

饮用水水源地健康风险评价

王丽萍,周晓蔚,黄小锋

(华北电力大学可再生能源学院,北京 102206)

摘要 综合目前国外健康风险评价的研究成果,建立了水环境健康风险评价模式。以某河流水质的实测资料为背景,研究了待建水库水环境健康风险问题,得出定量的健康风险指标,为饮用水水源风险管理和决策提供重要依据,为构建适合我国实际的饮用水源健康风险评价体系奠定基础。

关键词 水库 饮用水源 水环境 有毒物质 健康风险评价

中图分类号 X143 **文献标识码** A **文章编号** 1004-6933(2008)04-0014-04

Health risk assessment for water supply source regions

WANG Li-ping, ZHOU Xiao-wei, HUANG Xiao-feng

(Renewable Energy School, North China Electric Power University, Beijing 102206, China)

Abstract A water environmental health risk assessment model was established on the basis of achievements in health risk assessment research around the world. Using water quality data from rivers as the background value, water environmental health risk problems related to a reservoir that is to be constructed were studied. Some quantitative indices for health risk assessment were identified. The results will provide guidelines for risk management and decision-making for water supply sources and help establish a practical index system for water environmental health risk assessment in China.

Key words reservoir; drinking water supply source; water environment; toxic substance; health risk assessment

健康风险评价(health risk assessment,HRA)兴起于 20 世纪 80 年代,以风险度作为评价指标,把环境污染与人体健康联系起来,定量描述污染对人体产生健康危害的风险。目前,健康风险评价在世界各国都得到一定的应用^[1]。我国的健康风险评价工作始于 20 世纪 90 年代初,最初主要应用于核工业等领域^[2],目前还没有被列入常规环境评价中^[3]。随着水环境污染问题日益严重,特别是饮用水安全受到严重威胁,开展水环境健康风险评价将有利于充分了解水体污染状况、污染物迁移转化途径和对人体健康与生态的危害,提高饮用水的安全性。随着我国‘以人为本’、‘社会、经济、环境和谐发展’战略的确定,水环境健康风险评价工作必将提到十分重要的位置。

本文综合了目前国外水环境健康风险评价的研究成果,探讨了水环境健康风险评价方法,以某河流水质的实测资料为背景,研究了待建水库水环境健康风险评价问题,为构建适合我国实际的水环境健

康风险评价体系研究奠定基础。

1 健康风险评价方法

健康风险评价以美国国家科学院(NAS)和美国环保署(EPA)的成果最为丰富。1983 年 NAS 提出了健康风险评价的四步法,即危害鉴定(hazard identification)、剂量反应评估(dose-response assessment)、暴露评估(exposure assessment)、风险表征(risk characterization)^[4]。EPA 在 1989 年颁布的《优先资助场地健康评价手册》中也提出了类似的四个步骤,即数据收集和评估(data collection and data evaluation)、毒性评估(toxicity assessment)、暴露评估(exposure assessment)、风险表征(risk characterization)^[5]。这两种模式存在细微的差别,NAS 模式的内容更为通用,适用于各种健康风险评价,而 EPA 模式较为具体,强调对污染场地各种参数的收集,其操作性更强。加拿大、澳大利亚、波兰

等国家沿用美国的风险评价方法^[6],同时构建了适合本国实际的健康风险评价体系。

完整的健康风险评价应包括对大气、土壤、水和食物链 4 种介质携带的污染物通过食入、吸入和皮肤接触 3 种途径进入人体对人体健康产生危害的评价^[7]。水环境健康风险评价对象主要是针对水环境中对人体有害的物质,这种物质一般可分为两类:基因毒物质和躯体毒物质。前者包括放射性污染物和化学致癌物,后者则指非致癌物。

1.1 有毒物致人体健康危害的风险估计

根据污染物对人体产生的危害效应,以及人类几十年来对有害物质即基因毒物质和躯体毒物质的大量研究结果,建立起不同类型污染物对人体健康危害影响的风险计算模型^[7-9],可分别对放射性污染物、化学致癌物和非致癌物所致健康危害进行风险估计。

1.2 健康风险的可接受水平

健康可接受风险度(acceptable risk)指为社会公认、为公众可以接受的不良健康效应的风险概率。此概率可因时间、地点、环境条件有害效应指标及公众接受能力而异,按式(1)计算:

$$P_i = D_i q_i \quad P = \sum P_i \quad (1)$$

式中: D_i 为暴露剂量; q_i 为致癌潜势斜率; P_i 为人群终身患癌超额风险度,无量纲。

美国环保署(EPA)对致癌物质可接受的风险水平数量级在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 范围,小于 10^{-6} 表示风险不明显, $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 表示有风险,大于 10^{-4} 表示有较显著的风险。国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受风险水平为 $5.0 \times 10^{-5} a^{-1}$ (即每年每千万人口中因饮水中各类污染物而受到健康危害或死亡的人数不能超过 500 人);瑞典环境保护局、荷兰建设和环境部推荐的最大可接受水平为 $1.0 \times 10^{-6} a^{-1}$ 。我国目前还没有这方面的规定。

