

陕北能源化工基地典型河流沉积物重金属时空分布及优控因子*

张亚宁^{1,2}, 何新林^{1**}, 董颖^{1,2}, 吴喜军^{2**}, 刘静², 彭妍², 张福初¹, 许添顺³, 韩翠平⁴

(1: 石河子大学水利建筑工程学院, 石河子 832000)

(2: 榆林学院建筑工程学院, 榆林 719000)

(3: 榆林市固体废物管理中心, 榆林 719000)

(4: 榆林市机动车尾气监督检测中心, 榆林 719000)

摘要: 为明晰不同污染源对生态环境和人类健康风险的影响, 以陕北能源化工基地典型河流窟野河为研究对象, 在丰水期和枯水期分别采集 59 个沉积物样品, 测定重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni、Cr、Hg 和 As 的浓度, 采用地累积指数 (I_{geo}) 和内梅罗指数 (P) 评估了重金属污染程度, 利用正定矩阵因子分解模型 (PMF) 解析重金属污染源, 并结合 PMF 与潜在生态风险模型 (RI) 和人类健康风险评估模型 (HRA), 建立 PMF-RI/HRA 风险源耦合模型, 定量解析各污染源对潜在生态和人类健康风险的贡献。结果表明: 沉积物中 Hg 的平均浓度由丰水期的 0.10 mg/kg 降低至枯水期的 0.01 mg/kg, 而其余 7 种重金属枯水期浓度明显高于丰水期。8 种重金属均处于无污染或低污染等级, 但总体污染水平较高。基于受体浓度的 PMF 结果表明, 丰水期重金属污染源主要来自工业源 (48.23%)、交通源 (31.06%)、农业源 (11.84%) 和煤炭开采源 (8.87%); 枯水期重金属主要受工业源 (58.83%)、煤炭开采源 (28.12%) 和交通源 (13.05%) 的影响。基于污染源的 PMF-RI/HRA 耦合模型结果显示, 丰水期和枯水期的综合生态风险指数平均值分别为 160.27 和 147.00, 处于中等和低风险水平, 主要由煤炭开采源 (48.27%) 的 Hg 排放 (98.46%) (丰水期) 和工业源 (46.87%) 的 Cd 排放 (69.52%) (枯水期) 驱动; 致癌风险在所有人都群中都很明显, 其中男童的风险最高, 主要归因于工业源 ($\geq 51.47\%$) 的 Ni 暴露 ($\geq 80.13\%$)。基于污染源导向的环境风险评估结果可为该类地区开展污染防治提供科学依据。

关键词: 能源化工基地; 重金属; 源解析; 耦合模型; 污染源风险

Spatial-temporal distribution and priority control factors analysis of heavy metals in typical river sediments of Northern Shaanxi Energy and Chemical Industry Base

Zhang Yaning^{1,2}, He Xinlin^{1**}, Dong Ying^{1,2}, Wu Xijun^{2**}, Liu Jing², Peng Yan², Zhang Fuchu¹, Xu Tianshun³ & Han Cuiping⁴

(1: College of Water Conservancy & Architectural Engineering, Shihezi University, Shihezi 832000, P.R.China)

(2: School of Civil Engineering, Yulin University, Yulin 719000, P.R.China)

(3: Yulin Solid Waste Management Center, Yulin 719000, P.R.China)

(4: Yulin Motor Vehicle Exhaust Supervision and Testing Center, Yulin 719000, P.R.China)

Abstract: To clarify the impact of different pollution sources on the ecological environment and human health risks, a typical river in the northern Shaanxi Energy and Chemical Industry Base was selected as the study area. The concentrations of heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Hg, and As) in 59 sediment samples were measured during both wet and dry seasons. The

* 2025-09-19 收稿; 2026-02-01 收修改稿。

国家自然科学基金项目 (52169006)、陕西省科技厅重点研发计划项目 (2024SF-YBXM-552)、榆林市科技局项目 (2025-CXY-087, 2025-CXY-090) 和榆林学院校级科研项目 (2RCYPJB01012, 2021JJJB13, 2022TZRC02) 联合资助。

** 通讯作者: E-mail: hexinlin@shzu.edu.cn; wxj0815@yulinu.edu.cn。

Geo-accumulation Index (I_{geo}) and Nemerow Index (P) were used to evaluate heavy metal pollution levels, and the Positive Matrix Factorization (PMF) model was applied to quantitatively identify pollution sources. Furthermore, the contribution of each source to potential ecological risks and human health risks was quantified by coupling PMF with the potential ecological risk index (RI) and the human health risk assessment (HRA) model. Results showed that the average concentration of Hg in sediments decreased from 0.10 mg/kg in the wet season to 0.01 mg/kg in the dry season, while the concentrations of the other seven heavy metals were significantly higher in the dry season. The average contents of the eight heavy metals were at non-polluted to low-polluted levels, yet the overall pollution status remained relatively high. PMF results based on receptor concentration indicated that heavy metal pollution in the wet season mainly originated from industrial sources (48.23%), transportation sources (31.06%), agricultural sources (11.84%), and coal mining sources (8.87%). In the dry season, heavy metals were primarily influenced by industrial sources (58.83%), coal mining sources (28.12%), and transportation sources (13.05%). Results from the PMF-RI/HRA coupled model showed that the average comprehensive potential ecological risk indices (RI) in the wet and dry seasons were 160.27 and 147.00, respectively, corresponding to moderate risk and low risk levels. The wet-season risk was mainly driven by Hg emissions (98.46%) from coal mining sources (48.27%), whereas the dry-season risk was primarily due to Cd emissions (69.52%) from industrial sources (46.87%). Carcinogenic risks were observed across all population groups, with boys exhibiting the highest risk, which was mainly attributed to Ni exposure ($\geq 80.13\%$) originating from industrial-source pollution ($\geq 51.47\%$). The source-oriented ecological and health risk assessment results provide a scientific basis for pollution prevention and control in similar regions.

Keyword: Energy and chemical industry base; heavy metals; source analysis; coupling model; source-specific risk

在河流生态系统中，沉积物既是营养物质的“源”，也是污染物的“汇”。其中，重金属作为典型污染物，具有在环境中积累、分解速度慢、毒性强等特点^[1-3]，并可通过级联效应放大对生态系统的威胁^[4,5]。且在外界环境条件改变（如 pH 值、氧化还原电位波动或水动力增强等）情况下，沉积物中重金属可通过物理、化学和生物作用向上覆水体中释放，并由经口摄入、皮肤接触和呼吸等途径直接或者间接进入人体，进而构成健康风险^[6,7]。重金属在环境中分布广泛，主要来自矿业开发、工业生产、农业活动、交通运输及自然来源等^[8,9]，并通过雨水淋溶、大气沉降和地表径流间接污染河流沉积物。尤其在能源化工基地，大量的重金属被释放到周围环境中，严重影响了河流生态系统和周边居民的身体健康。因此，研究能源化工基地腹地河流沉积物中重金属的污染特征及其来源，对于改善河流生态环境质量和保障周边居民健康至关重要。

目前，地累积指数^[10,11]、内梅罗指数^[10,11]、潜在生态风险指数法^[12,13]、人体健康风险评估模型^[12-14]和正定矩阵因子分解模型^[15-17]（PMF）等已经广泛应用于水体、沉积物和土壤等介质中重金属的污染评价与来源解析研究。然而，这些方法仅仅分析了污染物受体浓度的风险水平和来源贡献，不能评估特定污染源的风险等级和贡献程度。由于每个污染源贡献的重金属组分不同，不同重金属元素的毒性响应系数和致癌斜率因子等参数存在差异，使得受体浓度贡献的最大污染源不一定是对生态环境和人体健康风险影响最大的。因此，相较于浓度导向的重金属污染评价和溯源模型，结合 PMF 源解析模型与潜在生态风险（ecological risk index, RI）和人类健康风险评估模型（health risk assessment, HRA），可以定量评估各污染源的生态环境和人类健康风险水平，从而直接识别优先管控污染源。

陕北能源化工基地依托丰富的煤炭资源，形成集原煤生产及煤制油、煤制甲醇、燃煤发电等多元化的工业产业体系^[10-12]，窟野河上中游地处该基地核心区域。先前研究基于 PMF 模型定量解析了窟野河沉积物中重金属污染的来源，并通过浓度导向方法评估了重金属潜在生态风险。结果显示，重金属主要来自工业源（48.23%）、交通源（31.06%）、农业污染源（11.84%）和煤炭开采源（8.87%），综合生态风险处于中等水平^[18,19]。在此基础上，为了更好地了解各污染源对窟野河沉积物中重金属的生态、健康风险水平影响程度，本文分析了枯水期和丰水期沉积物中 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni、Cr、Hg 和 As 8 种重金属污染水平的季节差异与分布特征，结合特定源与风险评价方法，构建 PMF-RI 和 PMF-HRA 两种耦合模型，量化各污染源对生态环境和人体健康风险的贡献率，识别优先控制源和关键影响元素，以期为该类地区腹地河流重金属污染防控和居民健康风险管理提供科学依据和理论指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

陕北能源化工基地是全国重要的国家级能源化工基地，煤、气、油资源富集，构建了以原煤开采及电力、化工为主导的产业体系^[20]。窟野河流域发源于内蒙古自治区东胜市巴定沟，流经基地核心区，于神木县沙峁头村注入黄河，是黄河中游的一级支流^[21]。地势西北高东南低，流域上游有三个大型工业园区，主要以烟煤和无烟煤开采洗选、炼焦、煤制品制造以及热力生产等为主；神木市是中国第一产煤大市，城区位于流域中游，周边有较多畜禽养殖场。下游主要为人口聚集区，周边分布较大面积农田，窟野河是主要灌溉水源。流域年内气温变化明显，枯水期气温在 0℃以下，降雨和径流很少，处于冷空气南下的通道上，大风日数较多，主导风向为西北风；丰水期气温较高，降水量通常占全年降水量的 60%-80%，以地表径流为主^[22]。

