 污染可能加剧人体 MPs 暴露[16]。

需要指出的是，盐湖环境的特殊性会显著增加 MPs 提取和形态表征的不确定性[6,12,19]。与一般低矿化度水体相比，盐湖通常具有高盐度、高碱度、高矿化度和强蒸发等特征，易形成盐结壳及分层卤水结构[20]。在高离子强度及大量盐类和矿物颗粒共存的条件下，MPs 可与盐晶、岩盐等矿物发生黏附、包埋或共沉淀，并形成异质聚集体[21-22]，从而改变其有效密度和赋存状态，增加小尺寸颗粒在分离、过滤和转移过程中的损失风险。与此同时，盐湖中的 MPs 长期暴露于强太阳辐射、干湿交替、高盐度及矿物摩擦等环境条件下，可能已经发生表面粗糙化、裂纹形成及结构脆化等老化现象[16]，因而对酸、碱及反复转移等处理扰动更为敏感。若提取过程进一步造成颗粒破碎或纤维断裂，不仅会改变 MPs 原有的粒径分布和形态组成，还可能使人工产生的小碎片被识别为环境中原有的小尺寸 MPs，进而影响 MPs 丰度、形态特征及环境行为的准确评价。因此，从盐湖样品中提取 MPs 时，既需要有效去除盐类和矿物杂质的干扰，也需要尽量避免提取过程对颗粒原始形态造成二次改变。盐湖样品中强调形态保持的必要性，主要源于其复杂基质和老化颗粒可能造成的分析偏差，而并非以其 MPs 污染丰度高于一般水体为前提。然而，现有提取方法多针对常规水体、沉积物或生物样品建立[23-26]，对盐湖复杂基质中的适用性仍存在一定局限。例如，常用 NaCl 分离试剂密度较低，难以有效分离高密度聚合物以及被盐晶或矿物颗粒包覆的 MPs[25-26]，可能造成颗粒提取不足和小尺寸颗粒损失[12,21]；酸、碱消化虽然能够去除部分有机物干扰，但也可能对已经发生环境老化的 MPs 造成表面腐蚀、纤维断裂和颗粒破碎等二次影响[27-29]。因此，有必要针对盐湖样品的基质特征开展 MPs 提取流程的适配与验证，在提高小尺寸颗粒检出能力的同时，尽量保持颗粒原有形态，以降低前处理过程对分析结果的干扰。

基于此，本研究以察尔汗达布逊盐湖为研究区，选取盐湖沉积物作为主要对照验证基质，针对盐湖样品中盐晶包埋、矿物黏附和颗粒老化程度较高等特征，构建基于 NaBr 密度分离和 H_2O_2消化的提取流程；同时设置不同分离剂（NaBr、NaCl、NaI 和 HCOOK）及不同消化剂（H_2O_2、HCl 和 NaOH）的对照实验，利用激光直接红外成像（LDIR）比较各方法在小尺寸 MPs（20–100 μm）检出和颗粒形态保持方面的差异，并结合基质特征讨论 NaBr-H_2O_2核心流程对不同盐湖样品的适配思路。本研究旨在明确 NaBr-H_2O_2方法在盐湖复杂基质中的适用性，为盐湖及类似高盐环境中 MPs 提取流程优化和生态风险评估提供

方法依据。

1 实验方法

1.1 样品采集与制备

本研究的对照实验均采用盐湖沉积物样品。考虑到盐湖样品中 MPs 的赋存状态不仅受自身密度控制，还受到盐晶包埋、矿物颗粒黏附、离子诱导聚集和高度老化等因素的影响[21-22,30-31]；实验室中加入的标准 MPs，难以完全模拟现场环境中 MPs 的脆弱性和赋存状态。因此，本研究选取现场盐湖沉积物开展方法对照实验。样品采集于察尔汗达布逊盐湖区，为兼顾湖区不同空间位置影响，选取湖区周缘及相邻开发盐田采集沉积物样品。每个点位使用预清洁不锈钢铲采集 0~20 cm 沉积物，单个样品质量约 1000 g。样品采集后，现场封装于洁净铝箔自封袋中，并于室温、避光条件下保存，以减少光照和外源污染对样品的影响。

图 1 展示了达布逊湖采样区域及用于对照实验的样品 A-C。为降低样品空间差异对方法比较的影响，各样品在对照实验前均进行充分混匀，并按相同质量分取为不同处理组的等分样。MPs 提取实验前，将样品置于覆盖洁净铝箔的金属盒中，在 50 ℃烘箱中干燥，随后使用玛瑙研钵进行轻微解聚，以避免 MPs 颗粒被人为破碎改变其粒径分布。之后，将样品全部通过 5 mm 不锈钢筛，去除大颗粒杂物；充分混匀，用于后续提取实验。

