

行政院環境保護署

106 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

應用粒徑篩選及植生復育整治 重金屬鉛銅污染土壤

期末報告（定稿）

主辦單位： 行政院環境保護署

計畫執行單位：朝陽科技大學／環境工程與管理系

計畫主持人：章日行 教授

計畫執行期間：106 年 1 月 9 日起至

106 年 11 月 30 日

中華民國 106 年 12 月 印製

「106 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	106 年度	專案類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗
計畫主持人	章日行	研究類別	☒ 整治 ☐ 評估 ☐ 預防 ☐ 自訂
計畫名稱	應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤		
專案連絡人	章日行	連絡專線	0919-968026
委員 1			
1. 本專案對未來土壤及地下水污染調查及整治工作推動有所貢獻。 (1) 以食用作物為植生復育的植物，不易理解其意義。 (2) 先植生復育再採粒徑分離的意義為何？		1. 感謝委員肯定。 (1) 感謝委員指教。根據文獻顯示，在現地進行整治時，玉米屬較容易栽種與管理的作物，不僅植株壯碩且玉米收穫率較高，此外，玉米亦具有作為生質能源的潛力，故本計畫使用玉米作物進行整治。 (2) 感謝委員指教。本計畫擬先透過植生復育技術能將可溶性與交換性型態的重金屬儘快移除，根據之前結果顯示，移除效率可達到5~10%，接著透過粒徑分離的方式將土壤中其他型態的重金屬移除，期待於短時間內可有效去除土壤的重金屬。	
2. 本專案預估之成果績效不易評估。 (1) 是擬發揮植生復育的最大成效或是發揮粒徑分離的最大成效？ (2) 由國內的經驗(含計畫主持人)可知，植生復育成效緩慢，本計畫的主要成效該是粒徑分離，粒徑分離國內已有數處實場進行中，建議參考。		2. 感謝委員指教。 (1) 感謝委員指教。本計畫擬發揮植生復育對可溶性與交換性型態的重金屬最大移除成效，再結合粒徑分離對土壤中氧化物、有機物及殘餘型態重金屬的最大移除成效，進而建立符合實際應用的土壤重金屬整治技術。 (2) 感謝委員指教。委員提及之建議，本計畫將於未來進行參考國內已有數處實場案例。	
3. 研究方法可行，對未來實場應用性的說明似不具體。 (1) 直接粒徑分離與先植生復育再粒徑分離的主要異同與優缺點為何？		3. 感謝委員指教。 (1) 感謝委員指教。本計畫利用植生復育技術可保存土壤原有特性，整治幾乎不需要設備及工作人員。但僅透過先植生復育的方式需要長時間的處理才能達到整治目標。而粒徑分離雖然快速移除土壤中細顆粒的重金屬，但無法去除粗顆粒土壤的重金屬，因此，結合2項技術具有互補的整治作用，具有實場應用潛力。	

(2) 擬提供試驗的土壤質地與重金屬形態是否有效的藉由植生復育移除重金屬污染物? 計畫主持人已有數年的經驗，其成效均不理想，本計畫仍擬持續探討植生復育? (3) 粒徑分離：國內的經驗顯示粒徑分離的成效視土壤質地而定，黏粒與砂粒較高的土壤，粒徑分離後需進一步處置的“污泥”量仍多，建議彙整國內的經驗。 4. 預期成果評估原則與評估條件的說明似不具體。 5. 專案經費編列略高(如人事費編列)。	(2) 感謝委員指教。本計畫預計試驗之現地污染土壤之物化特性與重金屬形態已於修正計畫書中進行補充。過去研究計畫能有效去除土壤重金屬，但其整治成本較不具市場競爭力，因此，本年度計畫嘗試尋求更低成本的整治技術。 (3) 感謝委員指教。委員提及土壤質地對於粒徑分離後的影響，未來會彙整國內的經驗進行補充及比較。 4. 感謝委員指教。有關評估原則與評估條件未來於執行計畫時進行補充說明。 5. 感謝委員指教。有關專案經費編列部分已於修正計畫書中進行調整。
委員 2	
1. 申請人擬結合物理粒徑分離方法與植生復育法，進行重金屬污染場址整治，兩者均為土壤重金屬重要減量或分離濃縮的方法，其中物理分離方法尤其成本較低，若能適度結合，應具有應用性。 2. 本研究擬結合粒徑分離及植生攝取兩方法，進行受重金屬污染土壤之整治。研究內容包括污染土壤特性及重金屬與粒徑之關係分析、玉米種植實驗及鉛去除效率、分選後之土壤與種植及重金屬去除實驗、土壤肥力實驗、經濟效益評析等，整體實驗工作及內容多；所獲結果雖較無學理上之創新，但具實務參考價值。 3. 本計畫文獻回顧、及實驗規劃清楚，完成可行性高；惟對於國內已有實場用粒徑分離技術、以降低污染土壤處量之案例較無介紹，雖然該場址為有機污染物但其部分原理仍可做參考。 4. 粒徑分離及植生攝取法，兩者一為現地、一為離地方法，兩者間如何結合，應說明清楚、或成為後續探討重點。另經篩選之土壤，其透水、透氣性明顯將會改變，如何回復其原農業利用，建議應討論。	1. 感謝委員肯定。結合物理粒徑分離方法與植生復育為本計畫之研究重點及主要探討方向。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。關於國內已有實場用粒徑分離技術之案例，未來會補充於報告書中並與本計畫進行比較。 4. 感謝委員指教。本計畫擬發揮植生復育對可溶性與交換性型態的重金屬最大移除成效，再結合粒徑分離對土壤中氧化物、有機物及殘餘型態重金屬的最大移除成效，進而建立符合實際應用的土壤重金屬整治技術。對於土壤整治後透水、透氣性明顯改變後的農業利用，未來擬收集文獻進行評估探討。

委員 3	
1. 計畫書內容相當豐富。	1. 感謝委員肯定。
2. 文獻蒐集完備，執行期限合理，成果應用性。	2. 感謝委員肯定。
委員 4	
1. 本計劃擬應用粒徑篩選，比對植生復育整治重金屬污染土壤效益，惟建議加強相關理論之論述。	1. 感謝委員指教。有關粒徑篩選及植生復育整治重金屬土壤效益，修正計畫書已將相關理論進行補充。
2. 重金屬污染場址進行植生復育後，建議加強植物可供再利用途徑，以利進行完整成本分析。	2. 感謝委員指教。本計畫透過植生復育進行整治，除可獲得其移除效率及鍵結型態之改變之外，未來亦可將生質能產量的部分進行探討，或進一步評估可再利用之用途。

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐申請計畫書 ☒期中報告 ☐修正計畫書 ☐期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	106 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗
計畫類別	☒ 整治 ☐ 預防 ☐ 其他	主持人：章日行 NO：16	
計畫名稱	應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員 1			
1. 執行現況、流程及方法已具體說明。 2. 計畫後續執行工作項目已於 3.5 節中說明。 3. 本計畫的執行進度並無落後。 4. 進度符合，依結案標準本計畫應可達成原計畫標的。 5. 研究內容與計畫目的相符。 6. 本計畫為執行中的計畫，目前尚未有具體的成果，執行成果的討論與建議的合理性尚待期末報告中進一步說明。 7. 整體研究成果符合預期。 8. 學術產出及活動、人才培育等符合預期(依據以往的成果研析)。 9. 本計畫仍在執行中，研究成果獲得專利、技術轉移等尚待期末報告中提出。 10. 本計畫的預期成果對社會經濟發展(土壤與地下水污染的產業)的效益，建議於期末報告中討論說明。 11. 篩選方式建議說明(是溼式或是過篩?)，(1.4 節的說明是溼式，但圖 3.15 卻是過篩)。 12. 圖 3.1 & 圖 3.2: 鉛與銅的濃度均極高，是否適合植生復育? 建議討論。		1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 4. 感謝委員肯定。 5. 感謝委員肯定。 6. 感謝委員指教。期末報告將有完整的研究成果及合理性的建議呈現。 7. 感謝委員肯定。 8. 感謝委員肯定。 9. 感謝委員肯定。期末報告的研究成果，若能證實本處理程序能達到快速、有效的處理成效，將進行專利申請或技術轉移。 10. 感謝委員指教。期末報告會將研究成果對於土壤與地下水污染的產業效益進行討論。 11. 感謝委員指教。期中報告成果是以過篩方式進行分離，期末報告會將濕式篩選的結果與過篩成果共同討論。 12. 感謝委員指教。本研究未來可先進行粒徑篩選，移除某部份污染土壤降低整體污染濃度；之後再進行植生復育整治，驗證粒徑篩選後作物生長的可行性，也可將低濃度之污染土壤進行後續整治。是一種快速簡單的操作方法，更值得現地推廣。	

13. 以食用作物做為植生復育的植生攝取植物是否適當? 建議討論	13. 感謝委員指教。據文獻顯示，在現地進行整治時，玉米屬較容易栽種與管理的作物，不僅植株壯碩且玉米收穫率較高，此外，玉米亦具有作為生質能源的潛力，未來亦可將生質能產量的部分進行探討，或進一步評估可再利用之用途。
委員 2	
1. 實際進度符合預定進度。 2. 應納入玉米吸收之污染物及粒徑篩選後之後續處理。 3. 整體計畫之經濟性宜評估，比較市場上的工法。 4. 期末報告建議將論文期刊文件附冊。	1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員指教。期末報告會將玉米吸收重金屬及粒徑篩選後之後續處理進行說明。 3. 感謝委員指教。期末報告會將試驗結果進行經濟效應評估，並與目前常使用之客排土法共同討論。 4. 感謝委員指教。期末報告之相關成果會於國內外期刊論文進行投稿。
委員3	
1. 由第二章實驗方法敘述，無法獲知書面報告P.22小盆栽試驗是否有相同土壤（未受污染）之對照組試驗，否則直接推論銅、鉛污染造成玉米生長較為緩慢，似乎並無比對依據。 2. 書面報告P.26鉛、銅污染土壤粒徑分佈表，是否進行各不同粒徑之重金屬濃度分析?以茲作為後續粒徑篩選後，進行植生試驗之初始條件依據。	1. 感謝委員指教。茲推測銅、鉛污染造成玉米生長較為緩慢之主要原因係依據文獻結果所推論；期末報告亦會將未受污染土壤栽種玉米的生長情形進行呈現，以比較之間之差異性。 2. 感謝委員指教。已將鉛銅污染土壤不同粒徑之重金屬濃度及有機質含量呈現於期中報告修訂稿中。
委員4	
1. 本研究已初步完成測試用汙染土壤之基本特性分析，以及盆栽實驗裝置、篩選植物、及初步種植等工作，研究大致符合進度。 2. 本計畫較大貢獻應該是，找出主要污染粒徑範圍，並作為濕式分離依據、及植生復育土壤，建議應就期間之連結性，以及不同土壤(如汙染物與粒徑分布)時之共通性方法、參數做討論與整理。 3. 建議後續應就實務操作上，提出使用方式、時機，以提供應用參考。	1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員指教。直至目前為止，已初步瞭解污染土壤主要污染濃度之範圍，期末報告會將委員所提及之相關連結性及共通點進行完整的討論及說明，並提供合理性的建議。 3. 感謝委員指教。期末報告會將本研究之試驗成果依實際應用上提出相關建議，期待成為更有競爭力及成本更低的操作方法。

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐申請計畫書 ☐期中報告 ☐修正計畫書 ☒期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	106 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗
計畫類別	☒ 整治 ☐ 預防 ☐ 其他	主持人：章日行 NO：16	
計畫名稱	應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員 1			
1. 專案研究計畫執行現況、流程及方法已具體說明。 2. 計畫後續執行工作項目及內容已於 p.50 說明。 3. 計畫執行進度與預定進度符合。 4. 執行進度並未落後。 5. 結案標準與原計畫相符。 6. 研究內容與原計畫目的相符。 7. 根據研究內容所提出之討論與建議合理，整體研究成果符合預期。 8. 學術產出及活動、人才培育等是符合預期 9. 成果研發獲得專利、技術轉移：未說明。 10. 本計畫的研究成果的應用潛力建議說明。		1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 4. 感謝委員肯定。 5. 感謝委員肯定。 6. 感謝委員肯定。 7. 感謝委員肯定。 8. 感謝委員肯定。 9. 感謝委員指教。本年度研究成果主要發表於國內研討會及國際期刊，皆已於結案前完成投稿，相關投稿資訊已補充。 10. 感謝委員指教。本年度研究成果未來的應用已於修訂稿中補充說明。	
委員 2			
1. 計畫執行工作項目及內容說明完整。 2. 計畫進度達成原訂目標。 3. 自評表計畫成果發表國內研討會請於備註欄說明發表處，名稱等。 4. 自評表計畫成果投稿國外期刊，後續請於定稿中註明。 5. 計畫執行至十一月底，進度檢核表請配合修正。		1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員指教。研究成果發表於國內研討會之相關資訊已補充說明。 4. 感謝委員指教。研究成果發表於國際期刊之相關資訊已補充說明。 5. 感謝委員指教。進度檢核表已修正。	
委員 3			

1. 本研究探討粒徑、及金屬鍵結型態，對植生法整治之影響。實驗內容尚佳，成果具實務應用性。 2. 結論第一點所提出之數據為小盆栽實驗結果，但吸收順序卻依照大盆栽實驗結果，敬請釐清。 3. 本研究提出之新的污染土壤混合方法，可以節省成本，後續建議應朝模型場測試探討，例如包括使用條件、混合步驟等程序，以增加實用性。	1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員指教。有關植生復育盆栽試驗的結果已於修訂稿中進行修正。 3. 感謝委員肯定。未來將持續探討此粒徑篩選的使用方法和操作程序，提升方法的實用性及可行性。
委員4	
1. 整合土壤粒徑篩選及植生復育技術，進行重金屬污染整治，應為有效提升生物整治效能方式。 2. 同意結案。	1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。

專案基本資料表

專案性質		☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案類別(單選)		☒ 研究專案 ☐ 模場試驗	
研究主題		☒ 整治 ☐ 預防 ☐ 其他					
申請機構系所		朝陽科技大學環境工程與管理系					
機構地址		台中市霧峰區吉峰東路 168 號					
專案主持人		章日行		職等／職稱		教授	
協同主持人		沈善鎰		職等／職稱		助理教授	
專案名稱	中文	應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤					
	英文	Integration particle-size screening and phytoremediation to remove lead and copper in soils					
	關鍵字	粒徑篩選、植生復育、污染土壤、重金屬					
執行期程		自 民 國 1 0 6 年 0 1 月 0 9 日 起 至 民 國 1 0 6 年 1 1 月 3 0 日 止					
專案主持人		姓名：章日行		E-mail： changjh@cyut.edu.tw		專線：04-23323000#4210 手機：0919-968026	
專任助理		姓名：魏豐城		E-mail： joe@alliance-green.com		專線： 手機：0931-667237	
經費分析表		專 案 預 估 經 費		金 額		編列說明	
		1.	人事費用	381,100		(1~5 項相加之 50%為限)	
		2.	貴重儀器使用含維護費	22,000		(與計畫實驗相關)	
		3.	消耗性器材與主要費用	334,728		(與計畫主體相關)	
		4.	其它研究相關費用	9,000		(差旅與租賃費用)	
		5.	雜項費用	25,900		(1~6 項相加之 5%為限)	
		6.	行政管理費	77,272		(1~5 項相加之 10%為限)	
		專案計畫申請總金額		850,000			

專案主持人：

日期：106/12/14

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

106 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：106 年 12 月 14 日

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別	☐ 研究專案 ☒ 模場試驗
研究主題	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 評估 ☐ 底泥		
申請機構系所	朝陽科技大學	計畫主持人	章日行
專案名稱	應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 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	1	0	1	100	投稿至中華民國環境工程學會第 29 屆土壤與地下水研討會，發表議題：土壤、地下水與底泥整治，發表題目：應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤。
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	0	1	100	投稿至 Process Safety and Environmental Protection 期刊，Impact Factor：2.905。
		(2)研討會論文					
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告					
		(2)研究報告	1	0	1	100	
	4.專著(本數)						
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會					
		(2)成果發表會					
		(3)論壇					

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)
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術					
		(2)技術平台					
B 人 才 培 育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	1	1	1	100	
		(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

目標達成程度 項目			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）

根據 105 年度執行「整合電動力與植生復育技術整治重金屬污染農地」的成果數據，驗證電動力及植生復育技術不僅能有效去除兩種以上重金屬污染物外，亦可提升金屬電鍍的成效。然而透過研究計畫之相關結果，如操作參數選擇及系統改良之成效，再參照過去專案主持人整治現地所累積之模場試驗的具體經驗及處理成效，電動力法的處理成本遠遠高於市場的接受性，雖然對於重金屬污染物的去除有快速及有效之成效，達到污染物資源化的目標。但是，仍不足以取代國內大多採用的客排土法。

由於 105 年度執行「整合電動力與植生復育技術整治重金屬污染農地」的成果數據中顯示，植生復育採用的玉米除了有效降低重金屬濃度外，更能維持農地的土壤原始條件。但其耗費較長的處理時間，同時僅能移除土壤中部分型態的重金屬，為了維持植生復育的優點，改善其缺點。本計畫整合粒徑篩選及植生復育技術整治重金屬鉛銅污染土壤，使此技術能廣泛應用於不同污染的實場整治，建立此經濟有效率的方法達到污染土壤整治的目標，具有可現地處理、低成本及適用於大範圍整治等優勢。提高未來實場應用的實用性，相信透過兩種技術的結合及不斷改進，可大幅降低操作成本及處理效率，對於未來市場化將有所助益。

研究成果中文摘要

本計畫擬整合粒徑篩選及植生復育技術整治重金屬鉛銅污染土壤，以乾式篩選及濕式篩選進行土壤顆粒分離，並分析不同粒徑中土壤重金屬的濃度及重金屬型態分佈，此方式不僅不會造成土壤性質的改變，是一種務實簡單的操作方法，更是值得現地推廣的應用技術，能進而達到有效整治的目標。本研究以實場鉛、銅污染農地的現地土壤進行乾式與濕式篩選試驗，並透過玉米植生復育的盆栽栽種驗證及復育，進而探討兩者模式下的整治效果。本計畫實驗按照計畫書執行內容進行，研究結果可以歸納如下：

- 污染土壤鉛金屬於植生復育八週整治後，以根部吸收最為顯著，最高平均可吸收濃度約為 774 mg kg^{-1} ，其次為葉子吸收濃度為 124 mg kg^{-1} ，最低為莖部 76 mg kg^{-1} 。
- 鉛污染土壤經植生復育後重金屬鍵結型態以鐵錳氧化態含量最多，依序為碳酸鹽態、有機物態、可交換態及殘餘態，與未處理前之鍵結型態沒有顯著差異。
- 乾式粒徑篩選可獲得鉛污染土壤不同粒徑土壤之比例、重金屬濃度及重金屬鍵結型態，同時將大顆粒(2.83 mm 以上)土壤移除及填入乾淨砂土混合稀釋後，能快速使鉛污染濃度降至管制標準的要求。
- 鉛污染土壤透過乾式篩選及砂石混合稀釋後，不僅降低其污染濃度，亦能進行後續植生復育整治，其作物生長不受影響，且 1 噸砂石所需成本僅為乾淨土壤約 1/10，顯示此方法對鉛污染土壤處理的可行性及實用性。
- 濕式篩選方法能有效分離不同粒徑之銅污染土壤，其粒徑越小濃度越高，將高濃度小顆粒(粉粒及粘粒)土壤移除後填入少數乾淨土壤混合稀釋，能有效降低其污染濃度。
- 透過將銅污染土壤小顆粒移除的方式，可大幅減少傳統客排土法所需要的土方量，亦能大幅降低鉛污染濃度，解決未來土壤供應不求的問題，故銅污染土壤以濕篩粒徑篩選搭配植生復育進行整治應為適當之方法。
- 本研究透過乾式及濕式粒徑篩選的方式分選其不同粒徑，具工法簡單、操作容易，再透過植生復育的驗證及復育下，可快速降低污染濃度及節省操作成本，提供未來不同污染物選擇整治技術的重要參考。

研究成果英文摘要

This study is to integrate the particle-size screening and phytoremediation to remove lead and copper in soils. The soil particle separation was carried out by dry screening and wet screening, and the concentration and distribution of heavy metals in different particle diameters was analyzed. In this study, dry and wet screening experiments were carried out in the field soils of lead and copper contaminated farmland. The remediation effect of the two models was explored and verified by phytoremediation experiment. Several conclusions and suggestions can be drawn:

- The average absorbable concentration of the root about 774 mg kg^{-1} , leaf was about 124 mg kg^{-1} and the lowest was stem after eight weeks cultivate.
- The state of heavy metal bonding in lead-contaminated soil was the highest in iron-manganese oxidation state, followed by carbonate state, organic state, exchangeable state and residual state.
- Dry-type particle size screening could obtain lead-contaminated soil with different particle size of soil, concentration and bonding type of heavy metal. While large particles (up 2.83 mm) soil remove and filling dry sand mixed dilution, could quickly reduce the lead concentration to reach the requirements of regulatory standards.
- Lead contaminated soil through dry screening and dry sand mixed dilute not only reduce its pollution concentration, but also to follow-up reforestation remediation. The cost of one ton dry sand about 1/10% to the clean soil, showing the feasibility and practicability of this method for lead contaminated soil treatment.
- Wet screening method could effectively separate the different size of copper contaminated soil, the smaller particle with high concentration. The smaller particles soil removed and filling a few clean soils mixed dilute could effectively reduce pollution concentration.
- Through the removal of smaller particles of copper pollution could significantly reduce the amount of earthwork required by traditional passenger, but also reduce the concentration of pollution and to agree the regulatory standards.
- This study is simple and easy to operate by dry and wet particle size screening. It can quickly reduce the pollution concentration and save the operation cost and through the verification and rehabilitation of the plant regeneration.

