


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

以養份最佳化促進能源作物植生復育重 金屬污染土壤效能之研究

期末報告（定稿）

主辦單位： 行政院環境保護署
專案執行單位：國立臺灣大學／生物能源研究中心
專案主持人：柯淳涵 教授
專案執行期間：106 年 01 月 09 日起至
106 年 11 月 30 日止

中華民國 106 年 12 月 印製



以養份最佳化促進能源作物植生復育重金屬污染土壤效能之研究

柯淳涵

期末報告(定稿)

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	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫類別	<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 其他	主持人：柯淳涵 NO：18	
計畫名稱	以養份最佳化促進能源作物植生復育重金屬污染土壤效能之研究		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員 1			
<p>1. 本專案對未來土壤及地下水污染調查及整治工作推動的貢獻不易評估。</p> <p>(1) 本計畫書 3.8 節已對國內植生復育的既有成果加以簡要彙整，就實務工作而言，宜先 評估植生復育在國內執行的條件與限制。</p> <p>(2) 植物生長與土壤肥料的關係為一已知的現象，植生復育採肥份添加是為促進生長以增加植株的攝取總量?或是為改變根系微生物系統以促進攝取量(或速率)?</p> <p>2. 本專案預估之成果績效不易評估。</p> <p>(1) 本計畫的目標之一是「綠色整治」，建議先定義本計畫的「綠色整治」，及其評估因子。</p> <p>(2) 添加螯合劑的效應，計畫主持人已執行過類似計畫。</p> <p>3. 研究方法可行，對未來實場應用性的說明不具體。</p> <p>4. 預期成果評估原則與評估條件的說明不具體。</p> <p>5. 專案經費編列過高(主要是人事費編列過高)。</p> <p>6. 部分研究項目重複。</p>		<p>1. 謝謝委員建議，植生復育作物若能提高收穫量，將有助於重金屬的移除，研究希望提高富集植物的生物量，藉此加速重金屬污染土壤金屬的移除。</p> <p>(1) 將在未來章節補充植生復育在國內執行的條件與限制。已補充於 3.5 節。</p> <p>(2) 研究希望促進植生復育作物的生長量，另藉由螯合劑的添加能促進作物對重金屬的吸收，藉此加速重金屬污染土壤金屬的移除。</p> <p>2. 謝謝委員建議，本研究擬藉養份添加及螯合劑的輔助，提高重金屬的移除。</p> <p>(1) 將在未來章節補充綠色整治及其評估因子。已補充於 3.5 節。</p> <p>(2) 螯合劑在過去研究有助於作物重金屬的吸收，研究擬再輔以養分的添加，希望增加重金屬移除的效率。</p> <p>3. 謝謝委員建議，在未來章節補充於實場應用性。</p> <p>4. 謝謝委員建議，將補充預期成果評估原則，另依計畫規定將本研究撰寫投稿至 SCI 等級期刊進行發表。</p> <p>5. 已降低主持人費，懇請委員支持。</p> <p>6. 謝謝委員建議，將修定研究內容在未來報告中提出。</p>	

委員 2

- | | |
|---|---|
| <p>1. 本計畫擬探討養分最佳化，促進能源作物植生攝復育重金屬污染土壤，符與綠色整治趨勢，預期研究成果以論文發表為主；技術成果較不具商業化可能性。</p> <p>2. 本研究工作內容包括兩種能源作物實驗室種植及整治測試，養分對植物吸收重金屬促進測試，以及添加螯合劑促進整治之測試，與其所獲得添加的配方，可以提供實場應用的參考。</p> <p>3. 建議應考量吸收重金屬之植物處理方案。</p> | <p>1. 謝謝委員建議，本研究擬先藉由養分最佳化促進作物的重金屬吸收，若此方式順利進行，有助於未來相關單位在以植生復育進行重金屬污染土壤金屬移除的效率增加。</p> <p>2. 謝謝委員鼓勵。</p> <p>3. 植生復植作物選用相關能源作物，亦希望未來作物能進行再利用，以減輕環境負擔。</p> |
|---|---|

委員 3

- | | |
|-----------------------------|---------------------------------|
| <p>1. 宜注意計畫結束後，污染土壤之處理。</p> | <p>1. 謝謝委員建議，將依規定進行污染土壤之處理。</p> |
|-----------------------------|---------------------------------|

委員 4

- | | |
|---|--|
| <p>1. 本案選擇添加 EDDS、EDTA 二種螯合劑，增加污染土壤中重金屬的移動性以利植物吸收，惟 EDTA 具有生物毒性，於環境中存在時間可能長達數個月，是否會對環境造成額外負擔。</p> <p>2. 添加螯合劑增加重金屬於土壤中移動性，是否會因暴雨逕流造成重金屬污染範圍擴大，宜請評估。</p> | <p>1. 謝謝委員建議，因過去研究 EDTA 可促進植生復育重金屬吸收，本研究擬藉此作為對照組，了解對於其他養份最佳化，螯合劑添加，對於植生復育效率的情形。</p> <p>2. 謝謝委員建議，本研究先以溫室進行研究，另採用螯合劑的添加，作為對照組，評估植生復育的效率，若未來應用於實場亦會審慎評估。</p> |
|---|--|

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	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫類別	<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 其他	主持人：柯淳涵 NO：18	
計畫名稱	以養份最佳化促進能源作物植生復育重金屬污染土壤效能之研究		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員 1			
<ol style="list-style-type: none"> 執行現況、流程及方法已具體說明。 計畫後續執行工作項目已於 p. 58 中簡要說明。 本計畫的執行進度並無落後。 進度符合，依結案標準本計畫應可達成原計畫標的。 研究內容與計畫目的相符。 本計畫為執行中的計畫，目前已有初步的成果，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。 整體研究成果符合預期。 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)。 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。 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)的效益尚待說明。 污染物的存在型態對本計畫的影響? 建議說明。 添加不同比例的肥份，對重金屬的吸收(植生)與植株的生物量之間的關係尚待討論。 添加不同比例的肥份對 EC 值的影響與對生物量的影響建議討論。 添加不同比例的肥份與重金屬吸收之間的競爭建議討論。 		<ol style="list-style-type: none"> 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員。 將於期末報告再作進一步討論與說明。 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員。 將於期末報告中進行說明相關效益。已補充於 5.7 節。 將收集相關文獻，於期末報告中進行存在型態對本計畫的影響。已補充於 3.7 節。 將於期末報告中進行不同比例肥份對重金屬吸收及生物量之間關係的探討。已補充於 3.4.6 節。 將於期末報告中進行不同比例肥份對 EC 值及生物量之間關係的探討。已補充於 5.5 節。 將收集相關文獻，於期末報告中進行不同比例肥份對重金屬吸收競爭關係的探討。已補充於 3.4.6 節。 	

委員 2

- | | |
|---|--|
| <ol style="list-style-type: none">1. 實際進度符合預定進度。2. P53、55、57 頁最後應為台灣藜，吸收土壤的濃度倍數請再檢視。3. 最後的經濟評估，請包括植物的後處理。4. 期末報告建議將論文期刊文件附冊。 | <ol style="list-style-type: none">1. 謝謝委員。2. 謝謝委員指正，已進行修正。3. 謝謝委員建議，將考慮植物的後處理。已補充於 5.7 節。4. 謝謝委員建議。 |
|---|--|

委員 3

- | | |
|--|---|
| <ol style="list-style-type: none">1. 後續研究將以添加螯合劑，促進植生復育重金屬之吸收，惟請注意螯合劑之生物毒性，以及增加重金屬於土壤中移動性，是否會因暴雨逕流造成重金屬污染範圍擴大，造成環境負荷或二次污染；以利評估本研究計畫，未來是否具有污染場址之實場應用價值，以及可能產生問題癥結點。 | <ol style="list-style-type: none">1. 謝謝委員建議，將收集相關文獻探討螯合劑對於污染範圍擴大的影響。已補充於 3.6 節。 |
|--|---|

委員 4

- | | |
|--|--|
| <ol style="list-style-type: none">1. 本研究已完成兩種植物(狼尾草及台灣藜)植體吸收重金屬銅、鉻及鎘之實驗，探討不同營養下，植體生長及吸收重金屬之能力。研究內容，結果具應用價值。2. 建議應針對選用植物與國內本土植物、及國外類似植物，在植生攝取法應用上之比較，例如去除污染物速率、經濟性、時效性等，以增加應用比較。3. 建議期末時，可以考慮提出此兩種植物應用於污染場址時，其應用範圍(土壤、污染物、濃度)、及應用方式、時機、限制等，以提供實務參考。 | <ol style="list-style-type: none">1. 謝謝委員。2. 謝謝委員，將在期末報告中補充討論。已補充於 3.5.5 節。3. 謝謝委員，將在期末報告中補充討論。已補充於 5.7 節。 |
|--|--|

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	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫類別	<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 其他	主持人：柯淳涵 NO：18	
計畫名稱	以養份最佳化促進能源作物植生復育重金屬污染土壤效能之研究		
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. 61 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. 本計畫的研究成果具應用潛力，但適用條件為何？建議說明		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員。 4. 謝謝委員。 5. 謝謝委員。 6. 謝謝委員。 7. 謝謝委員。 8. 謝謝委員。 9. 已申請中華民國專利，目前審查中，並於 106.11.29 發文至環保署報備存查。 10. 謝謝委員，在 3.5 節表 11 中列舉植生復育的劣勢，因此在進行植生復育整治時需考量其限制，在實施植生復育時搭配養份施予，將可提升生物量，增加重金屬吸收總量。	
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. 自評表計畫成果投稿國國外期刊，請於定稿本備註欄說明發表處，名稱等。 4. 計畫執行至 11 月底，甘特圖請配合修正工作進度百分比。		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員，投稿國外期刊撰寫中，另已申請中華民國專利，目前審查中，並於 106.11.29 發文至環保署報備存查。 4. 謝謝委員指正，已進行修正。	

委員 3

- | | |
|---|--|
| <ol style="list-style-type: none">1. 本計畫探討添加螯合劑、及養分，對狼尾草及台灣藜吸收重金屬之影響。實驗結果可以提供國內植生復育之參考。2. 研究結果顯示添加螯合劑及養分，可以提升植體重金屬攝取量，但其成本、及環境整體效益如何，後續有機會建議補充。3. 在實場應用時，仍有許多可以討論之處，例如如何施加適當量的螯合劑，土壤性質、及汙染物濃度之影響，建議後續可探討。 | <ol style="list-style-type: none">1. 謝謝委員。2. 謝謝委員，本研究為實驗室規模，進行可行性評估，未來進行模場研究時將考慮成本及環境整體效益，以供環保署於實場應用時參考。3. 謝謝委員。 |
|---|--|

委員 4

- | | |
|--|---|
| <ol style="list-style-type: none">1. 依照 3.6 節資料，請注意本技術添加螯合劑促進植生復育重金屬之吸收，是否會增加重金屬於土壤中移動性，造成污染範圍擴大。2. 同意結案。 | <ol style="list-style-type: none">1. 謝謝委員提醒。2. 謝謝委員。 |
|--|---|

專案基本資料表

專案性質		<input checked="" type="checkbox"/> 實驗性質 <input 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 checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 其他 <input type="checkbox"/> 自訂		
申請機構系所		國立臺灣大學生物能源研究中心		
機構地址		臺北市大安區羅斯福路四段1號		
計畫主持人		柯淳涵	職等/職稱	比照簡任第13職等/教授
協同主持人			職等/職稱	
專案名稱	中文	以養份最佳化促進能源作物植生復育重金屬污染土壤效能之研究		
	英文	Using energy crops for phytoremediation in the heavy metals contaminated soils with different fertilizer treatments		
	關鍵字	植生復育、重金屬、養份、螯合劑、能源作物		
執行期程		自民國 106 年 01 月 09 日起 至民國 106 年 11 月 30 日止		
專案主持人		姓名：柯淳涵 E-mail: chunhank@ntu.edu.tw	專線：02-33664653 手機：0988-030-556	
專任助理		姓名： Email：	專線： 手機：	
經費分析總表	專案預估經費		金額	編列說明
	1.	人事費用	344,265	(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	329,748	(與計畫主體相關)
	4.	其它研究相關費用	24,060	(差旅與租賃費用)
	5.	雜支費用	29,200	(1~6項相加之5%為限)
	6.	行政管理費	72,727	(1~5項相加之10%為限)
專案計畫申請總金額		800,000	(多年期計畫請列全程經費)	

專案主持人(簽名及蓋章): 柯淳涵

日期: 106.12.19

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 19 日

專案性質	<input checked="" type="checkbox"/> 實驗性質 <input 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 checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 其他		
申請機構系所	國立臺灣大學生物能源研究中心	計畫主持人	柯淳涵
專案名稱	以養份最佳化促進能源作物植生復育重金屬污染土壤效能之研究		
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)
	申請	期中					
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.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	0	0	100	撰寫中
		(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	期末報告
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						
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	2	2	2	100	
		(2)博士					
8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊						
	(2)跨機構團隊						
	(3)形成研究中心						
	(4)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)
		已核准	申請中					
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	0	0	1	100	已申請中華民國發明專利。
			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)								
C 產學 研合 作	6.促成合作 研究	件數						
		金額(仟元)						
	7.促成投資	件數						
		投資金額(仟元)						
	8.促成取得 業界科專	件數						
		業界投資金額(仟元)						
9.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)
		次數	收入(仟元)					
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						
D 社 會 效 益	4.獲得認證(件數)							
	5.獲得獎項(件數)							
	6.提升能源效率(%)							
	7.節能減碳效率(%)							
8.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)

土壤環境品質直接關係到農產品的安全，進而威脅動物和人類健康。因此，重金屬污復的研究已成為當前國內外的熱點科學問題和前沿領域。目前，重金屬土壤污染的修復主理化學法和植物修復法。植物修復法可保持土壤品質，然而所需時間過久。但植生復育生過小的問題，藉由不用養份施予量的方式促進土壤中的有機質轉化和作物吸收與利用，並與重金屬離子發生遷移轉化，促進植體對重金屬的吸收，改變重金屬在土壤中的存在形態屬從土壤顆粒表面解吸，從而大大活化土壤中的重金屬，藉此提高植生復育的重金屬吸附由選取非食用性能源作物做為植生萃取作物，可提供再利用環境能源永續的價值。

計畫摘要

(一)中文部分：

植生復育(Phytoremediation)是利用植物來移除污染物的技術。因此本計畫擬利用本土種植物進行綠色復育試驗研究，以取得現地已污染含有重金屬鎘、鉻、銅的土壤作為植物種植的介質來源，目前規畫以本土常見與具有能源潛力作物，如狼尾草、台灣藜進行重金屬吸附試驗，待植物收成後除移除，亦可能作為生質能源作物料源來源。

從目前來看狼尾草所獲得的生物量最大，其次為台灣藜，狼尾草所獲得的生物量為台灣藜的 3.53-4.28 倍。在以不同養份處理量來看，狼尾草在施加不同比例養份，其生物量將較對照組提升 1.29-2.21 倍。而台灣藜在施加不同比例養份，其生物量將較對照組提升 1.26-2.28 倍。

而不同養份處理的環境下，狼尾草植體重金屬銅的濃度，對照組為 42.10 mg/kg，隨著養份的增加，重金屬吸收為 68.63 ~82.19 mg/kg，台灣藜植體重金屬銅的濃度，對照組為 265.30 mg/kg，隨著養份的增加，重金屬吸收為 337.45~377.64 mg/kg。狼尾草植體重金屬鉻的濃度，對照組為 14.65 mg/kg，隨著養份的增加，重金屬吸收為 38.20~44.36 mg/kg，台灣藜植體重金屬鉻的濃度，對照組為 41.95 mg/kg，隨著養份的增加，重金屬吸收為 55.20 ~64.15 mg/kg。狼尾草植體重金屬鎘的濃度，對照組為 2.57 mg/kg，隨著養份的增加，重金屬吸收為 3.93~4.81 mg/kg，台灣藜植體重金屬鎘的濃度，對照組為 13.43 mg/kg，隨著養份的增加，重金屬吸收為 17.27~20.11 mg/kg。

而不同養份添加 EDTA 後的環境下，狼尾草植體重金屬銅的濃度，隨著養份的增加，重金屬吸收為 83.59~127.32 mg/kg，台灣藜植體重金屬銅的濃度，隨著養份的增加，重金屬吸收為 416.55~447.77 mg/kg。添加 EDDS 後的環境下，狼尾草植體重金屬銅的濃度，隨著養份的增加，重金屬吸收為 78.67~99.26 mg/kg，台灣藜植體重金屬銅的濃度，隨著養份的增加，重金屬吸收為 351.54~437.79 mg/kg。

而不同養份施用量，對於植體吸收三種重金屬的效果都有上升趨勢，在重金屬鎘的效果較其他兩種重金屬銅及鉻來的較高。雖然對於植體內重金屬濃度效果較不顯著，但因生物量的增加，對於重金屬移除的總量將有助益。另以具有能源潛力的作物進行植生復育，對於環境永續上將具有一定的效益。

計畫摘要

(二)英文部分：

Phytoremediation is a technique that uses plants to remove contaminants. Therefore, this project plans to use the local plant for green rehabilitation test study to obtain the pollution of the land containing heavy metals cadmium, chromium, copper soil as a medium for plant cultivation, the current planning to local common and energy potential crops, such as Pennisetum, Taiwan Chenopodium for heavy metal adsorption test, after removal of plants, but also as a source of energy for the source of raw materials.

The biomass obtained from Pennisetum was the highest, followed by Taiwan quinoa, and the biomass obtained from Pennisetum was 3.53-4.28 times of Taiwan. In terms of different nutrient treatments, the biomass of Pennisetum was increased by 1.29-2.21 times compared with the control group. While Taiwan's quinoa in the application of different proportions of nutrients, the biomass will be higher than the control group 1.26-2.28 times.

The concentration of heavy metal copper in the control group was 42.10 mg / kg, and the absorption of heavy metals was 68.63 ~ 82.19 mg / kg with the increase of nutrient content. The contents of heavy metal copper And 265.30 mg / kg in the control group. With the increase of nutrient content, the absorption of heavy metals was 337.45 ~ 377.64 mg / kg. The concentration of heavy metal chromium in the control group was 14.65 mg / kg, with the increase of nutrient content, the absorption of heavy metals was 38.20 ~ 44.36 mg / kg, the concentration of heavy metal chromium in Taiwan quinoa plant was 41.95 mg / kg, with the increase of nutrients, heavy metal absorption of 55.20 ~ 64.15 mg / kg. The concentration of heavy metal cadmium in the control group was 2.57 mg / kg, and the concentration of heavy metal was 3.93 ~ 4.81 mg / kg with the increase of nutrient content. The concentration of heavy metal cadmium in Taiwan quinoa was 13.43 mg / kg, with the increase of nutrients, heavy metal absorption of 17.27 ~ 20.11 mg / kg.

The concentration of heavy metal copper in Pennisetum americana was 83.59 ~ 127.32 mg / kg with the increase of nutrient content, and the concentration of heavy metal copper in Taiwan quinoa was increased with the increase of nutrient content. The increase of heavy metal absorption is 416.55 ~ 447.77 mg / kg. In the environment of adding EDDS, the concentration of heavy metal copper in Pennisetum purpureum was 78.67 ~ 99.26 mg / kg with the increase of nutrient content. The concentration of heavy metal copper in Taiwan quinoa plant increased with the increase of nutrient, Heavy metal absorption was 351.54 ~ 437.79 mg / kg.

The effect of different nutrient application on the absorption of three heavy metals in the plant is increasing, and the effect of heavy metal cadmium is higher than that of the other two heavy metals. Although the effect on the concentration of heavy metals in the plant is less significant, the total amount of heavy metal removal will be helpful due to the increase in biomass. Another with the potential of energy crops for plant regeneration, for the environment will have a certain degree of sustainable benefits.

