

长江中下游草型湖泊近百年来沉积物重金属污染历史及潜在生态风险：以湖北西凉湖为例*

李泽昆¹, 张清慧^{1**}, 李国展¹, 李宗磊², 石运杰¹, 刘恩峰¹, 徐晋玲^{1**}

(1: 山东师范大学地理与环境学院, 山东济南, 250399)

(2: 徐州工业职业技术学院教务部, 江苏徐州, 221140)

摘要: 西凉湖是长江中下游典型的草型湖泊, 沉积物中重金属的污染历史对区域环境管控具有重要指示意义。基于沉积岩芯的²¹⁰Pb/¹³⁷Cs定年, 结合地球化学指标(Al、K、Ti、Ca、Mg、Zn、Cr、Cu、As、Cd、Pb)、粒度组成和有机质含量, 以及重金属的富集系数(EF)和潜在生态风险指数(RI), 重建了西凉湖1858~2021年重金属污染和潜在生态风险的演变过程。结果表明: 沉积物中重金属的污染和潜在生态风险历史主要分为三个阶段: 阶段I(1858~1963年)为自然主导期, 重金属的富集和风险程度较低(EF \approx 1, RI $<$ 75); 在阶段II(1963~1988年)农业活动增加了As、Cd和Pb的富集(EF $>$ 1.5), 由于草型湖泊生态缓冲作用(如碳酸盐沉淀导致Ca/(Mg+Al)比值升高及元素稀释效应), 其生态风险尚未显现; 在阶段III(1988~2021年)工业排放加剧了Cd、Pb和Zn的污染, 其中Cd的富集最为显著(EF $>$ 8), RI达到111(中等风险), Cd的贡献率高达84%。正定矩阵因子分析结果显示, 自1858年以来, 自然源的贡献由54%下降至3%, 而农业源(以As、Zn、Pb为主)与工业源(以Cd、Zn为主)分别上升至44%和54%。Cd的生态风险指数(E_r)于1993年突破强风险阈值($>$ 80), 这可能与工业污染物输入叠加植被退化导致的生态缓冲功能减弱及重金属形态再活化有关。本研究揭示了草型湖泊在重金属污染累积与释放过程中具有区别于藻型湖泊的“污染缓冲—风险转化”双重机制, 为长江中下游不同类型湖泊的差异化治理与生态修复提供了科学依据。

关键词: 重金属污染; 潜在生态风险; 历史演变; 沉积物; 西凉湖

A century-long record of heavy metal pollution and ecological risk in sediments of a macrophyte-dominated lake in the middle-lower Yangtze River: A case study of Lake Xiliang, Hubei*

Li Zekun¹, Zhang Qinghui^{1**}, Li Guozhan¹, Li Zonglei², Shi Yunjie¹, Liu Enfeng¹ & Xu Jinling^{1**}

(1. School of Geography and Environment, Shandong Normal University, Jinan 250399, P. R. China)

(2. Teaching Affairs Department, Xuzhou College of Industrial Technology, Xuzhou, 221140, P. R. China)

Abstract: Lake Xiliang, a representative macrophyte-dominated lake in the middle and lower reaches of the Yangtze River, offers critical insights into regional environmental management through the historical record of heavy metal pollution preserved in its sedimentary deposits. By integrating ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs dating of a sediment core with comprehensive geochemical analyses (Al, K, Ti, Ca, Mg, Zn, Cr, Cu, As, Cd, and Pb), organic matter content, enrichment factors (EF), and potential ecological risk indices (RI), this study reconstructs the temporal evolution of heavy metal contamination and associated ecological risks in Lake Xiliang from 1858 to 2021. The findings

* 20225-08-29 收稿; 2025-11-24 收修改稿。

国家自然科学基金项目(42007397)和山东省自然科学基金项目(ZR2020QD002)联合资助。

** 通信作者; E-mail: qhzhang@sndu.edu.cn; xujinling@sndu.edu.cn。

indicate that the history of heavy metal pollution and ecological risk can be divided into three distinct phases. Stage I (1858~1963) represents a period dominated by natural processes, characterized by negligible heavy metal enrichment ($EF \approx 1$) and low ecological risk ($RI < 75$). During Stage II (1963~1988), agricultural activities led to increased accumulation of As, Cd, and Pb ($EF > 1.5$); however, the buffering capacity of the macrophyte-dominated ecosystem, evidenced through carbonate precipitation (as reflected by elevated Ca/(Mg+Al) ratios) and dilution effects, effectively mitigated observable ecological risks. In Stage III (1988~2021), industrial discharges significantly intensified contamination, particularly for Cd, Pb, and Zn, with Cd showing the most pronounced enrichment ($EF > 8$). The RI increased to 111, indicating moderate ecological risk, with Cd contributing up to 84%. Positive Matrix Factorization (PMF) analysis revealed that the contribution of natural sources decreased from 54% to 3% since 1858, while contributions from agricultural sources (dominated by As, Zn, and Pb) and industrial sources (dominated by Cd and Zn) increased to 44% and 54%, respectively. The ecological risk index (E_r) for Cd exceeded the high-risk threshold (> 80) in 1993, likely due to the combined effects of industrial pollutant inputs and reduced ecological buffering capacity resulting from vegetation degradation, which promoted remobilization of heavy metal species. This study elucidates a dual mechanism of "pollution buffering–risk transformation" in macrophyte-dominated lakes during heavy metal accumulation and release phases, a process distinct from that in algal-dominated lakes, thereby providing a scientific basis for differentiated management strategies and ecological restoration in diverse lake ecosystems of the middle and lower Yangtze River.

Key words: Heavy metal pollution; potential ecological risk; historical evolution; sediments; Lake Xiliang

湖泊作为陆地水圈的重要组成部分,在维持水循环平衡、调节区域气候、保护生物多样性等生态系统服务功能方面发挥着不可替代的作用。湖泊沉积物作为地表物质长期迁移与沉积的产物,具有连续沉积序列和高分辨率特征,为重建环境演变历史、解析人地系统相互作用机制提供了独特而重要的研究载体^[1]。自工业革命以来,采矿、冶炼、农业集约化以及城市化进程的加快,显著增加了重金属通过地表径流和大气沉降向湖泊的输入^[2]。由于重金属具有高毒性、难降解性和生物累积性,其对生态系统和人类健康构成了严重威胁^[3]。研究表明,约99%的水体重金属通过吸附或沉淀作用富集于沉积物中,其浓度普遍比上覆水体高出3~5个数量级^[4]。在环境条件变化的情况下,沉积物中重金属能够通过生物地球化学循环重新释放,引发二次污染,威胁水生生态系统的稳定性和饮用水安全^[5]。因此,研究沉积物中重金属污染的演化规律、来源及其生态风险是科学评估湖泊环境风险和制定治理对策的基础。

全球范围内,湖泊沉积物重金属污染与工业化进程密切相关,在高强度人类活动与特殊地理条件的共同作用下,我国长江中下游浅水湖泊群呈现出更为复杂的污染格局^[6]。作为我国经济高度发达的区域之一,该地区近几十年经历了快速的工业化和城市化,由此引发的重金属污染问题导致区域水质持续恶化^[7]。湖泊重金属污染的空间分布与累积程度受到区域经济发展水平、污染源特征及区域地理环境等因素的综合影响,表现出显著的空间异质性^[8]。值得注意的是,国际上对湖泊重金属的研究,早期多集中于污染现状调查和源解析,近年来逐渐转向关注生态系统的内部过程如何调控重金属的生物地球化学循环和环境风险。例如,最新研究表明,从大型植物(草型)主导的生态系统向藻类(藻型)主导的生态系统转变,会显著改变沉积物中重金属的释放机制与活性^[9]。藻型湖泊中,蓝藻水华衍生的溶解性有机质可促进沉积物中铁锰(氧氢)氧化物的还原,进而驱动砷(As)、钨(W)等元素的二次释放^[10]。与之形成对比的是,陈默等人(2023)通过室内模拟实验发现,在淡水湖泊中,藻类分解对沉积物重金属(尤其是Zn)迁移转化的影响强度显著高于沉水植物分解,这揭示了内源有机物输入对不同湖泊重金属环境行为的差异化影响^[11]。

在草型湖泊中,独特的水生植被(沉水植物、挺水植物等)可通过根系吸附、生物膜截留以及诱导碳酸盐沉淀等一系列生物地球化学过程,显著调控着重金属的迁移、形态转化与最终归趋^[12]。这种由植被驱动的环境调控机制,可能使草型湖泊形成区别于藻型湖泊的差异化污染响应模式。然而,当前关于重金属污染的历史研究主要集中于太湖^[13]、巢湖^[14]、鄱阳湖^[15]和洞庭湖^[16]等典型的大型藻型湖泊,而对草型湖

泊长期污染历史及其与水生植被演替的相互作用认知薄弱,限制了我们对准确评估草型湖泊的生态风险以及预测其在环境变化下的长期演变趋势。

西凉湖作为长江中下游典型的草型湖泊,是江汉平原的重要生态屏障和咸宁市的核心水源地。自 20 世纪 70 年代以来,流域工业化、城市化及农业现代化的快速推进,围垦造田、围网养殖等活动的扩展导致西凉湖生态环境显著退化^[17]。近年来,随着禁渔、退耕还湖等生态修复措施的实施,湖区水质有所改善,但由于重金属在沉积物中长期累积,其生态效应和潜在风险仍需进一步评估^[18]。然而,由生境变化驱动的重金属对生态风险的影响机制尚不明确。尽管已有研究初步揭示了西凉湖表层沉积物重金属的空间分布特征及其污染水平^[19],但对于百年尺度上的重金属的污染历史、来源和风险等仍需深入探究。

本研究选取长江中下游典型的草型湖泊——西凉湖作为研究对象,基于 ²¹⁰Pb 和 ¹³⁷Cs 同位素测年技术,结合沉积物中元素的垂向分布特征,运用富集系数法(EF)、潜在生态风险指数法(RI)以及正定矩阵因子分解法(PMF)等,重建西凉湖近 160 年重金属污染的历史,揭示自然过程与人类活动对重金属赋存的影响,解析自然源与人为源对重金属污染的相对贡献,最后评估重金属的污染程度及其潜在生态风险的演化趋势。本研究可为理解该区域草型湖泊对重金属污染的响应机制提供了典型范例,研究成果可为长江中下游同类型湖泊的污染治理与生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

