

环境放射生态学与辐射防护

中国医学科学院放射医学研究所

诸洪达综述

苏州医学院放射医学系

章仲侯审

环境放射生态学是研究环境中放射性物质在生态系统中迁移、转化规律,及其与生态系统和人类健康关系的科学。它和辐射防护有密切关系,可为估算长期持续摄入环境放射性物质所致剂量提供重要参数和简便方法,还可为制定某些辐射防护标准提供某些重要依据。

一、环境放射性来源及其转移途径

天然来源的环境放射性来自地球所含放射性核素(三个天然放射系核素及 ^{40}K 、 ^{87}Rb 等)及初级宇宙线与大气中原子核相互作用生成的宇生放射性核素(主要是 ^{14}C 和 ^3H 等)。它们可随岩石风化、浸渍或大气沉降物进入生态链,地壳放射性也可以射气或粉尘形式进入大气。除氡及其子体外,这些放射性核素主要通过食物和水进入人体。

环境中人工放射性核素来自人类的放射性实践。例如,核爆炸放射性产物按其爆炸方式及有关条件不同分别释入大气、水域和土壤。释入大气上层后以干式沉降为主,释于下层的则以雨淋、雪霜载带等湿式沉降为主转归于土壤或水域。核燃料加工和核动力工厂,以及使用开放型放射性核素的单位的废气、废水排放和固体废物的处理也可能将放射性散布于环境,污染大气、土壤和水域。除核爆炸或核事故在初期可由呼吸道、皮肤进入人体外,核设施正常排放废物和全球性沉降主要也是经由消化道进入人体。

文献早就报道环境放射性向人体转移的各种途径。ICRP在其第7、29号出版物都给过这类转移图式,随着认识的深入而渐趋完善。最近,在其第43号出版物给出了图1~2所示的转移图式,可视为这种转移的典型途径⁽¹⁾。

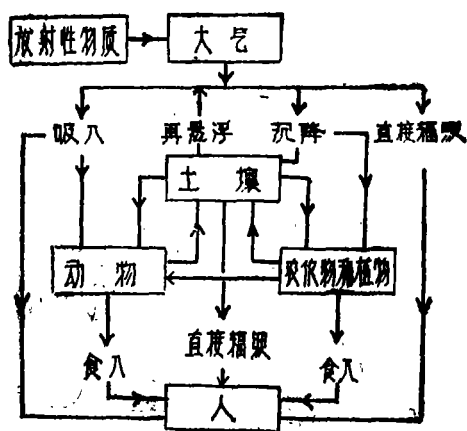


图1 释入大气的放射性物质向人的简要转移途径

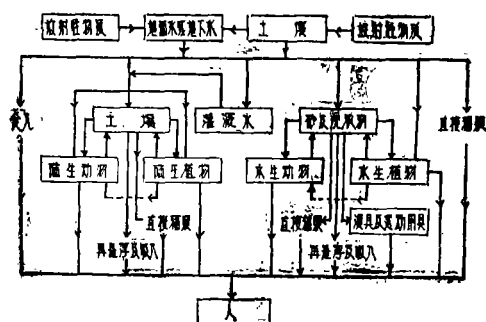


图2 释入地面和水的放射性物质向人的简要转移途径

第29号出版物重点讨论了事先估计常规或事故释出的放射性物质和公众所受辐射剂量或剂量当量之间的关系,推荐了浓集因子法和系统分析法;前者假定在排放率和环境介质中放射性浓度达到平衡,后者则是真实系统的动力学的理论近似,即浓度是时间的函数⁽²⁾。