目錄

一、前言.....	1
二、研究目的.....	3
三、文獻探討.....	5
3.1 研究背景.....	5
3.2 國內相關案例.....	7
3.3 國、內外植生復育相關文獻.....	8
3.3.1 土壤性質影響.....	8
3.3.2 重金屬對植體的影響.....	9
3.3.3 土壤重金屬汙染.....	11
3.3.4 植生復育技術.....	17
3.3.5 植生復育國外案例資料收集及評估.....	18
3.4 養份對於植物的影響.....	20
3.4.1 植物生育和肥料三要素的關係.....	20
3.4.2 肥料的吸收率和植物發育生長的關係.....	21
3.4.3 肥料三要素的吸收率.....	21
3.4.4 施肥對植物的影響.....	22
3.4.5 施肥對植生復育的影響.....	23
3.4.6 肥份對重金屬吸收的影響.....	25
3.5 植生復育的條件與限制.....	25
3.6 螯合劑存在的問題和研究方向.....	26
3.7 污染物存在形態與植生復育關係.....	28
4.1 植物實驗室整治.....	30
4.2 以不同養份施予量進行促進植體吸收土壤重金屬.....	32
4.3 以不同養份施予量添加螯合劑進行促進植體吸收土壤重金屬.....	34
4.4 研究進度及預期完成之工作項目.....	36
五、結果與討論.....	37
5.1 設置植生整治盆栽試驗與操作.....	37
5.2 檢測污染土壤重金屬濃度及土壤基本性質分析.....	40
5.3 植體生物量及生長情形分析.....	42
5.4 檢測植體重金屬含量分析.....	45
5.5 肥份對 EC 值與生物量.....	54
5.6 植體重金屬移除效率分析.....	55
5.7 植生復育整治效益及後續處理分析.....	59

六、結論與建議.....	61
七、參考文獻.....	62

表目錄

表 1 截至 103 年度各縣市農地污染場址分布情形	6
表 2 土壤性質影響植物生長之相關參考文獻	9
表 3 土壤中重金屬主要來源	12
表 4 台灣地區農田土壤重金屬自然含量	12
表 5 重金屬在土壤及植物中的臨界毒性	13
表 6 常見食用作物對土壤重金屬濃度之耐受性	14
表 7 台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表	15
表 8 台灣地區土壤重金屬污染物之管制標準值及監測標準值	16
表 9 台灣地區土壤重金屬污染物之管制標準值及監測標準值	16
表 10 磷的添加對於植體重金屬鎘累積的影響	24
表 11 植生復育的優勢與缺點	26
表 12 各施肥處理台肥 105 號肥料施用量及每株苗木肥料之施用量	33
表 13 桃園縣控制場址採樣點歷史濃度資料	39
表 14 供試土壤重金屬濃度分析結果	41
表 15 供試土壤之基本性質分析結果	41
表 16 不同處理下植體生物量分析	44
表 17 不同處理對試驗土壤 EC 值之影響	54
表 18 植物生長與 EC 值之指標	55
表 19 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬 Cu 總量分析.....	56
表 20 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬 Cr 總量分析	57
表 21 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬 Cd 總量分析.....	58
表 22 土壤整治成本分析	59

圖目錄

圖 1	各行政區列管農地百分比圖示	7
圖 2	重金屬污染途徑.....	11
圖 3	尿素及雞糞的添加對於枝條生物量的影響	24
圖 4	研究架構圖.....	29
圖 5	盆栽實驗設置情形	40
圖 6	狼尾草在不同養份施用量重金屬銅吸收情形	46
圖 7	台灣藜在不同養份施用量重金屬銅吸收情形	47
圖 8	狼尾草在不同養份施用量重金屬鉻吸收情形	49
圖 9	台灣藜在不同養份施用量重金屬鉻吸收情形	50
圖 10	狼尾草在不同養份施用量重金屬鎘吸收情形	52
圖 11	台灣藜在不同養份施用量重金屬鎘吸收情形	53

一、前言

全球工業化的活動，像是採礦、重金屬的熔煉、電鍍、廢氣的排放、能源和石油開採、殺蟲劑及肥料的使用、公共廢棄物的產生，導致大量可能有毒的化合物釋出到生物圈，這些有毒物質包含微量金屬，如：鎘、汞、鉛、砷、鋅及鎳，這些金屬也被稱為重金屬 (Lasat et al., 2000; Kabata-Pendias, 2001)，這些金屬常是造成土壤污染的原因。土壤污染的問題廣泛分布在台灣，台灣本島大約有超過 500 處場址可能因當地的污染源而被污染，有大約 120 公頃的土地需要整治及復育 (Soil and Groundwater Remediation Fund Management Board, 2007)。因為重金屬對人類的致癌性及對動物造成的突變影響 (Baudouin et al., 2002)，土壤的重金屬污染 (如：砷、鎘、鉻、銅、鉛、鋅) 是引起輿論關心人類健康及生態系的主要環境問題之一 (Kabata-Pendias, 2001)。

植生復育為一種利用綠色植物吸收或分解有毒金屬或有機化學物質的新方法，主要是以植物來累積土壤及地下水的重金屬方法 (Visoottivisth et al., 2002)。而植生復育亦被證實為有效、非侵入性、廉價、美觀且受社會接納的方法，並可用來復育受污染的土壤及地下水 (Garbisu et al., 2001)。植育復生可應用的範圍很廣泛，包含了固相、液相和氣相的有機物及無機物污染，而復育方式可分為六大類，分別為植生萃取 (phytoextraction)、植物分解 (phytodegradation)、根圈過濾 (rhizofiltration)、植生穩定 (phytostabilization)、植物揮發 (phytovolatilization) 及空氣淨化 (Salt et al., 1998)。

已有許多物理、化學及生物性的方法，用於復育受重金屬污染之土壤，大部分的場址被下令進行整治工作，以能夠再利用這些土地，並且將可能有毒的元素減少至最低，以免這些重金屬進入食物鏈中。進行不同污染類型的復育及整治時，如：石化碳氫化合物、含氯溶劑、殺蟲劑、重金屬、物理放射性核種、爆炸性物質及過多的肥料等，有特定的植物相對應。植生復育是以植物在原來位置進行整治，且植物和其微生物的交互作用也會對整治有所助益。此技術是利用自然發生的過程，藉由植物與其周圍植物群間微生物的根際效應，分解及隔離有機及無機的污染物 (Pilon-Smits, 2005)。

儘管植生復育的優點很明顯，但在整治的實質效果仍需要具體的證實。移除有毒物質的能力以及時間，需要有標準來評估。此技術和土壤污染的程度及深淺、金屬種類、化學結構式、植物吸收能力、在沒有植物毒性的情況下，植物忍受重金屬累積的能力、收穫部分之生物質產生量、重金屬在土壤中的最後階段等有關，且都是在進行復育時需考慮到的 (McGrath, 1998)。前人的研究顯示鉻及鉛不易被吸附於地上部，通常是累積於根部細胞 (Tiwari et al., 2009; Mellem et

al., 2009); 鋅則正好相反, 通常累積於植物之綠色組織, 如葉部 (Probst et al., 2009)。

在陸生高等植物中, 高濃度的金屬累積不是常見的現象, 至今約有 400 種植物被認定為重金屬高累積能力植物。近年來, 數種重金屬高累積植物如 *Thlaspi caerulescens*、*Pteris vittata* 及 *Sedumalfreii* 被廣泛的研究, 也有一些關於重金屬高累積植物的研究已在中國發表 (Leduc et al., 2005)。

早期對於重金屬高累積植物的研究主要用於植物地理學的追蹤, 之後的研究方向轉到重金屬高累積植物可能有植生萃取的用途 (Kidd et al., 2009)。不過有些原因限制了重金屬高累積植物的利用, 如: 生長速度慢、根系為淺根系及生物量累積較小等。近年來, 一些高生物量、能忍受高濃度微量金屬累積、且有足夠金屬累積量作物的基因型, 如: *Nicotiana*、*Salix*、*Populus* 或 *Brassica* 等, 能成為在植生萃取技術中所需的重金屬高累積植物 (Pulford and Watson, 2003; Hammer et al., 2006; Meers et al., 2007; Mleckczek et al., 2009 and 2010; Weis et al., 2004)。因此, 找到更多有用的重金屬高累積植物將是植生復育成功的關鍵。

二、研究目的

目前已公告列管之農地污染改善方式中，對於遭重金屬鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅污染且污染濃度較低之農地，多採用「土壤翻土混合稀釋法」進行處理；而對於遭重金屬鎘、鉛、汞污染，及污染濃度較高地區之農地，則可採「土壤酸洗法」，對於部分污染土壤則採「熱處理法」、「排土法」、「客土法」等其他改善方法（行政院環境保護署，2006）。土壤中的重金屬為無機類的污染物，其不同於有機化合物能夠被微生物所降解，因此通常需以移除的方式方能達到清除土壤中重金屬的效果，而大部分傳統的整治技術不但花費昂貴，並且抑制了土壤的肥沃性，此部分對於生態系統而言是負面的影響。就發展中國家而言，植生復育（phytoremediation）技術是較符合經濟效益、對環境友善且可美化環境的處理方式，因此本研究目的為利用植生復育技術來處理遭受重金屬鎘、銅、鉻、鎳、鉛、鋅等污染土壤之可行性探討。

首先選用文獻中目前所提及具有能源潛力的生質作物，如狼尾草、台灣藜等，如果可增加植生復育後的可再利用性，以這些植物進行土壤中重金屬累積能力的比較。觀察植物於不同重金屬銅、鉻、鎘為主等污染土壤的累積能力。目前國內外學者希望尋找超富集植物修復重金屬污染土壤進行了大量的研究，但較小的生物量成為修復重金屬污染土壤的關鍵問題，特別是在農地污染土壤對於保水保肥能力較差，從而使得植物在這種土壤環境下生長極其困難，土壤水分養分是影響植物生長和土壤有機質的關鍵因素，如何通過肥料調控技術提高植物修復重金屬污染土壤的效果，成為目前需要解決的關鍵問題。土壤重金屬可與土壤礦物質，有機物及微生物發生多種物理、化學和生物作用，從而使重金屬在土壤中表現出不同的儲存狀態，土壤重金屬的形態常被認為是決定土壤重金屬生物有效性及其環境行為的關鍵，土壤肥料調控技術對於調節土壤中的有機質具有重要的作用。土壤中有機質含量的多少不僅決定著土壤的養分狀況，而且還可以通過與重金屬離子發生強烈的表面吸附、離子交換及螯合作用，影響著重金屬的溶解、遷移和轉化能力（羅小三等，2008），加之這些作用和變化過程與土壤水分含量密切相關，進而影響土壤重金屬的遷移和累積。近年來，針對土壤有機質對土壤重金屬有效性的研究結果仍存在較大的分歧。張亞麗等(2001)使用盆栽試驗研究了解有機肥料對污染土壤中 Cd 的有效性及其形態影響，結果顯示：不同類型有機肥的施用明顯降低了土壤中有效性 Cd 的含量，但大多數學者的研究結果發現，土壤有機質對重金屬有明顯的“活化作用”，與土壤有效態重金屬含量大多呈顯著正相關（王昌全等，2010）。肥料耦合作用對提高土壤有機質具有重要作用，研究發現灌溉水和施用磷肥促進了土壤中的有機質轉化和作物吸收與利用，從而降低了土壤有機質含量。雖然施用氮肥能夠提高土壤中的有機質含量，但施

氮量較多則會降低土壤中的有機質含量，其影響程度的大小順序為：灌溉水>磷肥>氮肥（鄭昭佩等，2002）。因此在重金屬污染土壤中，用肥料調探技行可以改變作物根區土壤的物理、化學和生物特性，為作物生長和水肥利用效率的提高創造更為有利的根區微環境條件。

本研究目的希望藉由不用肥料的之施用條件下，利用植物對土壤中重金屬鎘（Cd）、銅（Cu）、鉻（Cr）等污染物進行吸附。並進而增加土壤中重金屬的流動性，以提高植生復育金屬吸收效果，期望能發展出一套含有處理重金屬污染之技術平台，並希望藉著此處理程序於未來能有效減輕重金屬污染所帶來的負荷。

三、文獻探討

3.1 研究背景

土壤及地下水污染屬於非感官性污染，因污染物傳輸不若地表水及空氣污染物快速，故污染狀況不易被察覺，多屬於長期的、慢性的，以及具累積性的污染。當污染物於土壤和地下水中持續散播，或總量持續累積，危害性將日漸增加，為降低危害除需付出龐大的經費及人力外，恐另需面對許多不可回復之環境及人體健康等損害，故有必要做好事前污染管制措施及環境持續監測，以避免或減少土壤及地下水污染情事發生。

政府自 70 年代即以網格法調查全台農地土壤重金屬之含量，至 86 年底共計調查有 1,024 公頃農地土壤重金屬濃度落於「台灣地區土壤重金屬含量及等級區分表」之第五級，屬於「土壤中有外來重金屬介入，應列為重點監測地區，並進行相關工作」。行政院環保署後於 91 年針對其中 319 公頃高污染潛勢區域展開細密調查計畫，共調查出 278 公頃農地遭受污染，截至 102 年底大部分農地已完成整治改善及復育，並為照顧農民生計已提供合理的作物收購及停耕等補償金。

由於我國事業廢污水排放系統與農業灌溉渠道系統未完全分離，而區域土地利用規劃未臻完善，部分灌溉渠道引進受污染河川或埤池之水，且事業單位又搭借灌溉渠道排放廢水等等，導致污染物質進入農業灌溉渠道系統，污染灌溉水質，進而累積於渠道底泥，污染了農地土壤與農作物。

行政院環保署遂於 99 年起以灌區集水區的概念，擬訂一套農地重金屬污染潛勢篩選機制，找出全台高污染潛勢區域之農地並加以排序，重新啟動全國農地的調查作業，分階段逐步釐清各地區農地土壤污染情形。並已於 100 年起陸續依序針對臺中市、桃園縣及彰化縣等部分具高潛勢之農地展開調查。

我國各縣市累計至 102 年底止，調查出污染列管之農地場址共計 4,402 筆約 746 公頃，已整治改善完成並且公告解除控制之農地場址約有 430.3 公頃 1,965 筆，仍持續進行整治改善之列管農地控制場址為 2,437 筆約 315.3 公頃，主要為桃園縣 69.8%、彰化縣 13.5%及台中市 12.5%，詳細分布情形如表 1 及圖 1。

102 年度新增列管之農地控制場址計有 1,827 處，分別為桃園縣 1,499 處、彰化縣 300 處、臺中市 10 處、雲林縣 8 處、苗栗縣 6 處、臺南市 3 處及嘉義市 1 處。重金屬污染物質主要為銅約 94.8%、鎳約 14.4%及鉻約 12.9%。

表 1 截至 103 年度各縣市農地污染場址分布情形 (行政院環境保護署，2014)

行政區	控制場址數	整治完成並已解除控制之場址數
臺北市	0	22
新北市	0	13
桃園市	1,531	284
臺中市	105	589
臺南市	35	67
高雄市	0	49
宜蘭縣	1	4
新竹縣	0	0
苗栗縣	10	22
彰化縣	521	1,156
南投縣	4	7
雲林縣	11	13
嘉義縣	1	0
屏東縣	0	2
臺東縣	0	0
花蓮縣	0	0
澎湖縣	0	0
基隆市	0	0
新竹市	0	200
嘉義市	6	9
金門縣	0	0
總計	筆數：2,225	筆數：2,437
	面積：2,910,197 m ²	面積：4,920,474 m ²

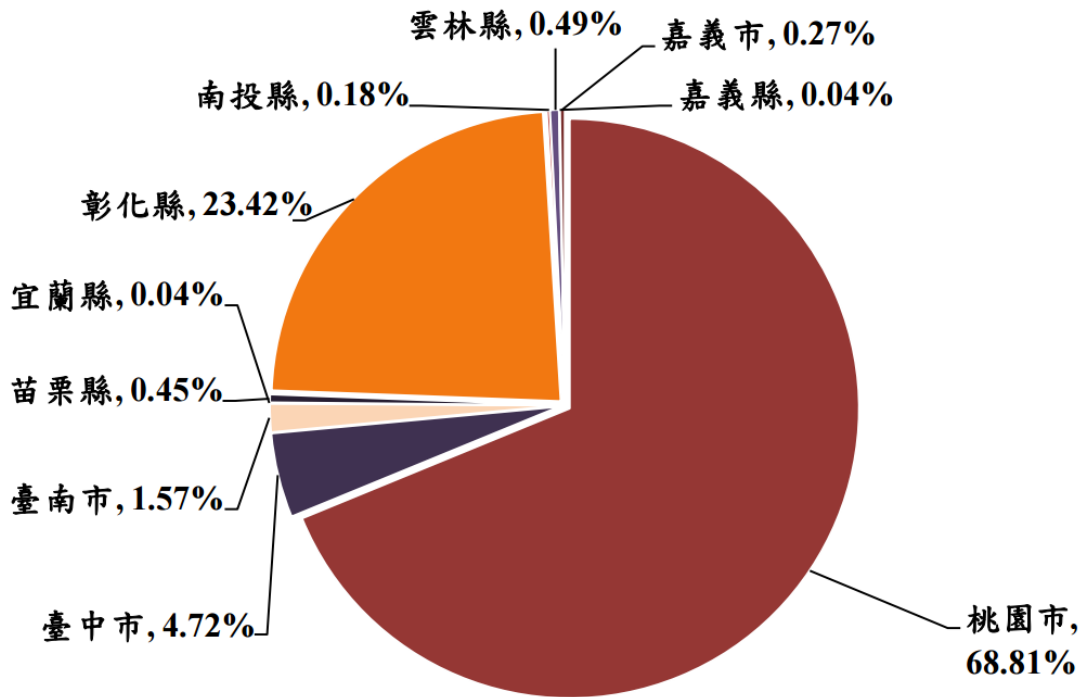


圖 1 各行政區列管農地百分比圖示(行政院環境保護署，2014)

3.2 國內相關案例

「綠色及永續整治」概念於我國仍屬起步階段，但我國已有應用綠色整治概念之場址整治案例，如花蓮北埔油庫及澎湖尖山電廠。

一、花蓮北埔油庫

北埔油庫為中油公司發生油料洩漏造成污染，經過緊急應變處理後，同時考慮污染物特性、污染濃度及環境永續利用，最後選用根系分布廣泛與文獻中有記載相關具復育能力之植株培地茅與小葉欖仁，進行植生復育，整治效果彰顯。

二、澎湖尖山電廠

地下管線破損造成油料洩漏事件，經環保局調查結果指出土壤中含有總石油碳氫化合物(TPH)超過管制標準。改善工作團隊規劃以微生物分解法配合水力控制法(抽水/處理法)處理廠內污染團。一方面於污染團上游注入營養鹽及溶氧，另一方面於污染團下游進行地下水適量抽取。除可增加地下水流速有利浮油回收及防止污染團擴散，亦能協助營養鹽及溶氧的快速傳輸，促進微生物的新陳代謝作用，最終將石油碳氫化合物分解成無毒無害的終端產物，二氧化碳及水。利用現地為生物處理法進行整治，亦是藉由自然界力量執行整治工作。

三、彰化縣農地污染控制場址

環保署 94 年「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」，亦於彰化和美鎮大嘉段大規模進行植生復育試驗。以 33 種植物進行花卉植物篩選試驗，篩選出適合彰化試驗區大面積種植 12 種植物。結果顯示，於污染區種植花卉植物可以達到土地再利用與移除重金屬之目的，並改善土壤生態系之功能，還可將所種植花卉之物之幼苗或花朵至市場販售。此污染地區之植生復育計畫成果已納入政策執行及修改法規標準之重要參考依據，不僅可增加農民之收入，並可促進污染區農地再利用、農業轉型及節省水資源等多種效益。

3.3 國、內外植生復育相關文獻

3.3.1 土壤性質影響

土壤是富含礦物質有機物的多層次母體，具有乘載生物、提供生物棲息、以及提供動植物養分等作用，其性質隨著母岩的性質、成土作用期間的物理化學作用、以及環境生物因子等差異而有所不同。

植物生長與土壤的性質息息相關，人類亦仰賴土壤栽植農作物，土壤的種類與養分之供給可以決定農作物生長的產量與品質(Peuke, 2009)。土壤的肥力被定義為土壤中的養分供給給植物的能力以及是否能維持適當的平衡(Soil Science Society of America, 1997)。而土壤不僅作為支持植物體的介質，對於供給必要元素如碳、氫、氧、氮、磷、鉀、鈣與鎂等元素也扮演了重要的腳色。另外，土壤質地也會影響保有必要元素的能力，所以其物理化學性質對於土壤的好壞是息息相關的。

對於植物來說，在土壤中氮磷鉀是三種最為重要的元素。氮會影響植物體中許多重要分子之組成，如激素類的分子(Piccolo *et al.*, 1992)。磷元素則會影響植物果實成長。前人做了許多土壤性質影響植物生長相關的研究可見表 2 所示。

表 2 土壤性質影響植物生長之相關參考文獻

土壤性質	參考文獻	內容
酸鹼度 (pH)	Aune and Lal, 1997	熱帶的淋餘土、極育土、和氧化土，其酸度會與農作物收穫成正相關，但其限度為 pH 5。
有機質 (Organic matter)	Romig <i>et al.</i> , 1996	以分數評量方式建立農業土壤的品質分級系統。
電導度 (Electrical Conductivity)	Burger <i>et al.</i> , 1994	以松類復育礦質土，土壤電導度曲線變化，以白松為基準。
陽離子交換能量 (CEC)	Reganold and Palmer, 1995	以陽離子交換能量來代表土壤化學性質，以評估紐西蘭不同的草場系統土壤品質。
離子交換性 (Exchangeable)K, Ca, Mg 離子	Reganold and Palmer, 1995	以離子交換性來代表土壤化學性質，以評估紐西蘭不同的草場系統土壤品質。
氮含量	Reganold and Palmer, 1995	以土壤氮含量來代表土壤化學性質，以評估紐西蘭不同的草場系統土壤品質。
磷含量	Aune and Lal, 1997	磷含量與農作物收穫成正相關(熱帶的淋餘土、極育土、和氧化土)，但其濃度限度為 70±10 mg/kg

3.3.2 重金屬對植體的影響

重金屬的定義並沒有一致性的定論(Duffus, 2002)，一般定義為以原子序>20的金屬(Phipps, 1981)，也可定義為原子密度>6 g/cm³者(Alloway, 1995)，或原子量>鈣(40)的金屬者(駱，1997)。

McBride(1994)認為重金屬以砷、鉍、銻、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、硒、銀、鉍及鋅等元素為代表。Angelone and Bini(1992)則認為鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅等因其對人類的毒性最大，最需要加以研究。如鎘(密度為8.65 g/cm)在人體內的半衰期可長達十年以上(Salt *et al.*, 1995)，因此導致許多慢性疾病的發生而危害人體健康。

重金屬之污染對於其人類和農作物具有其威脅性，國內現對重金屬之標準有

所管制，其主要的重金屬影響(葉琮裕, 2002)如下:

1. 鎘: 鎘容易被植物體所吸收，而且容易被輸送至作物之上部，如水稻穀部，故在國際上鎘被視為必須嚴加管制污染物質之首位，當土壤受少量鎘污染時，所種植之作物常有高濃度之累聚現象，因此極易藉著作物進入動物之食物鏈中。鎘主要來自金屬表面處理業，塑膠安定劑製造業。

2. 鋅: 植物對鋅有吸收性，雖然鋅對植物的毒性低，但在吸收累聚下，對於食用之人畜仍有危害性，雖然鋅亦常為人體需補充之微量物質。鋅主要來自電池工業及塑膠安定劑製造業。

