

行政院環境保護署

「104 年土壤及地下水污染整治基金補助研究及模場試驗專案」

植生復育重金屬污染土壤及其生命週期評估

期末報告(定稿本)

主辦單位： 行政院環境保護署

計畫執行單位：國立臺灣大學／生物能源研究中心

計畫主持人：柯淳涵 教授

計畫執行期間：103 年 12 月 1 日起至

104 年 11 月 30 日

中華民國 104 年 11 月 印製

「104 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

■修正計畫書 ☐ 期中報告

☐ 期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	104 年度	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	研究類別	<input type="checkbox"/> 調查 <input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥	
計畫名稱	植生復育重金屬污染土壤及其生命周期評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
政策性審查意見		計畫單位回覆		
1. 計畫書表格未依規定，請依相關規定排版。		1. 已依規定進行排版。		
2. 專任助理工作月數應為 12 個月，本計畫核定期間若未超過當年度 12 月 1 日，則不得編列專任助理年終獎金；臨時工資日薪編列上限為 920 元。		2. 已依規定進行編列。		
3. 差旅費、租車費應於〔其他研究相關費用〕項下編列；雜支應於〔雜項費用〕項下編列。		3. 已依規定進行編列。		
4. 依本專案 104 年度計畫徵求書之申請經費編列基準第四項規定「非實驗性計畫若需辦理活動或座談會，所需餐費每桌 3,000 元整(工作人員誤餐費本署不予補助)，若提供便當則每人 80 元整(同餐次費用二擇一，不得同時申請)，另點心及水果本署不予補助」。		4. 已依規定刪除此項目。		
5. 依本專案 104 年度計畫徵求書之申請經費編列基準第五項規定「國內外電話不予以補助」。		5. 已依規定刪除此項目。		
技術性審查意見		計畫單位回覆		
1. 本計畫擬研究植生復育重金屬污染土壤及其生命週期評估，但計畫內容不夠具體，例如：針對何種重金屬污染土壤？使用何種植物？盆栽試驗或現地試驗？植物之大小以及種植之時間？均未明確規則，較難預期能獲得明確之成果。		1. 本次試驗預計採重金屬污染控制場址土壤，其污染物質有銅、鎳、鉻，所使用植物預計為十字花科、水稗、狼尾草、芒草，採用盆栽試驗，預計每 3-4 個月進行植體重量金屬及生長情形、生物量分析。已修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」。		
		2. 預計盤查已使用傳統工法進行重金屬污染控制場址改善後之場址，與植生復育		

<p>2. 有關生命週期評估，如何執行也未有明確之步驟。</p>	<p>方案進行環境衝擊評估，已修正於計畫內容，5.2 植生復育與傳統整治工法生命週期評估</p>
<p>1. 本計畫利用本土種植物進行綠色整治試驗研究，以現地含有重金屬鎳的地下水作為植物水源的來源，目前規畫以本土長見與具有能源潛力作物，進行重金屬吸附試驗，待植物收成後除移除，亦可能作為生質能源作物原料來源。</p> <p>2. 本計畫研究結果可作為植生整治實測效果及傳統整治評估之比較，對綠色整治策略建立有所助益。</p> <p>3. 在現行制度下本計畫之成果有其應用上之限制。</p> <p>4. 未來須將植生整治應用之花費和效益作分析。</p> <p>5. 所測試之植生技術在國內之實驗已相當多，技術亦成熟。此外，各場址地質環境不同，實場應用之限制較多。</p>	<p>1. 謝謝委員鼓勵。</p> <p>2. 謝謝委員鼓勵。</p> <p>3. 本計畫希望能利用生命週期評估工具進行植生復育方案及傳統整治工法進行評估，評估項目包含環境衝擊評估、天然資源利用評估、再生資源生產評估、全球暖化氣候變遷評估，其成果將可提供環保署未來進行整治方案選擇的參考依據。</p> <p>4. 謝謝委員建議，將與一種傳統整治工法進行比較分析。</p> <p>5. 因考量實場的天候所造成的影響，本研究預計採用盆栽試驗進行，本研究可探究植生工法之效益，將協助減少未來實場應用之限制。</p>
<p>1. 本案擬利用本土種植物進行綠色整治技術研究，計畫申請書述及將以現地含有重金屬鎳的地下水為對象，惟標題係為植生復育重金屬污染土壤及...，應予以聚焦進行工作項目規劃，以利實際應用。</p> <p>2. 計畫書中主要對象為鎳，並以草本植物進行綠色整治試驗，但試驗規劃則進行樹種生理調查等及其除污功能，似有不一致之處。</p> <p>3. 建議針對國內特定場址受鎳污染的土壤及地下水進行工作規劃。</p>	<p>1. 謝謝委員建議，已將工作目標修正於「六、研究預期效益及績效指標」。</p> <p>2. 本研究預以草本植物進行，比較生長情形與除污效果，已修正於計畫內容「五、研究方法與步驟」。</p> <p>3. 本研究根據 102 年度土壤及地下水污染整治年報，選取場址內較常見之重金屬污染土壤（銅、鎳、鉻）進行實驗，已修正於計畫內容「五、研究方法與步驟」。</p>
<p>1. 研究方法與步驟不可行，未作詳細的試驗設計，成果難預期。</p> <p>2. 四種試種植物均未顯示具有植生復育高吸收「鎳」特性，無文獻支持。</p> <p>3. 田間試驗後如何評估其植生復育效果？</p>	<p>1. 植生復育已常見於國內外文獻，應為可行之方法，試驗設計已補充修正於計畫內容「五、研究方法與步驟」。</p> <p>2. 預計採用四種植物為台灣本土或由台灣常見之植物，為國內尚未進行研究之物種，另本研究也希望能採用具有生質能源潛力作物，研究成果將使用生命週期評估工具進行綜合評估。</p>

<p>1. 研究成果於實場應用未具體說明，國內已有許多計有文獻(含實驗室溫室研究與實場研究)，建議彙整本技術的實務應用的限制(含主持人已參與或執行的相關研究)，是否需有可靠的 SOP 以評估成效(含削減去除率，植體中重金屬的含量與分佈？重金屬的最終宿命及對環境的再次衝擊...等等)。</p> <p>2. 建議計畫主持人宜多評估本計畫與既有研究成果間的關係與差異？尤其是實場重金屬污染較常發現的不同污染物的植物攝取效益不一...？國內較常見的重金屬污染於不同植物中的攝取累積...等等。</p> <p>3. 既有的研究成果實場應用時的限制因子為何？本計畫擬克服的項目為何？計畫書中建議具體說明。</p> <p>4. 本技術適用條件與限制條件(例如不同重金屬競爭？重金屬濃度的上限？其他的干擾因子?...) 建議討論，成果驗證方式也建議說明。</p> <p>5. P. 48 的架構圖與 4.1 節的說明並不吻合。</p>	<p>3. 已補充修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」。</p> <p>1. 已補充修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」。</p> <p>2. 謝謝委員建議，本研究將採污染控制場址土壤進行盆栽試驗，盡量使外界所造成的干擾降至最低，以評估植物所累積的重金屬能力及其最佳的生長情形。</p> <p>3. 本研究所使用的土壤來源為各地重金屬污染土壤，使用現地土壤，重金屬污染種類可能會複雜，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，但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，已修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」。</p> <p>4. 本研究所採用的為污染控制場址土壤，將參考環保署所公告列管原因，及本研究也會進行土壤重金屬分析，以了解是否會有不同重金屬競爭及濃度造成植株的生長抑制，已修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」及「六、研究預期效益及績效指標」。</p> <p>5. 已修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」。</p>
<p>綜合性審查意見</p>	<p>計畫單位回覆</p>
<p>1. 原則同意所送計畫，請依審查意見提送修正計畫書。</p>	<p>1. 將依規定提送修正計畫書。</p>
<p>2. 審查結果確認會議意見如下： 說明：請補充說明實場應用性、適用條件、限制條件與成果驗證方式。</p>	<p>2. 已修正於計畫內容「五、研究方法及步驟」及「六、研究預期效益及績效指標」。</p>
<p>委員複審意見</p>	<p>計畫單位回覆</p>
<p>1. 請依修正計畫書規劃內容執行。</p>	<p>1. 謝謝委員。</p>
<p>本署複審意見</p>	<p>計畫單位回覆</p>
<p>1. [雜項費用]項下光碟片非本署補助項目，原則不得編列。</p>	<p>1. 依規定進行刪除。</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及模場試驗專案」
期中報告初審意見對照表**

計畫年度	104 年度	計畫類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫類別	<input type="checkbox"/> 調查 <input checked="" type="checkbox"/> 整治復育 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥	主持人：柯淳涵 NO：21	
計畫名稱	植生復育重金屬污染土壤及其生命周期評估		
委員審查意見		計畫單位回覆	
1. 研究材料與方法有些部分描述不夠詳盡，應補充內容（例如：人工添加製備之Cu、Cr、Ni污染土壤如何進行，所使用之土壤為何？添加之Cr為Cr（VI）或Cr（III）？）。 2. 摘要中所述：「狼尾草的吸收效果為0.09~0.92倍之間」，此種描述方式不清楚，其是否是指植物重金屬濃度和土壤重金屬濃度之比值？請再釐清。 3. 植生復育植物之選取應同時考慮生質量（Biomass）和植體重金屬濃度，應計算植物重金屬之總吸收量（Total uptake），也就是Biomass乘以植體重金屬濃度才較合理。		1. 所用之土壤敘述於5.1節，設置植生整治盆栽試驗與操作，所採用土壤為現地污染重金屬之土壤，後續加強補充相關資料。 2. 此處描述如委員所說，已修正摘要敘述。 3. 謝謝委員建議，已於期末報告中計算植物重金屬總吸收量，如表16所示。	
1. 本計畫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、鎳、鉻的土壤作為植物種植的來源，目前以本土作物，狼尾草、芒草、十字花科-油菜、水稗進行重金屬吸附試驗。 2. 主要成果符合計畫書之內容，目前進度並無落後情形。 3. 可說明本研究其實用性和應用價值，建議後續工作可補充如何進行實場應用，並和目前常用之方法進行比較。 4. 建議針對成本進行評估，並說明使用之限制。		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員，本研究擬先使用盆栽試驗進行能源作物栽植，以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，後續於實場應用將可進行較大面積的栽種，並利用植種進行後續利用評估，如生產生質酒精效能，或是評估是否符合毒性特性溶出程序（TCLP）溶出標準，成為一般廢棄物進廠集中焚化，以完成整體生命周期的評估，於5.5.9及5.5.10節探討再利用的環境衝擊分析。 4. 謝謝委員建議，已於5.5.11節進行成本評估。	
1. 已依計畫項目執行。 2. 已完成狼尾草、芒草、水稗及油菜對重金屬污染土壤鎳、鉻及銅之吸收與富集試驗。另植生復育與生命週期評估正進行中。 3. 後續將進行傳統整治與植生復育之分析比較。		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員。	

<ol style="list-style-type: none"> 1. 執行現況、流程及方法的說明具體詳盡。 2. 計畫後續執行工作項目及內容並未說明。 3. 計畫執行進度與預定進度相符，已有初步的成果。 4. 未來於現場的實施方式與成效評估方式，建議討論。 5. 如何驗證本計畫的試驗結果？準確性？建議說明（是與原土污濃度比較？或是依植生所移除的重金屬質量？…等等）。 6. 環境條件的影響與適用條件…等等建議討論（如：土壤質地、重金屬濃度、重金屬種類…等等）。 7. 關鍵性的現地因子為何？建議討論。 8. 5.5節具參考價值（植生復育生命週期評估），期末時建議可以多加討論。 9. 植生所生長出的植物的去處與重金屬污染物的宿命？建議討論。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 謝謝委員。 2. 後續執行工作項目已於第六節小論進行敘述，本研究後續持續進行生物量及重金屬吸收量的分析，以了解能源植物對於重金屬移除的效果，並提供後續生命周期評估進行資料收集；而植生復育及傳統整治生命周期評估，並收集相關的數據，並且在之後持續進行收集，以分析比較傳統整治及植生復育整治，對於環境衝擊的評估。 3. 謝謝委員。 4. 謝謝委員，本研究擬先使用盆栽試驗進行能源作物栽植，以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，後續於實場應用將可進行較大面積的栽種，並利用植種進行後續利用評估，以完成整體生命周期的評估。 5. 本研究所獲得植體重金屬濃度，除可與原土壤污染濃度進行比較，並計算所獲得生物量，以了解植生所移除的重金屬量，將所獲得參數進行後續生命周期的評估。 6. 謝謝委員建議，土壤的地質已於5.2節進行描述。 7. 謝謝委員建議，已於5.5節進行討論。 8. 謝謝委員建議，已於5.5節進行討論。 9. 謝謝委員建議，本計畫將於期末報告中探討植生復育之植體的利用，以完整討論其生命周期評估，並與傳統整治進行比較。
環保署意見	計畫單位回覆
<ol style="list-style-type: none"> 1. 無意見。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 謝謝委員。

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究及模場試驗專案」

期末報告初審意見對照表

計畫年度	104 年度	計畫類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究計畫 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫類別	<input type="checkbox"/> 調查 <input checked="" type="checkbox"/> 整治復育 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥	主持人：柯淳涵 NO：21	
計畫名稱	植生復育重金屬污染土壤及其生命周期評估		
委員審查意見		計畫單位回覆	
1. 請說明使用來植生復育測試之植物是否遭受到重金屬之毒害，而影響其生物量。 2. 請綜合植生復育之效果和生命週期評估之結果，建議供試植物在重金屬污染土壤整治之最佳組合，以供後續參考。		1. 已於5-3節進行敘述，從生物量來看，現地重金屬污染土壤將會導致生物量減少。 2. 已於第六章進行敘述，目前初步發現，若是土地面積小的或是土壤重金屬污染濃度高的環境，將不利於植生復育整治方法，因所獲得的生物量低，對於移除效果有限，若要達到與排土客土同樣的濃度，所以時間將會過長。	
1. 本計畫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、鎳、鉻的土壤作為植物種植的來源，以本土常見與具有能源潛力作物，如狼尾草、芒草、十字花科-油菜、水稗進行重金屬吸附試驗。 2. 報告撰寫完整，文獻收集及相關資料收集非常齊全，討論亦相當充實，執行成效佳。 3. 執行現況、流程及方法說明具體詳盡。整體研究成果符合預期。		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員。	
1. 期末報告格式均依規定撰寫，符合規定。 2. 研究項目及進度符合計畫內容，已達到計畫目標。 3. 初步成果已達預期。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、鎳、鉻的土壤作為植物種植的來源，以本土常能源潛力作物，如狼尾草、芒草、十字花科-油菜、水稗進行重金屬吸附試驗。植生復育工法對重金屬的移除仍偏低。 4. 未來可依初步成果應用於污染實場之操作試驗之可行性。		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員，尋找具有富集效果的植物且對於本土植物不具侵略性是一項重要的課題。 4. 謝謝委員。	
1. 宜與國內其他的研究比對。 2. 5.5節有相對較完整的說明，圖27的說明具參考價值，但若更加量化，並具體且完整(含碳排...等等)的討論，當更佳。 3. 圖27 & 28的假設情境(或實際情境)建議說明。(P. 76中說明:“需要將所收穫之生物量...進一步利用...”，需有較完整的說明，否則不易理解)。		1. 謝謝委員建議，因目前植生復育與生命週期軟體結合屬於較新的概念，也希望未來能持續進行，了解整治工法與環境衝擊的影響。 2. 謝謝委員建議，已補充於5.5.8節，此節顯示若只考慮植生復育降低重金屬濃度的效益，所需要的時間過長，對環境的衝擊量將會過大。 3. 已補充於5.5.8節，此節所說若生質物能進一	

4. 計畫執行進度與預定進度相符。 5. 進度並無落後。 6. 執行現況、研究流程及方法說明具體。	步再利用的話，如5.5.9節所示，所造成的衝擊將可抵消所產生的環境衝擊量。 4. 謝謝委員。 5. 謝謝委員。 6. 謝謝委員。
環保署意見	計畫單位回覆
1. 專案申請書應更正為專案基本資料表。 2. 請檢附修正計畫書審查意見表。	1. 已更正為專案基本資料表。 2. 已檢附修正計畫書審查意見表。

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 type="checkbox"/> 調查 <input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥						
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		張芳志		職等／職稱		比照薦任第 6 職等/助理研究員		
專案 名稱	中文	植生復育重金屬污染土壤及其生命周期評估						
	英文	Vegetation restoration of heavy metal contaminated soil and Life Cycle Assessment						
	關鍵字	植生復育、永續整治、植物整治						
執行期程		自 民 國 1 0 3 年 1 2 月 0 1 日 起 至 民 國 1 0 4 年 1 1 月 3 0 日 止						
計畫主持人		姓名：柯淳涵		Email：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 表		專 案 預 估 經 費		金 額		編列說明		
		1.	人事費用		451,085		(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		429,295		(與計畫主體相關)	
		4.	其它研究相關費用		0		(差旅與租賃費用)	
		5.	雜項費用		28,711		(1~6 項相加之 5% 為限)	
		6.	行政管理費		90,909		(1~5 項相加之 10% 為限)	
				專案計畫申請總金額		1,000,000		

專案主持人(簽名及蓋章): 柯淳涵

日期: 104.11.24

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

一、專案基本資料

填表日期：104 年 11 月 24 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 type="checkbox"/> 調查 <input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 底泥		
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	植生復育重金屬污染土壤及其生命週期評估		
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				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 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	
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	2	0	0	0%	數據彙整及撰寫中
		(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					
B 人 才 培 育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	3	3	4	133%	
		(2)博士					
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊					
		(2)跨國團隊					
		(3)跨機構團隊					
		(4)形成研究中心					
		(5)形成實驗室					
	9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)				

(二) 產業面

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

(三) 政策面

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

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

過去對於植生復育的研究多以能富集多少重金屬為主，對於植體資源回收再利用則較少論述。對於植體處理處置過程的生命週期中環境的衝擊，以及在處理處置過程的運行機制，及環境中的變化過程，則可能忽略此方面的注意，因此對重金屬污染的控制無法達到預期之成效，而造成環境之二次污染，及週界人員健康之危害和對整理環境之衝擊。本研究將以 simapro 生命週期的角度出發，並從處理處置等面向來觀察及描述，吸收重金屬植體再利用過程對於環境中的出入流量，並運用物質流分析以生命週期觀點切入，以期能提供後續對環境效應及健康風險之研究。藉由重金屬植體處理及資源化利用處置之生命週期流量與元素物質流分析技術，來評估植體在利用、中間處理、最終處置投入及產出量評估重金屬的物質流布狀態，可以進一步探討如何降低生命週期各階段對環境之衝擊及對人體健康所承擔之風險，以兼顧環境保護及風險控管目標。

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。植生復育定義為使用高等植物經由吸收、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。植生復育在國外有許多相關的報導，發現具有重金屬富集作用的植物，如部分十字花科植物對於鎳具有富集效果。但若引進國外植物不僅有氣候適應的問題，對於環境上的衝擊也是有疑慮，因此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、鎳、鉻的土壤作為植物種植的來源，目前規畫以本土常見與具有能源潛力作物，如狼尾草、芒草、十字花科-油菜、水稗進行重金屬吸附試驗。

本研究已完成狼尾草、芒草、水稗及油菜以重金屬污染土壤鎳、鉻及銅蓄積效果。從結果來看水稗及油菜對於這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，然而以生物量來看，狼尾草可獲得最大的生物量，並且可以進行後續的再利用。從目前結果來看狼尾草所獲得的生物量最大，其次為芒草、水稗、油菜，而在重金屬鎳的環境下，狼尾草的植體每平方公尺，一次收穫可移除 11.99~27.30 mg 之間的鎳，芒草為 5.26-15.05 mg 之間、水稗為 0.40-2.24 mg 之間，油菜為 0.13-1.92 mg 之間；在重金屬鉻的環境下，狼尾草的植體每平方公尺，可移除 26.69-53.82 mg 之間的銅，芒草為 2.10-25.80 mg 之間，水稗為 1.01-2.59 mg 之間、油菜為 0.83-1.58 mg 之間；在重金屬銅的環境之下，狼尾草的植體每平方公尺，可移除 27.34-92.52 mg 之間的銅，芒草為 5.92-52.66 mg 之間，水稗為 0.43-2.26 mg 之間，油菜為 0.18-5.10 之間，油菜及水稗雖較具有富集現象，但若以生物量來估算，狼尾草及芒草可移除重金屬量則較大。

植生復育法在實行時對於現地場址的生態破壞程度較低，為一永續性的污染整治方式，但在考慮到場址重金屬污染濃度，較嚴重污染的土壤將影響到植生復育植物的生長及未來的富集量，因此使用傳統排土客土工法將對環境衝擊較低，然而若污染濃度較低，使用植生復育工法所造成的環境衝擊則較低，另外污染土壤之污染深度也是需考量的點，若污染場址的污染情形為深度污染的話，植生復育工法的移除將是有限的，因植物的根系大多不深，因此需要較長時間的移除，使用傳統排土客土工法造成的環境衝擊則較低；使用植生復育將考量植株之轉移係數及收穫量等因素，相較於傳統排土客土工法而言，單純使用植生復育法整治並不一定對環境來的友善，但是若將收穫後之生物量再進一步作為能源使用，植生復育整治技術對於環境造成的衝擊會有所下降，所獲得的環境友善都是正向的，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。

計畫摘要

(二)英文部分：

Phytoremediation utilizes the plant to remove pollutants and is defined by utilizing higher plants to absorb, degrade, transport and accumulate environmental pollutants and/or transformed them into harmless substances. Phytoremediation could be utilized to remediate pollutants in ground, water and air phases. Phytoremediation examples were globally reported, including many plants (e. g. Brassicaceae plants) found able to enrich heavy metals. However, introducing foreign plants would face issues such as adaptabilities toward local environments and raising additional environmental concerns. This project will use indigenous plants for green remediation by using site soil containing Cu, Ni, Cr. Plants with bio-energy raw material supply potentials like switchgrass, miscanthus, rapeseed and barnyard grass. After remediation, bioenergy producing potential by harvested plant biomass will also be assessed.