在图1~2的转移中采用了隔室化和离散化的方法。隔室化就是用一些设想是均匀、分隔的单元(即隔室)的集合体来模拟实际体系。离散化即是把环节内核素浓度随时间和空间的

连续变化过程近似为在一定时间间隔和空间区域内不变而分离的过程。这样,放射性核素的行为可用一阶动力学方程近似描述,最后用线性方程求解^[3]。

为了定量描述环节间的过程,定义了各种环境参数。主要的环境参数是:放射性沉降量或排放量和土壤蓄积量;放射性沉降量或排放量与植物污染量;土壤蓄积量和植物体转移量(可表示为全株或可食部分);动物摄入量和体内滞留量;食品污染量和加工后存留量;家禽摄入量和肉、蛋内转移量;水污染量和水生物富集量及分布;人的摄入量和器官组织的蓄积量及所致吸收剂量或剂量当量;利用相对权重因子估算居民有效剂量当量。

为估算居民剂量,应特别重视环境介质的核素含量水平、转移到人的食物链及其份额^[4]。在图1~2中已包括了人类全部的食物来源。

二、影响放射性核素生态转移的因素

1. 放射性核素理化性质。化学性质与放射性核素相似的元素以及稳定性同位素有时会明显影响该核素的环境转移,如钙对于铯、锶的放射性核素;钾对于铯的放射性核素; ^1H 对于 ^3H ,使有必要提出铯、锶、铯及氚单位的概念。淡水中无机盐浓度比海水小得多,淡水中生物浓集因子通常比海水中的高,而且比海水中的范围宽得多,这是因为淡水水质受地点、时间、气象、地质因素影响较海水要大的原故^[5]。分子态碘主要由吸入进入动物或人体,离子态碘主要以水溶物形式进入水系或植物,而有机结合碘(如 CH_3I)则更易被人体吸收。 ^{131}I 因半衰期短主要以鲜奶形式食入,而 ^{129}I 因其半衰期长,炼乳或奶粉食入同样是重要途径。水生系统中微量元素的特殊化学行为(如吸附、胶体等)也会起重要作用。

2. 环境因素(地理、气象、水质、土壤等)。地理和气象因素影响的突出例子是核爆炸时地点和气象条件明显影响放射性沉降的范

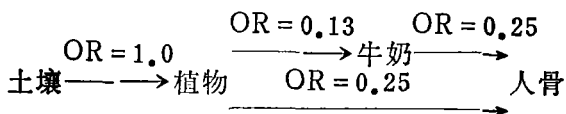
围和速率。近期降雨会将烟云中大量放射性物质降落地面造成严重的局部污染。监测表明,过去核试验沉降物最高地域是北纬 $40^\circ\sim 50^\circ$ 。

核工厂放射性废水排入海洋时,在水流平稳的海滩,细粒子沉积于沙底质形成淤斑,放射性主要影响底栖鱼类及海底生物,而在水流湍急处形成乳状混浊液,影响波及中、上层海生物。大气沉降灰污染主要限于土壤表层。植物从土壤的吸收量取决于土壤含量、核素与土壤结合的牢固程度、根系吸收能力和该核素从根系转入食用部分的分数等。 ^{137}Cs 比 ^{90}Sr 、 ^{131}I 与土壤颗粒结合更牢固而难于被植物吸收;酸性土壤易于溶解可溶性放射性物质而促使它们转入植物;含大量石灰岩、白垩质矿物的土壤因钙含量高而影响植物对碱土族放射性核素的吸收。

3. 生物体代谢因素。各类生物按其生理代谢特性,对放射性核素的吸收、蓄积和排出各不相同,表现为各生态转移环节具有特有的转移系数。植物根系对铯、铯比对镭、钷及钷吸收能力大是因为常量元素钙、钾是机体必要的营养元素,并受机体代谢调节。观测比(OR)反映化学类似元素对放射性核素代谢的影响,它是某环节某放射性核素与化学类似元素的浓度比值与前一环节这一比值之比。其生态学意义是表示这两环节间转移的代谢差异。在防护上观测比的倒数定义为防护系数。此外,某些元素可选择性积存于特定组织或器官内,对人体造成该组织或器官的辐照,对转移环节而言,若选择性积存于可食部分则更应重视。