目次

第一章、計畫緣起與目的	1
1.1 植生復育技術處理機制及應用	3
1.2 土壤重金屬型態與分佈	6
1.3 不同粒徑土壤特性及重金屬分佈情形	7
1.4 濕式篩選及沉降法土壤顆粒技術的可行性	9
1.5 現地鉛銅污染農地場址及物化特性	10
1.6 計畫目的	11
第二章、研究方法及過程	12
2.1 植生復育整治鉛銅重金屬試驗方法	14
2.2 乾式、濕式篩選及沉降法對土壤粒徑分離試驗	16
2.3 計畫進度與檢核說明	19
第三章、結果與討論	21
3.1 污染土壤物化特性及重金屬污染濃度	21
3.2 植生復育盆栽試驗成果	23
3.3 粒徑篩選鉛銅重金屬污染土壤試驗成果	31
3.4 結論與建議	50
第四章、參考文獻	51

圖次

圖 2.1 應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤研究流程圖	13
圖 2.2 鉛銅污染土壤盆栽試驗示意圖	14
圖 2.3 土壤乾式粒徑篩選流程圖	17
圖 2.4 土壤粒徑對照圖	18
圖 3.1 鉛土壤重金屬鍵結型態	22
圖 3.2 銅土壤重金屬鍵結型態	23
圖 3.3 鉛土壤播種情形	24
圖 3.4 銅土壤播種情形	24
圖 3.5 鉛土壤第二週生長情形	24
圖 3.6 銅土壤第二週生長情形	24
圖 3.7 鉛土壤第三週生長情形	25
圖 3.8 銅土壤第三週生長情形	25
圖 3.9 鉛土壤第四週生長情形	25
圖 3.10 銅土壤第四週生長情形	25
圖 3.11 鉛土壤第八週生長情形	26
圖 3.12 銅土壤第八週生長情形	26
圖 3.13 鉛污染土壤第一輪植生復育重金屬鍵結型態	27
圖 3.14 大盆栽鉛土壤播種情形	29
圖 3.15 大盆栽銅土壤播種情形	29
圖 3.16 大盆栽鉛土壤第二週生長情形	29
圖 3.17 大盆栽銅土壤第二週生長情形	29
圖 3.18 大盆栽鉛土壤第三週生長情形	30
圖 3.19 大盆栽銅土壤第三週生長情形	30
圖 3.20 大盆栽鉛土壤第四週生長情形	30
圖 3.21 大盆栽銅土壤第四週生長情形	30
圖 3.22 大盆栽鉛土壤第八週生長情形	31
圖 3.23 大盆栽銅土壤第八週生長情形	31
圖 3.24 鉛污染土壤不同粒徑重金屬鍵結型態	33
圖 3.25 銅污染土壤不同粒徑重金屬鍵結型態	34
圖 3.26 銅污染土壤混砂濃度變化	35
圖 3.27 銅污染土壤混砂濃度變化	36

圖 3.28 混砂鉛土壤第二週情形	37
圖 3.29 混砂銅土壤第二週情形	37
圖 3.30 混砂鉛土壤第三週情形	37
圖 3.31 混砂銅土壤第三週情形	37
圖 3.32 混砂鉛土壤第四週情形	38
圖 3.33 混砂銅土壤第四週情形	38
圖 3.34 混砂鉛土壤第六週情形	38
圖 3.35 混砂銅土壤第六週情形	38
圖 3.36 土壤濕式粒徑篩選流程圖	39
圖 3.37 鉛砂粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑	41
圖 3.38 鉛粉粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑	41
圖 3.39 鉛粘粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑	42
圖 3.40 鉛砂粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑	42
圖 3.41 鉛粉粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑	43
圖 3.42 鉛粘粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑	43
圖 3.43 鉛粘粒土壤之表面元素分析圖	44
圖 3.44 銅砂粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑	45
圖 3.45 銅粉粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑	46
圖 3.46 銅粘粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑	46
圖 3.47 銅砂粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑	47
圖 3.48 銅粉粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑	47
圖 3.49 銅粘粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑	48
圖 3.50 銅粘粒土壤之表面元素分析圖	48

表次

表 2.1 計畫進度與檢核表	19
表 3.1 污染土壤基本性質分析	22
表 3.2 鉛污染土壤乾式篩選粒徑分佈	32
表 3.3 銅污染土壤乾式篩選粒徑分佈	33
表 3.4 鉛污染土壤濕式篩選粒徑分佈(添加分散劑).....	40
表 3.5 鉛污染土壤濕式篩選粒徑分佈(未添加分散劑).....	40
表 3.6 銅污染土壤濕式篩選粒徑分佈(添加分散劑).....	45
表 3.7 銅污染土壤濕式篩選粒徑分佈(未添加分散劑).....	45

第一章、計畫緣起與目的

土壤為生態循環中重要介質，具有恆久不動的特性，人類長期活動而產生的污染物進入土壤後不易被稀釋、擴散、轉化或分解，雖然土壤具有吸附、交換、分解、中和的自淨能力，但長期蓄積污染物質的結果造成土壤污染，進而可能威脅到農作物的生產與地下水的水質，嚴重影響國民健康[1]。以台灣而言，許多工業廢水中含有大量的重金屬物質，在未經處理或不符合排放標準下任意排放至地表造成土壤污染。重金屬若進入土壤中會長期殘留於土壤，其常見的重金屬污染種類有鎘、鉻、鉛、銅、鎳及砷等。當土壤中含高濃度重金屬時，會使得動植物和微生物的生長受到抑制，土壤肥力無法有效發揮作用，導致作物受到毒害使產量減少或死亡。重金屬污染直接影響到台灣農業土地的有效使用，即使農作物依然持續生長，但重金屬被作物吸收後，經由人畜食用後產生中毒或是各種病變的現象。因此，快速且有效整治重金屬污染農地的方式具有極高研究及應用價值。

目前對於重金屬污染農地整治方式主要採翻堆及酸洗法，前者將深層土壤與表面重金屬污染土壤進行混合稀釋，整體污染濃度降低但重金屬仍留存於農地中，而酸洗法不僅產生酸廢液須再處理，土壤酸化後的問題仍受爭議，上述兩方法皆對農地耕種功能造成相當程度負面影響，更完善的整治方法實有推展的必要。在眾多整治技術中，現地處理技術因其在經濟及對場址低破壞性一直受到很高的期望，若於時間允許及適當的環境條件下，生物性現地整治技術應為最佳選擇。

植生復育法(Phytoremediation)在重金屬污染土壤整治的同時，仍可兼顧土壤特性的維持，不會對土壤結構產生極大的破壞，對土壤環境衝擊較小。植生復育技術主要藉由植物生長代謝過程萃取土壤中之重金屬污染物，重金屬在土壤中以可交換態、碳酸鹽態、鐵錳氧化態、有機態及殘留態等不同型態存在，植物對不同型態之重金屬有不同的吸收能力且植物根部所釋放出的物質可能改變重金屬之存在型態[1]。

植生復育法運用在污染場址整治之主要優點為可同時去除多種污染物，包含有機物及重金屬等；在人口稠密的區域，污染土壤之離場處理常造成搬運過程之危害曝露風險，可就地處理污染物質；植生復育法幾乎可完全去除大部分之污染物，提供污染物完全去除的整治效率；可作為中間處理之選擇，配合其他整治方式之前置處理，將污染物質先行固定，防止污染範圍

擴散；初設及操作費低，較其他污染場址整治技術便宜，且亦有協助污染場址造景之功能，可為大部分民眾所接受。植生復育法無需外加之機械動力，主要藉太陽為主要能量來源，提供植物光合作用所需[2]。

植生復育技術對重金屬整治已有相當去除成效，但植生復育技術較適用於處理低至中污染的污染場址，面對高污染農地土壤而言則需要相當的處理時間，實務上，為使污染場址能夠有效達到重金屬去除效率且有效縮短操作時間，透過濕式篩選及沉降法進行土壤顆粒分離，將不同粒徑之土壤有效區分，並同時分析不同粒徑中土壤重金屬的濃度及重金屬型態分佈，即可將濃度較高之土壤有效分離，降低污染情形。

重金屬以多種型態存在於土壤中，主要型態包括水溶性、有機物、氧化物及其他型態，若從不同土壤粒徑的角度觀之，以上這些型態的重金屬存在於小顆粒土壤的比例甚高，例如：黏粒中的重金屬濃度遠大於砂粒中的重金屬濃度，因此，於現地以適當的分離技術，將少量但污染濃度高的土壤顆粒提取出來，即可有效降低土壤污染濃度。一般而言，濕式篩選及沉降法進行土壤顆粒分離是將污染土壤與適當溶液混合後，經過適當的攪拌後靜置，再運用震盪將不同粒徑土壤有效分離，最後分析不同粒徑中土壤重金屬的濃度及重金屬型態分佈，即可將濃度較高之土壤有效分離，降低污染情形。此方式不僅不會造成土壤性質的改變，也是一種務實簡單的操作方法，是值得現地推廣的應用技術，能進而達到有效整治的目標。

本計畫研究團隊於 100~105 年期間獲得環保署經費補助整治受鉛污染之農地及受鉛及鎘污染的現地土壤。在 100~102 年獲得環保署補助「以模場規模之電動力法及植生技術復育現地鉛污染土壤之研究」計畫及「以近實場規模之現地電動力技術整治鉛污染農地之研究」相關計畫，計畫成果中，本團隊使用循環加強式電動力(CEEK)處理 1.0mL x 1.0mW x 0.2mD 鉛鉛污染農地土壤，經過 2 個月處理，平均土壤鉛濃度可從 7,190 mg kg⁻¹ 降至約 2,050 mg kg⁻¹；若將試驗規模放大至 5.0mL x 1.0mW x 0.2mD 鉛污染農地土壤，經由 2 個月處理，平均土壤鉛濃度可從 7,246 mg kg⁻¹ 降至約 2,612 mg kg⁻¹。在 104 年計畫成果中，利用 CEEK 對於鉛及鎘污染的現地土壤的整治效率皆達到 90%以上，能符合土壤監測標準及低於食用作物農地之監測基準值的要求。在 105 年計畫成果中發現，利用電動力法搭配植生復育技術整治鉛重金屬，重金屬濃度有明顯下降趨勢，且重金屬鍵結型態亦發生變化。過去針對台中烏日及南投縣某鉛污染農地進行電動力法整治試驗，電動力法

CEEK 技術經 5 年實地試驗，本團隊認為已建立完整的現地操作參數且可達到鉛污染去除約 70% 以上的去除效果，但大規模使用時的工程仍嫌煩複，施工條件較不易被現有市場接受。

由於目前重金屬污染農地整治方式雖仍以翻堆稀釋為主流，但土壤重金屬仍未去除，而植生復育法是未來現地整治極具潛力的應用技術，因此，整治技術若能以植生復育為主要，搭配濕式篩選及沉降法將污染土壤顆粒有效分離應更具市場可行性。粒徑篩選土壤顆粒技術使用簡單機械攪拌設備及靜置裝置即可進行整治。基於以上所述，本團隊擬研究以植生復育及土壤顆粒分離技術整治實際鉛銅污染土壤之可行性，尋找出適用於該場址土壤的主要操作參數，作為本技術未來實際推廣的基礎。

1.1 植生復育技術處理機制及應用

美國環保署利用許多方法來移除污染場址的污染物，在眾多方法中，植生復育(Phytoremediation)技術被認為是一種創新且新穎的方法，加上隨著石化原料的日漸耗竭，開發新能源已是全世界共同努力的目標，綠能作物所提供之生質能源是一種綠色、環境友善的再生能源。倘若受重金屬污染之農地，若能結合綠能作物推動植生復育技術不僅可提供更多能源產量，也可更經濟有效率的達到污染土壤整治的目標。

植生復育技術主要是透過植物來清理環境中污染物的一種方法，是結合陽光、植物與微生物的生態整治技術，其主要清理對象包括重金屬、殺蟲劑及油品等多種類型的污染。植生復育所需要的成本花費較一般如物理及化學方法便宜，對於能源消耗和加藥量上也較少，對於現地場址的生態破壞能降至較低的程度，是同時兼顧效率和永續性的污染整治技術。植物也能避免污染物藉由風、雨及地下水，自場址被帶到其他地區。植生復育適用於處理低至中污染的污染場址，當植物的根自污染的土壤、河流及地下水中吸取水分及養分時，便開始移除地面中的有害化學物質。植物能清除化學物質，而主要取決於它的根生長得有多深。植生復育處理污染土壤主要機制包括植物分解、植物萃取、植物穩定、根區復育及植物揮發等，亦是未來研究重金屬移除之探討方向，各種處理的定義及機制如下[3]：

■ 植物分解(Phytodegradation)：

植物吸收污染物並於植物組織中進行分解，或於根部釋放出分解酶將根部附近的污染物分解成無毒或毒性較小之物質；或藉由根區效應的影響，透過植物根部傳輸氧氣的特性使根部附近的氧氣量提高，以及根分泌物之分泌使根區部分的營養鹽增加，提高微生物之活性，提高污染物分解效率。

■ 植物萃取(Phytoextraction)：

植物根部從土壤中吸取污染物，然後傳輸至植物組織中儲存累積。

■ 植物穩定作用(Phytostabilization)：

植物利用細密的根部固著土壤，或由植物自根部釋放出化學物質，將根部附近之污染物固定，使污染物或是污染土壤減少活動性，降低危害風險。

■ 根圈復育(Rhizoremediation)：

利用植物根部分泌化學物質到土壤中，將毒性物質減毒或分解成無毒之物質。

■ 植物蒸散(Phytovolatilization)：

將植物吸收之污染物經由植物之葉片之蒸散作用轉移至空氣中。

近來，植生復育技術已被列為有效的現地整治技術之一，應用於整治各類型的污染場址，針對重金屬的污染、有機污染物及輻射元素等處理。許多污染場址整治案例中，植生復育被認為是具有後期的修飾作用，也就是接續於前期高濃度處理單元後面進行，或單獨應用於整治低濃度污染場址，更能顯示植生復育具有經濟性與有效性的整治特性。

應用植生復育整治污染場址所需要的時間，決定於以下因素：

- (1) 植物使用的種類及數量；
- (2) 存在的有害化學物質的種類及數量；
- (3) 污染面積的範圍及深度；
- (4) 土壤種類及場址現況之條件。

同時，當化學污染物質一旦進入植物體內，它將會發生：

- (1) 貯存於根部、莖部或葉子上；
- (2) 於植物體內轉化成較無害的化學物質；
- (3) 於植物進行蒸發時，轉化成氣體釋放到空氣中。

植生復育技術近年來被廣泛的接受及使用，並應用於整治現地污染場址上，而植生復育與其他方法比較下具有以下優點[3]：

- (1) 能現地處理，不需特別場所；
- (2) 應用植物來整治污染場址，接受度較高；
- (3) 運用太陽能源，處理成本低廉，相當於機械處理費用的 10~20%；
- (4) 能應用於大範圍污染整治；
- (5) 減少開挖及重機械的使用，對自然環境及資源衝擊較小；
- (6) 能處理不同類型有害廢棄物的功能。

目前國內外關於植生復育技術的研究已有成果發表，相關的研究大部分偏重於重金屬去除，少部分研究為有機污染物的降解，整體而言仍處於持續研究的重要階段。吳裕民教授以大花咸豐草為試驗之植物，種植於人工配置的 3,5-氯酚污染土中，進行溫室盆栽培養，並藉由不同污染濃度的調控，了解植體的生理反應及植體組織的變化，藉由 3,5-氯酚濃度測定，探討植物的栽種是否可促進氯酚降解，達到生物整治的效益[3]。陳尊賢等人於中部多處受到重金屬污染區域內進行植生復育試驗，並從常見之 33 種植物中篩選出 12 種植物，進行大面積試驗，以評估不同植物對重金屬之累積能力。從結果發現，不同植物根部對重金屬之累積濃度較高於地上部，而與種植前之植相比，植物累積之重金屬濃度呈現增加之趨勢，且 12 種植物對於不同重金屬之累積能力亦不相同[4]。游麗玲的研究發現，鋪地黍對工業區受銅-鉛-鉻-鋅污染之水體底泥之重金屬具有累積效果，從根部和地上部濃度發現，以植物根部累積之銅及鉛濃度較高，地上部則對鋅及鉻之累積濃度較高，植物體累積之鉻與底泥中之鉻濃度具有相關性[5]。Kim et al.提出可利用種植水果及蔬菜來累積重金屬，直接於重金屬污染的土壤中生長，以確保生產安全糧食作物；同時，透過適當農藝管理技術，如增加土壤的 pH 值，並使用有機肥料或生物炭，可以改變吸收重金屬的能力，從而確保安全的食品[6]；Rahman et al.研究顯示，從稻米內部的砷濃度發現有減少的趨勢，其主要是因為稻殼可能對於砷產生一個易位屏障[7]。另外，玉米可以在許多的環境中生長，且每單位土地面積上能有很高的生物量生產率，並可使用玉米根、莖、葉等部位產生生物能源或用於其它目的[8]。Brunetti et al.研究顯示，玉米的重金屬累積能力受到污染場地的影響[9]。Cheng et al.於受重金屬鉛污染之農田上栽種玉米整治，其結果亦顯示有良好的整治成效[10]。

植生復育主要是透過植物的代謝過程累積重金屬，再依農作物收成和有效管理累積的重金屬，以保持土壤的農業特性，且不損壞土壤的物化性質。由於成本相對較低，植生復育可用來有效地治療大面積受污染的農田，並且被認為是用於減輕農業土地污染最環保和經濟上可行的修復技術。

