吴 鑫,欧阳舟,汪驰恒,等.南洞庭湖水体重金属污染源解析与健康风险评价 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6817-6831.
Wu X, Ouyang Z, Wang C H, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metal pollution in South Dongting Lake waters [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6817-6831.

南洞庭湖水体重金属污染源解析与健康风险评价

吴 鑫,欧阳舟,汪驰恒,周施阳,彭 毅*,李 高,杨 帆,向 奎,郑 杰,赵 兵 (中国地质调查局长沙自然资源综合调查中心,湖南 长沙 410600)

摘要：为探究南洞庭湖水体中重金属元素的污染来源及健康风险状况,对其精准防控重金属污染和公众健康管理提供数据与方法支撑,于该区域采集地表水样 24 份及地下水样 16 份,采用绝对主成分-多元线性回归受体模型(APCS-MLR)和健康风险评价模型(HRA)对南洞庭湖水体中 8 种重金属(As、Co、Cr、Mn、Ni、Pb、Zn、Cd)的污染来源及其健康风险进行了解析评估.结果表明:南洞庭湖水体中重金属浓度差异显著,其中地表水仅 Cr 超标,超标率为 33.33%,均值超标 4.70 倍,地下水 Cr 和 Mn 超标,超标率为 25.00%、31.25%,均值超标 1.32 和 3.07 倍,其余元素均符合相应质量标准;大多重金属空间分布差异大,Cr 在各水体的重金属总浓度中占比最高.根据单因子和内梅罗污染指数,Cr 于地表水中为重度污染水平,Mn、Cr 于地下水中分别为重度及中度污染水平;区域水体污染程度整体相对较轻,水质良好.污染源解析表明,农业因子(29.76%)、工业因子(26.78%)、自然地质因子(23.57%)及交通因子(19.90%)是南洞庭湖水体重金属的4个主要来源.健康风险评价表明,通过饮用途径导致的健康风险高于皮肤接触,且成人面临的风险较儿童更为严重,成人的非致癌综合健康风险主要源于饮用暴露途径下的 Cr、Zn,而 Cr 的致癌风险在饮用途径下对两群体均有潜在威胁,且工业和农业来源的 Cr 是成人和儿童致癌风险的主要贡献者.因此,为保障南洞庭湖水体环境安全,应强化监管,优先防控工业活动和农业生产导致的水体重金属污染.

关键词：南洞庭湖；重金属；来源解析；健康风险评价
中图分类号：X524 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6817-15

Source analysis and health risk assessment of heavy metal pollution in South Dongting Lake waters. WU Xin, OUYANG Zhou, WANG Chi-heng, ZHOU Shi-yang, PENG Yi*, LI Gao, YANG Fan, XIANG Kui, ZHENG Jie, ZHAO Bing (Changsha General Survey of Natural Resources Center, China Geological Survey, Changsha 410600, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6817~6831

Abstract：To investigate the pollution sources of heavy metal elements and assess the health risk status in the water of South Dongting Lake, and to provide data and methodological support for the precise prevention and control of heavy metal pollution and public health management, a total of 24 surface water samples and 16 groundwater samples were collected in the area. The absolute principal component score-multiple linear regression (APCS-MLR) receptor model and the health risk assessment (HRA) model were applied to analyze and evaluate the contamination sources of eight heavy metals (As, Co, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn, Cd) and their associated health risks in the water bodies of South Dongting Lake. The results revealed considerable variation in heavy metal concentrations. In surface water, only Cr exceeded the standard, with an exceedance rate of 33.33% and an average concentration 4.70 times the standard limit. In groundwater, Cr and Mn exceeded the standards, with exceedance rates of 25.00% and 31.25%, and average concentrations 1.32 and 3.07 times their limits, respectively. The remaining elements complied with the relevant quality standards. Most heavy metals showed significant spatial variation, and Cr contributed the most to the total heavy metal concentration in both water bodies. Based on the single-factor and Nemerow pollution indices, Cr in surface water was at a severe pollution level, while Mn and Cr in groundwater were at severe and moderate levels, respectively; however, the overall pollution level of the regional water bodies was relatively light, with good water quality. Pollution source apportionment identified four primary sources: agricultural activities (29.76%), industrial activities (26.78%), natural geological background (23.57%), and traffic-related sources (19.90%). The health risk assessment indicated that risks from the drinking pathway were greater than those from dermal contact, and adults faced higher risks than children. The combined non-carcinogenic risk for adults was primarily attributed to Cr and Zn via the drinking water pathway. The carcinogenic risk of Cr posed a potential threat to both groups through drinking. Furthermore, Cr originating from industrial and agricultural activities was identified as the major contributor to carcinogenic risk. Therefore, to ensure the environmental safety of the water in South Dongting Lake, it was concluded that pollution sources should be strictly controlled,

收稿日期：2025-05-30
基金项目：中国地质调查局项目(DD20230506)
* 责任作者, 工程师, zrzy_py@163.com

and the supervision and management of heavy metal pollution risks in the water bodies should be continuously strengthened, with priority given to controlling heavy metal pollution caused by industrial activities and agricultural production.

Key words: South Dongting Lake; heavy metals; source analysis; health risk assessment

重金属因其高毒性、长存性和不可降解性,并能在食物链中逐步累积,对水生生态环境构成重大隐患[1-2].同时,在富集效应作用下,重金属通过直接接触或食物链进入人体后对神经系统、消化系统、肾脏和肝脏等造成伤害[3],威胁人体健康,因而受到全球环境健康研究人员的广泛关注[4-5].鉴于此,基于水体重金属暴露特征,开展重金属的污染来源及其健康风险评价的研究具有相当重要的现实意义.

近年来,越来越多关于水体中重金属元素的污染源解析及其健康风险评估的研究广泛开展.水环境中重金属的来源大体上可分为自然因素和人类活动[6],包括如母岩的风化和成土作用[7]、工业污染[8]、农药化肥[9]以及交通排放[10]等.目前,多元统计分析(如主成分分析)和受体模型(如 CMB、PMF、UNMIX 和 APCS-MLR 模型等)是水环境中重金属来源解析的主要方法[11-13].其中 APCS-MLR 受体模型能够定量解析不同污染来源对重金属的贡献,已成为源识别及解析的关键技术[14],并在多个湖泊和河流的重金属污染研究中得到成功应用[15-16],适用于南洞庭湖多源性重金属污染的特点.评估水环境中重金属元素对健康的潜在风险则多运用美国国家环保署(USEPA)所倡导的人体健康风险评估模型(HRA),通过饮水摄入和皮肤接触等关键暴露途径评估重金属对成人与儿童等主要群体的健康风险[17-20].HRA 模型在评估健康风险方面有着广泛的应用和认可,并适于本地化调整,对南洞庭湖生态系统和人类健康评估具有重要应用价值.然而,尽管水体重金属的源解析与健康风险评价研究已日渐成熟,但现有工作多将二者分离,主要关注于重金属污染的总体健康风险或来源贡献分析,缺乏对特定污染源所致健康风险的系统评估.据此,开展水环境重金属特定来源的健康风险评价,旨在量化不同来源重金属对人体健康的潜在影响,以弥补从“源”到“风险”关联评价的研究空白.

洞庭湖作为我国第二大淡水湖,具有调蓄、渔业、航运、饮用、调节湖区气候和生物多样性保护等重要生态功能[21].但其流域内矿山开采、化工冶金等企业众多,所产生的大量废水及材料随之入湖,诱发了一系列环境污染问题,使得洞庭湖存在重金属污染风险[22],同时湖区周边养殖有大量鱼、虾、蟹等水产品,聚集在水底的重金属容易“二次释放”到水体中,影响水产品的安全性,通过生物富集和食物链从而威胁到人体健康[23].当前,已有较多学者主要对洞庭湖、东洞庭湖、“四水”入湖口等地针对沉积物、水产等的重金属污染特征、时空分布、生态风险、富集现状、赋存形态以及变化趋势等开展了诸多研究总结[24-30],获得了显著成效,而于水体中重金属的来源解析及其健康风险评价的相关研究则相对缺乏.加之南洞庭湖作为洞庭湖流域中过水特性突出、有色金属冶炼与化工产业密集的区域,其独特的工农业复合污染导致生态风险较高,且湿地生态及农耕场景加剧人群暴露.因此,本文选取南洞庭湖作为研究区,依据地表水及地下水样品中 As、Co、Cr、Mn、Ni、Pb、Zn、Cd 等 8 种重金属元素的含量及暴露特征等因素,采用 APCS-MLR 模型识别重金属污染源,并结合 HRA 模型对特定来源的健康风险进行评估,以期为研究区水体重金属污染防治及其风险预防管控提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

南洞庭湖位于湖南省北部益阳市,地处洞庭湖西南部(112°18′45″~112°51′15″E、28°38′15″~29°01′45″N),面积约 1680km^2.因湘、资、沅、澧四水及长江水汇入,形成独特沼泽地貌,是我国南方最大的淡水湿地,具有独特的湿地生态系统和丰富的生物多样性.属北亚热带湿润季风气候,年均降雨量 1300~1400mm,集中在 4~6 月;年均气温 16.4~17℃,1 月 4.0~4.5℃,7 月 29~29.5℃,无霜期 275~280d.径流以降雨为主,年际分布不均,汛期 3~8 月占年径流量 80%(5~6 月占 40%),枯水期 9 月~次年 2 月,最枯月 1 月径流量仅占 2%.区域地形多样,含山地、平原、丘陵、盆地及岩溶地貌,湖底自西北向东南微倾,流域以漓江为轴呈南北狭长带状分布.周边曾以造纸、化工等高污染工业为主,废水排放影响水质,近年部分关停但治理仍需加

强.作为湖南农业主产区,化肥农药使用量大,水产养殖投饵加剧富营养化.区域人口密度较高,蓄洪垸人口密度远超全国均值,人类活动显著影响湿地生态.乡镇生活污水曾直排普遍,近年虽建处理设施改善,但仍威胁水质.

1.2　样品采集与处理

于 2024 年 8 月在南洞庭湖区域现场采集水样 40 份,其中包括 24 份河流湖泊地表水样以及 16 份民井地下水样(井深为 2.58~30.52m,水位埋深 0.84~13.92m).应用 GPS 定位预设采样点位置并记录坐标,采样点布设见图 1.水样采集前,先用原水润洗 500mL 聚乙烯瓶 3 次,后存储于瓶中,再经 1:1HNO_3 将水样酸化至 pH<2,以确保水样中重金属元素的稳定性,用封口膜密封瓶口放置入便携式低温箱中,当日即将水样送往实验室,并保存于 4℃环境中直至测试分析.由中国地质调查局长沙自然资源综合调查中心完成测试工作.采用电感耦合等离子体质谱法测定水体重金属元素 As、Co、Mn、Ni、Pb、Zn、Cd 等,检出限分别为 0.12,0.03,0.12,0.06,0.09,0.67,0.05μg/L;重金属元素 Cr 采用环保监测分析方法测定,检出限为 0.2μg/L.为确保分析结果质量,实验采用优级纯样品,以国家标准物质为质控标样.所有样品 1 式 3 份平行测试,取均值分析,每 10 个样品设一组标准空白和独立校准标样;要求 3 份结果相对差异<5%,加标回收率控制在 90%~110%,水样数据相对标准偏差<5%,为可靠结果.

