

# 能 源 与 安 全

能源与环境研究所出版 · 美国华盛顿 · 一九九七年总第四期

## 电离辐射的健康风险

戴维·萨姆纳

哈瓦德·胡

阿利斯泰尔·伍德沃德\*

电离辐射可以引起偶发(无规则的)和必然(非偶发的)效应。如果超过最低辐射剂量，就会出现必然性的效应。越过这一门槛，在大多数或者全部受辐射人员身上很容易地观察到这些效应，其严重程度随剂量的增加而增加。在相当程度上，某一必然性效应在任何人身上的出现及其严重程度是可预测的。辐射灼伤就是必然性效应的一种。

就成人来说，当对整个人体的(辐射)剂量超过约 1 西韦特时，非偶发效应占主导地位。一个例外是男性暂时不育，当睾丸单独吸收剂量达 0.15 戈雷时，这种情况就可能出现。<sup>1</sup>至于儿童，先天性畸形和其它发育异常的门槛被估计为到妊娠的

在美国俄亥俄州费奈尔德附近核武器生产厂中的一名工人正将钍放入桶中。

28 天时遭受辐射  
0.25 戈雷。

一次辐射剂量超过约 1 戈雷会引起辐射病；急性反应包括恶心、呕吐、以及腹泻，有时伴之以体虚不适、高烧和大量出血。受害者也许在几小时、几天或几周内死亡。其他急性症状可能包括不育和辐射灼伤，出现这些症状取决于吸收的剂量和辐射率。造成受辐射人群在未能

能源与环境研究所的成员经常被问到有关放射性对健康影响的问题。在本期《能源与安全》杂志中，我们集中介绍一些有关计算这些健康影响的基本技术信息，并介绍限制对工人和公众释放辐射的法规。从第一二页起，您会看到经过扩充的“科学为大众”栏目。它包括放射性衰变的基本知识、剂量和剂量单位、国际放射性防护标准，以及美国对向大气和水体释放放射性核素的限制。第二二页上的文章讨论了铀的开采和研磨，这已经成为核燃料循环中最具破坏性的步骤，影响了许多人的健康，其中包括许多无核能或无核武器国家的人民。第二三页上的文章概括了各种健康研究，也指出在解释它们的成果中内含了一些不确定性和复杂性。法国拉阿格再处理设施附近白血病案例近期研究的成果，其概述列于第二四页。

受到治疗而在 60 天内有一半死亡的辐射剂量称为 LD50 剂量(LD 代表致命剂量，50 代表 50%)。成人这一剂量是 4 西韦特(有关剂量的定义见第 14 页)。60 天期限有时被明确标出，这时这一剂量称为又被 LD50/60 剂量。一般而言，许多不同的 LD 剂量可以凭借表示天数的字符 T 进行区分，在时间 T 之后就不再对死亡情况作进一步的观察。

对于小于 1 西韦特的辐射剂量，偶发效应已成为最大的关注点。最主要的偶发效应——癌和非先天性的遗传损伤——也许会在受辐射许多年甚至几十年后出现。人们认为对这些效应没有致病的最低辐射量；当剂量减小时，效应仍可能出现，但频率较低。然而，低剂量(10 毫西韦特或更少)时的不确定性很高。对低剂量辐射效应数量的估计在这些年里已呈上升趋势，但仍是争议不决的话题。

由于电离辐射事实上可以破坏任何细胞的遗传物质，癌症可能在身体组织的许多位置或组织上出现。实际上的影响部分取决于受辐射的路径。例如，象 X 射线或 γ 射线之类的外部辐射能以几十年后在这些器官引发癌症的方式影响造血细胞或许多器官中的 DNA。应该强调的是，(身体各)组织对辐射损伤的敏感性不同。例如，肌肉没有骨髓敏感。

通过许多途径，身体可以受到内部辐射。在地下铀矿中出现的氡，其衰变产物可能被矿工吸入体内并在他们的肺中积淀。放射出大多数高线性能量传递 α 粒子的钚-239 或其他锕类元素可以被人吸入并滞留在肺部支气管的上皮纹路中。由这种辐射途径受到的辐射剂

## 《能源与安全》

《能源与安全》是一份报导核不扩散、裁军和能源可持续性的时事通讯刊物，由能源与环境研究所(IER)一年发行 4 次。

IER 地址：6935 Laurel Avenue, Takoma Park, MD 20912, USA

电话：(301) 270-5500

传真：(301) 270-3029

INTERNET: ierc@ier.org

万维网地址：<http://www.ier.org>

能源与环境研究所就广泛的问题向公众和决策者提供有见地的、明确的和稳妥的科学和技术研究报告。该研究所旨在向公共政策事务提出科学的意见，以促进科学的民主化和更健康的环境。

### 能源与环境研究所成员：

所长：阿琼·麦克贾尼

执行主任：伯恩德·弗兰克

助理对外协调员：罗伯特·布鲁克斯

图书馆员：洛伊丝·查墨斯

工程师：马克·菲奥兰凡特

簿记员：戴安娜·科恩

项目科学家：安妮·麦克贾尼

对外协调员：帕特·奥特梅尔

全球对外协调员：阿妮塔·塞斯

行政助理：贝特西·瑟洛·希尔兹

### 感谢我们的支持者

我们衷心感谢我们的资助者，是他们的慷慨资助使我们能够进行自己的“核材料危险”全球计划。我们的资助者是 W. Alton Jones Foundation, John D. And Catherine T. MacArthur Foundation, C. S. Fund 和 H K H Foundation。

我们还要感谢能源与安全研究所的其他资助者，因为我们的全球计划使用了由他们资助的项目中所获得的材料。这些资助者是 Public Welfare Foundation, John Merck Fund, Ploughshares Fund, Unitarian Universalist Veatch Program at Shelter Rock, Rockefeller Financial Service, Stewart R. Mott Charitable Trust, Town Creek Foundation, Beldon II Fund 和 DJB Foundation。

本期刊物英文版的设计由华盛顿特区的 Cutting Edge 图片公司承担。照片由能源部 Atomic Photographers Guild 的罗伯特·德尔·特里迪塞提供。

《能源与安全》免费向所有读者提供。

主管编辑：阿妮塔·塞斯

本期英文版于 1997 年 10 月出版。

量增加了患肺癌的风险。此外，可溶性粒子也许由血液和淋巴系统吸收并散布到身体的其他部分。某些元素，如铀、锶或碘，倾向于在某些器官中积淀。例如，碘-131 将其主要电离辐射剂量传送到甲状腺中，使这里最有可能成为导致癌症的场所。碘-131 也被用于抗甲状腺癌，因为释放出的射线在破坏健康细胞的同时，也破坏癌变细胞。但是，如果甲状腺中没有疾病，辐射就只会影响健康细胞。

### 对由于电离辐射而患癌风险的估计

对受到电离辐射后患癌的风险，已有不同的机构作出了估计，特别是联合国原子能辐射效应科学委员会、美国国家科学院电离辐射生物效应委员会、以及国际放射性防护委员会。这些估计主要根据对广岛和长崎原子弹爆炸幸存者的研

究作出，也参考了为治疗和诊断目的而接受放射线照射的各种人群，或那些在工作中受到辐射的人，如以镭刻画钟表表面的画工以及铀矿开采者等。

对于广岛和长崎原子弹爆炸幸存者的统计研究显示，若剂量超过 0.2 戈雷，癌症会多出很多。这些剂量在受到辐射后被突然送达。运用那些数据来估计低剂量电离辐射或以渐增方式传递剂量时的患癌风险，出现了许多问题。

首先，如何将与剂量有关的反应关系外推至低剂量。通常假设“线性无阈值”模型——即，风险直接与剂量成正比，但没有阈值。由于低剂量辐射的主要效应是带来癌症，而癌症是一种可以由很多原因造成的常见病，尚无可能证实线性无阈值模型；然而，许多放射生物学的例子支持这一理论，所以它通

