

红枫湖沉积物重金属元素地球化学特征及风险评价*

田林锋¹ 胡继伟^{1**} 秦樊鑫¹ 黄先飞¹ 刘峰¹ 罗桂林² 金梅²

(1. 贵州师范大学省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室, 贵阳, 550001;

2. 贵州师范大学化学与材料科学学院, 贵阳, 550001)

摘要 为了研究喀斯特高原深水湖泊沉积物中重金属元素的地球化学特征,以贵州红枫湖为研究对象,分析了该湖13个采样点表层沉积物中的Cd、Pb、As、Hg、Cu、Zn、Fe、Mn 8种重金属的含量分布特征,并采用潜在生态危害指数法(RI)与地统计分析对其表层沉积物中重金属生态风险性进行了评价与分析.结果表明,红枫湖沉积物中的重金属浓度分布特征为:Fe > Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Hg;以花鱼洞-花鱼洞大桥为界,北湖沉积物中重金属含量普遍高于南湖湖区.相关性分析表明,Al、K、Ca、Na、P与这8种重金属表现出一定的相关性,其中Ca主要表现出较强的负相关,而其它元素和重金属元素表现出正相关,这说明影响沉积物中重金属分布的因素比较复杂.生态风险评价表明,红枫湖水体污染具有一定区域性,其北湖生态危害性普遍高于南湖区域,Cd和Hg的潜在危害性最强,直接影响到整个湖区的生态风险.

关键词 重金属, 风险评价, 沉积物, 红枫湖.

重金属的污染具有来源广、不易分解、易于在环境及食物链中累积的特点,对生物体具有毒性,被认为是环境中最主要的污染物之一.在自然环境条件下的湖泊体系中,重金属离子的含量通常很低(<0.1%),且以它生矿物或内生沉淀物、络合物等形式存在,但随着工业化和城市化进程的加快,由于人类活动而形成的水污染、大气污染等问题将这些元素过量地供给了湖泊体系^[1-3],进入湖泊体系的重金属在沉积物-水相界面又进行一系列的迁移转化,如离子交换、吸附-释放和沉淀-溶解等^[4],最终使得大部分重金属以各种形态储存在河流沉积物中^[5-6].然而,被沉积物吸附的重金属又可通过一系列物理、化学和生物过程而释放出来,从而导致水环境的“二次污染”,这一过程不仅使水体功能降低,还可产生生物毒性效应^[7],因此,河流沉积物中重金属含量常被用作判别水环境质量的重要参考指标^[8],而对于河道深水湖泊,其沉积物中重金属的吸附-释放、迁移-转化因素更复杂,其研究更具意义.

本文以长江上游乌江支流喀斯特深水湖泊红枫湖为研究对象,探讨了重金属(Cd、Pb、As、Hg、Cu、Zn、Fe、Mn)在该湖泊表层沉积物中的含量分布情况,并对8种重金属元素和其它常见元素及有机质进行相关性分析,同时以Hakanson的潜在生态指数法(The Potential Ecological Risk Index, RI)为基础,对红枫湖沉积物中重金属含量进行环境风险评价,研究该沉积物的重金属污染状况及生态风险特点,进而揭示相关污染物在喀斯特深水湖泊沉积物中的地球化学特征,为喀斯特高原深水湖泊的水质规划与管理提供了参考依据.

1 材料与方法

1.1 采样点布置

红枫湖位于贵阳市郊,海拔1108 m,长16 km,平均宽4 km,平均湖水面积32.15 km²,流域面积为1596 km²,湖泊补给系数是49.64,最大水深45 m,平均水深9.3 m,湖水寄宿时间为0.325年^[9].红枫湖属于云贵高原喀斯特人造深水湖泊之一,主要入湖水流有5条,补充水来自工业废水,生活污水和当地的降雨.本次调查结合红枫湖面积大小、形状特征及水体流向,共设置13个采样点,采样点位置如图1所示(南湖为饮用水源地,采样船禁止进入).

2010年11月8日收稿.

* 国家自然科学基金项目(20967003)资助.