1.2 土壤重金屬型態與分佈

重金屬成分與土壤性質各地差異極大，不同重金屬以何種鍵結形態存在於土壤中更會直接影響到整體的去除效率。根據 Tessier 等人研究中指出，一般重金屬會以五種鍵結形態存在於土壤中，分別為可交換態、碳酸鹽態、鐵錳氧化態、有機物態及殘留態五種，各種型態的定義及機制如下[11-12]：

■ 可交換態：

重金屬主要以離子交換的方式吸附於土壤黏粒、鐵錳氧化態及腐植酸上，其吸附能量低、鍵結力弱，即改變水中離子濃度時，金屬可能會有脫附/吸附現象發生。

■ 碳酸鹽態：

重金屬會與沉澱之碳酸鹽態鍵結，為植物可吸收之型態，此型態的金屬易受到環境 pH 值變化的影響。

■ 鐵錳氧化態：

鐵錳氧化態以共價鍵或配位鍵方式與重金屬形成強力鍵結，但其在低還原電位或低 pH 值狀態下較不穩定，鐵錳氧化態會被還原溶解而釋出金屬。

■ 有機物態：

重金屬鍵結於生物體、碎屑及覆蓋於礦物顆粒等多樣之有機物質，與有機物進行複合或螯合反應將重金屬累積在生物體內。

■ 殘留態：

係指除上述四個型態的重金屬鍵結，其餘殘留在於土壤原生或次生礦物晶格中的重金屬而言，此部份重金屬需以強酸（例：王水）破壞礦物晶格構造，否則難以釋出。

有學者針對台灣六種重金屬污染農地進行探討，結果指出在污染土壤中依土壤性質之不同，同一種重金屬之型態分佈亦不同，而在同一種土壤中，不同重金屬之型態分佈也不同。本研究之目標污染物為鉛及銅，根據文獻指出，鉛主要為鐵錳氧化態居多[13]；另有文獻指出[14]，鉛較高比例為有機物態(約 60%)，其主要特性為重金屬鍵結於生物體、碎屑及覆蓋於礦物顆粒等多樣之有機物質，與有機物進行複合或螯合反應將重金屬累積在生物體內。鉛係以 $\text{Pb}(\text{OH})_2$ 、 PbCO_3 和 PbSO_4 固態型式存在於土壤中，而鉛在土壤溶液中其可溶性鉛含量很低，土壤中的鉛遷移性弱。另外，土壤氧化還原電位的升高，使土壤中可溶性鉛與高價鐵、錳氧化物結合，降低鉛的可溶性遷移。另外，當土壤的 pH 值提升，鉛的可溶性和移動性會因此降低，減少植物對鉛的吸收能力；土壤若為酸性情形時，其土壤中固定的鉛，尤其是 PbCO_3 容易釋放出來，使土壤中水溶性鉛含量增加，其可幫助土壤中鉛的移動。

銅對植物及動物而言是一種重要的必要元素，在地殼中的濃度介於 $24\text{--}55 \text{ mg kg}^{-1}$ ，其平均濃度約為 30 mg kg^{-1} ，在土壤中主要以有機物、鐵錳氧化物、矽酸鹽及礦物型態存在[15]；有學者針對銅污染之土壤進行型態分析，結果顯示銅主要與有機物態鍵結，與鐵錳氧化態鍵結次之[16]。也有學者針對田間污染土壤進行銅的鍵結探討，結果顯示銅仍以鍵結之有機物態及鐵錳氧化態為主[17]。長期暴露銅粉塵會刺激的鼻子、嘴巴以及眼睛，並且會造成頭痛、頭昏、噁心及腹瀉。若喝下含有比一般正常銅濃度還高的水，會嘔吐、頭痛、胃痙攣以及噁心。特意攝取大量的銅會造成肝、腎的損害甚至會死亡）。

因此，此技術直接整治於本計畫受鉛銅污染之現地土壤時，除可獲得不同質地環境污染土壤之整治效率外，也可同時觀察重金屬形態處理前後的變化和植生復育技術處理效率間之影響，以釐清植生復育技術處理重金屬物種的主要優勢，其探討之參數及影響因子皆可對本技術實場應用有參考的價值。由以上國內外學者研究成果及植生復育的突破，證實植生復育處理技術對於重金屬污染之土壤整治具有實務應用之潛力。

1.3 不同粒徑土壤特性及重金屬分佈情形

土壤是一種鬆散的及多相的多孔體，且土壤是一種多類微粒共存體系，它包括各種土粒及各種黏土礦物微粒(鋁矽酸鹽類)，也包含有腐植質、蛋白質等有機高分子，還包含有鋁、鐵、錳、矽等水合氧化物等無機高分子。土

壤中常見之礦物微粒有石英、長石類、雲母類、角閃石類和輝石類礦物以及次生黏土礦物等[18]。土壤針對粒徑大小可分為砂粒、粉粒及黏粒，其中砂粒粒徑為 $> 50 \mu\text{m}$ 、粉粒粒徑為 $2-50 \mu\text{m}$ 、黏粒粒徑為 $< 2 \mu\text{m}$ 。砂粒之主要礦物組成為石英，主要由於在一般岩石礦物中，石英為最能抵抗風化的一種，除石英外亦有其他礦物存在砂粒中，如長石類。由於石英較能抵抗風化的能力使得砂粒之比表面積不大，顆粒上之孔隙較少[19]。

粉粒之主要礦物與砂粒類似，雖然其礦物組成與砂粒類似，不過由於粉粒風化程度較高比表面積較大，因此對於重金屬之吸附量較大。

黏粒屬於土壤膠體中之無機部份，其組成大部分為次生礦物，包括碳酸鹽、硫礦物、層狀矽酸鹽和各種氧化物，其中又以層狀矽酸鹽最為重要。層狀矽酸鹽礦物結晶生成過程中，常發生同構取代 (isomorphic substitution) 現象，同構取代乃指一個結晶體中一個離子被另一個不同離子所取代，當兩離子所帶之電荷不同時，則造成礦物構造中電荷不平衡之現象，使礦物結晶表面帶有電荷，此部分之電荷稱為土壤永久電荷 (permanent charge)。而層狀矽酸鹽、金屬氧化物及氫氧化物 (hydrous oxides) 表面之官能基亦會經由質子化作用或脫質子化作用 (deprotonation) 獲得或損失 H^+ ，此部分之電荷稱為 pH 依賴電荷 (pH dependent charge)。由於永久電荷與 pH 依賴電荷大部分屬於負電荷，因此有助於土壤吸附陽離子[20]。

黏粒擁有很大的比表面積，構成如此大的比表面積主要是由於粘粒粒子為層狀之構造，因此相對於粉粒及砂粒有更多的孔隙可吸附重金屬。土壤粘粒定義為顆粒 $< 2 \mu\text{m}$ 之土粒，這範圍之下的顆粒有一部份屬於土壤膠體的範疇，因此具有明顯的膠體性質，也因此擁有較高的陽離子交換能力，故對重金屬的吸附能力也較強。

重金屬污染物存在不同粒徑土壤顆粒的分佈有許多研究成果，例如：Gong al. 研究團隊証實 41.9% 鉻, 44.6% 砷, 61.6% 鎘與 48.6% 鉛分布於土壤粒徑 $< 250 \mu\text{m}$ 的熱帶耕地中[21]；Luo al. 研究團隊報告重金屬土壤污染濃度隨著都市土壤粒徑降低而增加，並指出 Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Mn 主要分佈於粒徑 $< 280 \mu\text{m}$ 的土壤中，特別是粒徑 $< 2 \mu\text{m}$ 的重金屬濃度最高(推估是黏粒及鐵/鋁氧化物扮演重要的角色)[22]；Williford Jr. al. 研究團隊報告電鍍鉛污染土壤中，粒徑 $< 63 \mu\text{m}$ 的土壤中含有特別高濃度的鉛[23]；Acosta al. 研究團隊於 2009 年報告鉛與鈷的豐富因子(enrichment factor) 在 Malecón and Rio parks 粒徑 $0 - 75 \mu\text{m}$ 的土壤約中高達 2.0 [24]；Acosta al.

研究團隊於 2011 年報告於 21 種土壤中觀察到上述類似情形[25]；在國內，某研究指出 3 種農地土壤的砂粒質量佔有 50%-60%，其重金屬含量低於土壤管制標準，其建議土壤整治時可忽略砂粒部份；該研究探討以不同酸清洗重金屬污染土壤，分析土壤粒徑對清洗效率的影響[26]。依據以上國內外研究成果，重金屬存在於小粒徑污染土壤的比例頗高，有效去除小粒徑污染土壤極有可能有效整治重金屬污染土壤。

在台灣，大多農地的土壤質地屬於砂質壤土或壤土，依據國際土壤質地分類圖(此處未顯示)，砂質壤土的砂粒成份約 50%-60%，砂粒成份約 30%-40%，黏粒成份約 5%-10%，由此可見，土壤粒徑 $< 50\ \mu\text{m}$ 的土壤質量佔有 40%左右，如果完全去除此 40%的污染土壤，雖然可使剩餘土壤(砂土)的污染符合管制標準，但移除的污染土壤量過大，不符經濟效益。因此，本計畫使用濕式篩選及沉降法進行土壤顆粒分離時，將先透過植生復育技術的先期整治，將大部分土壤重金屬吸附去除，再透過適當分離程序將少量高濃度土壤移除，進而達到重金屬污染整治的目的。

1.4 濕式篩選及沉降法土壤顆粒技術的可行性

近年來，國內針對土壤粒徑分析是使用中華民國土壤肥料學會的土壤分析手冊所進行，透過濕式篩選及沉降法的方式，將不同粒徑土壤有效分離，利用砂粒、砂粒及黏粒三者之百分率，根據此三者之混合比例對照正三角形 12 等級的土壤質地分類三角圖來推估土壤粒徑。在國內已有許多學者應用濕式篩選及沉降法的方式將不同粒徑有效分離[27-29]，陳愛玲學者利用濕式篩選及沉降法分析土壤粒徑，土壤經過濕篩及重力沉降粒徑分選後，以砂粒的重量百分比最高，佔總土壤約 57%，其次為砂粒佔 40%，而黏粒的含量最低為 2.8%。依據 USDA texture triangle 的分類方法，其土壤質地屬於砂質壤土，而砂質壤土物理性及排水通氣良好，是最適合土壤耕種的土壤性質。

陳盈伊學者利用此方法分析台中大里未受污染的土壤以及現地受銅、鎳及鎳污染土壤作為試驗土壤，分析結果顯示，台中大里的土壤比例為砂粒 69.4%、砂粒 27.0%及黏粒 3.58%；現地大突寮地段土壤之土壤砂粒 67.6%、砂粒 30.6%及黏粒 1.77%，兩者皆為砂質壤土。林聖杰學者利用此方法分析南投市鉛污染土壤，土壤質地分析主要以砂粒最多，砂粒次之，土壤質地為砂質土壤。基於以上文獻顯示，濕式篩選及沉降法分析土壤粒徑為一有效之

方法，而土壤特性對重金屬移動性影響的關鍵因子包括：土壤質地、土壤 pH 值、氧化還原電位、陽離子交換容量、有機質含量等。倘若以上關鍵因子能有效釐清，透過濕式篩選及沉降法分離土壤顆粒，相信對於整治重金屬污染土壤具有相當的實用潛力。

目前國內對於不同粒徑土壤的重金屬分佈研究十分豐富，但直接運用物理性粒徑篩選整治重金屬污染土壤的研究則幾乎付之闕如。理論上，台灣重金屬污染農地的整治方式有不少選擇，但於實際應用時則暴露許多缺點，因為對整治工程而言，其可行性的影響因子包括：1.重金屬去除有效性、2.重金屬去除時間性、3.整治經費於市場的接受性、4.整治後土壤的再利用性、5.整治期間對環境的衝擊性，換言之，重金屬污染於短時間有效去除，同時整治經費(包括整治設施、操作經費及其他)符合目前整治預算或污染行為人所能負擔的範圍內，整治後土壤仍可回復用途(例如：農地農用)，整治期間不會造成二次污染。生物整治技術可滿足上列 3-5 項要求，但其對於高濃度污染及短時間處理的能力，在一些案例中顯得不足。化學整治技術雖然可以滿足 1-2 兩項要求，但違反 3-5 項要求為其重大缺點。物理整治技術的特性則介於以上兩技術之間，因此，目前整治以物理整治技術中的稀釋法為主應是正確的選擇，其缺點為土壤重金屬並未去除。粒徑篩分土壤顆粒技術整治重金屬污染土壤亦屬於物理技術的一支，倘若取得適當處理參數及搭配植生復育技術，其不僅修正稀釋法的缺點，同時可符合上列 5 項要求。綜而言之，應用粒徑篩選及植生復育技術整治重金屬污染土壤具有高度的研發價值。

1.5 現地鉛銅污染農地場址及物化特性

本計畫研究鉛重金屬污染土壤場址是位於南投縣南投市牛運堀段 25-14 號，場址座標：X：218141，Y：2645838，農地面積為 327 m²；銅重金屬污染土壤場址為彰化縣鹿港鎮鹿鳳段 0526-0001 號，場址座標：X：197425，Y：2665173，農地面積為 568 m²，目前兩個污染場址列管狀態為控制場址。為了確認本污染農地的鉛濃度適用於本計畫，研究團隊已於現場採樣並以儀器進行檢測，鉛受污染濃度為 5,600-8,300 mg kg⁻¹，銅受污染濃度為 6,000-7,800 mg kg⁻¹。本試驗以粒徑篩選結合植生復育技術整治受鉛銅污染之現地土壤，藉此探討鉛銅污染土壤之去除效率，並同時觀察此結合技術的實用性和經濟性。

在試驗一開始，首先採集場址的土壤，會經過前處理風乾、破碎、過篩後以環保署公告之標準方法分析場址土壤的基本物化特性包括：有機質含量、土壤含水率、土壤 pH 值及土壤陽離子交換能力等基本特性，了解污染場址污染土壤基本物化特性，以作為後續實驗數據探討之依據。

1.6 計畫目的

本計畫為研究「應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤」，研究以採取實際鉛、銅污染農地的土壤進行試驗，首先將污染土壤取回實驗室進行玉米植生復育的盆栽栽種，探討植生復育技術等對於重金屬鉛銅的去除效率及鍵結型態之變化情形，接著再進行乾式篩選及濕式篩選的分析試驗，進而探討在此模式下的整治效果及最後整理本技術所需的整治費用。

有鑑於前述論點，本計畫的研究目標涵括：

- 瞭解農地污染鉛及銅含量與土壤粒徑的關係。
- 驗證本技術對於實際鉛及銅污染農地的去除效率。
- 釐清本技術對於實際鉛及銅污染農地可能產生的問題。
- 尋求適當的操作參數及估算成本效益。

第二章、研究方法及過程

本試驗以粒徑篩選及植生復育技術整治受鉛污染之農地，藉此探討鉛銅污染土壤之去除效率，並同時觀察此結合技術的實用性和經濟性。本計畫研究工作的進行如圖 2.1 研究流程圖。在試驗開始之前，首先分析污染現地土壤各項物化特性包括：土壤粒徑分佈、不同粒徑土壤鉛銅含量、土壤各粒徑比表面積大小、土壤質地分析、有機質含量、土壤含水率、土壤 pH 值、土壤陽離子交換能力 CEC 及土壤鉛銅全量等物化特性及肥力分析，同時深化文獻收集並透過歸納分析找出後續試驗操作參數的適用範圍。

在植生復育土壤顆粒技術整治實際鉛銅污染現地土壤方面，研究團隊首先於實驗室將上述工作結果彙整，並探討植物對各種型態重金屬的吸收能力以及植物栽種對重金屬存在型態轉換之影響，研究土壤取自現地受鉛銅污染之實際土壤，栽種試驗以盆栽試驗方式進行，種植植物參考文獻中提出對重金屬具有高累積吸收能力的玉米為試驗植物。試驗期間量測不同粒徑土壤中 pH、不同粒徑土壤中鉛銅含量變化、確認不同粒徑土壤移除的鉛銅濃度。

在污染現地土壤粒徑分離試驗部分，則是透過乾式及濕式篩選方式將土壤粒徑進行分離，並了解其不同尺寸下土壤所佔比例、重金屬全量及鍵結型態之差異，最後根據不同尺寸所佔有的相關比例進行挑選，將大部分高濃度的污染土壤移除，取而代之的是加入乾淨的河砂或土壤，最後再將混合後之土壤進行植生復育試驗，不僅可觀察混土後玉米作物之生長情形，同時可驗證此添加乾淨的河砂或土壤試驗方法的可行性。

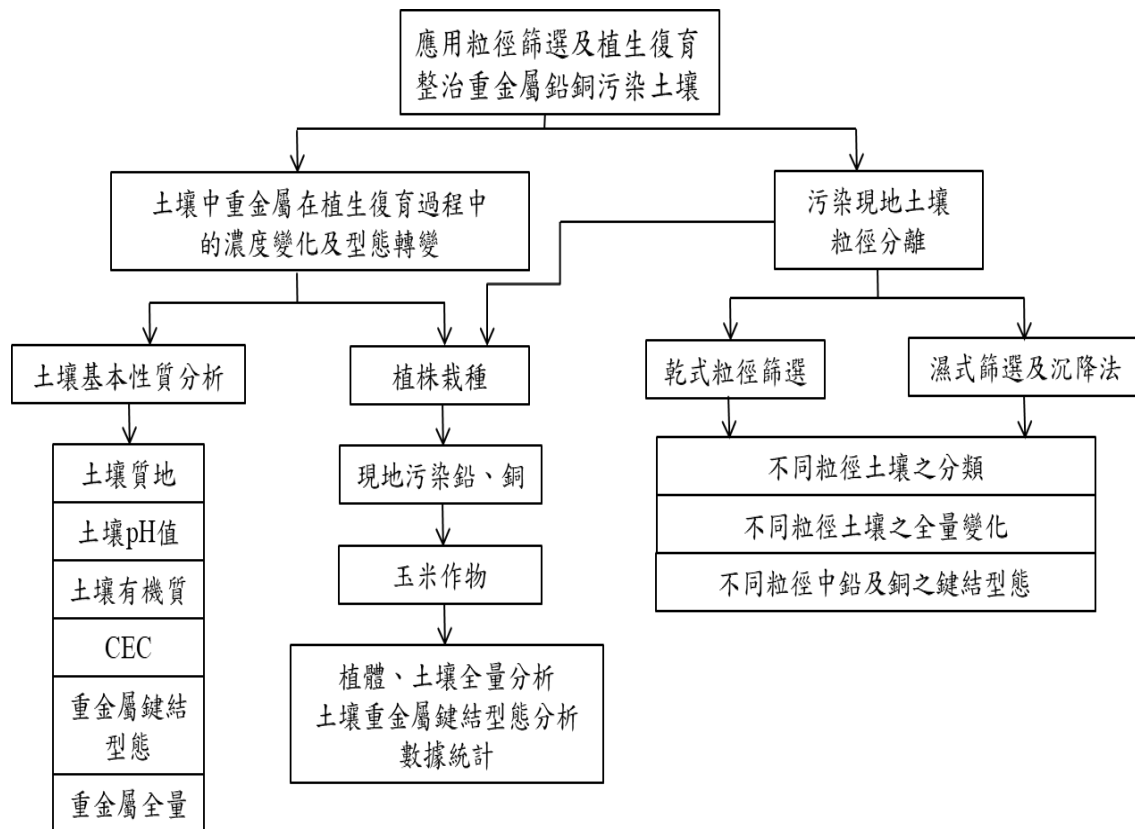


圖 2.1 應用粒徑篩選及植生復育整治重金屬鉛銅污染土壤研究流程圖

本研究污染土壤的場址是位於南投縣南投市牛運堀段 25-14 號，場址座標：X：218141，Y：2645838，農地面積為 327 m²，污染來源為鄰近陶瓷工廠之廢棄含鉛釉料的不當排放，使該場址遭受到重金屬鉛的污染，目前已被環保署公告為土壤污染控制場址。根據環保署調查資料顯示，鉛受污染濃度約為 5,830 mg kg⁻¹。另一重金屬為彰化縣鹿港鎮鹿鳳段 0526-0001 號的銅污染土壤，場址座標：X：197425，Y：2665173，農地面積為 568 m²，污染來源推測為灌溉水受電鍍業和金屬表面處理業的廢水污染，農田長年引灌造成累積污染；另一原因推測為渠道受相關事業的廢水污染，造成部分地面水體的底泥或周圍土壤有累積重金屬情形，而在農地重劃時，有可能導致有些在原溝渠位置附近的新劃農地，會有部分農土是舊的溝渠附近的土壤回填造成的污染情形。根據環保署調查資料顯示，鉛污染濃度約為 2,280 mg kg⁻¹。

