

核工业排放的放射性、化学物质和废热对环境的复合影响

刘书田 白光

(中国科学院原子能研究所)

由于核工业的发展,特别是核动力工业的发展,在放射性物质释放到环境的同时,还向环境排放了大量的废热和一些化学物质。七十年代后期,国外开始研究放射性、化学物质和废热对环境的复合影响。本文重点讨论这些物质对环境可能产生的复合影响。

一、核工业向环境排放的放射性物质、废热和化学物质

1. 核工业的放射性物质排放

铀工业(包括水冶、精炼、燃料生产)散布到环境中的核素主要有:镭及其子体、 $U_{(天然)}$ 、 ^{232}Th 、 ^{210}Pb 、 ^{210}Po 等。主要散布途径是工业废水的排放。以采用酸法浸取工艺的水冶厂为例,每生产 9.6 吨纯 $U_3O_8^{1)}$ 会产生废液 12571 吨,固体废物(尾矿)4770 吨,向空气排放废热量 $3.3 \times 10^9 Btu$ 。

气体扩散厂和铀精炼厂的放射性物质排放量都不大。

反应堆与原子能电站的放射性物质排放量随堆型、功率而不同。气冷动力堆排放量最大,约占排放限度的百分之几十。沸水堆次之,压水堆最小。废气中放射性物质多数只占排放限度的万分之几。废水中氡的浓度约为排放限度的百分之几。但是,反应堆废水量较大,特别是动力堆,其废水一般直接排入环境水体。

核燃料后处理厂是核工业向环境排放放射性物质较大的一个环节。废气中主要核素是 ^{131}I 、 3H 、 ^{85}Kr 等。废水中主要是 3H 及裂变产物。此外,还有一些超铀核素。

整个核工业排放到环境的放射性物质与天然辐射及核爆炸产生的人工放射性物质相比,占很小比例,从表 1 可以明显看出。

表1 人工放射性核素在世界大洋中的总浓度(居里)

来 源	1970 年	2000 年
核爆炸		
裂变产物*	$2-6 \times 10^8$	$? \times 10^8$
3H	10^9	$? \times 10^9$
反应堆和后处理		
裂变和活化产物**	3×10^3	3×10^7
3H	3×10^5	$? \times 10^8$
总 计	10^9	10^9
^{40}K (天然)	5×10^{11}	5×10^{11}

* 不包括 3H

** 假定热核试验以 1968—1970 年的速率进行

2. 核工业向环境排放的非放射性污染物及化学物质

铀工业向环境排放的非放射性污染物主要有酸、碱和有机物质(萃余液中含烷基磷酸酯、胺、酯类及煤油等),此外,还有一些有毒元素,如 As、Pb、Be 等。其数量随矿石类型及工艺流程而异。

气体扩散厂的废气和废液中的主要污染物有氟、氟化氢、酸碱类化学物质及 Cr^{6+} 离子。铀精炼厂排放的非放射性污染物中以 Hg 的问题最大。

反应堆及后处理厂的排放物中,也含有大量的化学物质(酸、碱、盐类)、氮氧化物及某些有毒元素,如少量的 Pb、Hg、Cd、Cr、Al、Se 及 Be 等。

1) 相当于含 75% U_3O_8 的黄饼 12.8 吨。

由此可看出, 在一些核企业周围的局部环境中, 各种微量成分的化学物质及放射性物质同时存在, 并呈现出相互影响, 这在核企业的环境评价中是不可忽视的一个重要因素。

3. 核工业的废热排放

核工业中排放废热量最大的是核电站。由于核电站发展迅速, 近年来, 核电站的热污染引起了人们的普遍关注。有人预言, 热污染是海洋未来的最大污染源之一。

热污染对环境影响的研究还处于初始阶段。热污染的直接影晌造成局部水域温度上升。例如, 美国圣奥诺弗莱核电站 ($W_e 43 \times 10^7$ 瓦) 排放区中心温升在 5°C 以内, 1.6 公里范围内温升在 1°C 以内。日本的敦贺核电站 ($W_e 37.5 \times 10^7$ 瓦) 在海表层排水口附近温升达 4°C 左右, 直径 1 公里范围温升约 1°C ^[1]。实际调查说明, 目前对海洋生物的影响还不明显。

