

有色金属矿产品放射性限值管理标准的相关问题研究

严文勋<sup>1</sup>, 李建军<sup>1</sup>, 郑建明<sup>1</sup>, 封亚辉<sup>1</sup>, 朱金连<sup>2</sup>, 王宁伟<sup>2</sup>

中图分类号: R141 文献标识码: C 文章编号: 1004-714X(2010)04-0407-03

【摘要】目的 指出我国现行的《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664-2006)标准中关于有色金属矿产品放射性剂量限值和核素比活度限值存在的问题,并提出相应解决思路。方法 根据所查阅的国内外相关文献,结合我国的实际国情,提出我国有色金属矿产品放射性限值确立的思路。结果 提出了我国有色金属矿产品放射性限值确立的思路。结论 提出了制订我国有色金属矿产品放射性限值的考量标准,为这一标准的修订提供了参考和建议。

【关键词】 有色金属矿产品;放射性;剂量限值;比活度限值;

近年来,我国各口岸不断出现进口有色金属矿产品放射性超标事件,这使得口岸对于进口有色金属矿产品的放射性越来越重点关注。矿物的伴生放射性来源于其中所伴生的天然放射性核素,核素与矿物的伴生与其形成的地质条件有着密不可分的关系<sup>[1]</sup>。相关文献调研表明<sup>[2,3]</sup>,各类有色金属矿产品中,铜(精)矿、铅(精)矿、锌(精)矿、稀土矿、锆(英砂)、混合铅锌(精)矿、锡(精)矿、镍(精)矿、钴(精)矿、金(精)矿、钽铌(精)矿都是放射性可能超标的高风险矿种,高放风险矿种总结见表1。

表1 高放风险有色金属矿产品种类

矿种	矿种	矿种	矿种
铜(精)矿	铅(精)矿	锌(精)矿	稀土矿
锆(英砂)矿	混合铅锌(精)矿	锡(精)矿	镍(精)矿
钴(精)矿	金(精)矿	钽铌(精)矿	

我国进口的有色金属矿产品种类多,量较大。总的来说,基本全部覆盖了上述11个高放风险矿种,其中铜(精)矿的进口量非常大,因此,口岸对这些放射性可能超标的高放风险矿种应该重点检测、监控。伴生放射性矿具有产生放射性污染的废物量大、影响区域广泛的特点,而且放射性废物中核素的半衰期很长决定了其产生放射性影响的长期性。一旦水体、土壤或人居住的环境被伴生放射性矿污染,其治理将花费极大的代价,且这种代价未必能取得积极明显的成效。如果对这些放射性超标的有色金属矿产品达不到有效的监控和检测,导致其进入生产和流通领域,将会给我国工业生产和人民生命健康带来不可估量的损害<sup>[4]</sup>。因此,制订科学、合理的限值管理标准来对进口有色金属矿产品的放射性进行检测(监测)监管具有十分重要的现实意义。

1 存在的问题及相应解决方案

目前,我国政府已于2003年开始实施《中华人民共和国放射性污染防治法》。该法要求对伴生放射性矿开发利用过程中发生的放射性污染采取防治活动。而我国对矿产品中放射性核素的限制起步晚,至2006年,我国才颁布实施了《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664-2006)的国家标准,该标准的实施对我国进口有色金属矿产品的放射性监测、检测具有指导意义,但该标准中对有色金属矿产品的放射性剂量限值以及核素比活度限值的规定有值得商榷和改进的地方。

《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664-2006)中规定了有色金属矿产品放射性的检测标准为:在距有色金属矿产品货堆(直径≥2m,厚度≥1m)表面0.1m处测量的条件下,矿产品γ辐射剂量率(包括天然本底值)的现场检测筛选水平为400μGy/h同时满足有色金属矿产品的天然放射性核素<sup>238</sup>U、<sup>235</sup>Ra、<sup>232</sup>Th衰变系中的任一核素活度≤1Bq/g、<sup>40</sup>K≤10Bq/g。

