

## 千岛湖底泥重金属污染的生态风险评价

文 军<sup>1</sup>, 骆东奇<sup>1</sup>, 罗献宝<sup>1</sup>, 方志发<sup>2</sup>

(1. 广西大学, 广西 南宁 530005; 2. 淳安县环境保护监测站, 浙江 淳安 311700)

**摘 要:** 水体底泥污染是世界范围内的一个环境问题, 污染物通过大气沉降、废水排放、雨水淋溶与冲刷等途径进入水体, 最后沉积到底泥中并逐渐富集, 使底泥受到污染。千岛湖不同监测点底泥 Cu、Zn、Mn、Pb、Cd、As、Hg 等重金属含量存在差异。大坝前、毛竹源和三潭岛监测点 Mn、As 和 Hg 含量较高。不同采样点, 底泥重金属污染度有差异, 表现为毛竹源> 三潭岛> 航头岛> 茅头尖> 大坝前> 排岭水厂> 街口, 毛竹源测点底泥重金属污染风险最高, 街口重金属污染风险最低。

**关键词:** 千岛湖; 底泥; 重金属; 污染; 生态风险评价

**中图分类号:** X524

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1005-3409(2006)01-0011-04

## Ecological Risk Assessment on Heavy Metals in the Bottom Mud of the Qiandao Lake

WEN Jun<sup>1</sup>, LUO Dong-qi<sup>1</sup>, LUO Xian-bao<sup>1</sup>, FANG Zhi-fa<sup>2</sup>

(1. Guangxi University, Nanning, Guangxi 530005, China;

2. Environmental Protection Department of Chunan County, Chunan, Zhejiang 311700, China)

**Abstract:** Water heavy metal pollution is a worldwide environmental problem, contamination enters into the water-body through atmosphere sedimentation, wastewater discharging, rainwater drenching and dissolving and eroding, and finally deposit in the mud and gradually enriched, make the bottom mud polluted. The content of heavy metals such as Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, As, and Hg in the bottom mud of the Qiandao Lake varies at different monitoring spots. The content of Mn, As and Hg at the dam, Maozhuyuan, and Santan Island is relatively higher than that at other spots. The degree of heavy metal pollution of the bottom mud at different sampling spots varies. The pollution risk of heavy metals in the bottom mud at Maozhuyuan is the highest, while that at Jiekou is the lowest.

**Key words:** the Qiandao Lake; bottom mud; heavy metal; pollution; ecological risk assessment

千岛湖所在的淳安县位于浙江省西部, 地处钱塘江上游, 介于东经 118°21′~119°20′之间, 北纬 29°11′~30°02′之间, 1959 年新安江水电站建成后, 形成了汇水面积达 10 442 km<sup>2</sup>, 水域面积 573 km<sup>2</sup>, 平均水深 34 m, 库容量 178.4 亿 m<sup>3</sup> 的千岛湖。底泥一般系指江河湖海的沉积物, 是自然水域的重要组成部分。当前, 底泥的形成越来越受到人类活动的影响, 绝大多数疏水有机物、金属、营养物随着颗粒物的携带进入水体, 之后沉积下来形成污染底泥。千岛湖作为首批国家 AAAA 级旅游区, 湖水能见度 7~9 m, 属国家一级水体。千岛湖水体质量的好坏直接影响到千岛湖的功能地位, 当前对于千岛湖的研究主要集中于外源污染研究, 千岛湖每年净输入量分别是 TN 为 2 770 t/a, TP 为 290.3 t/a, CODCr 为 14 071 t/a<sup>[1]</sup>。

湖泊底泥是底栖生物的生境, 是许多环境污染物自然净化的场地, 为各种污染物质的汇聚之处, 污染物被水体颗粒物吸附、络合、絮凝、沉降从而沉积在底泥中, 污染物不断累积将会加重千岛湖的水体污染。湖泊底泥记录着湖区环境变化的丰富信息, 其中重金属成分反映了流域工业生产对湖泊环境的影

