

发的心脏病早期应用激素可以减轻心肌的损伤。预计通过动物试验,恶性肿瘤病人经胸部放射治疗时心脏辐射损伤机理的探讨,将有助于对重症急性放射病心肌损害的认识,并将有利于提高重症急性放射病的诊疗水平。

参 考 文 献

1. Cohn KE, et al, Medicine 46:281, 1967.
2. Stewart JR, et al, Radiology 89 : 302, 1967.
3. Ruckdeschel JC, et al, Medicine 54 : 245, 1975.
4. Dolliger MR, JAMA 195:316, 1966.
5. Prentice RTW, Lancet 2:388, 1965.
6. 叶根耀,放射病临床研究概况 1980年全国第一届放射医学与防护会议资料
7. 邢家骝,辐射事故致死致残病例分析 国外军事医学资料(放射医学) 3:1, 1980.
8. Farijardo LF, et al, Lab Invest 29:244, 1973.
9. Stewart JR, et al: Radiology 91 : 814, 1968.
10. Lindsay S, et al, Circ Res 10 : 51, 1962.
11. Lindsay S, et al, Circ Res 10 : 61, 1962.
12. Amromin GD: J Atheroscler Res 4: 325, 1964.
13. McCreynolds RA, Ame J Med 60: 39, 1976.
14. Byhardt P, et al, Cancer 35: 795, 1975.
15. Weinstein P: Ame J Med 60:152, 1976.
16. Burch EG, Arch Intern Med 121: 230, 1968.
17. Karas JS, et al, N Engl J Med 272: 755, 1965.
18. Гемьницкий ЕВ, идр, Мед радиол 9: 37, 1979.
19. Reeves WC, et al, Radiology 134:533, 1980.

磷矿石中天然放射性核素对环境的污染及其卫生学评价

浙江卫生实验院放射医学研究所 夏元初综述 查永如* 刘国范**审

早在本世纪初,人们就发现磷矿石中伴生有天然放射性核素^[1]。目前,磷矿石不仅是磷肥和其它磷产品的主要原料,而且还是铀的一个潜在的重要来源。世界上已探明的磷矿石藏量约为750亿吨,含有数百万吨的铀,比铀矿石的藏量还要多^[2]。

随着农业生产的发展,磷矿石的开采量和磷肥产量正在迅速地增加。1978年的世界磷矿石开采量达一亿多吨^[2]。世界上磷矿石开采量和磷肥生产量最多的国家——美国,1974年的磷矿石开采量为1950年的5倍^[1],1962年磷肥消耗量为250万吨,到1967年就增加到360万吨^[3]。大量磷矿石的开采和磷肥不断地施入农田,使大量的天然放射性核素随之进入环境,

并通过食物链参与生物循环。有关天然放射性核素在环境中的迁移和它对人类的影响,是人们关心的问题之一。

磷矿石中存在的天然放射性核素主要有²³⁸铀、²²⁶镭、²³²钍以及它们的子代产物。在磷矿石的处理过程中,大部分子代产物已被除去^[4]。²³²钍在磷矿石中的含量要比²³⁸铀和²²⁶镭低得多^[5],它一进入环境,就被强烈地固定在土壤中^[6,8],故在环境中的迁移和对人类的影响比起²³⁸铀和²²⁶镭来要小得多。所以,本文仅就磷矿石中的²³⁸铀和²²⁶镭在环境中的行为以及对人类的影响作一综述。

一、磷矿石和磷产品中的²³⁸铀和²²⁶镭

根据UNSCEAR公布的世界各国磷矿石中放射性核素的平均含量^[9],不同国家、不

*广东省职业病防治院

**中国医学科学院放射医学研究所

同地区出产的磷矿石的²³⁸铀和²²⁶镭的含量差别很大,高的达100pCi/g,低的只有1pCi/g。在海相磷灰石中,由于离子半径的原因,使海水中的铀与海生物沉积物中的钙发生同晶交换^{〔1〕},使天然放射性核素的含量很高。而成因于岩浆的火成岩磷灰石和海鸟粪的天然放射性核素的含量很低^{〔2〕}。海相磷灰石的²³⁸铀与²²⁶镭接近放射性平衡^{〔5、10〕}。磷的含量越高,则²³⁸铀的含量也越高^{〔1〕}。

表1 磷产品和副产品中²³⁸铀和²²⁶镭的含量(10、12)