** 通讯联系人, E-mail: jwhu@gznu.edu.cn

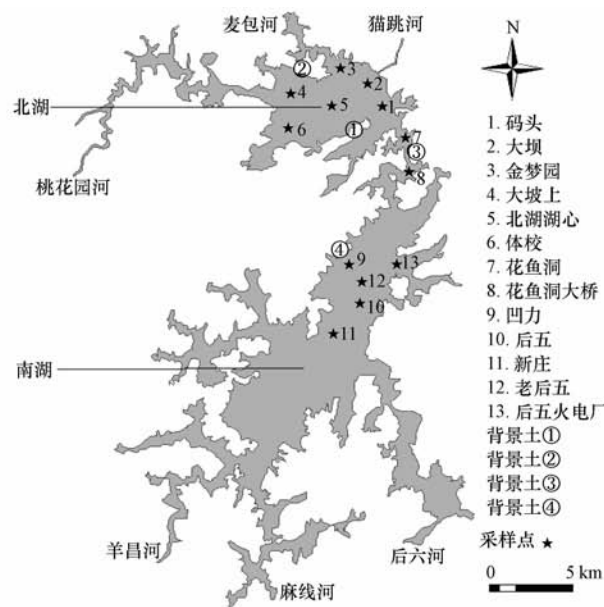


图 1 红枫湖采样图

Fig. 1 Map of sampling sites in Hongfeng Lake

1.2 样品采集

实地样品采于 2009 年 9 月,采样期间为红枫湖枯水期,水位较低,同时全球卫星定位系统(GPS)对采样点定位. 采用抓斗式采样器采集湖泊表层 0—10 cm 的沉积物样品,将其混合均匀后装入聚乙烯袋. 带回实验室以 4000 r·min⁻¹的速度离心 20 min,离心样在室温下自然风干,研细,过 0.25 mm 的尼龙筛后储存于玻璃瓶中待测.

1.3 样品处理及测试

取沉积物风干样品 (0.1 ± 0.0002) g 于聚四氟乙烯烧杯中,加入 25 mL 的 HNO₃/HF/HClO₄ (2:1:2) 混合消解液后置于电热板上加热至澄清,再继续加热至近干,冷却后的残渣用 5 mL 10% 的 HNO₃ 溶解并用去离子水定容至 25 mL,冷藏保存待测.

重金属含量分析:Pb、Cd、Cu 用石墨炉/火焰原子吸收光谱法测定^[10];Zn、Fe、Mn、Al、K、Ca 和 Na 以电感耦合等离子体发射光谱法测定;As 和 Hg 采用原子荧光光谱法测定^[11];总磷采用磷钼蓝比色法测定;沉积物中总有机质的含量以灼烧法测定(沉积物样品经 105 °C 烘干),用烧失量(Loss of Ignition, LOI)表征^[12]. 所有的样品均设置两个平行样,数据自动读取 3 次取平均值,仪器自动扣除试剂空白,实验所用试剂药品均为优级纯. ESS-1 (GSBZ 50011—88) 和 ESS-2 (GSBZ 50012—88) 对沉积物中重金属含量进行全程监测.

2 结果与讨论

2.1 背景土壤中重金属的含量分布

在全国土壤环境背景值调查中,贵州省土壤背景值 Cd、Pb、As、Hg、Cu、Zn、Mn、Fe 的平均含量分别为 0.659 mg·kg⁻¹、35.2 mg·kg⁻¹、20.0 mg·kg⁻¹、0.11 mg·kg⁻¹、32.0 mg·kg⁻¹、99.5 mg·kg⁻¹、794 mg·kg⁻¹、4.17%,全国土壤背景值的最高频率所示的含量范围分别为 Cd:0.052—0.103 mg·kg⁻¹, Pb:21.1—26.2 mg·kg⁻¹, As:8.8—11.7 mg·kg⁻¹, Hg:0.001—0.034 mg·kg⁻¹, Cu:18.8—23.4 mg·kg⁻¹, Zn:63.8—76.0 mg·kg⁻¹, Mn:487—609 mg·kg⁻¹, Fe:2.49—2.89%^[13],本次调查中红枫湖湖区这 8 种重金属在周边土壤中的平均含量见表 1. 从研究结果可以看出,贵州省该 8 种重金属的背景值远高于全国的土壤背景值的平均水平,红枫湖湖区土壤背景值与贵州省整体土壤背景值基本一致,甚至有些元素含量要低于贵州省整体水平. 红枫湖周边土壤除 As、Hg 以外,其余 4 种重金属含量水平均在国家二级土壤要求范围之内(Mn、Fe 为非污染类重金属,无明确限量规定),与 1990 年贵州省土壤背景值稍有差

异,由此看出,红枫湖湖区土壤在最近 10 年内可能受污染的程度比较小,同时也说明红枫湖水体中重金属周边陆源性注入的可能性比较小.

表 1 红枫湖湖区土壤重金属背景值 (mg·kg⁻¹)
Table 1 Heavy metal background value of Hongfeng Lake

采样点	Cd	Pb	As	Hg	Cu	Zn	Mn	Fe/%
背景土①	0.34	33.5	82.6	0.88	16.5	167	490	3.8
背景土②	0.03	22.7	64.7	0.29	48.0	105	60	5.2
背景土③	0.23	10.7	37.7	0.71	30.5	149	682	5.9
背景土④	0.06	29.0	12.4	0.17	79.5	88	952	5.0
平均值	0.16	24.0	49.3	0.51	43.6	127	546	5.0
一级土壤 * ≤	0.2	35	15	0.15	35	100	—	—
二级土壤 * ≤	0.6	350	30	0.5	200	300	—	—
三级土壤 * ≤	1.0	500	40	1.5	400	500	—	—

注:①、②、③、④为百花湖周边土壤背景值采样点; * 为中国环境质量标准(GB 15618—1995),本文取旱地和农田参考值.