This study has been completed Pennisetum, Miscanthus, water and rapeseed barnyard heavy metal contaminated soils nickel, chromium and copper accumulation effect. From the results, water barnyardgrass and rapeseed for the three heavy metals enrichment effect, for the removal of heavy metals in the soil will get good help, but the biological point of view, Pennisetum obtain the maximum biomass, and can be for subsequent reuse. From the current results, Pennisetum maximum biomass obtained, followed by silver grass, water barnyard, rape, and in the environment of heavy metals nickel, Pennisetum explants per square meter, the first harvest can remove 11.99 ~ Nickel 27.30 mg between Miscanthus between 5.26-15.05 mg, water barnyard between 0.40-2.24 mg, cole between 0.13-1.92 mg; chromium in the environment, explants per square Pennisetum meters, a removable copper, between 26.69-53.82 mg Mans dish between 2.10-25.80 mg, water barnyard between 1.01-2.59 mg, cole between 0.83-1.58 mg; in the environment of heavy metals copper under Pennisetum of explants per square meter can be removed between 27.34-92.52 mg copper, silver grass between 5.92-52.66 mg, water barnyard between 0.43-2.26 mg, rapeseed is 0.18-5.10 between, rape and barnyard although water has a more enrichment, but if in order to estimate the biomass, Pennisetum and Miscanthus is a large amount of heavy metals can be removed.

Vegetation Restoration Act in the exercise of the extent of ecological damage to the site is now low, as a sustainable way of remediation, but in consideration of the concentration of heavy metal pollution site presence, the more heavily contaminated soil will affect the

Vegetation Restoration plants growth and enrichment of the future, the use of conventional passenger geotextile Dumping Act would lower environmental impact, but if contamination is low, the use of plant repopulation impact the aquatic environment caused by the construction method were lower, while the contaminated soil Pollution is also a need to consider the depth of the point, if the pollution situation of contaminated sites contaminated depth, then remove Vegetation Restoration labor law will be limited, because most of the plant roots are not deep, it takes a long time to remove, use environmental impact of traditional dump-off caused by the lower geotextile law; use Vegetation Restoration will consider the amount of transfer coefficient and harvest the plants of factors, in terms of traditional indigenous dump-off Compared to the simple use of Vegetation Restoration Act and Regulation not necessarily friendly to the environment, but after the harvest biomass If further as energy use, Vegetation Restoration Treatment Technology for the environment impact will decline, obtained environmentally friendly are positive, therefore, for the improve environmental quality, safeguard environmental resources, the pursuit of sustainable development, with the Vegetation Restoration Act was re-utilization of biomass is still a potential remediation technologies.

目錄

一、前言	25
二、研究目的	27
三、文獻探討	28
3.1 研究背景	28
3.2 國、內外植生復育相關文獻	30
3.2.1 土壤性質影響	30
3.2.2 重金屬對植體的影響	31
3.2.3 土壤重金屬污染	32
3.2.4 植生復育技術	38
3.2.5 國內植種吸附重金屬鎳資料收集	40
3.2.6 植生復育國外案例資料收集及評估	42
3.3 國內相關案例	43
3.4 綠色永續整治生命週期評估	44
四、研究方法與過程	46
4.1 植物實驗室整治	47
4.2 植生復育與傳統整治工法生命週期評估	50
4.3 研究進度及預期完成之工作項目	53
五、結果與討論	54
5.1 設置植生整治盆栽試驗與操作	54
5.2 檢測污染土壤重金屬濃度	58
5.3 植體生物量及生長情形分析	59
5.4 檢測植體重金屬含量分析	61
5.5 植生復育與傳統整治工法生命週期評估	74
5.5.1 案例研究地點	75
5.5.2 系統範圍界定	75
5.5.3 盤查分析	77
5.5.4 功能單位	79
5.5.5 排土客土法一次工期與植生復育法1年收穫整治之比較	80
5.5.6 排土客土法一次工期與植生復育法1年收穫整治之比較-以每單位面積 (m^2)	83
5.5.7 排土客土法一次工期與植生復育法1年收穫整治之比較-以每單位面積 (m^2) 移除1 g重金屬	84
5.5.8 排土客土法與植生復育法之比較-以移除相同重金屬總含量	85
5.5.9 排土客土法一次工期與植生復育法1年收穫整治之比較-以每單位面積	

(m ²) 移除1 g重金屬 (生物量回收再利用)	87
5.5.10 排土客土法與植生復育法之比較-以移除相同重金屬含量 (生物量收穫後再利用)	88
5.5.11 傳統工法整治成本評估.....	90
六、結論與建議.....	93
七、參考文獻.....	94

表目錄

表1 截至102 年度各縣市農地污染場址分布情形.....	29
表2 土壤性質影響植物生長之相關參考文獻.....	31
表3 土壤中重金屬主要來源.....	34
表4 台灣地區農田土壤重金屬自然含量.....	34
表5 重金屬在土壤及植物中的臨界毒性.....	35
表6 常見食用作物對土壤重金屬濃度之耐受性.....	36
表7 台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表.....	37
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.....	37
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.....	38
表10 台灣地區植體吸收土壤重金屬鎳.....	41
表11 彰化縣控制場址採樣點濃度資料.....	54
表12 台中市控制場址採樣背景資料.....	56
表13 各樣點重金屬濃度分析結果.....	58
表14 土壤污染試驗化合物及濃度.....	58
表15 不同處理下植體生物量分析.....	60
表16 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬總量分析.....	73
表17 現地排土客土盤查資料.....	77
表18 模擬植生復育生物量資料.....	79
表19 植生復育所需機具及肥料消耗量盤查資料.....	79
表20 植生復育生物量以焚化廠發展生質電能發電量計算.....	79
表21 南海製革污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	80
表22 台中農地污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	82
表23 南海製革污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以每單位面積m ² 一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	83
表24 台中農地污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以每單位面積m ² 一次工期	

與植生復育法1年收穫整治估算)	83
表25 整治案例及整治經費表	91
表26 整治案例污染情形及成本彙整表	92

圖目錄

圖1 各行政區列管農地百分比圖示	30
圖2 重金屬污染途徑	33
圖3 研究架構圖	46
圖4 盆栽實驗設置情形	57
圖5 盆栽實驗設置情形	57
圖6 狼尾草重金屬鎳吸收情形	61
圖7 芒草重金屬鎳吸收情形	62
圖8 水稗重金屬鎳吸收情形	63
圖9 油菜重金屬鎳吸收情形	64
圖10 狼尾草重金屬鉻吸收情形	65
圖11 芒草重金屬鉻吸收情形	66
圖12 水稗重金屬鉻吸收情形	67
圖13 油菜重金屬鉻吸收情形	68
圖14 狼尾草重金屬銅吸收情形	69
圖15 芒草重金屬銅吸收情形	70
圖16 水稗重金屬銅吸收情形	71
圖17 油菜重金屬銅吸收情形	72
圖18 IMPACT 2002+方案架構總覽	74
圖19 排土客土法流程	76
圖20 植生復育法流程	77
圖21 南海製革污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	81
圖22 南海製革污染場排土客土及植生復育環境衝擊累計指數 (以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	81
圖23 台中農地污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	82
圖24 台中農地污染場排土客土及植生復育環境衝擊累計指數 (以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	82
圖25 南海製革污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以每單位面積m ² 移除1g重金屬).....	84

圖26	台中農地污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以每單位面積m ² 移除1g重金屬).....	85
圖27	南海製革污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算).....	86
圖28	台中農地污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算).....	86
圖29	南海製革污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	87
圖30	台中農地污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算).....	88
圖31	南海製革污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算).....	88
圖32	南海製革污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算).....	89

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., 1998；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，尤其以銅、鉻、鎳的情形最為嚴重，目前多採用「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，如台蓄草 2 號、芒草、稗草、十字花科植物等，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、鎳等污染土壤的累積能力。並利用生命週期評估軟體進行投入和產出及潛在環境衝擊之彙整與評估。

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 102 年度各縣市農地污染場址分布情形

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
臺中市	342	269
基隆市	0	0
臺南市	36	65
高雄市	0	49
新北市	0	13
宜蘭縣	1	4
桃園縣	1,701	137
嘉義市	6	9
新竹縣	0	0
苗栗縣	6	22
南投縣	4	7
彰化縣	328	1,155
新竹市	0	200
雲林縣	13	11
嘉義縣	0	0
屏東縣	0	2
花蓮縣	0	0
臺東縣	0	0
金門縣	0	0
澎湖縣	0	0
總計	筆數：2,437	筆數：1,965
	面積：3,153,206 m ²	面積：4,303,050 m ²

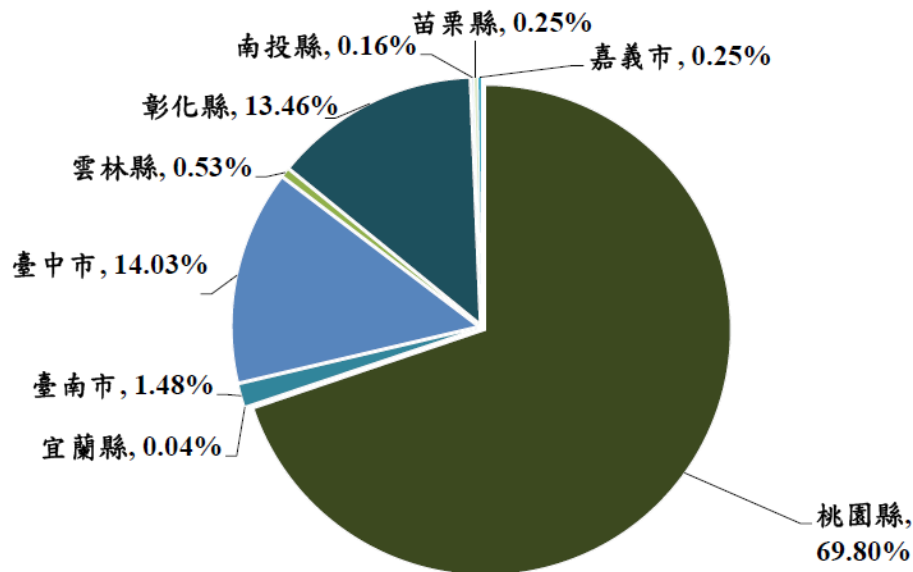


圖 1 各行政區列管農地百分比圖示

3.2 國、內外植生復育相關文獻

3.2.1 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

3.2.2 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)。

3.2.3 土壤重金屬污染

重金屬污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. 土壤重金屬污染來源

土壤重金屬污染途徑，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7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)

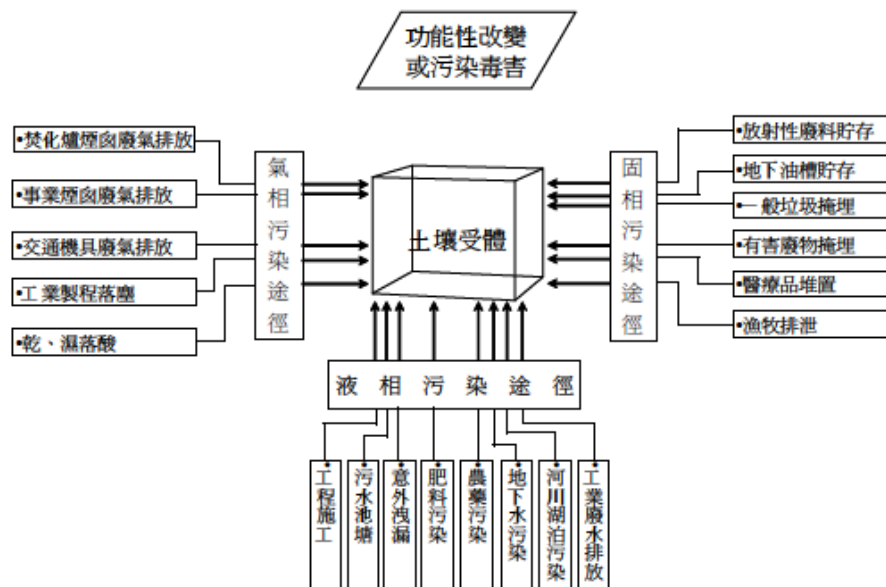


圖2 重金屬污染途徑

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9 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8。

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 裡土<4	4-9 4-15	10-60 16-60	>60 >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

3.2.4 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受力、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。

3.2.5 國內植種吸附重金屬鎳資料收集

本場址因過去處理工法的問題，使得原為地質元素鎳溶出至地下水中，致地下水中鎳超過第二類地下水污染管制標準，鎳在植體為酶的構成元素，與尿素代謝有關，若缺代將使幼葉葉脈間黃化，老葉呈灰綠色，根呈棕色且無法產生鬚根(林浩潭，2005)，過去台灣重金屬污染主要以鎘為主，對於植生復育應用於鎳的文獻較少，在加拿大已建立重金屬高聚集植物的資料庫，收集數百種具有清除重金屬潛力的植物，其中有一部分是生活中常見的作物，如向日葵、包心菜、芥菜及天竺葵等。大部分已知的重金屬高聚集植物，是在重金屬高含量區發現的，且只分布於這些區域，這顯示植物聚集重金屬的能力，是處於環境壓力下所產生的生態生理適應現象。而重金屬高聚集植物物種的分布，目前已知鎳的高聚集植物主要分布於南歐、中歐和小亞細亞，有許多十字花科的植物可聚積超過1%的鎳，而阿拉伯芥屬植物的膠乳中甚至可累積高達11%乾重的鎳(葉顯銘等，2004)。然而國外具有高聚集的植物，在國內因氣候環境的差異，是否能生長良好，是有疑慮的，且外來生物是否會危害本土生物的生長，也是需要考量的，本計畫希望能利用本土植物進行重金屬吸附移除，如狼尾草，下表14為整理國內對於重金屬鎳蓄積於植體的案例。

表10 台灣地區植體吸收土壤重金屬鎳(mg/L)

植體	植體鎳含量 (mg/kg)	土壤鎳濃度 (mg/kg)	參考文獻
蒺藜草	131	455.00	郭書吟，2006。
芒稷	367	455.00	
狗牙根	79.7	455.00	
青葙	114	455.00	
蒺藜草	2.9	73.00	
芒稷	10.6	73.00	
狗牙根	7.07	73.00	
青葙	9.06	73.00	
油菜	119	346.00	李芷儀，2009。
向日葵	107	346.00	
番茄	98.9	346.00	
肥皂草	97.1	346.00	
苦楝*	26.08	20.87	顏江河，2011。
烏柏*	33.87	20.87	
台灣欒*	19.44	20.87	
黃連木*	5.16	20.87	
印度紫檀*	4.31	20.87	
樟樹*	9.89	20.87	
茄苳*	30.19	20.87	
肖楠*	0	20.87	
大葉桃花心木*	4.39	20.87	
楓香*	36.33	20.87	
杜英*	11.08	20.87	
台灣欒*	29.31	20.87	
相思樹*	0	20.87	
無患子*	14.43	20.87	
羅漢松*	10.01	20.87	
青剛櫟*	0	20.87	
毛柿*	6.26	20.87	
烏心石*	24.82	20.87	
白油桐*	20.45	17.90	柯淳涵，2008。
大葉桃花心木*	16.93	17.90	
無患子*	14.77	17.90	
樟樹*	14.65	17.90	
烏心石*	13	17.90	
樟樹*	7.62	23.32	柯淳涵，2011。
馬拉巴栗*	5.98	23.45	
水稗*	10.42	24.85	

註：*表以莖部鎳含量計算。

3.2.6 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 kg/ha)與Zn(5-27 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。

3.3 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。

3.4 綠色永續整治生命周期評估

生命週期是在一個定義的系統中評估物質流向與流量的方法，是在一研究範圍中去描述物質通過自然環境與社會經濟體邊界所有的代謝路徑和最終宿命，包括系統中所有進(input)、出(output)、內部流(internal flow)及存貨(stock)之質量平衡，其基本方法是分析與描述，目的在解析與人類活動相關之物質的流動，從資源開採到使用，直至廢棄的整個循環過程。

根據質量守恒定理，假定一定數量的物質因人類活動而從生物圈中消失，其實並非真正的消失，只是以另一種型態出現，並不會從地球上無端消滅，而其主要的研究方法在由純物質的數量或質量規模角度出發，探討構成工業活動的全部物質的流動與儲存，並描繪其行進的路線、動力學機制及物理和化學狀態。因此物質流分析可以幫助決策者了解某區域中的物質代謝情況，使區域內的過程與活動如建造、運輸、消費與廢棄物處理能與物質的進、出作系統性地連結 (Obernosterer et al., 1998; Hendriks et al., 2000)。

物質流的分析方法不管物質有價與否，運用質量或體積單位來計量經濟活動與工業生產中物質的流動與儲存，與過去常用的貨幣性經濟指標最大的不同是，貨幣性的數化方式，往往無法真正反應出影響未來資源分配選擇的機會成本以及自然資源真正的價值，因此物質流分析可作為一種新的環境評估使用工具，在人類經濟成長和環境保護的評量上，提供一種新的可行的方法。物質流分析一般由三大元件所組成，分別是系統(system)、過程(process)及所研究的物質：系統由一個或多個過程以及物質流向與流量所組成，過程代表物質的轉換(transformation)、運輸或儲存，過程連結到產品(good)的流向與流量，而產品由多種化學物質

(substance)所組成(Rechberger and Brunner, 2002)。因此，依據探討對象之不同，物質流分析探討的對象可分為三類(Steurer, 1996;Tjahjadi et al., 1999)：

一、經濟體總體物質需求(Total Material Requirement)分析：

是一種總物質需求與輸出(Total Material Requirement and output)，是一種物質流會計帳的方法，將總物質流在國內經濟與環境間之實體交換量化，如國家物質流帳。

二、塊材物質流分析(Bulk Material Flow Analysis)：

是展現經濟系統中資源的流向與流量之基礎，以及提供一個以物質為基礎之經濟體系架構本質，如金屬類、紙類、砂礫物質。

三、元素物質流分析(Substance Flow Analysis(SFA))：

所謂元素(substance)泛指單一元素或其化合物，是構成物質的元素，所以元素物質流分析也屬於物質流研究的一種。依據 Steurer (1996) 及 Tjahjadi et al. (1999) 之研究建議，物質流分析所關切之對象，其中總體物質需求分析，決策管理議題為永續發展，塊材物質流分析決策管理議題為廢棄物減量與資源回收，元素物質流分析決策議題為毒性化學物質管理，重金屬毒性化學物質管理，本研究將探討之元素物質流分析研究。

