

资江疏浚底泥重金属赋存形态和生态风险评价

肖怀宪¹, 方涵潇¹, 袁隆湖², 戴利生¹, 蒋康¹

(1. 湖南省交通科学研究院有限公司, 湖南长沙 410015; 2. 湖南大学环境科学与工程学院, 湖南长沙 410082)

摘要 为研究资江疏浚底泥重金属的赋存形态及其生态风险, 对资江沿线 18 个底泥采样点的 Cd、Zn、Cu、Pb、Ni、Cr、As 的总含量及各赋存形态含量进行分析测定, 同时进行重金属生态风险评价。结果表明, Cd 的污染最严重, 100% 的点位风险筛选值超标, 66.7% 的点位风险管制值超标; 其次是 Zn、Cu 和 As, 风险筛选值的点位超标率分别为 55.6%、50.0% 和 22.2%; Pb、Ni、Cr 的含量均未超过风险筛选值。Cd 和 Zn 的可交换态和碳酸盐结合态占比较大, 易被生物利用。As 仅以铁锰氧化物结合态和残渣态存在, Pb 和 Cr 可交换态和碳酸盐结合态含量低且总量未超标, 因此风险较低。7 种重金属地累积指数中偏重度、重度和严重污染与潜在生态风险指数中的强、很强、极强生态危害的比例相似。Cd、Cu、Zn 为资江较典型的重金属污染物, 建议疏浚过程中进行重点监测, 实施污染监控和环保处置措施, 预防疏浚底泥利用过程中重金属的危害和生态风险。

关键词 重金属; 赋存形态; 生态风险; 资江疏浚底泥

中图分类号 X 826 **文献标识码** A

文章编号 0517-6611(2022)01-0057-06

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2022.01.016



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Existing Forms and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Dredged Sediments of Zijiang River

XIAO Huai-xian¹, FANG Han-xiao¹, YUAN Long-hu² et al (1. Hunan Communications Research Institute Co., Ltd., Changsha, Hunan 410015; 2. College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha, Hunan 410082)

Abstract In order to study the existing forms and ecological risks of heavy metals in dredged sediments of Zijiang River, the total content of Cd, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr and As in 18 sediment sampling points along the Zijiang River and the content of each existing forms were analyzed and determined, and the ecological risk assessment of heavy metals was carried out at the same time. The results showed that Cd was the most serious heavy metal contaminant, with 100% of the sampling sites exceeding the risk screening value and 66.7% exceeding the risk intervention value. Followed by Zn, Cu and As, the point-exceeding rate of the risk screening value was 55.6%, 50.0% and 22.2% respectively; the contents of Pb, Ni and Cr didn't exceed the risk screening value. Cd and Zn had a relatively high percentage of exchangeable state and carbonate combined state, which were easily used by creatures. As existed only in the iron-manganese oxide combined state and the residual state, the exchangeable state and carbonate combined state of Pb and Cr was low and the total amount didn't exceed the standard, so the risk was low. The proportion of strongly, strongly to extremely and extremely contaminated in geo-accumulation index of the seven heavy metals was similar to that of strong, very strong and extremely strong ecological hazard in potential ecological risk coefficient. Cd, Cu, and Zn were typical heavy metal contaminants of Zijiang River, it was recommended to focus on monitoring the typical contaminants during dredging, and prevent ecological risks of heavy metals when utilize the dredged sediments.

Key words Heavy metals; Existing form; Ecological risk; Dredged sediments of Zijiang River

湖南省是著名的“有色金属之乡”, 有色金属产业在推动湖南省经济发展的同时, 也带来了不可忽略的重金属污染问题。随着工业化和城市化进程的加快, 大量含有重金属的污染物排入水体, 经过一系列的吸附、絮凝和生物累积等过程后, 底泥中富集了大量的重金属和 N、P 等营养元素及其他微量元素^[1-2]。当底泥外部条件发生变化时, 底泥吸附的重金属等污染物会再次释放进入水体造成二次污染。同时, 底泥中的污染物可直接或间接地对水生生物造成毒害作用, 并通过生物累积、食物链放大等过程进一步影响陆生生物和人类健康^[3-4]。

疏浚是全球范围内应用广泛的水系管理行为, 能够维持航道容量、去除底泥污染、减轻洪灾风险等^[5]。港口航道及江河湖库疏浚、清淤工程产生了大量疏浚底泥, 仅“十三五”期间长江口深水航道疏浚土总产量预计约 3.15 亿 m³^[6]; 我国每年产生约 1.8 亿 t 的疏浚土并以 6%~8% 的速率增长^[7], 仅台湾高雄港口每年就疏浚出约 100 万 t 沉积物^[8]; 法

