

# 近十年京杭运河苏州段底泥重金属生态风险分析

王亚超 薛媛媛 徐恒省

(苏州市环境监测中心站,江苏 苏州 215004)

**摘要:**采用 Hakonson 生态风险指数法对京杭运河苏州段近十年来底泥重金属污染进行评价,对其空间分布和时间分布规律进行了分析。结果表明,京杭运河苏州段重金属为低生态风险等级,汞和镉为主要的生态风险因子,城区老运河段重金属生态风险指数最高。近十年来,京杭运河苏州段底泥重金属潜在生态风险指数呈下降趋势,重金属污染得到有效的控制。

**关键词:**京杭运河苏州段;底泥;重金属;生态风险分析

中图分类号: X825 文献标识码: B 文章编号: 1006-2009(2013)05-0015-04

## Study on the Ecological Risk of the Heavy Metals in the Sediments of the Grand Canal in Suzhou in Recent Ten Years

WANG Ya-chao XUE Yuan-yuan XU Heng-sheng

(Suzhou Environmental Monitoring Central Station, Suzhou, Jiangsu 215004, China)

**Abstract:** The pollutions in recent ten years of the heavy metals in the sediments of the Grand Canal in Suzhou were assessed with the Hakonson potential ecological risk index methods, and the spatial and temporal variations of the ecological risk were analyzed. According to the analysis results, the heavy metals in the sediments of the Grand Canal were in the category of low in ecological risk, Hg and Cd were the potential ecological risk factors, and the ecological risk index of the old Grand Canal was the highest. In the last ten years, the ecological risk index of the heavy metals in the sediments of the Grand Canal showed a decrease tendency. The heavy metal pollution has been effectively controlled.

**Key words:** The Grand Canal in Suzhou; Sediment; Heavy metals; Ecological risk

重金属具有潜在的生物毒性和环境持久性,进入环境中的重金属,尤其是镉、砷、汞等会通过食物链进入人体,对人体产生严重危害。底泥往往是河流污染物的最终归宿,通过各种途径进入水体的重金属污染物,经过吸附、络合、沉淀等作用绝大部分迅速地由水相转为固相,沉积到底泥中,并有再次释放出来对水生生态系统形成潜在危险。因此,底泥重金属潜在生态风险研究已成为当前环境科学研究热点之一<sup>[1-3]</sup>。

国内外关于水体沉积物重金属研究较多,但多数是通过单次的采样来分析河流或者湖泊重金属污染的现状<sup>[4-6]</sup>,缺乏长期定点的监测和分析,也就无法摸清重金属污染的变化规律。现通过近十年对京杭运河苏州段底泥中重金属的监测,分析其

潜在生态风险的动态变化规律,以及通过京杭运河城市区域的划分分析潜在生态风险的空间分布规律,旨在为京杭运河苏州段重金属污染治理与控制提供理论依据和技术支撑。

### 1 研究方法

#### 1.1 研究区概况

苏州地处经济发达的长江三角洲,毗邻我国经济发展的核心城市上海市,是江苏乃至全国城市化

收稿日期:2013-02-07;修订日期:2013-09-10

基金项目:国家“十二五”水体污染控制与治理科技重大专项基金资助项目(2012ZX07506-003)

作者简介:王亚超(1981—)男,江苏常州人,工程师,硕士,主要从事环境质量综合分析工作。

进程最为迅猛的地区。京杭运河苏州段从北往南穿城而过,全长约 80 km,老运河段长约 10 km,上游为无锡市。京杭运河沿岸人口密布,工业发达,大量生活污水或工业废水直接或间接排入运河中,对京杭运河产生了比较严重的影响。

### 1.2 点位布设和分析方法

将运河苏州段划分为上游段(D1、D2、D3、D4 点位)、城区段(D5、D6、D7 点位)、老运河段(D8、D9、D10)和下游段(D11、D12 点位),见图 1。



图 1 采样点位分布

Fig. 1 Distribution of the sampling sites

于 2002 年—2012 年,每年 11 月初对 12 个点位进行采样分析,分析指标有铬、铜、铅、砷、镉、汞等 6 项。

底泥样品用彼得逊采泥器采集,样品自然风干,取出砂石、动植物残体等杂物,玛瑙研钵研磨,用四分法分取样品,使其全部通过 100 目尼龙筛,存放于干燥器中保存备用。AFS-3300 型原子荧光光度计测定底泥样品中汞、砷含量;M6 火