值得指出的是, 温度对水的物理性质²⁾有明显影响。因此, 水温升高有可能增大某些化学物质的溶解度, 加快某些生化反应速度, 从而影响该区域生物的种群和数量。此外, 由于鱼苗及卵适应温度变化的能力较差, 可能有损害生态系统平衡潜在的危险。

二、放射性、化学物质和废热对环境复合影响研究的现状和动态

目前, 环境中放射性核素的浓度很低, 大部分均在 PCi/l (或 M^3, g) 数量级。而在如此低的浓度中, 核工业放射性排放仅占很小的比例, 参见表 2。

此外, 在核工业发展的初期, 人们就用高昂的代价, 研究和开发了辐射防护技术, 重视了剂量限量标准的研究, 从而使核工业具有较高的安全性。按照美国对各种工业采取统一的“危险度”的比较, 核工业事故所致急性死亡率比其它工业低 2—3 个量级。因而, 总起来看, 由核工业的放射性排放而造成对人

类的辐照后果是不明显的。

表 2 美国对不同来源辐照后果的估计(1978)

来 源	人—雷姆/年 (整体)	潜在健康影响	总癌症死亡率%
天然本底	2×10^7	2×10^3	0.5
工艺改进	1×10^6	10^2	0.025
治 疗	18×10^6	18×10^2	0.46
核 武 器			
沉 降	$10^6 - 1.6 \times 10^6$	$10^2 - 1.6 \times 10^2$	0.025 - 0.04
生产、研制、试验	165×10^3	16.5	0.004
核 能	56×10^3	5.6	0.0014
消 费 品	6×10^3	0.6	0.00015
总 计		4023 - 4083	
每年癌症死亡数		390×10^3	

从另一个角度来看, 由于辐射对人产生危害的机制尚未完全揭晓; 低水平辐照的生物效应的定量研究还不够成熟; 放射性废物的最终处置尚未解决。因此, 对核工业放射性排放持谨慎态度是完全必要的。

1. 放射性和非放污染物对环境的复合影响

(1) 温度对软体动物吸收放射性核素的影响

B. Patel 等人研究了核电站废热排放对热带近岸生态系的影响, 实验发现, 对研究过的三种双壳类, 随温度的升高, 核素(Cs 、 Co 、 I 和 Zn) 的积累增大, 并发现 Cr 的存在对核素吸收有“协同效应”^[2]。对普通小虾从海水中直接吸收 ^{60}Co 、 ^{65}Zn 的研究指出, 温度对核素吸收影响不大, 但随温度增加, 核素在虾体内生物半排期变短。法国的 Fraizier 等初步探讨了温度对海水中 ^{59}Fe 的物理化学状态及生物吸收的影响。

从这些初步研究可以看出, 在放射生态科学研究中, 环境温度也是必须考虑的一个因素。

(2) 非放射性污染物对放射性核素在环境中转移的影响

众所周知, 核素种类、介质 pH、核素的状

²⁾ 如密度、氧溶解量、蒸汽压等。

态等影响核素在环境中的动态和转移。近年来,开始进行了水体污染物对核素物化状态及其转移影响的研究。Bovard 等初步研究了 pH、温度和化学因素(盐负载、COD、BOD)对核素转移的影响。实验发现,水体盐负载量对核素的溶解性能有很大影响,水体 pH 值及微量元素对碘化物的化学平衡影响颇大。对含不同有机-无机组份的四类水质中的 ^{137}Cs 、 ^{22}Na 、 ^{60}Co 、 ^{54}Mn 、 ^{144}Ce 的迁移实验表明, Mn 和 Co 很快与河流中的有机物络合。有机物和络合物的存在可增大进入土壤中的放射性核素的迁移。