国、德国、荷兰、英国每年产生 3 万~5 万 m³ 的疏浚土, 美国则每年产生 20 万~50 万 m³^[9]。比利时斯凯尔特河产生的疏浚土受 Cr、Zn、Cu、Pb 的污染严重, 并成为冲积平原的重要污染源^[10]。高雄港每年倾倒入约 50 万 t 疏浚底泥于高雄海洋疏浚废弃物处理场, 并使得处理场的重金属浓度有所提升^[11]。如何安全合理地处置疏浚底泥成为疏浚工程能否顺利实施的关键因素之一^[12]。

对疏浚土进行综合利用不仅能减少二次污染, 而且实现了资源再利用。在众多疏浚底泥资源化利用的途径中, 土地利用被认为是最具发展潜力的方式^[13]。已有研究表明, 污染程度低的疏浚底泥可以作为生态修复中的基地改良剂^[14]; 杨丹等^[15]研究发现疏浚底泥与土壤结构性质相近, 合理加入底泥可以改善土壤性质, 提高土壤肥力和土壤孔隙率、凝聚度等。然而, 在疏浚底泥综合利用过程中, 重金属的潜在风险不容忽视。

资江是湖南四大水系之一, 以往学者对底泥重金属的研究多集中在湘江和洞庭湖^[16-18], 部分学者对资江的研究聚焦于底泥中重金属总量^[19]或流域内土壤中重金属有效态含量^[20], 缺乏对资江疏浚底泥中重金属赋存形态的报道。该研究通过对资江疏浚底泥进行采样并测试其重金属及各赋存形态含量, 同时运用地累积指数法和潜在生态风险指数法

基金项目 湖南省科技重大专项项目(2018SK1010); 湖南省交通运输厅科技进步与创新计划项目(201318)。

作者简介 肖怀宪(1992—), 女, 湖南浏阳人, 工程师, 硕士, 从事交通运输环境保护方面的研究。

收稿日期 2021-03-19

评估底泥的环境生态风险,以期获得疏浚底泥的污染状况和生态风险水平,为今后该河道疏浚底泥的管控与综合利用提供科学的数据支撑。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况 资江属于洞庭湖水系,长江支流,流经邵阳、新化、安化、桃江、益阳等市县。该研究从安化县开始往下游共设置了 18 个采样点,采样点分布在资江的中下游,如

图 1 所示。

1.2 样品的采集与处理 采样工作于 2019 年 11 月上旬完成。以深水采样器为采样工具,采样过程中尽量避开砂石;每个点位的采样深度在 60 cm 以内,并将底泥样品深度按照 0~10、10~20、20~40、40~60 cm 的间距分层,分别装入洁净的密封袋中并进行编号,每个深度的泥样不少于 500 g,避光条件下送至实验室。



图 1 资江采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Zijiang River

样品放在阴凉通风口处自然风干,除去土样中石子和动植物残体等异物,用玛瑙棒磨碎,土样研磨至全部通过 100 目尼龙筛,混匀,装入密封袋于干燥器中保存待测。

1.3 样品的测试指标与方法 底泥样品的测试指标包括镉(Cd)、锌(Zn)、铜(Cu)、铅(Pb)、镍(Ni)、铬(Cr)和砷(As)。采用改进的 BCR 连续提取法分别提取重金属的可交换态和碳酸盐结合态(F1)、铁锰氧化物结合态(F2)、有机物和硫化物结合态(F3)、残渣态(F4)^[21]。所有重金属及其各赋存形态均采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)进行测定。

1.4 重金属风险评价方法

1.4.1 地累积指数法。地累积指数法是由德国科学家 Müller 于 1969 年提出的评价沉积物中重金属富集程度的定量指标^[22]。地累积指数(I_{geo})的计算公式如下:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 B_n} \quad (1)$$

式中, C_n 是元素 n 在沉积物中的测量值($\mu\text{g/g}$); B_n 是元素 n 在沉积物中的地球环境背景值($\mu\text{g/g}$);1.5 为常数。地累积指数法将重金属污染程度分为 0~6 级共 7 个等级,如表 1 所示。

1.4.2 潜在生态风险指数法。潜在生态风险指数(RI)法由瑞典科学家 Hakanson 提出^[23],被广泛应用于评价重金属的生态危害,该方法考虑的影响因素有重金属的种类、浓度、毒性水平以及生物对重金属的敏感性^[24-27],其计算方法如下:

重金属 i 的潜在生态风险系数(E_r^i):

$$E_r^i = T_r^i \times C_r^i \quad (2)$$

疏浚底泥样品中多种重金属综合潜在生态风险指数(RI):

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n \left(T_r^i \frac{C_r^i}{C_n^i} \right) \quad (3)$$

