

乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价*

刘文新 栾兆坤 汤鸿霄

(中国科学院生态环境研究中心环境水化学国家开放实验室 北京 100085)

摘要 选择污染严重的乐安江河流沉积物为对象,利用风险因子 E_i 和风险指数 RI 等定量诊断工具开展沉积物中重金属污染的潜在生态风险评价。根据风险指标体系和空间分异规律,将流域划分成不同特征的 4 种生态风险功能区。对比评价效果,潜在生态风险评价与地积累指数所反映的情况大同小异,可以相互补充和借鉴。

关键词 乐安江沉积物,重金属污染,生态风险评价。

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT ON HEAVY METAL
POLLUTION IN THE SEDIMENTS OF LE AN RIVER
WITH POTENTIAL ECOLOGICAL RISK INDEX

LIU Wen-Xin LUAN Zhao-Kun TANG Hong-Xiao

(SKLEAC, Research Center for Eco-Environmental Sciences, CAS, Beijing, 100085, China)

Abstract As the quantitative diagnostic tools, the toxic-response factor (E_i) and the potential ecological risk index (RI) were used to evaluate the contamination situation of various heavy metals in sediments of the Le An River. As a result, the distribution of pollutants in the river sediments were divided into four sections with different ecological risk characteristics. On the whole, the assessing results by RI were consistent with that by I_{geo} , and they could complement each other.

Key words Le An River, sediments, heavy metal pollution, ecological risk assessment.

汇入鄱阳湖的乐安江毗邻江西境内大型露天铜矿——德兴铜矿,富含重金属的酸碱废水的超负荷排放破坏了河流生态系统的平衡^[1],某些河段中铜、铅、锌等重金属含量严重超标,导致上覆水与沉积物质量的衰退和恶化^[2,3]。对水生生物而言,污染沉积物“汇”与“源”的双重特性不仅可导致现时的致死、致畸、致突变的“三致”效应,而且具有“定时炸弹”式的潜在威胁^[4]。1994 年召开的第一届沉积物质量评价国际会议突出强调了沉积物质量管理与风险评价的重要地位,金属是其中关注的焦点之一^[5]。与会学者一致认为生态风险评价不仅是建立沉积物质量控制基准 SQC^[6]的必要条件,而且是环境管理信息系统及专家鉴定系统的重要构件,具有规划、指导和预警功能,并可为工程治理提供背景数据和基础材料。在 1996 年召开的第二届国际会议上,污染沉积物的生物/生态敏感性评价是其中的重要议题^[7]。

* 国家自然科学基金及国际合作 CERP 计划资助项目。

衷心感谢所有参与 CERP 计划的中外工作人员所给予的鼎力支持和帮助。

收稿日期:1996-10-29,修改稿收到日期:1997-03-03。

目前,常用环境质量评价方法包括指数平均/叠加、模糊数学、矢量算子等^[8],缺少将污染物与其生物毒性、生态危害有机结合的,兼有现时与潜在风险评价的研究层次。本文选择流经德兴大型露天铜矿的乐安江作为范例^[1],利用多指标流域生态评价体系^[9]进行河流沉积物中重金属综合污染的潜在生态风险评价,为改善和恢复流域生态环境提供科学依据。



图1 乐安江沿江样点设置示意图

Fig. 1 Sketch map of sampling sites along the Le An River

1 材料与方法

1.1 现场采样与分析测定

本文原始数据主要引自大型综合数据库 CERP-DBMS^[10],其中包括站位设置、表层(深度 5~10cm)沉积物的采集、前处理和分析测试等细节。图 1 为沿江典型站位分布图。遵循简化分类原则,依据化学稳定性和生物可给性将金属形态划分为生物易利用态、生物中等利用态和生物惰性形态^[11]。

