1. 引　言

1. 委员会建议的剂量限制体系[1]适用于人受到辐射照射的一切场合，虽然某些照射，即医学照射和天然本底照射，不受定量的剂量限制约束。放射性废物的处置完全在委员会建议的体系范围内，这一点在最近的建议书[1]和在它之前的建议书[2]都有清楚的说明。先前的建议集中在放射性废物以流出物形式的排放和保护公众免受这方面的辐射剂量以及在排放前处理和搬运放射性废物期间和贮存中工作人员的防护。在最近有关代价利益分析的报告中[3]，提出了许多通过控制放射性流出物的释放实现防护最优化的具体例子。委员会在这些领域的建议已为其它国际组织如国际原子能机构（IAEA)[4]引用发挥，并构成许多国家的排放限制的基础。

2. 需要专对固体放射性废物处置编写一份报告，是由废物以打算在相当长时间内与人隔离的形式处置的两个方面引出的。废物处置所伴有的危险取决于与引起放射性核素释放入生物圈、影响放射性核素通过环境的释放率或转移率有关的事件和过程。这些事件和过程中的某一些是肯定要发生的，其它的一些或具有恒定的发生几率，或发生几率随时间而变化。在这种情况下，难于应用仅仅由剂量限制组成的任何标准，因为一般说来，想象环境是可能的，即使它们的发生几率很小，但是只要发生，就将导致剂量超过选定的任何限值。在过去，委员会已经建议，剂量限值不适用于不控制剂量的场合，它只能用干预来限制。这一建议并没有促使做出关于这样的未控制事态发生几率的限制目标。委员会现在

需要全本请访问 www.ertongbook.com

希望延伸它的建议于废物管理的几率性场合。在防护最优化中所有剂量都应考虑到的要求，不对将接受剂量的几率作一些考虑，总是不能实施的。气态和液态流出物的日常释放不存在这种情况。在这里，放射性核素肯定将以一已知速率进入生物圈，因此剂量限制体系能够直接实施。然而就是在这样的情况下，也隐含着个人剂量大小的几率分布和用于代表分布的预期值或某些其它分位点。

3． 固体废物处置导致委员会建议难于实施的另一特征是关注的时间长度。许多废物含有一些长寿命的放射性核素，所以它们的处置带来的辐射影响将延长到很远的将来。这些长的时间量程给辐射防护目标的推导和应用的原则与实践带来问题。就实践来说，存在难于预测将来的情况，在人口统计学、生物学、物理学或其它方面都没有足够的置信度来作出长时间辐射影响的有用估计。原则方面的问题集中在作出处置决定时如何权重分配给将来居民的危险。对于如何解决评价长期辐射影响或解释为决策目标进行这些评价的结果涉及的问题，委员会先前并未提出过明确的指导。国际专家组的一份最新报告[8]考虑到了同样的问题并讨论了解决它们的方法。

4． 因此，必须基于现行剂量限制体系提供一种较为明确的方法来判断废物处置方案在放射学上是否可以接受，同时又保留体系的基本特征。

5． 在本报告中，详细讨论放射性流出物的控制，是不必要的。不过，必须记住，剂量限制体系，特别是最优化要求，应该实施于整个废物管理系统，同时，能够对同一放射性核素呈流出物排放或以固体废物处置进行一些比较。在比较废物管理系统时，防护最优化的结果和辐射影响的估计本

身可能需要作为决策过程的输入而加以考虑。这一决策过程还需要考虑非辐射的其它方面，诸如工艺、社会和政治方面。除了已成为最优化过程的组成部分的那些以外，它们超出了委员会建议的范围。

6. 在本报告中，并未涉及材料再利用的判断标准的推导，因为这些材料不是废物。仅仅使放射性核素从一种物理化学形态转变为另外的物理-化学形态的处理，虽然与废物管理有实际的牵连，能够导致固体废物的产生，但是，因为它们不是本报告的主要目的，所以也没有加以考虑。与废物相联系的非辐射危害，例如化学毒性，也排除在外。

