

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^{*}

臧雅捷^{1,2}, 黄晨宇^{1,2}, 桂志影^{1,3}, 龚雄虎^{1,2}, 秦 宇^{1,2}, 张 路^{1,2}, 赵中华^{1,2**}

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与流域水安全全国重点实验室, 南京 211135)

(2: 中国科学院大学南京学院, 南京 211135)

(3: 天津农学院水产学院天津市水产生态及养殖重点实验室, 天津 300384)

摘要: 中国作为全球最大的发展中国家之一, 正面临日益严峻的PAEs(邻苯二甲酸酯)污染问题。PAEs作为塑化剂被广泛应用于工业、食品行业和医药行业, 因使用量大且未经规范处理, 导致环境中长期积累并呈现出显著的毒性。为探究PAEs在中国典型湖泊中的赋存特征和人类活动的影响效应, 本研究选择我国30个典型湖泊水体和20个典型湖泊沉积物, 系统分析了PAEs的多介质赋存状况、空间分布、生态风险和潜在来源。结果表明, PAEs在水相和沉积相中浓度范围为0.01~27.60 µg/L、28.8~74935 ng/g, 邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯(DEHP)和邻苯二甲酸二丁酯(DBP)是水相和沉积物中的主要PAEs; 湖区空间分布呈现显著差异, 长江中下游地区污染最为严重。其中, 邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯(DEHP)和邻苯二甲酸二丁酯(DBP)是湖泊水体和沉积物中的主要 PAEs 组分, 贡献率最高。湖区空间分布呈现显著差异, 长江中下游湖泊受污染最为严重。基于风险商(RQ)生态风险评价, 发现约 30% 的湖泊对甲壳类生物存在较高风险, 其中 DEHP 和 DBP 是主要的高风险 PAEs 组分。进一步的主成分分析-多元线性回归显示, 工业废水排放和农业生产活动是 PAEs 主要的污染源, 特别是农用薄膜、农药使用量与 DEHP、DBP 浓度呈现显著正相关关系($p < 0.05$)。研究结果表明, PAEs 在湖泊水-沉积物系统中具有显著的多介质分布特征, 并受人类活动的深刻影响。因此, 建议强化 农业生产中 PAEs 添加剂的使用管理, 提高工业废水处理工艺中 PAEs 的去除效率, 以降低湖泊水体污染负荷。本研究揭示了我国典型湖泊 PAEs 的环境行为、风险特征及其人为驱动机制, 为制定水生态环境保护策略提供了科学依据。

关键词: 邻苯二甲酸酯(PAEs); 水体; 沉积物; 来源分析; 生态风险评价

Multi-medium distribution characteristics and risk assessment of phthalate esters in representative lakes across China

Zang Yajie^{1,2}, Huang Chenyu^{1,2}, Gui Zhiying^{1,3}, Gong Xionghu^{1,2}, Qin Yu^{1,2}, Zhang Lu^{1,2}, Zhao Zhonghua^{1,2,*}

(1. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing 211135, P.R.China)

(2. Nanjing College, University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R.China)

(3. Tianjin Agricultural University, College of Aquatic Science, Tianjin Key Laboratory of Aquatic Ecology and Aquaculture, Tianjin 300384)

Abstract: As one of the world's largest developing countries, China is facing an increasingly severe pollution problem caused by phthalates (PAEs). PAEs are widely used as plasticisers in various industries, including the food and pharmaceutical industries. Due to their widespread use and the lack of standardized treatment, they have accumulated in the environment over the long term and have become highly toxic. This study systematically analyzed the occurrence, spatial distribution, ecological risks and potential sources of PAEs in the water and sediment of 30 typical lakes in China, to explore the occurrence characteristics of PAEs and the effects of human activities. The results indicate that the concentration range of PAEs in the aqueous and sediment phases is 0.01–27.6 µg/L and 28.8–74,935 ng/g, respectively. Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and dibutyl phthalate (DBP) are the predominant PAEs in both phases. The spatial distribution of lake areas shows significant differences, with the most severe pollution occurring in the middle and lower reaches of the Yangtze River. Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and dibutyl phthalate (DBP) were found to be the main PAEs in lake water and sediments, contributing the most. There are significant differences in the spatial distribution of lake areas, with those in the middle and lower reaches of the Yangtze River being the most severely polluted. Based on an ecological risk assessment using risk quotients (RQ), approximately 30% of lakes were found

^{*} 2024-12-09收稿; 2025-03-09收修改稿。

国家自然科学基金项目(42277404)、湖泊与流域水安全全国重点实验室自助部署项目(NKL2023-KP01)、第三次新疆综合科学考察项目课题(2022xjkk1504)、内蒙古自治区科技计划项目(2023YFHH0051)和江苏省自然科学基金项目(BK20231096)联合资助。

^{**} 通信作者; Email: zhzhao@niglas.ac.cn.

to pose a high risk to crustaceans, primarily due to the presence of DEHP and DBP. Further principal component analysis and multiple linear regression revealed that industrial wastewater discharge and agricultural production activities are the primary sources of PAE pollution. There is a significant positive correlation ($p < 0.05$) between the use of agricultural films and pesticides, and DEHP and DBP concentrations. The results of the study indicate that PAEs exhibit significant multi-media distribution characteristics in the lake water-sediment system and are profoundly influenced by human activities. Therefore, the management of PAE additives in agricultural production should be strengthened, and the efficiency of PAE removal in industrial wastewater treatment processes should be improved, in order to reduce the pollution load of lake water bodies. This study reveals the environmental behaviour, risk characteristics and anthropogenic driving mechanisms of PAEs in typical Chinese lakes, providing a scientific basis for formulating water ecological and environmental protection strategies.

Keywords: Phthalate Esters (PAEs); Water; Sediment; Source Analysis; Ecological Risk Assessment

邻苯二甲酸酯 (Phthalate esters, PAEs) 是一类广泛应用于 塑料制品、建材、食品包装、化妆及医药行业的人工合成有机化合物, 主要作为塑化剂用于增强材料的柔韧性和耐用性。由于 PAEs 与塑料基体之间未形成牢固的化学键, 其在生产、使用和废弃过程中 容易从塑料中释放, 进入空气、水体和土壤, 导致全球范围内的环境污染^[1]。研究表明, PAEs 具有内分泌干扰作用, 部分同系物可模拟雌激素影响生殖系统、甲状腺功能和神经系统, 甚至具备致畸、致癌和致突变的潜在风险^[2]。例如, 邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯 (DEHP) 和邻苯二甲酸二丁酯 (DBP) 已被证实会降低精子质量, 影响 DNA 稳定性^[3]。鉴于这些危害, 美国环保署 (EPA) 将 DEHP 和 DBP 列为 潜在致癌物, 并限制儿童产品中的 PAEs 含量^[4]。我国也将邻苯二甲酸二乙酯 (DEP)、邻苯二甲酸二甲酯 (DMP) 和邻苯二甲酸二正辛酯 (DOP) 确定为环境优先控制污染物, 并在 GB5749-2006 生活饮用水卫生标准 中规定了 DEHP 和 DBP 的限值分别为 0.008 mg/L 和 0.003 mg/L^[5]。

近年来, 全球水生态系统中的水体、沉积物及生物体均检测到 PAEs 污染, 其中 DEHP 和 DBP 为最主要污染物。研究表明, 国外河流沉积物中 PAEs 含量范围为 $0.1 \times 10^{-3} \sim 100 \mu\text{g/L}$ ^[6]。在中国, 部分地区的 PAEs 污染水平已超出国际警戒标准, 尤其是在工业集聚区、城市污水处理厂排放口及农业生产区, PAEs 的环境负荷较高^[7]。例如, 汾河流域的 DEHP 和 DBP 浓度较高, 污水处理厂及制造业被认为是主要污染源^[8]。此外, 国内松花江、太湖、长江流域的水体和沉积物中均检出较高浓度 PAEs, 其污染水平已对生态系统和生物群落产生潜在威胁^[9]。

湖泊是地表水污染物的汇集区, 通过河流输入、地表径流、大气沉降及人为排放 接收大量 PAEs 污染物。由于 PAEs 在水环境中的降解速率较慢, 其长期积累可能引发生态风险和生物放大效应。此外, 湖泊沉积物不仅是污染物的储存库, 还可通过沉积/再悬浮过程释放 PAEs, 成为新的污染源^[10]。目前研究表明, 工业化及农业活动的加剧是湖泊 PAEs 污染的重要驱动因素。例如, 在长江流域、洞庭湖和太湖, PAEs 污染问题日益突出, 湖区周边的工业排放、农用薄膜和农药使用被认为是污染的主要来源^[11]。然而, 目前针对我国湖泊沉积物中 PAEs 赋存特征及来源解析的系统研究仍较少, 缺乏全面的多介质污染评估, 导致湖泊 PAEs 污染的时空分布及环境风险仍不清晰。

针对我国湖泊地区 PAEs 污染的现状及其潜在生态风险, 本研究选取 30 个典型湖泊水体 和 20 个典型湖泊沉积物作为研究对象, 采用主成分分析-多元线性回归 (PCA-MLR) 法解析 PAEs 的污染来源, 并结合风险商 (RQ) 模型进行生态风险评估。研究旨在揭示 PAEs 在我国典型湖泊中的污染分布特征及赋存状态, 解析其在水-沉积物系统中的空间变异及主要影响因素, 识别高风险湖泊及主要污染物, 量化工业和农业活动对 PAEs 迁移的贡献率, 最终为我国湖泊 PAEs 污染的防控及环境管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 数据收集及处理

本研究全面检索了 Web of Science 和中国知网 (CNKI) 数据库中 2000 年 1 月至 2024 年 6 月期间发表的文章, 关键词包括 “PAEs (邻苯二甲酸酯类)”、“lake water (水体)”、“lake sediment (沉积物)”、“biota (生物体)” 以及六种常见邻苯二甲酸酯单体的具体名称, 例如邻苯二甲酸二甲酯 (DMP)、邻苯二甲酸二乙酯 (DEP)、邻苯二甲酸二丁酯 (DBP)、邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯 (DEHP)、邻苯二甲酸正二辛酯 (DOP)、邻苯二甲酸二异丁酯 (DIBP) 等。为确保数据的准确性、代表性以及可比性, 本文选取的文献数据必须满足以下标准: 研究对象为全球典型湖泊的水体、沉积物或生物体介质; 研究数据中包括 PAEs 及其单体化合物的质量浓度数据; 文献中 PAEs 的分析测定遵循严格的质量控制和质量保证措施, 包括样本采集方案的制定、现场样本采集与保存等预处理、室内样本前处理、仪器定性定量分析等全流程, 均提供相应的具体采样点位设置依据、样本采集与保存器皿、全过程方法重现性和精密度、目标物回收率、方法和仪器检测限等指标, 其中样本均采用主动采集方式, 定量检测均采用气相色谱-质谱联用或高分辨质谱进行, 以期减少仪器分析误差。综上, PAEs 的全流程质控结果满足目标物 PAEs 标准曲线的相关系数 (R^2) 均大于 0.999, 方法检测限 (LOD) 为 $0.005 \mu\text{g/L}$ (数值区间); 低、中、高浓度水平 (0.1、

10、50 µg/L) 下方法回收率为85% - 115%，相对标准偏差 (RSD) 低于10%；空白样品分析显示无干扰（每10个样品中插入一个空白样品和一个质控样品）；并使用氘代PAEs作为内标，进行辅助定性和定量。依照上述标准，筛选出50篇相关文献，作为本研究的基础数据支持。

此外，对于缺少个别 PAEs 单体浓度数据的湖泊，本研究采用同类湖泊的均值进行补充，确保数据完整性和分析的连续性。此均值补充策略基于湖泊的水文地理特征及污染来源相似性，即按照同一湖区、同一污染类别的湖泊均值进行插补，而非直接使用所有数据的总体均值，以尽可能减少误差。

1.2 生态风险评价

生态风险评价 (Ecological Risk Assessment, ERA) 是评估环境因子对生态系统潜在影响的重要方法，美国环境保护署 (US EPA) 于20世纪90年代首次提出生态风险评估的概念^[11]。本研究采用风险商值 (Risk Quotient, RQ) 法评估湖泊水体和沉积物中PAEs的生态风险。该方法广泛应用于化学污染物的生态风险评估，并被欧洲风险评价技术指南 (Technical Guidance Document, TGD) 推荐为主要的生态风险评价方法^[12]。

在水体介质中，风险商值 (RQ) 可通过目标化合物的环境暴露浓度 (MEC) 与毒性预测无影响浓度 (PNEC) 计算得到，PNEC 值可通过 评价因子法 (AF) 和统计外推法计算得到，本研究基于文献数据及 US EPA 数据库，计算了6种 PAEs (DMP、DEP、DBP、DEHP、DIBP、DOP) 在水体中的PNEC (表 1)。计算公式如下：

$$RQ = \frac{MEC}{PNEC} \tag{1}$$

$$PNEC = \frac{LC_{50}/EC_{50}/NOEC}{AF} \tag{2}$$

其中，RQ为风险商值；MEC为目标化合物的环境暴露浓度；PNEC为毒性预测无效应浓度；L(E)C₅₀为半数致死（效应）浓度；AF为安全系数^[15]。RQ < 0.01时为低风险；0.01 < RQ < 1时为中风险；RQ > 1时为高风险。

表 1 水体中PAEs的PNEC数据
Tab.1 PNEC of PAEs

PAEs	种群	毒性数据(µ g/L)	AF	PNEC (µg/L)
邻苯二甲酸二甲酯(DMP)	藻类	4天, NOEC=10000	10	1.00×10 ³
	甲壳类	21天, NOEC=9600	10	960
	鱼类	102天, NOEC=11000	10	1.10×10 ³
邻苯二甲酸二丁酯(DBP)	藻类	4天, EC ₅₀ =7780	1000	7.78
	甲壳类	21天, NOEC=70	50	1.40
	鱼类	4天, NOEC=1000	50	20.0
邻苯二甲酸二乙酯 (DEP)	藻类	4天, EC ₅₀ =21000	1000	21.0
	甲壳类	21天, NOEC=3800	50	76.0
	鱼类	4天, NOEC=3800	50	76.0
邻苯二甲酸二正辛酯(DOP)	甲壳类	15天, NOEC=310	100	3.10
邻苯二甲酸二(2-乙基己)酯 (DEHP)	甲壳类	1天, NOEC=5.81	50	0.12
	鱼类	21天, NOEC=1000	50	20.0
邻苯二甲酸二异丁酯(DIBP)	鱼类	4.75天, NOEC=1780	100	17.8

沉积物是 PAEs 的主要汇集介质，但目前国际上尚无完善的沉积物 PAEs 生态风险评估标准。本研究采用 Norman 生态毒理数据库PNECs 数据库提供的沉积物PNEC (PNEC_{sediment}) 数据，该数据库结合毒性试验和定量构效关系 (QSAR) 模型预测 PNEC 值^[16-17]。湖泊沉积物的PNEC数据见表 2。

