

DOI:10.19948/j.12-1471/P.2023.03.08

湖南某典型矿区地下水重金属健康风险评价

毛宽振^{1,2},李海明³,明强²,刘欢¹,赵航²,卢柏松¹,郝文杰^{4,5}(1.青岛地矿岩土工程有限公司,青岛 山东 266101;2.青岛地质工程勘察院(青岛地质勘查开发局),
青岛 山东 266101;3.中水北方勘测设计研究有限责任公司,保定 河北 071051;4.中国地质调查局水文地质
环境地质调查中心,保定 河北 071051;5.自然资源部地质环境监测工程技术创新中心,保定 河北 071051)

摘要:本文通过分析湖南省某个典型矿区地下水水文地球化学调查数据,依托健康风险评价机制(Health Risk Assessment, HRA)评估了男性和女性在不同暴露途径下的健康风险,主要评价指标包括致癌物质砷(As),非致癌化学物质钴(Co)、锰(Mn)、钼(Mo)、硒(Se)和钡(Ba),可能致癌物质锑(Sb)等,结果表明,矿区地下水监测点的重金属含量会对人体造成一定的健康风险,其中女性的健康风险值比男性风险值更大,女性健康风险总值的最大值和最小值分别为 1.69×10^{-3} 、 6.37×10^{-3} ,男性分别为 4.36×10^{-2} 、 1.75×10^{-3} 。研究区中锑(Sb)元素对人体造成的非致癌健康风险值最大,钴(Co)元素的非致癌风险值最小。致癌物质砷(As)对男性和女性造成的致癌风险均值均为 1.73×10^{-2} 、 1.80×10^{-2} ,超过可接受范围的10倍,且男性和女性皆仅有6处水样点处于最大终身可接受风险水平之内。综上所述,研究区地下水水文地质化学指标造成的人体健康风险整体非常高,其中锑、砷的污染最为严重。

关键词:地下水;健康风险;致癌物质;非致癌物质**中图分类号:** X523**文献标识码:** A**文章编号:** 2097-0188(2023)03-0057-11

地下水作为世界上最大的淡水储存库,全球范围内三分之一的淡水资源来源于地下水。地下水不仅为大部分人提供宝贵的淡水资源,在人类生活、生态系统和可持续发展中发挥着越来越重要的作用^[1]。地下水污染的问题成为政府、企业和群众关心的重大问题,人们的意识也开始加强,水质安全日益成为国家可持续发展和保障国民健康面临的重要课题^[2-5],所以开展相关研究对区域地下水资源的生态环境的建设与保护都具有十分重要的意义^[6]。而金属矿区是地下水的主要污染源之一,体现为重金属污染严重,且具有毒性高、降解难、富集易等特点。如Pb、Cr、Hg、Se、Mn等重金属,具有较强的毒性,重金属元素在人体中的累积效应给区域人群健康带来了巨大的潜在风险,对人体器官造成的危害极为严重^[7-9],长时间一定剂量的地下水微量金属元素暴露于人体中,会对人体产生致癌和非致癌等健康风险^[10]。而这些重金属的主要来源即为我们创造极大价值的矿山,其产生的尾矿、粉尘、废石、废水等,都会

导致重金属向土壤和地下水中扩散和渗透,对地下水水体造成严重污染,从而对人体带来不可磨灭的伤害。随之,地下水健康风险评价开始逐步成为环境风险评价的重要组成部分^[11]。

健康风险评价(Health Risk Assessment, HRA)兴起于上世纪80年代^[12],主要评价指标为风险度。通过相关模型公式,计算出人体暴露于某种有害评价因子对人体产生不良影响的概率,进而达到定量评价的目的^[13]。《超级基金场地健康评价手册》中提出的四步法(美国国家环境保护局(USEPA)1989年颁布的)是目前应用较为普遍的健康风险评价方法。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)^[14-16]。2021年,中国也出台了《化学物质环境健康风险评估技术指南》(WS/T 777—2021),从危害识别、反应评估、暴露评估和风险表征等方面提出更为系统全面的健康风险评价标准^[5]。我国的健康风险

收稿日期: 2023-04-17**资助项目:** 国土资源部公益性行业科研专项基金项目:“典型矿山地质环境监测预警关键技术研究(200911036)”

作者简介: 毛宽振(1989-),男,工程师,毕业于石家庄经济学院地质工程专业,主要从事水源地调查、水文地质环境地质调查、地质勘探、地热调查等, E-mail: 1025419362@qq.com; *通讯作者: 郝文杰(1984-),男,高级工程师,主要从事地质环境监测仪器研发与试验研究, E-mail: haowenjie@mail.cgs.gov.cn。

<http://hbdz.org.cn>

评价工作开始于20世纪90年代初^[17],最初主要应用于核工业等领域。随着水污染越来越严重,关于水环境的健康风险评价的要求越来越迫切,而且越来越多的学者进入该领域的研究,但主要集中于对地表水污染的评价,评价的污染物主要是无机污染物,也有少量对有机物和微生物的评价^[18-19]。随着研究的逐步开展,关于各种介质的评价研究均有较大发展。从学者已有的健康风险评价研究中可以发现,与地下水相关的研究较少,且评价模型多数为直接套用USEPA制定的评价模型、暴露参数等^[20-21]。但是在实际情况中,由于人的体格、生活习惯等差异,直接引用USEPA公布的暴露参数对评价结果的可靠性有直接影响。杨彦等对常州市浅层地下水的重金属污染进行了健康风险评价^[22],对参数的选择是经过调查研究进行确定的,常州位于江苏省,与本次研究的湖南省同属中国南方,人们的生活习惯等相似。本次对研究区的健康风险评价参数我们主要依据居民的实际调查暴露参数、常州居民暴露参数以及USEPA公布的参数共同制定。

研究区锑矿区的矿产种类较多,致使产生的重金属污染种类较多,所以对研究区地下水的健康风险评价迫在眉睫。通过本次研究可以使相关人员更好地了解矿区地下水污染状况,为矿区地下水防治与公共健康风险控制提供科学依据,从而制定有效的措施,减少对居民造成的健康风险。

1 研究区概况

1.1 研究区人文经济概况

调查区位于湖南省冷水江市,地理坐标为东经 $111^{\circ}25'47''$ — $111^{\circ}31'22''$,北纬 $27^{\circ}49'28''$ — $27^{\circ}43'05''$ 。研究区的锑矿产业于1897年开始投入生产,距今已有百余年历史。矿产生产加工是当地政府和居民的主要经济来源,素有“世界锑都”与“江南煤海”之称^[23-24]。该矿区已查明大型矿床2处,中型矿床1处,小型矿床3处,北部锡矿山锑矿田为锑矿产集中分布区,累计探明矿产资源储量2 626.5万吨(金属储量855 202吨),储量非常丰富,位于全国之首,为世界第一大锑矿田^[25,26]。矿山内居民合计约17 100人,其中城镇居民约15 000人,农村居住村民约2 100人^[27,28]。冷水江市锑矿开采活动始于清朝晚期,开采至今已有百年历史,开采期间产生了大量的废气、废渣、废水等“三废”,对当地土壤和地下水环境造成了

