

專案基本資料表

專案性質		<input type="checkbox"/> 實驗性質 <input checked="" type="checkbox"/> 非實驗性質	專案類別(單選)	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
研究主題		<input type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 整治 <input checked="" type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥		
申請機構系所		國立台灣大學生物環境系統工程學系		
機構地址		10617 臺北市羅斯福路四段一號		
計畫主持人		林裕彬	職等／職稱	教授
協同主持人		鄭百佑	職等／職稱	助理教授
專案 名稱	中文	土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬		
	英文	Development of decision support tools for screening scenarios of potential pollution in soil heavy metals		
	關鍵字	土壤污染潛勢、重金屬、情境模擬、篩選決策、GIS		
執行期程		自民國 103 年 12 月 01 日起 至民國 104 年 11 月 30 日止		
計畫主持人		姓名：林裕彬 E-mail：yplin@ntu.edu.tw 專線：(02)3366-3467 手機：		
專任助理		姓名： Email： 專線： 手機：		
經費 分析 表	專 案 預 估 經 費		金 額	編列說明
	1.	人事費用	354,359	(1~5 項相加之 50% 為限)
	2.	貴重儀器使用含維護費	0	(與計畫實驗相關)
	3.	消耗性器材與主要費用	285,600	(與計畫主體相關)
	4.	其它研究相關費用	0	(差旅與租賃費用)
	5.	雜項費用	42,361	(1~6 項相加之 5% 為限)
	6.	行政管理費	67,680	(1~5 項相加之 10% 為限)
	專案計畫申請總金額		750,000	

專案主持人（簽名及蓋章）：

日期：

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究及模場試驗專案」

期末報告初審意見對照表

計畫年度	104 年度	計畫類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 現地試驗
計畫類別	<input type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 整治復育 <input checked="" type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥	主持人：林裕彬 NO：19	
計畫名稱	土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬		
委員審查意見		計畫單位回覆	
1-1 請將以灌溉小組為單位進行空間分析模擬之執行方式加入「摘要」中。		謝謝委員意見，已在摘要中加入以灌溉小組為單位進行空間分析。	
2-1 本計畫以全臺地區為研究範圍，並以農試所調查之 130,772 筆資料為基礎，有別於傳統克利金法及條件模擬法，本計畫結合地理統計模擬方法—高斯連續模擬與 U-WEDGE 法，共同模擬研究區域內的各種土壤重金屬空間分布之可能情境，並將模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性將與原始量測調資料進行比較，以確定模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性與原始量測資料空間是否特性一致。		謝謝委員肯定。	
2-2 報告撰寫詳實完整，文獻收集及相關資料收集非常齊全，討論亦相當精闢，執行成效佳。		謝謝委員肯定。	
2-3 報告中之方法描述和裝置過程撰寫詳實完整，討論亦相當務實。		謝謝委員肯定。	
4-1 期末報告格式均依規定撰寫，符合規定。		謝委員肯定。	
4-2 研究項目及進度符合計畫內容，已達到計畫目標。		謝謝委員肯定。	
4-3 初步成果已達預期。本研究以內梅羅指標與模擬情境，進行污染潛勢篩選，並將不同系統性決策分析工具進行污染潛勢區域篩選比較。		謝委員肯定。	
4-4 未來可依初步成果應用於污染實場之操作試驗之可行性。		謝謝委員意見，本計畫研究成果未來可應用於污染實場之操作試驗之可行性。	
5-1 本研究屬於初期研究階段，研究內容&討論與建議仍屬初期的討論，就研究成果的實務應用		謝謝委員肯定。	

性而言，仍未具有實務可行性，尤其未對國內的實際重金屬污染現況加以檢討討論(關鍵是驗證)(由尚未調查條件下，藉由本計畫的成果，篩選需調查的區位，再以實測值加以驗證，如此，才能評估本計畫成果的實務應用性)。	
5-2 研究內容與計畫目的相符。	謝謝委員肯定。
5-3 本計畫書中有部分論點可能過於”跳躍”(例如: “...來規劃整治區域...優先進行整治...”,) (主要的論點是: 這些藉由本計畫所得到具高污染潛勢的區域，仍未經完整的採樣調查，未經污染與否的確認，則不能被歸為污染區，因此，不應被歸為需要整治的區域，建議此區域應優先進行調查確認可能較合理，而不是”...優先進行整治...”。	謝謝委員意見，已將此部分文字調整為”作為整治區域規畫之參考，經確認是否為污染區及是否已進行整治之後，可依據評估結果與調查結果進行污染區域整治。”
5-4 計畫執行進度與預定進度相符。	謝謝委員肯定。
5-5 進度並無落後。	謝謝委員肯定。
5-6 執行現況、研究流程及方法說明具體。	謝謝委員肯定。

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究及模場試驗專案」

期中報告初審意見對照表

計畫年度	104 年度	計畫類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 現地試驗
計畫類別	<input type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 整治復育 <input checked="" type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥		主持人：林裕彬 NO：19
計畫名稱	土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬		
委員審查意見		計畫單位回覆	
1-1 已達預定之工作進度與目標。		謝謝委員意見，本計畫已依照提出之工作期程，完成期中預定工作內容。	
1-2 然計畫執行之內容有前後不一致之處，在期中報告中 p.23，本計畫將參考全國灌溉水渠道分佈資料，以灌溉小組為單位，根據農試所之重金屬調查資料來進行全國分佈模擬，然期中報告結果所顯示為將全台灣視為一研究區，並未分成各個灌溉小組，建議還是分成各個灌溉小組來做空間分佈模擬，較為適切。		謝謝委員的建議，但由於灌溉小組資料取得較不易，本研究還在資料蒐集之階段，故先將全台灣視為一研究區進行土壤重金屬濃度之模擬，本研究在期末報告中會針對灌溉小組來做空間分佈模擬，並根據結果討論汙染分布情形。並已將此部分工作納入第六章後續工作說明之第三點中。	
2-1 本計畫以全臺地區為研究範圍，以農試所調查之資料為基礎，結合地理統計模擬方法模擬研究區域內的各種土壤重金屬空間分布之可能情境，並將模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性將與原始量測調資料進行比較，以確定模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性與原始量測資料空間是否特性一致。依據模擬結果及情境，進行空間未確定分析，且依據不確定性分析及模擬情境，應用系統性的分析工具進行污染潛勢區篩選不確定性之決策分析。		謝謝委員意見。	
2-2 主要成果符合計畫書之內容，目前進度並無落後情形。		謝謝委員意見，本計畫已依照提出之工作期程，完成期中預定工作內容。	
2-3 本報告文獻收集及相關資料收集完整，成果具相當實用性和應用價值。		謝謝委員肯定。	
2-4 建議後續工作可補充如何將成果進行實場應用，如何將成果與管理政策結合。		謝謝委員建議，未來在期末報告會根據 IGDT(決策分析方法)的結果提出相關的管理政策，並已將此部分工作內容說明於第六章後續工作說明之第四點中。	
4-1 已確實依計畫項目執行。		謝謝委員意見，本計畫已依照提出之工作期程，完成期中預定工作內容。	
4-2 已建立臺灣地區土壤重金屬污染潛勢區之偽陰性與偽陽性與其臨界值之關係。		謝謝委員肯定。	
4-3 已提出後續工作項目。		謝謝委員意見，本計畫將依照規劃工作，按時程完成後續執行工作項目及內容。	
5-1 執行現況、流程及方法的說明具體詳盡。		謝謝委員肯定。	
5-2 計畫後續執行工作項目及內容已於第 6 章簡要		謝謝委員意見，本計畫將依照規劃工作，按時程	

說明。	完成後續執行工作項目及內容。
5-3 計畫執行進度與預定進度相符，已有初步的成果。	謝謝委員意見，本計畫已依照提出之工作期程，完成期中預定工作內容。
5-4 如何驗證本計畫的研究結果？準確性？建議說明。(5.2 節的意義建議討論)	謝謝委員的建議，未來會蒐集國內外土壤重金屬分布模擬之相關文獻針對結果驗證方面多加說明。
5-5 P. 50 “…標準差較高…彰化北部地區…”，是否可在期末時加以討論（為何是在此區域？）（造成此結果的主要因子為何？）（對成果的量化品質影響為何？）。	謝謝委員的建議，初步推論彰化北部地區標準差較高的原因為：該地區為未採樣之地區，且周圍地區採樣的濃度有高有低，導致未採樣地區模擬之結果變異較大，外來會詳加討論導致變異發生之可能及其影響。

「104 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☒修正計畫書 ☐期中報告

☐期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	104 年度	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	林裕彬	研究類別	<input type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 整治 <input checked="" type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥
計畫名稱	土壤汙染潛勢篩選情境之決策工具研擬		
專案連絡人	蕭維德	連絡專線	(02)33663464
政策性審查意見		計畫單位回覆	
1.專任助理勞保費金額編列錯誤。		已刪除專任助理人事費用，因此已無此項費用。	
2.依本專案 104 年度計畫徵求書之申請經費編列基準第五項規定「照相機、行動電話、音響、電視機、錄放影機、攝影機、電腦等受補助機關應自行配備之基本設備經費」、「國內外電話不予以補助」、「參加與投稿研討會等不予以補助」。		謝謝委員意見，已依照委員意見修正經費內容。	
3.錄音筆、光碟片非本署補助項目，原則不得編列		謝謝委員意見，已依照委員意見修正經費內容。	
技術性審查意見		計畫單位回覆	
1-1 本計畫擬研發結合地理統計模擬方法—高斯連續模擬與 U-WEDGE 法，共同模擬土壤重金屬空間分佈之可能情境，並進行空間分佈之不確定性分析，希望藉此減低不確定性於污染潛勢篩選誤判風險。		謝謝委員的肯定，本計畫所提出之評估方式擬降低不確定性於污染潛勢篩選誤判風險，並期進一步能提供決策者進行具有強健性 (Robust)之決定。	
1-2 台灣地區農地土壤重金屬之空間分部主要受系統上之趨勢 (Trend) 所影響 (例如：灌溉水之渠道分佈)，而若僅以「空間相依」之特性的地理統計模擬方法來推估重金屬分佈之不確定性，可能會產生偏差。土基會已補助建立了台灣農地重金屬污染潛勢分佈篩選之決策工具，本計畫之執行對於此決策工具之提升並無太大助益。		謝謝委員的意見，本計畫為考量系統上之趨勢可能造成的影響，修正為以根據灌區為評估單元以進行土壤重金屬空間分布之模擬，用以減低推估模擬所造成的偏差，此外，本計畫亦將與目前現有之台灣農地重金屬污染趨勢分析之決策工具進行比較(環保署，2014)納入工作項目，探討彼此之間的優缺點，期望對台灣土壤重金屬污染潛勢區之辨識能有貢獻。	
2-1 本計畫以全台地區為研究範圍，並以農試所調查之資料為基礎，結合地理統計模擬方法—高斯連續模擬與 U-WEDGE 法，共同模擬研究區域內的各種土壤重金屬空間分布之可能情境，且模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性須與原始量測資料空間特性一致。依據模擬結果及情境，進行空間未確定分析。主要處理因資訊不足所產生的不確定情況下，能系統性進行決策分析。		謝謝委員肯定，本計畫完成後，可降低因資訊不足所產生的不確定性，並期進一步能提供決策者進行具有強健性 (Robust)之決定。	

2-2 本計畫之成果對土壤重金屬污染農地之管理策略建置應有助益。	謝謝委員的肯定，本計畫之評估結果可降低資訊不足所帶來的不確定性，並可考量不確定性影響下，能夠幫助決策者進行具有強健性之決定。
2-3 在現行制度下本計畫之成果有其應用上之限制。	本計畫之研究成果可提供輔助潛勢判斷工具，且研究成果亦可加上坵塊地籍資料，藉以判定實際之污染區域。
2-4 由於國內已建置完整之污染農地之管理政策，因此本計畫成果在應用上須和現行方法作比較。	謝謝委員意見，本計畫已將與目前現有之台灣農地重金屬污染趨勢分析之決策工具進行比較(環保署，2014)納入工作項目，探討彼此之間的優缺點，期望對台灣土壤重金屬污染潛勢區之辨識能有貢獻。
3-1 本案擬以全台為研究範圍探討土壤重金屬空間分佈及其相關係，進行污染潛勢篩選，建立系統性決策工具供政府環保施政參考。	謝謝委員肯定，本計畫之評估結果可降低資訊不足所帶來的不確定性，並可考量不確定性影響下，能夠幫助決策者進行具有強健性之決定。
3-2 研究規則集合高斯連續模擬與 u-WEDGE 法進行模擬並應用 IGDT 進行不確定性分析；然利用農試所（六種重金屬）與環保署（六種重金屬→8 種）資料時，As 與 Hg 之資料不足時，如何掌控以利污染潛勢抉擇？	謝謝委員的提問，就我們所知，目前台灣土壤重金屬汞污染問題較不嚴重，且土壤中高濃度之砷多為母質風化所造成(劉鎮宗，1995，砷與生態環境的關係)，因此利用 6 種土壤重金屬污染之調查資料判斷全台土壤重金屬污染潛勢之分布為可行之方法。
3-3 所發展之污染潛勢篩選情境及決策工具，可否分析污染來源以利管控。	謝謝委員意見，一般來說，土壤重金屬污染來源之區域通常具有較高的土壤重金屬濃度，因此若能藉由本計畫之決策工具明確指出具有較高污染潛勢之區域，決策者能夠優先針對此區域進行管控，此外，本計畫能夠幫助決策者判斷具有較高污染不確定性之區域，建議若經費許可應針對該區域進行採樣，增強對污染情形不明之區域的了解，以降低可能之污染不確定性。
4-1 計畫書撰寫完整，方法與步驟確實可行。	謝謝委員的肯定
4-2 研究成果可作為土壤重金屬污染區之潛勢分析圖並作為不確定分析，有利於政策或決策分析。	謝謝委員的建議，本計畫已將土壤重金屬污染區之潛勢分析圖以及不確定分析納入工作項目。
5-1 國內本研究領域已有其他單位正執行中（部份已有具體成果），建議計畫主持人宜多評估本計畫與既有成果間的關係與差異。	謝謝委員意見，本計畫已將與目前現有之台灣農地重金屬污染趨勢分析之決策工具進行比較(環保署，2014)納入工作項目，探討彼此之間的優缺點，期望對台灣土壤重金屬污染潛勢區之辨識能有貢獻。
5-2 預期成果評估與應用建議多加說明，研究成果是否以既有的調查結果驗證？	謝謝委員的意見，本計畫採用農試所所調查之土壤重金屬資料，並將現有資料分為兩部分，一部分為進行模擬之用，另一部分用來驗證。

<p>5-3 既有的研究成果的不確定性對決策影響的貢獻因子於本計畫中如何確認？又如何降低其貢獻？既有的研究成果的不確定性的貢獻因子又如何影響調查的結果？是否確實會影響調查的經費與成效？計畫書中並未具體說明。</p>	<p>謝謝委員的意見，本計畫利用高斯連續模擬與 u－WEDGE 法進行土壤重金屬之模擬，根據模擬的結果可以得知不同土壤重金屬的空間分布情境，並應用 IGDТ 針對不同土壤重金屬的空間分布情境進行不確定性分析以量化土壤重金屬的空間分布之不確定性，以及對於污染潛勢辨識之決策之影響，本計畫之決策工具能夠幫助決策者判斷具有較高之汙染不確定之區域，建議若經費許可應針對該區域進行採樣以降低不確定性之貢獻及影響</p>
<p>5-4 本計畫研究結果如何驗證？</p>	<p>謝謝委員的意見，本計畫先將農試所所調查之土壤重金屬資料分為兩部分，一部分為進行模擬之用，另一部分用來驗證。</p>
<p>綜合性審查意見</p>	<p>計畫單位回覆</p>
<p>原則同意所送計畫，請依審查意見提送修正計畫書。</p>	<p>謝謝委員意見，已依照各位委員意見修正計畫書，並於 10/28 前提送修正計畫書。</p>

行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會
土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案
104 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：104 年 11 月 20 日

專案性質	<input type="checkbox"/> 實驗性質 <input checked="" type="checkbox"/> 非實驗性質	專案類別	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
研究主題	<input type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 整治 <input checked="" type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥		
申請機構系所	國立台灣大學生物環境系統工程學系	計畫主持人	林裕彬
專案名稱	土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬		
專案執行期程	<input type="checkbox"/> 申請階段 <input type="checkbox"/> 期中 <input checked="" type="checkbox"/> 期末		

二、成果績效自評

「計畫總預估數」應與計畫審查核定值相符，請執行單位依實際達成之量化成果填寫於「結案達成數」欄位中。

(一) 學術面

項目		目標達成程度	申請 預估 數	期中 達成 數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產出發 表日期、發表處、發表名稱、影響 指數等)
A 學 術 產 出 及 活 動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文					
		(2)研討會論文	2	0	2	100%	投稿至 2015 年 12 月 16 日舉辦之「2015 年環境資源永續發展研討會」。
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	2	1	2	100%	1. Wei-Chih Lin, Yu-Pin Lin*, Johnathen Anthony and Tsun-Su Ding, Avian Conservation Areas as a Proxy for Contaminated Soil Remediation, Int. J. Environ. Res. Public Health 2015, 12, 8312-8331; doi:10.3390/ijerph120708312 (SCI, IF: 2.063) 2. A decision-making approach for delineating sites which are potentially contaminated by heavy metals via joint simulation , 投稿至 Environmental Pollution
		(2)研討會論文	1	1	1	100%	Wei-Chih Lin, Yu-Pin Lin, and Johnathen Anthony,2015, Systematically Biological Prioritizing Remediation Sites based on Datasets of

項目		目標達成程度	申請 預估 數	期中 達成 數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產出發 表日期、發表處、發表名稱、影響 指數等)
							Biological Investigations and Heavy Metals in Soil, European Geosciences Union General Assembly 2015 Vienna, Austria, 12 – 17 April 2015
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告					
		(2)研究報告					
	4.專著 (本數)						
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	1	0	1	100%	已於 104 年 7 月 15 日假台灣大學水工試驗所會議室，舉辦「土壤重金屬污染潛勢決策軟體說明會」
		(2)成果發表會					
		(3)論壇					
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	1	0	1	100%	完成土壤重金屬污染潛勢決策軟體整合，利用多變量地理統計模式，以高斯連續模擬與 U-WEDGE 發展而成，可滿足使用者同時考慮多種重金屬的情況，產生多組不同的土壤重金屬分布情境；並納入以 IGDT 為基礎發展之決策系統，可根據地理統計多變量模擬結果來規劃整治區域，優先進行整治有較高比例被歸類為污染地區的區域。
		(2)技術平台					
B 人 才 培 育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士					
		(2)博士					
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊					
		(2)跨國團隊					
		(3)跨機構團隊					
		(4)形成研究中心					
		(5)形成實驗室					
	9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)					

(二) 產業面

項目				目標達成程度	申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或專利、 技術轉移相關詳細資料)
A 智慧財產權	1.專利 (件數)	已核准	發明						
			新型/設計						
			合計						
		申請中	發明						
			新型/設計						
			合計						
B 研發技術轉移	2.先期技術 成果移轉	件數							
		授權金(仟元)							
		衍生利益金(仟元)							
	3.技術移轉 (專利)	件數							
		授權金(仟元)							
		衍生利益金(仟元)							
	4.技術移轉 (應用技術)	件數							
		授權金(仟元)							
		衍生利益金(仟元)							
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)							
		(2)品種/系(件數)							
6.其他指標 (請自行命名)		(請自填)							

(三) 政策面

項目 \ 目標達成程度			申請預 估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或 其他詳細資料)
A 服務 便民	1.技術服務	次數					
		收入(仟元)					
	2.諮詢服務	次數					
		收入(仟元)					
B 支 援 合 作	3.協助政府 制定 (件數)	(1)政策					
		(2)法規					
		(3)規範					
		(4)標準					
4.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					

三、請依學術成就、技術創新、經濟效益、社會影響等方面，評估研究成果對現況或本署之學術或應用價值。（簡述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性，500 字為限）

本計畫有別於傳統克利金法及條件模擬法，結合地理統計模擬方法－高斯連續模擬與 U-WEDGE 法，共同模擬(co-simulate)研究區域內的各種土壤重金屬空間分布之可能情境(Scenarios or Realizations)，並評估土壤重金屬污染空間分布之空間相關性與原始量測資料的一致性，而根據模擬結果所進行之空間未確定分析結果可作為系統性的分析工具－Information-Gap Decision Theory (IGDT)之輸入資料，進行污染潛勢區篩選不確定性之決策分析，推估不同的污染辨識標準所推估之全台土壤重金屬污染潛勢之分布，其結果可提供決策者針對不同重金屬污染範圍及程度進行污染防治與改善等相關工作。

本計畫將上述分析評估方法與系統性決策分析工具建置於地理資訊系統，提供友善的輸入介面及簡易的評估流程，使用者並可依據本計畫提供之操作介面使用說明逐步進行分析評估，此外，圖像式呈現分析結果亦可清楚地展示模擬結果及其空間分布分析結果，本計畫將於計畫結束前舉辦一場方法及軟體說明會，針對評估方法及軟體操作流程進行說明。

本計畫提出之方法及工具為國內外較新穎具有可靠性地潛勢篩選方法，同時結合環保署現行潛勢分析方法，降低資料不確定性於污染潛勢篩選誤判風險，具有學術價及實用價值。

研究成果中文摘要

土壤重金屬污染可經由多種途徑影響人體健康，為保護國家社會經濟安全，必須掌握土壤重金屬分布情形，土壤重金屬污染潛勢(Pollution Potential)圖成為污染潛勢區篩選，以及污染潛勢區篩選決策作業之重要參考資訊，然而潛勢圖大多以現有重金屬調查資料為基礎，進行潛勢之空間分布推估。但由於經費限制因素，調查資料無法涵蓋所有的區域，使未調查點之污染潛勢推估具有某程度之不確定性(Uncertainty)，進而提高推估污染潛勢區域篩選誤判之風險，並對污染區篩選及篩選決策具不同程度影響。此外，污染物之間常具有某程度之空間相關特性，若忽略此特性即各別推估污染物潛勢，此分析結果有可能遺失此污染物之空間特性。因此，研擬具科學性及可靠性(Reliable)潛勢推估工具，以提供穩健(Robust)污染潛勢範圍篩選之決策工具，為多年來土壤重金屬污染研究與實務之重要工作。

本計畫以全臺地區為研究範圍，分別以全台及灌溉小組為單位，並以農試所調查之 130,772 筆資料為基礎，有別於傳統克利金法及條件模擬法，本計畫結合地理統計模擬方法—高斯連續模擬與 U-WEDGE 法，共同模擬(Jointly simulate)研究區域內的各種土壤重金屬空間分布之可能情境(Scenarios or Realizations)，並將模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性將與原始量測資料進行比較，以確定模擬之土壤重金屬空間分布間的空間相關性與原始量測資料空間是否特性一致。依據模擬結果及情境，進行空間未確定分析(Uncertainty analysis)，且依據不確定性分析及模擬情境，應用系統性的分析工具—Information-Gap Decision Theory (IGDT)進行污染潛勢區篩選不確定性之決策分析，確保因資訊不足所產生的不確定情況下，亦能系統性地進行穩健決策分析(Robust decision analysis)，提供穩健決策，亦即當最劣的情況(worst scenario)發生時(現實情況土壤重金屬之空間分布與模擬之結果產生差異時)，所做的決策能夠恰能滿足管理者的需求；換言之，本分析方法將使上述之不確定性對污染潛勢區篩選的影響較小，同時提供污染潛勢區篩選不同情境。本計畫同時結合內梅羅指標與模擬情境，進行污染潛勢篩選，並將上述方法與系統性決策分析工具建置於地理資訊系統，並發展此系統之軟體及使用者友善操作介面，完成操作介面之使用說明，並舉辦一場方法及軟體說明會。

研究成果英文摘要

Potential pollution maps of heavy metals in soil play important role in screening and making specific decisions on polluted area. The distributions of the heavy metals in those maps are generated based on the existing survey data. However, without comprehensive survey data, the uncertainty caused by the estimation of distributions of the heavy metals in unsampling sites that will lead to the increasing the risk of misjudgment on contamination area, and result in the errors in screening or decision making of pollution area. Besides, spatial correlations between different heavy metals should be considered. Estimating the distribution of those heavy metals independently and without considering the spatial correlations is therefore inappropriate and may not retain the spatial correlation between each variate. Thus, to find out scientific and reliable tools for estimating pollution potential area and to provide the robust decision-making tools for screening pollution potential area are important works in heavy metals in soil. The geostatistical approaches, such as sequential Gaussian simulation and Uniformly Weighted Exhaustive Diagonalisation with Gauss iterations (U-WEDGE), are applied in this project to jointly simulate the possible scenarios or realizations of distributions of heavy metals in soil over entire Taiwan based on the 130,772 survey data provided by the Taiwan Agricultural Research Institute, Council of Agriculture, Executive Yuan. Additionally, the estimating spatial distributions of soil heavy metals must be consistent with the spatial characteristic of original survey data. The spatial uncertainty analysis will be made according to the simulation results and scenarios. In accordance with the uncertainty analysis and the resultant simulation, a structured tool, Information-Gap Decision Theory (IGDT), is applied to make decisions on pollution potential area screening. The IGDT provides a general framework for robust decision analysis under the uncertainty caused by the insufficient information. That is this decision may still meet the needs of decision makers even in occurrence of the worst scenario, such as the significant difference between simulated and actual distributions of heavy metals in soil. In other words, this method will result in the lower impacts of uncertainties on the screening of pollution potential area and will provide the different screening scenarios. The Nemerow index and the simulation scenarios are also integrated into screening the possible polluted area. Additionally, a user-friendly GIS based tool to co-simulate the spatial distribution of heavy metals in soil, and make robust decision under severe uncertainty will be delivered. Finally, the orientation for those methods and the GIS based tool will be held.

目次

目次.....	i
表次.....	iii
圖次.....	iv
一、 前言	1
二、 研究目的	2
三、 文獻探討	4
3.1 土壤重金屬調查情形.....	4
3.2 土壤重金屬污染來源及傳輸途徑.....	6
3.3 土壤重金屬的存在型態與危害.....	9
3.4 土壤重金屬空間分布模式與不確定性分析.....	13
3.5 土壤污染區	19
3.6 決策分析	20
四、 研究方法與過程（含工作進度甘特圖）	23
4.1 研究架構.....	23
4.2 工作進度甘特圖	24
4.3 研究區域.....	25
4.4 土壤重金屬資料.....	25
4.5 地理統計理論與模擬.....	29
4.6 移除土壤空間相關性.....	35
4.7 內梅羅指標.....	38
4.8 局部與空間不確定性分析.....	39
4.9 決策分析方法：Information-gap decision theory (IGDT).....	40
4.10 土壤重金屬污染潛勢決策軟體整合.....	42
五、 結果與討論（含結論與建議）	45
5.1 土壤重金屬基本統計量.....	45
5.2 土壤重金屬濃度和污染潛勢地區模擬與驗證.....	45

5.3 決策分析	62
六、 結論與建議	77
七、 參考文獻	79

表次

表 1	土壤重金屬污染管制與監測標準	5
表 2	土壤重金屬可能之污染來源	8
表 3	微量元素在土壤中的背景濃度範圍	10
表 4	農試所調查之六項土壤重金屬濃度統計量	26
表 5	常用變異圖擬合模型	33
表 6	土壤污染之內梅羅指標法評析等級	39
表 7	6 種重金屬的基本統計量	45
表 8	6 種土壤重金屬調查資料之相關係數	46
表 9	6 個 U-WEDGE 因子之相關係數.....	47
表 10	6 種重金屬對應不同臨界值(cut-off)的空間不確定性.....	51
表 11	以灌溉小組為單位之 6 種重金屬對應不同臨界值(cut-off)空間不確定性	55
表 12	桃園市以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔的比例	57
表 13	彰化縣以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔的比例	57
表 14	高雄市以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔比例....	58
表 15	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析不同穩健性(Robust)與偽陰性(FNR)和偽陽性(FPR)所對應的土壤污染整治之臨界值(cut-off).....	63
表 16	以內梅羅指標為標準分析不同穩健性(Robust)與偽陰性(FNR)和偽陽性(FPR)所對應的土壤污染整治之臨界值(cut-off).....	69

圖次

圖 1	研究流程圖.....	3
圖 2	土壤重金屬模擬之示意圖	18
圖 3	土壤重金屬污染區劃設之示意圖	22
圖 4	農試所採樣調查區域分布圖(環保署, 2014).....	26
圖 5	農試所土壤採樣調查方式(以雲林縣二崙鄉復興村為例).....	27
圖 6	6 種土壤重金屬原始調查濃度	28
圖 7	半變異圖示意圖	32
圖 8	偽陰性與偽陽性之示意圖	40
圖 9	考慮土壤重金屬污染作為污染潛勢篩選區域規劃的準則下, 不同污染潛勢 篩選決策(不同臨界比例的選擇)所對應的穩健性 α	42
圖 10	地理統計多變量模擬程式運行畫面(a) 執行地理統計多變量模擬之對話 框;(b) 空間關聯性去除效益之結果圖;(c)空間關聯性去除之效益指標; (d)平均模擬之重金屬濃度;(e)不同情境推估之污染潛勢區域;(f)選定情 境之污染潛勢分布圖	43
圖 11	決策分析程式運行畫面(a) 決策分析程式之對話框;(b)土壤重金屬空間之 不確定性及偽陰性與偽陽性率之對應圖; (c) 土壤重金屬空間之不確定 性及偽陰性與偽陽性率之 png 檔	44
圖 12	(a)6 種土壤重金屬與(b)U-WEDGE 所產生之因子的空間相關性	47
圖 13	6 種土壤重金屬 1000 組模擬值之平均濃度	48
圖 14	空間相關性去除之效率	49
圖 15	6 種土壤重金屬模擬結果驗證	49
圖 16	6 種土壤重金屬 1000 組模擬之污染地區之出現頻率(0-1)	53
圖 17	1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之(a)平均與(b)標準差	54
圖 18	6 種土壤重金屬 1000 組模擬值之平均濃度	59
圖 19	6 種土壤重金屬 1000 組模擬之污染地區之出現頻率(0-1)	60
圖 20	1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之(a)平均與(b)標準差	61
圖 21	內梅羅指標在 1000 組模擬之污染地區之出現頻率	61

圖 22	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析不同 cut-off 值下陰性率與偽陽性率所對應關係	65
圖 23	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 3%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	65
圖 24	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 6%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	66
圖 25	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 9%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	66
圖 26	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 12%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	67
圖 27	以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 15%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	67
圖 28	以內梅羅指標為標準分析不同 cut-off 值下陰性率與偽陽性率所對應關係	70
圖 29	以內梅羅指標為標準分析之偽陰性率 3%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	71
圖 30	以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 6%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	71
圖 31	以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 9%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	72
圖 32	以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 12%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	72

圖 33	以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 15%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率).....	73
圖 34	計畫主持人介紹計畫緣起及軟體開發	75
圖 35	理論說明.....	75
圖 36	軟體操作示範	76

一、前言

順應全球性工業化發展，於 1960 年代臺灣產業類型重心由農業轉型為工業，促使經濟快速起飛。工廠林立雖帶來經濟蓬勃發展，但環境保護意識並未隨之抬頭，相關的環境法規尚未制定完備，工業活動排放之各式廢棄物即未經適當處理便直接進入環境，造成空氣、水源與土壤污染。其中以土壤重金屬污染易對環境與公眾健康造成嚴重之負面影響，因其特性具有毒性高(Buerger et al., 1986; Kim et al., 2009)、持續時間長及污染物不易分解等特性，且擴散能力強，例如：土壤中的重金屬污染除了直接對土壤品質造成破壞之外，還可能轉變為粉塵與空氣微粒，釋放到空際中，進而影響周圍環境的空氣品質(Chen et al., 1997; Bandhu et al., 2000; Cyrus et al., 2003; Gray et al., 2003)。故不但要建立完善之監控及管制程序，針對污染區域進行污染潛勢之篩選，以求得需近一步採樣的區域之工作項目也是相當重要的。

由於土壤重金屬污染的傳輸過程並非線性，故其空間分布情況通常相當複雜，且資料同時具有高偏度、非均值與存在極端值等特性(Shi et al., 2007)；加上現實執行得考量成本限制，測量資料無法完整涵蓋整個研究區域，因而導致規劃進行污染潛勢篩選的困難。農試所使用網格法針對全國農地進行調查，每間隔 250 公尺即採取土壤樣本；至今已完備涵蓋 78 萬公頃、資料總筆數為 130,772 筆土壤重金屬之量測資料，項目包含：鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅等重金屬共六項(環保署, 2014)。但此筆資料調查對象僅侷限於農業用地，其他土地利用情況則仍無法得知其污染情形，但存在於其土壤內之重金屬也可能對人體造成危害，因此需藉由合適的科學工具以分析對土壤造成污染的重金屬在環境的空間分布以其污染特性，並推估非農業用地的土壤重金屬污染風險，以制定適宜的污染潛勢篩選策略。針對以上目標，本計畫將發展一土壤污染潛勢篩選情境決策工具，並將研究結果與環保署所完成之全國重金屬高污染潛勢農地之管制及調查計畫中(環保署, 2014)現有用內梅羅指標法與空間自相關方法所篩選之農地高污染潛勢區域之決策工具之分析結果進行比較，以探討其合理性與可應用性，以及分析兩者的差異性。

二、 研究目的

隨著環境保護與永續發展意識抬頭，人們開始反省過度的開發行為與經濟活動對環境所造成的破壞並嘗試採取彌補與改善，但發現許多項污染程度已相當嚴重，故重視環境保護與避免污染危害人類與生態環境為現今重要的課題。根據過去相關污染改善整治研究經驗，當研究區域受到大規模的環境污染且處理預算有限的情況下，優先清理污染來源為最適宜的首要採取行為；但時而有區域內污染情形或污染來源不明確的狀況，此時則需要使用統計分析方法，以利管理者可有效率地得知污染可能發生的位置，並評估預測可能污染的範圍之不確定性，進而篩選污染潛勢較高的地區，由此結果決定進行採樣的優先順序(Zhang, 2006; Zhang et al., 2008)。