2.2 沉积物各元素含量及分布趋势

红枫湖沉积物中各元素含量见表 2. 从表 2 中可以看出,红枫湖沉积物中 8 种重金属浓度呈现如下分布特征: Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > As > Cd > Hg, 其含量变化范围是 Fe: 3.5%—5.0%, Mn: 367—916 mg·kg⁻¹, Zn: 72—208 mg·kg⁻¹, Cu: 44—174 mg·kg⁻¹, As: 22.5—49.9 mg·kg⁻¹, Pb: 29.2—80.0 mg·kg⁻¹, Cd: 0.6—3.6 mg·kg⁻¹, Hg: 0.35—1.42 mg·kg⁻¹. 以花鱼洞-花鱼洞大桥为界,北湖沉积物中重金属含量普遍高于南湖湖区,这可能和该处地理环境有关,因北湖和南湖主要通过狭长地带(花鱼洞-花鱼洞大桥)连接,湖水主要由南湖经该地段注入北湖,悬浮物经狭缝急流后在北湖水域重新沉积,加之桃花源河和麦包河的污水注入,最终使得北湖沉积物中各元素普遍较高;南湖虽有 3 条注入河流(羊昌河、麻线河、后六河),但因其为饮用水源地已加强保护,河流本身受污染程度较小,所以各元素含量也就相对较低,此分析结果与黄先飞等人的研究成果相比较^[14],其平均含量除 Cu、Pb 略有升高外,其余几种元素都有所下降,特别是高毒性元素 Cd 相对降低了 5 倍,Hg 含量减少了一半,可能是因为最近两年国家对湖泊加大整治力度,红枫湖周边污染严重企业已整顿或关闭,从而减少了新的污染物的注入,而原有污染物在湖泊自我维持和恢复作用下有所变化;与 1997 年袁惠民的测试结果相比较^[15],目前红枫湖重金属整体含量略高,但 Hg 和 Zn 已基本恢复到 10 年前的含量水平.

表 2 红枫湖表层沉积物中各元素含量 (mg·kg⁻¹)
Table 2 Concentrations of heavy metals in superficial sediment from Hongfeng Lake

采样点	Cd	Pb	As	Hg	Cu	Zn	Mn	Fe/%	Al/%	K/%	Ca/%	Na	P	LOI/%
码头	3.6	39.8	36.9	0.74	76	138	723	4.3	6.5	0.85	5.0	513	330	14.6
大坝	1.5	36.1	38.8	0.66	121	189	578	4.7	8.1	1.00	2.5	557	286	13.4
金梦园	2.8	54.8	49.9	0.51	124	117	707	4.2	6.2	0.83	6.3	529	342	13.8
大坡上	2.4	67.0	49.6	0.49	165	142	604	4.7	7.5	0.92	4.2	646	328	13.4
北湖湖心	2.5	80.0	44.1	0.52	174	161	916	4.9	7.5	0.94	5.0	793	397	15.0
体校	1.0	56.1	32.4	0.46	141	124	617	5.0	7.9	0.95	3.3	554	290	11.6
花鱼洞	1.2	30.9	38.5	1.42	52	74	633	3.6	5.1	0.61	8.2	370	274	11.5
花鱼洞大桥	0.9	35.9	25.9	0.66	51	72	525	4.0	5.6	0.68	7.4	453	271	13.9
凹力	0.8	34.1	22.5	0.48	55	138	401	3.8	5.6	0.67	8.6	274	241	12.9
后五	1.2	38.8	32.7	0.35	63	208	455	4.5	7.3	0.90	4.0	501	313	12.7
新庄	0.6	32.8	28.3	0.54	44	96	556	4.0	6.4	0.80	9.1	491	336	12.8
老后五	0.7	30.0	22.8	0.45	45	83	377	3.5	5.4	0.63	9.9	315	202	11.8
后五火电厂	0.8	29.2	31.8	0.43	55	79	367	3.7	5.7	0.67	9.9	511	254	13.4
最小值	0.6	29.2	22.5	0.35	44	72	367	3.5	5.1	0.61	2.5	274	202	11.5
最大值	3.6	80.0	49.9	1.42	174	208	916	5.0	8.1	1.00	9.9	793	397	15.0
平均值	1.5	43.5	34.9	0.59	90	125	574	4.2	6.5	0.80	6.4	501	297	13.1

图 2 呈现了整个湖区沉积物中各元素含量及有机质含量的分布集散状态,从图 2 中可以看出,花鱼洞处 Hg 的含量出现极端异常值,而北湖湖心的 Mn 出现温和异常值. 究其原因,花鱼洞地处南湖和北湖连接的纽带处,此处的地理环境比较复杂,加之喀斯特碳酸盐地理条件的特殊性,有可能是引起该处出现异常值的原因. 北湖湖心处于北湖中心,其为桃花源河、麦包河和南湖水流的缓冲地带,此处水流方向多变,所以水体悬浮物在该处更容易沉积,该处 8 种重金属的含量普遍较高.