严重的破坏,对当地居民的人体健康造成了不同程度的风险^[29,30]。

1.2 水文地质条件

1.2.1 断层带含、导水性

区内北北东组F75、F72、F3及北北西组F19、F17、F104等断层是矿床内规模较大且力学性质基本相同的正断层,由于断层上下盘围岩多为泥质灰岩、砂岩、页岩等,断层破碎带中都是一些断层泥、砂页岩、灰岩碎块组成,胶结紧密。经钻孔注水试验,单位注水量很小($0.001\ 4\ \text{L/S}\cdot\text{m}$),特别是F75主干断层,经坑道7、9、11、13中段14条穿脉揭露,断层带全充填页岩、灰岩、砂岩等碎块。在坑道揭露中也发现有更次级小规模断层和裂隙对矿床充水,主要导通硅化灰岩、硅化岩破碎带裂隙水,如走向北东及北西向更次级断层,倾角在 60° 以上,走向延伸几米至几十米,破碎带宽度最大约1.5 m,岩性主要为硅化灰岩,次为灰岩,流量($0.01\sim 0.5$) L/S。

1.2.2 地下水流动状态

锡矿山矿区位于含水层的分水岭处,东面为云斜煌斑岩隔水岩层,西面隔水边界为F75断层,形成一个南北流动的含水构造单元,从而使矿床与区域地下水相隔;研究区中部存在局部分水岭,处于七里江位置,使南北两矿各为独立;矿床内分布的地表水体皆为小型水体。因此,矿床地下水主要依靠大气降水渗入补给,矿床裸露岩石的空洞裂隙和老窿,以及少数未封孔的废弃钻孔和地表的硅化灰岩破碎带成为含水层的补给区。含水层整体补给区域较小,含水层中的地下水主要以灰岩溶隙及溶洞流、层间破碎带散流及硅化灰岩裂隙流的形式存在,一般由位于研究区中部的七里江分水岭向南、向北分流排泄到研究区外,径流距离相对较短。排泄方式主要以泉的形式流出,极少一部分通过断层排泄。锡矿山采矿活动范围大,开采深的地区就形成了人工排泄区。矿床地下水动态以水位、水量变化幅度较大为主要特征,由于多为降雨补给,所以地下水动态变化与降雨量密切相关,季节性变化明显,雨季地下水位迅速上升,流量急剧增大,如降雨前7号泉点观测流量为2.129 L/S,降雨30分钟后,流量迅速增至14.13 L/S。地下水水位的月变幅基本处于为2.40 m左右,年平均变幅为7.6 m。区内矿山因抽排地下水对地下含水层造成了一定程度的影响,但未出现水资源匮乏情况,基本未造成井泉干枯,对区域地下水

均衡影响总体较小。

2 样品采集与测试方法

2.1 样品采集与测试方法

2.1.1 取样点布设原则

依据《地下水环境监测技术规范》(HJ164-2020)、《场地环境监测技术导则》(HJ 25. 2-2014)、《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006)和《地下水水质标准》(DZ/T0290-2017),以及《全国水资源综合规划技术细则》等,制定以下取样点布设原则:

(1)南区和北区两个矿区分别属于不同的水文地质单元,根据两个独立的水文地质单元地质条件分别布设网点。

(2)按照矿区废渣淋滤水、洗选矿水、矿坑排水等污染源分布情况,分别在南北两区各个水文地质单元的地下水补、径、排地段布设水质监测网点,点距一般为150~200 m。

(3)结合矿区原有的监测井、民井以及泉点分布情况,根据地下水实际出露情况及补、径、排条件,适当增设和调整地下水水质监测点,不宜均匀布点。

2.1.2 监测网的布设

(1)矿区地下水水质污染监测点网络的控制面积为30 km²。

(2)矿区共布设26个地下水水质污染监测点。

本次研究在研究区共取地下水水样点26个,其分布图如图1。

2.1.3 重金属评价指标选取原则

多种表征因子加以表现才能达到地下水功能评价的目的,而表征因子指标的选择多种多样,不能机械地、没有选择性地直接把全部因子纳入评价指标体系,否则会冲淡主导因素的作用,影响评价结果的准确性,所以必须对评价因子做最优选择,其选取原则为^[31-32]:1)主导性原则;2)可度量性原则;3)可操作性原则;4)覆盖面广;5)灵活性原则等。

研究区的矿物成份相对简单,其化学成分也比较简单,除主要开采元素锑外,其伴生元素还有As、Hg、Ag、Cu、Pb、Sn、V、Zn、Mo、Ga、B等化学元素。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^[33-34],研究区伴生元素中人体必需的微量元素有Mo、Co、Mn;有害物质有As、Ba、Sb;致癌物质有As,非致癌物质有Mn、Se,可能致癌物质有



图1 研究区取样点分布图

Fig.1 The sampling point distribution in the study area

Co、Sb。

结合以上原则以及本文的评价目标,选择重金属Mo、As、Co、Mn、Ba、Sb、Se作为评价指标。

2.1.4 采样与测试方法

(1)地下水样品采集与保存

依据《生活饮用水标准检验方法》(GB5749-2006,GB/T5750.1~5750.13-2006),取样前对容器按规定进行酸洗或碱洗,然后蒸馏水冲洗,采样时用源水冲洗仪器至少3次。使用非一次性的地下水采样设备,在采样前后需对采样设备进行清洗,清洗过程中产生的废水,应集中收集处置;对于未添加保护剂的样品瓶,地下水采样前用待采集水样润洗2~3次。As、Mn、Sb等重金属样品用250 ml聚乙烯塑料瓶,加硝酸调至pH小于2,在10天内分析完毕。

(2)地下水样品测试方法

根据和《生活饮用水标准检验方法》(GB/T5750.6-2006)以及《水质 钼的测定》(HJ 602-2011)对各项指标的检测要求,为确保样品分析质量,根据不同分析方法的质量水平,配备不同的仪器。主要测试仪器包括气相色谱-质谱仪、原子吸收分光光度

计、原子荧光光度计等。各种检测组分采用的标准检测方法见表1。

2.3 健康风险评价模型

本次地下水健康风险评价以研究区成年男子和女子作为评价对象,依据调查研究区的相关人体暴露参数,针对饮用水和人体皮肤两种暴露途径分别

从化学致癌物质以及非化学致癌物质两个不同角度,进行健康风险评价^[35-37]。

2.3.1 指标重金属因子的暴露剂量计算

(1) 饮用水暴露途径

饮用水暴露途径的单位体重日均暴露剂量(ADD_{intake})的计算公式如下:

表1 地下水样品重金属评价指标因子测试方法

Table 1 Test method of heavy metal evaluation index factors for groundwater samples

元素	标准	方法
砷	GB/T 5750.6-2006	生活饮用水标准检验方法 金属指标(6.1)氢化物原子荧光法
硒	GB/T 5750.6-2006	生活饮用水标准检验方法 金属指标(7.1)氢化物原子荧光法
锑	GB/T 5750.6-2006	生活饮用水标准检验方法 金属指标(19.1)氢化物原子荧光法
钴	GB/T 5750.6-2006	生活饮用水标准检验方法 金属指标(14.1)无火焰原子吸收分光光度法
铜	GB/T 5750.6-2006	生活饮用水标准检验方法 金属指标(13.1)无火焰原子吸收分光光度法
锰	GB/T 5750.6-2006	生活饮用水标准检验方法 金属指标(4.2)火焰原子吸收分光光度法
钡	HJ 602-2011	水质 钡的测定 石墨炉原子吸收分光光度法

$$ADD_{intake} = \frac{CW \cdot IR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (1)$$