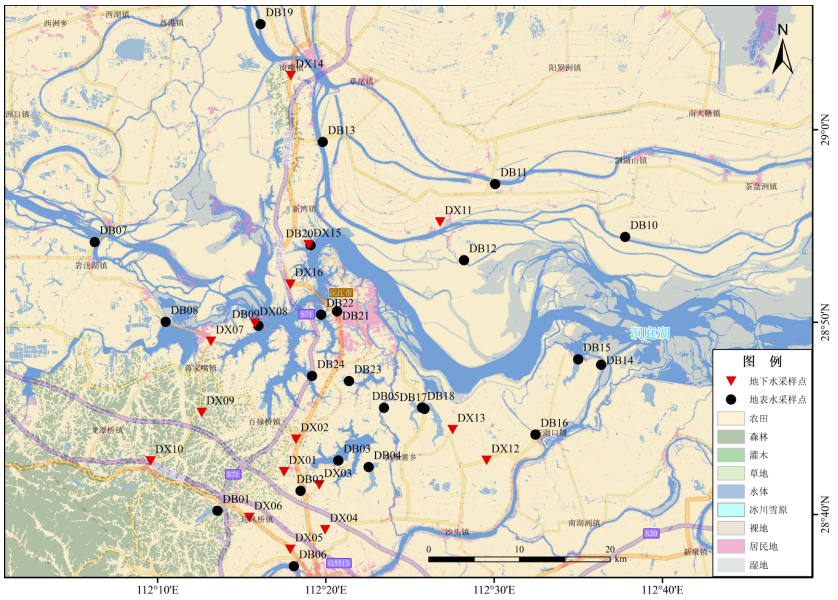


图 1　南洞庭湖采样点分布示意

Fig.1　Location of sampling sites in South Dongting Lake

1.3　分析方法

1.3.1　数据统计与分析　采用 Excel 对研究区水体中重金属元素测试数据进行整理分析,运用 SPSS 进行水体中重金属浓度的描述性与多元性统计分析;通过 ArcGIS 地理信息软件绘制研究区采样点空间分布图;重金属元素浓度堆积图、占比图、Pearson 相关性热点图等数据图件的编辑与绘制则主要在 Origin 软件中完成.

1.3.2　污染评价　通过单因子评价法(P_i)和内梅罗综合指数评价法(P_N)系统评价水体中重金属元素污染程度[31],P_i 及 P_N 的评价标准见表 1[32].计算方式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{B_i} \tag{1}$$

$$P_N = \sqrt{\frac{P_{i\max}^2 + P_{i\mathrm{mean}}^2}{2}} \tag{2}$$

式中:C_i为水体中重金属 i 的实测浓度;B_i为水体中重金属 i 对应的国家标准中的Ⅲ类标准阈值;P_i 与 P_N 分别为重金属元素 i 的单因子污染指数及内梅罗综合污染指数.

1.3.3　污染来源解析模型　绝对因子得分−多元线性回归受体模型(APCS−MLR)通过因子分析的组分得分获得各成分的绝对主成分因子得分(APCS),并将其作为自变量,重金属含量则作因变量进行多元

线性回归分析,以计算不同污染源对重金属污染的贡献率,用于量化污染源分配[33].APCS-MLR 的具体计算方法与步骤如下[34].

表 1 污染程度评价标准

Table 1 Criteria for pollution level assessment

P_i	污染水平	P_N	污染评价
$P_i \leqslant 1$	清洁	$P_N<1$	清洁
$1<P_i \leqslant 2$	轻度污染	$1 \leqslant P_N<2.5$	轻度污染
$2<P_i \leqslant 3$	中度污染	$2.5 \leqslant P_N<7$	中度污染
$P_i>3$	重度污染	$P_N \geqslant 7$	重度污染

首先对标准化后的污染物浓度数据通过主成分分析(PCA)提取;随后引入所有污染物浓度为零的虚拟样本作为基准,计算实际样本相对于该基准的绝对主成分得分(APCS);最终以 APCS 为自变量、实测污染物浓度为因变量建立多元线性回归模型(MLR),通过回归系数计算各污染源对特定污染物的贡献值.其计算方法为:

$$C_j = b_{0j} + \sum_{k=1}^{m}\left(b_{kj} \times \mathrm{APCS}_K\right) \quad (3)$$

式中:b_{0j} 为常数项;b_{kj} 为第 k 个污染源对污染物 j 的回归系数;APCS_k 是源 k 的绝对主成分因子得分.

1.3.4 健康风险评价模型 人体所受的来自水体重金属元素的污染,主要通过饮用水摄入和皮肤渗透这两种方式暴露,这两种途径导致的污染物占比超过 90%[35].当前针对水体中重金属污染暴露人群的健康风险评估中,国内外应用最普遍的方法是源自美国国家环保署(USEPA)推荐的人体健康风险评估模型(HRA)[36-37].本研究通过世界卫生组织(WHO)和国际癌症研究机构(IARC)的化学物质致癌性分类将所关联的重金属元素分为化学致癌物质(As、Cr、Cd)以及非化学致癌物质(Co、Mn、Ni、Pb、Zn)两组,采用 USEPA 的 HRA 模型对成人及儿童(6~9 岁)两大群体以饮用和皮肤接触等暴露途径着手,开展对其健康造成危害的可能性和程度的评价.

(1)日均暴露剂量率

非致癌物质的暴露量(ADD)和致癌物质的暴露量(LADD)的计算见式(4)和式(5).

$$\mathrm{ADD_{oral}}\left(\mathrm{LADD_{oral}}\right) = \frac{\mathrm{CW} \times \mathrm{ED} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{IR}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{AT}} \quad (4)$$

$$\mathrm{ADD_{derm}}\left(\mathrm{LADD_{derm}}\right) = \frac{\mathrm{CW} \times \mathrm{ED} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{SA} \times \mathrm{PC} \times \mathrm{ET} \times \mathrm{CF}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{AT}} \quad (5)$$

式中:$\mathrm{ADD_{oral}}$ 和 $\mathrm{ADD_{derm}}$ 分别表示饮用途径和皮肤接触途径下的非致癌性污染物的日均暴露剂量,mg/L;$\mathrm{LADD_{oral}}$ 和 $\mathrm{LADD_{derm}}$ 分别表示饮用途径和皮肤接触途径下的致癌性污染物的日均暴露剂量,mg/L;式中各参数取值如表 2.

表 2 健康风险评价模型相关参数

Table 2 Parameters of the health risk assessment model

参数	含义	参考值		单位	文献
		成人	儿童		
CW	污染物实测值	—	—	mg/L	实测值
IR	饮水摄入量	1.7	1.14	L/d	[38-39]
EF	暴露频率	350	350	d/a	[38-39]
ED	暴露持续时间	30	9	A	[38-39]
BW	体重	57	24	kg	[38-39]
AT	平均暴露时间	25500	25500	D	[38-39]
SA	皮肤暴露表面积	16000	9300	cm^2	[38-39]
ET	暴露时间	0.6333	0.4167	h/d	[38-39]
CF	体积转换因子	0.001	0.001	L/cm	[40]
PC	皮肤渗透系数	1.8×10^{-3} (As)、10^{-2} (Co)、2×10^{-3} (Cr)、1×10^{-4} (Mn、Ni)、4×10^{-6} (Pb)、6×10^{-4} (Zn)、1×10^{-3} (Cd)		Cm/h	[40]

(2)健康风险表征

致癌物健康风险用终身致癌风险值(ILCR)表征;非致癌物健康风险以非致癌风险熵(HQ)和非致癌风险指数(HI)表征,计算见式(6)~(8).

致癌物健康风险值:

$$\mathrm{ILCR} = q \times \mathrm{LADD} \quad (6)$$

非致癌物健康风险值:

$$\mathrm{HQ} = \frac{\mathrm{ADD}}{\mathrm{RfD}} \quad (7)$$

$$\mathrm{HI} = \mathrm{HQ_{oral}} + \mathrm{HQ_{derm}} \quad (8)$$

式中:q 为重金属的致癌强度系数,mg/(kg·d);LADD 表示各致癌物质的日均暴露剂量,mg/(kg·d);ADD 表

示非致癌物质的日均暴露剂量,mg/(kg·d);RfD 表示非致癌物质在不同暴露途径下的日均参考剂量,mg/(kg·d);HQ 表示非致癌健康风险熵;HI 表示不同暴露途径下的非致癌综合健康风险熵.依据 USEPA 分级,化学致癌物质的最大可接受风险水平为 1×10^{-4},当 ILCR>1×10^{-4} 时,认为潜在致癌风险处于危险水平,当 ILCR<1×10^{-6} 时,则认为处于可接受水平;当 HI<1 时,表示对人体的非致癌健康风险处在可接受水平,当 HI>1 时,表明非致癌化学物质对人类健康有潜在不利影响.参数 q 及 RfD 的取值见表 3.

表 3　健康风险评价模型致癌强度系数(q)和日均摄入参考剂量(RfD)值

Table 3　q and RfD values for health risk models

重金属	q[mg/(kg·d)]		RfD[mg/(kg·d)]		文献
	饮用摄入	皮肤接触	饮用摄入	皮肤接触	
As	1.5	3.66	0.0003	0.0001	[41−42]
Cr	0.5	0.5	0.003	0.003	[41−42]
Cd	6.1	0.38	0.0005	0.0005	[41−42]
Co			0.0003	0.0003	[42]
Mn			0.046	0.0018	[42]
Ni			0.02	0.0054	[42]
Pb			0.0014	0.0014	[42]
Zn			0.3	0.01	[42]

2　结果与讨论

2.1　水体重金属污染特征

南洞庭湖两种类型水体中 8 种重金属元素 As、Co、Cr、Mn、Ni、Pb、Zn 及 Cd 浓度特征见表 4,各重金属的浓度差异较大.8 种重金属元素浓度在地表水的平均值分别为 2.26,0.17,235.18,4.08,1.05,0.19,1.89,0.05μg/L,在地下水中的均值为 0.37,3.01,66.24,307.42,2.12,0.10,9.94,0.07μg/L.地表水重金属中除 Cr 外,其他元素均低于《地表水环境质量标准》(GB 3838−2002)Ⅲ类水[43]及《生活饮用水卫生标准》(GB 5749−2022)标准限值[44],Cr 的超标率为 33.33%,其平均值高于标准限值 4.70 倍;地下水重金属元素中 Cr 和 Mn 超过《地下水质量标准》(GB/T 14848−2017))Ⅲ类水[45]及《生活饮用水卫生标准》(GB 5749−2022)的限定值[44],其余元素无超标现象,Cr 和 Mn 的超标率分别为 25.00%、31.25%,二者浓度均值的超标倍数分别为 1.32 倍和 3.07 倍.就偏度而言,重金属元素在地表水及地下水中偏度较突出的分别为 Cr 和 Co、Pb、Mn,可能受人类活动的影响导致其浓度形成较高程度的正偏度.变异系数(CV)可以反映数据的离散程度,变异系数越大,离散程度越高[46-47].按照相关研究对变异程度分类[48]:CV≤20%(低变异性),20%<CV≤50%(中变异性),50%<CV≤100%(高变异性).地表水中 Cr 的变异系数最大(227.70%),Co 最小(34.62%),Cd 未检出,故不计;Co 在地下水中的变异系数最大(282.25%),Pb 最小(34.57%).研究区大部分重金属在地表水及地下水中的变异程度均为高变异性,且变异性幅度差别较高,表明各采样点间重金属含量相差较大,具有较高的空间分布差异性,存在相异的污染来源及途径,可能为点源污染导致[49].