至於總物質需求之研究案例方面，國內的物質流資料庫及歐盟各國進行物質流分析，大部份均引用 World Resource Institute (2000)所用之方法，亦即分析重點大致可分為輸入面、輸出面與國內存貨等，一般來說所有的國家獲得物質的輸入分為：

一、直接取之於自然環境。

二、從其他經濟體進口農礦產品、半成品、最終產品等；這些輸入的物質經由濟體系的處理，其流向有：

(一)物質會累積在經濟體中，形成生命週期較長的耐久財及基礎建設的增加等，如淨存貨增加(Net Addition to Stock, NAS)。

(二)以固體廢棄物、空氣污染物、水污染物及系統損失或散逸流(Dissipative flow)等形式輸出至環境

(三)物質以農礦產品、半成品、最終產品輸出至其他國家等。

四、研究方法與過程

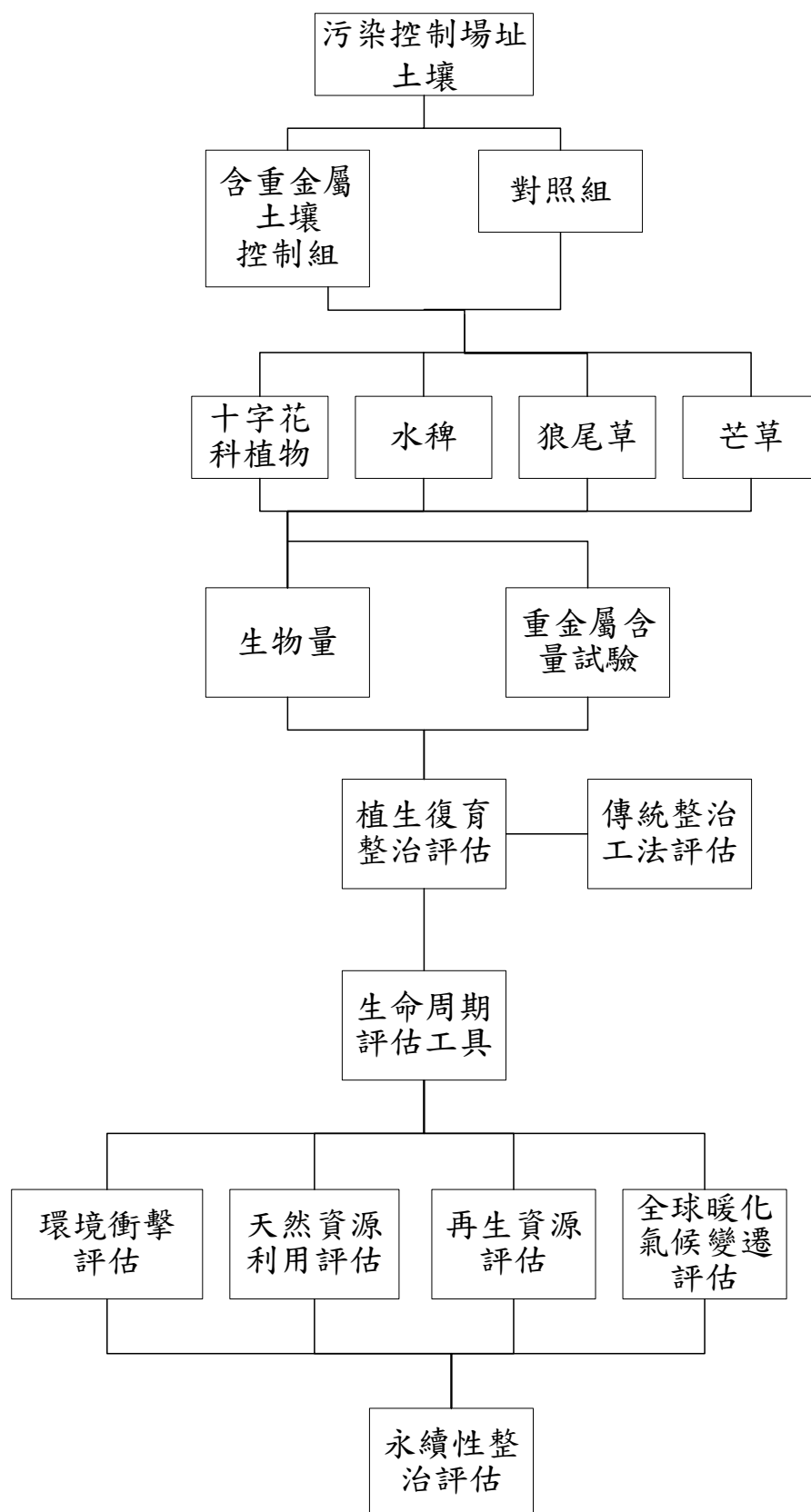


圖3 研究架構圖

4.1 植物實驗室整治

首先選用 4 種速生植物，如十字花科植物-油菜、狼尾草、水埤、芒草等復育植種直接種植於原始土壤中，觀察其植物之發芽及生長狀況；另外再選擇植種，先於戶外（室溫）自然條件下之場所進行培植，依 102 年度土壤及地下水污染整治年報中揭露，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。重金屬污染物質以場址區分主要為銅、鎳及鉻。因此本次試驗將使用受銅、鎳、鉻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、鎳、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，如十字花科植物、狼尾草、水埤、芒草等，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。

十字花科植物（油菜、蕃茄、胡瓜、萵苣等），早在一八六五年時，就有學者在德國及比利時發現一種十字花科的植物（*Thlaspi caerulescens*），這種植物可以適應含鋅量相當高的土地，對這種植物進行灰分分析時，發現鋅的含量占總乾重的 17%。到了一九四八年時，有學者在義大利發現另一種可以蓄積大量鎳（約 10,000 微克／克乾重）的十字花科植物（*Alyssum bertolonii*）。十字花科 *Thlaspi caerulescens* 是一種著名的植生復育植物，常用於受重金屬污染土壤之植生復育研究，地上部會累積 $8,500\text{mg Pb kg}^{-1}$ (Brown *et al.*, 1995)，*Thlaspi rotundifolium* 亦為一著名之重金屬累積植物，最多可累積 $8,200\text{mg Pb kg}^{-1}$ (Reeves and Brooks, 1983)。這些可以生長在富含重金屬地區的植物，已經演化出抵抗重金屬的能力，這一類的植物被通稱為「重金屬性植物」（*metallophytes*）。（葉顯銘等，2004）

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，深圳龍崗區沙田污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)

芒草，一般環境下株高可達一公尺，開花抽穗後株高約為 1.5 公尺到 2 公尺，在合適的環境條件下其株高可達 3 公尺。芒草生長勢旺盛、耐惡劣環境的特質，也被賦予期待地應用在整治受重金屬污染的土地。雖然鎘、鉻等重金屬對於芒草仍具毒性，且芒草所吸收的此等重金屬幾乎有 90% 累積在根部和根狀莖，影響到去除作業的實用性。但是憑藉芒草生產的龐大生物量，仍可經由收割莖葉，逐漸清除受污染土壤中的重金屬。北台灣有可以耐重金屬的「白背芒」、東海岸有可以抗鹽分的「八丈芒」等；台灣芒草的優勢除了數量外，還可以對抗不同的環境、很少生病。(邱志郁，2008)

水稗常生於水田、塘邊濕潤處，歐亞常有分佈。水稗是一種一年生草本植物，水稗和稻子外形極為相似。水稗長在稻田裡、沼澤、溝渠旁、低窪荒地。形狀似稻但葉片毛澀，顏色較淺。水稗與稻子共同吸收稻田裡養份，因此水稗屬於惡性雜草，水稗適應性強，生長茂盛，品質良好，飼草及種子產量均高，營養價值也較高，粗蛋白質含量為 6.28-9.42%，粗脂肪含量為 1.92-2.45%。鮮草，馬、牛、羊均最喜吃；用水稗養草魚，生長速度快，肉味非常鮮美；乾草，牛最喜食。穀粒可作家畜和家禽的精飼料，根及幼苗可藥用，能止血，主治創傷出血。莖葉纖維可作造紙原料。文獻顯示稗草能夠大量積累 Mn、Fe、Zn。(李星等，2008)

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 0.4 克風乾土樣於鐵氟龍消化瓶（容積 100 mL），依序加入 3 mL 濃硝酸（65%）及 9 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機（mls 1200 mega），消化完後移至抽氣櫃中冷卻，再用聚碳酸酯（Polycarbonate）濾紙（OSMONICSING, 1-800-444-8212, 0.4 Micron, 47mm）過濾並定量至 50 mL，以感應耦合電漿原子發射光譜儀（ICP）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（精確度 0.1 公分）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)，將採收之植物分為地上部（莖及葉）與地下部（根），地下部先用自來水沖洗三次後，將其浸泡於 0.01 mol/L CaCl_2 中 30 分鐘，之後將根取出再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（60°C，72 小時），將烘乾後之植物體剪碎成 2~5mm，秤取 0.25 克的植物體置於鐵氟龍消化瓶中，依序加入 6 mL 濃硝酸（65%）、1mL 過氧化氫（30%）及 1mL 氫氟酸（40%），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微波消化機（mls 1200 mega），其加熱程式設定如表 3-4，之後移至抽氣櫃中冷卻，用聚碳酸酯

(Polycarbonate) 濾紙 (OSMONICSING, 1-800-444-8212, 0.4 Micron, 47mm) 過濾並定量至 25 mL，以感應耦合電漿原子發射光譜儀 (ICP) 測其重金屬的含量。

4.2 植生復育與傳統整治工法生命週期評估

1. 生命週期評估：

依據 ISO Guide 64 『產品標準之環境考量面指引』中文版指出，產品的環境效應主要取決於整個產品生命週期所有階段中的投入及其產出，因此在重金屬污染土壤整治的可行性評估上，首先須建立投入及產出的推估方法，而生命週期盤查與毒性釋放盤查則是資源投入與產出的首要條件。生命週期盤查提供重金屬污染土壤整治所需輸入的能量及原料與輸出物的清單，據以評量各種重金屬污染土壤整治方法處理時所可能造成的環境負荷量。而完整的生命週期盤查至少應包括資源之使用、製造運銷、回收利用、使用/再使用及維護工作、及廢棄物管理等部分，進而量化資源與能量使用量及環境釋放量。而毒性釋放盤查則與生命週期盤查工作類似，但著重於有毒物質的釋放量，即利用重金屬污染土壤整治方法系統中所投入的原料、能量、製程與輸出產物等基本資料，分析整個運作系統中場內與周遭環境中毒性物質的釋放量。此些步驟不僅能得到重金屬污染土壤在整治方法體系中所需原料及能量的質量平衡關係，毒性物質的釋放盤查結果尚可作為進行風險評估的基本資料。

環境衝擊及社會經濟影響的評估主要在量化重金屬污染土壤整治方法處理體系對環境生態及社會成本的影響。在環境衝擊評估上，可利用迫害源的分類及特性的分析，即能定量出衝擊指標，再選擇適切的模式及評估方法，賦予各衝擊指標相對的數值或權重，以利決策者的衡量判定。

為應用生命週期評估技術評估重金屬污染土壤整治方法處理技術的各類方法，欲應用清除技術完整評估回收處理技術須建立許多評估方法，以分別應用於健康風險、環境衝擊及社會福祉的定量評估。然由於各評估方法所需的資訊不同，評估的結果亦無法完全轉換為單一指標(如所需成本效益比)，加上有關重金屬污染土壤整治處理技術的資料相當少見，且當中所使用到的機具也不確定，因此在諸多的評估方法中，本研究優先選用包括生命週期盤查前置方法之評估系統進行評估，而衝擊評估部分則採用 Simapro 軟體程式進行迫害源分析。

2. 生命週期盤查：

進行生命週期盤查首要之務為目標及範圍的界定。國內目前對污染整治處理廠盤查範圍的界定多由土壤廢棄物的運送至處理廠，經處理直至產品產出為止。

本計畫生命週期盤查的研究主體為重金屬污染土壤整治處理的程序；盤查的目的是為了得知整治處理程序所需消耗的資源（包括物質與能量），以及所製造之產品產量與廢污排放量，進而分析環境衝擊、評估健康及安全危害性，並考慮社會福祉及經濟影響，整合各項分析結果以評估該處理程序是否為較清淨之廢棄物清淨技術，因此本生命週期盤查之分析對象律定為一重金屬污染土壤整治的方法處理技術。

本研究將在計畫執行期間，收集環保署已執行之整治工程報告，必要時進行土壤污染控製場址污染改善工程單位的拜訪，此結果將使本計畫對生命週期評估中『資源投入與污染產出之推估』部分獲得實際調查的回收處理資料。因此在盤查分析的對象上，本研究雖然仍假設為重金屬污染土壤整治處理技術，但分析項目的範圍則以目前國內整治處理技術相關法規排放標準中之項目及本研究對植生復育實際進行實驗的結果為依據。

本研究中將尋找以植生處理與一種現行常用工法進行比較，以了解現行重金屬污染土壤整治方法與植生復育整治方法的環境衝擊進行評估。

在生命週期盤查階段以輸入及輸出總量來表示，而能量平衡表因受限於資料取得的因素調查上可能遇到困難。為方便計算與比較使用，所有表格中所列數據均是以處理每公斤土壤平均重量計算，其中輸入量部分以實地調查的平均重量為準，至於輸出量部分由於無相關資料可供參考，因此利用 Simapro 軟體藉由生命週期評估技術計算其排放量。

3. LCA 衝擊評估：

最簡單的 LCA 衝擊評估方法是以數量化的迫害源作為衝擊指標，將生命週期盤查階段所得之投入與輸出物質及能量，轉換成迫害源。然由於目前欠缺重金屬污染土壤整治處理流程中需輸入的物種及總能量，因此無法利用 LCA 來進行迫害源的轉換。

另一種可行的方法為利用特性分析進行衝擊評估，例如藉由 Simapro

軟體配合 IVAM 資料庫的應用，可將所輸入的基本資料轉換成對環境衝擊的當量影響，此些環境衝擊的評估項目包括資源與能源的耗損、環境效應（酸雨、臭氧層破壞、溫室效應等）、人體與生態毒性、生物多樣性、毒性與非毒性物質產出、及對人類生活的影響等共 17 項，據以評估所選用處理方案的良窳及可能對環境的衝擊。為使所建議的方案能有個比較的對象，本研究將所有的方案均與「植生復育」所造成的環境衝擊進行比較。

4.3 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備 註
設置植生整治盆栽 試驗與操作													
植生復育能力評估													
植物生理機制測試													
植生復育與傳統整 治工法生命週期評 估													
提出綠色及永續目 標													
工作進度估計百分 比（ 累 積 數 ）	10 %	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %	65 %	70 %	75 %	80 %	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. 植生復育與傳統整治工法生命週期評估 5. 提出綠色及永續整治評估										
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、 淺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) 彰化採樣土壤背景資料

台灣在1970年代開始發展工業，彰北地區成為台灣電鍍與小五金工廠聚集的重鎮。那時極盛時期多達1500多間的家庭工廠，聚在東西二、三圳沿線。延貓羅溪流經彰化市區，而眾多電鍍廠、染整廠排入的廢水，順著圳溝流向和美、線西，被中下游的農民引灌。而因農業區與住宅區夾雜工廠，在極盛期，彰化縣的工廠密度是每平方公里7.5家，比全國的平均值2.7家，高出甚多。如此多的工廠四散各處農地，未集中設置管理，排放的污水就沿著溝渠四處流動，污染農地。又彰化縣電鍍及金屬表面業甚多，位居台灣地區第二位。由於規模小、資金不足，結構欠健全，普遍缺少污染防治設施，造成嚴重的環境污染。使污染無法集中管理。電鍍廢水成分常含有鉻、鎘、鎳、銅、鋅等重金屬。

環保署於 91 年 2 月針對全台重金屬含量第五級的農地，依新公告的管制標準及檢測方法進行污染土地確認查證工作，執行「農地土壤重金屬調查與場址列管計畫」。根據調查結果顯示彰化縣約有 183.32公頃農地受重金屬污染，彰化市佔 76.41公頃、鹿港鎮 16.83公頃、花壇鄉 2.26公頃、秀水鄉 1.69公頃、和美鎮 86.13公頃。若依重金屬污染面積統計，以銅、鋅、鎳、鉻佔多數，僅有彰化市 10.73公頃及和美鎮 8.62公頃為鎘污染。

下表11為整理彰化縣西門口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鉻、鋅、鎳為污染物，本研究採集土壤後進行後續盆栽試驗。

表11 彰化縣控制場址採樣點濃度資料

鄉鎮市	地段	地號	面積	銅(Cu)	鉻(Cr)	鎘(Cd)	鉛(Pb)	鋅(Zn)	鎳(Ni)
				土壤污染管制標準 (mg/kg)					
				400	250	20	2000	2000	200
				土壤污染監測標準 (mg/kg)					
				220	175	10	1000	1000	130
彰化市	西門口段	128-7	0.6072	78.4	131.4	0.751	37.5	217.3	166.3
		188	0.1207	112.0	479.5	0.984	49.6	1420.0	243.0
		204	0.417	155.0	71.7	0.823	39.9	465.0	227.8
		205-2	0.3494	493.0	408.7	1.563	65.3	962.3	472.3

(2) 澎湖採樣土壤背景資料

天祥加油站位於澎湖縣馬公市西文里西文澳204號縣道上，場址地號為澎湖縣馬公市中衛段1342、1342-1、1343及1344地號，為聯勤第一地區支援指揮部所管轄。本場址面積約為1385.55 平方公尺。本場址屬於控制場址，本場址地下水污染物為重金屬鎳5.77mg/L，超過地下水污染管制標準(1mg/L)。

本場址於民國70年代設立，由陸軍澎湖防衛司令部負責操作營運，有1座加油泵島及2座地下儲油槽，供應92無鉛汽油及高級柴油，主要用途為軍方民用車輛加油使用。於民國93年11月起操作使用權轉移至聯勤第一地區支援指揮部，至94年7月停止營運，94年8月完成加油機拆除、管線盲封、地下儲油槽餘油抽除及底部油泥清除作業。

於94年11月15日發生西文里疑似漏油案件，民國95年1月5日澎湖縣環保局發函告知相關單位，本場址內地下水採樣點，發現苯、甲苯及萘等石化污染物皆超出地下水污染管制標準。並於95年5月立即提送地下水改善計畫，改善期程至97年9月完成，改善工法主要採用化學氧化處理油品污染。澎湖縣政府環保局於98年1月告知相關石化污染物已改善至管制標準以下，但另外發現兩處監測井地下水中重金屬鎳含量為5.77 mg/L，已明顯超過管制標準1 mg/L規定，故公告本加油站為地下水污染控制場址。目前本場址仍繼續執行污染場址控制計畫中。本研究採集土壤後進行後續盆栽試驗。

(3) 台中採樣土壤背景資料

大里區詹厝園圳、大突寮圳和中興大排的灌溉水等區段農地上游皮革工廠林立，未作灌排分離，大里工業區的廢水排入大里溪流域，而灌溉用水又從大里溪引入，在沒有完整的區域排水系統下，不管是合法還是非法的廢水，也趁機排入四通八達的灌溉渠道，帶著污染物質往農地擴散。因工廠未做好污水處理排放，污染到灌溉水源，以至於造成農田土壤遭到污染，受污染農田為台中市政府環保局調查的高污染潛勢地區，民國91年台中縣環保局調查發現有4公頃的農地被污染休耕，99年年底進行擴大調查發現有6公頃農地遭重金屬污染，60噸稻作全數收購銷毀，台中縣環保局於是主動於100年10月底二期稻作收成後進行大面積細部調查取樣送環保署檢驗，101年1月底環保署報告，860筆抽樣土壤有190筆的鎳、鉻重金屬含量超標。

下表12為整理大里區詹厝園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鉻、銅、鎳為污染物，本研究採集土壤後進行後續盆栽試驗。

