

行政院原子能委員會核能研究所

委託研究計畫研究報告

除役廢棄物離廠偵測國際規範研析

**Study of International Regulations on Radiological
Characterization of Waste Cleared from Decommissioning
Nuclear Power Plants**

計畫編號：111B012

受委託機關(構)：國立清華大學

計畫主持人：趙得勝

聯絡電話：03-5742866

E-mail address：dschao@mx.nthu.edu.tw

核研所聯絡人員：林士軒

報告日期：中華民國 111 年 11 月

目錄

圖目錄.....	III
表目錄.....	IV
中文摘要.....	VI
英文摘要.....	VII
壹、計畫緣起與目的.....	1
貳、研究方法與過程.....	6
參、國際發展現況.....	9
一、國際管制規範.....	9
二、案例研析.....	16
三、健康、環境和社會經濟影響.....	23
肆、除役廢棄物解除管制之放射性評估方法.....	29
一、除役廢棄物解除管制限值.....	29
二、NUREG-1640 劑量評估方法.....	32
(一) 概述.....	32
(二) 廢鋼鐵的回收與處置.....	39
(三) 廢銅的回收與處置.....	85
(四) 廢鋁的回收與處置.....	98
(五) 混凝土瓦礫的回收和處置.....	115

(六) 劑量評估結果總結.....	124
伍、材料解除管制之離廠偵測限值.....	129
一、背景說明	129
二、篩查水平 (Screening levels) 及指引發展歷程	131
三、IE Circular No. 81-07.....	140
四、ANSI/HPS-N13.12-2013	143
五、國內現行規範	153
六、小結	155
陸、結論與未來挑戰.....	158
柒、參考文獻.....	161

圖目錄

圖 1.1、排除、豁免及解除管制之概念示意圖.....	6
圖 2.1、本研究計畫之預定工作項目執行進度規劃.....	9
圖 3.1、廢棄物經解除管制釋出之分層系統概念示意圖	11
圖 3.2、國際核設施實施材料解除管制的回收案例與成果	21
圖 4.1、廢鋼鐵回收與處置流程示意圖.....	43
圖 4.2、BOF 與 EAF 熔煉爐的精煉步驟	44
圖 4.3、空浮排放情節之曝露途徑示意圖.....	65
圖 4.4、地下水中核種傳輸至離廠水井之評估方法示意圖	81
圖 4.5、解除管制廢鋼鐵導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量	84
圖 4.6、原銅和再生銅生產過程中的操作流程.....	88
圖 4.7、解除管制廢銅導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量	98
圖 4.8、廢鋁的回收與處置流程.....	101
圖 4.9、典型的二次冶煉廠處理並熔融廢鋁的流程.....	105
圖 4.10、解除管制廢鋁導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量	115
圖 4.11、混凝土瓦礫的回收與處置流程.....	116
圖 4.12、解除管制混凝土瓦礫導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量	124
圖 5.1、輻射曝露來源的管制流程 (Ref. PNNL-13484)	131
圖 5.2、ANSI/HPS N13.12(1999)與 IAEA(1996)、RG 1.86 的篩查水平比較.....	148

表目錄

表 3.1、各國用於廢棄物解除管制之表面濃度限值.....	13
表 3.2、各國用於廢棄物解除管制之比活度限值.....	14
表 3.3、瑞典 Studsvik 核能機構經由熔煉設施解除管制釋出的金屬 總量.....	21
表 3.4、國際核設施除役廢棄物回收與再利用之案例比較	22
表 3.5、放射性金屬廢棄物採回收/再利用及處置/替代方案之健康風 險.....	25
表 3.6、放射性金屬廢棄物採回收/再利用及處置/替代方案之環境影 響比較.....	26
表 4.1、特定核種之解除管制比活度及表面活度限值比較	31
表 4.2、IAEA No. GSR Part 3 用於推導解除管制限值所考慮的情節 及曝露途徑	31
表 4.3、NUREG 1640 所考慮的 115 個放射性核種及其參考來源...	38
表 4.4、各類型熔煉爐質量流參數的關鍵數據.....	45
表 4.5、煉鋼過程各元素於各熔爐產品中的分配因子	49
表 4.6、鑄鐵生產過程各元素於各熔爐產品中的分配因子	49
表 4.7 (a)、處理與加工類情節及其考慮之曝露途徑	56
表 4.7 (b)、大氣釋放類情節及其考慮之曝露途徑.....	65
表 4.7 (c)、運送類情節及其考慮之曝露途徑	68
表 4.7 (d)、產品使用類情節及其考慮之曝露途徑.....	75
表 4.7 (e)、垃圾掩埋場處置類情節及其考慮之曝露途徑.....	77
表 4.7 (f)、滲濾液滲入地下水類情節及其考慮之曝露途徑	79
表 4.8、垃圾掩埋場地下水曝露途徑相關參數.....	80

表 4.9、銅火煉處理的分配因子.....	90
表 4.10、銅電解精煉處理的分配因子.....	90
表 4.11、廢銅回收與處置之曝露情節.....	95
表 4.12、2000 年美國廢鋁工業的消耗量與回收量 (單位：kt).....	103
表 4.13、2001 年美國主要鋁製品總量和鋁錠市場統計	106
表 4.14、二級鋁熔融質量分率的各來源分析比較.....	107
表 4.15、鋁熔煉過程中各元素的分配因子.....	109
表 4.16、廢鋁回收與處置之曝露情節.....	113
表 4.17、混凝土回收與處置情節及曝露途徑.....	122
表 4.18、各類解除管制材料之關鍵曝露情節劑量評估結果	125
表 4.19、核電廠常見核種於各類材料中的關鍵曝露情節及其均一化 劑量.....	126
表 5.1、可接受的表面污染水平 (RG 1.86)	138
表 5.2、人工原始放射性核種活度濃度值 (IAEA RS-G-1.7).....	138
表 5.3、解除管制之篩查水平 (ANSI/HPS-N13.12 - 1999)	139
表 5.4、IAEA vs. ANSI 針對篩查水平的發展歷程.....	139
表 5.5、解除管制之篩查水平 (ANSI/HPS-N13.12 - 2013)	148
表 5.8、一定活度或比活度以下放射性廢棄物之限值 vs. 篩查水平	154

中文摘要

核設施除役與拆除將產生大量的廢棄料，其中大部分的材料並不具放射性或僅具有非常低的放射性污染，經過適當地處理及解除管制之後，可以以有條件或無條件的方式進行回收及再利用。回收/再利用的做法為極具價值的解決方案，可以最大限度地減少除役產生的放射性廢棄物，同時也可最大限度地回收或重新使用仍具有價值的材料。囿於除役廢棄物種類相當歧異，且解除管制離廠後的回收與再利用產物也可能牽涉十分複雜的應用範疇與放射性曝露情節，目前國際上仍缺乏一致性的廢棄物離廠輻射偵檢管制標準，此將可能造成未來廢棄物離廠後進行回收與再利用的限制與挑戰。為因應未來核設施廢棄物解除管制可能面臨的劑量評估與特性偵檢需求，本研究計畫已完整地收集與分析目前國際上針對除役廢棄物解除管制的相關規範及執行實務，並完成廢棄物解除管制的放射性評估方法及偵檢標準研析，藉此預先獲知核設施廢棄物離廠偵測在管制上可能面臨的挑戰，相關的成果可提供國內的設施經營者與管制機關在擬定廢棄物解除管制之做法與管制策略時的參考。

英文摘要

The decommissioning and demolition of nuclear facilities is expected to generate a large amount of scrap materials. Most of them are non-radioactive or are of very low-level radioactivity and can be removed from the facilities by means of conditional or unconditional clearance for further recycling and reuse if they have been properly treated. Recycling and reuse option is a valuable solution to minimize radioactive waste from decommissioning and simultaneously maximize recovery and reuse of valuable materials. Due to the fact that the types of decommissioned waste are quite different, the recycling and reuse products after clearance may involve very complex applications and radioactive exposure scenarios. Currently there is still a lack of consistent international regulatory standards of radiological characterization for waste clearance, which may result in restrictions and challenges for recycling and reuse of scrap materials cleared from nuclear facilities in the future. In order to meet the possible needs of radiological dose assessment and characterization survey for clearance of materials from nuclear facilities, we have thoroughly collected and analyzed the current international regulations and implementation practices on clearance of decommissioning waste by this project. We have also completed the exploration and analysis of radiological dose assessment methods as well as characterization survey standards for waste clearance, so as to understand the possible regulatory challenges on clearance of waste from decommissioning nuclear facility in the future. The relevant fruitful results of this project can be useful reference for domestic facility licensees and regulatory authorities when formulating the practices and regulatory strategies of waste clearance.

壹、計畫緣起與目的

根據 IAEA 動力用反應器資訊系統 (PRIS) 最新的統計資料 (資料更新時間：2022 年 7 月 15 日)，目前國際上總計有 440 個反應器機組正在運轉中，而有 201 個機組正處於永久停止運轉階段，這些正在運轉或已永久停止運轉的反應器未來終將面臨除役的命運 [1]。同樣地，國內在非核家園的能源政策之下，核一/二廠日前已提出除役計畫並已獲核准在案，核三廠則正處於除役計畫審查階段，三座核能電廠未來也都將除役而必需採取立即拆除的處置方案。在可預見的未來，全球經由核設施除役與拆除預期將會產生相當大量的廢棄物，包括：廢鋼鐵、銅、鋁及混凝土瓦礫等。由 1996 年美國阿岡國家實驗室 (Argonne National Laboratory, ANL) 技術報告中的統計數據顯示，在下一個 50 年期間，預估全球因核設施除役作業將產生大約三千萬公噸的廢金屬材料 [2]。然而，在這些金屬廢棄物之中，大部分的材料係未遭受放射性污染或可能僅遭受輕微的污染，可藉由適當的除污與偵檢措施即可確保其殘留的放射性活度不會對公眾或環境造成影響，並可採取解除管制 (clearance) 的方式來釋出這些材料。

圖 1.1 所示為排除 (exclusion)、豁免 (exemption) 和解除管制三者的概念示意圖及其在管制範疇上的差異 [3]，排除、豁免和解除管制可涵蓋所有的曝露情況，並藉由監管控制的性質和程度進行區分。如圖所示，排除適用於那些被認為無法控制的曝露，不論所考慮的曝露大小為何，因此排除並未涵蓋在管制範疇之內。豁免係指經由監管機構確定之後，射源或相關實務的某些或所有活動可不需要受到監管控制。解除管制則是在被通知或被授權的實務範圍內，將放射性物

質或物體從放射性的監管控制中移出，其概念與除污整治的工作相關，通常會在監管控制的計畫活動之後發生，亦即可經由除污整治來改正現有的曝露情況。因此，解除管制的核准決定通常發生在進行計畫活動之後，而豁免則指的是先驗的決定，雖然兩者在本質與實務上有些差異，但進行此類決定所依據的標準通常是非常相近的。上述的解除管制意指取消對原先材料的使用管制或處置的所有放射性限制，材料可無條件地從監管控制中釋出，而這些解除管制的廢棄物後續並可藉由回收及再利用 (recycling and reuse) 的過程繼續發揮其本質價值，藉此亦可實現環境永續的目的 [4, 5]。基本上，解除管制除適用於金屬材料之外，亦可適用於其它材料、廢棄物或可移動物件，如：車輛、建築物或建築物內的房間或實驗室等。

綜觀目前國際上對於核電廠除役廢棄物所採取的方案大抵可分為兩類，一為處置/替代 (disposal and replacement)，另一則為回收/再利用。前者係指將廢棄物送往低階掩埋場或低階放射性廢棄物處置設施進行處置，為便於運送及貯存，放射性廢棄物需要先進行除污、切割、減容、包封等程序。以金屬廢棄物為例，一旦採用此種處置做法，該放射性金屬廢棄物將會從世界的金屬庫存中抽離，而這些材料將被由另外從礦石中新生產的金屬所替代。這種替代過程需要牽涉相關的製造流程，包含採礦、礦石濃縮或精煉、金屬冶煉、鑄造和製造、以及為完成上述這些活動而須重新生產能源等。另一方面，回收/再利用則是前述處置/替代以外的另一種可以採行的實務方案，其係藉由除污與偵檢的過程，確認廢棄物之放射性活度符合解除管制的標準之後，即可離廠釋出並經由回收與再利用的過程進行無條件或有條件的使用。處置/替代方案雖為目前較為普遍的做法，然該做法

需要具備可容納足夠大量體的處置設施以貯存廢棄物，由於建置新的低階放射性廢棄物處置設施的選址和審查一直是許多國家必須面臨且難以處理的政治議題，強烈的反對聲浪勢必會使得未來新增處置量能及申請執照許可變得更加困難，預期與處置相關的成本應會持續地大幅增加。再者，處置/替代方案也會牽涉新材料的採礦及冶煉等程序，製造過程中勢必會衍生其它與健康、環境、社會經濟等面向的負面衝擊與風險。因此，採用傳統的低階放射性廢棄物處置方案的成本通常會遠高於採用回收/再利用方案的成本，在管制規範完備及確保放射性活度可符合標準的條件之下，採用解除管制的方式釋出不同類型材料並進行後續的回收和再利用的處理策略應是未來值得進一步考慮的做法。

考量未來核電廠拆除之後會產生大量的廢棄物，且採取材料解除管制的回收/再利用方案又較具優勢，預期材料解除管制的需求將是未來的發展趨勢，除了設施經營者應深入地瞭解核電廠除役廢棄物解除管制的基本原則與實務要點，管制機關亦應及早制定嚴謹且可行的離廠偵檢標準以供遵行。囿於除役廢棄物種類相當歧異，且解除管制後的回收與再利用產物也可能牽涉十分複雜的應用範疇與放射性曝露情節，目前國際上仍缺乏一致性的管制釋放標準，此將可能造成未來廢棄物回收與再利用的限制與挑戰。有鑑於此，為了預先評估國內未來實施材料解除管制的適切性及可能遭遇的困難，應先行針對國際上目前對於廢棄物回收與再利用的實施現況及偵檢標準進行研析，同時也應深入瞭解用於分析材料解除管制之回收與再利用之各類應用情節的放射性評估模型與方法，藉此可協助管制機關執行材料解除管制相關的決策。

為了能夠更有效地執行廢棄物解除管制的活動與決策、增加公眾的信心及降低非必要的管制負擔，除了有必要先行開發可應用於各式不同回收及再利用情節的放射性評估模型之外，也需要針對目前國際上用於進行材料解除管制的偵檢標準進行研析。國際原子能總署 IAEA 的安全系列報告已提出可應用於核設施材料回收及再利用的豁免原則，同時也提供可作為推導材料解除管制標準的放射性評估方法。美國核管會過去亦曾致力於開發能用以評估廢棄物解除管制的放射性分析技術，藉由嚴謹的材料流程模型及曝露情節分析，嘗試確認可能遭受影響的關鍵群體及其可能接受的劑量，所得的結果並可用以支援管制機關執行管制決策的技術基礎。放射性評估方法的保守度攸關於解除管制的可實施性，過於保守的假設將使得解除管制的釋放標準窒礙難行，不夠保守的假設則又易造成放射性劑量風險增加。目前國際普遍採用的做法為分層系統 (tiered system) 的概念，亦即在進行放射性評估時，除了考量無條件解除管制 (unconditional clearance) 的情節，同時也涵蓋有條件解除管制 (conditional clearance) 的方案，並且採用機率性分析模式來降低參數值不確定性造成的影響。另一方面，目前國際上並未針對材料解除管制的標準制定共同認可的標準，致使解除管制的回收及再利用案例僅限於個別國家或個案，無法一體適用擴及於不同國家的相關設施。美國核管會過去曾制訂用於放射性污染材料表面活度偵檢的指引，該指引中的標準 ($\text{beta/gamma emitters} < 5000 \text{ dpm}/100 \text{ cm}^2$) 目前也已被許多機構採用做為核設施材料表面污染特性偵檢的限值，針對此限值的來源或依據實有必要進行進一步地釐清，以做為國內執行材料解除管制時的參考。因此，為了因應未來核設施材料解除管制

可能面臨的劑量評估需求，本研究計畫將廣泛地收集與分析國際上目前針對材料回收及再利用的管制規範及執行實務，首要之務將針對材料解除管制的放射性評估方法及偵檢標準進行研析，藉此預先獲知核設施材料離廠管制上可能面臨的挑戰並提出國內可採行的建議做法。

核電廠除役廢棄物無條件或有條件解除管制的做法相較於目前普遍被採用的低階放射性廢棄物處置方案具有相當多的優勢，藉由解除管制離廠的材料可經由回收及再利用的程序持續發揮材料的本質價值，除可減少佔用低放處置場的貯存空間之外，亦可降低因重新生產鑄造新的替代材料所衍生的健康、環境、社會經濟、能源耗損等負面效應。隨著核電廠除役廢棄物的總量日益增加，在有限的貯存空間的限制之下，預期除役廢棄物朝無條件或有條件解除管制的需求將會日益增加。本研究計畫之執行將可做為國內的管制機關預先研擬建立核電廠除役廢棄物離廠管制之放射性評估方法的參考，同時也能協助管制機關制訂與國際接軌的離廠釋出標準與管制策略。此外，國內目前僅有位於蘭嶼的低放射性廢棄物暫時貯存場，雖有設置低放最終處置設施的規劃，然在社會反對的聲浪之下導致選址工作屢遭瓶頸，致使未來核電廠除役產生的廢棄物僅能先採暫存的方式辦理。因此，除役廢棄物經解除管制離廠釋出的方案應是未來國內在最終貯存處置之外的另一個重要選項，本研究的執行成果預期對於國內未來執行核電廠除役廢棄物的離廠管制有相當大的助益。

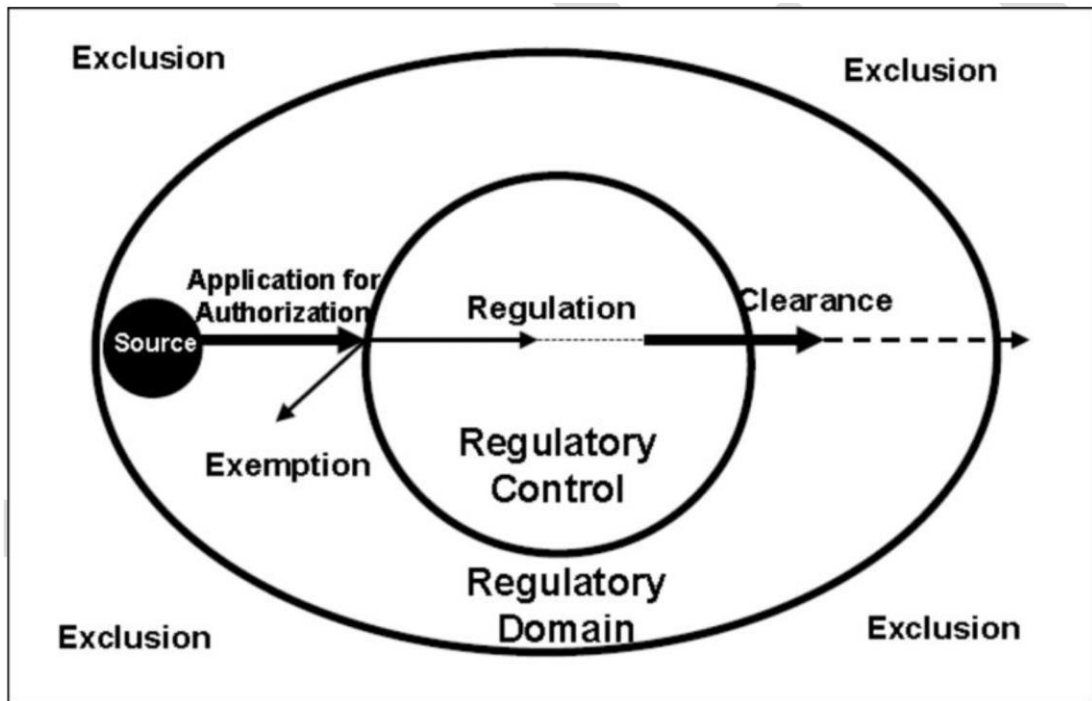


圖 1.1、排除、豁免及解除管制之概念示意圖

貳、研究方法與過程

由於核設施除役產生的大部分廢棄材料或物件對公眾健康的危害通常極低或可忽略不計，藉由解除管制的過程可以回收及重複使用，然廢棄物的解除管制目前在國際上並無一致性的離廠偵檢標準，致使解除管制的做法雖有相當多的優勢，但迄今並未被廣泛地施行。探究其欠缺一致性離廠偵檢標準的原因，主要係由於廢棄物解除管制離廠之後可能牽涉相當複雜的回收及再利用情節，且過往的放射評估常採用過於保守的假設，致使各國紛紛採行較為嚴謹的標準，進而可能衍生解除管制離廠限值過度保守，並造成特性偵檢的困難。為使解除管制的原則更易於落實，發展可行的廢棄物解除管制放射性評估方法及適合國內採行的離廠偵檢標準將有其必要性。本研究計

畫將針對上述面向進行深入研析，預定工作項目之執行進度規劃如圖 2.1 所示，主要的工作項目說明如下：

- 一、**文獻資料收集：**藉由除役廢棄物解除管制相關文獻與技術資料研析，確實掌握目前國際上對於材料解除管制離廠的相關政策、規範及執行實務，作為日後國內實際執行核設施材料離廠之審查與管制時的參考。
- 二、**廢棄物解除管制國際管制規範研析：**目前國際上雖有部分除役核設施開始採行除役廢棄物解除管制之做法，然僅限於個案或個別國家，並無國際一致的釋出標準可供採行。本研究將針對除役廢棄物解除管制的相關指引、管制規範、各國偵檢標準的變革、實績案例等進行分析與比較。
- 三、**材料解除管制之放射性評估方法研析：**根據美國核管會所發布之 NUREG-1640 技術文件，核設施除役所產生的廢棄物主要包含廢金屬（鋼、鋁、銅）及混凝土瓦礫等，進行上述材料回收及再利用的放射性評估必須考量各類材料的回收及再利用處置流程、可能的曝露情節及其對應的輻射評估模型，該方法涵蓋相當複雜的工人/非工人曝露情節及數量龐大的模型參數，如：材料來源參數、運輸與處置參數、質量與元素分配因子 (partitioning factor)、製程及劑量評估相關參數等。本研究將針對鋼、鋁、銅、混凝土瓦礫等個別廢棄物解除管制之放射評估方法進行研析，除深入分析各類材料的廢棄物處置流程、曝露情節及重要參數之外，也將針對其分析結果歸納可能產生主要劑量貢獻的曝露情節與關鍵群體及其可能接收的劑量範圍。
- 四、**材料解除管制離廠偵測限值之來源與依據研析：**美國核管會曾

於 1981 年在 IE Circular 第 81-07 號通告中提出放射性污染材料的管控方案，並提供做為放射性污染的管制指引。在該指引中，主要藉由考量儀器可解析的能力並依據研究報告中的結果建立離散粒子低階表面污染的偵檢限值，即表面總貝他活度為 5000 dpm/100 cm² 與表面可移除污染活度為 1000 dpm/100 cm²。在此限值之內，任何未偵測到的殘留污染可以忽略不計，並且可確保該殘留量對於個體所造成的劑量影響極其輕微，可遠低於 5 mrem/yr。在此通告發布之後，許多機構或設施即採用該指引的限值來做為材料表面特性偵檢的指引。本研究計畫將針對該偵檢限值的來源與依據進行深入研析，以確認該限值用於核設施材料解除管制離廠供無限制使用之特性偵檢標準的適切性。

五、期末報告撰寫：根據上述的研究結果撰寫期末報告，整理並歸納國際上在除役廢棄物解除管制離廠的實務做法及偵檢標準，並提出未來可實際用於強化核電廠除役廢棄物離廠安全管制之審查與管制策略。

年月 工作項目	5	6	7 ^{**}	8	9	10	11 ^{**}	12	備註
文獻資料收集與研讀									
廢棄物解除管制國際管制規範研析									
材料解除管制回收與再利用之放射性評估方法研析									
材料解除管制離廠偵測限值之來源與依據研析									
期末報告撰寫									
工作進度估計百分比 (累積數)	4%	20%	36%	52%	68%	84%	100%		
預定查核點	※111 年 7 月 15 日前：針對廢棄物解除管制國際管制規範進行研析，7/15 前提出期中報告。 ※111 年 11 月 01 日前：完成計畫各項工作目標，11/01 前提送期末報告初稿，並於貴所提出審查意見後 10 工作天內完成說明與修正，期末報告修訂版定稿後 1 週內提出正式期末報告								

圖 2.1、本研究計畫之預定工作項目執行進度規劃

參、國際發展現況

一、國際管制規範

根據 OECD/NEA 除役合作計畫團隊針對國際上已完成或正在進行除役的設施所執行的調查資料顯示，除役廢棄物經解除管制而採取回收/再利用的做法普遍受限於不一致的釋出標準，目前大部分的解除管制案例僅限於個別國家或個案，國際上或各國並無一體適用的標準與程序。雖然解除管制的概念為完全解除廢棄物的監管控

制，然實務上的做法仍依個案的條件及差異而有不同的替代性釋出方案，包含無條件的使用、無放射性限制處置、核設施內有條件的再利用、有放射性限制的處置、以及有條件的釋放到特定的熔爐等。舉例來說，金屬廢棄物如果可以符合釋出標準，則可被運送到熔化設施並熔煉成鑄塊，後續即可釋出進行無條件的使用；相對地，假使此類金屬材料仍含有超出釋出標準的放射性污染，則可能被繼續貯存待活度衰減至允許的標準再行釋出，或者可被有條件的釋出在其它核工業相關應用中再使用。圖 3.1 所示即為廢棄物經解除管制釋出之分層系統 (tiered system) 概念示意圖 [4, 5]，圖中係將監管環境中的廢棄物依其回收/再利用屬性分為 A 至 D 四個層級，可涵蓋解除管制釋出的可能情節：

- (一) 層級 A：金屬材料具表面污染或僅受到輕微活化，能經由除污程序盡可能地移除污染，並無條件釋放以供再使用或熔煉。
- (二) 層級 B：金屬材料屬體積型的污染，必須先在受監管的环境中進行熔化以完成除污，然後在商業冶煉廠或工廠進行金屬回收，最後加工用於消費品，屬有條件式的解除管制 (conditional clearance)。
- (三) 層級 C：金屬材料含有短半衰期核種，必須在受控環境中熔化及鑄造，並釋出用於特定的初始工業用途 (如：鋼橋)。此類僅限於被短半衰期放射性核種污染或活化的材料，其半衰期則應取決於終端產品的使用壽命。
- (四) 層級 D：此類材料屬於無法由監管控制釋出的材料，將在受監管的核工業中回收或再利用 (如：用於廢棄物最終貯存容器)。層級 D 的材料實際上並未解除監管控制。

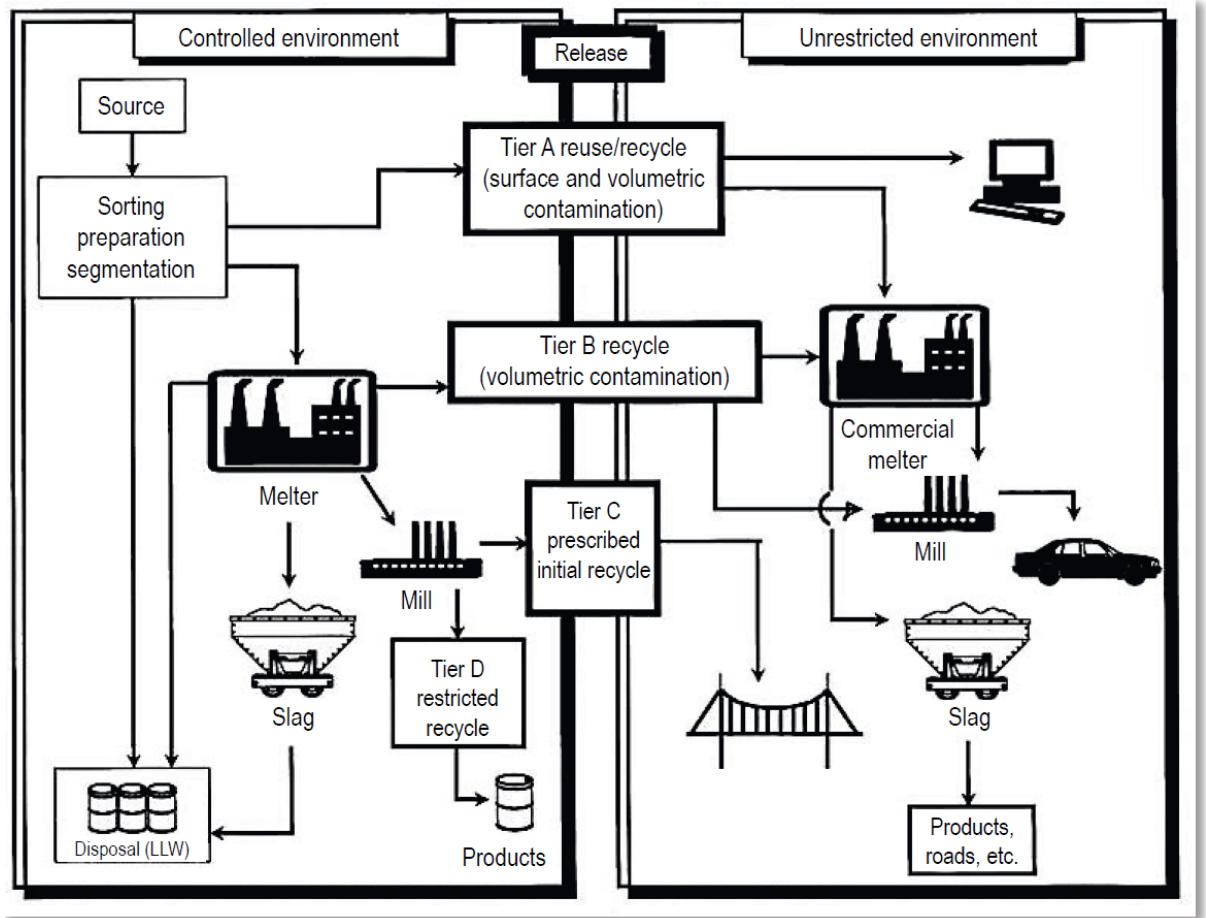


圖 3.1、廢棄物經解除管制釋出之分層系統概念示意圖

由於國際上缺乏一致性的解除管制標準，致使上述的概念應用可能會依個別國家或個別計畫而有所差異，這也使得解除管制的材料並無法在不同國家之間輸送，並且也造成離廠偵檢要求與程序上的差異，如：儀器選擇、量測頻率、取樣規則、文件、以及品保要求等。目前國際上已有幾份基礎文件可做為主管機關制訂解除管制釋出標準的重要指引 [6-11]：

- (一) RS-G 1.7 – *Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance*
- (二) IAEA General Safety Requirements Part 3 (No. GSR Part 3) – *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards.*

- (三) Radiation Protection 89 (RP 89) – *Recommended Radiological Protection Criteria for the Recycling of Metals from the Dismantling of Nuclear Installations.*
- (四) Radiation Protection 101 (RP 101) – *Basis for the Definition of Surface Contamination Clearance Levels for the Recycling or Reuse of Metals Arising from the Dismantling of Installations.*
- (五) Radiation Protection 113 (RP 113) – *Recommended Radiological Protection Criteria for the Clearance of Buildings and Rubble from the Dismantling of Nuclear Installations.*
- (六) Radiation Protection 122 (RP 122) – *Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part 1, Guidance on General Clearance Levels for Practices.*

上列這些指引提供了不同管制條件之下特定核種的表面活度與比活度限值，其中所建議的解除管制標準無論是用於運轉中設施還是除役設施都是相同的。除此之外，美國 ANSI/HPS 機構於 2013 年也提出解除管制之表面活度和比活度篩選標準，旨在提供與 IAEA 建議的方式一致的解除管制指引 [12]。然而，IAEA 建議涵蓋解除管制、豁免和排除等管制條件，ANSI/HPS 的標準則僅聚焦於解除管制，目前該指引並未正式被美國管制機關簽署，然部分數值標準（比活度標準）已被一些機構（例如美國能源部）允許在特定情況下使用。

基於上述的國際規範與指引，許多國家已經發展出該國家特定的規範，少數國家甚至直接採用國際規範做為其國家法規或個案監管的準則（如：日本、西班牙、義大利等）。法國則是例外，其並未建立解除管制的規範，而是引入廢棄物分區概念，亦即來自放射性區域的廢棄物無論其實際放射性如何都被視為放射性廢棄物，而來自非放射性區域的廢棄物則直接被歸類為一般廢棄物。較早之前，大部分

國家主要採用總活度限值來做為解除管制標準，而在 1996 年之後則逐漸有國家開始採用核種特定限值來做為無條件及有條件解除管制標準。在此情況之下，當多種核種共同存在時，必須採用值一法則 (sum of fraction) 來進行符合性驗證，亦即所有核種之比活度與其限值比之總和需小於 1，如下式：

$$\sum_i \frac{C_i}{Cl_i} \leq 1 \quad (1)$$

其中， C_i 為核種 i 的比活度 (Bq/g or Bq/cm²)， Cl_i 為核種 i 的解除管制限值 (Bq/g or Bq/cm²)。表 3.1 與表 3.2 即比較國際上不同國家所採用的解除管制標準，由表可知各國所採用的限值確實仍存在一些差異性，早期大部分係採用 beta/gamma 總比活度的限值，近期則逐漸引入核種特定標準與值一法則的做法，並且部分國家也開始考慮採用 alpha 發射體的限值。

表 3.1、各國用於廢棄物解除管制之表面濃度限值 [5]

國家	1996 年以前		2016 年	
	表面污染限值(β/γ emitters)	額外資訊	污染限值	1996 年後的改變
德國	0.37 Bq/cm ²	適用於面積 >100 cm ² 的固著和可移除污染的單一物件表面污染	核種特定 (值一法則)	總活度限值已被核種特定限值取代。對於固著和可移除污染的單一物件，適用於面積 >1000 cm ² 的平均值；對於建築物，面積可增加至 1 m ²
芬蘭	0.40 Bq/cm ²	適用於可觸及表面 >0.1 m ² 的可移除表面污染	α : 0.4 Bq/cm ² ; 強 β/γ emitter: 4 Bq/cm ² ; 弱 β/γ emitter: 0.4 Bq/cm ²	這些限值用於可回收金屬之解除管制與熔化時，以面積 >0.1 m ² 的可觸及區域取平均值。
比利時	0.40 Bq/cm ²	針對低毒性的 β/γ 和 α 發射體，適用於面積 >300 m ² 的可移除表面污染的平均值	α : 0.04 Bq/cm ² ; β/γ emitter: 0.4 Bq/cm ²	無

美國	0.83 Bq/cm ²	該限值適用於>1 m ² 的平均表面污染。對於<100 cm ² 的污染區域，最高限值為 2.5 Bq/cm ²	α: 核種特定； β/γ emitter: 0.83 Bq/cm ²	法規並無改變，然在 2013 年 ANSI/HPS 發布 N13.12 之表面和體積放射性解除管制標準，迄 2016 年為止尚未被美國監管機構正式採用作為通用標準
瑞典	4.00 Bq/cm ²	該限值適用於>100 cm ² 的可移除表面污染平均值。對於面積<10 cm ² 的表面污染，則為 40 Bq/cm ²	α: 0.4 Bq/cm ² ； β/γ emitter: 4 Bq/cm ²	目前適用於量測>300 cm ² 的平均值，並且僅對具有明確表面的材料有效。對於建物與房間，則適用核種特定限值（再利用和拆除對應不同限值）
義大利		未取得限值	核種特定 (值一法則)	法規並無改變。解除管制係根據個案進行管理（通常在除役許可期間）
西班牙		未取得限值	核種特定 (值一法則，僅適用於混凝土)	解除管制係根據個案進行管理（通常在除役許可期間）。這些限值引用歐盟標準 (RP 122 適用無條件解除管制，RP 113 則適用建物再利用或拆除的有條件解除管制)，但每種情況均應由監管機構確認

表 3.2、各國用於廢棄物解除管制之比活度限值 [5]

國家	1996 年以前		2016 年	
	污染限值 (β/γ emitters)	額外資訊	污染限值	1996 年後的改變
德國	0.1 Bq/g	無	核種特定 (值一法則)	總活度限值已被核種特定限值取代，適用於<300 kg 的平均值。對於無條件釋出的混凝土，則為 1000 kg 的平均值。
	1.00 Bq/g	針對一般熔化設施中金屬的再利用則為	核種特定 (值一法則)	總活度限值已被核種特定限值取代，適用於<300 kg 的平均值，條件是解除管制的材料必須在每年吞吐量為 40 Mkg 的熔化設施中回收/再使用。
瑞典	0.1 Bq/g	適用於超過和高於天然活度含量的核設施以外的相關商品（主要是為了限制已熔化、可在新產品中重新使用的材料活度）	核種特定 (值一法則)	核種特定限值用於石油和有害廢棄物的無條件和有條件解除管制。土壤沒有規定的解除管制限值，由監管機構根據個案決定。解除管制限值主要是根據 RP 122 part 1 和 RP 113

英國	0.4 Bq/g	適用於密封射源外不溶於水的固體總活度	核種特定 (值一法則)	總活度限值由源自於 IAEA BSS 指引推導的核種特定限值所取代。政府已頒布適用於放射性廢棄物解除管制的法規指引
美國		美國尚未制定釋放標準	核種特定 (值一法則)	核種特定限值由劑量或風險標準推導，主要使用基於未來使用情節的特定路徑分析模型。模型使用廠址特定或普遍接受的預設參數值來推導限值。2013 年 ANSI/HPS 發布 N13.12 之表面活度和比活度解除管制限值，迄 2016 年為止尚未被美國監管機構正式採用為通用標準
比利時			核種特定 (值一法則)	該國法規採用基於 IAEA BSS 指引所推導之核種特定限值
義大利		未取得限值	核種特定 (值一法則)	每個廠址都有特定的解除管制限值。任一比活度測量必須考慮 ≤ 1000 kg 的質量 ≤ 1 m ³ 的體積；對於金屬材料，比活度必須考慮在任何情況下 ≤ 400 kg 的金屬。無論任何核種，比活度限值不能大於「排除限值」，即 1 Bq/g
法國		未取得限值	無解除管制限值	根據核設施的法規需要針對廢棄物分區，定義廢棄物可能已被活化或污染的區域(核廢棄物區)和不可能被污染或活化的區域(一般廢棄物區)。根據法規，材料不允許從核廢棄物區解除管制。
芬蘭		未取得限值	核種特定 (值一法則) 法規包括垃圾填埋處理的有條件解除管制限值(α emitter : 0.1 Bq/g ; 強 β/γ emitter : 1 Bq/g ; 弱 β/γ emitter : 10 Bq/g) 和無條件解除管制限值)	垃圾填埋處理的有條件解除管制：限制適用於平均最多 500 kg 的廢棄物測量，並且每個設施的每年總量限制在 100 噸以下。無條件核種特定解除管制限值是 由 IAEA 安全導則 RS-G-1.7 所推導。此不適用於易燃或易揮發的廢棄物，或其它可能特別容易遭受輻射曝露的廢棄物

西班牙		未取得限值	核種特定 (值一法則)	解除管制係根據個案進行管理 (通常在除役許可期間)。這些限值引用歐盟標準 (RP 122 適用無條件解除管制, RP 113 則適用有條件解除管制), 但每種情況均應由監管機構確認。表面活度和比活度測量必須符合解除管制限值。在無條件解除管制的情況下, 比活度以 $\leq$ 一公噸的金屬質量進行平均
日本		未取得限值	核種特定 (值一法則)	物體的比活度由平均求得 (僅包含金屬、混凝土、玻璃棉或岩棉等)。「物體」質量以 $\leq$ 一公噸為原則。日本的解除管制限值是經由考慮 IAEA RS-G-1.7 確定的, 這些限值是根據年曝露量 10 $\mu\text{Sv/y}$ 進行推導

二、案例研析

如圖 3.1 所示, 層級 A 的回收方案為目前國際上普遍期望採用的做法, 亦即為無條件解除管制並採用一般材料回收的方式來進行處置, 這是由於對於核設施而言, 大部分的結構及流程系統都是乾淨的或者是僅遭受微量污染。另一方面, 屬於有條件解除管制的層級 B 及層級 C 的回收方案, 目前大多僅是無條件解除管制發生窒礙難行時的替代選項。

(一) 金屬解除管制

金屬為目前除役核設施中最常被進行回收與再利用的材料, 這是由於金屬相較於建築材料較易於除污, 且金屬材料的回收與再製的程序在傳統的廢棄物管理中已是相當成熟的做法, 特別又以鋼鐵最為普遍。鋼鐵是除役廢棄物中佔比最高的金屬, 為最常見被回收及再利用的金屬, 其它銅、鉛、鋁等金屬同樣也有類似的做法。由於銅

具有相對較高的價值；鉛和鋁則因具有本質上的化學毒性和產生氫氣等特性，如採用放射性廢棄物貯存的方案會有不利的影響，目前國際上廢棄物相關的接受標準都會限制鉛與鋁的含量，如：比利時即限制貯存桶的鋁含量不得超過 10 kg、英國的低階放射性處置設施也有類似的規定 [13]。

鋼鐵和其它金屬通常在除污及無條件解除管制之後送去回收，除污程序可能涉及化學/水噴射清洗、乾/濕噴射、凝膠法或這些方法的組合，最後藉由表面活度量測和/或比活度量測來確認是否可釋出這些金屬。金屬也可在受監管的設施先行熔化後，然後以鑄錠的形式釋出，熔化過程中的均質化可允許從鑄錠中提取具有代表性的樣品，可簡化特性偵檢的難度。此外，熔化製程也會降低金屬的活度，因為部份核種會積聚在爐渣中或在融化過程中揮發（如：Cs-137）[14]。解除管制之後的金屬即可依常規的廢金屬回收流程進行回收，並不會有限定的終端應用或目的。此外，工具和設備也可以無條件地解除管制並直接重複再使用，國際上部份核電廠除役的緊急柴油發電機即採用此種做法。另一方面，在某些情況下，當材料採用有條件解除管制進行加工和回收時，與無條件解除管制的回收和再利用相比可減少可能的曝露途徑，例如：瑞典的 Studsvik 核能機構將欲釋出的金屬送到傳統的熔煉設施，條件是必須確保在此設施中將污染廢金屬與非污染金屬混合進行重熔，且業者必須定期對熔煉設施進行審核並落實此過程中的品保相關措施，此項有條件解除管制的做法可符合 RP 89 指引的相關規範，並已獲得瑞典的管制機關許可 [5, 7]。表 3.3 為 Studsvik 核能機構在 1987 年至 2015 年間經由熔煉設施所解除管制釋出的金屬總量，涵蓋有條件和無條件釋出的金屬。

德國的 Stade 核電廠除役之後也拆除數以萬噸的廢金屬，這些廢棄物如果可以藉由合理的除污程序而達到無條件釋出的標準，一般會選擇在現場處置完後即釋出進行熔化。然而，如當材料超出無條件釋出標準時，則會優先考慮採用在受監管的熔煉設施中進行熔化的有條件式解除管制。西班牙的 Vandellós-1 核電廠除役從從核島區釋出了約 8,000 噸的材料（大部分為金屬），並從常規島區組件中釋出了額外的 8,000 噸，而大部分的這些材料也已被送去回收及再利用。此外，也有一些未解除管制的金屬在核工業中回收和再利用的案例，某些設施使用這些材料重製作為輻射屏蔽材料或用於製造放射性廢棄物貯存容器，如：法國的 Scodei 使用核設施中的廢金屬生產輻射防護用的廢棄物封裝容器、比利時的 SCK·CEN 核能研究中心和法國的薩克雷加速器設施使用回收和再利用的鉛作為屏蔽材料、西班牙的 Vandellós-1 核電廠則將受污染的含鐵金屬材料回收並用於芝加哥費米實驗室的屏蔽材料 [5]。

為了滿足從核工業回收材料的需求，並緩解放射性廢棄物臨時和最終處置設施有限的可用性，國際上已有部分公司建置專用的熔煉廠，可專門提供從正在運轉或除役核設施中回收受污染金屬的營運項目，而這些被回收後的金屬可用於核工業內外的相關應用，甚至有部份公司可提供直接在核設施廠址內建置熔煉設備的服務。

核設施中通常也存在大量的電纜，電纜中的銅導線可被解除管制和回收。電纜可以完好無損地釋出並送去進行一般回收處置，也可以對電纜先進行處理，即將銅與塑料絕緣層分離之後單獨釋出銅材料的部分。這兩種做法都已在國際相關的核設施中被採用，而採用第二種做法的優點是在某些情況下，即使銅以外的其它材料部分不符

合無條件解除管制的釋出限值，銅金屬的釋出可不受其影響，然而採用此法需要現場建置專用的電纜處置相關設備。

此外，鑑於從鋁土礦生產鋁需要相當高的能量，就環境和經濟的角度而言，從核設施中回收鋁金屬亦具有吸引力。另一方面，因鋁金屬在氧化過程中會快速產生氫氣，致使鋁金屬在廢棄物處置設施中可能會面臨貯存量限制的問題，而有回收之必要。雖然國際上已有部份核設施藉由符合解除管制要求而將鋁釋出，然而目前鋁金屬回收的公眾接受度仍低，傳統的回收商對於處理此類材料仍具有較高的顧忌，因此大部分的回收鋁金屬主要被重新用於廠址現場的相關建造，如：現場造景用的植栽花壇等。

