

# 行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

## 子計畫七：焚化灰渣之健康風險評估、風險管理與再利用決策系統之研發(I)

計畫類別：整合型計畫

計畫編號：NSC92-2621-Z-002-021-

執行期間：92年08月01日至93年07月31日

執行單位：國立臺灣大學環境工程學研究所

計畫主持人：馬鴻文

共同主持人：王根樹

計畫參與人員：陳彥全

報告類型：完整報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 93 年 11 月 4 日

以健康風險為依據之焚化灰渣之有害物質控制處理、管理與再利用方法研究-子計畫七：焚化灰渣之健康風險評估、風險管理與再利用決策系統之研發(1)

92-2621-Z-002-021-

2003.08.01 至 2004.07.31

主持人：馬鴻文

## 一、前言

隨著生活水準不斷提高，廢棄物產生量與日俱增，垃圾成為各級政府最棘手的問題。在國內的掩埋場一地難求與現有容量限制下，焚化成為現階段解決垃圾問題的最主要方法。雖然焚化處理對廢棄物處理可達到資源化與無害化，且以焚化作為中間處理單元，對於最終處理單元有極佳的減容和減量效果，但是，以焚化作為主要垃圾處理方式仍有二次公害問題值得探討。未來台灣最多將有 30 座一般廢棄物焚化爐完工且運轉下，台灣垃圾焚化處理容量可達年 700 萬公噸以上，在 2004 年時，垃圾以焚化處理的比例估計達 60 % 以上，焚化產生而排放出重金屬與戴奧辛等有害物質的問題，更將為不容忽視的環境問題。

垃圾焚化會排放許多有害物質，直接或間接造成空氣、食物鏈和其他環境介質之污染，而可能對現有生態環境與人體健康造成衝擊。根據歐美針對焚化廠周圍居民之研究調查，發現有具統計意義之癌症病例（尤為胃癌、結腸癌、肝癌及肺癌）和非癌症病例（尤為呼吸道、生殖及免疫系統）增加之趨勢。焚化爐排放的有害物質中含有多種有毒空氣污染物，包括有毒重金屬（如砷、鎘、汞、鉛、鉻、鎳、鈹、鋇、銀等）、多環芳香族碳氫化物（PAH）、多氯聯苯、以及最受重視之戴奧辛類化合物等。其中戴奧辛類化合物之毒性、生物蓄積性對人體健康威脅甚大，其他有毒重金屬也不容忽視，因此，如何建立一套有效的健康風險評估方法作為戴奧辛與重金屬控制的依據，以維護焚化爐附近居民的健康，實為一刻不容緩的課題；近年來，在歐美這些管制標準訂定之趨勢乃以實地（或稱特定位置）風險評估（site-specific risk assessment）的結果為依據。

然而以往國內外針對焚化爐所排放之有毒物質問題相關研究中，多把重心放在焚化煙道廢氣中有毒物質排放於環境中傳輸後對環境與人體的危害，卻忽

略了焚化灰渣中所殘留高濃度的戴奧辛與有毒重金屬，尤以靜電集塵器、袋濾式集塵器所收集的飛灰，以及濕式洗滌塔所收集到的反應灰等燃燒廢氣控制設備所收集到的灰渣中，更殘留有高量的有毒物質，這些焚化灰渣若未經審慎處置，所造成對環境與人體的風險可能更大也更危險。

在國內焚化後所產生的飛灰，近年在法令上的要求，民國八十九年後開始率續進行無害化之固化處理，雖然如此，目前仍有許多固化不完全的飛灰，以及早期已有許多含高量有毒物質之飛灰未經處理直接進入掩埋場，無論是單獨掩埋、或是與底渣或垃圾混埋，加上國內雨水多偏酸性，以及部分掩埋場不當之管理，飛灰中大量的戴奧辛與重金屬等有毒物質，即有可能已被淋洗入滲至土壤與地下水造成污染，進一步可能威脅周遭居民之健康，因此，需要建立一個完整的風險評估方法深入的研究，並建立灰渣有毒物質污染控制的風險管理系統。所以本研究計畫將結合其他子計畫關於飛灰戴奧辛之中間與末端處理技術以及釋出戴奧辛之處理技術等研究，建立一套以健康風險為依據之灰渣再利用與有毒物質風險管理系統。

另外，過去國內外關於戴奧辛的問題都將焦點集中在焚化煙道廢氣中的戴奧辛問題，關於飛灰中戴奧辛所造成的問題甚少討論，隨著國內垃圾焚化率逐年提高，飛灰處理與管理的相關研究也就更顯得重要。1977年 Olie 等人針對荷蘭三座都市焚化爐的飛灰研究報告中，首次發現飛灰中戴奧辛的問題，在這二十年間，國際陸續都有研究探討焚化飛灰的戴奧辛問題，然而，飛灰中的戴奧辛對於環境與健康的衝擊如何，仍缺少全盤深入的研究與探討。

因此，本計畫首先將對飛灰戴奧辛問題進行健康風險評估細部規劃，包括了解可能影響飛灰戴奧辛於掩埋場址、地下水層、及週界土壤傳輸之因子，並建立戴奧辛於飛灰、土壤、地下水間之傳輸模式，探討戴奧辛在土壤及地下水傳輸中之宿命。由於戴奧辛是難分解的有機污染物之一，能在環境中持續累積並廣泛散布，在某些特定的環境狀況中會經由生物累積而對人類健康及環境生態造成威脅。戴奧辛類化合物的低水溶性、高吸附性、及不易分解的特質，使得侵蝕土壤而進入水體是戴奧辛最主要的表面傳輸機制。進入水文環境的戴奧辛會像其他親脂性、低水溶性有機物質一樣，吸附在懸浮物質或其他溶解有機物質如腐質物上。因此飛灰戴奧辛於三相中之傳輸與宿命影響其對於生態系之衝擊甚鉅。

所以，進一步進行風險評估與管理之量化不確定性分析，結合資訊價值評估方法，規劃具效率之不確定性降低方法利用暴露分析與模式推估，最後，則整合所有計畫所獲得之數據，透過適當之風險管理方法，建立多目標與不確定性下之灰渣風險管理與再利用方法，以尋求焚化廠所造成風險之全面且有效的降低策略，進而研擬優化之廢棄物管理系統，以建立元件物件模型為架構之決策支援系統，輔助廢棄物管理決策，乃為實務與學術上重要之研究課題。

本計劃將結合健康風險評估與不確定性分析，建立一套針對焚化飛灰的健康風險管理方法，檢視現行的焚化飛灰處理政策，並提出未來管理決策之參考依據，因此規劃第一年的研究主題為飛灰中有毒物質多介質風險評估與模式驗證方法之研究，進一步規劃第一年工作項目，主要為建立焚化飛灰中戴奧辛與重金屬釋出於環境後之風險評估模式，因此，必須了解戴奧辛與重金屬滲出與傳輸之行為與國內掩埋灰渣之掩埋場概況，以及回顧分析國外相關之風險多介質傳輸模式，並以各模式之間的比較分析建立模式驗證之方法。因此，分為以下兩個研究目的：

1. 風險評估細部規劃與執行：對焚化飛灰戴奧辛問題進行健康風險評估細部規劃，包括了解可能影響飛灰戴奧辛於掩埋場址、地下水層、及週界土壤傳輸之因子，探討戴奧辛在土壤及地下水傳輸中之宿命界定風險產生過程中的重要元素與作用，鑑定影響風險評估與管理之控制因子、敏感參數，與重要暴露途徑，整合多介質傳輸與多途徑暴露模式，以及建立風險評估模式最適之空間解析度與複雜度篩選方法。
2. 建立環境傳輸實驗與模式驗證方法：建立戴奧辛於飛灰、土壤、地下水間之傳輸模式所需的實驗，結合貝氏理論等相關統計方法研擬多介質傳輸與多途徑暴露模式之驗證方法，並進行模式部分驗證，提升評估準度。

## 二、國內外相關研究

### 2.1 戴奧辛的特性、來源以及對人體的傷害：

戴奧辛 (Dioxin) 是兩個氧原子聯結一對苯環類化合物之統稱，包含約 210 種不同的化合物，其中包括 75 種多氯二聯苯戴奧辛 (Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, 簡稱 PCDDs) 及 135 種多氯二聯苯呋喃 (Polychlorinated dibenzofurans, 簡稱 PCDFs)。戴奧辛的代表型為 2,3,7,8-四氯聯苯戴奧辛 (2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-Polychlorinated dibenzo-p-dioxins), 毒性最強，有世紀之毒之稱。其毒性計量單位，通常以毒性當量來表示 (TEQ, 即 Toxicity Equivalency Quantity, 相對於 2,3,7,8-TCDD 毒性之當量)。

戴奧辛的產生，大致可分為以下幾類來源：

1. 自然生成：燃燒未經污染的木材也可能產生微量的戴奧辛，其濃度約在 ppt 的範圍內。
2. 工業原料製程的副產物：如用於木材防腐劑的五氯酚 (Pentachlorophenol, PCP) 和作為除草劑的 2,4,5-三氯酚 (2,4,5-Trichlorophenol, 2,4,5-TCP) 等氯酚類化合物，於產製過程中亦含微量的戴奧辛副產物。
3. 特定工業製程的燃燒行為：例如金屬冶鍊、以廢棄物為燃料之水泥窯、紙漿廠紙漿加氯漂白過程、燃煤或燃油火力發電廠等的高溫製程亦可能產生。
4. 廢棄物焚化爐：一般廢棄物、事業廢棄物焚化爐於燃燒過程中，若操作條件控制不當，也會產生戴奧辛。根據美國 1995 年估計，都市垃圾焚化爐之戴奧辛排放量為 1,110g/TEQ/yr, 佔總量之 40.1%。
5. 其他人為的燃燒行為：香煙的煙霧、汽、柴油機動車和飛機的廢氣，以及燃燒含氯有機物污染的東西，如露天燃燒垃圾、廢電纜、廢五金等，也是戴奧辛的可能來源。

人類受戴奧辛暴露的機會，可來自一般環境、意外的暴露及特定工業上的暴露；環境暴露部分，超過 90% 以上的來源，係經由日常飲食中的食物攝取而來。許多研究報告指出，工業化國家每公斤體重每日攝取戴奧辛的量約 1-3pg I-TEQ/kg-bw/day (或以體重約 60 公斤的成年人為例，每人每日約在 50-200pg I-TEQ/人/天)，接近世界衛生組織所建議之每人每日容許攝取量 1~4 pg/kg-bw (以體重 60 公斤成年人來說，每天最高的容許攝取量為 240 pg)。

國際癌症研究中心 (IARC) 於 1997 年已將 2,3,7,8-TCDD 歸類為人類確定致癌物，至於其他戴奧辛，尚無法歸類為致癌物。而美國環保署與世界衛生組織均將戴奧辛歸類為可能人類致癌物。至於其他毒性包括：

1. 對身體系統的影響：最常見症狀為氯痤瘡，損害肝臟與免疫系統、影響酵素的運作功能、消化不良及肌肉、關節疼痛、色素沈著、多毛症、增加皮膚脆弱性、出疹、出水泡、視力受損及膽硬脂血症。
2. 對發育作用的影響：男性荷爾蒙減少現象。
3. 對生殖作用的影響：孕婦易致流產與產下畸型兒。

## 2.2 健康風險評估的理論架構與方法流程

### 2.2.1 定量健康風險評估 (Qualitative Health Risk Assessment)

健康風險評估模式為採用一具有系統性及科學性的分析來預測環境遭受污染後對人體以及環境產生不利影響或事件發生的機率，現今評估的模式約有三種，分別為 NAS-NRC (1983)、RAGS (1989) 及 Vincent, e.g. (1993)，表 4.1 為其比較表。基本上可以看出一個完整的風險評估模式，要包含四大項，即污染源特性、人體暴露方式和劑量、劑量造成的反應以及最終風險特徵。整體來說，此四大項應提供下列資訊：

1. 污染源特性：包含了被評估污染物的性質、污染物釋放量、釋放形式以及污染物在各個環境傳輸介質的特性等。
2. 人體暴露方式和劑量：也就是暴露評估 (exposure assessment)，包含了  
(1) 不同介質下 (水、空氣、土壤或食物) 暴露的頻率、延時和強度；  
(2) 暴露途徑，如呼吸、吞食或皮膚吸附等；(3) 暴露受體的數量、種類和特徵；(4) 其他可能影響後果的情形。
3. 劑量造成的反應：也就是劑量—反應評估 (dose-response assessment)，包含在一暴露情況下，人體所接觸到的劑量對人類性命的威脅、疾病或持續的傷害或生態環境的不利影響和傷害。
4. 最終風險特徵：包含：  
(1) 計算隨著時間遭受不同嚴重健康衝擊的人數；  
(2) 測量指出對自然環境和生物體不利後果的程度和種類；(3) 所有計算出風險的機率分布、信賴區間和其他能表現不確定性的平均值。

而上述四項關係可用一簡單的流程圖（圖 2.1）表示（Ott, 1985）：

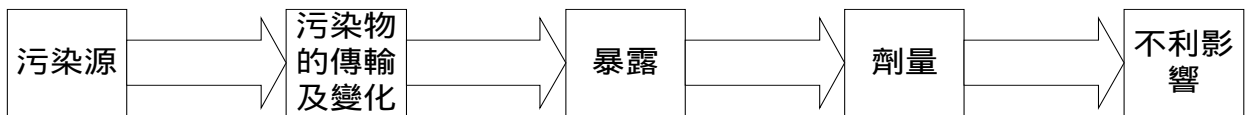


圖 2.1 完整的健康風險評估流程

其中又以 NAS-NRC 的模式最為被廣泛使用，依 1983 年美國國家研究委員會-國家科學院（NRC-NAS）發表的紅皮書中，分成四部分，危害性鑑定 (Hazard identification)、劑量/效應評估 (Dose-response assessment)、暴露評估 (Exposure assessment)、風險度推估 (Risk characterization)：

1. 危害性鑑定：評估某特定化學物質可能產生健康損害的種類或疾病，進一步瞭解產生傷害或疾病的暴露情況。所需之資訊包括化學物質在人體內的傳輸途徑及與器官組織或細胞的交互作用，因此必須針對所有可能對環境造成影響的物質，根據其物化特性與毒性做調查規劃，並進一步探討其來源與生成機制。
2. 劑量/效應評估：主要在評估某族群暴露在毒性物質環境中，其劑量與受傷害或發生疾病的對應關係。一般而言，即使有相當完備之流行病學研究，其人體暴露數據可信度仍屬偏低，因此劑量效應評估常需藉由動物實驗的數據來推估人體劑量效應，但動物數據推估仍有若干問題尚待克服。綜合而言，此一階段的主要工作在於結合實驗、統計方法、及對反應機制之研究以估計健康效應與暴露劑量之定量關係。

表 2.1 風險評估模式比較表

建立者	評估方式
NAS-NRC, 1983 (National Research Council of the National Academy of Sciences)	1. 危害性鑑定 (Hazard identification)：決定特定的化學物是否會引起特定的健康影響。 2. 暴露評估 (Exposure assessment)：決定人們暴露的程度。找出個體所有可能的暴露途徑，接著並計算在此暴露途徑下個體所攝入的劑量。 3. 劑量-反應評估 (Dose-response assessment)：決定暴露程度和健康影響發生可能性間的關係。 4. 風險特徵化 (Risk characterization)：人類風險種類的特徵和程度。將風險予以量化成數據，讓讀者能了解其暴露在此化學物質下，可能健康造成多大的響，以及影響的方式，如是否致癌或是否對某器官造成傷害。

RAGS,1989 ( Risk Assessment Guidance for Superfund )	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 收集、分析場址特性資料，包含化合物在污染介質中的特性。</li> <li>2. 毒性評估：收集量化物質的毒性資料，可經由動物實驗而得或是 IRIS 資料庫取得相關毒理資料。</li> <li>3. 暴露評估：分析污染物的釋放特性，找出暴露的受體及暴露途徑，接著計算出此一受體在此暴露下的攝入量。</li> <li>4. 風險特徵化：顯示發生此一不利影響的特性，計算不確定性(uncertainty)，結合所有相關的風險資訊來計算生涯致癌風險 (lifetime cancer risk,LCR) 以及危害指標 (hazard index,HI)。</li> </ol>
Vincent,1993	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 釋放評估 ( Release assessment )：討論和量化風險源釋放風險劑量進入環境中，如何與人類、動植物或我們所評估的東西相接觸。包括釋放量、釋放時間、釋放形式以及可能經由移動或事件而產生屬性的變化。</li> <li>2. 暴露評估 ( Exposure assessment )：討論和量化在適當情況下特定的人暴露接觸到風險源所釋放的風險劑量。</li> <li>3. 結果評估 ( Consequence assessment )：討論和量化暴露在某一風險劑量與健康或環境的關係。</li> <li>4. 計算風險 ( Risk estimation )：計算經由上述三個過程 ( 釋放評估、暴露評估及結果評估 ) 所得到的風險。</li> </ol>

3. 暴露評估：實際測量或模擬計算人體在環境中受到某毒性物質之暴露程度。欲推估暴露量需要蒐集的資料包括污染物之實際濃度、重要的暴露途徑、污染物進入人體的方式、實際接收的內在劑量、及受暴露的人口大小及特性與暴露時間。一般而言，本階段主要以污染物質之傳輸與宿命以及相關人群之生活型態為主要之分析項目，相關因子則主要考量為：與排放相關之控制參數、污染物質之排放量與排放點、以及累積或衰變分解之各項因子。
4. 風險度推估：綜合上述步驟之評估結果以計算風險度（常以不同情況下人體各種健康效應之機率與程度表示），以及風險度之變異性與不確定性。風險度推估通常區分為非致癌性毒性與致癌性二類。

### 2.2.2 實地多介質風險評估 ( Site-specific Risk Assessment )

風險評估約自二十年前發展至今，其在一國家與國際間環境政策上，所扮演的角色愈來愈重要，例如美國各屆國會不斷在重要環境法令中加入考慮風險的規定。因此 International Program on Chemical Safety ( IPCS ) 正從事如何將世界各國的風險評估方法一致化的工作，短期內，IPCS 希望國際間能對不同國家