2 实例研究

2.1 研究区背景

规划建设的某特大型水电站工程区位于西南某江下游,从库尾至坝址之间的河道全长 210 km,建成后的水库属典型河道型水库,有 3 条主要的支流。库区所在江段规划的主要功能是饮用水二级,其水质类别执行 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类水质标准。对库区江段及其主要支流的 10 个断面进行水质监测,其中干流 5 个(编号分别为干流 01~05),支流 5 个(编号分别为支流 06~10)。

在天然河道上修建较大水域的水库,将使天然河道的水文特性发生变化,水流速度变缓,停留时间延长,库水复氧能力受到较大影响,水体对污染物的

降解自净能力亦随之改变。水库蓄水及运行后,库区河段水面变宽,水温结构呈稳定的分层型。电站发电运行期下游水位、流量将发生较大变化,径流的年内分配将改变,还会产生低温水下泄问题。

2.2 水质分析

水质监测项目包括水温、pH 值、溶解氧、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、氨氮、总磷、铜、锌、氟化物、砷、汞、镉、六价铬、铅、氰化物、挥发酚、石油类、硫化物、粪大肠菌群共 20 项,没有检测放射性物质。水体中没有检测出氰化物和汞,有机物(除酚外)主要是以 COD 、 BOD 来表示,没有检测出各有机物具体的名称及含量。

2.3 健康风险评价参数的选择

根据国际癌症研究机构(IARC)和世界卫生组织(WHO)通过全面评价化学物质致癌性可靠程度而编制的分类系统,通过分析所监测项目,可知对人体健康有危害作用的有毒物质主要是:基因毒物质(化学致癌物)砷、镉、铬,躯体毒物质(非致癌物)氨氮、铜、锌、氟化物、铅、挥发酚等。事实上化学致癌物同样具有非致癌危害效应^[10],污染物的毒理学特性^[11]见表 1。

表 1 污染物的毒理学特性(饮水途径)

有毒物质	致癌潜势斜率/ ($kg \cdot d \cdot mg^{-1}$)	毒性参考剂量/ ($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$)
六价铬	41.00	3×10^{-3}
镉	6.10	5×10^{-4}
砷	15.00	3×10^{-4}
氨氮		0.97
氟		0.05
酚		0.10
铅		0.01
铜		0.04
锌		0.30

2.4 风险估算

根据风险计算模型和表 1 的评价参数,可以计算出通过饮用水途径基因毒物质和躯体毒物质造成的平均个人年风险(表 2~3),根据式(1)计算出基因毒物质健康危害的风险度(表 4)。

2.5 结果分析

2.5.1 基因毒物质的健康风险

从表 2 可以看出,基因毒物质由饮水途径所致健康危害的个人年风险在 $(10^{-5} \sim 10^{-4}) a^{-1}$ 之间,风险排序为六价铬>砷>镉,超过瑞典环境保护局、荷兰建设和环境部推荐的最大可接受水平 $1.0 \times 10^{-6} a^{-1}$ 的 10~100 倍,高于 ICRP 推荐的最大可接受值 $5.0 \times 10^{-5} a^{-1}$ 的有支流 10 的铬与干流 01、02、04、05 和 5 个支流的砷,其中支流六价铬污染所产生的健康风险是 ICRP 最大可接受水平的 4.74 倍;砷污染所产生的健康风险是 ICRP 最大可接受水平的 1.07

表 2 饮水途径健康危害的个人年风险

取样点	基因毒物质/(10 ⁻⁵ a ⁻¹)				躯体毒物质/(10 ⁻¹⁰ a ⁻¹)				
	六价铬	镉	砷	氨氮	氟化物	挥发酚	铅	铜	锌
干流 01	0	0	5.34	0.20	14.34	0	0	0	0.58
干流 02	0	0	7.39	0.15	11.71	0	0	0	0.72
干流 03	0	0	1.35	1.19	16.92	0	0	0	0.54
干流 04	0	0.82	13.41	1.12	14.33	0	3.53	0.63	0.45
干流 05	0	0.55	12.72	1.20	16.20	0	0	0.54	0.49
支流 06	0	0	6.05	0.20	10.05	0	3.85	0	0.63
支流 07	0	0	5.38	0.26	8.79	0	0	0	0.36
支流 08	0	0	6.30	0.35	7.51	0	2.57	0.09	0.13
支流 09	0	0	5.38	0.62	11.63	0	0	0	0.54
支流 10	23.73	1.64	13.43	1.46	10.83	0.04	12.18	0.72	16.93

