

王筱侃, 黄理伟, 刘贵华, 等. 拉萨河表层水体重金属污染特征及风险源解析[J]. 净水技术, 2026, 45(2): 60-72.

Wang X K, Huang L W, Liu G H, et al. Pollution characteristics and risk sources analysis of heavy metals in the surface water of the Lhasa River [J].

Water Purification Technology, 2026, 45(2): 60-72.

拉萨河表层水体重金属污染特征及风险源解析

王筱侃^{1,2}, 黄理伟^{2,3}, 刘贵华², 潘永泰^{2,4}, 任爱天^{1,*}, 马琳^{2,*}

(1. 长江大学园艺园林学院, 湖北荆州 434025; 2. 中国科学院武汉植物园中国科学院水生植物与流域生态重点实验室, 湖北武汉 430074; 3. 中南民族大学生命科学学院, 湖北武汉 430074; 4. 深圳大学高等研究院, 广东深圳 518060)

摘要 【目的】拉萨河流域作为拉萨市重要的饮用水水源地, 其水质状况对区域生态安全与居民健康具有直接而深远的影响。为全面掌握流域水体中重金属污染状况及潜在生态风险, 本文在流域内布设了 25 个采样点, 系统监测了锌(Zn)、锰(Mn)、铜(Cu)、铁(Fe)、砷(As)、铝(Al)、铅(Pb)、铬(Cr)和镍(Ni)共 9 种典型重金属元素的含量及其空间分布特征。【方法】采用内梅罗综合污染指数法和潜在生态风险指数法对水体重金属的污染水平与生态风险进行量化评估, 结合健康风险评估模型探讨其对居民健康的潜在威胁。运用地理探测器与正定矩阵因子分解(PMF)模型对流域内重金属污染的主要来源开展定量溯源分析。【结果】(1)拉萨河流域表层水体重金属含量符合《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) I 类标准, 平均含量由高到低依次为 Zn、Mn、Cu、Fe、As、Al、Pb、Cr、Ni, 且低于土壤背景值, 空间分布呈现下游高于上游的趋势; (2) Zn、Cu 和 As 表现为中度~重度污染及生态风险, As 和 Cu 的潜在生态风险尤为突出, 综合生态风险指数平均值为 210.66, 总体处于中度风险水平; 健康风险评估显示, 饮水途径风险($2.91 \times 10^{-11} \sim 1.32 \times 10^{-3} \text{ a}^{-1}$)远高于皮肤接触途径($5.82 \times 10^{-13} \sim 4.91 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$), As 为主要致癌因子, 儿童风险是成人的 1.79 倍; (3) 污染来源分析表明, Cu、Mn、As 主要源于工业废水, Zn 与农业活动相关, Fe 和 Al 受自然地质背景影响, Pb 来自大气沉降, 流域、太阳辐射和土壤总碳为主要影响因子。【结论】拉萨河流域水体总体水质较好, 但仍存在一定生态风险, 且与工业排放和农业活动高度相关。研究成果为高原河流域的水质管理以及污染减轻提供了科学依据。

关键词 重金属 溯源分析 地理探测器 正定矩阵因子分解(PMF)模型 拉萨河流域

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)02-0060-13

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.02.006

Pollution Characteristics and Risk Sources Analysis of Heavy Metals in the Surface Water of the Lhasa River

Wang Xiaokan^{1,2}, Huang Liwei^{2,3}, Liu Guihua², Pan Yongtai^{2,4}, Ren Aitian^{1,*}, Ma Lin^{2,*}

(1. College of Horticulture and Gardening, Yangtze University, Jingzhou 434025, China;

2. Hubei Key Laboratory of Wetland Evolution & Ecological Restoration, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China;

3. College of Life Sciences, South-Central Minzu University, Wuhan 430074, China;

4. Institute for Advanced Study, Shenzhen University, Shenzhen 518060, China)

Abstract [Objective] The Lhasa River Basin serves as a crucial drinking water source for Lhasa City, making its water quality essential for ensuring regional ecological security and human health. This paper focuses on analyzing the spatial patterns, contamination intensity, and ecological hazards posed by heavy metals in surface waters within the basin area. Twenty-five sampling locations are selected, where levels of nine specific heavy metals [zinc(Zn), manganese(Mn), copper(Cu), iron(Fe), arsenic(As), aluminum(Al), lead(Pb), chromium(Cr), and nickel(Ni)] are thoroughly measured. [Methods] To evaluate pollution status and related

[收稿日期] 2025-05-08

[基金项目] 国家自然科学基金项目(32371714)

[作者简介] 王筱侃(2000—), 男, 硕士研究生, 研究方向为生态环境与生态修复, E-mail: wxk000621@163.com。

[通信作者] 任爱天(1989—), 男, 副教授, 硕士生导师, 研究方向为土壤微生物生态学和全球变化生态学, E-mail: aitianren@163.com; 马琳(1985—), 女, 研究员, 研究方向为湿地碳氮生物地球化学过程, E-mail: malin@wbcas.cn。

ecological impacts, the Nemerow composite pollution index method and ecological risk index method were utilized. Furthermore, risk models assessing potential non-carcinogenic and carcinogenic effects on human health were incorporated. For identifying pollution sources, both the geographic detector and positive matrix factorization (PMF) model were employed, revealing a combination of natural and human-induced sources. [Results] (1) Heavy metal concentrations in surface waters of the Lhasa River Basin complied with class I criteria as specified in the *Environmental Quality Standards for Surface Water* (GB 3838—2002). The average concentrations, from highest to lowest, were Zn, Mn, Cu, Fe, As, Al, Pb, Cr, and Ni. All were below soil background values and showed a spatial trend of increasing concentrations from upstream to downstream; (2) Zn, Cu, and As exhibited moderate to high levels of pollution and ecological risk, with As and Cu posing particularly notable ecological risks. The average comprehensive ecological risk index was 210.66, indicating an overall moderate risk level. The health risk assessment revealed that the risk from ingestion ($2.91 \times 10^{-11} - 1.32 \times 10^{-3} \text{ a}^{-1}$) was significantly higher than from dermal contact ($5.82 \times 10^{-13} - 4.91 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$), with arsenic being the primary carcinogenic factor. Children faced a risk 1.79 times greater than adults; (3) Source analysis indicated that Cu, Mn, and As mainly originated from industrial wastewater; Zn was associated with agricultural activities; Fe and Al were influenced by natural geological background; Pb came from atmospheric deposition. Watershed characteristics, solar radiation, and total soil carbon were identified as key influencing factors. [Conclusion] The overall water quality of the Lhasa River Basin is good, but some ecological risks remain, which are closely linked to industrial discharges and agricultural activities. The findings provide a scientific basis for water quality management and pollution mitigation in high-altitude river basins.

Keywords heavy metal traceability analysis geographic detector positive matrix factorization(PMF) model Lhasa River Basin

随着工业化进程的加快和城市化水平的提升,工业废水排放和电子废弃物处置不当等问题日益严重,水体重金属超标现象频发。这些污染物[如铅(Pb)、镉(Cd)、汞(Hg)等]不仅削弱了水体的自净能力,还会沿食物链逐级递增,最终威胁人类健康^[1]。长期暴露在高浓度砷(As)环境中(饮用水中As质量浓度 $\geq 100 \mu\text{g/L}$),已被证实会显著增加心血管疾病的发病风险^[2-11]。然而,鉴于长期追踪研究的缺乏、暴露评估方法的局限性以及心血管疾病相关危险因素数据的不足,目前对于一般人群在低~中等剂量As暴露下的健康效应了解仍有限^[12-13]。健康风险评估结果显示:饮用受污染水源可能有致癌和非致癌健康风险,其中铬(Cr)和As的风险值已经超过国际放射防护委员会(ICRP)设定的安全阈值。

内陆水体重金属以及类金属污染具有显著的空间异质性,呈现出明显的区域分布差异^[14]。污染源解析结果显示: Cd和As主要来源于工业废水排放以及矿产资源开采, Cr的富集则与区域地质背景及农业施肥等人为干预密切相关; 锌(Zn)和铜(Cu)的来源较为复杂,可能涉及工业排放、城市径流及土壤淋溶等多重过程,而Pb污染则主要由大气沉降与上游径流携带共同驱动^[15]。尽管多数重金属元素在水体中的浓度未超过《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)限定值,但Cr与镍(Ni)在部分区域已达到或接近潜在生态毒性阈值,暗示其对水生