西凉湖位于湖北省咸宁市西北部(29°51'~30°02'N, 114°00'~114°10'E),地处长江中游南岸,属于典型的浅水草型湖泊。该湖是湖北省第五大湖,横跨嘉鱼县、咸安区、赤壁市三个县市,位于梁子湖以西,东部与斧头湖相邻,历史上曾与斧头湖水系相通。1930s 以前,湖泊面积为 131.2 km²;由于 1970s 的围垦活动,湖泊面积缩减至 72.1 km²。该湖最大水深为 4.1 m,平均水深为 1.94 m,蓄水量为 1.4×10⁸ m³^[20]。湖水主要依赖地表径流和降水补给,入湖河流主要有汀泗河和泉水河,出湖河流则通过余码河经金水闸排入长江,形成“西-西凉湖”与“东-西凉湖”两个子湖区,整体地势呈东南高、西北低^[18, 21]。

西凉湖地处亚热带边缘,气候特征分明,四季分明。年平均气温在 16.7~16.8℃,年平均降水量在 1220~1370 mm^[18]。历史上,西凉湖以水质清澈、水草丰茂为著称。然而,自 20 世纪 70 年代起,随着余码河的疏浚及余码闸的修建,围垦造田和围塘养殖迅速扩展。至 2005 年前后,全湖围网养殖面积占比达 60%,导致湖泊面积缩减超过 45%。这一过程不仅造成严重的水体污染,还引发了渔业资源的急剧衰退和沉水植物群落的显著退化^[17]。为应对生态退化问题,咸宁市政府于 2005 年颁布禁围令,并于 2017 年实施围网拆除,2020 年起实行全年禁渔等生态修复措施,逐步推动湖泊水质和生态系统功能的恢复^[22]。

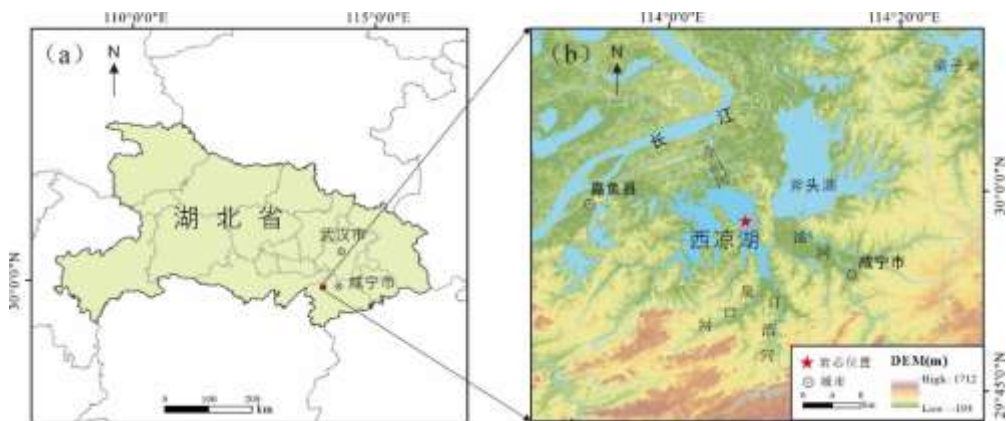


图 1 西凉湖的地理位置与流域特征(数据来源:地理空间数据云平台, www.gscloud.cn)

Fig. 1 Geographic location and watershed characteristics of Lake Xiliang

(Data source: Geospatial Data Cloud platform, www.gscloud.cn)

1.2 流域历史概况

流域历史社会经济数据为解析人类活动对西凉湖沉积物中重金属污染的影响提供了关键背景信息。本研究整合了咸宁市 1952~2021 年的总人口数、国内生产总值 (GDP)、工农业总产值、粮食产量、水产品产量及耕地面积等数据,并涵盖了湖北省同期的化肥施用量及农药生产量数据 (图 2)。咸宁市总人口由 1952 年的 107.49 万人增长至 2021 年的 305.34 万人;自 1978 年以来 GDP 呈现指数增长。自 1980 年代起工业总产值显著上升 (图 2a),农业产值亦同步增长,粮食产量从 1949 年的 28.46 万吨提升至 2021 年的 119.51 万吨,但在 2000 年后出现阶段性增长停滞;自 1980 年代起水产品产量显著增加 (图 2c)。耕地面积在 1950~1960 年代期间有所扩展,随后减少,并在 21 世纪恢复增长 (图 2b)。湖北省化肥施用量与农药产量的变化趋势相似:1950~1970 年代持续上升,1970 年代末短暂下降后继续增长,自 2010 年起开始回落 (图 2d)。上述社会经济指标的变化趋势,反映了流域内经济结构转型与土地利用方式的深刻演变。

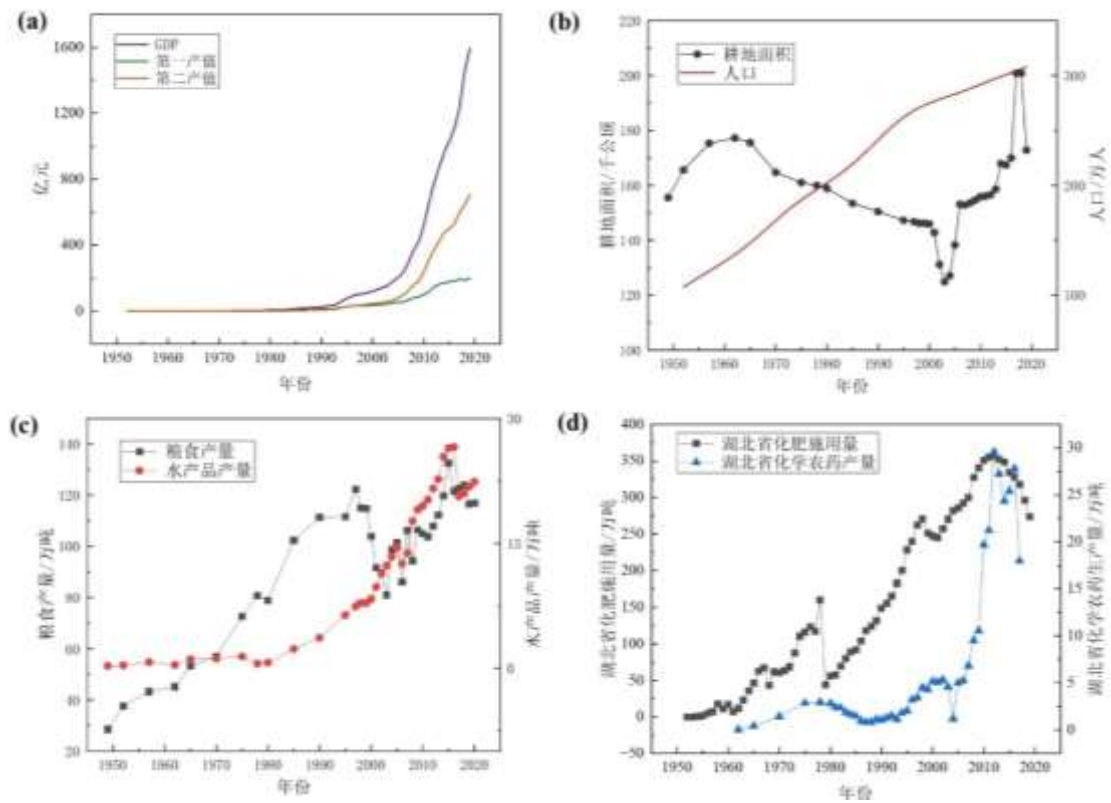


图2 西凉湖流域社会经济的历史记录:(a)地区生产总值(GDP)、农业和工业产值;(b)总人口数量与耕地面积;(c)粮食产量与水产品产量;(d)化肥施用量和化学农药生产量(数据来源:中国经济社会大数据平台 <http://data.cnki.net/>)

Fig. 2 Temporal variations of socio-economic parameters in the Lake Xiliang Basin: (a) Gross domestic product (GDP), agricultural and industrial output values; (b) Total population and cultivated land area; (c) Grain and aquatic product yields; (d) Chemical fertilizer application rate and chemical pesticide production. (Data sources: China Economic and Social Big Data Platform, <http://data.cnki.net/>)

1.3 样品采集与实验分析

2021年采用重力采样器于东-西凉湖(水深1.6 m)获取长65 cm沉积岩芯,按1 cm间隔现场分样,聚乙烯袋密封后 $<4^{\circ}\text{C}$ 保存,用于 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 比活度、粒度、元素含量及烧失量等指标的测定。

^{210}Pb 和 ^{137}Cs 比活度采用高纯锗井型 γ 能谱仪系统(HPGe GwL-120-15, EG&G, USA)测定,分别基于46.5 keV (^{210}Pb)和662 keV (^{137}Cs)特征峰计算,并以 ^{214}Pb (352 keV)校准 ^{226}Ra 背景值^[23,24]。沉积岩芯的年代序列通过 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (即 ^{210}Pb 与 ^{226}Ra 的差值)与 ^{137}Cs 峰值(1963年全球核试验标记)建立。考

考虑到长江中下游区域人类活动频繁,可能对沉积速率造成扰动,因此采用 ^{210}Pb 恒定通量模式 (Constant Rate of Supply, CRS) 进行沉积年代计算^[25]。然而,该模式所得结果与 ^{137}Cs 所标识的 1963 年时标存在明显偏差。为提高年代模型的准确性,引入复合年代模式^[23],即以 ^{137}Cs 时标对 CRS 模型结果进行校正,从而建立更为可靠的沉积年代-深度关系。