1.2 沉积物样品采集与处理

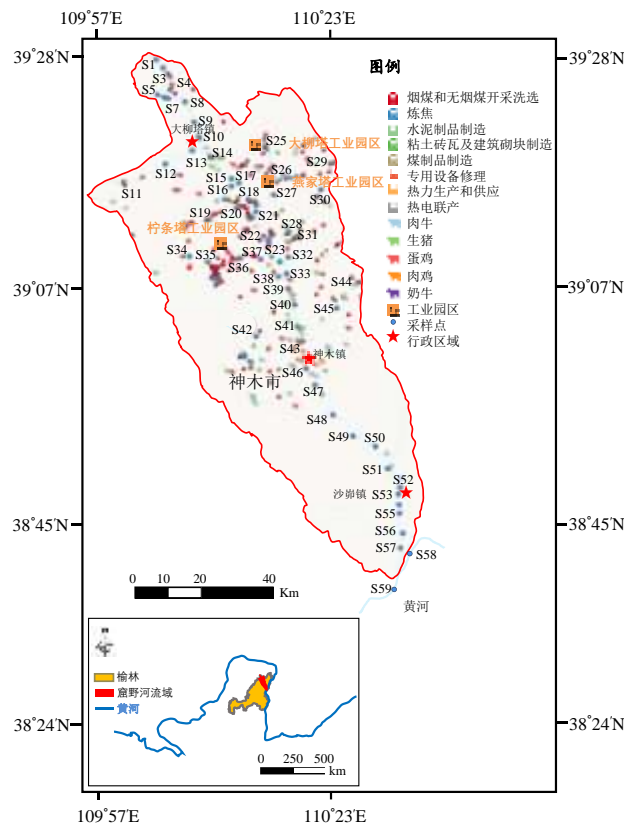


图 1 窟野河表层沉积物采样点分布图

Fig.1 Sampling sites in surface sediment of the Kuye River

综合考虑窟野河流域周边煤矿、工业园区、污水厂、规模畜禽养殖区、人口密集地及排污口位置等因素，于 2021 年 10 月（丰水期）和 2022 年 2 月（枯水期）进行调查研究，使用皮特森采泥器，每次采集 59 个河流表层（0~10 cm）沉积物样品（图 1），每个采样点由 3 个子样混合组成，剔除大块杂质后装入塑料瓶内，运回实验室后冷藏保存。采集的沉积物样品经过冷冻干燥、研磨、过筛（100 目），保存于密封袋备用。按照参考文献^[23,24]对沉积物样品进行预处理。使用电感耦合等离子体质谱仪（ICP-MS, Agilent 7850）测定 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni 和 Cr 6 种重金属浓度，采用色谱-原子荧光联用仪（吉天 AFSS922-SA20）测试 Hg 和 As 浓度，使用重铬酸钾-外加热容量法测定沉积物中有机质浓度。测试过程中，每个样品做 3 个平行样，插入标准样品 GBW07423 进行质量控制^[19,25]，回收率为 100%±20%。

1.3 PMF 受体浓度源解析模型

本研究采用美国环保署推荐的 PMF 5.0 受体模型^[16,17]进行河流沉积物中重金属溯源解析计算,原理是将重金属元素浓度矩阵因子化,分解为因子谱矩阵 $F_{(p \times m)}$ 和因子贡献矩阵 $G_{(n \times p)}$, 以及一个“残差矩阵” $E_{(n \times m)}$, 如式 (1) 所示:

$$X_{(n \times m)} = G_{(n \times p)} F_{(p \times m)} + E_{(n \times m)} \quad (1)$$

式中, n 为样品个数; m 为化学成分种数; p 为污染源数目。

PMF 模型限定矩阵 G 和 F 中的组分都是正值, 即非负限制。PMF 模型解析上述矩阵的方法是通过定义一个“目标函数” Q , 并使这个目标函数的值最小。

$$Q_{(E)} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{E_{ij}}{\sigma_{ij}} \right)^2 \quad (2)$$

式中, σ_{ij} 为第 j 个样品中第 i 个重金属元素的不确定度。

PMF 模型需要输入所有采样点的重金属浓度矩阵和元素质量浓度不确定度矩阵。不确定度如式 (3):

$$U_{nc} = \begin{cases} \frac{5}{6} \times MDL & (C_i \leq MDL) \\ \sqrt{(EF \times C_i)^2 + (0.5 \times MDL)^2} & (C_i > MDL) \end{cases} \quad (3)$$

式中, EF 为相对标准偏差。

1.4 源导向的生态风险评估

结合 PMF 受体浓度模型获取的特定污染源浓度和各金属元素对污染源的贡献率与瑞典学家 Hakanson 提出的潜在生态风险模型^[25,26], 构建 PMF-RI 生态风险源耦合模型, 计算不同污染源的风险水平和贡献率。耦合模型的计算步骤如下:

(1) 计算各污染源中各重金属元素的浓度 C_{ib} : $C_{ib} = C_b \times k_{ib}$

式中, C_{ib} 是某采样点的 b 类污染源对 i 金属元素的贡献浓度 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), C_b 是经 PMF 模型获取的不同污染源 b 浓度 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), k_{ib} 是污染源 b 中各个金属元素 i 的贡献率。

(2) 计算各污染源中各重金属元素的单项生态风险指数 E_i :

$$E_i = \sum_{i=1}^m T_i \times \frac{C_{ib}}{C_{i0}} = \sum_{i=1}^m T_i \times \frac{C_b \times k_{ib}}{C_{i0}} \quad (4)$$

式中, E_i 是某个元素 i 的潜在生态风险指数, T_i 是重金属元素 i 的毒性响应系数^[18]。

(3) 计算各污染源的生态风险指数 E_b : $E_b = \sum_{i=1}^m E_i$

(4) 计算某采样点的综合生态风险指数 RI : $RI = \sum_{b=1}^p E_b$

式中, RI 是综合潜在生态风险指数; E_b 是某个污染源 b 的潜在生态风险指数; 潜在生态风险指数 (E_b/E_i 和 RI) 划分标准见参考文献^[24-26]。

1.5 源导向的健康风险评估

耦合 PMF 模型和美国环境保护署提出的健康风险方法^[27,28] (HRA), 构建 PMF-HRA 耦合模型, 通过经口摄入、皮肤接触和呼吸 3 种途径进入人体, 计算不同污染源的非致癌和致癌风险水平以及贡献率^[29,30], 如公式 (5) ~ (9):

$$ADD_{ing} = \frac{C_b \times k_{ib} \times R_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (5)$$

$$ADD_{der} = \frac{C_b \times k_{ib} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (6)$$

$$ADD_{inh} = \frac{C_b \times k_{ib} \times IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (7)$$

$$THQ = \sum_{b=1}^p HQ_b = \sum_{b=1}^p \sum_{i=1}^m HQ_i = \sum_{b=1}^p \sum_{i=1}^m \frac{ADD}{RfD_i} \quad (8)$$

$$TCR = \sum_{b=1}^p CR_b = \sum_{b=1}^p \sum_{i=1}^m CR_i = \sum_{b=1}^p \sum_{i=1}^m ADD \times SF_i \quad (9)$$

式中, ADD_{ing} 、 ADD_{der} 、 ADD_{inh} 分别代表经口摄入、皮肤接触和呼吸摄入的重金属暴露量^[31,32], $mg \cdot (kg \cdot d)^{-1}$; EF 为暴露频率, 取值为 $350 d \cdot a^{-1}$; AT 为平均暴露时间, 致癌取 $ED \times 365 d$, 非致癌取 $70 \times 365 d$; PEF 为悬浮颗粒沉降因子, 取值 $1.36 \times 10^9 m^3 \cdot kg^{-1}$; ABS 为皮肤吸收因子, 无量纲, 取值 0.001; 其余参数见表 1。 RfD_i 和 SF_i 为非致癌和致癌参考剂量 (表 2), $mg \cdot (kg \cdot d)^{-1}$ 。 HQ_i 、 HQ_b 和 THQ 为单一金属元素、单一污染源和综合非致癌风险指数; 当 $THQ/HQ_{(i,b)} \leq 1$ 时, 说明非致癌风险可忽略。 CR_i 、 CR_b 和 TCR 为单一金属元素、单一污染源和综合致癌风险指数; 当 $TCR/HQ_{(i,b)} \leq 1.0 \times 10^{-6}$ 时, 致癌风险可忽略; 当 $1.0 \times 10^{-6} \leq TCR/CQ_{(i,b)} \leq 1.0 \times 10^{-4}$ 时, 存在可耐受致癌风险; 当 $TCR/CQ_{(i,b)} \geq 1.0 \times 10^{-4}$ 时, 存在不可耐受致癌风险^[33,34]。

表 1 人体健康风险评价相关参数^[35,36]

Tab.1 Values of relevant parameters in human health risk assessment

参数	名称	单位	3-6 岁		6-12 岁		12-18 岁		成人	
			男	女	男	女	男	女	男	女
R_{ing}	沉积物摄入量	mg/d	76	68	108	99	99	75	100	100
ED	暴露期	a	3	3	6	6	6	6	24	24
BW	平均体重	kg	17.9	17.4	32.6	30.6	53.4	48.5	62.98	55.52
IR_{inh}	呼吸频率	m^3/d	8.55	7.85	12.25	10.9	15.65	11.65	18.3	14.9
SA	皮肤暴露表面积	m^2	0.75	0.74	1.13	1.09	1.58	1.49	1.68	1.49
AF	皮肤附着因子	mg/cm^2	2000	2000	2000	2000	2000	2000	700	700

表 2 重金属的致癌斜率因子和非致癌参考剂量(单位: $mg/(kg \cdot d)$)^[35,36]

Tab.2 Non-carcinogenic reference doses (RfD) and carcinogenic slope factors (SF) of HMs, $mg/(kg \cdot d)$

重金属	RfD_{ing}	RfD_{der}	RfD_{inh}	SF_{ing}	SF_{der}	SF_{inh}
Cu	4×10^{-2}	1.2×10^{-2}	4.02×10^{-2}	—	—	—
Zn	3×10^{-1}	6×10^{-2}	3×10^{-1}	—	—	—
Pb	3.5×10^{-3}	5.25×10^{-4}	3.52×10^{-3}	0.0085	—	—
Cd	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-5}	6.1	—	6.3
Ni	2.0×10^{-2}	5.40×10^{-3}	2.06×10^{-2}	1.7	42.5	0.84
Cr	3.0×10^{-3}	6×10^{-5}	2.86×10^{-5}	0.0085	2	42
Hg	3.0×10^{-4}	2.10×10^{-5}	7.04×10^{-5}	—	—	—
As	3.0×10^{-4}	1.23×10^{-4}	1.23×10^{-4}	1.5	3.66	15.1