表 2 沉积物中PAEs的PNEC数据
Tab.2 Sediment PAEs PNEC data

PAEs	PNEC _{Sed} (ng/g)
DEHP	0.18
DIBP	92
DMP	1000
DEP	530

DBP	49.8
DOP	100

1.3 湖区划分依据

为了更全面地分析我国典型湖泊水体和沉积物中PAEs的空间分布特征，本研究参考了湖泊数据所在的地理位置、地形特征以及生态区域^[25]，将湖泊划分为以下六个湖区(表 3):

表 3 湖区划分依据

Tab.3 Basis for lake area division

湖区名称	代表湖泊	主要特征
长江中下游平原湖区 (MYP)	洞庭湖、鄱阳湖、太湖	平原湖泊广布，工业与农业活动密集，PAEs 污染较严重
东北平原湖区 (NP)	兴凯湖	主要受农业活动影响，冬季寒冷，污染相对较低
黄淮海平原湖区 (HP)	白洋淀、静海湖	人口密集，工业发达，受城市污染和农业面源污染影响
蒙新高原湖区 (MP)	乌梁素海	干旱半干旱气候，农业灌溉影响显著
青藏高原湖区 (TP)	青海湖	高海拔，环境相对原始，受自然因素影响较大
广东平原湖区 (GP)	广东珠江流域湖泊	热带季风气候，工业污染和城市废水排放显著

1.4 主成分分析-多元线性回归 (PCA-MLR)

本研究采用主成分分析-多元线性回归 (PCA-MLR) 方法解析 PAEs 的污染来源。PCA-MLR 结合了主成分分析 (PCA) 和多元线性回归 (MLR)，用于降低变量维度并识别主要污染因子。与正矩阵分解法 (PMF) 相比，该方法易于确定因子数，因而在环境污染物来源解析研究中应用广泛^[18]。PCA 通过将高维变量转换为少数几个主成分，保留数据的主要信息，而 MLR 进一步量化各污染源对环境污染的贡献率^[19]。模型计算公式如下：

$$Z_{\text{sum}} = \sum B_k FS_k \quad (3)$$

其中， Z_{sum} 是化学浓度总和的标准归一化偏差， B_k 代表回归系数， FS_k 是 PCA 分析计算的因子得分。平均贡献百分比可以通过下式计算：

$$\text{Contribution\%} = 100 \times \left(B_k / \sum B_k \right) \quad (4)$$

显著性大于 0.05 的因素被排除。基于下式估计每个来源的贡献量 P ：

$$P = \text{mean}[Z_{\text{sum}}] \times \left(B_k / \sum B_k \right) + B_k \sigma FS_k \quad (5)$$

1.5 数据分析

本文使用Shapiro-Wilk检验被用来测试当前的 PAEs 是否呈正态分布，显著性水平设定为 $p < 0.05$ 。结果显示，50%的数据不符合正态分布或对数正态分布；因此，使用中位数和范围来描述选定 PAEs 在湖泊水体和沉积物中的含量。本研究采用主成分分析 (PCA) 对不同发展水平区域的聚类情况进行分析，以探讨人为活动因素对 PAEs 污染的影响，利用 Spearman 相关性分析评估各类人为活动因素与 PAEs 污染水平之间的相关性。数据的整理、统计分析及可视化工作使用 Microsoft Office Excel (Office 2019)、SPSS (26.0) 和 Origin (9.0) 进行。

2 结果与讨论

2.1 我国湖泊PAEs多介质赋存现状

2.1.1 水体PAEs的污染特征 我国湖泊水环境普遍受到 PAEs 污染，但不同湖泊之间的污染水平存在较大差异 (图1)：PAEs 的浓度范围为 0.05-186.8 $\mu\text{g/L}$ ，大多数湖泊的 PAEs 总量浓度低于 1.0 mg/L ，但部分湖泊污染较为严重。其中，江苏骆马湖的 PAEs 总量最高 (186.8 $\mu\text{g/L}$)，其次是 安徽巢湖 (0.46-17.95 $\mu\text{g/L}$) 和 浙江千岛湖 (0.98-17.66 $\mu\text{g/L}$)，而武汉月湖的 PAEs 浓度较低 (0.42-0.89 $\mu\text{g/L}$)。PAEs 在湖

泊水体中的赋存情况主要受工业废水排放、农业面源污染及水体流动性的影响。由于 PAEs 疏水性较强，易于附着在颗粒物上，因此湖泊中 PAEs 的长期积累较为明显，表现出一定的空间分布差异。

水体中的 PAEs 组成特征存在显著差异，DBP 和 DEHP 是湖泊水体中浓度最高的 PAEs 组分，这主要是因为它们广泛用于塑料制品、涂料和农用薄膜，且降解速率较慢，导致其在环境中的赋存时间较长。六种优控 PAEs 单体中，DEHP 的检出率和浓度最高（0.002~5.51 $\mu\text{g/L}$ ），其次为 DBP，而 DIBP 和 DOP 的检出率和浓度相对较低。部分湖泊的 PAEs 组成特征较为突出，如巢湖的 DMP 和 DEP 浓度最高，可能与工业排放或农业用药有关，而鄱阳湖的 DIBP 浓度较高，则可能受到特定工业活动的影响。在青海湖和乌梁素海，PAEs 浓度整体偏低，主要成分为 DMP 和 DBP，这表明该区域 PAEs 主要来源于大气沉降，而非直接的工业污染。

我国湖泊水体 PAEs 的污染水平在不同区域存在显著差异（图 2）。长江中下游平原湖区（洞庭湖、鄱阳湖、太湖）PAEs 浓度最高（0.5-15.2 $\mu\text{g/L}$ ），主要污染来源为工业排放和农业面源污染。东北平原湖区（兴凯湖）PAEs 浓度较低（0.2-4.3 $\mu\text{g/L}$ ），污染来源主要为农业生产和大气沉降。黄淮海平原湖区（白洋淀、静海湖）的 PAEs 浓度较高（1.1-10.8 $\mu\text{g/L}$ ），受工业和生活污染影响较大。蒙新高原湖区（乌梁素海）的 PAEs 浓度最低（0.1-2.5 $\mu\text{g/L}$ ），污染来源主要为农业灌溉和大气沉降。青藏高原湖区（青海湖）PAEs 浓度最低（0.05-1.2 $\mu\text{g/L}$ ），该地区环境较为原始，污染来源较少。广东平原湖区（珠江流域湖泊）PAEs 浓度较高（0.8-12.6 $\mu\text{g/L}$ ），主要污染来源为工业排放和城市污水。

对比国内外湖泊的 PAEs 含量可发现，中国湖泊的 PAEs 污染水平整体高于欧美湖泊，尤其是 DEHP 和 DBP 含量显著偏高。例如，巢湖的 DEHP 浓度为 0.46-17.95 $\mu\text{g/L}$ ，而美国密歇根湖的 DEHP 浓度仅为 0.02-0.5 $\mu\text{g/L}$ ，DBP 浓度为 0.01-0.9 $\mu\text{g/L}$ ，加拿大安大略湖和德国巴伐利亚湖的 PAEs 水平亦明显低于我国湖泊。这表明我国湖泊 PAEs 污染问题较为严重，尤其在部分高工业化地区。根据《地表水环境质量标准》（GB3838-2002），DBP 的标准限值为 3 $\mu\text{g/L}$ ，DEHP 为 8 $\mu\text{g/L}$ ，然而部分中国湖泊已超过此限值，显示出较高的生态风险。

综上所述，我国湖泊普遍存在 PAEs 污染，总量范围为 0.05-186.8 $\mu\text{g/L}$ ，其中 DBP 和 DEHP 为主要污染物，长江中下游湖泊污染最重，工业和农业是主要污染来源。我国湖泊的 PAEs 含量普遍高于国外湖泊，表明 PAEs 已成为我国湖泊水环境的重要污染物，需进一步加强监测和治理。

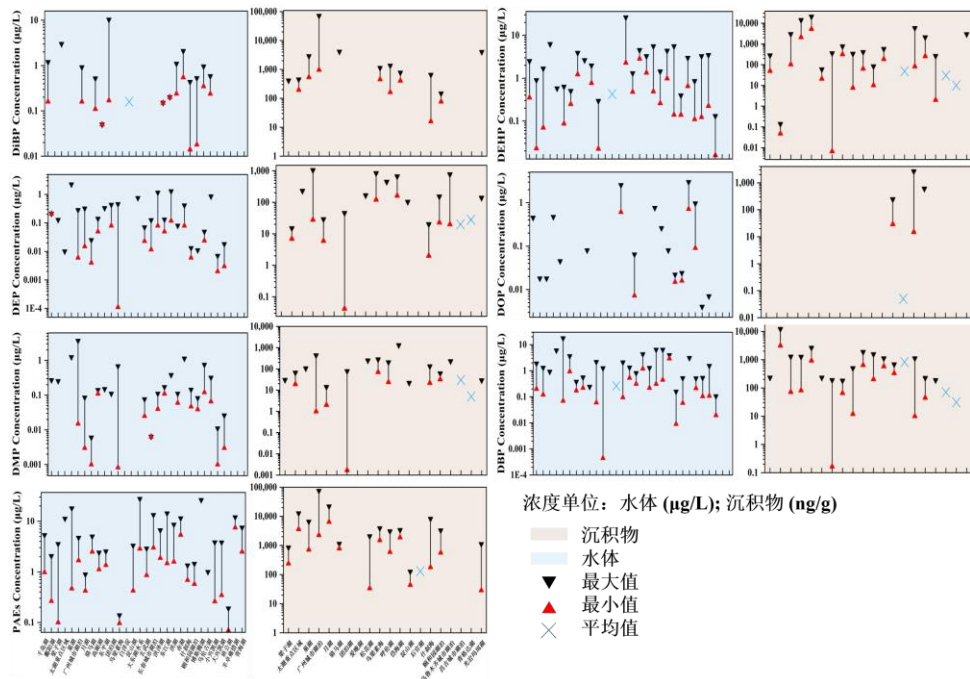


图 1 中国典型湖泊PAEs浓度
Fig 1 PAEs concentrations in the water phase and sediment in typical lakes of China

2.1.2 沉积物中PAEs的污染特征 我国湖泊沉积物普遍受到 PAEs 污染，表 4 显示了不同湖泊沉积物中 PAEs 的检出浓度范围。总体来看，我国湖泊沉积物中 PAEs 总量的检出浓度范围为 0.24~74.93 ng/g，

其中广州典型湖泊的 PAEs 浓度最高, 其次为武汉月湖和湖北梁子湖, 而江苏骆马湖的 PAEs 浓度最低 (0.78~1.13 ng/g)。与水体相比, 沉积物中的 PAEs 浓度普遍较高, 反映出 PAEs 在湖泊生态系统中的长期累积效应。研究表明, 黄河中下游、长江和珠江三角洲水域的沉积物中 PAEs 含量较高, 这些水域多位于经济发达地区, 工业企业密集, 其沉积物中 PAEs 的高含量与污水排放和工业污染密切相关。此外, 我国典型城市公园湖泊亦受到 PAEs 的污染, 城区湖泊水体的 PAEs 输入贡献较大。沉积物中的主要 PAEs 组分为DMP、DEP、DBP 和 DEHP, 这些物质广泛用于塑料和橡胶的合成, 其空间分布与制造业密切相关。高污染区域通常靠近制造业加工厂的排污点, 反映出工业排放是沉积物 PAEs 污染的主要来源之一。

在沉积物中, DEHP 含量通常最高, 其浓度范围为0.02~20.54 ng/g, 其次是DIBP (0.97~71.16 ng/g), 而DOP 在所有沉积物样品中均未检出。由于DEHP 在我国应用最广泛, 且具有较强的吸附性和环境持久性, 因此其浓度较高, 且可作为沉积物中 PAEs 污染的标志物。

沉积物中 PAEs 的组成及浓度分布与水体有所不同, 反映了其在湖泊生态系统中的长期累积效应。东部湖泊的沉积物中 PAEs 浓度较高, 如巢湖的 DEHP 浓度显著高于其他 PAEs (104~2974 ng/g), 且浓度远高于水体。这可能是因为 DEHP 具有较高的环境持久性, 易在沉积物中累积。此外, 这些湖泊中 DBP 和 DIBP 的浓度也较高, 表明这些化合物在沉积物中的累积可能与长期的工业排放和农业用药残留有关。南部湖泊如鄱阳湖的沉积物中 DMP 和 DBP 浓度在所有湖泊中名列前茅, 其水体中 PAEs 的分布情况与之相似, 这表明 PAEs 的输入可能与周边农业活动有关。中西部湖泊如新疆湖泊的沉积物中 PAEs 浓度较低, 但比水体中的浓度稍高, 显示出 PAEs 在沉积物中的一些累积效应。这些湖泊的沉积物中, DMP 的浓度略高于其他 PAEs, 可能与大气沉降带来的长期低浓度输入有关。

而言, 我国东部和南部湖泊的沉积物 PAEs 污染较为严重, 水体和沉积物中的 PAEs 浓度均较高, 而中西部湖泊的 PAEs 污染相对较轻。沉积物中 PAEs 的组成与水体大致相符, 但由于 PAEs 在沉积物中的吸附能力较强, 其浓度普遍高于水体, 表明 PAEs 在沉积物中具有较强的累积效应

2.2 湖泊PAEs的空间分布特征

2.2.1 全国湖区分布状况 我国典型湖泊区域的 PAEs 污染在水体和沉积物中广泛存在, 并表现出显著的空间分布差异(附表I,附表II)。根据本研究的数据, 将湖泊划分为 长江中下游平原湖区 (MYP)、东北平原湖区 (NP)、黄淮海平原湖区 (HP)、蒙新高原湖区 (MP)、青藏高原湖区 (TP) 和广东平原湖区 (GP)。依据典型湖泊水相和沉积相中 PAEs 的组成及空间变化 (图 2), 可分析各湖区 PAEs 单体化合物的占比及其在水体与沉积物中的分布特点。

我国湖区水相中, PAEs 污染具有显著的区域特征。从全国范围来看, MYP (长江中下游平原湖区)、HP (黄淮海平原湖区) 和 GP (广东平原湖区) 的 PAEs 浓度普遍较高, 水体中的 DEHP 和 DBP 含量占比达到 60%-89.3%。这种差异主要与 工业密度、人口密集度、塑料制品的广泛应用 以及 农业生产活动 相关。上述湖区因工业废水、生活污水和农业径流的持续输入, 形成了较高的环境 PAEs 负荷。DEHP 和 DBP 作为疏水性较强的化合物, 尽管在水相中的溶解性有限, 但由于污染负荷高, 仍表现出显著的环境累积性。此外, PAEs 主要作为塑料添加剂广泛用于 工业生产和日常消费品, 而传统水处理工艺难以有效去除这些化合物, 即便经过处理后排放至湖泊的水体仍可能含有较高浓度的 PAEs。这一特性在 MYP 和 GP 湖区 尤为明显, 表明这些湖区的 PAEs 高累积性和难降解特性。