### 低级别辐射

阿琼·麦克贾尼

生物影响不能立即观察到的辐射剂量被归入“低级别辐射”的一般例式。由于在不同辐射级别可以观察到不同的生理影响，究竟何种级别的辐射才算低级别辐射已引起某种困惑。

低至 0.1 戈雷的剂量时，白血细胞数可能偏低。然而，既然偶发效应，特别是癌症，是在一定时间里吸收低于 1 戈雷剂量结果的主要长期所导致的，许多权威机构使用这一标准，把低于它的辐射剂量称为“低级别辐射”。只要其不立即产生可见的影响，长时期的较大剂量也归于低级别辐射一类。例如，每年 0.05 戈雷的辐射剂量经超过 30 年的积累，可达 1.5 戈雷，但是仍然算作低级别辐射，因为没有必然性的效应。总之，低级别辐射这一名词不应被理解为意味着没有风险或低级别的体内辐射总能积累，而是意味着这些级别的辐射剂量不产生即时可见的效应。

美国国家科学院电离辐射生物效应科学委员会 V 报告估计，就广岛和长崎幸存者的经历而言，每西韦特剂量产生约 0.08 个致命癌症。这被称作低级别辐射的未经调整的风险率，因为这是单独剂量在短期内作用所产生的致命的比率。主要基于对动物的研究，人们常会假定一个更低的风险比率——在长时间接受剂量时，每西韦特会产生约 0.04 至 0.05 个致命癌症。这是经调整的风险系数。当发表的文献声称每单位辐射照射既有较高又有较低风险时，我们的观点是，这些未经调整和调整过的系数都是合情合理可供使用的数据。我们认为，如学术界和工业界一些人所主张的那样，对风险作较低的估计不是好的公共健康的做法，因为这有利于解决较高辐射的不确定性。

常被用于保护公共健康的目的，例如制定标准等。

其次，对患癌风险的计算在将来如何改变必须做些假设。毕竟，广岛和长崎幸存者中有过半数的人仍然健在。目前，数据很适合相对风险模型——这是说，患癌风险与自发或自然患癌风险成正比。如果这种理论正确，生命后期由辐射导致癌症的人数将增加。

第三个问题是，辐射的相对生物后果部分取决于辐射的能量。例如，数据显示低能中子和 $\alpha$ 粒子也许比高能粒子(每单位吸收的能量)在产生生物损伤方面更有效。<sup>2</sup>这样，如按常规假设一个质量(quality)常数，有时候会产生对剂量不准确的估计。

最后，低剂量的效应和低线性能量传递放射线的低剂量率也有不确定性。美国国家科学院电离辐射生物效应科学委员会，国际放射性防护委员会以及其他组织的结论是，与基于高剂量和高剂量率的低线性能量传递放射线(即对低剂量和低剂量率的影响为非线性)的资料线性外推所预期的结果相比，低剂量和低线性能量传递放射线的低剂量率所导致癌症特别是白血病的比率较低。不幸的是，为评估 DREF 调整的确切性，流行病数据资料少得可怜。

尽管有这些潜在的局限性，对大多数癌症的估计，将继续使用由现有各放射性防护委员会所估计的患癌风险因子。它们目前的估计如下：

- 联合国原子能辐射效应科学委员会，1993 年：<sup>3</sup> (这一结果与广岛和长崎原子弹爆炸幸存者的经历可比拟)对高剂量来说，每人-

西韦特可导致 0.11 个致命癌症。对低剂量来说，该委员会声称，在风险减轻因素方面“没有任何数字可供引用”，“但很明显这一因素很小。对日本人的研究数据显示，这一系数不超过 2。”<sup>4</sup> 对年龄在 18-64 岁的人来说(对应于典型的工业化劳动力的年龄)，这个为工的因子导致在 0.04 每人-西韦特的低剂量率上，将产生一个致命的癌症危险。

- 美国国家科学院电离辐射生物效应科学委员会，1990 年：<sup>5</sup> 基于对广岛和长崎幸存者的数据，0.1 的西韦特单独剂量会导致每人-西韦特 0.08 个致命癌症。这一数字没有因低剂量率风险的降低而调整。
- 国际放射性防护委员会，1991 年：<sup>6</sup> 对所有人来说，每人-西韦特对应 0.05 个致命癌症；对成年人，每人-西韦特对应 0.04 癌症。这两种估计都针对低剂量并考虑了剂量率下降，其系数为 2。
- 美国环境保护署采用的是每人-西韦特患癌风险系数为 0.06。<sup>7</sup> 由于患癌风险率比癌症致命率高 50%，隐含的致命癌症风险为约 0.04 每人-西韦特。

对每单位剂量风险的估计可以再次进行实质性的修订(向上或向下)。正如美国国家科学院电离辐射生物效应科学委员会所指出的：

原子弹幸存者中的大多数仍然活着，如果要对生命风险做出可靠的估计，必须对他们的死亡经过进行跟踪。对那些在童年或襁褓中就受到辐射的幸存者来说特别重要，因为他们正进入患癌风险最高的人

生阶段。<sup>8</sup>

\* 本文经授权源用《核废地》，阿琼·麦克贾尼、哈瓦德·胡、凯瑟琳·伊编。（剑桥：麻省理工学院出版社，1995年），第四章“核武器生产对健康的危险”。解释性注释不再重复。

<sup>1</sup> 国际放射性防护委员会1990年再评价。国际放射性防护委员会出版物60。国际放射性防护委员会年鉴，第21卷，第1-3期。纽约、牛津：Pergamon出版社，1991年，第15页。

<sup>2</sup> 国家研究理事会，电离辐射生物效应委员会。《遭受低级别电离辐射的健康影响》，美国国家科学院电离辐射生物影响

委员会V报告。华盛顿特区：国家科学院出版社，1990年，第27-30页。

<sup>3</sup> 联合国原子能辐射效应科学委员会。《电离辐射的来源、效应及风险》，纽约：联合国，1993年，第16-17页。

<sup>4</sup> 同上，第17页。

<sup>5</sup> 国家研究理事会，1990年，第5-6页。

<sup>6</sup> 国际放射性防护委员会，1991年，第69-70页。

<sup>7</sup> 美国环境保护署。《辐射场地清理规则问题专文》。环境保护署402-R-93-084。华盛顿特区：辐射和室内空气办公室，1993年9月，第7页。

<sup>8</sup> 国家研究理事会，1990年，第8页。

## 流行病学和剂量重构研究

阿妮塔·塞斯  
阿琼·麦克贾尼

流行病学研究分析疾病在人群中的出现和传播。一般来说，这些研究的目的是，通过对人群进行比较来达到判断在被怀疑引起疾病的因素面前的暴露（译者注：这里指暴露于某种环境中）和健康影响之间的关系（如果这种关系存在的话）。流行病学研究通常有三种类型。案例-控制研究将患有某种疾病的人的暴露情况与未患病者进行比较。群体研究在暴露于疾病环境中的人群与未暴露人群中调查（分析）其患病率的差异。生态学研究基于对暴露量的平均测量，讨论在一定的地理范围内群体中患某一疾病的比率。由于生态学研究并非基于个人事实上暴露的程度，这一研究不如其它两种研究复杂，其结论在使用时需谨慎。

在群体研究中，有一个界定完善的群体暴露于某种环境，流行病学家通过研究暴露群体中患病率或死亡率，并将之除以未暴露群体的以上比率，来计算暴露群体的相对危险或危险率。流行病学研究也可以把被研究群体中死于癌症的人数与一般人群中的这一比率作对比。通过区别暴露和未暴露群体中患病或死亡率的不同（与比率相反），可计算可归因于此的或附加的风险。在所有的流行病学研究中，研究群体须经诸如年龄、性别和生活方式（如吸烟等）等的调整，这很重要，因为不同组群中患病率可能有很大的不同。

剂量重构研究对个人因素或一个群体遭受导致疾病的（如放射性）的暴露程度作出估计。要对暴露程度进行估计，关键是要知道从污染源（称为来源项）释放到特定介质（例如空气或水）的污染物的数量，

或者准确掌握空气、水和土壤中污染物浓度的历史。路径分析弄清污染物通过环境进入人体的通常复杂的途径，从而允许将释放估计转变为剂量估计。例如，污染物可以从空气中吸入人体，也可以通过喝被污染的水或吃被污染的食物而吞咽进入人体。此外，人群也许同时受到外部和内部的辐照。剂量重构研究可以与流行病学研究独立进行，但它也可以帮助流行病学家使暴露群体的分组更精确。