2.1 植生復育整治鉛銅重金屬試驗方法

圖 2.2 為植生復育整治鉛銅污染土壤盆栽試驗示意圖，圖中經過前處理之土壤填入 8 公斤於盆栽（如圖 2.2）中並種植玉米(玉美珍品種)，於盆栽內播種約 1-2 株玉米於含有鉛銅重金屬污染土壤中。栽種時間均 60-75 天，一期試驗結束後，土壤休耕兩個星期，再進行下一輪栽種試驗。採收後以王水消化分析植物體及土壤中重金屬的全量含量，並以序列式萃取法分析各種重金屬存在型態含量。重複栽種及分析步驟，分析土壤及植物吸收能力等各項數據變化情形。



圖 2.2 鉛銅污染土壤盆栽試驗示意圖

土壤分析項目包括土壤含水率、有機質含量、pH 值、導電度、土壤中鉛銅污染濃度及等重金屬鍵結型態。其分析方法分述如下：

1. 含水率測定方法

取乾淨之坩鍋並將坩鍋秤重後，裝入約 10 克的土樣，同時紀錄烘乾前之重量，蓋上鍋蓋後放入 105°C 烘箱烘乾 24 小時，而後取出烘箱使坩鍋溫度恆溫後利用電子天平紀錄其烘乾後之重量。土樣在烘乾前後所減少之重量百分比即為土樣之含水率。

2. 土壤有機質含量測定方法

首先將乾淨之坩鍋秤重，取經 105°C 烘乾去除水分之土樣乾基約 10 克置於坩鍋秤重，放入 500°C 高溫爐加熱 4 小時，而後取出放入乾燥箱內待冷卻後秤重。土樣經高溫爐前後所減少之重量百分比即為土樣之有機質含量。

3. 土壤 pH 值及導電度值分析方法

取 20 g 土壤樣品於燒杯中，並加入 20 ml 的去離子水，經過攪拌均勻混合 5 分鐘後，靜置約 1 小時，使土壤沉澱於燒杯底部，測其懸浮液之 pH 值、導電度值。

4. 土壤污染濃度之分析

取靠近根部周圍的土壤進行分析，經烘乾去除水分後，取約 3g 的土樣作王水消化法 (NIEA S321.63B) 萃取重金屬，將萃取液利用濾紙抽氣過濾，並且稀釋萃取液，以火焰式原子吸收光譜儀 (AA) 分析土樣中鎘及鉛濃度。

5. 重金屬鍵結型態分析

本研究針對土壤中重金屬鍵結型態分析主要以 Tessier et al., [12] 所發展的序列萃取法將污染土壤中的重金屬分為五種不同的形態，實驗程序完全依照 Tessier et al., [12] 所提出之方法，而殘留態則參考歐盟 BCR 萃取程序，其重金屬型態之分析方法如下：

- (1) 可交換態：取乾重樣品 2.0 g 於 50 mL 塑膠離心管內。加入 1 M 氯化鎂 8 mL，利用氫氧化鈉調整 pH 值至 7，在室溫下以 200 rpm 連續振盪萃取 1 小時，以 5000 rpm 離心 30 分鐘，離心後取上澄液以硝酸將之調整至 pH<2 並定量至 25 mL，分析重金屬含量。
- (2) 碳酸鹽態：取前步驟殘餘固體物加入 1 M 醋酸鈉 8 mL，利用醋酸調整 pH 值至 5，在室溫下以 200 rpm 連續振盪萃取 5 小時，以 5000 rpm 離心 30 分鐘，離心後取出上澄液以硝酸將之調整至 pH<2 並定量至 25 mL，分析重金屬含量。
- (3) 鐵錳氧化態：取前步驟殘餘固體物加入 20 mL 之 0.04 M 鹽酸羥胺溶於 25% 醋酸，在 $96\pm 3^{\circ}\text{C}$ 下以 200 rpm 震盪 6 小時，以 5000 rpm 離心 30 分鐘，離心後以定量管取上澄液，以硝酸調整至 pH<2 並定量至 25 mL，分析重金屬含量。電壓梯度 1.5 V cm^{-1} 進行操作，以提升陰極電鍍效果。
- (4) 有機態：取前步驟殘餘固體物加入 3 mL 之 0.02 M 硝酸和 5 mL 30% 過氧化氫且用硝酸調整 pH 值至 2，混合加熱 $85\pm 2^{\circ}\text{C}$ 下以 200 rpm 震盪 2 小時後；第二次再加入 3 mL 30% 過氧化氫且用硝酸調 pH 值至 2，加熱 $85\pm 2^{\circ}\text{C}$ 下以 200 rpm 震盪 3 小時，待冷卻後加入 5 mL 之 3.2 M 醋酸銨溶於 20% 硝酸，並稀釋至 20 mL，室溫下震盪 30 分鐘，離心後取出上澄液以硝酸將之調整至 pH<2 並定量至 25 mL，分析重金屬含量。

- (5) 殘留態：取前步驟殘餘固體物加入硝酸及鹽酸混合液進行王水消化，濾液以原子吸收光譜儀測定重金屬濃度。以上每一樣品進行 2 重複分析，求其平均值及標準偏差。

通常五種重金屬型態中可交換態及碳酸鹽態為弱鍵結型態之重金屬，在土壤中具有較大的移動性及生物可利用性，對環境的危害也較大，所以採用文獻所提及的移動因子(Mobility Factor, MF)來評估土壤中重金屬對環境潛在之危害性及衝擊性。而移動因子定義為可交換態及碳酸鹽態的含量與五種重金屬型態總含量之比值。如移動因子值愈高則表示土壤中重金屬的移動性及生物可利用性愈大，對環境的危害影響也較大[30-31]，以下列公式計算：

$$MF(\%) = \frac{F1 + F2}{F1 + F2 + F3 + F4 + F5} \times 100\%$$

MF：移動因子(%)

F1：土壤中重金屬可交換態之含量(mg kg⁻¹)；F2：土壤中重金屬碳酸鹽態之含量(mg kg⁻¹)；F3：土壤中重金屬鐵錳氧化態之含量(mg kg⁻¹)；F4：土壤中重金屬有機態之含量(mg kg⁻¹)；F5：土壤中重金屬殘留態之含量(mg kg⁻¹)。

2.2 乾式、濕式篩選及沉降法對土壤粒徑分離試驗

粒徑篩選是一種具有高效率能分離出不同粒徑之土壤方法，由於考量現地場址使用的方便性及可行性，本計畫研究採用乾式及濕式篩選的方式進行比較，乾式篩選是透過粉碎及振動搖篩的方式即能獲得不同粒徑尺寸的土壤，濕式篩選則是添加六偏磷酸鈉分散劑進行分離，是過去常使用之濕篩分離方式，本研究計畫亦會探討試驗中有無添加六偏磷酸鈉分散劑粒徑分離的差異，相信其分析結果能獲得不同污染場址適用之粒徑篩選方法，作為後續實場應用的重要參考。

本研究計畫乾式粒徑篩選流程如圖 2.3，首先將風乾後之鉛銅污染土壤中之石礫以及植物殘體去除，取 1 公斤之污染土壤，將顆粒較大之土壤利用木槌敲碎，裝置於不銹鋼篩網中，其篩網尺寸包括 4 mm、2.83 mm、2 mm、0.149 mm、0.053 mm、0.025 mm 等六種。開啟振動搖篩機並開始搖篩 30 分鐘，時間到後觀察搖篩後狀況，再繼續搖篩 30 分鐘後進行不同尺寸污染土壤之秤重，以及後續重金屬濃度及鍵結型態之分析。

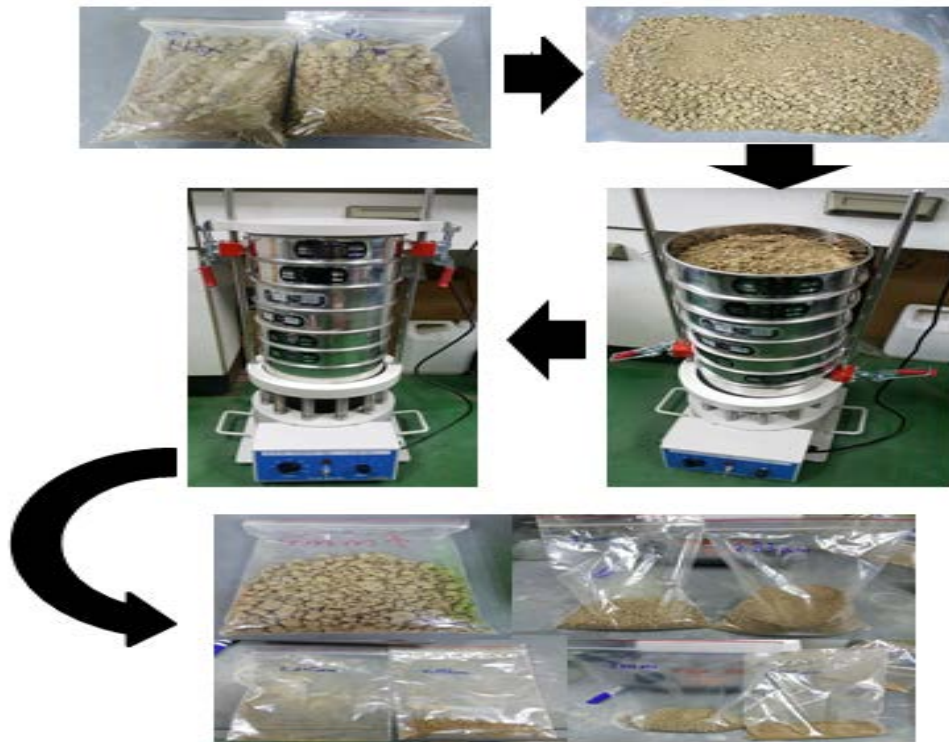


圖 2.3 土壤乾式粒徑篩選流程圖

本實驗粒徑篩選係根據土壤分析手冊[32]，以濕式篩選及重力沉降法進行分析，主要將實驗土壤粒徑分成原土 Soil ($<2\text{ mm}$)、砂粒 Sand ($2\sim0.053\text{ mm}$)、粉粒 Silt ($0.053\sim0.002\text{ mm}$)、黏粒 Clay ($<0.002\text{ mm}$)四種，實驗步驟如下所示：

- (1) 將土壤樣品風乾備用。以 10 mesh (2 mm)之不銹鋼篩篩除土壤中之石礫以及植物殘體，並藉此達到土壤樣品均質的目的。
- (2) 取 50 g 土壤置於 500 mL 之三角錐瓶中，加入 100 mL 濃度 50 mg L^{-1} 之六偏磷酸鈉(NaPO_4)₆，再加入 250 mL 之去離子水，充分搖晃均勻後，靜置一夜。
- (3) 將三角錐瓶中之土壤懸浮液倒入 270 mesh (0.053 mm)之不銹鋼篩網中，並將不銹鋼篩網置於振動搖篩機上。
- (4) 開啟振動搖篩機，並於振動期間不斷以裝有去離子水之噴霧器沖洗篩網上之土壤，直至沖洗出的水達到澄清為止，即可將土壤中之砂粒分離出來。
- (5) 將通過不銹鋼篩網之土壤懸浮液移入 1,000 mL 之沉降筒中，加入去離子水至刻度線，將室溫控制為 25°C 靜置一夜。

- (6) 充分搖晃均勻後，靜置並計時，依據 Stoke 定律，於 7 小時 36 分鐘後將液面下 10 cm 之土壤懸浮液抽出，重覆此步驟三次，即可分離出土壤粉粒及黏粒。
- (7) 將各部分土壤溶液至於燒杯中，移入烘箱中以 105°C 烘乾至衡重。
- (8) 秤重紀錄並對照土壤質地分類三角圖，重複上述步驟分析三次。利用砂粒、粉粒及黏粒三者之百分率，根據此三者之混合比例照正三角形 12 等級的土壤質地分類三角圖來推估土壤粒徑，如圖 2.4 進行土壤分類。

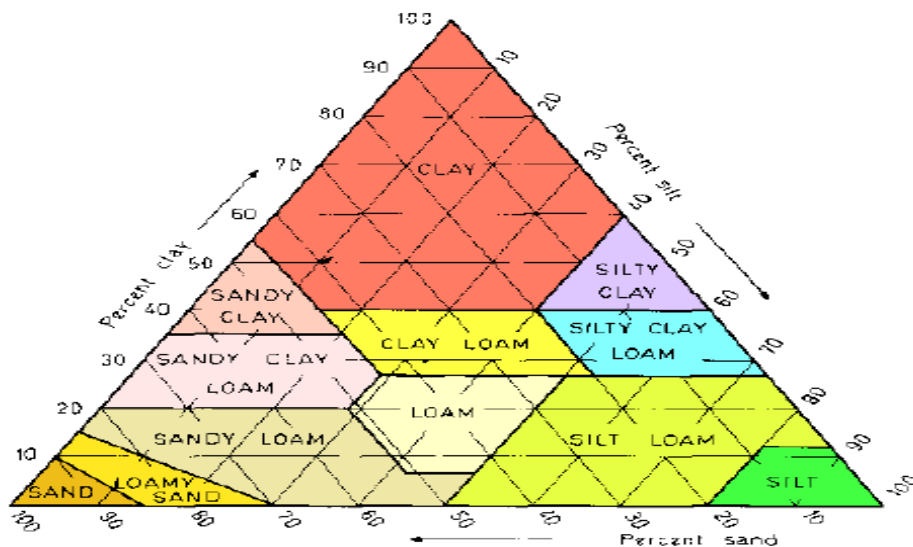


圖 2.4 土壤粒徑對照圖

本研究計畫期待能透過第一階段植生復育技術整治，獲得鉛銅污染現地土壤之處理效率，冀望透過栽種玉米的條件改變，提升整治效果和減少處理時間，並將不易分離的鍵結轉變為易分離型態(殘留態轉為鐵錳氧化態或可交換態)；透過乾式篩選、濕式篩選及沉降法的粒徑分離後，將大部份高濃度的重金屬污染土壤直接移除，並將剩餘的較低濃度污染土壤混合乾淨砂石或土壤，並進一步驗證此處理方式對於植生復育的可行性，包括玉米作物生長情形及重金屬吸附能力等特性。若能證實透過粒徑篩選及植生復育技術的結合，是一種快速去除重金屬且對環境友善的務實作法，將是值得未來現地實際推廣的操作方法。以上操作條件之設定會隨著實際實驗情況進行微調，以達到本研究最佳化之參數。此計畫之研究成果和相關數據將有利於實場污染場址應用之參考，具有研究之必要性。

2.3 計畫進度與檢核說明

表 2.1 為本研究計畫進度與檢核表，表中預定期末報告前須完成土壤物化特性分析、鉛銅含量與土壤粒徑的相對關係及植生復育玉米的栽種及整治，目前計畫符合所預定之進度。

表 2.1 計畫進度與檢核表

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	備 註
土壤物化特性分析			※									
分析鉛銅含量與土壤粒徑的關係				※								
植生復育玉米的栽種及整治					※							
尋求適當的玉米栽種操作參數							※					
濕式篩選及沉降法進行土壤粒徑分離							※					
探討粒徑篩選和植生復育整治鉛銅污染土壤的可行性及去除效率												
報告撰寫												
工作進度估計百分比（累積數）	5%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	
預定查核點	期中 完成土壤物化特性分析、分析鉛銅含量與土壤粒徑的關係、及部份植生復育玉米的栽種及整治。											

	期末	完成尋求適當的植生復育技術操作參數、完成粒徑分選土壤顆粒整治實際鉛銅污染土壤試驗、完成鉛銅污染質量平衡。完成探討粒徑篩選和植生復育整治鉛銅污染土壤的可行性及成果報告撰寫。
說明： 1、工作項目請視專案性質及需要自行訂定。預定進度以粗線表示其起迄日期。 2、「工作進度百分比」欄係為配合管考作業所需，累積百分比請視工作性質就以下因素擇一估計訂定：(1) 工作天數，(2) 經費之分配，(3) 工作量之比重，(4) 擬達成目標之具體數字。 3、「預定查核點」，請在條形圖上標明※符號，並在「預定查核點」欄具體註明關鍵性工作要項。		

第三章、結果與討論

本計畫推展至今，研究進度符合原訂進程。主要完成土壤物化特性分析、鉛銅含量與土壤粒徑的濃度變化及植生復育玉米的栽種及整治。茲就已完成的主要發現與結論說明如下：

3.1 污染土壤物化特性及重金屬污染濃度

本試驗之鉛銅污染土壤分別採自南投市農地地號為牛運堀段 25-14 號污染場址及彰化縣鹿港鎮 0526-0001 號之污染場址，其主要受到鉛及銅重金屬的污染之土壤。採集回來之土壤樣品先進行前處理，將樣品鋪平並於室溫下風乾至少 24 小時，除去土壤中紙屑、礫石及雜草等雜質後，以陶瓷材質之研磨器具破碎並通過 ASTM 100 號 (0.149 mm) 之標準篩網，以作為基本重金屬全量及鍵結型態分析。依標準方法對土壤進行基本性質分析，各項土壤基本性質分析方法依據及結果列於表 3.1。本研究鉛污染土壤樣品之 pH 值為 7.9，約中性偏鹼範圍，土壤導電度值為 $247 \mu\text{S cm}^{-1}$ 、含水率約為 4.56%、有機質含量為 4.74%，重金屬鉛濃度平均約為 $5,827 \text{ mg kg}^{-1}$ 。本研究污染銅土壤樣品之 pH 值為 7.78，同樣約中性偏鹼範圍，土壤導電度值為 $223 \mu\text{S cm}^{-1}$ 、含水率約為 0.75%、有機質含量為 1.94%，重金屬銅濃度平均約為 $7,700 \text{ mg kg}^{-1}$ 。另外，針對土壤粒徑分析結果顯示，本試驗現地污染場址之土壤質地鉛為壤土土壤，銅為壤砂土土壤。

關於本試驗污染土壤之重金屬鍵結型態，分析結果顯示於圖 3.1 及圖 3.2。鉛污染土壤以碳酸鹽態含量最多，依序為碳酸鹽態、鐵錳氧化態、有機物態、可交換態及殘餘態，含量分別為碳酸鹽態 $1,786.1 \text{ mg kg}^{-1}$ ；鐵錳氧化態 $1,715.4 \text{ mg kg}^{-1}$ ；有機物態 $1,458.1 \text{ mg kg}^{-1}$ ；可交換態 126.3 mg kg^{-1} ；殘餘態 73.9 mg kg^{-1} 。銅污染土壤之重金屬鍵結型態分析結果以碳酸鹽態含量最多，依序為碳酸鹽態、鐵錳氧化態、有機物態、可交換態及殘餘態，含量分別為碳酸鹽態 $4,205 \text{ mg kg}^{-1}$ ；鐵錳氧化態 $2,542.1 \text{ mg kg}^{-1}$ ；有機物態 723.4 mg kg^{-1} ；可交換態 131.9 mg kg^{-1} ；殘餘態 24.7 mg kg^{-1} 。可從試驗結果得知，本研究計畫中兩種重金屬鍵結型態皆以碳酸鹽態、鐵錳氧化態及有機物態為最多比例。