生态系统可能构成的风险不容忽视。矿区废水作为典型的点源排放,已成为内陆水体重金属负荷的重要人为输入路径^[16]。环境统计数据进一步表明,农业活动(23.84%)、化石燃料燃烧(17.43%)和工业排放(14.25%)是驱动水体重金属输入的主要人为源,其中农业面源污染的贡献最为突出^[17]。

拉萨河是拉萨市的重要水源地,也是雅鲁藏布江的主要支流,其水质状况对区域生态安全和居民健康具有十分重要的意义。随着西藏经济的快速发展,工业和生活污水的排放量不断增加,严重影响了拉萨河的水质。研究^[18-19]表明,拉萨河流域下游区域的重金属平均质量浓度($12.6 \mu\text{g/L}$)显著高于冰川流域,这一差异表明人类活动对下游水质产生了显著影响。关于重金属的来源,目前在人为输入与自然地质背景之间仍存在较大争议。尽管除As之外,多数重金属在当前浓度水平下对生态系统和人体健康的风险相对较低,但流域内系统性采样分析表明,孔隙水中的重金属浓度普遍高于地表水,且河岸土壤与底泥中Cr、Ni、Zn、Cd、Hg等元素含量超过区域背景值,表明这些元素在河流沉积介质中的富集可能对水体质量和生态功能构成潜在威胁。

目前,针对拉萨河流域重金属污染的研究仍较为有限,尤其在污染源解析方面,相关成果较为缺乏^[20-21]。因此,本研究拟在拉萨河流域布设25个表层水体采样点,系统分析Zn、锰(Mn)、Cu、铁

(Fe)、As、铝(Al)、Pb、Cr 和 Ni 9 种重金属的含量水平及其空间分布格局。采用内梅罗综合污染指数法与潜在生态风险指数(PERI)法评估水体中重金属的污染现状及潜在生态风险;并引入地理探测器与正定矩阵因子分解(PMF)模型对其潜在来源进行定量识别。研究旨在:(1)深化对拉萨河流域重金属污染特征与成因的认识,为区域水环境风险管控与污染防治策略的科学制定提供依据;(2)对污染源进行追溯,针对特定重金属来源对源头控制和迁移拦截进行科学指导。

1 材料方法

1.1 样品采集

拉萨河流域发源于嘉黎县麦地卡湿地彭措拉孔马沟,属于雅鲁藏布江支流。2021年5月,根据拉萨河流域分布特征和实际可到达情况,在拉萨河流域布设采集25个表层水体的样品(图1)。每个采样点使用有机玻璃采水器采取中层水体。采样点在流域内均匀选取,以地貌、河流走向、人口分布、潜在污染源为依据,覆盖了拉萨河流域的主要河段和支流,以确保数据的代表性和全面性。

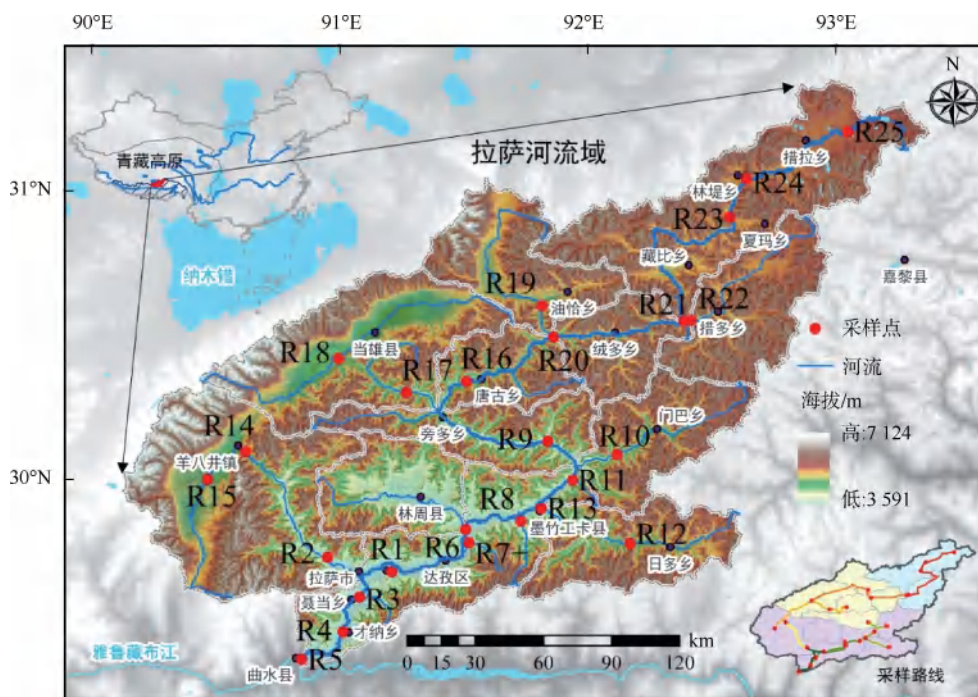


图1 拉萨河表层水体采样位点图(审图号:GS[2020]4615号)

Fig. 1 Sampling Site Map of Surface Water Bodies in the Lhasa River(Review Number was GS[2020]4615)

1.2 样品处理与分析

水样在采集现场通过 Whatman GF/C 玻璃纤维滤膜进行预处理,并于 4 °C 条件下保存于车载冰箱内,于 72 h 内通过干冰冷链运输至实验室。水样中 Zn、Mn、Cu、Fe、As、Al、Pb、Cr 及 Ni 等重金属元素的浓度由电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, Agilent 5110)测定。选取这些元素是由于此 9 种元素与人类生活息息相关,并且在地表水中普遍存在,并可以以交换态和可还原态通过食物链积累、植物富集等方式进入人体造成危害^[22]。As 本不属于重金属,因其生态危害性较大故将其划入研究范围。数据分析方面,采用 R 语言及 SPSS 19.0 进行主成

分分析(PCA)和 Pearson 相关性分析;利用 ArcGIS 10.3 软件,基于 Kriging 插值方法绘制重金属空间分布图。结合前期收集的地理环境因子数据与健康风险指标^[23],借助 Excel 中集成的地理探测器宏工具对影响总健康风险的主导因子进行识别分析^[24]。图表制作使用 Excel、Origin 等软件与 R 语言完成。

1.3 质量保证与控制

本试验所使用的所有化学试剂均为优级纯级别,配制试剂溶液时使用电阻率为 18.25 MΩ·cm 的超纯水。在试验开始前,所有消解管均在 10% 的硝酸溶液中浸泡 24 h,以确保彻底清洁。为防止样品受到金属污染,整个试验过程中严格避免与金属

物品接触。每个样品均设置 3 个平行试验,每 10 个样品中加入 1 个分析空白样。检测结果显示:空白样品中的重金属含量远低于实际样品的浓度,确保试验数据的准确性。

1.4 水体中重金属评估方法

1.4.1 单因子水质标准比较法

根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),选用监测浓度值进行水质评价。若监测值低于或等于相应类别标准限值,则判定该水体符合该类别水质标准。以Ⅲ类标准限值作为判定临界值,当水体中重金属浓度超过Ⅲ类标准限值时,判定为超标。

1.4.2 内梅罗综合污染指数法

由于水体中的重金属污染通常是多种元素的协同作用,单一的评价指标可能无法全面反映其污染状况。内梅罗综合污染指数法作为一种广泛应用于水体环境质量评价的综合方法,不仅分析各污染物的平均水平,还特别关注最严重的污染因素,从而在加权时有效减少主观影响^[25-26]。其计算如式(1)~式(3)。

单因子污染评价计算如式(1)。

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

其中: i ——某种重金属元素;

P_i ——该元素的污染指数;

C_i ——第 i 种重金属的实测质量浓度(以年平均监测值计),mg/L;

S_i ——元素 i 对应的评价基准值,本研究以《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中Ⅲ类水质限值作为阈值参考标准,mg/L。

内梅罗综合污染指数计算如式(2)~式(3)。

$$P_n = \sqrt{(P_{i,\max}^2 + \bar{P}^2)/2} \quad (2)$$

$$\bar{P} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i \quad (3)$$

式中: P_n ——内梅罗综合污染指数;

n ——污染物种类数;

$P_{i,\max}$ ——所有重金属中污染指数的最大值;

\bar{P} ——污染指数的算术平均值。

根据内梅罗综合污染指数法,水体环境质量被

划分为 5 个等级(表 1)。此前的研究中发现, $n=5$ 时可以保证评价结果的可靠性,不会使最大值的作用过分突出^[27]。在综合考虑重金属毒性和浓度后选择 Zn、Cu、As、Pb、Cr 5 种元素进行研究。