本計畫以農試所之土壤重金屬調查資料為基礎，針對研究區域範圍內利用地理統計模式同時模擬多組 6 種重金屬可能的空間分布情境，地理統計常被應用於土壤污染範圍的界定與風險評估研究(Cambardella et al., 1994)，其中較為常見的方法為：一般克利金法、指標克利金法與逐步高斯模擬法(Li et al., 2013; Mamat et al., 2014; Zhong et al., 2014; Ahmed et al., 2014; Lin et al., 2014)。計畫中並將以行政院環保署所制定的「台灣地區土壤重金屬含量及等級區分表」與農地重金屬污染綜合評價指標法—內梅羅指標，作為判斷各網格是否為土壤重金屬污染區域之標準；接著評估內梅羅指標與研究評估預測之污染範圍之空間分布的不確定性，且為了提供決策者可行決策與決定需列為優先採樣的地區，利用決策分析方法可在考量不確定性的影響下，協助決策者進行具有強健性(Robust)之決定，以分析不同污染潛勢篩選決策的利弊。圖 1 為本計畫之研究流程。

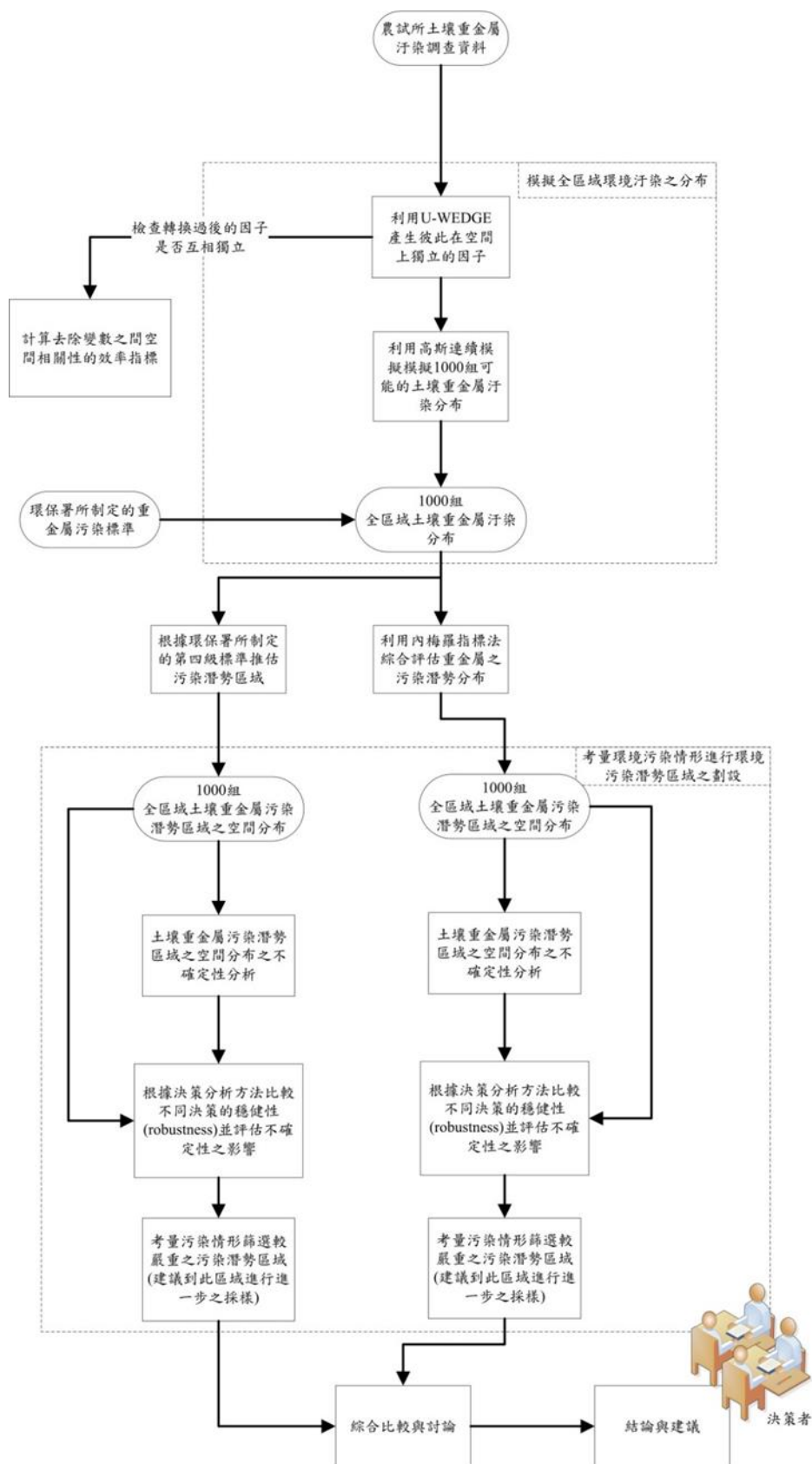


圖 1 研究流程圖

三、文獻探討

3.1 土壤重金屬調查情形

於 1950 年代，日本富山縣發生了世界首起的鎘中毒事件，鎘金屬未經妥善處理排入灌溉水道、湖泊，污染鄰近居民的飲食與用水，造成鎘中毒而引發痛痛病；後續處理方式為強制休耕受污染的農地，直至土壤監測在安全範圍內才允許復耕。臺灣桃園縣於 1982 年也發生了第一起鎘米事件，而後當時的彰化縣、台中縣、雲林縣等臺灣西部地區農地陸續檢驗出鎘米。國內由於經濟起飛時期之政策，家庭即工廠的情形使許多小型工廠散布在彰化縣的農地間，高污染的廢水就近直接排進灌溉渠道，長年累積致使農地嚴重受到污染，對社會經濟環境造成不安與衝擊，農地重金屬土壤問題逐漸受到重視。除了土壤重金屬能直接或間接的經由食物進入人體而危害健康外(Cai et al., 2008)，近期研究並指出土壤重金屬的累積會影響土壤中的生物作用，阻絕土壤養分的供給(Qu, 2013)，將對環境與人類生存仰賴的糧食提供造成威脅。

政府於民國 72 年起由環保署著手調查臺灣農地土壤重金屬含量，以了解污染情形，主要調查鎘、鉻、鎳、鉛、鋅及銅等 6 種重金屬在土壤中的濃度，並將調查結果依污染程度分為 5 種等級。調查過程中依樣區大小不同，共分為 5 個階段(鄭, 2006; 陳, 2011)：第 1 階段為大樣區概況調查，針對全國約 116 公頃的農業用地土壤，以 1600 公頃為 1 單位網格，於民國 72 至 75 年間進行調查；專家學者並共同訂定「台灣地區土壤重金屬含量及等級區分表」以作為調查結果分級標準，詳見表 1；調查發現依分級表準污染程度達 4 級或 5 級以上的面積約 30 萬餘公頃，並粗略描繪出臺灣重金屬污染概要區域。第 2 階段為根據第 1 階段調查結果，對被列為可能受污染的區域進行中樣區調查，以 100 公頃為 1 單位網格為基礎，重金屬含量較高者則調整以 25 公頃為 1 單位，此階段實行時間為民國 76 年至 79 年；結果顯示列為污染程度 5 級的面積約有 790 公頃，4 級則約有 5 萬公頃。第 3 階段進入中、小樣區調查，於民國 81 年至 88 年期間繼續完成土壤重金屬含量以及可能遭受污染地區的後續調查，針對被歸類為疑遭受污染的 5 萬公頃的土地，進行小樣區細密調查，以確定污染來源、面積、種類與範圍；民國 81 年環保署依據第 2 階段之中樣區 25 公頃的調查結果，以 1 公頃為採樣單位，對被認定為重金屬含量偏高或以受到污染之地區進行更詳細的調查。此階段調查結果顯示共有 950 餘公頃列為污染程度第五級，廢污水污染灌溉水為其主因，污染範圍並主要分布於彰化縣、桃園縣、新北市等縣市。於民國 89 與 90 年開始第 4 階段的細密調查，以第 3 階段調查成果為第 5 級的區域為主要調查對象，結果

顯示砷、鉻、汞、鎳、鉛、鎘、銅、鋅 8 類重金屬達第 5 級地區面積合計 1,024 公頃；若排除銅與鋅，其餘 6 類重金屬污染達第 5 級地區面積合計 319 公頃，且以彰化縣的受污範圍最大。第 5 階段為農地土壤重金屬調查與場址列管計畫，於民國 91 年開始執行，調查對象為第 4 階段調查結果達第 5 級之農地；結果顯示計 319 公頃農地有受砷、鉻、汞、鎳、鉛、鎘等 6 種重金屬污染疑慮，須根據「農地土壤重金屬調查與場址列管計畫」進行細部之查證調查及依法公告列管，其中達土壤污染管制標準農地約為 282 公頃，達土壤污染監測基準而未達土壤污染管制標準的農地約為 138 公頃。

表 1 土壤重金屬污染管制與監測標準

分級 重金屬	第一級	第二級	第三級 (背景值)	第四級 (監測值)	第五級 (整治值)
砷(As)		<4	4-9	10-60	>60
鎘(Cd)		<0.05	0.05-0.39	0.40-10*	>10
鉻(Cr)		<0.10	0.10-10	11-16	>16
銅(Cu)	<1	1-11	12-20	21-100	>100
汞(Hg)		<0.10	0.10-0.39	0.40-20*	>20
鎳(Ni)		<2	2-10	11-100	>100
鉛(Pb)		<1	1-15	16-120	>120
鋅(Zn)	<1.5	1.5-10	11-25	26-80	>80

資料來源:環保署(1986)

註 1. As 及 Hg 為全量，Cd, Cr, Cu, Ni, Pb 及 Zn 為 0.1N 鹽酸抽出量，單位為 mg/kg。

註 2. *栽種稻米之農地土壤，其鎘與汞含量大於 1mg kg⁻¹ 時，應比照第五級地區，進行監測與整治事宜。

「台灣地區土壤重金屬含量及等級區分表」為根據早期大規模土壤採樣資料中所訂定係採用 0.1M HCl 萃取法以得知土壤中重金屬含量，主要依據土壤重金屬含量對於植物之吸收、利用及影響能力來評估，以 0.1M HCl 萃取濃度為生物有效性(Bioavailability)濃度；而後於民國 89 年行政院環保署所公告之「土壤及地下水污染整治法」中，則以王水全量分析法取代 0.1M HCl 萃取之重金屬含量調查；民國 90 年公告之「土壤污染監測基準」及「土壤污染管制標準」則均以全量分析值訂定。

3.2 土壤重金屬污染來源及傳輸途徑

在自然狀態下，土壤本身組成即含有微量的土壤重金屬，其來源為母岩風化成土過程中所產生，且經由此過程所產生的重金屬在土壤含量極低，小於 $1,000\text{mg kg}^{-1}$ ，幾乎沒有毒性(Pierzynski et al., 2005; Kabata-Pendias, 2010)；然而人類的工業活動對環境所形成的干擾，致使很多鄉村與都市地區的重金屬濃度遠大於背景濃度值(自然狀態下的土壤重金屬濃度)，將可能對人體健康、動植物以及生態系造成影響(D'amore et al., 2005)。D'amore 等人(2005)指出重金屬快速滲入土壤形成污染的主要原因有：

- (1) 人類產生重金屬的速率遠大於自然情況下母岩風化成土過程中產生土壤重金屬的速率。
- (2) 人類的採礦活動將大量的重金屬移動到別的環境中。
- (3) 與自然界物質相比，人類所產生的廢棄物含有高濃度的重金屬。
- (4) 物種對於土壤重金屬的生物有效性作用。

由人類所排放到自然界的重金屬估計至少為自然形成的 10~1000 倍以上(Sposito & Page, 1984)，且人類所產生的土壤重金屬之移動性因生物作用的關係，較母岩風化成土作用所產生的土壤重金屬移動性更高(Kuo et al., 1983; Kaasalainen & Yli-Halla, 2003)。土壤中的重金屬污染物質主要來自於各種的人類活動：工業活動、採礦、汽機車廢氣、植物施肥、污水處理以及燃燒煤礦(Li et al., 2001; Chen et al., 2005)，並藉由廢水、廢棄物、廢氣、酸雨與落塵等形式與途徑進入土壤系統中，直接與間接地影響土壤生態系與人體健康(鄭, 2006)。簡單的土壤重金屬物質平衡方程式如下(Alloway, 1995; Lombi & Gerzabek, 1998)：

$$M_{total} = (M_p + M_a + M_f + M_{ag} + M_{ow} + M_{ip}) - (M_{cr} + M_l) \quad (3.1)$$

上式之 M 表示土壤重金屬，p 為母岩風化土壤，a 為空氣沉降，f 為肥料來源，ag 為農業化學來源，ow 為有機廢棄物來源，ip 為其他無機污染物，cr 為作物去除，l 為滲濾與揮發損失，不同的重金屬污染來源說明如後。

3.2.1 廢水灌溉

將人為與工廠排放的廢水用於灌溉作物的習慣可回溯至 400 年前，在工業發展起步初期，環境保護的概念尚未落實民間，農民對於灌溉用水來源的選擇並不

在意，僅專注於使農作收成量最大化；然而，在現今社會使用廢水灌溉的情形仍為相當普遍(Reed et al., 1995)。根據統計結果，目前仍有 2 千萬畝的農地仍持續使用廢水來灌溉，約佔總農田面積的 50%，且其產出之作物提供治都市地區居民食用(Bjuhr, 2007)。一般而言，雖然廢水中的重金屬濃度不高，但長期灌溉將致使土壤重金屬濃度上升至影響人體健康的程度。

3.2.2 開採礦區與事業廢棄物

開採礦區導致土壤重金屬分布範圍擴大的機制是由於在工業採礦的過程中，較大且較重的顆粒易沉降至水流的底層，進而滲入天然窪地或濕地中，導致當地土壤重金屬含量的上升(DeVolder et al., 2003)。另一方面，事業廢棄物致使土壤重金屬上升之緣由需追溯至臺灣開發早期，當時的廠商對於事業廢棄物的認知較淺，故缺少完善的處理設施，事業廢棄物大多委託民間代為集中處理，反而造成事業廢棄物經常被任意棄置於郊區農地的情形。部分廢棄物內含有大量重金屬，當其被棄置於農地時，內部的重金屬成分會慢慢釋放並滲入土壤，土壤重金屬濃度因此上升。

3.2.3 廢氣排放

廢氣所含之重金屬看似與土壤重金屬濃度無關，但經研究發現其可視為土壤重金屬的主要來源，經由沉降、碰撞及攔截等方式使來自空氣的重金屬物質逐漸累積於表土(Li et al., 2001)；亦有研究指出交通較繁忙的區域，其路邊的塵土之鉛含量以及其他重金屬的濃度皆較高(Leharne et al., 1992; Culbard et al., 1988; Wong & Mak, 1997)；臺灣地區也有類似的情況，鄰近交通路線的塵土所含之鉛濃度顯著高於其他地區(呂, 1984)。由以上機制可得知，如要檢測大氣中重金屬污染的情況，可使用該地表層的土壤與路邊的塵土作為污染指標。

3.2.4 事業廢水

工業廢水大多含有高濃度的重金屬，儘管政府明文規定須經妥善處理後才得以排放，仍有不肖廠商將未經處理或處理不完全的廢水直接排入工廠附近的河川，加上灌溉渠道與溪河、排水溝之路線未完全區分，有部分功能混淆的情況，使農地成為事業廢水的主要受體，農地土壤的重金屬濃度因而偏高。臺灣在過去曾發

生工廠含鎘廢水排入鄰近農田，使得收成作物內的鎘含量超標，引發社會大眾恐慌(鄭, 2006)，表 2 為各類事業類別可能產生之重金屬污染物質種類。

表 2 土壤重金屬可能之污染來源

污染來源類別	可能發生之污染物質	污染形式
電鍍業	銅、鎳、鉻、鋅、鎘、鉛、鐵、錫	廢水、污泥
染整業	鎘、鉛、鉻、鎳	廢水
製革業	鉻、砷	廢水
化工廠	鋅、鎘、鉛、汞	廢水、廢氣、污泥
冶煉業	鎘、銅、鉻、鋅、鎳、鉛	廢水、廢氣
肥料工廠	砷、鎘、鋅	廢水、廢棄物、廢氣
農藥製造廠	鋅、鉛、汞、銅、砷	廢水、廢棄物
玻璃業	砷	廢水
塑膠安定劑製造業	鎘、鉛	廢水
電池製造業	鉛、汞、鋅	廢水
電子、半導體業	砷、鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅	廢水

資料來源:(張等人, 2004;鄭,2006)

3.2.5 肥料

植物在其生長過程與生命週期中，必須攝取某些巨量元素(如：氮、磷、鉀、硫、鈣及鎂)以及微量元素；然而，某些土壤類型缺乏維持植物生長的元素(如：鈷、銅、鐵、錳、鉬、鎳與鋅) (Lasat et al., 2000)，耕種者為使作物生長情形良好，必須自行添加作物所需的元素；以缺少銅與錳的土壤為例，為維持植物生長，須偶爾添加銅與錳元素進入土壤中。故在密集的農業系統中，土壤中添加了大量的肥料，以提供足夠的氮、磷與鉀元素以利作物生長；直接添加肥料雖可有效率地一次補足多種所需元素，但肥料中含有微量的重金屬雜質(如：鎘與鉛)，使施肥成為這些有害重金屬進入土壤的途徑之一(Jones & Jarvis, 1981)。整體而言，利用某些特定的磷酸鹽肥料時，雖可補充作物所需元素，但許多對健康有害的重金屬與毒物(如：氟、汞與鉛)卻同時漸漸在土壤中累積，進而對生物造成影響。

3.2.6 農藥

為有效防治病蟲害，農業被廣泛地應用於農業與園藝領域，但其成分可能含有大量的重金屬，在世界各地皆有土壤污染相關案例出現：英國過去用來作為除

蟲或除菌的藥劑，含有約 10% 的銅、汞、錳、鉛或鋅等化學物質，其中一種名為 Bordeaux mixture 的除菌噴霧劑含有硫化銅與氯氧化銅(Jones & Jarvis, 1981)，過度使用會使土壤殘留大量的銅元素。砷酸鉛為一常年被使用於消滅果園害蟲之物質，在紐西蘭與澳洲地區，含砷、銅與鉻的化學物被廣泛地用來消滅牛蟲或是香蕉上的害蟲，卻導致許多列為廢棄地點的土壤中含有超標的重金屬濃度，若其中有準備重新開發為農業或非農業用地的區域，這些污染物將可能造成嚴重問題；但與肥料所帶來的危害相比，農業的影響較為侷限在特別用途與範圍內。臺灣農業藥物毒物試驗調查結果指出，除草劑、殺蟲劑與殺菌劑皆為含砷農藥，以致使土壤含砷量上升；此外，含汞農藥的施用使土壤發生汞殘留的情況，極有可能已經由食物鏈進入人體，對國民健康造成危害；有鑑於此情形，已將該類農藥列為禁用，以保障國家食品安全。

3.3 土壤重金屬的存在型態與危害

土壤內所含的重金屬元素在一般情況下的存在型態共有 5 種，其中 4 種為人為所造成，1 種為自然狀態下的型態，經整理後如下所列(鄭，2006)，並可由表 3 查得微量元素在自然狀態下土壤中的背景濃度範圍值。

- (1) 以自由金屬離子及可溶的金屬複合物狀態存在於土壤溶液中。
- (2) 金屬離子佔據土壤膠體的離子交換位置，以及被吸附於土壤中無機物的表面。
- (3) 與有機物結合。
- (4) 沉澱或形成不溶的化合物，例如：金屬氧化物、碳水化合物及氫氧化物等。存在於矽礦物中。

金屬離子對作物造成毒害的原因非常複雜，Levitt(1980)經研究後推論可能的 4 種機制包括：

- (1) 金屬離子破壞細胞膜結構，或附著於其上造成離子不平衡，使鉀或其他離子因而外流。
- (2) 金屬離子大量累積於細胞內，由於離子不平衡而抑制細胞正常分裂，導致生長受阻，嚴重影響光合作用與呼吸作用。
- (3) 金屬離子與金屬蛋白質產生取代情形，酵素活性因而被破壞。
- (4) 金屬離子與其他植物生長必需元素之間產生拮抗作用，抑制養分吸收機制。

表 3 微量元素在土壤中的背景濃度範圍

重金屬	一般地區背景濃度範圍(mg/kg)	富含金屬地區背景濃度範圍(mg/kg)
砷(As)	5-40	2500
鎘(Cd)	1-20	30
鉻(Cr)	2-60	2000
銅(Cu)	1-5	10-100
汞(Hg)	2-100	8,000
鎳(Ni)	10-50	10,000 或更多
鉛(Pb)	1-2	500
鋅(Zn)	25-200	10,000 或更多

資料來源：Bowie& Thornton, 1985

除了造成毒害的基礎機制之外，不同重金屬對生物的危害不盡相同，常見之重金屬來源、對人體可能造成的毒害與目前分布情形等描述(吳等人, 1997; 陳, 2001)說明如後。

3.3.1 砷

進入土壤的砷污染來源主要為含砷農藥、油漆、硫酸、化學肥料、醫藥與玻璃等工業廢水，可能出現在生活廢水內的家庭清潔劑亦含有 10~70ppm 的砷。若不慎攝入過量會產生下痢、厭食等症狀，急性致死量為 0.6mg/kg/day；此外，若長期攝取可能會形成烏腳病、中樞神經病變、皮膚色素沉著、角化、肺癌、肝癌、膀胱癌及皮膚癌等症狀。在臺灣，土壤中砷的含量有偏高的趨勢，可能與土壤母質含量本身含量較高有關；表土砷含量達第四級的面積約有 26,000 公頃，有半數分布於雲林，高雄、臺南、宜蘭及彰化地區則各有上千公頃，其中以嘉南平原沿海地區土壤中砷含量遠高於其它縣市，推測可能是由於當地地下水與沉積物含砷量較高所致。

3.3.2 鋅

冶煉、鍍鋅、紡織等工業廢水為鋅污染的主要來源，其他途徑如：含鋅農藥、磷酸鹽肥料、橡膠、塗料等亦為鋅污染來源。鋅本為人體內必需之元素，飲食中缺乏鋅則可能會導致生長緩慢或生理機能衰退等情形；但若攝取過量，可能會對腸胃等黏膜組織產生腐蝕性與刺激性，並影響人體對鐵與銅的吸收，而造成貧血或血小板缺少等症狀。臺灣地區土壤之表土含鋅量達第四級以上的面積約有

13,800 公頃，其中有大半分布於臺南地區，其次為高雄、彰化及雲林地區，各有千餘公頃。受土壤母質影響，鋅含量因而偏高的地區位於淡水鎮之北新莊一帶。

3.3.3鉛

鉛之污染來源為農藥、顏料、冶煉、鉛蓄電池廠之廢水以及車輛排出之廢氣，其中，呂世宗等(1985)曾以車輛廢氣為目標進行研究，調查國道公路九處及省道十六處；結果顯示位於路旁之農田土壤含鉛量為 1~113ppm，國道平均為 24.6ppm 間。鉛並非為人體必要之元素，且對人體具有累積與代謝性的毒性，可能對神經系統、造血系統、腎心臟血管系統與生殖系統等造成影響，症狀包括便秘、食慾不征、貧血、腹痛、筋肉麻痺與過敏等症狀；若學齡前的兒童鉛中毒，則可能發生智商下降的症狀。表土土壤含鉛量達第四級以上的面積約有 9000 公頃，除了臺東縣之外，分布在全臺各縣市；其中以宜蘭縣分布面積最廣，約有 3500 公頃，但其含量均接近第四級下限，可能與土壤母質有關。

3.3.4鎘

土壤中的鎘污染源主要來自冶煉、電鍍、染料、塑膠、等工業廢水，及肥料、潤滑油、輪胎等。由於鎘與鋅具有相似的電子組態，故土壤中的鎘容易被植物體所吸收；但與鋅不同的是，鎘對人體具有劇毒性，容易累積在肝、腎、胰臟與甲狀腺內，阻塞腎臟尿細管，使血液中的鈣、磷含量減少，因而引起骨骼萎縮彎曲軟化，進而造成骨骼痛。經調查後，表土含量列為第四級以上的面積約有 7,400 公頃，以彰化縣分布面積最廣，達約 2,300 公頃，其他主要分布區域為花蓮、宜蘭、高雄、屏東、雲林等地。

3.3.5銅

除了冶煉、電鍍、銅製品工廠等廢水為銅污染之主要來源外，含銅農藥、家畜糞尿、堆肥等農業廢水也常檢測出銅。銅元素會對呼吸道產生刺激，假若吸入過高濃度，可能會產生下瀉、嘔吐，或是更嚴重的腹絞、低血壓及溶血等症狀。在臺灣地區，表土銅含量達第五級的面積約有 310 公頃，達第四集約佔地 43,000 公頃；在彰化地區分布面積最廣，其次為高雄、新竹、桃園、臺北及臺南部份地區。已達第五級而特別需要注意地區包括：新店市寶里一帶、臺中市北屯圓環附

近與工業學校附近農田、彰化市農會牛乳廠附近與瓦窯里廟後農田及和美鎮與彰化市交界處之農田。

3.3.6 汞

汞污染之主要來源為鹼氯工廠、汞化合物產業等之廢水，以及含汞農藥與金屬汞蒸汽等，其中含汞農業已被禁用。若吸入汞蒸氣會產生譫妄、幻覺及自殺傾向等精神病狀，長期暴露於金屬汞則會造成手發抖，同時造成腎小管病變及壞死、尿蛋白與皮膚癌等病變。臺灣表土含汞量達第四級的面積約有 3,800 公頃，其中在宜蘭縣之佔地面積最大約為 1,500 公頃，其次為彰化、桃園等地，含量大部份皆低於 1ppm。目前在臺灣遭受含汞廢水污染之農業區主要有二處，一為苗栗縣竹南鎮中港圳灌溉區，約有 120 公頃的稻田土壤之平均含汞量達 1,010ppm，高於一般稻田土壤含量之 5 倍；另一則為高雄市後勁溪下游援中港圳及右沖圳 1,000 公頃灌溉區之稻田，平均含汞量約為 0.65ppm，高於一般稻田土壤含量之 3 倍。

3.3.7 鎳

冶煉、電鍍、煉油、染料等工業廢水為土壤鎳污染之主要來源。鎳中毒症狀包括：頭痛、噁心、嘔吐、失眠、易怒、肝炎及腎病變等症狀，嚴重可能造成病毒肺癌之肺部症狀，故從事煉鎳的工人較易罹患鼻癌及肺癌。表土鎳含量達第五級的面積約 85 公頃，達第四級約占 2,200 公頃。彰化縣約有 950 公頃，為分布面積最大的縣市，其次為桃園、臺北、臺中等地區。

3.3.8 鉻

主要污染途徑為冶煉、電鍍、製革、油漆、染料等工業廢水。人體若發生三價鉻中毒會產生嘔吐、閉尿、昏睡及尿毒症，且可能會致死；六價鉻則對人體呼吸道產生刺激性，若大量攝入會造成肝壞死、腎臟炎、致癌及畸形胎等情形。鉻化合物可直接刺激皮膚及黏膜、上呼吸道，甚而致使呼吸系統癌等。臺灣土壤表土之鉻含量達第五級的面積約 170 公頃，而約有 125 公頃含量達第四級，主要分布區域為彰化、臺北、新竹、高雄等地區。

3.4 土壤重金屬空間分布模式與不確定性分析

地理統計為一利用空間變異分析與內插推估之統計方法，其最初之發展概念是為了探測礦脈所需而發展出之推估方法，由南非礦業工程師 Danie G. Krige 與 Herbert Sichel 發想，由法國數學地質學家 Matheron G. 並在 1971 年提出地理統計完整之理論架構 (邱, 1999)。地理統計可利用一區域內之最少的樣本資訊，由半變異元圖解釋區域內之空間變異結構可得到空間變異分析結果，再進行最佳無偏線性推估，以估算全研究區域內完整的空間分布 (李和莊, 2003)。由於本方法可有效地節省人力物力，故近年來被廣泛應用於各領域的空間資料分析，涵蓋了水文、降雨、地下水、環境地質、環境監測、空氣品質、礦業、生態和流行病學等相關研究，其中以土壤或土壤污染研究最為廣泛應用，已成為環境污染防治不可或缺的工具之一。

3.4.1 應用地理統計於土壤重金屬濃度推估

近年來，在推估與劃定土壤重金屬污染範圍之相關研究，地理統計成為國內外經常使用的工具。鄭(2002)於研究中比較一般克利金推估法、傳統空間內插推估法、模糊推估法(Fuzzy Estimate)等三種方式對於推測土壤重金屬污染分布的能力。蔡(2003)以協同因子克利金法(factorial cokriging method)分析土壤重金屬濃度，藉由區分出重金屬分布的空間變異結構，取得最佳之因子分析解釋變異量。Hu 等人(2006)為分析北京土壤重金屬資料，應用地理統計與敘述統計學進行分析，並使用克利金法推估研究區域內未採樣點的土壤重金屬濃度之空間分布情形。Saby 等人(2006)應用一般克利金法與經對數常態化處理的資料以推估巴黎地區土壤的含鉛量；研究結果顯示研究區域之含鉛量因人為累積達 5.9 噸/平方公里。Rodríguez Martín 等人(2006)為找出西班牙埃布羅河流域土壤中之銅、鋅和鉛此三種重金屬污染之來源，使用地理統計方法與因子分析法，結果發現是受同樣的人為因子影響。Maas 等人(2010)利用協同克利金法估計阿爾及利的亞安納巴市內土壤之重金屬濃度，並以銅的高度自相關性為依據，得到農業活動為土壤中銅污染的主要來源之推論。Li 等人(2014)利用克利金法推估中國大陸東岸土壤重金屬的濃度，結果發現鎘與銅在當地土壤中具有非常相似的空間分布與特性。

在評估污染範圍時，污染物極端值的推估以及空間分布的變動性扮演相當重要的角色。然而，在利用克利金法推估空間地理分布時，很可能會產生平滑效應(smooth effect)，高估原本應為較低的值或低估原本應為較高的值(Franco et al., 2006; Lark & Webster, 2006)，且只能表現污染物空間分布的趨勢，而無法完全呈

現其空間分布的變動性(Juang et al., 2004)。故近數十年來，為了能避免平滑效應的干擾與污染物空間分布變異性，不再僅使用傳統的克利金方法來推估其空間資訊，而由逐步模擬技術(sequential simulation)漸漸被應用於劃定土壤污染區域及評估土壤污染風險(Deutsch & Journel, 1997)。Goovaerts(2001)提出比起克利金法，使用模擬法於空間推估則具有以下優點：(1)提供空間(多點)不確定性模式；(2)可以利用數值趨近的方式求得較量測資料尺度單位更大的條件累積分佈函數；(3)所產生的一系列模擬值可透過地理資訊系統(GIS)或轉換函數進行不確定性傳遞的研究。

Juang 等人(2004)使用逐步指標模擬法，評估臺灣土壤重金屬銅污染範圍之不確定性，分析結果並未受到平滑效應影響，且所推估的土壤含銅濃度能夠詳盡地反應空間特性。Janget 等人(2006)為模擬砷在臺灣西南沿海地區地下水中的分布情形，使用逐步指標模擬法，並利用模擬結果分析該地區烏腳病盛行地下水砷濃度之三維空間變異，最後依據地下水砷之管制標準值 $50\mu\text{g/L}$ 和 $500\mu\text{g/L}$ 以機率劃定污染範圍。Lin(2008)應用克利金法、逐步高斯模擬、逐步指標模擬與退火演算法(SAS)等 4 種方法，以量化彰化北部地區砷(As)之空間分布變異、不確定性的效果並加以比較；結果顯示，克利金法只能求得砷濃度含量的趨勢，且會低估砷濃度；而其他模擬法則可捕捉砷濃度空間分布與變異，可呈現較佳的模擬結果。Qu 等人(2013)利用連續高斯模擬方法以模擬在中國武漢城鄉過渡帶內土壤表層的鎳濃度分布，並將模擬的結果帶入健康風險成本的運算，推估過去低估某區域的鎳濃度，導致該地未進行整治而所需付出的成本；或高估某區域的鎳濃度，而導致不必要的整治所需付出的成本。Hofer 等人(2013)比較條件模擬方法與對數常態轉換過後的區塊克利金法，於推估土壤表層之重金屬濃度的成效，並判斷各個網格重金屬濃度是否超出門檻值；結果指出兩種方法皆能成功判斷超出門檻值位置。

3.4.2 土壤重金屬濃度聯合模擬

由於地理資訊的相關調查資料往往屬於多變量資訊，但在利用地理統計方法進行模擬分析時，僅使用單變量的模擬分析方法可能不恰當，因其無法考慮各變量之間的空間相關性，進而導致資訊的遺失(Tajvidi et al., 2013)。以下整理許多國內外之模擬土壤重金屬多變量相關研究：Franco 等人(2006)以西班牙瓜迪亞馬河流域為研究區域，應用多變量連續協同模擬，以目標模擬的土壤重金屬濃度作為主要變數(primary data)，以其他相關重金屬作為次要變數(secondary data)，模擬研究區域土壤內銅、鉛、鋅、鎘和砷等重金屬的濃度，並依據模擬結果劃定土壤重金屬污染的風險圖。Zhao 等人(2008)為模擬中國長江三角洲土壤中汞的濃度，