烧失量 (Loss on Ignition, LOI) 测定:取 0.3 g 样品于陶瓷坩埚中, 105°C 烘干 4 h 至恒重 (W_1), 随后置于马弗炉 550°C 灼烧 5 h, 干燥器中冷却后称重 (W_2), 按 $\text{LOI} = [(W_1 - W_2)/W_1] \times 100\%$ 计算有机质损失总量。沉积物元素测定:取 105°C 烘干样品研磨过 100 目筛后, 取约 0.1 g 于聚四氟乙烯消解罐, 以 $\text{HCl-HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ 四酸消解法处理。Al、K、Ti、Zn、Ca 的含量用 ICP-AES (Leeman Labs, ProfileDV) 测定, Cr、Ni、Cu、As、Cd、Pb 的含量用 ICP-MS (Agilent 7700 \times) 测定, 仪器误差 $\pm 5\%$ 内。沉积物粒度分析:取 1.5 g 样品, 利用 30% H_2O_2 去除有机质、10% HCl 去除碳酸盐, 洗至中性后加 10 mL 10% 六偏磷酸钠溶液, 超声振荡 15 min, 使用 Malvern Mastersizer 3000 激光粒度分析仪测定粒径组分等参数, 重复测量误差 $< 5\%$ 。

1.4 污染与风险评价方法

1.4.1 富集因子 富集系数 (EF) 是评估沉积物中重金属元素相对于参比元素富集程度的指标, 用于量化其偏离自然背景值的状态^[26]。Al 是陆源碎屑标志性组分, 具备地壳丰度高、化学性质稳定、受人为扰动影响小等特征, 常作为参比元素应用于沉积物重金属污染研究^[27-29]。

$$EF_i = (C_i / C_{\text{Al}})_s / (C_i / C_{\text{Al}})_b \quad (1)$$

式中, EF_i 表示元素 i 的富集系数; C_i 表示元素 i 的含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); C_{Al} 表示 Al 的含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); 下标 s 和 b 分别代表样品及背景值 (背景值取岩芯底部 51~63 cm 元素平均含量)。富集因子评价的沉积物污染等级划分标准见表 1。此外, 本研究采用 $EF > 1.5$ 作为判定显著富集的判定阈值^[27, 30, 31]。

1.4.2 人为污染通量计算 为量化人类活动对沉积物重金属累积的贡献, 采用沉积物通量分析法。该方法通过扣除自然背景通量, 分离人为活动导致的输入通量^[32]。

$$T_i = C_i \times \text{SAR} \quad (2)$$

$$A_i = T_i - T_i / EF_i \quad (3)$$

其中, T_i 表示特定层位重金属 i 的总输入通量 ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), C_i 表示钻孔岩芯目标层位重金属 i 的含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); SAR 表示对应层位的沉积速率 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$); A_i 表示人为贡献通量 ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$); EF_i 表示重金属 i 的富集系数 (式 1)。

1.4.3 潜在生态风险指数计算及风险等级划分 基于 Hakanson (1980) 提出的潜在生态风险指数^[33], 通过整合重金属毒性响应系数与污染程度, 评估沉积物中多金属复合生态风险。通过毒性归一化处理, 实现对重金属污染风险的等级划分。

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i = T_r^i \times C_s^i / C_n^i \quad (4)$$

$$\text{RI} = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (5)$$

其中, C_s^i 表示重金属 i 的含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); C_n^i 表示重金属 i 的背景值 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); C_f^i 表示重金属 i 的污染指数; T_r^i 表示重金属 i 的毒性响应系数。Ti、Zn、Cr、Cu、Pb、Ni、As 和 Cd 的毒性响应系数分别为 1、1、2、5、5、5、10 和 30^[34]。根据单项潜在风险指数 (E_r^i) 和多元素综合风险指数 (RI) 将重金属的生态风险化分为五个等级 (表 1)。

1.4.4 正定矩阵因子分析源解析 正定矩阵因子分析法 (PMF) 是一种高效受体模型, 广泛应用于沉积物、土壤及大气颗粒物中重金属的源解析研究。该方法的核心优势在于引入了非负约束与不确定性加权机制, 可同步识别污染源的成分谱 (因子载荷) 及其相对贡献率 (因子得分)^[36-38]。PMF 模型基于迭代加权最小二乘算法, 将原始受体数据矩阵 (X) 分解为因子贡献矩阵 (G) 和源成分谱矩阵 (F), 并通过最小化加权残差平方和的目标函数 (Q) 来求解。根据模型输出的源成分谱特征, 可识别潜在的污染来源及其相对贡献比例^[39]。

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (6)$$

式中, p 为预设污染源数量; X_{ij} 为第 i 个样品中第 j 种元素的含量; g_{ik} 为第 i 个样品中第 k 个污染源的贡献

率； f_{kj} 为第 k 个污染源中第 j 种元素的特征值； e_{ij} 为残差。

表 1 富集因子 (EF)，单项潜在生态风险指数 (E_r^i) 和综合潜在生态风险指数 (RI) 及其对应的污染等级和生态风险等级划分标准^[33, 35]

Tab. 1 Classification standards for enrichment factor (EF), single factor ecological risk index (E_r^i), and comprehensive potential ecological risk index (RI) along with their corresponding pollution and ecological risk levels^[33, 35]

EF	污染等级	E_r^i	RI	风险等级
≤ 1	无污染	$E_r^i \leq 40$	$RI \leq 75$	低
$1 < EF \leq 2$	轻度污染	$40 < E_r^i \leq 80$	$75 < RI \leq 150$	中
$2 < EF \leq 5$	中度污染	$80 < E_r^i \leq 160$	$150 < RI \leq 300$	高
$5 < EF \leq 20$	重度污染	$160 < E_r^i \leq 320$	$300 < RI \leq 600$	很高
$EF > 20$	极重污染	$E_r^i > 320$	$RI > 600$	极高

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (e_{ij}/u_{ij})^2 \rightarrow \min \quad (7)$$

式中， u_{ij} 为 X_{ij} 的不确定性，在本研究中所有样品中每种元素的含量均超过了仪器检测限，因此不确定性由式 (8) 计算：

$$u_{ij} = \sqrt{(\alpha \times C)^2 + (0.5 \times MDL)^2} \quad (8)$$

式中， α 分析相对标准偏差 (取经验值 10%)， C 为元素含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)， MDL 为 ICP-AES/MS 仪器对各元素的检出限 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。本研究采用美国环境保护署 (USEPA) 发布的 EPA PMF 5.0 模型^[40]进行分析。

为评估 PMF 模型解析结果的可靠性与稳健性，本研究执行了系统的模型验证。基于 EPA PMF 5.0 软件进行了 20 次随机初始化的基础运行，所有运行均成功收敛，且目标函数 $Q(\text{Robust})$ 与 $Q(\text{True})$ 值高度一致 (均值分别为 21.47)，表明模型拟合过程稳定。 $Q(\text{true})$ 与理论期望值 Q_{exp} 的比值为 0.11，表明模型未出现过度拟合。残差分析显示，标准化残差呈随机分布，无系统性偏差，且所有残差均落在 ± 3 倍不确定性区间内，未检出极端异常值 ($|e_{ij}/u_{ij}| > 4$)。模型运行的稳定性通过运行对间的残差平方和 (D) 进行评估，其最大值低于 6.2×10^{-5} ，同时关键污染元素 (如 Cd、Pb) 的因子载荷在不同运行间的相对标准偏差 (RSD) 小于 5%，共同佐证了解集的唯一性与稳健性。综上所述，本次 PMF 模型的拟合与解析结果可靠，可用于后续的源贡献评估。

2 结果

2.1 沉积年代序列

西凉湖沉积岩芯在 23 cm 处检测到 ^{137}Cs 浓度的峰值 ($18.2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$)，对应 1963 年全球核试验沉降标记层 (图 3a)。除表层外， $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 活度随深度变化基本呈指数衰减趋势 (图 3a)。基于 ^{137}Cs 时标校正的复合年代模型所建立的沉积年代-深度关系 (图 3b)，结果表明整个沉积岩芯记录了过去约 160 年沉积历史，其中底部 63 cm 处的沉积年代约为 1858 年。SAR 显示，在 1960 年之前呈现快速上升趋势，随后快速下降，自 2000 年以后又出现回升趋势。

2.2 沉积岩芯重金属含量、粒度及烧失量的变化趋势

西凉湖沉积岩芯元素的变异系数分析显示 (表 2)，Ca 的变异系数最大，其次是 Cd，其他元素的变异系数范围为 9%~48%，表明其在历史沉积过程中存在较大的波动。与该湖沉积物背景值相比，Cd、Zn、Pb 和 Ca 的平均含量分别为背景值的 1.5、1.0、1.1 和 1.2 倍，其余元素含量均未超背景值。沉积物中值粒径均值为 $8.9 \mu\text{m}$ ($2.6\sim 38.1 \mu\text{m}$)，粒度组分以粉砂 (均值 48.4%， $19.1\sim 64.9\%$) 和黏土 (36.7%， $7.7\sim 59.1\%$) 为主，砂均值 13.1% ($1.6\sim 53.9\%$)。LOI 介于 0.1~26.2% 之间，平均值为 13.1%。综合沉积岩芯剖面中元素分布、粒度组成及 LOI 的变化特征，并结合 CONISS 聚类分析结果，可将西凉湖近现代重金属元素沉积过程划分为以下三个阶段 (图 4)：

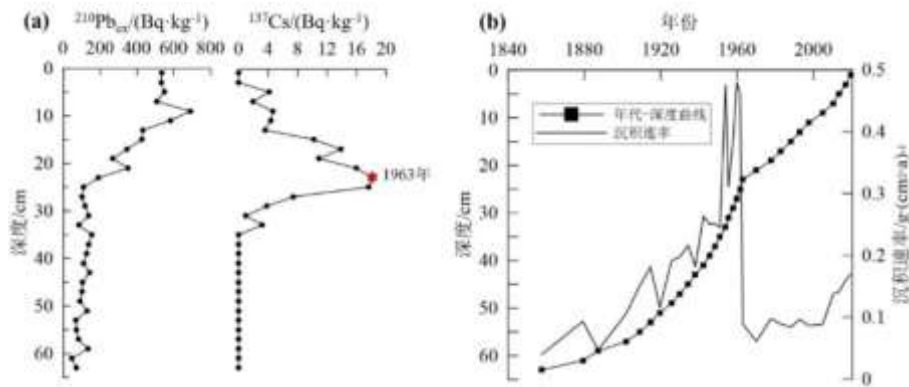


图3 西凉湖沉积岩芯年代序列: (a) $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和 ^{137}Cs 活度变化; (b) 年代-深度序列及 SAR