PAEs 的流域输入方式也影响了不同湖区水相中的污染浓度。PAEs 可通过 农业径流、工业污水直接排放、生活废水排放及大气沉降 进入湖泊水体。由于 MYP、HP 和 GP 湖区的农业和工业活动较为发达, PAEs 的来源更加广泛, 流域内湖泊容易受到周边生产生活污染源的持续输入, 进一步加剧了湖泊水相中 PAEs 的积累。相比之下, TP (青藏高原湖区) 和 MP (蒙新高原湖区) 由于 人类活动较少, 工业和农业污染输入有限, 因此湖泊水体中的 PAEs 浓度较低。

在沉积物中, PAEs 的组成与水相有所不同, 主要以 DEHP 和 DBP 为主, 尤其是 DEHP 在沉积物中的占比逐渐增加。在 MYP (长江中下游湖区)、HP (黄淮海湖区) 和 MP (蒙新高原湖区), DEHP 的单体贡献率达到 53.2%-59.8%, 表明其在沉积物中的显著富集效应。尤其在 MYP 湖区, DEHP 含量明显高于其他 PAEs, 成为该区域沉积物的主要 PAEs 组分。这一分布特点与沉积物的物理特性和 PAEs 的化学性质密切相关。由于 DEHP 和 DBP 具有较高的疏水性, 倾向于吸附在沉积物的有机质上, 并在水体沉积过程中逐渐累积。此外, 沉积物对 PAEs 具有储存和释放作用, 导致其难以通过自然降解过程移除, 进一步加剧了 PAEs 在沉积物中的富集效应。

MYP 湖区的工业化程度较高, 人类活动强度大, 导致 PAEs 的污染源众多, 特别是 塑料制品的污染输入。沉积物对污染物具有 长期累积和缓慢释放的特性, 因此 MYP 湖泊沉积物中的 DEHP 和 DBP 含量较高, 反映出该区域 高强度的工业排放和生活污水排放。此外, 塑料废物的不规范处理 也促使 PAEs 在沉积物中的积累, 使得 MYP 湖泊的 DEHP 和 DBP 含量在全国湖区中处于较高水平。

DEHP 和 DBP 作为塑料工业中最广泛使用的成分，广泛应用于 PVC 制品、建筑材料、微塑料、消费品包装及农业薄膜。DIBP 作为 DBP 的替代品，被应用于食品容器、儿童产品、化妆品和驱虫剂等消费品。MYP 湖区的塑料工业较为发达，且人为活动强度较高，导致塑料废物的大量排放，进而引起湖泊水体的微塑料污染。微塑料中通常含有 PAEs 添加剂（如 DEHP），进一步加剧了沉积物中 PAEs 的富集。

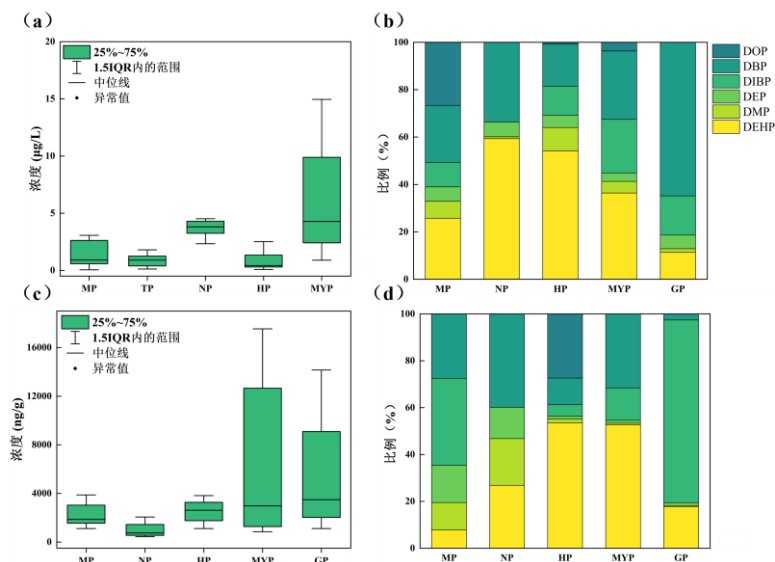


图 2 中国典型湖泊水相与沉积相中PAEs的浓度及组成（MYP: 长江中下游平原，NP: 东北平原，HP: 黄淮海平原，MP: 蒙新高原，TP: 青藏高原，GP: 广东平原）（a）水相中PAEs浓度，（b）水相中PAEs组成，（c）沉积相中PAEs浓度，（d）沉积相中PAEs组成

Fig 2 Concentrations and Composition of PAEs in the Water and Sediment Phases of Typical Lakes in China (MYP: Middle-Lower Yangtze Plain, NP: Northeast Plain, HP: Huang-Huai-Hai Plain, MP: Mongolian-Xinjiang Plateau, TP: Tibetan Plateau, GP: Guangdong Plain)(a) Concentration of PAEs in the aqueous phase, (b) Composition of PAEs in the aqueous phase, (c) Concentration of PAEs in the sedimentary phase, (d) Composition of PAEs in the sedimentary phase

2.2.2 人类活动的影响分析 本研究整理了我国六大湖区内省级城市的人口数据、人均 GDP、农用地膜生产使用量、塑料制品生产使用量及增塑剂主要生产量（数据来源：中国统计年鉴-2023、中国农村统计年鉴-2023、中国塑料加工协会报告 2023）^[63-64]（表4）。黄淮海平原湖区（HP）和长江中下游湖区（MYP）由于工业和农业的快速发展以及高强度的人类活动，湖泊 PAEs 污染最为严重。本研究采用相关性分析及主成分分析（PCA）探讨人类活动强度与 PAEs 污染（包括水相和沉积相）之间的关系（图 3）。PCA 提取了两个主成分，其中湖泊水体 PAEs 主成分的方差贡献率分别为 52.2% 和 19.4%，湖泊沉积物 PAEs 主成分的方差贡献率为 53.8% 和 30.2%，所有主成分的特征根均大于 1，各 PAEs 单体化合物的主成分因子载荷如图 3 所示。

湖泊水体和沉积物中不同 PAEs 单体的污染来源各异，与特定类型的人类活动密切相关。PCA 结果表明，DEHP 与农用地膜产量呈显著正相关，表明农业活动可能是 DEHP 进入湖泊的重要途径。地膜在农业生产中被广泛应用，而 DEHP 作为塑料添加剂，常用于生产聚氯乙烯（PVC）地膜，其残留可能通过径流、灌溉及雨水冲刷进入湖泊，导致农业区湖泊中 DEHP 的高浓度积累。此外，DIBP 和 DBP 与塑料制品产量和人口数量呈正相关，说明这两种 PAEs 主要来源于塑料制品的生产和消费，特别是在工业密集和人口稠密的地区，塑料垃圾的不规范处理可能导致 PAEs 在湖泊环境中的持续累积^[65]。

另一方面，DMP 和 DEP 与增塑剂产量及人均 GDP 呈显著正相关，反映出经济发达地区的 PAEs 主要来自工业增塑剂的使用。增塑剂广泛用于塑料、电子产品和建筑材料，提高材料的柔韧性，因此 DMP 和 DEP 在高经济活动地区的排放量更高。此外，DOP 与农用地膜使用量呈正相关，进一步证明农业活动对湖泊 PAEs 污染的贡献不可忽视。整体来看，湖泊水体中 PAEs 的污染主要由农业、工业及塑料制品的生产和使用驱动。农用地膜、塑料制品和增塑剂的产量是 PAEs 污染的关键影响因素，而这些因素受人口数量和经济活动水平影响较大。因此，减少农业和工业领域的塑料制品和增塑剂使用，是降低 PAEs 污染的关键措施，尤其是在农业和经济活动集中的地区。

表4 人类活动强度数据统计
Tab.4 Human activity intensity data statistics

区域	省份	人口数量 (万)	人均GDP (元)	农用地膜产量 (t)	农用地膜 使用量 (t)	塑料制品产量 (万t)
MP	内蒙古	2401	102570	-	93969	4.84
	新疆	2587	73931	-	262677	107.47
TP	西藏	364	65734	-	1778	2.58
	青海	595	63850	-	7556	0.52
NP	吉林省	2348	57629	44223.65	56216	26.68
	黑龙江省	3099	51255	4974	77431	18.9
HP	河北	7420	59224	19044.5	109833	191.03
	天津	1363	122798	19768.1	9070	89.17
	北京	2184	200370	3292.9	8243	22.13
	浙江	6577	125518	21267.93	68731	1295.51
	江西	4528	71113	-	52218	120.15
	湖北	5844	95489	36447	63554	476.65
MYP	江苏	8515	150584	10224	116064	578.17
	山东	10163	90592	125238	276935	468.38
	上海	2475	190783	29185	14781	180.49
	湖南	6604	75731	7662	85397	242.82
G P	广东	12657	107192	72822.79	44814	1450.69

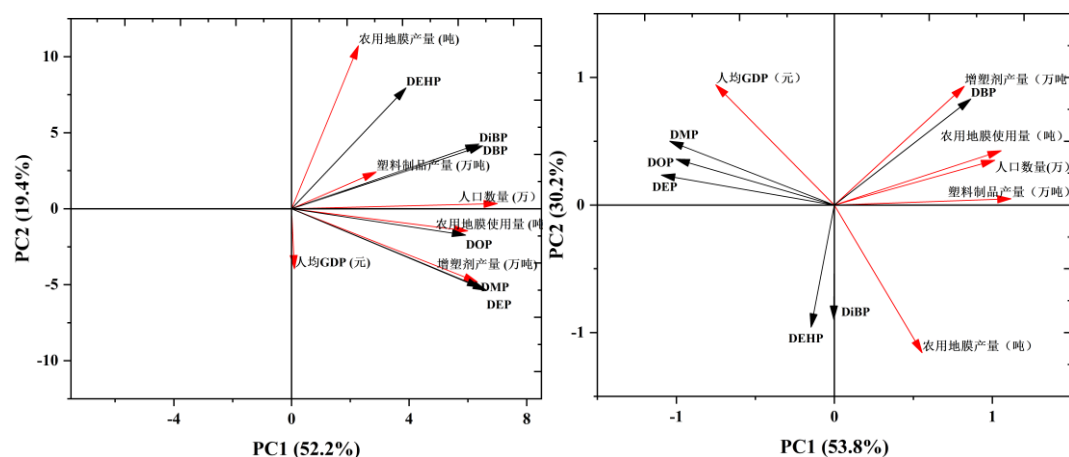


图 3 水相和沉积相中6种PAEs与人为活动的PCA分析
Fig 3 PCA analysis of the impact of human activities on six PAEs in the water and sediment phase

湖泊沉积物中的 PAEs 与人类活动的相关性模式与水体略有不同。PCA 结果显示, DEHP 和 DIBP 与农业活动(地膜产量)呈负相关,表明这两种 PAEs 可能更多来源于工业排放或塑料废弃物分解,而非直接来源于农业活动。尽管农业生产可能增加湖泊 PAEs 的输入,但 DEHP 和 DIBP 在沉积物中的主要来源可能是工业生产、塑料制品老化和工业废弃物的释放。另一方面, DMP、DEP 和 DOP 的浓度与人

均 GDP 呈负相关, 这表明经济发达地区对 PAEs 可能采取了更严格的污染控制措施。高经济水平的地区通常执行更严格的环保法规, 并采取更有效的污染治理措施, 因此这些 PAEs 在发达地区的污染水平较低。这进一步反映了经济发展与环保管理的正相关关系, 即当经济水平提高时, 污染治理能力也相应增强, PAEs 的排放量可能减少。此外, DBP 与增塑剂产量显著正相关, 表明其排放与增塑剂的生产紧密相关。DBP 作为一种常见的增塑剂, 广泛用于塑料制品、电子元件及涂料生产, 其在工业生产过程中可能大量释放, 导致湖泊沉积物中 DBP 的污染水平较高。这提示我们应特别关注工业生产过程中的增塑剂的管理和污染控制, 减少其排放对湖泊环境的影响。

进一步分析人类活动指标与 PAEs 污染水平的关系, 发现农用地膜使用量、塑料制品产量和人口数量三者之间存在显著正相关性, 表明这些因素在 PAEs 环境释放方面具有叠加效应。随着人口增长, 塑料制品和农业地膜的需求不断增加, 导致 PAEs 污染加剧, 尤其是在农业和人口密集的湖区, 塑料制品的广泛使用已成为 PAEs 污染的主要来源。具体来看, 工业区 (MYP、HP) 由于高人口密度和塑料制品生产, PAEs 污染最严重; 农业区 (HP、GP) 因农用地膜使用广泛, DEHP 和 DOP 污染突出; 而经济发达区 (GP、HP) 则因工业增塑剂的广泛使用, DMP 和 DEP 污染较高。

综上所述, 湖泊 PAEs 的污染水平受工业、农业和经济活动的综合影响。其中, DEHP 和 DIBP 与工业过程相关, DMP、DEP 和 DOP 与经济发展水平负相关, 表明经济发达地区通常有更好的污染控制措施, 而 DBP 的浓度与增塑剂产量高度相关, 说明增塑剂生产是 DBP 的主要来源。因此, 减少 PAEs 污染的关键在于减少工业增塑剂和农用地膜的过度使用, 特别是在塑料生产和农业密集地区, 实施更严格的管理措施, 有效降低这些有害化合物对环境 and 人类健康的影响。

2.3 湖泊环境PAEs来源解析

2.3.1 水体中PAEs来源解析 环境中PAEs的来源十分复杂, 为评价湖泊水体和沉积物中PAEs的主要来源, 采用斯皮尔曼相关性分析方法对PAEs的6种同系物进行分析。已有研究可知, DMP和DEP的相对分子质量较小, 广泛应用于香水中, 以延长香水的持续时间; DBP和DIBP的相对分子质量相对适中, 主要用于化妆品和个人护理品, 在生活垃圾中也较为常见; DEHP和 DOP 的相对分子质量较大, 主要来源于塑料制品加工等行业, 同时也是生活垃圾中最常见的PAEs单体。由图 4可知, DEHP与DOP之间的相关系数为0.69, 且显著性较高 ($p<0.01$)。两者可能来自相同的工业过程或产品中 (例如塑化剂), 并在环境中表现出相似的行为。DEHP和DOP都是典型的塑化剂, 常用于类似的应用场景, 例如建材、包装材料等, 因此它们之间的高相关性可能意味着它们来自相似的产品或废物排放。DMP与DEP的相关系数为 0.59 ($p<0.01$), 表明这两者可能共同用于相似的产品, 如某些消费品中的增塑剂。DMP和DIBP两者可能更常见于化妆品、个人护理产品等消费品中, 表明它们可能来自家庭废水或生活垃圾。DBP与DOP的相关系数为0.37, 表明两者有一定的正相关性, 但相关性较弱, 可能在环境中的行为差异较大。