應用連續指標協同模擬方法，整合土壤的有機質資料與所含汞濃度的調查資料，研究中並評估了汞污染區劃定的相關不確定性。Rodriguez 等人(2008)應用因子克利金法(Factorial Kriging Analysis, FKA)推估西班牙埃布羅河流域土壤內 7 種重金屬的空間變異與分布，並提出當地土壤重金屬的空間特性可由 20、100 與 225 公里等 3 種不同的影響範圍表示。Sollitto 等人(2010)為估計北克羅地亞之土壤重金屬的空間變異，應用因子克利金法以及協同克利金法(co-kriging)等多變量地理統計方法來進行估計。Lin 等人(2010)經研究後找出彰化地區重金屬污染自然背景與人為背景的界限，並利用多變數指標克利金(multiple-variable indicator kriging)將此界限值與法規門檻值繪製污染區分布的機率圖。

一般在研究中欲模擬多個相關的變量時，多採用聯合條件模擬(jointly conditional simulation)或先消除變量之間的相關性(decorrelation)再分別進行模擬，但隨著變量數目的上升，消除變量相關性的方法較能有效率地進行模擬(Rondon, 2012)。由於本計畫中研究對象有 8 種土壤重金屬，考量變量數目與避免模擬太過複雜，故不考慮使用聯合條件模擬，將採用先去除變量之間的相關性再分別進行模擬。消除變量的相關性的方法為先將多變量的資訊轉換為多個空間互相獨立的因子，再分別模擬全區域各個因子的數值，最後再將各個因子轉換回原本相關的變量 (Mueller, 2012; Mueller & Jacqueline, 2012; Rondon, 2012; Tajvidi et al., 2013)。主成分分析法(Principal Components Analysis, PCA)為最早被用於消除多變量之間的相關性的方法(Wackernagel, 2003)，該方法由 Karl Pearson 於 1901 年發明，為一分析、簡化數據集的技術。David (1988) 及 Goovaerts (1993) 應用主成分分析以消除多個變量之間的相關性，但由於此方法並未包含空間的概念，故僅在求得的因子之間的相對距離(即半變異元的等級間距(lag))很小時才為相對獨立，但其在不同距離的空間相關性依然存在。

Switzer 與 Green(1984)為了處理影像背景問題，發展出自我相關性因子極小與極大化之方法(Minimum/maximum autocorrelation factors, MAF)，主要概念同為將相依的變數轉換為獨立的因子(Desbarats & Dimitrakopoulos, 2000; Boucher & Dimitrakopoulos, 2009)；不同於主成分分析，MAF 多考慮了在特定相對距離下的空間自我相關性，被歸類為近似聯合對角化(approximate joint diagonalisation, AJD)法，即應用此方法所產生的因子的相關係數矩陣只近似為對角化矩陣，而非完全對角化的矩陣。Desbarats 和 Dimitrakopoulos(2000)於研究中為模擬沉積物的粒徑大小應用了 MAF。Ellen 等(2008)應用 MAF 聯合模擬在土壤中的鎘、鈷、鉻與鎳等重金屬的濃度。Lopes 等人(2011)為了量化鎳在紅土中沉積的風險，於研究中應用 MAF 聯合模擬巴西紅土中鎳與二氧化矽的濃度。

然而，MAF 於應用上仍有所限制，因其假設多變量之間的半變異圖需要滿足共區域化模型(coregionalization model)，且最多只能存在兩種線性模式的架構(Vargas-Guzman & Dimitrakopoulos, 2003; Mueller & Jacqueline, 2012)；除了此限制之外，MAF 還存在著轉換過後所產生的因子彼此間仍存在著一定的空間相關性的缺陷。而高斯迭代加權均勻詳盡的對角化法(Uniformly Weighted Exhaustive Diagonalisation with Gauss iterations, U-WEDGE)與 MAF 同樣被歸類為近似聯合對角畫法，但 U-WEDGE 不僅只考慮特定距離的空間相關性，並同時考量多種相對距離下的空間相關性，所以能夠產生彼此間空間獨立性較強的因子；且 U-WEDGE 不同於 MAF 受限於共區域化模型之假設，在案例應用上能夠更加靈活(Mueller & Jacqueline, 2012)。Mueller 與 Jacqueline (2012)即應用了 U-WEDGE 聯合模擬西澳大利亞鐵礦河床的 5 種礦物的分布情形，結果顯示 U-WEDGE 模擬的因子具有較好的獨立性，且模擬結果與使用完全協同模擬(full co-simulation)的結果非常相似，也較使用完全協同模擬簡易的多。

3.4.3 地理統計模式之不確定性

地理統計分析唯一完整的統計分析方法，因其在預測未知的參數或情況時，不僅只提供參數的估計值，且同時包含推估值的不確定性分析(Bard, 1974)；地理統計方法根據由樣本所推算而得的半變異元值，再藉由空間內差的方式，可計算出各個推估點的不確定性。Pardo-Igúzquiza 與 Olea(2012)歸納出地理統計模式的不確定性來自於資料的不確定性，以及樣本推估之半變異元的不確定性等 2 種來源。前者可藉由一般的地理統計方法(如：克利金與連續模擬)來加以量化(Lloyd & Atkinson, 2001)。然而，多數研究在使用地理統計進行推估時，並未考量到樣本推估之半變異元所產生的不確定性(Olea & Pardo-Igúzquiza, 2011; Pardo-Igúzquiza & Olea, 2012)，此不確定性可細分為以下 2 種型態：

- (1) 某些相對距離(lag)下推估的半變異元值具有很高的不確定性，起因為採樣的樣本數過小，或是採樣點不夠密集。
- (2) 半變異元參數的不確定性。Kitanidis (1983)曾在常態分布的假設下，利用最大概似估計法推估此參數的不確定性。

考量到樣本推估之半變異元所產生的不確定性，拔靴法(Bootstrap)為一可相當有效地評估不確定性的方法，且不需要遵從任何有母數的假設(Shalizi, 2010)；可應用於評估 2 種型態的半變異元不確定性，不需受限於常態分佈的假設；舉例來說，以拔靴法所產生的百分位數信賴區間(percentile confidence interval)，能夠

供不確定分析使用。雖然此法可有效評估不確定性，但卻不易應用於空間的資料分析，因拔靴法設定在進行重複隨機抽樣時，其抽取的樣本必需來自於恆等且相互獨立分布(identically and independent distributed, i.i.d.)的資料(Efron, 1982)。就空間資料而言，即表示原始資料的空間相關性必須為 0；為解決此問題，Solow(1985)建議在進行重覆抽樣之前，先將樣本的空間相關性去除，即可對相互獨立分布的資料重覆抽樣；但此方法直到近年才重新被應用於空間資訊分析之相關研究分析(Deutsch, 2004; Olea & Pardo-Igúzquiza, 2011)。Olea 與 Pardo-Igúzquiza (2011)應用了 Solow 在 1985 年所提出的概念，提出廣義版本的拔靴法，其與一般的拔靴法不同之處為在重覆抽樣之前，須先利用 Lower-Upper (LU) 分解法去除原始資料的空間相關性；而當原始資料的半變異元由碎塊效應(nugget effect)所構成時，廣義的拔靴法則與一般的拔靴法相同。Pardo-Igúzquiza 等人(2014)探討廣義拔靴法與一般方法等兩種計算方式所得的半變異元值方法之表現，研究結果顯示使用廣義拔靴法計算而得的半變異元值較貼近真實情況，即使在樣本數很小的時候，也能有良好的表現。綜合上述內容，本計畫提出之土壤重金屬模擬流程示意圖如圖 2 所示。

土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬

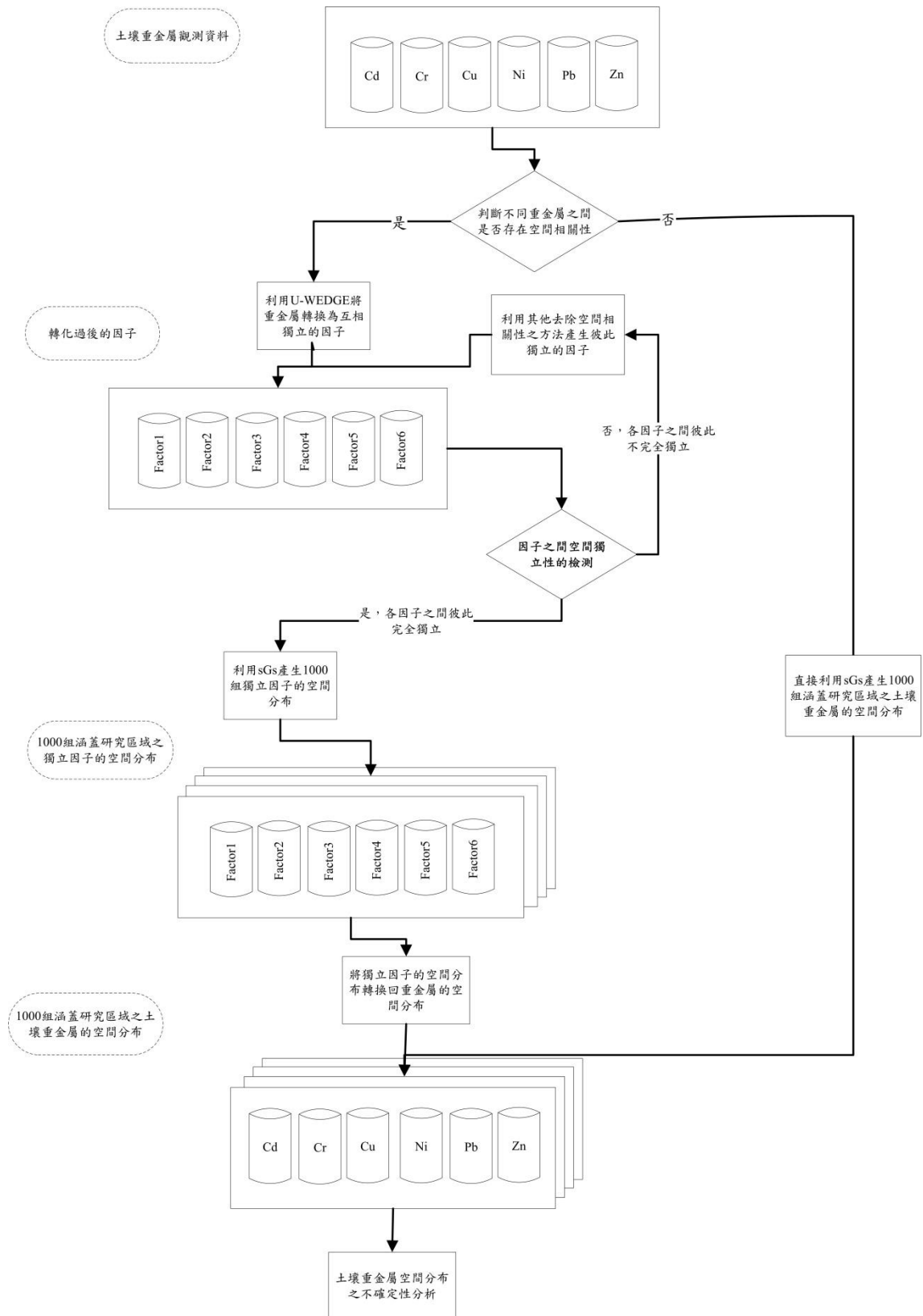


圖 2 土壤重金屬模擬之示意圖

3.4.4現有國內土壤重金屬高污染潛勢篩選之決策工具

環保署以農試所資料為基礎，於 2014 年完成全國重金屬高污染潛勢農地之管制及調查計畫（第 2 期）（環保署，2014），計畫中以灌溉小組為單位計算全國水利會的綜合指標值，將污染綜合指標分為 5 個等級：

- (1) 優良區：污染指標 ≤ 0.7 。
- (2) 安全區： $0.7 < \text{污染指標} \leq 1$ 。
- (3) 警戒區： $1 < \text{污染指標} \leq 2$ 。
- (4) 污染區： $2 < \text{污染指標} \leq 3$ 。
- (5) 危害區：污染指標 ≥ 3 。

計畫分析結果顯示臺灣目前約有 70.62%（約 41 萬公頃）之農地品質可列為優良區，12.67%（約 7.3 萬公頃）列為安全區，8.48%（約 4.9 萬公頃）列為警戒區，1.28%（約 0.7 萬公頃）列為污染區，1.37%（約 0.8 萬公頃）列為危害區。

3.5 土壤污染區

土壤污染區的劃定有助於節省經濟與時間成本，在短時間內有效地針對需要優先整治的區域進行改善。在過去相關研究中，Sun 等人(2010)為評估中國瀋陽土壤重金屬污染的程度，研究中利用潛在的生態風險指標(risk index, RI)以及整合污染指標(integrated pollution index, IPI)分析，結果發現研究區域的部分範圍可列為受到中度與高度重金屬污染，顯示瀋陽地區可能已遭受嚴重的重金屬污染。Franco 等人(2006)則依據西班牙南部地區的環保局(Consejeria de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía)定義的污染閾值與模擬的 5 種土壤重金屬濃度，繪製當地的土壤重金屬污染風險圖以及污染區，指出需要優先接受整治的地區。Meybeck 等人(2004)使用重金屬污染指標(metal pollution index, MPI)分析美國塞內河流域內鎘、銅、汞、鉛、和鋅等 5 種重金屬的污染情形，結果發現相較於 1980 年代早期，目前的重金屬污染指標已經下降了 2 至 5 倍之多，顯示污染地區的面積有逐漸改善的現象。

近期探討土壤重金屬污染空間分布以及空間聚集性與離群值之相關研究經常使用空間自相關模擬軟體(LISA) (Huo et al., 2011; Li et al., 2014)，其計算概念源

自 Local Moran's I Index，並能夠檢定不同變量的空間相關顯著性(Overmars et al., 2003; Zhang & McGrath, 2004)。LISA(Local Indicate of Spatial Association)可表現出研究區域內的網格與其周遭鄰近的點是高度相關抑或是離群值，為一度量區域型空間聚集指標(Anselin, 1995)。當 LISA 之值為正值時，表示該網格呈現正向區域空間自相關，即該網格被屬性相似的網格所包圍，稱為空間聚集(spatial cluster)，當該網格與其鄰近區域的值皆很高，可由 HH(High-High)表示；當該網格與其鄰近區域的值皆低，則以 LL (Low-Low)表示。而當 LISA 之值為負值時，表示該網格呈現負向空間自相關，且當該網格的值遠大於或小於鄰近區域的平均值時，該網格可被視為離群值(Goovaerts, 2009)，當該網格的值遠高於鄰近網格時，以 HL(High-Low)表示；當該網格的值遠低於鄰近網格時，則以 LH(Low-High)表示。以土壤重金屬濃度為例，經由 LISA 分析後，評斷某地區重金屬濃度為 HH，則推測該地區應為土壤重金屬污染來源，需要優先進行管理。

Local Moran's I Index 與 LISA 應用於土壤重金屬空間分布之相關研究相當豐富：Zhang 等人(2008)使用 Local Moran's I Index 調查愛爾蘭地區土壤中含鉛濃度，以試圖找出鉛污染的熱點。Huo 等人(2012)於研究中結合地理統計方法與 Local Moran's I index 以分析北京地區的土壤重金屬濃度，結果顯示比起僅使用傳統的地理統計方法，結合此兩種方法更能有效地推估污染濃度。McClintock (2012) 利用 Local Moran's I index 分析美國加州土壤中鉛污染的熱點分布，研究發現加州西部地區有較高的鉛污染濃度，以及鉛污染與土地利用類型轉換歷史之間具有高度的相關性。Li 等人(2014)為探討中國大陸東岸土壤中鎘、銅、鎳和鋅的熱點分布，研究中應用 Local Moran's I Index 發現到鎘與銅的空間分布特性相當相似，此兩種金屬的主要熱點分布在研究區域的西北部，另發現到鎳則集中於研究區域的北部，鋅則是東北部。Huo 等人(2011)則利用 LISA 探討北京農業地區之土壤重金屬空間分布情形，研究顯示鎘、鎳、鋅和汞具有顯著的空間正相關性，且此 4 種土壤重金屬的熱點皆分布在北京的南邊以及北邊地區；並建議污染熱點區域需優先進行監測。

3.6 決策分析

由於在界定土壤重金屬污染區域以及污染潛勢區域時，需將土壤重金屬之複雜空間特性與採樣儀器量測可能帶來的誤差列入考量，因其可能增加土壤重金屬之空間分布推估不確定性(Lin et al., 2011)；若是忽視不確定性對環境污染潛勢篩選規劃所帶來的影響，易做出不佳的管理決策(Ben-Haim 2001; Regan et al., 2005;

Moilanen et al., 2006)。故必須透過穩健的(robust)決策分析工具，以有效地評估不確定性對不同決策之影響(Lin et al., 2010)，並可用於進行環境污染之管理(O'Malley & Vesselinov, 2014)。Information-Gap Decision Theory (IGDT)為一系統性的分析工具，在資訊不足所產生的不確定情況下，該工具能夠提供一個系統性的方法來進行決策分析(Moilanen et al., 2006; Harp & Vesselinov, 2013; Matrosov et al., 2013; Korteling et al., 2013; Hayes et al., 2013; O'Malley & Vesselinov, 2014)，其主要目的為做出最佳決策，內部設定當最糟的情境(worst scenario)發生時，所做的決策也能剛好滿足管理者的需求，即為不確定性對此決策的影響較小。以本計畫為例，應用 IGDT 可使上述的不確定性對污染潛勢區域篩選的影響較小，並能同時提供污染潛勢區篩選不同情境。

IGDT 被廣泛地應用於水資源管理、污染監測，以及生態保育規劃等環境生態的相關研究與議題討論。Matrosov 等人(2013)應用 IGDT，根據不同的模式，來評估英國泰晤士流域不同的水資源策略的效率。Harp 與 Vesselinov(2013)在資訊不足的情形下，利用 IGDT 來顯現不同的污染監測策略之不確定性。O'Malley 與 Vesselinov(2014)在相同的成本下，比較兩種地下水污染監測的情境，研究結果顯示 IGDT 對於污染監測的應用性，IGDT 能夠同時考慮不確定性與執行成本，並提供決策者一個實際的工具來執行監測的計畫。Hayes 等人(2013)以 IGDT 評估生態環境的不確定性對於決策管理的影響，研究建議生態學家在進行決策分析時，必須要考量關於生態模式的不確定性。Regan 等人(2005)於研究中利用 IGDT 分析蘇門答臘地區的物種生態保育資料，重新排序管理策略的優先順序，結果發現當考慮物種生態模式的不確定性與否，對所做的保育決策有明顯的差異，因此建議未來在進行保育規劃的相關決策時，應將不確定性納入考量。Moilanen 等人 (2006)結合 IGDT 與系統保育規劃模式 Zonation 來劃設出最能夠抵抗不確定性的保育區，以試圖讓此保育區在發生最糟情境時(物種的出現機率達到最低時)，仍能達成最小的物種保育的要求。參考上述文獻研究，圖 3 為本計畫提出之土壤重金屬污染區畫設示意圖。

土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬

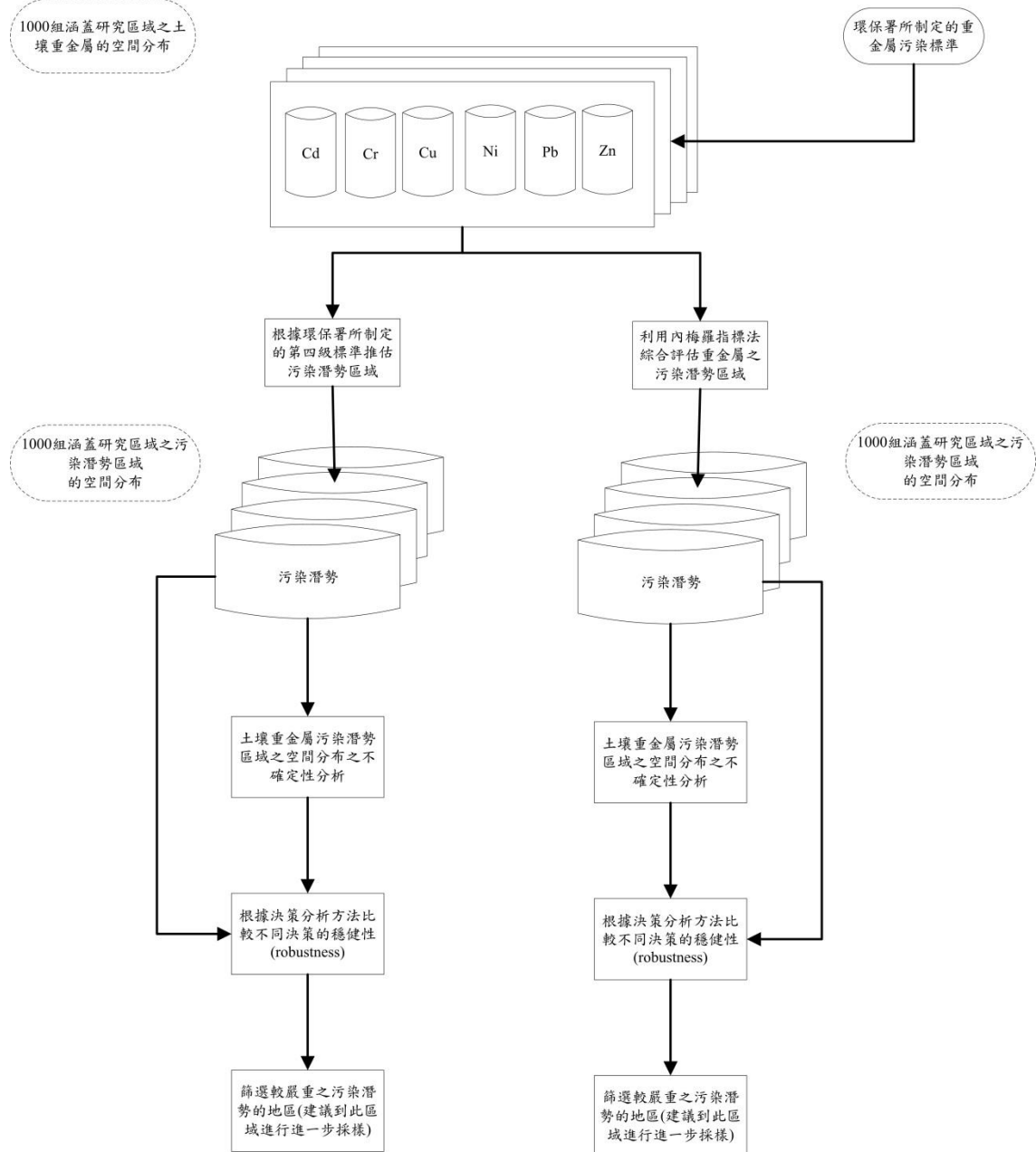


圖 3 土壤重金屬污染區劃設之示意圖

四、研究方法與過程

4.1 研究架構

隨著工業發展與社會經濟進步，環境品質日益惡化，土壤重金屬污染已是不可忽視的環境問題，為避免與減輕重金屬對農業與人類生活健康的危害，掌握土壤污染情形為相當重要的課題，本計畫中將應用地理統計以研擬土壤污染潛勢篩選情境之決策工具，期能有效找出土壤重金屬污染潛勢地區，提供可滿足使用者需求之決策。地理統計經常應用於界定土壤污染範圍與風險評估研究(Cambardella et al., 1994)，以一般克利金法(Ordinary Kriging)、指標克利金法(Indicator Kriging)與逐步高斯模擬法(Sequential Gaussian Simulation)較為普遍使用(Li et al., 2013; Mamat et al., 2014; Zhong et al., 2014; Ahmed et al., 2014; Lin et al., 2014)。在進行土壤重金屬污染研究時，需考量到土壤中原本就含有多種重金屬元素，且含量互相具有相關性；制定污染潛勢篩選計畫時，若是個別針對重金屬空間分布之推估及模擬，易發生遺失不同土壤重金屬間之空間相關性的情形(Tajvidi et al., 2013)，故必須同時模擬研究區域內的各種重金屬含量，使其空間相關性與原始量測資料一致。此外，過度稀少的採樣點、土壤重金屬的複雜空間個性與地理分析方法的限制(Thompson, 1999, Stewart & Purucker, 2011)等因素，以及採樣儀器量測的誤差，可能增加土壤重金屬的空間分布推估之不確定性(Lin et al., 2011)；在界定土壤重金屬污染區域與污染潛勢區域時，為有效評估不確定性對不同決策之影響，必須透過使用穩健的(robust)決策分析工具以達成目標(Lin et al., 2010)，本計畫採用 Information-Gap Decision Theory (IGDT)此系統性分析工具，並將其用於進行環境污染之管理(O'Malley & Vesselinov, 2014)。

本計畫參考全國灌溉水渠道分布資料，以灌溉小組為單位，根據農試所之 6 項土壤重金屬調查資料以各別進行土壤重金屬分布之地理統計模擬；計畫中先使用 U-WEDGE 移除土壤重金屬之間的空間相關性，再以高斯連續模擬法模擬 1000 組可能之土壤重金屬空間分布，並將行政院環保署所制定的「臺灣地區土壤重金屬含量及等級區分表」代入模擬結果。接著分別根據環保署所制定的第四級標準推估污染潛勢地區與內梅羅指標法綜合推估污染潛勢地區，使用 IGDT 分析兩種方法所制定出的污染潛勢之局部與空間分布之不確定性，提供決策者在不同的污染潛勢標準下所推得的全臺土壤重金屬污染潛勢之分布區域，此結果可作為需進行進一步採樣以確定污染現況之範圍選取的參考。研究流程圖如前文之圖 1 所示。本計畫規劃各工作項目之工作進度甘特圖如下節所示，本計畫已依預定時程完成所有工作項目。

4.2 工作進度甘特圖

工作項目 \ 年月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備註
彙整相關方法與工具													
建立土壤重金屬模擬及篩選決策分析方法													
建立研究區土壤重金屬污染潛勢圖及情境													
建立研究區土壤重金屬污染潛勢不確定分析圖													
研究區土壤重金屬污染潛勢決策分析													
GIS 介面之污染潛勢篩選情境及決策工具發展													
研究成果報告撰寫						※						※	
工作進度估計 累積百分比 (%)	5	10	20	30	40	50	60	75	85	90	95	100	

※為預訂查核點，期中查核項目為：(1)蒐集並彙整相關方法及工具。(2)完成土壤重金屬模擬及篩選決策分析方法建立。(3)研究區域土壤重金屬污染潛勢圖及情境初步分析

4.3 研究區域

臺灣為一位於東亞、太平洋西北側之島嶼，在亞洲季風區內；而緯度座落於北緯 22~25 度之間，故為副熱帶與熱帶氣候。季節的變化深深影響著臺灣的氣候，春末夏初的梅雨季、夏末秋初的颱風季，以及冬季的東北季風為主要降雨來源。土地面積約 36000 平方公里，其中 7 成為山地與丘陵地形，平原則主要集中於西部沿海地區；由於地處菲律賓海板塊與歐亞板塊交界，在地殼板塊活動作用影響之下，造山運動發達，海拔高度變化大，垂直高度差近 4000 公尺，此特性使臺灣同時具有熱帶、亞熱帶、溫帶及寒帶的氣候類型；全島山巒綿互，溪谷縱橫，主要山脈則多呈北北東向。同時具有海洋、沼澤、河口、湖泊、溪流、森林（高山寒原、高山草原、針葉林、針闊葉混合林、溫帶闊葉林、亞熱帶闊葉林及熱帶季風林）、農田等類型生態系的臺灣，估計臺灣擁有的物種數至少有 15 萬種至 20 萬種，陸地雖僅占全球的 0.025%，但目前已知物種數量已達全球的 2.5%，生物多樣性相當豐富。多種豐富的地形與氣候變化之交互作用同時也為造成臺灣出現多種土質的原因；而在土壤形成的過程中，地形、氣候、生物與時間等條件的作用下，使得土壤重金屬背景濃度有所差異；而臺灣地區因地質條件所造成的土壤重金屬自然背景值偏高問題，主要為砷、鉻、鎳等元素。

4.4 土壤重金屬資料

農試所自民國 81 年至 97 年間與各地區之農業改良場等單位合作進行土壤品質及生產力調查，調查土壤中鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅等 6 種重金屬之含量資料(環保署，2014)，本計畫採用此調查結果作為土壤重金屬資料來源。採樣調查區域分布圖如圖 4 所示，涵蓋面積共 78 萬公頃之農地，並以農業灌區為範圍進行網格式調查(圖 5)，以 250 公尺為間隔單位採集土壤剖面樣本，共 130,772 資料筆數；土壤重金屬濃度檢測方式採 0.1 M HCl 萃取法，重金屬濃度分析結果如表 4，6 種土壤重金屬原始調查濃度則繪於圖 6。

表 4 農試所調查之六項土壤重金屬濃度統計量

項目	鎘	鉻	銅	鎳	鉛	鋅
平均值	0.17	0.40	6.83	1.60	5.96	15.8
中位數	0.12	0.25	4.06	1.14	4.52	5.84
第一四分位數	0.10	0.20	2.30	0.70	2.80	3.60
第三四分位數	0.30	0.50	6.90	1.80	6.90	9.60
最大值	159	363	6,411	1,905	13,286	188,590
標準差	0.58	1.88	42.0	6.78	49.1	824
*污染評析基準值	0.39	10.0	20.0	10.0	15.0	25.0

備註：重金屬濃度以 0.1M HCl 萃取方法測得，單位為 mg kg^{-1}

*來源：臺灣歷史土壤調查資料第 3 級背景值上限

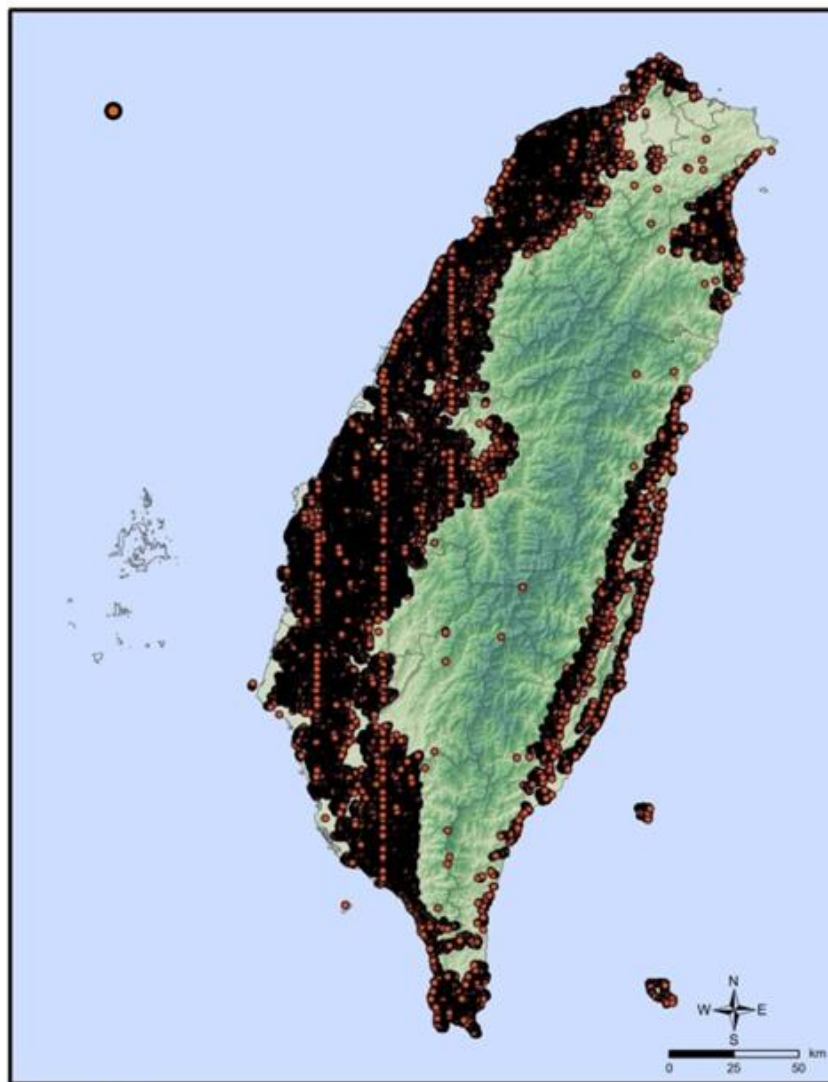


圖 4 農試所採樣調查區域分布圖(環保署，2014)

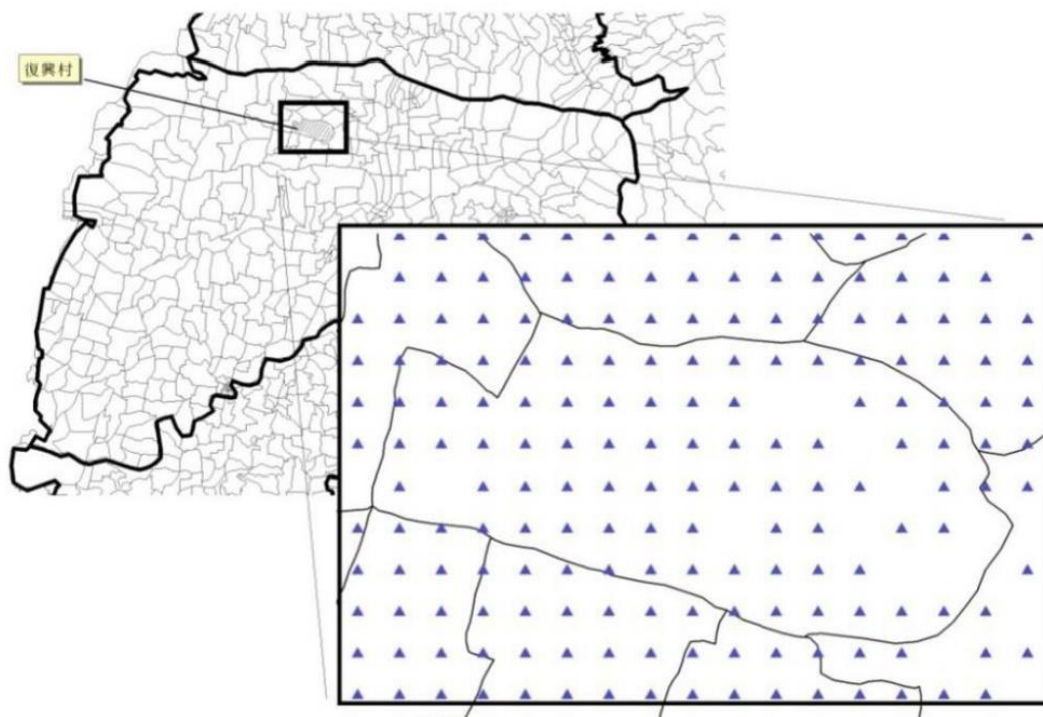


圖 5 農試所土壤採樣調查方式(以雲林縣二崙鄉復興村為例)