2. 放射性废物和管理方案

7. 范围很广的活动都产生放射性废物，放射性核素在医院和研究实验室的应用，放射性材料在工业过程中的应用，利用核动力来发电和作为不直接应用放射性性质的过程产生的副产品。电力生产及有关的燃料循环（铀矿开采、燃料制造和燃料后处理）产生最大量一般要求长期处置安排的放射性废物。

2.1 放射性废物的特征

8. 废物对其本身的管理有影响的两个主要特征，是它们的体积和它们的放射性核素含量。这对半衰期较几十年更长的放射性核素特别适用。这些特征在很大范围内变化，取决于产生废物的过程，因此相应有各种不同的管理和处置程序。

9. 来自医学程序的放射性废物一般只含有短寿命的放射性核素，常规工业过程使用的许多放射源也是这样，但它们的体积要大些。有少数例外要考虑长期问题，例如镭源的处置，不过这样的废物的体积一般是小的。

10. 核燃料循环的每一工序都产生一些放射性废物。铀矿的开采带来含有天然的镭和钍以及未被提取的铀的大量铀尾矿的积累。这些放射性元素以及它们的一些放射性衰变产物是长寿命的，因此废物的管理程序需要考虑到这一点。铀的浓缩和核燃料制造产生相当数量的放射性废物，其中大部分的放射性浓度是低的。值得注意的放射性污染物只有铀的天然同位素。

11. 核电厂的运行，产生许多受到来自结构材料中子活化的放射性核素和从燃料泄漏出的少量裂变产物污染的废物。这些废物主要由捕集冷却回路、贮存水池和通风系统中的放射性核素所使用的树脂和过滤器组成。燃料包壳的破损可能带来长寿命锕系核素的低水平污染。废物的体积是可以预计的，并是相当大的。

12. 回收铀和钚的乏燃料后处理使 99％以上的放射性元素浓集在小体积的高放废物中，但也产生受到裂变产物和锕系核素低水平污染的其它废物流。如果乏燃料不后处理，那么最终必须把它本身看作是废物，其中含有在反应堆产生的所有钚以及后处理时将进入高放废物和其它物流的所有其它放射性核素。

13. 核设施的退役产生非常大量的、放射性核素含量范围很宽的物料，从拆卸下的结构件大多数几乎检测不到污染，到反应堆结构和安全壳的某些金属部件的高水平污染和活化。

2.2 放射性废物的管理方案

14. 许多核设施，在通过流出物释放放射性核素与从液态和气态流出物中部分除去它们之间都有一个选择范围。如果除去一部分放射性核素，那么将产生固态的和泥浆形式的放射性废物。在某些情况下，这类废物的封隔通过放射性衰变将使活度自然减小。但是，如涉及寿命很长的放射性核素，那么贮存设施提供的封隔只能维持一段时间，以后将发生扩散。即使处置到具有高度天然隔离性的地区，也不能保证寿命很长的放射性核素无限期的隔离。

15. 对于以液态形式产生的废物，一般需要一些处理步骤，以将废物转变为适合贮存和处置的稳定固体，处理的类型取决于废物的体积、它的化学和物理特性、放射性核素的含量以及在贮存期间和以后处置时废物基体所起的作用。

16. 含放射性核素少而体积大的某些废物可以在它们产生出来之后就处置掉，但是为提供监督期的临时贮存常常能起有益的作用，因为其间放射性的衰变可以减小废物的危害，这就方便了它们的最终处置。对于半衰期为几天到几年的短寿命放射性核素来说，这是特别有价值的。

17. 采用废物的临时贮存就需要对贮存设施进行监督和维修，所以贮存带来维修和监督中涉及的人员受到作业照射、延续事故释放的危险以及需要为运行费用提供财力。

18. 贮存指封隔放射性废物一定时间，而各处置方案在对放射性核素的封隔程度和可能的封隔时间上是有所不同的。所以，对特定废物看来是适合的处置类别将包含它多半能提供的放射性核素与人类环境隔离的程度和时间的考虑以及它与能提供的废物体积的适应。下面描述现有的可能处

