



衛生福利部 食品藥物管理署 委託
106 年度「受核事故影響食品之人體健康風險評
估」計畫之日本進口食品風險評估

研究人員

謝婉華教授（慈濟大學；主持人）

陳國瑋醫師（臺灣大學附設醫院；協同主持人）

吳涵涵博士（臺灣大學公共衛生學院；協同主持人）

丁品雅研究助理

丁稚娟研究助理

張子婷研究助理

目錄

| | |
|-------------------------|----|
| 摘要..... | 3 |
| 壹、前言..... | 4 |
| 貳、文獻探討..... | 6 |
| 一、日本食品的輻射檢測方式及品質保證..... | 6 |
| 二、輻射對人體的健康效應..... | 8 |
| 參、評估方法及結果..... | 10 |
| 一、有害物質鑑定..... | 11 |
| 二、劑量反應關係..... | 13 |
| 三、暴露評估..... | 14 |
| 四、風險特性化..... | 19 |
| 肆、討論與結論..... | 38 |
| 伍、後記..... | 40 |

摘要

福島核電廠事故後日本食物輻射污染情形一直是國際上關注的焦點，目前台灣政府仍然維持福島在內的五縣食物進口禁令。本計畫目的乃針對日本食物受輻射污染情形，評估假若開放日本食物進口之後台灣民眾可能的輻射暴露與健康風險。本報告根據國際輻射防護委員會(International Commission on Radiological Protection 簡稱 ICRP)的線性無閾值(Linear Non-threshold)原則，日本食物監測資料來自厚生勞動省每月公布的檢驗資料，扣除野生肉類、野生香菇等不可能進口的食品，與 105 年度國家攝食資料庫的食品品項進行配對，從二零一五年一月到二零一七年六月總共約八十萬筆食品檢測資料、經整理並與國家攝食資料庫配對後將近五十萬筆資料納入評估範圍，利用貝式統計蒙地卡羅模式建立各食品中放射核種濃度的機率分佈，計算出國人攝食該品項食物所造成的內暴露分佈，再將所有食品造成的暴露加總後獲得總暴露後換算癌症機率與健康風險(New ICRP recommendations 2008 nominal risk coefficients)。

綜合上述，在保守情境之下，台灣人的暴露量在大多數的年齡層都小於百分之一毫西弗，而且可以觀察到 2017 年的暴露是顯著比前兩年更低，因此我們可以推論未來開放日本食物進口所造成的額外輻射暴露 97.5% 以上的台灣人遠小於 1mSv，應該落在萬分之一到千分之一毫西弗，且其所造成的健康風險在一年的暴露之下所有納入評估的族群的健康風險都在一千萬分之一以下。

壹、前言

日本福島核子事故發生於 2011 年 3 月 11 日，當時因資訊不明且事態緊急，無法第一時間獲得事件導致之污染範圍與日方管理措施之即時訊息，所以前行政院衛生署(現為衛生福利部)採取緊急應變措施，於同年 3 月 25 日公告暫停福島縣及鄰近 4 縣地區的所有食品輸入報驗，事件至今已逾 6 年，這段期間世界各國密切監測日本進口食品，部分國家決定調整與放寬禁令，然而綜觀各地區國家如何決定要解禁日本食物或者決定要解禁哪一類、哪一個地區出產的食品並沒有一致性的做法。美國政府密切注意日本當局的管理，並且隨時作出調整 [1]，新加坡政府在 2014 年第二期的 AVA vision 提到日本進口食品自核災以來到 2014 年放射核種的檢出率只有 0.14%，且認為日本政府的管制措施是足夠的，因此決定調整禁令，放寬包含福島縣當地遠離核電廠的地區的特定食品包括水果、蔬菜、乳製品等進口 [2]。韓國 Moon EK et al.在 2016 年發表的研究表示福島事件後並沒有明顯增加韓國人內暴露與健康風險 [3]，不過韓國至今仍維持一樣的禁令。上述例子可知，各國對於風險管理與風險分析的態度與方法有所不同。

台灣方面，去年食藥署委託張武修教授執行“受輻射影響食品之人體健康風險評估”以 2015 年 1 月起至 2016 年 10 月日本農林水產廳所公布於市場流通之六大類食品(水果類、蔬菜類、五穀根莖類、糖果與餅乾類、飲料類、調味製品類)中檢測結果最高放射核種濃度，配合國家攝食資料庫該品項平均與最高攝食量，並推估日本茨城、栃木、千葉、群馬四縣的市佔比率，推得台灣民眾各年齡層的年輻射暴露劑量約在百分之一毫西弗以下，相較於目前我國輻射防護法中針對背景值以上民眾一年所受游離輻射的暴露限值(一年 1 毫西弗，與 ICRP-103(2007)所建議安全限值相同)明顯為低。但是去年的報告中以最高的污染核種偵測值，配合年攝

食量的平均與最高值計算，僅為初步的單點估計結果，容易受到極端值影響有較高的不確定性，且僅採用特定食品忽略來自其他品項食物的輻射暴露，因此本計畫收集更詳盡的全日本開放的檢測資料，利用貝式統計蒙地卡羅模式，此為常應用於風險評估的數學模式 [4, 5]，在合理保守的情境之下盡可能納入所有的日本食物檢測資料做到最全面的分析。

貳、文獻探討

一、日本食品的輻射檢測方式及品質保證

日本厚生勞動省於 2012 年 4 月修訂食品管制標準之簡報資料中提及，就福島電廠影響及調查分析結果，半衰期超過 1 年之放射性核種(如：銫-134、銫-137、銾-90、鈈-106、鈾等)始列入考慮，由於銫以外核種造成之劑量僅約占總劑量之 12%，故日本之食品輻射標準在修訂時已評估以上之比例修正因數，即以銫為該食品標準之主要代表性核種。依據歐盟 2012 年 3 月所公布之法規(COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) No 284/2012 of 29 March 2012)中特別指出：依日本電廠事故狀況，銾、鈾及錒釋出到環境的量非常有限，故對於日本食品不需對銾、鈾及錒等核種特別管制或實施檢測，僅規定檢測加馬(γ)核種(如：銫-134、銫-137)即可。厚生勞動省針對食物含放射物質的的監測方法公告於網頁上，茲將摘錄簡述如下：
(http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/index_food_policies.html)

(一) 食物的前處理

食物樣品取自可食用部分。對於製造或加工的食品，原則上使用完整的樣品進行測試(除了即飲狀態下測試的食物，例如飲用茶葉)。樣品應按照“食品中放射性物質檢測試樣清洗(除垢)標準操作程序”進行清洗。規定量的樣品應稱重並包裝到測量中與用於校準的容器具有相同尺寸的容器。液體樣品不經預處理包裝，固體樣品應均勻混合。

飲用茶葉的測量樣品乾重 10 克用 30 倍重量的熱水(90°C)沖泡 60 秒，並過濾後測量。若樣本為乾蘑菇、乾蔬菜、乾海藻、乾魚、乾貝類會將之轉換成濕重的劑量。

(二) 偵測儀器

使用純鍺的能譜分析儀(germanium semiconductor detector)，偵測效率為 15% 或更高。偵測物必須在有 10-15 公分厚的密閉式鉛容器。偵測儀器的校正及測量依據 MEXT's Radiation Measurement Method Series 7。測量固體樣品時，確保液相固相不分離。

(三) 測量結果的處理

當測量結果低於檢測極限時，確認 Cs134 和 Cs137 總和的檢測限度等於或低於標準限值的 1/5 (例如法規值對於乳製品是低於 50Bq/kg，則 Cs134 與 Cs137 總和的偵測極限必須小於或等於 10Bq/kg)。當某放射性銫濃度為 $X = X_{134} + X_{137}$ (其中 X_{134} 和 X_{137} 分別是 Cs-134 和 Cs-137 的測量結果) 落在標準限值的 $100\% \pm 25\%$ 的範圍內時(如乳製品 $50 \pm 12.5 \text{ Bq/kg}$)時，確認標準偏差來自 X_{134} 和 X_{137} 的計數誤差的 σ_{134} 和 σ_{137} 分

別滿足以下關係：
$$\frac{X}{\sqrt{\sigma_{134}^2 + \sigma_{137}^2}} \geq 10$$
 否則延長測量時間直到滿足這個關係為止。這目的是要去確保透過增加測量時間減少誤差值。如果偵測結果低於檢測極限的情況下，記錄檢測極限值，例如 $< 20 \text{ Bq / kg}$ 。

偵測品質控制：

1. 執行每日背景測量以確認背景沒有超出正常範圍。
2. 使用空白容器進行每日空白測量以確認分析系統沒有放射性表面污染。
3. 使用標準樣本進行定期校正。
4. 每天檢查電能的穩定性

5. 將樣品裝入測量容器時，確保沒有空隙，特別是在探測器周圍的區域。
6. 避免樣品或樣品對分析系統的放射性表面污染不同樣品間的交叉污染。採取適當措施預防檢測部件的污染，例如通過用聚乙烯覆蓋檢測器防止樣品與測量容器外部接觸等
7. 使用同一測量器重複測量時，請採取適當的措施防止容器污染的措施，例如通過放置聚乙烯袋在容器內並將樣品裝入袋中。
8. 採取適當措施防止樣品混合。

二、輻射對人體的健康效應

輻射對人體的影響分為機率效應(stochastic effects)與確定效應(deterministic effects)。機率效應指致癌效應及遺傳效應，其發生之機率與劑量大小成正比，而與嚴重程度無關，此種效應之發生無劑量低限值(threshold)。確定效應指指導致組織或器官之功能損傷而造成之效應，其嚴重程度與劑量大小成比例增加，此種效應可能有劑量低限值。

在一般情況之下暴露為低劑量(<100mSv)因此對人體影響落在機率效應的範圍，以輻射保護的角度出發我們採取線性無閾值(Linear Non-threshold)原則，然而在極低劑量(<1mSv)的輻射暴露之下輻射暴露對於人體的影響還有很大的不確定性，一方面癌症發生率並不低且人體細胞有自動修復的能力，很難將癌症的產生歸因於極低劑量的輻射暴露，且極低的輻射劑量很可能落在背景輻射的正常變動範圍中[6]。基於上述理由，Codex 建議以 1mSv 作為介入豁免標準(intervention exemption level)，也就是假若進口食物的放射核種含量在

合理保守的計算之下對人體產生的輻射暴露小於此標準，此食品應該被視為適合被人體食用的，原文節錄如下：“when radionuclide levels in food do not exceed the corresponding Guideline Levels, the food should be considered as safe for human consumption” [8]。

本研究之結果以風險評估四步驟進行：1. 有害物質鑑定(hazard identification)，2. 劑量反應評估(dose-response assessment)，3. 暴露評估(exposure assessment)，4. 風險特性化(risk characterization)。

參、 評估方法及結果

評估目的與範圍：

評估原則：評估過程中遇到資料不完全的情況採取保守假設，在合理範圍內高估風險數據以進行評估。

評估範圍：本報告評估範圍為日本可能進口到台灣所有縣的所有食品，配合最新的 105 年國家攝食資料庫計算國民攝取後造成的輻射暴露與健康風險進行模擬評估。採用日本厚生勞動省 2015 年 1 月到 2017 年 06 月的檢測資料時序上較貼近現在的狀況 [9]。