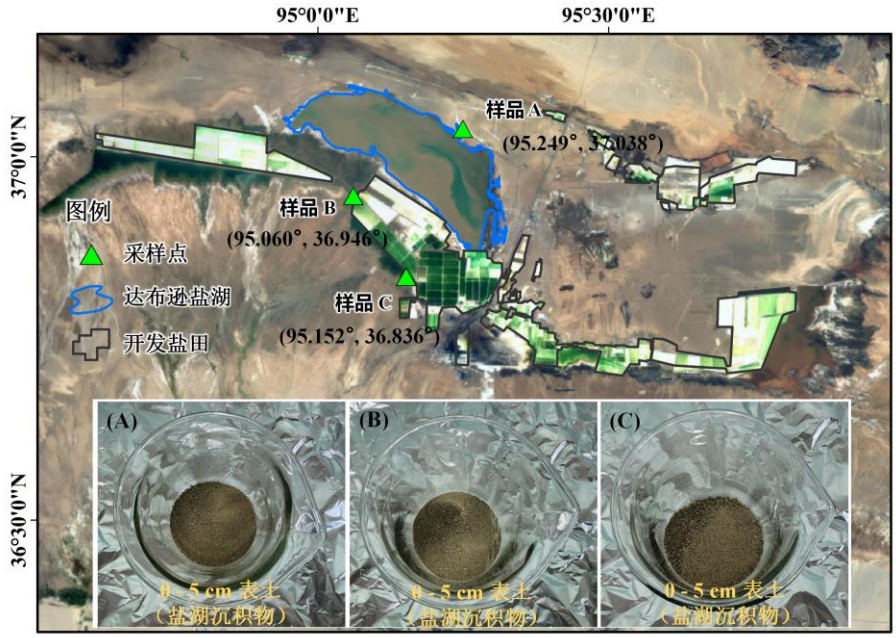

图 1 察尔汗达布逊盐湖采样点分布及沉积物样品

Fig.1 Distribution of sampling sites and sediment samples in Lake Dabuxun (Qarhan Salt Lake region)

1.2 提取方法

盐湖中的卤水和沉积物是相互联系的两类主要环境介质。MPs 可在沉降、盐晶析出、矿物黏附及再悬浮等作用下，在水相与沉积相之间迁移，并在沉积物中累积。由于卤水与沉积物在溶解盐含量、固体颗粒组成、有机质水平及 MPs 赋存状态等方面存在明显差异，其样品预处理和 MPs 提取流程需要进行针对性调整。基于上述基质差异，本研究针对盐湖沉积物和卤水的不同基质特征分别设置处理流程（图 2），其中不同试剂组合的对照实验、LDIR 表征及统计分析均基于沉积物样品完成。

对于沉积物样品，取经干燥、轻微解聚、过筛后的样品，称取 10 g 置于 200 ml 烧杯中，加入 150 ml 饱和 NaBr 溶液（ρ =1.5 g/ml）；用玻璃棒充分搅拌后，在 20 W 功率下超声处理 10 min，随后再次搅拌，

并用少量 NaBr 溶液冲洗玻璃棒，洗液并入烧杯。将混合物静置 24 h，使上清液与沉降基质充分分层，随后将上清液（约 100 ml）转移至另一个洁净烧杯中；上述分离步骤重复 3~4 次，合并后的上清液，并通过 10 μm 不锈钢滤膜进行真空过滤，将滤膜置于洁净小烧杯或锥形瓶中，加入 40 ml 的 30 %H_2O_2，在 50 ℃恒温条件下消化 3~4 d，以去除残留有机质；消化过程中需根据反应情况补加适量 30% H_2O_2，当补加 H_2O_2后不再产生明显气泡，认为消化完成；随后，将消化液过滤至 10 μm 不锈钢滤膜上，并将滤膜置于烧杯中用 NaBr 溶液漂洗，之后重复密度分离步骤。最终将提取物通过 10 μm 不锈钢滤膜过滤，后将滤膜置于 150 ml 烧杯中，加入无水乙醇，在 15 W 功率下超声处理 10 min，并用无水乙醇漂洗滤膜上的颗粒物，所得溶液经浓缩后转移至 2 mL 样品瓶中，用于后续 LDIR 分析。

对于卤水样品，先将采集的水样先通过 10 μm 不锈钢滤膜过滤，以富集水样中的颗粒物，随后将滤膜置于 150 ml 洁净烧杯中，加入适量 30% H_2O_2，在 50 ℃恒温条件下消化 24 h，消化过程中补加少量 30% H_2O_2观察反应情况。消化完成后，用饱和 NaBr 溶液进行 3 次密度分离，每次静置 24 h 后收集上清液；最后，将提取物过滤至 10 μm 不锈钢滤膜上，干燥后置于小烧杯中，加入无水乙醇，在 15 W 功率下超声处理 10 min，并漂洗滤膜上的颗粒物，所得溶液浓缩至 2 ml 样品瓶中，用于后续 LDIR 分析。