1.2 潜在生态风险评价的指标体系

基于元素丰度和释放度原则的生态风险评价体系需要若干前提条件^[9]:(1)浓度条件,即潜在生态风险指数(risk index, RI)随沉积物中金属污染程度的加重而增加;(2)种类数条件,即沉积物的金属污染具有加和性,即多金属污染的潜在生态风险更大,其中铜、铅、锌、镉、铬、砷和汞是优先考虑对象;(3)毒性响应条件,即生物毒性强的金属对 RI 具有较高权重,其依据是沉积物中金属元素的“汇效应”(sink effects)具有不同的“指纹特征”(fingerprints)和校正丰度的数量级;(4)基于生物生产量指数(BPI)的灵敏度条件,即不同水质系统对金属污染的敏感性不同。对应指标包括:单一金属污染系数 C_f ,多金属污染度 C_d ,不同金属生物毒性响应因子 T_f ,单一金属潜在生态风险因子 E_f ,多金属潜在生态风险指数 RI ,其关系如下:

$$C_f = C_D / C_R; \quad C_d = \sum_{i=1}^n C_f; \quad E_f = T_f \times C_f; \quad RI = \sum_{i=1}^n E_f$$

式中 C_D 代表样品实测浓度, C_R 代表沉积物背景参考值。因子 T_f 反映了金属在水相、沉积固相和生物相之间的响应关系。经一系列统计和规范化处理,结合乐安江重金属污染特征,设定了 6 种重金属生物毒性响应因子的数值顺序: $Cd(30) > As(10) > Cu = Pb(5) > Cr(2) > Zn(1)$ 。国内陈静生等人以现代工业化前沉积物正常最高背景值为参比,利用该指标体系初步评价鸭绿江沉积物中重金属潜在生态危害^[12]。但由于沉积物质量评价的置信度主要是准确参考值比较的函数^[8],为反映特定区域的分异性,避免大尺度平均参考值^[9]的偏差,选取上游的当地背景样点——海口作为比较基准(C_R),并统一采用当前国际较为流行的 $< 63\mu m$ 粒径组分。指标 E_f 、 RI 及污染强度分级标准参见表 1。

2 结果与讨论

2.1 分析测定结果

表 1 潜在生态风险评价指标与分级关系

Table 1 Indices and grades of potential ecological risk assessment

潜在生态风险因子 E_i Potential ecological risk factor	单一重金属对应的阈值区间 Critical range for i th heavy metal	风险因子程度分级 Grade for ecological risk factor
	$30 \leq E_i$	I 低值 Low
	$30 \leq E_i < 60$	II 中等 Moderate
	$60 \leq E_i < 120$	III 可观 Considerable
	$120 \leq E_i < 240$	IV 高值 High
	$E_i \geq 240$	V 极高 Very high
潜在生态风险指数 RI Potential ecological risk index	6 种重金属对应的阈值区间 Critical range for six heavy metal	风险指数程度分级 Grade for ecological risk index
	$110 \leq RI$	A 低值 Low
	$110 \leq RI < 220$	B 中等 Moderate
	$220 \leq RI < 440$	C 高值 High
	$RI \geq 440$	D 极高 Very high

乐安江表层沉积物样品经筛分、烘干和浓 $HCl-HNO_3$ 混合液消解,然后利用 AAS、ICP 等分析方法测试其中重金属含量^[13],结果如表 2 所示。

表 2 乐安江表层沉积物中 6 种重金属的平均含量 ($<63\mu m$)

Table 2 Total concentrations of six heavy metals in sediments from the Le An River

样点名称 Sample name	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)
海口 A01	32	58	346	3	15	58
沽口 A04	3500	100	270	3	27	138
中洲 A05	2218	58	203	3	23	100
戴村 A07	1209	310	1118	6	126	102
虎山 A08	983	121	617	4	52	111
接渡 A09	442	85	449	3	35	100
蔡家湾 A13	910	93	760	4	34	103
黄龙庙 A14	350	86	336	3	29	119
龙口 A16	333	83	402	1	29	93

依据表 2,流域内沉积物污染的空间分布大体分为 3 个区段:①上游相对清洁区,如海口背景点;②中上游的沽口至中下游的蔡家湾,属于浓度峰值区,两条废矿水排放支流(大坞河、泊水河)的汇入致使各样点铜的平均含量普遍较高,而戴村多金属污染亦相当严重;③下游污染逐渐衰减区,如黄龙庙和龙口。