式中, C_r^i 为重金属 i 的污染系数; C_n^i 为重金属 i 的测定浓度; C_n^i 为重金属 i 的参比值,采用工业化以前沉积物中重金属的最高背景值; T_r^i 为重金属 i 的毒性系数^[28],反映的是重金属的毒性水平和生物对该重金属的敏感程度,如表 2 所示。疏浚底泥重金属综合潜在生态风险的程度划分标准见表 3。

表 1 重金属污染程度与地累积指数

Table 1 Pollution degree and geo-accumulation index of heavy metals

等级 Grade	I_{geo}	污染程度 Pollution degree
0	≤ 0	无
1	$>0 \sim 1$	轻度
2	$>1 \sim 2$	偏中度
3	$>2 \sim 3$	中度
4	$>3 \sim 4$	偏重度
5	$>4 \sim 5$	重度
6	>5	严重

表 2 重金属参比值(C_n^i)和毒性系数(T_r^i)

Table 2 Reference value(C_n^i) and toxicity coefficient of heavy metals (T_r^i)

重金属 Heavy metal	C_n^i /mg/kg	T_r^i
Cd	0.5	30
Zn	80	1
Cu	30	5
As	15	10
Pb	25	5
Ni	26.9	5
Cr	60	2

表 3 潜在生态风险系数、综合潜在风险指数和污染程度的关系

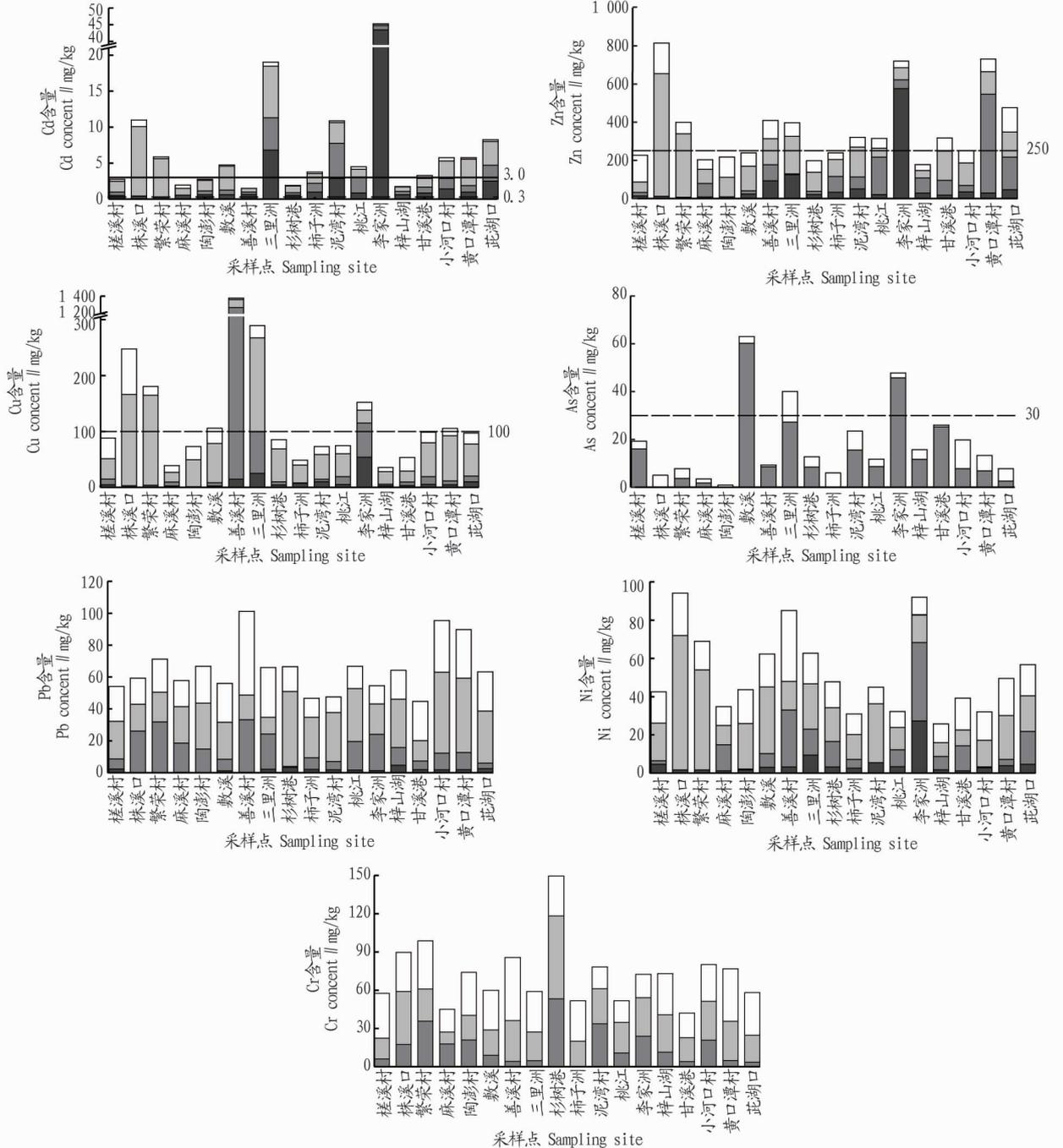
Table 3 Relationship between potential ecological risk coefficient, potential ecological risk index and pollution degree

