

文章编号: 1000-4734(2007)02-0218-07

河流对阿哈水库汞迁移转化过程的影响

白薇扬^{1,2}, 冯新斌², 金志升², 孙力², 闫海鱼²

(1. 重庆工学院, 生物工程学院, 重庆 400050; 2. 中国科学院 地球化学研究所,
环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002;)

摘要: 阿哈水库是贵阳市饮用水源, 二十世纪九十年代之前阿哈水库流域的煤窑废水污染是其污染源; 之后, 矿山煤窑废水经集中治理, 状况得到很大改善, 生活水排放成为主要污染源。阿哈水库入库河流总汞浓度为 7.1~47.9 ng/L; 甲基汞浓度为 0.16~2.50 ng/L; 活性汞浓度为 0.25~2.43 ng/L, 且随季节变化明显, 枯水期 < 丰水期。阿哈水库入库河流汞的主要存在形态为颗粒态汞, 总汞与颗粒态汞呈显著正相关。阿哈水库唯一的出湖河流小车河中, 各种形态的汞均较入湖河流中的汞含量大大减少, 这表明水库的沉淀和拦截净化作用相当显著。

关键词: 汞; 甲基汞; 水; 阿哈水库; 季节变化

中图分类号: X142 文献标识码: A

作者简介: 白薇扬, 女, 1980 年生, 硕士, 环境地球化学专业。

自 20 世纪 60 年代日本水俣病被证实是由于人为汞污染引起的甲基汞中毒以来, 汞的环境地球化学、环境毒理学及生态风险问题成为环境研究热点¹⁻⁴。20 世纪 70 年代末至 80 年代, 我国科学家对有直接工业(如氯碱工厂)汞污染的水生生态系统, 如第二松花江和蓟运河等汞的迁移转化规律开展了大量工作⁵⁻¹⁴, 对水体、沉积物、鱼体中总汞和甲基汞的分布规律进行了详细探讨; 利用连续化学浸取的方法对沉积物中汞的赋存状态进行了研究; 确定了污染的沉积物是水生生态系统甲基汞污染的主要来源, 并详细研究了沉积物向水体释放甲基汞的速率。这些研究为污染水体的防治工作提供了重要的基础数据。“七五”攻关课题“长江水系水生生物元素背景值系统研究”也对长江水系鲤鱼汞污染问题进行了调查¹⁵。然而, 20 世纪 80 年代末和 90 年代, 科学家在没有人造和自然汞污染来源的北欧和北美偏远地区的大片湖泊中出人预料地发现鱼体高甲基汞负荷¹⁶⁻¹⁸, 并证实人为排放的汞通过大气长距离迁移后的沉降是产生这一汞污染的主要原因。汞污

染问题得以更深层次的重视。

阿哈水库是贵阳市饮用水保护区, 主要入库河流有 5 条, 分别为游鱼河、蔡冲河、烂泥河、沙河及白岩河, 年入水量为 1.02 亿 m³^{19, 20}, 水库的唯一出口是大坝取水口, 湖水溢出大坝后流入出库河流小车河。由于水库及流域周边出露地层主要有三叠系阳新灰岩与二叠系龙潭煤系, 长久以来阿哈水库流域内乡镇煤矿、个体煤窑矿采严重, 大量酸性矿山废水未经处理直接入库, 从 1985 年起, 贵阳自来水公司南郊水厂的进出水中发现铁、锰严重超标, 甚至整体泛黄²⁰。1995 年后, 有关方面开始在入库河流游鱼河、白岩河上中下游建立了数级石灰投放站和拦河矮坝, 矿山煤窑废水得以初步处理, 阿哈水库水体得以相应改善^{1, 20}。

本文选择贵阳市饮用水源地阿哈水库作为研究对象, 研究现在入库矿山处理水是否继续对阿哈水库水体造成污染, 研究污染来源和阿哈水库中汞及甲基汞的源汇关系, 为进一步治理和保护阿哈湖, 保证贵阳市饮用水安全提供科学依据。

