

國民輻射劑量之評估

研究報告

林培火 陳清江 林友明

原子能委員會輻射偵測中心

中華民國八十七年六月

前 言

生活環境中，國民所受的天然與人造輻射劑量是社會各界所關心的議題，世界先進國家已有完整的評估報告，全球人類的平均值係由聯合國原子輻射效應科學委員會(UNSCEAR)彙整完成評估報告。環境中各項輻射源造成個人劑量會隨生活模式和地點而異，像天然輻射劑量的世界年平均值為 2.4 毫西弗，但最高值可達 20 毫西弗。醫用輻射劑量在先進國家較重視健康保健的因素下，對一般成年人造成的年有效劑量約在 1-3 毫西弗之間，與天然輻射劑量相當，而世界年平均值為 0.3 毫西弗，其相差最大約 10 倍，故有必要精確評估國民輻射劑量，以作為政府制定輻射防護政策之參考。

自民國 81 年即開始進行為期六年的台灣地區國民輻射劑量評估計畫，其評估項目包括天然輻射、放射性落塵、職業曝露、醫用輻射、雜項射源及核設施共六項，評估資料主要彙整國內核能界近 30 年來所累積的研究成果及參考美國、日本和聯合國原子輻射效應科學委員會報告的相關資料，完成台灣地區國民輻射劑量評估報告。報告內容除綜合各項輻射源對每一國民造成之有效劑量外，並對各項輻射源所占之相對比率作比較。尚祈各界先進不吝指教，期待將來國內各項數據更充實後再作精確評估，謹提供參考。

誌 謝

國民輻射劑量評估之研究報告係彙整本中心同仁，多年來致力於天然與人造輻射偵測及其劑量評估的研究成果，原子能委員會輻射防護處及核能研究所保健物理組協助搜集全國輻射職業曝露及核設施放射性廢棄物排放量及其劑量評估的資料，本中心同仁羅會義、高明鋒二位先生及陳昭微、林敏萍二位小姐協助打字及圖表製作，遂能順利完成研究報告，謹致上最高的敬謝之意。並由衷感激本中心蔡主任昭明博士、黃副主任景鐘先生、各組組長及劉祺章先生等，惠賜寶貴意見及指正。另外，亦感謝翁教授寶山博士在百忙中抽空校閱。

目 錄

	頁次
前言.....	I
誌謝.....	II
目錄.....	III
1. 天然輻射.....	1
1.1 宇宙射線.....	1
1.2 地表加馬輻射	7
1.3 飲用水中的放射性	14
1.4 食品中的放射性	22
1.5 人體中的天然放射核種活度	33
1.6 溫泉水中的氡活度	43
1.7 室外及室內的氡活度	48
2. 放射性落塵.....	52
2.1 體外曝露.....	54
2.2 體內曝露.....	62
2.3 有效劑量之評估	73
3. 職業曝露.....	80
3.1 職業曝露的劑量	81
3.2 劑量之評估.....	85
4. 醫用輻射劑量	91
4.1 世界醫用輻射劑量概況	91
4.2 台灣地區醫用輻射劑量	95
5. 消費性產品及雜項射源	105
5.1 消費性產品及雜項射源	105
5.2 航空器利用.....	108
5.3 消費性產品及雜項源的有效劑量.....	109

6. 核設施周圍民眾輻射曝露	118
6.1 核能電廠.....	118
6.2 研究用反應器	119
6.3 蘭嶼貯存場.....	121
6.4 加速器.....	122
7. 結論.....	128
7.1 各項輻射源的有效劑量	128
7.2 國民輻射劑量之評估	129

射線造成的劑量。以此法測得高雄附近海平面宇宙射線劑量率為 0.026 微戈雷／小時，同年在台灣地區(22—25°N，120—121°E)14 個地點度量地表宇宙射線游離強度與高度關係，測得平地的宇宙射線劑量率為 0.027 微戈雷／小時。由阿里山公路沿線所測得數據顯示在標高 2100 公尺處，宇宙射線強度增加一倍，在 2450 公尺的祝山，其劑量率為 0.058 微戈雷／小時。³

宇宙射線強度除了隨高度變化外，也隨地磁緯度變化。台灣地區低緯度地區，因此強度比日本為低，台灣南北緯度僅差 3 度，因此地域差別很小，一般室內因受建築物屏蔽作用，宇宙射線強度將降低，通過密度厚度 30-1000 克／平方公分的混凝土會降低 10-30%。為瞭解宇宙射線在室內衰減情形，我們在高雄市選擇一座 20 層高樓內，以同一技術測量不同樓層的宇宙射線強度，結果顯示六層樓板厚度可將宇宙射線的軟成分阻擋掉，但硬成分則衰減很少，在地下三樓仍有 41%宇宙射線(0.011 微戈雷／小時)，可知宇宙射線硬成分的穿透力相當強。⁴

此外，宇宙射線的中子有效劑量的測量在台灣進行實際測量的例子很少，而詳細報告亦極少，僅清華大學江祥輝教授在民國 84 年使用三氟化硼中子劑量計測量台灣地區宇宙射線中子劑量，其測量結果在台灣地區海平面劑量為 3.3 毫微西弗／小時，⁶ 與日本東京地區之實測得 3.0 毫微西弗／小時相近。進行中子之度量受干擾的因素極多，要確度量十分不易。因此，為了評估台灣地區民眾所接受的宇宙射線劑量，本中心在民國 83 年由國外引進專門評估宇宙射線各成分在世界各地分布情形的 LUIN 程式，⁷ 該程式理論計算結果與測量值極為吻合，再依據海拔高度、人口分布和建築屏蔽等資料，精確地評估台灣地區民眾每人每年接受的有效劑量為 250 微西弗，其中游離成分為 235 微西弗，中子為 15 微西弗，比聯合國原子輻射效應科學委員會所列的全平均值為低，詳如表 1.1 所示。^{1,2}

1. 天然輻射

天然輻射是人類接受各種輻射來源中最大的集體劑量，它可分為體內及體外兩種射源，體外輻射源包括宇宙射線和地表及建材之加馬射線、體內輻射源包括吸入及攝入空氣中及食物中之天然放射核種。天然輻射為地球固有的輻射源，地球生物演化過程中，一直接受天然輻射源之照射。

人類對輻射的認知已有百年的歷史，天然輻射造成的劑量與其效應，仍是人類持續研究調查的對象。聯合國原子輻射效應科學委員會 (UNSCEAR) 自 1955 年成立以來就開始評估天然輻射所造成的劑量，迄今 50 餘年共出版八份有關天然背景輻射及其劑量的評估報告。^{1,2}

本中心自民國 69 年起即開始進行台灣地區天然輻射偵測及其劑量評估工作，茲將彙整完成各項天然輻射的偵測與劑量評估報告。³⁻⁸

1.1 宇宙射線

來自外太空的宇宙線稱為一次宇宙射線，可分為銀河宇宙射線及太陽宇宙射線。由太陽產生的宇宙射線能量較低，在高空大氣層就被吸收掉，對地表人類的劑量可予忽略。而來自銀河系的宇宙射線由 83% 的高能質子，和 16% 的阿伐及其他高能荷電粒子、電子、光子、中子等組成。這些一次宇宙射線與大氣層中的空氣分子產生散裂反應，產生中子、質子、 π 介子、 μ 介子、電子、光子等稱為二次宇宙射線，其能量比一次宇宙射線低，當穿過大氣層至地表面附近時，以 μ 介子的劑量貢獻為主，如圖 1.1 所示。⁹

本中心於民國 74 年發展一套宇宙射線游離成分測量方法，其原理係以 21 公升標準型常壓游離腔測量所有游離成分，扣除以 3 吋球型碘化鉀閃爍偵檢器測得的地表加馬輻射劑量率，即可得到宇宙

民國 82 年本中心使用 $1" \phi \times 2" L$ 碘化鈉偵檢器在火車內，測量台灣環島鐵路沿線宇宙射線的劑量率，其結果在 $0.0253-0.0274$ 微戈雷／小時，平均值在 0.0257 微戈雷／小時之間，顯示台灣地區宇宙射線受南北差異不大，幾乎成一定值。⁸

參考文獻

1. UNSCEAR, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1988).
2. UNSCEAR, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1993)
3. P.H. Lin, C.J. Chen, C.C. Huang and Y.M. Lin, "Measurement of Cosmic-Ray Induced Intensity, "Radiat. Protect. Dosim. ,15,185-189 (1986).
4. P.H. Lin, C.J. Chen, C.C. Huang and Y.M. Lin "Study of the Indoor Cosmic Radiation Ionization Intensity, " Radiat. Protect. Dosim. ,16,329-332 (1988).
5. C. Chung and, P.S. Wang, "Review of Cosmic Radiation and its Neutrons; an Urgent need for Measurement and Dose Assessment Over Taiwan Airspace", Nucl. Sci. J. ,30, 285 (1993).
6. S.H. Jiang, J.J. Yeh, J.H. Liang, J.R. Chen, J.P. Wang, and R. J. Hsu, "Distribution of Cosmic Ray Neutron Intensity in Taiwan Area," The 4th Symposium on Environmental Monitoring Technology, Kaohsiung, Taiwan (1994).
7. C.C. Liu, P.H. Lin, C.J. Chen and Y.M. Lin, "Cosmic Ray Induced Annual Dose Assessment in Taiwan," Nucl. Sci. J. 33, 117 (1996).
8. P.H. Lin, C.C. Lin, C.J. Chen, Y.M. Lin and S. Minato, "Train-Borne Survey of Natural Background Radiation Dose Rates Around Taiwan Railway", Nucl. Sci. J. , 32, 260 (1995).
9. National Council on Radiation Protection and Measurements, Exposure of the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation, NCRP Report No. 94, Bethesda (1987).

表 1.1 台灣地區地表宇宙射線年平均有效劑量

單位：微西弗/年

成分別	評估值 1993年	建物遮蔽	UNSCEAR 1988年,1993年		往年評估 1986年
μ 介子	270	190			
電磁成分 E.M.	40	37			
質子 p	6	6			
π 介子 π	2	2			
游離成分 e	255	235	300	300	217
中子成分 n	15	15	55	80	55
合計	270	250	355	380	272

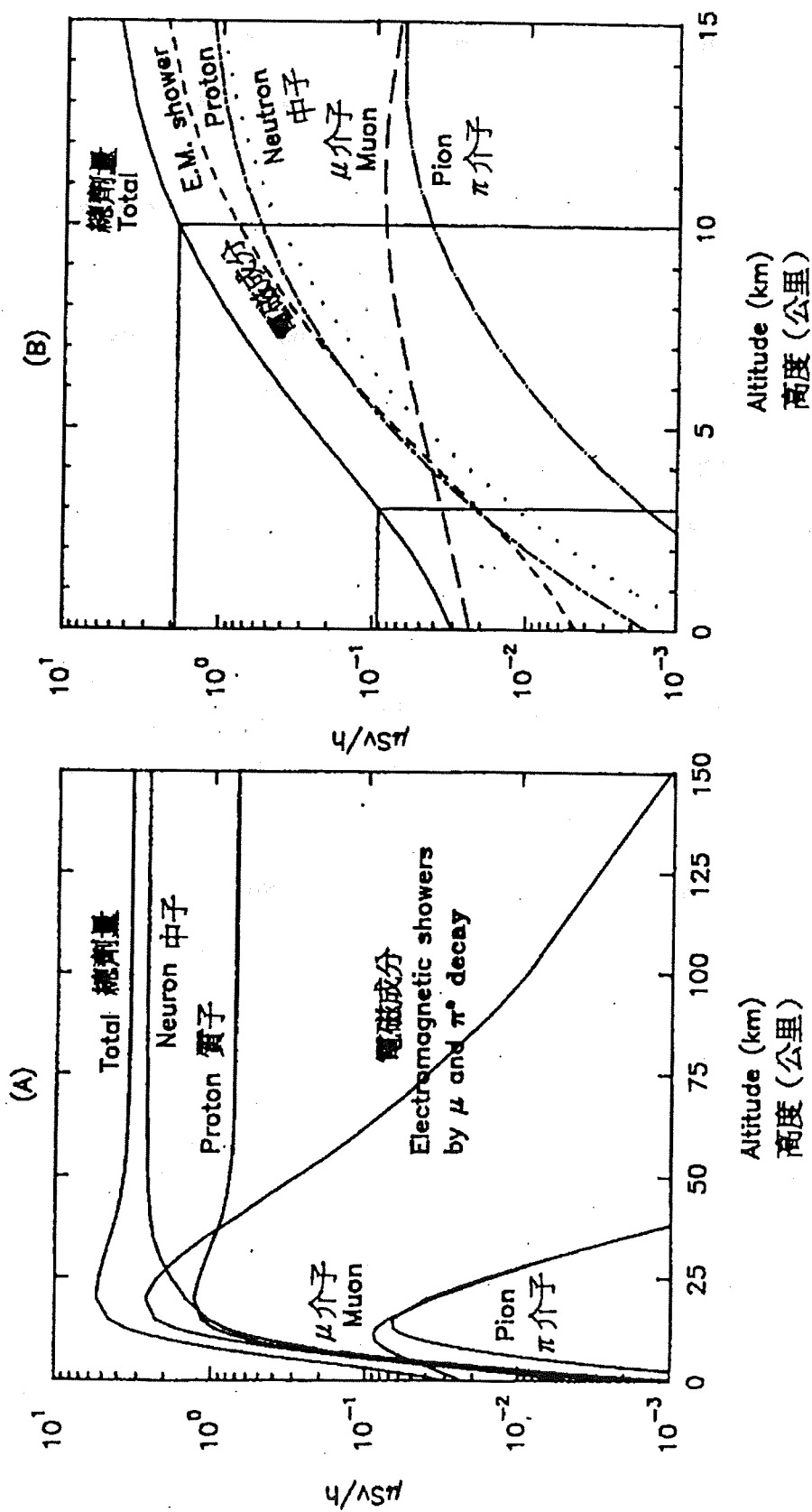


圖 1.1 北緯 23.5° 及百年平均向陽電位 457 MV 下之成分宇宙射線高度分布圖

1.2 地表加馬輻射

地表體外輻射係來自土壤、岩石中鈾系、鈾系及鉀 40 等天然放射核種所放出的加馬射線。本中心在民國 69 年依台灣地區的人口及地質分布，規畫台灣地區地表加馬輻射劑量率的調查，以一吋碘化鈉閃爍偵檢器度量距離地面 1 公尺高的加馬輻射劑量率，共偵測 153 個鄉鎮。空氣中吸收劑量率在 0.02—0.89 微戈雷／小時之間，平均為 0.053 微戈雷／小時，各縣市的平均值乘以 0.8 轉換成有效劑量率，如表 1.2 所示¹。金門因大部分為花崗岩地質，故劑量率偏高。澎湖則為玄武岩地質，放射性最低。整體而言，台灣本島以沈積岩為主，各地的輻射水平變化不大，但有少數地點背景輻射偏高，分別是(1)西南沿海外傘頂洲、南統汕洲、王爺港洲、青山港洲等處盛產重砂，內含獨居石，鈾含量偏高，故地表加馬劑量率高 2 至 3 倍。(2)根據早期鈾礦探勘發現宜蘭土場、梨山及日月潭附近山區部分路段背景輻射偏高 3 倍左右。(3)北投地熱谷的高溫、高酸溫泉將地下放射核種溶出而沈積在地表，故其劑量率約為其它地區的 3 倍。^{2,3}

民國 82 年使用 1" ϕ × 2" L 碘化鈉(鉍)偵檢器在火車內度量台灣環島鐵路沿線加馬輻射劑量率，其劑量率在 0.0264—0.0684 微戈雷／小時之間，平均劑量率為 0.05 微戈雷／小時，與民國 69 年定點現場偵測 153 個地點之平均值 0.053 微戈雷／小時相近。^{1,6}

土壤及岩石中天然放射核種含量，本中心採集具代表性的 13 種岩石，共計 209 件樣品，經敲碎、烘乾、研磨後篩選計測，其鈾系、鈾系及鉀 40 含量如表 1.3 所示。由表中數據顯示，變質岩的放射性較高，沈積岩居次，火成岩最低，尤其是大理石所含的放射性最低。另採集 8 種共 40 個土壤樣品，進行放射性含量分析，結果詳如表 1.4 所示。整體而言土壤所含鈾、鈾較均勻，且鈾、鈾活度比值約為 1.5。

台灣地區室內加馬輻射劑量，本中心於民國 76 年以熱發光劑量計度量 43 戶住宅室內加馬輻射劑量，平均為 0.101 ± 0.015 微戈雷／

小時，在 79 年也針對 42 戶民宅進行度量，結果與第一次調查結果相近。台灣現代建築多為鋼筋混凝土建築，其室內外劑量率比值約為 1.9，與國外比較屬偏高。依實測結果評估台灣地區民眾接受地表體外加馬輻射劑量詳如表 1.5 所示，⁴ 表中吸收劑量率轉換成有效劑量的轉換因子係依目前環測規範所訂的 0.8，但聯合國報告則使用 0.7。假設室內外的占用因數分別為 0.8 及 0.2，則每人每年接受地表加馬輻射劑量為 0.64 毫西弗。⁵⁻¹⁰

參考文獻

1. 林友明、黃景鐘、林培火、陳清江, “台灣地區地表加馬輻射劑量率之調查,” 核子科學, 23, 60 (1986)。
2. 林友明、黃景鐘、林培火、翁寶山, “中華民國台灣地區很奇特的天然輻射,” 核子科學, 21, 16 (1984)。
3. 林友明、林培火、黃景鐘、陳清江、朱鐵吉, “台灣地區岩石中天然放射核種濃度之調查,” 核子科學, 23, 138 (1986)。
4. 林培火、黃禎財, “室內加馬輻射劑量之調查,” 台電核能月刊, 78, 258 (1989)。
5. 林培火、陳清江、林友明, “台灣地區民眾接受天然游離輻射劑量之評估,” 核子科學, 28, 467 (1991)。
6. 林培火、劉祺章、陳清江、林友明、湊進, “台灣環島鐵路沿線天然背景輻射劑量之偵測,” 核子科學, 32, 260-266 (1995)。
7. Y. M. Lin, P. H. Lin, C. J. Chen and C. C. Huang, "Measurements of Terrestrial Gamma Radiation in Taiwan, Republic of China," Health Phys., 52, 805 (1987).
8. National Council on Radiation Protection and Measurement, Exposure of the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation, NCRP Report No. 94, Bethesda (1987).
9. UNSCEAR, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation," UNSCEAR, United Nations, New York (1988).
10. UNSCEAR, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation," UNSCEAR, United Nations, New York (1993).

1.2 台灣地區地表加馬劑量率

地 區	偵測點數	平均劑量率 (微西弗／小時)
金門縣	18	0.061
南投縣	8	0.053
宜蘭縣	8	0.053
彰化縣	10	0.053
台中縣	10	0.051
雲林縣	10	0.051
台北市	6	0.048
台中市	4	0.048
苗栗縣	7	0.046
基隆市	7	0.046
台北縣	15	0.045
屏東縣	10	0.045
嘉義縣	7	0.045
桃園縣	7	0.044
高雄市	5	0.043
高雄縣	10	0.043
新竹縣	7	0.042
台南縣市	7	0.041
台東縣	8	0.036
花蓮縣	6	0.029
澎湖縣	30	0.023
平均值	153	0.045 ± 0.008

1.3 台灣地區岩石中天然放射性活度

單位：貝克／千克·乾重

種 類	鉀 40	鈾 232系	鈾 238系
火 成 岩 安山岩 玄武岩 橄欖岩 大板岩	342 416 40 15	17 20 0.4 0.6	15 16 1 0.9
沈 積 岩 礫砂岩 頁岩 灰岩	271 539 832 80	17 30 51 5	59 54 58 61
變 質 岩 板岩 綠片岩 黑片岩 千枚岩	641 329 911 964 585	55 7 55 66 40	61 27 57 66 64

1.4 台灣地區土壤中天然放射性活度

單位：貝克／千克·乾重

種 類	鉀 40	鈾 系	鈾 系
砂 壤土 黏土 黃壤 灰壤 暗棕壤 棕壤 灰 棕紅壤 磚 紅壤	266 382 471 443 490 515 520 607	30 33 36 45 45 47 54 71	14 22 33 28 31 30 35 45
平 均 值	431	44	30

1.5 地表加馬輻射對國民造成的劑量

地 點	吸收劑量率 (微戈雷／小時)	有效劑量率 (微西雷／小時)	占用因數	年有效劑量 (毫西弗／年)	合 計 (毫西弗／年)
室 內	0.101 ± 0.201	0.080 ± 0.017	0.8	0.57	0.64
室 外	0.052 ± 0.009	0.042 ± 0.007	0.2	0.07	

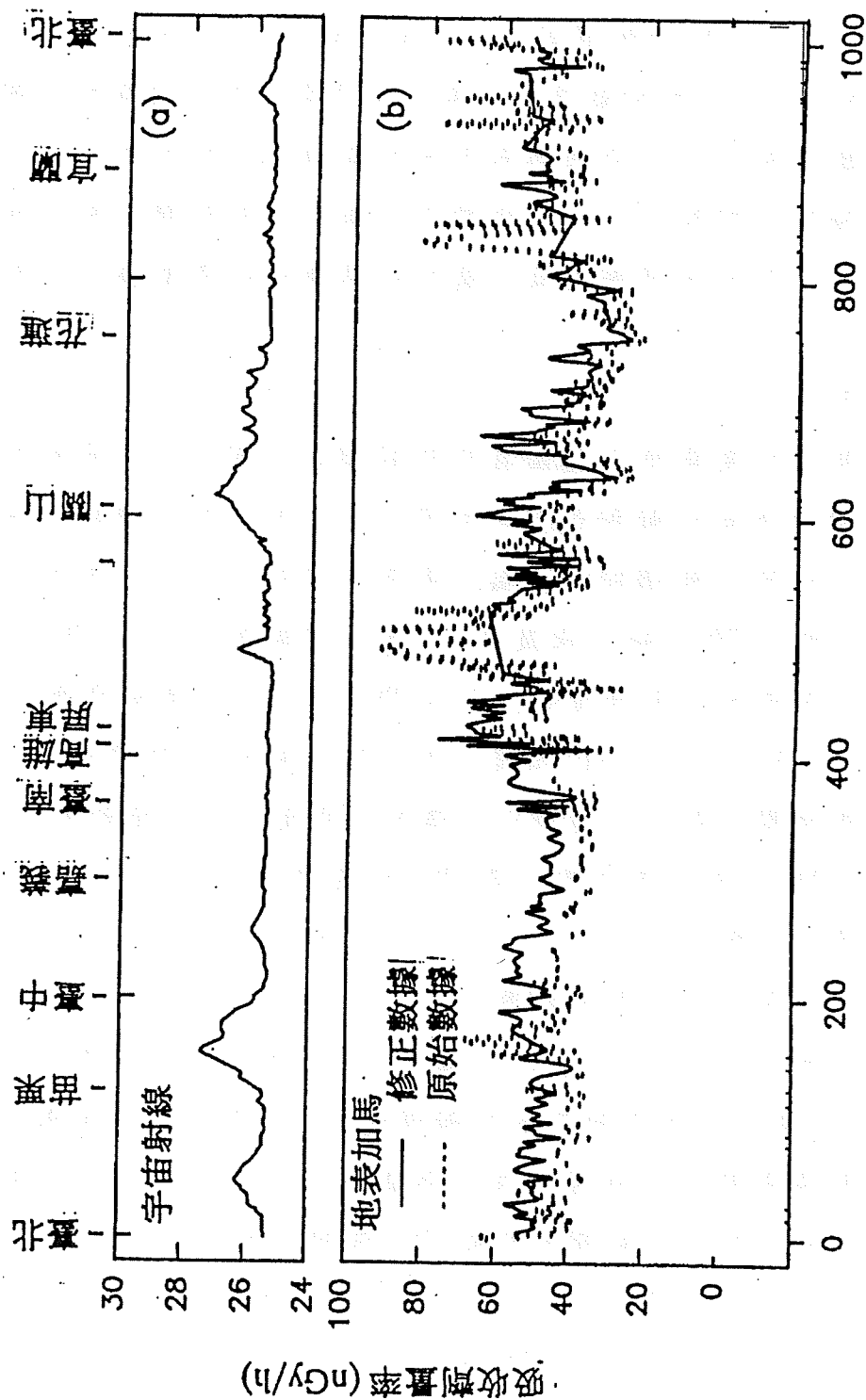


圖 1.2 鐵路線沿線地表加馬吸收劑量率之變動

1.3 飲用水中的放射性

飲用水中除含微量鈾系、釷系及鉀 40 天然放射性核種外，亦含氫及碳 14 等宇宙射線產生核種。其中氫及其子核種對人體造成之劑量貢獻為最大，而全世界飲用水中氫活度分布在數十貝克／升之間。隨地區及時間不同而有所變化。其次為氫核種活度，但根據目前世界上氫活度水平所造成之體內曝露劑量的貢獻極小，幾乎可忽略。

1. 氫

飲用水中氫與空氣接觸後即迅速擴散，因此，考慮飲用水中氫及其子核種造成之輻射劑量的重要因素，如水源的種類、水處理後送往用戶使用之經過時間長短。飲用水來源，地表水及湖水（氫含量較低）約占 70%，地下水及井水（氫活度較高）約占 27%，泉水（氫活度高）及雨水（氫活度低）約占 3%。台灣地區井水中氫 220 活度約為 $0.3 \times 10^4 - 5.1 \times 10^4$ 貝克／升之間，氫 222 活度約在 0.6—13 貝克／升之間，如表 1.6 所示。溫泉水中氫 220 活度約在 $0.59 \times 10^4 - 4.78 \times 10^4$ 貝克／升之間，氫 222 活度約在 0.6~12.9 貝克／升之間，如表 1.7 所示。¹

2. 鈾系及釷系及其子核種

海水中鈾活度約為 3.3 微克／升，幾乎成一定值，如表 1.8 所示。² 一般河川水及地下水中鈾活度依其地質不同而有較大變化，台灣地區無鈾礦及花岡岩地質。因此，地下水及河川水中鈾系及釷系活度的變化不大；飲用水中鐳 226 活度均低於 4×10^{-3} 貝克／升，一般河川水平均活度在 0.04 微克／升。^{3,4} 而釷系在環境中很容易溶在於水中，在河川水中的平均活度為 0.1 微克／升，其大部分來自於微粒狀懸浮物質的貢獻。一般飲用水或自來水經過濾淨化過程的處理後，使懸浮粒物質幾乎完全被濾除。因此，受飲用水中的輻射曝露幾乎可忽略。而海水中釷活度約較鈾的活度低 4~5 數量級。

3. 氚

氚核種僅次於氡造成民眾體內輻射劑量，其來自天然及人造形成之氚核種。由輻射曝露的觀點氚為貝他核種，最大能量為 18 keV，在環境活度水平的攝取氚所造成之輻射劑量是相當小。自西元 1957—1961 年間全球進行大規模的大氣核爆，大量的氚核種進入大氣層，在 1962—1963 年間大氣中氚活度比天然水平氚活度約增加 1000 倍，⁵ 河川水中氚活度約增加 100 倍，如圖 1.3。而現在雨水中氚活度為 1—2 貝克／升(20—50 微微居里／升)，比海水的活度為高，深井水的測量值均在最低可測活度以下。⁶ 在環境水樣氚活度的計測，均以 3000 公尺以下之深井水作為背景水試樣。

4. 碳 14

地下水中碳 14 活度及其放射性比度，與地下水中的氧化碳離子的起源，及與其關連的地域及形成時間會有複雜的變動。某些報告地下水中的碳 14 活度約相當於數萬年之久，因其與古老水混合稀釋後使碳 14 活度變低，最近因受核爆落塵影響而使碳 14 活度增高。河川水中碳元素的平均濃度為 1 毫克／升，而石灰岩地質等因碳 14 半化期長不受地質影響。到了 1960 年代初期，因受核爆的影響使大氣中碳 14 的放射性活度比天然碳 14 活度水平約高 1.8—2 倍之間。⁷ 又表層海水中碳 14 活度比大氣中碳 14 活度延後升高，約上升 1.2 倍，如圖 1.4 所示。大氣中碳 14 活度主要以二氧化碳形態存在，由植物攝入，最終遷移至表層海水，或因受石化燃料二氯化碳的稀釋；致使目前大氣中碳 14 活度與表層海水中活度同一水平約為 0.2—0.3 貝克／克·碳(13—18 dpm/g·C)。⁸ 水中碳 14 主要以氧化碳離子形態存在，地下水的氧化碳離子濃度比一般水樣低。而飲用水中碳 14 的活度則更低。⁸ 碳酸飲料因含有大量的氧化碳，主要攝取為碳 14，但因氣體狀二氧化碳會排至體外，因此，無體內輻射曝露之顧慮。

5. 鉀與銣

河川水中鉀及銣的平均含量分別約為 2.3 毫克／升及 1 微克／升。海水的含量約高 2 數量級，分別為 42 毫克／升及 120 微克／升，如表 1.8 所示。² 河川水的含量受流經區域的各項條件有較大變動。淡水中鉀及銣的濃度在礦泉水及溫泉水等經特殊條件濾除後的濃度極低，而海水不直接飲用，所以無輻射曝露問題。

參考文獻

1. Yu-Ming Lin and Ching -Jiang Chen, " Monitoring of Radon in water of Taiwan, "Hoken Butswi, 18, 23-27 (1983).
2. 市川龍濱，生活環境放射線，pp. 11-14，財團法人 原子力安全研究協會，東京 (1993)。
3. 林友明，李天雄，郭炎泉，“全省飲用水中鐳 226 之含量調查與劑量評估，”核子科學，22，67-72 (1985)。
4. 李天雄，郭炎泉，“環境試樣中鐳 226 快速分析，”原子能委員會彙報，21，41-47 (1985)。
5. 陳清江，林友明，“台灣地區水域中氡濃度之測定，”核子科學，19，118-122 (1982)。
6. Ching-Jiang Chen and Yu-Ming Lin, " Age Determination of Geothermal water in Taiwan, " Proceeding of International Symposium on Isotope Applications Taipei, 234-241 (1986).
7. 陳清江，林友明，“類中碳 14 及氡含量之量，”核子科學，29，199-202 (1986)。
8. 郭炎泉，黃景鐘，林友明，“環境試樣碳 14 之測量，”核子科學，29，119-123 (1992)。
9. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, " UNSCEAR, United Nations, New York (1988).
10. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, " UNSCEAR, United Nations, New York (1993).