3. 汞: 植物對汞的吸收性極低，但有機汞卻有截然不同的反應，有機汞極易被植物吸收，因此很容易進入食物鏈中。所幸，當土壤於好氧狀態下，有機汞有轉變成無機汞的現象，因此農田作物吸收有機汞的可能性不高。汞主要來自電池工業及酸鹼工業。

4. 銅: 農作物對銅的吸收仍不顯著，在植物體內傳導性更低，故當人體食用生長在嚴重銅污染土壤之作物時，應仍無虞銅之危害。銅的管制主要係針對生態保護為前提，銅對低等浮游生物具極毒性。銅主要來自金屬表面處理業及塑膠安定劑製造業。

5. 鉛: 土壤中高濃度的鉛對作物並無毒害，而濃度過高時可以抑制光合作用的進行。植物對鉛的吸收並不顯著，並通常只累聚在植物的根部，然而鉛對兒童中樞神經之發育有影響。鉛主要來自金屬表面處理業、皮革製造業及電池工業。

6. 砷: 土壤中之砷會被水稻吸收而分布於整個植物之中，其中以根部最多，莖葉次之，穀粒為最少。砷主要來自顏料、皮革及農業製造業。

7. 鎳: 鎳對於哺乳動物的毒性低，因此生長在嚴重鎳污染之作物，被人體食用後，亦很少呈毒害。鎳主要來自金屬表面處理業及電池工業。

8. 鉻: 鉻與鎳相同，對哺乳動物之毒性低，然而溶解態之六價鉻則具致癌性。鉻主要來自金屬表面處理業及製革業廢水。

農作物吸收重金屬之影響因素常包括重金屬的種類與濃度、植物的種類、土壤pH值及氣候等等因素。不同植物在不同土壤中對重金屬離子有不同的吸收與積聚作業，一般而言，農作物在土壤中吸收重金屬的程度分為：鎘>鋅>汞>銅>鉛>砷>鉻，其中鎘、鋅、汞、銅、鉛等五類重金屬較可能被植物吸收且易積聚於植物體內(行政院環保署公告)。

3.3.3 土壤重金屬汙染

重金屬汙染為重金屬污染物質進入土壤後，被農作物吸收累積後被人類食用，以致於危害人民健康，其管道最主要是工廠排放高濃度的廢水，再經由灌溉渠道進入農田中，進而污染了農地，造成人們誤食。由於這些危害通常是長期慢性累積的結果，因此容易被人們所忽視。

台灣地區灌溉系統水源來自河川水或水庫水，但最後引至農田灌溉的水可能已遭受數種不同途徑之污染，使渠道水與底泥含有某些數量可觀之污染物質。灌溉用水輸送至農田之過程中，常會遭受工業廢水、養豬廢水、家庭污水、甚至垃圾污染。正因如此，灌溉渠道之底泥通常含有高濃度重金屬，若不解決此問題，重金屬會經由農作物吸收，由食物鏈進入人體而造成健康問題及危害。

1. 土壤重金屬汙染來源

土壤重金屬汙染途徑，如圖2所示。自然環境中，土壤重金屬含量屬微量級，只有某些土壤因含有特定之礦物，而使土壤具有高濃度重金屬之背景值，因這些特定礦物可能由土壤母岩釋放進入土中(何念祖與孟賜福，1987)。重金屬於環境中的自然散佈則是藉由母岩風化、降塵、降雨及土壤水分的移動等因子所造成(Alloway，1995)。土壤中各重金屬來源如表3所示。環保署曾對台灣地區農田土壤重金屬含量進行調查，瞭解在自然界中土壤金屬之基本含量(表4)

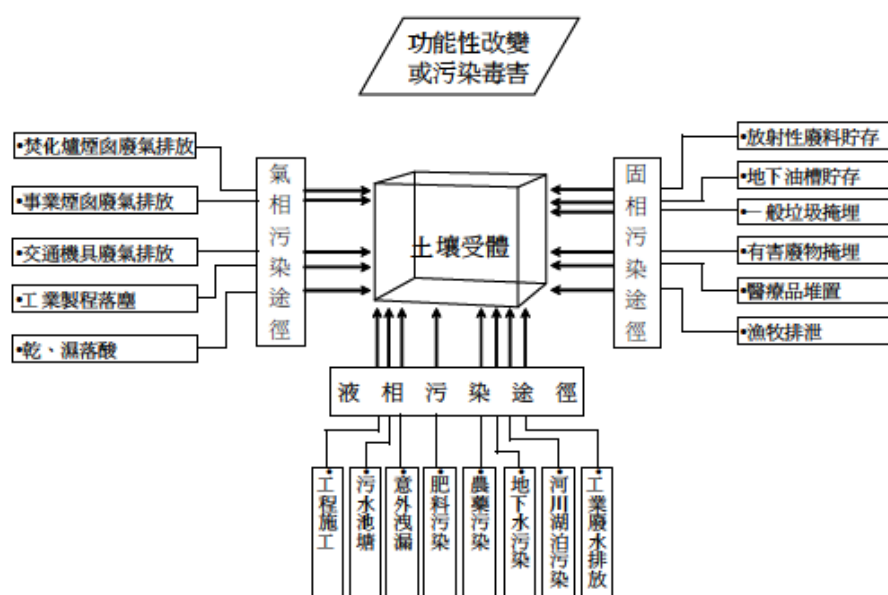


圖2 重金屬汙染途徑

資料來源:彰化縣農地土壤污染改善情形成果。(彰化縣環境保護局，2005)

表3 土壤中重金屬主要來源(羅良慧，1997)

重金屬種類	污染來源	用途說明
鎘 (Cd)	工業	電鍍材料、油漆材料、電池、汽油及輪胎
	農業	磷肥中含有鎘
鉛 (Pb)	工礦業	開採及冶煉過程中產生
	交通業	運輸工具燃燒排放含鉛廢氣
銅 (Cu)	工業	電線、電子、印刷電路板與屬電鍍
	農業	殺蟲劑（例如硫酸銅、鹼性碳酸銅等）
鋅 (Zn)	電鍍業	鍍鋅管
	印刷業	油墨、油漆及影印紙等皆使用到鋅
鎳 (Ni)	工業	製造鋼鐵與合金，塗料、色素、化妝品及電池等
鉻 (Cr)	工業	金屬鍍鉻、顏料、染料、油漆、墨水、媒染劑、玻璃及皮革

表4 台灣地區農田土壤重金屬自然含量

元素	0.1 N HCl萃取濃度 (mg/kg) ^a	總量分析 (mg/kg) ^b
As	N.D.-17.00 ^c	3.12-18.90
Cd	N.D.-0.43	1.02-3.41
Cr	N.D.-12.00	22.90-98.90
Cu	N.D.-16.00	7.15-35.10
Hg	N.D.-0.57 ^c	0.01-1.62
Ni	N.D.-12.00	18.00-66.70
Pb	N.D.-18.00	7.05-138.0
Zn	N.D.-25.00	30.10-392.0

a. 陳尊賢等，1992。

b. 陳尊賢等，1994。

c. As與Hg為總量分析。

2. 重金屬對土壤介質之影響

重金屬污染土壤之行為屬於蓄積性污染，與空氣污染或水污染情形不同。而造成土壤污染之有害污染甚多包括有機物、無機物及重金屬等，其中有機物質進入土壤中後，可被土壤中微生物所分解，而無機鹽類可被植物吸收或溶解流失，然而重金屬則不同，其將長期殘留在土壤中，不但阻礙農作物之生長，導致收穫量減少，而且部份會被農作物吸收後，生產出影響人畜健康之農作物。在受重金屬污染土壤中，常見污染種類主要有鎘、鉻、汞、鉛、鎳及砷等，重金屬在土壤中將干擾土壤之正常功能，產生以下之影響(台中縣環境保護局，2006a)：

(1)沒有與土壤結合固定或被植物所吸收的重金屬，可能滲入地下含水層，污染地下水。

(2)土壤中微生物受重金屬毒害而降低分解有機物之能力。

(3)直接對植物產生毒害，部份由植物吸收後，累積了高濃度的重金屬殘留在植物體中，經由食物鏈而最終蓄積人類體內，使人畜健康受到影響。

3. 重金屬毒性

重金屬污染之農地，對農作物會有兩方面的影響，其一為農作物生長受到抑制，其二為生產具有高濃度重金屬含量之產品。重金屬對作物之毒害程度，與元素種類、有效性、農作物種類密切相關，不同的作物對各種重金屬的吸附量不同，而相同含量之重金屬，在不同土壤結構下，植物的吸收情形也不同(呂昱志,1996)。

表 5 重金屬在土壤及植物中的臨界毒性(mg kg⁻¹) (Alloway, 1995)

元素	土壤中正常濃度範圍	土壤中臨界毒害濃度	植物體之正常濃度範圍	植物體之臨界濃度	
				毒害	10%減產
鎘	0.01-2.0	3-8	0.1-2.4	5-30	4-200
鉛	2-300	100-400	0.2-20	30-300	-
鉛	5-1500	75-100	0.03-14	5-30	2-18
汞	0.01-0.5	0.3-5	0.005-0.17	1-3	1-8
銅	2-250	60-125	5-20	20-100	5-64
砷	0.1-40	20-50	0.02-7	5-20	1-20
鎳	2-750	100	0.02-5	10-100	8-22
鋅	1-900	70-400	1-400	100-400	100-900

Alloway(1995)指出作物對不同重金屬的毒害程度不一，如表6 為金屬在土壤及植物中的臨界毒性，像作物對鎘、鉻、汞及砷的毒害臨界濃度很低，對其他金屬則有較高的容忍毒害臨界值，然而每種作物對重金屬的吸收能力具有很大的差異，因此對重金屬吸收能力高且毒害臨界濃度高時，則經由人體食入的重金屬則會相對的提高。各種食用作物對土壤重金屬濃度之抗性詳表7。

表 6 常見食用作物對土壤重金屬濃度之耐受性(王一雄等，1995)

序號	作物種類	重金屬							
		錳	鋅	銅	鉻	鈷	鎳	鎘	汞
1	水稻	強	強	強	強	強	強	中	中
2	小麥	強	強	強	強	-	-	強	中
3	大麥	中	-						
4	燕麥	強	強	強	強	中	中	強	弱
5	玉蜀黍	強	強	中	中	強	強	強	-
6	大豆	中	弱	強	弱	弱	弱	弱	中
7	紅豆	中	-	中	弱	中	中	-	-
8	豌豆	強	弱	強	中	強	強	弱	弱
9	甜豆	強	中	中	中	弱	中	強	-
10	大蘿蔔	中	弱	-	中	中	弱	弱	強
11	白菜	弱	-	弱	中	中	弱	中	中
12	包心菜	弱	中	弱	中	中	中	-	-
13	馬鈴薯	弱	-	弱	-	強	強	-	-
14	蕃茄	弱	中	弱	弱	弱	弱	-	中
15	甘蔗	弱	中	弱	-	強	強	強	強
16	胡瓜	弱	-	-	中	弱	中	-	-
17	春菊	中	-	強	中	中	強	-	中
18	萵苣	弱	弱	中	弱	弱	中	-	弱
19	洋蔥	弱	-	-	弱	-	-	-	-
20	紅蘿蔔	弱	-	中	-	強	中	-	-

表 7 台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表 (mg kg⁻¹)

重金屬	第一級	第二級	第三級 (背景值)	第四級 (觀察值)	第五級	
					監測值	農地優先整治 值
As		表土<4	4-9	10-60	>60	>60
		裡土<4	4-15	16-60	>60	>60
Cd		<0.05	0.05-0.39	0.40-10*	>10	>10*
Cr		<0.10	0.10-10	11-16	>16	>40
Cu	<1	1-11	12-20	21-100	>100	>180
Hg		<0.10	0.10-0.39	0.40-20*	>20	>20*
Ni		<2	2-10	11-100	>100	>200
Pb		<1	1-15	16-120	>120	>200
Zn	<1.5	1.5-10	11-25	26-80	>80	>300

註：1. As 及 Hg 為全量，Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 及 Zn 為 0.1N 鹽酸抽出量。

2. 本表等級之劃分，原則上以三位有效數字表示，並採用四捨五入方式。

3. 五個等級代表之意義如下：

第一級：土壤中缺乏銅、鋅等農作物生長所需元素者。

第二級：土壤中重金屬含量低於環境背景值者。

第三級：土壤中金屬含量為環境背景值者。

第四級：需進一步確認是否污染者。

第五級：土壤中有外來重金屬介入，應列為重點監測地區並進行相關工作。

資料來源：中華民國八十九年五月四日(89)環署廢字第 00 二四 0 六二號。

表8 台灣地區土壤重金屬污染物之管制標準值及監測標準值 (mg/kg)

監測項目	監測標準值	管制標準值
砷(As)	30	60
鎘(Cd)	10 (食用作物農地之監測標準值為 2.5)	20 (食用作物農地之管制標準值為 5)
鉻(Cr)	175	250
銅(Cu)	220 (食用作物農地之監測標準值為 120)	400 (食用作物農地之管制標準值為 200)
汞(Hg)	10 (食用作物農地之監測標準值為 2)	20 (食用作物農地之管制標準值為 5)
鎳(Ni)	130	200
鉛(Pb)	1000 (食用作物農地之監測標準值為 300)	2000 (食用作物農地之管制標準值為 500)
鋅(Zn)	1000 (食用作物農地之監測標準值為 260)	2000 (食用作物農地之管制標準值為 600)

表9 台灣地區土壤重金屬污染物之管制標準值及監測標準值 (mg/L)

重金屬污染物監測項目	監測標準值		管制標準	
	第一類	第二類	第一類	第二類
砷 (As)	0.025	0.25	0.050	0.50
鎘 (Cd)	0.0025	0.025	0.0050	0.050
鉻 (Cr)	0.025	0.25	0.050	0.50
銅 (Cu)	0.50	5.0	1.0	10
鉛 (Pb)	0.025	0.25	0.050	0.50
鋅 (Zn)	2.5	25	5.0	50
鐵 (Fe)	0.15	1.5	-	-
錳 (Mn)	0.025	0.25	-	-
汞 (Hg)	-	-	0.0020	0.020
鎳 (Ni)	-	-	0.10	1.0

3.3.4 植生復育技術

植生復育(Phytoremediation)是利用植物來移除污染物的技術(Ensley, 2000)。植生復育定義為使用綠色高等植物經由吸收、分解、傳輸或累積方式移除環境中的污染物或是使之轉化成無害物質，可以應用存在於固體物質(土壤)、溶液物質(水)及空氣中的有機或無機污染物(Lasat, 2002)。其實使用植物移除土壤污染物的基本概念是非常舊的且無法追溯其來源，然而隨著一系列結合各學科的研究，有許多引人注意的發現，使得此概念得以發展成新穎的技術(McGrath, 1998)。

1. 植生復育技術處理機制

植生復育因其介質及機制不同區分為植生萃取(Phytoextraction)、植物分解(Phytodegradation)、根圈過濾(Rhizofiltration)、植生穩定(Phytostabilization)、植物揮發(Phytovolatilization)及使用植物移除空氣中的污染物等。

(1)植物萃取

此技術乃選擇特定之植物，其必須具備超高累積重金屬的能力，進而將污染物質從土壤中吸收、轉移及濃縮至植物之根、莖、葉中。待植物經過一段時間吸收後，再將栽種植物移除處理，一般以焚化或掩埋為主要之處理措施。有些重金屬如鉛，則可於農地現地採掩埋處理，以回收重金屬。目前已知大約有400種植物可有效去除鎳、銅、鋅重金屬。

(2).植物分解:為利用植物和微生物去降解有機污染物。

(3).植物過濾

此技術乃利用水栽陸生植物吸收、濃縮或沈澱根部區域之地下水或廢水中之污染物質，其與植物萃取法非常類似，但主要適用於地下水之重金屬污染。目前已有相當多的植物過濾系統用於廢水處理單元及人工濕地以降低砷、鎘、鎳、銅、鋅、鉻、鉛、鈾等重金屬或硝酸鹽、磷酸鹽或氯鹽。例如向日葵可用來移除池塘中之放射性污染物質。

(4).植物穩定化

此技術乃利用特定植物透過根部吸收、濃縮、吸附或沈澱污染物於根部區域(根球, Rhizosphere)，其主要包含結合植物生長與利用根部改善土壤兩大機制，以降低目標污染物質於食物鏈中之生物可利用性及移動度。重金屬污染物質於處理過程中，會被轉化為不溶物而達安定化之效果，其中於根球區域進一步增進土

壤重金屬之沈澱或轉化，而使其成為不溶解或較低毒性之物質，例如將具有毒性之六價鉻轉化成無毒性之三價鉻。

(5).植物揮發:為利用植物吸收污染物後再揮發污染物於空氣中。

植生萃取是利用植物根部攝取並累積土壤中的重金屬，再將累積於植物根部的重金屬轉移到植物地上部或容易利用機器收割的部位

，最後利用收割植物地上部將重金屬加以移除，收割後的植體則是利用堆肥、壓實、熱解、焚化等方式降低植體的體積，再用掩埋的方式處理(Sas-Nowosielska *et al.*, 2004)。

選擇植生復育技術時，須考慮吸收之重金屬種類、植物之吸收累積能力、植物之生質量大小、植物是否易於栽種、所選植物對環境的忍耐力、植物的普遍性、植物根可到達之深度等因素，另外亦須考量場址是否適於栽種與收割機器處理所需時間、及污染物是否進入食物鏈等實務上之應用。

2. 植生復育的優點及限制

植生復育技術相較於傳統復育技術價格低廉、不破壞土壤性質、適用於大面積土地並兼具美化環境功能，與民眾接受度高等優點。植生復育限制之一為不適用於高濃度污染區域，原因是高濃度可能導致植物生長受阻甚至死亡。當大面積種植一次所能移除的重金屬總量並不多，需要經由長期連續種植，植生復育植物生長緩慢且生質量小，移除污染物花費時間通常需要幾十年，甚至百年以上。另外，植物通常僅能累積單一重金屬，對於一種以上的重金屬污染並無法有效運用。

3.3.5 植生復育國外案例資料收集及評估

Chen and Lee (1997)在臺灣北部鎘污染區進行22種花卉植物的植生復育研究，所試驗的花卉包含五彩石竹、繁星花(*Star cluater; Pantas lanceolata*)、雞冠花(Cock-comb; *Celosia cristata*)、非洲鳳仙(*Impatiens; Impatiens wallerana*)及孔雀草(French marigold; *Tagetes patula*)等，由結果發現，在所種植的花卉植物中，以五彩石竹植物體中可以累積的鎘濃度最高，當種植於重金屬污染土壤中五週後，植物體累積的鎘濃度可由 1.56 mg kg^{-1} 上升至 115 mg kg^{-1} ，若是以每公頃種植70,000棵，每年種植3次加以估算，五彩石竹於鎘的總移除量可以到達 90 g/ha/yr 。

Huang等人(1996) 施用EDTA、HEDTA、DTPA、EGTA 及EDDHA等螯合劑

到鉛污染濃度為 2500 mg kg^{-1} 的土壤中，在所施用的螯合劑中，EDTA對於促進植物累積鉛的效果最佳，在EDTA處理的土壤中，豌豆(*Pisum sativum* L. cv. Sparkle)地上部鉛含量由 50 mg kg^{-1} 增加至 11000 mg kg^{-1} ，在加入EDTA 24小時後，玉米地上部的鉛含量增加140倍，而根部往地上部的傳輸增加120倍。

Chen等人(2000)利用Vetiver shoots在鎘污染濃度為 0.33 mg kg^{-1} 的土壤中生長則可以移除 218 g Cd/ha 。

Dahmani-Muller等人(2000)調查三種植物(*Armeria maritima* ssp. Halleri, *Cardaminopsis halleri*, *Agrostis tenuis*)在高重金屬污染土壤的存活率與攝取重金屬能力，研究發現Zn、Cd、Pb與Cu濃度在*Agrostis tenuis*的根部較葉部高，顯示根部具有重金屬固定的能力；*Cardaminopsis halleri*葉部Zn、Cd濃度分別超過 20000 mg kg^{-1} 與 100 mg kg^{-1} ，顯示其對Zn與Cd具有高度聚積性；*Armeria maritima* ssp. Halleri根部中Pb與Cu濃度分別為綠葉部的20倍與88倍大，但在棕色葉部之Zn、Cd、Pb與Cu濃度則僅綠色葉部的3-8倍；因此，該研究建議可以根部來固定重金屬，而葉部則用來去除重金屬。

Lombi等人(2000)發現生長於 500 mg kg^{-1} Cd 污染土壤之*Thlaspi caerulescens*可累積 2800 mg kg^{-1} 之Cd，生長於 2000 mg kg^{-1} Zn 污染土壤之*Thlaspi goesingense*可累積 14000 mg kg^{-1} 之Zn。

Hammer等人(2003)以*Salix viminalis*來萃取土壤中Cd與Zn，研究發現2年後Cd的去除量為 47 g/ha 、Zn則為 14.5 kg/ha 。而King等人(2006)在其三年的沈積物重金屬萃取研究發現，以*salix* (willow) *populus* (poplar)可去除 36 g/ha Cd與 4.8 kg/ha Zn，僅佔總重金屬濃度的0.2%，其對Zn之生物濃縮因子僅0.8、對Cd則僅0.3。

Komarek等人(2007)分別以maize與poplar來處理採礦及冶煉區之Pb污染土壤，研究發現pH=4之酸性土壤，maize對冶煉區之Pb污染土壤萃取效果優於poplar；但接近中性pH=6之土壤，poplar對採礦區之Pb污染土壤則優於maize。另外，添加EDTA有助於Pb在poplar葉部的累積。