式中:ADD_{intake}为单位体重日均暴露剂量,mg/(kg·d);CW为地下水中目标污染物的质量浓度,mg/L;IR为男性或女性的日均饮水量,L/d;EF为暴露频率,d/a;ED暴露持续时间,a;BW为居民的平均体重,kg;AT为评价暴露时间,d^[38-39]。

(2) 皮肤暴露途径

皮肤暴露途径主要是指居民在利用地下水洗浴时,地下水与人体皮肤的接触,ADD_{dermal}为经皮肤吸收的单位体重日均暴露剂量^[40],计算公式如下:

$$ADD_{dermal} = \frac{CW \cdot SA \cdot PC \cdot ET \cdot EF \cdot ED \cdot CF}{BW \cdot AT} \quad (2)$$

式中:ADD_{dermal}为皮肤暴露途径的单位体重日均暴露途径剂量,mg/(kg·d);SA为男性或女性的平均皮肤表面积,cm²;PC为化学物质皮肤渗透系数,cm/h;ET为平均每次洗浴时间,h/d;CF为单位转换因子,L/cm³。

研究区的暴露参数^[41]的取值见表2。

2.3.2 化学物质的健康风险表征

(1) 非致癌化学物质的健康风险评价模型

$$R_1 = \frac{ADD}{RfD} \times 10^{-6} \quad (3)$$

式中:R₁为某种非致癌化学物质的有害健康效应而造成的等效死亡的终身危险度;RfD为某种化学非致癌物质在暴露途径下的日均参考剂量,mg/(kg·d);ADD为某种暴露途径下的非化学致癌物的单位体重日均暴露途径剂量,mg/(kg·d)。

表2 健康风险评价暴露参数取值和来源

Table 2 Selection and Source of exposure parameter in health risk assessment

参数	符号	参考值	单位	数据来源
污染物浓度	CW	/	mg/L	实测
日均饮水量	TR	/	L/d	实际调查
人体皮肤表面积	SA	/	cm ²	计算
转换因子	CF	0.001	L/cm ³	US EPA
皮肤渗透系数	PC	/	cm/h	US EPA
暴露频率	EF	365	d/a	估算
暴露持续时间	ED	70	a	US EPA
暴露时间	ET	0.2	h/d	US EPA
体重	BW	/	kg	文献
平均接触时间	AT	25550	d/a	US EPA

注:根据研究区居民生活习惯认为皮肤暴露频率为365 d/a。

(2) 致癌化学物质的健康风险评价模型

$$R_2 = q(\text{人}) \times ADD \quad (4)$$

式中:R₂为某种致癌化学物质有害健康效应造成的等效死亡的终身危险度;q(人)为某种致癌物质的致癌强度系数,(mg/(kg·d))⁻¹;ADD为某种暴露途径下化学致癌物的单位体重日均暴露途径剂量,mg/(kg·d)。

根据国际癌症研究机构(IARC)和世界卫生组织(WHO)全面评价化学物质致癌性可靠程度而编制的分类系统,以及有关资料(USEPA,1986),查得各个指标重金属因子的q(人)值见表3。

(3) 地下水健康风险总评价模型

矿区地下水蓄水构造的水文地质条件,是一套复杂的地质系统,且地下水中各个重金属浓度较低,可假设地下水中不同污染物对人类健康的影响不同,并且不存在任何联系。在对研究区域的地下水

表3 主要化学物质的健康风险评价指标
Table 3 Health risk evaluation index of main chemical

物质名称	非致癌参考剂量		致癌斜率因子		致癌分类
	皮肤致癌	经口致癌	经口致癌	经口致癌	
锰(Mn)	1.84E-03	4.60E-02	/	/	D
钡(Ba)	1.40E-02	2.00E-01	/	/	D
砷(As)	3.00E-04	3.00E-04	1.50E+00	3.66E+00	A
钴(Co)	1.60E-02	2.00E-02	/	/	
钼(Mo)	1.90E-03	5.00E-03	/	/	D
硒(Se)	2.2E-03	5.00E-03	/	/	D
锑(Sb)	8.00E-06	4.00E-04	/	/	D

做健康风险评价时,化学指标因子对人体健康造成的危害可以忽略各指标因子之间的相互影响,所以健康风险总值R利用各个指标化学物质健康风险值的和作为最终评价值^[42],从而可以认为地下水健康风险总评价模型即为非致癌化学物质的健康风险模型与致癌化学物质的健康风险模型相加:

$$R = \sum_j \sum_i R_i \tag{5}$$

式中i为暴露途径;j为污染物类型。

2.4 健康风险评价标准

人体通过直接食用、吸入和皮肤接触3种暴露途径,导致大气、土壤、水和食物链4种介质携带的污染物进入人体,从而对人体健康产生危害的评价即为健康风险评价^[43-44]。本文的研究内容主要是调查人体通过直接摄入和皮肤接触2种暴露途径,地下水中重金属元素对人体健康造成的危害。

本次对研究区的健康风险评价参数我们主要依据USEPA公布的参数以及现场调查制定^[45],并参考常州居民的暴露参数。

2.4.1 基本暴露参数

基本暴露参数主要包括身高以及体重,见表4。

2.4.2 皮肤暴露参数

皮肤暴露途径主要是指在利用地下水洗浴时,人体皮肤与地下水的接触,即身体的表面皮肤与地下水的接触时间与面积为皮肤暴露参数的主要影响因素。人体表面积主要是根据许文生氏公式计算所得:

男性:SA=0.0057H+0.0121W+0.0882 (6)

女性:SA=0.0073H+0.0127W-0.2106 (7)

表4 研究区人均身高、体重
Table 4 Height, weight per capital in the study area

性别	体重/kg		身高/cm	
	范围	均值	范围	均值
男	45.75-94.53	65.23	150.43-194.53	167.93
女	35.24-78.78	57.82	145.28-173.50	160.69

式中:SA为皮肤体表面积(cm²);H为身高(cm);W为体重(kg)^[2]。

根据许文生氏公式,代入基本暴露参数以及人体表面积,得到研究区的皮肤暴露面积,如表5。

表5 研究区的人体暴露体表面积
Table 5 The exposed body surface area of people in the study area

性别	SA/cm ²
男	18 346.84
女	16 967.51

皮肤渗透系数(PC)指对皮肤渗透性测量参数的变异系数,是计算皮肤接触污染水体和污染空气的化学物质吸收量的重要参数,主要表示化学物质渗透皮肤的能力;皮肤吸收系数(ABS)用于估计皮肤吸收的化学物质量,与皮肤渗透系数一起反映化学物质的特征参数^[42]。据USEPA等参考工具书查得与此次评价有关的参数,本次研究选择钴(Co)、锰(Mn)、钼(Mo)、硒(Se)、钡(Ba)和锑(Sb)等重金属作为本次研究评价指标因子,其相关皮肤渗透系数以及皮肤吸收因子参数值,见表6。

