

# 北方某水库表层沉积物重金属的赋存形态 及其环境影响因子分析

徐景阳

(沈阳市环境监测中心站, 辽宁 沈阳 110015)

**摘要:** 为了解北方某水库重金属污染状况, 采用BCR连续提取法对该水库表层沉积物中Cu、Pb、Zn、Cd的赋存形态进行了分析, 对其含量及空间分布进行了研究, 结合重金属总量讨论了各元素的潜在环境风险。结果表明, 该水库表层沉积物中Cu、Pb、Zn、Cd的平均质量比分别为65.20 mg/kg、36.69 mg/kg、137.5 mg/kg、2.38 mg/kg, 与该地区土壤元素背景值、该地区水系沉积物平均值及全国水系沉积物平均值相比, 4种重金属元素均有一定程度的累积, 其中Cd累积最为严重。形态分析结果表明, Cd主要以醋酸可提取态及可还原态存在, 具有很高的环境风险; Pb主要以极高比例的可还原态存在, 潜在风险较高; Zn和Cu存在较大比例的酸可提取态及可还原态, 也具有一定程度的潜在风险。各元素生物有效性即可提取态含量排序为: Cd > Cu > Pb > Zn。

**关键词:** 水库沉积物; 重金属; 赋存形态; 空间分布; 风险评价

中图分类号: X53; X820.4 文献标识码: B 文章编号: 1006-2009(2012)05-0028-06

## Heavy Metals Speciation Factor and Its Environmental Impact Analysis for A Reservoir Surface Sediments in North China

XU Jing-yang

(Shenyang Environmental Monitoring Central Station, Shenyang, Liaoning 110015, China)

**Abstract:** For heavy metal pollution situation of a reservoir in the north part of China, Cu, Pb, Zn and Cd concentrations in surface sediments were analyzed in sediments by using BCR three stage sequential extraction procedure. The potential environmental risks were discussed according to total contents of the heavy metals. The results indicated that the average concentrations of Cu, Pb, Zn and Cd were 65.20 mg/kg, 36.69 mg/kg, 137.49 mg/kg and 2.38 mg/kg respectively. Compared with regional background value, river average concentrations of regional and nationwide sediments, the enrichment of the 4 elements was enhanced, especially Cd. Cd mainly existed in weak acid soluble fraction and reducible fraction with very high environmental risk, Pb mainly existed in reducible fraction with high environmental risk, Zn and Cu presented risk to some extent, with larger shares of weak acid soluble fraction and reducible fraction, and the bioavailability for four metals varied of the descending order of Cd > Cu > Pb > Zn.

**Key words:** Reservoir sediments; Heavy metals; Speciation; Spatial distribution; Risk evaluation

重金属是一类很难消除的累积性污染物, 不能被微生物所降解, 并可通过食物链逐级传递富集, 对人体和其他生物的潜在威胁极大<sup>[1]</sup>。水体重金属污染物主要富集在沉积物中<sup>[2]</sup>, 通过水—沉积物界面的交换反应, 有可能在固—液两相间迁移转化<sup>[3-5]</sup>。沉积物中重金属的环境行为和生物有效性及毒性不仅与重金属的总量有关, 而且与重金属

收稿日期: 2012-02-30; 修订日期: 2012-08-08

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划基金资助项目(2008BAB42B08, 2009ZX07528-005-02); 南京水利科学研究院青年基金资助项目(Y510004); 江苏环境监测基金资助项目(1021)

作者简介: 徐景阳(1977—), 男, 辽宁滨海人, 高级工程师, 硕士, 从事环境监测、环境综合管理工作。

的地球化学形态密切相关。

重金属赋存形态是判断沉积物中重金属的毒性响应及生态风险的重要指标<sup>[6-7]</sup>。形态不同,重金属活性、生物毒性与迁移特征也不同<sup>[8]</sup>,且沉积环境的变化也会使重金属在颗粒态和溶解态之间发生转化<sup>[9-12]</sup>。因此,相对于总量,重金属赋存形态的研究对于了解重金属的来源、迁移转化规律和生物有效性等具有重要的意义。

现以北方某水库为主要研究区域,选择BCR形态分析法结合潜在生态危害指数法<sup>[13]</sup>,对该水库水系表层沉积物中不同重金属含量、赋存形态及其环境影响因子进行了分析研究,以为该水库沉积物中重金属累积状况、潜在风险的评价和环境质量的改进提供基础数据。