Fig. 3 The age model of the Lake Xiliang sediment core: (a) Variation of $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and ^{137}Cs activities; (b) The age-depth model with SAR

阶段I (63~23 cm; 1858~1963年): Cd 和 Ca 元素的含量整体处于较低水平, 而 Al、K、Ti、Zn、Cr、Cu、As、Cd 和 Pb 的含量较高。Ca 在亚阶段I-1 至I-2 略有下降, 其余元素呈小幅上升趋势, Cd 含量保持稳定。沉积物中值粒径较小 (平均值为 $8.9 \mu\text{m}$), 黏土与粉砂组分占比较高。相应地, LOI 维持在较低水平 (平均值为 10.2%), 且变化幅度较小。

阶段II (23~15 cm; 1963~1988年): Cd 含量保持稳定, Ca 和 As 含量呈现显著的上升趋势, 而其余元素则呈线性下降趋势。同时, 中值粒径和粉砂含量均表现出上升趋势, 黏粒含量则呈下降趋势。此外, LOI 也呈现出明显的线性增长趋势。

阶段III (15~0 cm; 1988~2021年): Cd、Ca 和 Pb 含量显著上升并达到峰值; 其余元素维持在剖面最低水平。沉积物中值粒径显著增大, 表现为黏土含量持续下降, 砂含量则呈上升趋势。LOI 在本阶段初期有所下降, 随后稳定在约 16% 的水平。

表2 西凉湖沉积岩芯中金属元素的含量特征

Tab. 2 Statistical analysis of metal element contents in Lake Xiliang sediment core

参数	Al	K	Ti	Cu	Zn	Cr	Ni	Ca	As	Cd	Pb
最大值	98.7	21.7	4.84	39.5	111	112	52.5	230	25.6	1.06	38.4
最小值	15.8	3.09	0.640	14.8	56.0	20.1	10.6	16.7	8.29	0.230	25.5
平均值	70.7	15.1	3.30	30.4	89.3	80.0	38.3	92.1	16.8	0.427	33.0
背景值	84.0	18.0	3.67	33.0	88.7	94.7	45.6	76.4	18.2	0.282	29.3
变异系数(%)	44	47	48	29	19	43	41	83	25	63	9

1) Al、Ti、Ca 和 K 单位为 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其余元素单位为 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

2.3 沉积物中重金属的富集历史和潜在生态风险变化趋势

基于西凉湖沉积岩芯中 7 种重金属 (Zn、Cr、Ni、Cu、As、Cd、Pb) 的富集因子 (EF)、人为输入通量、单项 (E_r) 与综合潜在生态风险指数 (RI) 的时序分析 (图 5 和图 6), 系统评估了近 160 余年

(1858~2021 年) 来沉积物中重金属的富集特征和潜在生态风险的演变趋势。7 种重金属的富集程度为 $\text{Cd} (4.1, 0.8\sim 18.4) > \text{Pb} (2.1, 1.0\sim 6.7) > \text{Zn} (1.6, 1.0\sim 3.9) > \text{As} (1.4, 0.8\sim 5.7) > \text{Cu} (1.3, 1.0\sim 2.4) > \text{Ni} (1.0, 0.9\sim 1.3) \approx \text{Cr} (1.0, 1.0\sim 1.1)$ 。其中, Cd 的 EF 值呈显著上升趋势, 依据富集因子评价的沉积物污染等级划分标准 (表 1), 其污染强度自 1978 年起由无污染至轻度污染上升至中度污染, 并于 1988 年后达到重度污染等级 ($\text{EF} > 8$)。Pb、Zn、Cu 和 As 的 EF 值亦呈明显增长趋势, 其污染强度自 1998 年后由无污染至轻度污染上升至中度污染 ($\text{EF}: 1.5\sim 6.7$)。相比之下, Ni 和 Cr 的 EF 值始终低于 1.5, 未表现出显著的人为干扰特征。人为输入通量分析显示, 自阶段 II (1963~1988 年) 起, 各元素通量开始上升; 至阶段 III (1988~2021 年), Cd、Pb、Zn 和 Cu 的通量显著增加, 而 As 通量较阶段 II 有

所下降。Cr 与 Ni 通量在阶段III期间保持相对稳定（图 5b）。

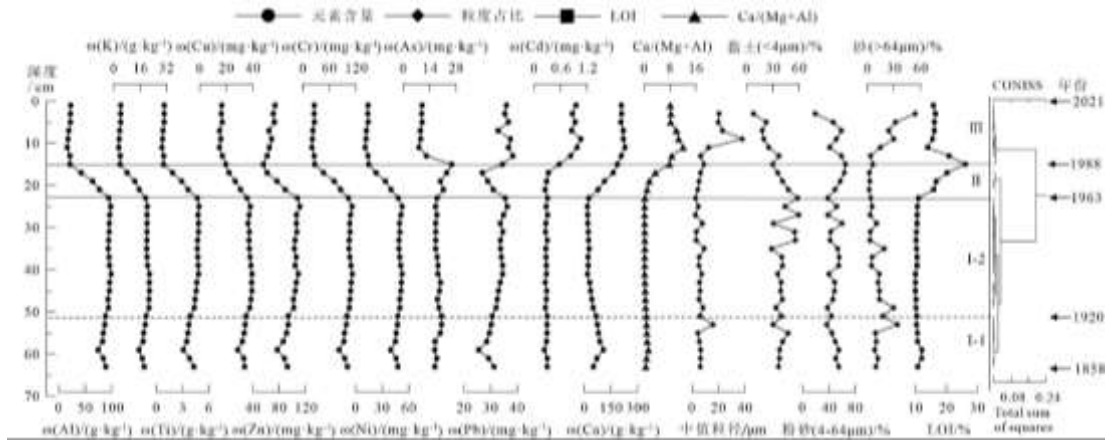


图 4 西凉湖沉积岩芯中元素含量、粒度组分与 LOI 等指标的垂向分布特征
 Fig. 4 Vertical distribution characteristics of elemental concentrations, grain size fractions, and LOI in the sediment core from Lake Xiliang

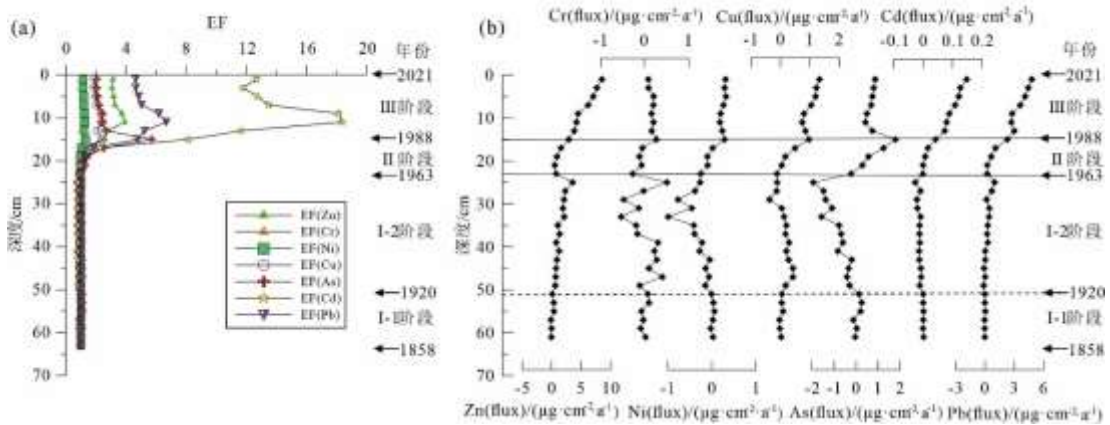


图 5 西凉湖岩芯中重金属元素 (a) 富集系数 (EF) 与 (b) 人为输入通量的变化趋势
 Fig. 5 Temporal variations of (a) enrichment factors (EF) and (b) anthropogenic flux of heavy metals in the sediment core from Lake Xiliang

西凉湖沉积岩芯重金属的潜在生态风险评估结果表明（图 6，表 3），Cd 的生态风险最为显著，其潜在生态风险指数 (E_r) 范围为 25~113，平均值为 45，整体处于较高生态风险等级；而 Zn、Cr、Ni、Cu、As、Pb 的 E_r 值均低于 40，整体表现为低生态风险等级。从时间变化趋势来看，1988 年之前 Cd 的 E_r 值低于 40，表现为低风险等级，此后突破阈值并持续上升，至 1993 年达到强风险等级 ($E_r > 80$)。综合潜在生态风险指数 (RI) 范围为 49~129，整体处于低风险等级，但自 1988 年以来显著上升，风险等级提升至中等风险水平。尽管 Pb、Zn、Cu 和 As 的富集因子 ($EF > 1.5$)，但由于其毒性响应系数较低 ($T_r < 5$)，对 RI 的贡献率不足 15%；而 Cd 因其较高的毒性响应系数 ($T_r = 30$)，成为生态风险的主要驱动因子，贡献率达到 84%。这一现象与太湖、洞庭湖等长江中下游湖泊沉积物中普遍存在的 Cd 污染问题一致^[41, 42]。

2.4 沉积岩芯重金属来源解析

综合运用 Pearson 相关性分析、聚类分析及正定矩阵因子分解法 (PMF)，对沉积岩芯重金属的来源进行解析。Al、K、Ti、Cr、Ni、Cu、Zn 及 As 元素间呈现显著正相关 ($P < 0.01$)，且这些元素均与黏土组分显著正相关 ($P < 0.001$)。聚类分析表明，Cr、Ni、Cu、Zn 和 As 与陆源标志元素 Al、K 和 Ti 聚为一类，