表1.6 臺灣地區井水中氬220及氬222活度

地 點	溫度 ℃	使用條件	井水深度	取樣深度	活 度	
					氬220($\times 10^4$ 貝克/升)	氬222(貝克/升)
金 山	20	停用	2.8	2.2	4.8	3.7
土 城	22	偶而使用	3.6	3.0	0.7	8.8
龍 潭	19	使用中	9.5	4.6	4.7	12.9
新 竹	21	使用中	7.2	4.0	5.9	11.8
台 中	20	停用	9.0	5.2	5.1	4.5
西 螺	24	偶而使用	9.2	4.8	2.9	6.3
永 靖	24	偶而使用	3.9	2.5	1.3	3.6
大 林	25	偶而使用	3.0	0.5	0.3	2.2
嘉 義	23	偶而使用	10.8	0.6	3.8	0.9
將 軍	22	停用	1.2	0.5	1.9	3.1
麻 豆	25	停用	3.6	2.8	0.3	2.9
左 營	24	使用中	3.8	3.0	3.1	4.6
里 港	25	使用中	30.7	18.0	0.8	5.0
鹽 埔	28	使用中	75.0	42.0	0.3	11.7
新 威	26	使用中	15.0	11.0	1.3	3.5
王 田	20	停用	2.8	2.3	0.4	3.4
知 本	20	偶而使用	6.9	4.0	0.4	6.9
恆 春	24	停用	6.2	5.2	0.7	4.4
宜 蘭	20	使用中	3.9	0.3	1.3	0.6

表1.7 臺灣地區溫泉水中氦220、氦222的活度

地 點	氦 220($\times 10^4$ 貝 克 / 升)	氦 222(貝 克 / 升)
金 山	3.37	6.96
礁 溪	1.47	11.0
馬 槽	4.56	1.63
北 投	3.03	1.11
關 仔 嶺	0.95	16.7
四 重 溪	1.05	2.56
知 本	0.59	5.00
紅 葉	3.56	6.67
安 東	4.78	9.26

表1.8 地殼、河川、海水中元素平均含量與在海洋中滯留時間與溶存種類⁽²⁾

元素	地 殼 ($\mu\text{g/g}$)	河川水1)	海 水2) ($\mu\text{g/L's}=35\%$)	海洋滯留時間 (年)	主要溶存種類
H		1.119×10^8	1.078×10^8		H_2O
He			7.2×10^{-3}		He(g)
Li	20	3	170	2.0×10^7	Li^+
Be	2.8	<0.1	0.6×10^{-3}	150	Be(OH)^+
B	10	10	4.5×10^3		$\text{H}_3\text{BO}_3, \text{B(OH)}_4$
C		1,200	2.8×10^4		HCO_3
N		250 ⁴⁾	500 ^{4,5)}		N_2, NO_3
O		8.8×10^8	8.56×10^8		H_2O
K	2.4×10^4	2,300	4.16×10^5	1.1×10^7	K^+
Rb	90	1	120	2.7×10^5	Rb^+
Sr	375	50	8.5×10^3		Sr^{2+}
Pb	12.5	3	3×10^{-2} 5)	2×10^3	$\text{Pb}^{2+}, \text{PbCO}_3$ 8 $\text{PbOH}^+, \text{PbCl}^+$
Bi	0.17		2×10^{-2}	4.5×10^{-4}	$\text{BiO}^+, \text{Bi(OH)}_3$
Po			2×10^{-11}		
At					
Rn		2×10^{-12}	0.6×10^{-12} 5)		Rn(g)
Fr		=.01Bq	300Bq		
Ra		4×10^{-7}	1.0×10^{-7} 5)		Ra^{2+}
Ac		0.1			
Th	9.6	0.1	4×10^{-5} 5)	350	氫氧化合物
Pa			2×10^{-5} 5)		
U	2.7	0.04	3.3	5×10^5	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$

註 1)河川水組成的。

2)以鹽分35%的海水值作修正。

3)無機碳元素。

4)化合態氮元素總量，溶存游離氮元素為15mg/L。

5)變動很大。

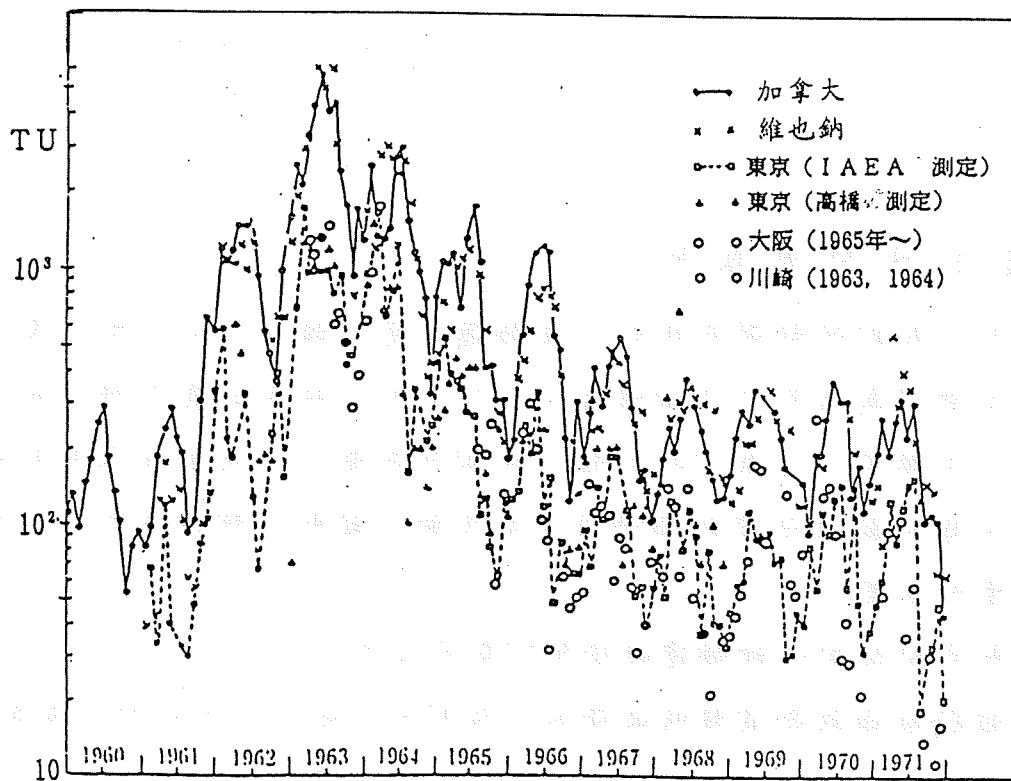


圖 1.3 歷年雨水中氚的變化

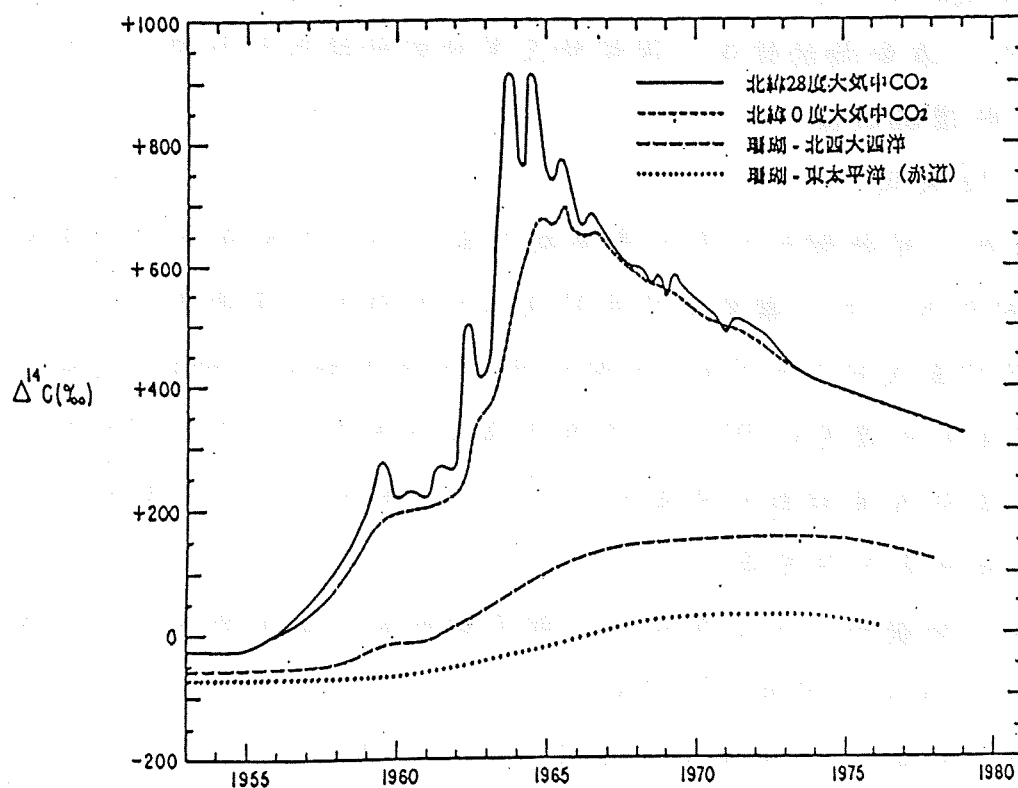


圖 1.4 表層海水及地表大氣中碳14活度增量的變動

1.4 食品中的放射性

食品中放射性核種係由動、植物體必要之構成元素為碳、氫、鉀等的主要放射性同位素的核種。特別在生長地區的農作物經由土壤吸收之天然及人造放射性核種（放射性落塵）。放射性落塵核種不僅依土壤中核種活度的地域性差異及動、植物代謝特性不同使其吸收量有所差異。

植物中的放射性核種遷移途徑可區分下列四項：

- a. 植物經由根部直接吸收雨水、河川水、地下水所含的氚放射性核種。
- d. 水溶解土壤中放射性核種經由根部吸收之放射性核種。
- c. 光合作用經由空氣直接吸收之碳 14 放射性核種。
- d. 附著在植物葉子的表面經由植物體吸收之放射性落塵的鈾 137 核種。

另外，在動物的情況，因植物及其他動物攝取飼料時，產生食物鏈的生物濃縮效應。

1. 碳 14 及氚

構成動、植物體的主要元素為碳及氫元素，其放射性同位素碳 14 及氚的活度，在一般空氣中或地表水中的活度會有顯著不同。在 1980 年後空氣及地表水中碳 14 的比率，來自核爆產生的碳 14 減至宇宙射線產生之濃度的 20%。^{1,2} 氚因其易受地域性及季節性的變動，飲用水中氚活度自核試以來產生之比率已大幅減少，而組織結合水的氚比自由水氚的活度高。^{3,6}

陸地上的穀物，蔬菜等植物，餵食動物後在動物體內的水及有機物中碳 14 及氚活度與空氣中的活度約同一水平，如表 1.9 所示。為瞭解歷年來碳 14 在植物中的活度，進行台灣生產之甘蔗與薄荷葉所提煉成之酒精及薄荷油，作為生物圈中碳 14 的指標。其含量在 15—19 dpm/g.C 之間，與空氣中碳 14 活度相同，如圖 1.5 所示。¹ 自 1948—1984 年期間酒精與薄荷油中碳 14 含量的變化圖，顯示在 1964

年間因受核試的影響最高達 24 dpm/g.C，碳 14 約增加 60%，直到 1984 年間則已降低至 16 dpm/g.C，而碳 14 增加量則持續在 18%—22% 之間(平均值約 18.5%)。從空氣中遷移至陸地上的植物中的碳 14 約 5%。另外，有關植物中氚活度，在 1985 年日本秋田市分析 16 種食品中氚活度，如表 1.10 所示。其平均自由水氚活度為 2.0 貝克/升，組織結合水氚活度為 3.1 貝克/升。並採取松樹依年輪分析氚活度，結果相當一致。³表 1.10 為台灣 1964—1984 年間酒類中碳 14 及氚活度分析結果，在 1964 年釀製的紅露酒中氚活度為 18.8 貝克/升，至 1984 年則降低至 3-7 貝克/升，與日本食品中氚活度分析結果，頗為一致。有關歷年酒類中氚活度分佈圖，如圖 1.6 所示。

2. 鉀 40 與鈷 87

海產物、米、蔬菜的分析結果，以乾重或鮮重表示，須考慮食品的含水量轉換成鮮重。一般食品的放射性分析時不同植物類別，其鉀活度會產生較大變化，如表 1.11 所示。其中海產物鉀 40 活度約在 26—1,700 貝克/千克·鮮重，蔬菜類約在 67—170 貝克/千克·鮮重，米約在 28—85 貝克/千克·鮮重的範圍變化。鈷 87 亦是如此，如表 1.12 所示。其中海產物約在 1—25 貝克/千克·乾重，米約在 1.5—44 貝克/千克·乾重，蔬菜約在 4.2—113 貝克/千克·乾重。³要由此活度來推算攝入量亦頗為困難，因其活度亦隨地區而異，必須依季節性的分析值作統計，國民十大主要食物中攝食鉀 40 活度百分比，如圖 1.7 所示。其攝食鉀 40 總活度約 30,000 貝克。

3. 鈾系、釷系核種

隨植物生長地區土壤中元素的濃度攝入而不同，因此對某些植物在特定元素選擇濃縮係數要特別注意。又鉛 210、釷 210 或放射性落塵核種，依地域及季節其放射性落塵量會有所不同，而由表層土壤中放射性的累積進入植物體或由葉子表面的沈積攝入植物體亦有不同。

動、植物在食品中的天然放射性核種大部分為鉛 210 和釷 210 及宇宙射線生成核種鉍 7，幾乎附著在植物葉子的表面。食品中鉛 210 的分析過去在分析技術上的確有相當的問題；因最近由純鍺偵檢器分析值已可確定，魚貝類的分析值評估鉛 210 為 0.04 貝克／日。⁵ 一般魚肉中鉛 210 的含量甚微，約比內臟中鉛 210 低 2 數量級。

而花枝、貝類等無脊椎軟體動物鉛 210 比一般魚類約高一數量級，因此評估攝食量隨個人嗜好而異。本中心選取茶葉、根莖類蔬菜、海產物、花生及香菇等食品，分析天然放射性核種，如表 1.11 所示。⁴

葉菜類的放射性活度隨培育時期與期間及栽培地區的降雨量而不同。煙草及茶葉等測量結果如表 1.11，1.13 所示。由此類植物評估植物葉子中的鉛 210 的平均活度為 0.016 貝克／克·乾重。植物中鈾系等及鈾系子核種，以茶葉鐵觀音的鐳 226 含量較其它種類約高數倍，海產物中鈾 238、鈾 234 較其它類約高 2 數量級，如表 1.12 所示。

參考文獻

1. 陳清江，林友明，“酒類中碳十四及氚含量之量，”核子科學，23，199—202 (1986)。
2. 郭炎泉，黃景鐘，林友明，“環境試樣 ^{14}C 之測量，”核子科學，29，199—123 (1992)。
3. 市川龍濱，生活環境放射線，pp. 11—14，財團法人原子力安全研究協會，東京 (1993)。
4. 王志榮，黃景鐘，郭炎泉，林友明，“食品中天然放射性核種之分析，”核子科學，33，58—63 (1996)。
5. 金澤大學低放射能實驗施設研究概要次年報告，LLRL-AR-7, pp. 5 (1983), LLRL-AR-8 pp. 10 (1984); LLRL-AR-9, pp. 10 (1985).
6. National Council on Radiation Protection and Measurements, Carbon-14 in the Environment, NCRP Report No. 81, Bethesda (1985).

表 1.9 大氣中碳14活度(1987年)^{2,8}

$$A_o(\text{abs}) = 13.483 \pm 0.018 \text{dpm/g.C}$$

國 名	緯 度	碳14活度		碳14的增量(%)
		dpm/g.C(A)		
菲 律 賓	N	15.92	± 0.08	18.1
斯 里 蘭 卡	N	16.02	± 0.10	18.8
美 國	N	16.11	± 0.10	19.5
文 萊	N	16.27	± 0.09	20.7
馬 來 西 亞	N	16.22	± 0.09	20.3
泰 國	N	16.25	± 0.08	20.5
哥 倫 比 亞	N	16.21	± 0.08	20.2
大 陸	N	16.14	± 0.08	19.7
台 灣	N	14.75	± 0.10	9.4
巴 西	S	16.26	± 0.09	20.6
印 尼	S	16.30	± 0.08	20.9
坦 桑 尼 亞	S	16.25	± 0.07	20.5
斐 濟	S	16.43	± 0.07	21.8

表1.10 各年代酒中碳14及氚活度⁴⁷

出廠 年代	種類	酒精度 (%)	原料	原料生 長年代	碳14含量 (dpm/gC)	超出百分 比(%)	酒精中氚活度		水中氚活度 貝克/升
							T.R	貝克/升	
1964	紅露酒	16	米	1962	20.38±0.36	50	160	18.8	12.3
1966	馬祖高粱	65	高粱	1965	22.05±0.52	62	147	17.4	15.0
1967	金門高粱	65	高粱	1966	22.60±0.74	66	139	16.4	6.9
1968	金門壽酒	65	高粱	1967	21.21±0.47	56	117	13.9	6.8
1969	金門壽酒	65	高粱	1968	22.40±0.60	65	86	10.1	5.0
1971	米酒	22	米糧	1970	22.08±0.67	62	116	13.7	6.6
1972	金門高粱	65	高粱	1971	21.32±0.56	57	112	13.3	6.2
1976	金門高粱	65	高粱	1975	19.71±0.69	45	59	6.9	3.8
1978	金門高粱	65	高粱	1977	19.85±0.49	46	33	4.0	3.4
1982	狀元紅	22	糯米、小麥	1978	18.01±0.42	32	—	—	—
1984	陳年紹興	18	酒	1978	17.49±0.26	29	43	5.0	1.6
1980	金門高粱	65	高粱	1979	17.87±0.24	31	45	5.3	2.0
1983	荔枝酒	14.5	荔枝	1980	17.58±1.12	29	—	—	—
1984	白葡萄	10	紅葡萄	1981	16.63±0.27	22	19	2.3	0.9
1984	紅葡萄	12	白葡萄	1982	15.94±0.61	17	29	3.4	1.3
1984	紹興酒	16	米	1982	15.95±0.50	17	33	3.9	2.3
1984	大麴酒	65	糖蜜	1983	16.11±0.94	18	—	—	—

表1.11 食品中放射性核種活度

單位：貝克／千克・鮮重

試樣類別	地點	加馬能譜分析				液體閃爍計數器				阿伐能譜分析				
		K-40	Cs-137	Tl-208*	Bi-214	Ra-226	Th-232	Th-230	Th-228	U-238	U-234			
茶	文山包種茶	620 ±21	0.32 ±0.05	0.75 ±0.17	0.60 ±0.12	0.57 ±0.02	0.038 ±0.0049	0.038 ±0.0046	0.73 ±0.021	0.039 ±0.0028	0.035 ±0.0027			
	海山龍井茶	690 ±22	0.33 ±0.04	0.73 ±0.12	0.40 ±0.08	0.51 ±0.02	0.064 ±0.003	0.070 ±0.003	0.095 ±0.024	0.061 ±0.025	0.076 ±0.0036			
	凍頂烏龍茶	660 ±22	0.29 ±0.04	0.69 ±0.12	0.94 ±0.09	0.35 ±0.02	0.031 ±0.0016	0.035 ±0.0018	0.18 ±0.004	0.032 ±0.0032	0.034 ±0.0033			
	鶴岡紅茶	590 ±20	5.80 ±0.20	0.86 ±0.18	1.22 ±0.13	0.50 ±0.03	0.094 ±0.0052	0.08 ±0.005	1.2 ±0.02	0.070 ±0.0004	0.077 ±0.0004			
葉	石門鐵觀音	440 ±15	3.2 ±0.12	0.22 ±0.05	0.8 ±0.11	1.9 ±0.03	0.067 ±0.007	0.089 ±0.008	0.61 ±0.002	0.071 ±0.0029	0.071 ±0.0029			
	芋頭	120 ±4	0.05± 0.006	—	—	0.07 ±0.004	—	—	0.025 ±0.0028	0.004 ±0.0004	0.006 ±0.0005			
	紅蘿蔔	82 ±3	—	—	—	0.08 ±0.004	0.006 ±0.002	0.010 ±0.002	0.031 ±0.005	0.003 ±0.003	0.004 ±0.0004			
	白蘿蔔	120 ±4	—	—	—	0.20 ±0.003	—	—	0.04 ±0.002	0.001 ±0.0001	0.001 ±0.0001			
莖	甘藷	150 ±45	—	—	—	0.06 ±0.003	0.014 ±0.002	0.011 ±0.002	0.71 ±0.005	0.006 ±0.005	0.007 ±0.0005			
	馬鈴薯	150 ±45	—	—	—	0.05 ±0.004	0.013 ±0.0003	0.0024 ±0.0004	0.01 ±0.001	0.002 ±0.0002	0.002 ±0.0002			
	海帶(乾)	1700 ±56	—	—	—	0.56 ±0.05	—	—	0.86 ±0.037	1.36 ±0.05	1.5 ±0.005			
	紫菜(乾)	1100 ±32	0.23 ±0.02	3.1 ±0.11	1.42 ±0.06	1.3 ±0.07	0.84 ±0.036	0.53 ±0.082	1.4 ±0.05	1.4 ±0.21	1.3 ±0.21			
產	蛤蜊	26 ±1	—	0.10 ±0.02	—	0.17 ±0.01	0.017 ±0.002	0.011 ±0.002	0.13 ±0.006	0.078 ±0.003	0.10 ±0.003			
	牡蠣	54 ±2	0.03± 0.008	0.16 ±0.03	—	0.05 ±0.006	0.088 ±0.006	0.038 ±0.004	0.12 ±0.007	0.33 ±0.047	0.42 ±0.06			
	九孔	73 ±2	—	—	—	0.09 ±0.006	—	0.009 ±0.002	0.019 ±0.002	1.0 ±0.007	1.2 ±0.007			
	花生(乾)	1200 ±41	—	—	—	0.10 ±0.009	—	—	0.084 ±0.010	0.007 ±0.0016	0.011 ±0.0019			
物	香菇(乾)	730 ±29	4.1 ±0.46	—	—	0.11 ±0.004	0.16 ±0.38	0.16 ±0.038	0.24 ±0.046	0.016 ±0.0019	0.017 ±0.002			

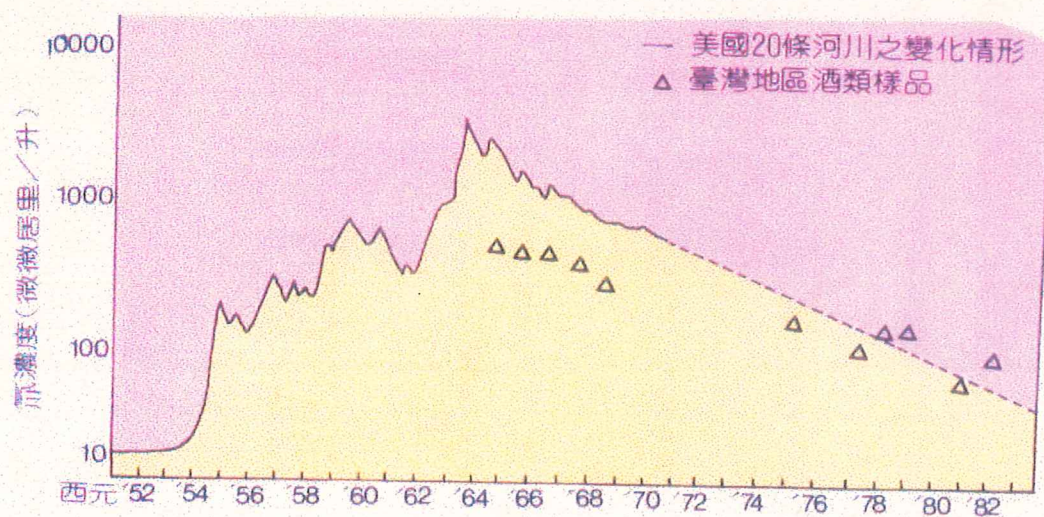
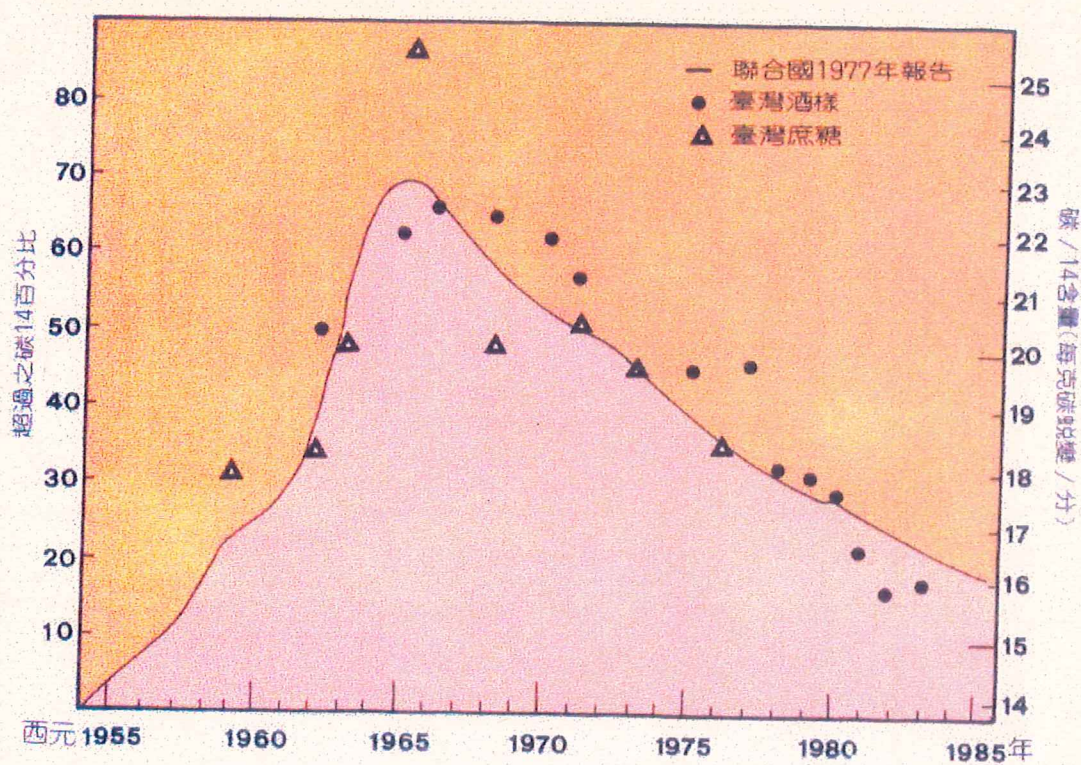
*茶葉單位為貝克／千克・乾重

表 1.12 中子活化分析食品中銩87活度⁽³⁾

類 別	活 度 (貝克／千克・乾重)
海 產 物	1 — 2 5
米	1.5 — 4 4
蔬 菜	4.2 — 1 1 3

表1.13 香煙中鈾210及鉛210活度

產地國	品 牌 名 稱	鈾210($\times 10^{-2}$ 貝克/克)	鉛210($\times 10^{-2}$ 貝克/克)
希臘	Oscar, Alexander Delphi Filter, Castello	1(1-1.3)	
法國	Cartier(G), Cartier(R) Gauloules	2(2-2.2)	
日本	Peace, Sevenstar	1.5(0.8-2.3)	2.7
英國	Royals, 555 Royal Standard, Silk Cut, DunHill Colibri Craben"A" So Vereign.	1.3(0.8-2.2)	
美國	Marlboro (G) Salem Marlboro (R), More. Kent (B), Kent (R), Y. S. L (G), Camel, Parliament, Golf, Bensonl&Hedges	1(0.3-2.3)	1.4
中華民國	長壽、長壽(白色)、寶島 、金馬、凱旋、總統	1.1(0.9-1.4)	2.9
瑞典	John Silver	0.42	2.5



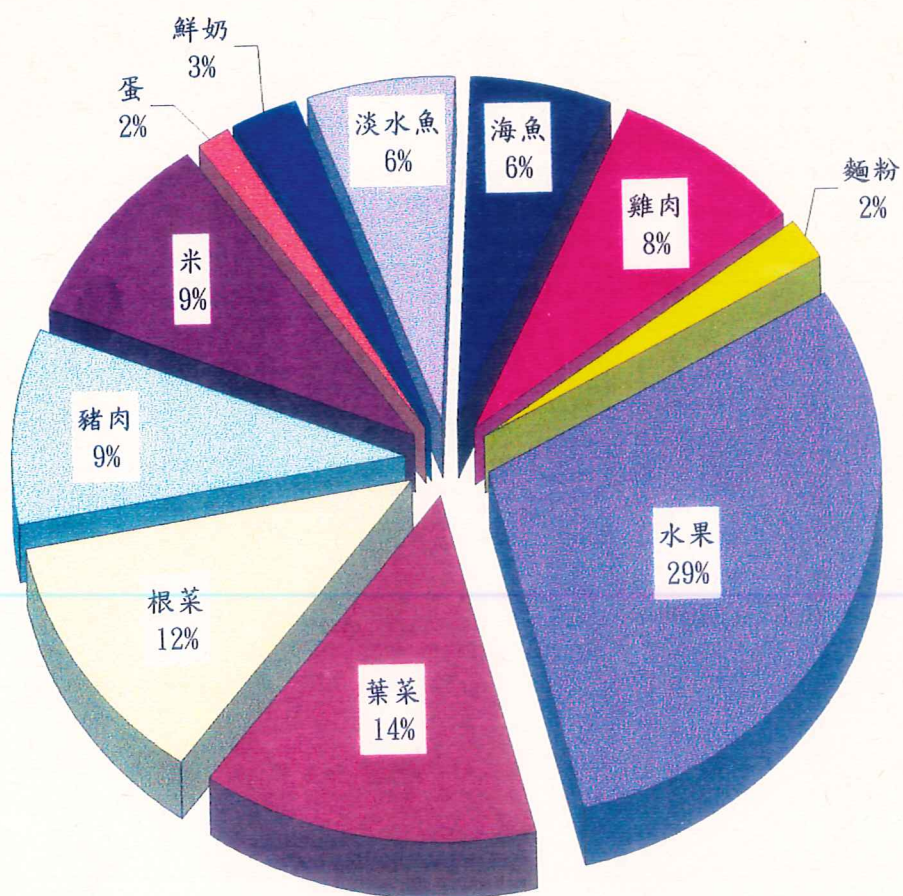


圖1.7 國民由十大主要食物中攝食鉀40放射活度百分比

1.5 人體中的天然放射性核種活度

1.5.1 人體中天然放射性核種活度

人體內天然放射性核種主要來自體內必需之元素碳、氫、鉀及含量較少之鈾元素等放射性同位素，如碳 14、氫、鉀 40 及鈾 87 等，以及空氣中氡 222、鉛 210、釷 210 等鈾系及其子核。若要取得人體器官測量人體內天然放射性核種活度是件不易之事。目前全世界對一般人體測量件數不多，且其活度亦極低。至目前為止對此方面的測量方法尚未成熟，其測量結果信賴度亦不高，測量之核種對輻射劑量的貢獻較大僅局限於鐳 226，在最近日本或歐美國家已取得較多可信的數據。¹⁻⁴ 日本人成年男性平均體重約為 60 千克，根據國際放射防護委員會(ICRP)標準人的體重 70 千克乘以 6/7，計算出日本人的元素組成核種活度，如表 1.14 所示。而台灣居民與日本人的體格相近，故國人體內天然放射核種活度可參考日本標準的評估數據。⁴

1. 碳和氫元素

人體中主要構成元素為碳及氫元素，它們的放射性同位素碳 14 及氫核種，其在人體內生物半化期由數日至數十日之間，此放射性核種的活度除了因局部污染地區外，一般地區在同一地區生活的人們其體內放射活度幾乎不變。因人體內器官中碳 14 及氫核種活度無法直接偵測，僅能採用空氣、雨水、樹木年輪、食品、珊瑚等分析結果，如碳 14 活度約為 16—18 dpm/g.C，氫活度為 50—100 dpm/升·水。有關人體組成元素假定台灣標準男性的平均體重為 60 千克，約為 ICRP 標準人體重 70 千克的 6/7 倍，計算碳元素為 13.7 千克，氫為 6 千克。

2. 鉀和鈾元素

鉀為人體中必備的元素之一，台灣成年男人鉀元素含量約為 120 g，如表 1.14 所示。根據使用全身計測系統測量人體中鉀的含

量之研究資料顯示，鉀含量與年齡、性別有關。另外人體中鉀元素在台灣目前尚無實測例子，引用 ICRP 數據 $0.32 \text{ g} \times 6/7 = 0.27 \text{ g}$ ，如表 1.14 所示。

3. 鈾、鐳、鉛 210 及鈾 210

有關人體中鈾含量的分析，在台灣地區目前無此類基本資料，最近日本利用感應耦合電漿質譜儀(ICP-MS)分析人體各器官中鈾的活度，如表 1.15—1.16 及圖 1.8 所示。由各器官的濃度顯示以肺器官攝入量最高，全身為 40 毫克，其中肌肉約占 30%，骨約占 20% 的比率。所謂人體內臟器官易積存鉛 210 及鈾 210 核種的說法，已有進行人體內各項器官的測量結果，如表 1.17 所示。⁴ 由各器官測量結果，如表 1.18 所示。鉛 210 在骨及肝臟中的活度較高，而鈾 210 則在骨、肝臟及腎臟中的活度較高，其最高超過 0.04 毫貝克／克·鮮重。又對人體毛髮中鉛 210 及鈾 210 的測量，而鈾 210 在毛髮中平均活度高達 18.2 毫貝克／克，而鉛 210 的平均活度約 2.3 毫貝克／克，鈾 210／鉛 210 之比約為 7.5。在此考慮兩核種元素有不同代謝能力，而毛髮有除去體內鈾 210 的功能的說法。

1.5.2 人體器官推算有效劑量

一九八八年聯合國原子輻射效應科學委員會(UNSCEAR)報告，針對人體內各器官之天然放射性活度及由日常攝食之平均攝入天然放射性核種活度，推算體內輻射曝露之有效劑量約為 0.31 毫西弗／年。² 而日本在 1990 年利用 ICRP 30 號報告中的基本數據，計算出各器官中天然放射核種，如氫、碳 14、鉀 40、鈾 87、鉛 210 及鈾 210 共六個核種的活度與有效劑量的轉換因子；如表 1.19 所示。然後再由體內各器官之實測數據推算有效劑量約為 0.36 毫西弗／年，如表 1.20 所示。