表 1 内梅罗综合污染指数分级分类标准

Tab. 1 Classification Standard for Nemeiro Composite Pollution Index

等级	内梅罗综合污染指数	污染程度
1	$(-\infty, 0.7]$	清洁
2	$(0.7, 1.0]$	尚清洁
3	$(1.0, 2.0]$	轻度污染
4	$(2.0, 3.0]$	中度污染
5	$(3.0, +\infty)$	重度污染

1.4.3 PERI 法

PERI 基于毒性、流动性和区域敏感性来评估生态风险^[28]。PERI 的计算如式(4)。

$$P_{\text{ERI}} = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot \frac{C_i}{C_n^i} \quad (4)$$

其中: P_{ERI} ——该污染物的 PERI;

E_r^i ——单金属潜在生态风险指数;

T_r^i ——该污染物的毒性响应系数;

C_n^i ——第 i 种金属的环境背景值,mg/L。

不同重金属在地表水中的毒性响应系数^[29]和背景值^[30]如表 2 所示。单个重金属的生态风险等级划分标准如表 3 所示。在本研究中,使用徐争启等^[31]的重金属毒性系数,选择 Cu、Zn、Pb、Mn、Cr、As、Ni 7 种元素进行分析。

表 2 地表水中各重金属的毒性响应系数和背景值

Tab. 2 Toxicity Response Coefficient and Background Values of Various Heavy Metals in Surface Water

项目	Cu	Zn	Pb	Mn	Cr	As	Ni
T_r^i	5	1	5	1	2	10	5
S_i	22	65	31	619	42	20	21

表 3 PERI 划分标准

Tab. 3 Classification Standards of PERI

E_r^i	P_{ERI}	潜在生态风险等级
$E_r^i < 40$	$P_{\text{ERI}} < 150$	低
$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq P_{\text{ERI}} < 300$	中
$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq P_{\text{ERI}} < 600$	较重
$160 \leq E_r^i < 320$	$P_{\text{ERI}} > 600$	重
$E_r^i \geq 320$	$P_{\text{ERI}} > 600$	严重

1.4.4 健康风险评价

美国国家环境保护局(EPA)的健康风险模型量化了成人和儿童通过饮用水和皮肤接触所面临的致癌和非致癌风险^[32]。

皮肤接触途径的健康风险评价模型用于评估通过皮肤接触引发的健康风险。该模型考虑了污染物的暴露量、皮肤吸收率等因素,计算如式(5)~式(8)。

$$R_i = \frac{(D_i \times S_F \times 68.17)}{B_W} \quad (5)$$

其中: R_i ——化学致癌物*i*通过饮水途径引起的人年均健康风险, a^{-1} ;

D_i ——化学致癌物*i*通过皮肤接触的单位体重日均暴露量, $mg/(kg \cdot d)$;

S_F ——化学致癌物*i*经饮水摄入时的致癌系数, $mg/(kg \cdot d)$;

B_W ——人均体重, kg ;

68.17——拉萨地区居民的期望寿命, a 。

化学致癌物通过饮水途径引起的健康风险的计算如式(6)。

$$R_i^{nc} = \frac{D_i}{R_{ID}} \quad (6)$$

其中: R_i^{nc} ——化学致癌物*i*通过皮肤接触引起的人年均健康风险, a^{-1} ;

R_{ID} ——化学致癌物*i*通过皮肤接触的参考剂量, $mg/(kg \cdot d)$ 。

暴露量计算如式(7)。

$$D_i = \frac{I_i \times A_{sd} \times F_E \times E_F}{B_W \times T_A \times E_D} \quad (7)$$

其中: I_i ——单次淋浴被人体吸收的化学致癌物*i*剂量, $mg/(cm^2 \cdot 次)$;

A_{sd} ——人体表面积, cm^2 ;

F_E ——洗澡的频率, $次/d$;

E_F ——接触暴露频率, d/a ;

T_A ——平均暴露时间, a ;

E_D ——暴露延迟。

$$I_i = 2 \times 10^{-3} \times k \times C_d \times \sqrt{\frac{6 \times T \times T_E}{\pi}} \quad (8)$$

其中: k ——皮肤的吸附指标;

T ——污染物在皮肤表面的停留时间, h ;

T_E ——洗澡的时长, h 。

非化学致癌物计算如式(9)~式(12)。

$$R_d = \frac{[D_d S_F \times 68.17]}{B_W} \quad (9)$$

$$R_d^{nc} = \frac{D_d}{R_{ID}} \quad (10)$$

$$D_d = \frac{I_d \times A_{sd} \times F_E \times E_F}{B_W \times T_A \times E_D} \quad (11)$$

$$I_d = 2 \times 10^{-3} \times k \times C_d \times \sqrt{\frac{6 \times T \times T_E}{\pi}} \quad (12)$$

其中: R_d ——非致癌性物质*d*通过饮水途径所产生的人均年健康风险, a^{-1} ;

R_d^{nc} ——非致癌性物质*d*通过皮肤接触所产生的人均年健康风险, a^{-1} ;

D_d ——非致癌性物质*d*通过皮肤接触的体重平均暴露量, $mg/(kg \cdot d)$;

I_d ——淋浴被人体吸收的非致癌性物质*d*剂量, $mg/(cm^2 \cdot 次)$;

C_d ——非致癌性物质*d*的检测质量浓度, mg/L 。

针对非致癌物(如Cu、Zn、Pb、Ni、Fe、Al、Mn),其参考剂量为0.005~1.000 $mg/(kg \cdot d)$ 。

健康风险评价总体模型的计算如式(13)。

$$R_z = R_i + R_i^{nc} + R_d + R_d^{nc} \quad (13)$$

其中: R_z ——污染物通过饮用途径与皮肤接触途径对人体产生的总体人均年健康风险值, a^{-1} 。

1.5 重金属溯源分析

为定量评估环境因子对健康风险空间分异的影响,采用地理探测器方法,通过因子探测*q*方程统计量表征各因子的解释力。研究数据涵盖土壤理化参数、环境协变量(包括温度、湿度等)以及空间属性数据[地理信息系统(GIS)图层]^[23]。地理探测器基于空间分层异质性理论,通过对自变量进行最优离散化处理,分析各因子对因变量空间分布格局的解释能力。同时,利用PMF模型解析拉萨河流域重金属污染来源。PMF模型通过非负约束下的浓度矩阵分解,识别潜在污染源及其贡献率,模型计算基

于 EPA PMF 5.0 平台实现。结合引导程序(BS)和置换(DISP)技术对模型的不确定性进行评估^[17]。PMF 通过最小化目标函数 Q 值确定最优因子数,输出结果包括重金属的指纹谱特征以及各污染源在时空尺度上的贡献比例。

本研究还通过相关性分析计算重金属元素间的相关系数(r)及显著性(P 值),评估其地球化学行为相似性和潜在同源关系;进行 PCA 前,应用 Bartlett 球形度检验($p < 0.05$)和 KMO 度量值检验($KMO > 0.5$)确认数据适合因子分析;利用 K-Means 聚类法基于重金属含量特征将采样点划分为三类,识别空间分布特征及异常点;通过 PCA 提取主成分并计算各主成分的方差贡献率,分析重金属元素在不同主成分上的载荷系数,这些综合

方法共同揭示重金属元素间的关联性、污染类型及样点空间分类特征,为污染源解析奠定基础。

2 结果与讨论

2.1 表层水体中重金属空间分布与统计特征

拉萨河流域表层水体重金属的 Kriging 插值结果(图 2),表明 Cu 和 Zn 的含量空间分布规律相似,均呈现出上游含量低、下游含量高的趋势。Mn 和 Cr 的高值区域主要出现在墨竹工卡流域,As 和 Ni 在空间分布上较为一致,高值区域主要集中在流域下游堆龙曲流域内羊八井镇。而 Fe 和 Al 的高值区则位于拉萨河流域的当雄县(R17 和 R18)。Pb 的含量空间分布表现出独特性,含量较高的区域主要集中在流域内的曲水县、拉萨市和林周县等人类活动和农牧业集中区域。