表 3.1 污染土壤基本性質分析

分析項目	鉛	銅
土壤 pH 值	7.9	7.78
導電度 ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	247	223
粒徑分析	壤土	壤砂土
含水率(%)	4.56	0.75
有機質(%)	4.74	1.94
陽離子交換容量 (cmol kg^{-1})	69	28
重金屬濃度 (mg kg^{-1})	5,827	7,700

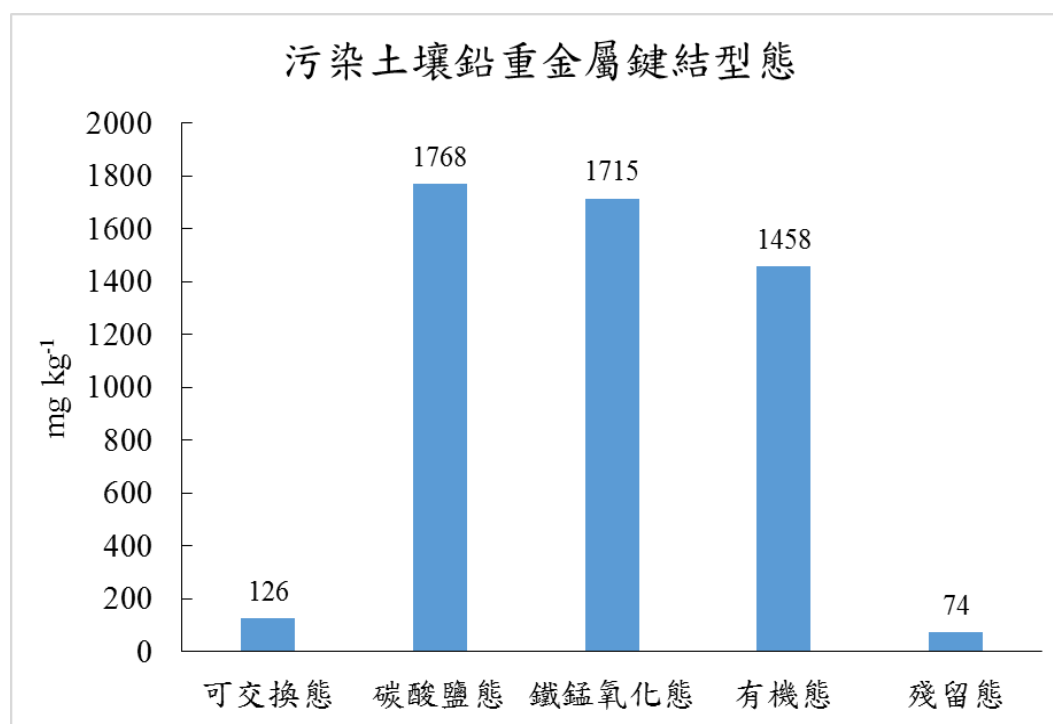


圖 3.1 鉛土壤重金屬鍵結型態

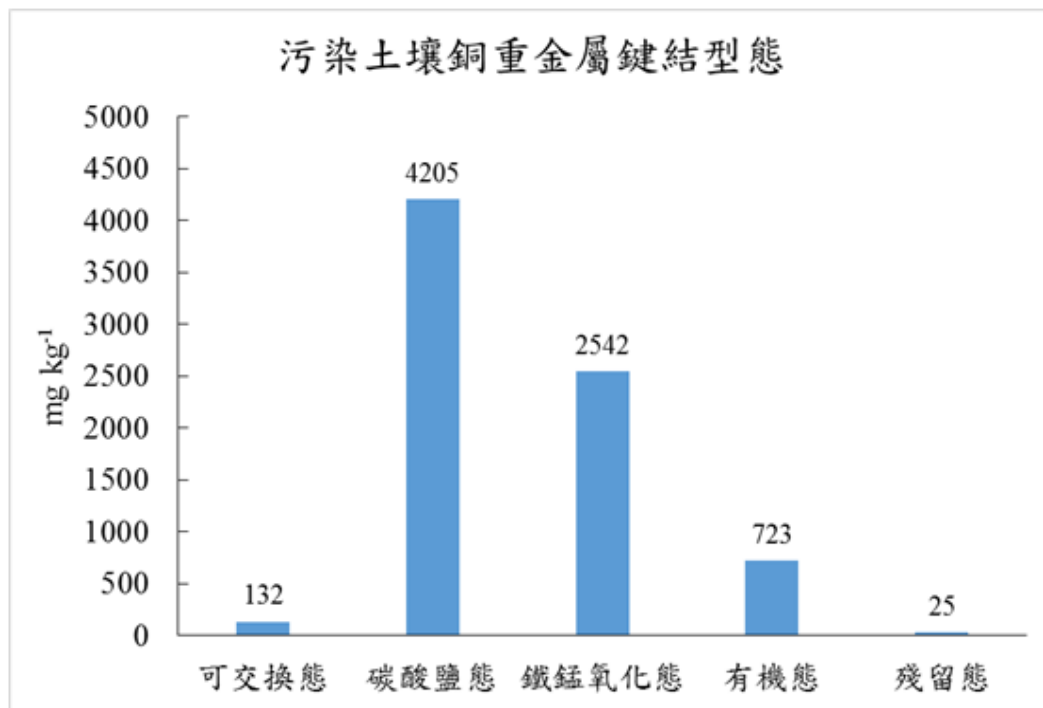


圖 3.2 銅土壤重金屬鍵結型態

3.2 植生復育盆栽試驗成果

小盆栽試驗土壤種植試驗

植生復育小盆栽試驗係將前處理後之土壤填入 8 公斤於盆栽(如圖 3.3 及 3.4)中並種植玉米作物(玉美珍品種)，於盆栽內分別播種約 5-6 株玉米於含有鉛及銅重金屬污染土壤中，待玉米發芽後選取一株進行盆栽試驗。栽種時間約八週，鉛銅土壤播種至第二週時，鉛污染土壤之玉米生長約 20~29 cm，銅污染土壤之玉米生長約 7 cm (如圖 3.5 及 3.6)；第三週時鉛污染土壤之玉米生長約 35~46 cm，銅污染土壤之玉米生長較為緩慢，僅生長約 9 cm (如圖 3.7 及 3.8)；第四週時鉛污染土壤之玉米生長約 50~55 cm，此時挑選一株玉米作為後續植生復育的成效觀察，銅污染土壤之玉米生長情形仍未明顯，依然保持於約 10 cm (如圖 3.9 及 3.10)。第五週時鉛污染土壤之玉米生長約 70 cm，銅污染土壤之玉米生長較為緩慢，僅生長約 12~15cm，第六週時鉛污染土壤之玉米生長約 80 cm，銅污染土壤之玉米生長則維持於 15cm。直至八週的生長，鉛污染土壤之玉米生長約 100 cm，銅污染土壤之玉米生長約 20 cm，其生長情形顯示於圖 3.11 及圖 3.12。



圖 3.3 鉛土壤播種情形



圖 3.4 銅土壤播種情形



圖 3.5 鉛土壤第二週生長情形



圖 3.6 銅土壤第二週生長情形



圖 3.7 鉛土壤第三週生長情形



圖 3.8 銅土壤第三週生長情形



圖 3.9 鉛土壤第四週生長情形



圖 3.10 銅土壤第四週生長情形



圖 3.11 鉛土壤第八週生長情形



圖 3.12 銅土壤第八週生長情形

從玉米作物的生長情形觀察到鉛銅玉米的栽種成效大不相同，玉米於銅污染土壤中栽種其生長情形不佳，經由八週的生長情形僅約 20 公分高，此部分推測為本計畫之銅污染濃度過高，抑制了玉米的生長。銅是植物生長的元素之一，與葉綠素生成及蛋白的作用有關，但因被吸收的銅大部份累積於根部而影響了其他必要元素的吸收，導致生長延遲的現象發生，同時銅濃度過高也將影響根部的水分吸收[28]。另外，因鉛銅污染土壤的有機質含量不同，鉛污染土壤約為 4.74%，而銅污染土壤約為 1.94%，推測也是造成玉米生長較為緩慢的原因之一。

分析植生復育整治重金屬鉛污染土壤發現，經植生復育後鉛污染土壤濃度平均由 $5,827 \text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $5,640 \text{ mg kg}^{-1}$ ，去除率約 3.2%。植生復育後鉛污染土壤之重金屬鍵結型態，分析結果顯示於圖 3.13。鉛污染土壤以鐵錳氧化態含量最多，依序為碳酸鹽態、有機物態、可交換態及殘餘態，含量分別為鐵錳氧化態 $2,160 \text{ mg kg}^{-1}$ ；碳酸鹽態 $1,632 \text{ mg kg}^{-1}$ ；有機物態 $1,199 \text{ mg kg}^{-1}$ ；可交換態 281 mg kg^{-1} ；殘餘態 231 mg kg^{-1} 。

鉛土壤之玉米作物根部吸收鉛濃度平均約 187 mg kg^{-1} ，莖部吸收鉛濃度平均約 38 mg kg^{-1} ，葉子部分吸收鉛濃度平均約 77 mg kg^{-1} ，以根部吸收最高，此結果於林姓學者的研究成果也有發現[29]。由於銅污染土壤之玉米作物生長緩慢，故無法分析重金屬吸附成效。

將土壤休耕兩星期後進行小盆栽試驗之第二次植生復育，於原本第一次植生復育含有鉛重金屬污染土壤盆栽內播種約 5-6 株玉米，待玉米發芽後選取一株進行盆栽試驗。栽種時間約八週，鉛土壤播種至第二週時，鉛污染土壤之玉米生長約 40 cm，此時挑選一株玉米作為後續植生復育的成效觀察；第三週時鉛污染土壤之玉米生長約 55 cm；第四週時鉛污染土壤之玉米生長約 70 cm；第五週時鉛污染土壤之玉米生長約 80 cm，第六週時鉛污染土壤之玉米生長約 90 cm，直至八週的生長，鉛污染土壤之玉米生長約 90 cm，與第一次植生復育玉米作物的生長情形相當接近。分析第二次植生復育整治重金屬鉛污染土壤發現，鉛污染土壤濃度平均由 $5,632 \text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $5,421 \text{ mg kg}^{-1}$ ，去除率約 3.9%；鉛土壤之玉米作物根部吸收鉛濃度平均約 222 mg kg^{-1} ，莖部吸收鉛濃度平均約 45 mg kg^{-1} ，葉子吸收鉛濃度平均約 46 mg kg^{-1} ，仍以根部吸收最高。結果顯示小盆栽每階段的植生復育整治約可去除土壤中約 3-5% 的鉛污染濃度。

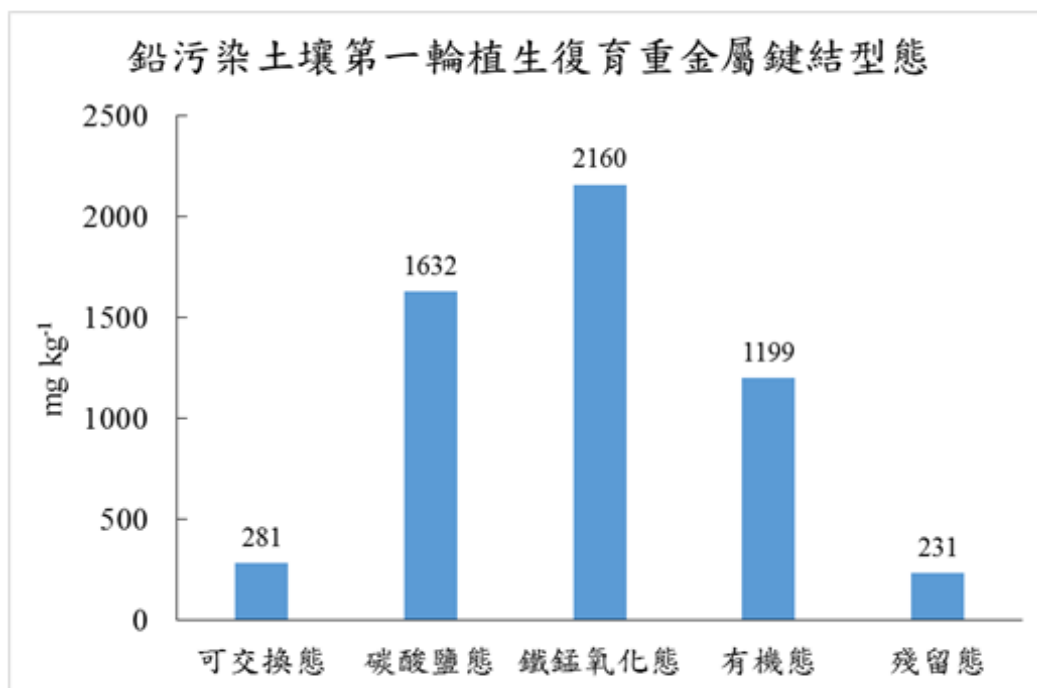


圖 3.13 鉛污染土壤第一輪植生復育重金屬鍵結型態

由於觀察到銅污染濃度過高因素，導致作物生長情形受到限制，而本研究計畫中粒徑篩選方法則將土壤中高濃度的污染土壤進行移除，並將剩餘的污染土壤混合乾淨的砂石或未污染之土壤後，再進行栽種玉米作物之植生復育，觀察其玉米生長情形，並驗證其成效。待玉米栽種時間為 60-75 天後進行採收，採收後以王水消化分析植物體及土壤中重金屬的全量含量，並以序列式萃取法分析各種重金屬存在型態含量，重複栽種及分析步驟，分析土壤及植物吸收能力等各項數據變化情形，以了解粒徑篩選後對植生復育技術的處理成效。

大盆栽試驗土壤種植試驗

由於玉米的生長會受到所處環境所影響，高度越高的盆栽其玉米根部越深，有利於玉米的生長及後續污染物的吸附能力，因此本試驗將不同盆栽深度 17 cm 及 33 cm 進行探討。植生復育大盆栽試驗經過前處理之土壤填入約 17 公斤於盆栽中(圖 3.14 及 3.15)，於盆栽內播種約 5-6 株玉米於含有鉛銅重金屬污染土壤中，待玉米發芽後選取一株進行盆栽試驗。鉛土壤播種至第二週時鉛污染土壤之玉米生長了約 30 cm，此時挑選一株玉米作為後續植生復育的成效觀察，銅污染土壤之玉米生長了約 10~14 cm (如圖 3.16 及圖 3.17)；第三週時鉛污染土壤之玉米生長約 50 cm，銅污染土壤之玉米生長較為緩慢，僅生長約 6 cm(如圖 3.18 及 3.19)；第四週時鉛污染土壤之玉米生長約 70 cm，銅污染土壤之玉米生長情形仍未明顯，保持於約 20 cm (如圖 3.20 及 3.21)。第五週時鉛污染土壤之玉米生長約 90 cm，銅污染土壤之玉米生長較為緩慢，依然保持約 20 cm，第六週時鉛污染土壤之玉米生長約 110 cm，銅污染土壤之玉米生長則維持於 20cm。直至八週的生長，鉛污染土壤之玉米生長約 120 cm，銅污染土壤之玉米生長維持於 20 cm，其生長情形顯示於圖 3.22 及圖 3.23。

分析大盆栽植生復育整治重金屬污染土壤發現，經植生復育後鉛污染土壤濃度平均由 $5,827 \text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $4,420 \text{ mg kg}^{-1}$ ，去除率約 24%，此結果發現，大盆栽污染土壤對於重金屬移除成效相較於小盆栽(3.2%)提升許多，未來可於現地場址直接大範圍的種植，相信對重金屬的吸收將有顯著的成效。大盆栽鉛土壤之玉米作物根部吸收鉛濃度平均約 774 mg kg^{-1} ，莖部吸收鉛濃度平均約 76 mg kg^{-1} ，葉子部分吸收鉛濃度平均約 124 mg kg^{-1} ，以根部吸收最高。由於銅污染土壤之玉米作物生長緩慢，故無法分析吸附重金屬成效。



圖 3.14 大盆栽鉛土壤播種情形



圖 3.15 大盆栽銅土壤播種情形



圖 3.16 大盆栽鉛土壤第二週生長情形



圖 3.17 大盆栽銅土壤第二週生長情形



圖 3.18 大盆栽鉛土壤第三週生長情形



圖 3.19 大盆栽銅土壤第三週生長情形



圖 3.20 大盆栽鉛土壤第四週生長情形



圖 3.21 大盆栽銅土壤第四週生長情形



圖 3.22 大盆栽鉛土壤第八週生長情形



圖 3.23 大盆栽銅土壤第八週生長情形

3.3 粒徑篩選鉛銅重金屬污染土壤試驗成果

本研究以粒徑篩選及植生復育技術為主軸，探討對於受鉛銅重金屬污染土壤之整治試驗。實驗室盆栽試驗分為鉛污染土壤及銅污染土壤兩個區塊，於鉛銅污染土壤的整治部分，以種植玉米的植生復育進行重金屬土壤整治試驗，並隨時觀察及分析重金屬移除效率。另一部份，以乾式粒徑分選及濕式篩選與沉降法進行不同大小粒徑之重金屬濃度分析及觀察後續重金屬吸附效果。乾式篩選將透過不同的篩網採集不同粒徑之污染土壤，主要分為六種不同尺寸進行分析，其篩網尺寸包括 4 mm、2.83 mm、2 mm、0.149 mm、0.053 mm、0.025 mm 等六種；濕式篩選為透過沉降將土壤分為砂粒、粉粒及黏粒分三種粒徑範圍，觀察不同粒徑土壤重金屬含量及所佔比例之關係，作為接續種植玉米作物進行重金屬吸附的考量。試驗過程針對粒徑篩選及植生復育處理含重金屬土壤之去除效果進行探討，獲得適當的去除重金屬之操作因子，並估算其操作之經濟效益，以評估整合兩不同整治技術之可行性。

乾式篩選試驗結果

經由搖篩 60 分鐘後進行不同尺寸污染土壤之秤重，其結果顯示於表 3.2 與表 3.3。本實驗經粒徑篩選後，鉛污染土壤以 4 mm 以上為最高重量，約達 43.28% 比例，2.83 mm~2 mm 為 30.94%，最小比例為 0.025 mm 以下，約為 0.287%。另外，銅污染土壤以 2 mm~0.149 mm 為最高重量，其次為 4 mm 以上，最小比例為 0.053~0.025 mm 之間，沒有低於 0.025 mm 以下的土壤。有機質含量部分，銅污染土壤 4 mm 以上有機質為 3.78%，隨著粒徑越小有機質含量有漸增的趨勢，從 4.4% 上升至 4.7%；銅污染土壤有機質含量介於 1.7~2.6% 之間，隨著粒徑越小未有明顯增加趨勢。經篩網分離後之鉛銅重金屬濃度發現，鉛污染土壤粒徑尺寸於 2 mm 以上，重金屬濃度未有明顯差異，惟有尺寸於 2~0.149 mm 濃度有較高趨勢；而銅污染土壤有相似趨勢，於 0.053~0.025 mm 濃度為最高，平均約為 9,155 mg kg⁻¹，其餘尺寸濃度差異不顯著。從分類結果得知大粒徑土壤之重金屬濃度仍有高濃度的趨勢，推測原因為小顆粒土壤附著於大顆粒土壤表面所造成的結果，