1 样品采集

在阿哈水库的入库区和水库中心区及入库游鱼河、蔡冲河、烂泥河、沙河及白岩河和出库小车河分别设立 1 个采样点(图 1), 共计 8 个采样点, 于同一水文年的枯水期(2005 年 3 月)和丰水期

收稿日期: 2006-10-29

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向基金(KZCX3-SW-443); 国家自然科学基金(批准号: 40473049)

(2005 年 8 月) 分别进行样品采集。样品包括水库不同深度分层水样品与河流水样。测定内容有: 水样中活性汞、溶解态汞、颗粒态汞、总汞和溶解态甲基汞、颗粒态甲基汞及总甲基汞含量。

水样的采集和保存均严格按照阎海鱼等^[21]和蒋红梅^[22]建立的天然水中痕量不同形态汞的

分析方法进行。

水样采集所用采样瓶及其它器皿均经严格清洗及除汞。水库分层水用 10 L Nisiki 采样器从水表层到底层按每 4 m 深度取一个样, 现场测定基本水质参数, 分别包括水体水温、pH、溶解氧(DO)、总固体溶解量(TDS)、电导率(EC)、盐度(Sal)。

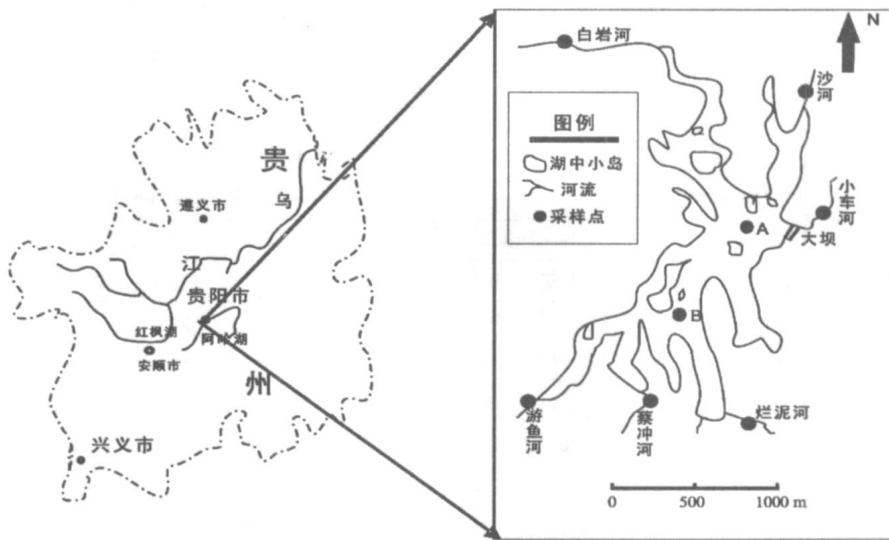


图 1 阿哈水库采样点分布图

Fig. 1. Sampling sites in the Aha Reservoir.

水样用 0.45 μm (Millipore) 滤膜过滤, 取少量过滤后的水样将样品瓶洗涤 3 次, 装入 100 mL 的硼硅玻璃瓶内, 同时采集相应深度未过滤水样, 采集的过滤和未过滤的水样均按 0.5% 的体积比立即加入经亚沸蒸馏的 12 mol/L HCl 溶液, 并用双层塑料袋包装后放入木箱中运回实验室低温保存。在所有操作过程中使用一次性聚乙烯手套。同时, 用干净的聚乙烯塑料瓶采集 1500 mL 对应水样用于分析总悬浮颗粒物^[20,21]。

所有水样带回实验室后放入冰箱中 0~4 $^{\circ}\text{C}$ 低温保存, 28 d 之内完成不同形态汞的分析测定。

2 样品分析

用水质参数仪(Hanna, 意大利) 现场测定阿哈水库水体水温、pH 和溶解氧(DO) 值。其它: 总悬浮物(TSS) 一重量法; 溶解有机碳(DOC) 一高温燃烧法测定; 阴离子一离子色谱法(HP1100)^[4,20]。