E_{ri}	RI	污染程度 Pollution degree
<40	<150	轻微生态危害
40~<80	150~<300	中等生态危害
80~<160	300~<600	强生态危害
160~<320	≥600	很强生态危害
≥320		极强生态危害

2 结果与分析

2.1 重金属的空间分布 从资江 18 个底泥采样点的 Cd、Zn、Cu、As、Pb、Ni、Cr 总含量(图 2)可以看出,各采样点重金属含量分别为 Cd 1.5~45.3 mg/kg、Zn 178.0~803.2 mg/kg、Cu 35.8~1 377.8 mg/kg、As 1.0~63.0 mg/kg、Pb 44.8~101.3 mg/kg、Ni 25.8~96.2 mg/kg、Cr 42.0~149.5 mg/kg。疏浚土农用或许是未来疏浚土资源化利用的一个方向,对比国家标准《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》

□ 残渣态 (F4) ▨ 有机物和硫化物结合态 (F3) ▩ 铁锰氧化物结合态 (F2) ■ 可交换态和碳酸盐结合态 (F1)



注:虚线表示风险筛选值,实线表示风险管制值

Note: The dotted line represents the risk screening value, the solid line represents the risk intervention value

图 2 各采样点重金属总含量及其各赋存状态含量

Fig. 2 The total contents of heavy metals and their chemical speciation in each sampling site

(GB 15618—2018),所有采样点的Cd含量均超过风险筛选值(0.3 mg/kg),其中李家洲的超标倍数高达150倍;风险管制值的点位超标率高达66.7%,为污染最严重的重金属。李家洲为志溪河汇入资江处,地处益阳市区且靠近长春工业园,城镇化程度较高、工业发达,因此污染较严重。其次是Zn、Cu和As,风险筛选值的点位超标率分别为55.6%、50.0%和22.2%。污染程度为Cd>Zn>Cu>As。Pb、Ni和Cr的含量均未超过土壤环境质量标准。

从表4可以看出,7种重金属的变异系数为24.6%~171.1%,且变异系数Cu(171.1%)>Cd(134.7%)>As(89.7%)>Zn(55.1%),表明Cu、Cd、As在空间上的离散和变异程度很大,工业、农耕等人为干扰因素对该类重金属空间迁移的影响突出。

表4 重金属的含量和变异系数

Table 4 Average value and coefficient of variation of heavy metal

重金属 Heavy metal	含量 Content/mg/kg	变异系数 CV/%
Cd	7.8	134.7
Zn	369.0	55.1
Cu	179.3	171.1
As	18.5	89.7
Pb	65.1	24.6
Ni	52.0	41.5
Cr	72.4	34.4

2.2 重金属赋存状态分布特征和生物有效性 重金属的赋存状态与生物可利用度密切相关,各采样点7种重金属的形态分布特征如图2所示。重金属的F1迁移性强,易被生物直接利用,因此生物有效性高;F4能稳定存在于沉积物中,迁移性小,难被生物利用,可认为无生物毒性;F2和F3在一定的环境条件下可能转化为可交换态^[29-31],具有潜在的风险。

由图2可知,Cd主要以F1、F2、F3的状态存在,F4平均占比仅6.1%,因此生物可利用度高。李家洲的Cd超标倍数最高,且F1含量高达95.9%,可见该点位Cd污染的生态风险极高。Zn的各赋存形态显示,除李家洲以F1占绝对优势(80.0%)外,中游(三里洲以上)以F3为主,下游以F2为主且F1的含量更高,可能是由于下游(桃江、益阳)频繁的人类活动释放了更多的Zn元素。Cu整体上以F3为主,平均占比为55.5%;善溪村的Cu含量远高于其他点位,其中F2含量达90%以上,可能是由于该点位于善溪汇入湘江口,且狭长的善溪流经铜矿储量丰富的山区,铜矿开采历史较长。As元素仅以F2和F4这2种形态存在,F2平均占比57.4%;陶澎村、株溪口、柿子洲的As元素较特殊,仅含有F4。从重金属生态风险分级标准^[32]来看,资江流域的As无风险。所有点位Pb的F1含量较低,不超过7.2%,株溪口、繁荣村、陶澎村3处不含F1;Pb整体上以F3为主,平均占比42.2%,其次是F4(33.6%)和F2(21.5%)。所有点位的Ni均未超过土壤环境质量标准,整体上以F3和F4为主,平均含量分别达到43.4%和31.5%,风险较小;仅李家洲的F1占比较高,为30.1%,生态风险分级为中度风险。Cr几乎不含F1,以F4和F3为主,总含量均未超标,生态风险很低。Pb、Ni、Cr的来源途径可能为径流迁移沉积,性质稳定。