处理方法	产 品 名 称	天然放射性核素含量(nCi/gk)	
		²³⁸ 铀	²²⁶ 镭
湿 法	磷酸: 5% H ₃ pO ₄	6.3	0.4
	15% H ₃ pO ₄	17.1	0.2
	30% H ₃ pO ₄	30	0.4
	肥料: 磷 铵	70.2	4.1
	过磷酸钙	56.5	19.7
	饲料增补剂: 磷酸盐 ^{〔13〕}	34.4	0.5
	磷酸盐	41.8	3.06
	磷酸盐	55.5	4.10
	PROFOS	49.0	34.0
	PROFOS	59.6	43.2
	副产品: 磷石膏	28.1	384.8
	废 渣	<0.7	74.4
热 法	元素磷	/	/
	炉 渣	61.1	61.1

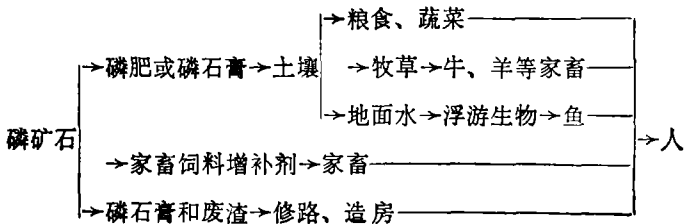
注: 表中饲料增补剂为美国得克萨斯(Texas)州市售商品; 其它磷产品和副产品用中佛罗里达磷矿石(²³⁸铀含量37.6pCi/g、²²⁶镭38.5pCi/g)制造。

各种磷产品和副产品中的²³⁸铀和²²⁶镭的含量与磷矿石的处理方法有关(表1)。热法处理得到的元素磷不伴有任何放射性,²³⁸铀和²²⁶镭全部在炉渣中^{〔9、10〕}。在湿法处理中,²³⁸铀浓集在磷酸、磷铵肥料、磷酸盐 饲料增补剂等磷产品中^{〔10、12〕},²³⁸铀和磷呈线性相关^{〔3、12〕},²²⁶镭浓集在磷石膏和废渣中^{〔10〕}。按二种生产流程得到的磷酸盐饲料增补剂中²²⁶镭的含量有很大的差异,常规流程,即把磷矿石与硫酸作用生成磷酸后,再与石灰或苏打粉混合制成的过磷酸盐中,²²⁶镭含量只有平衡量的6%,而“PROFOS”流程,把磷矿石与磷酸及碱混合加热而制成的含磷物质中,²²⁶镭含量高达平衡量的70%^{〔12〕}。

二、磷矿石中²³⁸铀和²²⁶镭在土壤中的积累与迁移

磷矿石中的天然放射性核素在环境中的迁移途径可概括于下表:

由表可见,在磷矿石的开采和加工过程中,特别在农业上施用磷肥或磷石膏的过程中,磷矿石和磷产品中的²³⁸铀和²²⁶镭等天然放射性核素也随之进入土壤。McNabb等^{〔14〕}对美国爱达荷州二个磷矿石处理厂的邻近地区作过调查,研究了30年来来自磷矿处理厂的自然放射性核素对环境的影响。²³⁸铀、²²⁶镭及其子代浓度,土壤上层比下层高得多,而²³⁸钍的浓度则基本相同,下风向地区土壤的²³²铀浓度最高(13pCi/g),其次是上风向紧靠厂区的土壤(2.9pCi/g),下风向远离工厂几英里处的土壤只有1.4pCi/g。造成土壤放射性污染的可能途径是磷矿石粉碎和研磨操作所产生的粉尘飘扬随后沉降并积累在土壤中。美国



佛罗里达磷矿区土壤的 ^{226}Ra 浓度比一般土壤高一个数量级^[9]。英国在50年代每年施用过磷酸钙100万吨,并有约85万吨的含铀废渣进入土壤^[15]。美国1974年的磷肥消耗量为456万吨,有163Ci ^{226}Ra , 1160Ci ^{238}U , 1190Ci ^{230}Th 随之进入农田,若按一英亩农田施用200磅 P_2O_5 计,则使土壤中 ^{238}U 和 ^{226}Ra 的浓度分别增加0.03和0.03pCi/g土,50年后增加1~1.6pCi/g土^[11]。美国加利福尼亚州的许多农田施用磷石膏来改良土壤,使大量的 ^{226}Ra 积累在土壤中^[16]。新西兰曾对施用过磷酸盐肥料的牧场土壤进行了16年的观察,土壤上下层的放射性浓度相差不大,但施肥土壤的放射性含量比对照高5%。Tze-Yu Wu等^[13]报道,未施磷肥土壤的铀浓度为1.1ppm, ^{226}Ra 0.3 pCi/g施肥后土壤的铀浓度为1.7ppm, ^{226}Ra 0.4pCi/g。在种植烟草的土壤中,由于连续地施用磷肥,土壤中 ^{226}Ra 的浓度比其它土壤高2~3倍^[17]。美国在马铃薯、甜菜和烟草地里长期施用含铀磷肥,使土壤中 ^{238}U 和 ^{226}Ra 的浓度增加了一倍。^[6]但由于土壤有较大的稀释能力^[18],加上雨雪水和农田灌溉水对土壤的淋滤和冲洗^[6],使磷矿石和磷肥中的天然放射性核素对土壤的污染并不严重^[19]。