## 1 材料与方法

### 1.1 调查区域与采样点设置

在该水库3条主要入库河流,A河、B河和C河的入库口附近分别设1个采样点,分别为A68、B1和C7。库区内沿水流方向由库尾至库首设A57、A49、A37、A19、A7共5个采样点,在该地区饮用水源取水口处设1个采样点,共9个采样点。具体采样点布设见图1。

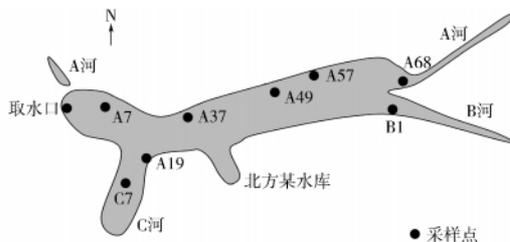


图1 北方某水库采样点分布

Fig. 1 Sampling sites of surface sediment from a reservoir in north China

### 1.2 样品的采集与处理

用抓斗式重力采泥器采集表层沉积物样品,用木勺取顶部0 cm~5 cm表层沉积物,将样品装入聚乙烯袋中密封,在实验室中于-20℃条件下冷冻保存,经FD-1A-50型冷冻干燥机(西安德派生物仪器有限公司)冷冻干燥处理,用重物捣碎研磨,过100目(0.149 mm)筛,然后保存于封口袋中,置于干燥器中备用。

### 1.3 测试项目与方法

沉积物重金属形态分析采用BCR形态分析法<sup>[14-15]</sup>,重金属元素的总量取各形态重金属元素含量之和。各形态提取液中的重金属元素含量的测定使用仪器为电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Agilent 7500cx型),仪器检出限为 $10^{-12}$ 级,精密度以RSD计算,短期为1%~3%,长期(几个小时)为 $\leq 5\%$ <sup>[14-16]</sup>。

沉积物有机质含量采用重铬酸钾容量法测定;沉积物粒度使用英国Malvern公司的Mastersizer 2000型激光粒度分析仪进行测定。

### 1.4 质量控制方法

#### 1.4.1 全程空白控制

样品在处理以及测试过程中可能带入污染,尤其重金属形态提取方法步骤冗长且繁琐。每批样品在做重金属总量及形态提取过程中同时做全程空白。分析过程中所用塑料容器均在1:1硝酸中浸泡48 h以上,玻璃容器浸泡24 h,高纯水冲洗后晾干。分析所用试剂均为优级纯,水为高纯水。

#### 1.4.2 精密度控制

所有样品均做3次平行实验,各重金属元素总量的相对标准偏差(RSD)均 $< 5\%$ ,各赋存形态含量的标准偏差均 $< 8\%$ 。

#### 1.4.3 准确度控制

实验过程中同步分析了由地球物理地球化学勘查研究所生产的水系沉积物成分分析标准物质(GBW 07309),由国家地质实验测试中心及中国计量科学研究院生产的湖底沉积物顺序提取微量元素标准物质(GBW 07436),分别对重金属总量及形态分析方法的准确性进行控制。4种重金属元素总量及各提取形态的回收率均为80%~120%,认为实验方法准确性高,分析结果可信,见表1。

表1 重金属元素回收率

Table 1 The recoveries of 4 elements

重金属形态	Cu	Zn	Cd	Pb
醋酸可提取态	100	86.1	109	84.9
可还原态	97.6	87.0	112	114
可氧化态	103	112	120	100
残渣态	92.8	90.2	81.8	91.4
总量	84.6	95.0	108	99.4

## 2 结果与讨论

### 2.1 沉积物地球化学特性

按照温德华氏粒级分类法 , 该水库库尾( A68、B1、A57) 受到上游 A 河、B 河来水的影响 , 表层沉积物粒度较粗 , 中值粒径在 11.96 μm ~ 20.67 μm , 平均为 15.04 μm , 属于粉砂质沉积物; 库中到库首

随着水流变缓 , 细粒物质逐渐沉积下来 , 沉积物粒度变细 , 中值粒径在 6.01 μm ~ 8.66 μm , 平均为 7.20 μm , 属于黏土质粉砂类沉积物。该水库表层样粒度分布见表 2。