Marques等人(2007)以接芽在*arbuscular mycorrhizal fungi*上之*Solanum nigrum* grown處理受Zn污染的土壤，研究顯示其對Zn可累積到 1662 mg kg^{-1} ，而*Glomus claroideum*與*Glomus intraradices*的存在則分別可增加*Solanum nigrum* grown對Zn的累積達83%與49%。而Zn主要累積在根部細胞間及細胞壁內。

Meers等人(2007)比較五種*Salix* spp.對Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn等重金屬的萃取與累積性，研究發現對Cd($0.25-0.65 \text{ kg/ha}$)與Zn($5-27 \text{ kg/ha}$)有高度的累積性，且表

層(25 cm)土壤Zn減少1.4-8 mg kg⁻¹、Cd減少0.07-0.20 mg kg⁻¹。另外，該研究亦使用EDDS來增加植物對重金屬的累積濃度。

González 及 González-Chávez (2006) 亦曾分析 *Jatropha dioica* 在墨西哥 Zacateca 金屬污染礦區的生長速度及對重金屬的累積，結果發現 *Jatropha dioica* 可有效累積 Zn、Pb、Cd、Cu 等重金屬，且速度不下於一般草本植物。Juwarkar 等(2007)亦曾研究 *Jatropha curcas* 苗木對重金屬的耐受情形，發現無論有無施肥，苗木對有 As、Cr、Zn 均表現良好的耐受性。

3.4 養份對於植物的影響

3.4.1 植物生育和肥料三要素的關係

一、氮素肥料（俗稱葉肥）

氮素肥料是植物葉部和莖部綠色部分所不可或缺的養分，特別是觀葉植物和葉菜栽培需要施用的肥料，故又成為葉肥。

氮肥的種類：植物所吸收利用的氮素是無機態的硝酸態氮素 (NO₃⁻) 和銨態氮 (NH₄⁺)。至於有機態氮素，例如尿素、動物皮粉、豆餅等也被當氮肥使用，不過其等要在土壤中經過細菌分解成硝酸態氮和銨態氮才能被作物吸收利用。

植物生長過程中氮的營養是否恰當、不足或是過量，可由植物體氮素含量的化學分析值來研判，不過這需要化學分析實驗室才能做，一般栽培可從植物生長的表徵來判斷氮肥不足或過量的約略狀況。

二、磷素肥料（俗稱花果肥）

磷素是植物要生長健壯、根發育良好、開花繁盛、果實豐收所必須的元素成分，所以又稱為花果肥。

磷肥的種類：植物只吸收包括 H₂PO₄⁻，HPO₄²⁻，PO₄³⁻ 等離子態磷酸根。磷肥的種類分為無機態磷肥和有機態磷肥。無機態磷肥依其溶解特性可分為水溶性磷酸肥料和檸檬酸銨溶性磷酸肥料。有機態磷肥則包括米糠和豆餅類的有機磷酸鹽。

植物生長過程中磷肥不足和過量是常見的問題，植物體化學分析可協助判斷磷素含量不足或是過量，一般栽培者可由植物生長的表徵做概約判斷。

三、鉀素肥料（俗稱根肥）

植物對鉀的需求量頗高，植物要正常生長需要足夠量的鉀素。植物行光合作用合成的葡萄糖需要鉀素幫助運輸、分配到其他部門，或合成澱粉或合成其他種碳水化合物。另外，鉀素可促進根系的生長，根部木質部的形成和發育都受到鉀素的影響；鉀素可調節水分，維持細胞膨壓，增加植物對低溫環境的抵抗力；鉀素也可以增加植物對病蟲害的抵抗力。

鉀肥的種類：植物只吸收鉀離子（ K^+ ），所以水溶性的硝酸鉀、硫酸鉀和氯化鉀是最常用的鉀肥，水不溶性的矽酸鉀肥亦有商品價值。至於各種植物豆餅、乾海草等亦含有水可溶性的鉀，在此，依其來源以有機態鉀肥稱之。

由植物體化學分析之鉀素含量可以協助判斷其鉀素含量是不足或是過量，一般栽培者可由植物生長的表徵做概約判斷。

3.4.2 肥料的吸收率和植物發育生長的關係

肥料的吸收率和植物發育生長的生命過程有密切的關係，植物發育生長的生命過程可約略分成營養生長期、分化期、和生殖生長期三階段。

- 一、營養生長期：是發育根、莖和葉的植物生長階段，植物在此期間由種子發育成株葉繁茂的植株。
- 二、分化期：植物經過營養生長期，株葉繁茂到某一程度，即開始組織分化，孕育花蕾，準備開花，授精和結果。
- 三、生殖生長期：是花的生長、開花、授精到結果成熟的階段。

3.4.3 肥料三要素的吸收率

植物從種子發芽、生根、枝葉繁茂到開花結果的生理過程，每個階段所需吸收利用的肥料三要素的量有顯著的差異。若以全期所需要吸收的氮、磷、鉀之總量各為 100%，則各個生長階段所吸收的各要素量佔其總量之百分比稱為肥料吸收率。

在營養生長期，植物對氮素和鉀素的需求較多，對磷素的需求較少。在分化期，植物開始對磷素要求轉旺，吸收量達到高峰，同時仍需要吸收多量的鉀素，至於氮素的需求則逐漸減弱。在生殖生長期的花蕾孕育，開花，結果期間，植物對三要素的需求量，基本上和分化期相當，直到植物進入果實成熟期才開始降低對三要素的需求。整體而言，植物的一生中：

一、氮素的需求：

在營養生長期，要長根，長枝條，長葉，需要很多氮素合成蛋白質，以支持根、莖、葉茂盛生長，所以氮的吸收率在此期達到高峰，進入分化期以後直至結果期，基本上是氮素在植物體內的移轉和重新分配為主，所以氮的吸收率逐漸降低。

二、磷素的需求：

植物開始由營養生長期進入分化期，在花芽分化、花蕾形成、開花、授精、結果等過程，需要很多由磷素組成的 ATP、ADP 等植物體內能源以供細胞分裂，分化形成新組織，也需要磷素供合成核酸 RNA、DNA 等遺傳物質。所以磷素的吸收率在開花期達到高峰，等進入結實期，則對磷素不再需求，吸收率快速降低。

三、鉀素的需求：

由於鉀素在植物體內一直以鉀離子 (K^+) 型態分布在細胞和組織內，並不直接參與植物體內細胞和根、莖、葉、花、果等器官之構成，但是光合作用所生成糖分在植物體內運輸、分配以及轉化成澱粉和其他碳水化合物，將硝酸鹽還原轉化成蛋白質等都要用到鉀素，所以植物一生中對鉀素需求較為平均。一般而言，和營養生長期對氮的需求傾向相同，於根、莖、葉生長的旺盛期，鉀素吸收率達到最高峰，進入發蕾期和開花期吸收率稍減，只到結實期才逐漸明顯下降。(簡道南，2003)

3.4.4 施肥對植物的影響

由於台灣地理位置位於亞熱帶及熱帶地區，特性為高溫、多雨、多濕的環境，加上高度密集耕作的利用土壤，與溫帶之一年一期作物是不同的，致使農地容易引起地力衰退，基於以上原因，台灣土壤肥力不足下，農民常常使用肥料來增加土壤中植物生長所需之養分。肥料可分為無機肥料與有機肥料，有機肥料大多為動物糞便、堆肥經發酵後製成，化學肥料大部分為無機鹽類，可溶於土壤中，以植物所需的養分來說，化學肥料所含的必要元素成分較高。

一般化學肥料只提供有限的營養元素，如氮、磷、鉀及鈣、鎂等元素，並不全然為植物提供全面性必需元素，故農民常過量使用化學肥料，但即使在施用大量化肥的土壤裡，但因為多數化肥的養份不均，植物仍需要從土壤中吸收其他養份，在不斷提取、補充又不全面的情況下，土壤肥力會變得越來越差，唯有倚賴更多的化學肥料補充，造成惡性循環。另一方面化學肥料為一無機性化學劑，並不能提供有機物給土壤中微生物，使得土壤中微生物減少，令土壤逐漸不

能耕種。

Wu *et al.* (2000)研究指出若長期使用肥料於一個降雨不平均，蒸發量高的地區將導致土壤鹽化，而影響蔬菜的生長情況，長期使用化學肥料或有機肥料都可能導致土壤酸化，許多研究指出土壤酸化將會降低產量 (Meng *et al.*, 2000)。施用過多肥料造成土壤酸化將導致有效性 N, P, K 流失，也會增加土壤中金屬溶解到土壤溶液中，如 Fe, Mn, Cu, Zn 等。在金屬有效性增加下，也會增加被植體吸收，累積於植體中，增加人體健康之風險 (Xiao *et al.*, 1997)。

3.4.5 施肥對植生復育的影響

根據吳哲宇 (2010 年)研究指出，於關渡地區砷污染農地歷經建立初期及一次割刈與生長累積共計種植 318 日，估算出培地茅於高密度高肥田區獲得的 21.26 公噸/公頃的植株地上部乾物中，能累積 11.71 公克的砷，具有最佳的移除效果；狼尾草最佳表現在於低密度高肥田區，所獲得 24.26 公噸/公頃的植株地上部乾物中能累積 6.3 公克的砷。

吳景翰 2009 年研究指出，以油務堆肥與化學肥料設計不同施肥處理，穀粒植體中重金屬濃度累積達 4.48 mg/kg, Ni 為累積 6.71 mg/kg。陳玥 2013 年研究指出，以化學肥料硫酸銨、磷酸氫鈣，氯化鉀作為不同施肥處理，穀粒中鉻累積達 1.16 mg/kg, Ni 累積量為 8.57 mg/kg。

Wei 等人於 2010 年研究指出，以龍葵作為植生復育植物，可以對於重金屬鎘污染土壤具有超富集吸收效果，另再以雞糞和尿素添加，對於雞糞的添加，鎘的吸收效果減少 28.2-34.6%，單純種植枝條的重金屬鎘濃度為 70.3±2.8 mg/kg，而添加雞糞後枝條重金屬鎘濃度為 35.3-52.5 mg/kg，因為生物量的增加，如下圖 3 所示，對於生物量的增加具有顯著的效果，因此重金屬鎘移除的總量是有增加的，從單純種植的重金屬鎘的移除總量為 165 μg/盆，對於雞糞的添加重金屬鎘的移除總量為 355-480 μg/盆。對於尿素的添加鎘的吸收並無顯著的增加，添加尿素後枝條重金屬鎘濃度為 70.8-72.9 mg/kg，但對於添加尿素後，對於植體重金屬鎘的總量有增加的效果，為 301-601 μg/盆，對於土壤中重金屬的濃度具有下降的效果，因此，對於養份的添加對於重金屬污染復育具有改善的效果。

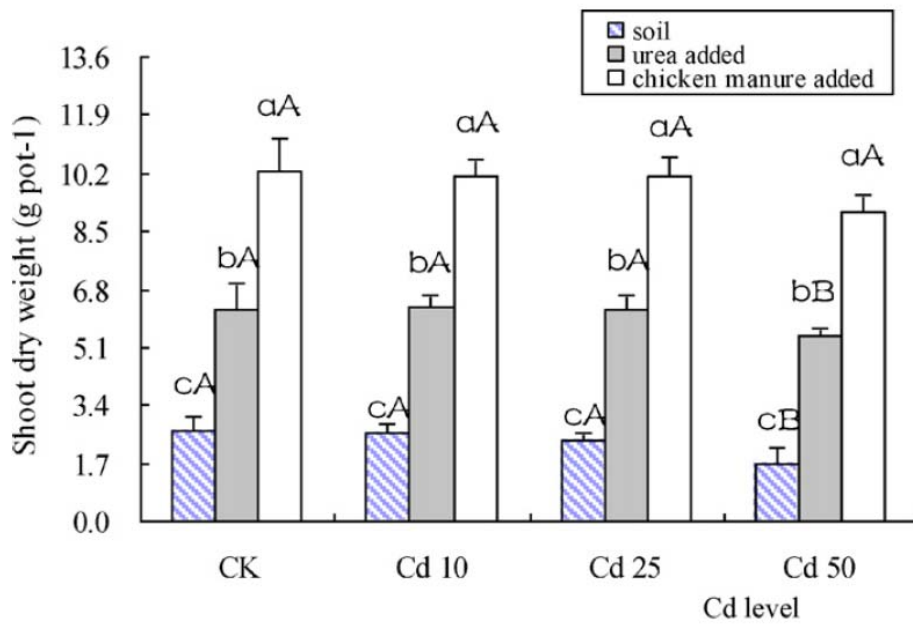


圖 3 尿素及雞糞的添加對於枝條生物量的影響 (Wei et al., 2010)

Wang 等人在 2017 年研究對於磷的添加，以植生復育植種蜘蛛草，對於重金屬鎘污染的移除情形，結果如下表 10 所示，可以發現在添加養份磷的結果，對於根是有促進吸收鎘的情形，對照組的濃度為 343.75 ± 20.41 mg/kg，而添加了養份磷後，促進植體吸收累積量則為 380.50-472.00 mg/kg，對於地上部亦有促進吸收的情形，累積量為 261.00-376.50 mg/kg，但對於過量磷的添加則有抑制的結果，累積量減少到 195.00 mg/kg。

表 10 磷的添加對於植體重金屬鎘累積的影響 (Wang et al., 2017)

P application rate (mg kg ⁻¹)	Cd concentrations of roots (mg kg ⁻¹)	Cd concentrations of aerial parts (mg kg ⁻¹)	Transfer coefficient
CK	$343.75 \pm 20.41d$	$247.50 \pm 13.90b$	0.72
50	$380.50 \pm 33.83cd$	$261.00 \pm 18.56b$	0.69
100	$440.00 \pm 22.57ab$	$352.50 \pm 28.50a$	0.80
200	$472.00 \pm 15.06a$	$376.50 \pm 24.23a$	0.80
400	$462.75 \pm 16.67a$	$274.50 \pm 20.58b$	0.59
600	$437.50 \pm 23.01ab$	$249.00 \pm 21.52b$	0.57
800	$415.75 \pm 21.44bc$	$195.00 \pm 20.67c$	0.47

3.4.6 肥份對重金屬吸收的影響

肥份，如：化肥、有機肥及化學農藥等，對作物生長及產量將會產生影響，而適量的磷、鉀（ K_2SO_4 、 KNO_3 等）化學肥料及豬糞等有機肥可抑制水稻對鎘的吸收和轉運。其他如氮肥、垃圾腐植質、污泥等卻會促進稻米對鎘的吸收。土壤追肥試驗顯示，鎘污染的稻田中施用兩種鉀肥（ K_2SO_4 、 KNO_3 ）後，可降低水稻體內的鎘積累量， K_2SO_4 態鉀肥尤為明顯。相反地，向稻田中改施大量氮肥後，最高可使稻米中鎘含量增加 1.6 倍以上。肥份對水稻鎘吸收的抑制作用，若提高了土壤 pH，將減低了鎘的生物有效性，而氮肥及 KCl 形態的鉀肥等進入土壤後，會引起土壤 pH 下降或有效態鎘濃度增加，反而促進水稻對鎘的吸收。（朱智偉等人，2014）

3.5 植生復育的條件與限制

目前植生復育主要在美國、非洲及亞洲有較大的研究，從目前的結果來看植生復育有希望作為創新的清理技術，雖然仍處於發展階段，需要更多的研究來增加對這種修復技術的了解及知識。而植生復育主要的問題是植物的生物利用度將會降低，通常會在土壤中添加土壤修飾物，如天然肥料、泥炭蘚、糞便、或是化學肥料，來增加植物的吸收。美國正在進行正在進行的大規模的研究和實地示範活動，以便更好地了解 and 實施這項技術。隨著植物修復的進展，預計將在環境清理市場上增加份額。D. Glass Associates, Inc. 估計了植物修復領域的預測市場。1998 年，預計市場為 16.5 億至 2950 萬美元，2000 年市場估計為 55 億至 1.03 億美元，截至 2005 年，估計達到 2.14 億至 3.7 億美元（D. Glass Associate, 1999）。在一些國家，植物修復技術被接受，且持續進行中。

植生復育的有效性和經濟可行性取決於氣候、海拔、降雨情形、土壤類型和質量、污染物的類型、污染年份、分布和濃度，以及每個場所所使用的植物種類的生存力。實驗室研究和類似場地的現場測試的結果可以作為確定植生復育是否適合污染場址的指南。由於植生復育的技術較為新穎，仍有相多當的植物選擇和應用不斷的發展、發現以提供完善的技術成果。許多有機化合物可以通過植物降解、根系降解、植物揮發法及植物轉化來進行修復污染地下水及土壤。重金屬及其他無機物雖然不能利用植物進行降解，但可以透過固定化來累積在植物體內，而螯合劑的添加可以提高植物吸收污染物的利用性，但也可能增加這些污染物的移動性，並且可能引起螯合污染物擴散到地下水中，超富集植物可以吸收和濃縮特定污染物比土壤中濃度高達 100 倍或 1000 倍，為植物在惡劣的土壤生長中提供了一個優勢。下表 11 列出了植生復育的優勢與缺點，設立植生復育場址所需考慮的面向。

表 11 植生復育的優勢與缺點 (U.S. EPA, 2010)

優點：

1. 可大幅節省成本。
2. 由於使用綠色整治修復技術，可被大多數民眾所接受。
3. 操作和維護成本相較於傳統整治來的低，因為補救措施通常是彈性和可自我修復。
4. 植物可以幫助減少或防止土地被侵蝕及揚塵的產生。
5. 植物可以改善空氣品質及減少溫室氣體。
6. 植物可以作為景觀美化，並且降低噪音。可以在整治場址建立木棧道作為休憩場所。
7. 污染場地土壤的結構質地不會受到負面的影響，甚至有所改善。
8. 植生整治可能適用於偏遠地區。
9. 植生整治可以創造生物多樣性，可作為生物潛在創新的棲息地。
10. 植生整治在復育後的土地可恢復土地進行耕種。

缺點：

1. 由於植物根系的分佈普遍較淺，植物技術可能不適合在深度污染的地點。
2. 可能需要更長時間才可能實現整治的目標。
3. 在某些情況下可能需要大面積才能有效的整治。
4. 在污染場治一開始高污染物濃度情形下，可能會造成植物毒性並且抑制植物的生長。
5. 整治及種植的過程中可能對污染物流動性產生意想不到的影響。
6. 在冬天時期植物受天候的影響可能生長受阻。
7. 在處理任何受污染的植物材料之前，可能需要進行風險評估。
8. 在應用特定植物修復技術時，可能會導致植物成為強勢外來物種，造成原生物種的排擠效應。
9. 可能需要對植物和核心組織進行抽樣和分析，以驗證植物內發生的污染物轉移問題。

3.6 螯合劑存在的問題和研究方向

彭自然等人於 2001 年提出，由於螯合劑的作用具有非選擇性，土壤中施加螯合劑後，結合係數大的金屬都會溶解出來，而在植物修復土壤中所選取的超累積植物一盤只對一種或少數幾種金屬能超量富集，這樣就會出現超過植物吸收負荷的多餘重金屬，或者加入螯合劑數量和溶入土壤溶液中的金屬濃度超過植物吸收的總量，將會產生一系列環境問題，土壤元素淋失，金屬滲漏進入地下水，金屬被攜帶向周圍擴散，這樣勢必會擴大污染範圍，造成二次污染，甚至得不償失，另外螯合劑的殘留和揮發，將會對環境帶來隱患。因此在實施螯合物促進植物修復時，一定要考慮影響植物吸收作用的氣候因素、螯合劑的螯合常數和降解性能，並採取必要的防範措施，保證潛在污染減少到最低程度。

另外，螯合物促進植物修復技術的經濟可行性也值得考慮，螯合劑一盤比較昂貴，它的使用必然增加植物修復成本，減弱與其他土壤修復方法的比較優勢。因此，在使用這項技術之前應進行成本—效益分析，綜合權衡利弊。

雖然如此，螯合物促進植物修復技術作為一種具有獨特優勢的新興污染土壤處理技術，仍有其不成熟、不完善的地方有待繼續深入研究。今後該領域的研究方向將會是：

- (1) 研究螯合物促進技術最適宜的環境條件，根據植物生長規律探求最合適的給藥時機，開發與螯合劑協同作用的土壤改良劑，最大程度地提高螯合誘導效率；同時減少螯合劑在環境中的暴露時間和暴露劑量，減輕對環境的潛在威脅；
- (2) 促進高生物量本土植物的金屬富集能力，使非超累積植物隨蒸散作用富集高濃度可溶性金屬螯合物，從而避免使用外來物種；
- (3) 搜尋、培育或以基因工程方法製造適用於目標污染金屬的超累積植物，增大生物量，查找植物易吸收且具有足夠螯合係數的金屬螯合物，擴展螯合物促進植物修復領域；
- (4) 研究螯合誘導植物修復機理，瞭解螯合劑加入土壤後土壤—植物系統的變化規律和植物吸收、運輸、儲藏重金屬機理和耐毒、解毒機理；
- (5) 進行螯合誘導植物修復技術的經濟可行性評估和環境影響評價，制定螯合物促進的行為規範和管理制度。

3.7 污染物存在形態與植生復育關係

Tessuer et al. (1979) 建立方法最為常用，主要將土壤與重金屬鍵結分為五個部分，分別為吸附與可置換態、碳酸鹽鍵結、鐵和錳氧化物鍵結、有機鍵結及殘餘態。而一般而言可交換態、碳酸鹽態之重金屬為植物所能吸收利用，尤其以可交換態重金屬為高度可溶性，更易被植物所吸收，陳盈伊在 2010 年研究指出，在以小麥草種植第一輪後，鎘的全量濃度會從 16.6 mg/kg 下降至 10.2 mg/kg，其中以可交換態去除的情形最明顯。而 EDTA 的添加可以使土壤重金屬之有效性增加，主要改變之重金屬型態包含交換態、還原態及氧化態 (高博緒，2005)。