注: “—”表示没数据。

2 结果与分析

2.1 窟野河不同季节表层沉积物的重金属浓度统计

对不同时时期表层沉积物重金属浓度的分析可知 (表 3), 枯水期和丰水期重金属 ω (Cu)、 ω (Zn)、 ω (Pb)、 ω (Cd)、 ω (Ni)、 ω (Cr)、 ω (Hg) 和 ω (As) 平均值分别为 57.65 和 41.31、179.07 和 165.76、35.85 和 29.45、0.49 和 0.11、91.03 和 68.37、100.65 和 87.72、0.01 和 0.10、23.63 和 19.98 mg/kg 。与陕西省表层土壤重金属浓度^[37]相比, 除丰水期的 Cd 和枯水期的 Hg, 研究区其余重金属的平均浓度均超过了背景值。其中, Ni、Zn 和 As 的浓度水平较高, 超标倍数分别为 2.14 和 2.84、2.37 和 2.56、1.56 和 1.85。

表 3 不同季节表层沉积物重金属浓度描述性分析

Tab.3 Descriptive analysis of heavy metal contents in surface sediments in different seasons

项目	统计参数	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Hg	As
枯水期	平均值	57.65	179.07	35.85	0.49	91.03	100.65	0.01	23.63
	最小值	8.51	29.76	5.28	0.08	18.04	16.71	0.00	3.72
	最大值	216.20	387.56	124.30	1.41	197.55	209.56	0.04	66.94
	变异系数	0.72	0.45	0.61	0.60	0.46	0.46	0.74	0.57
丰水期	平均值	41.31	165.76	29.45	0.11	68.37	87.72	0.10	19.98
	最小值	9.47	41.03	8.94	0.00	17.04	28.62	0.00	6.55
	最大值	85.72	341.43	57.20	0.27	151.97	199.52	0.25	42.12
	变异系数	0.49	0.44	0.36	0.61	0.46	0.42	0.73	0.43
背景值 ^[37]	陕西省土壤背景值	25	70	24	0.177	32	73	0.042	12.8

注：变异系数单位为%，其他项目单位为 mg/kg。

Hg 的平均浓度明显降低(从 0.10 mg/kg 减至 0.01 mg/kg),其余 7 种元素的平均值显著增加(图 2a)。这主要归因于 Hg 相较于其他重金属具有更高的饱和蒸气压,常温下即表现出较强的挥发性。为了进一步比较丰水期和枯水期重金属浓度的差异性,对窟野河表层沉积物 59 个采样点的重金属浓度值进行 *t* 检验。结果显示, Cu、Zn、Ni 和 Cr 计算得出的 *t* 值大于 $\alpha=0.10$ 对应的 *t* 临界值,表明这四个重金属元素浓度在枯水期和丰水期具有极强显著性差异, Pb 具有显著差异性。此外,枯水期重金属元素 Cu、Pb、As 的变异系数高于丰水期^[38,39],其余元素在两个时期变化不大。其原因可能是流速的变化影响了沉积物中重金属的释放和迁移过程^[40,41]。枯水期水流速度减慢,悬浮物质容易沉积,重金属浓度明显增加^[42];而丰水期水流速度加快,沉积物易被河水冲刷和分散,促进了重金属从沉积物到上覆水体的迁移。第二,枯水期水温通常很低,限制了微生物活动和化学反应速率,进而影响了重金属的溶解度能力,使其更容易在沉积物中累积^[43]。同时,枯水期沉积物有机质浓度在 10.23~18.72 mg/g 之间,平均值为 15.63 mg/g;丰水期有机质浓度范围为 5.85~14.72 mg/g,平均值为 12.72 mg/g。枯水期有机质浓度高于丰水期,更易与上覆水体中的重金属离子形成络合物从而进入沉积物^[44-46],最终导致沉积物中重金属浓度升高。

图 2b 为窟野河表层沉积物中重金属浓度空间分布图。从采样点的空间分布角度来看,重金属浓度高的区域通常位于人类活动集中的区域附近^[38]。Ni、Pb、Cd、Cr 和 As 的分布区域相似,高值区域位于上游的煤炭开采区和燃煤工业园区。例如,在石台台煤矿附近的 S1 (丰水期, 151.97 mg/kg) 和柠条塔工业园区附近的 S36 (枯水期, 197.55 mg/kg) 检测出 Ni 的最大值;在 S1 和 S37 采样点检测出 Cd、Cr 和 As 的极端值。此外, Cu 和 Zn 的高值区位于神木镇和沙峁镇,周边遍布畜禽养殖和大面积的农田,极值位于 S46 (枯水期, 216.20 mg/kg; 丰水期, 85.72 mg/kg) 和 S53 采样点 (丰水期, 341.43 mg/kg)。在靠近煤炭开采区的 S15 (丰水期, 0.24 mg/kg) 和 S4 (枯水期, 0.03 mg/kg) 显示 Hg 的浓度最高。

2.2 窟野河沉积物中重金属污染水平

采用地累积指数^[47] (I_{geo}) 分析了 8 种重金属的累积程度(图 3a),结果表明,研究区沉积物中 8 种重金属的平均 I_{geo} 值均低于 1,处于无污染和低污染水平。其中, Hg 显示出较强的季节性差异,丰水期 44.07% 的样点处于中等风险,而枯水期 I_{geo} 最大值小于 0,为无污染风险等级; Cd 丰水期的平均 I_{geo} 值为 -2.344 (无污染),枯水期则升至 0.609 (低污染),主要与流域内重金属污染来源的输入强度和时间分布差异性有关。内梅罗指数^[48] 计算了重金属的总体污染程度,结果显示,研究区处于较高污染水平(图 3b),且枯水期 (2.69) 高于丰水期 (2.58)。从污染等级占比分布来看,较高污染和重度污染构成了该流域重金属的主要污染等级,其样点占比分别为 37.29~45.76% 和 33.90%,主要位于工业密集区。地累积指数和内梅罗指数两种方法结合应用,既能评估单个重金属元素的污染水平,又能综合评价研究区的污染

状况，可全面揭示窟野河沉积物中重金属的污染特征。

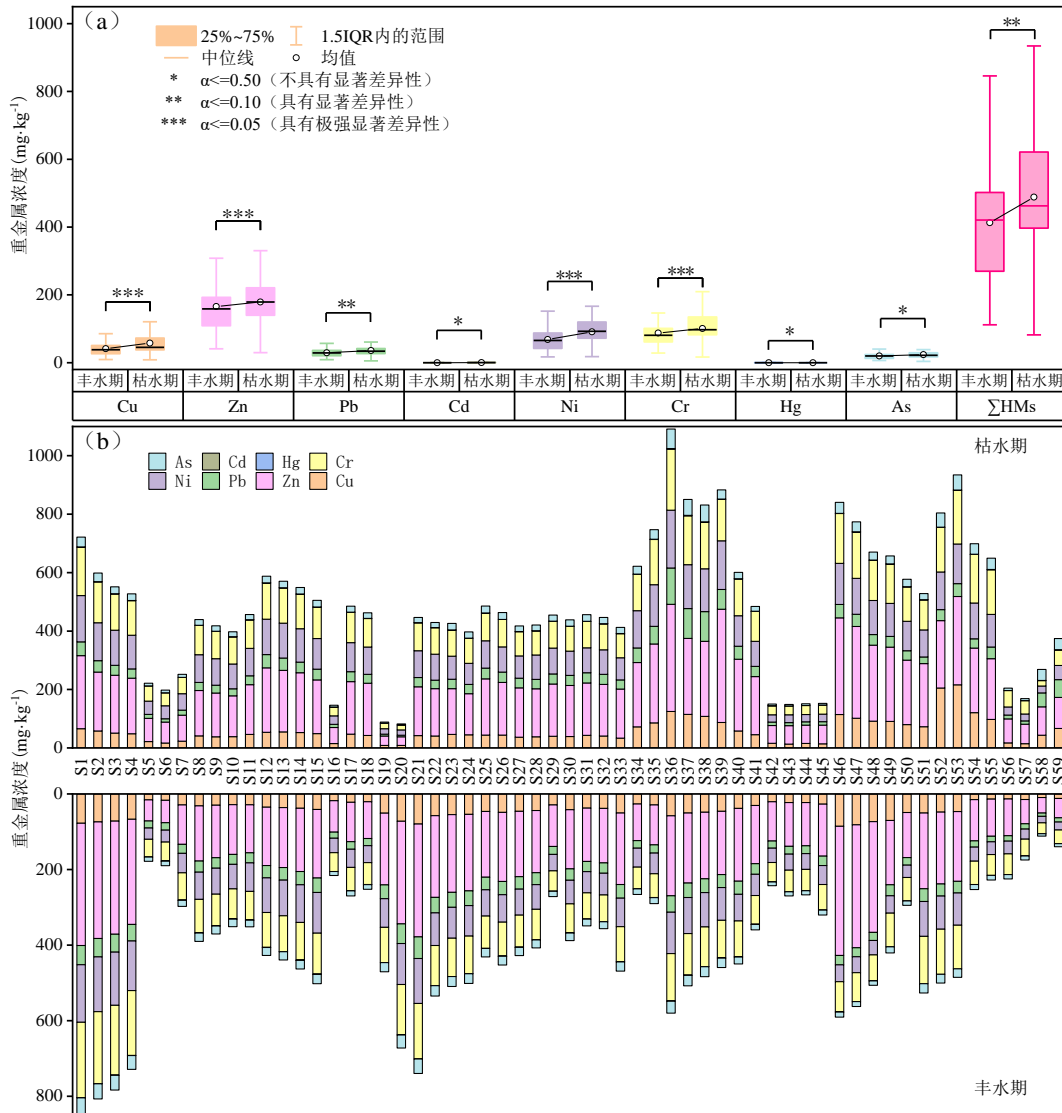


图2 窟野河表层沉积物重金属浓度描述性统计 (a) 显著性分析; (b) 空间分布图
Fig. 2 Descriptive statistics of heavy metal content in surface sediments of the Kuyue River

(a) Significance analysis; (b) Spatial distribution map

2.3 重金属污染源定量解析

利用 Origin 2022 分析沉积物中重金属之间的相关性，得到 Pearson 相关系数，见图 4ab。Pb-Ni-Cr-As 表现出极显著正相关 ($p \leq 0.001$)，相关系数介于 0.90~0.97 之间；Cu 与 Zn 元素的相关系数达 0.95，存在极强同源性。相比之下，Cd 与其余元素的相关系数处于 0.48~0.75 之间，表现出较弱相关性；Hg 与其余 7 种金属元素的相关系数仅为 0.08~0.33，表明 Hg 来自不同的人类活动输入源可能性较大。