在判断污染物和健康后果的关系方面，剂量重构和流行病学研究可以成为强有力的工具。然而，一些复杂因素也可能使其结果蒙于云雾。

- 污染物的资料不准确或不完整。一般而言，与资料一般难以获

得的邻近人口相比，经常受到某种(如果经常还不够充分)监测的工人所吸收的剂量比较容易估计。然而，对工人而言，非放射性有毒材料的数据经常缺乏，这对不在现场工作的人群也是一样。

- 将暴露群体与未暴露群体进行分离的困难。由于糟糕或不完整的纪录，群体可能没有准确划分。例如，工人群体根据 $\beta$ 和 $\gamma$ 辐射的外部剂量组成，而这经常是因为缺乏内部剂量的数据。如果受辐射者不能归入适当的剂量范围，那么对风险提升的估计就非常困难。当一小部分受高度辐射者混入大量受相对较低辐射者中时，情况就特别如此。

- 长期跟踪个体人员的困难。从受到辐射到疾病开始发作间的时间

术 语 汇 编
吸收剂量：等于单位重量生物组织中能量的数量。吸收剂量的单位通常是拉德和戈雷。
群体：在人口统计或流行病学研究中通常具有同一统计特征(诸如年龄)的一组个体。
剂量限额：个体可以从人工来源(不包括医药来源)受到放射性辐射量的法规限额。工人的限额高于普通人的限额。
剂量重构：通过考虑发射、环境测量和暴露途径等对暴露进行估计。
外部放射性剂量：来自身体外放射性源的剂量。最常见地，它来自 $\gamma$ 射线，尽管 $\beta$ 射线也能向皮肤和皮肤附近的组织产生剂量。
线性能量转移：指通过每单位移动距离的能量转移率(及其造成的损伤)。例如， $\alpha$ 具有高线性能量转移放射性，而光子和电子具有低线性能量传递放射性。
内部放射性剂量：通过吸入、吞咽或通过割伤和擦伤进入人体的放射性物质对身体器官放射出的剂量。它可以由 $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ 等射线以及中子的任何混合构成。
路径分析：分析通过哪些途径，有毒的或放射性物质得以从某一工厂、场所、或生产、使用、储存或倾倒它们的过程中通过大气、水、土地、食物链、或这些途径的某种结合接触到人类。
相对生物有效性：测量各种放射线造成损伤的相对有效性的一个因子。它很复杂，且各个器官的数值各不相同。由于它的复杂性，在立法过程中采用一个称为质量因子(quality)的参数。
相对风险：暴露人群与未暴露人群疾病发生率(或死亡率)的比率。
可溶性：溶解于水的能力。例如，一定量物质可溶性越差，将其排出体外就越困难。比如，吸入肺中的不溶物质将有更多时间对肺造成损害。
来源项：从某一特定来源向特定介质，如大气或水，发射或排放特别污染物的数量。

段(称作潜伏期)可以延续几十年,就如癌症或先天缺陷等代际效应的情形。但个体人员搬迁、结婚、换工作等时,就不再容易继续跟踪他们了。

- 错误诊断和/或不正确地记录死亡原因。
- 由环境或职业原因受辐射与性别、年龄、饮食、吸烟以及其它生活方式习惯之间的相互作用所产生的不确定性。
- 协同效果。人们经常暴露于存在多种引起疾病的因素的环境,而这些因素的协同效果并不清楚。

• 对癌症后果的不恰当关注。有毒物质的非癌症后果,诸如先天缺陷和免疫系统损伤,仅是刚刚为人所知,并因此经常被忽视。

- 小规模暴露群体加上许多疾病的低背景出现,导致统计上很大的不确定性。既然不同的人们对产生疾病的因素的反应有相当的差别,在流行病学中如果要以有根据的确定性来断定风险是否会上升,就必须要有足够的人数。
- 暴露于低级别辐射和其他有毒物质所产生的健康后果出于各种原因,通常有很大的不确定性。

## 铀 负 担

罗伯特·布鲁克斯

阿妮塔·塞斯

从 1789 年首次发现铀到 20 世纪的头几年,铀通常用于为陶瓷和玻璃制品上色或上釉。<sup>1</sup> 从 20 世纪前几年直到 30 年代,它一直作为镭生产中的废料而遭丢弃(镭可应用于医学,并使仪表和手表的刻度盘发光可见)。直到 1938 年首次发现核裂变之后,人们才大规模开采铀矿。尽管全球发现的铀矿痕量稀少,人们往往在铀含量仅为 0.1—0.5% 的矿床进行开采搜

集。极少发现含量在 10% (如加拿大) 或品位更高的铀矿床。在铀矿开采方面现在普

遍采用四种方法:

- 露天采掘;
- 地下坑道采掘;
- 原地沥滤采掘,包括向地下注入盐酸、碳碱和过氧化氢等溶剂,将铀从矿体中分解出来。

铀残渣堆(斯塔罗克残渣堆),加拿大安大略省埃略特湖地区。核燃料循环产生的放射性废物总量的 95%以上由研磨残渣构成(不包括采矿废料)。

废弃溶液则再抽入地下；

- 堆积沥滤，从金矿和磷酸盐矿开采后留下的特低等级矿砂中回收铀作为副产品。该回收过程需要多次将溶液（一般采用硫酸或碳酸铵）渗透进入矿砂堆来分解铀，直至溶液中的铀含量达到提取的要求。

铀研磨包括从矿砂中提取铀，将其加工成可供运输的氧化粉。开采和研磨工作都会给工人、附近居民和周围环境带来各种危害。要想了解其危害，我们首先有必要了解铀矿砂的组成。

天然铀包含 3 种放射性同位素：铀-238、铀-235 和铀-234。这些同位素也能放射  $\gamma$  射线。铀-238 在这些同位素中是最常见的（在天然铀中几乎占 99.3%），其半衰期约为 45 亿年。铀-235（约占 0.7%）和铀-234（尽管只占 0.005% 的含量，但却产生了几乎一半的铀辐射）的半衰期则分别为 7 亿零 4 百万年和 24 万 5 千年。铀-238 衰变则会产生许多放射性衰变产物，比如钍-234 和钍-230、镭-226、氡-222、钋-218 和钋-214 等。这些衰变产物往往在含有天然铀的矿砂中被同时发现。

铀既是一种放射性元素，也是一种化学毒素。离开矿体之后，天然铀具有轻微的危害性，因为它会放射出较微弱的  $\gamma$  射线（除非长期暴露在外）。一旦吸入或服入，由于其会放射  $\alpha$  射线，可能增加人体患肺癌和骨癌的可能性。铀-238 的衰变产品对人体健康还会造成其它危害。钍-234 就地衰变，而钍-230 则可能深入人体骨头内部。钍不仅可以分布在软组织中，也可以分布在骨头中。镭与钙相似，先在骨头表面积聚，然后在骨结构基体中积

聚。它是导致骨癌发生的一种原因，人们于本世纪 20 年代在镭刻度盘点画工的不幸命运中发现了这一点。他们在工作过程中为了获得理想的点画效果，用舌尖舔顺笔刷的时候就将镭吞入人体。

气体氡-222 是镭-226 的衰变产物，其半衰期为 3.82 天。采用传统的地下采挖方式会使工人面临最大的危险，因为他们必须更多暴露在氡衰变产物的环境中。工人们会吸入存在于空气中的钋-218、铅-214、铋-214 和钋-214。这些放射性核素在人肺中发生衰变，这是铀矿开采者受到核辐射的主要途径，也一直是其历史上患癌症程度较高的主要原因。受氡气及其衰变产品辐射的程度可以通过工作级别和工作级别月数来测算（见第 14 页）。

镭矿开采者也会面临许多与辐射无关的危险。如果采矿工吞入或吸入可溶解铀，则铀作为重金属会产生化学毒素影响人体肾脏。在发现铀的矿砂中也会包含非放射性有毒重金属。所含重金属虽然可能有所不同，但可能包含砷、铅、钼和锰元素。在钻探过程产生的硅灰可能会逐步沉积在人肺内，造成肺功能受到限制，并可能导致癌症，增加患肺结核、风湿性关节炎和肾病的可能性。与所有采矿工作一样，铀矿开采工也处于受伤的高风险之中。当然，由于安全措施多年来已大大改善，这些风险在大多数国家已经大大降低。