本研究架構如下：

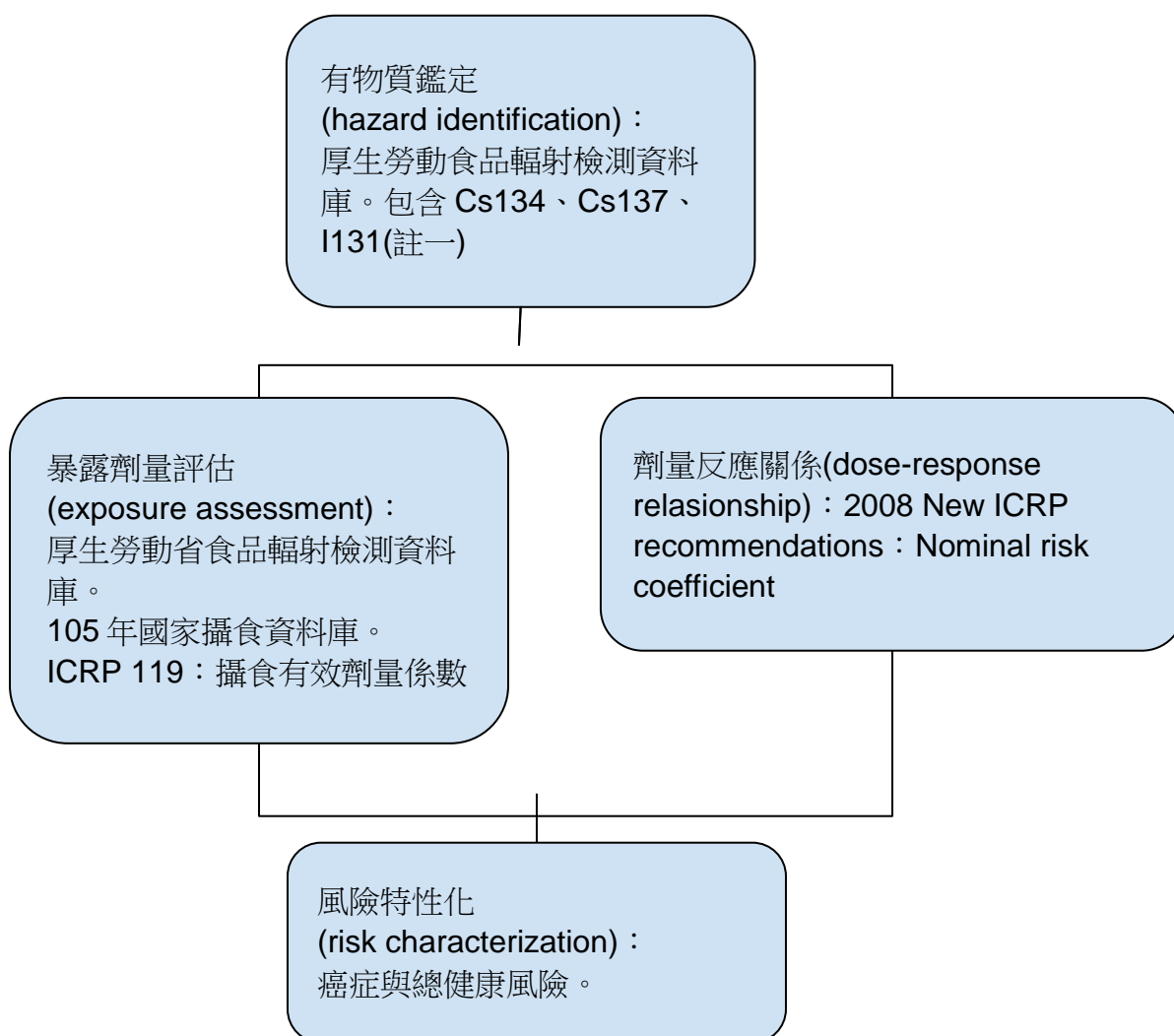


圖 1、研究架構。ICRP, international commission on radiation protection。

註 1：因 I131 半衰期約八天，現在已經偵測不到。

一、有害物質鑑定

自然環境中的銫是穩定的 Cs-133，含量極低，可以和其他元素結合而存在於岩石、土壤中。但遇到核爆炸時，會產生兩種型態的放射線銫，分別為 Cs-134 和 Cs-137 半衰期分別為 2.06 年及 30.17 年，因此如果要判定是 2 年以內的汙染造成的可同時看 Cs134 及 Cs137 的含量，如果核事故發生兩年內，樣本食物、海水沒有 Cs134，會被認為是之前的核子試爆或其他環境的汙染。福島事故剛剛過後的銫 137 與銫 134 的比例大約為 1：1，之後假設不會因為放射性物質的移動而減少，則僅僅考慮半衰期的衰減進行試算，推測銫的輻射劑量率在 3 年後約減少到二分之一，在 4 年後約減少到九分之四，在 5 年後約減少到八分之三，在 9 年後約減少到四分之一，在 30 年後約減少到七分之一。但是，因降雨等影響(風化效果)，會稍快減少(日本農林水產省，食料產業局 <https://goo.gl/1vMo7H>)。利用 I-131、Cs134、Cs137 及 Sr90 都可以用來監測環境汙染的情形，唯碘 I-131 半衰期更短 8 天，而 Sr90 半衰期雖然為 29 年，但是因其含量較低且需要耗時 2 星期甚至更久的時間來偵測，因此國際上皆以 Cs134 及 Cs137 作為長期的食品監測檢驗項目。

福島核災之後日本食物可能受到放射核種的汙染，本計畫之目的在討論如果台灣開放日本食物進口，台灣人可能的輻射暴露與健康風險，因此利用日本勞動省公開之檢驗食品進行貝氏統計蒙地卡羅馬可夫鍊進行評估。日方公開的資料上測量方式為 Ge、CsI、與 NaI 三種，各有不同的偵測極限，其中 CsI 的敏感度最差因此檢出結果皆低於最低極限如圖 2 所示。

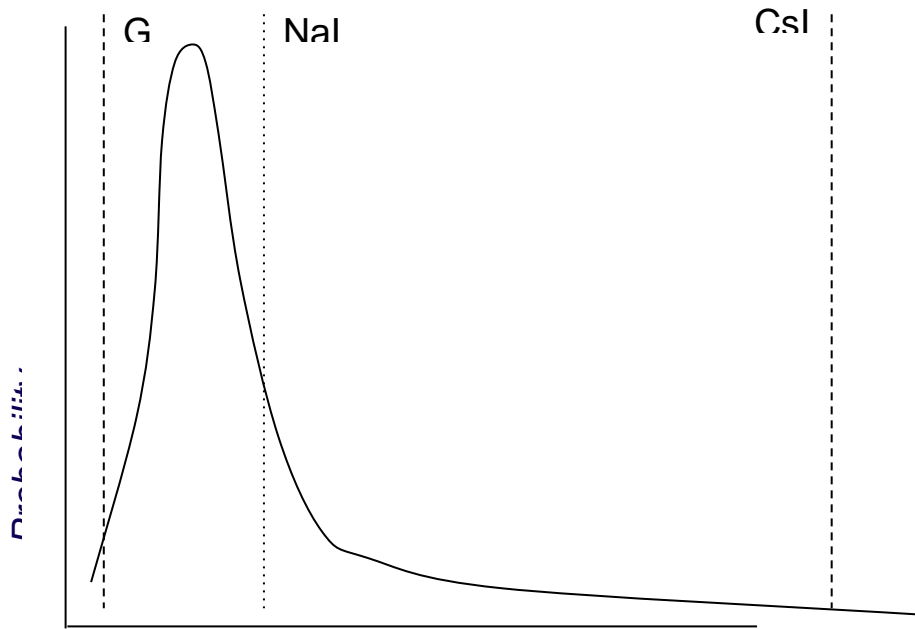


圖 2、Contamination level

此為食品污染程度示意圖。因為除污與核種衰變，食品污染程度分布會隨時間演變為右偏(right skew)分佈，也就是大部分的食品污染程度很低、分布的尖峰靠近左邊。然而不管是什麼儀器都有其偵測極限，在偵測極限之下的食品品項污染程度我們只能假定遵從某特定分布，此為評估之不確定因素來源。如圖所示，Ge 的敏感度最好、偵測極限最低在偵測極限以上的食品皆可以檢驗出來，NaI 其次，可能可以檢驗出約一半的食品，CsI 敏感度最差大部分的食品污染都測不出來，此情況之下如果將 CsI 資料帶入會造成很大的不確定因素。假若日方使用哪一種的檢測方式並沒有偏頗，因為資料量夠大利用 NaI 和 Ge 模擬食品污染程度分布已經足夠，CsI 有檢出項目再加入。

二、劑量反應關係

輻射風險分為確定效應(deterministic effects)與機率效應(stochastic effects)，在一般情況下暴露量較低人體受到的影響為機率效應。在計算機率效應時我們加總所有的食品品項造成的內暴露，如前劑量反應關係所敘述，根據線性無閾值(Linear Non-threshold)原則參考 New ICRP recommendations 2008 提供的 Nominal risk coefficient 計算出該年度的癌症風險與總健康風險，Nominal risk coefficient 如表 1。

表 1、Detriment-adjusted nominal risk coefficient for stochastic effects after exposure to radiation at low dose rate (10E-2 per 1 Sv)節錄自 New ICRP recommendation 2008

| | Cancer 癌症 | | Heritable effects 遺傳效應 | | Total detriment 總健康效應 | |
|--------------------|--------------|------|---------------------------|------|--------------------------|------|
| | 2007 | 1990 | 2007 | 1990 | 2007 | 1990 |
| population 暴露族群 | | | | | | |
| Whole 全年齡 | 5.5 | 6.0 | 0.2 | 1.3 | 5.7 | 7.3 |
| Adult 成人 | 4.1 | 4.8 | 0.1 | 0.8 | 4.2 | 5.6 |

表 1 列出 1990 與 2007 年的係數做比較，可以發現隨著新的發現與研究的資料，輻射暴露的風險不論是癌症或是遺傳效應經過評估後皆向下修改，本研究採取 2007 年的健康風險係數。

三、暴露評估

本研究為評估開放日本食物後台灣人因攝食造成的輻射內暴露，因此假定情境為所有日本縣與市面上流通的食品均進口到台灣。暴露計算參考 Codex Stan 193-1995 的方程式 [8]，如下：

$$E = U(A) \times M(A) \times \text{eing}(A) \times \text{IPF}$$

$U(A)$: the amount of radionuclide (Bq/kg)

$M(A)$: age – dependent mass of food consumed (kg/year)

eing : age

– dependent ingestion dose coefficient (dose per unit intake, mSv/Bq)

IPF is the import/production factor (dimensionless)

$U(A)$ 代表放射核種的含量，單位為 Bq/kg，資料來源為日本厚生勞動省官方網站，資料檔案以每個月為單位，其檢測為日本全國共 39 縣市(包含福島縣及鄰近縣市)有開放之食品，資料類別包括生產地區、流通品或非流通品、食品品名、抽驗儀器(CsI、NaI、Ge)、抽驗核種(Cs134、Cs137)、最小可偵測活性、抽驗日期、資料發布日期，資料中無論有無檢出均逐筆詳列，由於 CsI 儀器能檢驗到的活性極限較高，故在資料中樣本檢驗結果均呈現未檢出，而 NaI 和 Ge 儀器可測得較低的輻射，有實際輻射檢測數據，因此，本計畫使用日本官方 NaI 和 Ge 儀器之檢驗結果，分別針對 Cs134 和 Cs137 進行健康風險的估算，以 2015 年 1 月份資料為例，Cs134 檢出的食品品項共有 9 類，分別是豬肉、牛肉、淡水魚類、鹹水魚類、魚類加工製品、甲殼類、貝類、黃豆黑豆類、蕈菇類，Cs137 檢出的食品品項共 23 類，分別米、麥類麵粉類及其製品、黃豆黑豆類、淡水魚類、鹹水魚類、魚類加工製品、貝類、頭足類、豬肉、牛肉、蟹、包葉菜類、小葉菜類、小漿果類、梨果類、柑桔類、根莖菜類、根莖菜類加工製品、含餡餅乾類、茶葉飲料類、飲用水、肉類加蔬菜類及其他類複合食品，運用國家攝食資料庫的分類方法