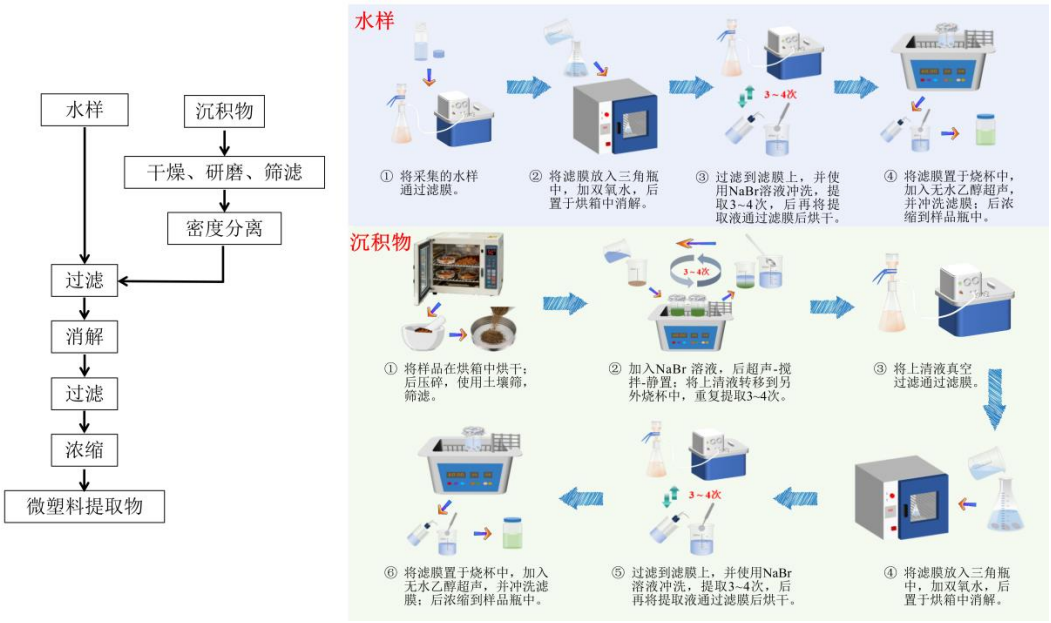

图 2 NaBr 密度分离与 H_2O_2消化提取 MPs 的流程示意图

Fig.2 Schematic workflow for MPs extraction using NaBr density separation and H_2O_2 digestion

1.3 对照实验设计

为比较不同分离剂和消化剂组合对盐湖沉积物中 MPs 提取结果的影响，本研究采用三个沉积物样品分别开展对照实验。具体而言，样品在充分均质化后，按相同质量分别设置 6 种处理，共计 18 个处理组，其中分离剂和消化剂的选择主要基于方法代表性、分离能力、试剂安全性、经济性、可获得性以及与后续 LDIR 分析的兼容性。在分离剂对照实验中，采用 NaBr、NaCl、NaI 和 HCOOK 进行密度分离，随后均采用 H_2O_2消化；消化剂对照，采用 NaBr 进行密度分离，随后分别采用 H_2O_2、HCl 和 NaOH 进行消化。各处理组均按照相同的提取、过滤、浓缩和 LDIR 分析流程进行。

1.4 提取 MPs 的表征与定量分析

研究采用 LDIR 进行 MPs 识别与形态参数提取，使用 Agilent 8700 LDIR，并配套 Agilent Clarity 软件进行 Particle Analysis 分析，仪器采用量子级联激光作为红外光源，光谱采集范围为 1800 – 975 cm^{-1}，颗粒粒径、圆度、纵横比和纤维比例等参数，均基于颗粒轮廓自动计算并导出。考虑到小尺寸颗粒的检测易受衍射极限、信噪比和光谱匹配质量等因素影响[32]，研究将有效统计下限设定为 20 μm。

对每个提取结果统计小尺寸 MPs 检出比例及形态参数。其中，小尺寸 MPs 检出比例为 20~100 μm 颗粒占全部颗粒的百分比；形态参数包括圆度、实度、纵横比和纤维比例，分别用于表征颗粒边缘规则性、轮廓完整性、延伸程度及纤维状颗粒的保存情况[32-34]。方法评价中将小尺寸检出比例与形态参数结合分析：若小尺寸颗粒比例升高的同时伴随实度、纵横比或纤维比例降低，则需考虑前处理造成颗粒破碎或纤维损失的可能；稳定的小尺寸检出比例与较好的形态保持共同出现，可更全面地反映提取方法的综合适用性。

1.5 统计分析

统计分析基于 LDIR 识别结果中匹配质量大于 0.7 的颗粒数据，研究采用 Friedman 非参数检验比较不同提取方法在小尺寸 MPs 检出比例于形态参数的总体差异，显著性水平设为 $P<0.05$，计算 Kendall's W 作为效应量。

1.6 质量控制/质量保证

为控制实验背景污染，本研究设置了全流程空白对照。空白对照仅加入与正式样品相同体积和浓度的试剂（NaBr-H_2O_2），并按照样品处理的完整流程进行操作，用于评估实验容器、试剂、空气沉降和操作过程可能引入的背景微塑料污染。实验全过程尽量避免使用塑料器具，所有玻璃器皿和金属工具在使用前均经清洗并用超纯水漂洗，样品处理期间使用铝箔覆盖，以降低外源污染风险。

2 结果

2.1 小尺寸 MPs 检出比例与相对提取效果分析

考虑到盐湖高盐度、矿化度条件可促进 MPs 与盐晶、矿物颗粒发生包埋、黏附和异质聚集，增加小尺寸颗粒在分离过程中的损失[21-22]，研究将小尺寸 MPs 提取效果作为评价指标之一[23-24]。不同提取方法的 MPs 检出比例及形态参数见表 1。

表 1 不同提取方法小尺寸 MPs 检出比例及形态参数比较

Tab. 1 Comparison of the detection proportion and morphological parameters of small-sized MPs among different extraction methods