表 2 北方某水库表层沉积物粒度分布 %  
Table 2 Particle size distribution of surface sediment from the reservoir %

采样点	黏土 <4 μm	粉砂 4 μm ~ 63 μm	极细砂 63 μm ~ 125 μm	细砂 125 μm ~ 250 μm	中砂 250 μm ~ 500 μm	粗砂 500 μm ~ 1 000 μm
A68	10.9	76.6	9.0	2.2	1.2	0.1
B1	17.1	77.6	2.4	1.1	1.6	0.3
A57	16.5	75.9	4.2	2.8	0.6	0.0
A49	24.8	73.5	1.3	0.3	0.1	0.0
A37	36.4	63.0	0.3	0.2	0.1	0.0
A19	31.1	68.0	0.6	0.2	0.2	0.0
C7	29.1	69.3	0.8	0.4	0.4	0.0
A7	38.0	56.9	1.5	3.4	0.3	0.0
取水口	33.1	62.0	2.3	0.9	1.5	0.3

水库表层沉积物中有机质质量分数在 4.02% ~ 5.08% 之间 , 平均为 4.66% , 有机质在各采样点间分布比较均衡 , 其中 , A19 处最高 , B1 最低。该水库表层沉积物中有机质含量远高于该地区土壤有机质背景值 , 与巢湖、官厅水库等水体相比也明显偏高。研究表明 , 人为活动会大大增加有机质的外源输入 , 而废水直接排放是主要的影响方式。该水库流域内工业废水和生活污水的排放、城镇地表径流、库区内养殖业投饵共同导致了沉积物中有机质含量偏高。同时 , 细粒物质对有机质具有极强的吸附性。由于表层沉积物主要以黏土和粉砂为主 , 是该区沉积物有机质含量偏高的可能原因之一 , 沉积物有机质空间分布见表 3。

表 3 水库表层沉积物有机质分布 %  
Table 3 Distribution of organic matter in surface sediment from the reservoir %

采样点	TOC
A68	4.66 ± 0.32
B1	4.02 ± 0.25
A57	4.67 ± 0.29
A49	4.75 ± 0.33
A37	4.52 ± 0.34
A19	5.08 ± 0.21
C7	4.70 ± 0.28
A7	4.83 ± 0.30
取水口	4.67 ± 0.32

2.2 表层沉积物中重金属含量、空间分布特征及

相关性分析

2.2.1 表层沉积物中重金属含量

将水库表层沉积物中重金属含量 , 与该地区土壤重金属背景值、该地区水系沉积物平均值及全国水系沉积物平均值进行比较。该水库表层沉积物中 4 种重金属元素的含量均高于该地区土壤元素背景值 , 元素 Zn、Pb 含量高于全国水系沉积物平均值而低于该地区水系沉积物平均值 , Cd、Cu 含量高于该地区水系沉积物平均值。同时 , 该水库表层沉积物中 Cd 富集最为严重 , 为该地区土壤背景值的 22 倍 , 全国水系沉积物均值的 9.2 倍 , 该地区水系沉积物平均值的 2.2 倍 , 见表 4。

表 4 北方某水库表层沉积物重金属元素含量统计

数据类型	Cu	Zn	Cd	Pb
最大值	97.36	224.0	6.39	54.91
最小值	24.04	47.45	0.53	12.62
均值	65.20	137.5	2.38	36.69
该地区土壤背景值	19.8	63.5	0.108	21.4
该地区水系沉积物平均值	39	172	1.1	51
全国水系沉积物平均值	25.6	77.0	0.258	29.2