通过良好的通风手段、周密计划和良好设计，并采取合理的工作方式，就可以减少铀矿工人摄入有毒元素的数量。但是世界上许多矿业公司一直拒绝采取步骤改善采矿工作环境。即使美国公共卫生署在

50 年代初期所作的研究已表明美国工人面临的危害与欧洲相似(欧洲采矿工人患肺癌的几率一直在上升)，美国直到 60 年代中期才针对已知的对人体健康构成危害的因素建立起保护措施。加拿大受到美国制造原子弹的触动，于 40 年代初开始大规模开采铀矿和加工铀。但是直到 1968 他们才通过法律对矿工受辐照的最高程度作出了规定。直到 1954 年，苏联人经营的东德铀矿一直没有采取任何辐射保护措施；在随后的几十年间，这些矿区一直是辐射灾害区域。在纳米比亚的罗森矿，工人的健康和安全问题也同样没有受到重视。在该矿开始运作的最初三年中，它甚至不要求工人穿戴胶片佩章，而后也只在处于铀萃取的最后一个阶段作此要求。据 1992 年的一份研究报告称，“(在整个 80 年代)，罗森公司制定的悬浮铀卫生标准是国际辐射防护委员会(所推荐的最大)自然铀关联

空气浓度的近 6 倍，更是当代科学发现所提出的限制建议标准的 36 倍”。<sup>2</sup>

有关方面已经对铀矿工人的健康状况进行了多次调查研究，记录了其肺癌发生率上升的具体情况。在捷克斯洛伐克，从 1970 年开始对多种群体的矿工进行了跟踪研究。他们对 4,042 名从 1948 年至 1957 年间开始地下采矿工作的矿工进行的研究表明，到 1985 年因患肺癌致死的人数是预期人数的 5 倍。<sup>3</sup> 在加拿大安大略，对 50,201 名在 1955 年至 1986 年间矿工(包括 15,000 名专门在安大略铀矿中工作的矿工)的资料进行了研究，结果表明其肺癌致死人数比未受辐照群体多 120 人，而后者则预期为 171.8 人。在美国，已对公共卫生署确定的群体进行了许多跟踪研究。霍纳恩和梅因达特在 1988 年所作的研究表明，抽烟和受到氡衰变产物辐射可能会产生协同作用。

### 1996 年十大铀矿 (仅限“西方国家”)

国家	矿名	业主	采矿类型	产量 (公吨)	占全球 产量的%
加拿大	Key Lake	Cameco/Uranerz	露天采掘	5,429	15.4
加拿大	Rabbit Lake	Cameco/Uranerz	露天/坑道采掘	3,972	11.3
澳大利亚	Ranger	ERA	露天采掘	3,508	10.0
纳米比亚	Rossing	RTZ	露天采掘	2,452	7.0
尼日尔	Akouta	Cogema/Onarem	坑道采掘	2,120	6.0
加拿大	Cluff Lake	Cogema	露天/坑道采掘	1,963	5.6
澳大利亚	Olympic Dam	WMC	副产品(铜)坑道采掘	1,466	4.1
尼日尔	Arlit	Cogema/Onarem	露天采掘	1,200	3.4
南非	Vaal Reefs	Anglo-American	副产品(金)坑道采掘	914	2.6
加蓬	Okelobondo	Cogema/Gabon State	坑道采掘	565	1.6
总计				23,589	67.0

资料来源：铀研究院。万维网网址：<http://www.uilondon.org/utopmin.html>

对澳大利亚、东德和法国矿工的研究也表明，其肺癌死亡人数高出预期人数。就非洲、前苏联和中国等许多地区而言，有关健康和环境影响的信息尚难得到，这些地区也几乎没有进行过此类研究。

在将铀通过化学方法从不变矿石成分中分离出来的选矿过程中产生的废料也会对人体健康和环境构成重大危害。对典型的浓度为 0.2% 的铀来说，1,000 公吨矿砂只能产出 2 公吨铀，而其余 998 吨矿砂就都是废料。这些废料称作“研磨残渣”，它包含了来自原矿砂的 85% 放射性，还包含了各种重金属以及硫酸和氯化铵等来自研磨试剂的化学毒素。研磨残渣的主要放射性成分是镭-226 和钍-230。

残渣从研磨厂中排出时，大约 40% 为固体，另外 60% 则为液体。液体可以最终渗透进入土壤，从而造成地下水污染。风则将精细的可被呼吸吸入的放射性颗粒从干燥残渣区域吹散，使工人或附近居民面临危险。研磨残渣也经常被用于建造房屋，导致居民的氡摄入量增加。在核燃料循环过程中，研磨残渣量占了整个放射性废料（不包括采矿废料）总量的 95% 以上，而且放射寿命很长（尽管它只产生一小部分放射性）。

在铀矿开采的最初几十年间，人们将研磨残渣扔在未经衬砌的残渣池中，导致地下水污染。残渣坝断裂也可能造成内蓄残渣外流，导致大面积污染。1979 年，位于新墨西哥州切奇罗克的联合核公司铀研磨残渣坝发生断裂，造成 9,400 万加仑液体残渣和 1,100 吨固体残渣外流，其污染散布到 60 英里之外。在加拿大安大略省的埃略特湖区

域，包括 10 个内陆湖在内的 80 公里长的塞朋特河网受到了污染。据报道，埃略特湖地区曾经发生过 30 多次残渣坝断裂事件，而萨斯喀彻温矿也曾经发生过 125 次放射性溢出事故。在美国，人们在残渣下面铺上塑料垫衬对残渣区域进行补救，以防止其发生渗漏，并将残渣置于水下保存以减少氡衰变产物辐射的影响。

少数国家为了寻求发展核武器和核能源，积极推动铀生产，而其影响和造成的负担长期以来一直不合理地由土著和殖民地人民承担。美国大约三分之二的铀矿位于土著美国人的土地上，而且美国从已放弃的研磨活动中产生的三分之一研磨残渣被存放在纳瓦霍地带。萨斯喀彻温北部作为蕴量最丰富的铀产地之一，全球 20% 以上的铀资源在此开采，但这里的居民却是克里族和迪恩族土著居民。

在法国的核武器和反应堆中使用的大多数铀采自尼日尔和加蓬。尽管这些铀矿是由法国 Cogema 公司经营的，但却不必服从在法国实行的相同的健康和环境法规。尼日尔铀矿的状况使得英国广播公司制作人克里斯·奥尔加迪有感而发：

“一些世界上最贫穷的人在最恶劣的环境中工作，为世界上最富有国家的电力机车和炸弹提供能源和燃料”。<sup>4</sup> 其它欧洲国家和日本也从尼日尔和加蓬购买铀。尽管 1974 年联合国法令规定，未经联合国纳米比亚委员会同意，不得开采矿产资源，但是英国 Rio Tinto Zinc 公司却从 1976 年就在南非的罗森开始开采矿藏。直至 1990 年，纳米比亚一直是南非的殖民地。此地大量的核资源被开采用

于英国核武器计划和日本的民用核能发电。

在大多数国家，铀矿开采无论就摄入剂量还是受影响人数而言，都一直是核材料生产过程中最危险的步骤。人们还需要做大量的工作才能明确受铀矿开采和研磨加工影响的人群，对其受核辐射的程度进行评估，以便向他们提供健康监测和其它相关援助。各国应根据国际放射性防护委员会的建议(工人每年的放射性辐射最高不得超过 2 雷姆)制定标准，对铀矿矿工和居住在采矿和研磨场地附近的人群进行保护。鉴于无核国家和殖民地人民承担了不相称的负担，我们应向他们提供适当的健康和环境监测，对受破坏地区的环境作出补救，并为过去的不公平做法作出补偿，以便重新修正明显存在的污染不公平现象。