响。进入湖泊中的重金属和营养元素除少部分可以通过水生生物的捕捞带出水体外, 大部分沉积在湖泊的底泥中, 因此可以把湖泊沉积物看作环境变化的档案<sup>[2]</sup>。对江河湖泊底泥重金属的生态风险评价多采用 Hakanson 生态风险指数法<sup>[3~8]</sup>, 部分研究使用潜在生态风险指数法进行风险评价<sup>[9, 10]</sup>, 少数仅对底泥重金属污染进行简单的相关性分析<sup>[11, 12]</sup>, 本文有机地将均值型指数法和潜在生态危害指数法结合起来, 首次系统地对内陆大型深水湖泊千岛湖底泥的重金属污染作了定量评价, 对其它内陆大型深水湖泊的生态风险评价重要的借鉴意义。

### 1 研究方法

#### 1.1 均值型指数法<sup>[13]</sup>

单个重金属污染系数  $C_f^i$

$$C_f^i = \frac{C_{\text{表层}}^i}{C_n^i} \quad (1)$$

均值型指数

$$CI = \sum_{i=1}^m C_f^i / m \quad (2)$$

收稿日期: 2005-01-25

基金项目: 杭州市旅游委员会专项资金 JY03080 项资助

作者简介: 文军 (1970-), 男, 生态学博士, 副教授, 主要研究方向为生态风险评价及生态旅游, 已发表论文 40 多篇。

超标负荷比

$$P_i = \frac{C_f^i}{CI} \times 100\%$$
 (3)

式中:  $C_f^i$ ——某一重金属的污染指数,  $C_{\text{表}}^i$ ——底泥金属浓度及实测值,  $C_n^i$ ——计算所需的参比值或标准,  $m$ ——不同重金属的数量。

$CI < 1$  为底泥未受到污染,  $CI > 1$  或  $= 1$ , 为底泥受到污染。  $CI$  值越大, 底泥污染越严重。

1.2 潜在生态危害指数法<sup>[14]</sup>

1.2.1 计算方法

- (1) 单个重金属污染系数  $C_f^i$  [同 (1)];
- (2) 底泥重金属污染度 ( $C_T$ ) 即数种金属污染系数之和。

$$C_T = \sum_{i=1}^m C_f^i$$
 (4)

(3) 各金属的毒性响应系数 ( $T_f^i$ ), 此值反映金属的毒性水平与水体对金属污染的敏感程度。

- (4) 某种金属的潜在生态危害系数 ( $E_f^i$ )

$$E_f^i = T_f^i \cdot C_f^i$$
 (5)

- (5)  $m$  种金属的潜在生态危害指数 ( $RI$ )

$$RI = \sum_{i=1}^m E_f^i$$
 (6)

把上述各式全部归纳起来可表达为:

$$RI = \sum_{i=1}^m E = \sum_{i=1}^m T \cdot C = \sum_{i=1}^m T \cdot \frac{C_{\text{表}}^i}{C_n^i}$$
 (7)

1.2.2 毒性响应系数的确定<sup>[15]</sup>

金属毒性系数揭示了金属对人体的危害和对水生生态系统的危害。 Hakanson (1980) 根据重金属的主要危害途径水- 沉积物- 生物- 鱼- 人体, 提出的 7 种金属元素的毒性水平顺序, 具体毒性顺序为:  $Hg > Cd > As > Pb = Cu > Cr > Zn$  和毒性响应系数值:  $Hg = 40, Cd = 30, Pb = Cu = 5, Zn = 1, As = 10, Cr = 2$ , 根据毒性特征, 在本文中确定  $Mn$  的毒性响应系数 2。

1.2.3 潜在生态危害指数评价标准

潜在生态危害系数 ( $E_f^i$ ) 和潜在生态危害指数 ( $RI$ ) 与污染程度的关系列于表 1。

表 1  $E_f^i$  和  $RI$  与污染程度的关系

指标类型	所处范围	污染程度	指标类型	所处范围	污染程度
潜在生态危害系数	$E_f^i < 40$	轻微的生态危害	潜在生态危害指数	$RI < 150$	轻微的生态危害
	$40 \leq E_f^i < 80$	中等的生态危害		$150 \leq RI < 300$	中等的生态危害
	$80 \leq E_f^i < 160$	强的生态危害		$300 \leq RI < 600$	强的生态危害
	$160 \leq E_f^i < 320$	很强的生态危害		$RI \geq 600$	很强的生态危害
	$E_f^i \geq 320$	极强的生态危害			

