

核电站对环境辐射的影响及有关防护问题

中国医学科学院放射医学研究所 王燮华综述

中国预防医学中心工业卫生实验所 朱昌寿审

核电事业迅速发展

核能将是人类能源来源的重要组成部分,目前它主要用于发电——核电站,是最近20多年来核裂变应用的重要方面,亦是一些矿物燃料(煤、石油)短缺国家解决能源问题最现实的途径。核电利用有它非凡的优越性:(1)能量高而集中,理论上 $1\text{kg}^{235}\text{U}$ 、 ^{239}Pu 相当于2000多吨无烟煤;(2)发电成本低且能节省大量燃料,并转作为化工原料;(3)污染环境比有机燃料轻,主要是核电站必须在有严格监视情况下运转。

国际原子能机构(IAEA)在第四届国际和平利用原子能会议上早就提出,今后核电站将是人类主要的辐射来源。自六十年代建成一批工业规模核电站之后,工艺上已经成熟的堆型有压水堆(PWR)、沸水堆(BWR)、气冷堆(GCR)和重水堆(HWR)等。联合国原子辐射效应科学委员会(UNSCEAR)1982年的报告书中^[1]指出,用于发电运行的反应堆正在迅速增加。当今世界上核电站的总数统计到1982年底^[2]总共有657座,其中正在运转的281座,发电容量为180GWe;建设中的229座;已有计划、已订货的147座。发展到1985年总堆数为715座,预计到2000年可能有核电站5000座,总发电容量为1030~1650GWe。在积极发展核电事业的法国已占其国内发电量的40%,84年将达55%。目前日、苏也都有庞大的发展计划,但美国仍是世界上核电容量最大的国家。这是由于经济和技术上都已超过或者接近煤发电,所以人们才有信心和努力去发

展核电事业。

核电一方面给人类提供了强大的电力;另一方面人们担心对环境可能带来一定的放射性污染和事故。廿世纪由于核电事业的迅速发展,使人工核素和天然核素在环境中不断扩散和积累,对人们造成额外的照射,从而引起各界的严重关注。

环境放射性污染的来源

核电事业中包括核燃料的开采、冶炼、浓缩、燃料加工、反应堆运行、燃料后处理以及放射性废物处理等。各个环节都可能因放射性核素的泄漏和释放造成对环境的污染^[3],给电站内工作人员以及周围居民甚至全世界居民造成一定的剂量负担。

核电站的心脏——动力反应堆,其冷却剂虽然是密封在回路内循环,但可能产生污染^[3],其途径:(1)燃料元件破裂泄漏的裂变产物;(2)冷却剂通过堆芯冲刷下被活化的不锈钢中的钴和锰;(3)溶于水中的活化物 ^{41}Ar ;(4)冷却剂的组分和杂质被中子激活形成的放射性核素如 ^3H 。这些冷却水中产生的主要长寿命活化产物有 ^{60}Co 、 ^{54}Mn 、 ^{55}Fe 、 ^{59}Fe 以及 ^{24}Na ,其浓度变化很大,大致在 $37\sim 370\text{GBq}[\text{MWe}\cdot\text{y}]^{-1}$ 。在HWR的冷却水中, ^3H 的生成率较高为 $1110\text{GBq}[\text{MWe}\cdot\text{y}]^{-1}$,每升水中为 266.4GBq 。在一回路的结构材料的中子活化产物以 ^{60}Co 、 ^{103}Ru 、 ^{106}Ru 、 ^{144}Ce 、 ^{51}Cr 含量较高,其中主要是 ^{60}Co 占43.2%。而GCR产生大量放射性气体。曾报道^[4]欧洲核电站在1970~1974年期间释

放出惰性气体 (^{85}Kr 、 ^{41}Ar)，BWR 为 $262.7\text{GBq}[\text{GWe}\cdot\text{h}]^{-1}$ 、PWR 为 $103.8\text{GBq}[\text{GWe}\cdot\text{h}]^{-1}$ ，而 GCR 为 $55.5\text{GBq}[\text{GWe}\cdot\text{h}]^{-1}$ 。UNSCEAR1982 年的报告中，归纳了 1975~1979 年全世界各国及地区的资料，在液态流出物中主要核素为 ^{54}Mn 、 ^{58}Co 、 ^{60}Co 、 ^{65}Zn 、 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr 、 ^{106}Ru 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 、 ^{125}Sb 、 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce ，每年平均排放量 PWR 为 $180\text{GBq}[\text{GWe}\cdot\text{y}]^{-1}$ ，BWR 为 $290\text{GBq}[\text{GWe}\cdot\text{y}]^{-1}$ 。活化气体主要核素是 ^{14}C 、 ^{16}N 、 ^{35}S 、 ^{41}Ar 、 ^3H 和碘，世界范围内总共排放 $3.2\text{PBq}[\text{GWe}\cdot\text{y}]^{-1}$ 。而裂变的惰性气体 85% 来自 BWR，主要是 ^{85}Kr 、 ^{87}Kr 、 ^{88}Kr 、 $^{131\text{m}}\text{Xe}$ 、 ^{133}Xe 、 ^{135}Xe 、 ^{138}Xe ，正常情况下总排放量为 $8800\text{TBq}[\text{GWe}\cdot\text{y}]^{-1}$ 。