的風險評估步驟與方法相互瞭解與接受，長期則希望國際間風險評估方法與步驟能趨於一致。聯合國環境與發展會議也在憲章第十九條的計畫 A 中強調：在公元 2000 年前，應針對數百種主要空氣汙染物與對全球環境有重大威脅之汙染物執行國際性的風險評估；同時，對有毒化學藥品要一致地制定國際性上可接受的暴露劑量。

為將定量風險評估的架構應用於工業活動上，在幾種風險評估方法中，實地風險評估模式向來被公認最適合工業上之應用，也為世界上已開發國家如美國與歐盟廣泛接受。實地位置風險評估之有別於傳統式風險評估，在於其實際調查研究地區，污染源之排放特性，土地利用狀況，居民分佈與生活型態，以建立實際的暴露過程，並利用當地之空氣、土壤及水體等環境因子，以估計最接近實際情形之暴露劑量。

### 2.3 戴奧辛於環境介質中的傳輸與宿命(US EPA, 2000)

在戴奧辛在環境中傳輸的相關研究中，對其在環境中的宿命尚未有清楚的瞭解，因為在許多環境傳輸的過程中都有戴奧辛在不同介質之間的複雜分佈，有待我們深入瞭解 (Suzuki et al, 2000)，所以，戴奧辛排放、宿命與環境中的傳輸行為之間的相關性之深入研究 (Duarte-Davidson et al, 1997) 乃為未來的研究重點。

目前已瞭解戴奧辛類化合物在空氣中的微粒與氣相間有一定的分配比例。控制比例的兩個主要參數為該物質的蒸氣壓及空氣溫度，具有較高蒸氣壓（含較少氯原子）者其氣相的比例較高。由於戴奧辛類化合物具有高親脂性與低水溶性，主要會與微粒及土壤、底泥及水體中的有機物質結合，所以戴奧辛在土壤中被特定物質吸附後，其洩漏或揮發的能力較低。

含四個氯原子以上的戴奧辛類化合物在環境中極度穩定，唯一在環境中發生的反應為在大氣中或土壤、水與空氣介面間未被吸附物種的光氧化及光解過程。研究指出某些底泥裡的霉菌可以緩慢的以厭氧方式分解含氯原子高的物種。這些降解過程大部分為去氯反應而使原本含較多氯的戴奧辛類化合物變成含較少氯（可能毒性較高）的戴奧辛類化合物。

戴奧辛在自然環境中的傳輸移動，可經由空氣媒介傳送戴奧辛蒸氣或含戴奧辛的懸浮微粒，經由水體傳送受戴奧辛污染的水中懸浮物，在土壤中經由風

力及水的侵蝕而移動、經由生物營養交換或由其他商業污染行為傳遞。戴奧辛暫時貯留的地點，有土壤、底泥及含戴奧辛的物質，隨後進入環境循環中或沉積在未被翻攪過的土壤及底泥。吸附於土壤的戴奧辛類化合物最終的命運為留在原地或侵蝕土壤而流入水體，進入水體的戴奧辛類化合物主要會逐漸沈澱至底泥部位而被吸附，少部分則被水中生物體攝取或吸收，並具高度生物濃縮性，易透過食物鏈轉移到人體。即使隨著飛灰進入大氣中的戴奧辛類化合物也會經由光解或乾、濕沈降而自大氣環境中移除，所以一般而言，戴奧辛類化合物在環境中最終的儲存庫為水中底泥。

### 2.3.1 戴奧辛在大氣環境中的傳輸作用

戴奧辛類化合物排放到大氣中後，會經過空氣的傳輸及沈降作用而廣泛的散佈於環境中。Hites and Harless (1991)在美國環保署評估戴奧辛類化合物散佈現象的報告中指出，土壤及底泥中的戴奧辛同質物種中（大部分為高含氯者），有很大部分背景濃度係產生自燃燒過程中所產生的戴奧辛類化合物經過大氣環境的傳輸與轉化作用而逐漸累積的。

由於大氣中戴奧辛類化合物傳輸機制之研究僅有十餘年之歷史，即使到目前並無一廣泛被接受的模式來決定燃燒的煙囪中戴奧辛類化合物在氣相與固相的分佈值（Vapor/Particulate, V/P 值）(Bidleman, 1988)。可能影響此分佈模式的不確定因素包括下列數項：戴奧辛類化合物通過顆粒內層界質所需的滯留時間較長、採樣的探針係處於不良的環境（燃燒氣體）中運作、過濾袋溫度因熱空氣而上升、以及在飛灰捕捉器與蒸氣捕捉器兩者連結部份的冷凝作用等。Hippelin 等人 在 1996 年的報告提供了有關戴奧辛類化合物在氣相與固相間的分配關係（partitioning）相當完整的資訊。

#### 2.3.1.1 乾沈降

乾沈降包括乾粒子沈降及蒸氣相沈降，對某戴奧辛類化合物分子而言，透過乾粒子沈降或蒸氣相沈降而沈積所佔的比例大小取決於該戴奧辛類化合物分子的 V/P 值。首先，被特定粒狀物質吸附的戴奧辛類化合物可經由重力沈降或大氣紊亂擴散而沈降到地面。其次，戴奧辛化合物可經由氣相擴散而沈降於土壤、植物或水體表層。

影響戴奧辛類化合物分子乾沈降流通量（速率）的主要因素是（1）氣象影響（2）影響 V/P 的化學因素。控制微粒自高處傳輸至某鄰近表面速度的主要因素是重力與紊流擴散。主要控制粒狀物質在大氣中沈降作用的因素是重力作用及紊留擴散。一般來說，大氣中的較大粒徑微粒（大於 20  $\mu\text{m}$ ）會迅速的經由重力而去除(Kaupp et al., 1994)。粒徑小於 20  $\mu\text{m}$  的微粒會經由紊流擴散及 Brownian 擴散，緩慢的透過  $10^{-1}\text{cm}$  -  $10^{-2}\text{cm}$  的線性流薄層而逐步去除。影響小粒徑微粒沈降速率之因素包括：微粒的直徑及質量、大氣紊流及接觸表面與植被的摩擦力與型態。

許多研究指出，除了含七、八個氯原子的戴奧辛分子物種外，所有戴奧辛類化合物自大氣中透過沈降作用傳輸至多葉植被表層及地表的速率主要取決於氣相沈降。而植被或土壤暴露於含七、八個氯原子的戴奧辛分子物種的情形，主要透過乾燥微粒及濕沈降作用而發生。因為土壤通常被植被或岩屑所覆蓋，不易作為器相及固相交換之介面，因此由氣相直接沈降至土壤表面並不是戴奧辛類化合物分子沈降之主要機制。影響戴奧辛類化合物分子由氣相沈降至地表的主要因素包括鄰近空氣中戴奧辛類化合物的濃度、地表植被暴露的範圍、植物的型態及覆蓋密度、以及空氣的阻力(McLachlan et al., 1995; Simonich and Hites, 1995)。

### 2.3.1.2 濕沈降

在濕沈降的情況下，戴奧辛類化合物可經由下列兩種方式進入土壤或水體進而影響到植被：戴奧辛可溶解於降雨之中或吸附在因降雨而沈降至地表的特定物質上。長期來說，濕沈降較乾沈降在戴奧辛自大氣中移除的總沈降量中占有較大的比重。濕沈降也是去除大氣中小粒徑物質的主要機制。對於去除被吸附在微粒上的化學物質來說，濕沈降的流通量是微粒去除速度與各種不同粒徑的微粒上化學物質濃度的乘積。

戴奧辛在空氣中的物理性去除途徑主要為濕沈降（降雨）、微粒乾沈降（微粒重力沈降）與氣相乾沈降（氣相戴奧辛被植物表面吸收）(Rippen and Wesp, 1993; Welsch-Pausch et., 1993)。一般而言，降雨是去除空氣中戴奧辛最有效率的方法。

### 2.3.2 戴奧辛在土壤中的傳輸機制

在戴奧辛透過乾沈降或濕沈降的方式沈降到土壤或植物表面之後，可能會經由光解反應或揮發作用而有一部份的消耗掉被分解而消耗掉。被分解消耗掉的消耗掉其降解的程度受到氣候因素、土壤特性、消耗掉的濃度與物理性質（特殊鍵結、溶質）而影響，一般而言並不易加以估計(Nicholson et al., 1993)。

雖然某些研究已以量化方式評估土壤中戴奧辛的傳輸作用，戴奧辛類化合物的低水溶性、高  $K_{oc}$  值（有機碳分配係數）、以及其不易分解的化學特性使得土壤因侵蝕作用而進入水體可能是戴奧辛類化合物由土壤表層傳輸之水體最主要的傳輸機制（因土壤侵蝕作用而自土壤移除至水體中）。因為戴奧辛類化合物具有低水溶性及低蒸汽壓，在表土下層（表面數公釐下）之戴奧辛會被緊密吸附在土層中而僅能呈現微幅向上或向下的垂直移動，尤其是含碳量高的土壤(Paustenbach et al., 1992; Nicholson et al., 1993)。

#### 2.3.2.1 粒狀物及底泥對戴奧辛之吸附作用

大部分的戴奧辛類化合物均是以與微粒相關的方式進入水體環境，例如透過大氣微粒的乾濕沈降作用、因土壤侵蝕/洪水沖刷而進入水體、或因都市或工業的固體排放而進入水體，即使在進入水體環境之後，戴奧辛仍會以與該微粒吸附的方式存在於水體環境中。近年的研究已指出進入水體環境的戴奧辛會像其他親脂性、低水溶性有機物質一樣，吸附在水中懸浮物質或其他溶解性有機物質（如腐植物質）上(Muir et al., 1992)。

Broman 等人 (1992)分析波羅地海的海水樣品以取得該地戴奧辛濃度之環境背景值。結果顯示被吸附在微粒 ( $>0.45 \mu\text{m}$ ) 上的戴奧辛類化合物濃度範圍為 0.170 至 0.390 pg/L，平均則為 0.230 pg/L（佔總戴奧辛類化合物濃度的 66%）。而「表面上」呈現溶解狀態的戴奧辛類化合物濃度濃度範圍為 0.036 至 0.260 pg/L，平均則為 0.120 pg/L（佔總戴奧辛類化合物濃度的 34%）。隨後之計算結果亦顯示，表面上溶解的戴奧辛類化合物濃度中大概只有 0.07 pg/L 是真正溶解在水中的部分。

### 2.3.3 戴奧辛的光解作用

### 2.3.3.1 溶液中的光解

光解是水體與土壤，甚至大氣環境中戴奧辛類化合物濃度最重要而明顯的降解過程。戴奧辛類化合物可以吸收大於 290nm 的電磁輻射（照射到地表日光的最低範圍），因此可預期其可被日光加以光解。許多研究已指出戴奧辛類化合物濃度在有機溶劑中光解的速率遠較在水中為快，主要遵循一級反應之機制。因為低揮發性高親脂性的物質其實驗參數不易控制，故對於自然水體、被土壤或微粒吸附、氣相環境中戴奧辛類化合物所進行的光解實驗較少進行。戴奧辛類化合物的光化學反應已有 Miller 和 Zepp (1987), Choudry 和 Webster (1987), 及 Atkinson (1996)等數篇研究進行評論。光解反應的產物非常複雜，因此一般研究中無法質量平衡加以確認。雖然戴奧辛類化合物的光解途徑並不能十分明確的加以確認，但可以確定主要係經由光解去氯作用而形成含氯較低的化合物。研究亦指出溶解於有機溶劑的戴奧辛類化合物的光解產物與吸附於表面或氣相者之光解產物不同。在溶液中進行的光解反應顯示氯原子位置在 2, 3, 7, 8 位置者較在 1, 4, 6, 9 位置者降解速度快。而在乾燥表層、吸附於土壤、氣相的戴奧辛類化合物之光解反應則觀察到相反的趨勢。

許多研究指出溶液中戴奧辛類化合物的光解去氯作用遵循一級反應之機制，且側面位置的氯較易去除。戴奧辛類化合物之光解反應在純水中速率較慢，但反應速率隨著溶劑提供氫離子能力的增加（如使用 hexane、benzene、methanol、acetonitrile、hexadecane、ethyl oleate、diozane、isooctane 作為溶劑）而提升(Wagenaar et al., 1995)。在溶劑或純水中進行的戴奧辛類化合物光解反應並不能完全正確的反應自然水體中所發生的光解反應。自然水體含有多種懸浮物質及溶解有機物質可以阻礙或增強戴奧辛類化合物光解反應的進行。但目前僅有少數研究使用陽光及天然水體進行戴奧辛類化合物的光解反應。(Tysklind and Rappe, 1991; Silvils et al., 1995)

### 2.3.3.2 土壤中的光解

目前已有關於土壤中戴奧辛類化合物光解的報告被提出，但影響光解的因素及光解程度尚未十分明瞭。由目前資料得知，戴奧辛類化合物在土壤中之光解反應僅在 UV 能穿透的土壤表層（土壤表層數釐米的部份）進行，且脫氯作用主要發生於周圍(peri)位置。可能因為土壤阻擋光源，故即使在土壤表層，光

解速率也明顯較相同深度的溶液中慢。在表層之下之光解並不是明顯可觀察到的化學反應，而深層土壤中戴奧辛類化合物也不易發生降解反應(Kieatiwang et al., 1990)。

在土壤中加入溶劑可以增加光解反應的速率。Botre et al. (1978) 指出土壤中 8  $\mu\text{g/L}$  的 2,3,7,8-TCDD 溶於 0.02 M 的 hexadecylpyridinium chloride 中可以在 4 小時內降解。Kieatiwang (1990) 指出在含有 2,3,7,8-TCDD 的土壤中加入 hexadecane 可增加光解的速率，並且可繼續在無 hexadecane 的情況下持續進行 2,3,7,8-TCDD 的光解作用。

### 2.3.3.3 微粒相光解

Mill et al. (1987) 研究被空氣中懸浮的小粒徑飛灰微粒吸附的 2,3,7,8-TCDD 的光解反應。飛灰可以保護 2,3,7,8-TCDD，使得在 40 小時的光照後，2,3,7,8-TCDD 僅有微量減少 ( 8% )。

### 2.3.4 水解

目前並無明確證據顯示戴奧辛類化合物在環境中會進行水解反應。由於戴奧辛類化合物的氯原子係鍵結於芳香環上，故增加了戴奧辛類化合物在水中的穩定性(Leifer et al., 1983; Miller and Zepp, 1987)。

### 2.3.5 戴奧辛類化合物在環境中的濃度變化趨勢

天然發生的火災會產生微量的戴奧辛類化合物，顯示此種化合物在環境中有微量的背景濃度存在。但一般相信環境中戴奧辛類化合物主要的來源還是人為工業生產及燃燒行為所排放。故近年來環境中濃度應比以往沒有工業活動時期提高許多。然而，藉著工業技術的改良可使此趨勢逆轉，以降低排放及環境中戴奧辛類化合物之濃度。類戴奧辛化合物可藉由以下方法降低排放：使用無鉛燃料、觸媒轉化器及減少含鹵素的燃料添加物，改變製紙過程，控制焚化爐的排放，降低氯酚類的中間物及產品的製造及使用等等。

西元 1930 年前美國環境中的戴奧辛類化合物與多氯聯苯的濃度並不高，但其濃度持續上升至 1970 年，之後就因工業排放的控制而逐漸降低直到現在。最能支持此項推論的證據為沈積底泥中戴奧辛類化合物濃度的研究。底泥中的戴

奧辛類化合物濃度可作為大氣沉降速率的指標。底泥中戴奧辛類化合物與多氯聯苯的濃度在 1930 年左右開始上升，且持續增加直至 1970。從 1970 年開始下降，一直到最近（1990）的樣本仍呈現此項趨勢。來自美國境內 20 個湖泊及河川，七個不同的研究的底泥樣本資料均支持這個趨勢。而在數個歐洲國家關於底泥的研究也有相似的趨勢。（US EPA, 2000）

#### 2.4 戴奧辛暴露評估模式之發展

美國環保署也針對戴奧辛在環境中的傳輸行為進行探討，其內容詳列於戴奧辛再評估（Dioxin Reassessment）（U.S. EPA, 1990）報告書。戴奧辛再評估（Dioxin Reassessment）是整合美國國內政府及學者意見後所完成的一部報告書。最早可回溯到 1988 年，由美國環保署公告的暴露量評估草稿，直到最近的 2000 為止，經過的政府及各界專家不斷交換意見修改並加入健康風險評估及摘要整合，多出第二部及第三部份後，成為目前的這份戴奧辛再評估（Dioxin Reassessment）初稿。戴奧辛再評估（Dioxin Reassessment）總共分為以下三部分：第一部份名稱為『戴奧辛其相關化合物暴露評估』，第二部分名稱為『戴奧辛及其相關化合物之健康風險評估』，第三部分名稱為『摘要整合和戴奧辛及其相關物質之風險描述』。其中主要的第一部份內容為介紹戴奧辛及其相似物質之暴露評估，內容包括戴奧辛排放源、環境中的物化特性、環境中宿命與傳輸行為、人體暴露之背景值等，同時也清楚說明近年來有關戴奧辛於暴露評估中的相關模式發展。

多介質傳輸轉換模式可分為「篩選層級模式」（screening level models）、「機制型模式」（mechanistic models）二類。第一類模式主要為多介質區間模式（multimedia compartment modeling），由 Mackay 等人首先在 1979 年提出的逸散模式（fugacity model）為代表。逸散（fugacity）表示化合物從一個環境介質區塊（compartment）逃漏到另一個環境介質區塊的傾向，化合物的逸散模擬都使用像  $K_{ow}$ 、亨利常數與溶解度等一般的簡單宿命傳輸參數，同時逸散模擬是建立在平衡的觀念，而且系統中所有的區塊都是相同的逸散平衡狀態。相關模式有 CALTOX (DTSC, 1993) 是一個曾被用於關於風險評估立法公聽會的地區逸散模式。Cohen 和 Ryan 於 1985 提出 MCM（multimedia compartment model）模式，特別針對戴奧辛類化合物在計算環境介質之間的轉換因子