評估對象以天然放射核種中氫、碳 14、鉀 40、鈾 87、鉛 210 及鈾 210 共六個核種，其中氫及碳 14 元素源係包括天然與人造兩種，

以下分別評估其天然形成所造成人體內 50 年約定有效劑量。

1. 氚之有效劑量

氚的來源係來自宇宙射線的生成核種及氫彈試爆、核反應器等人工產生的，混合存於環境中，在 1960 年時期環境試樣中氚活度達最高峰，爾後呈現緩緩持續下降的趨勢，自 1968 年至 1987 年期間環境試樣的平均活度約在 1 貝克／升。⁴而氚、碳 14 及鉀 40 三者均屬同樣分布在人體軟組織中，國內尚無人體組織中氚活度分析數據，僅在環境試樣中各項試樣分析數據。根據日本秋田縣分析食物及人體組織中氚活度的數據顯示，自由水中氚活度為 1.6 貝克／升，組織結合水中為 2.0 貝克／升。⁴因氚的生物半化期極短，故其在人體中氚活度與環境中氚活度相近，而天然與人造氚活度尚無正確的比率，若以 1 貝克／升之氚活度，再根據 ICRP 30 號報告在軟組中水約占其重量的 80%，換算成人體中氚活度，再乘於表 1.19 活度與劑量轉換因子的推算結果為 2.9×10^{-5} 毫西弗／年，而 1988 年 UNSCEAR 報告體內氚活度評估有效劑量約為 1.0×10^{-5} 毫西弗／年。²

2. 碳 14 之有效劑量

碳 14 係分布在人體的軟組織及全身骨骼中，不偏某特定組織或部位，至今尚無在人體組織中碳 14 的分布結果或報告，從物理學及生物學的特性考量由空氣、飲水、食品中的放射性與人體是相同比率來推算其對人們造成之劑量。現在，碳 14 的放射性為 18 pm/g. C (0.3 q/g. C)，⁵天然與人造的比率約為 0.8:0.2，因此碳 14 所占的比率分別約為 15 dpm/g. C (0.25 Bq/g. C) 及 3 dpm/g. C (0.05 Bq/g. C)。

現以日本人的身體組織每克碳含量約有 0.23 克，再以表 1.20 劑量轉換因子推算其天然與人工造成之有效劑量分別約為 1.4×10^{-2} 毫西弗／年及 0.3×10^{-2} 毫西弗／年，與 1988 年 UNSCEAR 報告 1.2×10^{-2} 毫西弗／年與 0.24×10^{-2} 毫西弗／年相當。台灣地區碳 14 有效劑量評估值引用 UNSCEAR 報告值 1.2×10^{-2} 毫西弗／年，如表 1.20 所示。²

3. 鉀 40 之有效劑量

在人體及食品內最主要天然放射性核種為鉀 40，鉀 40 含量在成人體內呈穩定值，男性略高於女性，肌肉發達者其含量亦略高，根據清華大學原子科學技術發展中心以 8 吋碘化鈉閃爍偵檢器度量 300 位男性和 80 位女性的平均值為 1.75 ± 0.4 及 1.41 ± 0.1 克鉀 40。另外本中心以純鍺偵檢器測量 88 位男性和 96 位女性的體內的鉀 40 含量分別為 54 ± 8 及 46 ± 5 貝克／千克，將上述兩項調查合併，總共 564 位民眾的鉀 40 平均含量為 51.4 貝克／千克，每千克為 1 貝克活度的劑量為 3 微西弗／年，則台灣地區成人每年因體內鉀 40 造成的劑量為 0.154 毫西弗，⁶ 如表 1.20 所示。較 UNSCEAR 評估結果為 0.18 毫西弗／年略低。³

4. 銣 87 之有效劑量

根據 ICRP 報告標準人的人體中銣 87 的重量約為 0.68 g，在軟組織約為 0.47 g，每克銣 87 的放射性活度為 900 貝克，假設台灣居民在軟組織 4.0 貝克／千克，推算其年有效劑量約為 0.27×10^{-2} 毫西弗／年，而 1988 年 UNSCEAR 報告值，全身平均活度為 8.5 貝克／千克，年有效劑量約為 0.6×10^{-2} 毫西弗／年。

5. 鉛 210 及鉍 210 之有效劑量

鉛 210 及鉍 210 核種之母核種為釷 238 在自然界裡廣泛分布，很容易經由吸入、攝入兩種途徑進入人體內後再生成子核種，其劑量評估時必要加以區別。此核種在人體骨、腎臟、肝等含量甚多。根據 ICRP 30 號報告的計算條件，腎臟中鉛 210 的含量較肝臟低，而鉍 210 在腎臟與肝臟的含量大約相當。台灣無實測結果僅能引用 1988 年 UNSCEAR 報告評估鉛 210 及鉍 210 年有效劑量約為 1.2×10^{-1} 毫西弗／年，如表 1.20 所示。綜合以上氡、碳 14、鉀 40、銣 87、鉛 210 等核種，評估體內有效劑量約為 0.3 毫西弗。較日本及 UNSCEAR 評估值略低，如表示。

參考文獻

1. International Committee on Radiological Protection, ICRP Publication 30 Part 1-4 Pergamon Press, Oxford, U. K. (1979).
2. United Nations, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1988).
3. United Nations, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1993).
4. 市川龍資, 生活環境放射線, pp. 50-74, 財團法人 原子力安全研究協會, 東京 (1993).
5. National Council on Radiation Protection and measurements, Carbon-14 in The Environment, NCRP Report No. 81 Bethesda MD (1985).
6. 陳清江、林友明, "台灣地區天然背景輻射劑量評估, " 核研季刊, 22, 2 (1997)。

1.14 人體內天然放射性核種

核 種	分 布	活 度	Bq/kg	天然	人工	質量/60kg	著 者
H-3	全身	20pCi/L	6.66	0.8	0.2	6000	降水
C-14	全身	18dpm/g-C	0.3	0.8	0.2	13700	產米，珊瑚
Rb	全身		8.5	1.0	0.0	0.27	
K	全身	1898dpm/g	1.6Bq/g.K	1.0	0.0	120	
U	器官分布	0.74dpm/ μ g	12.3Bq/mg	1.0	0.0	器官	五十嵐他
Th	器官分布	0.24dpm/ μ g	4.0Bq/mg	1.0	0.0	器官	UNSCEAR
Ra	器官分布			1.0	0.0	骨骼	山本他
Pb-210	器官分布			1.0	0.0	器官	山本他
Po-210	器官分布			1.0	0.0	器官	山本他

1.15 人體器官中鈾濃度

(ppb鮮重)

臟 器	試 樣 數	算 術 平 均 (σ)	幾 何 平 均 (σ g)
肺	22	1.35(1.03)	1.08(1.96)
肝	19	0.21(0.10)	0.19(1.59)
腎	22	0.39(0.22)	0.33(1.81)
脾	15	0.20(0.10)	0.18(1.87)
筋 肉	22	0.57(0.45)	0.47(1.89)
心 臟	5	0.44(0.31)	0.29(3.75)
大 腦	2	0.15(0.01)	0.15(1.10)
骨	20	0.69(0.29)	0.62(1.60)

* 骨試樣來自頭蓋、髌骨、大腿骨

1.16 食品及人體器官中鈾232及鈾238濃度

試料	數量	核種	測量值(ppb)		文獻值(ppb)	
			Th	U	Th	U
果樹	2	Tl	68.1 ± 0.1	32.7 ± 2.3	64	29
葉		Bi	66.5 ± 0.7	31.9 ± 1.9		
牛	2	Tl	3.45 ± 0.28	0.89 ± 0.02	—	0.71
肝		Bi	3.55 ± 0.36	0.89 ± 0.00		
藻類	3	Tl	8.73 ± 0.41	139 ± 3	5.5	130
		Bi	8.57 ± 0.24	136 ± 1		
人體	3	Tl	166 ± 21	58.2 ± 3.9	—	—
骨		Bi	172 ± 16	60.2 ± 5.4		
人體	3	Tl	40.4 ± 1.6	7.80 ± 0.38	5.2	8.1
肺		Bi	40.2 ± 1.1	7.77 ± 0.25		

1.17 鐳266活度與其劑量

器官或組織	活度 Bq/kg(pCi/kg)	年吸收劑量 Gy(mrad)
肺	$4.8 \times 10^{-3}(0.13)$	$1 \times 10^{-7}(0.01)$
甲狀腺	$4.8 \times 10^{-3}(0.13)$	$1 \times 10^{-7}(0.01)$
骨	0.3(8)	
紅骨髓	$4.8 \times 10^{-3}(0.13)$	$3 \times 10^{-7}(0.03)$
骨細胞	$4.8 \times 10^{-3}(0.13)$	$2.7 \times 10^{-4}(0.27)$

有效等效劑量約為 $4 \mu\text{Sv}(4 \times 10^{-4}\text{rem})/\text{y}$

1.18 全身及各器官中鉛210及鈷210活度

器官	ICRP標準人 重量(kg)	$^{210}\text{Po}(^{210}\text{Pb})$ 活度 (貝克/千克·鮮重)	器官中總含量	
			(貝克)	對全身總含量 之比率(%)
骨	10.0	1.3 (1.3)	13(13)	67.7(80.4)
肝	1.8	1.7 (0.55)	30(1)	16.0(6.3)
腎	0.31	1.2 (0.43)	0.37(0.13)	2.0(0.9)
肺	1.0	3.7 (0.24)	10 (6.5)	1.9(1.5)
脾	0.18	8.4(5.4)	1.5(1.0)	0.3(0.2)
胰	0.10	4.9(4.1)	0.5(0.4)	0.1(0.1)
筋肉	28.0	1.1(0.8)	31(23)	6.0(5.2)
其他	28.61	0.04*(0.03)*	31(23)	6.0(5.4)
合計	70.0		514(427)	100(100)

*:估算值

表1.19 每單位器官重量對放射性核種活度的有效
劑量轉換因子(天然放射性核種)

單位：毫西弗·年⁻¹/貝克·克⁻¹

核 種	器官、組織	攝入	吸入
H-3	軟組織	2.9×10^{-2}	
C-14	全 身	2.5×10^{-1}	
K-40	肺 其他組織	— 3.0	5.6 3.1
Rb-87	肺 硬 骨 骨 樑 其他組織 (65,000g)	$f_1 = 1.0$ — 1.5×10^{-1} 1.5×10^{-1} 6.6×10^{-1}	$D, f_1 = 1.0$ 1.5 1.6×10^{-1} 1.6×10^{-1} 6.9×10^{-1}
Pb-210	腎 臟 肝 硬 骨 骨 樑 其他組織 (62,890g)	$f_1 = 0.2$ 2.2×10^{-2} 1.0×10^{-2} 18 18 4.9×10^{-3}	$D, f_1 = 0.2$ 2.1×10^{-2} 97 17 17 4.9×10^{-3}
Po-210	肺 腎 臟 肝 脾	$f_1 = 1 \times 10^{-1}$ — 94 5.4×10^2 54	D $f_1 = 1 \times 10^{-1}$ 3.7×10^3 98 5.7×10^2 57 W $f_1 = 1 \times 10^{-1}$ 88 2.9×10^2 1.7×10^2 1.7×10^2

表1.20 天然放射核種造成體內曝露之有效劑量評估結果

類別	核種	年有效劑量(毫西弗／年)		
		UNSCEAR	日本	台灣
宇宙生成 射線核種	氦	0.00001	0.000029	(0.00001)
	鈹7	0.003	—	(0.003)
	碳14	0.012	0.014	(0.012)
	小計	0.015	0.014	0.015
地核 表 天然種	鉀40	0.18	0.20	0.154
	鈾87	0.006	0.003	0.003
	鉛210-鈾210	0.12	0.16.3	(0.12)
	小計	0.31	0.36	0.28

()：引用UNSCEAR 1988年報告值

1.6 溫泉水中的氡活度

溫泉水係由地下水湧出之溫水，氡氣隨溫泉水流出，其氡活度會隨地質特性而異，像鄰近日本有相當多的溫泉區，其氡活度分布由 $3.7 \sim 1.6 \times 10^5$ 貝克／升之間。¹ 民眾在高活度氡的溫泉地區進行溫泉浴會接受到較高的輻射曝露之顧慮，故本中心於民國 69 年間即開始進行台灣地區溫泉水中氡活度偵測，偵測結果氡 220 活度在 $0.59 \times 10^4 \sim 4.78 \times 10^4$ 間，氡 222 活度在 $1.1 \sim 16.7$ 貝克／升之間，平均活度為 6.8 貝克／升，如表 1.21 所示。台灣地質大都屬於頁岩及沙岩為主，並無花崗岩地質，故無異常之溫泉區。²

若以台灣地區溫泉水中最大氡活度 16.7 貝克／升，在浴室 1 小時，泡浴時間 30 分鐘，計算其年體內曝露約為 2.6 微西弗，體外曝露約為 1.9 微西弗，評估其造成之輻射劑量甚小，幾可忽略。

參考文獻

1. 市川龍資，生活環境放射線，pp. 51-55，財團法人 原子力安全協會，東京（1993）。
2. Yu-Ming Lin and Ching-Jiang Chen, "Monitoring of Radon in Water of Taiwan," Hoken Butsuri, 18, 23-27 (1983).

表1.21 台灣地區溫泉中氦220、氦222的活度

地 點	溫 度(°C)	氦220微居里／升($\times 10^4$ 貝克／升)		氦222微微居里／升(貝克／升)	
金 山	90	0.91	(3.37)	188	(6.96)
礁 溪	85	0.40	(1.47)	298	(11.0)
馬 槽	70	1.23	(4.56)	44	(1.63)
北 投	93	0.82	(3.03)	30	(1.11)
關仔嶺	55	0.26	(0.95)	452	(16.7)
四重溪	85	0.28	(1.05)	69	(2.56)
知 本	92	0.16	(0.59)	135	(5.00)
紅 葉	46	0.96	(3.56)	180	(6.67)
安 東	62	1.29	(4.78)	250	(9.26)

1.7 室內及室外的氡活度

1. 氡及氡的子核種的來源

地球上氡及氡係來自室內及室外天然放射性核種鐳 226 及鐳 224 核種的子核。氡(Rn-222)是鐳 226 放射性衰變產生氣態的核種，其衰變順序由釷 230、釷 230、釷 230 等固體狀的放射性核種生成，此系列核種被稱之為「氡子核種」。氡 222 最後成為穩定之元素鉛 206。另外，氡(Rn-220)是鐳 224 放射性衰變產生之氣體放射性核種。其與氡有同樣衰變特性，其衰變順序由釷 230、釷 230、釷 230 等固體狀的放射性核種生成，被稱之為氡(thoron)或氡 220，氡 220 最後成為穩定元素鉛 208。吸入氡之曝露為天然輻射曝露中極為重要的射源項之一，湊巧氡吸入之曝露隨每個人生活環境會有顯著變動的特性，因此，對國民劑量評估上產生較大的問題，必須考量較高活度地域及其生活環境依存性。

2. 室外氡的來源及其變因

室外氡活度幾乎完全來自構成地殼之岩石及土壤中所含鐳衰變所逸出之氣體氡及其子核種。大部分停留在空氣中，一部份附著在懸浮微粒。室外氡活度的特質與地質中鐳的含量有密切關係，並隨著風向、風速、降雨、氣溫等氣象條件而變動。^{1,4}

3. 室內氡的來源及其變因

室內氡來源核種為鐳 226，其子核種氡實際存在室內的來源如建材及土壤、室外空氣、家庭用水、天然瓦斯及液化瓦斯，如表 1.22 所示。³ 台灣地區氡活度主要來自建材表面逸出之氡氣，近年來由於生活水準提高，建材的選擇也多樣化，由早期的磨石子地板、塑膠地板，以至於現在流行的地磚、大理石、花崗岩及玉石等建材，各種建材天然放射核種活度不同，氡的逸出率也隨著表面處理方式而異，如表 1.23 所示。² 其中以進口花崗岩放射性特別高，氡逸出率亦最高，最低為大理石建材。室內氡活度主要受(1)氡的產生率，(2)

通風率, (3)放射性衰變等三大因素所影響。這三個因素以氡的產生率最為重要, 其次為通風率, 它隨不同的房屋設計與季節而異, 蛻變率相對於通風率而言就微不足道的。在各種通風狀況下屋內氡活度的變化, 如圖 1.8 所示。該圖係依據台灣現代建築物型式, 在密不通風之狀況下, 推算台灣室內最大氡活度為 68 貝克/立方公尺; 假設通風率為 0.05 小時^{-1} , 室外氡活度為 6 貝克/立方公尺, 亦無其它氡來源影響, 在此狀況下室內氡活度為 16 貝克/立方公尺, 約降低 5 倍。當通風率大於 1.0 小時^{-1} , 室內氡活度與室外氡活度 6 貝克/立方公尺相當, 台灣屬亞熱帶地區房間的通風率一般均在 $0.1 - 0.3 \text{ 小時}^{-1}$ 之間, 因此室內氡活度受室外空氣氡活度影響甚大。³

4. 氡的曝露形態

氡對人體的曝露係分成室外氡及其子核吸入之曝露與室內產生或滯留之氡及其子核二種。氡 220 亦是如此, 但其對氡的總劑量貢獻極小。氡的曝露隨其發生射源、滯留濃度、生活時間及工作狀態等而有差異。其曝露形式僅限於呼吸道之體內曝露, 與一般阿伐放射性體內曝露有共同的特徵。若由放射核種數據推算極為困難。現以國民輻射劑量評估之觀點, 則須對地域、人體複雜的曝露條件以平均化模式計算作評估, 才能獲得較精確之數據。

5. 室內及室外氡活度與劑量評估

民國 78 年至 80 年間, 本中心使用硝酸纖維片的阿伐徑跡法對台灣地區 250 戶進行長期度量, 測得室內氡活度為 10 ± 4 貝克/立方公尺, 另外選擇 42 戶住宅外部測得室外氡活度平均為 4 ± 3 貝克/立方公尺, 台灣各縣市室內外氡活度及其有效劑量, 如表 1.24 所示。^{5,6} 同時度量氡子核與其氡氣間的平衡因子, 在室內外分別為 0.49 ± 0.12 及 0.57 ± 0.30 。依聯合國原子輻射效應科學委員會報告的劑量轉換因子, 氡氣及氡子核分別為 0.17 及 9 毫微西弗·小時⁻¹/貝克·立方公尺估算, 台灣地區居民每人每年接受的有效劑量為 0.36

毫西弗，其中氬氣造成之有效劑量約為 0.013 毫西弗／年，氬子核種約為 0.345 毫西弗／年，合計氬氣及其子核造成之有效劑量為 0.36 毫西弗／年，如表 1.25 所示。鈷 232 的子核氬 220 的半化期僅 52 秒，不易偵測，國內亦無數據，故引用聯合國 1993 年的評估報告數據，空氣中及水中的氬 220 所造成的劑量每人每年分別為 0.07 和 0.005 毫西弗。

參考文獻

1. 林培火、陳清江， “ 世界各國環境中氡活度分佈狀況， ” 台電核能月刊， 105， 25 (1991)。
2. 陳清江， 台灣建築物室內氡活度之評估博士論文， 清華大學， 新竹市 (1992)。
3. United Nations, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1982).
4. United Nations, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1983).
5. C. J. Chen, C. W. Tung and Y. M. Lin, "Islandwide Survey of Radon and Gamma Radiation Levels in Taiwanese Homes," Proc. Int. Symp. Radon and Radon Reduction Technol. Vol. 5, IXP-7, Minneapolis, sponsored by U.S. Environmental Protection Agency, 22-25 Sep. (1992).
6. 陳清江，劉祺章，林友明， “ 台灣地區室內外氡活度之調查研究， ” 核子科學， 31， 117 (1994)。

表1.22 室內氡之來源

來 源	氡釋出速率(kBq d ⁻¹)	備註
建材及土壤	60	逸出率為 $2 \times 10^{-1} \text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$
家庭用水	4	每天用水 1 m^3 ，含4000 Bq氡
室外空氣	10	室外氡活度為 4 Bq m^{-3} ，通風率 0.5 h^{-1}
天然瓦斯	3	
液化瓦斯	0.2	

表1.23 臺灣市售建材之平均天然放射活度及氡逸出率

編號	名 稱	鈾 系 (Bq/kg)	釷 系 (Bq/kg)	鉀40 (Bq/kg)	氡逸出率變動範圍 ($\times 10^{-4} \text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	平均值 ($\times 10^{-4} \text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
1.	大 理 磚	1.4	<DMC	<DMC	0.06—0.10	0.08
2.	紅 地 磚	62	62	830	0.06—0.13	0.09
3.	石 英 磚	270	131	588	0.10—0.25	0.15
4.	地 磚	134	83	645	0.13—0.19	0.16
5.	黑 色 片 岩	37	51	790	0.10—0.27	0.18
6.	黑 混 石	28	29	90	0.10—0.18	0.16
7.	人 造 石	93	84	605	0.15—0.24	0.18
8.	紅 磚	35	41	818	0.26—0.35	0.30
9.	水 泥 磚	26	30	408	0.60—1.60	0.98
10.	花 崗 岩	53	68	1084	0.21—4.50	2.50
11.	進口花崗岩	249	174	1114	1.08—28.50	12.68

註：1.以上核種活度數據之計測標準誤差在±5%以下。

2.10號花崗岩放射活度係取自金門數據，11號之氡逸出率包括各國進口花崗岩，其中南非進口花崗岩放射性特別高，氡逸出率亦最高。

表1.24 台灣各縣市室內外氣活度及其有效劑量評估結果

區 域	氣活度(貝克／立方公尺)			有效劑量(毫西弗／年)		
	室內活度範圍	室內平均活度	室外平均活度	室內有效劑量	室外有效劑量	合計
基 隆	5.7- 9.9	8.4± 1.5	3.3±1.8	0.27	0.03	0.30
花蓮縣	5.5-12.6	8.2± 2.1	4.3±1.4	0.26	0.04	0.30
台東市	5.4-12.8	8.9± 3.2	—	0.29	—	0.29
宜蘭縣	6.2-13.9	8.0± 2.9	—	0.26	—	0.26
台北市	4.7-19.0	10.6± 4.3	3.0±1.7	0.34	0.03	0.37
台北縣	4.4-24.1	10.2± 5.6	5.5±1.5	0.33	0.05	0.38
桃園縣	5.1-13.6	9.0± 2.5	5.0±2.7	0.29	0.05	0.34
新竹縣	6.3-17.3	10.1± 3.0	4.3±4.9	0.32	0.04	0.36
苗栗縣	7.2-14.5	9.9± 2.3	3.4±1.4	0.32	0.03	0.35
南投縣	9.8-22.0	14.4± 3.8	5.5±1.5	0.46	0.05	0.51
台中縣	8.1-15.3	10.4± 2.6	5.4±4.9	0.33	0.05	0.38
台中市	5.7-10.4	10.8± 5.4	4.0±4.2	0.35	0.04	0.39
彰化縣	4.7-11.8	7.8± 3.0	2.2±1.8	0.25	0.02	0.27
雲林縣	4.6-18.0	8.0± 4.1	3.8±4.5	0.26	0.04	0.30
嘉義縣	5.0-23.8	9.8± 6.4	1.8±1.3	0.32	0.02	0.34
台南縣	5.8-14.9	8.2± 3.6	—	0.26	—	0.26
台南市	8.3-21.9	13.1± 5.0	3.1±2.3	0.42	0.03	0.45
高雄縣	4.7-10.5	8.3± 2.5	4.4±4.9	0.27	0.04	0.31
鳳山市	6.3-10.1	8.5± 1.7	5.1±5.3	0.27	0.05	0.32
高雄市	6.4-22.1	10.6± 3.8	3.1±3.8	0.34	0.03	0.37
屏東縣	5.5-17.8	7.2± 3.9	5.1±3.0	0.23	0.05	0.28
澎湖縣	5.3-12.4	8.3± 2.3	4.3±3.7	0.27	0.04	0.31
金門縣	9.0-24.8	14.4± 4.0	3.5±3.6	0.46	0.03	0.49
金門坑道	36.3-63.5	50.8±13.4	3.5±3.6	1.63	0.03	1.66

註：1.室內氣活度平均值 9.9 ± 4.1 貝克／立方公尺

2.室外氣活度平均值 4.0 ± 3.2 貝克／立方公尺

3.批次平均值最低8.4貝克／立方公尺，最高11.1貝克／立方公尺

表1.25 氡及其子核造成之體內劑量

地 點	氡活度 (貝克/立方公尺)		平衡因子 (F)	劑量轉換因子 (毫微西弗/貝克· 立方公尺·小時)		占用因數	有效劑量 (毫西弗/年)		合 計
	空氣	氡子核種		氡氣	氡子核種		氡氣	氡子核種	
室 內	10±4	4.9	0.49±0.1	0.17	9	0.8	0.012	0.309	0.358
室 外	4±3	2.3	0.57±0.3	0.17	9	0.2	0.001	0.036	

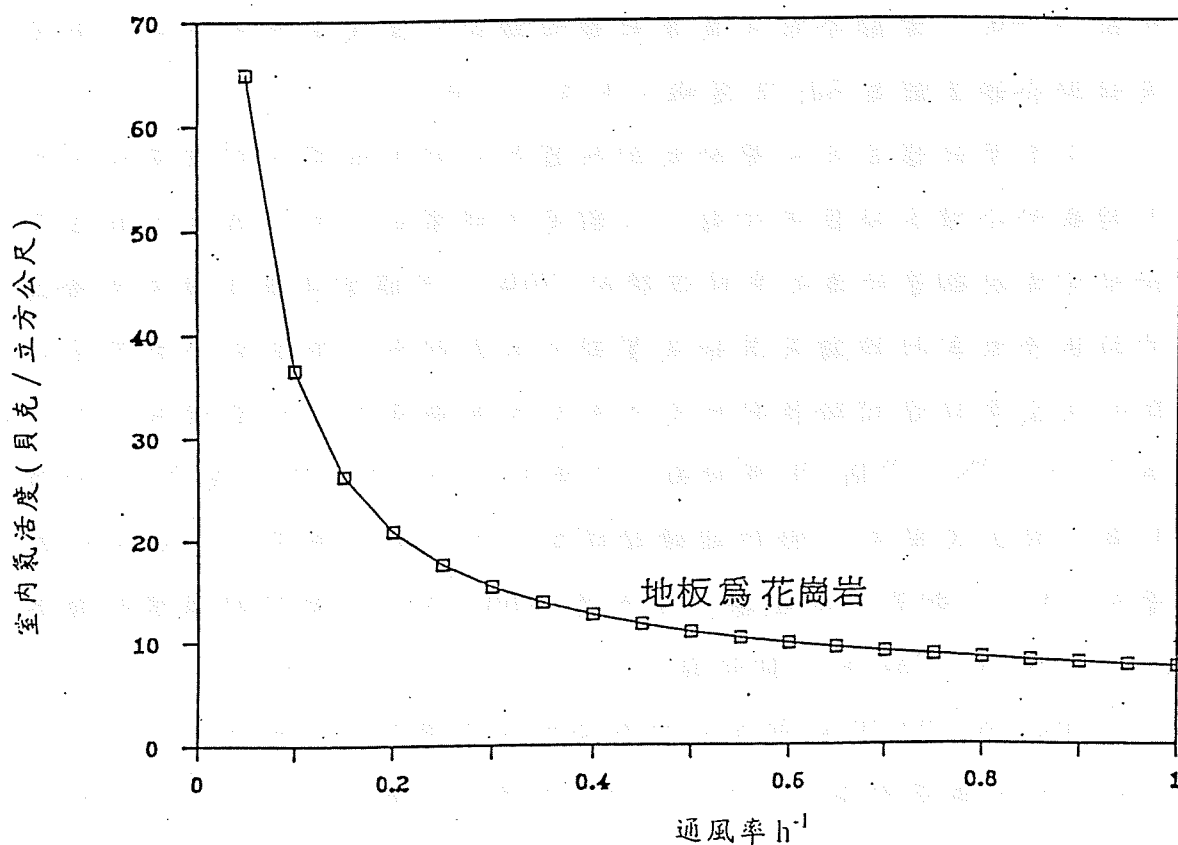


圖 1.8 各種通風狀況下房間內氡活度變化圖

2. 放射性落塵

聯合國原子輻射效應科學委員會(UNSCEAR)1982 年報告中，針對 1945 年以後大氣層核爆試驗產生之放射性物質污染環境，造成全球人類長期受到輻射曝露之影響作了完整地評估。^{1,2}

全球第一次核爆試驗發生於 1945 年，在美國新墨西哥州進行第一顆原子彈試爆後，美、蘇之間即展開了核武競試，其後直到 1980 年大氣層核武試驗不斷發生，尤其在 1952—1954 年，1957—1958 年和 1961—1962 年期間核試驗最為頻繁。自 1963 年 8 月簽訂了有限制地禁止試驗條約之後大氣層核試的頻次即大幅銳減，在 1963—1980 年期間大氣層核爆總次數僅 22 次，約占全球大氣層總核爆次數 423 次的 5.2%，有關全球大氣層核爆試驗的次數及產率之評估，核分及核融合總產額為 545 百萬噸。如表 2.1 所示。

大氣層核爆產生大量的放射性爆炸之碎片被帶入同溫層後其碎片擴散於全球各地區而沉積，人類受其曝露的分布。在南半球溫帶的約定有效劑量約為北半球溫帶的 70%，其曝露來源主要來自食品中攝取含放射性核種及其地表累積之放射性物。到目前全球眾多地區對大氣層核爆試驗推估所受之約定有效劑量時之重要核種，依序為 ^{14}C , ^{7}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^3H 等核種，主要來自 ^{14}C , ^{137}Cs , ^{90}Sr 及 ^3H 之四個核種。現在及將來人類仍繼續被曝露，其造成之劑量約為總有效劑量的 1%，劑量十分低微。另外受 1000 年以上期間的曝露核種為 ^{239}Pu , ^{240}Pu 及 ^{241}Am 共三個核種。

1982 年 UNSCEAR 報告中評估全球大氣層核爆試驗造成全球之集體約定有效劑量約為 3.7×10^7 人·西弗，此值係考慮將來人口增加量作計算。根據 1970 年全球人口數為 4.0×10^9 人與天然輻射源造成之人口年劑量為 2.0 人·毫西弗為基準，大氣層核爆造成之全球約定有效劑量約為 4 年份的天然輻射劑量。如今全世界人口已增加 5.3×10^9 人，天然輻射劑量為 2.4 人·毫西弗，計算修正後推算大氣層

核爆造成之全球約定有效劑量約相當於 2.3 年份的天然輻射劑量。

民國 59 年核研所保健物理組即進行台灣地區放射性落塵之偵測，隨後民國 63 年台灣輻射偵測工作站成立後繼續執行台灣地區放射性落塵偵測，監測網遍及全省、金門及馬祖等地區。偵測方法以膠紙法、抽氣法、水盤法及雨水等四種方法偵測降落於台灣地區地表的放射性落塵，在全省及金馬地區共設置 10 個監測點，每日，每週連續取樣偵測分析，如圖 2.1 所示。³⁻⁶