水库分层水样及沉积物间隙水中不同形态汞的分析方法参见阎海鱼等^[21]和蒋红梅^[22]建立的天然水中痕量不同形态汞的分析方法:

(1) 活性汞 (RHg)、溶解态汞 (DHg)、总汞

(THg) 测定: 总汞和溶解态汞分别取未过滤水样和过滤水样用冷原子荧光光谱法 (Tekran2500 测汞仪) 进行测定。活性汞用冷原子荧光法测定未过滤水样^[21]。

(2) 颗粒态汞 (PHg) 为总汞与溶解态汞的差值。

(3) 溶解态甲基汞 (DMeHg) 和总甲基汞 (TMeHg) 测定: 总甲基汞和溶解态甲基汞分别用未过滤水样和过滤水样经蒸馏-乙基化 GC-AFS 法测定^[22]。

(4) 颗粒态甲基汞 (PMeHg) 为总甲基汞与溶解态甲基汞的差值。

实验用水为 18.2 Milli-Q 超纯水。所有样品的分析中均带有标准样品以控制结果的准确性, 水样采用加标回收, 同时, 按 20% 的比例插入平行样。实验结果表明: 标准样品的回收率在 90% ~ 100%, 平行样变异系数小于 10%, 证明实验结果可靠。

3 阿哈水库输入/输出河流水质指标

阿哈水库入库河流游鱼河、白岩河、蔡冲河

周围分布的小煤窑 216 个,其中 80%分布在游鱼河小流域山区。个体小煤窑规模较小,流动性大,未经处理废水无规律排放,废弃煤矸石经雨水淋溶或地表径流冲刷等,形成阿哈水库上游的面源污染。1985 年和 1990 年夏天水库水铁锰含量大大超标,造成水库水整体泛黄,严重影响了贵阳人民的正常生活用水^[19,23]。为此,有关方面自 1995 年采取一系列措施来治理阿哈水库污染,根据游鱼河片区面源废水及周围环境地形,

分别修建了 1.2 万 m²的小戈寨集水塘、1.7 万 m²杨梅冲集水塘、凉水井水坝、长蚌水坝、雪厂及下寨水坝²³,同时采用石灰中和沉淀、曝气氧化净化系统,使入库水质接近地面水 II 级标准。

比较在枯水期和丰水期所测的水质参数(表 1),发现入库河流的 pH 均在 7.5 以上,这可能是由于入库河流游鱼河、白岩河增加了石灰投放站,以及阿哈水库流域基岩是石灰岩,属于碱性环境所造成。

表 1 阿哈水库输入/输出河流水质指标

Table 1. The water quality parameters for input/output rivers in the Aha Reservoir

采样点	t/°C		pH		DO/(mg/L)		TDS/(mg/L)		EC/(μS/cm)		Sal/%	
	枯水期	丰水期	枯水期	丰水期	枯水期	丰水期	枯水期	丰水期	枯水期	丰水期	枯水期	丰水期
小车河	9.8	16.7	7.8	7.5	9.31	6.96	375	341	545	567	0.4	0.3
烂泥沟	14.3	23	7.6	7.8	5.97	0.68	332	309	543	610	0.3	0.3
游鱼河	15.9	24	7.9	8	7.75	6.66	618	573	1026	1101	0.6	0.6
蔡冲河	15.7	21.8	7.7	7.3	5.26	3.68	427	443	715	844	0.4	0.4
沙河	15.3	26.1	8.2	8.5	9.87	3.72	388	300	645	623	0.4	0.3
白岩河	13.9	24.5	8.1	8.1	8.89	2.46	383	383	614	614	0.4	0.4
平均	14.1	22.7	7.9	7.9	7.8	4.0	420	391	681	726	0.4	0.4