表 4　研究区水体重金属含量分析统计

Table 4　Statistics of heavy metal concentrations in water bodies of the study area

水源	元素	最小值(μg/L)	最大值(μg/L)	中值(μg/L)	平均值(μg/L)	标准偏差(μg/L)	变异系数(%)	偏度	峰度	生活饮用水标准限值(μg/L)	国家Ⅲ类标准限值(μg/L)	检出率(%)
地表水	As	0.70	4.05	1.91	2.26	0.88	39.14	0.74	−0.28	10	50	100.00
	Co	0.08	0.37	0.16	0.17	0.06	34.62	1.59	3.71	—	1000	100.00
	Cr	8.50	2610.00	24.50	235.18	535.49	227.70	3.89	16.70	50	50	100.00
	Mn	0.39	22.42	2.16	4.08	5.75	140.99	2.66	6.51	100	100	100.00
	Ni	0.35	1.96	0.81	1.05	0.45	42.95	0.39	−1.08	20	20	100.00
	Pb	0.09	0.76	0.09	0.19	0.18	93.02	1.97	3.36	10	50	41.67
	Zn	0.67	10.01	1.02	1.89	2.16	114.48	2.72	7.92	1000	1000	62.50
	Cd	0.05	0.05	0.05	0.05	0.00	0.00	−1.07	−2.19	5	5	0.00
地下水	As	0.12	0.97	0.29	0.37	0.25	67.97	1.03	0.33	10	10	81.25
	Co	0.04	34.90	0.18	3.01	8.49	282.25	3.66	13.80	—	50	100.00
	Cr	0.90	330.00	18.50	66.24	110.36	166.62	1.86	2.00	50	50	100.00
	Mn	0.94	2972.00	25.21	307.42	743.75	241.93	3.24	10.90	100	100	100.00
	Ni	0.31	10.22	1.32	2.12	2.37	111.64	2.75	8.51	20	20	100.00
	Pb	0.09	0.23	0.09	0.10	0.04	34.57	3.38	11.77	10	10	12.50
	Zn	0.98	51.05	5.49	9.94	12.63	127.03	2.60	6.86	1000	1000	100.00
	Cd	0.05	0.24	0.05	0.07	0.05	68.46	3.09	9.99	5	5	37.50

注:“—”表示无数据.

研究区地表水中重金属元素的总浓度均值为244.86μg/L,含量变化范围为 13.89(点 DB20)~2631.72(点 DB07)μg/L(图 2(a)),地表水采样点中,污染浓度平均贡献率较大的分别为 DB07、DB06、DB05,Cr 在地表水各重金属元素总浓度中占比最高(图 2(b)),对研究区重金属总浓度的平均贡献率为75.46%,Mn、As 次之,平均贡献率分别为 9.54%、6.40%.地下水中重金属元素的含量变化范围为9.92~3023.57μg/L(图 3(a)),其中点 DX15 浓度最高,点 DX03 最低,总浓度均值为 389.27μg/L,点 DX15、DX11、DX01 的污染浓度平均贡献率最高,地下水各重金属元素总浓度占比中(图 3(b)),Cr 占比最高,Mn 次之,对研究区平均贡献率分别为 Cr(41.87%)、Mn(40.03%),其次为 Zn(14.42%).

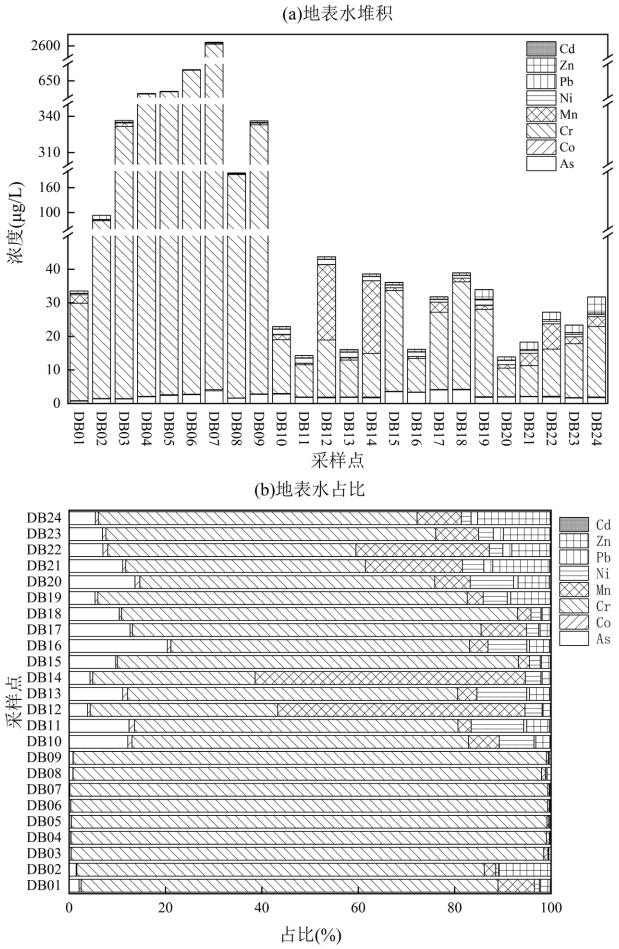


图 2 地表水各采样点重金属元素总浓度堆积和占比

Fig.2 Total concentration and percentage composition of heavy metals at each surface water sampling site

与不同地区水体重金属元素浓度对比分析发现(表 5),南洞庭湖地表水中 Cr 浓度显著高于汉江陕西段等其他区域.这可能与湖区基岩风化及工业活动输入有关[50-51].洞庭湖周边分布有富含铬的基性岩体,长期风化作用可能导致 Cr 在地表水中富集;同时,湖区历史采矿及冶金活动可能加剧 Cr 的释放.相比之下,As 浓度显著低于汉江陕西段和九龙江流域,这可能与区域地球化学背景差异有关.

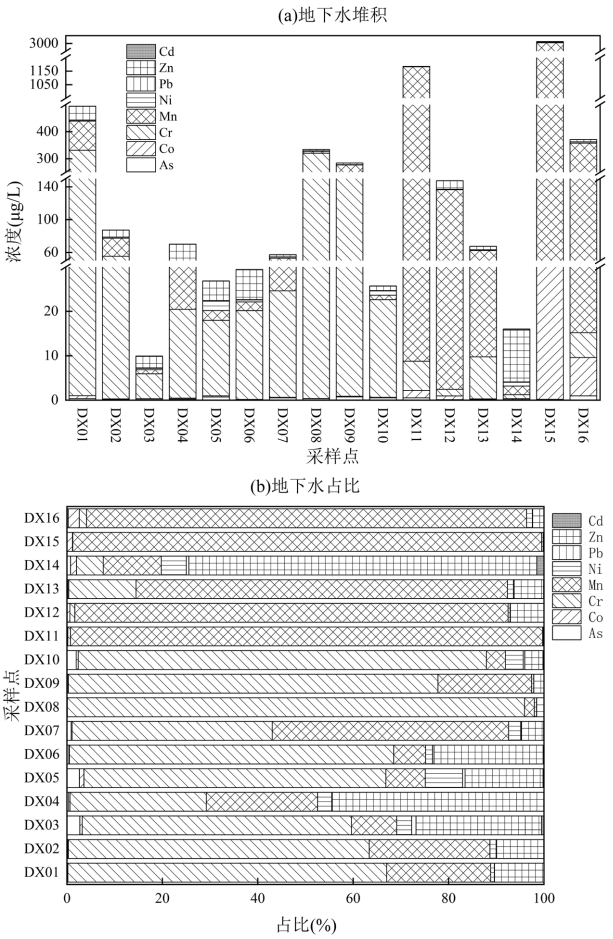


图 3 地下水各采样点重金属元素总浓度堆积和占比

Fig.3 Total concentration and percentage composition of heavy metals at each groundwater sampling site

例如,汉江流域的 As 高值常与富砷煤系地层淋滤有关[52],而九龙江流域则受火山岩风化及农业面源污染影响[53].此外,南洞庭湖地表水 Mn 和 Ni 浓度普遍低于其他区域.而南洞庭湖地下水中 Mn 浓度显著高于大同盆地及石期河西南子流域,但远低于南昌东北部.南昌地区极高的 Mn 可能与第四纪红土层中锰氧化物的还原性溶解释放有关[20],而南洞庭湖的 Mn 富集可能源于湖相沉积物中菱锰矿的溶解及地下水滞流的还原环境[54].Cr 浓度则高于大同盆地和石期河流域,但低于其地表水浓度,可

能因地下水系统中 Cr 发生还原作用后形成氢氧化物沉淀,部分降低了迁移性[55].此外,南洞庭湖地下水中 Cd 浓度远低于新疆若羌县绿洲带,后者极端高值可能与干旱区蒸发浓缩作用及农业活动影响有关[56].综合来看,各地区水体重金属含量具有显著地域性差异.

表 5　不同地区水体重金属质量浓度均值(μg/L)

Table 5　Mean heavy metal concentrations in water bodies across different regions(μg/L)

水体	研究区	As	Co	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Cd
地表水	南洞庭湖(本研究)	2.26	0.17	235.18	4.08	1.05	0.19	1.89	0.05
	汉江陕西段[52]	10.74	0.70	5.89	42.20	—	—	52.46	3.21
	漓江流域[4]	2.77	0.17	1.61	28.52	—	—	14.33	0.03
	会仙岩溶湿地[57]	2.32	—	1.98	128.81	0.94	0.34	2.79	—
	福建九龙江流域[53]	12.39	—	5.41	—	3.99	4.47	154.89	0.08
地下水	南洞庭湖(本研究)	0.37	3.01	66.24	307.42	2.12	0.10	9.94	0.07
	大同盆地西南区[37]	36.27	0.85	3.39	36.00	—	15.31	—	1.14
	石期河西南子流域[58]	0.58	0.83	2.66	3.94	2.2	—	20.15	0.42
	新疆若羌县绿洲带[56]	6.75	—	—	238.41	605.33	5.91	—	132.23
	南昌东北部[20]	39.05	—	—	2068.65	—	0.21	7.22	0.25

注:“—”表示无数据.