(二) 混凝土解除管制

除了金屬廢棄物之外，核設施除役也會產生大量的混凝土碎塊，主要來自解除管制建築物所產生的混凝土。建築物在被拆除之前，通常會先進行表面和/或比活度量測之後才進行釋出，然後將混凝土依傳統的建築碎石處理並相應地進行回收利用，或者也可將混凝土結構切成小塊並單獨釋出。瑞典的 Ringhals 核電廠採用後者的做法，比利時的 SCK-BR3 核電廠則是這兩種方法都採用。此外，某些混凝土會先在現場壓碎，然後對壓碎的材料進行比活度量測之後才會解除管制，比利時的 BelgoProcess 放射性廢棄物處置機構即採用此種方法。壓碎混凝土亦可以使細粒料與粗粒料部分分離，2011 年 NEA 的研究已經證實污染通常會穿透具多孔性的細粒料，但不會穿透較緻密的粗粒料 [15]。因此，即使污染物已經滲透到混凝土結構中，這種壓碎分離也將允許粗粒料可被釋出及回收。

使用混凝土作為回填材料 (backfilling material) 已經成為國際除役核設施回收混凝土相當普遍被採用的做法，此類以現場復原目的的混凝土回收屬有條件的解除管制。使用壓碎的混凝土於現場回填可以減少對公眾的曝露，與無條件解除管制相比可允許更高的釋出限值。此種做法已應用於國際上部份核設施，例如：西班牙的 Vandellós-1 核電廠與瑞典的 Ranstad 鈾加工廠即重新使用來自建築結構解除管制的混凝土做為土地復原之用 [5]。

圖 3.2 (a)~(b) 顯示過去國際上部分核設施實施材料解除管制的回收案例與成果，包含鉛、鋁、混凝土等廢棄物。表 3.4 所列則為國際核設施之除役廢棄物採用回收與再利用的實施情形，涵蓋了各類金屬與混凝土的釋出案例，並依專案類別、廠址、國家、材料種類、重量、物理型式、釋出情節、終端應用等進行比較。由表可知，釋出的案例以混凝土佔最大宗，其次為鋼鐵，亦有少部分的銅、鋁、鉛等其它類金屬材料。釋出情節主要以層級 A 的無條件解除管制為主，另有少數則採取有條件的層級 B 及未解除管制直接在廠使用的層級 D。因此，無條件解除管制確實已在大多數的除役專案中被採用，而有條件的解除管制及在核工業內部回收使用的作法雖目前仍較欠缺具國際共識的指引，然考量此作法具有放射性廢金屬供應與需求相匹配的優勢，同時對公眾的風險可適當地抑低，應是未來相當值得考慮採行的方案。



(a) 比利時SCK•CEN機構現場建置鉛熔煉設備製作鉛錠並無條件釋出

(b) 比利時SCK•CEN機構使用未釋出的鉛製成400公升的貯存桶



(c) 日本JAEA機構使用鈾濃縮廠氣體離心機中釋出的鉛管所建造的花壇



(d) 瑞典Vattenfall機構所釋出的1噸混凝土塊

圖 3.2、國際核設施實施材料解除管制的回收案例與成果

表 3.3、瑞典 Studsvik 核能機構經由熔煉設施解除管制釋出的金屬
總量 [5]

金屬	重量/噸*
碳鋼	32,000
不鏽鋼	5,200
鋁	2,033
鉛	1,153
黃銅	307
銅 (非電纜)	99
電纜 (已剝除絕緣包覆層)	3,896

*資料取自 1987 年至 2015 年間

表 3.4、國際核設施除役廢棄物回收與再利用之案例比較 [5]

專案	廠址	國家	材料	數量 (噸)	物理型式/製程	層級 ¹	終點
BWR 渦輪轉子 Ringhals NPP	Ringhals NPP	瑞典	鋼鐵	360	大/整個組件	A	傳統回收業者
Berkeley 鍋爐	Berkeley NPP	英國	鋼鐵	3200	切割組件/熔化	A, B ²	傳統回收業者
來自可拆卸屏蔽中的鉛	BR3 NPP	比利時	鉛	34	封裝用鉛/熔化	A, D	新的熱室
燃料再處理廠	Eurochemic	比利時	混凝土/鋼鐵	25166/2439	建築結構/碎石	A	傳統回收業者
PWR 圍阻體之混凝土	Ringhals NPP	瑞典	混凝土	200	1 噸的混凝土塊	A	現場施工
Sorting plant 除役	Ranstad 鈾處理廠	瑞典	混凝土	15000	建築結構/碎塊	B	廠址復原
電纜釋出	Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK)	德國	銅	4.15	離廠電纜剝除機	A	傳統回收業者
混凝土碎塊回收	JRR-3 研究用反應器	日本	混凝土	1800	混凝土碎塊	A	廠址復原
氣體離心機	Ningyo-Toge 中心	日本	鋁	11	導管	D	現場施工
廢氣廠房除役	Caorso NPP	義大利	混凝土/鋼鐵	7200/908	碎混凝土/廢金屬	A	現場施工
渦輪機廠房	Caorso NPP	義大利	混凝土/鋼鐵	--/8272	整棟建築/廢金屬	A	再利用
Calder Hall 冷卻塔	Calder Hall NPP, Sellafield	英國	混凝土	5200	碎混凝土	A	傳統回收業者/廠址復原
Windscale pile 煙囪	Windscale, Sellafield	英國	混凝土	3000	碎混凝土	A	廠址復原
廢棄物管理廠房	MZFR, WAK, Karlsruhe	德國	混凝土	3530	整棟建築	A	傳統回收業者
核電廠除役	NPP Vandellós-1	西班牙	混凝土	78962	混凝土結構	D	現場再使用

^{1.} 層級概念被延伸應用至金屬材料以外

^{2.} 材料被允許採無條件及有條件的解除管制

三、健康、環境和社會經濟影響

如前所述，現行核設施除役廢棄物的處置方案大抵可分為處置/替代及回收/再利用，評估此兩類做法的實施效益除了應著眼於來自輻射導致的風險之外，也應由健康、環境及社會經濟等非輻射性影響面向所造成的風險或衝擊進行考量。放射性金屬廢棄物以低階廢棄物於掩埋場或低階廢棄物處置設施進行處置的方案為回收/再利用的替代選項，此種做法的廢棄物在運送與處置之前需要進行切割、包裝，也可能需要除污來降低工作人員的曝露及先行熔化以降低其體積。由於處置/替代方案會視同將金屬廢棄物由世界庫存中抽離，抽離的量則會使用由原礦冶煉鑄造的新金屬來替代，而產製新金屬則需要採礦、礦石濃縮或精煉、金屬冶煉、鑄造和製造等活動，以及完成這些活動所需的能源生產等。這些活動本質上對於健康、環境及社會經濟等都會造成重大衝擊，在考量是否採用回收/再利用方案時應被列為必須考慮的因素。

(一) 人類健康風險

不論是採用回收/再利用或處置/替代方案進行金屬廢棄物處理，都會對工作人員或一般公眾造成健康風險，這些健康風險涵蓋輻射曝露、毒性物質曝露、以及來自工安及運送時所造成的意外等。表 3.5 所示為阿岡國家實驗室針對回收/再利用與處置/替代兩種金屬廢棄物處置方案對於公眾或工作人員健康風險的評估比較，相較於輻射與化學物質曝露，工作場所意外對於工作人員及運輸意外對於公眾所造成的物理性風險具有較高的致死率。基於 IAEA 的豁免管制原則，金屬廢棄物在符合圖 3.1 所示之層級 A、B、C 回收曝露情節推

算活度限值的條件之下，一般民眾之個體經由年度曝露所造成的終生癌症致死風險可低於 10^{-7} ~ 10^{-6} 之間 [16]。

對於商業金屬廠工作人員也有與一般個體近似的致死率，且在施加適當的防護措施的條件之下，致死率可降到更低的數值。以年產量 50,000 公噸的回收實務作業中，總群體風險之癌症致死率低於 10^{-2} ~ 10^{-1} 。相對地，當採用處置/替代方案時，部分礦工可能會曝露於天然存在核種的放射性活度之中，可能會超出輻射工作者的劑量管制限值。值得注意的是，非含鐵類金屬的輻射曝露風險相較於鐵礦可能更高。

上述兩種方案所造成的非輻射性健康風險都較輻射性健康風險為高，其中工作場所意外所導致的死亡與傷殘風險最高。對於回收/再利用方案，工作場所風險係針對除污作業，包含受管制的熔煉和商業冶煉活動等。整體而言，處置/替代方案的意外風險約比回收/再利用方案高兩倍以上，此係由於處置/替代方案牽涉較為複雜的流程，如：鐵礦開採、煤炭開採、焦炭生產、高爐操作、以及鋼鐵冶煉等。

對於交通意外事故的死亡風險，兩種方案對於公眾及工作人員的致死率約為 10^{-2} 。此類事故風險係基於利用卡車運送 50,000 噸放射性金屬廢棄物或替代材料，每 100 公里因意外的致死率約為 10^{-2} 。雖然此兩種方案具有約略近似的風險，但因處置/替代方案相對牽涉較複雜的程序及較多的運輸需求，其風險值可能會高於數倍以上。

不論是商業金屬廠工作人員或公眾，經由熔化放射性金屬廢棄物所造成的化學曝露風險會明顯小於經由熔煉鐵礦所產生的風險。對於包含相對大量可疑但可能是非放射性金屬廢棄物的部分，回收/再利用對公眾和金屬工人的放射性和非放射性風險將低於處置/替代

方案，這是因為大多數天然存在於礦石中的放射性核種及污染物，在放射性廢金屬原始熔煉的過程中早已被移除。

總體而言，回收/再利用方案牽涉由輻射工作人員承擔的可控風險，而對於商業金屬廠工人和公眾的風險略有增加；處置/替代方案則涉及輻射工作人員的可控風險，而礦工和公眾所需承受的相對不受控的風險則大幅增加。處置/替代方案所造成的健康風險至少是回收/再利用放射性金屬廢棄物的兩倍以上。

表 3.5、放射性金屬廢棄物採回收/再利用及處置/替代方案之健康風險 [16]

影響類別	回收/再利用方案	處置/替代方案
放射性風險¹	- 對工人及民眾的癌症致死率：$10^{-7} \sim 10^{-6}$ - 每年作業的群體風險：$10^{-2} \sim 10^{-1}$	對礦工可能具有較高的風險
非放射性風險 - 意外（工作場所） - 意外（交通） - 來自熔煉作業的化學曝露² - 來自焦炭生產的化學曝露	- 約 7 位工作人員死亡或重殘 - 對工人及民眾的致死率：10^{-2} - 對工人的癌症致死率：10^{-3}；對民眾的癌症致死率：10^{-4} - 無	- 約 15 位工作人員死亡或重殘 - 對工人及民眾的致死率：10^{-2} - 對工人的癌症致死率：10^{-3}；對民眾的癌症致死率：10^{-4} - 對工人的癌症致死率：1；對民眾的癌症致死率：10^{-2}

¹以 50,000 公噸的年產量、個體接受劑量不超出 10 μ Sv/a 所計算之最大個體生命風險

²以美國許可每年最高排放量所估算之癌症死亡的最大個體生命風險

(二) 環境風險

採用處置/替代方案也會造成較高的環境風險，此做法會因為需要使用更多的土地、採礦及相關製程所造成的破壞與損害而對環境產生嚴重的負面衝擊。據估計，由原材料產生 1.0 公噸的鋼需要使用超過 2.0 公噸的鐵礦及 0.5 公噸的焦炭，而且所提取的礦石僅佔採礦作業期間所產生的材料的一小部分。除了與冶煉相關的影響之外，可歸因於處置/替代做法的其它環境影響還包括增加重金屬從土壤和採礦廢棄物中滲濾到地表水和地下水中、增加溪流和河流的沉積、由採礦作業中排放有毒化學物質、廢棄物堆積、焦炭生產、以及能源需求增加等。值得一提的是，回收/再利用放射性金屬廢棄物的做法也有效節省寶貴的天然資源，例如：採用回收/再利用方案可免於製造用於替代的金屬，其能源需求可能可降低一半以上、回收金屬廢棄物可降低原材料的消耗達 90%以上及減少採礦廢棄物達 97%以上 [4]。表 3.6 所示為依土地使用、水、空氣、礦物資源、能源資源等環境衝擊面向，針對回收/再利用與處置/替代兩種做法所進行的評估比較。相較於處置/替代方案，回收/再利用僅會牽涉相對少量的土地使用，除污與熔煉程序產生的污水會在管控的條件下排放，熔煉過程產生相對少量的有害氣體、有毒化學物質、具放射性的爐渣等，而熔煉廢鐵所需的能源需求也較低。

表 3.6、放射性金屬廢棄物採回收/再利用及處置/替代方案之環境影響比較

收影響資源	回收/再利用方案	處置/替代方案
土地使用	• 某些歸類為低放射性廢	• 需要擴建或新建低放射

	棄物者須採處置方案， 但毋須新建新的處置設施	性廢棄物處置設施 • 須新增供採礦使用之土地 • 採礦和提煉製程導致土壤中重金屬積累而影響土地使用
用水品質	• 回收金屬的除污及冶煉產生的廢流體可在受監控的條件下釋出	• 使礦區流出的地表水酸化 • 重金屬由土壤及採礦廢棄物中滲濾至地表水及地下水的機率增加 • 放射性物質由採礦廢棄物中滲濾至地表水及地下水的機率增加 • 增加溪流和河流的沉積 • 重金屬經由冶煉製程釋出到地表水中
空氣品質	• 經由冶煉製程排放二氧化硫 • 經由冶煉製程排放有毒化學及放射性物質	• 經由冶煉製程大量排放二氧化硫 • 經由採礦、廢棄物堆積、冶煉、以及焦炭生產過程中排放有毒化學物質 • 經由採礦及冶煉過程放出天然存在的放射性物質
礦產資源	• 某些爐渣可能需要進行低放廢棄物處置	• 需要大量的金屬礦石 • 煉鐵用焦炭需要大量的煤炭
能源資源	• 熔煉廢金屬需要使用一些能源	• 提煉礦石及生產焦炭需要消耗相當多的能源

(三) 社會經濟影響

回收/再利用與處置/替代兩種做法都存在不同的社會經濟影響，最須關注的議題則為公眾的接受度。由於大多數工業化國家社會存

在對核工業相關的偏見，公眾對回收帶有微量放射性金屬的做法可能會存有質疑。然而，含有低活度添加或天然放射性的產品目前已被廣泛使用，少量放射性廢金屬也已在許多國家成功地被回收使用。公眾對於含有放射性物質的產品（如：煙霧報警器）相關的風險認知與產品熟悉度、益處、以及產品放射性方面的宣傳程度有關。例如：在金屬、石油、磷酸鹽和煤炭等產品生產過程中雖釋出了大量天然存在的放射性核種，但公眾對這些行業通常並不存有核相關的污名化。

建置低放廢棄物處置設施的做法同樣遭受類似的公眾監督及高度敏感性。處置/替代方案將需要增加貯存容量的需求，可能超出當前運營設施的能力。以目前及未來國際會產生的放射性廢金屬庫存，如全部採取低放廢棄物處置方式來處理，預期將需要非常大的處置容量，這意味未來將需要花費相當多的總處置成本。此外，放射性廢棄物處置設施的選址和許可一直是存在強烈政治反對的議題，這使得未來的處置成本可能會繼續增加，並且處置做法的可行性可能會變得更加受限。

肆、除役廢棄物解除管制之放射性評估方法

一、除役廢棄物解除管制限值

目前歐洲、美國、IAEA 等不同國家及國際機構都已經嘗試致力於除役廢棄物解除管制的放射性劑量評估的相關研究，用以制定材料解除管制的比活度 (Bq/g) 或表面活度 (Bq/cm²) 限值，包括：歐盟委員會 RP 101 [8]、美國 NUREG-1640 [17] 及 ANSI/HPS N 13.12 [12]、IAEA No. GSR Part 3 [11]等相關指引或研究。表 4.1 列出了上述文件針對特定核種所推導的解除管制比活度與表面活度限值，表中所給出的所有解除管制限值都是基於 10 μ Sv/a 之個體有效劑量標準所推導得出，且僅限於無條件解除管制的廢棄物外釋。由表中數值比較可知，由 Co-60、Cs-137 或 Eu-154 等強 γ 發射體核種所對應之解除管制限值相當接近，但其餘部分核種對應的限值卻有極大的差異，此可能與劑量評估時所假設的情節不一致所致。

在 IAEA No. GSR Part 3 中，主要提供用於大批固體材料解除管制的比活度限值 (Bq/g)，這些限值涵蓋天然及人工來源的放射性核種，而其用於計算人工來源放射性核種的個體劑量所採用的模型則是依據 IAEA 第 44 號安全系列報告中的方法 [18]，表 4.2 所列即為其推導人工來源放射性核種活度限值所考慮的情節及相關途徑，總共包含三個工人情節及七個居民情節，並考慮體外、攝食及吸入等輻射曝露途徑。

針對歐盟委員會所發布之 RP 101 解除管制建議，則包含用於推導解除管制表面活度限值的放射評估模型的詳細描述。該模型所推導之解除管制表面限值主要是針對金屬廢棄物 (如：鋼、銅、鋁)，且因考量回收和再利用的情節，可滿足無條件解除管制的要求。由於模

型中假設最可能發生的再使用情節，這些解除管制限值不僅適用於金屬，還適用於其它經處理、處置及使用過的物品，如：塑料、木材或玻璃製品等。另一方面，文件中也提及解除管制表面限值的重要性對於金屬廢棄物採用回收或再利用方案並不相同，亦即採用回收方案的解除管制主要應由比活度限值所控制，而採用再利用方案的解除管制則應由表面限值所決定，此係由於在多數情況下，採用塊體的比活度量測勢必會破壞材料或設備的完整性，可能違背再利用方案的目的。此外，該文件中所採用的放射模型具有決定性 (deterministic) 的特質，並且僅適用於解除管制表面限值的推導，其表面限值並非使用質量表面比率 (mass to surface ratio) 轉換因子計算求得，因此與比活度限值的放射評估模型無關。

在美國 NRC 所發布的 NUREG-1640 技術報告中，則採用與 RP 101 完全不同的做法，NUREG-1640 主要係發展一個完整的放射評估模型，旨在推導廢鋼鐵、銅、鋁和混凝土瓦礫經解除管制之後採取回收及再利用的比活度限值，而所考慮的廢棄物種類則涵蓋了可能從核設施或其它許可設施中所釋出的大部分組件與材料。在 NUREG-1640 的模型中，表面限值主要是藉由所關注材料的質量與表面比率轉換因子，經由特定於質量的比活度限值轉換所求得。例如：鋼及混凝土的質量表面比率轉換因子分別為 5.1 g/cm^2 及 280 g/cm^2 ，使用這些數值及所推導的比活度限值即可求得鋼及混凝土所對應的表面限值，而兩者將近 50 倍的差異也說明廢鋼的解除管制會對應最低表面活度限值的原因。同樣地，在 ANSI/HPS N 13.12 的標準文件中也使用與 NUREG 1640 類似的方法，此也說明當開發用於推導表面活度限值的專用放射評估模型過於複雜或具有難度時，使用質量表面比

率轉換因子來推算表面限值應是另一種可行的方法。由於 NUREG-1640 所提出的模型可分別評估個別材料核種特定的解除管制限值，並且也採用質量表面比率轉換因子來進行比活度及表面活度限值的轉換，同時模型中也引用不同於決定性分析的機率分析計算模式，預期應可考慮因各類參數之不確定性所造成的影響。在以下內文中，我們將詳細地探討 NUREG-1640 中各種材料回收與再利用的曝露情節、放射模型、計算方法、以及參數來源等。

表 4.1、特定核種之解除管制比活度及表面活度限值比較

核種	IAEA GSR Part 3 (Bq/g)	NUREG 1640 (Bq/g)		RP 101 (Bq/cm ²)	NUREG 1640 (Bq/cm ²)	
		Mean	95 th percentile	Rounded	Mean	95 th percentile
H-3	100	526	137	10,000	2,632	714
C-14	1	313	208	1,000	1,600	1,053
Cl-36	1	5.9	1.4	100	29	7
Fe-55	1,000	21,739	5,882	1,000	109,890	29,411
Co-60	0.1	0.2	0.1	1	1	0.3
Sr-90	1	17.5	6.7	10	83	34
Cs-137	0.1	0.6	0.2	10	3.1	1.0
Eu-154	0.1	0.5	0.2	1	2.3	0.6
U-234	N.A.	0.7	0.2	1	3.7	1.2
Pu-242	0.1	0.3	0.1	0.1	1.6	0.5
Am-241	0.1	0.2	0.1	0.1	1.1	0.3

表 4.2、IAEA No. GSR Part 3 用於推導解除管制限值所考慮的情節及曝露途徑

情節	說明	曝露個體	相關曝露途徑
WL	垃圾掩埋場或其它設施的工人	工人	體外曝露
			吸入曝露

	(鋼鐵廠除外)		污染材料的直接攝食
WF	鋼鐵廠工人	工人	設備或廢料堆的體外曝露
			吸入曝露
			污染材料的直接攝食
WO	其他工人 (如：卡車司機)	工人	設備或卡車貨物的體外曝露
RL-C	垃圾掩埋場或其它設施附近的居民	孩童 (1~2 歲)	吸入曝露、攝食受污染土地上種植的受污染食品
RL-A		成人 (>17 歲)	吸入曝露、攝食受污染土地上種植的受污染食品
RF	鋼鐵廠附近的居民	孩童 (1~2 歲)	吸入曝露
RH	居住於使用污染材料建造的房屋居民	成人 (>17 歲)	吸入曝露
RP	居住於使用污染材料建造的公共場所附近的居民	孩童 (1~2 歲)	體外曝露
			污染粉塵的吸入曝露
			污染材料的直接攝食
RW-C	居民使用私人井水或食用受污染河流中的魚	孩童 (1~2 歲)	攝食受污染的飲用水、魚和其它食物
RW-A		成人 (>17 歲)	

二、NUREG-1640 劑量評估方法

(一) 概述

除了 IAEA 與歐盟委員會所制訂的放射性廢棄物解除管制的標準與輻射劑量評估相關指引之外，美國 NRC 於 2003 年也發布了 NUREG-1640 技術報告。該報告係針對核設施廢棄物解除管制之放射劑量評估，在進行輻射曝露情節與模型的設計時，完整且縝密地考量美國當前工業實務的實際處理流程與情節，並且也納入更貼近於美國群眾生活習性的數據，其目的是為了降低劑量曝露評估時非必

要的保守度或高估可能的劑量。該報告的分析結果雖不能被視為代表任何管制政策或管制決策，但可作為支援管制考量的技術基礎。具體而言，其結果可用於判定各類材料解除管制之回收或處置作業流程中的關鍵群體，並可藉此求得各關切核種以劑量為基準的比活度或表面活度標準。對於通用法規的制訂，各情節中具有最大平均歸一化劑量的個體，在核種相依的基礎上可被判定為該類材料解除管制的關鍵群體，而涉及個體劑量的監管決策通常會基於此關鍵群體的平均劑量，只要限制關鍵群體的潛在劑量，即可確保任何其他群體的平均潛在劑量不會超出限值。NUREG-1640 報告中的劑量評估即廣泛地考慮材料在回收與處置流程中所有可能的情節，除了可精準掌握關鍵群體之外，這些大量的曝露情節、計算模型、建模參數、數學公式等也可能可實際應用於某些特定的個案，當曝露情節與個案分析的情況足夠相似時，對應的方法即可用於劑量重建。

NUREG-1640 的劑量評估分析分別計算一年曝露期間的有效等效劑量 (effective dose equivalent, EDE) 或有效劑量 (effective dose)，前者係基於 1977 年 ICRP 26 號報告的建議，後者的計算係數則是採用 1991 年所出版的 ICRP 60 號報告的建議。由於材料解除管制時，殘餘活度可能會留在表面或分布於整個塊體之中，個體會遭受整批材料的曝露，包含不同尺寸及形狀的組件，藉由假設活度平均分布於整個塊體或表面進行分析，並以單位活度進行歸一化，即可求得以比活度或表面活度歸一化的劑量值，即 $\mu\text{Sv}/(\text{Bq/g})$ 或 $\mu\text{Sv}/(\text{Bq}/\text{cm}^2)$ 。

所考慮的廢棄物種類涵蓋鋼鐵、銅、鋁、以及混凝土等材料的回收與處置流程，總計共納入 86 種曝露情節及 115 個關注核種。任一曝露情節需藉由一組參數及數學關係式來描述，這些參數包含與核

種無關的參數，亦即可適用於所有放射性核種的參數（以廢鋼鐵的分析為例即有超出 300 個此類參數）、與回收及處置流程相關的製程參數、與核種物理特性相關具固定值的參數（如：半衰期或劑量轉換因子）等，其中所採用的許多參數值係源自於已發表的論文或技術報告，或經由工業聯繫及實地參訪所取得。

1. 參數分布

對於部分具變異性的參數並無法採用固定值來進行描述，評估時則會依參數的屬性來指定適當的機率分布型式，依其屬性大致可分為：

- (1) 均勻分布 (uniform distribution)：亦稱為矩形分布，常用於定義參數在某一個範圍之內出現機率相等的分布。
- (2) 貝他分布 (Beta distribution)：通常用於描述廢金屬熔化和精煉過程中的雜質分配，當參數存在自然附加的範圍（例如分配因子介於 0 與 1 之間）或基於專業判斷的性質時可使用此分布，其被認定為均勻分布與三角形分布之間的折衷。貝他分布由兩個正值的形狀參數來表示 (α 與 β)，做為隨機變量的指數項，並控制分布的形狀。
- (3) 三角形分布 (triangular distribution)：如果已經知道隨機變數最可能出現的數值，即可以定義該變數的上、下限與模數，並使用三角形分布來描述該隨機變數。
- (4) 常態分布 (normal distribution)：又稱為高斯分布，為統計學上十分常見的連續機率分布，必須配合使用該隨機變數的平均值 (μ) 及標準差 (σ) 來描述這個分布。

- (5) 對數常態分布 (Lognormal distribution)：當一個隨機變數取對數之後為常態分布，則稱此連續隨機變數具有對數常態分布，採用此對數常態分布需要給定隨機變數對數的平均值 (μ) 與標準差 (σ)。
- (6) 自定義分布 (Custom distribution)：自定義分布可以是離散的或連續的。如果參數只能假設幾個離散值之一，每個值都有一個指定的概率，則它被分配一個離散分布；如果參數可以取連續範圍的值，並且其數據是百分位數的形式，則可以通過相鄰數據點之間的線性插值來構建連續的累積分布。

對於上述機率類型的參數，劑量分析時主要係採用蒙地卡羅取樣法來決定這些參數的數值，共進行 5800 至 10000 次的取樣計算，並相應產生 5800~10000 次的計算結果及其機率分布，由此求取其平均劑量及各分布百分位 (5%、50%、90%、95%) 所對應的劑量值。

2. 核種選擇

劑量分析中的一個關鍵步驟為確定放射性核種，這些放射性核種是解除管制材料中所殘留放射性活度的可能成分。表 4.3 列出了 NUREG-1640 所考慮的 115 個放射性核種，並依據其對應的參考文獻分別陳列。這些核種係選自許多參考來源，說明如下：

- (1) NRC 與 IAEA 通信函件 [19]：構成解除管制材料殘留活度的放射性核種可能與低放射性廢棄物中的核種相似，此函件中所列出的核種佔美國低放射性廢棄物 LLRW 處置場在 1988 年至 1990 年處置的總活度 90%以上。

- (2) 商用處置場評估文件 [20]: 本文件列出 1992 年美國商用 LLRW 處置場所處置的各種來源的廢棄物中的放射性核種，來自間接取得、反應器、學術、醫療、工業和政府等。
- (3) 商用核動力反應器核種清單 [21]: 本文由部分研究數據中提出核電廠系統和材料（特別是不銹鋼）中所發現的放射性核種清單，僅包括半衰期超過 50 天的放射性核種。
- (4) 中子活化產物：由於中子輻照而可能在解除管制的材料中發現的活化產物，而被添加到放射性核種的列表中。
- (5) 放射性核種之子核：由上述來源中所確定的母核的潛在重要（半衰期大於 30 天）的放射性子核而被列入清單之中。半衰期少於 30 天的子核則被假設與其母核處於長期平衡，因此被隱含在母核的分析中。
- (6) 歐盟委員會第 89 號輻射防護指引 [7]: 歐盟委員會在核設施回收金屬的放射防護標準中所建議的放射性核種也包括在清單之中。相較於上述被考慮的核種，半衰期長於 Th-232 ($> 1.41 \times 10^{10}$ 年) 的放射性核種未包括在分析中，此類核種 (如 Sm-147) 的比活度通常非常低，以至於在解除管制材料中發現的有限數量並不會產生顯著的劑量。此外，除 P-32 和 I-131 之外，半衰期小於 30 天的核種也被排除在外，由於在解除管制的材料中不太可能發現此類短壽命核種的任何顯著活度。上述兩種核種則是因為它們在醫學和研究中的用途，而且 I-131 亦是主要的裂變產物之一。

3. 體外曝露

在任一個曝露情節之中，輻射劑量可以經由一個或多個曝露途徑傳遞，主要可分為體內與體外兩類。在 NUREG-1640 的分析中，

幾乎所有的放射性核種都會釋出可計算的光子輻射，包含原子核衰變期間放出的 γ 射線或 x 射線，或在 β 衰變後產生的制動輻射 (bremsstrahlung) x 射線。在個體可能接近殘留放射性物質的各種情節下，都會評估這種直接穿透性輻射的體外曝露。在特定射源所造成的體外曝露劑量率可經由下式計算：

$$d_{ix} = C_i F_{ix} U_x \quad (2)$$

其中， d_{ix} 為核種 i 造成的體外曝露劑量率 ($\mu\text{Sv/h}$)、 C_i 為核種 i 於源材料的比活度 (Bq/g)、 F_{ix} 為核種 i 的體外曝露劑量因子 ($\mu\text{Sv/h} / \text{Bq/g}$)、 U_x 為不確定因子。參數 F_{ix} 是核種和情節特定的劑量率因子，當射源相對緊湊或具有複雜的幾何形狀時， F_{ix} 的值可藉由計算機模擬具有指定形狀、尺寸、密度和元素組成的射源所發射的光子與 β 射線求得。模擬時係使用 Los Alamos 所開發的蒙地卡羅 MCNP 4C 程式，主要考量發射粒子與源材料以及附近的其它物體和環境介質的相互作用，如：空氣、底層土壤或路面以及其它屏蔽或散射材料等。計算時假設該射源在其整個質量範圍內被放射性核種及其短半衰期子核均勻污染。在大多數的案例中，會在兩個或多個受體位置計算各曝露幾何形狀的劑量率，並藉由這些劑量率的組合來決定所在位置的劑量率。劑量率隨位置的變化可用於計算不確定性因子 U_x ，該因子被指定為具有平均值為 1 的均勻分佈。假設受體位置是固定的，或劑量率的計算是對占用的面積或體積進行平均，這些情況之下的不確定性因子將設定為 1 ($U_x \equiv 1$)。

對各種曝露幾何形狀及源材料會執行有效等效劑量 EDE 及有效劑量兩種計算，EDE 係數使用 ICRP 26 號報告 (ICRP 1977) 的組織加權因子，而有效劑量係數則使用 ICRP 60 號報告的因子 (ICRP

1991)。對於可以用無限平面近似的延伸射源，包括表面受污染的半無限土壤板或對於被污染到無限深度的土壤，EDE 計算係使用聯邦指引報告 (Federal Guidance Report, FGR) 第 12 號的劑量係數，而有效劑量係數則同樣是基於 FGR 12 號報告之計算，但採用 ICRP 1991 中的組織加權因子。

4. 體內曝露

體內曝露涵蓋吸入及攝入殘留放射性物質所引起的劑量。FGR 第 11 號報告列出了吸入和攝入的劑量轉換因子 (dose conversion factor, DCF)，可用於計算個體攝入單位活度的放射性核種所造成的 EDE 劑量。同樣地，ICRP 第 68 號報告也列出了工人攝入放射性核種的有效劑量係數，因大多數放射性核種的關鍵群體包括工人，因此這些係數可適用於相關的分析。對於許多放射性核種，DCF 和有效劑量係數具有不同的數值，具體而言須取決於核種的化學形式。ICRP 第 68 號報告更進一步根據顆粒大小區分吸入係數。為了進行更實際的評估，該分析則是依據各放射性核種在特定介質中最有可能出現的化學形式和該情節下懸浮氣溶膠最可能的粒徑尺寸，來選擇各情節下的 DCF 和劑量係數。

表 4.3、NUREG 1640 所考慮的 115 個放射性核種及其參考來源

參考來源	關注核種
NRC 與 IAEA 通信函件	H-3、C-14、Na-22、P-32、S-35、Cl-36、Ca-45、Cr-51、Mn-54、Fe-55、Fe-59、Co-57、Co-58、Co-60、Ni-63、Zn-65、Se-75、Sr-90、Zr-95、Nb-95、Tc-99、Ru-103、Ru-106、Ag-110m、Sb-124、I-125、I-129、I-131、Cs-134、Cs-137、Ce-141、Ce-144、Pm-147、Po-210、Th-232、U-238、Pu-241、
商用處置場評估文件	K-40、Ni-59、Sr-85、Cd-109、Sb-125、Ba-133、Eu-152、Eu-154、Ir-192、Th-228、U-235、Am-241、

商用核動力反應器核種清單	Sr-89、Y-91、Nb-93m、Nb-94、Mo-93、Ag-108m、Eu-155、Pu-238、Pu-239、Pu-240、Cm-242、Cm-244
中子活化產物	Ca-41
放射性核種子核	Pb-210、Ac-227、Th-229、Th-230、Pa-231、U-233、U-234、Np-237
歐盟委員會第89號輻射防護指引	Sc-46、Mn-53、Co-56、As-73、Zr-93、Tc-97、Tc-97m、Sn-113、Te-123m、Te-127m、Cs-135、Ce-139、Sm-151、Gd-153、Tb-160、Tm-170、Tm-171、Ta-182、W-181、W-185、Ox-185、Tl-204、Bi-207、Ra-226、Ra-228、U-232、U-236、Pu-236、Pu-242、Pu-244、Am-242m、Am-243、Cm-243、Cm-245、Cm-246、Cm-247、Cm-248、Bk-249、Cf-248、Cf-249、Cf-250、Cf-251、Cf-252、Cf-254、Es-254

(二) 廢鋼鐵的回收與處置

鋼鐵為核設施除役之後最重要的廢金屬材料，而廢鋼鐵解除管制之後大抵可採取回收/再利用或於掩埋場進行處置兩種方案，因此含鐵金屬廢棄物解除管制的潛在劑量評估包括兩個主要部分：(1) 廢鋼鐵處理流程描述：此部分涵蓋經由正常回收過程來描述廢鋼鐵解除管制的流程，從廢鋼鐵的產生開始，並經過熔化、精煉、製造和產品使用等過程；另一部分則為回收的替代方案，亦即將廢鋼鐵直接送往工業或公立掩埋場進行處置。(2) 曝露情節之發展與劑量評估：針對解除管制的廢鋼鐵之回收及處置作業對個體可能造成的輻射劑量進行評估，該評估涉及 37 種曝露情節，這些曝露包含在鋼鐵廠及鑄造廠處理與加工解除管制的廢鋼鐵及熔化和精煉這些廢鋼鐵的產品、這些設施排放的空浮污染物、廢鋼鐵及爐渣產品的運送、回收產品的使用、解除管制廢鋼鐵及熔煉副產物的填埋處置，以及來自垃圾掩埋場和含有解除管制廢鋼鐵或爐渣副產品儲存堆的滲濾液滲入井水等。

在進行劑量評估時，則採用美國目前含鐵金屬回收相關的數據，以及當代美國工作實務和生活習慣的數據。

NUREG-1640 分析中所採用的劑量評估方法係為特定法與通用法的結合。在可用數據允許的情況之下，使用特定法來假設一些具體的情節，使評估可盡可能地貼近實際的情況。同時，也使用通用法納入可廣泛定義的情節，這些情節可代表各種可能的曝露情況，並且不會嘗試對任何特定的真實情況的細節進行建模。因此，曝露情節的設計基礎要求情節應能力求完整、適當且實際。完整意味著所考慮的情節必須能夠涵蓋潛在關鍵群體的個體的輻射曝露。適當則表示這些情節必須適合廢鋼鐵回收和處置的實際實務以及產品使用條件。最後，情節的數量必須是實際的，亦即所考慮的情節不可過於發散而無法管理，對於發生機率低或僅影響小眾的情節應被排除。此外，所評估的情節僅涵蓋輻射工作人員以外的關鍵群體，並依其屬性分為”工人相關情節”及”非工人相關情節”。

1. 廢鋼鐵的回收與處置流程分析

圖 4.1 所示為廢鋼鐵回收與處置流程的簡化示意圖，描繪了曝露情節所代表的步驟順序，其中虛線方框的金屬製品製造的中間步驟並未被考慮。在廢棄物由核設施解除管制之後，將由卡車運送至由廢金屬經銷商所運營的廢料場。廢棄物到達廢料場之後，將依其等級進行後續的加工，包含剪切、切割、壓塊或壓薄、車削、鑽孔及捆包等，然後再由廢料商將其運至鋼鐵廠或鑄造廠，待靜置一段時間或即時進料至熔煉爐中。在廢料場中，解除管制的廢棄物與其它廢棄物被混合之後一起送至金屬廠。除了上述的流程之外，設施經營者或拆除承

包商也有可能選擇直接將廢棄物送至工業或公立固體廢棄物掩埋場進行處置。

在美國的鋼鐵工業，主要有三種類型的設施會使用廢鋼鐵作為熔煉的材料，分別為：綜合鋼鐵廠 (intergrated steel mills) 使用的鹼性氧氣爐 (basic oxygen furnaces, BOFs)、煉鋼廠使用的電弧爐 (electric arc furnaces, EAFs)、以及其它由鋼鐵鑄造廠 (foundries) 使用的沖天爐 (cupola furnaces)、感應爐 (induction furnaces) 與電弧爐等。如圖 4.1 所示，在爐料熔化過程中，將產生三種不同的製程產物，分別為：廢氣 (off gas)、爐渣 (slag)、以及金屬，這些產物會遭受不同的處理、使用與最終處置。廢氣包含來自熔煉爐中的氣體、蒸氣與顆粒物，蒸氣冷卻之後也可能形成顆粒物。大部分的顆粒物會被集塵袋濾芯或其它空氣控制裝置 (air pollution control device, APCD) 所收集。氣體排放物與少部分未被捕捉的顆粒物則會散布於大氣之中。

大部分的 BOF 爐所產生的灰爐與污泥會直接被填埋，少部分則會被再生或用於水泥之中。EAF 爐集塵袋中的粉塵因含有鉛、鎘與鉻等有害物質，屬管制性的廢棄物，必須遵循美國環保局的法規進行處置。

爐渣係為助熔劑 (flux) 與雜質在融化的金屬中反應生成的非金屬產物。由於爐渣較鐵輕，會漂浮在熔體上方。在爐渣從熔煉爐中移除並冷卻之後，會被成堆地存放在鋼鐵廠的戶外，直到被鋼鐵廠使用或被運送至爐渣加工廠。由於爐渣含有如氧化鈣的成分，有 10% 以上的機率會發生水合作用 (hydration)，因此限制了爐渣的使用，目前大部分被用於鋪路使用。一般而言，爐渣會存放於室外 6 個月以上，

直到游離石灰 (free lime) 含量降到爐渣穩定性可接受的水平。此外，爐渣也可能被卡車直接運送至掩埋場進行處置。

鋼鐵廠所產生的鋼或鐵可用於製造數以萬計的產品，NUREG-1640 的分析中僅挑選 3 種一般性產品 (generic products) 及 5 種特定性產品 (specific products) 的曝露情節進行劑量評估。

(1) 解除管制廢鋼鐵的來源

經解除管制的廢鋼鐵主要來自於核能電廠、測試及研究用反應器及其它核燃料循環設施等，其中最主要的來源則是商用沸水式反應器 (BWR) 與壓水式反應器 (PWR) 拆除所產生的。根據美國 NRC 委託的除役分析報告 [22]，PWR 反應器拆除平均約需耗時 1.7 年，因此在該分析中即假設由 BWR 或 PWR 拆除所產生的廢棄物會在此 1.7 年內，以一定的速率 (uniform rate) 被解除管制而釋出。

(2) 廢鋼鐵回收

生鐵 (pig iron)、直接還原鐵 (direct reduced iron, DRI) 及廢鋼鐵為鋼鐵熔煉過程中的主要進料來源。生鐵係為高爐 (blast furnace) 中送進鐵礦及少量的直接還原鐵與廢鋼鐵熔化後所產生的。用於生產鍛造鋼的 EAF 爐，則大部分採用廢鋼鐵作為進料來源。在 BOF 爐中，約有四分之一的進料來源為廢鋼鐵，其餘則為生鐵。用於生產鑄鐵或鑄鋼的小型 EAF、沖天爐或感應爐，同樣地大部分採用廢鋼鐵作為爐料。圖 4.2 即顯示 BOF 與 EAF 熔煉爐的精煉步驟，圖中雖未涵蓋小型鑄造廠的沖天爐或感應爐，然其流程係與 BOF 及 EAF 爐相似。根據 Fenton 的研究報告 [23]，美國在 2000 年時總計耗費 74 百萬公噸 (Mt) 的廢鋼鐵，其中有 15 Mt 用於 BOFs 爐、43 Mt 用於 EAFs 爐，其餘則用於製造生鐵的高爐及製造鑄鐵或鑄鋼的小型爐。

在製鋼工業中所使用的廢金屬可分為三種類型，分別為：工廠廢料 (home scrap)、新廢料 (new scrap 或 prompt scrap) 及舊廢料 (old scrap)。工廠廢料為鋼鐵廠在鋼鐵加工或製造過程中所產生的不可用金屬。新廢料則是在終端產品製造過程中產生，為具有較少雜質的較高等級的廢金屬。舊廢料則包括已被工業或消費者使用過的過時、破舊或損壞的產品，屬較低等級的廢金屬，由除役核設施解除管制的金屬則屬於此類。據估計，在 2000 年回收的廢金屬之中，屬舊廢料的廢金屬約佔 44% [24]。

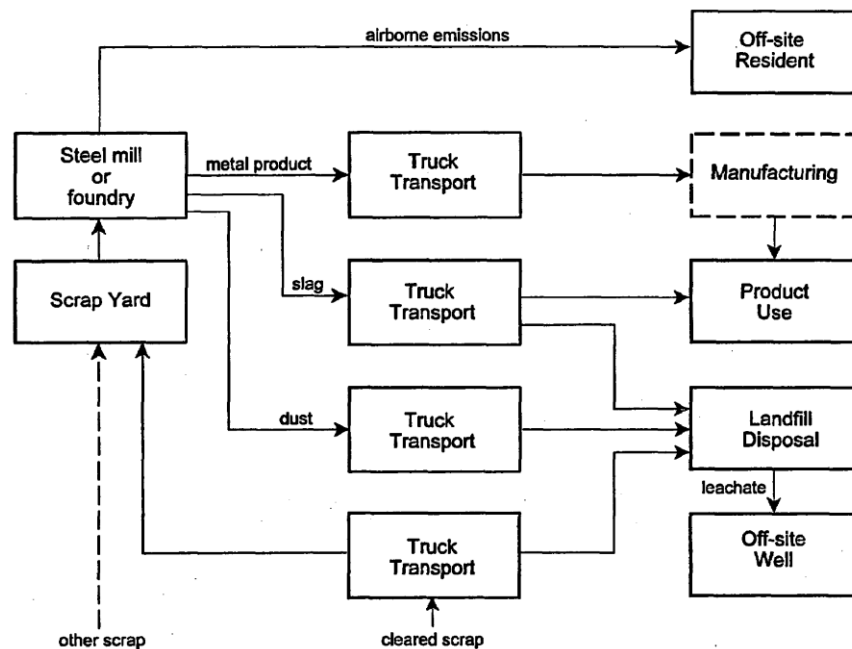


圖 4.1、廢鋼鐵回收與處置流程示意圖

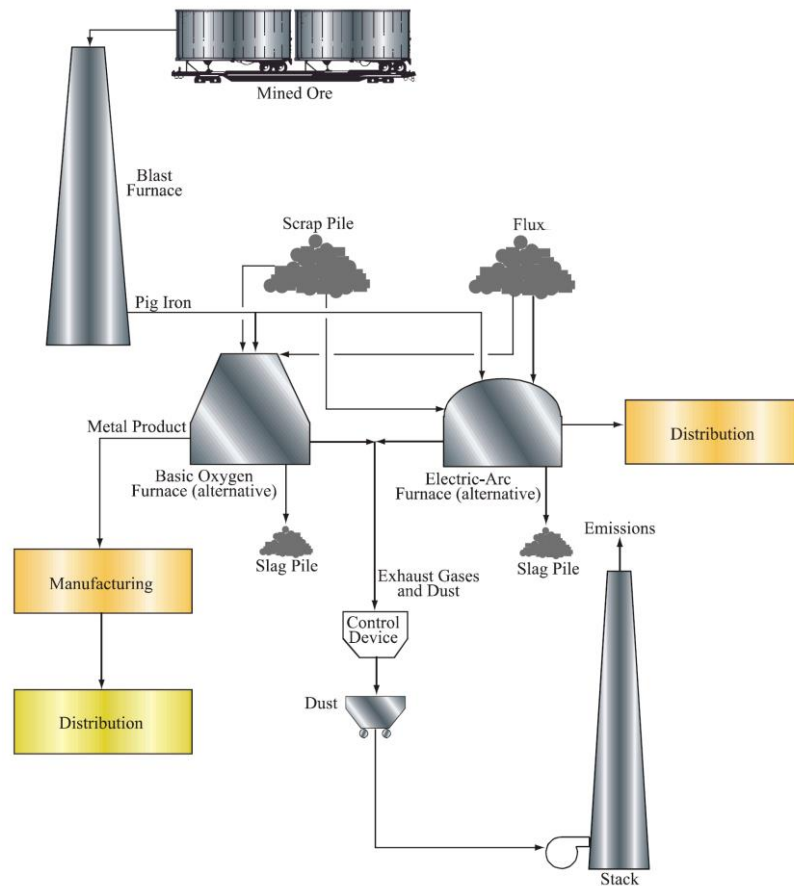


圖 4.2、BOF 與 EAF 熔煉爐的精煉步驟

2. 質量比率 (mass fraction) 與分配因子 (partition factor)