核燃料通过受照和裂变之后产生的“炉渣”必须进行后处理，所以后处理厂是当今世界放射性污染的重要来源。1 吨核燃料生成的裂变产物 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr 、 ^{90}Y 、 ^{95}Zr 、 ^{95}Nb 、 ^{103}Ru 、 ^{106}Ru 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs 、 ^{140}Ba 、 ^{140}La 、 ^{147}Pm 等，其中 99.9% 的放射性物质需要永久性固定贮存，极低水平部分经处理后排入江河海洋，每处理 1 吨燃料产生 0.037GBq 放射性物质注入环境中，每吨废元件中活化产物冷却（衰变）150 天时有 3.7PBq 的总放射性，是影响到环境中的重要来源。在处理过程中，约 1% 的 ^{129}I 转入环境，而惰性气体 ^{85}Kr 则几乎 100% 地释放到环境中。预计到 2000 年， ^{129}I 、 ^3H 、 ^{14}C 及惰性气体 ^{41}Ar 、 ^{85}Kr 将成为全球性的污染，每一座核电站将产生 $370\sim37000\text{PBq}$ 的总放射性。

对环境放射性的影响和居民受照剂量

根据瑞典核电站对大气释放放射性核素的情况指出，在下水道阴沟的污泥中放射性污染情况的测定^[6]，发现有 ^{60}Co 、 ^{65}Zn 、 ^{58}Co 、 ^{54}Mn 、 ^{57}Co 、 ^{120}Ag 、 ^{51}Cr ，主要是反应堆冷却水和废液泄漏造成，尤其是 ^{60}Co 在电站周围沉降。从牧草和苔藓测定，可见随不同距离放射性含量有明显的改变（表 1）。另外从

阴沟的污泥中 $^{60}\text{Co}/^{7}\text{Be}$ 的比例 R 与厂 区距离 Z 成正比，瑞典总结的经验公式列于下式：

$$R_{(Z)} = \alpha \cdot Z^{-\beta}$$

这里： α 和 β 是常数， $\alpha = 2.3 \pm 0.5$ ， $\beta = 2.6 \pm 0.7$ 。而 $8\text{km} < Z < 52\text{km}$ 。

表 1 不同距离单位面积植物中的放射性含量

距离 (km)	$^{60}\text{Co}(\text{Bq}\cdot\text{M}^{-2})$	($\pm\text{SD}$)
0.9	5.8 ± 1.2	
2.1	0.79 ± 0.32	
4.1	1.20 ± 0.60	
5.2	0.58 ± 0.30	
6.2	0.44 ± 0.20	
7.0	< 0.20	
9.0	< 0.20	
10.0	0.37 ± 0.21	

在核电站周围，由于 ^{131}I 的污染，使厂区四周的牧草和牛奶中放射性碘含量有所增加^[6]，如放牧时间为 27 周，距离厂区 10km 处，则每升牛奶含放射性碘为 0.037BqL^{-1} 。

UNSCEAR1982 年报告书对辐射水平和受照剂量作了介绍，认为随着原子能动力反应堆的运行，引起核燃料循环中公众受照的集体有效剂量当量负担为 $5.7\text{manSv}[\text{GWe}\cdot\text{y}]^{-1}$ 。对其数字进行分析^[7]见表 2。

表 2 核电站产生每单位发电量的集体有效剂量当量负担

种类	$\text{man Sv}[\text{GWe}\cdot\text{y}]^{-1}$
采矿 (Rn)	0.50
冶炼 (U、Th、Ra、Rn)	0.04
燃料加工 (U)	0.002
原子反应堆运转	
气体 (惰性气体 ^3H 、 ^{14}C 、I 及其它)	4.1
水域 (^3H 、其它)	0.06
后处理	
气体 (^3H 、 ^{85}kr 、 ^{14}C 、 α)	0.30
水域 (^{137}Cs 、 ^{106}Ru 、 ^{90}Sr 、其它)	0.70
运输	0.003
合计	5.7