4. 人类膳食习惯。同一国家居民各种食品食用量由于地区、民族、职业、年龄乃至经济状况而有很大差别;各国之间更由于民族、风俗习惯及经济发达程度而不同,并随时代发展而变迁。有人曾按膳食中钙含量差别,将各国大致分为四种类型:(1)绝大多数欧洲、北美和大洋洲膳食含钙量大于 $0.8\text{克/人}\cdot\text{天}$,其中 $70\sim 90\%$ 来自奶和奶制品,膳食中 ^{90}Sr 主要来源是奶类;(2)南欧、拉美国家膳食含钙

量是0.6~0.7克/人·天，其中60~80%来自奶和奶制品，蔬菜消费量有所升高；（3）阿联、土耳其、印度等国膳食含钙量为0.3~0.45克/人·天，谷类、蔬菜消费量更多；（4）锡兰、日本等国膳食含钙量为0.2~0.35克/人·天，主要来自谷类、蔬菜和豆类，奶已不是钙的主要来源。⁹⁰Sr主要来自谷类和蔬菜^{〔6〕}。更详尽的各国膳食组成比较可参阅文献〔7〕。例如，⁹⁰Sr从土壤转入人骨的过程为：



若80%钙来自奶和奶制品，20%来自植物性食品，则总OR值为0.076，防护系数为13；而若按‘米食’为主的膳食习惯，即80%钙来自植物性食品，20%来自奶和奶制品，则总OR值约为0.2，防护系数约为5。可见食米为主的东方居民比食奶为主的西方居民骨骼中⁹⁰Sr蓄积量约高一倍。

有些海洋生物对²¹⁰Po有较高的浓集能力，这可能是某些大量消费海产品人群²¹⁰Po体负荷较高的原因。波利尼西亚人（特别是毛利人）随食物摄入²¹⁰Po的量比欧洲人高是因为大量食用了海产软体动物肉。每天食用平均比活度为0.5npCi²¹⁰Po/kg的软体动物肉0.2kg，导致每天摄入0.1npCi²¹⁰Po，相当于一般居民²¹⁰Po摄入量的25倍。可以预料，食用油炸酥鱼会导致亲骨性放射性核素摄入量的增加。

三、环境放射生态学的发展及展望

本世纪40年代初，已开始环境放射性核素在陆地生态学转移的小规模分散研究。40年代后期及50年代，核武器研制导致放射生态学各领域的全面建立和发展。1954年，比基尼岛氢弹试验后的6~7年间，美国频繁进行核试验。1961年秋，苏联又开始了大规模核试验。当时环境放射性研究主要是放射性沉降灰在环境中的分布和行为，主要是跟踪调查各种环境介质的放射性水平，即裂变产物沉降量、地面

蓄积量、人的放射性摄入量和体内负荷量。

50年代起，美、英开始了核能和平利用。60年代，由于核动力工业的发展，放射生态学达到全盛时期，并开始用生态系内移动的观点来进行研究^{〔4〕〔8〕}。核工业和核能和平利用无论是正常运行的有控制排放，或事故时失控的排放，都会释出一定量放射性物质污染环境。这就要求建立、健全环境放射性监测并对公众所受辐射剂量估算和评价。UNSCEAR报告书最近认为^{〔9〕}，核试验所造成的有效剂量当量负担主要来自食入（占79%），人均年剂量在1963年达到峰值，1969年降为峰值的2/7，1982年已小于峰值的1/7。与此相反，1979年投入生产电力的核反应堆已扩大到235座，比1975年增加了一倍，预计到本世纪末核电总装机容量从1979年的约120GW(e)将发展到1000~1600GW(e)^{〔9〕}。所以，有关放射生态学的研究继续为人们重视。