表12 台中市控制場址採樣背景資料

鄉鎮市	地段	地號	面積	超過標準類型
大里區	詹厝園	8	406	重金屬銅超過食用作物農地之土壤污染管制標準
		12-2	619	重金屬銅超過食用作物農地之土壤污染管制標準
		9	1918	重金屬銅超過食用作物農地之土壤污染管制標準
		172-12	1154	重金屬銅超過食用作物農地之土壤污染管制標準
		172-12	1497	重金屬鉻、鎳超過土壤污染管制標準；重金屬銅超過食用作物農地之土壤污染管制標準。

(4) 盆栽試驗

因所需空間較大，將試驗地設置於台大實驗林和社苗圃，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，收集於普力桶，狼尾草、芒草、水稗使用插莖的方式，油菜使用播種的方式進行，初期每盆施用複合肥料 (N 12%，P₂O₅ 12%，K₂O 17%，MgO 2%)，採收後測定植體水分含量、植體重量與重金屬含量，以推算其生質量變化及重金屬吸收量。下圖為盆栽試驗設置情形。



圖4 盆栽實驗設置情形



圖5 盆栽實驗設置情形

5.2 檢測污染土壤重金屬濃度

試驗區土壤重金屬調查之結果如表13所示，從表發現所採集之土壤以台中重金屬土壤污染情形較為嚴重，其次為彰化重金屬土壤，最後為澎湖重金屬土壤，但都未超過食用作物農地之監測標準值，後續增加土壤重金屬淋洗試驗項目，以進行比較。

表13 各樣點重金屬濃度分析結果

樣區	銅(Cu)	鉻(Cr)	鎳(Ni)
	土壤污染管制標準(農地標準) (mg/kg)		
	400 (200)	250	200
	土壤污染監測標準(農地標準) (mg/kg)		
	220 (120)	175	130
彰化重金屬土壤	43.2	89.3	59.2
澎湖重金屬土壤	21.0	30.53	21.3
台中重金屬土壤	98.3	52.5	93.2

後續土壤污染試驗，以下表14所列重金屬化合物進行淋洗，將選擇植物種植重金屬污染土壤中，以了解這些植物對於三種重金屬的累積能力，每一種處理種植5盆，各重金屬配以不同污染情形進行土壤淋洗，進行土壤淋洗。

其土壤質地主要為砂質黏土，pH值為 6.04-7.04之間，導電度值範圍則為 0.25-1.29dS/m之間，有機碳含量範圍為0.08-0.57%，屬偏低範圍。陽離子交換容量介於7.86-14.74 cmol(+)/kg，而交換性鹽基含量則以鈣最高。CEC值與有機碳含量及黏粒含量有關。

表14 土壤污染試驗化合物及濃度

重金屬種類	重金屬化合物	土壤濃度(mg/kg soil)				環保署管制農地 標準濃度
銅	CuSO ₄	100	200	400	1000	200
鉻	K ₂ Cr ₂ O ₇	88	175	350	875	250
鎳	NiCl ₂	100	200	400	1000	200

5.3 植體生物量及生長情形分析

植物於台大實驗林和社苗圃種植，以普力桶密集式種植，每月採集單株進行後續重金屬分析，種植4個月後進行收割以分析生物量，下表15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其他植種多，但在鉻及銅的存活情形，在高濃度的環境之下植體收獲較少，芒草則較好，可以耐受較高濃度的鉻及銅，水埤所獲得的生物量較少，在高濃度的鉻及銅的環境下存活性情不佳，油菜可以耐受較高濃度的鉻及銅，但所獲得的生物量最少。

植物的高度以狼尾草最高，可達到250公分左右，而芒草約為180公分，水稗約為50公分，油菜高度約為40公分左右。

重金屬鎳的部分，狼尾草在土壤重金屬濃度100mg/kg以上的環境下，明顯的產生毒害症狀，開始有萎縮現象，因此所獲得的生物量因此較少，在鎳100、200、400及1000 mg/kg soil的環境，所獲得的單株絕乾生物量為 687.4 ± 191.5 、 549.8 ± 173.5 、 491.7 ± 152.9 及 405.0 ± 195.9 ，較控制組減少80、84、86及88%。

重金屬鉻的部分，狼尾草在土壤重金屬濃度88mg/kg以上的環境下，明顯的產生毒害症狀，開始有萎縮現象，因此所獲得的生物量因此較少，在鉻88、175、350及875 mg/kg soil的環境，所獲得的單株絕乾生物量為 919.4 ± 200.9 、 731.3 ± 173.6 、 467.5 ± 121.8 及 57.3 ± 25.2 g/m²，較控制組減少73、79、86及98%。

重金屬銅的部分，狼尾草在土壤重金屬濃度100mg/kg以上的環境下，明顯的產生毒害症狀，開始有萎縮現象，因此所獲得的生物量因此較少，在銅100、200、400及1000 mg/kg soil的環境，所獲得的單株絕乾生物量為 1322.3 ± 346.4 、 730.8 ± 227.1 、 687.4 ± 202.4 及 366.9 ± 215.4 g/m²，較控制組減少61、79、80、及89%。

表15 不同處理下植體生物量分析

樣品分類	土壤污染濃度 (mg/kg soil)	狼尾草 絕乾生物量 (g/m ²)	芒草 絕乾生物量 (g/m ²)	水稗 絕乾生物量 (g/m ²)	油菜 絕乾生物量 (g/m ²)
彰化重金屬土壤		840.4	521.7	39.1	17.5
澎湖重金屬土壤		925	654.2	63.6	36.4
台中重金屬土壤		608.4	332.8	54.7	13.5
鎳 (Ni)	100	687.4	375.0	85.5	36.3
	200	549.8	419.2	36.2	31.9
	400	491.7	173.9	21.3	20.2
	1000	405.0	125.4	5.8	13.3
鉻 (Cr)	88	919.4	288.9	47.2	15.5
	175	731.3	164.3	30.3	11.6
	350	467.5	88.9	-	5.4
	875	57.3	-	-	-
銅 (Cu)	100	1322.3	520.8	24.4	30.3
	200	730.8	476.6	13.0	17.7
	400	687.4	85.7	-	9.5
	1000	366.9	-	-	8.5
對照組		3417.2	752.4	85.3	36.4

*註1：-表未存活。

5.4 檢測植體重金屬含量分析

狼尾草在三個樣區及重金屬淋洗鎳1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鎳污染環境下狼尾草植體的濃度如圖6所示，彰化土壤植體濃度為 14.5 ± 1.72 mg/kg，澎湖土壤植體濃度為 19.57 ± 1.97 mg/kg，台中土壤植體濃度為 28.24 ± 2.41 mg/kg，植株在重金屬鎳1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 67.40 ± 5.37 mg/kg。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Ni的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.07~0.92倍。

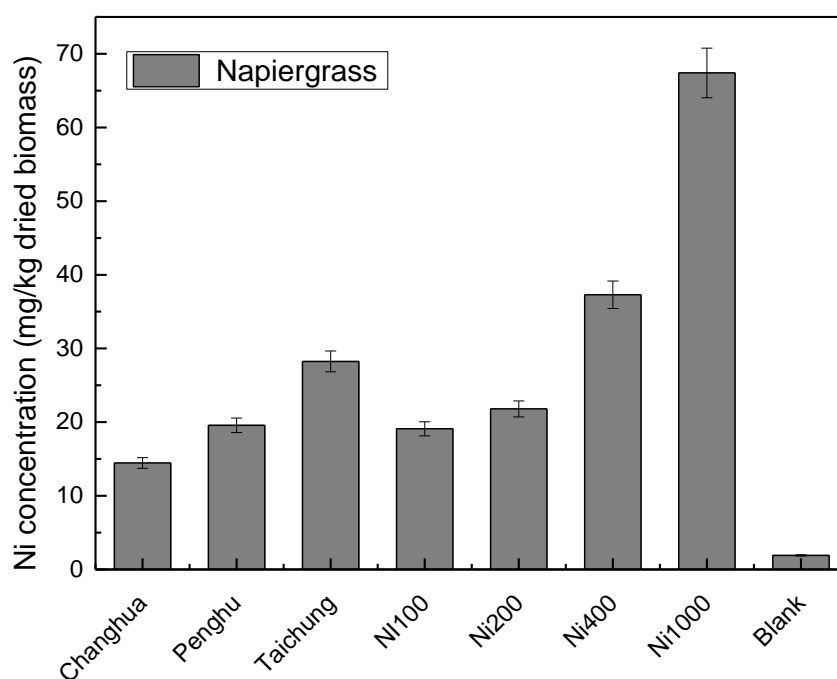


圖6 狼尾草重金屬鎳吸收情形

芒草在三個樣區及重金屬淋洗鎳1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鎳污染環境下芒草植株的濃度如圖7所示，彰化土壤植株濃度為 25.81 ± 2.29 mg/kg，澎湖土壤植株濃度為 16.95 ± 1.85 mg/kg，台中土壤植株濃度為 15.81 ± 1.79 mg/kg，植株在重金屬鎳1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 113.82 ± 8.69 mg/kg。生物富集係數BCF，芒草吸收重金屬Ni的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.11~0.80倍。

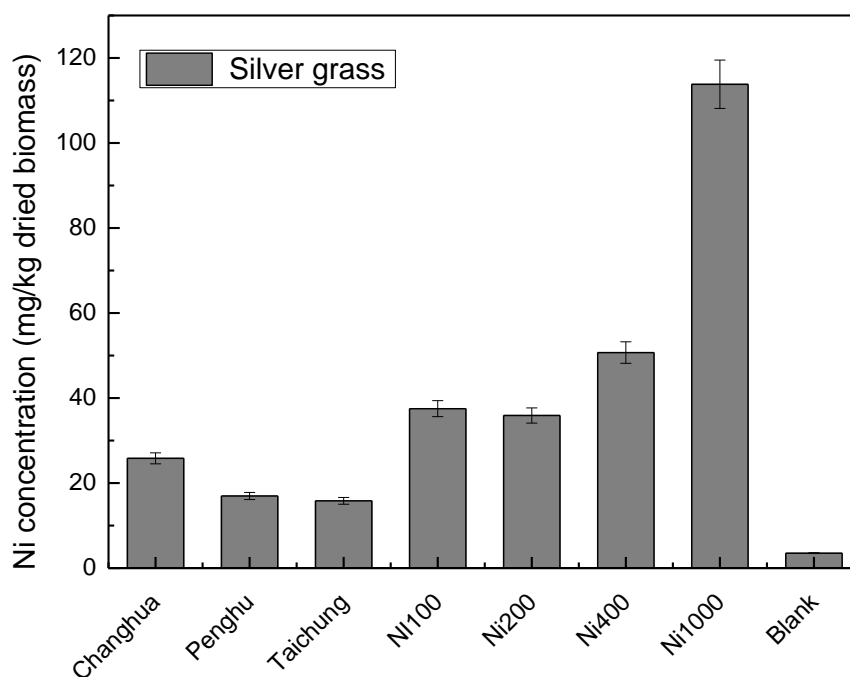


圖7 芒草重金屬鎳吸收情形

水稗在三個樣區及重金屬淋洗鎳1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鎳污染環境下芒草植株的濃度如圖8所示，彰化土壤植株濃度為 26.65 ± 2.33 mg/kg，澎湖土壤植株濃度為 7.14 ± 1.35 mg/kg，台中土壤植株濃度為 13.64 ± 1.68 mg/kg，植株在重金屬鎳1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 69.26 ± 5.46 mg/kg。生物富集係數BCF，水稗草吸收重金屬Ni的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.07~0.45倍。

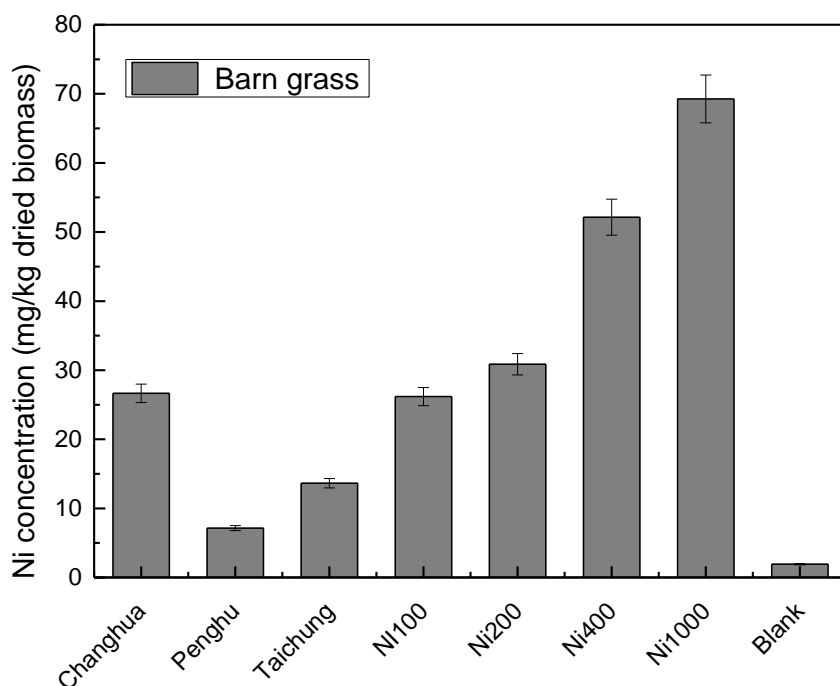


圖8 水稗重金屬鎳吸收情形

油菜在三個樣區及重金屬淋洗鎳1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鎳污染環境下芒草植體的濃度如圖9所示，彰化土壤植體濃度為 7.25 ± 1.38 mg/kg，澎湖土壤植體濃度為 26.24 ± 2.31 mg/kg，台中土壤植體濃度為 21.45 ± 2.07 mg/kg，植株在重金屬鎳1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 128.98 ± 9.45 mg/kg。生物富集係數BCF，油菜吸收重金屬Ni的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.13~1.23倍。

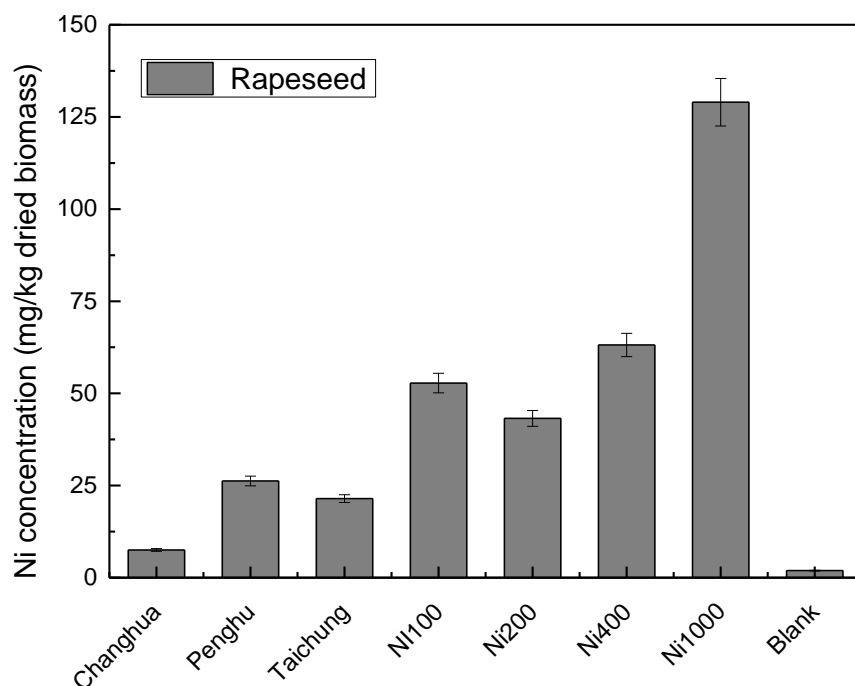


圖9 油菜重金屬鎳吸收情形

狼尾草在三個樣區及重金屬淋洗鉻175 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鉻污染環境下狼尾草植株的濃度如圖10所示，彰化土壤植株濃度為 40.21 ± 3.01 mg/kg，澎湖土壤植株濃度為 28.86 ± 2.44 mg/kg，台中土壤植株濃度為 48.27 ± 4.41 mg/kg，植株在重金屬鉻175 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 73.6 ± 5.68 mg/kg，而死株在重金屬鉻875 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 113.8 ± 1.69 mg/kg。生物富集係數BCF，狼尾草吸收重金屬Cr的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.13~0.95倍。

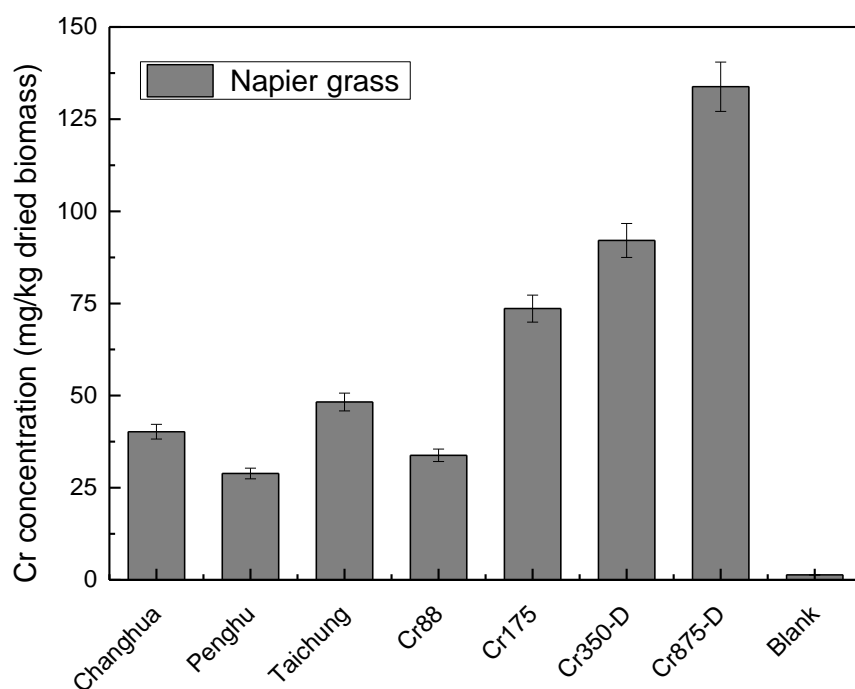


圖10 狼尾草重金屬鉻吸收情形

芒草在三個樣區及重金屬淋洗鉻350 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鉻污染環境下芒草植體的濃度如圖11所示，彰化土壤植體濃度為 49.45 ± 3.47 mg/kg，澎湖土壤植體濃度為 3.21 ± 0.86 mg/kg，台中土壤植體濃度為 56.53 ± 4.83 mg/kg，植株在重金屬鎳350 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 128.63 ± 10.43 mg/kg，而死株在重金屬鉻875 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 164.05 ± 12.20 mg/kg。生物富集係數BCF，芒草吸收重金屬Cr的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.11~1.08倍。

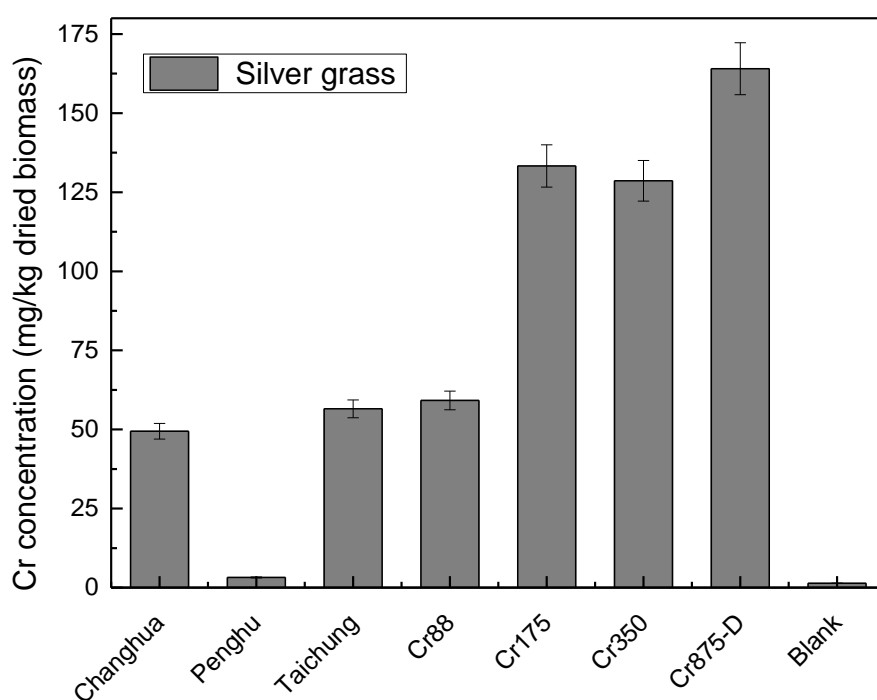


圖11 芒草重金屬鉻吸收情形

水稗在三個樣區及重金屬淋洗鉻175 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鉻污染環境下水稗植體的濃度如圖12所示，彰化土壤植體濃度為 27.83 ± 1.39 mg/kg，澎湖土壤植體濃度為 27.43 ± 2.37 mg/kg，台中土壤植體濃度為 47.41 ± 5.37 mg/kg，植株在重金屬鉻350 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 33.18 ± 3.66 mg/kg，而死株在重金屬鉻875 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 126.11 ± 10.31 mg/kg。生物富集係數BCF，水稗草吸收重金屬Ni的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.14~0.90倍。