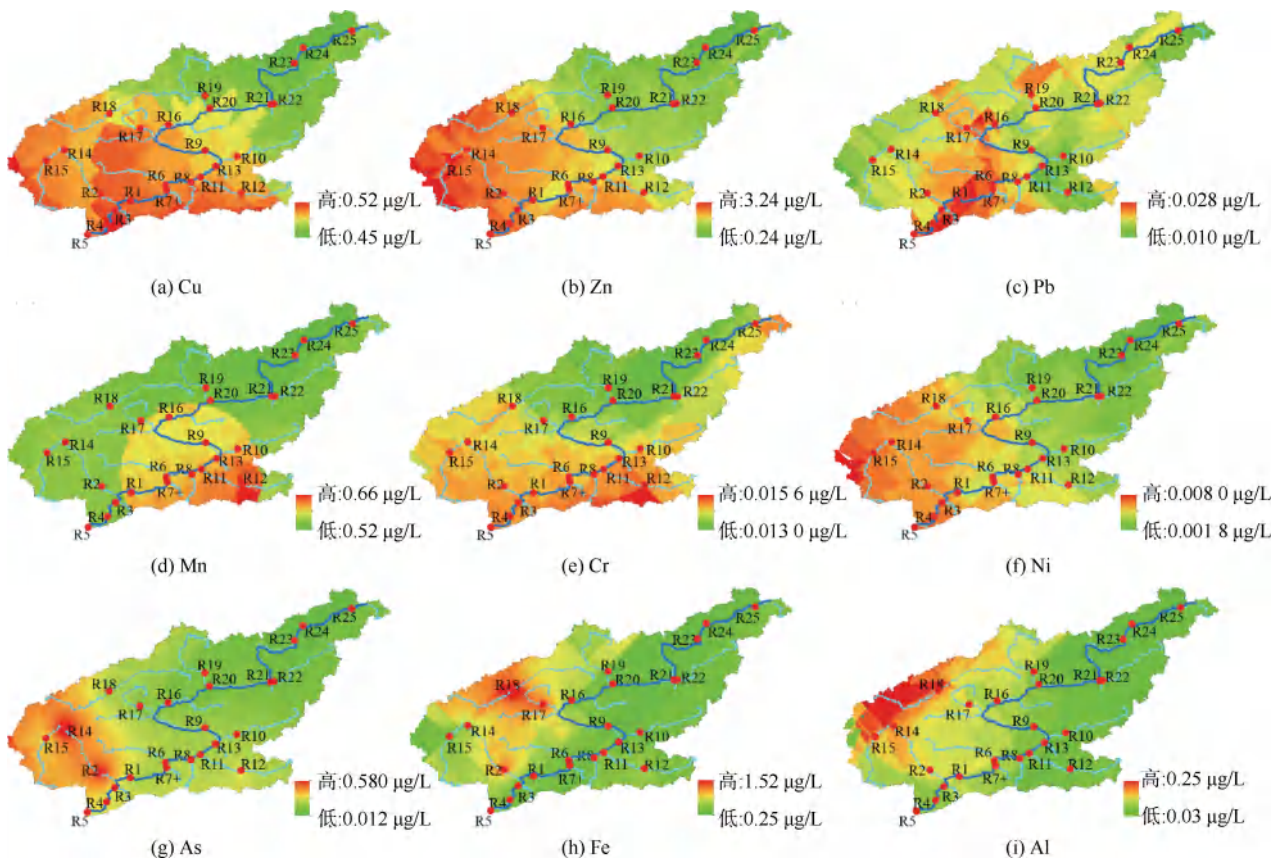


图 2 拉萨河流域表层水体重金属含量空间特征

Fig. 2 Spatial Characteristics of Surface Water Heavy Metal Content in the Lhasa River Basin

研究表明:根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),Mn、Fe 和 Ni 未达饮用水标准,As 未达 V 类水质标准,Zn 达到 IV 类水质标准,Pb 达到 III 类水质标准,Cu 和 Cr 达到 II 类水质标准(图 3)。9 种元素的含量平均值按降序排列为 Zn、

Mn、Cu、Fe、As、Al、Pb、Cr、Ni。拉萨河土壤中的重金属元素浓度表现出一定的空间异质性。其中 Zn 的浓度波动幅度较大,平均质量浓度为 $1.69 \mu\text{g/L}$,最小质量浓度为 $0.064 \mu\text{g/L}$,最大质量浓度为 $5.663 \mu\text{g/L}$,标准差为 1.669 ,变异系数为 0.988 ,表现出较

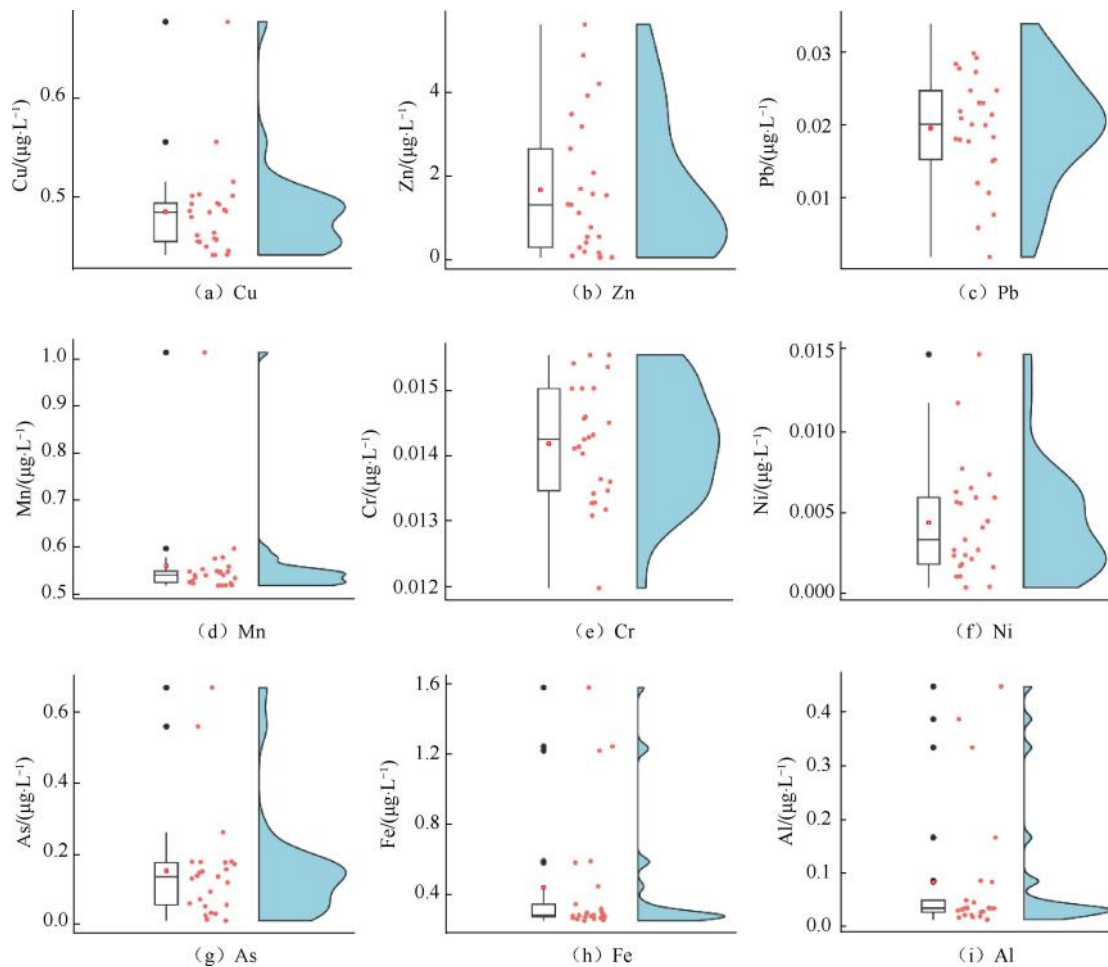


图3 拉萨河流域表层水体重金属含量统计特征

Fig. 3 Statistical Characteristics of Surface Water Heavy Metal Content in the Lhasa River Basin

高的波动性。Cu 和 Mn 平均质量浓度分别为 $0.483 \mu\text{g/L}$ 和 $0.559 \mu\text{g/L}$, 变异系数较低, 浓度相对稳定, 分布较为均匀。As 的浓度整体较低, 平均质量浓度为 $0.15 \mu\text{g/L}$, 而最大质量浓度为 $0.672 \mu\text{g/L}$, 最小质量浓度为 $0.009 \mu\text{g/L}$, 标准差为 0.156 , 变异系数为 1.036 , 表现出较大的波动, 可能由于不同地区存在不同污染源。部分元素(如 Pb、Cr 和 Ni) 未达到检测限值, 可能未达到污染水平或在环境中浓度较低。Fe 和 Al 的浓度变化较大, Fe 的平均质量浓度为 $0.439 \mu\text{g/L}$, 最大质量浓度为 $1.585 \mu\text{g/L}$, 标准差为 0.361 , 变异系数为 0.823 。Al 的浓度较低, 平均质量浓度为 $0.084 \mu\text{g/L}$, 最大质量浓度为 $0.451 \mu\text{g/L}$, 标准差为 0.122 , 变异系数为 1.453 。与土壤背景值相比^[20,33], 大部分流域重金属的平均含量均低于背景值, 表明这些流域可能未受到显著污染, 而各元素的标准差和变