由於部分重金屬之有效性較低或是其污染時間較久，植物不易攝取土壤中存在之重金屬，為縮短植生復育所需之時間，常會利用添加化學藥劑以增加重金屬之有效性賴鴻裕與陳尊賢 (2005)回顧此方法之相關研究結果及優缺點。但螯合劑之不當使用會對環境造成衝擊，尤其是對於砂質地土壤或是地下水位較高之地區，在部份國家已是禁止使用，使用上必須特別注意。(賴鴻裕、盧至人，2007)

四、研究方法與過程

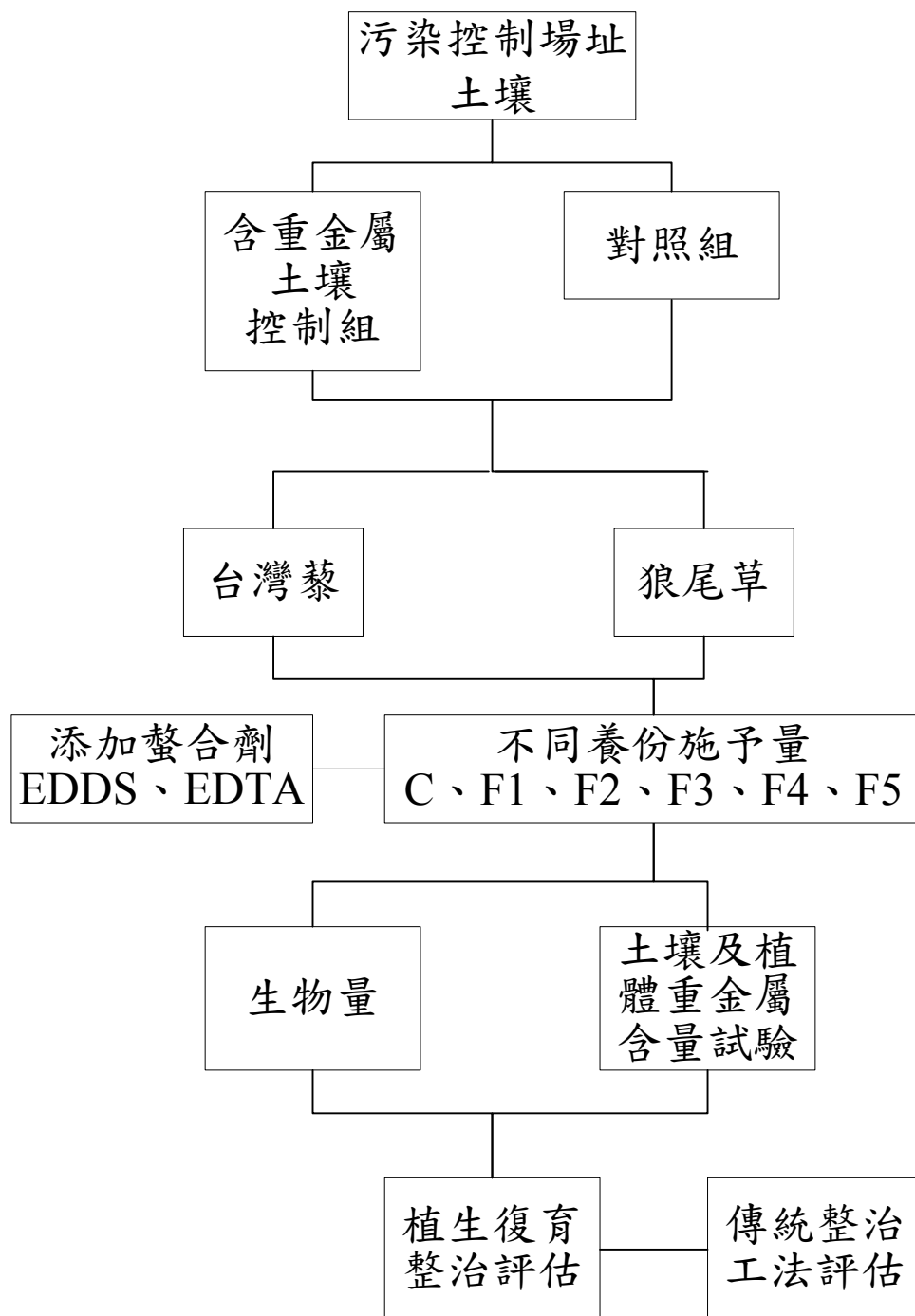


圖4 研究架構圖

4.1 植物實驗室整治

首先選用復育植物，如台灣藜、狼尾草等復育植種直接種植於對照土壤中，觀察其植物之發芽及生長狀況；依 103 年度土壤及地下水污染整治年報中揭露，103 年度新增列管之農地控制場址計有 1,827 處，分別為桃園縣 1,499 處、彰化縣 300 處、臺中市 10 處。重金屬污染物質以場址區分主要為銅、鎘及鉻。因此本次試驗將使用受銅、鎘、鉻為主要污染土壤進行盆栽試驗，實驗所使用的土壤來源為各地重金屬污染土壤，使用現地土壤，重金屬種類可能會複雜，但也因此才能將實際重金屬污染土壤與植生復育植株進行結合，有可能植株受到天候的影響，因此以溫室盆栽試驗避免天候所造成的生長情形的影響。

這些土壤均先經過 2mm 之篩將大顆粒物質去除，並於自然環境下風乾後存放於普利桶中備用。種子則先培植於含有乾淨土壤與培植土的大型花盆中，直接將原盆栽中之植種分株於預進行試驗之重金屬土壤中。實驗中將不定期進行植物的採樣及分析，以評估植株體內各部位之重金屬含量變化。

考量植物根系生長情形，本計畫將採用草本植物進行整治。茲將試驗內容概述如下：

一、植種選擇

本計畫擬利用本土種植物進行綠色整治試驗研究，以現地含有重金屬銅、鎘、鉻的土壤作為植物生長培養的來源，目前規畫以具有能源潛力作物，且適合當地生長作物，進行重金屬吸附試驗，待植物收成後除移除，亦可能作為纖維酒精能源作物料源來源。

1. 台灣藜

台灣藜，Formosa Lambsquarters，學名：*Chenopodium formosanum* Koidz.，藜科(*Chenopodiaceae*)藜屬(*Chenopodium*)，又稱紅藜、臺灣藜、赤藜、紫藜、食用藜、彩虹米，為台灣特有植物，台灣藜分佈的地點主要在屏東及台東兩縣，屏東縣與台灣藜數量及分佈最多地區，以三地門鄉、霧臺鄉、瑪家鄉及泰武鄉四個鄉最多。台灣藜過去一直被誤為外來品種或被當作藜的栽培變種，台灣地區之報導始於日據時期之記錄，後有紫藜 (*C.purpurascens*)、食用藜 (*Chenopodium sp.*) 及赤藜 (*C. album L. var ceutorubrum* Makino) 等異名之利用 (楊遠波，2006)。後經國立中山大學生物科學系楊遠波教授重新鑑定，才確認為台灣特有植物，於 2008 年 12 月獲得正名。藜科作物對於鹽分逆境具有良好效果，可生長於高鹽環境在氯化鈉濃度 250 到 500mM 之間仍可生長。而本研究室之前的重金屬吸附實驗也證實台灣藜在重金屬吸附有良好的表現。

2. 狼尾草

狼尾草又稱台畜草為農業委員會畜產試驗所所選育出優良芻料用，大部分牧草品種汁多口感好，是各種食草性牲畜、家禽和魚類的最佳飼料，為我國養殖業綠色飼料的重要來源。此外，牧草在吸收空氣中的有毒氣體、淨化水體等方面具有較強作用，因此，深圳龍崗區沙田汙水處理廠的人工濕地以紫狼尾草作為濕地植物用來淨化生活污水，並取得較好效果。因工業化發展快速河流、土壤容易遭受污染，特別是在一些印染、電鍍、皮革、化工廠地方，工廠排放的廢水廢渣都含有大量重金屬鉻。雖然鉻是人和動植物必需的一種微量元素，但高濃度鉻會對動植物產生嚴重毒害作用，是一種毒性較大的致畸、致突變劑。這些重金屬在環境中極容易被植物吸收並在根、莖、葉中大量積累，而食草動物的進食勢必使得重金屬在食物鏈中積累，進而危害人類健康。依文獻研究狼尾草對砷、汞、銅、鉛、鎘的絕對富集量分別達到 $23.12 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $0.35 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $1132.62 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $95.18 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $6.07 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，狼尾草對重金屬污染土壤的修復潛力大。基於重金屬污染土地開展草本能源植物的規模化種植，有望實現草本能源植物生物質原料生產與重金屬污染土壤修復的雙贏，應用前景廣闊。(侯新村等，2012)

二、植生復育試驗規劃

為了解植生植種在污染環境中之生長情形與對污染土壤之淨化效果，本計畫於執行期間將進行下列試驗：

1. 土壤採樣及樣品保存：重金屬污染土壤將由桃園、台中、彰化或其他列管污染土壤取得，土壤的採樣將使用中空的不鏽鋼管（內徑為 0.5cm，長為 17cm）進行採取，採樣器於採樣前均先以 5% HNO_3 浸泡至隔夜，之後再用去離子水洗淨自然風乾後，採樣前一天再經 150°C 烘箱烘 4 小時備用。將採集的土樣先置於蒸發皿裡於室內風乾 7 天後，再將其分裝夾鏈袋中以待分析，至於土壤中微生物的分析則使用無菌袋將所採集的土樣密封，並於當天分析完畢，其餘項目則於一個月內分析完畢。
2. 土壤中全量重金屬之萃取：本方法參考行政院環境檢驗所公告方法(NIEA R355.00C) 及 MLS1200 微波消化機操作手冊，秤取 0.1 克風乾土樣於鐵氟龍消化瓶(容積 100 mL)，依序加入 0.75 mL 濃硝酸(65%)及 2.25 mL 氫氟酸(37%)，稍微搖晃消化瓶使其混和均勻，靜置 20~30 分鐘後，將消化瓶裝置好送入微波消化爐，消化完後移至抽氣櫃中冷卻，再用鐵氟龍(PTFE)濾紙(0.45 μm , 47mm)過濾並定量至 25 mL，以原子吸收光譜儀(Atomic Absorption Spectrophotometer, AA, iCE 3000 Series, Thermo)測

其重金屬的含量。

3. 植物生長及植體分析：

- a. 植物生長高度：於固定一段時間內，用捲尺量測每盆植物的平均生長高度。
 - b. 植物生物量：本試驗預期栽種兩次（期中、期末各一次），每三~四個月進行收割一次，並烘乾，以測其生物量。
4. 植物體重金屬分析：本試驗方法參考 Tüzen (2003)，將採收之植物地上部（莖及葉）用去離子水沖洗三次（Chen et al., 2004），並用衛生紙將其多餘的水份吸乾，送入烘箱烘乾（105°C，72 小時），將烘乾後之植物體磨粉，秤取 0.1 克的植物體置於消化瓶中，依序加入 5.5 mL 濃硝酸（65%）及 0.5 mL 濃鹽酸（37%），稍微搖晃消化瓶使其混和均勻，靜置 20~30 分鐘後，將消化裝置好後送入消化爐消化，之後移至抽氣櫃中冷卻，用鐵氟龍（PTFE）濾紙過濾並定量至 25 mL，再以原子吸收光譜儀（Atomic Absorption Spectrophotometer, AA, iCE 3000 Series, Thermo）測其重金屬的含量。

4.2 以不同養份施予量進行促進植體吸收土壤重金屬

一、試驗設計

本試驗處理變因為肥料施肥量。試驗用肥料以市售台肥 105 號複合肥料，氮 N: 全磷酐 P_2O_5 : 氧化鉀 K_2O = 16:8:12，含有 60%有機質，且添加泥炭，可改善土壤狀況、增進地力及保肥力。處理分為六個變級：C、F1、F2、F3、F4 及 F5。各變級系以施用面積推算施用量，每株植株各元素之施用量如下表 12 所示（高德璉，2003）。

表 12 各施肥處理台肥 105 號肥料施用量及每株苗木肥料之施用量

處理	台肥 105 號 (kg/ha)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)
C	-	-	-	-
F1	208	33	17	25
F2	417	67	33	50
F3	625	100	50	75
F4	833	133	67	100
F5	1042	167	83	125

二、肥料基本性質分析

1. pH 值：玻璃電極法 (McLean, 1982)

有機肥料與去離子水，以 1:1 (w/v) 比例混合製成懸浮液，充分攪拌後，靜置一小時（期間每 30 分鐘攪拌一次）後，以玻璃電極測定之。

2. 有機碳：Walkley-Black 濕式氧化法 (Nelson and Sommer, 1982)

秤取有機肥料 0.25 g 置入 500 mL 的三角瓶中，加入 10mL 1N $K_2Cr_2O_7$ ，充分鯨燙後，迅速加入 20 mL 濃硫酸，再次搖勻，靜置 30 分鐘等待溶液冷卻，若溶液成綠色，則重複上述二個步驟，另作空白試驗（不加土樣且相同步驟），在靜置後加入 200 mL 蒸餾水及 10 mL 85 % 磷酸，加入 2-3 滴 O-phenanthroline 指示劑，並以配置之 1N 硫酸亞鐵銨（ferrous ammonium sulfate）滴定，待其顏色變暗（顏色變化為：暗褐-濁藍、鮮明藍、綠-濁綠），此時為滴定點紀錄此點的硫酸亞鐵銨體積，依下列公式計算有機物含量：

$$O.C. (g/kg) = Oxi (1 - Vs/Vb) \times 1.0 \times (12/4000) / 0.77 \times (100/\text{烘乾土重})$$

Oxi: 重鉻酸鉀添加體積 (mL)

Vs: 土壤滴定 1N 硫酸亞鐵銨之體積 (mL)

Vb: 空白試驗 1N 硫酸亞鐵銨之體積 (mL)

3. 全氮含量分析: Kjeldahl 法 (Waring and Bremmer, 1964)

取 1 g sample 加入 1 g 分解促進劑及加入 5 mL 之硫酸，分解至澄清(溫度約為 360 °C，約 4 小時)，定量至 100 mL，將濾液倒入 PE 瓶中，取 25 mL 澄清液加入 10 N 之氫氧化鈉 10 mL，用硼酸指示劑 10 mL 吸收蒸餾液至 40 mL，用 0.02 N 的硫酸反滴定，即為全-N。

4. 全磷含量分析：過氯酸消化法 (Mehta, Legg, Goring and Blank, 1954)

秤取 2.0 g 的有機肥料，置入分解管中，並加入 30 mL 的 70 % HClO₄，分解管需放置漏斗保持迴流，並以 130~140 °C 進行消化，消化至呈暗黑色後，將溫度提高至 203~210 °C，且需再消化約 20~30 min，當消化完全時會有濃白煙霧產生，接著加入 1~2 mL 的 HClO₄ 淋洗分解管壁上的顆粒。(若土壤含有高有機質需加入 20 mL 濃硝酸，並加熱氧化樣品的有機質(或在室溫下持續靜置過夜)，氧化後再加入 HClO₄，進行如上述的消化步驟)。

當消化完全後，將分解管中的消化液移入 200 mL 定量瓶中，並定量之，定量後需靜置使固體物沉澱。

取 5 mL 的消化液，以及從 5 mg P/L 的磷標準溶液中取適量溶液配置檢量線(減量線濃度需在 0.004 mg/L~0.8 mg/L 之間，置入 50 mL 定量瓶中，分別加入 8 mL 的混合試劑後定量之，於 10 min 後以 UV 測定 P 濃度，UV 波長為 880 nm，空白組為不加 sample，僅加混合試劑者。

4.3 以不同養份施予量添加螯合劑進行促進植體吸收土壤重金屬

1. EDTA：

過去的研究顯示，EDTA 能在很大的 pH 範圍內與大部分金屬(特別是過渡金屬)形成穩定的複合物，不僅能解吸被土壤吸附的金屬，也能溶解不溶性的金屬化合物，現已證明 EDTA 是最有效的螯合提取劑，但是 pH、電解質、土壤/提取液的比、土壤中金屬結合形態、土壤性質影響 EDTA 清除土壤重金屬的效果。儘管 EDTA 是一種很強的金屬螯合劑，能有效地清除污染土壤中重金屬，但 EDTA 價格昂貴，對 EDTA 的回收還存在許多未解決的技術問題。

過去 EDTA 相關研究，Ellis (1986) 使用 0.1 M EDTA 連續萃取對重金屬鉛及鎘的去除效率可達 100%，而銅最佳去除效率可達 73%，鉻則為 52%，鎳為 23%，Irene 等人(1997)自行添加鋅、鉛與銅污染的土壤，並以 0.01 M、0.05 M、0.1 M EDTA 萃取，結果顯示 EDTA 對碳酸鹽態、鐵錳

氧化態與有機鍵結之金屬皆可萃取出，其萃取率可達到 90% 以上，但對碳酸鹽態的鉛萃取率只有 50%，許益源 (1998) 在台南縣二仁溪附近的土壤以 0.01 MEDTA 來萃取鉛、銅及鋅的污染土壤，結果顯示土水比為 1:10 萃取 7 天其鉛、銅及鋅的去除率分別為 100%、100% 及 86%。顯示 EDTA 具有良好的萃取效果，本研究擬以 EDTA 萃取做為對照組，比較不同螯合劑之萃取效果。

2. EDDS：

EDDS 是 EDTA 的同分異構體，由於其在環境中易被降解，殘留時間短，近幾年，有關 EDDS 相關的土壤修復研究中也相當熱門，與 EDTA 相比，EDDS 具有更好的修復銅污染土壤的潛力 (Leu et al., 2005)。Hauser 等人 (2005) 的研究也表明，金屬與螯合劑的比例對 EDDS 對金屬的提取效率有很大影響。而在螯合劑誘導植物修復中螯合劑濃度以及金屬與螯合劑的比例對活化效率也有很大影響，但在何種用量或比例條件下活化效果最好各文獻報導並不一致，主要受制於具體應用條件。Grčman 等人 (2003) 在比較 EDTA 和 EDDS 對大白菜 (*Brassica rapa* L.) 吸收 Pb、Zn、Cd 的影響時發現，處理效果最好的是 $10 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 EDTA 和 $10 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 EDDS，Pb 在葉中的濃度與對照相比分別增加了 94 和 102 倍。屬同分異構體的 EDTA 和 EDDS，當配位體過量時，EDTA 的絡合能力要大於 EDDS，而當過量的配位體減少時，EDDS 對 Cu 的結合能力要大於 EDTA。

4.4 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）

工作項目	年月												備註
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
設置植生整治盆栽試驗與操作		[Gantt bar: Months 2-11]											
植生復育能力評估		[Gantt bar: Months 3-7]						[Gantt bar: Months 8-11]					
植物生理機制測試		[Gantt bar: Months 2-11]											
不同養份施予量對於植體吸收污染土壤中重金屬		[Gantt bar: Months 2-11]											
不同養份施予量添加螯合劑促進植體吸收污染土壤中重金屬		[Gantt bar: Months 2-11]											
工作進度估計百分比（累積數）	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	85%	90%	100%		
預定查核點	期中		1. 植生整治盆栽試驗設置 2. 檢測污染土壤重金屬濃度 3. 檢測植體重金屬累積量分析 4. 植體生物量及生長情形分析										
	期末		1. 建立相關植物重金屬復育相關參數及資料庫 2. 檢測植體重金屬累積量分析 3. 植體生物量及生長情形分析 4. 不同養份施予量效果分析、添加螯合劑促進效益分析 5. 養份量結合植生復育整治效益分析										
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。 4、深色線為已完成工作進度。													

五、結果與討論

5.1 設置植生整治盆栽試驗與操作

(1) 桃園農地採樣土壤背景資料

1977年基力化工公司於桃園縣蘆竹鄉新興村設廠生產塑膠安定劑硬脂酸鎘及硬脂酸鉛，排放之污染廢水未經處理，直接排放進入桃園大圳第二支渠及新興支流，農田引水灌溉而污染涵蓋中福村、新興村及新莊村等三個村莊。由於基力化工廠在設廠之初就無妥善廢水處理設施，環保單位予以列管定期抽查，1982、1983年間，前臺灣省建設廳水污染防治所調查基力化工附近圳道底泥鎘含量、稻田土壤鎘含量，及1982年一、二期稻作鎘含量，發現鎘污染非常嚴重，其中稻米鎘含量遠超過日本稻米鎘含量標準限值1.0 ppm，部分稻穀甚至高達污染最高容許量之七倍。因此，1983年前省建設廳水污染防治所劃定22.46 ha污染面積（實際核定面積23.2183 ha），透過灌溉系統而造成蘆竹鄉中福村及新興村的農地被污染，造成下游農田遭受污染，當時有關單位調查處理資料摘要如下：

1981年水污染防治所（現合併於行政院環境保護署）調查該廠廢水排放口附近水中之鎘含有高達13.5 ppm者，鉛含量有高達1.54 ppm者，部份樣品之分析結果，超過台灣省灌溉用水水質標準之規定，即鎘為0.01 ppm以下，鉛為0.1 ppm以下。分析距離工廠100公尺之圳道底泥，發現鎘平均含量為387 ppm，鉛平均含量為25,100 ppm，當時依據灌溉水溝之分佈與地形劃定鎘污染區範圍為22.67ha。

1984年台灣植物保護中心（與台灣省農業藥物毒物試驗所合併為行政院農業藥物毒物試驗所）為保護農業環境不受工業污染，接受行政院衛生署環保局（現升格為行政院環境保護署）委託，進行新竹、桃園地區土壤中重金屬含量概況調查（每1600ha採取20個樣品），發現該工廠附近之土壤中鎘含量範圍自0.58 ppm至22.78 ppm（以0.1N鹽酸萃取），鉛含量自0.05 ppm至1.92 ppm，鋅含量自21.53 ppm至30.46 ppm。