(intermedia transfer factors) 提供了數種的演算法，接著 Cohen 等人在 1990 年介紹了具有空間變異性的空間多介質區塊模式 (spatial multimedia compartment model)。Travis 和 Hattemer-Frey 在 1991 年提出了逸散食物鏈模式 (Fugacity Food Chain model)，其主要假設是大氣中的戴奧辛濃度可由經驗連結至水體、土壤以及蔬菜的濃度，接著又可連結至農產品、肉類、牛奶、雞蛋以及魚類的濃度，他們同時將他們模式預測暴露介質濃度的結果與文獻作比較，發現他們的方法是具有可信度的。

在傳輸途徑中，空氣植物介面是戴奧辛逸散模擬中被廣泛研究討論的，這是一般認為對吸附性很強的戴奧辛而言，這個傳輸途徑遠比土壤至植物之間的傳輸重要。Trapp 和 Matthies 在 1995 年的空氣/土壤至植物的模式系統中廣泛討論相關議題；同時，McLachlan 等人在 1995 年建立一個考慮氣相戴奧辛在空氣至植物介面轉換因子方法的逸散模式。這些模式所使用的演算法有相似性也有相異性，但均屬「篩選層級模式」，其特徵是在環境多介質區塊之間是平衡與/或穩定狀態的、缺乏空間與時間上的解析，以及生物傳輸 (biotransfer) 與生物濃縮 (bioconcentration) 的觀念，只是環境介質濃度與生物體濃度之間的簡單關係等。

另一類「機制型模式」則較具理論基礎，包含更多的空間與時間上的解析，嘗試模擬真實的宿命傳輸機制而不只是由資料憑經驗建立的模式，可以建立更複雜的傳輸模式，並針對不易取得充分資料的實地場址作參數分析。因為多介質環境本身的複雜性，污染物宿命的模擬一般都傾向保持簡單，可是仍有一些特定具有複雜性的模式適於應用戴奧辛在多介質環境的傳輸模擬，像 ISCST3 模式就是用來評估煙道廢氣排放戴奧辛類化合物所造成的衝擊，這模式包含了複雜地形地勢、變化的天氣狀況、戴奧辛氣固相分配等因素的考慮，並由每小時的氣相資料來模擬每年戴奧辛在大氣中的傳輸與沈降以得到長期平均濃度與沈降量；WASP4 模式是另一個機制型模式，用來廣泛討論戴奧辛在安大略湖中的生物累積現象 (U.S. EPA, 1990)。

由以上的文獻回顧，我們可以發現有關戴奧辛在環境中傳輸的模式建立，主要針對污染源來自煙道廢氣中的戴奧辛作傳輸及風險的研究，但針對戴奧辛污染源是來自飛灰固化後掩埋污染土壤與地下水的狀況，並未有深入的研究探討。



## 2.5 健康風險評估中的不確定性分析

### 2.5.1 健康風險評估中不確定性問題的來源

不確定性乃指估計與真實之間的差異，所以，在生活環境的許多真實現象中都存在著不確定性，Benjamin & Cornell (1970) 將不確定性分為物理、統計、模型三種不確定性。以風險評估而言，造成不確定性的原因，可能由於對污染物質之所以產生健康風險的背後種種機制、過程缺乏完全的知識；亦可能由於風險之估計牽涉到隨不同時空或個體而變異之因子（如不同個體有不同呼吸頻率）。變異性是指在空間、時間、物理與個別所造成的變異或是人口與大族群等因素所造成；而不確定性是指由省略 (omission)、描述 (specification)、量測 (measurement) 與外推 (extrapolation) 的誤差等因素與資訊的缺乏所造成 (Cullen, 1995 ; U.S. EPA, 1997a ; Nauta, 2000)。

Finkel (1990) 則將將風險評估中的不確定性來源有系統地分為四個類型，分別為決策規則不確定性 (Decision Rule uncertainty)、模式不確定性 (Model uncertainty)、參數不確定性 (Parameter uncertainty) 與變異性 (Variability)。

1. 決策規則不確定性：主要來自風險管理者主觀決策的不同，因此對整個風險分析的架構會有很大的影響，以致於對風險評估而言，是不確定的重要來源，但是其所造成的不確定性，卻是難以分析量化的。
2. 模式不確定性：所有風險評估中運用到的大大小小模式，包括從動物實驗模式來研究人體健康效應、劑量 / 反應模式來外推低濃度時的健康效應、預測環境介質濃度的多介質環境傳輸模式以及推估人體暴露劑量的多途徑暴露模式等，都有可能是模式不確定性的來源；造成模式不確定性的原因，一是模式本身即是複雜真實世界的簡化，所以必有誤差，二是選用不適當或錯誤的模式造成更大的誤差 (Burgess and Lettenmaier, 1975)；因此，需透過模式確認及模式驗證方法來處理模式不確定性。參數不確定性：其來源一是當模式中方程式所需的參數資料，因為技術或儀器的限制，無法精確與準確地量測；二是複雜的時間上以及空間上的差異，造成有限的資料無法充分描述其變異性；三是根本沒有或無法直接取得數據，必須由舊有文獻及報告書，來推求與假設所需參數。
4. 變異性：指在空間、時間、物理與個別所造成的變異或是人口與大族群等因素所造成；雖然，不確定性可經由收集更完整精確的資料與選用更適合的模

式來降低，但是真實的變異性並無法因為更廣泛的量測或更正確的資料而降低 ( Nauta, 2000; U.S.EPA, 1999 )。

所以進一步細分，在風險分析架構中，主要影響不確定性的來源包括決策規則的不確定性、風險分析架構的不確定性、模式設備特性描述的不確定性、宿命與傳輸模式的不確定性、人體暴露與風險理論的不確定性及人體健康影響的不確定性等六項(U.S. EPA, 1999)。

## 2.5.2 參數不確定性分析與量化方法

### 2.5.2.1 重要參數的選取

選取對模式有重要影響之參數的方法，已廣泛地發展應用於解決化學結構與統計上的問題，包含多重迴歸 ( multiple regression models )、quantitative structure activity relationship ( QASR ) 和 cluster analysis 等方法 ( Fowlkes et al., 1998; George and McCulloch, 1993; Kubinyi, 1994 )，這些方法都是能從大量的參數集合中，找出能清楚描述一個特定系統行為的最小參數集合 ( Maddalena et al., 2001 )。在風險評估中，目前多是透過敏感度分析，對複雜模式中的眾多參數，依其相對重要性及對模式結果的影響作排序 ( Iman & Conover, 1980; Morgan and Henrion, 1990 )。

### 2.5.2.2 參數分佈的建立

因為資料的不足，往往使我們無法清楚知道一個輸入參數最適合的分佈模式 ( 例如是常態或對數常態分佈？ )，所以有關參數真實的統計分佈所造成風險評估中不確定性的影響，仍是未來的研究重點 ( Maddalena et al., 2001 )。

Cullen 等人在 1999 年整理出可有效求取參數分佈模型的方法，包括由 probability plots 與 goodness-of-fit 等統計檢驗法來評估某機率分佈與數據之相符程度，以決定輸入的分佈模式，或由 matching moments estimator 與 maximum likelihood estimators 等方法直接估算機率分佈模型之參數。

### 2.5.2.3 變異性的數值模擬方法

模擬是以假設的參數集合與真實狀況構想的模式為基礎，不斷重複複製真實世界的過程（Ang 和 Tang, 1984），所以，模擬可以是透過實驗模擬的或是概念模式模擬，但實驗模擬可能是昂貴又不方便的，因此透過模式的數值模擬較被喜歡而被廣泛採用，有一些方法是以模仿隨機採樣（simulated random sampling）為基礎，經由模式來進行模擬輸入參數分佈的繁衍（propagation），最有名方法的就是簡單的蒙地卡羅模擬方法（Monte Carlo simulation）。

在 1940 年代，由 Ulam 等人共同研發的方法，最早是用來解決數學整合性問題的方法（Cullen & Frey, 1999），屬於一種統計方法，因為具有以下優點（Morgan and Henrion, 1990），因此被廣泛用來繁衍暴露評估中的不確定性：一是即使暴露模式再如何複雜，仍可將大量參數集合的變異性，進行繁衍，得到可由一般統計量描述的分佈結果；二是描述分佈結果的統計參數之精確度，是獨立於模式輸入參數數目；三是透過敏感度分析，每個參數相對重要性，可由輸入與輸出參數分佈之間的相關係數排序而得；四是可透過強大的電腦與套裝軟體計算，使得蒙地卡羅較其他方法更為簡單快速（Maddalena et al., 2001）。同時，蒙地卡羅方法亦有以下缺點，值得我們研究改進：一是所有的輸入參數都必須建立分佈，但是有效建立分佈的方法才正在發展中（Mckone et al., 1996; USEPA, 1997; Cullen & Frey, 1999）；二是資料不足根本無法有效建立輸入參數的分佈時，分析出來結果的可信度低（Bonvicini et al., 1998; Guyonnet et al., 1999）。

Paustenbach 等人（1992a）用蒙地卡羅方法建立戴奧辛在住宅區與工業區的土壤清除標準，暴露途徑包含皮膚接觸、土壤食入、灰塵吸入和魚類攝取，對每一個參數而言，數值範圍和分佈假設是均一的（uniform）；Anderson 等人（1992）用蒙地卡羅方法描述戴奧辛在美國鄰近造紙廠吃魚人口的不同暴露濃度分佈；McKone 和 Ryan 在 1989 年建立一個以簡單穩態傳輸因子 PEFs 為基礎的暴露評估流程，這些因子主要應用在兩個暴露途徑，包括空氣/植物/食物和土壤/植物/食物，這是一個蒙地卡羅運用於估算暴露介質濃度並描述像攝食率等暴露行為的分佈之變異性的例子，這樣的程序被驗證於戴奧辛與四個暴露途徑：蔬果、穀類、肉類與蛋製品的食入；兩個最近的評估研究（Cullen, 1995; Keenen et al., 1995）把焦點放在以模式模擬焚化廢氣直接暴露途徑中戴奧辛的

衝擊，Cullen 經由鄰近都市焚化爐的產品消耗成長來調查戴奧辛的暴露，她的研究包含數個模擬戴奧辛在蔬菜中濃度的參數，並經由分解分析試圖去評價出哪個參數在模式模擬戴奧辛在蔬菜中濃度時具有最大的不確定性；Keenen 等人也從另一個焚化爐評價另一個戴奧辛的直接路徑，模擬的焚化爐是有害廢棄物焚化爐，評價的暴露途徑是食用牛肉途徑。他們導入一個使用 nested loop approach 的二維蒙地卡羅方法來分別描述不確定性和變異性的特性。在不確定性的部分，他們描述了包含模擬戴奧辛從空氣到植物到動物途徑後牛肉濃度的特徵，在變異性部分，他們則描述各種途徑相關數值的特徵。變異性認為包含農田相對於焚化爐的位置（因此大氣擴散模式會模擬預測出不同戴奧辛濃度與沉降）、個人的體重、人的牛肉攝食率和人的暴露時間等。在 nested approach 中，牛肉濃度的評估是使用食物鏈模式以及參數選取是從不確定參數的機率密度函數取得，然後第二步 nested 程序模擬結合牛肉濃度不確定性計算的劑量攝取率分佈。他們由分析的結果建議經由食用有害廢棄物焚化爐附近牛肉所暴露戴奧辛的總不確定性會包含三個 order 的大範圍，而不確定性主要來自個人內在的變異性。

以上論文廣泛地討論將蒙地卡羅方法應用於戴奧辛健康風險評估的不同方式，特別著重在輸入參數分佈的選擇，在一些案例中，假設均一的分佈是因為缺乏需要支持更複雜分佈的資料。以上研究只是將蒙地卡羅方法應用於正在蓬勃發展中有關戴奧辛暴露與風險評估研究領域的一小部分，例如，應用蒙地卡羅方法處理地下水污染以及像喝水、室內空氣吸入和皮膚接觸水等暴露途徑的問題，也已被研究調查（McKone 和 Bogen, 1991），雖然這樣的研究工作並非特別針對戴奧辛，但也對瞭解蒙地卡羅方法流程有幫助；同樣的 Paustenbach 等人也在 1991 年到 1992 年出版應用蒙地卡羅方法處理其他化學物質的論文。

除了蒙地卡羅方法之外，模糊集合理論的也是近年來的重要發展，將蒙地卡羅模擬與模糊理論作比較，在適用性上，Bonvicini（1998）強調在電腦性能強大且機率密度函數是完整的情況下，使用以蒙地卡羅為基礎的傳統統計方法在量測不確定性上是可以達到的。然而當輸入參數資料缺乏或稀少且電腦效能不佳的情況下，使用模糊運算的方式是一個量化不確定性有效的選擇。對於兩者在風險分析不確定性描述上，Guyonnet（1999）指出以模糊集合計算方式在風險分佈的擴張性上是較蒙地卡羅方法顯著。其原因在於模糊計算考量到所有

參數可能的結合，而非藉由傳遞（如乘法）的方式將參數值的不確定性表達在計算結果上。且在蒙地卡羅的計算上，其情境設計為較低機率的參數相對在隨機挑選的選擇上亦低，故造成擴張性較低的現象。

因為蒙地卡羅方法較適用於大部分重要變數的可靠分佈資料都能取得的情況下，所以如果實場監測資料不足時，採用模糊集合方法來計算本研究中的不確定性似乎是較佳的選擇，同時也可與蒙地卡羅方法的結果作深入的比較分析，瞭解兩方法運用於解決本研究中參數不確定性問題的優劣，進而選擇最佳的分析方法。

#### 2.5.2.4 結合貝氏定理進行資料更新

將蒙地卡羅模擬結合貝氏定理的貝氏蒙地卡羅方法（Bayesian Monte Carlo，簡稱 BMC）的基本概念於 1980 年由 Spear 與 Hornberger 提出，起源於瞭解與改進研究資料不足的普遍狀況，有關貝氏蒙地卡羅方法的研究近十年中仍在發展中，有用於水質模式的不確定性處理（Dilks et al., 1992）；初步探討用於環境健康風險評估模式之不確定性處理的可行性（Brand & Small, 1995）；評估與降低地下水傳流與傳輸模式中的不確定性（Sohn et al., 2000）等。

從文獻中總結貝氏蒙地卡羅方法的優點有：一是已有足夠的理論基礎，可應用至其他健康風險評估中不確定性問題的處理；二是因為健康風險評估是由許多大小模式連結而成，貝式蒙地卡羅可同時於多點進行資料更新；三是實場採樣調查與實驗室研究資料都可有效且隨時更新模式參數，以降低不確定性；四是結合貝式的更新能力，可確認進一步收集哪些資料能有效降低不確定性。

到目前為止，BMC 仍處於理論發展階段，實際案例的研究佐證，仍明顯缺乏，尤其應用於處理暴露評估中的不確定性問題，仍有相當大的發展空間。

#### 2.5.3 暴露評估中的模式驗證理論與方法

暴露評估過程中，必須得知環境中各介質及食物鏈中，各污染物的分佈與濃度。由於針對各環境介質的採樣與污染物檢測，耗費龐大的費用及時間，因此評估過程中需仰賴複雜的多介質傳輸與轉換模式模擬。模式化模擬固然節省下許多的時間與費用，但是模擬結果的可信度（credibility），卻是風險管理中決策者所關心的，可信的模式為使用者有足夠的信心於其科學與管理決策的基

礎。因此，未提供模式的可靠性，暴露評估的過程中，模式的確認 (verification) 與驗證 (validation) 是不可或缺的。

模式驗證的意涵並不是為了審視科學理論的正確性與否，對每個模式化模擬的計劃也並非是絕對必要的，驗證的意義在於該模式在該『特定的』預期使用下，所達到的模式展現力(performance)能被接受(Rykiel, 1996)。因此，模式驗證之前必須釐清：模式的目的、展現力的準則以及模式的內涵。

1. 確認 (Verification)：模式確認是檢視模式架構是否正確的過程，確認的錯誤包括機制上(mechanical)與邏輯上(logical)的錯誤。機制上的錯誤為電腦模式化編譯過程中，可以因為疏忽而造成數學公式錯誤的建立，造成輸出結果不正確或發生在某些未預料的情況中。因此機制上錯誤的確認，為檢視科學原理如何忠實、精確地轉換到電腦編碼與數學形式中。確認模式與模式在真實系統有效地展現是不相同的，確認後的模式(verified model)並不表示為有效的模式(valid model)。
2. 校正 (Calibration)：校正為對模式參數 (parameters)與常數 (constants)所做的估計與調整，用來改進模式輸出與原始資料的一致性 (Rykiel, 1996)。
3. 驗證 (Validation)：在模式的預期適用範圍內，驗證的過程證明了模式具有滿意的精確性幅度 (Sargent, 1984)。在模式運算上的驗證，此論證包含了模擬資料與經由真實系統觀察、量測所得資料的比較 (Mayer and Butler, 1993 ; Beck et al., 1994)。驗證代表了模式在特定情況下能達到展現力標準，所謂的特定情況包括了所有模式中對真實系統所做明確與含糊的假設，因此驗證後模式的背景如果改變，此模式便必須再驗證。

模式驗證的意涵並不是為了審視科學理論的正確性與否，對每個模式化模擬的計劃也並非是絕對必要的，驗證的意義在於該模式在該『特定的』預期使用下，所達到的模式展現力 (performance) 能被接受 (Rykiel, 1996)。因此，模式驗證之前必須釐清：模式的目的、展現力的準則以及模式的內涵。

Sargent (1984) 對模式模擬的程序描繪出一個簡化的架構，在它的觀點下，唯有當符合運算有效性 (operational validity)、概念有效性 (conceptual validity) 和資料有效性 (data validity) 時，該模式才稱為已經驗證。Rykiel (1996) 將此架構圖修改後如圖 2.2。