异系数分析显示其在土壤中的分布具有一定的空间异质性。

2.2 重金属污染评估与生态风险评估

2.2.1 基于内梅罗污染指数的污染风险

重金属的单因子污染指数: Zn 为 $0.064 \sim 5.663$ 、Cu 为 $0.439 \sim 0.676$ 、As 为 $0.172 \sim 11.236$ 、Pb 为 $0.037 \sim 0.680$ 、Cr 为 $0.239 \sim 0.311$ (图 4)。其中, As 的单因子污染指数在各监测断面中最高, 应特别关注其污染风险。内梅罗综合污染指数分析表明, 拉萨河流域的重金属污染表现出复杂特征。Cu、Pb 和 Cr 的单因子污染指数均低于 1.0 , 表明其在水体中的含量相对安全, 不构成显著环境威胁。而 Zn 和 As 的单因子污染指数超过 3.0 , 达到了严重污染水平, 应引起重视(图 4)。各监测断面的重金属综合污染指数为 $2.0 \sim 3.0$, 说明该地区整体存在严重的重金属污染, 且不同监测点间污染程度存

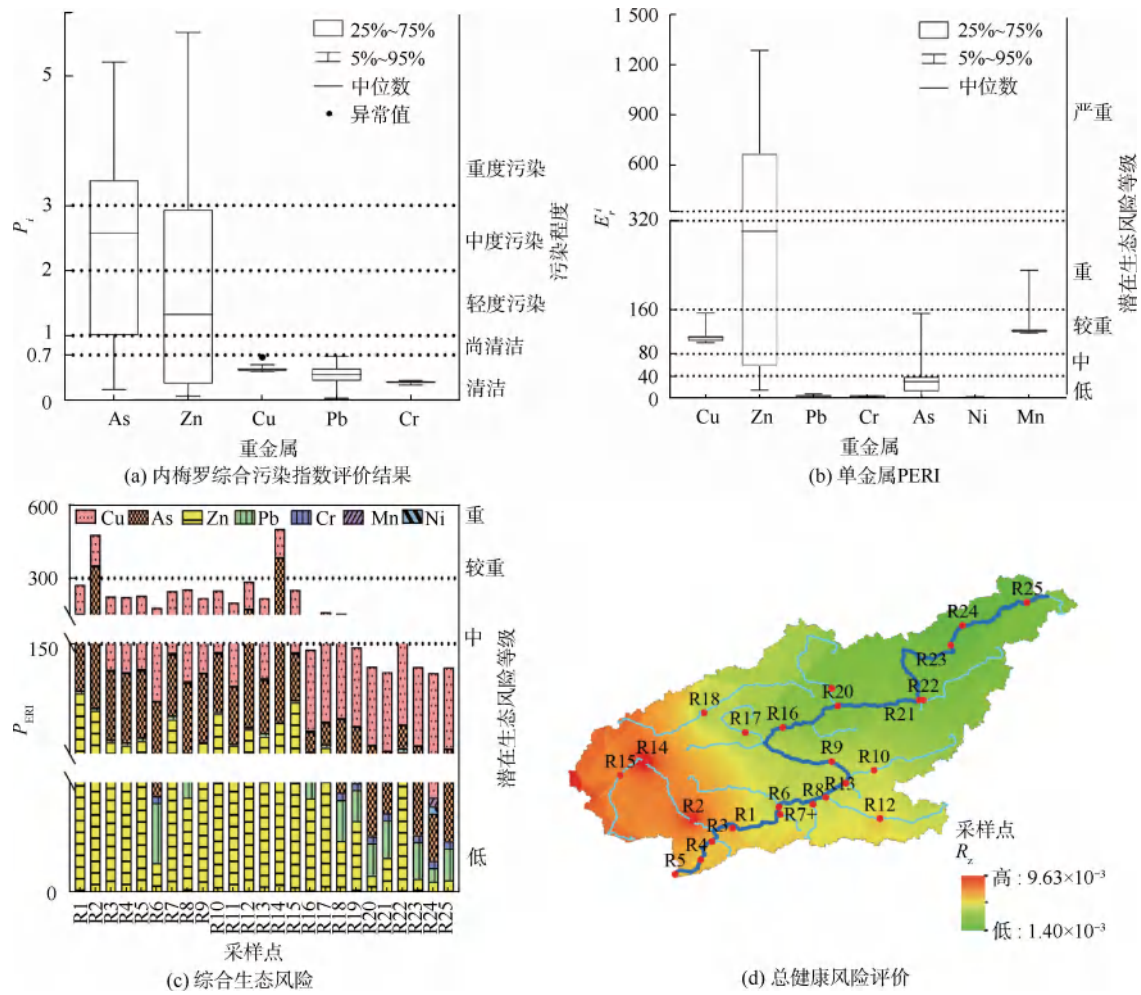


图4 拉萨河流域表层水体重金属污染评估

Fig. 4 Assessment of Heavy Metal Pollution in the Surface Water of the Lhasa River Basin

在差异。此污染状况可能是由于自然地质背景与人类活动(如采矿、工业和农业)以及大气沉降等多种因素的共同作用。

2.2.2 Hakanson 综合潜在生态风险

拉萨河流域表层水体中 Cu、Zn、Pb、Mn、Cr、As 和 Ni 的 Hakanson 单金属 PERI 平均值及范围: Cu 为 109.756(99.782~153.703)、Zn 为 26.000(0.984~87.120)、Pb 为 3.160(0.003~5.484)、Mn 为 0.902(0.835~1.640)、Cr 为 0.676(0.570~0.741)、As 为 75.118(4.296~336.24) 和 Ni 为 1.046(0.096~2.812)。Zn 的潜在生态风险较高,这与内梅罗综合污染指数的分析结果一致(图4)。Cu 和 As 的潜在生态风险较为严重,Pb、Cr、Mn 和 Ni 的潜在生态风险则较低。根据综合潜在生态风险分析(图4),在西北角(R14)和西南角(R2),As 的潜在生态风险明显高于其他采样点。综合 PERI(图4)显示:所有采

样点的风险指数值为 0.085~336.24,平均值为 216.657,表明整体区域具有中度生态风险。其中,西南角的 R14 采样点风险等级最高,达到严重风险水平。研究^[34]表明,人类活动的强度对拉萨河流域重金属的生态风险具有重要影响。城市化和工业化程度低的城市拉萨河流域,其重金属污染程度普遍低于发展水平较高的拉萨河流域。尽管拉萨河流域整体上污染程度不显著,但拉萨河下游的重金属污染综合指数明显更高,应当引起重视。笔者认为这主要是由于拉萨河下游地区人类活动强度更大,生活废水、工业废水、采矿活动产生的矿渣以及农业灌溉水排放的重金属量高于其他人类活动少的区域。人类活动对拉萨河流域水环境状况产生了很大影响,并在往更恶劣的情况发展^[18]。

2.2.3 健康风险评价

本研究运用推荐的健康风险评价模型,计算

了水体中重金属污染对人体健康的潜在危害。该模型广泛应用于重金属污染健康风险研究中,模型综合了环境污染与人体健康,将风险度作为评价指标^[35-36]。研究表明,饮用水是居民暴露于重金属的主要途径,尤其是对于儿童来说,水体中的重金属污染影响是成人的1.79倍(表4)。余葱葱等^[37]通过健康风险评价模型计算了陆浑水库饮用水源地水体中的重金属对人体的健康风险指数,发现儿童的暴露剂量明显高于成人。这与王玺等^[38]的研究结果一致。因此,应更加注意儿童的饮用水安全防护。9种重金属通过饮水途径引起的健康风险($2.91 \times 10^{-11} \sim 1.32 \times 10^{-3} \text{ a}^{-1}$)普遍高于通过皮肤接触途径引起的健康风险($5.82 \times 10^{-13} \sim$