注: DO 为溶解氧含量, TDS 为总固体溶解量, EC 为电导率, Sal 为盐度。

入库河流中烂泥沟的溶解氧含量在丰水期极低,主要是由于烂泥沟河流域厂矿密集常驻人口已超过万余人,且未建立排污管网,工农业生产、居民生活污水直接通过烂泥沟河排入阿哈水库^[23],据不完全统计,每年烂泥沟河排入阿哈水库的生活污染在千万吨以上^[23]。

游鱼河流经花溪区久安乡、麦坪乡,是包括林东矿务局的煤矿密集区,最多时大小煤矿约 300 个,现减少至 29 家,并且在游鱼河的上中下游采取了投放石灰等一系列的净水措施,使游鱼河水质得以较大改善,DO 含量在夏季升到 8 mg/L。

4 阿哈水库输入/输出河流中不同形态汞的浓度及分布

阿哈水库入湖河流总汞浓度变化范围为 7.1~47.9 ng/L,平均为 19.6 ng/L。枯水期总汞浓度平均值为 16.8 ng/L,丰水期总汞平均值为 19.9 ng/L。其中丰水期入库河流水体颗粒态汞变化范围为 0.7~40.3 ng/L,平均为 15.0 ng/L;枯水期颗粒态汞平均值为 12.4 ng/L,占总汞的 66%;丰水期颗粒态汞平均值为 15.4 ng/L,占总

汞比例为 48%。一般而言,丰水期的颗粒态汞的浓度值比枯水期的颗粒态汞浓度值要低^[24-27],而阿哈湖入库河流颗粒态汞浓度值恰恰相反,究其原因可能是夏季的到来,暴雨冲刷地表^[8],悬浮颗粒物大大增加造成颗粒态汞浓度相应升高。入库河流的总汞与颗粒态汞呈显著正相关($r = 0.979^{**}$, $n = 10$)(图 2),颗粒态汞浓度控制着总汞浓度。

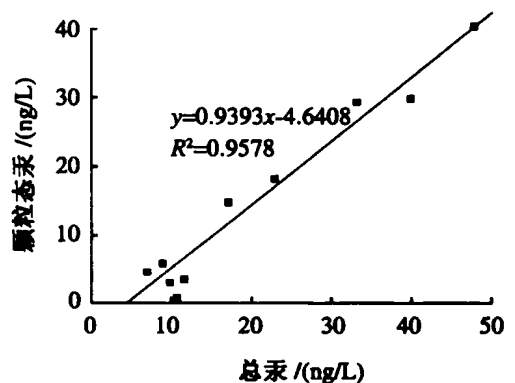


图 2 水库河流总汞与颗粒态汞的相关关系
Fig. 2. The relationship between total mercury and particulate mercury in Aha Reservoir rivers.

阿哈水库输入河流中不同形态汞的浓度见表 2 和图 3。入库河流活性汞浓度变化范围为 0.3 ~ 2.4 ng/L, 平均为 1.3 ng/L。入库河流活性汞浓度随季节变化明显。枯水期活性汞浓度平均值为 0.5 ng/L, 占总汞比值为 4.4%; 丰水期活性汞平

均值为 2.0 ng/L, 高于枯水期的浓度值, 并且占总汞比值升高到 16.8%。主要是由于进入夏季河流中的溶解氧相应减少, 大量吸附在悬浮颗粒上的汞解析成为活性汞^[28-29], 因此, 丰水期活性汞的浓度高于枯水期活性汞浓度。

表 2 阿哈水库输入/输出河流中不同形态汞的浓度 (ng/L)

Table 2. The different species of mercury in input/output rivers in the Aha Reservoir (ng/L)