1. 運算的驗證 (operational validation) 為一檢定的協議，用來論證模式結果達到模式目的要求下的展現力標準，當模式結果符合觀察資料，則此模式適於代表該系統；然而，並不保證模式的科學基礎與內部結構，符合真實系統中的起因 效應 (cause-effect) 的關係。

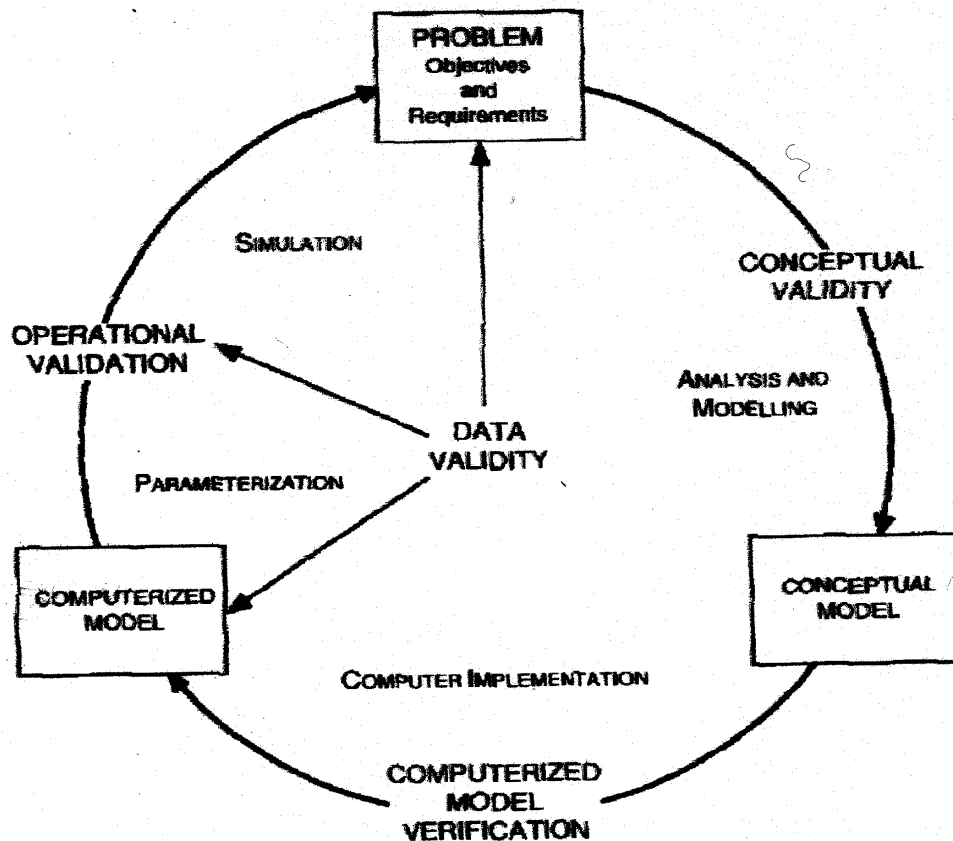


圖 2.2 模式模擬循環與驗證程序架構 (Rykiel, 1996)

2. 概念的驗證 (conceptual validation) 的意思為：在概念化模式 (conceptual model) 下的理論與假設是正確的，或至少是合理的，而且模式對問題或系統的表現，在結構上、邏輯上和數學上是合理的。概念的驗證被視為對模式的科學內涵可以接受的正當理由，但並不保證該模式將會作精確的預測。評斷模式的展現力，資料並不是絕對可靠的標準 (Fagerstrom, 1987)。
3. 資料的驗證 (data validation) 擔保資料達到特定的標準 (QA/QC)，此有效性不僅在於資料本身，對於資料的闡釋也同樣地並需經過論證 (Rykiel, 1996)。我們顯然無法期望電腦模式能提供比可獲得資料更精確、準確的結

果；但在測量技術的限制下和我們對系統認知的主觀偏差下，模式有可能更能表現出真實性。

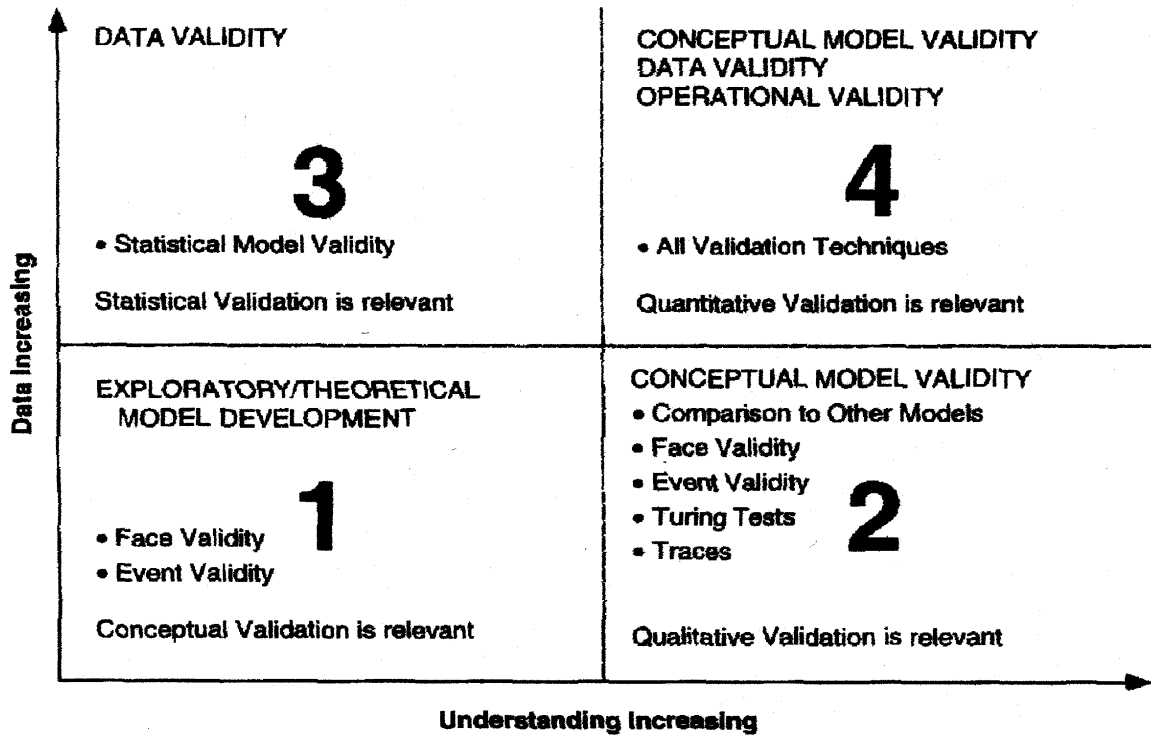


圖 2.3 以資料取得程度和資料瞭解程度對驗證程序分類 (Rykiel, 1996)

驗證檢定包括了對系統展現力定性與定量的方法，Rykiel (1996) 將各種驗證程序，以資料的取得程度和對資料的瞭解程度，作一概要的分類 (圖 4.3)。

模式驗證將採用的方法有表面驗證 (face validation) 和統計驗證兩個層次。表面驗證為將模式模擬值與實地檢測值以散佈圖描繪出來，以成對數據比較其空間或時間上的趨勢是否為一致，如果答案是肯定的，可以推測該模式『可能』有效地預測該案例；如果答案為否定的，則必須回頭重新校正 (calibrate) 模式中參數的假設與常數的估計，重新模擬並再驗證。

統計工具最常用來作為定量的模式驗證方法，其中線性迴歸 (Linear Regression) 已廣泛地應用在各種領域，但此方法的應用仍有許多爭論，如虛無假設 (null hypothesis) 的意義不明確 (Mitchell, 1997)。除此之外，Eduljee and Gair (1996) 為驗證 PCDD/F 在食物鏈傳輸，應用了簡單的比值法比較模擬值與觀測值；Mitchell (1997) 提出了概念簡明易懂的『信封法』



(envelope)，以及近期發展應用貝式定理 (Bayes Theory) 的方法，提供我們在進行多介質傳輸與轉換模式驗證時的許多參考。

所以本研究中將特別針對焚化飛灰中戴奧辛與重金屬可能造成各環境介質中的分佈，進行多介質傳輸與轉換模式的確認與驗證。將針對模式模擬的目的、尺度和參數資料特性，選擇除了傳統表面驗證之外其他更具效率與可信度的統計驗證方法，並對模式作適當的修改，以達符合實際且具效率之預測需求，降低風險評估過程中模式所造成的不確定性。

### 三、研究方法

#### 飛灰有毒物質多介質風險評估與模式驗證方法之研究

##### 一、風險評估細部規劃與執行

首先以決策分析方法及影響圖（influence diagram）（如圖一 初步之焚化飛灰戴奧辛決策影響圖）和多目標決策樹（decision tree）等決策工具界定焚化飛灰處理與處置之戴奧辛溶出問題、目的與可能之選擇方案。決策問題的基本要件包括：需下的決策層級與次序、面臨的不確定事件、決策結果、以及結果的評價方式。影響圖以圖形界定決策問題之架構與各基本要件間的關係；而決策樹又將量化的細節納入決策問題之架構中。

圖 3.1 為一初步之決策影響圖，用以界定風險產生過程中的重要元素與作用。首先先建構包含焚化處理的整個廢棄物系統，其中廢棄物處理政策、空污控制系統與飛灰處理方式都是直接影響戴奧辛類化合物產生的主要元素，當戴奧辛已從飛灰排放入各環境介質中，如污染土壤地下水後，如何在環境中流佈而接觸受體，進而應否與如何降低風險（例如整治），亦均為決策之一部分。

經由這些傳輸模式，我們就可得到受體在特定的時間和空間下，所接受到的濃度，進而可利用後續的多途徑暴露模式暴露評估模式計算受體的暴露劑量及風險。本計畫將就各種複雜程度下之模式所需輸入資訊之質、量，與模式輸出結果之準確度與決策之差異的比較，篩選風險評估模式最具效率之空間解析度與複雜度。

針對後續的多途徑暴露模式暴露評估模式，本計畫將實地調查污染源之排放特性、土地利用狀況、居民分佈與生活型態以及當地之空氣、土壤及水體等環境因子等，選擇適當的情境以建立實際的暴露過程，利用靈敏度分析（如部分關連係數分析（partial correlation coefficient analysis）與標準化迴歸係數分析（standardized regression coefficient analysis）等統計方法），鑑定影響風險評估之控制因子、敏感參數，與重要暴露途徑，建立焚化飛灰之多途徑暴露評估模式。

由文獻可知「篩選層級模式」（screening level models）主要為多介質區間模式（multimedia compartment modeling），由 Mackay 等人首先在 1979 年提出

的逸散模式 ( fugacity model ) 為代表，相關模式有 CalTOX (DTSC, 1993) 是一個曾被用於關於風險評估立法公聽會的地區逸散模式。Cohen 和 Ryan 於 1985 提出 MCM ( multimedia compartment model ) 模式，特別針對戴奧辛類化合物在計算環境介質之間的轉換因子 ( intermedia transfer factors ) 提供了數種的演算法，接著 Cohen 等人在 1990 年介紹了具有空間變異性的空間多介質區塊模式 ( spatial multimedia compartment model )。Travis 和 Hattemer-Frey 在 1991 年提出了逸散食物鏈模式 ( Fugacity Food Chain model )，其主要假設是大氣中的戴奧辛濃度可由經驗連結至水體、土壤以及蔬菜的濃度，接著又可連結至農產品、肉類、牛奶、雞蛋以及魚類的濃度，他們同時將他們模式預測暴露介質濃度的結果與文獻作比較，發現他們的方法是具有可信度的。Trapp 和 Matthies 在 1995 年的空氣/土壤至植物的模式系統中廣泛討論相關議題；同時，McLachlan 等人在 1995 年建立一個考慮氣相戴奧辛在空氣至植物介面轉換因子方法的逸散模式。

我們可以發現有關戴奧辛在環境中傳輸的模式建立，主要針對污染源來自煙道廢氣中的戴奧辛作傳輸及風險的研究，但針對戴奧辛污染源是來自飛灰固化後掩埋污染土壤與地下水的狀況，並未有深入的研究探討。因此，我們將以 Mackay 等人提出的逸散模式 ( level- fugacity based multimedia environmental fate model ) 為基礎，結合實地多介質風險評估的概念，針對實地調查污染源之排放特性、土地利用狀況、居民分佈與生活型態以及當地之空氣、土壤及水體等環境因子等，進行參數相關文獻與資料的初步收集，選擇適當的情境以建立實際的暴露過程，以建立符合當地暴露情境的多介質環境傳輸與多途徑暴露模式。

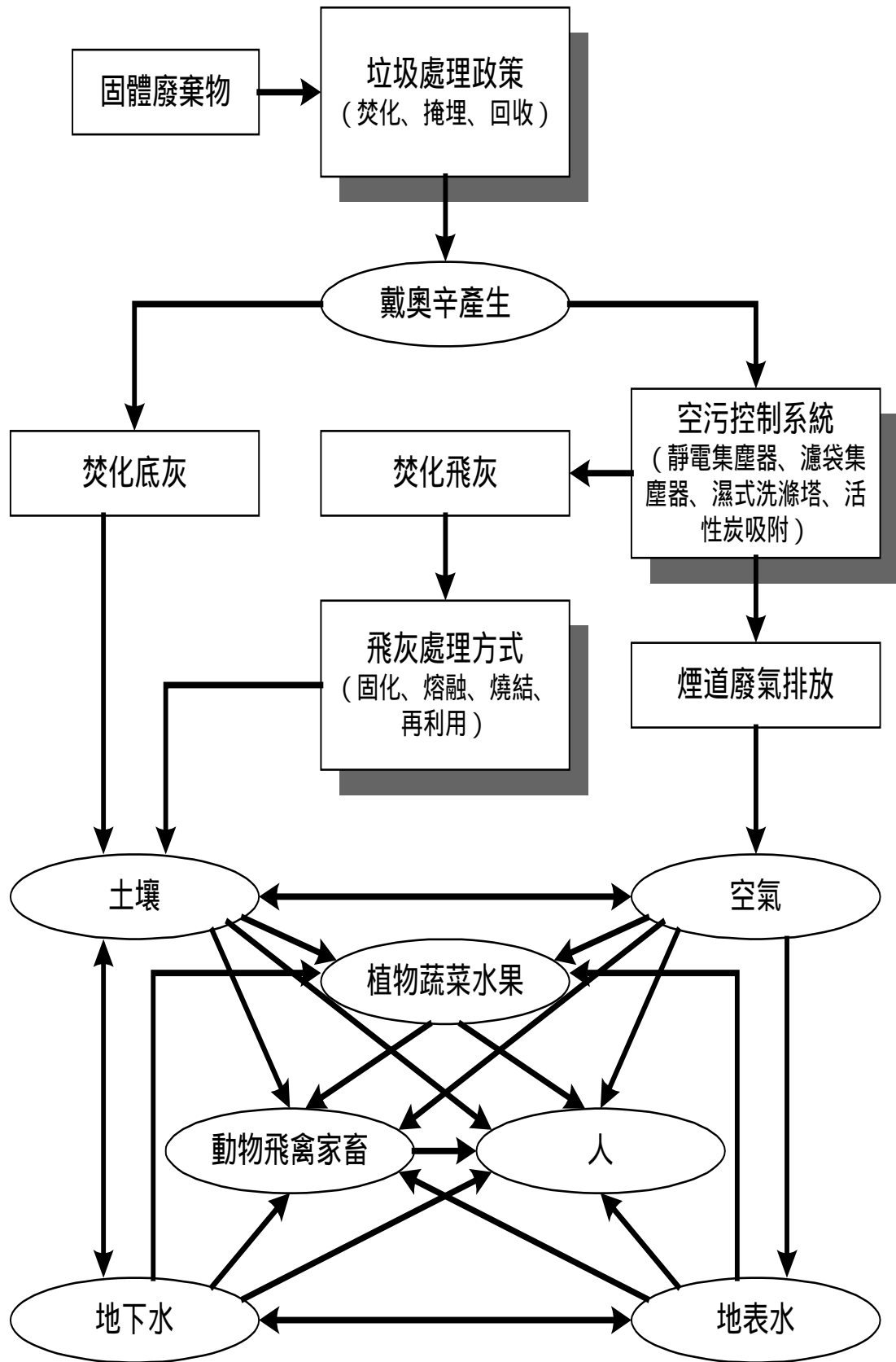


圖 3.1 焚化飛灰戴奧辛初步決策影響圖

## 二、建立環境傳輸實驗與模式驗證方法

若收集的文獻與資料不足以建立完整的環境傳輸模式時，則根據敏感度分析以及文獻收集後實際可行的方法，建立戴奧辛於飛灰、土壤、地下水間之傳輸模式所需的實驗，以真實的實驗結果來改善模式的準確度與完整度。此外，以有效的實場採樣分析結果，結合相關統計方法研擬多介質傳輸與多途徑暴露模式之驗證方法，以提升評估準度。

模式驗證的基本流程，將根據美國的戴奧辛再評估報告書中，提到有關暴露評估模式驗證相關的方法程序：

1. 造成環境衝擊的污染源濃度已知：在模式驗證的程序中，有關污染源的資訊稱為獨立模式輸入參數。假如生長在地底下的蔬菜（例如蕃薯、馬鈴薯等）是受衝擊的環境介質，那獨立的污染源就很有可能是該蔬菜生長的土壤；但是在一般的風險評估案例中，週界空氣污染源是用來預測土壤濃度，而土壤濃度又作為預測蔬菜濃度的污染源。無論如何，在所有的案例中，污染源必須是已知的並經由模式執行者合理地確定，至少模式執行者要假設污染源有直接衝擊被影響的環境。
2. 使用最有效的資訊來假設其他所有的模式參數：除了希望得到明確的特定場址參數之外，其他像生物濃縮與生物轉換參數等特定化學參數可由其原本化學特性或經由經由特定場址資訊計算得來。
3. 計算出被衝擊環境介質濃度（impacted media concentration）：經由實地多介質監測資料與環境傳輸模式得到各環境介質的濃度。
4. 將模式預測出的環境介質濃度與實際觀測的值做比較：因為有許多的參數都是設定值，所以模式跑出來的預測濃度結果就必須與真實世界的觀測濃度作比較，同時這也是模式驗證的最後一步。