研究证实,金属的生物毒性和生态效应与其赋存形态密切相关^[14,15],而潜在生态风险评价要求具备长期和动态特性,对环境条件可能的渐变或突变产生响应和反馈,因此,必须考虑金属形态分布的作用,而以往某些沉积物重金属污染危害的考察并未涉及形态分布的影响^[12]。结合现场勘察,本文重点研究了金属的生物易利用态(包括水可溶态、阳离子交换态)和中等利用态(包括碳酸盐结合态、Fe/Mn 氧化物结合态、有机/硫化物结合态)^[16],这一范围对敏感易变的环境因素如 pH、Eh 具有一定的适应力。因条件限制,主要分析了部分样点 Cu、Pb、Zn、Cd 的形态分布,结果如表 3 所示。

表 3 乐安江表层沉积物中部分重金属的形态分布百分数

Table 3 Fractions percentage of some heavy metals in sediments from the Le An River

形态分布 Fraction distribution	Cu(I+II) %	Cu(III) %	Pb(I+II) %	Pb(III) %	Zn(I+II) %	Zn(III) %	Cd(I+II) %	Cd(III) %
海口 A01	91(5+86)	9	91(31+60)	9	91(16+75)	9	83(50+33)	17
沽口 A04	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud
中洲 A05	96(2+94)	4	88(24+64)	12	87(6+81)	13	83(33+50)	17
戴村 A07	99(5+94)	1	97(8+89)	3	97(7+90)	3	91(33+58)	9
虎山 A08	99(2+97)	1	94(19+75)	6	99(6+93)	1	100(50+50)	0
接渡 A09	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud
蔡家湾 A13	97(1+96)	3	90(20+70)	10	95(5+90)	5	83(33+50)	17
黄龙庙 A14	98(2+96)	2	91(24+67)	9	94(6+88)	6	83(50+33)	17
龙口 A16	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud	us/ud

us/ud:因条件限制未采样或未测定;I:生物易利用态;II:生物中等利用态;III:生物惰性态

结果表明,乐安江沉积物中金属的生物惰性态比例普遍较低,鉴于乐安江沉积物深受德兴铜矿的开采活动以及沿江其它小型冶炼厂排放的影响,富含铁、锰、硫的尾矿砂大量沉积于河道^[1],因而 Cu、Pb、Zn 的中等利用态占据绝对优势^[2];只有 Cd 的生物易利用态比例有所上升,这可能是由于沉积物中 Cd 的水可溶态和可交换比例较高,而中等可利用态相对易于转化^[1,3]。

2.2 潜在生态风险评价

依据前述公式确定生态风险评价的各项指标。其中,计算 Cu、Pb、Zn、Cd 的污染因子 C_i 时采用生物易利用态(I)与中等利用态(II)的浓度之和。结果如表 4 所示。

表 4 不同站位的生物毒性响应因子、潜在生态风险指数及风险分级

Table 4 Toxic-response factor, ecological risk index and relative grade for each site in the Le An River

样点 Name	铜响应因子 $E_i(\text{Cu})$	铅响应因子 $E_i(\text{Pb})$	锌响应因子 $E_i(\text{Zn})$	镉响应因子 $E_i(\text{Cd})$	砷响应因子 $E_i(\text{As})$	铬响应因子 $E_i(\text{Cr})$	风险分级/污染分级 RI/Grade
海口 A01	5.0	5.0	1.0	30.0	10.0	2.0	53.0/A
沽口 A04	546.9	8.6	0.8	30.0	18.0	4.8	609.0/D
中洲 A05	346.9	5.0	0.6	30.0	15.3	3.4	400.9/C
戴村 A07	188.9	26.7	3.2	60.0	84.0	3.5	366.4/C
虎山 A08	153.6	10.4	1.8	40.0	34.7	3.8	244.3/C
接渡 A09	69.1	7.3	1.2	30.0	23.3	3.4	134.4/B
蔡家湾 A13	142.2	8.0	2.2	40.0	22.7	3.6	218.6/C
黄龙庙 A14	54.7	7.1	1.0	30.0	19.3	4.1	116.5/B
龙口 A16	52.0	7.2	1.2	10.0	19.3	3.2	92.9/A