		小车河	烂泥沟	游鱼河	蔡冲河	沙河	白岩河
枯水期	总汞	4.7	39.9	7.1	17.1	22.9	9.0
	溶解态汞	3.5	10.0	2.5	2.3	4.7	3.2
	颗粒态汞	1.2	29.9	4.5	14.8	18.2	5.8
	甲基汞	0.21	2.11	0.41	0.47	0.80	0.56
	溶解态甲基汞	0.10	0.48	0.27	0.16	0.70	0.04
	颗粒态甲基汞	0.11	1.63	0.14	0.31	0.09	0.52
	活性汞	0.12	0.25	1.02	0.30	0.57	0.25
丰水期	总汞	6.2	33.2	11.6	47.92	10.8	9.9
	溶解态汞	5.8	3.8	8.1	7.6	10.1	6.9
	颗粒态汞	0.4	29.4	3.4	40.3	0.7	3.0
	甲基汞	1.04	2.36	1.44	0.25	2.50	0.16
	溶解态甲基汞	0.35	1.22	0.17	0.16	0.40	0.08
	颗粒态甲基汞	0.70	1.14	1.28	0.09	2.10	0.08
	活性汞	1.92	1.23	2.19	2.25	2.43	1.96

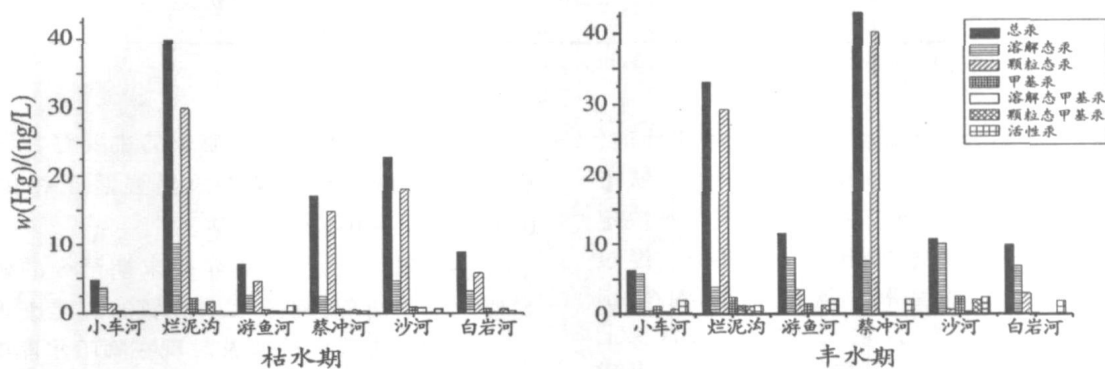


图 3 入库河流不同形态汞分布图

Fig. 3. The distributions of different species mercury in input rivers of Aha Reservoir.

阿哈水库入库河流甲基汞浓度变化范围为 0.16 ~ 2.50 ng/L, 平均为 1.03 ng/L。枯水期甲基汞浓度平均值为 0.87 ng/L; 进入丰水期以后, 水温相应升高, 有利于汞的甲基化作用^[30-31], 入库河流甲基汞浓度平均值为 1.34 ng/L, 远高于枯水期的甲基汞浓度值。此外, 枯水期入库河流以烂泥沟的总汞和甲基汞浓度为最高, 而进入丰水期后, 以接纳贵州工业大学生活污水的沙河甲基汞浓度为最高, 表明现阶段矿山煤窑废水已经得以很大改善, 生活污水的直接排入库已成为阿哈

水库最大的汞污染源。

通过实验数据比较, 阿哈水库唯一的出水河流——小车河由于水库的沉淀作用以及拦截效应, 总汞、颗粒态汞、活性汞、甲基汞、颗粒态甲基汞都较入库河流明显减少, 基本达到国家生活饮用水水源水质标准(总汞含量小于 0.001 mg/L^[32])。