焰原子吸收仪测定底泥样品中铜、铬含量;M6 石墨炉原子吸收仪测定底泥样品中镉、铅含量。底泥重金属测定均采用国家一级标准物质 ESS-1 和 ESS-4 内插法控制分析质量。

### 1.3 评价方法

采用 Hakanson<sup>[7]</sup> 提出的生态风险指数法反映了多种污染物的综合影响。

单个重金属污染系数:

$$C_f^i = C_n^i / C_o^i \quad (1)$$

$$E_r^i = T_r^i / C_f^i \quad (2)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (3)$$

式中:  $C_f^i$ ——某一种重金属的污染系数;

$C_n^i$ ——底泥重金属浓度的实测值;

$C_o^i$ ——计算所需的参比值,选择《土壤环境质量标准》(GB 15618-2000)中一类标准作为参比;

$E_r^i$ ——某一种重金属的潜在生态危害指数;

$T_r^i$ ——为重金属毒性响应系数;

RI——底泥中多种重金属潜在生态危害指数值。

计算得出 6 种污染物铬、铜、铅、砷、镉、汞的沉积学毒性响应系数分别为: 2、5、5、10、30、40。由于研究中所分析元素少于 Hakanson 所选择的元素,因此潜在生态风险的划分标准也应作相应的调整。根据分析污染物的数量及各污染物的毒性相应系数所占比率进行转换<sup>[8]</sup>,对 RI 值的范围进行了相应调整,调整后的具体数值及分级见表 1。

表 1 重金属污染潜在生态风险指数与综合污染程度划分

Table 1 The classification of the heavy metal contamination ecological risk indexes and synthetic pollution level

生态风险程度	低	中等	较高	高	极高
单项重金属 $T_r^i$ 范围	< 40	40 ~ 80	80 ~ 160	160 ~ 320	> 320
综合重金属 RI 范围	< 100	100 ~ 200	200 ~ 400	> 400	

## 2 结果与分析

### 2.1 空间分布规律

2012 年京杭运河苏州段底泥单项重金属生态危害 D3、D10、D11 点位镉属于中等生态风险, D7、D8、D9、D10 点位汞属于中等生态风险。镉和汞是京杭运河主要的生态风险因子,这与文献[9-10]

对京杭运河苏州段沉积物研究结果基本一致。D7、D8、D9、D10、D11 点位综合重金属潜在生态风险指数属于中等生态风险,见表 2。

在区域分布上,上游段 6 种重金属潜在生态风险指数依次为: 镉 > 汞 > 砷 > 铅 > 铜 > 铬,综合生态风险指数从北往南呈上升趋势,表明重金属污染

加重,潜在生态风险增加;城区段 6 种重金属潜在生态风险指数依次为:汞 > 镉 > 砷 > 铅 > 铜 > 铬,综合生态风险指数从北往南逐步升高;老运河段 6 种重金属潜在生态风险指数依次为:汞 > 镉 > 铜 > 铅 > 砷 > 铬, D9 综合潜在生态风险指数最高;下游段 6 种重金属潜在生态风险指数依次为:镉 > 汞 > 铜 > 砷 > 铅 > 铬,综合潜在生态风险指数逐步降低。京杭运河苏州段总体上 6 种重金属潜在生态

风险指数依次为:汞 > 镉 > 砷 > 铜 > 铅 > 铬,综合潜在生态风险指数老运河段 > 下游段 > 城区段 > 上游段。京杭运河苏州市区段沿线分布着一些工业企业排污,是导致重金属污染的主要因素。老运河段底泥淤积严重,而且目前仅有游船通航,对底泥的扰动较小,淤积的底泥大量吸附重金属元素,导致该区域重金属潜在生态风险最高。

表 2 2012 年京杭运河苏州段底泥重金属潜在生态风险指数

Table 2 The ecological risk index of the heavy metals in the sediments of the Grand Canal in Suzhou in 2012

