

武汉城市湖泊汞的迁移与富集

苏秋克¹, 祁士华¹, 蒋敬业², 马振东², 倪倩²

(1. 中国地质大学环境学院, 湖北 武汉 430074; 2. 中国地质大学地球科学学院, 湖北 武汉 430074)

摘要 对武汉远郊、城乡结合部和市区 3 种环境中 6 个湖泊的水、界面水、沉积物和生物(鱼)进行调查采样, 用离心机离心出沉积物中的孔隙水, 用原子荧光光谱仪进行汞含量测定。以土壤—水—界面水—孔隙水—沉积物—生物为轴线, 探讨了汞在研究区土壤—沉积物系统、湖水—沉积物系统和湖水—界面水—孔隙水系统中的分配以及湖泊鲢鱼肉中汞与沉积物和水中的汞的关系。建立了武汉城市湖泊汞的迁移、富集理想模式: 湖泊水汞经悬浮物吸附沉淀而富集于沉积物中, 沉积物中汞经化学转化传输给孔隙水, 存在于悬浮物中的界面水汞, 经解吸附后向湖水扩散而产生二次污染。湖水汞被鱼吸收而产生生物富集。从而得出湖水—界面水—孔隙水—沉积物、湖水—鱼的两种富集机制。

关键词 武汉 城市湖泊 汞 沉积柱 孔隙水 迁移

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 1004-693X(2007)03-0044-04

Migration and enrichment of mercury from urban lakes in Wuhan

SU Qiu-ke¹, QI Shi-hua¹, JIANG Jing-ye², MA Zhen-dong², NI Qian²

(1. School of Environment Studies, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China; 2. Faculty of Earth Sciences, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China)

Abstract Samples of water, interface water, sediments and fish were collected from six lakes in urban, suburban and countryside regions of Wuhan. Pore water in sediments was extracted by use of a centrifugal separator. The concentration of mercury was measured by use of an atomic fluorescence spectroscopy. According to the sequence of soil-water-interface water-pore water-sediment-organism, the distribution of mercury in the soil-sediment system, the lake water-sediment system and the lake water-interface water-pore water system was studied. And the relationship between the distribution of mercury in water, sediments and fish of Wuhan urban lakes was also studied. As a result, an ideal migration and enrichment model of mercury in lakes of Wuhan was established, that is, mercury in lake water was adsorbed by suspended solids and then deposited and accumulated in sediments. Mercury in sediments was transformed into pore water by chemical change, while mercury in interface water can enter into lake water and produces secondary pollution by desorption and diffusion. The mercury in water was adsorbed by fish and accumulated. These are the two enriched mechanisms of mercury in lakes, i. e. lake water-interface water-pore water-sediments and lake water-fish.

Key words Wuhan; urban lakes; mercury; sediment core; pore water; migration

随着城市经济的快速增长和现代工业的迅速发展, 城市湖泊污染日趋严重。在众多的污染物中, 汞由于其环境中的持久性、生物地球化学可循环性以及潜在的生态威胁性而受到格外关注^[1-4]。自天然水体汞污染受到人们关注后, 有关汞在水体中分配行为的研究也迅速开展^[5-8]。

作为特大城市的武汉, 湖泊星罗棋布。湖泊环境质量的好坏及其发展趋势是影响武汉市可持续发展的最重要因素之一, 也是制约将其建设为现代化文明大都市的关键所在。近年来由于人类和自然的相互作用, 尤其是接受了来自武汉市各工业点以及居民区的大量人为物源后, 武汉城市湖泊的重金属

污染问题也日益突出,其中就包括汞污染^①。到目前为止,国内学者就武汉城市湖泊鱼类、水体及沉积物中汞污染问题尚未做较深入的系统研究^[9],因此,有必要调查武汉市湖泊鱼类可食部分、水、界面水、孔隙水及沉积物中汞的含量状况,查明汞在武汉城市湖泊各环境介质(水、界面水、孔隙水和沉积物)中的分布、分配以及迁移富集规律,弄清造成武汉城市湖泊汞污染的地球化学机制,进而对其造成的生态环境效应和环境质量进行评价,为湖泊规划、治理和水资源保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