將檢驗的原始檔案分類，可得每一類食品品項的檢出個數、未檢出個數與總檢驗個數。

資料庫建構整理步驟如下：

(一)資料取得：依據日本厚生勞動省公布全國食物的檢測結果

(http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/index_food_radioactive.html)，使用 2015 年 1 月到 2017 年 06 月的資料，貼近現在時間點與污染狀況。

(二)資料整理與攝食資料配對：獲取資料後查詢食物品項之英文與日文中名稱，翻譯成中文並參考國民攝食資料庫將各食物品項分類到相對應之攝食分類，分類表內涵如表 2：

表 2、國家攝食資料庫食品分類表

| 食品大項 | 食品分類細項 |
|------------|---|
| A.全穀雜糧類 | 白米飯、糙米飯、糯米飯、全穀米飯、其他米飯、粥類、米漿類、米粉類、米製粿條、米穀粉、其他米類加工製品、麥類及其製品、麵粉類、吐司餐包類、麵條類、麵筋類、餅皮麵皮類、原味饅頭、其他麵粉類加工製品、玉米、其他雜糧類、雜糧加工製品 |
| B.乾豆堅果 | 紅豆、綠豆、花生、黃豆黑豆類、其他乾豆類、冬粉、其他綠豆類加工製品、花生類加工製品、豆漿類、豆腐製品、豆乾、豆腐皮製品、豆腐乳等製品(發酵)、其他乾豆類加工製品、堅果類、堅果類加工製品 |
| C.油脂類 | 穀物油、辣椒油、葵花油、苦茶油、葡萄籽油、芥花油、花生油、黃豆油、香油、麻油、堅果油、調合健康油、蔬菜油、寶素齋、其他植物性調合油、乳瑪琳、奶精、其他植物性油脂、家禽油脂、家畜油脂、泡麵油包、清香油、其他動物性油脂、其他油脂類 |
| D.家禽類及其製品類 | 雞肉、雞肝、其他雞內臟、雞肉加工製品、鴨肉、鴨肝、其他鴨內臟、鴨肉加工製品、鵝肉、鵝肝、其他鵝內臟、鵝肉加工製品、其他家禽類肉類、其他家禽類內臟、其他家禽類加工製品、豬肉、豬肝、豬腎、其他豬 |

| | |
|------------|---|
| | 內臟、豬其他可食部位、豬肉乾燥製品、香腸熱狗、豬肉醃燻製品、豬肉煉製品、其他豬肉加工製品 |
| E.家畜類及其製品類 | 牛肉、牛肝、牛腎、其他牛內臟、牛肉加工製品、羊肉、羊肝、羊腎、其他羊內臟、羊肉加工製品、其他家畜類及其製品 |
| F.魚、水產類 | 魚乾燥製品、魚漿製品、其他魚類加工製品、蝦、蟹、甲殼類加工製品、貝類、貝類加工製品、頭足類、頭足類加工製品、其他新鮮水產品、其他水產動物加工製品 |
| G.蛋類 | 雞蛋、鴨蛋、鵝雞蛋、其他蛋類、蛋類加工品 |
| H.乳品類 | 全脂牛乳、低脂牛乳、脫脂牛乳、保久乳、調味牛乳、羊乳、調味羊乳、發酵乳、煉乳、其他液態乳類、全脂乳粉、低脂乳粉、脫脂乳粉、羊奶乳粉、調味乳粉、三歲以上兒童乳粉、起司、其他粉狀或固狀乳類 |
| I.水果類 | 香蕉、鳳梨、木瓜、奇異果、火龍果、其他大漿果類、大漿果類加工製品、番石榴、蓮霧、葡萄、其他小漿果類、小將果類加工製品、蘋果、梨、桃李、棗、其他梨果類、梨果類加工製品、芒果、其他核果類、核果類加工製品、西瓜、其他瓜果類、瓜果類加工製品、橘子、柳橙、其他柑桔類、柑桔類加工製品、甘蔗類 |
| J.蔬菜類 | 高麗菜、大白菜、花椰菜、其他包葉菜類、包葉菜類加工製品、地瓜葉及空心菜、十字花科小葉菜類、菊科小葉菜類、蒜、蔥、韭菜等、菠菜、芹菜、莧菜、龍鬚菜、其他小葉菜類、小葉菜醃漬品、其他小葉菜類加工製品、番茄、青椒、甜椒、辣椒、其他果菜類、果菜類加工製品、四季豆、長豆、豌豆、其他豆菜類、豆菜類加工製品、綠豆芽、其他芽菜類、芽菜類加工製品、絲瓜、苦瓜、小黃瓜、冬瓜、大黃瓜、南瓜、其他瓜菜類、瓜菜類加工製品、蘿蔔、筍類、洋蔥、薑、蕃薯、馬鈴薯、山藥、芋頭、其他根莖菜類、根莖菜類乾、根莖菜醃漬品、粉圓粉角類、薯條薯餅、地瓜粉及太白粉等、其他根莖菜類加工製品、香菇、金針菇、木耳、杏鮑菇、其他蕈菇類、蕈菇類加工製品類、海帶、其他海產植物類、海產植物類加工製品類、其他蔬菜類、其他蔬菜類加工製品 |
| K.糖及糖果零食類 | 糖、糖漿、蜂蜜、代糖、糖果類、巧克力類、含餡餅乾類、無餡餅乾類、休閒食品類、甜品類(糕點除外) |
| L.飲料類 | 碳酸飲料類、新鮮純果蔬汁、還原調製果汁、發酵果蔬汁及其飲料、可可或巧克力飲料類、咖啡飲料類、茶葉 |

| | |
|---------------|---|
| | 飲料類、各式奶茶、機能性飲料類、乳酸飲料、冰品類、花茶類、其他飲料類、飲用水 |
| M.酒類 | 啤酒類、其他釀造酒類、米酒、其他蒸餾酒、藥酒及其他再製酒類、酒精性飲料 |
| N.調味料類 | 鹽類、味精、醬油類、醬油膏類、其他調味醬、白醋、黑醋、其他醋類、白胡椒、黑胡椒、調理包類、其他辛辛植物類、其他調味料類 |
| O.複合食品、湯品及其他類 | 米製糰類、油飯粽子類、炒飯壽司飯團類、米血、粥類複合食品、其他米類複合食品、水餃餛飩類、包子類、麵包類複合食品、蛋糕糕餅類、抓餅蛋餅類、披薩漢堡類、羹類及麵線糊、調味饅頭類、火鍋餃類、速食麵類、其他麥類複合食品、肉類+蔬菜類及其他類複合食品、湯品類、常見藥膳及其他類 |
| P.嬰幼兒食品 | 母乳、嬰幼兒乳粉、嬰幼兒羊奶粉、米粉米精、麥粉麥精 |

(三)資料複製與保存：將原始檔複製後儲存，以利往後複查。

(四)分開處理嬰兒食品：因為嬰兒食品大多為複合食物，無法在攝食資料庫中找出對應品項，因此將嬰兒食品例如兩三歲的添加的副食品需分開另外處理。

(五)CsI無數據資料處理：目前研究發現 CsI 皆無測量數據，CsI 為一快篩工具，其敏感度比純鍺探測器(Ge)差十倍以上，偵測極限為 25Bq/kg，比目前大多的食物污染程度高很多。在這樣的情況之下，常常無法測出食物中所含的微量放射核種，因此須將 CsI 無檢出的資料刪除，往後若發現 CsI 有檢測資料出現再納入評估。

(六)刪除不可能大量進口之項目：例如野生栽培類、野生肉類如：鹿肉、野生熊肉等。此類食物未經處理不可能通過海關大量進口，一旦處理過後變成流通品及納入進行評估。

(七)刪除差異性食品：日本跟台灣的飲食習慣有些許的差異，其中包括鹿肉等食品台灣很少食用、攝食資料庫也沒有對應的分類，因此這類食

品不納入一般大眾的評估。資料庫以上述步驟整理完畢後為我們的輸入資料 $U(A)$ 。

$M(A)$ 為該品項食物一年之攝取量，以公斤為單位。參考 105 年國家攝食資料庫 consumer only 的資料，此為排除攝食量為零的個案，因此在推估內暴露的時候理論上會高估風險。

eing 為劑量轉換係數，參考 ICRP Publication 119 [10]。

IPF 為日本食品市場佔有率，日本食品佔台灣市場約為百分之五，然而可能各種不同的食品所佔的比例不一，因此我們統一在計算各品項食物以 0.1 作為保守估計。

以上資料整理完畢後，藉由貝氏定理蒙地卡羅馬可夫鍊進行暴露評估演算，其步驟與說明如下：

(一) 建構食品污染程度的機率函數：貝氏統計結合對母群體的先驗資訊，選取適當的機率分配及其參數估計值，稱為先驗機率分配。再由抽樣樣本條件機率的最大概似估計結合先驗機率分配求得後驗機率分配 (Posterior distribution)。

假設 $\Omega = \cup_{i=1}^{\infty} B_i, B_i \cap B_j = \emptyset, \forall i \neq j, \{B_i, i \geq 1\}$

給訂任意的事件 $A, P(A) = \sum_{i=1}^{\infty} P(A|B_i)P(B_i)$

若 $P(A) > 0$ 則 $P(B_j|A) = \frac{P(A|B_j)P(B_j)}{\sum_{i=1}^{\infty} P(A|B_i)P(B_i)}$

在上述的貝氏定理中， $P(B_j)$ 稱為事前機率； $P(B_i|A)$ 則是在給定 A 發生之下的機率，所以稱 $P(B_i|A)$ 為事後機率。藉由已知的先驗資訊結合抽樣樣本條件機率的「概似估計」以求得事後機率。

(二) 由食品污染程度機率函數與攝食資料分佈建構暴露程度分佈：利用吉布斯抽樣 (Gibbs sampling) 模擬出一連串馬可夫鍊，建構暴露十萬分之

一。Gibbs 演算法從參數的起始值透過條件後驗分配反覆抽取參數估計值，再經一連串的迭代 (Iterative) 過程，然而，在研究過程中，我們會把迭代過程中較前面迭代值捨棄不用，因為初始的迭代值較容易受到值的影響。而起始值是任意給定的，所以不太可能一開始就近似實際參數值。

在執行吉布斯抽樣的過程中，重覆迭代的次數是一個時常被研究學者所提出討論的議題，到底吉布斯抽樣應該進行多少次的迭代才能夠確保參數估計值已經達到一個平穩的數列。在許多的文獻中都有對此方面的問題進行探討，但直到現在為止仍然沒有一個唯一的準則。畢竟每個不同的模型參數個數或者參數係數的大小特性都會影響到迭代的次數。目前可見的研究大多是將所有迭代出來的參數值繪製時間序列圖(History)，以估計值在一定範圍內上下震盪且變化幅度不大作為判斷依據。

在日本的輻射抽檢結果中抽檢的樣本，包括了五花八門的產品(例如：野生動物、野生植物等)，非一般民眾會攝食之食品，這些不常見之產品依然有可能流入市面變成中藥材、食品添加物或食品裝飾等材料，日本抽檢單位以保守角度依然將其納入檢驗，但由於此類商品並不會成為我國之進口食品，就算真的製成食品也應該會變成流通品而被抽樣，因此本研究剔除了野生動物、野生植物等稀有商品。日本輻射抽檢結果品項繁多，大多品項均無檢出濃度資料(例如：嬰兒食品)，由於現有資料均無任何濃度資料，故在估算濃度及風險因無法真實數據而無法模擬實際情形，故此類情形亦不在本次評估範圍內。