各元素质量比最低值均出现在该地区取水口 , 最高值均出现在 A68。总体上 , A68 采样点重金属质量比最高 , 该地区取水口处重金属质量比明显低

于其他采样点 ,B1、C7 重金属质量比也较低。A68 处只有 A 河水通过 ,由此可以推断出该水库沉积物中重金属主要来自于 A 河上游铜矿等工矿废水的排放。

元素 Cu、Pb、Zn、Cd 具有相似的空间变化趋势 ,A 河入库采样点 A68 质量比最高 ,在 A 河与 B 河汇入水库后 ,从 A57 开始 ,顺水流方向各元素质量比均呈下降趋势 ,在 A19 和 A7 处均有升高 ,取水口处再次降至较低值。这说明 Cu、Pb、Zn、Cd 可能具有相同的来源 ,即 A 河上游工矿废水的排放 ,进入库区内以后 ,水动力作用减弱 ,水中的重金属元素在悬浮颗粒物的作用下沉积下来。各元素含量在 A19 处突然上升可能是因为该断面沉积物粒度较细 ,细粒物质 (<63 μm) 占到全部组分的 99% 导致。由于受到 C 河汇入的影响 ,Cu、Pb、Zn、Cd 质量比在 A7 处又略有升高。各重金属元素分布见表 5。

表 5 水库沉积物重金属元素分布 μg/g  
Table 5 Distribution of heavy metals in surface sediment from the reservoir μg/g

采样点	Cu	Zn	Pb	Cd
A68	97.36 ± 5.96	224.0 ± 15.55	54.91 ± 3.48	6.39 ± 0.35
B1	46.86 ± 3.28	75.90 ± 4.89	24.30 ± 1.60	1.05 ± 0.07
A57	85.13 ± 5.13	191.1 ± 11.38	46.06 ± 2.33	3.72 ± 0.25
A49	75.50 ± 5.29	157.5 ± 11.03	43.13 ± 2.03	2.64 ± 0.16
A37	65.82 ± 4.78	131.5 ± 6.20	38.67 ± 1.72	1.54 ± 0.10
A19	74.78 ± 3.93	158.3 ± 7.08	43.16 ± 2.03	2.00 ± 0.10
C7	40.38 ± 2.39	87.28 ± 6.10	23.23 ± 1.36	1.12 ± 0.07
A7	76.93 ± 5.31	164.3 ± 10.05	44.12 ± 2.90	2.41 ± 0.14
取水口	24.04 ± 1.68	47.45 ± 3.23	12.62 ± 0.78	0.53 ± 0.04

2.2.2 表层沉积物重金属含量与其地化指标的关系

通过对重金属元素及沉积物特征参数之间的相关性分析 ,可以推测沉积物中重金属的来源及其含量变化的控制因素。对北方某水库表层沉积物中 4 种重金属元素与有机质 (OM) 及中值粒径  $d(0.5)$  进行相关性分析 ,Cu、Zn、Cd、Pb 与有机质含量之间相关性均不显著 ,说明这 4 种元素在所采集之沉积物中的分布受有机质含量的影响不明显。Cd 与中值粒径呈显著正相关关系 ( $r = 0.822$  , $p < 0.01$ ) ,而 Cu、Zn、Pb 与粒度间相关性不显著 ,说明粒度对 Cd 的分布起着重要的作用 ,对 Cu、Zn、Pb 影响较小。相关系数矩阵见表 6。

表 6 水库表层沉积物重金属元素相关矩阵<sup>①</sup>

Table 6 Correlation matrix of geochemical characters of sediment and heavy metal concentrations<sup>①</sup>

重金属	Cu	Zn	Cd	Pb	OM	$d(0.5)$
Cu						
Zn	0.987**	1				
Cd	0.853**	0.894**	1			
Pb	0.996**	0.983**	0.831**	1		
OM	0.322	0.402	0.190	0.370	1	
$d(0.5)$	0.493	0.522	0.822**	0.442	-0.260	1

①\*\* 为  $p < 0.01$  ,表示显著相关。

元素 Cu、Zn、Cd、Pb 两两之间呈显著的正相关关系 ( $r$  值为 0.831 ~ 0.996 , $p < 0.01$ ) ,考虑到该水库沉积物中这 4 种元素明显高于背景值 ,推断其中 Cu、Zn、Cd、Pb 有相同的人为来源。重金属元素空间分布图也显示了元素 Cu、Zn、Cd、Pb 具有相似的沿程变化走势 ,与相关分析的结果相符。

2.3 表层沉积物中重金属赋存形态及其空间分布特征

2.3.1 BCR 法重金属各形态的地球化学性质

BCR 法将沉积物重金属赋存形态分为 4 类 ,第一类是弱酸溶解态 (简称 B1 态) ,包括水溶态、可交换态及碳酸盐结合态。其中 ,可交换态是指吸附在黏土、腐殖质等组分上的重金属。水溶态和可交换态对环境变化敏感 ,易于迁移转化 ,生物有效性和毒性最强。碳酸盐结合态是指重金属与碳酸盐矿物形成的共沉淀结合形态 ,在酸性条件下容易释放。