1987年衛生署環保局再對基力化工附近農田進行鎘含量細密調查，當時委託台灣大學農化系根據台灣省農業藥物毒物試驗所（以下簡稱藥試所）之調查資料，在該地區進行更細密之調查，發現154個糙米樣品中鎘平均含量為2.42 ppm，含量範圍自0.30 ppm至4.30 ppm，鉛平均含量為1.80 ppm，含量範圍自1.71 ppm至2.90 ppm，鋅平均含量為27.01 ppm，含量範圍自18.88 ppm至40.83 ppm，其中153個樣品鎘含量都在0.5 ppm以上，另由農民自約150ha範圍內採取水稻樣品，經由桃園縣政府衛生局轉請台灣大學分析之140件樣品中有97件鎘含量超過0.5 ppm。

台灣大學亦自該地區採取122個土壤樣品分析，發現鎘平均含量為15.48

ppm，含量範圍自1.32 ppm至148.15 ppm，鉛平均含量為24.33 ppm，含量範圍自9.49 ppm至118.18 ppm，鋅平均含量為40.67 ppm，含量範圍自0.39 ppm至361.58 ppm，部份稻米樣品並經台大送由藥試所複檢，分析結果均為一致。在原有停耕範圍外約增加13 ha之農地，其水田稻穀鎘含量超過衛生署所定之鎘容許量，於是增加劃定污染面積為35.46 ha，仍舊以停耕為因應方式。繼而發生民眾不滿基力化工持續污染圍廠事件，桃園縣政府也以違反水污染防治法為由，勒令基力化工停工。

環保署及農政單位於1988年再度沿新興支流灌溉溝渠展開大規模調查，發現污染範圍增加26.63 ha，後因污染地區呈現零星分佈，於1989年進行重驗。1989年劃定83.4219 ha污染停耕面積，另外加上土壤重金屬含量達第五級之自行停耕約29 ha，總污染停耕面積約達112.4219 ha，分佈以桃49縣道、埔心溪支線、大竹都市計畫農業區為主。

1996年，桃園縣政府委託國立中央大學環境研究中心，進行整體改善處理計畫之細部規劃。同年，經環保署審查同意將重污染土壤經安定化後，作為北二高路堤之填方，環保署並表示土壤整治後之土地利用方式，可由營建單位決定。整個中福村鎘污染歷程至此，終於脫離了消極的停耕，進入了積極的污染整治。

配合2000年「土壤及地下水污染整治法」（以下簡稱土污法）公佈實施，桃園縣環保局委託中鼎工程股份有限公司，針對1984至1989年間公告有鎘污染之虞之農地進行污染調查與採樣分析，以作為後續管制及整治之依據。依調查結果，中福地區共有105筆地號31.23 ha農地之重金屬污染濃度超過土壤污染管制標準，桃園縣環保局於2004年依土污法將該31.23 ha 17農地公告為土壤污染控制場址。(楊惠婷等, 2006)

本次採樣由業興環境科技股份有限公司協助提供桃園農地控制場址，下表13為整理桃園縣大竹圍段重金屬污染場址歷史資料，從表中可以知道農地重金屬污染以銅、鎘為污染物，本研究採集土壤後進行後續盆栽試驗。

表13 桃園縣控制場址採樣點歷史濃度資料

鄉鎮市	地段	地號	面積 (m ²)	銅(Cu)	鉻(Cr)	鎘(Cd)	鉛(Pb)	鋅(Zn)	鎳(Ni)
				食用作物農地土壤污染管制標準 (mg/kg)					
				200	250	5	500	600	200
				食用作物農地土壤污染監測標準 (mg/kg)					
120	175	2.5	300	260	130				
桃園縣	大竹圍段	178	4806	972	88	7	56.7	169	57
				693	77	ND	51.1	124	48
				407	58	23	44.7	106.3	60
				276	56	25	37.4	88.4	46
				536	74	12	44.4	111	49
				335	64	28	38.5	94.3	38
				276	61	2	35.9	86.3	34
				198	64	12	30	87.4	46
				195	59	25	29.8	76.6	40
				199	58	7	33.2	76.5	35
				177	65	29	30.7	79.3	38
				142	71.7	30	26.2	71.7	36
				152	53	10	27.9	62.1	35
				170	46	42	32.1	77.8	39
				174	62	21	34.5	78.7	30
				107	47	ND	23.4	63.2	24
170	67	ND	32.8	83.1	25				

(2) 盆栽試驗

將試驗地設置於台大溫室，將各地採集土壤先放置於鋪設不透水布之陰涼處自然風乾，後經35mesh篩網過篩，去除石塊、樹枝等非土壤雜質，收集於盆栽，狼尾草使用插莖的方式，台灣藜使用播種的方式進行，初期每盆施用有機肥料 (N 3.0%，P₂O₅ 3.0%，K₂O 2.7%，有機質 70%)供作基本養份。下圖5為盆栽試驗設置情形。



圖5 盆栽實驗設置情形

5.2 檢測污染土壤重金屬濃度及土壤基本性質分析

供試土壤之重金屬全量以王水進行消化，並以火焰式原子吸收光譜儀進行分析，分析結果如表14所示。由表中結果顯示，桃園污染土壤的重金屬以銅及鎘的含量高過農地土壤污染管制標準，濃度值分別為銅 342.4 mg/kg及鎘 17.4±4.2 mg/kg，而鉻則低於標準之下，濃度值為83.5 mg/kg，本研究以此土樣作為供試土壤，以探討不同淋洗處理方式之重金屬移除效率及淋洗液用以植生復育濃澆用水，以進行比較以皂素溶液進行脫附研究。

表14 供試土壤重金屬濃度分析結果

樣區	銅(Cu)	鉻(Cr)	鎘(Cd)
	土壤污染管制標準(農地標準) (mg/kg)		
	400 (200)	250	20 (5)
	土壤污染監測標準(農地標準) (mg/kg)		
	220 (120)	175	10 (2.5)
桃園重金屬土壤	342.4±30.7	83.5±15.8	17.4±4.2

供試土壤進行土壤pH、有機碳含量、陽離子交換容量 (cation exchange capacity, 簡稱CEC)、電導度 (electrical conductivity, 簡稱EC)及質地分析, 各項目之分析結果如下表15所示, 由於土壤物理化學性質會影響重金屬在土壤中之行為, 因此基本性質分析將有助於探討重金屬脫附性。由表結果可以得知, 在土壤酸鹼度方面, 供試土壤屬於微酸性土壤 (pH 6.10)。在有機碳方面含量為24.8 g/kg, 在質地分析方面, 屬於坩質黏壤土, 粒徑分佈主要為坩粒 (50.7%), 其次為黏粒 (30.7%)。在電導度 (EC)方面, 小於0.85 mS/cm, 故不會影響植物生長。在陽離子交換容量 (CEC)方面, 其易受有機碳含量及土壤質地影響, 為18.1 meq/100g。

表15 供試土壤之基本性質分析結果

樣區	pH	有機碳含量 (g/kg)	陽離子交換容量 (meq/100g)	電導度 (mS/cm)	粒徑分析 (%)			質地
					砂粒	坩粒	黏粒	
桃園重金屬土壤	6.10	24.8	18.1	0.267	18.6	50.7	30.7	坩質黏壤土

5.3 植體生物量及生長情形分析

植物於台大溫室種植，以盆栽式進行種植，種植3個月後進行收割以分析生物量，下表16為換算成每平方公尺可收獲的絕乾生物量，從表中可以看到狼尾草可收獲的量較台灣藜來的高。五種不同養份處理的生物量來看，隨著養份的提高，生物量也隨之提高。植物的高度以狼尾草最高，可達150公分左右，台灣藜約為80公分。

F1組在每盆施以13.25 g的養分環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $603.9 \pm 58.6 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的129%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $142.9 \pm 20.4 \text{ g/m}^2$ ，對照組的126%。

F2組在每盆施以26.51 g的養分環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $702.5 \pm 42.3 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的150%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $170.3 \pm 9.3 \text{ g/m}^2$ ，對照組的150%。

F3組在每盆施以39.76 g的養分環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $765.1 \pm 64.0 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的164%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $216.9 \pm 6.8 \text{ g/m}^2$ ，對照組的192%。

F4組在每盆施以53.01 g的養分環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $961.1 \pm 125.5 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的206%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $224.3 \pm 13.8 \text{ g/m}^2$ ，對照組的198%。

F5組在每盆施以66.27 g的養分環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $1032.9 \pm 133.2 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的221%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $257.6 \pm 20.2 \text{ g/m}^2$ ，對照組的228%。

F1+EDTA組在每盆施以13.25 g的養分及施加 $500 \mu\text{mol/kg}$ EDTA環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $548.6 \pm 29.1 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的117%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $139.2 \pm 20.4 \text{ g/m}^2$ ，對照組的123%。

F2組在每盆施以26.51 g的養分及施加 $500 \mu\text{mol/kg}$ EDTA環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $593.0 \pm 22.3 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的127%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $148.1 \pm 25.1 \text{ g/m}^2$ ，對照組的131%。

F3組在每盆施以39.76 g的養分及施加 $500 \mu\text{mol/kg}$ EDTA環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $621.0 \pm 28.3 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的133%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $177.7 \pm 23.5 \text{ g/m}^2$ ，對照組的157%。

F4組在每盆施以53.01 g的養分及施加 $500 \mu\text{mol/kg}$ EDTA環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $743.2 \pm 37.0 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的159%。另台灣藜所

獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $209.8 \pm 25.4 \text{ g/m}^2$ ，對照組的185%。

F5組在每盆施以66.27 g的養分及施加500 $\mu\text{mol/kg}$ EDTA環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $749.5 \pm 64.3 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的160%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $219.1 \pm 33.5 \text{ g/m}^2$ ，對照組的194%。

F1+EDDS組在每盆施以13.25 g的養分及施加500 $\mu\text{mol/kg}$ EDDS環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $557.3 \pm 32.9 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的119%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $147.4 \pm 16.3 \text{ g/m}^2$ ，對照組的130%。

F2+EDDS組在每盆施以26.51 g的養分及施加500 $\mu\text{mol/kg}$ EDDS環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $650.4 \pm 21.4 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的139%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $146.2 \pm 14.2 \text{ g/m}^2$ ，對照組的129%。

F3+EDDS組在每盆施以39.76 g的養分及施加500 $\mu\text{mol/kg}$ EDDS環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $708.6 \pm 34.8 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的152%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $180.4 \pm 13.8 \text{ g/m}^2$ ，對照組的159%。

F4+EDDS組在每盆施以53.01 g的養分及施加500 $\mu\text{mol/kg}$ EDDS環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $764.0 \pm 69.7 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的163%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $202.2 \pm 23.2 \text{ g/m}^2$ ，對照組的179%。

F5+EDDS組在每盆施以66.27 g的養分及施加500 $\mu\text{mol/kg}$ EDDS環境下，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組高，為 $795.7 \pm 67.4 \text{ g/m}^2$ ，為對照組的170%。另台灣藜所獲得的絕乾生物量也較對照組高，為 $239.4 \pm 19.1 \text{ g/m}^2$ ，對照組的211%。

整體而言，添加螯合劑EDTA及EDDS將會抑制植物的生長，但隨著養份的增加植物亦有些許的增長。

表16 不同處理下植體生物量分析

樣品分類	養份施用量	狼尾草	台灣藜
	(g/盆)	絕乾生物量 (g/m ²)	絕乾生物量 (g/m ²)
F1	4.42	603.9±58.6	142.9±20.4
F2	8.84	702.5±42.3	170.3±9.3
F3	13.25	765.1±64.0	216.9±6.8
F4	17.67	961.1±125.5	224.3±13.8
F5	22.09	1032.9±133.2	257.6±20.2
F1+EDTA	4.42	548.6±29.1	139.2±20.4
F2+EDTA	8.84	593.0±22.26	148.1±25.1
F3+EDTA	13.25	621.0±28.3	177.7±23.50
F4+EDTA	17.67	743.2±37.0	209.8±25.4
F5+EDTA	22.09	749.5±64.3	219.1±33.5
F1+EDDS	4.42	557.3±32.9	147.4±16.3
F2+EDDS	8.84	650.4±21.4	146.2±14.2
F3+EDDS	13.25	708.6±34.8	180.4±13.8
F4+EDDS	17.67	764.0±69.7	202.2±23.2
F5+EDDS	22.09	795.7±67.4	239.4±19.1
對照組	-	467.3±51.2	113.2±10.1

5.4 檢測植體重金屬含量分析

狼尾草在五種不同濃度養份施用量環境下，植體重金屬銅的蓄積情形如圖6所示，從圖中可以發現F5的養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬銅的濃度，分別為68.63 mg/kg、71.86 mg/kg、73.72 mg/kg、76.89 mg/kg及82.19 mg/kg，對照組濃度為42.10 mg/kg，各種植體的富集量為對照組的1.63、1.71、1.75、1.83及1.95倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.12~0.24倍。

在添加EDTA後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬銅的濃度，分別為83.59 mg/kg、89.66 mg/kg、105.76 mg/kg、110.18 mg/kg及127.32 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.99、2.13、2.51、2.62及3.02倍。生物富集係數(Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標)，狼尾草吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.24~0.37倍。

在添加EDDS後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬銅的濃度，分別為78.67 mg/kg、79.41 mg/kg、87.19 mg/kg、91.33 mg/kg及99.26 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.87、1.89、2.07、2.17及2.36倍。生物富集係數(Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標)，狼尾草吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.23~0.29倍。

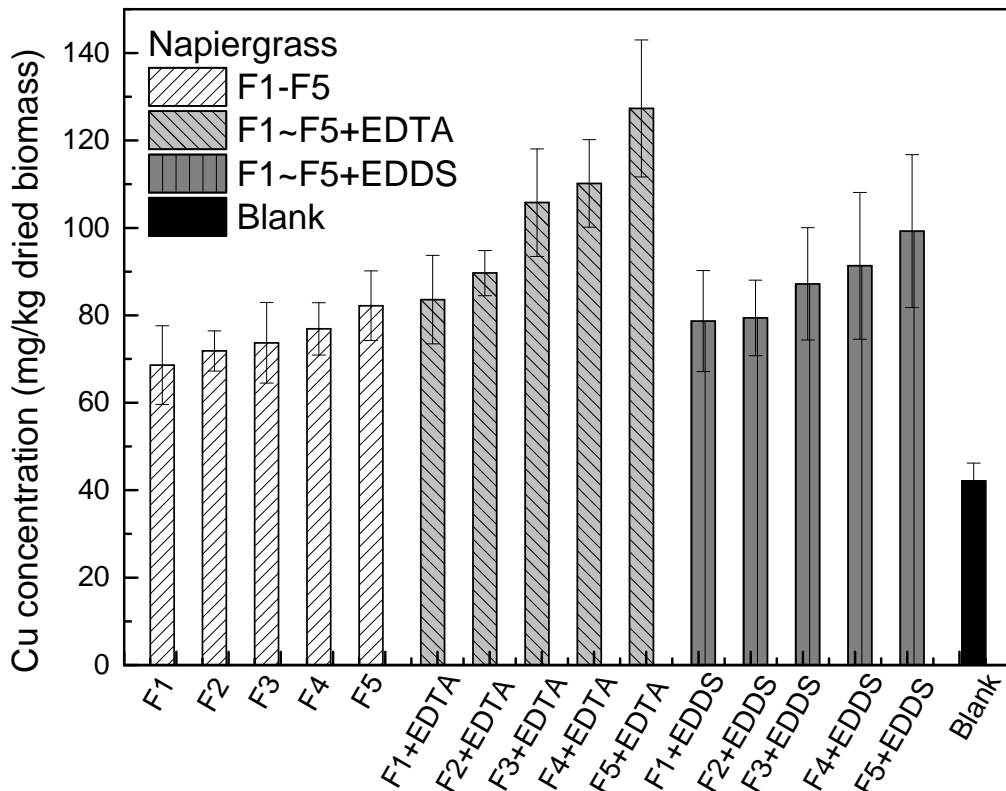


圖6 狼尾草在不同養份施用量重金屬銅吸收情形

台灣藜在五種不同濃度養份施用量環境下，植體重金屬銅的蓄積情形如圖7所示，從圖中可以發現F5的養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬銅的濃度，分別為337.45 mg/kg、366.95 mg/kg、370.32 mg/kg、374.34 mg/kg及377.64 mg/kg，對照組濃度為265.30 mg/kg，各種植體的富集量為對照組的1.27、1.38、1.40、1.41及1.42倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.77~1.10倍。

在添加EDTA後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬銅的濃度，分別為416.55 mg/kg、414.97 mg/kg、433.77 mg/kg、450.68 mg/kg及447.77 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.57、1.56、1.64、1.70及1.69倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以

認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的1.22~1.31倍。

在添加EDDS後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬銅的濃度，分別為351.54 mg/kg、394.48 mg/kg、403.73 mg/kg、406.28 mg/kg及437.79 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.33、1.49、1.52、1.53及1.65倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的1.03~1.28倍。

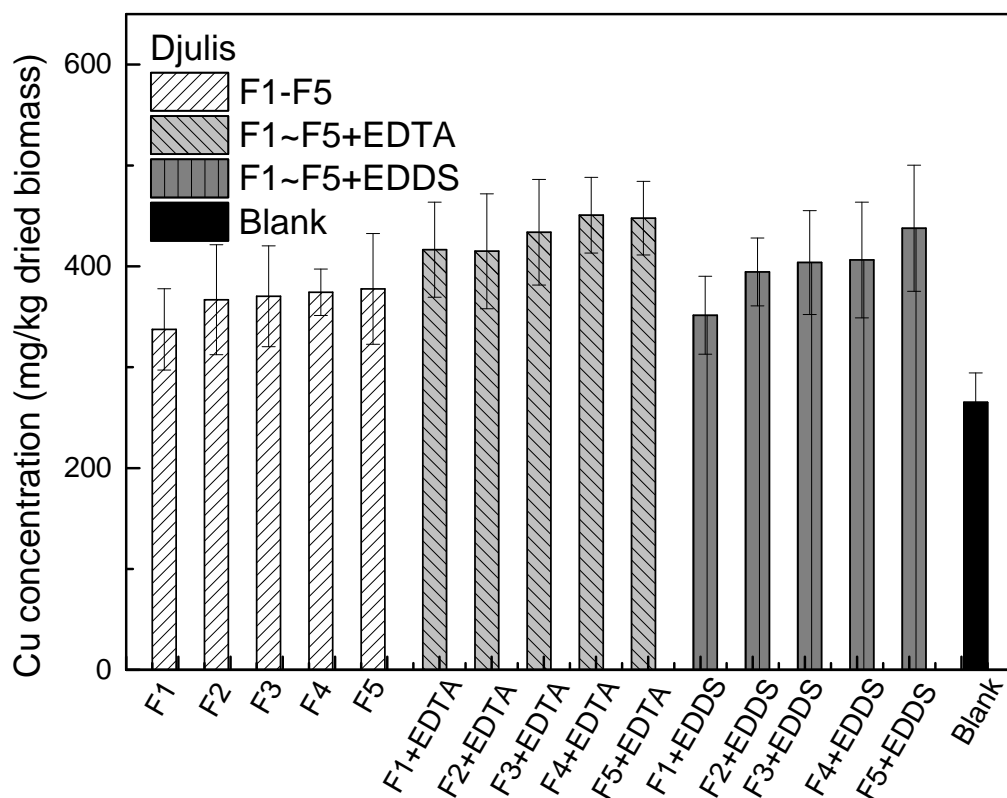


圖7 台灣藜在不同養份施用量重金屬銅吸收情形

狼尾草在五種不同濃度養份施用量環境下，植體重金屬鉻的蓄積情形如圖8所示，從圖中可以發現F5的養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鉻的濃度，分別為38.20 mg/kg、41.06 mg/kg、40.31 mg/kg、42.04 mg/kg及44.36 mg/kg，對照組濃度為14.65 mg/kg，各種植體的富集量為對照組的2.61、2.80、2.75、2.87及3.03倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.77~1.10倍。

在添加EDTA後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F1的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鉻的濃度，分別為44.42 mg/kg、41.19 mg/kg、42.88 mg/kg、42.44 mg/kg及48.99 mg/kg，各植體的富集量為對照組的3.03、2.81、2.93、2.90及3.35倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.53~0.59倍。

在添加EDDS後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鉻的濃度，分別為42.82 mg/kg、39.82 mg/kg、40.50 mg/kg、44.08 mg/kg及44.45 mg/kg，各植體的富集量為對照組的2.92、2.72、2.77、3.01及3.04倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.51~0.53倍。