关于进入土壤后的放射性核素的行为,许多人作过深入的研究。Schulz^[22]和 Telfair等^[21]认为,放射性核素进入土壤后通过离子交换或物理吸附被吸附在土壤的矿物质部分,其中一部份进入土壤溶液(称可交换部份),能被植物吸收,另一部份固定在土壤的固相部份(称不可交换部份),它不能被植物吸收。按可交换部份的多少, Schulz^[22]把放射性核素分为固定型和流动型二类。钍为固定型,铀和镭为流动型。影响放射性核素在土壤中流动或固定的因素主要有:第一,核素的化学价态。四价铀与钍相似,易固定在土壤中^[8],六价铀流动性就大得多,与镭差不多^[22]。第二,土壤中有机质的含量。有机质越多,放射性核素就越容易固定^[18、20]。第三,土壤中的其它离子成分。调查表明,含钙量高的土壤

镭也丰富^[8],通过外加可溶性钙可改变土壤中镭的流动性^[22]。第四,土壤的理化特性。提高土壤介质的pH值就可提高放射性核素的固定能力^[20]。

三、磷矿石中 ^{238}U 和 ^{226}Ra 在植物中的积累与转移

磷矿石或磷产品中的放射性核素被植物吸收有二个可能途径。一个是由植物根系从土壤中吸收后,再通过输导组织转移到茎、叶、籽等部位^[18],另一个是植物叶子直接吸收沾染在叶上的磷矿粉或磷肥中的放射性核素^[23]。植物根系的铀和镭的浓度比地上部位高二个数量级^[26]。由于各种放射性核素在土壤溶液中的溶解度不同,植物的吸收有很大的差异^[23]。Menzel^[19]按相对浓集系数CF值(放射性核素在植物和土壤中的浓度之比)的大小,把40多种放射性核素分成“高度浓集”、“轻度浓集”、“不浓集”、“轻度拒绝”和“高度拒绝”五类。镭的CF值为0.1~10,落在“不浓集”一组中,即单位重量植物灰中的 ^{226}Ra 含量与单位重量土壤中的 ^{226}Ra 含量接近相等^[6]。对于铀来说,六价铀在土壤中的行为与镭相似^[22],故植物对六价铀的吸收应与镭相似;四价铀与钍一样,容易被土壤固定而不易被植物吸收^[8]。Squire^[6]利用水中栽培实验比较了植物对 ^{230}Th 和 ^{226}Ra 的吸收,发现玉米苗在5周后就吸收了5%的 ^{226}Ra ,而 ^{230}Th 只有0.001%被吸收,相差达5000倍。

影响植物对放射性核素吸收的主要因素有:第一:土壤中放射性核素的浓度。植物对放射性核素的吸收随土壤中放射性核素浓度的增高而增多。美国科罗拉多高原地区,长在页岩上(土壤含铀量80 $\mu\text{g/g}$)的奶巢菜的铀含量为70.0 $\mu\text{g/g}$ 灰,长在砂土上(含铀量20 $\mu\text{g/g}$)的水稻中铀含量为30 $\mu\text{g/g}$ 灰,而在一般本底土壤上的这二种植物的铀含量只有1 $\mu\text{g/g}$ 灰^[25]。Mistry等^[26]对高本底地区十种植物的 α 放射性与地表放射性的关系作了研究,证明二者呈线性相关,相关系数为0.5267~