环境放射生态学研究内容相当广泛。可包括：放射性核素在连续的食物链环节中的积累及转移和对人体负荷量的影响；某些生物组织或器官对特定放射性核素的富集能力，以寻找环境监测的指示种；某些生态因子、生物学因子对不同动物体滞留量的影响；一定条件下动物的动态滞留和代谢；某些国家或地区饮食习惯及其变动等。环境放射性核素进入人体的转移中，主要注意向人类食用部分的转移。转移系数是与前一环节单位重量（或体积）放射性浓度之比。某些生物对某些核素有强烈蓄积作用，转移系数远大于1，尤为人们关注。

对浓集因子观测已有大量报道。Menzel RG曾系统总结了陆地植物从土壤吸收不同元

表1 不同元素的相对浓集因子分组及递减次序

分组(相对浓集因子)	所属元素及递减次序
强浓集组(10~1000)	K、Rb、N、P、S、Cl、Br、Na、Li
弱浓集组(1~100)	Mg、Ca、Sr、B、Se、Te、Mn、Zn、Mo
不浓集组(0.1~10)	Ba、Ra、Si、F、I、Co、Ni、Cu
弱排斥组(0.01~1)	Cs、Be、Fe、Ru
强排斥组(<0.01)	Sc、Y、Zr、Ta、W、Ce、Pm、Pb、Pu、Sb

表2 水生环境生物浓集因子范围

元素	种 类	淡 水	海 水
		浓集因子范围	平 均 值
铯	植 物	80~4000	907
	软体动物	—	—
	甲壳动物	—	—
	鱼	120~22000	3680
锶	植 物	80~410	200
	软体动物	—	—
	甲壳动物	—	—
	鱼	0.85~90	14
锰	植 物	1300~600000	150000
	软体动物	1700~250000	125000
	甲壳动物	1100~16000000	~300000
	鱼	0.1~400	81
钴	植 物	300~30000	6760
	软体动物	300~85000	32408
	甲壳动物	—	—
	鱼	60~3450	1615
锌	植 物	140~15000	3155
	软体动物	30~140000	33544
	甲壳动物	300~4000	1800
	鱼	10~7600	1744
铁	植 物	40~45000	6675
	软体动物	20~80000	25170
	甲壳动物	60~1800	930
	鱼	0.1~1225	191
碘	植 物	10~200	69
	软体动物	60~1000	320
	甲壳动物	—	—
	鱼	0.5~25	9
铈	植 物	200~35000	3180
	软体动物	400~1500	1100
	甲壳动物	300~1000	600
	鱼	2~16	8.1
钾	植 物	—	—
	软体动物	—	—
	甲壳动物	—	—
	鱼	340~18000	4400
钙	植 物	64~720	350
	软体动物	—	—
	甲壳动物	—	—
	鱼	0.5~470	70

素的相对浓集因子 (ppm干植物/ppm干土), 见表1^[10]。Eisenbud总结了淡水和海水环境中各类生物的浓集因子范围, 见表2^[6]。有过蛤、牡蛎、扇贝和某些蟹浓集锶的报道, 主要浓集于不可食的壳部, ^{85}Zn 和 ^{60}Co 被浓集于海产品的食用部分而引起重视^[6]。

转移系数的观测是辐射防护的重要基础研究之一, 在辐射防护中应用如下:

1. 长期稳定持续摄入环境放射性核素所致居民内剂量估算。观测平衡条件下放射性核素在各转移环节间转移系数, 就可能利用有关环节的放射性核素平衡浓度及转移系数来估算人体的全身或器官负荷量、乃至剂量。转移及辐照服从特定的环境模式和剂量模式, 前者是实际转移过程简化了的数学描述, 后者是摄入量与所致剂量的函数关系。UNSCEAR1982年报告书仍将放射性核素从进入环境到人体受到的剂量的过程模式化示意于图3。环节转移行为以转移系数来描述。如从膳食向组织的转