2.3 重金属的风险评估

2.3.1 地累积指数法。在采用地累积指数法评价的过程中,选择合适的地球环境背景值(B_n)对评价结果有决定性的作用。该研究的范围是资江流域,涉及湖南省几个市州,因此选择湖南土壤重金属元素背景值为参考^[33],Cd、Zn、Cu、As、Pb、Ni、Cr的背景值分别为0.10、74.20、22.60、11.21、26.00、25.90、61.00 mg/kg。资江流域各采样点重金属的地累积指数 I_{geo} 如表5所示。

表5 疏浚底泥样品中重金属地累积指数(I_{geo})

Table 5 Geo-accumulation index of heavy metals in dredged sediment samples

序号 No.	采样点 Sampling site	Cd	Zn	Cu	As	Pb	Ni	Cr
1	槎溪村	4.20	1.02	1.38	0.20	0.47	0.13	-0.67
2	株溪口	6.19	2.85	2.87	-1.74	0.60	1.31	-0.03
3	繁荣村	5.29	1.84	2.41	-1.12	0.87	0.83	0.11
4	麻溪村	3.70	0.87	0.21	-2.26	0.57	-0.16	-1.02
5	陶澎村	4.20	0.97	1.11	-4.15	0.78	0.17	-0.31
6	敷溪	4.99	1.11	1.65	1.91	0.52	0.68	-0.61
7	善溪村	3.32	1.88	5.35	-0.86	1.38	1.13	-0.09
8	三里洲	6.99	1.83	3.09	1.25	0.76	0.69	-0.63
9	杉树港	3.66	0.84	1.34	-0.40	0.77	0.30	0.71
10	柿子洲	4.64	1.11	0.52	-1.49	0.26	-0.33	-0.82
11	泥湾村	5.74	0.82	1.11	0.48	0.28	-0.13	-0.23
12	桃江	4.91	1.50	1.15	-0.52	0.78	-0.27	-0.82
13	李家洲	8.24	2.69	2.17	1.51	0.48	1.22	-0.34
14	梓山湖水库	3.54	0.68	0.08	-0.09	0.72	-0.59	-0.33
15	甘溪岗	4.44	1.51	0.66	0.63	0.20	0.02	-1.12
16	小河口村	5.26	1.17	1.54	0.23	1.29	-0.28	-0.19
17	黄口潭村	5.26	2.72	1.64	-0.34	1.20	0.35	-0.25
18	茈湖口	5.78	2.09	1.52	-1.12	0.70	0.55	-0.65

由表 5 可知,资江流域的 Cd 污染形势严峻, I_{geo} 为 3.32~8.24。仅有 4 处为偏重度污染,其他点位均在重度污染以上,重度污染和严重污染的点位分别占 33%和 44%,且以李家洲最严重。Zn 和 Cu 的污染情况相似,二者偏中度污染比例均为 50%,轻度和中度污染在 17%~27%;但 Cu 在善溪村($I_{geo}=5.35$)和三里洲($I_{geo}=3.09$)分别达到了严重污染和偏重度污染的程度。不少学者认为表土中 Cu 和 Zn 的富集很可能与滥用杀虫剂或杀菌剂有关^[34-35]。As 的 I_{geo} 相对较低,61%的点位处于无污染状态,22%为轻度污染,敷溪、李家洲、三里洲为偏中度污染。Pb 在善溪村、小河口村、黄口潭村为偏中度污染,其余点位为轻度污染(占比 83%)。株溪口、李家洲、善溪村 3 处的 Ni 为偏中度污染,50%的点位为轻度污染。Cr 的 I_{geo} 最低,仅 2 处为轻度污染,其他点位均无污染。

表 6 重金属潜在生态风险系数(E_r^i)