表6 不同指标因子的皮肤渗透系数
Table 6 Skin permeability coefficient of different indicators

物质名称	皮肤渗透系数/(cm/h)	皮肤吸收因子
锰(Mn)	0.001	0.001
钡(Ba)	0.001	0.001
砷(As)	0.001	0.03
钴(Co)	0.000 4	0.001
钼(Mo)	0.001	0.001
硒(Se)	0.001	0.001
锑(Sb)	0.001	0.001

2.4.3 饮水暴露参数

人体每天的饮水方式主要为直接饮用,以及间接饮用,两者之和即为人体每天的总饮用水量。直接饮用水水量指使用水杯、碗等饮水容器的饮水量,间接饮用水水量为主食、菜类以及粥等食物含水量。通过对调查地区城镇、农村不同人群饮水摄入率进行分析,及与其他区域数据对比,获得研究区居民每天的饮水量统计结果,见表7。

3 结果与分析

根据WHO和LARC编制的分类系统,化学物质分为化学致癌物质和非致癌化学有毒物,共计5组,我们将这些分组情况权重进行分类(表8)^[30]。致

表7 研究区居民每天饮水量
Table 7 Residents drinking water every day in the study area

饮水类型	男	女
直接饮水量(L/d)	1.22	1.12
间接饮水量(L/d)	1.28	1.19
总饮水量(L/d)	2.50	2.31

表8 化学物质致癌性分组
Table 8 Chemical carcinogen grouping

类别	致癌性
A类	人类致癌物
B1	有限的人类致癌证据
B2	很可能的人类致癌物 无人类致癌证据
C类	可能人类致癌物
D类	不能划分为致癌物
E类	无致癌风险物质

癌物质砷(As)、非致癌化学有毒物钴(Co)、钡(Ba)、锰(Mn)、钼(Mo)和硒(Se),可能致癌物质锑(Sb)为本次调查研究的评价指标因子。

根据健康风险评价模型,代入矿区26个地下水水质监测点的取样点水样中各个指标重金属因子的检测值,经过计算得到化学致癌物以及非致癌物分别对男性和女性造成的健康风险值,见下表所示(表9~11)。

研究区地下水中不同重金属元素对男性和女性造成的危险系数不同。锰(Mn)、砷(As)、钡(Ba)、钴(Co)、钼(Mo)、锑(Sb)和硒(Se)对男性造成非致癌风险值的最大值分别是 $1.04\text{E}-07$ 、 $8.70\text{E}-05$ 、 $1.29\text{E}-08$ 、 $1.15\text{E}-09$ 、 $7.69\text{E}-08$ 、 $4.36\text{E}-03$ 、 $3.61\text{E}-07$,最小值分别是 $8.64\text{E}-09$ 、 $3.84\text{E}-06$ 、 $1.76\text{E}-09$ 、 $1.92\text{E}-10$ 、 $7.69\text{E}-09$ 、 $8.64\text{E}-07$ 、 $1.54\text{E}-08$,平均值分别为 $1.74\text{E}-08$ 、 $3.83\text{E}-05$ 、 $5.55\text{E}-09$ 、 $3.69\text{E}-10$ 、 $1.93\text{E}-08$ 、 $3.42\text{E}-04$ 。

表9 化学致癌物以及非致癌物对男性造成的健康风险值
Table 9 Chemical carcinogens and non carcinogenic risk to the health of men

取样点	非致癌						致癌	
	Mn	Sb	Ba	Se	Co	As	Mo	As
13XKS-01	3.89E-08	3.60E-06	3.13E-09	1.54E-08	3.83E-10	6.78E-05	3.85E-08	3.06E-02
13XKS-02	8.64E-09	1.14E-06	1.96E-09	1.54E-08	7.68E-10	6.40E-05	4.62E-08	2.88E-02
13XKS-03	8.64E-09	1.34E-05	3.33E-09	8.46E-08	1.92E-10	5.63E-05	4.62E-08	2.54E-02
13XKS-04	8.64E-09	2.06E-05	4.31E-09	2.46E-08	3.83E-10	6.40E-06	1.54E-08	2.88E-03
13XKS-05	1.30E-08	9.98E-06	3.13E-09	1.54E-08	1.92E-10	6.65E-05	1.54E-08	3.00E-02
13XKS-06	8.64E-09	8.64E-07	2.54E-09	1.54E-08	1.92E-10	7.04E-05	7.69E-09	3.17E-02
13XKS-07	2.93E-08	2.67E-05	2.54E-09	1.54E-08	3.83E-10	5.89E-05	7.69E-09	2.65E-02
13XKS-08	8.64E-09	3.30E-06	3.52E-09	2.23E-08	1.15E-09	5.36E-05	7.69E-09	2.42E-02
13XKS-09	1.99E-08	5.45E-05	7.05E-09	1.46E-07	1.92E-10	8.19E-05	2.31E-08	3.69E-02
13XKS-10	8.64E-09	2.06E-06	4.10E-09	1.54E-08	9.59E-10	3.59E-05	1.62E-08	1.62E-02
13XKS-11	8.64E-09	7.05E-04	5.87E-09	3.61E-07	3.83E-10	2.04E-05	7.69E-08	9.23E-03
13XKS-12	8.64E-09	1.58E-03	8.80E-09	1.62E-07	1.92E-10	7.80E-05	4.62E-08	3.52E-02
13XKS-13	8.64E-09	4.36E-03	1.05E-08	4.07E-08	1.92E-10	8.70E-05	2.31E-08	3.92E-02
13XKS-14	8.64E-09	7.37E-04	1.24E-08	5.31E-08	7.68E-10	4.61E-05	7.69E-09	2.08E-02
13XKS-15	8.64E-09	1.06E-03	1.29E-08	1.07E-07	9.59E-10	7.16E-05	2.31E-08	3.23E-02
13XKS-16	1.81E-08	1.26E-04	6.85E-09	1.30E-07	3.83E-10	2.56E-05	2.31E-08	1.15E-02
13XKS-17	8.99E-09	1.23E-05	3.72E-09	1.54E-08	1.92E-10	2.04E-05	7.69E-09	9.23E-03
13XKS-18	8.64E-09	6.07E-06	5.08E-09	1.54E-08	1.92E-10	1.24E-05	7.69E-09	5.60E-03
13XKS-19	8.64E-09	8.23E-06	3.91E-09	1.54E-08	1.92E-10	8.19E-06	7.69E-09	3.69E-03
13XKS-20	8.64E-09	2.67E-05	1.04E-08	1.54E-08	1.92E-10	5.50E-06	7.69E-09	2.48E-03
13XKS-21	8.64E-09	1.02E-04	8.80E-09	3.15E-08	1.92E-10	7.16E-06	7.69E-09	3.23E-03
13XKS-22	1.04E-07	1.34E-05	6.66E-09	1.54E-08	1.92E-10	4.99E-06	7.69E-09	2.25E-03
13XKS-23	8.64E-09	6.07E-06	3.33E-09	1.54E-08	1.92E-10	3.84E-06	7.69E-09	1.74E-03
13XKS-24	8.64E-09	5.66E-06	4.70E-09	1.54E-08	1.92E-10	4.99E-06	7.69E-09	2.25E-03
13XKS-25	1.81E-08	4.73E-06	2.93E-09	1.54E-08	1.92E-10	2.04E-05	7.69E-09	9.23E-03
13XKS-26	5.44E-08	2.47E-06	1.76E-09	1.54E-08	1.92E-10	1.66E-05	7.69E-09	7.50E-03
最大值	1.04E-07	4.36E-03	1.29E-08	3.61E-07	1.15E-09	8.70E-05	7.69E-08	3.92E-02
最小值	8.64E-09	8.64E-07	1.76E-09	1.54E-08	1.92E-10	3.84E-06	7.69E-09	1.74E-03
平均值	1.74E-08	3.42E-04	5.55E-09	5.36E-08	3.69E-10	3.83E-05	1.93E-08	1.73E-02