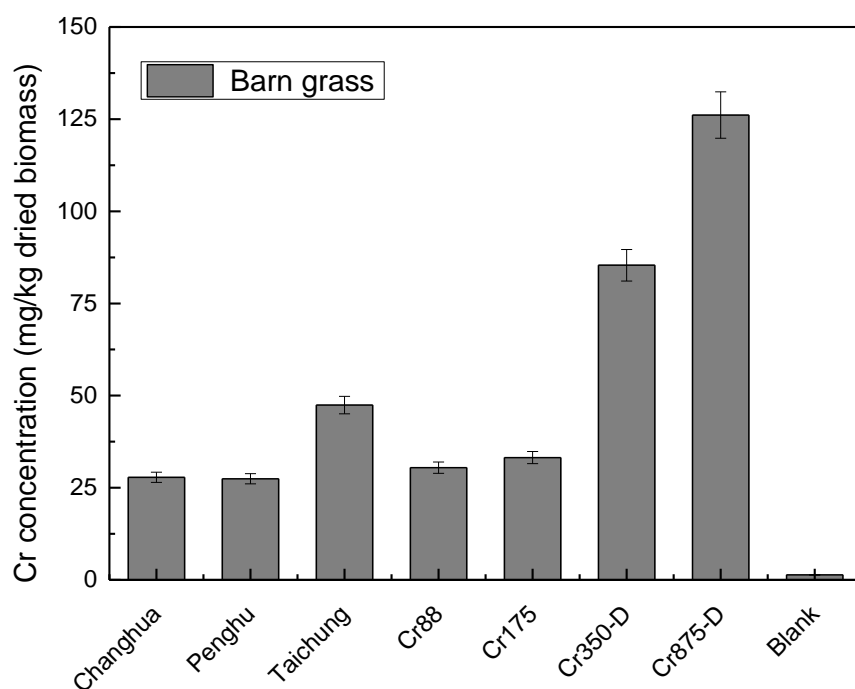


圖12 水稗重金屬鉻吸收情形

油菜在三個樣區及重金屬淋洗鉻350 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個鉻污染環境下油菜植株的濃度如圖13所示，彰化土壤植株濃度為 47.20 ± 4.36 mg/kg，澎湖土壤植株濃度為 40.85 ± 4.04 mg/kg，台中土壤植株濃度為 28.37 ± 2.42 mg/kg，植株在重金屬鉻350 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 165.89 ± 12.29 mg/kg，而死株在重金屬鉻875 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 386.68 ± 22.33 mg/kg。生物富集係數BCF，油菜吸收重金屬Ni的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.44~1.34倍。

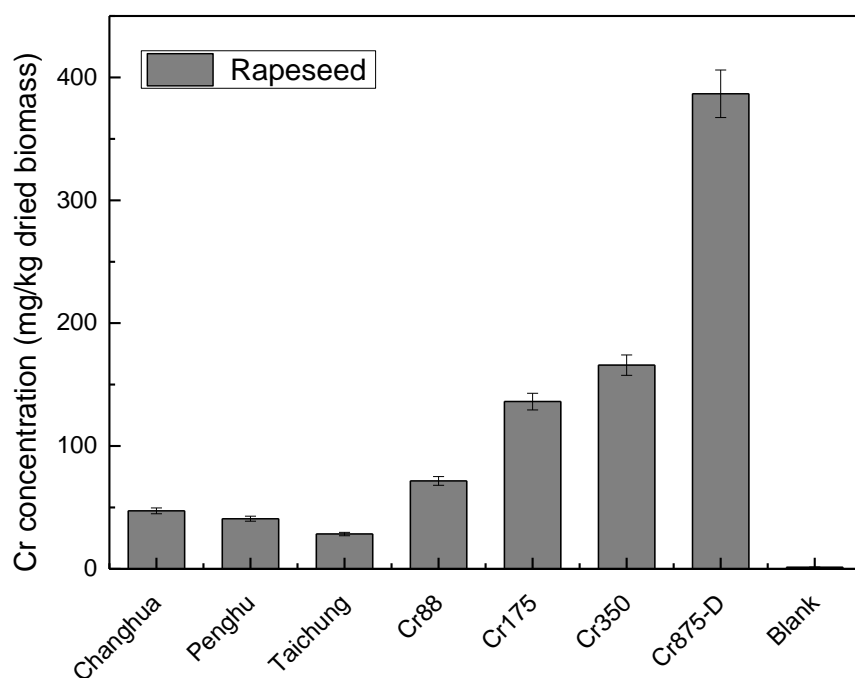


圖13 油菜重金屬鉻吸收情形

狼尾草在三個樣區及重金屬淋洗銅200 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個銅污染環境下狼尾草植株的濃度如圖14所示，彰化土壤植株濃度為 77.53 ± 5.88 mg/kg，澎湖土壤植株濃度為 29.56 ± 2.48 mg/kg，台中土壤植株濃度為 82.98 ± 6.14 mg/kg，植株在重金屬銅200 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 64.82 ± 5.24 mg/kg，而死株在重金屬銅1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 203.62 ± 15.18 mg/kg。生物富集係數BCF，狼尾草吸收重金屬Cu的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.20~1.79倍。

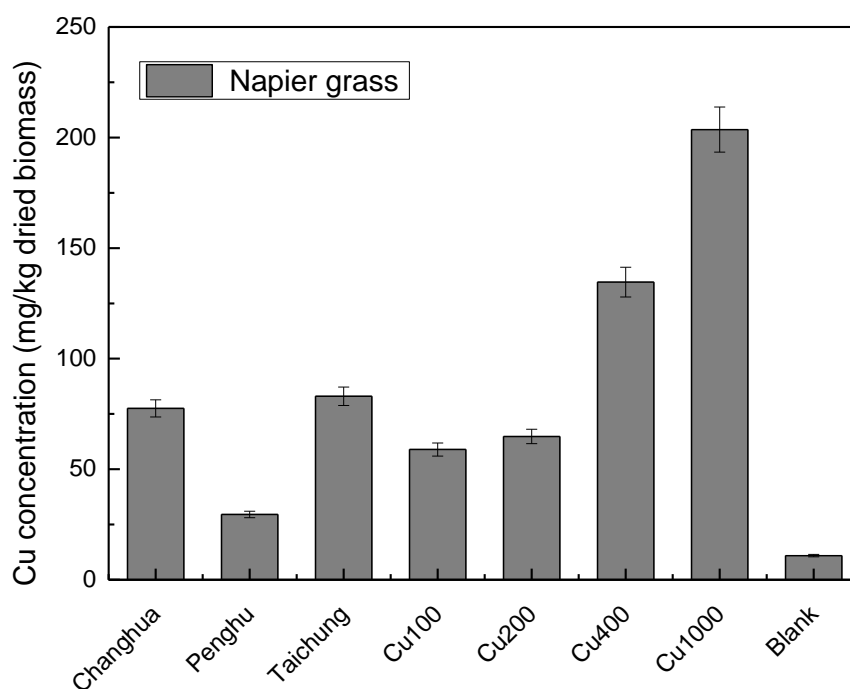


圖14 狼尾草重金屬銅吸收情形

芒草在三個樣區及重金屬淋洗銅400 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個銅污染環境下芒草植株的濃度如圖15所示，彰化土壤植株濃度為 20.14 ± 2.01 mg/kg，澎湖土壤植株濃度為 25.74 ± 2.29 mg/kg，台中土壤植株濃度為 17.77 ± 0.89 mg/kg，植株在重金屬銅400 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 251.19 ± 16.56 mg/kg，而死株在重金屬銅1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 304.80 ± 17.24 mg/kg。生物富集係數BCF，芒草吸收重金屬Cu的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.18~1.23倍。

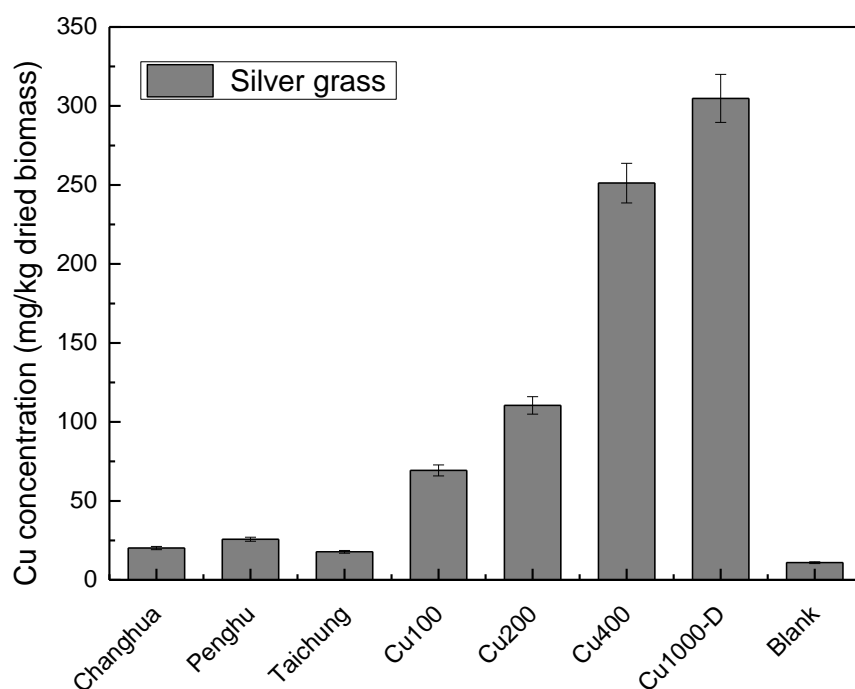


圖15 芒草重金屬銅吸收情形

水稗在三個樣區及重金屬淋洗銅200 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個銅污染環境下水稗植體的濃度如圖16所示，彰化土壤植體濃度為 50.54 ± 2.53 mg/kg，澎湖土壤植體濃度為 28.37 ± 2.42 mg/kg，台中土壤植體濃度為 41.38 ± 4.07 mg/kg，植株在重金屬銅200 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 33.05 ± 2.65 mg/kg，而死株在重金屬銅1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 63.72 ± 3.19 mg/kg。生物富集係數BCF，水稗吸收重金屬Cu的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.06~1.35倍。

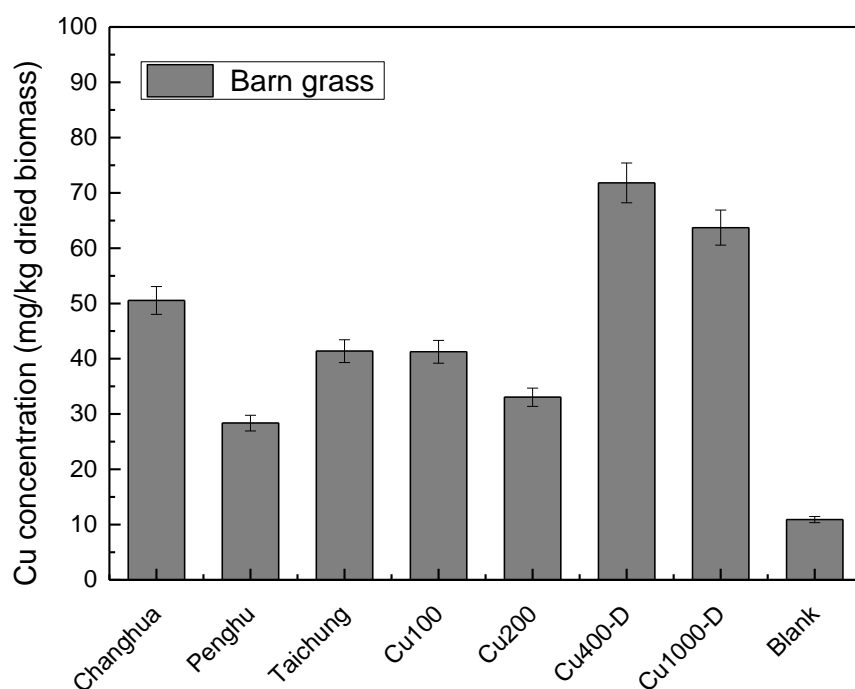


圖16 水稗重金屬銅吸收情形

油菜在三個樣區及重金屬淋洗銅1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，各個銅污染環境下芒草植體的濃度如圖17所示，彰化土壤植體濃度為 11.89 ± 1.59 mg/kg，澎湖土壤植體濃度為 13.54 ± 1.68 mg/kg，台中土壤植體濃度為 12.98 ± 1.64 mg/kg，植株在重金屬銅1000 mg/kg soil環境濃度下，植株重金屬濃度為 248.35 ± 15.42 mg/kg。生物富集係數BCF，油菜吸收重金屬Cu的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.13~1.68倍。

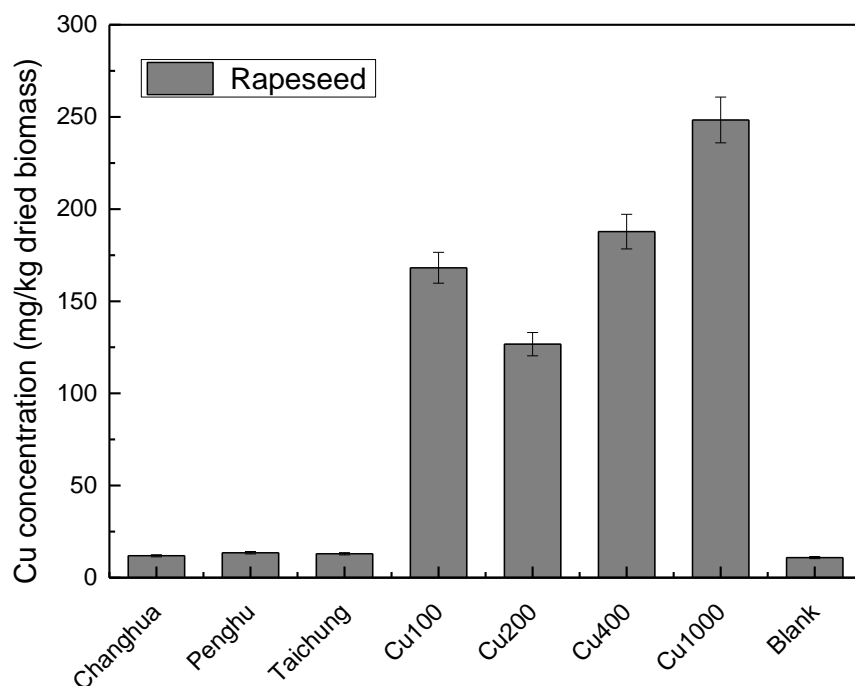


圖17 油菜重金屬銅吸收情形

狼尾草、芒草、水稗、油菜在重金屬Ni 1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除27.30、14.27、0.4、1.72 mg的鎳。

狼尾草在重金屬Cr 875 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除7.67 mg的鉻。芒草及油菜在重金屬Cr 350 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除11.44及0.90 mg的鉻。水稗在重金屬Cr175 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除1.01 mg的鉻。

狼尾草及油菜在重金屬Cu 1000 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除74.70、2.11mg的銅。芒草在重金屬Cu 400 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除21.53 mg的銅。水稗在重金屬Cu200 mg/kg soil的環境下仍有存活植株，地上部一次收穫每 m^2 可移除0.43 mg的銅。

表16 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬總量分析

樣品分類	土壤污染濃度 (mg/kg soil)	狼尾草移除 重金屬總量 (mg/m ²)	芒草移除 重金屬總量 (mg/m ²)	水稗移除 重金屬總量 (mg/m ²)	油菜移除 重金屬總量 (mg/m ²)
鎳 (Ni)	59.2(彰化)	12.14	13.46	1.04	0.13
	21.3(澎湖)	18.10	11.09	0.45	0.96
	93.2(台中)	17.18	5.26	0.75	0.29
	100	13.13	14.07	2.24	1.92
	200	11.99	15.05	1.12	1.38
	400	18.34	8.82	1.11	1.28
	1000	27.30	14.27	0.40	1.72
鉻 (Cr)	89.3(彰化)	33.79	25.80	1.09	0.83
	30.53(澎湖)	26.69	2.10	1.74	1.49
	52.5(台中)	29.37	18.81	2.59	0.38
	88	31.08	17.10	1.44	1.11
	175	53.82	21.90	1.01	1.58
	350	43.06	11.44	-	0.90
	875	7.67	-	-	-
銅 (Cu)	43.2(彰化)	65.15	10.51	1.98	0.21
	21.0(澎湖)	27.34	16.84	1.80	0.49
	98.3(台中)	50.48	5.92	2.26	0.18
	100	77.90	36.11	1.01	5.10
	200	47.36	52.66	0.43	2.24
	400	92.52	21.53	-	1.78
	1000	74.70	-	-	2.11

*註1：-表未存活。

5.5 植生復育與傳統整治工法生命週期評估

本研究使用的環境衝擊評估模式為IMPACT 2002+ (v 2.11)，其衝擊評估模式為結合中點與終點衝擊指標的混合型，中點類別可以分為人類毒性、呼吸系統影響、游離輻射、臭氧層消失、光化學氧化、水域生態毒性、陸域生態毒性、水域酸化、水域優養化、陸域酸化及硝化、土地利用、全球軟化、非再生能源及礦物開採等14項衝擊指標，其中人類毒性可再分為致癌性及非致癌性，終點衝擊指標為人類健康、生態系統品質、氣候變遷及再生資源等4種衝擊指標。

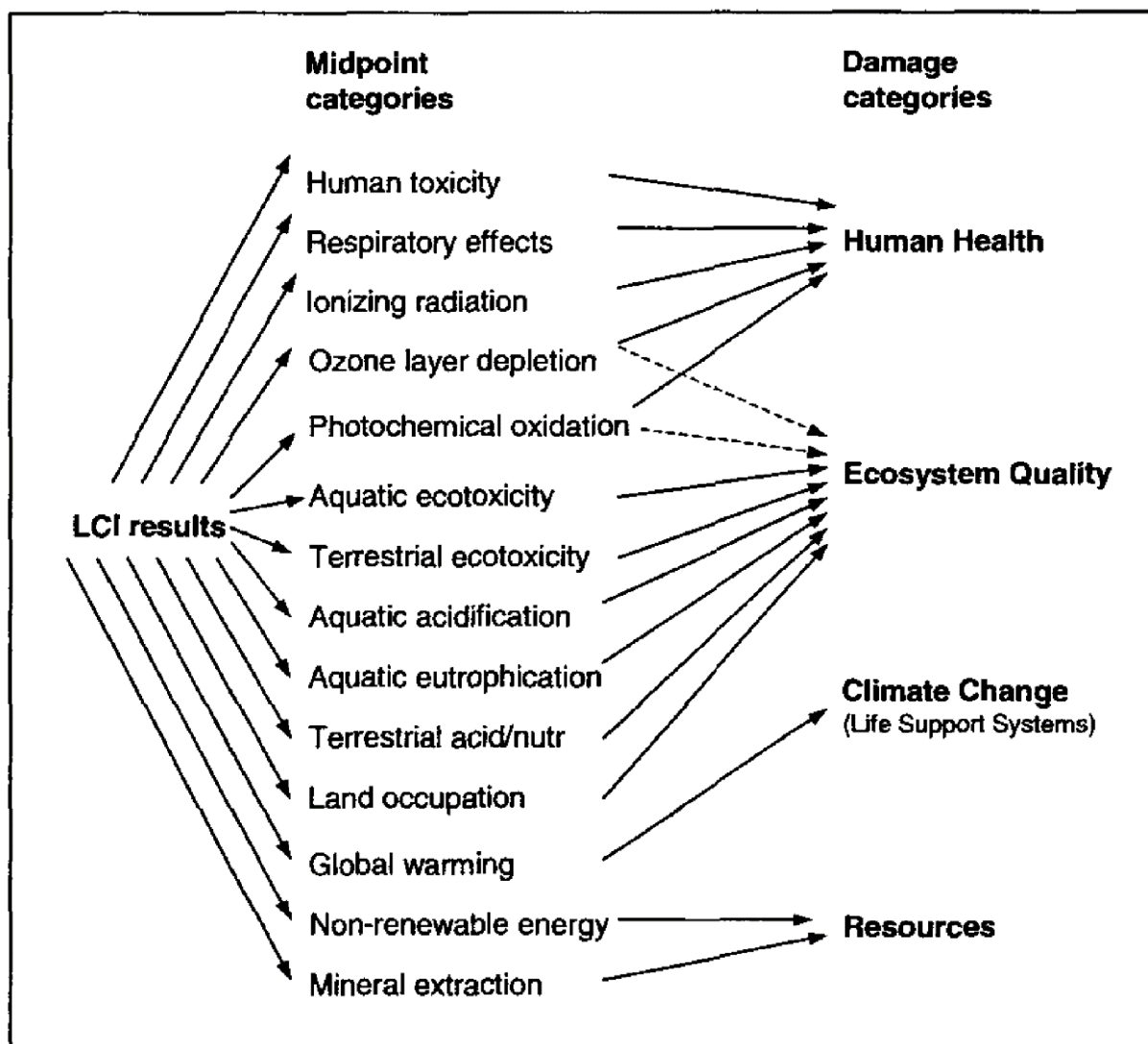


圖18 IMPACT 2002+方案架構總覽(Jolliet, O., *et al.*, 2003)