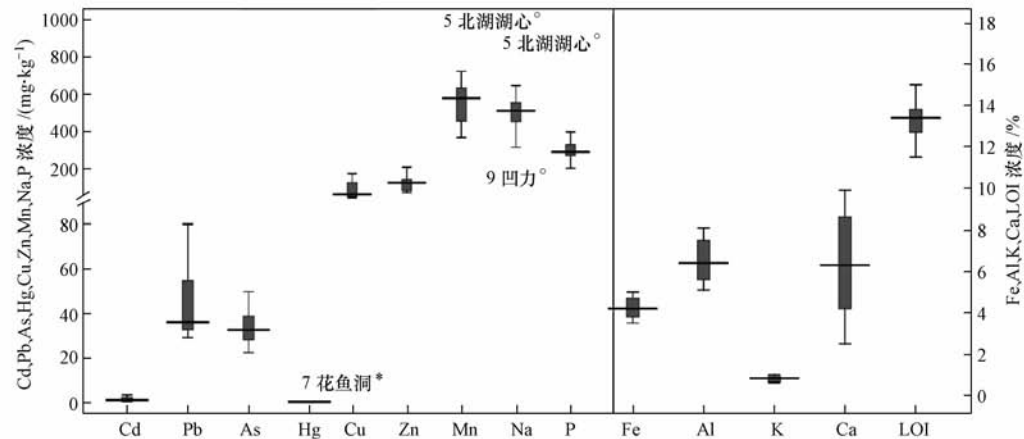


图 2 沉积物中各元素含量盒须图(图中“○”为温和异常值,“*”为极端异常值)
Fig. 2 Box and whisker plot of concentrations of elements in sediments from Hongfeng Lake

2.3 沉积物中重金属与部分大量元素及有机质相关性分析

这 8 种重金属元素与其它元素及有机质的相关性见表 3,整体而言,Ca²⁺和几种重金属(除 Hg 外)都表现出负相关性,这可能是因为该湖泊本身存在季节性的水化学变化和碳酸钙自身沉淀现象,因本次采样正值红枫湖枯水期,而枯水期水体中 Ca²⁺总量偏低,HCO₃⁻偏高,pH 保持高值^[16],所以该季节湖水处于明显的方解石过饱和状态,于是发生方解石自生沉淀作用和沉降作用,而碳酸盐的结合沉积作用减弱了水体中重金属絮凝沉积作用,从而使得它们之间存在一定的竞争关系.

表 3 沉积物中各元素之间的相关性分析
Table 3 Correlation coefficients between the concentrations of pollutants

元素	Cd	Pb	As	Hg	Cu	Zn	Mn	Fe	Al	K	Ca	Na	P	LOI
Cd	1													
Pb	0.57 ^β	1												
As	0.75 ^α	0.69 ^α	1											
Hg	0.08	-0.24	0.15	1										
Cu	0.56 ^β	0.92 ^α	0.76 ^α	-0.21	1									
Zn	0.34	0.38	0.32	-0.35	0.47	1								
Mn	0.73 ^α	0.75 ^α	0.70 ^α	0.27	0.68 ^β	0.24	1							
Fe	0.43	0.76 ^α	0.53	-0.31	0.84 ^α	0.70 ^α	0.59 ^β	1						
Al	0.31	0.60 ^β	0.45	-0.37	0.76 ^α	0.77 ^α	0.42	0.95 ^α	1					
K	0.47	0.64 ^β	0.55	-0.35	0.77 ^α	0.78 ^α	0.53	0.95 ^α	0.98 ^α	1				
Ca	-0.49	-0.55 ^β	-0.54	0.11	-0.72 ^α	-0.77 ^α	-0.50	-0.91 ^α	-0.89 ^α	-0.90 ^α	1			
Na	0.54	0.81 ^α	0.70 ^α	-0.23	0.82 ^α	0.43	0.72 ^α	0.80 ^α	0.73 ^α	0.77 ^α	-0.61 ^β	1		
P	0.66 ^β	0.73 ^α	0.70 ^α	-0.05	0.63 ^β	0.43	0.84 ^α	0.66 ^β	0.54	0.67 ^β	-0.51	0.83 ^α	1	
LOI	0.67 ^β	0.44	0.40	-0.22	0.36	0.28	0.52	0.33	0.22	0.34	-0.24	0.59 ^β	0.62 ^β	1

注: α 表示相关性显著水平 0.01(双尾);β 表示相关性显著水平 0.05(双尾).

在本次研究中,有机质与重金属相关性并不大,LOI 只与 Cd 表现出较弱的相关性,这与一般的城市

湖泊及浅水湖泊不同^[17],这可能因为红枫湖处于厌氧环境,有机碳含量较高,还原性较强,硫酸盐作为电子受体被有机碳还原,产生大量的硫化物,而这些硫化物与二价金属离子结合,从而降低了重金属离子与有机质的相关性. 磷的含量同样影响到重金属的分布,其中 P 与 Cd、Pb、As、Cu、Mn、Fe 普遍表现出较强相关性,这说明磷和这几种重金属可能具有相同的污染来源或者是这些金属元素主要以磷酸盐的形式存在,具体情况有待进一步研究. 而轻金属 Al 与重金属 Fe 表现出较强的相关性,这可能是由于红枫湖为贵州铁铝合金厂主要排污处,所以 Fe、Al 的来源比较明确且主要来源相同. K 和 Cu、Zn 表现出相关性,而 Na 和重金属 Pb、As、Cu、Mn、Fe 表现出较强的正相关性,这表明随着强电解质 K、Na 浓度的增加,沉积物表面所吸附的 Cu、Zn、Pb、As、Cu、Mn、Fe 含量也相对有所增加,这与已有的研究成果相符^[18-19],同时也说明强电解质的存在能够促进沉积物对这些重金属的吸附,究其原因可能是由于红枫湖为深水湖泊(所采样点水深均在 15—20 m 之间),沉积物处于厌氧强压的还原环境中,而离子强度及环境压力的增大,导致沉积物表面吸附的双电层压缩,使得沉积物对重金属离子的吸附量增大,这对深水湖泊重金属污染的治理工作具有指导意义^[20].