$4.91 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$),这表明研究区域内居民重金属暴露主要来源于饮用水途径^[39],这也与唐亮等^[40]的研究一致。

在研究区域内,致癌性重金属主要来源于As和Cr。As占重金属致癌总风险的70.37%,其对儿童和成人产生的健康风险分别为 $1.32 \times 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ 和 $7.40 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$,均远超过了ICRP最大可接受风险水平($5.00 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$)。尽管Cr的浓度未超过水质标准限值,但健康风险评价结果表明,As和Cr的致癌风险超过可接受水平,显示As在拉萨河流域水体中的致癌污染风险尤为突出,值得重点关注。流域内总体健康风险空间分布在羊八井镇、拉萨市和堆龙曲流域(图4)。

表4 饮水途径和皮肤接触途径引起的平均个人年健康风险(单位: a^{-1})

Tab. 4 Average Individual Annual Health Risk from Drinking Water and Dermal Exposure Routes(Unit: a^{-1})

健康 风险源	人群	致癌		健康 风险源	人群	非致癌						
		Cr	As			Cu	Zn	Pb	Ni	Fe	Al	Mn
R_i 饮水	成人	2.01×10^{-4}	7.40×10^{-4}	R_d^{nc} 饮水	成人	3.35×10^{-8}	1.96×10^{-9}	1.70×10^{-9}	7.63×10^{-11}	2.18×10^{-10}	2.91×10^{-11}	1.39×10^{-9}
	儿童	3.70×10^{-4}	1.32×10^{-3}		儿童	6.22×10^{-8}	3.63×10^{-9}	3.15×10^{-9}	1.41×10^{-10}	4.03×10^{-10}	5.39×10^{-11}	2.57×10^{-9}
R_d 皮肤	成人	2.42×10^{-4}	3.06×10^{-4}	R_d^{nc} 皮肤	成人	4.83×10^{-11}	5.82×10^{-13}	4.63×10^{-10}	2.70×10^{-12}	7.70×10^{-12}	1.03×10^{-12}	4.92×10^{-11}
	儿童	3.91×10^{-4}	4.91×10^{-4}		儿童	7.85×10^{-11}	9.47×10^{-13}	7.52×10^{-10}	4.40×10^{-12}	1.26×10^{-11}	1.68×10^{-12}	7.99×10^{-11}

此外,非致癌重金属通过此2种途径引起的健康风险较低,但其在水体中的风险贡献仍然不可忽视。Cu、Pb、Zn、Mn的非致癌风险占比高达99.15%,Cu和Pb的风险尤为显著。虽然非致癌重金属的健康风险低于致癌重金属,但仍需作为重点监控的污染物^[38,40]。

2.3 表层水体中重金属污染来源分析

在地理探测器单因素分析中,影响总体健康风险的主要因子值为流域(0.750)>太阳辐射(0.660)>土壤总碳(0.550)>降雨(0.453)>人口(0.426)。交互探测结果表明:两因素交互的综合作用均显著大于单一因素的影响;其中,太阳辐射、土壤总碳与流域中任意两因素的交互作用均高于0.5,且超过了单一因素对健康风险的影响[图5(a)]。说明流域内健康风险的形成受到多种因素的综合影响,各因素之间的相互作用在重金属的分布中发挥了关键作用,具体表现为土壤因素、社会因素、气候因素和植被因素的复合效应。基于因子分析结果和不同元素受不同因子的影响,显示出明显的污染来源模式:Cu、Mn、As主要受工业废水排放,尤其是冶金和电

子工业(Factor 1)影响;Zn主要受农业活动,特别是锌肥料使用(Factor 2)影响;Fe和Al主要受自然地质背景和风化过程(Factor 3)影响;As也受矿产开采和煤炭燃烧(Factor 4)明显影响;而Pb则主要受大气沉降,包括交通排放和历史遗留污染(Factor 5)影响。这些分析结果与实际研究发现相符: Cd和As主要来自工业废水和矿业活动,Cr与自然地质过程和农业相关,Pb污染主要源于大气沉降和河流输送[图5(b)]。

Fe与Al之间存在极显著的正相关关系($r = 0.99, P < 0.001$),表明这2种元素可能在拉萨河流域水体中具有相似的地球化学行为,可能源自相同的来源。此外,Cu与Mn、Cr、As、Ni之间存在显著的正相关关系($P < 0.05$),Zn与Cr、As、Ni之间也呈现出显著的正相关性($P < 0.05$)。同时,As、Cr和Ni三者之间也存在显著的正相关关系($P < 0.05$),这些元素之间在一定程度上具有相似污染源[图5(c)]。

对拉萨河流域表层水体中的重金属进行了Bartlett球形度检验($P < 0.05$)和KMO度量值检验(KMO值=0.538, $P > 0.5$)[图5(d)],结果表明这

些元素可以进行 PCA。通过 K-Means 聚类法, 样本被分成 3 类, 在聚类 1 中包含了大多数样本, 显示它们之间的相似性较强; 在聚类 2 (R8 和 R14) 和聚类 3 (R2) 中被聚为单独的类群, 这说明它们的表现与其他样本有显著差异。此外, 聚类 1 中的样本 (大多数) 与 Zn、Cu、Mn 等重金属的关系较

强, 其中样本 R18 与 Pb、Fe、Al 关联较大。Fe 对第一主成分 (PC1) 的贡献较大, 而 Zn 和 Cu 对第二主成分 (PC2) 有更多贡献。PC1 方差贡献率为 40.64%, 载荷较高的重金属为 Cu、Ni、As 和 Cr; PC2 方差贡献率为 23.11%, 载荷较高的重金属为 Pb、Fe、Al 和 Cu。

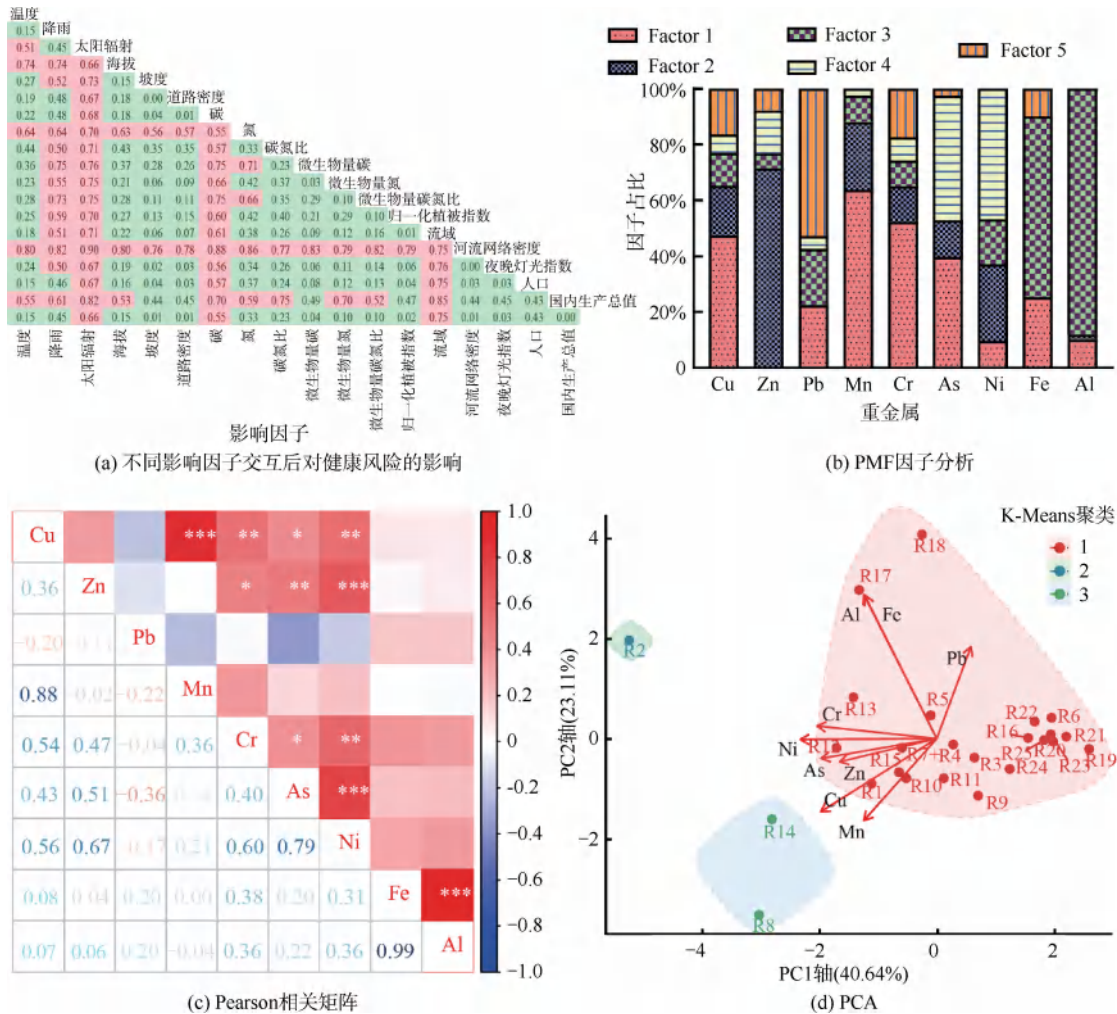


图 5 拉萨河流域表层水体重金属溯源分析

Fig. 5 Source Analysis of Heavy Metals in the Surface Water of the Lhasa River Basin