Table 6 Potential ecological risk coefficient of heavy metals

序号 No.	采样点 Sampling site	Cd	Zn	Cu	As	Pb	Ni	Cr
1	槎溪村	165.0	2.8	14.8	12.8	10.8	7.9	1.9
2	株溪口	658.2	10.0	41.3	3.4	11.9	17.9	3.0
3	繁荣村	351.0	5.0	30.1	5.2	14.3	12.8	3.3
4	麻溪村	117.0	2.5	6.5	2.3	11.6	6.5	1.5
5	陶澎村	165.0	2.7	12.2	0.6	13.4	8.1	2.5
6	敷溪	285.0	3.0	17.7	42.0	11.2	11.6	2.0
7	善溪村	90.0	5.1	229.6	6.2	20.3	15.8	2.9
8	三里洲	1 140.0	5.0	48.3	26.7	13.2	11.7	2.0
9	杉树港	114.0	2.5	14.3	8.5	13.3	8.9	5.0
10	柿子洲	225.0	3.0	8.1	4.0	9.3	5.8	1.7
11	泥湾村	480.0	2.5	12.2	15.7	9.5	6.6	2.6
12	桃江	270.0	3.9	12.5	7.8	13.4	6.0	1.7
13	李家洲	2 715.0	9.0	25.4	31.8	10.9	16.9	2.4
14	梓山湖水库	105.0	2.2	6.0	10.5	12.9	4.8	2.4
15	甘溪岗	195.0	4.0	8.9	17.3	9.0	7.3	1.4
16	小河口村	345.0	3.1	16.5	13.2	19.1	5.9	2.7
17	黄口潭村	345.0	9.1	17.6	8.8	18.0	9.2	2.6
18	茆湖口	495.0	5.9	16.2	5.2	12.7	10.5	1.9

由于 Cd 的 E_r^i 值极高,导致各点位的 RI 值飙升。如图 3 所示,仅麻溪村和梓山湖水库两处的 RI 值小于 150,为轻微生态污染,且已接近中等危害的阈值。中等生态危害的点位有 5 处,占比 27.8%。44.4%的点位处于强生态危害程度,李家洲、三里洲、株溪口达到了很强生态危害的程度(占比 16.7%),可能与地区 Cd 背景值较高、农药肥料使用量大、养殖业发达、生活及采矿排放有关^[19,37-39]。

3 结论

(1) 重金属的变异系数为 24.6%~171.1%,空间分布极不均匀。Cd 的污染程度最严重,100%的点位风险筛选值超标,66.7%的点位风险管制值超标,应予以高度重视。其次是 Zn、Cu 和 As,风险筛选值的点位超标率分别为 55.6%、50.0%和 22.2%,应控制污染源向该流域的输入。

(2) Cd 和 Zn 元素的可交换态和碳酸盐结合态(F1)含量占比较大,环境风险较高。As 元素仅以铁锰氧化物结合态(F2)和残渣态(F4)存在。Pb 和 Cr 的 F1 含量低,且总量

2.3.2 潜在生态风险指数法。由表 6 可知,资江疏浚底泥重金属的潜在生态风险系数(E_r^i)整体上呈 Cd>Cu>As≈Pb>Ni>Zn>Cr 的趋势,与曹磊等^[36]对南方某黑臭河道底泥的研究结果非常相似。所有点位的 Pb、Ni、Zn、Cr 均属于轻微生态危害。As 在敷溪为中等生态危害的程度。Cu 在三里洲和株溪口为中等生态危害,在善溪村达到了很强生态危害,与地累积指数的评价结果一致;其余点位均为轻微生态危害,占比 83.3%。所有点位 Cd 的 E_r^i 均大于 80,属于强生态危害以上(李家洲和三里洲的污染尤为突出),强、很强、极强生态危害占比分别为 27.8%、27.8%和 44.4%,该结果与地累积指数评价结果相似。Zhang 等^[19]研究表明,虽然资江底泥中 Cd 的浓度低,但点位 S37~S49 的 Cd(大致对应该研究敷溪下游的点位)所表现出的潜在生态风险却很高,此结果与该研究的结果比较相符。

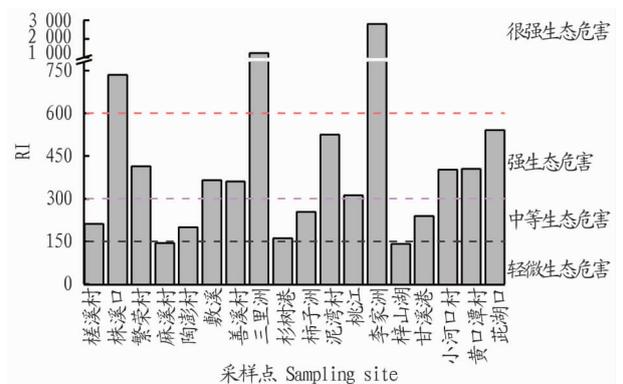


图 3 各采样点的综合潜在生态风险指数(RI)

Fig. 3 Comprehensive potential ecological risk index of each sampling point

未超标,因此风险较低。各点位的重金属总量和 F1 含量表明,李家洲重金属污染最严重,其次是三里洲和善溪村,对环境有直接的危害作用。

(3) 地累积指数法和潜在生态风险指数法均表明 Cd 的污染最严重,且地累积指数(I_{geo})中的偏重度、重度和严重污染与潜在生态风险系数(E_r^i)中的强、很强、极强生态危害的比例分布相似。除善溪村外,Cd 对潜在生态风险指数(RI)的贡献率均在 68.5%以上,轻微、中等、强、很强生态危害的点占比分别为 11.1%、27.8%、44.4%和 16.7%。