	样品	20~100 μm(%)	圆度	实度	纵横比	纤维比例(%)
	A	74.71	0.41	0.76	1.17	1.92
NaCl-H_2O_2	B	83.40	0.40	0.81	1.17	0.54
	C	71.48	0.45	0.79	1.39	2.48
NaI-H_2O_2	A	90.13	0.47	0.75	1.10	0.97
	B	96.30	0.51	0.78	1.18	2.98
	C	88.36	0.56	0.82	1.12	1.23
	A	83.26	0.40	0.78	1.17	1.99
HCOOK-H_2O_2	B	81.78	0.51	0.77	1.25	3.76
	C	79.08	0.56	0.79	1.27	1.97
	A	89.41	0.45	0.77	1.12	1.70
NaBr-HCl	B	88.18	0.47	0.75	1.12	1.09
	C	88.56	0.44	0.70	1.24	2.36
	A	84.79	0.37	0.72	1.20	1.56
NaBr-NaOH	B	86.72	0.54	0.79	1.16	2.19
	C	91.47	0.57	0.81	1.02	2.05
	A	85.48	0.43	0.79	1.51	5.54
NaBr-H_2O_2	B	85.68	0.51	0.81	1.37	4.85
	C	88.16	0.59	0.87	1.46	1.97

为验证 MPs 提取中的背景污染水平，本研究对同步设置的流程空白进行了 LDIR 分析。流程空白中检出少量 MPs 颗粒个体，实验过程中外源 MPs 污染控制较好。

结果显示（表 1），不同提取方法的小尺寸 MPs 检出比例存在差异。NaBr-H_2O_2在三组样品中表现出较稳定的检出比例，分别为 85.48、85.68 和 88.16%（样品 A、B 和 C，LDIR 成像结果见图 3）。相比之下，NaCl-H_2O_2组在三组样品中的检出比例波动较大，分别为 74.71%、83.40%和 71.48%，平均值为 76.53%，表明在盐湖复杂基质中，NaCl 溶液对小尺寸 MPs 的检出能力受到限制[35-36]。NaI-H_2O_2组在小尺寸 MPs 检出比例方面整体较高，分别为 90.13%、96.30%和 88.36%，高密度分离剂有利于提高检出比例。HCOOK-H_2O_2组的检出比例整体低于 NaBr-H_2O_2。上述结果说明，分离剂密度和基质兼容性是影响检出效果的重要因素。在不同消化剂中，NaBr-H_2O_2组、NaBr-HCl 组和 NaBr-NaOH 组的小尺寸 MPs 检出比例均处于较高水平。结果表明，在相同 NaBr 密度分离条件下，不同消化剂处理均可获得较好的小尺寸 MPs 检出效果，但其对颗粒形态的影响仍需结合后续形态参数进一步判断（对照组 LDIR 成像结果见图 4）。Friedman 检验结果显示（表 2），不同提取方法对 MPs 检出比例具有显著影响（χ^2=12.33，df=5，P=0.03，Kendall's W=0.82），NaBr-H_2O_2组合在不同样品中表现出较稳定的检出比例。

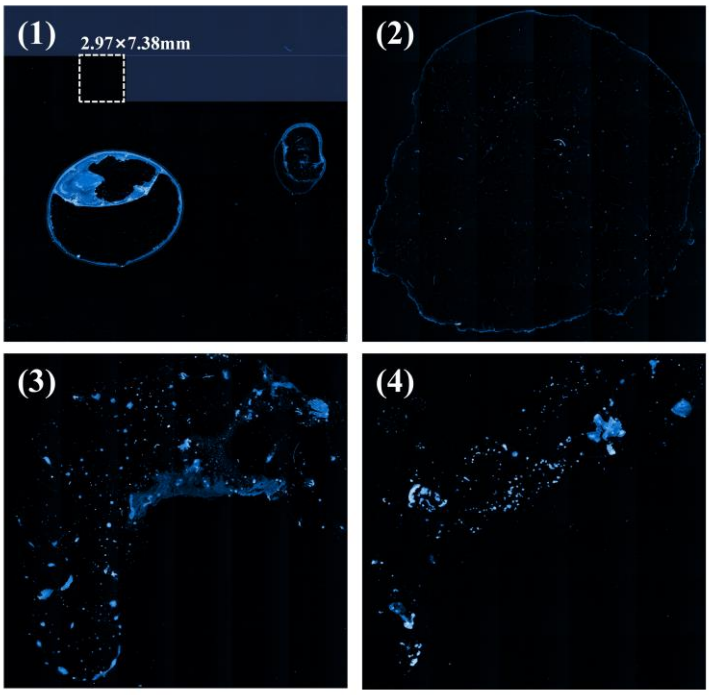

图 3 流程空白及 NaBr-H_2O_2方法提取 MPs 的 LDIR 成像结果。（1）为流程空白对照，（2-4）分别为样品 A、B 和 C。

Fig.3 LDIR images of the procedural blank and MPs extracted using the NaBr-H_2O_2 method. (1) Procedural blank; (2-4) samples A, B, and C, respectively

2. 2 形态完整性参数比较

基于 LDIR 识别结果，研究比较了不同提取方法处理后 MPs 的形态参数特征。形态参数指标可以反映 MPs 轮廓完整性和纤维状颗粒保存状态。

由表 1 可见，NaBr-H_2O_2组在实度、纵横比和纤维比例方面总体表现较好。该组的平均实度为 0.82，高于 NaCl-H_2O_2、NaI-H_2O_2、HCOOK-H_2O_2、NaBr-HCl 和 NaBr-NaOH 各组，表明其提取后的颗粒轮廓相对更完整。纤维状 MPs 在提取过程中容易发生断裂或损失，因此，纵横比和纤维比例可作为评价颗粒形态保持能力的重要参考，NaBr-H_2O_2组的平均纵横比为 1.45，纤维比例为 4.12%，均高于其他提取方法。不同