5.5.1 案例研究地點

本研究以兩處重金屬污染場址之資料為例，就傳統土壤整治的排土客土處理與植生復育探討其施工過程對環境衝擊之影響。

南海製革廠於2007年9月26日經台北縣環保局公告為土壤污染控制場址，過去在以牛皮加工製造成品革時，可能產生之污染物質包括皮革毛皮製品製造業在鞣製過程中排放出高濃度鉻鹽、油脂及色度廢水，製程廢水經廢水處理沉澱濃縮脫水後產出皮革污泥等使得土壤遭鉻、銅及鎳污染，其污染深度約1.2-3.0公尺，污染土方約為2400立方米，總重金屬污染濃度約為465.1 mg/kg。

台中市農地於2011年10月12日進行重金屬污染控制場址改善處理，其調查結果發現台中市轄區內共有大里區大突寮段、中興段、詹厝園段、仁美段、烏日區同安厝段、后里區后里段、潭子區大埔厝段大埔厝小段、大埔厝段牛埔子小段、神岡區三角子段、前寮段等124筆地號，其土壤重金屬超過食用作物農地土壤污染管制標準，主要污染物為鋅、鎳、銅及鉻等重金屬，因污染土地筆數多且重金屬濃度差異大故本研究從中挑選適當之地段詹厝園及中興段進行環境衝擊推估。

5.5.2 系統範圍界定

(1) 現地排土客土

現地排土客土為台灣常見之重金屬處理工程技術法，其作法是將污染土壤移除再覆蓋其他地區的乾淨土壤，是最快速且最節省的處理方法，但仍須考慮污染土壤要運往何處及其產生之另一個二次污染之問題。

本研究所調查之污染現地排土客土是採用開挖離場處理方式進行土壤重金屬污染整治，首先，污染地先以挖土機對污染土方進行挖掘，污染土方再以傾卸式卡車外運離場，其中，在南海製革方面，污染土方將送至磚窯廠進行處理，但處理過程並不列入計算，在台中農地方面，其污染土方將送至金碩實業股份有限公司及立勝環工有限公司。客土回填作業方面，其過程包含客土來源地的土方挖掘作業，並透過傾卸式卡車將乾淨的客土運至污染場址，其中，在南海製革方面，客土來源為國際土石方資源有限公司，在台中農地方面，客土來源為麥寮鄉西濱大橋下，最後再以挖土機及鏟土機進行回填作業。

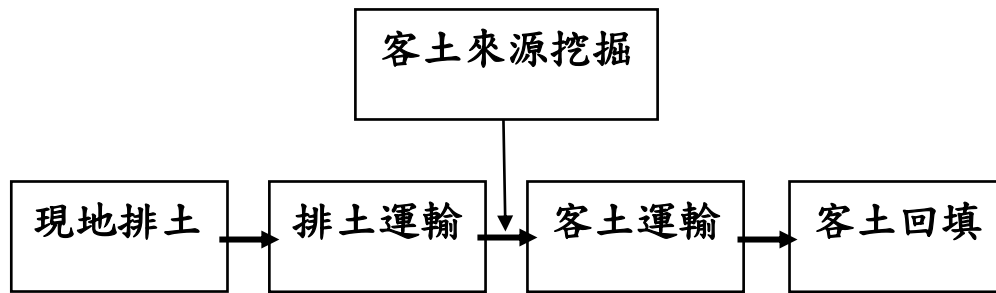


圖19 排土客土法流程

(2) 現地植生復育

植生復育法是透過植物吸收、累積重金屬特性處理受污染場址，植物由根部吸收土壤中重金屬，將污染物傳輸至植體各部位累積，經過一段時間吸收後，再將植體移除處理，可達環境生態資源永續利用，本研究植生復育階段主要是以狼尾草及台灣藜種植之田間工作為主，其中台灣藜為主持人先前之研究具有相當高的重金屬富集作物之一，因此可以狼尾草富集量低做一比較。盤查內容包含種植期間所需之整地、種植、施肥、除草及採收。首先，植栽種植前須用耕耘機進行整地，耕犁一至二次才可進行種植。雙芽苗經培植 3 個月後，在土壤溼潤時種植於土壤，並將土壤壓實，種植行距約80-120 公分。在植栽生長過程中可施台肥1號，利於植栽成長，提高其存活率與生長速度。草苗種植後半個月即可能有其他雜草生長，雜草生長將對作物所需之養分、生存空間造成競爭與排擠，因此需經常巡視農田，一方面可觀察作物生長情形，另一方面則可將田間之雜草拔除。狼尾草為多年生草本植物每年可採收4次，而台灣藜為一年生草本植物每年可採收3次，目前多以機械收割為主。收割後之生質物將利用運具送至附近的焚化爐進行燃燒發電，其中，南海製革場址之生質物將送往樹林焚化爐，而台中農地場址將送往台中市垃圾焚化爐進行再利用。

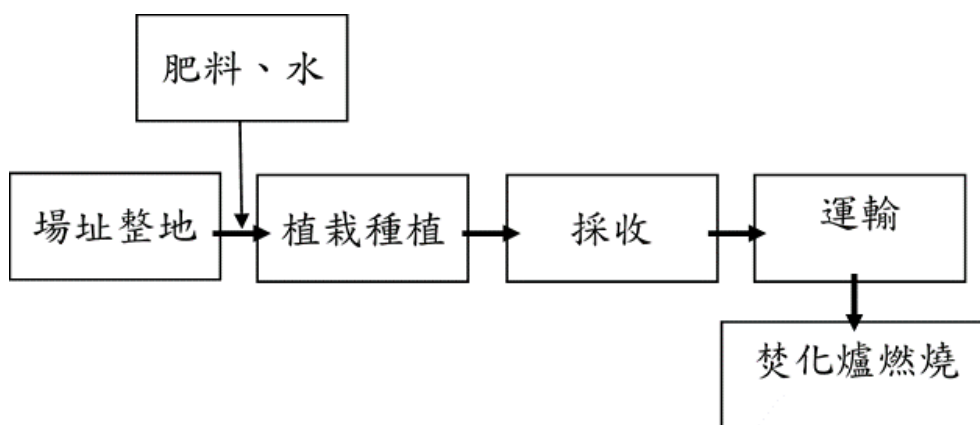


圖20 植生復育法流程

5.5.3 盤查分析

(1) 現地排土客土階段

現地排土客土法主要是將污染土方移除後再覆蓋乾淨土方，本研究污染場址為南海製革及台中農地，其污染面積、排土量、客土量以及其運輸距離資料如下表17。

表17 現地排土客土盤查資料

污染樣區名稱	南海製革	台中農地
污染面積 (m ²)	960	5678
污染濃度 (mg/kg)	1130	536 ^a /448.8 ^b /414.6 ^c
整治後濃度 (mg/kg)	57.32	41.94 ^a /25.42 ^b /53.64 ^c
排土量 (m ³)	2400	1190.83
排土運輸距離 (km)	179	111 ^d /33.3 ^e /32.9 ^f
客土量 (m ³)	3690	1225.1
客土運輸距離 (km)	17.8	73.6 ^g /73 ^h
整治工期 (天)	24	49

a：為 Cr 之重金屬濃度

b：為 Cu 之重金屬濃度

c：為 Ni 之重金屬濃度

d：詹厝園至金碩實業股份有限公司之距離。

e：中興段至金碩實業股份有限公司之距離。

f：詹厝園至立勝環工有限公司之距離。

g：麥寮鄉西濱大橋至污染場址中興段之距離。

h：麥寮鄉西濱大橋至污染場址詹厝園段之距離。

(2) 植生復育種植階段

狼尾草及台灣藜擁有生長快速、生長條件不太挑剔，即使貧瘠土地也種得出來等粗放特性，因此種植方法簡單、管理非常方便。本研究主要以實際田野植栽種植資料與SimaPro 8.0內建資料庫之相關盤查資料作為植生復育技術處理污染場址（面積分別為960及5678 m²）之評估使用。植生復育種植階段之盤查分析包含農業機具油耗之能源投入、肥料使用、收穫量的計算及植株重金屬轉換係數，資料統計如表18、表19所示。在能源投入方面，台灣藜及狼尾草種植之能源投入主要是來自農業機械的燃油消耗，目前國內鮮少有針對農業機具進行油耗統計，依據謝華偉(2004)針對國內主要汽油農業機械的研究發現，整地所使用之中耕機，其油耗約為1.565(公升/小時)，以每年每公頃整地時間為0.92小時為依據，狼尾草與台灣藜種植區整地一年之汽油消耗為1.44 公升；農委會有針對南榮牌NR-201型狼尾草收穫機進行農機性能測定，其油耗為 1,109(公斤牧草／公升柴油)，以每年每公頃狼尾草產量至少為39824公斤計算，每年每公頃之油耗為35.91公升，另外，以狼尾草收穫機對台灣藜進行收割作業，依台灣藜每年之產量為9216公斤計算，其每年每公頃之油耗為8.31公升。在肥料投入方面，狼尾草及台灣藜肥料中主要含有氮、磷、鉀三要素，在種植時須予以均衡且足夠的肥料才能得到良好的生長，經本研究統計，其肥料（氮：磷：鉀）每年每公頃施用量分別為12：3：6kg。而在收穫量及轉換係數方面，台灣藜及狼尾草單次種植之收穫量分別為307.2及995.59 g/m²，而轉換係數分別為7.6及0.309，上述統計資料如表18、表19所示。收割完成之生質物將送往焚化爐作為發電之原料，其中南海製革場址到樹林焚化爐之距離為8.4 km，台中農地場址中興段及詹厝園段到台中市垃圾焚化爐之距離分別為16.5及16 km。在能源產出部分，依據曹宏儒（2009）針對狼尾草在垃圾焚化廠發展生質電能之研究發現，狼尾草其每公斤料源之發電量為0.099度，而台灣藜因蒐集資料不易，故本研究同樣以每公斤料源之發電量為0.099度作為計算，另外，因焚化廠具有廠內用電之需求，因此以平均售電率62.3%來計算排除廠內用電，以得到實際可利用之發電量，上述統計資料如表20所示。

表18 模擬植生復育生物量資料

	Taiwanese T. chenopods	Napier grass
單次收穫生物量 (g/m ²)	307.20	995.59
一年收穫生物量 (g/m ²)	921.59	3982.36
生物富集係數 (BCF)	7.6	0.309

註：Bioaccumulation factor，簡稱 BCF， $BCF = \text{Conc. plant} / \text{Conc. soil}$

表19 植生復育所需機具及肥料消耗量盤查資料

	Taiwanese T. chenopods	Napier grass
收穫機油耗 (公升)	8.31	35.91
氮肥每年每公頃施用量 (kg)	12	12
磷肥每年每公頃施用量 (kg)	3	3
鉀肥每年每公頃施用量 (kg)	6	6

表20 植生復育生物量以焚化廠發展生質電能發電量計算

總發電量 (度)	Nan Hai	Taichung
Napier grass	235.8	1394.63
Taiwanese T. chenopods	54.57	322.74

5.5.4 功能單位

在評估汙染場址之環境衝擊時，因不同重金屬汙染整治技術使用之能源或資源多有所不同，所以須訂定功能單位作為其比較的基準，以利比較不同技術的差異。因此，本研究以汙染場址1平方公尺為功能單位。

5.5.5 排土客土法一次工期與植生復育法 1 年收穫整治之比較

表21及圖21、22為南海製革污染場址各整治工法之整體環境衝擊指數比較，其結果是將各損害類別標準化後乘上權重，再加總的單一環境衝擊指標。從表可以發現在四個環境衝擊類別下，排土客土法的衝擊指數皆為最高，從圖21更可以清楚的看到排土客土法及植生復育法之差異，其主要原因為排土客土法需要大量的運輸土方，而在運輸土方時卡車需要燃燒大量的柴油，大量的石化燃料燃燒後會排放許多對環境有害之物質，而植生復育工法其施肥及收穫機之使用所造成的環境衝擊並不高，也因此使得兩者具有很大的差異。另外，在植生復育方面，以台灣藜作為植生復育萃取植物時之環境衝擊較使用狼尾草時來的低，其原因主要係台灣藜每單位收穫量較低，因此在使用收穫機時的耗油量較少，故對環境造成的衝擊較低。最後，再將所有環境衝擊指數疊加後可得到圖5，由圖22可以發現排土客土法在人體健康方面具有較大傷害，且總環境衝擊指數也遠高於植生復育法，因此由上述可以得知植生復育在執行一年的整治技術下，其相較於排土客土法而言對環境是較友善的。

表21 南海製革污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

Damage category	Unit	NanHai Excavation and refill remediation	Nan Hai phytoremediation Taiwanese T. chenopods	Nan Hai phytoremediation Napier grass
Total	Pt	2.12E+01	3.16E-03	4.27E-03
Human health	Pt	8.79E+00	1.20E-03	1.35E-03
Ecosystem quality	Pt	2.13E+00	1.17E-04	1.32E-04
Climate change	Pt	5.29E+00	9.37E-04	1.06E-03
Resources	Pt	5.04E+00	9.04E-04	1.72E-03

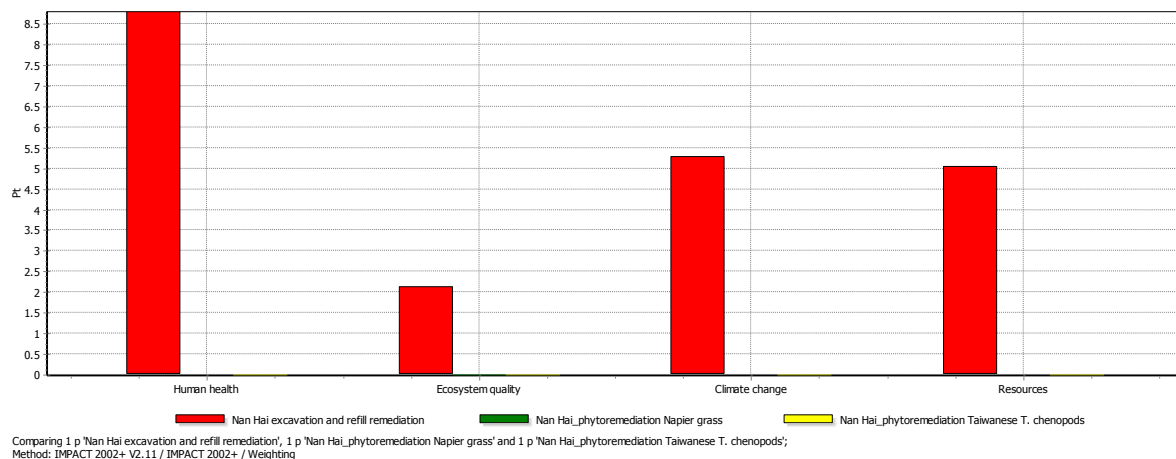


圖21 南海製革污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

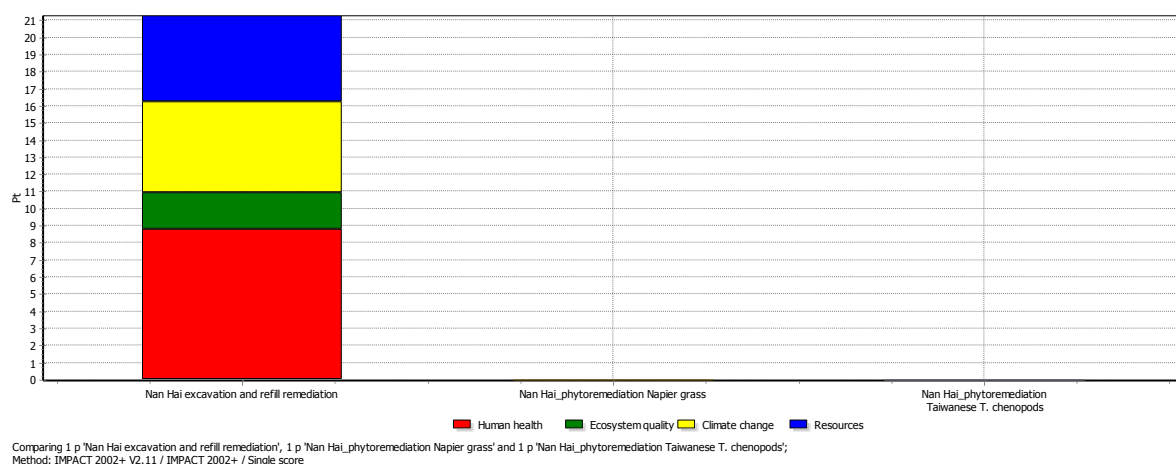


圖22 南海製革污染場排土客土及植生復育環境衝擊累計指數 (以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

另外，在台中農地污染場址以相同技術進行整治時，其整體環境衝擊指數比較結果如表22及圖23、圖24所示。從表可以發現，結果與南海製革有相同的趨勢，排土客土法之環境衝擊仍舊是最高的，從圖6可以更清楚看到，排土客土法與植生復育法其差異是相當大的，最後，同樣將所有環境衝擊指數疊加後可得到圖7，從圖可以得知在不同汙染實行排土客土法同樣具有較高的總環境衝擊指數，因此植生復育在執行一年的整治技術下，其相較於排土客土法而言對環境是較為友善的。

表22 台中農地污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

Damage category	Unit	Taichung excavation and refill remediation	Taichung phytoremediation Taiwanese T. chenopods	Taichung phytoremediation Napier grass
Total	Pt	5.59E+00	1.87E-02	2.52E-02
Human health	Pt	2.38E+00	7.08E-03	8.01E-03
Ecosystem quality	Pt	5.26E-01	6.90E-04	7.79E-04
Climate change	Pt	1.37E+00	5.54E-03	6.29E-03
Resources	Pt	1.31E+00	5.35E-03	1.02E-02