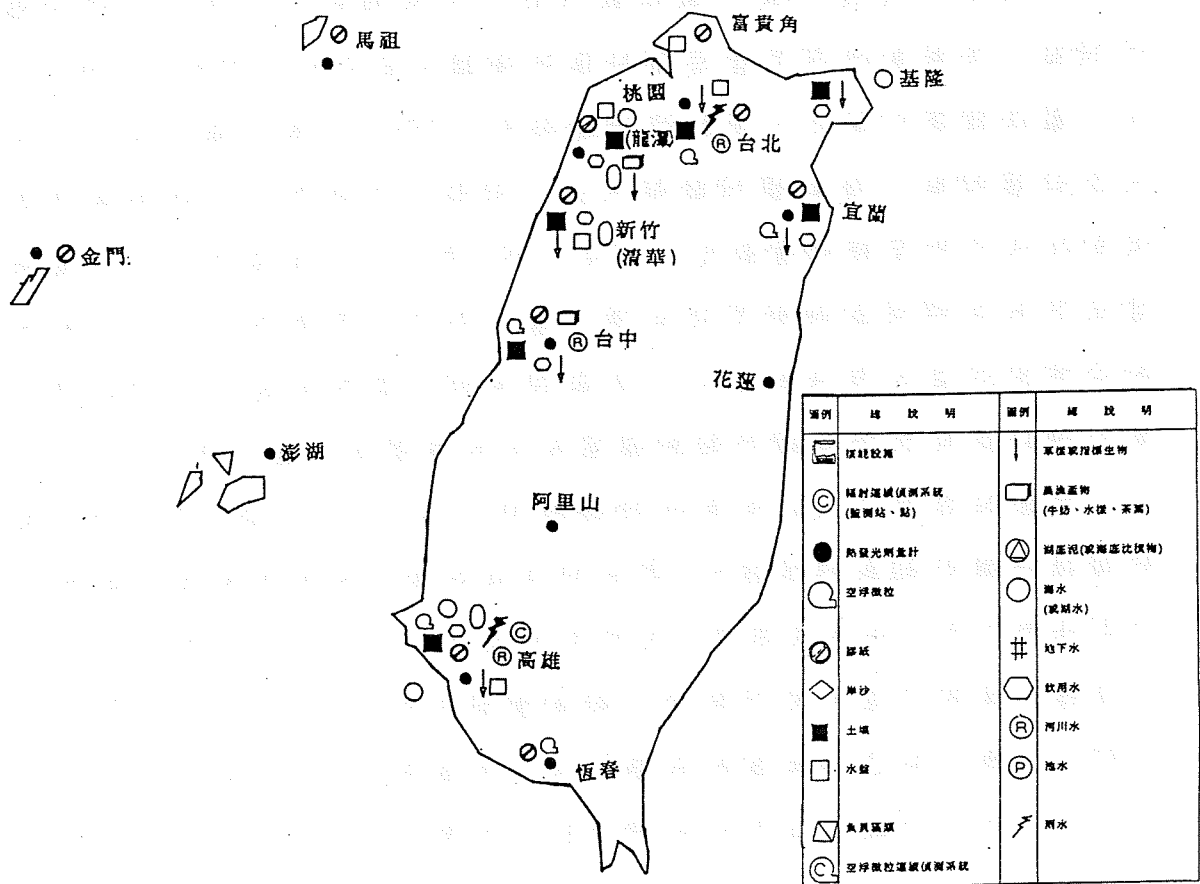


圖2.1 臺灣地區放射性落塵及環境試樣取樣圖

2.1 體外曝露

2.1.1 大氣、土壤中放射性落塵核種

環境中輻射可區分成人造與天然輻射，其中人造輻射源主要來自過去進行原子彈及氫彈核爆試驗，其放射性物質衝至大氣之對流層及同溫層等高度，擴散降落至地球成為全球性的累積效應。

第二次世界大戰末期、美國首次進行原子彈的試爆，在 1945 年 8 月在日本廣島和長崎投下原子彈，爆炸後產生的人造放射性物質在地上擴散。此後，美、蘇兩國即進行大規模的原子彈及氫彈的爆炸試驗，而放射性落塵由局部地區逐漸擴大成全球。然後，1962 年美、蘇兩國簽訂停止大氣核爆試驗條約，1981 年後中國大陸亦停止大氣核爆試驗，使核爆試驗轉入地下核爆，而世界上人造輻射源的放射性水平即呈現相當穩定。可是 1986 年 4 月，前蘇俄車諾比爾核電廠事故外釋放射性物質造成重污染，使全世界整體的人造放射性的分布狀況產生很大的變化。在蘇俄車諾比爾事故後，評估此事故對台灣地區民眾造成體外輻射曝露的有效劑量為 1 微西弗。^{7,8}

放射性落塵中人造放射性核種銥 90、銇 137、及銻 239、240 等核種造成體外輻射曝露途徑，係由地表面沈積之放射性物質的曝露，於是由降下物（雨水及落塵）及空氣中放射性物質造成之體外曝露，必須進行有關空氣中空浮微粒的輻射數據及收集。本中心自 1974 年才開始收集上述各項放射性落塵中人造放射核種銥 90 及銇 137 活度的變化，以下分敘別述其對台灣地區之影響。

1. 銥 90 及銇 137 活度

自民國 74 年起在台灣地區台北、富貴角、新竹、龍潭、高雄等五個地點距地 1 公尺處設置 0.25 m² 方形不銹鋼製大水盤，每月初收集放射性落塵進行放射性分析結果，如圖 2.2 及圖 2.3 所示。放射性落塵中較被重視核種為銥 90 及銇 137 核種，其半化期較長，且核爆產率亦較大。自民國 74 年至 86 年間高雄及台北地區 12 年間水

盤中銥 90 及銈 137 的每月降下量在 0.1 MBq/km^2 的變動，有關詳細報告在輻射偵測中心年報中，可能因地域氣候之影響使台北地區每月放射性落塵降下量較高雄高，銥 90 的平均活度分別為 0.1 及 0.065 MBq/km^2 ，銈 137 的平均活度均為 0.1 Bq/km^2 。在前蘇俄車諾比爾核子事故期間，民國 74 年 4 月～8 月銈 137 有顯著增加，最高達 8.6 MBq/km^2 ，較平常平均活度約高 86 倍，隨後在 8 月後即恢復正常放射性水平的變動，由此可確認車諾比爾事故的影響期間僅三個月。

2. 土壤中銥 90 及銈 137 活度

土壤試樣每年取樣分析一次，取樣地點包括宜蘭、台北、台中、高雄等五個地點。在平坦、無雨水流入、流出或淤水地方採取 0—5 公分的土壤，至今已有 20 年的分析結果統計，如表 2.2 所示。其中以宜蘭地區的銥 90 約為台灣地區平均活度的 2.3 倍，銈 137 的活度則為 2.8 倍，而高雄地區則為台灣地區平均活度的 $1/2$ 及 $1/3$ 。根據 UNSCEAR 1993 年報告銥 90 及銈 137 沉積密度之比值約為 $1:1.6$ ，² 因銈 137 的半化期 30 年較長，放射性落塵沉積在土壤表面的比例高，雨水而浸入地下流失的比例則很少。因此慢慢地累積，使銈 137 的活度約為銥 90 活度的 5.8 倍，日本分析結果銈 137 活度約為銥 90 活度的 5 倍。就數據的比值而言我們的數據與日本的比值相近。

3. 銈 239、240 的活度

國外有關銈 239、240 降下量的量測機關較少，不像銥 90 及銈 137 活度的分析那麼頻繁。因此，其分析數據亦少，其主要原因係環境中銈 239、240 的含量極微，由空浮、雨水、落塵等試樣中銈 239、240 的含量甚微，其半化期極長，會受長期間的曝露。本中心進行土壤及空氣中銈 239、240 的分析結果，如表 2.3 所示。其土壤中平均活度為 16 MBq/km^2 與日本 21.1 MBq/km^2 相當。⁹

參考文獻

1. United Nations, Sources Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources. Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1982).
2. United Nations, Sources Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1993).
3. 林友明, 周明德, 張美鳳, 沈于嘉, “全省放射性落塵與環境輻射背景偵測,” 原子能委員會彙報, 13, 1-28 (1978)。
4. 68~72 年全省放射性落塵與環境輻射偵測, 台灣輻射偵測工作站, 高雄 (1983)。
5. 73~82 年度環境輻射偵測報告及附錄, 台灣輻射偵測工作站, 高雄 (1983)。
6. 台灣地區放射性落塵調查半年報(83 年 1 月~86 年 7 月), 台灣輻射偵測工作站, 高雄 (1997)。
7. 蘇俄車諾比爾核子事故報告, 行政院原子能委員會, pp. 77~80, 台北 (1987)。
8. 林友明, 黃景鐘, “車諾比爾核能電廠意外事故對台灣地區輻射劑量評估,” 核子科學, 25, 294 (1988)。
9. 市川龍資, 生活環境放射線, PP. 59~74, 財團法人 原子力安全研究協會, 東京 (1990)。

表2.1 大氣核爆試驗產率之評估

年份	國別	次數	推估產率(Mt)	
			核分裂	合計
1945	美國	3	0.05	0.05
1946	美國	2	0.04	0.04
1948	美國	3	0.10	0.10
1949	蘇俄	1	0.02	0.02
1951	蘇俄	15	0.50	0.50
	蘇俄	2	0.04	0.04
1952	美國	10	6.6	12.6
	英國	1	0.02	0.02
1953	美國	11	0.25	0.25
	英國	2	0.04	0.04
1954	美國	6	29.6	47.1
	蘇俄	1	0.5	0.5
1955	蘇俄	13	0.17	0.17
	蘇俄	4	1.5	3.0
1956	蘇俄	14	9.7	22.7
	蘇俄	7	2.5	4.8
	英國	6	0.10	0.10
1957	蘇俄	25	0.34	0.34
	蘇俄	13	4.7	11.3
	蘇俄	7	5.85	9.25
1958	蘇俄	53	8.2	17.6
	蘇俄	25	16.2	35.2
	英國	5	4.54	7.24
1960	法國	3	0.11	0.11
1961	蘇俄	50	25.4	122.3
	法國	1	0.02	0.02
1962	蘇俄	39	60.05	180.3
	美國	38	16.5	37.1
1964	中國大陸	1	0.02	0.02
1965	中國大陸	1	0.04	0.04
1966	法國	5	0.68	0.68
	中國大陸	3	0.62	0.62
1967	法國	3	0.20	0.20
	中國大陸	2	1.72	3.02
1968	法國	5	4.1	4.9
	中國大陸	1	1.2	3.0
1969	中國大陸	1	2.0	3.0
1970	法國	8	2.55	2.75
	中國大陸	1	2.0	3.0
1971	法國	5	1.95	1.95
	中國大陸	1	0.02	0.02
1972	法國	3	0.12	0.12
	中國大陸	2	0.12	0.12
1973	法國	5	0.05	0.05
	中國大陸	1	1.6	2.5
1974	法國	7	1.1	1.1
	中國大陸	1	0.45	0.60
1976	中國大陸	3	2.37	4.12
1977	中國大陸	1	0.02	0.02
1978	中國大陸	2	0.04	0.04
1980	中國大陸	1	0.45	0.6
總結				
1945—1962	美國	193	72.1	138.6
1949—1962	前蘇俄	142	110.9	357.5
1952—1953	英國	21	10.6	16.7
1960—1974	法國	45	10.9	11.9
1964—1980	中國大陸	22	12.7	20.7
總計		423	217.2	545.4

表2.2 台灣地區20年(1977-1997)間土壤中銻90及銻137活度

核 種 地 點	銻90		銻137	
	MBq/km ²	數據量(試樣件數)	MBq/km ²	數據量(試樣件數)
宜 蘭	124(8-133)	9(14)	910(30-2800)	25(34)
台 北	45(6-120)	16(26)	230(35-510)	16(30)
台 中	31(4-200)	20(26)	70(20-240)	12(27)
高 雄	21(21-75)	23(29)	99(21-278)	11(35)
台灣平均	55(2-330)	68(95)	320(20-2800)	64(126)
日 本	200(1-188)		1000(9-4900)	

表2.3 放射性落塵銻239、240的降下量

地 區	年	空浮微粒 (Bq/m ³)		落 塵 (Bq/km ²)	土		壤 (MBq/km ²)	
					(Bq/kg乾重)			
日 本	1976—1984	2.7×10 ⁻⁷ (0.13—13)	12*	8.2×10 ³ (0.67—23)	11	0.42(—)	13	56(—)
	1985	ND		1.9×10 ³ (—)	1	—		—
	1986	ND		1.3×10 ³ (0.37—2.6)	3	0.52(0.067—0.78)	6	27.3(4.9—43)
	1987	ND		1.1×10 ³ (0.93—1.3)	2	0.33(0.16—0.78)	6	21.1(10—57)
	1988	—		—		—		—
	1990	—		ND		0.20(0.096—0.29)	3	16(8—23)
台 灣								

*試樣件數

ND:未測到

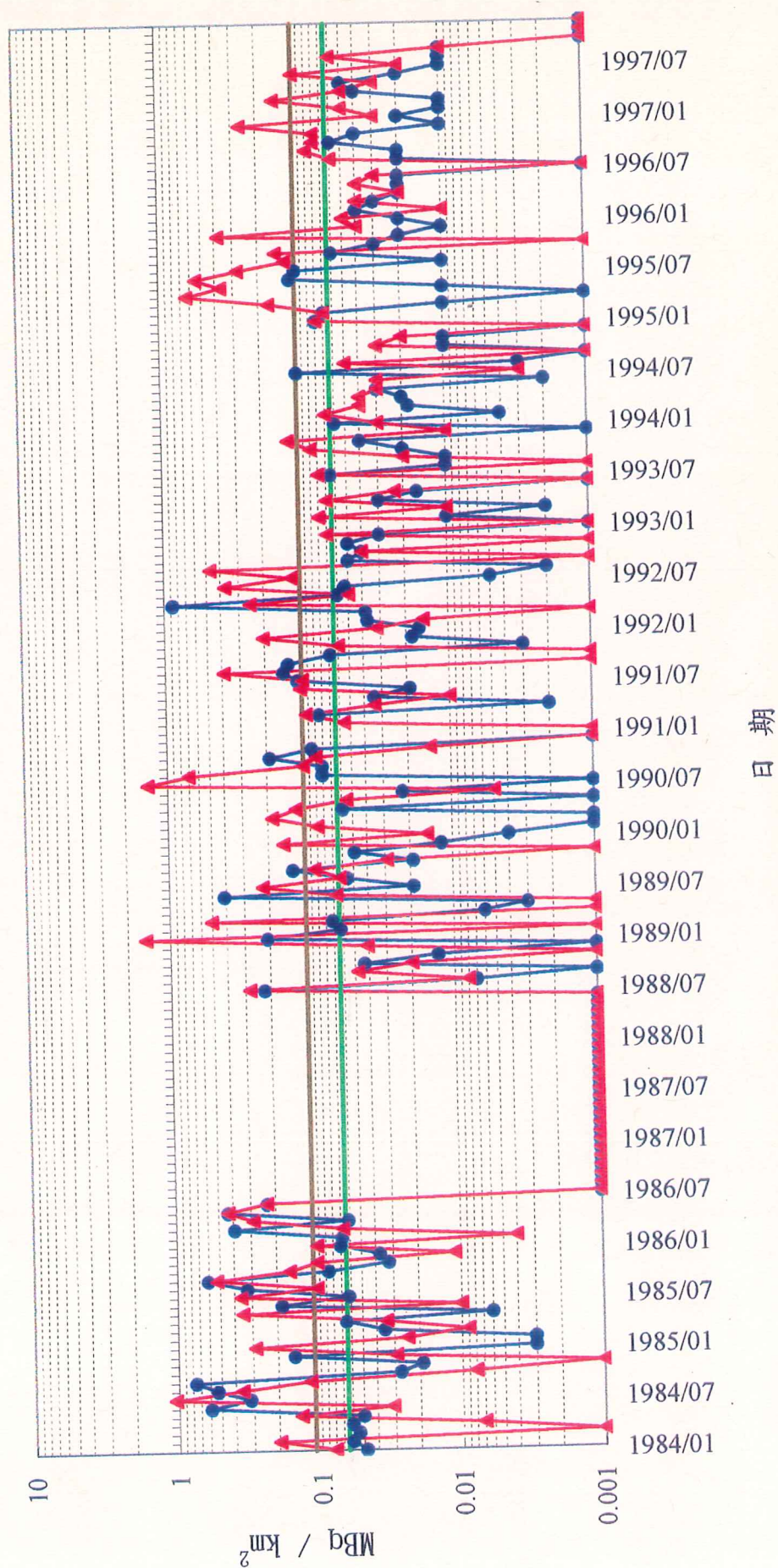


圖 2.2 放射性落塵中銨90降下量

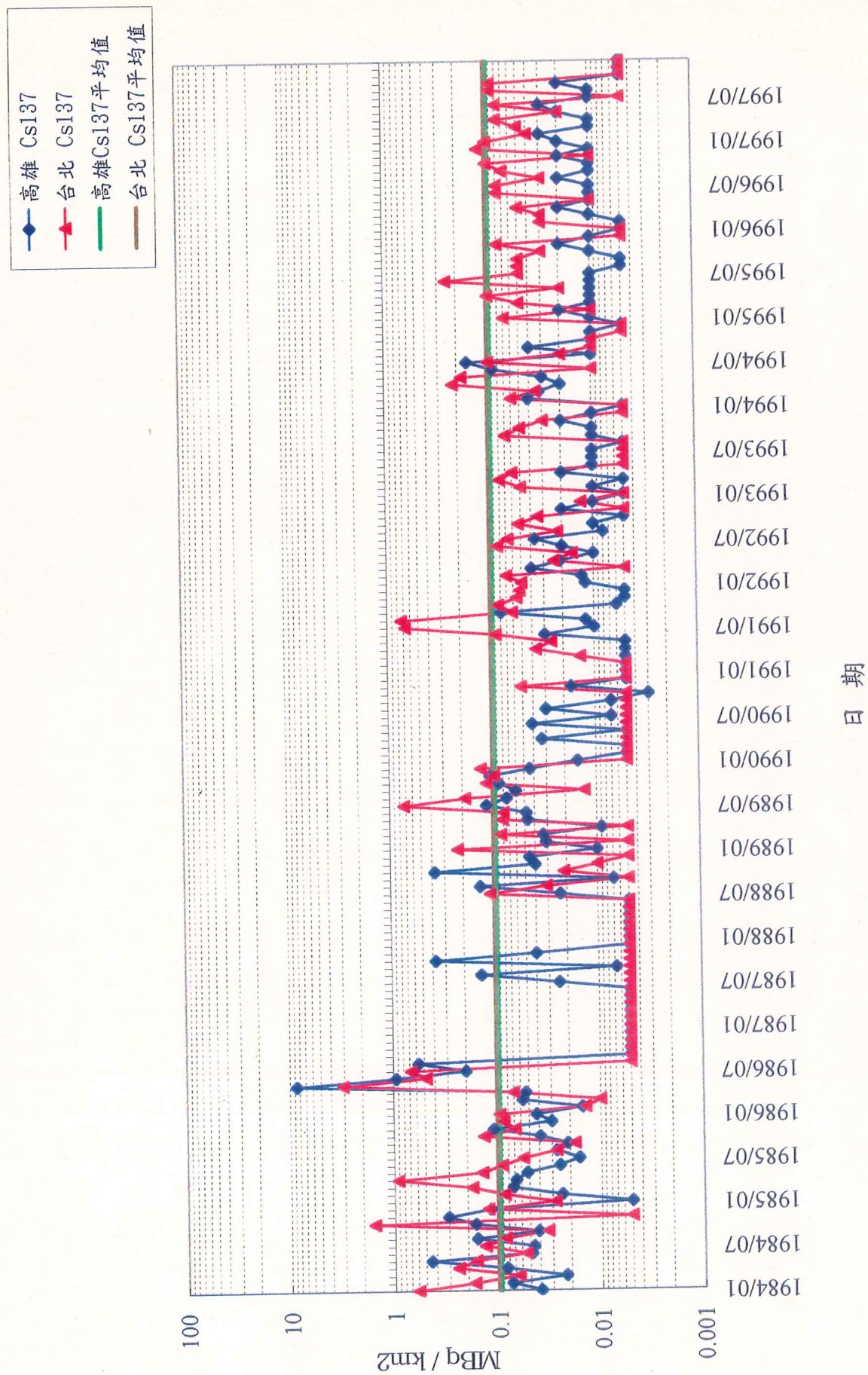
1. The first part of the paper discusses the importance of the study of the history of the United States. It is argued that the study of the history of the United States is essential for a full understanding of the country and its people. The paper then goes on to discuss the various factors that have shaped the history of the United States, including the role of the federal government, the influence of the states, and the impact of the people.

2.

3.

4.

圖 2.3 放射落塵中銫137降下量



2.2 體內曝露

2.2.1 食品中人造放射性核種

1. 銥 90 及 銈 137 活度

食品中天然放射性核種的量測數據較少，但有關來自核爆造成之人造放射性落塵中銥 90 及銈 137 等長半化期核種，全世界約有 200 個銥 90 監測站網。主要由美國能源部環境偵測實驗室(EML)前身為美國衛生安全實驗室(HASL)所轄或與其合作營運之實驗室共同執行，每 10 度為一個緯度區，將各監測站測得之該區的沉積密度取平均後乘以該區的面積，然後將 9 個區的數值相加，可求得全球銥 90 及銈 137 放射性落塵的沈積量分別為 1960 Bq/m^2 及 3100 Bq/m^2 ，然後再由美國、丹麥及阿根三個國家奶類、穀物、蔬菜、水果、內類等五類食品銥 90 及銈 137 平均遷移係數分別為 4 mBq/kg/Bq/m^2 及 9 mBq/kg/Bq/m^2 ，銥 90 及銈 137 沈積量與食品之遷移係數，可求得由食品攝入銥 90 及銈 137 的活度，分別約為 7.84 Bq/kg 及 29.9 Bq/kg ，再由食品攝食量推算人們由食品攝入之活度，進而推算其造成之劑量。¹⁻²

依據台灣省糧食局調查國民主要消費食品，長期採取米、蔬菜、水果、魚類及肉類等八種食品，進行銥 90 及銈 137 的活度分析。分別在台北市、台中市、高雄市等三大都市每半年取樣分析一次，其銥 90 活度分結果，如表 2.4 所示。在車諾比爾核子事故期間對台灣地區食品的影響遠低於銈 137 核種，如表 2.5 所示。由歷年食品銥 90 及銈 137 分析結果，推算國民每年由飲食攝入之銥 90 及銈 137 活度分別為 13 Bq 及 60 Bq ，再根據國際放射防護委員會 60 號報告之攝食劑量轉換因子銥 90 為 2.8×10^{-8} 西弗/貝克，銈 137 為 1.3×10^{-8} 西弗/貝克，推算國民由食品攝入銥 90 及銈 137 核種約造成分別為 0.37 微西弗及 0.78 微西弗，與日本食品攝入量評估結果 1 微西弗及 0.1 微西弗有顯著差異，如表 2.6 所示。但仍在相同水平。^{3,4}

2. 銻 239、240 活度

銻 239、240 核種遷移至植物係由付著在葉子表面再被根部吸收。像車諾比爾事故影響台灣地區較大的短半化期核種碘 131，其幾乎付著在葉子表面，如蔬菜及牧草上均可測得碘 131，其活度約為 19 貝克／千克·鮮重(510 微微居／千克·鮮重)。³但是，現已不再進行大氣層核爆了，來自同溫層之放射性落塵均低於最低可測活度。而食品中被測出之銻的同位素及銻 241 等長半化期超鈾元素各核種，係來自土壤飛揚累積量，或植物經根部吸收土壤中的累積量作考量。因此由放射性落塵降下量之不同可反映地域之差異，但現今流通機構的發達即使有產地的差異，也有全球同時期同產地的食品被上市消售之可能，而新鮮蔬菜會隨地域不同有所差異，台灣南北緯度差極小，落塵降下量的差異不大，使產地差異性縮小。台灣牛、羊、肉類及奶類大都仰賴進口，對進口地區肉類及奶類均有管制分析。

銻 239、240 核種其含量甚低，本中心未對此項核種進行分析作業，因其食品中含量極微不易測出，根據日本在 1978—1980 年期間進行全日本 11 個地區進行日常攝食品中銻 239、240 核種分析，其活度約為 0.17 毫貝克／日，目前可能會有更低的趨勢。⁸

2.2.2 人體中放射性落塵核種

人體中人造放射性核種幾乎均來自核爆放射性落塵核種，其造成之輻射曝露主要來自長半化期及含量較多之銾 90、銾 137、銻同位素(^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu 及 ^{241}Pu)，銻 241，碳 14 及氫等重要放射性核種，其中銾 137、碳 14 及氫核種在人體中均勻分布著。

這些放射性核種被攝入人體中，主要途徑係由食物經口攝入，或在放射性落塵量多時及事故時經由呼吸途徑進入人體內。這些放射性核種在 2.2.1 節已詳述，可由日常攝食量推算攝入核種之活度。另外，由呼吸途徑吸入會隨空浮不同粒徑沉積在體內不同器官部位。

因此，測量大氣中的空浮活度時亦須考慮空浮粒徑的分布，才可精確評估其對人體造成之劑量。一般放射性落塵的中值空氣動力直徑(AMAD)在 $2-3\mu\text{m}$ 範圍推算，較氦子核種鉛 210 及釷 210 的粒徑分布(AMAD $0.5-0.8\mu\text{m}$)大，吸入肺部的比例極小。

1. 銫 137

銫 137 及鉀 40 是相同地均勻分布於人體全身，在日本以全身計測系統連續 20 年以上進行全身計測，³ 獲得不同年齡、性別的長期變化結果。圖 2.4 為日本人體內銫 137 活度及其有效劑量之年均值的分布，1963 年以前數據是山縣氏所分析值，1964 年至 1970 年山內氏進行 20 人連續測量值，1971 年以後為五十嵐氏所測量值。1986 年以後的數據是銫 134 及銫 137。在 1963 年大氣層內核爆期間產生之銫 137 核種造成人體內之最大活度為 3.4 貝克/克·鉀，有效劑量為 20 微西弗/60 千克。從 1963 年停止大氣層核爆至 1968 年人體內銫 137 活度即呈指數函數的減少，1986 年 4 月車諾比爾事故時人體內平均活度為 0.20 貝克/克·鉀，有效劑量為 1.9 微西弗/60 千克，車諾比爾核電廠事故的影響約為大氣層核爆時的 1/10，目前國內在此領域無相關研究論文。

2. 銥 90

銥 90 的生物半化期較短，屬親骨性元素，人體內天然放射性核種在 1.4 章節已詳述，但人體器官中此核種分析數據極少。日本放射線綜合研究所曾對在 1985 年死亡者之人骨中銥 90 進行測量，⁶ 從 5—19 歲的年齡群銥 90 活度為 22 ± 7 毫貝克/克·鈣，成人羣為 17 ± 4 毫貝克/克·鈣，0—4 歲年齡群比較高約為 37 毫貝克/克·鈣，如表 2.8 所示。1960 年至 1990 年在 0—4 歲，5—19 歲及 20 歲以上三個年齡群的人骨及骨組織中銥 90 活度歷年變化，如圖 2.5 所示。其變動幅度，0—4 歲者幅度大，5—19 歲者幅度小，在 1964 年—1965 年 0—4 歲為 189 毫貝克/克·鈣，5—9 歲為 105 毫貝克/克·鈣

及 105 毫貝克／克·鈣所示，以後則緩緩減少，至 1986 年車諾比爾事故隔年約為前年的一倍值，現已減至 30 毫貝克／克·鈣及 15 毫貝克／克·鈣。對骨組織造成之吸收劑量在 1982 年骨表面吸收劑量約為 24 微戈雷／年緩緩地減少，至現在約 15 微戈雷／年，紅骨髓約為 1/2，如圖 2.6 所示。

3. 碳 14

在第 1 章已敘述過現在碳元素中的碳 14 約 20%係來自核爆試驗產生，碳 14 是分布於全身，其重量約占人體重的 23%，若人體重 60 公斤時碳 14 在體內活度約為 10^5 dpm(1600 貝克)。

4. 氚

人體組織中水元素的分布與銨 137 核種相同分布於全身考量的話，要取得人體組織中氚的活度數據頗為困難，大概約與食品中氚的活度 1.1—1.9 貝克／升(30—50 微微居里／升)相當，如人體重 60 公斤含水元素 90%換算成水約 54 公升，則人體內氚活度約為 60—100 貝克之間。

5. 銻 239、240 及銻 241

人體器官中銻同位素核種在世界各國有很多研究機關進行研究，可是，其分析的數量極少，有代表性的問題，器官內骨的含量較高。銻 241／銻 239, 240 放射比約於 0.3—0.4 之間，如表 2.7 及表 2.8 所示。⁵

參考文獻

1. United Nations, Sources Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1982).
2. United Nations, Sources Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, "UNSCEAR, United Nations, New York (1993).
3. 市川龍資，生活環境放射線，pp. 59~74，財團法人 原子力安全研究協會，東京 (1993)。
4. Chih-Jung Wang, Shu-Ying Lai, Ching-Chung Huang and Yu-Ming Lin, "Annual Intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Ingestion of Main Foodstuffs in Taiwan, " Journal Of Health Phys., (2), 185-191 (1996).
5. Intenation Committee on Radiological Protection, ICRP Publication 30 Part 1-4 Pergamon Press, Oxford, U. K. (1979).
6. 河村他, National Instituli of radiological Sccience, Chiba, Jaaaural. NIRS-R-15 (1987), NIRS-R-17 (1989).