3 结论

(1) 拉萨河流域表层水体重金属含量分析

拉萨河流域表层水体的重金属含量普遍较好, 9 种重金属元素按含量平均值降序排列为 Zn、Mn、Cu、Fe、As、Al、Pb、Cr 和 Ni, 且其平均含量均低于土壤背景值。水体中的 Cu 和 Zn 含量分布呈现从上游到下游逐渐升高的趋势; Mn 和 Cr 在墨竹工卡流域浓度较高; As 和 Ni 的高值区则主要位于堆龙曲流域; Fe 和 Al 在羊八井流域表现较为突出; Pb 的

相对较高浓度出现在人类活动频繁的拉萨市和曲水县。这表明人类活动对某些重金属的分布具有重要影响。

(2) 重金属污染、生态风险和健康风险评估

根据内梅罗综合污染指数和 PERI 分析发现, Pb、Mn、Ni 和 Cr 均处于轻度污染水平, 而 Zn、Cu 和 As 则处于中度污染水平。As 和 Cu 的潜在生态风险较高, 分别表现为中度风险 (As) 和重度风险 (Cu), 其余几种元素的生态风险处于低风险水平。整个拉萨

河流域的综合 PERI 为 113.01~503.69, 平均为 210.66, 表明流域的生态风险水平较为严重。Zn、As 和 Cu 3 种元素的 PERI 占据了总风险指数的 85% 以上, 是拉萨河流域重金属污染和生态风险的主要贡献因子。水体中的重金属污染风险儿童是成人的 1.79 倍。通过饮水途径引起的健康风险 ($2.91 \times 10^{-11} \sim 1.32 \times 10^{-3} \text{ a}^{-1}$) 明显高于皮肤接触途径的健康风险 ($5.82 \times 10^{-13} \sim 4.91 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$)。其中, As 被识别为拉萨河流域水体中的主要致癌污染因子, 非致癌重金属的健康风险显著低于致癌重金属。

(3) 重金属元素溯源分析

拉萨河流域表层水体中重金属污染的溯源分析表明, 流域 (0.750)、太阳辐射 (0.660)、土壤总碳 (0.550)、降雨 (0.453) 和人口 (0.426) 是影响总体健康风险的主要因子, 且两因素交互作用显著大于单一因素, 其中太阳辐射、土壤总碳与流域的交互效应尤为突出 (>0.5)。因子分析显示, Cu、Mn、As 主要受 Factor 1 影响, Zn 与 Factor 2 相关, Fe 和 Al 源于 Factor 3, As 同时受 Factor 4 影响, 而 Pb 主要来自 Factor 5。相关性分析进一步揭示, Fe 与 Al 极显著正相关 ($r = 0.99, P < 0.001$), Cu、Mn、Cr、As、Ni 及 Zn、Cr、As、Ni 间也存在显著相关性, 表明这些元素具有相似的污染来源。PCA 和 K-Means 聚类结果显示, PC1 (40.64%) 主要反映 Cu、Zn、Mn、Cr 的工业和农业来源, PC2 (23.11%) 则与 Pb、Fe、Al、As 的自然及大气沉降来源相关, 样本聚类突出 R8、R14 和 R2 的独特性, 这表明污染来源具有多样性和复杂性。

(4) 建议

通过生态风险评价发现, As 和 Cu 的潜在生态风险较高。值得注意的是, Cu 在《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) 达到了 II 类水质标准, 却表现为重度生态风险, 这可能说明当前水质标准限定存在一定局限性。通过重金属元素溯源分析又发现, Cu 和 As 主要分别受 Factor 1 和 Factor 4 影响。表明这 2 种重金属元素污染主要受工业影响。首先应从源头控制工业污染进入水源, 其次对于水体中的 As 和 Cu, 可以通过经济高效的吸附法进行去除。例如 As 可以施用磁黄铁矿和纳米零价铁颗粒等材料, Cu 可以施用水滑石和沸石等材料。

参考文献

- [1] 马瑾, 骆永明, 胡清, 等. 中国土壤环境基准与标准研究五十年: 发展历程与未来展望[J]. 环境科学研究, 2025, 38(8): 1649-1667.
Ma J, Luo Y M, Hu Q, et al. Fifty years of research on soil environment criteria and standard in China: Development Process and future prospect[J]. Research of Environmental Sciences, 2025, 38(8): 1649-1667.
- [2] Rehman M Y A, Herwijnen M V, Malik R N, et al. The miRNA-based liquid biopsies for environmental health risk assessment: Insights into arsenic-induced hepatotoxicity and systemic health impacts[J]. Science of the Total Environment, 2025, 998: 179825. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.179825.
- [3] Lin Z B, Dong Y Q, Di X L, et al. Association between heavy metal exposure and heart failure incidence and mortality: Insights from NHANES data (2003—2018) [J]. BMC public health, 2025, 25(1):1935.
- [4] Jin H, Zhang L, Sun Y, et al. Developing machine learning models for predicting cardiovascular disease survival based on heavy metal serum and urine levels [J]. Frontiers in public health, 2025, 13: 1582779. DOI: 10.3389/fpubh.2025.1582779.
- [5] Gelaye Y. Public health and economic burden of heavy metals in Ethiopia: Review[J]. Heliyon, 2024, 10(19): e39022.
- [6] Medgyesi D N, Bangia K, Spielfogel E S, et al. Long-term exposure to arsenic in community water supplies and risk of cardiovascular disease among women in the California teachers study[J]. Environmental health perspectives, 2024, 132(10): 107006.
- [7] Mancuso G, Violi F, Nocella C. Food contamination and cardiovascular disease: A narrative review [J]. Internal and emergency medicine, 2024, 19(6): 1963-1703.
- [8] Qi Z H, Zhao Q T, Yu Z X, et al. Assessing the impact of PM_{2.5}-bound arsenic on cardiovascular risk among workers in a non-ferrous metal smelting area: Insights from chemical speciation and bioavailability [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(19): 8228-8238.
- [9] Lin Y T, Yu R L, Hu G R, et al. Arsenic and its associated metabolism genes in Chinese soils: A comprehensive investigation of mine and paddy soils [J]. Journal of Soils and Sediments, 2025, 25(3): 883-896.
- [10] Xiang X B, You Y, Wei Q, et al. Exogenous ABA Inhibits the Accumulation of Ni, Zn, and Cd in Arabidopsis, but fails to minimize Pb accumulation [J]. Russian Journal of Plant Physiology, 2025, 72(1). DOI: 10.1134/S102144372460870X.