第二类是可还原态 (简称 B2 态) ,即 Fe - Mn 氧化物结合态 ,指重金属元素被 Fe - Mn 氧化物包裹或本身成为氢氧化物沉淀的部分 ,Fe - Mn 氧化物结合态的重金属在还原条件下容易释放 ,有可能对水体造成二次污染。

第三类是可氧化态 (简称 B3 态) ,即有机物及硫化物结合态 ,指重金属元素与有机质活性基团或硫离子结合的部分 ,在碱性或氧化环境下 ,可转化至活性态 ,对生物具有潜在的危害性。

第四类是残渣态 (简称 B4 态) ,是指结合在土壤硅铝酸盐矿物晶格中的金属离子 ,性质十分稳定 ,一般情况下难以释放 ,活性与毒性最小 ,通常被认为不具有生物有效性<sup>[14]</sup>。

不同形态重金属具有不同的生物有效性及地球化学特性<sup>[17]</sup> ,前三态定义为可被生物所利用的形态 ,它是特定条件下的可提取态<sup>[18]</sup> ,对评估其环

境效应有一定参考意义。

2.3.2 重金属的赋存形态及分布特征

水库沉积物重金属形态含量见表 7 ,不同形态重金属所占比例分布见表 8。

表 7 水库沉积物中 4 种元素各形态平均含量 %

Table 7 The average percentage of 4 elements at different speciations %

元素	B1	B2	B3	B4
Cu	8.9 ± 0.7	21.8 ± 1.7	38.2 ± 3.0	31.1 ± 2.5
Zn	18.6 ± 1.5	19.7 ± 1.4	12.8 ± 1.0	48.9 ± 3.9
Cd	51.2 ± 4.1	36.7 ± 3.0	6.0 ± 0.4	6.2 ± 0.5
Pb	1.8 ± 0.2	71.1 ± 5.2	8.7 ± 0.6	18.4 ± 1.4