在鋼鐵回收/處置的分析中，材料進入煉鐵或煉鋼爐之後，會被重新分配到三個製程產物之中：金屬、爐渣及廢氣。廢氣包含氣體、蒸氣及顆粒物，其中顆粒物與蒸氣冷卻凝結之後形成粉塵，這些粉塵部分會被集塵袋濾心或其它 APCD 裝置捕獲，未被捕獲的顆粒物連同可揮發物質則會被釋放到大氣之中。因此，任何存在於廢鋼鐵中的雜質或放射性核種可能會被分配到金屬產物、爐渣及揮發性排放物之中。為了進行劑量評估，首先必須決定上述三種程序流相對於總進料的廢鋼鐵及年度鋼鐵生產量所佔的質量比率，並且也應依放射性核種化學特性建立各核種於各程序流中的分配因子。

(1) 質量比率

表 4.4 所示為用於決定各類型熔煉爐質量流參數的關鍵數據，這些數據大部分係取自鋼鐵產業分析報告或相關文獻，部分數據被直接引用，部分數據則與其它數據結合而被修正或依其數據範圍加入不確定分布，且數據與參數值由於進位或近似而存在些微誤差。

表 4.4、各類型熔煉爐質量流參數的關鍵數據

Furnace type:	BOF	EAF	Cupola	Induction
Metal product	carbon steel	carbon, tool, stainless steel	cast iron	cast iron, steel
Fate of dust/sludge	recycling, landfill disposal	metals recovery, fertilizer, disposal in hazardous or industrial landfill	landfill disposal	landfill disposal
Furnace temperature	1873 K	1873 K	1548 K	1823 K
Metal product recovery ^a	91%	90%	90 - 98%	98 - 99%
Scrap in feed ^a	24%	95.5%	91.5%	91.5%
Home scrap ^b	24%	25%	38%	38%
Dust/sludge generation	0.4 - 3.1% ^c	0.1 - 0.2% ^d	0.33 - 1.0% ^c	0.41 - 0.5 ^c
Efficiency of APCD	99.4 - 99.9%	99.88 - 99.91%	95% max.	78% max.
Slag generation	5.0 - 22.0% ^c	12 - 14% ^c	6.5 - 8.6% ^d	1.57% ^c
Size of average heat	195 t	88 t	27 t/h	1.9 t/h
Average number of heats/y per facility	6,023	4,405	n/a	n/a

^a With respect to total metal in furnace charge

^b With respect to total scrap in furnace charge

^c With respect to metal produced

^d With respect to scrap melted

◆ 爐料

廢鋼鐵佔總爐料的比率隨熔化製程而變。在 EAF 爐中，爐料大部分由廢鋼鐵組成，約佔 95.5% [25]；在 BOF 爐中，廢鋼鐵約佔 24% [26]；在鑄鐵廠中，則佔爐料的 91.5% [26]。

很高比例的廢鋼鐵來自家庭廢料 (home scrap)，而家庭廢料也與熔化製程有關。由美國鋼鐵回收機構 (SRI 2001) 的數據指出，EAF 爐使用的廢鋼鐵有大約 25% 來自家庭廢料，BOF 爐則約有 24% 為家

庭廢料 [25]。此外，根據 1998 年的工業數據，用於生產鑄鋼鐵的廢鋼鐵約有 38% 為家庭廢料 [27]。

- ◆ 金屬製品

由工業數據指出，EAF 爐每使用 100 公噸的廢鋼鐵約可生產 90 公噸的鋼鐵（質量比率為 0.9）[28]；BOF 爐平均的金屬製品回收比例約為 91 % [27]；對於熔化鑄鐵的沖天爐，則有數據指出其金屬製品的質量比率為 98% [29] 或介於 90~93% [30]；對於感應爐，金屬回收比率約介於 98~99% 之間 [30]。

- ◆ 集塵袋粉塵與污泥

針對 EAF 爐的集塵袋粉塵產生率，目前已有許多合理且一致的數據被提出，該分析採用每噸金屬裝入熔爐產生 10~20 kg 粉塵的範圍，最佳估計值為 15 kg/t [27]。BOF 爐的可用數據相對較有限，該分析採用 AISI 1998 的數據，粉塵產生率範圍為 4~31 kg/t，平均約為 18 kg/t [31]。用於熔化鑄鐵的沖天爐的未受控制粉塵排放率（未過濾或不使用 APCD 裝置）範圍為 3.3~10 kg/t，平均為 6.9 kg/t；灰鑄鐵鑄造廠感應爐的未受控制排放率大約低一個數量級，範圍為 0.41~0.5 kg/t，平均值為 0.45 kg/t [32]。

一小部分爐塵可能從 APCD 裝置中逸出，並與氣態產物一起從煙囪中釋出。EAF 集塵袋的效率範圍為 99.88~99.91%，BOF 鋼鐵廠的過濾系統效率範圍為 99.4~99.9% [32]。熔煉鑄鐵的沖天爐的集塵袋效率為 95%，感應爐為 78% [30, 32]。

- ◆ 爐渣

根據 AISI 1998，BOF 爐渣相對於鋼生產量的質量比率範圍為 50~220 kg/t，平均值為 120 kg/t [31]。由一家主要的爐渣銷售商估計，

每噸鋼在 EAF 爐中產生 120~140 kg 的爐渣，平均值為 130 kg/t [33]。熔煉鑄鐵的爐渣生成率低於熔煉鋼的爐渣生成率，沖天爐的爐渣生成率介於 65~86.5 kg/t [30]，感應爐則約為 15.7 kg/t [29]。

(2) 分配因子

為了確定前述之每種熔爐產品中的放射性核種濃度，必須針對進入熔爐中的已解除管制廢鋼鐵之殘餘活度的重新分佈或分配進行分析。分配因子被定義為各熔爐產品中特定元素或化合物的總量與裝入爐中廢金屬總量的比值。由於特定元素的所有同位素具有幾乎相同的化學性質，因此各種放射性同位素的分配因子可以經由相同元素的穩定同位素或已存在分配因子數據的其它放射性同位素來決定。

在鋼或鑄鐵的熔化和精煉過程中，雜質可以分配到一種或兩種液體成分之中（即爐渣和金屬相），或從熔爐中以揮發氣體排出。在揮發氣體中，離開熔爐的一些雜質將保留在氣相中，而另一些則會凝結或聚結成顆粒粉塵。在粗顆粒中發現的雜質會被 APCD 裝置捕獲，氣相中的一些細顆粒和物質將會以空浮排放物的形式離開煙囪而釋出於空氣之中。一小部分難熔或含鐵的金屬和氧化物則會被帶到粉塵中。上述的熔煉和精煉過程中，雜質分布是一個複雜的過程，會受到許多化學和物理因素的影響，包括鋼浴的成分、爐渣的化學成分、特定化學物質的蒸氣壓、熔化鐵的溶解度、氧化物密度、熔鋼溫度和熔煉方法等。

用於決定元素分配因子的一般性方法係基於熱力學計算，主要考量金屬/爐渣反應的自由能 (Gibb's free energy)，以確定元素是否可能分配到爐渣或熔體中。通常具有高穩定性氧化物的銅系或鎳系

元素會強烈傾向於分配於爐渣之中，而相較於氧化鐵 (FeO) 具有較不穩定氧化物的元素則會傾向於留在熔體之中，如：Co、Ni、Tc 等。較易揮發的元素及其氧化物的蒸氣壓也會影響元素會傾向於留在熔爐中或離開熔爐而被集塵袋收集。Cd、Cs、Po、Zn 等元素的正常沸點均遠低於 1873 K，預計會從熔體中揮發並濃縮在粉塵中。上述元素的分配因子係基於理論考量或文獻數據的回顧。然對於某些元素，並無可用的熱力學或文獻數據可資參考，在這種情況下，分配因子則以與化學特性相似元素作為類比。例如：鑷系元素 Pm 和 Gd 的化學特性類似於 Ce 和 Sm。在許多情況下，熱力學和蒸氣壓數據僅代表元素如何分配的趨勢，而無法定量地決定各熔爐產品的分配因子，因此採用工程判斷來量化這些趨勢。採用的慣例是，如果一種元素傾向於留在熔體中，考量熔化和精煉過程紊流相關的物理現象，則會假設約有 1% 的元素會被分配到粉塵中。同樣地，如果一種元素傾向於分配到爐渣中，則假定 5% 會分配到粉塵中。表 4.5 與 4.6 分別列出煉鋼與鑄鐵生產過程各元素於各熔爐產品中的分配因子範圍，該元素亦可代表其對應的放射性同位素。

表 4.5、煉鋼過程各元素於各熔爐產品中的分配因子

Elements	Metal product	Dust	Slag	Volatile
H	5-15	0	0	85-95
C	27-100	0	0	0-73
Na, K	0	40-60	40-60	0
P	9-48	2-4	50-87	0
S	6-25	1-5	74-89	0
Cl, I	0	0-50	0-50	0-100
Ca, Sc, Sr, Y, Zr, Nb, Ba, Ce, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Tm, Ta, Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es	0	2.5-7.5	92.5-97.5	0
Cr	40-97	1-3	0-59	0
Mn	2-24	3-4	72-95	0
Fe	95.5-98.5	0.5-1.5	1-3	0
Co, Ni, Mo, Tc, Ru, Sn, W, Ir	98.5-99.5	0.5-1.5	0	0
Zn	0-20	80-100	0	0
As	50-90	10-50	0	0
Se, Te, Os, Tl, Pb, Bi, Po	2.5-7.5	92.5-97.5	0	0
Ag	75-99	1-25	0	0
Cd	0	100	0	0
Sb	75-99	1-20	0-5	0
Cs	0	95-100	0-5	0

表 4.6、鑄鐵生產過程各元素於各熔爐產品中的分配因子

Elements	Metal product	Dust	Slag	Volatile
H	5-15	0	0	85-95
C, Cr, Fe, Co, Ni, Mo, Tc, Ru, Ag, W, Ir	99-100	0-1	0	0
Na, K, Cs	0	50-100	0-50	0
P	9-48	2-4	50-87	0
S	6-25	1-5	74-89	0
Cl, I	0	0-50	0-50	0-100
Ca, Sc, Sr, Y, Zr, Nb, Ba, Ce, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Tm, Ta, Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es	0	2.5-7.5	92.5-97.5	0
Mn	96-99	0-1	0-4	0
Zn	1-3	97-100	0	0
As	50-90	10-50	0	0
Se	89.5-96.5	3.5-10.5	0	0
Cd, Po	0	100	0	0
Sn	98.5-99.5	0.5-1.5	0	0
Sb	2-6	94-98	0	0
Te	40-60	40-60	0	0
Os	2.5-7.5	92.5-97.5	0	0
Tl, Pb	4-10	90-96	0	0
Bi	3-7	93-97	0	0

3. 解除管制廢鋼鐵之混合

在熔化之前，解除管制廢金屬中的每一種放射性核種的濃度可能經由與其它材料（包括來自其它來源的廢金屬）混合而降低。在處置熔煉爐副產品的過程中，進一步地混合也會發生。廢金屬的混合可藉由計算混合因子來模擬，並假設在一年內拆除商業核電廠期間所有解除管制的廢鋼鐵都由一個廢金屬經銷商處理，混合因子則可定義為一年內從核設施解除管制的廢鋼鐵質量除以廢金屬場的年回收量。在 NUREG-1640 的分析中，各種曝露情節中所使用的混合因子類型包含：年平均 (annual average) (AA)、EAF 粉塵處理 (DP)、有害廢棄物掩埋場 (HL)、工業掩埋場 (IL)、公立掩埋場 (ML)、未混合 (N)、廢金屬零售商 (SD)、最大單爐次 (maximum single heat) (SH)。

◆ 年平均混合因子

模擬廢鋼鐵混合牽涉多步驟過程，第一步為選擇接收廢鋼鐵的熔煉爐類型，亦即 BOF、EAF 及鋼鐵鑄造廠的熔煉爐。假設解除管制的廢鋼鐵在任何特定熔煉爐中被回收的機率與該爐的年廢鋼鐵消耗量成正比 [23]，由此可推知三種熔煉爐類型接收廢鋼鐵的機率分別為 BOF：20 % (15 Mt/74 Mt)、EAF：58% (43 Mt/74 Mt)、鋼鐵鑄造廠：22% (17 Mt/74 Mt)。再者，每種類型的熔煉爐使用不同來源的爐料來進行混合，包含外購廢料、家庭廢料和原始金屬等，此可由表 4.4 取得相關數據。

由於特定類型熔煉爐的年廢鋼鐵消耗量的範圍很廣，為了確定美國煉鋼爐和熔煉廠的混合因子範圍，該分析收集了 23 家 BOF 鋼鐵廠、168 台 EAF 和 1703 台鋼鐵鑄造廠熔煉爐的年生產能力。因為混合是由一年的生產量進行平均，所計算的比率稱為“年平均混合因子”。熔煉爐是由爐尺寸分佈中隨機選擇的，並以各尺寸類別的數量

及其平均廢鋼鐵消耗量進行加權。消耗大量廢鋼鐵的熔煉爐比小型熔煉爐更有可能成為特定批次廢鋼鐵的接收者。

- ◆ 最大單爐次 (furnace heat) 混合因子

在一年的過程中，解除管制廢鋼鐵的比例會因爐次而異。在大型熔煉爐中，使用購買廢鋼鐵的年消耗量會遠遠大於核設施在一年內釋出的量。許多爐次可能不包含解除管制的材料，該爐次的混合因子即為零；相反地，部分爐次所包含的解除管制材料也許會相較於年平均比率多得多。最大單一爐次混合因子即定義為解除管制廢鋼鐵與單一爐次所生產的金屬質量的比率，且該爐次為一年生產期間中，包含最大比例之解除管制廢鋼鐵的爐次。

- ◆ 廢棄物於垃圾掩埋場處置之混合

解除管制廢鋼鐵、爐渣或 BOF/鑄造廠粉塵於掩埋場進行處置之分析係假設一年期間來自核電廠或熔煉廠的材料將被安置在單一垃圾掩埋場，並與該掩埋場在一年內收到的其它廢棄物混合在一起，被處置的廢鋼鐵或粉塵的混合因子則可藉由將此類材料的數量除以在特定掩埋場處置的所有廢棄物的年總量來計算。

- ◆ EAF 粉塵於加工與處置過程之混合

如前所述，特定的廢料場、掩埋場或鋼鐵廠一年內只會接收到單一核電廠的廢鋼鐵送出的廢棄物，並不會接收到其它來源的放射性材料。此假設相當合理，因為在美國的處置、加工或回收設施的數量通常遠多於在任何一年中正進行拆除之核電廠的數量。然而，此假設對於 EAF 粉塵的加工與處置並不適用，這是由於 EAF 粉塵包含有害物質，僅能被送至具有營運執照的加工或處置設施。因此，EAF 粉塵之混合必須假設來自全國鋼鐵廠 EAF 爐產生的粉塵互相混和，包

含同時從其它反應器回收廢鋼鐵的鋼鐵廠。在有害廢棄物掩埋場處置 EAF 粉塵情節的混合因子可以下式表示：

$$df_r = \frac{df_H F_d f_E m_d n_D}{M_t} \quad (3)$$

其中， df_H 為粉塵穩定化製程中的稀釋因子 ($=0.77(100/130)$)，每 100 g EAF 粉塵須混合 30 g 的添加劑)、 F_d 為 EAF 粉塵採用廢棄物處置方案之比率 ($=0.75$) [34]、 f_E 為廢鋼鐵採用 EAF 爐熔煉的比率 (0.58)、 m_d 為 EAF 爐產生的粉塵質量 (g)、 n_D 為某一年進行拆除的核電廠總數、 M_t 為美國每年產生的 EAF 粉塵總量 (g)。 n_D 可由基於 NRC 許可的核動力反應器執照到期日的分布進行取樣，並假設各電廠的拆除期為 1.7 年，如該年度無計畫拆除的核電廠則不予考慮。

4. 熔化和精煉過程中的放射性核種濃度

(1) 年平均濃度

熔爐產品中的放射性核種濃度取決於以下五個因素：(a) 廢鋼鐵中的初始放射性比活度；(b) 解除管制廢鋼鐵與其它金屬的混合（從其它來源購買的廢鋼鐵、原始金屬和家庭廢料）；(c) 熔爐產品的質量比率；(d) 放射性元素的分配因子；(e) 放射性衰變及子核內成長 (progeny ingrowth)。在該分析中，為了計算歸一化劑量，初始比活度均被設定為 1 Bq/g。

在不考慮放射性衰變和子核內成長的條件之下，年平均濃度、揮發性核種的年釋放量、釋放到大氣中的粉塵活度可分別依下式計算：

$$C_{ij} = \frac{C_{is}}{f_{pk}} \left(\frac{1-f_{hk}}{1-f_{ip}f_{hk}} \right) \frac{f_{ij}}{f_{jk}} \quad (4)$$

上式中， C_{ij} 為核種 i 於材料 j 中的濃度 (Bq/g)、 C_{is} 為核種 i 的平均濃度（外購廢鋼鐵加原生金屬）(Bq/g)、 f_{hk} 為家庭廢料被用於熔煉爐

k 中 (BOF、EAF 或其它) 的比例、 f_{ip} 為核種 i 於金屬產品中的比例、 f_{ij} 為核種 i 於材料 j 中的比例、 f_{pk} 為金屬產品於熔煉爐 k 中相對於金屬進料的質量比率、 f_{jk} 為材料 j 於熔煉爐 k 中相對於金屬產品的質量比率。

$$A_{iv} = \frac{C_{io} f_{ia} M_o}{1 - f_{ip} f_{hk}} \quad (5)$$

上式中， A_{iv} 為一年內揮發的核種 i 的總活度 (Bq)、 C_{io} 為解除管制廢金屬中核種 i 的濃度 (Bq/g)、 f_{ia} 為核種由熔煉爐中揮發的比率、 M_o 為一年內裝入熔煉爐的解除管制廢金屬的總質量 (g)。

$$A_{id} = C_{id} f_{dk} m_p (1 - \varepsilon_k) \quad (6)$$

上式中， A_{id} 為一年內核種 i 釋放到空氣塵埃中的總活度 (Bq)、 C_{id} 為核種 i 於粉塵中的比活度 (Bq/g)、 f_{dk} 為粉塵於熔煉爐 k 中相對於熔融金屬的質量比率、 m_p 為特定熔煉爐或鋼鐵廠的金屬年產量 (g)、 f_{dk} 為 ε_k 為熔煉爐 k 的 APCD 裝置的過濾效率。

(2) 最大單爐次濃度 (Maximum Single-Heat Concentrations)

式 (4)-(6) 是使用年產量的平均值計算放射性核種濃度，可適用於爐渣、粉塵之加工、處理和運送相關的曝露情節，也適用於金屬產品的處理及運送情節。然而，在考量由此類金屬製成的單個或一批物品的所有曝露情節之下，則應保守地假設這些物品是在一年的過程中，由某熔煉鋼廠使用包含最高比例廢鋼鐵的單一爐次所製成的。最大單爐次產生的金屬的放射性核種濃度可由式 (7) 計算：

$$S_{ip} = f_{ip} [S_{is} (1 - f_{hk}) + C_{ip} f_{hk}] \quad (7)$$

其中， S_{ip} 為核種 i 於最大單爐次金屬產品中的濃度 (Bq/g)、 S_{is} 為核種 i 於最大單爐次所使用之外購廢鋼鐵加原生金屬的濃度 (Bq/g)、

C_{ip} 為核種 i 於金屬產品中的年平均濃度 (Bq/g)， C_{ip} 可由式 (4) 計算求得。

5. 曝露途徑

(1) 體外曝露

◆ 穩定射源情節

對穩定的殘餘放射性物質所造成的體外曝露可依下式評估：

$$D_{ix} = C_{ij} F_{ix} t_{xy} U_x e^{-\lambda_i t_s} \quad (8)$$

其中， D_{ix} 為評估期間核種 i 所造成的體外曝露劑量 (μSv)、 C_{ij} 為核種 i 於材料 j 的平均比活度 (Bq/g)、 F_{ix} 為核種 i 的體外曝露劑量係數 ($(\mu\text{Sv/h})/(\text{Bq/g})$)、 t_{xy} 為評估期間的曝露時間 (h)、 U_x 為不確定因子、 λ_i 為核種 i 的放射性衰變率 (d^{-1})、 t_s 為從廢鋼鐵解除管制到評估情節開始的時間間隔 (d)。嚴格來講，式 (8) 僅適用於無子核的核種或放射性衰變鏈的母核，在評估期之前或期間具有顯著內成長的子核的劑量貢獻則是使用貝特曼方程式 (Bateman equations) 來進行內成長的建模。

◆ 單一產品使用情節

個體在整個評估期間接觸相同的單一產品所造成的體外曝露劑量可根據下式評估：

$$D_{ix} = C_{ij} F_{ix} t_{xy} \left(\frac{e^{-\lambda_i t_s} - e^{-\lambda_i (t_s + t_a)}}{\lambda_i t_a} \right) \quad (9)$$

上式中， D_{ix} 為評估期間的體外曝露劑量 (μSv)、 t_a 為評估期間 (d)。

(2) 體內曝露

◆ 吸入曝露

在某些與工作相關的情節下，某些被加工或處理的材料（如：金屬顆粒、爐渣或 EAF 粉塵）會散佈到空氣中並被曝露的個體吸入。該吸入曝露途徑引起的劑量計算如下：

$$D_{ih} = C_{ij}F_{ih}R_h t_{iy} \chi_d e^{-\lambda_i t_s} \quad (10)$$

其中， D_{ih} 為評估期間吸入核種 i 所造成的劑量 (μSv)、 F_{ih} 為核種 i 的吸入劑量轉換因子 ($\mu\text{Sv/Bq}$)、 R_h 為吸入率 (m^3/h)、 t_{iy} 為評估期間的體內曝露時間 (h)、 χ_d 為粉塵的空浮濃度 (g/m^3)。在該分析中，吸入率參數參考來自於 1997 年 EPA 曝錄因子手冊中的數據：久坐活動的成人平均吸入率為 $0.6 \text{ m}^3/\text{h}$ ，輕度活動為 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ ，中度活動為 $1.8 \text{ m}^3/\text{h}$ [35]。依據這些數據，吸入率參數被指定為三角形分布，範圍為 $0.6\sim 1.8 \text{ m}^3/\text{h}$ ，模數為 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ 。

◆ 非故意攝入 (inadvertent ingestion) 曝露

散佈至空氣中的顆粒或粉塵也可能會沉積在個體可觸及的表面上，非故意攝入包括攝入受污染的手或食物中的殘留放射性物質。每個與工作相關情節中的劑量評估都會包括吸入及非故意攝入途徑。該曝露途徑的劑量計算如下：

$$D_{ig} = C_i F_{ig} I_s t_{iy} e^{-\lambda_i t_s} \quad (11)$$

其中， D_{ig} 為評估期間經由攝入核種 i 的劑量 (μSv)、 F_{ig} 為攝入核種 i 的劑量轉換因子 ($\mu\text{Sv/Bq}$)、 I_s 為非故意攝入率 (g/h)。非故意攝入率是一個高度不確定的參數，該分析引用 1997 年 EPA 的數據 [36]，將參數 I_s 指定為均勻分布，範圍為 $0\sim 0.02 \text{ g}/\text{h}$ 。

6. 廢鋼鐵回收和處置之曝露情節

曝露情節的設計主要是基於圖 4.1 所示的廢鋼鐵回收/處置流程圖，可分為六大類：處理及加工、大氣釋放、運送、產品使用、垃圾

掩埋場處置、垃圾掩埋場或儲存堆滲濾液滲入地下水。表 4.7 (a)~(f) 所列為此六大類情節中的每個單獨情節所對應的敘述、混合因子、所考慮的曝露途徑等。以下即逐項針對各情節之劑量評估模型進行說明：

(1) 處理與加工類別

從核設施解除管制廢金屬後，廢金屬及其熔煉/精煉過程的各種產品（爐渣、粉塵和金屬產品）將在多個環節中進行處理和加工，表 4.7 (a) 列出一系列工人於處理與加工情節的代表性活動。

表 4.7 (a)、處理與加工類情節及其考慮之曝露途徑

情節	混合因子 ¹	曝露途徑		
		體外 ²	吸入	攝入
在廢料場處理廢鋼鐵	SD	1	√	√
在鋼鐵廠處理爐渣	AA	F1	√	√
在鋼鐵廠搬運 EAF 粉塵	AA	4	√	√
EAF 集塵袋維護	AA	10		
在鋼鐵廠或鑄造廠處理金屬產品	AA	5	√	√
處理 EAF 粉塵	DP	3	√	√
處理鋪路用之爐渣	AA	2	√	√

¹. AA: annual average, DP: EAF dust processing, SD: scrap dealer

². 體外曝露劑量因子：1: Scrap pile, 2: Slag pile, 3: Dust pile, 4: Baghouse, 5: Large metal object, 10: Worker atop dust truck, F1: Soil contaminated to an infinite depth

◆ 在廢料場處理廢鋼鐵

廢鋼鐵經核設施解除管制之後，將被運送至廢料場，並在廢料場進行卸載、加工並準備運往熔煉爐。廢料處理情節描述廢料場工人在剪切或切割金屬、壓塊或壓薄材料以及捆裝時的曝露。根據現場參訪資訊，個體每日接收體外與體內曝露的持續時間被假設為 4~6 小時，

且個體每年工作 250 天。體外曝露源為 3175 t 的廢鋼鐵堆，並且與工人距離約 2 m 左右。

此情節的空浮粉塵吸入曝露係根據美國職業安全與健康管理局 (OSHA) 所收集的數據進行建模 [36]，亦即使用 OSHA 的 250 筆空浮濃度量測數據做為隨機取樣的樣本，以 10000 次取樣的平均作為年平均濃度。此外，被加工的鐵或鋼在以氣溶膠形式懸浮時會被氧化，以氧化鐵 (Fe_2O_3) 的型式出現，其含有 69.94% 重量的 Fe。因粉塵的殘留放射性來源為金屬，在計算廢料場工人的吸入劑量時，在式 (10) 和 (11) 中須加入 0.6994 係數以調整粉塵中的鐵含量。

◆ 在鋼鐵廠處理爐渣

處理爐渣情節的曝露個體為鋼鐵廠工人，該工人將使用推土機搬運爐渣，爐渣散佈在一個大而平坦的區域，推土機會在頂部或邊緣移動。該工人每日曝露的持續時間被指定為 2~6 小時的均勻分佈，且每年工作 250 天。此情節的體外曝露劑量可由下式計算：

$$D_{ix} = C_{ig} F_{ix} S_{vx} t_{xd} t_{yx} U_x e^{-\lambda_i t_s} \quad (12)$$

上式中， C_{ig} 為爐渣中核種 i 的平均比活度 (Bq/g)、 F_{ix} 為核種 i 的體外劑量轉換因子 (($\mu\text{Sv/h}$)/(Bq/g))、 S_{vx} 為車輛屏蔽因子、 t_{xd} 與 t_{yx} 為每日的曝露時間與每年的天數 (h/d 與 d/y)。 S_{vx} 為推土機的屏蔽因子，根據所建構的幾何模型計算結果，此參數被指定為三角形分布，範圍為 0.3~0.7，模數為 0.5。此外， U_x 為不確定因子，可用於描述工人相對於爐渣的位置。當工人位於爐渣正上方時， $U_x=1$ ；位於邊緣時， $U_x=0.5$ 。因此，參數 U_x 被指定為均勻分布，範圍為 0.5~1。

爐渣成分在空氣中的濃度主要受制於與 OSHA 的防護曝露限值 (protective exposure limit, PEL)，對於可吸入顆粒為 5 mg/m^3 。由於

該限值適用於任一 8 小時班次的時間加權平均值 (TWA)，因此年平均濃度將顯著低於此限值。在該分析中，年平均空氣粉塵濃度被建模為截斷對數常態分布，範圍為 0~5 mg/m³，平均值為 2.5 mg/m³。

◆ 在鋼鐵廠搬運 EAF 粉塵

EAF 粉塵搬運情節描述鋼鐵廠工人將 EAF 粉塵從集塵袋下方的料斗移送到散裝拖車以準備裝運。工人站在拖車頂部，粉塵藉由天車或傳送帶裝載，體外曝露來自拖車中的粉塵，此情節並已根據 EAF 粉塵拖車製造商的工程圖進行建模。由於部分粉塵在轉移過程會變成空浮粒子，而空浮粉塵的濃度則採用與爐渣處理情節相同的分布來模擬。EAF 粉塵搬運時間 (t_{tr}) 實際約需 30 分鐘到 1 小時，年曝露時間取決於鋼鐵廠一年內產生粉塵的卡車裝載量，可依下式計算：

$$n_L = \frac{M_d}{m_L} \quad (13)$$

其中， n_L 為一年內產生的 EAF 粉塵所需的卡車載運數量、 M_d 為某鋼廠一年產生的粉塵質量 (g)、卡車負載質量 (t)。此情節的體外曝露同樣可依式 (8) 計算，體內劑量則依式 (10) 與 (11) 計算，而各式中的曝露時間則根據下式計算：

$$t_{xy} = t_{iy} = n_L t_{tr} \quad (14)$$

◆ EAF 集塵袋維護

鋼廠工人偶爾會被指派花一天時間修理或更換集塵袋，這樣的工人通常會佩戴配備全面罩的呼吸器，在集塵袋濾芯附近充滿粉塵的空氣中花費 4~6 個小時。在進行此類維護時，工人將曝露於來自清空濾芯後保留在其上的殘留粉塵的體外輻射。在典型的設施中，該程序平均每年執行 7 次 [37]。在一年中，可能會指派不同的工人執行此任務，因此曝露可能每年至少一天；如果總是指派同一名工人執

行，則曝露可能一年至多 10 天。由於此作業會使用呼吸器以及視需要使用自給式空氣呼吸器，可以排除任何重大的體內曝露，因此此情節並未涵蓋吸入與攝入的途徑。

- ◆ 在鋼鐵廠或鑄造廠處理金屬產品

處理金屬的情節主要針對在鋼鐵廠或鑄造廠執行各種任務的個體的潛在風險。即使處理金屬產品不會產生空浮粉塵，但在熔煉設施進行的其它加工活動（如：熔化、澆注熔融鋼、水冷鋼等）仍會導致金屬粉塵懸浮在空氣中。

在此情節之下，體外曝露來自於平均距離為 2 m 的 200 kg 質量的金屬。吸入與攝入曝露的空浮粉塵濃度模型則使用與爐渣處理情節相同的分布。同樣地，由於顆粒物很可能以氧化鐵的形式存在，上述的 0.6994 係數需用於校正式 (10) 和 (11) 中的 Fe 含量。基於此情節的一般性質，曝露持續時間的範圍設定為 4~8 小時/天。

- ◆ 處理 EAF 粉塵

EAF 粉塵處理情節係針對在處理設施中靠近 EAF 粉塵堆工作的工人，體外曝露的來源為重量為 7.26 kt 的 EAF 粉塵堆（根據 Envirosource 設施的年產量 (180 t) 與現場備 2 週存貨數據估計求得），平均距離為 2 m。空浮粉塵濃度與爐渣處理情節中使用的分布相同。此情節的曝露持續時間範圍為 2~6 小時/天，發生時間為 250 天/年。此外，此情節的混合因子可藉由式 (3) 計算求得。

- ◆ 處理鋪路用之爐渣

爐渣處理情節係針對在處理設施中靠近爐渣堆工作的工人的曝露情況，其來源材料僅限於鋼渣，因為鑄造廠通常不會產生足夠的爐渣用於商業用途。體外曝露的來源為 20 kt 的鋼渣堆。空浮粉塵濃度

的模型同於在鋼鐵廠處理爐渣情節。在此情節之下，曝露持續時間範圍為 2~6 小時/天，發生時間為 250 天/年。

(2) 大氣釋放類別

當熔化與精煉解除管制的廢鋼鐵時，附近的居民可能會曝露於由熔煉爐釋出的空浮放射性排放物質。空浮排放情節發生在一家鋼鐵廠或鑄造廠附近，該廠正回收從核設施中解除管制的廢金屬。曝露的個體常年住在熔煉設施附近，其飲食包括一定比例的自產水果、蔬菜、牛奶和肉類，該情節的曝露途徑如圖 4.3 所示。

◆ 大氣擴散項 (Atmospheric Dispersion Term)

由熔煉設施釋出的排放物會形成煙羽 (plume)，當它從設施下風處傳送時，會由於大氣的紊流而發生擴散，這種氣體排放物的下風處濃度通常可藉由高斯擴散模型 (Gaussian dispersion model) 來估算，並據此評估附近居民的曝露。扇形區平均高斯煙羽模型假設在每個扇形區內，污染物濃度不會隨受體相對於排放源的角坐標而變化。對於在一年中具穩定排放率的污染物，在某扇形區中距排放點給定距離的大氣污染物的平均濃度可根據 $\overline{\chi_k(x)}$ 公式計算，而放射性核種濃度與排放率之比則為扇形區平均大氣擴散因子 (χ/Q)。

上述的大氣擴散因子 (χ/Q) 必須搭配各地區的大氣穩定性及平均風速及其對應的頻率來計算，NUREG-1640 係採用與 Red. Guide 1.111 相同的做法，即採用 XOQDOQ 程式分別計算美國相鄰 48 個州的 54 個位置的年平均大氣擴散因子 (χ/Q) 與年平均地面沉積因子 (D/Q)。這種方法評估 16 個扇形區中的每一個，並選擇大氣和地面濃度在年平均基礎上最高的扇形方向。受曝露的個體則被假設居住於距排放源 1 公里的扇形區中，該扇形區則具有最高的年平均 χ/Q 。最

後，由此計算方法求得之 54 組擴散及沉積係數則被建構為一機率分布，並用於該情節的蒙地卡羅分析。

由於熔煉廠之大氣排放高度通常不會高於附近結構物的 2 倍高度以上，依據 Red. Guide 1.111 之建議，該情節之大氣釋放可視為地面釋放 (ground level release)， χ/Q 可以下式表示：

$$\frac{\chi}{Q} = \frac{2.032 f_D(x)}{x} \sum_{ij} \frac{f_{ijk}}{u_i \left(\sigma_{zj}^2(x) + \frac{D_z^2}{2} \right)^{1/2}} \quad (15)$$

上式中， x 為排放點到受體之距離 (m)、 $f_D(x)$ 為距離 x 處的煙羽損耗因子、 f_{ijk} 為扇形區 k 中 Pasquill 穩定性等級 j 和風速範圍 i 之下的聯合頻率、 u_i 為扇形區 k 中風速範圍 i 的平均速度 (m/s)、 $\sigma_{zj}(x)$ 為距離 x 處穩定性等級 j 的煙羽垂直標準差 (m)、 D_z 為從排放點上風或下風處的最大相鄰建築物高度。根據 Red. Guide 1.111，在距離地面釋放 1 公里處， f_D 的值為 0.9。由於鋼鐵製造設施相當多且各自迥異， D_z 被指定為 15~50 m 的均勻分佈，此數據主要是基於現場參訪資訊及工程判斷。

◆ 大氣釋放引起的地表濃度

放射性核種與顆粒物的濃度隨著大氣擴散會逐漸損耗並沉降於地表，其隨距離變化的地表沉積率可由下式表示：

$$D(x) = \frac{\pi f_D(x) f_p(x) Q}{8x} \sum_{ij} f_{ijk} \quad (16)$$

其中， $D(x)$ 為距離 x 處放射性核種的沉積速率 (Bq/(s·m²))、 $f_p(x)$ 為距離 x 處的相對沉積率 (m⁻¹)。由式(16)之地表沉積率即可計算年平均核種沉積於地表的表面濃度及比活度：

$$C_g(x) = D(x) \left(\frac{1 - e^{-\lambda t_b}}{\lambda} \right) \quad (17)$$

$$C_{s(0)}(x) = \frac{C_g(x)}{d_1 \rho_s} \quad (18)$$

其中， $C_g(x)$ 為距離排放點 x 處的地表濃度 (Bq/m^2)、 t_b 為活度積累於土壤的時間 (d)、 λ 為放射性衰變常數 (d^{-1})、 $C_{s(0)}(x)$ 為距離排放點 x 處的土壤比活度 (Bq/g)、 d_1 為表土層的厚度 (m)、 ρ_s 為表土層的密度 (g/m^3)。在式(17)中，括號中的項係表示植物活度受風化的影響。

◆ 可食用植物的濃度

在收成時期，可食用植物中的放射性濃度可描述如下式：

$$C_v = D \left[\frac{r(1-e^{-\lambda_e t_{gv}})}{Y_v \lambda_e} + \frac{B_{iv}(1-e^{-\lambda_j t_b})}{\lambda_j P} \right] \quad (19)$$

$$\lambda_e = \lambda_j + \lambda_w$$

上式中， C_v 為可食用植物 v 經由大氣直接沉積（前項）與根部吸收（後項）的放射性核種濃度 (Bq/kg 濕重植物)、 r 為被作物攔截而沉積的活度比例、 λ_e 為收成時的有效風化與衰減常數 (d^{-1})、 λ_j 為核種 j 的放射性衰變常數 (d^{-1})、 λ_w 為風化常數 (d^{-1})、 t_{gv} 為作物 v 在成長季曝露於污染的時間 (d)、 Y_v 為作物 v 的產率 (kg 濕重植物/ m^2)、 B_{iv} 為核種 i 由土壤至植物 v 的根部吸收因子、 P 為土壤面密度 (kg/m^2)，即為土壤體密度 ($1.6 g/cm^3$) 與土壤混合層深度 ($0.15 m$) 之乘積。上式大部分核種的環境與生物傳輸參數為固定值，可由 NUREG/CR-5512 取得其數據 [38]。

另一方面，植物中 C-14 與 H-3 的濃度則由以下的關係式計算：

$$C_{v,C-14} = \frac{f_{v,C} \chi_{C-14}}{\chi_C} \quad (20)$$

$$C_{v,H-3} = \frac{f_{H_2O} r_{H-3} \chi_{H-3}}{H} \quad (21)$$

其中， $C_{v,C-14}$ 為可食用植物 v 中 C-14 的比活度 (Bq/g 濕重植物)、 $f_{v,C}$ 為植物總質量中穩定碳的比率 ($=0.11$)、 χ_{C-14} 為受體位置空氣中的 C-14 濃度 (Bq/m^3)、 χ_C 為空氣中穩定碳的濃度 ($=0.16 g/m^3$)、 $C_{v,H-3}$

為可食用植物 v 中 H-3 的比活度 (Bq/g 濕重植物)、 f_{H_2O} 為植物總質量中水的比率 (=0.75)、 r_{H-3} 為植物水中之氚濃度與大氣中水之氚濃度的比值 (=0.5)、 χ_{H-3} 為受體位置空氣中的氚濃度 (Bq/m³)、 H 為受體位置大氣的絕對溼度 (g/m³)。參數 H 依據美國各區的加權數值被指定為三角形分布，範圍為 3~16 g/m³，模數為 7 g/m³。此外，植物被人類消耗之前會有滯留期，其比活度經考量此滯留期可修正如下：

$$C_{v,h} = C_v e^{-\lambda t_h} \quad (22)$$

其中， $C_{v,h}$ 為可食用植物 v 於滯留期結束後之比活度 (Bq/g 濕重植物)、 t_h 為收成與消耗之間的滯留期 (d)。

◆ 劑量計算

個體經由煙羽沉積所造成的體外劑量計算如下：

$$D_{ix} = C_{is} F_{ix} (S_{sx} t_{id} + t_{od}) \quad (23)$$

其中， C_{is} 為核種 i 在地表的比活度 (Bq/g)、 F_{ix} 為核種 i 於污染區地表上之劑量係數 ((μ Sv/h)/(Bq/g))、 S_{sx} 為室內屏蔽因子、 t_{id} 為評估期間於室內的時間 (h)、 t_{od} 為評估期間於室外的時間 (h)。參數 S_{sx} 係引用參考文獻中的數據 [38]。

由通過的煙羽與土壤懸浮粒子所造成的吸入劑量可依下式計算：

$$D_{ih} = (A_{ip} + A_{ir}) F_{ih} \quad (24)$$

其中， A_{ip} 為評估期間由通過的煙羽直接吸入核種 i 的活度 (Bq)、 A_{ir} 為評估期間由土壤懸浮粒子吸入核種 i 的活度 (Bq)。

$$A_{ip} = (R_{hs} R_{so} t_s + R_{hod} t_{od}) \chi_i \quad (25)$$

其中， R_{hs} 為室內活動的吸收率 (m³/h)、 R_{so} 為室內與室外的核種比例、 R_{hod} 為室外正常活動的呼吸率 (m³/h)、 χ_i 為核種 i 於大氣煙羽中的平均濃度 (Bq/m³)，可由式(15)求得。參數 R_{so} 則被指定為 0.40 [39]。

$$A_{ir} = [R_{hdd}t_{dd}\chi_{dd} + R_{hod}(t_{od} - t_{dd})\chi_{do} + R_{hs}t_s(\chi_s + F_rP_d)] \frac{C_{is}}{\rho_s d_s} \quad (26)$$

上式表示土壤懸浮物的活度 (Bq)，包含個體居住於室內及於室外從事產生粉塵活動及一般活動的曝露。其中， R_{hdd} 為於室外從事粉塵活動的呼吸率 (m^3/h)、 t_{dd} 為室外從事粉塵活動的時間 (h)、 χ_{dd} 為室外從事粉塵活動期間大氣中懸浮土壤的濃度 (g/m^3)、 χ_{do} 為室外從事一般活動期間大氣中懸浮土壤的濃度 (g/m^3)、 χ_s 為吹進室內之懸浮土壤的濃度 (g/m^3)、 F_r 為室內懸浮因子 (m^{-1})、 P_d 為室內地板的灰塵負載 (g/m^2)、 C_{is} 為核種 i 的地表濃度 (Bq/m^2)、 ρ_s 為地表層土壤平均密度 (g/m^3)、 d_s 為再懸浮層的土壤厚度 (m)。參數 d_s 之數值被假設為 0.01 m，此係由於在正常條件之下，經大氣釋放而被沉積在土壤上的粒子並不會被混合至較深層。

經由攝入污染植物與土壤之劑量可計算如下：

$$D_{if} = [f_{hv}(C_{il}U_l + C_{iv}U_v) + f_{hf}C_{if}U_f + f_{hm}C_{im}U_m + f_{hk}C_{ik}U_k + C_{is}U_s]F_{ig} \quad (27)$$

其中， f_{hv} 為所有蔬菜的自產比率、 C_{il} 為核種 i 於可食用葉菜類植物的濃度 (Bq/kg 濕重量)、 U_l 為人類對葉菜類植物的年消耗率 (kg 濕重量/y)、 C_{iv} 為核種 i 於可食用非葉菜類植物的濃度 (Bq/kg 濕重量)、 U_v 為人類對非葉菜類植物的年消耗率 (kg 濕重量/y)、 f_{hf} 為水果的自產比率、 C_{if} 為核種 i 於可食用水果的濃度 (Bq/kg 濕重量)、 U_f 為人類對水果的年消耗率 (kg/y 濕重量)、 f_{hm} 為肉類食物的自產比率、 C_{im} 為核種 i 於肉類食物的濃度 (Bq/kg 濕重量)、 U_m 為人類對肉類食物的年消耗率 (kg 濕重量/y)、 f_{hk} 為牛奶的自產比率、 C_{ik} 為核種 i 於牛奶的濃度 (Bq/L)、 U_k 為人類對牛奶的年消耗率 (L/y)、 C_{is} 為核種 i 於土壤的濃度 (Bq/g 乾重量)、 U_k 為人類對土壤的年消耗率 (g 乾重量

/y)。上述牛奶、肉類、水果、蔬菜等食物的總年攝入量係參考自 EPA 曝露因子手冊 [35]。各項食物的自產比率則使用不同全體數據所建構的三角形分布來表示，低限值表示都市型住戶、模數表非都市型人口、而最大值則代表農場型住戶。此外，土壤攝入率為具不確定性的參數，其範圍係以對數常態分布表示。