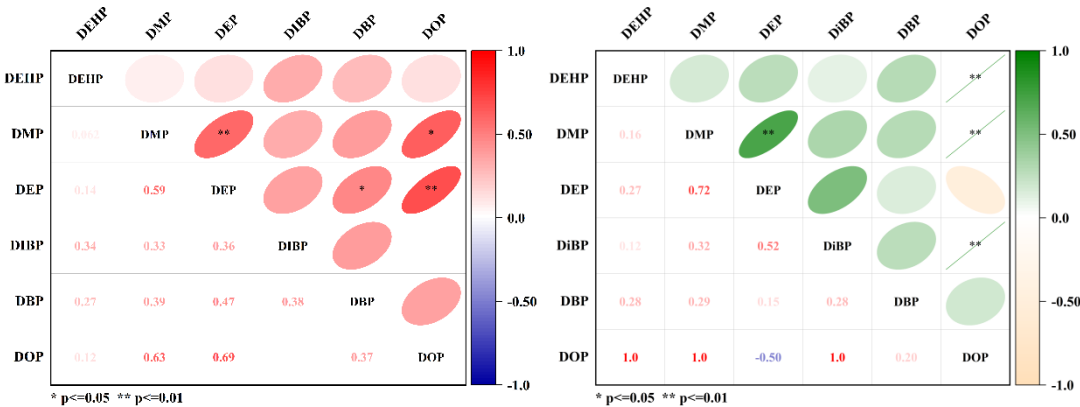


图 4 中国湖泊水体和沉积物中PAEs各单体的相关性分析

Fig. 4 Correlation analysis of individual PAEs in water bodies and sediments of Chinese lakes

基于水体中PAEs浓度的 PCA结果, 共提取了7个主成分 (PCs), 这些主成分共同解释了总方差的 83.67%。通过最大方差旋转后, 各主成分与特定污染物单体的载荷值显示出显著相关性 (载荷值 > 0.7), 从而揭示了潜在的污染来源。其中, PC1解释了34.82%的总方差, 主要载荷为DEHP (0.93) 和DBP (0.92), 表明其来源与工业废水排放密切相关, 特别是塑料加工和合成材料制造过程中释放的邻苯二甲酸酯类化合物。PC2解释了21.03%的总方差, 主要载荷为DIBP (0.87) 和DMP (0.85), 可能来源于生活污水排放, 这些化合物通常存在于个人护理产品和清洁剂中。PC3解释了15.24%的总方差, 载荷为

DEP (0.84)，表明其与农业面源污染有关，特别是农业薄膜和农药助剂的使用。PC4解释了12.58%的总方差，载荷为DOP (0.79)，则可能与大气沉降相关，工业大气排放通过沉降作用进入水体。

通过主成分得分与潜在污染源特征浓度的多元线性回归 (MLR) 分析，进一步计算了水体中不同污染源的相对贡献率。结果显示，工业废水排放是水体中PAEs污染的主要来源，贡献率为72.9%；生活污水排放次之，占比27.1%；农业面源污染的贡献率为15.74%。这些结果表明，工业活动是水体中PAEs污染的主要驱动因素，生活污水和农业活动也有显著影响，而大气沉降对水体污染的贡献有限。

2.3.2 沉积物中PAEs来源解析 对于沉积物中的PAEs浓度，通过主成分分析 (PCA) 提取了6个主成分，共解释了总方差的80.94%。旋转后载荷矩阵显示，PC1解释了37.14%的总方差，主要载荷为DEHP (0.91) 和DBP (0.88)，表明其来源为工业废水排放，这些化合物在沉积物中表现出较强的累积效应。PC2解释了20.23%的总方差，主要载荷为DMP (0.86) 和DEP (0.84)，显示其与农业活动相关，可能通过径流将农药和农业薄膜中的PAEs引入湖泊沉积物。PC3解释了13.57%的总方差，载荷为DIBP (0.84)，可能来源于大气沉降。PC4解释了9.24%的总方差，载荷为DOP (0.80)，表明其主要来源于生活污水排放。这些污染源对沉积物中的PAEs污染表现出多样化的影响。

通过多元线性回归 (MLR) 进一步计算各污染源对沉积物中PAEs的相对贡献率(表5)。结果显示，工业废水排放占比最高，为55.41%，是沉积物中PAEs污染的主要来源。农业活动贡献率为25.86%，表明农业面源污染在沉积物中的累积效应显著。大气沉降贡献率为12.34%，这一来源在沉积物中比在水体中更加突出。生活污水排放的贡献率为6.39%，显示其对沉积物的影响相对较小。

表5 通过扩展Z_{sum}的多元线性回归方程以及水和沉积物中 PAEs 的平均贡献
Tab.5 By expanding Z_{sum} the MLR equation and the mean contributions of water, sediment

样品	扩展 Z _{sum}	R ²	σ	F-value	显著性p	Mean [Z _{sum}]	主成分	平均贡献率%
沉积物	Z _{sum} =0.865σFS1+0.322σFS2+ Mean [Z _{sum}]	0.86	12105.69	15.96	< 0.01	3422.37	PC1	55.41
							PC2	25.86
							PC3	12.34
							PC4	6.39
水	Z _{sum} =0.597σFS1-0.11σFS2+ Mean [Z _{sum}]	0.35	7.11	2.764	< 0.05	6.01	PC1	72.9
							PC2	27.1

通过对水体和沉积物中PAEs污染来源的解析，可以看出工业废水排放是水体和沉积物中PAEs污染的主要驱动因素，分别占总贡献率的72.9%和55.41%。生活污水排放在水体中的影响更为显著，而农业活动的污染则在沉积物中表现出较高的贡献率。值得注意的是，大气沉降对沉积物污染的贡献率高于对水体的贡献，这可能与沉积物中污染物的长期积累特性有关。这些结果揭示了工业、农业和生活活动对湖泊生态环境的多重影响，为制定湖泊污染控制措施提供了科学依据。

2.3.3 邻苯类增塑剂的直接生产排放 增塑剂是在工业生产上被广泛使用的高分子材料助剂，又称塑化剂。增塑剂的使用可以改善高分子材料的性能，降低生产成本，提高生产效益。增塑剂种类繁多，其中大量含有邻苯二甲酸酯类塑化剂 (PAEs) 的PVC塑料制品是增塑剂的最大应用领域^[64]。其中增塑剂中消费量最大的品种则是邻苯二甲酸酯类，占比为88%左右^[62]。在我国的增塑剂行业产量及需求量大，并且产量增速较快，2021年中国增塑剂市场规模为330.4亿元，同比增长52.12%^[65]。因此邻苯类增塑剂的大量生产与使用无疑会造成中国国内典型湖泊水体与底泥沉积物中PAEs的含量增加。

我国增塑剂的市场规模较大，大型增塑剂生产公司主要分布在山东、镇江、泰州、珠海等地(附表 IV)，塑化剂工厂排放的生产污水含有较高的PAEs浓度，直接排放到周边湖泊水体中无疑会增加水环境中PAEs污染加剧，这与以往研究结果相符。申艳艳^[31]等发现，南京玄武湖水体中PAEs污染较严重，ΣPAEs浓度范围为861~2896 μg/L，其中DEHP和DBP占比最大；徐怀洲^[32]等发现骆马湖同样PAEs含量较高，ΣPAEs浓度范围为0.05~186.8 μg/L，其中DEHP和DIBP占主导。江苏省地区经济发展较为发达，工业发展迅速，邻苯类增塑剂产销量均全国领先，导致了江苏省典型湖泊的PAEs污染严重，由此可见，邻苯类塑化剂的生产是湖泊PAEs污染的主要来源之一。

2.3.4 微塑料中增塑剂的迁移释放 我国是塑料生产使用大国，也产生了大量的废弃塑料垃圾，废弃塑料制品进入环境中后，在自然风化和降解作用下，逐渐破碎、分解成细小的塑料碎片，其中粒径小于5 mm的塑料碎片颗粒被定义为微塑料^[66]。微塑料内部含有的一系列内源性污染物如PAEs也极易在风化降解过程中释放，对湖泊等淡水生物群及生态系统造成极大危害^[67]。湖泊是一类相对封闭或全封闭的水体，常常起到污染物汇的作用^[68]。自然环境中的微塑料很难被彻底降解，其在水环境中长期留存会对水质及生物体造成严重威胁。已有一些研究发现水体中微塑料会吸附PAEs等有机污染物，成为污染物的载体^[69]。吸附

了污染物的微塑料随着洋流、风力等外力作用而发生迁移,扩大了污染物的分布范围,对生态环境造成影响。因此,湖泊中微塑料污染不仅会降解释放出大量邻苯二甲酸酯,还会吸附此类有机污染物使其迁移,加大了邻苯二甲酸酯类物质的污染程度。

根据统计数据(附表V),我国的塑料制品生产主要集中在东部11省,其中广东省、浙江省和江苏省是塑料制品生产的主要基地,三省的塑料产量合计占全国总产量的近一半。这些省份的塑料生产量大致反映了这些地区工业化进程的加速,尤其是在塑料制品的大规模生产过程中,PAEs作为增塑剂的使用量也随之增加。PAEs的污染主要来自于这些工业化地区的塑料生产和废弃物处理。此外,湖北省(476.65万t)、山东省(468.38万t)和福建省(457.96万t)等中部和沿海地区的塑料产量也相对较高,进一步加剧了PAEs污染的空间分布。PAEs作为塑料中的常见添加剂,广泛存在于各种消费品中,如包装材料、建筑材料、个人护理产品等,这些塑料制品的生产、使用和废弃过程是PAEs进入环境的重要途径。在全国塑料产量中,东部地区(如广东、浙江、江苏等省份)占据了主导地位,这也意味着这些地区的湖泊受到PAEs污染的风险较高。特别是长江中下游和黄淮海平原的湖泊,由于塑料制品生产和消费量巨大,成为PAEs污染的高风险区。

此外,基于相关性分析,发现PAEs(如DIBP和DBP)与微塑料(MPs)之间存在弱相关性($r^2 = -0.2$, $p < 0.05$)^[70]。这表明,尽管PAEs和微塑料在环境中共同存在,但它们的来源和行为有所不同。PAEs并未与塑料材料共价键合,其释放到环境中的方式主要受环境因素(如温度和盐度)以及塑料特性(如粒径)的影响。例如,PAEs从较小的塑料颗粒中比从较大的颗粒中更容易扩散,这可能有助于解释为何在中国湖泊表层沉积物中,微塑料的丰度与PAEs之间的关系较弱。有研究证实,塑料的特性,特别是粒径,也可以影响PAEs的迁移,因为PAEs从较小的颗粒中比从较大的颗粒中扩散得更高。有研究表明,印度的Rewalsar湖报告的小颗粒(主要是珠子/颗粒)的高丰度可能导致邻苯二甲酸酯扩散的高比率。缺乏相关性的另一个可能原因是将PAEs用作非塑料来源的添加剂,如油残留物、洗涤剂和药品。此外,Li等人^[71]记录了不一致的相关性也可能源于MPs和PAEs($\mu\text{g/L}$)在沉积物中的单位差异,因为MPs以数量贡献,而PAEs(ng/g)在沉积物中主要以质量贡献给系统。总的来说,这些因素可能有助于观察到本研究的中国湖泊表层沉积物中MPs丰度与 $\Sigma_6\text{PAEs}$ 之间弱关系的原因。

2.3.5 农用地膜源中增塑剂的释放 农膜主要包含地膜和棚膜,是继种子、化肥和农药之后的第四大农业生产资料,极大地提高了农业生产效率,但也会造成塑料碎片和有关化学品的污染。农膜作为重要的农业生产资料,在我国应用广泛。经使用后,农膜每年的回收率不足2/3。由于塑料薄膜不易降解,多年累月的使用导致农膜在土壤中残留和累积,带来“白色污染”^[73]。PAEs作为一种重要的农用薄膜添加剂,可释放并污染环境。我国作为农膜生产大国,2023年1月-12月,全国农用薄膜行业完成累计产量7989 kt,同比增长0.89%。比重主要集中在云南省、山东省、四川省、甘肃省、广东省、新疆维吾尔自治区、湖北省、河南省、上海市、重庆市、其他地区。四川、湖北、河南产量增幅居前^[74](附表V)。

张芊芊^[75]等研究发现我国农膜每年有18.6%的量留在农田中,且全年有4329吨的塑料碎片进入河网并汇入海洋中;相关性分析发现,各省的农膜残留量与第二次全国污染源普查中历年农膜的累积残留量存在相关性,相关系数可达0.95。2017年,我国地膜释放的DBP和DEHP的量分别为18.8t和42.2t,其中,分别有7.53吨和16.9吨进入大气环境,其余进入土壤环境中,随后进入河流湖泊等水环境中。两种典型PAE的排放量呈现出显著的区域特征。排放量最大的省份为新疆、甘肃、山东、内蒙古和云南,五省的排放量总量可达到全国排放量的50%以上。西藏地区PAEs排放量最低^[76]。结合我国不同地区的农膜产量与当地典型湖泊的PAEs含量数据可发现,农膜产量较高地区,其周边湖泊水体与沉积物中邻苯二甲酸酯类物质含量普遍较高。广东省农膜产量在全国占比较大,广东省重点湖泊水体、沉积物中PAEs的浓度分别为1.69~4.72 $\mu\text{g/L}$ 、2.26~74.93 ng/g ,均属于较高水平;位于湖北省作为农业薄膜主要生产地区,其境内的梁子湖水体中PAEs浓度为0.10~3.56 $\mu\text{g/L}$,在我国湖泊中属于中度污染水平;位于武汉的月湖沉积物中PAEs浓度为6.43~21.83 ng/g ,污染程度较高。由此可见,农膜在土壤中的残留与分解也是我国湖泊水体中PAEs污染的重要来源之一。

在本研究中,PAEs浓度与人类活动之间的相关性通过不同变量(如农业地膜使用量、塑料制品生产量)和PAEs浓度之间的关系进行了详细分析(图5),相关性分析显示农业活动和塑料产业的强度与水体和沉积物中PAEs的浓度存在明显的相关性($r^2 = 0.82$, $p < 0.01$)。如图5所示,农业地膜使用量与水体和沉积物中PAEs浓度之间有显著的正相关关系($p < 0.01$)。农业地膜产量(万吨)与水体中PAEs浓度

($\mu\text{g/L}$)的相关系数为 $r^2 = 0.406$,这表明,随着农业地膜使用量的增加,水体中的PAEs浓度呈现上升趋势,显示出农业活动是水体中PAEs污染的重要来源之一。具体而言,随着农业地膜的使用量增加,PAEs化学物质随地表径流进入水体,导致水体中的PAEs浓度逐渐升高。同时,农业地膜产量与沉积物中PAEs浓度之间的关系同样显示出正相关($r^2 = 0.460$, $p < 0.05$)。与水体中PAEs的分布不同,沉积物中的PAEs浓度较高,且其积累通常是长期的。这一结果表明,农业地膜的使用对沉积物中的PAEs污染有着更为显著的