本研究结合浙江省土壤背景值、土壤环境质量和全国土壤背景值以及世界土壤背景值分析千岛湖底泥重金属释放的环境和生态风险。

2 底泥重金属污染生态风险评价

从 1996 年 4 月 3 日~ 4 月 11 日对千岛湖水体底泥进行了采样, 不同样点  $Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, As, Hg$  等重金存在差异,  $Cu$  表现为毛竹源 > 大坝前 > 茅头尖 > 街口 > 排岭水厂 > 三潭岛 > 航头岛,  $Zn$  表现为排岭水厂 > 茅头尖 > 大坝前 > 航头岛 > 毛竹源 > 街口 > 三潭岛,  $Mn$  表现为大坝前 > 三潭岛 > 毛竹源 > 航头岛 > 街口 > 排岭水厂 > 茅头尖,  $Pb$  表现为毛竹源 > 排岭水厂 > 街口 > 大坝前 > 三潭岛 > 茅头尖 > 航头岛,  $Cd$  表现为毛竹源 > 三潭岛 > 航头岛 > 茅头尖 > 大坝前 > 排岭水厂 > 街口,  $As$  表现为毛竹源 > 大坝前 > 航

头岛 > 三潭岛 > 茅头尖 > 排岭水厂 > 街口,  $Hg$  表现为毛竹源 > 三潭岛 > 航头岛 > 排岭水厂 > 街口 > 大坝前 > 茅头尖。不同重金属在不同监测点的表现不一致, 基本上表现为: 大坝前、毛竹源和三潭岛监测点  $Mn$ 、 $Pb$  和  $As$  含量较高, 不同重金属在千岛湖不同区域的这种分布差异与不同重金属的污染源、物理化学特性、迁移规律等有关。在大坝前由于底泥受到的扰动较小, 重金属容易在大坝附近富集, 在毛竹源、三潭岛和航头岛由于人为活动相对集中, 增加了测点周围及其周边的环境污染, 而且这个监测也表现为重金属含量偏高, 并且由于工业企业的不断增加, 如果环境保护措施不到位, 有可能使这些区域重金属污染加剧。但是由于千岛湖平均水深达 34 m, 同样样点水体重金属含量与底泥含量表现并不一致, 这可能也是深水湖泊的一大特征; 但是, 由于底泥不断地接纳水体中沉积的重金属, 在一定的条件下底泥中的重金属释放到水体, 将对水体环境产生风险。

2.1 均值型指数评价

底泥风险评价中不同的背景值具体如表 2 所示:

表 2 底泥风险评价的不同标准值

标准	标准值/( $mg \cdot kg^{-1}$ )							
	Cd	As	Cu	Hg	Mn	Pb	Cr	Zn
浙江省土壤背景值(表土)	0.058	7.5	15.0	0.065	346	22.4	49.7	62.1
全国土壤背景值	0.07	9.2	20.0	0.040	540	23.6	53.9	67.7
土壤环境质量标准(一级)	0.20	15.0	35.0	0.15	—	35	90.0	100
世界土壤中值	0.35	6.00	30.0	0.06	1000	12.0	70.0	90.0
地壳丰度	0.20	1.80	55.0	0.08	950	12.5	100.0	70.0

根据式 (1)、(3) 计算得到不同标准的均值型指数, 通过比较不同标准的均值型指数, 根据上表标准计算 1996 年底泥重金属污染的均值型指数存在差异, 均值型指数小于 1, 表明底泥没有受到污染; 均值型指数大于 1 或为 1, 表明底泥受到污染, 并且均值型指数越大, 底泥污染越严重。均值型指数具体如表 3 所示。