从上述《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664-2006)关于有色金属矿产品放射性剂量限值的规定可以看出,该标准中采用了统一的“400μGy/h”的剂量限值(包含天然本底值)作为判断进口有色金属矿产品放射性是否超标的依据。然而实际情况却并非如此,因为不同地区的天然放射性本底值不尽相同,甚至差别较大,这样采用统一的“400μGy/h”的剂量限值(包含天然本底值)的方式显然忽略了天然本底值的变化所带来的影响。表2中列出了UNSCEAR 2000年报告得到的世界各国或地区的平均γ室外空气吸收剂量率(即所谓的天然本底值)。

从表2中可以看出,世界上γ室外空气吸收剂量率最小的国家为塞浦路斯,均值为18μGy/h而最大的国家为澳大利亚,均值为93μGy/h。我国的γ室外空气吸收剂量率均值为62μGy/h,γ室外空气吸收剂量率均值超过我国的有加拿大、哈萨克、俄罗斯、法国、阿尔及利亚、保加利亚、伊朗、芬兰、阿尔巴尼亚、挪威、意大利、西班牙、泰国、墨西哥、韩国、斯洛伐克、葡萄牙、我国香港、马来西亚、澳大利亚等20个国家或地区。

总的来说,世界各国或地区的γ室外空气吸收剂量率均值相差不大,均值最大的澳大利亚和均值最小的塞浦路斯也只相差75μGy/h。尽管如此,世界上还存在一些国家的部分地区的γ室外空气吸收剂量率异常偏大,也即通常所说的高本底地区,其中包括巴西、我国、埃及、法国、印度、伊朗、意大利、纽埃岛和瑞士等国家的部分地区。世界各国高本底地区的γ室外空气吸收剂量率如表中3所示,其中伊朗的“Ramsar”和法国的“Southeast”地区超过了10000μGy/h,属于超高本底地区。

从表3还可以看出,我国广东阳江地区的放射性天然本底就超出平均水平达5倍之多,也属于高本底地区。表3中所列的较大一部分高本底地区的天然本底值已经超过了《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664-2006)中规定的“400μGy/h”的限值,如果单纯以该标准规定的限值作为现场检测的标准,天然本底值即可造成检测结果超标。因此,忽略不同地区天然本底值的差异而采用固定的“400μGy/h”的剂量限值标准来判断矿产品放射性是否超标,显然是不科学的,也是不合适的。在此基础上,笔者认为,《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664-2006)标准中采用统一的平均本底值的计算方式是不合理的,应当考虑到当地实际的天然本底水平,采用“外来剂量值+现场本底值”的筛选标准有区别对待,即将矿产品产生的放射性剂量视为“外来剂量值”,将当地的天然

基金项目:国家质检总局科技计划项目(编号 2009 K121)  
作者单位:1.江苏出入境检验检疫局,江苏 南京 210004;2.镇江出入境检验检疫局,江苏 镇江 212003  
作者简介:严文勋(1980~),男,湖北荆州人,工程师,博士,从事化矿金相关检验研究工作。

表 2 UNSCEAR 2000 年报告的世界各国或地区的  $\gamma$  室外空气吸收剂量率<sup>[5-7]</sup>

国家或地区	室外空气吸收剂量率 ( nGy/h)		国家或地区	室外空气吸收剂量率 ( nGy/h)		国家或地区	室外空气吸收剂量率 ( nGy/h)	
	范围	均值		范围	均值		范围	均值
塞浦路斯	9 ~52	18	苏丹	26 ~690	53	法国	10 ~250	68
冰岛	11 ~83	28	日本	21 ~77	53	阿尔及利亚	20 ~133	70
埃及	8 ~93	32	印尼	47 ~63	55	保加利亚	48 ~96	70
荷兰	10 ~60	32	印度	20 ~1100	56	伊朗	36 ~130	71
文莱	3 ~70	33	菲律宾	31 ~120	56	芬兰	45 ~139	71
英国	8 ~89	34	斯洛文尼亚	4 ~147	56	阿尔巴尼亚	20 ~350	71
爱尔兰	1 ~180	42	希腊	30 ~109	56	挪威	20 ~1200	73
古巴	26 ~53	42	瑞典	40 ~500	56	意大利	3 ~228	74
奥地利	20 ~150	43	台湾省	17 ~87	57	西班牙	40 ~120	76
比利时	13 ~80	43	立陶宛	36 ~85	58	泰国	2 ~100	77
瑞士	15 ~120	45	爱沙尼亚	14 ~230	59	墨西哥	42 ~140	78
波兰	18 ~97	45	叙利亚	52 ~67	59	韩国	18 ~200	79
巴拉圭	38 ~53	46	罗马尼亚	21 ~122	59	斯洛伐克	24 ~154	79
美国	14 ~118	47	匈牙利	15 ~130	61	葡萄牙	4 ~230	84
卢森堡	14 ~73	49	中国	2 ~340	62	香港	51 ~120	87
德国	4 ~350	50	加拿大	43 ~101	63	马来西亚	55 ~130	92
智利	21 ~83	51	哈萨克	10 ~250	63	澳大利亚	~	93
丹麦	35 ~70	52	俄罗斯	12 ~102	65			