表 4.7 (b)、大氣釋放類情節及其考慮之曝露途徑

情節	混合因子	曝露途徑		
		體外 ¹	吸入	攝入
熔煉爐空氣排放物外釋	AA	F2	√	√

¹. 體外曝露劑量因子：F2: Contaminated ground surface

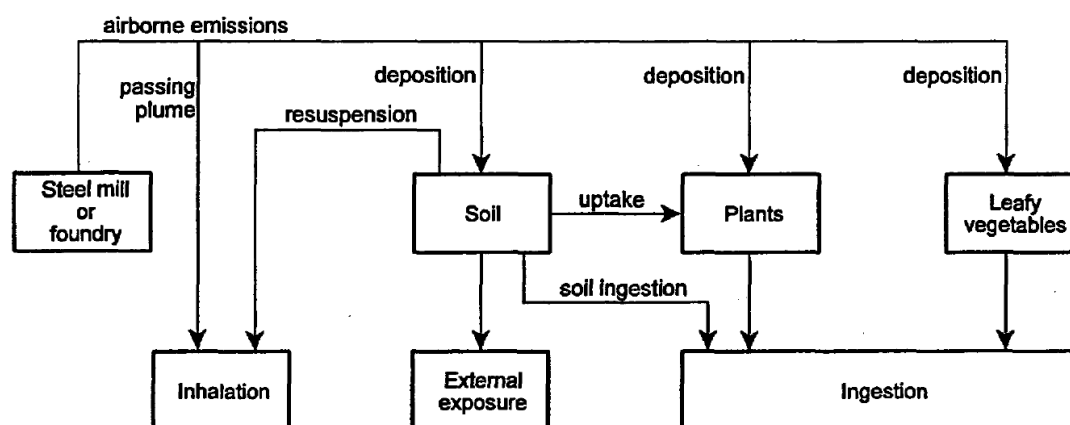


圖 4.3、空浮排放情節之曝露途徑示意圖

(3) 運送類情節

由圖 4.1 可知，解除管制廢鋼鐵之回收/處置有幾個階段會涉及運送需求，包含解除管制廢鋼鐵從核設施運送到廢料場或垃圾掩埋場、金屬產品及熔煉副產物從熔煉設施運送到製造商、加工商、用戶或處置場。雖然這些運送可以藉由卡車、鐵路、空運或海運來完成，但對於大多數材料來說，卡車運送仍是較普遍的做法。由於曝露時間長且材料與駕駛員之間的距離短，卡車運送對個體的潛在劑量影響

也最顯著。表 4.7 (c) 中列出五種運送情節，潛在的關鍵群體為運送上述各類材料的卡車司機。

◆ 卡車司機拖運解除管制廢鋼鐵

由核設施解除管制的廢鋼鐵可被運送至廢金屬經銷商進行回收處理，或者也可能依設施經營者的選擇運送至廢棄物處置設施。在此情節之下，預期卡車司機應不會遭受體內曝露的影響。體外曝露則主要來自 20 噸卡車的解除管制廢鋼鐵，會由 6~8 輛卡車組成的車隊來負責運送，單趟運送的時間約 1~1.5 小時 [40]。該分析假設同一組司機將在一年內執行這項工作，每年的曝露時數計算如下：

$$t_{xy} = \frac{M_o t_t}{m_L N_d} \quad (28)$$

其中， M_o 為一年內解除管制的廢鋼鐵質量 (t)、 m_L 為卡車的負載質量 (t)、 t_t 為每趟時間 (h)、 N_d 為司機數量。

◆ 卡車司機拖運爐渣

爐渣通常是由爐渣處理商所雇用的司機將其由鋼鐵廠或鑄造廠運送至爐渣處理商，大多數的爐渣運送不會超過 100 km。由於爐渣是用敞篷自卸卡車或自卸拖車運送，並且駕駛員會在現場操作卸載拖車的機構，因此在卡車裝卸過程中會發生空氣中和沈積的爐渣粉塵的體內曝露。體外曝露則是來自司機在卡車駕駛室期間所接近的 20 噸爐渣。裝卸過程中可吸入粉塵的空氣濃度則參考 EPA 委外研究的量測數據 [41]，基於不同粒徑數據的平均值與標準差，來建構空浮粒子濃度的對數常態分布。

司機每年在駕駛座上的體外曝露時數計算如下：

$$t_{xyd} = \frac{M_g \bar{t}_w X}{m_L \bar{t}_{dw} v} \leq 52 t_w \quad (29)$$

其中， t_{xyd} 為在駕駛座的體外曝露時間 (h/y)、 M_g 為一年產生的爐渣質量 (t)、 X 為駕駛距離 (mi)、 $\overline{t_w}$ 為拖運單趟負載在駕駛座上的平均時間 (h/w)、 $\overline{t_{dw}}$ 為單趟負載平均行駛時間 (h/w)、 v 為平均時速 (mph)、 t_w 為單趟負載在駕駛座上的時間。在駕駛座上的時間除行駛時間之外，須包含過磅、檢查、裝卸載、登記等時間，此參數係根據美國貨運協會 Type II 司機的數據 [42] 加上額外估算的時間，此額外時間的算法為總工作時數減去駕駛時間的差額的三分之一。

司機接收體內曝露的時間可由下式計算：

$$t_{iy} = \frac{M_g}{m_L} t_{it} \quad (30)$$

上式中， t_{iy} 為體內曝露時間 (h/y)、 t_{it} 為裝卸載時間 (h/trip)。

◆ 卡車司機在乾散貨拖車 (dry bulk trailer) 中拖運 EAF 粉塵

用於托運 EAF 粉塵至處理或處置設施可分為乾散貨拖車與自卸卡車，托運 EAF 粉塵的司機通常係受聘於有執照的有害廢棄物托運業者或處置公司，因此部分司機可能會經年累月地執行此項任務。

乾散貨拖車是一個完全封閉的容器，可藉由氣動方式卸載。將粉塵從集塵袋轉移到拖車的過程中，拖車通常不會繫在拖拉機上。拖車司機通常不會接觸到任何空氣中的或沉積的粉塵。因此，本情節僅包括體外曝露，曝露時間與爐渣類似，如下式：

$$t_{xyd} = \frac{M_d \overline{t_w} X}{m_L \overline{t_{dw}} v} \leq 52 t_w \quad (31)$$

其中， M_d 為一年內集塵袋捕獲的 EAF 粉塵質量 (t)。EAF 粉塵運送的距離可能較長，坐在駕駛座上的時間係參考美國貨運協會 Type I 司機的每週駕駛時間 [42]。根據參訪與鋼鐵工業的資料，駕駛距離被指定為三角形分布，範圍為 100~3200 km，模數為 1600 km。

- ◆ 卡車司機在自卸拖車 (dump trailer) 中拖運 EAF 粉塵

自卸卡車或自卸拖車為用防水油布覆蓋的開放式運輸工具，該類拖車通常附有臥鋪，且司機可能會在裝卸過程中曝露在空氣中或沉積的粉塵中。臥鋪曝露天數計算如下：

$$t'_{ys} = \frac{M_d X}{m_L t_{md} v} \leq \frac{52 t_{dw}}{t_{md}} \quad (32)$$

上式中， t'_{ys} 為每年在臥鋪的曝露天數、 t_{md} 為無 8 小時休息時間的最長允許駕駛時間 (10 h)。每晚於卡車臥鋪的時間是根據聯邦公路管理局委託對長途司機進行的一項調查得出的數據 [43]，用於構建該參數的累積分布函數。

自卸車裝卸過程中空氣中粉塵濃度的分布與司機拖運爐渣分析中使用的分布相同。體內曝露時間的計算方法與爐渣拖車相同 (如式 (30))，但須根據 EAF 粉塵的運送條件進行適當地調整 (如：行駛距離、副產物年產量等)。

- ◆ 卡車司機拖運金屬產品

拖運重物的司機在這項工作中通常技術嫻熟且專業，並且可能會全職運輸此類貨物。唯一的曝露途徑為體外曝露於 20 噸的鋼鐵產品負載。體外曝露時間如下：

$$t_{xy} = \frac{M_p \overline{t_w} X}{m_L t_{dw} v} \leq 52 t_w \quad (33)$$

其中， M_p 為一年內金屬的產量 (t)。行駛距離由 beta 分布表示，平均距離為 444 km [44]，最短距離以工程判斷為 80 km，最長距離則為 3200 km [45]。

表 4.7 (c)、運送類情節及其考慮之曝露途徑

情節	混合因子 ¹	曝露途徑		
		體外 ²	吸入	攝入
卡車司機拖運解除管制廢鋼鐵	N	8		
卡車司機拖運爐渣	AA	9	√	√
卡車司機在乾散貨拖車中拖運 EAF 粉塵	AA	11		
卡車司機在自卸拖車中拖運 EAF 粉塵	AA	12	√	√
卡車司機拖運金屬產品	AA	13		

¹. N: no mixing

². 體外曝露劑量因子：8: Scrap truck, 9: Slag truck, 11: Dust in dry bulk trailer, 12: Dust in dump trailer: (a) driver's seat, (b) sleeper, 13: Truck with I-beams

(4) 產品使用類情節

表 4.7 (d) 列出產品使用類之情節，依情節中的材料使用條件可再分為兩類，前五項牽涉大批量型材料，使用年平均混合因子；後七項屬特定產品使用情況，使用最大單爐次混合因子。

◆ 於操作區值班站的海軍士兵

選擇服役於軍艦上海軍士兵情節的原因係由於軍艦是很大的金屬物體，所有的組成鋼板可能來自於使用解除管制廢鋼鐵的 BOF 或 EAF 爐熔煉而成。此外，在一年中的大部分時間，軍艦情節有可能會提供每天 24 小時曝露的機會。在該分析中，曝露模型的建構係參考美國海軍 AOE-6 級快速作戰支援艦，為美國海軍最大的作戰後勤軍艦 [46]。海軍士兵的體外曝露來自船體、甲板和艙壁的鋼板。由於在此期間鋼材不會有明顯的磨損，並不會有體內曝露的問題。所有船員的曝露持續時間部分取決於船舶在海上的時間比率，該參數被指定為為三角形分布，範圍為 45~65%，平均值為 55%。當船在港口

時，船員會休年假。休假時間呈三角形分布，範圍為 14~28 天，平均為 21 天 [47]。

體外曝露的模型係計算在操作區值班站的海軍士兵所佔用的四個區域（操作區、寢室、休閒區、甲板）的面積平均曝露率。由於 MCNP 程式計算的劑量率已經考慮到每個佔用區域內的位置變化，不確定因子 U_x 被指定為固定值 ($U_x=1$)。每一個區域的曝露源是構成船舶結構的船體、甲板和艙壁，大約有 30 個獨立部件組成。各區域的曝露時間則依軍艦在海上或港口而異。在海上時，每週於操作區、寢室、休閒區、甲板的時間分別為 66、72、24、6 小時。在港口時，以 28 天為一周期分配，於操作區、寢室、休閒區、岸上的時間分別為 189、248.5、56、178.5 小時。

- ◆ 於甲板值班站的海軍士兵

參與補給作業的海軍士兵會在主甲板上值班，其工作地點有三個：寢室、休閒區、主甲板。由於不同的職責分配，這些地點的時間分配有些不同。每週在寢室、主甲板、休閒區的曝露時間分別為 89、53、26 小時。在港口時，在每 28 天的周期中分別花費 252、179、56 小時分別待在寢室、主甲板與休閒區，其餘時間則為自由時間。

- ◆ 使用爐渣鋪路

使用爐渣作為路基底層的道路建設工人將受到爐渣的體外曝露影響，並且也會遭受爐渣粉塵的體內曝露。由於這樣的工人會曝露在厚而平坦的大面積的爐渣層中，其體外曝露可藉由 FGR 12 無限深度的土壤污染的劑量係數來模擬 [48]。不確定因子 U_x 用於考慮工人相對於路基中的爐渣的不同位置（在正中間時， $U_x=1$ ；在邊緣時，

$U_x=0.5$)，因此 U_x 被指定為介於 0.5~1 的均勻分布。爐渣粉塵的空浮濃度則使用與爐渣處理情節相同的分布。

鋪設道路的曝露時間與熔煉爐爐渣的年生產量及道路修建速率有關，但假設一年不會超過 250 天。曝露時間可依下式計算：

$$t_{ys} = \frac{M_g}{\dot{m}_g} \leq 250$$

(34)

其中， t_{ys} 為每年的曝露時間 (d/y)、 M_g 為一年產生的爐渣 (EAF 或 BOF) 的總質量 (g)、 $\dot{m}_g$ 為爐渣每天的使用量 (t/d)。 $\dot{m}_g$ 計算如下：

$$\dot{m}_g = \dot{A}(d_c f_c + d_b) \rho_g \quad (35)$$

其中， $\dot{A}$ 為道路鋪設速率 (m^2/d)、 d_c 為混凝土路面厚度 (m)、 f_c 為爐渣在瀝青混凝土中的比率、 d_b 為路基厚度 (m)、 ρ_b 為爐渣密度 (cm^3/g)。根據參考資料 [49]， $\dot{A}=1675 m^2/d$ 、 $d_c=0.102 m$ 、 $f_c=0.8$ 、 $d_b=0.305 m$ 、 $\rho_b=2 cm^3/g$ ，由此可求得 $\dot{m}_g=1279 t/d$ 。因修建道路工人可能同時會執行其它鋪設道路以外的工作，其每天曝露時數被指定為 5~7 h/d 的均勻分布。

◆ 在爐渣建造的道路上行駛

另一個與爐渣道路相關的情節為行駛於該路面的通勤者，其曝露來源使用 80% 爐渣作為瀝青混凝土骨料的路面。雖然路面下方的路基全部由爐渣建造，由此層造成的直接輻射會被路面有效屏蔽，造成的體外曝露並不顯著。再者，通勤者行駛該路面時並不會有爐渣粉塵會散布至空氣中，因此可忽略體內曝露。此情節的曝露時間與使用每年生產爐渣所修建的道路長度相關，如下式：

$$t_{xs} = \frac{2L}{v} \quad (36)$$

$$L = \frac{a}{w} = \frac{M_g}{(d_c f_c + d_b) \rho} \times \frac{1}{w} \quad (37)$$

其中， t_{xs} 為每天的曝露時數 (h/d)、 L 為由一年 EAF 或 BOF 爐渣產量所修建的道路長度 (m)、 v 為平均通勤駕駛的速度 (=54 km/h [50])、 a 為由一年 EAF 或 BOF 爐渣產量所修建的道路面積 (m^2)、 w 為典型美國高速公路寬度 (=7.315 m [51])。

由爐渣殘留活度造成通勤者的體外直接曝露可計算如下式：

$$D_{ix} = C_{ig} f_g F_{ix} t_{xs} t_{ys} \left(\frac{e^{-\lambda_1 t_s} - e^{-\lambda_1 (t_s + t_a)}}{\lambda_1 t_a} \right) \quad (38)$$

其中， C_{ig} 為核種 i 於爐渣中的比活度 (Bq/g)、 f_g 為爐渣於瀝青中的比例、 F_{ix} 為核種 i 在無限深度污染土壤中的 FCR 劑量係數。

◆ 居住在使用爐渣製成的水泥建造的地下室裡

一般而言，水泥會摻進 5~15% 的爐渣，而水泥又僅佔混凝土的 10%。假設水泥中爐渣的平均含量為 10%，則所得混凝土的平均爐渣含量為 1%。如果回收解除管制廢鋼鐵的鋼鐵廠產生的爐渣被用於生產此類水泥，而該水泥又被用於製造混凝土以建造地下室的地板和外牆，那麼佔用該地下室的個體將受到爐渣殘留放射性的體外曝露。由於牆壁和地板會被覆蓋或塗漆，混凝土不會產生顆粒物質，並沒有機會藉由吸入或攝入造成體內曝露。在這種情況下，曝露個體每天在這樣的地下室中花費不同的時間。曝露持續時間被指定為三角形分佈，範圍為 4~16 h/d，模數為 16 h/d，每年 350 天。同樣地，體外劑量可參照式 (38) 進行計算。

◆ 曝露於大金屬塊

大金屬塊情節代表個體使用經由回收廢鋼鐵製成的大型消費品 (例如冰箱) 等曝露情況，只有體外曝露影響，不會有體內曝露機會。曝露時間包括那些在這些物體 (例如：機械工具、辦公家具和家用電器或家具) 附近度過大部分工作日或居住時間的個體。假設曝露源是

一個 200 kg 的中空金屬圓柱體，平均距離為 2 m。每日曝露持續時間由三角形分佈表示，範圍為 2~8 小時，模數為 4 小時，每年 350 天。

- ◆ 曝露於小金屬塊

小金屬塊情節評估體外曝露於由回收廢鋼鐵製成的鐵或鋼構成的小型通用物體，通用標的涵蓋範圍廣泛的中小型家用電器。假設曝露源是一個 12 kg 的空心金屬球，平均距離為 2 m。曝露途徑與時數同大金屬塊情節。

- ◆ 在身上的小型鋼物件

小型鋼物件情節係評估佩戴或攜帶與身體緊密接觸的小型鋼物件的體外曝露。假設質量為 45 g，可以廣泛地涵蓋各類物件（吊墜或珠寶、皮帶扣、小折刀等）。由於潛在接觸源的多樣性，接觸持續時間範圍很廣。曝露時間由三角形分布表示，範圍為 2.86~16 h/d，模數為 5 h/d，每年發生曝露 350 天。

- ◆ 居住在用鋼構件建造的房子裡

鋼架構件目前常用於住宅建築。此情節的曝露幾何描繪一個體居住在一個小房子裡，其中傳統の木框架被鋼構件取代，可以合理假設這樣的房子將由一卷金屬板製成的鋼組件建造，而該金屬板是用一個爐子加熱的大方坯鑄造而成的。考量曝露持續時間的範圍必須涵蓋住宅和工作相關的情節，曝露持續時間由三角形分布表示，範圍為 4~16 h/d，模數為 8 h/d。

- ◆ 駕駛鑄鐵引擎組的汽車司機

汽車行業使用相當大量的回收廢鋼鐵製成的鋼材，據估計約有 32% 的美國汽車是由回收鋼製成的。在此情節中，係假設汽車所使用

的最大鑄鐵引擎組件是在含有最高比例的解除管制廢鋼鐵的單一爐次中製成的，此亦成為體外曝露的來源。曝露的個體可能為出租車的所有者/經營者，曝露持續時間基於管理此類個體工作時間的規定以及他們的實際工作實務。根據相關規定，車主/司機必須每年至少工作 9 小時，每年工作 210 天，才能執行出租車業務，此被用於估計曝露持續時間的下限。上限則是基於任何 24 小時內最多駕駛 12 小時的監管限制，取每日曝露時間 11.5 小時，每週最多工作 6 天，一年工作 50 週，總共工作 300 天。每年曝露持續時間則依上述的上下限值之時數被指定為均勻分布。

- ◆ 駕駛鑄鐵柴油引擎組的卡車司機

柴油引擎情節旨在表示由鑄鐵製成的大型工業設備的曝露，所選組件是用於長途運輸卡車上的鑄鐵柴油引擎組，此情節亦可涵蓋源材料為鑄鐵的其它曝露情節。曝露的個體為此卡車的駕駛者，將駕駛同一輛卡車一整年，除了在駕駛座上值班之外，還會在臥鋪車廂裡休憩。駕駛員坐在駕駛座上的時間可參考美國貨運協會 Type I 司機的每週駕駛時間，可代表每年 52 週的平均值。每晚於臥鋪的時數與卡車司機在自卸拖車中拖運 EAF 粉塵的時間相同，可參考式 (32)。

- ◆ 睡鋪接近船殼附近的海軍士兵

由於海軍士兵會在船上度過相當長的時間，並且可能被分配到緊鄰船體的睡眠區，因此選擇海軍士兵曝露於由解除管制廢鋼鐵製成的船體板來代表大片鋼板的曝露情境。與前述軍艦情節不同的是，此情節採用具有最高比例的解除管制廢鋼鐵的單一爐次製成的船殼，另也針對海軍士兵的鋪位與在相鄰的休憩區定義了不同的曝露幾何。

上述兩個地點的曝露時間可根據美國海軍的實務資訊進行估計，並依其範圍以均勻分布表示。此外，海軍士兵一年中可能因訓練和休假有長達六個月的時間離開船上，最少也會有 30 天的休假，而最可能的情況則是每年會有 300 天待在船上。每年曝露天數則可依上述的最小值、最大值與平均值指定為三角形分布。

表 4.7 (d)、產品使用類情節及其考慮之曝露途徑

情節	混合因子 ¹	曝露途徑		
		體外 ²	吸入	攝入
於操作區值班站的海軍士兵	AA	19		
於甲板值班站的海軍士兵	AA	19		
使用爐渣鋪路	AA	F1	√	√
在爐渣建造的道路上行駛	AA	F1		
居住在使用爐渣製成的水泥建造的地下室裡	AA	7		
曝露於大金屬塊	SH	2		
曝露於小金屬塊	SH	3		
在身上的小型鋼鐵物件	SH	6		
居住在用鋼構件建造的房子裡	SH	15		
駕駛鑄鐵引擎組的汽車司機	SH	16		
駕駛鑄鐵柴油引擎組的卡車司機	SH	17		
睡鋪接近船殼附近的海軍士兵	SH	18		

¹. SH: maximum single heat

². 體外曝露劑量因子：6: Small metal object, 7: Small object next to body, 15: House with steel studs, 16: Auto-cast iron engine block, 17: Diesel truck: (a) driver's seat, (b) sleeper, 18: Hull plate: (a) bunk, (b) lounge area, 19: Steel ship: (a) berthing, (b) mess and lounge, (c) operations, (d) deck

(5) 垃圾掩埋場處置類情節

廢鋼鐵和熔煉的副產品可以在垃圾掩埋場進行處置，用於廢棄物處置的掩埋場包含工業或建築和拆除掩埋場、公立掩埋場、有害廢棄物掩埋場。除了每年不同的垃圾填埋量，工業掩埋場通常小於公立

掩埋場，這兩種掩埋場在該分析中採用相同的處理方法，但因廢棄物流不同會改變相對應情節的混合因子。有害廢棄物掩埋場則受美國聯邦法規 RCRA Subpart C 管制，EAF 粉塵在經過穩定化製程之後即會送至此類的掩埋場進行處置。

表 4.7 (e) 列出了七種評估工人在垃圾掩埋場的曝露情節，相關情節考慮了工人在垃圾掩埋場頂部操作設備，並曝露於正在處理的材料。除了處理廢棄物之外，這些工人還履行其它職務，如：設備維護、培訓和行政職能等。因此，他們的曝露持續時間可被指定為 5~7 h/d 的均勻分佈，每年發生 250 天。在所有七種情節，體外曝露的評估方式與爐渣處理方案相同。曝露幾何形狀類似於半無限平板的幾何形狀，不確定因子具有固定值 ($U_x=1$)。

- ◆ 在工業或公立垃圾掩埋場處理廢鋼鐵

由於已解除管制的廢鋼鐵在處置之前不會進行機械切割或粉碎等處理，可以合理地假設不會從廢鋼鐵中釋出可觀的殘留放射性顆粒物，不會導致垃圾掩埋場工作人員在處理過程中發生廢鋼鐵引起的體內曝露。因此，此情節唯一的曝露途徑為位於垃圾掩埋場中的廢鋼鐵的體外曝露。

- ◆ 在工業或公立垃圾掩埋場處理 BOF 或鑄造廠粉塵

在 BOF 熔煉爐產生的廢氣，經由 APCD 捕獲之後轉化為污泥或濾餅，通常此類材料中會維持足夠的水份以防止形成任何大量的空氣懸浮顆粒物，可假設在垃圾掩埋場處理這種材料的工人幾乎不會有體外曝露的機會。此外，鑄造廠粉塵中的放射性核種的體內曝露可受 EAF 粉塵處理情節中的體內曝露來限制，在此並未單獨評估。因

此，在這情節下，唯一評估的曝露途徑為來自於垃圾掩埋場中所處理的粉塵的體外曝露。

◆ 在工業或公立垃圾掩埋場處理爐渣

與前述廢鋼鐵與 BOF 粉塵不同的是，爐渣堆積在垃圾掩埋場時可能會產生空浮粉塵，從而產生體內曝露的途徑，這些途徑包括在此情節的評估之中。空浮粉塵濃度的分布與爐渣處理情節所採用的分布相同。

◆ 在有害廢棄物掩埋場處理 EAF 粉塵

由於 EAF 集塵袋粉塵在送到有害廢棄物掩埋場處置之前，會先經過穩定化製程並包裝在容器之中，因此掩埋場工人不會有體內曝露的機會。在此情節下，唯一評估的曝露途徑為來自於垃圾掩埋場中所處理的 EAF 粉塵的體外曝露。特定於此情節的混合因子則可參考式 (3)。

表 4.7 (e)、垃圾掩埋場處置類情節及其考慮之曝露途徑

情節	混合因子 ¹	曝露途徑		
		體外	吸入	攝入
在工業垃圾掩埋場處理廢鋼鐵	IL	F1		
在公立垃圾掩埋場處理廢鋼鐵	ML	F1		
在工業垃圾掩埋場處理 BOF/鑄造廠粉塵	IL	F1		
在公立垃圾掩埋場處理 BOF/鑄造廠粉塵	ML	F1		
在工業垃圾掩埋場處理爐渣	IL	F1	√	√
在公立垃圾掩埋場處理爐渣	ML	F1	√	√
在有害廢棄物掩埋場處理 EAF 粉塵	HL	F1		

¹. IL: industrial landfill, ML: municipal landfill, HL: hazardous waste landfill

(6) 滲濾液滲入地下水類情節

來自工業或公立掩埋場或來自爐渣儲存堆的滲濾液 (leachate) 可能會滲入附近的水井，成為周遭居民的飲用水來源，受影響的個體為居住於垃圾掩埋場或爐渣儲存堆下游處的住戶。根據處置材料與掩埋場類型可將曝露情節分列如表 4.7 (f)，包括：(1) 在工業垃圾掩埋場處置的廢鋼鐵；(2) 在公立垃圾掩埋場處置的廢鋼鐵；(3) 在工業垃圾掩埋場處置的 BOF 與鑄造廠粉塵；(4) 在公立垃圾掩埋場處置的 BOF 與鑄造廠粉塵；(5) 爐渣堆置地點。在這些情節中，僅有從污染水井取水飲用之曝露途徑被考慮，其它使用井水來灌溉或餵養牲畜的路徑並不會造成顯著的劑量影響。由過去使用美國阿岡實驗室所開發的 RESRAD 程式的驗證結果也顯示，飲用水使用為地下水曝露途徑的主要劑量貢獻來源 [52]。

◆ 垃圾掩埋場之滲濾液

在 NUREG-1640 的分析中，來自解除管制廢鋼鐵與 BOF/鑄造廠粉塵之核種的滲濾及其後續經由掩埋場下方土壤傳遞至飽和區 (saturated zone) 及附近水井，主要是採用 RESRAD 程式中的地下水核種傳輸模型來評估離廠 (off-site) 劑量 [53]。該模型牽涉相當多的地質/水文參數，其參數名稱、單位、參數值來源可參考表 4.8 所示，大部分的參數值係引用 2001 年 EPA 的報告 [54]。由於核種經掩埋場或爐渣堆傳遞至地下飲用水源需要相當長的時間，此類情節分析通常需要考慮的周期為廢棄物置放之後 1000 年的時間。

圖 4.4 所示為 C. Yu 等人於 1993 年所提出用於評估地下水中核種傳輸至離廠水井之方法示意圖 [55]，圖中顯示核種首先須經由污染區滲濾通過非飽和區 (vadose zone 或 unsaturated zone)，而後經過地下水層而到達飽和區，最後經由垂直滲入及水力梯度的作用而以

斜向傳播的方式到達離廠的水井。為了計算經由上述傳輸過程到達水井的核種濃度，必須依序考慮以下幾項參數：污染區核種經雨水滲入的浸出率、核種通過非飽和區的傳輸時間、核種於飽和層孔隙水中之濃度、核種傳送到水井的時間、核種於井水中之稀釋因子 (dilution factor)，最後即可推導井中核種濃度隨時間的變化。由井中飲用水所造成的劑量計算如下：

$$D_{iw} = \overline{C_{w_i}} F_{ig} I_w \quad (39)$$

其中， D_{iw} 為井中飲用水的峰值劑量 ($\mu\text{Sv/y}$)、 $\overline{C_{w_i}}$ 為峰值年井內放射性核種 i 的平均濃度 (Bq/cm^3)、 I_w 為年用水量 (cm^3/y)。根據 1997 年 EPA 的數據，自來水的消耗率 I_w 被指定為截斷的對數常態分布，上下限值為 $4730 \text{ cm}^3/\text{d}$ 與 $196 \text{ cm}^3/\text{d}$ ，平均值為 $963 \text{ cm}^3/\text{d}$ [35]。

◆ 爐渣儲存堆之滲濾液

與掩埋場中放置的材料中浸出殘留放射性核種類似，爐渣儲存堆的殘留放射性成分也可能會浸出並滲入儲存堆下游處的飲用水井中。過去已有部分研究提出爐渣浸出的相關模型，特別是針對較傾向分配到爐渣中的相關核種，如：Sr-90、Co-60、Cs-137、H-3 等。由上述模型可計算核種於爐渣中的浸出率，由此可推得飽和層孔隙水中的核種濃度及其到達井中的濃度，最後即可依式 (39) 計算由爐渣浸出核種所貢獻的飲用水劑量。

表 4.7 (f)、滲濾液滲入地下水類情節及其考慮之曝露途徑

情節	混合因子	曝露途徑		
		體外	吸入	攝入
工業垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	IL			√
公立垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	ML			√
工業垃圾掩埋場 BOF/鑄造廠粉塵之滲濾液	IL			√

公立垃圾掩埋場 BOF/鑄造廠粉塵之 滲濾液	ML			√
爐渣儲存堆之滲濾液	AA			√

表 4.8、垃圾掩埋場地下水曝露途徑相關參數

	Symbol	Units	Source
Contaminated zone			
Infiltration Rate (single liner)	I	m/y	EPA 2001c
Depth	d_L	m	EPA 2001c
Waste density	ρ_w	g/cm ³	EPA 2001c
Density of zone	ρ_c	g/cm ³	$f_w \rho_w + (1 - f_w) \rho_v$ ^a
Fraction of waste in landfill volume	f_w	—	Dehmel et al. 1994
Total porosity	p_{tc}	— = p_{iv}	
Hydraulic conductivity	K_{sc}	m/y = $5 K_{sv}$ ^b	
Soil-specific exponential parameter	b_c	—	values for sand (Yu et al. 2000, Attachment C, p. 3-16)
Soil-water distribution coefficient	K_{dc}	cm ³ /g	= $0.2 K_{dv}$ ^c
Length parallel to aquifer flow	l_o	m	= $2 \sqrt{\frac{A}{\pi}}$
Area	A	m ²	calculated
Vadose zone			
Saturated hydraulic conductivity	K_{sv}	m/y	EPA 2001c
Total porosity	p_{iv}	—	EPA 2001c
Thickness	Δz_v	m	EPA 2001c
Bulk density	ρ_v	g/cm ³	EPA 2001c
Soil-water distribution coefficient	K_{dv}	cm ³ /g	Yu et al. (2000, Attachment C, pp. 3-30/31) ^d
Soil-specific exponential parameter	b_v	— = b_c	
Effective porosity	p_{ev}	—	generic soil type (Yu et al. 2000, Attachment C, p. 3-9)
Aquifer			
Effective porosity	p_{ea}	—	EPA 2001c
Bulk density	ρ_a	g/cm ³	EPA 2001c
Saturated hydraulic conductivity	K_{sa}	m/y	EPA 2001c
Hydraulic gradient	J	—	EPA 2001c
Depth of well below water table	d_w	m	EPA 2001c
Soil-water distribution coefficient	K_{da}	cm ³ /g	= K_{dv}
Total porosity	p_{ta}	—	Yu et al. (2000, Attachment C, p. 3-6) value for sand Minimum = RESRAD default value (Yu et al. 2001)
Well pumping rate	U_w	m ³ /a	Maximum (rounded) from Yu et al. (2000, Attachment C, p. 3-39)
Distance to well	x_w	m	EPA 2001c

^a Assumes uniform mixing of waste with daily soil cover

^b $\frac{1}{K_{so}} = \frac{f_w}{K_{sw}} + \frac{(1 - f_w)}{K_{sv}}$, assume $K_{sw} \gg K_{sv}$

^c $K_{dc} = f_w K_{dw} + (1 - f_w) K_{dv}$, assume $K_{dw} \ll K_{dv}$

^d See Appendix B for additional data sources

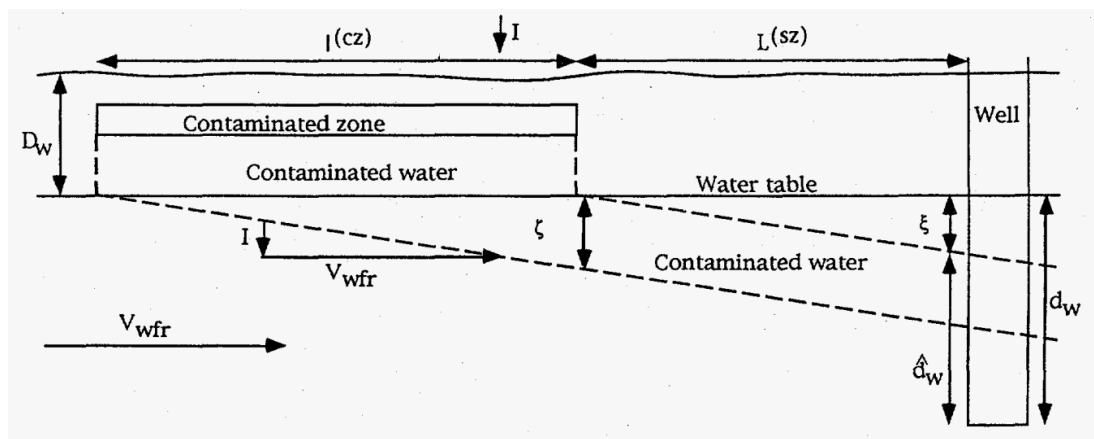


圖 4.4、地下水中核種傳輸至離廠水井之評估方法示意圖

7. 表面歸一化劑量 (Surface Normalized Dose) 之計算

前述所有情節都假設殘留的放射性活度係均勻地分布在廢鋼鐵或相關熔煉爐產品的質量之中，並依此計算質量歸一化劑量，該劑量係將受曝個體的劑量與廢鋼鐵於解除管制時之某一特定核種之單位比活度進行歸一化。所使用的比活度為平均值，代表特定核種的總活度與解除管制廢鋼鐵的總質量之比值。個體受曝的來源可以為廢鋼鐵或廢鋼鐵回收過程所產生的金屬產品或其它副產物，而歸一化劑量則以解除管制廢鋼鐵的比活度來表示 $((\mu\text{Sv/y})/(\text{Bq/g}))$ 。

另一方面，表面歸一化劑量則為個體在相同條件之下，經由曝露於均勻分布於解除管制廢鋼鐵表面的某一核種的劑量，其表面活度同樣為平均值，即為某一核種的總活度與廢鋼鐵所曝露的表面面積的比值。針對具有片狀、板狀或管狀的解除管制廢鋼鐵，則假定其殘留的活度存在於表面之上或表面附近，且只存在於單一表面。然而，如個體受到大批材料曝露，這些材料通常包含許多不同尺寸與形狀的組件，可以藉由假設活度均勻分布於整個金屬質量中來近似。因此，假如輻射源為分類過的廢料堆或殘留放射性的金屬產品或熔煉

加工所產生的非金屬副產物，以比活度 (Bq/g) 來表示放射性核種濃度應是較有意義的。

儘管如此，NUREG-1640 分析中仍提出將基於質量歸一化劑量轉換為表面歸一化劑量的計算方法。首先，比活度與表面活度可依下列式子建立關係：

$$C_{ij} = S_{ij}\sigma_j \quad (40)$$

$$\sigma_j = \frac{m_j}{a_j} \quad (41)$$

其中， C_{ij} 為核種 i 於組件 j 中的比活度 (Bq/g)、 S_{ij} 為核種 i 於組件 j 中的表面活度 (Bq/cm²)、 σ_j 為組件 j 的質量表面比 (mass-to-surface ratio)、 m_j 為組件 j 的質量 (g)、 a_j 為組件 j 的曝露面積 (cm²)。表面劑量則可藉由從 BWR 或 PWR 商用核電廠所拆除的解除管制廢鋼鐵的質量表面比來計算：

$$D_{i(s)} = \frac{D_{i(m)}}{\bar{\sigma}} \quad (42)$$

其中， $D_{i(s)}$ 為核種 i 的表面歸一化劑量 ((μSv/y)/(Bq/cm²))、 $D_{i(m)}$ 為核種 i 的質量歸一化劑量 ((μSv/y)/(Bq/g))、 $\bar{\sigma}$ 為可能從 BWR 或 PWR 中解除管制的碳鋼組件的平均質量表面積比 (g/cm²)。

為了進行上述轉換，首先必須評估核反應器不同鋼鐵組件的質量表面比，用以建立計算表面歸一化劑量的質量表面比機率分布。針對 BWR 反應器，有三種通用類型的鋼鐵組件（鋼筋、結構鋼和管道吊架）被判定可能為解除管制的選項。這些類型中的每一種都包含各種尺寸的組件，每種尺寸具有不同的質量表面積比。相對地，PWR 反應器除上述三種類型之外，另加入管道類的鋼鐵組件選項。解除管制鋼鐵組件的平均質量表面積比計算如下：

$$\bar{\sigma} = \frac{\sum m_j}{\sum a_j} \quad (43)$$

由於解除管制組件的混合會隨 1.7 年拆除期而變，因此該分析針對 PWR 和 BWR 建立了 12 個月周期的解除管制廢鋼鐵的平均質量表面積比的機率分佈。這些特定於反應器類型的數值，在蒙特卡羅概率分析過程中會被隨機取樣，以用於計算表面歸一化劑量。

8. 廢鋼鐵回收和處置的劑量評估結果

本節係針對從核設施解除管制廢鋼鐵的放射性評估結果，總計分析在 37 種曝露情節中的關鍵群體，經 115 個放射性核種及其子核所造成的輻射曝露。其中，涵蓋了 7 種由一年內含最大比例解除管制廢鋼鐵單一爐次製成的鋼鐵產品的曝露情節，這 7 種情節的結果僅作為參考，並不列入關鍵群體的排序。以下即分別針對有效等效劑量及有效劑量的計算結果進行說明：

◆ 有效等效劑量

由上述各廢鋼鐵曝露情節的 115 個放射性核種的劑量評估，可求得各情節中所有 115 個核種的歸一化有效等效劑量平均值及其第 5、50、90 和 95 百分位所對應的數值。如圖 4.5 (a) 所示，其中 9 種曝露情節的關鍵群體會由解除管制廢鋼鐵中的 115 個關注核種中接收到最高的平均歸一化有效等效劑量，而有 41 個核種的有效等效劑量關鍵群體可歸因於同一種曝露情節，即在廢料場處理廢鋼鐵的工人。在廢料場處理廢鋼鐵成為關鍵情節的原因在於此情節係發生在解除管制後的前兩週，使得具有 14 天半衰期的短壽命放射性核種（如：P-32）並不會發生大量衰變。其次，此情節發生在廢鋼鐵被熔煉之前，任何殘留的放射性污染物並不會經由分配或揮發而被移除。再者，廢料場工人的大部分工作時間都必須靠近大量的廢鋼鐵，將直接

曝露於 γ 核種的穿透性輻射，且可能吸入及攝入廢鋼鐵處理及加工期間產生的金屬氧化物粉塵。

◆ 有效劑量

同樣地，在有效劑量的計算中，相同的 9 種曝露情節的關鍵群體會由解除管制廢銅中的 115 個關注核種中接收到最高的平均歸一化有效劑量。在廢料場處理廢鋼鐵的工人情節成為 59 個核種的關鍵群體，如圖 4.5 (b)，原因同上。

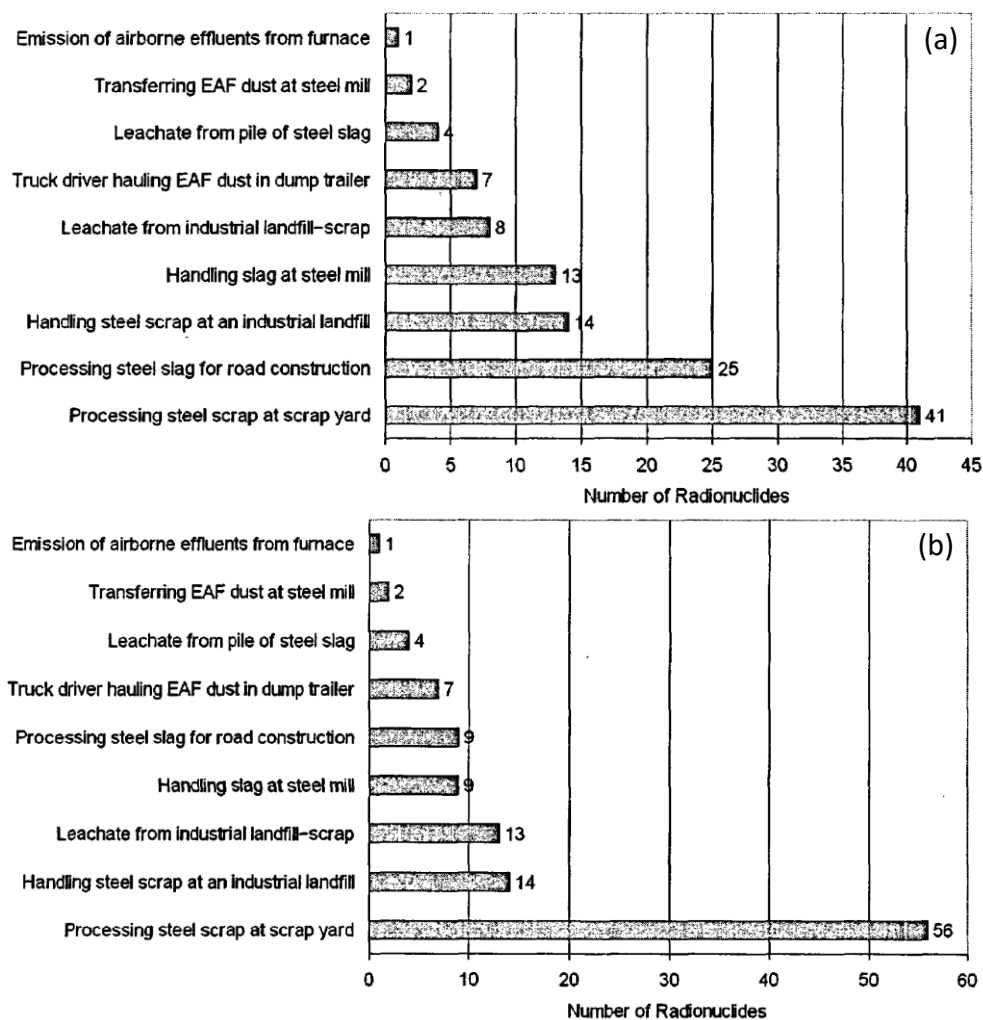


圖 4.5、解除管制廢鋼鐵導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量

(三) 廢銅的回收與處置

如同廢鋼鐵之作法，廢銅回收與處置的劑量評估也包含兩個步驟：第一個步驟為經由正常的回收過程建立解除管制廢銅的回收流程，涵蓋廢銅的產生、精煉、製造、產品使用，以及採用處置方案來取代回收的做法。經由流程分析，可計算廢銅精煉後之產品及副產物中的各種放射性核種的濃度。第二個步驟則為曝露情節的發展與分析，而大多數的廢銅分析情節與廢鋼鐵具有相對應的情節。

1. 廢銅的回收與處置流程分析

廢銅的回收與處置流程與圖 4.1 所示之廢鋼鐵流程極為類似，唯一的差異在於廢鋼鐵被送至鋼鐵廠或鑄造廠進行回收，而廢銅則被送至精煉廠進行火煉 (fire refining) 或電解精煉 (Electrolytical refining) 處理。首先，廢銅從核設施解除管制而釋出，由廢金屬經銷商派遣卡車運送至廢料場，並在廢料場進行必要的處理，包括剪切成適當的尺寸、壓塊或壓碎以減薄及減輕重量、磁分離含鐵金屬、清洗及去油污等。對大部分銅線的回收，外層絕緣去除也是必要的步驟。完成之後，廢料商會將處理完成的廢銅送至再生銅生產商並使用反射爐或火煉爐進行銅成品的生產。另一方面，業主或拆除承包商也可能選擇將廢銅送至工業或公立垃圾掩埋場進行直接處置的替代方案。

反射爐的副產物包含爐渣及廢氣。爐渣會被卡車運送至掩埋場進行處置，由煙汽或顆粒物組成的廢氣則會先被設施的排氣控制系統或 APCD 裝置捕獲，冷卻之後則會以粉塵的形式被收集在集塵袋之中。如同爐渣之作法，粉塵也會被卡車載運至掩埋場進行處置。由過濾系統逃逸的氣體、蒸汽與顆粒物則會形成空浮排放物而外釋於大氣之中。此外，由再生銅生產商所生產的銅則會被用於製造不同的

銅產品，NUREG-1640 的分析主要考慮三種類型的產品，其中兩類具通用形狀可代表很多不同的產品，另一則為用於日常供水用銅管的特定產品。

◆ 材料來源

據估計，一座 1,000 MWe 的 PWR 核電廠大約含有 694 噸銅及 25 噸青銅和 10 噸黃銅，扣除受污染和未受影響的部分，其餘約有 62 噸銅成為可能的解除管制候選材料 [56]。這些廢銅大部分是來自銅線、電纜和匯流排的高品質非合金銅，且可以假設此相對少量的廢銅會在一年內被外釋。