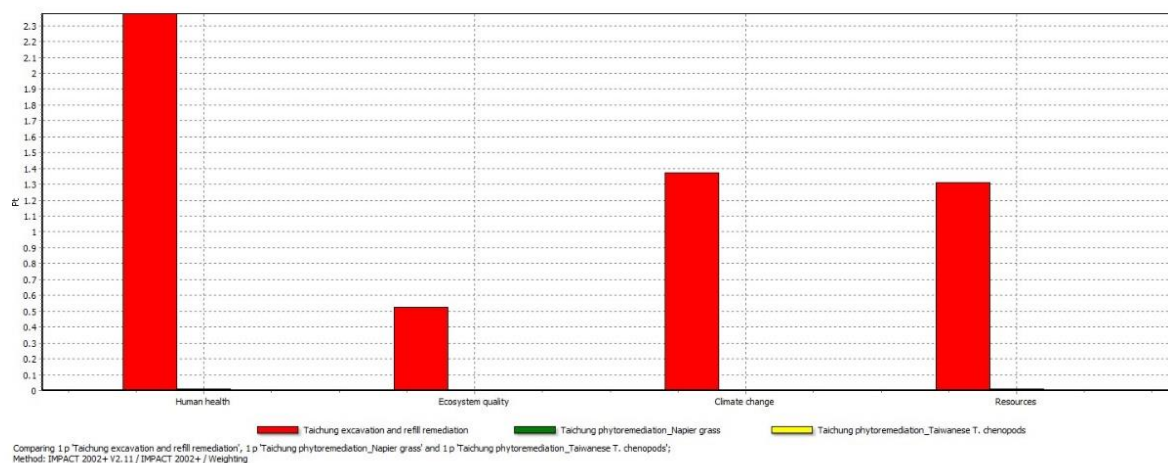


圖23 台中農地污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

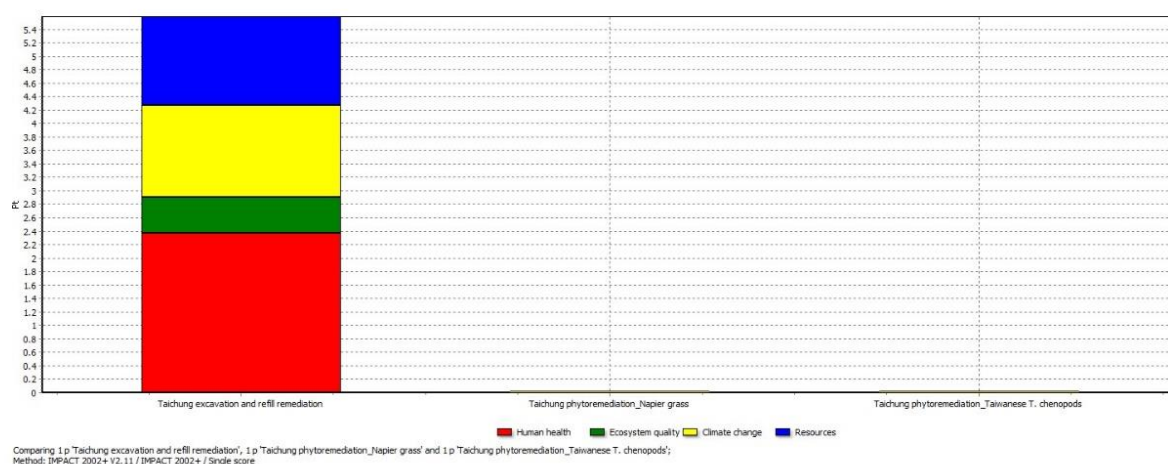


圖24 台中農地污染場排土客土及植生復育環境衝擊累計指數 (以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

5.5.6 排土客土法一次工期與植生復育法 1 年收穫整治之比較-以每單位面積 (m^2)

表23、表24為南海製革及台中農地污染場址各整治技術其每單位面積所造成之整體環境衝擊指數。從表中可以得知，在每單位面積所累計的衝擊指數以排土客土法最高，但若將兩場址做比較時可以發現，於台中農地整治時，排土客土法之環境衝擊指數與植生復育法之環境衝擊指數兩工法之間的環境衝擊指數之差距較為接近，其原因主要係南海製革場址相較於台中農地場址汙染面積小，而實行排土客土法時所挖掘的深度較深，也就是其每單位面積下所移除的土方量較多、耗能較高，因此造成兩者在每單位面積下所累計的環境衝擊指數具有較大的差異，故也影響植生復育法在作為綠色整治技術替代排土客土法時所需考慮的因素。

表23 南海製革污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以每單位面積 m^2 一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

Damage category	Unit	Nan Hai excavation and refill remediation	Nan Hai phytoremediation Taiwanese T. chenopods	Nan Hai phytoremediation Napier grass
Total	Pt/ m^2	2.21E-02	3.29E-06	4.44E-06
Human health	Pt/ m^2	9.16E-03	1.25E-06	1.41E-06
Ecosystem quality	Pt/ m^2	2.22E-03	1.22E-07	1.37E-07
Climate change	Pt/ m^2	5.51E-03	9.76E-07	1.11E-06
Resources	Pt/ m^2	5.25E-03	9.42E-07	1.79E-06

表24 台中農地污染場排土客土及植生復育環境衝擊指數(以每單位面積 m^2 一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

Damage category	Unit	Taichung excavation and refill remediation	Taichung phytoremediation Taiwanese T. chenopods	Taichung phytoremediation Napier grass
Total	Pt/ m^2	9.84E-04	3.29E-06	4.44E-06
Human health	Pt/ m^2	4.18E-04	1.25E-06	1.41E-06
Ecosystem quality	Pt/ m^2	9.26E-05	1.22E-07	1.37E-07
Climate change	Pt/ m^2	2.42E-04	9.76E-07	1.11E-06
Resources	Pt/ m^2	2.31E-04	9.42E-07	1.79E-06

5.5.7 排土客土法一次工期與植生復育法 1 年收穫整治之比較-以每單位面積 (m^2) 移除 1 g 重金屬

圖25為南海製革污染場址每單位面積移除1 g重金屬所造成之整體環境衝擊指數。圖之結果是將每平方公尺之衝擊指數除以實際移除的重金屬總量而得。從圖中可以發現，以狼尾草作為植生復育萃取植物時之整體環境衝擊指數在各個衝擊類別項目較台灣藜高，其主要原因係狼尾草在重金屬汙染濃度1130 mg/kg時，轉換係數(TF)為0.309，儘管狼尾草在每年可得之收穫量 (3982.36 g/m^2) 較多，但植株所能移除之重金屬總量偏低，因此雖然於同一場址實行同樣種植方式，但所能移除之重金屬總量並不高，導致每單位面積下為了移除1g重金屬時所消耗的資源較多，因而造成其環境衝擊指數偏高。而台灣藜每年收穫量雖然較低(921.59 g/m^2)，但其具有較高之TF(7.6)，使得重金屬移除總量較多，因此每單位面積移除1g重金屬所造成之環境衝擊其他兩者低。

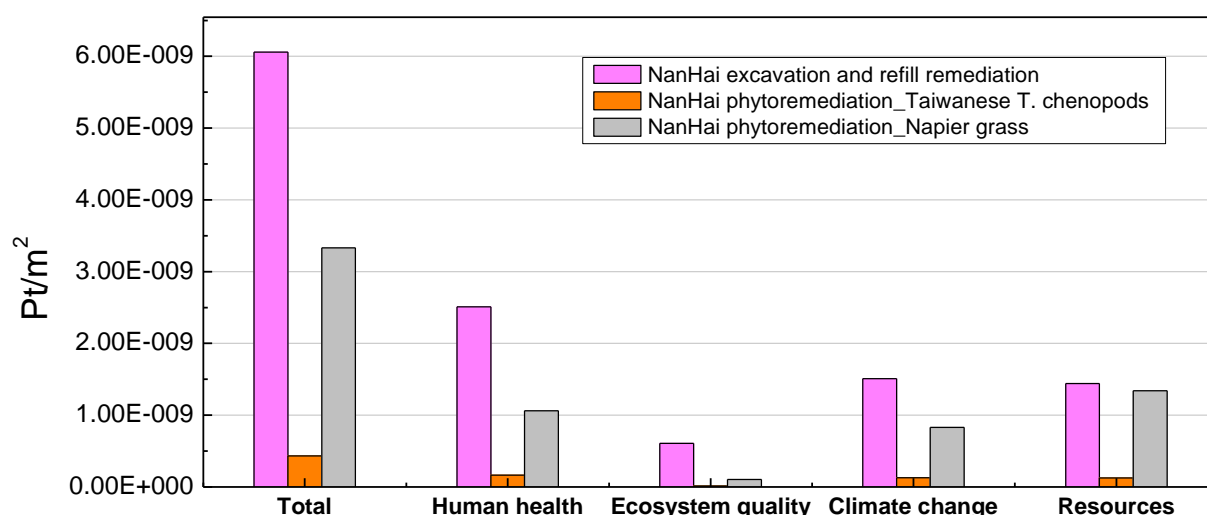


圖25 南海製革污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以每單位面積 m^2 移除1g重金屬)

但在台中農地污染場址時卻有不同的差異，圖26為台中農地污染場址每平方公尺移除1 g重金屬所造成之整體環境衝擊指數。從圖中可以發現，以狼尾草做植生復育法整治時，在氣候變遷及資源的環境衝擊指數較排土客土法高，經累加後總環境衝擊損害較排土客土法大，其主要原因係狼尾草之重金屬移除能力較差，又上述所提到兩場址單位面積下排土量高低所造成之環境衝擊量大小具有差異，故導致以狼尾草作為植生復育萃取植物時，單位面積移除1 g重金屬所造成的環境衝擊反而較排土客土法高，使得以狼尾草作為進行植生復育整治時，其環境

衝擊反而較排土客土法高，影響了植生復育法在污染場址整治時的適用性，但在以台灣藜作為萃取植物時，由於其具有較高的重金屬移除能力，所造成的環境衝擊並不高。

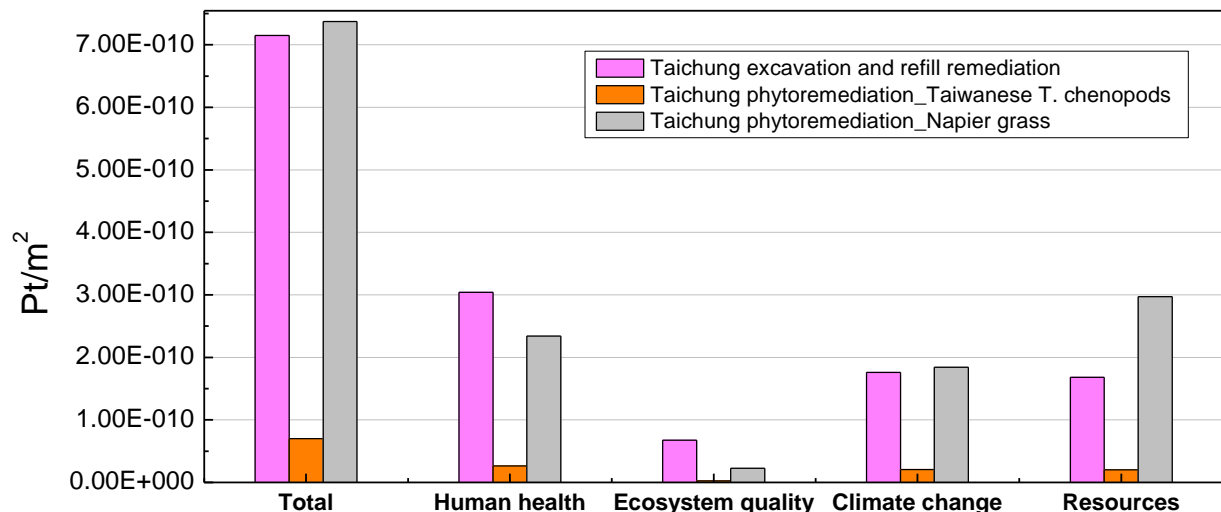


圖26 台中農地污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以每單位面積 m^2 移除1g重金屬)

5.5.8 排土客土法與植生復育法之比較-以移除相同重金屬總含量

圖27為南海製革污染場址排土客土法與植生復育法移除相同重金屬總量時所造成之整體環境衝擊指數。從圖中可以發現，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。

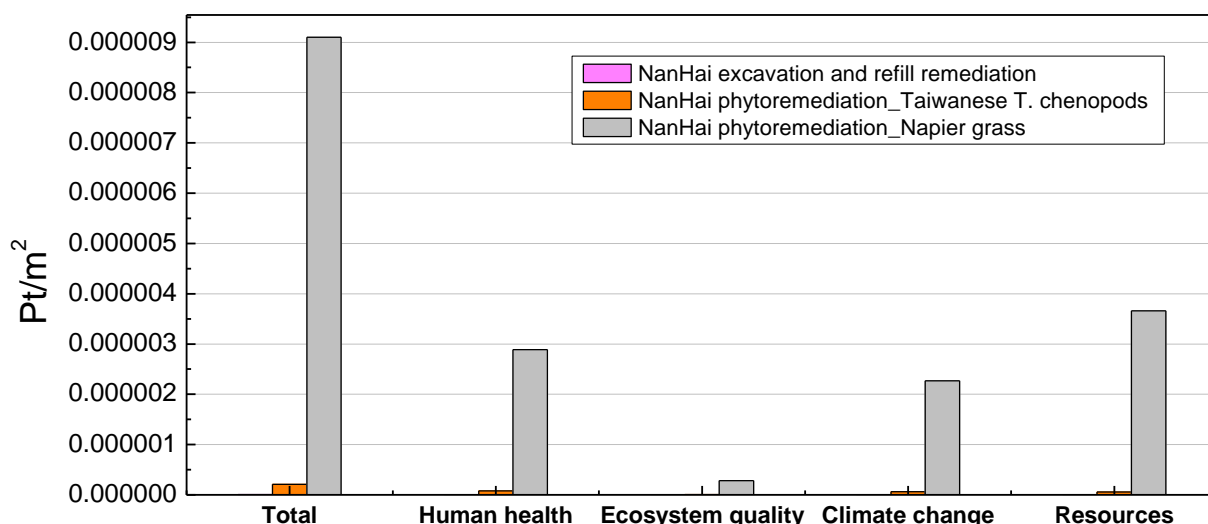


圖27 南海製革污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算)

另外，在台中農地污染場址也可以發現相同的結果，圖28為台中農地污染場址排土客土法與植生復育法移除相同重金屬總量時所造成之整體環境衝擊指數。由圖中可以發現，植生復育法在總環境衝擊指數皆高於排土客土法，其主要原因如上述所提到植生復育法需要較長的整治時間，台灣藜所需時間為29年，狼尾草為228年，因此對於環境的衝擊影響會隨時間累積，故植生復育法若想要能有所替代傳統排土客土法，應需要將所收穫之生物量，做進一步的利用，下一節將討論植體生質物再利用的環境衝擊效益。

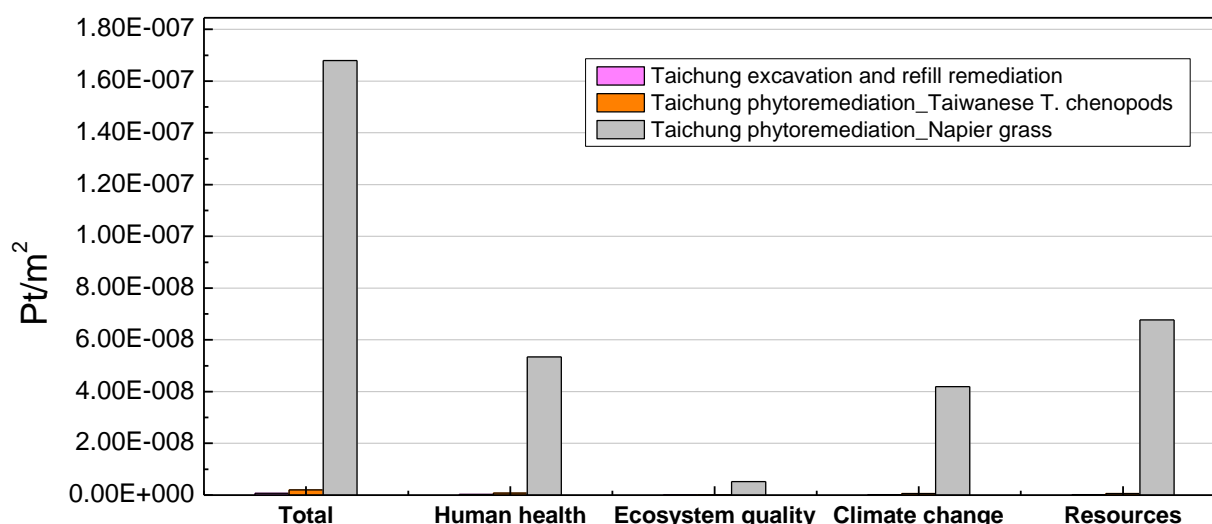


圖28 台中農地污染場排土客土及植生復育四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算)

5.5.9 排土客土法一次工期與植生復育法 1 年收穫整治之比較-以每單位面積 (m^2) 移除 1 g 重金屬 (生物量回收再利用)

圖29為收穫量作為發電再利用時，南海製革污染場址每平方公尺移除1 g重金屬所造成之整體環境衝擊指數。由圖中可以發現，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。

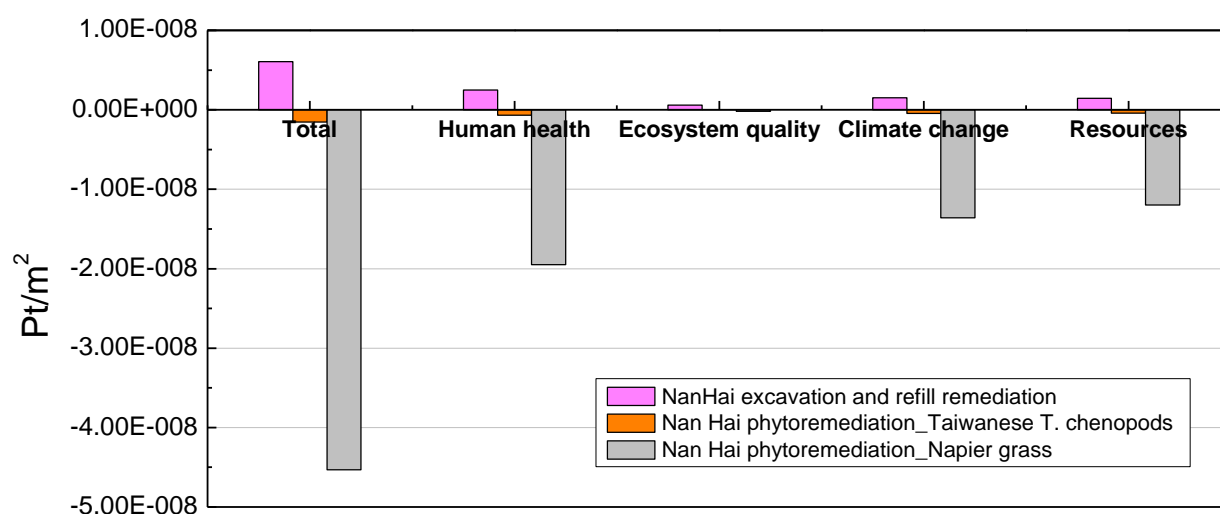


圖29 南海製革污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

圖30為收穫量作為發電再利用時，台中農地污染場址每平方公尺移除1 g重金屬所造成之整體環境衝擊指數。由圖中可以發現，同樣在台中農地污染場址進行生質物再利用時，植生復育法對於環境衝擊較低，其主要原因如上述提到以生質物發電取代部分的化石能源發電時，對於環境具有正面的效益。另外，狼尾草每年可收穫之生質物為3982.36 g/m²，其較台灣藜每年之收穫量(921.59 g/m²)高，因此在作為發電利用時，狼尾草具有較多的生質物原料進行發電，因此所生產之發電量較高而取代較多的化石能源發電，故狼尾草在作為利用時，其對於環境的衝擊是較台灣藜低的。