5 河流输入/输出汞通量

阿哈水库主要五条入库河流分别为游鱼河、蔡冲河、烂泥河、沙河及白岩河。阿哈水库每天供

水量约 25 万 t, 超过库容的水由唯一的出库河流小车河溢出。小车河的年出水量很小, 约为 400 万 t/a。河流输汞量计算公式如下:

$$F = \sum V_{\text{年}} \times C_{\text{河流}}$$

F 为每年输入/输出水库的汞量, 单位 g/a; $V_{\text{年}}$ 为年输入/输出水库的水量, 单位 m^3/a ; $C_{\text{河流}}$ 为年输入/输出水库河流的汞浓度, 单位 ng/L 。

表 3 列出了阿哈水库输入/输出河流中不同形态汞的年输入/输出量。可以看出, 蔡冲河汇入阿哈水库的总汞、溶解态汞、颗粒态汞、总甲

基汞、颗粒态甲基汞以及活性汞量均是入库河流中最高的。尽管烂泥沟的年径流量不高, 但由于其周边地区常年排放生活垃圾及污水直接入烂泥沟, 造成其总汞浓度最高, 因此烂泥沟对阿哈水库总汞的贡献不可忽视; 沙河由于沿途主要接纳阳关饲养场、贵阳轮胎厂、贵州橡胶配件厂及河边村寨、学校、机关、乡镇企业的工业废水和生活污水、水色发黑、发臭, 因此溶解态汞、总的甲基汞、颗粒态甲基汞的年输入量居入库河流第二位。

表 3 阿哈水库河流的不同形态汞年输入/输出量(g/a)

Table 3. The input/output amounts of different forms of mercury in Aha Reservoir rivers

	汞形态							流域面积/ km^2	水流量/ $(\text{万 m}^3/\text{a})$	
	THg	DHg	PHg	TMeHg	DMeHg	PMeHg	RHg			
输入	烂泥沟	371.5	49	322.5	25.5	12.5	13	12.5	47.1	2742.47
	游鱼河	122	82.5	39.5	14.5	2	12.5	22.5	51.5	2973.4
	蔡冲河	390.5	267.5	123	47.5	6	41.5	73	65.9	3803.1
	沙河	132	104	28	25.5	4.5	20.5	24.5	12.0	692.82
	白岩河	107	71	36	2	0.5	1	19.5	8.6	498.27
	总计	1123	574	549	115	25.5	88.5	152	185.1	10710.06
输出	小车河	24	22	2	4	1	3	6		
	饮用取水	996	850	147	114	41	73	187		
	总计	1020	872	149	118	42	76	193		

注: 阿哈水库枯水期、平水期、丰水期入库水量为 1966~1999 年的多年平均值。

阿哈水库总汞主要来源是烂泥沟和蔡冲河, 分别占总河流输入量的 33.0% 和 34.7%。城市饮用取水输出的总汞在水库总汞输出量中占决定性因素, 占到水库总汞总输出量的 97.6%。经过计算得出, 阿哈水库总汞和甲基汞河流输入/输出的净通量(输出量-输入量)分别为 -103 g/a、+3 g/a, 说明阿哈水库是河流总汞的“汇”以及甲基汞输送的“源”, 这与 Gilmour^[30] 和 Sullivan^[33] 的研究结果相吻合。

6 小结

(1) 阿哈水库入库河流 pH 为 7.5~8.5, 总汞浓度为 7.05~47.91 ng/L ; 甲基汞浓度为 0.16~2.50 ng/L ; 活性汞浓度为 0.25~2.43 ng/L , 且随季节变化明显, 枯水期小于丰水期。

(2) 阿哈水库入库河流汞的主要存在形态为颗粒态汞, 总汞与颗粒态汞呈显著正相关($r = 0.979^{**}$, $n = 10$)。

(3) 经过 20 世纪 90 年代末期至今的矿山煤窑废水集中治理, 阿哈水库流域的煤窑废水污染状况得到很大程度的改善。现在阿哈水库的最大污染源是水库周边区域的未经任何处理的生活污水和工业废水。