贡献。这可能是由于农业地膜中的PAEs在使用后通过风、雨等途径进入土壤和沉积物中，造成了长期积累[70-72]。另一方面，塑料制品的生产量与PAEs污染的关系更为明显。塑料生产量（万t）与沉积物中PAEs浓度呈现显著正相关（ $r^2=0.911$ ， $p<0.05$ ），表明塑料产业对沉积物中PAEs污染具有重要影响。塑料制品的生产和消费过程中使用了大量的增塑剂，这些增塑剂作为PAEs类物质，最终通过废弃物的处理不当进入沉积物中。由于沉积物具有较强的PAEs污染积累特性，塑料制品生产量与沉积物中PAEs浓度之间的强相关性也说明了，塑料制品生产是沉积物中PAEs污染的主要来源之一。

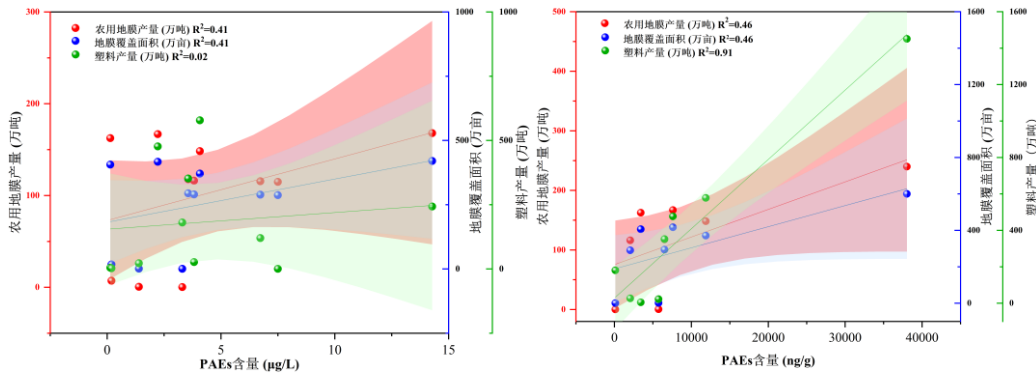


图 5 PAEs浓度（ $\mu\text{g/L}$ ）与中国典型湖泊中人类活动变量之间的线性回归结果
Fig5 Linear regression results between PAEs concentration ($\mu\text{g/L}$) and human activity variables in typical Chinese lakes

综合来看，PAEs浓度与人类活动（特别是农业地膜使用量和塑料制品生产量）之间的相关性较为显著。农业活动，尤其是农膜的使用，直接导致了水体和沉积物中PAEs浓度的上升，而塑料制品产业的强度与沉积物中PAEs的积累关系尤为紧密。因此，减少PAEs污染的关键应集中在减少农业地膜的使用、加强塑料废弃物的回收和替代材料的研发上，以减缓PAEs在环境中的长期积累。

2.4 典型湖泊PAEs生态风险评估

2.4.1 水体中PAEs生态风险 本研究基于最大环境检测浓度对我国典型湖泊中6种PAEs类化合物进行风险商值评价,得到研究化合物对于水中藻类、鱼类和甲壳类的风险商值RQ(附表 III)。对六种PAE同系物（DBP、DEHP、DIBP、DMP、DEP、DOP）进行生态风险评估，这些物质具有高检出率、高浓度和相关毒性数据。选取水体中的常见食物链（藻类-甲壳类-鱼类）作为评估对象。图 6展示了这六种PAEs在表层水中三种物种中的风险商（RQ）值。DMP、DEP的RQ值都小于0.1，表明它们对水生生物的风险较低，这可能是由于其易降解性和较低的毒性，使其在水体中影响有限。在大东湖水系，DEHP对甲壳类动物、鱼类的RQ值都大于1，反映出对水生生物的高风险。其余地点对藻类和鱼类表现出低风险，而甲壳类动物的RQ值大多在0.1以上，其中高风险湖泊占比为76%，中风险为18%。除了太湖流域重点区域（ >0.1 ）外，DEP对藻类的RQ值都小于0.1。然而，对于DMP，30个湖泊的RQ值均小于0.1，证明了对水生生物的较低风险。藻类的RQ值在所有PAEs单体中都较低，表明这些化合物对藻类的直接影响较小。这可能是由于PAEs化合物的疏水性限制了其在水中的溶解度，使其不容易被藻类吸收或直接影响其生长。

在我国不同湖泊水体中，PAEs的风险商（RQ）值显示出显著的生态风险差异（ $p<0.01$ ）。在各个湖泊中，长江中下游平原（MYP）内的湖泊表现出最高的生态风险，尤其是太湖重点区域和巢湖。太湖的 RQ_{DEHP} 值高达51.75，而 RQ_{DBP} 值为4.28，显著高于生态风险阈值，表明该湖泊对甲壳类生物存在极高的生态风险；巢湖的 RQ_{DBP} 值更是达到了12.52，显示出DBP作为主要污染物对该湖区生态系统的潜在威胁。这一污染水平的高值主要源于MYP区域的高工业化程度、密集的制造业分布以及来自工业和生活废水的大量排放。因此，MYP湖区的生态风险极高，需采取更严格的水污染防治措施。相比之下，东北平原（NP）湖区的PAEs污染相对较低，主要湖泊如小兴凯湖和大兴凯湖的 RQ_{DEHP} 和 RQ_{DBP} 值均在0.1以下，生态风险较低。这一结果可能归因于该区域工业化程度较低、污染源相对分散，从而使湖泊水体中的PAEs浓度较低。因此，东北平原湖区的生态风险整体处于较低水平。黄淮海平原（HP）和广东平原（GP）湖区中的湖泊表现出中等至高的生态风险，尤其是北京什刹海， RQ_{DEHP} 值达到了45.9，属于中等至高风险范围，而广州城市湖泊的 RQ_{DBP} 值为2.57，显示对甲壳类生物可能具有一定的生态影响。由于广东平原区域人口密集、经济发达，工业废水和生活污水的排放使得PAEs在湖泊中的浓度较高。因此，广东平原湖区的生态风险在中等水平。蒙新高原（MP）和青藏高原（TP）湖区的PAEs生态风险较低，例如博斯腾湖和乌伦古湖的主要PAEs单体

的RQ值均在1以下,表明该区域水体中PAEs对生态系统的影响较小。蒙新高原区域地广人稀,工业和农业活动较少,污染源较为有限,因此该湖区生态环境相对保持良好。

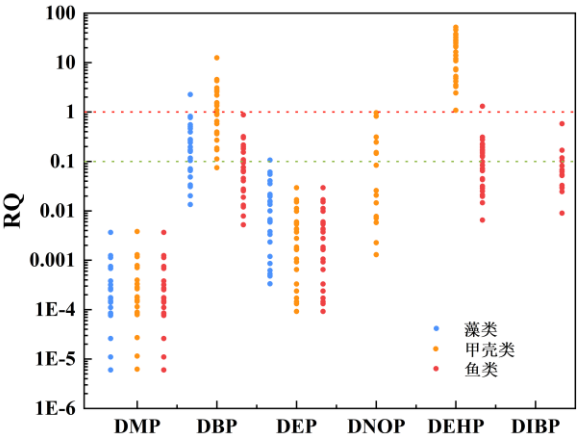


图 6 中国30个湖泊中PAEs的生态风险
Fig 6 Risk assessment of the six PAEs in the 30 lakes water in China

综上所述,我国六大湖区的PAEs生态风险存在显著差异。长江中下游平原(MYP)和黄淮海平原(HP)湖区的生态风险最高,特别是太湖、巢湖和梁子湖。广东平原湖区的广州城市湖泊也显示出中等生态风险。相对而言,东北平原(NP)、蒙新高原(MP)和青藏高原(TP)湖区的生态风险较低,尤其是青藏高原湖区的生态环境较为纯净,对水体生态系统的影响极小。

与此同时,不同环境条件对PAEs的风险评估有显著影响,尤其是在季节变化、气候条件和水文条件方面。首先,季节性变化直接影响水体和沉积物中PAEs的浓度。有研究表明,夏季由于高温和强烈的蒸发作用,水体中的PAEs浓度通常较高,而在冬季,由于气温下降和降水增加,PAEs的浓度通常较低。水体流动性差的地区,尤其在干旱季节,PAEs容易积聚,从而增加生态风险^[76]。其次,气候条件,特别是气温和降水量的差异,也会显著影响PAEs的环境行为^[77]。根据Scheringer的研究,温暖湿润的地区PAEs易通过水流或大气沉降进入水体和沉积物,而寒冷干燥地区则由于较低的降解速率,PAEs容易在沉积物中长期积累,增加其环境风险。最后,水文条件也对PAEs的浓度分布和风险评估产生重要影响。Yang等人的研究指出^[78],水流速度和水体交换率对PAEs的传播和浓度分布起决定性作用。流速较快的河流中,PAEs可能被稀释或迅速排出系统,导致水体污染的风险较低;而在流动缓慢的湖泊或水库中,PAEs易于沉积,浓度较高,从而增加沉积物污染的风险。因此,季节、气候和水文条件的变化对PAEs的分布和积累具有直接影响,这些因素需要在PAEs的风险评估中予以充分考虑,以更准确地评估环境风险并制定有效的污染防控策略。

2.4.2 沉积物中PAEs生态风险 结合附表I数据,本研究中,中国6大湖区湖泊的表层沉积物中的DBP和DEHP分别有40%和30%的样点 $RQ > 1$,存在高风险;有30%和86%样点 $RQ > 0.1$,处于中风险水平。安徽巢湖、广州市城市湖泊、武汉月湖的沉积物中的DEHP浓度超过0.1,太湖流域采样点、内蒙古乌梁素海、呼伦湖、岱海湖以及武汉月湖沉积物中的 RQ_{DBP} 远大于0.1。同时,江苏骆马湖、内蒙古内的三条湖泊沉积物DIBP风险商值也明显高于0.1。这表明DIBP与DEHP、DBP在这些湖泊沉积物中污染较为严重,会对采样点位的生态环境产生一定的生态风险,其余四种PAEs中, RQ_{DIBP} 有38%的湖泊超过了0.1, RQ_{DEP} 和 RQ_{DOP} 分别有15%和5%超过了0.1,本研究所涉及的六大湖区湖泊沉积物中 RQ_{DMP} 均未超过标准,表明DMP没有生态风险,潜在危害小。而部分湖泊中的DIBP浓度较高,发生生态风险的几率较高。总体来看,中国6大湖区湖泊的表层沉积物中DMP、DEP、DBP和DOP的浓度水平和生态风险整体处于较低水平,而DIBP、DBP和DEHP的含量较高。

与本研究搜集到的国外湖泊沉积物PAEs赋存数据相比,意大利Salto湖、Ventina湖和Scandarello湖泊沉积物中DEHP浓度较高,为5.8~426 ng/g, RQ 值 <0.1 ,对湖泊没有生态风险;印度Rewalsar Lake沉积物中的DEHP浓度为890~3220 ng/g,DEP和DBP浓度分别为290~710 ng/g、340~760 ng/g, $RQ > 0.1$,存在较高生态风险。坦桑尼亚典型湖泊沉积物中的PAEs主要为DEHP(56.2~4981.8 ng/g)、DOP(1300 ± 5400 ng/g)和DIBP(最高值为6570 ng/g), RQ 值均超过0.1,生态风险较大。韩国的牙山湖,沉积物PAEs中主要为DEHP(0.36~8326 ng/g),也存在较高风险,且越靠近塑料制造厂的点位,沉积物中PAEs的含量越高。由此

可见,国内外湖泊沉积物中DEHP与DBP的生态风险不容忽视,并且由于DIBP在我国湖泊沉积物中呈现较高的赋存浓度,造成较大生态风险,针对不同湖区DIBP的管控与治理政策也急需完善。

2.5 国内外PAEs风险防控措施对比及建议

本研究表明,PAEs污染已成为我国湖泊水体和沉积物的重要污染问题,尤其是DEHP和DBP对甲壳类生物的生态风险较高,并在长江中下游湖区(MYP)、黄淮海湖区(HP)及广东平原湖区(GP)检出浓度较高。PAEs主要来源于工业排放、农业地膜及塑料制品使用,其污染控制对于湖泊生态环境保护 and 流域可持续发展具有重要意义。借鉴国际经验,并结合我国湖泊PAEs污染特征,提出针对流域管理、污染防控及技术创新的综合防控建议。

国际上,欧美等国已采取较为严格的PAEs管理措施。欧洲联盟(EU)将DEHP、DBP、BBP列入REACH法规的高度关注物质(SVHC),并对食品包装、医疗器械、儿童用品中的PAEs使用进行限制。美国环保署(EPA)设定了PAEs水体浓度限值,并要求企业减少PAEs排放^[74]。此外,欧美在PAEs替代材料、废水处理及土壤修复方面取得显著进展,如生物降解塑料、无PAEs增塑剂、膜分离技术及活性炭吸附等^[75],提高了PAEs的去除效率。然而,我国在PAEs污染防控方面仍面临法规执行力不足、替代技术推广缓慢及废弃物回收体系不完善等问题,导致PAEs在湖泊环境中的累积效应仍然显著。

针对我国湖泊PAEs污染特征,需从流域管理、污染治理及公众参与等方面加强管控。首先,应构建湖泊PAEs监测网络,针对高风险湖泊进行定期检测,并完善工业废水排放标准,严格控制塑料加工、化工及医药行业的PAEs排放^[76]。其次,推动PAEs替代材料的研发与应用,特别是在农业地膜、食品包装及消费品领域推广生物降解材料和无PAEs增塑剂,减少污染源输入。同时,加强污水处理厂的技术升级,采用高级氧化、生物降解及纳米吸附等技术,提高PAEs去除效率。

此外,农业污染也是PAEs重要来源之一,需加强农业面源污染控制,建立农用地膜的全生命周期管理,推广可降解农膜,并通过回收补贴政策提高废弃地膜的回收率,减少其对湖泊水体的污染负荷。最后,提高公众环保意识,推广绿色消费,减少一次性塑料制品的使用,并通过政策引导推动企业和社会组织共同参与PAEs污染治理,形成政府、企业和公众协同管控的环境治理模式。

综上,PAEs污染防控需结合湖泊生态环境特征,强化流域综合管理、技术创新及政策执行,推动湖泊水环境保护及可持续发展。未来研究应进一步关注PAEs在湖泊生态系统中的长期累积效应及生物富集,为PAEs污染防控提供更科学的依据。

3 结论

(1)我国不同自然水体普遍受到PAEs的污染,水体中PAEs总量的检出浓度范围为0.05-186.8 µg/L,江苏骆马湖检出浓度最高,武汉月湖检出浓度最低,为0.42~0.89 µg/L。我国黄河中下游、长江、珠江三角洲水域沉积物中PAEs含量均较高,浓度范围为0.24~74.93 µg/L。沉积物中不同PAEs同系物中DEHP含量通常最大(0.02~20.54 ng/g),DIBP检出浓度也较高(0.97~71.16 ng/g),DOP均未检出。

(2)我国六大湖区PAEs的分布特征为,MYP(长江中下游平原)、HP(黄淮海平原)和GP(广东平原)区域的PAEs浓度普遍较高,DEHP与DBP占总PAEs的60%~89.3%与这些区域的工业密度、人口密集度以及塑料制品广泛应用有关;青藏高原(TP)和蒙新高原(MP)等区域,由于人类活动较少,PAEs浓度较低。

(3)人类活动强度对湖泊PAEs分布有较强相关性,湖泊水体中PAEs受农业、工业以及塑料制品的生产和使用,受到人口数量和经济活动水平的显著影响。湖泊沉积物中,DEHP和DIBP与工业过程相关,而DMP、DEP和DOP与经济发展水平负相关,表明经济发达地区可能有更好的污染控制措施来减少这些化合物的释放。

(4)我国长江中下游平原(MYP)和黄淮海平原(HP)湖区水体的PAEs生态风险最高,特别是太湖、巢湖和梁子湖,东北平原(NP)、蒙新高原(MP)和青藏高原(TP)湖区的生态风险较低,尤其是青藏高原湖区的生态环境较为纯净,对水体生态系统的影响极小。沉积物中,DIBP与DEHP、DBP在我国湖泊中污染较为严重,会对采样点位的生态环境产生一定的生态风险,其他单体的生态威胁较低。

(5)根据源解析结果,水体中的PAEs污染主要以DEHP和DBP为主,而沉积物中的PAEs污染则受工业排放和农业活动的长期累积影响。通过多元线性回归分析,进一步量化了各污染源的贡献比例,为PAEs污染源的定量化分析提供了依据。为应对PAEs污染问题,建议政府加强政策引导,推广技术创新,特别是发展替代材料和回收利用技术,同时鼓励公众参与和绿色消费。尤其是针对农业地膜等关键污染源,应推广生物降解材料和回收技术,从源头减少PAEs的排放和使用,从而减少其对生态环境和人类健康的潜在威胁。

4 参考文献

- [1]. 王昱文,柴淼,唐阵武等.我国环境中邻苯二甲酸酯污染特征及其生态风险.安徽农业科学,2015,43(25): 258-260+264.