大部分的解除管制廢銅為具有單芯或多芯的型式，其餘則為匯流排的型式。假設個別銅絞線的線徑號數範圍為 8~14 AWG (American wire gauge)，從 8~14 號中的所有偶數號規格出現的機率相等，則可建立銅線規格的蒙地卡羅機率分布，並由此分布進行取樣以決定銅的質量表面比。藉由銅的總質量除以個別銅絞線與匯流排的表面積之和，即可得出廢銅的質量表面比。由 10,000 次蒙地卡羅模擬結果，廢銅的質量表面比平均值為 0.52 g/cm^2 ，變異係數為 8.3%。

◆ 廢銅回收

廢銅可大致分為非合金類廢銅及青銅與黃銅合金類廢銅，前者通常會採用熔煉或精煉的方式處理；後者則經由重熔用於軋製產品，幾乎不會使用精煉的方式。由調查數據顯示，大約有 81% 的回收銅來自黃銅和青銅的合金銅，其餘大部分為非合金銅。核設施拆除產生的廢銅大多屬於非合金類的舊廢料，且大部分會使用精煉處理來回收 (約 74%)，其中有 38.5% 會經由火煉的方式，另 61.5% 則會採電解精煉的做法。

◆ 廢銅精煉

廢銅可以藉由多種方式進行精煉及加工，取決於廢銅的質量及其合金含量等因素。部分廢銅由原銅生產商 (primary producer) 精煉，部分則由再生銅生產商 (secondary producer) 處理，銅和銅合金廢料也可選擇在黃銅廠、鑄錠製造商或鑄造廠進行重熔。如圖 4.6 所示，原銅生產商主要經由冶煉或浸出從礦石中回收銅，而再生銅生產商則主要從廢銅中回收銅。在原銅生產商，低等級銅廢料可作為閃速熔煉爐 (flash smelter) 的進料，部分的 1 號和 2 號銅廢料被裝入陽極爐 (anode furnace)，1 號銅廢料也可裝到垂直豎爐 (vertical shaft furnace) 以將其熔化成銅錠或其它銅產品。在再生冶煉操作中，前段的冶煉爐 (smelting furnace) 會使用低等級銅廢料，而後段的火煉爐則可以消耗 1 號和 2 號銅廢料。上述 1 號和 2 號銅廢料為最高等級的廢料，核電廠拆除過程中產生的大部分廢銅也屬此類。

非合金類廢銅精煉的作法包含火煉及電解精煉。火煉一般在反射爐中進行，藉由空氣或氧氣氧化熔融金屬並撇除產生的爐渣以移除雜質，然後經由添加碳氫化合物源 (如：天然氣或原木) 將熔體的氧含量降低到所需水平 (0.03%至 0.04%)。火煉有可能為精煉過程中的唯一步驟，精煉後的銅可被鑄造成塊狀、銅坯或線棒等形狀。反射爐中的爐渣產量隨爐料中銅的比例而變，隨著銅廢料等級提高，爐渣中的銅濃度增加、爐渣重量減少及銅損失量降低。電解精煉為銅純化的最終階段，經此製程產生的銅可能含有少於 40 ppm 的金屬雜質。在電解精煉過程中，銅陽極和純銅陰極起始片懸浮在 $\text{CuSO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ 電解液中，電流在約為 0.25 Vdc 的電位下通過電解液。在電解過程中，銅從陽極溶解並沉積在陰極上。該製程需要 10~14 天才能

生產出重約 150 公斤的陰極。Au、Ag 和其它貴金屬以及 Pb、Se 和 Te 等雜質都會從銅礦石中析出並積聚在陽極泥 (anode slimes)。這些陽極泥會被收集起來並送到貴金屬精煉廠。其它元素 (如：Fe、Ni、Zn) 則會溶解在電解液中，並在排放流中從電解槽中去除。

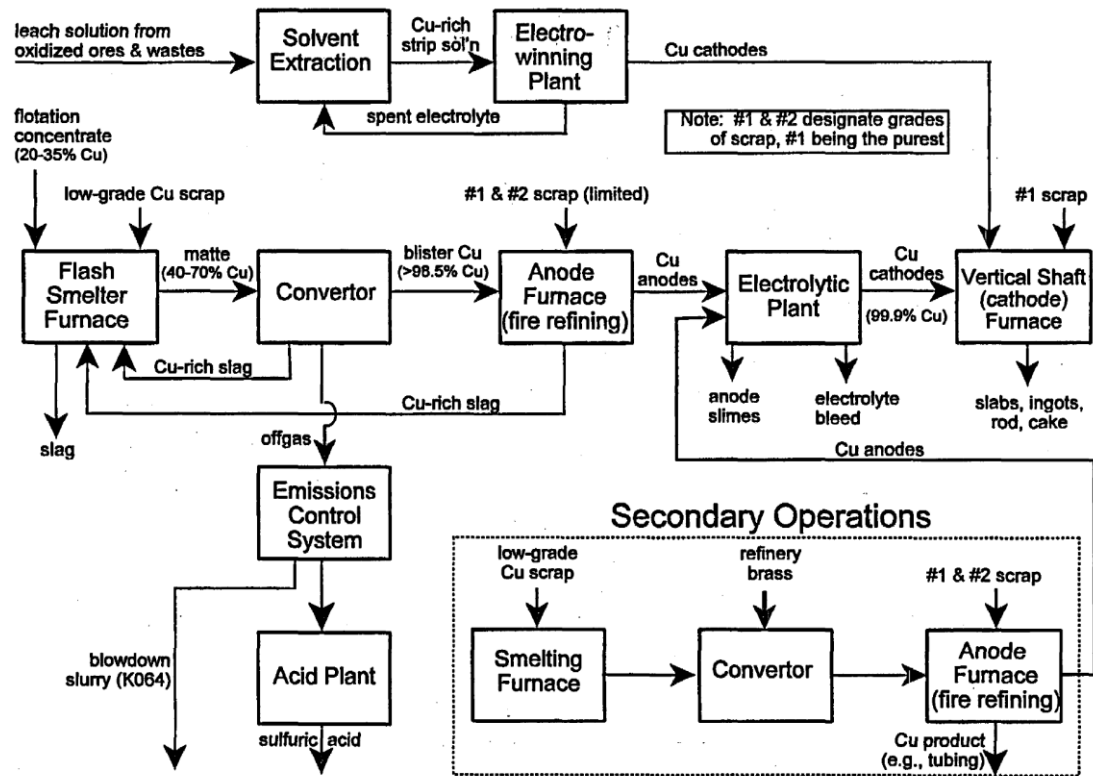


圖 4.6、原銅和再生銅生產過程中的操作流程

2. 質量比率與分配因子

如同廢鋼鐵回收，廢銅在反射爐進行火煉作業之後也會產生三種不同的製程產物：金屬產品、爐渣及廢氣。廢氣經濾芯或 APCD 裝置收集之後形成粉塵，也可能逃逸而釋放至大氣中。原廢銅中的任何放射性核種可能會分布在金屬、爐渣、粉塵及揮發性排放物之中。另一方面，在電解精煉製程中，雜質則會分布於金屬產品、陽極泥及電解液之中。

(1) 質量比率

◆ 火煉處理

反射爐產生的爐渣重量估計約為爐料重量的 2~2.5%。在此基礎上，爐渣相對於裝入反射爐的廢銅的質量比率被指定為 0.020~0.025 的均勻分布。爐渣中含有約 40% 的銅 [57]。

根據 PES 環境服務公司所收集的 12 個加工廠的數據，集塵室的粉塵產生率約為 0.4~15 kg/t [58]。在該分析中，粉塵相對於裝入熔爐的廢銅的質量分率被指定為截斷對數常態分布，分布的算術平均值為 0.0026，算術標準差為 0.002855，最小值為 0.0004，最大值為 0.015。

由一爐次產生的金屬銅的量則可以藉由爐料中的金屬總量扣除爐渣與粉塵中化學鍵結銅或氧化銅中的銅含量來計算，計算結果顯示採用火煉爐來生產金屬銅的產率範圍介於 97.9~99.2%。

◆ 電解精煉處理

由於電解精煉使用較純的銅做為進料，相較於火煉處理會造成較低的劑量，劑量評估時僅採用確定性分析 (deterministic analysis)，而不採用機率性分析。在電解精煉製程中，陽極泥相對於金屬進料的質量比率採用固定值為 0.0075 [59]。

(2) 分配因子

◆ 火煉處理

在火煉過程中，元素或化合物核種會在爐渣與熔體之間交換，或由爐中的廢氣排出。在廢氣中，離開熔爐的一些化學物質會維持氣相，而部分則會冷凝或聚結成微粒（粉塵）。粗顆粒的雜質被集塵袋或 APCD 捕獲，氣相中的一些細顆粒和物質則會從煙囪的排放物中逸出。在典型反射爐中，每種元素的分配因子可藉由其氧化電位的熱

力學計算來求得，並以化學物質的蒸氣壓或工業經驗和實驗室測試等資訊來補充。在缺乏其它資訊的情況下，則根據化學相似元素的行為來估計其分配因子。表 4.9 列示了銅火煉處理中每種元素或其化合物的分配因子。

◆ 電解精煉處理

在電解精煉過程中，銅優先在陰極析出，而許多雜質會留在陽極泥中，鎳和其它金屬雜質則會積聚在電解液中，並隨電解液排放而被去除。表 4.10 顯示銅電解精煉處理的分配因子。

表 4.9、銅火煉處理的分配因子

Elements	Metal product	Dust	Slag	Volatile
H, C	0	0	0	100
Na, Ca, Sc, Cr, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Tc, Ba, Ce, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Tm, Ta, W, Ra	0.05-0.15	0	99.85-99.95	0
P, S, K	0.05-0.15	10-90	9.85-89.95	0
Cl, I	0	0-10	90-100	0
Mn	2-5	0	95-98	0
Fe	2-25	0	75-98	0
Co, Ni	1-60	0	40-99	0
Zn, Cd	1-26	0-5	74-94	0
As	10-20	10-80	10-70	0
Se, Te, Cs	10-20	80-90	0	0
Ru, Ag, Os, Ir	100	0	0	0
Sn	12-40	0	60-88	0
Sb	1-69	0-5	31-94	0
Tl	10-20	30-60	20-60	0
Pb	6-100	0-5	0-89	0
Bi	90-100	0-10	0	0
Po	1-50	50-99	0	0
Ac, Np, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es	0.1-1	0	99-99.9	0
Th, Pa, U	0.1-2	0	98-99.9	0

表 4.10、銅電解精煉處理的分配因子

Elements	Copper cathodes	Anode slimes	Electrolyte bleed
Na, K, Sc, Cr, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Tc, Cd, Cs, Ce, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Tm, Ta, W, Th, Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es	0	0	100
P, As	0.1-2	98-99.9	0
S, Se	0.1-0.2	99.8-99.9	0
Cl, I	0	100	0
Ca	0	40-60	40-60
Mn, Fe	1-3	26-46	51-73
Co	0.5-1.5	0	98.5-99.5
Ni	0.3-0.7	0-10	89.7-99.3
Zn	0	0-10	90-100
Ru	3-4	26-32	65-70
Ag	2-6	94-98	0
Sn	0.1-10	90-99.9	0
Sb	0.1-1	0-74.9	25-99
Te	0-33	67-100	0
Ba	0	1-99	1-99
Os, Ir	0	81-84	16-19
Pb	0.15-0.45	99.55-99.85	0
Bi	0.3-1.4	0-74.7	25-98.6
Po	25-75	25-75	0

3. 混合因子

在冶煉之前，解除管制廢銅中的放射性核種濃度會經由與其它來源的廢銅混合而降低。當進行精煉副產物的處置時，則會發生更進一步的混合。

在廢料場處理廢銅的情節中，假設解除管制後的廢銅會在一家專門處理非鐵金屬的設施中進行處理，此類設施的平均吞吐量約為 11 kt/y。由 10,000 次蒙地卡羅取樣的計算結果，解除管制廢銅在廢料場的平均混合係數約為 5.6×10^{-3} 。

在火煉廠的處理情節中，混合因子主要是依據火煉廠的數量及各設施的廢銅消耗率來計算，而廢銅消耗率則是根據其產量及其銅產品的質量分率估算的。假設設施是隨機選擇並依其產量加權，廢銅的數量則是來自於同一年正在拆除的多個核電廠的概率加權。由

10,000 次蒙地卡羅取樣的計算結果，混合因子的平均值為 1.1×10^{-3} ，平均值的標準差為 $\pm 7.3 \times 10^{-6}$ 。

4. 不同介質中的放射性核種濃度

精煉過程會將廢銅中的任何雜質（如：放射性核種）重新分配到各種熔煉產品之中，其分配因子取決於所關注的化學元素，並適用於該元素的所有同位素。火煉銅及其副產物的年平均放射性核種濃度，以及其釋放到大氣中各核種的年活度估算與廢鋼鐵之作法相同，可分別藉由式(4)~(6)進行計算，並套用適用於銅的參數即可。

5. 廢銅回收與處置之曝露情節

表 4.11 列出了廢銅回收與處置劑量評估中所包含的 20 種曝露情節，以及各情節中的對應分析、混合因子、以及曝露途徑。對應分析欄位說明該情節與廢鋼鐵情節的相似程度，包含與廢鋼鐵情節相同 (O)、與廢鋼鐵情節類似，但有重大修改 (Δ)、新的曝露情節 ($\times$) 三種。以下僅說明新的或與相對應鋼鐵分析有顯著不同的情節：

◆ 廢銅之加工與處理

在廢料場處理廢銅的工人會接觸到廢銅切片和壓碎產生的粉塵。由於美國職業安全與健康管理局限制工作場所接觸銅粉塵的允許曝露限值 PEL 為 1 mg/m^3 ，該限值適用於任一 8 小時的班次，因此年平均粉塵負荷將大大低於該限值。在該分析中，假設 8 小時的時間加權平均粉塵濃度為截斷對數常態分佈，Cu 的範圍為 $0 \sim 1 \text{ mg/m}^3$ ，平均值為 0.5 mg/m^3 。同樣地，類似的模型也適用於銅產品處理情節。

◆ 在火煉廠處理爐渣

在再生銅火煉廠的爐渣處理情節包含將爐渣從熔融銅中撇除，讓其冷卻後運送到建物的某個角落並平鋪於地板上。工人在此情境之下處理爐渣，其體外曝露主要來自於殘留放射性核種分配於爐渣中的直接穿透性輻射，也會吸入及攝入在此操作過程中產生的粉塵。吸入曝露將受到 OSHA 對銅粉塵的限制，由於銅佔反射爐渣的 40%，8 小時的時間加權平均 TWA 之爐渣粉塵濃度限值修正為 2.5 mg/m^3 ，並指定對數常態分佈，範圍為 $0\sim 2.5 \text{ mg/m}^3$ ，平均值為 1.25 mg/m^3 。非故意攝入率則假設與相對應的鋼鐵情節相同。

◆ 火煉過程中之大氣釋放

廢銅火煉的大氣釋放情節與廢銅熔煉對應情節唯一顯著的差異是受體所在位置之土壤中的放射性核種的積累時間。在鋼鐵情節中，係假設該活度將在廢鋼鐵從核設施拆除的 1.7 年期間逐漸累積，單個熔煉廠不太可能從多個核設施回收廢料。然而，再生銅工業僅包含相當少數的火煉廠，同一個火煉設施很可能會在不同年份回收同一個核設施產生的廢銅。累積時間計算如下：

$$t_b = \frac{f_{fr} m_{Cu} N_R}{m_0} \left(\frac{m_{fr}}{M_{fr}} \right) n_d \quad (44)$$

其中， t_b 為活度於土壤的累積時間 (d)、 f_{fr} 為火煉爐消耗的廢銅比例、 m_{Cu} 為一個核反應器拆除產生的廢銅質量、 m_{fr} 為給定火煉設施的年產量、 n_d 為每年的天數、 N_R 為計畫拆除的反應器數量、 m_0 為給定火煉廠在一年內處理的解除管制廢銅的質量、 M_{fr} 為美國所有火煉設施的總產能。上式第一項分子表未來 50 年內由反應器拆除產生且將採用火煉回收的解除管制廢銅總量，分母則為某設施一年中處理上述廢銅的質量，括號的項則為該設施產量占全國之比例。

◆ 運送情節

根據運輸調查數據，廢銅及銅精煉副產物的運輸距離可由常態分布表示，模數為 209 km，變異係數為 11.6%，依工程判斷取其下限截斷值為 80 km [44]。駕駛員所有行程的平均速度可由三角形分布表示，範圍為 64~97 km/h，模數為 80 km/h，此速度也是基於工程判斷，旨在涵蓋整個美國的平均高速公路的速度範圍。由於解除管制廢銅相對少量，此類情節假設由同一位司機運送。

運送距離由截斷對數常態分布表示，算術平均值為 632 km，變異係數為 10.2% [44]。根據工程判斷，最小值和最大值分別設定為 80 km 及 3200 km。由於非含鐵金屬產品的運輸距離通常比鋼鐵產品者更遠，因此配備臥鋪車廂的卡車更有可能用於此目的。臥鋪體外曝露時間的計算與鋼鐵情節中”卡車司機在自卸拖車中拖運 EAF 粉塵”之計算相同。

◆ 從銅管中飲用自來水

銅管是由火精煉銅廢料製成的主要產品之一，來自解除管制廢銅中的放射性核種可能會溶解在通過這些管道的水中，並由飲用這些管道自來水的個體攝入。因由銅管造成的體外曝露相對較小，飲用水攝入途徑為此情節唯一考慮的途徑。假設逐漸溶解的銅管會在自來水中產生一個恆定的濃度，來自飲用水途徑的劑量可表示如下：

$$D_{iw} = C_{Cu} C_{ip} F_{ig} I_w t_{ys} \left(\frac{e^{-\lambda_i t_a} - e^{-\lambda_i (t_s + t_a)}}{\lambda_i t_a} \right) \quad (45)$$

其中， D_{iw} 為評估期間攝入自來水中放射性核種的劑量 (μSv)、 C_{Cu} 為自來水中銅的濃度 (g/mL)、 C_{ip} 為銅產品中核種 i 的比活度 (Bq/g)、 F_{ig} 為攝入核種 i 的劑量轉換因子 ($\mu\text{Sv/Bq}$)、 I_w 為每日自來水消耗量 (mL/d)、 t_{ys} 為曝露期間 (d)、 t_s 為從材料解除管制到情節開始的時間 (d)、 λ_i 為核種 i 的衰減常數 (d^{-1})、 t_a 為評估期間。

上述分析是假設分配到銅管中的放射性核種的溶解速度會以與銅相同的相對速率溶解到自來水中，因此核種在水中的濃度即是水中銅的濃度與該核種在銅中的比活度的乘積。根據相關的研究報告，使用銅管或青銅管會增加飲用水中的銅濃度，且軟水比硬水更具腐蝕性。如果銅管在停用一段時間後未沖洗，自來水中的銅濃度可能會超過 1.3 mg/L [60]。上述參數 C_{Cu} 被指定為三角形分布，最小值為 0.16 mg/L，模數為 0.3 mg/L，最大值為 1.3 mg/L。

◆ 電解精煉廠

如圖 4.6 所示，電解精煉廠在陽極爐冶煉過程中也會加入高等級的銅廢料 (1 號與 2 號)，然其使用火煉銅並更進一步地進行純化，其金屬產物通常僅包含較少的雜質，相對影響較小。電解製程中的副產物如陽極泥與電解液則可能使雜質濃縮於其中，然經範圍分析結果顯示此兩類材料的曝露情節並不會造成關鍵群體。此外，電解精煉廠的陰極爐也可能使用 1 號銅廢料，然其在陰極爐中僅熔化並不會有精煉處理，僅有很少量的殘留雜質被移除，也不會造成關鍵群體。

表 4.11、廢銅回收與處置之曝露情節

情節	對應情節 ¹	混合因子 ²	曝露途徑		
			體外 ³	吸入	攝入
處理和加工類					
在廢料場處理廢銅	Δ	SD	20	√	√
處理火煉銅產品	O	AA	23	√	√
在火煉廠處理爐渣	O	AA	21	√	√
反射爐集塵袋維護	O	AA	22	√	√
大氣釋放類					
熔爐廢氣排放	O	AA	F2	√	√
運送類					

卡車司機拖運解除管制廢銅	Δ	N	26		
卡車司機拖運火煉銅產品	Δ	AA	29		
卡車司機拖運反射爐爐渣	O	AA	28	√	√
卡車司機拖運反射爐粉塵	O	AA	27	√	√
產品使用類					
曝露於小質量火煉銅產品	O	AA	24		
在身上的小型銅物件	O	AA	25		
飲用來自銅管的自來水	※	AA			√
垃圾掩埋場處置類					
在工業垃圾掩埋場處理廢銅	O	IL	F1		
在公立垃圾掩埋場處理廢銅	O	ML	F1		
在工業垃圾掩埋場處理爐渣	O	IL	F1	√	√
在公立垃圾掩埋場處理爐渣	O	ML	F1	√	√
滲濾液滲入地下水類					
工業垃圾掩埋場廢銅之滲濾液	O	IL			√
公立垃圾掩埋場廢銅之滲濾液	O	ML			√
工業垃圾掩埋場爐渣之滲濾液	Δ	IL			√
公立垃圾掩埋場爐渣之滲濾液	Δ	ML			√

1. Δ: 經由對應的鋼鐵情節分析中修正；O: 與對應的鋼鐵情節分析相同；※: 新增情節
2. AA: annual average, IL: industrial landfill, ML: municipal landfill, N: no mixing, SD: scrap dealer
3. 體外曝露劑量因子：20: Scrap pile, 21: Slag pile, 22: Baghouse, 23: Large metal mass, 24: Small metal mass, 25: Small object on body, 26: Scrap truck, 27: Dust truck, 28: Slag truck, 29: Truck loaded with metal product, F1: FGR 12 soil contaminated to an infinite depth, F2: FGR 12 contaminated ground surface

6. 廢銅回收和處置之劑量評估結果

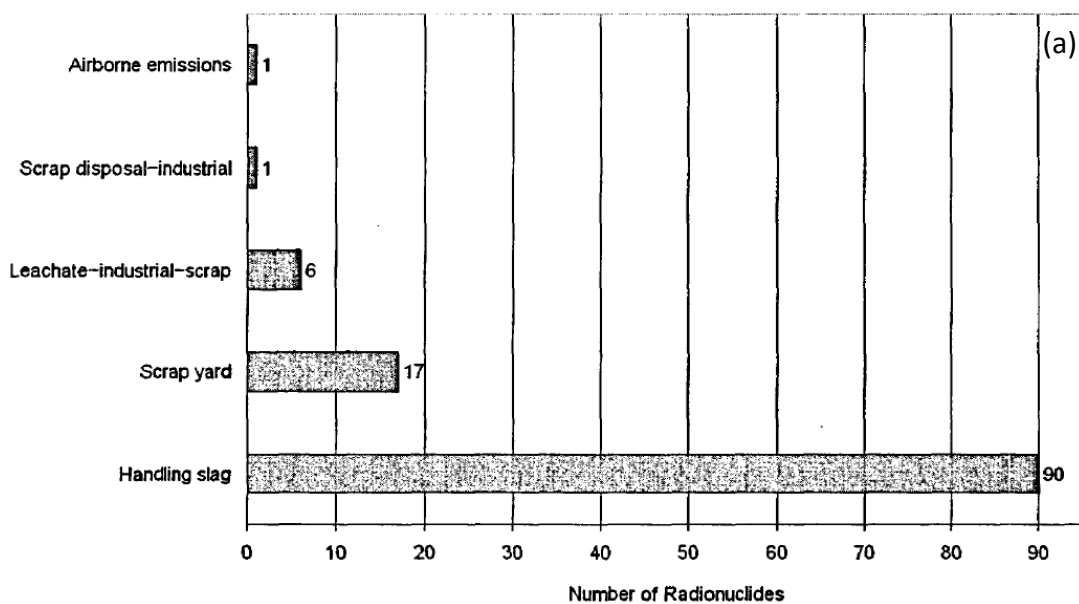
本節係針對解除管制廢銅的放射性評估結果，總計分析在 20 種曝露情節中的關鍵群體，經 115 個放射性核種及其子核所造成的輻射曝露。以下即分別針對有效等效劑量及有效劑量的計算結果進行說明：

◆ 有效等效劑量

如圖 4.7 (a) 所示，其中 5 種曝露情節的關鍵群體會由解除管制廢銅中的 115 個關注核種中接收到最高的平均歸一化有效等效劑量，而有 90 個核種的有效等效劑量關鍵群體可歸因於同一種曝露情節，即在再生銅火煉廠處理來自反射爐爐渣的工人。處理爐渣的工人成為最重要的關鍵群體的原因在於爐渣具有較小的質量比率及很高的分配因子，造成這些核種在爐渣中的濃度遠高於它們在廢銅中的原始濃度。其次，工人會曝露於散佈在大且平坦區域的爐渣之中，並無外部屏蔽及很低的自我屏蔽，使得體外曝露更為顯著。此外，工人也同時承受吸入及攝入的體內曝露。

◆ 有效劑量

同樣地，在有效劑量的計算中，相同的 5 種曝露情節的關鍵群體會由解除管制廢銅中的 115 個關注核種中接收到最高的平均歸一化有效劑量。在再生銅火煉廠處理爐渣的工人情節成為 86 個核種的關鍵群體，如圖 4.7 (b)，原因同上。



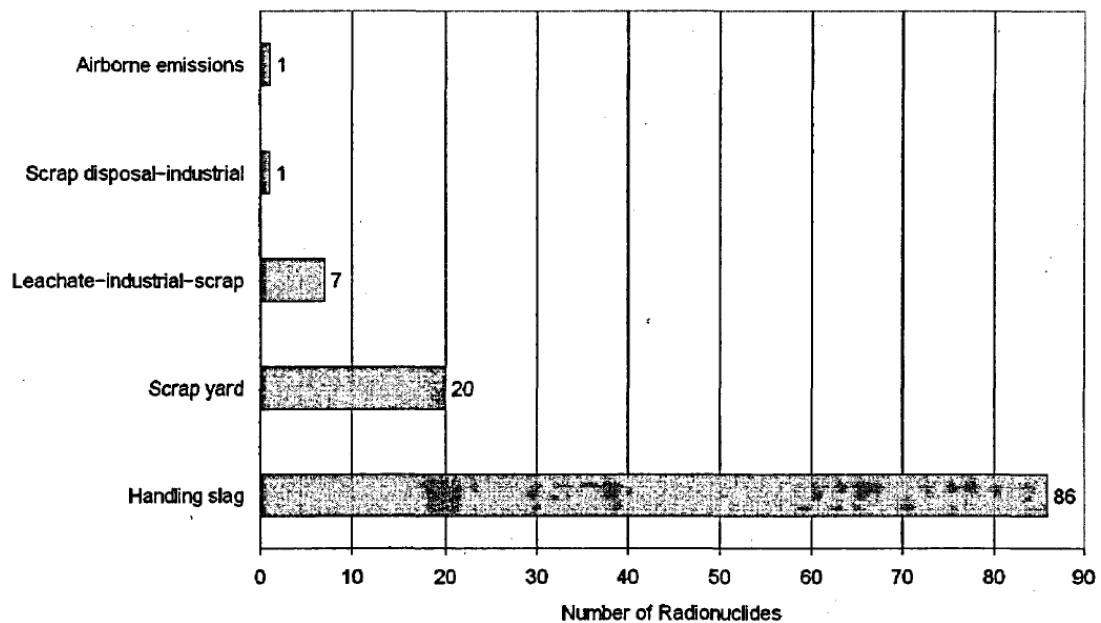


圖 4.7、解除管制廢銅導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量

(四) 廢鋁的回收與處置

除役電廠產生的廢鋁中僅有約 6~10%的鋁來自解除管制的廢料，其餘均來自非受影響區。美國對於廢鋁加工有相關的流程，主要經過廢料場進行解除管制後的處理，再經過再生冶煉廠進行加工，製成再生鋁製品，過程中產生的鋁渣、粉塵及相關液體透過卡車運輸至掩埋場處置，而再生產品經過其它加工後作為產品使用，有部分氣體會造成場外居民的直接曝露。在廢鋁熔鑄的過程中會添加氯氣或其它鹵素，以除去內含的鎂並除去磁性，廢料的雜質將在過程中轉移至鋁渣，也可能產生一定程度的揮發性氯化物。

NUREG-1640 描述了廢鋁回收與處置相關的劑量評估，內含 21 種曝露情節，其中鋁製炊具的使用並未在銅和鋼鐵的回收劑量評估中出現，屬於新增的情節。另有一修訂過的模型，係將再生冶煉廠建模為一土堆，而不是像廢鐵造路那樣當成一個無限平面。

在 NUREG-1640 中，核設施鋁廢料的回收與處置評估共涉及了 21 個曝露情節，這些途徑描述了再生鋁冶煉廠處理和加工解除管制的廢鋁和熔化精煉的產品、設施排放的空氣污染物、廢鋁和冶煉產品的運輸、鋁的產品使用、解除管制廢料和鋁渣的掩埋處置、以及含有解除管制廢料或鋁渣的掩埋場滲濾液滲入井水。

解除管制鋁廢料的潛在劑量評估包括兩個部分，第一步驟係經過正常的回收流程來表徵已解除管制廢料的流程，從廢料的產生、熔化或熔煉、製造、產品使用、以及回收以外的處置，這個步驟可以用於描述廢鋁冶煉產品和副產品中的放射性核種活度。第二步驟是曝露情節的建立和分析，在 21 種曝露情節中，除了其中一種情節之外，其餘均對應於廢鋼鐵和廢銅的情節分析。

1. 廢鋁的回收與處置流程分析

廢鋁處置和再生鋁的相關行業有關，在討論廢鋁回收與處置作業時，需先瞭解美國再生鋁業對於廢鋁處置的流程 [61,62]，其目的可作為此分析所需的資訊來源以及其所涉及的廢鋁回收和處置方面的背景。圖 4.8 所示為廢鋁回收與處置流程示意圖，和前述其它分析的解除管制物質一樣，這裡提供的是簡化後的理想程序，描述當前分析中曝露情節所代表的步驟順序，未納入曝露情節的中間步驟則由虛線或方框表示。

回收與處置流程始於從許可設施解除管制廢料的釋放，假設廢料由卡車運輸至廢金屬商經營的廢料場處理，而後廢料商將已處理的廢料運送至再生鋁熔煉廠，在該處生產鋁合金，通常製成鑄錠 (ingots)。或者，設施經營者或拆除承包商可以選擇在工業或公立固體廢棄物掩埋場處置這些廢料。再者，根據廢料的特性及其它的經濟

因素，可以將廢料在核電廠設施處理後再運送至熔煉廠（在核電廠中的廢料處理並未包含在此分析中）。

冶煉廠副產品包括鋁渣 (dross) 和廢氣，鋁渣類似於銅和鋼熔煉的爐渣，是添加於熔體中的熔劑、金屬氯化物、氧化物的混合物，浮渣由卡車運輸至掩埋場處置，或是送到金屬回收處理廠。

廢氣由熔化過程中被設施排放控制系統捕獲的煙霧和顆粒組成，經過冷卻過後，大部分廢氣以粉塵的形式收集在集塵袋中，然後送往掩埋場進行處置。氣體、蒸氣、以及少數顆粒從空濾系統中逃逸，被釋放於空氣中，這些空浮流體可能經由空氣流動而影響附近居民。

冶煉廠生產的鋁合金通常製成鑄錠以進行運輸作業，但這些產品也可以熔融金屬態在絕緣坩堝中運輸。

再生冶煉廠生產的鋁合金用於製造大量成品。本分析評估了四種此類產品，其中兩個可以代表許多單獨產品的通用形狀，另還包括兩種特定產品，即汽車中的鋁製引擎機組及鋁製炊具。

◆ 材料來源

解除管制廢鋁的來源主要來自持有許可證的設施，如：商用核電廠、測試和研究用反應器、以及工業核設施。根據參考資料 [56]，一個 1000-MWe 的壓水式反應器含有 18.1 噸鋁，其中 5.4 噸的鋁來自反應器設備、反應器附屬裝置、燃料貯存系統，這些設備可能被過度污染而無法解除管制，其餘 10.7 噸與廠區改善、附屬建物、發電設備及其它儀器有關，這些系統未被輻射物質影響，和解除管制無關。扣除以上物質後，尚有 1.2~2 噸的鋁才需要進行解除管制，其中 0.8 噸的差異係取決於氣渦輪機建築是否落於受影響區域。

針對鋁組件的質量表面比，大多數的鋁被假定為片狀金屬或薄壁管路，厚度大約為 0.159~0.635 cm，假設單一組件為具有此範圍內八種標準厚度的商用鋁板之一，隨機指定每個厚度的頻率（均勻隨機分布於 0~1 的範圍），接著計算頻率加權平均厚度（frequency-weighted-average thickness），便可計算質量表面比，經 10000 次蒙特卡羅取樣的結果平均值為 0.90 g/cm^2 ，變異係數為 0.10。

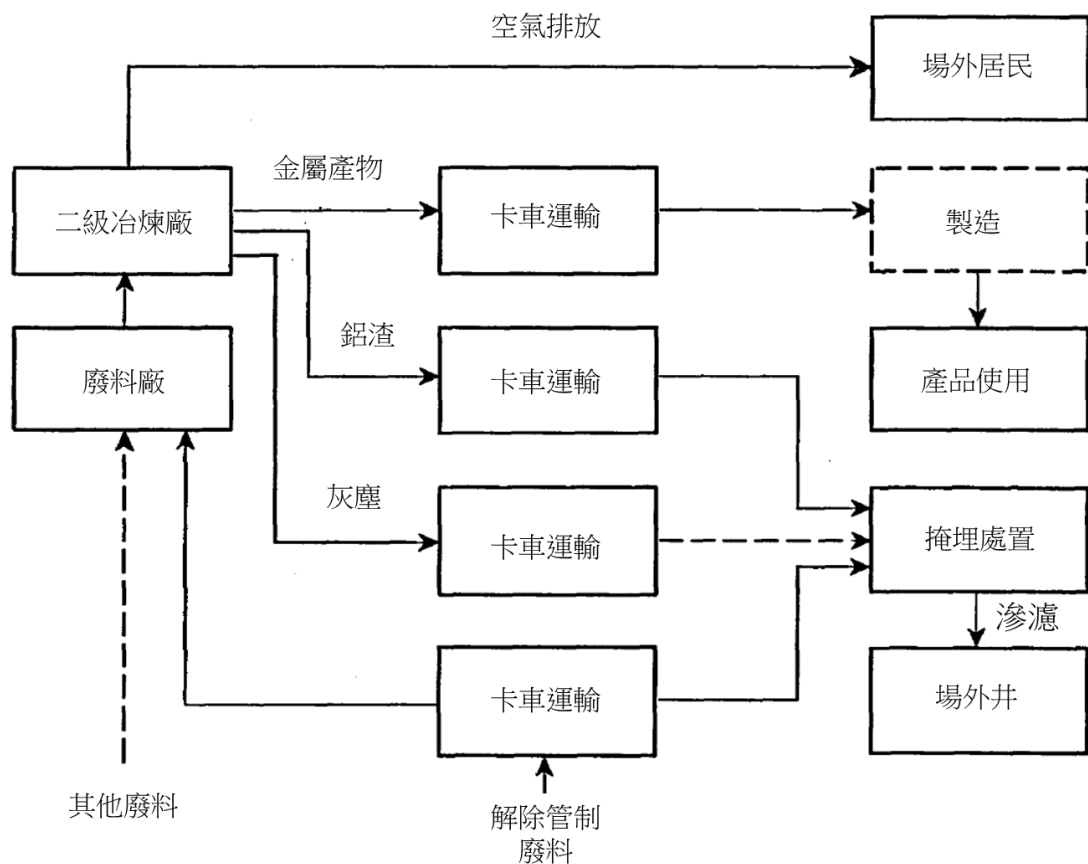


圖 4.8、廢鋁的回收與處置流程

◆ 廢鋁回收

如同鋼鐵廢料一樣，廢鋁也可被區分為工廠廢料、新廢料、以及舊廢料。工廠廢料包括在工廠將鋁材加工或製造成合適的中間產品時產生的無用金屬。儘管工廠廢料是在鋼廠或鑄造廠生產的，但與加工過的原材料相比，它被認為是一種二次金屬；新廢料在最終產品的

製造過程中產生，是雜質極少的高級金屬；舊廢料則是指消費者或工業使用過的過時、磨損或損壞的產品，由核設施解除管制的廢鋁即屬於舊廢料。

根據美國鋁業協會提供的資訊，表 4.12 列出五種廢鋁回收設施的廢鋁消耗量及其在鋁製品中的回收率統計數據 [63, 64]。用過的鋁製飲料罐 (used aluminum beverage cans, UBC) 通常會將產品返回罐頭行業的專用設施中處理，確保用於罐頭的特定合金保持隔離並在不與一般等級廢料混合的情況下加工，此種材料不屬於一般舊廢料流的一部分，舊廢料將與許可設施解除管制的廢料混合。另一方面，再生鋁回收行業對各種舊廢鋁進行處理，主要用於生產鑄造合金。

在表 4.12 中，第一行數字根據公佈的數據列出了每個行業的總廢品消耗量，下一行列出了舊廢料的消耗數據，除再生冶煉廠外，四類再生鋁生產商消耗的舊廢料數量是根據這四類設施消耗的舊廢料和新廢料總和的報告數據估算的。假設新舊廢料的相同比率分別適用於每個類別，並進一步假設新舊廢料的金屬回收率相同。再生冶煉廠消耗的非 UBC 廢料的計算方法為：從這些設施處理的舊廢料的列出數量中減去初級生產商的 88 kt UBC 廢料收費處理，除再生冶煉廠外，四個類別中每個類別消耗的非 UBC 舊廢料量是經由根據每個類別消耗的廢料總量按比例分配這四個類別消耗的 UBC 廢料總量來估算的。

表 4.12、2000 年美國廢鋁工業的消耗量與回收量 (單位：kt)

	Consumption				Recovery		
	Total	Old scrap ^a		New scrap	Total	Old scrap ^{a,b}	New scrap ^b
		Total	non-UBC				
Secondary smelters	1965 ^c	593 ^d	505 ^e	1370	1450	440	1010
Integrated producers	1062 ^c	496	99		930	434	496
Independent mill fabricators	800	373	74		736	344	392
Foundries	95.6	44.6	8.9	1050	85.8	40.1	45.7
Other consumers	14.6	6.8	1.4		14.6	6.8	7.8
Subtotal (excludes secondary smelters)	1972	920	183		1766	825	942
Total	3936 ^c	1514	688	2420	3220	1270	1950
Adjusted total ^f	4223 ^c	1624	738	2590	3450 ^c	1372 ^c	2078 ^c

Source: Plunkert 2002, unless otherwise noted

Notes: Includes imported scrap

Total metal content, scrap = 93.3% Al

Most data rounded to no more than three significant figures, may not add to totals shown.