水域区域	采样点	$E_r^i$						RI
		铬	铜	铅	砷	镉	汞	
上游段	D1	1.7	4.2	4.4	12.7	14.4	27.5	64.8
	D2	1.8	4.3	5.7	9.0	15.6	20.5	57.0
	D3	1.8	4.5	6.2	12.1	45.2	18.9	88.6
	D4	2.3	5.5	9.4	9.6	33.3	24.3	84.4
	上游段均值	1.9	4.6	6.4	10.8	27.1	22.8	73.7
城区段	D5	1.9	3.3	6.8	13.1	31.7	21.9	78.5
	D6	2.1	5.3	6.2	11.2	22.2	36.5	83.5
	D7	2.0	4.5	6.2	10.1	28.2	43.6	94.6
	城区段均值	10.1	43.6	2.0	6.2	28.2	4.5	94.6
老运河段	D8	3.2	10.5	9.8	9.5	6.5	64.3	103.7
	D9	3.4	12.6	10.7	10.0	38.1	71.2	146.0
	D10	3.4	21.1	10.1	9.1	49.1	50.4	143.2
	老运河段均值	3.3	14.8	10.2	9.5	31.2	62.0	131.0
下游段	D11	3.2	16.0	8.7	8.2	50.9	30.4	117.3
	D12	2.7	7.3	6.9	7.4	35.7	24.5	84.6
	下游段均值	2.9	11.7	7.8	7.8	43.3	27.5	100.9
总体均值		2.5	8.3	7.5	9.8	31.1	38.6	97.8

2.2 时间变化规律

分析不同区域铬、铜、铅、砷、镉、汞 6 种重金属的潜在生态风险指数年际变化趋势见图 2 (a) (b) (c) (d) (e) (f)。除了铜元素 2005 年京杭运河下游段属于中等生态风险外,其余均属于低生态风险。老运河段和下游段铬的生态风险总体呈上升趋势,但因铬污染毒性相对较小,京杭运河铬生态风险最小。铜元素潜在生态风险除了下游段呈先上升后下降趋势外,其余区域均呈逐步下降趋势。铅元素潜在生态风险各区域均呈先下降后上升再下降趋势。砷元素潜在生态风险各区域在 2006 年—2008 年期间出现明显的波动,生态风险指数大幅上升,其余年份均保持稳定。

2009 年以前 4 个区域的镉潜在生态风险指数为 100 ~ 450,尤其是城区段和老运河段波动幅度较大。城区段 2003 年、老运河段 2003 年和 2007

年属于极高生态风险等级。2009 年以来镉污染得到有效控制,4 个区域镉生态风险指数基本维持在 50 以下,生态风险等级明显下降。

老运河段汞生态风险指数波动幅度较大,2003 年、2006 年和 2009 年生态风险指数均超过了 200,属于高生态风险等级。近两年来,汞污染得到有效的控制,生态风险指数基本维持在 50 以下,生态风险等级明显下降。

不同区域重金属综合潜在生态风险指数年际变化趋势见图 3。2002 年以来,京杭运河上游段综合潜在生态风险指数呈小幅波动向下趋势,由较高生态风险等级下降为低生态风险等级。城区段综合潜在生态风险指数呈先降后升再逐步下降趋势,由极高生态风险等级下降为低生态风险等级。老运河段综合潜在生态风险指数变化趋势明显,2006 年以前,呈上下波动,2006 年达到最大值 739.9,