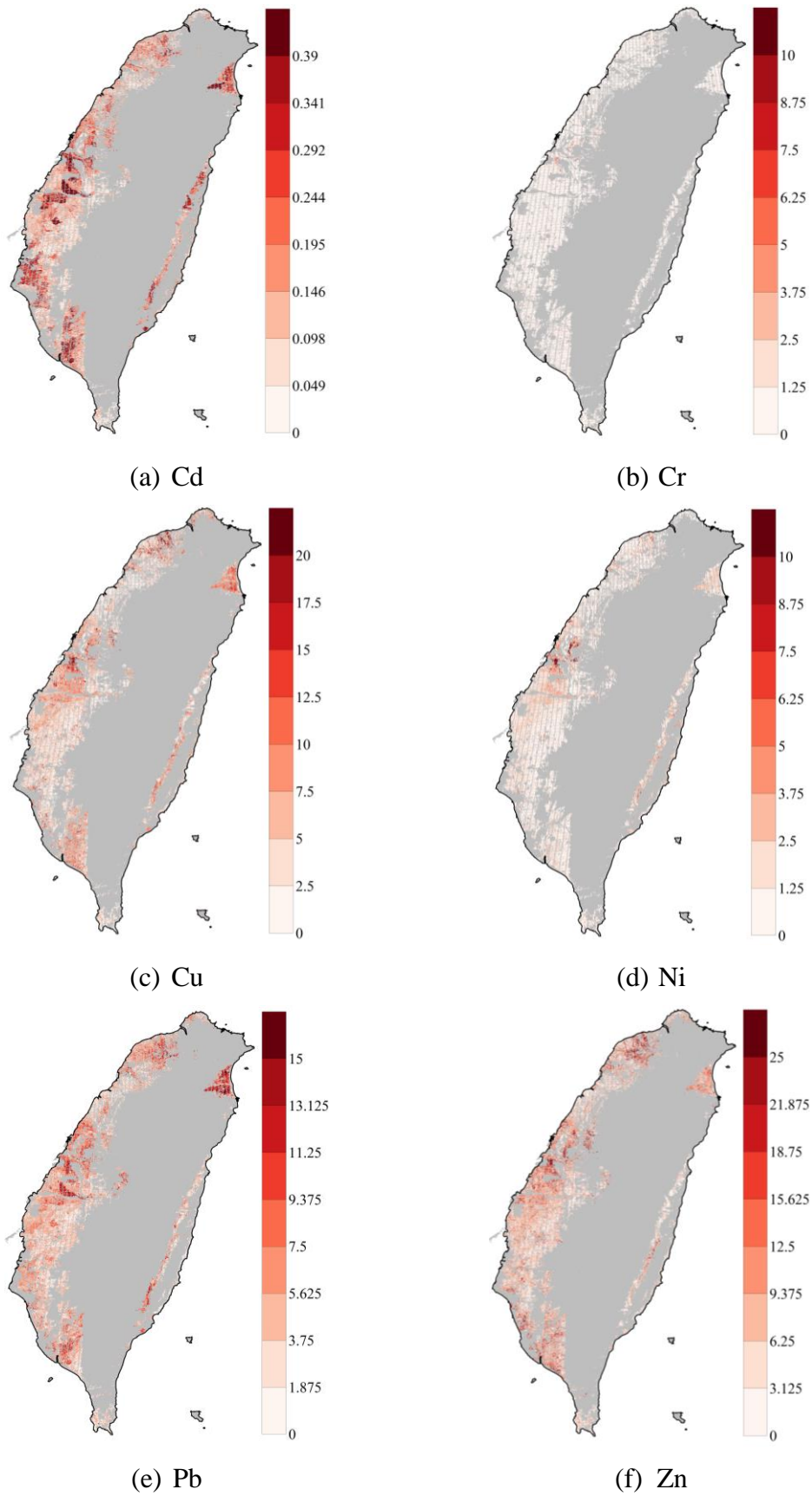


圖 6 6 種土壤重金屬原始調查濃度

4.5 地理統計理論與模擬

地理統計為空間統計之一，主要應用於水文、大氣、地質等與地理相關之空間預測領域相關研究。基本概念為由研究範圍內之樣本位置所得之觀測值，建構出區域內的空間關係，而可推估出區域中任意位置之變數值。

4.5.1 區域化變數理論

自然界諸多物理量均具有時間與空間變異特性，可視為隨機變域(random field)進行估計，空間內之各個隨機變數隨著位置不同而非完全獨立，隨機變數所代表之物理量即為區域化變數(regionalized variable)。以本計畫為例，區域化變數為土壤所含之重金屬濃度。區域化變數通常以 $Z(x)$ 表示為在位置 x 所得到之隨機量測值。為將區域化變數理論中所建構之數學模型應用於解釋自然界的變量於空間分布之特性，須滿足以下假設：

(1) 二階定常性(Second-order Stationary)：

若一隨機變數滿足下列條件，則稱其滿足二階定常性：

A. 區域化變數 $Z(x)$ 之期望值為一常數，且不因其所在位置而改變，即：

$$E[Z(x)] = u \quad (4.1)$$

E 表示期望值， u 為常數。

B. 區域化變數 $Z(x)$ 之變異數為一常數，且不因其所在位置而改變，即：

$$\text{Var}[Z(x)] = \sigma^2 \quad (4.2)$$

Var 表示變異數。

C. 空間中任意兩個位置之區域化變數 $Z(x)$ 、 $Z(x+h)$ 之共變異數，僅與兩點之間的相對距離 h 有關，與其所在位置無關，即：

$$\text{Cov}[Z(x), Z(x+h)] = E\{[Z(x) - m][Z(x+h) - m]\} = C(h) \quad (4.3)$$

Cov 表示共變異數，當 h 愈大時，其共變異數愈小。

(2) 內在假設(Intrinsic Hypothesis)之條件：

因自然現象很少能滿足上述理想狀態下之二階定常性假設，故若區域化變數 $Z(x)$ 滿足下面兩個條件，則稱為該其滿足內在假設或弱二階定常性：

A. 相距 h 的兩點 x 與 $x+h$ ，其區域化變數的差值之期望值為此兩點距離之相關函數，且不隨著位置改變，即：

$$E[Z(x+h) - Z(x)] = m(h) \quad (4.4)$$

$m(h)$ 表示任一兩個位置之隨機變數，其期望值為兩點間的函數。

B. 相距 h 的兩點 x 與 $x+h$ ，其區域化變數的差值之變異數為此兩點距離之距離相關的函數，且不隨著位置改變，即：

$$\text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] = 2\gamma(h) \quad (4.5)$$

$\gamma(h)$ 為半變異元 (semi-variogram)，僅為距離 h 之函數。空間中任一兩個位置之隨機變數 $Z(x)$ 與 $Z(x+h)$ 之變異函數等於兩倍的半變異元。

$$\begin{aligned} \gamma(h) &= \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] \\ &= \frac{1}{2} E\{[Z(x+h) - Z(x)] - E[Z(x+h) - Z(x)]\}^2 \\ &= \frac{1}{2} E\{[Z(x+h) - Z(x)] - [E(Z(x+h)) - E(Z(x))]\}^2 \end{aligned} \quad (4.6)$$

當符合二階定常性假設， $m(h)=0$ ，則上式可改寫為：

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\} \quad (4.7)$$

改寫式(4.2)可得：

$$\text{Var}[Z(x)] = \text{Var}[Z(x+h)] = \sigma^2 \quad (4.8)$$

將式(4.3)改寫可得：

$$C(h) = E[Z(x+h)Z(x) - m^2] \quad (4.9)$$

整理後得：

$$\begin{aligned}
\gamma(h) &= \frac{1}{2} E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\} \\
&= \frac{1}{2} E[Z(x+h)^2] - E[Z(x+h)Z(x)] + \frac{1}{2} E[Z(x)^2] \\
&= \frac{1}{2} E[Z(x+h)^2 - m^2] + \frac{1}{2} E[Z(x)^2 - m^2] - E[Z(x+h)Z(x) - m^2] \\
&= \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x+h)] + \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x)] - C(h) \\
&= \sigma^2 - C(h) \\
&= C(0) - C(h)
\end{aligned} \tag{4.10}$$

(3) 正定條件 (positive definite condition) :

若一隨機變數 $Z(x)$ 滿足二階定常性，其期望值為 u ，與 $Z(x+h)$ 之共變異數為 $C(h)$ ，半變異元為 $\gamma(h)=C(0)-C(h)$ ，則該類型隨機函數的任意有限線性組合，可表示為：

$$Y = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \tag{4.11}$$

Y 為該類型隨機函數的任意有限線性組合，可視為一個隨機變量。假設 $\sum_{i=1}^n \lambda_{0i} = 0$ ，則其變異數為：

$$\text{Var}(Y) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \lambda_i \lambda_j C(x_i, x_j) = - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i, x_j) \geq 0 \tag{4.12}$$

上式之 $\text{Var}(Y)$ 必須恆大於 0，即構成共變異數以及半變異數之正定條件。

4.5.2 半變異圖(Semivariogram)及常用模型

使用半變異元與其相對距離之間為參數作圖可得半變異圖，可表現區域化變數之變異程度。理論上，相對距離愈遠，兩點之間的空間相關性愈低，半變異元值愈大，公式如下所示：

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x) - Z(x+h)] \tag{4.13}$$

以本計畫為例， $Z(x)$ 與 $Z(x+h)$ 即分別表示在位置 x 與 $x+h$ 的土壤重金屬濃度。圖 7 為將相對距離 h 與半變異元 作圖之結果，以下將針對圖中之名詞加以解釋：

- (1) 臨界變異值(Sill)：當相對距離達某程度後，半變異元值將趨於平緩或達定值，該值即為臨界變異值。
- (2) 影響範圍(influence range)：即半變異元值達臨界變異值時之相對距離長度，此範圍代表變數互相影響之最大距離，超出此範圍後，觀測點之間不具有空間相依性。
- (3) 碎塊效應(Nugget effect)：理論上當相對距離 h 為 0 時，半變異元值應亦為 0，有此連續性之特性；但將半變異元曲線延伸至原點時， $\gamma(h)$ 並不一定為 0，此一現象即為碎塊效應。其出現可能是缺乏短間距之配對觀測值、量測誤差或空間中存在大量差異等原因。

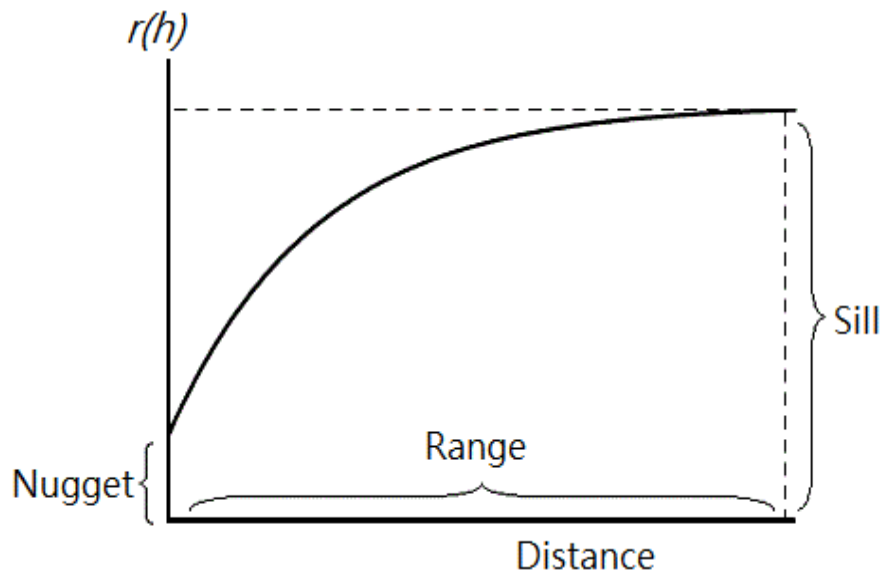


圖 7 半變異圖示意圖

求得半變異元圖後，可將其與理論模式進行套配，得以求取其他未採樣點之物理量推估。表 5 為常見的理论半變異元函數模型，本計畫中使用統計軟體 R 進行估算分析區域化變數的空間自相關結構。

表 5 常用變異圖擬合模型

模型	函數形式	實際影響範圍 (h)	臨界變異(sill)
球型模式 (Spherical model)	$\gamma(h) = \begin{cases} \omega \left[\frac{3}{2} \left(\frac{h}{a} \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right], & h \leq a \\ \omega, & h > a \end{cases}$	a	ω
指數模式 (Exponential model)	$\gamma(h) = \omega \left[1 - \exp \left(-\frac{h}{a} \right) \right]$	3a	Ω
高斯模式 (Gaussian model)	$\gamma(h) = \omega \left[1 - \exp \left(-\left(\frac{h}{a} \right)^2 \right) \right]$	$\sqrt{3}a$	Ω

註： $\gamma(h)$ ：變異量； ω ：臨界變異值(sill)； h ：相對距離(m)； a ：影響範圍(m)

4.5.3 一般克立金

克利金推估法是由區域化變數特性所發展出的推估系統方程組，具有最佳線性不偏推估(Best Linear Unbiased Estimator, BLUE)特性(Armstrong, 1998)，故經常應用於空間推估相關研究，其特性說明如下：

(1) 線性(Linear)：推估值為區域內所有觀測值之線性組合。

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_{0i} Z(x_i), \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (4.14)$$

(2) 不偏估(Unbiased)：推估值之期望值等於區域化變數之期望值。

$$E[Z^*(x_0)] = E[Z(x_0)] \quad (4.15)$$

(3) 最佳化(Best)：推估值與觀測值的差值之變異數為最小。

$$\min \{ \text{Var}[Z^*(x_0) - Z(x_0)] \} \quad (4.16)$$

$Z^*(x_0)$ 為位置 x_0 之推估值， $Z(x_i)$ 為在位置 x_i 之觀測值， λ_{0i} 為觀測值最佳估計權重。若區域變數符合定常性，可推得 $\sum_{i=1}^n \lambda_{0i} = 1$ ，將此特性帶回式(4.16)中，可得：

$$\begin{aligned}
 \text{Var}[Z^*(x_0) - Z(x_0)] &= E[(Z(x_0) - Z(x_0))^2] \\
 &= \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \lambda_{0i} \lambda_{0j} \{\gamma(x_i, x_0) + \gamma(x_j, x_0) - \gamma(x_i, x_j)\} \\
 &= -\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \lambda_{0i} \lambda_{0j} \gamma(x_i, x_j) + 2 \sum_{i=1}^n \lambda_{0i} \gamma(x_i, x_0)
 \end{aligned} \tag{4.17}$$

將上式導入拉格朗日乘數(Lagrange multiplier)，求得最佳化推估結果：

$$L = E[(Z^*(x_0) - Z(x_0))^2] - 2\mu \left[\sum_{i=1}^n \lambda_{0i} - 1 \right] \tag{4.18}$$

分別對式中的 λ_{0i} 與 μ 偏微分，即可推得克利金系統方程式：

$$\sum_{i=1}^n \lambda_{0i} \gamma_{ij} + \mu = \gamma_{i0} \tag{4.19}$$

$$\sum_{i=1}^n \lambda_{0i} = 1$$

克利金變異數 σ_k^2 計算式則如下：

$$\sigma_k^2 = \text{Var}[Z^*(x_0) - Z(x_0)] = \mu + \sum_{i=1}^n \lambda_{0i} \gamma(x_i - x_0) \tag{4.20}$$

4.5.4 逐步高斯模擬法

逐步指標模擬為以序率模擬理論為基礎發展之一種逐步模擬的方法，由已知的觀測資料與未觀測點的模擬值，結合條件機率對未知的位置進行簡單克利金法或一般克利金法模擬(Delbari et al, 2009；番等人，2011)，直至研究區域內所有位置點皆模擬完成。由於逐步指標模擬假設資料為常態分布，模擬資料須先經過常態數值轉換，才能進行後續模擬工作。連續型資料 $Z(x_\alpha)$ 進行常態數值轉換方式可表示如下：

$$Y(x_\alpha) = G^{-1}[F^*(Z(x_\alpha))], \quad \alpha = 1, \dots, m \tag{4.21}$$

上式之 $Y(x_\alpha)$ 為位置 $Z(x_\alpha)$ 之土壤重金屬濃度 $G^{-1}(\bullet)$ 經轉換後之值。 F^* 為高斯累積分布函數的反函數，為土壤重金屬濃度樣本的累積分布函數。

將研究區域內之重金屬濃度樣本轉換完成，並將範圍內之各未觀測點模擬完成後，再使用逆轉換(back transformation)將資料轉為土壤重金屬濃度。逐步指標模擬的執行步驟如下：

- (1) 定義一隨機路徑(Random Path)。
- (2) 對樣本資料 Z 進行常態數值轉換，將 Z 轉為 Y 。
- (3) 隨機抽取一個網格 x' ，使用一般克利金運算法來決定這網格的條件累積分布函數(conditional cumulative distribution function, CCDF)，其條件資訊包括附近觀測數據及先前模擬推估值。
- (4) 從此 CCDF 模式抽取一模擬估值 $Y(x')$ 。
- (5) 將此模擬估值納入下一個模擬位置的條件數據中。
- (6) 沿一個隨機路徑重複上述的模擬步驟，直到所有模擬點皆模擬完成。
- (7) 將模擬之常態化 $Y(x)$ 值轉換回 $Z(x)$ 值。

上述步驟為 1 次逐步指標模擬過程，將重覆以上步驟直至達到 L 次聯合模擬估值 $\{Z^{(l)}(x_\alpha), \alpha = 1, \dots, m\}, l = 1, \dots, L$ 。

4.6 移除土壤空間相關性

4.6.1 U-WEDGE

過去在土壤重金屬污染相關研究中(Lin et al., 2010)發現農地重金屬污染是長期累積於土壤所造成，且呈現多種重金屬混合之特徵。故若使用單一變數的模擬，各別進行污染物質的模擬結果可能無法顯示污染物之間原本具有的相關性(Tajvidi et al. 2013)。本計畫中應用 U-WEDGE 消除污染變數之間的相關性，產生彼此之間無相關性的因子 $F_{U-WEDGE}$ ，再使用逐步高斯模擬法對這些因子進行各別模擬，最後再將其轉換回彼此之間具有相關性的污染物變數。U-WEDGE 因子 $F_{U-WEDGE}$ 可表示為：

$$F_{U-WEDGE} = V \times Z \quad (4.22)$$

上式中的 $Z = [Z_1, Z_2, \dots, Z_K]^T$ ， Z 代表欲探討之重金屬的濃度， K 為重金屬種類數目，本計畫為 6 種。 V 為分裂(demixing)矩陣，U-WEDGE 方法是利用迭代的方式

決定矩陣 V ，使 VM_jV^T 近似於對角化矩陣，其中 $j=1, 2, \dots, J$ ，則共有 J 個 $K \times K$ 的對稱矩陣， V 主要由下列方程式來決定(Tichavsky & Yeredor, 2009; Mueller & Jacqueline, 2012)：

$$\text{Minimize : } C_{LS}(V, A) = \sum_{j=1}^J \|VM_jV^T - AD_{j,V}A^T\|_F^2 \quad (4.23)$$

$\|\cdot\|_F$ 表示弗羅貝尼烏斯範數(Frobenius norm)， $D_{j,V}$ 為從矩陣 VM_jV^T 擷取出的對角化矩陣，可表示成 $\{\text{diag}(VM_jV^T) | j=1, 2, \dots, J\}$ 。矩陣 A 可稱為混合(mixing)矩陣。

本計畫將目標矩陣 $\{M_1, M_2, \dots, M_J\}$ 設定為 6 種重金屬在 J 組不同的相對距離(lag)的交叉相關(cross-correlogram)矩陣，利用定點迭代法(fixed point iteration)找出能使最小化的 V ，代回式(4.22)即可求得 FU-WEDGE。優化過程的虛擬碼(pseudo code)如下所示：

目標矩陣: $\{M_1, M_2, \dots, M_J\}$

初始解: $\hat{V}^{(0)} = M^{-1/2}$ ，其中 M 為相關性矩陣

輸出: 對應 $\{M_1, M_2, \dots, M_J\}$ 所估計的分裂矩陣 \hat{V}

由 $i=1$ 開始，

(1) 令 $\hat{M}_j = \hat{V}^{(i-1)} M_j (\hat{V}^{(i-1)})^T$ ， $j=1, 2, \dots, J$ 。

(2) 利用高斯迭代法求得能夠使式(4.24)最小化的 A_i ，其中的 D_j 表示 \hat{M}_j 的對角線數值， $j=1, 2, \dots, J$ 。

$$\sum_{j=1}^J \|\hat{M}_j - A_i D_{j,V} A_i^T\|_F^2 \quad (4.24)$$

(3) 令 $\hat{V}^{(i)} = A_i^{-1} \hat{V}^{(i-1)}$ ，並重新縮放(rescale) $\hat{V}^{(i)}$ ，使其滿足 $\hat{V}^{(i)} M (\hat{V}^{(i)})^{-1} = I$ 。

(4) 當計算停止條件(式(4.25))之值小於 ε ，或迭代次數已超過預設值，則停止運算，令分裂矩陣 \hat{V} 為 $\hat{V}^{(i)}$ 。若否，則繼續重覆步驟直至達成上述條件。

$$\text{crit} = \sum_{j=1}^J \left\{ \left\| \hat{V}^{(i)} M_j (\hat{V}^{(i)})^T \right\|_F^2 - \left\| \text{diag}(\hat{M}_j) \right\|_F^2 \right\} \quad (4.25)$$

4.6.2 去除變數空間相關性的效率指標

經過 U-WEDGE 法消除空間相關性後，必須加以檢驗，才可確定是否已成功去除相關性之因子，以進行後續土壤重金屬污染情境模擬。可經由對角化的絕對偏差 (absolute deviation from diagonality, $\varsigma(h)$)、對角化的相對偏差 (relative deviation from diagonality, $\tau(h)$) 與空間對角化的效率 (spatial diagonalisation efficiency, $\kappa(h)$) 等 3 種指標可對因子 $F_{U-WEDGE}$ 進行評估。在相對距離 h 時之去除效率指標的表示式說明如後。

對角化的絕對偏差 ($\varsigma(h)$) 定義為因子 $F_{U-WEDGE}$ 的 cross-correlogram 矩陣在非對角線上的數值之平方和，可以下式表示：

$$\varsigma(h) = \sum_{k=1}^K \sum_{j \neq k}^K \left(\hat{C}_F(h; k, j) \right)^2 \quad (4.26)$$

其中 $\hat{C}_F(h; k, j)$ 為 F_j 與 F_k 之試驗的 cross-correlogram。

對角化的相對偏差 ($\tau(h)$) 定義為因子 $F_{U-WEDGE}$ 的 cross-correlogram 矩陣在非對角線上的數值取絕對值的和，與此矩陣對角線上的數值取絕對值的和之比值，可以下式表示：

$$\tau(h) = \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{j \neq k}^K \left| \hat{C}_F(h; k, j) \right|}{\sum_{k=1}^K \left| \hat{C}_F(h; k, k) \right|} \quad (4.27)$$

其中 $\hat{C}_F(h; k, k)$ 為 F_k 之試驗的 correlogram。

空間對角化的效率 ($\kappa(h)$) 定義為因子 $F_{U-WEDGE}$ 的 cross-correlogram 矩陣在非對角線上的數值之平方和，與原變量 Z 的 cross-correlogram 矩陣在非對角線上的數值之平方和之比值，可以下式表示：

$$\kappa(h) = 1 - \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{j \neq k}^K \left(\hat{C}_F(h; k, j) \right)^2}{\sum_{k=1}^K \sum_{j \neq k}^K \left(\hat{C}_Z(h; k, j) \right)^2} \quad (4.28)$$

其中 $\hat{C}_Z(h; k, j)$ 為 Z_j 與 Z_k 之試驗的 cross-correlogram。

理想狀態中，若 $F_{U-WEDGE}$ 為完美去除相關性之因子，則 $\varsigma(h)$ 與 $\tau(h)$ 之值為 0，且 $\kappa(h)$ 之值為 1；但以上條件在真實情況下很難發生，故在實際應用中，當 $\kappa(h) \geq 0.9$ 時，即認定 $F_{U-WEDGE}$ 可有效地去除原變量 Z 在不同相對距離下的空間相關

性(Xie et al., 1995)。若欲評估整體性的相關性去除效率，則使用下列公式進行評估：

$$\bar{\varsigma} = \frac{1}{J} \sum_{j=1}^J \varsigma(h_j) \quad (4.29)$$

$$\bar{\tau} = \frac{1}{J} \sum_{j=1}^J \tau(h_j) \quad (4.30)$$

$$\bar{\kappa} = \frac{1}{J} \sum_{j=1}^J \kappa(h_j) \quad (4.31)$$

$\bar{\varsigma}$ 、 $\bar{\tau}$ 與 $\bar{\kappa}$ 分別為全面性的對角化的絕對偏差、對角化的相對偏差、空間對角化效率評估指標，其中J表示有J組在不同的相對距離 h_j 下的 cross-correlogram 矩陣。

4.7 內梅羅指標

土壤重金屬污染常有混合存在的情況，為掌握整體污染情況，需同時檢視多種重金屬含量，故使用內梅羅指標法作為評析土壤重金屬污染的依據。最初被應用於水質污染評估分析的內梅羅指標法(Nemerow, 1974)，由於其特性為可依據實驗數據結果加以調整評估項目內容，亦常將此指標應用於研究土壤重金屬污染之評析。主要概念為整合多種土壤重金屬濃度與其評析基準值(背景濃度值)，不僅考慮污染項目平均值，並加權污染程度最大之項目，以突顯污染程度最大項目對結果之影響，為國內外研究土壤污染時常用之綜合指標法。內梅羅指標法計算公式如下所示：

$$P_N = \sqrt{\frac{1}{2} \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{si}} \right)^2 + \left(\frac{C_m}{C_s} \right)^2 \right]} \quad (4.32)$$

$$\frac{C_m}{C_s} = \max \left(\frac{C_1}{C_{s1}}, \frac{C_2}{C_{s2}}, \dots, \frac{C_n}{C_{sn}} \right) \quad (4.33)$$

P_N 為內梅羅綜合指標法評析指標。 C_i 為i污染物的實測濃度值，即重金屬之濃度。 C_{si} 為i污染物的評析基準值，即土壤重金屬管制標準，若土壤重金屬濃度若高於標準，代表出現非自然環境造成之重金屬污染。 n 為受評估污染物的數量。 C_m 為污染程度最大之污染物濃度值， C_s 為污染程度最大之污染物的評析基準值。經相關研究成果彙整後，歸納出土壤污染之內梅羅指標法評析等級，如表 6 所示。

表 6 土壤污染之內梅羅指標法評析等級

等級	內梅羅污染指數	污染等級	污染情形
I	$P_N \leq 0.7$	優良(清潔)	
II	$0.7 < P_N \leq 1.0$	安全(尚清潔)	
III	$1.0 < P_N \leq 2.0$	警戒(輕度污染)	土壤污染物值超過背景值，為輕度污染，作物生產可能受到影響。
IV	$2.0 < P_N \leq 3.0$	污染(中度污染)	土壤受到污染，作物生產安全性受到不良影響。
V	$P_N > 3.0$	危害(重污染)	土壤嚴重污染，作物安全性受到嚴重影響。

資料來源：環保署，2014

4.8 局部與空間不確定性分析

為界定研究範圍內的土壤污染潛勢範圍，計畫中使用空間不確定性分析以評估區域劃定的可靠度。機率模式可描述任一量測值在位置 x' 的不確定性 (Goovaerts, 2001; Zhao et al., 2005; Lin et al., 2010)，本計畫加以應用於表示土壤重金屬濃度(式(4.34))與熱點模擬結果之局部不確定性(式(4.35))。

$$\text{Prob}[Z(x') > Z_r] = n(x')/L \quad (4.34)$$

$$\text{Prob}[I(x') = 1] = v(x')/L, \begin{cases} I(x') = 1, x' = \text{熱點} \\ I(x') = 0, x' \neq \text{熱點} \end{cases} \quad (4.35)$$

$Z(x')$ 為未採樣點 x' 之模擬值，即該點之土壤重金屬濃度。 Z_r 為管制門檻值。 $n(x')$ 為在 L 次模擬中 $Z(x')$ 之值大於管制門檻值的次數。 $I(x')$ 為熱點模擬結果。 $v(x')$ 為在 L 次模擬中未採樣點為熱點的次數。藉由大於管制門檻值的機率與熱點模擬結果準確度分別表示土壤重金屬與熱點模擬結果的局部不確定性，所求得的研究區域機率分布圖將可用於模擬土壤重金屬污染範圍之界定，假設給定一臨界機率 P_c ，則可劃定機率分布圖大於 P_c 之範圍即為污染區域。

由於自然界中之變數於空間常存在著不確定性，可能在某些位置具有普遍共同或相對的不確定性，此時可利用局部不確定性為基礎進行區域劃定可靠度之評估 (Juang et al., 2004)。假設在區域 A 內的 m 個點 $(x'_1, x'_2, \dots, x'_m)$ 被劃定為污染區 (目標區域)，則可靠度之計算方式為計算區域 A 中 m 個位置於 L 次模擬結果中被

劃定為目標區域的機率(Juang et al., 2004; Zhao et al., 2005 ; Lin et al., 2010) , 土壤重金屬與熱點的劃定可靠度分別可以式(4.36)及式(4.37)表示：

$$\text{Prob}[Z(x_1') > Z_r, Z(x_2') > Z_r, \dots, Z(x_m') > Z_r,] = n(x_1', x_2', \dots, x_m') / L \quad (4.36)$$

$$\text{Prob}[I(x_1') = 1, I(x_2') = 1, \dots, I(x_m') = 1] = v(x_1', x_2', \dots, x_m') / L \quad (4.37)$$

式(4.34)之 $n(x_1', x_2', \dots, x_m')$ 為 m 個位置在 L 次模擬中的模擬結果皆被劃定為目標區域的次數；而式(4.35)之 $v(x_1', x_2', \dots, x_m')$ 為 m 個位置在 L 次的模擬中的模擬結果皆被劃定為目標區域的次數。

4.9 決策分析方法：Information-gap decision theory (IGDT)

本計畫選用 Information-gap decision theory(IGDT)做為決策分析方法，其優點在於可提供一個全面性架構來進行決策分析，可在滿足給定的目標值的情況下，找出最能承受不確定性的決策(Ben-Haim 2001)。在面臨不確定性的衝擊下，此分析方法藉由適當的系統模式、不確定性分析的模式與決策表現的準則等 3 種元素，以強健性的函數量化不同決策(Harp & Vesselinov, 2013)。以本計畫為例，即以地理統計模式做為要素中的系統模式，以產生可靠的重金屬空間分布情形；局部與空間不確定性分析為要素中的不確定性分析的模式；而決策表現的準則要素則以單純考慮重金屬污染作為污染潛勢篩選區域的準則，計畫中定義網格受到污染但卻未被歸類為污染區的個數與受污染的總網格個數之比例，為同時最小化污染潛勢區域之偽陰性率 P_{sFN} ，定義未受到污染但卻被歸類為污染區的網格個數與未受到污染的網格個數之比例為偽陽性率 P_{sFP} 。圖 8 為偽陰性與偽陽性之示意圖。

		真實值	
		陽性(P)	陰性(N)
預測值	陽性(P)	真陽性 (TP)	偽陽性 (FP)
	陰性(N)	偽陰性 (FN)	真陰性 (TN)

偽陰性律 $P_{FN} = FN / (TP + FN)$

偽陽性律 $P_{FP} = FP / (FP + TN)$

其中陽性表示土壤受到重金屬污染，陰性則表示土壤未受到重金屬污染。

圖 8 偽陰性與偽陽性之示意圖

在不同的污染潛勢篩選決策 s 下，計算由多變量地理統計模式模擬所得到的 1000 組不同土壤重金屬污染情境之偽陰性率 \tilde{P}_{sFN} 及偽陽性率 \tilde{P}_{sFP} 。但由於地理統

計模式本身具備的不確定性，使得模式所預測的 \tilde{P}_{sFN} 與 \tilde{P}_{sFP} 與實際情形的偽陰性率 P_{sFN} 與偽陽性率 P_{sFP} 有差距，實際的偽陰性率與偽陽性率之可能範圍可以下式 (4.38) 及式 (4.39) 表示 (Moilanen et al., 2006)：

$$\max\{0, \tilde{P}_{sFN} - \alpha_{FN} E_{sFN}\} < P_{sFN} < \min\{1, \tilde{P}_{sFN} + \alpha_{FN} E_{sFN}\} \quad (4.38)$$

$$\max\{0, \tilde{P}_{sFP} - \alpha_{FP} E_{sFP}\} < P_{sFP} < \min\{1, \tilde{P}_{sFP} + \alpha_{FP} E_{sFP}\} \quad (4.39)$$