^a Old scrap includes sweated pig⁸

^b Calculated from ratio of old scrap to new scrap consumed

^c Aluminum Association 2001

^d Includes 88,000 t of UBC scrap toll-treated for primary producers

^e Figures in bold italics derived by present authors from published data

^f Adjusted by multiplying "totals" by factor of 1.073 to estimate full industry coverage (4223 + 3936 = 1.073)⁹

◆ 再生冶煉廠

非 UBC 舊廢料的最大消費者是生產鑄造合金的再生冶煉廠，從核設施中解除管制並用於回收的鋁廢料很可能會被其中一家冶煉廠消耗。如表 4.12 所示，再生冶煉廠在 2000 年消耗約 1965 kt 廢料，回收了 1450 kt 金屬。這些廢料來自新舊來源的混合物，其中包括少量 (88 kt) 為初級生產商經過收費處理的 UBC 廢料，根據參考報告的數據 [63]，再生冶煉廠中約有 70% 的鋁金屬回收來自新廢料。

圖 4.9 所示為典型的再生冶煉廠處理廢鋁的流程圖，這種冶煉廠最常使用容量為 18~100 噸的燃油或燃氣反射爐 [65]。輸入的材料通常是廢鋁和少量添加劑 (如：矽和鋅)，添加鹵化物鹽 (如：NaCl、KCl 和 NaF 的混合物) 以在熔體上形成覆蓋物並減少氧化。鑄造合金時在再生熔煉過程中加入 2~13% 的矽，以促進鑄造合金的流動性。冶煉過程中產生的煙霧被初級排氣罩捕獲，並通過管道系統輸送到集塵袋。有時，較髒的廢鋁會經過預處理以去除鐵、油和水。預處理

包括粉碎和/或乾燥 (使用後燃器)。預處理過程中產生的粉塵被收集在集塵袋中，該集塵袋與用於熔爐的集塵袋相同或類似設施。當粉塵從集塵袋中清除時，會對其進行有害成分測試，以確定是否需要將其作為危險廢棄物處理。鋁回收過程中產生的約 99% 的粉塵被認為是無害的。

在每個精煉步驟中，進料分離成不同的產品流，每一種都經過不同的處理、使用和處置。鋁渣不屬於危險廢物，它可以在掩埋場進行回收、再加工或處置。將鋁渣從熔爐中取出並冷卻後，將其在冶煉廠的室外成堆儲存，直到冶煉廠重新使用或運送到加工商進行金屬回收。鋁渣處理可能涉及物理方法 (如：錘磨機和篩子) 或熱方法 (如：在旋轉鹽爐中熔化)。處理後的鋁渣一般在固體廢棄物掩埋場進行處理 [65]。美國 DOE 估計每年有 1.8 百萬噸的鋁渣和鹽餅材料在經過鋁回收處理後掩埋 [66]。

在再生冶煉廠生產的鋁合金通常被鑄造成鋁錠，然後運到鑄造廠鑄造成最終用戶產品。來自再生冶煉廠的大量產品以熔融金屬型態在絕熱坩堝中運輸，這種做法係將部分金屬從熔爐中取出，送進 14 噸的熱金屬運輸車，這些圓柱形容器由鋼殼和可澆注的輕質耐火材料製成，熱容器由橋式起重機操縱，用於將容器裝載到平板卡車上進行運輸。這些容器可以將金屬保持在熔融狀態 5~6 個小時。在裝運前，最多可以將 8 個容器臨時存放在分接區域。貨物通常發往鄰近地區的工廠。在北美，每年大約有 230 kt 的熔融金屬用坩堝裝運 [65]，而在 1980 年代後期，美國每年大約有 68 公噸的總鋁運送量，相較之下，熔融鋁佔當時總熔融金屬出貨量不到 3%。

根據參考資料 [65]，鋁鑄件最終用途的市場包括：汽車 (22%)、汽車相關 (44%)、小引擎 (8%)、電器 (7%)、其它 (19%)，而美國鋁業協會 1998 年估計汽車工業消耗 65~70% 的鋁錠，兩者估計一致。

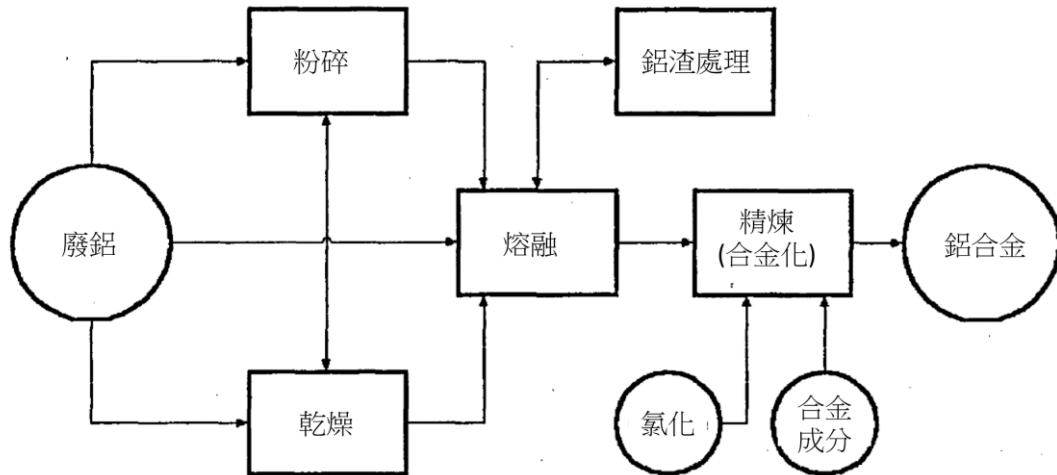


圖 4.9、典型的二次冶煉廠處理並熔融廢鋁的流程

◆ 產品使用

成品鋁製品用於許多應用，包括容器和包裝、建築和施工、運輸、電氣產品、耐用消費品以及機械和設備。然而，如上所述，大多數非 UBC 廢料用於生產各種類型的鑄造合金。表 4.13 整理美國 2001 年鋁市場總量和鋁錠（初級和再生）市場。由表可知，乘用車使用佔回收鋁錠總市場的 60% 以上，主要用於各種電機支架、活塞、熱交換器、空調、變速箱外殼、車輪、外飾件、擋泥板、負載地板和懸掛部件等。美國鋁業協會也列出 2002 年鋁錠的終期使用產品狀況：門 / 窗 / 屏幕 (10 kt)、製造外殼 (1.4 kt)、橋樑 / 道 / 公路 (7.3 kt)、卡車與公車 (158 kt)、客車 (1626 kt)、連結車 (17.2 kt)、空調 / 冷凍設備 / 冰箱 (21 kt)、可攜式電器 (11 kt)、炊具 (9.5 kt)。

表 4.13、2001 年美國主要鋁製品總量和鋁錠市場統計

Market	Total aluminum			Ingot		
	10 ⁶ lb	kt	Fraction	10 ⁶ lb	kt	Fraction
Building & construction	2,895	1,313	13.5%	79	36	1.3%
Transportation	6,646	3,015	30.9%	4,052	1,838	68.8%
Consumer durables	1,444	655	6.7%	336	152	5.7%
Electrical	1,361	617	6.3%	185	84	3.1%
Machinery & equipment	1,299	589	6.0%	509	231	8.6%
Containers & packaging	4,851	2,200	22.6%	--	0	0.0%
Other	545	247	2.5%	255	116	4.3%
Domestic total	19,041	8,637	88.7%	5416	2,457	92.0%
Exports	2,435	1,105	11.3%	470	213	8.0%
Grand total	21,476	9,742	100.0%	5,886	2,670	100.0%

Source: Aluminum Association 2002

2. 質量比率與分配因子

為了分析的目的，進入反射爐的材料被分配到三種不同的製程產物之中：金屬產品、鋁渣和廢氣。廢氣包含氣體、蒸氣、以及微粒。冷卻時冷凝的微粒和蒸氣形成粉塵，其中一部分被集塵袋捕獲。揮發性部分以及從集塵袋中逸出的顆粒物被釋放到大氣中。廢金屬中的任何雜質（例如放射性核種）同樣分布在金屬、鋁渣、灰塵和揮發性排放物中。

(1) 質量比率

典型反射爐的熔化循環包括將廢料裝入熔爐的前道、混合和混合合金材料、添加助熔劑鹽、去鎂、去除氣體、撇去鋁渣和澆注。一般會將一個由 20~40% 的爐容量組成的爐尾段留在爐內，以縮短熔化週期。在 16~18 小時內，使用前端裝載機或皮帶輸送機將廢料裝入熔爐。去磁與除氣需要 2~4 小時，tapping 需要額外的 3~4 個小時，總週期約為 24 小時。

鋁渣是添加到熔體中的助熔劑、去磁產生的金屬氯化物和金屬氧化物的混合物。根據再生鋁的主要生產商的估計數據，鋁渣的質量

約為金屬裝料質量的 15%，進入熔爐的 40~90% 的金屬質量最終形成金屬產品。如果使用更清潔的廢料（新廢料），產率可接近 90%。預期從核設施解除管制的任何廢鋁都具有高品質，並將與類似品質的廢料混合，在這種情況下其產率可接近 90%。由參考資料 [65] 指出，每加工 100 萬磅的廢料，就會產生 76 萬磅的再生鋁、24 萬磅的鋁渣和 3 千磅的集塵袋粉塵。根據法國的回收作業資訊 [67]，一個中型工廠熔化 14 kt 鋁廢料，可產生 11 kt 鋁合金、3.3 kt 鋁渣和 30 噸粉塵。另由 1988 年美國再生鋁冶煉廠的處理結果 [68]，每生產 1100 噸鋁，會產生 114 噸鋁渣和 10 噸集塵袋粉塵廢料，鋁渣的組成為 12~20% Al、20~25% NaCl、20~25% KCl、20~50% Al_2O_3 和 2~5% 其它化合物。綜合上述各資料來源及美國環保署的見解和分析，再生鋁熔融的質量比率整理如表 4.14 [69-71]。在此表中某些數據總和超過 1，不符合物質基本原理，顯見在鋁熔融過程中尚有混入其它物質未被納入分析。

表 4.14、二級鋁熔融質量分率的各來源分析比較

Source	Metal	Dust	Dross
Viland 1990	0.76	3e-03	0.24
Garbay and Chapuis 1991	0.79	2e-03	0.24
Anigstein et al. 2001	0.94		0.15
Alchem Aluminum (Footnote 15)	0.4 - 0.9		
EPA 1990		4.8e-04	
EPA 1995b		2.15e-03 ± 1.75e-03	
Karvelas et al. 1991	0.95 - 0.97	8.6e-03 to 8.8e-03	0.09 - 0.10

(2) 分配因子

廢鋁熔煉過程中的一項主要操作包括將氯氣或其它氣態鹵素注入熔體以去除有害的過量鎂。鋁廢料中的其它雜質可能會在去磁操作期間轉移到鋁渣中，這取決於相應氯化物物質的相對熱力學穩定

性。以下關係式被假定為代表選定金屬在去磁期間從熔體轉移到鋁渣的反應：



其中，M為溶解在液體鋁中的金屬、x為在氯化鹽中的金屬原子數、y為在氯化鹽中的氯原子數。對於廢金屬中的各種潛在雜質，可經由計算上述反應在 1,000K (典型的澆注溫度) 的形成自由能值來評估其可能的分布。假設上述方程代表主要的化學機制並達成平衡，當元素的氯化物具有比 $AlCl_3$ 更負的形成自由能時，則會轉移至鋁渣之中，其餘則會傾向保留在鋁中。此外，氫也會從熔體中部份移除並釋放到大氣中，氫的移除是透過在氯中的溶液而不是透過形成 HCl 。儘管基於熱力學計算，可以預估溶質金屬氯化物形成的自由能並評估該金屬元素是否會保留在熔體中，然相關的資訊很少。因此，熱力學計算僅提供熔融過程中微量雜質預期分配的粗略指引。

許多氯化物在低溫下易揮發，該屬性可能在分配過程中產生副作用，在熔體中添加氯進行去磁和除氫可能會導致形成揮發性氯化物，也有可能一些預計會轉移到鋁渣中的物質也會在一定程度上揮發，或凝結在管道上，或被收集在集塵袋之中。表 4.15 所示為 NUREG-1640 分析中所採用的每個元素的分配因子範圍，不同元素可代表一個或多個放射性核種。

表 4.15、鋁熔煉過程中各元素的分配因子

Elements	Metal product	Dross	Baghouse dust	Volatile
H	0-20	0	0	80-100
C, Na, K, Ce	1-10	90-99	0	0
P, Cr, As, Se, Mo, Tc, Sn, Sb, Te, Ta, W, Os, Ir, Ti, Pb, Bi, Po, Pa	50-100	0-25	0-25	0
S, Ru, Ag	100	0	0	0
Cl, Sc, Y, Cs, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Tm, Ra	0	100	0	0
Ca, Sr	1-25	75-99	0	0
Mn, Fe, Co, Ni, Zn, Nb	80-98	1-10	1-10	0
Zr	0-100	0-100	0-100	0
Cd	90-99	0	1-10	0
I	0	50-100	0	0-50
Ba	0	90-99	1-10	0
Ac, Th, Np, Am, Cm, Bk, Cf, Es	1-50	50-99	0	0
U, Pu	1-50	50-89	0-10	0

3. 混合因子

在冶煉之前，透過與其它材料（包括來自其它來源的廢料）混合，可以降低解除管制廢鋁中的每種放射性核種的活度，在處理冶煉廠副產品的過程中也會發生進一步的混合。

◆ 廢鋁的運輸

由於拆除商用核電廠期間會產生少量廢鋁，假設所有產生的廢鋁將由單一卡車裝載運出現場，再進一步假設卡車中解除管制的廢料將與來自廠內未受影響區域或其它來源的廢鋁混合，重量 1.2~2 噸的解除管制廢鋁被混入 20 噸的廢料中，混和因子為 0.06 ~ 0.1。

◆ 廢料場處理廢鋁

廢鋁將在專門從事非鐵金屬的設施中進行處理。平均流通量約為 11 kt/y，產生的已解除管制廢鋁的平均混合係數約為 2.3×10^{-4} (經 10000 次蒙地卡羅取樣的平均值)。

◆ 再生冶煉廠運作

a. 年平均混和因子

解除管制後的廢料很可能曾經處理後以單批次的形式裝入反射爐。然而，為了評估在一年中曝露於連續冶煉產品流中的個體的劑量，可計算年平均混合因子。再生冶煉廠產品的年平均混合係數定義為解除管制廢鋁的重量與冶煉廠年生產能力的比值，約為 1.8×10^{-5} (10000 次蒙地卡羅實現的平均值)。

b. 單一爐次加熱混和因子

從核設施中解除管制的廢鋁重量為 2 噸 (或更少)，遠低於再生鋁冶煉廠的反射爐的容量，產業界相關資訊也證實很可能所有解除管制的廢料都將在單一爐次加熱中加入熔爐。因此，所有產品使用情節的混合因子係經由計算拆除單個核電站期間解除管制的廢料與反射爐容量的比率，進而求得平均混合係數約為 2.0% (經 10000 次蒙地卡羅實現的平均值)。

4. 不同介質中的放射性核種濃度

冶煉過程會將廢料中的任何雜質 (例如放射性核種) 重新分配到各種熔爐產品中，此分配取決於需要討論的化學元素，並適用於該元素的所有同位素。

精煉鋁中的年平均放射性核種活度和反射爐中鋁廢料熔煉/熔化的副產品中的年平均放射性核種活度，以及釋放到大氣中的每種核種的年活度，可分別藉由式 (4)~(6) 進行計算，並套用適用於鋁的參數即可。

金屬產品的放射性核種活度係基於前述單一爐次加熱混和因子計算而得：

$$S_{ip} = \frac{C_{io} f_{ip} f_{mc}}{f_p} \quad (46)$$

其中， S_{ip} 為最大單一爐次加熱產生金屬的核種 i 的活度、 C_{io} 為核種 i 在解除管制廢料中的初始活度、 f_{ip} 為核種 i 在金屬產品中的分配因子、 f_{mc} 為單一爐次加熱混和因子($= \frac{m_{Al}}{M_f}$ =從單一核電廠解除管制的廢鋁重量/反射爐容量)、 f_p 為金屬產品的質量比率。

5. 廢鋁回收與處置之曝露情節

表 4.16 列出 21 種鋁的相關曝露情節，有 14 種情節係對應到鋼鐵的分析模型，1 種情節為對應修訂過的鋼鐵分析，另有 6 種情節為對應廢銅的曝露情節。此外，尚有 1 種新的產品使用情節，亦即為使用鋁製炊具的個體。其中關於土壤和地表的體外曝露劑量係數則參考 1993 年 FGR 第 12 號的報告 [48]。

◆ 吸入鋁粉塵

美國職業安全與健康管理局對吸入鋁粉塵沒有具體的限制，此類粉塵僅屬於有害粉塵的一般類別。此類粉塵的允許曝路限值為可吸入顆粒的 5 mg/m^3 。鋁加工、處理和處置產生的粉塵重量負載採用與前述鋼渣相同的方式建模。這些粉塵濃度用於包括吸入途徑在內的所有處理、加工和處置情境，如表 4.16 所示。鋁渣和粉塵運輸情節中的粉塵濃度與鋼和銅分析中的相應情節相同。

◆ 在再生冶煉廠處理鋁渣

假設平均約 500 噸鋁渣儲存在再生冶煉廠，將其建模為一個土堆，工人在其附近從事活動，而不是像鋼鐵分析中相應的爐渣處理情節中採用無限的平面模型。因此，鋁渣處理情節更接近於模擬用於道路建設的鋼渣處理的情節。由於建模形式的不同，此情節係根據鋼鐵情節進行適當的修正。

◆ 使用鋁製炊具

此為一個新的情節，並未出現在鋼和銅的分析中，因再生鋁常被使用為炊具的材料，除了食用可能被從鍋中溶出的放射性核種污染的食物外，在鋁鍋中烹飪食物的人還會受到金屬中任何殘留放射性核種濃度的直接穿透輻射影響。

體外曝露的持續時間被建模為對數常態分佈，平均值約為 52 分鐘/天，算術標準差約為 53 分鐘/天，下限處截斷設為 1 分鐘。這些值是基於 EPA 1997 年的報告，所有調查對象在給定的 24 小時內準備食物所花費的時間，可以假設這些是適用於全年的每日平均值 [35]。

根據有關對廚房用具中鋁總攝入量的文獻資料，一個人每天使用無塗層鋁鍋進行所有烹飪和食物儲存，估計每天會攝入 3.5 mg 鋁，並被用作本分析的固定數值 [72]。由於這是每日平均值，因此假設曝露將在一年中的每一天發生。攝入途徑的劑量表示如下：

$$D_{ic} = C_{ip} F_{ig} m_{Al} t_{ys} \left(\frac{e^{-\lambda_i t_s} - e^{-\lambda_i (t_s + t_a)}}{\lambda_i t_a} \right) \quad (47)$$

其中， D_{ic} 為在評估期間中放射性核種 i 在炊具中因攝入而造成的劑量 (μSv)、 C_{ip} 為放射性核種 i 在金屬產品中未衰變的比活度 (Bq/g)、 F_{ig} 為攝入放射性核種 i 的劑量轉換因子 ($\mu\text{Sv/Bq}$)、 m_{Al} 為每日從炊具攝入的鋁 ($=0.0035 \text{ g/d}$)、 t_{ys} 為曝露時間 (d)、 t_s 為從物質解除管制到情節開始的時間 (d)、 λ_i 為放射性核種 i 的輻射衰減常數 (d^{-1})、 t_a 為評估期間 (d)。

表 4.16、廢鋁回收與處置之曝露情節

情節	對應情節 ¹	混合因子 ²	曝露途徑		
			體外 ³	吸入	攝入
處理和加工類					
廢料場處理鋁廢料	◇	SD	30	√	√
在再生冶煉廠處理金屬產品	O	AA	33	√	√
在再生冶煉廠處理鋁渣	Δ	AA	31	√	√
在再生冶煉廠維護集塵袋	O	AA	32		
大氣釋放類					
冶煉廠廢氣排放	O	AA	F2	√	√
運送類					
卡車司機拖運解除管制廢鋁	◇	ST	35		
卡車司機拖運冶煉廠鋁產品	O	AA	38		
卡車司機拖運冶煉廠鋁渣	◇	AA	36	√	√
卡車司機拖運反射爐粉塵	◇	AA	37	√	√
產品使用類					
曝露於大金屬塊	O	SH	33		
曝露於小金屬塊	O	SH	34		
駕駛鋁製引擎組件的計程車司機	O	SH	39		
鋁製炊具使用	※	SH	40		√
垃圾掩埋場處置類					
在工業垃圾掩埋場處理廢鋁	O	IL	F1		
在公立垃圾掩埋場處理廢鋁	O	ML	F1		
在工業垃圾掩埋場處理鋁渣	O	IL	F1	√	√
在公立垃圾掩埋場處理鋁渣	O	ML	F1	√	√
滲濾液滲入地下水類					
工業垃圾掩埋場廢鋁之滲濾液	O	IL			√
公立垃圾掩埋場廢鋁之滲濾液	O	ML			√
工業垃圾掩埋場鋁渣之滲濾液	◇	IL			√
公立垃圾掩埋場鋁渣之滲濾液	◇	ML			√

- ¹ ◇: 同於對應的廢銅情節分析；Δ: 修正對應的廢鋼鐵情節分析；
O: 同於對應的廢鋼鐵情節分析；※: 新增情節

2. AA: annual average, IL: industrial landfill, ML: municipal landfill, SD: scrap dealer, SH: single heat; ST: scrap truck
3. 體外曝露劑量因子：30: Scrap pile, 31: Dross pile, 32: Baghouse, 33: Large metal object, 34: Small metal object, 35: Scrap truck, 36: Dross truck, 37: Dust truck, 38: Truck loaded with metal product, 39: Auto-aluminum engine block, 40: Cooking pot, F1: Soil contaminated to an infinite depth [48], F2: Contaminated ground surface [48]

6. 廢鋁回收和處置之劑量評估結果

如前所述不同材料的做法，NUREG-1640 針對解除管制廢鋁分析不同群體的個體成員在 21 種曝露情境中，對 115 種放射性核種及其子核種的輻射曝露。以下即分別針對有效等效劑量及有效劑量的計算結果進行說明：

◆ 有效等效劑量

如圖 4.10 (a) 所示，其中 4 種曝露情節的關鍵群體會由解除管制廢鋁中的 115 個關注核種中接收到最高的平均歸一化有效等效劑量，而有 78 個核種的有效等效劑量關鍵群體可歸因於同一種曝露情節，即在廢料場處理鋁廢料的工人，為最重要的關鍵情節。次三個情節則分別為駕駛鋁製引擎組件的計程車司機、工業垃圾掩埋場廢鋁之滲濾液、鋁製炊具使用，分別對應的核種數量為 24、7、6 個。

◆ 有效劑量

如圖 4.10 (b) 所示，在有效劑量的計算中，接收到最高劑量的 5 種曝露情節分別為在廢料場處理鋁廢料的工人、駕駛鋁製引擎組件的計程車司機、工業垃圾掩埋場廢鋁之滲濾液、鋁製炊具使用、冶煉廠空浮廢氣排放，各情節對應的核種數量分別為 77、24、7、6、1 個。

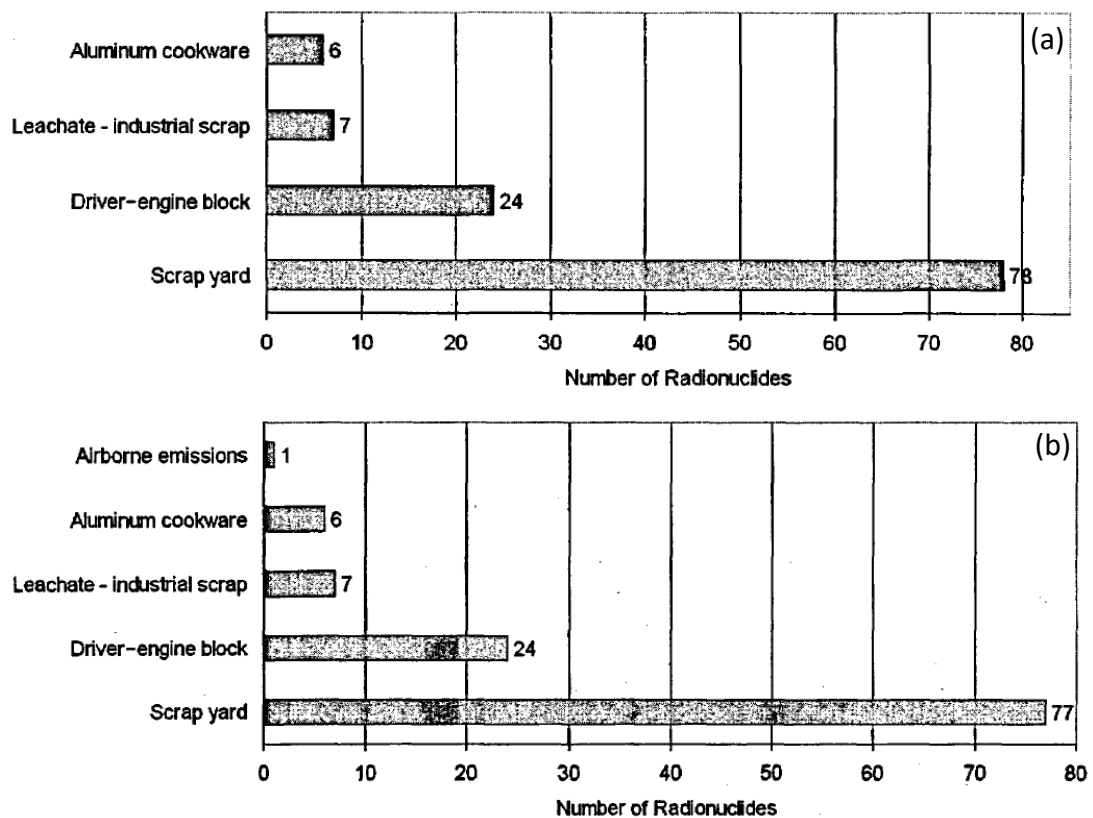


圖 4.10、解除管制廢鋁導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量

(五) 混凝土瓦礫的回收和處置

本節係針對核設施回收及處置混凝土瓦礫過程中個體受到的潛在輻射劑量評估，而解除管制混凝土的物料流相對單純，多是經由物理方法處理後由卡車運輸，作為道路鋪設及填土掩埋，部分滲出物可能流向場外水井，而回收土約七成都是作為路基使用。

與廢金屬一樣，曝露於解除管制混凝土瓦礫一年期間的歸一化有效等效劑量和有效劑量的評估包括兩個部分：第一步是經由正常的回收過程來表徵解除管制混凝土的流程，從碎石的產生開始，到道路建設的加工和使用，以及作為回收的替代方案的處置。第二步是曝

露情節的建立和分析。具體分析中的 8 種情節是基於相對應的廢鋼鐵情節。

1. 混凝土瓦礫的回收與處置流程分析

圖 4.11 所示為混凝土瓦礫回收與處置的流程分析示意圖，相較於其它解除管制材料的流程更為簡單，經過處理廠處理的廢土碎石經由卡車運輸後用於建造道路，並有後續行駛於道路上的曝露機會，或是送去填土掩埋，而後經過滲濾而進入場外水井造成曝露。

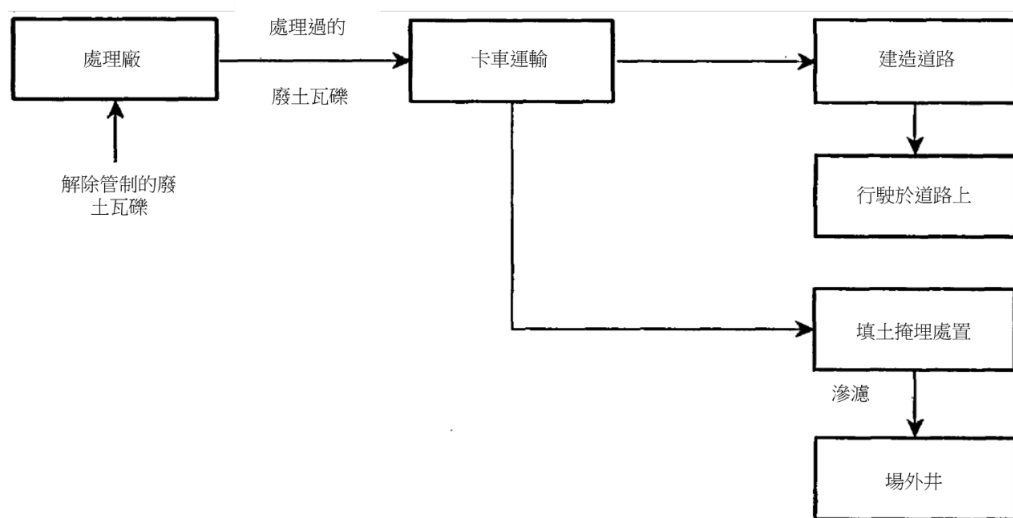


圖 4.11、混凝土瓦礫的回收與處置流程

◆ 材料來源

本分析所討論的混凝土瓦礫的產生來源主要是來自商業發電廠、測試用和研究用反應器、以及工業核設施。據估計，1,000 MWe 參考沸水式商用核電廠包含約 355,000 噸混凝土，大約 73,600 噸與廠區的未受影響區域有關，在拆除和除污過程中，估計有 51.4 m^3 (123 噸) 表面污染的混凝土將被刮除。此外，在設施運行期間，估計約有 73.3 m^3 (176 噸) 會受到中子活化。受污染的材料都將作為低放廢棄物處理，剩餘約 281,000 噸則須要經過解除管制。另一方面，1,000 MWe 參考壓水式核電廠包含大約 180,000 噸混凝土，約 36,900 噸混凝土

與廠區的未受影響區域有關。剩餘的混凝土與反應器廠房、反應器輔助設備、燃料貯存、氣渦輪機廠房、氣渦輪機設備和反應器設備有關。大約 284 噸的混凝土可能會受到表面污染，因此會被刮除；另有少量但不確定數量的額外部分受到中子活化，剩餘約 143,000 噸將需要經過解除管制。

- ◆ 質量表面比

混凝土之質量表面比可以 1,000 MWe 壓水式反應器作為估算的參考標的，經由估算反應器廠房、氣渦輪機廠房、反應器輔助設備、燃料貯存、氣渦輪機設備等相關結構組件之單側面積與質量，可求得混凝土質量表面比。因無沸水式反應器的相關資料，故分析時假設沸水式反應器的質量表面比與壓水式相同。質量表面比的分佈是一年內拆除作業期間解除管制的的混凝土總量的平均值，分佈範圍為 235~348 g/cm²，平均為 281 g/cm²。

- ◆ 運輸與處理

由於核電廠拆除過程中會產生大量混凝土瓦礫，相對於其本質價值而言，運輸成本很高，因此這些物質很可能在核電廠現場或附近進行加工處理。此外，處理後的碎石很可能在附近地點被利用或處置。通常使用卡車在這些相對較短的距離上進行運輸。

使用前，混凝土瓦礫必須經過粉碎和分類，混凝土中的任何鋼筋都將被分離並送往含鐵金屬廢料商。在被粉碎之前，混凝土被壓縮成塊狀，大小約為 1.5×1.5×0.8 m。在粉碎過程中，將水噴灑在混凝土上以抑制灰塵。據估計，美國有 1000 多個瀝青和混凝土粉碎設施 [73]。

再生混凝土材料 (reclaimed concrete material, RCM) 是在道路重建、公用設施挖掘或拆除作業期間經由拆除道路、跑道和結構的矽酸鹽水泥混凝土所產生的。在許多大都市地區，RCM 係來自矽酸鹽水泥混凝土建造的路緣石、人行道和車道部分。RCM 通常會使用鋤耕機或裝載機移除，然後裝入自卸卡車從現場拆除。經開挖的 RCM 可能包括 10~30% 的地基土材料和瀝青路面。因此，RCM 並非純矽酸鹽水泥混凝土，而可能是混凝土、土壤和少量瀝青混凝土的混合物。將被回收的混凝土通常會被拖到中央處理設施進行貯存和加工處理，或者在某些情況下，會使用移動設備直接在現場進行加工。在中央處理設施，進行破碎、篩選和含鐵金屬回收操作，具有磁選機的粉碎系統能夠輕易地去除鋼筋。然而，部分經焊接金屬網的強化組件可能難以或不可能有效地去除 [74]。

2. 回收混凝土的使用

根據美國地質調查局估計，道路和建築物的拆除每年會產生 2 億噸潛在的可回收粒料 (aggregate)。拆除後的基礎設施可以在垃圾掩埋場處置或回收，相關決策通常由拆除承包商決定，同時也需考慮到區域經濟、合約條款和法律規定等。每年回收約 1 億噸混凝土粒料，約佔每年 20 億噸粒料市場的 5%。再生粒料的應用細分如下：路基 (68%)、與新混凝土混合 (6%)、瀝青熱混合 (9%)、高價值築基 (3%)、低價值產品 (一般填埋) (7%)、其它應用 (7%) [75]。

3. 處置

不適合回收或設施經營者選擇不回收的混凝土瓦礫將直接送往掩埋場。雖然建築和拆除 (C&D) 碎片的定義因地區而異，但混凝土

是所有來源的碎片的重要組成部分，特別是建築拆除的碎片。C&D 碎片最常見的管理做法是填埋，可在 C&D 掩埋場、公立固體廢棄物 MSW 掩埋場進行處置。在 1996 年，估計有 35~45% 的 C&D 碎片被放置在 C&D 掩埋場，而另外 30~40% 則是在現場、MSW 掩埋場或未經許可的掩埋場進行處置，其餘大部分則被回收。在 1994 年，美國有 1900 個尚在營運的 C&D 掩埋場，以佛羅里達州最多有 280 個，其餘分散在各州。美國各州對 C&D 掩埋場的監管差異很大，有 11 個州規定 C&D 掩埋場必須符合 MSW 掩埋場的要求，而有 24 個州對 C&D 掩埋場的監管要求與 MSW 掩埋場的要求是不同的。此外，有 8 個州對廠址外和廠址內掩埋場有不同的要求，而有 7 個州對場內 C&D 掩埋場直接予以豁免管制 [76]。

4. 混凝土回收與處置之曝露情節

此混凝土分析中包含 8 種曝露情節，以及每種情節中包含的混合因子和環境遷移途徑，可參見表 4.17。這些情節改編自前述所描述相應於廢鋼鐵的情節，並套用特定於混凝土的參數值。本節僅描述情節中與相應鋼鐵情節顯著不同的部分。

◆ 吸入粉塵

建築工人吸入混凝土粉塵的情節受美國職業安全與健康管理局 (OHSA) 標準的約束，這些標準在 29 CFR 1926.55(a) 中有規定，其中部分規定為應避免員工吸入、攝入、皮膚吸收或接觸濃度高於美國政府工業衛生學者會議 (the American Conference of Governmental Industrial Hygienists) 提出的「1970 年空氣傳播污染物閾值限值」中規定的任何材料或物質的限值。在 29 CFR 1910.1000(c) 中亦規定員工在每週工作 40 小時的任何 8 小時輪班中，如接觸表列中的任何物

質，不得超過該物質的 8 小時時間加權平均值 (TWA) 限值。其中表列標題為「礦物粉塵 (Mineral Dusts)」，包括計算含結晶二氧化矽粉塵 (包括混凝土氣溶膠) 的 TWA 限值的公式，係根據每單位體積的顆粒數量以及用於模擬吸入曝露的質量負載訂出限制。限值可依下式計算：

$$\chi_d = \frac{10 \text{ mg/m}^3}{\% \text{SiO}_2 + 2} \quad (48)$$

其中， χ_d 為 8 小時 TWA 等級的可吸入粉塵，含有石英形式的結晶二氧化矽 (0.14 mg/m^3)、 $\% \text{SiO}_2$ 為結晶二氧化矽的百分比 (67.5%)。

在 NUREG-1640 分析中，混凝土中二氧化矽的比例是根據美國核子學會列出的混凝土元素組成計算得出的，其係假設所有的矽都以二氧化矽的形式存在 [77]。在包括吸入曝露的所有情節中，假定將採用如噴水的抑塵方案來抑制粉塵而使其不超過這些 TWA 值。

混凝土中的二氧化矽主要是以石英形式存在。石英是一種常見的粒料成分，由於粗粒料和細粒料佔混凝土體積的 70~85%，因此石英的最大來源將是矽酸鹽水泥混凝土中的粒料。在吸入曝露的分析中，係假設混凝土中的二氧化矽是結晶石英，並且工人接觸混凝土粉塵將符合 OSHA 限值。

◆ 在附屬設施處理混凝土瓦礫

NUREG-1640 描述的廢金屬回收分析假設解除管制後的廢金屬將在商業廢料場進行處理，由於解除管制混凝土的重量大得多，加上單位重量的商業價值小得多，因此遠距離運輸混凝土並無經濟效益，更有可能的作法是將混凝土在正在拆除的核電廠現場或附近的專用設施中進行處理。因此，處理混凝土瓦礫的情節即假定解除管制的混凝土不會與其它材料混合。

如前所述，工人曝露於吸入混凝土粉塵的 8 小時 TWA 限值為 0.14 mg/m^3 ，因為 OSHA 限值適用於任何給定的 8 小時輪班，長期平均粉塵負荷將大大低於此限制，因此 8 小時 TWA 粉塵濃度被建模為截斷對數常態分布，範圍為 $0 \sim 0.14 \text{ mg/m}^3$ ，平均值是限值的一半為 0.07 mg/m^3 。

每班少於 8 小時的接觸時間將允許工人可曝露相稱地較高的粉塵濃度，吸入劑量計算為與工人在較低濃度下曝露 8 小時相同，體外曝露和二次攝入的劑量則基於工人在此作業上實際花費的時間。

◆ 混凝土瓦礫的運輸

混凝土瓦礫的運輸距離基於美國普查局列出的「非金屬廢料 (nonmetallic waste and scrap)」的運輸距離 [44]，常態分布的平均距離為 372 km，變異係數為 10.5%。由於所涉及的距離相對較短，因此假設卡車將配備「日間駕駛室」(沒有臥鋪)。駕駛員在裝卸過程中會吸入粉塵，以及無意中吸入沉降顆粒。8 小時 TWA 粉塵濃度基於在周邊設施處理混凝土情境中使用的相同分布。由於假設每次行程的實際曝露時間為 15~30 分鐘，因此裝卸過程中的實際粉塵濃度可能遠高於 8 小時 TWA 濃度，但不會高於為運輸鋼渣的卡車裝卸所建模的粉塵濃度。

◆ 掩埋處置的工人

掩埋場處理工人的吸入曝露也受到 OSHA 對結晶二氧化矽的限制。然而，由於工人處理的材料不是解除管制過的混凝土，限值關係式 (48) 中結晶二氧化矽的百分比是將混凝土中的二氧化矽 (67.5%) 乘以解除管制的混凝土的量佔給定掩埋場的總廢物流的比值，8 小時 TWA 粉塵濃度的分布亦是以相同方式調整。

◆ 混凝土造路情節

混凝土造路情節牽涉兩種情況：「使用再生混凝土建造道路」和「在使用再生混凝土建造的道路上行駛」。路面瀝青混凝土中使用的 RCM 比例在 10~80% 之間，最可能值為 24% [74, 78]。此外，道路施工工人的吸入曝露則使用與混凝土加工工人相同的方式建模。

表 4.17、混凝土回收與處置情節及曝露途徑

情節	混合 因子 ¹	曝露途徑		
		體外 ²	吸入	攝入
處理和加工類				
在附屬設施處理混凝土瓦礫	N	50	√	√
運送類				
卡車司機拖運混凝土瓦礫	N	51	√	√
產品使用類				
使用再生混凝土修建道路	N	F1	√	√
在使用再生混凝土建造的道路上行駛	RS	F1		
垃圾掩埋場處置類				
在工業垃圾掩埋場處理混凝土瓦礫	IL	F1	√	√
在公立垃圾掩埋場處理混凝土瓦礫	ML	F1	√	√
滲濾液滲入地下水類				
工業垃圾掩埋場滲濾液	IL			√
公立垃圾掩埋場滲濾液	ML			√

¹. IL: industrial landfill, ML: municipal landfill, N: no mixing, RS: road surface

². 體外曝露劑量因子：50: Concrete pile, 51: Concrete truck, F1: Soil contaminated to an infinite depth [48]

5. 混凝土瓦礫回收和處置之劑量評估結果

NUREG-1640 分析解除管制混凝土瓦礫的 8 種曝露情節，評估了各群組的個體對 115 種放射性核種及其子核種的輻射劑量。以下即分別針對有效等效劑量及有效劑量的計算結果進行說明：

◆ 有效等效劑量

如圖 4.12 (a) 所示，共有 5 種曝露情節的關鍵群體會由解除管制混凝土瓦礫中的 115 個關注核種中接收到最高的平均歸一化有效等效劑量，其中核種數量最多的是處理混凝土工人情節 (52 個)，其餘依次分別為建造道路 (43 個)、工業掩埋場滲濾液 (11 個)、公立掩埋場滲濾液 (6 個)、卡車司機運輸 (3 個)。

◆ 有效劑量

如圖 4.12 (b) 所示，在有效劑量的計算中，接收到最高劑量的 5 種曝露情節分別為處理混凝土工人、建造道路、工業掩埋場滲濾液、公立掩埋場滲濾液、卡車司機運輸，各情節對應的核種數量分別為 56、40、11、7、1 個。

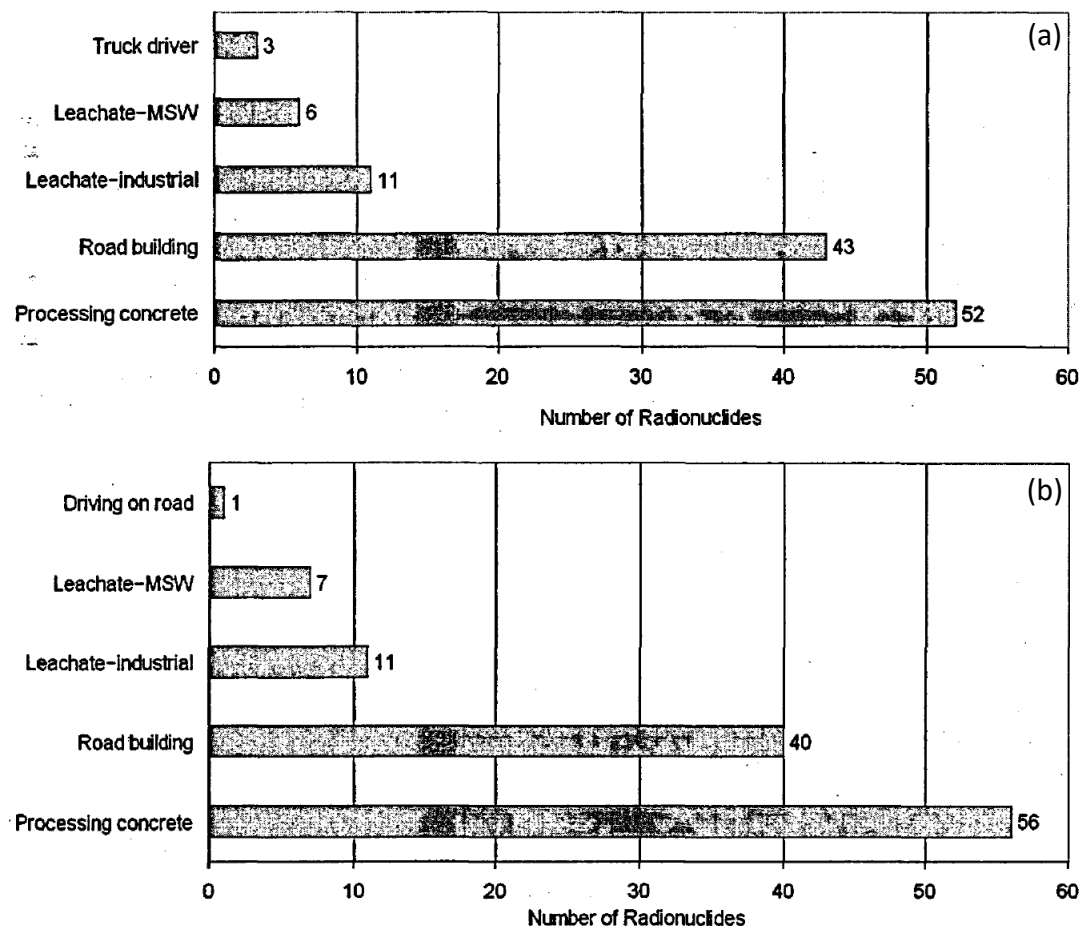


圖 4.12、解除管制混凝土瓦礫導致 (a) 有效等效劑量及 (b) 有效劑量關鍵群體的曝露情節及其核種數量

(六) 劑量評估結果總結

表 4.18 中綜整 NUREG-1640 分析中針對各類解除管制材料之劑量評估結果，表中依各材料別分別列出有效等效劑量及有效劑量評估結果之最關鍵的曝露情節與對應的核種數量，並列出最高均一化劑量的核種及以質量與表面劑量為基準的劑量。由表可知，有效等效劑量與有效劑量的評估結果差異不大，各類解除管制材料的關鍵曝露群體皆為處理廢料或爐渣的工人。造成最高均一化劑量之核種主要為 Cf-254 與 Th-229，其中最高的質量均一化有效等效劑量為 1400 pSv/y per Bq/g，來自於 Cf-254；最高的表面均一化有效等效劑量為 69 pSv/y per Bq/cm²，來自於 Th-229。

針對質量有效等效劑量 (Mass-based EDEs) 的評估結果，所有解除管制材料之中，以混凝土瓦礫貢獻最高的劑量。在 115 個核種中，有 88 個核種的最高質量有效等效劑量來自於混凝土瓦礫，其中 41 個關鍵群體為使用再生混凝土修建道路之工人，其餘則為在附屬設施處理混凝土瓦礫的工人及在混凝土垃圾掩埋場下游處取井水飲用之個體。混凝土瓦礫成為主要關鍵群體劑量的主要原因為拆除一個大型核設施會產生大量的此類材料 (約可產生 143~281 kt 混凝土瓦礫、15~24 kt 廢鋼鐵，其它材料更少)。再者，混凝土材料最可能直接在廠址或附近之設施處理，且不可能會混合其它材料，工人通常會直接曝露未稀釋之活度。其餘 27 個最高質量有效等效劑量的核種則來自於廢鋼鐵的回收，關鍵群體為處理廢料及爐渣的工人。

針對表面有效等效劑量 (Surficial EDEs) 的評估結果，有 74 個核種的最高表面有效等效劑量來自於廢鋼鐵，關鍵群體為在廢料場處理廢鋼鐵的工人。造成上述質量與表面有效等效劑量不一致的原因為質量表面比的差異所致 (經 10000 次蒙地卡羅計算，鋼與混凝土瓦礫之質量表面積比分別為 5.1 g/cm² 及 208 g/cm²)。其餘 41 個最高表面有效等效劑量的核種則來自於廢銅回收，其關鍵群體則為處理銅渣的工人。

另一方面，有效劑量與有效等效劑量的評估結果類似，差別在於核種數量的差異。有 95 個核種的最高質量有效劑量來自於混凝土瓦礫，其餘 20 個來自於廢鋼鐵；有 87 個核種的最高表面有效劑量來自於廢鋼鐵，其餘 28 個來自於廢銅。

最後，本文也針對核電廠除役常見核種，如：³H、¹⁴C、⁶³Ni、⁶⁰Co、¹³⁷Cs、⁹⁰Sr、²³⁵U、²⁴¹Am、²³⁹Pu，整理這些核種於各類材料中的關鍵曝露情節及其單位活度造成的有效劑量於表 4.19 之中，此表也可作為未來核電廠除役廢棄物解除管制時的參考。

表 4.18、各類解除管制材料之關鍵曝露情節劑量評估結果

材料	曝露情節	核種數量	最高均一化劑量之核種及其劑量
有效等效劑量			
廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵的工人	41	Cf-254 330 μSv/y per Bq/g 65 μSv/y per Bq/cm ²
廢銅	在火煉廠處理爐渣的工人	90	Th-229 36 μSv/y per Bq/g 69 μSv/y per Bq/cm ²
廢鋁	在廢料場處理鋁廢料的工人	78	Th-229 0.51 μSv/y per Bq/g 0.56 μSv/y per Bq/cm ²

混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫的工人	52	Cf-254 1400 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4.9 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
有效劑量			
廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵的工人	59	Cf-254 320 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 62 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
廢銅	在火煉廠處理爐渣的工人	86	Cf-254 8.7 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 17 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
廢鋁	在廢料場處理鋁廢料的工人	77	Cf-254 0.22 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.24 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫的工人	56	Cf-254 1400 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4.9 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²

表 4.19、核電廠常見核種於各類材料中的關鍵曝露情節及其均一化劑量

核種	材料	曝露情節	均一化劑量
有效等效劑量			
H-3	廢鋼鐵	在工業掩埋場處理廢鋼鐵	0.019 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.0038 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在工業掩埋場處理廢銅	1E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	工業垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	2.8E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3.6E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	工業垃圾掩埋場滲濾液	0.066 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.4E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
C-14	廢鋼鐵	在工業掩埋場處理廢鋼鐵	0.032 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 6.3E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	熔爐廢氣排放	2.4E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4.7E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	工業垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	4.5E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 5.0E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	工業垃圾掩埋場滲濾液	0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4.1E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Ni-63	廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵	4.7E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 9.4E-5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	5.4E-5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 1.0E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²

	廢鋁	鋁製炊具使用	3.5E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3.9E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫	2.1E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 7.4E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Co-60	廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵	52 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 10 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	1.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.2 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	駕駛鋁製引擎組件的計程車司機	0.29 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.26 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	使用再生混凝土修建道路	290 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Cs-137	廢鋼鐵	卡車司機在自卸拖車中拖運 EAF 粉塵	15 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在廢料場處理廢銅	0.2 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.39 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	7.4E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 8.3E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	使用再生混凝土修建道路	61 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.22 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Sr-90	廢鋼鐵	爐渣儲存堆之滲濾液	0.57 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	0.013 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.026 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	2.6E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.9E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	工業垃圾掩埋場滲濾液	1.5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 5.2E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
U-235	廢鋼鐵	在鋼鐵廠處理爐渣	0.57 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	2.6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	0.03 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.034 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	公立垃圾掩埋場滲濾液	33 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Am-241	廢鋼鐵	處理鋪路用之爐渣	48 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 9.4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	9.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 18 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	0.11 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫	33 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Pu-239	廢鋼鐵	處理鋪路用之爐渣	3.3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 6.6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²

	廢銅	在火煉廠處理爐渣	6.4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	0.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.11 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫	31 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.11 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
有效劑量			
H-3	廢鋼鐵	在工業掩埋場處理廢鋼鐵	0.02 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.004 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在工業掩埋場處理廢銅	1.1E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	工業垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	2.9E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3.2E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	工業垃圾掩埋場滲濾液	0.069 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.5E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
C-14	廢鋼鐵	在工業掩埋場處理廢鋼鐵	0.033 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 6.5E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	熔爐廢氣排放	2.5E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4.8E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	工業垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	4.6E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 5.1E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	工業垃圾掩埋場滲濾液	0.12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4.2E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Ni-63	廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵	3.7E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 7.3E-5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	3.4E-5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 6.6E-5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	鋁製炊具使用	3.4E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3.8E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫	2.0E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 7.0E-6 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Co-60	廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵	52 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 10 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	1.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	駕駛鋁製引擎組件的計程車司機	0.25 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.28 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	使用再生混凝土修建道路	270 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.97 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Cs-137	廢鋼鐵	卡車司機在自卸拖車中拖運 EAF 粉塵	15 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在廢料場處理廢銅	0.2 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.38 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	7.4E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 8.2E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²