2.2　空间分布特征

鉴于Cr与Mn在研究区地表水及地下水存在明显超标特征,其空间分异格局成为污染溯源与风险管控的关键,重点解析二者空间分布的关联性与差异性.如图 4 所示,其在研究区地表水与地下水中呈现显著空间异质性.地表水 Cr 超标点位集中分布于南部和西部,其余区域未检出超标;地下水中 Cr 超标点位同样集中于西部和南部,其空间分布与地表水大致相同,暗示地表污染通过水力联系向地下水迁移.Mn 污染则呈现差异化特征,其超标点位仅存于地下水系统中,空间上主要分布在北部和南部区域,可能与含水层还原环境促进锰氧化物溶解有关.洞庭湖区的地下水系统属典型的平原型水文系统,整体环境呈现还原性,这对Mn的赋存形态和浓度有显著影响[59].

南部区域重金属超标率显著高于其他区域,主要因为其距离益阳城区较近,该区人口密集,工业集聚特征明显,周边大型制药厂、纺织厂、化肥厂等企业及污水处理厂等较多.污染物通过渗漏或侧向径流进入水体中,叠加弱透水层阻滞作用,导致南部孔隙含水层中重金属持续富集.西部 Cr 异常则可能与湘江支流地球化学过程相关,其沉积物中的 Cr 在还原条件下向可溶性 Cr 转化,加剧垂向迁移.北部 Mn 富集区受碳酸盐岩地层控制,在水岩作用下释放的 Mn^{2+}于滞流区因氧化受阻而累积.

2.3　水体重金属质量评价

研究区地表水各重金属元素的单因子污染指数(P_i)平均值在 0.0002~4.70(图 5(a)),其中平均值最大的元素为 Cr,最小的为 Co;地下水中重金属的 P_i 平均值在 0.01~3.07(图 5(b)),其中平均值最大的元素为 Mn,最小的为 Zn.根据 P_i 值污染水平标准排序,地表水中轻度重金属污染的点位为 1 个,无中度污染的点位,重度污染的点位有 7 个,重金属重度污染主要分布在 DB03、DB04、DB05、DB06、DB07、DB08 及 DB09 点位,均为 Cr 元素浓度超标污染导致;地下水轻、中和重度污染的点位分别有 3、0 及 6 个,其重金属重度污染主要位于 DX01、DX02、DX08、DX09、DX11、DX15 及 DX16 样点,Mn 和 Cr 元素是地下水的重要污染源.地表水各元素内梅罗综合污染指数(P_N)值范围为 0.0002~37.06 之间,平均值为 4.67,P_N 值的排序依次为:Cr>Mn>Ni>As>Pb>Cd>Zn>Co,除 Cr 处于重度污染水平外(P_N=37.06),其余重金属元素的综合指数均<1,占总数的 87.5%,为清洁水平;地下水的 P_N 值在 0.02~21.13 之间,平均值为 3.36,P_N 值的排序依次为:Mn>Cr>Co>Ni>As>Zn>Cd>Pb,其中 Mn 为重度污染(P_N=21.13)、Cr 为中度污染水平(P_N=4.76),其余重金属元素的 P_N 值均<1,占总数的 75%,为清洁水平.整体上看,研究区大部分区域水体的水质较好.

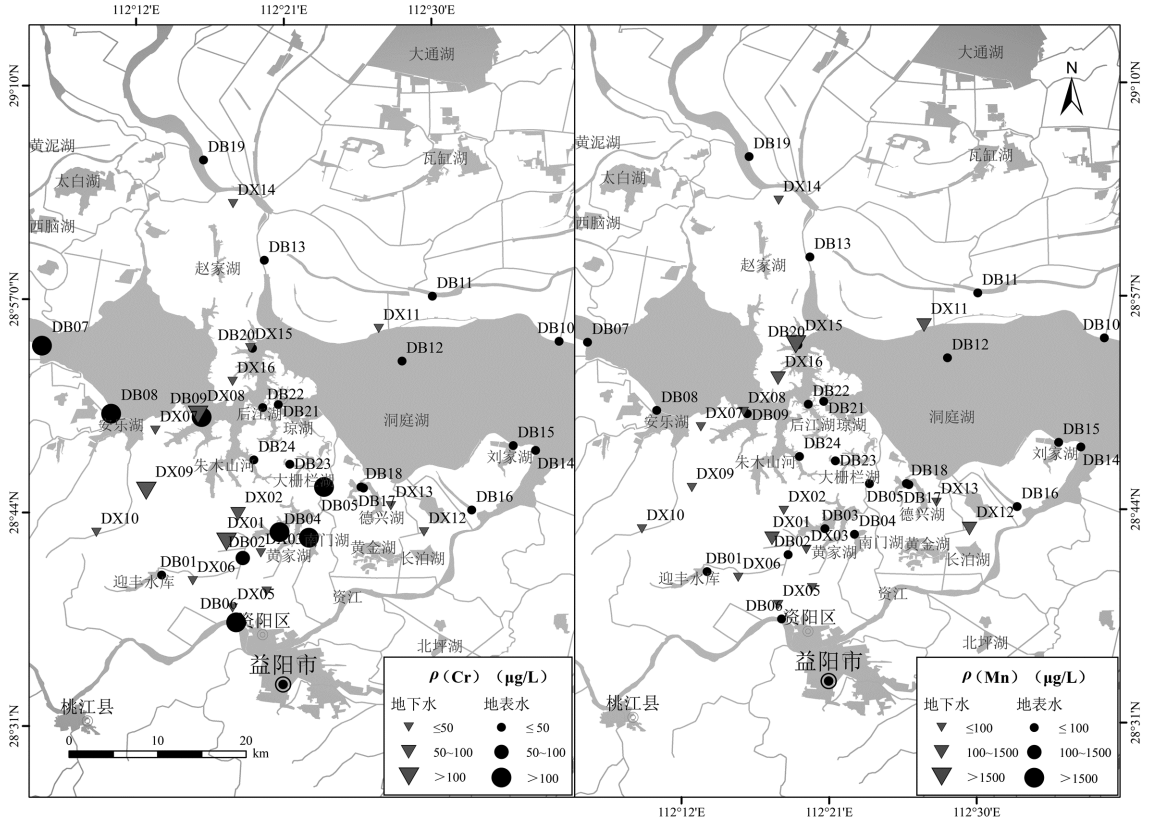


图 4 研究区水体中 Cr 及 Mn 质量浓度空间分布特征

Fig.4 Spatial distribution of Cr and Mn concentrations in water bodies of the study area

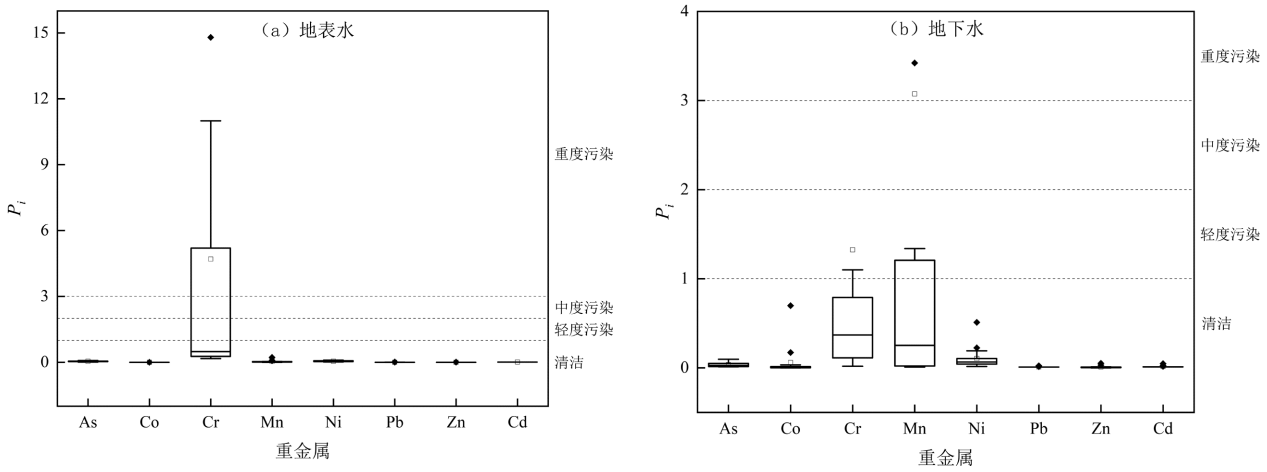


图 5 地表水及地下水重金属单因子污染指数

Fig.5 Heavy metal single-factor pollution index in surface water and groundwater

2.4 水体重金属相关性分析

采用 Pearson 方法对研究区水体中重金属元素进行相关性分析,可定量解析重金属间的内在关联性,为溯源提供参考,结果如图 6 所示.

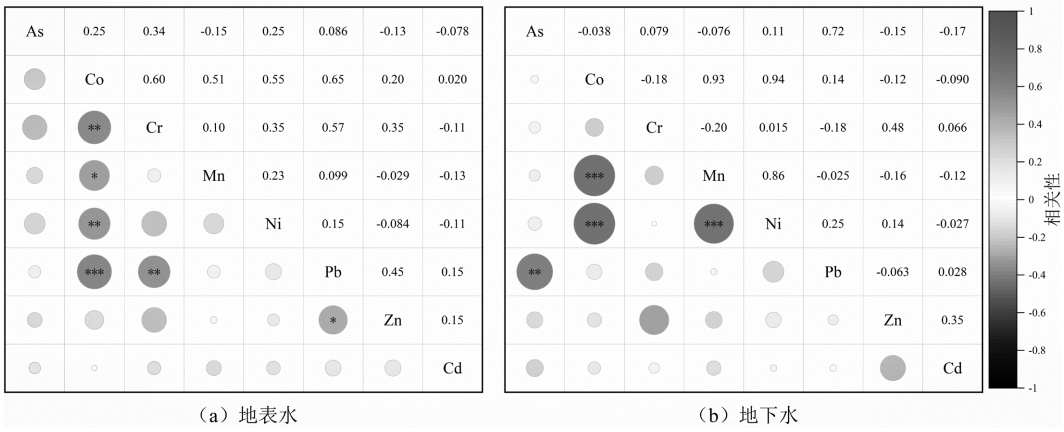
地表水体系中,Co-Pb 呈极显著正相关(r=0.65, P<0.001),Co-Cr、Co-Ni、Cr-Pb 组合达到显著相关水平(r=0.60,0.55,0.57,P<0.01),Co-Mn、Pb-Zn 亦存在正相关性(r=0.51,0.45,P<0.05);地下水系统则略有不同,Co-Mn(r=0.93)、Co-Ni(r=0.94)、Mn-Ni(r=0.86)三组元素两两间均存在极显著相关性(P<0.001),As-Pb 亦呈强相关(r=0.72,P<0.01),表明以上重金属元素之间可能存在同源性,源自相同的物质基础且在水文地球化学方面的表现趋于一致[60].地表水中 As、Cd 与其余元素间无明显相关关系,显示其的来

源途径与污染迁移行为具有特异性;而地下水中的 Cr、Zn 及 Cd 不仅与其他元素呈弱相关或负相关,且三者之间存在稍许相关性,这表明其几乎不具有同源性,或存在一定元素间的拮抗作用[61],也暗示 Cr−Zn−Cd 可能具有复合来源,可通过 APCS−MLR 受体模型进一步解析重金属污染源.