表 3 不同监测点均值型指数值

监测点	均值型指数				
	浙江省表土背景值	全国土壤背景值	土壤环境质量标准	世界土壤中值	地壳丰度
街口	11.55	10.12	4.52	3.90	5.02
排岭水厂	12.61	11.26	5.24	4.77	6.02
航头岛	16.06	14.15	6.14	4.95	6.62
茅头尖	15.53	13.35	6.05	4.55	6.31
三潭岛	17.15	15.31	6.41	5.37	6.99
大坝前	13.76	11.88	5.35	4.63	6.05
毛竹源	21.36	18.98	8.48	7.71	9.29

从表中可能看出根据不同的标准计算的均值型指数基本上都大于 4.0, 无论是以哪一个标准, 毛竹源点的底泥均值型指数都表现为最大, 其次为三潭岛, 再次为航头岛, 不同监测断面均值型指数表现为毛竹源 > 三潭岛 > 航头岛 > 茅头尖 > 大坝前 > 排岭水厂 > 街口; 以几种标准计算的均值型指数在不同监测断面表现一致, 由于不同标准值的差异, 以浙江省表土重金属为标准, 均值型指数最高, 以世界土壤重金属中值为标准, 均值型指数低, 但也超过标准 4 倍以上。利用均值型指数描述底泥重金属污染的生态风险, 也就是毛竹源监测点的重金属污染的生态风险最高, 以浙江省表土背景值, 平均高出临界值 20 倍。也表明由于工业发展过程中环境保护措施和管理滞后, 造成区域土壤污染, 而导致沉积于千岛湖底的底泥重金属超过标准严重, 且千岛湖水深, 底泥清理难, 因此重金属的含量有不断增加的趋势。也就是底泥重金属污染的生态风险更大。

依据(4)式,计算出以浙江省表土背景值和世界土壤中值标准不同重金属元素的污染负荷(表 4 和表 5)。

表 4 以浙江省表土背景值为标准计算的  
不同重金属元素污染负荷

监测点	污染负荷/%							
	铜	锌	锰	铅	镉	砷	汞	铬
街口	4.05	8.71	3.43	2.74	74.21	0.31	5.71	0.83
排岭水厂	2.69	13.90	2.60	3.26	69.55	0.31	6.90	0.79
航头岛	1.64	7.77	2.58	1.51	79.00	0.38	6.19	0.93
茅头尖	3.20	9.16	1.55	1.69	80.07	0.32	3.17	0.84
三潭岛	1.69	5.69	3.31	1.54	78.98	0.32	8.06	0.40
大坝前	6.08	10.01	5.31	2.07	70.53	0.52	4.74	0.72
毛竹源	12.80	5.66	2.55	1.96	67.59	0.44	8.41	0.59

表 5 以世界土壤中值为标准计算的  
不同重金属元素污染负荷

监测点	污染负荷/%							
	铜	锌	锰	铅	镉	砷	汞	铬
街口	5.99	17.78	3.51	15.15	36.38	1.15	18.29	1.75
排岭水厂	3.55	25.33	2.37	16.06	30.44	1.03	19.75	1.48
航头岛	2.67	17.40	2.90	9.12	42.49	1.55	21.75	2.13
茅头尖	5.46	21.56	1.83	10.75	45.27	1.38	11.71	2.04
三潭岛	2.70	12.53	3.66	9.20	41.80	1.29	27.89	0.91
大坝前	9.04	20.53	5.46	11.49	34.73	1.93	15.27	1.52
毛竹源	17.72	10.82	2.44	10.14	31.01	1.51	25.22	1.16

以浙江省表土背景值为标准,比较不同重金属污染负荷比,在不同监测点均表现为镉的污染负荷最高,底泥中镉的污染负荷达 67.59%~80.07%,其次是锌的污染负荷比,不同监测点变幅在 5.66%~13.90%,其余 6 种重金属的污染负荷比均低于 10%。以世界土壤中值为标准,不同监测点也表现为镉的污染负荷最高,但其值较低,变幅在 30.44%~45.27%之间,低于以浙江省表土背景值计算的污染负荷比,这也表明不同标准的差异性;同是,汞、铅、砷的污染负荷比在 9.12%~27.89%之间,表明这三种重金属元素的污染负荷提高。