参考文献

- [1] 庄明明.不同添加材料对生活污泥中营养成分及重金属的影响[D].扬州:扬州大学,2011.
- [2] 景称心,孔秋梅,冯志刚.中国南方某油尾矿库周缘土壤重金属污染研究[J].中国环境科学,2020,40(1):338-349.
- [3] 余志,陈凤,张军方,等.锌冶炼区菜地土壤和蔬菜重金属污染状况及风险评价[J].中国环境科学,2019,39(5):2086-2094.
- [4] 蔡立梅,王秋爽,罗杰,等.湖北大冶铜绿山矿区蔬菜重金属污染特征及健康风险研究[J].长江流域资源与环境,2018,27(4):873-881.
- [5] PLEDGER A,JOHNSON M,BREWIN P,et al.Characterising the geomorphological and physicochemical effects of water injection dredging on estuarine systems[J/OL].Journal of environmental management,2020,261[2020-11-05].https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110259.
- [6] 程海峰,夏方,刘杰,等.长江口深水航道疏浚土“十三五”造地利用研究 I——疏浚土资源供需分析[J].水运工程,2017(12):51-56.
- [7] WANG L K,SHAO Y L,ZHAO Z L,et al.Optimized utilization studies of dredging sediment for making water treatment ceramics based on an extreme vertex design[J/OL].Journal of water process engineering,2020,38[2020-11-05].https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101603.
- [8] LIM Y C,SHIH Y J,TSAI K C,et al.Recycling dredged harbor sediment to construction materials by sintering with steel slag and waste glass:Characteristics,alkali-silica reactivity and metals stability[J/OL].Journal of environmental management,2020,270[2020-11-05].https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110869.
- [9] NORÉN A,KARLFELDT FEDJE K,STROMVALL A M,et al.Integrated assessment of management strategies for metal-contaminated dredged sediments-What are the best approaches for ports,marinas and waterways? [J/OL].The science of the total environment,2020,716[2020-11-05].https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135510.
- [10] VANDECASTEELE B,DE VOS B,TACK F M G.Heavy metal contents in surface soils along the Upper Scheldt river(Belgium)affected by historical upland disposal of dredged materials[J].The science of the total environment,2002,290(1/2/3):1-14.
- [11] CHEN C F,CHEN C W,JU Y R,et al.Impact of disposal of dredged material on sediment quality in the Kaohsiung Ocean Dredged Material Disposal Site,Taiwan[J].Chemosphere,2018,191:555-565.
- [12] 朱广伟,陈英旭,王凤平,等.城市河道底泥直接园林应用的初步研究[J].浙江大学学报(农业与生命科学版),2001,27(1):47-48.
- [13] 林莉,李青云,吴敏.河湖疏浚底泥无害化处理和资源化利用研究进展[J].长江科学院院报,2014,31(10):80-88.
- [14] PARK J,SON Y,NOH S,et al.The suitability evaluation of dredged soil from reservoirs as embankment material[J].Journal of environmental management,2016,183:443-452.
- [15] 杨丹,范欣柯,刘燕,等.河道疏浚底泥农业利用可行性分析[J].科技通报,2017,33(1):235-239.
- [16] 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.

(上接第 42 页)

- [12] 陈柔屹,唐祈林,蔡延昭,等.刈割方式对饲草玉米 SAUMZ1 产量和饲用品质的影响[J].四川农业大学学报,2007,25(3):244-248.
- [13] 冯海生,李春喜,白生贵,等.8 个甜高粱品种在西宁地区的比较试验[J].农业科学,2012,29(1):97-100.
- [14] 张玉霞,李珍,朱爱民,等.不同饲用高粱品种苗期抗旱生理特性研究[J].内蒙古民族大学学报(自然科学版),2020,35(1):69-74.
- [15] 崔祿,张玉霞,苏日古嘎,等.紫花苜蓿品种种子萌发期的耐盐碱能力分析[J].内蒙古民族大学学报(自然科学版),2014,29(3):310-314.
- [16] 刘玲,孟淑春.2012 版《国际种子检验规程》修订通报[J].核农学报,2012,26(5):762-763.