表2.4 台灣地區主要食品中銫137活度(1985-1994)

單位: mBq/kg · 鮮重

取樣日期	米		蔬菜		水果		魚		肉類		蛋		鮮奶類		麵粉	
	T.P.	T.C. K.H. ^a	T.P.	T.C. K.H.	T.P.	T.C. K.H.	T.P.	T.C. K.H.	T.P.	T.C. K.H.	T.P.	T.C. K.H.	T.P.	T.C. K.H.	T.P.	T.C. K.H.
10月 1985 ^b	89	221 154	174	114 176	259	155 233	365	80 312	531	328 502	284	155 291	—	—	—	267
1月 1986 ^b	230	238 140	150	78 224	121	77 121	463	554 332	327	498 480	248	263 122	—	—	—	117
7月 1986 ^b	2689	573 805	319	197 179	219	154 131	261	324 523	527	568 423	157	218 229	420	600 406	420	89
1月 1987 ^b	868	54 168	163	216 282	97	48 230	423	535 582	647	176 634	321	211 448	304	263 1399	304	33
7月 1987 ^b	286	70 707	182	141 244	134	90 169	109	305 465	644	425 618	172	633 277	318	350 2410	318	369
1月 1988 ^b	192	373 213	130	196 132	10	146 96	132	261 217	369	367 480	175	171 195	158	199 548	158	135
7月 1988 ^b	11	2	18	— 11	6	288	17	216 6	32	57 59	12	13	9	14 1114	9	3
1月 1989 ^b	—	—	—	— 30	—	—	5	257 283	47	26 132	—	1	8	— 655	8	9
7月 1989 ^b	74	26	103	45	82	174 510	64	206 50	84	74 50	25	91	85	61	85	68
1月 1990 ^d	—	22	—	56	—	104	—	178	—	74	—	67	—	41	—	4
7月 1990 ^d	—	—	—	7	—	15	—	59	—	81	—	48	—	52	—	33
1月 1991 ^d	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3
7月 1991 ^d	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1月 1992 ^d	—	10	—	11	—	18	—	175	—	40	—	18	—	13	—	3
7月 1992 ^d	—	15	240	68	—	53	259	53	15	259 322	—	125	11	119 141	11	10
1月 1993 ^d	—	—	—	47	140	170 70	—	180 270	—	73 75	—	62 50	—	84	—	30
7月 1993 ^d	650	—	—	—	—	—	—	400 310	—	50	—	—	—	—	—	—
1月 1994 ^d	—	—	40	—	—	—	—	510 70	60	90 30	—	—	—	40 50	—	—
7月 1994 ^d	650	—	—	—	—	450	—	130	—	410	—	—	—	—	—	—
最大值		2689	319	510	510	510	582	582	647	647	633	633	2410	2410	369	369
最小值		2	7	4	4	4	5	5	26	26	1	1	8	8	3	3
平均值		353	102	126	126	126	215	215	216	216	124	124	252	252	78	78
標準差		386	113	137	137	137	137	137	201	201	115	115	288	288	108	108

a : T.P.:台北市 T.C.:台中市 K.H.:高雄市

b : 化學分析值(1985-1989).

c/:無試樣

d—:未測到

e : 加馬能譜分析值(1990-1994)

表2.5 台灣地區主要食品中鎳90活度(1985—1994)

單位：mBq/kg・鮮重

取樣日期	米		蔬菜		水果		魚		肉類		蛋		鮮奶類		麵粉	
	T.P.	T.C.	K.H. ^a	I.P.	T.C.	K.H.	T.P.	T.C.	K.H.	I.P.	T.C.	K.H.	T.P.	T.C.	K.H.	K.H.
10月 1985	20	5	57	20	40	26	47	26	40	10	12	8	44	7	7	44
1月 1986	18	19	5	10	28	21	49	29	13	4	10	22	7	27	8	94
7月 1986	19	7	8	121	80	46	10	21	13	19	16	20	7	23	20	78
1月 1987	4	17	1	3	17	10	31	9	3	3	9	9	8	5	6	33
7月 1987	4	3	14	27	26	39	10	7	6	3	3	11	7	5	27	112
1月 1988	3	3	2	99	15	6	61	19	9	3	14	3	14	13	5	66
7月 1988	1	11	9	10	51	31	23	2	20	4	10	12	1	22	15	54
1月 1989	10	/	7	15	90	8	16	8	13	11	13	23	10	4	19	108
7月 1989	14	69	40	32	82	144	41	133	104	115	46	25	39	37	20	119
1月 1990		7			30			41			19			15		
7月 1990		44			30			30			15			4		
1月 1991		—			—			—			21			—		
7月 1991		—			—			11			6			—		
1月 1992		—			4			14			16			—		
7月 1992		—			30			6			6			—		
1月 1993		—			—			—			—			—		
7月 1993		30			30			—			—			—		
1月 1994		—			—			—			—			—		
7月 1994		—			40			60			35			—		
最大值		69			144			133			115			44		119
最小值		1			3			3			3			1		20
平均值		20			35			27			16			15		64
標準差		15			22			24			14			8		32

a：T.P.：台北市 T.C.：台中市 K.H.：高雄市

b/：無試樣

c—：三個市的樣品混合分析值(1990~1994)

d：未測到

表2.6 台灣地區主要食品攝入銥90及銇137的年攝入量

食品類別	年消耗量 (kg/y)	銥90			銇137		
		平均活度 (mBq/kg)	年攝入量 (Bq)	比率 (%)	平均活度 (mBq/kg)	年攝入量 (Bq)	比率 (%)
米	71.54	20	1.43	10.97	315	22.53	37.38
蔬菜	76.77	35	2.69	20.64	102	7.83	12.99
水果	74.34	77	5.72	43.90	126	9.37	15.55
魚	30.78	27	0.83	6.37	215	6.62	10.98
肉類	39.42	16	0.63	4.83	216	8.51	14.12
蛋	12.17	15	0.18	1.38	124	1.51	2.50
奶類	10.46	49	0.51	3.91	252	2.64	4.38
麵粉	16.18	64	1.04	7.98	78	1.26	2.09
合計	331.66	303	13.03	100	1428	60.27	100

表2.7 1983年死者之內臟中銻239,240及銻241活度

單位:微貝克/克

器 官	銻 241	銻 239,240
骨(1)胸 骨	3±1	7±3
骨(2)背椎骨	7±3	37±11
肺	ND	7±2
肝臟(1)	4±0.7	11±1
肝臟(2)	ND	7±2
筋肉	7±2	4±2
胰臟	11±2	15±4
淋巴節	26±7	67±4
脾臟	ND	11±3

表2.8 1973年死者內臟中銻241活度

單位:微貝克/克

器 官	試樣量	銻 241
腎臟	5	7±7
肝臟	6	15±11
脾臟	4	11±7
肺	5	15±19
骨	4	37±26

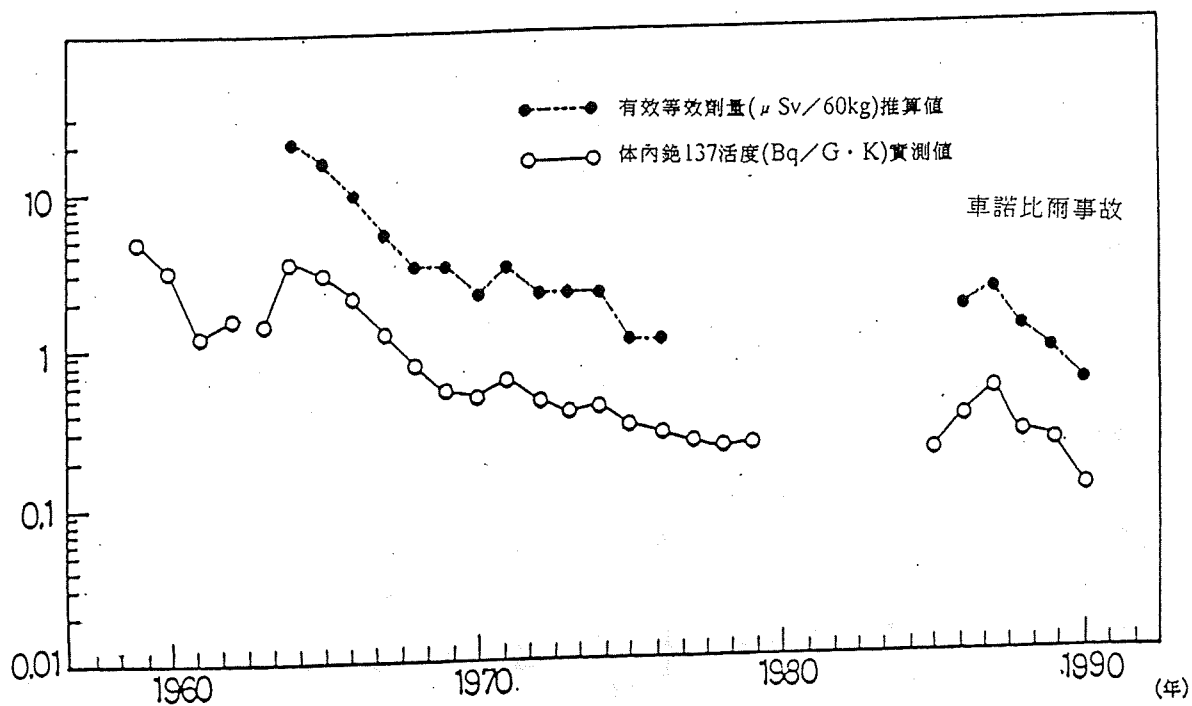


圖 2.4 體內銻137活度及有效等效劑量

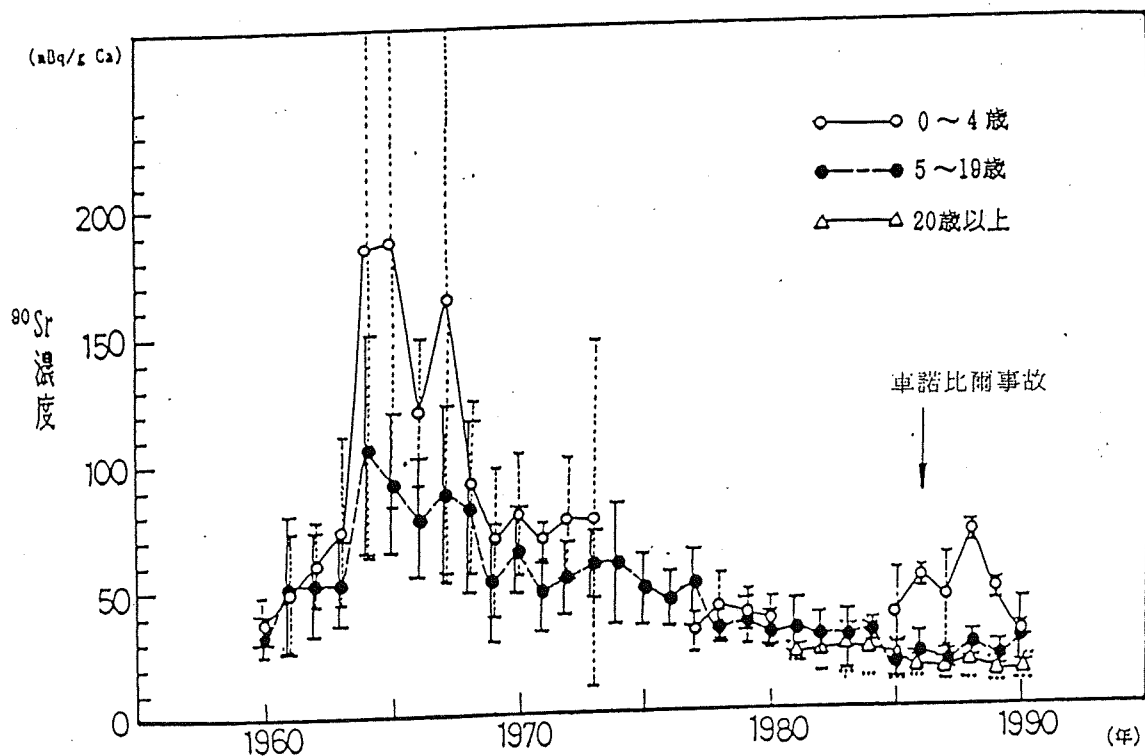


圖 2.5 不同年齡層人骨中銻90活度

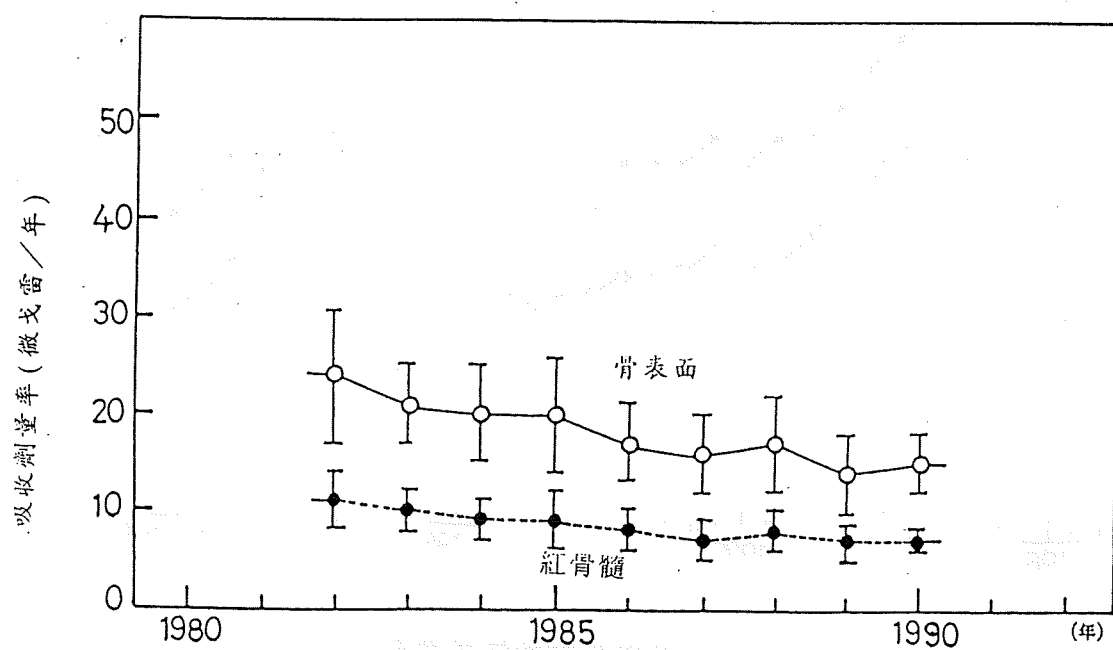


圖 2.6 人骨組織中鋇 90 的吸收劑量 (成人)

2.3 有效劑量的計算

2.3.1 體外曝露評估有效劑量

體外曝露主要受累積在地表上之人造放射性核種產生之曝露，現在核爆放射性落塵核種僅有銫 137，由表 2.2 銫 137 在地表累積之數據推算有效劑量的結果，如表 2.9 所示。此結果以地表 5 公分深度的累積量計算，其累積量的劑量轉換係數以 $0.08 \text{ 毫西弗} \cdot \text{年}^{-1} / \text{貝克} \cdot \text{公分}^{-2}$ 。地表累積之銫 137 係在平坦的地表下 1 公分深度均勻分布著，推算距地表 1 公尺處的體外劑量為 $0.26 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ 。

上述結果為室外劑量值，如果考慮到對人體年有效劑量的評估時，須考慮人們的居住因數及屏蔽因數。目前國內尚無兩項因數評估值，台灣地區地狹人稠，住家的形態與國外有所差異，有關國外住家的評估因數參考值，現以德國住家為例子。假設住家無污染貢獻，來自地表累積之銫 137 核種造成之室內劑量，如單戶磚造之住家為 0.4，二戶相連之住家大約為 0.1，集合式住宅約減至 0.01 的程度。台灣的住宅是密集式，地表面積減少，且相互屏蔽效應增加，使有效衰減增加。因此，單戶住家的平均屏蔽因數取 0.3，假定居住因數室內外之比率分別取 0.8，0.2，將室外值乘於 0.4 即可評估銫 137 造成之年有效劑量為 $0.11 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ ，如表 2.9 所示。

2.3.2 體內曝露評估有效劑量

1. 有效劑量的轉換係數

由每單位器官擔負之放射性核種活度計算有效劑量之轉換係數與 1.4.2 節中敘述之方法相同，在此作省略之，其計算結果如表 2.10 所示。有效劑量評估之目的核種為碳 14、銨 90、銫 137、銻 239、240 及銻 241 等五個核種。其中碳 14 含有天然及人造各別計算，其他計算結果如表 2.11 所示。

2. 有效劑量的計算結果

(1) 銥 90 有效劑量

銥 90 多累積在骨骼中，其子核種釷 90 放出高能量貝他射線、集中使骨表面細胞及紅骨髓高造成的劑量。國內無類似此相關資料。參考日本在此核種有關人體中活度之測量數據，在 1985 年未受車諾比爾事故影響之成人的平均值 21 毫貝克·銥 90/克·鈣進行劑量推算。²

大骨及皮質骨的重量加權平均轉換係數為 $0.28 \text{ 毫西弗} \cdot \text{克}^{-1} / \text{貝克} \cdot \text{克}^{-1}$ ，在一般文獻報告中的數據均以總銥單位表示(銥 90/克·鈣)，而在作劑量推算時係以每克新鮮骨之鈣濃度的數據作計算。因此，由銥 90/克·鈣換算成銥 90/克·鮮重時，參考 ICRP 30 號報告中的換算係數為 0.2 計算。由上述之各項條件為基準評估有效劑量約為 $0.12 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ 。

(2) 銫 137 有效劑量

假定銫 137 核種是均勻分布於體內各器官及組織中，根據日本內山氏於 1986 年 2 月進行全身計測的結果為 22 貝克。³ 受測者之平均體重為 65 kg，平均活度約為 0.34 Bq/kg，由此評估其造成人體內年有效劑量約為 $0.088 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ 。

(3) 銻 239、240 有效劑量

台灣目前尚無人體中銻 239、240 活度的分析報告，現引用日本的分析數據作說明，最近日本在 1980 及 1982 所分之報告值，⁴ 肝臟中銻 239、240 活度為 25 微貝克/克·鮮重，骨的活度為 8.5 微貝克/克·鮮重，由此值評估其造成劑量分別為 $0.4 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ 及 $0.16 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ ，兩者合計平均約為 $0.28 \times 10^{-2} \text{ 毫西弗} / \text{年}$ 。

(4) 銻 241

器官內臟中銻 241 核種活度約為銻 239、240 活度的 $1/3$ 。⁵ 因此，推算銻 241 在器官中活度約為 8.4 微貝克/克·鮮重，骨約為 2.8 微貝克/克·鮮重。由此值再評估其造成之有效劑量分別為 0.14×10^{-2} 毫西弗/年及 0.05×10^{-2} 毫西弗/年，兩者合計平均約為 0.1×10^{-2} 毫西弗/年。

由上述各核種對人體內造成劑量評估結果係日本分析值所推算之結果，而台灣地區放射落塵的沈積量約為日本的 $1/3$ ，因此除碳 14 外將其餘核種之評估結果乘於 $1/3$ ，則為台灣地區民眾體內所造成有效劑量，如表 2.11 所示。

綜合人造放射性落塵造成體外及體內曝露推算有效劑量評估結果，其中體外為 0.1×10^{-2} 毫西弗/年，體內為 0.5×10^{-2} 毫西弗/年，兩者合計約為 0.6×10^{-2} 毫西弗/年。

参考文献

1. K. Saito, et al., " Calculation of Organ Doses from Environmental Gamma Rays Using Human Phantoms and Monte Carlo Methods, " Part 1 Monoenergetic Sources and Natural Radionuclides in the Ground. GSF-Bericht 2/90, Tokyo, January (1990).
2. 白石，河村，放射能調査研究成果報告書(昭和 60 年度)，pp. 14-15 NIRS-R-13, (1987)。白石久二雄，河村日佐男，人体的放射性核種の解析調査，放射線醫學総合研究所放射能調査研究報告書 (1986)，NIRS-R-13，pp. 14-5 (1987)。
3. M. Uchiyama, and S. Kobayashi, "Consequences of the Chernobyl Reactor Accident on the ^{137}Cs Internal Dose to the Japanese Population, " J. Environ. Radioactivity, 8, pp. 119-127 (1988).
4. Y. Igarashi, R. Seki, and N. Ikeda, "Plutonium Concentration in Japanese Human Tissues," J. Radiat. Res., 27, 213-218 (1986).
5. 久松俊一，滝沢行雄，フォールアウト Am 人体負荷量の ICRP モデルによる推定および実測値との比較，日本放射線影響學會，第 31 回講演要旨集，pp. 211，東京 (1988)。
6. International Committee on Radiological Protection, ICRP Publication 30, Part 1-4 Pergamon Press, Oxford, U. K. (1979).

表2.9 地表土壤銫137活度與體外曝露有效劑量推算結果

項 目	
土壤活度(MBq/km ² ※1)	320(20~2800)
年有效劑量(mSv/y※2)	
室外100%	0.0026
室外20%，室內80%	0.0011

※1 假設土壤中銫137活度在地表5公分深度的總量

※2 土壤活度之有效劑轉換係數亦考慮地表粗糙度效應使劑量衰減之因數，並假設室外距地表1公分深度均勻分布計算。

表2.10 每單位器官重量對放射性核種活度的有效劑量轉換因子(人造放射性核種)

單位：毫西弗·年⁻¹/貝克·克⁻¹

核 種	器官·組織	攝食		吸入	
Sr-90	肺	$f_1 = 3 \times 10^{-1}$	$f_1 = 1 \times 10^{-2}$	D $f_1 = 3 \times 10^{-3}$	W $f_1 = 3 \times 10^{-3}$
	硬骨	——	——	1.0x10 ²	67
	骨樑	0.41	1.1	0.42	24
		0.25	0.67	0.25	14
Cs-137	肺	——	——	D $f_1 = 1.0$	
	其他組織	2.6	——	14 2.5	
Pu-239、240	肺	$f_1 = 1 \times 10^{-4}$	$f_1 = 1 \times 10^{-5}$	$f_1 = 1 \times 10^{-4}$	$f_1 = 1 \times 10^{-5}$
	肝	——	——	3.6x10 ³	1.3x10 ²
	硬骨	1.6x10 ¹	2.3x10 ²	1.6x10 ²	2.9x10 ²
	骨樑	4.7x10 ²	6.7x10 ²	4.6x10 ²	8.5x10 ²
		1.2x10 ²	1.7x10 ²	1.2x10 ²	2.1x10 ²

表2.11 人造放射性核種造成體內有效劑量評估之結果

核 種	年有效劑量(毫西弗／年)	
	日 本	台 灣
C-14	0.003	0.003
Sr-90	0.0012	0.0004
Cs-137	0.0009	0.0003
Pu-239、240	0.003	0.001
Am-240	0.001	0.0003
合 計	0.0091	0.005

3. 職業曝露

我國游輻射安全標準第三條第十二款「職業曝露」之定義係指工作人員於工作期間所接受曝露。依游離輻射防護安全標準之規定，為管制個人所接受的劑量與職業曝露劑量限度相符，要對工作人員或場所進行監測。而國際放射防護委員會(ICRP)第 60 號報告中，委員會認為實踐的防護體系「只有當工作時所接受曝露可以被合理地認定係有營運管理責任時才視為職業曝露」，¹ 比我國現行之游離輻射防護安全標準規定之解釋更趨合理。本中心進行職業曝露劑量評估之目的在於瞭解各職業別造成劑量之比較及作為國民輻射劑量評估之依據。

每個人接受來自天然及人造輻射源的曝露，分別求得每一種射源對每人造成年劑量之總和稱之為年集體劑量；再除以全國之人口數，可求得此射源對每一國民的平均年劑量。再將各項射源相加後即可評估對每一國民造成之年劑量，稱之為「國民輻射劑量」。由評估結果可知那類輻射源對國民輻射劑量的貢獻較大，在劑量可能抑制且有其必要時，必須優先檢討其劑量減低對策。因此，職業曝露劑量貢獻占國民劑量比重是我們應作了解的課題。

在國民劑量的評估上因數據之不足而極為困難，各國最近國民劑量評估結果，其中職業曝露劑量貢獻百分比，英國約為 2%。美國約為 0.2%，日本約為 0.02%，世界平均值約為 0.03%。由此結果顯示各國職業曝露劑量占國民劑量之比例有顯著差異，係因各國產業領域不同所致。因此，由國民輻射劑量的觀點看來，職業曝露劑量的貢獻實微不足道。然而我們對職業曝露就不必去關心嗎？其實不然。

聯合國原子輻射效應科學委員會(UNSCEAR)評估全世界職業曝露劑量結果顯示，各國對工作場所及人員在合理控制下，使最近各類輻射工作群體的總劑量有逐年下降趨勢，輻射工作人員平均年劑量均在 0.78—4.1 毫西弗之間，^{2,3} 未超過工作人員劑量限度，為何對

職業曝露還要特別去關心呢！其理由係要讓輻射工作人員對其職業上的曝露感到安心，並符合一般人在現代社會各項活動的要求，贏取對任何職業曝露能感到是妥當的。有鑒於此對有關職業曝露評估的相關資料宜充分公開，以使社會上各項活動伴隨產生之曝露可被正當化，亦方便民眾的瞭解。^{4,5}

3.1 職業曝露的劑量

台灣職業曝露分類與全世界分類之比較，如表 3.1 所示。台灣職業曝露各射源項的類別比全世界少，在人造輻射源中核燃料循環項僅有核反應器運轉，且無核武器及動力船艦之國防活動。另外，天然輻射源中採礦業僅有地下開採煤礦及航空業僅有空服員的職業曝露。以下就敘述民國 79—84 年期間台灣各項職業曝露的劑量評估之結果。

3.1.1 人造輻射

台灣地區人造輻射源造成職業曝露之分類為核電廠、工業應用、醫學應用及研究用共四類。各輻射應用機關，幾乎以膠片佩章或熱發光劑量計作為人員劑量的偵測，人員劑量服務單位以核能研究所、清華大學為代測機關，另台電公司核電廠及同步輻射中心係自行偵測。核能研究所已建立全國輻射工作人員劑量中心，搜集全國輻射工作人員的職業類別，年齡及劑量等資料。

根據原子能委員會資料在 79—84 年期間，從事輻射工作人員總平均人數為 22,215 人，總年集體有效劑量為 19 人·西弗，工作人員平均年劑量為 0.85 毫西弗如表 3.2 所示。以下就各類職業曝露分別敘述。

1. 核電廠

台灣目前輕水式核電廠發電容量為 5.138 億瓦，共六部機組，其中四部沸水式的總發電容量為 3.228 億瓦，兩部壓水式的總發電容量為 1.9 億瓦。從事核電廠工作人員總平均人數共 7917 人，造成

平均年集體有效劑量約為 15.5 人·西弗，個人平均年劑量約為 1.95 毫西弗，將年集體有效劑量歸一化統計約為 3.0 人·西弗／億瓦，較全世界 4 人·西弗／億瓦為低。由年集體有效劑量及年平均劑量顯示自 1990 後有逐漸下降趨勢，其造成之集體有效劑量約為台灣人造輻射源職業曝露劑量的 82.5%，為台灣職業曝露劑量的主要來源。

2. 工業應用

工業應用的輻射工作人員係包括放射線照相，消費性產品及其他工業應用共三類。自 79—84 年期間工作人員總平均人數為 4,844 人，其造成年集體有效劑量約在 0.62—2.22 人·西弗，平均年集體有效劑量為 1.5 人·西弗，個人年劑量在 0.16—0.48 毫西弗之間，平均年劑量約為 0.15 毫西弗。其中從事放射線照相工作人約為 2,445 人，造成年集體有效劑量約為 1.02 人·西弗，為工業應用職業曝露主要貢獻約占 68%。消費性產品工作人員約為 137 人，其造成之年集體有效劑量約為 0.016 人·西弗，約占工業應用職業曝露年集體有效劑量的 1.1%，所占比例極少。其他類如測量控制，分析鑑定等行業的工作人員約 2,338 人，造成平均年集體有效劑量約為 0.5 人·西弗，個人平均年劑量為 0.17 毫西弗。

3. 醫學應用

醫學應用的輻射工作人員係包括放射線診斷、放射線治療及核醫學共三類。79—84 年期間從事醫學應用的輻射工作人員總平均人數為 6,188 人，其造成年集體有效劑量在 0.47—1.51 人·西弗之間，平均年集體有效劑量約為 0.85 人·西弗，約為工業應用之半。其中放射線診斷包括醫用及牙科診斷兩項的工作人員人數約為 5,249 人，約占醫學應用人數的 85%，且平均年集體有效劑量約為 0.68 人·西弗，約占醫學應用總年集體有效劑量的 77%，個人平均年劑量僅為 0.13 毫西弗。此外，放射線治療及核醫學應用人數分別為 429 及 512 人，約各占醫學應用人數的 7%及 8%，平均年集體有效劑量分別

為 0.05 及 0.12 人·西弗，個人平均年劑量分別約為 0.11 及 0.25 毫西弗，均比放射線診斷應用約高 2—3 倍之間。

4. 研究應用

研究應用的輻射工作人員係包括教育、政府研究單位及加速器等類別，UNSCEAR 將研究應用及教育歸併入工業應用的職業曝露劑量評估。台灣自 79—84 年期間工作人員總平均人數為 3,266 人，年集有效劑量在 0.33—2.09 人·西弗之間，平均年集體有效劑量為 1.16 人·西弗，其中教育人員人數約為 1,146 人，平均年集體有效劑量約為 0.13 人·西弗，平均年劑量約為 0.11 毫西弗，其他類工作人數在此期間由 1,607 人—2,414 人之間，平均人數約為 2,053 人，年集體有效劑量約在 0.32—1.89 人·西弗之間，平均年集體有效劑量為 1.03 人·西弗，個人平均年劑量約為 0.58 毫西弗。研究應用類的職業曝露約占人造輻射源造成之年集體有效劑量的 7.5%。

3.1.2 天然輻射

台灣天然輻射源的職業曝露的劑量主要來自地下採礦及航空兩項職業工作時造成之職業曝露，總工作人數約 2,600 人，評估其年集體有效劑量約為 5.12 人·西弗，約占世界天然輻射源職業曝露年集體有效劑量的 0.06%，個人年平均劑量約為 1.95 毫西弗。下面就分別敘述各項職業曝露劑量的評估情形。

1. 地下採礦

台灣地質屬於第三紀變質雜岩系為基盤的第三紀地殼沈積岩，大的火成岩侵入體很少。因此，無花崗岩及鈾礦的地質，地下採礦以採煤為主，無其他礦產的開採，台灣煤田主要分布於北部的基隆、台北、新竹、竹南和苗栗五個煤區，面積約 2,000 平方公里，中部煤田面積較小，尚未開採。台灣煤礦開採已有三百多年歷史，自 69—79 年期間煤礦年產量自 460 萬公噸至今已減至 130 萬公噸，煤礦工人由 32,000 人降到數百人，已成為台灣夕陽產業之一。

為瞭解台灣礦坑中氡活度水平，本中心於 1992 年進行台灣北部新平溪、文山、利豐及南邦等四礦場坑道氡及其子核活度調查，偵測結果其活度在 78—320 貝克／立方公尺，平均活度為 147 貝克／立方公尺(24 mWL)。在 79 年後礦工人數約 1,000 人，氡活度為 24 mWL，根據 UNSCEAR 1993 年報告建議工作人員氡的劑轉換因子為 $5.6 \text{ mSv} \cdot \text{WLM}^{-1}$ ，推估台灣煤礦工人受氡造成之職業曝露劑量約為 0.16 人·西弗。⁶ 而其它體外曝露劑量則不作評估，因台灣地區天然背景直接輻射與坑道的直接輻射水平差異不大。

2. 航空

台灣航空業的職業曝露劑量主要來自國內線及國際線的飛行員及空服員服勤時受到宇宙射線產生之額外劑量；估計 1991 年航空業空服人員總人數約 2,195 人；造成之年集體有效劑量約為 4.96 人·西弗，平均年劑量約為 2.23 毫西弗。⁷

(1) 國內線

近年來，台灣因各項交通運輸已達飽合的狀態，空中交通工具便成了一種受歡迎便利，快速的大眾交通工具。本中心於民國 79—82 期間，根據美國北亞利桑納大學 O'Brien 教授的宇宙射線劑量評估程式及民航局提供之飛航資料，評估台灣地區國內 28 條航線飛行時，對飛行員及空服員，受宇宙射線造成年集體有效劑量為 0.064 人·西弗，個人平均年劑量約為 0.11 毫西弗，與醫用放射線診斷輻射工作人員年平均劑量 0.13 毫西弗相近。

(2) 國際線

根據民國 81 年交通部公報之台灣交通統計月報資料，台灣飛行國際線的飛行員約為 500 人、空服員約為 1,100 人，⁸ 若由實際評估各航次造成之劑量，再評估年集體有效劑量，因資料不易取得無法作完整性評估。現以 UNSCEAR 1993 年報告，評估全世界飛行員每人每年受宇宙射線劑量約為 3 毫西弗，依此評估台灣國際線飛行員及

空服員的職業曝露的年集體有效劑量約為 4.85 人·西弗，約占世界航空年集體有效劑量的 0.06%，其所占比例極小。

3.2 劑量之評估

目前 UNSCEAR 由職業曝露劑量評估全世界人口劑量，僅由人造輻射源各類別工作人員實際監測結果的年集體有效劑量評估全世界的人口劑量為 0.81 微西弗／人·年，其評估結果信賴度較高。而天然輻射源部份因採礦及航空的職業曝露劑量係估計值，而非實測值，天然輻射源評估全世界人口劑量為 1.62 微西弗／人·年，兩者合計世界人口劑量約為 2.43 微西弗／人·年，如表 3.3 所示。顯示 UNSCEAR 天然輻射源評估集體有效劑量約為人造輻射源的 2 倍，而台灣天然輻射源的集體有效劑量約為人造輻射源的 27%，其主要原因係台灣煤礦開採人數較少，無花崗岩地質及鈾礦區，故天然背景輻射水平較低等所致。由此評估台灣人造輻射源的國民輻射年劑量約為 0.9 微西弗／人·年，與 UNSCEAR 評估結果相當。但天然輻射源的國民輻射劑量僅 0.24 微西弗／人·年，兩者合計台灣職業曝露造成的國民輻射年劑量約為 1.14 微西弗／人·年，約為全世界職業曝露劑量的 45%。台灣與全世界各項職業曝露劑量評估結果之比較，如圖 3.1 所示。

參考文獻

1. 葉偉文譯， “ 國際放射線防護委員會第 60 號(1990 建議)報告， ” 台電核能月刊， 39 (1995)。
2. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation," UNSCEAR, United Nations, New York (1988) .
3. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, " UNSCEAR, United Nations, New York (1993).
4. International Commission On Radiological Protection, "Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers," ICRP Publication 32 Pergamon Press, Oxford, England (1981).
5. International Commission On Radiological Protection, "Protection Against Radon-222 at Home and Work," ICRP Publication 65 Pergamon Press, Oxford, England (1993).
6. 陳清江、劉祺章， “ 煤礦坑氡度的度量， ” 核子科學， 32, 316—321 (1995)。
7. 劉祺章、林培火、陳清江、林友明， “ 灣地區宇宙射線造成國民輻射劑量評估， ” 核子科學， 33, 117—128 (1996)。
8. 鍾堅、翁寶山， “ 宇宙射線與其中子輻射， 我國航線空域量測與劑量評估之迫切性， ” 核子科學， 30, 285—298 (1993)。

表3.1 台灣職業曝露分類與全世界之比較

類別	射源類	全世界	台灣
人造 輻射 源	核燃料循環	鈾礦開採及煉製 鈾濃縮和轉化 燃料製造 核反應器運轉 燃料再處理 研究及開發	無 無 無 核反應器運轉 無 無
	國防活動	核武器生產 核子動力艦艇裝置	無 無
	工業應用	放射線照相 發光塗料 放射性同位素 加速器運轉 教育和研究	放射線照相 發光塗料 放射性同位素產銷 加速器運轉 教育和研究
	醫學應用	醫用診斷放射線照相 牙科放射線照相 核醫學 放射線治療 獸醫用診斷放射	醫用診斷放射線照相 牙科放射線照相 核醫學 放射線治療 無
天然 輻射 源	採礦 航空 其他類	地下採礦 地面採礦 航空員 太空飛行員 地下鐵路系統 燃煤電廠	地下採礦 無 航空員 無 無 未評估