注:致癌物质低于一定浓度是可以造成非致癌风险,加粗处为超过最大终身可接受风险水平值的健康风险值

表 10 化学致癌物以及非致癌物对女性造成的健康风险值
Table 10 Chemical carcinogens and non carcinogenic risk to the health of women

取样点	非致癌						致癌	
	Mn	As	Ba	Co	Mo	Sb	Se	As
13XKS-01	4.05E-08	7.07E-05	3.27E-09	2.93E-07	4.02E-08	3.76E-06	1.61E-08	3.19E-02
13XKS-02	9.01E-09	6.67E-05	2.04E-09	5.88E-07	4.81E-08	1.18E-06	1.61E-08	3.01E-02
13XKS-03	9.01E-09	5.87E-05	3.47E-09	1.47E-07	4.81E-08	1.40E-05	8.82E-08	2.65E-02
13XKS-04	9.01E-09	6.67E-06	4.48E-09	2.93E-07	1.61E-08	2.15E-05	2.57E-08	3.01E-03
13XKS-05	1.35E-08	6.93E-05	3.27E-09	1.47E-07	1.61E-08	1.04E-05	1.61E-08	3.13E-02
13XKS-06	9.01E-09	7.33E-05	2.65E-09	1.47E-07	8.02E-09	9.01E-07	1.61E-08	3.31E-02
13XKS-07	3.06E-08	6.14E-05	2.65E-09	2.93E-07	8.02E-09	2.79E-05	1.61E-08	2.77E-02
13XKS-08	9.01E-09	5.59E-05	3.68E-09	8.81E-07	8.02E-09	3.44E-06	2.33E-08	2.52E-02
13XKS-09	2.07E-08	8.53E-05	7.34E-09	1.47E-07	2.41E-08	5.68E-05	1.53E-07	3.85E-02
13XKS-10	9.01E-09	3.74E-05	4.28E-09	7.35E-07	1.69E-08	2.15E-06	1.61E-08	1.69E-02
13XKS-11	9.01E-09	2.13E-05	6.12E-09	2.93E-07	8.02E-08	7.35E-04	3.77E-07	9.62E-03
13XKS-12	9.01E-09	8.13E-05	9.18E-09	1.47E-07	4.81E-08	1.65E-03	1.69E-07	3.67E-02
13XKS-13	9.01E-09	9.07E-05	1.10E-08	1.47E-07	2.41E-08	4.54E-03	4.24E-08	4.09E-02
13XKS-14	9.01E-09	4.80E-05	1.29E-08	5.88E-07	8.02E-09	7.69E-04	5.53E-08	2.17E-02
13XKS-15	9.01E-09	7.47E-05	1.35E-08	7.35E-07	2.41E-08	1.11E-03	1.12E-07	3.37E-02
13XKS-16	1.89E-08	2.66E-05	7.14E-09	2.93E-07	2.41E-08	1.31E-04	1.36E-07	1.20E-02
13XKS-17	9.36E-09	2.13E-05	3.88E-09	1.47E-07	8.02E-09	1.29E-05	1.61E-08	9.62E-03
13XKS-18	9.01E-09	1.29E-05	5.30E-09	1.47E-07	8.02E-09	6.32E-06	1.61E-08	5.83E-03
13XKS-19	9.01E-09	8.53E-06	4.08E-09	1.47E-07	8.02E-09	8.58E-06	1.61E-08	3.85E-03
13XKS-20	9.01E-09	5.74E-06	1.08E-08	1.47E-07	8.02E-09	2.79E-05	1.61E-08	2.59E-03
13XKS-21	9.01E-09	7.47E-06	9.18E-09	1.47E-07	8.02E-09	1.06E-04	3.29E-08	3.37E-03
13XKS-22	1.08E-07	5.20E-06	6.93E-09	1.47E-07	8.02E-09	1.40E-05	1.61E-08	2.35E-03
13XKS-23	9.01E-09	4.01E-06	3.47E-09	1.47E-07	8.02E-09	6.32E-06	1.61E-08	1.81E-03
13XKS-24	9.01E-09	5.20E-06	4.89E-09	1.47E-07	8.02E-09	5.89E-06	1.61E-08	2.35E-03
13XKS-25	1.89E-08	2.13E-05	3.06E-09	1.47E-07	8.02E-09	4.93E-06	1.61E-08	9.62E-03
13XKS-26	5.67E-08	1.73E-05	1.84E-09	1.47E-07	8.02E-09	2.58E-06	1.61E-08	7.82E-03
最大值	1.08E-07	9.07E-05	1.35E-08	8.81E-07	8.02E-08	4.54E-03	3.77E-07	4.09E-02
最小值	9.01E-09	4.01E-06	1.84E-09	1.47E-07	8.02E-09	9.01E-07	1.61E-08	1.81E-03
平均值	1.81E-08	3.99E-05	5.78E-09	2.83E-07	2.01E-08	3.57E-04	5.60E-08	1.80E-02

注:致癌物质低于一定浓度是可以造成非致癌风险;加粗处为超过最大终身可接受风险水平值的健康风险值

04、5.36E-08(表9)。研究区中锑(Sb)元素对人体造成的非致癌健康风险值最大,钴(Co)元素的非致癌风险值最小。砷(As)元素对男性的影响最大,其致癌风险值的最大值、最小值、平均值分别为3.92E-02、1.74E-03和1.73E-02,其中最小值亦远大于非致癌风险值的最大值。

锰(Mn)、砷(As)、钡(Ba)、钴(Co)、钼(Mo)、锑(Sb)和硒(Se)对女性造成非致癌风险值的最大值分别是1.08E-07、9.07E-05、1.35E-08、8.81E-07、8.02E-08、4.54E-03、3.77E-07,最小值分别是9.01E-09、4.01E-06、1.84E-09、1.47E-07、8.02E-09、9.01E-07、1.61E-08,平均值分别为1.81E-08、3.99E-05、5.78E-09、2.83E-07、2.01E-08、3.57E-04、5.60E-08(表10)。锑(Sb)元素对女性造成的非致癌风险值最大,钡(Ba)元素的非致癌风险值最小。砷(As)元素对女性造成的致癌风险值的最大值、最小值、平均值分别为4.09E-02、1.81E-03、1.80E-02,远大于相应的非致癌

风险值。

根据地下水造成的居民女性和男性健康风险总值的最大值、最小值和平均值,利用Surfer软件绘制男性和女性健康危险总值等值线分布情况,见图2。

结果表明,本次研究所选的7种评价因子造成的男性和女性的健康风险总值基本相似,风险最大值点皆位于13XKS-13取样点处,即矿山乡陶唐街居委会矿山医院北。另外,研究区的锡矿山北矿的人体的健康风险值较高。