定量的驗證程序，首先以簡單的模擬/檢測的數據比值，觀察其數據的誤差程度。隨後以較詳細的統計方法分析，線性回歸結果的斜率如果愈接近 1.0，且截距愈接近原點，則表示模式能較有效地預測真實系統。面對充滿變異性的抽樣數據，統計檢定方法設計時，可假設  $H_0: E(y) = \mu_y$ ，其中  $y$  為模式的模擬值， $\mu_y$  為實際檢測值的平均數，以 t 檢定來決定是否棄卻之。如果棄卻  $H_0$ ，則表示該模式無法有效預測真實系統。

國內以往未曾執行戴歐辛類化合物在固、液界面之傳輸試驗，加以戴歐辛類化合物之檢測分析需要龐大之經費，無法以傳統「錯誤中學習」之實驗方式由連續實驗累積經驗，因此在計畫執行前必須先透過完整之文獻回顧工作，瞭解戴歐辛類化合物之傳輸現象及研究方法，針對戴歐辛類化合物在環境中之背景濃度、物化特性、可能導致之健康效應（包括劑量反應關係）、戴歐辛類化合物在不同界面間之傳輸行為、環境中長期濃度變化趨勢等加以探討。同時必須廣泛蒐集國內相關研究成果，以初步建立國內戴歐辛類化合物污染情形之背景資料庫。藉由此項背景濃度資料庫之初步建立，配合戴歐辛類化合物相關傳輸特性之文獻資料，再配合其他子計畫研擬採樣對象及頻率後，本研究可彈性進行深入評估所需的傳輸實驗。

## 四、結果與討論

### 第一部份、焚化灰渣之風險評估細部規劃與執行

對焚化飛灰中戴奧辛與有毒重金屬問題進行健康風險評估細部規劃，包括了解可能影響飛灰中戴奧辛與重金屬於掩埋場址，地下水層，及週界土壤傳輸之因子，探討戴奧辛與重金屬在土壤及地下水傳輸中之宿命界定風險產生過程中的重要元素與作用，鑑定影響風險評估與管理之控制因子、敏感參數，與重要暴露途徑，整合多介質傳輸與多途徑暴露模式，以及建立風險評估模式最適之空間解析度與複雜度篩選方法。

因此，針對焚化灰渣之風險評估細部規劃與執行工作，進行戴奧辛與重金屬之滲出與傳輸行為相關文獻整理分析，以及國內掩埋灰渣之掩埋場概況調查，文獻回顧與調查結果整理如下。

#### 一、戴奧辛之滲出與傳輸行為

戴奧辛具有疏水性、穩定與不易移動等物理性質，因此，在自然的情況下，戴奧辛會與固體物緊密結合 (Dyke et al., 1997)，而且因為戴奧辛為低溶解度物質，在一般情況之下，並不易溶出 (Sakai et al., 2002)，所以 1995 年以前，沒有研究指出戴奧辛可在土壤中有顯著移動，或因為水或雨而將戴奧辛從土壤或飛灰中溶解出 (Kim et al., 2002)，雖然如此，近年已有實驗證實來自飛灰中的戴奧辛，在某些特殊情況下，同樣具有可溶性。

有研究指出，隨著土壤層之深度愈深時，戴奧辛含量愈低，因此顯示戴奧辛會在土壤中移動，但垂直移動不明顯，其中又以毒性較低的戴奧辛 (亦即含氯量較低者) 傳輸較快，所以導致較毒的戴奧辛多累積在土壤表面 (Schramm et al., 1995a)。

在有溶解性腐植質 (dissolved humic matters) 的環境中，飛灰中的戴奧辛會被溶出，且其溶出量隨溶解性腐植質的濃度而成正比，其原因在於溶解性腐植質具有高親和力與吸收力，對於像戴奧辛這類含高氯的物質，能促使其較易在水中溶解及往下移動 (Osako et al., 2002)。

除了溶解性腐植質之外，LAS(Linear alkylbenzene sulfonater)、有機溶劑等有機物質，也會影響受污染土壤或飛灰中戴奧辛的溶出性及移動性 (Kim et al.,

2002)。其他相關研究還包括滅火水 ( fire-extinguishing ) 可以使得飛灰中或土壤中戴奧辛有顯著的溶出，尤其滅火水與界面活性劑共存時，可提高戴奧辛的溶解度及溶出性 ( Schramm et al., 1995b )。另外，有研究結果顯示，當飛灰加入底灰時，也易滲出戴奧辛，可能是因為底灰中 DCCs ( dissolved coloring constituents ) 的存在所造成，DCCs 是來自底灰中未燃燒的碳 ( unburned carbon )，可能使戴奧辛與由類似溶解性腐植質的物質以強親和力組成，導致戴奧辛與粒狀有機碳結合而移動 ( Schramm et al., 1995a )。

所以，有研究中提出，欲使戴奧辛溶出最小化，就應該避免將飛灰與富含有機廢棄物 ( 污水污泥，食物殘渣或底灰 ) 的物質混合，這些物質都可能造成飛灰中的戴奧辛溶出 ( Kim and Lee, 2002 )。

總結來說，戴奧辛在掩埋場中，有可能因為不同的外在環境 ( 例如 pH 值、界面活性劑、腐殖質等 ) 而溶出，但在移動性來說，其移動速度緩慢，移動 10 公分就需要大於 10 年的時間，在垂直移動上，移動更不明顯，因此在掩埋場中，若不幸有戴奧辛被溶出，最有可能停留的地方即為掩埋場下方土壤，再加上戴奧辛為疏水性、難分解物質，所以傳輸至地下水，進而污染地下水的可能性相對更低，因此，將由後續規劃之實場採樣，進一步確認飛灰中戴奧辛污染土壤與地下水的可行性。

## 二、重金屬 ( 鉛、鎘、鉻、汞 ) 之滲出與傳輸行為

雖然垃圾中含有相當量之重金屬，但是重金屬無法因焚化而去除，最後只能濃縮於飛灰與底渣中，因此灰渣中重金屬之溶出性質是相當重要的。有文獻明確地指出重金屬的確會由固化後的焚化爐排放飛灰溶出，因此，滲出水中的金屬含量高於飛灰中的金屬含量 ( Yu et al., 2003 )。

由於多數重金屬在酸性條件下較易溶出，所以酸雨可能造成重金屬由掩埋場滲出，而研究中發現都市垃圾焚化灰渣單一掩埋場，對酸雨具極大之緩衝能力，可中和酸雨造成之影響達數年之久，如此對灰渣掩埋滲出水中重金屬之危害將可降低，但是，若將都市垃圾焚化灰渣與生垃圾共同厭氧掩埋，則滲出水之 pH 值將因生垃圾分解之酸而下降，進而增加重金屬之釋出潛能 ( Gong and Kiek, 1994 )。於純灰渣掩埋場若其滲出水之 pH 值能維在中性偏鹼 ( 大約 pH



值介於 7~8 之間)，則其重金屬溶出值皆能小於法規規定 TCLP 試驗之限制標準 (Buchholz and Landsberger, 1993)。

在長時間對飛灰棄置場所中重金屬的潛在毒性之研究中，結果發現溶出流體的 pH 值和飛灰的緩衝能力，對溶出金屬的濃度影響較大，其影響的程度大於真實存在於飛灰中重金屬的濃度 (Buchholz and Landsberger, 1993)。在比較如何有效去除重金屬方面，溶劑包括了 H<sub>2</sub>O、NaOH、HCl、H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>、HNO<sub>3</sub> 及 HAc，發現 HCl 去除重金屬的效果最佳 (Gong and Kiek, 1994)。在溶出性方面，鎘為最易溶出者，鋅次之，而鉛的溶解比率最低。在添加石灰的飛灰中，不論加入之無機鹽類為何，溶出程度一律為 Pb>Zn>Cd；而在不加石灰的飛灰中，則對氯鹽及硝酸鹽而言，影響力為 Cd>Pb>Zn；在硫酸鹽及碳酸鹽方面，則為 Pb>Cd>Zn (林家禾, 1994)。

飛灰中若加入漂白水，則其溶解性會提高，其原因為漂白水中氯的存在 (Cernuschi et al., 1990)。若廢棄物中氯成份的含量比例高，在焚化後將可能使得大量的金屬以金屬氯化物之複合物型態存在，而金屬氯化物比起其它型態的化合物具有較高的溶解度，因此對環境可能造成之不利影響較大 (高思懷等人, 1993)。

關於重金屬溶出後的移動性，鎘在土壤中的移動性與土壤的吸收容量有關，吸收容量愈高，其移動性愈差。與金屬的移動性有關，包括了金屬的水溶性、土壤的濃度、土壤的吸收容量 (Prokop et al, 2003)。

研究自都市垃圾焚化爐排出灰渣中鉛、鎘之移動性，為明瞭都市垃圾焚化灰渣經衛生掩埋後其高濃度之重金屬在土壤及植物中的移動性，除利用萃取方試測定都市垃圾焚化爐的底灰、飛灰中的鉛、鎘之濃度外。主要將二種灰分掩埋於四種不同性質的土壤中，改變土壤的物理、化學特性，以觀察鉛、鎘於土壤中的移動情形。由飛灰萃取實驗結果得知，由飛灰萃取出之金屬濃度已大於危害性廢棄物的濃度限值。將飛灰中鉛、鎘含量最高的飛灰置熱水中，3 小時後大約有 40% 的灰分被溶解，經過 X-ray 定性分析後得知水中的溶解金屬包括鎘、銅、鉛、鋅，但只有鎘的溶出性最大 (約有 30% 鎘溶出)，同時水中亦含有相當大量的 Cl、S，由此可知初步推論飛灰中的金屬大量地以氯化物及硫化物的型式存在 (Giordano et al., 1983)。

掩埋管柱實驗結果發現飛灰中的鉛、鎘於土壤中的移動情形並不如原先所預期的大，原因可能為鎘易與土壤中高濃度的 Cl 形成複合物型態，並因其易溶水中而加強了移動性。再於掩埋管中加入 NaCl 以提高灰分含氯量至 12% 來行對照實驗，結果有 90% 的鎘自掩埋管中溶出，由此可證明鎘易與氯形複合物型態，而提高鎘在土壤中的移動能力，而滲出水中重金屬的分佈形態也可以看出鎘、鉛絕大部分都以氯化物形式存在 (Glordano et al., 1983)。

灰渣中的重金屬易以氯化物的型式存在而增加其移動性。在蒸餾水萃取溶出試驗方面，由於灰渣經過長期置放，其中銅、鎘、鉛及鋅等四種重金屬溶出有降低的現象發生，而在強酸消化部分則無此現象發生。另在一掩埋實驗中，隨掩埋高度加深，除氯鹽外其它如銅、鎘、鉛及鋅等重金屬之累積釋出量皆有降低之現象發生，顯示下層掩埋單體能發揮吸附作用，有助於滲出水水質之穩定。以不同氯鹽濃度為萃取溶液對飛灰及混合灰渣之重金屬溶出性方面，鎘及鉛之釋出皆與萃取液中氯鹽濃度成正比關係，其相關係數可達 92% 以上，而銅及鋅之釋出則不受氯鹽影響 (李昌煥, 1993)。

也有文獻指出，在固化/安定化的飛灰中，鎘、銅、鎳、鉛、鋅是幾乎不移動的，因此其對環境的衝擊較小 (Lombardi et al., 1998)。研究發現部份配比之固化體，其晚期強度有降低之趨勢，顯示汙泥中可能含有對固化體不利的物質，致固化體經常其放置後，會因分解或其它作用影響固化體的結構。

總而言之，重金屬有可能會由固化後的飛灰中溶出，一旦溶出後 (可能因為酸雨淋洗、pH 的降低)，在不同的外在環境影響下 (例如氯鹽的增加) 而使得重金屬具有移動性，尤其當重金屬呈離子態時溶解度大大提高，所可能造成的地下水重金屬污染是不可忽視的，因此，本子計劃研究將由後續規劃之實場採樣，進一步了解飛灰中重金屬污染土壤與地下水的情況與可能性。

### 三、國內焚化灰渣掩埋場概況

雖然 89 年後已陸續針對焚化後飛灰進行固化處理以達安定化之效果，但是經初步調查，我們仍然可以發現國內在焚化後的灰渣管理有相當的進步空間，以表 4.1 單就后里焚化廠飛灰產生推估量與處理量的比較為例，后里焚化爐從 89 年到 91 年焚化後飛灰產生推估量為 33,811 公噸，但實際統計之處理量卻僅有 23,125 公噸，代表這三年之間，約佔 31.6% 之 10,686 公噸飛灰未妥善掌握其

流量，這些焚化飛灰可能是仍有進場只是統計錯誤，或是根本未經妥善處理處置，甚至是否直接隨意棄置而嚴重污染當地土壤與地下水，則無法確知，但是根據之前的文獻整理，已知飛灰中重金屬的溶出與移動，以及戴奧辛在有機含量高的環境也可能溶出移動的可能性，必須加強焚化灰渣的流向管理。

表 4.1 后里焚化廠飛灰產生推估量與處理量比較表

年度	灰渣產生量（依垃圾量推估）		灰渣處理量	
	底灰	飛灰	底灰	飛灰
89 年	20,907	5,227	28,745	1,779
90 年	55,752	13,938	72,095	9,242
91 年	58,580	14,645	51,199	13,940
合計	135,239	33,811	152,039	24,961

資料來源：行政院環保署，92 年 4 月

另外，從表 4.2 再進一步分析后里焚化爐灰渣於各掩埋場的掩埋資料得知，截至 92 年 4 月為止，除了石岡鄉以外，其餘掩埋場仍未封閉，持續開放垃圾與灰渣混埋，這樣的處置方式，由之前戴奧辛與重金屬之溶出與移動之相關文獻證明，是屬於容易溶出戴奧辛與重金屬，甚至污染土壤地下水的危險處置方式；除了東勢鎮外，其餘掩埋場全無進場規範；僅有龍井梧棲與神岡兩場設有雙層不透水布；除了大里市外，各掩埋場不曾定期檢驗滲出水，而且各掩埋場多無設監測井。雖然以上只是單一焚化爐灰渣的掩埋情形，並無法代表國內所有焚化灰渣的掩埋狀況，但是以較保守的角度考量，對於灰渣中有毒物質可能造成環境之風險，的確有學術上與實務上研究之必要性與價值。

表 4.2 后里焚化爐之灰渣掩埋場概況

場址	累計底渣 (公噸)	累計飛灰 (公噸)	衛生 掩埋	封 閉	進場 規範	飛灰 獨立 掩埋	雙層 不透 水布	定期滲 出水檢 驗	監測 井數 量
后里鄉	7,926	-	是	否	無	-	否	否	0
東勢鎮	3,386	-	是	否	有	-	否	否	0
新社鄉	1,561	-	是	否	無	-	否	否	1
太平市	21,400	-	是	否	無	-	否	否	0
大里市	4,285	-	是	否	無	否	是	是	0
龍井梧棲	19,315	9,106	是	否	無	是	是	否	2
神岡鄉	36,505	14,079	是	否	無	-	否	否	0
豐原市	11,399	-	否	否	無	-	否	否	0

大雅鄉	6,214	-	否	否	無	-	否	否	0
潭子鄉	6,370	-	是	否	無	-	否	否	0
石岡鄉	201	-	否	是	無	-	否	否	0
清水鎮	5,229	-	是	否	無	-	否	否	0
和平鄉	565	-	是	否	無	-	否	否	1
大甲鎮	6,930	-	是	否	無	-	否	否	4

資料來源：行政院環保署，92年4月

表 4.3 是全國公有垃圾掩埋場掩埋焚化灰渣之彙整總表，雖然所有的掩埋場都表示底層有鋪設不透水布，但是本研究計劃仍將選擇數個具有代表性的場址進行地下水監測井之採樣，以確實了解焚化灰渣掩埋是否會有重金屬與戴奧辛溶出的危險，由於考量採樣的方便性，目前初步選擇台北市山豬窟、台北縣樹林市與台中縣龍井梧棲三個掩埋大量焚化灰渣之掩埋場，進行地下水戴奧辛與重金屬採樣分析，檢測分析所得到的濃度結果，將以第一年計劃第二部分所建立的模式比較選擇方法，來進行焚化灰渣情境下之多介質模式間的互相驗證，以及篩選出適合此問題之多介質模式。

表 4.3 全國公有垃圾掩埋場掩埋焚化灰渣彙整表

場址	90年至93年6月 掩埋數量累計(公噸)		掩埋方式	不透水 布鋪設	監測井 數目	監測井 定期監測
	底渣	飛灰固化物				
基隆市天外天	54,262	-	衛生	是	3	是
台北市山豬窟	264,035	31,241	衛生	是	6	是
新竹市	125,949	28,889	衛生	是	4	是
蘆竹鄉	4,397	12	衛生	是	2	否
龍潭鄉	4,976	1,367	衛生	是	2	否
新屋鄉	4,955	250	衛生	是	2	否
平鎮市	30,889	3,990	簡易	辦理遷移作業中		
龜山鄉	7,427	13,660	衛生	是	1	否
大園鄉	6,474	1,117	衛生	是	2	否
桃園市	79,708	1,562	衛生	是	2	否
中壢市	21,841	11,699	衛生	是	2	否
八德市	73	8,999	衛生	是	3	否
楊梅鎮	14,899	2,069	衛生	是	設置中	否
大溪鎮	4,077	3,645	衛生	是	1	是
觀音鄉	2,819	333	衛生	是	設置中	否
八里鄉	666,504	-	衛生	是	6	是
樹林市	-	98,005	衛生	是	3	是