表3.2 台灣地區人造輻射所造成職業曝露劑量統計表

類 別	人 數 (人)	年集體有效劑量[平均值] (人·西弗)	個人年有效劑量[平均值] (毫西弗)
核電廠	7917	14.1—18.1 [15.5]	1.85—2.22 [1.95]
沸水式	6005	10.2—14.8 [13.3]	1.96—2.40 [2.22]
壓水式	1912	1.36—3.35 [2.2]	1.85—1.95 [1.12]
工業應用	4844	0.62—2.22 [1.5]	0.16—0.48 [0.31]
放射照相	2445	0.33—1.62 [1.02]	0.22—0.48 [0.42]
其 他	2262	0.16—1.0 [0.48]	0.05—0.50 [0.21]
消費性產品	237	0.016—0.016 [0.02]	0.012—0.012 [0.12]
醫學應用	6188	0.47—1.51 [0.85]	0.07—0.24 [0.13]
診 斷	5249	0.32—1.2 [0.68]	0.06—0.22 [0.13]
治 療	427	0.02—0.08 [0.05]	0.05—0.19 [0.11]
核醫學	512	0.005—0.24 [0.12]	0.01—0.47 [0.25]
研究應用	3266	0.33—2.09 [1.16]	0.12—0.74 [0.36]
教 育	1146	0.12—0.20 [0.13]	0.01—0.18 [0.11]
其 他	2120	0.32—1.89 [1.03]	0.28—1.09 [0.48]
總 計	22215	12.5—22.0 [19.0]	0.01—2.4 [0.85]

統計資料：自民國79—84年

表3.3 台灣地區職業曝露劑量與全世界之比較

	職業類別	受監測工作人員的年平均人數 (千人)	年平均集體有效劑量 (人·西弗)	受監測工作人員的年平均有效劑量 (毫西弗)	人口數 (人)	國民輻射劑量 (微西弗/人·年)
全 世 界	人造輻射	4000	4300	1.1	5.3×10^9	0.81
	天然輻射	5200	8600	1.7	5.3×10^9	1.62
	總計	9200	12900	1.4	5.3×10^9	2.43
台 灣	人造輻射	22.2	19	0.85	2.1×10^7	0.90
	天然輻射	2.6	5.06	1.95	2.1×10^7	0.24
	總計	24.8	24.1	1.0	2.1×10^7	1.14

註：全世界資料係引用UNSCEAR 1993年報告。

4. 醫用輻射劑量

自西元 1895 年德國科學家倫琴發現 X 射線以來，至今已屆滿百年，此期間人類社會科技文明的進步與輻射是難以分離。因游離輻射在病患的診斷及治療中均被人們廣泛的應用，其應用的結果，使人類的個體或群體接受到顯著的醫用輻射劑量。因此，評估醫用輻射造成民眾輻射劑量，為當前的一項課題。

在醫學領域裡，游離輻射主要用於診斷及治療兩大目的，其中診斷項目包括 X 射線及核醫學，一般民眾幾乎均受過醫用 X 光機游離輻射照射的經驗，通常 X 射線診斷每檢查一次造成民眾輻射劑量平均約為 1 毫西弗，而輻射治療包括 X 射線、Co-60、Cs-137、加速器等項目，主要用於治療腫瘤病人，在確定病變組織的部位接受到較大輻射劑量約數西弗的同時，亦必須限制周圍正常的組織受到輻射照射，以減少病人接受不必要的照射。根據聯合國原子輻射效應科學委員會(UNSCEAR)報告，¹ 估算全世界人口因醫用輻射造成的年劑量約 0.1-1.0 毫西弗，為人類接受到人為輻射最大的年集有效體劑量，僅次於天然輻射年劑量約 2.4 毫西弗。世界各先進國家均非常重視醫用輻射劑量的調查，像鄰近國家日本在 1992 年調查醫用輻射年劑量為 2.25 毫西弗，遠大於日本天然輻射年劑量 1.45 毫西弗，使我們急切地想知道台灣地區醫用輻射劑量是多少？

4.1 世界醫用輻射劑量評估現況

1993 年 UNSCEAR 報告，調查 1985-1990 年期間世界醫用輻射狀況顯示，世界醫用輻射設備分布極不均勻，要精確評估世界人口醫用輻射劑量是件不易之事，UNSCEAR 報告依據醫生的密度，將醫療保健水平定義成四類水平，I 類水平國家係指不到 1,000 人就有 1 位醫生的國家，II 類水平國家為 1,000-3,000 人有 1 位醫生的國家，III 類水平國家為 3,000-10,000 人有 1 位醫生的國家，IV 類水平國家

為 10,000 人以上有 1 位醫生的國家。

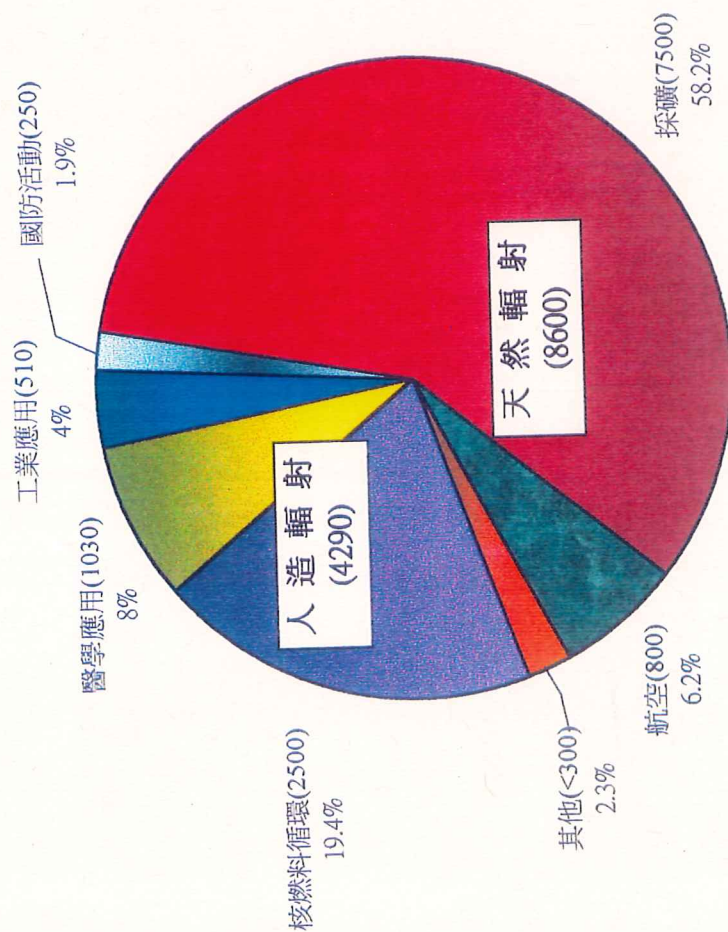
世界上人口約 53 億人，其中大約 26% 居住在 I 類水平國家，50% 居住在 II 類水平國家，約 16% 居住在 III 類水平國家，約 9% 居住在 IV 類水平國家。關於醫學中輻射應用情況及醫用輻射劑量調查數據顯示，在 1990 年世界上共有 21 萬名放射科醫生，72 萬台診斷用 X 光機，平均每千人有 0.14 台，進行 16 億次 X 射線檢查，平均每千人檢查 300 次，有 6 百萬病人接受某種形式的放射治療，全世界醫用輻射資源大約 70% 用於 I 類水平國家，約 30% 用於 II-IV 類醫療保健水平國家(約佔世界上人口 74%)，由此可見全世界醫用輻射資源分布極不均勻，醫用 X 射線檢查與人口總數及醫生人數的關係，如圖 4.1 所示，以下就 UNSCEAR 報告評估全世界人口醫用輻射診斷及治療的劑量作敘述。

4.1.1 診斷的輻射劑量

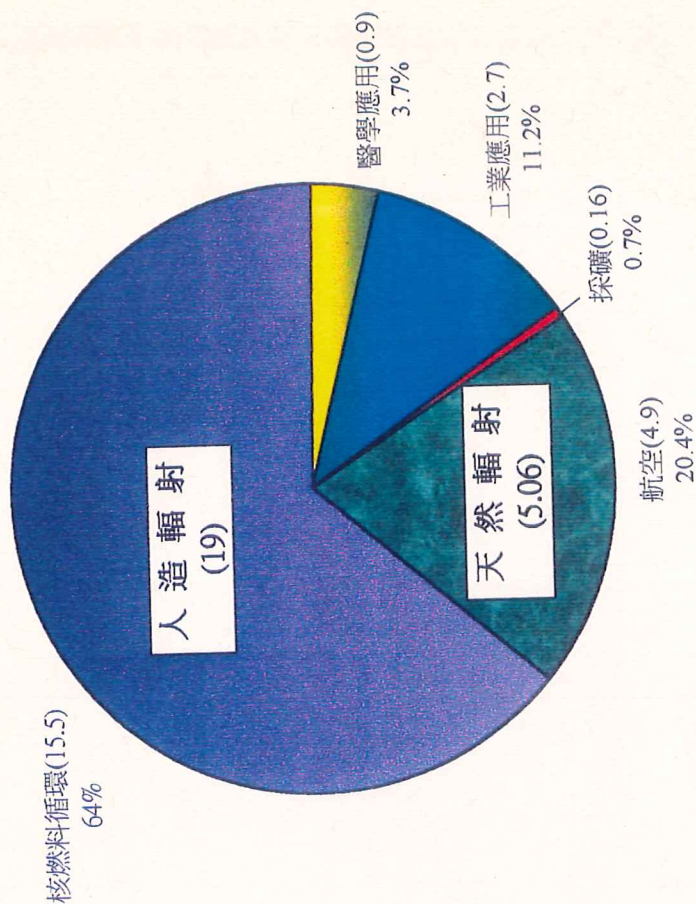
診斷型分為醫用 X 射線檢查，牙科 X 射線檢查，核子醫學檢查等項。

1. 醫用 X 射線檢查

醫用 X 射線檢查因各國醫療保健水平不均，不同類型的診斷檢查項目對集體有效劑量的貢獻會有顯著差異，因此，將醫用 X 射線檢查分為胸部攝影、胸部透視、四肢、腰椎、骨盆、股骨、顱骨、腹部、上胃腸道、下胃腸道、膽囊造影術、尿道造影術、血管造影術、乳房攝影、電腦斷層攝影(CT)等項目作調查。調查結果以 I 類水平國家在上胃腸道及腦斷層照相的貢獻較大(約佔 23 及 18%)，II 及 III-IV 類水平國家在胸部透視的貢獻較大(約佔 23% 及 18%)，全世界平均值上胃腸道貢獻較大(約佔 20%)。各項醫用 X 射線檢查次數在 I 類水平國家每千人 887 次，II 類水平國家每千人 124 次，III-IV 類水平國家每千人 64 次，全世界平均次數每千人 304 次，每次檢查的平均劑量值在 I 類水平國家為 1.05 毫西弗，II 類水平國家



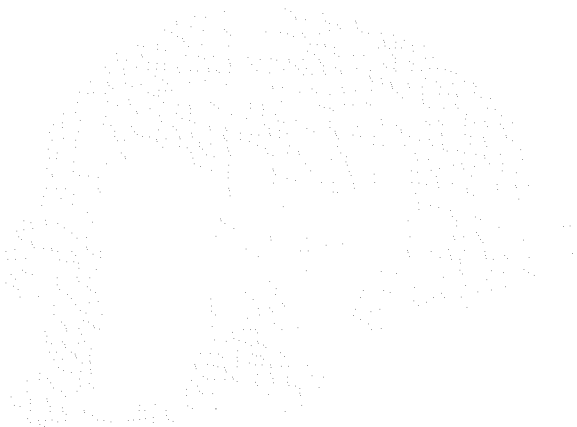
全世界



臺灣

單位：人·西弗／年

圖3.1 臺灣與全世界職業曝露集體劑量評估結果之比較圖



為 0.90 毫西弗，Ⅲ-Ⅳ類水平國家為 0.67 毫西弗，全世界年平均值為 1.00 毫西弗，每人年平均劑量值在Ⅰ類水平國家為 0.93 毫西弗，Ⅱ類水平國家為 0.11 毫西弗，Ⅲ-Ⅳ類水平國家為 0.043 毫西弗，全世界年平均值為 0.30 毫西弗，如表 4.1 所示。

2. 牙科 X 射線檢查

雖然，一次牙科 X 射線射影檢查給病人造成的等效劑量不大，但是，檢查頻度之高足以引起人們的評估，UNSCEAR 1985-1990 年期間，調查牙科檢查頻度，但在Ⅰ類，Ⅱ類，Ⅲ-Ⅳ類醫療保健水平國家的人口加權平均檢查頻度，分別為每千人口 350 次、2.5 次和 1.7 次，差別極大。在Ⅰ類、Ⅱ類、Ⅲ-Ⅳ類水平國家，每次檢查的人口加權平均劑量，分別為 0.03 毫西弗、0.20 毫西弗及 0.32 毫西弗，顯示Ⅰ類水平國家的牙科 X 光機設備較進步。因此，造成每次檢查劑量亦較低，每人年平均劑量值，大約分別為 0.01 毫西弗、0.001 毫西弗和 0.0003 毫西弗。全世界平均劑量為 0.003 毫西弗，在Ⅱ類及Ⅲ-Ⅳ類醫療保健水平國家，由於檢查頻度很低，而使每人平均有效等效劑量值極低。

3. 核子醫學檢查

核子醫學檢查所使用的許多放射性核種中，鎝-99m、碘 131 最為重要。因鎝-99m 半化期較短每次檢查所造成的劑量較小，所以多為人們所用，並被用於許多的病例上。但是，碘 131 使用量也很大，對集體有效劑量貢獻也很大。通常，核子醫學診斷檢查項目分為心臟血管、骨、甲狀腺掃描、腎臟、肝臟或脾臟、肺灌注、甲狀腺吸收、肺換氣等項目。其中主要檢查項目以心臟血管(32%)，骨(27%)，甲狀腺掃描(21%)等三項約占 80%。而在Ⅱ，Ⅲ類水平國家使用甲狀腺掃描檢查的比率，分別約占 78%及 82%，因碘 131 放射核種的半化期較長所造成之劑量約佔 83%以上。但Ⅰ類水平國家則僅佔核子醫診斷劑量的 40%，其間差異極大，係Ⅰ類水平國家使用鎝-99m 及鉈-

201 短半化期核種作診斷檢查比例增加的影響。

關於輻射應用及醫用輻射劑量的調查結果，在 I 類水平國家每千人 16 次。II 類水平國家為每千人 0.5 次，III 類水平國家為每千人 0.3 次，以及 IV 類水平國家每千人 0.1 次。根據 UNSCEAR 報告集體有效劑量估計，由於各種核醫學檢查，而產生的年集體有效劑量為 15.6×10^4 人·西弗。I 類、II 類及 III—IV 類醫療保健水平國家的年集體有效劑量分別為 12.7×10^4 人·西弗、 2×10^4 人·西弗和 1×10^4 人·西弗，其中集體有效劑量的絕大部分（81%）在 I 類水平國家。每次檢查的劑量，I 類水平國家平均為 5.7 毫西弗，此值約為 II 類、III 和 IV 類水平國家數值的 4 倍，I 類水平國家的人口平均劑量為 0.09 毫西弗。但在 II 類和 III—IV 類水平國家因檢查的頻度很低，約為 I 類國家的人口平均劑量的 1/10，但 I 類國家核醫檢查方法，已逐漸改用超音波掃描檢查或內視診斷檢查技術替代，預期將來核醫學診斷所造成劑量應會逐漸下降的趨勢。

4.1.2 治療的輻射劑量

輻射治療應用可分成放射治療法及核醫學治療法兩種。

1. 放射治療法：放射治療法亦分成遠隔及近接治療法兩種。

(1) 遠隔治療法

係外部輻射源鈷 60 或直線性加速器，以一束光子射入病人患部治療其深部位腫瘤，或使用 X 射線治療淺部位腫瘤，如治療皮膚病患時，常用極軟的 Bucky X 射線治療，稱之為遠隔治療。

(2) 近接治療法

係將密封射源插入體腔內，置於腫瘤表面或者置於皮膚上，或者插入腫瘤內，稱之為近接治療法。一般使用之放射性核種為鈷 60、碘 125、銥 192、金 198 等。

根據 UNSCEAR 1988 年報告，I 類水平國家每年約每千人 2.4 次接受遠隔或近接治療，II 類水平國家為每千人 0.6 次，III 類水平國

家為每千人 0.1 次，IV 類水平國家為每千人 0.05 次，世界平均值為每千人 0.9 次，平均每次約接受 3 西弗的等效劑量，全世界統計每年約進行 4.9×10^6 次的放射治療，年集體有效劑量約 1.5×10^7 人·西弗，平均每人約接受年劑量約為 0.3 西弗，與 X 射線診斷所造成之醫用輻射劑量相當。

2. 核醫學治療法

在對各種疾病進行治療時，已有多種放射性藥物可使用；一般主要應用碘 131 治療甲狀腺疾病，其次為鉕 90 則為治療肝臟腫瘤或關節炎等。根據 UNSCEAR 報告在 1985—1990 年期間對所有放射治療人口加權平均，在 I 類水平國家的頻次為每千人 0.1 次，而 II、III、IV 類水平國家大約比 I 類水平國家的使用頻次低一個級位，經由使用頻次估算全世界的核醫學治療造成之世界人口年集體有效劑量約為 9.3×10^3 人·西弗，其中 I 類水平國家約佔 6.0×10^3 人·西弗 (63%)。全世界人口年平均劑量 0.002 毫西弗，如表 4.2 所示。

4.2 台灣地區醫用輻射劑量

民國 84 年 12 月原子能委員會公布台灣地區醫用游離輻射設備發照概況，其中醫用 X 光機發照數為 3,472 台，牙科用 X 光機 5,256 台，核醫學醫院 138 間，加速器 36 部，治療 X 光機 4 台，密封射源 102 件，非密封射源 36 件，則台灣地區平均每千人持有醫用 X 光機 0.16 台，與世界平均每千人持有 0.14 台 X 光機相當。持照醫用放射醫師 3,089 人，平均每千人有 0.15 位放射醫師，與世界平均每千人有 0.21 位放射醫師相比略少。另持照牙科放射醫師有 5,148 人，放射技師（士）2,110 人。²

民國 82 年劉文雄先生完成台灣地區各醫療院所，為期一週的醫用 X 射線診斷及核子醫學診斷問卷調查。³ 隨後本中心為評估台灣地區民眾輻射劑量，須進行醫用輻射劑量的調查。於民國 81 年至 84 年期間，為期三年委託高雄醫學院調查台灣地區醫用輻射使用狀況

及其劑量評估之研究。⁵

調查對象依據原子能委員會發照之醫用輻射醫院 1,337 家作問卷調查，並依據衛生署公佈之醫院級別區分成醫學中心、區域醫院、地區醫院及醫療院所等四種。於民國 83 年至 84 年間分別調查兩次，第一次寄出問卷 1,337 件，第二次寄出 1,216 件，二次合計回收共 542 件，退回件回收率為 44.8%。調查結果，男女檢查之比率為 6:4，各項檢查分布的比率，如圖 4.2 所示。其中以胸部為最多約佔 42%，其次為骨骼約佔 23%。實際推算台灣地區每年檢查總次數為 10,445,700 次，並推算台灣地區人口平均每年檢查次數為每千人 493 次，若根據 UNSCEAR 報告中 I 類水平各項檢查之每次平均劑量推算台灣地區人口年集體有效劑量為 15,101 人·西弗，人口年平均劑量為 0.713 毫西弗。如表 4.3 所示，與劉文雄博士論文調查結果 0.25 毫西弗約高 3 倍。台灣地區各項診斷檢查劑量分佈比率圖，如圖 4.3 所示。以體骨約佔 65%，其次分別為腹部及電腦斷層為 9%，但胸部檢查次數比率為 42% 而劑量比率則為 4%，因其每次劑量為 0.14 毫西弗較低所致。

本次委託高雄醫學進行台灣地區醫用輻射劑量的調查，僅完成 X 射線診斷檢查劑量評估，另牙科 X 射線、放射線治療尚未進行調查。⁴ 然而，UNSCEAR 報告對於牙科及治療兩項尚未全面性調查，僅用理論推算完成之評估結果。有關於本次調查醫用 X 射線診斷檢查的調查結果顯示，台灣地區 X 射線診斷劑量較 I 類水平評估 1.0 毫西弗略低。因此，上述核醫診斷人口平均劑量及治療人口平均劑量值引用 UNSCEAR I 類水平評估值 0.09 毫西弗及 0.704 毫西弗。推算台灣地區醫用輻射年劑量的評估為 1.52 毫西弗，較世界 I 類水平之劑量值 1.8 毫西弗為低，如表 4.4 所示。

依據衛生署民國 83 年的統計資料，台灣地區人口 21,177,874 人，平均每千人有 1.155 位醫生，與 UNSCEAR 報告所分類醫療保健

水平作比較；應屬於Ⅰ類水平國家。但我們的醫用輻射劑量卻與Ⅱ類水平國家相近，是否顯示我們未充分應用醫療設備資源，或是未濫用醫用輻射，值得再思考的問題。像日本在實施全民健保後，醫用輻射劑量有逐年增加趨勢，而我國在實施全民健保後醫用輻射劑量又是如何？期望今後能配合相關單位再進行調查，做更精確的評估。

參考文獻

1. UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report of United Nations Scientific Committee on the Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York (1993).
2. 行政院原子能委員會八十四年年報，台北市 (1986)。
3. 劉文雄博士論文，台灣地區醫用輻射劑量與危險度評估之研究，東京大學 (1993)。
4. 連熙隆，醫療行為造成劑量之研究 (台灣輻射偵測工作站委託計畫)，高雄醫學院，高雄市 (1996)。
5. S. L. Lian, R. T. Tang, P. S. Chang, C. J. Huammg, M. Y. Huang, Y. M. Lin, " Diagnostic X-ray Examinations in Taiwan, " International Conference on Radiation Dosimetry and Safety, Taipei, Taiwan, ROC (1997).

表4.1 1985—1990年間世界範圍內診斷性X光射線檢查造成的集體有效劑量

檢查項目及部位	每1000人口的檢查次數				每次檢查的有效劑量(毫西弗)				年集體有效劑量(人·西弗)			
	II類		III、IV類		I類	II類	III、IV類	全世界	I類	II類	III、IV類	全世界
	I類	II類	III、IV類	全世界								
胸部攝影	171	22	34	63	0.14	0.14	0.14	0.14	31500	8130	6240	45900
胸部X線發光屏縮影術	260	20	1.5	77	0.52	0.52	0.52	0.52	182000	27100	1040	210000
胸部透視	33	48	9.0	34	0.98	0.98	0.98	0.98	43100	12400	11500	178000
四肢	121	11	5.6	38	0.06	0.06	0.06	0.06	10600	1800	440	12800
腰椎	54	3.0	1.8	16	1.7	2.6	2.6	1.8	122000	20400	6130	148000
骨盆	21	1.5	0.89	6	1.2	2.0	2.0	1.3	32800	7710	2320	42900
腕骨及股骨	12	1.1	0.89	4	0.92	2.0	2.0	1.1	15300	5740	2320	23300
顱骨	40	4.4	3.3	13	0.16	0.16	0.16	0.16	8560	1860	690	11100
腹部	32	6.0	3.0	12	1.1	1.1	1.1	1.1	44700	16600	4180	65500
上部胃腸道	52	2.8	0.89	15	4.1	5.0	5.0	4.2	285000	36700	5800	328000
下部胃腸道	11	0.99	0.69	4	7.2	7.2	7.2	7.2	112000	18800	6520	137000
膽囊造影術	9	0.21	0.78	3	1.5	1.6	1.6	1.5	18100	900	1630	20600
尿道造影術	14	1.8	1.2	5	3.1	3.1	3.1	3.1	58200	14700	4660	77500
血管造影術	6	0.21	0.10	2	6.8	6.8	6.8	6.8	57300	3670	880	61900
乳房攝影術	12	0.43	0.06	3	1.0	1.0	1.0	1.0	17000	1170	84	18300
電腦斷層(CT)	39	0.32	0.38	10	4.3	4.3	4.3	4.3	224000	3610	2110	230000
總計	887	124	64	304					1262000	292000	56500	1610000
每次檢查的平均值					1.05	0.90	0.67	1.0				
人口平均劑量值(毫西弗)					0.93	0.11	0.043	0.30				

表4.2 世界人口因輻射的醫學應用而受到的劑量估算值

輻射的醫學應用	個人劑量(毫西弗/年)						集體有效劑量(1000人·西弗/年)					
	I 類水平	II 類水平	III 類水平	IV 類水平	全世界	台 灣	I 類水平	II 類水平	III 類水平	IV 類水平	全世界	台 灣
斷												
醫用X線檢查	1.0	0.1	0.04	0.04	0.3	0.713	1300	290	40	20	1600	15.1
牙科X線檢查	0.01	0.001	0.0003	0.0003	0.003	(0.01)	14	3	0.3	0.1	17	(0.21)
核醫學	0.09	0.008	0.008	0.008	0.03	(0.09)	130	20	6	4	160	(1.89)
合 計	1.1	0.1	0.05	0.05	0.3	0.81	1400	310	46	24	1800	17.28
療												
放射治療	0.7	0.2	0.03	0.02	0.3	(0.7)	980	480	26	7	1500	(14)
核醫學	0.004	0.0009	0.0009	0.0004	0.002	(0.004)	6	2	0.8	0.2	9	(0.84)
合 計	0.7	0.2	0.03	0.02	0.3	0.70	990	480	27	7	1500	14.8

() 引用世界平均值

表4.3 台灣地區醫用 X 射線診斷檢查輻射劑量之評估

	檢查次數	每次檢查有效劑量 UNSCEAR I類水平值 (毫西弗)	年集體有效等效劑量 (人·西弗)
頭部	632,616	0.16	101
胸部	4,350,876	0.14	609
腹部	1,260,084	1.1	1,386
骨骼	2,438,148	4	9,752
造影	270,540	4.1	1,109
造電	325,164	4.3	1,398
腦斷	19,368	6.8	131
血管攝影	1,110,732	0.52	577
間接攝影	38,172	1	38
乳腺攝影			
合計	10,445,700		15,101
平均每千人檢查	493	每人平均劑量(毫西弗)	0.713

台灣地區人口:21,177,874人(1994)

表4.4 世界各國醫用輻射劑量評估值之比較

單位：毫西弗／人・年

類別	項目別	項 國	UNSCEAR I 類水平 (1993年)	美 國 (1982年)	英 國 (1982年)	日 本 (1989年)	台 灣 (1995年)
診 斷 型	醫用 X 射線		1.0	0.4	0.35	2.191	0.713
	牙科 X 射線		0.01	0.012	0.03	0.024	(0.01)
	核子醫學		0.09	0.014	0.02	0.035	(0.09)
	小 計		1.1	0.542	0.40	2.25	0.813
治 療 型	放射線治療		0.7	(0.7)	(0.7)	(0.7)	(0.7)
	核子醫學治療		0.004	(0.004)	(0.004)	(0.004)	(0.004)
	小 計		0.704	(0.704)	(0.704)	(0.704)	(0.704)
總	計		1.80	1.25	1.10	2.95	1.52

():表示引用聯合國 I 類水平國之結果

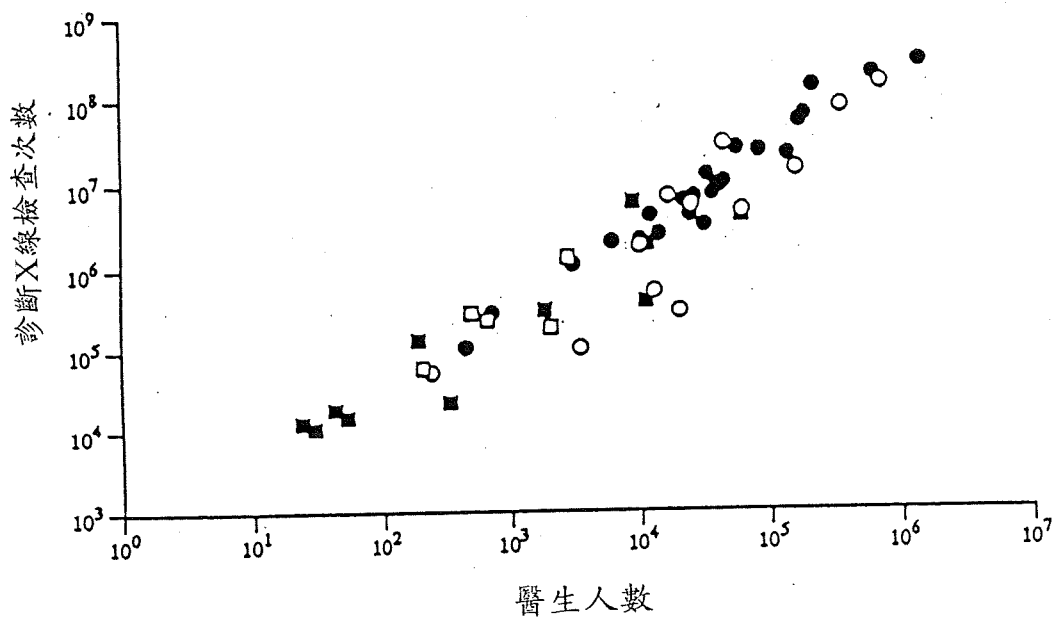
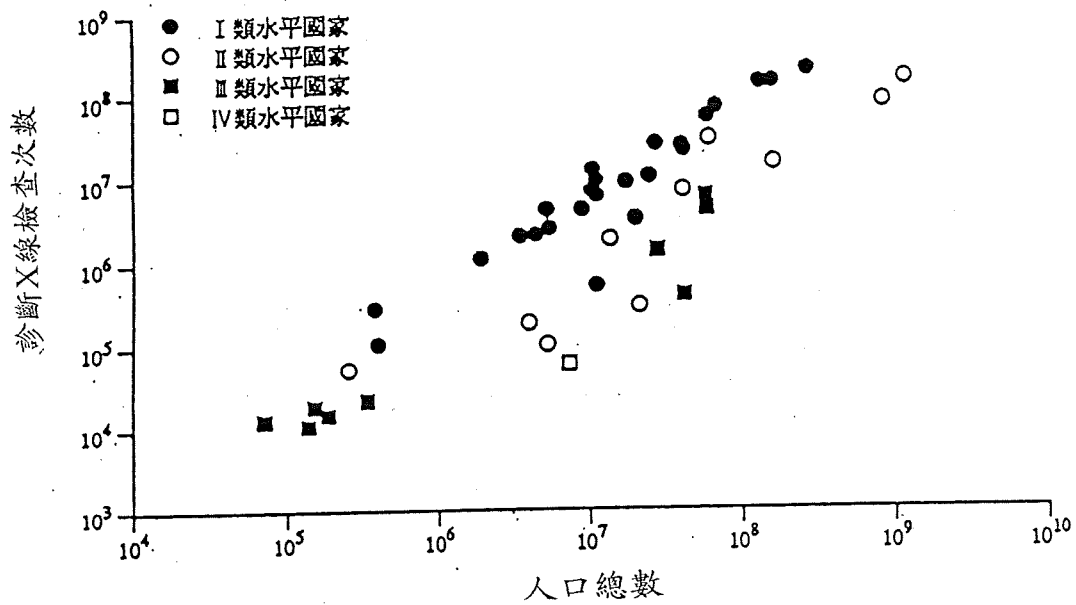