需要全本请访问 www.ertongbook.com

置方案：

19. 作为普通垃圾处置，对某些废物来说，可能是适合的，特别是那些含有少量短寿命放射性核素的废物。可以将非常大量的常规废物处置到垃圾填埋设施，但是场址的控制管理期一般是短的，并不能设想废物与环境的隔离可以超过几年。

20. 沟槽处置较普通垃圾处置能提供更多的控制，并能适应大量的废物。如果沟槽构筑物没有防水的实体屏障，废物中含有的放射性核素通常可以立即浸出和扩散。即使设施封闭后公共机构的管理和监督仍将保持，在这些设施中能够处置掉的废物的活度可能也需要严格限制。

21. 埋入在浅地层建造的设施可能适合于大体积的固体废物。废物的调整转形、工程结构的完整性和埋藏场址的地球化学特征能够使废物中的放射性核素固定和隔离相当长的时间。然而，由于废物临近地表，在相当长时间内可能都需要公共机构对场址进行管理和监督，以防发生闯入和破坏的后果。这样的控制不大可能保证保持到超过几百年，因此必须限制采用这一方法处置的某些类型长寿命放射性废物的数量。

22. 处置到海底（海洋倾倒）也适合于大体积的废物。释放入深海的放射性活度将被大量的水稀释和分散，其中有一些可能被吸附在沉积物上。深海底的不可接近性对放射性核素提供一些隔离，但是扩散和环境输运机理最终将使长寿命放射性核素有一些返回人类的直接环境。

23. 处置到大陆地质建造，如果地下水循环不存在或很慢，那么能提供很长时期的隔离。深地层处置设施提供隔离的能力将取决于许多相互关联的放射性核素迁移屏障的总

性能。盐层、花岗岩、粘土、玄武岩和火山凝灰岩作为适合的地质建造，都受到了注意。适合的废物体积有很大的变化，随设施而定。这种或类似的处置方案只是对高放废物、乏燃料以及长寿命放射性核素含量多的某些废物来说，才是必要的。

24. 处置到深海底下的地质建造中（海床下处置）理应包括处置到大陆地质建造相类似的考虑，但它具有海洋处置的附加利益。放射性核素的隔离也依赖于相互关联的屏障系统，包括地下水流动很慢的环境和极为不可能被人干扰的场地。长寿命放射性核素将直接扩散入海洋而不首先通过陆地生物圈。

25. 投入太空或投入环绕太阳的轨道中的处置方法。一旦废物离开环绕地球的轨道，将提供与人类环境无限期的隔离，但是这些方法在技术上和经济上的可行性尚待验证。

26. 长寿命放射性核素转变为短寿命放射性核素，理论上能减少长期危害。分离出来作为燃料的钚的再利用，虽然目的不是这个，但存在这一效应。对于其它重元素的转变，小规模在技术上是可行的，但是涉及新的工业分离和处理设施，而它本身又要产生二次废物，并包含附加的职业性照射。这一课题仍在继续研究，但从现有知识水平来看，这一方案似乎比其它方案存在更大的危险。

3. 释放情况的特征

3.1 放射性核素释放和扩散的机理

27. 就所有环境来说，放射性核素从处置场址释放的机理是不相同的。但是一般说来，主要原因是水对已调整转

形废物和它的容器的剥蚀作用。就浅层土地埋藏来说，人类受照射的机理包括：放射性核素随地下水的运动，人的偶然闯入和诸如受到冰川作用发生的大扭变。对于深层土地埋藏和处置到海床下来说，主要机理多半是由再浓缩过程改变了的水运动产生的转移和扩散作用。

28. 上面所指的某些过程将使放射性核素逐渐释放入环境。根据理论发展的、由日益增多的现场实验导出的模型，并考虑到吸着、扩散、放射性衰变和其它过程的现象，可以预期放射性核素的输运。鉴于这些现象中的一些存在复杂性和预计很长时间废物封隔的破坏情况存在困难，所有预测都有相当大的不确定度。尽管如此，“正常”释放过程常常还是能鉴定的，并导致可以合理地预测辐射照射的空间和时间模式。