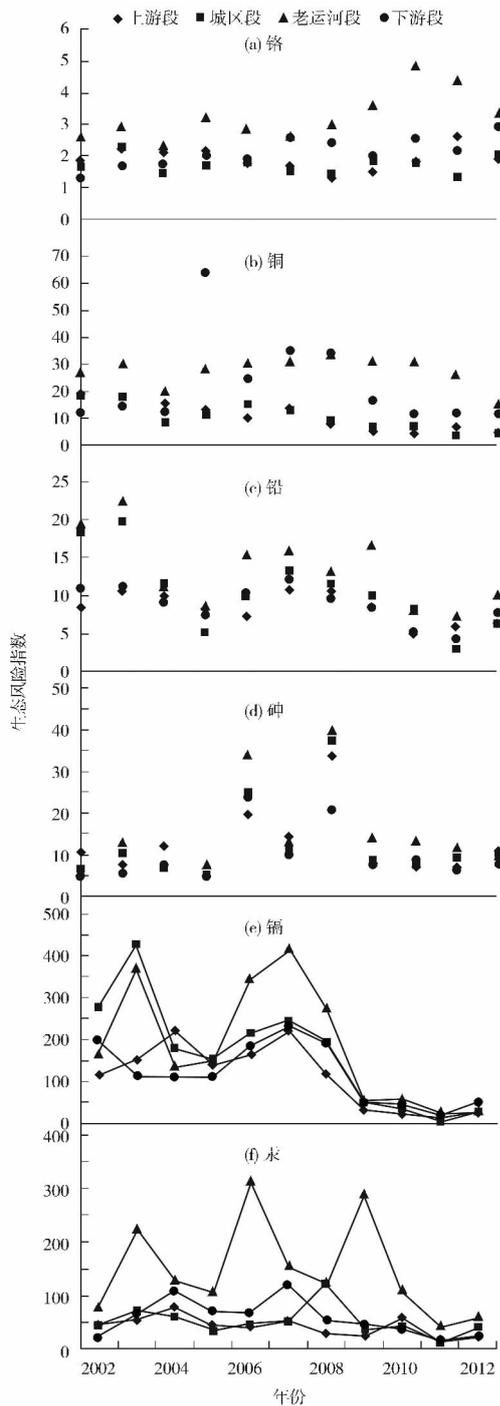


图 2 不同区域潜在生态风险指数年际变化  
 Fig. 2 The interannual variability of ecological risk indexes in different areas

2006 年后逐年下降,生态风险等级也由极高级别下降为中等生态风险等级。下游段综合潜在生态风险指数呈先升后降趋势。

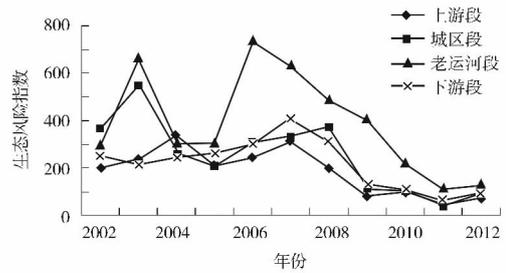


图 3 不同区域重金属综合潜在生态风险指数年际变化  
 Fig. 3 The interannual variability of integrated ecological risk indexes of heavy metal in different areas

### 3 结论

(1) 目前,京杭运河苏州段重金属为低生态风险等级,汞和镉为京杭运河区域内主要的生态风险因子,这与区域内存在的大量工业企业和污水处理厂有关。老运河段重金属生态风险指数最高,上游段生态风险指数相对最低。

(2) 近十年来,京杭运河苏州段铬、铜、铅、砷 4 种重金属的潜在生态风险指数总体保持稳定。城区段和老运河段镉生态风险指数波动幅度较大,部分年份为极高生态风险等级。2009 年以来镉污染得到有效控制,4 个区域生态风险等级明显下降。老运河段汞生态风险指数波动幅度较大,近两年来,汞污染得到有效的控制,4 个区域生态风险等级明显下降。

(3) 近十年来,京杭运河苏州段底泥重金属潜在生态风险指数呈下降趋势,重金属污染得到有效控制。这主要受益于近年来苏州市环保部门高度重视区域重金属污染防治工作,加大重金属污染企业专项检查力度,对涉铅、镉、汞、铬和类金属砷类企业的违法行为严肃处理,大大遏制了区域内重金属污染的势头。

目前,苏州城市河流水环境问题逐步得到重视,对部分河流采取清淤、生态治理等措施改善水环境质量,但是针对河流底泥重金属污染尚未得到足够的重视,特别是河流整治所挖掘的具有一定潜在生态风险的淤泥如果不进行有效处置,很可能造成二次污染。此外,在对河流进行综合整治过程中,污染源的治理是关键,切实加强河流流经区域生活和生产废水排放的监督管理,方能降低河流底质重金属的潜在生态风险,但河流重金属污染的来源途径有待进一步调查研究。

(下转第 59 页)

表 1 自来水样品加标回收试验结果  
Table 1 Spiked recoveries of chloral hydrate in tap water samples

加标质量浓度 $\rho/(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	回收率 / %							平均回收 率 / %	RSD / %
	1	2	3	4	5	6	7		
2.00	161	142	168	129	161	143	224	161	19.1
10.0	88.3	102	96.1	99.3	90.2	105	98.5	97.1	6.3

3 结语

采用顶空气相色谱法测定生活饮用水及水源水中的三氯乙醛,可以减少萃取法带来的二次污染。适当调整碱浓度及加碱量、加热温度与加热时间,在保证样品测定准确度和精密度的同时,有利于提高分析效率。尤其值得注意的是,目标产物三氯甲烷在碱性介质中,在一定条件下会转变成其他产物,若条件控制不当,则会直接影响测定结果的准确性。

[参考文献]

[1] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版增补版. 北京: 中国环境科学出版社 2002: 659 - 661.