台中市	106,123	16,243	衛生	是	4	是
豐原市	6,525	-	簡易	已辦理封閉		
潭子鄉	3,114	-	簡易	已辦理封閉		
石岡鄉	201	-	簡易	已辦理封閉		
后里鄉	2,723	-	衛生	是	設置中	否
東勢鎮	2,292	-	衛生	是	設置中	否
新社鄉	435	-	衛生	是	1	否
太平市	19,194	-	衛生	是	2	否
大里市	8,146	24	衛生	是	2	是
龍井梧棲	28,535	19,573	衛生	是	2	是
神岡鄉	32,473	18,991	衛生	是	設置中	否
大雅沙鹿	4,284	-	衛生	是	2	是
外埔鄉	129	-	衛生	是	2	是
清水鎮	11,084	-	衛生	是	1	否
和平鄉	565	-	衛生	是	1	否
大甲鎮	13,780	-	衛生	是	4	是
鹿港鎮	19,607	16,391	衛生	是	設置中	否
埤頭鄉	12,810	372	衛生	是	設置中	否
田尾鄉	9,116	4,943	衛生	是	設置中	否
芳苑福興區域場	55,522	4,402	衛生	是	2	是
溪洲區域場	29,555	12,648	衛生	是	1	否
二林鎮	7,143	4,622	衛生	是	3	是
竹塘鄉	254	-	衛生	是	0	否
和美鎮	12,304	23	衛生	是	2	是
南投縣草屯鎮	926	3,583	衛生	是	2	否
嘉義市崎頂	13,738	-	衛生	已辦理封閉		
竹崎鄉	51,099	-	衛生	是	2	是
溪口鄉	9,636	-	衛生	是	2	是
太保市	-	12,953	衛生	是	4	是
六腳	7,210	-	衛生	是	2	是
札子市	16,980	-	衛生	是	4	是
水上鹿草區域場	13,897	3,585	衛生	是	4	是
東石六腳區域場	90	11,188	衛生	是	2	是
鹿草掩埋場	14,842	-	衛生	是	2	是
義竹鄉	11,974	-	衛生	是	1	是
台南市城西里	97,074	-	衛生	是	14	是
高雄市大林埔	212,376	117,470	衛生	是	4	是
湖內鄉	17,625	-	衛生	是	2	否
梓官鄉	10,199	-	衛生	是	2	是
永安鄉	393	-	衛生	是	2	否
岡山區域場	18,881	-	衛生	是	2	是
燕巢鄉	296,305	72,510	衛生	是	2	是
大寮鄉	42,671	-	衛生	是	2	是

路竹鄉	10,728	1,089	衛生	是	2	是
枋寮區域場	91,491	33,377	衛生	是	2	是
南州區域場	8,492	-	衛生	是	2	是
東港區域場	19,612	-	衛生	是	2	是
恆春鎮	1,292	-	衛生	是	3	是

資料來源：行政院環保署，93年9月

## 第二部份、建立環境傳輸模式與模式驗證方法

欲進行焚化灰渣掩埋之健康風險評估，必須建立戴奧辛與重金屬於飛灰、土壤、地下水間之多介質傳輸模式，同時進行模式驗證以提高模式之可信度，因此，此部份之研究首先進行國內外環境多介質模式之回顧，然後選擇數個適當模式以一地下水污染案例，進行模式之間的比較驗證，並建立一特定情境下之模式選擇方法，作為第二年進行不確定分析與資訊價值評估方法建立之模式選擇的依據。

此風險評估模式為結合多介質傳輸與多途徑暴露模式之複合模式，其模擬情境可同時考慮多種污染物、多種傳輸途徑（包括土壤、地下水、地表水、空氣與食物鏈等）、多重暴露途徑（包括攝食、呼吸與皮膚吸收等），來針對不同的暴露族群（包括成人與小孩等）了解其接近實際狀況的健康風險，所以，必須針對焚化飛灰中戴奧辛與重金屬釋出後，建立適當的風險評估模式，以利進行後續的模式驗證、不確定性分析、敏感度分析與資訊價值評估方法等工作，以及風險管理與決策支援系統之建立，皆須仰賴一個合適且完備的風險評估模式為基礎，所以，在建立風險評估模式之前，本子計畫先針對國外近年被廣泛採用且具有一定可信度與實用性的多介質模式，進行回顧與研究分析，以選取其一或重新建立適合本子計畫情境設定之風險評估模式，各多介質模式之回顧與彙整分析如下表 4.4。

表 4.4 各多介質模式比較總表

模式簡稱	模式全名	研發單位	模式簡介	模式來源	相關論文
MEPAS	Multimedia Environmental Pollutant Assessment System	Pacific Northwest National Laboratory	採用較高階的數學模式，整合污染物之傳輸與暴露途徑，以推估環境濃度及環境暴露導致之慢性健康衝擊。	<a href="http://mepas.pnl.gov/earth/mepasbuy.html">http://mepas.pnl.gov/earth/mepasbuy.html</a> 需要購買！	Buck et al., 1995
MMSOILS	The Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model	USEPA 的 Office of Research and Development	主要用以估算各種有害廢棄場址所釋放之化學污染物質，經由多介質環境傳輸後，造成周遭居民之污染暴露量與健康風險值，以作為比較各有害廢棄場址之相對危害性的篩選工具。	<a href="http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/msoils/index.htm">http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/msoils/index.htm</a> 免費下載！	US EPA, 1996
CalTOX	A Multimedia Total	Lawrence Berkeley	主要用於量化土壤污染，與造成人體負面健康效應	<a href="http://eetd.lbl.gov/ie/d/ERA/caltox/">http://eetd.lbl.gov/ie/d/ERA/caltox/</a>	Mckone, 1993a, b,

	Exposure Model for Hazardous Waste Sites	National Laboratory	風險之間的關係，因此，此模式可以由土壤污染計算出受體風險，也可以由可接受的風險標準反推出土壤清除標準。	免費下載！	and c
3MRA	Multimedia, Multipathway, Multireceptor Risk Assessment	USEPA 的 Office of Research and Development 和 Office of Solid Waste	用來估算已受管理之工業廢棄物，其可能經由多介質傳輸、多途徑暴露而釋放出污染物質，而造成各個不同暴露族群(包括人類及生態暴露族群)的風險。為一全國性的尺度，提供資訊給管理者做決策。	<a href="http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/3mra/index.htm">http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/3mra/index.htm</a> 免費下載！	USEPA, 2003
TRIM	Total Risk Integrated Methodology	USEPA 的 Office of Air Quality Planning and Standards	主要作為估算有毒氣體與法規規定的氣體濃度標準，是否會對人體與生態造成衝擊的評估模式	<a href="http://www.epa.gov/ttn/fera/fate_download.html">http://www.epa.gov/ttn/fera/fate_download.html</a> 免費下載！	USEPA, 2002a, 2002b

由於近年風險評估方法已經發展為實地多介質機率性風險評估，但是評估過程中所產生的不確定性問題仍然會大大影響評估結果的可信度，所以近年許多風險評估的研究都著眼於不確定的分析與量化，期望能找出有效降低不確定性的方法。一般在風險評估中的不確定性可分為參數不確定、模式不確定性和情境不確定性三大類，其中以參數不確定性是最被廣泛研究也比較容易分析量化的，相較之下，模式與情境不確定性的研究就顯得相當的缺乏。雖然有許多不確定性的研究都將模式與情境不確定性直接忽略不考慮，但是 Moschandreas 和 Karuchit 在 2002 年的研究中，已經發現同時考慮參數、模式與情境不確定性實，會比只考慮參數不確定性時大三倍，另外，Pollock 等人在同年的研究中也發現，選擇不同模式會產生大量的模式不確定性，遠比參數所造成的不確定性還大，以上研究雖然已經證實模式與情境不確定性的重要性，但是對於如何降低模式與情境不確定性的方法仍是相當缺乏的，因此，本子計劃研究以各多介質模式之間在暴露途徑與風險結果對應關係的比較為基礎，進行模式比較驗證以篩選出較適於情境之模式，藉以有效降低模式不確定性。

本子計劃雖以探討焚化灰渣中戴奧辛與重金屬之風險評估為主，但是在第一年計劃尚未取得完整的戴奧辛與重金屬相關實場環境與監測資料之前，先以初步以資料完整之 RCA 場址作為案例，以探討模式之間比較驗證後篩選出較佳模式方法之可行性，待焚化灰渣中戴奧辛與重金屬相關參數資料完整後，就能



以此模式選擇方法篩選出適當之模式，進行第二年之不確定性分析與資訊價值評估方法之建立工作。以下為第一年之案例研究成果說明。

## 一、案例研究方法

以地下水受 TCE 與 PCE 污染之 RCA 場作為案例研究之場址，其中以農地為主的一區面積為 80,000 平方公尺，當地十個監測井在 2003 年測出 TCE 污染濃度的平均值與標準差分別為 0.000741 mg/L 與 0.000095 mg/L，另外 PCE 則分別為 0.000931 mg/L 與 0.000285 mg/L，多介質模式則選擇 MEPAS、MMSOILS 與 CalTOX 三個模式，原因在於這三個模式都是被廣泛使用且適用於地下水污染的環境多介質模式，因此，也符合本研究案例的情境設定為居民直接抽取受污染的地下水，作為家用水與農牧用水。在此情境下，MEPAS 模式所考量的暴露途徑最為完整，包括有飲水、誤食洗澡水、食用家畜肉、飲用牛奶、食用蔬菜、食用作物、誤食土壤、土壤皮膚吸收、洗澡皮膚吸收、洗澡呼吸與室內空氣呼吸等 11 個暴露途徑，詳見圖 4.1；相較於 MEPAS 模式，MMSOILS 模式沒有考慮誤食洗澡水、洗澡呼吸與室內空氣呼吸等三個途徑；而 CalTOX 則比 MEPAS 少了誤食土壤與皮膚吸收兩個途徑。雖然三模式所考量的暴露途徑有明顯差異，但是基本上在計算暴露量與人體風險的數學公式是相似的，以下為三模式在風險計算 (US EPA, 1989) 上的通式：

$$CancerRisk = \sum_k [1 - \exp(-ADI_k \times CSF_k)] \approx \sum_k ADI_k \times CSF_k$$

其中  $ADI_{ijk}$  為經由暴露途徑  $k$  的每日平均暴露量，單位為 mg/kg-day， $CSF_k$  則是暴露途徑  $k$  的致癌斜率因子，單位為 kg-day/mg。在實際應用上，多以  $ADI \times CSF$  表示較小的風險值，其中  $ADI$  為暴露劑量 (Mckone, 1993a) 的計算公式如下：

$$ADI_{ijk} = C_i \times \left[ \frac{C_j}{C_i} \right] \times \left[ \frac{CR_{ijk}}{BW} \right] \times \frac{EF \times ED}{AT}$$

$ADI_{ijk}$  為人體經由環境介質  $i$ 、暴露介質  $j$  與暴露途徑  $k$  所攝取到的平均每日暴露量， $C_i$  為環境介質中的污染濃度， $C_j$  為暴露介質中的污染濃度， $CR_{jk}$  為經由暴露途徑  $k$  於暴露介質  $j$  中每日的暴露率， $EF$  為暴露頻率， $ED$  為暴露時間， $AT$  為終身平均時間， $BW$  為受體的體重。

其中暴露介質中的污染濃度  $C_j$  會因為不同模式中的不同暴露途徑，以及其不同的數學公式計算出不同的污染暴露量，導致最終估算之風險結果的不同，而這些暴露途徑與風險結果的差異，可作為不同模式之間比較分析的基礎，以及作為篩選出較佳模式的依據。

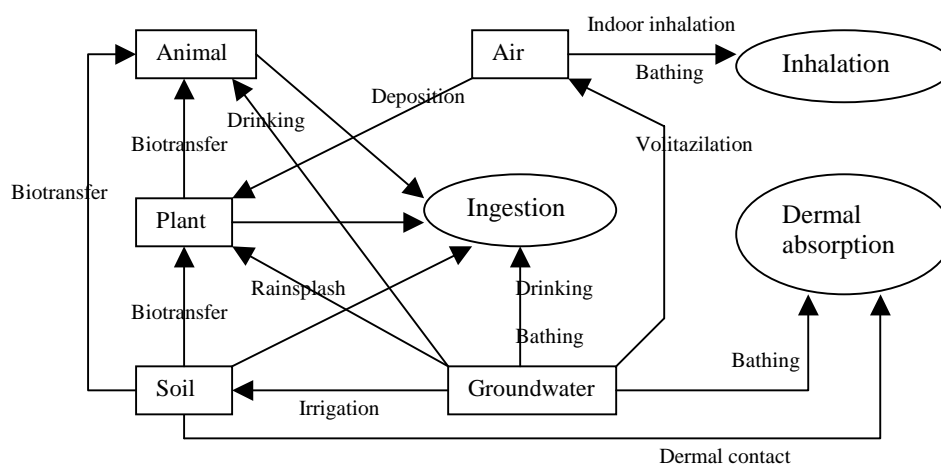


圖 4.1 地下水污染情境下之多介質環境傳輸流程與多途徑暴露模式

本子計劃之案例研究使用蒙地卡羅方法來繁衍參數變異性，以估算出包含不確定性的風險值。每一個被認為不確定的輸入參數，都以已知或估計的累積機率函數來表示，然後從每一個參數隨機取樣出一個值來得到一組輸入參數集合後，透過多介質模式計算出風險值，在本案例中，蒙地卡羅重複模擬 5000 次以得到估算風險的累積機率函數。此外，在此情境之下，MEPAS 模式總共有 55 個參數，其中有 33 個需要機率處理，22 個設為定值；CalTOX 共有 43 個參數，28 個需要機率處理，15 個設為定值；MMSOILS 共有 33 個參數，24 個需要機率處理，9 個設為定值。

當使用蒙地卡羅方法繁衍變異性時，結合敏感度分析可以找出對風險結果的變異性/不確定貢獻量最大的重要資訊，在本研究中計算每一個輸入參數與風險結果之間的排序相關係數以得出每個參數對整體不確定性的重要性，相較於其他只以線性關係為基礎的敏感度分析方法，更能清楚排序出輸入參數對整體不確定性的貢獻。

為了降低選擇不當模式所造成的模式不確定性，所以建立以下模式篩選的方法步驟，同時結合敏感度分析以篩選出對風險結果不確定性有重要貢獻的參

數，以進一步降低參數不確定性：

- (1) 根據實際案例所設定的情境，來選取各環境多介質模式中相關的暴露途徑進行模擬，並輸入各暴露途徑之數學公式中所有相關物化特性、場址特性與暴露情境等參數，以計算出最後具有機率性的風險值。
- (2) 選取步驟(1)所計算出的風險分布中適當的累積機率百分比值(例如累積機率 95%之值)，比較各模式之間所選取的累積機率百分比值與暴露途徑之間的異同，找出對風險結果有重要貢獻的暴露途徑。
- (3) 進一步比較並分析三個模式之間重要暴露途徑的差異，相較之下，暴露途徑較少的模式如果有因此忽略重要的暴露途徑時，則表示在此情境下為較不適用之模式。
- (4) 針對步驟(3)未排除的模式，進一步結合蒙地卡羅與排序相關係數方法，找出各模式的重要參數，即可得到較適當模式之更具代表性的重要參數。

## 二、案例 結果與討論

### 2.1 特定情境下之各模式風險差異比較

表 4.5 可看出三個模式在不同途徑下的風險值、對總風險值的貢獻量，以及各風險途徑之間的差異。

在相同情境下，MEPAS 模式的重要途徑對總風險的貢獻比例依序為：洗澡呼吸風險 42.5%、飲用水風險 22.2%與室內呼吸風險 19.4%（詳見表 4.5）；而 CalTOX 模式的重要途徑對總風險的貢獻比例依序為：飲用水風險 62.5%、洗澡呼吸風險 18.9%與室內呼吸風險 5.6%（詳見表 4.5）。由上風險值比較的結果發現，雖然 MEPAS 與 CalTOX 兩模式前三重要的暴露途徑都相同，但是因為其數學公式的不同（詳見 2.2.節的比較分析），所以所推估出來的總風險值，以及重要暴露途徑的排序都不相同。

相較之下，MMSOILS 所模擬得到的結果就與其他兩模式差異甚大，MMSOILS 模式光是飲用水風險就佔去總風險的 83.7%，其他次重要的風險途徑為食用作物風險 7.6%與洗澡皮膚吸收風險 6.5%。因此，從表 2.2 的風險模擬結果可以發現，即使在相同的案例與情境之下，不同的多介質模式確實會產生不同的重要暴露途徑與風險結果。在本案例中，如此明顯的差異在於 MMSOILS

模式忽略的室內呼吸風險與洗澡呼吸風險，正好都是 MEPAS 與 CalTOX 模擬出極為重要的暴露途徑，這代表 MMSOILS 模式的公式與假設在這樣的情境下，會忽略掉對總風險相當重要的暴露途徑，而對總風險造成極大的誤差。

表 4.5 多介質模式各暴露途徑累積機率 95% 風險值與模擬結果差異比較總表

	MEPAS		MMSOILS		CalTOX		風險途徑絕對差異 <sup>1</sup>	風險途徑相對差異 <sup>2</sup>
	各途徑風險	貢獻量(%)	各途徑風險	貢獻量(%)	各途徑風險	貢獻量(%)		
飲用水風險	1.04E-06	22.19%	1.10E-06	83.65%	1.08E-06	62.49%	6.00E-08	0.0559
誤食洗澡水風險	5.91E-09	0.13%	-	-	-	-	5.91E-09	1.0000
食家畜肉風險	8.69E-12	0.00%	8.65E-12	0.00%	7.22E-12	0.00%	1.47E-12	0.1796
喝牛奶風險	6.62E-12	0.00%	6.77E-12	0.00%	5.80E-12	0.00%	9.70E-13	0.1516
吃蔬菜風險	1.10E-07	2.35%	2.73E-08	2.08%	4.95E-08	2.86%	8.27E-08	1.3282
吃作物風險	2.19E-07	4.67%	9.99E-08	7.60%	9.42E-08	5.45%	1.25E-07	0.9063
誤食土壤風險	2.97E-11	0.00%	3.75E-14	0.00%	-	-	2.97E-11	1.9950
洗澡皮膚吸收風險	4.10E-07	8.75%	8.59E-08	6.53%	8.11E-08	4.69%	3.29E-07	1.7101
土壤皮膚吸收風險	1.51E-09	0.03%	1.92E-09	0.15%	-	-	4.10E-10	0.2391
室內呼吸風險	9.10E-07	19.42%	-	-	9.75E-08	5.64%	8.13E-07	1.6129
洗澡呼吸風險	1.99E-06	42.46%	-	-	3.26E-07	18.86%	1.66E-06	1.4370
總風險	4.69E-06	-	1.32E-06	-	1.73E-06	-	3.37E-06	1.3062