~ 2.68 倍,水样健康风险顺序是干流 04 和支流 10 > 干流 05 > 干流 02 > 支流 08 > 支流 06 > 干流 01 和 支流 07、支流 09。

表 3 有毒污染物所致健康危害的个人年风险

取样点	基因毒物质/(10 ⁻⁵ a ⁻¹)	躯体毒物质/(10 ⁻⁹ a ⁻¹)	总风险/(10 ⁻⁵ a ⁻¹)	取样点	基因毒物质/(10 ⁻⁵ a ⁻¹)	躯体毒物质/(10 ⁻⁹ a ⁻¹)	总风险/(10 ⁻⁵ a ⁻¹)
干流 01	5.34	1.51	5.34	支流 06	6.05	1.08	6.05
干流 02	7.39	1.26	7.39	支流 07	5.38	0.94	5.38
干流 03	1.35	1.86	1.35	支流 08	6.30	1.06	6.30
干流 04	14.23	2.00	14.23	支流 09	5.38	1.28	5.38
干流 05	13.27	2.23	13.27	支流 10	38.80	4.22	38.80

表 4 基因毒物质饮水途径健康危害的风险度

10 ⁻⁴ a ⁻¹							
取样点	六价铬	镉	砷	取样点	六价铬	镉	砷
干流 01	0	0	37.38	支流 06	0	0	42.35
干流 02	0	0	51.73	支流 07	0	0	37.66
干流 03	0	0	9.45	支流 08	0	0	44.10
干流 04	0	5.74	9.39	支流 09	0	0	37.66
干流 05	0	3.85	89.04	支流 10	166.11	11.48	94.01

从表 4 可以看出,按 EPA 对致癌物质可接受的风险水平来衡量,凡是检测到基因毒物质的水体,因风险度 $P > 10^{-4}$,均具有显著的风险。

2.5.2 躯体毒物质的健康风险

从表 2 看出,躯体毒物质由饮水途径所致健康危害的年风险按大小顺序排列为氟化物 > 锌 > 铅 > 氨氮 > 铜 > 挥发酚,但它们对人体健康危害的个人年风险均小于 10^{-8} ,即每千万人口中因饮用水水质的躯体毒物质而受到健康危害(或死亡)的人数不到 10 人。干流的健康风险顺序是氟化物 > 铅 > 氨氮 > 锌 > 铜,支流的健康风险顺序为氟化物 > 铅 > 锌 > 氨氮 > 铜 > 挥发酚。对单个取样点如支流 10,其污染物的健康风险顺序为锌 > 铅 > 氟化物 > 氨氮 > 铜 > 挥发酚。

2.5.3 总的健康风险

水环境健康危害的总风险为基因毒物质和躯体毒物质所产生的健康风险之和。由表 2 可以看出,

基因毒物质所产生的健康风险的数量级为 $10^{-5} \sim 10^{-4}$,而躯体毒物质所产生的健康风险的数量级为 $10^{-11} \sim 10^{-9}$ 。基因毒物质对人体健康危害的个人年风险远远超过躯体毒物质的个人年风险,其中基因毒物质约占 99.99%,躯体毒物质约占 0.01%。

2.5.4 基于健康风险的有毒物质控制目标

通过基因毒物质和躯体毒物质对人体健康风险分析,按照 ICRP 推荐的最大可接受风险水平来确定有毒污染物治理目标:

- a. 优先治理地点是支流 10,因其存在较大风险和较多的风险因素,应作为风险管理的重中之重。
- b. 优先治理的是基因毒物质,其顺序为六价铬 → 砷 → 镉,由于点源处理费用低于面源处理费用,所以排查出风险较大的污染源,应当及时就地处理。
- c. 治理强度顺序按超标倍数的不同,为六价铬先于砷。

2.5.5 水库建设对健康风险的影响

调查待建水电站所在的城市区域,经济相对较为发达,工业废水排放量约占全流域废水排放总量的 48%,污染源以有机物为主。由于工业生产布局的不平衡,绝大部分工矿企业分布在支流,因此个别支流水源污染严重。考虑到水库蓄水和运行后,水库水体污染物降解自净速率受到较大影响,其原因主要是水库水力条件和复氧条件发生了较大变化,而水库复氧条件主要与水库调节性能有关^[12]。水库集中耗氧系数只有天然河道的 1/6,有机物降解自净速率下降明显^[13]。通过模拟预测,该水库在 4、6、7、9、10 月份灌溉期下泄水温将分别下降 6.42℃、2.59℃、2.53℃、1.26℃、1.32℃。耗氧系数和水温的降低,将影响到水库和下游河道有机污染物的自净能力,健康风险将在原有基础上增加,所以要加强污染源的治理。