样品采集于2002年10月下旬进行。湖泊水、界面水和沉积柱样品的采集:采用有机玻璃取水器^[10]和中科院地球化学研究所研制的SWB-1型便携式湖泊沉积物-界面水采样器^[11],挑选武汉远郊区、城乡结合部和市区具有代表性的6个湖泊:梁子湖、金银湖、鲁湖、汤逊湖、墨水湖、东湖,采集各湖泊湖心最深处水、水和沉积物界面处1~2 cm含水90%以上的悬浮物质(该悬浮物质经离心机离心可获得界面水)和沉积柱样品,每一取样点均采用GPS定位,具体采样布局如图1所示。采集的水样通过0.45 μm滤膜过滤,贮于聚乙烯塑料瓶中,加优级纯硝酸酸化至pH值小于2,确保重金属呈离子状态而

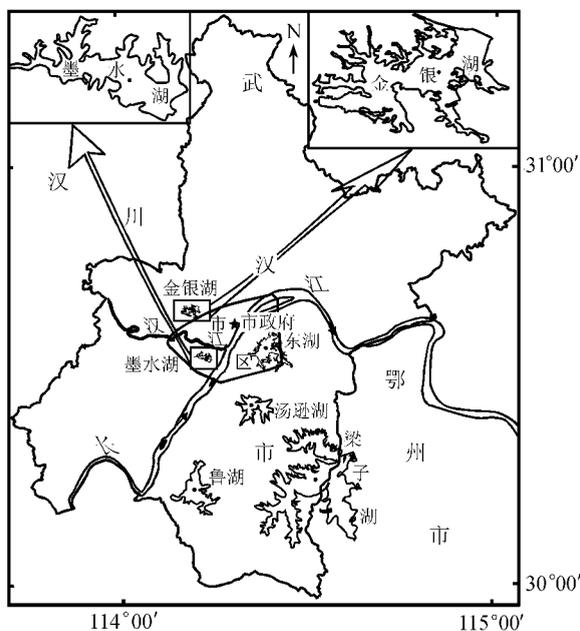


图1 研究区及采样点位

不被吸附或产生沉淀;采集的湖水—沉积物界面处悬浮物质样品和湖泊沉积柱(用专用沉积柱样品切割器切割表层10 cm)样品,直接放入塑料袋中,密封,立即送回实验室放入冰箱冷冻保存;生物是污染物最终影响的结果,是生态效应的直接体现,本次对6个湖泊系统地采集了鲢鱼(草食鱼),以便对比研究。在6个湖泊中采集的鱼样品也马上送回实验室冷冻保存。

1.2 样品制备

a. 水样的制备。一般来说水中汞的含量很低,直接用仪器检测较为困难或检测误差较大。因此,将水样置于低温(低于85℃)电热板上,加入5%的浓硝酸,在低温高酸保护下进行蒸发浓缩,以提高单位体积水中汞的质量浓度。测定后的原始数据按以下公式转换:

$$\rho_{\text{实}}(\text{Hg}) = \frac{\text{浓缩后水样体积}}{\text{原始水样体积}} \times \rho_{\text{测}}(\text{Hg})$$

式中: $\rho_{\text{实}}(\text{Hg})$ 为实际水样Hg的质量浓度,μg/L; $\rho_{\text{测}}(\text{Hg})$ 为浓缩后测得的Hg的质量浓度,μg/L。

b. 沉积物样品的制备。采集的湖泊沉积柱样品经自然风干、全样研磨后,在实验室准确称取0.15 g样品于25 mL的比色管中,加入预先配制好的1:1王水10 mL,摇匀,置于沸水浴中加热1 h,其间摇动一次,使得样品中的Hg最大程度地溶解出来。然后取出冷却至室温,再用5%的酒石酸溶液稀释至刻度,摇匀,备用。