在美国芝加哥, BWR 电站对周围居民的剂量进行调查, 测定了厂区四周 16 个方位点为期 7 个月的内外照射剂量, 靠近厂区 10km 为 7.1mR (0~15mR), 平均照射量为 3.9mR。

日本^[8]从核电站堆型考虑, 集体剂量当量 BWR 大于 PWR, 而 GCR 最低。集体剂量当量随着堆龄的增加而增加, 而且美国也有同样的情况 (图 1)。可见 BWR 和 PWR 堆型被大量采用是造成集体剂量当量增加的原因。

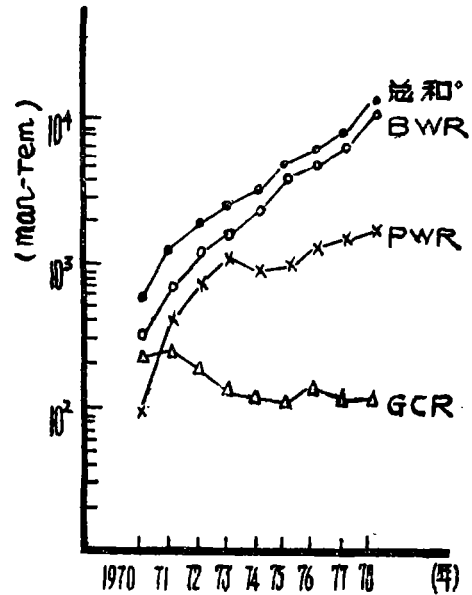


图1 不同堆型逐年集体剂量当量

随着核电事业的不断发展, 预计到2500年世界范围内发电量与居民受照情况见表 3。

日本根据近年的调查^[9]认为核电站不会给儿童健康带来有害的影响 (死胎、新生儿死亡、3 岁儿童疾病等), 对 1975 年设置核电站的 7 个县与邻近 7 个对照县儿童 (0~4 岁) 癌症死亡率的平均值进行了比较。核电站县平均为 6.06/10 万, 范围 0~10.7/10 万; 对照县平均为 6.91/10 万, 范围 3.8~9.3/10 万; 两者无显著性差异。而 5~9 岁儿童, 核电站县平均为 5.14/10 万, 范围 1.5~10.1/10 万, 邻近对照县平均为 6.00/10 万, 范围 2.4~10.1/10 万, 亦无显著性差异。成人方面根据日本厚生省 1975 年统计癌症死亡率男性 4 种癌 (食道癌、胃癌、支气管癌、白血病) 和女性 6 种癌 (食道癌、胃癌、支气管癌、乳腺癌、子宫颈癌、白血病), 无论那一种癌核电站县与对照县比较都无意义。白血病虽然男女均值都超过对照县, 但也无统计意义。总之, 认为有核电站设施的周围居民癌症死亡率没有增加的趋势。

放射性废物的处置^[10]

核电站在正常运转过程中会产生大量的裂变产物, 如一座 50MWe 的反应堆运行 90 天停堆测量, 24 小时后为 $185 \cdot 10^2$ PBq, 1 个月后为 $37 \cdot 10^2$ PBq, 在正常情况下它们被封闭在包壳内不会进入环境, 但会排出一部分放射性废物, 主要是废水和废气。如果处理不当, 长年累月不断扩散和积累, 推算到本世纪末将排出

表 3 全世界核电站发电量与集体剂量当量

情 况	年 份			
	1980	2000	2100	2500
每年发电功率 GWe·y	80	1000	10000	10000
集体有效剂量当量 manSv	500	10^4	$2 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$
全世界人口数	$4 \cdot 10^9$	10^{10}	10^{10}	10^{10}
平均有效剂量当量 μ Sv	0.1	1	20	25
为天然辐射来源的 %	0.005	0.05	1	1

放射性废气 $1850 \sim 259$ PBq, 废液为 $(148 \sim 222) \cdot 10^5$ PBq, 所以放射性三废排放处置要十分小心, 不然会影响核电事业的发展。同时

必须指出^[13], 预计到 2000 年核电站装机容量为 10^3 GWe 时, 因事故可能每年有将近 $185 \cdot 10^3$ GBq ^{131}I 排入大气, 而 ^{137}Cs 为 $1110 \sim 5180$