2.4 红枫湖生态风险性评价

2.4.1 生态风险性评价计算

目前,对于沉积物的潜在生态风险评价主要偏重于 3 个方面,即:基于重金属总量的潜在生态风险评价、基于形态学的潜在生态风险评价和基于 AVS/SEM 比值的潜在生物毒性评价^[21-22]. 其中基于重金属总量的潜在风险评价主要分为地累积指数法^[23]、沉积物富集系数法^[24]、潜在生态危害指数法^[25]和沉积物质量基准^[26];基于形态学的潜在生态风险评价主要包括次生相与原生相分布比值法^[26]和次生相富集系数法^[27]. 这些方法各有优缺^[28-29],本文主要采用潜在生态危害指数法对红枫湖底泥中重金属的生态危害进行了评价.

计算公式如下^[30]:

$$E_r^i = T_r^i \times C_i^i$$
$$RI = \sum_{i=1}^6 E_r^i = \sum_{i=1}^6 T_r^i \times \frac{C_i^i}{C_n^i}$$

(1)

式中,RI 为沉积物中多种重金属潜在生态危害指数; $C_i^i = C_i/C_n^i$ 为单因子污染物污染参数; C_i^i 为实测值, C_n^i 为参比值,参比值一般采取全球工业化以前的沉积物重金属的最高背景值或者当地沉积物的背景值为参考; T_r^i 为第 i 种重金属的毒性系数(表 4),反映其毒性水平和生物对其污染敏感程度; E_r^i 为第 i 种重金属的潜在生态危害系数;因百花湖是在原有农田的基础上筑坝聚水而成,故本研究中潜在生态风险性评价采用红枫湖周边土壤背景值作为参考值(表 4),再结合 1990 年全国土壤普查时贵州省土壤背景值,前者反映湖泊的实际污染程度,后者则反映该湖泊的相对污染程度,二者相结合能很好地反映湖泊潜在的生态危害程度.

Hakanson 从“元素丰度原则”和“元素释放度”的角度来考虑^[31],将沉积物污染强度划分为 5 类: $E_r^i < 40$ 或 $RI < 150$ 为轻度生态风险; $40 \leq E_r^i < 80$ 或 $150 \leq RI < 300$ 为中等生态风险; $80 \leq E_r^i < 160$ 或 $300 \leq RI < 600$ 为强生态风险; $160 \leq E_r^i < 320$ 或 $RI \geq 600$ 为很强生态风险; $E_r^i \geq 320$ 为极强生态风险. 潜在生态危害系数(E_r^i)是描述某一污染物从低到高 5 个变化等级的值;而潜在生态危害指数(RI)是描述多个污染物危害系数的综合值,分为 4 个等级. 首先用 RI 等级反映某一特定环境中的全部污染状况,进而通过潜在生态危害指数(E_r^i)指出哪些物质应该引起关注,这对于污染的控制尤为重要,故本文从这两点进行研究,试图揭示红枫湖重金属污染的控制因子,为湖泊的研究治理提供参考.

表 4 沉积物中相关重金属含量参考值及毒性系数^[31]
Table 4 Background values of heavy metals and their toxicity coefficients

项目	Cd	Pb	As	Hg	Cu	Zn
1990 年贵州省土壤平均背景值/(mg·kg ⁻¹)	0.66	35.2	20.0	0.11	32.0	99.5
红枫湖周边土壤背景值/(mg·kg ⁻¹)	0.16	24.0	49.3	0.51	43.6	127
各重金属毒性系数	30	5	10	40	5	1

以不同背景值作为参考的生态危害系数(E_r^i)和生态危害指数(RI)的计算结果分别见表 5 和表 6, 表 5 是以 1990 年贵州省背景土壤平均值为参考值. 在表 5 中,以单个重金属的潜在生态危害系数(E_r^i)来看,Hg 污染为强生态危害,其平均值为 216;Cd 为中等生态危害,其平均值为 70;As、Pb、Cu、Zn 均处于轻微生态危害. 6 种重金属的污染危害顺序为 Hg > Cd > As > Cu > Pb > Zn. 以多个重金属的潜在生态危害指数(RI)来看,最近 10 年内,红枫湖已经受到大面积的污染,其中 $150 \leq \text{RI} < 300$ 的区域主要集中在南湖的样点 9、10、11、12、13,属于中等生态危害;而北湖水域(采样点 1、2、3、4、5)处于强生态风险($300 \leq \text{RI} < 600$),其 RI 值变化范围为 349—471,而花鱼洞和花鱼洞大桥分别为 604 和 308,存在较大差异,这再次证明了花鱼洞-花鱼洞大桥的分界作用. 各采样点相对危害程度顺序为:花鱼洞 > 码头 > 金梦园 = 北湖湖心 > 大坝 > 大坡上 > 花鱼洞大桥 > 体校 > 新庄 > 凹力 > 后五火电厂 > 老后五 > 后五.