<sup>1</sup> 在此文的写作过程中，我们曾广泛引用了阿琼·麦克贾尼、哈瓦德·胡和凯瑟琳·伊编写的《核废地，核武器生产及其对健康与环境影响的全球指南》(剑桥：麻省理工学院出版社，1995 年)。特别参考了戴维·萨姆纳、哈瓦德·胡和阿利斯泰尔·伍德沃德写的第四章“武器生产的健康危险”和凯瑟琳·伊、阿尔伯特·唐内、唐纳利·亚辛、A·詹姆士·帕特伯和斯哥特·塞尔斯加写的第五章：“为军事目的开采和研磨铀矿”。

<sup>2</sup> G·德鲁普金和 D·克拉克：“过去的辐射：揭示罗森铀矿的健康和环境风险”。伦敦，1992 年。(《核废地》第 144 页引用)。

<sup>3</sup> J·塞弗克、L·汤马塞克、E·昆兹、V·普莱塞克、D·赫梅莱斯基、B·巴克利和 A·M·凯勒：“捷克斯洛伐克铀矿工人肺癌死亡的跟踪调查”，《健康物理学》，第 64 卷，第 355-369 页。(《核废地》第 159 页引用。)

<sup>4</sup> 转引自《核废地》第 106 页。

## 群集拉阿格和塞拉菲尔德附近的白血病

阿妮塔·塞斯

法国的拉阿格再处理厂是世界上此种类型设施中最大的一个(见《能源与安全》第 2 期)，它每年可处理 1,650 吨乏燃料。1997 年 1 月两位法国科学家发表在不列颠医学学报上的研究表明，拉阿格周围儿童白血病发病率的上升与该厂废弃物的排放有潜在的联系。<sup>1</sup> 多米尼克·波贝尔和让-弗朗索瓦·维耶尔进行了一项案例-对照研究，其研究范围为拉阿格厂周围半径为

35 公里的地区。他们的研究包括了 1978—1993 年间 25 岁以下者中被诊断为患有白血病的 27 个案例和 192 个符合性别、年龄、产生地、居住地等要素的对照物。对这些研究对象的父母也进行研究，包括生活方式、所受的辐照以及职业引起的辐照等因素。

波贝尔和维耶尔发现，对每月去当地海边一次以上的孩子，其患白血病的几率几乎是参照对象的三倍。他们还发现，当怀孕期的妇女经常去这些海滩时，患病风险随之

升高。尽管母亲的饮食习惯看上去没有增加她们孩子的患病风险，但是母亲吃当地的鱼和贝类食物，孩子患病率就类似地提高。父母职业引起的摄入（不仅是放射性，而且是化学品和木屑）或受到辐射看上去没有严重影响他们孩子是否患白血病。他们还发现一些证据表明，在家中受到氡照射使患病风险增高。

他们得出结论，其研究显示了环境辐射偶发作用的一些令人信服的证据。而对环境路径，特别是海洋生态系统，其研究尤具价值。事实上，绿色和平组织 1997 年 6 月在法再处理厂排污管道周围进行的监测之后，在对（德国）汉堡联邦州劳动、健康和社会服务部的采样进行的独立分析表明，每升水中有高达 160 百万贝克勒尔的氡和可以被归于“含有核燃料的废料”沉淀物。7 月，法国环境部长多米尼克·瓦耐宣布无限期禁止在拉阿格设施附近捕鱼和游泳。

波贝尔和维耶尔的研究是法国首次进行的案例—对照研究（将受沾染人群与未受沾染人群进行比较）。在法国只进行过少量的关于放射性对健康的影响的研究，且其中多数不复杂，仅比较了不同地理区域的死亡率）。然而，随着对“锡斯凯尔综合症”的证实，在英国自 1983 年以来进行了一系列研究。在塞拉菲尔德再处理设施附近的锡斯凯尔村，儿童患白血病的比率是全国平均发病率的 10 倍。政府组织

了一次调查，以估计塞拉菲尔德废弃物可能对锡斯凯尔村儿童造成的放射性剂量。研究发现，由此引起的可能剂量很低，尚不致造成过高的白血病发病率。但是，这一研究可能存在缺点。在一些后续研究中，马丁·加德纳等人 1990 年的结果表明，胎儿孕育前父亲受到的放射性剂量与孩子白血病有关。这一发现引起了许多争论，因为这是首次将父亲受到辐射与孩子的白血病联系起来。

锡斯凯尔综合症发现之后，在其它核设施附近也进行了许多研究。1989 年，保拉·库克—莫扎法里等人发现在英格兰和威尔士的 15 座核设施周围 25 岁以下者患白血病率有少量却是重要的增加。其中最重要的是奥尔德马斯顿和巴勒菲尔德两家相隔不远的核武器工厂周围白血病发病率的提高，该周围区域人口分布更密集。由于对这部分人群的官方估计剂量与白血病的增加不符，所以用官方对环境受到辐射的估计很难对上述现象作出解释。在大部分文件仍然保密的情况下，其它国家没有对放射性泄漏和剂量估计的独立评估。再者，环境与能源研究所在美国的工作表明，官方提供的对来自武器工厂释放剂量的估计经常是错误的，并且严重低估了公众所受到的辐射。

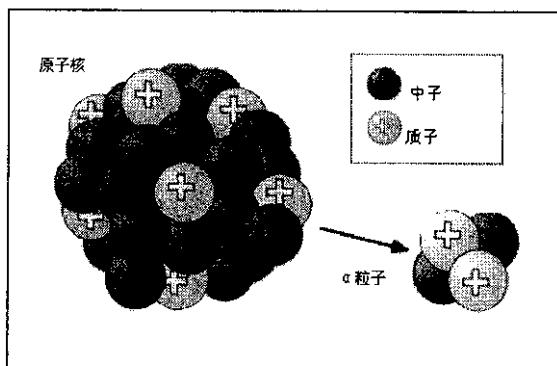
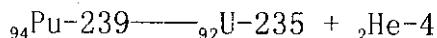
<sup>1</sup> 多米尼克·波贝尔和让-弗朗索瓦·维耶尔，“拉阿格核再处理厂附近青少年患白血病的案例-对照研究：重新审视环境假设，”不列颠医学学报 314: 7074 (1997 年 1 月 11 日)。

## 放射衰变

放射性元素的核处于不稳定状态，这种元素一般可以通过发射粒子(有时也通过吸收粒子)转化成为其它元素。该过程称作放射性衰变，一般从内核发射 $\alpha$ 或 $\beta$ 粒子。有些放射性核子经过一次衰变后嬗变成稳定元素，但在其它情况下通过衰变过程形成的新元素仍然不稳定。就铀-238等重同位素而言，往往需要经过一系列衰变成为新的元素之后，才能形成最终的稳定元素。这个过程被称作衰变链。放射性核子的半衰期是指该元素任何样本中的一半原子经历放射性衰变所需的时间。

氦原子的内核是一个 $\alpha$ 粒子(含两个中子和两个质子)。如铀-238和钚-239的许多重放射性核子主要通过发射 $\alpha$ 粒子进行衰变。

例如钚-239的衰变是通过发射一个 $\alpha$ 粒子从而形成铀-235：



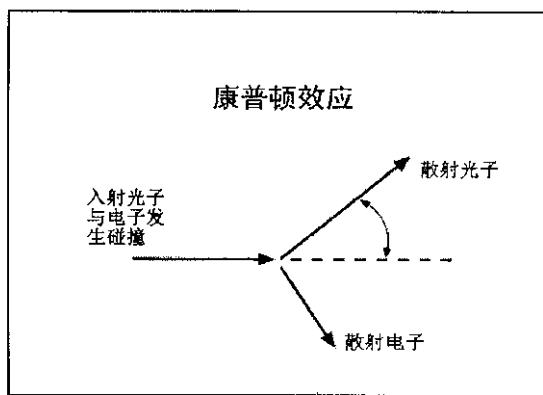
被发射的 $\alpha$ 粒子携带很多能量，平均约5百万电子伏特。一个氦原子在室温条件下所具能量为0.025电子伏特。放射性衰变发射粒子，伴随这些粒子的大量能量存