0.9920, 但在植物果实部位这种线性关系不存在。Cannon和Kunasheva^[26]都认为植物吸收的铀与土壤中的铀没有严格的线性关系。第二:植物的根系特征。“须根”类植物(大多数的单子叶植物)对放射性核素的吸收能力比“支根”类植物(双子叶植物)差^[6,23]。匍匐茎上滋生有不定根的植物,其吸收能力比单根系植物高得多^[26]。植物根系的还原性还能影响植物对变价元素的吸收^[24]。第三:土壤中的含钙量对植物的镭的吸收影响很大。两块农田土壤的²²⁶Ra含量都是0.48pCi/g,但钙的含量分别为3100和5200 ppm,则植物(大头菜)对²²⁶Ra的吸收量分别为 2.55×10^{-2} 和 1.32×10^{-2} pCi/g干重^[18]。英国小麦的放射性为0.9pCi/g灰,新西兰小麦则达2.3pCi/g灰,约相差3倍,原因就在于英国农田中大量施用石灰^[28]。由于镭和钙的这种密切关系,环境材料中的镭浓度往往用Ra/Ca来表示。Bortoli等^[29]报道了各种植物-土壤的观察比OR(植物与土壤的Ra/Ca浓度之比),牧草-土壤为0.020,红茹-土壤为0.018,蔬菜-土壤为0.012,水果-土壤为0.012,面粉-土壤为0.012。第四:土壤中有有机质含量和pH值影响放射性核素在土壤溶液中的溶解度,从而也影响植物对放射性核素的吸收^[20,23]。

植物通过叶子直接吸收放射性核素的量与通过根系吸收的量大致相等^[30],甚至还要高一些^[23]。所以叶子对放射性核素的吸收也不能忽视。

四、磷矿石中²³⁸U和²²⁶Ra对地面水的污染

磷矿石或磷产品中的放射性核素进入土壤后,由于雨雪水和农田灌溉水的淋滤和冲洗作用而发生迁移进入水源。Spalding等^[8]对美国15条流入墨西哥湾的河流中铀浓度所作的调查结果指出,流经农业发达区域的河流中铀浓度不仅要比20~30年前高了许多,而且要比流经农业不发达区域河流中铀浓度高得多,出现这种差异的主要原因是磷肥的施用。据估计,每年因施用磷肥而加在墨西哥湾地区的铀约为

250吨,该地区的年降水量约为 8.4×10^{14} 升,每年流入墨西哥湾地区河流的雨水的铀浓度应为0.3μg/l,这与施肥地区和不施肥地区河流中铀浓度的实测值之差十分吻合。Gaimand^[1]也认为,由于密西西比河流经的十个州施用了大量的磷肥,导致密西西比河河水的²³⁸U和²²⁶Ra等天然放射性核素的浓度增高。对磷矿区附近井、河水中²²⁶Ra的测定也发现,浅井中水的²²⁶Ra浓度远高于深井水,离矿井越近²²⁶Ra浓度越高,矿井下游河水的²²⁶Ra浓度(0.29pCi/l)高于上游河水(0.13pCi/l)^[31]。

地面水中放射性核素浓度的增高会引起生物和鱼类中放射性核素浓度的增高。如铀矿附近的河流中水藻的²²⁶Ra浓度,上游只有4.8pCi/g灰,下游可达390pCi/g灰;上游鱼类的²³⁸U的平均浓度只有0.5pCi/g灰,下游则有14.4pCi/g灰^[26]。Bortoli等^[29]指出,被放射性废水污染的湖泊(²²⁶Ra浓度0.73pCi/gCa)中鲈鱼的²²⁶Ra浓度为0.23pCi/gCa,而在未污染的三个湖泊(²²⁶Ra浓度分别为0.61、0.59和1.4pCi/gCa)中鲈鱼的²²⁶Ra浓度只有0.10、0.14和0.12pCi/gCa。这样就有可能使人类由于食用放射性核素浓度高的鱼而接受较高剂量的照射。

五、对因地面水和食品污染而引起内照射危害的估计

食物链是放射性核素进入体内的最重要的途径之一。人们长期食用放射性浓度高的食品,会使体内放射性核素的负荷量增加。例如牙齿的α放射性英国成人只有0.18pCi/g,新西兰人有0.32pCi/g,但Niue岛居民高达1.8pCi/g,其原因是英国小麦的α放射性只有0.9pCi/g灰,新西兰小麦有2.3pCi/g灰,而作为Niue岛居民主食的芋头和木薯可高达50~360pCi/g灰和19pCi/g灰^[28]。据报道,因开采磷矿石和施用磷肥引起食品中放射性核素的浓度增高并不明显。美国佛罗里达磷矿区食品中²²⁶Ra浓度只比对照地区高一倍^[33]。尽管因施用磷肥使烟草地土壤的²²⁶Ra浓度高2~