消化剂处理后的形态参数也存在一定差异，HCl 和 NaOH 组的 MPs 实度与纤维比例均低于 H_2O_2组，该结果与已有研究中酸、碱处理可能影响 MPs 结构稳定性的报道[27-29]基本一致，表明 H_2O_2相对温和的氧化消化方式更适用于已发生自然老化的 MPs 样品提取。

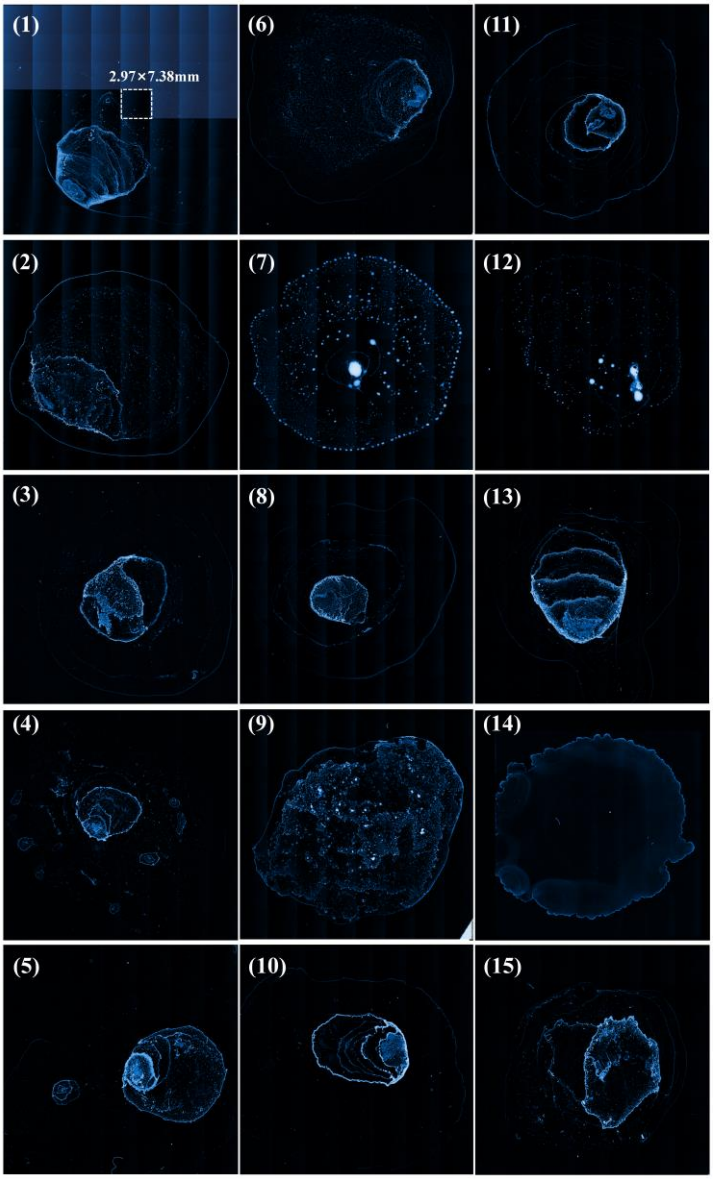

图 4 不同对照提取方法从盐湖样品（A、B、C）中所提取 MPs 的 LDIR 成像结果。（1~5）对应样品 A，（6~10）对应样品 B，（11-15）对应样品 C。对应提取方法从上到下依次为 NaCl-H_2O_2、NaI-H_2O_2、HCOOK-H_2O_2、NaBr-HCl 和 NaBr-NaOH

Fig.4 LDIR images of MPs extracted from salt lake samples (A, B, and C) using different extraction methods in the control experiments. (1-5) sample A; (6-10) sample B; (11-15) sample C. From top to bottom, the extraction methods are NaCl-H_2O_2, NaI-H_2O_2, HCOOK-H_2O_2, NaBr-HCl, and NaBr-NaOH

综合来看，NaBr-H_2O_2法并非在所有指标上均表现为最高，不同提取方法对形态参数的影响未达到显著水平（P>0.05，表 2）。但 NaBr-H_2O_2法在小尺寸 MPs 检出比例、形态参数之间表现出较好的平衡，表明该提取方法能够在盐湖复杂基质中兼顾小尺寸 MPs 提取和形态保持。

表 2 提取方法对小尺寸 MPs 检出比例及形态参数影响的 Friedman 检验结果

Tab. 2 Friedman test results for the effects of extraction methods on the detection proportion and morphological parameters of small-sized MPs

指标	Friedman χ^2	df	*P* 值	Kendall's W
20-100 μm 检出比例	12.33	5	0.03	0.82
圆度	5.48	5	0.36	0.37
实度	7.57	5	0.18	0.51
纵横比	9.67	5	0.08	0.64
纤维比例	4.14	5	0.53	0.28

3 讨论

盐湖中 MPs 容易受到盐晶包埋、矿物黏附和离子诱导聚集等作用的影响[21-22,30-31]，使其有效密度和赋存状态发生改变，进而增加小尺寸颗粒在分离、过滤和转移过程中的损失风险。盐湖 MPs 长期经历强太阳辐射、干湿交替、高盐度和矿物摩擦等环境过程，可能发生不同程度的表面老化和结构脆化，因而对酸、碱、超声及反复转移等前处理扰动更为敏感。若提取条件过强，可能进一步造成颗粒破碎、纤维断裂或表面腐蚀，不仅改变 MPs 原有的实度、纵横比和纤维比例，还可能人为增加小尺寸颗粒所占比例，干扰对其原始粒径组成、迁移行为和来源特征的判断。因此，盐湖样品 MPs 提取方法应同时关注小尺寸颗粒的检出能力和形态完整性，在有效去除盐类、矿物及有机干扰的同时，尽量避免对现场老化颗粒造成二次破坏。