乾式篩選後鉛銅污染土壤各粒徑之重金屬鍵結型態，分析結果顯示於圖 3.24 與圖 3.25。鉛污染土壤各粒徑皆以鐵錳氧化態含量最多，依序為有機態、碳酸鹽態、可交換態及殘餘態。銅污染土壤各粒徑以碳酸鹽態含量最多，依序為鐵錳氧化態、有機態、可交換態及殘餘態，在粒徑 0.053mm 以鐵錳氧化態為最高，依序為碳酸鹽態、有機態、可交換態及殘餘態。

表 3.2 鉛污染土壤乾式篩選粒徑分佈

土壤尺寸(mm)	重量(g)	比例(%)	濃度(mg kg ⁻¹)
4 mm 以上	432.8	43.3	6,540
4 ~2.83 mm	108.9	10.9	6,436
2.83~2 mm	309.4	30.9	6,342
2 ~0.149 mm	79.1	7.9	7,027
0.149 ~0.053 mm	48.4	4.8	6,770
0.053 ~0.025 mm	12.8	1.3	5,551
0.025 mm 以下	2.9	0.3	-----

表 3.3 銅污染土壤乾式篩選粒徑分佈

土壤尺寸(mm)	重量(g)	比例(%)	濃度(mg kg ⁻¹)
4 mm 以上	241.55	24.15	5,394
4 ~2.83 mm	97.241	9.724	5,516
2.83~2 mm	49.939	4.99	5,955
2 ~0.149 mm	521.5	52.15	4,837
0.149 ~0.053 mm	94.724	9.772	5,784
0.053 ~0.025 mm	6.749	0.675	9,155
0.025 mm 以下	-	-	-----

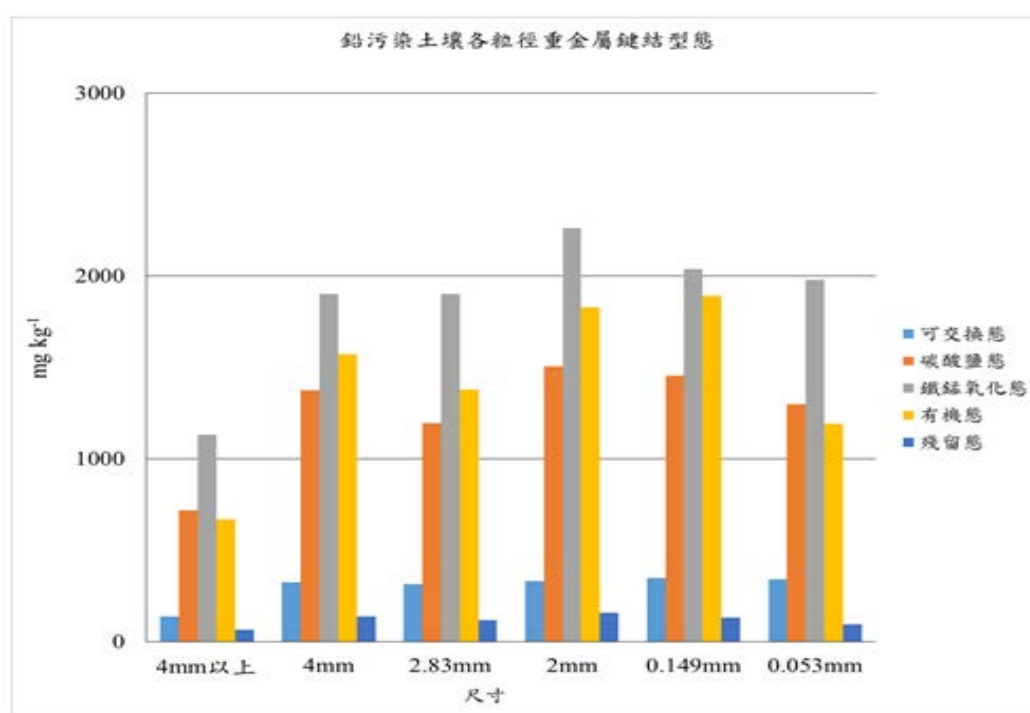


圖 3.24 鉛污染土壤不同粒徑重金屬鍵結型態

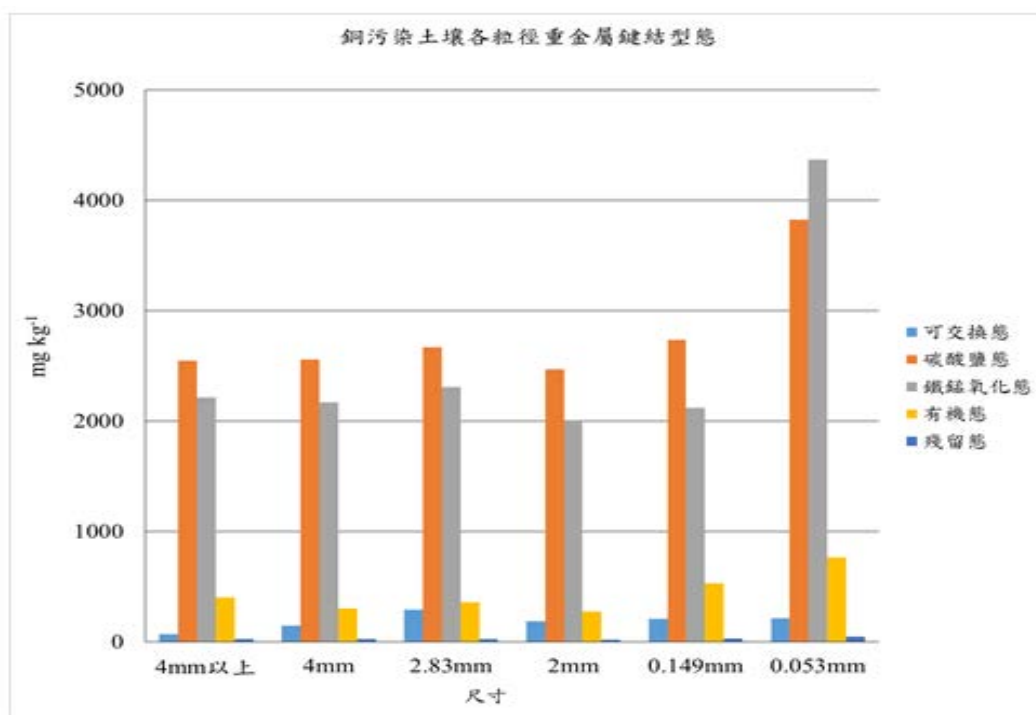


圖 3.25 銅污染土壤不同粒徑重金屬鍵結型態

乾式篩選鉛銅重金屬污染土壤盆栽試驗

根據乾式篩選得知鉛銅土壤重金屬的分佈情形，以鉛土壤而言，粒徑於 2.83 mm 以上的土壤，佔整體土壤比例約 53%，故移除此部份之土壤(濃度為 $6,436 \text{ mg kg}^{-1}$ ~ $6,540 \text{ mg kg}^{-1}$)可將濃度大幅降低；銅土壤的部份，粒徑於 2 mm 以上的土壤，佔整體土壤比例約 40%，故移除此部份之土壤(濃度為 $5,394 \text{ mg kg}^{-1}$ ~ $5,955 \text{ mg kg}^{-1}$)濃度亦能有效減少。因此，本研究計畫乾式篩選實驗依比例將鉛污染土壤粒徑 2.83 mm 以上之土壤移除；銅污染土壤將粒徑 2 mm 以上土壤移除，將兩者剩餘的部分以 1:1 之比例利用乾淨之砂石進行混合稀釋以降低整體污染濃度，將大幅降低乾淨土壤所需費用。

此做法將篩除後剩餘之鉛銅污染土壤經混砂後再進行植生復育整治，並觀察粒徑篩選後其植物生長情形及重金屬吸附成效。除了驗證粒徑篩選後作物生長的可行性，也可將低濃度之污染土壤進行後續整治，若能證實是一種快速簡單的操作方法，更值得現地推廣。分析混合稀釋後之重金屬污染濃度，經混砂後鉛污染土壤濃度平均由 $5,827 \text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $1,985 \text{ mg kg}^{-1}$ (圖 3.26)，濃度降低約 66%；銅污染土壤濃度平均由 $7,700 \text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $3,340 \text{ mg kg}^{-1}$ (圖 3.27)，濃度降低約 57%。

乾式篩選植生復育盆栽試驗係將篩除後剩餘之污染土壤及乾淨之砂石，各取 4 公斤填入盆栽中並種植玉米(玉美珍品種)，於盆栽內分別播種約 5-6 株玉米於盆栽中，待玉米發芽後選取一株進行盆栽試驗。栽種時間約八週，鉛銅土壤播種至第二週時，鉛污染土壤之玉米生長約 20 cm，此時挑選一株玉米作為後續植生復育的成效觀察，銅污染土壤之玉米生長約 10 cm (如圖 3.28 及 3.29)；第三週時鉛污染土壤之玉米生長約 50cm，銅污染土壤之玉米生長較為緩慢，僅生長約 10 cm (如圖 3.30 及 3.31)；第四週時鉛污染土壤之玉米生長約 60 cm，銅污染土壤之玉米生長情形仍未明顯，依然保持於約 20 cm (如圖 3.32 及 3.33)。第五週時鉛污染土壤之玉米生長約 70 cm，銅污染土壤之玉米生長維持在 20 cm，第六週時鉛污染土壤之玉米生長約 80 cm，銅污染土壤之玉米生長則維持於 20 cm，其生長情形顯示於圖 3.34 及圖 3.35。

污染土壤經由乾式篩選後混合乾淨之砂石進行作物的生長，觀察到鉛銅玉米的栽種情形大不相同，玉米於銅污染土壤中栽種其生長情形不佳，經由八週的生長情形下作物高度僅約 20 公分高，此部分推測為本計畫之銅污染土壤經混合稀釋後濃度雖降低 56%，但整體污染濃度仍過高，可能抑制水分及營養源的吸收進而導致玉米作物生長的遲緩。

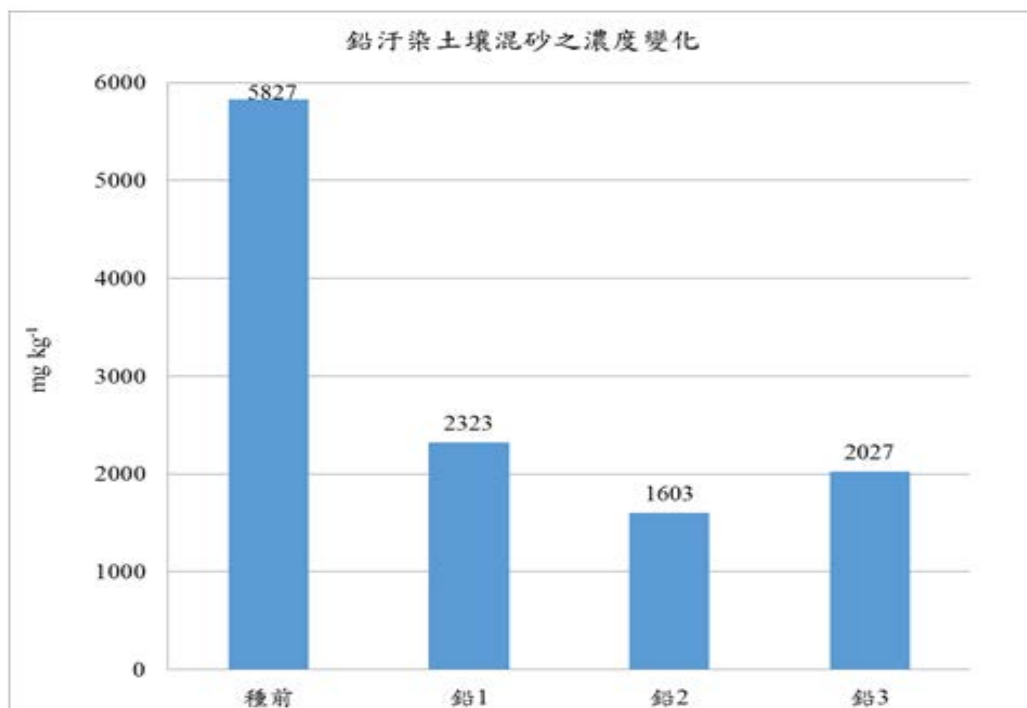


圖 3.26 銅污染土壤混砂濃度變化

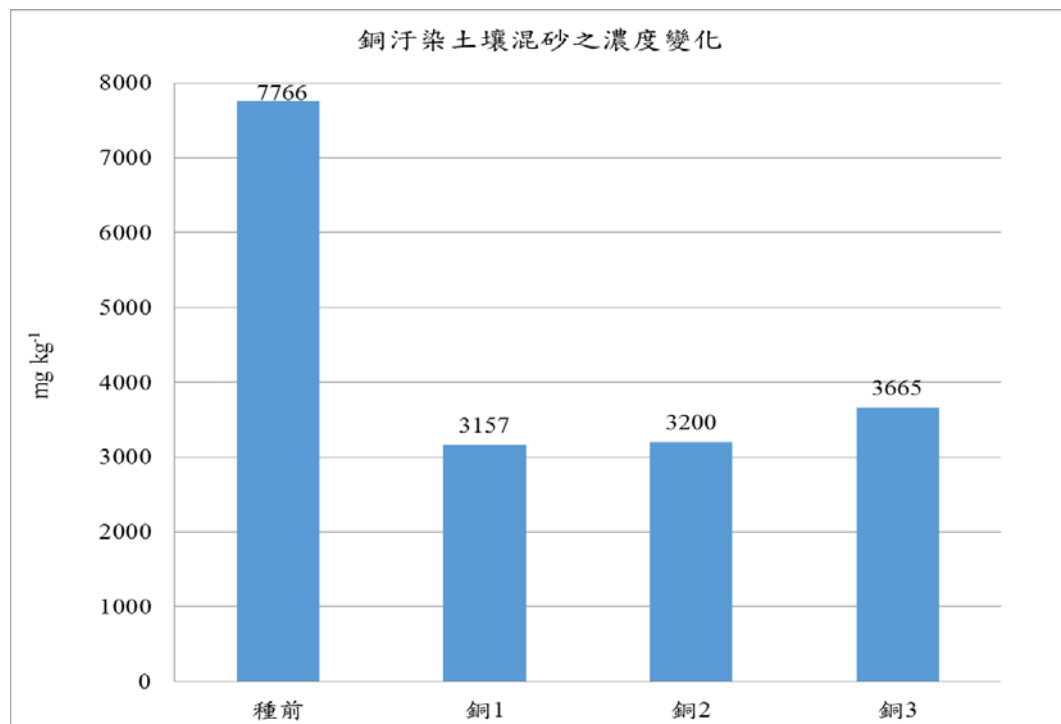


圖 3.27 銅污染土壤混砂濃度變化

鉛污染土壤部份，混合乾淨砂石進行作物生長觀察發現，混合砂石土壤之玉米作物發芽速度比未混合土壤較為快速，且收成後玉米作物高度部分，混合砂石土壤與未混合之土壤未有明顯差異，仍可長於約 100 cm 的高度，證實鉛污染土壤以乾篩方式進行移除後混合乾淨砂石的方式為可行之方法，此結果不僅可以使用較便宜的砂石進行替換，節省乾淨土方的成本，且作物仍然有效生長，可進行後續植生復育的整治程序；分析混合乾淨砂石後進行植生復育可將土壤鉛污染濃度平均約 1,985 mg kg⁻¹ 降至 1,925 mg kg⁻¹，去除率約 3%；混合砂石土壤之玉米作物根部吸收鉛濃度平均約 112 mg kg⁻¹，莖部及葉子部分吸收鉛濃度則不明顯。

反之，銅污染濃度過高，雖混合後仍無法使玉米作物生長，因此尚不適用此乾篩方式進行移除，後續將透過濕式篩選的方式確認土壤不同粒徑的重金屬分佈情形，再觀察移除某部份銅污染土壤後添加入乾淨土壤並種植玉米作物的生長情形，以獲得不同污染場址適合粒徑篩選的方式。



圖 3.28 混砂鉛土壤第二週情形



圖 3.29 混砂銅土壤第二週情形



圖 3.30 混砂鉛土壤第三週情形



圖 3.31 混砂銅土壤第三週情形



圖 3.32 混砂鉛土壤第四週情形



圖 3.33 混砂銅土壤第四週情形



圖 3.34 混砂鉛土壤第六週情形



圖 3.35 混砂銅土壤第六週情形

濕式篩選及沉降法試驗結果

本研究計畫濕式粒徑篩將土壤粒徑分為砂粒 $2\sim 0.053\text{ mm}$ 、粉粒 $<0.02\text{ mm}$ 及粘粒 $<0.002\text{ mm}$ 三種土壤粒徑範圍，主要濕式篩選流程如圖 3.36 所示。首先將風乾後之鉛銅污染土壤中之石礫以及植物殘體去除，取 1 公斤之污染土壤，將顆粒較大之土壤利用木槌敲碎，利用 2 mm 之不鏽鋼篩網過篩，取 50 g 做為實驗土樣，接著以土水比 1:5 進行沉澱。

為了確認並比較土壤顆粒是否能完全分散，本計畫特別比較添加分散劑及未添加分散劑的影響，其中，本研究添加分散劑為 5% 六偏磷酸鈉，將土樣加入 100 mL 之分散劑，接著將土壤懸浮液靜置 24 小時後，以磁石攪拌器快速攪拌 3 小時使土壤平均分散，分散完後以 0.053 mm 之不鏽鋼篩網將砂粒從土壤懸浮液中分離，並使用 $1,000\text{ mL}$ 之量筒盛接通過之懸浮液，操作時必須將停留在篩子上的砂粒用沖洗瓶反覆沖洗，洗至其液體不再呈現混濁狀態，利用移液管從吸入口量起 10 公分 處做一記號，接著將量筒中之懸浮液充分搖動使量筒內的土粒完全混合後將量筒靜置桌面，隨即記錄時間並準備吸管做粉粒及粘粒之取樣，在取樣前約 30 秒 將移液管插入懸浮液 10 公分 處，當時間到達時，即慢慢的吸取 25 mL 的懸浮液樣品，並將吸取之樣品放入燒杯中烘乾稱重並分析。

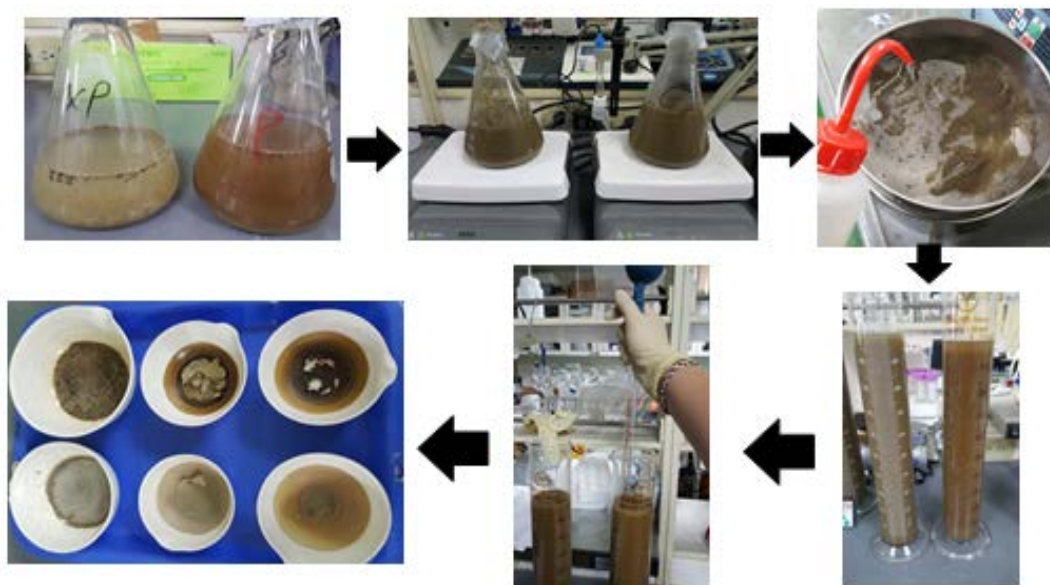


圖 3.36 土壤濕式粒徑篩選流程圖

本研究鉛污染土壤經過濕式粒徑篩選結果如表 3.4 及表 3.5，鉛污染土壤於添加分散劑或未添加分散劑下皆可發現，當土壤粒徑越小其重金屬污染濃度越高，鉛污染土壤在添加分散劑下以粘粒(<0.002 mm)濃度最高，濃度為 $6,583 \text{ mg kg}^{-1}$ ，砂粒(2~0.053mm)濃度最低為 $3,171 \text{ mg kg}^{-1}$ ；在未添加分散劑下仍以粘粒濃度最高為 $6,467 \text{ mg kg}^{-1}$ ，砂粒濃度最低為 $3,881 \text{ mg kg}^{-1}$ 。鉛污染土壤於濕式篩選下，其有無添加六偏磷酸鈉分散劑的影響較不明顯，皆以小粒徑土壤具有高濃度污染的趨勢為主，且差距僅介於 $100\sim 700 \text{ mg kg}^{-1}$ 。圖 3.37~圖 3.42 為經由添加分散劑及未添加分散劑進行濕式篩選後，鉛土壤顆粒表面型態的顯微結構圖，可從圖中清楚發現，砂粒(2~0.053 mm)土壤表面顆粒明顯最大，粉粒(<0.02 mm)次之，粘粒(<0.002 mm)最小，由於表面顆粒尺寸越小，比表面積越大，因此粉粒與粘粒相對能吸附較多的重金屬，導致重金屬濃度有較高趨勢。圖 3.45 為鉛粘粒土壤的表面元素分析圖，分析顯示含有 C、O、Mg、Al 及 Pb 等元素，證實有鉛元素存在。