图 2 展示了沿江各样点不同重金属各自毒性的贡献比例。

综合上述结果,乐安江沉积物中重金属污染的潜在生态风险模式及其特征区域可规划为:①相对清洁的低风险型,特征区域包括参照点海口及其上游流域,但海口 Cd 的高背景值和附近活性炭厂排放含 Zn 废水应予以重视;②单一金属生态风险突出型,在沽口至中洲江段沉积物中,金属 Cu 的污染比重最高,突出反映了德兴铜矿大量排放废矿水的后果;③多金属高生态风险综合型,主要集中在中游的戴村、虎山和蔡

① 戴昭华,铜矿地质废料风化及其产物对河流沉积环境的影响,博士学位论文,1995.

② 毛美洲,刘子慧,董惠茹.乐安江沉积物中重金属的形态研究,重金属污染及其生态效应研究论文(1),1993.

家湾附近区域,其 Cu、Zn、Cd、As 的污染程度都相当强烈;④生态风险逐渐降低型,例如黄龙庙、龙口等接近鄱阳湖的下游河段,因污染物迁移能力随距离增加而减弱,水体自净作用相对加强,水体沉积物质量有所恢复。

将风险评价与当地的社会、经济和技术条件相结合,可相应地制订出污染沉积物的初步管理对策:按流域内潜在生态风险的功能区划,有针对性地分段加以治理。例如在沽口至中洲江段,必须立即采取主要针对金属铜的深度清理措施,严格限制矿区各种酸碱废矿水的过度排放,兴建新型污水处理厂或提高现行污水处理厂的运作效率和负荷,加强尾矿砂的综合治理(如清运、定点填埋和回收利用);对中下游戴村至蔡家湾附近多金属污染的高风险区段应及时开展底质的挖掘和疏浚,限制沿江中、小工矿企业的随意排放,可实行关停并转等措施。而下游区段因靠近我国最大的淡水湖泊——潘阳湖,也应加强监测和保护,防止污染进一步蔓延至湖区内部。

2.3 与地积累指数 I_{geo} 评价结果的比较

地积累指数 I_{geo} 是评价沉积物金属污染程度的重要指标^[12],与生态风险指数 RI 具有相似之处,表 5 列举了两种评价方案的对比结果(I_{geo} 的数值计算参见文献[13])。

表 5 风险指数 RI 与地积累指数 I_{geo} 评价结果的比较

Table 5 Comparison between risk index (RI) and I_{geo} for each site in the Le An River

样点名称 Sample name	风险指数 Risk index	生态风险分级 RI grade	地积累指数平均值 I_{geo} -Avg(6)	I_{geo} 综合污染分级 Rank-Sum(6)
海口 A01	53.0	A	0.10	4
沽口 A04	609.0	D	1.62	12
中洲 A05	400.9	C	1.49	13
戴村 A07	366.4	C	2.44	18
虎山 A08	244.3	C	1.90	15
接渡 A09	134.4	B	1.51	12
蔡家湾 A13	218.6	C	1.65	14
黄龙庙 A14	116.5	B	1.10	9
龙口 A16	92.9	A	1.06	10

通过比较,两种定标对河流沉积物中重金属污染的总体趋势反映一致,大多数样点的 RI 分级与 I_{geo} 分级彼此符合。差异可能来自两个方面,一是两种指数的背景参考值和数据计算、交换方式不同;二是两者的前提条件不同。 I_{geo} 以全球沉积页岩的平均含量为标准制定污染等级,侧重单一金属, I_{geo} 既未引入生物有效性和相对贡献比例,也没有充分考虑金属形态分布和地理空间异质性的影响。相对而言, RI 比较简明,其前提条件分别体现了对化学分析(包括形态分布)、数据加和、生物毒性以及指数灵敏度的要求,指标涵盖了环境化学、生物毒理学和生态学内容,同时顾及了背景值的地域分异性。不过, RI 也存在某些不足,如确定毒性加权系数带有主观性;没有考虑可能存在的拮抗作用;指标没有充分体现 pH、Eh、碱度等对毒性的影响;尚未包括水文、地貌等沉积环境条件对元素地球化学分布的校正影响。因此,需要与 I_{geo} 相互补充和