四、風險特性化

結合暴露評估與劑量反應關係計算癌症與健康風險，本研究依照國家攝食資料庫的年齡分層，分為 3~6 歲、6~12 歲、一般成人和孕齡婦女。採用 New ICRP recommendation 2008 中 2007 年提出的成人健康風險係數，其中 3~6 歲與 6~12 歲的健康風險放大 10 倍作為安全係數。

本研究經逐年評估後發現 2017 年的暴露與前兩年相比顯著的下降，且時序上與往後可能開放的時程較相近，因此採用 2017 年的暴露計算健康風險。

(一) 資料庫建構成果

2015 年 1 月至 2017 年 6 月本研究資料庫共達 805,102 筆，依據上述資料庫彙整方式進行處理後，可評估筆數共 548,954 筆，有效樣本為 68.18%，各年度資料庫彙整結果如下：

1. 2015 年度資料庫建構成果

2015 年度資料庫總筆數共為 335,060 筆，所公告資料檢測儀器共有三種：NaI(46.78%)、CsI(29.16%)、Ge(24.07%)，可見圖 3。依循本研究資料庫彙整標準程序，可評估總筆數共 235,106 筆，有效樣本比例為 70.17%，詳見圖 4。2015 年度資料庫彙整結果如表 3-1 及表 3-2，以 2015 年一月份為例：資料樣本總數有 15,611 筆，扣除嬰兒食品 35 件、野生肉類 127 件、野生作物 0 件及 CsI 未檢出 1,443 件後，納入分析的有有效樣本為 14,006 筆，有效樣本比例為 89.72%。每個月的樣本數最高為 11 月份高達 35,816 筆，平均為 27,922 筆。

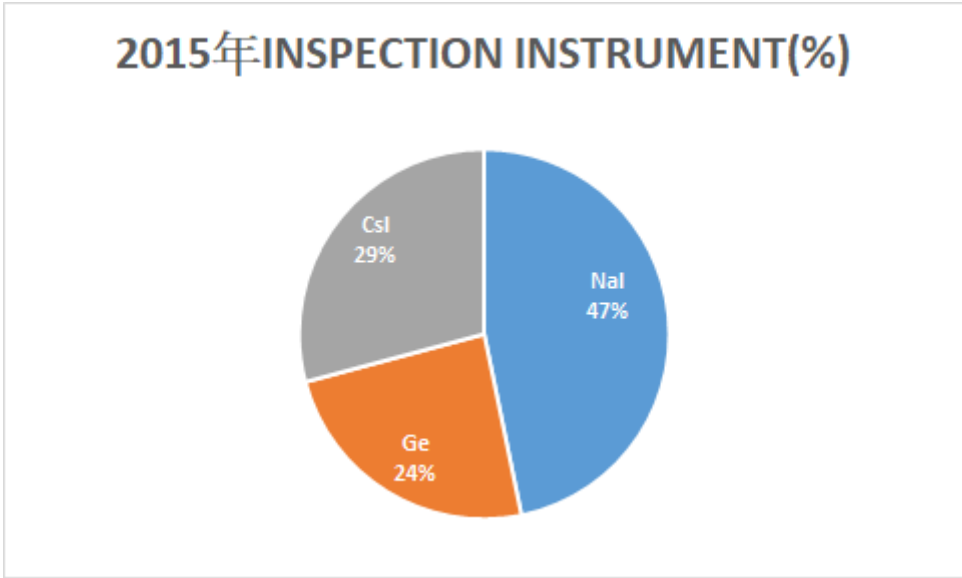


圖 3、2015 年度檢測儀器比例(%)

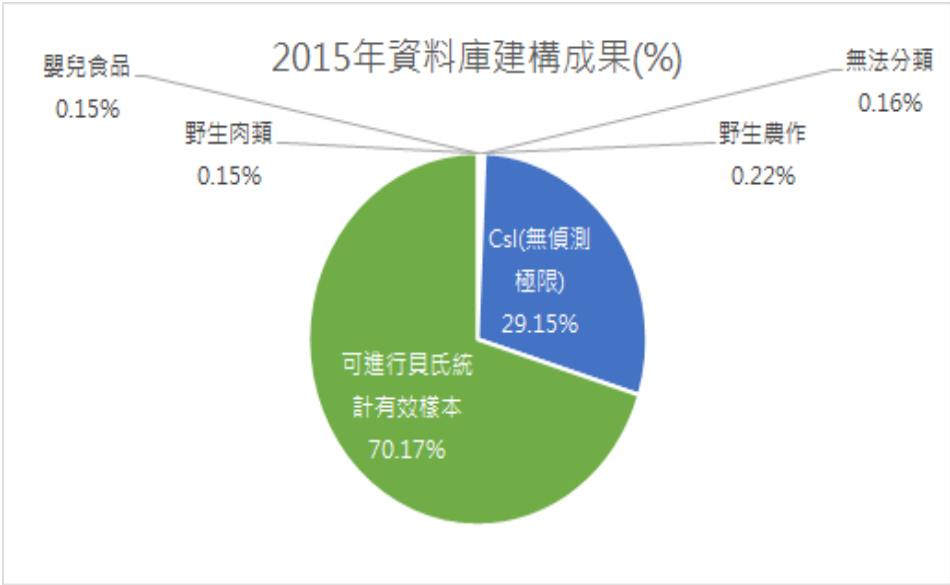


圖 4、2015 年度資料庫建構成果(%)

表 3-1、2015 年度 1 至 6 月資料庫建構情形

| 月份 | 1 月 | 2 月 | 3 月 | 4 月 | 5 月 | 6 月 |
|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 總數 | 15,610 | 23,934 | 27,497 | 24,259 | 22,689 | 34,229 |
| 嬰兒食品 | 35 | 56 | 45 | 21 | 37 | 31 |
| 野生肉類 | 127 | 100 | 25 | 54 | 14 | 16 |
| 野生作物 | 0 | 11 | 42 | 137 | 352 | 188 |
| CsI 未檢出 | 1,443 | 8,294 | 9,807 | 8,383 | 5,905 | 9,732 |
| 無法分類 | 0 | 0 | 131 | 176 | 58 | 73 |
| 有效樣本 | 14,005 | 15,473 | 17,447 | 15,488 | 16,323 | 24,189 |
| 有效樣本比例(%) | 89.72 | 64.65 | 63.45 | 63.84 | 71.94 | 70.67 |

表 3-2、2015 年度 7 至 12 月資料庫建構情形

| 月份 | 7 月 | 8 月 | 9 月 | 10 月 | 11 月 | 12 月 |
|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 總數 | 27,448 | 31,607 | 28,213 | 28,298 | 35,816 | 35,460 |
| 嬰兒食品 | 27 | 51 | 17 | 25 | 19 | 138 |
| 野生肉類 | 36 | 10 | 23 | 37 | 44 | 22 |
| 野生作物 | 7 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 |
| CsI 未檢出 | 7,867 | 8,461 | 9,274 | 8,142 | 10,812 | 9,535 |
| 無法分類 | 0 | 0 | 33 | 28 | 18 | 27 |
| 有效樣本 | 19,511 | 23,085 | 18,866 | 20,058 | 24,923 | 25,738 |
| 有效樣本比例(%) | 71.08 | 73.04 | 66.87 | 70.88 | 69.59 | 72.58 |

有關 2015 年食品分類方面(如表 4)，共進行 333,188 筆數上的處理，其中以 D.家畜類及其製品為最多，佔 80.17%；其次為 J.蔬菜類，佔 6.77%；第三為 F.魚、水產類，佔 6.74%。

表 4、2015 年度食物品項分類情形

| 食品大項 | 筆數 | 比例 |
|---------------|---------|--------|
| A.全穀雜糧類 | 3,405 | 1.02% |
| B.乾豆堅果類 | 5,304 | 1.59% |
| C.油脂類 | 61 | 0.02% |
| D.家禽類及其製品類 | 434 | 0.13% |
| E.家畜類及其製品類 | 267,125 | 80.17% |
| F.魚、水產類 | 22,443 | 6.74% |
| G.蛋類 | 491 | 0.15% |
| H.乳品類 | 3,857 | 1.16% |
| I.水果類 | 3,440 | 1.03% |
| J.蔬菜類 | 22,567 | 6.77% |
| K.糖及糖果零食類 | 611 | 0.18% |
| L.飲料類 | 1,126 | 0.34% |
| M.酒類 | 238 | 0.07% |
| N.調味料類 | 465 | 0.14% |
| O.複合食品、湯品及其他類 | 1,454 | 0.44% |
| P.嬰幼兒食品 | 167 | 0.05% |
| 合計 | 333,188 | 100% |

2. 2016 年度資料庫彙整建構成果

2016 年度資料庫總筆數共為 317,716 筆，所公告資料檢測儀器共有三種：NaI(47.31%)、CsI(32.26%)、Ge(20.43%)，如圖 5。依循本研究資料庫彙整標準程序，可評估總筆數共 216,937 筆，有效樣本比例為 68.28%，如圖 6、表 5-1 及表 5-2。

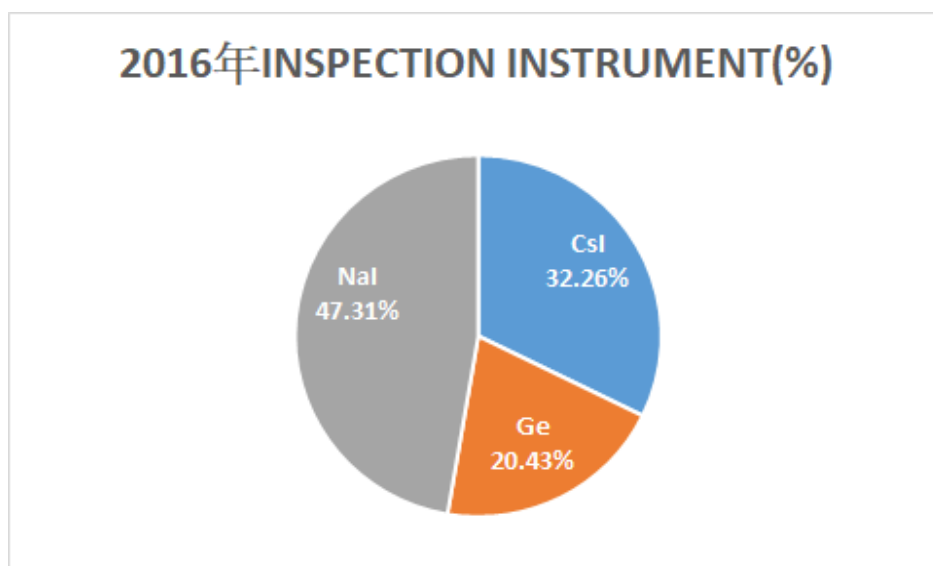


圖 5、2016 年度檢測儀器比例(%)

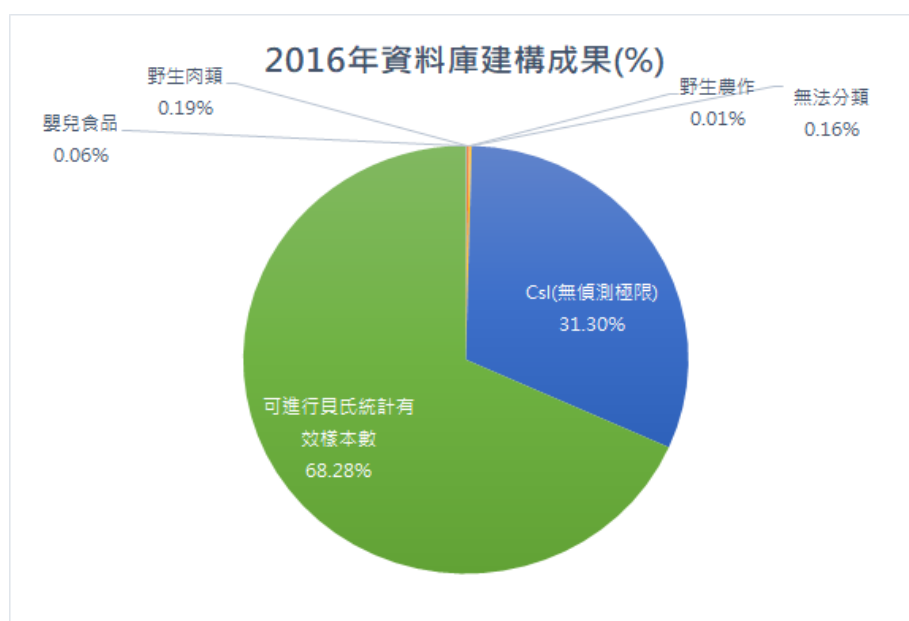


圖 6、2016 年度資料庫建構成果(%)