α_{FN} 與 α_{FP} 分別代表偽陰性率及偽陽性率之不確定性的影響程度，其值愈大表示不確定性愈高； E_{sFN} 與 E_{sFP} 分別為偽陰性率及偽陽性率之誤差權重，當 E_{sFN} 與 E_{sFP} 越大表示不確定性越高。在決策分析中，即可利用 α_{FN} 與 α_{FP} 評估不同決策 s 之穩健性。即在給定之不確定性污染潛勢篩選決策 s 在可滿足目標的情況下，其所能容許發生的不確定性 (α_{FN} 與 α_{FP}) 愈大，則表示該污染潛勢篩選決策之穩健性愈高。但當 α_{FN} 增加時， α_{FP} 之值則會減少，反之亦然，故兩者並非獨立，必須同時考量。本計畫中將穩健性 α 定義為在模擬而得的 1000 組土壤重金屬情境中，可滿足給定表現準則的情境比例，其值愈高，模式愈穩健。

分析結果可以圖 9 來表示，圖中縱軸為偽陽性率，橫軸為偽陰性率，標註的百分比數字為污染潛勢區域劃設的臨界比例，當臨界值為 0% 時，將所有區域皆設定為污染潛勢區，所對應到的偽陰性率與偽陽性率分別為 0 和 1；臨界值愈高，設定為污染潛勢區域的範圍愈小，所對應的偽陰性率隨之上升，偽陽性率隨之下降，可觀察到前文所提的兩者存在著相互消長的關係。設定表現準則條件為偽陰性率與偽陽性率皆小於 0.4，由圖可看出不同污染潛勢篩選決策所對應的穩健性 α ，可得知在此設定之下穩健性最高的為臨界比例為 50% 之情境。

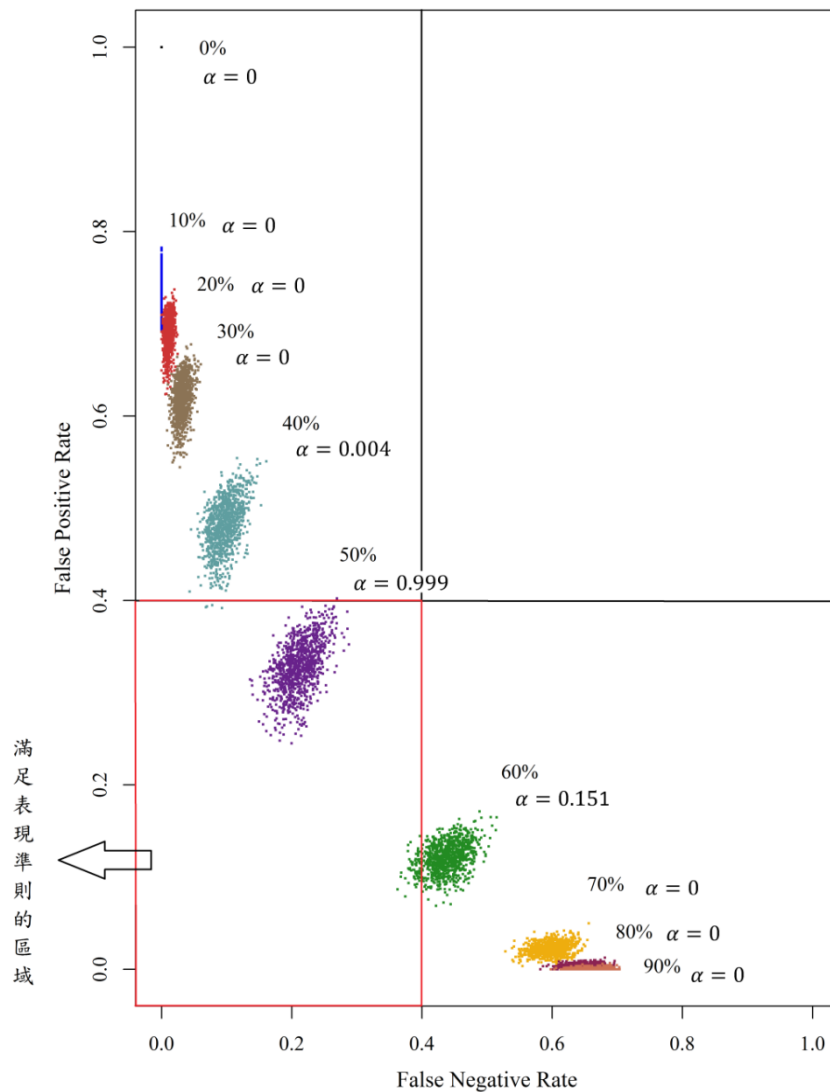


圖 9 考慮土壤重金屬污染作為污染潛勢篩選區域規劃的準則下，不同污染潛勢篩選決策(不同臨界比例的選擇)所對應的穩健性 α

4.10 土壤重金屬污染潛勢決策軟體整合

由於進行土壤重金屬污染潛勢預測之步驟較為繁瑣，為便於後人參考使用，故本計畫將整合上述之研究方法，嵌入 QGIS2.4.0 (<http://www.qgis.org/en/site/>) 中運行。QGIS 2.4.0 之最低硬體需求為 1.6GHz 之處理器以及 1.0GB RAM，作業系統環境為 Windows XP 或更新之系統。在整合程式中的多變量地理統計模擬部分，使用 R 語言撰寫，根據高斯連續模擬與 U-WEDGE 法發展而成，可滿足使用者同時考慮多種重金屬的情況，來產生多組不同的土壤重金屬分布情境。在完成土壤重金屬分布情境模擬後，則可使用整合程式中的決策分析部分，同樣是使用 R 語

言撰寫完成，主要是以 information gap theory(IGDT)為基礎來發展。可根據地理統計多變量模擬結果篩選出土壤重金屬污染潛勢較高的區域，便於後續採樣規劃，圖 10 為軟體操作時，地理統計多變量模擬程式運行畫面，圖 11 則為進行決策分析時程式運行畫面。軟體操作說明可自本研究團隊網頁(<http://homepage.ntu.edu.tw/~yplin/Software.htm>)取得，而欲下載操作軟體，請先寄信至 cales2014@gmail.com 索取密碼之後再行下載。

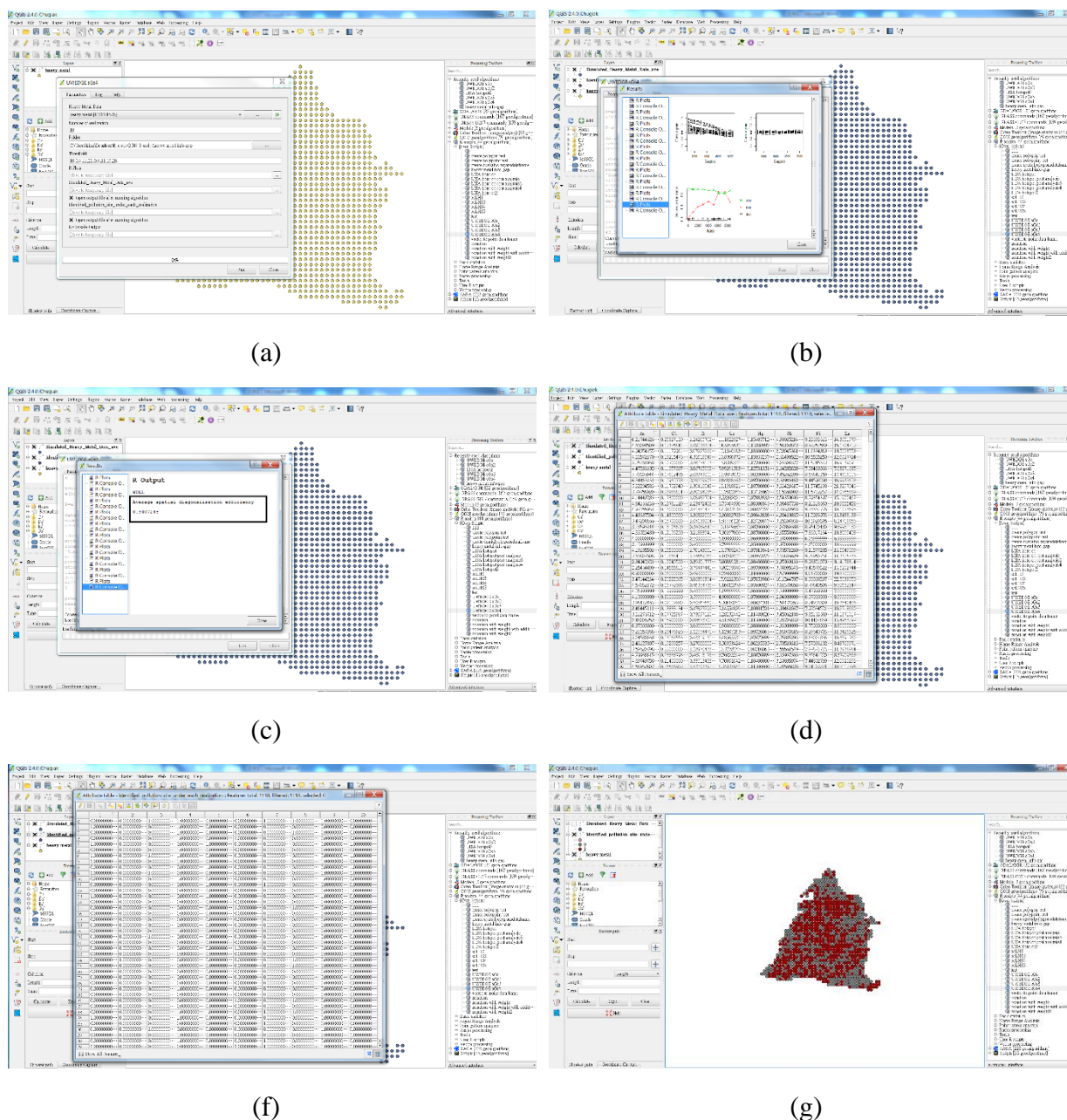
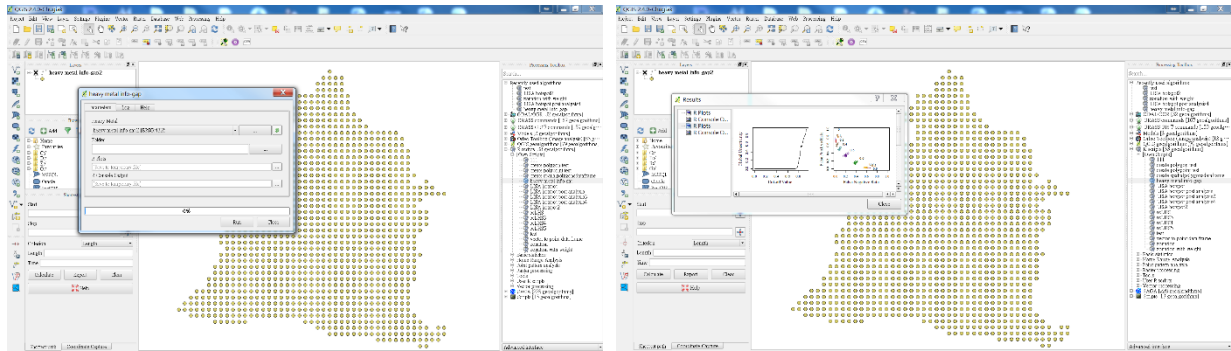


圖 10 地理統計多變量模擬程式運行畫面(a) 執行地理統計多變量模擬之對話框；(b) 空間關聯性去除效益之結果圖；(c)空間關聯性去除之效益指標；(d)平均

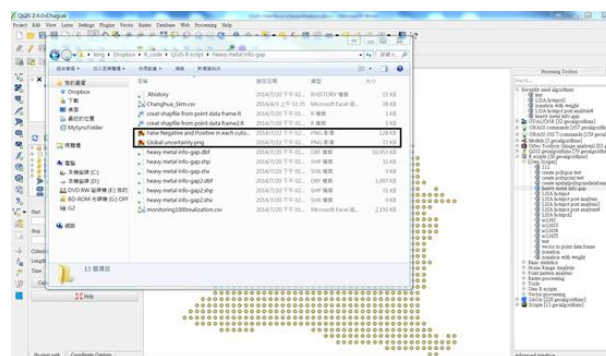
土壤污染潛勢篩選情境之決策工具研擬

模擬之重金屬濃度；(e)不同情境推估之污染潛勢區域；(f)選定情境之污染潛勢分布圖



(a)

(b)



(c)

圖 11 決策分析程式運行畫面(a) 決策分析程式之對話框；(b)土壤重金屬空間之不確定性及偽陰性與偽陽性率之對應圖；(c) 土壤重金屬空間之不確定性及偽陰性與偽陽性率之 png 檔

五、 結果與討論

本計畫以全台灣為研究區域，探討 6 種土壤重金屬鎘(Cd)、鉻(Cr)、銅(Cu)、鎳(Ni)、鉛(Pb)和鋅(Zn)之污染情形(行政院環保署土污基管會，2006、環保署，2014)，本計畫採用此調查結果作為土壤重金屬資料來源。採樣調查區域涵蓋面積共 78 萬公頃之農地，以 250 公尺為間隔單位採集土壤剖面樣本，共 130,772 資料筆數；檢測土壤重金屬濃度之方式採用 0.1 M HCl 萃取法。

5.1 土壤重金屬基本統計量

表 7 呈現土壤重金屬的基本統計量，6 種重金屬鎘、鉻、銅、鎳、鉛與鋅的平均濃度分別為 0.17 ± 0.58 , 0.39 ± 1.87 , 6.74 ± 41.97 , 1.58 ± 6.77 , 5.87 ± 48.99 , 15.61 ± 823.18 。6 種土壤重金屬鎘、鉻、銅、鎳、鉛與鋅之濃度的 CV 值分別為 3.5, 4.8, 6.23, 4.29, 8.34, 52.72，其最小值與最大值分別為(0,159), (0,363.07), (0,6411.7), (0,1905.1), (0, 13285.7), (0,188590.86)，根據此結果可得知 6 種重金屬的最大觀測濃度皆遠大於其平均濃度與中位數，且其標準差與 CV 值皆非常大，此外其偏度(skewness)明顯大於零，因此可推論此 6 種土壤重金屬濃度的分布為高度右偏的分布，且根據 6 種重金屬其偏高的峰度值可得知大部分的調查的濃度主要集中在濃度較小的分布中。

表 7 6 種重金屬的基本統計量

Metals	mean	sd	median	min	max	skew	kurtosis	C.V.
Cd	0.17	0.58	0.12	0.00	159.00	192.24	47045.21	3.50
Cr	0.39	1.87	0.25	0.00	363.07	110.86	16873.39	4.80
Cu	6.74	41.97	4.00	0.00	6411.70	84.07	9518.70	6.23
Ni	1.58	6.77	1.12	0.00	1905.10	193.01	50274.47	4.29
Pb	5.87	48.99	4.47	0.00	13285.70	201.25	48436.38	8.34
Zn	15.61	823.18	5.77	0.00	188590.86	175.05	32931.52	52.72

5.2 土壤重金屬濃度和污染潛勢地區模擬與驗證

圖 12(a)顯示 6 種土壤重金屬之間的空間相關性，當兩點距離小於 2000 公尺時，彼此之間的空間相關性相當高 (correlogram 為 0.2-0.8 之間)，此外，表 8 顯示 6 種土壤重金屬調查資料彼此之間的相關係數(0.02-0.35)，綜合上述兩個統計

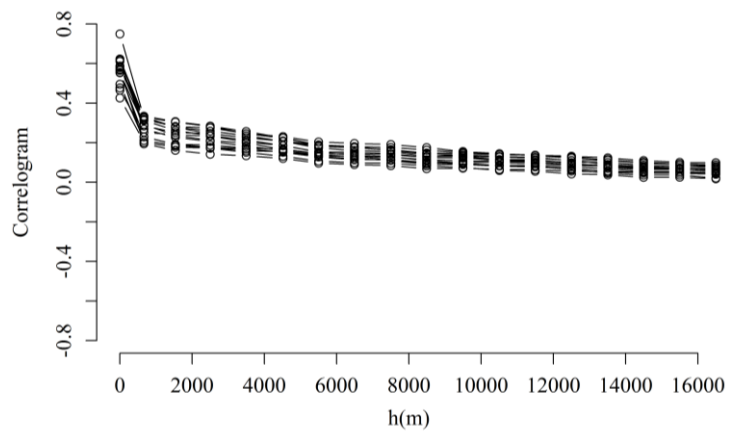
特性，可推斷 6 種土壤重金屬分布彼此之間存在著一定的(空間)相關性，因此在進行 sGs 模擬之前必須先藉由 U-WEDGE 去除 6 種土壤重金屬之間的相關性，產生 6 個彼此之間相互獨立的因子，接著利用 sGs 模擬 1000 組 6 個獨立因子的空間分布，最後再轉換回 1000 組 6 種土壤重金屬之模擬的污染濃度(圖 13)，圖 12(b)顯示 6 個 U-WEDGE 因子之間的空間相關性，可明顯看出 6 個 U-WEDGE 因子之間並無存在著任何的空間相關性，除此之外，U-WEDGE 方法去除空間相關特性的效率可藉由 3 個指標來判斷，分別為對角化的絕對偏差(absolute deviation from diagonality, $\varsigma(h)\varsigma(h)$)、對角化的相對偏差(relative deviation from diagonality, $\tau(h)\tau(h)$)與空間對角化的效率(spatial diagonalisation efficiency, $\kappa(h)\kappa(h)$)(圖 14)，其中 $\varsigma(h)\varsigma(h)$ 與 $\tau(h)\tau(h)$ 越低而 $\kappa(h)\kappa(h)$ 越高表示空間相關性去除的效率越高，本計畫中 $\varsigma(h)\varsigma(h)$ 非常接近 0 且 $\kappa(h)\kappa(h)$ 很接近 1 表示空間相關性去除的效率很高。除了判斷 U-WEDGE 方法去除空間相關特性的效率外，表 9 顯示 6 種土壤重金屬所模擬的結果彼此之間的相關係數(0.02-0.36)，將 6 種土壤重金屬調查的資料與模擬的結果之相關係數作比較，可得知模擬的結果可幾乎完全保有原始資料(6 種土壤重金屬原始調查資料)的相關性，因此可初步將其視為有效的模擬，此外，圖 15 進一步顯示 6 種模擬的土壤重金屬之驗證結果，本計畫針對已知的 130,772 觀測點，採用 leave-one-out cross validation 的方式來做驗證，計算模擬值與觀測值的方均根誤差，為了要方便比較不同重金屬之間的模擬誤差，本計畫進一步將方均根誤差各自除上 6 種重金屬的平均濃度，結果顯示在 130,772 觀測點中，各土壤重金屬濃度至少有 50% 的觀測點其模擬的方均根誤差小於其平均濃度，只有少部分的點位其方均根誤差大於其 2 倍的平均濃度。

表 8 6 種土壤重金屬調查資料之相關係數

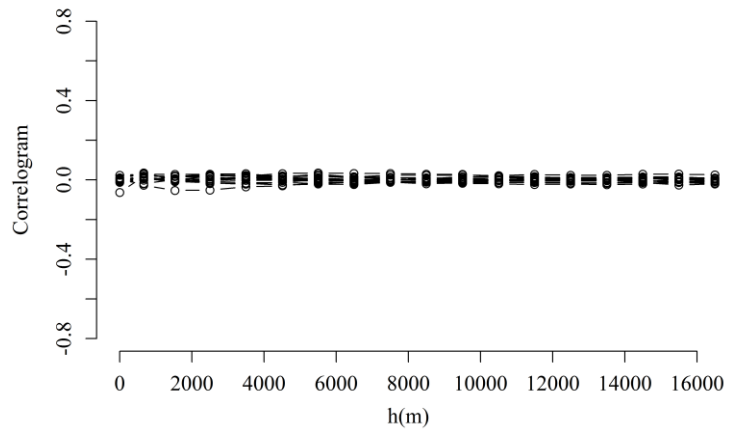
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Cd	1.00	0.06	0.04	0.08	0.07	0.30
Cr	0.06	1.00	0.25	0.35	0.02	0.12
Cu	0.04	0.25	1.00	0.12	0.14	0.02
Ni	0.08	0.35	0.12	1.00	0.02	0.02
Pb	0.07	0.02	0.14	0.02	1.00	0.02
Zn	0.30	0.12	0.02	0.02	0.02	1.00

表 9 6 個 U-WEDGE 因子之相關係數

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Cd	1.00	0.09	0.07	0.11	0.08	0.28
Cr	0.09	1.00	0.25	0.36	0.03	0.11
Cu	0.07	0.25	1.00	0.14	0.15	0.03
Ni	0.11	0.36	0.14	1.00	0.04	0.02
Pb	0.08	0.03	0.15	0.04	1.00	0.02
Zn	0.28	0.11	0.03	0.02	0.02	1.00



(a) 6 種土壤重金屬



(b) U-WEDGE 所產生之因子

圖 12 (a)6 種土壤重金屬與(b)U-WEDGE 所產生之因子的空間相關性

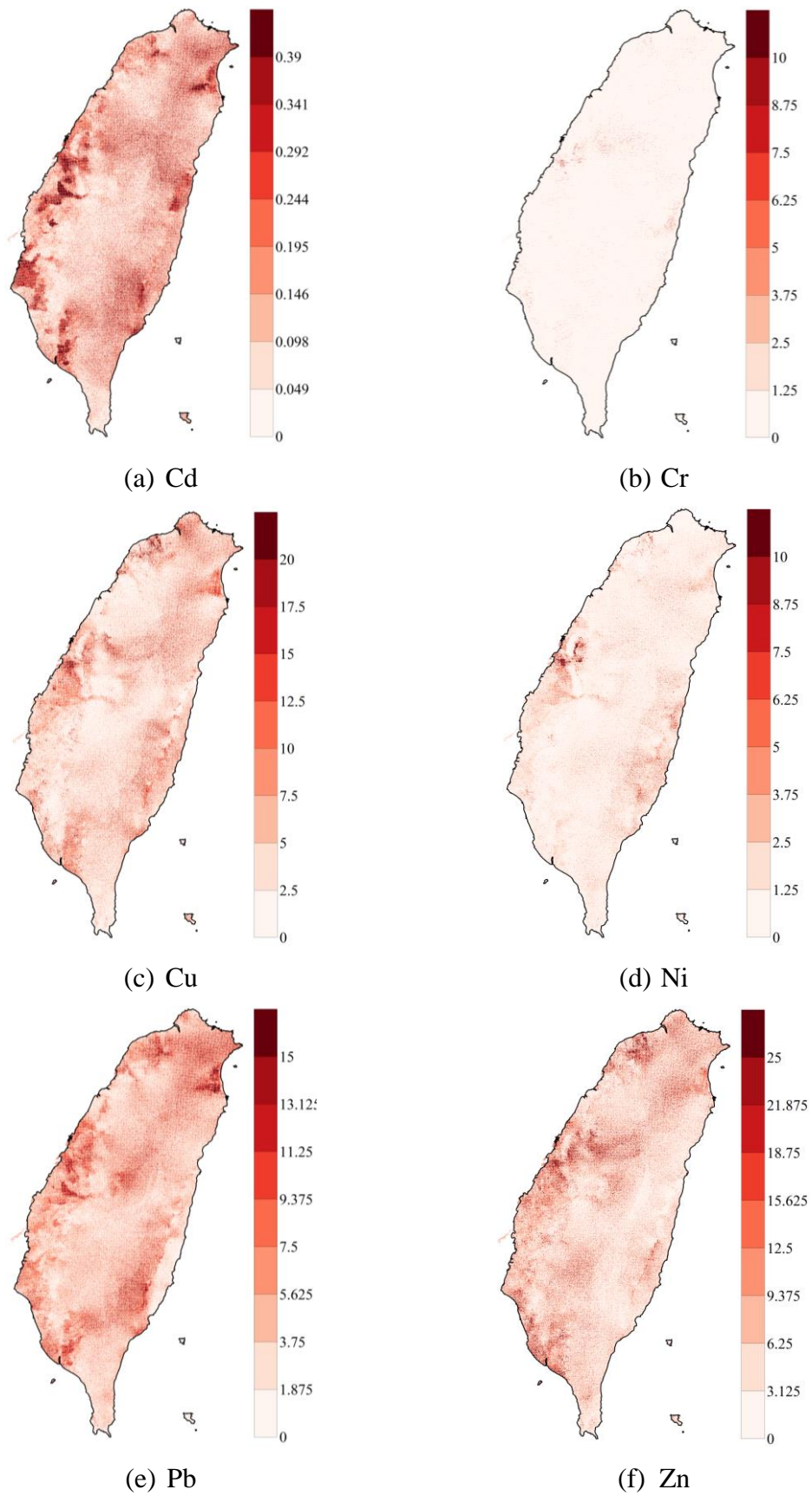


圖 13 6 種土壤重金屬 1000 組模擬值之平均濃度

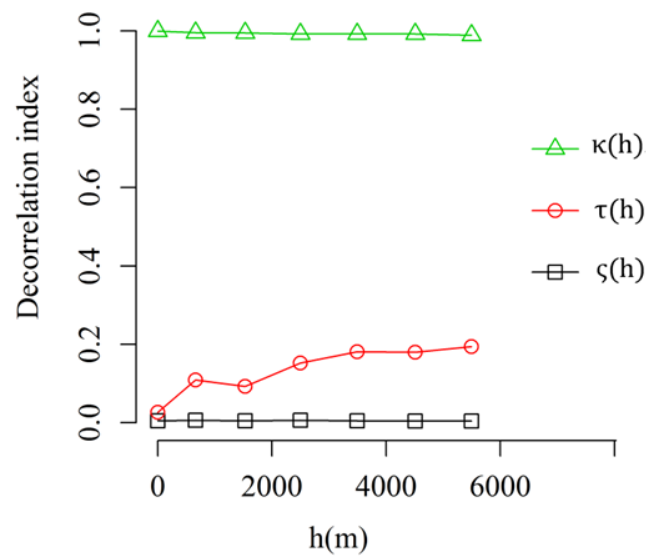


圖 14 空間相關性去除之效率

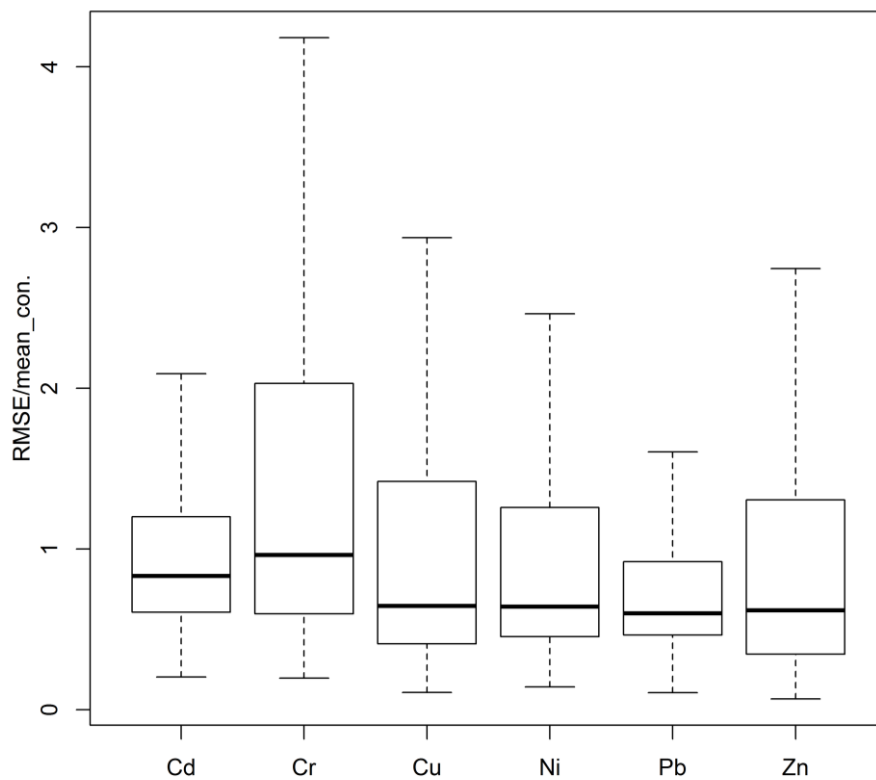


圖 15 6 種土壤重金屬模擬結果驗證

綜合上述結果，可將本計畫以 250m×250m 網格為單位(全台 579,236 個網格)所進行的模擬視為有效的模擬。根據行政院環保局所制定的土壤重金屬污染之背

景濃度假值與模擬之 1000 組 6 種土壤重金屬之空間分布，本計畫以 250m×250m 網格為單位推估 1000 組可能受到土壤重金屬污染之地區的空間分布，並根據環保署土壤重金屬背景濃度資料，將 1000 組可能之情境轉換為出現頻率(0-1)(又稱局部不確定性)(圖 16)，根據結果可得知彰化地區以及北部少部分地區之重金屬污染的情形較嚴重。除此之外，由表 10 可知可能污染之地區的空間不確定性(Lin et al., 2010; Zhao et al., 2008)，隨著臨界值(cut-off)的上升，各種重金屬的聯合機率(joint probability)跟著上升，表示空間不確定性下降，Kerry et al. (2010)與 Goovaerts (2001)提出當 cut-off 值分別為 0.75 與 0.9 時，空間模擬的結果能夠達到較可靠的聯合機率，本計畫中當 cut-off 值為 0.2 時，鉻重金屬在空間上的聯合出現機率已經到達 1，表示鉻污染的空間不確定性相當低，也就是說，鉻污染出現頻率大於 0.2 的網格之間被判斷為污染點位的一致性很高(所有出現頻率大於 0.2 的網格皆被斷定為污染地區，且每個 realization 之間的結果很一致)，進而表示若將這些鉻污染出現頻率大於 0.2 的網格，皆制定為需要進行污染監測或整治區域之可靠度很高，而其他重金屬需要較高的 cut-off 值才能達到較高的聯合出現機率，尤其是鎘金屬，cut-off 值需要 0.82 才能使聯合出現機率到達 0.57，表示其各模擬的 realization 之間差距較大，導致鎘污染的空間分布較複雜，使空間不確定上升，亦或是鎘本身污染的情形較為嚴重，導致污染分布推估的情形較難捉摸，使得其空間不確定性升高，因此若貿然將這些鎘污染出現頻率大於 0.82 的網格制定為需要進行污染監測或整治區域，有可能發生整治區域之鎘污染的濃度低於管制標準的情形(因 0.82 的 cut-off 值對應的聯合出現機率只為 0.57)。本計畫除了利用環保署土壤重金屬背景濃度資料，將 1000 組土壤污染可能之情境轉換為出現頻率(0-1)外，並應用內梅羅指標根據本計畫產生 1000 組可能之污染情形，量化全研究區域 579,236 個點位的污染情形(圖 17)，根據圖 17 (a)可得知優良區：污染指標 ≤ 0.7 、安全區： $0.7 < \text{污染指標} \leq 1$ 、警戒區： $1 < \text{污染指標} \leq 2$ 、污染區： $2 < \text{污染指標} \leq 3$ 、危害區：污染指標 ≥ 3 ，分別所佔的位置，被分類為危害區與污染區的地區主要集中在彰化地區與桃園地區，亦有零星的點位出現在高雄地區，且有少數警戒區出現在西南部及北部地區，圖 17 (b)顯示 1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之標準差，整體來說，整個研究區域內的標準差不算高，只有少數標準差較高的點位集中在彰化北部地區，其原因為該地區為未採樣之地區，且周圍地區採樣的濃度高低起伏較大，導致未採樣地區模擬之結果變異較大。

表 10 6種重金屬對應不同臨界值(cut-off)的空間不確定性

Metals Cut-off	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0	0	0	0	0	0	0
0.02	0	0	0	0	0	0
0.04	0	0	0	0	0	0
0.06	0	0	0	0	0	0
0.08	0	0	0	0	0	0
0.1	0	0	0	0	0	0
0.12	0	0	0	0	0	0
0.14	0	0	0	0	0	0
0.16	0	0	0	0	0	0
0.18	0	0.06	0	0	0	0
0.2	0	1	0	0	0	0
0.22	0	1	0	0	0	0
0.24	0	1	0	0	0	0
0.26	0	1	0	0	0	0
0.28	0	1	0	0	0	0
0.3	0	1	0	0	0	0
0.32	0	1	0	0	0	0
0.34	0	1	0	0	0	0
0.36	0	1	0	0	0	0
0.38	0	1	0	0	0	0
0.4	0	1	0	0	0	0
0.42	0	1	0	0	0	0
0.44	0	1	0	0	0	0
0.46	0	1	0	0	0	0
0.48	0	1	0	0	0.01	0
0.5	0	1	0	0	0.14	0
0.52	0	1	0	0	0.14	0.01
0.54	0	1	0.01	0	0.57	0.02
0.56	0	1	0.2	0	0.57	0.2
0.58	0	1	0.36	0	1	1
0.6	0	1	1	0.24	1	1
0.62	0	1	1	0.68	1	1
0.64	0	1	1	0.68	1	1
0.66	0	1	1	0.68	1	1

表 10 6 種重金屬對應不同臨界值(cut-off)的空間不確定性(續 1)

Metals Cut-off	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0.68	0	1	1	1	1	1
0.7	0	1	1	1	1	1
0.72	0	1	1	1	1	1
0.74	0	1	1	1	1	1
0.76	0	1	1	1	1	1
0.78	0	1	1	1	1	1
0.8	0.23	1	1	1	1	1
0.82	0.57	1	1	1	1	1
0.84	1	1	1	1	1	1
0.86	1	1	1	1	1	1
0.88	1	1	1	1	1	1
0.9	1	1	1	1	1	1
0.92	1	1	1	1	1	1
0.94	1	1	1	1	1	1