2.5　水体重金属污染来源解析

经由 Kaiser−Meyer−Olkin(KMO)检验(0.62>0.5)和 Bartlett's(Bartlett's test of sphericity)球形度检验(0.001<0.05)对重金属水样数据结构分析,结果符合分析要求,能够应用主成分分析提取.基于特征值>1 的原则,筛选提取到 3 个主成分因子(PC1、PC2、PC3),经最大方差法正交旋转,累计可解释 78.72%的方差贡献率,能够反映水样数据的大部分信息.

PC1 主要载荷为 Co、Mn、Ni,分别为 0.98、0.96、0.95,其占总方差贡献率的 35.53%;PC2 主要载荷为 Cr、Pb、As,分别为 0.89、0.84、0.50,其贡献了总方差的 22.08%;PC3 主要载荷为 Zn、Cd,分别为 0.86、0.78,As 也有中等的负载荷(−0.55),其占总方差的 21.10%(图 7).



（a）地表水　　（b）地下水

图 6　研究区水体重金属元素相关性分析

Fig.6　Correlation of heavy metals in water bodies of the study area

*表示相关性在 0.05 水平(双侧)上显著,**表示相关性在 0.01 水平(双侧)上显著,***表示相关性在 0.001 水平(双侧)上显著

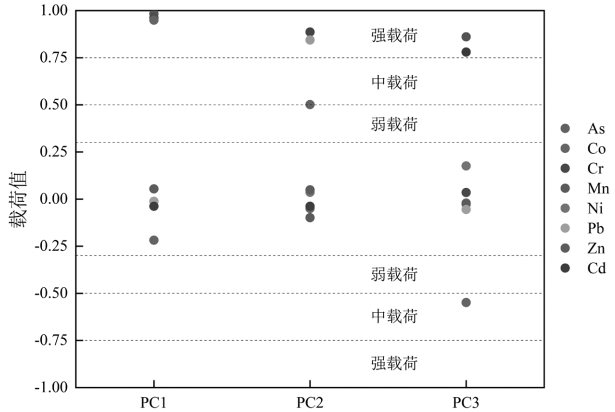


图 7　水体中重金属元素旋转因子荷载

Fig.7　Rotated factor loadings of heavy metals in water bodies

为更好地量化研究区水体中重金属元素的来源,运用 APCS−MLR 模型解析各因子对水体中重金属的贡献率(图 8).根据 APCS 及重金属含量进行多元线性回归分析,各重金属调整后的 R^2 在 0.57~0.97 之间,表明模型分析的结果可信性较好.

AP1 以 Co、Mn、Ni 为主,贡献率分别为 72.05%、69.18%、40.95%.南洞庭湖区水体中存在大面积地质成因污染的 Mn[62],Co 则多与 Mn 伴生存在[63],前文中 Co 与 Mn 的强相关性也侧面印证.研究区水体中 Co 含量较低,基本均在国家Ⅰ类标准限值范围内,因此可推断其为地质成因.同时,受水文系统格局的控制,湖区水体中的氧化还原电位(E_h 值)对 Mn 浓度的空间分布有较大的控制作用,形成明显的氧化还原分带现象,研究区水体中的 E_h 值较低是区内 Mn 大范围超标的关键致因[59].此外,有研究发现,湖区成岩成分影响重金属 Ni 的含量,反映出与成土母质中含量相近,与自然源相关[2,64],同时其中还包括有 Co 及 Mn.故 AP1 可视为自然地质因子.

AP2 对 Pb 的贡献率最高,为 86.46%,其次为 Cr 及 As,贡献率分别为 58.89%、24.04%.南洞庭湖区毗邻岳阳−益阳工业走廊,区域内铅锌冶炼、电镀及化工企业集中分布,其废水可通过沅江、资江等支流输

入湖区.工业生产过程中产生的“三废”含有较多 Pb 等重金属[65],同时电镀工艺、印染纺织、制革、半导体及金属加工等行业是水体中 Cr、AS 的重要污染来源[66-67].此外,湘江下游船舶制造及电子元件加工产业也可通过大气沉降贡献 As 污染,其季节性迁移规律与湖区主导风向一致[21].故 AP2 代表的 Pb、Cr 及 As 可认为是工业因子.

AP3 主要为 Zn、Cd,其贡献率分别为 65.96%、38.81%.由图 1 可知,南洞庭湖沿岸生活区及 G5513 长张高速、S71 华常高速、G234 国道等交通干道相互交织,周边沉积物中 Zn、Cd 浓度偏高.有研究表明,由于润滑油损耗、尾气排放、橡胶轮胎及刹车片的磨损等会致使 Zn 浓度的提升[68].通过实地调查发现,研究区内 Zn、Cd 较高浓度多分布于居民区及公路干线等人口密集、交通活动频繁区域附近,并且交通运输、尾气排放等会进一步致使 Cd 的累积[69].同时,湘江下游船舶柴油机排放可通过大气沉降输入湖区,公路扬尘携带的 Zn、Cd 亦可经干湿沉降进入湖区水体.故 AP3 可解释为交通因子.

AP4 以 Cd、As、Cr 及 Ni 为主,其贡献率分别为 58.61%、51.58%、39.03%、35.59%.南洞庭湖区作为长江中下游重要粮食生产基地,图 1 显示,湖区周边大片均为农田用地,受当前农业生产格局影响,存在较高的化肥农药施用强度,使得化肥农药施用带来的重金属污染问题突出.研究指出,湖南省绝大部分区域处于化肥农药施用的中度或重度污染区[70],研究区也同样受此影响.Cd 及 As 常被视为农业领域的重要元素,其作为肥料、农药、杀虫与除草剂的添加剂等方面被广泛应用[49,71].南洞庭湖西北部沿岸的沅江、南县等农业集中区,Cd、As 浓度显著高于湖区其他区域,且与当地化肥施用量呈显著正相关[72].同时,农业生产活动中普遍使用的农药跟化肥等也是 Cr 与 Ni 的重要污染来源,Cr 可通过农业、水产养殖、化肥、和杀虫、除草剂等进入水体中[73],Ni 则常见于有机肥中[74].此外,南洞庭湖区西岸稻田退水也携带 Cr 污染物[75],加之湖区酸性红壤环境加速了有机肥中 Ni 的活化迁移,在灌溉期经地表径流输入湖区的 Ni 显著增加.故 AP4 的 Cd、As、Cr 及 Ni 可视为是农业因子.

综上所诉,南洞庭湖水体中重金属累积的主要来源分别为自然地质因子、工业因子、交通因子和农业因子,其中对重金属累积贡献率最大的为农业因子(29.76%),工业因子(26.78%)、自然地质因子(23.57%)、交通因子(19.90%)次之.

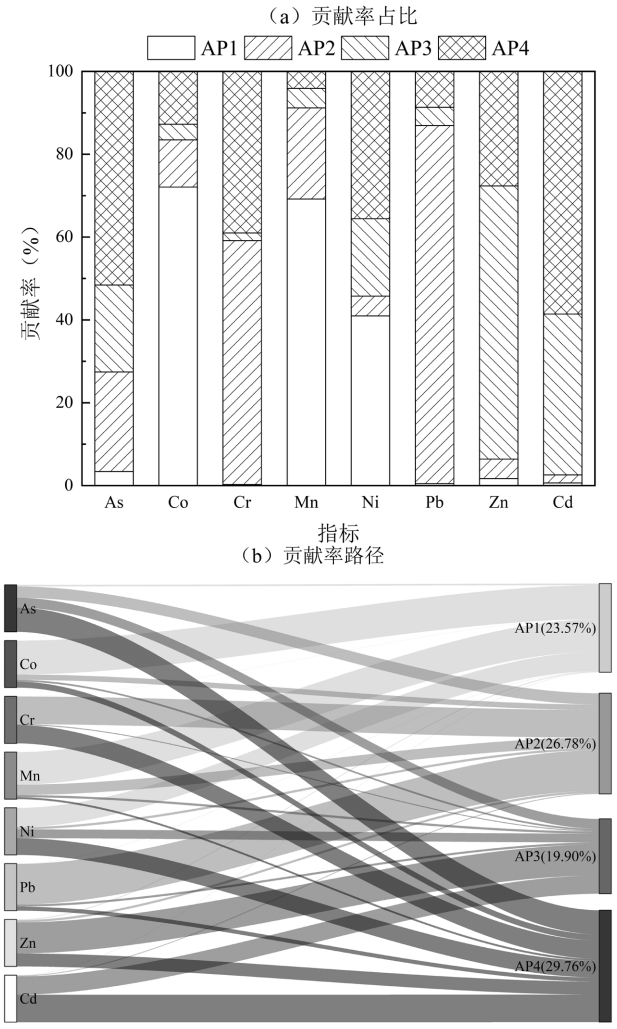


图 8 各来源对水体中重金属元素的贡献率

Fig.8 Source apportionment of heavy metals in water bodies

2.6 水体重金属元素健康风险评价

2.6.1 重金属健康风险 根据健康风险评价模型(HRA)分析南洞庭湖水体中重金属元素经不同暴露途径的健康风险.从图 9(a)和图 9(b)来看,饮用暴露途径下,成人和儿童的非致癌健康风险平均值呈现相同的趋向,排序依次均为 Cr>Zn>As>Co>Mn> Cd>Pb> Ni,各元素在成人和儿童群体中的风险熵值变化范围分别为 8.59×10^{-4}~6.86×10^{-1}、4.10×10^{-4}~3.28×10^{-1},均为可接受范围,非致癌健康风险熵值均为成人>儿童,而其中元素 Co、Cr、Zn 饮用暴露途径下对于成人和儿童来说虽均值未超过 1,但 Co、Zn 于成人、Cr 于成人和儿童中其极值均大于 1,局部点源污染导致以

上重金属的 HQ 值具有较大的极值,因此,非致癌健康风险在饮用条件下除少数污染点外,大致都在可接受的水平之内;在皮肤接触条件下,两群体的非致癌健康风险平均值变化趋势也相同,排序依次均为 Zn>Cr>Co>As>Mn>Cd>Ni>Pb,各重金属于成人和儿童中的健康风险熵值分别在 3.20×10^{-8}~2.20×10^{-2}、8.72×10^{-9}~6.00×10^{-3} 之间,非致癌健康风险熵值同样均处于可接受水平且相较于饮用途径明显较低.同时,成人的累积非致癌健康风险 HI 值于饮用及皮肤接触途径中分别为 1.04、0.04,儿童的为 0.50、0.01,儿童处于可接受范围内,而成人在饮用途径下的 HI>1 处于较高风险状态,其中元素 Cr 对成人 HI 的贡献率最高,为 65.75%,其次为 Zn(19.68%),表示研究区水体重金属污染对成人的非致癌综合健康风险主要为 Cr、Zn 由饮用暴露途径导致且皮肤接触途径于成人和儿童的健康风险均较小.