c. 生物(鱼)样品的制备。取生物(鱼)的肌肉用木研钵捣碎、研匀,在实验室准确称取5 g样品置于有塞的三角瓶中^[12],加浓硝酸15 mL,置于通风处放置过夜。第二天,把样品于电热板上加热(110℃)至样品消化为深棕色,待其蒸至小体积(约3~5 mL)后,加入逆王水(HCl:HNO₃为1:3)10 mL于水浴加热5 h后取出冷却至室温,然后用去离子水定容至25 mL^[13],取表层清液5 mL置于50 mL小烧杯中,按先后分别加入铁盐溶液2.5 mL和5%硫脲溶液2.5 mL,摇匀,备用。

d. 界面水和孔隙水的制备。经解冻的湖水—沉积物界面处悬浮物质和沉积物样品在3 000 r/min条件下,用离心机离心10 min,离心出悬浮物质中的界面水和沉积物中的孔隙水。在实验室用0.45 μm滤膜对孔隙水进行过滤,经过滤的孔隙水贮于专门的聚乙烯塑料瓶中,加优级纯硝酸(硝酸:蒸馏水=1:1)酸化至pH值小于2,确保重金属呈离子状态而不被吸附或产生沉淀。

① 湖北省地质调查院.武汉城市生态环境地球化学预警报告.2002.

1.3 样品分析

已制备的湖水、界面水、孔隙水、沉积物和生物(鱼)样品,在实验室按仪器条件用 XGY-1011A 原子荧光光谱仪测定总汞。

1.4 分析数据质量控制

湖水、界面水、孔隙水和沉积物中 Hg 的质量分数数据质量分别由中国地质科学院廊坊物探化探研究所提供的标准物质、方法空白和试剂空白共同控制,鱼样测试尚无国家标准,因此用方法空白、试剂空白以及重复样来控制,所做重复样重复率都在 95% 以上。

2 结果与讨论

2.1 不同介质之间 Hg 的迁移

2.1.1 土壤—湖泊沉积物系统中 Hg 的分配

由表 1 可得到以下的认识:与武汉土壤背景值相比,6 个湖泊的表层沉积物无一例外富集 Hg,且城区湖泊(东湖、墨水湖、金银湖)明显富集 Hg,而郊区湖泊(汤逊湖、鲁湖、梁子湖)相对富集 Hg 较少,这反映了武汉城市湖泊 30 多年来(据研究,武汉市湖泊沉积物平均沉积速率为 $3.33 \text{ mm/a}^{[14]}$)由于工业化的缘故,逐渐受到了 Hg 的污染。与湖北省土壤 Hg 背景值相比,武汉城市各湖泊只有市区的东湖、墨水湖、金银湖表层沉积物明显富集 Hg,即近年来受到了 Hg 的人为叠加,而郊区的湖泊,除梁子湖外,其他的 2 个湖泊基本上没有受到 Hg 的人为污染。梁子湖相对较富集 Hg,与梁子湖周边地区土壤背景 Hg 的质量分数较高有关^[14]。与中国土壤背景值相比,市区的湖泊表层沉积物在一定程度上富集了 Hg,即受到了 Hg 的污染,而郊区 3 个湖泊的沉积物是相对较洁净的。

表 1 武汉城市湖泊表层 10 cm 沉积物 Hg 的质量分数 w 及各种土壤 Hg 标准值

湖名	$u(\text{Hg})/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	富集系数 K	湖名	$u(\text{Hg})/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	富集系数 K
东湖	199.9	5.06	汤逊湖	57.4	1.45
墨水湖	189.3	4.79	鲁湖	51.0	1.29
金银湖	182.2	4.61	梁子湖	78.3	1.98

注(1)武汉市土壤汞背景值^①为 39.5 ng/g ,湖北省土壤汞背景值为 68 ng/g ,中国土壤汞环境标准为 150 ng/g (2)富集系数 K 是表层 10 cm 沉积物中 $u(\text{Hg})$ 与武汉土壤背景值对比所得的比例系数。