表 8 水库沉积物中重金属元素形态组成

Table 8 Speciation Cd ,Pb ,Cu and Zn in the surface sediments from the reservoir

采样点	形态	Cu	Zn	Pb	Cd
A68	醋酸态	7.99 ± 0.56	3.03 ± 0.23	3.19 ± 0.25	52.04 ± 3.16
	可还原态	26.50 ± 1.21	1.78 ± 0.10	66.92 ± 5.35	38.73 ± 3.01
	可氧化态	36.71 ± 2.49	2.82 ± 0.23	8.95 ± 0.72	7.94 ± 0.46
	残渣态	28.80 ± 2.03	2.32 ± 0.15	20.94 ± 1.86	1.35 ± 0.11
B1	醋酸态	5.83 ± 0.37	9.17 ± 0.75	1.20 ± 1.01	29.81 ± 2.72
	可还原态	28.94 ± 2.30	29.80 ± 2.38	58.15 ± 4.56	31.45 ± 2.42
	可氧化态	29.29 ± 2.43	15.88 ± 1.23	10.04 ± 0.80	5.19 ± 0.24
	残渣态	35.94 ± 2.78	45.14 ± 3.61	30.61 ± 2.54	33.79 ± 2.07
A57	醋酸态	6.14 ± 0.39	21.73 ± 1.72	2.32 ± 0.09	31.67 ± 1.53
	可还原态	20.82 ± 1.76	38.57 ± 3.01	67.76 ± 5.24	45.94 ± 2.86
	可氧化态	41.29 ± 3.30	13.91 ± 1.11	9.03 ± 0.27	6.92 ± 0.55
	残渣态	31.75 ± 2.45	25.78 ± 1.06	20.89 ± 1.76	15.51 ± 1.13
A49	醋酸态	5.17 ± 0.41	14.82 ± 0.91	2.19 ± 0.27	43.95 ± 3.25
	可还原态	22.03 ± 1.67	30.51 ± 1.49	58.97 ± 4.27	44.50 ± 3.56
	可氧化态	30.34 ± 2.34	20.93 ± 1.76	13.53 ± 1.08	8.02 ± 0.63
	残渣态	42.46 ± 3.04	33.74 ± 2.07	25.30 ± 2.20	3.61 ± 0.91
A37	醋酸态	8.17 ± 0.56	15.72 ± 1.21	2.00 ± 0.15	40.02 ± 2.62
	可还原态	26.37 ± 2.11	24.83 ± 1.72	62.11 ± 4.79	48.81 ± 3.80
	可氧化态	22.56 ± 1.08	24.51 ± 1.71	13.13 ± 1.01	8.28 ± 0.66
	残渣态	42.90 ± 3.34	34.93 ± 2.37	22.77 ± 1.28	3.21 ± 0.25
A19	醋酸态	7.75 ± 0.52	21.63 ± 1.37	2.10 ± 0.21	32.45 ± 2.06
	可还原态	24.89 ± 1.88	35.27 ± 2.28	64.83 ± 5.19	38.41 ± 3.07
	可氧化态	31.69 ± 2.45	14.07 ± 1.31	11.11 ± 0.79	5.80 ± 0.64
	残渣态	35.67 ± 2.58	29.03 ± 2.32	21.95 ± 1.67	23.53 ± 1.77
C7	醋酸态	7.56 ± 0.16	15.92 ± 1.72	1.86 ± 0.15	37.56 ± 2.81
	可还原态	23.89 ± 1.19	32.07 ± 2.75	63.03 ± 5.03	35.64 ± 2.58
	可氧化态	30.80 ± 2.46	14.70 ± 1.81	11.46 ± 0.29	4.63 ± 0.37
	残渣态	37.74 ± 2.03	37.31 ± 2.89	23.64 ± 1.98	21.99 ± 1.67
A7	醋酸态	7.38 ± 0.49	23.88 ± 1.19	2.08 ± 0.17	31.75 ± 2.45
	可还原态	27.54 ± 2.10	32.74 ± 2.26	66.68 ± 4.33	40.70 ± 2.62
	可氧化态	31.78 ± 2.45	15.14 ± 1.12	10.52 ± 0.38	7.40 ± 0.59
	残渣态	33.30 ± 2.16	28.24 ± 1.26	20.72 ± 1.66	20.36 ± 1.36
取水口	醋酸态	3.18 ± 0.24	13.63 ± 1.09	0.71 ± 0.06	25.12 ± 2.01
	可还原态	26.95 ± 2.15	40.55 ± 3.42	64.48 ± 3.16	45.50 ± 3.46
	可氧化态	30.44 ± 2.33	12.99 ± 1.40	11.41 ± 0.41	3.17 ± 0.15
	残渣态	39.44 ± 3.10	32.83 ± 2.36	23.40 ± 1.78	26.41 ± 2.01

元素 Zn 虽然以 B4 态为主 ,但同时 B1 态所占的比例也不容忽视。由于可提取态含量越高 ,重金属从沉积物中二次释放到水中的几率就越大 ,对环

境造成危害的几率也就越大 ,因此水库表层沉积物中 Zn 可能存在一定程度的环境风险<sup>[3]</sup>。

Cu 主要在 B3 及 B4 中存在 ,两态之和占到总

量的65%以上。该水库底层含氧条件较差,常常处于弱还原环境,以B3态存在的Cu不容易释放。因此,该水库表层沉积物中Cu的环境风险较小。

Pb主要以B2态存在,占各采样点Pb总量的60%~80%。由于水库型水体深度较大,且库区内水流速度较缓,水库底部呈厌氧状态,以B2态存在的Pb在厌氧条件下容易释放,因此该水库表层沉积物中Pb具有较强的潜在环境风险。

Cd主要赋存形态为B1和B2态,占各采样点两态之和的75%以上。该水库表层沉积物中Cd总量较大,且主要以生物有效性强的B1及B2态存在,因此该水库Cd可能具有较大的环境风险,水库管理部门应着重注意。该水库沉积物中Cd环境风险较强,Pb在B2态富集程度极高,潜在环境风险较强。元素Zn以较大比例的B1及B2态存在,具有一定的潜在风险。Cu存在于B3及B4态中,环境影响较小。