放在细胞中，正是这些能量经由电离造成生物损伤。

$\alpha$ 粒子由于较重，只能在短距离内将其能量传送给其它原子和分子，其距离短于更轻的电子所能传送能量的距离，而这些电子是 $\gamma$ 或 $\beta$ 辐射产生辐射损害的主要手段。如果 $\alpha$ 粒子在人体外，则不会对人体健康构成危害，因为它无法穿透人体皮肤的外部死皮层。但是一旦通过消化、呼吸，或割伤、擦伤等渠道进入人体内部， $\alpha$ 粒子的危害性就非常大，因为它们只需要在活组织中穿越一小段距离，就可以一再轰击附近的细胞和组织。

一个 $\beta$ 粒子就是一个电子或一个正电子(除了带正电之外其它方面与电子一样的粒子)。 $\beta$ 粒子比 $\alpha$ 粒子轻得多，其行程也远得多。如果其具有足够能量，就可以穿透皮肤。因此有些 $\beta$ 发射体即使在人体外部也可能对人体健康构成危害，特别是对淋巴系统构成危害。一般利用木片等稍加遮护就可以挡住绝大多数 $\beta$ 辐射，但来自钠-24的辐射则需较重的遮盖物才能挡住。

放射性衰变通常伴随发射如X射线等的 $\gamma$ 辐射，这种电磁辐射的频率非常高，只有采用铅等厚重的遮盖物才能挡住 $\gamma$ 射线。 $\gamma$ 射线包



含光子，即电磁能“包”或量子。光子从内核中射出不会导致原子核嬗变。 $\gamma$  射线光子产生电离(并因此造成生物损伤)。入射光子在原子(或分子)内的电子碰撞，在将其撞出的同时向它传递一些能量。同样，在这个“康普顿效应”的过程中，也发射能量较少的光子(散射光子)。

进一步碰撞所产生的电子与新光子产生的电子就会造成  $\gamma$  辐射损伤。

$\alpha$ 、 $\beta$  和  $\gamma$  辐射在某些方面的性质极为不同，但都是电离辐射，都具有使化学键断裂的足够能量，因此都具有损坏或毁坏活细胞的能力。 $\gamma$  射线的可见光也是电磁能源，但是其频率较低。可见光光子所具能量尚不足以产生电力。无线电波的频率则较可见光更低。

## 辐射剂量

个体受到的辐照通过沉积在其体内的能量的数量来衡量；群体受到的辐照则可以通过将该群体中个体受到的辐射剂量相加来衡量。<sup>1</sup> 辐射剂量的单位是戈瑞，它可以用来自计算因辐射而引起的电离量，是一种严格的物理单位。其它因素，比如辐射的类型( $\alpha$ 、 $\beta$  等)和人体受到辐射的部分，也会影响辐射的生物效应。在对这些因素进行矫正时，我们可以将西韦特作为单位。考虑某个群体的总辐射剂量，可以将人—西韦特作为单位。根据我们测量时是以能量沉积还是以生物损伤作为衡量手段，针对群体的辐射

### 辐射和辐射剂量单位

**贝克勒尔(Bq)**：放射性标准国际单位，等于每秒一次裂变。它是一个非常小的单位，相当于约 27 微微居。

**居里(Ci)**：传统的放射性的衡量单位，相当于 1 克纯镭所具有的放射性。它等于每秒 370 亿次裂变(370 亿贝克勒尔)。

**拉德(辐射吸收剂量)**：辐射吸收剂量单位，定义为每克组织中沉积 100 尔格能量。

**戈雷(Gy)**：辐射吸收剂量单位，等于每千克组织上沉积 1 焦耳的能量，它等于 100 拉德。

**伦琴**：辐照过去使用的单位。它是通过空气中的电离量来测量  $\gamma$  辐射的单位。在非骨质生物组织中，一个伦琴传递的辐射剂量等于 0.93 拉德。

**雷姆(人体辐射当量)**：在考虑由各种电离辐射导致的生物损害的不同数量(称作相对生物有效性或 RBE)的基础上定义的辐射吸收剂量单位。拉德测量能量在组织中的沉积，而雷姆则测量生物损害。雷姆从拉德演算而来，可将拉德乘以约等于 RBE 的“质量系数”而获得。就  $\beta$  和  $\gamma$  辐射而言，质量系数可以取 1，即拉德等于雷姆。就  $\alpha$  辐射而言，质量系数可以取 20，即雷姆等于拉德的 20 倍。

**西韦特(Sv)**：测量 1 戈雷的辐射吸收剂量所造成的生物损害的单位；等于 100 雷姆。

**人—西韦特**：该单位可用于测量群体辐射剂量，即特定群体中个体辐射剂量的总和。

**工作级别(WL)**：在铀矿开采中使用的辐射剂量单位。一个工作级别测量在 1 升空气中从氡及其衰变产物中释放的  $\alpha$  粒子能量，如果氡在空气中保留了一段时间，则 1 个工作级别等于每升空气中约 100 微微居。

**工作级别月(WLM)**：在平均为 1 个工作级别条件下，在 1 个工作月或 170 个工作小时中受到的辐射量。

剂量测算可以分别采用人—戈雷或人—西韦特作为单位。

另外，还有两个单位也可用于铀矿。工作级别(WL)是1升空气中的氡衰变产物(也称作氡子体或氡衰变产物)的数量，它会导致释放1,300亿电子伏特的 $\alpha$ 粒子能量。如果氡衰变产物与空气中的氡处于平衡状态(即氡仍在空气中保留一段时间)，则每升空气中的100微微居(3.7贝克勒尔)氡等于一个工作级别。工作级别月(WLM)则测算一个矿工在一个工作月(170小时)中通过呼吸浓度为一个工作级别的氡所产生的总辐射剂量。

辐射剂量可能来源于体外，也可能来源于那些通过饮食呼吸或伤口进入体内的物质。假设某人穿戴适当的测量设备，比如说测辐射软片，就可以直截了当地从体外直接测量因 $\alpha$ 射线或 $\beta$ 粒子而产生的辐射剂量。但是，对进入人体内部的物质产生的剂量进行估计一般比较困难。辐射剂量的大小将取决于该物质的化学形式、进入人体的渠道和分布状况以及从体内的消除率。

一般来说，放射性核素从人体中析出是一种颇为复杂的现象；它可以用所谓“生物半排期”——一半物质从体内被消除所需要的时间——这一概念作大致描述。

在估算环境中的放射性带来的辐射剂量时，几乎从来没有可用来测算人体中某种放射性核素数量的直接方法。必须使用复杂的计算机模型，其中会运用大量的参数并伴以不确定性。在对工地附近的人群进行辐射剂量估算时就更是如此，因为辐射剂量和体内积存放射性物质无法直接测量。但是，存在于食物、水和空气中放射性核素的数量是可以测量的。如果工作细致，这类测算可以为估算辐射剂量提供基础。如果人体内部积存量较大，也可以运用全身计数(又称体内测量)和尿检等技术。

<sup>1</sup> 授权使用《核废地》，阿琼·麦克贾尼、哈瓦德·胡和凯瑟琳·伊编(剑桥：麻省理工学院出版社，1995年)。第四章“核武器生产的健康危险”。

## 科 学 为 大 众

### 有效辐射剂量当量

当放射性元素进入人体后，人体受到的辐射剂量取决于肺、甲状腺或骨头等内部器官所接收到的能量。<sup>1</sup> 辐射剂量转换因子将一定数量的放射性(用居里或贝克勒尔表示)转换成辐射剂量(用雷姆或西韦

特表示)。立法时需用的辐射剂量转换因子可以通过结合实验数据和数学模型来得出。针对某个特定放射性核素的剂量转换因子取决于放射性物质的半衰期和辐射发射的形式( $\alpha$ 、 $\beta$ 或 $\gamma$ )。它也取决于放射性物质通过人体的难易程度。就吸入的物质而言，可以用放射性物质的可溶性来指示。就食入的物质而言，可以通过吸收部分来指示，即

血液从小肠中吸收的部分。

可溶性是指物质在水中的溶解难易程度。一旦被吸收，不溶物质一般会在人体内停留更长时间，因此就会造成更大损害。这就是为什么就大多数放射性核素而言，不溶性物质的剂量转换因子比可溶性物质的高。与此相似，就一定量的放射性食入而言，较少被人体吸收的放射性核子形式在体内停留时间较短，因此其所造成的损害也就较小。