Wolfe 用示踪实验发现,在海水河水混合区,大于 $0.45\mu\text{m}$ 微粒相中的 Al、Sc、Fe 的含量与盐度呈负相关,而 Mn 与 Co 与盐度没有固定关系。现场实验表明随盐度增大,悬浮物中微量元素的解析也会增大,如图 1 所示。

近年来在超铀元素的环境化学研究中,用 Pu 污染的土壤和腐植质作的实验指出,此时 Pu 呈单体。在黄腐酸存在下,1—2 天后就将大部分 Pu(VI)还原为 Pu(IV)。

土壤中存在的某些污染物对核素的吸收和解析过程也会有影响。例如, Pirs 对土壤类型,盐负载对 Sr、Cs、Ce 的吸收容量的研究指出,溶液 pH 值对 Sr、Ce 的吸收容量影响很大,增大干扰盐浓度会导致吸收容量减少。

目前,对环境中低水平放射性核素与其它污染物间是否存在“复合影响”的问题,专家们的意见还不一致,有待进一步研究。但是,已有人提出了初步证据^[3]。

(3) 电离辐射与 SO_2 对大气的协同影响

近年来, Vohra (印度)研究了 SO_2 和致电离辐射对大气的复合影响。实验证实:在环境空气中 SO_2 浓度大于 2ppb 时,微粒形成率同空气中 Rn 、 ^{41}Ar 含量有关。用低剂量 γ 射线(^{60}Co)照射经过滤后的含 SO_2 的空气,发现微粒形成速率增大。这种效应有可

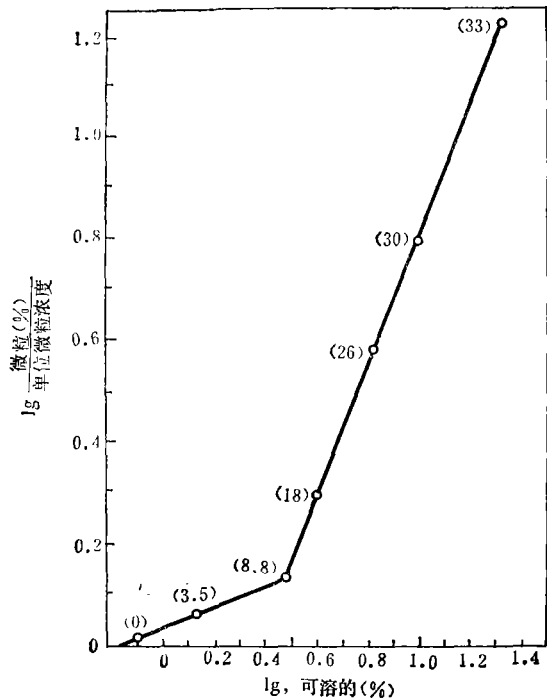


图 1 放射性微粒可溶和不溶部分的关系
(图中各点为 ^{54}Mn 、 ^{59}Fe 、 ^{65}Zn 、 ^{110m}Ag 和 ^{152}Eu 的粒度平均值,括号内为盐度值%)。

能导致改变局部区域沉降类型,增大悬浮微粒本底水平,导致气温下降。

2. 非放射性污染物与放射性核素对人群的复合影响

首先,非放射性污染物影响人体对放射性核素的摄取和吸收。如放射性碘通过生物链进入体内的滞留规律与生物介质中稳定性碘含量密切相关。在这一生物链中,牛饲料稳定性碘的含量由 5 毫克/天增加到 28 毫克/天时,牛奶中 ^{131}I 含量减少了 50%^[4]。体内稳定性碘多的人群,放射性碘在体内的存留量明显减低。因此,稳定性碘能有效地减少放射性碘的摄取和沉积^[5]。

同族或化学性质相近的元素也对其相应的放射性核素有明显的稀释作用。如 K 对进入体内的放射性 Cs 有明显的稀释作用;食物中 Ca 和 P 的含量也影响人体对 ^{90}Sr 的吸收

(下转第 32 页)