总之,由各湖泊表层 10 cm 的沉积物 Hg 与武汉市土壤 Hg 背景值之间的比例系数 K 可知,武汉市区湖泊沉积物基本上都受到了 Hg 的人为物源的污染。由于形成湖泊沉积物背景值的物源(土壤)Hg 的质量分数较低,而湖泊表层 10 cm 沉积物中 Hg 的质量分数却高得多,高出的这部分 Hg 的质量分数,

可能是沉积物富集了湖水中来自人为 Hg 物源的缘故。关于 Hg 污染物来源的问题,今后需要做进一步的调查研究工作。

2.1.2 湖泊水—沉积物系统中 Hg 的分配

由表 2 可见,进入武汉各湖泊水体的 Hg 主要富集在沉积物中,这与文献中报道的湘江、莱茵河、Prickly pear 河 K_p 值基本都在 10^3 以上是一致的^[5]。陈瑞生等^[5]的研究表明, K_p 值越大,表明沉积物重金属污染越严重,所以 K_p 值是表征天然水体是否遭受重金属污染的特征值。因此,由武汉城市各湖泊的 K_p 值可知,墨水湖水体 Hg 污染最严重,其次是东湖、金银湖,郊区的鲁湖和汤逊湖是相对较洁净的湖泊。

表 2 武汉各湖泊水体 Hg 的分配系数 K_p

湖名	$w_{\text{水}}(\text{Hg})/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	$w_{\text{表层}}(\text{Hg})/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	分配系数 $K_p^{[5]}$	湖名	$w_{\text{水}}(\text{Hg})/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	$w_{\text{表层}}(\text{Hg})/(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$	分配系数 $K_p^{[5]}$
东湖	0.081	199.9	2467.9	汤逊湖	0.048	57.4	1195.8
墨水湖	0.076	189.3	2490.8	鲁湖	0.052	51.0	980.8
金银湖	0.137	182.2	1329.9	梁子湖	0.069	78.3	1134.8

注:分配系数 K_p 是表层 10 cm 沉积物 Hg 的质量分数与湖泊水 Hg 的质量分数的比值。

2.1.3 湖泊水—界面水—孔隙水系统中 Hg 的分配

由对湖水、界面水和孔隙水中 Hg 的质量分数的调查结果以及富集系数 K_1 、 K_2 的值(表 3)可知,除梁子湖外,Hg 具有由湖泊水到界面水和孔隙水到界面水含量增高的特征。其中,相对于湖水,界面水中 Hg 富集达 1.05 ~ 4.83 倍,充分说明了 Hg 在沉积物中的表层富集现象。这也反映了 Hg 污染源自进入武汉湖泊水体后,先发生自净作用:Hg 污染物由湖泊水进入悬浮物中,再由悬浮物沉淀到湖泊沉积物表层,由于沉积物表层的悬浮物质(界面水)中 Hg 的质量分数与沉积物间隙水中 Hg 的质量分数存在差距,因此,界面水中的 Hg 可向间隙水中扩散。另一方面,不论界面水还是孔隙水,其 Hg 的质量分数都明显高于湖水中 Hg 的质量分数,因此,存在于悬浮物中的界面水 Hg,经解吸附后向湖水扩散产生二次污染成为可能。

表 3 武汉各湖泊界面水、孔隙水中 Hg 的富集系数

湖名	$\alpha(\text{Hg})(\text{ng}\cdot\text{g}^{-1})$			K_1	K_2
	湖泊水	界面水	孔隙水		
东湖	0.081	0.288	0.270	3.55	3.34
墨水湖	0.076	0.334	0.282	4.42	3.73
金银湖	0.137	0.383	0.354	2.79	2.58
汤逊湖	0.048	0.180	0.138	3.75	2.88
鲁湖	0.052	0.252	0.116	4.83	2.23
梁子湖	0.069	0.072	0.078	1.05	1.14