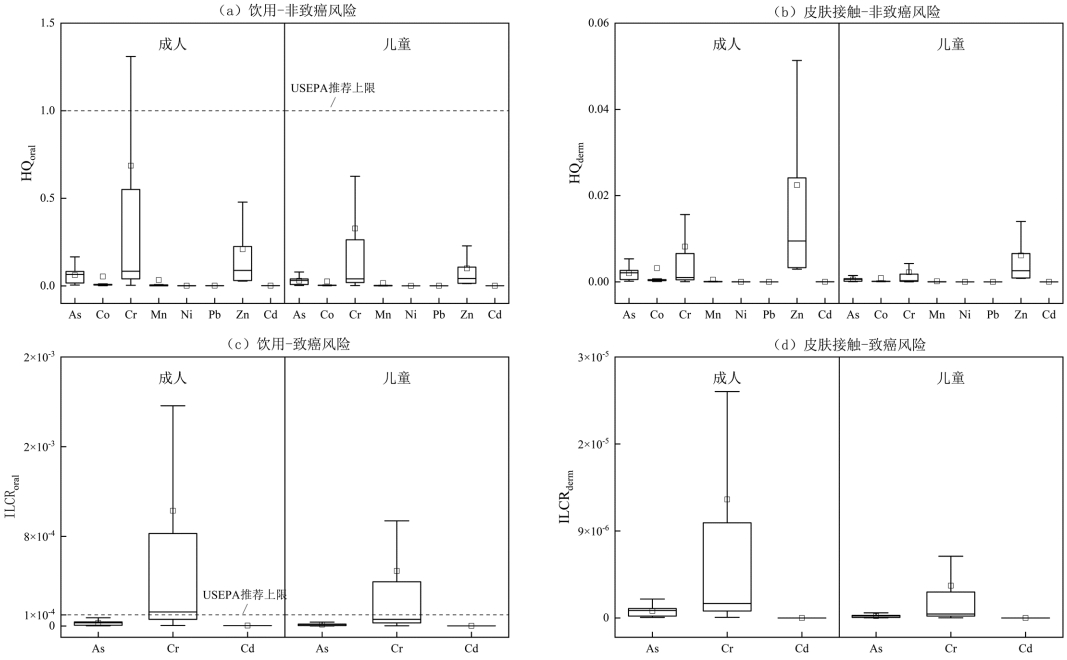


图 9　两种暴露途径下水体重金属对两人群的健康风险值

Fig.9　Health risks from heavy metals in water for two populations via two exposure pathways

表 6　水体重金属元素特定来源健康风险

Table 6　Source-specific health risks of heavy metals in water bodies

项目	元素	成人				儿童			
		AP1	AP2	AP3	AP4	AP1	AP2	AP3	AP4
非致癌	As	2.14×10^{-3}	1.52×10^{-2}	1.33×10^{-2}	3.27×10^{-2}	1.01×10^{-3}	7.18×10^{-3}	6.27×10^{-3}	1.54×10^{-2}
	Co	4.08×10^{-2}	6.47×10^{-3}	2.13×10^{-3}	7.24×10^{-3}	1.90×10^{-2}	3.01×10^{-3}	9.94×10^{-4}	3.38×10^{-3}
	Cr	1.72×10^{-3}	4.09×10^{-1}	1.27×10^{-2}	2.71×10^{-1}	8.18×10^{-4}	1.94×10^{-1}	6.04×10^{-3}	1.29×10^{-1}
	Mn	2.35×10^{-2}	7.47×10^{-3}	1.60×10^{-3}	1.41×10^{-3}	1.12×10^{-2}	3.55×10^{-3}	7.58×10^{-4}	6.68×10^{-4}
	Ni	3.72×10^{-4}	4.34×10^{-5}	1.70×10^{-4}	3.23×10^{-4}	1.77×10^{-4}	2.07×10^{-5}	8.10×10^{-5}	1.54×10^{-4}
	Pb	6.09×10^{-6}	1.18×10^{-3}	6.00×10^{-5}	1.18×10^{-4}	2.91×10^{-6}	5.62×10^{-4}	2.87×10^{-5}	5.64×10^{-5}
	Zn	2.32×10^{-1}	2.32×10^{-1}	2.32×10^{-1}	2.32×10^{-1}	1.06×10^{-1}	1.06×10^{-1}	1.06×10^{-1}	1.06×10^{-1}
	Cd	9.06×10^{-6}	2.80×10^{-5}	5.58×10^{-4}	8.42×10^{-4}	4.32×10^{-6}	1.33×10^{-5}	2.66×10^{-4}	4.01×10^{-4}
	HI	3.00×10^{-1}	6.71×10^{-1}	2.62×10^{-1}	5.45×10^{-1}	1.38×10^{-1}	3.15×10^{-1}	1.21×10^{-1}	2.55×10^{-1}
致癌	As	9.99×10^{-7}	7.10×10^{-6}	6.20×10^{-6}	1.52×10^{-5}	4.72×10^{-7}	3.35×10^{-6}	2.93×10^{-6}	7.20×10^{-6}
	Cr	3.50×10^{-6}	8.31×10^{-4}	2.58×10^{-5}	5.51×10^{-4}	1.66×10^{-6}	3.95×10^{-4}	1.23×10^{-5}	2.62×10^{-4}
	Cd	2.96×10^{-8}	9.13×10^{-8}	1.82×10^{-6}	2.75×10^{-6}	1.41×10^{-8}	4.36×10^{-8}	8.70×10^{-7}	1.31×10^{-6}

如图 9(c)和图 9(d)所示,相较致癌健康风险来说,重金属元素 As、Cr 和 Cd 在两种暴露途径和成人及儿童群体中的致癌健康风险变化趋势一致,排序依次均为 Cr>As>Cd,成人群体>儿童人群.两种暴露途

径下,重金属 As、Cd 的两群体致癌健康风险均处于可接受范围内,甚至在皮肤接触途径下 As、Cd 处于不存在致癌风险水平或致癌风险很小;重金属 Cr 在皮肤接触条件下于两人群中为可接受水平,而在饮用途径下对成人和儿童均有较高的致癌风险,分别为 1.03×10^{-3}、4.92×10^{-4},相较皮肤接触情况其致癌健康风险熵值高出 2~3 个量级,且成人的致癌健康风险是儿童的 2.09 倍,两人群的致癌健康风险熵值均超出国际辐射防护委员会规定的标准限值($5\times10^{-5}a^{-1}$),同样大于美国环境保护署(USEPA)建议的最大标准限值($1\times10^{-4}a^{-1}$).相关研究表明,长期摄入 Cr 可能引起扁平上皮癌、腺癌及肺癌等疾病[76].

2.6.2 各来源重金属健康风险 基于 APCS-MLR 模型分析得出的不同来源贡献率,进一步评估特定来源重金属的健康风险.结果表明(表 6),非致癌健康风险中,各来源对成人和儿童的累计健康风险 HI 值变化规律相同,其大小依次为 AP2(工业因子)>AP4(农业因子)>AP1(自然地质因子)>AP3(交通因子),成人面临的非致癌健康风险熵值均高于儿童,其中工业因素导致的非致癌健康风险最大.各来源的重金属元素对两群体导致的 HI 值均未超过 1,表明其均处在较低的非致癌风险范围内.致癌健康风险中,重金属 As、Cd 于各个来源中对两种人群的健康风险均较低,处于可接受水平,且 As 于 AP1 及 Cd 于 AP1、AP2 中对两人群无致癌风险或风险很小,于 AP3 中 Cd 对儿童不存在致癌风险.AP1、AP3 来源的 Cr 对成人和儿童的致癌健康风险处于可接受范围,而 AP2、AP4 来源中对两群体的致癌健康风险熵值均较高,为高风险,有潜在致癌风险存在,且成人的致癌风险均高于儿童,AP2 来源的 Cr 对成人和儿童的致癌健康风险贡献均最高,贡献率均为 60.14%,为产生致癌健康风险的主要因素,来源于 AP4 的 Cr 贡献次之(39.86%).

综上所述,研究区水体重金属在饮用暴露途径的健康风险值均高于皮肤接触途径,表示饮水摄取是研究区暴露的重要途径,此与前人的相关研究相符[77-78],在群体的重金属健康风险中主要为成人风险>儿童风险,这种差异主要归因于成人相较儿童的饮水量、皮肤接触面积以及累积接触时间更高[56],并且,为确保饮、用安全,需优先预防及控制工业活动和农业生产导致的水体重金属污染,保障人类健康.

3 结论

3.1 南洞庭湖地表水 As、Co、Cr、Mn、Ni、Pb、Zn 及 Cd 元素含量均值分别为 2.26,0.17,235.18,4.08,1.05,0.19,1.89,0.05μg/L;地下水中分别为 0.37,3.01,66.24,307.42,2.12,0.10,9.94,0.07μg/L.地表水中除 Cr 外,其余元素达标,Cr 超标率 33.33%,均值超标 4.70 倍;地下水 Cr 和 Mn 浓度超标,超标率分别为 25.00%和 31.25%,均值超标 1.32 倍和 3.07 倍,其他元素符合相应质量标准.大部分重金属具有较高的空间分布差异性,Cr 在各水体中重金属元素总浓度占比均最高.

3.2 各重金属元素于地表水中的污染指数为:Cr>Mn>Ni>As>Pb>Cd>Zn>Co,Cr 处于重度污染水平,于地下水中的污染指数为 Mn>Cr>Co>Ni>As>Zn>Cd>Pb,Mn 处于重度污染、Cr 为中度污染水平,区域水体污染程度整体相对较低,水质较好.

3.3 南洞庭湖水体重金属污染的主要来源分别为农业因子(29.76%)、工业因子(26.78%)、自然地质因子(23.57%)及交通因子(19.90%).

3.4 南洞庭湖水体重金属健康风险饮用途径大于皮肤接触且成人风险高于儿童,成人在饮用暴露途径下的累积非致癌健康风险 HI 值大于 1,主要为 Cr、Zn 导致,Cr 在饮用途径下对成人和儿童均有较高的致癌风险;特定来源健康风险中,工业和农业来源的 Cr 对成人及儿童均存在致癌风险,应优先预防及控制工业活动和农业生产导致的水体重金属污染.

参考文献:

[1] Liu B X, Luo J, Jiang S, et al. Geochemical fractionation, bioavailability, and potential risk of heavy metals in sediments of the largest influent river into Chaohu Lake, China [J]. Environmental Pollution, 2021,290,118018.

[2] 蔡长卿.东洞庭湖沉积物重金属污染、来源及生态-健康风险 [D]. 长沙:湖南大学, 2022.
Cai C Q. The sediment heavy metal pollution, source, and ecological and health risk assessment in East Dongting Lake [D]. Changsha: Hunan University, 2022.

[3] 王祎曼,葛 勤,危 超,等.南方某尾矿区地下水金属元素来源解析及健康风险评价 [J/OL]. 环境科学, 1-22[2024-12-11].
Wang H M, Ge Q, Wei C, et al. Source and health risk assessment of groundwater metal elements of a tailings mining area in southern China [J/OL]. Environmental Science, 1-22[2024-12-11].