29. 另一些过程不是逐渐的，而必须考虑为几率性的。在某些情况下，它们在处置的全面安全评价中能占主要位置。例如，对于在某些地质建造中进行处置，就需要很好考虑可以改变水的流动情况的地震和地壳构造现象，同时，将来人类的活动，如钻探和开矿，可能直接或间接影响某些处置库。如果废物处置于地面或接近地面，可能需要考虑其它自然事件和人类活动；地下水的变化、洪水、地貌变化和气象效应都可能产生破坏性影响，同时，人类的活动，如从事建筑或农业生产，能够产生直接的辐射影响以及促使导致随后发生影响的过程开始进行。这些事件中的一些可以改变已有途径的特征，而另一些则可引出新的途径。

3.2 正常的发展

30. 委员会对环境中放射性物质的评价和监测的建议，

对于这些情况是适用的。结果能用于防护最优化、剂量限值的遵守和源上界的判断。本报告的主要发展是将剂量限制体系延伸至几率性事件。

3.3 几率性事件

31. 为了分析第3.1节指出的事件的可能性，需要定量、解释它们的发生几率。术语“几率”通常定义为事件发生的频次。对于废物处置，因为没有什么实际几率预测方面的资料，所以随着事件发生频次的减少，指定几率的常规系统迅速失效。因此，常常是通过“最佳估计”或“工程鉴定”给低几率事件指定一值。委员会相信，一般求“主观几率”[8]的这一方法是供在废物处置分析中用来确定几率的适宜方法。

32. 在“主观几率”中，为在限定时间可能发生的一事件指定的一数字作为在那段时间事件将实际发生的信任程度 (degree of belief) 的一种量度。区分信任程度和可实施于其本身具有一些相关不确定度的几率估计的置信度限值 (confidence limit) 概念是重要的。指定仅以主观判断为基础就能作出，而不需要统计数据。从概念上说，结果与传统几率相同，并能以同样的方式使用。这一方法的有效性取决于在给事件指定几率值时保持相干性。简单地说，相干性是指所有几率的指定都遵循几率演算规则。这就是说，几率的指定仅在几率p的事件的余数被指定为 $(1-p)$ 几率时才是相关的，发生频次较多的事件被给予较大的几率，以及如A事件较B事件更有可能发生，而B事件又较C事件更有可能发生，那么A事件就较C事件更有可能发生。在几率和统计学文献中可以找到有关几率的演算和相干性概念的资料[6,7]。

33. 只要通过“最佳估计”和“工程鉴定”指定的定量数值与更多资料可以利用的场合相对频次的定量数值相一致，主观几率的应用是可以接受的。因此，为各种事件指定的几率将是一致的和连续的，低几率事件可以和较高几率事件相加后输入到考虑的方案的全分析中去。

34. 应该区分在废物处置库发生的事件几率，对处置库的完整性有影响的事件几率和造成个人受到照射的事件几率。从概念上说，这三种几率的后果是有差别的，在组合它们时应小心从事。

3.4 不确定度

35. 放射性废物处置的辐射影响的任何评价都受到不确定度的约束。在评价的总不确定度范围内，通常存在几种不同类的不确定度，不仅存在与评价中使用的参数的不完全了解和模型的适应性相关的常规不确定度，而且包括由变量的统计处理产生的固有不确定度，这些不确定度确实是可能存在的。由于对将来的不了解和影响处置场址完整性和转移途径的事件的不完全了解引出的不确定度是常规不确定度的一些例子，而预期低几率事件的后果的不确定度则是固有的。不管预期影响是由正常释放机理或破坏性事件产生的，在估计的辐射影响中总是存在不确定度，因为现在对将来的情况是不能完全了解的。