注: K_1 、 K_2 分别是武汉各湖泊界面水 Hg 的质量分数、孔隙水 Hg 的质量分数与湖泊水 Hg 的质量分数的比值。

2.2 武汉城市湖泊鲢鱼肉中 Hg 与沉积物以及水中 Hg 的关系

由表 4 中鲢鱼 Hg 的数据、表 1 中表层 10 cm 沉积物 Hg 的数据以及表 2 中湖泊水 Hg 的数据(Hg 的质量分数扩大 1000 倍)为基础资料,绘制武汉城市各湖泊鲢鱼肉、沉积物以及湖水中 Hg 的质量分数的水平分布规律图(图 2),并研究三者之间的相关性,其相关系数见表 5。由图 2 可知,Hg 在三者中的含量有类似的分布规律:以武汉市为中心,Hg 在三者中的含量向外呈辐射状逐渐降低趋势,即三者中的 Hg 的质量分数随着湖泊与市中心距离的增加而呈现出逐渐减小的水平分布趋势。由表 5 可知,武汉城市各湖泊鲢鱼肉、沉积物以及湖水中 Hg 的质量分数具有很好的正相关性。这充分反映了城市居民集中区人类现代经济活动、“文明”生活是导致武汉城市湖泊 Hg 污染出现的主要因素。

表 4 武汉湖泊鲢鱼肉内 Hg 的质量分数 ng/g

湖名	$u(\text{Hg})$	湖名	$u(\text{Hg})$
东湖	108	汤逊湖	13
墨水湖	169	鲁湖	2
金银湖	81	梁子湖	45

表 5 武汉城市各湖泊鲢鱼肉中与沉积物以及水中 $u(\text{Hg})$ 的相关系数

	$w_{\text{鲢鱼}}(\text{Hg})$	$w_{\text{水}}(\text{Hg})$	$w_{\text{表层}}(\text{Hg})$
$w_{\text{鲢鱼}}(\text{Hg})$	1		
$w_{\text{水}}(\text{Hg})$	0.42	1	
$w_{\text{表层}}(\text{Hg})$	0.89	0.69	1

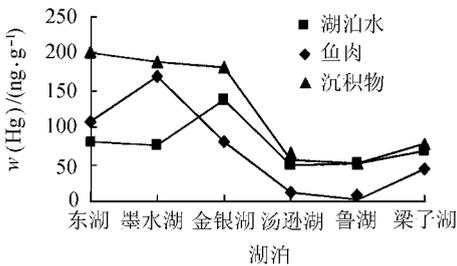


图 2 武汉城市各湖泊鲢鱼肉中 Hg 的分布与沉积物以及水中 Hg 分布的关系曲线

2.3 武汉城市湖泊 Hg 的迁移与富集理想模式

Hg 污染源进入湖泊后,被悬浮物吸附,当外界条件改变时悬浮物发生沉淀而富集于表层沉积物(界面水)中,由于浓度差,Hg 污染物从界面水向间隙水中扩散,间隙水中 Hg 经化学转化等,最终蓄积于沉积物中;孔隙水中 Hg 的质量分数与同层沉积物 Hg 的质量分数的相关性说明,沉积物与孔隙水的化学交换平衡及可能的烷基化作用可使沉积物中吸附的 Hg 再次转入孔隙水中。孔隙水中 Hg 经表层富集作用进入沉积物表层的悬浮物(界面水)中,界

面水 Hg 经解吸附向湖水扩散而产生 Hg 的二次污染。湖水 Hg 被鱼、贝等吸收而产生生物富集^[17-19]。从而可得出湖水—界面水—孔隙水—沉积物间和湖水—鱼间 Hg 的两种富集机制,以上描述见图 3。