圖4.1 診斷性醫用X線檢查與人口總數及醫生人數的關係

2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01

2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01

2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01

2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01

2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01
2000-01-01

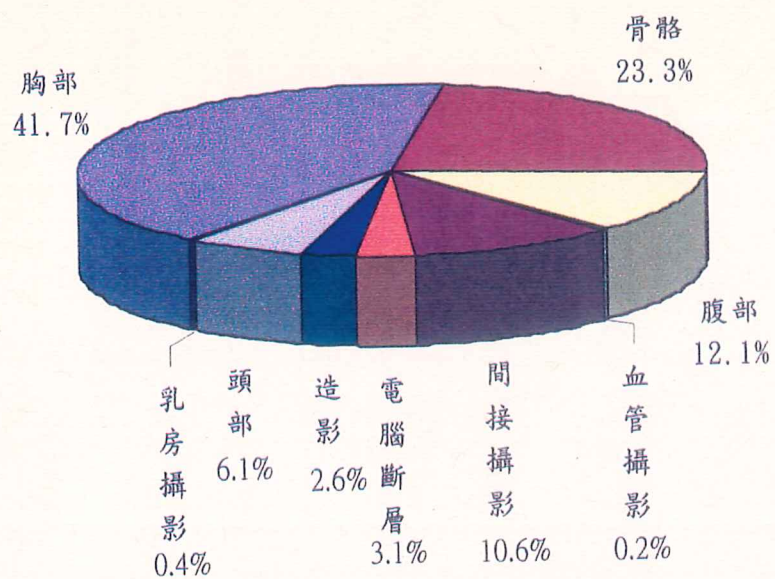


圖4.2 臺灣地區醫用X射線診斷檢查次數分布圖

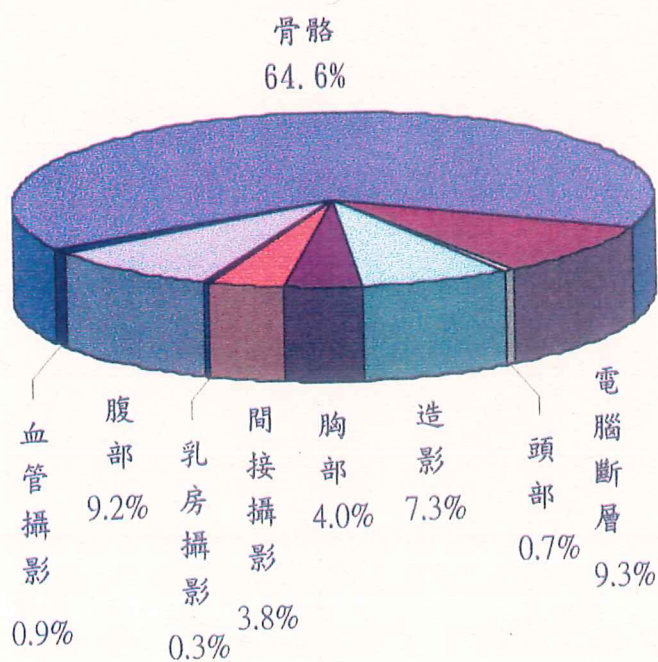
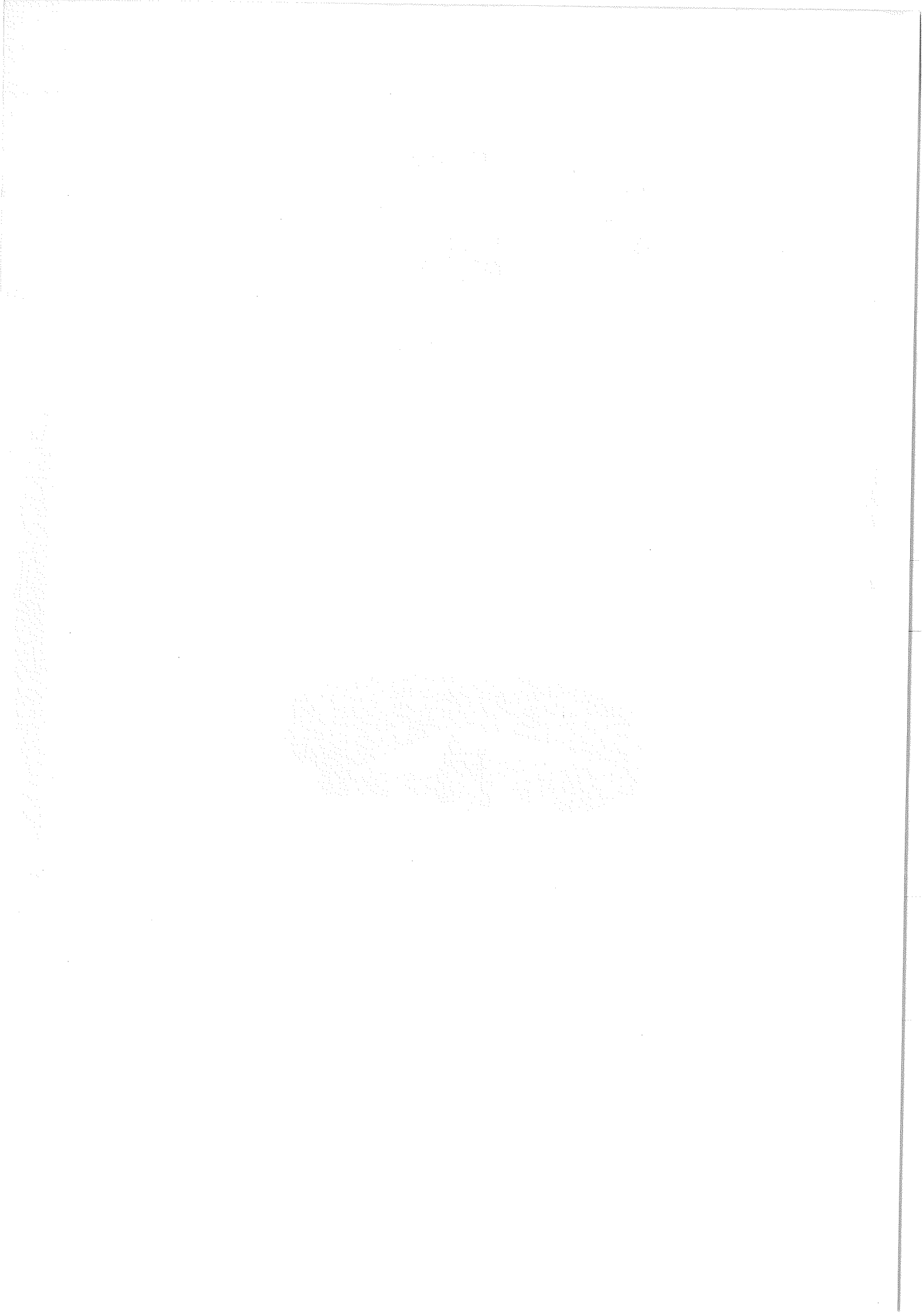


圖4.3 臺灣地區醫用X射線診斷檢查輻射劑量評估分布圖



5. 消費性產品及雜項射源

我國游離輻射防護安全標準第二十二條規定，任何一機具所含放射性物質或產生之輻射劑量不超過豁免管制量，得免申請登記核發執照。¹所謂「消費性產品」，其意係使用放射性物質之製品流通於市面，像電視機映像管產生輻射之產品，或香煙中含有微量天然放射性物質的鈾 210 核種；因抽煙吸入體內造成體內曝露劑量，目前一般消費性產品尚無適當的分類，本報告僅對一般民眾在法規許可自由買賣或能任意持有之商品，因使用放射性物質或會產生輻射等製品作探討，如表 5.1 所示。

5.1 消費性產品及雜項射源

5.1.1 射源種類

表 5.1 有許多雜項射源之曝露，無法逐項作實測評估；但實際上某些曝露劑量幾乎等零。本報告評估所考慮的對象儘可能以台灣地區現存可能廣泛被使用之消費性產品；或部份引用國外已完成之雜項射源的文獻資料作評估。²

5.1.2 有效等效劑量之評估

1. 電視機映像管及顯示器

電視機映像管或顯示器，因電子射線撞擊螢光幕表面而產生制動輻射之 X 射線，引起人們高度關心其是否會影響使用者身體健康，為有效屏蔽制動輻射，通常彩色用映像管須使用屏蔽能力較佳之玻璃作為螢光面板。依日本淺野芳裕等研究報告的結果，彩色電視機洩漏 X 射線的偵測低限為 9.3×10^{-3} 微侖琴／小時。³ 因此；有關顯示器映像管洩漏 X 射線的問題就輕微了。通常其使用的高壓在 15—20 kV 之間更不易穿透玻璃螢光幕。

本中心於民國 75 年間，借飛利浦公司新竹廠電視機映像管生產工廠之可調式電壓裝置，進行 20" 電視機映像管洩漏 X 射線之偵測，偵測條件電壓由 23—35 kV 之間，測試結果發現當電壓調至 30 kV 後即有洩漏微量 X 射線如圖 5.1 所示。但目前電視機的生產條件，

當電視機陽極電壓過高時高壓自動崩潰，並切掉電源的保護電路，如表 5.2 所示。因此；一般家庭用電視機映像管或電腦顯示器應不致於造成制動輻射的體外曝露的顧慮。^{4,5}

2. 機場行李檢查系統

近年來，國內航空事業之發展快速，各地區航空站的開放民間使用，為顧及飛行安全，各機場均備有檢查系統，以 X 射線透視旅客行李，以防危禁物品帶入機內，防止被劫機。目前國內機場共有 96 部行李檢查儀，根據原能會輻防處非醫用科實測結果，在 X 光機 1 公尺距離最大劑量約 2 微西弗/小時，一般在操作台位置為 0.25—0.30 微西弗/小時，依 X 光機輻射安全檢查標準在管制區的劑量限度為 25 微西弗/小時。國內有 96 部行李檢查用 X 光機，若每部配置工作人員為 5 人，估計台灣地區行李檢查 X 光機操作人員約有 500 人，若檢查時工作人員所受之年劑量則不過 10 微西弗，評估其造成年集體有效劑量約為 5 人·毫西弗。

3. 夜光錶

夜光錶使用 ^{147}Pm 及氚貝他放射核種，其貝他射線的最大能量分別為 0.225 及 0.018 MeV，有制動輻射造成體外輻射曝露的問題。手錶所使用之 ^{147}Pm 放射性活度平均約為 1.9 MBq (51 μCi)，桌上型鬧鐘的平均強度約為 1.5 MBq (40 μCi)，手錶表面平均暴露率約為 25 微倫琴/小時，桌上鬧鐘平均約為 7.6 微倫琴/小時的文獻報告。⁶

考量手錶與人體距離約為 50 公分，桌上鬧鐘約距 100 公分，空氣衰減係數在 40 keV，20°C 約為 0.00028 公分⁻¹，表面劑量 ^{147}Pm 對手錶為 0.4 公分，桌上鐘為 1 公分，有效劑量因數為 $0.8 \times 10^{-2} \text{Sv} \cdot \text{R}^{-1}$ 。根據上述參數評估手錶及桌上鐘對人體造成劑量如下：

$$\text{手錶} = 25 \mu\text{R/h} \times (0.4/50)^2 \times \exp(-0.00028 \times 50) \times 0.8 \times 10^2 = 1.3 \times 10^5 \text{ 微西弗/小時}$$

$$\text{桌上鐘} = 7.6 \mu\text{R/h} \times (1.0/100)^2 \times \exp(-0.00028 \times 100) \times 0.8 \times 10^2$$

$$= 5.9 \times 10^6 \text{ 微西弗/小時}$$

根據日本鐘錶協會統計，在 1978—1980 年間在日本國內 ^{147}Pm 手錶流通量約 171 萬個，桌上鐘約 598 萬個，其耐用年數以 5 年計算，使用時間每日假定為 8 小時。而台灣人口約為日本的 1/6，將其依比例計算使用量的保守估計亦為日本總數量的 1/6 計算時，評估台灣地區年集體有效劑量如下計算。

$$(1.3 \times 10^5 \times 8 \times 365 \times 1.7 \times 10^6 \times 5 + 5.9 \times 10^6 \times 8 \times 365 \times 5.98 \times 10^6 \times 5) \times 1/6 \\ = 0.14 \text{ 人} \cdot \text{西弗/年}$$

氚的夜光錶在國內有多少數量？無法蒐集到相關資料。氚放出貝他射線，其能量很低 (0.0183 MeV)，產生制動 X 射線造成的體外曝露的劑量可以忽視。氚水或是有機氚經吸入或經皮膚吸收進入人體內會造成體內劑量。根據聯合國原子輻射效應科學委員會 (UNSCEAR) 報告中，手錶中氚的放射性與體內劑量的關係，平均年有效劑量約為 8×10^{-15} 西弗/貝克。若手錶及桌上鬧鐘每一個的放射性強度在 3.7×10^7 貝克 (1 毫居里) 以下，假設每日使用時間為 8 小時，使用氚的夜光錶的有效等效劑量評估如下⁵：

$$8 \times 10^{-15} \times (8/24) \times 37 \times 10^6 = 9.9 \times 10^{-8} \text{ 微西弗/年}$$

根據日本鐘錶協會統計氚手錶使用量約為 40 萬個，桌上鬧鐘約為 112 萬個，假定根據人口比率台灣約為日本的 1/6，而使用量保守估計參考日本使用量的 1/6 時，評估氚的手錶及桌上鬧鐘的年集體有效劑量如下：

$$9.9 \times 10^{-8} \times (400000 + 1120000) \times 5 \times 1/6 = 0.125 \text{ 人} \cdot \text{西弗/年}$$

由上述評估結果 ^{147}Pm 及氚手錶及桌上鐘約造成國民的年集體有效劑量約為 0.265 人·西弗。

4. 煙霧警報器

煙霧警報器係利用粒子受游離使電流變化而測知成為火災警報的原理，其使用的射源幾乎都是銻 241 核種，其放射活度在 1—5 微居里之間。假設煙霧警報器與人體的距離約為 3 公尺，評估其單位

放射性曝露劑量約為 9 微西弗／居里・小時。過去國外法規規定銻 241 的放射性強度在 5 微居里以下為豁免管制量，但現在新式之游離型煙霧警報器含銻 241 的強度在 3 微居里以下。計算其劑量率約為 4.5×10^{-5} 微西弗／小時。

國內在民國 70 年間曾許可史谷脫兄弟企業生產銻 241 煙霧警報器約 10 萬個，其強度均在 0.9 微居里以下(相當於 3.3×10^4 貝克)，均低於豁免管制量。⁷ 日本在 1987 年時煙霧警報器的生產量約為 470 萬個，至今使用數量大概在數百萬個，假設台灣約為日本的 1/6 時，約有 80 萬個游離式煙霧警報器，假定一個煙霧警報器每日被曝露時間為 10 小時・人。依此計算其曝露劑量如下：

$$4.5 \times 10^{-5} \times 10 \times 365 \times 8 \times 10^5 = 0.13 \text{ 人・西弗／年}$$

5. 健康用品

自古以來天然放射性物質鈾系及釷系就被利用製成健康用品作販賣。其中有陶製枕頭、健康束腹及鐳溫泉器等。礦石中含有多量釷系的放射性同位素，被利用於鐳溫泉器的表面劑量率約為 116 微侖琴／小時，胃腸用墊子的表面劑量率約為 456 微侖琴／小時。⁸ 台灣地區之健康用品缺乏使用量數據，無法作劑量評估。

6. 電焊熔接棒

電焊熔接用之電極焊條含有氧化釷(其天然釷含量約 1—2%Wt)，為易於點火，廣泛被使用於建築業、航空產業、石油化學，食品加工裝置製造業等。在美國每年使用氧化釷焊條約 1350—1500 仟克，電焊熔接焊條每根平均約 0.275 公克，1130 貝克(0.03 微居里)，吸入釷系子核中氡 220 的劑量貢獻，在美國輻射防護委員會報告(NCRP No. 95)評估對全身造成經常焊接者之劑量約 4—140 微西弗，斷續焊接者約為 1—30 微西弗。台灣在這方面應用缺乏資料，估計其造成劑量應很低。

5.2 航空器利用

近年來，台灣鐵公路的交通運輸已達近乎飽和狀態，因此利用空中交通工具便成了一種趨勢，對於飛航所受之輻射劑量之評估也就相對重要。因飛航所導致的輻射劑量可分國內線及國外線兩部分來探討。

5.2.1 國內線

國內線到 1993 年為止共有機場 11 座 28 條航線，目前航線仍持續增加中。此外，自 1991—1993 年間國內班機年航次成長率約 33%，而全年載客量成長 60%，成長幅度十分快速。這三年來的各航線每航次的劑量及其年載客數，如圖 5.2 所示。圖中顯示每航次最高劑量為台北到金門航線約 0.3 微西弗，其次為台北到高雄航線，由乘客數來看以台北到高雄航線為最多，其次為台北到台南。宇宙射線劑量評估係依據美國北亞利桑納大學 O'Brien 教授建立之程式及各民航空公司提供之資料，推算各項統計結果，如表 5.3 所示。⁹ 國內線載客人數為 9,033,025 人，每航次平均劑量為 0.113 微西弗，推算造成民眾年集體有效劑量約為 1.4 人·西弗，評估國民輻劑量約為 0.057 微西弗／人·年。

5.2.2 國際線

根據 1992 年交通部公報，台灣交通統計月報公布之資料，統計全年國人出國人數超過 4 百萬人（載客量計來回兩次），估計為 8,430,000 人次，每航次飛行時間為 3.25 小時，每航次平均飛行 2613 公里，每航次平均航高 12,190 公尺。¹⁰ 依 O'Brien 教授建立之計算台灣至世界各地 25 條航線飛行劑量評估結果，如表 5.4 所示，在 25 條航線來回兩次飛行的平均劑量為 2.4 微西弗／小時。如此，推算國人每航次造成之劑量約為 7.8 微西弗，推算造成國民年集體有效劑量約為 66 人·西弗，評估約造成國民輻射劑量 3.1 微西弗／人·年。

5.3 消費性產品及雜項射源的有效劑量

綜合上述各項射源應用現況評估對國民造成之年集體有效劑量為 67.85 人·西弗。如表 5.5 所示。其中主要來自航空利用造成之劑量約為 67.4 人·西弗，約占消費性產品及雜項射源造成年集體有效劑量的 99.3%，其它如機場行李檢查系統、夜光錶、煙霧警報器等年集體有效劑量均小於 0.3 人·西弗；推估消費性產品及雜項射源造成國民平均劑量約 3.23 微西弗/人·年，約為職業曝露造成之國民劑量 1.14 微西弗/人·年的 2.8 倍。

參考文獻

1. 游離輻射防護安全標準，行政院原能委員會，台北市 (1991)。
2. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation, " UNSCEAR, United Nations, New York. (1982).
3. 淺野芳裕，他；計算機端末機 CRT ティスプレイ装置からの漏洩 X 線的測定，保健物理，18，167 (1983)。
4. Ching-Chung Huang, Pei-Huo Lin, Yu-Ming Lin and Pao Shan Wang, " X-Radiation from Television 'Receivers and Video Display Terminal," Hoken Butsuri, 21 ,265-271 (1986).
5. 土屋武產，法村俊之，山本久夫，富山智，" CRT から放出される放射線量，" 保健物理，20， 279-284 (1985)。
6. 市川龍資，生活環境放射線，財團法人 原子力安全協會，東京 (1993)。
7. 曾德霖等，全國小產源放射性廢料調查與管制研究期末報告，財團法人中華民國輻射防護協會，新竹市 (1995)。
8. 佐藤乙丸，放射性コンシューマプロダクト，Radioisotopes 30,410 (1981)。
9. 劉祺章、林培火、陳清江、林友明，" 台灣地區宇宙射線造成國民輻射劑量評估，" 核子科學，33，117-128 (1996)。
10. 鍾堅、翁寶山，" 宇宙射線與其中子輻射；我國航線空域量測與劑量評估之迫切性，" 核子科學，30，285-298 (1993)。

表5.1 消費性產品及技術變動天然輻射增加(TMNR)的輻射源

消費性產品	
產生輻射的產品	
① 電視機映像管	
② 放電管	
利用X射線的產品	
③ 機場行李檢查系統	
利用放射性物質的產品	
④ 夜光錶	$^3\text{H}, ^{147}\text{Pm}$
⑤ 煙霧警報器	^{241}Am
⑥ 點射源	$^{226}\text{Ra}, ^{90}\text{Sr}, ^{85}\text{Kr}, ^{238}\text{U}, ^{210}\text{Pb}$ 等
⑦ 靜電消除裝置	^{210}Po
⑧ 點火輔助裝置	^{60}Co
⑨ 鈾製品	
⑩ 健康用品(鈾、鈾製品)	
⑪ 陶瓷器顏料	硝酸鈾
⑫ 白熱燈	氧化鈾
⑬ 電焊熔接棒	氧化鈾
⑭ 陶齒	鈾
TMNR(Technologically modified natural radiation)	
① 香煙	^{210}Po
② 建築材料	天然放射性核種($^{238}\text{U}, ^{232}\text{Th}, ^{40}\text{K}$ 等)
③ 道路材料	天然放射性核種($^{238}\text{U}, ^{232}\text{Th}, ^{40}\text{K}$ 等)
④ 高空飛行	宇宙射線

表5.2 一般彩色電視機使用電壓、崩潰電壓及電流的資料

尺 寸	使 用 電 壓 (kV)	崩 潰 電 壓 (kV)	電 流 (μ A)
20"	25 $\pm$ 1	29 $\pm$ 1	1300
28"	28.5 $\pm$ 1	32 $\pm$ 1	1400
29"	29.1 $\pm$ 1	32.5 $\pm$ 1	1400

資料源自：聲寶公司技術部品管股

表5.3 我國國民因國內航線所受宇宙射線輻射劑量評估統計表

項 目	民國80年	民國81年	民國82年
年飛行航次	132782	148101	176815
每航次平均高度(公里)	2.96	3.11	3.29
每航次平均飛行時(分鐘)	32.9	34.4	36.2
全年載客數(人次)	5646591	7198457	9033025
每航次平均載客數	43	49	51
空服員(含駕駛)人數	490	595	—
全國總人口數	20566842	20752494	20995416
每航次平均有效劑量(微西弗)	0.091	0.099	0.113
飛航旅客年集體有效劑量(人-西弗/年)	0.77	1.05	1.40
空服員(含駕駛)年集體有效劑量(人-西弗/年)	0.057	0.064	—
飛航旅客年有效劑量(微西弗/人·年)	0.137	0.147	0.158
空服員(含駕駛)年有效劑量(微西弗/人·年)	115.7	108.1	—
全國人口年有效劑量(微西弗/人·年)	0.038	0.050	0.067

表5.4 國際航線每航次劑量評估

起始	目的	飛行時間(去)飛行時間(回)		劑量(去) 劑量(回) (微西弗/班次)	
臺北	安客拉治-紐約	7:40+10:30		86	—
臺北	紐約		14:10	—	69
臺北	曼谷-阿姆斯特丹	3.50+13.30	11.25+3.25	53	45
臺北	溫哥華	10.15	12.50	42	53
臺北	舊金山	11:10	14.30	40	53
臺北	洛山磯	11:20	14.30	40	52
臺北	曼谷-法蘭克福	3:50+13:10	10:55+3:25	50	42
臺北	新加坡-約翰尼斯堡	4.30+10.40	10.15+4.20	37	35
臺北	奧克蘭	10.45	11.35	29	31
臺北	東京-檀香山	2:45+6:40	9:00+3:40	23	31
臺北	雪梨	9.00	9.00	24	24
臺北	檀香山	8:25	11:00	20	26
臺北	新加坡-雅加達	4.35+1.45	1.40+4.20	10	10
臺北	香港-吉隆坡	1.45+3.55	3.55+1.30	9	9
臺北	雅加達	5.30	5.00	9	9
臺北	香港-新加坡	1.45+3.50	3.45+1.30	9	8
臺北	新加坡	4.35	4.20	8	7
臺北	東京	2:45	3.40	6	8
高雄	吉隆坡	4.20	4.20	7	7
臺北	香港-曼谷	1.45+2.45	2.45+1.30	7	7
高雄	新加坡	4.10	4.00	7	7
臺北	名谷屋	2.30	3.20	5	8
臺北	曼谷	3.50	3.20	6	6
高雄	曼谷	3.35	3.10	6	5
臺北	胡志明市	3.10	3.10	5	5

表5.5 雜項射源及消費性產品之劑量評估結果

射 源 類 別	最 大 年 劑 量 (微 西 弗)	年 集 體 劑 量 (人 · 西 弗)
電 視 機 映 像 管	未 測 到	—
終 端 機 顯 示 器	未 測 到	—
機 場 行 李 檢 查 系 統	2	0.005
夜 光 錶 、 鐘	0.2	0.27
煙 霧 警 報 器	0.4	0.13
健 康 用 品	?	?
電 焊 熔 接 棒	140	?
航 空 利 用		67.4
合 計		67.85

? 無 法 評 估

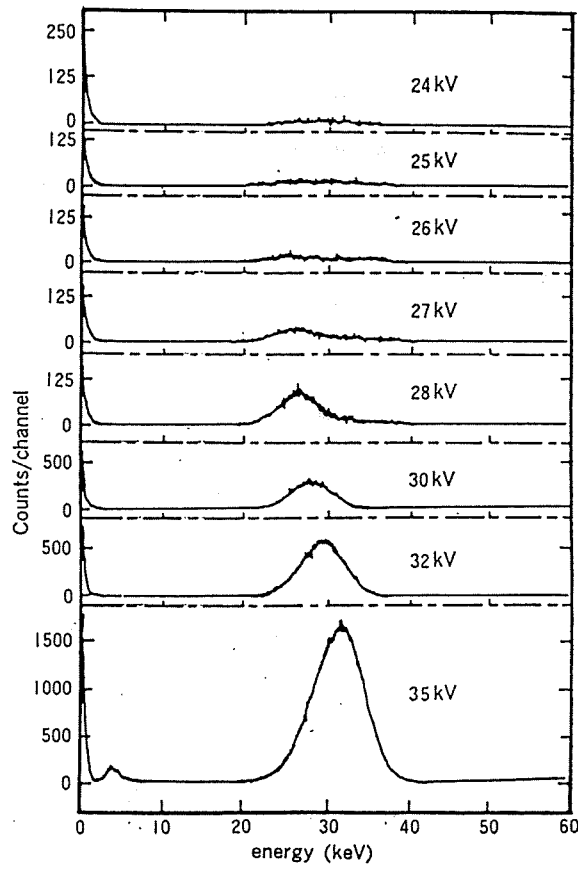


圖5.1 20"電視機映像管印加不同高電壓和電流固定1200微安培時測量其X射線能譜圖。

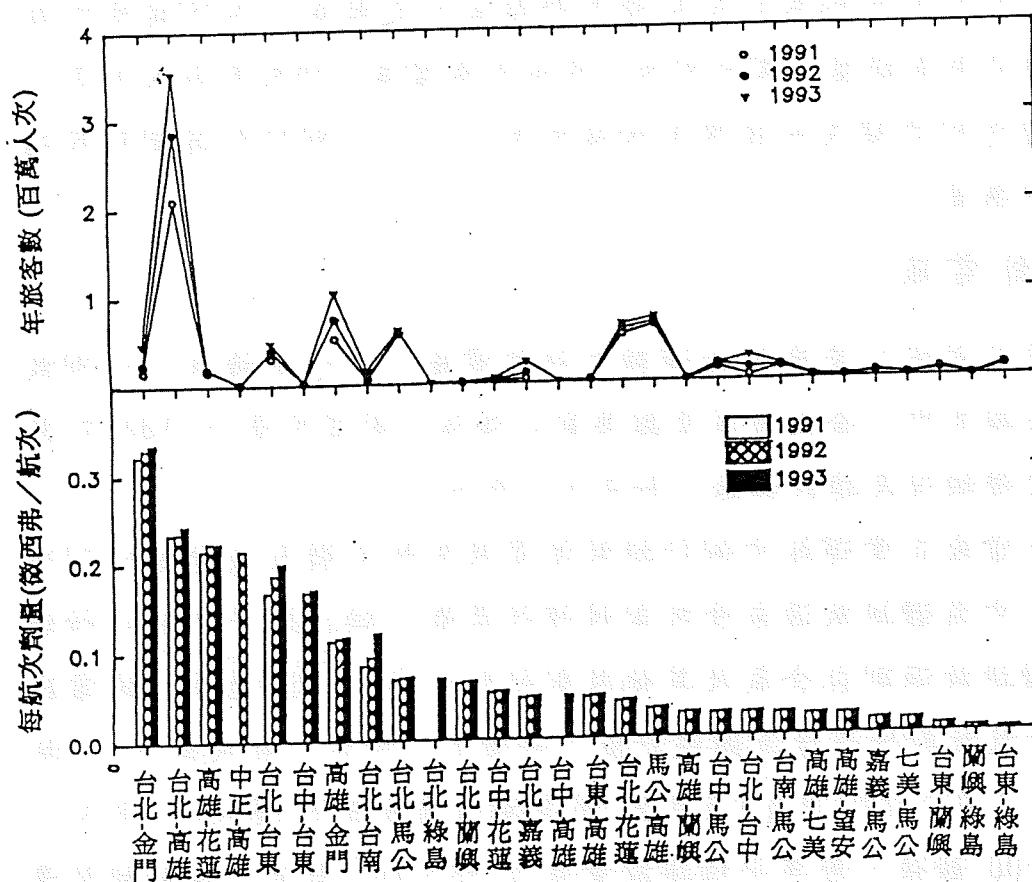


圖5.2 國內各航線年載客數及每航次劑量

6. 核設施周圍民眾輻射曝露

現今我國應用輻射或使用機具伴隨產生之輻射，其可能對設施外民眾造成輻射曝露衝擊之設施，包括核能電廠、研究用核反應器、放射性廢料貯存場及加速器共四種設施，以下分別評估其對國民造成之輻射劑量。

6.1 核能電廠

我國目前有三座商業化運轉之核能電廠，共六部機組，分別設立於台北縣石門、金山及屏東縣馬鞍山海濱，發電容量 5,144 百萬瓦，其設備概況及建設經過，如表 6.1 所示。

核能電廠正常運轉中例行排放微量放射性氣體及液體廢料到環境中，其中氣體排放源包含放射性惰性氣體、碘及粒子狀放射性物質，液體排放源則包含氫及其他放射性物質等。台灣地區核能電廠歷年來排放放射性惰性氣體統計圖，如圖 6.1 所示。在民國 81 年排放量高達 1.01×10^{14} 貝克，至民國 86 年排放量降至 8.98×10^{11} 貝克，約降低 100 餘倍，歷年平均排放量為 2.78×10^{13} 貝克。由此排放量數據顯示近年來，我國核能電廠營運管理技術有顯著進步。¹⁻⁴

由民眾輻射曝露劑量的觀點考量放射性氣體廢料排放到環境的量，除了放射性惰性氣體外，尚包含少量碘及氫等排放物，對設施周圍民眾造成之劑量主要還是來自放射性惰性氣體為主。根據日本東海核能電廠每年排放放射性惰性氣體的量約為 2.59×10^{14} 貝克，評估其造成周圍民眾劑量約為 0.37 人·西弗，換算成排放量與劑量之關係係數為 1.43×10^{-15} 人·西弗／貝克。⁵ 假設不考慮氣象及人口條件時，以台灣地區核能電廠排放放射性惰性氣體的平均量 2.78×10^{13} 貝克除以日本排放量與劑量之係數 1.43×10^{-15} 人·西弗／貝克，推算其造成台灣地區民眾劑量約為 0.19 人·西弗，約為日本的 5.3%。與台電以美國核能管制委員會(NRC)認可之 GASPAR 氣體排放

劑量評估程式的評估結果約 0.18 人·西弗相近，如表 6.2 所示⁴。並引進美國環境保護署發展之 CAP88PC 程式，評估核能電廠排放放射性氣體造成對廠外 50 公里範圍民眾之劑量，與台電以 GASPARD 程式評估結果相比較，其相差約在 10—50%之間。⁶⁻⁸

台灣核能電廠均設在海邊，以海水作為冷卻水，放射性液體排放至大海稀釋，而海水又無直接飲用，在民眾輻射曝露的觀點上，其造成劑量極微，每年排放物中以氫及少量活化及分裂核種，歷年來排放量統計圖，如圖 6.2 所示。台灣地區歷年平均排放量約為 7.69×10^{12} 貝克，較放射性惰性氣體排放量 2.78×10^{13} 貝克少。台電以美國核管會認可程式 LADTAP 評估台灣地區核電廠液態排放物中放射性物質對民眾造成劑量約為 6.85×10^{-3} 人·西弗，如表 6.2 所示。約為氣體排放物造成劑量的 3.8%。⁴

6.2 研究用反應器

6.2.1 清華大學研究用反應器

清華大學核設施包含水池式反應器(THOR)，功率 100 萬瓦及移動式反應器(EMR)，功率 1 瓦。在運轉的規模上，主要的可能排放源仍以水池式反應器為主。由開放式反應器特性及一般例行核種的分析，以氫 41 氣體為其主要氣體排放核種，因氫 41 氣體直接經由煙囪排入大氣，環境中受體所接受之劑量將因排放時之大氣穩定度、風向、風速等氣象因素而異，排放路徑係以美國環境保護署 ISC3(Industrial Source Complex)大氣擴散模式輔以實際之氣象條件推估氫 41 核種排放於大氣中之活度，再經由劑量轉換因數推算其每年造成成年人劑量約為 1.5×10^{-3} 毫西弗/年，其可能受曝露之人數約 200 人，評估其造成年集體有效劑量約為 0.3 人·毫西弗/年。⁹約為台灣地區核能電廠外釋放射性氣體造成劑量的 0.16%，其量甚小。