[4] 黄宏伟,肖 河,王敦球,等.漓江流域水体中重金属污染特征及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2021,42(4):1714-1723.
Huang H W, Xiao H, Wang D Q, et al. Pollution characteristics and

health risk assessment of heavy metals in the water of Lijiang River Basin [J]. Environmental Science, 2021,42(4):1714−1723.

[5] Mitra A, Chowdhury R, Banerjee K. Concentrations of some heavy metals in commercially important finfish and shellfish of the River Ganga [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012,184(4): 2219−2230.

[6] Ravindra K, Mor S. Distribution and health risk assessment of arsenic and selected heavy metals in groundwater of Chandigarh, India [J]. Environmental Pollution, 2019,250:820−830.

[7] Duan X C, Yu H H, Ye T R, et al. Geostatistical mapping and quantitative source apportionment of potentially toxic elements in top− and sub−soils: A case of suburban area in Beijing, China [J]. Ecological Indicators, 2020,112,106085.

[8] Wang Y T, Guo G H, Zhang D G, et al. An integrated method for source apportionment of heavy metal(loid)s in agricultural soils and model uncertainty analysis [J]. Environmental Pollution, 2021,276,11666.

[9] Lu J, Wu J, Wang J H. Metagenomic analysis on resistance genes in water and microplastics from a mariculture system [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2022,16(1):4.

[10] 王晓东,田　伟,张雪艳.宁夏地区地下水金属元素分布特征及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2022,43(1):329−338.
Wang X D, Tian W, Zhang X Y. Distribution characteristics and health risk assessment of metal elements for groundwater in the Ningxia region of China [J]. Environmental Science, 2022,43(1):329−338.

[11] Jafarabadi A R, Bakhtiyari A R, Toosi A S, et al. Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran [J]. Chemosphere, 2017,185:1090−1111.

[12] 刘　楠,唐莹影,陈　盟,等.基于 APCS−MLR 和 PMF 的铅锌矿流域土壤重金属来源解析 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):1267−1276.
Liu N, Tang Y Y, Chen M, et al. Source apportionment of heavy metals in soil of lead−zinc mine watershed based on APCS−MLR and PMF [J]. China Environmental Science, 2023,43(3):1267−1276.

[13] Zhang H, Cheng S Q, Li H F, et al. Groundwater pollution source identification and apportionment using PMF and PCA−APCA−MLR receptor models in a typical mixed land−use area in Southwestern China [J]. Science of the Total Environment, 2020,741,140383.

[14] Li N, Li Y, Wang G M, et al. The sources risk assessment combined with APCS/MLR model for potentially toxic elements in farmland of a first−tier city, China [J]. Environmental Science Pollution Research, 2022,29(33):50717−50726.

[15] 袁梦祥,赵洛琪,高雨晗,等.考虑空间尺度效应的云南异龙湖流域主要入湖河流污染源解析 [J]. 湖泊科学, 2024,36(3):770−781.
Yuan M X, Zhao L Q, Gao Y H, et al. Pollution sources of main rivers inflowing into Lake Yilong in Yunnan Province considering spatial scale effect [J]. Lake Sci, 2024,36(3):770−781.

[16] 涂春霖,杨润柏,马一奇,等.黔西拖长江流域水化学演化特征及驱动因素 [J]. 环境科学, 2023,44(2):740−751.
Tu C L, Yang R B, Ma Y Q, et al. Characteristics and driving factors of hydrochemical eyolution in Tuochangjiang River Basin, western Guizhou Province [J]. Environmental Science, 2023,44(2):740−751.

[17] 赵　玉.渭河干流浅层地下水与地表水中重金属 Cd 污染特征及风险评价 [J]. 地球科学与环境学报, 2020,42(2):267−277.
Zhao Y. Characteristics and risk assessment of heavy meatal Cd pollution of shallow groundwater and Surface water in main stream of Weihe River, China [J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2020,42(2):267−277.

[18] Meng Y Y, Wu J H, Li P Y, et al. Distribution characteristics, source identification and health risk assessment of trace metals in the coastal groundwater of Taizhou City, China [J]. Environmental Research, 2023,238(1):117085.

[19] 余葱葱,赵委托,高小峰,等.陆浑水库饮用水源地水体中金属元素分布特征及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2018,39(1):89−98.
Yu C C, Zhao W T, Gao X F, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of metals in drinking water sources from the Luhun reservoir [J]. Environmental Science, 2018,39(1):89−98.

[20] 陈　雯,余绍文,廖　金,等.南昌东北部地下水重金属污染源解析及健康风险评价 [J/OL]. 环境科学, 1−14[2024−12−20].
Chen W, Yu S W, Liao J, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater in the northeast of Nanchang city [J/OL]. Environmental Science, 1−14[2024−12−20].

[21] 谢意南,欧阳美凤,黄代中,等.洞庭湖及其入湖口沉积物中重金属的污染特征、来源与生态风险 [J]. 环境化学, 2017,36(10):2253−2264.
Xie Y N, Ouyang M F, Huang D Z, et al. Pollution characteristics, sources and ecological risk of heavy metals in sediments from Dongting Lake and its lake inlets [J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(10):2253−2264.

[22] 方小红,彭　渤,张　坤,等.沅江入湖河床沉积物重金属污染演化地球化学分析 [J]. 环境科学学报, 2018,38(7):2586−2598.
Fang X H, Peng B, Zhang K, et al. Geochemical study on evolution of heavy−metal contamination developed in bed sediments from the Yuanjiang River inlet to Dongting Lake, China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018,38(7):2586−2598.

[23] 李　聪,黄风寸,王梓萌,等.洞庭湖区沉积物重金属生态风险评价及来源解析 [J]. 中国地质, 2025,52(4):1381−1394.
Li C, Huang F C, Wang Z M, et al. Ecological risk assessment and source analysis of heavy metals in sediments of Dongting Lake [J]. Geology in China, 2025,52(4):1381−1394.

[24] 尹宇莹,彭高卓,谢意南,等.洞庭湖表层沉积物中营养元素、重金属的污染特征与评价分析 [J]. 环境化学, 2021,40(8):2399−2409.
Yin Y Y, Peng G Z, Xie Y N, et al. Characteristics and risk assessment of nutrients and heavy metals pollution in sediments of Dongting Lake [J]. Environmental Chemistry, 2021,40(8):2399−2409.

[25] 杨静雯,赵培丽,冉风维,等.基于多元统计方法的东洞庭湖沉积物重金属时空分布特征与来源变化 [J]. 环境化学, 2024,43(3):920−932.
Yang J W, Zhao P L, Ran F W, et al. Temporal and spatial distribution characteristics and source changes of heavy metals in sediments of East Dongting Lake based on multivariate statistical methods [J]. Environmental Chemistry, 2024,43(3):920−932.

[26] 孟　婉,刘　扬,朱士江,等.洞庭湖流域沉积物重金属分布特征及其生态风险 [J]. 南水北调与水利科技(中英文), 2021,19(4):739−749,767.
Meng W, Liu Y, Zhu S J, et al. Distribution and ecological risk of heavy metals in sediment across the Dongting Lake basin [J]. South−to−North Water Transfers and Water Science & Technology, 2021, 19(4):739−749,767.

[27] 曹菊花,黄春红,苏　欣.洞庭湖水产品重金属富集的现状、污染来源与治理对策 [J]. 贵州农业科学, 2019,47(2):127−130.
Cao J H, Huang C H, Su X. Current status, pollution source, and countermeasures of heavy metal enrichment in aquatic products from Dongting Lake [J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2019,47(2):127−130.

[28] 赵艳民,秦延文,曹　伟,等.洞庭湖表层沉积物重金属赋存形态及生态风险评价 [J]. 环境科学研究, 2020,33(3):572−580.
Zhao Y M, Qin Y W, Cao W, et al. Speciation and ecological risk of heavy metals in surface sediments of Dongting Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2020,33(3):572−580.

[29] Fang X H, Peng B, Wang X, et al. Distribution, contamination and source identification of heavy metals in bed sediments from the lower reaches of the Xiangjiang River in Hunan province, China [J]. Science of the Total Environment, 2019,689:557−570.

[30] 连 花,郭 晶,黄代中,等.洞庭湖表层沉积物中重金属变化趋势及风险评估 [J]. 环境科学研究, 2019,32(1):126−134.
Lian H, Guo J, Huang D Z, et al. Variation trend and risk assessment of heavy metals in surface sediments of Dongting Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2019,32(1):126−134.

[31] Wen X H, Lu J, Wu J, et al. Influence of coastal groundwater salinization on the distribution and risks of heavy metals [J]. Science of the Total Environment, 2019,652:267−277.

[32] Chai L, Wang Y H, Wang X, et al. Pollution characteristics, spatial distributions, and source apportionment of heavy metals in cultivated soil in Lanzhou, China [J]. Ecological Indicators, 2021,125,107507.

[33] 马 杰,沈智杰,张萍萍,等.基于 APCS−MLR 和 PMF 模型的煤矸山周边耕地土壤重金属污染特征及源解析 [J]. 环境科学, 2023,44(4):2192−2203.
Ma J, Shen Z J, Zhang P P, et al. Pollution characteristics and source apportionment of heavy metals in farmland soils around the gangue heap of coal mine based on APCS−MLR and PMF receptor model [J]. Environmental Science, 2023,44(4):2192−2203.

[34] Guo G H, Wang Y T, Zhang D G, et al. Source−specific ecological and health risks of potentially toxic elements in agricultural soils in Southern Yunnan Province and associated uncertainty analysis [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,417,126144.

[35] Giri S, Singh A K. Risk assessment, statistical source identification and seasonal fluctuation of dissolved metals in the Subarnarekha River, India [J]. Journal of Hazardous Materials, 2014,265:305−314.

[36] Fryer M, Collins C D, Ferrier H, et al. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications [J]. Environmental Science and Policy, 2006, 9(3):261−274.

[37] 葛 勤,张瀚月,米振华,等.大同盆地西南区地下水重金属来源解析及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2025,46(1):239−252.
Ge Q, Zhang H Y, Mi Z H, et al. Source and health risk assessment of heavy metals in groundwater of Datong Basin [J]. Environmental Science, 2025,46(1):239−252.

[38] 段小丽,赵秀阁.中国人群暴露参数手册(成人卷)概要 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2014:18−62.
Duan X L, Zhao X G. Highlights of the Chinese exposure factors handbook (Adult) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014:18−62.

[39] 段小丽.中国人群暴露参数手册(儿童卷)概要 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2016:38−208.
Duan X L. Highlights of the Chinese exposure factors handbook (Children) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2016: 38−208.

[40] U.S.EPA. Exposure factors handbook [R]. EPA/600/P−95/002Fa, Washington, DC: U.S.EPA, 1992.

[41] U.S.EPA. Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual supplemental guidance [R]. Washington, DC: U.S.EPA, 1991.

[42] U.S.EPA. Risk−based concentration table [R]. Washington: U.S.EPA, 2000.

[43] GB 3838−2002 地表水环境质量标准 [S].
GB 3838−2002 Environmental quality standard for surface water [S].