- [2]. Duan CH, Fang YJ, Liang J *et al.* In vitro cytotoxicity evaluation of phthalate plasticizers. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(6): 23-31. DOI:11.1844.X.20240925.1602.002. [段晨晖, 房彦军, 梁俊等. 邻苯二甲酸酯类增塑剂的体外细胞毒性评价. 生态毒理学报, 2019,14 (6):23-31.]
- [3]. Li GW, Shi YF, Liu SJ. Characteristics of PAEs variation and risk assessment in drinking water source areas of reservoirs and lakes. *Yangtze River*, 2024, 55(10): 77-85. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2024.10.011. [李国文, 施艳峰, 刘淑娟. 湖库型饮用水水源地水体PAEs变化特征及风险评价. 人民长江, 2024, 55(10): 77-85.]
- [4]. Sun YN, Ye L, Luo HJ *et al.* Research progress on exposure levels and health effects of phthalates in China. *Environmental Chemistry*, 1-18. DOI: 11.1844.X.20240925.1602.002. [孙雅楠, 叶丽斯, 罗豪杰等. 我国邻苯二甲酸酯暴露水平与健康效应研究进展. 环境化学, 1-18.]
- [5]. Xu WX, Zhu AX, Yang YX *et al.* Desorption behavior of phthalates in plastics in the environment and their risk assessment. *Environmental Chemistry*, 1-12. DOI: 11.1844.X.20240821.1704.034. [徐文秀, 朱爱雪, 杨勇轩等. 塑料中邻苯二甲酸酯类在环境中的解吸行为及其风险评估. 环境化学, 1-12.]
- [6]. Liu YE, Luo XJ, Huang CC *et al.* Accumulation and food chain transfer of PAEs and APs in aquatic organisms. *China Environmental Science*, 2024, 44(8): 4674-4682. DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2024.0163. [刘银娥, 罗孝俊, 黄晨晨等. PAEs和APs在水生生物中的累积与食物链传递. 中国环境科学, 2024, 44(8): 4674-4682.]
- [7]. Du QP, Chen QA, Chen XC *et al.* Concentration distribution and health risk assessment of phthalate esters (PAEs) in multiple environmental media in China. *Environmental Science*, 1-14. DOI: 10.13227/j.hjcx.202404121. [杜青平, 陈洽, 陈希超等. 中国多环境介质中邻苯二甲酸酯类(PAEs)的浓度分布与健康风险评估. 环境科学, 1-14.]
- [8]. Hou YF, Liu LH, Yang WJ *et al.* Analysis on the development trend of phthalate pollution in aquatic environments. *Environmental Engineering*, 2024, 42(07): 60-69. DOI: 10.13205/j.hjgc.202407006. [侯怡帆, 刘连华, 杨文静等. 水环境中邻苯二甲酸酯污染研究发展趋势分析. 环境工程, 2024, 42(07): 60-69.]
- [9]. Qiu S, Song MM, Liu C. Research progress on the reproductive toxicity and molecular mechanisms of phthalates. *Life Sciences*, 35(07), 935-946. DOI: 10.13376/j.cbls/2023104. [邱爽, 宋明明, 刘畅. 邻苯二甲酸酯的生殖毒性及分子机制研究进展. 生命科学, 35(07), 935-946.]
- [10]. Hu SQ. Pollution characteristics and ecological risk assessment of microplastics and six phthalate esters in farmland soils in the suburbs of Shanghai. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2024, 40(07): 975-984. DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2024.0143. [胡双庆. 上海郊区农田土壤微塑料和6种邻苯二甲酸酯污染特征及生态风险评估. 生态与农村环境学报, 2024, 40(07): 975-984.]
- [11]. Huang PP, Ma XS, Guo YQ *et al.* Spatiotemporal distribution of ecological risk and management suggestions of phthalates in reclaimed water receiving lakes. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2024, 19(01): 65-73. DOI: 11.5470.X.20240124.1750.004. [黄盼盼, 马翔山, 郭亚琦等. 再生水受纳湖泊中邻苯二甲酸酯的生态风险时空分布及管控建议. 生态毒理学报, 2024, 19(01): 65-73.]
- [12]. 高连芬, 齐翠翠, 汤婕等. 巢湖流域城镇污水处理厂邻苯二甲酸酯分布及迁移特征研究. *能源与环保*, 2023, 45(12): 82-87+93.
- [13]. Lu DK, Zhai WY, Tan LZ *et al.* Investigation and ecological risk assessment of phthalate esters in drinking water sources and national control sections in the Yangtze River basin. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2023, 15(6):1-9. DOI: 10.3969/j.issn.1674-6732.2023.06.001. [卢定坤, 翟婉盈, 谭凌智等. 长江流域饮用水水源地及国控断面邻苯二甲酸酯赋存状况调查及生态风险评估. 环境监控与预警, 2023, 15(6): 1-9.]
- [14]. 柳月, 李成, 霍广元等. 地膜类型和使用方式对土壤中邻苯二甲酸酯累积及土壤理化性质的影响. *江苏农业科学*, 2023, 51(22): 229-236.
- [15]. Swan SH, Mainik M, Liu F *et al.* Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environ Health Persp*, 2005,113: 1056-1061. DOI: 10.1289/ehp.8100
- [16]. Gómez-Hens A, Aguilar-Caballeros M P. Social and economic interest in the control of phthalic acid esters. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2003, 22(11): 847-857. DOI: 10.1016/s0165-9936(03)01201-9
- [17]. Liang XG, Guo RX, Su MF *et al.* Concentration and health risk of microplastics and phthalates in bottled water. *Environmental Science*, 2024, 45(10): 6104-11. DOI: 10.13227/j.hjcx.202310185. [梁潇戈, 郭睿瑶, 苏梦飞等. 瓶装水中微塑料与邻苯二甲酸酯的含量及健康风险. 环境科学, 2024, 45(10): 6104-11.]
- [18]. He XM, Shi MF. Distribution characteristics and ecological health risk assessment of phthalates in the water and sediments of Liangzi Lake. *China Environmental Monitoring*, 2021, 37(02): 115-127. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2021.02.15. [贺小敏, 施敏芳. 梁子湖水体和沉积物中邻苯二甲酸酯分布特征及生态健康风险评估. 中国环境监测, 2021, 37(02): 115-127.]
- [19]. Zhang WP, Li X, Guo CS *et al.* Spatial distribution, historical trend, and ecological risk assessment of phthalate esters in sediment from Taihu Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(20), 25207-25217. DOI: 10.1007/s11356-021-12421-y.
- [20]. Song HT, He F, Cheng SP *et al.* Distribution characteristics of 25 semi-volatile organic pollutants in water and surface sediments from Yuehu Lake, Wuhan. *Lake Sciences*, 2010, 22(04): 521-526. DOI: 10.18307/2010.0407. [宋慧婷, 贺锋, 成水平等. 武汉月湖水体和表层沉积物中25种半挥发性有机污染物分布特性. 湖泊科学, 2010, 22(04): 521-526.]
- [21]. Zeng, F, Cui, KY, Xie, ZY *et al.* Occurrence of phthalate esters in water and sediment of urban lakes in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Environment International*, 2008, 34(3), 372-380. DOI: 10.1016/j.envint.2007.09.002.
- [22]. Hou Y, Tu M, Li C *et al.* Risk Assessment of phthalate esters in Baiyangdian Lake and typical rivers in China. *Toxics*, 2023, 11(2). DOI: 10.3390/toxics11020180.
- [23]. Mi QX, Guo XC, Lu SY *et al.* Distribution characteristics and health risk assessment of phthalates (PAEs) in the water body of Lake Qiandao. *Environmental Science*, 2022, 43(4): 1966-1975. DOI: 10.13227/j.hjcx.202108110. [弥启欣, 国晓春, 卢少勇等. 千岛湖水体中邻苯二甲酸酯(PAEs)的分布特征及健康风险评估. 环境科学, 2022, 43(4): 1966-1975.]
- [24]. Huang C, Gong X, Qin Y *et al.* Risk assessment of China's Eastern Route of the South-to-north Water Diversion Project from the perspective of Phthalate Esters occurrence in the impounded lakes. *Journal of Hazardous Materials*, 2024: 473. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134511.
- [25]. Li H, Li J, Song P *et al.* Pollution characteristics and ecological risk assessment of POPs in sediments from Xiaoxingkai Lake, Northeast China. *Environmental Science*, 2021, 42(01): 147-158. DOI: 10.13227/j.hjcx.202005131. [李慧, 李捷, 宋鹏等. 东北小兴凯湖沉积物POPs污染特征及生态风险评估. 环境科学, 2021, 42(01): 147-158.]

- [26]. Zhu BQ, Gao ZQ, Hu GJ *et al.* Pollution levels and ecological risk assessment of phthalates in the water environment of key areas of Taihu Lake. *Environmental Science*, 2018, 39(08): 3614-3621. DOI: 10.13227/j.hjxx.201712230. [朱冰清, 高占啟, 胡冠九等.太湖重点区域水环境中邻苯二甲酸酯的污染水平及生态风险评价. 环境科学, 2018, 39(08): 3614-3621.]
- [27]. Huang ZY, Zhang YH, Cao JL *et al.* Pollution levels and risk assessment of semivolatile organic compounds in the water and sediments of Ulansuhai Lake. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2023, 13(02): 607-616. DOI: 11.5972.X.20220919.1709.008. [黄子晏, 张亚辉, 曹家乐等. 乌梁素海水体与沉积物中半挥发性有机物污染水平及风险评估. 环境工程技术学报, 2023, 13(02): 607-616.]
- [28]. Guo Y, Wang C, Huang P *et al.* A method for simulating spatial fates of chemicals in flowing lake systems: Application to phthalates in a lake. *Water research*, 2023, 232, 119715. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119715.
- [29]. 邵海洋. 上海市水体和沉积物中半挥发性有机物污染水平、来源分析和风险评估[学位论文]. 上海大学, 2024.
- [30]. Wang F, Sha YJ, Xia XH *et al.* Study on the distribution characteristics of phthalate esters in the water body of the Wuhan Section of the Yangtze River. *Environmental Science*, 2008, (05): 1163-1169. DOI: 10.3321/j.issn:0250-3301.2008.05.002. [王凡, 沙玉娟, 夏星辉等.长江武汉段水体邻苯二甲酸酯分布特征研究. 环境科学, 2008, (05): 1163-1169.]
- [31]. Shen YY, Xu Q, Yin XY *et al.* Determination and distribution characteristics of phthalates in Xuanwu Lake. *Journal of Southeast University: Natural Science Edition*, 2010, 40(6):5. DOI: 10.3969/j.issn.1001-0505.2010.06.040. [申艳艳, 许茜, 殷雪琰等. 玄武湖中邻苯二甲酸酯的测定及分布特征. 东南大学学报: 自然科学版, 2010, 40(6):5.]
- [32]. 朱荃澄. 东北地区大学生邻苯二甲酸酯的多源暴露及健康风险[学位论文]. 吉林大学, 2024.
- [33]. Cui ZD, Feng JG, Jiao LX *et al.* Pollution characteristics of PAHs and PAEs in surface sediments of Songhua Lake. *Environmental Science Research*, 2019, 32(9): 1531-1539. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2019.04.08. [崔志丹, 冯建国, 焦立新等. 松花湖表层沉积物中PAHs及PAEs污染特征. 环境科学研究, 2019, 32(9): 1531- 1539.]
- [34]. 杨艳艳. 松花江表层沉积物中PAHs和PAEs的分布特征及生态风险评价[学位论文]. 兰州: 兰州大学, 2018.
- [35]. Zhao Z, Tang JH, Xie ZY *et al.* Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in riverine and coastal sediments of Laizhou Bay, North China. *Science of the Total Environment*, 2013, 447: 415 -423. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.095.
- [36]. Zhao ZH, Yao XL, Ding QQ *et al.* A comprehensive evaluation of organic micropollutants (OMPs) pollution and prioritization in equatorial lakes from mainland Tanzania, East Africa. *Water Research*, 2022,217, Article 118400. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118400
- [37]. Zheng X, Zhang BT, Teng Y. Distribution of phthalate acid esters in lakes of Beijing and its relationship with anthropogenic activities. *Science of the Total Environment*, 2014, 476-477:107-113. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.111.
- [38]. Lee YM, Lee JE, Choe W *et al.* Distribution of phthalate esters in air, water, sediments, and fish in the Asan Lake of Korea. *Environment International*, 126, 635-643. DOI: 10.1016/j.envint.2019.02.059.
- [39]. Zeng F, Cui KY, Xie ZY *et al.* Occurrence of phthalate esters water and sediment of urban lakes in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Environment International*, 2008,34(3) : 372-380. DOI: 10.1016/j.envint.2007.09.002.
- [40]. Lin L, Dong L, Wang Z *et al.* Hydrochemical composition, distribution, and sources of typical organic pollutants and metals in Lake Bangong Co, Tibet. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(8): 9877-88. DOI: 10.1007/s11356-020-11449-w
- [41]. Vitali M, Guidotti M, Macilenti G *et al.* Phthalate esters in freshwaters as markers of contamination sources - A site study in Italy. *Environment International*, 23(3), 337-347. DOI: 10.1016/S0160-4120(97)00035-4.
- [42]. Wang M, Lu J, Zhou L *et al.* Residual status and source analysis of phthalate esters in Ulungur Lake, China. *Environmental geochemistry and health*, 2023(8):45. DOI: 10.1007/s10653-023-01586-9.
- [43]. Thuy ML, Ha MN, Vy KN *et al.* Profiles of phthalic acid esters (PAEs) in bottled water, tap water, lake water, and wastewater samples collected from Hanoi, Vietnam. *Science of the Total Environment*, 788, Article 147831. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147831.
- [44]. BAZARSADUEVA SV, TARASKIN VV, BUDAEVA OD *et al.* First Data on PAE Levels in Surface Water in Lakes of the Eastern Coast of Baikal. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2023, 20(2). DOI: 10.3390/ijerph20021173
- [45]. Hassanzadeh N, Esmaili Sari A, Khodabandeh S *et al.* Occurrence and distribution of two phthalate esters in the sediments of the Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran). *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 89(1-2): 128-135.DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.10.017
- [46]. Wang M, Su Y, Lu XZL. Content level and risk assessment of phthalate esters in surface water of Bosten Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(30): 74991-75001. DOI: 10.1007/s11356-023-27627-5.
- [47]. Guo YQ, Wang CC, Huang PP *et al.* A method for simulating spatial fates of chemicals in flowing lake systems: Application to phthalates in a lake. *Water Research*, 232, Article 119715. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119715.
- [48]. Wang A, Chi J. Phthalic acid esters in the rhizosphere sediments of emergent plants from two shallow lakes. *Journal of Soils and Sediments*, 12(7), 1189-1196. DOI: 10.1007/s11368-012-0541-x.
- [49]. Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC *et al.* Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2009, 364(1526):1985-1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205.
- [50]. Ahmad M, Li JL, Wang PD *et al.* Environmental perspectives of microplastic pollution in the aquatic environment: A review. *Marine Life Science & Technology*, 2020, 2(4): 414-430. DOI: 10.1007/s42995-020-00056-w.
- [51]. Ma Y, Liu T, Zhang BT *et al.* Spatial-temporal distributions and influential factors of phthalate acid esters in sediments of three lakes in Inner Mongolia. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(22): 32800-32812. DOI: 10.1007/s11356-022-18585-5.
- [52]. Wang X, Xia Y, Zhang Y *et al.* Evidence of economic development revealed in centennial scale sedimentary records of organic pollutants in Huguangyan Marr Lake. *Science of the Total Environment*, 2024, 927. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172044.
- [53]. Bulbul M, Kumar S, Ajay K *et al.* Spatial distribution and characteristics of microplastics and associated contaminants from mid-altitude lake in NW Himalaya. *Chemosphere*, 326, 138415. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.138415.
- [54]. He D, Chen X, Zhao W *et al.* Microplastics contamination in the surface water of the Yangtze River from upstream to estuary based on different sampling methods. *Environmental Research*, 2021, 196:110908. DOI: 10.1016/j.envres.2021.110908.
- [55]. Mao Y, Li H, Gu W *et al.* Distribution and characteristics of microplastics in the Yulin River, China: Role of environmental and spatial factors. *Environmental Pollution*, 2020, 265: 115033. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115033.
- [56]. Yan M, Nie H, Xu K *et al.* Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou City and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*, 2019, 217:879-886. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.093.