表 5-1、2016 年度 1 至 6 月資料庫建構情形

| 月份 | 1 月 | 2 月 | 3 月 | 4 月 | 5 月 | 6 月 |
|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 總數 | 16,551 | 31,612 | 24,129 | 26,214 | 27,647 | 27,542 |
| 嬰兒食品 | 16 | 41 | 13 | 11 | 18 | 14 |
| 野生肉類 | 13 | 36 | 23 | 56 | 37 | 0 |
| 野生作物 | 11 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CsI 未檢出 | 5,024 | 9,379 | 7,363 | 9,445 | 9,117 | 8,381 |
| 無法分類 | 24 | 19 | 7 | 9 | 12 | 17 |
| 有效樣本 | 11,463 | 22,112 | 16,723 | 16,693 | 18,463 | 19,130 |
| 有效樣本比例(%) | 69.26 | 69.95 | 69.31 | 63.68 | 66.78 | 69.46 |

表 5-2、2016 年度 7 至 12 月資料庫建構情形

| 月份 | 7 月 | 8 月 | 9 月 | 10 月 | 11 月 | 12 月 |
|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 總數 | 23,733 | 29,937 | 22,438 | 32,380 | 31,380 | 24,153 |
| 嬰兒食品 | 8 | 7 | 20 | 30 | 11 | 2 |
| 野生肉類 | 27 | 78 | 28 | 106 | 2 | 204 |
| 野生作物 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 |
| CsI 未檢出 | 7,557 | 10,456 | 5,024 | 10,959 | 9,690 | 7,043 |
| 無法分類 | 57 | 24 | 22 | 73 | 213 | 16 |
| 有效樣本 | 16,084 | 19,372 | 17,333 | 21,212 | 21,464 | 16,888 |
| 有效樣本比例(%) | 67.77 | 64.71 | 77.25 | 65.51 | 68.40 | 69.92 |

有關 2016 年食品分類方面，共進行 285,483 筆數上的處理，其中以 D.家畜類及其製品為最多，佔 80.08%；其次為 J.蔬菜類，佔 7.31%；第三為 F.魚、水產類，佔 6.59%，如表 6。

表 6、2016 年度食物品項分類情形

| 食品大項 | 筆數 | 比例 |
|---------------|---------|---------|
| A.全穀雜糧類 | 3,747 | 1.31% |
| B.乾豆堅果類 | 3,625 | 1.27% |
| C.油脂類 | 134 | 0.05% |
| D.家禽類及其製品類 | 415 | 0.15% |
| E.家畜類及其製品類 | 228,612 | 80.08% |
| F.魚、水產類 | 18,804 | 6.59% |
| G.蛋類 | 413 | 0.14% |
| H.乳品類 | 3,272 | 1.15% |
| I.水果類 | 2,017 | 0.71% |
| J.蔬菜類 | 20,870 | 7.31% |
| K.糖及糖果零食類 | 521 | 0.18% |
| L.飲料類 | 946 | 0.33% |
| M.酒類 | 205 | 0.07% |
| N.調味料類 | 392 | 0.14% |
| O.複合食品、湯品及其他類 | 1,373 | 0.48% |
| P.嬰幼兒食品 | 137 | 0.05% |
| 合計 | 285,483 | 100.00% |

3. 2017 年度 1-6 月資料庫建構成果

2017 年度 1-6 月資料庫總筆數共為 152,326 筆，所公告資料檢測儀器共有三種：NaI(46.85%)、CsI(35.31%)、Ge(17.84%)，如圖 7。依循本研究資料庫彙整標準程序，可評估總筆數共 96,911 筆，有效樣本比例為 63.62%，如圖 8 及表 7。

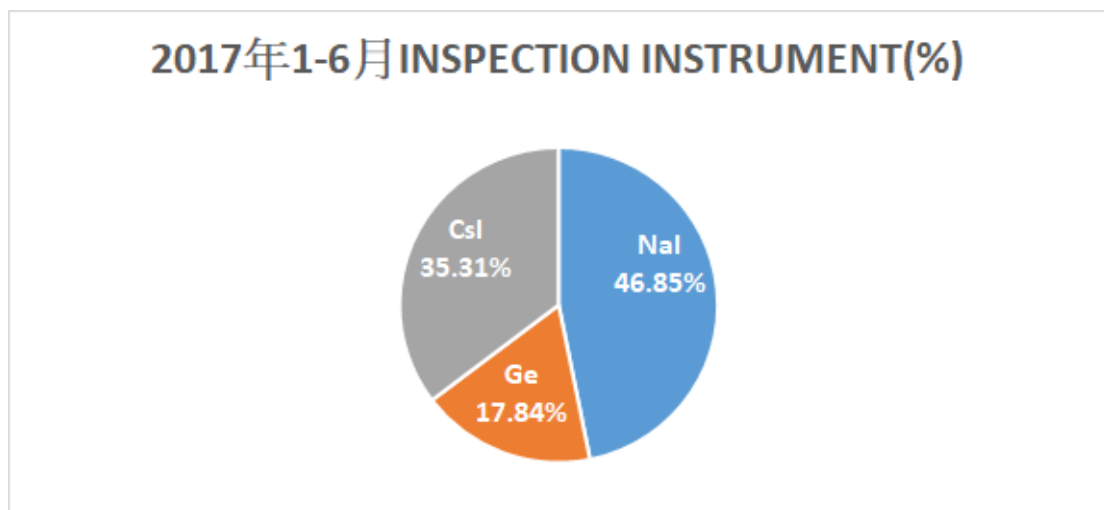


圖 7、2017 年度上半年檢測儀器比例(%)

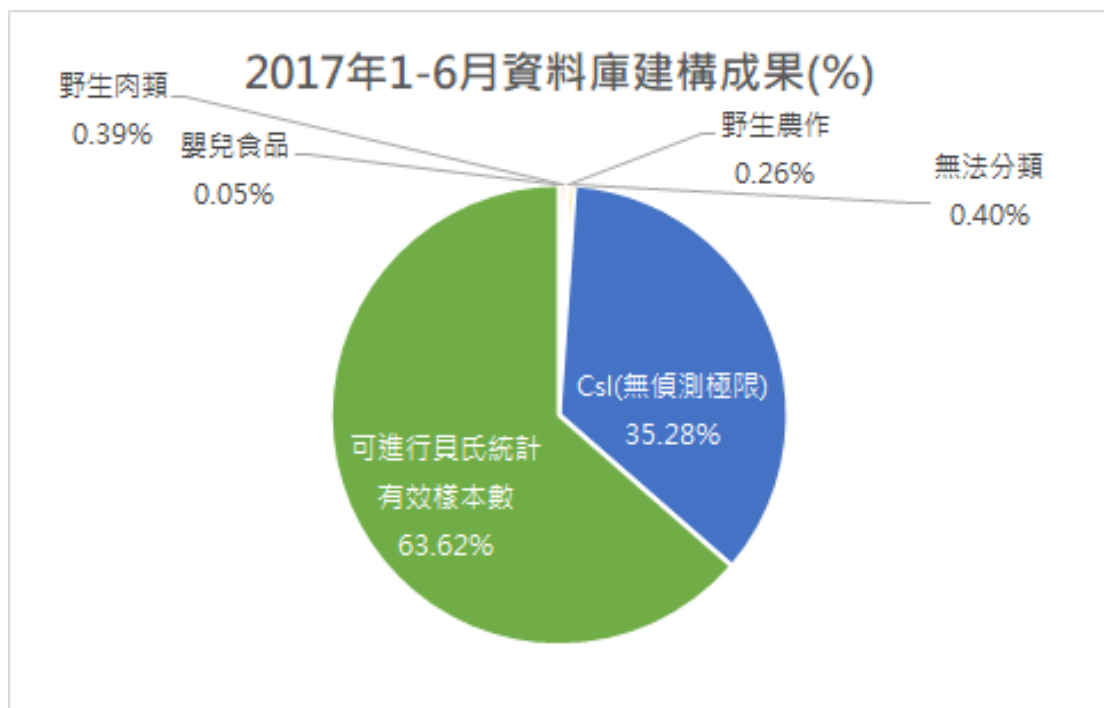


圖 8、2017 年度上半年資料庫建構成果(%)

表 7、2017 年度 1 至 6 月資料庫建構情形

| 月份 | 1 月 | 2 月 | 3 月 | 4 月 | 5 月 | 6 月 |
|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 總數 | 27,175 | 27,175 | 24,249 | 22,120 | 27,770 | 23,837 |
| 嬰兒食品 | 8 | 22 | 9 | 10 | 20 | 11 |
| 野生肉類 | 180 | 100 | 102 | 71 | 79 | 69 |
| 野生作物 | 60 | 36 | 21 | 17 | 190 | 65 |
| CsI 未檢出 | 10,654 | 10,645 | 7,659 | 8,093 | 9,507 | 7,183 |
| 無法分類 | 67 | 123 | 66 | 39 | 198 | 112 |
| 有效樣本 | 16,206 | 16,249 | 16,392 | 13,890 | 17,777 | 16,397 |
| 有效樣本比例(%) | 59.64 | 59.79 | 67.60 | 62.79 | 64.02 | 68.79 |

另外，有關 2017 年 1 月至 6 月在食品分類方面，共進行 147,579 筆數上的處理，其中以 D.家畜類及其製品為最多，佔 83.59%；其次為 J.蔬菜類，佔 6.55%；第三為 F.魚、水產類，佔 6.37%，如表 8。

表 8、2017 年度食物品項分類情形

| 食品大項 | 筆數 | 比例 |
|---------------|---------|---------|
| A.全穀雜糧類 | 738 | 0.50% |
| B.乾豆堅果類 | 603 | 0.41% |
| C.油脂類 | 46 | 0.03% |
| D.家禽類及其製品類 | 170 | 0.12% |
| E.家畜類及其製品類 | 123,368 | 83.59% |
| F.魚、水產類 | 9,394 | 6.37% |
| G.蛋類 | 194 | 0.13% |
| H.乳品類 | 1,465 | 0.99% |
| I.水果類 | 663 | 0.45% |
| J.蔬菜類 | 9,670 | 6.55% |
| K.糖及糖果零食類 | 171 | 0.12% |
| L.飲料類 | 440 | 0.30% |
| M.酒類 | 99 | 0.07% |
| N.調味料類 | 166 | 0.11% |
| O.複合食品、湯品及其他類 | 336 | 0.23% |
| P.嬰幼兒食品 | 56 | 0.04% |
| 合計 | 147,579 | 100.00% |