3.1 盐湖样品中 MPs 提取试剂的选择

适用于盐湖样品的提取方法不仅需要较高的分离能力，还应尽量减少对 MPs 的损伤。研究通过比较不同分离剂和消化剂组合，明确了 NaBr-H_2O_2方法在盐湖样品提取中较好的综合表现。

在分离剂选择方面，NaCl 溶液密度较低（ρ=1.2 g/ml），难以有效浮选被盐晶或矿物颗粒包覆的小尺寸 MPs，该结果与已有关于 NaCl 提取能力的报道一致[35-36]。NaI 具有较高密度（ρ=1.8 g/ml），能够获得较高的小尺寸 MPs 检出比例，但其成本、废液处理压力和实验室安全性限制其推广使用；此外，盐湖周缘 MPs 可能经历较强紫外辐射、干湿交替和机械磨损，导致其表面老化程度增加、机械稳定性降低[37]，NaI 可能进一步影响其表面完整性[38-39]；本研究中，NaI-H_2O_2组的纵横比和纤维比例低于 NaBr-H_2O_2组，也提示了这一可能性。而 HCOOK 具有与 NaBr 相似的密度（ρ=1.5 g/ml），但作为有机盐，会增加后续处理负担。其他密度分离剂也存在一定局限性。例如，$CaCl_2$ 虽然成本较低且易于获得，但在盐湖样品中可能与碳酸盐、硫酸盐等组分形成沉淀，或增加盐类残留，从而影响 MPs 提取效果，因此本研究未将其纳入主要对照体系。

在消化剂选择方面，H_2O_2相较于 HCl 和 NaOH 更适合盐湖样品中已老化 MPs 的处理。盐湖样品中有机质总体含量较低，可能存在有限的生物膜、有机残留等影响颗粒提取和后续识别[31,40]。H_2O_2可在相对温和条件下去除这类干扰，降低对 MPs 表面形态的影响[18]；HCl 虽然能够溶解部分碳酸盐矿物，但在高盐样品中可能产生较强反应，产生气泡和放热，并造成颗粒扰动，增加损伤风险[27]；NaOH 则会进一步产生腐蚀作用，也可因皂化或有机残留反应造成滤膜堵塞，从而影响提取[28-29]。

3.2 盐湖样品中 MPs 提取流程的确定

盐湖中的卤水与沉积物通过颗粒沉降、再悬浮、盐晶析出和矿物黏附等过程相互联系。MPs 可由水相向沉积相迁移并在沉积物中累积，也可能在水动力或人为扰动作用下重新进入水体。然而，卤水与沉积物在溶解盐含量、固体颗粒组成、有机质水平及 MPs 赋存状态等方面存在明显差异，二者不能作为可直接等同的分析基质。因此，NaBr 密度分离与 H_2O_2消化的核心处理思路可应用于两类盐湖样品，但其预处理顺序和具体操作流程需要根据基质特征进行针对性调整。

对于盐湖沉积物基质，大量盐晶、矿物颗粒和细粒物质是影响 MPs 提取的主要基质干扰[20]，MPs 还可能以矿物黏附、盐晶包埋或异质聚集等形式赋存。若直接进行消化，MPs 将长时间暴露于复杂固体基质和消化体系中，不仅会增加消化剂消耗，还可能加剧颗粒破碎、表面刻蚀及转移损失。因此，本研究针对沉积物样品采用“初次密度分离、H_2O_2消化、二次密度分离”的处理顺序。初次 NaBr 密度分离可优先去除大部分高密度矿物颗粒和盐类固体，并有助于破坏部分盐晶包埋和矿物黏附结构，从而减少后续消化过程中的基质负荷；随后采用 H_2O_2去除残留有机质和生物膜，进一步释放被有机物包覆或黏附的 MPs。消化后再次进行 NaBr 密度分离，则有助于使仍滞留于细粒矿物、有机残留或滤膜表面的颗粒重新参与浮选过程，降低 MPs 在过滤和转移环节中的损失，提高整个提取流程的完整性和稳定性。

与沉积物不同，盐湖卤水中大颗粒矿物的含量通常相对较低，其主要干扰来自高浓度溶解盐、悬浮颗粒、嗜盐微生物及其形成的生物膜[41]。同时，卤水在过滤和浓缩过程中发生盐晶析出，造成 MPs 包埋、滤膜堵塞或颗粒转移损失。因此，卤水样品首先通过过滤对悬浮 MPs 及相关颗粒物进行富集，再对滤膜截留物进行 H_2O_2消化，以去除生物膜和有机包覆物，减弱颗粒团聚及有机残留对后续分析的影响；随后采用 NaBr 密度分离，进一步去除无机悬浮颗粒和析出盐晶等干扰，并实现 MPs 的再次纯化与浓缩。该处理顺序体现了卤水样品以过滤富集和控制盐晶干扰为重点，而沉积物样品以去除固体矿物基质和释放包埋颗粒为重点的流程差异。