<sup>1</sup> 風險途徑絕對差異：各暴露途徑中最大風險減去最小風險之值

<sup>2</sup> 風險途徑相對差異：為風險途徑絕對差異除以各途徑風險平均值

## 2.2 模式差異分析

雖然三個模式的總風險相差不到一個 order，但是由表 4.5 比較各途徑風險值之間的絕對差異與相對差異，其中吃蔬菜風險、吃作物風險、洗澡皮膚吸收風險、室內呼吸風險與洗澡呼吸風險，是造成總風險差異的主要途徑。因此，在此情境下，進一步探討三個環境多介質模式在暴露途徑中數學公式的差異，以確定造成不同風險結果的原因。

### 2.2.1 灌溉水中污染物傳輸到植物體模式的差異

MEPAS 模式計算污染物從灌溉水到植物的模式，主要有污染物從灌溉水直接沉降到植物體可食用的部分，以及污染物從灌溉水污染土壤後，再由植物體根部吸收污染物兩個傳輸途徑，最後再將這兩個傳輸途徑計算得到的濃度相加以得到植物體因灌溉所造成的污染總濃度，其中灌溉水造成污染物長年於土壤中的累積量，可經由土壤累積因子 (soil accumulation factor, 簡稱 SAF) 表示，土壤累積因子是由沉降與衰減的微分方程式對時間積分後，再除以單位沉

降量與平均沉降時間之後所得的標準化參數 ( Buck et al., 1995 )。SAF 的計算詳見表 4.6 的公式(1)與(2)，其中表 2.3 中所有的參數符號說明詳見附錄 A。計算出土壤累積因子後，就能進一步計算植物體的濃度，以表 4.6 的公式(3)與(4)計算葉類蔬菜濃度  $C_{lvi}$  為例。

MMSOILS 模式相較於 MEPAS 模式，並沒有考慮灌溉水沉降至蔬菜葉面所造成的傳輸，僅僅考慮灌溉水造成土壤污染後，再由植物體根部吸收污染物的單一途徑，在計算土壤受灌溉水污染的濃度，同時還考慮地表逕流、沖刷與生物降解的影響 ( USEPA, 1996 )。根部吸收造成蔬菜污染濃度  $C_{vu}$  計算公式詳見表 4.6 的公式(5)。

CalTOX 模式則計算噴灑污染灌溉水造成植物體污染，以及直接計算植物體經由根部吸收污染物 ( Mckone, 1993c )，重要的是 CalTOX 模式並不計算中間所造成的土壤污染，因此，相較於 MEPAS 與 MMSOILS 模式，CalTOX 模式在暴露途徑的部分，就不考慮皮膚接觸灌溉污染土壤，與誤食灌溉污染土壤兩個重要的途徑。CalTOX 從灌溉水到植物的公式如表 4.6 的公式(6)所示。

### 2.2.2 室內空氣模式的差異

MEPAS 模式在室內空氣濃度計算方面，主要考量洗澡時呼吸與洗澡外室內空氣呼吸，其中計算洗澡時呼吸濃度時，因為考慮質量平衡，所用到的亨利常數最大只能設為  $2.4 \times 10^{-3} \text{ m}^3\text{-atm/g-mole}$ ，而本案例污染物無論是 TCE 或是 PCE 的亨利常數都大於此值，因此在計算時就以此值為準，計算公式 ( Lyman et al., 1982 ) 詳見表 4.6 的公式(7)。另外在室內空氣呼吸的計算方面，必須先符合亨利常數大於  $10^{-5} \text{ m}^3\text{-atm/g-mole}$  與分子量小於  $200\text{g/mole}$  兩個先決條件，才具有計算室內空氣揮發的必要性，計算公式 ( Andelman, 1990 ) 如表 4.6 的公式(8)所示。

MMSOILS 模式在空氣污染的部分，只考慮從污染源經大氣擴散後，所造成的包括揮發氣體呼吸與粒狀污染物呼吸的整體污染物呼吸量，因此並沒有細部考慮從使用灌溉水作為家用水後，所造成的洗澡時呼吸與室內空氣呼吸兩大途徑，這也是 MMSOILS 模式最明顯與其他兩模式在此模擬情境之下，最大不同之處。

CalTOX 在計算室內空氣呼吸暴露量時，與 MEPAS 模式同樣有主要考量洗

澡時呼吸與洗澡外室內空氣呼吸兩途徑，但是所使用的公式與 MEPAS 模式不同，採用 Mckone 與 Bogen(1992)提出的室內空氣呼吸計算公式，計算公式如表 4.6 的公式(9)與(10)所示。

以上分析比較的結果正好說明，三個模式在灌溉水污染土壤到植物體，以及使用污染地下水作為家用水造成室內空氣污染的傳輸途徑與數學公式上都有明顯的不同，因此，導致這些數學公式相關的這些暴露途徑所模擬得到的風險結果也有明顯不同。

表 4.6 多介質模式數學公式比較表

子模式	模式	數學公式
Irrigation model from irrigation water to plant	MEPAS	$\frac{dC_{awi}}{dt} = UD_{wi} - C_{awi}\lambda_{di}, \text{ and } SAF_i = \frac{\int_0^{ED_{KK}^{365,25}} C_{awi} dt}{UD_{wi} ED_{KK}^{365,25}}$ $C_{lvi} = (CWD_{lvi} + CWR_{lvi})e^{-\lambda_{gi}TH_{lv}} = \left[ DP_{wi} TV_{lv} r_{lv} \frac{(1 - e^{-\lambda_{ei}TC_{lv}})}{\lambda_{ei}Y_{lv}} + \frac{FI_{lv} SAF_i B_{vi} DP_{wi}}{P} \right] e^{-\lambda_{gi}TH_{lv}}$ $\text{and } DP_{wi} = \frac{C_{iri} IR}{30}$
	MMSOILS	$C_{vu} = B_v f_{dw} C_{as} = B_v f_{dw} \frac{C_{irr} D_{irr} XF6}{\rho_b D_m \lambda_s}$
	CalTOX	$C_{fvg}^{abgw} = C_q TF(q \rightarrow ep) = C_q f_q^w (K_{ps}^{rain} + K_{ps}) K_D f_{ir}$
Indoor air model	MEPAS	$\text{Showering } C_{sai} = 10^3 C_{dwi} TF_i e^{-\lambda_{gi}TH_{dw}} \left( \frac{H_i}{RT} \right), \text{ and Indoor } C_{iai} = C_{dwi} TF_i e^{(-\lambda_{gi}TH_{dw})} K_c$
	MMSOILS	No consideration
	CalTOX	$\text{Showering } C_{ia} = C_q TF(q \rightarrow \text{inair}) = C_q f_q^w \frac{W_{house}}{VR_{house}} \phi_x(\text{house}) = C_q f_q^w \frac{W_{house}}{VR_{house}} \left[ \frac{2.1 \times 10^5}{\frac{2.5}{D_l^{2/3}} + \frac{RT}{H \cdot D_a^{2/3}}} \right]$ $\text{Indoor } C_{ba} = C_q TF(q \rightarrow \text{bathair}) = C_q f_q^w \frac{W_{bath}}{VR_{bath}} \phi_x(\text{bath}) = C_q f_q^w \frac{W_{bath}}{VR_{bath}} \left[ \frac{1.8 \times 10^5}{\frac{2.5}{D_l^{2/3}} + \frac{RT}{H \cdot D_a^{2/3}}} \right]$

### 2.3 經由模式比較方法篩選較適當之模式

經由先前的模式比較可以發現 MMSOILS 是較不適合此情境下模擬之模

式，因為 MMSOILS 模式忽略的室內呼吸風險與洗澡呼吸風險，正好都是 MEPAS 與 CalTOX 模擬出極為重要的暴露途徑。同時，可以進一步將三個模式的總風險值進行相互比較，結果發現 MEPAS 模式若將誤食洗澡水風險、室內呼吸風險與洗澡呼吸風險三個途徑的風險值減去所得到的總風險值為  $1.78 \times 10^{-6}$ ，則與 MMSOILS 模式在相同途徑下的總風險為  $1.32 \times 10^{-6}$  相當接近；另外 CalTOX 若將室內呼吸與洗澡呼吸兩途徑的風險減去所得到的總風險值為  $1.32 \times 10^{-6}$ ，則幾乎與 MMSOILS 模式在相同途徑下的總風險為  $1.32 \times 10^{-6}$  完全相同，因此，更清楚地證明在此特定情境下，MEPAS 與 CalTOX 確實是相較於 MMSOILS 是更適合的模式。

#### 2.4 經由較佳模式篩選重要參數

經由敏感度分析得到重要參數的結果詳見表 4.7，結果發現三個模式中對風險結果的不確定性有重要影響的參數（即便異性貢獻量大於 0.5% 者），其中 MEPAS 共有 8 個、CalTOX 有 6 個、MMSOILS 有 4 個，其中，地下水 TCE 濃度、地下水 PCE 濃度、每日喝水量與個人體重這四個參數更是在三個不同模式中重覆出現，但是重要順序不同；另外，僅在 MEPAS 與 MMSOILS 兩模式重覆出現的重要參數：「洗澡時間」，正好反應 MMSOILS 因為省略了洗澡呼吸風險途徑而忽略了此重要參數，因此，藉由模式比較得到較佳模式所篩選出來的重要參數，更能有效幫助不確定性的降低。

表 4.7 敏感度分析所得多介質模式中重要參數

參數	定義	Contribution to Variance of Total Risk			Distribution	Reference
		MEPAS	MMSOILS	CalTOX		
Cwt	地下水中 TCE 濃度 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	64.9%	17.9%	39.1%	Normal (mean= $7.41\text{E-}4$ , SD= $9.31\text{E-}4$ )	Site Survey
TEs	洗澡時間 (hr)	11.4%	-	3.1%	Lognormal (mean= $0.167$ , GSD= $1.7$ )	Droppo et al., 1989
Cwp	地下水中 PCE 濃度 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	8.9%	29.0%	26.1%	Normal (mean= $9.50\text{E-}5$ , SD= $2.85\text{E-}4$ )	Site Survey
BW	體重 (kg)	6.6%	5.0%	4.0%	Normal (mean= $59.9$ , SD= $10.6$ )	Kao et al., 1997
Udw	每日喝水量 ( $\text{L d}^{-1}$ )	3.9%	47.7%	25.3%	Lognormal (mean= $2.0$ , GSD= $1.7$ )	Droppo et al., 1989
Usl	洗澡呼吸率 ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ )	1.0%	-	-	Lognormal (mean= $2.0$ , GSD= $1.2$ )	Droppo et al., 1989
Kpp	PCE 皮膚吸收常數 ( $\text{cm hr}^{-1}$ )	0.7%	-	-	Lognormal (mean= $0.0488$ , GSD= $2.0$ )	CalEPA, 1993
Kc	室內空氣揮發因子 ( $\text{L m}^{-3}$ )	0.5%	-	-	Lognormal (mean= $0.5$ , GSD= $1.2$ )	Droppo et al., 1989
foc_s	表土有機碳含量 (無因次)	-	-	0.5%	Lognormal (mean= $0.005$ , GSD= $1.2$ )	Site Survey

## 五、結論與建議

在第一年針對焚化灰渣之風險評估細部規劃與執行工作中，進行戴奧辛與重金屬之滲出與傳輸行為相關文獻整理分析，以及國內掩埋灰渣之掩埋場概況調查後，在戴奧辛污染傳輸的部分總結來說，戴奧辛在掩埋場中，有可能因為不同的外在環境（例如 pH 值、界面活性劑、腐殖質等）而溶出，但在移動性來說，其移動速度緩慢，尤其在垂直移動上，更是不明顯，因此在掩埋場中，若不幸有戴奧辛被溶出，最有可能停留的地方即為掩埋場下方土壤，再加上戴奧辛為疏水性、難分解物質，所以傳輸至地下水，進而污染地下水的可能性相對更低，因此，將由後續規劃之實場採樣，進一步確認飛灰中戴奧辛污染土壤與地下水的可能性。

另外，在重金屬方面，飛灰中的重金屬有可能會由固化後的飛灰中溶出，一旦溶出後（可能因為酸雨淋洗、pH 的降低），在不同的外在環境影響下（例如氯鹽的增加）而使得重金屬具有移動性，尤其當重金屬呈離子態時溶解度大大提高，所可能造成的地下水重金屬污染是不可忽視的，因此，本子計劃研究將由後續規劃之實場採樣，進一步了解飛灰中重金屬污染土壤與地下水的情況與可能性。

在國內焚化灰渣掩埋情形調查方面，發現有一定比例的飛灰並沒有做好完善的流向管理，導致毒性相當高的灰渣有可能因為隨意棄置而已經污染某些地區的土壤與地下水，因此，以較保守的角度考量，對於灰渣中有毒物質可能造成環境之風險，的確有進一步學術上與實務上研究之必要性與價值。

在建立環境傳輸模式與模式驗證方法上，本子計劃以一案例研究，使用三個環境多介質模式結合蒙地卡羅方法與排序相關係數方法，應用於一個地下水污染場址，以建立一模式比較方法來篩選出較佳模式。由於模式選擇會產生大量的不確定性，所以建立這樣的篩選流程可以有效降低不確定性，儘管模式不確定性仍然無法有效地進行分析。以較適當的模式為基礎，可進一步辨識出重要的暴露途徑與參數，並有效設計後續的風險管理方法。在本研究案例中，不同模式由於考量不同的暴露途徑與其不同的數學公式確實會導致風險結果的不同，同時經由重要暴露途徑的比較可以顯示出模式是否適合。另外，經由較佳



模式進行敏感度分析，可以辨識出在較差模式中可能忽略的重要參數。

經由本子計劃第一年的研究，已完成灰渣中有毒物質由灰渣中滲出與在環傳輸相關文獻的回顧，還有國內焚化灰渣掩埋概況調查，以及透過數個多介質模式之間的比較驗證，建立一套篩選出較適合該情境之模式的方法，因此，待焚化灰渣中戴奧辛與重金屬相關參數資料蒐集完備後，就能以此模式選擇方法篩選出適當之模式，進行第二年之不確定性分析與資訊價值評估方法之建立工作。

於未來兩年（93、94 年度）的研究內容如下：

第二年：飛灰中有毒物質風險評估之不確定性分析與資訊價值評估方法之研擬

1. 不確定性分析：將風險分析以至風險管理各步驟中所含的不確定性來源加以確定與分類，同時加以量化與整合。
2. 規劃具效率之不確定性降低方法：研擬風險分析以至風險管理中整體的不確定性降低程度的篩選方法，以及有效降低不確定性的方法，以建立未來執行戴奧辛實地多介質風險評估的全盤不確定性分析、量化與有效降低流程。

第三年：健康風險管理方法與決策支援系統之建立

1. 利用數學規劃法建立焚化飛灰中有毒物質管理之優化模型：以適合的數學規劃法優化模型，建立多目標與不確定性下之灰渣風險管理與再利用方法。
2. 建立焚化灰渣管理與再利用之決策支援系統：整合其他子計畫研究，建立以元件物件模型為架構，並以健康風險管理為依據之焚化灰渣管理與再利用之決策支援系統，以輔助廢棄物管理決策。