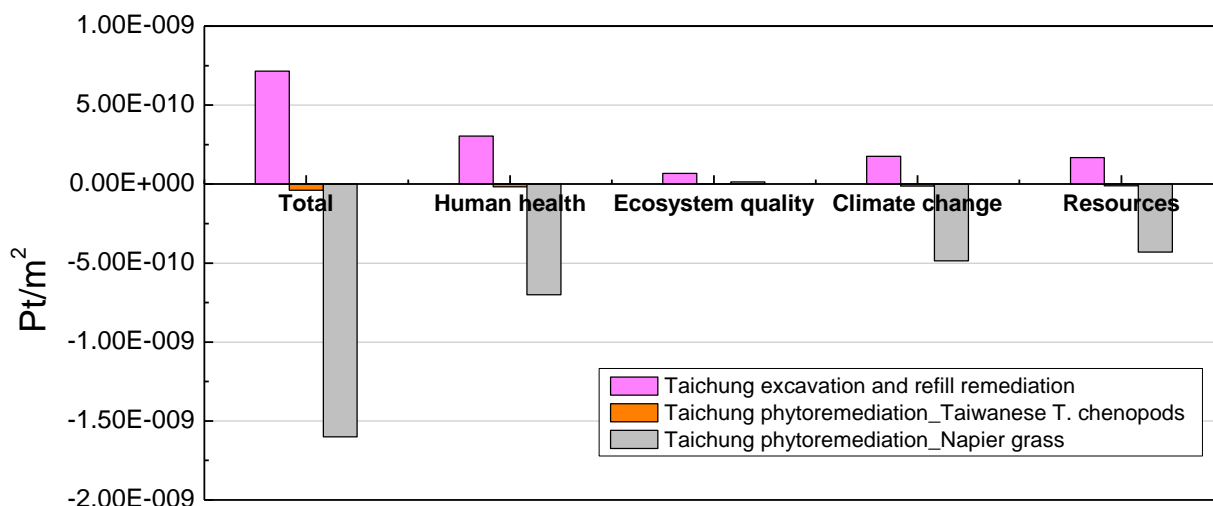


圖30 台中農地污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以一次工期與植生復育法1年收穫整治估算)

5.5.10 排土客土法與植生復育法之比較-以移除相同重金屬含量(生物量收穫後再利用)

圖31為南海製革污染場址排土客土法與植生復育法移除相同重金屬總量時所造成之整體環境衝擊指數。利用植生復育法整治時為了達到與排土客土法移除相同重金屬總量，需要較長的整治時間，因此其整治期間所造成之環境衝擊會有所累積，而從圖中可以發現，狼尾草在作為植生復育萃取植物時其收穫量較高，在作為利用時具有較佳的环境效益，雖然污染整治時間較長，但對於減低環境衝擊具有較好的能力。

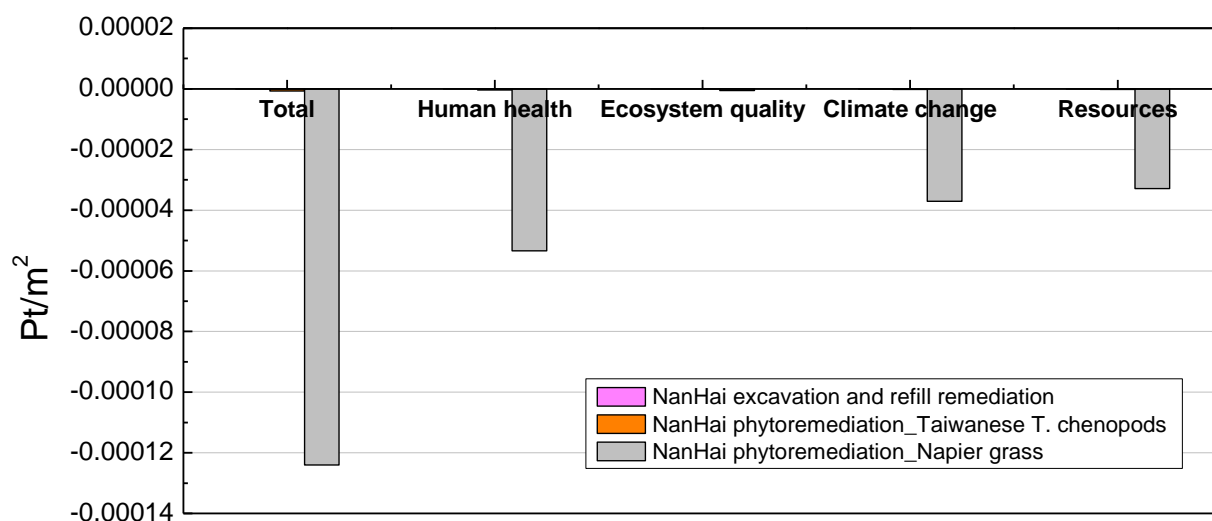


圖31 南海製革污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算)

圖32為台中農地污染場址排土客土法與植生復育法移除相同重金屬總量時所造成之整體環境衝擊指數。從圖中可以發現，同樣在利用植生復育法整治時為了達到與排土客土法移除相同重金屬總量，需要較長的整治時間，因此其整治期間所造成之環境衝擊會有所累積，而狼尾草具有較高的收穫量也成為其作為發電再利用時之優勢，因此，透過植生復育法整治並將其收穫之生質物加以利用，對於降低環境衝擊具有很大的幫助。

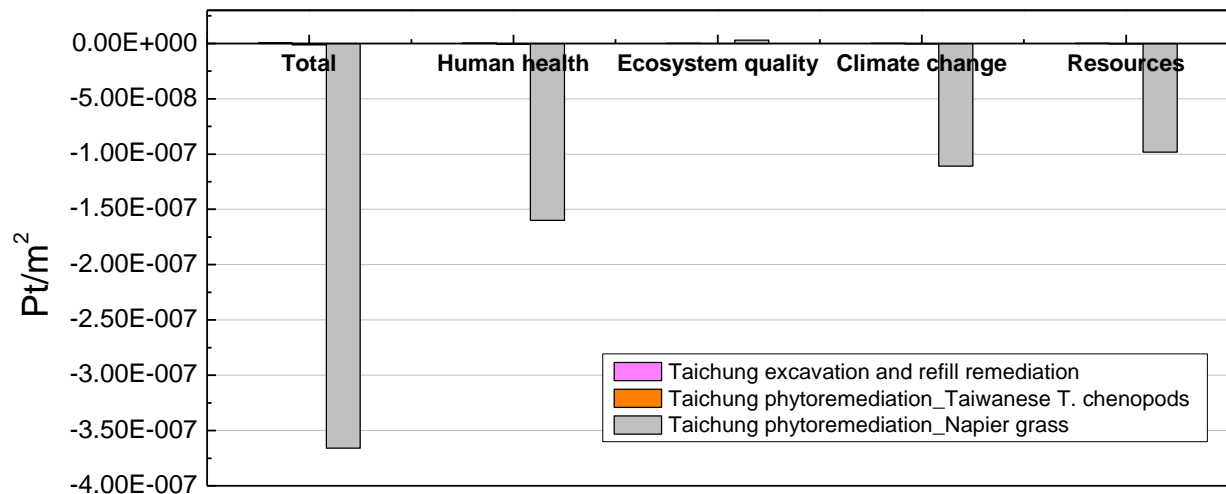


圖32 南海製革污染場排土客土及植生復育再利用四大環境衝擊指數(以移除相同重金屬總含量計算)

5.5.11 傳統工法整治成本評估

本計畫目前已收集五個臺灣已完成整治之案例，如表25所示，藉此評估中福地區農地實施整治所需耗費之成本，臺灣改善計畫與監督及驗證計畫分別由不同公司執行，藉此避免由同一家公司執行而造成偽造情事。茲將各案例污染情形及每公頃整治經費彙整於表26所示，每個農地因為污染情形的不同，因此所需的整治經費也會有極大的落差，若遭受到高濃度的重金屬污染，就不能採取水平及上下翻轉稀釋，則需採用較高經費的排土客土法，甚至需採用其他工法如酸洗法；若污染深度越深及農地面積過小或土層深度過淺，也會影響到經費的多寡，因此從這五個案例來看每公頃所需的整治經費從98萬到421萬不等。再去分析這幾個案例的預算結構，人事費大約佔總經費5~23%之間，業務費約為72~90%之間，其中業務費中明細差異如表6.12所示，在地上物清除及處置費、翻轉稀釋工程及地力恢復有較大的差異，這是因為土壤污染的情形不同，對於工程的難易度有大的差異，因此事前掌握土壤污染的概況及程度，針對農地土壤進行全面性污染範圍及污染深度進行評估調查，對於後續工法的採用具有相當大的幫助。

表 25 整治案例及整治經費表

案例	年份	期程 月數	主管單位	計畫名稱	整治經費 (NTD)	整治面積 (m ²)
案例一	2006	5	臺中縣政府環境保護局	臺中縣 95 年度農地土壤重金屬污染控制場址改善計畫	9,082,696	102,875
	2006	5	臺中縣政府環境保護局	臺中縣 95 年度農地土壤重金屬污染控制場址改善監督與驗證計畫	2,458,000	
案例二	2009	24	桃園縣政府環境保護局	「桃園縣蘆竹鄉中福地區(高速公路北側)土壤污染控制場址污染改善計畫」第一部分污染改善工作	14,500,000	88,280
	2009	24	桃園縣政府環境保護局	「桃園縣蘆竹鄉中福地區(高速公路北側)土壤污染控制場址污染改善計畫」第二部分監督及驗證工作	2,750,000	
案例三	2009	24	彰化縣政府環境保護局	98 年度彰化縣農地土壤重金屬污染控制場址改善工作計畫	38,004,225	510,000
	2009	24	彰化縣政府環境保護局	98 年度彰化縣農地土壤重金屬污染控制場址驗證工作計畫	8,635,200	
	2009	24	彰化縣政府環境保護局	98 年度彰化縣農地土壤重金屬污染控制場址改善監督工作計畫	3,345,825	
案例四	2009	4	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 435、471、472 地號土壤污染控制場址污染控制計畫	2,400,000	10,852
	2009	4	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 435、471、472 地號土壤污染控制場址污染控制驗證計畫	186,000	
案例五	2010	9	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 418-3、428-1、470、473、474、485 地號土壤污染控制場址污染改善計畫	4,350,000	11,774
	2010	9	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 418-3、428-1、470、473、474、485 地號土壤污染控制場址污染改善監督與驗證計畫	610,000	

表 26 整治案例污染情形及成本彙整表

案例	污染情形	使用工法	整治經費 (NTD)	整治面積 (公頃)	每公頃整治 成本(NTD/ 公頃)
案例一	污染濃度超過食用作物管制標準：墩北段(鋅 2.88 倍)；仁美段(銅 4.62 倍)；大突寮段(鉻 2.01 倍、銅 4.91 倍)；國中段(銅 2.41 倍)；仁城段(鉻 7.88 倍、鎳 25.6 倍)。部分農田土壤深度只有 20-30 公分，不適合翻轉稀釋，只能用排土客土法，約 30%。	翻轉稀釋 /排土客 土/酸淋 洗	11,540,696	10.2875	1,121,817
案例二	污染之重金屬有鎘、鉻、銅、鎳、鋅，其中超過食用作物管制標準 1-3 倍的共計 5.62 公頃，直接以翻轉稀釋法改善，超過 3-5 倍的共計 1.2542 公頃，以翻轉稀釋輔以排客土法進行改善，超過 5 倍以上的共計 1.7909 公頃，輔以其他工法進行改善。其中污染深度達到 30 公分以上的共計 5.2511 公頃，最深達 120 公分。	翻轉稀釋 /排土客 土	2,586,000	1.0852	2,382,971
案例三	於民國 96 年中，彰化縣政府環保局針對灌溉渠道之上游進行擴大調查工作，執行「擴大調查計畫」，結果發現約有 193 筆地號，約 51 公頃左右之農地超過管制標準。	翻轉稀釋 /排土客 土	49,985,250	51.0000	980,103
案例四	表土中重金屬鋅測值為 520 mg/kg、重金屬鉻 314mg/kg；裡土鋅 462mg/kg、鉻 308mg/kg，其中地號 435 採用翻轉稀釋及排土客土法深度需達 60 公分；地號 471、472 翻轉稀釋法。	翻轉稀釋 /排土客 土	17,250,000	8.8280	1,954,010
案例五	污染重金屬主要以鉻、鎳、鋅為主，其中污染濃度超過食用作物管制標準 1-3 倍面積共計 1.1482 公頃，採用翻轉稀釋法，其中地號 428-1、485 污染深度達 240 公分，超過食用作物管制標準 3-8 倍，為地號 418-3 面積為 0.0292 公頃，採用翻轉稀釋輔以排土客土法，污染深度達 60 公分。	翻轉稀釋 /排土客 土	4,960,000	1.1774	4,212,672

六、結論與建議

本研究已完成狼尾草、芒草、水稗及油菜以重金屬污染土壤鎳、鉻及銅蓄積效果。從結果來看水稗及油菜對於這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，然而以生物量來看，狼尾草可獲得最大的生物量，並且可以進行後續的再利用。

植生復育法在實行時對於現地場址的生態破壞程度較低，為一永續性的污染整治方式，但在考慮到場址重金屬污染濃度，較嚴重污染的土壤將影響到植生復育植物的生長及未來的富集量，因此使用傳統排土客土工法將對環境衝擊較低，然而若污染濃度較低，使用植生復育工法所造成的環境衝擊則較低，另外污染土壤的之污染深度也是需考量的點，若污染場址的污染情形為深度污染的話，植生復育工法的移除將是有限的，因植物的根系大多不深，因此需要較長時間的移除，使用傳統排土客土工法造成的環境衝擊則較低；使用植生復育將考量植株之轉移係數及收穫量等因素，相較於傳統排土客土法而言，單純使用植生復育法整治並不一定對環境來的友善，但是若將收穫後之生物量再進一步作為能源使用，植生復育整治技術對於環境造成的衝擊會有所下降，所獲得的環境友善都是正向的，因此，為提升環境品質，維護環境資源，追求永續發展，植生復育法搭配生物物再利用仍是一具有潛力的整治技術。

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. Andreas D. P. (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)
3. Angelone, M., and C. Bini (1992). Trace elements concentrations in soils and plants of western Europe. pp. 19-60. In D. C. Adriano(ed.) *Biogeochemistry of trace metals*. Lewis Publis
4. ASTM, (2012). WK23495 Standard Guide for Integrating Sustainable Objectivwes into Cleanup (Draft).
5. ASTM, (2012). WK35161 Standard Practice for Greener Cleanup (Draft).
6. 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.
7. Available on the IUPAC website at :
<http://www.iupac.org/publications/pac/2002/7405/7405x0793.html>.
8. Bakr, A. A.(1978). Stochastic analysis of spatial variability in subsurface flows, comparison of one- and three- dimensional flows. *Water Resources Research*. 14(2): 263-271.
9. Burger, J.A. and Kelting, D.L. (1999). Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management*. 122: 155-156.
10. 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.
11. 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*
12. CL: AIRE. (2010). *A Framwork for Assessing the Sustainableity of Soil and Groundwater Remediaton*.

13. 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.
14. David E. Eills and Paul W. Hadley, eds. (2009). Sustainable Remediation White Paper- Integrating Sustainable Principles, Practice, and Metrics Into Remediation Project. *Remediation Journal*. 1
15. Defra and the Environment Agency, (2004). Model Procedures for the Management of Land Contamination. *Contaminated Land Report*. p. 11.
16. Duffus, J.H. (2002). "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*. 74: 793-807.
17. 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.
18. EURODEMO, (2006). Model protocols and Guidance for Analytical Sustainability Assessment Tools
19. EURODEMO, (2007). Framework for Sustainable Land Remediation and Management.
20. Gonzalez, R. Carrillo, M. C. A. Gonzalez-Chavez (2006). Metal accumulation in wild plants suffounding mining wastes. *Environmental pollution* 144: 84-92.
21. Hammer, D., A. Kayser, C. Keller (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management* 19: 187-192.
22. Huang, J.W., S.D. Cunningham (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*. 134: 75-84.
23. ITRC, (2011). Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice.
24. ITRC, (2011). Green and Sustainable Remediation: A Practical Framework.
25. Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.
26. Karin S. Holland, Raymond E. Lweis, Karina Tipton, Stella Karnis, Carol Dona, Erik Petrovskis, Louis P. Bull, Deborah Teage, and Christopher Hook. (2011).

Framework for Integrating Sustainable

27. King, R.F., A.Royle, P.D. Putwain, N.M. Dickinson (2006). Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial. *Environmental pollution*. 143:
28. 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*
29. Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31: 109-120.
30. Lasat, M.M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Re*
31. 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.
32. Mantoglou, A., and Gelhar, L. W. (1992). Stochastic modeling of large-scale transient unsaturated flow systems. *Water Resources Research*. 28(9): 2297-2306.
33. 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
34. 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.
35. Meers, E., B., Vandecasteele, A. Ruttens, J. Vangronsveld and F.M.G. Tack. (2007). Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Exper*
36. NICOLE, (2010). Road Map for Sustainable Remediation.
37. NICOLE., (2012). Sustainable Remediation Working Group 2012 Report.
38. Pan, Y. J. (2008). Life Cycle Assessment of Rice Production in Taiwan. National Taipei University of Institute of Natural Resource Management of thesis.
39. Paul Bardos et. al. (2011). Applying Sustainable Development Principles to

Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework. Remediation Journal. 21(1): 77-100.

40. 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, L
41. 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.
42. 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
43. 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
44. 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 plan
45. SURF, (2009) Sustainable Remediation White Paper – Integrating Sustainable Principles, Practice, and Metrics Into Remediation Project. Remediation Journal. 19(3): 5-114.
46. U.S. (2009). Executive Order 13514. Federal Leadership in Environmental, Energy, and Economic Performance.
47. U.S. DOD (2009). Consideration of Green and Sustainable Remediation Practices in the Defense Environmental Restoration Program.
48. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices – Bioremediation.
49. U.S. EPA, (2008). Green Remediation: Incorporating sustainable environmental practices into remediation of contamination sites.
50. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices - Clean Fuel & Emission Technologies for Site Cleanup.
51. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices - Soil Vapor

Extraction & Air Sparging.

52. U.S. EPA,(2010). Green Remediation Best Management Practices - Clean Fuel & Emission Technologies for Site Cleanup; EPA 542-F-10-008, August 2010.
53. U.S. EPA., (2009). Green Remediation Best Management Practices - Site Investigation.
54. U.S. EPA., (2009). Green Remediation Best Management Practices - Pump and Treat Technologies.
55. U.S. EPA., (2009). Principles for Greener Cleanups.
56. U.S. EPA., (2009). Superfund Green Remediation Strategy.
57. U.S. EPA., (2010). Energy and Carbon Footprint of NPL Sites: Tier 1 and Tier 2 Total NPL Sites 2008-2030 (draft).
58. U.S. EPA., (2011). Green Remediation Best Management Practices: - Integrating Renewable Energy into Site Cleanup.
59. U.S. EPA., (2012). Green Remediation Best Management Practices - Fact Sheets on Specific Remedies and Other Key Issues.
60. US EPA., (2011). Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model.
61. USACE., (2010). Decision Framework for Incorporation of Green and Sustainable Practices into Environmental Remediation Projects.
62. 王一雄、陳尊賢、李達源 (1995)。土壤污染學。國立空中大學。
63. 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。
64. 行政院農委會農糧署 (2006)。九十五年統計年報。
65. 行政院衛生署中醫藥委員會 (2003)。臺灣藥用植物資源名錄。
66. 行政院環境保護署 (2001)。土壤採樣方法 NIEA S102.60B。
67. 行政院環境保護署 (2002)。土壤污染管制基準。
68. 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。
69. 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。

70. 呂錫民 (2010)。我國裝置太陽能潛力探討。
71. 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。
72. 李宣德、馮豐隆 (2008)。森林碳吸存資源調查推估模式系統—以台灣樟樹為例。台灣林業科學。23(Supplement): S11-22。
73. 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。
74. 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。
75. 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。
76. 邱志郁 (2008)。http://e-info.org.tw/node/36623
77. 侯昇松 (2009)。重金屬污染土壤客土稀釋整治對野莧生長影響。國立中興大學土壤環境科學系研究所碩士論文。
78. 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。
79. 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。
80. 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。
81. 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。
82. 郭幸榮 (2004)。育林手冊。林務局。
83. 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。
84. 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。
85. 黃裕煒 (2011)。太陽能電池solar cell。彰化師範大學。

86. 稗子_百度百科。http://baike.baidu.com/view/875832.htm
87. 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。
88. 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。
89. 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。
90. 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度會員大會暨土壤管理組規劃及應用研討會。
91. 駱尚廉 (1997)。環境保護辭典。茂昌圖書有限公司。241頁。
92. 應紹舜 (1999)。台灣高等植物彩色圖誌。應紹舜自著。
93. 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。
94. 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 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 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 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 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。