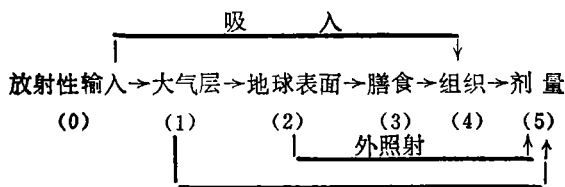


图3 放射性核素环境转移分区模式

移系数是组织的积分比活度与膳食积分比活度之比, 称为 P_{sa} 。在平衡条件下, 该比值是常数。在经若干个转移环节的转移过程: $a \rightarrow b \rightarrow c \rightarrow \dots \rightarrow x$ 中, 总转移系数 $P_{ax} = P_{ab} \times P_{bc} \times \dots \times P_{wx}$ 。这就可能根据已知的转移系数及有关环节的放射性平衡浓度, 粗略估算人体负荷或剂量^[2, 9]。

应该指出, 迄今报道的转移系数大部分是国外资料。考虑到我国居民所具有的特定膳食习惯、土质、食品加工方法等, 利用国外报道的转移系数来对我国居民的估算肯定是十分粗略的。开展我国特有条件下的观测无疑会改善估算的准确度, 也是对东方膳食类型的重大补充。

2. 某些环境介质辐射防护标准的导出

内照射基本限值是年摄入量限值, 以保证受照的总危险度不超过规定的限值。按图1~2, 在平衡条件下各环节间都有特定的转移系数。利用对人体内照射的限值和这些转移系数, 可能推算出有关环节的辐射防护标准。如: 放射性“三废”排放标准、食品放射性限量标准、海水放射性限量标准及钙镁磷肥施用量标准等。

此外, 环境放射生态浓集系数的研究对于核企业环境监测“指示种”选择、关键途径、关键人群及关键核素的确定, 核企业选址等都是很有价值的。

过去, 各国根据各自特点, 对沉降灰和核企业排放物中主要核素的环境转移行为进行过大量研究。如: 主要裂变产物和活化产物 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 ^3H 、 ^{239}Pu 、 ^{32}P 、 ^{65}Zn 、 ^{60}Co 、 ^{55}Fe 及 ^{59}Fe 等在全类动物体内吸收、分布和代谢; 各种粮食作物、蔬菜、水果和牧草对放射性核素的吸收和蓄积。对于天然高本底地区(如巴西、印度及我国广东阳江)天然放射性核素U、Th、 ^{226}Ra 、 ^{228}Ra 、 ^{210}Pb 及 ^{210}Po 在各生态环节含量及转移也进行过研究^[11~13]。这种自然条件下生态转移的观测较接近于平衡或符合居民的实际生活条件, 因而所测得的转移系数是符合实际的。

环境放射生态学研究今后主要任务是: 放射性核素向海洋、河流、湖泊和陆地排放后在生物链的富集和被人体摄入的过程; 放射性废物渗漏对地下水污染; 放射性核素经土壤向植物转移; 放射性核素在人体的代谢及各脏器蓄积量; 食品中放射性核素含量和脏器蓄积量关系; 为估算居民剂量所必要的我国参考人参数及饮食习惯调查^[4]。

今后为了准确地剂量估算, 应重视估算模式的系统灵敏度分析, 以确定决定最后结果的关键过程和环节。研究核素种类应根据估计在环境中出现的相对量、生物蓄积可能性、放射毒性及现有知识的充分程度等选定。今后研究目标应是: 天然铀及其 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 和 ^{210}Pb 等子体, ^{99}Tc , 锕系元素, 特别是Pu、Am

复合性放射损伤的临床与发病机制

Василенко ИЯ, Мед Радиол 7:70~75, 1984 (俄文)

本文就复合性放射损伤的临床特点及发病机制作一综述,并对内外照射的远期生物学作用进行了讨论。

当 γ 射线全身照射剂量超过1~2戈瑞就可引起急性放射病。由于吸收剂量的分布特点可产生不同的放射综合症,而放射病的临床过程和结局取决于吸收剂量的大小和照射野内器官的特点。