- [11] Bai Y Z, Lan X L, Xu S Z. Effects of combined application of Se and ammonium fertilizers on the growth and nutritional quality of maize in Hg-polluted soil under two irrigation conditions and its health risk assessment[J]. *Chemosphere*, 2024, 367: 143644. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.143644.
- [12] Zhu Z Y, Wang J, Trumble J T, et al. Transfer and biological effects of cadmium along a tomato-thrip-predatory bug food chain [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2024, 286. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2024.117218.
- [13] Rubilar P, Hirmas-Adauy M, Apablaza M, et al. Arsenic exposure during pregnancy and childhood: Factors explaining changes over a decade[J]. *Toxics*, 2025, 13(3). DOI: 10.3390/toxics13030215.
- [14] Shang E P, Ma Y, Yao W T, et al. Trends in heavy metal pollution in agricultural land soils of tropical islands in China (2000–2024): A case study on Hainan Island [J]. *Toxics*, 2024, 12(12). DOI: 10.3390/toxics12120934.
- [15] Yongo E, Jin F F, Mutethya E, et al. Sediment heavy metal pollution assessment in Changwang and Wuyuan Rivers in Hainan Island, China [J]. *Water*, 2023, 15(8). DOI: 10.3390/w15081580.
- [16] Jiao Y W, Liu Y T, Wang W, et al. Heavy metal distribution characteristics, water quality evaluation, and health risk evaluation of surface water in abandoned multi-year pyrite mine area[J]. *Water*, 2023, 15(17): 3138.
- [17] Hao M H, Zuo Q T, Li J L, et al. A comprehensive exploration on distribution, risk assessment, and source quantification of heavy metals in the multi-media environment from Shaying River Basin, China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 231. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2022.113190.
- [18] Li J J, Lian S, Wang M G, et al. Hydrochemical characteristics of surface water in Hengduan mountain region of Eastern Tibet and its response to human activities: A case study of Duoqu Basin, Jinsha River [J]. *China Geology*, 2024, 7(4): 630–641.
- [19] 雷涵博, 祝培甜, 侯怡爽. 青藏高原耕地保护现状与问题研究[J]. *自然资源情报*, 2024(5): 1–6.
Lei H B, Zhu P T, Hou Y S. Research on current situation and problems of farmland protection in the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Natural Resources Information*, 2024(5): 1–6.
- [20] 杨崛园, 熊健, 李伟, 等. 基于 PCA-APCS-MLR 模型的西藏扎西岗湿地土壤重金属风险评价及来源解析[J]. *生态学杂志*, 2024, 43(6): 1807–1816.
Yang J Y, Xiong J, Li W, et al. Soil heavy metal risk evaluation and source analysis of Zhaxigang wetland in Tibet based on PCA-APCS-MLR Model [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2024, 43(6): 1807–1816.
- [21] 杨博, 熊健, 李伟, 等. 基于蒙特卡罗模拟的拉萨城区土壤重金属健康风险评价[J]. *环境化学*, 2024, 43(4): 1339–1352.
Yang B, Xiong J, Li W, et al. Health risk assessment of soil heavy metals in Lhasa urban area based on Monte Carlo Simulation [J]. *Environmental Chemistry*, 2024, 43(4): 1339–1352.
- [22] 方程, 王旭彤, 常可可, 等. 西藏高原典型城市重金属特性分析 [C]//中国环境科学学会环境工程分会. 中国环境科学学会 2022 年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分会场论文集(三). 西藏大学理学院; 天津大学环境科学与工程学院; 天津商业大学机械工程学院; 2022: 651–658.
Fang C, Wang X T, Chang K K, et al. Analysis of heavy metal characteristics of typical cities in tibet [C]//Environmental Engineering Branch of the Chinese Society for Environmental Sciences. Proceedings of the Environmental Engineering Technology Innovation and Application Sub-Forum (Part III); 2022: 651–658.
- [23] 潘永泰, 刘贵华, 刘星, 等. 拉萨河流域河岸带湿地土壤 CO₂ 排放对变温的响应 [J]. *中南民族大学学报(自然科学版)*, 2023, 42(1): 26–35.
Pan Y T, Liu G H, Liu X, et al. Response of soil CO₂ emission to temperature variation in riparian wetland of Lhasa River Basin [J]. *Journal of South-Central University for Nationalities (Natural Science Edition)*, 2023, 42(1): 26–35.
- [24] 孙思静, 董春雨, 张好, 等. 基于 PMF 模型和地理探测器的土壤重金属源解析及影响因素分析 [J]. *环境科学*, 2024, 45(9): 5474–5484.
Sun S J, Dong C Y, Zhang H, et al. Source and Influencing Factor Analysis of Soil Heavy Metals Based on PMF Model and GeoDetector [J]. *Environmental science*, 2024, 45(9): 5474–5484.
- [25] Luo W P, Wei P T, Zhang Y, et al. Characterization and source analysis of heavy metal(loid)s pollution in soil of an industrial park in Kunming, China [J]. *Applied Sciences Basel*, 2024, 14(15). DOI: 10.3390/app14156547.
- [26] Luo W P, Wei P T, Zhang Y, et al. Soil heavy metal(loid) pollution evaluation, risk assessment, and source analysis of a mineral processing plant [J]. *Sustainability*, 2024, 16(12): 5271.
- [27] 韩术鑫, 王利红, 赵长盛. 内梅罗指数法在环境质量评价中的适用性与修正原则 [J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(10): 2153–2160.
Han S X, Wang L H, Zhao C S. Applicability and modifications of the Nemerow index method in evaluating environmental quality

- [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(10): 2153-2160.
- [28] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution-control a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [29] 林丽钦. 应用毒理学安全评价数据推算重金属毒性系数的探讨[C]. 中华环保联合会能源环境专业委员会. 2009 重金属污染监测、风险评价及修复技术高级研讨会论文集. 福建省环境监测中心站, 2009: 60-63.
- Lin L Q. A discussion on the estimation of heavy metal toxicity coefficients based on application toxicology safety evaluation data [C]. China Environmental Protection Federation Energy and Environment Professional Committee. Proceedings of the 2009 Advanced Seminar on Heavy Metal Pollution Monitoring, Risk Assessment, and Remediation Technology. Fujian Provincial Environmental Monitoring Center Station, 2009: 60-63.
- [30] 张晓平. 西藏土壤环境背景值的研究[J]. *地理科学*, 1994(1): 49-55, 100.
- Zhang Xiaoping. Research on the environmental background values of soils in xizang[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 1994(1): 49-55, 100.
- [31] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. *环境科学与技术*, 2008(2): 112-115.
- Xu Z Q, Ni S J, Tuo X G, et al. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008(2): 112-115.
- [32] 赵玉, 李芳. 渭河渭南段水体重金属污染特征及风险评价[J]. *长江科学院院报*, 2022, 39(2): 35-42.
- Zhao Y, Li F. Characteristics and risk assessment of heavy metal pollution in Weinan Segment of Weihe River Basin[J]. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2022, 39(2): 35-42.
- [33] 成杭新, 李括, 李敏, 等. 中国城市土壤化学元素的背景值与基准值[J]. *地学前缘*, 2014, 21(3): 265-306.
- Cheng H X, Li K, Li M, et al. Geochemical background and baseline value of chemical elements in urban soil in China[J]. *Earth Science Frontiers*, 2014, 21(3): 265-306.
- [34] 闫晓波, 纪滨玲, 薛文莲. 水环境保护中的水环境监测质量控制探讨[J]. *皮革制作与环保科技*, 2024, 5(14): 49-50, 59.
- Yan X B, Ji B L, Xue W L. Discussion on the quality control of water environment monitoring in the protection of water environment [J]. *Leather Manufacturing and Environmental Protection Technology*, 2024, 5(14): 49-50, 59.
- [35] 任丽江. 渭河流域关中段地表水重金属分布特征及其风险评价[D]. 西安: 西北大学, 2022.
- Ren L J. Distribution characteristics and riskassessment of heavy metals in surface waterin the Guanzhong section of the Weihe River Basin[D]. Xi'an: Northwest University, 2022.
- [36] Lee M Y, Kim Y J, Hwang D G, et al. Potential risk of exposure to heavy metals from co-processing of secondary wastes in the Republic of Korea [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 286: 112164. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112164.
- [37] 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.
- [38] 王玺, 罗亚翠, 张海君. 2019—2023 年台州市市售蔬菜中 9 种金属与类金属污染状况及健康风险评估[J]. *现代预防医学*, 2024, 51(14): 2662-2668.
- Wang X, Luo Y C, Zhang H J. Pollution status and health risk assessment of 9 mentals and metalloids on sale vegetables in Taizhou City, 2019 - 2023 [J]. *Modern preventive medicine*, 2024, 51(14): 2662-2668.
- [39] 牛玉坤. 水体中重金属检测技术分析及最新研究进展[J]. *山东化工*, 2024, 53(11): 108-110.
- Niu Y K. Analysis and recent research progress on heavy metal detection technology in water body [J]. *Shandong Chemical Industry*, 2024, 53(11): 108-110.
- [40] 唐亮, 施天宇, 景连东, 等. 若尔盖湿地土壤及水体重金属分布特征及健康风险评价[J]. *西南民族大学学报(自然科学版)*, 2024, 50(3): 247-258.
- Tang L, Shi T Y, Jing L D, et al. Distribution characteristics of heavy metals in soil and water and health risk assessment of Zoige Wetland [J]. *Journal of Southwest Minzu University (Natural Science Edition)*, 2024, 50(3): 247-258.