[44] GB 5749−2022 生活饮用水卫生标准 [S].
GB 5749−2022 Standards for drinking water quality [S].

[45] GB/T 14848−2017 地下水质量标准 [S].
GB/T 14848−2017 Standard for groundwater quality [S].

[46] 谢 浩,梁永平,李 军,等.龙子祠泉域地下水金属元素分布特征及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2021,42(9):4257−4266.
Xie H, Liang Y P, Li J, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of metal elements in groundwater of Longzici spring area [J]. Environmental Science, 2021,42(9):4257−4266.

[47] 高瑞忠,秦子元,张 生,等.吉兰泰盐湖盆地地下水 Cr^{6+}、As、Hg 健康风险评价 [J]. 中国环境科学, 2018,38(6):2353−2362.
Gao R Z, Qin Z Y, Zhang S, et al. Health risk assessment of Cr^{6+}, As and Hg in groundwater of Jilantai Salt Lake Basin, China [J]. China Environmental Science, 2018,38(6):2353−2362.

[48] Stoeva N, Berova M, Zlatev Z. Effect of arsenic on some physiological parameters in bean plants [J]. Biologia Plantanum, 2005,49(2):293−296.

[49] 陈 慧,赵鑫宇,常 帅,等.华北平原典型城市(石家庄)地下水重金属污染源解析与健康风险评价 [J]. 环境科学, 2023,44(9):4884−4895.
Chen H, Zhao X Y, Chang S, et al. Pollution source apportionment and health risk assessment of heavy metals in groundwater of typical city (Shijiazhuang) in North China Plain [J]. Environmental Science, 2023, 44(9):4884−4895.

[50] 李芬芳,李利强,符 哲,等.洞庭湖水系入湖口表层沉积物中重金属的污染特征与生态风险 [J]. 地球化学, 2017,46(6):580−589.
Li F F, Li L Q, Fu Z, et al. Pollution characteristics and ecological risk of heavy metals in the surface sediments of the inlets of Dongting Lake, China [J]. Geochimica, 2017,46(6):580−589.

[51] 尹宇莹,彭高卓,谢意南,等.洞庭湖表层沉积物中营养元素、重金属的污染特征与评价分析 [J]. 环境化学, 2021,40(8):2399−2409.
Yin Y Y, Peng G Z, Xie Y N, et al. Characteristics and risk assessment of nutrients and heavy metals pollution in sediments of Dongting Lake [J]. Environmental Chemistry, 2021,40(8):2399−2409.

[52] Li S Y, Zhang Q F. Risk assessment and seasonal variations of dissolved trace elements and heavy metals in the upper Han River, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010,181(13):1051−1058.

[53] 张 莉,祁士华,瞿程凯,等.福建九龙江流域重金属分布来源及健康风险评价 [J]. 中国环境科学, 2014,34(8):2133−2139.
Zhang L, Qi S H, Qu C K, et al. Distribution, source and health risk assessment of heavy metals in the water of Jiulong River, Fujian [J]. China Environmental Science, 2014,34(8):2133−2139.

[54] 祝云龙,姜加虎,孙占东,等.洞庭湖沉积物中重金属污染特征与评价 [J]. 湖泊科学, 2008,(4):477−485.
Zhu Y L, Jiang J H, Sun Z D, et al. Character and assessment of heavy metals in the sediments from Lake Dongting [J]. Lake Sci, 2008,(4): 477−485.

[55] 张光贵.洞庭湖表层沉积物中重金属污染特征、来源与生态风险 [J]. 中国环境监测, 2015,31(6):58−64.
Zhang G G. Pollution characteristics, sources and ecological risk of heavy metals in surface sediments from Dongting Lake [J]. Environmental Monitoring in China, 2015,31(6):58−64.

[56] 马常莲,周金龙,曾妍妍,等.新疆若羌县绿洲带地下水重金属来源解析及健康风险评价 [J]. 环境科学学报, 2023,43(2):266−277.
Ma C L, Zhou J L, Zeng Y Y, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater in the oasis belt of Ruoqiang County, Xinjiang [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(2):266−277.

[57] 李 军,邹胜章,梁永平,等.会仙岩溶湿地水体金属元素分布与健康风险评价 [J]. 环境科学, 2020,41(11):4948−4957.

Li J, Zou S Z, Liang Y P, et al. Metal distributions and human health risk assessments on waters in the Huixian Karst Wetland, China [J]. Environmental Science, 2020,41(11):4948-4957.

[58] 付蓉洁,辛存林,于　爽,等.石期河西南子流域地下水重金属来源解析及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2023,44(2):796-806.
Fu R J, Xin C L, Yu S, et al. Analysis of heavy metal sources in groundwater and assessment of health risks: an example from the southwest sub-basin of the Shiqi River [J]. Environmental Science, 2023,44(2):796-806.

[59] 危润初,曹　阳,唐仕明,等.洞庭湖区浅层地下水水质指标空间分异及其控制因素研究 [J]. 湿地科学, 2022,20(1):1-14.
Wei R C, Cao Y, Tang S M, et al. Spatial variation of quality indices of shallow groundwater in the Dongting Lake area and their control factors [J]. Wetland Science, 2022,20(1):1-14.

[60] Jiang H H, Cai L M, Hu G C, et al. An integrated exploration on health risk assessment quantification of potentially hazardous elements in soils from the perspective of sources [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021,208,111489.

[61] 柴　磊,王　新,马　良,等.基于 PMF 模型的兰州耕地土壤重金属来源解析 [J]. 中国环境科学, 2020,40(9):3919-3929.
Chai L, Wang X, Ma L, et al. Sources appointment of heavy metals in cultivated soils of Lanzhou based on PMF models [J]. China Environmental Science, 2020,40(9):3919-3929.

[62] 袁瑞强,钟钰翔,龙西亭.洞庭湖上游平原浅层地下水水质综合评价 [J]. 水资源保护, 2021,37(6):121-127.
Yuan R Q, Zhong Y X, Long X T. Comprehensive evaluation of shallow groundwater quality in upper plain of Dongting Lake [J]. Water Resources Protection, 2021,37(6):121-127.

[63] 谭华荣,王语思,史开篇,等.酸性红壤产茶区土壤重金属污染评价及来源解析 [J]. 南京师范大学学报(工程技术版), 2025,25(1):38-44.
Tan H R, Wang Y S, Shi K P, et al. Evaluation and source analysis of heavy metal pollution in soil of Acidic Red Soil Tea-Producing Area [J]. Journal of Nanjing Normal University(Engineering and Technology Edition), 2025,25(1):38-44.

[64] Cheng G W, Wang M J, Chen Y, et al. Source apportionment of water pollutants in the upstream of Yangtze River using APCS-MLR [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2020,42(11):3795-3810.

[65] Haghnazar H, Johannesson K H, González-Pinzón R, et al. Groundwater geochemistry, quality, and pollution of the largest lake basin in the Middle East: Comparison of PMF and PCA-MLR receptor models and application of the source-oriented HHRA approach [J]. Chemosphere, 2022,288:132489-132502.

[66] Islam S, Ahmed K, Raknuzzaman M, et al. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country [J]. Ecological Indicators, 2015,48:282-291.

[67] 施卜银,王卓玉.基于纳米复合材料的高效吸附剂对污水深度处理的研究进展 [J/OL]. 宁夏大学学报(自然科学版), 1-8[2024-12-06].
Shi B Y, Wang Z Y. Progress in high-efficiency adsorbents based on nanocomposites for advanced treatment of wastewater [J/OL]. Journal of Ningxia University(Natural Science Edition), 1-8[2024-12-06].

[68] Lv J S. Multivariate receptor models and robust geostatistics to estimate source apportionment of heavy metals in soils [J]. Environmental Pollution, 2019,244:72-83.

[69] 宫殿清,王兆锋,张镱锂,等.西藏一江两河地区草地土壤重金属的富集程度及其源解析 [J/OL]. 环境科学, 1-15[2024-12-06].
Gong D Q, Wang Z F, Zhang Y L, et al. Enrichment levels and source apportionment of heavy metals in grassland soil of the one river and its two tributaries in Xizang [J/OL]. Environmental Science, 1-15[2024-12-06].

[70] 陈　雯,余绍文,董秋瑶,等.常德东北部地下水重金属污染源解析及健康风险评价 [J/OL]. 中国地质, 1-20[2025-05-27].
Chen W, Yu S W, Dong Q Y, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater in the northeast of Changde City [J/OL]. Geology in China, 1-20[2025-05-27].

[71] Wang L H, Gao S L, Yin X X, et al. Arsenic accumulation, distribution and source analysis of rice in a typical growing area in north China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,167:429-434.

[72] 施宸皓,王云燕,柴立元,等.洞庭湖湿地周围表层土壤重金属污染及其人体健康风险评价 [J]. 中国有色金属学报, 2020,30(1):150-161.
Shi C H, Wang Y Y, Chai L Y, et al. Assessment of heavy metal and human health risk in surface soils around Dongting Lake wetland, China [J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 2020,30(1):150-161.

[73] 余符合,王　姝,钱程远,等.太湖表层沉积物重金属的分布、来源与生态风险评价 [J]. 环境科学, 2023,44(10):5524-5535.
Yu F H, Wang S, Qian C Y, et al. Distribution, sources, and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2023,44(10):5524-5535.

[74] 刘　涛,沈利娜,于　爽,等.基于 PMF 和 APCS-MLR 模型的会仙湿地沉积物重金属源解析及污染风险评价 [J/OL]. 环境科学, 1-21[2024-12-07].
Liu T, Shen L N, Yu S, et al. Multi-model-based heavy metal source analysis, risk assessment, and applicability analysis of sediments in Huixian wetland [J/OL]. Environmental Science, 1-21[2024-12-07].

[75] 董　萌,赵运林,雷存喜,等.南洞庭湖洲垸土壤中四种重金属的分布特征及污染状况评价 [J]. 土壤, 2010,42(3):453-458.
Dong M, Zhao Y L, Lei C X, et al. Distribution and pollution evaluation of four kinds of heavy metals in chau embankment soil of South Dongting Lake [J]. Soils, 2010,42(3):453-458.

[76] 徐梦琪.黔西北高重金属含量耕地健康风险评价及安全利用技术研究 [D]. 贵阳:贵州大学, 2023.
Xu M Q. Health risk assessment of cultivated land with high heavy metal content in northwest Guizhou and research on safe use technology [D]. Guiyang: Guizhou University, 2023.

[77] 师环环,潘羽杰,曾　敏,等.雷州半岛地下水重金属来源解析及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2021,42(9):4246-4256.
Shi H H, Pan Y J, Zeng M, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater of Leizhou peninsula [J]. Environmental Science, 2021,42(9):4246-4256.

[78] Imran U, Khan M, Jamal R, et al. Probabilistic risk assessment of water distribution system in Hyderabad, Pakistan reveals unacceptable health hazards and areas for rehabilitation [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020,191,110233.

作者简介：吴　鑫(1996-),男,江西南昌人,助理工程师,学士,主要研究方向为水环境污染与评价.发表论文 7 篇.424523195@qq.com.