表 3.4 鉛污染土壤濕式篩選粒徑分佈(添加分散劑)

土壤尺寸	重量 (克)	比例 (%)	濃度(mg kg^{-1})
2~0.053 mm	6.741	13.482	3,171
<0.02 mm	0.982	1.042	5,150
<0.002 mm	0.461	0.654	6,583

表 3.5 鉛污染土壤濕式篩選粒徑分佈(未添加分散劑)

土壤尺寸	重量 (克)	比例 (%)	濃度(mg kg^{-1})
2~0.053 mm	8.099	16.198	3,881
<0.02 mm	0.788	1.118	4,955
<0.002 mm	0.229	0.458	6,467

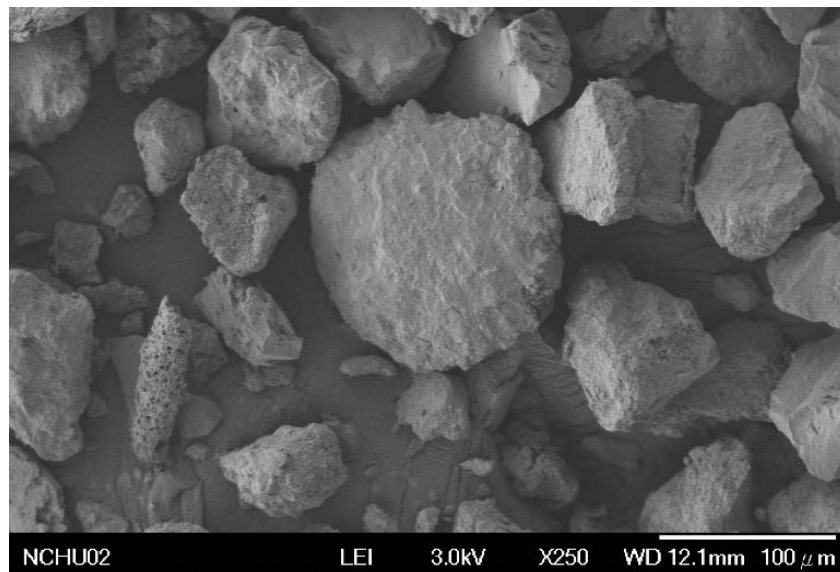


圖 3.37 鉛砂粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑

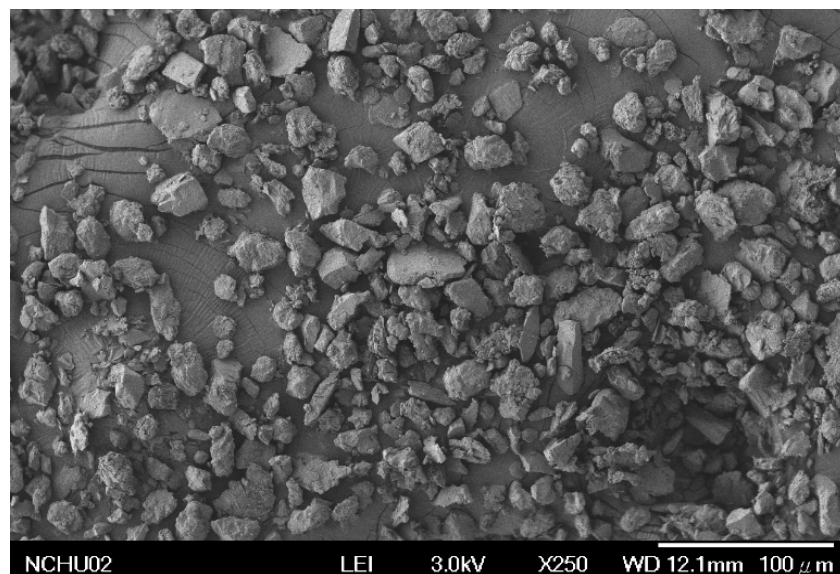


圖 3.38 鉛粉粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑

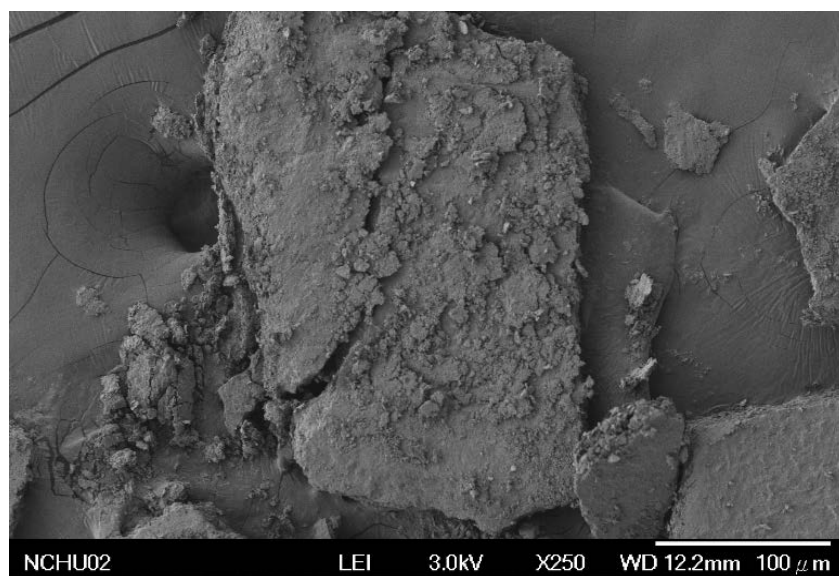


圖 3.39 鉛粘粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑

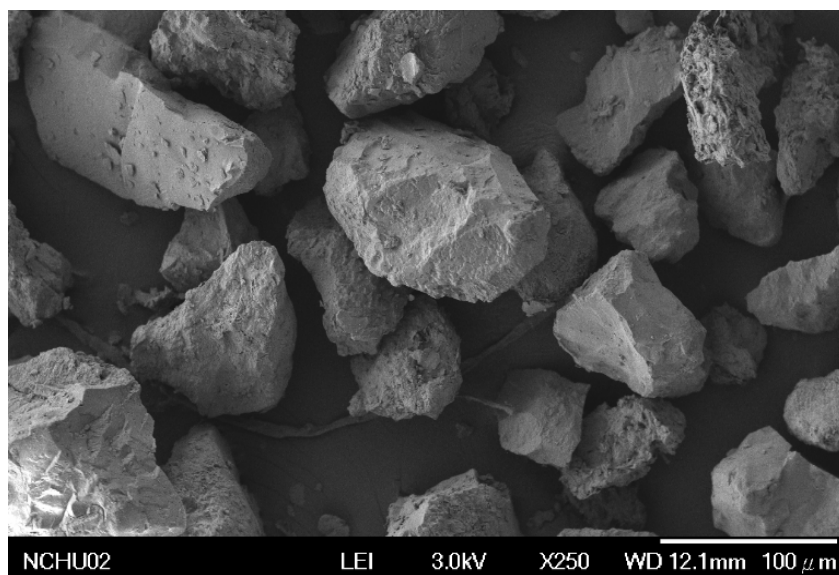


圖 3.40 鉛砂粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑

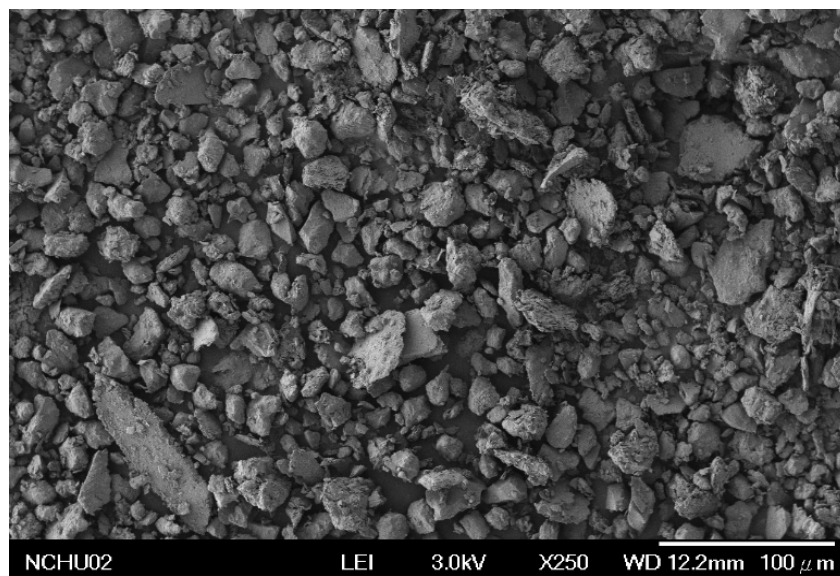


圖 3.41 鉛粉粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑

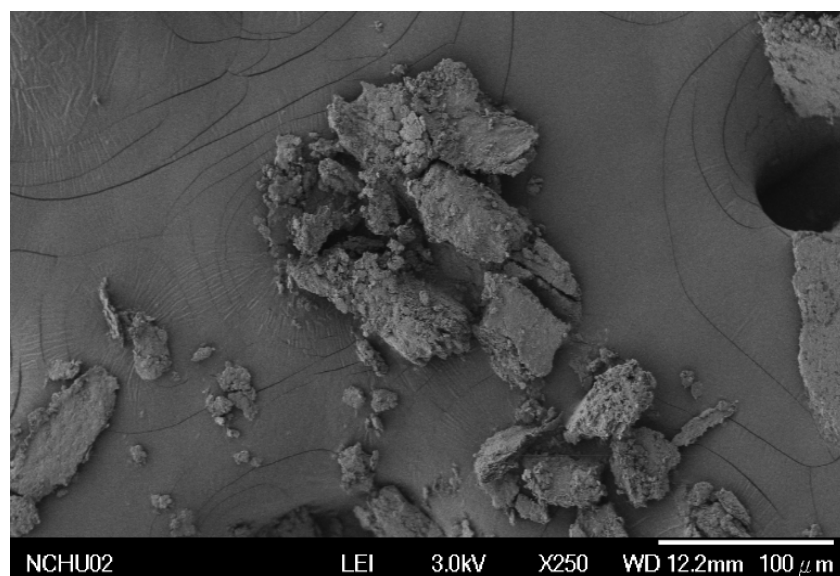


圖 3.42 鉛粘粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑

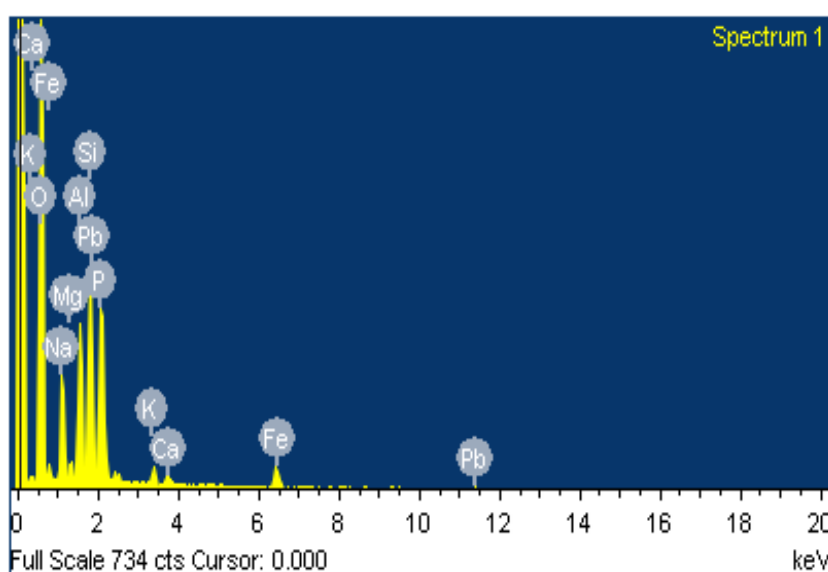


圖 3.43 鉛粘粒土壤之表面元素分析圖

銅污染土壤經過濕式粒徑篩選結果如表 3.6 及表 3.7，結果同樣發現，銅污染土壤於添加分散劑或未添加分散劑下，土壤粒徑越小其重金屬污染濃度越高，銅污染土壤在添加分散劑下以粘粒($<0.002\text{ mm}$)濃度最高為 $15,886\text{ mg kg}^{-1}$ ，砂粒($2\sim0.053\text{mm}$)濃度最低為 $1,028\text{ mg kg}^{-1}$ ；在未添加分散劑下仍以粘粒濃度最高為 $30,000\text{ mg kg}^{-1}$ ，砂粒濃度最低為 $2,122\text{ mg kg}^{-1}$ 。根據試驗結果，本研究將把小顆粒土壤(粉粒及粘粒)移除，將砂粒($2\sim0.053\text{ mm}$)污染土壤與乾淨土壤以 1:1 之比例進行混合稀釋以降低整體污染濃度，此方法可大幅減少需更換全部乾淨土壤的客排土法費用，並透過玉米作物栽種觀察生長情形驗證其方法的可行性。於盆栽內播種約 5-6 株玉米於盆栽中，待玉米發芽後選取一株進行盆栽試驗。銅土壤播種第一週時，銅污染土壤之玉米生長約 10-14 cm，第二週時，鉛污染土壤之玉米生長約 20-25 cm，第三週玉米生長約 30 公分，第五週玉米生長約 44 公分。結果顯示，銅污染土壤混合乾淨土壤後可從平均濃度 $2,578\text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $1,857\text{ mg kg}^{-1}$ ，因大幅降低銅污染濃度，故玉米作物開始生長。

圖 3.44~圖 3.49 為經由添加分散劑及未添加分散劑進行濕式篩選後，銅土壤顆粒表面型態的顯微結構圖，同樣可從圖中發現，無論有無添加分散劑，砂粒土壤表面顆粒最大，粘粒最小，因此粉粒與粘粒相對能吸附較多的重金屬，導致重金屬濃度遠高於砂粒土壤。圖 3.50 為銅粘粒土壤的表面元素分析圖，分析顯示含有 C、O、Mg、Al 及 Cu 等元素等元素，證實有銅元素存在。

表 3.6 銅污染土壤濕式篩選粒徑分佈(添加分散劑)

土壤尺寸	重量 (克)	比例 (%)	濃度(mg kg ⁻¹)
2~0.053 mm	33.573	67.146	1,028
<0.02 mm	0.417	0.356	12,429
<0.002 mm	0.239	0.21	15,886

表 3.7 銅污染土壤濕式篩選粒徑分佈(未添加分散劑)

土壤尺寸	重量 (克)	比例 (%)	濃度(mg kg ⁻¹)
2~0.053 mm	32.622	65.244	2,122
<0.02 mm	0.289	0.37	16,573
<0.002 mm	0.140	0.208	30,000