表 5 红枫湖表层沉积物中各重金属生态风险系数(E_r^i)和潜在生态风险指数(RI)

Table 5 Potential ecological risk coefficients (E_r^i) and indexes (RI) of heavy metals in the sediments of Hongfeng Lake							
采样点	E_r^i						RI
	Cd	Pb	As	Hg	Cu	Zn	
1. 码头	164	5.7	18.5	269	11.9	1.4	471
2. 大坝	68	5.1	19.4	240	18.9	1.9	353
3. 金梦园	127	7.8	25.0	185	19.4	1.2	365
4. 大坡上	109	9.5	24.8	178	25.8	1.4	349
5. 北湖湖心	114	11.4	22.1	189	27.2	1.6	365
6. 体校	46	8.0	16.2	167	22.0	1.2	260
7. 花鱼洞	55	4.4	19.3	516	8.1	0.7	604
8. 花鱼洞大桥	41	5.1	13.0	240	8.0	0.7	308
9. 凹力	36	4.8	11.3	175	8.6	1.4	237
10. 后五	55	5.5	16.4	127	9.8	2.1	216
11. 新庄	27	4.7	14.2	196	6.9	1.0	250
12. 老后五	32	4.3	11.4	164	7.0	0.8	220
13. 后五火电厂	36	4.1	15.9	156	8.6	0.8	221
平均值	70	6.2	17.5	216	14.0	1.2	324

注:以 1990 年贵州省背景土壤平均值为参考值.

表 6 是以红枫湖周边环境土壤平均值为参比值,该结果代表了红枫湖表层沉积物的实际污染状况. 以单个重金属的潜在生态危害系数(E_r^i)来看,Cd 为很强生态风险,其 E_r^i 平均值为 288;Hg 为中等生态危害,其平均值为 46;As、Pb、Cu、Zn 均为轻微生态危害.

表 6 红枫湖表层沉积物中各重金属生态风险系数(E_r^i)和潜在生态风险指数(RI)

Table 6 Potential ecological risk coefficients (E_r^i) and indexes (RI) of heavy metals in the sediments of Hongfeng Lake							
样点	E_r^i						RI
	Cd	Pb	As	Hg	Cu	Zn	
1. 码头	675	8.4	7.5	58	8.7	1.1	759
2. 大坝	281	7.6	7.9	52	13.9	1.5	364
3. 金梦园	525	11.5	10.1	40	14.3	0.9	602
4. 大坡上	450	14.1	10.1	38	20.0	1.1	533
5. 北湖湖心	469	16.8	9.0	41	20.0	1.3	557
6. 体校	188	11.8	6.6	36	16.2	1.0	260
7. 花鱼洞	225	6.5	7.8	111	6.0	0.6	357
8. 花鱼洞大桥	169	7.5	5.3	52	5.9	0.6	240
9. 凹力	150	7.2	4.6	38	6.3	1.1	207
10. 后五	225	8.1	6.6	27	7.2	1.6	276
11. 新庄	112	6.9	5.7	42	5.1	0.8	173
12. 老后五	131	6.3	4.6	35	5.2	0.7	183
13. 后五火电厂	150	6.1	6.5	34	6.3	0.6	204
平均值	288	9.1	7.1	46	10.4	1.0	362

注:以红枫湖周边环境土壤平均值为参比值.

8 种重金属的污染危害顺序为: Cd > Hg > Cu > Pb > As > Zn. 以多个重金属的潜在生态危害指数 (RI) 来看, 红枫湖 RI 值变化范围为 173—759. 其中码头、金梦园处于很强生态危害, 其 RI 值分别达到 759 和 602; 大坝、大坡上、北湖湖心、花鱼洞都为强生态危害; 其余几处都处于中等生态危害, 其 RI 值变化范围是 173—276. 各采样点相对危害程度顺序为: 码头 > 金梦园 > 北湖湖心 > 大坡上 > 大坝 > 花鱼洞 > 后五 > 体校 > 花鱼洞大桥 > 凹力 > 后五火电厂 > 老后五 > 新庄. 从表 6 同样看出, 北湖湖区生态危害性普遍大于南湖湖区. 从表 5 和表 6 还可以看出, 在本研究中, 背景值不同, 其潜在风险性同样存在较大的差异, 但整体而言, Cd 和 Hg 是红枫湖潜在生态风险性的主要贡献元素.