36. 涉及不了解将来的不确定度仅能由做出假设和承认它们可能相当或不相当于将来的真实情况来处理。一般说来，不确定度随预期时间的增加而增加。这类不确定度的例子有：影响剂量的人口统计方式，在辐射危险方面后代的相对重要性，可以减少剂量后果的医学和其它技术，以及影响

总剂量的未来核活动水平。对这些类型的不确定度应做出谨慎的假设，以致生活在未来时代的人达到的防护水平与实施于今日的人的水平是一致的。所做的假设应该清楚地提出。

37. 其它类型的不确定度与有关模拟放射性核素在环境中的输运、通过食物链和空气或水途径转移至人所涉及的许多技术参数缺乏精确度或对其不了解有关。作为一个例子，地下水通过处置库的流动可以根据处置库一般区域的数据预计。然而，水的实际运动将取决于废物放置的方法、土地的特征以及其它因素。来自处置库的放射性核素在地下水中的进一步运动是不定的，即使在目前条件下已有资料可用来估计地下水的流动。从某种程度来说，这些不确定度可以在一定界限内定量化，并且通过评价可以给剂量估计的不确定度以一估计值。然而，模拟的某些方面只能用谨慎的但是合理的假设来处理，尤其是在为达到示范遵从与个人有关的要求的目的方面。不确定度的估计或参数分布的估计常常是“主观的”，如第3.3节所指的几率一样。

38. 某些事件具有由它们的几率估计带来的大的不确定度。如第7章将进一步讨论的，低几率事件具有与它们的后果不小相联系的固有不确定度。结果，在两种情况下，在可能有的辐射影响方面都有大的不确定度。所以，几率和辐射影响数量级大小的估计常常是可以得出的最好结果。

4. 辐射防护的基本原则

39. 委员会在ICRP第26号出版物第12段中总结了它所建议的剂量限制体系[1]。这个体系包括相互关联的三个组成部分，用简略化的术语来表达，这三个组成部分是：正当化，防护最优化和个人剂量限值。委员会打算将这一体系应

需要全本请访问 www.ertongbook.com

用于包含辐射照射的所有实践。在本报告中，为了便于引入有关思想，在讨论防护最优化以前，先讨论个人限值概念。

40. 正当化：剂量限制体系的第一个组成部分规定，若引进的某种实践不能带来超过代价的净利益，就不应该采取这种实践。一项实践，如核发电，意指所有过程、工业操作以及与获得利益的活动有关的行动的总和。净利益由实践引入的所有代价和利益的评价决定。在这方面，放射性废物处置被看作是必须从总体上进行判断的实践的一部分，而其本身不能作为一个单独的实践来判断。

41.防护最优化：第二个组成部分是，提出来实施基本建议的概念性辅助决策方法。基本建议是，在考虑到经济和社会因素之后，一切照射应当保持在可以合理做到的最低水平(ALARA)。委员会认为术语“防护最优化”和“ALARA”是同义语[8,8]。原则上说，最优化要求就明显的或隐含的优先选择判断标准对防护的各种可行方案进行评价，包括在这些判断标准可实施的重要方面中的有：涉及的个人和集体剂量，工作，涉及的代价和在完成防护措施中遇到的困难。优先选择的判断标准也可能包括受具体方案选择影响的其它因素，如社会条件。因为在这些判断标准中，这一些可能与另一些是矛盾的，所以评价时需要某种类型的辅助决策方法，从辐射防护观点区分可替代的各种方案。几种一般的方法[98]可以应用于决策过程中的这一部分。这些方法包括多标准方法 (multicriteria methods) 和总计法 (aggregative methods) 特别是代价利益分析的专门技术[8]。

42.个人剂量限值：剂量限制体系的第三个组成部分要求个人受到的剂量（或在他们作为公众成员的正常生活过程中或由他们的职业引出的）不应超过委员会对相应的情况

建议的剂量限值*。对于职业性照射，任何一年的剂量限值为50mSv[1]（对于个体的器官和组织接受的及约定的剂量附加了最重要的限制）。委员会在最近的声明中[10]，对公众成员的情况已作了明确的说明。