根据国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的非致癌物质、致癌物质的最大终身可接受风险水平分别为7E-5和3.5E-3^[46-47],可知砷(As)对男性和女性造成的非致癌健康风险值分别5、6个点,锑(Sb)则皆为7个点,锑(Sb)对男性和女性产生的非致癌健康风险值的均值分别为3.42E-04、3.57E-04,其数值都超过了可接受范围,其他非致癌物质可造成危害的风险均在可接受的范围之内。致癌物质砷(As)对男性和女

表 11 各指标因子对男性和女性造成的健康风险总值
Table 11 Each index factor for the total health risks by men and women

取样点	男			女		
	非致癌	致癌	总	非致癌	致癌	总
13XKS-01	7.15E-05	3.06E-02	3.07E-02	7.49E-05	3.19E-02	3.20E-02
13XKS-02	6.52E-05	2.88E-02	2.89E-02	6.85E-05	3.01E-02	3.02E-02
13XKS-03	6.98E-05	2.54E-02	2.55E-02	7.30E-05	2.65E-02	2.66E-02
13XKS-04	2.71E-05	2.88E-03	2.91E-03	2.85E-05	3.01E-03	3.04E-03
13XKS-05	7.65E-05	3.00E-02	3.01E-02	7.99E-05	3.13E-02	3.14E-02
13XKS-06	7.13E-05	3.17E-02	3.18E-02	7.44E-05	3.31E-02	3.32E-02
13XKS-07	8.57E-05	2.65E-02	2.66E-02	8.97E-05	2.77E-02	2.78E-02
13XKS-08	5.69E-05	2.42E-02	2.43E-02	6.03E-05	2.52E-02	2.53E-02
13XKS-09	1.37E-04	3.69E-02	3.70E-02	1.42E-04	3.85E-02	3.86E-02
13XKS-10	3.80E-05	1.62E-02	1.62E-02	4.03E-05	1.69E-02	1.69E-02
13XKS-11	7.26E-04	9.23E-03	9.96E-03	7.57E-04	9.62E-03	1.04E-02
13XKS-12	1.66E-03	3.52E-02	3.69E-02	1.73E-03	3.67E-02	3.84E-02
13XKS-13	4.45E-03	3.92E-02	4.36E-02	4.63E-03	4.09E-02	4.55E-02
13XKS-14	7.83E-04	2.08E-02	2.16E-02	8.18E-04	2.17E-02	2.25E-02
13XKS-15	1.13E-03	3.23E-02	3.34E-02	1.19E-03	3.37E-02	3.49E-02
13XKS-16	1.52E-04	1.15E-02	1.17E-02	1.58E-04	1.20E-02	1.22E-02
13XKS-17	3.27E-05	9.23E-03	9.26E-03	3.44E-05	9.62E-03	9.65E-03
13XKS-18	1.85E-05	5.60E-03	5.62E-03	1.94E-05	5.83E-03	5.85E-03
13XKS-19	1.65E-05	3.69E-03	3.71E-03	1.73E-05	3.85E-03	3.87E-03
13XKS-20	3.22E-05	2.48E-03	2.51E-03	3.38E-05	2.59E-03	2.62E-03
13XKS-21	1.09E-04	3.23E-03	3.34E-03	1.14E-04	3.37E-03	3.48E-03
13XKS-22	1.85E-05	2.25E-03	2.27E-03	1.95E-05	2.35E-03	2.37E-03
13XKS-23	9.95E-06	1.74E-03	1.75E-03	1.05E-05	1.81E-03	1.82E-03
13XKS-24	1.07E-05	2.25E-03	2.26E-03	1.13E-05	2.35E-03	2.36E-03
13XKS-25	2.52E-05	9.23E-03	9.26E-03	2.64E-05	9.62E-03	9.65E-03
13XKS-26	1.91E-05	7.50E-03	7.52E-03	2.01E-05	7.82E-03	7.84E-03
最大值	4.45E-03	3.92E-02	4.36E-02	4.63E-03	4.09E-02	4.55E-02
最小值	9.95E-06	1.74E-03	1.75E-03	1.05E-05	1.81E-03	1.82E-03
平均值	3.80E-04	1.73E-02	1.76E-02	3.97E-04	1.80E-02	1.84E-02

注:致癌物质低于一定浓度是可以造成非致癌风险;加粗处为超过最大终身可接受风险水平值的健康风险值

性造成的致癌风险均值为 1.73E-02、1.80E-02,超过可接受范围的 10 倍,且男性和女性皆仅有 6 处水样点处于最大终身可接受风险水平之内。从结果中可以看到研究区的地下水对女性造成的健康风险较男性高,但是整体的风险都非常高,说明该矿区的地下水已经受到严重的污染,其中镉、砷的污染最为严重。

4 评价与展望

通过对研究区的健康风险评价可以更加直接看到当地采矿等污染源对地下水的影响,以及地下水的污染扩散情况。同样可以了解到评价因子对研究区的居民造成的健康风险值得大小顺序,定量的描述地下水的污染状态,可以为政府相关部门、采矿公司和居民能够更好的防御和治理的依据。

本次采用的评价因子中,仅有砷(As)和镉(Sb)对人体造成的非致癌健康风险值中有部分点超过超过最大终身可接受风险水平最大,而从平均值的角

度看,镉引起的人体健康风险值比其他评价因子风险值大 1-6 个数量级。砷(As)对人体造成的致癌风险值中的最小值亦远大于非致癌风险值的最大值,而且砷(As)造成的致癌风险中男性和女性在可接受风险值之下的皆仅有 6 个点。从健康风险总值中我们可以看到,风险值较高的区域主要集中在研究区的北矿区,这与南北两矿的开采年代、开采流程的不同、主要矿种以及地下水的流向等都有很大的关系。地下水防御治理的重点应该侧重于北方,对相关矿产的开采流程,废渣等处理工艺进行改进。

本次研究采用的 USEPA 制定的评价模型,包含大量的参数值,对研究的调查范围造成了难度,且评价指标和皮肤渗透系数等都是参照的美国与常州人体结构,与研究区人体参数存在差异。本文研究由于资料有限,参数的采用存在一定的误差,而且本文仅从地下水的角度进行风险评估,缺少土壤以及生物(食品)的风险评估,缺乏有机物等其他化学成分