2.2 潜在生态危害指数评价

根据式(5)、(6)、(7)模型计算出不同评价标准的底泥重金属污染度,具体如表 6 所示。

表 6 不同监测点底泥重金属污染度

监测点	污染度				
	浙江省表土背景值	全国土壤背景值	土壤环境质量	世界土壤均值	地壳丰度
街口	80.85	70.84	27.09	27.33	35.17
排岭水厂	88.25	78.85	31.44	33.42	42.13
航头岛	112.39	99.04	36.85	34.63	46.33
茅头尖	108.74	93.44	36.27	31.87	44.20
三潭岛	120.06	107.15	38.45	37.59	48.92
大坝前	96.31	83.17	32.09	32.41	42.35
毛竹源	149.49	132.83	50.89	54.00	65.03

污染度反映多种重金属的综合污染影响,污染度值越高,底泥的重金属污染严重,反之,污染度值低,底泥的重金属污染轻。从表 6 可以看出,不同采样点,底泥重金属污染有差异,表现为毛竹源>三潭岛>航头岛>茅头尖>大坝前>排岭水厂>街口,这种不同样点的差异,主要来自于不同样点辐射区人类活动、距上游和大坝的距离差异而致,这种距离的差异,影响重金属在水中迁移、转化和富集。从污染度的角度分析,毛竹源点底泥重金属污染风险最高,街口重金属污染风险最低。因此,在毛竹源区域应加强底泥重金属污染的管理和控制,采取可行的措施把区域底泥重金属污染的生态风险降到最低。

在进行生态风险评价时,选取浙江省表土重金属背景值为标准,根据模型计算出不同监测点不同重金属的生态危害系数( $E_f^i$ )和生态危害指数( $R_I$ ),具体如表 7 所示。

表 7 不同监测点生态危害系数和生态危害指数

监测点	污染负荷/%								$R_I$
	铜	锌	锰	铅	镉	砷	汞	总铬	
街口	16.37	7.04	8.32	11.09	1800.00	8.77	184.62	6.74	2042.95
排岭水厂	11.87	12.27	6.87	14.38	1841.38	9.61	243.69	6.96	2147.03
航头岛	9.23	8.73	8.71	8.46	2663.79	15.03	278.15	10.40	3002.51
茅头尖	17.40	9.96	5.05	9.17	2612.07	12.32	137.85	9.15	2812.97
三潭岛	10.17	6.83	11.91	9.26	2844.83	13.63	387.08	4.83	3288.53
大坝前	29.30	9.64	15.36	9.98	2037.93	17.55	182.77	6.94	2309.46
毛竹源	95.67	8.47	11.45	14.67	3031.03	22.87	502.77	8.81	3695.73

可以看出在毛竹源测点锌、锰、铅、砷和铬的生态危害系数低于 40,属于轻微生态危害型;铜的生态危害系数处于 80~160 之间,属于强生态危害型;汞和镉的生态危害系数均超过 320,属于极强生态危害型。在不同监测点,除大坝和毛竹源两监测点铜的生态危害系数均低于 40,属于轻微生态危害型,另一方面也表明在毛竹源和大坝前铜的生态风险较其它点高,尤其是毛竹源测点铜污染的生态风险最高。不同监测点汞的生态危害系数在 137.85~502.77,茅头尖处于 80~160 之间,属于强生态危害型,街口、排岭水厂、航头岛和大坝前四点生态危害系数值处于 160~320 之间,属于很强的生态危害型,其余三潭岛和毛竹源两点生态危害系数值均高于 320,属于极强生态危害型。不同监测点镉的生态危害系数均远高于 320,变幅在 1800~3031 之间,高出极强生态危害临界值近 5~9 倍。从不同重金属生态危害系数可以看出镉的生态风险最高,达到极强生态危害型,汞有 4 个测点呈极强的生态危害型,生态风险仅次于镉,而其它几种重金属基本属于轻微生态危害型,生态风险低。因此,在控制底泥生态风险的技术措施上应针对重点,控制重金属污染的生态风险。不同监测点的多种重金属的生态危害指数( $R_I$ )均高于 600,属于很强生态危害型。可以说千岛湖底泥的重金属污染对区域水体的生态风险很大,重金属对水体的生态危害性达到很强生态危害型。综上所述,从单一重金属对水体的生态风险分析,镉的生态风险最高,达到极强生态危害型;汞的生态风险次之,但也处于很强生态危害型和极强生态危害型之间;从多种重金属生态危害指数综合评价表明,千岛湖区域不同监测的底泥重金属生态危害均达到很强生态危害型,生态风险极高。