- [17] 方小红,彭渤,宋照亮,等.洞庭湖“四水”入湖河床沉积物重金属污染特征[J].地球化学,2019,48(4):378-394.
- [18] 盛维康,侯青叶,杨忠芳,等.湘江水系沉积物重金属元素分布特征及风险评价[J].中国环境科学,2019,39(5):2230-2240.
- [19] ZHANG Z X,LU Y,LI H P,et al.Assessment of heavy metal contamination,distribution and source identification in the sediments from the Zijiang River,China[J].The science of the total environment,2018,645:235-243.
- [20] 刘春早,黄益宗,雷鸣,等.重金属污染评价方法(TCLP)评价资江流域土壤重金属生态风险[J].环境化学,2011,30(9):1582-1589.
- [21] 刘甜田,何滨,王亚韩,等.改进 BCR 法在活性污泥样品重金属形态分析中的应用[J].分析试验室,2007,26(S1):17-20.
- [22] MÜLLER G.Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J].GeoJournal,1969,2:108-118.
- [23] HAKANSON L.An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J].Water research,1980,14(8):975-1001.
- [24] 丁振华,贾洪武,刘彩娥,等.黄浦江沉积物重金属的污染及评价[J].环境科学与技术,2006,29(2):64-66,119.
- [25] 丁玮,陈新跃,南茂才.湘江株洲段河沉积物的重金属污染评价[J].广州化工,2019,47(7):123-126.
- [26] 乔胜英,蒋敬业,向武,等.武汉地区湖泊沉积物重金属的分布及潜在生态效应评价[J].长江流域资源与环境,2005,14(3):353-357.
- [27] 王文才,唐春燕,张恒军,等.不确定背景值下浅水湖泊沉积物重金属生态风险评价[J].中国环境科学,2019,39(9):3982-3988.
- [28] 徐争启,倪师军,虞先国,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,2008,31(2):112-115.
- [29] 侯月卿,赵立欣,孟海波,等.生物炭和腐植酸类对猪粪堆肥重金属的钝化效果[J].农业工程学报,2014,30(11):205-215.
- [30] WANG X K,ZHENG G D,CHEN T B,et al.Effect of phosphate amendments on improving the fertilizer efficiency and reducing the mobility of heavy metals during sewage sludge composting[J].Journal of environmental management,2019,235:124-132.
- [31] 曹鹏,朱恩榕.一种改性蒙脱石材料对农田污染土中重金属 Zn 的钝化应用研究[J].广东化工,2017,44(6):61-63.
- [32] GUILLÉN M T,DELGADO J,ALBANESE S,et al.Heavy metals fractionation and multivariate statistical techniques to evaluate the environmental risk in soils of Huelva Township (SW Iberian Peninsula)[J].Journal of geochemical exploration,2012,119/120:32-43.
- [33] 刘春早.湖南省主要流域土壤重金属污染及潜在风险评价[D].保定:河北农业大学,2011.
- [34] SHOMAR B H.Trace elements in major solid-pesticides used in the Gaza Strip[J].Chemosphere,2006,65(5):898-905.
- [35] JØRGENSEN N,LAURSEN J,VIKSNA A,et al.Multi-elemental EDXRF mapping of polluted soil from former horticultural land[J].Environment international,2005,31(1):43-52.
- [36] 曹磊,蔚阳,刘阳,等.黑臭底泥中重金属分布特征及其潜在生态风险评价[C]//管运涛.2019 中国环境科学学会科学技术年会议文集(第三卷).北京:中国环境科学学会,2019.
- [37] 唐春江,舒畅,唐常青,等.浅谈益阳地区农产品重金属污染的现状、来源及对策[J].作物研究,2014,28(8):905-908.
- [38] 曾拓天,田野,邓武军.推动地方产业高质量发展“十四五”规划研究:以湖南省益阳市为例[J].中国工程咨询,2019(9):98-100.
- [39] USTAĞLU F,ISLAM M S.Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun,Northeast Turkey:A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk[J/OL].Ecological indicators,2020,113[2020-11-05].https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237.

- [17] 李倩,刘晓,岳明,等.干旱和盐胁迫对华山新麦草种子萌发及幼苗生理特性的影响[J].西北植物学报,2011,31(2):319-324.
- [18] 于崧,张婷婷,于立河,等.盐碱胁迫对小麦种子萌发特性的影响[J].黑龙江八一农垦大学学报,2019,31(2):20-27.
- [19] 王佳珍,刘倩,高娅妮,等.植物对盐碱胁迫的响应机制研究进展[J].生态学报,2017,37(16):5565-5577.
- [20] 闫改各,周建.外源水杨酸对盐碱胁迫下海滨锦葵生长、Na⁺富集与转运的影响[J].河南科技学院学报(自然科学版),2019,47(4):10-15.
- [21] 杜利霞,董宽虎,夏方山,等.盐胁迫对新麦草种子萌发特性和生理特性的影响[J].草地学报,2009,17(6):789-794.
- [22] 贾亚雄,李向林,袁庆华,等.披碱草属野生种质资源苗期耐盐性评价及相关生理机制研究[J].中国农业科学,2008,41(10):2999-3007.