(二)曝露機率及食物品項殘留量分析

本研究方法得以建構出內曝露的機率分布，圖示如下：圖 9~圖 11 為 2015 年至 2017 年日本食品計算出台灣民眾的內曝露的分布圖，可以很容易的觀察到曝露分佈為右偏，也就是大部分民眾的曝露集中在較低的地方。以圖 9-1 Cs134 的評估為例，只納入通路買賣的食物分析，由左至右有四條直線分別為食物的年累積內曝露劑量分布當中最低 5%的劑量落在 $6.27E10^{-4}$ mSv，而中位數為 $1.18E-03$ mSv，平均劑量為 $1.38E-03$ mSv，而分布最高 95%的內曝露劑量估計為 $2.76E-03$ mSv。圖 9-2 Cs137 內曝露劑量分布當中最低 5%的劑量落在 $2.93E10^{-4}$ mSv/year，而中位數為 $4.75E-03$ mSv/year，平均劑量為 $5.18E-03$ mSv/year，而分布最高 95%的內曝露劑量估計為 $8.78E-03$ mSv/year。茲將 Cs134 與 Cs137 加總內曝露劑量範圍最高 95%落在 $1.15E-02$ mSv/year。

2015 年度食品細項分析結果(皆取 50 百分位數)，如表 12 Cs134 殘留量最高的為豬肉(9.35 Bq/kg)，其次為小葉菜類加工製品(2.227 Bq/kg)；Cs137 殘留量最高仍為豬肉(14.66 Bq/kg)，其次為梨果類(15.01 Bq/kg)；而食物品項中，有 48%的牛肉被檢驗出輻射量。假設台灣民眾每日皆食用日本進口之食品，成人攝入的總輻射曝露量估算為 $5.93E-03$ mSv/year，其他年齡層的曝露量差距不大，再依據此推估的國人攝食曝露量以 ICRP 致癌係數進行分析(表 13)。

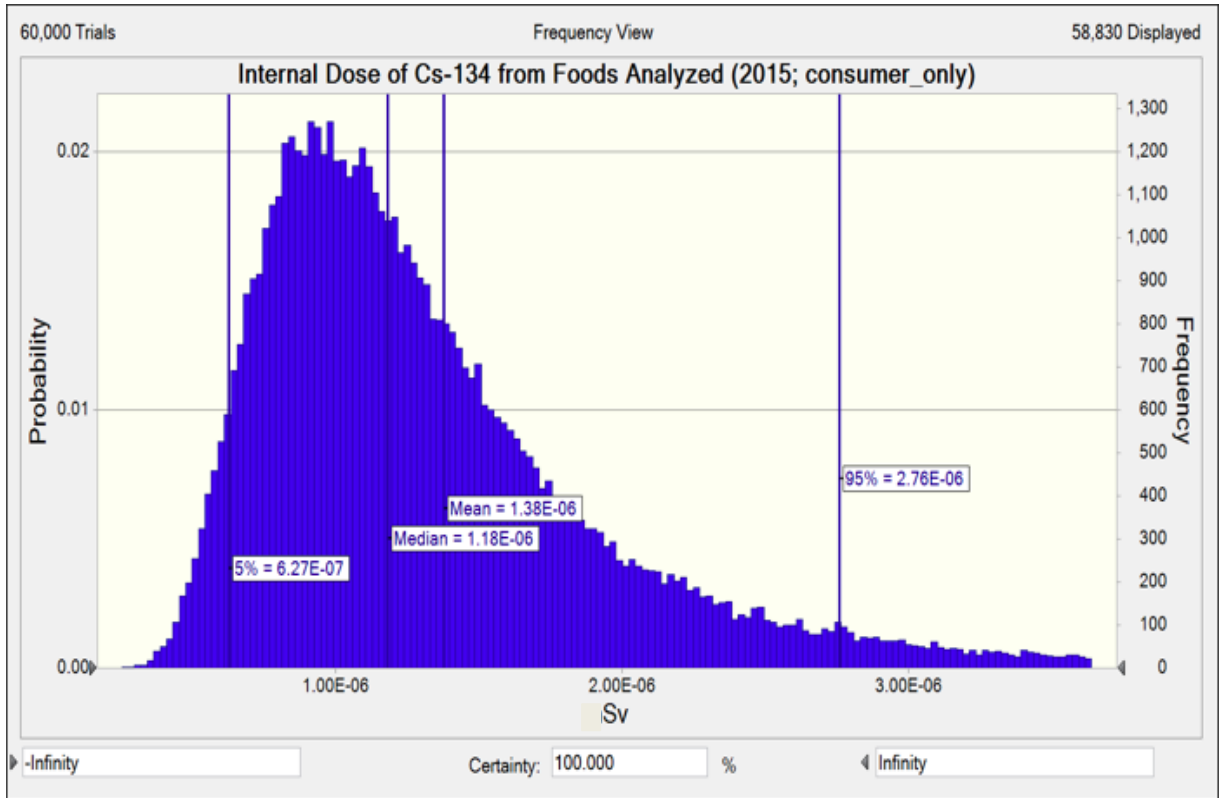


圖 9-1、以 2015 年日本食品計算出台灣民眾的內曝露分佈-Cs134

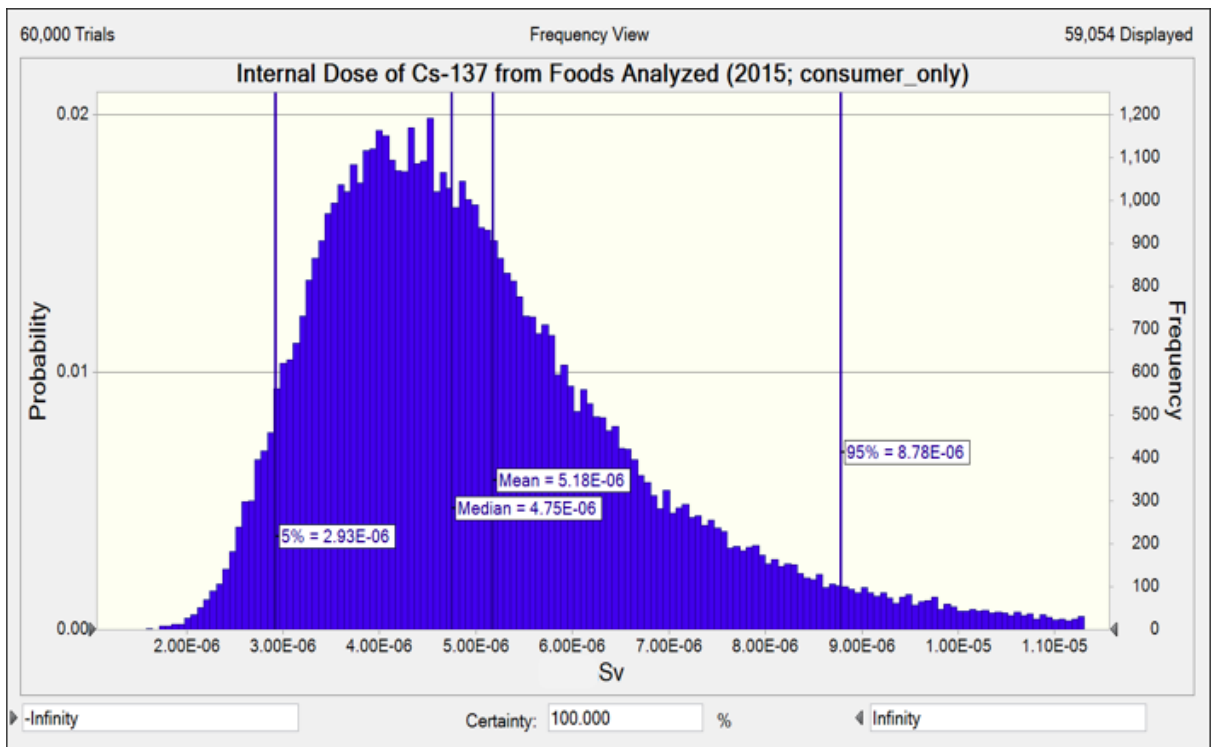


圖 9-2、以 2015 年日本食品計算出台灣民眾的內曝露分佈-Cs137

而 2016 年度食品細項分析結果(皆取 50 百分位數)，如表 12 Cs134 仍以豬肉(3.38 Bq/kg)含有最高的殘留量，其次為其他蔬菜類(1.138 Bq/kg)；Cs137 最高的亦為豬肉(35.37 Bq/kg)，其次為淡水魚類(11.71 Bq/kg)；成人曝露的總輻射量估算為 $7.55E-03$ mSv/year。以圖 10-1 Cs134 年累積內暴露劑量分布當中最低 5%的劑量落在 $6.17E-07$ mSv，而中位數為 $1.01E-03$ mSv，平均劑量為 $1.09E-03$ mSv，而分布最高 95%的內暴露劑量估計為 $1.81E-03$ mSv。圖 10-2 Cs137 內暴露劑量分布當中最低 5%的劑量落在 $4.15E-04$ mSv/year，而中位數為 $6.58E-03$ mSv/year，平均劑量為 $7.16E-03$ mSv/year，而分布最高 95%的內暴露劑量估計為 $1.20E-02$ mSv/year。茲將 Cs134 與 Cs137 加總內暴露劑量範圍最高 95%落在 $1.38E-02$ mSv/year。