表 3 世界高本底地区的  $\gamma$  室外空气吸收剂量率<sup>[8]</sup>

国家	区域	室外空气吸收剂量率 ( nGy/h)
巴西	Guapari	340
	Minas Gerais and Goias Pocos de Caldas	2 800
中国	阳江	370
埃及	Nile delta	20 ~400
法国	Central region	20 ~400
	Southwest	10 ~10 000
印度	Kerala and Madras	1 800
	Ganges delta	260 ~440
伊朗	Ramsar	70 ~17 000
	Mahallat	800 ~4 000
意大利	Lazio	180
	Campania	200
	Orvieto town	560
	South Toscana	150 ~200
纽埃岛	Pacific	最大 1 100
瑞士	Tessin Alps Jura	100 ~200

然本底剂量视为“现场本底值”，将“外来剂量值”和“现场本底值”区别开来，现场检测的结果应当以“外来剂量值”的大小作为是否超标的依据。

此外，《有色金属矿产品的天然放射性限值》( GB 20664—2006) 规定了进口有色金属矿产品中天然放射性核素  $^{238}\text{U}$   $^{226}\text{Ra}$   $^{232}\text{Th}$  衰变系中的任一核素比活度  $\leq 1\text{Bq/g}$   $^{40}\text{K} \leq 10\text{Bq/g}$  该标准对核素比活度限值的规定是基于将有色金属矿产品的

放射性剂量控制在  $1\text{mSv/a}$  以内而作出的。然而, 实际上将核素的比活度控制在上述标准以内并不能保证能将剂量控制在  $1\text{mSv/a}$  以内。根据叶际达等<sup>[9]</sup>对湖南省石煤伴生矿放射性的研究, 其原矿石中各种天然放射性核素的平均比活度分别为:  $^{238}\text{U}$   $402\text{Bq/kg}$   $^{226}\text{Ra}$   $497\text{Bq/kg}$   $^{232}\text{Th}$   $18.3\text{Bq/kg}$   $^{40}\text{K}$   $269\text{Bq/g}$  其比活度均低于 IAEA 的推荐值 (即《有色金属矿产品的天然放射性限值》中的规定值), 但当地利用石煤渣制成碳化砖建房, 所建的砖房中的居民每年受到的附加剂量平均值达到  $3.2\text{mSv}$  远超过  $1\text{mSv}$  的年有效剂量限值。因此, 仅依靠 IAEA 推荐的核素比活度限值来推导剂量限值是不合适的, 应当在设定合适的、安全的剂量限值的基础上, 通过剂量限值来反推核素的比活度限值。

2 放射性限值的考量

目前, 世界上大多数国家如美国、加拿大、欧盟等采用的放射性剂量限值标准是在国际放射和防护委员会 (ICRP)、国际原子能机构 (IAEA)、联合国原子辐射效应科学委员会 (UNSCEAR) 所推荐的天然放射性核素限量值的基础上制订的, 按照限量标准, 可以直接减少暴露, 控制风险, 以减少潜在的公共辐射剂量。国际上有关国家或组织对放射性的管理限值描述如下:

(1) ICRP IAEA UNSCEAR<sup>[7-10]</sup> ICRP IAEA 以及 UNSCEAR 三大国际机构均对公众所能接受的安全的放射性外照射给出了推荐值:  $^{238}\text{U}$   $^{226}\text{Ra}$   $^{232}\text{Th}$  衰变系中的任一核素  $\leq 1\text{Bq/g}$   $^{40}\text{K} \leq 10\text{Bq/g}$  剂量限值为:  $1\text{mSv/a}$

(2) 欧盟<sup>[11-13]</sup> 欧盟在 1996 年颁布了新的电离辐射防护基本安全标准, 并要求其成员国在 2000 年前予以法律化。与旧版本不同的是, 新版本中增加了大量的有关天然辐射的内容, 且天然照射的豁免水平也较以前欧盟一些国家执行的标准大大降低。目前欧盟对于一般放射性废物的解控水平为:  $^{238}\text{U} \leq 0.5\text{Bq/g}$   $^{226}\text{Ra} \leq 0.5$   $^{232}\text{Th} \leq 0.5\text{Bq/g}$   $^{40}\text{K} \leq 5\text{Bq/g}$  剂量限值为:  $0.3\text{mSv/a}$

(3)德国<sup>[10]</sup>德国对伴生放射性管理有一套完整的体系,其中最主要的是以 0.2Bq/g(对于物质中<sup>238</sup>U/<sup>232</sup>Th衰变系中最高的放射性核素而言的)筛选水平,对这个值以下的进行豁免,以上的根据不同的类别进行管理。

(4)加拿大<sup>[10,14]</sup>目前加拿大对于一般放射性废物的解控水平为:<sup>238</sup>U≤0.3Bq/g<sup>226</sup>Ra≤0.3<sup>232</sup>Th≤0.3Bq/g剂量限值为:0.3mSv/a,其对放射性核素的比活度要求标准比欧盟更为严格。

(5)美国<sup>[15,16]</sup>美国对U矿的尾矿渣的豁免水平是185mBq/g(对于<sup>226</sup>Ra和<sup>228</sup>Ra任何形态的化合物而言的),剂量限值为0.1mSv/a。对伴生放射性矿没有特别的规定。

(6)巴西<sup>[17]</sup>巴西对工矿企业放射性限值实行分类管理,其工矿企业被分为三类:一类,物质中放射性比活度高于500Bq/g且对公众和职业人员的有效剂量超过1mSv/a;二类,放射性比活度范围10~500Bq/g;三类,物质中放射性比活度低于10Bq/g且对公众和职业人员的有效剂量不超过1mSv/a。对不同类别的工矿企业,按不同的要求进行管理,对三类企业进行豁免。但是每一类企业都要对管理部门提供相应的详细信息。

(7)保加利亚<sup>[10]</sup>天然放射性核素比活度值以0.5Bq/g(对于物质中<sup>238</sup>U/<sup>232</sup>Th衰变系中最高的放射性核素而言的)作为限值,对这个值以下的进行豁免。

对这些国家或组织关于放射性的管理限值的总结如下表4。

表 4 部分国家或组织关于放射性的管理限值

国家或机构	天然放射性核素比活度限值 (Bq/g)				剂量限值 (mSv/a)
	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>40</sup> K	
ICRP					
IAEA	1	1	1	10	1
UNSCEAR					
欧盟	0.5	0.5	0.5	5	0.3
德国	0.2	0.2	0.2	—	—
加拿大	0.3	0.3	0.3	17	0.3
美国	0.185	0.185	0.185	—	0.1
巴西	10	10	10	10	1
保加利亚	0.5	0.5	0.5	—	—

上述不同的国家根据其技术、国家政策、法律框架、社会经济因素、管理和执行的资源、文化因素和公众对原材料的循环使用和放射性处置设施功效的危险意识的不同,对伴生放射性采取不同的管理方法和管理限值。ICRP、IAEA以及UNSCEAR三大国际机构给出了一个通行的标准,欧盟在此基础上制订了一个更为严格的限值管理参考标准,但其成员国德国所制订的管理限值标准比欧盟的参考标准更为严格;加拿大所制订的限值管理标准也要比欧盟的参考标准更为严格,而在这些国家和机构所制订的限值管理标准中,美国的限值管理标准最为严格,巴西制订的管理限值标准最为宽松。