元素Cd、Pb和Cu以极高的比例赋存于沉积物可提取态中,三者环境中具有较强的移动性。Zn在残渣态中存在,一般情况下具有较强的惰性。

结合潜在生态危害指数法(Hakanson,1980),以多种重金属潜在生态风险指数RI来评价,该北方水库A68潜在生态风险为强,A57、A49、A7为中等,B1、A37、A19、C7、取水口为轻微。各采样点RI值中Cd的贡献率最大,主要原因是该水库表层沉积物中Cd远高于评价参比值,且毒性水平较高。因此,与形态分析结果相类似,对该水库表层沉积物中的Cd应予以重视。

### 3 结论

(1)与辽宁省土壤背景值相比,4种重金属元素总量均有一定程度的累积,由大到小为Cd>Zn>Cu>Pb,其中Cd严重累积。由空间分布情况推断,该水库表层沉积物中Cu、Pb、Zn和Cd主要来自A河上游铜矿等工矿废水的排放<sup>[13]</sup>。

(2)元素Cd、Pb和Cu以极高的比例赋存于沉积物可提取态中,说明三者环境中具有较强的移动性。Zn主要在残渣态中存在,具有较大的惰性。

(3)该地区表层沉积物4种重金属潜在生态风险由大到小排序为: Cd>Cu>Pb>Zn。

#### [参考文献]

[1] 曾凡萍,辛朝,肖化云,等. 饶河入潘阳湖口处沉积物中重金

属分布特征及形态研究[J]. 环境监测管理与技术,2011,23(2):19-22.

[2] 陈小威,刘文华,刘芬,等. 湘江(株洲段)沉积物重金属污染现状及生态风险评价[J]. 环境监测管理与技术,2011,23(1):42-46.

[3] RATE A W,ROBERTSON A E,BORG A T. Distribution of heavy metals in near-shore sediments of the swan river estuary, western Australia [J]. Water, Air, and Soil Pollution,2000,124:155-168.

[4] TAYEL E H,ANWAR J. Heavy metal distribution in valley sediments in Wadi Al-Karak catchment area South Jordan[J]. Environmental Geochemistry and Health 2001,23:105-116.

[5] 梁英,何江,吕昌伟,等. 南海湖沉积物中生物有效态重金属含量及其空间分布[J]. 农业环境科学学报,2009,28(6):1208-1213.

[6] KWON Y T,LEE C W. Ecological risk assessment of sediment in waster water discharging area by means of metal speciation [J]. Microchemical Journal 2001,70:255-264.

[7] 范文宏,张博,张融,等. 锦州湾沉积物中重金属形态特征及其潜在生态风险[J]. 海洋环境科学,2008,27(1):54-58.

[8] 弓晓峰,陈瑶,尹丽,等. 鄱阳三江流域沉积物中Zn、Pb、Cd的形态分布[J]. 环境科学与技术,2008,31(11):48-57.

[9] 王海,王春霞,王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分析[J]. 环境化学,2002,21(5):430-435.

[10] CHEN S Y,LIN J G. Bioleaching of heavy metals from sediment: significance of pH [J]. Chemosphere,2001,44:1093-1102.

[11] TEASDALE P R,APTE S C,FORD P W,et al. Geochemical cycling and speciation of copper in waters and sediments of Macquarie Harbour,Western Tasmania [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science,2003,57:475-487.

[12] 卢少勇,焦伟,金相灿,等. 滇池内湖滨带沉积物中重金属形态分析[J]. 中国环境科学,2010,30(4):487-492.

[13] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. Water Res,1980,14:975-986.

[14] 李晶,臧淑英,宋延山,等. 连环湖阿木塔泡沉积物中重金属形态及其对环境影响分析[J]. 环境科学与管理,2009,34(1):37-41.

[15] 黄光明,周康民,汤志云,等. 土壤和沉积物中重金属形态分析[J]. 土壤,2009,41(2):201-205.

[16] DAVIDSON C M,THOMAS R P,MCBEY S E,et al. Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments [J]. Analytica Chimica Acta,1994,291:277-286.

[17] 程晓东,郭明新. 河流底泥重金属不同形态的生物有效性[J]. 农业环境保护,2001,20(1):19-22.

[18] 金相灿. 沉积物污染化学[M]. 北京:中国环境科学出版社,1992:327-356.

本栏目责任编辑 薛光璞