3.3 方法局限性与未来改进方向

本研究仍存在一定局限。首先，采用 LDIR 进行 MPs 识别和形态分析，受仪器检测下限、光谱信噪比和匹配质量影响，粒径小于 20 μm 的颗粒未纳入统计，尚不能评价更小粒径塑料。此外，本研究样品主要来自达布逊盐湖，样本数量和盐湖类型仍有限。不同盐湖在盐类组成、矿物类型、有机质含量、pH 和开发扰动程度等方面存在差异，可能影响 MPs 赋存状态和提取效率。未来仍需在不同盐湖类型和不同基质样品中进一步验证提取方法。

4 结论

本研究针对盐湖样品中盐晶包埋、矿物黏附和 MPs 老化等问题，优化并验证了 NaBr-H_2O_2提取方法。结果表明，该方法在小尺寸 MPs 检出和颗粒形态保持方面表现稳定，能够有效降低高盐复杂基质对提取结果的干扰。与 NaCl、NaI、HCOOK 及酸、碱消化方法相比，NaBr-H_2O_2组合在分离效果、形态保护和方法适用性方面更具综合优势，可为盐湖及类似高盐环境中 MPs 的准确提取与分析提供参考。

5 参考文献

[1] Thompson RC, Courtene-Jones W, Boucher J *et al*. Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned. *Science*, 2024, **386**(6720): eadl2746. DOI: 10.1126/science.adl2746.

[2] Li Y, Tao L, Wang Q *et al*. Potential health impact of microplastics: A review of environmental distribution, human exposure, and toxic effects. *Environment & Health*, 2023, **1**(4): 249-257. DOI: 10.1021/envhealth.3c00052.

[3] Simantiris N, Theocharis A, Avlonitis M *et al*. Floating microplastics in a hypersaline Mediterranean coastal lagoon: Abundance, chemical composition, and influence of environmental parameters. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2025, **17**: 100611. DOI: 10.1016/j.hazadv.2025.100611.

[4] Alirezazadeh M, Nematollahi MJ, Keshavarzi B *et al*. Microplastics in abiotic compartments of a hypersaline lacustrine ecosystem. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2023, **42**(1): 19-32. DOI: 10.1002/etc.5497.

[5] Hueso-Kortekaas K, Delgado-Mellado N, Calzada-Funes J *et al*. Microplastics in inland saline lakes of the central Ebro Basin, NE Spain. *Water*, 2025, **17**(7): 989. DOI: 10.3390/w17070989.

[6] Martínez GM, Pire C, Martínez-Espinosa RM. Hypersaline environments as natural sources of microbes with potential applications in biotechnology: The case of solar evaporation systems to produce salt in Alicante County (Spain). *Current Research in Microbial Sciences*, 2022, **3**: 100136. DOI: 10.1016/j.crmicr.2022.100136.

[7] Sun XX, Liang JH, Zhu ML *et al*. Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea. *Environmental Pollution*, 2018, **242**: 585-595. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.07.014.

[8] Collignon A, Hecq JH, Glagani F *et al*. Neustonic microplastic and zooplankton in the north western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, **64**(4): 861-864. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.01.011.

[9] Sun XX, Li QJ, Zhu ML *et al*. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, **115**(1/2): 217-224. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.004.

[10] Liang T, Ho YW, Wang Q *et al*. Distribution and risk assessment of microplastics in water, sediment and brine shrimps in a remote salt lake on the Tibetan Plateau, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, **476**: 134959. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134959.

[11] Evangeliou N, Tichý O, Eckhardt S *et al*. Sources and fate of atmospheric microplastics revealed from inverse and dispersion modelling: From global emissions to deposition. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **432**: 128585. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.128585.

[12] Abbasi S, Turner A. Sources, concentrations, distributions, fluxes and fate of microplastics in a hypersaline lake: Maharloo, south-west Iran. *Science of the Total Environment*, 2022, **823**: 153721. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153721.

[13] Zhang ZY, Zulpiya M, Wang PW. Occurrence and sources of microplastics in dust of the Ebinur lake Basin, northwest China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2023, **45**(5): 1461-1474. DOI: 10.1007/s10653-022-01279-9.

[14] Zhang K, Su J, Xiong X *et al*. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, 2016, **219**: 450-455. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.048.

[15] Atici AA, Sepil A, Sen F *et al*. First evaluation of microplastic pollution in the surface waters of the Van Bay from Van Lake, Turkey. *Chemistry and Ecology*, 2022, **38**(1): 1-16. DOI: 10.1080/02757540.2021.2022126.

[16] Peixoto D, Pinheiro C, Amorim J *et al*. Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2019, **219**: 161-168. DOI: 10.1016/j.ecss.2019.02.018.

[17] Pashaei R, Loiselle SA, Leone G *et al*. Determination of nano and microplastic particles in hypersaline lakes by multiple methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, **193**(10): 668. DOI: 10.1007/s10661-021-09470-8.

[18] Kalman A, Mercurio M, Lazar M *et al*. Warning signal from the Dead Sea: Plastic pollution at the deepest hypersaline lake. *Journal of Hazardous Materials*, 2026, **502**: 140621. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.140621.

[19] Yadav B, Gupta P, Kumar V *et al*. Potential health, environmental implication of microplastics: A review on its detection. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2025, **268**: 104467. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2024.104467.