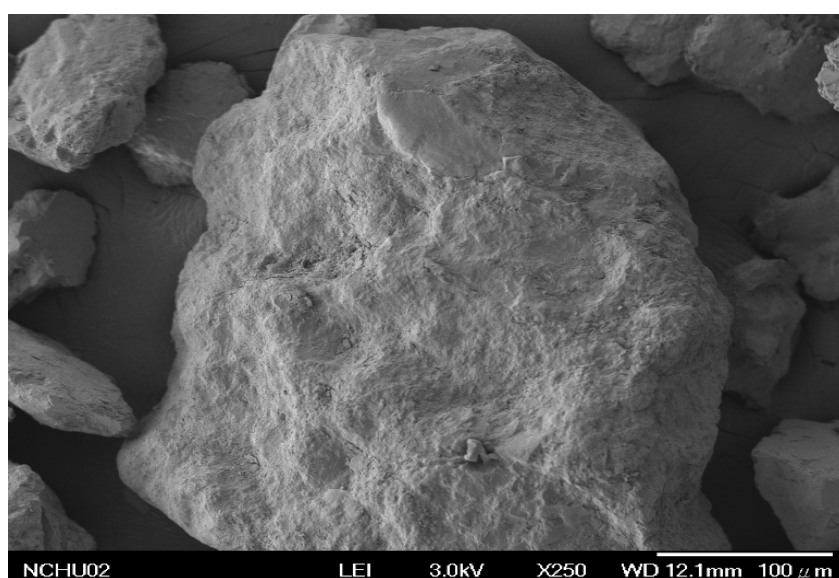


圖 3.44 銅砂粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑

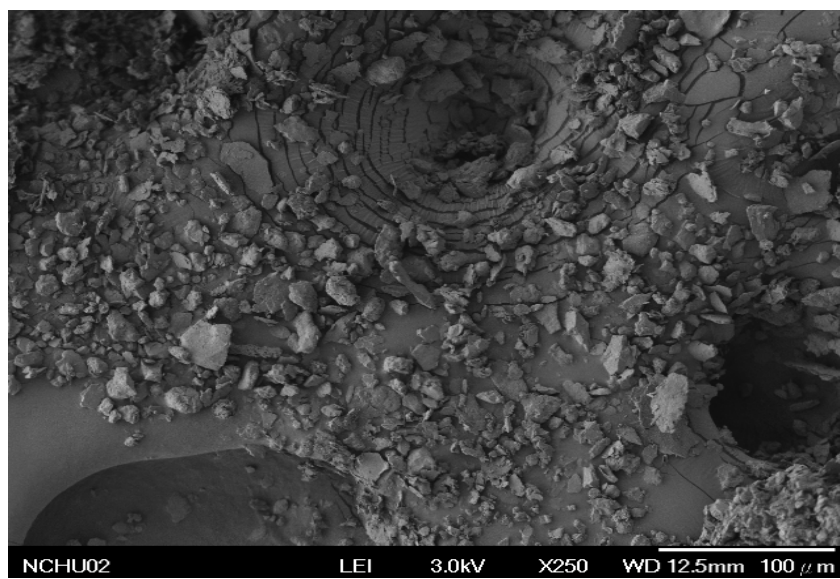


圖 3.45 銅粉粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑

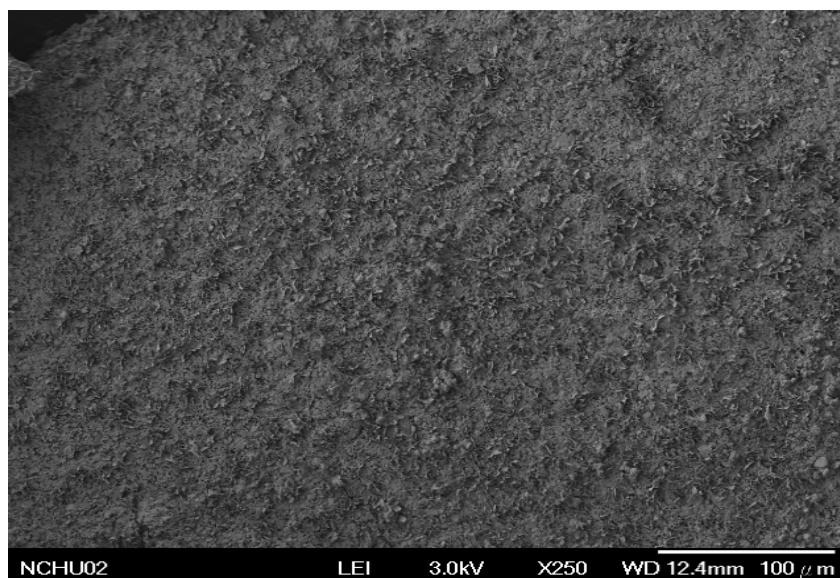


圖 3.46 銅粘粒土壤之表面形貌圖-添加分散劑

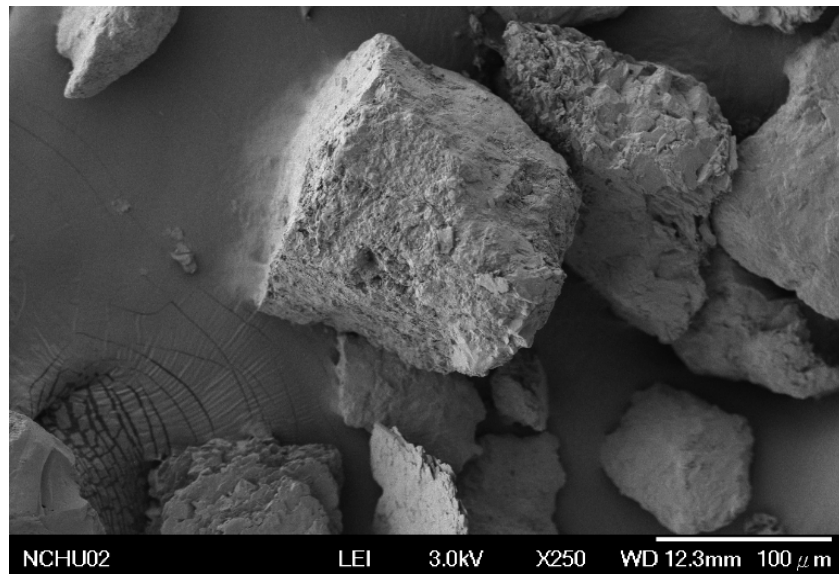


圖 3.47 銅砂粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑

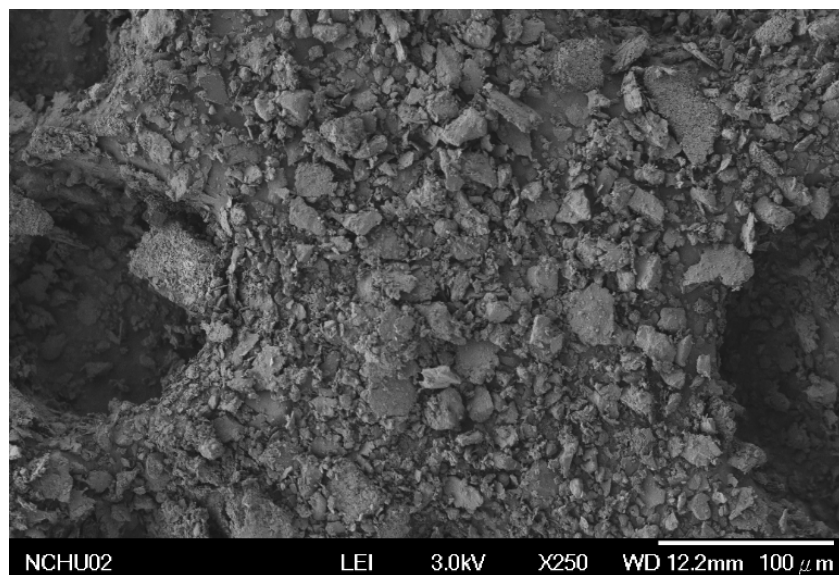


圖 3.48 銅粉粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑

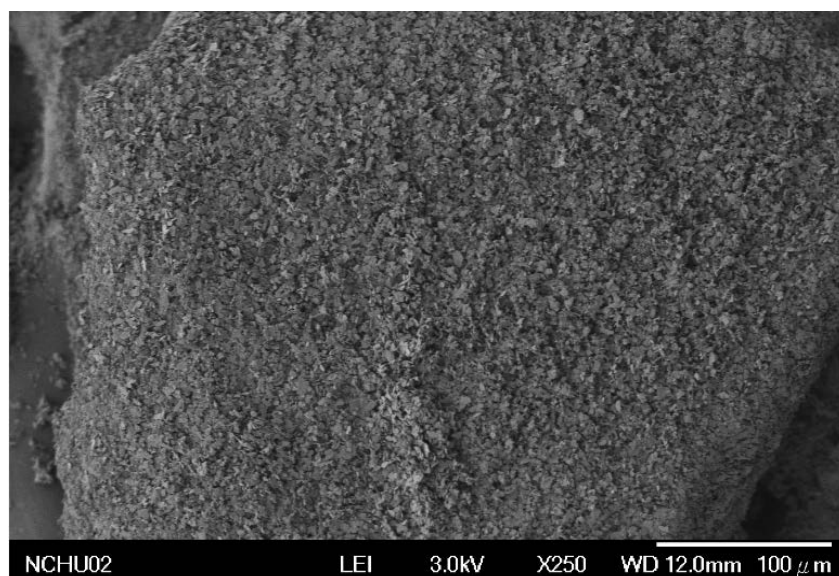


圖 3.49 銅粘粒土壤之表面形貌圖-未添加分散劑

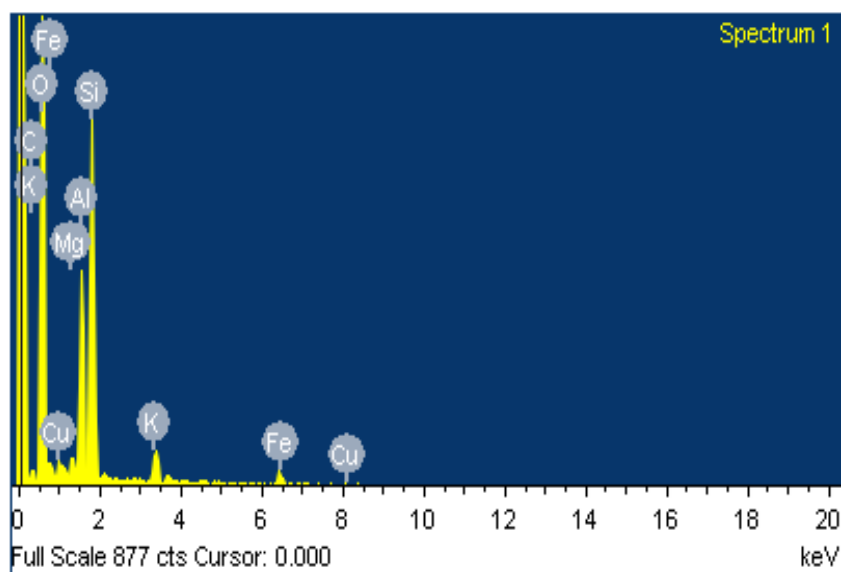


圖 3.50 銅粘粒土壤之表面元素分析圖

本計畫結合粒徑篩選及植生復育對於整治重金屬的研究顯示，經過粒徑篩選後獲得不同污染土壤的粒徑分佈及鍵結型態，再將土壤中某部份的粒徑土壤移除，取而代之的是利用較便宜的砂石或少數乾淨土壤作為替代，一方面可降低污染物濃度之外，最重要的是可以大幅降低乾淨土壤所需要的昂貴成本，且可接續進行後續的植生復育整治。

本研究中鉛污染土壤透過乾式粒徑篩選的方式進行，工法簡單且操作容易，不僅已釐清鉛土壤中不同粒徑的重金屬分佈及鍵結型態，且移除較大顆粒的土壤後，以乾淨的砂石進行填充稀釋，經混砂後鉛污染土壤濃度平均由 $5,827 \text{ mg kg}^{-1}$ 降至 $1,985 \text{ mg kg}^{-1}$ ，鉛污染濃度已符合法規 $2,000 \text{ mg kg}^{-1}$ 以下的管制標準，且 1 噸乾淨之土壤及砂石所需費用進行比較，1 噸乾淨之土壤所需費用約為 5,000 元，而 1 噸砂石僅需約 500 元的費用，砂石費用僅約為乾淨土壤的 1/10，可大幅降低乾淨土壤所需的昂貴成本；同時，鉛污染土壤經砂石稀釋降低其濃度之後，種植玉米作物其生長情形亦不受影響，仍可進行後續植生復育整治程序，整治成效約可達 3%。

至於本研究計畫銅污染土壤部份，由於銅污染物濃度高及作物生長的限制，使用濕式粒徑篩選能有效分離不同粒徑的銅污染土壤，再將濃度高且相對比例少的小顆粒土壤移除，並利用客排土法的方式將少數乾淨土壤進行填補，不僅大幅減少傳統客排土法所需要的土方量，解決未來土壤供應不求的問題，故建議銅污染土壤以濕篩粒徑篩選搭配植生復育進行整治為適當之方法。

由於國內土壤污染整治仍以客排土法及翻轉稀釋法為主，但仍有其應用缺失需改善，例如：需將全量土壤進行更換，且尋找乾淨土方越趨困難，而移除後的土壤之去化管道也是需思考的課題。因此，因市場可行方法的限制，有必要尋找更有競爭力可行的技術來改善現有方法的困難。本研究計畫透過乾式、濕式粒徑篩選的方式，瞭解鉛銅重金屬於不同粒徑土壤的濃度分佈、型態分佈及有機質含量，建構出一套重金屬污染土壤的篩除整治技術，並應用植生復育技術驗證重金屬污染篩除技術的成效及復育重金屬污染土壤。未來可將鉛污染土壤透過乾式篩選的方式達到法規標準，而銅污染土壤則可應用濕式篩選降低大部份高污染濃度，達到現地污染場址快速、有效及低成本的整治成效。從研究結果顯示，粒徑篩選結合植生復育技術是一項可行的方式，且國內粒徑篩選機具設備及技術成熟，不僅具有實務可行性且更符合土壤整治市場的價格需求，故本研究結果可提供未來不同污染場址整治技術的參考。

3.4 結論與建議

本計畫實驗按照計畫書執行內容進行，已完成污染土壤的基本物化特性分析、盆栽試驗裝置、篩選不同粒徑之污染土壤及栽種玉米以進行後續植生復育試驗，實驗結果可以歸納如下：

1. 污染土壤鉛金屬於植生復育八週整治後，以根部吸收最為顯著，最高平均可吸收濃度約為 774 mg kg^{-1} ，其次為葉子吸收濃度為 124 mg kg^{-1} ，最低為莖部 76 mg kg^{-1} 。
2. 鉛污染土壤經植生復育後重金屬鍵結型態以鐵錳氧化態含量最多，依序為碳酸鹽態、有機物態、可交換態及殘餘態，與未處理前之鍵結型態沒有顯著差異。
3. 乾式粒徑篩選可獲得鉛污染土壤不同粒徑土壤之比例、重金屬濃度及重金屬鍵結型態，同時將大顆粒(2.83 mm 以上)土壤移除及填入乾淨砂土混合稀釋後，能快速使鉛污染濃度降至管制標準的要求。
4. 鉛污染土壤透過乾式篩選及砂石混合稀釋後，不僅降低其污染濃度，亦能進行後續植生復育整治，其作物生長不受影響，且 1 噸砂石所需成本僅為乾淨土壤約 1/10，顯示此方法對鉛污染土壤處理的可行性及實用性。
5. 濕式篩選方法能有效分離不同粒徑之銅污染土壤，其粒徑越小濃度越高，將高濃度小顆粒(砂粒及粘粒))土壤移除後填入少數乾淨土壤混合稀釋，能有效降低其污染濃度。
6. 透過將銅污染土壤小顆粒移除的方式，可大幅減少傳統客排土法所需要的土方量，亦能大幅降低銅污染濃度，解決未來土壤供應不求的問題，故銅污染土壤以濕篩粒徑篩選搭配植生復育進行整治應為適當之方法。
7. 本研究透過乾式及濕式粒徑篩選的方式分選其不同粒徑，具工法簡單、操作容易，再透過植生復育的驗證及復育下，可快速降低污染濃度及節省操作成本，提供未來不同污染物選擇整治技術的重要參考。

第四章、參考文獻

- [1] 陳錕榮，「土壤中重金屬在植生復育過程中之度變化及型態轉換」，碩士論文，朝陽科技大學環境工程與管理系，台中(2010)。
- [2] 葉琮裕，「重金屬污染農地整治」，工程污染防治，第 84 期，第 184-191 頁(2002)。
- [3] 郭修齊，吳裕民，陳珊玫，張惠婷，陳珍瑩，楊磊，「高濃度重油污染土壤植物修復技術應用及菌根效益之研究」，正修學報 第二十三期，第23卷，第1-12頁(2010)。
- [4] 陳尊賢，李達源，賴朝明，鍾仁賜，陳建得，莊愷瑋，陳柏青，賴鴻裕，彰化縣農地污染控制場址現地植生復育重金屬污染土壤之可行性評估計畫，行政院環境保護署委託計畫（計畫編號：EPA-94-GA12-03-A212），期末報告，408頁（2006）。
- [5] 游麗玲，「以水生植物從受污染底泥中移除重金屬的探討」，碩士論文，中原大學化學研究所，桃園(2005)。
- [6] kim, K. R., Kim, J. G., Park, J. S., Kim, M. S., Owens, G., Youn, G.H., and Lee, J.S., “Immobilizer-assisted management of metal-contaminated agricultural soils for safer food production.” J. Environ. Manag. Vol. 102, pp. 88-95 (2012).
- [7] Rahman, M. A., Hasegawa, H., Rahman, M. M., Rahman, M. A., Miah, M. A. M., “Accumulation of arsenic in tissues of rice plant (*Oryza sativa* L.) and its distribution in fractions of rice grain.” Chemosphere, Vol. 69(6), pp. 942-948 (2007).
- [8] Ginneken, L. V., Meers, E., Guissson, R., Ruttens, A., Elst, K., Tack, F. M. G., Vangronsveld, J., Diels, L., and Dejonghe, W., “Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production.” J. Environ. Eng. Landsc. Manag. Vol. 15 (4), pp. 227-236 (2007).
- [9] Brunetti, G., Farrag, K., Rovira, P. S., Nigro, F., Senesi, N., “Greenhouse and field studies on Cr, Cu, Pb and Zn phytoextraction by *Brassica napus* from con-taminated soils in the Apulia region Italy.” Geoderma, Vol. 160 (3-4), pp. 517-523 (2011).
- [10] Cheng, S. F., Huang, C. Y., Lin, Y. C., Lin, S. C., and Chen. K. L., “Phytoremediation of lead using corn in contaminated agricultural land- An in situ study and benefit assessment.” Ecotoxicology and Environmental Safety,

Vol. 111, pp. 72-77 (2015).

- [11] Tessier, A., and Campbell, P. G. C., "Partitioning of Trace Metals in Sediments." pp: 183-199 (1988).
- [12] Tessier, A., Campbell, P. G. C., and Bisson, M., "Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals." *Analytical Chemistry*, Vol. 51, pp. 844-851 (1979).
- [13] 初建, 王敏昭, 「重金屬於其污染土壤之固相型態」, 中國農業化學會誌, 第三十七卷, 第一期, 第32-41頁(1999)。
- [14] Ryu, B. G., Park, G. Y., Yang, J. W., and Baek, K., "Electrolyte conditioning for electrokinetic remediation of As, Cu, and Pb-contaminated soil," *Separation and Purification Technology*, Vol. 79, pp. 170-176 (2011).
- [15] Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli C.M.D. and Reeves R.D. "The Possibility of in Situ Heavy Metal Decontamination of Polluted Soil Using Crops of Metal-accumulating Plants," *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 11, pp.41-49 (1994b).
- [16] 柯鴻慶, 「以植物萃取法處理銅鉛鎘污染之土壤」, 碩士論文, 嘉南藥理科技大學, 台南(2004)。
- [17] 林保瑞, 「銅、鎘在幾種台灣土壤中脫附性之探討」, 碩士論文, 屏東科技大學, 屏東(2002)。
- [18] 黃瑞農, 環境土壤學, 高等教育出版社, 北京(1988)。
- [19] 王敏昭, 土壤學, 國立中興大學, 台中(1993)。
- [20] Bohn, H. L., Mcneal B. L., O'Connor G. A., "Soil Chemistry," John Wiley & Sons Inc., United States (2001).
- [21] Gong, C., Ma, L., Cheng, H., Liu, Y., Xu, D., Li, B., Liu, F., Ren, Y., Liu, Z., Zhao, C., Yang, K., "Characterization of the particle size fraction associated heavy metals in tropical arable soils from Hainan Island, China," *Journal of Geochemical Exploration*, Vol. xxx, pp. xx-xx(2013).
- [22] Luo, X.S., Yu, S., Li, X.D., "Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health," *Environmental Pollution*, Vol. 159, pp. 1317-1326(2011).
- [23] Williford Jr., C.W., Li, Z., Wang, Z.M., Bricka R.M., "Vertical column hydroclassification of metal-contaminated soils," *Journal of Hazardous Materials*

- rials, Vol. 66, pp. 15-30(1999).
- [24] Acosta, J.A., Faz Cano, A., Arocena, J.M., Debela, F., Martínez-Martínez, S., “Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain)” *Geoderma*, Vol. 149, pp. 101-109(2009).
- [25] Acosta, J.A., , Martínez-Martínez, S., Faz Cano, A., Arocena, J.M., “Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials,” *Geoderma*, Vol. 161, pp. 30-42(2011).
- [26] 劉仁煜，「土壤粒徑篩分對污染土壤重金屬去除效率之影響」，碩士論文，朝陽科技大學環境工程與管理系，台中(2007)。
- [27] 陳愛玲銘「在土壤中不同粒徑粒子之存在型態及不同萃取劑之清洗效率」碩士論文，朝陽科技大學環境工程與管理系，台中(2008)。
- [28] 陳盈伊，「土壤中重金屬在植生復育過程中之濃度變化及型態轉換」，碩士論文，朝陽科技大學碩士論文，台中(2010)。
- [29] 林聖杰，「磷肥及有機肥施用對玉米吸收鉛能力之影響」碩士論文，朝陽科技大學碩士論文，台中(2016)。。
- [30] Salub, B., Krekling, T., and Oughton, D. H., “Characterization of radioactive particles in the environment,” *Analyst*, Vol. 123, pp. 843-849 (1998).
- [31] Kabala, C. and Singh, B. R., “Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the Vicinity of a copper smelter,” *J. Environ. Qual.*, Vol. 30, pp. 485-492 (2001).
- [32] 中華民國土壤肥料學會，土壤分析手冊，臺北市(1995)。

背面

統一編號：78951384

*「本報告僅係受託單位或個人之意見，僅供環保署施政之參考」。

*「本報告之著作財產權屬環保署所有，非經環保署同意，任何人均不得重製、仿製或為其他之侵害」。