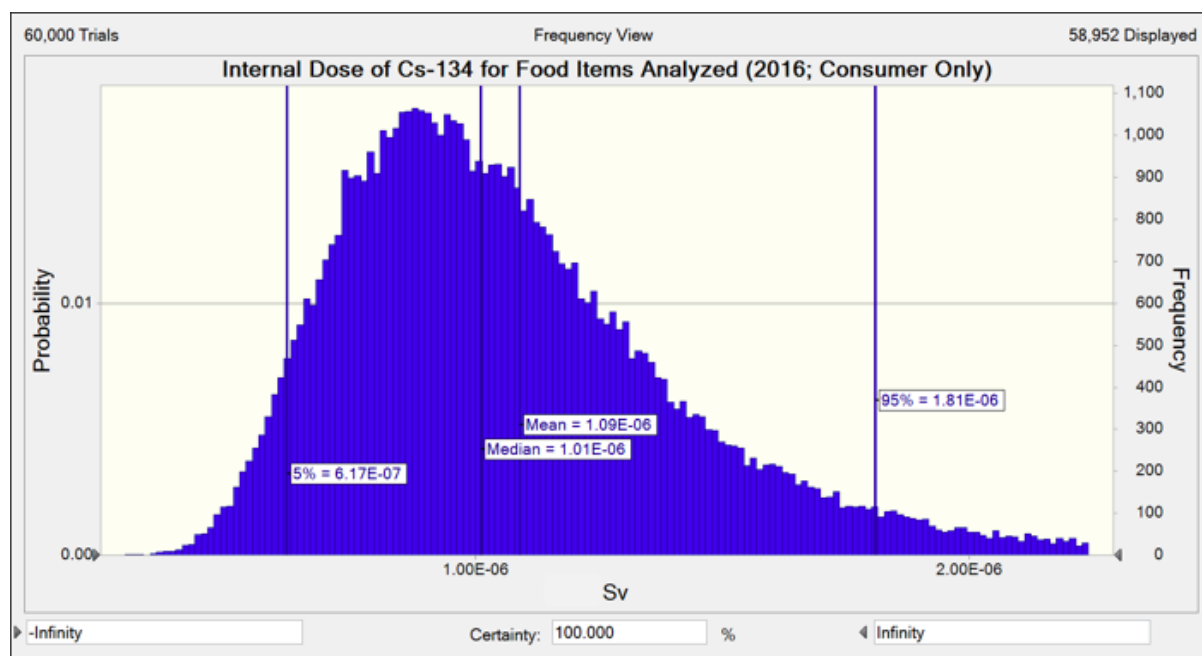


圖 10-1、以 2016 年日本食品計算出台灣民眾的內曝露分佈-Cs134

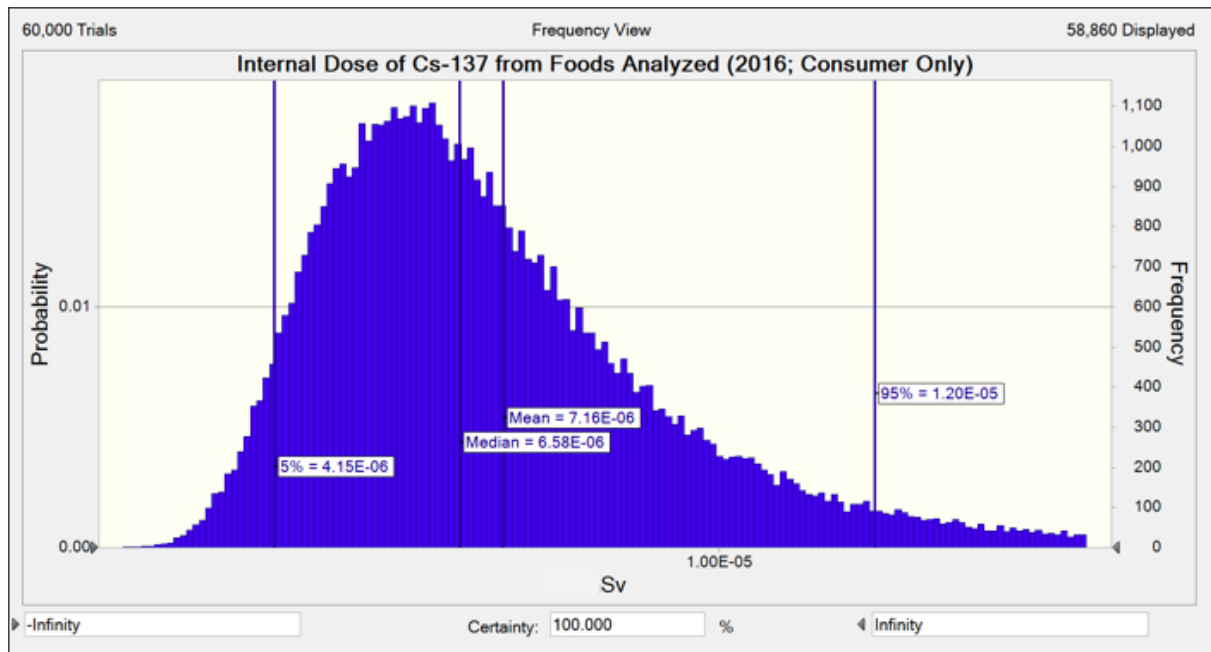


圖 10-2、以 2016 年日本食品計算出台灣民眾的內曝露分佈-Cs137

而 2017 年度上半年食品細項分析結果，Cs134 殘留量最高的為其他蔬菜類(0.7327 Bq/kg)，其次為根莖菜類(0.6755 Bq/kg)；Cs137 殘留量最高為蕈菇類(8.993 Bq/kg)，其次為其他蔬菜類 (7.606 Bq/kg)；而成人攝入的輻射曝露量為 $1.11\text{E}-03$ mSv/year。以圖 11-1 Cs134 年累積內暴露劑量分布當中最低 5% 的劑量落在 $1.51\text{E}10-5$ mSv，而中位數為 $4.37\text{E}-05\text{mSv}$ ，平均劑量為 $5.82\text{E}-05\text{mSv}$ ，而分布最高 95% 的內暴露劑量估計為 $1.46\text{E}-04\text{mSv}$ 。以圖 11-2 Cs137 內暴露劑量分布當中最低 5% 的劑量落在 $4.27\text{E}10-4$ mSv/year，而中位數為 $8.91\text{E}-04\text{mSv/year}$ ，平均劑量為 $1.05\text{E}-03\text{mSv/year}$ ，而分布最高 95% 的內暴露劑量估計為 $2.20\text{E}-03\text{mSv/year}$ 。茲將 Cs134 與 Cs137 加總內暴露劑量範圍最高 95% 落在 $1.20\text{E}-03\text{mSv/year}$ 。

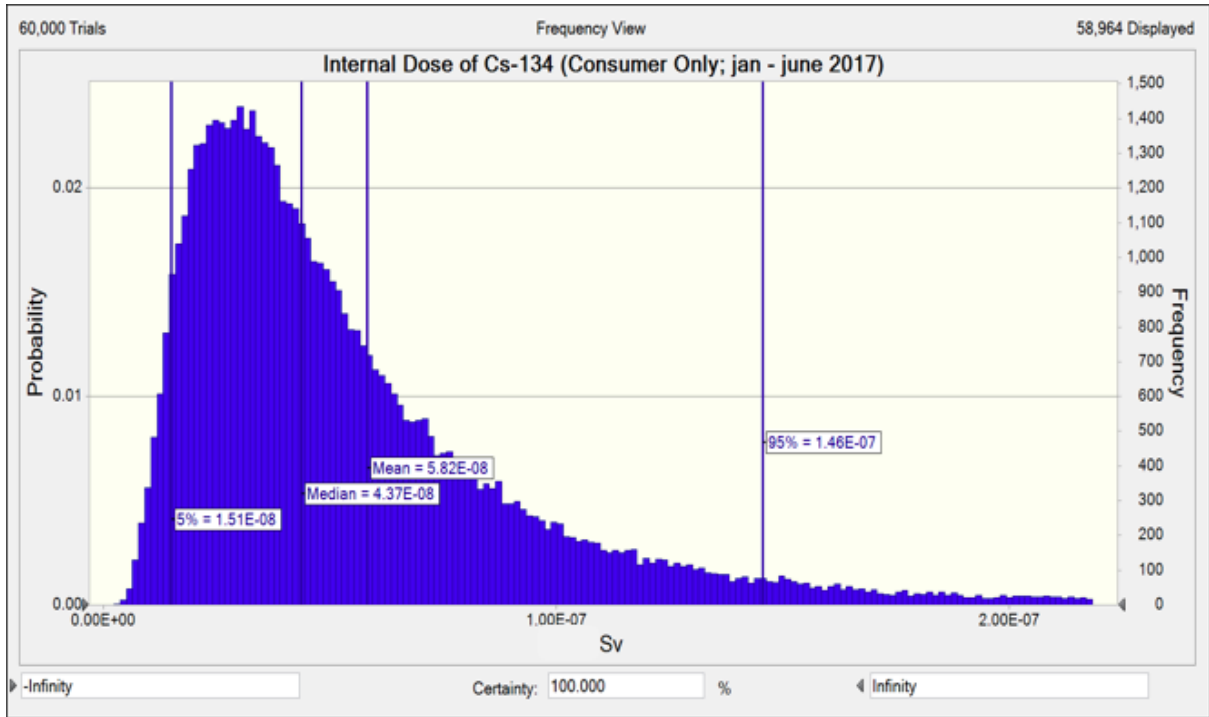


圖 11-1、以 2017 年 1 月到 6 月日本食品計算出台灣民眾的內暴露分佈- Cs134

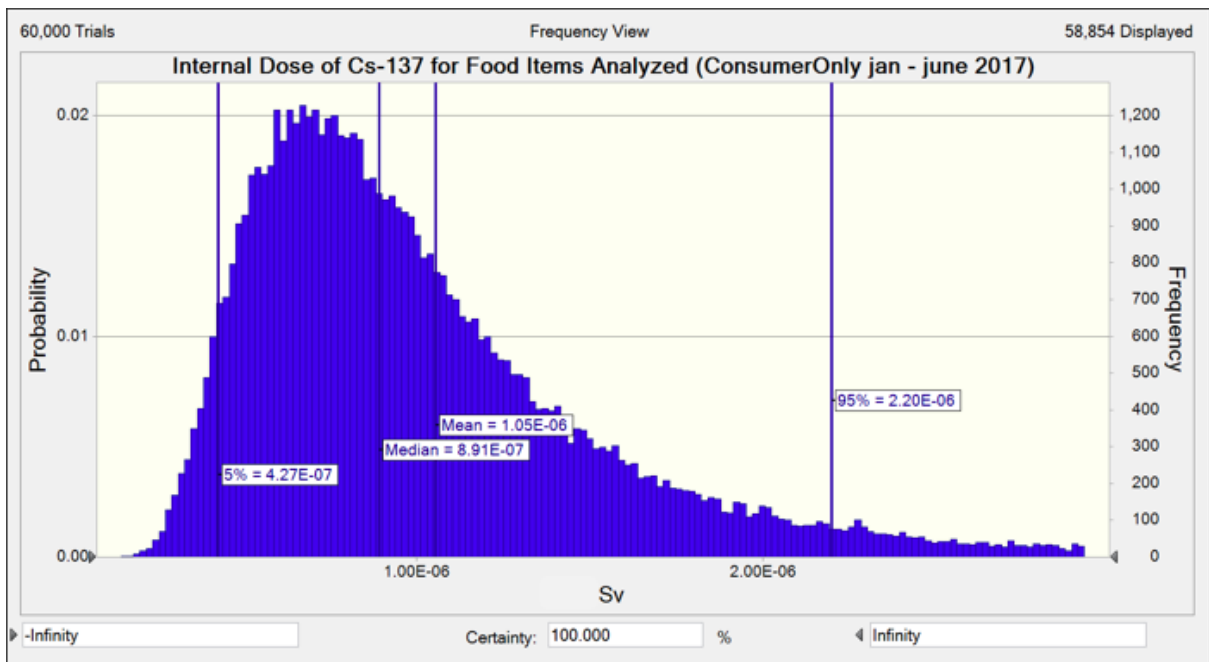


圖 11-2、以 2017 年 1 月到 6 月日本食品計算出台灣民眾的內暴露分佈- Cs137

表 9~11 為整理 0~3 歲、3~6 歲、一般成人民眾與孕齡婦女的輻射暴露，發現 2015 年與 2016 年輻射暴露估算結果 97.5% 各年齡層的輻射暴露約百分之一毫西弗，中位數約千分之一毫西弗，而 2017 年計算結果各年齡層 97.5% 暴露約為千分之一毫西弗，中位數約為萬分之一毫西弗。

依據每年度輻射曝露量本研究團隊再進行 ANOVA 分析，發現 2015 年度及 2016 年度的曝露量並無顯著上的差異($p=0.206$)，而 2016 年度及 2017 年度上半年比較，有顯著的下降($p=0.017$)，其影響變異的因子，推測與人為除污與放射核種自然衰變有關。

由 2017 年的食品計算出來的內暴露配合 ICRP new recommendation nominal risk coefficient，計算易感受性族群 3~6、6~12 歲與孕齡婦女以及一般成人的風險，12 歲以下族群再以乘上安全係數 10 做保守評估，得到的癌症與總健康風險如表 13。所有的族群在全面開放日本食物的情況之下受到一年的輻射暴露換算的健康風險都在一千萬分之一以下，然而如本文前述，小於 1 毫西弗的暴露所造成的健康風險有諸多的不確定性。另外 WHO(World Health Organization)與 US EPA(Environmental Protection Agent)接指出飲水中致癌物質所造成的可接受致癌風險為一百萬分之一到一萬分之一，原文節錄如下：

“The US Environmental Protection Agency (EPA) typically uses a target reference risk range of 10^{-4} to 10^{-6} for carcinogens in drinking water (Cotrivo 1988), which is in line with World Health organization (WHO) guidelines for drinking water quality which, where practical, base guideline values for genotoxic carcinogens on the upper bound estimate of an excess lifetime cancer risk of 10^{-5} (WHO 1993).”