(4) 唯一的出库河流小车河各种形态的汞较入库河流相应减少, 表明水库的沉淀和拦截净化作用相当显著。

致谢: 感谢冯新斌研究员的悉心指导和课题组成员的大力支持。

参 考 文 献:

- [1] Fujiki M. Studies on the course that the causative agent of Minamata disease was formed, especially on the accumulation of the mercury compound in the fish and shellfish of Minamata Bay [J]. *Kumamoto Med Sci*, 1963, 37: 494-512.
- [2] Elhassani S B. The many faces of methylmercury poisoning [J]. *Toxicol*, 1983, 19: 875-906.
- [3] Nishimura H, Kumagai M. Mercury pollution of fishes in Minamata Bay and surrounding water: A nalysis of pathway of mercury [J]. *Water Air Soil Pollut*, 1983, 20: 401-411.
- [4] Davies F C W. Minamata disease: a 1989 update on the mercury poisoning epidemic in Japan [J]. *Environ Geochem Health*, 1991, 13: 35-38.
- [5] 中国科学院长春地理研究所. 汞在第二松花江沉积物中赋存状态的初步探讨 [M]. 北京: 科学出版社, 1977.
- [6] 张兰田, 吴吉琨, 张义生, 等. 第二松花江哈达湾江段底泥中汞的形态规律分布研究 [J]. 环境化学, 1982, 4(5): 40-46.
- [7] 林玉环, 康梦德, 刘静宜. 蓟运河底泥中汞的形态分布 [J]. 环境化学, 1983, 2(6): 10-19.
- [8] 王子健. 河流底质中汞的形态分析 [J]. 环境化学, 1983, 2(6): 321-324.
- [9] 庞叔薇, 邱光葵, 孙景芳. 连续化学浸取法测定底泥中不同形态汞的探讨 [J]. 环境科学学报, 1981, 1(3): 234-241.
- [10] 张兰田, 吴吉琨, 张义生, 等. 第二松花江哈达湾江段底泥中汞的形态规律分布研究 [J]. 环境化学, 1982, 4(5): 40-46.
- [11] 饶莉丽, 章申. 湘江汞分布与沉积物中汞的形态研究 [J]. 中国环境科学, 1982, 2(5): 36-42.
- [12] 朱嘉森, 关道明, 章斐然. 锦州湾沉积物中汞的迁移转化 [J]. 中国环境科学, 1992, 12(2): 87-91.
- [13] 陈静生, 刘玉机. 鸭绿江口再悬浮沉积物中汞的释放 [J]. 环境科学学报, 1994, 13(4): 385-390.
- [14] 刘永懋, 王稔华, 瞿平阳, 杨正学, 刘洪年. 松花江甲基汞污染综合防治与对策研究 [M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [15] 徐小清, 等. 长江水系水生生物元素背景值系统研究(“七五”攻关报告) [M]. 北京: 科学出版社, 1990.
- [16] Rada R G, Wiener J G, Winfrey M R, Powell D E. Recent increases in atmospheric deposition of mercury to north-central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 1989, 36: 53-570.
- [17] Meili M. Fluxes, Pools, and turnover of mercury in Swedish forest lakes [J]. *Water Air Soil Poll*, 1991, 56: 19-727.
- [18] Linqvist O, Johansson K, Aastrup M, et al. Mercury in the Swedish environment [J]. *Water Air Soil Pollut*, 1991, 55: 1-261.
- [19] 万曦, 万国江, 黄荣贵, 等. 阿哈湖 Fe, Mn 沉积后在迁移的生物地球化学机理 [J]. 湖泊科学, 1997, 9(2): 9-14.
- [20] 万国江, 胡其乐, 曹龙, 等. 资源开发环境灾害地球化学—以贵州阿哈湖铁、锰污染为例 [J]. 地学前缘, 2001, 4(8): 353-358.
- [21] 冯新斌. 环境样品中微量汞分析方法的建立及贵州省二叠系龙潭组煤中汞分布规律、赋存状态的研究 [D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所博士学位论文, 1997.
- [22] Feng X-B, Sommar J, Lindqvist O. Occurrence, emissions and deposition of mercury during coal combustion in the province Guizhou, China [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2002, 139: 311-324.
- [23] Feng X-B, Hong Y-T, Hong B. Mobility of some potentially toxic trace elements in the coal of Guizhou, China [J]. *Environmental Geology*, 2000, 39(3/4): 372-377.
- [24] 阎海鱼, 冯新斌, 商立海, 等. 天然水体中痕量汞的形态分析方法研究 [J]. 分析测试学报, 2003, 22(5): 10-13.
- [25] 蒋红梅, 冯新斌, 梁琏, 等. 蒸馏-乙基化 GC-CVAFS 法测定天然水体中的甲基汞 [J]. 中国环境科学, 2004, 24(5): 568-571.
- [26] 徐毓荣, 徐钟际, 向申. 季节性缺氧水库铁、锰垂直份规律及优化分层取水研究 [J]. 环境科学学报, 1999, 19(2): 147-152.
- [27] 阎海鱼. 环境样品中不同形态汞的分析方法建立与贵州百花湖汞的生物地球化学循环特征的初步研究 [D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所博士学位论文, 2005.
- [28] 庄敏, 贾洪武, 王文华, 等. 北京密云水库沉积物中汞的存在形式研究环境 [J]. 保护科学, 2004, 15(3): 46-53.
- [29] 蒋红梅, 冯新斌, 戴前进, 等. 乌江流域水体中不同形态汞分布特征的初步研究 [J]. 环境化学, 2004, 23(5): 556-561.
- [30] 侯亚敏, 冯新斌, 仇广乐, 等. 贵州百花湖表层水中不同形态汞的分布规律 [J]. 湖泊科学, 2004, 16(2): 125-132.
- [31] Nguyen H L. Mercury distribution and speciation in Lake Balaton [J]. *Hungary Science of the Total Environment*, 2004, 35: 421-454.
- [32] Hall B D, Manolopoulos H, Hurley J P, et al. Methyl and total mercury in precipitation in the Great Lakes region [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39: 7557-7569.
- [33] Gilmour C C, Henry E A. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition [J]. *Environ Pollut*, 1991, 71: 131.
- [34] Joseph D. Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento River Basin [J]. *California Appl Geoch*, 2001, 16: 1677-1691.
- [35] Sullivan K A, Mason R P. The concentration and distribution of mercury in Lake Michigan [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 38: 125-136.