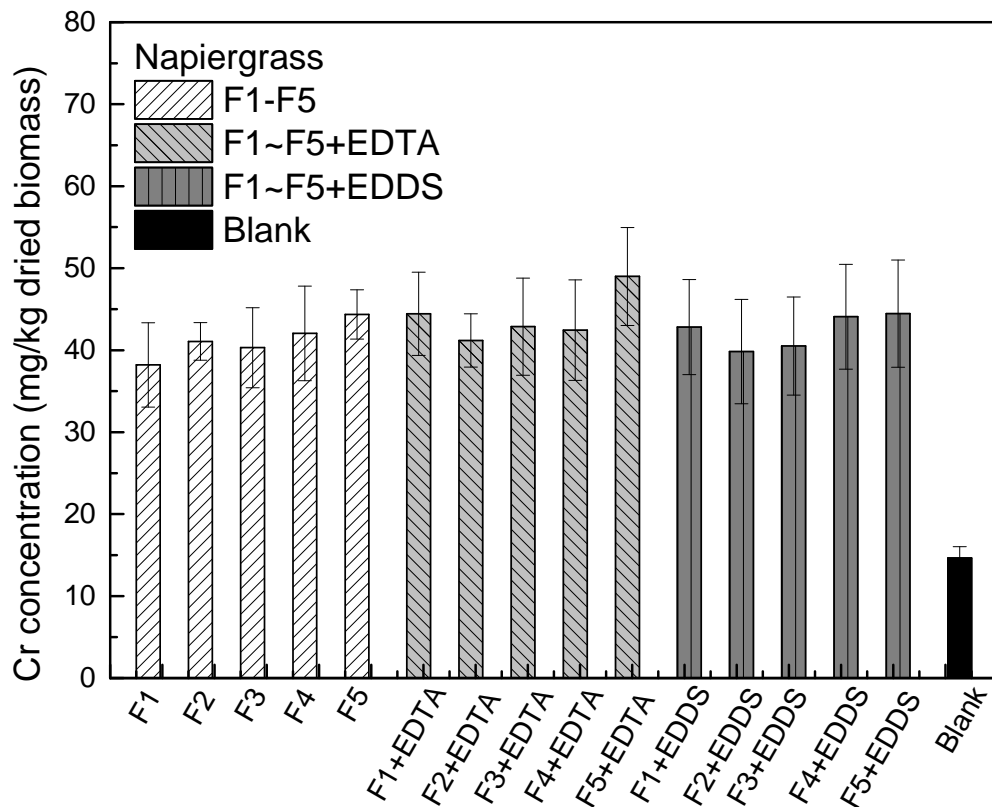


圖8 狼尾草在不同養份施用量重金屬鉻吸收情形

台灣藜在五種不同濃度養份施用量環境下，植體重金屬鉻的蓄積情形如圖9所示，從圖中可以發現F5的養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鉻的濃度，分別為55.20 mg/kg、59.92 mg/kg、60.10 mg/kg、59.34 mg/kg及64.15 mg/kg，對照組濃度為41.95 mg/kg，各種植體的富集量為對照組的1.32、1.43、1.43、1.41及1.53倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.50~0.77倍。

在添加EDTA後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鉻的濃度，分別為52.29 mg/kg、53.69 mg/kg、63.38 mg/kg、71.42 mg/kg及77.00 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.25、1.28、1.51、1.70及1.84倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是

生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.63~0.92倍。

在添加EDDS後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鉻的濃度，分別為62.84 mg/kg、65.17 mg/kg、62.10 mg/kg、69.15 mg/kg及75.03 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.50、1.55、1.48、1.65及1.79倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.75~0.90倍。

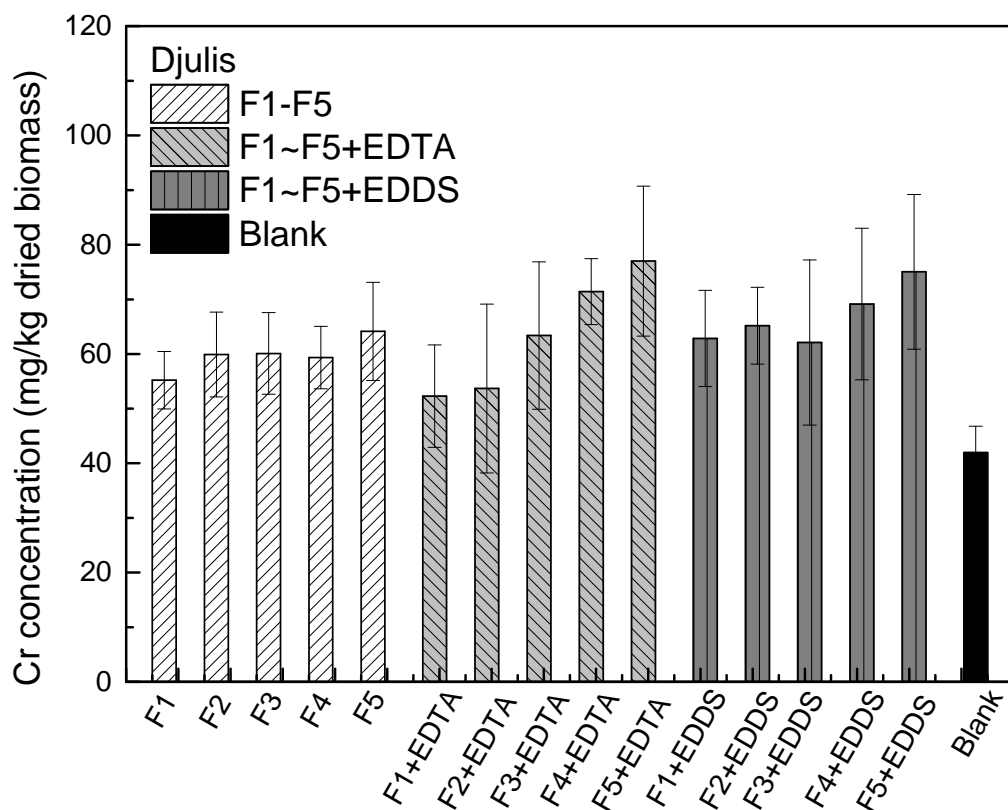


圖9 台灣藜在不同養份施用量重金屬鉻吸收情形

狼尾草在五種不同濃度養份施用量環境下，植體重金屬鎘的蓄積情形如圖10所示，從圖中可以發現F5的養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鎘的濃度，分別為3.93 mg/kg、4.04 mg/kg、4.16 mg/kg、4.34 mg/kg及4.81 mg/kg，對照組濃度為2.57 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的1.53、1.57、1.62、1.69及1.87倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.15~0.28倍。

在添加EDTA後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鎘的濃度，分別為4.08 mg/kg、4.72 mg/kg、7.42 mg/kg、6.80 mg/kg及9.41 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.58、1.83、1.72、2.64及3.66倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.23~0.54倍。

在添加EDDS後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鎘的濃度，分別為3.51 mg/kg、4.17 mg/kg、4.72 mg/kg、5.13 mg/kg及7.76 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.36、1.62、1.83、1.99及3.02倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.20~0.45倍。

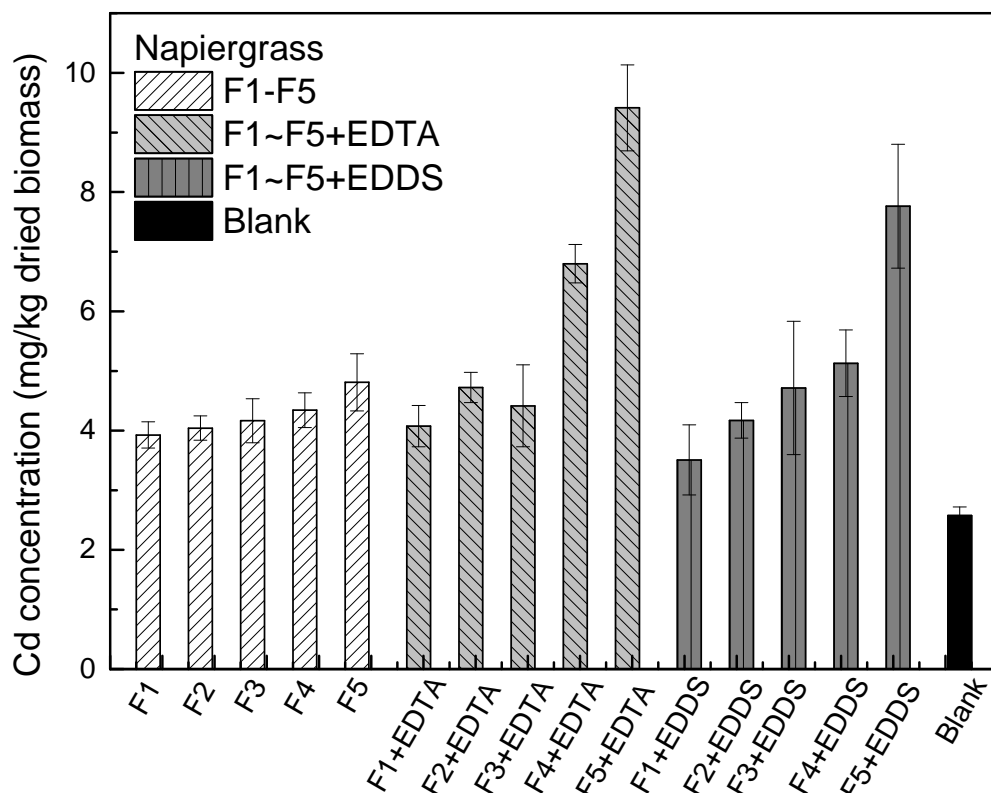


圖10 狼尾草在不同養份施用量重金屬鎘吸收情形

台灣藜在五種不同濃度養份施用量環境下，植體重金屬鎘的蓄積情形如圖11所示，從圖中可以發現F5的養份施用量下蓄積情形最好，其次為F3的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鎘的濃度，分別為17.27 mg/kg、19.98 mg/kg、20.07 mg/kg、18.96 mg/kg及20.11 mg/kg，對照組濃度為13.43 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的1.29、1.49、1.49、1.41及1.50倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.77~1.16倍。

在添加EDTA後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鎘的濃度，分別為23.62 mg/kg、24.45 mg/kg、23.40 mg/kg、33.31 mg/kg及36.33 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.76、1.82、1.74、2.48及2.71倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是

生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的1.36~2.09倍。

在添加EDDS後，F5養份施用量下蓄積情形最好，其次為F4的養份施用量，對照組最低，在F1-F5的養份施用量下，其植體重金屬鎘的濃度，分別為22.84 mg/kg、22.36 mg/kg、21.01 mg/kg、25.93 mg/kg及28.86 mg/kg，各植體的富集量為對照組的1.70、1.67、1.57、1.93及2.15倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的1.31~1.66倍。

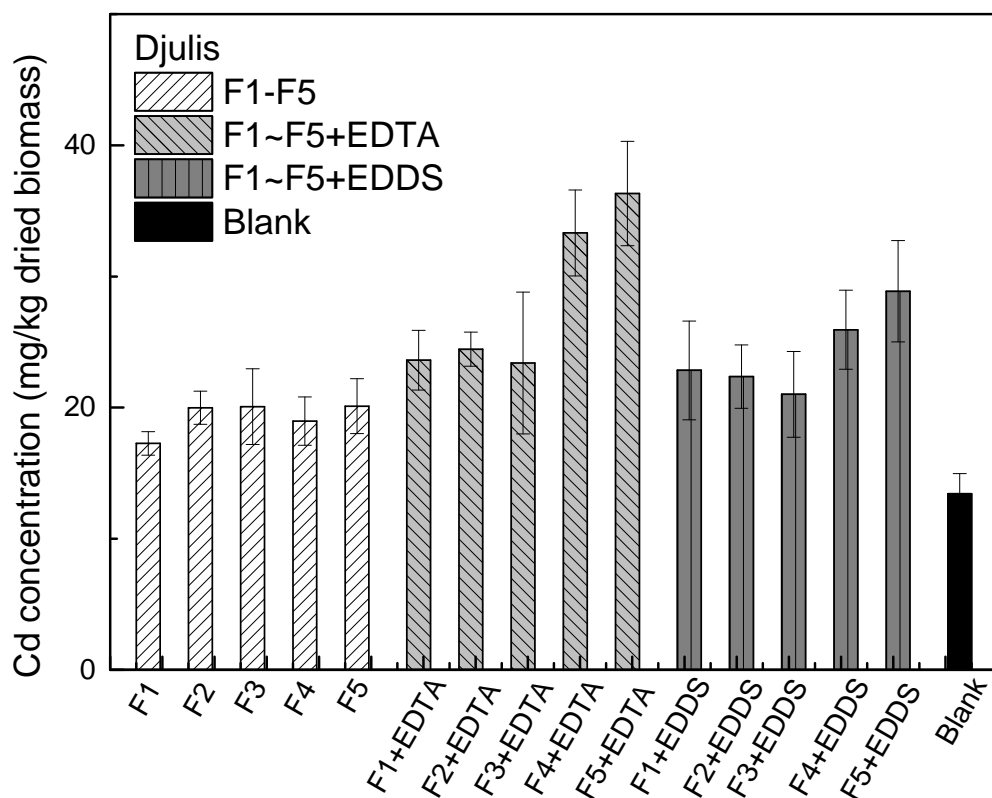


圖11 台灣藜在不同養份施用量重金屬鎘吸收情形

5.5 肥份對 EC 值與生物量

稱取50 g土壤置於250 mL三角瓶中，並外加50 mL之去離子水，震盪15分鐘及靜置1小時，再震盪5分鐘，以1號濾紙過濾，以玻棒攪拌均勻，使用電導度計測其電導度值，於實驗種植過程中及結束時分析其結果。

表17 不同處理對試驗土壤EC值之影響

組別	狼尾草			台灣藜		
	EC (ms/cm)	EC (ms/cm)	生物量 (g/m ²)	EC (ms/cm)	EC (ms/cm)	生物量 (g/m ²)
F1	1.15	0.64	603.9±58.6	1.91	0.94	142.9±20.4
F2	1.29	0.69	702.5±42.3	2.08	1.04	170.3±9.3
F3	1.53	0.72	765.1±64.0	2.11	1.28	216.9±6.8
F4	2.15	1.26	961.1±125.5	2.58	1.47	224.3±13.8
F5	2.18	1.35	1032.9±133.2	2.76	1.52	257.6±20.2
對照組	0.63	0.42	467.3±51.2	0.64	0.55	113.2±10.1

從結果來看雖然生物量隨著肥份的增加而增加，但比較狼尾草及台灣藜在實驗後的EC值，仍然有較多的肥份存在，顯示台灣藜在肥份的利用率較低，建議在之後的實驗中需透過土壤診斷結果進行施肥，除可避免過量的施肥造成成本的上升及減緩鹽份的累積，可節省成本及提高產量。

另黃泮宮於1994年指出，介質中可溶性鹽類含量濃度以EC表示，單位為millimhos/cm，EC值越高表示介質中營養要素濃度越高，這些可溶性鹽類包括硝酸鹽、氯鹽、硫酸鹽及銨鹽等。EC值太高則表示介質太肥，幼苗會產生鹽害萎凋，或抑制幼苗正常生長，當EC太高時，必須用清水大量淋洗介質，把多餘鹽洗出。下表18為介質飽和抽出液之EC值對植物生長之參考指標。

表18 植物生長與EC值之指標 (黃泮宮、廖清玲，1994)

EC值	說明
0~0.25	鹽度低，介質缺肥，應增施肥料。
0.25~0.75	幼苗適合，不耐鹽植物如蘭科或天南星科最適宜。
0.75~1.25	最適EC值，但對不耐鹽植物則略高。
1.25~1.75	抑制正常生長，但耐鹽植物則適宜。
1.75~2.25	抑制生長、葉尖、葉緣燒焦。
2.25以上	植物萎凋。

5.6 植體重金屬移除效率分析

狼尾草在肥份+EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cu移除量最多，每m²可移除約57.98~98.11 mg的Cu，在肥份+EDTA的環境下每m²可移除約43.85~78.98 mg的Cu，在單純施予肥份的環境下，每m²可移從約19.67~84.89 mg的Cu。台灣藜在肥份+EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cu移除量最多，每m²可移除約51.82~104.81 mg的Cu，在肥份+EDTA的環境下每m²可移除約57.98~98.11 mg的Cu，，在單純施予肥份的環境下，每m²可移從約30.03~97.30 mg的Cu。

表19 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬Cu總量分析

重金屬	樣品分類	養份施用量 (g/盆)	狼尾草重金屬移除量 (mg/m ²)	台灣藜重金屬移除量 (mg/m ²)
Cu	F1	4.42	38.2	55.2
	F2	8.84	41.1	59.9
	F3	13.25	40.3	60.1
	F4	17.67	42.0	59.3
	F5	22.09	44.4	64.1
	F1+EDTA	4.42	44.4	52.3
	F2+EDTA	8.84	41.2	53.7
	F3+EDTA	13.25	42.9	63.4
	F4+EDTA	17.67	42.4	71.4
	F5+EDTA	22.09	49.0	77.0
	F1+EDDS	4.42	42.8	62.8
	F2+EDDS	8.84	39.8	65.2
	F3+EDDS	13.25	40.5	62.1
	F4+EDDS	17.67	44.1	69.1
	F5+EDDS	22.09	44.4	75.0

狼尾草在肥份+EDTA的環境下，所能移除的重金屬Cr移除量最多，每m²可移除約24.4~36.7 mg的Cr，在肥份+EDDS的環境下每m²可移除約23.9~35.4 mg的Cr，在單純施予肥份的環境下，每m²可移從約23.1~45.8 mg的Cr。台灣藜在肥份+EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cr移除量最多，每m²可移除約9.3~18.0 mg的Cr，在肥份+EDTA的環境下每m²可移除約7.3~16.9 mg的Cr，在單純施予肥份的環境下，每m²可移從約4.8~16.5 mg的Cr。

表20 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬Cr總量分析

重金屬	樣品分類	養份施用量 (g/盆)	狼尾草重金屬移除量 (mg/m ²)	台灣藜重金屬移除量 (mg/m ²)
Cr	F1	4.42	23.1	7.9
	F2	8.84	28.8	10.2
	F3	13.25	30.8	13.0
	F4	17.67	40.4	13.3
	F5	22.09	45.8	16.5
	F1+EDTA	4.42	24.4	7.3
	F2+EDTA	8.84	24.4	8.0
	F3+EDTA	13.25	26.6	11.3
	F4+EDTA	17.67	31.5	15.0
	F5+EDTA	22.09	36.7	16.9
	F1+EDDS	4.42	23.9	9.3
	F2+EDDS	8.84	25.9	9.5
	F3+EDDS	13.25	28.7	11.2
	F4+EDDS	17.67	33.7	14.0
	F5+EDDS	22.09	35.4	18.0

狼尾草在肥份+EDTA的環境下，所能移除的重金屬Cd移除量最多，每m²可移除約2.2~7.1mg的Cd，在肥份+EDDS的環境下每m²可移除約2.0~6.2 mg的Cd，在單純施予肥份的環境下，每m²可移從約1.2~5.0 mg的Cd。台灣藜在肥份+EDTA的環境下，所能移除的重金屬Cd移除量最多，每m²可移除約3.3~8.0 mg的Cd，在肥份+EDDS的環境下每m²可移除約3.4~6.9 mg的Cd，，在單純施予肥份的環境下，每m²可移從約1.5~5.2 mg的Cd。

表21 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬Cd總量分析

重金屬	樣品分類	養份施用量 (g/盆)	狼尾草重金屬移除量 (mg/m ²)	台灣藜重金屬移除量 (mg/m ²)
Cd	F1	4.42	2.4	2.5
	F2	8.84	2.8	3.4
	F3	13.25	3.2	4.4
	F4	17.67	4.2	4.3
	F5	22.09	5.0	5.2
	F1+EDTA	4.42	2.2	3.3
	F2+EDTA	8.84	2.8	3.6
	F3+EDTA	13.25	2.7	4.2
	F4+EDTA	17.67	5.1	7.0
	F5+EDTA	22.09	7.1	8.0
	F1+EDDS	4.42	2.0	3.4
	F2+EDDS	8.84	2.7	3.3
	F3+EDDS	13.25	3.3	3.8
	F4+EDDS	17.67	3.9	5.2
	F5+EDDS	22.09	6.2	6.9

5.7 植生復育整治效益及後續處理分析

過去學者分析土壤重金屬整治成本，若土壤移地進行淋洗除污，所需耗費的成本將會相當的大，而植生復育整治的成本雖然便宜，但所需時間較長。

表22 土壤整治成本分析 (Mulligan *et al.*, 2001)

Technology	Description	Applicability	Costs (\$US/ton)
<i>Ex situ treatment</i>			
Physical separation	Includes, froth flotation, gravity separation, screening, etc.	For high metal concentrations	60-245
Soil washing	Addition of surfactants and other additives to solubilize	For water soluble contaminants	25-300
Pyrometallurgical	Elevated temperature extraction and processing for metal removal	Highly-contaminated soils (5-20%)	200-1000
<i>In situ treatment</i>			
Reactive barriers	Creation of a permeable barrier	Sorption or degradation of contaminants in barrier	60-245
Soil flushing	Water flushing to leach contaminants	For soluble contaminants	100-200
Electrokinetic	Application of electrical current	Applicable for saturated soils with low groundwater flow	Little info
Phytoremediation	Use of plants for metal extraction	Shallow soils and water	Good

本實驗室過去評估以排土客土法與植生復育法移除相同重金屬總量，進行生命週期評估，評估所造成之整體環境衝擊指數。從結果可以發現，植生復育法其環境衝擊反而較排土客土法高，其主要原因為為植生復育法為了達到與排土客土法移除相同重金屬總量時，需要較長的整治時間，台灣藜所需時間為480年，狼尾草為2735年，因此對於環境的衝擊影響會隨時間累積，而以狼尾草作為植生復育萃取植物時，因其重金屬移除能力較低，造成環境衝擊為最高，故植生復育法為達到移除相同的重金屬總量時，反而不利於降低環境衝擊。但若將植體進行再利用將可降低其環境衝擊。

以收穫量作為發電再利用時，結果可以發現，將收穫之生質物進行再利用時，植生復育法對於環境的衝擊會降低許多，甚至對於環境是有益的，其主要原因係當生質物作為發電利用時，所產生之電力可以取代部分的化石能源發電，因此降低了化石能源的需求，也減少原本化石能源所造成的高環境衝擊，使得植生復育整治在實行時，其生質物之利用對於環境是具有正面效益的。