在它的 1977 年建议中[1]，对公众成员的有效剂量当量限制作出的建议提及两个值。5 $mSva^{-1}$限值的应用是容许的，但仅能在 ICRP第26号出版物第120至128段中描述的条件下应用。对于其它环境，委员会认为，在寿期内平均的基础上将照射限制到 1 $mSva^{-1}$ 是深谋远虑的。

委员会现在的观点是，基本限值是 1 $mSva^{-1}$。不过，容许在一些年应用 5 $mSva^{-1}$的辅助剂量限值，只要寿期内的平均年有效剂量当量不超过 1 $mSva^{-1}$的基本限值。

对有效剂量当量实施这样的限制后，就大多数器官来说，50$mSva^{-1}$的非随机性器官剂量限值就没有必要了[11]。然而，由于皮肤和眼晶体的剂量当量未包括在个人有效剂量当量的计算内[12]，所以对这两个组织来说，器官剂量限值仍然是需要的。对公众成员的皮肤和眼晶体这两个组织来说，建议的剂量当量限值仍是50$mSva^{-1}$。

5. 个人限值

43. 本章分为两节，一为实施于“正常”情况下的个人剂量限值，一为实施于所有情况，包括诸如第 3.3节述及的那些几率性事件的危险限值。

* 委员会的剂量限值是指一年期间的外照射所产生的有效剂量当量与这一年由摄入的放射性核素所产生的约定有效剂量当量二者之和．本报告中提及的术语‘剂量’概指这一总和。

5.1 个人剂量限值

44. 个人剂量限值代表认为是不可接受的危险范围的下界，可用于估算从所有源和实践接受的全部辐射照射（不包括医疗照射源和天然辐射源）。由于剂量限值实施于许多贡献造成的照射量的总和，所以只有在所有其它有关源对关键人群组的照射量可以忽略不计的情况下，才能将剂量限值应用于个人从单一源受到的剂量。对于正常操作时或在时间延长期，不容许从单一源来的照射达剂量限值，因为它们没有为该关键人群组的其它照射留余地。

45. 个人剂量限值实施于废物处置库正常释放的剂量分布与实施于其它类型设施的释放是相同的。涉及两个基本的要求。第一，必须鉴别出关键人群组，即可望受到最大照射的那些人。第二，处置库的设计和操作必须提供保证，在考虑了不包括医疗照射和天然辐射的其它源可能有的照射量后，关键人群组的平均剂量不超过剂量限值。为其它源留的余量可用第6.1节述及的源的上界（Source Upper Bound），而不用剂量限值加以规定。剂量限值或源的上界预定应用于关键人群组平均剂量的最大值，而不管这发生在现在或将来。

46. 关键人群组[1,8]应能代表居民中预期接受最高剂量当量的那些个人，而在影响接受剂量的地理位置、生活习惯和新陈代谢等特征方面应是相当均匀的。它可能由将受到较一般居民高一些的照射的现有人组成或将来的一组人组成。如果实际的人群组不能限定，那么应该考虑由于位置和时间可能要受到最大剂量的假设组或有代表性的个人。人群组的生活习惯和特征应基于现有的知识，并使用谨慎的但是

合理的假设。例如，关键人群组可能由这样的一些人组成，他们可能生活在邻近处置库的某一地区，并从附近的一地下含水层取水。因为所有居民接受的实际剂量是不一致的，其中关键人群组代表极端值，所以此程序的应用可以确保个人剂量达不到不可接受的高值。

5.2 个人危险限值

47. 剂量限制体系的基础是判断认为对于个人是不可接受的危险所包含的范围的下界；此判断基于这样一些其它类型的危险，对个人只能有小程度的修改，同时国家主管部门能够加以规定。因为破坏处置库正常行为的事件可能产生有意义的剂量，并且其假设的发生几率在给定时间小于 1，所以就所有与放射性废物处置有关的照射事件对个人进行防护的目标，最好用个人危险限制的要求来达到。按照对危险的一贯看法，照射的几率和照射的重要性都能包括在内。考虑到这点，委员会建议，危险限值和危险上界的建立完全与正常释放的剂量限值和上界的建立相类似，这样的危险限值应该与由剂量限值意指的危险相一致，以致使个人的总危险保持在认为是不可接受的水平之下。