THE INFLUENCE OF RIVERS ON THE TRANSPORT AND FATE OF MERCURY SPECIES IN THE AHA RESERVOIR

BAI Wei-yang^{1,2}, FENG Xin-bin², JIN Zhi-sheng², SUN Li², YAN Hai-yu²

(1. *Chongqing Institute of Technology, Bioengineering Academy, Chongqing 400050, China.*

2. *State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China*)

Abstract: The Aha Reservoir is the drinking water source of Guiyang City. The waste water from coal mines was the main pollution source in the Aha Reservoir before 1990's. Afterwards, mine waste water was dealt with, so much progress has been made in controlling mine waste water pollution. Domestic sewage was the main pollution source in the Aha Reservoir. The concentrations of total mercury are 7.1~47.9 ng/L, those of methylmercury are 0.16~2.5 ng/L, and those of reactive mercury are 0.25~2.43 ng/L. Discernible seasonal variation of those mercury species were obtained during the sampling periods. Mercury in Aha Reservoir rivers was mostly associated with particulate mercury, total mercury was evidently correlated to particulate mercury. Now, the levels of different mercury species in the only output river — the Xiaoché River are lower than those of input rivers. It is shown that the effects of deposition and purge in the Reservoir are properly obvious.

Key words: mercury; methylmercury; water; Aha Reservoir; seasonal variation