然而,我国的国情显然不同于上述发达国家,盲目跟从发达国家的标准而不注重我国的实际国情显然也是不合适的<sup>[18]</sup>。因此,在制订我国的关于有色金属矿产品天然放射性限值的管理标准的过程中,应当综合考虑我国的具体国情,其中包括经济、文化、法律框架、政策、资源、技术以及公众对放射性危险的意识等因素,在科学、合理的推理的前提下,参考欧美等发达国家的相关标准,制订适合我国现有国情的标准。

3 结语

笔者针对我国现行的《有色金属矿产品的天然放射性限值》(GB 20664—2006)标准中关于有色金属矿产品放射性剂量限值和核素比活度限值存在的问题,综合考虑到不同地区的

放射性天然本底可能有较大差别这一因素,提出了采用“外来剂量值+现场本底值”作为口岸对进口有色金属矿产品放射性的筛选标准,同时提出了“应当通过剂量限值来反推比活度限值,而不是根据比活度限值来推算剂量限值”的核素比活度限值的推算方法。在综合分析欧美等国家的相关标准的基础上,指出了制订我国进口矿产品放射性管理标准不应盲目跟从欧美等发达国家的标准,应当制订适合我国实际国情的标准。

参考文献:

[1] 石玉春,任启江,陈培荣,等. 火山岩型金、铜矿体的放射性异常地质成因及其异常模式[J]. 中国科学(B辑), 1995, 25(11): 1193—1200

[2] 帅震清,赵亚民,张利成. 伴生放射性矿物资源开发利用中放射性污染现状与对策研究[J]. 辐射防护通讯, 2001, 21(2): 3—7.

[3] 曾泽峰,肖伟. 对黄埔港进口矿石的放射性监测结果分析[J]. 中国国境卫生检疫杂志, 1998, 21(1): 42—43

[4] 张岳林,王远忠. 进口物品放射性入侵风险的调查报告[J]. 口岸卫生控制, 2007, 12(4): 25—28

[5] UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation[R]. UNSCEAR 1988 Report 1988

[6] UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation[R]. UNSCEAR 1993 Report 1993

[7] UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation[R]. UNSCEAR 2000 Report 2000

[8] 张守本. 天然本底辐射的潜在危险[J]. 世界核地质科学, 2004, 21(3): 178—186

[9] 叶际达,孔玲莉,李莹,等. 五省放射性伴生石煤矿开发和利用对环境影响研究[J]. 辐射防护, 2004, 24(1): 1—23

[10] IAEA. Regulatory and Management Approaches for the Control of Environmental Residues Containing Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) [P]. IAEA—TECDOC—1484, 2006

[11] European Commission. Radiation Protection 146—A Review of Consumer Products Containing Radioactive Substances in the European Union[M]. Luxembourg, 2007

[12] European Commission. Radiation Protection 135—Effluent and dose control from European Union NORM industries. Assessment of current situation and proposal for a harmonized Community approach[M]. Volume 1, 2003

[13] Directorate—General Environment of European Commission. Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption Part II: Application of the Concepts of Exemption and Clearance to Natural Radiation Sources[M]. Radiation Protection 122, 2001

[14] 孙庆红. 伴生放射性废物管理探讨[J]. 辐射防护通讯, 2005, 25(4): 17—24

[15] Wood JL, Benke RR, Rotter SM, et al. A comparison of minimum detectable and proposed maximum allowable soil concentration cleanup levels for selected radionuclides[J]. Health Physics, 1999, 76(4): 413

[16] Robert A, Francis C, Donald C, et al. US Nuclear Regulation with Enhanced Public Participation. In: Specialists Meeting on Experience in the Application of Exemption Principles[M]. Vienna, 1993

[17] 苏永杰,封有才. 我国伴生放射性矿环境管理中存在的问题的讨论[J]. 辐射防护通讯, 2007, 27(1): 23—27.

[18] 刘明,季成富,赵福祥,等. 关于伴生放射性矿物辐射卫生审管限值的探讨[J]. 中国辐射卫生, 2002, 11(2): 75—77.