指示其具有相似的地球化学来源，主要受控于母岩风化产物的迁移与沉积富集过程。

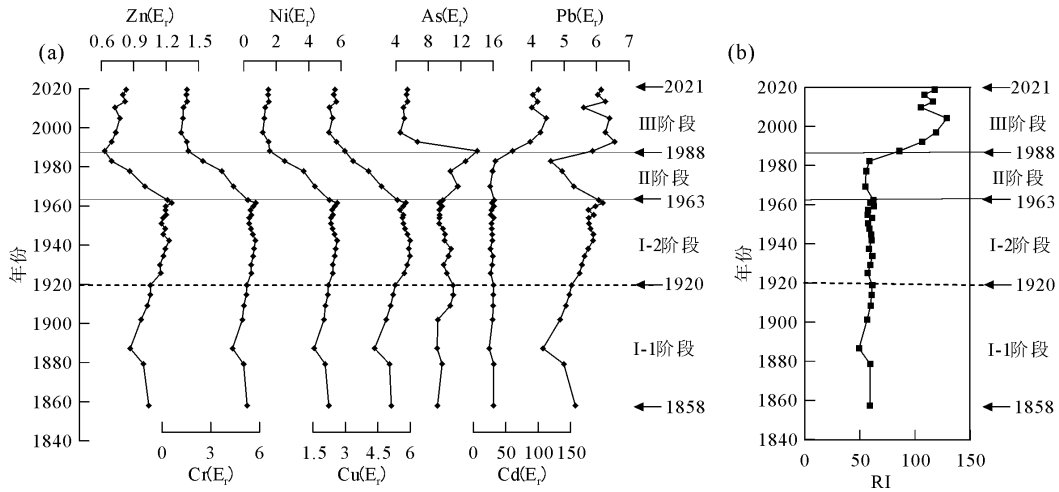


图6 西凉湖沉积岩芯中重金属 (a) 单项生态风险指数 (E_r) 与 (b) 综合潜在风险指数 (RI) 的变化趋势

Fig. 6 Temporal variation of (a) single potential ecological risk index (E_r) and (b) integrated potential ecological risk index (RI) for heavy metals in the sediment core of Lake Xiliang

表3 西凉湖沉积岩芯重金属潜在生态风险指数 (E_r , RI) 及风险评价

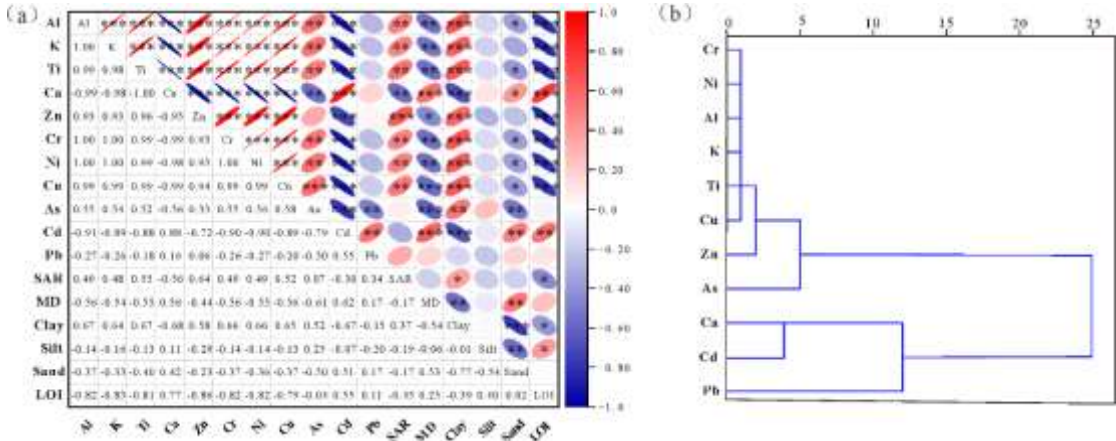
Tab. 3 Potential ecological risk indices (E_r , RI) and risk assessment of heavy metals in the sediment core from Lake Xiliang

项目	E_r							RI
	Zn	Cr	Ni	Cu	As	Cd	Pb	
平均值	1.0	1.7	4.2	4.6	9.2	45.4	5.6	71.8
最大值	1.3	2.4	5.8	6.0	14.1	112.6	6.6	129.0
最小值	0.6	0.4	1.2	2.3	4.5	24.5	4.4	49.3
风险等级	低风险	低风险	低风险	低风险	低风险	中度风险	低风险	低风险

PMF 源解析结果显示，因子 1 对上述元素具有较高的载荷贡献 (Al: 80%, K: 81%, Ti: 82%, Cr: 80%, Ni: 77%, Cu: 67%, Zn: 59%, As: 55%)，因此推测因子 1 为自然源因子。因子 2 主要由 As (45%)、Cd (34%) 和 Pb (28%) 主导。尽管 As 在因子 1 中的贡献率达到 55%，主要来源于自然过程（如基岩风化释放的神经黏粒吸附后稳定埋藏），但其在因子 2 中仍表现出较高载荷 (45%)，这可能表明人为活动对 As 的累积产生影响。具体而言，农业活动中使用的含砷农药（如杀虫剂、除草剂）以及磷肥中伴生的砷杂质，直接引入了外源性 As，从而导致其在土壤中的富集，并通过地表径流进入湖泊^[43]。因此，As 的来源呈现出以自然本底为主、农业活动为辅的复合特征。西凉湖流域约有 39.75% 的农业用地长期施用化肥、农药以及富含 Pb 的有机肥^[44, 45]，导致 Pb 和 As 等重金属在土壤中持续积累。此外，作为湖北省重点水产养殖区域，自 20 世纪 90 年代以来，大规模围网养殖活动中使用的饲料添加剂含有 Cd 和 As 等，进一步加剧了重金属污染负荷。这一现象也在固城湖的研究中得到了佐证，表明养殖活动是重金属富集的重要诱因^[46]。因此，因子 2 主要代表农业源污染。在因子 3 中，Cd 的载荷值最高，达 66%，Pb 和 Zn 的载荷值相对较高，分别为 30% 和 22%。这些元素通常被认为是冶金、钢铁生产、金属加工、纺织和陶瓷等工业活动所产生的典型污染物^[39]。结合西凉湖流域所在的咸宁市的主要产业背景，如金属冶炼、化工、纺织和造纸等行业的发展^[47]，工业废水输入可能是沉积物中 Cd、Pb 和 Zn 富集的主要途径。因此，因子 3 代表工业来源。

基于 PMF 模型的重建结果（图 8），不同污染源对沉积物中金属含量的历史贡献呈现出显著的阶段性

特征。在 1963 年之前（阶段I），自然源占主导地位，贡献率超过 50%。随后，其贡献率逐渐下降，至阶段III（1988~2021 年）已降至 3%。农业源的贡献率在阶段I呈下降趋势，进入阶段II（1963~1988 年）后显著上升，至阶段III则逐渐下降并趋于稳定。20 世纪 80 年代以来，随着工业化进程的加快，工业源对重金属污染的贡献率显著上升，并在阶段III达到较高水平。



* $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$; 椭圆方位指示相关性方向（长轴右上-左下为正，左上-右下为负），离心率表征强度（越扁则|r|越大）；色阶尺为相关系数(r)值范围。SAR: 沉积速率; MD: 中值粒径; Clay/Silt/Sand: 黏土/粉砂/砂占比。

图 7 西凉湖沉积岩芯重金属与粒度组分、LOI 的相关性及聚类分析：(a) 元素-环境因子相关系数矩阵；(b) R 型聚类树状图

Fig. 7 Correlation and cluster analysis of heavy metals, grain size components, and LOI in sediment cores from Lake Xiliang: (a) element-environment factor correlation coefficient matrix; (b) R-mode cluster dendrogram

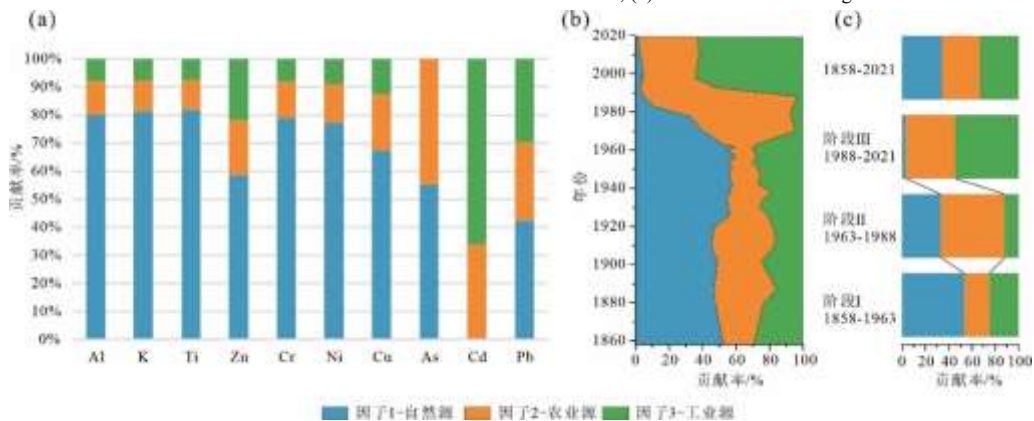


图 8 基于 PMF 模型对西凉湖沉积岩芯中重金属来源的解析结果：(a) 三类因子对西凉湖沉积物中各重金属污染的贡献率（因子 1：自然源；因子 2：农业源；因子 3：工业源）；(b) 三类因子对西凉湖沉积物整体重金属污染的贡献率；(c) 不同历史阶段三类因子贡献率的平均值（整个沉积岩芯：1858~2021 年；阶段 III：1988~2021 年；阶段 II：1963~1988 年；阶段 I：1858~1963 年）

Fig. 8 Source apportionment of heavy metals in the sediment core from Lake Xiliang based on the PMF model: (a) contribution rates of three factors to individual heavy metal pollution; (b) contribution rates of three factors to overall heavy metal pollution; (c) average contributions of the three factors across different time stages (entire sediment core: 1858~2021; Stage III: 1988~2021; Stage II: 1963~1988; Stage I: 1858~1963)

3 讨论

3.1 西凉湖重金属污染的历史演变

西凉湖沉积记录揭示的重金属污染历史与流域社会经济发展历程呈现出显著的阶段性特征。基于流域

社会经济发展数据, 结合沉积物中重金属元素含量变化、粒度特征及 LOI 等指标, 综合 EF、人为通量计算、聚类分析及 PMF 等方法, 重建了西凉湖近 160 年来的重金属污染演变过程:

阶段 I (63~23 cm; 1858~1963 年): 自然主导的低风险阶段。20 世纪 60 年代以前, 西凉湖流域人类活动强度较低。沉积物中各重金属元素含量波动平稳, EF 值趋近于 1, 潜在生态风险指数 (E_r) 普遍低于 40。源解析结果表明人为活动对重金属的输入影响较小 (图 8)。该时期咸宁市人口密度较低, 工农业发展相对滞后 (图 2a), 土地利用以传统农业为主, 重金属的来源主要为自然风化与侵蚀过程。因此, 该阶段沉积物中重金属污染水平及其潜在生态风险均处于较低状态。同时, LOI 值稳定维持在 10%, 综合反映出湖泊在此阶段处于低生产力、低污染负荷的自然本底状态。

阶段 II (23~15 cm; 1963~1988 年): 自然-人为影响的过渡阶段。自 20 世纪 60 年代起, 流域人口持续增长, 推动农业及水产养殖业快速发展。据流域历史资料 (图 2), 咸宁市粮食产量与水产品产量显著上升, 同时化学农药产量与化肥施用量也明显增加, 导致大量营养物质输入湖泊。这一过程促进了水生植物的繁盛, 表现为沉积物中 LOI 值显著升高 (图 4), 反映出西凉湖初级生产力增强。资料显示, 1980 年西凉湖水生植被覆盖率接近 100%, 全湖平均单位面积生物量超过 6000 g/m^2 [48]。在此阶段, 农业集约化导致农药、化肥及养殖饲料添加剂中各重金属输入通量逐步上升, As、Cd 和 Pb 的 EF 值突破 1.5, 并呈现持续富集趋势。PMF 源解析结果证明了自然源的贡献率显著下降, 而农业源贡献率迅速上升 (图 8b), 并与咸宁市农业集约化发展阶段相吻合。

值得注意的是, 此阶段表现出草型湖泊特有的生态缓冲效应, 即, 沉积物中 Ca 呈现富集趋势, 而 Al、K、Ti、Cr、Ni、Cu、Zn、Pb 等元素含量整体呈下降趋势 (图 4)。这可能与水生植物生长对重金属的富集效应以及钙质组分对其他元素的稀释作用有关。湖泊沉积物中 Ca 主要来源于流域侵蚀输入以及湖泊内部自生碳酸盐的沉淀过程 [49]。其中, 淡水湖泊中的碳酸盐矿物主要来自流域侵蚀带来的白云石 ($\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$) 以及湖泊内自生沉淀形成的方解石 (CaCO_3)。由于 Al_2O_3 通常以碎屑惰性组分的形式存在, 因此沉积物中 $\text{CaO}/(\text{MgO}+\text{Al}_2\text{O}_3)$ 比值的变化在一定程度上反映了湖泊自生碳酸盐相对含量的变化 [50]。自 20 世纪 60 年代以来, $\text{Ca}/(\text{Mg}+\text{Al})$ 比值持续上升 (图 4), 表明自生碳酸盐沉淀增强, 这可能源于水生植物光合作用消耗溶解无机碳导致的 pH 升高及方解石过饱和和沉淀 [51-53]。此过程产生的钙质组分对 Al、K、Ti、Cr、Ni、Cu、Zn 等元素具有稀释效应 (表现为显著负相关, 图 7), 部分抵消了人为输入造成的重金属富集效应, 使潜在生态风险指数维持在低风险水平。上述结果表明, 尽管农业集约化显著增加了污染物负荷, 但西凉湖作为典型草型湖泊所特有的生物地球化学过程 (如碳酸盐共沉淀) 在一定程度上延缓了生态风险的显现, 凸显了自然生态系统服务所具备的缓冲功能。

阶段 III (15~0 cm; 1988~2021 年) 为人为污染主导的高风险阶段。PMF 源解析结果显示, 工业源的贡献率达到 54%, 成为主要污染来源; 农业源占比为 43%; 自然源则显著下降至 3% (图 8c)。该变化趋势与咸宁市工业化进程 (GDP 指数持续上升, 图 2a) 以及围网养殖规模的扩张 [48] 高度一致。但是, 沉积物中 Cd 和 Pb、Zn 含量在该阶段呈现上升趋势, 并在 2005 年后趋于稳定, 而 As 含量则显著下降。这种差异反映了环境政策在沉积记录中的响应。自 1982 年起我国强化农药管控 (包括严格限制含砷农药的使用 [54]), 有效减少农业源 As 输入, 导致本阶段 As 含量及其富集因子的下降; 2000 年全国范围内实现汽油无铅化 [55], 促使 Pb 富集因子及生态风险指数在 2005 年后趋于稳定。地方生态修复措施 (如 2005 年禁围网养殖、2017 年拆围网、2020 年全面禁渔) 也有效调控了污染物输入。然而, 有机质下降 (图 4) 以及植被调查结果表明 (2001 年植被覆盖率降至 60%, 生物量约为 $1500 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ [48]), 水生植被显著衰退。在此背景下, Cd 的单项生态风险指数 (E_r) 于 1993 年突破强风险阈值 (>80), 揭示了草型湖泊的次生风险转化机制——植被衰亡导致沉积物-水界面还原环境增强, 可能触发前期碳酸盐结合态及植物富集态 Cd 的再释放。同时, $\text{Ca}/(\text{Mg}+\text{Al})$ 比值的下降进一步佐证了碳酸盐缓冲能力的减弱 (图 4)。本阶段特征表明, 工业化进程彻底打破了原有的自然平衡, 工业点源污染的高强度排放超出了湖泊的自净能力, 导致如 Cd 和 Pb 等移动性强、毒性高的重金属风险等级显著上升。沉积记录中 As 含量的下降与 Pb 和 Cd 的异步变化趋势, 一方面验证了特定环境政策 (如砷制剂和铅汽油禁用) 的有效性, 另一方面也揭示了当前工业污染控制体系的不足, 尤其是在冶金废水中对 Cd 和 Zn 等元素的去除效果有限。综上所述, 西凉湖重金属的阶

段性演化本质上是流域内“自然-社会”系统复杂互动的结果，而沉积记录中各元素的不同趋势正揭示了这一互动的具体过程。

3.2 区域视角下西凉湖重金属污染历史特征的对比解析与启示

从区域对比的视角分析，西凉湖沉积岩芯所记录的重金属污染历史在整体演化趋势上与长江中下游多数湖泊具有显著共性，同时由于湖泊生态类型及流域发展路径的差异，在污染时序与生态响应机制方面亦表现出一定的特殊性。

在污染元素组成方面，西凉湖以 Cd 为主要污染因子，并伴随 Pb、Zn 等元素的协同富集，这一特征与区域整体污染格局高度一致。例如，巢湖以 Zn 和 Pb 为主要污染元素^[56]，而洪湖^[57]、龙阳湖^[58]等水体普遍存在 Cd 的显著富集现象。这表明，Cd 因其高毒性系数以及广泛的工业与农业来源（如冶金排放、化石燃料燃烧和含磷肥料施用），已成为长江中下游湖泊沉积物中生态风险最为突出的重金属之一。在污染演进过程方面，西凉湖与区域内其他湖泊同样呈现出明显的同步性。在工业化初期（1970s~1990s），乡镇工业的迅速发展导致重金属输入通量显著上升，表现为太湖中 Pb、Cd 和 Zn 含量同步增加^[39]，洪湖 Cd 污染程度达到中至强污染水平。进入政策调控阶段（2000s 以后），随着含铅汽油禁用等环境管理措施的实施，西凉湖与太湖中的 Pb 含量逐渐趋于稳定。然而，不同区域的污染源结构存在显著的空间异质性。例如，升金湖因矿业活动导致 As 富集程度较高（富集因子 EF=3.2）^[59]；武汉地区的龙阳湖、墨水湖等城市湖泊受高强度工业排放影响^[58]，其 Cd 和 Pb 污染水平远高于西凉湖，充分反映了人类活动强度对重金属污染分布的关键作用。

就差异性而言，西凉湖 Cd 污染始于 20 世纪 80 年代，目前 Pb 处于中度污染水平，As、Zn 和 Cu 则表现为轻度污染。总体来看，西凉湖重金属污染的显著加剧相较于巢湖、太湖等湖泊滞后约三十年。后者因较早承接城市工业废水排放及密集的人为干扰，Cu、Zn、Pb 等元素的人为污染信号可追溯至 20 世纪 40-50 年代，并在 80 年代后进一步增强；而西凉湖的污染跃升主要与 1980 年代以来乡镇企业的快速发展及农业集约化进程密切相关。该滞后现象既源于流域工业化进程相对缓慢，也与其作为草型湖泊所具备的生态缓冲功能有关。

相较于巢湖、太湖等藻型富营养化湖泊，西凉湖作为草型湖泊展现出独特的污染响应机制。在农业集约化发展阶段（1963~1988 年），其生态系统表现出较强的污染缓冲能力。沉积记录显示，该时期 LOI 值显著升高（图 4），反映初级生产力提升。历史资料也显示，1980 年西凉湖水生植被覆盖率接近 100%。茂密的水生植被可能通过根系吸附、诱导自生碳酸盐沉淀等生物地球化学过程，对重金属形成一定的“稀释效应”。这一机制使其污染响应模式明显区别于藻型湖泊——后者对外源污染的响应更为直接且迅速。然而，草型湖泊的缓冲能力并非无限。随着外源输入持续增强，尤其是在工业污染阶段，西凉湖 Cd 的潜在生态风险仍迅速突破强风险阈值，可能与前期植被累积的重金属在其衰亡过程中释放有关，揭示了生态系统功能存在临界点。此类通过植被-沉积物相互作用调控重金属迁移转化的能力，在长江中下游类似的草型湖泊（如梁子湖、斧头湖）中可能具有一定普遍性，但其缓冲效能及最终风险水平仍受制于植被群落结构、水文条件和污染历史等具体情境因素的影响^[60,61]。