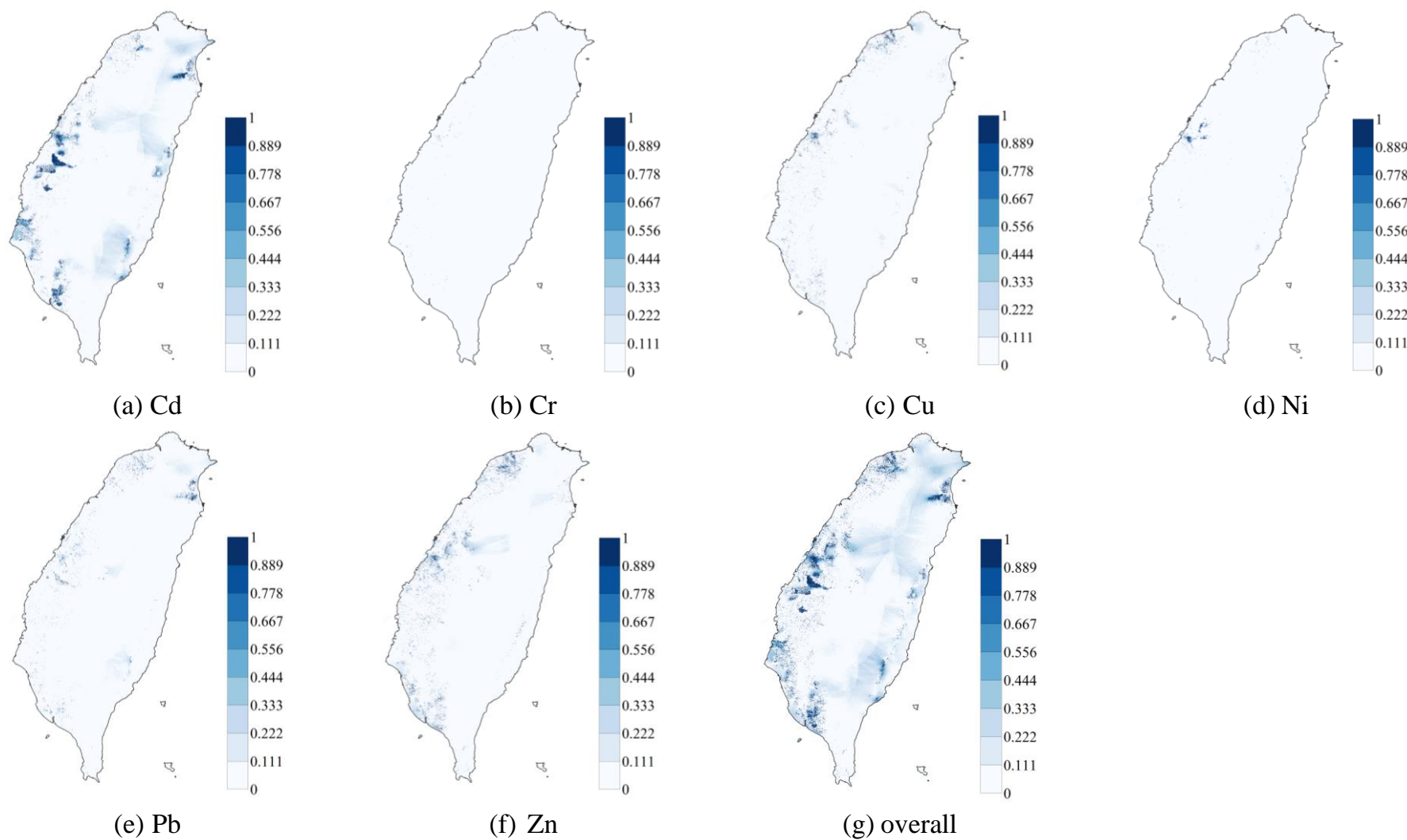


圖 16 6 種土壤重金屬 1000 組模擬之污染地區之出現頻率(0-1)

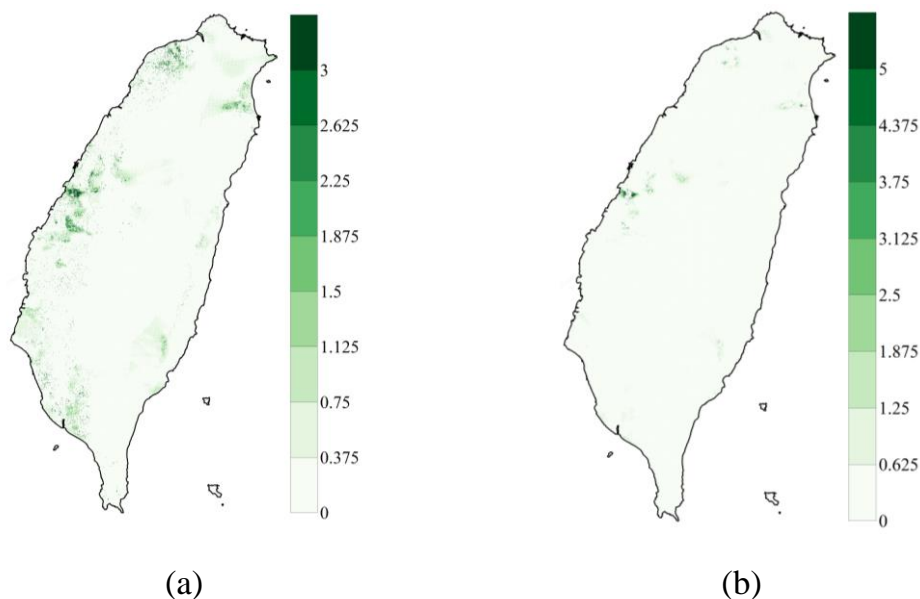


圖 17 1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之(a)平均與(b)標準差

本計畫除了以 $250\text{m} \times 250\text{m}$ 網格為單位進行土壤重金屬濃度分布推估之外，亦將推估的結果 $250\text{m} \times 250\text{m}$ 土壤重金屬濃度之模擬分布轉換為全台 3,146 個灌溉小組之濃度分布，並以灌溉小組為單位進行土壤污染的整治規劃，**錯誤！找不到參照來源。**顯示 1000 組 6 種土壤重金屬在各灌溉小組之模擬的污染濃度，圖 19(a)-(f)顯示根據環保署土壤重金屬背景濃度資料，6 種重金屬在 1000 組的模擬中，污染超標之出現頻率(0-1)(又稱局部不確定性)，圖 19 (g)則顯示綜合 6 種重金屬 1000 組的模擬結果，污染超標之出現頻率，根據結果可得知彰化地區、桃園地區以及高雄地區之重金屬污染的情形較嚴重。除此之外，表 11 顯示以灌溉小組為單位可能污染之地區的空間不確定性，隨著臨界值(cut-off)的上升，各種重金屬的聯合機率(joint probability)跟著上升，表示空間不確定性下降，當 cut-off 值為 0.32 時，鉻重金屬在空間上的聯合出現機率已經到達 1，而其他重金屬需要較高的 cut-off 值，例如 0.9，才能達到 0.9 左右的聯合出現機率(銅、鎳、鉛、鋅)，表示鉻污染的空間不確定性較其他重金屬低，也就是說，鉻污染出現頻率大於 0.32 的網格之間被判斷為污染點位的一致性很高(所有出現頻率大於 0.32 的網格皆被斷定為污染地區，且每個 realization 之間的結果很一致)，進而表示若將這些鉻污染出現頻率大於 0.32 的網格，皆制定為需要進行污染監測或整治區域之可靠度很高，而鎘金屬的情況則相反，cut-off 值需要 0.92 才能使聯合出現機率到達 0.52，表示鎘污染的空間分布較複雜，其各模擬的 realization 之間差距較大，具有較高的空間不確定，亦有可能是鎘本身污染的情形較為嚴重，導致污染分布推估的情形較難捉摸，使得其空間不確定性升高，因此若貿然將這些鎘污染出現頻率大於

0.92 的網格制定為需要進行污染監測或整治區域，有可能發生整治區域之鎘污染的濃度低於管制標準的情形(因 0.92 的 cut-off 值對應的聯合出現機率只為 0.52)。圖 20 顯示以全台 3,146 個灌溉小組為單位，內梅羅指標在全台的分布情形，圖 20 (a)為 1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之平均，根據圖 20 可得知優良區：污染指標 ≤ 0.7 、安全區： $0.7 < \text{污染指標} \leq 1$ 、警戒區： $1 < \text{污染指標} \leq 2$ 、污染區： $2 < \text{污染指標} \leq 3$ 、危害區：污染指標 ≥ 3 ，分別所佔的位置，圖 21 進一步顯示 1000 組模擬的結果中，高於警戒區標準、高於污染區標準與高於危害區標準出現的比例，被分類為危害區與污染區的地區主要集中在彰化地區、桃園地區以及高雄地區，此結果與行政院環保署(2012)委託民間公司，根據全台灌溉小組，所執行之全國重金屬高污染潛勢農地之管制及調查計畫的結果一致，圖 20 (b)顯示 1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之標準差，整體來說，整個研究區域內的標準差不算高，只有少數標準差較高的點位集中在彰化北部地區，其原因為該地區為未採樣之地區，且周圍地區採樣的濃度高低起伏較大，導致未採樣地區模擬之結果變異較大，因此，由 $250\text{m} \times 250\text{m}$ 模擬濃度轉換而成之灌溉小組濃度之標準差亦會受到採樣地區分布的影響。除此之外，本計畫針對污染較嚴重的地區，如彰化縣、桃園市及高雄市，探討以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔的比例(表 14~表 12)，結果顯示在彰化縣地區，內梅羅指標越高的區域，其建築使用土地佔所有土地利用的比例越高，且農業使用土地的比例越低，其餘土地利用則無太大的差異，高雄地區的分布情形也有類似的情況，且內梅羅指標越高的區域，其農業使用土地與交通使用土地的比例越低，其餘並無一致的分布情形，而桃園地區則無發現任何在不同內梅羅指標下，土地利用的分布情形。

表 11 以灌溉小組為單位之 6 種重金屬對應不同臨界值(cut-off)空間不確定性

Metals Cut-off	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0	0	0	0	0	0	0
0.02	0	0	0	0	0	0
0.04	0	0	0	0	0	0
0.06	0	0	0	0	0	0
0.08	0	0	0	0	0	0
0.1	0	0	0	0	0	0
0.12	0	0.04	0	0	0	0
0.14	0	0.32	0	0	0	0
0.16	0	0.32	0	0	0	0
0.18	0	0.32	0	0	0	0
0.2	0	0.32	0	0	0	0

表 11 以灌溉小組為單位 6 種重金屬對應不同臨界值(cut-off)空間不確定性(續 1)

Cut-off \ Metals	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0.22	0	0.32	0	0	0	0
0.24	0	0.32	0	0	0	0
0.26	0	0.32	0	0	0	0
0.28	0	0.32	0	0	0	0
0.3	0	0.32	0	0	0	0
0.32	0	1	0	0	0	0
0.34	0	1	0	0	0	0
0.36	0	1	0	0	0	0
0.38	0	1	0	0.16	0	0
0.4	0	1	0	0.16	0	0
0.42	0	1	0	0.16	0	0
0.44	0	1	0	0.16	0	0
0.46	0	1	0	0.16	0	0
0.48	0	1	0	0.16	0	0
0.5	0	1	0	0.16	0	0
0.52	0	1	0	0.16	0	0
0.54	0	1	0	0.16	0	0
0.56	0	1	0.01	0.16	0	0
0.58	0	1	0.01	0.41	0.02	0
0.6	0	1	0.02	0.41	0.04	0
0.62	0	1	0.05	0.41	0.04	0
0.64	0	1	0.11	0.41	0.06	0
0.66	0	1	0.11	0.41	0.14	0
0.68	0	1	0.12	0.64	0.37	0.02
0.7	0	1	0.12	0.64	0.37	0.03
0.72	0	1	0.12	0.64	0.37	0.08
0.74	0	1	0.29	0.64	0.52	0.17
0.76	0	1	0.38	0.64	0.52	0.17
0.78	0.03	1	0.38	0.64	0.52	0.22
0.8	0.06	1	0.38	0.64	0.66	0.3
0.82	0.11	1	0.45	0.64	0.8	0.6
0.84	0.21	1	0.45	0.73	0.8	0.69
0.86	0.25	1	0.68	0.85	0.8	0.69
0.88	0.3	1	0.77	0.85	0.8	0.88

表 11 以灌溉小組為單位 6 種重金屬對應不同臨界值(cut-off)空間不確定性(續 2)

Metals Cut-off	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0.9	0.46	1	0.95	0.93	0.91	0.88
0.92	0.52	1	0.95	0.93	0.91	0.88
0.94	0.62	1	0.95	1	0.91	0.88

表 12 桃園市以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔的比例

土地 利用 內梅羅 指標	LU1	LU2	LU3	LU4	LU5	LU6	LU7	LU8	LU9
<1	0.56	0.04	0.09	0.04	0.18	0.02	0.01	0	0.07
>1	0.5	0.03	0.12	0.04	0.21	0.03	0.01	0	0.07
<2	0.55	0.04	0.09	0.04	0.18	0.02	0.01	0	0.07
>2	0.49	0.02	0.14	0.04	0.23	0.02	0.01	0	0.07
<3	0.55	0.04	0.09	0.04	0.18	0.02	0.01	0	0.07
>3	0.51	0.02	0.14	0.05	0.2	0.01	0.01	0	0.07

備註:LU1:農業用土地、LU2:森林使用土地、LU3:交通使用土地、LU4:水利使用土地、LU5:建築用土地、LU6:公共使用土地、LU7:遊憩使用土地、LU8:礦鹽使用土地、LU9:其他使用土地

表 13 彰化縣以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔的比例

土地 利用 內梅羅 指標	LU1	LU2	LU3	LU4	LU5	LU6	LU7	LU8	LU9
<1	0.71	0.01	0.07	0.03	0.14	0.01	0	0	0.04
>1	0.66	0.01	0.07	0.03	0.17	0.01	0	0	0.04
<2	0.71	0.01	0.07	0.02	0.14	0.01	0	0	0.03
>2	0.59	0.01	0.09	0.04	0.21	0.01	0	0	0.06
<3	0.7	0.01	0.07	0.02	0.14	0.01	0	0	0.04
>3	0.55	0.01	0.08	0.04	0.24	0.01	0	0	0.06

備註:LU1:農業用土地、LU2:森林使用土地、LU3:交通使用土地、LU4:水利使用土地、LU5:建築用土地、LU6:公共使用土地、LU7:遊憩使用土地、LU8:礦鹽使用土地、LU9:其他使用土地

表 14 高雄市以三種內梅羅指標(1、2、3)為閾值之九種土地利用所佔比例

<div>土地 利用</div> <div>內梅羅 指標</div>	LU1	LU2	LU3	LU4	LU5	LU6	LU7	LU8	LU9
<1	0.42	0.03	0.13	0.03	0.25	0.04	0.02	0.00	0.11
>1	0.13	0.03	0.18	0.02	0.30	0.08	0.17	0.00	0.12
<2	0.40	0.03	0.14	0.03	0.25	0.04	0.02	0.00	0.11
>2	0.11	0.05	0.10	0.02	0.26	0.07	0.27	0.00	0.14
<3	0.38	0.03	0.14	0.02	0.24	0.04	0.06	0.00	0.11
>3	0.16	0.05	0.08	0.04	0.35	0.07	0.04	0.00	0.23

備註:LU1：農業用土地、LU2：森林使用土地、LU3：交通使用土地、LU4：水利使用土地、LU5：建築用土地、LU6：公共使用土地、LU7：遊憩使用土地、LU8：礦鹽使用土地、LU9：其他使用土地

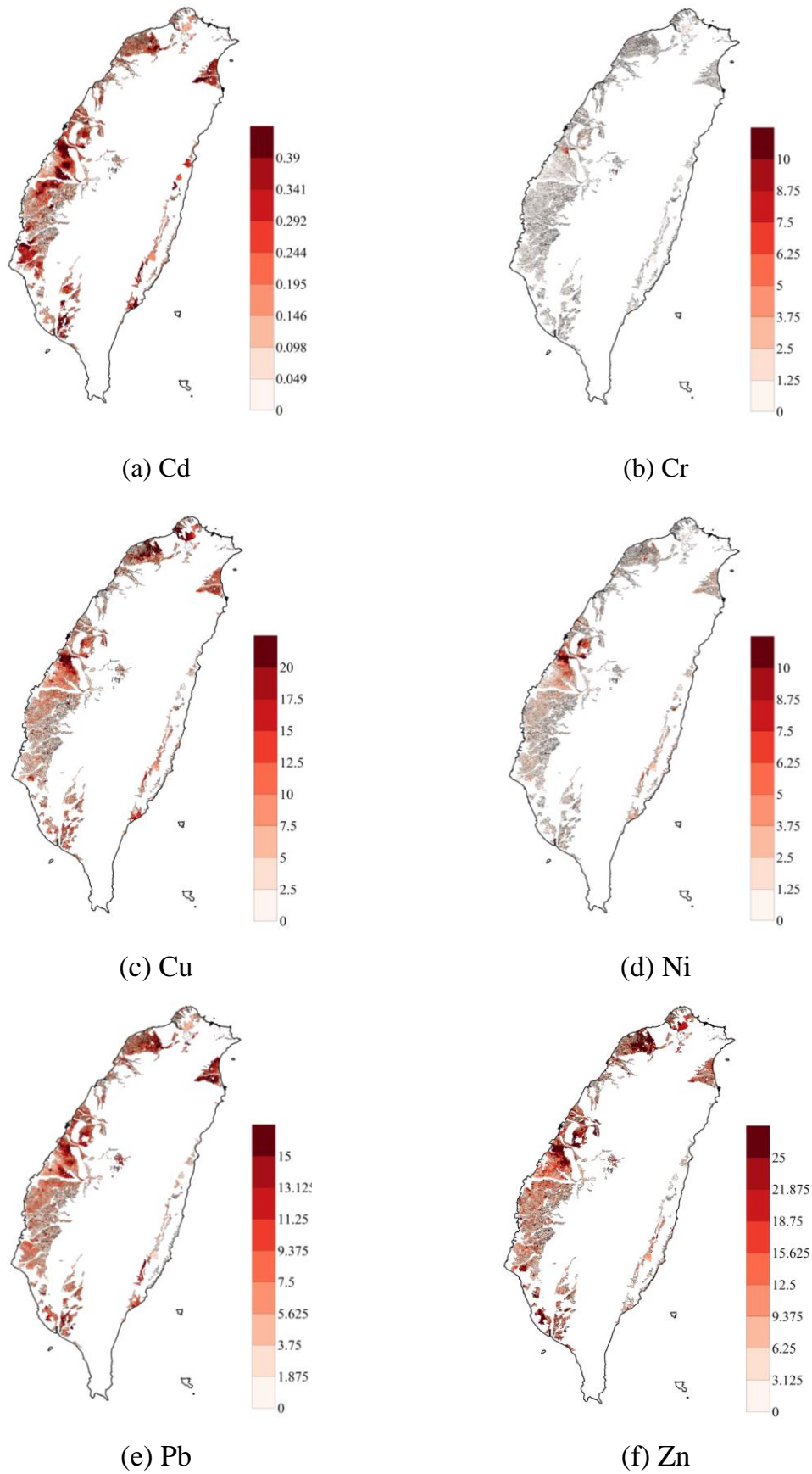


圖 18 6 種土壤重金屬 1000 組模擬值之平均濃度

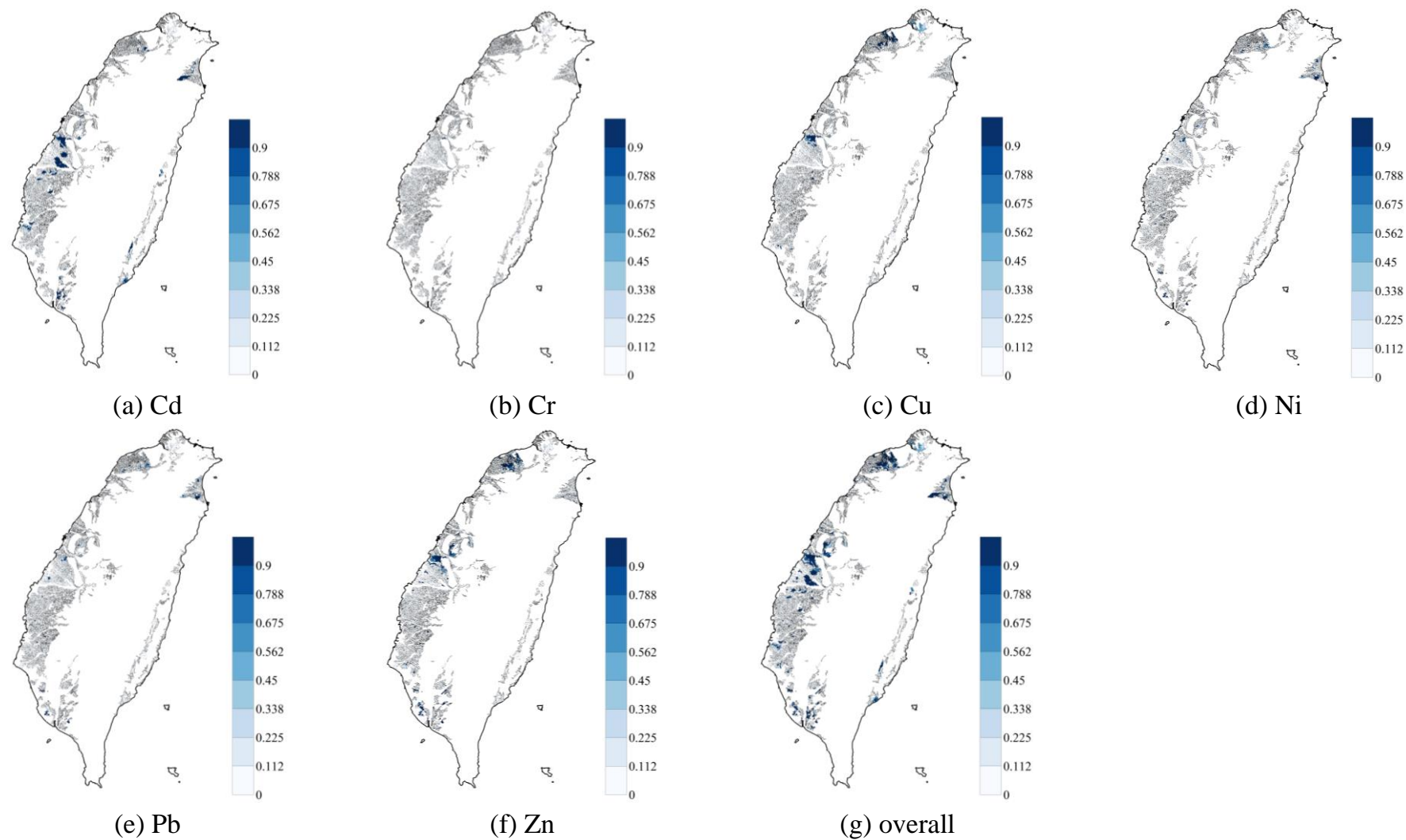


圖 19 6 種土壤重金屬 1000 組模擬之污染地區之出現頻率(0-1)

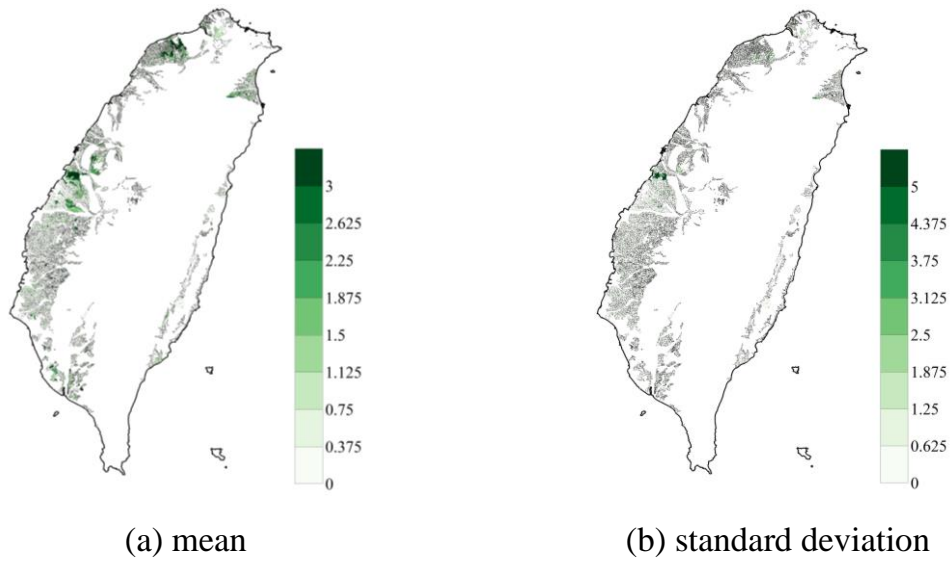


圖 20 1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之(a)平均與(b)標準差

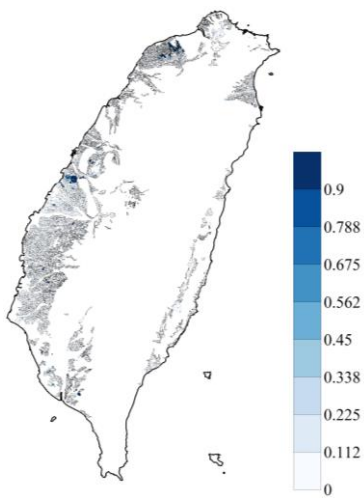
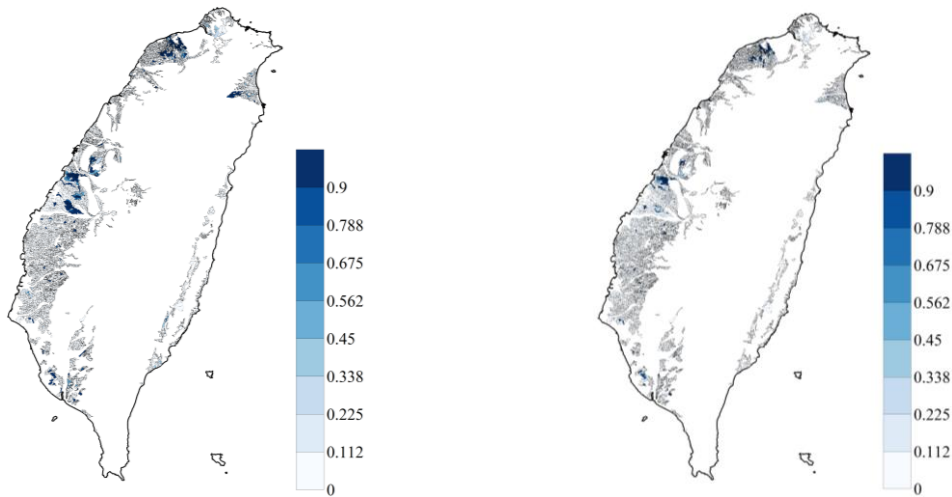


圖 21 內梅羅指標在 1000 組模擬之污染地區之出現頻率

5.3 決策分析

本計畫以灌溉小組為單位，根據行政院環保局所制定的土壤重金屬污染之背景濃度值，來判斷各灌溉小組中，1000 組模擬的土壤重金屬濃度是否超過背景濃度值，若某灌溉小組中任意一種土壤重金屬之濃度超過背景濃度，則將其視為污染地區，本計畫根據上述準則來計算 1000 組模擬的結果在各灌溉小組中，超過背景濃度的比例，並利用此比例進行土壤重金屬污染整治的決策分析，圖 22 顯示土壤重金屬污染潛勢區之偽陰性與偽陽性率與臨界值(cut-off)之關係，本計畫將出現頻率大於某臨界值之點為視為污染潛勢地區，當臨界值為 0.1 時，表示大多數的區域皆設定為污染潛勢區，此時所對應的偽陰性與偽陽性率為 0.05 及 0.1，然而隨著臨界值的上升，污染潛勢區域會逐漸縮小，此時所對應的偽陰性率上升且偽陽性率下降，直到臨界值設定為 0.9 時，所對應的偽陰性與偽陽性率為 0.3 及 0，此現象證明偽陰性與偽陽性率兩者之間存在著 trade-off 的關係 (Piegat and Tomaszewska, 2013; Regan et al., 2005)，隨著臨界值的上升，偽陰性率逐漸增加，而偽陽性率則逐漸下降，表示當臨界值上升，確實受到污染但卻沒有進行整治的區域的數量會增加，而未受到污染但卻進行整治的區域的數量會減少，圖 23~圖 27 更進一步顯示土壤重金屬污染潛勢區之偽陰性與偽陽性率與臨界值(cut-off)之關係，其呈現不同的偽陰性率(FNR: 3%, 6%, 9%, 12%, 15%)所對應的臨界值與穩健性(Robustness)和偽陽性率，以圖 23 為例，圖中顯示當偽陰性率為 3%時，此時偽陽性必須要非常高(15.2%, 15.5%, 15.8%, 19.6%, 20.0%)才能夠對應較高的穩健性(0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9)，而 cut-off 值則由兩條線的交點所決定(黑線與藍、紅、棕、天空藍、紫、綠線各有一交點，交點即可直接對應 robustness 與 cut-off 值)，黑線表示當偽陰性率 0%時，robustness 與 cut-off 值相互對應的情形，其餘藍、紅、棕、天空藍、紫、綠線為當偽陽性率固定時(15.2%, 15.5%, 15.8%, 19.6%, 20.0%)，robustness 與 cut-off 值相互對應的情形，圖 23~圖 27 分別表示當偽陰性率為 3%-15%時，偽陽性各別需要到達多少比例才能對應固定的穩健性(0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9)，為了使決策者能夠更進一步的了解重金屬污染判定之偽陰性率、偽陽性率、cut-off 值與 robustness 之間的關係。表 15 整理出各偽陰性率、偽陽性率與 robustness 所對應的 cut-off 值的範圍，舉例來說，當偽陰性率為 6%，偽陽性率為 0%，robustness 為 0.5 時，所對應的 cut-off 值的範圍為 0.24-0.28，換而言之，若決策者將 cut-off 值訂為 0.24-0.28，則 1000 個模擬的 realization 中，共有約 500 個 realization 滿足偽陰性率為 6%以及偽陽性率為 0%的條件。此外，隨著 robustness 的需求上升，當偽陰性率以及偽陽性率固定的情況下，滿足條件的 cut-off 值的範圍會逐漸縮小，然而在本計畫中，cut-off 值的範圍縮小的程度不明顯，主要是因

為 realization 之間模擬的結果差異不大，導致當偽陰性率、偽陽性率以及 cut-off 值固定的情況下，1000 個模擬的 realization 中，大部分的 realization 同時滿足或不滿足偽陰性率以及偽陽性率的條件，使得 robustness 變為較不連續。整體而言，當偽陰性率逐漸上升時，此時偽陽性不需要太高就能對應較高的穩健性，圖 23~圖 27 與表 15 能夠反映出偽陰性與偽陽性率兩者之間的 trade-off 關聯，參考此圖與此表，能夠幫助決策決定最佳的臨界值，以決定污染潛勢區域。決策分析者在利用 IGDT 決策分析方法，藉由污染頻率之 cut-off 值，來決定進行環境污染監測或整治的地區前，需要事先決定可接受的偽陰性率與 robustness。這個方法未來也能夠被應用在，討論土壤污染整治決策之風險與增加污染調查點兩者之間的 trade-off (Stewart and Purucker, 2011)。

表 15 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析不同穩健性(Robust)與偽陰性(FNR)和偽陽性(FPR)所對應的土壤污染整治之臨界值(cut-off)

FNR \ FPR		0%	3%	6%	9%	12%	15%
Robust 0.5	0%	---	---	0.24-0.28	0.24-0.38	0.24-0.48	0.26-0.58
	3%	---	0.14-0.2	0.14-0.28	0.14-0.38	0.18-0.48	0.26-0.58
	6%	0.1	0.1-0.2	0.1-0.28	0.1-0.38	0.18-0.48	0.26-0.52
	9%	0.08-0.1	0.08-0.2	0.08-0.24	0.1-0.26	0.18-0.26	---
	12%	0.06-0.1	0.06-0.16	0.06-0.16	0.1-0.16	---	---
	15%	0.04-0.1	0.04-0.1	0.04-0.1	0.1	---	---
Robust 0.6	0%	---	---	0.24-0.26	0.24-0.34	0.24-0.44	0.28-0.56
	3%	---	0.14-0.2	0.14-0.26	0.14-0.34	0.2-0.44	0.28-0.56
	6%	0.1	0.1-0.2	0.1-0.26	0.12-0.34	0.2-0.44	0.28-0.52
	9%	0.08-0.1	0.08-0.2	0.08-0.24	0.12-0.26	0.2-0.26	---
	12%	0.06-0.1	0.06-0.16	0.06-0.16	0.12-0.16	---	---
	15%	0.04-0.1	0.04-0.1	0.04-0.1	---	---	---
Robust 0.7	0%	---	---	0.24-0.26	0.24-0.34	0.24-0.42	0.28-0.56
	3%	---	0.14-0.18	0.14-0.26	0.16-0.34	0.22-0.42	0.28-0.56
	6%	0.1	0.1-0.18	0.1-0.26	0.12-0.34	0.22-0.42	0.28-0.52
	9%	0.08-0.1	0.08-0.18	0.08-0.24	0.12-0.24	0.22-0.24	---
	12%	0.06-0.1	0.06-0.16	0.06-0.16	0.12-0.16	---	---
	15%	0.04-0.1	0.04-0.1	0.04-0.1	---	---	---

表 15 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析不同穩健性(Robust)與偽陰性(FNR)和偽陽性(FPR)所對應的土壤污染整治之臨界值(cut-off)(續 1)