賴明宏等人(2016)亦提出相同的論點，以具有能源潛力的芒草作為植生復育是一項正處於發展之中且具有應用前景的土壤整治技術，其優點為安全且對生態有善以及花費低的特性，目前世界上多朝此方向前進，芒屬植物不論在實驗室或野外試驗都顯示其具有潛力用來移除土壤中重金屬，未來可藉由改良栽種過程來增加芒屬植物於污染地區的生長速度，藉以增加生物量(Kacprzak *et al.*, 2014)，如有機物質、螯合劑或生物炭的添加或增加土壤中微生物多樣性等方法；可篩選和培育對重金屬具有高聚積能力的芒屬植物品種或品系；或者可藉由整合基因工程和分子生物技術來解決高聚積植物於污染地生長緩慢和地上部生物量少的缺點。最後重金屬複合性污染土壤的修復，必須從當地經濟可持續發展和土地資源永續利用兩方面來考慮。因此，為提升環境品質，維護環境資源，追求永續發展，植生復育法搭配生質物再利用仍是一具有潛力的整治技術。

另外作者也提出可能的困難與能源政策建議，透過能作作物植栽，吸附土壤的重金屬與戴奧辛，可排除可食用的作物，以免流入市場造成二度的傷害，用於被污染土壤的恢復，在歐盟在生質能源的研發上轉向直接燃燒投入火力發電帶來能源，但這需包括可用土地的獲得、可用的水源、收購與採收機制、運輸的工具、乾燥場域的覓得、以及生質粒壓縮或造粒技術的研發，都需要有完整的配套。

六、結論與建議

本研究已完成狼尾草及台灣藜以不同不同養份施用量，促進植物去除重金屬污染土壤銅、鉻及鎘效果。從結果來看對於不同養份施用量對於植物生物量的增加具有明顯的效果，以增加植物體乾重來反應，影響植物體內養分濃度的因子很多且複雜，隨著植物生長而有稀釋養分濃度的效果（許原瑞，1994）。施肥通常會增加植物體內的養分濃度，但變化幅度則隨植種的不同而異，且當生物量聚積越大，因乾重稀釋效應越大，則濃度下降（Billow et al., 1994）。

在添加螯合劑促進植物吸收重金屬的效能，以EDDS對於整體吸收的效果最好，略高於EDTA，對於三種重金屬的去除效果都有趨勢，特別是重金屬銅的效果較其他兩種重金屬鉻及鎘來的明顯。然而EDTA及EDDS對於生物量的獲得則有減少的現象。

台灣藜對於三種重金屬具有富集效果，對於土壤重金屬的移除將可獲得良好的助益，然而從生物量來看，狼尾草可獲得最大的生物量，並且可以進行後續的再利用。

而不同養份施用量，對於植體吸收三種重金屬的效果都有上升趨勢，在重金屬鎘的效果較其他兩種重金屬銅及鉻來的較高。雖然對於植體內重金屬濃度效果較不顯著，但因生物量的增加，對於重金屬移除的總量將有助益。

過去研究傳統整治方法與植生復育法移除相同重金屬總量時，評估所造成之整體環境衝擊指數。植生復育法其環境衝擊反而較排土客土法高，其主要原因為為植生復育法為了達到與排土客土法移除相同重金屬總量時，需要較長的整治時間，若將植體進行再利用將可降低其環境衝擊。以具有能源潛力的作物進行植生復育，對於環境永續上具有一定的效益。

七、參考文獻

1. Alloway, B.J. (1995). Soil processes and the behavior of heavy metals. In: Heavy metals in soils, B.J. Alloway (ed.) Blackie Academic and Professional Publ., New York, NY.
2. Aune JB and Lal R. (1997). Agricultural productivity in the tropics and critical limits of properties of Oxisols, Ultisols and Alfisols. *Tropical Agriculture*. 74: 96-103.
3. Bardos P., Bone, B. Boyle, R. Ellis, D. Evans, F. Harries, N.D., Smith, J.W.N. (2011). Applying Sustainable Development Principles to Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework. *Remediation J*
4. Baudouin, C., M. Charveron, R. Tarrouse and Y. Gall (2002). Environmental pollutants and skin cancer. *Cell Biol. Toxicol.*, 18, 341-348.
5. Bisset, N.G. (1994). *Herbal Drugs and Phytopharmaceuticals*. CRC Press. London. 566 pp.
6. Burger, J.A. and Kelting, D.L. (1999). Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management*. 122: 155-156.
7. Chen, H.M., C.R. Zheng, C. Tu, and Z.G. Shen (2000). Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*. 41: 229-234.
8. Chen, Z.S., and D.Y. Lee (1997). Evaluation of remediation techniques on two cadmium-polluted soils in Taiwan. pp. 209-223. In I. K. Iskandar and D. C. Adriano (eds.). *Remediation of soils contaminated with*
9. CL: AIRE. (2010). *A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation*.
10. D. Glass Associates, Inc., (1999). *U.S. and International Markets for Phytoremediation, 1999-2000*.
11. Dahmani-Muller, H., F.V. Oort, B. Gelie, M. Balabane (2000). Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*. 109: 231-238.
12. DOD U.S. (2009). *Consideration of Green and Sustainable Remediation Practices in the Defense Environmental Restoration Program*.

13. Duffus, J.H. (2002). "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*. 74: 793-807.
14. Ensley, B. D. (2000). Rationale for use of phytoremediation. pp. 3-11. In Raskin, I., and B. D. Ensley. (ed.) *Phytoremediation of toxic metals*. John Wiley & Sons Inc., NY, USA.
15. Garbisu C, Hernandez-Allica J, Barrutia O, Alkorta I, Becerril JM. (2002). Phytoremediation: a technology using green plants to remove contaminants from polluted areas. *Rev Environ Health*. 17(3): 173-188.
16. Gonzalez, R. Carrillo, M. C. A. Gonzalez-Chavez (2006). Metal accumulation in wild plants suffounding mining wastes. *Environmental pollution* 144: 84-92.
17. Hammer D., Kayser A., Keller C. (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management*. 19: 187-192.
18. Huang, J.W., S.D. Cunningham (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*. 134: 75-84.
19. ITRC, (2011a). *Green and Sustainable Remediation: A Practical Framework*.
20. ITRC, (2011b). *Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice*.
21. Juwarkar A.A., Singh S.K., Devotta S. (2006). Revegetation of mining wastelands with economically important species through biotechnological interventions. In: *Proceedings of the International Symposium Environm*
22. Kabata-Pendias, A.; Pendlas, H., (2001). *Trace elements in soils*. 3rd Ed. Boca Raton, London, New York, CRC Press. 413 pp.
23. Kacprzak, M., K. Rosikon, K. Fijalkowski and A. Grobelak. 2014. The Effect of *Trichoderma* on Heavy Metal Mobility and Uptake by *Miscanthus giganteus*, *Salix* sp., *Phalaris arundinacea*, and *Panicum virgatum*. *Applied and Environmental Soil Science* 2014: 1-10.
24. Kidd, P., Barcelo, J., Bernal, M.P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., Monterroso, C., (2009). Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. E
25. Komarek, M., P. Tlustos, J. Szakova, V. Chrastny, V. Ettler (2007). The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated

- agricultural soils. *Chemosphere*. 67: 640-651.
26. Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31: 109-120.
 27. LeDuc, D.L., Tarun, A.S., Montes-Bayon M. (2004). Overexpression of selenocysteine methyltransferase in *Arabidopsis* and Indian mustard increases selenium tolerance and accumulation. *Plant Physiology*. 135: 377-83
 28. Lombi, E., F.J. Zhao, S.J. Dunham, S.P. McGrath (2000). Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. *New Phytologist*. 145: 11-20.
 29. Marques, A.P.G.C., R.S. Oliveira, K.A. Samardjieva, J. Pissarra, A.O.S.S. Rangel, P.M.L. Castro. (2007). *Solanum nigrum* grown in contaminated soil: Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on zinc accumulation and
 30. McBride M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
 31. McGrath, S.P. (1998). Phytoextraction for soil remediation. pp.261-287. In R. R. McBride, M. B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
 32. Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vangronsveld J., Tack F.M.G. (2007). Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*. 60: 57-68.
 33. Mellem J.J., Baijnath H., Odhav B. (2009). Translocation and accumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni by *Amaranthus dubius*(Amaranthaceae) from contaminated sites. *Journal of Environmental Science and Health*. 4
 34. Meng, H.G., Li, Z., Liu, Y.J. (2000). Characteristics of the physical and chemical properties in the protected vegetable soils. *Bulletin of Chinese Soil Science*. 31: 70-72.
 35. Peuke A.D. (2009). Nutrient composition of leaves and fruit juice of grapevine as affected by soil and nitrogen fertilization. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 172(4): 557-564.
 36. Phipps, D. A. (1981). Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems. pp. 1-51. In N. W. Lepp (ed), *Effect of trace metals on plant function*.

Applied Science Publishers, London.

37. Piccolo, A. , Celano, G. and Pietramellara, G. (1992). Adsorption of the herbicide glyphosate on a metal-humic acid complex. *Science of The Total Environment*. 123-124: 77-82.
38. Pilon-Smits E. (2005). Phytoremediation. *Annu Rev Plant Biol*. 56: 15-39.
39. Probst A., Liu H., Fanju M., Liao B., Hollande E. (2009). Response of *Vicia faba* L. to metal toxicity on mine tailing substrate: geochemical and morphological changes in leaf and root. *Environmental and Experimental*
40. Pulford I.D., Watson C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - A review. *Environment International*. 29: 529-540.
41. Reganold J.P. and Palmer A.S. (1995). Significance of gravimetric versus volumetric measurements of soil quality under biodynamic, conventional, and continuous grass management. *Journal of Soil and Water Conserv*
42. Romig, D.E., Garlynd, M.J., Harris, R.F. (1996). Farmer-based assessment of soil quality: A soil health Scorecard. pp. 39-60. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science
43. Salt D.E., Blaylock M., Kumar N.P., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I., Raskin I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*. 13:
44. San Martin, M., Briones, R. (1999) Industrial uses and sustainable supply of *Quillaja saponaria* saponins. *Economic Botany*, 53: 302-311.
45. Sas-Nowosielska, A. Kucharski, R., Malkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, J.M., Krynski, K. (2004). Phytoextraction crop disposal-anunsolved problem. *Environmental Pollution*. 128: 373-379.
46. Sharma P., Pandey S. (2014) Status of phytoremediation in world scenario. *International journal of environmental bioremediation & biodegradation*, 2(4): 178-191.
47. SURF, (2009) Sustainable Remediation White Paper – Integrating Sustainable Principles, Practice, and Metrics Into Remediation Project. *Remediation Journal*. 19(3): 5-114.
48. Tiwari K.K., Dwivedi S., Singh N.K., Rai U.N., Tripathi R.D. (2009). Chromium

- (VI) induced phytotoxicity and oxidative stress in pea(*Pisum sativum* L.):
biochemical changes and translocation of essential nutrients
49. Tuzen, M. (2003). Determination of heavy metals in fish samples of the middle Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry*, 80: 119-123.
 50. U.S. EPA, (2008). Green Remediation: Incorporating sustainable environmental practices into remediation of contamination sites.
 51. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices - Clean Fuel & Emission Technologies for Site Cleanup.
 52. U.S. EPA, (2010). Phytotechnologies for site cleanup. Environmental protection agency, United States. pp. 12.
 53. Wang Y., Zhu C., Yang H., Zhang X., (2017). Phosphate fertilizer affected rhizospheric soils: speciation of cadmium and phytoremediation by *Chlorophytum comosum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 24:
 54. Wei S., Li Y., Zhou Q., Srivastava M., Chiu., Zhan J., Wu Z., Sun T., (2010). Effect of fertilizer amendments on phytoremediation of Cd-contaminated soil by a newly discovered hyperaccumulator *Solanum nigrum* L..
 55. Weis J.S., Glover T., Weis P. (2004). Interactions of metals affect their distribution in tissues of *Phragmites australis*. *Environmental Pollution*. 131: 409-415.
 56. Wu, F.Z., Zhao, F.Y., Liu, Y.Y. (2000). Analysis of the problems in continuous cropping system of protective vegetable and the controlling ways. In: Li, X.L., Zhang, F.S., Mi, G.H. (Eds.), *Fertilizing for Sustain*
 57. Xiao, Q.M., Gao, X.L., Lu, C.Y. (1997) Current status of soil fertility in protected vegetable fields in Liaoning province. In: Xie, J.C., Chen, D.X., (Eds), *Soil Fertility and Fertilizer Recommendation in Veget*
 58. 王一雄、陳尊賢、李達源 (1995)。土壤污染學。國立空中大學。
 59. 王昌全，李冰，龔斌。2010。西昌市土壤 Fe、Mn、Cu、Zn 有效性評價及其影響因素分析。土壤通報。41(2): 447-451。
 60. 台中縣環境保護局 (2006)。台中縣農地土壤重金屬污染控制場址改善計畫期末報告。

61. 朱智偉、陳銘學、牟仁祥、曹超雲、張衛星、林曉燕 (2014)。水稻鎘代謝與控制研究進展。中國農業科學，47(18): 3633-3640。
62. 行政院環境保護署 (2004)。環保政策月刊。行政院環境保護署。17(9): 1-9.
63. 行政院環境保護署 (2014)。103 年度土壤及地下水污染整治年報。行政院環境保護署。台北。
64. 何念祖、孟賜福 (1987)。植物營養原理，上海科學技術出版社，中國，第 344-363 頁。
65. 吳哲宇。(2010)。培地茅與狼尾草應用於關液平原砷污染地之植生復育。國立臺灣大學農藝學系碩士論文。
66. 吳景翰。(2009)。不同施肥條件下蛇紋石土壤中重金屬之溶出特性與水稻吸收量。國立屏東科技大學環境工程與科學系碩士論文。
67. 呂昱志 (1996)。重金屬污染農地之整治方案研擬-應用能值分析評估鎘污染農地整治方案。國立中興大學資源管理研究所碩士論文。
68. 李芷儀 (2009)。以植生復育技術處理受重金屬銅、鉻與鎳污染土壤之研究。嘉南藥理科技大學環境工程與科學系碩士論文。
69. 李宣德、馮豐隆 (2008)。森林碳吸存資源調查推估模式系統一以台灣樟樹為例。台灣林業科學。23(Supplement): S11-22。
70. 李星、劉鵬、徐根娣、蔡妙珍、陳楠 (2008)。人工濕地植物對電鍍廢水的淨化和修復效果研究。浙江林業科技。28 (4): 16-21。
71. 卓英仁 (1990)。我國土壤污染現況分析及防治對策之研究。環保通訊雜誌社。
72. 林浩潭、陳素文、沈季蓉、翁愷慎 (2005)。重金屬污染土壤以本土植物復育之探討。植物保護學會會刊。47: 241-241。
73. 邱志郁 (2008)。http://e-info.org.tw/node/36623
74. 侯昇松 (2009)。重金屬污染土壤客土稀釋整治對野苜生長影響。國立中興大學土壤環境科學系研究所碩士論文。
75. 侯新村，範希峰，武菊英，朱毅，張永俠 (2012)。草本能源植物修復重金屬污染土壤的潛力。中國草地學報。34(1):59-64。
76. 柯淳涵 (2008)。重金屬污染休耕農地推廣多目標平地造林可行性研究。彰化縣政府委託研究計畫。
77. 柯淳涵 (2011)。重金屬污染農地造林效益探討計畫。行政院環境保護署委託

辦理計畫。

78. 候新村，范希峰，武菊英，朱毅，張永俠。(2012)。草本能源植物修復重金屬污染土壤的潛力。中國草地學報。34(1): 59-64.
79. 高博緒，張怡頻，許正一 (2005)。以 EDTA 及皂素萃取污染土壤前後鎘及鉛化學型態之轉變。第九屆土壤及地下水污染整治研討會論文集。
80. 高德璉。(2003)。三種台灣原生闊葉樹苗木對不同施肥量之反應。國立台灣大學森林系研究所碩士論文。
81. 張亞麗，沈其榮，姜洋。(2001)。有機肥料對鎘污染土壤的改良效應。土壤學報。38(2): 212-218。
82. 許原瑞。(1994)。氮型態對三斗石櫟及木荷苗木生長及形質之影響，國立臺灣大學森林研究所碩士論文。
83. 許益源，(1998)「以 EDTA 萃取受重金屬污染土壤之動力學探討」，第十三屆廢棄物處理技術研討會論文集，高雄，第 216-223 頁。
84. 許富蘭、廖秀娟 (2006)。木質纖維材料應用於重金屬污染物質之移除。中華林學季刊。39(3):409—419。
85. 郭書吟 (2006)。以雜草吸收受污染土壤中重金屬之探討。朝陽科技大學生物技術研究所碩士論文。
86. 陳玥。(2013)。不同施肥條件下蛇紋石土壤種植水稻之重金屬吸收量。國立屏東科技大學環境工程與科學系碩士論文。
87. 陳盈伊 (2010)。土壤中重金屬在植生復育過程中之濃度變化及型態轉換。朝陽科技大學環境工程與管理系，碩士論文。
88. 陳尊賢，王銀波，李國欽，鄭雙福。(1994)。台灣地區非農業區土壤中重金屬含量調查與研究。行政院環保署研究計畫報告。
89. 陳尊賢，陸瑩，黃東亮，吳芳娥。(1992)。台灣地區主要農業土壤中重金屬之鹽酸抽出量與全量之相關性。第三屆土壤污染防治研討會論文集。
90. 彭自然、王繁芳、徐伯興 (2001)。整合誘導植物修復被重金屬污染土壤。環境保護，17: 4-7。
91. 游漢明、馬復京、許原瑞、張乃航、洪富文 (2008)。13 種原生闊葉樹造林生長表現。台灣林業科學。23(3):255-70。
92. 黃泮宮、廖清玲 (1994)。花卉育苗技術—育苗介質。亞熱帶地區花卉設施栽培技術，47: 79-82。

93. 黃裕煒 (2011)。太陽能電池 solar cell。彰化師範大學。
94. 楊遠波。(2006)。紅藜系統分類及親緣地理研究。紅藜推廣手冊。行政院農業委員會。pp. 2-7.
95. 稗子_百度百科。<http://baike.baidu.com/view/875832.htm>
96. 葉琮裕 (2002)。重金屬污染農地整治技術。環保訓練雙月刊。第 61 期。
97. 葉顯銘，陳少燕，黃定鼎，黃浩仁 (2004)。清理重金屬污染的植物。科學發展。第 380 期。
98. 彰化縣環境保護局 (2005)。彰化縣農地土壤重金屬鎘污染控制場址之污染改善計畫期末報告。彰化縣環境保護局委託研究計畫。
99. 賴明宏、江友中、洪國翔、米怡蒂、蔣鎮宇、許再文 (2016)。芒草在生質能源與植生復育的開發與利用。台灣生物多樣性研究，18 (4): 259-272。
100. 賴鴻裕，陳尊賢 (2003)。利用添加 EDTA 促進五彩石竹植生萃取鎘、鋅及鉛污染土壤的效果。中華土壤肥料學會九十二年會員大會暨土壤管理組規劃及應用研討會。
101. 賴鴻裕，陳尊賢。2003。重金屬污染土壤之植生復育技術與案例分析。第八屆土壤污染整治研討會論文集，pp. 167-201。
102. 賴鴻裕，盧至人。2007。植生復育重金屬污染土壤-國內研究之回顧及大豆生質能應用之探討。台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，22: 9-19。
103. 駱尚廉 (1997)。環境保護辭典。茂昌圖書有限公司。241 頁。
104. 應紹舜 (1999)。台灣高等植物彩色圖誌。應紹舜自著。
105. 環境保護署 (2016)。105 年中華民國環境保護統計年報。行政院環境保護署。
106. 簡道南。(2003)。肥料與植物生長。台肥月刊。44(2).
107. 顏江河 (2011)。以植生復育法移除平地造林地土壤重金屬污染。行政院農業委員會林務局委託研究計畫。
108. 羅小三，周東美，李連禎。2008。水、深積物和土壤中重金屬生物有效性/毒性的生物配體模型研究進展。土壤學報。45(3): 535-543。
109. 羅良慧 (1997)。應用地理資訊系統於土壤鎘污染危害評估方法之研究。國立中興大學資源管理研究所碩士論文。

專案執行績效審核－自評表

項次	類別	缺失點數	自評項目	執行單位檢核		本署審核
				是	否	
一	計畫書核定修正	1 點	依規定期限內備文提送	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	書面資料完整且無補件情況	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	報告依格式規定撰寫	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	依規定期限內繳交電子檔	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	系統資料依規定期限內登錄且資料登錄完整(含 GRB 系統與本署專案系統)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
二	期中及期末	1 點	依規定期限內備文提送	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	書面資料完整且無補件情況	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	報告依格式規定撰寫	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	依規定期限內繳交電子檔	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	系統資料依規定期限內登錄且資料登錄完整(含 GRB 系統與本署專案系統)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
三	結案及核銷	1 點	依規定期限內備文提送	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		4 點	結案提送原始憑證清冊及相關資料完整且無補件情況	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
四	其他	3 點	計畫主持人配合出席本專案成果發表活動(或指定代理人如協同主持人、同專業且為助理研究員以上職等,備文經本署同意者)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	發表期刊論文、專利、技轉等,註明補助單位及中英文致謝,備文副知本署。	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	計畫執行者於執行期間與單位內各處室溝通良好,行政作業效率良好。	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
合計		20 點				

註：執行單位於計畫執行期間進行缺失檢核於期中期末送本署審核，並於期末統一計算。

未依實況登錄者，由本署補登依各階段執行紀錄進行缺失點數扣款。

缺失扣款機制：

1. 依結案標準，於專案執行期間，視各執行單位行政作業配合度，依「專案執行績效審核－自評表」(附表 4) 進行績效缺失記點，缺失點數達扣款規定者，依核定第三期款項(總金額 20%) 按比例扣款(或追繳)。
2. 缺失點數達 5 點者第三期款項扣 5%，缺失點數達 7 點者第三期款項扣 10%，每增加缺失 1 點，加扣 1% 至滿 20% 為限。