研究区丰水期重金属已采用 PMF 5.0 模型完成定量溯源，识别出 4 个因子^[18]，丰水期沉积物中重金属污染因子成分谱信息见图 4ce，相关性系数分析也进一步验证了溯源结果的可靠性。现将枯水期窟野河 59 个表层沉积物样品的重金属浓度、检出限和误差采用该模型进行分析，误差选用 0.2，进行 20 次迭代运算， dQ_{Robust} 为 0.001，各单体重金属的模拟值与实测值高度吻合 (R^2 范围为 0.73~0.99)，残差介

于-3~3，选择 $Q_{(Robust)}$ 和 $Q_{(True)}$ 相差最小的因子数作为最佳运行因子，并结合研究区相关性分析结果（图 4b），最终确定 3 个因子数，说明模型对重金属的解析具有可靠性。模型运行迭代数为 1 时分析其来源， $Q_{(Robust)}$ 和 $Q_{(True)}$ 值均为 121.88，获得的最终源成分谱见图 4df。

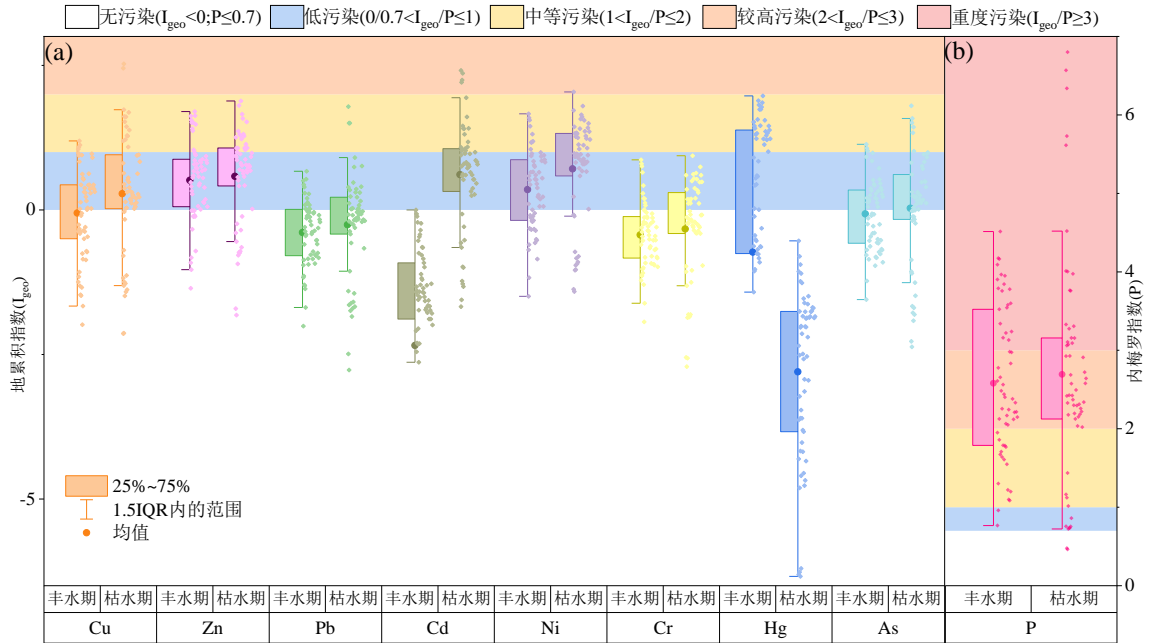


图 3 窟野河表层沉积物重金属污染特征 (a) 地累积指数; (b) 内梅罗指数

Fig. 3 Heavy Metal Pollution Characteristics of Surface Sediments in the Kuye River

(a) Geo-accumulation Index; (b) Nemerow Index

因子 1 中主要载荷单体为 Hg (85.66%)，相关性分析表明，Hg 与其余 7 种重金属的相关性很低，CV 值为 0.74，受人类活动影响较大。高值区主要分布在窟野河上游，是原煤生产集中区 (S1-S14)，有中国神华能源股份有限公司旗下的四家大型煤矿，分别为石圪台煤矿、哈拉沟煤矿、大柳塔煤矿和补连塔煤矿，核定生产能力分别为 1200、1600、2170 和 2800 万吨/年。有研究表明，Hg 作为煤炭开采活动的典型特征污染物^[3]，可通过多种途径进入周边水体。煤矸石长期露天堆放，其含汞矿物晶格结构逐渐被破坏^[1, 49]，在降水淋滤过程中发生 Hg 的溶出与迁移；煤尘^[50]、岩尘^[51, 52]释放后，汞以颗粒态悬浮于大气中，最终通过干湿沉降进入河流水体，引起煤炭开采区河流沉积物中重金属浓度显著上升。因此，该因子主要受到与煤炭开采相关活动影响，即因子 1 代表煤炭开采源。

因子 2 对 Cd (43.51%) 和 Pb (55.48%) 有显著贡献，相关系数为 0.86，CV 值 > 0.60，属于高度变异性。Cd 和 Pb 高值区主要集中在流域上游和中游，其特征是人口活动密集，交通运输繁忙，主要受车辆行驶、部件磨损的影响^[33, 34]。汽车润滑油和金属零件中的广泛使用导致 Cd 污染，特别是车辆制动器^[34, 53]。Pb 在汽车发动机部件和轮胎中普遍存在，主要与刹车片磨损有关^[54]。结合因子 2 贡献值空间分布特征，推断因子 2 为交通源。

因子 3 对 Ni (53.54%)、Cr (60.14%)、As (47.06%)、Cu (62.80%) 和 Zn (60.95%) 有显著贡献，相关性系数大于 0.71，平均浓度分别是背景值的 2.84、1.38、1.85、2.31 和 2.56 倍，CV 值介于 0.45~0.72 之间。5 种元素空间分布具有较强的一致性，主要集中在窟野河中游，是煤化工产业集群地。研究表明，煤化工、冶炼行业是 Cu、Zn 和 As 排放的主要来源^[55]，在炼焦过程中，金属元素会随着煤气的产生而部分挥发进入大气^[56]，部分则会残留于焦炭和废渣中。专用设备维修行业的老旧零部件、维修过程中的打磨、喷涂等操作会引起 Pb 和 Ni 以粉尘或颗粒形式释放于空气中^[57-59]；燃煤发电和热力生产与供应行业在燃煤过程中产生的飞灰和烟气，以及烟气处理设施不完善可能释放 Cu、Zn、Cr 和其余重金属的

颗粒物^[60,61]。这些气态污染物通过大气干沉降和降水湿沉降作用进入河流，促使沉积物中重金属浓度偏高。因子 3 主要受到与炼焦、设备维修以及煤炭燃烧等相关工业活动的影响，即因子 3 代表工业源。

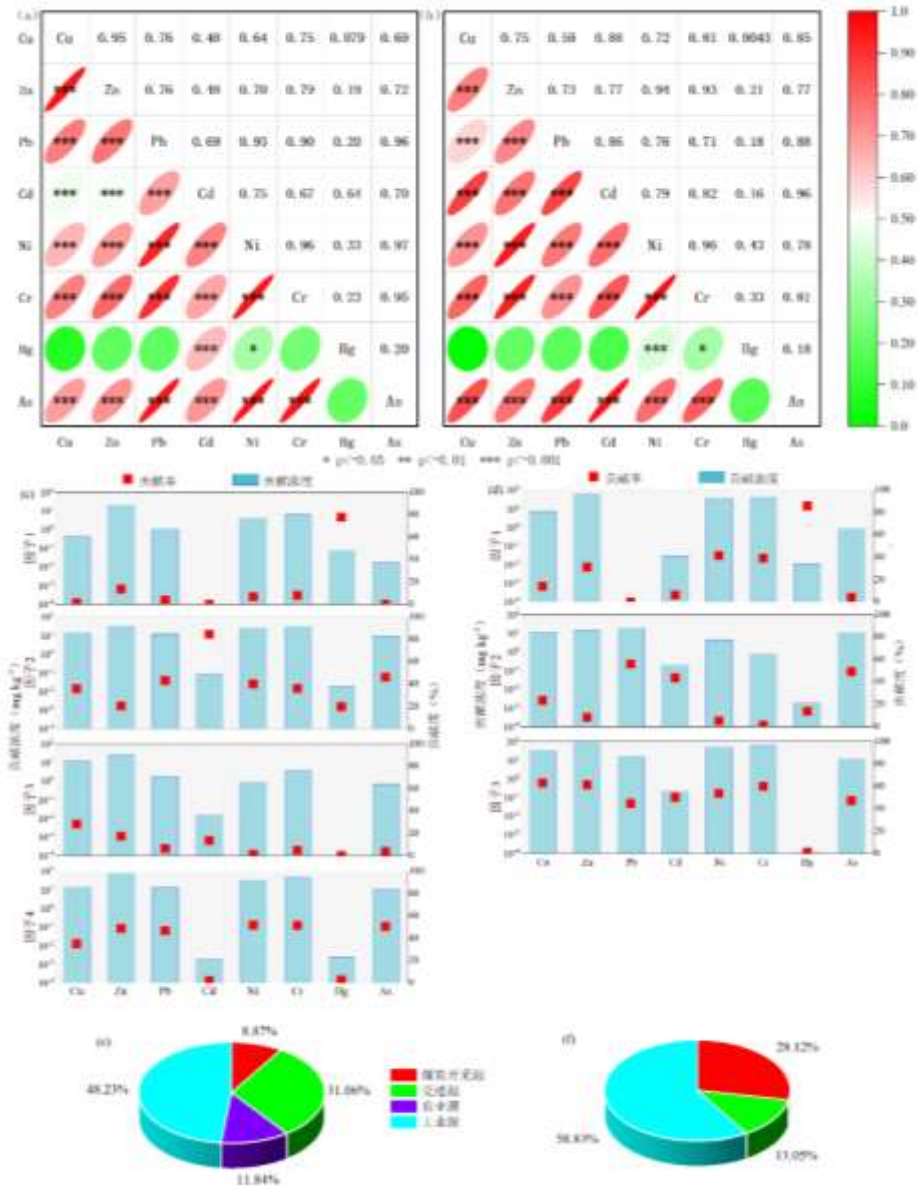


图 4 重金属相关性分析和 PMF 模型的重金属源组成和平均贡献率 (a) 丰水期重金属相关系数; (b) 枯水期重金属相关系数; (c) 丰水期 PMF 源解析结果; (d) 枯水期 PMF 源解析结果; (e) 丰水期重金属平均贡献率; (f) 枯水期重金属平均贡献率