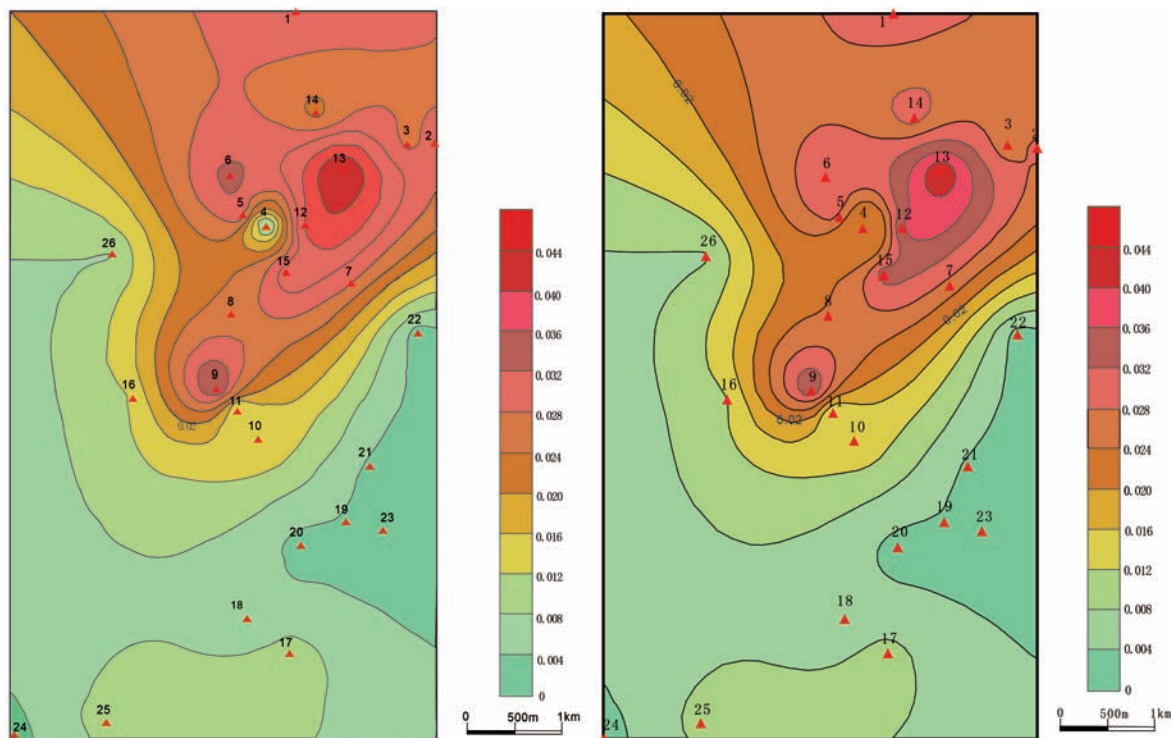


图2 研究区男性(左)和女性(右)健康风险总值分布图

Fig.2 Men (left) and female (right) distribution of total cost of the health risk in the study area

的风险值,因而不能准确全面地反映研究区的健康风险评估值。鉴于此,希望我国能够开展毒理学、环境医学等交叉学科研究,加强监测覆盖面,往多元化方向发展,即从饮水、饮食等暴露途径对有机物以及无机物等造成的健康风险进行全面评估,从而为调查评估提供严谨、全面的科学数据和依据。

5 结论

(1)通过评价模型计算,湖南某典型矿区地下水重金属污染因子中As和Sb对人体产生的健康风险值最大。其中As产生的致癌风险中,风险值超过国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大终身可接受风险水平 $3.5E-3$ 的地下水监测点中,暴露途径为饮水途径时,男性和女性各有20个水样点;为皮肤途径时,男性和女性各有0个水样点。饮水造成的风险值比皮肤暴露造成的风险值大。

(2)利用美国国家环境保护局(USEPA)颁布的健康风险评价模型,针对湖南锡矿山锑矿区的地下水对男性和女性产生的健康风险进行了评价。男性的健康风险总值的最大值以及最小值分别为 $4.36E-2$ 、 $1.75E-03$,女性的健康风险总值的最大值和最小值分别为 1.69 、 $6.37E-03$,女性R为男性R的40倍左右

从数据中我们认为研究区地下水对女性造成的风险要远大于男性。

(3)研究区的男性和女性的健康风险总值的分布具有相似性,其最大值基本处于同一区域,即矿山乡陶唐街居委会矿山医院往北13XKS-13取样点处。

参考文献:

- [1] 蒋万军,孟利山,柳富田,等.张家口地区地下水资源与环境质量现状及开发利用保护建议[J].华北地质,2022,45(3):44-54.
- [2] 刘圣锋,黄军,周媛,等.广西容县地下水水质调查与健康风险评价[J].人民珠江,2019,40(12):6-12.
- [3] WANG J, LIU G, LIU H, et al. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 583:421-431.
- [4] WANG J, LI Y, HUANG J, et al. Growing water scarcity, food security and government responses in China [J]. Global Food Security, 2017, 14:9-17.
- [5] 刘斯文,黄园英,赵文博,等.赣南北部黄陂河流域离子型稀土矿地区水质与健康风险评价,岩矿测试[J].环境化学,2022,41(3):488-498.
- [6] 孙岐发,杨柯,孙苗桢,等.长春新区地下水水质特征及其对生态健康的评价[J].中国地质,2022,49(3):834-848.
- [7] 陈仁祥,高杨,宋勇,等.龙南足洞稀土矿区地下水水质特征及健康风险评价[J].有色金属(矿山部分),2021,73(3):