3倍,但烟草的 ^{226}Ra 浓度没有增高^[17]。Menzel^[6]认为, ^{226}Ra 可能是施入土壤的磷肥中放射性核素被植物吸收得最多的一种核素。在每英亩马铃薯、甜菜和烟草地里施入 $400\mu\text{Ci}^{226}\text{Ra}$ (相当于20多年的磷肥施用量,即6000磅磷肥或18000磅佛罗里达磷矿石中所含的 ^{226}Ra 量)后,农作物中最大的 ^{226}Ra 吸收量为 40pCi/kg ,美国联邦辐射委员会(ERC)把此值作为食品中 ^{226}Ra 的限制浓度。事实上,由于随磷肥进入土壤的 ^{226}Ra 只有一部份溶解在土壤溶液中,所以农作物对 ^{226}Ra 的吸收远远低于 40pCi/kg 。 ^{238}U 在植物的可食部位也没有明显的积累^[12]。

一般认为,铀进入体内后不易被吸收,大部份迅速排出,辐射危害比起化学毒害来要低得多。Morgan建议人体最大容许的铀摄入量为 40mg/天 ^[12]。显而易见,磷矿石和磷产品中的 ^{238}U 不可能通过食物链对人类造成危害。 ^{226}Ra 在体内能积聚在骨骼中,当体内负荷量大时,可能引起骨质疏松、骨组织坏死、骨肉瘤、副鼻窦癌和侧头骨乳样突起细胞癌等难以治疗的疾病,其毒性比天然铀大得多。大规模流行病学调查表明,当体内 ^{226}Ra 的积存量高于 $1\mu\text{Ci}$ 时,恶性肿瘤的发生率明显上升;低于 $0.5\mu\text{Ci}$ 时,则看不到有明显的增高^[32,34]。国际辐射防护委员会规定人的最大负荷量为 $0.1\mu\text{Ci}$ 。磷矿石和磷产品中的 ^{226}Ra 通过食物链而引起的体内负荷远远低于此值。

世界上某些高本底地区的调查结果有助于评价磷矿石中的 ^{238}U 、 ^{226}Ra 等天然放射性核素对人类的辐射危害。美国中西部地区的居民,因长期饮用 ^{226}Ra 浓度高达 37pCi/l 的井水而使体内骨骼中 ^{226}Ra 负荷量达 $36\sim 1400\text{pCi}$ ^[11]。巴西高本底地区居民的 ^{226}Ra 摄入量高于对照9倍^[7]。印度高本底地区食品中镭浓度也高于对照好几倍。但从这些高本底地区居民的健康调查看来,似乎未发现与对照地区有显著性差异。上面提到的Niue岛居民的放射性核素的摄入量虽然很高,但未发现各种遗传性疾病发生率的异常^[28]。

UNSCEAR曾对因磷矿石引起的辐射危害作过评价(表2)^[9]。以美国为例,每1吨磷矿石可生产磷肥0.3吨,1吨磷肥含 $5\mu\text{Ci}^{238}\text{U}$ 和 $3\mu\text{Ci}^{226}\text{Ra}$ 。假定每公顷农田施用磷肥60kg,土壤耕作层深度为20cm,植物对磷肥中放射性核素的吸收与土壤相同,而且只随放射性蜕变而减少(不考虑流失),人口密度为100人/ km^2 ,又假设磷肥生产持续100年,那么处理1吨磷矿石因生产磷肥而引起的人类剂量负荷只有 $7\times 10^{-4}\text{人}\cdot\text{rad/吨}$ 。Lindeken等^[10]也指出,假设蔬菜中 ^{226}Ra 在生物体液中是可溶的,蔬菜中 ^{226}Ra 的浓度为 $2.5\times 10^{-2}\text{pCi/g}$,每人的蔬菜消耗量为400g鲜重/天或80g干重/天共50年,则在骨骼中总累积剂量只有160mrem。Menzel^[5]认为,磷矿石的开采和磷肥的施用对人类造成的辐射危害可以忽略不

表2 施用一吨美国磷矿石生产的磷产品而引起的人类剂量负荷⁽⁹⁾

产品和照射类型	每吨矿石引起的人类剂量负荷(人·rad/吨)				
	支气管	肺	性腺	红骨髓	骨衬细胞
磷肥					
^{238}U		1×10^{-5}	1×10^{-5}	2×10^{-5}	7×10^{-5}
^{226}Ra		4×10^{-6}	4×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}
^{210}Pb		5×10^{-5}	9×10^{-5}	1×10^{-4}	5×10^{-4}
总计		6×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-4}	7×10^{-4}
磷石膏(作建筑材料)					
外照射	1	1	1	1	1
吸入	9×10^{-1}	2×10^{-4}	7×10^{-4}	7×10^{-4}	7×10^{-4}
总计	2	1	1	1	1