Fig. 4 Heavy metal source composition and average contribution rates based on the PMF model (a) correlation coefficient of heavy metals in wet season; (b) correlation coefficient of heavy metals in dry season; (c) PMF source analysis results in wet season; (d) PMF source analysis results in dry season; (e) average contribution rate of heavy metals in wet season; (f) average contribution rate of heavy metals in dry season

从 PMF 5.0 运行得出的各污染源平均贡献率来看 (图 4e), 对丰水期窟野河表层沉积物中重金属贡献最大的是工业源, 为 48.23%, 其次是交通源 (31.06%)、农业源 (11.84%) 和煤炭开采源 (8.87%)。

能源化工基地依托丰富的煤炭资源，建设了多个工业园区，形成以煤炭能源为基础的产业集群，流经基地核心区的窟野河主要污染来源为煤炭燃烧过程中的工业排放，包括燃煤发电、煤化工等产业活动。枯水期，受太阳辐射减弱、冷空气活动频繁等因素影响，区域气温显著下降。居民采暖需求激增，煤炭作为主要供暖能源，以热力生产与供应为主的燃煤活动强度提升，致使工业活动显著增强。从污染源平均贡献率来看，见图 4f，枯水期窟野河沉积物中重金属贡献最大的是工业源，为 58.83%，其次为煤炭开采源和交通源，分别为 28.12%和 13.05%。枯水期区域热力需求显著增加，工业源成为沉积物中重金属污染的主要来源。

2.4 特定源生态风险评估

污染源重金属的单项生态风险指数 (E_i) 分布如图 5a 所示。Cu、Zn、Pb、Ni、Cr 和 As 的 E_i 值均低于 40，依据生态风险评估等级标准，表明其生态风险水平较低。Cd 呈现显著的季节性差异，丰水期 E_i 值为 17.78，处于低风险等级；而枯水期 E_i 值升至 79.47，达到中等风险水平。Hg 的平均 E_i 值在丰水期和枯水期分别为 97.53 和 12.63，风险等级与 Cd 呈现相反趋势，印证了污染源排放的季节性动态变化对生态风险水平的显著影响。从综合生态风险指数来看，窟野河沉积物在丰水期和枯水期的 RI 值分别为 160.27 和 147.00，属于中等和低风险水平。在所有采样点中，至少 42.37%的样点呈现出中等生态风险等级。

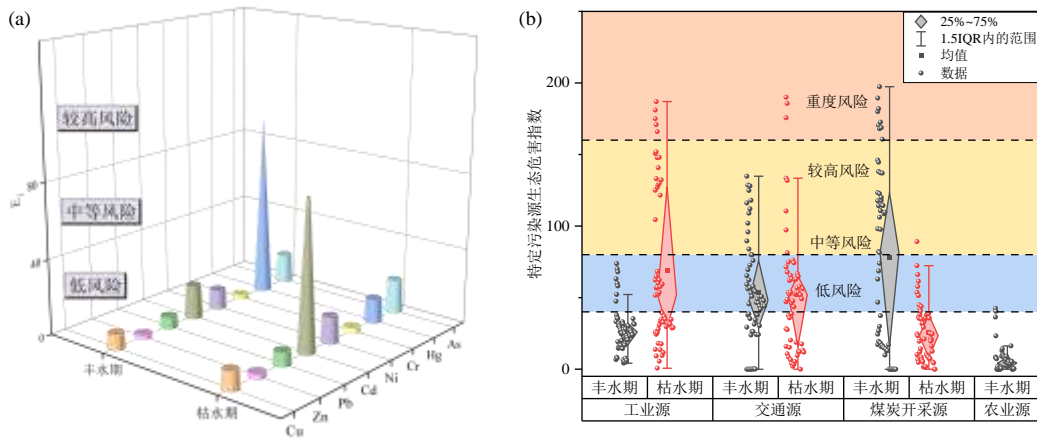


图 5 重金属生态风险分布 (a) 单项重金属元素潜在生态风险指数; (b) 特定污染源生态危害指数

Fig. 5 Ecological risk distribution of heavy metals (a) potential ecological risk index of individual element; (b) ecological hazard index of specific pollution sources

图 5b 显示了不同污染源在窟野河丰水期与枯水期的生态风险评估结果。数据表明，丰水期，各污染源平均单项生态风险指数 E_b 值由高到低排序为煤炭开采源 (77.36) > 交通源 (52.55) > 工业源 (23.99) > 农业源 (6.37); 枯水期则表现为工业源 (68.90) > 交通源 (52.46) > 煤炭开采源 (25.64)。由此可见，煤炭开采源和工业源分别构成丰水期与枯水期生态风险的首要贡献者，交通源次之，农业源贡献最低，这主要是由于不同时期的主要贡献元素不同所导致^[25,62]。基于污染源生态风险评估结果，丰水期煤炭开采源的重度风险样点数量为 9 个，主要集中分布于大柳塔、燕家塔工业园区 (S8-S15)、柠条塔工业园区下游 (S46-S48)。而在枯水期，工业源和交通源的重度风险点位数分别为 5 和 3 个，其空间分布明显集中在神木镇和沙峁镇区域，主要受冬季高强度民用采暖、工业燃煤排放及冬季主导风向的综合影响。

2.5 特定源健康风险评估

结合基于 PMF 模型得出的特定污染源浓度和健康风险评估方法(HRA),构建 PMF-HRA 耦合模型,系统评估不同年龄-性别群体在污染源暴露下的非致癌与致癌健康风险。非致癌风险评估结果显示,8 类人群风险指数最大值均小于 1,说明研究区表层沉积物重金属对儿童和成人的非致癌健康风险可忽略。不同暴露途径对污染源致癌风险的贡献存在显著分异(图 6e),结果显示,3-6 岁、6-12 岁、12-18 岁和

成年男性在经口摄入途径下的总致癌风险 (TCR) 均值分别为 $5.85E-4$ 、 $4.56E-4$ 、 $2.55E-4$ 和 $2.09E-4$ ，女性分别为 $5.38E-4$ 、 $4.45E-4$ 、 $2.13E-4$ 和 $2.31E-4$ ，均大于 $1.00E-4$ ，尤其是 3-6 岁低龄儿童，已超出致癌警戒风险水平 ($1.00E-4$) 的 5 倍。经口摄入途径所引发的致癌风险占总风险的 59.48~81.66%，构成主要暴露途径，这主要归因于窟野河位于毛乌素沙漠边缘，水资源贫乏，多年平均径流深仅 51.35 mm/a ^[22]，常年处于浅水环境，周边居民在游泳等涉水日常活动中很容易接触到沉积物，且窟野河是该地区农业灌溉的主要水源，沉积物中的重金属会通过“沉积物-水体-农作物/鱼类-人类”等食物链传递最终进入人体，从而影响人类健康。皮肤接触途径的风险贡献相对较低，TCR 均值介于 $5.13E-5$ ~ $2.45E-4$ 之间，其中 3-6 岁、6-12 岁、12-18 岁儿童的致癌风险均高于致癌警戒风险水平 ($1.00E-4$)，这与儿童较长时间的户外活动有关。呼吸途径的 8 类人群 TCR 均值均低于 $1.00E-6$ ，致癌风险可忽略。

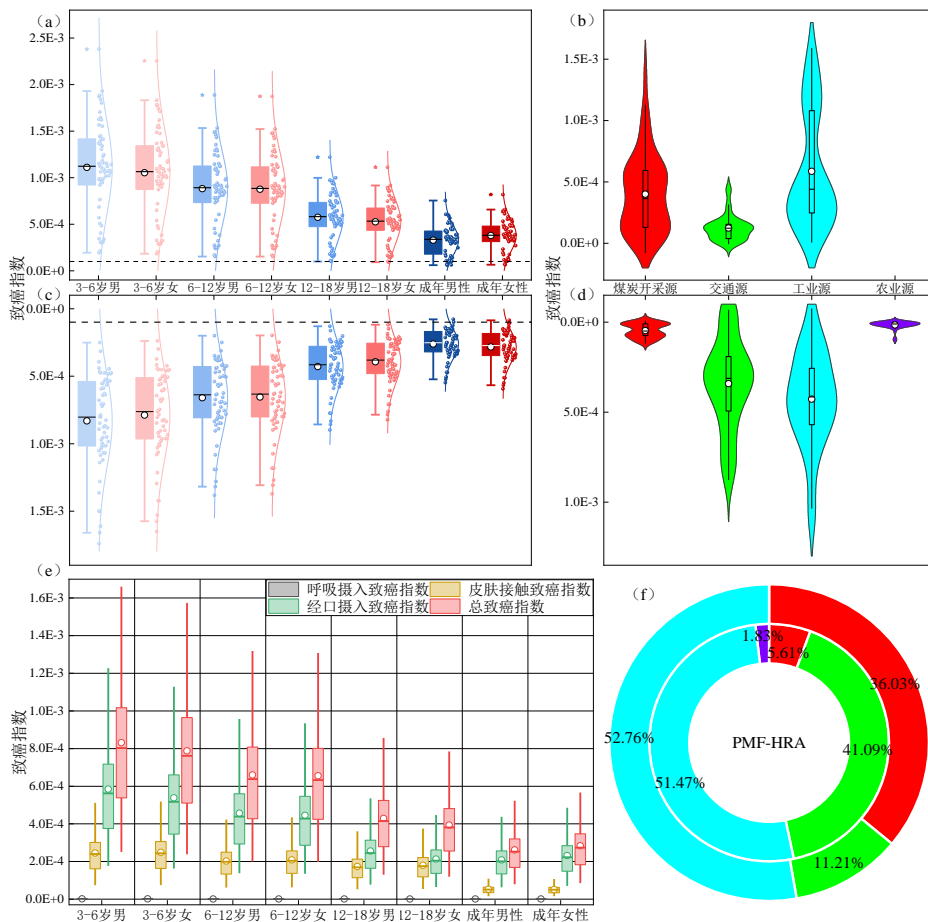


图 6 重金属致癌指数分布 (a) 枯水期不同人群致癌指数; (b) 枯水期污染源致癌指数; (c) 丰水期不同人群致癌指数; (d) 丰水期污染源致癌指数; (e) 不同途径下致癌指数; (f) 平均贡献率 (内圈: 丰水期; 外圈: 枯水期)

Fig. 6 Carcinogenicity index distribution of heavy metals (a) carcinogenic index of different populations in dry season; (b) carcinogenic index of pollution sources in dry season; (c) carcinogenic index of different populations in wet season; (d) carcinogenic index of pollution sources in wet season; (e) carcinogenic index under different pathways; (f) average contribution rate (inner circle: wet season; outer circle: dry season)