求得 $i_{\text{下界}} \sim i_{\text{上界}} = 29 \sim 34$ 或 2001~2006 年。

四、小 结

通过 X^2 检验,本区历年地下水全硬度总体服从对数正态分布,标志着该区地下水体存在着局部的相对高硬度区——东南城郊地区。由本区历年地下水全硬度总体的分布参数估计和演变看,它们是同方差,异(递增)期望的时间序列,标志着该区地下水硬度向着逐年增高的趋势演变,并且这种演变还表现了空间上的同步性。通过本区地下水全硬度总体分布参数的趋势分析,得到拟合最佳的分布参数演变关系式,从而对四种全硬度特征数量在本区地下水体中出现的可能性(概率)及其随时间的演变规律作出了定量描述;①小于15德国度和15至25德国度在本区地下水体中出现的可能性(概率)均随时间而递减,如前者由1973年的0.18—0.24递减到1985年的0.08—0.09。后者由1973年的

0.46—0.51递减到1985年的0.36—0.43。②25至40德国度在本区地下水体中出现的概率,先是随时间而递增,当出现最大概率后,即进入递减阶段,如由1973年的0.23—0.30递增到1985年的0.39—0.40、估计在2001年至2006年间出现最大概率(0.44—0.48)后便进入逐年递减的阶段。③大于40德国度在本区地下水体中出现的概率将随时间不断递增,如由1973年的0.02—0.06递增到1985年的0.09—0.16,并将继续逐年递增。

本区地下水全硬度总体的演变存在着极限状态,或者说当时间足够长时,上述四种全硬度特征数量在本区地下水空间将出现趋势极限概率,其值分别为:小于15H°为0—0.01,15H°至25H°为0.09—0.1,25H°至40H°为0.37—0.39,大于40H°为0.52。这一现象标志着本区地下水中钙镁盐的累积性增长,在与淡水体的入渗稀释、地层自净等矛盾作用的长期发展过程中必将趋于动态平衡状态。

(上接第73页) 和蓄积^[6]。

其次,低水平辐射的远期效应主要是诱发癌症,而在已知诱发人类癌症的多种因素中,化学物质却占主要地位(50—90%)。

人们已认识到某些非放射性环境毒物是辐射敏化物质,如烷基化合物、氮氧化物和三氯乙烯等。这些物质可以强化辐射的有害效应。甚至受照有机体的温度也被证明是辐射敏化的因素。温度或辐射敏化物质最大能使生物体接受的剂量增大2—3倍。

在严重危害人类生命和健康的因素中,也有放射性物质与非放射性物质错综复杂的相互作用。因此,在评价核企业的环境时,仅考虑辐射作用是远远不够的,必须注意到非放射性毒物对放射性核素环境行为的影响,以及两者对人类的复合作用。在某种意义上说,化学毒物污染带来的危害可能更为严重。以各种能源污染造成的死亡率作一比较:核能为1,则水电为3,气为55,石油为150,煤

为625。烧煤电站污染诱发癌症的机率比核电站约高140倍,致突变的效应也高100倍。美国汉福特工厂所做的辐射流行病学研究结果引起很大的争议,其中原因之一是忽略了其他工业污染物对人群的影响,而高估了辐射的作用^[7]。所以,人们在估价环境危害和评价辐射对人群健康影响时,必须全面调查和掌握放射性污染和工业污染水平,并对其两个方面的贡献加以考察,才能提出全面的评价。

主 要 参 考 文 献

- [1] 小林定喜,日本原子力学会誌,15(2),69(1973).
- [2] Patel, B. et al., Combined effects of radioactive chemical and thermal releases to the environ., p. 17, IAEA, Vienna, (1975).
- [3] Bovard, P. L. et al., BNWL-Tr-238, (1977).
- [4] 潘自强,放射性碘的污染和防护, p. 162 页,原子能出版社,1979.
- [5] Ильин, Л. А., Радиоактивный йод в проблеме радиационной безопасности, Глав. IV, Атомиздат. Москва, (1972).
- [6] Spencer, H., COO-1231-116, (1977).
- [7] Marx, T. L., Science, 4389, 160(1978).