## 附錄 A. 公式符號說明

$B_v, B_{vi}$	Soil-to-plant concentration factor, kg-soil kg <sup>-1</sup> -dry plant or kg-dry soil kg <sup>-1</sup> -wet weight plant
$C_{abgw_{fvg}}$	Pollutant concentration in above ground vegetables due to irrigation water, mg kg <sup>-1</sup>
$C_{as}$	Soil concentration in agricultural field, mg kg <sup>-1</sup>
$C_{awi}$	Soil concentration from irrigation water deposition as a function of time, mg m <sup>-2</sup>
$C_{dwi}$	Pollutant concentration in domestic water, mg L <sup>-1</sup>
$C_{iai}, C_{ia}$	Pollutant concentration of indoor air outside the bathroom, mg m <sup>-3</sup>
$C_{iri}, C_{irr}, C_q$	Pollutant concentration in irrigation water, mg L <sup>-1</sup>
$C_{lvi}$	Leafy vegetable plant concentration at time of consumption, mg kg <sup>-1</sup>
$C_{sai}$	Pollutant concentration in shower air, mg m <sup>-3</sup>
$CWD_{lvi}$	Pollutant concentration in leafy vegetables from water deposition onto plants, mg kg <sup>-1</sup>
$CWR_{lvi}, C_{vu}$	Pollutant concentration in leafy vegetables from root uptake, mg kg <sup>-1</sup>
$D_a$	Contaminant diffusion coefficient in air, m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
$D_{irr}$	Application rate of irrigation, m yr <sup>-1</sup>
$D_l$	Contaminant diffusion coefficient in water, m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
$D_m$	Mixing depth of soil in agricultural field, m
$DP_{wi}$	Rate of deposition in irrigation water to cropland soil and plants, mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
$ED_k$	Exposure duration for pathway k, yr
$f_{dw}$	Fraction of wet plant remaining as dry material, dimensionless
$FI_{lv}$	Fraction of year that irrigation occurs for leafy vegetables, dimensionless
$f_{ir}$	Fraction of the pollutant concentration in irrigation water retained in soil water, unitless
$f_q^w$	Fraction of water irrigation needs provided by ground water (assumption for 1.0), unitless
$H, H_i$	Henry's law constant, Pa-L mol <sup>-1</sup> or m <sup>3</sup> -atm g <sup>-1</sup> mole <sup>-1</sup>
$IR$	Irrigation water application rate during irrigation periods, L m <sup>-2</sup> month <sup>-1</sup>
$K_c$	Andelman volatilization factor for chemical pollutants, L m <sup>-3</sup>
$K_D$	Soil/soil-water partition coefficient, kg-water kg <sup>-1</sup> -soil solids
$K_{ps}$	Plant-soil partition coefficient from soil to plant parts due to uptake through roots, kg kg <sup>-1</sup>
$K_{rain}^{ps}$	Plant-soil partition coefficient for surface soil due to rainsplash, kg-soil kg <sup>-1</sup> -plant fresh mass
$P$	Area soil density of farmland, kg m <sup>-2</sup>
$R$	Gas law constant, m <sup>3</sup> -atm g <sup>-1</sup> mole <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> or Pa-L mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>
$r_{lv}$	Fraction of deposition retained on plant surfaces, dimensionless
$SAF_i$	Soil accumulation factor for an exposure duration of $ED_k$ years, d
$T$	Average absolute water temperature in the shower or house, K
$TC_{lv}$	Duration of the growing period for leafy vegetables, d
$TF_i$	Water treatment purification factor, dimensionless
$TF(q_{ep})$	Ratio of pollutant conc. of exposed produce to the pollutant conc. in groundwater, unitless
$TF(q_{inair})$	Ratio of pollutant conc. of indoor air from domestic water to the pollutant conc. in groundwater
$TH_{dw}$	Holdup time in transfer from well to the consumer, d
$TH_{lv}$	Holdup time between harvest of leafy vegetables and consumption by humans, d
$TV_{lv}$	Translocation factor from plant surfaces to edible parts for leafy vegetables, dimensionless
$UD_{wi}$	Unit deposition rate to soil, mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
$W_{bath}$	water use rate for showering, L hr <sup>-1</sup>
$W_{house}$	Water use rate for all household activities, L hr <sup>-1</sup>
$VR_{bath}$	Average bathroom ventilation rate, m <sup>3</sup> hr <sup>-1</sup>
$VR_{house}$	Average house ventilation rate, m <sup>3</sup> hr <sup>-1</sup>
$Y_{lv}$	Yield of leafy vegetables, kg m <sup>-2</sup>
$di$	Environmental degradation and decay constant in surface soil, d <sup>-1</sup>
$ei$	Effective weathering and decay constant, d <sup>-1</sup>

Decay rate constant in closed water system,  $d^{-1}$   
Bulk density,  $g\ cm^{-3}$

### 參考文獻

- Andelman, J.B., 1990. Total Exposure to Volatile Organic Chemicals in Portable Water. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Atkinson, R., 1996. Atmospheric chemistry of PCBs, PCDDs and PCDFs. *Environ. Sci Technol.*, 6, 53-72.
- Bidleman, T.F., 1988. Atmospheric processes. Wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. *Environ. Sci. Technol.*, 22, 361-367.
- Bonvicini, S., Leonelli, P. and Spadoni, G., 1998. Risk analysis of hazardous materials transportation: evaluating uncertainty by means of fuzzy logic. *Journal of Hazardous Materials*, 62, 59-74.
- Botre, C., Memoli, A., Al-Haique, F., 1978. TCDD solubilization and photodecomposition in aqueous solutions. *Environ. Sci. Technol.*, 12, 335-336.
- Brand, K. P., Small, M. J., 1995. Updating Uncertainty in an Integrated Risk Assessment: Conceptual Framework and Methods. *Risk Analysis*, 15, 719-731.
- Broman, D., Naf, C., Zebühr, Y., 1992. Occurrence and dynamics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and other combustion related organic pollutants in the aquatic environment of the Baltic. *Chemosphere*, 25, 125-128.
- Buchholz, B.A., Landsberger, S., 1993. Trace metal analysis of size-fractionated municipal solid waste incinerator fly ash and its leachates. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering*, 28, 423-441.
- Buck, J.W., Whelan, G., Droppo, J.G., Strenge, K.L., Castleton, K.J., McDonald, J.P., Sato, C., Streile, G.P., 1995. Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS) Application Guidance, Guidelines for Evaluating MEPAS Input Parameters for version 3.1. Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington.
- California EPA, 1993. CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites. Sacramento.
- Cernuschi, S., Giugliano, M., de Paoli, I., 1990. Leaching of residues from MSW incineration. *Waste Management & Research*, 8, 419-427.
- Choudhry, G.G., Webster, G.R.B., 1987. Environmental photochemistry of olyphlorinated dibenzofurans (PCDFs) and dibenzo-p-dioxins (PCDDs): A review. *Toxicol. Environ. Chem.*, 14, 43-61.

- Cohen, Y., Ryan, P.A., 1985. Multimedia modeling of environmental transport: Trichloroethylene test case. *Environmental Science and Technology*, 9, 412-417.
- Cullen, A. C., 1995. The Sensitivity of Probability Risk Assessment Results to Alternative Model Structures: A Case Study of Municipal Waste Incineration. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45, 538-546.
- Dilks, D.W., Canale, R. P., Meier, P. G., 1992. Development of Bayesian Monte Carlo techniques for water quality model uncertainty. *Ecological Modelling*, 62, 149-162.
- Droppo, J.A., Whelan, G., Buck, J.W., Strenge, D.L., 1989. Supplemental Mathematical Formulations: The Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS). Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington.
- DTSC. Department of Toxic Substances Control., 1993. CalTOX, A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous-Waste Sites. Part I: Executive Summary, and Part II: The Dynamic Multimedia Transport and Transformation Model, and Part III: The Multiple-Pathway Exposure Model. Prepared for the state of California, Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA URCRL-CR- 111456.
- Duarte-Davidson, R., Sewart, A., Alcock, R. E., 1997. Exploring the balance between sources, deposition, and the environment burden of PCDD/Fs in the U.K. terrestrial environment: an aid to identifying uncertainties and research needs. *Environmental Science & Technology*, 31, 1-11.
- Dyke, P.H., Foan, C., Wenborn, M., Coleman, P.J., 1997. A review of dioxin releases to land and water in the UK. *the Science of Total Environment*, 207, 119-131.
- Eduljee, G. H., Gair, A. J., 1996. Validation of a methodology for modelling PCDD and PCDF intake via the foodchain. *The Science of the Total Environment*, 187, 211-229.
- Finkel, A.M., 1990. *Confronting Uncertainty in Risk Management: A Guide for Decision-Makers*. Center for Risk Management, Resources for the Future, Washington, DC.
- Fagerstrom, T., 1987. On theory, data and mathematics in ecology. *Oikos*, 50, 258-261.
- Gong, Y., Kiek, D.W., 1994. Behaviour of municipal solid-waste incinerator fly-ash .I. General leaching study. *Journal of Hazardous Materials*, 36, 249-264.
- Guyonnet, D., Côme, B., Perochet, P., Parriaux, A., 1999. Comparing Two Methods for Addressing Uncertainty in Risk Assessments. *Journal of Environmental Engineering*, 125, 660-665.
- Hites, R.A.; Harless, R.L., 1991. Atmospheric transport and deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.

EPA/600/3-91/002.

- Hippelein, M.; Kaupp, H.; Dörr, G.; McLachlan, M.; Hutzinger, O., 1996. Baseline contamination assessment for a new resource recovery facility in Germany. Part II: Atmospheric concentrations of PCDD/F. *Chemosphere*, 32, 1605-1616.
- Kao, M., Tsan, M., Yeh, W., 1997. Health and obesity of Taiwan citizens. *Chinese Nutrition J.* 22, 143-171 (in Chinese).
- Kaupp, H., Towara, J., McLachlan, M.S., 1994. Distribution of polychlorinated ibenzo-pdioxins and dibenzofurans in atmospheric particulate matter with respect to particle size. *Atmospheric Environment*, 28, 585-593.
- Kieatiwong, S., Nguyen, L.V., Hebert, V.R., Hackett, M., Miller, G.C., Miille, M.J., Mitzel, R., 1990. Photolysis of chlorinated dioxins in organic solvents and on soils. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1575-1580.
- Kim, Y.J., Lee, D.H, Osako, M, 2002. Effect of dissolved humic matters on the leachability of PCDD/F from fly ash—Laboratory experiment using Aldrich humic acid. *Chemosphere*, 47, 599-605.
- Kim, Y.J., Lee, D.H, 2002. Solubility enhancement of PCDD/F in the presence of dissolved humic matter. *Journal Hazardous Materials*, 91, 113-127.
- Leifer, A., Brink, R.H., Thom, G.C., Partymiller, K.G., 1983. Environmental transport and transformation of polychlorinated biphenyls. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances. EPA-560/5-83-025.
- Lombardi, F., Mangialardi, T., Plga, L., Sirini, P., 1998. Mechanical and leaching properties of cement solidified hospital solid waste incinerator fly ash. *Waste Management*, 18, 99-106.
- Lyman, W.J., Reehl, W.F., Rosenblall, D.H., 1982. Handbook of Chemical Property Estimation Methods. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Ma, H., 2002. Stochastic multimedia risk assessment for a site with contaminated groundwater. *Stochastic Environ. Res. Risk Assess.* 16, 464-478.
- Maddalena, R. L., Mckone, T. E., Hsieh, D. P. H., Geng, S., 2001. Influential input classification in probabilistic multimedia models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 15, 1-17.
- Mckone, T.E., Bogen, K.T., 1992. Uncertainty in health-risk assessment: an integrated case study based on tetrachloroethylene in California groundwater. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 15, 86-103.
- Mckone, T.E., 1993a. CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites: Part : Executive Summary. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory, Livemore, California.

- Mckone, T.E., 1993b. CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites: Part : Multimedia Transport and Transformation Model. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California.
- Mckone, T.E., 1993c. CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites: Part : Multipathway Exposure Model. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California.
- McLachlan, M.S., Welsch-Pausch, K; Tolls, J., 1995. Field validation of a model of the uptake of gaseous SOC in *Lolium multiflorum* (Rye Grass). *Environmental Science and Technology*, 29, 1998-2004.
- Mitchell, P. L., 1997. Misuse of Regression for Empirical Validation of Models. *Agricultural System*, 54(3), 313-216.
- Mill, T., Rossi, M., McMillen, D., Coville, M., Leung, D., Spang, J., 1987. Photolysis of tetrachlorodioxin and PCBs under atmospheric conditions. Internal report prepared by SRI International for USEPA, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, D.C.
- Miller, G.C., Zepp, R.G., 1987. 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin: environmental chemistry. In: Exner, J.H. ed., Solving hazardous waste problems -- learning from dioxins. Washington, D.C.: American Chemical Society.
- Moschandreas, D.J., Karuchit, S., 2002. Scenarion-model-parameter: a new method of cumulative risk uncertainty analysis. *Environ. Int.* 28, 247-261.
- Muir, D.C.G., Lawrence, S., Holoka, M, Fairchild, W.L., Segstro, M.D., Webster, G.R.B., Servos, M.R., 1992. Partitioning of polychlorinated dioxins and furans between water, sediments and biota in lake mesocosms. *Chemosphere*, 25, 199-124.
- National Research Council, 1983. Risk assessment in the Federal Government : Managing the Process. NAS-NRC Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, National Academy Press, Washington,DC.
- Nauta, M. J., 2000. Separation of uncertainty and variability in quantitative microbial risk assessment models. *International Journal of Food Microbiology*, 57, 9-18
- Nicholson, K.W., Rose, C.L., Lee, D.S., Pomeroy, I.R., 1993. Behaviour of olychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in the terrestrial environment: a review. AEA Environment and Energy. Report No. AEA-EE-0519.
- Osako, M., Kim, Y.J., Lee, D.H., 2002. A pilot and field investigation on mobility of PCDDs/PCDFs in landfill site with municipal solid waste incineration residue, *Chemosphere*, 48, 849-856.

- Mayer, D. G. and Butler, D. G., 1993. Statistical validation. *Ecological Modelling*, 68, 21-32.
- Paustenbach, D.J.; Wenning, R.J.; Lau, V.; Harrington, N.W.; Rennix, D.K.; Parsons, A.H., 1992. Recent developments on the hazards posed by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soil: implications for setting risk-based cleanup levels at residential and industrial sites. *Journal Toxicology and Environmental Health*, 36, 103-149.
- Pollock, D., Salama, R., Kookana, R., 2002. A study of atrazine transport through a soil profile on the Gnangara Mound, Western Australia, using LEACHP and Monte Carlo techniques. *Aust. J. Soil Res.* 40, 455-464.
- Prokop, Z., Cupr, P., Zlevorova-Zlamalikova, V., Komarek, J., Dusek, L., Holoubek, I., 2003. Mobility, bioavailability, and toxic effects of cadmium in soil samples. *Environmental Research*, 91, 119-126.
- Rippen, G.; Wesp, H., 1993. Kale update of PCDD/PCDF, PCB and PAH under field conditions: importance of gaseous dry deposition. *Organohalogen Compounds*, 12, 111-114.
- Rykiel, E. J., 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90, 229-244.
- Sakai, S., Urano, S., Takatsuki, H., 2002. Leaching behavior of PCBs and PCDDs/DFs from some waste materials, *Waste management*, 20, 241-247.
- Sargent, R. G., 1984. A tutorial on verification and validation of simulation models. In: S. Sheppard, U. Pooch and D. Pegden (Editors), *Proceedings of the 1984 Winter Simulation Conference*. IEEE 84CH2098-2, 115-122.
- Schramm, K.W., Merk, M., Henkelmann, B, Kettrup, A., 1995a. Leaching of PCDD/F from fly ash and Soil with fire-extinguishing water, *Chemosphere*, 30, 2249-2257.
- Schramm, K.W., Wu, W.Z., Henkelmann, B., Merk, M., Xu, Y., Zhang Y.Y., Kettrup, A., 1995b. Influence of linear alkylbenzene sulfonate(LAS) as organic cosolvent on leaching behavior of PCDD/Fs fly ash and soil, *Chemosphere*, 31, 3445-3453.
- Simonich, S.L., Hites, R.A., 1995. Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science*, 269, 1851-1854.
- Sivils, L.D., Kapila, S., Yan, Q., Zhang, X., Elseewi, A.A., 1995. Studies on vapor phase phototransformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs): effect of environmental parameters. *Organohalogen Compounds*, 24, 167-172.
- Sohn, M. D., Small, M. J., Pantazidou, M., 2000. Reducing Uncertainty in Site Characterization Using Bayes Monte Carlo Methods. *Journal of Environmental Engineering*, 126, 893-902.
- Suzuki, N., Yasuda, M., Sakurai, T., Nakanishi, J. 2000. Simulation of long-term

environmental dynamics of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans using the dynamic multimedia environmental fate model and its implication to the time trend analysis of dioxins. *Chemosphere*, 40, 969-976.

Taiwan EPA, 2003. Model Validation of Risk Assessment for Toxic Chemicals . Department of Comprehensive Planning, Taipei, Taiwan (in Chinese).

Trapp, S.; Matthies, M., 1995. Generic One-Compartment Model for Uptake of Organic Chemicals by Foliar Vegetation. *Environmental Science and Technology*, 29, 2333-2338.

Travis, C.C.; Hattemer-Frey, H.A., 1991. Human exposure to dioxin. *Science of the Total Environment*, 104, 97-127.

Tysklind, M., Rappe, C., 1991. Photolytic transformation of polychlorinated dioxins and dibenzofurans in fly ash. *Chemosphere*, 23, 1365-1375.

USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund: Human Health Evaluation Manual, vol. 1, (Part A). Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.

USEPA, 1990. Lake Ontario TCDD Bioaccumulation Study Final Report. Cooperative study including US EPA, New York State Department of Environmental Conservation, New York State Department of Health, and Occidental Chemical Corporation. May 1990.

USEPA, 1996. MMSOILS Model: Multimedia Contaminated Fate, Transport, and Exposure Model: Documentation and User's Manual Version 4.0. Office of Research and Development, Washington, DC.

USEPA, 1999. Human Health and Ecological Risk Assessment Support to the Development of Technical Standards for Emissions from Combustion Units Burning Hazardous Waste. Office of Solid Waste, Washington, DC.

USEPA, 2000. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-Dioxin (TCDD) -and Related Compounds, PA/600/P-00/001Bc.

USEPA, 2002a. TRIM: Total Risk Integrated Methodology: TRIM.FaTE Technical Support Document Volume : Description of Module. Office of Air Quality Planning and Standards, Washington, DC.

USEPA, 2002b. TRIM: Total Risk Integrated Methodology: TRIM.FaTE Technical Support Document Volume : Description of Chemical Transport and Transformation Algorithms. Office of Air Quality Planning and Standards, Washington, DC.

USEPA, 2003. Multimedia, Multipathway, and Multireceptor Risk Assessment (3MRA) Modeling System: Volume : Modeling System and Science. Office of



Research and Development, and Office of Solid Waste, Washington, DC.

Yu, Q.J., Shigeyoshi, N., Lin, J.M., 2003. Solidification of municipal solid waste incineration fly ash with cement and its leaching behaviors of heavy metals. *Journal Wuhan University of Technology, Materials Science Edition*, 18, 55-68.

Wagner, B. J., Gorelick, S. M., 1987. Optimal groundwater quality management under parameter uncertainty, *Water Resources Research*, 23, 1162-1174.

Welsch-Pausch, K., Umlauf, G., McLachlan, M.S., 1993. An investigation of the deposition pathways of atmospheric PCDD/F to a standardized grass culture. *Organohalogen Compounds*, 12, 99-102.

林家禾，垃圾焚化飛灰中無機鹽對重金屬溶出之影響，淡江大學水資源與環境工程所碩士論文，1994。

高思懷、張芳淑、周錦東，都市垃圾與焚化灰渣共同掩埋之模場研究[二]—掩埋場特性及滲出水處理，1993，EPA-82-E3H1-09-02。

李昌煥，都市垃圾焚化灰渣中氯鹽對重金屬釋出之影響，淡江大學水資源與環境工程所碩士論文，1993。