计。Reid等⁽¹²⁾研究了²³⁸铀和²²⁶镭通过家畜饲料增补剂可能引起的辐射危害。由于饲料增补剂中的高浓度²³⁸铀和²²⁶镭没有大量地向家畜转移,故谈不上会对人类有辐射危害。

六、磷石膏和废渣引起的环境问题以及辐射危害

在磷矿石的加工过程中,产生了大量的磷石膏和废渣。处理1吨磷矿石产生0.6吨磷石膏⁽⁹⁾。美国爱达荷州的磷矿处理厂每年产生125万吨磷石膏和240万吨废渣。这些磷石膏和废渣被用作城市街道与公路的填充材料和住宅楼房的建筑材料。这样就导致大量的²²⁶镭进入环境,美国爱达荷州Pocatello地区在1974年就有15Ci的²²⁶镭因磷石膏和废渣的使用而进入环境。由废渣作填充材料的沥青路面, γ 外照射剂量率高的可达40 μ R/hr,用磷石膏和废渣建造的住房,室内 γ 外照射剂量率亦已达37 μ R/hr,氡子体水平超过了美国军医总署在1970年制订的住房氡子体限制浓度(0.01WL)⁽⁴⁾。佛罗里达磷矿区周围2000~4000幢建筑物内的氡及其子体浓度相当高,随着磷矿开发范围的扩大,还会出现大量具有高浓度氡及其子体浓度的建筑物⁽²⁷⁾。

UNSCEAR对因使用磷石膏和废渣而引起的辐射危害作过估计(表2)⁽⁹⁾。假设由磷石膏作为建材的住房住4人,住房的平均寿命为50年,则估算出1吨磷矿石产生的磷石膏作为建筑材料而对人造成的剂量负荷,外照射为1人·rad/吨,支气管吸入剂量为0.9人·rad/吨,比因磷肥引起的剂量负荷高1万倍。为了减少人口剂量,确保居民健康,要有控制地使用磷石膏和废渣⁽⁴⁾。

参考文献

1. Gaimond RJ, PB-288743.
2. 小田部広男等, Radioisotopes 28(8):75, 1979.
3. Spalding RF, et al, Science 175(4022):629, 1972.
4. Boothe GF Health Phys 32:285, 1977.
5. Menzel RG, J Agric Food Chem 16:231, 1968.
6. Osburn WS, Health Phys 11:1275, 1965.
7. Franca EP, et al, ACE-NYO-3273-11, 1968.
8. Talibudoen O, Soil Fert 27:347, 1964.
9. NUSCEAR Report of 1977, Annex B, P89-92.
10. Roessler CE, et al, Health Phys 37:269, 1979.
11. NCRP Report No. 45, Natural background radiation in USA, 1975.
12. Reid DF, et al, Health Phys 32:535, 1977.
13. Tze-Yu Wu, et al, Radioisotopes 27:460, 1978.
14. McNabb GJ, et al, Health Phys 37:585, 1979.
15. Marsden E, et al, Nature 183:924, 1959.
16. Lindeken CL, PB-288743.
17. Tso TC, et al, Science 146:1043, 1964.
18. Menzel RG, Health Phys 11:1325, 1965.
19. UNSCEAR Report of 1972.
20. Hoyt GD, et al, J Environ Qual 8:292, 1979.
21. Telfair D, et al, Science 131:727, 1960.
22. Schulz RK, Health Phys 11:1317, 1965.
23. Nishita H, et al, PB-287431.
24. Delancy MS, Health Phys 34:492, 1978.
25. Folwer EB, Radioactive fallout soils plants food man, Amsterdam, Elsevier 1965.
26. Mistry KB, et al, Health Phys 11:1459, 1965.
27. Richard J, et al, Health Phys 35:874, 1978.
28. Marsden E, et al, Nature 187:192, 1960.
29. Bortoli MD, Health Phys 22:43, 1972.
30. Handl J, Health Phys 38:703, 1980.
31. Strain CD, et al, Health Phys 37:779, 1979.
32. 北畠隆:放射线障害 P138-139, 朝仓书店1968.
33. Simpson RE, et al, Health Phys 36:919, 1978.
34. Evans RD, et al, Health Phys 27:497, 1974.