FNR \ FPR		0%	3%	6%	9%	12%	15%
Robust 0.8	0%	---	---	0.24	0.24-0.32	0.24-0.42	0.3-0.54
	3%	---	0.16	0.16-0.24	0.16-0.32	0.22-0.42	0.3-0.54
	6%	---	0.1-0.16	0.1-0.24	0.12-0.32	0.22-0.42	0.3-0.5
	9%	0.08	0.08-0.16	0.08-0.24	0.12-0.24	0.22-0.24	---
	12%	0.06-0.08	0.06-0.14	0.06-0.16	0.12-0.14	---	---
	15%	0.04-0.08	0.04-0.1	0.04-0.1	---	---	---
Robust 0.9	0%	---	---	---	0.26-0.3	0.26-0.4	0.34-0.5
	3%	---	0.16	0.16-0.24	0.16-0.3	0.24-0.4	0.34-0.5
	6%	---	0.1-0.16	0.1-0.24	0.14-0.3	0.24-0.4	0.34-0.48
	9%	0.08	0.08-0.16	0.08-0.24	0.14-0.24	0.24	---
	12%	0.06-0.08	0.06-0.14	0.06-0.14	0.14	---	---
	15%	0.04-0.08	0.04-0.1	0.06-0.1	---	---	---
Robust 0.95	0%	---	---	---	0.26-0.3	0.26-0.38	0.36-0.48
	3%	---	---	0.16-0.22	0.16-0.3	0.24-0.38	0.36-0.48
	6%	---	0.1-0.14	0.1-0.22	0.14-0.3	0.24-0.38	0.36-0.48
	9%	0.08	0.08-0.14	0.08-0.22	0.14-0.24	0.24	---
	12%	0.06-0.08	0.06-0.14	0.06-0.14	0.14	---	---
	15%	0.04-0.08	0.04-0.08	0.06-0.08	---	---	---

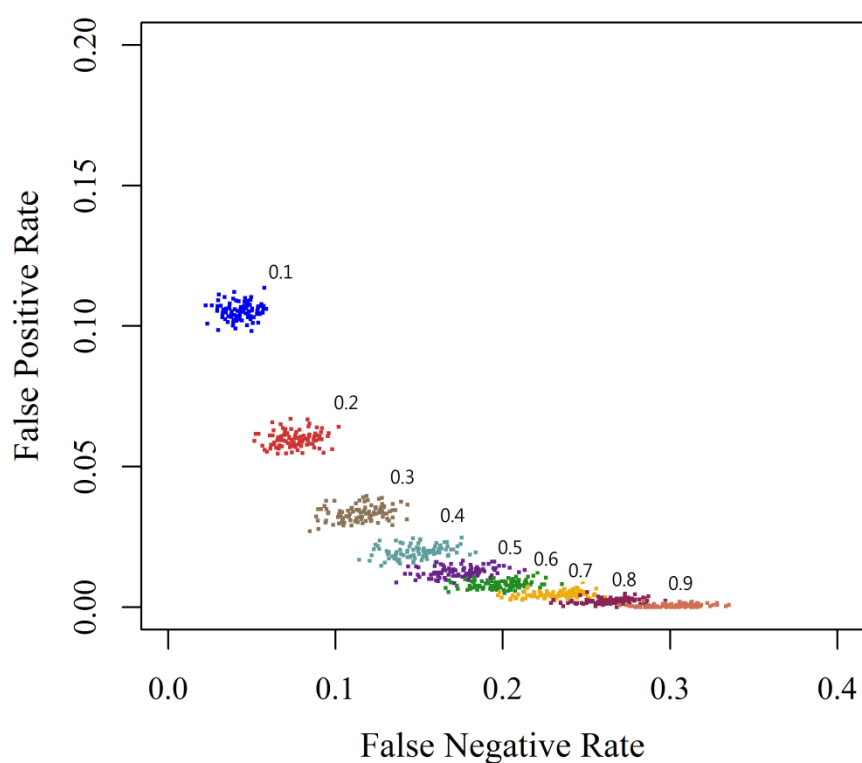


圖 22 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析不同 cut-off 值下陰性率與偽陽性率所對應關係

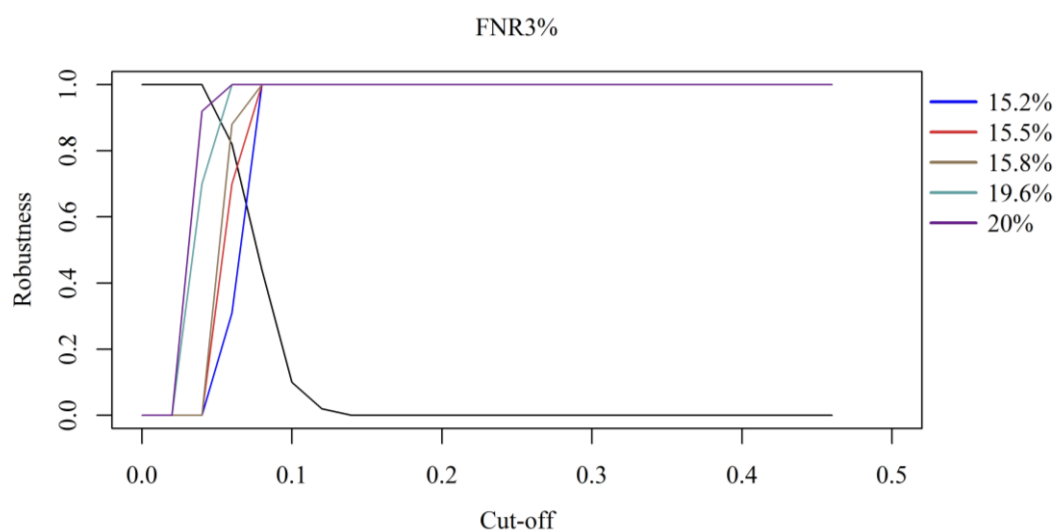


圖 23 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 3%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

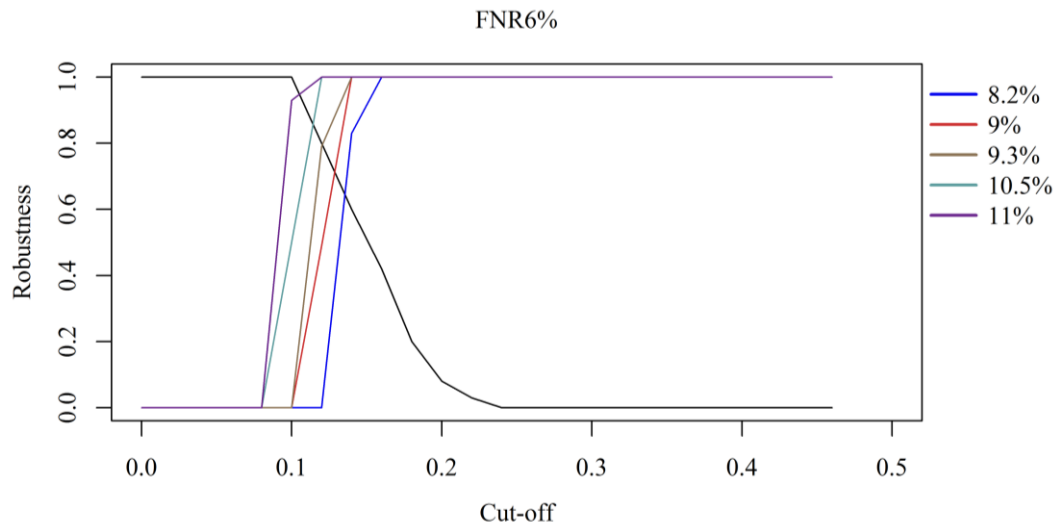


圖 24 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 6%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

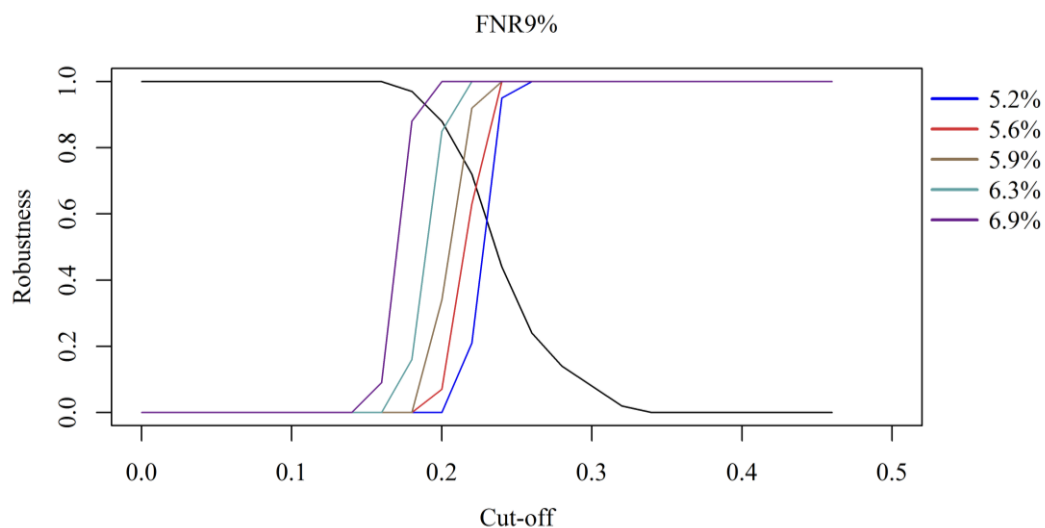


圖 25 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 9%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

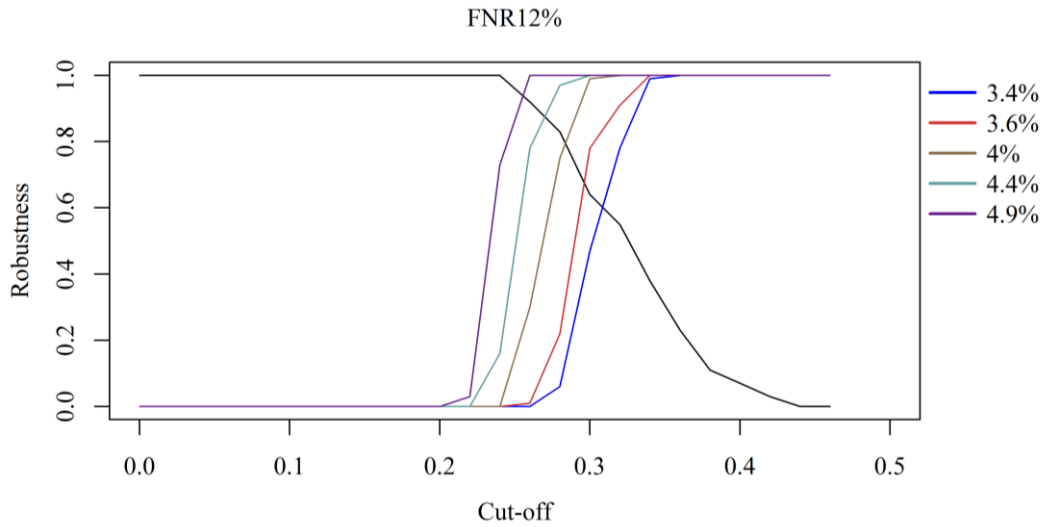


圖 26 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 12%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

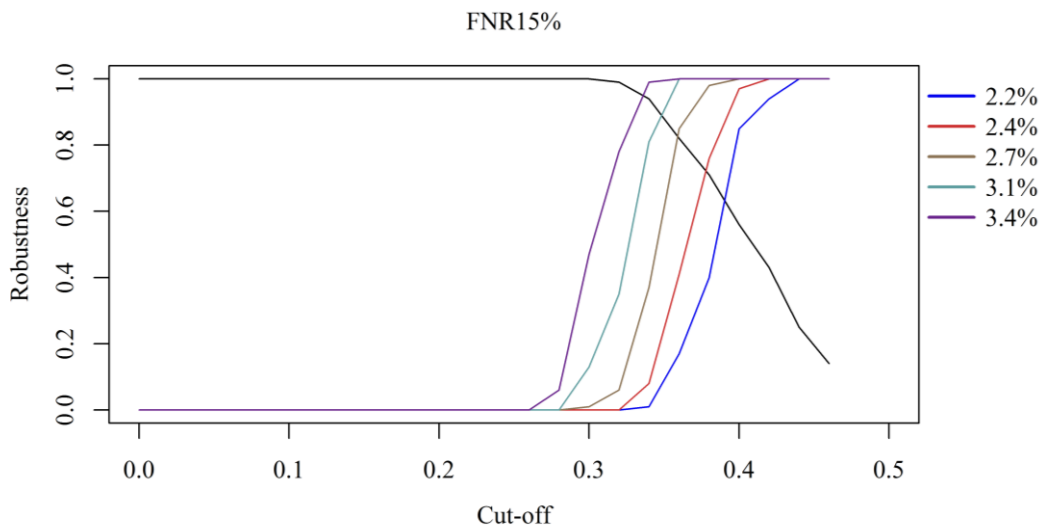


圖 27 以重金屬濃度超過背景濃度比例分析偽陰性率 15%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

本計畫除了根據 1000 組模擬的結果，在各灌溉小組中土壤重金屬超過背景濃度的比例，來進行土壤重金屬污染整治的決策分析外，亦利用內梅羅指標來進行土壤重金屬污染整治的決策分析，本計畫將內梅羅指標超過 1 的區域視為污染地區，其可被歸類為第三級(土壤污染物值超過背景值，為輕度污染，作物生產可能受到影響)、第四級(土壤受到污染，作物生產安全性受到不良影響)或第五級污染(土壤嚴重污染，作物安全性受到嚴重影響)，圖 28 顯示土壤重金屬污染潛勢區之偽陰性與偽陽性率與臨界值(cut-off)之關係，本計畫將出現頻率大於某臨界值之點為視為污染潛勢地區，當臨界值為 0.1 時，表示大多數的區域皆設定為污染潛勢區，此時所對應的偽陰性與偽陽性率為 0.07 及 0.08，然而隨著臨界值的上升，污染潛勢區域會逐漸縮小，此時所對應的偽陰性率上升且偽陽性率下降，直到臨界值設定為 0.9 時，所對應的偽陰性與偽陽性率為 0.33 及 0，此現象證明偽陰性與偽陽性率兩者之間存在著 trade-off 的關係 (Piegat and Tomaszewska, 2013; Regan et al., 2005)，隨著臨界值的上升，偽陰性率逐漸增加，而偽陽性率則逐漸下降，表示當臨界值上升，確實受到污染但卻沒有進行整治的區域的數量會增加，而未受到污染但卻進行整治的區域的數量會減少，圖 29~圖 33 更進一步顯示土壤重金屬污染潛勢區之偽陰性與偽陽性率與臨界值(cut-off)之關係，其呈現不同的偽陰性率(FNR: 3%, 6%, 9%, 12%, 15%)所對應的臨界值與穩健性(Robustness)和偽陽性率，圖 29 顯示當偽陰性率為 3%時，此時偽陽性必須要非常高(17%, 17.3%, 25.1%, 25.4%, 25.6%)才能夠對應較高的穩健性(0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9)，而 cut-off 值則由兩條線的交點所決定(黑線與藍、紅、棕、天空藍、紫、綠線各有一交點，交點即可直接對應 robustness 與 cut-off 值)，黑線表示當偽陰性率 0%時，robustness 與 cut-off 值相互對應的情形，其餘藍、紅、棕、天空藍、紫、綠線為當偽陽性率固定時(17%, 17.3%, 25.1%, 25.4%, 25.6%)，robustness 與 cut-off 值相互對應的情形，圖 29~圖 33 分別表示當偽陰性率為 3%-15%時，偽陽性各別需要到達多少比例才能對應固定的穩健性(0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9)，為了使決策者能夠更進一步的了解重金屬污染判定之偽陰性率、偽陽性率、cut-off 值與 robustness 之間的關係。表 16 整理出各偽陰性率、偽陽性率與 robustness 所對應的 cut-off 值的範圍，舉例來說，當偽陰性率為 6%，偽陽性率為 3%，robustness 為 0.5 時，所對應的 cut-off 值的範圍為 0.12-0.16，換而言之，若決策者將 cut-off 值訂為 0.12-0.16，則 1000 個模擬的 realization 中，共有約 500 個 realization 滿足偽陰性率為 6%以及偽陽性率為 3%的條件。此外，隨著 robustness 的需求上升，當偽陰性率以及偽陽性率固定的情況下，滿足條件的 cut-off 值的範圍會逐漸縮小，然而在本計畫中，cut-off 值的範圍縮小的程度不明顯，主要是因為 realization 之間模擬的結果差異不大，導致當偽陰性率、偽陽性率以及 cut-off 值固定的情況下，1000 個模擬的

realization 中，大部分的 realization 同時滿足或不滿足偽陰性率以及偽陽性率的條件，使得 robustness 變為較不連續。整體而言，當偽陰性率逐漸上升時，此時偽陽性不需要太高就能對應較高的穩健性，圖 29~圖 33 與表 16 能夠反映出偽陰性與偽陽性率兩者間的 trade-off 關聯，能夠幫助決策決定最佳的臨界值，以決定污染潛勢區域。決策分析者在利用 IGDT 決策分析方法，藉由污染頻率之 cut-off 值，來決定進行環境污染監測或整治的地區前，需要事先決定可接受的偽陰性率與 robustness。這個方法未來也能夠被應用在，討論土壤污染整治決策之風險與增加污染調查點兩者之間的 trade-off (Stewart and Purucker, 2011)。

表 16 以內梅羅指標為標準分析不同穩健性(Robust)與偽陰性(FNR)和偽陽性(FPR)所對應的土壤污染整治之臨界值(cut-off)

FNR \ FPR		0%	3%	6%	9%	12%	15%
Robust 0.5	0%	---	---	---	0.18-0.2	0.18-0.28	0.18-0.36
	3%	---	---	0.12-0.16	0.12-0.2	0.12-0.28	0.16-0.36
	6%	---	0.08-0.1	0.08-0.16	0.08-0.2	0.12-0.28	0.16-0.36
	9%	0.06	0.06-0.1	0.06-0.16	0.06-0.18	0.12-0.18	0.16-0.18
	12%	0.04-0.06	0.04-0.1	0.04-0.1	0.06-0.1	---	---
	15%	0.04-0.06	0.04-0.08	0.04-0.08	0.06-0.08	---	---
Robust 0.6	0%	---	---	---	0.18-0.2	0.18-0.26	0.18-0.36
	3%	---	---	0.12-0.16	0.12-0.2	0.12-0.26	0.18-0.36
	6%	---	0.08-0.1	0.08-0.16	0.08-0.2	0.12-0.26	0.18-0.36
	9%	0.06	0.06-0.1	0.06-0.16	0.08-0.18	0.12-0.18	0.18
	12%	0.04-0.06	0.04-0.1	0.04-0.1	0.08-0.1	---	---
	15%	0.04-0.06	0.04-0.08	0.04-0.08	0.08	---	---
Robust 0.7	0%	---	---	---	0.18	0.18-0.26	0.18-0.34
	3%	---	---	0.12-0.16	0.12-0.18	0.12-0.26	0.18-0.34
	6%	---	0.08-0.1	0.08-0.16	0.08-0.18	0.12-0.26	0.18-0.34
	9%	0.06	0.06-0.1	0.06-0.16	0.08-0.18	0.12-0.18	0.18
	12%	0.04-0.06	0.04-0.1	0.04-0.1	0.08-0.1	---	---
	15%	0.04-0.06	0.04-0.06	0.04-0.06	---	---	---
Robust 0.8	0%	---	---	---	0.18	0.18-0.24	0.18-0.32
	3%	---	---	0.12-0.14	0.12-0.18	0.12-0.24	0.18-0.32
	6%	---	0.08-0.1	0.08-0.14	0.08-0.18	0.12-0.24	0.18-0.32
	9%	0.06	0.06-0.1	0.06-0.14	0.08-0.18	0.12-0.18	0.18
	12%	0.06	0.06-0.1	0.06-0.1	0.08-0.1	---	---
	15%	0.04-0.06	0.04-0.06	0.04-0.06	---	---	---

表 16 以內梅羅指標為標準分析不同穩健性(Robust)與偽陰性(FNR)和偽陽性(FPR)所對應的土壤污染整治之臨界值(cut-off)(續 1)

FNR \ FPR		0%	3%	6%	9%	12%	15%
Robust 0.9	0%	---	---	---	---	0.18-0.22	0.2-0.3
	3%	---	---	0.12-0.14	0.12-0.18	0.16-0.22	0.2-0.3
	6%	---	0.08	0.08-0.14	0.08-0.18	0.16-0.22	0.2-0.3
	9%	---	0.06-0.08	0.06-0.14	0.08-0.16	0.16-0.18	---
	12%	---	0.06-0.08	0.06-0.1	0.08-0.1	---	---
	15%	0.04	0.04-0.06	0.04-0.06	---	---	---
Robust 0.95	0%	---	---	---	---	0.18-0.2	0.2-0.28
	3%	---	---	0.12	0.12-0.16	0.16-0.2	0.2-0.28
	6%	---	0.08	0.08-0.12	0.1-0.16	0.16-0.2	0.2-0.28
	9%	---	0.06-0.08	0.06-0.12	0.1-0.16	0.16-0.18	---
	12%	---	0.06-0.08	0.06-0.1	0.1	---	---
	15%	0.04	0.04-0.06	0.04-0.06	---	---	---

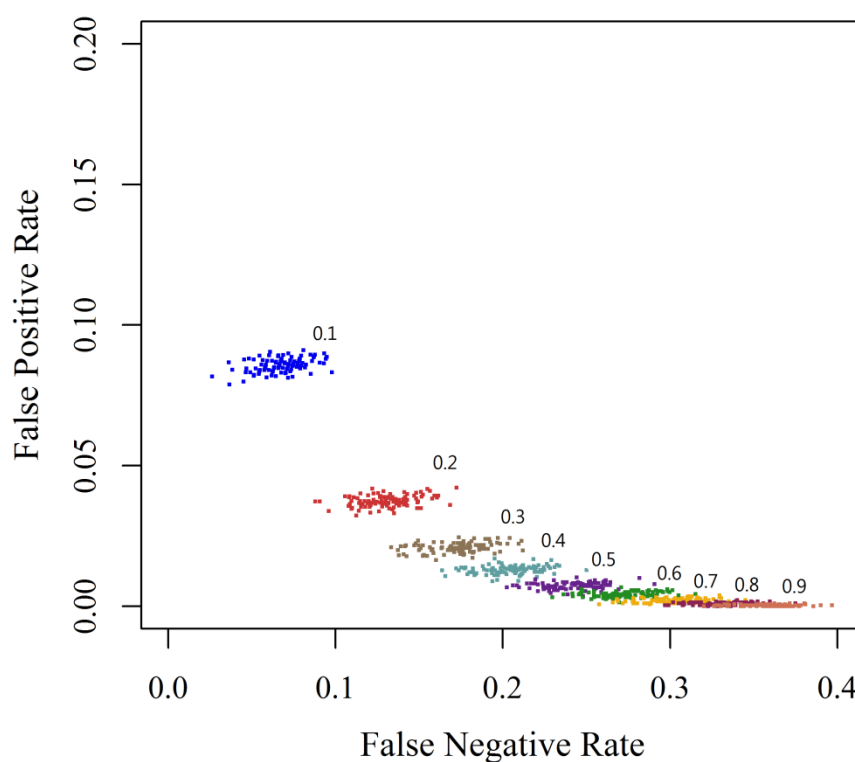


圖 28 以內梅羅指標為標準分析不同 cut-off 值下陰性率與偽陽性率所對應關係

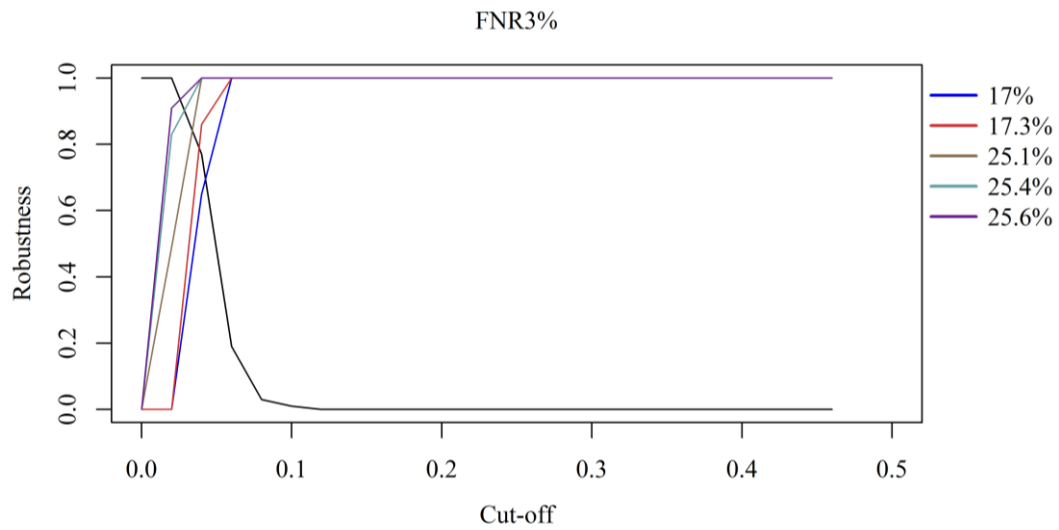


圖 29 以內梅羅指標為標準分析之偽陰性率 3%與臨界值所對應之穩健性函數 (穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

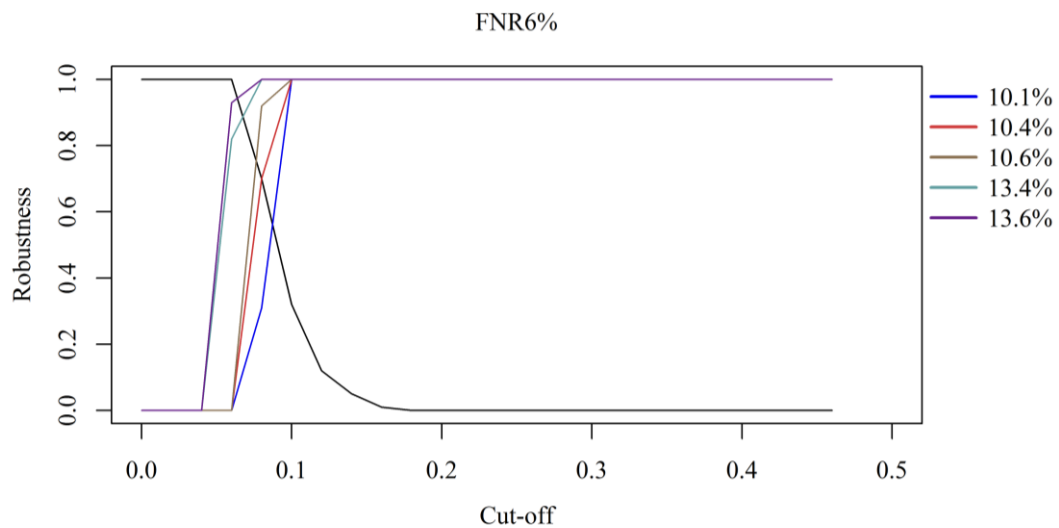


圖 30 以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 6%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

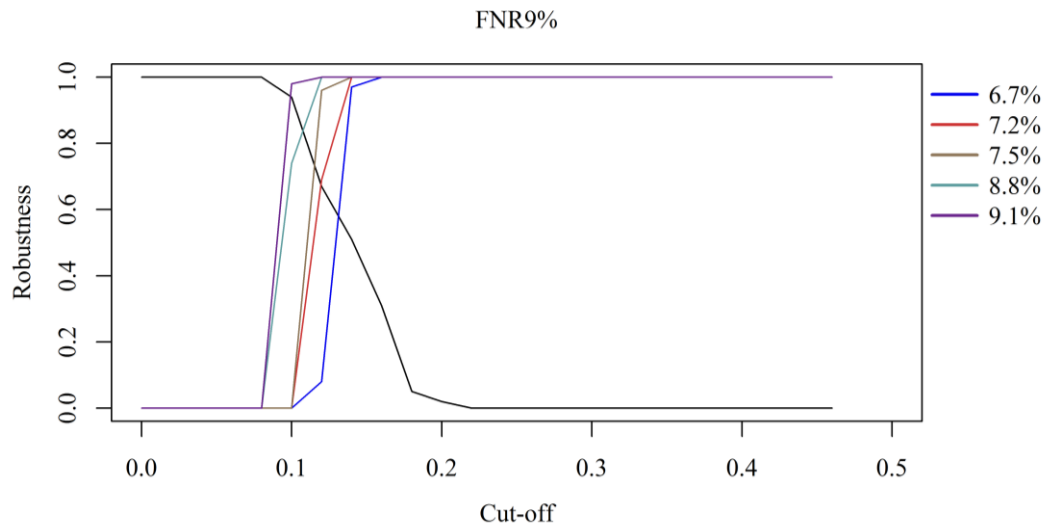


圖 31 以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 9%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

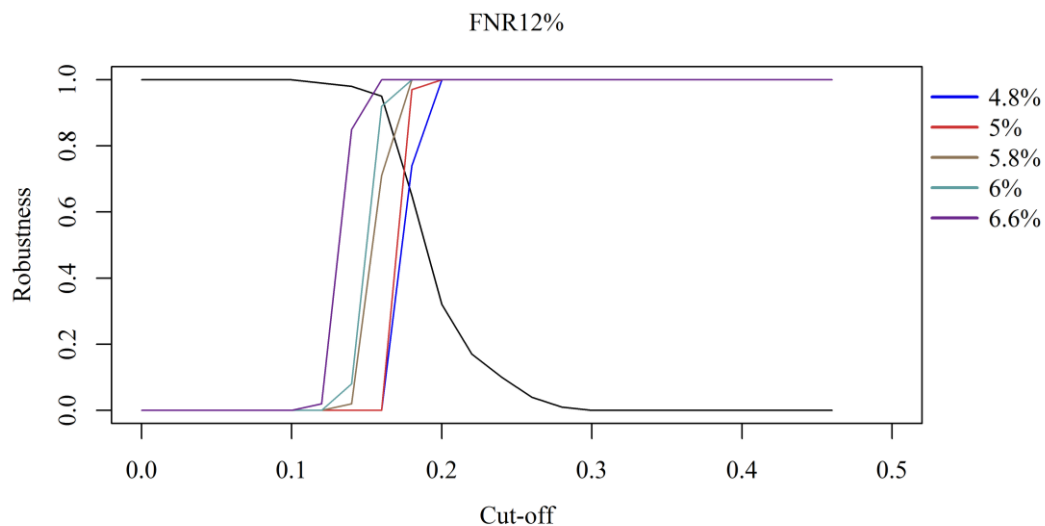


圖 32 以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 12%與臨界值所對應之穩健性函數(穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

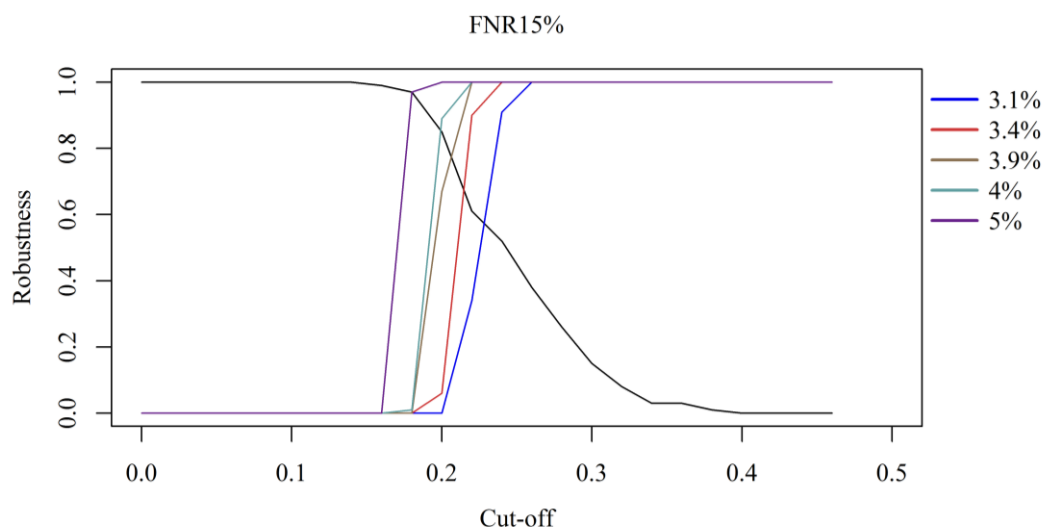


圖 33 以內梅羅指標為標準分析偽陰性率 15%與臨界值所對應之穩健性函數 (穩健性之對應值分別為 0.5 (藍), 0.6 (紅), 0.7 (棕), 0.8 (天空藍), 0.9 (紫), and 1.0 (綠)); FPR: 偽陽性率; FNR: 偽陰性率)

比較上述兩種不同污染地區判斷之方法所產生之決策分析結果，圖 16 (g)與圖 21(a)分別顯示根據 1000 組模擬的結果，在各灌溉小組中任何一重金屬超過背景濃度的比例，以及內梅羅指標超過 1 的比例，經觀察後可得知，兩者的分布情形非常一致，高比例的地區主要集中在彰化地區、桃園地區以及高雄地區，因此，根據可推論此兩種污染地區判定之方法所產生之決策分析結果的差異很微小，此外，此兩種結果與行政院環保署 2014 年委外所執行的全國重金屬高污染潛勢農地之管制及調查計畫的結果非常一致，該計畫指出土壤重金屬污染較嚴重的區域主要集中在彰化地區、桃園地區以及高雄地區，惟與本計畫不同的是，該計畫並未進行土壤重金屬污染的潛勢模擬，主要針對已調查的點進行決策分析，而本計畫針對現有調查資料進行空間模擬，產生 1000 組可能之土壤重金屬的分布，再根據 1000 組分布進行決策分析。就本計畫所提出的兩種方法之本質來討論，第一種方法以任何一重金屬超過背景濃度來當作污染區的判定準則，其主要將所有的重金屬污染的嚴重程度視為相同，只要任何一個重金屬污染濃度超過管制標準，則將該地區視為污染區，第二種方法以內梅羅指標超過 1(第三級污染)的標準來當作污染區的判定準則，其主要概念為整合多種土壤重金屬濃度與其評析基準值(背景濃度值)，不僅考慮污染項目平均值，並加權污染程度最大之項目，以突顯污染程度最大項目對結果之影響，以內梅羅指標超過 1 當作污染標準，可能會出