[2] 解慧欣. 光度法测定水中三氯乙醛的改进[J]. 环境监测管理和技术, 1999, 11(5): 34.

[3] 范喜莲, 王敏竹. 气相色谱法替代吡啶酮光度法测定三氯乙醛可行性研究[J]. 辽宁城乡环境科技, 2005, 25(4): 20 - 21.

[4] 张海灵, 王喜全. 气相色谱法测定水中的三氯乙醛[J]. 贵州环保科技, 2005, 11(3): 25 - 27.

[5] 姜雪松, 孙迎涛, 刘建国. 毛细柱气相色谱法测定废水中的三

氯乙醛[J]. 中国环境监测, 2003, 19(4): 45 - 46.

[6] 张亚增, 韩琼, 齐藤正树. 气相色谱法测定饮用水中的三氯乙醛[J]. 中国卫生检验杂志, 2004, 14(4): 458.

[7] 蔡跃, 丁锦春. 毛细管气相色谱测定水中三氯乙醛的方法探讨[J]. 上海预防医学杂志, 2004, 16(3): 130 - 131.

[8] 陆峰, 向华. 顶空气相色谱法测定水中三氯乙醛[J]. 净水技术, 2006, 25(6): 71 - 73.

[9] 余蔓, 张红雨. 气相色谱法测定水中三氯乙醛的方法优化[J]. 中国给水排水, 2008, 24(10): 79 - 81.

[10] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 5750.10 - 2006 生活饮用水标准检验方法 消毒副产物指标[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.

[11] 马云云, 谭金峰, 安可珍, 等. 离子色谱法测定水中三氯乙醛[J]. 环境监测管理和技术, 2012, 24(3): 69 - 71.

[12] BRUZZONITI M C, MENTASTI E, SARZANINI C, et al. Liquid chromatographic methods for chloral hydrate determination[J]. Journal of Chromatography A, 2001(920): 283 - 289.

[13] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. GB 3838 - 2002 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[14] USEPA. EPA 551, Chlorination disinfection byproducts/solvents[S]. Washington DC: USEPA, 1996.

[15] 李迈南, 廖伦诗, 司云森. 三氯乙醛及碱溶液浓度对三氯乙醛碱解产物氯仿含量的影响[J]. 云南化工, 1995(1): 10 - 12.

(上接第 18 页)

[参考文献]

[1] 邱鸿荣, 罗建中, 郑国辉, 等. 西南涌流域底泥重金属污染特征及潜在生态危害评价[J]. 中国环境监测, 2012, 28(6): 32 - 36.

[2] 陈春霄, 姜霞, 战玉柱, 等. 太湖表层沉积物中重金属形态分布及其潜在生态风险分析[J]. 中国环境科学, 2011, 31(11): 1842 - 1848.

[3] 焦伟, 卢少勇, 李德光, 等. 环太湖主要进出河流重金属污染及其生态风险评价[J]. 应用与环境生物学报, 2010, 16(4): 577 - 580.

[4] 贾英, 方明, 吴友军. 上海河流沉积物重金属的污染特征与潜在生态风险[J]. 中国环境科学, 2013, 33(1): 147 - 15.

[5] 马婷, 赵大勇, 曾巾, 等. 南京主要湖泊表层沉积物中重金属

污染潜在生态风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(6): 37 - 42.

[6] 彭涛, 陈蕾. 扬州古运河底泥重金属污染潜在生态危害评价[J]. 环境监测管理和技术, 2010, 22(2): 41 - 43.

[7] LARS H. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975 - 1001.

[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] 匡俊, 顾凤祥. 京杭运河苏州段沉积物重金属污染现状及评价[J]. 海洋地质动态, 2008, 24(9): 8 - 12.

[10] 刘洪, 肖清芳. 苏南运河底泥污染现状评价[J]. 环境监测管理和技术, 1995, 7(5): 17 - 19.

本栏目责任编辑 李文峻 陈宝琳