6.2.2 核能研究所

核能研究所係我國從事核能相關實驗的研究機構，其研究設施包括研究用反應器實驗、放射性同位素生產、照射廠、放射性廢料焚化處理研究、高放射性實驗、核燃料實驗、粒子加速器研究等研究設施，各項設施正常運轉對設施外周圍環境的輻射與污染水平，確認其造成周圍民眾劑量在法規限度之下，以確保核設施周圍民眾的健康與安全¹⁰。同時亦驗證核設施之運轉及管制放射性物質之排放能符合法規的需求。因此，核研所每年對該設施排放途徑擬定環境輻射監測計畫，執行環境加馬直接輻射劑量率偵測及環境試樣取樣與放射性活度分析等作業，由本中心或核研所對設施外歷年來環境監測結果顯示，環境加馬直接輻射劑量率在 0.05—0.08 微西弗／小時之間，均在自然背景輻射(0.2 微西弗／小時以下)變動範圍內。^{11,12} 環境試樣放射性分析主要以水樣及生物試樣分析結果，在核反應器周圍採取飲用水、地下水、湖水及河川水進行總貝他活度計測、氡活度分析、鋇與銫等特殊核種分析，結果均在自然背景變動範圍。生物試樣在植物及農畜產物等部份試樣分析到銫 137 人造放射核，其活度在 0.03—0.23 貝克／千克·乾重。¹²

核研所民國 86 年放射性氣體及液體的總排放量分別為 2.5×10^5 貝克及 7.69×10^{10} 貝克，其中放射性氣體主要來自焚化爐燃燒時排出微量之銫 137、碘 131、鈷 60 及銻 125 共四個核種。各核種排放活度均在相同水平。液體排放核種主要為氡、鋇 89+90、銫 137 等三個核種，其中以氡的排放量約為 7.68×10^{10} 貝克，約占總排放量的 99.9%，而氡係純貝他放射性核種，其造成周圍民眾劑量應極低微，又無正確評估值在此不予列入。

6.3 蘭嶼貯存場

蘭嶼貯存場位於蘭嶼的東南角，自民國 71 年 5 月開始接受全國低強度放射性待處理物料之貯存。在蘭嶼地區實施嚴密之環境輻射偵測，設置 14 個熱發光劑量計偵測點度量直接輻射，定期採取飲水、海水、地下水土壤、草樣、岸沙及農漁產品等環境試樣進行放射性核種分析。

在椰油村、朗島村等 14 個熱發光劑量計偵測點之直接輻射劑量率介於 0.028—0.044 微西弗／時，均在自然背景輻射(0.2 微西弗／時以下)變動範圍內。在東清村、朗島村、椰油村及紅頭村等原住民居住的部落採取飲水、另在貯存場排水口與裝卸貨櫃專用碼頭採取海水，也在貯存場周圍三口深井採取地下水試樣進行放射性核種分析，結果除測得微量銻 90、銻 137 核爆殘留產物外，無其他人造放射核種，足以證明地下水並未遭受低放射性待處理物料貯存的污染。土壤及岸沙對於放射性核種有吸附的作用，可作為長期累積效應的觀測指標，土壤試樣分析結果除天然存在鉀 40 及釷系、鈾系衰變子核種外，偵測到銻 137 人造放射核種，其活度介於 0.41—2.5 貝克／千克·乾重，於貯存場主要排水口處採取的沉積土試樣，分析結果發現銻 137 活度介於 0.88—5.3 貝克／千克·乾重均在輻射安全管制值內，顯示貯存場排放水之前處理系統良好。同時在蘭嶼地區七處岸沙的取樣偵測，分析結果銻 137 活度介於 0.13—3.06 貝克／千克·乾重，無輻射安全顧慮。

蘭嶼貯存場啟用迄今已十幾年，所貯存之低放射性物料共 97,672 桶(統計至 85 年 12 月)，本中心多年來在蘭嶼地區所採取飲水、地下水、海水、海藻、海魚等分析的結果尚未發現在來自核廢料之放射核種，如錳 54、鈷 60、鋅 65、銻 134 等。雖在沈積土中發現銻 137 等人造放射核種，其含量甚微，對蘭嶼地區民眾造成劑量極微幾乎可忽略。¹²

6.4 加速器

我國首座同步輻射加速器於民國 82 年完成試車與運轉，加速器系統包括：(1)50 MeV 的線型加速器，(2)1.3 GeV 的增能環，(3)70 公尺的傳輸線，(4)1.5 GeV 的儲存環。由於加速器能量最高為 1.5 GeV，會產生二次輻射及中子射線，對該設施可能會造成輻射效應之衝擊。¹³

同步輻射加速器中心依據原能會規定每月在設施周圍度量加馬直接輻射劑量率，每半年採取土壤及草樣進行加馬能譜分析。由該中心民國 86 年環境監測結果，加馬輻射劑量率在 0.06—0.11 微西弗/小時之間，土壤及草樣僅測出到鈹 7、鉀 40、釷系及鈾系天然放射性核種，未測到其他人造核種，顯示加速器運轉未造成設施外的衝擊，對民眾造成劑量之評估幾可忽略。¹⁴

參考文獻

1. 台灣電力公司核能發電安全處，第一核能發電廠輻射安全半年報告，台北市（1987）。
2. 台灣電力公司核能發電安全處，第二核能發電廠輻射安全半年報告，台北市（1987）。
3. 台灣電力公司核能發電安全處，第三核能發電廠輻射安全半年報告，台北市（1987）。
4. 行政院原子能委員射防護處，核能電廠排放氣體及液體放射性物質統計資料，台北市（1987）。
5. 市川龍資，生活環境放射線，財團人原子力安全研究協會，東京（1990）。
6. 核能一廠廠址資料調查與廠外民眾輻射劑量評估(修訂一版)，台電核能發電安全處，台北市（1990）。
7. 核能二廠廠址資料調查與廠外民眾輻射劑量評估(修訂一版)，台電核能發電安全處，台北市 1990）。
8. 劉祺章，核能電廠例行排放造成劑量評估程式 CAP88PC 與 GASPAR II 之差異，（1997）（未發表）。
9. 清華大學核子設施運轉關鍵群體劑量評估報告，新竹市（1997）。
10. 核能研究所八十六年環境輻射偵測計畫，龍潭（1997）。
11. 核能研究所地區環境輻射偵測季報告，龍潭（1995）。
12. 行政院原子能委員會八十五年年報，pp. 105—109, 台北市 1996）。
13. 行政院同步輻射研究中心，同步輻射簡介，新竹市（1990）。
14. 張富東，人員及環境劑量監測，行政院同步輻射研究中心，新竹市（1998）。

表6.1 我國核能電廠設備概況與建設經過

		核 能 一 廠		核 能 二 廠		核 能 三 廠	
		1 號 機	2 號 機	1 號 機	2 號 機	1 號 機	2 號 機
設 備 概 況	爐 型	BWR	BWR	BWR	BWR	PWR	PWR
	輸出功率(萬)	63.6	63.6	98.5	98.5	95	95
	緩 速 劑	輕 水	輕 水	輕 水	輕 水	輕 水	輕 水
	冷 卻 劑	海 水	海 水	海 水	海 水	海 水	海 水
	燃 料 (材 料)	低 濃 度 二氧化鈾	低 濃 度 二氧化鈾	低 濃 度 二氧化鈾	低 濃 度 二氧化鈾	低 濃 度 二氧化鈾	低 濃 度 二氧化鈾
	燃 料 組 件 數	408	408	624	624	157	157
	蒸汽產生器數	0	0	0	0	3	3
	循環冷卻水流率 (加侖/分)	548,000	548,000	680,000	680,000	773,000	773,000
建 設 經 過	開 工 日 期	60.12.15	60.12.4	60.8.19	60.8.19	67.4.1	73.4.1
	裝填燃料開始 日 期	60.10.5	67.10.27	70.1.6	71.3.10	73.2.18	73.12.3
	初次臨界日期	66.10.16	67.11.9	70.2.1	71.3.26	73.3.30	74.2.1
	商業運轉日期	67.12.10	68.7.15	70.12.28	72.3.16	73.7.27	74.5.18
	背景輻射偵測	65.2.起		67.9.起		70.7.起	

表6.2 核能電廠排放放射性氣體及液體造成民眾累積劑量

單位：人・西弗／年

型 式	廠 類 別	氣 體		液 體	
		84年	85年	84年	85年
沸 水 式	核能一廠	3.19×10^{-3}	7.73×10^{-3}	1.45×10^{-4}	1.17×10^{-3}
	核能二廠	8.16×10^{-3}	6.91×10^{-3}	5.99×10^{-3}	6.43×10^{-3}
壓 水 式	核能三廠	8.85×10^{-4}	3.35×10^{-1}	9.44×10^{-6}	1.22×10^{-5}
小 計		1.22×10^{-2}	3.50×10^{-1}	6.13×10^{-3}	7.61×10^{-3}
平 均		1.81×10^{-1}		6.85×10^{-3}	
液體及氣體 (民國84年及民國85年) 合計平均值		0.19			

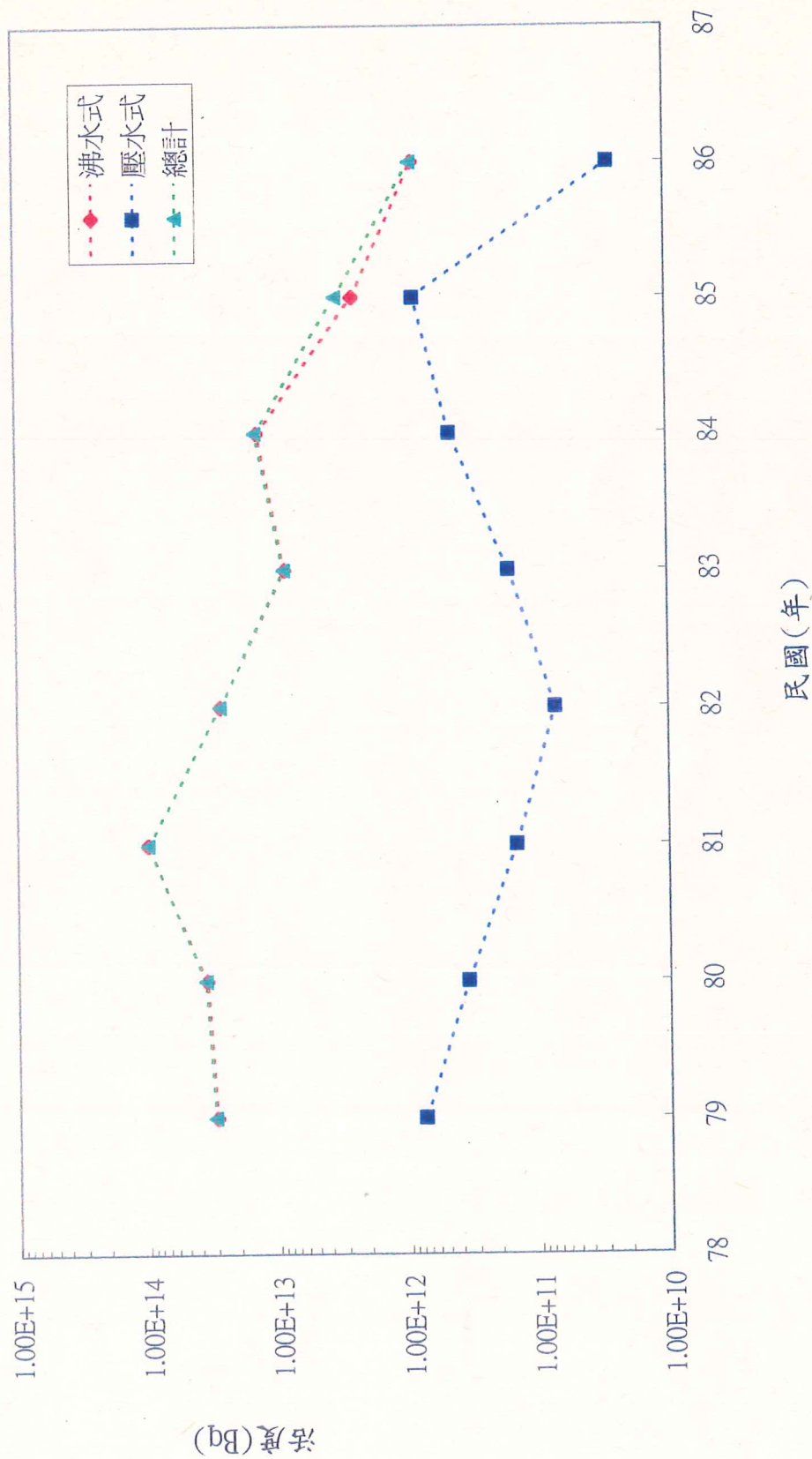


圖6.1 臺灣地區核能電廠歷年排放惰性氣體之統計圖

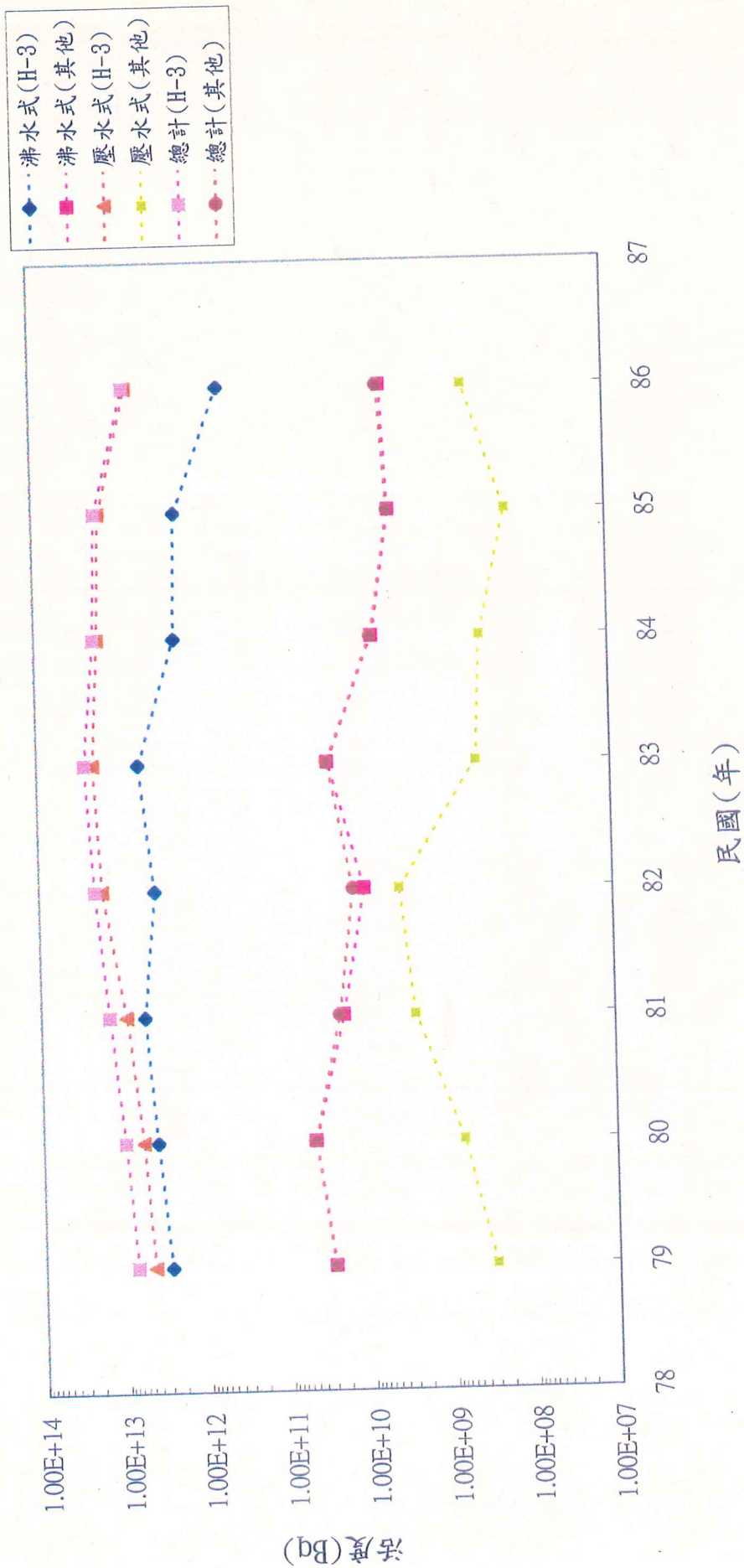


圖6.2 臺灣地區核能電廠歷年來排放液體放射性核種統計圖

7. 結 論

7.1 各項輻射源的有效劑量

國民輻射劑量評估的各項輻射源可分為天然輻射、放射性落塵、職業曝露、醫用輻射、雜項射源及核設施共六項輻射源，前二項受曝人口較均勻，故以台灣地區數據推算每一國民之有效劑量，其它射源受曝人口不均勻，故先求得集體有效劑量後，再除以最近台灣人口數 2,100 萬人後，求得每一國民的輻射劑量。

天然輻劑量評估的結果為 1.62 毫西弗／年，如表 7.1 及圖 7.1 所示。其中地表體外輻射曝露所占之比率最大占 40%，氡與其子核次之，占 27%，宇宙射線及體內輻射曝露相近，各占 17 及 16%。台灣地區地表體外曝露劑量比世界平均高 39%，主要原因為大量使用磚造混凝土導致室內輻射劑量偏高所致。

核爆放射性落塵造成之劑量，如表 7.2 所示。體外曝露以銫 137 核種為主。體內曝露為碳 14、鋇 90、銫 137、銻 239、240，銻 241 等核種，部份引用日本實測分析值作評估，再乘以 1/3 作為台灣地區民眾體內有效劑量，其年劑量約為 0.5×10^{-2} 毫西弗／年，體外及體內有效劑量合計為 0.6×10^{-2} 毫西弗／年。

職業曝露之集體有效劑量約為 24 人·西弗／年，其中天然與人造輻射源所占之比例約為 2:8，平均個人職業年劑量約為 1.0 毫西弗／年，天然輻射主要來自宇宙射線對空服員的曝露，其次為煤礦工人。人造輻射源造成之集體有效劑量約為 19 人·西弗／年，其中來自核電廠工作人員之集體有效劑量約為 15.5 人·西弗／年，約占總職業曝露劑量的 64%，平均個人年劑量約為 1.95 毫西弗／年。推算職業曝露造成國民輻射平均有效劑量為 1.14×10^{-3} 毫西弗／年，其中天然輻射源約為 0.24×10^{-3} 毫西弗／年，人造輻射源約為

第 一 章 緒 論

一、研究之目的及意義

本研究之目的，在於探討我國企業之經營管理，如何適應環境之變化，而提高其競爭力。本研究之意義，在於為我國企業之經營管理，提供理論之支持，並為實務之改進，提供參考之依據。

二、研究之範圍及對象

本研究之範圍，限於我國企業之經營管理。本研究之對象，為我國企業之經營管理，包括其經營策略、組織結構、人事管理、財務管理、生產管理、行銷管理、資訊管理、法律管理、社會責任等。

三、研究之方法

本研究之方法，採定性和定量之研究方法。定性研究方法，包括文獻分析法、專家訪談法、個案分析法等。定量研究方法，包括問卷調查法、統計分析法等。

四、研究之架構

本研究之架構，分為四章。第一章為緒論，第二章為經營策略，第三章為組織結構，第四章為人事管理。

五、研究之貢獻

本研究之貢獻，在於為我國企業之經營管理，提供理論之支持，並為實務之改進，提供參考之依據。本研究之貢獻，可分為理論貢獻和實務貢獻。

六、研究之限制

本研究之限制，在於本研究僅限於我國企業之經營管理，並未涉及其他國家或地區之企業。本研究之限制，可分為理論限制和實務限制。

0.9×10^{-3} 毫西弗／年。

醫用輻射造成輻射劑量可分成診斷及治療兩種，其中治療部分不列入國民輻射劑量評估，因其病患不像職業曝露有配帶個人劑量計，故無法列入評估。而診斷部份則包括 X 射線，牙醫及核醫共三項診斷檢查，醫用 X 射線診斷檢查造成之集體有效劑量約為 1.51×10^4 人·西弗／年，其中骨骼檢查造成之集體有效劑量 9.7×10^3 人·西弗／年，約占 63%；推算醫用 X 射線診斷檢查造成之國民輻射劑量約為 0.71 毫西弗／年，牙科及核醫診斷檢查造成之平均劑量引用 1993 年 UNSCEAR 報告評估值 0.01 及 0.09 毫西弗／年，合計醫用診斷檢查造成之國民輻射劑量約為 0.81 毫西弗／年。

消費性產品及雜項射源之集體有效劑量約為 68 人·西弗／年，其中航空器利用造成之集體有效劑量約為 67.4 人·西弗／年，約占總集體有效劑量 68 人·西弗／年的 99.3%，其它如機場行李檢查系統，夜光錶、煙霧警報器等集體有效劑量均小於 0.3 人·西弗／年，推算其造成國民輻射劑量約為 3.2×10^{-3} 毫西弗／年。

核子設施主要來自核能電廠造成周圍民眾集體有效劑量約為 0.19 人·西弗／年，評估其國民輻射劑量為 8.5×10^{-7} 毫西弗／年。

7.2 國民輻射劑量之評估

綜合各項射源評估結果，如表 7.3 及圖 7.2 所示，其中以天然輻射及醫用輻射的劑量貢獻最大約為 2.43 毫西弗／年，約占國民輻射劑量 2.44 毫西弗／年的 99.6%，其他放射性落塵、職業曝露、雜項射源合計約占 0.4%。台灣地區醫療之普及使醫用輻射造成國民輻射劑量貢獻有逐年增加的趨勢。

聯合國原子輻射效應科學委員會對輻射曝露的評估和受曝露危險度的估計顯示，輻射是一種弱致癌劑，大約百分之四由癌症引起的死亡歸因於游離輻射，其中大部份是由天然輻射源造成的，而天然輻射源的曝露不易由人類來控制，而人們廣泛地認為，廣島和長

崎所有癌症死亡都是原子彈爆炸所帶來的後果，在這兩個城市進行的研究實際上包括了所有受大劑量曝露的人，在 3350 名癌症死亡中，大約只有 350 名能歸因於原子彈爆炸的輻射效應。

依照 1993 年 UNSCEAR 報告中展示人類受輻射影響的評估方法，將人造輻射源造成之劑量與天然輻射源的劑量相比較，如表 7.4 所示，表中顯示台灣地區與世界平均的人造輻射劑量相對於天然輻射曝露的時間，台灣地區天然輻射劑量約為 1.62 毫西弗／年，約為世界平均值 2.4 毫西弗／年的 68%。

現就台灣地區而言，以目前的實際數據推算一年的醫用實踐相當於 184 天的天然輻射源的曝露（不包括治療部分），主要由於醫療過程造成之個人劑量，由零（未接受檢查或治療的病人）變到數千倍的天然輻射曝露的劑量（對於接受放射線治療的患者）。現今全球核燃料循環運轉一年所造成的劑量，大約相當於天然輻射源一天的曝露，除了核意外事故以外，受最大曝露的個人所受劑量也多數低於天然輻射源的劑量，台灣地區由核電廠運轉所造成的劑量約相當於 0.3 分鐘的天然輻射源曝露。然而，職業性曝露侷限於一小部份工作人員，對於此特定的群體，其曝露的劑量僅相當於天然輻射劑量水平。大氣層核爆試驗在一萬年期間給予人類的集體劑量分布相當均勻，大約相當於 3.4 年的天然輻射曝露，此數值代表的是全部後果。車諾比爾核事故對全球造成的曝露約相當於 20 天的天然輻射源的曝露，像輻射鋼筋事件尚待評估無法列入比較，期待爾後輻射偵測技術及評估方法更精進，能再更精確地評估國民輻射劑量。

表 7.1 台灣地區天然輻射劑量統計

來 源	年有效劑量(毫西弗／年)		差 異	世界高背景區 (毫西弗／年)
	台 灣	全球平均		
宇宙射線	0.25	0.38	-34%	2.0
宇宙射線產生核種	0.01	0.01	—	0.01
地表體外曝露	0.64	0.46	+39%	4.3
地表體內核種曝露	0.28	0.23	+22%	0.6
吸入氣222	0.36	1.20	-70%	10
吸入氣220	0.07	0.07	—	0.1
攝入氣222	0.005	0.005	—	—
合 計	1.62	2.4	-33%	—

註：中華民國台灣地區數據為1995年評估，世界平均取自聯合國原子輻射效應科學委會1993年報告。

表7.2 放射性落塵造成之有效劑量之評估結果

毫西弗／年

國 別	日 本	台 灣
類 別		
體 外	0.003	0.001
體 內	0.009	0.005
合 計	0.012	0.006

表7.3 台灣地區國民輻射劑量評估結果

項 目	平均有效劑量 (毫西弗/年)	百分比(%)
天然輻射	1.62	66.40
宇宙射線	0.26	10.66
加馬射線	0.64	26.23
氦及其子核	0.44	18.03
體內放射核種	0.28	11.48
人造輻射	0.82	33.60
放射性落塵	6.0E-03	0.25
雜項射源	3.2E-03	0.13
職業曝露	1.1E-03	0.05
核設施	8.5E-07	3.48E-05
醫用輻射	0.81	33.20
合 計	2.44	100

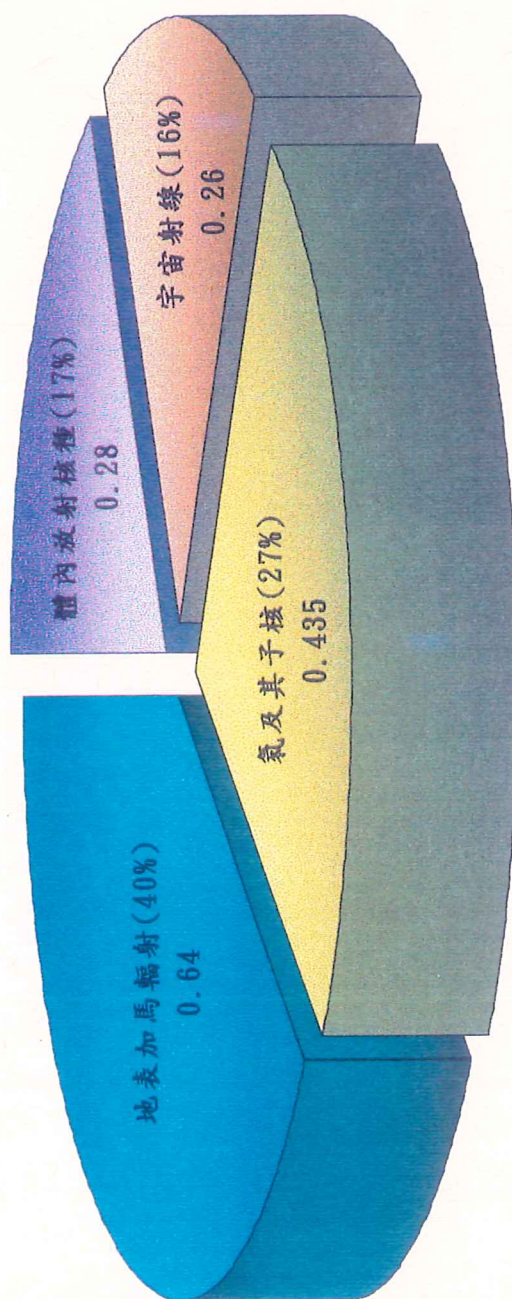
* 醫用輻射劑量不包括治療部份。

表7.4 台灣地區人造輻射劑量相對於天然輻射曝露的時間

人造輻射源	評估期間	相當於天然輻射曝露的時間	
		台灣	世界平均值
醫用曝露	現今一年的實踐	184天	90天
核爆試驗	總實踐(一萬年)	3.4年	2.3年
核能工業	迄今為止總實踐 現今一年的實踐	0.3分	10天 1天
職業曝露	現今一年的實踐	6小時	8小時

世界平均值：天然輻射的平均有效劑量2.4毫西弗／年
 台灣：天然輻射的平均有效劑量1.62毫西弗／年

單位：毫西弗／年



合計 1.62 毫西弗／年

圖 7.1 台灣地區天然輻射劑量評估結果之分布圖

單位：毫西弗／人・年

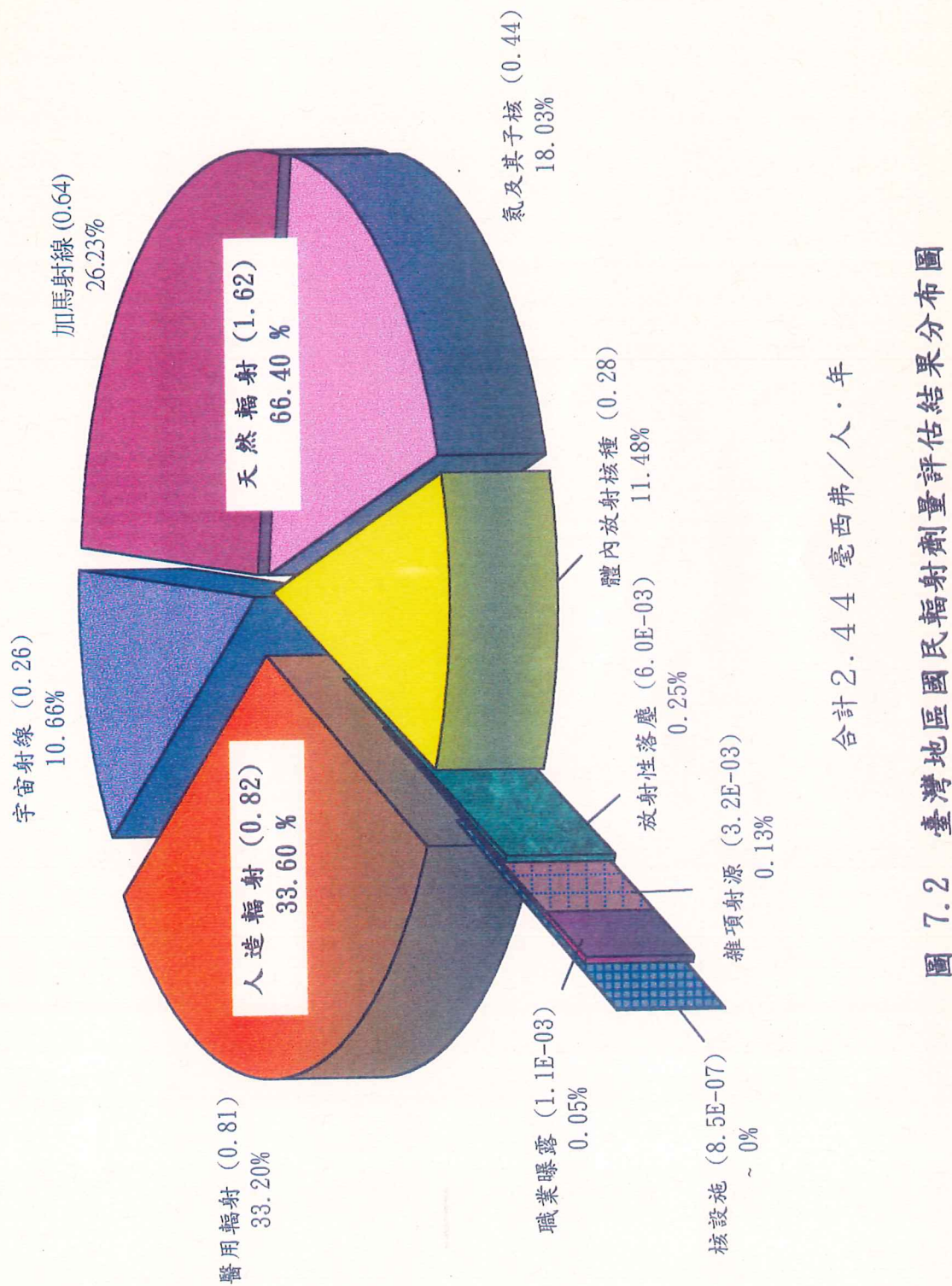


圖 7.2 臺灣地區國民輻射劑量評估結果分布圖