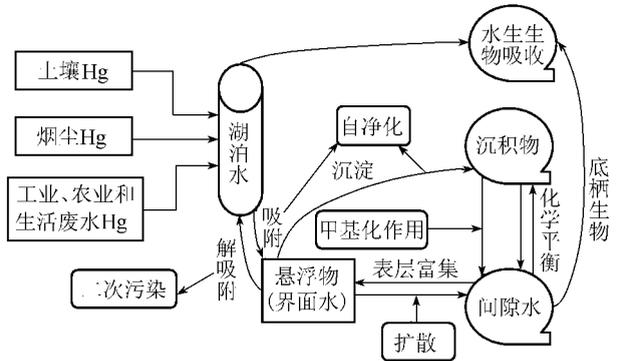


图 3 武汉城市湖泊 Hg 的迁移—富集理想模式

3 结论

通过研究 Hg 在武汉城市湖泊水—界面水—孔隙水—沉积物—生物体系中的迁移富集规律得出如下认识:

各湖泊表层沉积物中 Hg 的质量分数为 51 ~ 199.9 ng/g,均高于作为物源的武汉土壤背景值 39.5 ng/g。高于背景值的这部分 Hg,可能是由工矿企业及居民排放的。关于 Hg 污染物来源的问题,需要做进一步的调查研究工作。Hg 污染物入湖后,经悬浮物吸附,而沉淀于沉积物表层。Hg 的质量分数具有由湖水—界面水和由孔隙水—界面水逐渐增高的特征,其中界面水中 Hg 富集达 1.05 ~ 4.83 倍,充分说明了 Hg 在沉积物中的表层富集现象。由于界面水与孔隙水 Hg 的质量分数之间存在浓度差,因此界面水 Hg 可以扩散到孔隙水中。孔隙水中 Hg 的质量分数与同层底泥 Hg 的质量分数的相关性表明,沉积物与孔隙水的化学交换平衡及可能的烷基化作用使沉积物中的吸附 Hg 再次转入孔隙水。界面水中 Hg 的质量分数高于湖水中 Hg 的质量分数,因此,界面水 Hg 向湖水扩散可产生 Hg 的二次污染。湖水 Hg 被鱼吸收而产生生物富集。从而可得出武汉城市湖泊湖水—界面水—孔隙水—沉积物和湖水—鱼间汞的两种富集机制。

参考文献:

- [1] 弗斯特纳 U, 维特曼 G T W. 水环境的金属污染 [M]. 王忠玉, 姚重华, 译. 北京: 海洋出版社, 1987.
- [2] 于常荣, 梁东梅, 赫颖, 等. 松花江鱼类汞污染现状研究 [J]. 环境科学, 1994, 15(4): 35-40.
- [3] YANG H D, ROSE N L. Distribution of mercury in six lake sediment cores across the UK [J]. The Science of the Total Environment 2003, 304: 391-404.

(下转第 66 页)

留时间为 3h 时,出水 COD 质量浓度小于 100mg/L,达到国家污水综合排放标准的一级标准。

b. CMCBR 具有较强的抗故障、抗水量冲击的能力,具有出水稳定的特点。

c. CMCBR 的生物膜活性比一般的生物膜法、传统的活性污泥法和生物流化床的生物活性要高。

d. 实验过程中,CMCBB 内的生物浓度不高,主要原因有:①由于填料在水中不断地循环移动,受气流和水力剪切作用,使得填料上的生物膜很薄;②整个实验过程中未采取污泥回流措施,如采用污泥回流,则可提高反应器的悬浮污泥浓度,从而可进一步提高装置的去除效率。

CMCBB 在处理生活污水时,可获得高活性的生物膜和较高的去除率,且具有较强的抗冲击负荷能力,出水水质稳定。

参考文献:

[1] 张景丽,幸福堂.移动床生物膜工艺特点、研究现状及发展[J].工业安全与环保,2003,29(4):13-15.
[2] 陈若宇,邢国平,孙宝盛.循环移动载体生物膜反应器水力特性探讨[J].工业用水与废水,2002,33(1):21-23.