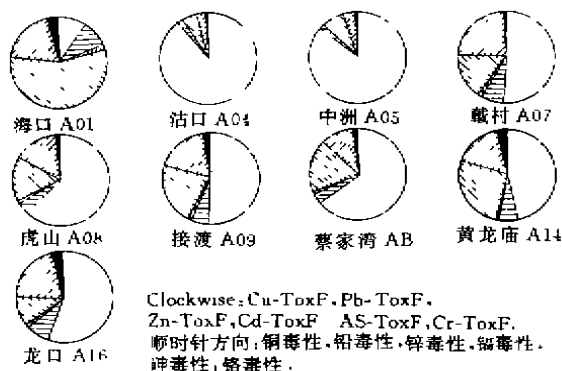


图 1 同站位各重金属生物毒性响应因子的贡献百分数

Fig. 2 Contribution of different heavy metals for toxic-response factor in the Le An River

借鉴,以求进一步完善。

3 结论

利用潜在生态风险指标体系将乐安江污染沉积物划分为 4 种生态功能区类型。流域内金属污染的空间分布呈现由上游背景最低值点至中游的污染峰值区,然后随空间距离逐渐衰减的趋势。不同功能区段中金属毒性的贡献比较差异明显,其中,与德兴铜矿关系密切的金属铜具有典型代表性。

参 考 文 献

- 1 Tang H X, Wang Z J, Liu J Y, *et al.* Ecological impacts of heavy metal pollution from Dexing Copper Mine to Poyang Lake. *China Environ. Sci.*, 1994, 5(2): 97~101
- 2 Wang Z J, Ma M, Du Q, *et al.* Toxic assessment by photobacterium phosphoreum. *China Environ. Sci.*, 1994, 5(2): 159~164
- 3 Zhu J, Ren S Z, Lin Z H, *et al.* Preliminary study on the benthic macroinvertebrate community structure and the metal pollution in Le An River. *China Environ. Sci.*, 1994, 5(2): 177~181
- 4 Power E A and Chapman P M. Assessing sediment quality. *Sediment Toxicity Assessment*, Boca Raton: Lewis Pub. 1992, 1~18
- 5 Chapman P M. Sediment quality assessment: status and outlook. *J. of Aquatic Ecological Health*, 1995, 4: 183~194
- 6 文湘华. 水体沉积物重金属质量基准研究. *环境化学*, 1993, 12(5): 334~341
- 7 Baudo R and Munawar M. 2nd International Symposium on Sediment Quality Assessment. Tools, Criteria; and Strategies in Fresh, Marine and Brackish Waters. *J. Aquatic Ecosystem Health*, 1996, 5(3): 215
- 8 王海峰, 薛纪瑜. 环境质量评价与管理的新方法——矢量算子法. *环境科学*, 1993, 14(6): 73~76
- 9 Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Res.* 1980, 14: 975~1001
- 10 Mao Y and Chen M. Establishment of the database management system (CERP-DBMS) and its applications. *China Environment Sci.*, 1994, 5(2): 187~192
- 11 Mao M Z. Speciation of metals in sediments along the Le An River. *CERP Final Report*, France: Imprimerie Jouve Mayenne, 1996: 55~57
- 12 陈静生, 刘玉机. 中国水环境重金属研究. 陈静生, 周家义主编. 北京: 中国环境科学出版社, 1992. 168~170
- 13 刘文新, 梁兆坤, 汤鸿霄. 应用多变量脸谱图进行河流与湖泊表层沉积物重金属污染状况的综合对比研究. *环境化学*, 1997, 16: 23~29
- 14 Allen H E. The significance of trace metal speciation for water sediment and soil quality criteria and standard. *The Sci. of Total Environ.*, 1993, Supplement: 23~45
- 15 Allen H E and Hansen D J. The importance of trace metal speciation to water quality criteria. *Water Environ. Res.*, 1996, 68(1): 42~54