倘若我們持續進口所有縣所有食品品項的日本食品並且忽略除污與放射核種的自然衰變、污染程度都不會改變的情況之下，一生的健康風險也不會高過十萬分之一。

表 9、以 2015 年日本食物檢測資料計算各年齡層曝露量
(committed effective dose, mSv)

| 年齡層 | 第 5 百分位 | 中位數 | 第 97.5 百分位 |
|------------|----------|----------|------------|
| 3~6 | 3.40E-03 | 5.49E-03 | 1.22E-02 |
| 6~12 | 2.90E-03 | 4.55E-03 | 9.46E-03 |
| 成人 19~65 | 3.58E-03 | 5.93E-03 | 1.38E-02 |
| 孕齡婦女 19~49 | 2.84E-03 | 4.12E-03 | 7.13E-03 |

表 10、以 2016 年日本食物檢測資料計算各年齡層曝露量
(committed effective dose, mSv)

| 年齡層 | 第 5 百分位 | 中位數 | 第 97.5 百分位 |
|------------|----------|----------|------------|
| 3~6 | 2.40E-03 | 3.77E-03 | 8.06E-03 |
| 6~12 | 2.85E-03 | 4.68E-03 | 1.09E-02 |
| 成人 19~65 | 4.83E-03 | 7.55E-03 | 1.61E-02 |
| 孕齡婦女 19~49 | 5.19E-03 | 7.37E-03 | 1.33E-02 |

表 11、以 2017 年 1 月到 6 月日本食物檢測資料計算各年齡層曝露量
(committed effective dose, mSv)

| 年齡層 | 第 5 百分位 | 中位數 | 第 97.5 百分位 |
|------------|----------|----------|------------|
| 3~6 | 2.99E-04 | 5.48E-04 | 1.40E-03 |
| 6~12 | 3.05E-04 | 6.09E-04 | 2.01E-03 |
| 成人 19~65 | 4.39E-04 | 9.32E-04 | 9.32E-04 |
| 孕齡婦女 19~49 | 1.28E-04 | 6.31E-04 | 4.26E-03 |

表 12、年度食物品項殘留量

| | | 最高 | 其次 |
|---------------|-------|----------------------|------------------------|
| 2015 年 | Cs134 | 豬肉 (9.35 Bq/kg) | 小葉菜類加工製品 (2.227 Bq/kg) |
| | Cs137 | 豬肉 (14.66 Bq/kg) | 梨果類 (15.01 Bq/kg) |
| 2016 年 | Cs134 | 豬肉 (3.38 Bq/kg) | 其他蔬菜類 (1.138 Bq/kg) |
| | Cs137 | 豬肉 (35.37 Bq/kg) | 淡水魚類 (11.71 Bq/kg) |
| 2017 年 上半年 | Cs134 | 其他蔬菜類 (0.7327 Bq/kg) | 根莖菜類 (0.6755 Bq/kg) |
| | Cs137 | 蕈菇類 (8.993 Bq/kg) | 其他蔬菜類 (7.606 Bq/kg) |

表 13、以 2017 年 1 月到 6 月日本食物檢測資料計算

各年齡層癌症風險與總健康風險

| 年齡層 | | 第 5 百分位 | 中位數 | 97.5 百分位 |
|---------------|----------------------------------|----------|----------|----------|
| 3~6 | 癌症風險 Cancer risk | 1.23E-08 | 2.25E-08 | 5.74E-08 |
| | 總健康風險 Total detriment effects | 1.26E-08 | 2.30E-08 | 5.88E-08 |
| 6~12 | 癌症風險 Cancer risk | 1.25E-08 | 2.50E-08 | 8.24E-08 |
| | 總健康風險 Total detriment effects | 1.28E-08 | 2.56E-08 | 8.44E-08 |
| 成人 19~65 | 癌症風險 Cancer risk | 1.25E-08 | 2.50E-08 | 8.24E-08 |
| | 總健康風險 Total detriment effects | 1.28E-08 | 2.56E-08 | 8.44E-08 |
| 孕齡婦女 19~49 | 癌症風險 Cancer risk | 5.27E-10 | 7.46E-10 | 1.34E-09 |
| | 總健康風險 Total detriment effects | 5.13E-10 | 2.52E-09 | 1.70E-08 |

肆、討論與結論

風險評估的目標在於結合過去的資料，以及目前的知識和技術，以利於推估未來可能的發生的風險機率。因此，在執行評估時，結果會受限於所應用的檢測數值，暴露情境所衍生的參數，國內不同消費族群的攝食量等都會影響所計算出來的風險指數。為了避免低估核種劑量，因此本研究希望在合理的假設之下，以保守的態度估計開放日本食物之後台灣人可能的輻射暴露與健康風險，本研究重要的情境假設如下：

食品污染程度：

在採用食品污染程度方面利用日本厚生勞動省網路公布的檢測資料作為參數，但是實際上開放進口的日本食品應該很多是在定期檢測的名單之外的，這些地方或是品項的食品在幾次無檢出後被認為安全，因此在此架構下我們會高估食品污染程度，保守推測暴露量。

另外未來台灣政府開放的範圍仍然不確定，而且日後開放應該會因為自然衰變與人工除污所造成的暴露應該更低，此現象已經在本研究中利用分別計算個年份的日本食品的去驗證，2017 年上半年的日本食品造成的暴露確實比前兩年低，因此日後如果非全面開放，所造成的暴露應該比現在更低。

攝食資料：

國民攝食資料庫選用消費者會吃的食物(consumer only)的資料，此數據排除了零攝食量也就是根本不吃該品項食品的人，也就是假定向一百個人做問卷詢問豬肉的攝食量，可能有十個人因為宗教或是個人喜好等因素是不吃豬肉的攝食量為零，而 consumer only 的資料是統計九十個有吃豬肉的人的攝食量，所以當我們使用此攝食資料會以為十個不吃豬肉的人也有吃豬肉而高估攝食量進而高估暴露。

日本食品市佔率：

根據行政院農委會日本進口食品金額佔所有進口量 6.1~7.1% [11]，台灣 2016 年糧食自給率以熱量計算為 31%、以價格計算為 63.5% [12]，因此日本食品佔國民攝食量粗估應該約 5%，然各食品可能市佔率可能不同，參考 Codex Stan 193-1995 本研究 IPF 選用 0.1 做保守評估。

未納入核種，Sr90：

Sr90 因為物理活性與鈣相似會結合到骨頭，且半衰期長造成人體長期的暴露，然而因檢測困難所以並非常規檢查項目，在本研究搜集的資料顯示美國、香港的開放資料皆無 Sr90 的檢測數據，而 Sr90 本身，一般保守估計 Sr90 的濃度為 Cs 的十分之一以下，Steinhauser G 曾發表文章在福島核電廠抽樣的結果發現 Sr90 的濃度約為 Cs 濃度的千分之一 [14]，且根據日本民間檢測“福島媽媽輻射實驗室(Mother's Radiation Lab Fukushima)”檢測結果，2015 年共有檢測 791 件，檢出樣本其中 1 件茶葉 2.44Bq/kg，2 件水道水 0.0018Bq/kg，以及一件沸水 0.19Bq/kg；2016 年共檢測 995 件，僅有一件地上堆積物及 4 件福島第一核電廠的海水表面測到 0.0007-0.0012Bq/L 的銻 90。2017 年共檢測 1033 件中有 1 件石斑魚的骨頭測得 1.92Bq/L，海水兩件 0.0015 及 0.0006Bq/L，另有一件菸草、桑葉加工品、堆積物、水道水共 8 件，但此不是食物 [15]。因此推估 Sr90 的污染程度很應該低，其貢獻的暴露量應該在我們保守的假設範圍中。

在上述保守情境之下，我們用三年的日本食物共將近六十萬筆，資料得到的暴露量在大多數的年齡層都小於百分之一毫西弗，而且可以觀察到 2017 年的暴露是顯著比前兩年更低，在此趨勢之下，未來開放日本食物進口所造成的額外輻射暴露應該不會超過本研究的評估，97.5% 以上的台灣人遠小於 1mSv，應該落在千分之一到萬分之一毫西弗，而世界平

均背景輻射為 2.4mSv，在某些地區例如巴西、伊朗等可能高到 3~15mSv [11]，以 2017 年的食品計算暴露所得到的健康風險，所有的族群在全面開放日本食物的情況之下，受到一年的輻射暴露換算的健康風險都在一千萬分之一以下，倘若自日本進口所有縣的所有食品品項並且忽略除污與放射核種的自然衰變、污染程度都不會改變的情況之下，估計一生的健康風險也不會高過十萬分之一。

雖然本報告已採取目前最更新的資料來進行評估，但風險評估應是個重複動態的過程 (iterative process)，需隨著新知識或數據的出現而重新調整。再者，國人的飲食習慣的調整，會影響攝食量，進而改變評估結果。因此，建議相關單位持續檢測和調查，以確保若日後需要調整評估時所需要的數據和參數都能隨時更新，進而降低風險評估時的不確定性，進一步改善風險評估的品質。同時，管理單位也能夠根據有高科學性和獨立性的評估結果制定出有效的風險管理政策，達到維護國人的健康。

伍、後記

本研究並不強調檢出率，因為 NaI、CsI 及純鍍偵測器三種檢驗方式的敏感度並不一樣，而 CsI 的偵測極限為 Ge 的數十倍以上，因此討論各食品品項與各縣的檢出率並沒有太大的意義。在適當且保守的假設之下，藉由貝氏定馬可夫鍊蒙地卡羅模式建構出各食品的污染程度計算輻射暴露應該是一個比較科學及較符合各種推估情況的研究模式。

另外雖然本研究基於保守的假設所計算的風險在可接受的範圍，但是持續監測以確保國民的健康政府責無旁貸。

參考資料

[1] Import Alert 99-33.

https://www.accessdata.fda.gov/cfsia/importalert_621.html

[2] Food from Japan is safe. 2014 AVA vision issue 2.

https://www.ava.gov.sg/files/avavision/Issue2_2014/food-bites-food-from-japan-is-safe.html

[3] Estimates of Radiation Doses and Cancer Risk from Food Intake in Korea. *J Korean Med Sci*. 2016 Jan;31(1):9-12. Moon EK, et al.

[4] 美國進口帶骨牛肉與其相關食品健康風險評估報告 吳焜裕副研究員

<https://www.fda.gov.tw/upload/133/content/d027.pdf>

[5] Estimated Dietary Intake of Radionuclides and Health Risks for the Citizens of Fukushima City, Tokyo, and Osaka after the 2011 Nuclear Accident. *PLoS One*. 2014 Nov 12;9(11):e112791. Murakami M, et al.

[6] Assessment of the impact on Australia from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. 2012. Julia Carpenter, et al. available at

<https://www.arpansa.gov.au/sites/g/files/net3086/f/legacy/pubs/technicalreports/tr162.pdf>

[7] New ICRP recommendations. *J Radiol Prot*. 2008 Jun;28(2):161-8. Wrixon AD.

[8] Joint FAO/WHO Codex Committee on Contaminants in Foods. Codex general standard for contaminants and toxins in food and feed. Codex Standard 193-1995, amended 2012

[9] 日本厚生勞動省食品輻射檢測資料

http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/index_food_radioactive.html

[10] ICRP Publication 119: Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. *Ann ICRP*. 2012;41 Suppl 1:1-130. ICRP, et al.

[11] Preliminary dose estimation from nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami. 2012. WHO.

- [12] 105 年我國農產貿易概況 <https://www.coa.gov.tw/ws.php?id=2506389>
2018 年 01 月擷取。
- [13] 農業指標 <http://agrstat.coa.gov.tw/sdweb/public/indicator/Indicator.aspx>
2018 年 01 月擷取。
- [14] Concentration of Strontium-90 at Selected Hot Spots in Japan. *PLoS One*.
2013;8(3):e57760. Steinhauser G et al.
- [15] 福島媽媽輻射實驗室 <https://tarachineiwaki.org> 2018 年 01 月擷取。