[3] ZHOU P, HE J. Biofilm airlift suspension reactor treatment of domestic wastewater[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2003, 144(1):81-100.
[4] 汪晓军,罗芳旭,何翠萍,等.亲水性塑料弹性填料生物膜法处理模拟废水的研究[J].环境污染治理技术与设备,2003,4(4):31-34.
[5] 俞汉青,顾国维.生物膜反应器挂膜方法的试验研究[J].中国给水排水,1992,8(3):13-17.
[6] ALVES C F, MELO L F, VIEIRA M J. Influence of medium composition on the characteristics of a denitrifying biofilm formed by *Alcaligenes denitrificans* in a fluidised bed reactor[J]. Process Biochemistry, 2002, 37(8):837-845.
[7] 国家环保总局.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2002.
[8] 潘涛,鄢扬善.三相生物流化床中生物膜厚度研究[J].中国给水排水,1999,15(6):5-8.
[9] 周平,王世和.生物膜厚度对流化床反应器性能影响分析[J].环境科学,1994,15(2):1-5.
[10] GAI S L, BAUMANN K H. The role of the liquid phase in the degradation of toluene and m-Cresol within a biofilm trickle-bed reactor[J]. Engineering in Life Sciences, 2001, 13(4):159-172.

(收稿日期 2006-10-18 编辑 舒建)

(上接第 47 页)

[4] 刘恩峰,沈吉,朱育新,等.太湖沉积物重金属及营养盐污染研究[J].沉积学报,2004,22(3):507-512.
[5] 陈瑞生,黄玉凯,高兴斋,等.河流重金属污染研究[M].北京:中国环境科学出版社,1987.
[6] YANG H D, ROSE N, BATTARBEE R W. Distribution of some trace metals in Lochnagar, a Scottish mountain lake ecosystem and its catchment[J]. The Science of the Total Environment, 2002, 285:197-208.
[7] SULLIVAN K A, MASON R P. The concentration and distribution of mercury in Lake Michigan[J]. The Science of the Total Environment, 1998, 213:213-228.
[8] SONESTEN L. Mercury content in roach (*Rutilus rutilus* L.) in circumneutral lakes-effects of catchment area and water chemistry[J]. Environmental Pollution, 2001, 112:471-481.
[9] 惠阳,徐盈,汤庆合,等.湖北鸭儿湖表层沉积物与鱼体中 Hg 质量比的相关性研究[J].安全与环境学报,2005,5(1):9-11.
[10] 黄祥飞,陈伟民.湖泊生态调查观测与分析[M].北京:中国标准出版社,1998.
[11] 王春雨,黄荣贵,万国江.SWB-1 型便携式湖泊沉积物-界面水采样器的研制[J].地质地球化学,1998,16(1):

94-96.

[12] 于沛芬.松花江水系鱼体中痕量重金属锌、铜、铅、镉的监测[J].水产学杂志,1994,7(2):96-97.
[13] 阮晓,郑春霞,王强,等.重金属在罗非鱼淡水白鲢和鲤鱼体内的蓄积[J].农业环境保护,2001,20(5):357-359.
[14] 苏秋克,蒋敬业,马振东.武汉市湖泊汞污染现状研究[J].地质科技情报,2004,22(3):83-88.
[15] 国家环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
[16] 夏家淇.土壤环境质量标准详解[M].北京:中国环境科学出版社,1996.
[17] DUPRE T P, GRANIER T J, KEIFE S, et al. Variation of mercury concentration in fish taken from Lake Boeuf, Southeastern Louisiana[J]. Microchemical Journal, 1999, 61:156-164.
[18] KOTNIK J, HORVAT M, MANDIC V, et al. Influence of the sostanj coal-fired thermal power plant on mercury and methyl mercury concentrations in Lake Velenje, Slovenia[J]. The Science of the Total Environment, 2000, 259:85-95.
[19] HUGGETT D B, STEEVENS J A, ALLGOOD J C, et al. Mercury in sediments and fish from North Mississippi Lakes[J]. Chemosphere, 2001, 42:923-929.

(收稿日期 2005-09-25 编辑 徐娟)