2.4.2 生态风险指数空间分布

将地理信息系统 (GIS) 的空间分析功能与地统计学相结合用于湖泊重金属污染方面的研究, 不仅能了解湖泊重金属含量空间分布状况, 而且能够更好地揭示其影响因子. 故本文对整个湖区的生态风险分布状况进行克里格插值计算, 结果见图 3, 其中 A 图以 1990 年贵州省背景土壤平均值为参考值, B 图以红枫湖周边环境土壤平均值为参比值. 从 A 图和 B 图中都可以看出, 就空间污染程度而言, 整个湖区北湖生态危害指数普遍比较高, 而南湖较低, 这与实际相符, 因红枫湖南湖被划分为饮用水源地, 政府已经投入大量的人力物力进行治理; 而北湖主要由麦包河和桃花园河的河水补给, 并有清镇城市污水及金梦园生活污水的排放, 所以整体污染较为严重, 从而揭示出人为作用对湖泊的影响比较大; 同时也说明, 以不同的背景值作为参考, 潜在生态风险指数空间分布存在一些差异.

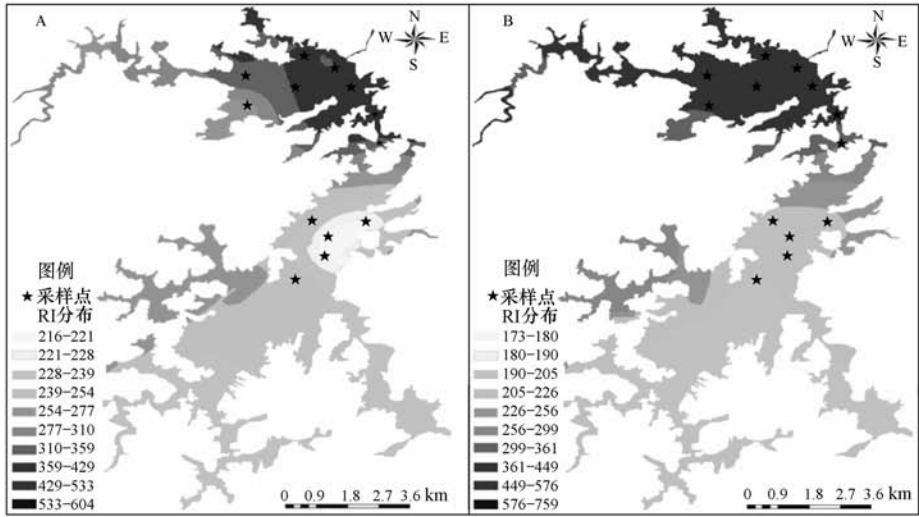


图3 红枫湖沉积物中重金属生态风险分布图
(A: 以 1990 年贵州省背景土壤平均值为参考值; B: 以红枫湖周边环境土壤平均值为参比值)

Fig.3 The distribution of RI in sediments from Hongfeng Lake

3 结论

- (1) 红枫湖沉积物中重金属的含量分布呈现出一定的区域性, 其北湖湖区含量普遍高于南湖湖区. 北湖周围的人类活动较多, 且化工企业分布于其周围, 说明人类活动与化工企业对湖泊沉积物重金属污染具有影响. 而南湖虽有羊昌河、麻线河和后六河 3 条河流注入, 但该水域已划分为饮用水源地, 所以河流污染受到政府部门监控, 受污染的程度较小.
- (2) 相关性分析表明, Al、K、Ca、Na、P 和这 8 种重金属表现出一定的相关性, 其中 Ca 和除 Hg 外的 7 种重金属表现出较强的负相关, 其它几种元素和重金属元素都表现出正相关, 从而说明影响沉积物中重金属含量的因素比较复杂, 一些常量元素同样是影响沉积物中重金属迁移转化的因素.
- (3) 以 1990 年贵州省背景土壤平均值为参考值, 红枫湖已处于大面积污染状态; 以红枫湖周边环境土壤的平均值为参比值, 该湖泊的生态危害程度为中等—很强水平. 其中 Cd 和 Hg 的潜在危害性最强, 直接影响到整个湖区的生态风险性, 这些都应该引起环境监测和环境治理等部门的关注.