	混凝土瓦礫	使用再生混凝土修建道路	57 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.2 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Sr-90	廢鋼鐵	爐渣儲存堆之滲濾液	0.42 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.088 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	9.4E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.018 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	1.9E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.1E-4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	工業垃圾掩埋場滲濾液	1.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 3.8E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
U-235	廢鋼鐵	工業垃圾掩埋場廢鋼鐵之滲濾液	5.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.99 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	0.51 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.99 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	8.4E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 9.3E-3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	公立垃圾掩埋場滲濾液	17 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.06 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Am-241	廢鋼鐵	處理鋪路用之爐渣	1.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	2.1 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	0.034 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.038 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫	7.5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.7E-2 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
Pu-239	廢鋼鐵	在廢料場處理廢鋼鐵	12 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 2.4 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢銅	在火煉廠處理爐渣	0.65 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 1.3 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	廢鋁	廢料場處理鋁廢料	0.041 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.046 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²
	混凝土瓦礫	在附屬設施處理混凝土瓦礫	8.5 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/g 0.03 $\mu\text{Sv/y}$ per Bq/cm ²

伍、材料解除管制之離廠偵測限值

一、背景說明

台灣在「非核家園」的政策之下，現有的三座核能發電廠將逐一規畫進行除役，且依據目前的原子能法規必須採取立即拆除的處置方案。核電廠的除役與拆除將產生大量的廢棄物料，但其中大部分的

材料並不具有放射性、或僅具有非常低的放射性污染殘留，若無法從管制區內以“無限制使用的方式”外釋到外界環境或進行其它處置措施，勢必造成廠區的庫存壓力、甚至影響除役時程的進行。

針對可能輻射曝露來源的管制可以從圖 5.1 的流程圖大致理解 [79]。若輻射曝露來源係屬於既存輻射 (如：鈾、鈾等天然輻射或宇宙射線)，則基本上並無法控制其來源且進行管理也不切實際，在這種情況下屬於排除的範疇；當然天然放射性物質若經過人工技術的濃縮處理、並提供做為其它用途，在管理上則必須採取適當介入 (Intervention)，以避免公眾危害；豁免則是指若材料所含的放射性活度及其輻射風險足夠低 (一般是指人造輻射曝露來源)，並且沒有明顯的可能性導致關注的輻射照射情節，則可以免除國家或監管機構進一步管制的必要。以上兩種狀況 (排除、豁免)，經過適當的評估確認後，廢棄物可以不必進入管制體系。

廢棄物一旦進入管制體系，則必須加以監管，若放射性活度較高可能導致的輻射風險較大，則必須視為射性物料進行處置 (Disposal)、若是放射性活度較低，經評估其可能造成之個人或公眾的輻射劑量與風險足夠低，則可以視為物料解除管制，並將該物料從管制區內進行移除或外釋。這裡所謂的解除管制，其標準類似於豁免管制值，但它具體涉及在輻射作業中將放射性物質從監管機構的進一步控制中進行移除。儘管豁免可能適用於天然和人造來源的放射性核種，但原子能機構限制解除管制只考慮人造來源的放射性核種。解除管制標準通常是從涉及直接曝露或欲處理解除管制材料以及考慮潛在食品和飲用水攝入途徑的許多曝露情節中所獲得的最低值。

核電廠除役過程所涉及的相關輻射作業，在解除管制或外釋前必須進行相對應的輻射劑量影響評估。例如：針對廠區土地外釋做為無限制用途時，會依據使用情節、配合關鍵核種、地質參數等基本條件進行評估（如：採用 RESRAD 程式評估 [53]）；針對氣體或液體流出物的管制標準，在我國”游離輻射防護安全標準”附表四 [80] 中也訂有空氣中或水中針對不同核種的排放物濃度限值；針對固體廢棄物的解除管制，國內目前的清潔標準則主要是依據“一定活度或比活度以下放射性廢棄物管理辦法” [81]來執行。

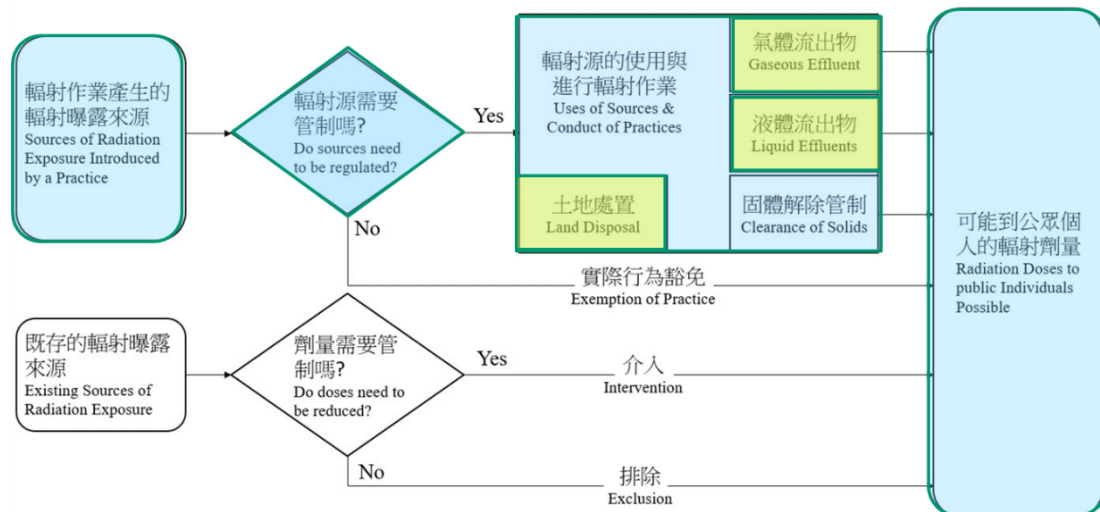


圖 5.1、輻射曝露來源的管制流程 (Ref. PNNL-13484)

二、篩查水平 (Screening levels) 及指引發展歷程

本節主要著重於固體廢棄物採用”無限制使用放行”來解除管制。相較於國內既有的法令規章，國際上因應核能設施的除役、以及廢棄物的管理，也陸續公布了相關的監管指南。反應器除役過程所涉及的輻射清理標準 (Radiation Cleanup Standards)，美國監管機構和專業協會依據除役和除污的過程、訂定輻射偵檢的執执行程序、為“無限制使

用放行”殘留放射性解除管制標準，發布相關的法規和指南。以下將針對”無限制使用放行”的相關法規和指南，比較不同機構或專業協會的差異，並說明如下：

(一) 美國 NRC

- 10 CFR 20.1402 Radiological Criteria for Unrestricted Use [82]

主要針對除役廠址，若能確保經過合理抑低 (ALARA) 的努力後，廠區內殘留的放射性活度 (包含地下水源輻射及其它潛在廢棄物的影響)，對於關鍵群體所造成的輻射劑量每年不超過 0.25mSv/y (不包含背景輻射)，就可以開放做為”無限制”的使用目的。

- Regulatory Guide 1.86. Termination of Operating Licenses for Nuclear Reactors [83]

本指南描述了 NRC 工作人員在 1974 年認為可以接受的用於終止核反應器運轉執照 (包括反應器除役) 的方法和程序。此外，它還提供了可接受的平均和最大表面污染水平，該指南所提供的可接受的表面污染水平如表 5.1 所示。該標準已被所有類型的設施經營者使用多年，用於“無限制使用放行”的材料和設備，直到 2016 年 8 月 12 日，NRC 撤銷了該監管指南 RG 1.86。

不再需要 RG 1.86 中的監管指南，主要是因為 NRC 人員認為它已被 NRC 的法規和其它監管指南所更新和取代。其中對於無限制地使用材料和設備的放行，在 NUREG-1757，第 1 卷，第 2 版，第 15.11.1.1 節中，有關“具有表面殘留放射性的固體材料的放行 (Release of Solid Materials with Surface Residual Radioactivity)”，具體描述了當前 NRC 工作人員針對個案審查的做法的應用程序。此外，RG 8.21 “NRC 許可的加工和製造廠副

產品材料的健康物理調查 (Health Physics Surveys for Byproduct Material at NRC-Licensed Processing and Manufacturing Plants)”、RG 8.23 “醫療機構的輻射安全調查 (Radiation Safety Surveys at Medical Institutions)”、以及 RG 8.30 “鈾回收設施的健康物理調查 (Health Physics Surveys in Uranium Recovery Facilities)”，均提供類似於 RG 1.86 表 1 中的訊息。具體來說，RG 1.86 中所提供的可接受的表面污染水平也包含在 RG 8.23 中，標題為“設備不受控制釋放的可接受表面污染水平”中，惟 NRC 亦於 2018 年撤銷了 RG 8.23 監管指南。

- NUREG-1757(Vol. 1, Rev. 2), Section 15.11.1.1 Release of Solid Materials with Surface Residual Radioactivity [84]

其中針對反應器許可證的持有者，通常需遵循由 NRC 檢查和執法辦公室 81-07 號通知 (IE Circular 81-7) 和信息通知 85-92 (Information Notice No. 85-92) 所制定的政策。根據這種方法，反應器許可證持有者必須在設備和材料放行前對其進行調查。如果調查結果顯示相關設備或材料確實存在高於自然背景水平，則可能不會發生放行或外釋；如果經過適當的調查而沒有檢測到高於自然背景水平，則相關固體材料不必作為放射性廢棄物處理。只是受限於檢測能力的限制，沒有檢測到高於背景的放射性物質並不意味著不存在。在實務操作上，測量儀器的實際檢測能力通常與監管指南 RG 1.86 一致。

- IE Circular No. 81-07: Control of radioactively contaminated material [85]

此為一份由 NRC 檢查和執法辦公室 (office of inspection and enforcement) 在 1981 年所發布的通知 (Circular)，主要是針對放

射性污染材料的控制。在 Information Notice No. 80-22 中描述了關於核動力反應器持有者，可能將放射性污染物外釋到不受管制的區域的原因，主要包括：調查技術的不足 (inadequate survey techniques)、人員的訓練不夠 (untrained personnel performing surveys)、以及法規限值的不恰當 (inappropriate material release limits) 等，而這些問題基本上可以經由實施有效的污染控制計劃來加以糾正 (例如：適當的行政控制和調查技術)。因此，美國 NRC 才會針對此一問題發布 81-07 號通知，為放射性污染的控制提供了指導。

- ✓ 本通知 (Circular) 主要是提供一種實用的方法或指引，可將未受管制的材料從管制區內以“無限制使用放行”的方式外釋到一般環境。其中所需考慮的因素包括：進行污染調查的可行性、儀器的偵測能力、以及未檢出污染的釋放對個人或公眾所造成的潛在輻射劑量。
- ✓ 本通知所建議的篩查水平為：
針對 Gross Beta/Gamma: 5000 dpm/100 cm²; 針對 Removable: 1000 dpm/100 cm² ;
如果懷疑有 α 污染，則應針對 α 活度進行適當的測量，其標準為：針對固定污染：100 dpm/100 cm²; 針對鬆散污染： 20 dpm/100 cm² 。
- ✓ 本報告也引用 NUREG-0613 和 NUREG-0707 的研究，認為在表面均勻污染水平為 5000 dpm/100 cm² (beta-gamma) 的情況下，外釋所導致的潛在劑量影響將低於 5 mrem/y (50 μ Sv/y)。

(二) 國際原子能總署 (IAEA)、美國國家標準協會 (ANSI)

除了美國核能管制體系之外，IAEA 與國際放射防護委員會 (International Commission on Radiological Protection, ICRP) 在輻射防護與安全原則下，也努力訂定避免個人、公眾及環境遭受輻射過度曝露的管制標準。IAEA 在 1996 年所發布的 Safety Series No. 115, “International Basic Safety Standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources” [86]，其目的是為防止與接觸輻射相關的風險、以及為可能產生這種照射的輻射源制定基本安全標準 (Basic Safety Standards, BSS)。近年來面對核能設施陸續除役產生大量的放射性廢棄物，為免社會成本與經濟資源的浪費，IAEA 及各核能先進國家均致力於訂定固體放射性廢棄物之解除管制標準，以解除不必要之管制。

緊接著 IAEA 於 2004 年 8 月發布 RS-G-1.7 號安全導則 [6]，提供天然及人造核種之體積活度濃度，提供做為管制機關及核設施營運者應用於大量放射性物質之排除、豁免及解除管制的參考。RS-G-1.7 號安全導則發展一定活度或比活度以下放射性廢棄物之活度或比活度限值，其中所需要的評估情節、曝露途徑及環境參數等則詳述於 IAEA 第 44 號安全報告 [18]。劑量評估模式依最常採取的廢棄物處理方式、設定適當的曝露情節 (包括：廢棄物的處置與回收再利用形式、場址參數、及考量關鍵群體)，藉由情節模式可計算放射性廢棄物經處理後，對關鍵群體造成的有效劑量，再配合主管機關訂定的有效劑量限值，可推算出廢棄物的比活度限值。

RG-G-1.7 中所提供的人造放射性核種的比活度 (Bq/g) 的管制參考總計羅列 257 個人工放射性核種，本報告依體積活度濃度 0.1~10000 分為 6 個群組分類，如表 5.2 所示。其中針對 I-129，若考

量潛在的地下水問題，當預計將其丟棄到垃圾掩埋場或直接丟棄到土壤中時，其管制值應降低一個數量級至 0.01 Bq/g。

在 IAEA 於 1996 年發布了 Safety Series No. 115 報告，制定所謂基本安全標準 (BSS) 之後，美國 ANSI 亦於 1999 年 8 月批准了一項殘留放射性污染物質的解除管制標準 [79]。該標準中所使用的解除管制是指當物質或設備從監管機構的控制轉移到沒有任何進一步監管控制的用途或處置。該標準以 Bq/g 和 Bq/cm² 為單位給出了 50 種放射性核種的衍生篩查水平 (Derived Screening Levels, DSL)。殘留表面和體積放射性水平低於 DSL 的物品或材料可以被解除管制。

該標準確定了高於背景 10 μ Sv/y (1 mrem/y) 的主要劑量標準，同時將 50 種放射性核種分為四組，其體積比活度和表面 DSL 分別為 0.1、1、10 和 100 Bq/g (或 Bq/cm²)。分組是在保守但不是最壞情況的基礎上進行的，並同時考慮了可檢測性及“盡可能合理抑低 (ALARA)”的原則。DSL 也以傳統單位 pCi/g 和 dpm/100 cm² 表示，四捨五入到一個有效數字。該標準的解除管制篩查水平及核種分類如表 5.3 所示。此外，該標準雖然確定了高於背景 10 μ Sv/y 的主要劑量標準，但仍允許針對個案來提高篩查水平，只要能根據具體情況進行論證，同時確保針對多種來源的曝露保持 ALARA 原則、並提供低於公眾限制 1 mSv/y (100 mrem/y) 足夠安全的保證。

該標準是由 ANSI 認可的 HPS N13 委員會制定的自願共識標準。在標準獲得批准時，委員會由 22 個組織的代表和 7 個個人成員組成。代表的組織包括：七個政府機構 (包括 DOE、NRC)、兩個勞工組織、美國化學學會、美國工業衛生協會、健康物理學會、美國職業與環境醫學學院、其它專業協會，以及代表採礦、製造、電子和核工業的團

體。由於聯邦機構將盡可能使用私營部門製定的自願行業標準，因此該標準應在美國能源部 (DOE) 的監管過程中發揮重要作用。

IAEA 在 2004 及 2005 年分別發布了 RS-G-1.7 號安全導則以及第 44 號安全報告系列。這兩份報告提供了明確的國際建議，以解除管制在授權實踐範圍內含有放射性物質水平的物件或材料，使其免於進一步的監管控制。為響應 IAEA 的建議，與控制輻射照射有關的美國聯邦機構要求 ANSI/HPS N13.12-1999 的編寫小組進行改革，以確定是否有可能調合 (Harmonization) 或使 1999 年版本的標準與 IAEA 保持一致。編寫組遂於 2005 年開始進行版本修訂，並於 2013 年發布修訂完成的版本(ANSI/HPS-N13.12-2013) [12]。

綜合國際原子能總署 (IAEA) 與美國國家標準協會 (ANSI) 從 1996 年至 2013 年針對管制區內廢棄物解除管制的篩查水平的發展歷程可以彙整說明如表 5.4 所示。

從上述的相關管制(或指引)文件的沿革發展可以發現，目前做為將管制區內的物件以”無限制使用放行”的方式，外釋到非管制區域的篩查水平主要有：NRC IE Circular No. 81-07 以及 ANSI-HPS N13.12-2013 兩份，以下將針對這兩份文件的制定基礎進行說明。

表 5.1、可接受的表面污染水平 (RG 1.86)

Nuclide ^a	Average ^{b,c}	Maximum ^{b,d}	Removable ^{b,e}
U-nat, U-235, U-238, and associated decay products	5,000 dpm α/100 cm ²	15,000 dpm α/100 cm ²	1,000 dpm α/100 cm ²
Transuranics, Ra-226, Ra-228, Th-230, Th-228, Pa-231, Ac-227, I-125, I-129	100 dpm/100 cm ²	300 dpm/100 cm ²	20 dpm/100 cm ²
Th-nat, Th-232, Sr-90, Ra-223, Ra-224, U-232, I-126, I-131, I-133	1,000 dpm/100 cm ²	3,000 dpm/100 cm ²	200 dpm/100 cm ²
Beta-gamma emitters (nuclides with decay modes other than alpha emission or spontaneous fission) except Sr-90 and others noted above.	5,000 dpm β-γ/100 cm ²	15,000 dpm β-γ/100 cm ²	1,000 dpm β-γ/100 cm ²

^a Where surface contamination by both alpha- and beta-gamma-emitting nuclides exists, the limits established for alpha- and beta-gamma-emitting nuclides should apply independently.

^b As used in this table, dpm (disintegrations per minute) means the rate of emission by radioactive material as determined by correcting the counts per minute observed by an appropriate detector for background, efficiency, and geometric factors associated with the instrumentation.

^c Measurements of average contaminant should not be averaged over more than 1 square meter. For objects of less surface area, the average should be derived for each such object.

^d The maximum contamination level applies to an area of not more than 100 cm².

^e The amount of removable radioactive material per 100 cm² of surface area should be determined by wiping that area with dry filter or soft absorbent paper, applying moderate pressure, and assessing the amount of radioactive material on the wipe with an appropriate instrument of known efficiency. When removable contamination on objects of less surface area is determined, the pertinent levels should be reduced proportionally and the entire surface should be wiped.

表 5.2、人工原始放射性核種活度濃度值 (IAEA RS-G-1.7)

比活度(Bq/g)	核種
0.1	Na-22, Sc-46, Mn-54, Co-56, Co-60, Zn-65, Nb-94, Ru-106, Ag-110m, Sb-125, I-129 , Cs-134, Cs-137, Eu-152, Eu-154, Ta-182, Bi-207, Th-229, U-232, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-242, Pu-244, Am-241, Am-242m, Am-243, Cm-245, Cm-246, Cm-247, Cm-248, Cf-249, Cf-251, Es-254
1	C-14, Na-24 , Cl-36, Sc-48, V-48, Mn-52, Fe-59, Co-57, Co-58, Se-75, Br-82, Sr-85, Sr-90, Zr-95, Nb-95, Tc-96, Tc-99, Ru-103, Ag-105, Cd-109, Sn-113, Sb-124, Te-123m, Te-132, Cs-136, Ba-140, La-140, Ce-139, Eu-155, Tb-160, Hf-181, Os-185, Ir-190, Ir-192, Ti-204, Bi-206, U-233, Np-237, Pu-236, C-243, Cm-244, Cf-248, Cf-250, Cf-252, Cf-254
10	Be-7, F-18 , Cl-38 , K-43 , Ca-47, Mn-51 , Mn-52m , Mn-56 , Fe-52 , Co-55 , Co-62m , Ni-65 , Zn-69m , Ga-72 , As-74 , As-76 , Sr-91 , Sr-92 , Zr-93 , Zr-97 , Nb-93m, Nb-97 , Nb-98 , Mo-90 , Mo-93, Mo-99, Mo-101 , Tc-97, Ru-97, Ru-105 , Cd-115, In-111, In-114m, Sn-125, Sb-122, Te-127m, Te-129m, Te-131m, Te-133 , Te-133m , Te-134 , I-126, I-130 , I-131, I-132 , I-133 , I-134 , I-135 , Cs-129, Cs-132, Cs-138 , Ba-131, Ce-143, Ce-144, Gd-153, W-181, W-187, Pt-191, Au-198, Hg-203, Tl-200, Tl-202, Pb-203, Po-203 , Po-205 , Po-207 , Ra-225, Pa-230, Pa-233, U-230, U-236, Np-240 , Pu-241, Cm-242, Es-254m
100	H-3, S-35, K-42, Ca-45, Sc-47, Cr-51, Mn-53, Co-61 , Ni-59, Ni-63, Cu-64 , Rb-86, Sr-85m , Sr-87m , Y-91, Y-91m , Y-92 , Y-93 , Tc-97m, Tc-99m , Rh-105, Pd-109, Ag-111, Cd-115m, In-113m , In-115m , Te-129 , Te-131 , I-123, I-125, Cs-135, Ce-141, Pr-142 , Nd-147, Nd-149 , Sm-153, Eu-152m , Gd-159 , Dy-166, Ho-166, Er-171 , Tm-170, Yb-175, Lu-177, Re-188 , Os-191, Os-193, Ir-194 , Pt-197m , Au-199, Hg-197, Hg-197m, Tl-201, Ra-227, U-231, U-237, U-239 , U-240 , Np-239, Pu-234 , Pu-235 , Pu-237, Bk-249, Cf-253, Es-253, Fm-255
1000	Si-31 , P-32, P-33, Fe-55, Co-60m , Zn-69 , As-73, As-77, Sr-89, Y-90, Tc-96m , Pd-103, Te-125m, Te-127, Cs-131, Cs-134m , Pr-143, Pm-147, Pm-149, Sm-151, Dy-165 , Er-169, Tm-171, W-185, Re-186, Os-191m , Pt-193m, Pt-197 , At-211, Th-226, Pu-243 , Am-242 , Cf-246
10000	Co-58m , Ge-71, Rh-103m , Fm-254

註： 1. 若考量潛在的地下水問題，紅色標註核種 I-129 的值應降低一個數量級至 0.01 Bq/g。

2. 綠色標註核種表示其半衰期小於 1 天。

表 5.3、解除管制之篩查水平 (ANSI/HPS-N13.12 - 1999)

Radionuclide Groups	Screening Levels (Bq/cm ² or Bq/g)	Surface Screening (dpm/100cm ²)	Volume Screening (PCI/g)
Group 1: 鐳(Radium)、釷(Thorium)、超鈾元素 ²¹⁰ Po, ²¹⁰ Pb, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²²⁸ Th, ²³² Th, ²³⁷ Np, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴¹ Am, ²⁴⁴ Cm, and associated decay chains, and others	0.1	600	3
Group 2: 鈾(Uranium)及選定的高劑量β-γ發射體 ²² Na, ⁵⁴ Mn, ⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co, ⁶⁵ Zn, ⁹⁰ Sr, ⁹⁴ Nb, ¹⁰⁶ Ru, ^{110m} Ag, ¹²⁴ Sb, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ¹⁵⁴ Eu, ¹⁹² Ir, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U, Natural Uranium, and others	1	6,000	30
Group 3: 一般的β-γ發射體 ²⁴ Na, ³⁶ Cl, ⁵⁹ Fe, ¹⁰⁹ Cd, ¹³¹ I, ¹²⁹ I, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁹⁸ Au, ²⁴¹ Pu, and others	10	60,000	300
Group 4: 其他的β-γ發射體 ³ H, ¹⁴ C, ³² P, ³⁵ S, ⁴⁵ Ca, ⁵¹ Cr, ⁵⁵ Fe, ⁶³ Ni, ⁸⁹ Sr, ⁹⁹ Tc, ¹¹¹ In, ¹²⁵ I, ¹⁴⁷ Pm, and others	100	600,000	3,000

表 5.4、IAEA vs. ANSI 針對篩查水平的發展歷程

版本	主要內容
IAEA BSS (1996)	- 其目的是在 ICRP 與 IAEA 之輻射防護與安全原則下，為防止與接觸輻射相關的風險、以及為可能產生這種照射的輻射源制定基本安全標準(Basic Safety Standards, BSS)。 - 這些標準僅限於規定輻射防護和安全的基本要求，並就如何應用這些要求提供一些指導。
ANSI/HPS N13.12 (1999)	- 主要目的為推導解除管制之篩查水平(Screening Levels)以保護公眾與環境。 - 將 50 種放射性核種分為四組(0.1、1、10、100)，以 Bq/g 和 Bq/cm² 為單位提供衍生篩查水平(Derived Screening Levels, DSL)。分組是在保守但不是最壞情況，但同時也考慮了可檢測性和“盡可能低”(ALARA)的原則。 - 以高於背景 10μSv/y (1 mrem/y)為主要劑量標準，但仍允許針對個案來提高篩查水平，只要能根據具體情況進行論證，同時確保針對多種來源的曝露仍能保持 ALARA 原則、並提供低於公眾限制 1 mSv/y (100 mrem/y)足夠安全的保證。
IAEA RS-G-1.7 (2004)	- 基於 BSS(1996)，提供主管機關或設施經營者有關豁免管制及解除管制之指引。 - 針對 257 個人造放射性核種，依體積比活度分為 6 個群組(0.1~10000 Bq/g)。

	3. 針對 I-129，若考量潛在的地下水問題，且預計將其丟棄到垃圾填埋場或直接丟棄到土壤中時，其管制值應降低一個數量級至 0.01Bq/g。
ANSI/HPS N13.12 (2013)	1. 在 IAEA 發布 RS-G-1.7 安全導則、以及第 44 號安全報告後，ANSI 團隊便著手更新 1999 年版本，以符合 IAEA 意旨。 2. 此次更新僅著重於解除管制，而不是 IAEA 建議中的豁免和排除，同時增加核種並更新解除管制標準。 3. IAEA 相關建議係基於使用 ICRP-60 報告中的劑量學所建議的模型；但本次更新則考慮使用較新的 ICRP-103 號報告中的劑量學建議。

三、IE Circular No. 81-07

美國 NRC 在其所發布的 IE Information Notice No. 80-22 提到：針對核反應器的檢查顯示，許多設施許可證持有者的污染控制計畫出現破口，並導致放射性物質通過幾種不同的途徑釋放到非限制區域和場外環境，其可能導致的原因主要包括調查技術的不足、人員的訓練不夠、以及法規限值的不恰當。基本上，上述問題是可以經由實施有效的污染控制計畫來加以糾正（如：適當的行政控制和調查技術）。然而，反覆出現的微小污染問題也點出，核反應器許可證持有者需要具體的指導來評估潛在的放射性污染，並確定適當的控制方法。因此，美國 NRC 在 1981 年所發布的通知 (IE Circular No. 81-07)，可做為放射性污染的控制指引。

雖然分析能力可用於將極低水平的放射性污染與自然污染區分開來。然而，這些能力往往非常複雜、昂貴且耗時，使得它們在實際的作業變得不切實際且不必要。換言之，提供合理保證的指引是需要的，以確保受污染的材料可以得到適當的控制和處置，此一同時提供一種實用的方法可將清潔廢棄物從管制區內解除管制，並外釋到一般環境中。設置這些級別和檢測能力所需考慮的因素包括：(1) 進行

污染調查的實用性；(2) 未檢測到微小污染水平的可能性；(3) 由於受到任何未檢測到、不受控制的污染的潛在釋放，對公眾個人造成的潛在輻射劑量。

本通知主要是參考 J.F. Sommers 所發表的研究結論，主要是針對新一代便攜式輻射測量儀器的開發和“可執行的盡可能低 (As Low As Practicable, ALAP)”理念的應用，提出了遵守放射性污染控制指南的問題 [87]。新儀器被用來檢測隔離的 (isolated)、低水平的 (low-level)、離散粒子 (discrete particle) 的 β - γ 污染。為了確定實用性的限度，反過來又需要確定這些表面污染物的檢測限度，在其研究中所包含的數據和計算結果顯示使用新一代便攜式測量儀器針對輻射源所進行的量測頻率是可以達成的。此外，作者依據其研究成果所得出的結論是，在離散顆粒的低污染水平群組中，每個顆粒約 5000 dis/min. 的 β 活性是每個顆粒的最低活性水平，可適用且滿足於表面污染控制指南。當然，若是能透過額外的儀器開發、或通過高成本改變輻射系統和污染控制方法來降低控制水平也是可能的。

總括來說，IE No. 81-07 通知對於離散粒子的低水平污染，大約 5000 dpm 的 β 活度是常規利用直接測量方法所能偵測到的最低活度水平；但對於鬆散 (removable) 的污染，若能採用間接量測方法（如：擦拭試驗、10 cm $\times$ 10 cm 擦拭面積），其偵測極限可以比直接量測更低，偵測能力可達到 1000 dpm (1000 dpm/100 cm²)。所以，考慮到進行表面污染調查（偵檢）的可行性，污染控制限值針對總合污染不應低於 5000 dpm/100 cm²；針對鬆散污染則不應低於 1000 dpm/100 cm²。當然針對微量污染離散顆粒的檢測能力仍取決於活度水平、背景環境、儀器時間常數、以及表面掃描速度等。

此外，針對廣泛分散的離散顆粒污染物所造成的劑量仍需要進行額外的分析來加以評估。在 NUREG-0613 和 NUREG-0707 針對核反應器除役殘留放射性限值的研究所得出的結論：若是表面均勻污染水平為 5000 dpm/100 cm² (β-γ) 將導致總劑量低於 5 mrem/y (50 μSv/y) 的潛在劑量。因此，對於水平低於 5000 dpm/100 cm² 的離散物品和材料的潛在未檢測到的污染，即使考慮到在這一水平上大量污染的積累，任何人的潛在劑量也將顯著低於 50 μSv/y 以下。

本通知也特別強調，管制區內的物品和材料在經過合格人員調查或評估潛在放射性污染之前，不得從管制區域移走。受污染或放射性物品和材料則必須按照適用法規進行控制、容納、處理、使用和轉移。若是使用攜帶式測量儀器或進行實驗室測量的污染監測，應使用能夠檢測 5000 dpm/100 cm² (總合) 和 1000 dpm/100 cm² (鬆散) β-γ 污染所需的儀器和技術 (測量掃描速度、計數時間、背景輻射水平)。相關儀器則應使用具有與待測放射性核種一致的能譜和儀器響應函數的輻射源來進行校準。如果懷疑有 α 污染，則應針對 α 活度進行適當的現場調查和/或實驗室測量，並且針對固著 (fixed) 污染要具備檢測 100 dpm/100 cm² 的能力；針對鬆散污染則要具備 20 dpm/100 cm² 的檢測能力。在評估難以接近的表面 (如：管道、排水管和管道工程) 上的放射性活度時，如果可以證明可接近位置的污染水平代表潛在污染，則可以使用在其它合適的接入點進行測量來評估難以接近表面的污染。否則，該材料不應被外釋到不受限制的區域使用。

本通知最後也提及美國 ANSI 正在擬定的標準草案 (Draft ANSI Standard 13.12, "Control of Radioactive Surface Contamination on Materials, Equipment, and Facilities to be Released for Uncontrolled Use",

August 1978)，將為評估放射性污染提供了有用的指引，在建立污染控制和輻射調查計畫時應予以考慮。

四、ANSI/HPS-N13.12-2013

美國 ANSI 在 1999 年批准了一項外釋殘留放射性物質材料的解除管制標準 ANSI/HPS N13.12-1999。然而，該標準並未被美國聯邦或州機構完全採用，主要是因為儘管在其制定過程中使用了判斷和共識，但技術基礎被認為不夠穩健（因為技術基礎使用了來自報告文獻的訊息、而非進行內部一致的曝露情節和路徑分析）。ANSI/HPS N13.12-2013 年版本的標準適用於從受控區域解除管制物品和材料，以保護個人在操作期間或之後免受輻射或放射性物質的曝露。該標準建立了放射性核種群組的表面和體積放射性的主要輻射劑量標準和衍生篩查水平。但下列則不包括在本標準的範圍內，包括：天然存在的放射性物質（NORM）、人體內或體表的放射性物質（如 K-40）、許可或受監管的場所或設施的釋放、食品表面或食品中的放射性物質、釋放用於農業目的的土地或土壤、與國防/安全有關的放行問題、工藝氣體和液體（如：按照聯邦或州許可要求排放的氣體和液體）、按照運輸部、美國核管理委員會（USNRC）或美國能源部（DOE）規定運輸的放射性物質、以及符合法規或豁免或排除的濃度或數量的放射性物質。

2013 年版本的標準主要是為關鍵群體的一般民眾提供公共健康和 safety，從管制區域進行材料解除管制，必須確保劑量的影響限制在 $10 \mu\text{Sv/y}$ (1.0 mrem/y)。若在逐案證明且可以合理地確保對多個來源（包括超出本標準範圍的那些物質）的曝露仍保持 ALARA 低於既定

的公共劑量時，則可以允許在更高的劑量水平下做為解除管制限制(如: 1 mSv/y)。

表 5.5 是 ANSI/HPS N13.12 2013 年版本所提供的高於背景的篩查水平，用於解除管制含有表面放射性的物品或材料、或含有體積放射性的物品或材料。放射性核種根據篩查水平的相似性分為 5 個群組，範圍從 0.1~1,000 Bq/cm² 或 Bq/g，具體取決於所考慮的組別。表面活度（單位：Bq/cm²）的推導係採用 surface-to-mass conversion factor=1 (i.e., cm²/g)。這個方法的驗證主要是將表面放射性的情節結果與代表性放射性核種的體積源情節結果進行比較。對於該比率顯著不同的材料，則應相對應調整表面放射性篩查水平。例如：對於該比率大於 1 的物品或材料（例如薄金屬板等物品），表面篩查級別應按比例降低；當該比率小於 1 時（例如重金屬部件等物品），則應按比例增加。

針對在表 5.5 中未顯示的放射性核種，應按曝露情節比較篩查因子來選擇特定組別，但放射性核種的組別選擇可能會影響一些結果上的差異，因此，應該從表 5.5 中的相關組別中選擇最多三種放射性核種進行比較，它們可能具有：(1) 相似的半衰期、(2) 相似的化學性質（即來自元素週期表上相同的元素族）、(3) 代表相似類型的輻射的特性；若廢棄物擬進行掩埋或直接於土壤處置時，I-129 的活度限值應下降一個數量級，其原因來自於可能的地下水活動產生的影響；若存在衰變鏈，則篩查水平係為所有子核種的總活度；若存在子核種，則天然鈾的解除管制篩查水平應由 Group 2 降為 Group 1；此外，為了輻射管制的考量，Group 5 的表面活度篩查水平與 Group 4 一致（雖然體積活度的篩查水平，Group 5 比 Group 4 高一個數量級）。

ANSI/HPS N13.12 的編寫團隊試圖針對 IAEA 安全標準系列和 N13.12-1999 進行比較。透過兩份文件的審查和比較，其中有幾個相似之處如下：

1. 兩者均使用 $10 \mu\text{Sv/y}$ (1.0 mrem/y) 的個人劑量為基礎；
2. 使用情節和路徑分析、外加判斷來確定數量級的活度濃度；
3. 均以 Bq/g 為單位提供體積活度濃度 (ANSI 在假設 surface-to-mass conversion factor=1 的條件下，另外提供表面活度篩查水平 Bq/cm^2)
4. 兩者都允許修改；若廢棄物總量超過約 1 公噸的散裝處置時，可能具有更嚴格的活度濃度篩查水平；
5. 兩者都有許多類似的排除，例如：食品中的放射性物質、液體或空氣流出物的放射性排放、以及環境中的放射性殘留物；
6. 兩者都對多核種採取所謂的值一法則 (sum of fractions approach)。

此外，透過兩份文件的審查和比較，兩者之間也存在一些差異：

1. IAEA 使用“從情節中獲得的最低值”做為活度濃度的篩查水平，但 ANSI 則是基於情節結果的範圍內進行判斷 (通常接近範圍更嚴格的末端)；
2. IAEA 使用對數平均來選擇解除管制篩查水平，但 ANSI 則是使用算術平均；
3. IAEA 雖然沒有為食品和飲用水提供單獨的指導，但仍酌情使用包括食品和飲用水途徑的情節，但 ANSI 則是避免農業或環境運輸情節；
4. IAEA 考慮直接和持續處理材料而沒有考慮到放射性衰變 (類似於豁免)，但 ANSI 則認為這些類型的情節比較適用於輻射工作者，而不是公眾；

5. IAEA 使用 ICRP-60 報告的劑量測定方法，ANSI(1999) 版本使用 ICRP-26 號報告的劑量測定方法，但 ANSI(2013)版本則直接建議採用 ICRP-103 號報告的劑量測定方法；
6. 對於許多短半衰期的放射性核種，IAEA 選擇 BSS 附表的豁免水平作為活度濃度標準，但 ANSI則不包含短半衰期的放射性核種，因為它們被認定為與一般解除管制作業無關（即在解除管制作業進行前有足夠的時間衰變來降低活度）；
7. IAEA 僅基於個人劑量 ($10 \mu\text{Sv/y}$) 來訂定篩查水平，但 ANSI 除考慮個人劑量 ($10 \mu\text{Sv/y}$) 外，對於輻射檢測和放射性控制（即解除管制水平是否高到與健全的輻射防護作業相衝突）也納入考慮；
針對 ANSI/HPS N13.12(1999)的版本，在其所羅列的 50 種放射性核種的篩查水平（分為 4 個群組），可以跟 IAEA(1996)給出的解除管制水平範圍和監管指南 RG 1.86 (USNRC 1974)中給出的數值進行比較，比較結果如圖 5.2 所示，分別對應於標準的 0.1、1、10 和 100 Bq/g (或 Bq/cm²) 的篩查水平。圖中的粗紅線代表 ANSI(1999)所列的每個群組的篩查水平、灰色區域則是 IAEA(1996)給出的解除管制水平範圍、淡黑線則是監管指南 RG 1.86 的標準水平。圖中結果顯示在 Group 1 中，主要包括發射 α 的核種（鈾同位素除外），這一部分 ANSI(1999) 的篩查水平通常處於 IAEA(1996) 推薦範圍的低端，但高於監管指南 RG 1.86 的數值；Group 2 中主要包括鈾的天然同位素，以及通常發射高能 β 或 γ 的放射性核種，這一個群組的大多數核種，ANSI(1999)的篩查水平符合監管指南 RG 1.86 的值，但處於 IAEA(1996)範圍的高端；Group 3 中，ANSI(1999)所有的篩查水平皆至少比監管指南 RG 1.86 的值大 10 倍，並且落在（或低於）

IAEA(1996)的範圍；Group 4 中顯示 ANSI(1999)的篩查水平和監管指南 RG 1.86 之間存在著最大的差異，所有 ANSI(1999)的數值都高了兩個數量級，並且超過一半的 ANSI(1999)的篩查水平位於 IAEA(1996)的範圍之外。

2013 年發布修訂完成的版本(ANSI/HPS-N13.12-2013)，提供更多核種以及更明確的篩查水平做為參考指南。IAEARS-G-1.7 號安全導則 (2004) 提供 257 種人工來源放射性核種的活度濃度清單。因其中有大約 138 種係屬於短半衰期的核種，這些在 ANSI 所訂的篩查水平中並未納入考慮，為了比較兩份報告所列的篩查水平，遂將這 138 種不列入比較範圍，僅針對剩餘的 119 種放射性核種進行比較如表 5.6 所示。比較結果顯示，對於所考慮的大多數放射性核種，ANSI(2013)版本所提供的篩查水平與 IAEA(2004)所提供的標準幾乎一致，只有 I-129 是個例外。由於 I-129 會發射一種很難用現場儀器檢測到的低能 β 粒子，提高該核種的篩查水平的理由是基於 IAEA 以保護地下水的總體情節結果和 IAEA 的指導，若考慮將相對大量的材料堆置到土地上時，可能造成地下水的影響。因此，當預計要進行垃圾掩埋場處置或直接土壤處置時，I-129 的篩查水平應降低一個數量級。

此外，針對具有表面放射性的材料，ANSI(2013)與監管指南 RG 1.86 的比較如附表 5.7 所示。兩者之間幾乎沒有一致，這部分主要是因為 ANSI(2013)的篩查水平是基於劑量為基礎所推導的結果($10 \mu\text{Sv/y}$)，而監管指南 RG 1.86 則是主要基於儀器的可檢測性、以及納入了吸入 (10CFR Part 20 中所訂的空氣中的最大允許濃度) 和攝入

(10 CFR Part 20 中所訂的水中最大允許濃度) 的劑量，因兩者的考量基礎並不一致所導致的結果。

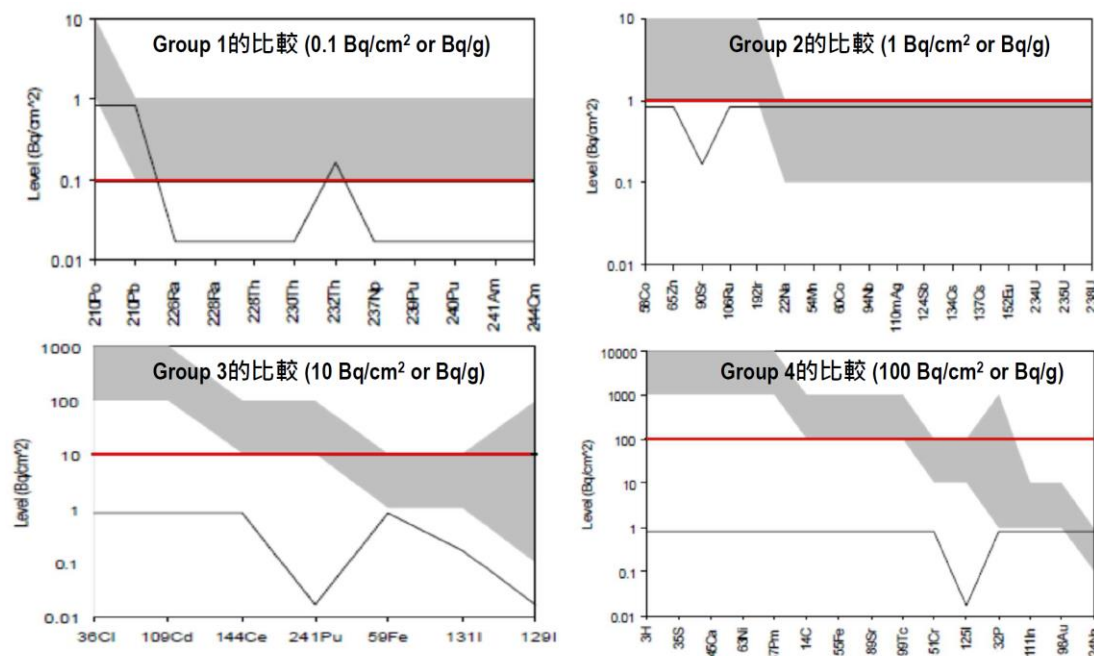


圖 5.2、ANSI/HPS N13.12(1999)與 IAEA(1996)、RG 1.86 的篩查水平比較

表 5.5、解除管制之篩查水平 (ANSI/HPS-N13.12 - 2013)

核種群組	表面活度 (Bq/cm ²) 體活度 (Bq/g)
Group 1: 高能量γ、鐳(Radium)、釷(Thorium)、超鈾元素、以及移動β-γ發射體： ²² Na, ⁴⁶ Sc, ⁵⁴ Mn, ⁵⁶ Co, ⁶⁰ Co, ⁶⁵ Zn, ⁹⁴ Nb, ¹⁰⁶ Ru, ^{110m} Ag, ¹²⁵ Sb, ¹²⁹ I, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ¹⁵⁴ Eu, ¹⁸² Ta, ²⁰⁷ Bi, ²¹⁰ Po, ²¹⁰ Pb, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²²⁸ Th, ²²⁹ Th, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³² U, ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴² Pu, ²⁴⁴ Pu, ²⁴¹ Am, ²⁴³ Am, ²⁴⁵ Cm, ²⁴⁶ Cm, ²⁴⁷ Cm, ²⁴⁸ Cm, ²⁴⁹ Cf, ²⁵¹ Cf, ²⁵⁴ Es, 相關衰變鍊, 其它	0.1
Group 2: 鈾(Uranium)及選定的β-γ發射體： ¹⁴ C, ³⁶ Cl, ⁵⁹ Fe, ⁵⁷ Co, ⁵⁸ Co, ⁷⁵ Se, ⁸⁵ Sr, ⁹⁰ Sr, ⁹⁵ Zr, ⁹⁹ Tc, ¹⁰⁵ Ag, ¹⁰⁹ Cd, ¹¹³ Sn, ¹²⁵ Sb, ^{123m} Te, ¹³⁹ Ce, ¹⁴⁰ Ba, ¹⁵⁵ Eu, ¹⁶⁰ Tb, ¹⁸¹ Hf, ¹⁸⁵ Os, ¹⁹⁰ Ir, ¹⁹² Ir, ²⁰⁴ Tl, ²⁰⁶ Bi, ²³³ U, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U, 天然 U,	1