現其中一種重金屬污染剛好超過背景濃度，但卻不被視為污染區域的情形發生，例如：6種重金屬濃度與背景濃度的比例為0.1、0.1、0.1、0.1、0.1、1，則所計算出的內梅羅指標 <1 ，此時若以內梅羅指標超過1當作污染標準，並不會將此地區視為污染區，因此與第一種判斷方法有些許不同，但在本計畫的案例中，此情況不常發生，因此兩種方法所產生的結果只有些微的差異，此外，內梅羅指標能夠凸顯各地區污染程度的差異，當某地區中某種重金屬濃度遠高於背景濃度時，其所計算出的內梅羅指標會遠高於1，其污染程度並會被歸類為危害區(第五級污染)，但第一種以任何一重金屬超過背景濃度來當作污染區的判定準則之方法，無法量化各區域污染程度之差異，未來決策分析者能夠根據各種重金屬的毒性以及污染程度來決定採用哪種污染區域判定方法，例如在研究區域中有某種污染遠高於背景濃度的標準時，可採用內梅羅指標來量化污染的程度，以內梅羅指標超過2或3(第四級污染或第五級污染)的標準來當作污染區的判定準則，在有限的經費下，根據決策者能夠接受的偽陰性率(現實為污染地區但卻沒有整治的比例)以及偽陽性率(現實為未受污染地區但卻進行整治的比例)，作為整治區域規畫之參考，經確認是否為污染區及是否已進行整治之後，可依據評估結果與調查結果進行污染區域整治。

5.4 軟體說明會

本計畫於104年7月15日假台灣大學水工試驗所會議室，舉辦「土壤重金屬污染潛勢決策軟體說明會」，與會者包含各地環境保護局人員、學術研究人員、學生及顧問公司人員，簽到單詳見附件一。會中除了介紹計畫緣起、軟體開發目的(圖34)，也進行針對應用理論進行說明(圖35)，最後進行本計畫開發軟體操作示範(圖36)。



圖 34 計畫主持人介紹計畫緣起及軟體開發



圖 35 理論說明



圖 36 軟體操作示範

六、 結論與建議

- (1) 土壤重金屬的基本統計量分析結果，6 種重金屬鎘、鉻、銅、鎳、鉛與鋅之最大觀測濃度皆遠大於其平均濃度與中位數，且其標準差與 CV 值皆非常大，因此可推論此 6 種土壤重金屬濃度的分布為高度右偏的分布，再根據 6 種重金屬其偏高的峰度值可得知大部分的調查的濃度主要集中在濃度較小的分布中。
- (2) 土壤重金屬污染為多種重金屬混合之污染，且根據研究分析結果顯示，6 種土壤重金屬分布彼此之間存在著一定的(空間)相關性，因此若分別模擬每一種重金屬的污染情形，可能無法判斷或忽略不同重金屬之間原來的空間相關特性，因此本計畫藉由 U-WEDGE 去除 6 種土壤重金屬之間的相關性，以降低空間相關性對分析結果的影響，透過指標分析結果顯示，利用 U-WEDGE 產生之 6 個 U-WEDGE 因子間並無存在著任何的空間相關性，且 U-WEDGE 方法去除空間相關特性的效率高，顯示此法可有效的不同重金屬間的空間相關性，且幾乎完全保有原始資料(6 種土壤重金屬原始調查資料)彼此之間的相關性。
- (3) 本計畫結合 U-WEDGE 與逐步高斯模擬法模擬全台 6 種土壤重金屬濃度分布，並利用 leave-one-out cross validation 方法所驗證的結果顯示，各土壤重金屬濃度至少有 50% 的觀測點其模擬的方均根誤差小於其平均濃度，只有少部分的點位其方均根誤差大於其 2 倍的平均濃度，因此可將其視為有效的模擬。
- (4) 根據研究結果顯示，1000 組模擬之污染地區之內梅羅指標之標準差並不高，只有少數標準差較高的點位集中在彰化北部地區，其原因為該地區為未採樣之地區，且周圍地區採樣的濃度高低起伏較大，導致未採樣地區模擬之結果變異較大，建議環保署可針對此區域進行進一步的土壤重金屬採樣，以確定該區域之土壤重金屬污染情形，並可以作為後續研究之用。
- (5) 本計畫以灌溉小組為單位，以兩種不同標準判斷灌溉小組是否屬於污染區，第一種方法係根據行政院環保局所制定的土壤重金屬污染之背景濃度值，判斷各灌溉小組的土壤重金屬濃度是否超過背景濃度值，若某灌溉小組中任意一種土壤重金屬之濃度超過背景濃度，則將其視為污染地區，第二種方法則將內梅羅指標超過 1 的區域視為污染地區，並利用臨界值(cut-off)與各種重金屬的聯合機率(joint probability)討論重金屬污染的空間不確定性，結果顯示鉻重金屬在臨界值低(以重金屬濃度超過背景濃度比例時為 0.2，以內梅羅指標為標準時為 0.32)時空間上的聯合出現機率到達 1，除說明鉻污染的空間不確定性低外，且若將鉻污染出現頻率大於 0.2(以內梅羅指標為標準時為 0.32)的網格，設定為

需要進行污染監測或整治區域可靠度很高；但其他重金屬，如鎘，則需要較高的 cut-off 值才能達到較高的聯合出現機率，這與其污染的情形可能較為嚴重，且空間分布較為複雜，導致污染分布推估不易模擬有關，而此結果亦說明，因空間不確定性較高，將這些污染出現頻率較大的區域制定為需要進行污染監測或整治區域，有可能發生整治區域之污染的濃度低於管制標準的情形。

- (6) 根據 6 種重金屬其各自的聯合機率(joint probability)，可得知各重金屬在污染之地區的空間不確定性，以便於觀察土壤重金屬整治之臨界值與偽陰性以及偽陽性之間的關係。
- (7) 本計畫利用重金屬濃度超過背景濃度的比例，以及內梅羅指標超過 1 的區域，分析各灌溉小組土壤重金屬濃度污染情形，判斷其是否屬於污染地區，並進行土壤重金屬污染整治的決策分析，結果顯示隨著臨界值的上升，偽陰性率逐漸增加，而偽陽性率則逐漸下降，表示當臨界值上升，確實受到污染但卻沒有進行整治的區域的數量會增加，而未受到污染但卻進行整治的區域的數量會減少，而隨著 robustness 的需求上升，當偽陰性率以及偽陽性率固定的情況下，滿足條件的臨界值的範圍會逐漸縮小，整體而言，當偽陰性率逐漸上升時，此時偽陽性不需要太高就能對應較高的穩健性。
- (8) 本計畫根據 1000 組模擬的結果，分別利用重金屬濃度超過背景濃度的比例，以及內梅羅指標超過 1 的區域，來進行土壤重金屬污染整治的決策分析，雖然兩種污染區域判定方式之特性不相同，但兩者所產生之污染整治區域的結果卻相當一致。因此未來決策分析者能夠根據各種重金屬的毒性以及污染程度來決定採用哪種污染區域判定方法，根據決策者能夠接受的偽陰性率(現實為污染地區但卻沒有整治的比例)以及偽陽性率(現實為未受污染地區但卻進行整治的比例)，作為整治區域規畫之參考，經確認是否為污染區及是否已進行整治之後，可依據評估結果與調查結果進行污染區域整治。
- (9) 土壤重金屬污染潛勢預測之步驟較為繁瑣，本計畫所發展之軟體已整合評估土壤重金屬污染潛勢預測所需之工具與方法，利用 R 語言撰寫程式，並嵌入 QGIS2.4.0 運行，可提供研究人員及政府單位同時考慮多種重金屬的情況，來產生多組不同的土壤重金屬分布情境與決策分析。
- (10) 建議環保署針對高不確定的區域進行進一步的土壤重金屬濃度的採樣，以及高整治順序的地區優先進行土壤監測或整治。

七、 參考文獻

1. Ahmed, S. H., El Sheikh, E. M., & Morsy, A. M. A. (2014). Potentiality of uranium biosorption from nitric acid solutions using shrimp shells. *Journal of environmental radioactivity*, 134, 120-127.
2. Alloway, B. J., & Alloway, B. J. (Eds.). (1995). Heavy metals in soils.
3. Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical analysis*, 27(2), 93-115.
4. Chen, T. B., Wong, J. W. C., Zhou, H. Y., & Wong, M. H. (1997). Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental pollution*, 96(1), 61-68.
5. Gray, C. W., McLaren, R. G., & Roberts, A. H. (2003). Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils. *Science of the total environment*, 305(1), 105-115.
6. Bandhu, H. K., Puri, S., Garg, M. L., Singh, B., Shahi, J. S., Mehta, D., ... & Singh, N. (2000). Elemental composition and sources of air pollution in the city of Chandigarh, India, using EDXRF and PIXE techniques. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 160(1), 126-138. B
7. Bard Y (1974) Non-linear parameter estimation. Academic Press, New York.
8. Belskii, E. A., Lugas' Kova, N. V., & Karfidova, A. A. (2005). Reproductive parameters of adult birds and morphophysiological characteristics of chicks in the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca* Pall.) in technogenically polluted habitats. *Russian Journal of Ecology*, 36(5), 329-335.
9. Bel'skii, E. A., & Lyakhov, A. G. (2003). Response of the avifauna to technogenic environmental pollution in the southern taiga zone of the Middle Urals. *Russian journal of ecology*, 34(3), 181-187.
10. Bengtsson, G., Nordström, S., & Rundgren, S. (1983). Population density and tissue metal concentration of lumbricids in forest soils near a brass mill. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 30(2), 87-108.

11. Ben-Haim, Y. (2001). Information-gap decision theory: decisions under severe uncertainty. Academic Pr.
12. Beyer, W. N., & Storm, G. (1995). Ecotoxicological damage from zinc smelting at Palmerton, Pennsylvania. *Handbook of ecotoxicology*, 509-608..
13. Bjuhr, J. (2007). Trace Metals in Soils Irrigated with Waste Water in a Periurban Area Downstream Hanoi City, Vietnam, Seminar Paper.
14. Boots, B. (2002). Local measures of spatial association. *Ecoscience*, 9(2), 168-176.
15. Boucher A, Dimitrakopoulos R (2009) Block-support simulation of multiple correlated variables. *Math Geosci* 41:215–237
16. Bowie, S. H. V., & Thornton, I. (1985). Environmental geochemistry and health. Report to the Royal Society's British National Committee for problems of the environment. D. Reidel Publishing Company.
17. Buerger, T. T., Mirarchi, R. E., & Lisano, M. E. (1986). Effects of lead shot ingestion on captive mourning dove survivability and reproduction. *The Journal of wildlife management*, 1-8.
18. Burgman, M.A. Robust decision-making under severe uncertainty for conservation management. *Ecol. Appl.* 2005, 15, 1471–1477.
19. Cai, Q., Long, M. L., Lui, J., Zhu, M., Zhou, Q. Z., Deng, Y. D., ... & Tain, Y. J. (2008). Correlation between heavy metal concentration in cattle tissues and rearing environment. *Chinese J. of Ecol*, 27(02), 202-207.
20. Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Parkin, T. B., Karlen, D. L., Novak, J. M., Turco, R. F., & Konopka, A. E. (1994). Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1501-1511.
21. Chen et al., 1997 T.B. Chen, W.J.C. Wong, H.Y. Zhou, M.H. Wong Chen, T. B., Zheng, Y. M., Lei, M., Huang, Z. C., Wu, H. T., Chen, H., ... & Tian, Q. Z. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60(4), 542-551.

22. Cid, F. D., Gatica-Sosa, C., Antón, R. I., & Caviedes-Vidal, E. (2009). Contamination of heavy metals in birds from Embalse La Florida (San Luis, Argentina). *Journal of Environmental Monitoring*, 11(11), 2044-2051.
23. Culbard, E. B., Thornton, I., Watt, J., Wheatley, M., Moorcroft, S., & Thompson, M. (1988). Metal contamination in British urban dusts and soils. *Journal of environmental quality*, 17(2), 226-234.
24. Cyrys, J., Stölzel, M., Heinrich, J., Kreyling, W. G., Menzel, N., Wittmaack, K., ... & Wichmann, H. (2003). Elemental composition and sources of fine and ultrafine ambient particles in Erfurt, Germany. *Science of the Total Environment*, 305(1), 143-156.
25. Dale, M. R., & Fortin, M. J. (2002). Spatial autocorrelation and statistical tests in ecology. *Ecoscience*, 9(2), 162-167.
26. D'amore, J. J., Al-Abed, S. R., Scheckel, K. G., & Ryan, J. A. (2005). Methods for speciation of metals in soils. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1707-1745.
27. David M (1988) Handbook of applied advance geostatistical ore reserve estimation. Elsevier, Amsterdam
28. De Lange, H. J., Lahr, J., Van der Pol, J. J., & Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in wildlife: Application of a species-ranking method to food chains and habitats. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(12), 2875-2880.
29. Derome, J., & Nieminen, T. (1998). Metal and macronutrient fluxes in heavy-metal polluted Scots pine ecosystems in SW Finland. *Environmental Pollution*, 103(2), 219-228.
30. Desbarats JA, Dimitrakopoulos R (2000) Geostatistical simulation of regionalized pore-size distributions using Min/Max autocorrelation factors. *Math Geol* 32:919–942
31. Clayton, V. D., & Andre, G. J. (1997). GSLIB—Geostatistical software library and user's guide.
32. DeVolder, P. S., Brown, S. L., Hesterberg, D., & Pandya, K. (2003). Metal bioavailability and speciation in a wetland tailings repository amended with biosolids compost, wood ash, and sulfate. *Journal of environmental quality*, 32(3), 851-864.

33. Eeva, T., & Lehikoinen, E. (1995). Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia*, 102(3), 312-323.
34. Eeva, T., & Lehikoinen, E. (2000). Pollution: Recovery of breeding success in wild birds. *Nature*, 403(6772), 851-852.
35. Eeva, T., & Lehikoinen, E. (2004). Rich calcium availability diminishes heavy metal toxicity in Pied Flycatcher. *Functional Ecology*, 18(4), 548-553.
36. Efron, B., & Efron, B. (1982). The jackknife, the bootstrap and other resampling plans (Vol. 38). Philadelphia: Society for industrial and applied mathematics.
37. Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 677.
38. Emery, X. (2009). The kriging update equations and their application to the selection of neighboring data. *Computational Geosciences*, 13(3), 269-280.
39. Fang, S. B., Jia, X. B., Yang, X. Y., Li, Y. D., & An, S. Q. (2012). A method of identifying priority spatial patterns for the management of potential ecological risks posed by heavy metals. *Journal of hazardous materials*, 237, 290-298.
40. Fox, G. A., Collins, B., Hayakawa, E., Weseloh, D. V., Ludwig, J. P., Kubiak, T. J., & Erdman, T. C. (1991). Reproductive outcomes in colonial fish-eating birds: A biomarker for developmental toxicants in Great Lakes food chains: II. Spatial variation in the occurrence and prevalence of bill defects in young Double-crested Cormorants in the Great Lakes, 1979–1987. *Journal of Great Lakes Research*, 17(2), 158-167.
41. Franco, C., Soares, A., & Delgado, J. (2006). Geostatistical modelling of heavy metal contamination in the topsoil of Guadiamar river margins (S Spain) using a stochastic simulation technique. *Geoderma*, 136(3), 852-864.
42. Gilyazov, A. S. (1992, April). Air pollution impact on the bird communities of the Lapland Biosphere Reserve. In *Aerial pollution in Kola Peninsula. Proceedings of the international workshop* (pp. 383-390).
43. Goovaerts P (1993) Spatial orthogonality of the principal components computed from coregionalized variables. *Math Geol* 25(3):281–302

44. Goovaerts, P. (2001). Geostatistical modelling of uncertainty in soil science. *Geoderma*, 103(1), 3-26.
45. Goovaerts, P. (2009). Medical geography: a promising field of application for geostatistics. *Mathematical Geosciences*, 41(3), 243-264.
46. Gordon, A., Simondson, D., White, M., Moilanen, A., & Bekessy, S. A. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. (2009) *Landscape and Urban Planning*, 91(4), 183-194.
47. Gorissen, L., Snoeijs, T., Van Duyse, E., & Eens, M. (2005). Heavy metal pollution affects dawn singing behaviour in a small passerine bird. *Oecologia*, 145(3), 504-509.
48. Graveland, J., & Drent, R. H. (1997). Calcium availability limits breeding success of passerines on poor soils. *Journal of Animal Ecology*, 279-288.
49. Gray, C. W., McLaren, R. G., & Roberts, A. H. (2003). Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils. *Science of the total environment*, 305(1), 105-115.
50. Harp, D. R., & Vesselinov, V. V. (2013). Contaminant remediation decision analysis using information gap theory. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 27(1), 159-168.
51. Hayes, K. R., Barry, S. C., Hosack, G. R., & Peters, G. W. (2013). Severe uncertainty and info-gap decision theory. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(7), 601-611.
52. Hofer, C., Borer, F., Bono, R., Kayser, A., & Papritz, A. (2013). Predicting topsoil heavy metal content of parcels of land: An empirical validation of customary and constrained lognormal block kriging and conditional simulations. *Geoderma*, 193, 200-212.
53. Hsu, M. J., Selvaraj, K., & Agoramoorthy, G. (2006). Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota. *Environmental Pollution*, 143(2), 327-334.
54. Hu, K. L., Zhang, F. R., Li, H., Huang, F., & Li, B. G. (2006). Spatial patterns of soil heavy metals in urban-rural transition zone of Beijing. *Pedosphere*, 16(6), 690-698.

55. Huo, X. N., Li, H., Sun, D. F., Zhou, L. D., & Li, B. G. (2012). Combining geostatistics with Moran's I analysis for mapping soil heavy metals in Beijing, China. *International journal of environmental research and public health*, 9(3), 995-1017.
56. Huo, X. N., Zhang, W. W., Sun, D. F., Li, H., Zhou, L. D., & Li, B. G. (2011). Spatial pattern analysis of heavy metals in Beijing agricultural soils based on spatial autocorrelation statistics. *International journal of environmental research and public health*, 8(6), 2074-2089.
57. ISO 690
58. Ives, A. R., & Cardinale, B. J. (2004). Food-web interactions govern the resistance of communities after non-random extinctions. *Nature*, 429(6988), 174-177.
59. Jones, L. H. P., & Jarvis, S. C. (1981). The fate of heavy metals. The chemistry of soil processes, 593-620.
60. Juang, K. W., Chen, Y. S., & Lee, D. Y. (2004). Using sequential indicator simulation to assess the uncertainty of delineating heavy-metal contaminated soils. *Environmental Pollution*, 127(2), 229-238.
61. Kaasalainen, M., & Yli-Halla, M. (2003). Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils. *Environmental Pollution*, 126(2), 225-233.
62. Kabata-Pendias, A. (2010). Trace elements in soils and plants. CRC press.
63. Kim, J., Shin, J. R., & Koo, T. H. (2009). Heavy metal distribution in some wild birds from Korea. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 56(2), 317-324.
64. Part-zn, K. K. (1983). Statistical Estimation of Polynomial Generalized Covariance Functions and Hydrologic Applications.
65. Koivunen, V., Eeva, T., & Hakkarainen, H. Population densities of forest birds along a heavy metal pollution gradient.
66. Korteling, B., Dessai, S., & Kapelan, Z. (2013). Using information-gap decision theory for water resources planning under severe uncertainty. *Water resources management*, 27(4), 1149-1172.

67. Kuo, S. A., Heilman, P. E., & Baker, A. S. (1983). DISTRIBUTION AND FORMS OF COPPER, ZINC, CADMIUM, IRON, AND MANGANESE IN SOILS NEAR A COPPER SMELTER¹. *Soil Science*, 135(2), 101-109.
68. Larison, J. R., Likens, G. E., Fitzpatrick, J. W., & Crock, J. G. (2000). Cadmium toxicity among wildlife in the Colorado Rocky Mountains. *Nature*, 406(6792), 181-183.
69. Lark, R. M., & Webster, R. (2006). Geostatistical mapping of geomorphic variables in the presence of trend. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(7), 862-874.
70. Lasat, M. M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2(5), 1-25.
71. Leharne, S., Charlesworth, D., & Chowdhry, B. (1992). A survey of metal levels in street dusts in an inner London neighbourhood. *Environment International*, 18(3), 263-270.
72. Levitt, J. (1980). *Responses of Plants to Environmental Stresses*, 2nd Edn, vol. 2. Academic Press, New York .
73. Li, X., Liu, L., Wang, Y., Luo, G., Chen, X., Yang, X., ... & He, X. (2013). Heavy metal contamination of urban soil in an old industrial city (Shenyang) in Northeast China. *Geoderma*, 192, 50-58.
74. Li, W., Xu, B., Song, Q., Liu, X., Xu, J., & Brookes, P. C. (2014). The identification of 'hotspots' of heavy metal pollution in soil–rice systems at a regional scale in eastern China. *Science of The Total Environment*, 472, 407-420.
75. Li, X., Poon, C. S., & Liu, P. S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16(11), 1361-1368.
76. Lin, Y. P., Cheng, B. Y., Shyu, G. S., & Chang, T. K. (2010). Combining a finite mixture distribution model with indicator kriging to delineate and map the spatial patterns of soil heavy metal pollution in Chunghua County, central Taiwan. *Environmental Pollution*, 158(1), 235-244.
77. Lin, Y. P., Chu, H. J., Huang, Y. L., Cheng, B. Y., & Chang, T. K. (2011). Modeling spatial uncertainty of heavy metal content in soil by conditional Latin hypercube sampling and geostatistical simulation. *Environmental Earth Sciences*, 62(2), 299-311.

78. Lin, Y. P., Lin, W. C., Li, M. Y., Chen, Y. Y., Chiang, L. C., & Wang, Y. C. (2014). Identification of spatial distributions and uncertainties of multiple heavy metal concentrations by using spatial conditioned Latin Hypercube sampling. *Geoderma*, 230, 9-21.
79. Lloyd, C. D., & Atkinson, P. M. (2001). Assessing uncertainty in estimates with ordinary and indicator kriging. *Computers & Geosciences*, 27(8), 929-937.
80. Lombi, E., & Gerzabek, M. H. (1998). Determination of mobile heavy metal fraction in soil: results of a pot experiment with sewage sludge. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 29(17-18), 2545-2556.
81. Lopes JA, Rosas CF, Fernandes JB, Vanzela GA (2011) Risk quantification in grade tonnage curves and resource categorization in a lateritic Nickel deposit using geologically constrained joint conditional simulation. *J Min Sci* 47:166–176
82. Luo, J., Ye, Y., Gao, Z., Wang, Y., & Wang, W. (2014). Characterization of Heavy Metal Contamination in the Habitat of Red-Crowned Crane (*Grus japonensis*) in Zhalong Wetland, Northeastern China. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 1-7.
83. Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., ... & Giraudoux, P. (2010). Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, 158(6), 2294-2301.
84. Mamat, Z., Yimit, H., Ji, R. Z. A., & Eziz, M. (2014). Source identification and hazardous risk delineation of heavy metal contamination in Yanqi basin, northwest China. *Science of The Total Environment*, 493, 1098-1111.
85. Matrosov, E. S., Woods, A. M., & Harou, J. J. (2013). Robust decision making and info-gap decision theory for water resource system planning. *Journal of Hydrology*, 494, 43-58.
86. McClintock, N. (2012). Assessing soil lead contamination at multiple scales in Oakland, California: Implications for urban agriculture and environmental justice. *Applied Geography*, 35(1), 460-473.

87. Meybeck, M., Horowitz, A. J., & Grosbois, C. (2004). The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index. *Science of the total environment*, 328(1), 219-236.
88. Moilanen, A. and H. Kujala. Zonation spatial conservation planning framework and software v. 2.0. (2008) User manual, 136 pp.
89. Moilanen, A., & Wintle, B. A. (2006). Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve networks. *Biological Conservation*, 129(3), 427-434.
90. Mueller, U. A., & Ferreira, J. (2012). The U-WEDGE transformation method for multivariate geostatistical simulation. *Mathematical Geosciences*, 44(4), 427-448.
91. Mueller, U. Spatial decorrelation methods: beyond MAF and PCA.
92. Notten, M. J. M., Oosthoek, A. J. P., Rozema, J., & Aerts, R. (2005). Heavy metal concentrations in a soil–plant–snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental Pollution*, 138(1), 178-190.
93. Olea, R. A., & Pardo-Igúzquiza, E. (2011). Generalized bootstrap method for assessment of uncertainty in semivariogram inference. *Mathematical geosciences*, 43(2), 203-228.
94. O'Malley, D., & Vesselinov, V. V. (2014). Groundwater remediation using the information gap decision theory. *Water Resources Research*, 50(1), 246-256.
95. Overmars, K. P., De Koning, G. H. J., & Veldkamp, A. (2003). Spatial autocorrelation in multi-scale land use models. *Ecological Modelling*, 164(2), 257-270.
96. Pankakoski, E., Koivisto, I., Hyvärinen, H., Terhivuo, J., & Tähkä, K. M. (1994). Experimental accumulation of lead from soil through earthworms to common shrews. *Chemosphere*, 29(8), 1639-1649.
97. Pardo-Igúzquiza, E., & Olea, R. A. (2012). VARBOOT: A spatial bootstrap program for semivariogram uncertainty assessment. *Computers & Geosciences*, 41, 188-198.
98. Pardo-Igúzquiza, E., Olea, R. A., & Dowd, P. A. (2014). Semi-Variogram Model Inference Using a Median Bootstrap Statistics. In *Mathematics of Planet Earth* (pp. 79-82). Springer Berlin Heidelberg.

99. Piegat, A.; Tomaszewska, K. Decision-making under uncertainty using info-gap theory and a new multi-dimensional rdm interval arithmetic. *Electrotech. Rev.* 2013, 89, 71-76.
100. Pierzynski, G. M., Vance, G. F., & Sims, J. T. (2005). *Soils and environmental quality*. CRC press.
101. Poissant, L., Zhang, H. H., Canario, J., & Constant, P. (2008). Critical review of mercury fates and contamination in the arctic tundra ecosystem. *Science of the total environment*, 400(1), 173-211.
102. Qu, M., Li, W., & Zhang, C. (2013). Assessing the risk costs in delineating soil nickel contamination using sequential Gaussian simulation and transfer functions. *Ecological Informatics*, 13, 99-105.
103. Qu, M., Li, W., & Zhang, C. (2014). Spatial Distribution and Uncertainty Assessment of Potential Ecological Risks of Heavy Metals in Soil Using Sequential Gaussian Simulation. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(3), 764-778.
104. Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural systems for waste management and treatment* (No. Ed. 2). McGraw-Hill, Inc..
105. Regan, H. M., Ben-Haim, Y., Langford, B., Wilson, W. G., Lundberg, P., Andelman, S. J., & Burgman, M. A. (2005). Robust decision-making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications*, 15(4), 1471-1477.
106. Rodríguez Martín, J. A., Arias, M. L., & Grau Corbí, J. M. (2006). Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geoestatistical methods to study spatial variations. *Environmental Pollution*, 144(3), 1001-1012.
107. Rodriguez, J. A., Nanos, N., Grau, J. M., Gil, L., & Lopez-Arias, M. (2008). Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils. *Chemosphere*, 70(6), 1085-1096.
108. Rondon, O. (2012). Teaching aid: minimum/maximum autocorrelation factors for joint simulation of attributes. *Mathematical Geosciences*, 44(4), 469-504.

109. Saby, N., Arrouays, D., Boulonne, L., Jolivet, C., & Pochot, A. (2006). Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France. *Science of the total environment*, 367(1), 212-221.
110. Shalizi, C. (2010). The bootstrap. *American Scientist* 90, 186–190.
111. Shi, J., Wang, H., Xu, J., Wu, J., Liu, X., Zhu, H., & Yu, C. (2007). Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China. *Environmental Geology*, 52(1), 1-10.
112. Sollitto, D., Romic, M., Castrignanò, A., Romic, D., & Bakic, H. (2010). Assessing heavy metal contamination in soils of the Zagreb region (Northwest Croatia) using multivariate geostatistics. *Catena*, 80(3), 182-194.
113. Sposito, G., & Page, A. L. (1984). Cycling of metal ions in the soil environment. *Metal ions in biological systems*, 18, 287-332.
114. Stewart, R. N., & Purucker, S. T. (2011). An environmental decision support system for spatial assessment and selective remediation. *Environmental Modelling & Software*, 26(6), 751-760.
115. Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X., & Liu, R. (2010). Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of hazardous materials*, 174(1), 455-462.
116. Eeva, T., Ahola, M., & Lehtikoinen, E. (2009). Breeding performance of blue tits (< i> Cyanistes caeruleus</i>) and great tits (< i> Parus major</i>) in a heavy metal polluted area. *Environmental pollution*, 157(11), 3126-3131.
117. Tajvidi, E., Monjezi, M., Asghari, O., Emery, X., & Foroughi, S. (2013). Application of joint conditional simulation to uncertainty quantification and resource classification. *Arabian Journal of Geosciences*, 1-9.
118. Tam, N. F. Y., Liu, W. K., Wong, M. H., & Wong, Y. S. (1987). Heavy metal pollution in roadside urban parks and gardens in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 59, 325-328.
119. Thompson, M. (1999). Sampling: the uncertainty that dares not speak its name. *J. Environ. Monit.*, 1(1), 19N-21N.

120. Vargas-Guzman JA, Dimitrakopoulos R (2003) Computational properties of min/max autocorrelation factors. *Comput Geosci* 29:715–723
121. Wackernagel, H. (2003). *Multivariate geostatistics*. Springer.
122. Zhang, C. (2006). Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environmental pollution*, 142(3), 501-511.
123. Zhang, C., Luo, L., Xu, W., & Ledwith, V. (2008). Use of local Moran's I and GIS to identify pollution hotspots of Pb in urban soils of Galway, Ireland. *Science of the total environment*, 398(1), 212-221.
124. Zhang, C., & McGrath, D. (2004). Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma*, 119(3), 261-275.
125. Zhao, Y., Xu, X., Sun, W., Huang, B., Darilek, J. L., & Shi, X. (2008). Uncertainty assessment of mapping mercury contaminated soils of a rapidly industrializing city in the Yangtze River Delta of China using sequential indicator co-simulation. *Environmental monitoring and assessment*, 138(1-3), 343-355.
126. Zhong, B., Liang, T., Wang, L., & Li, K. (2014). Applications of stochastic models and geostatistical analyses to study sources and spatial patterns of soil heavy metals in a metalliferous industrial district of China. *Science of The Total Environment*, 490, 422-434.
127. 行政院環保署，2012，全國重金屬高污染潛勢農地之管制及調查計畫。
128. 行政院環保署，2014，全國重金屬高污染潛勢農地之管制及調查計畫（第2期）。
129. 吳先琪，吳曉芬，1997，污染土壤之危害分析，第五屆土壤污染防治研討會論文集，第119-142頁。
130. 呂世宗、張嵩林、洪正中、易國禎。1984。台灣鎘、鉛污染區水質、泥土及稻米含鎘、鉛量之追蹤調查。台灣省環境保護局報告。
131. 李達源, & 莊愷瑋，2003，應用地理統計界定污染場址中之污染範圍。
132. 邱鼎翔，1999，彰化地區土壤重金屬污染之探討，台灣大學農業工程學研究所碩士論文。

133. 張尊國,張丕宇,2004,桃園縣蘆竹鄉中福鎘污染區土地細密調查與廠址列管計畫,桃園縣政府環境保護局、中鼎工程股份有限公司。
134. 陳賜章,2001,台南縣受重金屬污染農地土壤復育成效之追蹤,屏東科技大學環境工程與科學系碩士學位論文
135. 蔡志偉,2003。以協同因子克利金法分析土壤重金屬濃度空間變異之來源,台灣大學生物環境系統工程學系碩士論文。
136. 鄭百佑,2006,應用地理統計及空間尺度轉換於污染地區特徵分析與台灣地區重金屬污染場址復育驗收準則探討. 臺灣大學生物環境系統工程學研究所學位論文。

附錄一 軟體說明會簽到表

QGIS土壤重金屬污染潛勢決策軟體說明會 簽到表			
會議時間：2015年7月15日(星期三) 上午10時至12時			
會議地點：國立臺灣大學水工試驗所 204會議室			
編號	姓名	單位/職稱	簽到
1	方文村	農業工程研究中心/研究員	方文村
2	王俊傑	艾奕康公司/資深專案工程師	王俊傑
3	李奕賢	國立中央大學/研究生	李奕賢
4	李唯祺	中央大學研究生	李唯祺
5	林子平	臺大生工系/學生	
6	林書志	臺大生工系/學生	林書志
7	林淇平	中央大學應用地質所/研究生	林淇平
8	林裕彬	國立臺灣大學生工系/教授	林裕彬
9	林慧庭	台灣大學生工系/研究助理	林慧庭
10	施俊宏	嘉義縣環境保護局/約用人員	施俊宏
11	張芳慈	中原大學生環系 學生	張芳慈
12	許嘉君	高雄市政府環境保護局	許嘉君
13	連宛滄	國立臺灣大學 博士後研究員	連宛滄
14	郭仲毅	臺北市環保局/約用	郭仲毅
15	陳文祥 許瑜玲	新北市環境保護局/約用人員 科員	許瑜玲
16	陳珮琦	台大生工系/學生	陳珮琦
17	黃成甲	國立聯合大學 博士後研究員	黃成甲
18	黃浚璋	國立臺灣大學生工系	黃浚璋
19	黃碧玲	臺南市環保局	黃碧玲
20	潘宣孝	基隆市環保局/約僱人員	

QGIS土壤重金屬污染潛勢決策軟體說明會
簽到表

會議時間：2015年7月15日(星期三)上午10時至12時

會議地點：國立臺灣大學水工試驗所 204會議室

編號	姓名	單位/職稱	簽到
21	葉佳珉	環興科技	葉佳珉
22	張琳英	環興科技	張琳英
23	吳國喜	仁境企業	吳國喜
24			
25			
26			
27			
28			
29			
30			
31			
32			
33			
34			
35			
36			
37			
38			
39			
40			