- 111-118.
- [8] 李世龙,熊建华,邓超冰,等.西江流域柳江水体重金属污染状况及健康风险评价[J].广西科学,2018,25(4):393-399.
- [9] 林苾,梁文静,焦旸,等.陕西潼关县金矿矿区周边农田土壤重金属生态健康风险评价[J].中国地质,2021,48(3):749-763.
- [10] 周巾枚,蒋忠诚,徐光黎,等.崇左响水地区地下水水质分析及健康风险评价[J].环境科学,2019,40(6):2675-2685.
- [11] 杨彦,于云江,魏伟伟,等.常州市浅层地下水重金属污染对城区、城郊居民健康风险评价[J].环境化学,2013,32(2):202-211.
- [12] 章艳红,陈俊华,张卫民,等.抚河南昌段地表水中重金属污染及健康风险评价[J].东华理工大学学报(自然科学版),2022,45(6):589-597.
- [13] 赵春红,申豪勇,赵一,等.汾河流域地表水金属元素分布特征与健康风险评价[J].环境化学,2024,43(2):75-77.
- [14] USEPA. Integrated Risk Information System [EB/OL]. 2010-08-23. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm>.
- [15] U. S. Department of Energy. The Risk Assessment Information System [EB/OL]. 2010-08-23. http://rais.ornl.gov/tox/rap_toxp.shtml.
- [16] USEPA. 2005. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment [EB/OL]. EPA/630/P-03/001F. <http://www.epa.gov>.
- [17] 周星宇.珠江三角洲典型区域地表水影响地下水水质的释放规律及健康风险评价[D].广州:广州大学,2016.
- [18] 李华.资源枯竭城市地质环境代价初步核算及转型路径研究-以冷水江市为例[D].北京:中国地质大学(北京),2016.
- [19] 毛宽振.典型矿区地下水重金属关联特征及污染风险评价[D].河北:石家庄经济学院,2015.
- [20] 段小丽,聂静,王宗爽,等.健康风险评价中人体暴露参数的国内外研究概况[J].环境与健康杂志,2009,26(4):370-373.
- [21] 杨彦,于云江,李定龙,等.温岭地区人群呼吸暴露参数研究[J].环境与健康杂志,2011,28(8):698-70.
- [22] 杨彦,于云江,魏伟伟,等.常州市浅层地下水重金属污染对城区、城郊居民健康风险评价[J].环境化学,2013,32(2):202-211.
- [23] 吴文晖,邹辉,朱岗辉,等.湘中某矿区地下水重金属污染特征及健康风险评估[J].生态与农村环境学报,2018,34(11):1027-1033.
- [24] 余玮,揭雨成,邢虎成,等.湖南冷水江铋矿区苈麻对重金属的吸收和富集特性[J].农业环境科学学报,2010,29(1):91-96.
- [25] 莫昌琨,吴丰昌,符志友,等.湖南锡矿山铋矿区农用土壤铋、砷及汞的污染状况初探[J].矿物学报,2013,33(3):344-350.
- [26] 李雪华.铋矿区沉积物生态风险评价及修复技术研究[D].北京:北京林业大学,2013.
- [27] 雷鸣,曾敏,郑袁明,等.湖南采矿区和冶炼区水稻土重金属污染及其潜在风险评价[J].环境科学学报,2008,28(6):1212-1220.
- [28] 吕炳旭.金属矿山地下水重金属污染特征及评价方法研究[D].石家庄:石家庄经济学院,2012.
- [29] 谢淑容,彭渤.湖南锡矿山土壤重金属污染评价[J].云南地理环境研究,2007,19(4):128-132.
- [30] 余玮,揭雨成,邢虎成,等.湖南冷水江铋矿区苈麻对重金属的吸收和富集特性[J].农业环境科学学报,2010,29(1):91-96.
- [31] 王金哲,张光辉,申建梅,等.地下水功能评价指标选取依据与原则的讨论[J].水文地质工程地质,2008,35(2):76-81.
- [32] 白德荣.地下水功能评价指标选取依据与原则的讨论[J].内蒙古科技与经济,2009,(22):370-372.
- [33] 艾提业古丽·热西提,麦麦提吐尔逊·艾则孜,王维维,等.博斯腾湖流域地下水重金属污染的人体健康风险评估[J].生态毒理学报,2019,14(2):251-259.
- [34] 郭杏妹,李宁,康园,等.佛山市农村饮用水中重金属的健康风险评价[J].暨南大学学报(自然科学与医学版),2014,35(1):21-25.
- [35] 刘楠,陈盟,高东东,等.德阳市平原区浅层地下水水化学特征与健康风险评价[J/OL].环境科学, <https://doi.org/10.13227/j.hjxx.2023.05110>.
- [36] 冉敏,任凌燕,袁露瑜,等.城市供水水源地洞塘水库水质健康风险分析[J].环境化学,2020,06(02):243-244.
- [37] 王兰化,李明明,张鸾,等.某废弃化工场地地下水有机污染健康风险评价[J].地质调查研究,2012,35(4):293-298.
- [38] 李鸣晓,安达,杨昱,等.白洋淀淀中村非规范垃圾堆放地下水污染健康风险评价[J].环境工程技术学报,2012,2(5):449-455.
- [39] 赖书雅,董秋瑶,宋超,等.河南省桐柏一泌阳地区表层土壤钒和钴的分布特征及健康风险评价[J].中国地质,2023,50(1):222-236.
- [40] 田素军,李志博.重金属污染场地调查与健康风险评估:个案研究[J].安全与环境工程,2010,17(3):32-35.
- [41] 吉玉洁.韩城市饮水型氟病区改水前后水质及健康风险评价[D].陕西:长安大学,2021.
- [42] 陈洁.苏州市某电镀遗留场地重金属健康风险评价[D].江苏:苏州科技大学,2018.
- [43] 杨幸,黄沛瑜.黔江区供水水源地水质健康风险评价[J].北方环境,2011,(5):147-148.
- [44] 邓安琪,董兆敏,高群,等.中国地下水砷健康风险评价[J].中国环境科学,2017,37(9):3556-3565.
- [45] 王酩,刘少卿,陈晓民,等.健康风险评价中中国人皮肤暴露面积的估算[J].安全与环境学报,2008,8(4):152-156.
- [46] 王晨希,黄晶,杨紫薇,等.长江镇江段饮用水体中重金属污染现状特征及其健康风险研究[J].生物化工,2023,9(2):133-136.
- [47] 周巾枚,蒋忠诚,徐光黎,等.崇左响水地区地下水水质分析及健康风险评价[J].环境科学,2019,40(6):2675-2685.

The application of remote sensing technology in the monitoring of mining: a case study of Shanxi province

LIU Xiaoxue, CHEN Donglei, HUANG Xuhong, ZHANG Yun, YANG Junquan

(Tianjin Center, China Geological Survey(North China Center for Geoscience Innovation), Tianjin 300170, China)

Abstract: Shanxi Province is rich in mineral resources, and its dominant minerals are coal mines, bauxite mines and iron mines. With the development of social economy, the demand for mineral resources is increasing, and the development speed of mineral resources is also accelerating. At the same time, mine development has caused great damage to the ecological environment, and the contradiction between mining development and environmental protection has gradually intensified. Using remote sensing images combined with ArGIS to monitor mining and utilization can not only provide reliable data for relevant law enforcement departments, but also be of great significance for standardizing regional mine development order and protecting ecological environment. Combining with the interpretation of remote sensing data of mining in Shanxi Province, this paper establishes mine interpretation signs, and puts forward the existing problems in mining, which provides reference for related mine administration and management.

Key words: remote sensing; mining; remote sensing monitoring; Shanxi province

Health risk assessment in the groundwater of a certain mine in Hunan

MAO Kuanzhen^{1,2}, LI Haiming⁵, MING Qiang², LIU Huan¹, ZHAO Hang²,
LU Baisong¹, HAO Wenjie^{3,4}

(1. Qingdao Geologic and Mineral Geotechnical Engineering Co., Ltd, Qingdao 266101, China; 2. Qingdao Geo-Engineering Surveying Institute(Qingdao Geological Exploration Development Bureau) Qingdao 266101, China; 3. Center For Hydrogeology and Environmental Geology Survey, CGS, Baoding 071051, China; 4. Technology Innovation Center for Geological Environment Monitoring, MNR, Baoding 071051, China; 5. China Beifang Water Investigation and Research Institute Co., Ltd. Tianjin 300222, China)

Abstract: The text describes an analysis conducted on hydrogeochemical survey data in a typical mining area in Hunan Province, China. By utilizing the Health Risk Assessment (HRA) mechanism, the study evaluated the health risks for males and females associated with different exposure pathways. The main assessment indicators included the carcinogenic substance arsenic (As), as well as non-carcinogenic chemically toxic substances cobalt (Co), manganese (Mn), molybdenum (Mo), selenium (Se), and barium (Ba), with antimony (Sb) identified as a potential carcinogenic substance. The research findings indicated that heavy metal content in the groundwater of the mining area poses certain health risks to the human body. Notably, the health risks for females were found to be greater than those for males. The maximum and minimum values of health risk for females were 1.69 and 6.37E-03, respectively, while for males, they were 4.36E-2 and 1.75E-03, respectively. Among the studied elements, antimony (Sb) posed the highest non-carcinogenic health risk to humans, while cobalt (Co) posed the lowest. The average carcinogenic risk for both males and females caused by arsenic (As) was 1.73E-02 and 1.80E-02, respectively, exceeding the acceptable range by 10 times. Moreover, only six water samples for both males and females were within the maximum acceptable lifetime risk level. In conclusion, the hydrogeochemical indicators in the research area pose a significantly high health risk to humans, with antimony and arsenic being the most severe pollutants.

Key words: underground water; health risk; carcinogenic substance; non carcinogens