工人和非工人的辐射标准可以用全身剂量当量来表示。但实际上，人体各部分很少均匀地受到辐射，一部分人体或器官往往会影响到更多的人体。这是因为，进入人体的放射性核素在各器官间并不是均匀分布的（比如，放射性碘集中在甲状腺一带，吸入的钚元素主要对肺产生影响，而锶则沉积在骨头中）。另外，也有可能只有一部分人体曝露在外部辐射源中。

有效剂量当量是一种方法，它将放射性实际摄入这一复杂过程转化成一个均匀的全身剂量的简单概念——就是说，这个当量表示一个实际上局部性的剂量对整个人体意味着什么。它是将辐射剂量预期会产生危害上升的可能性进行量化的一种方法，主要通过过量致命癌和遗传疾病来测量。运用有效剂量概念即可以在受到辐射的不同类型和对不同器官进行的辐射进行比较。

如果需要断定某人接受的辐射剂量是否高于建议限度，则可以采用适合于某个特定器官的单个剂量

转换或“有效”剂量转换系数。然后可以将所选器官认作“标准设定”。有效剂量可以通过单个器官摄入的剂量来测算，并用加权系数将其转换成等效的全身剂量。然后，将这些数字相加以得出总摄入剂量。这些加重系数如下表所示。因此，甲状腺摄入 20 雷姆剂量即相当于 0.6 雷姆的有效剂量当量。

器官摄入剂量的加权系数

器官或组织	加权系数 ( $W_t$ )
性腺	0.25
乳房	0.15
红骨髓	0.12
肺	0.12
甲状腺	0.03
骨头表面	0.03
其它*	0.30

\* 就摄入剂量当量最高的其它 5 种器官或组织，分别指定其加权因子为 0.06（皮肤、眼睛晶状体和四肢除外）。

事实上，人体可能一次性或连续多次受到辐射。单次辐射往往发生在事故等非正常环境中。而连续受到辐射则可能是因为居住在经常向空气或水中释放放射性物质的核设施附近。

即使放射性物质进入人体是发生在一段非常短的时间内（比如说单次辐射），放射性物质也会在人体中存在一段时间，因此来自该物质的辐射剂量也会维持一段时间。时间长短取决于摄入人体的物质的半衰期及其在人体内逗留的时间（以较小的数字为准）。进入人体的放射性在其有效持续时间内所可能产生的辐射剂量就是约定辐射剂

量。由国际辐射防护委员会确定的约定剂量当量相当于摄入放射性核素之后 50 年间沉积的剂量。

<sup>1</sup> 本文改编自凯文·格尼：“辐射剂量转换因子”，《科学为民主的行动》，第 2 卷第 3 期(1993 年秋)，第 8 页。

科

学

为

大

众

## 美国核管制委员会有关空气和水的浓度限制规定

下表所列数据为美国核管制委员会就核设施附近常见的一些同位

素在空气或水中的浓度所作的限制。这些标准适用于由核管制委员

放射性核素	可溶性	空气浓度限 额 (pCi/l)		水浓度限额 (pCi/l)	对健康的影响
		不可溶	可溶		
氢-3 (氚)	不可溶	100	—	1,000,000*	低能量的 $\beta$ 射线发射源。当其以水的形式存在时，它会在人体细胞内被氢原子有机地包围。在水形态下，当孕妇受其辐射时，它会通过胎盘对胎儿产生辐射。
	可溶	100	—	1,000,000	—
锝-90	不可溶	0.006	—	—	$\beta$ 射线发射源。作用方式与钙相同，集中在骨头中。
	可溶	0.03	500	—	—
碘-131	不可溶	0.2	1000	1000	$\beta$ 射线发射源。集中在甲状腺中，特别是通过喝牛奶而摄入。
	可溶	0.2	1000	—	—
铯-137	不可溶	0.2	1000	1000	$\beta$ 和 $\alpha$ 射线发射源。类似于钾，并集中在肌肉中。
	可溶	0.2	1000	—	—
氡-222	无衰变产物	10	—	—	绝大多数损害都是由积存在支气管壁中的存在时间较短的 $\alpha$ 射线发射衰变产物造成的，可能导致肺癌。
	有衰变产物	0.1	—	—	—
镭-226	不可溶	0.0009	60	60	$\alpha$ 射线发射源。与钙类似，集中在骨头中。受到辐射的主要途径是摄食。
	可溶	0.0009	60	—	—
天然铀	有些不可溶	0.00009	—	—	主要是 $\alpha$ 射线发射源。但也具化学毒性，尤其对肾而言。通过呼吸或摄食进入人体，会增加患肺癌或骨癌的可能性。
	可溶	0.0009	—	—	—
	可溶	0.003	300	—	—
钚-239	有些不可溶	0.00002	—	—	$\alpha$ 射线发射源。对健康的危害主要来自吸入其精细颗粒或由割伤处进入。
	可溶	0.00002	20	—	—
	可溶	—	—	—	—
镅-241	不可溶	0.00002	20	20	$\alpha$ 和 $\gamma$ 射线发射源。钚-241 的衰变产物。处理反应堆级钚的工人应尤其注意。
	可溶	0.00002	20	—	—

资料来源：核管制委员会，10CFR 第 20 部分，附录 B(华盛顿特区：美国政府印刷办公室，1994 年)。

\* 环境保护署确定饮水标准的依据是，仅通过饮水方式每年的辐照限额为 4 毫雷姆。因此，环境保护署规定的许可浓度一般低于上表所列数据的 1/10。对氚等少数放射性核素而言，其许可限制浓度更低 (20,000 pCi/l)。

会颁发许可证的设施(比如商用铀加工设施和核电厂)以及社会公众。核设施中工人由于职业所受辐射的限制，则定得较高。

这些浓度限制的计算方法是：每种放射性核素的年辐射剂量限量都不超过 50 密尔伦姆。他们假设人体只吸入或吞入一种特定的放射性核素；如果存在一种以上放射性核素，则允许浓度成比例减少。

这些标准不包括本底辐射，其定义为“来自宇宙的辐射；天然发生放射性的物质，包括氡(其作为

专门来源或特殊核材料的衰变产物时除外)和由于核爆炸装置试验而在环境中造成的全球放射性尘埃”。<sup>1</sup> 换言之，本底辐射在这些许可的限制之外另行计算。但是，如果附近还另有一座设施(比如工厂联合体中的多座工厂)，来自这些设施的综合辐射必须低于许可限额。

<sup>1</sup> 核管制委员会，10 CFR 第 20.1002 部分，(华盛顿特区：美国政府印刷办公室)，第 304 页。

## 科 学 为 大 众

### 辐 射 防 护

辐射防护法规的制定依据是国际辐射防护委员会最初于 1977 年提出、在后来又重申的三条基本建议：<sup>1,2</sup>

- **正当理由：**不应采取任何涉及放射性照射的作法，除非它对受放射性照射的个人或社会带来足够的利益，以抵消其造成的辐射损害。
- **最优化：**在合情合理可能达到的范围内，将放射性照射控制在最低限度。
- **个体剂量和风险限制：**任何人受到的辐射剂量都不得高于最大许可限制量。