图 6ac 表示了枯水期和丰水期窟野河沉积物中重金属对不同人群的致癌风险程度，结果显示，所有人群的平均 TCR 值均超出警戒风险水平 ($1.00E-4$)。不同年龄-性别群体的致癌风险呈现显著差异，其风险排序为：3-6 岁男童 ($8.31E-4$) > 3-6 岁女童 ($7.88E-4$) > 6-12 岁男童 ($6.60E-4$) > 6-12 岁女童 ($6.55E-$

4) >12-18 岁男童 (4.29E-4) >12-18 岁女童 (3.93E-4) >成年女性 (2.83E-4) >成年男性 (2.61E-4)。基于健康风险指数均值, 同一年龄组内男性与女性的致癌风险指数无显著差异, 表明性别因素对致癌风险的贡献度有限。而随年龄降低, 致癌风险指数呈现阶梯式增长趋势, 3-6 岁男童的致癌风险最高, 已超出显著致癌警戒风险水平 (1.00E-4) 的 8.31 倍。其中经口摄入和皮肤接触的致癌风险分别为警戒风险水平的 5.85 和 2.45 倍, 说明低龄男童在重金属经口摄入和皮肤暴露方面显得尤为敏感, 归因于该群体卫生观念较弱^[15,55], 手、口易沾染浅水区沉积物, 经“手-口”接触增加重金属摄入风险, 且有较长的户外暴露时间^[62], 这与儿童对重金属高暴露易感性的研究结论一致^[14,15]。综上, 应对窟野河沉积物中重金属的源头污染进行管控, 并从经口摄入和皮肤暴露途径的“手-口”接触环节入手^[59,63], 加强监督儿童日常卫生行为, 以显著降低人体面临的健康风险。

不同污染来源的致癌风险及其贡献率见图 6bdf。丰水期和枯水期煤炭开采源、交通源、工业源和农业源的 TCR 均值为 4.64E-05 和 4.00E-04、3.42E-04 和 1.24E-04、4.28E-04 和 5.86E-04、1.53E-05。除丰水期煤炭开采源和农业源外, 其余污染源的致癌风险均超过 1.00E-04。其中, 工业源在丰水期和枯水期对总致癌风险的平均贡献率为 51.47%和 52.76%, 这主要归因于 Ni 的高载荷和高毒性 (经口摄入、皮肤接触、呼吸摄入途径毒性斜率因子分别为 0.84、42.5、1.7 mg·(kg·d)⁻¹)^[64,65]叠加效应, 使其与工业源成为窟野河沉积物中重金属致癌风险的最大驱动因子和污染来源。

3 窟野河沉积物中重金属优先控制源和目标元素

基于源导向的生态风险评估模型, 在 8 种重金属中, Hg (丰水期) 和 Cd (枯水期) 表现出较高 ($E_{Hg}=97.53$) 和中等 ($E_{Cd}=79.47$) 风险, 主要受其浓度和毒性系数高所致^[18,66,67]。煤炭开采源 (48.27%) 和工业源 (46.87%) 分别是丰水期和枯水期生态风险的主要贡献者, 其次是交通源 (32.79%和 35.69%), 其它来源的贡献不到 18%。此外, Hg 和 Cd 分别占来自煤炭开采源和工业源的 98.46%和 69.52%, 而其余元素不足 3.0%和 31.0%。PMF 结果显示, 丰水期煤炭开采源仅占重金属总浓度的 8.87%, 但占整体生态风险的 48.27%。枯水期工业源和交通源分别占重金属浓度的 58.83%和 13.05%, 但占生态风险的 46.87%和 35.69%。Hg 和 Cd 作为毒性极强的重金属元素, 可与生物体内的酶发生特异性结合, 进而抑制酶活性^[63]; 同时可破坏生理代谢功能并刺激呼吸道^[52]。随外界环境条件的变化, 易对生态平衡构成严重威胁。因此, 煤炭开采源和工业源是窟野河沉积物中重金属生态风险的优先控制源, Hg 和 Cd 是主要目标元素。

煤炭开采源、交通源和工业源对丰水期和枯水期致癌风险的贡献分别为 5.61%和 36.03%、41.09%和 11.21%, 51.47%和 52.76% (图 7), 表明工业源对致癌风险的影响明显高于其他来源。Ni 作为工业源致癌风险的目标元素, 对工业源风险的贡献占比高达 80.13% (丰水期) 和 84.96% (枯水期), 印证了其在工业源致癌风险形成中的主导作用。研究表明, 致癌风险不仅仅由重金属的实测浓度所决定, 还受到多个参数的综合影响, 包括元素的致癌斜率因子、经口摄入量、皮肤表面积和皮肤附着因子, 导致各重金属对不同污染来源的贡献率差异显著。元如雨报道了类似的研究^[15], 发现 Ni 是导致致癌风险 TCR 值超过不可耐受致癌风险的主要元素, 可能对人类构成致癌风险。研究表明, 长期暴露在 Ni 水平较高的环境中会增加患癌症疾病 (肺病、鼻窦癌、高血压和冠心病) 的可能性^[68]。基于以上证据, 确定工业源是窟野河沉积物中重金属致癌风险的优先控制源, Ni 是目标元素。

优先控制源的识别与管理是重金属污染防控的关键依据。基于特定污染源在不同时期的动态变化特征, 制定差异化、精准化的管理策略, 能够显著降低重金属引发的生态环境风险。相较于丰水期, 枯水期受高供暖需求、大规模煤炭运输等人为活动影响, 加之少雪多风的气候条件, 促使 Hg、Cd 和 Ni 等剧毒重金属元素加速释放。因此, 在枯水期, 应重点强化煤化工、燃煤发电、热力生产与供应等煤炭关联产业及供暖系统的监督管理, 以确保企业在高风险季节采取必要措施减少有毒元素的排放。在丰水期, 还需针对降水冲刷、地表径流携带导致的污染扩散, 加强煤矿扬尘和交通源抑尘管控, 降低面源污染对流域沉积物环境的影响。切断重金属向窟野河沉积物的污染传输路径, 从而有效遏制研究区重金属污染的持续恶化, 降低其对流域生态环境和周边居民身体健康的危害。

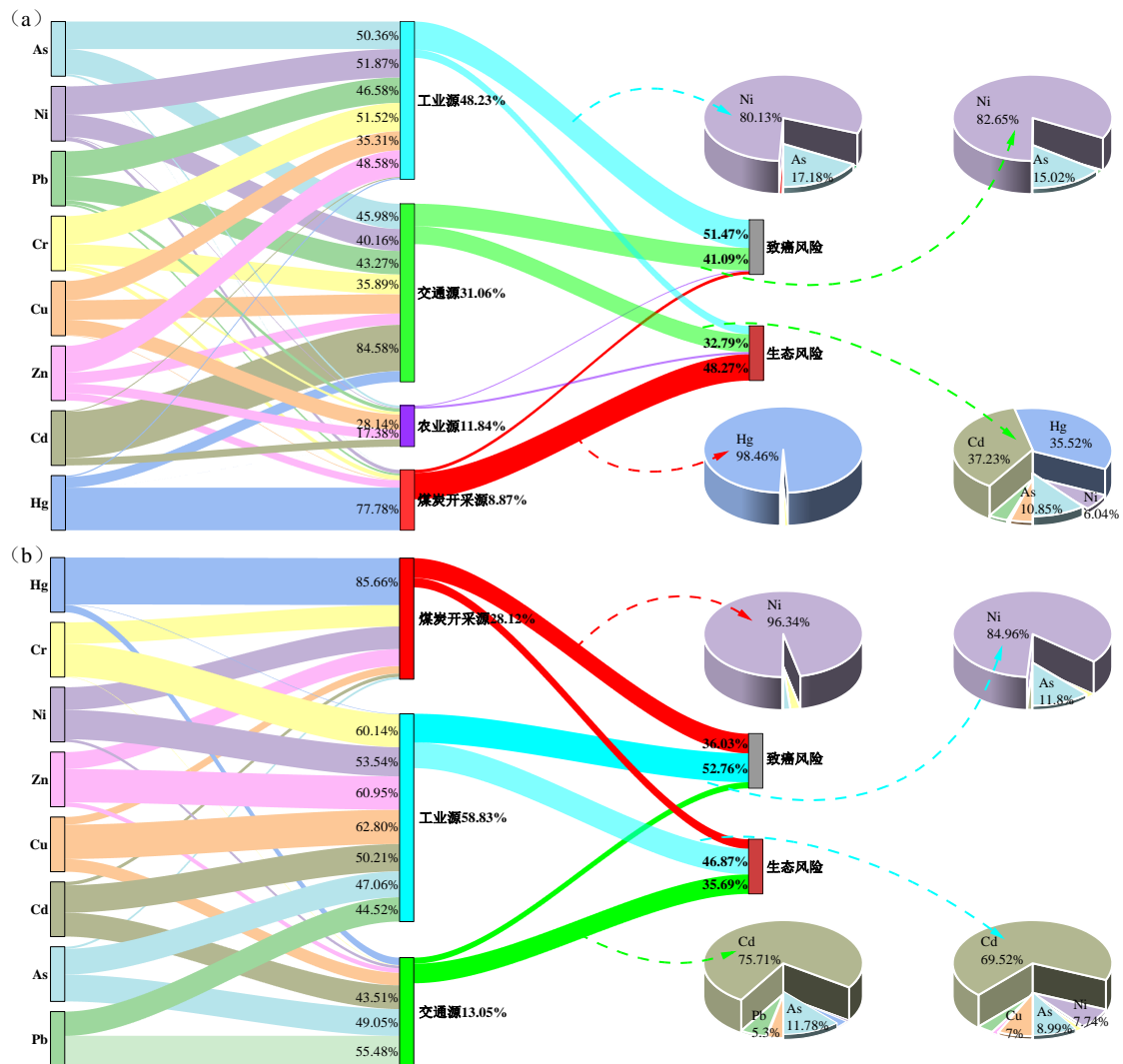


图 7 重金属污染来源和生态健康风险之间的关系 (线宽表示贡献率) (a) 丰水期; (b) 枯水期
 Fig. 7 Relationship between heavy metal pollution sources and ecological health risks (line width indicates contribution rate) (a) wet season; (b) dry season