参 考 文 献

- [1] Singh M, Ansari A A, Muller G. Heavy metals in freshly deposited sediments of the Gomati River (a tributary of the Ganga River) : effects of human activities[J]. *Environmental Geology*, 1997, 29(3/4):246-252
- [2] 万金保, 闫伟伟, 谢婷. 鄱阳湖流域乐安河重金属污染水平[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(4):421-427
- [3] Huang X F, Hu J W, Li C X, et al. Heavy-metal pollution and potential ecological risk assessment of sediments from Baihua Lake, Guizhou, P. R. China[J]. *International Journal of Environmental Health Research*, 2009, 19(6):405-419
- [4] 金相灿. 沉积物污染化学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992:147-208
- [5] Dexter K S, Ward N I. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater[J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 334-335:271-277
- [6] Huang X F, Hu J W, Deng J J, et al. Speciation of heavy metals in sediments from Baihua Lake and Aha Lake[J]. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 2009, 4:635-642
- [7] 祝云龙, 姜加虎, 黄群, 等. 大通湖及东洞庭湖区生物体重金属的水平及其生态评价[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(6):690-697
- [8] Akcay H, Oguz A, Karapire C. Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments[J]. *Water Research*, 2003, 37:813-822
- [9] 梁小兵, 朱建明, 刘丛强, 等. 贵州红枫湖沉积物有机质的酶及微生物降解[J]. *第四纪研究*, 2004, 23(5):555-572
- [10] 中国标准出版社第二编辑室. 环境监测方法标准汇编[M]. 北京: 中国标准出版社, 2007:88, 100
- [11] 国家环境保护总局. 全国土壤污染状况调查样品分析测试技术规定[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006:96-100
- [12] Birch G F, Evenden D, Teutsch M E. Dominance of point source in heavy metal distributions in sediments of a major Sydney estuary (Australian) [J]. *Environmental Geology*, 1996, 28:169-174
- [13] 中国环境监测总站主编. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990:87-256
- [14] 黄先飞, 秦樊鑫, 胡继伟, 等. 红枫湖沉积物中重金属污染特征与生态危害风险评价[J]. *环境科学研究*, 2008, 21(2):18-23
- [15] 袁惠民, 陈文生. 红枫湖沉积物中主要重金属潜在危害性评价[J]. *贵州环保科技*, 1997, 3(3):39-43.
- [16] 吴丰昌, 万国江. 中国红枫湖沉积物中的年纹理[J]. *地质地球化学*, 1995, 6:44-47
- [17] 许薇薇, 袁旭音, 黄小荣. 通吕运河河滩沉积物重金属及营养元素的季节性特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(7):674-679
- [18] 徐明岗, 李菊梅, 陈世宝. 共存阳离子对土壤吸附 Cu^{2+} 的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(5):935-938
- [19] 杨亚提, 张平. 离子强度对恒电荷土壤胶体吸附 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的影响[J]. *环境化学*, 2001, 20(6):566-571
- [20] 薛红喜, 何江, 樊庆云, 等. 黄河包头段常见离子对重金属在沉积物上吸附影响机制研究[J]. *地理科学*, 2008, 28(3):407-411
- [21] Allen H E, Fu G, Deng B. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12:1441-1453
- [22] 刘峰, 秦樊鑫, 胡继伟, 等. 红枫湖沉积物中酸可挥发硫化物及重金属生物有效性[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(10):2215-2223
- [23] 魏荣菲, 庄舜尧, 杨浩, 等. 苏州河网区河道沉积物重金属污染特征[J]. *湖泊科学*, 2010, 22(4):527-537
- [24] Buat-Menard P, Chesselet R. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter[J]. *Earth and Planetary Science Letters*, 1979, 42:398-411
- [25] 何孟尝, 王子健, 汤鸿霄. 乐安江沉积物重金属污染及生态风险性评价[J]. *环境科学*, 1999, 20(1):7-10
- [26] 陈静生, 周家义. 中国水环境重金属研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992:171-188
- [27] 霍文毅, 黄风茹, 陈静生, 等. 河流颗粒物重金属污染评价方法比较研究[J]. *地理科学*, 1997, 17(1):51-86
- [28] 贾振邦, 邓宝山, 王清平, 等. 应用沉积学原理评价太子河支流主要重金属污染及潜在生态危害[J]. *环境科学*, 1991, 12(3):79-84
- [29] 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, 31(2):112-115
- [30] 弓晓峰, 陈春丽, 周文斌, 等. 鄱阳湖底泥中重金属污染现状评价[J]. *环境科学*, 2006, 27(4):732-736
- [31] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14:975-1001

GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS AND RISK ASSESSMENT OF
HEAVY METALS IN SEDIMENTS FROM HONGFENG LAKE

*TIAN Linfeng*¹ *HU Jiwei*¹ *QIN Fanxin*¹ *HUANG Xianfei*¹ *LIU Feng*¹
*LUO Guilin*² *JIN Mei*²

(1. Guizhou Provincial Key Laboratory for Information System of Mountainous Areas and Protection of Ecological Environment, Guizhou Normal University, Guiyang, 550001, China; 2. School of Chemistry and Materials Science, Guizhou Normal University, Guiyang, 550001, China)

ABSTRACT

Eight heavy metals (Cd, Pb, As, Hg, Cu, Zn, Fe and Mn) in 13 surface sediment samples collected from Hongfeng Lake in the karstic area of Guizhou Province, were analyzed to study contamination characteristics of heavy metals, and the potential ecological risk index (RI) method was employed to assess the potential risk induced by these heavy metals. The results obtained in this study indicate that the concentrations of these heavy metals follow the order: Fe > Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Hg. Levels of the heavy metals in the north part of the lake were generally higher than those in the south part. Statistical analysis suggests correlations among Al, K, Ca, Na, P and the eight heavy metals, demonstrating the complex factors affecting the distribution characteristics of heavy metals in sediments. Ca showed significant negative correlation with most of the heavy metals, while the rest of the elements had positive correlations with the heavy metals. According to the ecological risk assessment, Hongfeng Lake might face a regional water pollution, and the ecological risk caused by the heavy metals in the north part of the lake was generally higher than that in the south part. Cd and Hg were the major contributors to potential ecological risk index among these heavy metals, and exerted a direct influence of ecological risk on the lake.

Keywords: heavy metals, risk assessment, sediment, Hongfeng Lake.