^{90}Sr 、 ^{89}Sr 为148~259GBq、 ^{90}Sr 为3.7~37 GBq；同时将有 $111\cdot 10^3\text{PBq}$ 的惰性气体 ^{85}Kr 排入环境中。

日本^{〔12〕}核电站总三废排放量：惰性气体排放量控制在每年 $(55\sim 270)\cdot 10^4\text{GBq}$ 、 ^{131}I 为37~81.4GBq，放射性废液每年总排放控制在37~111GBq。实际上日本排放量只有控制值的百分之几~千分之几。日本核电站的放射性废气基本没有引起环境污染，低水平放射性废液经二次冷却水稀释又和海水两次稀释后排放，使海水中放射性已达到可以忽略不计的程度。核电站排出物对环境污染所致居民剂量当量的贡献低于 $1\cdot 10^{-4}\text{mSv}\cdot \text{y}^{-1}$ 。但在高浜电站海藻中可以监测到人工核素 ^{60}Co 、 ^{60}Co ，在福岛可测到马尾藻中含有 ^{60}Co 、 ^{54}Mn 等。

目前有相当数量的放射性物质扔入大海，虽然欧洲经济共同体原子能机构为了防止海洋污染，对国际水域、公海投放量都有所规定，但各国认识很不一致。苏联认为：（1）深层海水与浅层海水间交换是存在的；（2）海生生物尤其是贝、鱼类浓集作用很强；（3）废物处理尤其对海洋投放应持谨慎态度。这些观点易于被人们接受。即使如此，不少国家仍然把海洋作为废物处理的一个重要途径，其中美国是主要的投放国家。

西德也是热心搞核电事业的国家之一^{〔13〕}，废物处理会左右西德核电事业的发展。对受照后的燃料元件由工厂的小型贮藏设施贮藏9年，随后装入特殊容器送至中间贮藏设施，贮藏时间约为20~30年。目前西德设计的特殊容器容量为200升，计划建造能容纳35000个容器能力的中间贮藏设施。而永久性的贮藏设施一般都在地下岩盐矿床中，但这种方案还要进一步探讨和认识，因为盐矿床也能与地下水相邻接。但是还有不少国家永久贮藏于盐矿、金属矿或铀矿的废坑道里，甚至还永久封存在天然熔洞中。

对于高放射性的废物假如为深地层处置方法，数千年的时间与来自其它放射性废物的照射相比可忽略不计，因此 10^6 年的照射估计为来

自其它废物的照射剂量的0.1~1%左右。这是由于考虑到高浓度放射性废物的处置，在数千年或更长时间里完全是与生物圈隔离的一种方法^{〔14〕}。

放射性三废处置的几个原则问题

产生的放射性废气经过初步的净化处理后，可以通过高烟囱排入大气进行扩散和稀释。净化I、Kr、Xe、 ^3H 主要是清除其放射性微粒和毒性较大的核素，然后才允许从烟囱里排放，净化方法主要是吸附和过滤。大多数惰性气体Xe、Kr、Ar，由于寿命较短，先滞留“冷却”，待大部分核素蜕变然后再排放。为防止其污染，当前采用活性炭或分子筛吸附、硅酸吸附、液化气体、溶剂萃取等，而目前 ^{85}Kr 尚无法利用，只能暂先贮存。

放射性废液可排入江河湖海，美国的几个核基地如汉福特、橡树岭等对于低放射性废液排入江河能获得充分稀释，而海水有较大的稀释能力，一般都修建排放管道伸入海中以免污染海岸。其它方法如蒸发浓缩、化学沉淀、离子交换、电渗析以及地下岩层内永久贮存。 ^3H 废液分离很困难，尚未有实用的方法，除水域中稀释排放外，也采用蒸发的方法通过烟囱排入大气。

固体废物都采用固化方法，如水泥固化、沥青固化、玻璃固化、烧结等，将固化物封存在容器罐内，埋藏在废矿坑内或深海沉罐处理。

核电站事故及影响^{〔14~16〕}

1. 事故发生

分析核电站事故起因有三方面：（1）核电站的燃料元件熔化；（2）主冷却系统的破裂失水；（3）工作人员的误操作常会加剧事故。最后归纳出PWR和BWR10种事故都涉及燃料元件熔化，对公众和环境有危险的是核电站放射性物质的逸出。

美国1979.3.28三里岛（Three Mile Island）简称TMI核电站事故^{〔17〕}就是一个典型例子。TMI-2PWR堆芯已部分熔融，事故起因是小破口事件，由于人为多次误操作故而