内外 γ 射线复合作用(复合放射核素)可在机体内产生复杂的病理过程, γ 射线全身外照射一次作用是短暂的,相对地其吸收剂量分布亦均匀;而内照射的剂量形成时间较长,其剂量分布特点和剂量形成的强度决定于进入体内的放射性核素的理化特性,被储积的总剂量亦不均匀,所储积的核素量又同时要进行分析,因此剂量强度呈规律性降低,这就导致恢复过程。

复合性放射病的临床经过、恢复过程和远期病理形式,具有内外照射分别作用的特点。复合性放射损伤的临床综合征是内外照射作用所致放射病的一种复杂症候群,由于其性质表现形式多种多样,早期症状常反复出现,恢复过程极为困难,功能破坏的修复十分缓慢。

在复合性放射损伤的实验中,最常采用生物学作用与核裂产物类似的如 ^{131}I 、 ^{90}Sr 、 ^{144}Ce 等作为内

照射源。尤其是 ^{131}I ,被广泛应用于临床诊断与治疗。

当 γ 射线外照射与 ^{131}I 复合作用时,在早期疾病的严重性主要取决于外照射。甲状腺能选择性地吸收放射性碘,因此甲状腺是一个重要的临界器官,即甲状腺的损伤是发病过程的特征。复合性放射损伤的变化特点取决于具体核素的绝对吸收量和分配过程的时间,例如,给大白鼠外照射3Gy,同时注射 ^{131}I $1.48 \times 10^{-3}\text{MBq}$,碳水化合物、脂肪、蛋白质和酶代谢的改变主要是甲状腺被 ^{131}I 损害所致。心血管系统、外呼吸的功能变化、氧利用率减小,同样与甲状腺的内分泌活性降低有关。血液细胞成分改变则与外照射剂量有关。有的学者给大白鼠外照射6Gy,同时分别注射 ^{131}I 7.4×10^{-3} 、 3.7×10^{-3} 及 $18.5 \times 10^{-3}\text{MBq}$,发现血液白细胞含量比单纯受 γ 射线外照射的动物为高。也有一些实验表明,复合性放射损伤的动物表现白细胞和血小板数升高,而较多的材料认为内外照射复合损伤时,表现血液细胞数降低。

γ 、 β 射线外照射与 ^{131}I 共同对机体的作用引起复杂的反应。在疾病开始阶段主要是外照射的作用;在极期主要是 β 射线的作用,少部分是 γ 射线和 ^{131}I 的影响,而恢复期主要是 β 射线和 ^{131}I 的共同作用。

^{90}Sr 是一种亲骨的危险性最大的核素,是核裂产

和 Np , I , Sr 和 Cs 仍是放射性沉降物、核事故和废物排放所导致剂量的主要贡献者^[8]。应重视事故释出条件的研究机会,因为可能收集到较高活性水平的转移资料。当前,环境转移及生物蓄积所包含的不肯定性比放射生物学的剂量-效应关系所包含的不肯定性(除很低剂量外)大得多。

参考文献

1. ICRP Pub.43, 1985.
2. ICRP Pub.29, 1978.
3. 张永兴:辐射防护 (3):72, 1981.
4. 赵生华:辐射防护通讯 (1):38, 1982.
5. Eisenbud M:in "Environmental Activity"

1972.

6. Middleton LJ:in "Agricultural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in Normal and Zmemergency Situations" P.123 Sponsored jointly by FAO, WHO and IAEA, 1964.
7. 住谷みさ子:放射線科学 23:170, 1965.
8. Whicker FW:Radiat Res 94:135, 1983.
9. UNSCEAR 1982.
10. Menzel RG:Health Phys 11:1325, 1965.
11. Mistry KB:Health Phys 19:535, 1970.
12. 高本底调查协作组:高本底地区居民食品中放射性核素水平(内部资料)197.
13. 诸洪达等:辐射防护通讯(1):23, 1982.