²³⁷ Np, ²³⁶ Pu, ²⁴³ Cm, ²⁴⁸ Cf, ²⁵⁰ Cf, ²⁵² Cf, ²⁵⁴ Cf, 相關衰變鍊, 其它	
Group 3: 一般的β-γ發射體: ⁷⁴ As, ^{93m} Nb, ⁹³ Mo, ⁹³ Zr, ⁹⁷ Tc, ¹⁰³ Ru, ^{114m} In, ¹²⁵ Sn, ^{127m} Te, ^{129m} Te, ¹³¹ I, ¹³¹ Ba, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁵³ Gd, ¹⁸¹ W, ²⁰³ Hg, ²⁰² Tl, ²²⁵ Ra, ²³⁰ Pa, ²³³ Pa, ²³⁶ U, ²⁴¹ Pu, ²⁴² Cm, 其它	10
Group 4: 低能量β-γ發射體: ³ H, ³⁵ S, ⁴⁵ Ca, ⁵¹ Cr, ⁵³ Mn, ⁵⁹ Ni, ⁶³ Ni, ⁸⁶ Rb, ⁹¹ Y, ^{97m} Tc, ^{115m} Cd, ^{115m} In, ¹²⁵ I, ¹³⁵ Cs, ¹⁴¹ Ce, ¹⁴⁷ Nd, ¹⁷⁰ Tm, ¹⁹¹ Os, ²³⁷ Pu, ²⁴⁹ Bk, ²⁵³ Cf, 其它	100
Group 5: 低能量β發射體: ⁵⁵ Fe, ⁷³ As, ⁸⁹ Sr, ^{125m} Te, ¹⁴⁷ Pm, ¹⁵¹ Sm, ¹⁷¹ Tm, ¹⁸⁵ W, 其它	100 (表面) 1,000 (體)

註：

- (1) 此表之篩查水平係取一位有效數字之近似值，同時應用於表面及體活度(假設平均表面積對質量比為 1:1)。若欲清理的廢棄物總量小於 1 公噸(或 1m³)，篩查水平可以提高 1~2 個級數。
 - (2) 為確定未顯示的放射性核素的特定組別，可按曝露情景比較篩查因子，列於 NCRP-1231 號報告中的表 B.1、C.1 和 D.1。
 - (3) 若進行掩埋或直接於土壤處置時，¹²⁹I 的活度限值應下降一個數量級(因可能有地下水活動的問題)。
 - (4) 若存在衰變鏈，篩查水平係為所有子核種的總活度。
 - (5) 若存在子核種，天然鈾的解除管制篩查水平應由 Group 2 降為 Group 1。
- 為了輻射管制的考量，Group 5 的表面活度篩查水平與 Group 4 一致。

表 5.6、體積活度濃度比較 (ANSI/HPS 13.12-2013 vs. IAEA RS-G-1.7 2004)

Radionuclide	N13.12-2011 ^a (Bq/g)	IAEA ^b (Bq/g)	Radionuclide	N13.12-2011 ^a (Bq/g)	IAEA ^b (Bq/g)
³ H	100	100	¹⁴⁷ Pm	1,000	1,000
⁷ Be	10	10	¹⁴⁷ Nd	100	100
¹⁴ C	1	1	¹⁵¹ Sm	1,000	1,000
²² Na	0.1	0.1	¹⁵² Eu	0.1	0.1
³⁵ S	100	100	¹⁵⁴ Eu	0.1	0.1
³⁶ Cl	1	1	¹⁵⁵ Eu	1	1
⁴⁵ Ca	100	100	¹⁵³ Gd	10	10
⁴⁶ Sc	0.1	0.1	¹⁶⁰ Tb	1	1
⁵¹ Cr	100	100	¹⁷⁰ Tm	100	100
⁵³ Mn	100	100	¹⁷¹ Tm	1,000	1,000
⁵⁴ Mn	0.1	0.1	¹⁸¹ Hf	1	1
⁵⁵ Fe	1,000	1,000	¹⁸² Ta	0.1	0.1
⁵⁹ Fe	1	1	¹⁸¹ W	10	10
⁵⁶ Co	0.1	0.1	¹⁸⁵ W	1,000	1,000
⁵⁷ Co	1	1	¹⁸⁵ Os	1	1
⁵⁸ Co	1	1	¹⁹¹ Os	100	100
⁶⁰ Co	0.1	0.1	¹⁹⁰ Ir	1	1
⁵⁹ Ni	100	100	¹⁹² Ir	1	1
⁶³ Ni	100	100	²⁰³ Hg	10	10
⁶⁵ Zn	0.1	0.1	²⁰² Tl	10	10
⁷³ As	1,000	1,000	²⁰⁴ Tl	1	1
⁷⁴ As	10	10	²⁰⁷ Pb	0.1	0.1
⁷⁵ Se	1	1	²²⁵ Ra	10	10
⁸⁶ Rb	100	100	²²⁶ Ra	0.1	1
⁸⁵ Sr	1	1	²²⁸ Th	0.1	1
⁸⁹ Sr	1,000	1,000	²²⁹ Th	0.1	0.1
⁹⁰ Sr	1	1	²³² Th	0.1	1
⁹¹ Y	100	100	²³⁰ Pa	10	10
⁹³ Zr	10	10	²³³ Pa	10	10
⁹⁵ Zr	1	1	²³² U	0.1	0.1
^{93m} Nb	10	10	²³³ U	1	1
⁹⁴ Nb	0.1	0.1	²³⁴ U	1	1
⁹³ Mo	10	10	²³⁵ U	1	1
⁹⁷ Tc	10	10	²³⁶ U	10	10
^{97m} Tc	100	100	²³⁸ U	1	1
⁹⁹ Tc	1	1	²³⁷ Np	1	1
¹⁰³ Ru	10	10	²³⁶ Pu	1	1
¹⁰⁶ Ru	0.1	0.1	²³⁷ Pu	100	100

Radionuclide	N13.12 ^a (Bq/g)	IAEA ^b (Bq/g)	Radionuclide	N13.12 ^a (Bq/g)	IAEA ^b (Bq/g)
¹⁰⁵ Ag	1	1	²³⁸ Pu	0.1	0.1
^{110m} Ag	0.1	0.1	²³⁹ Pu	0.1	0.1
¹⁰⁹ Cd	1	1	²⁴⁰ Pu	0.1	0.1
^{115m} Cd	100	100	²⁴¹ Pu	10	10
^{114m} In	10	10	²⁴² Pu	0.1	0.1
^{115m} In	100	100	²⁴⁴ Pu	0.1	0.1
¹¹³ Sn	1	1	²⁴¹ Am	0.1	0.1
¹²⁵ Sn	10	10	²⁴³ Am	0.1	0.1
¹²⁴ Sb	1	1	²⁴² Cm	10	10
¹²⁵ Sb	0.1	0.1	²⁴³ Cm	1	1
^{123m} Te	1	1	²⁴⁴ Cm	1	1
^{125m} Te	1,000	1,000	²⁴⁵ Cm	0.1	0.1
^{127m} Te	10	10	²⁴⁶ Cm	0.1	0.1
^{129m} Te	10	10	²⁴⁷ Cm	0.1	0.1
¹²⁵ I	100	100	²⁴⁸ Cm	0.1	0.1
¹²⁹ I ^c	0.1	0.01	²⁴⁹ Bk	100	100
¹³¹ I	10	10	²⁴⁸ Cf	1	1
¹³⁴ Cs	0.1	0.1	²⁴⁹ Cf	0.1	0.1
¹³⁵ Cs	100	100	²⁵⁰ Cf	1	1
¹³⁷ Cs	0.1	0.1	²⁵¹ Cf	0.1	0.1
¹³¹ Ba	10	10	²⁵² Cf	1	1
¹⁴⁰ Ba	1	1	²⁵³ Cf	100	100
¹³⁹ Ce	1	1	²⁵⁴ Cf	1	1
¹⁴¹ Ce	100	100	²⁵⁴ Es	0.1	0.1
¹⁴⁴ Ce	10	10			

^aWhere ANSI/HPS screening levels are from this standard.

^bWhere IAEA screening levels are from IAEA 2004.

^cBecause of potential ground-water concerns, the values for ¹²⁹I should be lowered by one order of magnitude when disposal to landfills or direct disposal to soil is anticipated.

表 5.7、表面活度濃度比較 (ANSI/HPS 13.12-2013 vs. RG1.86)

Radionuclide	N13.12 ^a (Bq/cm ²)	Regulatory Guide 1.86 (Bq/cm ²) ^b	Radionuclide	N13.12 ^a (Bq/cm ²)	Regulatory Guide 1.86 (Bq/cm ²) ^b
³ H	100	0.83	¹⁴⁷ Pm	1,000	0.83
⁷ Be	10	0.83	¹⁴⁷ Nd	100	0.83
¹⁴ C	1	0.83	¹⁵¹ Sm	1,000	0.83
²² Na	0.1	0.83	¹⁵² Eu	0.1	0.83
³⁵ S	100	0.83	¹⁵⁴ Eu	0.1	0.83
³⁶ Cl	1	0.83	¹⁵⁵ Eu	1	0.83
⁴⁵ Ca	100	0.83	¹⁵⁵ Gd	10	0.83
⁴⁶ Sc	0.1	0.83	¹⁶⁰ Tb	1	0.83
⁵¹ Cr	100	0.83	¹⁷⁰ Tm	100	0.83
⁵³ Mn	100	0.83	¹⁷¹ Tm	1,000	0.83
⁵⁴ Mn	0.1	0.83	¹⁸¹ Hf	1	0.83
⁵⁵ Fe	1,000	0.83	¹⁸² Ta	0.1	0.83
⁵⁹ Fe	1	0.83	¹⁸¹ W	10	0.83
⁵⁶ Co	1	0.83	¹⁸⁵ W	1,000	0.83
⁵⁷ Co	1	0.83	¹⁸⁵ Os	1	0.83
⁵⁸ Co	0.1	0.83	¹⁹¹ Os	100	0.83
⁶⁰ Co	0.1	0.83	¹⁹⁰ Ir	1	0.83
⁵⁹ Ni	100	0.83	¹⁹² Ir	1	0.83
⁶³ Ni	100	0.83	²⁰³ Hg	10	0.83
⁶⁵ Zn	0.1	0.83	²⁰² Tl	10	0.83
⁷³ As	1,000	0.83	²⁰⁴ Tl	1	0.83
⁷⁴ As	10	0.83	²⁰⁷ Bi	0.1	0.83
⁷⁵ Se	1	0.83	²²⁵ Ra	10	0.83
⁸⁶ Rb	100	0.83	²²⁶ Ra	0.1	0.017
⁸⁵ Sr	1	0.83	²²⁸ Th	0.1	0.017
⁸⁹ Sr	1,000	0.83	²²⁹ Th	0.1	0.017
⁹⁰ Sr	1	0.17	²³² Th	0.1	0.17
⁹¹ Y	100	0.83	²³⁰ Pa	10	0.83
⁹³ Zr	10	0.83	²³³ Pa	10	0.83
⁹⁵ Zr	1	0.83	²³² U	0.1	0.17
^{93m} Nb	10	0.83	²³³ U	1	0.83
⁹⁴ Nb	0.1	0.83	²³⁴ U	1	0.83
⁹³ Mo	10	0.83	²³⁵ U	1	0.83
⁹⁷ Tc	10	0.83	²³⁶ U	10	0.83
^{97m} Tc	100	0.83	²³⁸ U	1	0.83
⁹⁹ Tc	1	0.83	²³⁷ Np	1	0.017
¹⁰³ Ru	10	0.83	²³⁶ Pu	1	0.017
¹⁰⁶ Ru	0.1	0.83	²³⁷ Pu	100	0.017
¹⁰⁵ Ag	10	0.83	²³⁸ Pu	0.1	0.017
^{110m} Ag	0.1	0.83	²³⁹ Pu	0.1	0.017
¹⁰⁹ Cd	1	0.83	²⁴⁰ Pu	0.1	0.017
^{115m} Cd	100	0.83	²⁴¹ Pu	10	0.017
^{114m} In	10	0.83	²⁴² Pu	0.1	0.017
^{115m} In	100	0.83	²⁴⁴ Pu	0.1	0.017
¹¹³ Sn	1	0.83	²⁴¹ Am	0.1	0.017
¹²⁵ Sn	10	0.83	²⁴³ Am	0.1	0.017

Radionuclide	N13.12 ^a (Bq/cm ²)	Regulatory Guide 1.86 (Bq/cm ²) ^b	Radionuclide	N13.12 ^a (Bq/cm ²)	Regulatory Guide 1.86 (Bq/cm ²) ^b
¹²⁴ Sb	1	0.83	²⁴² Cm	10	0.017
¹²⁵ Sb	0.1	0.83	²⁴³ Cm	1	0.017
^{123m} Te	1	0.83	²⁴⁴ Cm	1	0.017
^{125m} Te	1,000	0.83	²⁴⁵ Cm	0.1	0.017
^{127m} Te	10	0.83	²⁴⁶ Cm	0.1	0.017
^{129m} Te	10	0.83	²⁴⁷ Cm	0.1	0.017
¹²⁵ I	100	0.017	²⁴⁸ Cm	0.1	0.017
¹²⁹ I	0.1	0.017	²⁴⁹ Bk	100	0.017
¹³¹ I	10	0.017	²⁴⁸ Cf	1	0.017
¹³⁴ Cs	0.1	0.83	²⁴⁹ Cf	0.1	0.017
¹³⁵ Cs	100	0.83	²⁵⁰ Cf	1	0.017
¹³⁷ Cs	0.1	0.83	²⁵¹ Cf	0.1	0.017
¹³¹ Ba	10	0.83	²⁵² Cf	1	0.017
¹⁴⁰ Ba	1	0.83	²⁵³ Cf	100	0.017
¹³⁹ Ce	1	0.83	²⁵⁴ Cf	1	0.017
¹⁴¹ Ce	100	0.83	²⁵⁴ Es	0.1	0.017
¹⁴⁴ Ce	10	0.83			

^aWhere ANSI/HPS screening levels are from this standard.

^bWhere the Regulatory Guide 1.86 (USAEC 1974) values are "average" values converted from units of dpm/100 cm² to units of Bq/cm².

五、國內現行規範

國內針對物料中殘留放射性活度的解除管制標準目前主要是依據“一定活度或比活度以下放射性廢棄物管理辦法”來執行。這裡所指的放射性廢棄物主要是針對固體放射性廢棄物，但不包括天然放射性物質所衍生之廢棄物、以及經核子醫學診斷、治療之離院病患所產生之放射性廢棄物。符合管理辦法限值以下之廢棄物可進行外釋，外釋則是指將廢棄物釋出至管制區之外，進行回收、掩埋、或焚化的行為。放射性廢棄物外釋前必須進行輻射劑量評估，一年內所造成之個人有效劑量不超過 0.01 毫西弗 (10 μSv/y)、且集體劑量不超過 1 人•西弗，經提出輻射劑量評估報告及外釋計畫，報請主管機關核准後，始得外釋。

參考核一廠除役計畫中所列的 29 種關注核種 [88]，並將國內現行標準與國外目前常見的篩查水平 (IAEA RS-G-1.7-2004 及

ANSI/HPS N13.12-2013) 做一比較如表 5.6 所示。當每年外釋總量超過一公噸，除了 ANSI/HPS N13.12-2013 並未列入 I-123、以及考量潛在的地下水問題時，若廢棄物可能被丟棄到垃圾掩埋場或直接丟棄到土壤中時，認為 I-129 的值應降低一個數量級之外，管理辦法中的比活度限值與國外現行常見的標準幾乎一致。當然，若每年外釋的廢棄物總量在一公噸以下時，其外釋比活度限值可以依據不同核種而適度放寬 (1~4 個級數)，這一點也是與國外現行的原則是一致的。

表 5.8、一定活度或比活度以下放射性廢棄物之限值 vs. 篩查水平

核種 \ 限值	每年外釋廢棄物活度限值(貝克)	每年外釋超過一公噸之廢棄物比活度限值 (貝克/克)	每年外釋一公噸以下之廢棄物比活度限值 (貝克/克)	IAEA Screening levels RS-G-1.7 (2004) (貝克/克)	ANSI/HPS screening levels N13.12 (2013) (貝克/克)
H-3	1.E+9	1.E+2	1.E+6	100	100
C-14	1.E+7	1.E+0	1.E+4	1	1
Cr-51	1.E+7	1.E+2	1.E+3	100	100
Mn-54	1.E+6	1.E-1	1.E+1	0.1	0.1
Fe-55	1.E+6	1.E+3	1.E+4	1000	1000
Fe-59	1.E+6	1.E+0	1.E+1	1	1
Co-57	1.E+6	1.E+0	1.E+2	1	1
Co-58	1.E+6	1.E+0	1.E+1	1	1
Co-60	1.E+5	1.E-1	1.E+1	0.1	0.1
Ni-63	1.E+8	1.E+2	1.E+5	100	100
Zn-65	1.E+6	1.E-1	1.E+1	0.1	0.1
Sr-90	1.E+4	1.E+0	1.E+2	1	1
Zr-95	1.E+6	1.E+0	1.E+1	1	1

Tc-99	1.E+7	1.E+0	1.E+4	1	1
Ag-110m	1.E+6	1.E-1	1.E+1	0.1	0.1
Sn-113	1.E+7	1.E+0	1.E+3	1	1
Sb-124	1.E+6	1.E+0	1.E+1	1	1
Sb-125	1.E+6	1.E-1	1.E+2	0.1	0.1
I-123	1.E+7	1.E+2	1.E+2	100	X
I-129	1.E+5	1.E-1	1.E+2	0.01	0.1
Cs-134	1.E+4	1.E-1	1.E+1	0.1	0.1
Cs-137	1.E+4	1.E-1	1.E+1	0.1	0.1
Ce-144	1.E+5	1.E+1	1.E+2	10	10
Pu-238	1.E+4	1.E-1	1.E+0	0.1	0.1
Pu-239	1.E+4	1.E-1	1.E+0	0.1	0.1
Pu-241	1.E+5	1.E+1	1.E+2	10	10
Am-241	1.E+4	1.E-1	1.E+0	0.1	0.1
Cm-242	1.E+5	1.E+1	1.E+2	10	10
Cm-244	1.E+4	1.E+0	1.E+1	1	1

註：考量潛在的地下水問題，當預計將其丟棄到垃圾填埋場或直接丟棄到土壤中時，ANSI/HPS N13.12 (2013)認為 I-129 的值應降低一個數量級。

六、小結

因應國內核電廠即將進行的除役與拆除作業，勢必產生大量的廢棄物，但其中大部分的材料並不具有放射性、或僅具有非常低的放射性污染殘留，若無法從管制區內進行移除到外界一般環境，勢必造成廠區的庫存壓力、甚至影響除役時程的進行。本章主要針對管制區

內的固體廢棄物，比較國內外相關法規或指引的“解除管制標準”所延伸的篩查水平，主要結論敘述如下：

- ◆ 將管制區內的放射性廢棄物視為解除管制物件外釋到一般環境必須符合篩查水平，訂定篩查水平除了必須評估其外釋可能造成之個人或公眾的輻射劑量與風險之外，量測儀器的最低可測能力、以及現場作業的可執行性，也是重要因素。
- ◆ 美國 NRC 在 1974 年所公布的監管指南 RG 1.86 提供終止核反應器運轉執照的方法和程序，該指南所提供的附表“可接受的表面污染水平”也一直提供做為篩查水平的參考，直到 2016 年 8 月 NRC 撤銷 RG 1.86 為止。
- ◆ 目前美國 NRC 針對管制區內的材料與設備的外釋，主要參考其它相關法規，如 NUREG 1757, Vol. 1, ver. 2, 第 15.11.1.1 節中有關“具有表面殘留放射性的固體材料放行”，具體描述了當前 NRC 工作人員針對個案審查的做法的應用程序。
- ◆ 美國 NRC 檢查和執法辦公室在 1981 年所發布的 81-07 號通知 (IE Circular No. 81-07)，為放射性污染的控制提供指引。該通知所納入考慮的因素包括：進行污染調查的可行性、微小污染外釋的可能性、以及未檢測的污染釋放對公眾個人造成的潛在輻射劑量影響。該通知引用由 J.F. Sommers 所發表的研究，其建議的篩查水平與 RG 1.86 相似。
- ◆ IAEA 與 ICRP 在輻射防護與安全原則下，也努力訂定避免個人、公眾及環境遭受輻射過度曝露的管制標準。除了在 1996 年揭露基本安全標準 BSS 之外，在 2004 年發布 RS-G-1.7 號安全導則，提供天然及人造核種之體積活度濃度，提供做為管制機關及核設

施營運者應用於大量放射性物質之排除、豁免及解除管制的參考。

- ◆ ANSI 在 IAEA 發布 BSS 之後，在 1999 年 8 月也批准了一項殘留放射性污染物質的解除管制標準。該標準以 Bq/g 和 Bq/cm² 為單位將 50 種放射性核種分為四組 (0.1、1、10、100) 的衍生篩查水平 (DSL)，殘留表面和體積放射性水平低於 DSL 的物品或材料可以被解除管制，而不需考慮其殘留放射性。在 IAEA 發布 RS-G-1.7 之後，ANSI 也在 2013 年進行了該標準的改版 ANSI/HPS N13.12-2013。
- ◆ ANSI/HPS N13.12-2013 確定了高於背景 10 μ Sv/y (1 mrem/y) 的主要劑量標準，同時考慮了可檢測性和“盡可能合理抑低 ALARA”的原則。該標準雖然確定了高於背景 10 μ Sv/y 的主要劑量標準，但仍允許針對個案來提高篩查水平，只要能根據具體情況進行論證，同時確保針對多種來源的曝露保持 ALARA 原則、並提供低於公眾限制 1 mSv/y (100 mrem/y) 足夠安全的保證。
- ◆ 比較目前國際上主要的篩查水平，ANSI/HPS N13.12-2013 與 IAEA(RS-G-1.7, 2004) 除了短半衰期核種及 I-129 牽涉地下水的問題之外，篩查水平已趨於一致，但相對於 NRC 所撤銷的監管指南 RG 1.86 而言，RG 1.86 在大部分核種的篩查水平相對嚴謹，但若以核電廠除役所關注的主要核種 (如: Mn-54, Co-58, Co-60, Zn-65, Ag-110m, Sb-125, Cs-134, Cs-137)，RG 1.86 的篩查水平卻相對比較寬鬆。
- ◆ 比較國內現行的法規“一定活度或以活度以下放射性廢棄物管理辦法”，其比活度限值與 ANSI/HPS N13.12-2013 及 IAEA(RS-G-1.7, 2004) 所建議的篩查水平幾乎一致。

- ◆ 因應未來國內核電廠除役所必須面臨的放射性廢棄物從管制區內解除管制、並外釋到一般環境的需求，現行法規仍與國際規範相符合，但考量現場實際執行作業的可行性，針對個案適度放寬篩查水平似仍有其必要性。

陸、結論與未來挑戰

經由核設施的除役與拆除，預期全球在可預見的未來將會產生相當大量的除役廢棄物，大部分的這些廢棄物都未遭受或僅具有微量的放射性污染，並且仍保有其本質的價值。過去國際上處理這些廢棄物大多採用低放廢棄物處置設施之處置/替代做法，但目前已有許多個案開始採用解除管制之回收/再利用方案。本計畫已針對除役廢棄物解除管制離廠之方案，從管制規範、實務經驗、劑量評估、以及國際偵檢指南分析與比較等面向進行完整的剖析，茲歸納所得的結論如下：

1. 對於除役廢棄物之解除管制與離廠偵檢，目前雖已存在一些國際準則可供遵循，許多已制訂特定標準的國家也已累積了一些成功的回收/再利用實績。然而，近年各國之間的法規標準雖已逐漸趨於一致，但在做法上並未有進一步的協調發展，此可能會對未來除役廢棄物的回收/再利用發展以及在民眾普遍接受度上構成挑戰。
2. 除役廢棄物解除管制以進行回收/再利用的成功案例證實除污及熔化技術已可有效地符合解除管制的標準，安全地釋出有價值的材料不僅可行，而且相較於低放廢棄物處置方案更具有成本效益。此外，雖然無條件解除管制為許多國家目前採行的實務做法，然有條件解除管制以及於核工業內回收使用等方案亦為可擴大解

除管制應用範疇的可能做法。

3. 由風險評估與環境影響比較可知，廢棄物解除管制之回收/再利用方案相較於處置/替代方案具有更大的優勢，可降低健康風險二倍以上，並可大大地減少土地使用、水、空氣、礦物資源、能源資源等環境衝擊。
4. 解除管制之分層系統可用於評估放射性金屬廢棄物處置的替代方案，其概念係將回收情節分為 A~D 四個層級 (涵蓋無條件及有條件解除管制)，可藉此依需求制訂各項最終用途的釋出標準，使得回收材料的健康風險管控更加容易且具彈性。
5. 公眾的接受度是影響核設施除役廢棄物之回收/再利用可實施性的重大挑戰，適當地提供有關回收/再利用方案的相對風險與影響評估的額外資訊將可能是形成公眾輿論和決策過程的決定性因素。監管機構及設施經營者應嘗試更積極地參與與回收廠商和公眾的直接溝通，以消弭利益相關者的疑慮，並確保可適當地實施廢棄物解除管制的相關程序，可強化信任及目標一致性。
6. NUREG-1640 提供廢棄物解除管制之放射評估方法與結果，涵蓋核設施除役可能產生之廢棄物，包含廢金屬（鋼、鋁、銅）及混凝土瓦礫等。該分析藉由考量美國當前的工業實務及民生應用等條件選擇可能的曝露情節，用以確認各類解除管制材料的關鍵群體，並可做為支援管制考量的技術基礎。
7. 本研究已完整解析 NUREG-1640 分析中的放射評估方法，包括：材料來源參數、各項因子、曝露情節、劑量評估模型、加工製造流程及劑量評估相關參數、劑量評估結果等，相關的成果可作為國內未來需要進行廢棄物解除管制劑量評估時的參考。

8. 由除役廢棄物解除管制之劑量評估結果顯示，工人相關曝露情節為各類廢棄物進行回收與處置時的關鍵群體，如：廢料場處理廢料的工人、金屬廠處理爐渣的工人、處理混凝土瓦礫的工人、或使用再生混凝土修建道路的工人。此外，由於核設施拆除會產生大量的混凝土瓦礫且不會混合其它材料，混凝土瓦礫的回收與處置會貢獻最高劑量。國內雖不像美國有完整的廢棄物回收與處置的設施與網絡，然未來如有執行相關作業的需要時，務須針對上述情節或材料的關鍵群體加強管制上的措施。
9. 針對廢棄物解除管制離廠之偵測標準，目前國內外已有相關法規或指引經由評估個人或公眾的輻射劑量與風險、量測儀器的最低可測能力、以及現場作業的可執行性，制訂由解除管制標準所延伸的篩查水平。欲將管制區內的放射性廢棄物視為解除管制物件外釋到一般環境，必須符合上述的篩查水平，此似已漸成為國際上逐漸認可的做法與共識。
10. 美國 NRC 過去主要依循 RG 1.86 與 IE Circular No. 81-07 做為篩查水平的參考及放射性污染控制的指引，目前則依 NUREG 1757, Vol. 1, 第 15.11.1.1 節中的規定來針對個案進行審查。IAEA 與美國 ANSI 也持續致力於制訂放射性物質解除管制之安全導則與標準，如：IAEA RS-G-1.7 與 ANSI/HPS N13.12-2013。上述兩者除部分短半衰期核種及 I-129 核種之外，其餘已漸趨於一致。
11. 國內目前主要依循現行的法規“一定活度或比活度以下放射性廢棄物管理辦法”，其比活度限值與 IAEA 及 ANSI 所建議的篩查水平相符合。然而，考量現場實際執行作業的可行性，針對個案適度放寬篩查水平或許為未來可衡酌考慮的做法。

從核設施中解除管制並釋出廢棄物是一項重要且艱鉅的任務，成功與否取決於執行機構與監管機關之間的溝通與協調工作、國家政策、專業技術能力、經濟面向、以及民眾接受度等因素。在全球核工業中，核設施除役廢棄物的回收/再利用所面臨的挑戰都是相似的，常見的挑戰包含成本考量、社會/工業的接受度、政治/政府的干預、監管程序和釋出限值的限制、缺乏基礎設施、達成材料回收目的所需的時間、缺乏信心/理解等。為了成功實現除役廢棄物解除管制以進行回收/再利用，許多措施或倡議都應在除役專案的計畫階段予以考慮並落實，包括提供公眾參與的機會、建立回收/再利用政策的激勵措施、發展分層系統之釋出標準、加強公眾/工業/監管機構之間的對話、建立可回收材料的可靠管道等。國內目前正面臨核電廠除役的階段，有關單位也應檢視及因應除役廢棄物解除管制的各項挑戰及建議，以確保可提出安全且有效的除役廢棄物解除管制的實施方案。

柒、參考文獻

- [1] “IAEA Power Reactor Information System (PRIS) Database”, <https://www.iaea.org/resources/databases/power-reactor-information-system-pris>.
- [2] L.A. Nieves, S.Y. Chen, E.J. Kohout, B. Nabelssi, R.W. Tilbrook, S.E. Wilson, “Evaluation of Radioactive Scrap Metal Recycling”, ANL/EDA/TM-50, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, 1995.
- [3] “Application of the Concept of Clearance”, Draft Safety Guide DS500 (Revision of Safety Guide RS-G-1.7), IAEA, 2021.
- [4] “Recycling and Reuse of Scrap Metals”, OECD/NEA, 1996.
- [5] “Recycling and Reuse of Materials Arising from the Decommissioning of Nuclear Facilities”, OECD/NEA No. 7310, 2017.
- [6] “Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance”, IAEA Safety Standards Series No. RS-G-1.7.

- [7] “Recommended Radiological Protection Criteria for the Recycling of Metals from the Dismantling of Nuclear Installations”, European Commission Radiation Protection 89.
- [8] “Basis for the Definition of Surface Contamination Clearance Levels for the Recycling or Reuse of Metals Arising from the Dismantling of Installations”, European Commission Radiation Protection 101.
- [9] “Recommended Radiological Protection Criteria for the Clearance of Buildings and Building Rubble from the Dismantling of Nuclear Installations”, European Commission Radiation Protection 113.
- [10] “Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part I & II”, European Commission Radiation Protection 122.
- [11] “Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards”, IAEA General Safety Requirements Part 3 (No. GSR Part 3), 2014.
- [12] Surface and Volume Radioactivity Standards for Clearance, Health Physics Society (HPS), ANSI/HPS N13.12-2013, McLean, Virginia.
- [13] “Waste Acceptance Criteria – Low Level Waste Disposal”, WSC-WAC-LOW, Version 4, LLWR, 2014.
- [14] J. Björkvall, G. Ye, M. Lindberg, “Technical Possibilities to Support Separation of Radioactive Elements from Metallic Waste”, Symposium on Recycling of Metals arising from Operation and Decommissioning of Nuclear Facilities, Nyköping, 2014.
- [15] “The NEA Co-operative Programme on Decommissioning – Decontamination and Demolition of Radioactive Concrete Structures”, NEA/RWM/R(2011)1, 2011.
- [16] L.A. Nieves, S.Y. Chen, E.J. Kohout, B. Nabelssi, R.W. Tilbrook, S.E. Wilson, “Evaluation of Radioactive Scrap Metal Recycling”, ANL/EAD/TM-50, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, 1995.
- [17] R. Anigstein et al., “Radiological Assessments for Clearance of Materials from Nuclear Facilities”, NUREG-1640, U.S. Nuclear Regulatory Commission, 2003.
- [18] IAEA Safety Reports Series No. 44, “Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance”, (2005).

- [19] Robert A. Meck, NRC, letter to Gordon Linsley, Scientific Secretary, Division of Nuclear Fuel Cycle and Waste Management, International Atomic Energy Agency, November 9, 1992
- [20] R.L. Fuchs, S.D. McDonald, "1992 State-by State Assessment of Low-Level Radioactive Wastes Received at Commercial Disposal Sites", DOE/LLW-181. Washington DC: U.S. Department of Energy, 1993.
- [21] N.C. Dyer, "Radionuclides in United States Commercial Nuclear Power Reactors", Radiation Protection Management, 12(1), 1995.
- [22] Konzek, G. J., et al. 1995. "Revised Analyses of Decommissioning for the Reference Pressurized Water Reactor Power Station," NUREG/CR-5884, PNL-8742. Washington, DC: U.S. Nuclear Regulatory Commission.
- [23] Fenton, M. D. 2002. "Iron and Steel Scrap - 2000." In Minerals Yearbook, 2000. U.S. Geological Survey. [http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron & steel scrap/360400.pdf](http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron%20&%20steel%20scrap/360400.pdf) (May 15, 2003).
- [24] U.S. Geological Survey (USGS). 2001. "Iron and Steel Scrap." In Mineral Commodity Summaries, 2001. [http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron & steel scrap/360301.pdf](http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron%20&%20steel%20scrap/360301.pdf) (June 4, 2003).
- [25] Steel Recycling Institute (SRI). 2001. "The Inherent Recycled Content of Today's Steel." <http://www.recycle-steel.org/leed/leed.pdf> (May 21, 2003).
- [26] Fenton, M. D. (n/d). "Iron and Steel - 2000." In Minerals Yearbook, 2000. U.S. Geological Survey. [http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron & steel/350400.pdf](http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron%20&%20steel/350400.pdf) (May 15, 2003).
- [27] Fenton, M. D. 1999. "Iron and Steel Scrap." In Minerals Yearbook 1998. U.S. Geological Survey. [http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron & steel scrap/360498.pdf](http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron%20&%20steel%20scrap/360498.pdf) (May 15, 2003).
- [28] Lankford, W. T., et al. (Eds.) 1985. The Making, Shaping and Treating of Steel, 10th ed. Pittsburgh, PA: United States Steel Corporation and Association of Iron and Steel Engineers.
- [29] Baldwin, V. H. 1980. "Environmental Assessment of Iron Casting," EPA-600/2-80-021. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency.

- [30] Energetics, Incorporated. 1999. "Energy and Environmental Profile of the U.S. Metalcasting Industry," U.S. Department of Energy, Office of Industrial Technologies. <http://www.oit.doe.gov/metalcast/pdfs/profile.pdf> (June 6, 2003).
- [31] American Iron and Steel Institute (AISI). 1998. "Steel Technology Roadmap." <http://www.steel.org/mt/roadmap/roadmap.htm> (October, 2001).
- [32] Jeffery, J., and J. Vay. 1986. "Iron and Steel Industry Particulate Emissions: Source Category Report," EPA/600/7-86/036. Research Triangle Park, NC: Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.
- [33] Rick West, Sales Manager for International Mill Services, private communication with William C. Thurber, SC&A, Inc., June 25, 1996.
- [34] Greg Balimer, Envirosafe Services of Ohio, Inc., private communication with Kathleen Behling, SC&A, Inc., March 13, 2002.
- [35] Environmental Protection Agency (U.S.) (EPA). 1997. "Exposure Factors Handbook." EPA/600/P-95/002Fa. Washington, DC.
- [36] Occupational Safety & Health Administration (U.S.) (OSHA). 2002a. "OSHA Sampling Results Summary as of 10/08/2002." <http://www.osha.gov/nvc-disaster/summary.html> (May 22, 2003).
- [37] Anigstein et al. 2001. "Technical Support Document: Potential Recycling of Scrap Metal from Nuclear Facilities, Part I: Radiological Assessment of Exposed Individuals." Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air. http://www.epa.gov/radiation/cleanmetals/docs/tsd/scrap_tsd_041802_vol_1cvtoc1.pdf (August 12, 2002).
- [38] Kennedy, W. E., and D. L. Streng. 1992. "Residual Radioactive Contamination From Decommissioning: Technical Basis for Translating Contamination Levels to Annual Total Effective Dose Equivalent," NUREG/CR-5512. Vol. 1. Washington, DC: U.S. Nuclear Regulatory Commission.
- [39] Alzona, J., et al. 1979. "Indoor-Outdoor Relationships for Airborne Particulate Matter of Outdoor Origin." *Atmospheric Environment*, 13, 55.
- [40] Eric Goldin, San Onofre Nuclear Generating Station, private communication with Kathleen Behling, SC&A, Inc., February 21, 2002.

- [41] Bohn, R., T. Cuscino, and C. Cowherd. 1978. "Fugitive Emissions from Integrated Iron and Steel Plants," EPA-600/2-78-050. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- [42] Fletcher Hall, American Trucking Association, private communication with Kathleen Behling, SC&A, Inc., April 8, 2002.
- [43] Federal Highway Administration (FHWA). 2001. "Federal - Aid Highway Length-2000: Miles by Lane Width." <http://www.fhwa.dot.gov/ohim/hs00/pdf/hm39.pdf> (May 24, 2003).
- [44] Bureau of the Census (U.S.). 1999. "1997 Economic Census: Transportation-1997 Commodity Flow Survey." U.S. Department of Transportation, Bureau of Transportation Statistics; U.S. Department of Commerce, Economics and Statistics Administration. <http://199.79.179.77/ntda/cfs/97tcf-us.pdf> (March 4, 2002).
- [45] Ray Tumer, The David J. Joseph Company, private communication with Robert Anigstein, SC&A, Inc., February 28, 2001.
- [46] Sharpe, R. (Ed.) 1999. *Jane's Fighting Ships*, 102. Surrey, United Kingdom: Jane's Information Group.
- [47] Department of the Navy (U.S.) 2001. "Highlights of the Department of the Navy FY 1997 Budget." <http://www.chinfo.navy.mil/navpalib/budget/fy97/hilites/shipops.html> (May 24, 2003).
- [48] Eckerman, K. F., and J. C. Ryman. 1993. "External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil," Federal Guidance Report No. 12, EPA 402-R-93-081. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air.
- [49] R. S. Means Company Staff. 2000. *Building Construction Cost Data, 2000*. 58th ed. Kingston, MA: R. S. Means Company, Incorporated.
- [50] "Nationwide Personal Transportation Survey (NPTS): Our Nation's Travel, 1995 NPTS Early Results Report." 1997. [http://www-cta.ornl.gov/npts/1995/Doc/NPTS Booklet.pdf](http://www-cta.ornl.gov/npts/1995/Doc/NPTS%20Booklet.pdf) (May 24, 2003).

- [51] Federal Highway Administration (FHWA). 2001. "Federal - Aid Highway Length - 2000: Miles by Lane Width." <http://www.fhwa.dot.gov/ohim/hs00/pdf/hm39.pdf> (May 24, 2003).
- [52] Argonne National Laboratory (ANL), Environmental Assessment Division. 1996. "RESRAD 5.621: A U.S. Department of Energy (DOE) Computer Code to Calculate Compliance with RESidual RADioactive Material Guidelines." Argonne, IL.
- [53] Yu, C., et al. 2001. "User's Manual for RESRAD Version 6," ANL/EAD-4. Argonne, IL: Argonne National Laboratory.
- [54] Environmental Protection Agency (U.S.) (EPA), Office of Solid Waste; Economics, Methods and Risk Analysis Division. 2001. "Input Parameter Values for the Industrial D Tier I Tool."
- [55] Yu, C., et al. 1993. "Manual for Implementing Residual Radioactive Material Guidelines Using RESRAD," ANL/EADILD-2. Argonne, IL: Argonne National Laboratory.
- [56] Bryan, R. H., and I. T. Dudley. 1974. "Estimated Quantities of Materials Contained in a 1000-MW(e) PWR Power Plant," ORNL-TM-4515. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory.
- [57] George Burg, Vice-President, Manufacturing, Reading Tube Corporation, private communication with William C. Thurber, SC&A, Inc., May 5, 1999.
- [58] Pacific Environmental Services, Inc. (PES) 1977. "Emission Factors and Emission Source Information for Primary and Secondary Copper Smelters," EPA-450/3-77-051. Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency.
- [59] Brunson, W. W., and D. R. Stone. 1976. "Electrorefining at the Copper Division of Southwire Company, Carrollton, Georgia, U.S.A." Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, Section C, vol. 85, CI50-C156.
- [60] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1990. Toxicological Profile for Copper. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services.
- [61] Accomet Corporation. "Secondary Aluminum." <http://www.accomet.com/Secondary.htm> (September 12, 2002).

- [62] The Aluminum Association, Inc. 1998. "Aluminum Recycling Casebook." Washington, DC.
- [63] Plunkert, P. A. 2002. "Aluminum-2000." In Minerals Yearbook. U.S. Geological Survey. <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/aluminumI050400.pdf> (June 4, 2003).
- [64] The Aluminum Association, Inc. 2001/2002. "Aluminum Statistical Review for 2000/2001." Washington, DC.
- [65] Viland, J. S. 1990. "A Secondary's View of Recycling." In J. H. L. van Linden et al. (Eds.) Second International Symposium: Recycling of Metals and Engineered Materials. Warrendale, PA: The Minerals, Metals & Materials Society.
- [66] Department of Energy (U.S.), Office of Industrial Technologies (DOE). 1999. "Recycling of Aluminum Dross/Saltcake," DOE/GO-10099-730, Aluminum Project Fact Sheet. Washington, DC. <http://www.oit.doe.gov/nice3/factsheets/alumitech.pdf> (October 27, 2002).
- [67] Garbay, H., and A. M. Chapuis. 1991. "Radiological Impact of Very Slightly Radioactive Copper and Aluminum Recovered from Dismantled Nuclear Facilities," Final Report, EUR-13160-FR. Commission of the European Communities, Nuclear Sciences and Technology.
- [68] Karvelas, D., et al. 1991. "An Economic and Technical Assessment of Black-Dross- and Salt-Cake-Recycling Systems for Application in the Secondary Aluminum Industry," ANL/ESD-I 1. Argonne, IL: Argonne National Laboratory.
- [69] Anigstein et al. 2001. "Technical Support Document: Potential Recycling of Scrap Metal from Nuclear Facilities, Part I: Radiological Assessment of Exposed Individuals." Washington, DC.
- [70] Environmental Protection Agency (U.S.) (EPA). 1995b. "Compilation of Air Pollutant Emission Factors," AP42. 5th ed. Vol. 1, "Stationary Point and Area Sources." Washington DC. <http://www.epa.gov/ttn/chieff/ap42/ch12/final/cl2s09.pdf> (October 27, 2002).
- [71] Environmental Protection Agency (U.S.) (EPA). 1990. Letter from R. Shafer, Alcan Recycling, to J. Dills, Permit Review Branch, Division of Air Quality, Kentucky Department for Environmental Protection, enclosing report:

- "Compliance Emission Testing on the Melt Furnace, Decoater, Hold Furnace, Alpur Filter, Dross Baghouse, Hot and Cold Baghouses at the Alcan Ingot and Recycling in Berea, Kentucky." Docket A-92-61, II-D-1 1.
- [72] Blumenthal, D. 1990. "Is That Newfangled Cookware Safe?" FDA Consumer, 24(8), 12. <http://www.fda.gov/bbs/topics/CONSUMERJCON00036.html> (October 16, 2002).
- [73] Franklin Associates. 1998. "Characterization of Building-Related Construction and Demolition Debris in the United States." Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Municipal and Solid Waste Division. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/sgc&d-rpt.pdf> (December 6, 2002).
- [74] Turner-Fairbank Highway Research Center (TFHRC). 1997. "User Guidelines for Waste and Byproduct Materials in Pavement Construction," FHWA-RD-97-148. <http://www.thrc.gov/hnr20/recycle/waste/begin.htm> (December 13, 2002).
- [75] Geological Survey (U.S.) (USGS). 2000. "Recycled Aggregates-Profitable Resource Conservation," USGS Fact Sheet FS-181-99. <http://pubs.usgs.gov/fs/fs-0181-99/fs-0181-99po.pdf> (April 8, 2003).
- [76] Franklin Associates. 1998. "Characterization of Building-Related Construction and Demolition Debris in the United States." Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Municipal and Solid Waste Division. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/sgc&d-rpt.pdf> (December 6, 2002).
- [77] American Nuclear Society. 1987. "Calculation and Measurement of Direct and Scattered Gamma Radiation from LWR Nuclear Power Plants," ANSI/ANS 6.6.1-1987.
- [78] Texas Department of Transportation (TxDOT). 1999. "January: Crushed Concrete." In "Year of Recycled Roadway Materials." <ftp://ftp.dot.state.tx.us/pub/txdot-info/gsd/pdf/vrrian.pdf> (December 9, 2002).
- [79] P.S. Stansbury, D.J. Strom, Uses of ANSI/HPS N13.12-1999, "Surface and Volume Radioactivity Standards for Clearance" and Comparison with Existing Standards, PNNL-13484, April 2001.
- [80] "游離輻射防護安全標準"附表四：放射性核種管制限度，民國 94 年 12 月 30 日。
- [81] "一定活度或比活度以下放射性廢棄物管理辦法"，民國 93 年 12 月 29 日。

- [82] 10 CFR 20.1402 “Radiological Criteria for Unrestricted Use”, (1999).
- [83] Regulatory Guide 1.86. “Termination of Operating Licenses for Nuclear Reactors”, (1974).
- [84] NUREG-1757(Vol. 1, Rev. 2), Section 15.11.1.1 “Release of Solid Materials with Surface Residual Radioactivity”, (2006).
- [85] IE Circular No. 81-07 “Control of radioactively contaminated material”, (1981).
- [86] IAEA Safety Series No. 115, “International Basic Safety Standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources” (1996).
- [87] Sommers, J. F., (a) "Sensitivity of Portable Beta-Gamma Survey Instruments," Nuclear Safe 16 (No. 4), 452-457, July - August 1975.
- [88] 核一廠除役計畫書，第 17 章。