48. 日常的和几率性的场合带来的危险的相加是可能的，因而有可能对总和实施危险限值。另一方面，两类危险可以分开处理和限制。前一个方法在概念上是较为简单的，但不一定较为适合。用来限制两类危险的设计和运行特征可能很不相同。再者，不言而喻，社会不会接受，以日常危险小的减少来补偿不大可能的但是严重的事件发生可能性的增大。经过适当考虑之后，委员会建议它的现行剂量限值应当继续实施于日常场合，包括处置库的正常情况，同时，来自

几率性事件的危险应该在同样基础上加以限制。委员会在为日常情况确定剂量限值的数值时，已经注意到了几率性事件的存在，所以单独的危险限值的规定并不意指需要相应减小剂量限值。再者，对公众成员的照射很少接近剂量限值，同时，由于在预测将来情况中缺乏精确度，所以不能保证为包含危险限值而准确地修改剂量限值。

49. 整个寿期平均$1mSva^{-1}$的剂量限制意指平均年危险限值低于约10^{-5}水平。对关键人群组的几率性事件危险进行同样的限制，即也低于10^{-5}，看来是合理的。

50. 在考虑放射性废物处置的长期影响时，必须对将来可能受到影响的个人的防护水平作出决定。委员会建议，将来个人的危险应当与现在生活着的个人的危险在同一基础上加以限制。

51. 不同学科使用的“危险”术语具有不同的含义。再者，对于危险的觉察，已有许多描述，并已提出危险的一些相当复杂的、插入了要影响这些觉察的因素的数学定义。然而，这些复杂的定义没有一个看来是完全适合的，而且对定量化危险比较来说，全都难于描述和应用。或许更可取的是简单、目的明确和定量地定义危险[6, 18, 14]。这并不排除对组成危险的各单个组分的主观考虑，或者对这样的方法的考虑，在其中可以看出废物处置的危险，但是这些因素的进入决策，仅是通过处置方案的总可接受性的进一步考虑或防护最优化，而不是通过限制个人危险。

52. 先前，委员会一直用术语“危险”来表示一剂量产生的某种严重危害健康效应的几率。为了更明确地指明，这里包括几率性事件，委员会现在建议，危险被定义为，在可能受到照射的个人或其后代身上发生严重危害健康效应的

几率。使剂量从 D 上升到 $D+\mathrm{d}D$ 的一事件给个人或关键人群组带来的危险 R 由下式给出：

$$R = P(D)p(\mathrm{eff}/D)$$

式中，$P(D)$ 为使关键人群组的个人代表接受的剂量从 D 上升到 $D+\mathrm{d}D$ 的一原发事件和其它环境变化的几率；$p(\mathrm{eff}/D)$ 是由于接受剂量 D，个人或他的后代发生严重危害健康效应的几率。

就随机性范围的剂量来说，可以使用有效剂量当量 H_E，于是上式可简化为

$$R \doteq P(H_E)rH_E$$

式中，r 为单位有效剂量当量的某种严重危害健康效应的几率。

对于 rH_E 的小值来说，这是对的，但是对于大值来说，必须代之以

$$R = P(H_E)(1-\mathrm{e}^{-rH_E})$$

对于高剂量，R 值将大于按上式计算出的数值，因为这里要考虑非随机性效应。

为了得到总危险，R 值必须是第 6.2 节描述的所有事件的总和。

6. 个人要求应用于某个源

6.1 源的上界和危险上界

53. 关键人群组接受的总剂量，由来自正在评价的源的剂量、当地其它源的剂量以及其它地区和全球的源的剂量组成。并且，不同源对同一关键人群组的叠加剂量不限制在

需要全本请访问 www.ertongbook.com