4 结论

(1) 窟野河沉积物中重金属浓度除丰水期的 Cd 和枯水期的 Hg, 其余重金属的平均浓度均超过了背景值。地累积指数显示, 8 种重金属处于无污染和低污染水平, 而内梅罗指数结果显示研究区整体处于较高风险水平。

(2) PMF 源解析结果表明, 丰水期主要受工业源和交通源的影响, 贡献率分别为 48.23%和 31.06%, 枯水期主要受工业源和煤炭开采源的影响, 贡献率分别为 58.83%和 28.12%。

(3) 基于特定源的生态健康风险评估结果显示, 重金属生态风险处于中低污染水平, 其中丰水期的煤炭开采源和枯水期的工业源是生态风险的优先管控来源。致癌风险主要是由工业源引起, 低龄男童面临的风险最高, 经口摄入和皮肤接触是主要暴露途径。

(4) 结合特定污染源在不同时期的动态变化特征, 建议枯水期加大对煤炭关联产业及供暖系统的监督管理力度, 丰水期则重点强化煤炭开采源所致的扬尘管控, 以显著降低重金属引发的环境风险。

5 参考文献

- [1] Basti S, Sahu C, Dash PK *et al.* Sediment heavy metal speciation of Hirakud Reservoir—a Ramsar site in Mahanadi River in India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2025, **197**, 417. DOI: 10.1007/s10661-025-13898-7.
- [2] Xiong RW, Li Y, Gao XF *et al.* Distribution and migration of heavy metals in the sediment-plant system: Case study of a large-scale constructed wetland for sewage treatment. *Journal of Environmental Management*, 2024, **349**, 119428. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119428.
- [3] Kumar S, Saxena A, Srivastava RK *et al.* Composition of heavy metals in sediment, water, and fish of the Ganga and Yamuna Rivers in two major cities of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2024, **196**, 612. DOI: 10.1007/s10661-024-12777-x.
- [4] Wang CL, Zou XQ, Feng ZY *et al.* Distribution and transport of heavy metals in estuarine-inner shelf regions of the East China Sea. *Science of the Total Environment*, 2018, **644**: 298-305. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.383.
- [5] Lin L, Li C, Yang WJ *et al.* Spatial variations and periodic changes in heavy metals in surface water and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Chemosphere*, 2020, **240**, 124837. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124837.
- [6] Muhammad JN, Abdul W, Tehreem A *et al.* Assessment of heavy metal pollution using contamination factor, pollution load index, and geoaccumulation index in Kalpani River sediments, Pakistan. *Arabian journal of geosciences*, 2023: **16**, 143. DOI: 10.1007/s12517-023-11231-5.
- [7] Yuan L. Theory and technology considerations on high-quality development of coal main energy security in China. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2023, **38**(1): 11-22. DOI: 10.16418/j.issn.1000-3045.20220819002. [袁亮. 我国煤炭主体能源安全高质量发展的理论技术思考. 中国科学院院刊, 2023, **38**(1): 11-22.]
- [8] Kuang HF, Hu CH, Wu GL *et al.* Combination of PCA and PMF to apportion the sources of heavy metals in surface sediments from Lake Poyang during the wet season. *Journal of Lake Sciences*, 2020, **32**(4): 964-976. DOI: 10.18307/2020.0406. [匡荟芬, 胡春华, 吴根林等. 结合主成分分析法(PCA)和正定矩阵因子分解法(PMF)的鄱阳湖丰水期表层沉积物重金属源解析. 湖泊科学, 2020, **32**(4): 964-976.]
- [9] Yuan RY, Zhang Q, Li C *et al.* Analysis of priority control sources of heavy metal pollution in sediments of the lower of Daqing River Basin. *China Environmental Science*, 2024, **44**(7): 4042-4052. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20240513.001. [元如雨, 张奇, 李橙等. 大清河流域下游沉积物重金属污染优控源解析. 中国环境科学, 2024, **44**(7): 4042-4052.]
- [10] Frankel TE, Catherine C, Summer O *et al.* Identifying potential trace metal contamination impacts of a coal ash landfill on the largest Chesapeake Bay tributary (Chester, VA, USA). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2025, **44**(3): 802-811. DOI: 10.1093/etjnl/vgae073.
- [11] Zhao B, Liu YQ, Yang ZH *et al.* Pollution and ecological risk of heavy metals and arsenic in road-deposited sediment and rainfall runoff of a coal port in Northern China. *Marine Pollution Bulletin*, 2025, **215**, 117844. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2025.117844.
- [12] Dai XY, Shen ZC, Hu HL *et al.* Evaluation assessment and source analysis of heavy metals in sediment near the stone coal mining area in the lower reaches of the Zi River, China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, **43**(05): 1123-1130. DOI: 10.11654/jaes.2023-1016. [代馨悦, 申志成, 胡华玲等. 资水下游某石煤矿区沉积物重金属污染评价和来源解析. 农业环境科学学报, 2024, **43**(05): 1123-1130.]
- [13] Wang ZJ, Liu TS, Zhang YK *et al.* Ecological risks assessment of heavy metal coupled inorganic sulfur characteristics in the sediments of the Qinjiang River, Beibu Gulf, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2025, **39**: 271-287. DOI: 10.1007/s00477-024-02862-5.
- [14] Ray AK, Faruque MH, Das R *et al.* Trace Metal Pollution near a Coal-Fired Power Plant in Bangladesh: Implications for Environmental and Human Health. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2025, **236**, 376. DOI: 10.1007/s11270-025-08001-2.
- [15] Feng JT, Yu H, Wang Y *et al.* Pollution Assessment and Source Apportionment of Heavy Metals in Sediments of Subsidence Section of Luling Mine in the Tuohe River, China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2025, **34**(2): 1529-1538. DOI: 10.15244/pjoes/187593.
- [16] Chen Q, Wu L, Zhou CC *et al.* A study of environmental pollution and risk of heavy metals in the bottom water and sediment of

- the Chaohu Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, **31**: 19658 – 19673. DOI: 10.1007/s11356-024-32141-3.
- [17] Chi HJ, Liu X, Yang XF *et al.* Risk assessment and source identification of soil heavy metals: a case study of farmland soil along a river in the southeast of a mining area in Southwest China. *Environmental geochemistry and health*, 2024, **46**, 39. DOI: 10.1007/s10653-023-01803-5.
- [18] Zhang YN, Wu XJ, Dong Y *et al.* Quantitative analysis of ecological risk sources of heavy metals in river sediments of northern Shaanxi Mining area, China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, **43**(6):238-246. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2022.0423. [张亚宁, 吴喜军, 董颖等. 陕北矿区河流沉积物重金属的生态风险源定量解析. 环境科学学报, 2023, **43**(6): 238-246.]
- [19] Chen XH, Guo QL, Liu PW *et al.* Distribution and risk assessment of heavy metal pollution in surface sediment of Kuye river around coal mining area in Shaanxi province, China. *Earth And Environment*, 2016, **44**(03): 370-375. DOI: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2016.03.012. [陈新华, 郭巧玲, 刘培旺等. 窟野河矿区河段表层沉积物重金属污染特征及风险评价. 地球与环境, 2016, **44**(03): 370-375.]
- [20] 黄洪伟. 碳中和背景下区域水资源优化配置. 西安: 西北农林科技大学[学位论文], 2023.
- [21] Weilei HB, Shi P, Wei Y *et al.* Analysis of ecosystem service function changes and their driving factors in the Kuye River Basin. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2024, **38**(4): 222-235. DOI: 10.13870/j.cnki.stbcb.2024.04.037. [魏雷晗冰, 时鹏, 魏勇等. 窟野河流域生态系统服务功能变化及其驱动因素分析. 水土保持学报, 2024, **38**(4): 222-235.]
- [22] Lan ZF, Geng R, Zhao GJ *et al.* Runoff and sediment load variation and driving factors in the Kuye River. *Research of Soil and Water Conservation*, 2024, **31**(04): 95-104. DOI: 10.13869/j.cnki.rswc.2024.04.031. [兰泽凡, 耿韧, 赵广举等. 窟野河流域水沙变化及其驱动因素. 水土保持研究, 2024, **31**(04): 95-104.]
- [23] Zhang YN, Wu XJ, Dong Y *et al.* Quantitative risk analysis of sediment heavy metals using the positive matrix factorization-based ecological risk index method: a case of the Kuye River, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2024, **46**, 50. DOI: 10.1007/s10653-023-01836-w.
- [24] Wang TY, Pan BZ, Han X *et al.* Spatial-temporal Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in Sediments of the Yellow River. *Environmental Science*, 2022, **43**(05): 2467-2475. DOI: 10.13227/j.hjkk.202108092. [王韬轶, 潘保柱, 韩谓等. 黄河沉积物重金属时空分布与污染评价. 环境科学, 2022, **43**(05): 2467-2475.]
- [25] Zuo L, Lu XW, Fan P *et al.* Concentrations, sources and ecological–health risks of potentially toxic elements in finer road dust from a megacity in North China. *Journal of Cleaner Production*, 2022, **358**, 132036. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.132036.
- [26] 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.
- [27] Rind KH, Aslam S, Memon NH *et al.* Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Fish Species in Chashma Barrage, Indus River: A Comprehensive Health Risk Assessment. *Biological Trace Element Research*, 2025, **203**, 2226–2239. DOI: 10.1007/s12011-024-04290-6.
- [28] Parvin A, Semme SA, Sultana N *et al.* Archival indicator of metal pollution in a tropical monsoon coastal region: Impact on environment and human health. *Marine Pollution Bulletin*, 2025, **213**, 117600. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2025.117600.
- [29] Yang YF, Lu XW, Yu B *et al.* Source-specific risk judgement and environmental impact of potentially toxic elements in fine road dust from an integrated industrial city, North China. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, **458**, 131982. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.131982.
- [30] HJ 25.3-2019. 建设用土壤污染风险评估技术导则. 北京: 中国环境出版社, 2019.
- [31] Xiao J, Wang L, Deng L *et al.* Characteristics, sources, water quality and health risk assessment of trace elements in river water and well water in the Chinese Loess Plateau. *Science of the Total Environment*, 2019, **650**: 2004 – 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.322.
- [32] Nascimento VAD. Assessment of the Risk to Human Health and Pollution Levels Due to the Presence of Metal(loid)s in Sediments, Water, and Fishes in Urban Rivers in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Urban Science*, 2025, **9**. DOI: 10.3390/urbansci9040114.
- [33] Sultana S, Sultana N, Moniruzzaman M *et al.* Unmasking heavy metal contamination: Tracing, risk estimating and source