2.3 不确定性分析

底泥类似于土壤,是一个非常不均匀的多孔体系,在对底泥重金属污染研究中,底泥样品的采集点所代表的区域特征和区域面积的大小不确定,并且底泥在水体的扰动下会出现一定的运移,这就表现出时间上的不稳定性,时间上的不稳定性 and 空间上的不确定性影响到底泥污染研究的样点布置和采集准确性。

底泥重金属毒性量化和级别划分存在一定的主观性。从不角度分析不同重金属的毒性,得到的结果存在一定的差异,且不同学科、不同专家对同一重金属的毒性认识也不一样。特别是在量化评价中,重金属的毒性由人为赋值进行生态风险评价,有一定的主观性,从而在风险评价带来一定的不确定性。本文在千岛湖底泥污染生态风险评价中重金属的生态毒性采用 Hakanson 提出的毒性量化水平,其主要从“元素丰度”和“元素释放度”以及“水-沉积物-生物-鱼-

人体"角度分析和确定重金属的毒性,而重金属在不同生态系统毒性不一致,同一生态系统不同环节毒性也表现不一致,因此,重金属毒性的量化存在一定的主观性。另一方面,对污染级别的划分存在一定的主观性,这种主观性主要表现在划分级别的临界值的选取上,正因为这种主观性,可能会直接影响到底泥风险评价的结果。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

不同样点底泥 Cu、Zn、Mn、Pb、Cd、As、Hg 等重金属含量存在差异。Cu 表现为毛竹源> 大坝前> 茅头尖> 街口> 排岭水厂> 三潭岛> 航头岛; Zn 表现为排岭水厂> 茅头尖> 大坝前> 航头岛> 毛竹源> 街口> 三潭岛; Mn 表现为大坝前> 三潭岛> 毛竹源> 航头岛> 街口> 排岭水厂> 茅头尖; Pb 表现为毛竹源> 排岭水厂> 街口> 大坝前> 三潭岛> 茅头尖> 航头岛; Cd 表现为毛竹源> 三潭岛> 航头岛> 茅头尖> 大坝前> 排岭水厂> 街口; As 表现为毛竹源> 大坝前> 航头岛> 三潭岛> 茅头尖> 排岭水厂> 街口; Hg 表现为毛竹源> 三潭岛> 航头岛> 排岭水厂> 街口> 大坝前> 茅头尖。不同重金属在不同监测点的表现不一致,基本上表现为: 大坝前、毛竹源和三潭岛监测点锰、砷和汞含量较高。

利用均值型指数进行评价,不同监测断面均值型指数表现为毛竹源> 三潭岛> 航头岛> 茅头尖> 大坝前> 排岭水厂> 街口; 不同标准在不同监测断面表现一致,由于不同标准值的差异,以浙江省表土重金属为标准,均值型指数最高,以世界土壤重金属中值为标准,均值型指数低。均值型指数反映底泥的现状污染程度,也能反映出污染底泥对区域生态安全的影响。如果利用均值型指数描述底泥重金属污染的生态风险,不同监测点中毛竹源监测点的重金属污染的生态风险最高,以浙江省表土背景值,其均值型指数超过 20。

不同重金属对区监测点的重金属污染不一致,以浙江省表土背景值为标准,底泥中镉的污染负荷达 67.59%~80.07%,且在不同监测点均表现为镉的污染负荷最高,其次是锌的污染负荷,不同监测点变幅在 5.66%~13.90%,其余 6 种重金属