- [57]. Zhang QQ, Ma ZH, Cai YY *et al.* Agricultural plastic pollution in China: generation of plastic debris and emission of phthalic acid esters from agricultural films. *Environ. Sci. Technol.* 2021, 55, 18:12459–12470. DOI: 10.1021/acs.est.1c04369.
- [58]. Lamont WJ. Plastic mulches for the production of vegetable crops. In *A Guide to the Manufacture, Performance, and Potential of Plastics in Agriculture*, United Kingdom, 2017; 3: 45–60. DOI: 10.21273/HORTTECH.3.1.35.
- [59]. Zeng LS, Zhou ZF, Shi YX. Environmental problems and control ways of plastic film in agricultural production. *Appl. Mech. Mater.* 2013, 295–298, 2187–2190. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMM.295-298.2187.
- [60]. Arkatkar A, Arutchelvi J, Bhaduri S *et al.* Degradation of unpretreated and thermally pretreated polypropylene by soil consortia. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 2009, 63, 106–111. DOI: 10.1016/j.ibiod.2008.06.005.
- [61]. MOA. The issuance of the action plan for recycling agricultural film; Ministry of Agriculture of the People's Republic of China, In China, 2017.
- [62]. 弥启欣. 典型湖泊中邻苯二甲酸酯的污染特征和健康风险评价[学位论文]. 中国环境科学研究院, 2022.
- [63]. Kang L, Wang QM, He QS *et al.* Current status and historical variations of phthalate ester (PAE) contamination in the sediments from a large Chinese lake (Lake Chaohu). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10393-10405. DOI: 10.1007/s11356-015-5173-4.
- [64]. Chen W, Chi C, Zhou C *et al.* Analysis of the influencing factors of PAEs volatilization from typical plastic products. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 66: 61-70. DOI: CNKI: SUN: HJKB.0.2018-04-007.
- [65]. Chen Y, Lou Y, Zhang H *et al.* Preliminary study on PAEs pollution of greenhouse soils. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(3): 516-23. DOI: CNKI: SUN: TRXB.0.2011-03-008. [陈永山, 骆永明, 章海波等. 设施菜地土壤酞酸酯污染的初步研究. 土壤学报, 2011, 48(3): 8.]
- [66]. Cui J, Bai R, Ding W *et al.* Potential agricultural contamination and environmental risk of phthalate acid esters arrived from plastic film mulching. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(1). DOI: 10.1016/j.jece.2023.111785.
- [67]. Lin X, Wang X, Liu C *et al.* Evaluation of phthalic acid esters contamination in plastic containers. *Journal of Beijing University of Technology*, 2010, 36(9): 1277-81. DOI: 10.3724/SP.J.1088.2010.00432.
- [68]. Zhang Q, Bei F, Du H *et al.* Determination of PAEs in apple bagged with plastic film bag by GC-MS. *Journal of Southern Agriculture*, 2014, 45(1): 104-7. DOI: 10.3969/j.issn.2095-1191.2014.1.104. [张倩, 贝峰, 杜海云等. 气相色谱—质谱法测定套塑膜袋苹果中的邻苯二甲酸酯类化合物. 南方农业学报, 2014, 45(1): 4.]
- [69]. Zhao E, Xu Z, Xiong X *et al.* The impact of particle size and photoaging on the leaching of phthalates from plastic waste. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 367. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.133109
- [70]. Zheng Z, He P, Shao L. Statistical analysis on distribution of phthalic acid esters in plastic packages. *China Environmental Science*, 2006, 26(5): 637-40. DOI: 10.1016/S0379-4172(06)60102-9.
- [71]. Sun Q, Zhang X, Liu C *et al.* The content of PAEs in field soils caused by the residual film has a periodical peak. *Science of the Total Environment*, 2023, 864. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.161078.
- [72]. Paluselli A, Fauvelle V, Galgani F *et al.* Phthalate release from plastic fragments and degradation in seawater. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(1): 166-75. DOI: 10.1021/acs.est.8b05083.
- [73]. Wang D, Xi Y, Shi XY *et al.* Reduction effects of solar radiation, mechanical tension, and soil burial on phthalate esters concentrations in plastic film and soils. *Science of the Total Environment*, 2021, 778. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146341.
- [74]. Cao J, Gao X, Zhang S *et al.* Migration patterns of phthalic acid esters from mulch plastic film in the soil-plant-atmosphere continuum system. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 480. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.136353
- [75]. Cui J, Bai R, Ding W *et al.* Potential agricultural contamination and environmental risk of phthalate acid esters arrived from plastic film mulching. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(1). DOI: 10.1016/j.jece.2023.111785.
- [76]. Shi CX, Wu QQ, Liu QL *et al.* Spatial distributions and factors of phthalic acid esters in agricultural soils in China: a review. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2024, 40(1): 23-35. DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0715. [史陈雪,武倩倩,刘泉利,等. 农业土壤中邻苯二甲酸酯分布特征及影响因素综述. 生态与农村环境学报, 2024, 40(1): 23-35.]
- [77]. Zhang H, Li J, Ma T *et al.* Accumulation and transport of phthalic acid esters in the soil-plant system of agricultural fields with different years of film mulching. *Sustainability*, 2023, 15(21). DOI: 10.3390/su152115589.

附表I 典型湖泊沉积物中PAEs污染水平

Append. Tab.I Pollution levels of PAEs in sediments from typical lakes (ng/g)

国家	湖泊名称	所在区域	Σ_6 PAEs	DEHP	DMP	DEP	DIBP	DBP	DOP	文献
中国	梁子湖	湖北	240~850	50~280	ND~30	ND	ND~412	ND~230	ND	[18]
	太湖重点区域	江苏	3620~12660	0.048~0.138	19~66	7~15	197~448	3148~12100	—	[19]
	巢湖	安徽	712~6516	104~2974	ND~106	ND~232	536~2876	72~1277	—	[12]
	珠江流域湖泊	广州	2267~74935	2130~14157	1~430	28~1050	972~71169	82~1256	—	[21]
	月湖	武汉	6432~21837	5286~20540	2~14	6~29	—	925~2619	—	[20]
	骆马湖	江苏	786~1138	21~59	ND	ND	ND~4120	ND~230	ND	[23]
	静海湖	天津	—	0.006~353.55	0.001~77.47	0.0422~45.68	—	0.165~187.09	—	[48]
	爱晚湖	天津	—	320~760	—	—	—	66~180	—	
	松花湖	吉林	33.7~2062.3	7.7~334.0	ND~248.1	ND~166.2	—	12.0~496.4	—	[33]
	乌梁素海	内蒙古	1520.4~3873.8	64.3~404.7	70.6~279.2	121.4~834.6	454.6~1129.8	647.6~1862.4	—	[51]
	呼伦湖	内蒙古	598.3~3038.5	10.2~82.4	23.9~203.7	ND~448.2	164~1351.7	204.5~1552.3	—	
	岱海湖	内蒙古	1897.1~3369.3	187.6~569.5	ND~1301.7	163.2~664.5	408.6~772.3	581.4~1111.0	—	
	淀山湖	上海	44~126	—	ND~22	ND~103	—	333~681	29~243	[49]
	后官湖	湖北	130	47.9	—	—	—	82.1	0.05	[38]
	什刹海	北京	178~8216	83~5754	22~132	2~20	16~651	10~1110	15~2620	[37]
	颐和园湖泊	北京	566~3266	254~2084	32~61	23~152	77~147	45~225	ND~600	
	乌鲁木齐城市湖泊	新疆	—	2~262	ND~230	20~770	—	ND~187	—	[50]

	昌吉城市湖泊	新疆	—	30	30	20	—	70	—	
	青格达湖	新疆	—	10	5	28	—	31	—	
	湖光岩玛珥湖	广东	28.8~1110	ND~2939	ND~28.9	ND~139	ND~4035	—		[52]
	Salto湖		—	426	ND	ND	14	9.3	4	
意大利	Ventina湖		—	129.2	—	1.6	33.0	28.3	—	[41]
	Scandarello湖		—	5.8	—	—	13.0	7.6	—	
印度	雷努卡湖Renuka Lake		7~357	—	—	—	—	—	—	
	Rewalsar Lake		1690~4030	890~3220	—	—	290~710	340~760	—	[53]
坦桑尼亚	典型湖泊		244.6~8691.8	56.2~4981.8	16~295	20~1130	ND~6570	ND~771	1300 ± 5400	[36]
韩国	牙山湖		0.36~8973	0.36~8326	ND~0.64	ND~0.41	ND~0.432	ND~535	ND	[38]
尼日利亚	Epe和Lagos泻湖		700~820	260~300	—	270~330	—	170~190	—	[40]

1) ND表示未检出，“—”表示无数据

附表II 典型湖泊水体中 PAEs 污染水平
Append. Tab .II Pollution levels of PAEs in typical lake waters (μg /L)

国家	湖泊名称	所在区域	Σ ₆ PAEs	DEHP	DMP	DEP	DIBP	DBP	DOP	文献
中国	千岛湖	浙江	0.98~5.33	0.35~2.50	ND~0.27	0.12~0.21	0.16~1.20	0.20~1.88	ND~0.45	[23]

鄱阳湖	江西	0.26~2.05	0.02~0.89	ND~0.25	ND~0.12	—	0.12~1.29	ND~0.01	[17]
梁子湖	湖北	0.10~3.56	0.07~1.67	ND	ND~0.01	ND~3.00	ND~0.91	ND~0.01	[18]
太湖重点区域	江苏	ND~11.21	ND~6.21	ND~1.24	ND~2.23	—	ND~5.99	ND~0.47	[19]
巢湖	安徽	0.46~17.95	ND~0.57	0.01~3.67	0.006~0.28	—	0.07~17.52	ND~0.04	[12]
珠江流域湖泊	广州	1.69~4.72	0.08~0.63	0.003~0.08	0.01~0.32	0.16~0.92	0.94~3.60	ND	[21]
月湖	武汉	0.42~0.89	0.24~0.50	0.001~0.006	0.004~0.02	—	0.17~0.37	—	[28]
骆马湖	江苏	2.4~5.0	1.23~3.88	0.11~0.14	0.05~0.14	0.11~0.52	0.22~0.55	—	[24]
高邮湖	江苏	1.76 ± 0.64	ND~2.63	ND~0.15	ND~0.33	0.05~1.92	ND~0.24	ND~0.08	[24]
东平湖	山东	1.95 ± 0.59	0.77~1.97	ND~0.11	0.08~0.43	0.17~10.30	0.06~2.16	ND	[24]
静海湖	天津	—	0.002~0.29	0.0008~0.67	0.0001~0.45	—	0.0004~1.23	—	[23]
乌梁素海	内蒙古	0.09~0.13	—	—	—	—	—	—	[27]
白洋淀	河北	—	0.42	ND	ND	0.16	0.26	ND	[22]
淀山湖	上海	0.42~3.30	—	ND	ND~0.74	—	0.09~2.06	0.61~2.54	[29]
大东湖水系	武汉	2.87~27.60	2.28~26.13	0.02~0.07	0.02~0.07	—	0.53~1.32	—	[30]
玄武湖	江苏	0.86~2.89	0.47~1.29	0.006~0.17	0.01~0.12	—	0.31~0.80	0.007~0.06	[31]
长春市城市湖泊	吉林	3~13.3	2.86~4.52	0.04~0.11	0.08~1.15	—	1.20~4.30	—	[32]
洪泽湖	江苏	1.88~6.65	1.35~3.26	0.11~0.17	0.05~0.13	0.15~1.82	0.22~1.27	—	[24]
东江湖	湖南	1.48~14.28	0.49~5.52	ND~0.38	0.12~1.2	0.20~1.45	0.31~6.36	ND~0.67	[33]