大大加剧了事故的严重性,使大量放射性气体和蒸气逸出。为期一个月(3月28~4月27日)内总共有 $88.8\sim 480\text{PBq}^{133}\text{Xe}$ 惰性气体扩散到环境中。

2. 居民受照剂量

TMI事故后每个居民获得 10^{-3}mSv 的照射,10英里内为 $6.5\cdot 10^{-3}\text{mSv}$,5英里内不到本底的10%,所以事故剂量相当于本底年照射量的0.5~1%的水平。

UNSCEAR1982年对TMI核电站1979年事故造成对公众剂量负担进行分析,TMI事故向大气排放了 370PBq 惰性气体,主要是 ^{133}Xe ,还有 $550\text{GBq}^{131}\text{I}$ 。集体剂量当量负担(全身)主要来自 ^{133}Xe ,估计在50英里内为 $16\sim 35\text{manGy}$,个人剂量平均为 $1.5\cdot 10^{-5}\text{Gy}$ 。事故发生后,用TLD剂量监测方法测定居民在50英里内的集体剂量当量是 $34\text{manSv}^{[18]}$ 。在22个局部点进行测定,最初22小时为 $1.3\sim 1020\text{mR}$,28小时为 $0.7\sim 124\text{mR}$ 。即使TMI事故当事者受照 $3\sim 4\text{mSv}$,这个照射水平刚超过最大限量 3mSv 的界线值。当TMI事故半月后测定^[19]厂区周围田鼠甲状腺中的 ^{131}I ,与离厂中心距离含量有明显的不同。离厂1.9km每个甲状腺含碘量为 0.21Bq 、2.3km为 0.08Bq 、12.9km则为 0.0Bq 。

3. 对居民健康影响的分析

TMI事故发生后虽然没有造成人员伤亡,但影响了周围216万居民。大部分妇女、学龄前儿童、未婚青年,特别是离TMI半径5英里内的电站工作人员和居民,精神处于高度紧张状态,再加上疏散方向和边界不明确,联络通讯迟缓,服用碘化钾指挥混乱,故而居民思想惊惶,反应强烈。

TMI事故对居民肿瘤发生的可能性用剂量效应曲线外推是非常低的,甚至于认为发生率为零^[20]。基于现有的知识水平,TMI放射性逸出对居民不可能得出肿瘤、异常疾病、遗传疾病增加的结论。而主要健康影响是精神影响。

4. 事故后的应急计划^[21]

事故发生后,提出9点处置方案:(1)公共和私人机构要知晓事故的性质和问题的类型;(2)了解有关碘扩散的确切消息;(3)机构间的通力协作;(4)1~2英里内在15分钟内撤离;(5)5英里内争取人员在2小时疏散;(6)有效地传达计划、消息和通讯联络;(7)人员在7英里内要停留在室内,目的是为了阻止污染;(8)测量 ^{137}Cs 并与对照地区进行比较;(9)考虑到远后效应、降低肿瘤发生,首先应疏散学生、青年和妇女。

核电站的辐射安全

1980年10月,IAEA在瑞典召开核电站安全讨论会,评价和澄清核电站安全问题,提出努力改变核电站的管理、选址、设计、运行等方面的安全问题。为此提出:(1)改进核电站总体布置;(2)加强水净化和除污染工作;(3)增加屏蔽设施;(4)培养合格的防护负责人。

1. 核电站新的选址方法^[22]

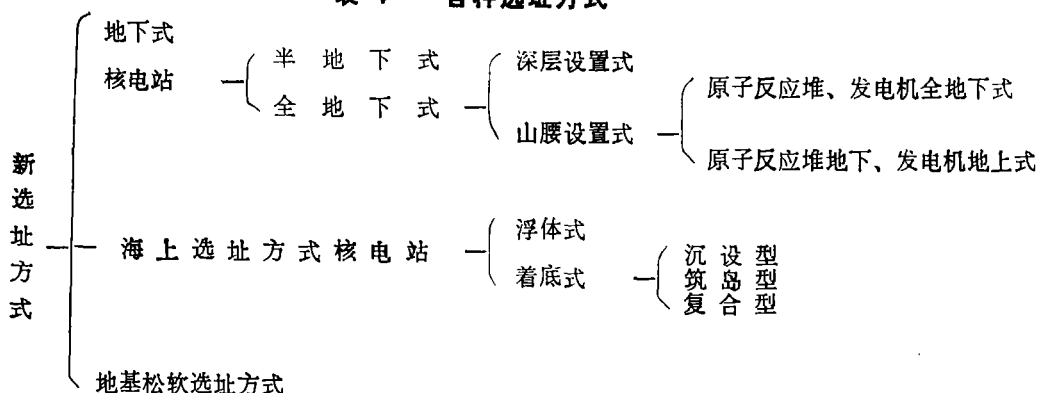
由于核电站内存在着大量强放射性物质,有可能存在着逸出的危险性,使选址较为复杂,特别是疆土狭小的国家,争论颇多,直接影响核电事业的发展。为谋求扩大核电站选址范围,提高用地效率,正进行各种选址方式的调查研究,现将各种方案归纳如表4。