的污染负荷比均低于 10%; 以世界土壤中值为标准,不同监测点也表现为镉的污染负荷最高,但其值较低,变幅在 30.44%~45.27% 之间,低于以浙江省表土背景值计算的污染负荷比,汞、铅、砷的污染负荷比在 9.12%~27.89% 之间。不同采样点,底泥重金属污染度有差异,表现为毛竹源> 三潭岛> 航头岛> 茅头尖> 大坝前> 排岭水厂> 街口,毛竹源测点底泥重金属污染风险最高,街口重金属污染风险最低。

从重金属生态危害系数角度对水体的生态风险分析,镉的生态风险最高,达到极强生态危害型;汞的生态风险次之,但也处于很强生态危害型和极强生态危害型之间;从多种重金属生态危害指数综合评价,千岛湖区域不同监测点的底泥重金属生态危害均达到很强生态危害型,生态风险极高。

#### 3.2 讨论

由于千岛湖是一个大型深水人工湖泊,在同一地点不同年份采样存在很大的困难,很难把握。为了便于比较,在底泥分析的采样中,为提高分析的准确性和增加不同年份样本之间的可比性,因而对于采样点的选择要注意其可重复性,并充分利用"3S"定位技术,提高底泥样品采集的准确性,进一步保证分析数据的可靠性和研究结果的科学性。水库污染淤积层与清洁泥沙层交错,底泥不容易通过常规方法采集到底泥背景样的代表样,而底泥背景值又是底泥污染评价、生态风险分析的重要依据,论文采用浙江省表土重金属背景值、全国土壤背景值、土壤环境质量、世界土壤中值和地壳丰度等标准进行生态风险分析,这给千岛湖生态风险评价准确性带来一定影响。如果采取千岛湖底泥背景值为依据分析千岛湖底泥重金属污染的生态风险,得到的结果对水体的生态管理更具有针对性和指导意义。因此,需要加强底泥重金属背景值调查研究,对底泥重金属及生态风险等相关的研究提供可靠的基础数据,以保证相关研究的指导性和符合区域特征。底泥中重金属的运移、沉积规律影响它们在水体环境的生态风险性,不同运移规律、不同的沉积过程都会影响对重金属生态风险的最终评价。而不同湖泊和河流,水质状况和水文特征存在差异。因此,应加强对千岛湖区域污染的迁移与沉降规律研究。

#### 参考文献

- [1] 韩伟明,胡水景,金卫,等.千岛湖水环境质量调查与保护对策研究[J].环境科学研究,1997,10(6):20-25
- [2] Rognerud S, Field E. Trace element contamination of Norwegian Lake sediments I [J]. Ambio, 2001, 30(1): 11-19
- [3] Peter M, Chapman, Peiyue Wang. Assessing sediment contamination in estuaries [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001, 20(1): 3-22
- [4] Blom G, Winkels H J. Modeling sediment accumulation and dispersion of contaminants in lake jsselmeer (the Netherlands) [J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(6-7): 17-24
- [5] 殷晋铎,么俊东.大沽排污河沉积物污染及生态风险性[J].中国环保产业,2002,(12):30-32
- [6] 甘居利,贾小平,林钦,等.近岸海域底质量金属生态风险评价初步研究[J].水产学报,2001,24(6):533-538
- [7] 何孟章,王子健,等.乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价[J].环境科学,1999,20(1):7-10
- [8] 马德毅,王菊英.中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险评价[J].中国环境科学,2003,23(5):521-525
- [9] 刘文新,栾兆坤,汤鸿霄.乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价[J].生态学报,1999,19(2):206-211
- [10] 何云峰,朱广伟,陈英旭,等.运河(杭州段)沉积物中重金属的潜在生态风险研究[J].浙江大学学报(农业与生命科学版),2002,28(6):669-674
- [11] 石浚哲,刘光玉.太湖沉积物重金属污染及生态风险性评价[J].环境监测管理与技术,2001,13(3):24-26
- [12] 麦碧娴,林峥,张干,等.珠江三角洲沉积物中毒害有机物的污染现状及评价[J].环境科学研究,2001,14(1):19-23
- [13] 林成容,王广寿,吴启堂.土壤污染与防治[M].北京:中国农业出版社,1996:127-135
- [14] 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,1992:168-170
- [15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach [J]. Water Res, 1980, 14: 975-1001