	洪湖	湖北	1.59~8.57	0.62~1.43	0.06~0.11	ND~0.08	0.24~1.10	0.45~6.36	ND~0.26	[34]
	赤湖	江西	5.38~11.40	0.99~4.34	ND~1.13	0.08~0.41	0.55~2.10	2.93~3.92	ND~0.08	[35]
	什刹海	北京	0.69~1.34	0.14~5.51	0.04~0.14	0.006~0.01	0.01~0.43	0.009~0.15	0.01~0.02	[37]
	颐和园湖泊	北京	0.57~1.44	0.13~0.39	0.03~0.08	ND~0.011	0.01~0.52	0.05~0.51	0.01~0.02	
	博斯腾湖	新疆	ND-26.22	0.65~2.97	0.12~0.74	0.02~0.04	0.35~0.95	ND~3.06	0.72~2.99	[46]
	乌伦古湖	新疆	ND-0.99	0.11~0.85	0.06~0.31	ND~0.85	0.23~0.58	0.21~0.50	0.09~0.96	[42]
	小兴凯湖	黑龙江	0.26~3.83	0.12~3.24	0.001~0.01	0.002~0.007	—	0.10~0.53	ND~0.004	[25]
	大兴凯湖	黑龙江	0.34~3.80	0.22~3.45	0.003~0.02	0.003~0.01	—	0.10~1.52	ND~0.007	
	班公湖	西藏	0.07~0.18	0.01~0.13	—	—	—	0.01~0.10	—	[40]
	羊卓雍措湖	西藏	7.5~120	—	—	—	—	—	—	[40]
	青海湖	青海	2.5~7.5	—	—	—	—	—	—	[40]
越南	天光湖		19.60~127.00	1.04~48.07	0.11~2.95	0.63~14.00	0.60~26.60	0.78~34.00	ND~7.31	[43]
坦桑尼亚	赤道湖泊		0.83~13.15	ND~5.18	—	—	0.08~2.65	ND~3.59	—	[36]
韩国	牙山湖		ND~2.29	ND~1.34	ND~0.18	ND~0.05	ND~0.07	ND~0.34	ND~0.02	[38]
	Arangatui		12.9	2.50~18.48	ND~0.23	0.21~2.07	—	ND~8.76	ND~0.10	
	Bormashevov		20.6	2.83~20.81	ND~0.52	0.01~0.48	—	0.95~14.02	ND~0.08	
俄罗斯	Dukhovoe		12.7	ND~1.49	0.13~0.94	0.13~0.61	—	2.53~14.73	ND~0.04	[44]
	Kotokel		17.3	ND~4.98	0.03~1.17	0.21~0.70	—	ND~25.50	ND~0.51	
	Shchuchye		2.3	ND~4.35	ND~0.09	0.15~0.42	—	ND~1.62	ND~0.46	
意大利	Salto湖		—	6.0	—	3.2	—	1.0	—	[41]

Ventina湖	—	5.3	—	0.5	0.2	0.5	—
Scandarello湖	—	1.1	—	—	0.6	0.6	0.6

1) ND表示未检出, “—”表示无数据

附表 III 中国六大湖区湖泊6种PAEs的风险商RQ值
 Append. Tab.III Risk quotient (RQ) values of 6 PAEs in the six major lake areas of China

湖泊名称	所在区域	种群	RQ _{DEHP}	RQ _{DMP}	RQ _{DEP}	RQ _{DIBP}	RQ _{DBP}	RQ _{DOP}
千岛湖	浙江	Alage	0.00E+00	2.70E-04	1.00E-02	0.00E+00	2.42E-01	0.00E+00
		Crustaceans	2.08E+01	2.81E-04	2.76E-03	0.00E+00	1.34E+00	1.45E-01
		Fish	1.25E-01	2.70E-04	2.76E-03	6.74E-02	9.40E-02	0.00E+00
鄱阳湖	江西	Alage	0.00E+00	2.53E-04	6.05E-03	0.00E+00	1.67E-01	0.00E+00
		Crustaceans	7.47E+00	2.64E-04	1.67E-03	0.00E+00	9.26E-01	5.81E-03
		Fish	4.48E-02	2.53E-04	1.67E-03	0.00E+00	6.49E-02	0.00E+00
梁子湖	湖北	Alage	0.00E+00	0.00E+00	4.76E-04	0.00E+00	1.17E-01	0.00E+00
		Crustaceans	1.39E+01	0.00E+00	1.32E-04	0.00E+00	6.50E-01	5.81E-03
		Fish	8.35E-02	0.00E+00	1.32E-04	1.69E-01	4.55E-02	0.00E+00
太湖重点区域	江苏	Alage	0.00E+00	1.24E-03	1.06E-01	0.00E+00	7.70E-01	0.00E+00
		Crustaceans	5.18E+01	1.29E-03	2.93E-02	0.00E+00	4.28E+00	1.52E-01
		Fish	3.11E-01	1.24E-03	2.93E-02	0.00E+00	3.00E-01	0.00E+00
巢湖		Alage	0.00E+00	3.67E-03	1.35E-02	0.00E+00	2.25E+00	0.00E+00

珠江流域湖泊	安徽	Crustaceans	4.80E+00	3.82E-03	3.72E-03	0.00E+00	1.25E+01	1.45E-02
		Fish	2.88E-02	3.67E-03	3.72E-03	0.00E+00	8.76E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	8.50E-05	1.52E-02	0.00E+00	4.63E-01	0.00E+00
	广州	Crustaceans	5.25E+00	8.85E-05	4.21E-03	0.00E+00	2.57E+00	0.00E+00
		Fish	3.15E-02	8.50E-05	4.21E-03	5.17E-02	1.80E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	6.00E-06	1.19E-03	0.00E+00	4.85E-02	0.00E+00
	湖北	Crustaceans	4.18E+00	6.25E-06	3.29E-04	0.00E+00	2.69E-01	0.00E+00
		Fish	2.51E-02	6.00E-06	3.29E-04	0.00E+00	1.89E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.40E-04	6.67E-03	0.00E+00	7.07E-02	0.00E+00
骆马湖	江苏	Crustaceans	3.23E+01	1.46E-04	1.84E-03	0.00E+00	3.93E-01	0.00E+00
		Fish	1.94E-01	1.40E-04	1.84E-03	2.92E-02	2.75E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.50E-04	1.57E-02	0.00E+00	3.08E-02	0.00E+00
高邮湖	江苏	Crustaceans	2.19E+01	1.56E-04	4.34E-03	0.00E+00	1.71E-01	2.58E-02
		Fish	1.32E-01	1.50E-04	4.34E-03	0.00E+00	1.20E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.10E-04	2.05E-02	0.00E+00	2.78E-01	0.00E+00
东平湖	山东	Crustaceans	1.64E+01	1.15E-04	5.66E-03	0.00E+00	1.54E+00	0.00E+00
		Fish	9.85E-02	1.10E-04	5.66E-03	5.79E-01	1.08E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	6.79E-04	2.16E-02	0.00E+00	1.59E-01	0.00E+00
团泊湖	天津	Crustaceans	2.43E+00	7.07E-04	5.97E-03	0.00E+00	8.84E-01	0.00E+00
		Fish	1.46E-02	6.79E-04	5.97E-03	0.00E+00	6.19E-02	0.00E+00
白洋淀		Alage	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.34E-02	0.00E+00

	河北	Crustaceans	3.50E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.86E-01	0.00E+00
		Fish	2.10E-02	0.00E+00	0.00E+00	8.99E-03	1.30E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	0.00E+00	3.55E-02	0.00E+00	2.66E-01	0.00E+00
淀山湖	上海	Crustaceans	0.00E+00	0.00E+00	9.80E-03	0.00E+00	1.48E+00	8.22E-01
		Fish	0.00E+00	0.00E+00	9.80E-03	0.00E+00	1.03E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	7.60E-05	3.33E-03	0.00E+00	1.70E-01	0.00E+00
大东湖水系	湖北	Crustaceans	2.18E+02	7.92E-05	9.21E-04	0.00E+00	9.43E-01	0.00E+00
		Fish	1.31E+00	7.60E-05	9.21E-04	0.00E+00	6.60E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.74E-04	5.91E-03	0.00E+00	1.04E-01	0.00E+00
玄武湖	江苏	Crustaceans	1.08E+01	1.81E-04	1.63E-03	0.00E+00	5.78E-01	2.07E-02
		Fish	6.50E-02	1.74E-04	1.63E-03	0.00E+00	4.05E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.10E-04	5.48E-02	0.00E+00	5.53E-01	0.00E+00
长春市城市湖泊	吉林	Crustaceans	3.77E+01	1.15E-04	1.51E-02	0.00E+00	3.07E+00	0.00E+00
		Fish	2.26E-01	1.10E-04	1.51E-02	0.00E+00	2.15E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.70E-04	6.19E-03	0.00E+00	1.63E-01	0.00E+00
洪泽湖	江苏	Crustaceans	2.72E+01	1.77E-04	1.71E-03	0.00E+00	9.07E-01	0.00E+00
		Fish	1.63E-01	1.70E-04	1.71E-03	1.02E-01	6.35E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	3.80E-04	6.10E-02	0.00E+00	8.17E-01	0.00E+00
东江湖	湖南	Crustaceans	4.60E+01	3.96E-04	1.68E-02	0.00E+00	4.54E+00	2.45E-01
		Fish	2.76E-01	3.80E-04	1.68E-02	8.15E-02	3.18E-01	0.00E+00
洪湖		Alage	0.00E+00	1.10E-04	3.81E-03	0.00E+00	8.17E-01	0.00E+00

赤湖	湖北	Crustaceans	1.19E+01	1.15E-04	1.05E-03	0.00E+00	4.54E+00	8.39E-02
		Fish	7.15E-02	1.10E-04	1.05E-03	6.18E-02	3.18E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.13E-03	1.95E-02	0.00E+00	5.04E-01	0.00E+00
什刹海	江西	Crustaceans	3.62E+01	1.18E-03	5.39E-03	0.00E+00	2.80E+00	2.58E-02
		Fish	2.17E-01	1.13E-03	5.39E-03	1.18E-01	1.96E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.43E-04	6.19E-04	0.00E+00	2.02E-02	0.00E+00
颐和园湖泊	北京	Crustaceans	4.60E+01	1.49E-04	1.71E-04	0.00E+00	1.12E-01	7.10E-03
		Fish	2.76E-01	1.43E-04	1.71E-04	2.45E-02	7.85E-03	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	8.20E-05	5.24E-04	0.00E+00	6.62E-02	0.00E+00
博斯腾湖	北京	Crustaceans	3.28E+00	8.54E-05	1.45E-04	0.00E+00	3.68E-01	7.74E-03
		Fish	1.97E-02	8.20E-05	1.45E-04	2.97E-02	2.58E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	7.47E-04	2.33E-03	0.00E+00	3.94E-01	0.00E+00
乌伦古湖	新疆	Crustaceans	2.48E+01	7.78E-04	6.45E-04	0.00E+00	2.19E+00	9.65E-01
		Fish	1.49E-01	7.47E-04	6.45E-04	5.37E-02	1.53E-01	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	3.17E-04	4.06E-02	0.00E+00	6.52E-02	0.00E+00
小兴凯湖	新疆	Crustaceans	7.13E+00	3.30E-04	1.12E-02	0.00E+00	3.62E-01	3.12E-01
		Fish	4.28E-02	3.17E-04	1.12E-02	3.28E-02	2.54E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	1.10E-05	3.33E-04	0.00E+00	6.81E-02	0.00E+00
大兴凯湖	黑龙江	Crustaceans	2.71E+01	1.15E-05	9.21E-05	0.00E+00	3.79E-01	1.29E-03
		Fish	1.62E-01	1.10E-05	9.21E-05	0.00E+00	2.65E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	2.60E-05	8.57E-04	0.00E+00	1.95E-01	0.00E+00

班公湖	黑龙江	Crustaceans	2.88E+01	2.71E-05	2.37E-04	0.00E+00	1.09E+00	2.26E-03
		Fish	1.73E-01	2.60E-05	2.37E-04	0.00E+00	7.60E-02	0.00E+00
		Alage	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.34E-02	0.00E+00
	西藏	Crustaceans	1.09E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.45E-02	0.00E+00
		Fish	6.51E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.22E-03	0.00E+00

附表IV 2022-2023年我国增塑剂生产规模（百万t）
Append. Tab .IV Production scale of plasticizers in China from 2022 to 2023 (Million tons)

生产公司	2022	2023
山东齐鲁增塑剂股份公司	40	
金陵石化化工一厂	20	
山东宏信化工股份	25	
爱敬（宁波）化工	15	新增4万吨环保增塑剂
河南庆安化工高科技股份公司	30	
镇江联成化学	24	
泰州联成化学	24	
珠海联成化学	31	
埃克森化工（番禺）	9	
广东榕泰实业	15	
昆山伟峰化工	18	
其他	100	新增71万吨

合计	351
----	-----

附表V 2023年中国各省份塑料制品产量、农用薄膜行业累计产量和地膜覆盖面积情况

Append. Tab.5 2023 Provincial plastic products output, accumulated output of agricultural film industry, and plastic film mulching area in China

省份	塑料产量（万t）	地膜产量（万t）	地膜覆盖面积（万亩）
广东省	1450.69	2,400,000	600
浙江省	1295.51	824,000	206
江苏省	578.17	1,483,000	371
湖北省	476.65	1,669,000	417
山东省	468.38	4,187,000	1,047
福建省	457.96	1,000,000	250
安徽省	351.95	1,177,400	294
重庆市	292.03	41,000	10.3
河南省	271.47	2,970,000	743
四川省	259.37	1,092,000	273
湖南省	242.82	1,679,000	420
广西壮族自治区	207.32	1,146,000	286
河北省	191.03	1,052,896	263
上海市	180.49	2,132	0.5
江西省	120.15	1,155,000	289
新疆维吾尔自治区	107.47	1,148,000	287
辽宁省	106.45	1,479,331	370

天津市	89.17	9,516	2.4
陕西省	82.37	1,000,000	250
云南省	71.11	1,500,000	375
贵州省	39.07	22,000	5.5
吉林省	26.68	1,161,040	290
山西省	25.76	500,702	125
甘肃省	24.87	580,000	145
北京市	22.13	5,280	1.3
黑龙江省	18.9	1,804,242	451
宁夏回族自治区	18.23	70,000	17.5
内蒙古自治区	4.84	1,624,545	406
海南省	4.36	17,200	4.3
西藏自治区	2.58	72,000	18
青海省	0.52	110,000	27.5
合计	7488.5	32982284	8245.3