西凉湖的结果表明，草型湖泊并非污染物的永久“汇”，其生态功能可能存在临界点；一旦外源污染负荷过载或生境退化，沉积物可能由“汇”转“源”，从而加剧二次污染风险。因此，对长江中下游草型湖泊的管理应超越单一水质改善目标，转向生态系统整体保护与修复。在严格控制工业与农业污染输入的同时，应重点维护水生植被群落的稳定性与生态健康，以保障其污染净化功能，防范系统性生态风险。本研究为该区域草型湖泊重金属污染的风险评估与防控提供了典型范例和科学支撑，强调应采取差异化、基于生态系统的管理策略，统筹流域经济发展与生态脆弱性，推动区域水环境的可持续治理。

4 结论

本研究基于西凉湖（草型湖）沉积岩芯的多指标分析，重建了过去 160 余年重金属污染的演化过程，揭示了其阶段性特征与生态响应机制。结果表明：（1）西凉湖沉积物重金属富集变化趋势与流域社会经济发展高度吻合，可分为三个阶段——自然本底期（1858~1963 年）、农业主导期（1963~1988 年）和工业风

险期（1988~2021年）。污染源从以自然背景为主逐步转为农业与工业共同驱动，当前综合潜在生态风险为中等水平，Cd为主要贡献因子，占比达84%。（2）草型湖泊具有“污染缓冲—风险转化”的双重响应机制。在农业主导期，水生植被繁盛促进碳酸盐沉淀，通过物理稀释与化学固定延缓重金属风险；进入工业发展阶段后，随着植被退化和沉积环境改变，湖泊原有的污染缓冲能力减弱，前期固定的Cd生态活性增强，导致其潜在生态风险于20世纪90年代初升至“强风险”水平，揭示出草型湖泊在高强度污染下的生态脆弱性。本研究为理解草型湖泊对重金属污染的响应机制提供了新视角，可为长江中下游类似湖泊的污染治理与生态修复提供理论支持。未来应聚焦水生植被对重金属迁移转化的调控机制，厘清沉积物-水界面过程与植被动态的耦合关系，探索基于生态系统完整性的风险管理策略，为区域湖泊保护提供科学支撑。

致谢：感谢张晨雪等在实验分析方面提供的帮助，感谢湖泊与流域水安全全国重点实验室工作人员对样品的测试与分析。

5 参考文献

- [1] Williamson CE, Saros JE, Vincent WF, *et al.* Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 2009, **54**(6part2): 2273-2282. DOI: 10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2273.
- [2] Zhou QQ, Yang N, Li YZ, *et al.* Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. *Global Ecology and Conservation*, 2020, **22**: e00925. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e00925.
- [3] Zhang H, Jiang YH, Ding MJ, *et al.* Level, source identification, and risk analysis of heavy metal in surface sediments from river-lake ecosystems in the Poyang Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, **24**: 21902-21916. DOI: 10.1007/s11356-017-9855-y.
- [4] Peng JF, Song YH, Yuan P, *et al.* The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **161**(2-3): 633-640. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.061.
- [5] Xu YF, Wu Y, Han JG, *et al.* The current status of heavy metal in lake sediments from China: Pollution and ecological risk assessment. *Ecology and Evolution*, 2017, **7**(14): 5454-5466. DOI: 10.1002/ece3.3124.
- [6] Xu M, Wang R, Yang XD, *et al.* Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metal pollution in surface sediments from shallow lakes in East China. *Journal of geochemical exploration*, 2020, **213**: 106490. DOI: 10.1016/j.gexplo.2020.106490.
- [7] Li HB, Yu S, Li GL, *et al.* Urbanization increased metal levels in lake surface sediment and catchment topsoil of waterscape parks. *Science of the Total Environment*, 2012, **432**: 202-209. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.100.
- [8] Cao WY, Li CJ, Liu SY, *et al.* Evaluation of Ecological Risk from Heavy Metals in Lake Sediments in Xizang, China. *Chinese Geographical Science*, 2025, **35**(04): 900-913. DOI: 10.1007/s11769-025-1518-1.
- [9] Wang SH, Chang YS, Huang W, *et al.* Release characteristics of arsenic from sediments and its source or sink competition with phosphorus: A case of a great lake with grass-algae alternation. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, **149**: 278-287. DOI: 10.1016/j.jes.2024.01.031.
- [10] Lin J, Chen X, Liu YL, *et al.* Fe/Mn (oxyhydr) oxides reductive dissolution promoted by cyanobacterial algal bloom-derived dissolved organic matter caused sediment W release during an algal bloom in Taihu Lake. *Water Research*, 2024, **260**: 121899. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121899.
- [11] Xue SM, Jiang SQ, Li RZ, *et al.* The decomposition of algae has a greater impact on heavy metal transformation in freshwater lake sediments than that of macrophytes. *Science of the Total Environment*, 2024, **906**: 167752. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167752.
- [12] He JQ, Li SY, Wu SY, *et al.* Review on phytoremediation of heavy metal polluted water. *Applied Chemical Industry*, 2022, **51**(06): 1804-1810. DOI: 10.16581/j.cnki.issn1671-3206.20220429.004. [贺俊钦, 李仕友, 伍随意等. 水生植物去除重金属研究进展. *应用化工*, 2022, **51**(06): 1804-1810.]
- [13] Liu EF, Birch GF, Shen J, *et al.* Comprehensive evaluation of heavy metal contamination in surface and core sediments of Taihu Lake, the third largest freshwater lake in China. *Environmental Earth Sciences*, 2012, **67**: 39-51. DOI: 10.1007/s12665-011-1478-x.

- [14] Liu EF, Shen J. A comparative study of metal pollution and potential eco-risk in the sediment of Chaohu Lake (China) based on total concentration and chemical speciation. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, **21**: 7285-7295. DOI: 10.1007/s11356-014-2639-8.
- [15] Dai LJ, Wang LQ, Li LF, *et al.* Multivariate geostatistical analysis and source identification of heavy metals in the sediment of Poyang Lake in China. *Science of the Total Environment*, 2018, **621**: 1433-1444. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.085.
- [16] Li F, Huang JH, Zeng GM, *et al.* Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2013, **132**: 75-83. DOI: 10.1016/j.gexplo.2013.05.007.
- [17] 邓文博. 西凉湖鱼类群落结构及食物网特征[学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2023.
- [18] Zheng JN, Xu M, Zheng WX, *et al.* Ecosystem evolutionary trajectory of Lake Xiliang over the past century driven by eutrophication. *Environmental Science*, 2022, **43**(05): 2518-2526. DOI: 10.13227/j.hjkx.202109101. [郑佳楠, 徐敏, 郑文秀等. 富营养化驱动下西凉湖百年生态演化轨迹. *环境科学*, 2022, **43**(05): 2518-2526.]
- [19] Zhou DL, Li BL, Zeng Q, *et al.* Distribution characteristics and pollution assessment of heavy metals and nutrients in sediments of Lake Xiliang. *Hubei Agricultural Sciences*, 2024, **63**(07): 53-59+66. DOI: 10.14088/j.cnki.issn0439-8114.2024.07.008. [周大量, 李柏霖, 曾强等. 西凉湖沉积物重金属及营养元素分布特征及污染评价. *湖北农业科学*, 2024, **63**(07): 53-59+66.]
- [20] Wu L, Feng WS, Zhang TL, *et al.* The annual fluctuation of zooplankton community and its relation with environmental factors in Lake Xiliang, Hubei Province. *Journal of Lake Sciences*, 2011, **23**(4): 619-625. DOI: 10.18307/2011.0419. [吴利, 冯伟松, 张堂林等. 湖北省西凉湖浮游动物群落周年动态变化及其与环境因子的关系. *湖泊科学*, 2011, **23**(4): 619-625.]
- [21] 湖北省水利厅. 《湖北省湖泊志》. 武汉: 湖北科学技术出版社, 2014.
- [22] Deng WB, Feng K, Lin G, *et al.* Spatial-temporal patterns of fish taxonomical and functional diversity in Lake Xiliang and their relationship with water environmental factors after fishing ban. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2023, **47**(10): 1681-1695. DOI: 10.7541/2023.2022.0370. [邓文博, 冯凯, 林刚等. 禁渔后西凉湖鱼类物种和功能多样性时空格局及其与水环境因子的关系. *水生生物学报*, 2023, **47**(10): 1681-1695.]
- [23] Appleby P. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. *Tracking Environmental Change Using lake Sediments: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*, 2001: 171-203. DOI: 10.1007/0-306-47669-x_9.
- [24] Nahm WH, Lee GH, Yang DY, *et al.* A 60-year record of rainfall from the sediments of Jinheung Pond, Jeongeup, Korea. *Journal of Paleolimnology*, 2010, **43**: 489-498. DOI: 10.1007/s10933-009-9345-4.
- [25] Liu EF, Xue B, Yang XD, *et al.* ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb chronology for modern lake sediment: a case study of Chaohu Lake and Taibai Lake. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2009, **29**(6): 89-94. DOI: 10.3724/SP.J.1140.2009.06089. [刘恩峰, 薛滨, 羊向东等. 基于 ²¹⁰Pb 与 ¹³⁷Cs 分布的近代沉积物定年方法——以巢湖, 太白湖为例. *海洋地质与第四纪地质*, 2009, **29**(6): 89-94.]
- [26] Dung TTT, Cappuyns V, Swennen R, *et al.* From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2013, **12**: 335-353. DOI: 10.1007/s11157-013-9315-1.
- [27] Zhang WG, Feng H, Chang JN, *et al.* Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. *Environmental Pollution*, 2009, **157**(5): 1533-1543. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.01.007.
- [28] Bing HJ, Wu YH, Liu EF, *et al.* Assessment of heavy metal enrichment and its human impact in lacustrine sediments from four lakes in the mid-low reaches of the Yangtze River, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(7): 1300-1309. DOI: 10.1016/s1001-0742(12)60195-8.
- [29] Yuan HZ, Shen J, Liu EF, *et al.* Assessment of nutrients and heavy metals enrichment in surface sediments from Taihu Lake, a eutrophic shallow lake in China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2011, **33**: 67-81. DOI: 10.1007/s10653-010-9323-9.
- [30] Zhang ML, Kong RR, Yang H, *et al.* The response to sediment nutrient changes from Hong Lake and human activities in Jiangxi Province. *Journal of Nanjing Normal University(Natural Science Edition)*, 2015, **38**(03): 99-106. DOI: 10.3969/j.issn.1001-4616.2015.03.014. [张明礼, 孔冉冉, 杨浩等. 江西洪湖沉积物营养盐变化与人类活动响应研究. *南京师大学报(自然科学版)*, 2015, **38**(03): 99-106.]
- [31] Yang XG, Song JX, Chen J, *et al.* Variation of heavy metal concentrations in hyporheic sediments for the Weihe River of Shaanxi