对地下选址方式的原子能发电,目前在挪威、瑞典、法国等国从岩层的贮藏性和国防观点出发进行讨论。地下选址方式具有如下意义:(1)原来的选址方式因技术上、景致上等理由无法成为选址对象的峻峭的山腰和海岸地带也可考虑;(2)采用地下选址扩大了选址范围,且接近用户又缩短送电距离;(3)考虑到抗震、废液贮存,地下岩层具有这些特性。

2. 新堆型设计^[23]

美国FSV(Fort St Vrain)核电站,利用石墨高温气冷堆(HTGR)设计了功率为 330MWe 的动力堆,在运转过程中产生的三废和造成的集体剂量当量与LWR(包括BWR、PWR)比较,每堆年LWR为 4.97manSv ,

表 4 各种选址方式



HTGR为0.0087manSv, 生产1GWe·y产生的集体剂量当量LWR为10manSv, 而HTGR为0.115manSv, 泄漏的惰性气体BWR为4440TBq, PWR为244TBq, 而HTGR为12.28TBq。防护上有较大的优越性, 故而热心地去发展它。

3. 有关防护标准

为体现放射防护最优化原则, 不少国家对核电站职业人员接受的有效剂量当量规定平均每人每年为5~10mSv, 对整个核电站周围关键居民造成个人年有效剂量当量为 $1.5 \cdot 10^{-2}$ mSv, 核电站对全球归一化集体有效剂量当量负担平均为5manSv [GWe·y]⁻¹。

美国对核电站周围人员受照剂量当量最大规定为每年 $5 \cdot 10^{-3}$ mSv, 要求对全民产生的剂量应小于天然本底的1%, 在电站附近平均应小于本底的5%。

苏联国家法规СП-АЭС-78对核电站的厂址选择有专门的规定, 对于离30万人口的城市边界距离不得小于25km, 100万人口不得小于40km。1980年, 对核热电站又作了新的规定^[25]: 城市居民10万人边界距离为10km、30万人为12km、50万人为18km, 100~200万人为25km、200万人以上按具体情况决定。

参 考 文 献

1. UNSCEAR, United Nations Publication p249~331, New York 1982.
2. 原子力资料, No.148:43, 1983.
3. Erdman CA et al, Nuclear Safety 16: 43, 1975.

4. Staff Reports, Nuclear Safety 18:370, 1977.
5. Ingemanusson T, Health Phys 41:815, 1981.
6. Golgen JC, Health Phys 42:777, 1982.
7. 笠井笃, 保健物理 17:542, 1982.
8. Akira Imakori, Health Phys 40:317, 1981.
9. 栗冠正利, 原子力工业 28:51, 1982.
10. Morozov VA, Atomic Energy Review 17: 789, 1979.
11. Израэль ЮА, Атомная Энергия 31:423, 1971.
12. 孙江诚, 赴日考察报告 辐射防护 3:239, 1983.
13. 原子力工业 28:13, 1982.
14. USNRC, Report to Congress on status of Emergency Response planning for Nuclear Power Plants p8, 1981.
15. Riley RJ et al, Health Phys 42:329, 1982.
16. Stanislar Vk, Am J Pub Health 71:484, 1981.
17. Jacob LF, Health Phys 40:151, 1981.
18. Walt F et al, Health Phys 40:457, 1981.
19. Field RW, Health Phys 40:297, 1981.
20. Pochin EE, Atomic Energy Review 18: 779, 1980.
21. Richard W, Health Phys 40:287, 1981.
22. 永松莊一, 原子力工业 26:27, 1982.
23. Brey HL, Health Phys 40:81, 1981.
24. Lindell B, Health Phys 27:324, 1974.
25. Официальные Документы, Атомная Энергия 49:150, 1980.