3 结论与建议

- a. 水环境健康风险评价模型的建立,可以将水

环境质量和公众健康危害定量地联系起来;以风险度作为评价指标定量地描述了环境污染对公众健康危害的程度,使评价指标落实到人体健康上,为饮用水水源风险管理和决策提供了科学基础和重要依据。

b. 在我国,水库一般都是饮用水源。实例计算结果说明,对于饮用水,虽然污染物浓度可能很低,但饮用水对每个人每天都是必需的。因此,即使污染物的健康风险程度很小,但长期的低剂量暴露仍然会严重地危害人体的健康,因而必须重视这方面的研究,以提高饮用水的安全性。

c. 由于我国现行环境保护法和环境影响评价法只对规划和建设项目开展环境影响评价作出了规定,尚未涉及环境健康评价方面的内容。根据国际辐射防护委员会(ICRP)、美国 EPA、瑞典和芬兰等国家的健康风险衡量标准得出基因毒物质对人体健康危害是不同的,相比较而言,ICRP 属于较宽松的标准。有必要选择典型的饮用水源和水源中典型的有毒物质,特别是环境激素,开展健康风险评价研究,为建立适用我国实际的饮用水源健康风险评价体系提供实践经验。

参考文献：

[1] 毛小苓,刘阳生. 国内外环境风险评价研究进展 [J]. 应用基础与工程科学学报,2003,11(3) 266-273.
[2] 胡二邦. 环境风险评价实用技术和方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社,2000.
[3] 陈鸿汉, 谌宏伟, 何江涛,等. 污染场地健康风险评价的

理论和方法 [J]. 地学前缘,2006,13(1) 216-223.
[4] National Research Council. Science and judgment in risk assessment [M]. Washington D C :National Academy Press, 1994.
[5] EPA. Risk assessment guidance for superfund volume human health evaluation manual(Part A) (EPA/540/189/002) [R]. Washington D C :Office of Emergency and Remedial Response EPA,1989.
[6] ELEONORA W,DAWN I,RAFAL K,et al. Human health risk assessment case study :an abandoned metal smelter site in Poland [J]. Chemosphere,2002,47 207-515.
[7] EPA 601/5289-2001, Supplement risk assessment Part 1 : guidance for public health risk assessment [S].
[8] EPA. Methods for the determination of organic compounds in drinking water (EPA/600/4-90/020) [R]. Washington D C : Office of Emergency and Remedial Response EPA,1990.
[9] DRISHNAN K,PATERSON J,WILLIAMS D T. Health risk assessment of drinking water contaminants in Canada : the applicability of mixture risk assessment methods [J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology,1997,26 179-187.
[10] 孙冬,王玉才,谢春梅. 垃圾焚烧烟气中污染物对人体健康风险评价 [J]. 环境卫生工程,2004,12(3) 144-166.
[11] National Research Council. Risk assessment in the federal government :managing the process [M]. Washington D C : National Academic Press,1983.
[12] 詹彦,周孝德,宋杰红. 待建水库水质参数的研究 [J]. 东北水利水电,2005,23(4) 40-42.
[13] 李精华. 东江水库有机物自净能力分析 [J]. 水电站设计,1999,15(3) 76-78.

(收稿日期 2007-03-18 编辑 傅伟群)

· 简讯 ·

《淮北市水价管理暂行办法》出台

淮北市作为安徽省国家级节水型社会建设试点城市,水价管理相关规定的制定是该市节水型城市建设中制度建设的重要组成部分,同时,健全水价管理制度、规范定价程序、加强供水管理的最终目的是实现对水价的科学管理、促进资源产品的价格改革。

《淮北市水价管理暂行办法》共分总则、水价的分类与构成、水价的审核与管理制度、权利义务及法律责任、附则等 5 章 38 条,适用于淮北市行政区域内的城市供水价格、水利工程供水价格、城市排水价格、污水处理费和中水价格的管理。淮北市政府鼓励发展的民办民营水利工程供水价格,实行政府指导价,其他水利工程供水价格实行政府定价。水利工程各类用水均实行定额管理,超定额用水实行累进加价。水利工程供水逐步推行基本水价和计量水价相结合的两部制水价。供排兼用的水利工程,排水费应单独核定标准,与供水水费分别计收等详细内容,该暂行办法由淮北市价格主管部门负责解释。

《淮北市水价管理暂行办法》的出台,能够规范淮北市的水价管理,保护和合理利用水资源,促进节约用水。

(淮北市水务局李锋供稿)