[20] Zheng MP, Zhang YS, Liu XF *et al*. Progress and prospects of salt lake research in China. *Acta Geologica Sinica*, 2016, **90**(9): 2123-2166. [郑绵平, 张永生, 刘喜方等. 中国盐湖科学技术研究的若干进展与展望. 地质学报, 2016, **90**(9): 2123-2166.]

[21] Li M, Ou J, Chen ZH. Settling behavior of microplastic hetero-aggregates in aquatic environments with varying salinity. *International Journal of Sediment Research*, 2025, **40**(4): 561-572. DOI: 10.1016/j.ijsrc.2025.04.003.

[22] Li M, Zhang XW, Yi KX *et al*. Transport and deposition of microplastic particles in saturated porous media: Co-effects of clay particles and natural organic matter. *Environmental Pollution*, 2021, **287**: 117585. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117585.

[23] Rani M, Ducoli S, Depero LE *et al*. A complete guide to extraction methods of microplastics from complex environmental matrices. *Molecules*, 2023, **28**(15): 5710. DOI: 10.3390/molecules28155710.

[24] Bläsing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 2018, **612**: 422-435. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.

[25] Akdogan Z, Guven B. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, 2019, **254**: 113011. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113011.

[26] Larrea G, Elustondo D, Durán A. Extraction methods of microplastics in environmental matrices: A comparative review. *Molecules*, 2025, **30**(15): 3178. DOI: 10.3390/molecules30153178.

[27] Karami A, Golieskardi A, Choo CK *et al*. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, 2017, **578**: 485-494. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.213.

[28] Dehaut A, Cassone AL, Frère L *et al*. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 2016, **215**: 223-233. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.018.

[29] Roch S, Brinker A. Rapid and efficient method for the detection of microplastic in the gastrointestinal tract of fishes. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(8): 4522-4530. DOI: 10.1021/acs.est.7b00364.

[30] Mendrik F, Fernández R, Hackney CR *et al*. Non-buoyant microplastic settling velocity varies with biofilm growth and ambient water salinity. *Communications Earth & Environment*, 2023, **4**: 30. DOI: 10.1038/s43247-023-00690-z.

[31] Sooriyakumar P, Bolan N, Kumar M *et al*. Biofilm formation and its implications on the properties and fate of microplastics in aquatic environments: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2022, **6**: 100077. DOI: 10.1016/j.hazadv.2022.100077.

[32] Cheng YL, Zhang RJ, Tisinger L *et al*. Characterization of microplastics in sediment using stereomicroscopy and laser direct infrared (LDIR) spectroscopy. *Gondwana Research*, 2022, **108**: 22-30. DOI: 10.1016/j.gr.2021.10.002.

[33] Wang H, Wang WM, Liu H *et al*. Spatial and temporal distribution characteristics of microplastics in surface water of typical shallow lake in the middle and lower reaches of Yangtze River: A case study of Lake Baoan, Hubei Province. *J Lake Sci*, 2024, **36**(3): 731-740. DOI: 10.18307/2024.0321. [汪浩, 王为木, 刘慧等. 长江中下游典型浅水湖泊表层水体微塑料时空分布特征——以湖北保安湖为例. 湖泊科学, 2024, **36**(3): 731-740.]

[34] Li WH, Jian MF, Yu HP *et al*. Characteristics of microplastic pollution and temporal-spatial distribution in the sediments of the five rivers in the Lake Poyang Basin. *J Lake Sci*, 2019, **31**(2): 397-406. DOI: 10.18307/2019.0209. [李文华, 简敏菲, 余厚平等. 鄱阳湖“五河”入湖口沉积物中微塑料污染物的特征及其时空分布. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 397-406.]

[35] Nuelle MT, Dekiff JH, Remy D *et al*. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 2014, **184**: 161-169. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.07.027.

[36] Kedzierski M, Le Tilly V, César G *et al*. Efficient microplastics extraction from sand. A cost effective methodology based on sodium iodide recycling. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, **115**(1/2): 120-129. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.002.

[37] Gran A, Vidal-Barrachina D, Casado-Coy N *et al*. Comparing methods for optimising microplastic extraction in sediment through density separation. *Environmental Pollution*, 2025, **383**: 126894. DOI: 10.1016/j.envpol.2025.126894.

[38] Duong TT, Le PT, Nguyen TNH *et al*. Selection of a density separation solution to study microplastics in tropical riverine sediment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, **194**(2): 65. DOI: 10.1007/s10661-021-09664-0.

[39] Bellasi A, Binda G, Pozzi A *et al*. The extraction of microplastics from sediments: An overview of existing methods and the proposal of a new and green alternative. *Chemosphere*, 2021, **278**: 130357. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130357.

[40] Zang YJ, Huang CY, Gui ZY *et al*. Multi-medium distribution characteristics and risk assessment of phthalate esters in repre-sentative lakes across China. *J Lake Sci*, 2026, **38**(1): 47-64. DOI: 10.18307/2026.0102. [臧雅婕, 黄晨宇, 桂志影等. 全国典型湖泊邻苯二甲酸酯类(PAEs)塑化剂多介质赋存特征及风险评估. 湖泊科学, 2026, **38**(1): 47-64.]

[41] Gökdağ K, Pekmez T, Akca G *et al*. Changes in microplastic-associated bacterial communities along a salinity gradient in Central Anatolian lakes of Türkiye. *Hydrobiologia*, 2025, **852**(16): 3977-3995. DOI: 10.1007/s10750-025-05844-y.