- Province. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, **34**(8): 2051-2061. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0631. [杨小刚, 宋进喜, 陈佳等. 渭河陕西段潜流带沉积物重金属变化初步分析. 环境科学学报, 2014, **34**(08): 2051-2061.]
- [32] Yao SC, Xue B. Heavy metal pollution history inferred from East Taihu Lake cores sediment. *Acta Sedimentologica Sinica*, 2012, **30**(01): 158-165. DOI: 10.14027/j.cnki.cjxb.2012.01.007. [姚书春, 薛滨. 东太湖钻孔揭示的重金属污染历史. 沉积学报, 2012, **30**(01): 158-165.]
- [33] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 1980, **14**(8): 975-1001. DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
- [34] Ma JH, Han CX, Jiang YL. Some problems in the application of potential ecological risk index. *Geographical Research*, 2020, **39**(06): 1233-1241. DOI: 10.11821/dlyj020190632. [马建华, 韩昌序, 姜玉玲. 潜在生态风险指数法应用中的一些问题. 地理研究, 2020, **39**(06): 1233-1241.]
- [35] Lin Q, Liu EF, Zhang EL, *et al.* Spatial distribution, contamination and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Erhai Lake, a large eutrophic plateau lake in southwest China. *Catena*, 2016, **145**: 193-203. DOI: 10.1016/j.catena.2016.06.003.
- [36] Li DP, Yu RD, Chen J, *et al.* Ecological risk of heavy metals in lake sediments of China: A national-scale integrated analysis. *Journal of Cleaner Production*, 2022, **334**: 130206. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.130206.
- [37] Guan QY, Wang FF, Xu CQ, *et al.* Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China. *Chemosphere*, 2018, **193**: 189-197. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.151.
- [38] Men C, Liu RM, Wang QR, *et al.* Uncertainty analysis in source apportionment of heavy metals in road dust based on positive matrix factorization model and geographic information system. *Science of the Total Environment*, 2019, **652**: 27-39. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.212.
- [39] Lin Q, Zhang K, Liu EF, *et al.* Deciphering centurial anthropogenic pollution processes in large lakes dominated by socio-economic impacts. *Anthropocene*, 2020, **32**. DOI: 10.1016/j.ancene.2020.100269.
- [40] Norris G, Duvall R, Brown S, *et al.* Epa positive matrix factorization (pmf) 5.0 fundamentals and user guide prepared for the us environmental protection agency office of research and development, washington, dc. *Washington, DC*, 2014, 970.
- [41] Cheng HX, Zhao CD, Zhuang GM, *et al.* Reconstruction of the regional soil pollution history by heavy metals in Taihu lake drainage area: taking Pb and Cd as examples. *Earth Science Frontiers*, 2008, (05): 167-178. DOI: 10.3321/j.issn:1005-2321.2008.05.018. [成杭新, 赵传冬, 庄广民等. 太湖流域土壤重金属元素污染历史的重建:以Pb、Cd为例. 地学前沿, 2008, (05): 167-178.]
- [42] Chen FW, Li C, Guo J, *et al.* Distribution characteristics and risk of heavy metal pollution in the sediments of Dongting Lake and its tributaries and the impact factor analysis. *Geological Review*: 1-14. DOI: 10.16509/j.georeview.2025.01.012. [陈方伟, 李聪, 郭军等. 洞庭湖及其支流沉积物重金属分布特征、风险及影响因子分析. 地质论评: 1-14.]
- [43] Huang FY, Zhou L, Song B, *et al.* Characteristics and planting safety assessment of As content in dryland soil and maize in Guizhou Province. *Environmental Science*, 2023, **44**(01): 415-425. DOI: 10.13227/j.hjkx.202202092. [黄凤艳, 周浪, 宋波等. 贵州省旱地土壤和玉米 As 含量特征及其种植安全性评估. 环境科学, 2023, **44**(01): 415-425.]
- [44] Zhou X, Liu YW, Jiang YR. Impact of land use types on non-point source pollution in Lake Xiliang. *Technology Innovation and Application*, 2018, (15): 56-57+59. [周霞, 刘彦文, 姜宇榕. 不同土地利用类型对西凉湖面源污染的影响. 科技创新与应用, 2018, (15): 56-57+59.]
- [45] Dong LR, Hu WY, Huang B, *et al.* Source appointment of heavy metals in suburban farmland soils based on positive matrix factorization. *China Environmental Science*, 2015, **35**(07): 2103-2111. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2015.07.031. [董霖睿, 胡文友, 黄标等. 基于正定矩阵因子分析模型的城郊农田土壤重金属源解析. 中国环境科学, 2015, **35**(07): 2103-2111.]
- [43] Jia BC, Zhang M, Wu J, *et al.* Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Guchenghu Lake and its retreating and returning lake area. *China Environmental Science*, 2022, **42**(10): 4741-4751. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2022.0182. [贾冰婵, 张鸣, 武娟等. 固城湖退圩还湖区沉积物重金属特征及生态风险评价. 中国环境科学, 2022, **42**(10): 4741-4751.]

- [47] 咸宁市统计局. 咸宁统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2022.
- [48] Peng YH, Jian YX, Ni LY, *et al.* Studies on the diversity of aquatic plants in Lake Xiliang. *Guihaia*, 2003, **23**(3): 211-216. DOI: 10.3969/j.issn.1000-3142.2003.03.003. [彭映辉, 简永兴, 倪乐意等. 西凉湖水生植物多样性研究. 广西植物, 2003, **23**(3): 211-216.]
- [49] Guo C, Meng HW, Ma YZ, *et al.* Environmental variations recorded by chemical element in the sediments of Lake Yamzhog Yumco on the southern Tibetan Plateau over the past 2000 years. *Acta Geographica Sinica*, 2019, **74**(07): 1345-1362. DOI: 10.11821/dxb201907006. [郭超, 蒙红卫, 马玉贞等. 藏南羊卓雍错沉积物元素地球化学记录的过去 2000 年环境变化. 地理学报, 2019, **74**(07): 1345-1362.]
- [50] Du C, Zhang B, Zhang ST, *et al.* Application and principle of element geochemistry in the evolution of lake sedimentary environment. *Geology and Resources*, 2012, **21**(05): 487-492. DOI: 10.13686/j.cnki.dzyzy.2012.05.014. [杜晨, 张兵, 张世涛等. 浅谈湖泊沉积环境演变中元素地球化学的应用及原理. 地质与资源, 2012, **21**(05): 487-492.]
- [51] Woszczyk M. Precipitation of calcium carbonate in a shallow polymictic coastal lake: assessing the role of primary production, organic matter degradation and sediment mixing. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2016, **45**(1): 86-99. DOI: 10.1515/ohs-2016-0009.
- [52] Raven J A, Hurd CL. Ecophysiology of photosynthesis in macroalgae. *Photosynthesis research*, 2012, **113**(1): 105-125. DOI: 10.1007/s11120-012-9768-z.
- [53] Mcconnaughey T. Calcification in Chara corallina: CO₂ hydroxylation generates protons for bicarbonate assimilation. *Limnology and Oceanography*, 1991, **36**(4): 619-628. DOI: 10.4319/lo.1991.36.4.0619.
- [54] 中国原农牧渔业部、卫生部. 《农药安全使用规定》. // [82] 农(农)字第 4 号. 1982
- [55] Wang W, Liu XD, Zhao LW, *et al.* Assessment of the phase-out of leaded gasoline in Tianjin, China using isotope technique. *China Environmental Science*, 2003, (06): 68-71. DOI: 10.3321/j.issn:1000-6923.2003.06.016. [王婉, 刘威德, 赵立蔚等. 用同位素方法评估天津市汽油无铅化进程. 中国环境科学, 2003, (06): 68-71.]
- [56] Du CC, Liu EF, Yang XD, *et al.* Characteristics of enrichment and evaluation of anthropogenic pollution of heavy metals in the sediments of Lake Chaohu. *Journal of Lake Sciences*, 2012, **24**(01): 59-66. DOI: 10.18307/2012.0108. [杜臣昌, 刘恩峰, 羊向东等. 巢湖沉积物重金属富集特征与人为污染评价. 湖泊科学, 2012, **24**(01): 59-66.]
- [57] Zheng H, Yang D, Xing XL, *et al.* Historical records, distribution characteristics and sources of heavy metals from sediment core in Honghu Lake, China. *China Environmental Science*, 2016, **36**(07): 2139-2145. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2016.07.035. [郑煌, 杨丹, 邢新丽等. 洪湖沉积柱中重金属的历史分布特征及来源. 中国环境科学, 2016, **36**(07): 2139-2145.]
- [58] Zhou F, Li P, Wong MZ, *et al.* Ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Longyang Lake and Moshui Lake in Wuhan. *China Environmental Science*, 2023, **32**(05): 1005-1017. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2023.10.041. [周峰, 李朋, 翁茂芝等. 武汉龙阳湖、墨水湖沉积物重金属生态风险评价. 中国环境科学, 2023, **43**(10): 5433-5443.]
- [59] Jin Y, Wang Y, Hu J, *et al.* Pollution history of the heavy metal, source analysis and its ecological risk recorded in Lake Shengjin. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2023, **32**(05): 1005-1017. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202305011. [金院, 汪勇, 胡洁等. 升金湖重金属污染历史、来源解析及其生态风险评价. 长江流域资源与环境, 2023, **32**(05): 1005-1017.]
- [60] Wang SH, Li XZ, Jiang X, *et al.* The interaction between nutrients and heavy metals in lakes and rivers entering lakes. *Ecological Indicators*, 2024, 161. DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.111963.
- [61] 翟立群. 崇明东滩典型植被对沉积物 AVS 的时空分布特征及重金属活性的影响[学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2011.