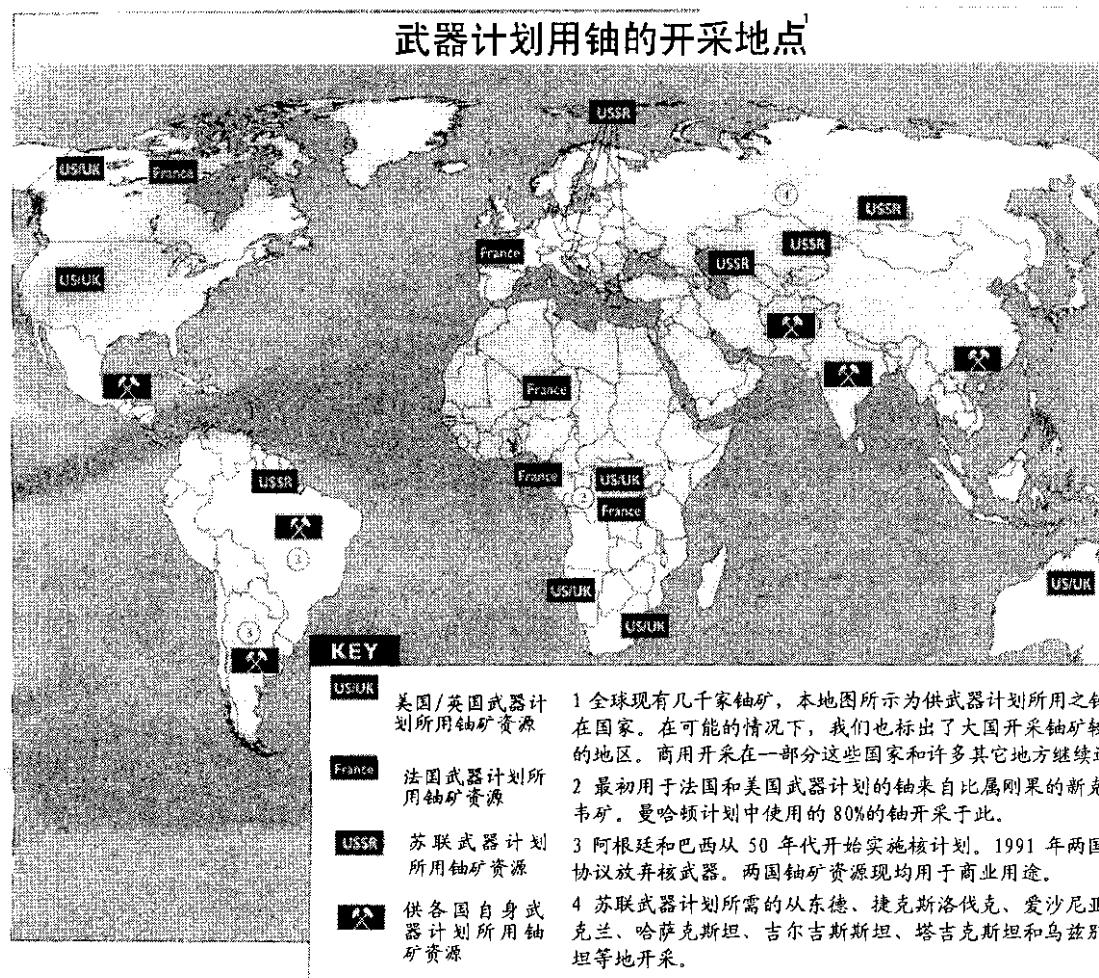
正当理由原则也许是这些原则中最难把握和控制的，实际上也很少好好讨论过。估计到任何作法在产生净利益的同时，都可能牵涉到

很多也很难(即使不可能)进行量化的价值判断，国际辐射防护委员会得出了下述认识：

委员会建议，在考虑那些涉及放射性照射或潜在放射性照射的作法时，在选择过程中应明确考虑辐射损害。在考虑所谓损害时不应只考虑与辐射直接相关的事项，还应考虑其它损害和这种作法的代价。辐射损害常常只是总体中的一小部分。因此，证明作法的正当性会远远超过辐射防护的范畴……在所有现成方案中选择最佳作法常常已经超过了辐射防护机构的责任范围。<sup>3</sup>

经合组织核能局辐射防护和公众健康委员会在一份申明中进一步扩展了这种观点：

如某种作法或活动涉及放射性照射，则在对其正当性作出决策



- 1 全球现有几千家铀矿，本地图所示为供武器计划所用之铀矿所在国家。在可能的情况下，我们也标出了大国开采铀矿较集中的地区。商用开采在一部分这些国家和许多其它地方继续进行。
- 2 最初用于法国和美国武器计划的铀来自比属刚果的新克罗布韦矿。曼哈顿计划中使用的 80% 的铀开采于此。
- 3 阿根廷和巴西从 50 年代开始实施核计划。1991 年两国签署协议放弃核武器。两国铀矿资源现均用于商业用途。
- 4 苏联武器计划所需的从东德、捷克斯洛伐克、爱沙尼亚、乌克兰、哈萨克斯坦、吉尔吉斯斯坦、塔吉克斯坦和乌兹别克斯坦等地开采。

时，不仅应考虑其相关辐射防护事宜，还应广泛考虑各种社会、经济和政治事宜……所谓正当性实质上是一种政治决策过程，技术和纯粹与辐射相关的利益或损害尽管在其中起到重要作用，但却相对有限。<sup>4</sup>

在开发核武器之初，有关的科学家和政府人员都在心中假设国家安全为这一事业会造成的风险提供了正当的理由。J·内维尔·斯坦纳德说，“在 1947 年，三国就放射性照射限制问题召开了一系列会议，讨论了有关钚和其他锕系元素的数据……他们要求对此作出解释时需谨慎，因为即使是最保守的解释就足以关闭洛斯·阿拉莫斯(国家核研究所)”。<sup>5</sup>

证明作法正当的原则一直是国际辐射防护委员会理念的基石，但却很少讨论该原则在民用或军用核领域等特定条件下的应用问题。<sup>6</sup>最优化原则则暗示有关方面将采取措施减少放射性照射，直至进一步减少放射性照射所带来的利益不足以证明其代价的正当性。究竟应通过何种方法才能严格应用这项原则还不清楚，特别在需要对挽救的生命的金钱价值作出量化评估时就更是如此。实际上，人们往往通过两种方式来应用最优化原则：利用这一原则规劝有关方面采用“现有最好的技术”，或者认识到仅仅符合辐射剂量的限制条件还是不够的。

如果在费用合理的条件下进一步减少辐射剂量是可行的话，就应该去实施。最优化原则一般针对集体辐射剂量，而非个体辐射剂量。

国际辐射防护委员会在其 1977 年第 26 号出版物中建议的主要剂量限制是，工人每年受到 50 毫西韦特(5 雷姆)和公众每年受到 5 毫西韦特(500 毫雷姆)辐射。其辅助建议也已慢慢成为针对公众的主要长期剂量限制，即在可能情况下将公众所受辐射剂量控制在每年 1 毫西韦特之下，并允许短期放射性照射量为每年 5 毫西韦特。

国际辐射防护委员会希望将这些限制建议应用于除天然本底辐射之外的其它所有辐射来源。它还发展了一种将不同来源的辐射剂量组合在一起的方法，比如将来自吸入的矿砂粉尘的放射性照射与来自 $\gamma$ 射线的放射性照射组合在一起，这样得出的总量再与适当的限制条件进行比较。

1991 年，国际辐射防护委员会修订了它的辐射防护标准，这在很大程度上是为了对原子弹幸存者的剂量测定和患癌风险的重新评估作出反应。<sup>7</sup> 其中最重要的变化就是

将对工人的辐射剂量限制降低为每年 20 毫西韦特。(对公众的辐射剂量限制降为 100 毫雷姆)。但各种法规尚未广泛反映这种标准的变化情况。

<sup>1</sup> 国际辐射防护委员会的建议。国际辐射防护委员会出版物第 26 号。国际辐射防护委员会年鉴，第 1 卷第 3 期。牛津，纽约：Pergamon 出版社，1977 年，第 3 页。

<sup>2</sup> 国际辐射防护委员会 1991 年，第 28 页。

<sup>3</sup> 国际辐射防护委员会 1991 年，第 115 段。

<sup>4</sup> 核能局辐射防护和公众健康委员会：“关于国际辐射防护委员会一项放射性保护标准实践的理由原则的可应用性”，《辐射防护协会学刊》第 2 卷第 4 期，1982 年，第 15 页。

<sup>5</sup> J·N·斯坦纳德：“放射性与健康：历史”，为美国能源部健康与环境研究办公室准备。田纳西州橡树岭：美国能源部科技信息办公室，1988 年 10 月。

<sup>6</sup> QUEST 辐射数据库(1992)对“正当理由”仅给出了 5 个参考例子，但对最优化原则却给出了 91 个参考例子。(QUEST 辐射数据库，1992 年第 2.6 卷[由辐射技术有限公司出版并发行；P.O. Box 10457, Silver Spring, MD 20914, USA。])

<sup>7</sup> 国际辐射防护委员会 1991 年。