- fingerprinting from coastal sediments of the Payra River in Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 2025, **211**. DOI:10.1016/j.marpolbul.2024.117455.
- [34] Cui ZM, Shi XH, Zhao SN *et al.* Spatiotemporal distribution and source analysis of heavy metals in surface sediments in Lake Ulansuhai based on PCA-APCS-MLR model. *Environmental Science*, 2024, **45**(03): 1415-1427. DOI: 10.13227/j.hjcx.202303141. [崔志谋, 史小红, 赵胜男等. 基于 PCA-APCS-MLR 模型的乌梁素海表层沉积物重金属时空分布及来源解析. *环境科学*, 2024, **45**(03): 1415-1427.]
- [35] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册 (成人卷). 北京: 中国环境出版社, 2013.
- [36] 环境保护部. 中国人群环境暴露行为模式研究报告 (儿童卷). 北京: 中国环境出版社, 2016.
- [37] 成杭新, 彭敏, 杨峥, 等. 中国土壤元素地球化学背景值与基准值. 北京: 地质出版社, 2023: 1178-1179.
- [38] Yu Y, Lv YN, Wang WJ *et al.* Spatio-temporal distribution and risk assessment of heavy metals in middle and lower reaches of Le'an River. *Environmental Science*, 2020, **41**(2): 691-701. DOI: 10.13227/j.hjcx.201905026. [余杨, 吕雅宁, 王伟杰等. 乐安河中下游重金属时空分布特征及风险评价. *环境科学*, 2020, **41**(2): 691-701.]
- [39] Zhang JL, Yang T, Wang N *et al.* Health risk assessment of heavy metals in wild fish and seasonal variation and source identification of heavy metals in sediments: a case study of typical urban river in Xi'an, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, **31**: 8898-8916. DOI: 10.1007/s11356-023-31693-0.
- [40] Xiao Y, Cheng HK, Tang HW *et al.* Review of influence of hydrodynamic action on distribution of pollutants in water and sediment in river. *Journal of Hohai University (Natural Sciences)*, 2015, **43**(05): 480-488. DOI: 10.3876/j.issn.1000-1980.2015.05.013. [肖洋, 成浩科, 唐洪武等. 水动力作用对污染物在河流水沙两相中分配的影响研究进展. *河海大学学报(自然科学版)*, 2015, **43**(05): 480-488.]
- [41] Zhu HW, Jiang JA, Cheng PD *et al.* Mechanism of pollutant release due to sediment re-suspension. *Advances in Water Science*, 2013, **24**(04): 537-542. DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2013.04.013. [朱红伟, 蒋基安, 程鹏达等. 泥沙污染物起动再悬浮释放机理. *水科学进展*, 2013, **24**(04): 537-542.]
- [42] Önel E S, Kalipci E, Turkmen M. Ecological effects and health risks of potentially toxic elements in *Cyrtoceria barbata* and sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 2025, **213**, 117707. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2025.117707.
- [43] 彭万辉. 澜沧江小湾水库沉积物的磷吸附释放特性研究. 昆明: 云南大学[学位论文], 2021.
- [44] 李远航. 溶解性有机质-水铁矿-重金属三元体系对湿地土壤铜、铬环境行为的影响机制. 南昌: 南昌大学[学位论文], 2022.
- [45] Zhang YN, Zhu WH, Dong Y *et al.* Effect of redox condition and microbial action on heavy metals transformation in reservoir sediments. *Environmental Engineering*, 2023, **41**(06): 101-108. DOI: 10.13205/j.hjgc.202306014. [张亚宁, 朱维晃, 董颖等. 氧化还原和微生物作用对沉积物中重金属迁移转化的影响. *环境工程*, 2023, **41**(06): 101-108.]
- [46] He X, Cheng Q, Ouyang WJ *et al.* Study on the interaction of dissolved organic matter with lead and arsenic. *Environmental Science & Technology*, 2024, **47**(6): 94-104. DOI: 10.19672/j.cnki.1003-6504.0279.24.338. [何茜, 程乔, 欧阳文娟等. 溶解性有机质与铅、砷相互作用研究. *环境科学与技术*, 2024, **47**(6): 94-104.]
- [47] Li ZC, Wang YH, Chen S *et al.* Pollution assessment and source analysis of heavy metals in sediment of Lake Tuo hu in Huai he River Basin. *Journal of Lake Sciences*, 2025, **37**(3): 889-901. DOI: 10.18307/2025.0326. [李致春, 王运好, 陈松等. 淮河流域沱湖沉积物重金属污染评价与来源分析. *湖泊科学*, 2025, **37**(3): 889-901.]
- [48] Hu F, Jiang L, Chen QH *et al.* Pollution Characteristics, Source Analysis, and Health Risk Assessment of Heavy Metals of Soil in a Certain Coal Mining Area of Western Jiangxi Province. *Environmental Science*, 2025, **46**(08): 5237-5248. DOI: 10.13227/j.hjcx.202405215. [胡芬, 姜烈, 陈巧红等. 赣西某煤矿集中区土壤重金属污染特征、来源解析与健康风险评价. *环境科学*, 2025, **46**(08): 5237-5248.]
- [49] Li W, Chen LQ, Zhou TJ *et al.* Impact of coal gangue on the level of main trace elements in the shallow groundwater of a mine reclamation area. *Mining Science and Technology (China)*, 2011, **21**(5): 715-719. DOI: 10.1016/j.mstc.2011.03.004.
- [50] 曹庆一. 煤中有害微量元素溶出机制及对煤矿矿井水水质的影响. 北京: 中国矿业大学[学位论文], 2023.
- [51] Zhou H, Yue XM, Chen Y *et al.* Source-specific probabilistic contamination risk and health risk assessment of soil heavy metals in a typical ancient mining area. *The Science of the total environment*, 2024, **906**, 167772. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167772.
- [52] 任冰茹. 洗中煤热转化过程中汞的释放行为研究. 太原: 太原科技大学[学位论文], 2024.

- [53] Zhang YQ, Jiang B, Gao ZJ *et al.* Health risk assessment of soil heavy metals in a typical mining town in north China based on Monte Carlo simulation coupled with Positive matrix factorization model. *Environmental Research*, 2024, **251**, 118696. DOI: 10.1016/j.envres.2024.118696.
- [54] Huang JL, Wu YY, Sun JX *et al.* Health risk assessment of heavy metal (loid) s in park soils of the largest megacity in China by using Monte Carlo simulation coupled with positive matrix factorization model. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **415**: 125629. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125629.
- [55] Islam ARMT, Rabbi AHMF, Anik AH *et al.* Source distribution, ecological risks, and controlling factors of heavy metals in river sediments: Receptor model-based study in a transboundary river basin. *International Journal of Sediment Research*, 2025, **40**(1): 45-61. DOI: 10.1016/j.ijsrc.2024.10.001.
- [56] Islam MAS, Hossain ME, Nahar K *et al.* Assessment of Environmental Hazard and Heavy Metal Contamination in Dhaleshwari River Sediment: A Toxicity based Study on Pollution. *Pollution*, 2023, **9**(1): 67-83. DOI: 10.22059/poll.2022.342243.1455.
- [57] Jiang JY, Fu M, Yang JY *et al.* Spatial distribution characteristics, ecological risk assessment, and source analysis of heavy metal(loid)s in surface sediments of the nearshore area of Qionghai. *Frontiers in Marine Science*, 2024, **11**. DOI: 10.3389/fmars.2024.1491242.
- [58] Kafilat A, Bawa-Allah. Assessment of heavy metal pollution in Nigerian surface freshwaters and sediment: A meta-analysis using ecological and human health risk indices. *Journal of contaminant hydrology*, 2023, **256**, 104199. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2023.104199.
- [59] Sathyanarayanan B, Sivaprakasam V, Periyasami S *et al.* Assessing the heavy metal contamination and health risks in riverine sediments using multi-index analysis: insights from east coast of Tamil Nadu, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 2025, **32**: 12844-12867. DOI: 10.1007/s11356-025-36463-8.
- [60] Zhang HZ, Cui WG, Huang YM *et al.* Evaluation and source analysis of heavy metal pollution of farmland soil around the mining area of karst region of central Guizhou Province. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2022, **42**(4): 412-421. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2021.0319. [张宏泽, 崔文刚, 黄月美等. 黔中喀斯特地区临近矿区耕地土壤重金属污染评价及其源解析. *环境科学学报*, 2022, **42**(4): 412-421.]
- [61] Qu MK, Wang Y, Huang B *et al.* Source apportionment of soil heavy metals using robust absolute principal component scores-robust geographically weighted regression (RAPCS-RGWR) receptor model. *Science of the Total Environment*, 2018, **626**: 203-210. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.070.
- [62] Wang WJ, Wang MY, Wang MS *et al.* Quantifying the health risks of PM 2.5-bound heavy metals for rural populations with different energy use types during the heating season. *Exposure and Health*, 2024, **16**: 759-774. DOI: 10.1007/s12403-023-00590-9.
- [63] Dar MA, Fouad RR, Madkour AG *et al.* Assessment of Heavy Metal Accumulation and Mineralization in Edible Bivalves and Their Health Risks: A Case Study of Timsah Lake, Suez Canal, Egypt. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2025, **236**, 365. DOI: 10.1007/s11270-025-07947-7.
- [64] Majewski G, Klik BK, Rogula-Kozowska W *et al.* Assessment of heavy metal inhalation risks in urban environments in Poland: a case study. *Journal of Ecological Engineering*, 2023, **24**(11): 330-340. DOI: 10.12911/22998993/171591.
- [65] Ayo-Bali AE, Lopez DL, Bain DJ *et al.* Assessment of Sediment Geochemistry in La Barra de Santiago Estuary, El Salvador Reveals Unexpected Nickel Contamination. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2025, **236**, 551. DOI: 10.1007/s11270-025-08157-x.
- [66] Wang YH, Zhang J, Yan QX *et al.* Spatial distribution, sediment water partitioning, risk assessment and source apportionment of heavy metals in the Golmud River-Dabson Salt Lake ecosystem. *Environmental Research*, 2025, **268**, 120792. DOI: 10.1016/j.envres.2025.120792.
- [67] MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, **39**: 20-31. DOI: 10.1007/s002440010075.
- [68] Pescatore A, Grassi C, Rizzo AM *et al.* Effects of biochar on berseem clover (*Trifolium Alexandrinum*, L) growth and heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn) accumulation. *Chemosphere*, 2022, **287**, 131986. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131986.